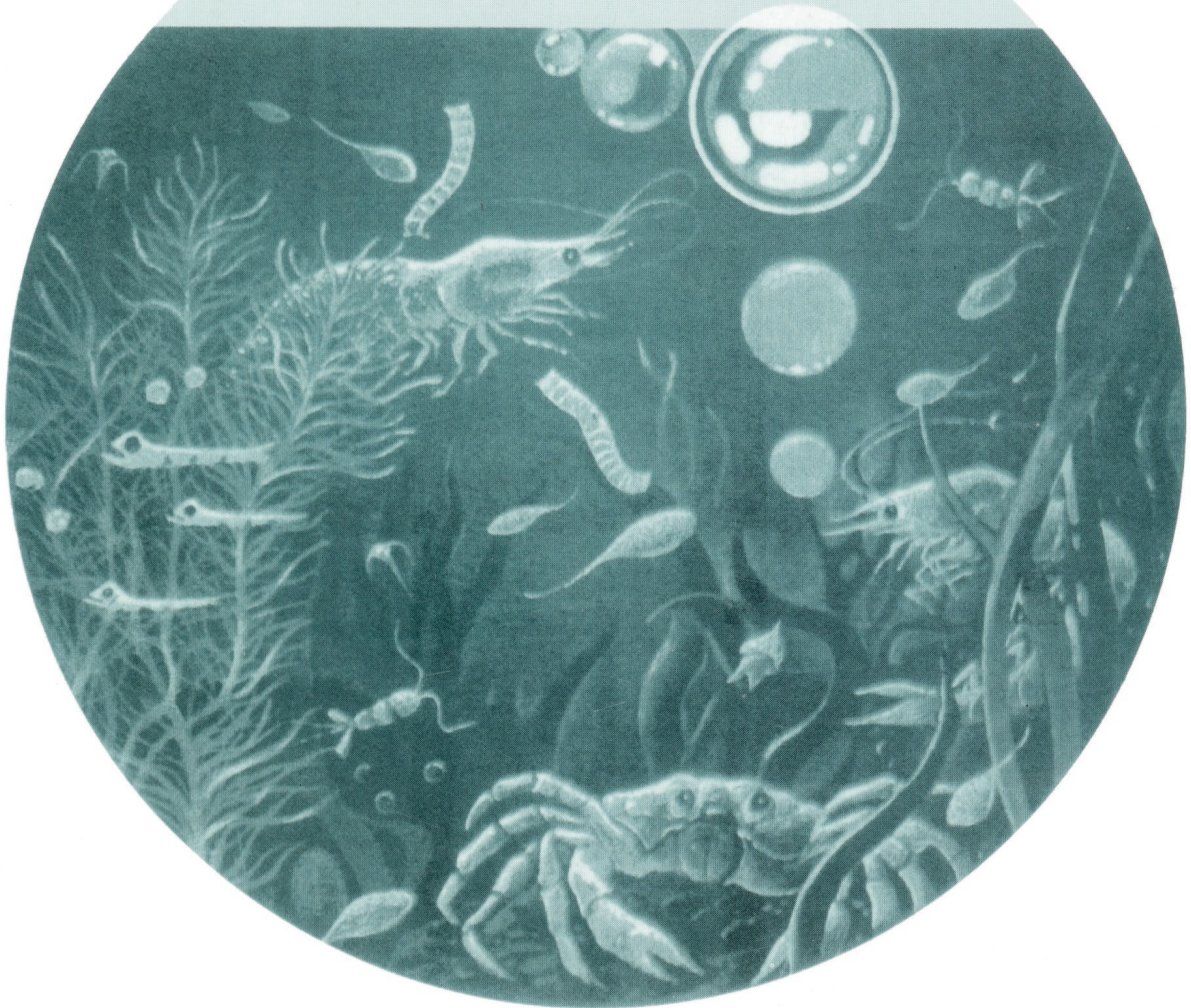


ISSN 0375-8990

ГІДРОБІОЛОГІЧНИЙ ЖУРНАЛ



3(351)

ТОМ 59 • 2023

Засновники: Національна академія наук України та Інститут гідробіології НАН України

Видавець: Інститут гідробіології НАН України

Редакційна колегія

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

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

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

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

Editorial Board

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

ГІДРОБІОЛОГІЧНИЙ ЖУРНАЛ

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

3 (351)
том 59 • 2023

ЗМІСТ

Загальна гідробіологія

- Шихалєєва Г.М., Еннан А.А.-А., Царенко П.М., Кірюшкіна Г.М.* Аналіз впливу абіотичних чинників на розвиток мікроводоростей у гіпергалінному Куяльницькому лимані (Україна, Північно-Західне Причорномор'я) 3
- Козир М.С., Гончаренко І.В., Губарь Л.М., Тертишний А.П.* Рослинність ботанічної пам'ятки природи загальнодержавного значення «Романівське болото» (Київ, Україна) 16
- Шевченко Т.Ф., Клоченко П.Д., Харченко Г.В., Горбунова З.Н.* Структура угруповань водоростей епіфітону у водоймах із різним ступенем забруднення 40

Рибогосподарська гідробіологія і іхтіологія

- Ткаченко П.В.* Адаптації біологічних циклів у риб Тендрівської, Ягорлицької заток та прилеглих до них акваторій Чорного моря до зміни умов зовнішнього середовища, пов'язаних зі змінами клімату останніх років 62

Екологічна фізіологія і біохімія водних рослин

- Пасічна О.О., Горбатюк Л.О., Платонов М.О., Бурмістренко С.П., Годлевська О.О.* Біомоніторинг забруднення озер м. Києва (Україна) важкими металами з використанням занурених макрофітів та оцінка їхньої фітореMediaційної здатності 80
- Ольхович О.П., Таран Н.Ю., Белава В.Н., Панюта О.О.* Оцінка харчової цінності біомаси зелених водоростей, вирощених у фотобіореакторах. 96

Екологічна фізіологія і біохімія водних тварин

- Потрохов О.С., Зінковський О.Г., Худіаши Ю.М., Водяницький О.М.* Зміна гормонального статусу аборигенних риб за дії агропромислових стоків 106

Затверджено до друку Вченою радою інституту (протокол № 5 від 24.04.2023 р.)

Адреса редакції та видавця

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

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

Підп. до друку 30.05.2023. Формат 70×108/16. Гарн. Minion Pro.
Ум. друк. арк. 8,75. Обл.-вид. арк. 13,4. Тираж 55 прим. Зам. №

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

ЗАГАЛЬНА ГІДРОБІОЛОГІЯ

УДК 574.5+582.26(477.7)

Г.М. ШИХАЛЄЄВА, к. х. н., пров. наук. співроб.,
Фізико-хімічний інститут захисту навколишнього середовища і людини
МОН України та НАН України,
вул. Преображенська, 3, Одеса 65082, Україна
e-mail: i.l.monitoring@ukr.net
ORCID 0000-0002-1475-4415

А.А.-А. ЕННАН, д. х. н., проф., директор,
Фізико-хімічний інститут захисту навколишнього середовища і людини
МОН України та НАН України,
вул. Преображенська, 3, Одеса 65082, Україна
e-mail: eksvar@ukr.net
ORCID 0000-0003-4578-7858

П.М. ЦАРЕНКО, чл.-кор. НАН України, д. б. н., проф., пров. наук. співроб.^{1,2}
зав. відділу³

¹Фізико-хімічний інститут захисту навколишнього середовища і людини
МОН України та НАН України,

вул. Преображенська, 3, Одеса 65082, Україна
²Інститут ботаніки ім. В. Шафера Польської АН,
вул. Любіч, 46, Краків 31-512, Польща

³Інститут ботаніки ім. М.Г. Холодного НАН України,
вул. Терещенківська, 2, Київ 01004, Україна
e-mail: ptsar@ukr.net
ORCID 0000-0003-0711-8573

Г.М. КІРЮШКІНА, ст. наук. співроб.,
Фізико-хімічний інститут захисту навколишнього середовища і людини
МОН України та НАН України,
вул. Преображенська, 3, Одеса 65082, Україна
e-mail: i.l.monitoring@ukr.net
ORCID 0000-0003-4445-9879

АНАЛІЗ ВПЛИВУ АБІОТИЧНИХ ЧИННИКІВ НА РОЗВИТОК МІКРОВОДОРОСТЕЙ У ГІПЕРГАЛІННОМУ КУЯЛЬНИЦЬКОМУ ЛИМАНІ (УКРАЇНА, ПІВНІЧНО-ЗАХІДНЕ ПРИЧОРНОМОР'Я)

За результатами польових та лабораторних досліджень, проведених в екосистемі Куяльницького лиману у багатководний період (2004—2007 рр.), аналізується зв'язок між видовим різноманіттям, кількісними характеристиками (біомаса, чисельність) мікрководоростей та абіотичними чинниками середовища, в якості яких

Ц и т у в а н н я: Шихалєєва Г.М., Еннан А.А.-А., Царенко П.М., Кірюшкіна Г.М. Аналіз впливу абіотичних чинників на розвиток мікрководоростей у гіпергалінному Куяльницькому лимані (Україна, Північно-Західне Причорномор'я). *Гідробіол. журн.* 2023. Т. 59. № 3. С. 3—15.

розглядається комплекс гідрофізичних (температура та прозорість води, концентрація у воді завислих часток), метеорологічних (сума опадів), гідрологічних (рівень води) та гідрохімічних (солоність, вміст неорганічних сполук азоту, фосфору та силіцію, розчиненого у воді кисню, легкоокиснюваних органічних сполук та рН) показників у різні сезони вегетаційного періоду. Показано, що біомаса мікробіодоростей лиману у вегетаційний сезон з квітня по жовтень 2004—2007 рр. найтісніше пов'язана з рівнем ($r = -0,69$) і солоністю ($r = 0,71$) води та вмістом фосфору мінерального ($r = 0,77$) в лимані, а з іншими абіотичними чинниками щільність зв'язку суттєво змінюється залежно від сезону року.

Ключові слова: Куяльницький лиман, структурні характеристики, мікробіодорості, абіотичні чинники, кореляційний аналіз.

Гіпергалінний Куяльницький лиман відноситься до групи закритих лиманів Північно-Західного Причорномор'я. Особливістю цієї водойми, як і всіх безстічних гіпергалінних водойм, є значна сезонна та міжрічна мінливість водного режиму [3, 6, 7, 9, 12, 16]. З початку ХІХ ст. до теперішнього часу зміни рівня води в лимані досягали 6 м, а солоності — 395 ‰. Діапазон змін солоності дуже великий: від 21,9—38,2 ‰ (1942—1947 рр.) і 36,6—56,7 ‰ (1932—1938 рр.) до 314 ‰ (1920 р.) та вже у наш час — від 49,9—62,4 ‰ у 2003—2005 рр. до 360 ‰ (2002 р.) і 400 ‰ та вище (2012—2016 рр.) [6, 11, 12].

З метою відновлення гідрологічного режиму Куяльницького лиману з кінця грудня 2014 р. стартував проект із закачування води з Чорного моря через спеціально обладнаний магістральний трубопровід, але він не дав очікуваних результатів, а дозволив лише на якийсь час припинити деградаційні процеси, і то тільки в пониззі лиману [6, 7, 9].

Проведені в цей багаторічний період (2001—2018 рр.) систематичні сезонні комплексні дослідження альгофлори Куяльницького лиману охоплювали різні за водністю періоди: 2004 р. — весна 2007 р. — багатоводний; 2001—2002 рр. і літо 2007 р. — 2014 р. — маловодний та 2015—2018 рр. — також маловодний період, але з подачею морської води [6, 9].

Упродовж 2001—2018 рр. в акваторії лиману зареєстровано 121 вид (123 ввт) водоростей — представників 64 родів, 48 родин, 25 порядків, 8 класів і 5 відділів [6, 7]. Не виявлено в зазначений період таксони з відділів бурих, червоних, дінофітових і евгленових водоростей, які зазначались раніше у роки розпріснення лиману (1932—1938 рр., 1945—1947 рр.) [11]. Цього і слід було чекати в умовах ізоляції від Чорного моря і гіпергалінізації лиману, так як представники перших трьох зазначених відділів водоростей є практично типовими морськими організмами, а останнього — мешканцями прісноводних стоячих водойм. Доречно зазначити, що і в останні роки (2017—2018 рр.) в періоди подачі морської води з Одеської затоки відзначено появу дінофітових водоростей в обростаннях водозапускних лотків морської води в лиман з Одеської затоки [4].

Найрізноманітніше альгофлора була представлена у багатоводний період 2004 р. — весна 2007 р.: за градієнта солоності води 49,9—170,9 ‰ кількість видів коливалась у межах 55—96 видів, а у маловодний період

2008—2018 рр. за градієнта солоності води 194—340 ‰ — в межах 2—12 видів. При солоності ~340 ‰ живі клітини водоростей не виявлені [7, 26].

Отримані нами [6, 7, 22, 26] результати свідчать про закономірне зниження кількості видів зі збільшенням мінералізації води, що підтверджується і даними авторів досліджень ряду гіпергалінних озер Канади, Австралії, Північної Америки, Кенії та Кримського п-ова [1, 14, 21, 23, 24, 27, 28]. Тенденцію зниження біомаси гідробіонтів зі збільшенням солоності спостерігали, зокрема, на озерах Канади [24, 25]. Крім того, при дослідженні фітопланктону Кримських гіпергалінних озер встановлена чітка залежність первинної продукції фітопланктону від концентрації загального фосфору у воді [19]. Причому, у міру зростання солоності вище 55—58 ‰ в озерах відбувається чергування домінування водоростей планктону і бентосу. При солоності 100 ‰ первинні продуценти представлені переважно донними макроводоростями, що забезпечує переважання бентосного трофічного ланцюга. Зі збільшенням солоності до 184—340 ‰ структура первинних продуцентів змінюється, вони представлені виключно водоростями планктону. Трофічний планктонний ланцюг гранично спрощується, в озерах живе лише артемія [1].

Доречно зазначити, що всі солоні водойми — практично безстічні басейни і для них характерні масштабні варіації рівня води і, як наслідок, її солоності, що динамічно змінюється і визиває зміни гідробіологічного режиму [1, 14, 26—28]. Проте ключові фактори, що впливають на трофодинаміку екосистем солоних водойм, досі ще недостатньо вивчені.

Метою цієї роботи є дослідження впливу абіотичних чинників на інтенсивність багаторічного і сезонного розвитку мікроводоростей гіпергалінного Куяльницького лиману у багатоводний період 2004—2007 рр.

Матеріал і методика досліджень

Матеріалом для цієї роботи слугували результати оригінальних досліджень альгофлори, проведених на 15 станціях постійного моніторингу в акваторії Куяльницького лиману у багатоводний період 2004—2007 рр. [6, 7, 9] (рис. 1). Проби відбирали щомісячно в період з квітня по жовтень.

Відбір проб водоростей та їхню фіксацію проводили за стандартними методиками [2, 5]. Чисельність розраховували за допомогою лічильної камери, біомасу встановлювали розрахунково-об'ємним методом [13].

Номенклатура таксонів водоростей наведена відповідно до [20].

Синхронно зі збором зразків водоростей визначали основні фізико-хімічні характеристики води за стандартними методиками в атестованій в галузі метрологічного контролю природних компонентів випробувальній лабораторії «Моніторинг» ФХІЗНСІЛ МОН і НАН України.

Проби води для гідрохімічних аналізів відбирали з поверхневого горизонту.

Серед основних абіотичних чинників, які обумовлюють склад та біорізноманіття альгофлори водойм, нами вибрані: серед гідрофізичних параметрів — температура, завислі частки, прозорість; гідрологічних — рівень води; метеорологічних — сума опадів; гідрохімічних — водневий

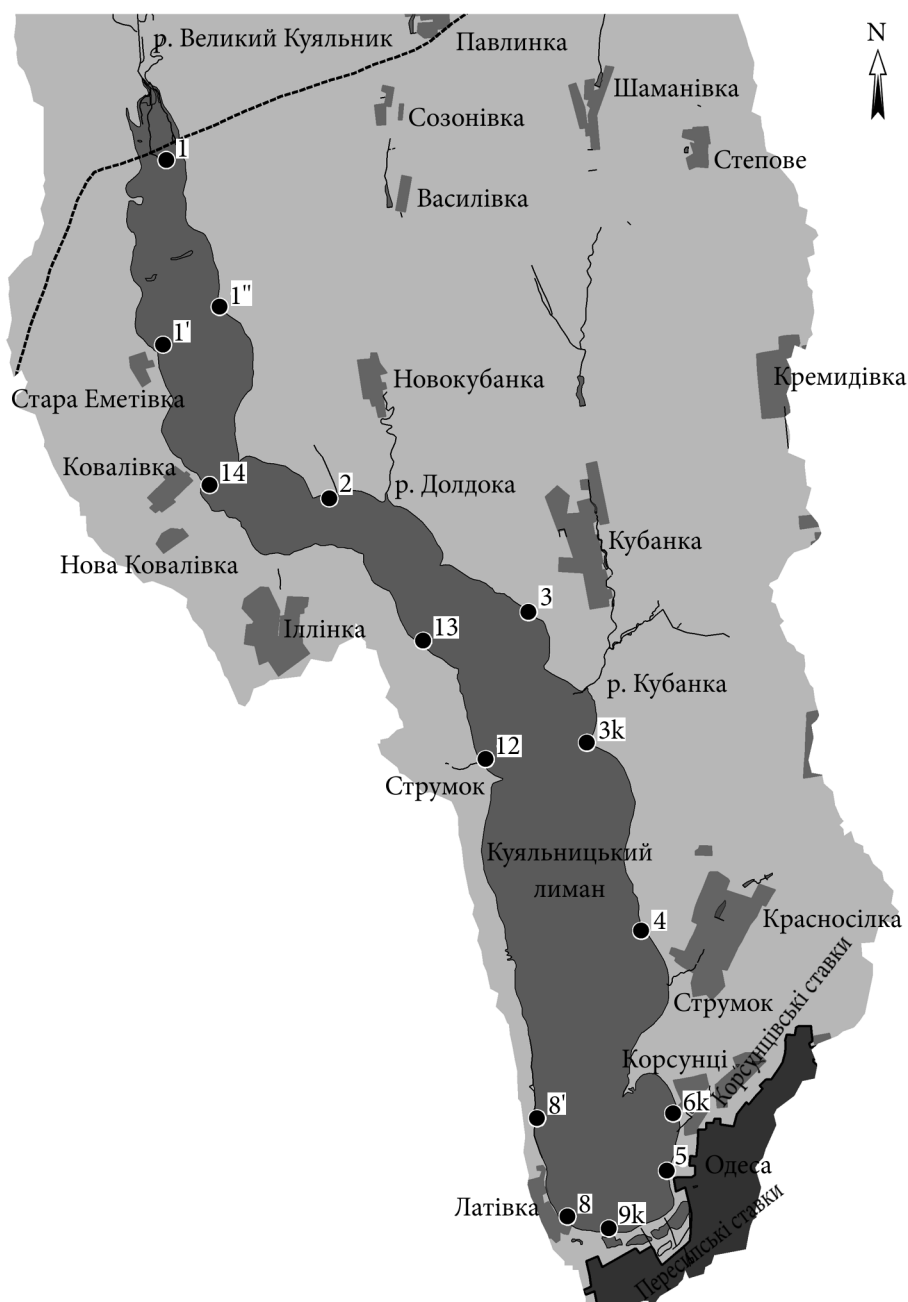


Рис. 1. Карта-схема Куяльницького лиману з позначенням станцій постійного моніторингу в його акваторії.

показник, солоність води, БСК₅ (як опосередкований показник нестійких органічних сполук [10]), вміст розчиненого у воді кисню та мінеральних форм азоту, фосфору і розчиненого у воді силіцію (NH_4^+ , мг N/дм³; NO_2^- , мг N/дм³; NO_3^- , мг N/дм³; PO_4^{3-} , мг P/дм³; $\text{Si}_{\text{розч}}$ мг/дм³).

Температуру та кислотність середовища вимірювали в момент відбору проби за допомогою скляного термометра ТЛ-4 зі шкалою розподілу 0,1 °C та рН-метра з автономним живленням рН-150 МІ, рівень води — на гідрологічному посту (див. рис. 1, ст. 8).

Аналіз метеорологічних характеристик (кількість опадів за досліджуваний період) проводили за даними Одеської ГМС.

Розрахунок коефіцієнтів кореляції Пірсона ($p = 0,05$) здійснювали за допомогою програми Microsoft Office Excel.

Дані альгологічних зборів за період 2001—2018 рр. у басейні Куяльницького лиману зберігаються у сформованій в ФХІЗНСІЛ електронній базі [8].

Результати досліджень та їх обговорення

За результатами синхронних сезонних досліджень кількісних показників мікроводоростей і абіотичних чинників гіпергалінного Куяльницького лиману у багатоводний період¹ 2004 р. — весна 2007 рр. нами вперше зроблено спробу встановити взаємозв'язок між кількісними показниками (кількість видів, чисельність, біомаса) мікроводоростей і абіотичними чинниками.

Результати розрахунку загальної біомаси (гістограма) мікроводоростей в Куяльницькому лимані й низки зазначених вище абіотичних чинників (криві лінії) у вегетаційний період 2004—2007 рр. представлено на рисунку 2.

Порівняльний аналіз динаміки синхронних сезонних фізико-хімічних показників води лиману і біомаси водоростей показує, що сезонна динаміка деяких із зазначених абіотичних чинників знаходиться у протифазі.

Майже для всіх досліджених абіотичних чинників характерна висока динамічність у чергуванні мінімальних і максимальних значень їхніх показників (особливо для мінеральних сполук азоту, фосфору і силіцію²).

Осінні максимуми вмісту мінеральних форм азоту та фосфору спостерігаються в кінці вересня — на початку жовтня і пов'язані насамперед з процесами розкладу гідробіонтів і вивільненням фосфору при розкладі водоростей та вищих водних рослин. Зниження вмісту фосфору на початку літнього і осіннього сезонів супроводжується суттєвим зниженням

¹ Всього у багатоводний період (2004—2007 рр.) у Куяльницькому лимані було виявлено 96 видів водоростей, а за весь багаторічний період (2001—2018 рр.) — 121 (123 ввт) вид водоростей, серед яких у зазначені періоди досліджень домінують представники діатомових [6, 7].

² Режим біогенних сполук у Куяльницькому лимані формується під впливом наступних основних чинників: надходження з водними стоками допливів, що живлять лиман, з побутовими і сільськогосподарськими та зливними стоками із території водозбору, з атмосферними опадами; у результаті деструкційно-продукційних процесів; міграції в системі вода — донні відклади. Вміст нітратів і нітритів змінюється також внаслідок процесів денітрифікації. Так, за даними 2005 р. валові об'єми надходження біогенних сполук (азоту амонійного і фосфору фосфатного) в південну частину акваторії лиману тільки із Пересипських ставків склали навесні ~0,22 т/місяць, влітку — ~0,07, восени — ~0,05 т/місяць).

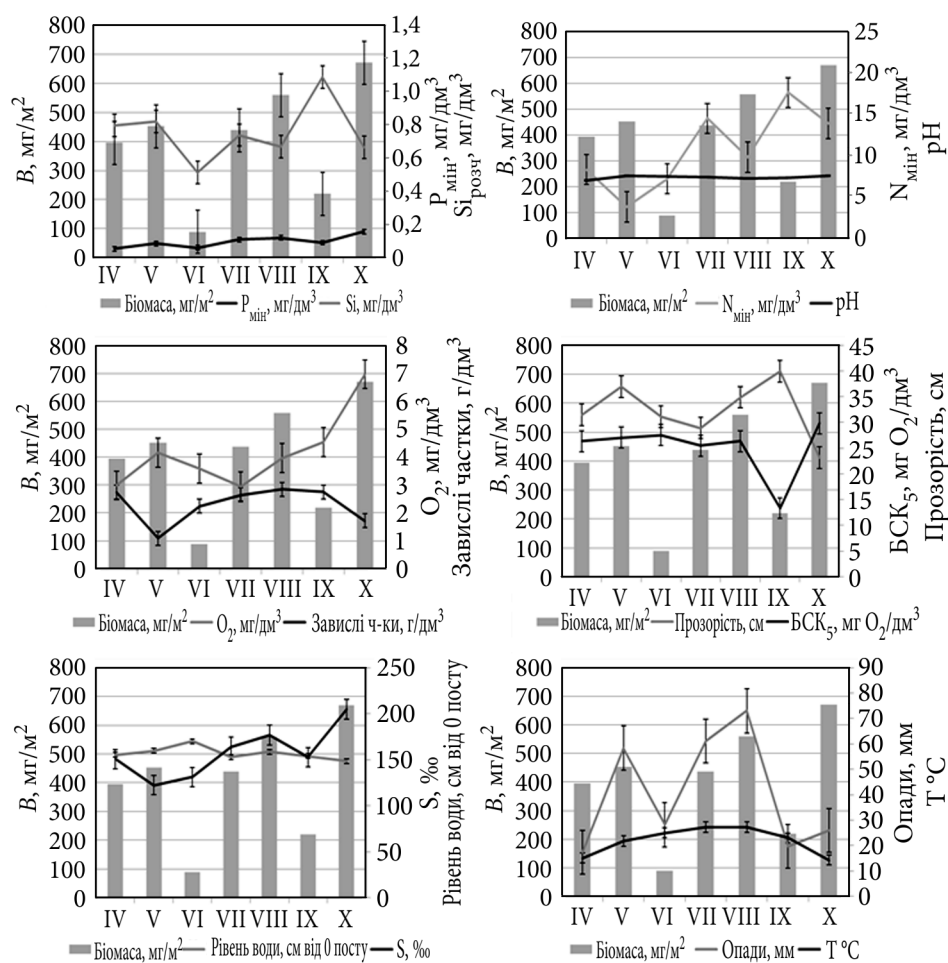


Рис. 2. Внутрішньорічна динаміка змін біомаси мікробіоти та ряду абіотичних чинників Куйльницького лиману: N_{мін}, P_{мін}, Si_{розч}, O₂, БСК₅, рН, S, прозорість, завислі частки, T води, сума опадів, рівень води (за середньомісячними даними у вегетаційний період 2004—2007 рр.)

біомаси, що дозволяє розглядати мінеральні форми фосфору в якості важливих чинників міжсезонної мінливості видового багатства мікробіоти лиману.

Середньорічні концентрації мінеральних форм азоту та фосфору у багатководний період досліджень склали відповідно: у 2004 р. — $4,65 \pm 1,28$ мг N/дм³ і $0,080 \pm 0,036$ мг P/дм³; у 2005 р. — $4,93 \pm 0,86$ мг N/дм³ і $0,104 \pm 0,08$ мг P/дм³; у 2006 р. — $13,73 \pm 1,78$ мг N/дм³ і $0,088 \pm 0,008$ мг P/дм³ та у 2007 р. — $15,14 \pm 2,14$ мг N/дм³ і $0,100 \pm 0,014$ мг P/дм³.

Співвідношення мінеральних форм N : P у цей період варіювали в інтервалі 47,4—151,4.

Основною формою знаходження азоту мінерального в акваторії лиману є азот амонійний. Середньомісячні за зазначений вище вегетацій-

ний період 2004—2007 рр. значення показників концентрації азоту амонійного, азоту нітритного і азоту нітратного варіювали в межах: $^3\text{NH}_4^+$ — 3,78—17,43 мг N/дм³; NO_2^- — 0,014—0,025 мг N/дм³; NO_3^- — 0,046—0,647 мг N/дм³.

Найбільший розмах коливань концентрації розчиненого у воді силіцію фіксується навесні і на початку літа, мінімальні концентрації силіцію характерні для літньо-весняних періодів, з деякими відхиленнями у певні роки⁴, але з кроком відставання у часі. Такий розподіл сезонних змін концентрації силіцію визначається, найвірогідніше, динамікою змін продукційно-деструкційних процесів. Високі концентрації розчиненого у воді силіцію вказують на відсутність його активного споживання, що ми і спостерігаємо у маловодні роки при гіпергалінізації Куяльницького лиману [15]. При інтенсивному розвитку діатомових водоростей вміст силіцію знижується до мінімальних показників.

Не менш важливими характеристиками продукційно-деструкційних процесів, поряд із вмістом біогенних сполук, є показники блоку гідрофізичних властивостей води (температура, прозорість, завислі частки), метеорологічні (кількість опадів) та гідрологічні (рівень води в лимані) параметри.

Прозорість корелює ($r = -0,43$) з температурою води. При підвищенні температури підвищується інтенсивність первинної продукції і, як наслідок, знижується прозорість води.

Особливо виразні ці зміни у сезонному аспекті (див. рис. 2). Прозорість води в Куяльницькому лимані у багатоводні роки не перевищувала 0,5 м. Найбільші значення фіксувались у весняний період (від 0,05 до 0,45 м при середній 0,35 м). Влітку і восени прозорість води в основному змінювалась у межах 0,05—0,44 м. З осолоненням води внаслідок обміління і скаламучування донних відкладів спостерігається зниження прозорості води, на що вказує і коефіцієнт кореляції між солоністю і прозорістю води ($r = -0,61$). Таким чином, прозорість значною мірою визначається як рівнем продукційних процесів у товщі води, так і біологічними механізмами седиментації завислих часток.

Середньорічні показники рівня води в Куяльницькому лимані у багатоводний період (2004—2007 рр.) коливались у межах мінус 528 — мінус 564 см БС, площа водного дзеркала — у межах 49—51,6 млн. м², об'єм водної маси — у межах 53—66,6 млн. м³, солоність води — у межах 105—217 ‰.

³ Високі концентрації азоту амонійного в акваторії Куяльницького лиману пов'язані з аварійним скидом каналізаційних вод в лиман з житломасиву Котовського, що неодноразово спостерігався, та великими об'ємами паводкового стоку навесні 2003 р. і високою мінералізацією води [17, 18].

⁴ Навесні 2004 р. нами, навпаки, фіксувались максимальні концентрації силіцію, але, скоріш за все, це було пов'язано зі зливом з узбережжя силікатних часток корінних порід внаслідок відміченого в травні зсуву ґрунту та великих обсягів руслового стоку під час повені 2003 р. Різке зниження концентрацій силіцію навесні 2005 р. відбувалось за рахунок його активного споживання діатомовими водоростями.

Вміст кисню, органічної речовини та величина рН є результатом інтенсивності біопродукційних процесів. Максимальні біомаса і концентрація кисню та мінімальна прозорість води свідчать про високу інтенсивність продукційних процесів у цей час (див. рис. 2).

Вміст кисню знижується від весни до літа і знову підвищується восени. Аналогічна картина спостерігається і для водневого показника (див. рис. 2). Загалом, у багатоводний період величина рН змінювалась у межах 6,80 (квітень 2006 р.) — 8,07 (жовтень 2005 р.), у маловодний період 2008—2014 рр. — у межах 6,92 (червень 2010 р.) — 8,16 (жовтень 2012 р.), при середніх значеннях в ці періоди відповідно 7,44 і 7,27.

Аналіз кореляційних взаємозв'язків між абіотичними і біотичними та між абіотичними чинниками показує, що як компоненти біоценозу і їхнє абіотичне оточення тісно пов'язані між собою, так і чинники абіотичної групи також змінюються в певному взаємозв'язку (табл. 1, 2).

Проведений статистичний аналіз встановив високу ($r > 0,60$) пряму достовірну кореляцію між солоністю води і концентраціями азоту амонійного ($r = 0,61$), фосфору мінерального ($r = 0,85$), розчиненого у воді кисню ($r = 0,63$); між концентрацією силіцію і прозорістю води ($r = 0,63$), між концентраціями фосфору мінерального і азоту нітритного ($r = 0,72$) та розчиненого у воді кисню ($r = 0,75$); між рН і концентраціями азоту нітритного ($r = 0,64$) і розчиненого у воді кисню ($r = 0,60$). Обернена висока достовірна кореляція встановлена між солоністю води та концентрацією азоту нітратного ($r = -0,68$) і прозорістю ($r = -0,61$); між концентрацією силіцію і величиною БСК₅ ($r = -0,84$); між концентраціями азоту амонійного і азоту нітратного ($r = -0,64$); між концентраціями завислих часток і рН ($r = -0,77$).

Виявлено, що більшість зазначених нами абіотичних чинників мають високі парні коефіцієнти кореляції між собою і солоністю води. Значущі коефіцієнти кореляції між формами азоту вказують на їхній генетичний зв'язок, між вмістом азоту амонійного і органічних сполук — на те, що аміак поступає у воду в результаті розкладу залишків білка, і загалом кореляція між біогенними компонентами свідчить про біохімічні процеси розкладу органічних сполук.

Розрахунки коефіцієнтів кореляції між рівнем води в лимані і зазначеними вище гідрофізичними і гідрохімічними показниками вказали на наявність значущих зворотних зв'язків із солоністю ($r = -0,71$) та вмістом біогенних сполук: азоту амонійного ($r = -0,63$), фосфору мінерального ($r = -0,65$), силіцію ($r = -0,46$) і розчиненого у воді кисню ($r = -0,46$).

Результати розрахунку коефіцієнтів кореляції всього комплексу абіотичних чинників із структурно-функціональними показниками (кількість видів, чисельність клітин, біомаса) мікробіодоростей, проведеними за середньомісячними даними у вегетаційний період з квітня по жовтень 2004—2007 рр., представлені у таблиці 2.

Із наведених у таблиці 2 даних видно, що біомаса та кількість видів мікробіодоростей у вегетаційний період 2004—2007 рр. найтісніше пов'язані з тими абіотичними чинниками, які виявили найтісніший зв'язок

Таблиця 1

Коефіцієнти лінійної кореляції між абіотичними чинниками

Показники	Si _{розч}	N-NH ₄ ⁺	N-NO ₂ ⁻	N-NO ₃ ⁻	P _{мін}	БСК ₅	O ₂	pH	S %	Прозорість	Завислі частки	T, °C	Опади
Si _{розч} (n = 112)	—	0,43	-0,27	0,13	0,08	-0,84	0,00	-0,20	-0,13	0,63	0,15	-0,10	-0,23
N-NH ₄ ⁺ (n = 112)	0,43	—	0,40	-0,64	0,47	-0,57	0,29	-0,08	0,61	-0,13	0,47	0,03	-0,25
N-NO ₂ ⁻ (n = 112)	-0,27	0,40	—	-0,11	0,72	0,06	0,37	0,64	0,45	-0,26	-0,05	0,53	0,50
N-NO ₃ ⁻ (n = 112)	0,13	-0,64	-0,11	—	-0,25	0,01	0,03	0,54	-0,68	0,49	-0,77	0,10	0,21
P _{мін} (n = 112)	-0,09	0,47	0,72	-0,25	—	0,20	0,75	0,50	0,85	-0,47	-0,17	-0,09	0,30
БСК ₅ (n = 112)	-0,84	-0,57	0,06	0,01	0,20	—	0,12	0,22	0,18	-0,70	-0,43	-0,24	0,27
O ₂ (n = 112)	0,00	0,29	0,37	0,03	0,75	0,18	—	0,59	0,63	-0,39	-0,45	-0,50	-0,24
pH (n = 112)	-0,20	-0,08	0,64	0,54	0,50	0,22	0,60	—	0,04	-0,19	-0,77	0,09	0,22
S % (n = 112)	-0,13	0,61	0,45	-0,68	0,85	0,18	0,63	0,04	—	-0,61	0,22	-0,38	0,01

Примітка. Найважирним шрифтом виділено значущі коефіцієнти кореляції ($r > 0,37$ при $p \leq 0,05$)

між собою, а саме: з рівнем (відповідно $r = -0,69$ і $r = -0,77$) і солоністю води в лимані (відповідно $r = 0,71$ і $r = 0,84$) та з концентрацією фосфору мінерального (відповідно $r = 0,77$ і $r = 0,87$).

Взаємозв'язок чисельності клітин мікроводоростей в цей вегетаційний період з рівнем і солоністю води слабший (відповідно $r = -0,58$ і $r = 0,43$).

В окремі сезони досліджуваного періоду кореляція між структурно-функціональними показниками мікроводоростей і абіотичними чинниками середовища їхнього зростання відрізняється. Так, біомаса мікроводоростей навесні 2004—2007 рр. окрім рівня, солоності води і вмісту фосфатів найтісніше пов'язана із вмістом азоту амонійного ($r = -0,62$), азоту нітритного ($r = 0,87$) та БСК₅ ($r = 0,66$), а влітку — із вмістом азоту амонійного ($r = 0,83$), азоту нітратного ($r = -0,69$), розчиненого у воді кисню ($r = -0,64$), температурою та прозорістю води (відповідно $r = -0,67$ і $r = -0,64$).

Таблиця 2

**Кореляційні зв'язки між біотичними та абіотичними показниками води
Куяльницького лиману**

Показники води	Загальна біомаса, мг/м ²	Загальна чисельність, млн кл/м ²	Загальна кількість видів
Рівень води ($n = 80$)	$r = -0,69$	$r = -0,58$	$r = -0,77$
Температура води ($n = 80$)	$r = -0,34$	$r = 0,17$	$r = -0,49$
pH ($n = 80$)	$r = 0,16$	$r = 0,16$	$r = 0,27$
Прозорість ($n = 80$)	$r = -0,45$	$r = -0,49$	$r = -0,54$
Завислі частки ($n = 80$)	$r = -0,24$	$r = 0,06$	$r = -0,25$
Солоність води (S ‰) ($n = 80$)	$r = -0,71$	$r = -0,43$	$r = -0,84$
БСК ₅ ($n = 80$)	$r = 0,46$	$r = 0,16$	$r = 0,35$
Розчинний у воді кисень ($n = 80$)	$r = 0,49$	$r = 0,44$	$r = 0,75$
N-NH ₄ ⁺ ($n = 80$)	$r = 0,07$	$r = 0,45$	$r = 0,28$
N-NO ₂ ⁻ ($n = 80$)	$r = 0,24$	$r = 0,51$	$r = 0,30$
N-NO ₃ ⁻ ($n = 80$)	$r = -0,17$	$r = -0,38$	$r = -0,25$
P _{мін} ($n = 80$)	$r = 0,77$	$r = 0,51$	$r = 0,87$
Si _{розч} ($n = 80$)	$r = -0,10$	$r = 0,03$	$r = -0,49$ ($r = -0,51$ з кількістю видів діатомей)

Примітка: напівжирним шрифтом виділено найвищі коефіцієнти кореляції (при $p \leq 0,05$) між кількісними показниками мікроводоростей та абіотичними умовами їх зростання.

Висновки

За результатами проведеного кореляційного аналізу отримано низку прямих та зворотних взаємозв'язків різної сили між основними кількісними характеристиками (біомаса, чисельність, кількість видів) мікроводоростей та гідрологічними, гідрометеорологічними, гідрофізичними та гідрохімічними показниками Куяльницького лиману в багатоводний період 2004—2007 рр., що вказує на виключно високе різноманіття одночасно діючих чинників і опосередкованість їхнього впливу на альгоценоз лиману.

До числа найважливіших абіотичних чинників, які суттєво впливають на кількісні показники (кількість видів, чисельність клітин, біомаса) мікроводоростей мілководного гіпергалінного Куяльницького лиману, можна віднести рівень і солоність води, вміст фосфору мінерального та розчиненого у воді кисню.

Отримані результати узгоджуються з вищенаведеними літературними даними досліджень подібних солоних озер.

Список використаної літератури

1. Балущкина Е.В., Голубков С.М., Голубков М.С. и др. Влияние абиотических и биотических факторов на структурно-функциональную организацию экосистем соленых озер Крыма. *Журн. общей биологии*. 2009. Т. 70, № 6. С. 504—514.
2. Водоросли: Справочник / Под. общ. ред. С.П. Вассера. Киев : Наук. думка, 1989. 608 с.
3. Гопченко Є.Д., Гриб О.М. Оцінка складових водного балансу Куяльницького лиману та визначення причин сучасного обміління. *Метеорологія і гідрологія*. 2010. Т. 51. С. 200—215.
4. Дерезюк Н.В. Фітопланктон Куяльницького лиману у 2015—2017 рр. *Людина та довкілля. Проблеми неоекології*. 2017. Т. 27, № 1—2. С. 52—61.
5. Диатомовые водоросли СССР. Ископаемые и современные. Ленинград : Наука, 1974. Т. 1. 400 с.
6. Еннан А.А.-А., Шихалеева Г.М., Царенко П.М. та ін. Альгофлористичні дослідження водойм басейну Куяльницького лиману (Північно-Західне Причорномор'я, Україна). *Альгологія*. 2022. Т. 32, № 2. С. 105—132. <https://doi.org/10.15407/alg32.02.105>.
7. *Енциклопедія Куяльницького лиману*: у 8 т. гол. ред. А.А.-А. Еннан; видавнича рада: Б.Є. Патон (голова), С.Р. Гриневецький (заст. голови), А.А.-А. Еннан та ін.; ФХІЗНСІЛ МОН і НАН України. Одеса, 2018. Т. 2: Водорості / Герасимюк В.П., Еннан А.А.-А., Шихалеева Г.М.; відп ред. П.М. Царенко, А.А.-А. Еннан. Одеса: Астропринт, 2020. 448 с.
8. Кирюшкина А.Н., Шихалеева Г.Н., Герасимюк В.П. Альгофлора Куяльницького лимана и сопредельных водоемов (Украина, Северо-Западное Причерноморье). У кн.: *Актуальні проблеми ботаніки та екології* : матеріали Міжнар. конф. молодих учених. Полтава, 2015. С. 160.
9. Лобода Н.С., Гриб О.М. Гідроекологічні проблеми Куяльницького лиману та шляхи їх вирішення. *Гідробіол. журн.* 2017. Т. 53, № 4. С. 95—104.
10. Осадчий В.І., Набиванець Б.Й., Осадча Н.М., Набиванець Ю.Б. Гідрохімічний довідник: Поверхневі води України. Гідрохімічні розрахунки. Методи аналізу. Київ : Ніка-Центр, 2008. 656 с.
11. Погребняк И.И. Донная растительность лиманов Северо-Западного Причерноморья и сопредельных акваторий Черного моря : автореф. дис. ... д-ра. биол. наук. Одесса, 1965. 31 с.

12. Розенгурт М.Ш. Гидрология и перспективы реконструкции природных ресурсов Одесских лиманов. Киев : Наук. думка, 1974, 221 с.
13. Топачевский А.В., Масюк Н.П. Пресноводные водоросли Украинской ССР. Киев : Вища шк., 1984. 333 с.
14. Шадрин Н.В., Ануфриева Е.В. Экосистемы гиперсоленых водоемов: структура и трофические связи. *Журн. общ. биол.* 2018. Т. 79, № 6. С. 418—427.
15. Шихалеев И.И., Каребин А.В., Шихалеева Г.Н. Многолетняя динамика содержания соединений кремния в поверхностных водах бассейна водосбора Куяльницкого лимана. *Вісник ОНУ. Хімія.* 2013. Т. 18. № 4 (48). С. 87—96.
16. Шихалеева Г.Н., Эннан А.А., Чурсина О.Д. и др. Многолетняя динамика водно-солевого режима Куяльницкого лимана. *Вісн. Одес. нац. ун-ту. Хімія.* 2013. Т. 18. № 3 (47). С. 67—78.
17. Шихалеева Г.Н., Эннан А.А., Шихалеев И.И., Чурсина О.Д. Динамика гидрохимических показателей поверхностных вод бассейна Куяльницкого лимана. *Вісн. Одес. нац. ун-ту. Хімія.* 2011. Т. 16. № 13 (39). С.55—61.
18. Эннан А.А., Шихалеева Г.Н., Адобовский В.В. и др. Деградация водной экосистемы Куяльницкого лимана и пути ее восстановления. *Причорномор. екол. бюл.* (Одеса). 2012. № 1 (43). С. 75—85.
19. Boulion V.V., Golubkov M.S. Biological productivity of saline lakes in Crimea. *Proc. Zool. Inst. Russ. Acad. Sci.* 2005. Vol. 308. P. 13—20.
20. Guiry G.M., Guiry M.D. 2022. *AlgaeBase. World-wide electron. publ.* Nat. Univ. Ireland, Galway.<http://www.algaebase.org>
21. Hammer U.T. Primary production in saline lakes. A review. *Hydrobiologia.* 1981. Vol. 81/82. P. 47—57.
22. Ennan A.A., Shikhaleeva G.N., Gerasimiuk V.P. et al. *Advances Modern Psychology: Abstr. VI Int. Conf. (Kyiv, 15—17 May, 2019).* Kyiv. 2019. P. 34—36.
23. Khan T.A. Limnology of four saline lakes in western Victoria, Australia: I. Physico-chemical parameters. *Limnologica.* 2003. Vol. 33, Iss. 4. P. 316—326.
24. Timms B.V. Animal communities in three Victorian lakes of differing salinity. *Hydrobiologia.* 1981. Vol. 81/82. P. 181—193
25. Timms B.V., Hammer U.T., Sheard J.W. A study of benthic communities in some saline lakes in Saskatchewan and Alberta, Canada. *Int. Revue ges. Hydrobiologia.* 1986. Vol. 71. P. 759—777.
26. Shikhaleeva G.N., Gerasimiuk V.P., Kiryushkina A.N. et al. Algoristic studies of the Kuyalnik estuary and temporary water bodies of its vicinities (Northwestern Black Sea Coast, Ukraine). *Intern. J. Algae,* 2017. Vol. 19, N 3. P. 195—214.
27. Walker K.F., Studies on saline lake ecosystem. *Aust. J. Freshwater Res.* 1973. Vol. 24. P. 21—71.
28. Williams W.D. Salinity as a determinant of the structure of biological communities in salt lakes. *Hydrobiologia.* 1998. Vol. 381. P. 191—201..

Надійшла 28.07.2022

G.M. Shykhaleeva, PhD (Chem.), Leading Researcher,
Physical and Chemical Institute for Environment and Human Protection of the MES of
Ukraine and of the NAS of Ukraine,
3, Preobrazhenska Str., Odesa 65082, Ukraine
e-mail: i.l.monitoring@ukr.net
ORCID 0000-0002-1475-4415

A.A.-A. Ennan, Dr. Sci. (Chem.), Prof., Director,
Physical and Chemical Institute for Environment and Human Protection of the MES of
Ukraine and of the NAS of Ukraine,
3, Preobrazhenska Str., Odesa 65082, Ukraine
e-mail: eksvar@ukr.net
ORCID 0000—0003—4578—7858

P.M. Tsarenko, Corresponding Member of the NAS of Ukraine,
Dr. Sci. (Biol.), Prof., Leading Researcher^{1,2}
Head of Department³
Physical and Chemical Institute for Environment and Human Protection of the MES of
Ukraine and of the NAS of Ukraine,
3, Preobrazhenska Str., Odesa 65082, Ukraine
IW. Szafer Institute of Botany of the Polish Academy of Sciences,
46, Lubicz Str., Krakow 31-512, Poland
³M.G. Kholodny Institute of Botany of the NAS of Ukraine,
2, Tereshchenkivska Str., Kyiv 01004, Ukraine
e-mail: ptsar.@ukr.net
ORCID 0000-0003-0711-8573

G.M. Kiryushkina, Senior Researcher,
Physical and Chemical Institute for Environment and Human Protection of the MES of
Ukraine and of the NAS of Ukraine,
3, Preobrazhenska Str., Odesa 65082, Ukraine
e-mail: i.l.monitoring@ukr.net
ORCID 0000-0003-4445-9879

ANALYSIS OF THE INFLUENCE OF ABIOTIC FACTORS ON THE DEVELOPMENT
OF MICROALGAE IN THE HYPERHALINE KUYALNYK ESTUARY
(NORTH-WESTERN BLACK SEA COAST, UKRAINE)

Based on the results of field and laboratory research conducted in the ecosystem of the Kuyalnytsky estuary during the period of high water (2004—2007), the relationship between species diversity, quantitative characteristics (biomass, number) of microalgae and abiotic factors of the environment, considered as a complex of hydrophysical (salinity, temperature and transparency of water, concentration of suspended particles in water), meteorological (amount of precipitation), hydrological (water level) and hydrochemical (inorganic compounds of nitrogen, phosphorus and silicon, oxygen dissolved in water, easily oxidizable organic compounds and pH) indicators in different seasons of the growing season.

It is shown that the biomass of microalgae of the estuary in the growing season from April to October 2004—2007 is most closely related to the level ($r = -0.69$) and salinity ($r = 0.71$) of the water and the content of phosphate ions ($r = 0.77$) in the estuary, and with other abiotic factors, the closeness of the relationship changes significantly depending on the season.

Key words: *Kuyalnyk estuary, structural characteristics of microalgae, abiotic factors, correlation analysis.*

УДК: 581.9

М.С. КОЗИР, к. б. н., наук. співроб.,
Інститут еволюційної екології НАН України,
вул. Акад. Лебедева, 37, Київ, 03143, Україна
e-mail: geobot2.nt@gmail.com

І.В. ГОНЧАРЕНКО, д. б. н., доцент,
Інститут еволюційної екології НАН України,
вул. Акад. Лебедева, 37, Київ, 03143, Україна
e-mail: goncharenko.ihor@gmail.com

Л.М. ГУБАРЬ, к. б. н., ст. наук. співроб.,
Інститут еволюційної екології НАН України,
вул. Акад. Лебедева, 37, Київ, 03143, Україна
e-mail: ogubar@gmail.com

А.П. ТЕРТИШНИЙ, к. б. н., доцент,
Національний університет біоресурсів і природокористування України,
Генерала Родімцева, 19, корп. 1, м. Київ, Україна, 03041
e-mail: tertyshnyy@ukr.net

РОСЛИННІСТЬ БОТАНІЧНОЇ ПАМ'ЯТКИ ПРИРОДИ ЗАГАЛЬНОДЕРЖАВНОГО ЗНАЧЕННЯ «РОМАНІВСЬКЕ БОЛОТО» (КИЇВ, УКРАЇНА)

У статті розглядаються результати досліджень рослинності ботанічної пам'ятки природи загальнодержавного значення «Романівське болото». Встановлено, що його рослинність представлена лісовими, водними, болотними, лучними, чагарниковими та рудеральними фітоценозами. Синтаксономічна схема включає 10 класів, 13 порядків, 15 союзів, 28 асоціацій. Також подано характеристики цих асоціацій. Клас *Phragmito-Magnocaricetea* займає близько 65–70 % площі болота і має найбільшу кількість синтаксонів та видів ценофлори (15 асоціацій і 81 вид). Другим за поширенням є клас *Alnetea glutinosae*, що займає близько 15–20 % території болота. На території дослідження виявлено біотопи, які охороняються Директивою Ради Європи 92/43/ЄЕС (№ 3150, № 3270, № 6430, № 7140). В цих біотопах відмічено угруповання асоціацій *Lemnetum minoris*, *Lemno-Spirodeletum*, *Lemnetum trisulcae*, *Calletum palustris*, *Lysimachio vulgaris-Filipenduletum*, *Bidentetum cernuae*. Також тут трапляються регіонально рідкісні види для м. Києва та Київської обл.: *Calla palustris*, *Veratrum lobelianum*, *Menyanthes trifoliata*. *Ostericum palustre* внесено до Додатку I Бернської конвенції.

Ключові слова: біорізноманіття, біотопи, болото, рідкісні види, рослинність, синтаксономія.

Ц и т у в а н н я: Козир М.С., Гончаренко І.В., Губарь Л.М., Тertiшний А.П. Рослинність ботанічної пам'ятки природи загальнодержавного значення «Романівське болото» (Київ, Україна). *Гідробіол. журн.* 2023. Т. 59. № 3. С. 16–39.

Болота є невід'ємною і надзвичайно важливою частиною біосфери. Їхню роль важко переоцінити, оскільки, крім місця накопичення і фільтрації води, вони є одним із центрів біорізноманіття [3]. Болота — місця, де ростуть лікарські та харчові рослини, а тому вони мають величезний ресурсний потенціал. Болота зменшують поверхневий стік, а також впливають на мікроклімат, очищаючи повітря від пилу та шкідливих речовин, і виробляють кисень [8]. Багато невеликих річок і струмків починається в болотах. Саме в цьому їхня цінність, тому осушення боліт спричиняє значне обміління цих водотоків з наступним їх замуленням, зміну гідрологічного режиму та балансу або навіть призводить до зникнення.

Особливо це стосується Київської міської агломерації, де активна забудова та зростання населення як у столиці, так і в містах-супутниках призводить до зарегульованості водотоків та зміни гідрорежиму, а також збільшення антропогенного навантаження не лише на заплавно-річкові комплекси, куди входять болота, а й на суміжні ландшафти.

Ботанічна пам'ятка природи загальнодержавного значення «Романівське болото» (БППЗЗ) — дуже цікавий об'єкт, який давно привертає увагу дослідників завдяки наявності тут багатьох рідкісних видів та значному різноманіттю рослинності [2, 9, 11—13]. В деяких із цих праць зокрема вказується, що більша частина болота евтрофна і тут переважають угруповання формації *Cariceta appropinquati*. Центральна частина території дослідження переходить в мезотрофну стадію, тут відмічається сфагновий покрив та добре виражені ценози *Carex appropinquata-Sphagnum teres*. Також тут вузькими смугами сформовані угруповання *Betula pubescens-Phragmites australis-Geum rivale*, *Betula pendula-Phragmites australis-Filipendula ulmaria* [2]. В сучасних дослідженнях встановлено, що на досліджуваній території переважають угруповання із співдомінуванням *Phragmites australis*, *Thelypteris palustris*, *Equisetum fluviatile*, *Typha latifolia* [9]. Історія вивчення цієї території і власні дослідження висвітлені нами у попередній статті [7].

Матеріал і методика досліджень

Дослідження проводили напівстаціонарним методом протягом 2018—2021 рр. на території болотної частини БППЗЗ «Романівське болото». За цей період було зроблено 126 геоботанічних описів. Класифікацію рослинності проводили за еколого-флористичним підходом Ж. Браун-Бланке [14]. Пробні ділянки закладали відповідно до загальноприйнятих геоботанічних методик [1]. Описи було внесено до бази даних TURBOVEG [17], а їхню обробку здійснено за допомогою алгоритму TWINSPAN modified [26], імplementованого до програмного забезпечення JUICE [27]. Діагностичні види визначали за допомогою коефіцієнту вірності ϕ . У тексті вони наведені в порядку зменшення значень вірності. Для характеристики синтаксонів використано такі категорії видів: діагностичні (далі по тексту д.в.) $\phi > 0,25$, константні (к.в.) — які мають постійність більше 40 %, домінантні — у яких проективне покриття понад 25 %. Синтаксони подано відповідно до сучасних синтаксономічних ог-

лядів [6, 21, 24]. Назви видів подано за [23]. Для дослідження екологічної диференціації рослинності було проведено багатовимірну ординацію з подальшим аналізом кореляцій між ординаційними навантаженнями та фітоіндикаційними показниками. Ординацію проводили за допомогою аналізу відповідності з вилученим трендом (DCA) [18] на основі матриці відстані Брея-Кертиса з урахуванням проективного покриття видів [15, 22]. Зв'язок між фітоіндикаційними показниками та ординаційними вісями було оцінено за допомогою функції *envfit* з пакету *vegan* для середовища R [25]. Екологічні показники були розраховані за методикою фітоіндикації на основі шкал Я. Дідуха [4].

Результати досліджень та їх обговорення

Класифікаційна схема рослинності досліджуваної території включає 10 класів, 13 порядків, 15 союзів і 28 асоціацій, що свідчить про високу фітоценотичну різноманітність і комплексність такої невеликої території. Рослинність тут представлена водними, болотними, лучними, чагарниковими, лісовими та рудеральними угрупованнями (табл. 1).

Нумерація асоціацій у класифікаційній схемі рослинності така ж, як і в таблиці 1. Різноманітність фітоценозів також впливає на флористичне багатство, яке, за нашими даними, нараховує понад 150 видів судинних рослин. Серед них також відмічено регіонально рідкісні для м. Києва та Київської обл. види: *Calla palustris* L., *Veratrum lobelianum* Bernh., *Menyanthes trifoliata* L., а також вид із Додатку I Бернської конвенції *Ostericum palustre* (Besser) Besser [10, 20].

Ординаційний графік показує розташування центрів досліджених класів рослинності (рисунок).

Вологість (Hd) найсильніше пов'язана з першою віссю і має найдовший вектор (коефіцієнт детермінації становить $r^2 = 0,79$, табл. 2).

Цей екологічний фактор є визначальним для дослідженої рослинності. У той же час фактор кислотності ґрунту, Rc, не відіграє суттєвої ролі у диференціації синтаксонів і посідає восьме місце в ранжованому за величиною r^2 ряді факторів (табл. 2). Як видно з таблиці середніх значень, розрахованих для синтаксонів (табл. 3), більшість ґрунтів є слабкокислими (за шкалами Я. Дідуха одержані бали відповідають рН 5,5—6,5). Що стосується другої вісі ординації, то вона пов'язана з декількома факторами, у першу чергу — світловим (Lc) і сольовим (Sl) режимом. Фактор світлового режиму є другим (після вологості) фактором за впливовістю, якщо таку оцінку проводити за величиною коефіцієнту детермінації, r^2 , регресійної моделі (див. табл. 2). Це пов'язано з тим, що досліджена рослинність сильно варіює за висотою та щільністю першого ярусу, який впливає на доступність світла для інших ярусів.

Схема класифікації рослинності

LEMNETEA O. DE BOLÒS ET MASCLANS 1955

Lemnetalia minoris O. de Bolòs et Masclans 1955

Lemnion minoris O. de Bolòs et Masclans 1955

Таблиця 1

Синоптична таблиця рослинності «Романівського болота»

№ синтаксонів	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28
<i>Lemna trisulca</i>	84
<i>Equisetum palustre</i>	64
<i>Lemna minor</i>	.	26	23	23	
<i>Sparganium emersum</i>	.	.	37	
<i>Ceratophyllum demersum</i>	.	.	37	
<i>Spirodela polyrrhiza</i>	.	.	36	20	
<i>Leersia oryzoides</i>	.	.	.	69	
<i>Glechoma hederacea</i>	.	.	.	49	
<i>Alisma plantago-aquatica</i>	.	.	.	49	
<i>Epilobium palustre</i>	.	.	.	49	
<i>Sium latifolium</i>	.	.	.	30	22	
<i>Oenanthe aquatica</i>	.	.	.	28	40	40	
<i>Epilobium hirsutum</i>	.	.	.	26	
<i>Stachys palustris</i>	96	
<i>Eleocharis palustris</i>	100	
<i>Bidens frondosa</i>	72	

Продовження табл. 1

№ синтаксонів	Кількість описів	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	
		2	5	14	4	2	1	13	8	2	5	6	4	3	2	2	5	1	6	2	1	3	1	4	11	5	1	1	3	
<i>Filipendula denudata</i>								40																						
<i>Phragmites australis</i>								27																						
<i>Thelypteris palustris</i>								47																						
<i>Viburnum opulus</i>								31																						
<i>Typha angustifolia</i>									100																					
<i>Typha latifolia</i>										36																				
<i>Epilobium adenocaulon</i>											40																			
<i>Betula pubescens</i>											37														18					
<i>Galium aparine</i>											30																			
<i>Equisetum fluviatile</i>											24																			
<i>Sparganium erectum</i>												85																		
<i>Ranunculus flammula</i>												70																		
<i>Calamagrostis canescens</i>												49																		
<i>Bidens cernua</i>					20							34																		
<i>Carex appropinquata</i>													76																	
<i>Menyanthes trifoliata</i>															87															
<i>Potentilla palustris</i>																														

Продовження табл. 1

№ синтаксонів	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	
	Кількість описів	2	5	14	4	2	1	13	8	2	5	6	4	3	2	2	5	1	6	2	1	3	1	4	11	5	1	1	3
<i>Solanum dulcamara</i>	17	43	19
<i>Salix triandra</i>	54	54
<i>Lythrum salicaria</i>	39	39	.	.	13
<i>Lysimachia vulgaris</i>	21	.	36
<i>Carex riparia</i>	61
<i>Veratrum lobelianum</i>	48
<i>Agrostis gigantea</i>	47
<i>Carex acutiformis</i>	45	32
<i>Geranium palustre</i>	40	70
<i>Scutellaria galericulata</i>	38
<i>Rubus idaeus</i>	29	79	.
<i>Urtica galeopsifolia</i>	18	26	23
<i>Calla palustris</i>	71
<i>Molinia caerulea</i>	100
<i>Sanguisorba officinalis</i>	91
<i>Cirsium palustre</i>	91
<i>Vicia species</i>	70

Продовження табл. 1

№ синтаксонів	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	
	2	5	14	4	2	1	13	8	2	5	6	4	3	2	2	5	1	6	2	1	3	1	4	11	5	1	1	3	
<i>Potentilla erecta</i>	70
<i>Tortilis japonica</i>	59
<i>Filipendula ulmaria</i>	52
<i>Galium palustre</i>	51
<i>Typha laxmannii</i>	100
<i>Sorbus aucuparia</i>	90
<i>Nasturtium officinale</i>	80
<i>Urtica dioica</i>	59
<i>Geum urbanum</i>	56
<i>Carex acuta</i>	52
<i>Dryopteris carthusiana</i>	49
<i>Alnus glutinosa</i>	39	.	17
<i>Dryopteris filix-mas</i>	34	.	17
<i>Betula pendula</i>	29	.	20
<i>Humulus lupulus</i>	28	.	13
<i>Ribes nigrum</i>	57
<i>Quercus robur</i>	42

Продовження табл. 1

№ синтаксонів	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28
Кількість описів	2	5	14	4	2	1	13	8	2	5	6	4	3	2	2	5	1	6	2	1	3	1	4	11	5	1	1	3
<i>Salix cinerea</i>	17	57	.	.	.
<i>Artemisia annua</i>	44	.	.	.
<i>Chamerion angustifolium</i>	100	.	.	.
<i>Galeopsis bifida</i>	91	.	.	.
<i>Campanula patula</i>	100	.	.
<i>Sambucus nigra</i>	100	.	.
<i>Arrhenatherum elatius</i>	100	.	.
<i>Equisetum sylvaticum</i>	13	.	.	92	.
<i>Corylus avellana</i>	13	.	.	92	.
<i>Ostericum palustre</i>	7.5	.	66	66	.
<i>Salix caprea</i>	65	.
<i>Frangula alnus</i>	15
<i>Lycopus europaeus</i>	20
<i>Geum rivale</i>	20
<i>Eupatorium cannabinum</i>	23
<i>Stachys sylvatica</i>	23

Примітка. Цифри у таблиці – це вираження коефіцієнта вірності p_{hi} у відсотках.

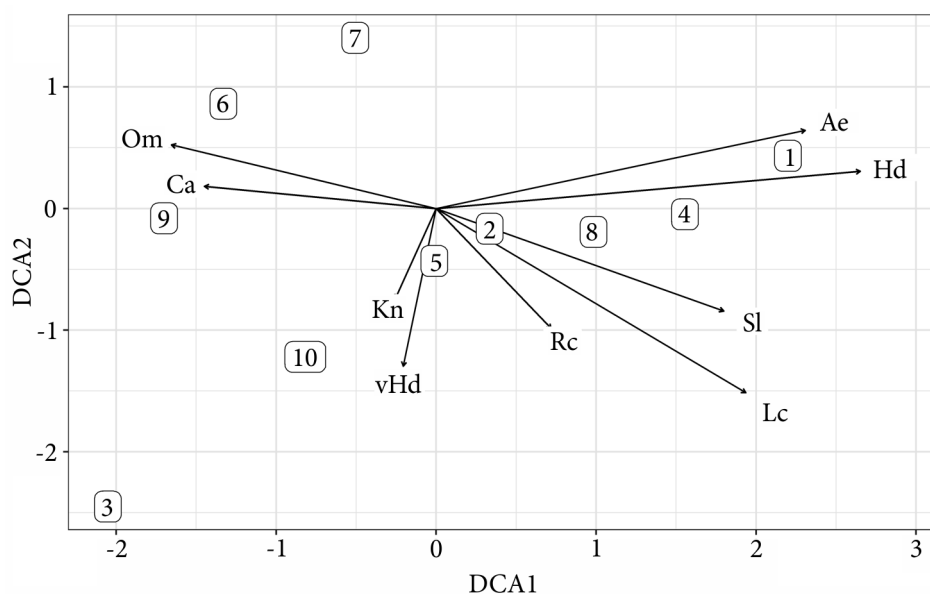


Рисунок. Ординаційна діаграма синтаксонів дослідженої рослинності на рівні класів та вісі екологічних факторів, розрахованих за методикою фітоіндикації [4]. Позначення класів: 1 — Lemnetea; 2 — Phragmito-Magnocaricetea; 3 — Molinio-Arrhenatheretea; 4 — Bolboschoenetea maritimi; 5 — Salicetea purpureae; 6 — Alnetea glutinosae; 7 — Franguletea; 8 — Bidentetea; 9 — Epilobietea angustifolii; 10 — Robinietea; Hd — вологість; Lc — світловий режим; Ae — аерація ґрунту; Sl — сольовий режим; Om — омбро-режим; Ca — вміст карбонатів; vHd — змінність зволоження; Rc — кислотність ґрунту; Kn — континентальність.

1. Lemnetum trisulcae Den Hartog 1963

2. Lemnetum minoris Soó 1927

3. Lemno-Spirodeletum polyrhizae Koch 1954

PHRAGMITO-MAGNOCARICETEA KLIKA IN KLIKA ET NOVÁK

1941

Nasturtio-Glycerietalia Pignatti 1953

Glycerio-Sparganion Br.-Bl. et Sissingh in Boer 1942

4. Leersietum oryzoidis Egger 1933

Oenanthetalia aquatica Hejný ex Balátová-Tuláčková et al. 1993

Eleocharito palustris-Sagittarion sagittifoliae Passarge 1964

5. Oenanthetum aquatica Soó ex Neuhäusl 1959

6. Eleocharitetum palustris Savič 1926

Phragmitetalia Koch 1926

Phragmition communis Koch 1926

7. Phragmitetum australis Savič 1926

8. Thelypterido palustris-Phragmitetum australis Kuiper ex van Donselaar et al. 1961

9. Typhetum angustifoliae Pignatti 1953

10. Typhetum latifoliae Nowiński 1930

Таблиця 2

Результати застосування envfit функції оцінки зв'язку фітоіндикаційних факторів з всіма ординації

Фітоіндикаційні показники	r^2	r^2 .ranked	corr.Dim1	corr.Dim2	pvals
Hd (вологість)	0,79	1	0,88	0,10	0,001
Lc (світловий режим)	0,67	2	0,65	-0,50	0,001
Ae (аерація ґрунту)	0,64	3	0,77	0,21	0,001
Sl (сольовий режим)	0,44	4	0,60	-0,28	0,001
Om (омброрежим)	0,33	5	-0,55	0,17	0,001
Ca (вміст карбонатів)	0,24	6	-0,48	0,06	0,001
vHd (змінність зволоження)	0,19	7	-0,07	-0,43	0,001
Rc (кислотність ґрунту)	0,17	8	0,24	-0,33	0,002
Kp (континентальність)	0,07	9	-0,09	-0,25	0,046
Nt (вміст сполук азоту)	0,03	10	-0,03	-0,17	0,263
Cr (кріорежим)	0,02	11	-0,02	-0,14	0,405
Tm (терморежим)	0,01	12	-0,11	0,01	0,578

Примітка. r^2 — коефіцієнт детермінації регресійної моделі; r^2 .ranked — ранги факторів, впорядкованих за величиною r^2 ; corr.Dim1 та corr.Dim2 — кореляція факторів з першою та другою віссю відповідно; pvals — рівень значущості регресійної моделі.

11. Equisetum fluviatilis Nowiński 1930
12. Sparganietum erecti Roll 1938
- Magnocaricetalia Pignatti 1953
- Magnocaricion elatae Koch 1926
13. Caricetum appropinquatae Aszód 1935
14. Menyanthetum trifoliatae Nowiński 1927
- Magnocaricion gracilis Géhu 1961
15. Caricetum ripariae Máthé et Kovács 1959
16. Caricetum acutiformis Egger 1933
17. Caricetum gracilis Savič 1926
- Carici-Rumicion hydrolapathi Passarge 1964
18. Calletum palustris Vanden Berghen 1952
- MOLINIO-ARRHENATHERETEA TX. 1937
- Molinietalia caeruleae Koch 1926
- Filipendulion ulmariae Segal ex Westhoff et Den Held 1969
19. Lysimachio vulgaris-Filipenduletum Balátová-Tuláčková 1978
- BOLBOSCHOENETEA MARITIMI VICHEREK ET TX. EX TX. ET HÜLBUSCH 1971
- Bolboschoenetalia maritimi Hejný in Holub et al. 1967
- Typhion laxmannii Nedelcu 1968
20. Typhetum laxmannii (Ubrizsy 1961) Nedelcu 1968

Таблиця 3
Середні значення фітоіндикаційних показників, розрахованих за шкалами Я. Дідуха [4], для описів рослинності кожного класу

Класи	Hd	vHd	Rc	Sl	Nt	Lc	Ae	Ca	Tm	Om	Kp	Cr
Lemnetea	18,7	4,3	8,2	8,6	6,3	7,4	12,9	5,4	8,6	11,0	8,9	7,9
Phragmito-Magnocaricetea	16,2	5,8	8,2	7,7	6,7	7,1	11,2	5,3	8,6	12,1	9,0	8,1
Molinio-Arrhenatheretea	14,7	5,6	7,8	7,5	6,4	7,0	9,5	5,4	8,6	13,3	9,0	8,3
Bolboschoenetetea maritimi	17,9	5,6	8,4	8,6	7,3	7,5	11,7	5,4	8,7	11,3	8,6	8,1
Salicetea purpureae	15,6	5,5	8,2	7,1	5,8	7,1	10,6	5,1	8,5	12,2	9,0	7,6
Alnetea glutinosae	14,8	5,4	7,8	6,9	6,6	6,5	9,8	5,6	8,5	13,0	8,9	7,9
Franguletea	16,1	5,0	7,6	7,2	7,0	6,8	10,6	5,4	8,6	12,1	8,8	8,1
Bidentetea	14,8	7,4	8,0	7,2	7,1	7,2	9,0	5,7	8,4	12,7	8,7	8,3
Epilobietea angustifolii	13,6	5,8	7,7	7,1	7,1	6,3	9,0	5,8	8,9	13,1	8,5	8,2
Robinietea	14,9	5,9	8,0	7,0	6,8	6,8	9,4	6,1	8,3	12,8	9,3	7,5
Діапазон значень	13,6	4,3	7,6	6,9	5,8	6,3	9,0	5,1	8,3	11,0	8,5	7,5
	18,7	7,4	8,4	8,6	7,3	7,5	12,9	6,1	8,9	13,3	9,3	8,3

Примітка. Hd — вологість; vHd — змінність зволоження; Rc — кислотність ґрунту; Sl — кислотність ґрунту; SI — сольовий режим; Nt — вміст сполук азоту; Lc — світловий режим; Ae — аерація ґрунту; Ca — вміст карбонатів; Tm — терморезим; Om — омборезим; Kp — континентальність; Cr — кріорезим.

- SALICETEA PURPUREAE MOOR 1958
Salicetalia purpureae Moor 1958
Salicion triandrae T. Müller et Görz 1958
21. Salicetum triandrae Malcuit ex Noirefalise in Lebrun et al. 1955
ALNETEA GLUTINOSAE BR.-BL. ET TX. EX WESTHOFF ET AL. 1946
Alnetalia glutinosae Tx. 1937
Alnion glutinosae Malcuit 1929
22. Thelypterido palustris-Alnetum glutinosae Klika 1940
23. Carici acutiformis-Alnetum Scamoni 1935
24. Ribo nigri-Alnetum Solińska-Górnicka (1975) 1987
FRANGULETEA DOING EX WESTHOFF IN WESTHOFF ET DEN
HELD 1969
Salicetalia auritae Doing 1962
Salicion cinereae T. Müller et Görz ex Passarge 1961
25. Salicetum cinereae Zółomi 1931
BIDENTETEA TX. ET AL. EX VON ROCHOW 1951
Bidentetalia Br.-Bl. et Tx. ex Klika et Hadač 1944
Bidention tripartitae Nordhagen ex Klika et Hadač 1944
26. Bidentetum cernuae Slavnić 1951
EPILOBIETEA ANGUSTIFOLII TX. ET PREISING IN TX. EX VON
ROCHOW 1951
Galeopsio-Senecionetalia sylvatici Passarge 1981
Epilobion augustifolii Oberd. 1957
27. Rubetum idaei Gams 1927
ROBINIETEA JURKO EX HADAČ ET SOFRON 1980
Sambucetalia racemosae Oberd. ex Doing 1962
Sambuco-Salicion capreae Tx. et Neumann in Tx. 1950
28. Salicetum capreae Schreier 1955

Характеристика синтаксонів «Романівського болота»

Клас LEMNETEA на досліджуваній території налічує три асоціації, об'єднані в союз Lemnion minoris і порядок Lemnetalia minoris. Ценофлора класу представлена 31 видом. В середньому 4,2 види на опис. Фітоценози поширені на всій території, вкритій водою. Загалом їхні сумарні площі, на нашу думку, не перевищують 1—3 % території.

Асоціація Lemnetum trisulcae

Діагностичні види (Д. в.): *Lemna trisulca*, *Equisetum palustre*.

Константні види (К. в.): *Spirodela polyrrhiza*, *Potentilla palustris*, *Dryopteris filix-mas*.

Ценози розташовані у всіх частинах болота і надають перевагу евтрофним і мезоевтрофним непроточним або слабопроточним мілководдям з глибиною води до 50 см і слабкокислим чи нейтральним рН [6]. Донні відклади містять мулісто-піщані, мулісті та торф'яні компоненти, часто з високим вмістом органіки, а рівень води змінюється протягом сезону. На затінених ділянках угруповання асоціації відмічаються досить рідко. У фітоценозах відмічено всього 5 видів. В одному ценозі було 2—4

види. Загальне проективне покриття (ЗПП) становило 15—95 %. *Lemna trisulca* із ЗПП 5—95 % формує наводний ярус, а *Equisetum palustre* із ЗПП 10 % формує розріджений надводний до 40 см заввишки.

Асоціація *Lemnetum minoris*

Д. в.: *Lemna minor*.

К. в.: *Equisetum fluviatile*, *Carex acuta*.

Ценози надають перевагу закритим чи слабопроточним водоймам з нейтральним або слаболужним рН, незначними змінами рівня води протягом вегетації, глибиною 10—50 см і мулисто-піщаними відкладами. Часто такі ценози відмічалися в затінених місцях та на окраїнах болота. В угрупованнях було 17 видів. В одному ценозі трапляється 1—8 видів (в середньому 4,17). ЗПП 40—100 %, *Lemna minor* 20—99 %. Угруповання одно- або двоярусні. В надводному ярусі заввишки до 2 м відмічено *Phragmites australis* (до 20 %), *Rorippa palustris* — 20 %, *Carex riparia* — 2 %, *Sium latifolium* — 2 % та ін. Наводний ярус формує *Lemna minor*.

Асоціація *Lemno-Spirodeletum polyrhizae*

Д. в.: *Sparganium emersum*, *Ceratophyllum demersum*, *Spirodela polyrrhiza*.

К. в.: *Lemna minor*.

Угруповання асоціації відмічені в схожих із попередньою умовах, однак відзначаються частіше за *Lemnetum minoris*. У них зафіксовано 18 видів. Зазвичай в ценозі 2—8 видів (в середньому 4,07). ЗПП 35—100 %, *Lemna minor* 30—95 %, *Sparganium emersum* — 3—5 %, *Ceratophyllum demersum* — 10—15 %, *Spirodela polyrrhiza* — 1—20 %. Ценози одно-дво-, рідше триярусні. Надводний ярус заввишки до 1,2 м розріджений і утворений *Phragmites australis*, *Equisetum fluviatile*, *Bidens cernua*, *Sium latifolium* і рідкісними *Menyanthes trifoliata*, *Calla palustris*. Наводний ярус формує *Lemna minor*, *Spirodela polyrrhiza*, а підводний *Ceratophyllum demersum*.

На території дослідження клас PHRAGMITO-MAGNOCARICETEA об'єднує фітоценози болотної рослинності і представлений 4 порядками 6 союзами та 15 асоціаціями, які займають найбільші площі (65—70 % досліджуваної території), а його ценофлора налічує 81 вид і є найбагатшою за цим показником.

Порядок *Nasturtio-Glycerietalia* включає союз *Glycerio-Sparganion* з асоціацією *Leersietum oryzoidis*.

Асоціація *Leersietum oryzoidis*

Д. в.: *Leersia oryzoides*, *Alisma plantago-aquatica*, *Sium latifolium*, *Epilobium palustre*, *E. hirsutum*, *Glechoma hederacea*, *Oenanthe aquatica*.

К. в.: *Typha latifolia*, *Lythrum salicaria*.

Ценози відмічено у південній частині болота. Вони компактно заселяють прибережні зони водойм із тривалим, рідше середнім, повеневим періодом. Для ценозів характерне значне коливання рівня води впродовж вегетації і мулисті, мулисто-піщані субстрати. Загалом в угрупованнях зареєстровано 22 види. В окремому ценозі буває 7—10 видів (в се-

редньому 8,75). ЗПП 90—100 %. Надводний ярус висотою до 80 см густий, тут домінує *Leersia oryzoides* — 55—80 % зі значною участю *Typha latifolia* — 5—30 %, *Sium latifolium* — 3—15 % та *Carex acuta* — 3 %. Поодинокі трапляються *Alisma plantago-aquatica*, *Epilobium palustre*, *Glechoma hederacea* та ін. Наводний ярус розріджений і утворений *Lemna minor* — 2 %.

Порядок *Oenanthetalia aquatica* має один союз *Eleocharito palustris-Sagittarion sagittifoliae* з двома асоціаціями — *Oenanthetum aquatica* та *Eleocharitetum palustris*.

Асоціація *Oenanthetum aquatica*

Д. в.: *Stachys palustris*, *Oenanthe aquatica*.

К. в.: *Typha latifolia*, *Sium latifolium*.

Угруповання відмічені в південній частині, де вони надають перевагу евтрофним замкнутим і слабопроточним водоймам зі слабким або нейтральним рН і значною зміною рівня води протягом вегетаційного періоду. Глибина води тут 20—45 см, донні відклади мулисто-піщані та торф'янисті. Всього у фітоценозах зареєстровано 16 видів. В окремому ценозі було 8—12 видів (в середньому 10). ЗПП 80—100 %, *Sium palustris* — 1—3 %, *Oenanthe aquatica* становить 27—79 %. Також в надводному ярусі відмічено *Typha latifolia* 7—20 %, *Persicaria hydropiper* — 10 %, *Mentha aquatica* 7 %, *Galium palustre* 3 % та ін. Наводний ярус дуже розріджений і представлений *Lemna minor*.

Асоціація *Eleocharitetum palustris*

Д. в.: *Eleocharis palustris*, *Bidens frondosa*.

К. в.: *Sium latifolium*, *Lemna minor*.

Ценози відмічено в південній частині на прибережних мілководдях з нейтральним або слаболужним рН, глибиною води 30—50 см і мулисто-піщаними субстратами. В угрупованнях зареєстровано чотири види. ЗПП становить 50 %, у *Eleocharis palustris* — 15 %, *Bidens frondosa* — 10 %, *Sium latifolium* — 5 %. Висота надводного ярусу 20—30 см. Наводний ярус формує *Lemna minor* — 20 %.

Порядок *Phragmitetalia* включає союз *Phragmition communis* із шістьма асоціаціями.

Асоціація *Phragmitetum australis*

Д. в.: *Phragmites australis*, *Filipendula ulmaria*.

К. в.: *Urtica galeopsifolia*, *Solanum dulcamara*, *Humulus lupulus*.

Фітоценози приурочені до евтрофних слабопроточних і замкнутих водойм з нейтральним чи слаболужним рН, значним коливанням рівня води під час вегетації і глибиною 20—70 см, з піщано-мулистими, мулистими, мулисто-торф'янистими і торф'янистими субстратами. В них зафіксовано 31 вид. У ценозах буває 2—11 видів (в середньому 5,62). ЗПП становить 85—100 %. ЗПП *Phragmites australis* — 35—95 %, *Filipendula ulmaria* до 3 %. Ценози зазвичай густі, одно-, рідше двоярусні і мають висоту понад 2,5 м. Надводний ярус окрім діагностичних та константних видів формують *Carex riparia* 20 %, *C. acuta* 5 %, *C. acutiformis* 7—30 %, *C. appropinquata* 10 %, *Equisetum fluviatile* 3—7 %, *Typha latifolia* 1—20 %, *Calla pa-*

lustris до 7 %, *Sium latifolium* 1—16 % та ін. Наводний ярус відмічався рідко. Його, відповідно, утворює *Lemna minor* 20—45 %.

Асоціація *Thelypterido palustris-Phragmitetum australis*

Д. в.: *Thelypteris palustris*, *Viburnum opulus*, *Phragmites australis*.

К. в.: *Equisetum fluviatile*, *Urtica galeopsifolia*, *Lysimachia vulgaris*, *Eupatorium cannabinum*, *Alnus glutinosa*.

Фітоценози відмічено у південній і північній частинах болота на болотистих ділянках, берегах повільно текучих вод, з мулисто-торф'янистим субстратом. В угрупованнях відмічено 31 вид. У ценозах було 6—16 видів (в середньому 9,75). ЗПП становить 87—100 %. *Thelypteris palustris* — 30—50 %, *P. australis* — 5—50 %. Ценози мають дво-триярусну структуру. Трав'яний ярус заввишки 2,5 м густий. Окрім діагностичних видів його формують *Carex riparia* (15 %), *Typha latifolia* (5—30 %), *Lysimachia vulgaris* (3—5 %), *Urtica galeopsifolia* (3—5 %), *Epilobium hirsutum* (2 %), *Lytthrum salicaria* (2 %), *Eupatorium cannabinum* (1 %), *Humulus lupulus* (10—29 %), *Equisetum fluviatile* (3—15 %) та ін.

Асоціація *Typhetum angustifoliae*

Д. в.: *Typha angustifolia*.

К. в.: *Spirodela polyrrhiza*, *Lemna minor*, *Typha latifolia*, *Alnus glutinosa*, *Betula pubescens*.

Ценози виявлені з південного боку на ділянках з глибиною води 20—70 см, зі значним коливанням рівня води протягом вегетації, нейтральною та слабкислою реакцією рН, мулистими та мулисто-торф'янистими субстратами. В угрупованнях виявлено 3—6 видів (в середньому 4,5). ЗПП становить 100 %, В надводному густому ярусі заввишки 2 м окрім *Typha angustifolia* (70—85 %) також іноді трапляється *T. latifolia*. Наводний ярус формується *Lemna minor* 10—30 %, *Spirodela polyrrhiza* до 5 %. Поодинокі відмічені ювенільні особини *Alnus glutinosa*, *Betula pubescens*.

Асоціація *Typhetum latifoliae*

Д. в.: *Typha latifolia*.

К. в.: *Lemna minor*, *Sium latifolium*, *Spirodela polyrrhiza*.

Ценози відмічено у південній та західній частині дослідженої території на мілководді на мулисто-торф'янистих субстратах, зі значним коливанням рівня води (20—80 см) під час вегетації, нейтральним чи слабкислим рН. Фітоценози включали 23 види. Зазвичай відмічалось 4—17 видів (у середньому 7,6). ЗПП становить 60—100 %. Надводний ярус висотою 2 м густий і утворений *Typha latifolia* 20—70 %, *Sium latifolium* 5—25 %, *Bidens cernua* 10—15 %, *Oenanthe aquatica* до 10 %, *Lycopus europaeus* 10 %, *Equisetum fluviatile* 5 %, *Lythrum salicaria* 3 % та ін. Наводний розріджений ярус формують *Lemna minor* до 25 %, *Spirodela polyrrhiza* до 2 %.

Асоціація *Equisetetum fluviatilis*

Д. в.: *Epilobium adenocaulon*, *Betula pubescens*, *Galium aparine*, *Equisetum fluviatile*.

К. в.: *Lysimachia vulgaris*, *Typha latifolia*.

Ценози відмічено в західній, південно-західній та південній частині на мілководді евтрофних замкнутих і слабопроточних водойм з нейтральним і слабкокислим рН, багатими на органічні сполуки мулисто-піщаними, мулисто-торф'янистими субстратами і глибиною води 10—50 см. Угруповання нараховують 28 видів. Зазвичай відмічалось 4—13 видів (в середньому 9,17). ЗПП становить 51—100 %, *Equisetum fluviatile* 15—60 %, *Betula pubescens* 1—5 %, а *Epilobium adenocaulon* і *Galium aparine* до 1 %. Угруповання зазвичай мають дво- та триярусну будову. Водний розріджений ярус формує *Lemna minor* 10—25 %. Надводний ярус висотою до 2,5 м формують також *Phragmites australis*, *Sium latifolium*, *Oenanthe aquatica*, *Sparganium erectum*, *Calla palustris*, *Carex acutiformis*, *Nasturtium officinale*, *Typha latifolia* та ін. У складі угруповань відмічено багато фанерофітів, найчастіше траплялися *Salix cinerea*, *S. triandra*, *Alnus glutinosa*, *Betula pubescens*, *Salix alba*.

Асоціація *Sparganietum erecti*

Д. в.: *Sparganium erectum*, *Ranunculus flammula*, *Calamagrostis canescens*, *Bidens cernua*.

К. в.: *Lemna minor*, *Spirodela polyrrhiza*, *Sium latifolium*, *Oenanthe aquatica*.

Ценози відмічені у південній частині об'єкту досліджень в замкнутих і слабопроточних водоймах з нейтральним або слабкокислим рН, значними коливаннями рівня води протягом вегетації, глибиною 30—120 см, мулисто-піщаними і мулистими субстратами. Угруповання нараховують 13 видів (в середньому 6). ЗПП становить 80—100 %, *Sparganium erectum* 30—35 %, *Bidens cernua* 3—33 %. Угруповання мають переважно двоярусну будову. Надводний ярус густий та середньо густий заввишки до 60 см. Його формують переважно діагностичні види. Наводний ярус густий і утворений *Lemna minor*, *Spirodela polyrrhiza*.

Порядок *Magnocaricetalia* представлений союзом *Magnocaricion elatae* з двома асоціаціями, союзом *Magnocaricion gracilis* з трьома асоціаціями та союзом *Carici-Rumicion hydrolopathi* з однією асоціацією.

Асоціація *Caricetum appropinquatae*

Д. в.: *Carex appropinquata*.

К. в.: *Lysimachia vulgaris*.

Ценози рідко відмічаються у південній, західній і центральній частинах болота в зниженнях з шаром торфу 0,3—0,6 м, багатим ґрунтовим живленням, мулисто-торф'янистими і торф'янистими ґрунтами. В угрупованнях трапляється 17 видів. В одному описі 5—9 видів (в середньому 6,67). ЗПП становить 100 %, *Carex appropinquata* 70—97 %. Травостій заввишки до 2 м одноярусний густий і розподілений на 2—3 під'яруси. Найбільшу роль в утворенні травостою мають *Carex appropinquata*, *Phragmites australis*, *Humulus lupulus*, *Thelypteris palustris*, *Lysimachia vulgaris*, *Equisetum fluviatile* та ін.

Асоціація *Menyanthes trifoliatae*

Д. в.: *Menyanthes trifoliata*, *Potentilla palustris*, *Salix triandra*, *Solanum dulcamara*, *Lythrum salicaria*, *Lysimachia vulgaris*.

К. в.: *Phragmites australis*, *Equisetum fluvialite*.

Ценози рідко трапляються у південно-західній частині болота на мулистих субстратах вздовж каналів з незначним стоком води і глибиною 20—50 см. Всього зареєстровано 9 видів. У окремих ценозах зустрічається 8—9 видів (в середньому 8,5). ЗПП становить 100 %, *Menyanthes trifoliata* 30—35 %, *Potentilla palustris* — 1 % і поодинокі *Salix triandra*, *Solanum dulcamara*. Угруповання двоярусні. Густий трав'яний ярус висотою 2 м утворюють *Phragmites australis*, *Equisetum fluvialite* та діагностичні види.

Асоціація *Caricetum ripariae*

Д. в.: *Carex riparia*, *Oenanthe aquatica*.

К. в.: *Phragmites australis*, *Equisetum fluvialite*.

Ценози рідко відмічені у південній частині на прибережних ділянках закритих і малопроточних водойм з мулистими субстратами, глибиною води 20—50 см та коливанням її рівня протягом вегетації. В ценозах асоціації трапляється 13 видів. В окремих фітоценозах було 8—9 видів (в середньому 8,5). ЗПП досягало 100 %, *Carex riparia* — 80 %, *Oenanthe aquatica* 3—5 %. Густий травостій висотою 1,5 м утворюють також *Phragmites australis*, *Sium latifolium*, *Equisetum fluvialite*, *Lythrum salicaria* та ін. Також поодинокі відмічені *Alnus glutinosa*, *Salix caprea*, *Lemna minor*.

Асоціація *Caricetum acutiformis*

Д. в.: *Veratrum lobelianum*, *Agrostis gigantea*, *Carex acutiformis*, *Geranium palustre*, *Rubus idaeus*, *Scutellaria galericulata*, *Urtica galeopsifolia*.

К. в.: *Phragmites australis*, *Lysimachia vulgaris*.

Ценози траплялися у східній та південній частинах болота на узліссях вільхових лісів та по берегах водойм з мулисто-торф'янистими, торф'янисто-глеєвими субстратами. Вони формуються в умовах змінного режиму зволоження протягом вегетації. В угрупованнях відмічено 26 видів. В окремих ценозах було 3—13 видів (в середньому 9). ЗПП становить 70—100 %, *Veratrum lobelianum* — 15 %, *Agrostis gigantea* — 3 %, *Carex acutiformis* 15—70 %, *Geranium palustre* 3—5 %, *Rubus idaeus* — 15 %, а у *Scutellaria galericulata* і *Urtica galeopsifolia* до 3 %. Трав'яний ярус густий і має висоту до 2 м. Окрім трав'янистих діагностичних видів його формують константні спільно з *Filipendula ulmaria*, *Typha latifolia*, *Leersia oryzoides*, *Lysimachia vulgaris* та ін.

Асоціація *Caricetum gracilis*

Д. в.: *Carex acuta*.

К. в.: *Spirodela polyrhyza*, *Humulus lupulus*, *Lemna minor*, *Carex acuta*, *C. acutiformis*.

Ценоз відзначений у південно-західній частині болота в прибережній зоні водойми з глибиною води до 10—30 см з мулисто-болотними та торф'яно-болотними ґрунтами. На досліджуваній території зафіксовано лише в одному локалітеті. Було відмічено 5 видів. ЗПП 100 %, у *Carex acu-*

та — 65 %. Густий травостій двоярусний, висотою 80 см. Надводний ярус розріджений, утворений *Lemna minor*, *Spirodela polyrrhiza*.

Асоціація *Callietum palustris*

Д. в.: *Calla palustris*.

К. в.: *Lemna minor*, *Spirodela polyrrhiza*, *Equisetum fluviatile*.

Ценози відмічені у західній частині болота у мілководних водоймах з мулистого-торф'янистими субстратами та слабокислим рН. В ценозах зареєстровано 15 видів. В окремих фітоценозах було 4—7 видів (в середньому 5,33). ЗПП 50—100 %, *Calla palustris* — 15—50 %. Угруповання переважно двоярусні. Надводний ярус заввишки до 2 м густий. Його формують *Equisetum fluviatile*, *Menyanthes trifoliata*, *Sium latifolium*, *Typha latifolia*, *Potentilla palustris*, *Rumex hydrolapatum* та ін. Наводний ярус має ЗПП 5—53 % і утворений *Lemna minor*, *Spirodela polyrrhiza*.

На досліджуваній території клас MOLINIO-ARRHENATHERETEA об'єднує угруповання гігомезофітних і мезогігрофітних лук, які приурочені до біотопів з неглибоким заляганням ґрунтових вод, мулистоглеєвих і торф'яно-глеєвих опідзолених ґрунтів. Фітоценози цього класу трапляються рідко і займають дуже невеликі площі в перехідній частині між болотом і заплавою р. Любки. Вони представлені лише однією асоціацією *Lysimachio vulgaris-Filipenduletum* союзу *Filipendulion ulmariae* порядку *Molinietalia caeruleae*.

Асоціація *Lysimachio vulgaris-Filipenduletum*

Д. в.: *Molinia caerulea*, *Sanguisorba officinalis*, *Cirsium palustre*, *Potentilla erecta*, *Vicia species*, *Geranium palustre*, *Torilis japonica*, *Filipendula ulmaria*, *Galium palustre*, *Lythrum salicaria*, *Lysimachia vulgaris*.

К. в.: *Urtica galeopsifolia*.

Ценози рідко відмічені у східній частині болота в неглибоких пониженнях по краю болота на торф'яно-болотних і торф'яно-глеєвих ґрунтах. Загалом в ценозах відмічено 16 видів. В одному фітоценозі 11—14 видів (в середньому 12,5). ЗПП 100 %, у *Molinia caerulea* — 35—70 %, *Sanguisorba officinalis* — 3 %, *Cirsium palustre* — 5 %, *Potentilla erecta* — 5 %, *Geranium palustre* до 6 %, *Filipendula ulmaria* 3—35 %, *Galium palustre* до 5 %, *Lythrum salicaria* до 3 %, *Lysimachia vulgaris* до 5 %, *Torilis japonica* до 1 %. Ценози одноярусні густі, заввишки до 1 м. Тут також присутні *Urtica galeopsifolia*, *Rumex hydrolapathum*, *Scutellaria galericulata*, *Humulus lupulus*.

Клас BOLBOSCHOENETEA MARITIMI об'єднує угруповання середньо- або високорослих трав, що ростуть на слабозасолених водоймах зі значною зміною рівня води протягом вегетаційного періоду та заболочених засолених ґрунтах. На досліджуваній території клас представлений лише фітоценозами асоціації *Typhetum laxmannii*, що належить до союзу *Typhion laxmannii*, який входить до порядку *Bolboschoenetalia maritimi*.

Асоціація *Typhetum laxmannii*

Д. в.: *Typha laxmannii*.

К. в.: *Spirodela polyrrhiza*, *Sium latifolium*, *Persicaria hydropiper*, *Lycopus europaeus*, *Bidens cernua*, *Lemna minor*.

Асоціація описана нами у південній частині болота на прибережній ділянці мілководної водойми глибиною до 30 см, у донних відкладах переважають мулові субстрати. Угруповання нараховувало 7 видів. ЗПП 60 %, у *Typha laxmanii* — 35 %. Наводний ярус розріджений, його формують *Lemna minor* та *Spirodela polyrrhiza*. Надводний ярус середньої густоти. Він має висоту до 1 м і його, крім діагностичного виду, утворюють константні види.

Клас SALICETEA PURPUREAE об'єднує заплавні деревні вербово-тополеві фітоценози, а також чагарникові угруповання, що ростуть на вологих мулисто-болотних, дернових і піщаних алювіальних ґрунтах. Ценози класу представлені порядком *Salicetalia purpureae*, союзом *Salicion triandrae* та асоціацією *Salicetum triandrae* і мають дуже невеликі площі.

Асоціація *Salicetum triandrae*

Д. в.: *Salix triandra*.

К. в.: *Solanum dulcamara*, *Phragmites australis*.

Ценози рідко відмічені в південній, центральній та західній частинах болота на ділянках, які періодично затоплюються, на мулисто-болотних і лучно-болотних ґрунтах. В угрупованнях відмічено 17 видів. В окремих ценозах було 5—8 видів (в середньому 7). ЗПП 100 %, у *Salix triandra* 75—80 %. Угруповання переважно дво-, триярусні. В деревному ярусі висотою до 5 м поодинокі відмічені *Betula pendula*. Ярус кущів переважно густий, заввишки до 2,5 м і утворений *Salix triandra*. Трав'яний ярус заввишки до 2 м має ЗПП 20—61 % і сформований *Phragmites australis*, *Equisetum fluviatile*, *Carex pseudocyperus*, *C. appropinquata*, *Calla palustris*, *Thelypteris palustris* та ін.

На території досліджуваного об'єкта клас ALNETEA GLUTINOSAE представлений порядком *Alnetalia glutinosae*, союзом *Alnion glutinosae* та трьома асоціаціями і об'єднує угруповання заболочених вільхових лісів. Фітоценози класу розростаються на значних площах і за цим показником посідають друге місце за поширеністю (15—20 % території).

Асоціація *Thelypterido palustris-Alnetum glutinosae*

Д. в.: *Sorbus aucuparia*, *Nasturtium officinale*.

К. в.: *Urtica galeopsifolia*, *Thelypteris palustris*, *Salix cinerea*, *Phragmites australis*, *Humulus lupulus*, *Frangula alnus*, *Equisetum fluviatile*, *Alnus glutinosa*, *Dryopteris filix-mas*, *Carex acutiformis*, *Betula pendula*.

Асоціацію відмічено на північно-західному боці на заболоченій ділянці з торф'янисто-болотними ґрунтами. Фітоценоз нараховував 13 видів. ЗПП 100 %, у *Sorbus aucuparia* менше 1 %, *Nasturtium officinale* 3 %. Деревний ярус ЗПП 50 % має висоту до 10 м і утворений *Alnus glutinosa*, *Betula pendula*. Розріджений ярус кущів до 2,5 м заввишки формують *Sorbus aucuparia*, *Salix cinerea*, *Frangula alnus*. Травостій висотою до 2 м густий і сформований *Phragmites australis*, *Humulus lupulus*, *Urtica galeopsifolia* та ін.

Асоціація *Carici acutiformis-Alnetum*

Д. в.: *Urtica dioica*, *Geum urbanum*, *Carex acuta*, *C. acutiformis*, *Dryopteris carthusiana*, *Dryopteris filix-mas*, *Alnus glutinosa*, *Betula pendula*, *Humulus lupulus*.

К. в.: *Lemna minor*.

Ценози рідко відмічено у західній частині болота на понижених ділянках на вологих мулистоторф'янистих і болотних ґрунтах з ґрунтовим підтопленням. Фітоценози нараховують 15 видів. В одному ценозі було 7—10 видів (в середньому 8,5). ЗПП 100 %, в *Alnus glutinosa* 58—60 %, *Humulus lupulus* 15—40 %, *Urtica dioica* 35—40 %, *Carex acuta* 9—10 %, *C. acutiformis* 10—12 %, *Dryopteris carthusiana* 3 % і менше 1 % у *Geum urbanum*, *Dryopteris filix-mas*, *Betula pendula*. Ценози дво-, триярусні. Перший ярус заввишки 15—17 м формує *Betula pendula* (до 30 %). Другий заввишки до 10 м утворює *Alnus glutinosa* (50-60 %). Третій утворюють *Salix cinerea*, *Humulus lupulus*. Трав'яний ярус густий, висотою до 1 м утворює решта діагностичних видів. Також поодинокі відмічено *Lemna minor*, *Veratrum lobelianum*, *Ostericum palustre*.

Асоціація *Ribo nigri-Alnetum*

Д. в.: *Ribes nigrum*, *Quercus robur*.

К. в.: *Urtica galeopsifolia*, *Phragmites australis*, *Humulus lupulus*, *Equisetum fluviatile*, *Solanum dulcamara*, *Alnus glutinosa*, *Lythrum salicaria*, *Lycopus europaeus*, *Dryopteris filix-mas*.

Ценози часто трапляються у західній, північно-західній частині дослідженої території в пониженнях притерасних ділянок з торф'янистими ґрунтами. Всього відмічено 66 видів. В окремих ценозах було 6—20 видів (в середньому 13,73). ЗПП 95-100 %, у *Ribes nigrum* — 3—65 %, *Quercus robur* — поодинокі. В деревостані заввишки до 15—17 м відмічені *Betula pendula*, *Pinus sylvestris*. Нижче розташовуються *Alnus glutinosa* і *Quercus robur*. Розріджений підлісок заввишки до 3—4 м формують *Corylus avellana*, *Frangula alnus*, *Salix cinerea*, *S. triandra*, *S. caprea*, *Rubus idaeus*, *Ribes nigrum*. Густий травостій заввишки 1,5—2 м сформований *Geum rivale*, *G. urbanum*, *Phragmites australis*, *Typha latifolia*, *Thelypteris palustris*, *Urtica dioica*, *U. galeopsifolia*, *Equisetum fluviatile*, *E. sylvaticum*, *Lycopus europaeus*, *Lysimachia vulgaris*, *Dryopteris filix-mas*, *Carex acuta* та ін. Тут, як і у попередній асоціації, присутній *Ostericum palustre* — вид, який включено до Додатку I Бернської конвенції, зустрічається в угрупованнях дуже рідко.

Клас FRANGULETEA об'єднує чагарникові болотні угруповання на торф'янистих, мулистоторф'янистих і мулисто-піщаних ґрунтах і представлений порядком *Salicetalia auritae*, союзом *Salicion cinereae* та однією асоціацією. У рослинному покриві фітоценози займають незначні площі, переважно по краю болота, які не перевищують 3—5 %.

Асоціація *Salicetum cinereae*

Д. в.: *Salix cinerea*, *Artemisia annua*.

К. в.: *Humulus lupulus*, *Lemna minor*.

Ценози відмічені у східній та західній частині по краю болота на ділянках з тривалим затопленням на мулисто-болотних ґрунтах. В угрупованнях зареєстровано 20 видів. В окремих ценозах було 2—12 видів (в середньому 5,8). ЗПП 90—100 %, у *Salix cinerea* — 20—100 %, *Artemisia annua* — менше 1 %. Угруповання переважно густі, двоярусні, заввишки до 3 м. Рідко присутній розріджений деревний ярус (до 6 м), утворений *Alnus glutinosa*. Чагарниковий ярус заввишки 3 м густий і утворений *Salix cinerea*, *Frangula alnus*. Трав'яний ярус до 0,8 м висотою змінної густоти іноді досягає ЗПП 50 %. Його формують *Urtica dioica*, *Equisetum fluviatile*, *Geum rivale*, *Humulus lupulus*, *Filipendula ulmaria*, *Solanum dulcamara*, *Lycopus europaeus* і рідко *Lysimachia vulgaris*, *Lemna minor*, *Agrostis gigantea*, *Galium aparine*.

Клас BIDENTETEA об'єднує піонерні ценози високорослих однорічників, що ростуть на заболочених територіях і представлений порядком Bidentetalia, союзом Bidention tripartitae і однією асоціацією. У рослинному покриві болота фітоценози займають незначні площі, переважно на окраїнах, і складають значно менше 1 % досліджуваної території.

Асоціація Bidentetum cernuae

Д. в.: *Chamerion angustifolium*, *Galeopsis bifida*, *Ostericum palustre*.

К. в.: *Solanum dulcamara*, *Sium latifolium*, *Persicaria hydropiper*, *Oenanthe aquatica*, *Humulus lupulus*, *Eupatorium cannabinum*, *Epilobium hirsutum*, *Bidens cernua*.

Ценот відмічений у південній частині болота в прибережній зоні в додому на мулистих і мулисто-піщаних ґрунтах. В угрупованнях зареєстровано 11 видів. ЗПП 95 %, діагностичні види відмічено поодинокі. Ценот однарусний, заввишки 0,8 м, густий. Його формують *Bidens cernua* 45 %, *Sium latifolium* 40 %, *Oenanthe aquatica* 5 %, *Persicaria hydropiper* 5 %. Поодинокі росли *Eupatorium cannabinum*, *Humulus lupulus*, *Epilobium hirsutum*, *Solanum dulcamara*, *Ostericum palustre*.

Угруповання класу EPILOBIETEA ANGUSTIFOLII формуються на місцях вирубок і згарищ. На території болота фітоценози зустрічаються досить рідко і займають невеликі площі, переважно на окраїнах болота, і представлені порядком Galeopsio-Senecionetalia sylvatici союзу Epilobion angustifolii та асоціації Rubetum idaei.

Асоціація Rubetum idaei

Д. в.: *Sambucus nigra* L., *Equisetum sylvaticum*, *Corylus avellana*, *Rubus idaeus*, *Ostericum palustre*, *Campanula patula*, *Arrhenatherum elatius*.

К. в.: *Urtica dioica*, *Thelypteris palustris*, *Phragmites australis*, *Humulus lupulus*, *Geum rivale*, *Dryopteris filix-mas*.

Ценот відмічено у північній частині на вологих, добре дренованих дерново-підзолистих ґрунтах. Тут було 14 видів. ЗПП досягає 100 %, у *Sambucus nigra*, *Corylus avellana* по 3 %, *Equisetum sylvaticum* — 10 %, *Rubus idaeus* — 5 %, решта діагностичних видів зростали поодинокі. Чагарниковий ярус заввишки 3—4 м розріджений. Його формують *Sambucus nigra*, *Corylus avellana*, *Rubus idaeus*. Травостій густий, висотою 0,8 м і сформо-

ваний *Humulus lupulus*, *Geum rivale*, *Urtica dioica*, *Equisetum sylvaticum*, *Thelypteris palustris*, *Phragmites australis*, *Dryopteris filix-mas*.

Клас ROBINIETEA поєднує штучні деревні насадження зі значною участю рудеральних видів на різних типах ґрунтів і представлений порядком *Sambucetalia racemosae*, союзом *Sambuco-Salicion capreae* і асоціацією *Salicetum capreae*. Угрупування трапляються дуже рідко і займають незначні площі в рослинному покриві болота.

Асоціація *Salicetum capreae*

Д. в.: *Salix caprea*.

К. в.: *Phragmites australis*, *Equisetum fluviatile*.

Ценози були рідко відмічені у західній та північній частинах болота на ділянках із значним зволоженням та багатими на поживні речовини ґрунтами. Угрупування налічували 19 видів. В одному описі було 3—13 видів (в середньому 7,33). ЗПП 95—100 %, у *Salix caprea* — 55—62 %. Угрупування зазвичай двоярусні. Чагарниковий ярус густий, заввишки 3 м, сформований *Salix caprea* і, рідко, *Frangula alnus*, *Salix alba*, *S. triandra*. Травостій висотою 1 м густий і утворений *Phragmites australis*, *Equisetum fluviatile*, *Humulus lupulus*, *Urtica galeopsifolia* та ін.

Висновки

В результаті проведених досліджень встановлено, що рослинність БППЗЗ «Романівське болото» є комплексом природних (водна, болотна, лучна, чагарникова, лісова рослинність) та антропогенних (рудеральних) рослинних угруповань. Синтаксономічне різноманіття об'єкту представлено 28 асоціаціями, 15 союзами, 13 порядками та 10 класами.

Фітоценози *Phragmito-Magnocaricetea* та *Alnetea glutinosae* займають найбільші площі, тоді як *Bolboschoenetetea maritimi* — найменші.

Найбільше фітоценотичне багатство має клас *Phragmito-Magnocaricetea*: 15 асоціацій. Значно менша їхня кількість у *Lemnetea* (три асоціації) та *Alnetea glutinosae* (три асоціації). Решта класів мають лише по одній асоціації.

Найбагатша ценофлора характерна для класів *Phragmito-Magnocaricetea* — 81 вид, *Alnetea glutinosae* — 72 види, *Lemnetea* — 27 видів, *Molinio-Arrhenatheretea* — 16 видів, а найменше видів трапляється в класі *Bolboschoenetetea maritimi*.

На формування рослинного покриву впливають такі чинники: антропогенне навантаження або його наслідки, зміни клімату, зменшення кількості опадів та вплив місцевої фауни, зокрема бобрів.

Отримані матеріали стануть хорошою основою для вивчення динамічних процесів у майбутньому.

На території БППЗЗ виявлені біотопи, що охороняються Директивою Ради Європи 92/43/ЄЕС (№ 3150, № 3270, № 6430, № 7140).

У рослинному покриві зустрічаються регіонально рідкісні для м. Києва та Київської обл. види: *Calla palustris*, *Veratrum lobelianum*, *Menyanthes trifoliata*, а також види з Додатку I Бернської конвенції (*Ostericum palustre*).

Види з Червоної книги України (*Betula humilis*, *Pedicularis sceptrum-carolinum*, *Dactylorhiza majalis*, *D. fuchsii*), відмічені попередніми дослідниками [2, 11, 12], нами не знайдено.

Список використаної літератури

1. Александрова В.Д. Полевая геоботаника Т. 3. Москва ; Ленинград : Наука, 1964. С. 300—447.
2. Андрієнко Т.Л., Харкевич С.С. Флора, рослинність і стратиграфія Романівського болота в околицях м. Київ. *Укр. ботан. журн.* 1973. 30, № 6. С. 779—781.
3. Водно-болотні угіддя України. Довідник / Під ред. Г.Б. Марушевського, І. С Жарук. Київ : Чорноморська програма Ветландс Інтернешнл, 2006. 312 с.
4. Дідух Я.П. Екологічні шкали для видів української флори та їх використання в синфітоіндикації. Київ : Фітосоціоцентр, 2011. 176 с.
5. Дідух Я.П., Альошкіна У.В. Біотопи міста Києва. Київ, 2012. 163 с.
6. Дубина Д.В., Дзюба Т.П., Ємельянова С.М. та ін. Продромус рослинності України. Київ : Наук. думка, 2019. 784 с.
7. Козир М.С., Губарь Л.М. Біотопи ботанічної пам'ятки природи загальнодержавного значення «Романівське болото». *Гідробіол. журн.* 2023. Т. 59, № 1. С. 27—38.
8. Національна стратегія збереження водно-болотних угідь України (проект): Міністерство екології та природних ресурсів України, Держслужба заповідної справи, Чорноморська програма Ветландс Інтернешнл. Київ, 2003. 85 с.
9. Онищенко В.А., Прядко О.І. Рослинність Святошинсько-Біличанської частини НПП «Голосіївський»: 36. статей з нагоди вшанування пам'яті видатного фітосоціолога, д.б.н., проф. Т.Л. Андрієнко-Малюк (1938—2016). Ботсад ім. О.В. Фоміна. Київ : Талком, 2017. С. 55—62.
10. Офіційні переліки регіонально рідкісних рослин адміністративних територій України (довідкове видання) / Укладачі: д.б.н., проф. Т.Л. Андрієнко, к.б.н. М.М. Перегрим. Київ : Альтерпрес, 2012. 148 с.
11. Прядко О.І., Арап Р.Я., Дацюк В.В. Лісо-болотний комплекс в долині р. Любка — заповідне ядро НПП «Голосіївський»: 36. статей з нагоди вшанування пам'яті видатного фітосоціолога, д.б.н., проф. Т.Л. Андрієнко-Малюк (1938—2016). Ботсад ім. О.В. Фоміна. Київ : Талком, 2017. С. 84—87
12. Фіторізноманіття Українського полісся та його охорона / За ред. Т.Л. Андрієнко. Київ : Фітосоціоцентр, 2006. 316 с.
13. Червона книга України. Царство рослин / За. Ред. Я.П. Дідуха. Київ : Глобалконсалтинг, 2009. 900 с.
14. Braun-Blanquet J. Pflanzensoziologie, Grundzüge der Vegetationskunde. 3rd edition. Berlin : Springer-Verlag, 1964. 865 s.
15. Bray J.R., Curtis J.T. An ordination of the upland forest communities of southern Wisconsin. *Ecol. monographs.* 1957. Vol. 27, N 4. P. 326—349.
16. Council Directive 92/43/EEC of 21 May 1992 on the conservation of natural habitats and of wild fauna and flora (OJ L 206, 22.7.1992, p. 7) [Електронний ресурс]. Режим доступу: <http://www.internationalwildlifelaw.org/EUCouncilDirective92.html>.
17. Hennekens S.M, Schaminee J.H.J. Turboveg, a comprehensive database management system for vegetation data. *J. Veg. Sci.* 2001. Vol. 12. P. 589—591.
18. Hill M.O., Gauch Jr. H.G. Detrended correspondence analysis: An improved ordination technique. *Vegetation.* 1980. Vol. 42, N 1—3. P. 47—58.
19. Hill M.O., Moss D., Davies C.E. EUNIS habitat classification descriptions, Paris: Europ. Topic Centre on Nature Protection and Biodiversity, 2004. 296 p.
20. <https://rm.coe.int/168097eb56>
21. Landucci F., Šumberová K., Tichý L. et al. Classification of the European marsh vegetation (Phragmito-Magnocaricetea) to the association level. *Appl. Veg. Sci.* 2020. Vol. 23. P. 297—316.
22. Legendre P., Legendre L. Numerical ecology. Third English edition. Amsterdam : Elsevier, 2012. 990 p.

23. Mosyakin S.L., Fedoronchuk M.M. Vascular plants of Ukraine. A nomenclatural checklist. Kiev : M.G. Kholodny Institute of Botany, 1999. 346 p.
24. Mucina L., Bültmann H., Dierssen K. et al. Vegetation of Europe: Hierarchical floristic classification system of vascular plant, bryophyte, lichen, and algal communities. *Appl. Veg. Sci.* 2016. Vol. 19, N 1. P. 3—264.
25. Oksanen J., Blanchet F.G., Friendly M. et al. Vegan: Community Ecology Package. 2018. R package version 2.4-6. URL: <https://CRAN.R-project.org/package=vegan> [Accessed September 21, 2018]
26. Roleček J., Tichý L., Zelený D., Chytrý M. 2009 Modified TWINSpan classification in which the hierarchy respects cluster heterogeneity. *J. Veg. Sci.* 2009. Vol. 20. P. 596—602.
27. Tichý L. JUICE, software for vegetation classification. *Ibid.* 2002. Vol. 13. P. 451—453.

Надійшла 26.12.2022

M.S. Kozyr, PhD (Biol.), Researcher,
Institute for Evolutionary Ecology of the National Academy of Sciences of Ukraine,
Akademika Lebedieva St., 37, Kyiv, 03143, Ukraine
e-mail: geobot2.nt@gmail.com

I.V. Goncharenko, Dr. (Biol.), Associate Professor,
Institute for Evolutionary Ecology of the National Academy of Sciences of Ukraine,
Akademika Lebedieva St., 37, Kyiv, 03143, Ukraine
e-mail: goncharenko.ihor@gmail.com

L.M. Gubar, PhD (Biol.), Senior Researcher
Institute for Evolutionary Ecology of the National Academy of Sciences of Ukraine,
Akademika Lebedieva St., 37, Kyiv, 03143, Ukraine
e-mail: ogubar@gmail.com

A.P. Tertyshnyy, PhD (Biol.), Associate Professor,
National University of Life and Environmental Sciences of Ukraine
Henerala Rodimtseva St. 19, buil. 1, Kyiv, Ukraine, 03041
e-mail: tertyshnyy@ukr.net

VEGETATION OF THE «ROMANIVKA MIRE» BOTANICAL NATURE SANCTUARY OF NATIONAL SIGNIFICANCE (KYIV, UKRAINE)

This paper reviews the results of vegetation researches on the protected area «Romanivske mire». It was established, that its vegetation is represented by forest, aquatic, wetland, meadow, shrub and ruderal phytocoenoses. The syntaxonomic scheme including 10 classes, 13 orders, 15 alliances and 28 associations with their characteristics are given. The Phragmito-Magnocaricetea class occupies about 65—70 % of the mire area and has the largest number of syntaxa and coenoflora's species (15 associations and 81 species). The class Alnetea glutinosae covering about 15—20 % of the mire territory is second the most widespread syntaxa of plant communities. European Council Directive 92/43/EEC (№ 3150, № 3270, № 6430, № 7140) protects habitats found in research area. These habitats are confined to the communities of the associations Lemnetum minoris, Lemno-Spirrodeletum, Lemnetum trisulcae, Calletum palustris, Lysimachio vulgaris-Filipenduletum, Bidentetum cernuae. Among the species found in «Romanivske mire» there are regionally rare ones for Kyiv City and Kyiv region: *Calla palustris*, *Veratrum lobelianum*, *Menyanthes trifoliata*. *Ostericum palustre* is listed in Appendix I of the Bern Convention.

Key words: vegetation, mire, syntaxonomy, biodiversity, habitats, rare species.

УДК 574.583 (28) + 581.526.325

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

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

Г.В. ХАРЧЕНКО, к. б. н., наук. співроб.,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Володимира Івасюка, 12, Київ, 04210, Україна

З.Н. ГОРБУНОВА, молод. наук. співроб.,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Володимира Івасюка, 12, Київ, 04210, Україна

СТРУКТУРА УГРУПОВАНЬ ВОДОРОСТЕЙ ЕПІФІТОНУ У ВОДОЙМАХ ІЗ РІЗНИМ СТУПЕНЕМ ЗАБРУДНЕННЯ

*Структуру угруповань водоростей епіфітону досліджували у водоймах Державного дендрологічного парку «Олександрія» (Україна). Встановлено, що ставки, розташовані у Західній балці, характеризувалися значно вищим ступенем комплексного антропогенного забруднення (неорганічними сполуками азоту, фосфору, хлоридами, сульфатами та органічними речовинами) порівняно із водоймами Середньої та Східної балок. Відповідно і типи угруповань водоростей епіфітону (синтаксони), виділені у водоймах із різним ступенем забруднення, значно відрізнялися між собою за складом, кількістю та екологічними характеристиками діагностичних таксонів, за видовим багатством водоростей епіфітону в цілому, середньою кількістю видів в окремих угрупованнях, таксономічною структурою, кількісними показниками розвитку водоростей та домінуючим комплексом. Встановлено, що угруповання водоростей епіфітону, знайдені у ставках Західної балки, належать до асоціації *Gomphoneto parvuli-Nitzschietum paleae*, а угруповання фітоепіфітону, зареєстровані у ставках Середньої та Східної балок — до асоціації *Cocconeo placentulae-Naviculietum tripunctatae*. Отримані дані щодо угруповань водоростей епіфітону можуть бути використані для синбіоіндикації стану водойм із різним ступенем забруднення та при проведенні екологічного моніторингу.*

Ц и т у в а н н я: Шевченко Т.Ф., Клоченко П.Д., Харченко Г.В., Горбунова З.Н. Структура угруповань водоростей епіфітону у водоймах із різним ступенем забруднення. *Гідробіол. журн.* 2023. Т. 59. № 3. С. 40—61.

Ключові слова: водорості епіфітону, угруповання, метод Браун-Бланке, хімічний склад води, ставки дендропарку «Олександрія».

Особливостями сьогодення є збільшення антропогенного навантаження на довкілля, яке супроводжується забрудненням водного середовища різноманітними органічними та неорганічними речовинами (нафтопродуктами, важкими металами, детергентами, пестицидами, біогенними елементами тощо). За цих умов створюються реальні загрози біорізноманіттю водних екосистем — як окремим видам гідробіонтів, так і їхнім угрупованням.

Відомо, що однією із найефективніших форм охорони природних об'єктів є їх заповідання. Поряд із основною функцією природно-заповідного фонду — збереження генофонду живих організмів, його важлива роль полягає ще й в тому, що заповідні території є полігоном для здійснення моніторингу довкілля [18]. Саме вони дають можливість аналізувати і прогнозувати зміни у навколишньому середовищі особливо з урахуванням глобальних масштабів антропогенного впливу, коли існує реальна загроза потрапляння забруднювальних речовин не тільки у звичайні водойми, але й у водні екосистеми, що знаходяться на територіях природно-заповідного фонду. Яскравим прикладом цього може слугувати Державний дендрологічний парк «Олександрія» (м. Біла Церква). Так, дослідження, які були проведені у 1995—2001 рр. засвідчили, що ставки Західної балки парку виявилися забрудненими не тільки нафтопродуктами і важкими металами, але й сполуками неорганічного азоту [13]. Високими були рівні забруднення зазначених водойм і в 2003—2004 рр. [8]. Результати визначення вмісту неорганічних сполук азоту і фосфору, хлоридів та органічних речовин у ставках дендропарку у 2016—2018 рр. показали, що їхня кількість порівняно з минулими роками хоча і зменшилася, однак залишається ще досить високою [6].

Щодо стану біоти водойм дендропарку, зокрема, їхньої рослинної ланки, то вона теж привертала увагу дослідників. Так, зокрема, перші відомості про водорості водойм парку знаходимо у роботі Д.О. Радзимовського [14]. Окремі види планктонних водоростей для деяких ставків дендропарку відзначені у наукових працях інших фахівців [2, 9, 28, 29], тоді як більш вичерпна інформація про перифитонні та планктонні водорості водойм дендропарку «Олександрія» наведена у роботах [23, 34, 36]. Особливості продукційно-деструкційних процесів у товщі води ставків дендропарку за участі водоростей висвітлені у роботі [24].

Варто зазначити, що для характеристики стану водних об'єктів та виявлення змін, які відбуваються в їхніх екосистемах за дії антропогенних чинників, досить важливим є вибір адекватних і надійних показників. Серед них особливе значення мають структурні і кількісні показники угруповань гідробіонтів, які більш чутливі до дії екологічних чинників і мають більшу цінність, ніж чисельність та біомаса окремих видів [26, 27]. Трансформація видового складу і рясності угруповань гідробіонтів відзеркалює як моно-, так і мультифакторний вплив на водні екосистеми і

дозволяє надійно охарактеризувати стан водних об'єктів та виявити зміни в їхніх екосистемах за дії несприятливих чинників.

Отже, в розрізі вищенаведеного, на сьогодні вкрай необхідно виділяти та описувати угруповання водоростей, які є первинною ланкою трофічної піраміди різнотипних водних об'єктів. Ці організми досить чутливо і швидко реагують на зміни природних умов або антропогенне навантаження [1, 19]. Тут особливої уваги заслуговують водорості епіфітону, які ведуть прикріплений спосіб існування і віддзеркалюють умови водного середовища, а тому можуть виступати надійними індикаторами перебудов у водних екосистемах. В цьому відношенні дослідниками вже здійснені певні напрацювання. Так, застосування методу Браун-Бланке, який широко використовується при ценологічних дослідженнях, дало можливість описати угруповання водоростей епіфітону, які розвиваються в обростанні вищих водних рослин озер м. Києва [32, 35] та Канівського водосховища [33], а також зелених нитчастих водоростей у водосховищах Дніпровського каскаду [30]. Прикладом використання зазначеного методу для характеристики угруповань перифітонних водоростей інших субстратів є роботи як українських [31], так і закордонних [20, 25] фахівців.

Метою роботи було дослідження структури угруповань водоростей епіфітону, що розвиваються в обростанні вищих водних рослин у водоймах із різним ступенем забруднення органічними та неорганічними речовинами, а також класифікація виділених угруповань.

Матеріал і методика досліджень

Дослідження проводили у серпні 2022 р. на території Державного дендрологічного парку «Олександрія», що включає три каскади декоративних штучних ставків, які наповнюються за рахунок джерел. Їх детальний опис, а також карта-схема водойм парку наведені у роботі [24]. Дослідженнями було охоплено вісім ставків, а саме: Потерчата (49°48' 43.28" N, 30°3'20.88" E), Русалка (49°48'38.83" N, 30°3'26.19" E), Водяник (49°48'32.39" N, 30°3'32.80" E), Скельний (49°48'27.61" N, 30°3'37.81" E), Поповича (49°48'31.79" N, 30°4'3.15" E), Срібний Серпанок (49°48'30.57" N, 30°4'8.15" E), Дзеркальний (49°48'46.51" N, 30°4'17.77" E) та Лазневий (49°48'38.57" N, 30°4'19.30" E). Їх вибір обумовлений спільною наявністю повітряно-водних рослин.

Проби фітоепіфітону відбирали з очерету звичайного (*Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud.), рогузу широколистої (*Typha latifolia* L.), лепехи звичайної (*Acorus calamus* L.) та лепешняка великого (*Glyceria maxima* (C. Hartm.) Holmb.), використовуючи загальноприйняті у практиці гідробіологічних досліджень методи [10, 17]. Частина проб продилялися у живому стані, а інші (об'ємом 50 см³) фіксували 40 %-ним розчином формальдегіду (із кінцевою концентрацією 4 %). Чисельність фітоепіфітону визначали на рахунковій платівці у краплі об'ємом 0,1 см³, відібраної за допомогою штемпель-піпетки. Чисельність та біомасу водоростей

епіфітону розраховували на 1 г повітряно-сухої маси рослини-субстрату і виражали відповідно у млн. кл/г і в мг/г.

Латинські назви і обсяг таксонів водоростей наведені у відповідності до класифікаційних систем [37—40]. Екологічні характеристики водоростей-індикаторів наведені згідно [1, 4, 22, 41].

Видовий склад водоростей, знайдених у різних водоймах, порівнювали з використанням коефіцієнта флористичної подібності (КФП) Серенсена [10].

Для оцінки рясності видів використовували модифіковану шкалу Браун-Бланке, де 1 — випадковий вид (<1 % загальної чисельності); 2 — супутній вид (1—5 %); 3 — субдомінант (>5—10 %); 4 — содомінант і 5 — домінант (>10 % загальної чисельності). Трапляння кожного виду розраховували за формулою: $C = n/N \cdot 100$ %, де C — наявність виду в певному блоці описів, n — кількість проб у даному блоці описів, де зустрівся вид, N — загальна кількість проб у даному блоці описів. При оцінці трапляння видів були прийняті наступні класи постійності: I — трапляння виду 1—20 %, II — 21—40 %, III — 41—60 %, IV — 61—80 %, V — 81—100 %. Угруповання водоростей класифікували, використовуючи метод Браун-Бланке. Дані опрацьовували традиційним методом фітоценологічних таблиць, які використовуються при еколого-флористичних дослідженнях [11, 12]. Всього в основу роботи покладено 31 опис. Найменування синтаксонів наведено у відповідності до «Міжнародного кодексу фітосоціологічної номенклатури» [42].

Концентрацію неорганічних сполук азоту і фосфору визначали колориметричним методом, хлоридів — методом Мора, сульфатів — об'ємним методом, а розчинених органічних речовин — за перманганатною та біхроматною окиснюваністю (відповідно ПО і БО) [15]. Величину рН вимірювали за допомогою приладу рН-150 МИ.

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

Результати досліджень

Характеристика досліджуваних ставків за гідрохімічними показниками. Загальновідомо, що формування хімічного складу поверхневих вод відбувається внаслідок перебігу складних хімічних процесів як у ґрунтах водозбірної території, так і внаслідок трансформації речовин у самих водоймах. Істотну роль при цьому можуть також відігравати різноманітні антропогенні джерела.

Найбільш повно віддзеркалює гідрохімічний режим будь-яких водойм рівень азоту і фосфору. Надмірне надходження у водну товщу цих елементів призводить до значного погіршення екологічного стану водних об'єктів внаслідок порушення рівноваги між процесами продукції і деструкції органічних речовин та є свідченням біогенного забруднення.

Гідрохімічними дослідженнями встановлено, що водойми дендропарку «Олександрія» суттєво відрізняються за вмістом неорганічних сполук азоту. Серед них особливу увагу привертають іони амонію. Так, най-

більша їхня концентрація була зареєстрована у ставках Західної балки, де вона коливалась від 32,50 до 84,00 мг N/дм³, тоді як в інших водоймах вона знаходилася в межах 0,03—0,59 мг N/дм³ (табл. 1).

Концентрація нітритів у воді природних водойм як правило не перевищує тисячні або соті частки міліграмів азоту в 1 дм³ [5]. Характеризуючи досліджувані водойми, варто зазначити, що такі величини нітритного азоту були відмічені лише у деяких ставках (Поповича, Срібний Серпанок, Дзеркальний і Лазневий), тоді як в інших водоймах вони були набагато вищими (0,600—2,113 мг N/дм³) (див. табл. 1).

Досліджувані ставки помітно відрізнялись і за вмістом нітратів. Так, якщо у водоймах Західної балки концентрація цих сполук змінювалася від 9,40 до 38,30 мг N/дм³, то в інших водоймах вона була в межах 0,26—6,30 мг N/дм³ (див. табл. 1).

Відмічаючи особливості розподілу неорганічного фосфору у ставках дендропарку важливо наголосити, що його вміст характеризувався меншими відмінностями, ніж вміст сполук азоту. Так, концентрація зазначеного елемента у досліджуваних водоймах коливалася в межах 0,017—0,089 мг/дм³ і була найбільшою у таких ставках як Потерчата і Русалка (див. табл. 1).

Варто зазначити, що хоча хлориди і сульфати є одними з основних компонентів сольового складу води, проте їхній підвищений вміст може свідчити про забруднення природних водних об'єктів. Як бачимо із табл. 1, найбільшою концентрацією цих сполук характеризувалися водойми Західної балки. Так, вміст хлоридів у них коливався від 245,9 до 746,6 мг/дм³, а вміст сульфатів — від 153,6 до 340,8 мг/дм³. Щодо інших во-

Таблиця 1

Гідрохімічна характеристика ставків дендропарку «Олександрія»

Показники	Ставки							
	Потерчата	Русалка	Водяник	Скельний	Поповича	Срібний Серпанок	Дзеркальний	Лазневий
NH ₄ ⁺ , мг N/дм ³	84,00	69,50	34,00	32,50	0,03	0,04	0,33	0,59
NO ₂ ⁻ , мг N/дм ³	1,278	2,113	0,481	0,600	0,069	0,062	0,036	0,018
NO ₃ ⁻ , мг N/дм ³	31,0	38,30	11,30	9,40	6,30	5,30	2,30	0,26
P _{неорг.} , мг/дм ³	0,089	0,080	0,044	0,035	0,020	0,030	0,017	0,020
Cl ⁻ , мг/дм ³	746,6	553,8	276,9	245,9	82,0	78,9	35,4	35,4
SO ₄ ²⁻ , мг/дм ³	340,8	309,2	156,0	153,6	77,3	68,7	25,9	16,4
ПО, мг O/дм ³	10,4	12,2	8,4	8,1	5,0	5,3	4,4	6,1
БО, мг O/дм ³	92,6	82,0	60,0	46,9	32,0	40,0	12,0	14,0
pH	7,58	8,02	8,11	7,81	7,84	8,15	7,62	7,92

Примітка. У таблиці наведені середні значення гідрохімічних показників.

дойм, то концентрація йонів Cl^- та SO_4^{2-} у їхній воді була помітно меншою і не перевищувала значень 82,0 і 77,3 мг/дм³ відповідно.

Визначення концентрації легкоокиснюваних органічних сполук у воді досліджених водойм, яка оцінюється величиною перманганатної окиснюваності, засвідчило, що вона була практично у два рази вищою у ставках Західної балки порівняно з іншими водоймами (див. табл. 1).

Аналіз величин біхроматної окиснюваності, які характеризують загальний вміст розчинених органічних речовин, показав, що вони були найбільшими у ставках Потерчата і Русалка і становили відповідно 92,6 і 82,0 мг О/дм³ (див. табл. 1). Найменші значення БО були відмічені у ставках Дзеркальний та Лазневий (12,0 та 14,0 мг О/дм³).

Отже, визначення хімічного складу води досліджуваних ставків засвідчило, що більшість із них характеризуються суттєвим забрудненням органічними та неорганічними речовинами, які, наймовірніше, надходять із ґрунтовими водами.

Характеристика фітоепіфітону досліджуваних ставків. Використання еколого-флористичного методу дало змогу виділити декілька типів угруповань водоростей епіфітону (синтаксонів), що розвиваються у водоймах із різним ступенем забруднення органічними та неорганічними речовинами (табл. 2). Нижче наведено їхню характеристику.

Асоціація *Gomphonema parvuli-Nitzschietum paleae* ass. nova (описи 1—16, табл. 3).

Екологічні умови. Угрупування водоростей, що належать до даної асоціації, знайдені в усіх чотирьох ставках Західної балки (Потерчата, Русалка, Водяник, Скельний), що характеризуються найбільш високою концентрацією неорганічних речовин порівняно з іншими ставками парку «Олександрія». Так, наприклад, середня концентрація амонійного азоту у цих водоймах становила 55,00 мг N/дм³, нітритів — 1,118 мг N/дм³, нітратів — 22,50 мг N/дм³, неорганічного фосфору — 0,062 мг/дм³, хлоридів — 455,8 мг/дм³ та сульфатів — 239,9 мг/дм³. Тут також відмічена більш висока концентрація органічних речовин (значення ПО в середньому становили 9,8 мг О/дм³, а значення БО — 70,4 мг О/дм³).

Структура угруповань. Видове багатство угруповань водоростей, які належать до даної асоціації, невисоке. Знайдено 50 видів водоростей з чотирьох відділів. Найбільш різноманітні Bacillariophyta — 25 видів (50 % загальної кількості знайдених видів) і Chlorophyta — 16 видів (32 %). Внезок Euglenophyta (7 видів) та Cyanoprokaryota (2 види) становив відповідно 14 та 4 %. Середня кількість видів в окремих угрупованнях невисока — 15.

Діагностичні таксони: *Gomphonema parvulum* Kütz., *Nitzschia palea* (Kütz.) W. Sm., *Planothidium lanceolata* (Bréb. in Kütz.) Round et Bukht., *Navicula veneta* Kütz.

Номенклатурний тип: опис 2, табл. 3, ставки Західної балки, ставок Водяник, в обростанні *Phragmites australis*.

Субасоціація *Nitzschietosum paleae* subass. nova (описи 1—8, табл. 3).

Екологічні умови. Угруповання водоростей епіфітону даної субасоціації зареєстровані у третьому і четвертому ставках Західної балки (Водяник і Скельний) із досить високою концентрацією амонійного азоту (відповідно 34,00 та 32,50 мг N/дм³), нітритів (0,481 та 0,600 мг N/дм³),

Таблиця 2

Оглядова таблиця синтаксонів фітоепіфітону ставків дендропарку «Олександрія»

Синтаксони	1	2	3
Кількість описів	8	8	15
Діагностичні таксони асоціації <i>Gomphonemo parvuli-Nitzschietum paleae</i>			
<i>Gomphonema parvulum</i> Kütz.	V ⁵	V ⁵	II
<i>Nitzschia palea</i> (Kütz.) W. Sm.	V ⁴	V ³	I
<i>Planothidium lanceolata</i> (Bréb. in Kütz.) Round et Bukht.	IV ⁴	IV ⁴	II
<i>Navicula veneta</i> Kütz.	III ³	III ³	I
Діагностичні таксони субасоціації <i>Tryblionelletosum hungaricae</i>			
<i>Tryblionella hungarica</i> (Grunow) D.G. Mann	—	V ⁴	—
<i>Stigeoclonium tenue</i> (C. Agardh) Kütz. emend. Cox et H.C. Bold	—	IV ³	—
Діагностичні таксони асоціації <i>Cocconeo placentulae-Naviculetum tripunctatae</i>			
<i>Cocconeis placentula</i> Ehrenb.	—	—	V ⁵
<i>Navicula tripunctata</i> (O.F. Müll.) Bory	—	—	V ⁴
<i>Synedra ulna</i> (Nitzsch) Ehrenb.	—	—	V ⁴
<i>Gomphonema truncatum</i> Ehrenb.	II	II	V ⁴
<i>Gomphonema augur</i> Ehrenb.	—	—	IV ⁴
<i>Gomphonema acuminatum</i> Ehrenb. var. <i>coronatum</i> (Ehrenb.) W. Sm.	II	II	IV ⁴
<i>Cymbella lanceolata</i> (C. Agardh) Ehrenb.	—	I	IV ³
<i>Melosira varians</i> C. Agardh	—	—	III ⁴
<i>Cymbella cistula</i> (A. Hempel in A. Hempel et Ehrenb.) Kirchn.	—	—	III ⁴
<i>Encyonema caespitosum</i> Kütz.	—	—	III ³
<i>Cocconeis pediculus</i> Ehrenb.	—	—	III ²
<i>Cymbella tumida</i> (Bréb.) Van Heurck	—	—	III ²
<i>Navicula cryptocephala</i> Ehrenb.	I	II	III ²
<i>Rhoicosphenia abbreviata</i> (C. Agardh) Lange-Bert.	—	—	III ²
<i>Amphora ovalis</i> (Kütz.) Kütz.	—	—	III ²
<i>Amphora veneta</i> Kütz.	—	I	III ²

Примітка. 1 — асоціація *Gomphonemo parvuli-Nitzschietum paleae*; 2 — субасоціація *Tryblionelletosum hungaricae*; 3 — асоціація *Cocconeo placentulae-Naviculetum tripunctatae*. Римськими цифрами позначені класи постійності. Надрядкові індекси вказують максимальний бал рясності виду. «—» — вид не знайдено.

Таблиця 3

Асоціація *Gomphonema parvuli-Nitzschietum paleae* ass. nova

Синтаксони	Субасоціація <i>Nitzschietum paleae</i>								Const	Субасоціація <i>Tryblionelletosum hungaricae</i>								Const
	14	15	16	14	15	16	19	19		11	14	12	15	18	14	16	15	
Кількість видів	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16		
Номери описів																		
Діагностичні таксони асоціації <i>Gomphonema parvuli-Nitzschietum paleae</i>																		
<i>Gomphonema parvulum</i> Kütz.	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	V	
<i>Nitzschia palea</i> (Kütz.) W. Sm.	4	4	4	4	4	4	4	4	3	3	3	3	3	3	3	V		
<i>Planorhynchium lanceolatum</i> (Bréb. in Kütz.) Round et Bukht.	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	IV		
<i>Navicula veneta</i> Kütz.	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	III		
Діагностичні таксони субасоціації <i>Tryblionelletosum hungaricae</i>																		
<i>Tryblionella hungarica</i> (Grunow) D.G. Mann									4	4	4	4	4	4	4	V		
<i>Stigeoclonium tenue</i> (C. Agardh) Kütz. emend. Cox et H.C. Bold									3	3	3	3	3	3	3	IV		
Інші таксони																		
<i>Euglena gracilis</i> G.A. Klebs	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	III		
<i>Euglena viridis</i> Ehrenb.	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	III		
<i>Phacus caudatus</i> Hübner	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	III		
<i>Phacus orbicularis</i> Hübner	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	III		

Продовження табл. 3

Синтаксони	Субасоціація Nitzschietosum paleae								Const	Субасоціація Gryblionelletosum hungaricae								Const
	14	15	16	14	16	15	16	19		11	14	12	15	18	14	16	15	
Кількість видів	1	2	2	2	2	2	2	2		III	2	2	2	2	2	2	2	III
Номери описів		2	2	2	2	2	2	2	2	III								II
<i>Phacus pleuronectes</i> (Ehrenb.) Dujard.		2	2	2	2	2	2	2	2	III	2	2	2	2	2	2	2	II
<i>Trachelomonas intermedia</i> P.A. Dang		2	2	2	2	2	2	2	2	II	2	2	2	2	2	2	2	I
<i>Trachelomonas volvocina</i> Ehrenb.		2	2	2	2	2	2	2	2	III	2	2	2	2	2	2	2	III
<i>Oedogonium</i> sp. st.		2	2	2	2	2	2	2	2	II	2	2	2	2	2	2	2	II
<i>Lyngbya martensiana</i> Meneg. ex Gomont	2	2	2	2	2	2	2	2	2	II	2	2	2	2	2	2	2	II
<i>Gomphonema truncatum</i> Ehrenb.		2	2	2	2	2	2	2	2	II	2	2	2	2	2	2	2	II
<i>Gomphonema acuminatum</i> Ehrenb. var. <i>coronatum</i> (Ehrenb.) W. Sm.		2	2	2	2	2	2	2	2	II	2	2	2	2	2	2	2	II
<i>Gomphonema angustum</i> C. Agardh		2	2	2	2	2	2	2	2	II	2	2	2	2	2	2	2	I
<i>Synedra acus</i> Kütz.	2	2	2	2	2	2	2	2	2	II	2	2	2	2	2	2	2	II
<i>Acutodesmus pectinatus</i> (Meyen.) P. Tsarenko		2	2	2	2	2	2	2	2	II	2	2	2	2	2	2	2	II
<i>Acutodesmus obliquus</i> (Turpin) P. Tsarenko		2	2	2	2	2	2	2	2	II	2	2	2	2	2	2	2	I
<i>Acutodesmus acuminatus</i> (Lagerh.) P. Tsarenko		2	2	2	2	2	2	2	2	II	2	2	2	2	2	2	2	II

Продовження табл. 3

Синтаксони	Субасоціація Nitzschietosum paleae								Const	Субасоціація Tryptlonelletosum hungaricae								
	14	15	16	14	16	15	16	19		11	14	12	15	18	14	16	15	16
Кількість видів	1	2	3	4	5	6	7	8		9	10	11	12	13	14	15	16	Const
Номери описів		2	2									2						
<i>Desmodesmus bicaudatus</i> (Dedus.) P. Tsarenko		2	2			2			II									I
<i>Desmodesmus communis</i> (E. Hegew.) E. Hegew.		2	2		2				II	2					2			II

Примітка. Тут і в табл. 5: в графах римськими цифрами позначені класи постійності, а арабськими — бали рясності за шкалою Браун-Бланке. Види водоростей, постійність яких становила менше 20 %, а відносна рясність — менше 10 %, не наведено.

Локалізація описів: Ставки Західної балки (1—16): 1, 2, 3, 4 — 08.2022, Водяник, 5, 6, 7, 8 — 08.2022, Скельний, 9, 10, 11, 12 — 08.2022, Потерчача, 13, 14, 15, 16 — 08.2022, Русалка, очерет звичайний *Phragmites australis* — (2, 3, 5, 7, 8, 9, 10, 11, 12, 14, 15, 16), лепешняк великий *Glyceria maxima* — (1, 4, 6, 13).

нітратів (11,30 та 9,40 мг N/дм³), неорганічного фосфору (0,044 та 0,035 мг/дм³), хлоридів (276,9 та 245,9 мг/дм³) та сульфатів (156,0 та 153,6 мг/дм³), а також органічних речовин (ПО — 8,4 та 8,1 мг O/дм³, БО — 60,0 та 46,9 мг O/дм³) (див. табл. 1).

Структура угруповань. Видове багатство угруповань водоростей, які належать до даної субасоціації, невисоке. Знайдено 45 видів водоростей із чотирьох відділів. Bacillariophyta налічували 21 вид (46,7 % загальної кількості знайдених видів), Chlorophyta — 16 (35,6 %), Euglenophyta — 6 (13,3 %), Cyanoprokaryota — 2 (4,4 %).

Найбільшою кількістю видів представлені класи Bacillariophyceae (19), Chlorophyceae (13) та Euglenophyceae (6) та порядки Sphaeropleales (12), Euglenales (6), Symbellales (5), Bacillariales (5) і Naviculales (5).

До складу родин, які налічують найбільшу кількість видів, входили Scenedesmaceae (11), Euglenaceae (6), Gomphonemataceae (5), Bacillariaceae (5) і Naviculaceae (5), а до складу провідних родів — *Gomphonema* (C. Agardh) Ehrenb. (5), *Nitzschia* Hass. (5) і *Navicula* Bory (5). Середня кількість видів в окремих угрупованнях невисока — 16.

Кількісні показники розвитку епіфітних водоростей в угрупованнях даної субасоціації досить високі: середні значення чисельності і біомаси становили відповідно 2,792 млн. кл/г і 2,10 мг/г повітряно-сухої маси рослини-субстрату.

Як за чисельністю, так і за біомасою переважали діатомові водорості. Їхній внесок у загальну чисельність епіфітону в середньому становив 48,9 %, а в загальну біомасу — 52,4 %. Друге місце займали зелені (32,8 % загальної чисельності епіфітону і 28,0 % його загальної біомаси), третє — евгленофітові (12,7 та 15,5 %), а четверте — синьозелені водорості (5,6 та

Таблиця 4

Екологічні характеристики діагностичних таксонів водоростей епіфітону ставків дендропарку «Олександрія»

Види	H	pH	Hb	N	S	Tr
<i>Gomphonema parvulum</i> Kütz.	B	ind	i	hne	α - ρ	e
<i>Nitzschia palea</i> (Kütz.) W. Sm.	B	ind	i	hce	ρ	he
<i>Planothidium lanceolata</i> (Bréb. in Kütz.) Round et Bukht.	B	alf	i	ate	α	e
<i>Navicula veneta</i> Kütz.	B	alf	hl	ate	α - ρ	e
<i>Tryblionella hungarica</i> (Grunow) D.G. Mann	P-B	alf	mh	ate	α	e
<i>Stigeoclonium tenue</i> (C. Agardh) Kütz. emend. Cox et H.C. Bold	B				α	
<i>Cocconeis placentula</i> Ehrenb.	B	alf	i	ate	β	e
<i>Navicula tripunctata</i> (O.F. Müll.) Bory	B	alf	i	ate	β	e
<i>Synedra ulna</i> (Nitzsch) Ehrenb.	B	alf	i		β	
<i>Gomphonema truncatum</i> Ehrenb.	B	alf		ats	β	me
<i>Gomphonema augur</i> Ehrenb.	B	alf	i	ats	β	me
<i>Gomphonema acuminatum</i> Ehrenb. var. <i>coronatum</i> (Ehrenb.) W. Sm.	B	ind	i		β	
<i>Cymbella lanceolata</i> (C. Agardh) Ehrenb.	B	alf	i	ats	β	oe
<i>Melosira varians</i> C. Agardh	P-B	alf	hl	hne	α	e
<i>Cymbella cistula</i> (A. Hempel in A. Hempel et Ehrenb.) Kirchn.	B	alf		ats	β	e
<i>Encyonema caespitosum</i> Kütz.	B				α	oe
<i>Cocconeis pediculus</i> Ehrenb.	B	alf	i	ate	β	e
<i>Cymbella tumida</i> (Bréb.) Van Heurck	B	alf	i	ats	o	me
<i>Navicula cryptocephala</i> Ehrenb.	B	alf	i	ate	α	oe
<i>Rhoicosphenia abbreviata</i> (C. Agardh) Lange-Bert.	B	alf	i	ate	β	e
<i>Amphora ovalis</i> (Kütz.) Kütz.	B	alf	i	ate	β	e
<i>Amphora veneta</i> Kütz.	B	alb	i	ate	α - ρ	e

Примітка. H — місцезростання, Hb — відношення до солоності води, N — відношення до концентрації азотвмісних органічних сполук, S — сапробність, Tr — трофічність [1, 4, 41].

4,1 %). До складу домінантів входили *Gomphonema parvulum*, *Nitzschia palea*, *Planothidium lanceolata*, *Navicula veneta*.

Екологічні характеристики діагностичних таксонів. Усі чотири діагностичні види даної субасоціації є індикаторами умов навколишнього середовища (табл. 4). За приуроченістю до місцезростання вони належать до бентосних організмів. Ці види також є індикаторами забруднення води органічними речовинами. Так, *Planothidium lanceolata* належить до α -мезосапробіонтів, *Gomphonema parvulum* і *Navicula veneta* — до α -мезо- ρ -сапробіонтів, а *Nitzschia palea* — до ρ -сапробіонтів. По відношенню до рН *Gomphonema parvulum* і *Nitzschia palea* є індиферентними організмами, а *Planothidium lanceolata* і *Navicula veneta* — алкаліфілами. Серед індикаторів солоності води переважали індиферентні організми. *Navicula veneta* є галофілом. Серед показників трофічного рівня водойм переважали представники евтрофних вод. В той же час *Nitzschia palea* є представником гіперевтрофних вод. По відношенню до типу живлення та кількості азотовмісних органічних сполук у воді *Planothidium lanceolata* і *Navicula veneta* належать до автотрофів, які витримують підвищені концентрації азотовмісних органічних сполук у воді. *Gomphonema parvulum* належить до факультативних гетеротрофних організмів, яким необхідне періодичне підвищення концентрації азотовмісних органічних сполук у воді, а *Nitzschia palea* — до облигатних гетеротрофів, яким необхідні постійно підвищені концентрації азотовмісних органічних сполук у воді.

Діагностичні таксони субасоціації *Nitzschietosum paleae* = діагностичні таксони асоціації *Gomphonemo parvuli-Nitzschietum paleae*.

Номенклатурний тип: опис 2, табл. 3, ставки Західної балки, ставок Водяник, в обростанні *Phragmites australis*.

Субасоціація *Tryblionelletosum hungaricae* subass. nova (описи 9—16, табл. 3).

Екологічні умови. Угрупування водоростей епіфітону, які належать до даної субасоціації, знайдені у перших двох ставках (Потерчата та Русалка) Західної балки з екстремально високою концентрацією амонійного азоту (відповідно 84,00 та 69,50 мг N/дм³), а також високою концентрацією нітритів (1,278 та 2,113 мг N/дм³), нітратів (31,00 та 38,30 мг N/дм³), неорганічного фосфору (0,089 та 0,080 мг/дм³), хлоридів (746,6 та 553,8 мг/дм³), сульфатів (340,8 та 309,2 мг/дм³) та органічних речовин (значення ПО становили 10,4 та 12,2 мг O/дм³, а значення БО — 92,6 та 82,0 мг O/дм³) (див. табл. 1).

Структура угруповань. Видове багатство угруповань водоростей, які належать до даної субасоціації, значно нижче, ніж у попередньому синтаксоні. Знайдено лише 31 вид водоростей із чотирьох відділів. Bacillariophyta налічували 13 видів (41,9 % загальної кількості знайдених видів), Chlorophyta — 10 (32,0 %), Euglenophyta — 6 (19,4 %), Cyanoprokaryota — 2 (6,5 %).

Найбільшою кількістю видів представлені класи Bacillariophyceae (13), Chlorophyceae (9) та Euglenophyceae (6) та порядки Sphaeropleales (8), Euglenales (6), Cymbellales (5) і Bacillariales (4).

До складу родин, які включають найбільшу кількість видів, входили Scenedesmaceae (8), Euglenaceae (6), Gomphonemataceae (5) і Bacillariaceae (4), а до складу провідних родів — *Gomphonema* (5) та *Nitzschia* (4). Середня кількість видів в окремих угрупованнях невисока — 14.

Кількісні показники розвитку епіфітних водоростей в угрупованнях даної субасоціації досить високі: середні значення чисельності і біомаси становили відповідно 2,308 млн. кл/г і 1,87 мг/г повітряно-сухої маси рослини-субстрату.

Як за чисельністю, так і за біомасою переважали діатомові водорості. Їхній внесок у загальну чисельність епіфітону в середньому становив 44,6 %, а в загальну біомасу — 51,3 %. Друге місце займали зелені (29,4 % загальної чисельності епіфітону і 34,7 % його загальної біомаси), третє — евгленофітові (18,7 та 7,8 %), а четверте — синьозелені водорості (7,3 та 6,2 %). До складу домінуючого комплексу входили *Gomphonema parvulum*, *Nitzschia palea*, *Planothidium lanceolata*, *Navicula veneta*, *Tryblionella hungarica* (Grunow) D.G. Mann, *Stigeoclonium tenue* (C. Agardh) Kütz. emend. Cox et H.C. Bold.

Екологічні характеристики діагностичних таксонів. Обидва діагностичні види даної субасоціації є індикаторами умов навколишнього середовища. За приуроченістю до місцезростання *Tryblionella hungarica* є бенто-планктонним, а *Stigeoclonium tenue* — бентосним організмом. Обидва види є індикаторами органічного забруднення (α -мезосапробіонтами). *Tryblionella hungarica* є індикатором солоності води і належить до мезогалобів. По відношенню до рН цей вид є алкаліфілом. *Tryblionella hungarica* є також показником трофічного рівня водойм і належить до представників евтрофних вод. По відношенню до типу живлення та кількості азотовмісних органічних сполук у воді цей вид водоростей належить до автотрофів, які витримують підвищені концентрації азотовмісних органічних сполук у воді (див. табл. 4).

Діагностичні таксони: *Tryblionella hungarica*, *Stigeoclonium tenue*.

Номенклатурний тип: опис 14, табл. 3, ставки Західної балки, ставок Русалка, в обростанні *Phragmites australis*.

Асоціація *Cocconeo placentulae-Naviculetum tripunctatae* ass. nova (описи 1—15, табл. 5).

Екологічні умови. Угруповання водоростей, що належать до даної асоціації, знайдені в двох ставках Середньої балки (Поповича і Срібний Серпанок) та у двох ставках Східної балки (Лазневий і Дзеркальний) із помірним рівнем забруднення. У цих водоймах концентрація амонійного азоту в середньому становила 0,25 мг N/дм³, нітритів — 0,046 мг N/дм³, нітратів — 3,54 мг N/дм³, неорганічного фосфору — 0,019 мг/дм³, хлоридів — 57,9 мг/дм³ і сульфатів — 47,1 мг/дм³. Концентрація органічних речовин у досліджених ставках також була значно нижчою, ніж у вищез-

Таблиця 5

Асоціація *Socoseo placentulae-Naviculatum tripunctatae* ass. nova

Кількість видів	34	22	22	29	22	26	22	14	21	34	25	22	12	19	18	Const
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	
Номери описів																
Діагностичні таксоми асоціації <i>Socoseo placentulae-Naviculatum tripunctatae</i>																
<i>Socoseis placentula</i> Ehrenb.	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	V
<i>Navicula tripunctata</i> (O.F. Müll) Bory	4	4	4	4	3	3	3	4	4	4	4	4	4	4	4	V
<i>Synedra ulna</i> (Nitzsch) Ehrenb.	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	V
<i>Gomphonema truncatum</i> Ehrenb.	4	4	3	3	3	3	4	4	4	4	4	4	3	3	4	V
<i>Gomphonema augur</i> Ehrenb.	4	4	4	4	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	2	IV
<i>Gomphonema acuminatum</i> Ehrenb. var. <i>coronatum</i> (Ehrenb.) W. Sm.	4	4	4	3	3	3	3	3	2	2	2	2	2	2	2	IV
<i>Cymbella lanceolata</i> (C. Agardh) Ehrenb.	3	3	3	3	3	3	3	3	2	2	2	2	2	2	2	IV
<i>Melosira varians</i> C. Agardh	4	4	4	3	3	3	3	3	4	4	4	4	4	4	4	III
<i>Cymbella cistula</i> (A. Hempel in A. Hempel et Ehrenb.) Kirchn.	4	4	4	4	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	III
<i>Encyonema caespitosum</i> Kütz.	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	III
<i>Socoseis pediculus</i> Ehrenb.	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	III
<i>Cymbella tumida</i> (Bréb.) Van Heurck	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	III
<i>Navicula cryptocephala</i> Ehrenb.	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	III
<i>Rhoicosphenia abbreviata</i> (C. Agardh) Lange-Bert.	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	III
<i>Amphora ovalis</i> (Kütz) Kütz.	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	III

Продовження табл. 5

Кількість видів	34	22	22	29	22	26	22	14	21	34	25	22	12	19	18	Const	
																14	15
Номери описів	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15		
<i>Amphora veneta</i> Kütz.		2	2	2	2		2	2		2	2			2			III
Інші таксономи																	
<i>Coelastrum sphaericum</i> Nägeli			2		2	2	2		2		2	2	2		2		III
<i>Acutodesmus pectinatus</i> (Meyen.) P. Tsarenko	2		2			2		2			2	2	2		2		III
<i>Planorhynchium lanceolatum</i> (Bréb. in Kütz.) Round et Bukht.		2							2	2	2			2			II
<i>Gomphonema parvulum</i> Kütz.	2	2		2						2	2			2			II
<i>Navicula menisculus</i> Schum.					2	2	2					2	2				II
<i>Navicula radiosa</i> Kütz.		2	2		2				2			2			2		II
<i>Synedra acus</i> Kütz.	2	2		2						2							II
<i>Acutodesmus dimorphus</i> (Turpin) P. Tsarenko					2	2	2	2	2			2		2			II
<i>Desmodesmus bicaudatus</i> (Dedus.) P. Tsarenko	2					2	2				2				2		II
<i>Desmodesmus communis</i> (E. Hegew.) E. Hegew.		2			2		2	2	2		2	2					II
<i>Oedogonium</i> sp. st.	2				2					2	2						II
<i>Pediastrum boryanum</i> (Turpin) Menegh					2				2		2	2		2	2		II
<i>Pediastrum duplex</i> Meyen				2	2	2	2		2								II
<i>Pediastrum tetras</i> (Ehrenb.) Ralfs				2	2	2	2								2		II

Локалізація описів: Ставки Середньої балки (1—7); 1, 2, 3 — 08.2022, Поповича, 4, 5, 6, 7 — 08.2022, Срібний Серпанок. Ставки Східної балки (8—15); 8, 9, 10, 11, 12 — 08.2022, Лазневий, 13, 14, 15 — 08.2022, Дзеркальний. Очерет звичайний *Rhagmites australis* — (1, 2, 4, 6, 10, 11, 12, 14, 15), рогіз широколистяний *Typha latifolia* — (3, 13), лепешняк великий *Glyceria maxima* — (5, 7), лепеха звичайна *Acorus calamus* — 8, 9.

гаданих водоймах — значення ПО в середньому становили 5,2 мг О/дм³, а значення БО — 24,5 мг О/дм³ (див. табл. 1).

Структура угруповань. Видове багатство угруповань водоростей, які належать до даної асоціації, майже у два рази вище порівняно з попередньою асоціацією. Знайдено 88 видів водоростей з чотирьох відділів. Bacillariophyta налічували 52 види (59,0 % загальної кількості знайдених видів), Chlorophyta — 29 (33,0 %), Cyanoprokaryota — 5 (5,7 %) і Charophyta — 2 (2,3 %).

Найбільшою кількістю видів представлені класи Bacillariophyceae (45) та Chlorophyceae (25) і порядки Sphaeropleales (22), Cymbellales (17), Naviculales (10) і Bacillariales (6).

До складу родин, які включають найбільшу кількість видів, входили Scenedesmaceae (11), Gomphonemataceae (8), Cymbellaceae (8), Naviculaeae (8) і Bacillariaceae (6), а до складу провідних родів — *Gomphonema* (8) та *Navicula* (8). Середня кількість видів в окремих угрупованнях досить висока — 23.

Кількісні показники розвитку епіфітних водоростей в угрупованнях даної асоціації вищі порівняно із першою асоціацією: середні значення чисельності і біомаси становили відповідно 3,263 млн. кл/г і 3,48 мг/г повітряно-сухої маси рослини-субстрату.

Як за чисельністю, так і за біомасою переважали діатомові водорості. Їхній внесок у загальну чисельність епіфітону в середньому становив 60,6 %, а в загальну біомасу — 62,8 %. Друге місце займали зелені (31,9 % загальної чисельності епіфітону і 32,0 % його загальної біомаси), третє — синьозелені водорості (5,4 та 2,3 %), а четверте — харофітові (2,1 та 2,9 %). До складу домінуючого комплексу входили *Cocconeis placentula* Ehrenb., *Navicula tripunctata* (O.F. Müll.) Bory, *Synedra ulna* (Nitzsch) Ehrenb., *Gomphonema truncatum* Ehrenb., *Gomphonema augur* Ehrenb., *Gomphonema acuminatum* Ehrenb. var. *coronatum* (Ehrenb.) W. Sm., *Cymbella cistula* (A. Hempel in A. Hempel et Ehrenb.) Kirchn., *Melosira varians* C. Agardh.

Екологічні характеристики діагностичних таксонів. Усі діагностичні таксони даної асоціації є індикаторами умов навколишнього середовища. За приуроченістю до місцезростання переважали бентосні організми (94 %). При цьому внесок планктонно-бентосних водоростей становив лише 6 %. Серед видів — індикаторів рН середовища найбільшою кількістю представлені алкаліфіли (86 %). Частка індиферентних організмів становила 7 % і алкалібіонтів — 7 %. Переважаючою групою серед індикаторів солоності води були індиферентні організми (92 %), тоді як частка галофілів становила 8 %. Серед показників трофічного рівня найбільшим був внесок представників евтрофних (58 %) і значно меншим — мезо-евтрофних (21 %) та оліго-евтрофних вод (21 %). Серед видів — індикаторів органічного забруднення найбільшою кількістю представлені бета-мезо-сапробні організми (69 %). Внесок α -мезосапробіонтів становив 19 %, α -мезо- ρ -сапробіонтів — 6 % та оліго-сапробіонтів — 6 %. По відношенню до типу живлення та кількості азотовмісних органічних сполук у воді найбільшою кількістю видів представлені автотрофи, які витримують

підвищені концентрації азотовмісних органічних сполук у воді (54 %). Друге місце належало автотрофам, які витримують лише низькі концентрації азотовмісних органічних сполук (38 %) і третє — факультативним гетеротрофним організмам, яким необхідне періодичне підвищення концентрації азотовмісних органічних сполук у воді (8 %) (див. табл. 4).

Діагностичні таксони: *Cocconeis placentula*, *Navicula tripunctata*, *Synedra ulna*, *Gomphonema truncatum*, *G. augur*, *G. acuminatum* var. *coronatum*, *Cymbella lanceolata*, *C. cistula*, *Melosira varians*, *Encyonema caespitosum* Kütz., *Cymbella tumida* (Bréb.) Van Heurck, *Cocconeis pediculus* Ehrenb., *Navicula cryptocephala* Ehrenb., *Rhoicosphenia abbreviata* (C. Agardh) Lange-Bert., *Amphora ovalis* (Kütz.) Kütz., *Amphora veneta* Kütz.

Номенклатурний тип: опис 6, табл. 5, ставки Середньої балки, ставок Срібний Серпанок, в обростанні *Phragmites australis*.

Обговорення результатів досліджень

В результаті проведеного порівняльного аналізу встановлено, що ставки, розташовані у Західній балці, характеризувалися значно вищим ступенем забруднення неорганічними та органічними речовинами порівняно із водоймами Середньої та Східної балок. Так, концентрація амонійного азоту у ставках Західної балки в середньому була вищою у 220 разів, нітритів — у 24,3, нітратів — у 6,4, неорганічного фосфору — у 3,3, хлоридів — у 7,9 і сульфатів — у 5,1 раза. Концентрація органічних речовин також була вищою: значення ПО в середньому були вищими у 1,9 раза, а значення БО — у 2,9 раза (див. табл. 1).

Відповідно і типи угруповань водоростей епіфітону (синтаксони), виділені у водоймах із різним ступенем забруднення, значно відрізнялися між собою за складом, кількістю та екологічними характеристиками діагностичних таксонів (див. табл. 2, 3, 4, 5). Характерною особливістю асоціації *Gomphonemo parvuli-Nitzschietum paleae*, зареєстрованої у водоймах із високим ступенем забруднення, є те, що вона діагностувалася невеликою кількістю видів — лише чотирма, тоді як асоціація *Cocconeo placentulae-Naviculetum tripunctatae* діагностувалася значно більшою кількістю видів — 16. Тобто у сильно забруднених водоймах з високою частотою траплялася лише незначна кількість видів стійких до забруднення, що підтверджується їхніми екологічними характеристиками. Так, діагностичні таксони асоціації *Gomphonemo parvuli-Nitzschietum paleae* є представниками евтрофних та гіперевтрофних вод. Відомо [22], що сприятливими для розвитку *Gomphonema parvulum*, *Nitzschia palea* та *Planothidium lanceolata* є дуже високі ($s = 5$) концентрації біогенних елементів. Діагностичні таксони асоціації відносяться до α -мезосапробіонтів, α -мезор-сапробіонтів та ρ -сапробіонтів, тобто до показників інтенсивного забруднення води органічними речовинами. По відношенню до типу живлення та кількості азотовмісних органічних сполук у воді серед діагностичних таксонів знайдені автотрофи, які витримують підвищені концентрації азотовмісних органічних сполук, факультативні гетеротрофні організми, яким необхідне періодичне підвищення концентрації азото-

вмісних органічних сполук, та облігатні гетеротрофи, яким необхідні постійно підвищені концентрації азотовмісних органічних сполук. Серед діагностичних таксонів асоціації *Cocconeo placentulae-Naviculetum tripunctatae* частка представників евтрофних вод становила 58 %. Також серед них переважали β -мезосапробіонти, тобто показники помірного забруднення води органічними речовинами. По відношенню до типу живлення та кількості азотовмісних органічних сполук у воді найбільшою кількістю видів представлені автотрофи, які витримують підвищені концентрації азотовмісних органічних сполук. Зауважимо, що діагностичні таксони другої асоціації часто трапляються в епіфітоні водосховищ Дніпра і озер Києва [32, 33, 35], в той час як діагностичні таксони першої асоціації нетипові для епіфітону цих водойм.

Позитивну достовірну залежність встановлено між частотою трапляння діагностичних таксонів асоціації *Gomphonema parvuli-Nitzschietum paleae* та концентрацією неорганічних сполук азоту і фосфору, хлоридів, сульфатів та органічних речовин (значення коефіцієнта кореляції становили 0,73—0,96, $n = 32$, $p \leq 0,05$) і негативну достовірну залежність — між частотою трапляння діагностичних таксонів другої асоціації *Cocconeo placentulae-Naviculetum tripunctatae* та вище згаданими гідрохімічними показниками (значення коефіцієнта кореляції варіювали від -0,73 до -0,98, $n = 30$, $p \leq 0,05$).

Виділені асоціації відрізнялися за видовим багатством водоростей епіфітону. Так, перша асоціація налічувала 50 видів, а друга майже в два рази більше — 88. Середня кількість видів в окремих угрупованнях першої асоціації становила 15, а в угрупованнях другої асоціації — 23. За реєстровано відмінності і у видовому складі епіфітону — коефіцієнт флористичної подібності Серенсена становив лише 47 %. Більш подібним був видовий склад діатомових (53 %) і менш подібним — зелених водоростей (49 %). За таксономічною структурою асоціації також відрізнялись. Наприклад, евгленофітові водорості реєструвались лише у сильно забруднених ставках Західної балки очевидно завдяки тому, що їхній розвиток значною мірою залежить від концентрації біогенних речовин, особливо амонійного азоту, а також вмісту алохтонних органічних речовин [3]. Крім того вони толерантні до збільшення солоності. В інших водоймах евгленофітові водорості взагалі не зустрічались. В той же час, представники *Charophyta* знайдені лише у ставках із помірним ступенем забруднення.

До складу провідних родів першої асоціації входили *Gomphonema*, *Nitzschia* і *Navicula*, а до складу провідних родів другої асоціації — лише *Gomphonema* та *Navicula*. Значне різноманіття видів роду *Nitzschia* у сильно забруднених ставках пояснюється тим, що багато видів цього роду тяжіють до солонуватоводних та/або забруднених органічними речовинами водойм із високою концентрацією біогенних елементів [41]. Угруповання водоростей епіфітону, що розвивалися у водоймах із різним ступенем забруднення, відрізнялися і за кількісними показниками розвитку водоростей. У сильно забруднених водоймах середні значення чисель-

ності та біомаси епіфітону становили відповідно 2,792 млн. кл/г і 2,10 мг/г, а у помірно забруднених водоймах — 3,263 млн. кл/г і 3,48 мг/г повітряно-сухої маси рослини-субстрату. До складу домінуючого комплексу виділених асоціацій входили різні види водоростей. У ставках Західної балки домінували *Gomphonema parvulum*, *Nitzschia palea*, *Planothidium lanceolata* та *Navicula veneta*, а у ставках Середньої та Східної балок — *Cocconeis placentula*, *Navicula tripunctata*, *Synedra ulna*, *Gomphonema truncatum*, *G. augur*, *G. acuminatum* var. *coronatum*, *Cymbella cistula* та *Melosira varians*. Зміни в складі домінуючого комплексу епіфітону як відповідь на забруднення спостерігали в малих річках урбанізованих територій [7], а також в озері, що зазнало забруднення нафтою [16]. При цьому на забруднених ділянках усіх досліджених водних об'єктів до складу домінантів входили види родів *Nitzschia* і *Gomphonema*. Зміни у видовому складі діатомових водоростей, включно з домінуючими видами роду *Nitzschia*, були зареєстровані як відповідь і на збільшення солоності води [21].

Висновки

В результаті проведеного порівняльного аналізу встановлено, що ставки, розташовані у Західній балці, характеризувалися значно вищим ступенем комплексного антропогенного забруднення (неорганічними сполуками азоту, фосфору, хлоридами, сульфатами та органічними речовинами) порівняно із водоймами Середньої та Східної балок. Значно відрізнялися між собою і типи угруповань водоростей епіфітону (синтаксоми), виділені у водоймах із різним ступенем забруднення. Встановлено, що угруповання водоростей епіфітону, знайдені у ставках Західної балки, належать до асоціації *Gomphonemo parvuli-Nitzschietum paleae*, а угруповання фітоепіфітону, зареєстровані у ставках Середньої та Східної балок — до асоціації *Cocconeo placentulae-Naviculetum tripunctatae*. При цьому асоціація *Gomphonemo parvuli-Nitzschietum paleae* включає дві субасоціації *Nitzschietosum paleae* та *Tryblionelletosum hungaricae*. Угруповання водоростей, що належать до субасоціації *Nitzschietosum paleae* знайдені в усіх ставках Західної балки, тоді як угруповання фітоепіфітону, які відносяться до субасоціації *Tryblionelletosum hungaricae* — лише у двох перших, найбільш забруднених ставках Західної балки.

Синтаксономія асоціацій водоростей епіфітону виділених у водоймах дендропарку «Олександрія» має наступний вигляд:

Ас. *Gomphonemo parvuli-Nitzschietum paleae* ass. nova

Субас. *Nitzschietosum paleae* subass. nova

Субас. *Tryblionelletosum hungaricae* subass. nova

Ас. *Cocconeo placentulae-Naviculetum tripunctatae* ass. nova

Угруповання водоростей епіфітону, що належать до виділених асоціацій, знайдені у водоймах із різним ступенем забруднення, відрізнялись між собою за складом, кількістю та екологічними характеристиками діагностичних таксонів. Характерною особливістю асоціації, зареєстрованої у водоймах із високим ступенем забруднення, є те, що вона діагностувалася невеликою кількістю видів стійких до забруднення, що підтверджуєть-

ся їхніми екологічними характеристиками. Виділені асоціації відрізнялися за видовим багатством водоростей епіфітону, середньою кількістю видів в окремих угрупованнях, таксономічною структурою та кількісними показниками розвитку водоростей.

Отримані дані щодо угруповань водоростей епіфітону можуть бути використані для синбіоіндикації стану водойм із різним ступенем забруднення та при проведенні екологічного моніторингу.

Список використаної літератури

1. Барінова С.С., Медведева Л.А., Анисимова О.В. Биоразнообразие водорослей-индикаторов окружающей среды. Тель-Авив : Pilies Studio, 2006. 498 с.
2. Березовська В.Ю. Особливості видового складу водоростей водойм дендропарку «Олександрія». *Наук. зап. Терноп. нац. пед. ун-ту. Сер. Біологія*. 2016. № 3—4 (67). С. 14—24.
3. Ветрова З.И. Эвгленофитовые водоросли. Флора водорослей континентальных водоемов Украины. Ч. 2. Киев, Тернополь : Лілея, 2004. 272 с.
4. Водоросли. Справочник. Киев : Наук. думка, 1989. 608 с.
5. Денисова А.И. Формирование гидрохимического режима водохранилищ Днепра и методы его прогнозирования. Киев : Наук. думка, 1979. 292 с.
6. Клоченко П.Д., Горбунова З.Н., Шевченко Т.Ф., Вітовецька Т.В. Неорганічні та органічні речовини у водоймах дендрологічного парку «Олександрія» (м. Біла Церква). *Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. Періодичний наук. збірник*. 2020. № 1 (56). С. 48—55.
7. Комулайнен С.Ф. Структура фитоперифитона малых рек урбанизированных территорий Карелии и Кольского полуострова. Перифитон и обрастание: теория и практика : Тез. докл. Междунар. научно-практ. конф. (Санкт-Петербург, 23—27 окт. 2008 г.). Санкт-Петербург, 2008. С. 47—49.
8. Крот Ю.Г., Киризія Т.Я., Бабіч Г.Б., Леконцева Т.І. Динаміка гідрохімічного режиму каскаду водойм дендропарку «Олександрія» (м. Біла Церква) при надходженні неорганічних форм азоту з джерельними водами. *Наук. зап. Терноп. нац. пед. ун-ту. Сер. Біологія*. 2005. №1—2 (25). С. 102—109.
9. Курейшевич А.В., Яровий О.О., Мантурова О.В. Вплив екстремально високих концентрацій неорганічного азоту на продукційні характеристики фітопланктону. *Наук. зап. Терноп. нац. пед. ун-ту. Сер. Біологія*. 2017. № 3 (70). С. 94—100.
10. Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод / За ред. В.Д. Романенка. НАН України. Ін-т гідробіології. Київ : Логос, 2006. 408 с.
11. Миркин Б.М., Наумова Л.Г., Соломещ А. И. Современная наука о растительности: Учебник. Москва : Логос, 2001. 264 с.
12. Миркин Б.М., Розенберг Г.С., Наумова Л.Г. Словарь понятий и терминов современной фитоценологии. Москва : Наука, 1989. 223 с.
13. Плескач А.Я. Забруднення водойм дендропарку «Олександрія» та його вплив на стан рослинності. *Інтродукція рослин*. 2004. № 2. С. 80—87.
14. Радзимовський Д.О. Замітка про фітопланктон декоративних ставків дендропарку «Олександрія». *Праці Ін-ту гідробіології АН УРСР*. 1962. № 38. С. 111—114.
15. Руководство по химическому анализу поверхностных вод суши / Под ред. А.Д. Семенова. Ленинград : Гидрометеиздат, 1977. 542 с.
16. Стенина А.С. Экологическая структура эпифитных диатомовых водорослей как индикатор нефтяного загрязнения озер тундры бассейна реки Печора. Перифитон континентальных вод: современное состояние изучения и перспективы дальнейших исследований : Междунар. симп. Тюмень, 2003. С. 106—107.
17. Топачевский А.В., Масюк Н.П. Пресноводные водоросли Украинской ССР: учебное пособие. Киев : Вища шк., 1984. 334 с.
18. Фурдичко О.І., Сівак В.К., Солодкий В.Д. Заповідна справа в Україні: Підручник. Чернівці : Зелена Буковина, 2005. 336 с.

19. Barinova S.S., Klochenko P.D., Belous Ye.P. Algae as indicators of the ecological state of water bodies: methods and prospects. *Hydrobiol. J.* 2015. Vol. 51, N 6. P. 3—21.
20. Bešta T., Mareš J., Čapková K. et al. Littoral periphyton dynamics in newly established post-mining lakes. *Aquatic Sciences.* 2023. Vol. 85, Iss. 1. 21 p.
21. Eloranta P., Soininen J. Ecological status of some Finnish rivers evaluated using benthic diatom communities. *J. Appl. Phycol.* 2002. Vol. 14, N 1. P. 1—7.
22. Kelly M.G., Adams C., Graves A.C. et al. The trophic Diatom Index: User's Manual. Revised edition. Environment Agency Technical Report E2/TR2. 2001. 135 p.
23. Klochenko P.D., Shevchenko T.F., Lilitskaya G.G. et al. Phytoplankton of water bodies differing in the degree of anthropogenic contamination. *Hydrobiol. J.* 2020. Vol. 56, N 3. P. 13—29.
24. Klochenko P. D., Shevchenko T. F., Nezbyrskaya I.N. et al. Phytoplankton production and decomposition characteristics in water bodies differing in the degree of their contamination by inorganic compounds of nitrogen and phosphorus. *Ibid.* 2019. Vol. 55, N 3. P. 31—47.
25. Mucina, L., H. Bültmann, K. Dierben et al. Vegetation of Europe: hierarchical floristic classification system of vascular plant, bryophyte, lichen, and algal communities. *Applied Vegetation Science.* 2016. Vol. 19, Suppl. 1. P. 3—264.
26. Oksiyuk O.P., Davydov O.A. Sanitary hydrobiology in present. Main provisions, methodology tasks. *Hydrobiol. J.* 2013. Vol. 49, N 2. P. 45—56.
27. Oksiyuk O.P., Davydov O.A., Karpezo Yu.I. Microphytobenthos as bioindicator of the state of aquatic ecosystems. *Ibid.* 2011. Vol. 47, N 1. P. 72—85.
28. Romanenko V.D., Krot Yu.G., Lekontseva T.I., Podrugina A.B. Peculiarities of phyto- and zooplankton structural organization at an extremely high content of inorganic compounds of nitrogen in the water. *Ibid.* 2017. Vol. 53, N 5. P. 3—14.
29. Shcherbak V.I., Kravtsova O.V., Linchuk M.I. Assessment of the influence of high concentrations of nitrogen compounds on phytoplankton diversity in the ponds of the Oleksandriya Natural Park (the town of Bila Tserkva, Ukraine). *Ibid.* 2018. Vol. 54, N 1. P. 19—32.
30. Shevchenko T.F. Cenological analysis of phytoepiphyton of green filamentous algae of the reservoirs of the Dnieper cascade. *Ibid.* 2011. Vol. 47, N 6. P. 3—14.
31. Shevchenko T.F. Thermophilous communities of periphyton algae in the cooling ponds of thermal and nuclear power stations of Ukraine. *Ibid.* 2012. Vol. 48, N 5. P. 31—45.
32. Shevchenko T.F., Kharchenko G. V., Klochenko P.D. Cenological analysis of phytoepiphyton of water bodies of Kiev. *Ibid.* 2010. Vol. 46, N 1. P. 41—55.
33. Shevchenko T.F., Klochenko P.D., Batog S.V. Cenological analysis of phytoepiphyton of the cascade plain Kanev Reservoir (Ukraine). *Ibid.* 2020. Vol. 56, N 6. P. 42—61.
34. Shevchenko T. F., Klochenko P.D., Bilous O.P. Response of epiphytic algae to heavy pollution of water bodies. *Water Environ. Res.* 2018. Vol. 90, N 8. P. 706—718.
35. 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.
36. Shevchenko T., Klochenko P., Nezbyrskaya I. Response of phytoplankton to heavy pollution of water bodies. *Oceanol. Hydrobiol. St.* 2020. Vol. 49, N 3. P. 267—280.
37. Tsarenko P.M., Wasser S.P., Nevo E. Algae of Ukraine: diversity, nomenclature, taxonomy, ecology and geography. Cyanoprokaryota, Euglenophyta, Chrysophyta, Xanthophyta, Raphidophyta, Phaeophyta, Dinophyta, Cryptophyta, Glaucocystophyta, Rhodophyta. (Vol. 1). Ruggell: Gantner Verlag, 2006. 713 p.
38. Tsarenko P.M., Wasser S.P., Nevo E. Algae of Ukraine: diversity, nomenclature, taxonomy, ecology and geography. Bacillariophyta. (Vol. 2). Ruggell: Gantner Verlag, 2009. 413 p.
39. Tsarenko P.M., Wasser S.P., Nevo E. Algae of Ukraine: diversity, nomenclature, taxonomy, ecology and geography. Chlorophyta. (Vol. 3). Ruggell: Gantner Verlag, 2011. 511 p.

40. Tsarenko P.M., Wasser S.P., Nevo E. Algae of Ukraine: diversity, nomenclature, taxonomy, ecology and geography. Charophyta. (Vol. 4). Ruggell: Gantner Verlag, 2014. 703 p.

41. Van Dam H., Mertens A., Sinkeldam J. A coded checklist and ecological indicator values of freshwater diatoms from the Netherlands. *Neth. J. Aquat. Ecol.* 1994. Vol. 28. P. 117—133.

42. Weber H.E., Moravec J.G., Theurillat J.-P. International code of phytosociological nomenclature. 3-d edition. *J. Vegetation Science.* 2000. Vol. 11. P. 739—768.

Надійшла 19.01.2023

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

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

G.V. Kharchenko, PhD (Biol.), Researcher,
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
Volodymyra Ivasyuka prosp. 12, Kyiv, 04210, Ukraine

Z.N. Gorbunova, Junior researcher,
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
Volodymyra Ivasyuka prosp. 12, Kyiv, 04210, Ukraine

STRUCTURE OF THE COMMUNITIES OF EPIPHYTON ALGAE IN WATER BODIES DIFFERING IN THE LEVEL OF CONTAMINATION

The structure of the communities of epiphyton algae was studied in the water bodies of the «Oleksandriya» State Dendrological Park (Ukraine). It has been found that the ponds located in the Western ravine were characterized by an essentially higher level of complex anthropogenic contamination (by inorganic compounds of nitrogen and phosphorus, chloride, sulfate, and organic substances) compared to the water bodies of the Middle and Eastern ravines. Respectively, the types of the communities of epiphyton algae (syntaxa) distinguished in the water bodies differing in the level of contamination also differed in the composition, number, and ecological characteristics of diagnostic taxa, in the species richness of epiphyton algae on the whole, in the average number of species in individual communities, in the taxonomic structure, in the quantitative indices of algae development, and in the complex of dominant species. It has been found that the communities of epiphyton algae registered in the ponds of the Western ravine belong to the association *Gomphonemo parvuli-Nitzschietum paleae*, whereas the communities of phytoepiphyton occurring in the Middle and Eastern ravines — to the association *Cocconeo placentulae-Naviculetum tripunctatae*. The obtained data on the communities of epiphyton algae can be used for synbioindication of the state of water bodies differing in the level of contamination in performing ecological monitoring.

Keywords: *epiphyton algae, communities, the Braun-Blanquet method, water chemical composition, ponds, the «Oleksandriya» dendrological park.*

РИБОГОСПОДАРСЬКА ГІДРОБІОЛОГІЯ І ІХТІОЛОГІЯ

УДК 597.583.1

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

АДАПТАЦІЇ БІОЛОГІЧНИХ ЦИКЛІВ У РИБ ТЕНДРІВСЬКОЇ, ЯГОРЛИЦЬКОЇ ЗАТОК ТА ПРИЛЕГЛИХ ДО НИХ АКВАТОРІЙ ЧОРНОГО МОРЯ ДО ЗМІНИ УМОВ ЗОВНІШНЬОГО СЕРЕДОВИЩА, ПОВ'ЯЗАНИХ ЗІ ЗМІНАМИ КЛІМАТУ ОСТАННІХ РОКІВ

У статті стисло описано основні зміни, які мали місце в метеорологічних процесах у регіоні проведення наших досліджень за останні 10 років у порівнянні з проаналізованими багаторічними метеоданими, починаючи з 1950-х років. Описано адаптації біологічних циклів у різних видів риб у Тендрівській, Ягорлицькій затоках та прилеглих до них акваторіях Чорного моря, які відбувались під дією змін кліматичних умов за останні 10—30 років. Встановлено, що найбільших змін іхтіофауна даних водойм зазнала під дією температурного режиму та вітрової активності. Вказується на появу нових видів риб для цих акваторій під дією погодних умов та збільшення зустрічей рідкісних тут видів. Відображено зміни, які відбулись у фенологічних процесах в популяціях багатьох видів риб у даній частині Чорного моря за останні 10—30 років. Мета даної роботи — показати адаптації біологічних циклів у різних видів риб на досліджуваних акваторіях, які виникли за останні 10—30 років під дією кліматичних умов.

Ключові слова: кліматичні умови, зміни, адаптації, риби, Тендрівська затока, Ягорлицька затока, Чорне море.

Видовий склад іхтіофауни Тендрівської, Ягорлицької затоки та прилеглих до них вод Чорного моря, які омивають Кінбурнський п-ів та о. Тендру (далі відповідно — ТЗ, ЯЗ та ЧМ) вивчений досить повно [16, 18, 24]. Цей район відрізняється великим видовим складом риб: виявлено 41,9 % усієї чорноморської іхтіофауни (227 видів риб, відомих для Чорного моря станом на сьогодні) [4]. Дані акваторії є дуже важливими і цінними взагалі для Чорного моря як одні з основних місць нагулу та нересту багатьох видів риб. ТЗ, ЯЗ та майже вся однокілометрова смуга ЧМ уз-

Ц и т у в а н н я: Ткаченко П.В. Адаптації біологічних циклів у риб Тендрівської, Ягорлицької затоки та прилеглих до них акваторій Чорного моря до зміни умов зовнішнього середовища, пов'язаних зі змінами клімату останніх років. *Гідробіол. журн.* 2023. Т. 59. № 3. С. 62—79.

довж о. Тендра входять до складу Чорноморського біосферного заповідника НАН України (далі — ЧБЗ).

Іхтіофауна ТЗ, ЯЗ та ЧМ зараз нараховує 95 видів риб з 45 родин [24]. За своєю структурою вона складається здебільшого з морських видів риб — 53 (це 55,8 % від загальної кількості видів); ще 26 видів (27,4 %) є солонуватоводними, 12 видів (12,6 %) — прісноводними та 4 види (4,2 %) — прохідними. Найбільш масовими та звичайними в цих водах є морські та солонуватоводні види, які є ядром іхтіофауни ТЗ, ЯЗ та ЧМ. Прісноводні види зустрічаються доволі нечасто і в малих кількостях.

Основу іхтіофауни складають види понто-каспійського (30,5 % — 29 видів з 95 виявлених), атлантично-середземноморського (20,0 % — 19 видів), бореально-атлантичного (20,0 % — 19 видів) та середземноморського (13,7 % — 13 видів) зоогеографічного походження [4].

Дані акваторії знаходяться в помірному кліматичному поясі, а тому, враховуючи це, а також середній статистичний режим погодних умов, клімат тут можна визначити як помірно-континентальний, з м'якою, малосніжною, з відлигами і нестійким сніговим покривом зимою, спекотним і посушливим літом. Гідротермічний коефіцієнт Селянінова складає 0,56 (межа аридної зони ГКС = 0,5) [8]. Найбільше значення у формуванні погодних умов і клімату на цій території мають величина і характер сонячного випромінювання, віддаленість території від великих водних мас, належність території до зони дії переважно атлантичних помірних та арктичних холодних повітряних мас.

За даними звіту з науково-дослідної роботи (далі — НДР) Українського гідрометеорологічного інституту (УкрГМІ) [2], що базуються на аналізі за період 1881—2010 рр., середньомісячна температура атмосферного повітря у холодний період року (листопад — березень) від десятиріччя до десятиріччя змінювалась більше суттєво, ніж у теплий: на півночі і сході у межах 2,0—6,0 °С, на решті території — від 4,0 до 6,0 °С.

Протягом року температура повітря змінюється відповідно до зміни кількості сонячної радіації. Середня температура січня становить від -2,5 до -3,0 °С, середня температура липня — від +22,5 до +23,0 °С. Протяжність періоду з середньодобовою температурою повітря вище 0 градусів складає 220—245 діб, з температурою від +5 до +15 °С — 90—100 діб, період з температурою понад +10 °С становить 182 доби, період з температурою понад +15 °С — 140 діб. За період з температурою вище +10 °С сума температур складає 3300 °С. Середня протяжність безморозного періоду — 240 діб [8].

Взимку радіаційний фактор впливає на температурний режим слабше, тут вступає в дію прихід тих чи інших повітряних мас, які мають різні характеристики залежно від властивостей поверхні, над якими ці маси сформувались. У холодний період року тут переважають помірні повітряні маси з Атлантики, вони переносяться до цієї території західними, північно-західними і південно-західними вітрами. Формуючись над більш теплою морською поверхнею, вони приносять різке потепління.

Середня тривалість морозного періоду — 10—15 діб. Стійкі морози відсутні [8].

Для середньомісячної температури повітря за окремі десятиріччя характерним було те, що найвищі її значення майже у всі місяці року (січень — листопад) припадали на 2001—2010 рр., за винятком грудня, який був найтеплішим у 1971—1980 рр. Загалом за період 1881—2010 рр. вона повсюдно підвищилась майже на 1,0 °C [1].

За останнє десятиріччя ХХ ст. і перше ХХІ ст. були перекриті показники найвищої та найнижчої середньої місячної температури повітря за 100-річний період. Впродовж 1991—2010 рр. середня місячна температура повітря підвищилась порівняно з кліматологічною стандартною нормою (1961—1990 рр.) на всій території України як у зимові, так і в літні місяці. Річна температура в Україні підвищується згідно річної глобальної температури.

Район проведення досліджень характеризується інтенсивною вітровою діяльністю. Більшу частину року переважають вітри північно-східної чверті обрїю, і лише в осінній період переважаючим стає південно-східний напрямок. Північно-східна чверть абсолютно переважає у розі суховійних вітрів. Максимальна швидкість вітру, що зафіксована за період з 1953 р., становила 40 м/с (19.07.1973). Вітри швидкістю понад 18 м/с повторюються в середньому два рази на рік, понад 15 м/с — 13 разів на рік.

Глобальне потепління обумовлює помітні наслідки для рибного промислу і аквакультури у внутрішніх водоймах і шельфовій зоні морів. Зміна термального режиму морських вод може мати як позитивні, так і негативні тенденції для гідробіонтів, які формують кормову базу риб, а також для об'єктів промислу і аквакультури [30].

Морські промислові рибалки з різних країн повідомляють про зміни у видовому складі і кількості риб, які виловлюються [33]. Світове промислове рибальство вже починає відчувати негативні наслідки змін клімату. ФАО прогнозує [31], що до 2050 р. підвищення температури води зумовить зменшення промислового вилову основних цінних видів риб на 40 %.

Всі попередні дослідження в ТЗ, ЯЗ та ЧМ не стосувались впливу змін метеорологічних показників на їхню іхтіофауну. Тож ми вперше вивчали вплив змін кліматичних умов на іхтіофауну цих акваторій. Мета даної роботи — показати зміни, які відбувались в популяціях риб на досліджуваних акваторіях за останні 10—30 років під дією кліматичних умов.

Матеріал та методика досліджень

Дані роботи виконували з 1989 по 2021 р. В цей період опорна мережа іхтіологічного моніторингу в ЧБЗ [11] базувалась на: 1) науково-дослідних ловах на фіксованих точках у ТЗ та ЯЗ (рис. 1) бичковими, глосевими та кефальними сітками (довжиною 50 м кожна та з вічком від 22 до 50 мм, всього з 1989 по 2009 р. відпрацьовано 539 ловів); 2) повному біологічному аналізу вищевказаних ловів (всього оброблено 12 374 екз. бичків, 81 екз. кефалей лобаня, сингіля та гостроноса, 56 екз. піленгаса та

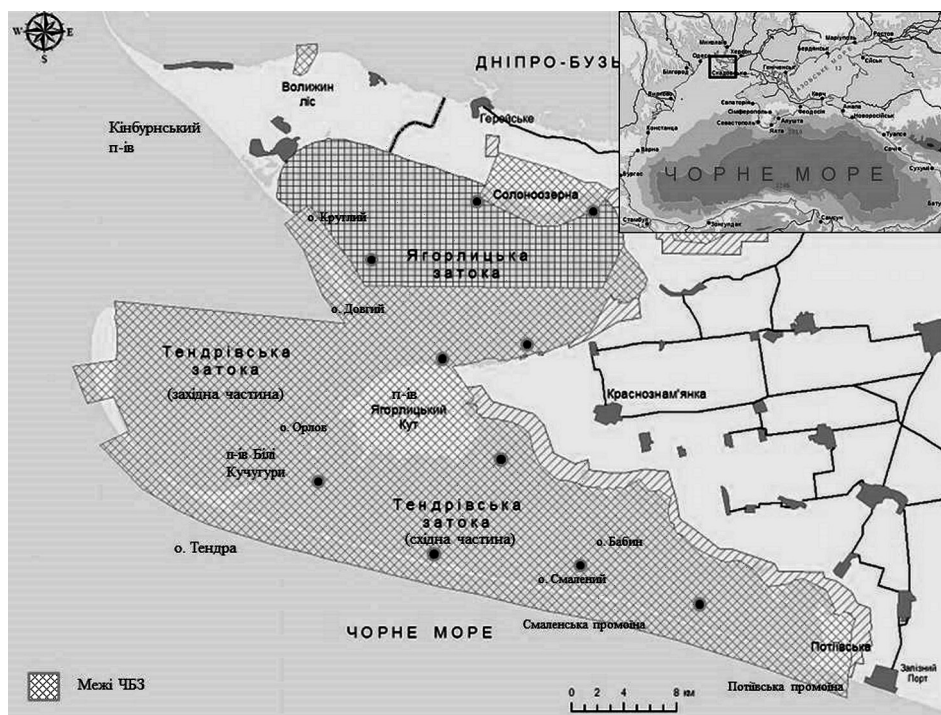


Рис. 1. Фіксовані точки відбору іхтіологічних проб у Тендрівській та Ягорлицькій затоках

463 екз. глося); 3) додаткових обловах мальковим волоком (довжиною 6 м та вічком 3,6 мм; всього з 1989 по 2009 р. відпрацьовано 67 ловів; неповному біологічному аналізу піддано 17 192 екз. 25 видів риб); 4) аналізі промислових ловів у ТЗ і ЯЗ з 1989 по 1999 р. бичковими, глосевими, кефальними сітками та бичковими ятерами (вічко 22—60 мм; всього проаналізовано 42 вибірки загальною чисельністю 43 807 екз. бичків, а також 23 вибірки загальною чисельністю 1 918 екз. кефалей лобаня, сингіля, гостроноса, 461 екз. піленгаса та 2075 екз. глося), а у ЧМ біля Кінбурнського п-ова з 1991 до 2012 р. — також ставними неводами (проаналізовано 34 вибірки загальною чисельністю 127 500 екз. 29 видів риб); 5) аналізі уловів глосевими сітками довжиною 50 м кожна та з вічком 50—60 мм у зимові періоди 2016—2022 рр. у Тендрівській та Ягорлицькій затоках місцевими рибалками-підприємцями з метою встановлення термінів нересту (всього переглянуті 2970 екз. самок глося з 36 ловів загалом 158 сітками); 6) проведенні візуальних обліків і спостережень кефалей лобаня, сингіля, гостроноса та піленгаса іхтіологом ЧБЗ на заповідних та прилеглих акваторіях; 7) у ЧМ — усних даних рибалок, рибінспекторів та місцевих жителів; 8) даних щодо прилову 26 видів риб на креветочні ятері рибалками-приватними підприємцями в 2015—2021 рр. у морі вздовж о. Тендра та поблизу сіл Залізний Порт і Приморське (раніше — Більшовик): з 10—20 уловів щороку на 4—8 ятерів, всього проаналізовані 97 уловів (з

розрахунку 1 лов/1 ятір); а також перегляду подібного прилову з 11 уловів на два креветочні ятері в грудні 2020 р. та січні — лютому 2021 р. біля північно-західного узбережжя Ягорлицької затоки (отримано дані по 12 видах риб); 8) аналізі даних Бехтерської (Голопристанський р-н Херсонської обл.) агрометеорологічної станції з 1953 по 2020 р., проведеному ст. н. сп. ЧБЗ к.г-г.н. Д.О. Черняковим у рамках виконання однієї з тем НДР ЧБЗ [29].

Візуальні спостереження за кефалями проводили постійно. З 2010 р. проведення науково-дослідних ловів водних живих ресурсів, як і всіх інших, на об'єктах природно-заповідного фонду через правові колізії стали неможливими. Тому тільки візуальні спостереження та перегляд промислових уловів на суміжних з ЧБЗ ділянках водойм залишилися єдиними можливими засобами для отримання даних щодо цих видів риб.

Постійними (стаціонарними) пунктами спостережень з берега були: Потіївська промоїна на о. Тендра та море навпроти с. Покровка Очаківського р-ну Миколаївської обл. На цих пунктах спостереження відбувалось протягом 1—3 днів поспіль щорічно протягом сезону; кожне спостереження тривало від 2 до 5—6 годин. Допоміжними (разовими) пунктами виступали Смаленська промоїна на о. Тендра та море біля Тендрівського маяка. Ці пункти почали використовуватись у 2010-х роках теж щорічно, перший також протягом сезону, а другий тільки у вересні — жовтні.

У 1990-х роках за рік проводилось від 20 до 40 загалом всіх таких разових спостережень та на стаціонарних пунктах 5—10 разів з травня до жовтня включно. У 2000-ні роки щороку відбувалось від 40 до 70—80 спостережень 15—30 разів за сезон, а в 2010-ті роки — від 50 до 100—150 спостережень 30—50 разів за сезон (вже з квітня до листопада включно).

Риб ловили за стандартними іхтіологічними методами [5, 9]. Визначення видів риб проводили в польових та стаціонарних умовах за визначниками [6, 10, 34]. Систематику риб та їхні латинські назви наведено за роботами [32, 36], українські назви — за [3].

Результати досліджень та їх обговорення

Метеорологічні процеси є прямими чинниками, які діють на аквальні комплекси ТЗ, ЯЗ та ЧМ, і вони є одними з визначальних факторів, які мають вплив на іхтіофауну цих водойм. Дані процеси стали більш виразними в 2010-х роках. Ці останні 10 років були тепліші відносно середньо-багаторічних норм. При багаторічному значенні для району досліджень середньорічної температури повітря 10,73 °С, середнє значення у 2011—2020 рр. склало 11,96 °С, а за 2016—2020 рр. — 12,24 °С (табл. 1). За 10 років середньорічна температура повітря була вищою за середню багаторічну; лише в 2011 р. середньорічна температура повітря була близькою до середньої багаторічної (10,89 °С); 9 з 10 років вона перевищувала 11,00 °С, а протягом чотирьох років — 12,00 °С (рис. 2). Найхолоднішим за 10 років був 2011 р. (середньорічна температура 10,89 °С), найтеплішим — 2019 р.

Таблиця 1
Основні середньорічні (2011—2020 рр.) та середньобагаторічні (1953—2020 рр.) метеорологічні параметри в районі досліджень за даними Бехерської агрометеорологічної станції

Параметри	Роки										Середньобагаторічні			
	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	1953— 2020	2011— 2020	2016— 2020	
Температура повітря (t °C)	середня	10,89	11,82	11,98	11,73	12,05	11,56	11,90	12,22	12,76	12,74	11,96	11,69	12,24
	макс.	29,10	30,20	28,60	28,90	28,60	29,50	31,30	28,30	28,50	29,40	31,30	31,30	31,30
	мін.	-11,40	-17,70	-6,40	-14,50	-16,30	-13,40	-11,80	-10,50	-7,00	-8,00	-22,10	-17,70	-17,70
макс.	середня	15,71	16,63	16,47	16,59	16,90	16,18	16,50	17,02	17,58	17,78	16,74	16,90	17,01
	макс.	36,80	37,50	35,40	36,40	37,00	36,60	39,40	38,10	35,10	37,40	39,60	37,50	39,40
	мін.	-6,30	-12,80	-2,30	-11,20	-13,70	-9,50	-9,80	-6,80	-4,50	-3,30	-18,80	-13,70	-9,80
мін.	середня	6,60	7,69	7,91	7,44	7,80	7,47	7,59	7,94	8,39	8,26	7,71	7,49	7,93
	макс.	21,90	24,20	21,80	23,20	25,00	23,80	24,90	23,30	22,50	23,20	31,20	25,00	24,90
	мін.	-17,00	-21,40	-9,50	-18,00	-19,10	-17,20	-14,60	-14,20	-9,20	-13,20	-27,00	-21,40	-17,20
Σ температур	загальна	3974,1	4325,7	4371,0	4281,2	4399,4	4229,1	4342,40	4460,20	4658,90	4664,00	3892,87	4370,60	4470,92
	> 0°	4177,4	4684,7	4441,9	4471,4	4496,5	4404,9	4507,30	4612,00	4708,20	4699,00	4113,30	4520,22	4454,16
	> 10°	3531,8	4240,6	3789,1	3819,9	3691,3	3748,5	3734,30	4166,20	4057,20	4022,20	3518,80	3814,54	3945,68
	< 0°	-202,9	-358,3	-70,9	-190,2	-97,1	-175,8	-164,90	-151,80	-49,30	-35,00	-220,43	-149,62	-115,36
Діб з температури	306	308	330	326	341	326	325	314	339	348	311,00	326,30	322,20	330,40

Продовження табл. 1

Параметри	Роки										Середньобагаторічні			
	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	1953— 2020	2011— 2015	2016— 2020	
> 10°	177	211	197	198	187	194	195	208	212	210	189,90	194,00	203,80	
< 0°	58	57	35	39	24	39	37	50	24	18	50,40	42,60	33,60	
середнь- одобова	3,13	3,40	3,12	3,35	3,18	3,04	3,05	2,94	2,91	2,87	4,06	5,14	2,96	
макс.	5,24	5,65	5,12	5,37	5,10	5,01	5,02	4,87	5,07	4,99	6,87	5,30	4,99	
пориви	24	34	20	20	20	20	18	24	20	24	40	34	24	

(12,76 °С). 2011—2020 рр. відрізнялись від попередніх більш рівним температурним режимом [29].

Одним з найбільш показових наслідків зростання температури повітря в останні 10 років стало пом'якшення зимового періоду (табл. 2) та потепління весняного періоду (табл. 3). Всі зими в цей період були м'якшими та теплішими за попередні періоди [25]. І якщо зима 2016/2017 рр. була зі значними морозами лише в середині січня та льодоставом з середини січня до початку лютого, то наступні дві зими були вже з невеликими морозами і незначним льодоставом. А зими 2019/2020 та 2020/2021 рр. виявилися самими теплими, з невеликими морозами і практично без стійкого льодоставу — вперше за роки наших спостережень (з 1989 р.).

Внаслідок таких перемін в температурних умовах відбулись адаптації біологічних циклів у багатьох видів риб ТЗ, ЯЗ та ЧМ та деякі інші зміни. Спочатку ми зупинимось на найбільш суттєвих з них. Поступово почали змінюватись терміни нересту у глося *Platichthys flesus* (Pallas, 1814) та бичка жабоголового *Mesogobius batrachocephalus* (Pallas, 1814).

Ще років 10—20 тому глось нерестився в досліджуваних водоймах з середини січня і в лютому, а в суворі зими — з кінця лютого і в березні (а окремі особини — ще й на початку квітня). Це підтверджено результатами науково-дослідних ловів глосевими сітками у ТЗ та ЯЗ з 1989 по 2009 р. та повного біологічного аналізу 463 екз. глося з них, а також аналізу 2075 екз. глося з промислових уловів там само з 1989 по 1999 р. В останнє десятиріччя через потепління зимових сезонів (див.

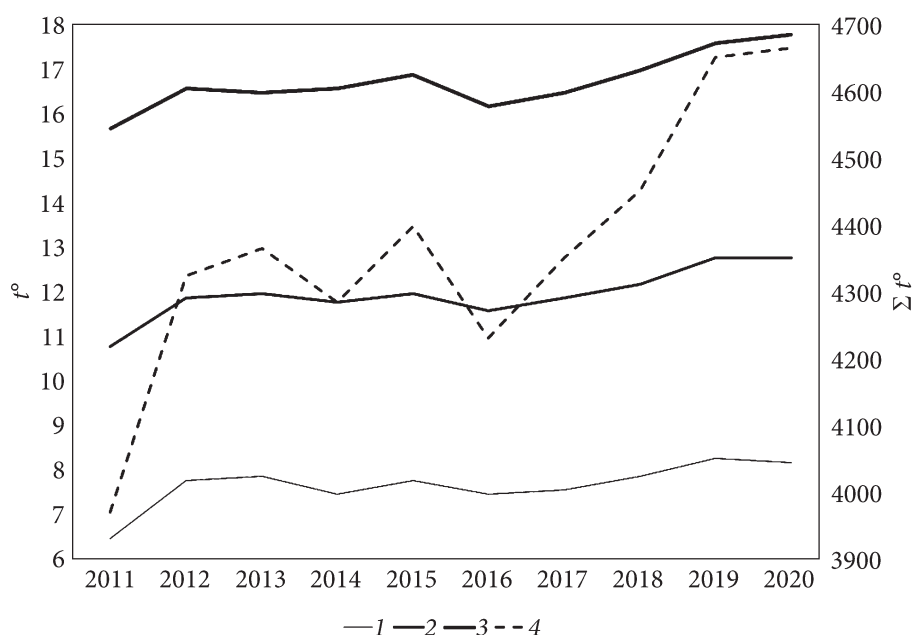


Рис. 2. Динаміка середньорічних температур повітря з 2011 по 2020 р.: 1 — мінімальна; 2 — середньорічна; 3 — максимальна; 4 — сума температур

табл. 2) ці терміни почали поступово зміщуватись ближче до грудня, і в останні 4—5 років даний вид вже починає нереститись в середині чи другій половині грудня і завершує до середини січня, а іноді навіть на початку цього місяця [24] (рис. 3). Це стало очевидним після аналізу 2970 екз. самок глося з уловів у зимові періоди 2016—2022 рр. у тих самих затоках місцевими рибалками-підприємцями та численних усних даних інших рибалок.

У бичка жабоголового, трапляння якого в 2020—2021 рр. почало суттєво зростати [27], раніше нерест розпочинався іноді з початку березня, а здебільшого — з середини березня, і продовжувався до кінця березня — середини квітня. В останні 4—5 років він починає нереститись з самого початку березня, а інколи і з кінця лютого. До середини березня нерест даного виду вже завершується, і тільки окремі самки можуть запліднитись до 20-х чисел березня.

Деякі з видів, які раніше не спостерігались в ТЗ, ЯЗ та ЧМ у зимовий період, після 2010 р. почали періодично зустрічатись в регіоні досліджень взимку: це лобань *Mugil cephalus* Linnaeus, 1758 та сингіль *Chelon aurata* (Risso, 1810), а з 2021 р. — і гостроніс *Chelon saliens* (Risso, 1810) [24, 25]. Сингіль спостерігався вже три останні зими поспіль. У січні 2020 р. до 20 його молодих особин бачили в східній частині ТЗ (далі — СЧТЗ). У січні 2021 р. багато зграй з десятків мальків цієї кефалі постійно тримались до настання морозів вздовж північного берега ЯЗ. А вже 14—15 січня їх знаходили вмерзлимими у лід в озерах Кінбурнського п-ова, які мають сполу-

Таблиця 2
Основні середньорічні (2011—2020 рр.) та середньобогаторічні (1953—2020 рр.) параметри температури повітря зимових сезонів в районі досліджень за даними Бехтерівської агрометеорологічної станції

Параметри	Роки										Середньобогаторічні				
	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	1953— 2020	2011— 2015	2011— 2020	2016— 2020	
Температура повітря (t °С)	середня	-0,25	-0,68	1,31	0,49	1,10	1,51	0,90	1,27	1,09	1,85	0,39	0,95	0,39	1,50
	макс.	12,50	9,40	13,80	8,00	9,90	10,80	9,00	10,70	10,50	13,40	13,80	13,80	13,80	13,40
	мін.	-11,40	-17,70	-11,80	-14,50	-16,30	-13,40	-11,80	-10,50	-7,00	-8,00	-22,10	-17,70	-17,70	-13,40
Σ темпе- ратур	середня	2,84	2,56	4,49	3,88	4,50	5,14	1,89	5,53	4,03	7,16	3,65	4,20	3,65	4,75
	макс.	14,90	12,40	18,50	12,90	16,00	14,50	11,40	15,90	12,60	17,40	18,50	18,50	18,50	17,40
	мін.	-6,30	-12,80	-7,40	-11,20	-13,70	-9,50	-9,80	-6,80	-4,50	-3,30	-18,80	-13,70	-13,70	-9,80
Діб з тем- пературами	середня	-3,03	-3,44	-1,00	-2,46	-1,54	-1,53	-4,31	0,04	-1,22	0,25	-2,29	-1,82	-2,29	-1,35
	макс.	10,10	8,20	11,90	4,70	7,00	7,10	6,00	12,50	6,30	10,30	12,50	12,50	11,90	12,50
	мін.	-17,00	-21,40	-16,60	-18,00	-19,10	-17,20	-14,60	-14,20	-13,00	-13,20	-27,00	-21,40	-21,40	-17,20
Σ темпе- ратур	загальна	-22,90	-61,50	117,90	44,50	103,30	137,0	-124,40	234,70	113,90	305,10	329,40	381,28	329,40	433,16
	>0°	171,70	213,70	233,10	195,60	225,90	278,10	103,10	329,60	172,30	336,10	208,00	225,92	208,00	243,84
	<0°	-194,60	-275,20	-115,20	-151,10	-122,60	-141,10	-213,50	-94,90	-58,40	-31,00	-195,38	-139,76	171,74	-107,78
Діб з тем- пературами	>0°	37	52	58	60	61	65	36	66	59	76	68,80	72,40	68,80	76,00
	<0°	53	38	32	30	29	25	52	23	29	15	23,97	17,50	21,40	13,60



Рис. 3. Самки глося, які вже давно віднерестились, а також лобань (ліворуч) і сингіль (праворуч) з однієї змішаної зграї обох видів з моря біля Кінбурнського п-ова. Всі три види виловлені 02 лютого 2022 р.

чення з ЯЗ. На початку лютого 2022 р. по кілька молодих сингільів зустрічали в СЧТЗ та в ЧМ біля Кінбурнського п-ова. В останньому районі вони були виловлені місцевими рибалками з однієї змішаної зграї з дорослими лобанями (див. рис. 3), що для даних видів трапляється доволі часто [25].

У найбільш теплі зими 2019/2020 та 2020/2021 рр. (див. табл. 2) практично весь цей сезон у ТЗ та ЯЗ вперше трималась вже ціла низка видів [24]: бички кругляк *Neogobius melanostomus* (Pallas, 1814), жабоголовий та

зеленчак *Zosterisessor ophiocephalus* (Pallas, 1814), собачка щупальцевий *Parablennius tentacularis* (Brünnich, 1768), атерина піщана *Atherina boyeri* Risso, 1810, калкан чорноморський *Scophthalmus maeoticus* (Pallas, 1814) (цей вид — у ЧМ у районі о. Тендра), зеленушка-орябок *Symphodus cinereus* (Bonnaterre, 1788), зеленушка плямиста *Symphodus ocellatus* (Forsk., 1775) та колючка триголкова *Gasterosteus aculeatus* Linnaeus, 1758. У січні 2021 р. вдруге в ЧМ взимку зафіксований ошибень звичайний *Ophidion rochei* Müller, 1845.

Останніми роками зимувальні скупчення осетра руського *Acipenser gueldenstaedtii* Brandt et Ratzeburg, 1833, севрюги *Acipenser stellatus* Pallas, 1816 та білуги *Huso huso* (Linnaeus, 1758) вже не віддалялись на 25—30 км і більше від материкових берегів та островів Джарилгач і Тендра, а стали триматись ближче до них — на відстані 10—20 та часто навіть 5—10 км [19, 24].

Більш теплі та відносно недовгі зими та потепління весняних сезонів (див. табл. 2 та 3) останніми роками почали позначатись на деяких біологічних циклах у багатьох видів риб. Деякі види змінили свої терміни заходу в затоки на початку сезону чи проходу через води досліджуваного району на постійній основі. Це стосується лосося чорноморського *Salmo labrax* Pallas, 1814, а також всіх представників родини Кефалевих Mugilidae. Так, якщо раніше перший вид зазвичай з'являвся у цих водоймах у квітні [17], то в останні 5—7 років відбувається його виражений прохід у ЧМ уздовж Кінбурнського п-ова, о. Тендра та узбережжя біля сіл Залізний порт — Лазурне наприкінці лютого — на початку березня, а іноді й з початку чи середини лютого [24, 26].

Піленгас *Planiliza haematocheila* (Temminck & Schlegel, 1845) раніше появлявся в затоках на початку березня [12], а в останні 5—7 років він часто йде морем уздовж Кінбурнського п-ова з зимівлі в Дніпровсько-Бузькому лимані (далі — ДБЛ) до ЯЗ і ТЗ наприкінці лютого, а іноді з початку чи середини цього місяця [24]. Лобань, сингіль та гостроніс раніше заходили в ТЗ 10—15 травня, а останніми роками вони є тут вже з 20-х чисел квітня, а інколи з 10 квітня, а лобань — і з початку чи середини березня (рис. 4) [24, 25].

У цілої низки інших видів це поки що спостерігається епізодично, проте іноді зі схильністю до постійного характеру. Вони останніми роками заходили на початку сезону в район досліджень раніше своїх звичайних термінів на 1—5 тижнів в окремі сезони, чи іноді 2—3 сезони поспіль [24]: це морський кіт *Dasyatis pastinaca* (Linnaeus, 1758), річковий вугор європейський *Anguilla anguilla* (Linnaeus, 1758), анчоус європейський *Engraulis encrasicolus* (Linnaeus, 1758), оселедець чорноморський *Alosa immaculata* Bennett, 1835, мерланг *Merlangius merlangus* (Linnaeus, 1758), морські собачки щупальцевий та звичайний *Parablennius sanguinolentus* (Pallas, 1814), атерина піщана, сарган чорноморський *Belone euxini* Günther, 1866, ставрида середземноморська *Trachurus mediterraneus* (Steindachner, 1868), морський язик піщаний *Pegusa lascaris* (Risso, 1810), іглиця до-

Таблиця 3
Основні середньорічні (2011—2020 рр.) та середньобагаторічні (2053—2020 рр.) параметри температури повітря весняних сезонів в районі досліджень за даними Бехтерівської агрометеорологічної станції

Параметри	Роки										Середньобагаторічні			
	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	1953— 2020	2011— 2020	2011— 2015	2016— 2020
	Температура повітря (t °C)	9,82	11,55	11,84	11,93	10,54	11,48	10,61	11,72	11,54	10,81	9,75	11,15	11,18
середня	22,70	26,50	21,90	22,70	21,70	21,10	20,50	23,30	23,90	18,30	26,50	26,50	26,50	23,90
макс.	-3,94	-2,90	-3,80	2,00	1,40	0,80	1,60	-8,30	-1,00	0,90	-12,70	-8,30	-3,90	-8,30
мін.	15,02	16,74	16,87	17,14	15,22	16,23	15,74	17,13	16,88	16,24	14,64	16,33	16,25	16,42
середня	29,30	32,60	29,40	30,00	29,60	27,20	26,90	31,20	30,60	23,10	34,90	32,60	32,60	31,20
макс.	0,50	-0,50	0,00	4,70	4,50	5,10	6,00	-5,60	3,60	5,50	-10,90	-5,60	-0,50	-5,60
мін.	5,36	7,28	7,18	7,61	6,48	7,64	5,73	7,05	6,73	5,96	5,71	6,74	6,81	6,58
середня	16,50	18,30	19,00	18,40	17,00	17,60	14,90	18,20	18,60	14,50	30,20	19,00	7,60	18,60
макс.	-10,80	-6,70	-6,80	-2,30	-4,00	-6,00	-2,20	-12,60	-5,20	-4,50	-17,60	-12,60	-10,80	-12,60
мін.	898,10	898,10	1053,90	1083,60	1093,50	968,70	1060,90	970,50	1078,00	1059,20	990,00	894,15	1025,64	1020,28
загальна	916,20	898,10	1053,90	1083,60	1093,50	968,70	1060,90	970,50	1078,00	1059,20	990,00	910,52	1032,73	1028,05
>0°	236,40	-18,20	-14,30	-11,10	0,00	0,00	0,00	0,00	-26,80	-1,00	0,00	-15,84	-7,12	-8,71
<0°	-18,10	236,10	170,80	154,00	265,60	278,20	800,10	614,30	972,20	774,90	717,48	252,15	498,45	220,88
>10°	83	83	84	85	92	92	92	92	83	91	92,00	85,70	88,67	87,23
>0°	50	8	8	7	0	0	0	0	9	1	0,00	5,76	3,35	4,60
>10°	8	50	42	37	39	47	54	41	57	49	53,00	46,90	46,90	43,00
<0°														

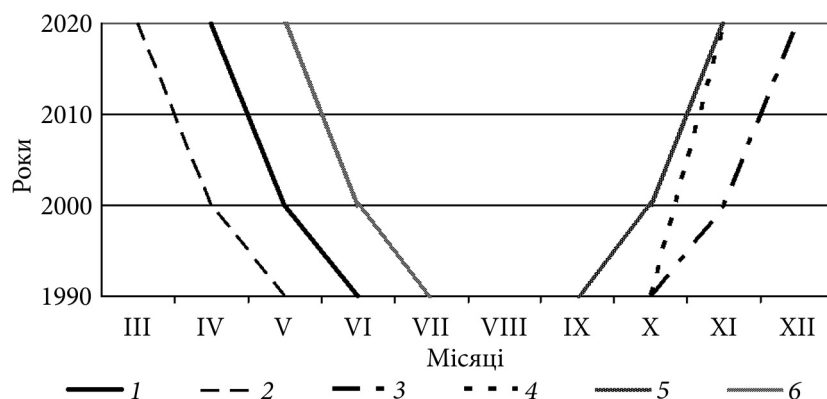


Рис. 4. Зміни за останні 30 років термінів заходу перших статевозрілих та молодих особин синглія, лобаня та гостроноса в ТЗ, ЯЗ та ЧМ навесні та виходу з них останніх особин восени: 1 — сингіль, весна; 2 — лобань, весна; 3 — сингіль, осінь; 4 — лобань, осінь; 5 — гостроніс, осінь; 6 — гостроніс, весна.

вгорила *Syngnathus typhle* Linnaeus, 1758, зеленушка-орябок, барабуля звичайна *Mullus barbatus* Linnaeus, 1758 та смарида звичайна *Spicara flexuosa* Rafinesque, 1810.

У лобаня, синглія та гостроноса через тепліші температури повітря у весняний (див. табл. 3) та осінній сезони змінилися як терміни заходу в затоки навесні на більш ранні, так і виходу з них наприкінці сезону на більш пізні, що вдалося встановити в результаті проведення щорічних візуальних обліків і спостережень за даними видами протягом останніх 30 років (див. рис. 4). А 2020 р. відбулось зміщення на більш пізні терміни утворення даними видами масових скупчень в ТЗ та ЯЗ. Вони спостерігались не в серпні — вересні, як завжди [15], а з другої половини вересня та в жовтні [25].

Ще однією площиною, яка може бути пов'язана з підвищенням температурного режиму в регіоні ЧБЗ, є поява в ТЗ, ЯЗ та ЧМ нових тут видів риби, які є більш масовими та звичайними в південніших широтах, а саме біля берегів Криму. Особливо треба виділити горбаня темного *Sciaena umbra* Linnaeus, 1758 та пильчака кам'яного *Serranus scriba* (Linnaeus, 1758). Перший вид почав реєструватись в цьому районі з 2011 р. [18], а з 2018 р. кількість його зустрічей за рік зросла від 1—2 до 100—150 [24, 26]. Другий вид вперше з'явився тут тільки в 2019 та 2020 рр. [22, 24, 26]. Зміни температурного режиму позначились також у появі в ТЗ, ЯЗ та ЧМ в останні 5—25 років і інших нових видів риби атлантико-середземноморського комплексу: сарпа *Sarpa salpa* (Linnaeus, 1758), спар *Sparus aurata* Linnaeus, 1758 [14, 16, 24, 26], що може свідчити про освоєння даними видами нових акваторій через такі зміни [4].

Ці зміни також могли вплинути на збільшення трапляння й інших видів, які були більш звичайними у південніших районах Чорного моря, а

в ТЗ, ЯЗ та ЧМ зустрічались раніше лічені рази у 10—30 і більше років, а саме: іглиця тонкорила *Syngnathus tenuirostris* Rathke, 1837, іглиця товсто-рила *Syngnathus variegatus* Pallas, 1814, дракончик великий *Trachinus draco* Linnaeus, 1758, зіркогляд звичайний *Uranoscopus scaber* Linnaeus, 1758, зеленушка-рулена *Symphodus tinca* (Linnaeus, 1758), скорпена звичайна *Scorpaena porcus* Linnaeus, 1758, горбань світлий *Umbrina cirrosa* (Linnaeus, 1758), ласкир *Diplodus annularis* (Linnaeus, 1758), смарида звичайна та деякі інші [18, 23, 24, 26, 28]. Тенденція до підвищення температури в найближчі роки буде прогресувати.

Ще одна виражена тенденція останніх років — збільшення ваги вітрів двох протилежних напрямків (північно-східних та південно-західних) (рис. 5), чим особливо відрізняються від попередніх періодів 2016—2020 рр.

Це впливає на іхтіофауну досліджуваних водойм менше, ніж зміни температурного режиму, проте теж проявляється досить суттєво, наприклад у появі нових, рідкісних та іноді невластивих для даних акваторій видів риб: товстолобик білий *Hypophthalmichthys molitrix* (Valenciennes, 1846), щука звичайна *Esox lucius* Linnaeus, 1758, бичок-головань *Ponticola kessleri* (Gunther, 1861), лаврак *Dicentrarchus labrax* (Linnaeus, 1758) та деякі інші [7, 13, 18, 24].

Результатом дії переважання певну частину року південно-західних та, меншою мірою, північно-західних вітрів у 2017—2020 рр. є поява в регіоні досліджень деяких видів риб атлантично-середземноморського комплексу [4]. Так, у серпні 2019 р. в ДБЛ був виловлений сарг *Diplodus sargus* (Linnaeus, 1758), який з'явився тут найімовірніше завдяки переважанню у літній період цього року вітрів саме південно-західних румбів. Зустріч цього виду виявилася другою не тільки в районі о. Тендра та Кінбурнського п-ова, а й взагалі в північно-західній частині Чорного моря і у водах України з 1950 р. [21].

Завдяки, можливо, саме вітрам південно-західних румбів, у 2020 р. в ЧМ біля Кінбурнського п-ова відмічалась пелагіда атлантична *Sarda sarda* (Bloch, 1793) та після 22-річної відсутності — скумбрія атлантична [24]. У ЧМ навпроти о. Тендра у 2017 р. спостерігався осетер європейський *Acipenser sturio* Linnaeus, 1758 [19, 24], а в Каркінітській затоці в 2019 р. зафіксовано зростання трапляння морської лисиці *Raja clavata* Linnaeus, 1758 [24].

Було прослідковано, що під дією переважаючих значну частину року вітрів північно-східної частини горизонту в ЧМ часто з'являлись прісноводні види риб, які населяють ДБЛ [13]. В тому числі реєструвались і нові для даної частини Чорного моря види. Так, уперше саме тут були знайдені в 1990 р. товстолобик білий та в 2000 р. — щука звичайна, а в ЧМ біля Потіївської ділянки ЧБЗ у 2009—2010 рр. — бичок-головань [7, 13, 16, 24]. У 2018 р. в ЧМ біля о. Тендра бачили стерлядь *Acipenser ruthenus* Linnaeus, 1758 [20, 24]. Тоді ж уперше за останні 35—40 років пузанок азовський *Alosa tanaica* (Grimm, 1901) був відмічений в морі біля о. Тендра та в СЧТЗ [24]. У 2019 р. втретє за останні 70 років за межами ДБЛ і саме на ак-

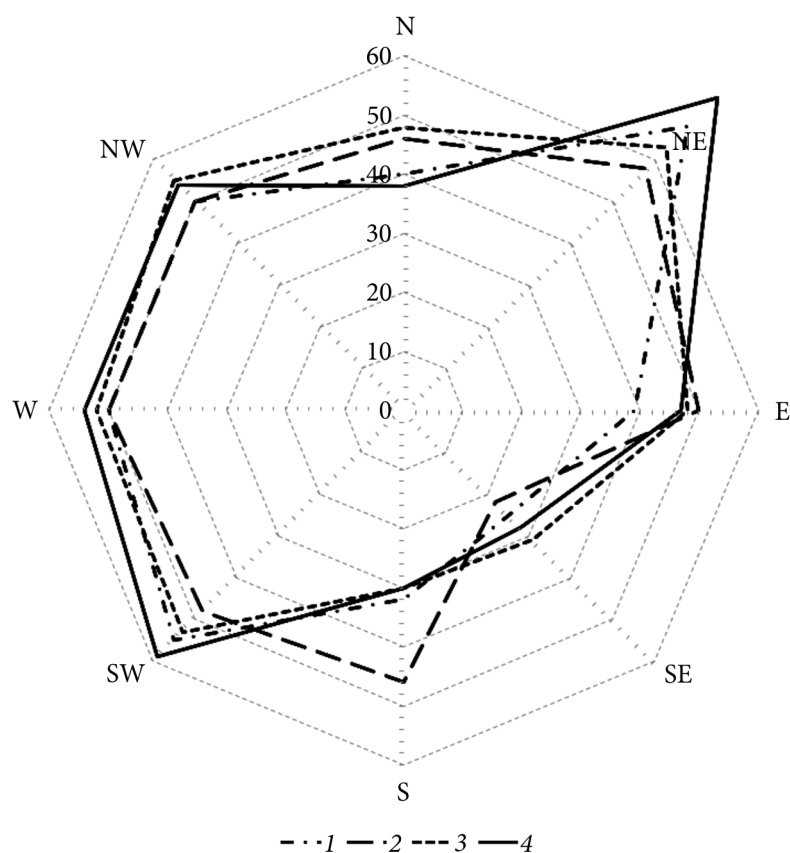


Рис. 5. Рози вітрів у різні періоди (1953—2020 рр.): 1 — 1953—1972 рр.; 2 — 1973—1985 рр.; 3 — 1986—2001 рр.; 4 — 2002—2020 рр.

ваторіях ЧБЗ фіксувався судак морський *Sander marinus* (Cuvier, 1828) — в західній частині ТЗ та вперше в ЯЗ [24]. У 2019 р. в ЯЗ був зареєстрований ротань-головешка *Perccottus glenii* Dybowski, 1877, знахідка якого є поки що єдиною в Чорному морі [35].

Отже, в останні 10—30 років у ТЗ, ЯЗ та ЧМ було виявлено численні адаптації біологічних циклів у різних видів риби, які відбулись під дією змін кліматичних умов. Імовірно, що ці процеси будуть розвиватись і надалі.

Висновки

Основна визначена тенденція, що стосується зміни кліматичних умов на досліджуваних акваторіях в останні 10 років, це поступове підвищення температури повітря в регіоні досліджень. Це призвело до численних адаптацій біологічних циклів у різних видів риби у ТЗ, ЯЗ та ЧМ: зміщення на 1,5—2 місяці термінів нересту глоса та на 2—3 тижні — бичка жабоголового, на 2 місяці — термінів проходження через ці водойми лосося чорноморського, заходу сюди на початку сезону, виходу наприкінці сезо-

ну та неможливе раніше зафіксоване в останні роки перебування у зимовий період чорноморських кефалей і цілої низки інших видів риб, а також до появи тут нових видів риб та таке інше.

Окрім того, останніми роками має місце явно виражена тенденція до збільшення ваги вітрів двох протилежних напрямків (північно-східних та південно-західних), що впливає на іхтіофауну ТЗ, ЯЗ та ЧМ у меншій мірі, ніж зміни температурного режиму, але також достатньо суттєво. Це проявляється у появі нових чи рідкісних та невластивих для цих акваторій видів риб.

Список використаної літератури

1. Бабіченко В.М., Ніколаєва Н.В, Рудішина С.Ф. Максимальна температура повітря на території України в умовах сучасного клімату. *Укр. геогр. журн.* 2010. № 3. С. 6—15.
2. Звіт з НДР «Розроблення сценаріїв зміни кліматичних умов в Україні на середньо- та довгострокову перспективу з використанням даних глобальних та регіональних моделей». УкрГМІ. Київ, 2013. 135 с.
3. Куцоконь Ю.К., Квач Ю.В. Українські назви міног і риб фауни України для наукового вжитку. *Біол. студії.* 2012. Т. 6, № 2. С. 199—220.
4. Маніло Л.Г., Снігірьов С.М., Ткаченко П.В., Заморев В.В. Атлантично-середземноморський іхтіокомплекс і риби-вселенці у північно-західній частині Чорного моря у межах України (огляд за останні 50 років). *GEO&BIO.* 2022. Vol. 22. P. 150—165. p-ISSN 2617-6157 e-ISSN 2617-6165. DOI <https://doi.org/10.15407/gb2212>
5. Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод / За ред. В.Д. Романенка. Київ : ЛОГОС, 2006. 408 с.
6. Мовчан Ю.В. Риби України. Київ : Золоті ворота, 2011. 420 с.
7. Пинчук В.И., Ткаченко П.В. Рыбы морских акваторий. Позвоночные животные Черноморского биосферного заповедника (аннотированные списки видов). *Вест. зоологии.* 1996. Отд. вып. № 1. С. 5—10.
8. Природа Украинской ССР. Климат. / Отв. ред. М.И. Щербань. Киев : Наук. думка, 1984. 232 с.
9. Пряхин Ю.В., Шкицкий В.А. Методы рыбохозяйственных исследований. Ростов-н/Д : Изд-во ЮНЦ РАН, 2008. 256 с.
10. Световидов А. Н. Рыбы Черного моря. Москва ; Ленинград : Наука, 1964. 550 с.
11. Ткаченко П.В. Методология ихтиологического мониторинга в Черноморском биосферном заповеднике : Сб. науч. тр. «Метода», вып. «Фальцфейновские чтения-99». Херсон : Айлант. 1999. С. 163—167.
12. Ткаченко П.В. Промысловые виды рыб Тендровского, Ягорлицкого заливов и прилегающих акваторий : материалы Междунар. конф. «Водные биоресурсы и пути их рационального использования». Киев : Изд. дом «КМ Asamedia», 2000. С. 43—45.
13. Ткаченко П.В. Пресноводные рыбы за зоной контакта Днепровско-Бугский лиман / Черное море. Межвед. тематич. науч. сб. «Рыбное хозяйство». Киев : Аграр. наука, 2001. Вып. 5960. С. 83—85.
14. Ткаченко П.В. Находка *Sparus aurata* (Perciformes, Sparidae) в северо-западной части Черного моря. *Вест. зоологии.* 2005. Вып. 2. С. 89—90.
15. Ткаченко П.В. Кефали в Тендровском заливе. Современное состояние популяций : материалы второй Междунар. науч. конф. «Современные проблемы гидробиологии. Перспективы, пути и методы решений». Херсон : Изд-во ХНТУ, 2008. С. 473—475.
16. Ткаченко П.В. Рыбы Тендровского, Ягорлицкого заливов и прилегающей акватории Черного моря. *Природ. альманах.* 2012. Вып. 18. С. 181—193.

17. Ткаченко П.В. Динамика состояния популяций редких видов рыб Тендровского и Ягорлыцкого заливов и смежных акваторий Черного моря с 2006 по 2011 годы. *Там само*. С. 194—198.
18. Ткаченко П.В. Іхтіофауна Тендрівської, Ягорлицької заток та прилеглої акваторії Чорного моря. *Вісн. Чернів. нац. ун-ту (журнал «Біол. системи»)*. 2018. Т. X, вип. 1. С. 47—66.
19. Ткаченко П.В. Динамика изменений в популяциях осетровых *Acipenseridae* (Bonaparte, 1831) (*Acipenseriformes*) в Тендровском, Ягорлыцком заливах и смежных акваториях Черного моря с 1980 по 2017 год : материалы XI Міжнар. іхтіол. наук.-практ. конф. «Сучасні проблеми теоретичної і практичної іхтіології» (18—20 вер. 2018 р.) Львів : Галицька видавнича спілка, 2018. С. 204—208.
20. Ткаченко П.В. Нові дані щодо розповсюдження *Acipenser ruthenus* Linnaeus, 1758 та *Alburnus sarmaticus* Freyhof et Kottelat, 2007 в Дніпровсько-Бузькому лимані і в прилеглих морських водах: Наук. читання до Дня науки. Екологічні дослідження Дніпровсько-Бузького регіону. Вип. 12 : 36. наук. праць. Херсонська гідробіол. станція. Херсон, 2019. С. 41—44. ISBN 978-966-02-9031-0.
21. Ткаченко П.В. Друга знахідка морського карася смугастого, сарга білого *Diplodus sargus* (Linnaeus, 1758) в північно-західній частині Чорного моря. *Гідробіол. журн.* 2020. Т. 56. № 5. С. 13—18. DOI: 10.1615/HydroBj.v57.i1.20
22. Ткаченко П.В. Тригла жовта *Chelidonichthys lucernus* (Linnaeus, 1758) та кам'яний окунь зебра *Serranus scriba* (Linnaeus, 1758) в районі о. Тендра та Кінбурнського п-ова. *Мор. екол. журнал.* 2020. Т. XIV, № 2. С. 54—59. DOI <https://doi.org/10.47143/1684-1557/2020.2.07>
23. Ткаченко П.В. Динаміка змін в популяціях рідкісних видів риб в Тендрівській, Ягорлицькій затоках та суміжних з ними акваторіях Чорного моря з 2015 по 2019 роки : матеріали XIII Міжнар. іхтіол. наук.-практ. конф. «Сучасні проблеми теоретичної і практичної іхтіології» (17—19 вер. 2020 р.). Харків, 2020. С. 181—187.
24. Ткаченко П.В. Риби Тендрівської, Ягорлицької заток та прилеглих акваторій Чорного моря (анотований список). *Вісн. Чернів. нац. ун-ту (журнал «Біол. системи»)*. 2021. Т. XIII, № 2. С.172—190. *Biological systems*. Vol. 13. Iss. 1. 2021. <https://doi.org/10.31861/biosystems2021.02.172>
25. Ткаченко П.В. Динаміка чисельності в популяціях кефалей лобаня, сингіля і гостроноса у Тендрівській і Ягорлицькій затоках та прилеглих до них акваторіях Чорного моря. *Гідробіол. журн.* 2021. Т. 57, № 4. С. 53—68. DOI: 10.1615/HydroBj.v57.i6.40
26. Ткаченко П.В. Відомості про знахідки видів риб, занесених до Червоної книги України в районі Чорноморського біосферного заповідника НАН України (Тендрівська, Ягорлицька затоки, прилегла до них акваторія Чорного моря і в Дніпровсько-Бузькому лимані) у 2018—2021 рр. Поширення раритетних видів біоти України. Т. 1. Серія: «Conservation Biology in Ukraine». Вип. 27, Т. 1. Київ: Ін-т зоології НАН України, UNCG, 2022а. Київ, Чернівці : Друк Арт, 2022. С.402—405.
27. Ткаченко П.В. Динаміка змін у популяціях бичків промислових видів та їх уловів у Тендрівській затоці. *Гідробіол. журн.* 2022. Т. 58. № 6. С. 57—72.
28. Ткаченко П.В., Маркауцан О.Є. Про тонкорилу іглицю (*Syngnathus tenuinostriis*) та морську собачку (*Blennius sanguinolentus*) у районі ЧБЗ. «Заповідна справа: стан, проблеми, перспективи»: III наук. читання пам'яті Й.К. Пачоського. Херсон : Айлант, 1999. С. 85—87.
29. Черняков Д.О. Звіт за результатами науково-дослідних робіт за темою «Визначення тенденцій та прогнозування впливу змін кліматичних умов на біотичні системи, які перебувають під тривалою охороною (на прикладі природних комплексів Чорноморського біосферного заповідника НАНУ)» (№ державної реєстрації 0117U0042417). 2017—2021 рр. Королєсова Д.Д., Москаленко Ю.О., Ніточко М.І., Плющ С.О., Селюніна З.В., Ткаченко П.В., Уманець О.Ю., Черняков Д.О. Гола Пристань, 2021. 138 с.

30. Шекк П.В., Лобода Н.С. Вплив змін клімату на структуру та функції водних екосистем, стан природних іхтіоценозів і перспективи розвитку аквакультури: Кліматичні зміни та сільське господарство. Виклики для аграрної науки та освіти : матеріали до Міжнар. наук.-практ. конф. (13—14 бер. 2018 р. м. Київ). Київ : Агроосвіта, 2018. С. 318—323.

31. Food and agriculture organization of the United Nations. FAO strategy on climate change. Rome, 2017. 48 p.

32. Froese R., Pauly D. (eds). FishBase. World Wide Web electronic publication. 2021. www.fishbase.org, version (06/2021).

33. Gabbatiss J. Hundreds of fish species will be forced to migrate north to escape effects of climate change. *The Independent*. 2018.

34. Kottelat M., Freyhof J. Handbook of European freshwater fishes. Kottelat, Cornol, Switzerland and Freyhof, Berlin, Germany, 2007. 660 p.

35. Kvach Y., Karavanskyi Y., Tkachenko P., Zamorov V. First record of the invasive Chinese sleeper, *Perccottus glenii* (Gobiiformes: Odontobutidae) in the Black Sea. *BioInvasions Records*. 2021. Vol. 10, N 2. P. 411—418, <https://doi.org/10.3391/bir>. 2021.10.2.19.

36. Nelson J.S., T.C. Grande, M.V.H. Wilson. Fishes of the world (5-th edition). Hoboken, New Jersey: John Wiley & Sons, Inc., 2016. 752 p.

Надійшла 02.11.2022

P.V. Tkachenko, Research Officer,
The Black Sea Biosphere Reserve of the National Academy of Sciences of Ukraine,
Lermontova Street, 1, Hola Prystan, Kherson oblast, 75600, Ukraine,
e-mail: tkachenko.bsbr@gmail.com

BIOLOGICAL CYCLES ADAPTATIONS OF FISH IN TENDRA, YAHORLYK GULFS
AND ADJACENT WATERS OF THE BLACK SEA TO THE CHANGES IN
EXTERNAL ENVIRONMENT RELATED TO CLIMATE CHANGES DURING
RECENT YEARS

The article briefly describes main changes that have taken place in meteorological processes in the region of our research over the last 10 years compared with the analyzed long-term meteorological data, starting from the 1950s. Biological cycles adaptations of various fish species in Tendra and Yahorlyk gulfs and adjacent waters of the Black Sea, which occurred under the influence of changes in climate conditions during the last 10-30 years, are presented. It is established that ichthyofauna of these water areas underwent its greatest changes under the influence of temperature regimes and wind activity. The appearance of new fish species in these water areas under the influence of weather conditions and increase in occurrence of rare species is indicated. The changes that occurred in phenological processes in the populations of many fish species in this part of the Black Sea over the last 10-30 years are displayed. The aim of this paper is to show biological cycles adaptations of various fish species in the studied water areas that arose over the past 10-30 years under the influence of climate conditions.

Key words: *climate conditions, changes, adaptations, fish, Tendra Gulf, Yahorlyk Gulf, the Black Sea.*

ЕКОЛОГІЧНА ФІЗІОЛОГІЯ І БІОХІМІЯ ВОДНИХ РОСЛИН

УДК [574.64+581.1]:581.526.3:546.3

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

Л.О. ГОРБАТЮК, к. т. н., ст. наук. співроб.,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Володимира Івасюка, 12, Київ, 04210, Україна

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

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

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

БІОМОНІТОРИНГ ЗАБРУДНЕННЯ ОЗЕР м. КИЄВА (УКРАЇНА) ВАЖКИМИ МЕТАЛАМИ З ВИКОРИСТАННЯМ ЗАНУРЕНИХ МАКРОФІТІВ ТА ОЦІНКА ЇХНЬОЇ ФІТОРЕМЕДІАЦІЙНОЇ ЗДАТНОСТІ

Розглянуто можливість використання занурених макрофітів *Ceratophyllum demersum* L., *Myriophyllum spicatum* L. і *Potamogeton perfoliatus* L. для біомоніторингу забруднення водойм урбанізованих територій важкими металами. Проведено визначення рівнів накопичення металів (Mn, Pb, Ni, Cd) у зазначених видах вищих водних рослин та встановлено їхній взаємозв'язок з концентрацією металів у воді озер м. Києва (Україна). Визначено коефіцієнти біологічного накопичення металів досліджуваними видами рослин. Встановлено, що найбільшу кількість важких металів акумулюють водні макрофіти з озер Мінське, Лугове, Богатирське, Кирилівське та Йорданське (система озер Опечень). Найменший вміст важких металів виявлено у водних макрофітах з озер Редьчине, Вербне, Синє, Тягле і Тельбін. Рекомендовано використання *C. demersum*, *M. spicatum* і *P. perfoliatus* для фітореємедіації та відновлення екологічного стану водойм, забруднених важкими металами.

Ключові слова: біомоніторинг, водні макрофіти, важкі метали, озера м. Києва, коефіцієнти біологічного накопичення, фітореємедіація.

Ц и т у в а н н я: Пасічна О.О., Горбатюк Л.О., Платонов М.О., Бурмістрєнко С.П., Годлевська О.О. Біомоніторинг забруднення озер м. Києва (Україна) важкими металами з використанням занурених макрофітів та оцінка їхньої фітореємедіаційної здатності. *Гідробіол. журн.* 2023. Т. 59. № 3. С. 80—95.

Важкі метали потрапляють у навколишнє середовище, головним чином, зі стічними водами промислових підприємств, із змивними водами з будівельних майданчиків, з побутовими відходами, а також внаслідок експлуатації та обслуговування транспортних засобів. Зростання концентрації важких металів у навколишньому середовищі може викликати різного роду токсичні ефекти та завдавати шкоди здоров'ю людини внаслідок забруднення ґрунту, води та повітря [18]. Виявлено, що такі метали, як свинець (Pb), кадмій (Cd), хром (Cr), ртуть (Hg), виявляють токсичність для живих організмів навіть при низьких концентраціях у навколишньому середовищі і здатні призводити до отруєнь людей [7].

Традиційні технології видалення важких металів зі стічних вод включають хімічне осадження, мембранну фільтрацію, йонний обмін, хімічне окиснення/відновлення та електролітичні методи. Ці методи є дорогими та іноді недостатньо ефективними при низьких концентраціях металу, а також обмеженими щодо використання внаслідок утворення фільтрату та осаду, утилізація яких також може призводити до забруднення навколишнього середовища [13, 31].

Головною перевагою технологій біовидалення металів із навколишнього середовища є поєднання ефективного зниження концентрації йонів важких металів до дуже низького рівня з використанням недорогих біосорбційних матеріалів. Такі біотехнології є екологічно безпечними та економічно ефективними завдяки використанню мікроорганізмів і рослин, яким властиві біологічні механізми акумуляції та детоксикації важких металів [22, 27, 34].

Водні макрофіти є не тільки одним із важливих компонентів водних екосистем і джерелом живлення для риб та оселищем для багатьох водних безхребетних, але також слугують «біологічними фільтрами» та відіграють важливу роль у кругообігу речовин у водному середовищі. Відомо, що водні макрофіти з різних екологічних груп (занурені, з плаваючим на поверхні води листям та повітряно-водні) мають здатність до поглинання важких металів [8, 24, 29, 32, 34]. Занурені водні рослини можуть поглинати важкі метали з донних відкладів через кореневу систему (якщо вона наявна) чи всією поверхнею безпосередньо з води, або обома способами. Механізм накопичення металів у занурених видів водних рослин включає як пасивне проникнення йонів, так і активне їх поглинання, надходження у цитоплазму клітин та накопичення у вакуолях [14].

Протягом багатьох років проводяться дослідження акумулятивних властивостей водних рослин з метою їхнього використання для біомоніторингу та фітореMediaції вод, забруднених важкими металами. Такі дослідження зосереджуються, зокрема, на механізмах сорбції і чинниках, які впливають на кінетику та рівновагу процесу накопичення металів, а також на вивченні взаємозв'язків між концентраціями акумульованих у рослинних організмах металів та у навколишньому середовищі [9, 16]. Встановлено, що кількість важких металів, накопичених водними рослинами, корелює з їхніми концентраціями у воді та/або донних відкладах [32].

Водні рослини, які використовуються для біомоніторингу та фіторе-медіації, повинні відповідати таким критеріям, як здатність до накопи-чення значної кількості металів, стійкість до токсичної дії зазначених по-лютантів, інтенсивний приріст біомаси, значний ареал і достатньо трива-лий період вегетації [21]. Найбільшою перевагою фіторе-медіації як мето-ду видалення важких металів з води є низька вартість порівняно з інши-ми методами очищення, що забезпечує його ефективність та економічну доцільність [6, 13].

Основними завданнями біомоніторингу є оцінка стану водних екоси-стем, визначення джерел забруднення та оцінка зміни якості води за пев-ний час. Найбільш поширеними видами водних рослин, які знаходять за-стосування для біомоніторингу водних екосистем та фіторе-медіації при-родних та стічних вод, є *Elodea canadensis* L., *Ceratophyllum demersum* L., *Myriophyllum spicatum* L., *Lemna minor* L., представники родини *Potamo-geonaceae* [8, 10, 11, 12, 21]. Можливість здійснення біомоніторингу за-бруднення водойм важкими металами з використанням таких вищих во-дних рослин, як *C. demersum*, *Potamogeton pectinatus* L., *P. lucens* L., *P. per-foliatus* L., *E. canadensis*, *M. spicatum*, *Echinochloa pyramidalis* (Lam.) Hitchc. et Chase, *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms-Laub., *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud. і *Typha domingensis* (Pers.) Poir. ex Steud., представлена у ро-ботах [11, 15, 24, 30].

Озера м. Києва зазнають значного антропогенного впливу, особливо ті, що розташовані у промислових зонах, поблизу будівельних майдан-чиків, транспортних магістралей, сміттєзвалищ. У зв'язку з цим нами було проведено оцінку їхнього забруднення важкими металами з викори-станням найбільш поширених видів занурених макрофітів як біомоніто-рів, а також визначення доцільності використання досліджуваних видів рослин для фіторе-медіації.

Матеріал і методика досліджень

Об'єктами досліджень були занурені вищі водні рослини *Ceratophyl- lum demersum* L., *Myriophyllum spicatum* L., *Potamogeton perfoliatus* L. — ев-ривалентні види, здатні витримувати забруднення води [3]. Це типові види водних рослин у водоймах м. Києва, найбільш численними є і їхні угруповання [19].

Відбір рослинного матеріалу і проб води проводили влітку 2019 р. в період вегетації рослин з 17 озер м. Києва, які відрізнялися між собою за походженням, морфометричними характеристиками та ступенем антро-погенного впливу [1, 17, 33].

Дослідження проводили на правобережних (Мінське, Лугове, Бога-тирське, Кирилівське, Йорданське, Редьчине, Вербне, Центральне, Сине) та лівобережних (Вигурівське Середнє, Алмазне, Райдужне, Тельбін, Со-нячне, Лебедине, Вирлиця, Тягле) озерах.

Пагони досліджуваних вищих водних рослин висушували до повіт-ряно-сухої маси в кімнатних умовах при температурі 28 ± 4 °C без потрап-ляння прямих сонячних променів та з достатньою вентиляцією. Перед

взяттям наважок рослинний матеріал досушували протягом 2 год при 60 °С у сушильній шафі та подрібнювали до порошкоподібного стану. Для кислотного озолення (концентрованою азотною кислотою) рослинного матеріалу використовували мікрохвильову (НВЧ) піч MWS-2 (Berghoff, Німеччина).

Відібрані проби води зберігали і транспортували у поліпропіленових ємностях. Для визначення розчинної форми металів ($Mn_{розч}$, $Pb_{розч}$, $Ni_{розч}$, $Cd_{розч}$) відібрану воду фільтрували через нітроцелюлозні мембранні фільтри Fіogonі (КНР) з діаметром пор 0,45 мкм, потім підкисляли концентрованою азотною кислотою (з розрахунку 12 см³ кислоти на 1 дм³ води) [4].

Визначення вмісту важких металів (Mn, Pb, Ni, Cd) в озолому матеріалі та концентрації розчиненої форми металів у воді проводили методом оптичної емісійної спектроскопії з індуктивно-зв'язаною плазмою на оптичному емісійному спектрометрі іCAP 6300 Duo (Thermo-Fisher Corporation, США) [5, 25].

Коефіцієнти біологічного накопичення металів (КБН) для водних макрофітів визначали як співвідношення: вміст металу в рослинному матеріалі (мг/кг сухої маси)/концентрація металу у воді (мг/дм³) [26, 28].

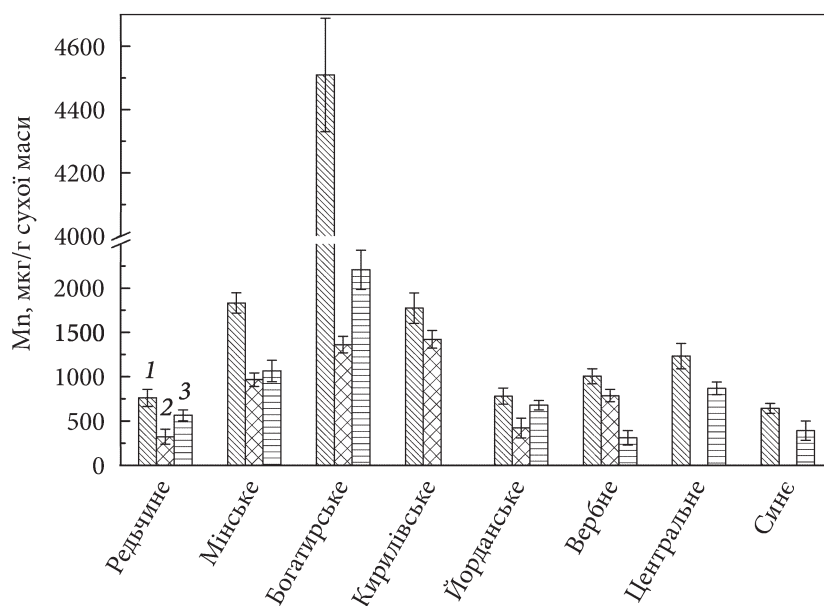
Статистичну обробку одержаних даних (розрахунок середнього значення та стандартного відхилення ($M \pm m$) з 3—4 визначень ($n = 3—4$)) проводили за допомогою програми MS Excel 2016.

Результати досліджень та їх обговорення

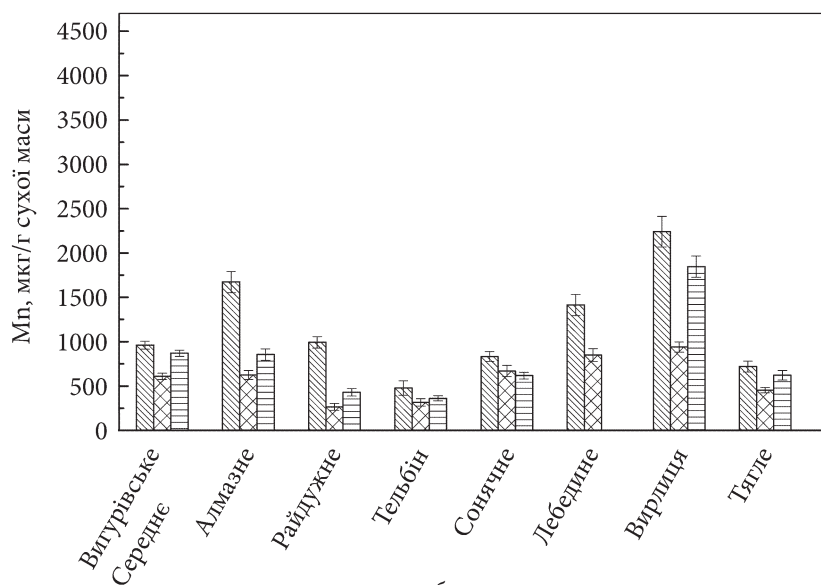
У результаті проведених досліджень по накопиченню важких металів зануреними макрофітами озер м. Києва (*S. demersum*, *M. spicatum* і *P. perfoliatus*) виявлено, що найбільший вміст мангану характерний для рослин, відібраних з озер системи Опечень (Мінське, Богатирське, Кирилівське). Вміст Mn у досліджуваних макрофітах з цих водойм становив 1065—4509 мкг/г сухої маси і досягав максимальних значень у *S. demersum* з оз. Богатирського (4509 мкг/г сухої маси) (рис. 1, а). Серед занурених вищих водних рослин з озер лівого берега м. Києва найбільший вміст Mn, що становив 1673—2242 і 855—1846 мкг/г сухої маси, було виявлено, відповідно, у *S. demersum* і *M. spicatum* з озер Алмазне і Вирлиця (рис. 1, б).

Вміст плюмбуму у занурених макрофітах, зібраних з озер м. Києва, знаходився в межах 1,2—11,8 мкг/г сухої маси (рис. 2). Найвищі його значення (9,5—11,8 мкг/г сухої маси) були характерні для рослин з озер Богатирське, Кирилівське та Йорданське. Меншу кількість досліджуваного металу накопичували рослини з озер Редьчине, Вербне, Центральне та Синє (див. рис. 2, а). Щодо лівобережних водойм м. Києва, то максимальний вміст Pb виявлено у занурених макрофітах з озер Вигурівське Середнє та Лебедине, а найменше металу (1,2—2,3 мкг/г сухої маси) акумулювали рослини з озер Тягле і Тельбін (див. рис. 2, б).

Встановлено, що вміст нікелю у досліджуваних вищих водних рослинах становив 3,1—21,2 мкг/г сухої маси (рис. 3). Серед занурених мак-



а



б

Рис. 1. Вміст мангану у занурених макрофітах правобережних (а) та лівобережних (б) озер м. Києва. Тут і на рис. 2—4: 1 — *Ceratophyllum demersum*, 2 — *Potamogeton perfoliatus*, 3 — *Myriophyllum spicatum* ($M \pm m$; $n = 3-4$)

рофітів з правобережних озер м. Києва найбільше Ni накопичували рослини з озер системи Опечень (Мінське, Богатирське, Кирилівське, Йорданське). Зокрема, максимальний вміст Ni виявлено у *C. demersum* і *P. perfoliatus*, зібраних в оз. Богатирському — відповідно 21,2 і 17,4 мкг/г сухої

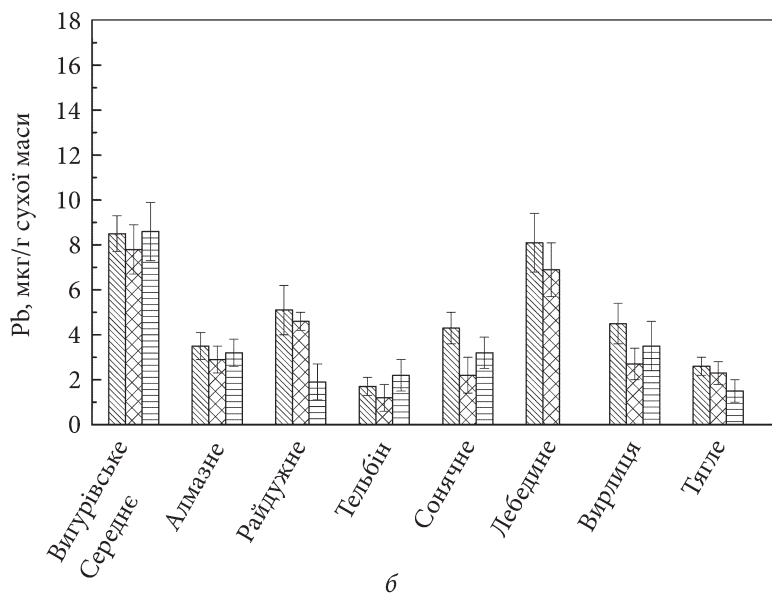
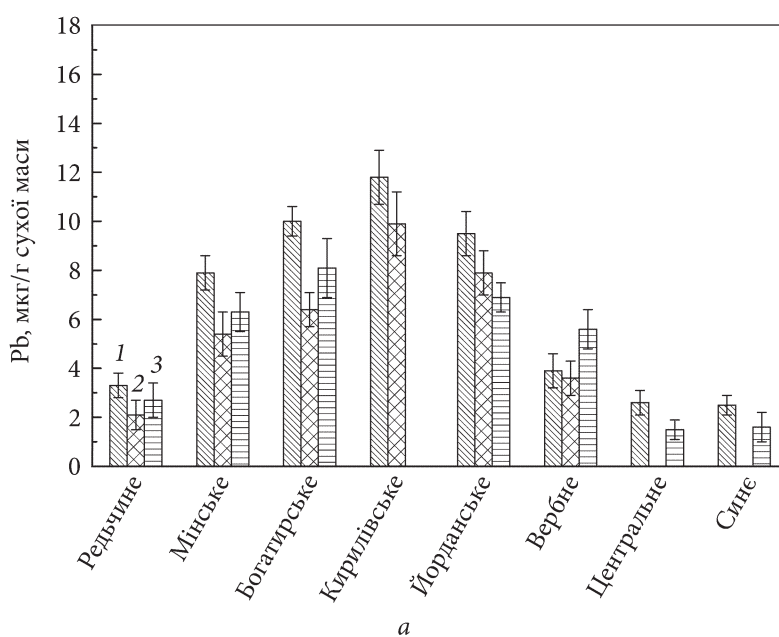
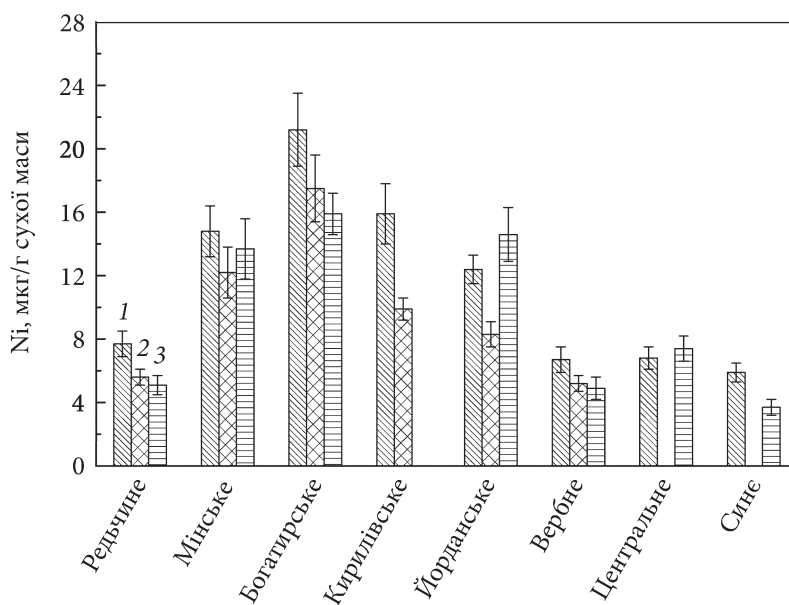


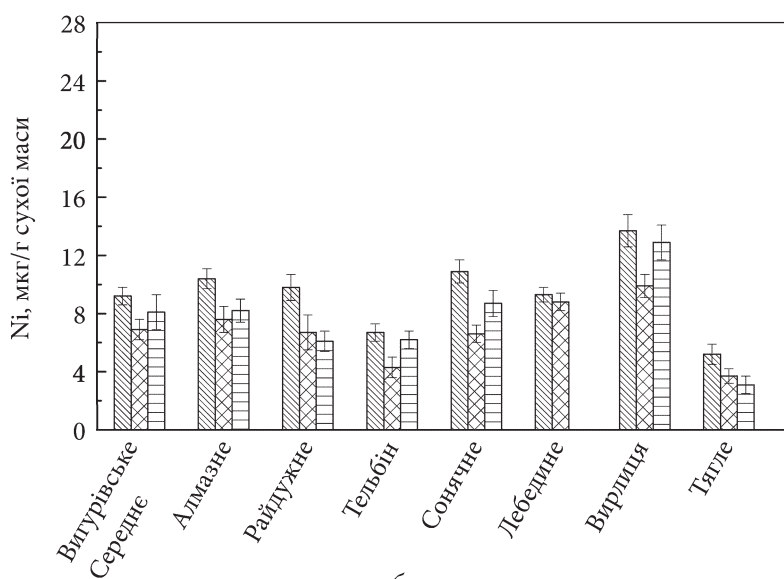
Рис. 2. Вміст свинцю у занурених макрофітах правобережних (а) та лівобережних (б) озер м. Києва

маси (див. рис. 3, а). Дослідження вмісту Ni у водних макрофітах озер лівого берега м. Києва показали, що найбільшу кількість металу було акумульовано у *M. spicatum* і *S. demersum* з оз. Вирлиця (12,9—13,7 мг/г сухої маси) (див. рис. 3, б).

Встановлено, що кадмій у занурених вищих водних рослинах накопичується у незначній кількості (0,08—0,96 мг/г сухої маси) (рис. 4). Це,



а



б

Рис. 3. Вміст нікелю у занурених макрофітах правобережних (а) та лівобережних (б) озер м. Києва

ймовірно, пов'язано як з високою токсичністю металу, так і з малими його концентраціями у воді досліджуваних водойм. Серед занурених макрофітів з правобережних озер м. Києва найбільшим вмістом Cd характеризувалися *S. demersum* (0,78—0,96 мкг/г сухої маси) і *P. perfoliatus* (0,58—0,75 мкг/г сухої маси) з озер Богатирське і Кирилівське. Значно

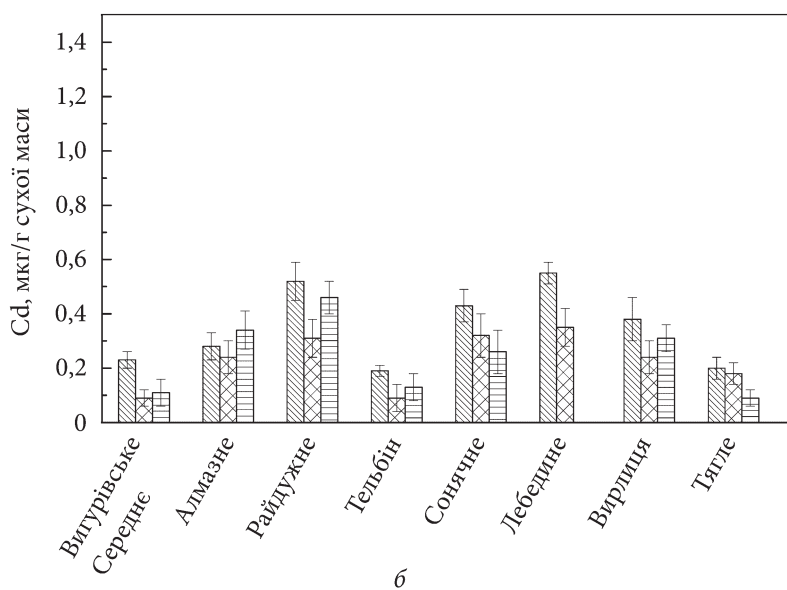
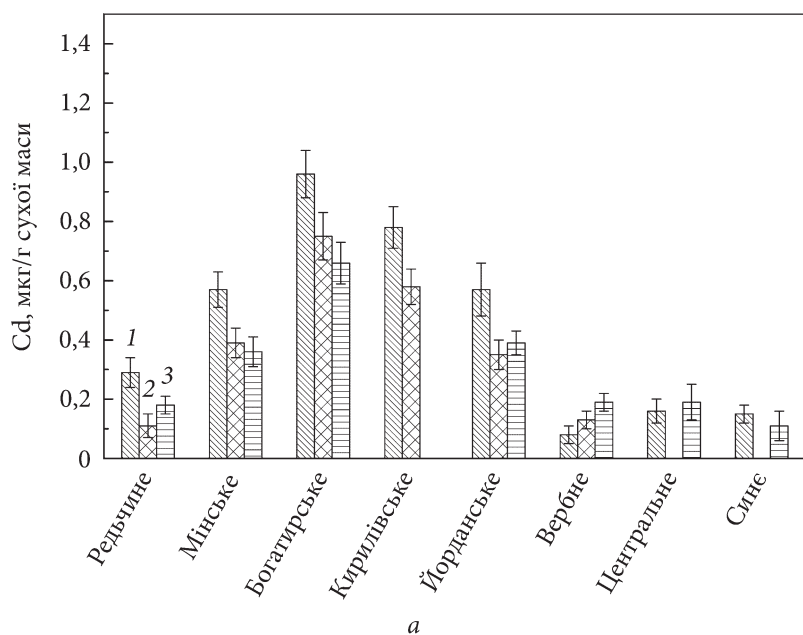


Рис. 4. Вміст кадмію у занурених макрофітах правобережних (а) та лівобережних (б) озер м. Києва

менший вміст Cd було виявлено у рослинах з озер Редьчине, Вербне, Центральне та Сине (див. рис. 4, а). У занурених макрофітах, зібраних з лівобережних озер м. Києва, вміст кадмію коливався в межах 0,09—0,55 мкг/г сухої маси. При цьому більший вміст Cd було виявлено у рослинах з озер Райдужне, Сонячне і Лебедине (див. рис. 4, б).

Відомо, що біодоступність металів для гідробіонтів, в тому числі і для водних рослин, визначається концентрацією їхньої розчинної форми [23]. З метою встановлення зв'язку між рівнем накопичення важких металів у макрофітах і ступенем забруднення води озер м.Києва та оцінки можливості використання *C. demersum*, *M. spicatum* і *P. perfoliatus* для моніторингу забруднення природних вод важкими металами було також проведено визначення концентрації $Mn_{розч}$, $Pb_{розч}$, $Ni_{розч}$, $Cd_{розч}$ у воді озер м. Києва. Встановлені концентрації розчинної форми металів у воді досліджуваних водойм влітку (у період вегетації рослин) відображено на рисунках 5—7.

Серед правобережних озер м. Києва найвищі концентрації $Mn_{розч}$ виявлено у воді озер Богатирське і Лугове (196—220 мкг/дм³), найнижчі — у воді озер Редьчине і Синє (33—52 мкг/дм³) (рис. 5). У воді лівобережних озер м. Києва концентрація розчинної форми мангану влітку знаходилась у межах 26—162 мкг/дм³. При цьому найбільшу концентрацію $Mn_{розч}$ виявлено в озері Лебединому (162 мкг/дм³), а найменшу — в озерах Тягле і Тельбін (26—56 мкг/дм³).

Встановлено, що концентрація $Pb_{розч}$ досягала максимальних значень у воді озер системи Опечень, зокрема Кирилівського, Йорданського та Лугового (17,4—23,2 мкг/дм³) (рис. 6). Це, очевидно, пов'язано з тим, що у ці водойми потрапляє значна кількість дощових стоків з автомобільних магістралей, а також стічні води низки розташованих поблизу промислових підприємств. Значно нижчу концентрацію $Pb_{розч}$ виявлено у воді озер Редьчине, Центральне і Синє (3,1—6,2 мкг/дм³). Серед лівобережних озер м. Києва найвищу концентрацію $Pb_{розч}$ виявлено в озерах Лебедине та Вигурівське Середнє (12,6—15,4 мкг/дм³). В інших озерах лівого берега концентрація п्लумбуму знаходилась у межах 2,1—9,4 мкг/дм³. Загалом, серед досліджуваних озер м. Києва найнижчі концентрації $Pb_{розч}$ були характерні для води озер Тельбін, Тягле і Синє (2,1—3,5 мкг/дм³) (рис. 6).

Дослідження розчинної форми нікелю у воді правобережних озер м. Києва показали найбільш високі концентрації $Ni_{розч}$ у воді озер системи Опечень (рис. 7). Максимальні значення концентрацій $Ni_{розч}$ виявлено у воді озер Лугове та Богатирське (15,6—17,2 мкг/дм³). У воді озер Редьчине, Центральне і Синє концентрація $Ni_{розч}$ була в декілька разів меншою. У воді лівобережних озер м. Києва концентрація $Ni_{розч}$ знаходилась у межах 1,3—10,1 мкг/дм³, при цьому меншу концентрацію розчинної форми нікелю виявлено у воді озер Тельбін і Тягле (1,3—2,4 мкг/дм³). В інших досліджуваних озерах, розташованих на лівому березі, вміст $Ni_{розч}$ коливався у межах від 5,2 мкг/дм³ (оз. Райдужне) до 10,1 мкг/дм³ (оз. Вирлиця) (рис. 7).

У воді переважної більшості досліджуваних озер м. Києва кадмій не був виявлений. Незначні концентрації Cd (в межах 0,23—0,72 мкг/дм³) зареєстровано у воді озер системи Опечень та оз. Лебедине. При цьому максимальна концентрація Cd становила 0,61—0,72 мкг/дм³ у воді озер Богатирське і Лугове.

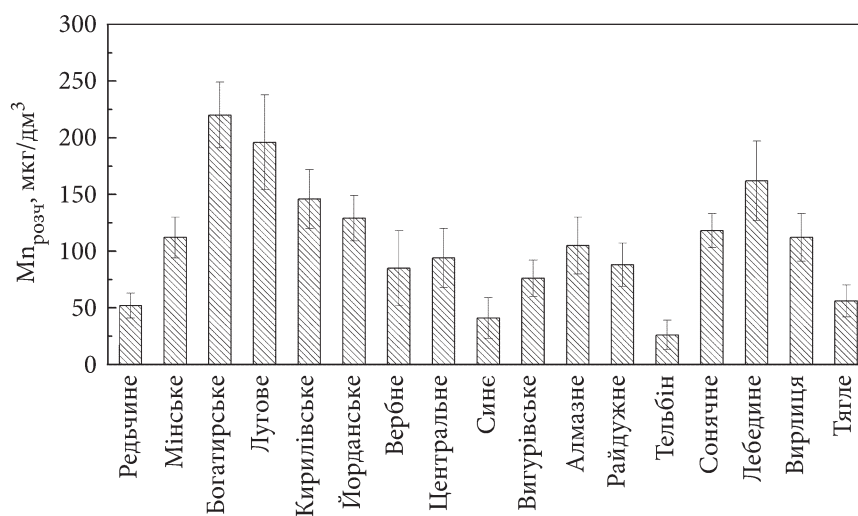


Рис. 5. Концентрація розчинної форми мангану ($Mn_{розч}$) у воді озер м. Києва ($M \pm m$; $n = 3-4$)

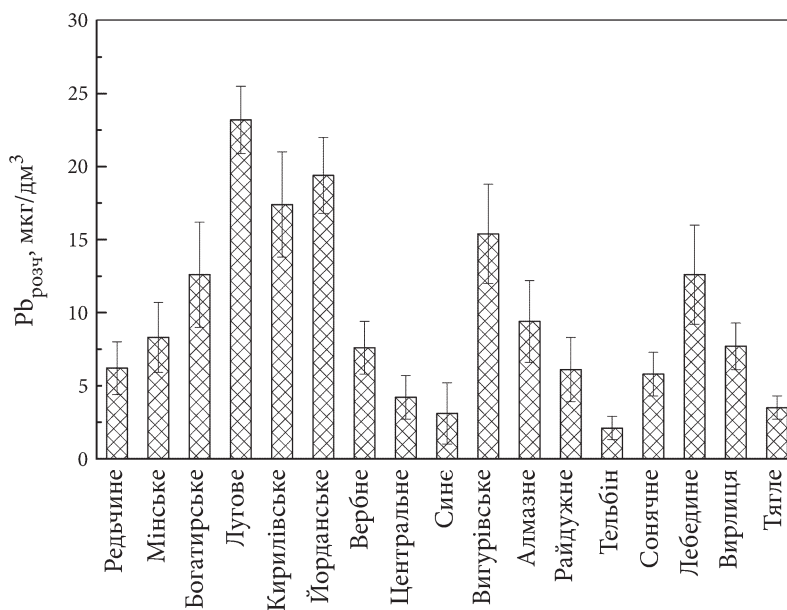


Рис. 6. Концентрація розчинної форми свинцю ($Pb_{розч}$) у воді озер м. Києва ($M \pm m$; $n = 3-4$)

Таким чином, проведені дослідження щодо визначення концентрацій Mn, Pb, Ni, Cd у воді озер м. Києва та рівнів накопичення металів у занурених макрофітах *S. demersum*, *M. spicatum* і *P. perfoliatus* з цих водойм дають можливість зробити висновок, що озера системи Опечень характе-

ISSN 0375-8990. Гідробіологічний журнал. 2023. 59(3) 89

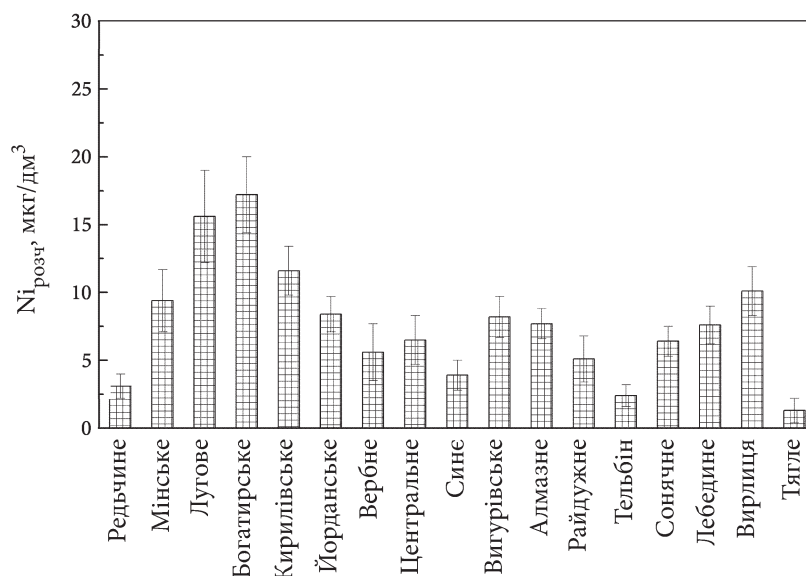


Рис. 7. Концентрація розчинної форми нікелю ($Ni_{розч}$) у воді озер м. Києва ($M \pm m$; $n = 3-4$)

ризуються значним рівнем забруднення, про що свідчать і результати інших авторів [35].

Відомо, що оцінку акумулятивної здатності макрофітів проводять з використанням коефіцієнтів біологічного накопичення (КБН) металів [20, 26, 28].

Отримані значення КБН свідчать про те, що досліджувані види вищих водних рослин здатні в значній мірі акумулювати і концентрувати метали з водного середовища (табл. 1), завдяки чому відбувається його очищення. Однак результати досліджень засвідчили, що КБН металів для водних макрофітів, зібраних з озер м. Києва, мають різні значення, які, ймовірно, залежать від концентрації, біологічної ролі та рівня токсичності конкретного металу, а також пов'язані з морфологічними характеристиками окремих видів. Зокрема доведено фізіологічне значення мангану для росту і розвитку рослин, його участь у метаболічних процесах (входить до складу активних груп багатьох ферментів, прямо чи опосередковано бере участь у багатьох окисно-відновних реакціях та підвищує активність окиснювальних ферментів, підтримує нормальне протікання реакцій дегідрогенізації і декарбоксилювання, пов'язаних з диханням, сприяючи тим самим функціонуванню циклу Кребса, а також відіграє істотну роль у реакціях фотосинтезу) [2]. Очевидно, внаслідок такої значної біологічної ролі мангану для життєдіяльності рослинних організмів, цей метал характеризується найвищими значеннями КБН для водних макрофітів, що досягають десятків тисяч (див. табл. 1). Водночас плюмбум і кадмій не мають встановленої біологічної ролі для живих організмів

Таблиця 1

Коефіцієнти біологічного накопичення металів для занурених макрофітів озер м. Києва

Види	Mn	Pb	Ni	Cd
<i>Ceratophyllum demersum</i>	7 059–23 005	491–1 046	1 046–4 000	333–1593
	4 390	683	1 728	978
<i>Potamogeton perfoliatus</i>	4 134–12 154	339–661	859–2 846	257–1 185
	7 048	511	1 274	699
<i>Myriophyllum spicatum</i>	3 314–16 486	315–1 029	875–2 583	314–963
	9 578	549	1 420	752

П р и м і т к а. над рискою — граничні значення, під рискою — середні значення.

і навіть у незначних концентраціях виявляють токсичність [7], у зв'язку з цим, очевидно, значення їхніх КБН для рослинних організмів є найнижчими.

Таким чином, в результаті проведених досліджень встановлено взаємозв'язок рівнів накопичення Mn, Pb, Ni, Cd зануреними макрофітами *C. demersum*, *M. spicatum* і *P. perfoliatus* та ступеня забруднення води цими металами, що підтверджує доцільність використання даних видів вищих водних рослин як біомоніторів. Оскільки акумуляція металів рослинними організмами відбувається впродовж тривалого періоду, то за результатами проведеного біомоніторингу з використанням водних рослин можна зробити висновок про хронічний характер забруднення води, водночас визначення концентрацій металів безпосередньо у воді хімічними методами свідчить про рівень її забруднення в конкретний момент часу.

Високі значення КБН металів для *C. demersum*, *M. spicatum* і *P. perfoliatus*, їхня достатня стійкість до токсичної дії зазначених поллютантів, інтенсивний приріст біомаси, значний ареал, достатня тривалість періоду вегетації дають можливість зробити висновок про те, що зазначені види рослин відповідають вимогам для їхнього науково обґрунтованого використання в системі біомоніторингу та фіторе mediaції з метою «оздоровлення» забруднених водойм [21, 29, 30], зокрема озер системи Опечень. Такі біотехнології характеризуються екологічною безпекою та економічною ефективністю, завдяки чому рекомендовані до впровадження [6].

Висновки

Результати проведених досліджень щодо визначення рівнів накопичення важких металів (Mn, Pb, Ni, Cd) у занурених макрофітах *Ceratophyllum demersum*, *Myriophyllum spicatum* і *Potamogeton perfoliatus* та встановлення їхнього взаємозв'язку з концентрацією розчинної форми металів у воді озер м. Києва показали, що водні макрофіти з більш забруднених важкими металами озер накопичують більшу кількість металів. Це свід-

чить про те, що досліджувані види занурених вищих водних рослин доцільно використовувати для біомоніторингу забруднення природних вод важкими металами.

В результаті оцінки забруднення озер м. Києва важкими металами (Mn, Pb, Ni, Cd) з використанням *S. demersum*, *M. spicatum* і *P. perfoliatus* встановлено, що найбільш забрудненими важкими металами є озера Мінське, Лугове, Богатирське, Кирилівське та Йорданське (система озер Опечень), які зазнають значного антропогенного впливу з боку мегаполіса. Найменший вміст Mn, Pb, Ni, Cd виявлено у водних макрофітах з озер Редьчине, Вербне, Синє, Тягле і Тельбін, що дозволяє зробити висновок про їхній незначний рівень забруднення важкими металами.

Встановлено, що досліджувані види занурених макрофітів характеризуються високими значеннями коефіцієнтів біологічного накопичення Mn, Pb, Ni, Cd, що, поряд з достатньою стійкістю рослин до впливу розчинених у воді металів, дає можливість рекомендувати використання *S. demersum*, *M. spicatum* і *P. perfoliatus* для фітореMediaції та відновлення екологічного стану водойм, забруднених важкими металами.

Список використаної літератури

1. Батог С.В. Еколого-гідрологічна характеристика водойм м. Києва : автореф. дис. ... канд. геогр. наук. Київ, 2018. 20 с.
2. Власюк П.А. Биологические элементы в жизнедеятельности растений. Київ : Наук. думка, 1969. 516 с.
3. Дубына Д.В., Гейны С., Гроудова З. и др. Макрофиты — индикаторы измененной природной среды. Киев : Наук. думка, 1993. 434 с.
4. Інструкція з відбирання, підготовки проб води і ґрунту для хімічного та гідробіологічного аналізу гідрометеорологічними станціями і постами. Затверджено наказом ДСНС України № 30 від 19.01.2016 р. <https://zakon.rada.gov.ua/rada/show/v0030388-16>.
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. Ali S., Abbas Z., Rizwan M. et al. Application of floating aquatic plants in phytoremediation of heavy metals polluted water: a review. *Sustainability*. 2020. Vol. 12, N 5. <https://www.mdpi.com/2071-1050/12/5/1927/pdf>.
7. Balali-Mood M., Naseri K., Tahergorabi Z. et al. Toxic mechanisms of five heavy metals: mercury, lead, chromium, cadmium and arsenic. *Front. Pharmacol.* 2021. <https://doi.org/10.3389/fphar.2021.643972>
8. 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.
9. Bonanno G., Borg J.A., Di Martino V. Levels of heavy metals in wetland and marine vascular plants and their biomonitoring potential: A comparative assessment. *Sci. Total Environ.* 2017. Vol. 576. P. 796—806.
10. 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 Agrobi.* 2014. Vol. 42, N 1. P. 173—179.
11. 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.

12. De Souza C.B., Silva G.R. Phytoremediation of effluents contaminated with heavy metals by floating aquatic macrophytes species. 2019. <https://www.intechopen.com/books/biotechnology-and-bioengineering/>.
13. Dhir B., Nasim S.A., Sharmila P., Saradhi P.P. Heavy metal removal potential of dried *Salvinia* biomass. *Intern. J. Phytoremediation*. 2010. Vol. 12, N 2. P. 133—141. DOI:10.1080/15226510903213902. https://www.researchgate.net/publication/45825973_Heavy_Metal_Removal_Potential_of_Dried_Salvinia_Biomass
14. Dhir B., Sharmila P., Saradhi P.P. Potential of aquatic macrophytes for removing contaminants from the environment. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*. 2009. Vol. 39, N 9. P. 754—781. DOI:10.1080/10643380801977776.
15. Fawzy M.A., Badr Nel-S., El-Khatib A., Abo-El-Kassem A. Heavy metal biomonitoring and phytoremediation potentialities of aquatic macrophytes in River Nile. *Environ. Monit. Assess.* 2012. Vol. 184, N 3. P. 1753—1771.
16. Galal T.M., Farahat E.A. The invasive macrophyte *Pistia stratiotes* L. as a bioindicator for water pollution in Lake Mariut, Egypt. *Environ. Monit. Assess.* 2015. Vol. 187, N 11. <https://link.springer.com/article/10.1007/s10661-015-4941-4>.
17. 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.
18. Gupta R.K., Panchal D., Vardhan P.S. et al. Toxicity of heavy metals on health and their microbial remediation in environment. *Heavy Metals Toxicity in Biological Systems*. New Delhi (India): Discovery Publishing House Pvt. Ltd., 2019. P. 180—193. https://www.researchgate.net/publication/334284279_Toxicity_of_Heavy_Metals_on_Health_and_their_Microbial_Remediation_in_Environment
19. 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].
20. 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. *Ibid.* 2007. Vol. 43, N 6. P. 46—57.
21. Krems P., Rajfur M., Wacławek 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. DOI: 10.2478/eces-2013-0026.
22. 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.
23. Linnik P.N., Zhezherya V.A., Ignatenko I.I. Role of suspended matter fractions differing in the size of their particles in the accumulation and migration of metals in lake systems. *Ibid.* 2019. Vol. 55, N 6. P. 91—107.
24. Matache M.L., Marin C., Rozyłowicz L., Tudorache A. Plants accumulating heavy metals in the Danube River wetlands. *J. Environ. Health Sci. Eng.* 2013. Vol. 11. <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC3895774/>.
25. Michalke B., Nischwitz V. Chapter 22. Speciation and Element-Specific Detection. *Liquid Chromatography*. 2013. P. 633—649. <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/B9780128146156000035>
26. Obinna I.S., Eberé 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>.
27. Ojuederie O.B., Babalola O.O. Microbial and plant-assisted dioremediation of heavy metal polluted environments: a review *Int. J. Environ. Res. Public Health*. 2017. Vol. 14, N 12. doi: 10.3390/ijerph14121504 <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC5750922/>
28. Olguín E.J., Sánchez-Galván G. Heavy metal removal in phytofiltration and phytoremediation: the need to differentiate between bioadsorption and bioaccumulation. *New Biotechnol.* 2012. Vol. 30, N 1. P. 3—8.

29. Pasichna O.O., Gorbatiuk L.O., Platonov M.O. et al. Peculiarities of accumulation of heavy metals by aquatic macrophytes of the lakes of Kyiv and assessment of their bioremediation capacity. *Hydrobiol. J.* 2021. Vol. 57, № 4. P. 64—74.
30. Pasichnaya Ye.A., Gorbatiuk L.O., Arsan O. M. et al. Assessment of a possibility of the use of aquatic macrophytes for biomonitoring and phytoindication of the contamination of natural waters by heavy metals. *Ibid.* 2020. Vol. 56, N 1. P. 81—89.
31. Pertile E., Vaclavik V., Dvorsky T., Heviankova S. The removal of residual concentration of hazardous metals in wastewater from a neutralization station using biosorbent-A case study company Gutra, Czech Republic. *Int. J. Environ. Res. Public Health.* 2020. Vol. 17, N 19. doi: 10.3390/ijerph17197225. https://www.researchgate.net/publication/344475586_The_Removal_of_Residual_Concentration_of_Hazardous_Metals_in_Wastewater_from_a_Neutralization_Station_Using_Biosorbent-A_Case_Study_Company_Gutra_Czech_Republic
32. Samecka-Cymerman A., Kempers A.J. Concentrations of heavy metals and plant nutrients in water, sediments and aquatic macrophytes of anthropogenic lakes (former open cut brown coal mines) differing in stage of acidification. *Sci. Total. Environ.* 2001. Vol. 281, N 1—3. P. 87—98.
33. 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.
34. Unadkat K., Parikh P. A review on heavy metal absorption capacity of aquatic plants: sources, impact and remediation technique. *IJAPRR Intern. Peer Reviewed Refereed J.* 2017. Vol. IV, Iss. XII. P. 23—30. https://www.researchgate.net/publication/322065553_A_Review_on_Heavy_Metal_Absorption_Capacity_of_Aquatic_Plants_Sources_Impact_and_Remediation_Technique
35. Zhezherya V.A., Linnik P.M. Peculiarities of the dynamics of some elements of hydrochemical regime in small water bodies of urban territories: coexisting forms of metals. *Hydrobiol. J.* 2022. Vol. 58, N 5. P. 85—104.

Надійшла 09.11.2022

O.O. Pasichna, PhD (Biol.), Senior Researcher,
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
Volodymyra Ivasyuka 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,
Volodymyra Ivasyuka prosp., 12, Kyiv, 04210, Ukraine

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

S.P. Burmistrenko, Leading Engineer,
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
Volodymyra Ivasyuka 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

BIOMONITORING OF HEAVY METALS POLLUTION IN LAKES OF KYIV (UKRAINE) USING SUBMERGED MACROPHYTES AND ASSESSMENT OF THEIR PHYTOREMEDIATIVE CAPACITY

The possibility of using submerged macrophytes *Ceratophyllum demersum* L., *Myriophyllum spicatum* L. and *Potamogeton perfoliatus* L. for biomonitoring of heavy metal pollution of water bodies in urbanized areas was considered. The levels of accumulation of

metals (Mn, Pb, Ni, Cd) in the investigated species of higher aquatic plants were determined and their correlation with the concentration of metals in the water of lakes of Kyiv (Ukraine) were established. The coefficients of biological accumulation of metals by the submerged macrophytes species were determined. It was established that the largest amount of heavy metals is accumulated by aquatic macrophytes from lakes Minske, Luhove, Bohatyrskе, Kyrylivske and Yordanske (Opetchen system of lakes). The lowest content of heavy metals was found in aquatic macrophytes from Redchynе, Verbne, Synie, Tyagle and Telbin lakes. The use of *C. demersum*, *M. spicatum* and *P. perfoliatus* for phytoremediation and restoration of ecological state of water bodies polluted by heavy metals is recommended.

Keywords: *biomonitoring, aquatic macrophytes, heavy metals, lakes of Kyiv, coefficients of biological accumulation, phytoremediation.*

УДК 574.622

О.П. ОЛЬХОВИЧ, к. б. н., доц., доц.,
Навчально-науковий центр «Інститут біології та медицини»,
Київський національний університет ім. Т. Шевченка,
вул. Володимирська 64/13, Київ, 01601, Україна
e-mail: oolga2005@ukr.net
ORCID 0000-0002-7314-7631

Н.Ю. ТАРАН, д. б. н., проф., завідувач кафедри,
Навчально-науковий центр «Інститут біології та медицини»,
Київський національний університет ім. Т. Шевченка,
вул. Володимирська 64/13, Київ, 01601, Україна
e-mail: ny_taran@ukr.net
ORCID 0000-0002-8669-5899

В.Н. БЕЛАВА, к. б. н., доц., доц.,
Навчально-науковий центр «Інститут біології та медицини»,
Київський національний університет ім. Т. Шевченка,
вул. Володимирська 64/13, Київ, 01601, Україна
e-mail: v 987@ukr.net
ORCID 0000-0001-7802-4166

О.О. ПАНЮТА, к. б. н., доц., доц.,
Навчально-науковий центр «Інститут біології та медицини»,
Київський національний університет ім. Т. Шевченка,
Володимирська 64/13, Київ, 01601, Україна
e-mail: panyuta@ukr.net
ORCID 0000-0001-9847-8990

ОЦІНКА ХАРЧОВОЇ ЦІННОСТІ БІОМАСИ ЗЕЛЕНИХ ВОДОРОСТЕЙ, ВИРОЩЕНИХ У ФОТОБІОРЕАКТОРАХ

Проведено порівняльну оцінку біохімічного складу біомаси *Ankistrodesmus braunii* (Nägeli) Lemmerm. та *Scenedesmus rubescens* P.J.L. Dang, вирощених у фотобіореакторах закритого типу, для визначення їхньої харчової цінності. Отримано повноцінну харчову біомасу обох видів водоростей з високим вмістом білка, фотосинтетичних пігментів, сульфоліпиду та ацилкарнітинів. У *A. braunii*, порівняно з *S. rubescens*, відмічено вищий вміст білка (в 8,0 разів), незамінних амінокислот (в 1,3 раза), фотосинтетичних пігментів (за сумарним вмістом хлорофілів в 2,9 раза, каротиноїдів — в 2,0 рази), сульфоліпиду (в 4,7 раза) та ацилкарнітинів (в 2,0 рази).

Ключові слова: *Ankistrodesmus braunii*, *Scenedesmus rubescens*, біотехнологія водоростей, амінокислоти, білок, хлорофіл, каротиноїди, сульфоліпід, ацилкарнітини.

Ц и т у в а н н я: Ольхович О.П., Таран Н.Ю., Белава В.Н., Панюта О.О. Оцінка харчової цінності біомаси зелених водоростей, вирощених у фотобіореакторах. *Гідробиол. журн.* 2023. Т. 59. № 3. С. 96—105.

На сьогодні у світі існує гострий дефіцит харчового та кормового білка і, за прогнозами, його нестача в найближчі десятиліття лише збільшуватиметься. Зменшити гостру потребу людства у білку може промислове виробництво харчової біомаси. Білок організмів — SCP (single cell protein) — цілі висушені клітини водоростей, бактерій, дріжджів або грибів, призначених як біодобавка в їжу людині та на корм тваринам, набуває все більшого попиту. Для отримання SCP віддають перевагу тим видам організмів, вихід білка з біомаси яких становить більше 50 %.

У багатьох країнах світу для отримання харчової біомаси активно впроваджують у промислове виробництво вирощування мікрowodоростей, які здатні синтезувати велику кількість повноцінного білка (50—80 % від загальної маси), добре збалансованого за вмістом незамінних амінокислот, а також ліпідів, вуглеводів, вітамінів, пігментів та інших біологічно цінних сполук [3, 5, 14, 27].

У світовій практиці в якості харчових та кормових добавок використовують водорості родів *Chlorococcum*, *Spirogyra*, *Scenedesmus*, *Nostoc*, *Navicula*, *Nitzschia* та ін. У науковій літературі є відомості про те, що білок, отриманий із *Chlorella*, *Chlamydomonas*, *Spirulina* та інших мікрowodоростей, містить усі незамінні амінокислоти [8, 12, 15].

Перспективними в плані отримання харчової біомаси є зелені водорості, які в своєму складі також містять пігменти — хлорофіли та каротиноїди.

В даний час насамперед використовують водорості, біомасу яких отримують з природних джерел [17, 23], рідше — біомасу, отриману шляхом сучасних біотехнологій [7, 11].

Метою наших досліджень було проведення порівняльного аналізу вмісту біологічно цінних за харчовими показниками сполук, а саме — білка, амінокислот, пігментів (хлорофілу *a* і *b*, каротиноїдів), сульфоліпиду та ацилкарнітинів у двох видів зелених водоростей, вирощених в закритих лабораторних фотобіореакторах.

Матеріал і методика досліджень

Об'єктом досліджень слугували зелені водорості — *Ankistrodesmus braunii* (Nägeli) Lemmerm. та *Scenedesmus rubescens* P.J.L. Dang з колекції відділу біотехнології Інституту переробки зерна (м. Нутеталь, Німеччина).

Культивування водоростей здійснювали в закритих лабораторних фотобіореакторах об'ємом 100 дм³. Живильним середовищем для культивування *A. braunii* було середовище Паламарь-Мордвинцевої [4], а для *S. rubescens* — середовище Тамія [1]. Температуру вирощування підтримували на рівні 20—23 °С, рН = 7, освітлення ~ 100 μmol квантів м²/с в режимі 14 год світла та 10 год темноти. Біомасу для дослідження відбирали на 21-й день після початку культивування (на експоненційній фазі росту), далі її наносили тонким шаром на поліетилен та висушували теплим повітрям впродовж 3—4 год при температурі не вище 60 °С (не допускаючи потрапляння прямих сонячних променів) до повітряно-сухого стану.

Для визначення вмісту хлорофілів та каротиноїдів наважку повітряно-сухої біомаси водоростей (0,1 г) гомогенізували з 0,5 г скляного порошку та 0,5 г безводного Na_2SO_4 . Гомогенат переносили в скляну колонку з фільтром, додавали 3 см^3 80 %-го ацетону і фільтрували.

Для визначення вмісту пігментів $0,1 \text{ см}^3$ ацетонового екстракту переносили в пробірку і додавали 3 см^3 80 %-го ацетону. Екстракт пігментів аналізували на спектрофотометрі Shimadzu UV-1800 за довжин хвиль 440, 649 та 665 нм [2]. Кількісний вміст пігментів розраховували за відповідними формулами:

$$C_a = 11,63D_a - 2,39D_b,$$

$$C_b = 20,11D_b - 5,18D_a,$$

$$C_{a+b} = 6,45D_a + 17,72D_b,$$

$$C_{кар.} = 4,695D_{кар} - 0,268C_{a+b}.$$

Вміст білка визначали колориметричним біуретовим методом [13]. Весь матеріал, що залишився на фільтрі із наважки повітряно-сухої біомаси водоростей (0,1 г) після процедури відмивання ацетоном, переносили в пробірку і додавали 4 см^3 2,5 %-вої трихлороцтової кислоти. Після центрифугування впродовж 5 хв при 5000 об супернатант видаляли і всю процедуру повторювали. Потім аналогічну процедуру проводили з використанням 5 см^3 дистильованої води, додавали 5 см^3 0,05 н NaOH в пробірку, де містився сухий матеріал, і центрифугували. По закінченні центрифугування відбирали 3 см^3 розчину з верхньої фракції і змішували з $0,5 \text{ см}^3$ біуретового реактиву (20 г NaOH розчиняли в $0,5 \text{ дм}^3$ води, додавали 22 г $\text{KNaC}_4\text{H}_4\text{O}_6 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$, 7,5 г CuSO_4 та 12,5 г KI). Оптичну щільність вимірювали при довжині хвилі 550 нм на спектрофотометрі Shimadzu UV-1800.

Вміст амінокислот та ацилкарнітинів визначали методом тандемної мас-спектрометрії [21] за допомогою мас-спектрометра AB Sciex 2000 з автосамплером Ultimate 3000 (Dionex). Для аналізу використовували диск діаметром 3 мм. До кожної проби (20 мм^3 екстракту) додавали внутрішній стандарт (суміш мічених дейтерієм амінокислот або ацилкарнітинів з відомими концентраціями) в кількості 200 мм^3 на зразок. Після інкубації з внутрішнім стандартом зразки висушували та проводили дериватизацію за допомогою 3 н розчину бутанол/HCl. Після висушування зразки розчиняли в реконституційному буфері та завантажували в автосамплер Ultimate 3000.

Для розрахунку кількості амінокислот і ацилкарнітинів у дослідному зразку попередньо на колонку автоматичного аналізатора наносили стандартну суміш з відомою концентрацією кожної амінокислоти або ацилкарнітину. На хроматограмі розраховували площу піку амінокислоти або ацилкарнітину. Кількість мікромоль для кожної амінокислоти і ацилкарнітину (X_1) у досліджуваному розчині вираховували за формулою: $X_1 = S_1/S_0$, де S_1 — площа піку амінокислоти або ацилкарнітину в досліджуваному зразку; S_0 — площа піку цієї амінокислоти чи ацилкарнітину в

розчині стандартної суміші амінокислот або ацилкарнітинів, що відповідає 1 мкмоль кожної амінокислоти або ацилкарнітину.

Кількість амінокислот і ацилкарнітинів в міліграмах отримували множенням кількості мікромоль певної амінокислоти або ацилкарнітину на відповідну їй (йому) молекулярну масу. Якісний склад суміші амінокислот і ацилкарнітинів визначали порівнянням хроматограми дослідного зразка зі стандартною сумішшю відповідно амінокислот або ацилкарнітинів [22].

Перерахунок вмісту кожної досліджуваної речовини (пігментів, білка, амінокислоти, сульфоліпиду, ацилкарнітину) на 1 г сухої речовини здійснювали за формулою

$$A = CV/P \cdot 1000,$$

де A — вміст речовини, мг/г або мкМ/г сухої речовини; C — концентрація речовини, мг/дм³ або мкМ/дм³; V — об'єм витяжки речовини, см³; P — наважка рослинного матеріалу, мг.

Статистичну обробку результатів досліджень здійснювали за допомогою програми Microsoft Office Excel із застосуванням t -критерію Стьюдента, вони вважались достовірними за рівня значущості $p \leq 0,05$. Кількість повторностей була не менша трьох.

Результати досліджень та їх обговорення

Згідно біохімічного аналізу зразків біомаси двох зелених водоростей встановлено, що вміст в ній таких біологічно цінних сполук, як пігменти, сульфоліпід, білки, амінокислоти та ацилкарнітини, суттєво відрізнявся. Так, зокрема, загальний вміст хлорофілів a та b у *A. braunii* був вищим, ніж у *S. rubescens* у 2,9 раза, при цьому вміст хлорофілу a був більшим у 2,6 раза, а хлорофілу b — у 6,0 разів. Вміст каротиноїдів у *A. braunii* також був вищим — у 2,0 рази (рис. 1).

Високий загальний вміст хлорофілів a і b та каротиноїдів у *A. braunii*, вирощеної в лабораторному фотобіореакторі, свідчить про перспективність культивування цієї водорості для отримання пігментів.

Щодо вмісту сульфоліпиду, то він був вищим у *A. braunii* порівняно з *S. rubescens* в 4,7 раза (рис. 2).

Мікрowodорості, які пропонуються для вирощування у фотобіореакторах, повинні характеризуватись високим вмістом білка та есенціальних амінокислот. Відомо, що біомаса одноклітинних водоростей може містити близько 30—50 % білка, при цьому його кількість та амінокислотний склад можуть суттєво відрізнятись залежно від виду водорості, умов культивування та складу живильного середовища [6, 9, 10, 18—20].

Пріоритетність використання певного виду водорості визначається, перш за все, особливостями його азотного метаболізму, складом амінокислот та кількістю білка [16, 25]. Різні види зелених водоростей можуть сильно варіювати за вмістом амінокислот, у т. ч. незамінних. У зв'язку з цим, нами було зроблено припущення, що вміст і повноцінність білка,

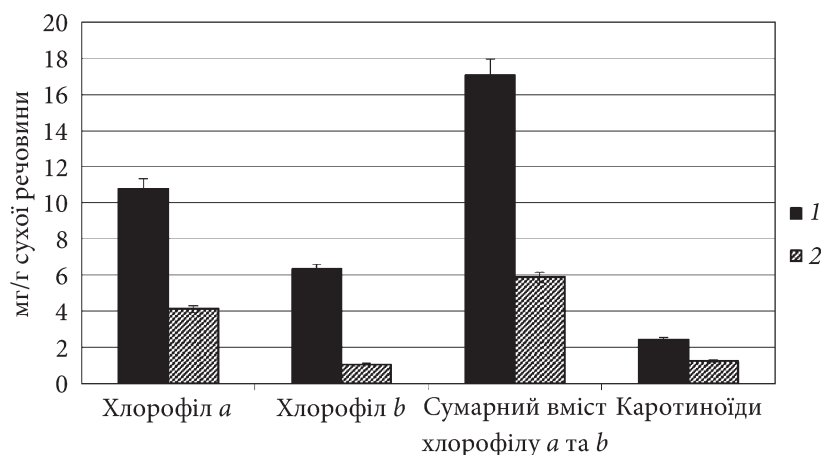


Рис. 1. Вміст фотосинтетичних пігментів (мг/г сухої речовини) в клітинах водоростей. Тут і на рис. 2—5: 1 — *A. braunii*; 2 — *S. rubescens*

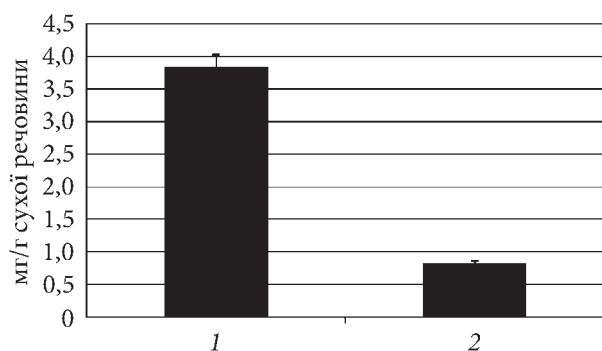


Рис. 2. Вміст сульфоліпиду (мг/г сухої речовини) в клітинах водоростей

яка залежить від складу замісних та незамінних амінокислот, в біомасі двох досліджуваних нами видів водоростей можуть істотно відрізнятися.

Результати досліджень показали, що вміст білка в *A. braunii* був у 8,0 разів вищим, ніж у *S. rubescens* (рис. 3).

У клітинах досліджуваних нами зелених

водоростей ідентифіковано 17 амінокислот, визначено їхній вміст, а також виявлено різницю у кількості та співвідношенні окремих амінокислот, що входять до складу білка *A. braunii* та *S. rubescens* (рис. 4).

Проведена порівняльна оцінка показала, що загальний вміст досліджуваних амінокислот у *A. braunii* становив 466,3, а у *S. rubescens* — 253,7 мкМ/г сухої речовини. Вміст 12 із 17 амінокислот у *A. braunii* був вищим, ніж у *S. rubescens*. Зокрема, істотні відмінності спостерігались у вмісті аргініну, триптофану та гліцину — в 2,0 рази, метіоніну — в 3,5 рази, глутамінової кислоти — в 4,0 рази та аланіну — в 4,3 рази. Лише дві амінокислоти, а саме — аспарагінова кислота та пролін мали вищий вміст у *S. rubescens*, а вміст цитруліну, тирозину та валіну достовірно не відрізнявся. В обох видів водоростей високим був вміст восьми амінокислот, а саме: аланіну, аргініну, аспарагінової кислоти, глутаміну, гліцину, проліну, тирозину та валіну.

Серед ідентифікованих амінокислот п'ять були незамінними (валін, триптофан, фенілаланін, метіонін і лейцин). Загальний вміст цих сполук у біомасі *A. braunii* дорівнював 42,2, а у *S. rubescens* — 33,6 мкМ/г сухої речовини, тобто був у 1,25 раза вищим у першого виду.

Серед незамінних амінокислот найвищим виявився вміст валіну (у *A. braunii* — 18,1, у *S. rubescens* — 18,3 мкМ/г сухої речовини), високим був і вміст лейцину (відповідно 9,9 та 6,4 мкМ/г сухої речовини) та фенілаланіну (8,2 та 6,9 мкМ/г сухої речовини), трохи нижчим — метіоніну (4,6 та 1,2 мкМ/г сухої речовини) і найменшим — триптофану (1,4 та 0,7 мкМ/г сухої речовини).

Показник співвідношення суми замінних до суми незамінних амінокислот у *A. braunius* становив 10,0, а у *S. rubescens* — 6,6.

Аналіз складу амінокислот у двох досліджуваних видів водоростей показав, що у *A. braunii* вищим був їхній загальний вміст, а також вміст незамінних амінокислот, та більшим було і співвідношення вмісту за-

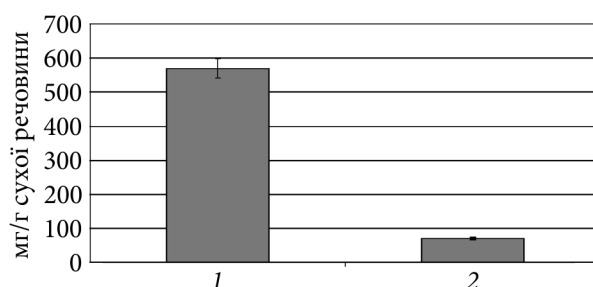


Рис. 3. Вміст білка (мг/г сухої речовини) в клітинах водоростей

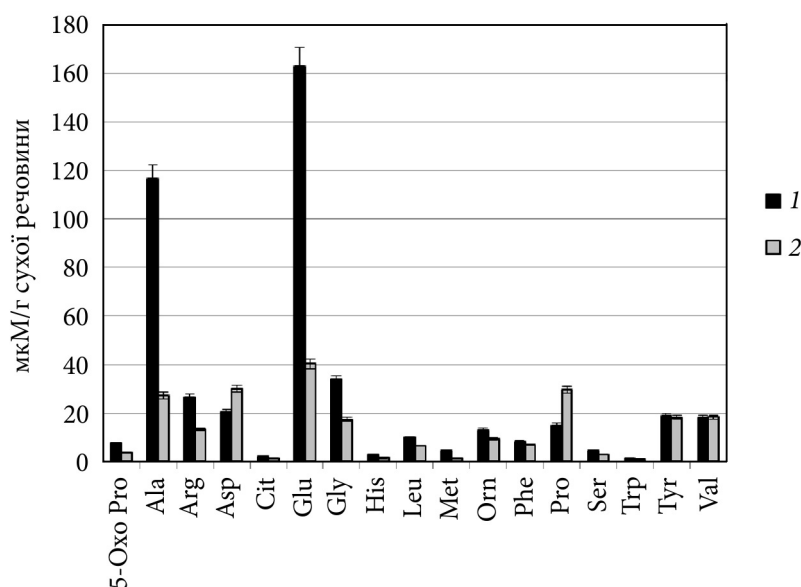


Рис. 4. Вміст амінокислот (мкМ/г сухої речовини) в клітинах водоростей: 5Охо-Pro — 5-оксипролін; Ala — аланін; Arg — аргінін; Asp — аспарагінова кислота; Cit — цитрулін; Glu — глутамінова кислота; Gly — гліцин; His — гістидин; Leu — лейцин; Met — метіонін; Orn — орнітин; Phe — фенілаланін; Pro — пролін; Ser — серин; Trp — триптофан; Tyr — тирозин; Val — валін

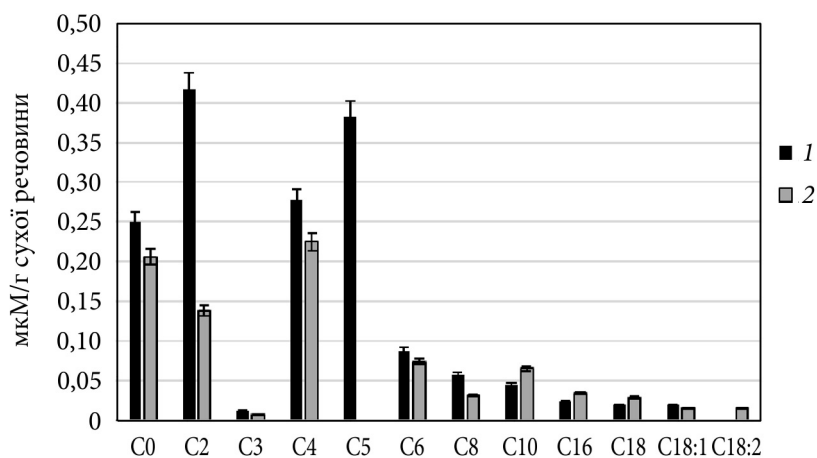


Рис. 5. Вміст ацилкарнітинів (C0-вільний карнітин, C2-ацетилкарнітин, C3-пропіоніл-карнітин, C4-бутирилкарнітин, C5-ізовалерилкарнітин, C6-гексаноїлкарнітин, C8-октаноїл-карнітин, C10-деканойлкарнітин, C16-пальмітоїлкарнітин, C18-стеарил-карнітин, C18:1-олеїлкарнітин, C18:2-лінолеїлкарнітин) в клітинах водоростей

мінних до незамінних. Оскільки амінокислотний склад є важливим критерієм якості білкової сировини та повноцінності білка, тому саме *A. braunii* є перспективним видом для вирощування у фотобіореакторах закритого типу.

Значення рослинних ацилкарнітинів, які входять до складу зелених водоростей і вищих рослин та є потенційно цінними нутрієнтами, на сьогодні маловивчене. Відомо, що вони беруть участь в ліпідному обміні, пов'язані з конкретними пулами активованих жирних кислот, які вони транспортують крізь мембрану і опосередковано вказують на їхню присутність в клітинах водоростей.

Літературні джерела свідчать про те, що у *Ankistrodesmus* sp. вміст ліпідів може досягати 45 % складу біомаси, а вміст жирних кислот становити: пальмітинової — 16,39 %, стеаринової — 15,67, олеїнової — 25,66, ліноленої — 21,62 та альфа-лінолевої — 14,34 % [15, 24, 26].

У дослідних зразках біомаси *A. braunii* та *S. rubescens* нами було ідентифіковано 12 ацилкарнітинів (рис. 5). Серед них, зокрема, виявлені C16-пальмітоїлкарнітин, C18-стеарилкарнітин, C18:1-олеїлкарнітин, C18:2-лінолеїлкарнітин, які транспортують відповідно пальмітинову, стеаринову, олеїнову та ліноленову кислоти.

Загальний вміст ацилкарнітинів у *A. braunii* був вищим порівняно з *S. rubescens* у 2,0 рази (відповідно 1,59 і 0,83 мкМ/г сухої речовини). У *A. braunii* найбільшою кількістю характеризувалися чотири ацилкарнітини, а саме: C2-ацетилкарнітин (0,42), C5-ізовалерилкарнітин (0,38), C4-бутирилкарнітин (0,28) та C0-вільний карнітин (0,25 мкМ/г сухої речовини), тоді як у *S. rubescens* — C4-бутирилкарнітин (0,23), C0-вільний

карнітин (0,21) та С2-ацетилкарнітин (0,14 мкМ/г сухої речовини). У *A. braunii* не виявлено С18:2-лінолеїлкарнітин, а у *S. rubescens* — С5-ізовалерилкарнітин. Відповідно до отриманих результатів щодо вмісту ацилкарнітинів, які є переносниками активних форм жирних кислот, можна припустити, що вміст жирних кислот у *A. braunii* також буде вищим.

За результатами досліджень, кращою сировиною для отримання цінних харчових сполук у разі вирощування в закритих фотобіореакторах може бути зелена водорість *A. braunii*, у якої відмічено вищий, ніж у *S. rubescens*, вміст білка (в 8,0 разів), незамінних амінокислот (в 1,3 раза), фотосинтетичних пігментів (сумарного вмісту хлорофілів — в 2,9 раза, каротиноїдів — в 2,0 рази), сульфоліпиду (в 4,7 раза) та ацилкарнітинів (в 2,0 рази).

Висновки

Аналіз зразків біомаси двох видів одноклітинних зелених водоростей (*A. braunii* та *S. rubescens*) показав, що вміст хлорофілу *a* і *b* та каротиноїдів, а також білка, сульфоліпиду, амінокислот та ацилкарнітинів в їхніх клітинах може відрізнятись в декілька разів, що слід враховувати у разі промислового вирощування біомаси цих видів для отримання біологічно цінних сполук.

При вирощуванні водоростей у фотобіореакторі закритого типу сумарний вміст досліджуваних фотосинтетичних пігментів (хлорофілів *a* і *b* та каротиноїдів) був вищим у *A. braunii*, ніж у *S. rubescens* (відповідно у 2,9 та 2,0 рази).

У *A. braunii*, порівняно з *S. rubescens*, вміст білка був вищим у 8,0 разів, а сульфоліпиду — в 4,7 раза.

Загальний вміст досліджуваних амінокислот у *A. braunii* становив 466,3, а у *S. rubescens* — 253,7, незамінних — відповідно 42,2 та 33,6 мкМ/г сухої речовини.

Загальний вміст ацилкарнітинів у *A. braunii* був вищим, ніж у *S. rubescens*, і становив, відповідно, 1,59 і 0,83 мкМ/г сухої речовини.

Список використаної літератури

1. Вассер С.П., Кондратьева Н.В., Масюк Н.П. Водоросли. Справочник. Киев : Наук. думка, 1989. 608 с.
2. Гавриленко В.Ф., Ладыгина М.Е., Хандобина Л.М. Большой практикум по физиологии растений. Москва : Высш. шк., 1975. 392 с.
3. Золотарьова О.К. Перспективи використання мікрowodоростей у біотехнології. Київ : Альтерпрес, 2008. 234 с.
4. Паламарь-Мордвинцева Г.М., Костлая Н.В. Влияние различных источников азота на развитие и образование белка у *Ankistrodesmus braunii* Bronn. *Укр. ботан. журн.* 1965. Т. 22, № 4. С. 92—96.
5. Романенко В.Д., Крот Ю.Г., Сиренко Л.А., Соломатина В.Д. Биотехнология культивирования гидробионтов. Киев : Ин-т гидробиологии НАН Украины, 1999. 264 с.
6. Becker E.W. Micro-algae as a source of protein. *Biotechnol. Advances.* 2007. N 25. P. 207—210.

7. Boussiba S., Affalo C. An insight into the future of microalgal biotechnology. *Innovat. Food Technol.* 2005. Vol. 28. P. 37—39.
8. Brown M.R., Cruz-Suarez L.E., Ricque-Marie D. et al. Nutritional value and use of microalgae in aquaculture. *Avances en Nutricion Acuicola VI. Memorias del VI Simposium Internacional de Nutricion Acuicola.* Cancun, Quintana Roo, Mexico. 2002. P. 281—292.
9. Cetin A.K., Growth N.M. Rate of *Scenedesmus acutus* (Meyen) in cultures exposed to trifluralin. *Polish J. Environ. Stud.* 2015. N 4. P. 631—663.
10. Clarens A.F., Resurreccion E.P., White M.A., Colosi L.M. Environmental life cycle comparison of algae to other bioenergy feedstocks. *Env. Sci. Technol.* 2010. N 44. P. 1813—1819.
11. Ferreira L.S., Rodrigues M.S., Converti A. et al. *Arthrospira* (*Spirulina*) platensis cultivation in tubular photobioreactor: use of no-cost CO₂ from ethanol fermentation. *Appl. Energy.* 2012. N 92. P. 379—385.
12. Gershwin M.E., Belay A. *Spirulina* in human nutrition and health. Boca Raton : CRC Press, Taylor & Francis Group. 2008. 227 p.
13. Gornall A.G., Bardawill C.J., David M.M. Determination of serum proteins by means of the biuret reaction. *J. Biol. Chem.* 1949. Vol. 177, N 2. P. 751—766.
14. Griffiths M.J., van Hille R.P., Harrison S.T.L. Lipid productivity, settling potential and fatty acid profile of 11 microalgal species grown under nitrogen replet and limited conditions. *J. Appl. Phycol.* 2011. N 24. P. 989.
15. Hempel N., Petrick I., Behrendt F. Biomass productivity and productivity of fatty acids and amino acids of microalgae strains as key characteristics of suitability for biodiesel production. *J. Appl. Phycol.* 2012. Vol. 24, N 6. P. 1407—1418.
16. Klochenko P.D., Grubinko V.V., Gumenyuk G.B., Arsan O.M. Peculiarities of ammonium nitrogen assimilation in green and blue-green algae. *Hydrobiol. J.* 2003. Vol. 39, N 6. P. 102—108.
17. Li B.S., Qiao V., Tian X.Y. Potential to development *Spirulina platensis* with alkaline lakes in Orodos Plateau. *Plant Mag.* 2003. N 6. P. 18—20.
18. Medved' V.A., Gorbunova Z.N. Peculiarities of green algae growth and accumulation of pigments in their dells under different conditions of illumination and photoperiod length. *Hydrobiol. J.* 2020. Vol. 56, N 2. P. 63—73.
19. Medved' V.A., Gorbunova Z.N., Borisova Ye.V. Growth of freshwater algae under the influence of dissolved organic matter. *Ibid.* 2018. Vol. 54, N 1. P. 69—81.
20. Medved' V.A., Gorbunova Z.N., Vitovetska T.V. Peculiarities of accumulation of proteins, carbohydrates and lipids in the cells of green algae under different light conditions and photoperiod. *Ibid.* 2020. Vol. 56, N 3. P. 97—104.
21. Mikhaylova S.V., Baydakova G.V., Boukina A.M. et al. Combination of tandem mass spectrometry and lysosomal enzymes analysis-effective tool for selective screening for IEM in neurological clinic. *J. Inherit. Metab. Dis.* 2004. Vol. 27, N 1. P. 39.
22. Ovchynnikov Yu.A. New methods of analysis of amino acids, peptides and proteins. Moscow : Mir, 1974. 154 p.
23. Qiao C., Li B.S., Zeng Z.Q. Alkaline lakes and *Spirulina* (*Arthrospira*) resources in sandy land of Erdos. *J. Arid Land Res. Environ.* 2001. Vol. 15, N 4. P. 86—91.
24. Radha S., Renuka Dharani S., Gayathri Devi S., Ramya M. Screening and characterization of high lipid accumulating microalga *Ankistrodesmus* sp. from freshwater environment. *IJEB. India: NISCAIR-CSIR.* 2019. Vol. 57, N 12. P. 931—936.
25. Sakevich A.I., Klochenko P.D. Free amino acids in ecological metabolism of algae. *Hydrobiol. J.* 1998. Vol. 34, N 6. P. 70—79.
26. Sukkrom K., Bunnage B., Pavasant P. Enhancement of lipid production from *Ankistrodesmus* sp. *Int J Chem Eng Appl.* 2015. N 6. P. 111.
27. Tan Y., Lin J. Biomass production and fatty acid profile of a *Scenedesmus rubescens*-like microalga. *Bioresour Technol.* 2011. Vol. 102, N 21. P. 10131—10135.

Надійшла 17.02.2023

O.P. Olkhovych, PhD (Biol.), Ass. Prof., Ass. Prof.,
Educational and Scientific Centre «Institute of Biology and Medicine»,
Taras Shevchenko Kyiv National University,
64/13 Volodymyrska str., Kyiv, 01601, Ukraine,
e-mail: oolga2005@ukr.net
ORCID 0000-0002-7314-7631

N.Yu. Taran, Dr. Sci. (Biol.), Prof., Head of Department,
Educational and Scientific Centre «Institute of Biology and Medicine»,
Taras Shevchenko Kyiv National University,
64/13 Volodymyrska str., Kyiv, 01601, Ukraine,
e-mail: ny_taran@ukr.net
ORCID 0000-0002-8669-5899

V.N. Belava, PhD (Biol.), Ass. Prof., Ass. Prof.,
Educational and Scientific Centre «Institute of Biology and Medicine»,
Taras Shevchenko Kyiv National University,
64/13 Volodymyrska str., Kyiv, 01601, Ukraine,
e-mail: v 987@ukr.net
ORCID 0000-0001-7802-4166

O.O. Panyuta, PhD (Biol.), Ass. Prof., Ass. Prof.,
Educational and Scientific Centre «Institute of Biology and Medicine»,
Taras Shevchenko Kyiv National University,
64/13 Volodymyrska str., Kyiv, 01601, Ukraine,
e-mail: panyuta@ukr.net
ORCID 0000-0001-9847-8990

ASSESSMENT OF THE NUTRITIONAL VALUE OF THE BIOMASS OF GREEN ALGAE GROWN IN PHYTOBIOREACTOR

A comparative assessment of the biochemical composition of the biomass of *Ankistrodesmus braunii* (Nägeli) Lemmerm. and *Scenedesmus rubescens* P.J.L. Dang growth in closed photobioreactors was carried out to determine their nutritional value. Complete edible biomass from both types of algae with a high content of protein, photosynthetic pigments, sulfolipid and acylcarnitines was obtained. In *A. braunii*, compared to *S. rubescens*, a higher content of protein (in 8.0 times), essential amino acids (1.3 times), photosynthetic pigments (chlorophylls in 2.9 times, carotenoids in 2.0 times), sulfolipid (in 4.7 times), and acylcarnitines (in 2.0 times).

Keywords: *Ankistrodesmus braunii*, *Scenedesmus rubescens*, algae biotechnology, amino acids, protein, chlorophyll, carotenoids, sulfolipid, acylcarnitines.

ЕКОЛОГІЧНА ФІЗІОЛОГІЯ І БІОХІМІЯ ВОДНИХ ТВАРИН

УДК 574.24:591.1[57.02+57.04](597)

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

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

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

О.М. ВОДЯНІЦЬКИЙ, к. б. н., наук. співроб.,
Інститут гідробіології НАН України
просп. Володимира Івасюка, 12, Київ, 04210, Україна
e-mail: fishfarmeralex@ukr.net,
ORCID 0000-0002-4912-689X

ЗМІНА ГОРМОНАЛЬНОГО СТАТУСУ АБОРИГЕННИХ РИБ ЗА ДІЇ АГРОПРОМИСЛОВИХ СТОКІВ

Досліджено зміни вмісту кортизолу, трийодтироніну та тироксину у плазмі крові окуня, йоржа, краснопірки та верховодки за дії агропромислових стоків з прилеглих до водойм територій. В умовах тривалого впливу стічних вод у риб істотно знижуються масо-розмірні показники, темпи росту зменшуються. Гормональні реакції на вплив забруднених вод видоспецифічні та частково залежать від екологічної ніші, яку займає окремий вид. За хронічної дії стічних вод у більшості досліджених видів риб знижується вміст кортизолу та підвищується вміст трийодтироніну у плазмі крові порівняно до контролю. За цих умов риби, які мешкають у поверхневих шарах води, створюють депо тироксину у крові, а види, які тримаються придонних шарів води, використовують його задля підвищення вмісту трийодтироніну. Після обробки прилеглих до водойми полів пестицидами у краснопірки та йоржа спостерігається активна стрес-реакція, істотно зростає вміст кортизолу та тироксину у крові. За дослідженими показниками верховодка є найбільш витривалим до агропромислових стоків видом риб або має здатність уникати ділянок з токсичним забрудненням води.

Ц и т у в а н н я: Потрохов О.С., Зіньковський О.Г., Худіяш Ю.М., Водяніцький О.М. Зміна гормонального статусу аборигенних риб за дії агропромислових стоків. *Гідробіол. журн.* 2023. Т. 59. № 3. С. 106—116.

Ключові слова: кортизол, трийодтиронін, тироксин, стічні агропромислові води, аборигенні риби, адаптація, компенсаторні реакції.

Внаслідок інтенсивного ведення сільського господарства все більше водойм зазнає негативного впливу [9]. Змив з полів мінеральних добрив та пестицидів призводить до порушення фізіолого-біохімічного стану водних тварин. Біологічні наслідки впливу стічних вод з прилеглих до водойм територій перш за все проявляються на біохімічних, фізіологічних та морфологічних показниках організмів. Використання саме біохімічних методів для ранньої оцінки негативного впливу забруднення води надає можливість визначити межі адаптивної здатності організму та встановити якість води в цілому [16]. Для вирішення цих проблем необхідний пошук інформативних та надійних біомаркерів оцінки стану організму та якості середовища їхнього існування [2, 3, 8, 17, 23].

Гормональні системи гідробіонтів, зокрема риб, найбільш чутливі до дії різних екологічних чинників. Відомо, що стрес — це процес, який потребує енергії, і тварини мобілізують різні енергетичні субстрати, щоб його подолати. У риб активується, підвищується синтез та надходження у кров кортизолу та інших кортикостероїдних гормонів для підтримки на належному рівні порушеного гомеостазу [7, 11, 12, 14, 15]. Підвищений вміст кортизолу може бути відгуком на стресові явища, зокрема індуковані пестицидами [5], та свідчить про те, що риби перебувають у стресовому стані. При цьому вони інтенсивно використовують енергетичні ресурси. Кортизол також відіграє значну роль у відновленні гомеостазу в післястресовий період [13].

Проте значні концентрації пестицидів можуть порушити процес стероїдогенезу, тоді вміст кортизолу не підвищується [4, 26]. У риб, які тривалий час перебувають під токсичним впливом, порушується надходження у кров кортизолу та перебіг адекватних стрес-реакцій, вони стають вразливими до різноманітних захворювань, і спостерігаються летальні випадки [28].

Тиреоїдні гормони також беруть участь у процесах, спрямованих на подолання явищ стресу [6]. Вони відіграють важливу роль у регуляції обміну речовин, а саме стимуляції окислювальних процесів та активізації чи послабленні синтезу ліпідів [22], які виконують захисну функцію організму при надходженні до тканин токсикантів [19]. Це особливо важливо за тривалої дії на організм несприятливого токсичного чинника [20, 21]. За дії стресорів рівень цих гормонів знижується [10, 27]. Передбачається участь тиреоїдних гормонів у забезпеченні механізмів стійкості риб до дії стресорів [25]. Тироксин (Т4) забезпечує метаболічні адаптивні процеси, а трийодтиронін (Т3) бере участь у компенсаторно-адаптивних процесах, які дозволяють гормональній системі функціонувати на належному рівні при ураженні пестицидами [18, 24].

Метою роботи є встановлення гормональної відповіді риб на тривале забруднення водного середовища змивами з сільськогосподарських угідь та під час обробки полів різноманітними пестицидами.

Матеріал і методика досліджень

Районами для досліджень були обрані Середнє Білоцерківське водосховище (на ділянці біля дендропарку «Олександрія», вище за течію м. Біла Церква) та Фурсянське водосховище (р. Кам'янка, с. Безугляки). Середнє Білоцерківське водосховище було обрано за контроль (рис. 1).

Середнє Білоцерківське водосховище — зарегульована частина р. Рось. На досліджуваній ділянці переважно замулене дно, в окремих частинах вкрите мушлями дрейсени та піском. Вздовж берегів добре розвинена водна рослинність, зокрема повітряно-водна (рогоз широколистий, частуха, очерет). Також акваторія вкрита килимками угруповань глечиків жовтих. Прилеглі території в районі досліджень не використовуються для вирощування сільськогосподарських культур.

Фурсянське водосховище — зарегульована ділянка на р. Кам'янка. Дно піщано-мулисте, береги переважно пологі. Вздовж берегів мозаїчно розташовані угруповання макрофітів. Внаслідок малого водообміну на досліджуваній ділянці спостерігалось цвітіння синьозелених водоростей. Прилеглі території використовуються для вирощування сільськогосподарських культур, зокрема сої, кукурудзи, пшениці, та як косовиці, пасовища.

Об'єктами досліджень були краснопірка *Scardinius erythrophthalmus* (L.), верховодка *Alburnus alburnus* (L.), йорж звичайний *Gymnocephalus cernua* (L.) та окунь річковий *Perca fluviatilis* (L.). Лов здійснювали вудковим способом, використовуючи вудку з одним гачком.

Лов риб здійснювали у липні місяці за тривалої дії стічних вод з прилеглих територій та через тиждень після обробки полів пестицидами.



Рис. 1. Райони проведених досліджень: 1 — Середнє Білоцерківське водосховище (р. Рось, біля дендропарку «Олександрія»); 2 — Фурсянське водосховище (р. Кам'янка, біля с. Безугляки)

Концентрацію розчиненого кисню встановлювали за допомогою оксиметра Erede 7031, концентрацію у воді амонію, нітритів, нітратів, фосфору фосфатів — фотометра Exact dip 570.

Вимірювання маси та довжини тіла риб проводили загальноприйнятими методами [1].

Кров риб відбирали із серця. Потім шляхом центрифугування при 5 тис. обертів/хв протягом 15 хв відділяли плазму. Плазму крові заморожували при температурі -18 °С.

Вміст кортизолу, тироксину (Т4) та трийодтироніну (Т3) визначали у плазмі крові, використовуючи імуноферментний аналізатор Rayto RT-2100С і комерційні набори: кортизол — ДС-ІФА-Стероїд та (НВЛ Гранум), Т3 — ІФА та Т4 — ІФА (НВЛ Гранум).

Отримані дані обробляли статистично з використанням програм Statistica- 10, програм Excel з пакету Microsoft Office. Достовірність між досліджуваними групами оцінювали за допомогою *t*-критерію Стьюдента за рівня ймовірності $p < 0,05$.

Результати досліджень та їх обговорення

Як показали дослідження, на вивченій ділянці Середнього Білоцерківського водосховища не спостерігалось перевищення норм концентрацій сполук неорганічного азоту та фосфору фосфатів (табл. 1). В той же час у Фурсянському водосховищі спостерігалось перевищення норми за концентрацією амонійного азоту та істотно збільшилась концентрація нітрит-іонів. Це свідчить про постійний змив з полів біогенних сполук.

Розмірно-масові показники риб характеризують умови існування риб, вони відображають і екологічний стан окремої водойми. Встановлено, що йорж з контрольної ділянки мав більшу масу, ніж риби із забрудненого Фурсянського водосховища. Також окунь та краснопірка з контролю характеризувалися більшою масою тіла у 1,4 раза та довжиною тіла відповідно на 39 та 65 % порівняно до риб із забрудненого водосховища (табл. 2).

Відомо, що нейрогуморальна система риб залучена у їхніх пристосувальних процесах до змін умов середовища. Встановлено, що вміст кортизолу у плазмі крові окуневих риб з водойм, які піддаються тривалому

Таблиця 1

Хімічні показники води з Середнього Білоцерківського та Фурсянського водосховищ

Водойми	Нітрати (NO ₃ ⁻), мг N/дм ³	Нітриди (NO ₂ ⁻), мг N/дм ³	Амоній (NH ₄ ⁺), мг N/дм ³	Фосфати (P/PO ₄ ³⁺), мг P/дм ³
Середнє Білоцерківське водосховище	≤0,65—1,21	0,01—0,04	0,21—0,67	0,23—0,67
Фурсянське водосховище	<0,65	0,03—0,06	1,81—4,21	0,31—0,52

впливу аграрного комплексу, менший, ніж за умовного контролю (Середнє Білоцерківське водосховище), та не залежить від типу живлення та екологічної ніші, яку вони займають (рис. 2). Аналогічну залежність між вмістом кортизолу у крові та зростанням антропогенного навантаження виявлено і у представника коропових риб — краснопірки. Проте верховодка реагує на агропромислове забруднення підвищенням вмісту кортизолу у плазмі крові, який був більшим на 56,9 % за контрольні величини. Тривале та постійне забруднення водного середовища призвело до переходу риб переважної більшості видів на енергозощаджуючий механізм пристосування до цих умов. Постійне перебування риб у гострому стресовому стані неминуче призвело б до виснаження енергетичних ресурсів та погіршення фізіологічного стану риб.

Проте вміст кортизолу у крові риб кардинально змінюється після обробки полів пестицидами. Після тижневої давності обробки полів пестицидами у краснопірки та йоржа вміст кортизолу у плазмі крові підвищується відповідно на 42,0 та 26,4 % порівняно до контролю (рис. 3). Свіже забруднення води виявляється вагомим стресовим чинником, який викликає активну метаболічну відповідь. У верховодки хоча вміст кортизолу і знизився, але його величини наблизились до контрольних величин. У окуня ця реакція не відбувається, цей вид продовжує використовувати енергозощаджуючий механізм адаптації.

Гормони щитоподібної залози тироксин (Т4) та трийодтиронін (Т3) безпосередньо залучені у процесах регуляції енергетичного та іонного обміну.

Встановлено, що у окуня, краснопірки та верховодки при тривалому та постійному забрудненні водного середовища вміст Т3 збільшувався відповідно у 2,4, 1,5 та 2,3 рази порівняно з умовним контролем (рис. 4). У риб, які довгий час перебувають під токсичним навантаженням, виробляється своєрідний механізм адаптації до умов середовища, який полягає в особливостях енергетичного та іонного обміну, які регулюють цей гор-

Таблиця 2

Маса (г) / довжина (см) тіла риб з досліджених водойм, $n = 25-50$

Види	Водойми	
	Середнє Білоцерківське водосховище (р. Рось)	Фурсянське водосховище (р. Кам'янка)
Йорж <i>Gymnocephalus cernua</i> (L.)	$8,74 \pm 0,27$	$6,91 \pm 0,86$
	$9,5 \pm 0,2$	$8,8 \pm 0,3$
Окунь <i>Perca fluviatilis</i> (L.)	$31,14 \pm 4,61$	$22,41 \pm 6,89$
	$14,3 \pm 0,7$	$12,7 \pm 1,8$
Верховодка <i>Alburnus alburnus</i> (L.)	$9,18 \pm 0,60$	$12,09 \pm 0,50$
	$10,9 \pm 0,2$	$11,5 \pm 0,3$
Краснопірка <i>Scardinius erythrophthalmus</i> (L.)	$17,00 \pm 2,28$	$10,31 \pm 0,45$
	$11,7 \pm 0,5$	$8,1 \pm 0,3$

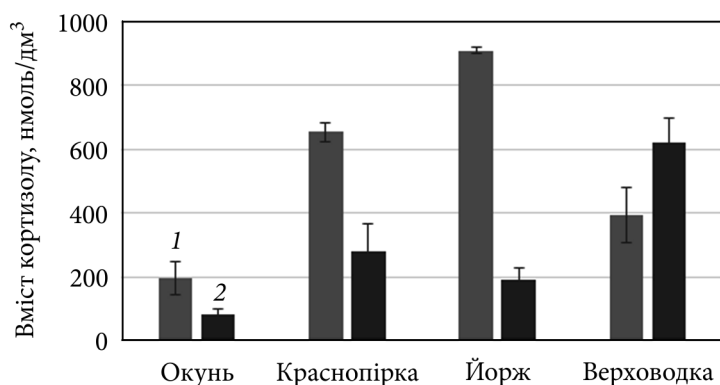


Рис. 2. Вміст кортизолу у плазмі крові риб із різних водойм. Тут і на рис. 3—7: 1 — Білоцерківське водосховище; 2 — Фурсянське водосховище; $M \pm m$, $n = 6-10$

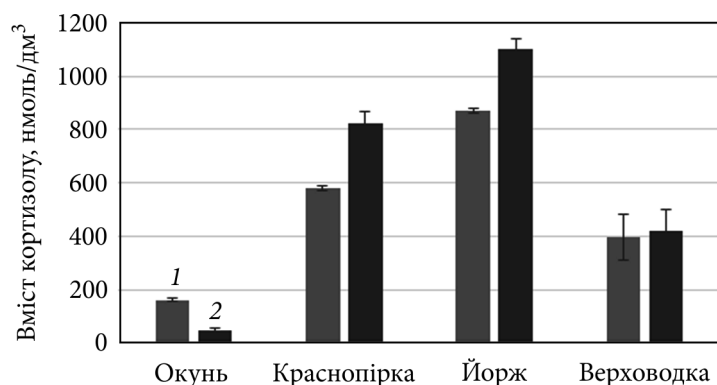


Рис. 3. Вміст кортизолу у плазмі крові риб з різних водойм після обробки полів пестицидами тижневої давності (Фурсянське водосховище)

мон у риб. Вірогідно, умови цього водосховища на час проведення відбору риб не досить сприятливі для цих видів, риби не змогли повністю адаптуватись до умов, що склалися. Причому, краснопірка та верховодка, які тримаються поверхневих шарів води, та окунь, який мешкає у придонних шарах води, реагують на тривале забруднення води однаково. Проте йорж, який є придонним видом, не реагує на забруднення води з прилеглих територій зміною вмісту трийодтироніну.

Після недавньої обробки пестицидами прилеглої території водойми досліджені види риб поділились на дві групи за змінами вмісту ТЗ: перша — види, які починають заощаджувати енергетичні ресурси та, вірогідно, знижують активність осмотичного обміну (окунь, верховодка), друга — підвищує вміст трийодтироніну (рис. 5). У краснопірки цей показник збільшився на 36,1 % порівняно до контролю та на 24,8 % порівняно до попередньої величини за тривалого впливу. Це призводить до активації

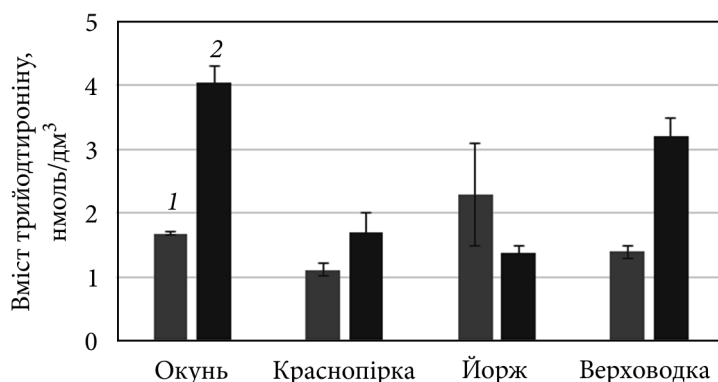


Рис. 4. Вміст Т3 у крові риб з досліджених водойм

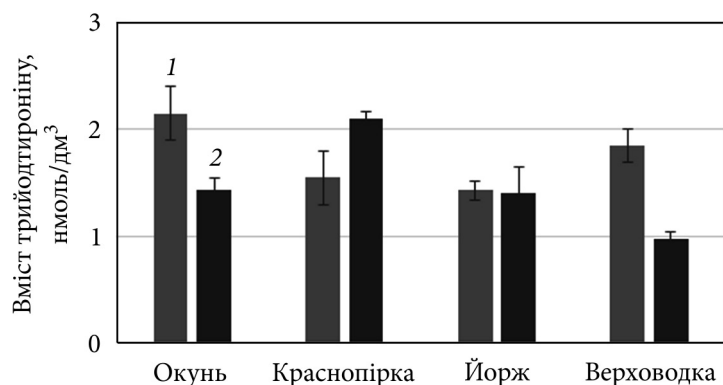


Рис. 5. Вміст трийодтироніну у плазмі крові риб з різних водойм після обробки полів пестицидами тижневої давності (Фурсянське водосховище)

енергетичного обміну задля подолання стресових явищ. У йоржа цей показник залишався на рівні контрольних величин.

За хронічного впливу стічних вод у окуня та йоржа відбувалось зниження вмісту Т4 у плазмі крові порівняно до умовного контролю. В умовах тривалого стресу тироксин частково перетворюється у більш активну форму Т3, що може призводити до зменшення його кількості у крові (рис. 5). Саме це спостерігається за нашими даними. Проте, у краснопірки та верховодки рівень Т4 збільшувався у риб із забруднених водойм відповідно у 2,2 та 1,5 рази порівняно до контролю. Тобто у цих риб створювалось депо тиреоїдних гормонів, які необхідні для подолання можливого швидкого погіршення токсикологічної ситуації у водоймі.

Після обробки пестицидами територій, прилеглих до водойми, у всіх досліджуваних видів риб, за винятком окуня, істотно збільшується вміст тироксину у плазмі крові (рис. 7). Це є компенсаторною реакцією на швидке погіршення умов існування. Причому у більшій мірі підвищення вмісту цього гормону спостерігається у краснопірки, яка існує в поверх-

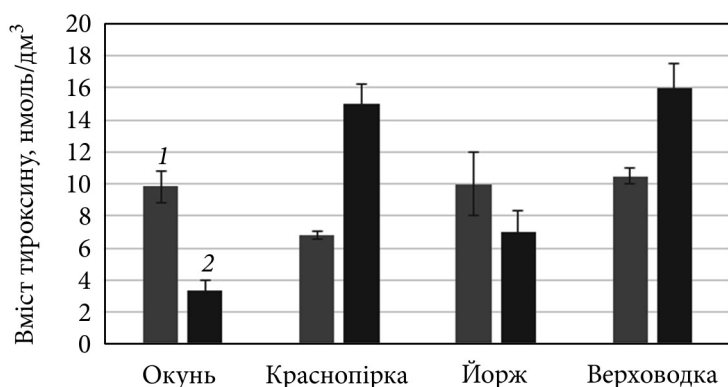


Рис. 6. Вміст тироксину у крові риб з досліджених водойм

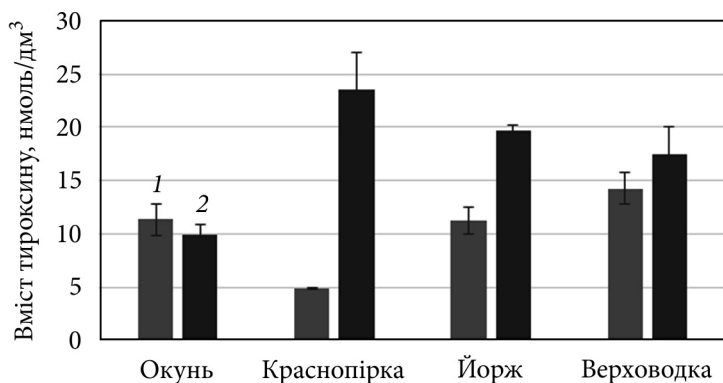


Рис. 7. Вміст тироксину у плазмі крові риб з різних водойм після обробки полів пестицидами тижневої давності (Фурсянське водосховище)

невих шарах води, в меншій — у йоржа, який мешкає в товщі води та придонних шарах водойми. Підвищення вмісту Т4 на 22,8 % порівняно до контролю спостерігалось і у верховодки, яка виявилась більш стійкою до дії стічних вод з прилеглих агропромислових територій. У окуня хоча і відбулося підвищення вмісту тироксину у крові, але його величина не досягла контрольних значень. Вірогідно, цей вид має здатність уникати стічних вод з полів, які містять у своєму складі біогенні сполуки та розчинені пестициди.

Висновки

Гормональні реакції риб на агропромислові стоки мають видоспецифічний характер та залежать від термінів обробки прилеглих до водойми територій пестицидами.

За хронічної дії стічних вод у переважної більшості досліджених видів риб вміст кортизолу у плазмі знижений порівняно до контролю. Винятком є верховодка, у якої величина цього показника істотно (на

56,9 %) перевищує контрольні величини. Після обробки прилеглих полів пестицидами у краснопірки та йоржа істотно зростає вміст кортизолу у крові, спостерігається активна стрес-реакція. Окунь не реагує за цим показником на зміни умов середовища, а верховодка, навпаки, зменшує вміст кортизолу.

За хронічного впливу агропромислових стоків у більшості досліджених видів риб спостерігається підвищений вміст трийодтироніну у плазмі крові. Цей гормон риби активно застосовують для створення компенсаторних реакцій на рівні енергетичного та іонного обміну. Після обробки полів пестицидами тільки краснопірка продовжує застосовувати цей механізм, окунь та верховодка, навпаки, знижують вміст трийодтироніну у крові порівняно до контролю. Вірогідно, вони переходять на інший шлях метаболізму та дещо знижують іонний обмін з оточуючим середовищем. За цим показником йорж не реагує на агропромислові стоки, вміст трийодтироніну знаходиться на рівні контрольних величин.

Риби, які мешкають у поверхневим шарах водної товщі (краснопірка, верховодка), створюють депо менш активного тиреоїдного гормону — тироксину у плазмі крові задля швидкого подолання істотних змін в оточуючому середовищі. Придонні види риб (окунь та йорж), навпаки, активно використовують тироксин в адаптаційних процесах до хронічного впливу агропромислових стоків, цей гормон перетворюється у більш активну форму — трийодтиронін. Після обробки полів пестицидами у всіх досліджених видів риб підвищується вміст тироксину у плазмі крові, хоча і у різній ступені.

Список використаної літератури

1. Правдин И.Ф. Руководство по изучению рыб. Москва : Пищ. пром-сть, 1966. 376 с.
2. Чеснокова И.И. Биомаркеры черноморских рыб как показатели экологического состояния среды их обитания : автореф дис. ... канд. биол. наук. Севастополь. 2017. 22 с.
3. Adams S.M. Assessing cause and effect of multiple stressors on marine systems. *Marine Poll. Bull.* 2005. Vol. 51, N 8—12. P. 649—657.
4. Amit A., Verma O.P., Mathur A. et al. Evaluation of Changes in Metabolic parameters and Enzymes Involved in Metabolic Pathways in *Clarias batrachus* after Exposure to Phenolic Compounds. *Asian J. Biomed. Pharmaceut. Sci.* 2014. Vol. 3, N 21. P. 60—67.
5. Borges A., Scotti L.V., Siqueira D.R. et al. Changes in hematological and serum biochemical values in jundiá *Rhamdia quelen* due to sub-lethal toxicity of cypermethrin. *Chemosphere.* 2007. Vol. 69. P. 920—926.
6. Brar N.K., Waggoner C., Reyes J.A. et al. Evidence for thyroid endocrine disruption in wild fish in San Francisco Bay, California, USA Relationships to contaminant exposures. *Aqua Toxicol.* 2010. Vol. 96, N 3. P. 203—215.
7. Gagnon A., Jumarie C., Hontela A. Effects of Cu on plasma cortisol and cortisol secretion by adrenocortical cells of rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Ibid.* 2006. Vol. 78. P. 59—65.
8. Galloway T. Biomarkers in environmental and human health risk assessment. *Marine Poll. Bull.* 2006. Vol. 53. P. 606—613.
9. Huma Z., Harris N.R., Merrett G.V. et al. The impact of agricultural activities on water quality: A case for collaborative catchment-scale management using integrated wireless sensor networks. *Computers and Electronics in Agriculture.* 2013. Vol. 96. P. 126—138.

10. Joseph B., Raj J.S. Impact of pesticide toxicity on selected biomarkers in fishes. *Intern. J. Zool Res.* 2011. Vol. 7, N 2. P. 212—222.
11. Kakuta I. Interrenal stress responsiveness of marbled sole, *Pleuronectes yokohamae*, inhabiting Tokyo Bay. *Environ. Toxicol.* 2002. Vol. 17. P. 1—6.
12. Laflamme J., Couillard Y., Campbell P.G.C., Hontela A. Interrenal metallothionein and cortisol secretion in relation to Cd, Cu, and Zn exposure in yellow perch, *Perca flavescens*, from Abitibi lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 2000. Vol. 57. P. 1672—1700.
13. Martinez-Porchas M., Ramos-Enriques R. Cortisol and glucose: relabeling indicators of fish stress. *Pan-American J. Aquatic Sci.* 2009. Vol. 4, N 2. P. 158—178.
14. Matthiessen P., Wheeler J.R., Weltje L. A review of the evidence for endocrine disrupting effects of current-use chemicals on wildlife populations. *Critical Rev. Toxicology.* 2018. Vol. 48, N 3. P. 195—216.
15. Miller L.L., Rasmussen J.B., Palace V.P., Hontela A. The physiological stress response and oxidative stress biomarkers in rainbow trout and brook trout from selenium-impacted streams in a coal mining region. *J. Appl. Toxicol.* 2009. Vol. 29. P. 681—688.
16. Monfared A.L., Salati A.P. Histomorphometric and biochemical studies on the liver of rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) after exposure to sublethal concentrations of phenol. *Toxicol. Industrial Health.* 2016. Vol. 29, N 9. P. 856—861.
17. Naushad A.S.S., Tiwari K.B., Singh P. Biochemical variations among some species of pond fishes. *Global J. Biology, Agriculture & Health Sci.* 2013. Vol. 2, N 2. P. 1—6.
18. Peter M.C.S., Anand S.B., Peter V.S. Stress tolerance in fenvalerate-exposed air-breathing perch: Thyroidal and ionoregulatory responses. *Proc. Indian Environ. Congress.* 2004. P. 294—298.
19. Peter M.C.S., Elizabeth K.L., Vijayamma J. et al. Thyroid hormone modifies the metabolic response of air-breathing perch (*Anabas testudineus* Bloch) to nimbecidine exposure. *J. Endocrinol. Reprod.* 2009. Vol. 1. P. 27—36.
20. Peter V.S., Joskua E.K., Vendelaar-Bonga S.E. et al. Metabolic and thyroidal response in air-breathing perch (*Anabus testudineus*) to water-borne kerosene. *Gen. Comp. Endocrinol.* 2007. Vol. 152. P. 198—205.
21. Peter M.C.S., Leji J., Rejitha V., Ignatius J. Physiological responses of African catfish (*Clarias gariepinus*) to water-borne ferric iron: Effects on thyroidal, metabolic and hydromineral regulations. *J. Endocrinol. Reprod.* 2008. Vol. 12. P. 24—30.
22. Peter M.C.S., Oommen O.V. Stimulation of oxidative metabolism by thyroid hormones in propranolol-alloxan-treated bony fish, *Anabas testudineus*, Bloch. *J. Exp. Zool.* 1993. Vol. 266, N 2. P. 85—91.
23. Rudneva I.I., Skuratovskaya E.N., Chesnokova I.I. et al. Biomarker response of Black Sea Scorpion Fish *Scorpaena porcusto* Anthropogenic Impact. *Advances in Marine Biology* / Eds: A. Kovács, P. Nagy. Nova Science Publ. 2016. Vol. 1, ch. 5. P. 119—147.
24. Scotta G.R., Sloman K.A. The effects of environmental pollutants on complex fish behavior: integrating behavioral and physiological indicators of toxicity. *Aquat. Toxicol.* 2004. Vol. 68. P. 369—392.
25. Subhash P.C., Elizabeth J.K., Rejitha V., Peter V.S. Thyroid hormone modifies the metabolic response of air-breathing perch (*Anabas testudineus* Bloch) to nimbecidine exposure. *J. Endocrinol. Reprod.* 2009. Vol. 1. P. 27—36.
26. Varadarajan R., Sankar H. S., Jose J., Philip B. Sublethal effects of phenolic compounds on biochemical, histological and ionoregulatory parameters in atropical teleost fish *Oreochromis mossambicus* (Peters). *Intern. J. Sci. Res. Publ.* 2014. Vol. 4, N 3. P. 1—12.
27. Xu Y., Zang J., Schramm K.M., Kettrup A. Endocrine effects of sublethal exposure to persistent organic pollutants (POPs) on silver carp (*Hypophthalmichthys molitrix*). *Environ. Pollut.* 2002. Vol. 10. P. 683—690.
28. Zaki M.S., Fawzi O.M., Refat A. Youssef. Biochemical and clinicopathological studies in common carp (*Cyprinus carpio*, L.) fish exposed to pollution by heavy metals. *Intern. J. PharmTech. Res.* 2016. Vol. 9, N 12. P. 838—842.

Надійшла 20.01.2023

O. Potrokhov, Dr. Sci. (Biol.), Senior Researcher,
Institute of Hydrobiology NAS Ukraine,
Volodymyra Ivasyuka prosp., 12, 04210, Ukraine, Kyiv
e-mail: apotrokhov@gmail.com
ORCID 0000-0002-8274-6898

O. Zinkovskyi, PhD. (Biol.), Senior Researcher,
Institute of Hydrobiology NAS Ukraine,
Volodymyra Ivasyuka prosp., 12, 04210, Ukraine, Kyiv
e-mail: olzinkovskyi@gmail.com,
ORCID 0000-0003-4135-5839

Yu. Khudiiash, PhD (Biol.),
Institute of Hydrobiology NAS Ukraine,
Volodymyra Ivasyuka prosp., 12, 04210, Ukraine, Kyiv
e-mail: yurahud@ukr.net,
ORCID 0000-0002-8588-0371

O. Vodianitskyi, PhD (Biol.),
Institute of Hydrobiology NAS Ukraine,
Volodymyra Ivasyuka prosp., 12, 04210, Ukraine, Kyiv
e-mail: fishfarmeralex@ukr.net

CHANGES IN THE HORMONAL STATUS OF ABORIGINAL FISH UNDER THE ACTION OF AGRICULTURAL WASTEWATER

Changes in the content of cortisol, triiodothyronine, and thyroxine in the blood plasma of perch, ruff, rudd and bleak walleye due to the effects of agro-industrial runoff from nearby territories into the water were studied. In the conditions of long-term exposure to wastewater, the weight and size indicators of fish are significantly reduced, the growth rates are reduced. Hormonal responses to exposure to polluted waters are species-specific and partly depend on the ecological niche occupied by a particular species. Under the chronic effect of wastewater, the cortisol content decreases and the triiodothyronine content in the blood plasma increases compared to the control. Under these conditions, fish that live in the surface layers of water create a depot of thyroxine in the blood, and species that stick to the bottom layers of water use it to increase the content of triiodothyronine. After treatment of the fields adjacent to the reservoir with pesticides, the ruff and rudd have an active stress reaction, the cortisol and thyroxine content in the blood increases significantly. According to the researched indicators, the bleak is the most resistant type of fish to agro-industrial effluents or has the ability to avoid toxic water pollution.

Keywords: *cortisol, triiodothyronine, thyroxine, agro-industrial wastewater, aboriginal fish, adaptation, reaction compensators.*

Hydrobiological Journal

Number 3

2023

CONTENTS

General Hydrobiology

G.M. Shykhaleeva, A.A.-A. Ennan, P.M. Tsarenko & G.M. Kiryushkina. Analysis of the influence of abiotic factors on the development of microalgae in the hyperhaline Kuyalnyk Estuary (North-Western Black Sea coast, Ukraine) 3

M.S. Kozyr, I.V. Goncharenko, L.M. Gubar & A.P. Tertyshnyy. Vegetation of the «Romanivka Mire» botanical nature sanctuary of national significance (Kyiv, Ukraine) 16

T.F. Shevchenko, P.D. Klochenko, G.V. Kharchenko & Z.N. Gorbunova. Structure of the communities of epiphyton algae in water bodies differing in the level of contamination 40

Fish-Husbandry Hydrobiology and Ichthyology

P.V. Tkachenko. Biological cycles adaptations of fish in Tendra, Yahorlyk gulfs and adjacent waters of the Black Sea to the changes in external environment related to climate changes during recent years 62

Ecological Physiology and Biochemistry of Aquatic Plants

O.O. Pasichna, L.O. Gorbatiuk, M.O. Platonov, S.P. Burmistrenko & O.O. Godlevska. Biomonitoring of heavy metals pollution in lakes of Kyiv (Ukraine) using submerged macrophytes and assessment of their phytoremediative capacity 80

O.P. Olkhovych, N.Yu. Taran, V.N. Belava & O.O. Panyuta. Assessment of the nutritional value of the biomass of green algae grown in phytobioreactor 96

Ecological Physiology and Biochemistry of Aquatic Animals

O. Potrokhov, O. Zinkovskyi, Yu. Khudiiash & O. Vodianitskyi. Changes in the hormonal status of aboriginal fish under the action of agricultural wastewater 106

Індекс 74115

ISSN 0375-8990. Гідробіол. журн. 2023. Т. 59, № 3. 1–116

Гідробіологічний журнал. Т. 59, № 3, 2023