

УДК 574.583+581.526.325.2

Ю.В. НІКОЛЕНКО, доктор філософії, мол. наук. співроб.,
Дніпровський національний університет імені Олеся Гончара
просп. Науки, 72, Дніпро, 49045, Україна
jul.nikolenko@gmail.com
ORCID 0000-0001-6719-4282

О.М. МАРЕНКОВ, к. б. н., доцент,
Дніпровський національний університет імені Олеся Гончара
просп. Науки, 72, Дніпро, 49045, Україна
gidrobions@gmail.com
ORCID 0000-0002-3456-2496

ОСОБЛИВОСТІ РОЗВИТКУ ФІТОПЛАНКТОНУ ЗАПОРІЗЬКОГО ВОДОСХОВИЩА В УМОВАХ АНТРОПОГЕННОГО НАВАНТАЖЕННЯ

На основі результатів досліджень фітопланктону Запорізького водосховища впродовж вегетаційних сезонів 2019—2021 рр. встановлено його таксономічну структуру та закономірності міжрічної і сезонної динаміки чисельності та біомаси на різних ділянках водойми. Найвищу чисельність фітопланктону на всіх станціях досліджень зафіксовано протягом вегетаційного сезону 2020 р., а найвищу біомасу — у 2019 р. Протягом майже всього досліджуваного періоду синьозелені водорості залишалися домінуючою групою, викликаючи «цвітіння» води. Визначення вмісту важких металів показало, що на гідроекосистему Запорізького водосховища найбільше впливають свинець, кадмій, цинк, мідь, залізо, марганець і нікель. Встановлено, що вміст штучних радіонуклідів ^{137}Cs та ^{90}Sr у фітопланктоні Запорізького водосховища знаходиться на низькому рівні. Питома активність природних радіонуклідів (^{226}Ra , ^{232}Th та ^{40}K) була у 80—320 разів вищою, ніж штучних, що пов'язано з їхньою вищою концентрацією у екосистемі Запорізького водосховища. Проведено кореляційний аналіз зв'язків між гідрохімічними, токсикологічними, радіоекологічними показниками та видовим багатством і кількісними показниками розвитку фітопланктону. Виявлено основні чинники, що впливають на розвиток фітопланктону Запорізького водосховища на сучасному етапі його існування.

Ключові слова: фітопланктон, «цвітіння» води, антропогенне забруднення, важкі метали, радіонукліди, Запорізьке водосховище.

Розвиток фітопланктону — один з ключових показників для оцінки якості води [36]. Виступаючи основним продуцентом в гідроекосистемах [36], фітопланктон забезпечує їхню стабільність та функціонування [36, 40, 44]. Фітопланктон передусім реагує на забруднення змінами структу-

Ц и т у в а н н я: Ніколенко Ю.В., Маренков О.М. Особливості розвитку фітопланктону Запорізького водосховища в умовах антропогенного навантаження. *Гідробіол. журн.* 2025. Т. 61, № 1. С. 30—48.

ри, якісних та кількісних показників, що може бути використано для екологічної оцінки якості води [8, 28, 31, 50, 52]. Маючи велику сорбційну площу, фітопланктон виступає первинним акумулятором важких металів та радіонуклідів, сприяючи їхній передачі по ланцюгах живлення [8, 24, 33, 39, 42].

Фітопланктон здатен включати доступні форми важких металів у біохімічні цикли, сприяє їхньому переходу з іонної в мінеральну форму та адсорбує сполуки металів на клітинній оболонці або в слизу [2, 7, 24]. Здатність водоростей активно концентрувати важкі метали може мати істотний екологічний наслідок: збільшується небезпека накопичення токсикантів в клітинах фотосинтетиків і передачі їх харчовими ланцюгами [33, 39, 42].

Певні важкі метали (наприклад, кадмій, свинець, ртуть) при потрапленні у клітини фітопланктону конкурують з іншими металами, необхідними для росту рослин, і можуть замінити їх. Ці шкідливі метали здатні руйнувати хлоропласти, мітохондрії та інші клітинні структури, впливають на фотосинтез і процеси передачі енергії, а також пригнічують синтез білків, нуклеїнових кислот тощо [46].

Варто зауважити, що ціанобактерії можуть адаптуватися до середовища, забрудненого важкими металами, тому їх можна використовувати як індикатор забруднення водного середовища цими політантами. Це пов'язано з толерантністю ціанобактерій до важких металів [37].

Дослідження угруповань фітопланктону мають особливо важливе значення в антропогенно трансформованих водоймах [27, 37, 38, 52], серед яких варто виділити і Запорізьке водосховище.

За період свого існування екосистема Запорізького водосховища зазнала численних трансформацій, викликаних змінами гідрологічного режиму. На сучасному етапі водосховище характеризується посиленням антропогенним тиском. Забруднення водосховища стоками техногенного та господарсько-побутового походження, які містять мінеральні й органічні речовини, пестициди, нафтопродукти, важкі метали та радіонукліди, змінює середовище існування гідробіонтів, що відображається на їхньому видовому складі та кількісних показниках розвитку [20].

Через те що фітопланктон є чутливим до змін зовнішніх параметрів, важливим є пізнання його динаміки у водних екосистемах [45]. До того ж, аналіз сезонних змін якості води допомагає оцінити вплив антропогенної діяльності на водойми [40]. Незважаючи на це, детальних досліджень фітопланктону по акваторії Запорізького водосховища не проводилося тривалий час.

Метою роботи було встановити та проаналізувати особливості розвитку фітопланктону на різних ділянках Запорізького водосховища в умовах антропогенного навантаження.

Матеріал і методика досліджень

Відбір та опрацювання проб виконано впродовж вегетаційних сезонів 2019—2021 рр. відповідно до загальноприйнятих методів гідро-

ISSN 0375-8990. Гідробіологічний журнал. 2025. 61(1)

біологічних [1], токсикологічних [22], радіобіологічних [9] і гідрохімічних [1, 4, 19] досліджень по акваторії Запорізького водосховища в п'яти точках, що відрізняються гідрохімічними, гідрологічними умовами та ступенем антропогенного впливу: Самарська затока (48°53'40,2"N; 35°12'12,8"E), Фестивальний причал (48°27'59,1"N 35°04'01,0"E), о. Монастирський (48°27'17,0"N 35°05'13,1"E), гирло р. Мокра Сура (48°19'28,3"N 35°08'29,3"E) і нижня ділянка водосховища поблизу с. Військове (48°10'18,8"N 35°10'30,6"E) (рис. 1).

Для визначення важких металів у клітинах водоростей проби фітопланктону відбирали планктонною сіткою Апштейна (газ № 77) в поверхневому шарі води (0,5 м). При підготовці до аналізу фітопланктон гомогенізували, висушували при температурі 105 °С до постійної маси, а потім спалювали при температурі 450 °С до отримання білої золи, яку обробляли 1н азотною і 1н хлоридною кислотами. Отриманий розчин фільтрували через фільтр «синя стрічка» і переносили в ємність, доводячи об'єм до 10 см³.

Концентрацію важких металів в пробах визначали на атомно-абсорбційному спектрофотометрі С115-М1 за довжин хвиль, що відповідають максимуму поглинання кожного з досліджуваних металів, згідно зі стандартними методиками. Вміст металів виражали в мг/кг сухої ваги [22].

Назви таксонів подано відповідно до таксономічної системи водоростей *AlgaeBase* [29] та порівняно з монографією «*Algae of Ukraine*» [47].

Отримані дані піддавали математичній обробці загальноновизнаними методами варіаційної статистики з використанням пакетів прикладних програм *Microsoft Excel-2010*.

Оцінку вірогідності різниці середніх та відносних величин проводили за допомогою *t*-критерія Стьюдента при рівні значущості $p \leq 0,05$. Для визначення кореляційних зв'язків між факторами навколишнього середовища та параметрами фітопланктону розраховували вибірковий коефіцієнт кореляції Пірсона (r).

Результати досліджень та їх обговорення

Гідрохімічний режим. Аналіз отриманих результатів вивчення гідрохімічного режиму показав, що за більшістю досліджуваних показників вода в Запорізькому водосховищі відповідала нормативним значенням (табл. 1).

Перевищення допустимих концентрацій спостерігали за вмістом азоту амонійного — в 1,2—2,0 рази, найвищі значення зафіксовано в районі Самарської затоки, Фестивального причалу та нижньої ділянки водосховища. Стабільно високим впродовж усього досліджуваного періоду був вміст легкоокиснюваних органічних речовин, про що свідчать показники перманганатної окиснюваності, які перевищували нижню межу нормативних значень у 1,05—1,5 рази.

На всіх точках відбору фіксували перевищення за вмістом сульфатів від 1,2 раза у весняний період на нижній ділянці водосховища до 3 разів в

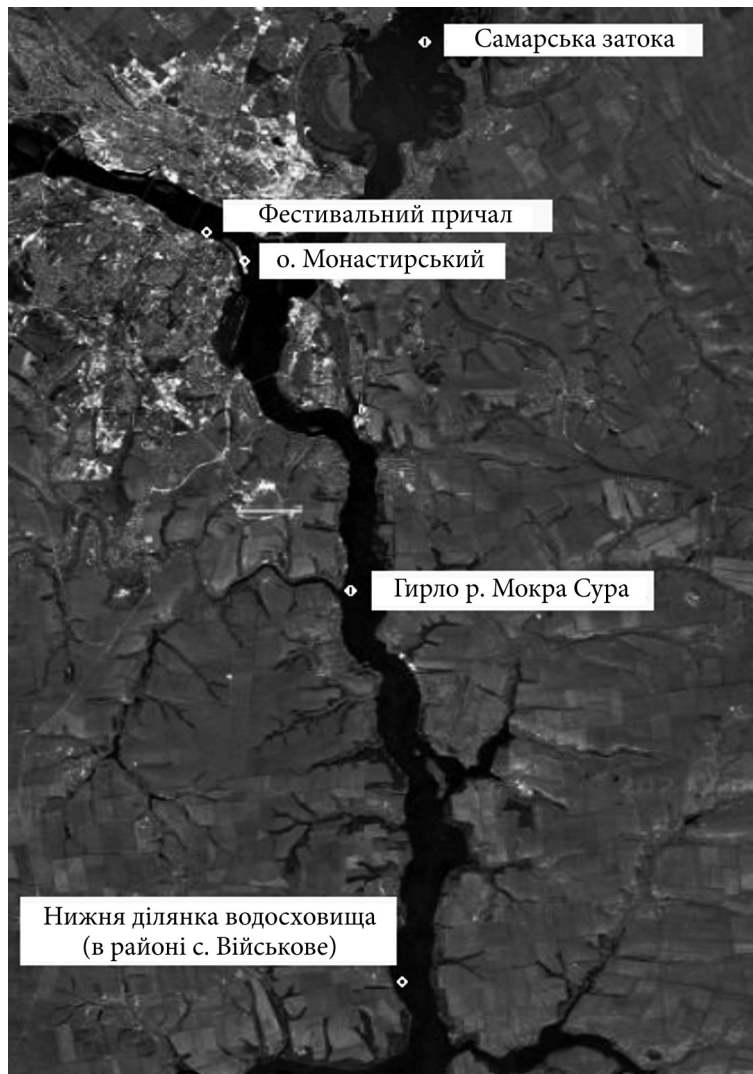


Рис. 1. Точки відбору проб (космічний знімок, Google maps)

районі Самарської затоки та нижньої ділянки водосховища в осінній період. Вміст хлоридів також перевищував нормативні значення влітку 2020 р. та восени 2021 р. на нижній ділянці водосховища — відповідно у 1,8 та 2 рази, в районі Самарської затоки — в 5 разів. Сульфати та хлориди мінерального та органічного походження при потраплянні у воду знижують вміст кисню, тим самим негативно впливають на життєздатність гідробіонтів [12].

Перевищення нормативних значень були і за вмістом нітритів: в гирлі р. Мокра Сура в 2019 р. — у 15 разів, а влітку 2020 р. в районі о. Монастирський — у 20 разів. Загальновідомо, що їхня наявність свідчить про свіже органічне забруднення водойми [12].

Співвідношення $N_{\text{неорг}}/P_{\text{неорг}}$ суттєво відрізнялися на різних точках відбору: від 0,87:1 — в районі Самарської затоки весною 2019 р., до 264:1 — в осінній період 2019 р., коли вміст $P_{\text{неорг}}$ був досить низьким ($<0,01 \text{ мг/дм}^3$). В середньому по акваторії Запорізького водосховища співвідношення між $N_{\text{неорг}}/P_{\text{неорг}}$ становило 25:1.

При високих концентраціях фосфору неорганічного відбувається посилена евтрофікація, що призводить до розвитку фітопланктону, «цвітіння» води, збільшення кількості органічних речовин, дефіциту кисню, а в певні періоди — до «заморів» риб та інших водних організмів, зниження біорізноманіття [11, 41, 43, 51].

Загалом за гідрохімічними показниками спостерігалася тенденція до погіршення якості води в Запорізькому водосховищі від травня до серпня місяця. Це в основному пов'язано з підвищенням температури води, що призводить до просторово-часової інтенсифікації проявів антропогенного впливу на трофічний стан водойм, сприяє розвитку планктонних водоростей, зниженню прозорості води, як результат — є причиною погіршення трофічного стану водосховищ, біологічного забруднення [13,

Таблиця 1

Межі коливань гідрохімічних показників Запорізького водосховища в досліджуваний період

Показники	Точки відбору проб				
	Самарська затока	Фестивальний причал	о. Монастирський	гирло р. Мокра Сура	нижня ділянка водосховища
Температура, °С	13,9—23,4	13,5—23,1	13,4—22,9	13,7—23,2	13,8—22,9
pH	7,60—7,70	7,58—7,70	6,91—7,10	7,70—7,82	7,90—8,35
Вміст кисню, мг/дм ³	4,7—5,25	4,8—5,4	5,9—6,74	4,2—5,2	5,3—6,87
Перманганатна окиснюваність, мг O/дм ³	12,00—16,30	11,50—15,11	10,80—14,32	11,70—14,90	9,17—14,20
Амонійний азот, мг/дм ³	0,018—1,800	0,550—0,950	0,200—0,570	0,100—0,500	0,010—1,500
Азот нітритний, мг/дм ³	0,003—0,043	0,007—0,120	0,003—0,400	0,050—0,300	0,003—0,060
Азот нітратний, мг/дм ³	0,10—1,85	0,18—0,95	0,10—1,49	0,29—0,98	0,26—0,49
Фосфор фосфатів, мг/дм ³	0,01—0,42	<0,01	<0,01	0,10—0,30	<0,01
Сульфати, мг/дм ³	40,1—164,6	45,9—93,5	41,5—85,4	41,2—82,7	32,5—165,8
Хлориди, мг/дм ³	9,5—2400	10,1—48,4	9,8—47,9	9,5—45,8	9,4—790,0

21]. Загальновідомо, що найбільш сильно евтрофікація відбувається в добре прогрітих і освітлених мілководних ділянках, які займають до 39% площі Запорізького водосховища [10, 26, 30].

Важкі метали у воді. Зафіксовано перевищення нормативних значень вмісту важких металів у воді: за кадмієм — у 2 рази в 2019 р. в районі Самарської затоки, за вмістом цинку — впродовж всього досліджуваного періоду від 2 разів в районі о. Монастирський (2020—2021 рр.), до 15 разів — в гирлі р. Мокра Сура (2019 р.). За вмістом цинку на всіх точках відбору концентрації, зафіксовані в 2019 р., в 3—7 разів перевищували такі в 2020 та 2021 рр., що свідчить про зменшення вмісту цього металу в гідроекосистемі, а отже, про менший вплив на гідробіонтів.

Таким чином, у воді Запорізького водосховища вміст більшості досліджуваних важких металів зменшився у 2020 та 2021 рр. порівняно з минулими подекуди в 6—7 разів, що свідчить в першу чергу про зменшення їхнього надходження зовні і підтверджується даними екопаспорту Дніпропетровської області [5].

Радіонукліди у воді. Суттєвих достовірних відмінностей за вмістом штучних та природних радіонуклідів не відмічено ні за роками, ні за точками відбору. Систематичні дослідження радіонуклідів у воді Запорізького водосховища свідчать, що загалом показники знаходяться на рівні доаварійного періоду [23]. Проте варто враховувати передачу радіонуклідів по ланцюгах живлення та їхнє концентрування у гідробіонтах.

Таксономічна структура фітопланктону. Фітопланктон Запорізького водосховища в досліджуваній період представлений 116 видами (119 внутрішньовидовими таксонами), що відносяться до 72 родів, 51 родини, 31 порядку, 11 класів та 6 відділів (Chlorophyta — 41 ввт, Bacillariophyta — 37, Cyanobacteria — 23, Charophyta — 10, Euglenophyta — 4 та Ochrophyta — 4 ввт).

Порівняно з даними 1920—1924 рр. (до зарегулювання стоку) [16, 17, 18] кількість видів знизилася більше ніж у 2 рази, однак при порівнянні з останніми даними (2015—2016 рр.) [48] зафіксовано на 42 види більше, що пов'язано як з довшим періодом дослідження, більш повним дослідженням акваторії Запорізького водосховища, так і зі зниженням загальної кількості забруднювальних речовин, що могло сприяти розвитку певних таксонів фітопланктону [20].

Впродовж досліджуваного періоду 60 родів, що формували 58% флористичної структури фітопланктону, були представлені лише 1—2 видами, що характерно для антропогенно забруднених водойм [31].

За період дослідження фітопланктону акваторії Запорізького водосховища найбільшу кількість видів зафіксовано в пробах в районі нижньої ділянки водосховища та о. Монастирський (відповідно 75 та 83 види), найменшу — в Самарській затоці (58 видів). 39 видів фітопланктону були спільними для всіх точок відбору.

Спостерігалася неоднорідність структури фітопланктону. Так, в 2019 р. у фітопланктоні Запорізького водосховища на всіх досліджуваних ділянках переважали представники відділу Chlorophyta та становили від

46% (від усього видового багатства фітопланктону) в Самарській затоці до 60% — на нижній ділянці водосховища. У 2020—2021 рр. частка представників Chlorophyta зменшилась до 30—38%, натомість зросла частка представників Bacillariophyta — від 30 % в Самарській затоці (2020 р.) до 41% — в районі Фестивального причалу (2020—2021 рр.).

Варто зазначити, що протягом досліджуваного періоду стабільно висока кількість видів фітопланктону спостерігалась у пробах з нижньої ділянки водосховища та о. Монастирський (в середньому 16 ± 4 види), що характеризуються як умовно чисті, а найменша кількість — в пробах з району Фестивального причалу (13 ± 4 види) та Самарської затоки (14 ± 3 види).

Аналіз видового складу з використанням коефіцієнту Серенсена дав змогу на всіх точках відбору виділити два кластера. Перший кластер об'єднує видовий склад фітопланктону 2020—2021 р. ($K_s = 0,65—0,53$), другий кластер — 2019 р., видове багатство якого відрізнялося від 2020 р. ($K_s = 0,47—0,53$) та від 2021 р. ($K_s = 0,43—0,55$).

При порівнянні видового складу основних відділів фітопланктону Запорізького водосховища відмічено високу подібність (відповідно до значень коефіцієнта подібності Серенсена) для усіх точок відбору між фітопланктоном у 2020 та 2021 рр. для представників відділу Bacillariophyta ($K_s = 0,52—0,72$), а також для Chlorophyta — в точках відбору Фестивальний причал та о. Монастирський (відповідно $K_s = 0,62$ та $0,67$), Cyanobacteria — о. Монастирський та нижня ділянка водосховища (відповідно $K_s = 0,83$ та $0,67$). Також високі значення коефіцієнту зафіксовано між 2019 та 2021 рр. відбору проб для представників Chlorophyta (Самарська затока та нижня ділянка водосховища — відповідно $K_s = 0,67$ та $0,61$) і Cyanobacteria (Самарська затока, о. Монастирський, нижня ділянка водосховища — відповідно $K_s = 0,71$, $0,64$ та $0,53$).

Найменший показник подібності характерний для діатомових водоростей 2019 р., які відрізнялися за видовим складом від 2020 р. ($K_s = 0,30$) та 2021 р. ($K_s = 0,35$).

Загалом спостерігалась тенденція до збільшення кількості видів фітопланктону з квітня по серпень-вересень, залежно від точки відбору, та зниження в жовтні, що здебільшого пов'язано зі змінами температури води.

Кількісні показники. Найвищі значення показників чисельності по всіх точках відбору, зафіксовані протягом вегетаційного сезону 2020 р., перевищували такі в 2019 р. у 1,3—1,7 рази, а порівняно з 2021 р. — в 1,2—1,5 рази (рис. 2).

Порівнюючи отримані показники чисельності з ретроспективними даними варто зазначити, що чисельність фітопланктону на сучасному етапі перевищує показники 1934—1940 рр. [3] в 5—30 разів, показники 1946—1986 рр. [14, 15] — в середньому у 2 рази, на сучасному етапі існування чисельність фітопланктону піддається змінам, але залишається стабільно високою, особливо у літній період, тенденція до суттєвого збільшення чисельності не простежується [20, 21].

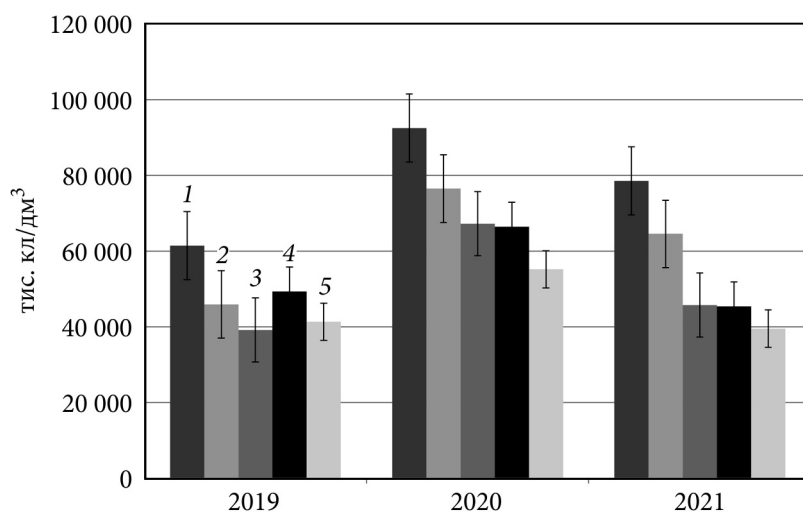


Рис. 2. Динаміка чисельності фітопланктону Запорізького водосховища за роками (2019—2021 рр.). Тут і на рис. 3—5: 1 — Самарська затока; 2 — Фестивальний причал; 3 — о. Монастирський; 4 — гирло р. Мокра Сура; 5 — нижня ділянка (с. Військове)

За показниками чисельності фітопланктону спостерігається сезонний розподіл. Так, максимальну чисельність (від 55 320 до 116 470 тис. кл/дм³) протягом трьох років досліджень на всіх точках відбору зафіксовано в серпні — на початку вересня. Найменші значення чисельності (від 19 086 до 31 100 тис. кл/дм³) реєстрували у квітні та жовтні. Останнє характерно для фітопланктону помірної зони і узгоджується з подібними дослідженнями [6, 8, 20, 21].

Що стосується точок відбору, то найвища чисельність протягом досліджуваного періоду спостерігалася в Самарській затоці і становила в середньому $69\,352,7 \pm 30\,932,1$ тис. кл/дм³. Найменші значення чисельності фіксували у квітні та жовтні в районі о. Монастирський та нижньої ділянки водосховища — в середньому $26\,812,2 \pm 5\,535,0$ тис. кл/дм³.

За чисельністю домінуючою групою залишалися *Cyanobacteria*. Певний внесок у чисельність здійснювали також *Chlorophyta* та *Bacillariophyta*, причому частка *Bacillariophyta* з кожним наступним роком дослідження зростала: від 2% у 2019 р. до 5% у 2021 р., частка *Chlorophyta*, навпаки, знижувалася — до 4% у 2021 р., що вдвічі менше показників 2019 р.

Залежно від точок відбору показники біомаси протягом 2019—2021 рр. суттєво відрізнялись (рис. 3). Попри це можна відмітити, що на більшості точок відбору дещо вищими значеннями біомаси характеризувався 2019 р., перевищуючи такі порівняно з 2020 р. у 1,1—1,4 рази, порівняно з 2021 р. у 1,03—1,3 рази.

Відносно ретроспективних даних, показники біомаси зросли порівняно з етапом першого затоплення в середньому у 4—6 разів, а порівняно з етапом другого затоплення — у 1,5 раза [3, 14, 15, 20, 21].

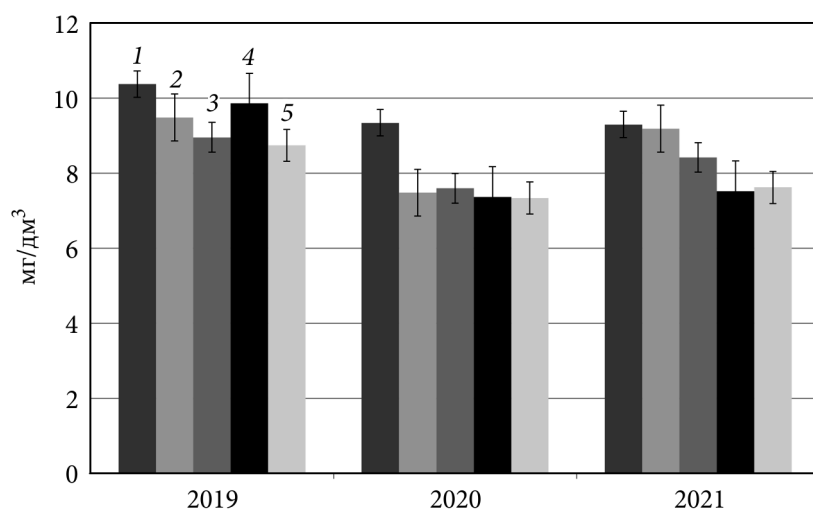


Рис. 3. Динаміка біомаси фітопланктону Запорізького водосховища за роками (2019—2021 рр.)

Зафіксоване підвищення біомаси в серпні пов'язано в першу чергу зі сприятливим комплексом умов для розвитку фітопланктону, а саме: підвищенням температури води (до 25 °С), накопиченням у водній масі високих концентрацій біогенних елементів, що призводить до посилення вегетації водоростей, особливо представників *Cyanobacteria* [6].

Протягом майже всього досліджуваного періоду синьо-зелені водорості залишалися домінуючою групою, особливо в поверхневому шарі води, викликаючи «цвітіння» води. Особливо гостро воно проявлялося з середини липня до середини вересня в Самарській затоці та в районі Фестивального причалу, що пояснюється як гідрологічними умовами, так і посиленою антропогенною діяльністю в цих районах.

Значення індекса Шенона за чисельністю фітопланктону змінювалося від 0,24 біт/екз в серпні 2020 р. в районі о. Монастирський до 1,93 біт/екз в червні 2021 р. на нижній ділянці водосховища.

За біомасою індекс змінювався в межах: від 0,63 біт/мг в жовтні 2020 р. — в районі Фестивального причалу, до 2,34 біт/мг у вересні 2019 р. — в районі о. Монастирський.

Загалом по акваторії Запорізького водосховища домінуючий комплекс фітопланктону представлений оліго- та монодомінантними угрупованнями, що свідчить про негативний вплив антропогенних чинників, який призвів до зміни структури фітопланктону. Спостерігається «цвітіння» води, яке досягло свого піку в другій половині липня — серпні, внаслідок домінування виду *Microcystis aeruginosa* (Kütz.) Kütz. Найбільш помітне це явище в Самарській затоці, для якої в літній період значення індексу Шенона були найнижчими (0,67 біт/екз).

Важкі метали у фітопланктоні. Фітопланктон Запорізького водосховища здатний акумулювати важкі метали (рис. 4), особливо значною

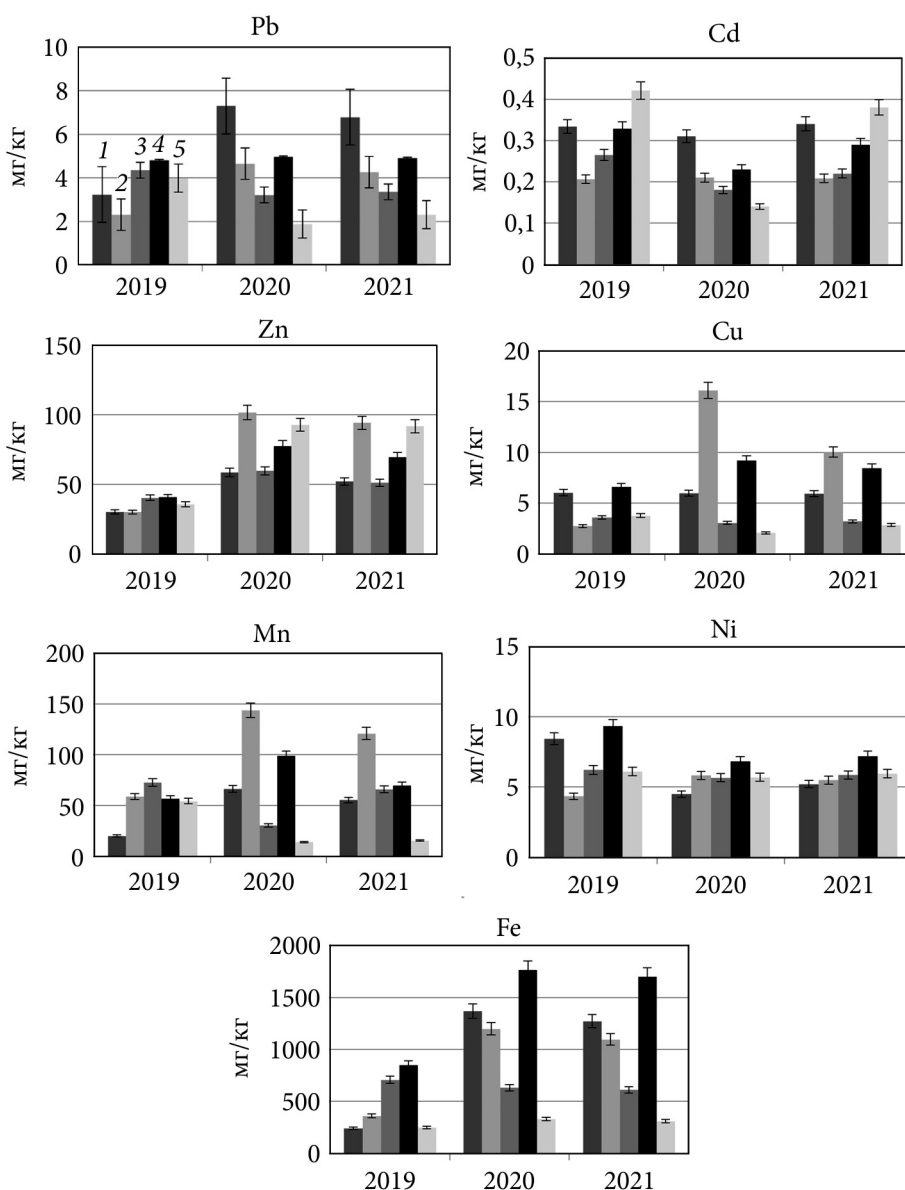


Рис. 4. Вміст важких металів у фітопланктоні на різних ділянках Запорізького водосховища за роками (2019—2021 рр.)

мірою ферум та манган, максимальні показники яких зафіксовані в Самарській затоці, що призводить до зменшення їхньої концентрації у воді, тобто до самоочищення водойми [25].

Загалом вміст важких металів у фітопланктоні на різних ділянках Запорізького водосховища суттєво відрізняється. Так, за більшістю досліджуваних металів найгіршими показниками характеризувався фітопланктон гирла р. Мокра Сура та Фестивального причалу — ці ділянки є

одними з найбільш забруднених по акваторії водосховища. За вмістом більшості досліджуваних металів (Pb, Cu, Mn, Ni) у фітопланктоні максимальні значення коефіцієнтів накопичення виявлено в районі Фестивального причалу, за вмістом кадмію та цинку — на нижній ділянці водосховища, а за накопиченням феруму — в Самарській затоці.

Відмінності в концентраціях та коефіцієнтах накопичення (табл. 2) на різних ділянках водосховища свідчать як про своєрідний комплекс гідрохімічних та гідрологічних умов, різницю в якісному та кількісному складі фітопланктону, так і про наявність локальних джерел забруднення природних вод токсичними сполуками і змив їх вниз за течією.

Середні коефіцієнти накопичення важких металів фітопланктоном Запорізького водосховища дозволяють розмістити досліджувані метали в такій послідовності від найбільшого до найменшого коефіцієнта накопичення: 1) Самарська затока: 2019 р. Fe>Mn>Cu>Zn>Ni>Pb>Cd; 2020—2021 рр. Fe>Mn>Zn>Cu>Pb>Ni>Cd; 2) Фестивальний причал: 2019 р. Fe>Mn>Ni>Cu>Zn>Cd>Pb; 2020—2021 рр. Fe>Mn>Zn>Ni>Cu>Pb>Cd; 3) о. Монастирський: 2019 р. Fe>Mn>Cu>Zn>Ni>Cd>Pb; 2020 р. Fe>Zn>Mn>Ni>Cu>Cd>Pb; 2021 р. Fe>Mn>Zn>Ni>Cu>Cd>Pb; 4) гирло р. Мокра Сура: 2019 р. Fe>Mn>Cu>Zn>Ni>Cd>Pb; 2020—2021 рр. Fe >Zn>Mn>Cu Ni>Cd> Pb; 5) нижня ділянка водосховища (с. Військове): 2019 р. Mn>Fe>Zn>Ni>Cu>Cd>Pb; 2020 р. Fe>Zn>Mn>Ni> Cu>Pb>Cd; 2021 р. Fe>Zn>Mn>Ni>Cu>Cd>Pb.

Найнижчі коефіцієнти накопичення для всіх досліджуваних важких металів, на всіх точках відбору зафіксовано в 2019 р., однак згідно з дани-

Таблиця 2

Середні значення коефіцієнтів накопичення важких металів фітопланктоном Запорізького водосховища ($M \pm m$, $n = 9$)

Точки відбору проб	Метали						
	Pb	Cd	Zn	Cu	Mn	Ni	Fe
Самарська затока	23,69± 18,36	4,97± 2,99	56,60± 37,33	40,29± 19,44*	195,19± 99,07	16,83± 5,61	1619,50± 1144*
Фестивальний причал	24,09± 17,22	10,82± 4,89	107,04± 81,99	70,81± 53,20*	256,56± 171,73	106,88± 76,99*	1314,60± 1049,6*
о. Монастирський	2,40± 0,71	9,44± 3,36	103,58± 78,80	19,74± 4,06	108,93± 58,79	54,61± 38,86	715,55± 506,01*
Гирло р. Мокра Сура	2,95± 0,30	6,88± 1,73	109,53± 83,62	40,39± 19,18*	100,73± 37,24	28,50± 15,69	1516,80± 1195,1*
Нижня ділянка водосховища (с. Військове)	13,47± 1,67	13,47± 6,01	136,10± 93,57	19,66± 3,95	108,28± 36,75	23,03± 14,06	216,21± 130,17

П р и м і т к а. При розрахунках коефіцієнтів накопичення використовували величини вологої біомаси фітопланктону; * різниця між показниками статистично достовірна при $p < 0,05$.

ми екопаспорта Дніпропетровської області [5], в 2020 та 2021 рр. викиди забруднювальних речовин (в тому числі важких металів) знизились. З огляду на це, можна говорити про вторинне забруднення важкими металами.

Отже, по всіх точках відбору, крім нижньої ділянки водосховища в 2019 р., ферум в найбільшій мірі накопичувався у фітопланктоні. Це може викликати загибель деяких таксонів, знижувати їхню здатність до поділу, що зменшує біорізноманіття, інші ж водорості, наприклад представники синьозелених, навпаки, можуть швидко адаптуватися до підвищення концентрації, таким чином збільшувати свою популяцію [43—45].

Радіонукліди у фітопланктоні. Встановлено, що питома активність штучних радіонуклідів ^{137}Cs та ^{90}Sr у фітопланктоні Запорізького водосховища знаходиться на низькому рівні, проте вміст ^{137}Cs в 4,5—9 разів перевищував вміст ^{90}Sr (рис. 5).

По акваторії Запорізького водосховища у фітопланктоні спостерігається відносно рівномірний розподіл ізотопів ^{137}Cs та ^{90}Sr , за виключенням точки відбору Фестивальний причал, де зафіксовано максимальний вміст штучних радіонуклідів.

Питома активність природних радіонуклідів (^{226}Ra , ^{232}Th та ^{40}K) у 80—320 разів перевищувала таку штучних, що пов'язано з їхньою вищою концентрацією в екосистемі Запорізького водосховища (рис. 5).

Значення питомої активності природних радіонуклідів змінювалося залежно від виду ізотопу та точки відбору, найбільшим коливанням надавався вміст ^{40}K .

За коефіцієнтами накопичення відносно води (табл. 3) у фітопланктоні Запорізького водосховища встановлено послідовність акумуляції радіонуклідів від найбільшого значення до найменшого: $^{137}\text{Cs} > ^{232}\text{Th} > ^{226}\text{Ra} > ^{40}\text{K} > ^{90}\text{Sr}$.

Незважаючи на незначні концентрації радіонуклідів у водних екосистемах, існує загроза їхнього накопичення у фітопланктоні та передача далі по трофічних ланцюгах.

На основі кореляційного аналізу (табл. 4) встановлено, що основним абіотичним показником, що в значній мірі впливав на чисельність та біомасу фітопланктону Запорізького водосховища, була температура води ($r = 0,615$; $r = 0,556$).

Аналіз кількісних показників фітопланктону показав, що чисельність і біомаса водоростей збільшувалися з температурою води та досягли свого максимуму за високих температур (21—24 °C), що фіксувалися наприкінці липня — в серпні, здебільшого за рахунок синьозелених водоростей. Подібна кореляція за біомасою та чисельністю фітопланктону відмічалася також у Канівському водосховищі [5], у Мальтанському водосховищі (Польща) [35]. Проте варто враховувати, що при підвищенні температури води до аномально високої (> 25 °C) подібна тенденція не простежується, що підтверджується роботами як українських [5], так і закордонних дослідників [44].

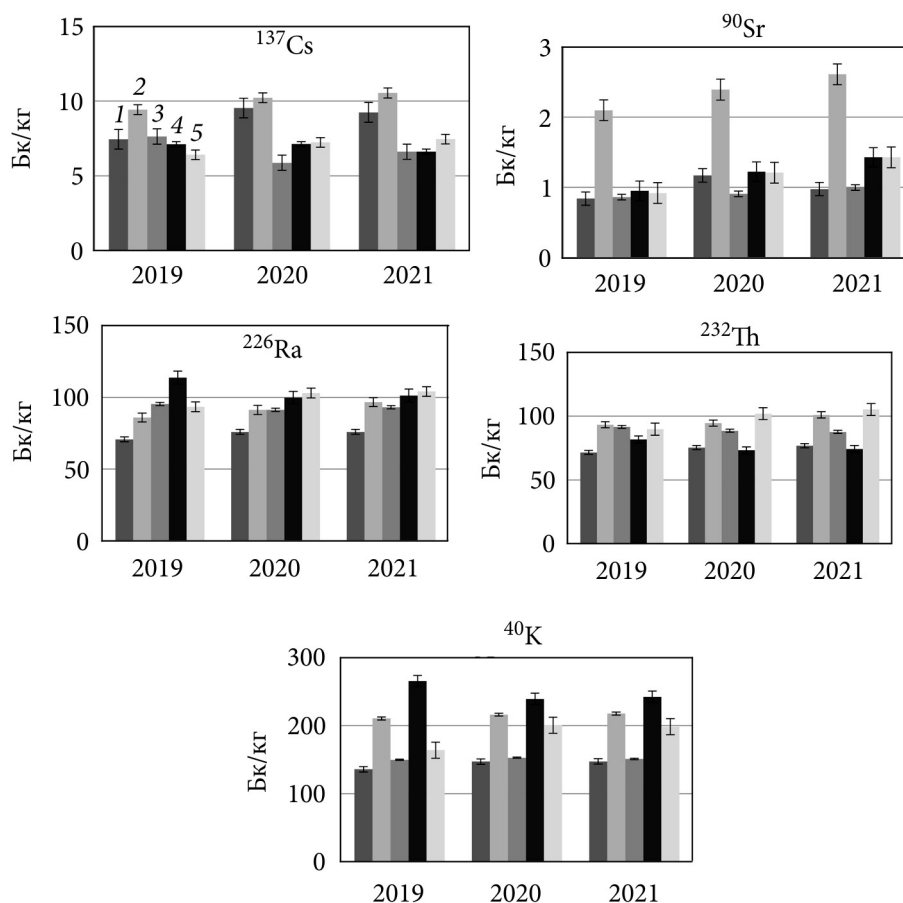


Рис. 5. Питома активність радіонуклідів у фітопланктоні Запорізького водосховища за роками (2019—2021 рр.)

Отже, цей фактор не є абсолютним і не визначає повністю розвиток фітопланктону Запорізького водосховища, про що свідчить також середнє значення коефіцієнта Пірсона. До того ж достовірної кореляції між температурою та кількістю видів фітопланктону нами відмічено не було.

Помірна пряма кореляція простежується також між чисельністю і біомасою та вмістом амонійного азоту (відповідно $r = 0,384$ і $r = 0,336$) (див. табл. 4). Дослідженнями [34, 48] встановлено, що високий вміст амонійного азоту посилює «цвітіння» водоростей.

Серед токсикологічно-радіологічних показників на чисельність фітопланктону значний вплив має манган ($r = -0,677$): при збільшенні вмісту мангану у воді чисельність фітопланктону зменшувалась. Відмічено пряму кореляцію між біомасою фітопланктону і вмістом цинку ($r = 0,601$), кадмію ($r = 0,590$), нікелю ($r = 0,522$) та купруму ($r = 0,511$); обернена кореляція — з манганом ($r = -0,474$). Подібні коефіцієнти кореляції можуть бути пов'язані з високою і надвисокою накопичувальною здатністю

Таблиця 3

Середні значення коефіцієнтів накопичення радіонуклідів фітопланктоном Запорізького водосховища ($M \pm m$, $n = 9$)

Точки відбору проб	Коефіцієнти накопичення				
	^{137}Cs	^{90}Sr	^{226}Ra	^{232}Th	^{40}K
Самарська затока	291,48± 37,83*	22,50± 7,78	72,57± 4,52	168,92± 14,36	35,67± 6,83
Фестивальний причал	323,16± 8,28*	49,43± 10,54*	89,35± 5,39	211,09± 16,48	52,76± 11,36
о. Монастирський	220,55± 39,93	20,60± 22,80	91,21± 7,02	195,67± 13,09	37,45± 8,38
Гирло р. Мокра Сура	231,94± 9,67	27,35± 10,21	101,92± 5,72*	169,99± 3,81	60,17± 5,06*
Нижня ділянка (с. Військове)	234,60± 30,39	27,03± 5,56	95,18± 0,93	208,35± 1,17	46,67± 5,90

Примітка. * Тут і в табл. 4 — різниця між показниками статистично достовірна при $p \leq 0,05$.

Таблиця 4

Коефіцієнти кореляції Пірсона між абіотичними показниками та характеристиками фітопланктону ($n = 105$, $p \leq 0,05$)

Показники	Біомаса фітопланктону	Чисельність фітопланктону	Кількість видів
Температура води	0,556*	0,615*	-0,032
pH	0,032	0,027	-0,067
Вміст кисню	0,164	0,053	0,336*
Перманганатна окиснюваність	-0,030	-0,113	0,170
Азот амонійний	0,334*	0,384*	0,148
Азот нітритний	0,205	0,218	-0,026
Азот нітратний	0,162	0,030	0,093
Фосфор фосфатів	-0,231	-0,188	-0,202
Сульфати	-0,019	0,128	0,001
Хлориди	0,170	0,245	0,082
Кадмій	0,590*	0,100	-0,075
Плюмбум	-0,053	0,100	0,059
Цинк	0,601*	-0,209	0,549*
Купрум	0,511*	-0,310	0,485*
Манган	-0,474*	-0,677*	0,329
Нікель	0,522*	-0,221	0,489

Продовження табл. 4

Показники	Біомаса фітопланктону	Чисельність фітопланктону	Кількість видів
Ферум	0,295	-0,436	0,785*
90-стронцій	0,540*	-0,325	0,553*
226-радій	0,364	-0,036	0,297
232-горій	0,180	-0,030	0,185
40-калій	0,523*	-0,356	0,550*

фітопланктону відносно цих важких металів, однак за кадмієм така закономірність не простежувалась.

Отже, з огляду на коефіцієнти кореляції між досліджуваними важкими металами і радіонуклідам та біомасою фітопланктону, достовірне зниження біомаси відмічали лише при підвищенні концентрації мангану. Щодо інших токсичних елементів, можна припустити, що їхні вміст/питома активність у досліджуваних районах були меншими за рівень, який може завдати шкоди водним організмам, а в деяких випадках, навпаки, сприяли їхньому розвитку.

На кількість видів фітопланктону, що зустрічалися при відборі проб, серед важких металів сильний вплив мав ферум ($r = 0,785$), середній — цинк ($r = 0,549$) та купрум ($r = 0,485$). Це означає, що збільшення концентрації заліза, цинку та міді призводить до збільшення різноманітності фітопланктону. Подібна кореляція по Cu та Fe показана в дослідженнях [32, 43].

Отже, результати дослідження засвідчили, що на розвиток фітопланктону Запорізького водосховища впливає цілий комплекс абіотичних чинників, які взаємодіють між собою.

Висновки

Впродовж досліджуваного періоду фітопланктон Запорізького водосховища був представлений 119 видами та внутрішньовидовими таксонами, включно з номенклатурним типом виду.

Для фітопланктону Запорізького водосховища характерний сезонний розподіл за кількістю видів, чисельністю та біомасою. Найвищі значення досліджуваних показників спостерігали в Самарській затоці та в районі Фестивального причалу, що в першу чергу пов'язано з посиленням антропогенним тиском на дані ділянки, найнижчі — зафіксовано в районі о. Монастирський та нижньої ділянки водосховища, що дозволяє їх характеризувати як умовно чисті ділянки.

Домінуючою групою протягом майже всього досліджуваного періоду залишалися синьозелені водорості, які стійкі до антропогенного впливу і в літньо-осінній період викликають інтенсивне «цвітіння» води.

Вміст важких металів у фітопланктоні на різних ділянках Запорізького водосховища суттєво відрізнявся. Так, за більшістю досліджуваних металів найвищими значеннями показників, які вивчали, характеризувався фітопланктон гирла р. Мокра Сура та Фестивального причалу.

Фітопланктон Запорізького водосховища здатний акумулювати важкі метали, особливо в значній мірі ферум та манган, про що свідчать високі і надвисокі коефіцієнти накопичення феруму по всіх досліджуваних точках та мангану — в районі Фестивального причалу.

Встановлено, що питома активність штучних радіонуклідів ^{137}Cs та ^{90}Sr у фітопланктоні Запорізького водосховища знаходиться на низькому рівні. Питома активність природних радіонуклідів (^{226}Ra , ^{232}Th та ^{40}K) у 80—320 разів перевищувала таку штучних, що пов'язано з їхньою вищою концентрацією в екосистемі Запорізького водосховища.

Відмічено високу та помірну позитивну кореляцію між кількісними показниками фітопланктону Запорізького водосховища та температурою води, вмістом мангану (обернена кореляція), цинку, кадмію, питоною активністю 90-стронцію, 40-калію, вмістом нікелю, купруму, феруму, а також вмістом амонійного азоту та розчиненого кисню.

Встановлено, що на розвиток фітопланктону Запорізького водосховища впливає комплекс взаємопов'язаних чинників. Пізнання цих процесів зумовлює необхідність подальших комплексних досліджень.

Список використаної літератури

1. Арсан О.М., Давидов О.А., Дьяченко Т.М. та ін. Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод / за ред. В.Д. Романенка. Київ, 2006. 408 с.
2. Боднар О.І., Грубінко В.В. Мембранний механізм проникнення іонів металів у клітини водоростей. *Наук. зап. Терноп. нац. пед. універ. Сер. Біол.* 2010. № 2 (43). С.31—35.
3. Гаухман З.С. Фітопланктон и фитобентос среднего течения Днепра и его придаточной системы. *Вест. Днепропетр. НИИ гидробиологии.* 1960. Т. 12. С. 35—58.
4. Гранично допустимі значення показників якості води для рибогосподарських водойм. Загальний перелік ГДК і ОБРВ шкідливих речовин для води рибогосподарських водойм: [№12.04.11 чинний від 09.08.1990]. Київ: 1990. 45 с.
5. Екологічний паспорт Дніпропетровської області за 2014—2021 роки. (2015—2022). Дніпро. <https://adm.dp.gov.ua/pro-oblast/ekologiya-pro-oblast/ekologiya>
6. Задорожна Г. М., Щербак В. І. Вплив сонячної радіації і температури води на розвиток фітопланктону Канівського водосховища. *Гідробіол. журн.* 2016. Т. 52, № 5. С. 18—27.
7. Колесник Н.А. Розподіл важких металів серед компонентів прісноводних екосистем (огляд). *Рибогосп. наука України.* 2014. № 3(29). С. 35—54.
8. Мантурова О.В., Колесник Н.Л., Симон М.Ю. Фітопланктон окремих ділянок річки Нивки. *Таврійський наук. вісн. С.-г. науки.* 2016. № 96. С. 216—232.
9. Методика відбору проб сільськогосподарської продукції та продуктів харчування для лабораторного аналізу на вміст радіонуклідів. Довідник для радіологічних служб Мінсільгосппроду України. Київ, 1997. 176 с.
10. Обухов Е.В. Мелководья днепровских водохранилищ и их экономико-экологические удельные показатели. *Укр. гидромет. журн.* 2006. № 1. С. 176—185.
11. Пасичная Е.А., Горбатюк Л.О., Арсан О.М та ін. Влияние соединений фосфора на водные растения. *Гидробиол. журн.* 2015. Т. 51, № 1. С. 93—108.

12. Петров Р.В., Кутах О.А., Матвієвська Т.П., Петров В.В. Контроль за абіогічними факторами ставків Сумської області. *Вісн. Сумського нац. аграр. ун-ту. Сер. «Вет. медицина»*. 2020. Т. 48, № 1. С. 37—43.
13. Пічура В. І. Просторово-часові тенденції зміни трофічного стану водосховищ річки Дніпро. *Вісн. Нац. ун-ту водн. госп-ва та природокорист. С.-г. науки*. 2016. № 4. С. 3—21.
14. Приймаченко А. Д. Запорожское водохранилище. Фитопланктон и первичная продукция Днепра и Днепровских водохранилищ. Киев, 1981. С. 74—79.
15. Приймаченко А.Д., Литвинова М.А. Распределение и динамика синезеленых водорослей в Днепровских водохранилищах / «Цветение» воды. Киев, 1968. С. 42—67.
16. Свиренко Д.О. Исследования Днепровского водохранилища им. Ленина : материалы совещ. при институте ВОДГЕО. Москва, 1934. С. 18—24.
17. Свиренко Д.О. Исследование Днепровского водохранилища им. Ленина. Водохранилища для промышленного и питьевого водоснабжения. 1934. С. 45—57.
18. Свиренко Д.О. Значення, завдання, план, програми і хід гідробіологічних досліджень порожистої частини Дніпра в зв'язку з побудуванням греблі Дніпрельстану. *Вісн. Дніпропетр. гідробіол. ст.* 1937. Т. 2. С. 3—5.
19. СОУ-05.01.-37-385:2006. Вода рибогосподарських підприємств. Загальні вимоги та норми. Київ, 2006. 15 с.
20. Федоненко О.В., Єсіпова Н. Б., Шарамок Т. С. та ін. Сучасні проблеми гідробіології: Запорізьке водосховище: довідник. Дніпропетровськ, 2012. 276 с.
21. Федоненко О.В., Ніколенко Ю.В. Характеристика фітопланктону Запорізького водосховища за період існування (огляд). *Рибогосп. наука України*. 2019. № 2(48). С. 21—41.
22. Чмиленко Ф.О., Деркач Т.М. Методи атомної спектроскопії: атомноабсорбційний спектральний аналіз. Дніпропетровськ, 2002. 120 с.
23. Шаповаленко З.В., Ананьєва Т.В. Рівні вмісту дозоформуючих радіонуклідів у молоді окуня (*Perca fluviatilis*) Запорізького водосховища. *Біол. системи*. 2019. Т. 2, № 11. С. 161—166.
24. Ackova D.G. Heavy metals and their general toxicity on plant. *Plant Sci. Today*. 2018. Vol. 5, N 1. P. 14—18.
25. Albarico F.P.J.B., Chen C.-W., Lim Y.C. et al. Driving factors of phytoplankton trace metal concentrations and distribution along anthropogenically-impacted estuaries of southern Taiwan. *Regional Studies in Marine Science*. 2022. Vol. 56. 102610.
26. Dembowska E.A., Mieszczankin T., Napiyrkowski P. Changes of the phytoplankton community as symptoms of deterioration of water quality in a shallow lake. *Environ Monit Assess*. 2018. Vol. 190, N 2. P. 95.
27. Fadel A., Atoui A., Lemaire B.J. et al. Environmental factors associated with phytoplankton succession in a Mediterranean reservoir with a highly fluctuating water level. *Environmental Monitoring and Assessment*. 2015. Vol. 187. P. 1—22.
28. Gogoi P., Das S.K., Das Sarkar S. et al. Environmental factors driving phytoplankton assemblage pattern and diversity: insights from Sundarban eco-region, India. *Ecohydrology & Hydrobiology*. 2021. Vol. 21, N 2. P. 354—367.
29. Guiry M.D., Guiry G.M. AlgaeBase. World-wide electronic publication, National University of Ireland, Galway, 2023. <http://www.algaebase.org>
30. Guo J.A., Strzepak R., Willis A. et al. Investigating the effect of nickel concentration on phytoplankton growth to assess potential side-effects of ocean alkalinity enhancement. *Biogeosciences*. 2022. Vol. 19, N 15. P. 3683—3697.
31. Hajong P., Ramanujam P. Effect of anthropogenic activities on algal community in Ganol River, West Garo Hills, Meghalaya. *Bull. Environ., Pharmac. Life Sci*. 2017. Vol. 6. P. 109—120.

32. Hena J.S., Magaji J.I., Kulawe D. Distribution of heavy metal and phytoplankton in Calabar River Port Terminals, Calabar, Cross River State, Nigeria. *Sci. World J.* 2022. Vol. 17, N 4. P. 521—525.
33. Jia Y., Chen W., Zuo Y. et al. Heavy metal migration and risk transference associated with cyanobacterial blooms in eutrophic freshwater. *Sci. Total Environ.* 2018. Vol. 613—614. P. 1324—1330.
34. Jiang X., Wang J., Pan B. et al. Assessment of heavy metal accumulation in freshwater fish of Dongting Lake, China: Effects of feeding habits, habitat preferences and body size. *J. Environ. Sci.* 2022. Vol. 112. P. 355—365.
35. Kozak A. Seasonal changes occurring over four years in a reservoir's phytoplankton composition. *Pol. J. Environ. Stud.* 2005. Vol. 14, N 4. P. 451—465.
36. Li Y., Meng J, Zhang C. et al. Bottom-up and top-down effects on phytoplankton communities in two freshwater lakes. *PLoS ONE.* 2020. Vol. 15, N 4. 0231357.
37. Luo Y. Rao J. & Jia Q. Heavy metal pollution and environmental risks in the water of Rongna River caused by natural AMD around Tiegelongnan copper deposit, Northern Tibet, China. *PLoS ONE.* 2022. Vol. 17, N 4. 0266700.
38. Lv J., Wu H., Chen M. Effects of nitrogen and phosphorus on phytoplankton composition and biomass in 15 subtropical, urban shallow lakes in Wuhan, China. *Limnologica.* 2011. Vol. 41. P. 48—56.
39. Martinez-Ruiz E.B., Martinez-Jerynimo F. How do toxic metals affect harmful cyanobacteria? An integrative study with a toxigenic strain of *Microcystis aeruginosa* exposed to nickel stress. *Ecotox. Environ. Saf.* 2016. Vol. 133. P. 36—46.
40. Mishra P., Garg V., Dutt K. Seasonal dynamics of phytoplankton population and water quality in Bidoli Reservoir. *Environmental Monitoring and Assessment.* 2019. Vol. 191. P. 130.
41. Molot L.A.A., Watson S.B., Creed I.F. et al. Novel model for cyanobacteria bloom formation: the critical role of anoxia and ferrous iron. *Freshwater Biol.* 2014. Vol. 59. P. 1323—1340.
42. Murata K., Sakamoto M. Minamata. Disease, In *Encyclopedia of Environmental Health*, edited by J. O. Nriagu, Elsevier. Burlington, 2011. P. 774—780.
43. Piranti A.S., Wibowo D.N., Rahayu D.R.U.S. Nutrient determinant factor of causing algal bloom in tropical lake (case study in Telaga Menjer Wonosobo Indonesia). *Journal of Ecological Engineering.* 2021. Vol. 22, N 5. P. 156—165.
44. Pratiwi H., Damar A., Sulistiono S. Phytoplankton community structure in the Estuary of Donan River, Cilacap, Central Java, Indonesia. *Biodiversitas.* 2018. Vol. 19, N 6. P. 2104—2110.
45. Rahmana M.M., Hamidah H. Water quality influence the phytoplankton and bacteria abundance: a comparison between shallow freshwater and saltwater ponds. *Desalination and Water Treatment.* 2020. Vol. 188. P. 436—443.
46. Shen D., Wang Y., Jia J. et al. Trace metal spatial patterns and associated ecological toxic effects on phytoplankton in Qinghai—Tibet Plateau lake systems along with environmental gradients. *Journal of Hydrology.* 2022. Vol. 610. 127892.
47. Tsarenko P.M., Wasser S., Nevo E. *Algae of Ukraine: Diversity, Nomenclature, Taxonomy, Ecology and Geography.* Vol. 1. Cyanoprokaryota, Euglenophyta, Chrysophyta, Xanthophyta, Raphidophyta. Phaephyta, Dinophyta, Cryptophyta, Glaucocystophora and Rhodophyta. Rugell: A.R.G. Gantner Verlag, 2006. 713 p.; Vol. 2. Bacillariophyta. 2009. 413 p.; Vol. 3. Chlorophyta. 2011. 511 p.; Vol. 4. Charophyta. 2014. 703 p.
48. Xue J., Yao X., Zhao Z. et al. Internal loop sustains cyanobacterial blooms in eutrophic lakes: Evidence from organic nitrogen and ammonium regeneration. *Water Research.* 2021. Vol. 206. P. 117724.
49. Yakovenko V., Melnik S., Fedonenko E. Species composition, seasonal dynamics and distribution of phytoplankton of the Zaporizke Reservoir. *International Letters of Natural Sciences.* 2017. Vol. 62. P. 1—10.

50. Yaryshkina L.O., Zaika M.O. Pollution research by heavy metals of water of the Zaporozhye water basin. *Ekolohichna bezpeka*. 2010. Vol. 2, N 10. P. 26—30.

51. Yuan Y., Bi Y., Hu Z. Phytoplankton communities determine the spatio-temporal heterogeneity of alkaline phosphatase activity: evidence from a tributary of the Three Gorges Reservoir. *Biogeosciences Discussions*. 2016. P. 1—17. <https://doi.org/10.5194/bg-2016-455>, 2016.

52. Zhang H., Zong R., He H. et al. Biogeographic distribution patterns of algal community in different urban lakes in China: Insights into the dynamics and co-existence. *Journal of Environmental Sciences*. 2021. Vol. 100. P. 216—227.

Надійшла 8.07.2024

Yu. V. Nikolenko, PhD (Biol.), junior researcher,
Oles Honchar Dnipro National University,
Nauky Avenue, 72, Dnipro, 49045, Ukraine,
jul.nikolenko@gmail.com
ORCID 0000-0001-6719-4282

O.M. Marenkov, PhD (Biol.), Vice-Rector for Research,
Oles Honchar Dnipro National University,
Nauky Avenue, 72, Dnipro, 49045, Ukraine,
e-mail: gidrobions@gmail.com
ORCID 0000-0002-3456-2496

PECULIARITIES OF PHYTOPLANKTON DEVELOPMENT IN THE
ZAPORIZHZHYA RESERVOIR UNDER CONDITIONS OF
ANTHROPOGENIC LOAD

The taxonomic structure of phytoplankton and regularities of inter-annual and seasonal dynamics of its cell numbers and biomass were studied in different sections of the Zaporizhzhya Reservoir during vegetation seasons in 2019—2021. The highest phytoplankton numbers at all stations were registered during vegetation season in 2020, whereas the highest biomass — in 2019. During almost the whole period of investigations, Cyanobacteria dominated forming water bloom. It has been found that the content of heavy metals (lead, zinc, copper, iron, manganese, and nickel) significantly influences the hydroecosystem of the Zaporizhzhya Reservoir. It has been shown that the content of artificial radionuclides ^{137}Cs and ^{90}Sr in phytoplankton of the Zaporizhzhya Reservoir was rather low. The specific activity of natural radionuclides (^{226}Ra , ^{232}Th and ^{40}K) was 80—320 times higher than that of artificial ones, which is accounted for by their higher concentration in the ecosystem of the Zaporizhzhya Reservoir. The correlation analysis of the relations between hydrochemical, toxicological, radioecological parameters and species richness and quantitative indices of phytoplankton development was performed. The main factors influencing phytoplankton development in the Zaporizhzhya Reservoir at the present time were revealed.

Keywords: phytoplankton, water bloom, anthropogenic contamination, heavy metals, radionuclides, the Zaporizhzhya Reservoir.