

Міністерство освіти і науки України
Дніпровський національний університет імені Олеся Гончара
Міністерство освіти і науки України
Дніпровський національний університет імені Олеся Гончара

Кваліфікаційна наукова
праця на правах рукопису

Ніколенко Юлія Вячеславівна

УДК 574.583+581.526.325.2(282.247.326.8)

ДИСЕРТАЦІЯ

Особливості розвитку фітопланктону Запорізького водосховища в умовах
антропогенного навантаження

091 Біологія

09 Біологія

Подається на здобуття ступеня доктора філософії

Дисертація містить результати власних досліджень. Використання ідей,
результатів і текстів інших авторів мають посилання на відповідне джерело

Ю.В. Ніколенко

Науковий керівник: Маренков Олег Миколайович, кандидат біологічних наук,
доцент

Дніпро, 2023

АНОТАЦІЯ

Ніколенко Ю.В. Особливості розвитку фітопланктону Запорізького водосховища в умовах антропогенного навантаження. – Кваліфікаційна наукова праця на правах рукопису.

Дисертація на здобуття ступеня доктора філософії за спеціальністю 091 Біологія. – Дніпровський національний університет імені Олеся Гончара, Дніпро, 2023.

На сьогодиншньому етапі існування Запорізьке водосховище зазнає посиленого антропогенного тиску. Пріоритетними забруднювачами якого виступають: органічні речовини, біогенні речовини, важкі метали та радіонукліди. Фітопланктон є чутливим елементом водних екосистем, а отже першим реагує на забруднення. Антропогенне навантаження може спричиняти зміни в хімічному складі води, включаючи підвищення концентрації речовин, які можуть бути токсичними, це призводить до змін у флористичній структурі фітопланктону, показників його чисельності та біомаси. Дослідження особливостей розвитку фітопланктону в умовах антропогенного навантаження дозволяє зрозуміти механізми впливу забруднення на ці важливі мікроорганізми, що сприяє розробці стратегій охорони та відновлення водних екосистем, а також прогнозуванню майбутніх змін.

Метою роботи було встановити та проаналізувати особливості розвитку фітопланктону на різних ділянках Запорізького водосховища в умовах сучасного антропогенного навантаження. Для досягнення поставленої мети проведено ретроспективний аналіз досліджень фітопланктону Запорізького водосховища; проаналізовано літературні дані, щодо впливу важких металів та радіонуклідів на розвиток фітопланктону; встановлено таксономічну та екологічну структуру фітопланктону на різних ділянках Запорізького водосховища; з'ясовано

особливості міжрічної та сезонної динаміки показників чисельності та біомаси фітопланктону на різних ділянках Запорізького водосховища; досліджено особливості розподілу та накопичення важких металів і радіонуклідів фітопланктоном на різних ділянках Запорізького водосховища; шляхом проведення кореляційного аналізу між гідрохімічними, токсикологічними, радіобіологічними показниками та якісними і кількісними показниками розвитку фітопланктону, виявлено чинники, що впливають на розвиток фітопланктону Запорізького водосховища на сучасному етапі існування.

Роботу виконано відповідно до загальноприйнятих методів гідробіологічних, токсикологічних, радіобіологічних, гідрохімічних досліджень. Для розрахунків та порівняння даних використані загальноприйняті статистичні методи.

Впродовж досліджуваного періоду фітопланктон Запорізького водосховища був представлений 116 видами та 119 в.в.т., що належали до 72 родів, 51 родини, 31 порядку, 11 класів та 6 відділів (*Chlorophyta* (41 ввт), *Bacillariophyta* (37 ввт), *Cyanobacteria* (23 ввт), *Charophyta* (10 ввт) *Euglenophyta* (4 ввт) та *Ochrophyta* (4 ввт)).

Варто відмітити, впродовж досліджуваного періоду 60 родів, що формували 58% флористичної структури фітопланктону, були представлені лише 1–2 представниками, що може свідчити про вплив на фітопланктоні угрупування цілого ряду екологічних факторів, останнє узгоджується з літературними даними і є характерно для антропогенно забруднених водойм.

Впродовж трьох років дослідження фітопланктону акваторії Запорізького водосховища, найбільшу кількість видів фіксували в пробах, відібраних в районі нижньої ділянки водосховища та на о. Монастирський, найменшу – в Самарській затоці. Для всіх точок відбору 39 видів фітопланктону були спільними.

В 2019 році в угрупуваннях фітопланктону Запорізького водосховища на всіх досліджуваних ділянках, переважали представники відділу *Chlorophyta*, та становили від 46% (від усього різноманіття фітопланктону), в Самарській затоці

до 60% – на нижній ділянці водосховища. В 2020–2021 роках, частка представників Chlorophyta, зменшилась, до 30–38%, натомість зросла частка представників Bacillariophyta, від 30 % в Самарській затоці (2020 рік), до 41% в районі Фестивального причалу (2020–2021 рр).

Спостерігали тенденцію до сезонного збільшення кількості видів фітопланктону в період з квітня по серпень-вересень, в залежності від точки відбору, та зниження в жовтні, що здебільшого пов'язано зі змінами температури води.

Згідно екологічної характеристики основу фітопланктону Запорізького водосховища становили планктонні (53% від загальної кількості), помірні (61%), β-мезосапробні (64%), повільно текучі (68 %), індиферентні до солоності (68%) та рН середовища (50%) види.

Найвищі значення показників чисельності, по всіх точках досліджень зафіксовані протягом вегетаційного сезону 2020 року, що перевищували такі в 2019 році у 1,3–1,7 рази, а порівняно з 2021 роком – в 1,2–1,5 рази.

За показниками чисельності фітопланктону спостерігали сезонний розподіл, так максимальна чисельність протягом трьох років досліджень, на всіх точках відбору зафіксована в серпні – на початку вересня. Найменші значення чисельності фіксували у квітні та жовтні місяці. Останнє характерно для фітопланктону помірної зони і узгоджується з подібними дослідженнями

Що стосується точок відбору, то найвищу чисельність протягом досліджуваного періоду спостерігали в Самарській затоці, найнижчу – в районі о. Монастирський.

За чисельністю, домінуючою групою залишалися Cyanobacteria. Вклад в чисельність чинили також Chlorophyta та Bacillariophyta, причому частка Bacillariophyta суттєво зросла в 2021 році, порівняно з 2019 роком.

В залежності від точок відбору значення показників біомаси відрізнялися: дещо вищими значеннями біомаси характеризувався 2019 рік, перевищуючі такі порівняно з 2020 роком – у 1,1–1,4 рази, порівняно з 2021 – 1,03–1,3 рази.

Зафіксовано підвищення біомаси в серпні місяці пов'язане в першу чергу зі сприятливим комплексом умов для їх розвитку, а саме: підвищенням температури води (до $+25^{\circ}\text{C}$), накопиченням у водній масі високих концентрацій біогенних елементів, що призводило до посилення вегетації водоростей, особливо представників *Cyanobacteria*.

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

Загалом по акваторії Запорізького водосховища, домінуючий комплекс фітопланктону, на основі індексу Шенона представлений оліго- та монодомінантними угрупованнями, що свідчить про негативний вплив антропогенних чинників, що призвів до порушення структури фітопланктону. Спостерігається щорічне «цвітіння» водойми, яке досягає свого піку в другій половині липня – серпні місяці, внаслідок домінування виду *Microcystis aeruginosa* (Kützing, 1846). Найбільш гостро це питання стоїть в Самарській затоці, де спостерігали, в літній період найнижчі значення індексу Шенона.

Серед важких металів що мають значний вплив на гідроекосистему Запорізького водосховища, слід виділити: плумбум, кадмій, цинк, купрум, ферум, манган, нікель. Максимальна концентрація плумбуму у фітопланктоні зафіксована в 2020 році в Самарській затоці, та перевищувала такі на інших ділянках в 1,1–4 рази. Протягом 2020–2021 років найвищі значення спостерігали в Самарській затоці; в 2019 році – в районі гирла річки Мокра Сура

Значні достовірно вірні розбіжності спостерігали за вмістом купруму та мангану – від 1,6 до 7,8 та 1,1 – 9,3 разів відповідно. Найбільша абсолютна концентрація яких зафіксована в фітопланктоні в районі Фестивального причалу.

Найвищими показниками абсолютної концентрації в фітопланктоні Запорізького водосховища характеризувався ферум, максимальні концентрації якого в 2020–2021 роках в районі гирла ріки Мокра Сура перевищували такі на інших точках відбору від 1,2 до 7,3 разів.

За більшістю 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 на різних ділянках водосховища свідчить 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.

Коефіцієнти накопичення важких металів на всіх точках відбору найвищі за залізом лише на нижній ділянці за манганом, найнижчі за кадмієм та плумбумом.

Встановлено, що вміст штучних радіонуклідів ^{137}Cs та ^{90}Sr у фітопланктоні Запорізького водосховища знаходився в низьких межах. Питома активність природних радіонуклідів: ^{226}Ra , ^{232}Th та ^{40}K у 80–320 разів перевищувала штучні, що пов'язано з їх вищою концентрацією у екосистемі Запорізького водосховища. За вмістом штучних радіонуклідів максимальні значення зафіксовані в районі Фестивального причалу. По природнім: радію та калію – в гирлі р. Мокра Сура, торію – на нижній ділянці водосховища. Коефіцієнти накопичення радіонуклідів, відносно невисокі, проте є загроза передачі по трофічних ланцюгах.

На основі кореляційного аналізу встановлено, що основним абіотичним факторами, що впливали на чисельність фітопланктону були: вміст мангану (обернена кореляція), температура води, менший вплив мав вміст амонійного азоту. Високі значення коефіцієнтів кореляції спостерігали між біомасою та вмістом: цинку, кадмію, температурою води, питомою активністю 90-стронцію,

40-калію, вмістом нікелю, купруму, мангану (обернена кореляція) та амонійного азоту. На кількість видів фітопланктону високий вплив мав вміст феруму, помірний – вміст цинку, купруму, питома активність 40-калію та вміст розчиненого кисню.

Отже, проведені дослідження показують, що на розвиток фітопланктону Запорізького водосховища, впливає комплекс факторів, а не один окремий.

Ключові слова: фітопланктон, Запорізьке водосховище, важкі метали, радіонукліди, антропогенне забруднення, цвітіння, прісноводні екосистеми, евтрофікація, біорізноманіття, ціанобактерії, водорості, видовий склад

ABSTRACT

Nikolenko Y.V. The features of phytoplankton development of the Zaporizhzhia Reservoir under conditions of anthropogenic load. – Qualifying scientific work on manuscript rights.

Dissertation for obtaining the scientific degree of Doctor of Philosophy in the specialty 091 biology. – Oles Honchar Dnipro National University, Dnipro, 2023.

Currently, the Zaporizhzhia Reservoir undergoes increased anthropogenic pressure. Its priority pollutants are organic substances, biogenic substances, heavy metals and radionuclides. Phytoplankton is a sensitive element of aquatic ecosystems, and therefore the first to respond to pollution. Anthropogenic load can cause changes in the chemical composition of water, including an increase in the concentration of potentially toxic substances; this leads to changes in the floristic structure of phytoplankton, indicators of its abundance and biomass. The study of the features of phytoplankton development under conditions of anthropogenic load allows us to understand the mechanisms of the impact of pollution on these important microorganisms, thus

contributing to the development of strategies for the protection and restoration of aquatic ecosystems, as well as the prediction of future changes.

The aim of the work was to establish and analyze the features of phytoplankton development in different areas of the Zaporizhzhia Reservoir under conditions of modern anthropogenic load. To achieve this aim, a retrospective analysis of phytoplankton studies of the Zaporizhzhia Reservoir was conducted; literary data on the influence of heavy metals and radionuclides on the development of phytoplankton were analyzed; the taxonomic and ecological structure of phytoplankton in different parts of the Zaporizhzhia Reservoir was established; the peculiarities of the interannual and seasonal dynamics of phytoplankton abundance and biomass indicators in different parts of the Zaporizhzhia Reservoir were clarified; the peculiarities of the distribution and accumulation of heavy metals and radionuclides by phytoplankton in different parts of the Zaporizhzhia reservoir were investigated; by conducting a correlation analysis between hydrochemical, toxicological, radiobiological indicators and qualitative and quantitative indicators of phytoplankton development, the factors affecting the development of phytoplankton of the Zaporizhzhia Reservoir at the current stage of existence were identified.

The work was performed following generally accepted methods of hydrobiological, toxicological, radiobiological, and hydrochemical research. Generally accepted statistical methods were used for calculations and data comparison.

During the studied period, the phytoplankton of the Zaporizhzhia reservoir was represented by 116 species and 119 intraspecific taxa (IST) belonging to 72 genera, 51 families, 31 orders, 11 classes and 6 divisions (Chlorophyta (41 IST), Bacillariophyta (37 IST), Cyanobacteria (23 IST), Charophyta (10 IST), Euglenophyta (4 IST) and Ochrophyta (4 IST)).

It is worth noting that during the studied period, 60 genera that formed 58% of the phytoplankton floristic structure were represented by only 1–2 representatives. This may indicate the influence of several environmental factors on the phytoplankton

grouping; the latter is consistent with literature data and typical for anthropogenically polluted water bodies.

During three years of phytoplankton research in the water area of the Zaporizhzhia Reservoir, the largest number of species was recorded in the samples taken in the area of the lower part of the reservoir and on the Monastyrsky island; the smallest one was in the Samara Bay. For all sampling points, 39 phytoplankton species were common.

In 2019, the phytoplankton groups of the Zaporizhzhia Reservoir in all studied areas were dominated by representatives of the Chlorophyta division, accounting for 46% of the total phytoplankton diversity in the Samara Bay and 60% in the lower part of the reservoir. In 2020–2021, the share of Chlorophyta decreased to 30–38%, while the share of Bacillariophyta increased, from 30% in Samara Bay (2020) to 41% in the Festivalny Wharf area (2020–2021).

A seasonal increase in the number of phytoplankton species occurred between April and August–September, varying by sampling point, with a subsequent decrease in October. This trend is mostly associated with changes in water temperature.

According to the ecological characteristics, the basis of the phytoplankton of the Zaporizhzhia Reservoir was planktonic (53% of the total), moderate species (61%), β -mesosaprobic species (64%), slow-flowing species (68%), indifferent to salinity species (68%) species with medium pH tolerance (50 %).

The highest rates of population indicators, at all research points, were recorded during the growing season of 2020, which exceeded those in 2019 and 2021 by 1.3–1.7 and 1.2–1.5 times respectively.

The seasonal distribution of phytoplankton abundance was observed, so the maximum number during the three years of research, at all sampling points, was recorded between August and the beginning of September. The lowest numbers were recorded in April and October. The latter is typical for phytoplankton of the temperate zone and is consistent with similar studies.

As for the sampling points, the highest number during the studied period was observed in Samara Bay and the lowest one was in the area of Monastyrsky Island.

In terms of numbers, Cyanobacteria remained the dominant group. Chlorophyta and Bacillariophyta also contributed to the number, and the proportion of Bacillariophyta increased significantly in 2021 compared to 2019.

Biomass indicators varied at different sampling points. In 2019, the biomass rates were somewhat higher, exceeding those of 2020 by 1.1–1.4 times and those of 2021 by 1.03–1.3 times.

The recorded increase in biomass in August is primarily associated with favourable conditions for their development, namely: an increase in water temperature (up to +25°C), the accumulation of high concentrations of biogenic elements in the water mass, which led to an increase in the vegetation of algae, especially Cyanobacteria representatives.

During almost the entire studied period, blue-green algae remained the dominant group, especially in the surface layer of water, causing blooms. It was especially acute from mid-July to mid-September in Samara Bay and in the area of the Festivalny Wharf, which is explained by both hydrological conditions and increased anthropogenic activity in these areas, which in turn worsens the trophic state of the reservoir.

Across the water area of the Zaporizhzhia Reservoir, the prevailing phytoplankton complex, as indicated by the Shannon index, consists mainly of oligo- and monodominant groups. This observation suggests a negative impact from anthropogenic factors, leading to the disruption of the phytoplankton structure. An annual water bloom occurs in the reservoir, peaking in the second half of July to August, primarily due to the dominance of *Microcystis aeruginosa* (Kützinger, 1846). This phenomenon is most pronounced in Samara Bay, as reflected in the lowest summer Shannon index.

Among the heavy metals that have a significant impact on the hydroecosystem of the Zaporizhzhia Reservoir, the following should be highlighted: lead, cadmium, zinc, copper, ferrum, manganese, and nickel. The maximum concentration of lead in phytoplankton was recorded in 2020 in Samara Bay and exceeded those in other areas by

1.1–4 times. During 2020–2021, the highest values were observed in Samara Bay; in 2019 – in the area of the mouth of the Mokra Sura River

Statistically significant differences were observed for the content of copper and manganese: from 1.6 to 7.8 and 1.1 to 9.3 times, respectively. The highest absolute concentration of which is recorded in phytoplankton in the area of the Festivalny Wharf.

Ferrum exhibited the highest absolute concentrations in the phytoplankton of the Zaporizhzhia Reservoir. During 2020–2021, its maximum concentrations near the mouth of the Mokra Sura River surpassed those at other sampling points by 1.2 to 7.3 times.

For most of the studied metals (Pb, Cu, Mn, Ni) in phytoplankton, the maximum values of the accumulation coefficients were found in the area of the Festival Wharf. Cadmium and zinc showed maximum values in the lower part of the reservoir, while ferrum exhibited the highest accumulation in Samara Bay.

Differences in concentrations and accumulation coefficients in different areas of the reservoir indicate both a peculiar complex of hydrochemical and hydrological conditions, a difference in the qualitative and quantitative composition of phytoplankton, and the presence of local sources of pollution of natural waters with toxic compounds.

The coefficients of accumulation of heavy metals at all sampling points are the highest for ferrum and only in the lower section for manganese; the lowest ones are for cadmium and lead.

It was established that the content of artificial radionuclides ^{137}Cs and ^{90}Sr in the phytoplankton of the Zaporizhzhia Reservoir was within lower limits. 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 due to their higher concentration in the ecosystem of the Zaporizhzhia Reservoir. The highest content of artificial radionuclides was recorded in the area of the Festival Wharf. For natural radionuclides, radium and potassium exhibited maximum values near the mouth of the Mokra Sura River, while thorium concentrations were highest in the lower part of the reservoir. The coefficients of accumulation of radionuclides are relatively low, but there is a threat of transmission through trophic chains.

The correlation analysis has shown that the main abiotic factors affecting the number of phytoplankton were the following: manganese content (inverse correlation), water temperature, and ammonium nitrogen content had a smaller effect. High values of correlation coefficients were observed between biomass and content of zinc, cadmium, water temperature, specific activity of 90-strontium, 40-potassium, and content of nickel, copper, manganese (inverse correlation) and ammonium nitrogen. The number of phytoplankton species was highly influenced by the content of ferrum, moderately by the content of zinc and copper, the specific activity of 40-potassium and the content of dissolved oxygen.

The conducted studies reveal that the development of phytoplankton in the Zaporizhzhia Reservoir is shaped by a combination of factors, rather than being solely attributed to a single factor.

Key words: phytoplankton, Zaporizhzhia Reservoir, heavy metals, radionuclides, anthropogenic pollution, blooms, freshwater ecosystems, eutrophication, biodiversity, cyanobacteria, algae, species composition.

Список публікацій, у яких опубліковано основні наукові результати дисертації.

1. Федоненко О. В., Ніколенко Ю. В. (2019). Характеристика фітопланктону Запорізького водосховища за період існування (огляд). Рибогосподарська наука України, 2(48), 21–41. ISSN 2312-9581 (Online), ISSN 2075-1508 (Print) <https://doi.org/10.15407/fsu2019.02.021> (Фахова, категорії Б) *(особистий внесок: аналітичний огляд, частковий підбір та опрацювання літератури, формулювання висновків)*.

2. Шарамок Т. С., Федоненко О. В., Курченко В. О., Ніколенко Ю. В. (2019). Гідроекологічна оцінка Запорізького водосховища. Питання біоіндикації та екології, 24 (2), 137–149. ISSN 2312-2056. <https://doi.org/10.26661/2312->

[2056/2019-24/2-12](#) (Фахова, категорії Б) *(особистий внесок: аналітичний огляд, підбір та опрацювання літератури, частковий збір та обробка експериментальних даних, формулювання висновків).*

3. **Ніколенко Ю.В.** (2020). Вміст радіонуклідів у фітопланктоні на різних ділянках Запорізького водосховища. Наукові доповіді НУБіП України, 3 (85), 10. ISSN: 2223-1609 <http://dx.doi.org/10.31548/dopovidi2020.03.002> (Фахова, категорії Б).

4. **Nikolenko Y., Fedonenko E.** (2020) Analysis of the content of heavy metals in phytoplankton of the Zaporizhia reservoir. ScienceRise: Biological Science, 3 (24), 12–17. <https://doi.org/10.15587/2519-8025.2020.210095>. (Фахова, категорії Б) *(особистий внесок: аналітичний огляд, підбір та опрацювання літератури, частковий збір та обробка експериментальних даних, формулювання висновків).*

5. **Nikolenko, Y., Fedonenko, O.** (2021). Seasonal dynamics of phytoplankton indicators of the Zaporizhzhia (Dnipro) reservoir phytoplankton of the Zaporozhye reservoir. Ukrainian Journal of Ecology. 11 (7), 121–128. <https://www.ujecology.com/articles/seasonal-dynamics-of-phytoplankton-indicators-of-the-zaporizhzhia-dnipro-reservoir-phytoplankton-of-the-zaporozhye-reservoir-84254.html>. (інші видання) *(особистий внесок: аналітичний огляд, підбір та опрацювання літератури, частковий збір та обробка експериментальних даних, формулювання висновків).*

6. **Nikolenko Y.** (2021). Hydrochemical conditions of phytoplankton development in Zaporizhian (Dnipro) reservoir. Acta Biol. Univ. Daugavp., 21 (1), 59 – 69. ISSN: 1407-8953 <https://du.lv/hydrochemical-conditions-of-phytoplankton-development-in-zaporizhian-dnipro-reservoir> (Закордонне видання у країні ОЕСР).

7. **Ніколенко Ю., Федоненко О.** (2021) Екологічна оцінка Запорізького (Дніпровського) водосховища. Наукові доповіді НУБіП України, 4 (92), 10. ISSN: 2223-1609. <https://dx.doi.org/10.31548/dopovidi2021.04.004> (Фахова, категорії Б) *(особистий внесок: аналітичний огляд, підбір та опрацювання літератури,*

частковий збір та обробка експериментальних даних, формулювання висновків).

Список публікацій, які засвідчують апробації матеріалів дисертації

8.Ніколенко Ю.В. (2019). Зміни якісних показників фітопланктону Запорізького водосховища. Матеріали II Всеукраїнської науково-практичної конференції «Стратегії інноваційного розвитку природничих дисциплін: досвід, проблеми та перспективи». Кропивницький, 2019 (21 березня), С. 185–186. Форма участі: заочна.

9.Ніколенко Ю.В., Федоненко О.В. (2019) Вертикальний розподіл фітопланктону Запорізького водосховища. Матеріали Науково-практичної конференції «Інноватика в сучасній освіті та науці: теорія і практика». Чернівці, 2019 (27–28 вересня), С. 25–27. Форма участі: заочна (*особистий внесок: аналітичний огляд, підбір та опрацювання літератури, формулювання висновків*).

10.Nikolenko Y. V, Fedonenko E. V, Posudiiievskia O. R. (2019) Algal blooms in the Zaporiske reservoir. Матеріали VIII регіональної науково-практичній конференції молодих учених та студентів «Сучасні науково-технічні дослідження у контексті мовного простору». Дніпро, 2019 (11–12 травня), С. 33–34. Форма участі: очна (*особистий внесок: аналітичний огляд, підбір та опрацювання літератури, частковий збір та обробка експериментальних даних, формулювання висновків*).

11.Ніколенко Ю. В., Федоненко О. В. (2019). Видове різноманіття фітопланктону Запорізького водосховища у весняний період. Матеріали X Міжнародної наукової конференції, «Zoocenosis–2019. Біорізноманіття та роль тварин в екосистемах». Дніпро, 2019 (18–19 листопада), С. 51. Форма участі: заочна (*особистий внесок: аналітичний огляд, підбір та опрацювання літератури, частковий збір та обробка експериментальних даних, формулювання висновків*).

12. **Ніколенко Ю.В., Федоненко О.В.** (2020). Екологічна оцінка якості води Запорізького водосховища в районі о. Монастирський. Матеріали III Міжнародної науково-практичної конференції, «Проблеми функціонування та підвищення біопродуктивності водних екосистем». Дніпро, 2020 (25–27 березня), С. 42–43. Форма участі: очна (*особистий внесок: аналітичний огляд, підбір та опрацювання літератури, частковий збір та обробка експериментальних даних, формулювання висновків*).

13. **Шарамок Т. С., Курченко В. О., Ніколенко Ю. В.** (2020). Гідроекологічні показники Запорізького (Дніпровського) водосховища. Матеріали 74-ої Всеукраїнської науково-практичної конференції «Сучасні технології у тваринництві та рибництві: навколишнє середовище – виробництво продукції – екологічні проблеми». Київ, 2020 (26 жовтня), С. 12–13. Форма участі: заочна (*особистий внесок: аналітичний огляд, підбір та опрацювання літератури, частковий збір та обробка експериментальних даних, формулювання висновків*).

14. **Ніколенко Ю. В.** (2020). Оцінка екологічного стану Запорізького водосховища за фітопланктоном. Матеріали Всеукраїнської науково-практичної конференції, присвяченої 80-річчю хіміко-біологічного факультету Тернопільського національного педагогічного університету імені Володимира Гнатюка. Тернопіль «Тернопільські біологічні читання – Ternopil Bioscience. Тернопіль, 2020 (22–23 травня), С. 39–41. Форма участі: заочна.

15. **Ніколенко Ю.В.** (2021). Оцінка видового різноманіття фітопланктону на різних ділянках Запорізького водосховища. Матеріали XII Всеукраїнської науково-практичної конференції «Біологічні дослідження – 2021». Житомир, С. 162–163. Форма участі: заочна.

16. **Ніколенко Ю.В.** (2021). Екологічна оцінка стану Запорізького водосховища за гідрохімічними та гідробіологічними показниками. Матеріали XVII Міжнародної наукової конференції студентів і аспірантів «Молодь і поступ біології». Львів, 2021 (19–21 квітня), С. 136–137. Форма участі: очна.

17. Ніколенко Ю. В. (2021) Біомоніторинг токсичного забруднення Запорізького водосховища важкими металами. Матеріали IV (XV) Міжнародної наукової конференції молодих учених «Наукові основи збереження біотичної різноманітності». Львів, 2021 (28 жовтня), С. 99. Форма участі: заочна.

18. Ніколенко Ю. В. (2021) Особливості розвитку фітопланктону Запорізького водосховища. Матеріали XI Міжнародної наукової конференції «Zoocenosis–2021. Біорізноманіття та роль тварин в екосистемах». Дніпро, 2021 (10–12 листопада), С. 6–7. Форма участі: заочна.

ЗМІСТ

ПЕРЕЛІК УМОВНИХ ПОЗНАЧЕНЬ ТА СКОРОЧЕНЬ	20
ВСТУП	21
РОЗДІЛ 1. ОГЛЯД ЛІТЕРАТУРИ	27
1.1. Ретроспективний аналіз дослідження фітопланктону у Запорізькому водосховищі	27
1.1.1 Історична довідка досліджень фітопланктону Запорізького водосховища	27
1.1.2. Зміна якісних та кількісних показників фітопланктону	29
1.2. Вплив гідрохімічних умов на розвиток фітопланктону	45
1.3. Особливості забруднення водних екосистем важкими металами	46
1.3.1. Вплив важких металів на фітопланктон	46
1.3.2. Особливості впливу важких металів на фітопланктон	47
1.4. Вплив радіонуклідів на розвиток фітопланктону	54
1.4.1 Особливості радіонуклідного забруднення	54
1.4.2. Особливості впливу радіонуклідів на фітопланктон	57
РОЗДІЛ 2. ФІЗИКО-ГЕОГРАФІЧНА ХАРАКТЕРИСТИКА РАЙОНУ ДОСЛІДЖЕНЬ	62
2.1. Фізико-географічна характеристика Запорізького водосховища.....	62
2.2. Характеристика точок відбору	69
РОЗДІЛ 3. МАТЕРІАЛИ ТА МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕНЬ	72
3.1. Методи дослідження фітопланктону	73
3.2. Методи дослідження концентрацій важких металів	75
3.3. Методи радіобіологічних досліджень	76
3.4. Методи гідрохімічних досліджень	77
3.5. Методика екологічної оцінки	78
3.6. Методи статистичної обробки	78
РОЗДІЛ 4. ОСОБЛИВОСТІ ГІДРОЕКОЛОГІЧНОГО РЕЖИМУ ЗАПОРІЗЬКОГО ВОДОСХОВИЩА	80

4.1. Гідрохімічний режим	80
4.2 Вміст важких металів у воді.....	84
4.3 Вміст радіонуклідів у воді	86
4.4. Екологічна оцінка якості води Запорізького водосховища за гідрохімічними та гідробіологічними показниками	87
РОЗДІЛ 5. ФЛОРИСТИЧНА ТА ТАКСОНОМІЧНА СТРУКТУРА	
ФІТОПЛАНКТОНУ ЗАПОРІЗЬКОГО ВОДОСХОВИЩА	95
5.1 Загальна характеристика	95
5.2 Флористична та таксономічна структура по точкам відбору	98
5.3 Екологічна приуроченість фітопланктону по точкам відбору	107
РОЗДІЛ 6. КІЛЬКІСНІ ПОКАЗНИКИ РОЗВИТКУ ФІТОПЛАНКТОНУ	
114	
6.1 Динаміка чисельності фітопланктону Запорізького водосховища	114
6.1.1. Загальна характеристика міжрічної та сезонної динаміки чисельності фітопланктону Запорізького водосховища	114
6.1.2 Сезонна динаміка чисельності фітопланктону по точкам відбору	116
6.2 Динаміка показників біомаси фітопланктону Запорізького водосховища .	120
6.2.1. Загальна характеристика міжрічної та сезонної динаміки біомаси фітопланктону Запорізького водосховища	120
6.2.2. Сезонна динаміка біомаси по точкам відбору	123
6.2.3. Оцінка видового різноманіття фітопланктону на різних ділянках Запорізького водосховища	128
РОЗДІЛ 7. ВАЖКІ МЕТАЛИ ТА РАДІОНУКЛІДИ В ФІТОПЛАНКТОНІ НА	
РІЗНИХ ДІЛЯНКАХ ЗАПОРІЗЬКОГО ВОДОСХОВИЩА	
135	
7.1. Важкі метали в фітопланктоні на різних ділянках Запорізького водосховища	134
7.2 Радіонукліди в фітопланктоні на різних ділянках Запорізького водосховища	139
РОЗДІЛ 8. ОСОБЛИВОСТІ РОЗВИТКУ ФІТОПЛАНКТОНУ ПІД ДІЄЮ	
РІЗНИХ АБІОТИЧНИХ ФАКТОРІВ	
146	

ВИСНОВКИ	151
СПИСОК ВИКОРИСТАНОЇ ЛІТЕРАТУРИ	153
ДОДАТОК А	178
ДОДАТОК Б	188
ДОДАТОК В	191
ДОДАТОК Г	201
ДОДАТОК Д	205

ПЕРЕЛІК УМОВНИХ ПОЗНАЧЕНЬ

ввт – внутрішньовидові таксони водоростей включно з номенклатурним типом виду

ВРД – Водна рамкова директива ЄС. Директива 2000/60/ЄС Європейського парламенту та Ради «Про встановлення рамок діяльності Співтовариства в галузі водної політики»

ГДК – гранично допустима концентрація

В – біомаса фітопланктону, мг/дм³

N – чисельність фітопланктону, тис.кл/дм³

N_{неорг} – неорганічний азот, мгN/дм³

p – рівень значимості

P_{неорг} – неорганічний фосфор, мгP/дм³

r – коефіцієнт кореляції

pH – водневий показник

Pb – плюмбум

Cd – кадмій

Cu – купрум

Zn – цинк

Mn – манган

Ni – нікель

Fe – ферум

¹³⁷Cs – 137-цезій

⁹⁰Sr – 90-стронцій

²²⁶Ra – 226-радій

⁴⁰K – 40-калій

²³²Th – 232-торій

ВСТУП

Актуальність роботи. Фітопланктон служить ключовим показником для оцінки якості води, адже є основним продуцентом в гідроекосистемах, виробляючи кисень та органічні речовини за допомогою фотосинтезу [145]. Незважаючи на те, що фітопланктон становить менше 1% основної біомаси Землі [154], він відповідає за приблизно половину світової первинної продукції і відіграє вирішальну роль у потоці енергії та кругообігу поживних речовин у гідроекосистемах [201, 105, 71]. Моніторинг, моделювання та прогнозування угруповань фітопланктону мають велике значення в антропогенно трансформованих районах, заповідних зонах та водосховищах. [151, 209, 114, 148].

В останні роки евтрофікація, а особливо цвітіння водоростей, стають все більш вираженими у водоймах і викликають періодичне погіршення якості води. Особливо гостро проблема «цвітіння» води стоїть для водосховищ [70, 184, 199, 194, 192].

Ціанобактерії є домінуючою групою фітопланктону в евтрофних прісноводних екосистемах всього світу. Вони розвиваються особливо масивно на мілких, теплих водоймах або в забрудненій воді з низьким вмістом кисню [183, 163, 139], яким є і Запорізьке водосховище [77, 78].

За період свого існування екосистема Запорізького водосховища зазнала численних трансформацій, викликаних змінами гідрологічного режиму. На сучасному етапі існування 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 їх видовому складі та кількісних показниках [77].

Фітопланктон, завдяки його чутливій реакції на умови навколишнього середовища, в першу чергу реагує на забруднення: змінами структури, якісних

та кількісних показників, що може бути використано для екологічної оцінки якості води [202, 207, 41, 121]. Маючи велику сорбційну площу, фітопланктон виступає первинним акумулятором важких металів та радіонуклідів, сприяючи їх передачі по ланцюгах живлення [11, 36, 99, 134, 153, 158].

Згідно з термінологією ВРД – біологічних елементів якості, у водоймах великих міст, одним з найбільш інформативних угруповань для оцінки екологічного стану є саме фітопланктон. Вивчення його структури дозволяє надати екологічну оцінку стану водойми, виявити вплив на неї різних екологічних чинників, у тому числі і антропогенного походження [92].

Так, як фітопланктон є чутливим до змін зовнішніх параметрів, важливим є зрозуміти його динаміку у водних екосистемах [169].

До того, сезонний аналіз якості води допомагає оцінити вплив антропогенної діяльності на водойми [156]. Незважаючи на це, детальних досліджень фітопланктону по акваторії Запорізького водосховища не проводилося тривалий період часу.

Зв'язок роботи з науковими програмами, планами, темами. Дисертаційна робота виконана в 2018–2023 рр. на кафедрі загальної біології та водних біоресурсів та в науково-дослідній лабораторії гідробіології, іхтіології та гідробіології науково-дослідного інституту біології науково-дослідної частини Дніпровського національного університету імені Олеся Гончара в межах наступних держбюджетних науково-дослідних робіт: НДР «Екологічні засади раціонального ресурсовикористання та розвитку агропромислового комплексу Придніпров'я в галузі аквакультури, рибництва та рибальства» (2019–2021 рр., № держреєстрації 0119U100445); НДР «Дослідження якості рибної продукції в умовах водойм Придніпровського регіону» (2019–2021 рр., № держреєстрації 0119U100098); НДР «Сучасні біоперешкоди і розробка нових екологічно безпечних методів біомеліорації водних екосистем штучних водойм стратегічного призначення» (2021–2023 рр., № держреєстрації 0121U108051) (ДОДАТОК Г).

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

Для досягнення поставленої мети, необхідно вирішити такі **завдання** :

1)провести ретроспективний аналіз досліджень фітопланктону Запорізького водосховища;

2)проаналізувати літературні дані, щодо впливу важких металів та радіонуклідів на розвиток фітопланктону;

3)встановити таксономічну та екологічну структуру фітопланктону на різних ділянках Запорізького водосховища;

4)з'ясувати особливості міжрічної та сезонної динаміки показників чисельності та біомаси фітопланктону на різних ділянках Запорізького водосховища;

5)дослідити особливості розподілу та накопичення важких металів фітопланктоном на різних ділянках Запорізького водосховища;

6)дослідити особливості розподілу та накопичення радіонуклідів фітопланктоном на різних ділянках Запорізького водосховища;

7)шляхом проведення кореляційного аналізу між гідрохімічними, токсикологічними, радіобіологічними показниками та якісними і кількісними показниками розвитку фітопланктону, виявити чинники, що впливають на розвиток фітопланктону Запорізького водосховища на сучасному етапі існування.

Об'єкт дослідження – фітопланктон Запорізького водосховища.

Предмет дослідження – особливості динаміки якісних та кількісних показників фітопланктону Запорізького водосховища на сучасному етапі існуванні.

Методи дослідження – гідробіологічні, гідрохімічні, радіобіологічні, токсикологічні та статистичні.

Наукова новизна одержаних результатів:

Уперше:

- визначено особливості накопичення природних (^{226}Ra , ^{232}Th , ^{40}K) та штучних (^{137}Cs , ^{90}Sr) радіонуклідів та важких металів (Fe, Zn, Cu, Ni, Mn, Pb, Cd) фітопланктоном Запорізького водосховища;

- шляхом проведення кореляційного аналізу між гідрохімічними, токсикологічними, радіобіологічними показниками та якісними і кількісними показниками розвитку фітопланктону, виявлено чинники, що впливають на розвиток фітопланктону Запорізького водосховища на сучасному етапі існування.

Удосконалено та доповнено:

- доповнено ретроспективний аналіз досліджень фітопланктону Запорізького водосховища;

- дані про таксономічну та екологічну структуру фітопланктону на різних ділянках Запорізького водосховища на сучасному етапі існування.

Набуло подальшого розвитку:

- дослідження особливостей міжрічної та сезонної динаміки показників чисельності та біомаси фітопланктону на різних ділянках Запорізького водосховища.

Практичне значення результатів дослідження. Результати досліджень викладені у роботі, необхідні для розробки природоохоронних заходів у Запорізькому водосховищі, можуть бути використані при формуванні екологічних звітів по регіону. Дані використовуються на кафедрі загальної біології та водних біоресурсів при викладанні дисциплін «Альгологія з основами мікології», «Гідробіологія» та «Біорізноманіття водних екосистем» (ДОДАТОК Г).

Особистий внесок авторки. Авторкою дисертаційної роботи самостійно проаналізовано фахову наукову літературу за тематикою дослідження, відібрано та опрацьовано біологічний матеріал для досліджень, проведено польові (відбір гідробіологічних, гідрохімічних, радіобіологічних та токсикологічних проб) та лабораторні (визначення видового складу, якісних та кількісних показників

фітопланктону, гідрохімічний, радіобіологічний та токсикологічний аналізи) дослідження, здійснено статистичну обробку отриманих результатів. Сформульовано основні положення дисертаційної роботи, практичні рекомендації та висновки. Підготовлено до друку наукові праці, в яких викладено основні положення дисертації.

Апробація результатів роботи. Матеріали дисертаційної роботи доповідалися на наукових конференціях за підсумками науково-дослідної роботи Дніпровського національного університету імені Олеся Гончара (2019–2022 рр). Основні результати представлені на наступних конференціях: II Всеукраїнській науково-практичній конференції (м. Кропивницький, 21 березня 2019 р.) «Стратегії інноваційного розвитку природничих дисциплін: досвід, проблеми та перспективи»; науково-практичній конференції (м. Чернівці, 27-28 вересня 2019 року) «Інноватика в сучасній освіті та науці: теорія і практика»; VIII регіональній науково-практичній конференції молодих учених та студентів «Сучасні науково-технічні дослідження у контексті мовного простору», Дніпро, 2019 (11–12 травня); X Міжнародній науковій конференції, Дніпро «Zoocenosis–2019. Біорізноманіття та роль тварин в екосистемах»; III Міжнародній науково-практичній конференції, 25–27 березня 2020 року, м. Дніпро «Проблеми функціонування та підвищення біопродуктивності водних екосистем»; 74-й Всеукраїнській науково-практичній конференції «Сучасні технології у тваринництві та рибництві: навколишнє середовище – виробництво продукції – екологічні проблеми», Київ, 2020; Всеукраїнській науково-практичній конференції, присвяченій 80-річчю хіміко-біологічного факультету Тернопільського національного педагогічного університету імені Володимира Гнатюка. Тернопіль «Тернопільські біологічні читання – Ternopil Bioscience – 2020»; XII Всеукраїнській науково-практичній конференції «Біологічні дослідження – 2021», Житомир; XVII Міжнародній науковій конференції студентів і аспірантів (м. Львів, 19–21 квітня 2021 р.) «Молодь і поступ біології»; IV (XV) Міжнародній науковій конференції молодих учених (Львів, 28 жовтня

2021 року) «Наукові основи збереження біотичної різноманітності»; XI Міжнародній науковій конференції Дніпро, Україна (10–12 листопада 2021). «Zoocenosis–2021. Біорізноманіття та роль тварин в екосистемах».

Публікації. Результати досліджень відображено у 18 наукових публікаціях: 7 статей (5 статей у вітчизняних фахових виданнях категорії Б; 1 стаття у закордонному виданні країни ОЕСР; 1 – інші видання), 11 матеріалів міжнародних, вітчизняних та регіональних конференцій) (ДОДАТОК Д) .

Структура та обсяг роботи. Дисертаційна робота складається із анотації, вступу, огляду літератури, розділів фізико-географічна характеристика району дослідження, матеріали та методи досліджень та п'яти розділів власних досліджень з обговоренням результатів, висновків та списку використаної фахової літератури. Загальний обсяг дисертації становить 209 сторінок. Текст ілюстрований 28 рисунками та 15 таблицями. Список використаної фахової літератури містить 210 джерела із них 111 іншомовних.

РОЗДІЛ 1 ОГЛЯД ЛІТЕРАТУРИ

1.1 Ретроспективний аналіз дослідження фітопланктону у Запорізькому водосховищі

1.1.1 Історична довідка досліджень фітопланктону Запорізького водосховища. Перші системні (фундаментальні) дослідження фітопланктону акваторії нинішнього Запорізького водосховища були проведені на момент заснування Дніпропетровської державної гідробіологічної станції, яка розпочала свою роботу 15 березня 1928 року. Головною метою станції було всебічне гідробіологічне дослідження порожистої частини р. Дніпро, а також його приток. Очолював станцію професор Дмитро Онисифорович Свіренко – завідувач кафедри ботаніки Дніпропетровського університету, професор-альголог. Саме з його ім'ям і пов'язанні фундаментальні дослідження фітопланктону Дніпра і його основних приток, що протікають у межах Дніпропетровської області: Самари, Вовчої, Мокрої Сури і т.д. У сферу наукових інтересів Д. О. Свіренка входили не лише якісні і кількісні показники фітопланктону, а і їх зміни під впливом будування греблі Дніпрогесу [5, 6, 53, 59, 62–68, 80].

Однак, свої перші дослідження Свіренко Д. О. почав ще в 1920-х рр., тобто ще до утворення Гідробіологічної станції і початку гідрологічних і гідрохімічних змін порожистої частини Дніпра, що дало змогу оцінити масштаби змін, що відбулися внаслідок побудови греблі і прослідити їх вплив на показники розвитку фітопланктону. Дмитро Свіренко вивчав фітопланктон на ділянці річки проти м. Дніпро, циклічно протягом 4 років (1920–1924 рр), крім того досліджував вплив порогів на фітопланктон [5, 6, 53, 62–66].

Частково цим питанням в даному районі займався і Б. Бішов [101] в 1918 році, хоча основну увагу автор приділяв ділянці ріки в районі м. Олександрівська (нині м. Запоріжжя), однак він також вивчав вплив порогів на фітопланктон, з цією метою збирав матеріал на ділянці Катеринослав–Олександрія (нині м. Дніпро-Запоріжжя), тобто в межах нашого району [63, 56, 57, 24] .

В 1929 році виходить друком робота Свіренка Д. О. з фітопланктону р. Вороної [63, 66, 67]. В роботах Я. В. Ролла та Д. О. Родзімовського, опублікованих в 1930 році висвітлено стан розвитку фітопланктону на ділянці Київ–Дніпро, що охоплює верхню частину Запорізького водосховища. Дослідження було проведено в липні і загалом їх роботи підтвердили характеристику фітопланктону Дніпра, надану у працях Свіренка Д. О. (1920–1924 рр.) [24, 56–59, 84].

Крім Свіренка Д. О., вивченням фітопланктону займалися співробітники Дніпропетровської гідробіологічної станції – П. А. Герасимов і О. Я. Мусатова. Герасимов П. А. вивчав фітопланктон в районі м. Дніпро до початку затоплення, а Мусатова О. Я. – кількісні проби з порожистої частини Дніпра до і після затоплення. Їх роботи були представлені лише у вигляді рукописів і згодом були використані Свіренком Д. О. [63, 26].

Отже, за роки роботи Д. О. Свіренка (1920–1941 рр.), ним було встановлено видовий склад, основні закономірності формування фітопланктону р. Дніпро, що знаходиться в межах Дніпропетровської області. Робота Дмитра Свіренка та гідробіологічної станції загалом була високо оцінена в наукових колах. Так, постановою уряду в 1934 році на базі Дніпропетровської гідробіологічної станції створюється НДІ гідробіології Дніпропетровського університету, а ініціатор заснування станції і директор НДІ гідробіології професор Д. О. Свіренко в 1934 році обирається членом-кореспондентом АН УРСР [56–59, 15].

В післявоєнні роки гідробіологічне товариство очолював учень Свіренка – Мельников Г. Б., який займається вивченням зоопланктону. Всі дослідження були направлені на дослідження акваторії Дніпровського водосховища після падіння рівня води, викликаного руйнуванням під час війни греблі Дніпрогесу. Фітопланктон на даний час вивчався фрагментарно [64, 18]. Так, у результаті досліджень 1944–1946 років друком виходить стаття В. А. Цимбалюк «Фітопланктон і фітобентос порожистої частини Дніпра» [84].

Перші ж вагомі дослідження фітопланктону в цей період пов'язані з ім'ям – Зінаїди Самойлівни Гаухман. У період досліджень 1944–1946 років, Гаухман З. С. встановила, що фітопланктон нової порожистої частини Дніпра повторює такий, до побудови греблі Дніпрогеса. А вже під час 1947–1952 року було помічено зміни в складі і співвідношенні різних систематичних груп фітопланктону, пов'язанні з формуванням Дніпровського водосховища, після відновлення греблі в 1946 році [15–18].

В наступні періоди функціонування дніпровського водосховища вивченням фітопланктону займалися Федій В. А. [74] – в 60–70 рр., Приймаченко А. Д. – в 80-х роках [51–54] та Мисюра А. В. [46] – в 84–86 роки.

Кириленко А. С. займався системним вивченням фітопланктону Дніпра, починаючи з кінця 90-х і на початку 2000-х років. Автор детально розглядав річну і сезонну динаміку фітопланктону водосховища [34].

В останні роки вивченням фітопланктону в умовах посиленого антропогенного тиску займався Яковенко В.О. та частково Мельник С. О. [43, 44, 197].

1.1.2 Зміна якісних та кількісних показників фітопланктону. Умовно терміни проведення досліджень фітопланктону Запорізького водосховища можна поділити на періоди: до заповнення водосховища (1918–1931 рр.); роки першого затоплення (1931–1934); перший період існування водосховища (1935–1941 рр.); руйнування греблі і відновлення річного режиму (1941–1946 рр.); післявоєнна відбудова: вторинне заповнення, після відбудови греблі (1946–1956 рр.); період інтенсивного гідробудування (1956(60)–1965 рр.) і період внутрішньо-каскадного існування Запорізького водосховища (донині) [15, 43].

В перший період, за даними Б. Бішофа [101], у фітопланктоні Дніпра було виявлено 182 види водоростей, з яких до Diatomosea належало – 56 видів, Protococaceae – 34, до інших Chlorophyceae – 57, Zygnematophyceae – 10, Flagelata – 23 (3 до Dinoflagellata) і Cyanophyceae – 2. В кінці травня, на початку липня, відмічався значний розвиток *Asterionella sp.* та *Actinastrum hantzschii*. На кінець травня спостерігалось збільшення Protococaceae, однак на початку липня їх

поступово витісняють *Diatomosea*. В середині ж липня домінуючим видом став *Ceratium hirundinella*. У вересні частка *Euglena acus* збільшилась, а *Ceratium hirundinella* – зменшилась. Однак, інформації, щодо кількісного співвідношення даних груп автор не наводить [63, 101].

Домінуючими видами в Дніпрі були: *Asterionella sp.*, *Melosira varians*, *M. granulate*, *Rholcosphenia curvata*, *Navicula placentula*, *N. rhynchocephala*, *N. sphaerophora* та *Synedra acus*.

Крім того, Б. Бішоф помітив, що якісні та кількісні показники фітопланктону певною мірою залежить від швидкості течії, так чим швидше течія, тим менше видове різноманіття фітопланктону. Зокрема, на клітини фітопланктону руйнуюче впливають пороги і водоспади, адже колоніальні водорості не витримують дії порогів і руйнуються. На течії найчисленнішою групою були *Diatomosea* завдяки їх міцній оболонці [101, 63, 57].

За даними Д. О. Свіренка протягом 1920–1924 років на ділянці річки проти м. Дніпро було виявлено 245 видів фітопланктону. Групами, які домінували за чисельністю, були *Diatomosea* (до 77% від загальної чисельності) та *Protococaceae* (до 52%). Також значного розвитку набували *Uroglena volvox* (до 5%), види роду *Anabena* (8%) та вид *Aphanizomenon flos-aquae* (7%) [62–64].

Автором встановлено певну періодичність розвитку планктону: пізньої весни і на початку та в середині осені спостерігається найбільший розвиток *Asterionella sp.* (16%); влітку – видів роду *Melosira* (до 65%). Суттєвий розвиток *Uroglena volvox* (до 7%) значною мірою спостерігався тільки взимку (грудень, лютий). Чисельність *Cyanophyceae* (до 30%) досягала свого піку в липні, а *Protococaceae* (до 60%) – в теплий період року [63, 64].

Але сам же автор говорить, що це все відносно: в різні роки спостерігалась неоднаковість. Наприклад, *Cyanophyceae* масового розвитку набули в 1922 році. А однокорі види роду *Pediastrum*, які виявлені у пробах у вересні 1921 та 1924 років, в 1922 і 1923 рр. – не спостерігалися. Отже, у зв'язку з метеорологічними умовами час розвитку тих чи інших форм зсувається.

Свіренко Д. О. теж підтвердив руйнівну дію порогів, під впливом яких фітопланктон біднішає і якісно, і кількісно [62–64].

Дослідження фітопланктону Дніпра, до спорудження греблі Дніпрогесу, на базі Гідробіологічної станції розпочалось в 1927–1928 роках і тривало приблизно 6 років. Пунктом цілорічних стаціонарних досліджень було обрано середину Дніпра нижче Мерефо-Херсонського залізничного мосту. Експедиційно вивчали порожисту ділянку ріки в 11 пунктах, починаючи від ділянки ріки в районі Кодацького порога і закінчуючи так званою «Кічкаською ямою» [64, 53].

За період 1927–1933 років досліджень було зібрано 348 якісні проби фітопланктону. Загальна кількість видів зафіксованих за 6 років досліджень дорівнювала – 204 (табл. 1.1.1).

Таблиця 1.1.1 – Склад фітопланктону Дніпра до спорудження греблі Дніпрогесу [62–64, 101]

Групи	Кількість видів
Cyanophyceae	16
Chrysomonadineae	4
Dinoflagellata	3
Diatomocea	95
Euglenacea	13
Desmidiaceae	9
Volvocaceae	7
Protococaceae	55
Xanthophyceae	2

Найбіднішим щодо кількості видів був зимовий період (грудень–квітень), коли середня кількість видів не перевищувала 19 (а в лютому – 12) (рис.1.1.1). Лише в червні починалося збільшення видового складу і досягало свого першого максимуму, в основному за рахунок Diatomocea (78%). В липні–серпні також спостерігалось поступове незначне збільшення видового складу, в основному за рахунок представників Protococaceae (50%). В першій половині вересня спостерігався другий (більший) максимум, в основному завдяки збільшенню

видового різноманіття представників Diatomosea та Protococaseae майже в рівних співвідношеннях (44 та 42% відповідно) [62–64].

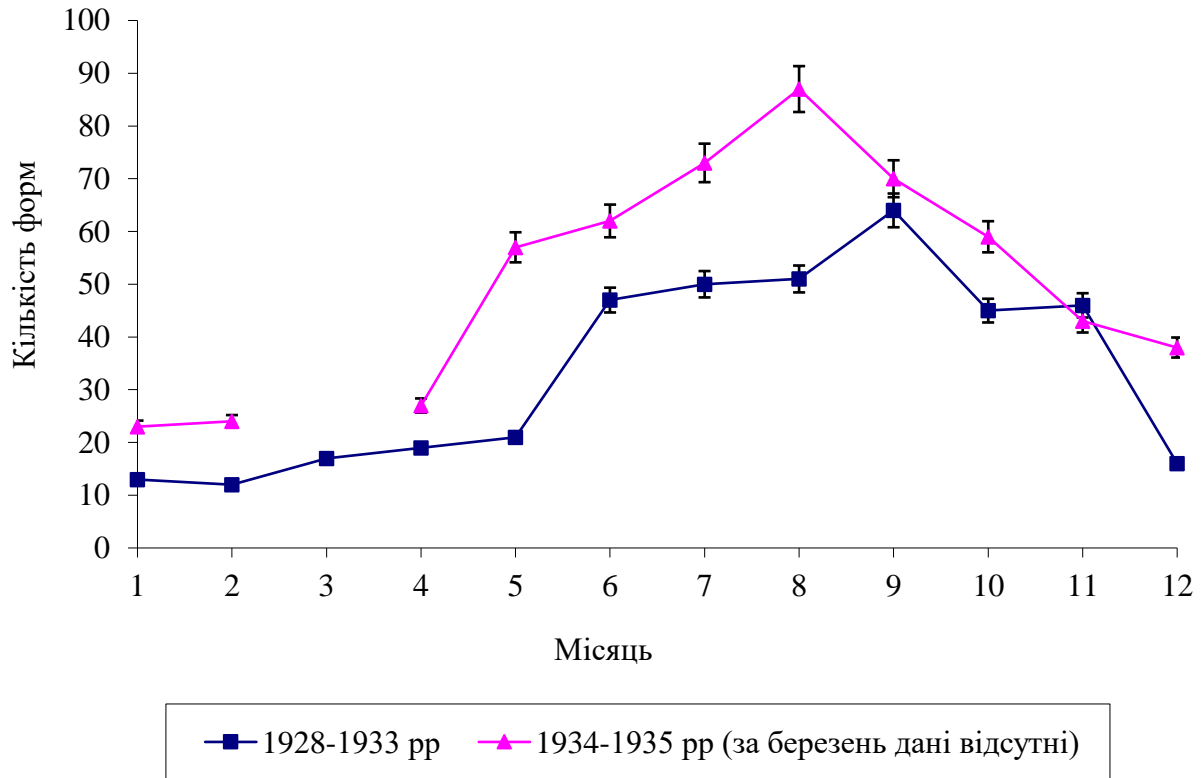


Рисунок 1.1.1 Усереднені дані кількості форм фітопланктону за місяцями (1928–1933 та 1934–1935 рр.) [62–64]

Середні показники чисельності фітопланктону коливалися в різні сезони року (рис.1.1.2). Хоча група Diatomosea (47%) і була найчисельнішою за видовим складом, однак пріоритетне значення у формуванні чисельності мали лише 2 роди: *Cyclotella* до 1700 тис. кл/дм³ і *Melosira* до 968 тис. кл/дм³, що становить відповідно 24% та 14% від чисельності всього фітопланктону, а також види *Asterionella gracillima*, *Fragilaria virescens*, *Fragilaria crotonensis* та деякі планктонні форми *Synedra* та *Cyclotella meneghiniana* [62–64].

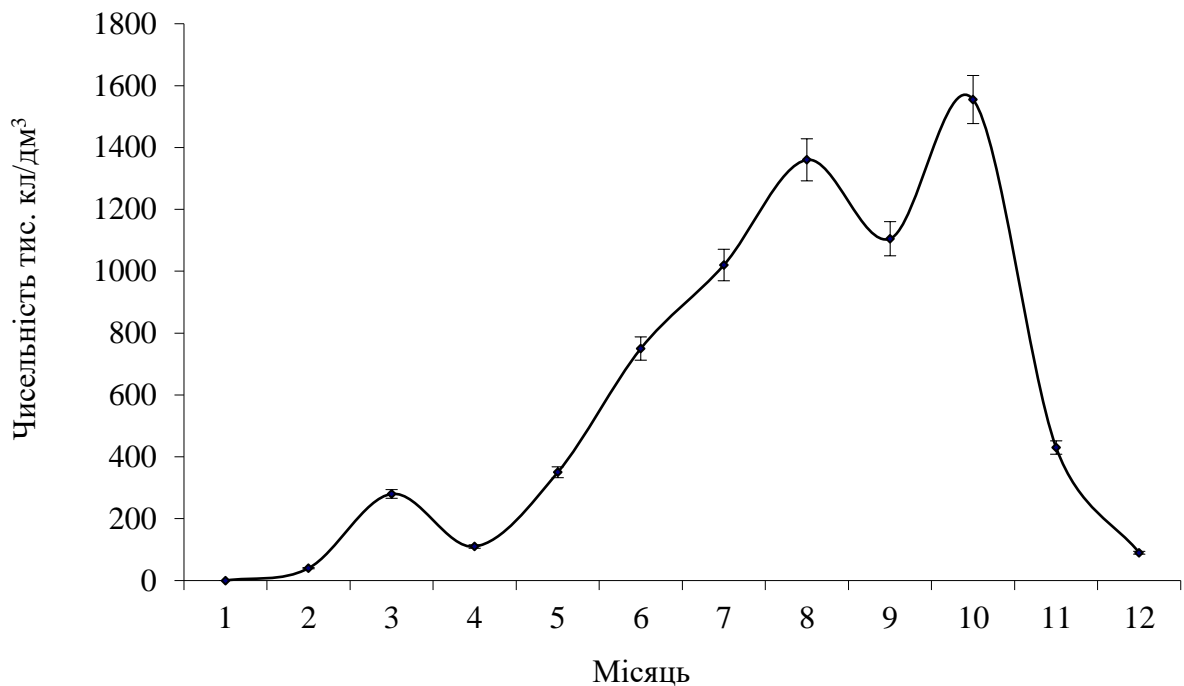


Рисунок 1.1.2 Усереднені дані чисельності фітопланктону Дніпра за місяцями в період 1928–1933 рр. [62–64]

Крім того, у складі фітопланктону суттєву роль відігравали представники Protococaceae. Так, наприклад у вересні 1930 року їх чисельність дорівнювала 1160 тис. кл./дм³, що становить 68% від всієї чисельності фітопланктону. Серед Protococaceae в Дніпрі зустрічалися 14 родів, на відміну від групи Diatomosea, яка була представлена 8 родами. Однак, лише представники роду Ankistrodesmus набували чисельності більше за 500 тис. кл./дм³, з максимумом в першій половині червня – 610 тис. кл./дм³, а чисельність родів Actinastrum та Scenedesmus інколи перевищувала 100 тис. кл./дм³, але не сягала вище 262 тис. кл./дм³ [62–64].

Також суттєве значення для формування чисельності відігравали Суанорфусеа (14%), при домінуванні представників родів Anabaena, Microcystis та виду *Aphanizomenon flos-aquae*, які досягали значної чисельності та викликали цвітіння води. Середня чисельність представників роду Anabaena протягом року становила 2 тис. кл./дм³, максимальна – була зафіксована з середини літа до

першої половини вересня – близько 100 тис. кл/дм³; роду *Mirocystis* – в основному становила не більше 10 тис. кл/дм³, лише в серпні місяці досягала максимуму – 44 тис. кл/дм³; виду *Aphanizomenon flos-aquae* – представлена декількома десятками тисяч клітин на літр води [63].

Згідно експедиційних досліджень фітопланктону 1928–1931 рр., встановлено, що характерною рисою фітопланктону порожистої частини було кількісне і якісне збідніння в результаті «обробки» порогами, внаслідок чого в нижній ділянці порожистої частини планктон значно бідніший, ніж у верхній та зокрема, ніж у Дніпрі вище порогів (табл.1.1.2). Так, вище Кодацького порога чисельність, у середньому, становила близько 2 тис. кл/дм³, а в районі Кічкас – найменша, близько 90 кл/дм³. Результатом цього явища є те, що у фітопланктоні порожистої частини спостерігається значна кількість пошкоджених форм, уламків. Видовий склад фітопланктону берегових заростей і заток характеризувався незначною кількістю видів порівняно з відкритим Дніпром [63].

В період другого етапу зміни в угрупованнях фітопланктону, в основному були викликані процесом підняття рівня води, внаслідок будування греблі Дніпрогесу та пов'язаним з цим падінням швидкості течії, так зникли не планктонні форми, види вимиті з дна та перенесені течією з північних ділянок Дніпра, а завдяки відсутності порогів припинилося руйнування клітин фітопланктону і почалося збільшення їх чисельності. Так, наприклад вже в серпні 1931 року на ділянці ріки в районі Кічкас (де раніше почалося підвищення води), чисельність фітопланктону досягла 5640 тис. екз/дм³, що майже в 20 разів вище, ніж до затоплення, що також пояснюється і затопленням територій багатих органічними елементами. Ці зміни наростали пропорційно з підняттям рівня води, щороку все далі і далі від греблі, однак їх інтенсивність у цьому напрямку знижувалась. В 1932–1933 роках було помічено загальне збідніння складу фітопланктону, особливо серед *Diatomosea* (25 видів) та *Protococaceae* (19 видів) [62, 63, 67, 101].

Таблиця 1.1.2 – Кількісний склад фітопланктону порожитої частини Дніпра за результатами експедиційних досліджень 1928–1931 років [62–64]

Групи	Місце відбору								
	Вище Кодака	Нижче Кодака	Вище Ненаситеця	Нижче Ненаситця asitezky rapid	Вище Вовниги	Нижче Вовниги	Вище Вільного	Нижче Вільного	Кічкас
Cyanophyceae	45	108	29	37	1	9	-	200	6
Chrysomonadineae	19	7	2	-	1	5	2	1	-
Dinoflagellata	4	1	3	-	3	5	2	-	-
Diatomocea	521	787	752	464	389	464	655	397	124
Euglenacea	6	3	3	0	3	4	8	1	-
Desmidiaceae	3	1	-	-	-	1	1	-	-
Volvocaceae	47	41	11	10	11	10	106	-	5
Tetrasporaceae			2						
Protococaceae	1418	2164	580	479	583	685	4562	421	57
Xanthophyceae	7	9	13	2	18	2	6	10	1

Щодо систематики, то видовий склад, за певним винятком, залишався майже той самий, що і в період до залиття водосховища. Проте варто відзначити такі зміни: з'явилися деякі форми, що раніше не зустрічалися (представники родів *Attheya*, *Rhizosolenia*) та збільшилася чисельність деяких форм порядку *Protococcales*.

Влітку 1934 року спостерігалось максимальне збільшення чисельності *Cyanoophyceae* до 270 тис. кл/дм³ і величезна вегетація *Bacillariales*, що становила приблизно 1 млн кл/дм³ в верхній частині водосховища [66, 67, 101].

Щодо кількісного розвитку планктону, то після певного зменшення чисельності в перші роки підтоплення, у 1934 році на певних ділянках спостерігалось значне його збільшення.

Також, у зв'язку зі зменшенням, а згодом і практично припиненням течії в порожистій частині, поступово змінився вертикальний розподіл фітопланктону. Так, спостерігалось порівняно більше різноманіття у верхніх шарах, ніж це було раніше [66].

Повний об'єм водосховища набрало весною 1934 року і власне з цього моменту почався третій етап – початок існування Дніпровського водосховища. В Дніпрі вище зони затоплення (проти Верхньодніпровська) кількість форм у фітопланктоні на цей час досягала 90–96 видів. Щодалі, ближче до нижньої ділянки водосховища, спостерігалась менша кількість видів фітопланктону, так в 1934 р. в Кічкаській пробі виявлено лише 33 види [66, 67, 101]. Однак, на ділянці ріки в районі сучасного м. Дніпро відбулося збільшення якісного складу фітопланктону, що пов'язано з тим, що затоплення на даній ділянці відбулося лише весною 1934 року (див. рис. 1.1.1).

Найбільш суттєве збідніння якісного складу було помічено в групі *Diatomosea*, так якщо загальний видовий склад зменшився на 63 види, то в групі *Diatomosea* зникло 40 видів, що становить 2/3 загального зменшення. Як правило, зменшення кількості видів відбувалося за рахунок випадкових (вимитих, знесених) форм. Кількість *Protococaseae* зменшилася на 16 видів.

В інших групах, які і до залиття водосховища характеризувалися незначною кількістю видів, спостерігалось незначне зменшення кількості видів. Наприклад, *Cyanoophyceae* майже на всьому протязі водосховища мали у планктоні 7–10 форм і лише в нижній точці відбору (Кінчанс) було виявлено лише 2 форми. Не виявлено зменшення чисельності *Dinoflagellata*, *Desmidiaceae* і

Chrysomonadineae, які представлені 3–4 формами. Чисельність же форм Volvocaceae в нижній частині водосховища зменшилася вдвоє [62, 63, 67, 101].

Поруч зі збіднінням якісного складу у водосховищі відбувався протилежний процес – поява у нижній ділянці форм, які раніше, до затоплення, в Дніпрі не були зафіксовані. До таких форм належали *Diplopsalis acuta*, *Cryptomonas erosa*, а також представники роду *Oocystis*.

На ділянці річки поблизу м. Дніпро чисельність фітопланктону підвищилася до 2440 тис. кл/дм³. Основна роль серед Diatomosea належала представникам родів *Cyclotella*, *Melosira*, *Stephanodiscus*, кількість яких у верхніх ділянках водосховища обчислювалась декількома сотнями тисяч у літрі. Значну роль також посідали форми родів *Navicula*, *Synedra* та іноді *Asterionella*, чисельність яких частіше була меншою від 100 тис. кл/дм³ [63, 65, 101].

Результати вивчення стану фітопланктону Запорізького водосховища свідчать, що його видове різноманіття збільшується від греблі до вершини водосховища.

Загалом затоплення збагатило кількісний склад фітопланктону порожистої частини Дніпра і зменшило їх видове різноманіття, в основному за рахунок Diatomosea. Однак, розвиток Cyanophyceae у різних пунктах спостереження показав, що вони краще розвивалися в Дніпрі вище греблі, ніж у верхніх частинах. Отже, зарегулювання течії не викликало збільшення їх розвитку.

Максимальна чисельність фітопланктону в період 1934–1940 років, було зафіксована в точці відбору проб – Вище Кодака і становила – 1763 тис. кл/дм³, а мінімальна – в районі Кічкас, що дорівнювало – 130 тис. кл/дм³, але треба відзначити, що показник був вищим, ніж у минулі роки [62, 63, 24, 26].

Чисельність фітопланктону у водосховищі впродовж вегетаційних сезонів 1934–1940 років зростала і мала 3 піки: квітневий (більше 1,3 млн кл/дм³), черволипиневий (більше 2 млн кл/дм³) та останній в листопаді (до 11,5 млн кл/дм³ за

рахунок масового розвитку циклотели). Максимальна біомаса досягала 12,5 мг/дм³ [15].

В період 1941–1944 років у зв'язку з руйнуванням греблі, на місці водосховища відновилися пороги, швидкість течії зросла [74]. В цей період розвиток фітопланктону повторював такий до створення Дніпрогресу. Максимальна кількість водоростей відмічалась в передпорожистій частині (до 0,5 млн кл/дм³). Домінували *Diatomosea* та *Chlorococcales* водорості. На центральній ділянці порожистого району чисельність мікроводоростей різко зменшувалася до 0,04–0,06 млн кл/дм³, а у пункті Кічкас – 0,26 млн кл/дм³, що підтверджує руйнівну дію порогів [51, 74].

Вторинне заповнення після відбудови греблі в 1946 році призвело до формування фітопланктону, аналогічно першому періоду заповнення водосховища. Однак, помічено збільшення цвітіння води, за рахунок вегетації синьо-зелених водоростей. Так, у липні–вересні чисельність водоростей у поверхневих шарах досягала декілька млн кл/дм³. В перші роки цвітіння спостерігалось лише у верхніх ділянках водосховища, в основному за рахунок наявності представників роду *Anabena* (до 70% чисельності всього фітопланктону), далі воно розповсюджувалося на інші ділянки водосховища, де провідну роль відіграли роди *Aphanizomenon* (10%) та *Microcystis* (14%), хоча по біомасі домінували представники *Diatomosea*. Загальна чисельність при максимальному розвитку фітопланктону досягала 34 млн кл/дм³ з біомасою 9,1 мг/дм³ [24, 15, 51, 74].

В період 1947–1952 рр. Гаухман З. С. досліджувала фітопланктон Дніпровського водосховища на ділянці від сучасного м. Дніпро до району Кічкаса (табл. 1.3), де пріоритетними групами залишалися *Diatomosea* (38%) , *Protococaceae* (22%) та *Cyanophyceae* (17%) (табл. 1.1.3) [16, 51, 74].

Таблиця 1.1.3 – Кількісний склад фітопланктону Запорізького водосховища (1947-1952 роки) [15, 16, 24, 51, 74]

Групи	Роки					
	1947	1948	1949	1950	1951	1952
Cyanophyceae	47	23	34	40	29	20
Chrysomonadineae	4	4	6	3	6	2
Cryptomonadineae	1	-	1	2	2	1
Euglenacea	5	5	21	10	15	4
Dinoflagellata	11	6	6	6	9	4
Diatomocea	128	96	82	79	57	19
Desmidiaceae	17	7	13	5	11	-
Zygnemaceae	1	1	1	2	1	1
Volvocaceae	7	8	5	8	7	9
Protococaceae	54	27	49	47	42	26
Ulotrichales	2	1	3	1	2	-
Siphonocladiales та siphonales	1	-	1	1		-
Xanthophyceae	-	1	-	1	-	-

В 1947 році основний комплекс форм складали типові дніпровські групи – представники родів *Melosira*, *Synedra*, *Pediastrum*, *Scenedesmus*, *Dictiospharium*, *Anabena*, *Aphanizomenon*, *Microcystis* та ін.

В серпні 1947 в районі м. Дніпропетровська спостерігався масовий розвиток Cyanophyceae, в основному за рахунок *Anabena flos-aque* та *A. flos-aque f. spiroides*, які викликали цвітіння води, при чисельності 1 млн кл/дм³. Високої чисельності набули також також *Melosira granulata* та *M. italica* – до 1288 тис. кл/дм³ [51, 74].

Така сама картина спостерігалася на ділянці річки в районі с. Старі Кодаци, однак крім вище згаданих груп ще зустрічалися представники *Protococaceae* – *Pediastrum duplex*, *Ankistrodesmus falcatus*, *Dictyosphaerium pulchellum* та ін.

На ділянці Старі Кодаци–Звонецьке домінуючою групою були *Diatomosea* (*Melosira*) (35% загальної чисельності фітопланктону), а Звонецьке–Вороне – *Cyanophyceae* (16%), що спричиняли «цвітіння» водойми [15].

Загалом в 1947 році було виявлено 272 види фітопланктону. На ділянці ріки в районі м. Дніпро відмічалось 105 види, а в районі Кічкаса – 28–37 види.

Експедиційні дослідження 1948–1950 років підтвердили дані, наведені вище, однак кількість видів зменшилися до 178 (1948 р.), 220 (1949 р.) та 205 (1950р), частка *Diatomosea* зросла, в середньому, до 54%, *Protococaceae* становила 15%, а *Cyanophyceae* –13% [16–18, 74].

В 1950 році на відміну від інших років не було виявлено масового «цвітіння» водойми, хоча місцями вегетація водоростей була значною [17].

В 1951 році чисельність *Diatomosea* дорівнювала – 1–3 млн кл/дм³ на всьому протязі водосховища (крім нижньої ділянки), *Protococaceae* та *Cyanophyceae* становила, в середньому 600 тис кл/дм³. У нижній частині водосховища спостерігалось інтенсивне «цвітіння», за рахунок *Cyanophyceae* (5 млн кл/дм³) [26, 74].

Помічено, що у відновленому водосховищі тенденція до зменшення якісного складу фітопланктону в напрямку донизу сильніше виражена, ніж в 1934–1935 роки, до того ж тим краще проявляється, чим більше років пройшло з моменту відбудови греблі.

В 1952 році спостерігалось «цвітіння» води на ділянці ріки в районі с. Свистуново і до колишнього порога Вільного, знову за рахунок *Anabena*, *Arhanizomenom*, чисельність яких досягала – 25,5 млн кл/дм³ та *Melosira* – до 7,5 млн кл/дм³. Однак при перерахунку на біомасу домінували *Diatomosea*, досягаючи 25,5 мг/дм³ [15–18, 51].

Так, «цвітіння» води за рахунок синьо-зелених водоростей є найбільш яскравою рисою фітопланктону водосховища в літній період. Ділянки, що охоплені «цвітінням», змінюються з року в рік, спускаючись все нижче по водосховищу за течією.

За даними Гаухман З. С., в 1955 році значних змін якісних і кількісних показників фітопланктону не помічено. В літньому фітопланктоні продовжувала збільшуватися частка синьо-зелених водоростей, які в серпні–вересні викликали інтенсивне «цвітіння» [15].

В період інтенсивного гідробудівництва, після побудови Дніпродзержинської і Кременчуцької греблі [61], видовий склад фітопланктону Запорізького водосховища збіднів, особливо в літній період, до 8–16 видів у пробі. Значне видове різноманіття спостерігалось лише в затоках (20–40 видів). В цілому, по водосховищу в окремі сезони нараховувалося від 31 до 72 видів мікроводоростей, що в 2–3 рази менше, ніж у річці до зарегулювання, і у водосховищі при його верхньому положенні в каскаді [15–18, 51].

За період 1962–1969 р. зареєстровано 161 вид, з яких до Chlorophyta належить 56, Diatomosea–58, Cyanophyceae – 28, Volvocaceae – 16 видів, до Euglenophyta, Chrysophyta, Pyrrhophyta – по 9 видів, до Xanthophyceae – 2 види. Однак, кількісно фітопланктон Запорізького водосховища досить багатий, так його чисельність в різні роки досягала весною – 6–8 млн кл/дм³, влітку – 30–138 млн кл/дм³, восени – 12–80 млн кл/дм³, а біомаса 3–6 мг/дм³, 3–15 мг/дм³; 0,6–6,0 мг/дм³ відповідно [52].

Починаючи з 1963 року, діатомові та протококові водорості розвивалися у водосховищі в значній кількості лише весною та восени, в літній же період основну масу (90–95%) складали синьо-зелені водорості. Так, у червні 1963 року чисельність Diatomosea становила – 84 тис. кл/дм³, а біомаса – 0,098 мг/дм³, тоді як Cyanophyceae – 50 млн кл/дм³ і 3,722 мг/дм³ відповідно; в 1964 р. чисельність Diatomosea – 142 тис. кл/дм³, біомаса – 0,020 мг/дм³, тоді як Cyanophyceae – 200

млн кл/дм³ і 13,394 мг/дм³. Останнє в свою чергу викликало бурхливе «цвітіння» води, що розповсюдилося практично на всю територію водосховища [52].

Після побудови Дніпродзержинської і Кременчуцької гребель роль *Anabena* sp. в загальній масі синьо-зелених водоростей знижується, а *Aphanizomenon flos-aquae* та *Microcystis aeruginosa* різко зростає. Якщо до побудови Дніпродзержинської греблі домінуюча роль належала *Aphanizomenon flos-aquae* (до 30%), то після – *Microcystis aeruginosa* (до 95% в літній період). Серед діатомових у весняний період переважали *Stephanodiscus hantzschii*, *Melosira granulata* та *M. italica*, *M. varians*, *Asterionella formosa* [51, 52].

У водосховищі спостерігається яскраво виражена вертикальна стратифікація фітопланктону, особливо в літній період, коли він представлений, в основному, Суанорфусеае (більше 80%). В поверхневому 3–5-метровому шарі сконцентрована основна маса фітопланктону, а товща води з глибинами 20–40 м практично залишається незаселеною. В результаті цього, незважаючи на досить інтенсивний розвиток фітопланктону, концентрація його в перерахунку на всю водну товщу становила в серпні 1963 року – 2,9 мг/дм³, в червні 1964 р. – 5,6 мг/дм³ [26, 23].

Біомаса фітопланктону з 1963 по 1969 роки невинно збільшувалася від 2,8 до 14,3 мг/дм³, тобто приблизно в 4–5 разів [34, 26].

До 1987 року список водоростей налічував 204 види і внутрішньовидові таксони, хоча А. Д. Приймаченко (без публікації переліку видів) вказує, що у водосховищі знаходяться 310 (339) видів і внутрішньовидових таксонів [74, 46, 34, 51].

У 1981–1986 роках чисельність та біомаса фітопланктону продовжує помітно збільшуватися від верхньої ділянки водосховища до греблі – від 0,375 до 25,9 млн кл/дм³ і від 2,0 до 17,0 мг/дм³ відповідно. Впродовж 1981–1986 років середні показники біомаси становили 6 мг/дм³ (рис.1.1.3).

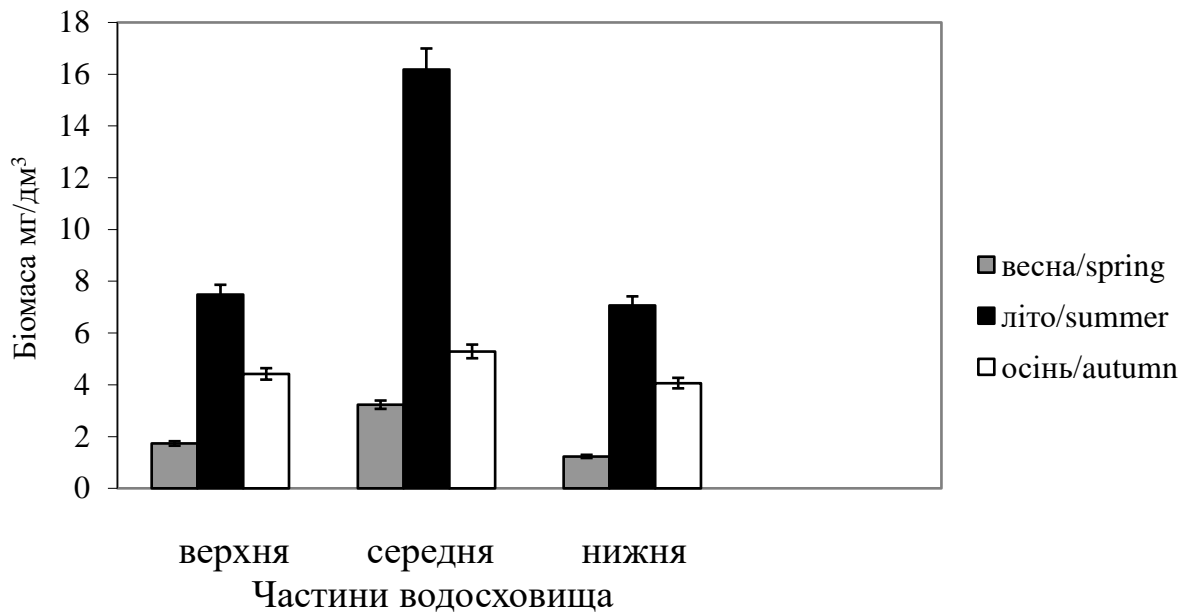


Рисунок 1.1.3 Сезонна динаміки біомаси фітопланктону Запорізького водосховища (1981–1986 рр) [74, 46, 34, 51]

Максимальні показники біомаси водоростей відмічалися літом в поверхневому шарі води в Самарській затоці і ділянках ріки, що знаходяться нижче.

В 1986–1987 рр. середні показники біомаси становили весною – 1–3,2 мг/дм³, літом – 7,8–120 мг/дм³ в плямах «цвітіння», восени – 2–9 мг/дм³. За даними авторів більше 80% площі водосховища інтенсивно «цвіте». Влітку 80–89% біомаси складають *Cyanothraceae* [53, 43, 72].

В період внутрішньо-каскадного існування Запорізького водосховища літнє цвітіння *Cyanothraceae* спостерігалось щорічно. Максимальні показники біомаси в плямах цвітіння досягали більше 100 мг/дм³, середні величини за вегетаційний період становили приблизно 9 мг/дм³. В багатоводні роки середня біомаса за вегетаційний період зменшувалася до 3 мг/дм³. Найбільш продуктивною була середня частина водосховища, де біомаса коливалось від 4,6–44,8 мг/дм³. В сезонній динаміці спостерігалися весняний максимум *Diatomosea*, що співпадає з паводковим припливом біогенів. Другий максимум

літній – більше весняного в 4–5 раз і відбувається загалом за рахунок цвітіння *Cyanophyceae* [63, 43, 197].

На сучасному етапі функціонування Запорізьке водосховище знаходиться під посиленням антропогенним тиском, промислові та побутові стічні води, при неефективній роботі очисних систем, потрапляючи у водосховище, призводять до трансформації біоценозів водоростей і посилюють «цвітіння», через вегетацію синьо-зелених водоростей [59, 87] .

У 2012 р. перший пік вегетації фітопланктону спостерігався в березні–квітні і був подовжений до 3 тижнів через квітневе похолодання. Максимум біомаси припадав на 31 березня – до 22 мг/дм³. Другий пік, зумовлений розвитком синьо-зелених водоростей *Microcystis aeruginosa*, був зареєстрований з липня до початку жовтня з максимумом біомаси – 75 мг/дм³ [15, 43, 77].

В 2015–2016 роках фітопланктон водосховища був представлений 74 видами і внутрішньовидовими таксонами, які відносились до 5 відділів: *Chlorophyta* (33%), *Bacillariophyta* (34%), *Cyanoprocarota* (24%), *Euglenophyta* (6%) та *Pyrrophyta* (3%). В період весняного цвітіння, яке відбувалося в основному за рахунок *Melosira islandica*, кількість фітопланктону становила, в середньому, 34,0 млн кл/дм³, а максимальна біомаса у поверхневому шарі води досягала 37,0 мг/дм³ відповідно. Однак, синьо-зелені водорості були домінуючою групою протягом більшої частини вегетаційного періоду. Біомаса фітопланктону виду *Microcystis aeruginosa* досягла максимальних значень у серпні – більше 90 мг/дм³, а цвітіння синьо-зелених водоростей тривало до початку жовтня.

В районах, що постраждали від дії стічних вод (ділянки ріки поблизу Фестивального причалу в м. Дніпро, заводу імені Петровського, річкового порту, с. Військове), протягом 2015–2016 рр. спостерігалися коливання показників біомаси в широких межах від 0,1 до 95,2 мг/дм³. Найбільша чисельність і біомаса фітопланктону була зареєстрована на ділянці біля с. Військове, де спостерігається найнижча швидкість течії [46, 196].

1.2 Вплив гідрохімічних умов на розвиток фітопланктону

Моніторинг різноманітних компонентів водних екосистем є необхідною умовою для з'ясування їх функціонального стану [144]. Гідрохімічний режим відіграє важливу роль у життєдіяльності гідробіонтів і є одним із основних чинників, що впливають на розвиток природної кормової бази та рибопродуктивність [21, 109, 195].

Фітопланктон, як первинний компонент будь-якої водної екосистеми визначає мінливості розвитку і динаміку всіх наступних трофічних рівнів, а отже є невід'ємним компонентом моніторингу [179, 180]. Продуктивність фітопланктону безпосередньо залежить від умов навколишнього середовища [188]. Вважається, що температура, світло та надходження обмежуючих поживних речовин – головним чином азоту, фосфору, заліза, мінералізації та інше — є основними абіотичними факторами, що контролюють ріст фітопланктону [120, 188, 154, 182].

Температура є одним з найважливіших факторів розвитку фітопланктону, проте не єдиним. Аналіз літературних даних по фітопланктону водойм помірної кліматичної зони показав, що багатство всіх основних відділів водоростей планктону, які формують його видове багатство, при підвищенні максимальної у водоймі температури до 30–33°C зростає, вище 33°C – зменшується [162].

Зміни навколишнього середовища можуть чинити сильний тиск на фітопланктон і призвести до небажаних змін його якісних та кількісних показників. Отже, з'ясування зв'язків між змінами навколишнього середовища та угрупованнями фітопланктону є надзвичайно важливим для розуміння та прогнозування впливу людської діяльності на прісноводні екосистеми. Це особливо актуально для водосховищ, що зазнають посиленого антропогенного впливу [103, 173, 193, 208].

1.3 Особливості забруднення водних екосистем важкими металами

1.3.1 Вплив важких металів на фітопланктон. Протягом останніх десятиліть антропогенна діяльність інтенсивно збільшила викиди важких металів, в результаті чого забруднення важкими металами стало однією з головних екологічних проблем у всьому світі [123, 135].

Важкі метали належать до пріоритетних забруднювачів гідросфери, особливо, континентальних водних об'єктів, до яких належить і Запорізьке водосховище – одне з найбільш антропогеннонавантажених у всьому каскаді водосховищ, що розташовані на р. Дніпро [81, 77, 97, 203].

Основними джерелами надходження важких металів у водосховище є стічні води промислових підприємств, атмосферні опади, малі річки басейну р. Дніпро, а також донні відкладення, які за певних умов можуть стати джерелом вторинного забруднення водних мас важкими металами. [2, 4, 28]. Ландшафтногеохімічні перетворення, які відбуваються на водозбірній площі водосховища, а також висока токсичність відносно низьких концентрацій важких металів в поєднанні з їх здатністю до біоаккумуляції і біомагніфікації зумовлюють виникнення у ньому зон токсичного ризику [77].

Оцінка токсичності важких металів у водному середовищі є необхідною умовою для екологічної оцінки водних екосистем та потенційних ризиків для здоров'я людини [118]. Однак, для визначення ступеню впливу важких металів на водні організми необхідно знати їх вміст, закономірності надходження, нагромадження і розподілу у гідробіонтах. Особлива роль, у цих процесах відводиться фітопланктону, який включає доступні форми важких металів у біохімічні цикли, сприяє їх переходу з іонної в мінеральну форми та адсорбує з'єднання металів на клітинній оболонці або в слизі [9, 36, 99]. Здатність водоростей активно концентрувати важкі метали може мати істотний екологічний наслідок: збільшується небезпека накопичення токсикантів в клітинах фотосинтетиків і перехід їх харчовими ланцюгами [134, 153, 158].

Проблема забруднення водних екосистем важкими металами є однією з перших за екологічною значущістю [19, 9, 32]. Біологічні наслідки забруднення важкими металами навколишнього середовища виявляються насамперед у прямій токсичній дії на гідробіонтів, що призводить до ураження їх фізіологічних систем та масової загибелі організмів [22, 7]. Крім того, відзначається порушення первинної продукції і трофічних зв'язків, а також рівноваги між авто- і гетеротрофними організмами, що призводить до порушення біотичного кругообігу і дестабілізації водних екосистем [81, 158].

В літературі є значна кількість робіт присвячена накопиченню важких металів різними групами гідробіонтів (ракоподібними [33], молюсками [77, 36], рибами [75], вищими рослинами [79]), однак внаслідок труднощів відбору проб зовсім мало уваги приділяється фітопланктону. Більшість наявних робіт, що присвячена накопиченню важких металів фітопланктон проводилася здебільшого в лабораторних умовах, на окремих культурах і не може врахувати всього комплексу факторів, що діють в природній гідроекосистемі [118, 134, 153].

Однак, планктонні організми слід розглядати як найбільш важливі ланки у харчових ланцюгах водойм, які відіграють величезну роль у концентрації та біогенній міграції металів [20]. Так, концентрації важких металів в найбільшій мірі визначають їх вплив на мінливість структури фітопланктону. При досягненні концентрацій, що інгібують фізіологічні процеси водних рослинних організмів, важкі метали можуть розглядатися як чинник, здатний впливати на значення структурних параметрів угруповань фітопланктону [134, 55]. В разі багаторазового прояву обмежуючого ефекту впродовж річного циклу, метал може впливати на міжрічну мінливість структурних показників, чим порушувати екологічний баланс гідроекосистеми [22, 55].

1.3.2 Особливості впливу важких металів на фітопланктон. Іони металів відіграють важливу роль у водних екосистемах, є важливим фактором, що впливає на їх стан та екологічне благополуччя. Коли сліди металів

потрапляють у водні системи, вони швидко розчиняються та мігрують у воді, що обумовлює їх вплив [177, 106, 117]. Крім того, важкі метали не піддаються біологічному розкладанню, тому можуть накопичуватися в навколишньому середовищі і передаватися по ланцюгам живлення [125].

В невеликій кількості деякі важкі метали є необхідними в екосистемах, наприклад купрум, ферум, цинк – біологічно важливі природні компоненти і стають токсичними тільки при дуже високих концентраціях [202].

Певні сліди металів необхідні для росту рослин, особливо перехідні метали першого та другого рядів (тобто ферум [Fe], купрум [Cu], манган [Mn] та нікель [Ni]). Будучи основними активними центрами або структурними кофакторами ферментів, вони можуть допомагати рослинам у фізіологічних і біохімічних процесах, таких як фотосинтез і синтез білка, для підвищення валової первинної продуктивності водних екосистем [177, 166, 132, 133].

Наприклад, купрум (Cu) необхідний біологічній системі як кофактор ферментів інгібування окисного стресу: каталаза, пероксидаза, цитохром-с-оксидаза, моноаміноксидаза та дофамін- β -монооксигеназа. Зокрема, купрум діє як простетична група антиоксидантного ферменту супероксиду дисмутази в хлорофілі [143, 127], однак іон купруму є і одним з найбільш токсичних важких металів для водних організмів [127]. Коли концентрації іонів металів у водоймах занадто високі, перевищуючи потребу для росту рослин, ці метали матимуть токсичну дію на фітопланктон [177]. Мідь токсична для фітопланктону в діапазоні від 5 до 100 мкг/л [119, 127]. За високих концентрацій іонів металу Cu можуть змінюватися процеси транспорту електронів у клітинах фітопланктону, інактивуватися певні реакційні центри фотосистеми II та пригнічуватися ефективність фотосинтезу та ефективність використання світлової енергії [177].

Фітопланктон надзвичайно чутливий до змін навколишнього середовища, і сліди металів не тільки впливають на метаболічні процеси фітопланктону, але й контролюють структуру його спільноти [177, 172]. Наприклад, крім того, що Cu є основою діяльності багатьох ферментів, які тісно

пов'язані з утворенням хлорофілу та синтезом білка, відсутність Cu може знижувати синтез цитохромоксидази та пригнічувати ріст фітопланктону [177,69].

Більшість форм життя значною мірою залежать від феруму (Fe), а фітопланктон, з їх багатим на залізо фотосинтетичним апаратом, має значно вищі потреби в Fe на відміну від своїх гетеротрофних аналогів. Внутрішньоклітинний вміст заліза в цих фототрофних мікроорганізмах на 4–6 порядків перевищує концентрацію заліза в їх оточенні, що вимагає значних енергетичних інвестицій у поглинання Fe [136, 174].

Також було показано, що Fe , у складі окисно-відновного центру нітрогенази – відновлює азот (N_2) до аміаку (NH_3) та бере участь у реактивному окисно-відновному Fe –сірковому (S) центрі під час фотосинтезу [177, 133]. Отже, ферум (Fe) в основному є елементом, який є необхідний для метаболічних процесів, але якщо концентрація перевищує поріг, він буде токсичним і може накопичуватися в клітинах мікроводоростей. Останнє може пригнічувати ріст і викликати загибель мікроводоростей. Крім того, може спровокувати порушення процесу фотосинтезу, що в свою чергу знизить здатність клітин мікроводоростей до поділу [167]. Однак, токсичний поріг відрізняється, як для різних видів водоростей, так і для різних форм заліза. Так, згідно даних для морського фітопланктону, зростання популяції *Isochrysis galbana* значно пригнічувався при концентраціях Nanofer 25S (водна дисперсія наночастинок $\text{Fe}^{(0)}$ з біорозкладаною органічною модифікацією поверхні) ≥ 3 мг/л, а іонні види заліза не знижували зростання *I. galbana* при концентраціях нижче 50 мг/л для Fe^{2+} і нижче 75 мг/л для Fe^{3+} . Зростання популяції морського фітопланктону *Dunaliella tertiolecta* та *Thalassiosira pseudonana* пригнічувався при низьких концентраціях цього наноматеріалу: 1,3 мг/л для *D. tertiolecta* та 0,4 мг/л для *T. pseudonana*. Nanofer 25S не мав суттєвого впливу на зростання популяції видів прісноводного фітопланктону *Pseudokirchneriella subcapitata* при концентраціях < 8 мг/л. *P. subcapitata* також була більш чутливою до Fe^{2+} і

Fe^{3+} , що значно знижувало швидкість її росту при концентраціях 10 мг/л для Fe^{2+} і 25 мг/л для Fe^{3+} [137].

Марганець є одним з найважливіших важких металів і вважається електронним буфером для біохімічних реакцій. Його найбільш значущою властивістю є здатність розщеплювати воду у фотосистемі II, яка містить Mn у ціанобактеріях і хлоропластах. Система відповідає майже за всю масу O_2 в атмосфері Землі та для оксигенації земної кори. Токсичність Mn(II) загалом низька порівняно з іншими перехідними металами. Низький вміст Mn може бути спричинений поглинанням ціанобактерій. Крім того, вільні іони Mn можуть пом'якшити токсичну дію Cu або Zn [183].

Гостра токсичність розчинів солей марганцю (II) по відношенню до *S. quadricauda* виявлено за зміною рівня флуоресценції мікроводоростей при концентрації Mn^{2+} від 0,05 мг/л. Ni також біоактивний елемент для фітопланктону, важливий кофактор для деяких ферментів, що важливі для метаболізму фітопланктону. По-перше, відомо, що Ni бере участь в утилізації сечовини. Сечовина є екологічно важливим джерелом азоту, яке може підтримувати 5–50 % первинної продукції. Більшість фітопланктону, включаючи ціанобактерії, гаптофіти, динофлагелляти та діатомові водорості, використовують Ni-вмісний фермент уреазу для гідролізу сечовини до амонію та CO_2 ($(\text{NH}_2)_2\text{CO} + \text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{CO}_2 + 2\text{NH}_3$). По-друге, Ni може бути кофактором для ферменту супероксиддисмутази (SOD/СОД), що важлива для виживання фотосинтезуючих організмів. Супероксиддисмутаза може перетворити високореакційноздатний і шкідливий супероксид-аніон-радикал (O^-), що є метаболічним побічним продуктом аеробного дихання та кисневого фотосинтезу на молекулярний кисень (O_2) і перекис водню (H_2O_2). Для фіксаторів N_2 нітрогеназа є ключовим ферментом для фіксації азоту (N_2). Оскільки нітрогеназа може бути інактивована активними формами кисню, супероксиддисмутаза опосередковано бере участь у процесі фіксації азоту в ціанобактеріях. Крім того, водень (H_2) утворюється як побічний продукт у

процесі фіксації азоту, а Ni є важливою частиною ферментів гідрогенази, що регулюють метаболізм H_2 , який використовується деякими фіксаторами азоту. Отже, Ni грає роль у фіксації N_2 ціанобактеріями [153, 165].

Токсичність нікелю повністю не встановлена для мікроводоростей, на основі досліджень можна стверджувати, що вплив на різні види фітоплантону неоднаковий. Так, наприклад, результати есперименту впливу субінгібіторних концентрацій Ni на токсигенний штам *Microcystis aeruginosa* та на виробництво мікроцистинів, показали, що нікелевий стрес посилює виробництво мікроцистинів. В експерименті *M. aeruginosa* зазнав впливу Ni у дуже низьких концентраціях, навіть нижчих за ті, що встановлені як безпечні межі для захисту водної біоти. Окрім токсичних ефектів, які викликають ціанобактерії, стимуляція вироблення токсинів може посилити екологічні ризики, пов'язані із забрудненням води та евтрофікацією [152, 153, 117, 181, 185]

В дослідження [153] для зеленої водорості *Ankistrodesmus falcatus*, встановлено, що зростання популяції спостерігається, починаючи з концентрації $7,5 \mu\text{gL}^{-1}$ ($0,028 \mu\text{M}$), а при $120 \mu\text{gL}^{-1}$ ($0,450 \mu\text{M}$) ріст був повністю інгібований; визначений IC_{50} становив $17 \mu\text{gL}^{-1}$.

Вплив нікелю зменшує концентрацію пігментів, зменшує вміст усіх макромолекул, гальмує активності SOD і підвищеної активності CAT і GPx. IBR виявив, що $Ni^{(2+)}$ посилює антиоксидантну реакцію та зменшує концентрацію макромолекул. *A. falcatus* був уражений нікелем у дуже низьких концентраціях; негативні ефекти спостерігалися на макромолекулярному, ферментативному, цитоплазматичному та морфологічному рівнях, а також у зростанні популяції. Токсичність $Ni^{(2+)}$ може призвести до впливу на навколишнє середовище з наслідками для всього водного співтовариства [153].

Певні шкідливі метали (наприклад, кадмій [Cd], свинець [Pb], ртуть [Hg] тощо) потраплятимуть у рослинні клітини та конкуруватимуть із корисними слідами металів, необхідних для росту рослин, і замінять їх. Ці шкідливі метали руйнують хлоропласти, мітохондрії та інші клітинні тканини, впливають на

фотосинтез і процеси передачі енергії, а також пригнічують синтез білків, нуклеїнові кислоти та інші подібні речовини. Таким чином, нормальний клітинний метаболізм стає невідповідним, демонструючи низку характеристик, таких як аномальний розмір клітинної структури та морфологія, зміни в клітинному складі та інгібування процесів росту та поділу [177].

Кадмій є найнебезпечнішим важким металом у навколишньому середовищі. Він викликає утворення АФК (активних форм кисню) і окисного стресу, які впливають на його токсичність і канцерогенність. Кадмій разом з мыш'яком (As), ртуттю (Hg), хромом (Cr) і свинцем (Pb) називаються системними токсикантами, які викликають різні пошкодження при впливі в низьких концентраціях. Для мікро- і макроводоростей кадмій є токсичний у концентраціях від 22,8 до 860 мкг/л. [127, 100, 175].

Крім того, Cd руйнує клітини водоростей і знижує синтез білка, а також активність антиоксидантної ферментної системи [177, 111].

Плюмбум також може пошкоджувати реакційний центр PSII (фотосистеми II) клітин фітопланктону, перешкоджати фотосинтетичним процесам перенесення електронів, перешкоджати асимілюючій здатності клітин водоростей і може впливати на фіксацію та асиміляцію вуглецю [177]. Встановлено при концентраціях доданого Pb, що перевищують 0,11 мкг L(-1), чисельність клітин і швидкість росту зменшуються зі збільшенням додавання Pb для всіх популяцій фітопланктону [112].

Ртуть (Hg) є поширеним забруднювачем навколишнього середовища та створює серйозні проблеми для навколишнього середовища, оскільки неорганічна ртуть Hg(II) може перетворюватися на нейротоксин метилртуть (MeHg), який біоакумується та біозбільшується в харчових мережах. Фітопланктон, який є основою водних ланцюгів живлення, може поглинати Hg(II) і впливати на виробництво MeHg. Завдяки своїй здатності швидко адаптуватися до змін навколишнього середовища та потужним темпам росту фітопланктон відіграє значну роль у цвітінні токсичних водоростей

і геохімічному циклі Hg у водному середовищі. Однак, наразі мало відомо про те, як і в якій мірі фітопланктон може впливати на метилювання Hg(II) сам по собі або за допомогою метилюючих бактерій, які він містить [204].

Масове зростання фітопланктону може впливати на перенесення, трансформацію та біодоступність Hg(II) завдяки його взаємодії та сильній спорідненості зв'язування з органічною речовиною.

Хоча мікробне метилювання Hg(II) зараз визнано основним джерелом MeHg у водному середовищі, кілька досліджень вказують на можливе метилювання Hg(II) фітопланктоном і деякими прісноводними ціанобактеріями, проте сам механізм повністю не з'ясований [204].

Різні типи водоростей мають різну чутливість до змін у водному середовищі, а їх видовий склад, структура спільноти та біомаса тісно пов'язані з факторами середовища, в якому вони живуть. Крім того, їх можна використовувати як індикатори змін якості води та засоби для моніторингу та оцінки здоров'я водного середовища, оскільки деякі водорості мають швидкий цикл росту, а структура спільноти дуже чутлива до змін навколишнього середовища [149].

Різноманітність і багатство спільноти, як правило, зменшується під тиском важких металів, але, здебільшого, є менш чутливими, ніж кількість видів [171]. В дослідженнях [106], було доведено, що мідь (Cu) і цинк (Zn) є летальними як для зелених водоростей, так і для ціанобактерій у концентрації $2,5 \times 10^{-6}$ М, тоді як нікель (Ni) і кобальт (Co) при однаковій концентрації можуть сприяти біосинтезу зелених водоростей [106]. Крім того, кілька досліджень показали, що важкі метали вибірково видаляють чутливі таксони. Цей ефект може змінити моделі хижацтва, конкуренції та наявності їжі, що може поширюватися на структуру спільноти планктону. Проте, оскільки відповідні дослідження базуються лише на якісних припущеннях, пряма токсичність і непрямі ефекти впливу важких металів, опосередковані харчовими ланцюгами, все ще невідомі [106]. Наприклад, Van Regenmortel et al. [171] виявили, що велика кількість

неїстівних ціанобактерій пригнічується сумішшю Cu-Ni-Zn, і цей ефект може опосередковано сприяти росту їстівних водоростей.

Дослідження [149] показало, що ціанобактерії з'явилися лише в районах кислотного дренажу шахт (AMD) і забруднених ділянках річки Ронгна, що вказує на те, що ціанобактерії можуть адаптуватися до середовища, забрудненого важкими металами, і їх можна використовувати як індикатор забруднення важкими металами річкової води. Це пов'язано з сильною толерантністю ціанобактерій до важких металів [149].

1.4. Вплив радіонуклідів на розвиток фітопланктону

1.4.1 Особливості радіонуклідного забруднення. Водна оболонка біосфери є найважливішим депо надходження і захоронення природних і антропогенних (штучних) радіонуклідів. Вміст у воді навіть незначних концентрацій радіонуклідів сприяє її радіоактивному забрудненню, що становить небезпеку для довкілля [91].

Серед штучних радіонуклідів варто виділити цезій-137 та стронцій-90. ^{137}Cs стійкий у навколишньому середовищі, завдяки відносно довгому періоду напіврозпаду (30,2 року) Після аварії на Чорнобильській АЕС швидкість зниження ^{137}Cs у рибі та водному середовищі сповільнилася на кілька десятиліть [178]. Після аварії на FDNPP забруднення місцевої прісноводної риби стало серйозною проблемою, оскільки прісноводна риба накопичує вищі рівні ^{137}Cs , ніж морська [190, 191, 130].

^{90}Sr є радіонуклідом виключно антропогенного походження, який утворюється в результаті ядерних реакцій поділу і має період напіврозпаду 29 років [155].

Велике значення у формування природного радіаційного фону мають радіонукліди радію-226, торію-232 та калію-40. ^{226}Ra знадобиться приблизно 8000 років для розпаду >95% його початкової активності, що означає, що ризик для навколишнього середовища буде істотним у часових масштабах, період

напіврозпаду 1600 років [128, 140]. У торію-232 та калію-40 – довгі періоди напіврозпаду: $1,41 \cdot 10^{10}$ та $1,28 \cdot 10^{10}$ років відповідно [35].

Протягом усього життєвого циклу гідробіонти постійно зазнають зовнішнього і внутрішнього опромінення. Зовнішнє опромінення визначається інтенсивністю космічного випромінювання та випромінювання природних радіонуклідів, що містяться у воді, ґрунті та в інших живих організмах. Потужність зовнішнього опромінення значною мірою залежить від особливостей біотопу, в якому перебуває гідробіонт. Внутрішнє опромінення гідробіотів нерівномірне і обумовлене особливостями накопичення радіонуклідів у різних тканинах і органах [28].

Кілька досліджень показали, що внесок антропогенних (техногенних) радіонуклідів у дозу внутрішнього опромінення нижчий, ніж радіонукліди природного походження, однак застосування ядерної технології, особливо у виробництві електроенергії, посилює стурбованість суспільства щодо впливу техногенних радіонуклідів на навколишнє середовище. Ці занепокоєння посилюються після аварії на Чорнобильській АЕС 1986р, атомній електростанції «Фукусіма-Даїчі» у 2011 році, що призвело до викиду величезної кількості радіоактивних елементів у навколишні водні екосистеми [160]. На додаток до великих аварій, радіонукліди також регулярно викидаються під час експлуатаційних процедур на атомних електростанціях, шахтах, випробування ядерної зброї (протягом 1960-х років), у військовій діяльності та дослідницьких установах у водне середовище, де вони піддаються впливу на організми. Тому Земля стає глобально забрудненою радіоактивним сміттям. Радіонукліди вивільняють іонізуюче випромінювання (альфа, бета або гамма), яке здатне викликати пряме пошкодження біомолекул, наприклад дволанцюговий розрив ДНК, і провокувати генотоксичні зміни ДНК [164]. Ці ефекти на клітинному рівні можуть мати важливі наслідки на індивідуальному та популяційному рівні [160].

Особливо гостро питання забруднення радіонуклідами стосується прісних екосистем, адже слабо мінералізована вода сприяє підвищенню активності радіонуклідів у донних відкладеннях в порівнянні з водою – у 10 разів і більше, а в гідробіонтах – у сотні і тисячі разів. У дослідженнях [131, 190] показано, що для планктону, водних рослин і ракоподібних відмічено зворотний зв'язок між солоністю і коефіцієнтом накопичення цезія фітопланктоном.

Ускладнює ситуацію те, що континентальні водойми можуть відігравати роль транспортних магістралей для перенесення радіонуклідів із забруднених до чистих водойм, а також резервуарів для накопичення радіонуклідів [13, 14, 2, 8].

Радіонукліди, що потрапили у водойми з атмосфери і принесені з поверхневим стоком, швидко перерозподіляються і значною мірою переходять із водної фази в донні відкладення, інша ж їх частина накопичується в суспензіях та гідробіонтах. Депонування та переведення радіонуклідів гідробіонтами з розчинного у зв'язаний стан призводить до очищення води, але в гідробіонтах відбувається накопичення радіоактивних речовин [1]. У помірних широтах водні організми здатні накопичувати близько 1% від загальної кількості радіонуклідів, що містяться в гідроекосистемі [1, 2].

У зв'язку зі здатністю гідробіонтів до накопичення радіоактивних речовин важливо проводити моніторинг вмісту радіонуклідів у фітопланктоні з метою мінімізації перенесення по ланцюгам живлення та збереження біорізноманіття водних екосистем.

На сучасному етапі функціонування гідроекосистема Запорізького водосховища зазнає посиленого антропогенного впливу [8, 77]. Вміст радіонуклідів у воді визначається в основному інтенсивністю надходження радіонуклідів з радіоактивно забруднених територій Чорнобильської зони, наприклад в багатоводні періоди, а також за рахунок скидів від урбанізованих підприємств [90].

В літературі є значна кількість робіт присвячена накопиченню радіонуклідів різними групами гідробіонтів (моллюсками, рибами, вищими

рослини), однак внаслідок труднощів відбору проб зовсім мало уваги приділяється фітопланктону [1, 2, 8, 11, 13, 14, 37, 91]. Проте фітопланктон є важливим елементом гідроекосистем, первинною ланкою у ланцюгах живлення, маючи величезну сумарну сорбційну поверхню, поглинає і утримує радіонукліди та стабільні хімічні елементи, в зв'язку з чим може слугувати показником забруднення водного середовища [11].

1.4.2 Особливості впливу радіонуклідів на фітопланктон. Ризик радіонуклідів для біоти, крім людини, залежить від кількості радіації, яка поглинається організмами, що називається поглиненою дозою, і радіочутливості організму [141].

Забруднені радіоактивними речовинами планктонні організми у прісних водоймах переміщаються вниз за течією, таким чином, вони беруть участь у міграції радіонуклідів, однак ватро враховувати, що більша частина планктону гине і опускається на дно, а решта стає їжею для інших гідробіонтів. Загалом у прісноводних екосистемах планктон істотно не впливає на концентрацію радіоактивних речовин у воді [2, 8, 159].

Дещо інша ситуація в непроточних водоймах, де умови розвитку цих форм гідробіонтів найсприятливіші. Такими умовами є поєднання оптимальної температури води, невисока мінералізація і наявність достатньої кількості поживних речовин, що сприяє масовому розвитку фітопланктону, переважно синьо-зелених водоростей, у вигляді так званого цвітіння водойм. Водорості концентрують велику частку радіонуклідів значно інтенсивніше, ніж вищі водні рослини. Нитчасті водорості характеризуються вищими коефіцієнтами накопичення, ніж одноклітинні. Водорості з особливо високими коефіцієнтами накопичення використовують як біоіндикатори для оцінювання рівнів радіоактивного забруднення водного середовища [40].

Радіонуклідне забруднення водойм супроводжується прямим ураженням біосистем наслідок дії іонізуючого випромінювання і опосередкованим – через порушення збалансованих структурно-метаболических зв'язків у гідробіоценозах.

Ураження гідробіонтів на атомно-молекулярному рівні проявляються протягом часток секунд, а на рівні популяцій – через роки, десятки років та століття [28].

Згідно досліджень [160] дози гамма-випромінювання (три гострих дози гамма-випромінювання: 5, 50 і 100 Гр) не були значущим фактором. Останнє пояснює варіабельність щільності фітопланктону, що свідчить про невеликий прямий вплив радіації на мікроводорість *Raphidocelis subcapitata*. Радіочутливість первинних продуцентів сильно залежить від виду та стадії життя, але гамма-випромінювання може викликати морфологічні зміни і клітинне пошкодження ДНК і ферментів, що призводить до смертності та морфологічних змін у первинних продуцентів. Такі прямі ефекти гамма-випромінювання також можуть призвести до зниження швидкості росту та здатності до розмноження рослин [160].

В дослідженні [155], показано здатність ціанобактерії *Gloeomargarita lithophora*, поглинати ^{226}Ra і ^{90}Sr . У середовищі BG-11 *G. lithophora* накопичувала $3,9 \text{ мкг г}^{-1} \text{ }^{226}\text{Ra}$ протягом 144 год. і $47,9 \text{ нг г}^{-1} \text{ }^{90}\text{Sr}$ протягом 1 години, що відповідає приблизно 99% видалення слідів радіонуклідів. Але не всі ціанобактерії до цього здатні, так: *Synechocystis*, видалила лише 14 і 25% ^{226}Ra і ^{90}Sr відповідно. Отже, ймовірно, високе накопичення радіонуклідів було специфічною біологічною ознакою *G. lithophora*, пов'язаною з утворенням включень: внутрішньоклітинних аморфних Са-карбонатів. Унікальна здатність *G. lithophora* поглинати ^{90}Sr і ^{226}Ra з високою швидкістю робить її привабливим кандидатом для подальших досліджень, що включають біоремедіацію цих радіонуклідів [155].

В дослідженнях [110], що були проведені у 5 зрошувальних стоках, розташованих у Кені, південний Єгипет, визначено потужності зовнішньої, внутрішньої та загальної поглиненої дози природних радіонуклідів (Ra, Th та K) на водні організми (фітопланктон, молюски та ракоподібні). З розглянутих водних організмів, фітопланктон отримав вищі дози ($7,01 \times 10^{-04}$ і $1,37 \times 10^{-05} \text{ мкгГр год}^{-1}$ для зовнішнього та внутрішнього відповідно). ^{226}Ra є основним

джерелом внутрішньої дози для фітопланктону, незначний внесок становив ^{40}K . Зовнішня доза, отримана розглянутими організмами, в основному походить від ^{40}K , а незначний внесок походить від ^{232}Th і ^{226}Ra . Загальна потужність дози на організм фітопланктону становить $7,15 \times 10^{-04}$ мкГр/год. Проте, в дослідження встановлено, що потужність дози досліджуваних організмів у досліджуваних районах менша за рівень, який може завдати шкоди водним організмам. Таким чином, ризики для водних організмів у досліджуваній зоні мінімальні [110].

Висновок до розділу

Фундаментальні дослідження фітопланктону Запорізького водосховища були розпочаті Д. О. Свіренком, який визначив видовий склад та основні закономірності вегетації фітопланктону річки Дніпро, як до її зарегулювання, так і в період першого затоплення площ при будівництві водосховищ. Він першим в Україні окреслив вплив природних порогів та будівництва гребель на угруповання фітопланктону. Також значний внесок у розвиток гідробіологічних досліджень зробили Гаухман З. С., Федій В. А., Приймаченко А. Д. та інші вчені.

У водосховищі, за винятком деяких років, що може бути пов'язано як із погодними умовами, так і суб'єктивними факторами, простежується динаміка до зменшення кількості видів від 182 (245) до зарегулювання стоку, до 80 форм – у період першого затоплення і до 74 видів і внутрішньовидових таксонів на сучасному етапі існування.

Показники біомаси і чисельності фітопланктону, навпаки, мають зворотню динаміку. Так, у середньому до зарегулювання чисельність фітопланктону в різних пунктах становила від 40–2000 тис. кл/дм³, при першому затопленні – 130–1800 тис. кл/дм³, при другому затопленні – декілька млн клітин і на сучасному етапі, в періоди інтенсивної вегетації – досягає 34 млн кл/дм³, що

≈ в 20 разів вище, ніж до початку гідробудування. За період 1946–2017 років середня біомаса фітопланктону збільшилася приблизно в 5 разів.

За період існування водосховища відбулися і якісні зміни: так, типові домінуючі групи *Diatomosea* та *Protococaceae* були поступово витіснені *Cyanophyceae*, особливо в літньо-осінній період, коли чисельність і біомаса *Microcystis aeruginosa* досягали максимальних значень.

Все вище сказане свідчить про безумовний вплив на різноманітність і чисельність фітопланктону, як зарегульованості стоку, так і дії інших факторів, таких, як кліматичні зміни, антропогенне навантаження тощо.

На основі аналізу літератури встановлено, що основними гідрохімічними показниками, що впливають на розвиток фітопланктону є температура, світло та надходження обмежуючих поживних речовин — головним чином азоту, фосфору, заліза, мінералізації.

В ряду робіт описано, що при занадто високих концентраціях іонів металів у водоймах, вони можуть перевищувати потребу для росту фітопланктону, а отже ці метали матимуть токсичну дію.

Водорості непроточних водойм здатні концентрують велику частку радіонуклідів значно інтенсивніше, ніж вищі водні рослини, проте як правило, потужність дози досліджуваних організмів, що було описано у ряду робіт вчених, у досліджуваних районах менша за рівень, який може завдати шкоди водним організмам. Отже ризики передачі по трофічних ланцюгах є невисокими.

Перелік робіт, опублікованих за розділом

1. Федоненко О. В., Ніколенко Ю. В. (2019). Характеристика фітопланктону Запорізького водосховища за період існування (огляд). Рибогосподарська наука України, 2019; 2(48): 21–41. <https://doi.org/10.15407/fsu2019.02.021> (Фахова, категорії Б) (особистий внесок: аналітичний огляд, частковий підбір та опрацювання літератури,

формулювання висновків).

2. **Ніколенко Ю.В.** (2019). Зміни якісних показників фітопланктону Запорізького водосховища. Матеріали II Всеукраїнської науково-практичної конференції «Стратегії інноваційного розвитку природничих дисциплін: досвід, проблеми та перспективи». Кропивницький, 2019 (21 березня), С. 185–186. Форма участі: заочна.

3. **Ніколенко Ю.В., Федоненко О.В.** (2019) Вертикальний розподіл фітопланктону Запорізького водосховища. Матеріали Науково-практичної конференції «Інноватика в сучасній освіті та науці: теорія і практика». Чернівці, 2019 (27–28 вересня), С. 25–27. Форма участі: заочна (*особистий внесок: аналітичний огляд, підбір та опрацювання літератури, формулювання висновків*).

4. **Nikolenko Y. V, Fedonenko E. V, Posudiiievskia O. R.** (2019). Algal blooms in the Zaporiske reservoir. VIII Регіональна науково-практична конференція молодих учених та студентів «Сучасні науково-технічні дослідження у контексті мовного простору». Дніпро, 2019 (11–12 травня). С.33–34. Форма участі: очна (*особистий внесок: аналітичний огляд, підбір та опрацювання літератури, формулювання висновків*).

РОЗДІЛ 2 ФІЗИКО-ГЕОГРАФІЧНА ХАРАКТЕРИСТИКА РАЙОНУ ДОСЛІДЖЕНЬ

2.1 Фізико-географічна характеристика Запорізького водосховища

Запорізьке водосховище – це перше (споруджене в 1931 –1934 рр) з утворених у каскаді водосховищ на Дніпрі, яке за період свого існування зазнало низку трансформацій, викликаних зміною гідрологічного та гідрохімічного режимів в процесі гідробудування та під впливом посиленого антропогенного тиску [80].

Запорізьке (Дніпровське) каскадне водосховище розміщене на території Дніпропетровської та Запорізької адміністративних областей України і має багатоцільове призначення. Довжина водосховища – 129,7 км, мінімальна ширина – 0,6 км, максимальна – 7,0 км, середня – 3,2 км, площа за нормального підпорного рівня – 28838 км². За класифікацією В. І. Жадіна, Запорізьке водосховище належить за генезисом та розташуванням до рівнинно-річкових, за конфігурацією – до руслових, за глибиною – середньоглибоке, за водообміном – має дуже великий обмін [77, 78, 96].

Водосховище характеризується асиметричною будовою котловини і значно витягнуте у повздовжньому напрямі. Основними притоками Запорізького водосховища, що формують стік на його території, є річки Самара, Оріль, Мокра Сура, Ворона, Плоска Осокорівка, Вільнянка (рис. 2.1).

Найбільша з приток – р. Самара – утворює самостійне крайове плесо з поверхнею 57 км² [77, 26].

Режим сонячної радіації території водосховища характеризується такими показниками: кількість годин сонячного світла – від 1911 в районі м. Дніпро до 2086 в районі м. Запоріжжя; сонячна радіація, відповідно, 12,5 – 12,6 МДж/м²/добу; радіаційний баланс 10,5 МДж/м²/добу.

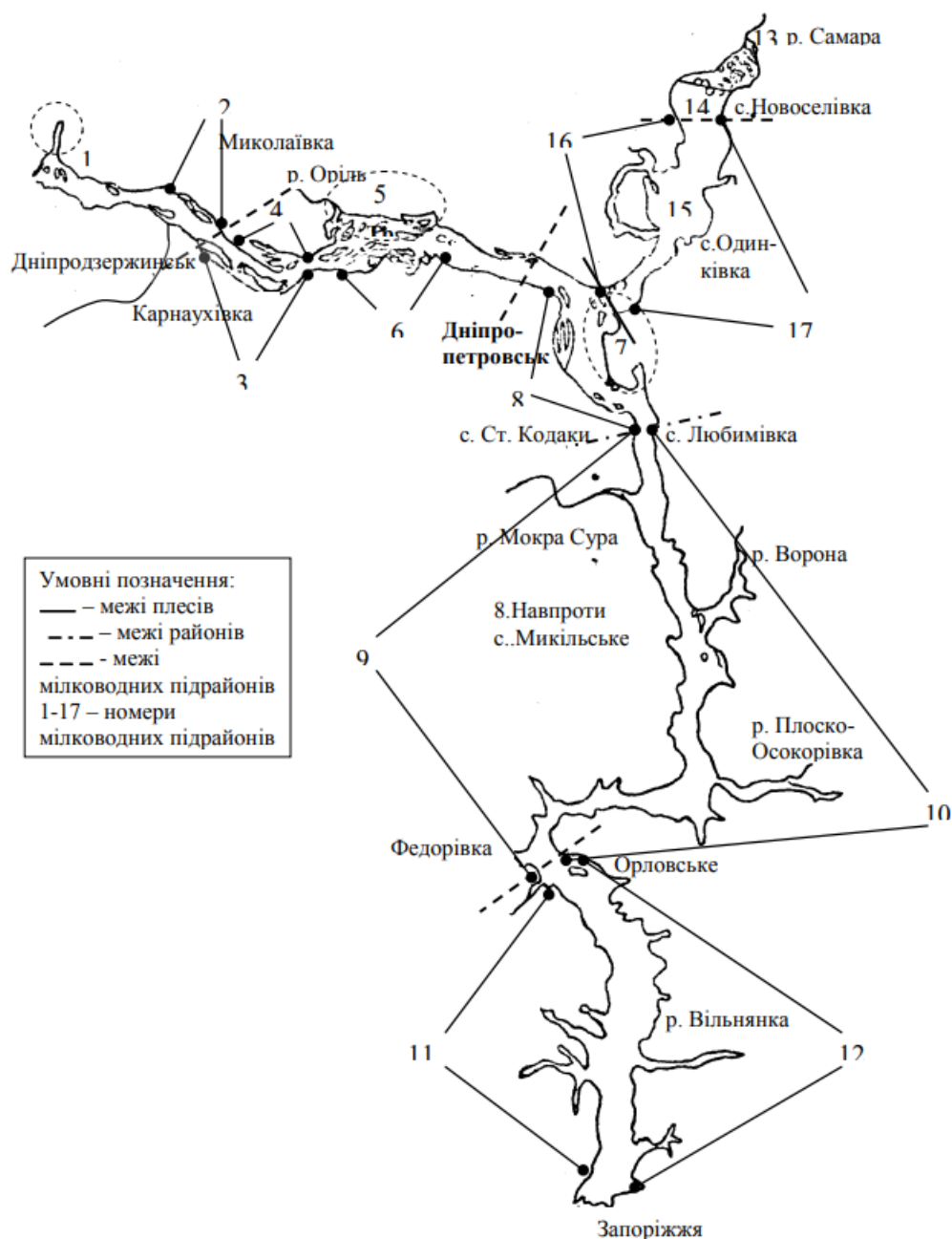


Рисунок 2.1 Схема та фізико-географічне районування Запорізького водосховища [77]

Клімат характеризується як помірно-континентальний зі спекотним засушливим літом та напівзасушливим періодом у травні й вересні. Середньорічна кількість опадів у центрі району (м. Дніпро) – 472 мм, 2/3 з яких випадає у вигляді дощів влітку Річна кількість випаровування майже в 2 рази вище за кількість опадів [77].

Водосховище розташоване в північно степовій зоні України. Правий берег – у степовій зоні Придніпровської височини з підвищеною хвилювою рівниною, яка багата на балки. Лівобережжя водосховища знаходиться у степовій зоні Придніпровського пониззя, яке розподіляється на дві частини: північну, якій притаманне поєднання долинних заплавних, надзаплавно-терасових та степових типів місцевості зі слабо розвинутою балочною системою, та південну, яка простяглася від колишнього гирла р. Самара до греблі Дніпрогесу. В останній частині широко розвинуті яро-балочні та долинно-балочні структури рельєфу [77, 78].

У геоструктурному відношенні правобережжя водосховища повністю знаходиться на кристалічному щиті, вкритому сильно розчленованим піщано-глинистими третинними відкладеннями; антропогеновий покрив на водорозділах представлений лесовою товщею, а в річкових долинах і балках – древнім і сучасним алювієм. Потужність третинних й антропогенових відкладень – до 100 м. Основною ґрунтоутворюючою породою є лесоподібні важкі суглинки, у ґрунтовому покриві переважають важкосуглинисті й глинисті звичайні чорноземи, на півночі – середньогумусні з товщиною гумусного шару 75–85 см, на півдні – малогумусні з товщиною гумусного шару 60–70 см. Лівобережжя водосховища має більш складну геологічну будову, представлену різноманітними геоструктурними елементами, у яких головну роль грають палеогенові й неогенові, а також глинисто-піщані відкладення. У формуванні антропогенового покриву беруть участь червонобурі глини й багатоярусна серія лесів потужністю 20–25 м. Долини приток водосховища складені алювіальними шаруватими пісками, супіщаними й глинистими відкладеннями, одно-двоюрисною товщею лесоподібних суглинків. Основу ґрунтоутворення становить важкий суглинковий лес, на лесових терасах водосховища більше легкого механічного складу, на інших терасах – алювіальні піски, піщанисті супіски, лесоподібні суглинки. У ґрунтовому покриві переважають звичайні середньогумусні чорноземи з потужністю гумусового шару 70–75 см, а в заплавах

грунти мають содове замулення й окремі плями хлоридносульфатних солончаків [4]. На території, прилягаючої до водосховища, виділяють такі типи ландшафту: 1) приводороздільно-балочний, де у минулому переважали зональні степові біоценози (балки та яри у деяких місцях повністю прорізають четвертинні відкладення до товщі пісків полтавської смуги й опісчанених глин харківської смуги палеогену); 2) придолинно-балочний, схожий з попереднім, але який межує з річними долинами та добре дендрується; 3) долинно-терасовий, долина Дніпра та його притоки [77, 26].

У зв'язку з тим, що водоймище утворене в основному на затоплених долинах Дніпра і Самари, його акваторія поділена на 2 плеси: Головний Дніпровський і Крайовий Самарський (Самарська затока) [77].

Уперше акваторіальний розподіл Запорізького водоймища зробив Д. О. Свіренко. З огляду на будову долини Дніпра, морфологію ложа й ступінь затоплення, він поділив водоймище на дві частини: верхню – від місця виклинцювання (м. Верхньодніпровськ) підпору до колишньої порожистої ділянки й нижню – колишню порожисту. У верхній частині він виділив дві ділянки: верхню – майже не змінену у результаті підтоплення, й нижню, де мало місце більше підтоплення островів і заплави. Свіренко також виділяє Самарську затоку, називаючи її "Самарським озером" [77, 66].

Верхня частина плеса зберегла риси річки, трансформованої затопленням, зі значною течією, рухливими піщаними ґрунтами, невеликою та рівномірною глибиною, розвинутою заплавою, численними островами; фізико-хімічні параметри води цієї частини досить одноманітні.

У нижньому, Дніпровському, районі мілководдя мають безперервну смугу зануреної та уривчасту смугу повітряно-водяної рослинності. Нижня частина Дніпровського плеса, створена на каньйоноподібній ділянці долини р. Дніпро, значно відрізняється від верхньої частини. Середня глибина у Нижній частині плеса у 3–4 рази більша (глибина у медіалі зростає з 10 м на межі частин до 60 м

біля греблі Дніпрогесу), швидкість течії не перевищує 0,5 м/с навіть у період весняної повені [77, 24, 26].

У річній динаміці рівня є три періоди: весняне наповнення, літньо-осіння стабілізація та зимове спрацювання. Зниження рівня водойми спостерігається з середини лютого до кінця березня. Впродовж цього періоду рівень водосховища знижується на 2 м. Період мінімального рівня у середньому триває 6–8 днів. Весняне наповнення починається у третій декаді березня, інтенсивність швидко зростає та максимальний рівень спостерігається у другій декаді квітня. Максимальні рівні весіннього наповнення перевищують НПР на 15–20 см. Найвищі рівні води мають місце на водосховищі наприкінці травня – початку червня та припадають на кінець весняної повені [77].

Формування режиму водосховища на сучасному етапі відбувається під впливом зовнішніх чинників, таких як водневий стік, кількість опадів, антропогенне навантаження, а також швидкість водообміну і внутрішньоводоймові процеси. Вода у водосховищі за якістю на більшості ділянок відноситься до 3 класу, за категорією – до 4 (задовільна), евтрофна, β-мезо-сапробна. Постійно зростаючий антропогенний тиск викликає значні зміни у хімічному складі води [129, 25].

Вода Запорізького водосховища є гідрокарбонатно-кальцієвою другого типу (C^{Ca}_{II}). У Самарській затоці переважають іони SO^{2-}_4 , Cl^- та Na^+ , а індекс води – S^{Na} [77, 29].

Сезонні коливання загальної мінералізації води у водосховищі складали 260 – 820 мг/дм³. У Самарській затоці ці показники були у декілька разів вище: 1780 – 2460 мг/дм³, що в основному обумовлено впливом високомінералізованих шахтних стічних вод [77].

По акваторії водосховища фіксувалися перевищення рибогосподарських норм за вмістом сульфатів та хлоридів в 1,5–4,5 рази. Спостерігається тенденція до зменшення їх вмісту вниз за течією [77, 29] (таблиця 2.1).

Показники рН змінювалися в межах 6,2–8,4. Підвищення рН фіксувалося в літній період, що характерно для природних вод, та пов'язано зі зменшенням концентрації вуглекислого газу і зміщенням рівноваги в бік підвищення лужності внаслідок інтенсифікації процесів фотосинтезу та значного використання бікарбонатів, що є стимулом для дисоціації молекул води [77, 29].

Суттєво змінювався за сезонами вміст розчиненого кисню, який визначає інтенсивність відновних і окислювальних біохімічних процесів у водосховищі. Найвищі значення протягом сезону спостерігалися у весняний період – до 6,9 мгО₂/дм³ (нижня ділянка водосховища), найнижчі – в літній період – до 4,3 мгО₂/дм³ (Самарська затока). Дефіцит кисню в затоці був обумовлений активізацією процесів мінералізації органічних і мінеральних речовин на фоні підвищених температур води та слабого водообміну.

Локально вміст кисню знижувався до критичних величин у місцях спуску стічних вод – 2,2 мгО₂/дм³ [77, 29].

Органічна речовина у воді Запорізького водосховища формується як за рахунок алохтонної органічної речовини стічних господарчо-побутових вод, так і автохтонної, яка утворюється за рахунок життєдіяльності гідробіонтів. Стабільно високим залишався вміст легкоокиснювальних органічних речовин, про що свідчать показники перманганатної окиснюваності, які перевищували нижню межу нормативних значень – в 1,05–1,5 рази. Максимальні значення зафіксовані в літній період (до 15,1 мгО₂/дм³ в Самарській затоці), коли у воді водосховища активно розвивається фітопланктон і велике значення займають внутрішньоводойомні процеси [77, 29].

Вміст амонійного азоту у воді за дослідний період у різних точках коливався від 0,01 до 1,80 мг/дм³; нітритів – від 0,005 до 0,12 мг/дм³, нітратів – 0,18–1,6 мг/дм³, фосфатів – від 0,25 до 0,62 мг/дм³. Найвищі показання за вмістом біогенних елементів зафіксовані в Самарській затоці. Кількість біогенних елементів найбільшої величини досягало наприкінці літа, коли відбуваються найбільш інтенсивні процеси мінералізації органічних речовин

[113]. В цей період встановлено перевищення ГДК за вмістом аміаку, що свідчить про недоокиснення форм азоту, внаслідок дефіциту кисню [77, 29].

За рівнями вмісту основних біогенних елементів водосховище характеризується досить високим ступенем евтрофікації.

За більшістю показників найгіршою якістю характеризувалася вода в Самарській затоці, порівняно вища якість води спостерігалася в районі с. Військове, що може бути пов'язано як зі зменшенням промислових та господарсько-побутових скидів, так і з самоочисною здатністю водойми [77, 82, 29].

Таблиця 2.1– Середні значення гідрохімічних показників Запорізького водосховища (мг/дм³) [29]

Показник	Самарська затока	Нижня ділянка водосховища	Нормативні значення
pH	7,6±0,05	8,0±0,04	6,5–8,5
Вміст кисню мг/дм ³	5,0±0,06	5,9±0,08	≤5
Перманганатна окиснюваність мг/дм ³	11,6±1,25	11,0±1,52	≤10–15
Азот амонійний мг/дм ³	1,0±0,008	0,7±0,005	0,05
Азот нітритний мг/дм ³	0,7±0,05	0,6±0,04	≤ 2
Азот нітратний мг/дм ³	0,01±0,005	0,03±0,06	0,1
Фосфор фосфатів мг/дм ³	0,2±0,02	0,01±0,0001	0,5
Сульфати мг/дм ³	117,9±3,63	112,0±1,95	50–70
Хлориди мг/дм ³	100,0±1,82	308,0±5,25	50–70

Загалом за гідрохімічними показниками спостерігалася тенденція до погіршення якості води в Запорізькому водосховищі від квітня до серпня місяця.

Еколого-токсикологічна оцінка води Запорізького водосховища за вмістом важких металів – одним із розповсюджених видів забруднювачів водойм, що розташовані на території розвинених промислових регіонів.

За багаторічними дослідженнями в Запорізькому водосховищі, за вмістом феруму, купруму, цинку та мангана зафіксовані перевищення ГДК для води рибогосподарських водойм. Максимальні концентрації за більшістю досліджуваних важких металів виявлені в Самарській затоці. Зафіксовано перевищення ГДК для рибогосподарських водойм в районі Самарської затоки: мангану – в 2 рази, плюмбуму – в 1,3 рази та кадмію – в 2,4 рази, цинку – в 1,5 рази.

Спостерігається тенденція до збільшення купруму по всій акваторії Запорізького водосховища, відзначається перевищення концентрації міді у Самарській затоці та нижній ділянці водосховища на 94% та 97% відповідно [79, 81, 77, 75, 39, 29, 42].

Забруднення води важкими металами обумовлено, з одного боку, постійним потраплянням їх зі стоками агропромислових підприємств, з іншого – вторинним забрудненням, яке відбувається внаслідок міграції важких металів з донних відкладень у воду [29].

2.2 Характеристика точок відбору

Дослідження проводилося на 5 ділянках вздовж русла Запорізького водосховища, які відрізняються гідрологічними та гідрохімічними умовами: Самарська затока, Фестивальний причал, о. Монастирський, гирло р. Мокра Сура та нижня ділянка водосховища (в районі с. Військове).

Самарська затока – штучна озероподібна ділянка верхньої частини Запорізького (Дніпровського) водосховища, яка являє собою велику мілководну акваторію Запорізького водосховища площею 5702 га, характеризується слабкою проточністю і великою площею мілководдя, що призводить до «цвітіння» води і викликає застійні явища. Гідроекологічний стан затоки визначається впливом високомінералізованих шахтних стічних вод, основними забруднюючими компонентами яких є дрібнодисперсні завислі частки і важкі метали [39].

Гідрохімічний режим Самарської затоки формується за рахунок ріки Самари та гідрологічних умов самої затоки. Велика площа мілководь і потрапляння органічних речовин внаслідок розвиненої рекреаційної зони і скиду господарчо-побутових вод, обумовили заростання затоки вищою водною рослинністю.

Розвиток Донбаського кам'яновугільного басейну і ДХК “Павлоградвугілля” та пов'язаний з ними скид шахтних вод у р. Самару спричинили помітне збільшення мінералізації води (від 2 до 6 г/дм³) в основному за рахунок збільшення хлоридів, сульфатів, іонів натрію. Зі стічними шахтними водами у Самарську затоку потрапляють важкі метали. Середньорічні концентрації майже всіх важких металів у воді Самарської затоки перевищують ГДК для води рибогосподарських водойм [29, 39, 77, 78, 81].

Фестивальний причал – також мілководний район Запорізького водосховища, що характеризується посиленням антропогенним впливом, зокрема внаслідок скиду міських господарсько-побутових стоків з високим вмістом фосфатів та нітратів [197].

Острів Монастирський є стаціонарною точкою гідробіологічних досліджень впродовж декількох століть, що характеризується як умовно чиста та віддалена від основних забруднювачів [197, 66, 67].

В районі гирло ріки Мокра Сура значний вплив на гідрохімічний та гідробіологічний режим чинять: комплекс правобережних очисних споруд м. Дніпро та води ріки Мокра Сура, що на по всій акваторії забруднюються господарсько-побутовими, промисловими стоками та змивами з сільськогосподарських полів [76].

Нижня частина Запорізького водосховища в районі с. Військове вважається умовно чистою акваторією в екологічному відношенні, оскільки розташована в аграрній зоні і не відчуває безпосереднього промислового впливу. Вона є найбільш глибоководною частиною Запорізького водосховища, максимальна глибина досягає 62,5 м, а швидкість течії не перевищує 0,5 м/с

навіть в період весняної повені. В нижній частині водосховища площа мілководь невелика [39, 86].

Більша частина водозбірної площі нижньої ділянки Запорізького (Дніпровського) водосховища розташована на території сільської місцевості. Основним джерелом забруднення цієї ділянки є зливи з сільськогосподарських угідь, які містять біогенні речовини. За даними сезонних досліджень кількість біогенних елементів найбільшої величини досягало наприкінці літа, коли відбуваються інтенсивні процеси мінералізації органічних речовин [42, 77].

Висновок до розділу

Акваторія Запорізького водосховища є неоднорідною як за геоморфологічною будовою, гідроекологічними умовами, так і ступенем антропогенного впливу.

На основі багаторічних спостережень відмічено, що за більшістю гідрохімічних та токсикологічних показників найгіршою якістю характеризувалася вода в Самарській затоці, порівняно вища якість води спостерігалася на нижній ділянці водосховища.

РОЗДІЛ 3 МАТЕРІАЛИ ТА МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕНЬ

Дисертаційна робота виконана з 2018 року по 2023 рік із використанням проб відібраних у період 2019-2021 рр. Відбір гідробіологічних, гідрохімічних, токсикологічних та радіобіологічних проб проводили під час науково-дослідних виїздів по акваторії Запорізького водосховища в 5 точках, що відрізняються гідрохімічними, гідрологічними умовами та ступенем антропогенного впливу: Самарська затока ($48^{\circ}53'40.21''\text{N}$; $35^{\circ}18'73.20''\text{E}$), Фестивальний причал ($48^{\circ}46'71.74''\text{N}$; $35^{\circ}06'59.38''\text{E}$), острів Монастирський ($48^{\circ}45'40.40''\text{N}$; $35^{\circ}08'74.76''\text{E}$), гирло р. Мокра Сура ($48^{\circ}32'58.21''\text{N}$; $35^{\circ}13'94.38''\text{E}$) і нижня ділянка водосховища поблизу с. Військове ($48^{\circ}22'30.75''\text{N}$; $35^{\circ}20'80.05''\text{E}$). Загалом було відібрано і опрацьовано 210 гідробіологічних проб, 105 гідрохімічних, по 45 токсикологічних та радіобіологічних проб.

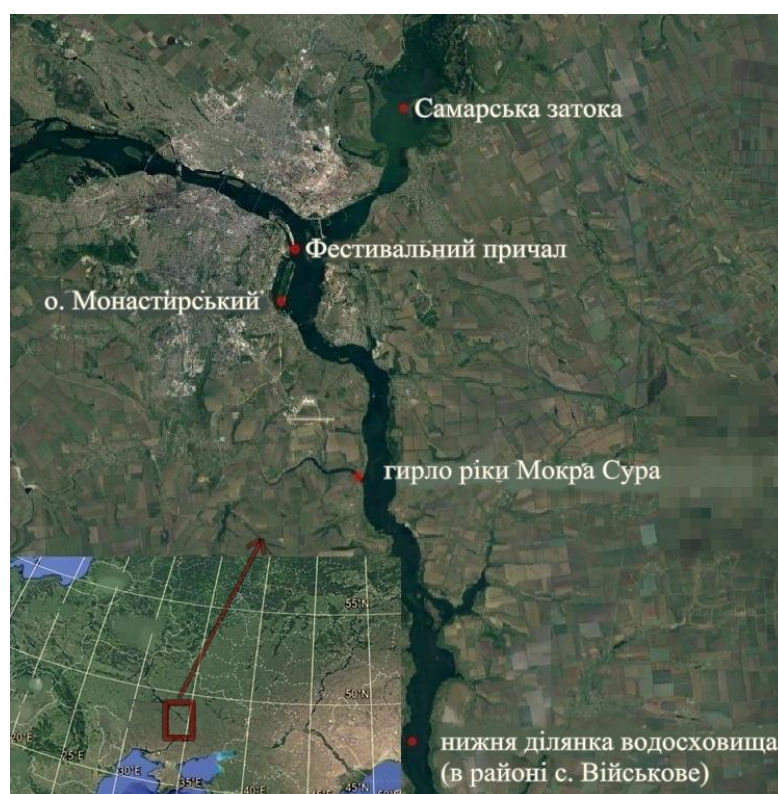


Рисунок 3.1. Точки відбору проб (космічний знімок, Google maps)

3.1 Методи дослідження фітопланктону

Відбір проб фітопланктону здійснювали батометром Рутнера із поверхневого горизонту (0,25 м) у пластикові ємності, впродовж вегетативних сезонів (з квітня по жовтень) 2019-2021 років на 5 ділянках вздовж русла Запорізького водосховища, які відрізняються гідрологічними та гідрохімічними умовами Самарська затока, Фестивальний причал, о.Монастирський, гирло р. Мокра Сура та нижня ділянка водосховища (в районі с. Військове).

Фіксацію, концентрацію і камеральне опрацювання проб фітопланктону проводили відповідно до загальноприйнятих гідробіологічних методів [3]. Зразки фіксували 40 % – розчином формаліну (1:100), концентрацію проб проводили седиментаційним методом [3]. Підрахунок клітин водоростей проводили в камері Нажотта об'ємом 0,05 мм³ із використанням мікроскопу Ulab XY –B2TLED (об'єктиви 40*, 100*).

Обрахунок чисельності фітопланктону виконували на 1 дм³ води за формулою [3]:

$$N = kn\left(\frac{A}{a}\right)v\left(\frac{1000}{V}\right); \quad (3.1)$$

де N – чисельність водоростей в 1 дм³ води досліджуваної водойми (тис. кл/дм³);

k – коефіцієнт, що показує у скільки разів об'єм використаної камери менш як 1 см³ ;

n – кількість клітин водоростей, визначених на переглянутих доріжках лічильної камери;

A – кількість доріжок лічильної камери;

a – кількість доріжок, де виконувався підрахунок водоростей;

v – об'єм згущеної проби (см³);

V – об'єм проби фітопланктону, відібраної на водоймі (см³).

Біомасу визначали об'ємно-розрахунковим методом. Назви таксонів подані згідно з таксономічною системою водоростей, запропонованому у інтернет-ресурсі AlgaeBase [210] та порівняно з матеріалами колективної монографії «Algae of Ukraine» [187, 10].

Для аналізу видової різноманітності фітопланктону на різні ділянках Запорізького водосховища, використовували коефіцієнт видової подібності Серенсена:

$$K_S = \frac{2c}{a+b}; \quad (3.2)$$

де a – кількість видів у першій водоймі;

b – кількість видів у другій водоймі;

c – кількість спільних видів.

Коефіцієнт видової подібності змінюється від 0 до 1. Якщо $K > 0,5$, то видова різноманітність двох порівнювальних ділянок досить схожа і відповідно негативний вплив екологічних чинників (не лише антропогенних, а і природних) незначний. Якщо $K < 0,5$, то видова різноманітність порівнювальних ділянок суттєво відрізняється, а отже і екологічні умови, що визначають розвиток фітопланктону, різні [3, 31].

Порівняння флористичного різноманіття фітопланктону досліджуваних водойм на рівні порядків та родів виконували на основі коефіцієнта рангової кореляції Кендела, який розраховували за формулою [31]:

$$\tau = \frac{2s}{n(n-1)}; \quad (3.3)$$

де s – сума рангів провідних порядків (родів), за якими проводиться порівняння систематичної структури фітопланктону двох водойм;

n – кількість пар порівнюваних рангів.

τ змінюється у межах від -1 (повна відмінність флористичних спектрів фітопланктону водойм) до $+1$ (повна подібність) [31].

Для оцінки інформаційного різноманіття (за біомасою та чисельністю) розраховували індекс Шеннона H :

$$H = - \sum_{i=1}^n \frac{N_i}{N} \log_2 \frac{N_i}{N} \text{ або } H = - \sum_{i=1}^n \frac{B_i}{B} \log_2 \frac{B_i}{B}, \quad (3.4)$$

де N_i (B_i) – оцінка «значущості» i -го виду, тобто чисельність (біомаса) i -го виду;
 N (B) – загальна оцінка «значущості», тобто загальна чисельність (біомаса) фітопланктону;

n – кількість видів та внутрішньовидових таксонів [3].

При $H > 2$ фітопланктон більш різноманітний. Домінуючий комплекс представлений полідомінантними угрупованнями. Це свідчить про якість водного середовища, що наближається до оптимального для розвитку планктонних водоростей, а отже про відсутність або незначний негативний вплив антропогенних чинників, що не призводить до деградації фітопланктону.

При $H \leq 1$ фітопланктон, як правило фітопланктон, як правило, представлений монодомінантним або оліголомінантним комплексом [3].

3.2 Методи дослідження концентрацій важких металів

Проби фітопланктону відбирали планктонною сіткою Апштейна (газ №77), в поверхневому шарі води (0,5 м), влітку впродовж 2019–2021 років на 5 ділянках вздовж русла Запорізького водосховища.

При підготовці до аналізу фітопланктон гомогенізували, висушували при температурі 105°C до постійної маси, а потім спопеляли при температурі 450°C до отримання білої золи, яку обробляли 1н азотною і 1н хлоридною кислотою.

Отриманий розчин фільтрували через фільтр «синя стрічка» і переносили в ємність, доводячи об'єм до 10 мл.

Коефіцієнт усушки визначали за формулою:

$$X = \frac{A}{B} \times 100\%, \quad (3.5)$$

де X – суха речовина, %; A – маса наважки до сушки, г; B – маса наважки після сушки, г.

Вміст зольних елементів визначали за формулою:

$$Z = \frac{T-t}{m} \times X, \quad (3.6)$$

де Z – вміст золи, %; T – маса тигля з золою, г; t – маса пустого тигля, г;

X – суха речовина, %; m – наважка сухої тканини, г.

Концентрацію важких металів в пробах визначали на атомно-абсорбційному спектрофотометрі С115-М1, за відповідних довжин хвиль, що відповідали максимуму поглинання кожного з досліджуваних металів згідно зі стандартними методиками. Вміст металів виражали в мг/кг сухої ваги [83].

Концентрацію важких металів розраховували за формулою:

$$C = \frac{K \times j \times v}{P}, \quad (3.7)$$

де C – концентрація важкого металу в пробі, мг/кг; j – концентрація металу в концентрованій пробі, мг/кг; v – об'єм розведеної проби, мл; P – вага золи (або сухої маси), г; K – коефіцієнт озолення (або усушки), г золи/г сухої ваги.

Коефіцієнт накопичення визначався як відношення кількості накопиченої речовини досліджуваного важкого металу що містяться в фітопланктоні, до його вмісту у воді [83].

3.3 Методи радіобіологічних досліджень

Проби фітопланктону відбирали планктонною сіткою Апштейна (газ №77), в поверхневому шарі води (0,5 м), влітку впродовж 2019–2021 років на 5 ділянках вздовж русла Запорізького водосховища, які відрізняються гідрологічними та гідрохімічними умовами.

Підготовка проб до радіоспектрометричних вимірювань полягала у їх гомогенізації, висушуванні за температури 105°C у сухо-жаровій шафі. Питому

активність радіонуклідів у підготовлених зразках визначали за допомогою сцинтиляційного спектрометра енергії гамма-випромінювання СЕГ-001 «АКП-С» та спектрометра бета-випромінювання СЕБ01-150 у сертифікованій лабораторії санепідемстанції. Питома радіоактивність радіонуклідів наведена в бекерелях на кілограм (Бк/кг) сирої, природної ваги. В зразках фітопланктону визначали вміст штучних (^{137}Cs та ^{90}Sr) та природних (^{232}Th , ^{226}Ra та ^{40}K) радіонуклідів [45].

Коефіцієнт усушки та вміст зольних елементів визначали за формулами 3,3 відповідно.

Концентрацію радіонуклідів розраховували за формулою:

$$C = \frac{K \times j \times v}{P} \quad (3.8)$$

де, C – концентрація радіонуклідів в пробі, Бк/кг; j – концентрація радіонукліду в концентрованій пробі, Бк/кг; v – об'єм розведеної проби, мл; P – вага золи (або сухої маси), г; K – коефіцієнт озолення (або усушки), г золи/г сирої ваги.

Коефіцієнт накопичення визначався як відношення питомої активності досліджуваного радіонукліду у фітопланктоні, до його питомої радіоактивності у воді [45, 83].

3.4 Методи гідрохімічних досліджень

Паралельно на тих же ділянках у воді Запорізького водосховища, відповідно до загальноприйнятих методик [3], визначали: температуру, рН, вміст розчиненого кисню, аміаку, сульфатів та хлоридів, біогенні елементи, кількість розчиненої органічної речовини за показниками перманганатної окиснюваності.

Для визначення вмісту важких металів у воді, її спочатку фільтрували через мембранний фільтр для відділення зважених речовин, підкисляли особливо чистою хлоридною кислотою до рН 2,5 і зберігали до подальшої обробки. Надалі

1 л проби води випаровували насухо, після чого залишок розчиняли в 1н азотній і 1н соляній кислотах. Вміст важких металів в пробі визначали на спектрофотометрі С-115М1 [83].

Вміст радіонуклідів у воді визначали відповідно до загальноприйнятих методик [45] випарювали 40 літрів води до об'єму 1:1.

Показники хімічного складу води порівнювали з нормативними показниками для рибогосподарських потреб (СОУ 05.01-37-385:2006) [12].

3.5 Методика екологічної оцінки

Екологічна оцінка якості води Запорізького водосховища виконувалась у відповідності з «Методикою екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями», затвердженою Наказом Мінекобезпеки від 31.03.98 р. № 44 [60]. Згідно з даною методикою визначають показники за трьома блоками речовин: сольового складу, трофо-сапробіологічного блоку та блоку специфічних речовин токсичної дії.

Обчислення інтегрального (екологічного) індексу (I_e) здійснюється за формулою:

$$I_e = \frac{I_1 + I_2 + I_3}{3} \quad (3.9)$$

де I_1 – індекс забруднення компонентами сольового складу;

I_2 – індекс трофо-сапробіологічних (еколого-санітарних) показників;

I_3 – індекс специфічних показників токсичної і радіаційної дії.

3.6 Методи статистичної обробки

Отримані дані піддавали математичній обробці загальновизнаними 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 фітопланктоном, розраховувався вибірковий коефіцієнт кореляції Пірсона (r).

Висновок до розділу

Для отримання репрезентативних результатів під час виконання дисертаційної роботи використані загальноприйняті методи, які відповідають сучасним потребам досліджень та адекватно відображають показники, які потрібно аналізувати.

РОЗДІЛ 4 ОСОБЛИВОСТІ ГІДРОЕКОЛОГІЧНОГО РЕЖИМУ ЗАПОРІЗЬКОГО ВОДОСХОВИЩА

4.1 Гідрохімічний режим

Аналіз отриманих результатів гідрохімічного режиму протягом досліджуваного періоду показав, що за більшістю досліджуваних показників вода в Запорізькому водосховищі відповідала нормативним значенням (табл 4.1.1, 4.1.2, 4.1.3).

Таблиця 4.1.1 – Середні значення гідрохімічних показників Запорізького водосховища у весняний період 2019-2021 років ($M \pm m$, $n=35$) .

Показник	1	2	3	4	5
Температура °C	16,93±2,59	16,8±2,63	16,6±2,72	16,87±2,59	16,37±2,93
pH	7,6±0,01	7,6±0,01	6,92±0,02	7,8±0,01	7,9±0,01
Вміст кисню мг/дм ³	4,97±0,38	4,87±0,06	6,37±0,06	4,22±0,03	5,57±0,12
Перманганатна окиснюваність мг/дм ³	13,53±1,02	14,2±0,01	12,27±1,27	14,33±0,21	10,30±0,17
Азот амонійний мг/дм ³	0,209±0,166	0,570±0,02*	0,210±0,01*	0,142±0,05	0,07±0,109
Нітрати мг/дм ³	0,653±0,475	0,503±0,389	1,297±0,167	0,587±0,341	0,297±0,046
Нітрити мг/дм ³	0,008±0,001	0,008±0,001	0,1±0,001	0,1±0,0867	0,0132±0,01 45
Фосфати мг/дм ³	0,407±0,023 *	<0,01	<0,01	0,267±0,087 *	<0,01
Сульфати мг/дм ³	77,55±32,43	78,87±28,55	72,23±26,62	68,77±23,87	62,53±26,02
Хлориди мг/дм ³	32,07±19,56	31,5±18,53	31,63±18,91	31,03±18,65	30,63±18,38

Примітки: * – різниця між показниками статистично достовірна, при $p \leq 0,05$.

1 - Самарська затока; 2 - Фестивальний причал; 3 - о. Монастирський; 4 - гирло р. Мокра Сура; 5 - нижня ділянка водосховища.

Перевищення допустимих концентрацій спостерігались: в 1,2–2 рази – за вмістом азоту амонійного, найвищі значення зафіксовані в районі Самарської затоки, Фестивального причалу та нижньої ділянки водосховища.

В досліджуваний період фіксувалися низькі значення розчиненого кисню весною та влітку 2019, весною і осінню 2020–2021 в гирлі р. Мокра Сура, 2020 році – весною та в осінній період в Самарській затоці. Вміст розчиненого кисню суттєво змінювався, найвищі значення на всіх точках відбору фіксувалися в червні місяці, найнижчі – в серпні, в районі Самарської затоки, Фестивального причал та гирла ріки, що в 1,2–1,5 рази менше нормативних значень. Стабільно високими впродовж всього досліджуваного періоду був вміст легкоокиснювальних органічних речовин, про що свідчать показники перманганатної окиснюваності, які перевищували нижню межу нормативних значень – в 1,05–1,5 рази.

Таблиця 4.1.2 – Середні значення гідрохімічних показників Запорізького водосховища у літній період 2019-2021 років ($M \pm m$, $n=35$)

Показник	1	2	3	4	5
Температура °C	23,00±0,36*	22,67±0,38	22,50±0,35	22,93±0,23*	22,33±0,49
pH	7,62±0,02	7,58±0,01	6,91±0,01	7,81±0,01	8,26±0,11
Вміст кисню мг/дм ³	5,1±0,09	5,40±0,01	6,65±0,08	5,03±0,15	6,15±0,79
Перманганатна окиснюваність мг/дм ³	14,47±2,22	12,17±1,15	11,60±1,39	12,40±1,21	12,39±2,79
Азот амонійний мг/дм ³	0,750±0,151	0,950±0,001*	0,333±0,104	0,317±0,161	0,587±0,325
Нітрати мг/дм ³	1,103±0,701	0,810±0,111	1,600±0,001	0,700±0,001	0,338±0,164
Нітриди мг/дм ³	0,043±0,036	0,050±0,001	0,300±0,173	0,250±0,05	0,034±0,027

Фосфати мг/дм ³	0,057±0,081	<0,01	<0,01	0,10±0,001	<0,01
Сульфати мг/дм ³	86,57±7,22	93,27±0,41	63,73±37,53	75,30±0,95	82,25±8,59
Хлориди мг/дм ³	53,71±20,43	48,27±0,23	43,15±8,22	45,80±1,87	58,06±29,83

Примітки: * – різниця між показниками статистично достовірна, при $p \leq 0,05$.

1 - Самарська затока; 2 - Фестивальний причал; 3 - о. Монастирський; 4 - гирло р. Мокра Сура; 5 - нижня ділянка водосховища.

На всіх точках відбору фіксувалися перевищення за вмістом сульфатів від 1,2 рази у весняний період на нижній ділянці водосховища до 3 разів в районі Самарської затоки та нижньої ділянки водосховища в осінній період. Вміст хлоридів також перевищував нормативні значення влітку 2020 та осінню 2021 року на нижній ділянці водосховища у 1,8 та 2 рази відповідно; 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. Значне збільшення рівня сульфатів та хлоридів, вище за максимально-допустимі рівні, є небезпечним для гідробіонтів [49].

Перевищення нормативних значень були і за вмістом нітритів: в гирлі р.Мокра Сура в 2019 році у 15 разів, а влітку 2020 в районі о. Монастирський у 20 разів. Загальновідомо, що їхня наявність свідчить про свіже органічне забруднення водойми. Нітрити потрапляють у воду в результаті забруднення господарсько-побутовими стоками, змивами з полів, при внесенні добрив у ставки, а також можуть відновлюватися з нітратів в анаеробних умовах, наприклад у ґрунтах водойм. Мають токсичний вплив на гідробіонтів [49].

Рівень розвитку фітопланктону в значній мірі визначається співвідношенням неорганічних форм азоту та фосфору, адже водорості з високим вмістом азоту та низьким фосфору, чи навпаки, нездатні повноцінно синтезувати білки, АТФ, АДФ, НАДФ, нуклеїнові кислоти [48]. Співвідношення

$N_{\text{неорг}}/P_{\text{неорг}}$ суттєво відрізнялися на різних точках відбору, від 0,87:1 – в районі Самарської затоки весною 2019 року, до 264:1 – в осінній період 2019 року. Невисоке співвідношення: 2:1, фіксувалося в гирлі ріки Мокра Сура весною 2019 і також в осінній період 2020 року. Зафіксовано високі співвідношення неорганічного азоту до фосфору (вище 50:1) протягом всього досліджуваного періоду в районі Фестивального причалу та острова Монастирський; в літній та осінній періоди 2019-2021 років – також в районі нижньої ділянки водосховища та Самарської затоки.

При високих концентраціях фосфору неорганічного, відбувається посилена евтрофікація, яка призводить до розвитку фітопланктону, «цвітіння» води, збільшення кількості органічних речовин, дефіцита кисню, а в певні періоди – до «заморів» риб та інших водних організмів, зниження біорізноманіття [48, 157, 206].

Таблиця 4.1.3 – Середні значення гідрохімічних показників Запорізького водосховища у осінній період 2019-2021 років ($M \pm m$, $n=35$)

Показник	1	2	3	4	5
Температура °C	15,53±2,57	15,27±2,56	15,23±2,59	15,53±2,67	15,33±2,41
pH	7,67±0,06	7,67±0,06	7,04±0,10	7,73±0,06	8,05±0,21
Вміст кисню мг/дм ³	4,97±0,05	5,10±0,10	6,18±0,48	4,90±0,09	5,87±0,12
Перманганатна окиснюваність мг/дм ³	12,70±4,08	14,72±0,35	13,60±0,62	14,60±0,26	13,37±0,29
Азот амонійний мг/дм ³	1,083±0,633	0,657±0,115	0,323±0,214	0,100±0,001	0,963±0,481
Нітрати мг/дм ³	0,417±0,355	0,720±0,046	0,727±0,705	0,300±0,034	0,423±0,460
Нітриди мг/дм ³	0,016±0,021	0,045±0,065	0,045±0,050	0,050±0,001	0,017±0,024

Фосфати мг/дм ³	<0,01	<0,01	<0,01	0,20±0,001	<0,01
Сульфати мг/дм ³	163,27±1,15	92,65±0,31	32,84±10,77	76,83±0,35	82,27±0,92
Хлориди мг/дм ³	200,00±34,64	41,93±0,25	36,55±2,51	41,82±0,66	58,90±4,64

Примітки: * – різниця між показниками статистично достовірна, при $p \leq 0,05$.

1 - Самарська затока; 2 - Фестивальний причал; 3 - о. Монастирський; 4 - гирло р. Мокра Сура; 5 - нижня ділянка водосховища.

За більшістю показників найгіршою якістю характеризувалася вода в Самарській затоці, порівняно вища якість води спостерігалася в районі с. Військове, що може бути пов'язано як зі зменшенням промислових та господарсько-побутових скидів, так і з самоочисною здатністю водойми.

Загалом за гідрохімічними показниками спостерігалася тенденція до погіршення якості води в Запорізькому водосховищі від травня до серпня місяця. Останнє в основному пов'язано з підвищенням температури води, що призводить до просторово-часової інтенсифікації проявів антропогенного впливу на евтрофікаційний стан водойм. Загальновідомо, що найбільш сильно евтрофікація відбувається в добре прогрітих і освітлених мілководних ділянках, які займають до 39% площі Запорізького водосховища [47, 108, 123]. Останнє сприяє розвитку планктонних водоростей, зниженню прозорості води, як результат – погіршенню трофічного стану водосховищ, призводить до біологічного забруднення. Біологічне забруднення водойм обумовлено накопиченням у водній масі з'єднань так званих біогенних речовин – сполук фосфору і азоту, які впливають на різке зниження вмісту кисню у воді, підвищення рН, випадання в осад карбонату кальцію, гідроксиду магнію [50].

4.2 Вміст важких металів у воді

Зафіксовані перевищення нормативних значень вмісту важких металів (табл. 4.2.1): за кадмієм – у 2 рази в 2019 році в районі Самарської затоки, за

вмістом цинку – впродовж всього досліджуваного періоду від 2 разів в районі о.Монастирський (2020–2021р), до 15 разів в гирлі р.Мокра Сура (2019 р). За вмістом цинку на всіх точках відбору концентрації зафіксовані в 2019 році в 3–7 разів перевищували такі в 2020 та 2021 роках, що свідчить про зменшення цього металу в гідроекосистемі, а отже менший вплив на гідробіонтів.

Таблиця 4.2.1 – Середні значення вмісту важких металів у воді Запорізького водосхоща (2019-2021 р.), мг/дм³ ($M \pm m$, $n=9$) .

Точка відбору/Метал	Pb	Cd	Zn	Cu	Mn	Ni	Fe
1	0,02867±0,0102	0,0054±0,00162*	0,062±0,0139	0,0098±0,0021	0,0127±0,0002	0,022±0,0052	0,034±0,0017
2	0,01367±0,0385	0,00121±0,00023	0,0627±0,0166	0,0077±0,0004	0,0293±0,054	0,0053±0,0019	0,078±0,0266
3	0,08133±0,0385*	0,0014±0,00026	0,0633±0,025	0,0091±0,0008	0,031±0,0064	0,0133±0,0054	0,112±0,0456
4	0,08767±0,00423*	0,00227±0,00027	0,0673±0,0244	0,0121±0,0017	0,04±0,012	0,0217±0,0067	0,1313±0,0516
5	0,01067±0,00154	0,0012±0,00001	0,0387±0,00073	0,0079±0,00009	0,0543±0,0038	0,014±0,00001	0,1027±0,0252

Примітки: * – різниця між показниками статистично достовірна, при $p \leq 0,05$.

1 - Самарська затока; 2 - Фестивальний причал; 3 - о. Монастирський; 4 - гирло р. Мокра Сура; 5 - нижня ділянка водосховища.

Перевищення встановлених норм спостерігалось також за вмістом купруму, проте лише у 2019 році, в районі Самарської затоки та гирла р. Мокра Сура; за вмістом мангану – від 1,2 рази в районі Самарської затоки (2019 р) до 6 разів на нижній ділянці водосховища в 2020 та 2021 роках; за вмістом нікелю перевищення від 1,2 до 4 разів, спостерігалися у 2019 році на всіх точках відбору, в 2020 та 2021 роках , незначні перевищення зафіксовані лише в районі Самарської затоки та нижньої ділянки водосховища.

Отже, у воді Запорізького водосховища, вміст більшості досліджуваних важких металів зменшився у 2020 та 2021 роках, порівняно з минулими,

подекуди в 6–7 разів, що свідчить в першу чергу про зменшення їх надходження зовні і підтверджується даними екопаспорту Дніпропетровської області [29].

4.3 Вміст радіонуклідів у воді

Суттєвих достовірних відмінностей за вмістом штучних та природних радіонуклідів не було відмічено ні за роками, ні за точками відбору (табл. 4.3.1).

Таблиця 4.3.1 – Середні значення питомості радіонуклідів у воді Запорізького водосхоща (2019-2021 р.), Бк/дм³ ($M \pm m$, $n=9$)

	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr	²²⁶ Ra	²³² Th	⁴⁰ K
Самарська затока	0,03±0,001 *	0,0465±0,012	1,0233±0,02 3	0,4433±0,02 3	4,11±0,676
Фестивальний причал	0,03±0,001 *	0,0467±0,012 *	1,0533±0,00 6	0,4753±0,00 9	4,13±0,658*
о. Монастирський	0,03±0,001	0,0466±0,012	1,0233±0,02 3	0,4566±0,01 2	4,1433±0,647
Гирло ріки Мокра Сура	0,03±0,001	0,0467±0,012	1,0301±0,01 7	0,45±0,017	4,1767±0,6178 *
Нижня ділянка водосховища	0,03±0,001	0,0466±0,011	1,0233±0,02 3	0,4567±0,01 1	4,11±0,6755

Примітки: * – різниця між показниками статистично достовірна, при $p \leq 0,05$

Систематичні дослідження радіонуклідів у воді Запорізького водосховища свідчать, що загалом показники знаходяться на рівні доаварійного періоду [86]. Проте, варто враховувати, передачу по ланцюгах живлення та їх концентрування у гідробіонтах.

4.4 Екологічна оцінка якості води Запорізького водосховища за гідрохімічними та гідробіологічними показниками

Оцінювання якості екологічного середовища є важливим параметром сталого розвитку, необхідна для управлінської політики та стратегії [27, 85, 102, 146, 147, 205]. Адже, така оцінка дає інформацію про воду, як складову гідроекосистеми, середовище мешкання гідробіонтів і важливу частину природного середовища, в якому мешкає людина, а також є базою для встановлення екологічних нормативів якості води щодо певних водних об'єктів чи їх частин, груп водних об'єктів та басейнів річок [54, 98].

Проаналізувавши динаміку мінералізації, нами встановлено, що вода в Запорізькому водосховищі належить до гіпо- та олігогалінного типу. Відповідно до сольового складу вода у водосховищі, на всіх точках відбору, крім Самарської затоки належить до II класу, 3 категорії, 3 субкатегорії, лише на нижній ділянці водосховища до 3(4) субкатегорії, та характеризується за якістю вод та їх станом як: «добра», за ступенем чистоти: «досить чиста» (табл. 4.4.1). Найгірші значення блокового сольового індексу зафіксовані в Самарській затоці, що відповідає III класу, 5 категорії, 5(1) субкатегорії: «задовільна, посередня», «забруднена, помірна забруднена».

Таблиця 4.4.1 – Екологічна оцінка якості води Запорізького водосховища за даними середньорічних значень (2019–2021 рр)

Показник	Точки відбору				
	Самарська затока	Фестивальний причал	о. Монастирський	Гирло р.Мокра Сура	Нижня ділянка водосховища
Сольовий блок					
Сума іонів	V(7)	II (3)	II (3)	II (3)	II (3)
Хлориди	III (4)	II (3)	II (3)	II (3)	II (3)
Сульфати	III (4)	III (4)	II (3)	III (5)	II (3)

I ₁	5,0	3,3	3,0	3,7	3
Торфо-сапробологічний блок					
pH	II (2)	II (2)	I (1)	II (2)	II(3)
Азот амонійний	III (5)	III (5)	II (3)	II (2)	III (5)
Азот нітритний	III (5)	III (5)	V(7)	V(7)	III (5)
Азот нітратний	III (5)	III (5)	IV (6)	III (4)	II (3)
Фосфор фосфатів	III (5)	I (1)	I (1)	III (5)	I (1)
Розчинений кисень	IV (6)	III (5)	III (4)	IV (6)	III (5)
Перманганатна окиснюваність	III (5)	III (5)	III (5)	III (5)	III (5)
Біомаса фітопланктону	III (5)	III (5)	III (5)	III (5)	III (5)
I ₂	4,8	4,1	4,0	4,5	4,0
Блок специфічних показників токсичної і радіаційної дії					
Кадмій	V(7)	IV()	III(5)	IV (6)	III(5)
Купрум	III(4)	III(4)	III(4)	III(5)	III(4)
Цинк	III(5)	III(5)	III(5)	III(5)	III(4)
Нікель	III(5)	II (3)	III (4)	III(5)	III (4)
Залізо (загальне)	I (1)	II (3)	III (4)	III (4)	III (4)
Манган	II (2)	II (3)	II (3)	II (3)	III (4)
Плюмбум	III (5)	III (4)	IV (6)	IV (6)	III (4)
¹³⁷ Cs	III (4)	III (4)	III (4)	III (4)	III (4)
⁹⁰ Sr	III (4)	III (4)	III (4)	III (4)	III (4)
I ₃	4,1	3,9	4,3	4,7	4,1
I _e	4,6	3,8	3,8	4,3	3,7

Відповідно, до індексів трофосапробіологічних показників (табл.4.4.1), вода в Запорізькому водосховищі в досліджуваний період належала до III класу, 4 категорії, 4; 4 (5)–5 (4) субкатегорій, що характеризується за якістю вод та їх

станом як: «задовільна»; за ступенем чистоти: «забруднена», «слабо забруднена». У районі Самарської затоки та гирла ріки Мокра Сура спостерігалися “перехідні” субкатегорії за якістю від “задовільних”, “слабо забруднених” до “посередніх”, “помірно забруднених”. Торфо-сапробологічний блок представлений найвищими значеннями блокового індексу, а отже, в найбільшій мірі впливає на інтегральну екологічну оцінку вод Запорізького водосховища. Найбільше на екологічну оцінку і відповідно якість води Запорізького водосховища впливали: вміст біогенних речовин, показники перманганатної окиснюваності, розчиненого кисню та значна біомаса фітопланктону, що сприяло евтрофікації.

Згідно зі значеннями специфічних показників токсичної та радіаційної дії, вода належить до III класу, 4 категорії, 4; 4(5) – 5(4) субкатегорій та характеризувалась як: «задовільна», «слабо забруднена» (табл.4.4.1). Найгірші показники за цим блоком, зафіксовані за вмістом кадмію. В районі Фестивального причалу за даним блоком спостерігалися дещо нижчі показники, що дозволяли віднести воду до II класу, 3 категорії, однак вже 4 субкатегорії.

Загалом за вмістом показників токсичної і радіаційної дії протягом всієї досліджуваної акваторії не спостерігалось суттєвих відхилень, що дозволяє віднести воду до одного класу.

Найвищі значення інтегрального (екологічного) індексу (рис. 4.4.1) спостерігалися в Самарській затоці і дозволяють віднести води до III класу 4 категорії, 4-5 субкатегорії, що характеризуються як перехідні за станом, від «задовільних» до «посередніх», за ступенем чистоти: «слабо забруднених» – «помірно забруднених».

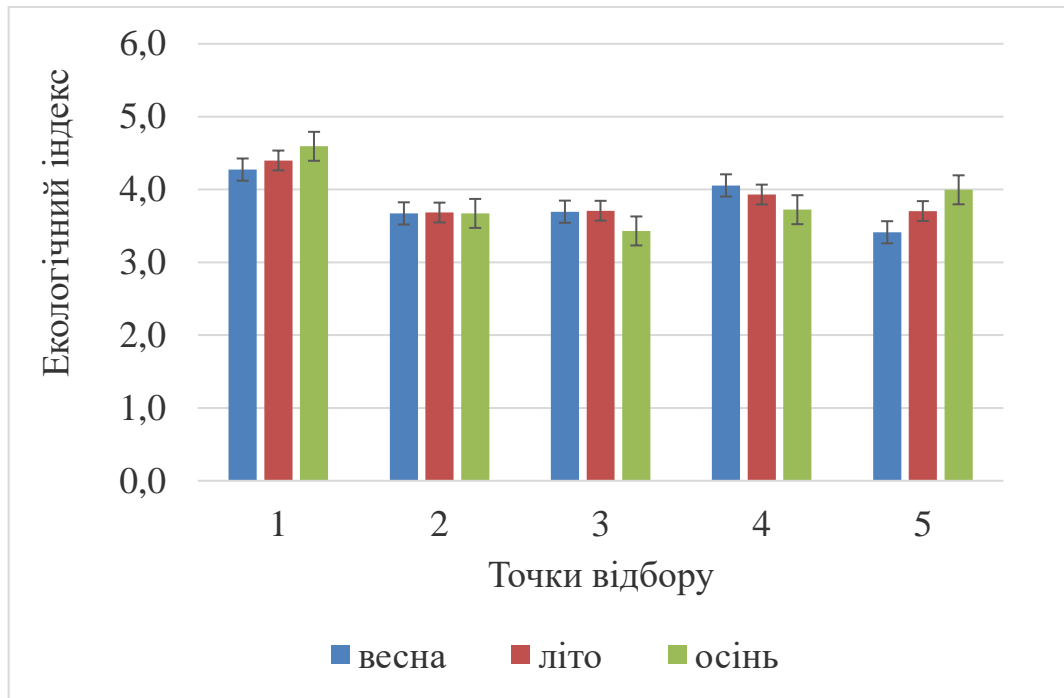


Рисунок 4.4.1 Графік динаміки екологічного індексу якості води
Запорізького водосховища на різних точках відбору
1.Самарська затока; 2. Фестивальний причал; 3. о. Монастирський;
4. Гирло ріки Мокра Сура; 5. Нижня ділянка водосховища (в районі
с. Військове)

Встановлено, що екологічний стан Самарської затоки погіршується, як за рахунок речовин сольового блоку, так і трофосапробіологічного (екологосанітарного). Погіршення якості води в затоці пов'язується в першу чергу зі слабкою проточністю води та великою площею мілководдя, що сприяє застійним явищам, цвітінню води. Також на гідроекологічний стан затоки значно впливають високомінералізовані шахтні стічні води [39, 77], що і зумовило високу амплітуду коливань індексу забрудненості компонентами сольового складу (I_e 4,3–5,7). Високі значення інтегрального індексу також зафіксовано в гирлі р. Мокра Сура (I_e 3,72–4,5), де найгірші показники фіксувалися як за блоком специфічних показників токсичної і радіаційної дії, так і за торфосапробологічним блоком.

На інших точках значення інтегрального (екологічного) індексу майже не відрізнялися і дозволяли віднести води до II класу, 3 категорії, 4(3) субкатегорії: «добрі», «досить чисті» – з переходом в «задовільні», «слабо забруднені».

Як і більшість водойм, що протікають через індустріальні міста, у Запорізькому водосховищі серед фітопланктону переважають індикатори β -мезосапробної зони. Переважаючий тип трофності – евтрофний.

Загалом вода водосховища характеризується, як перехідна від II класу, 3 категорії – «добра», «чиста, досить чиста», до III класу, 4 категорії – «задовільна посередня», «забруднена, слабо забруднена». Погіршення показників саме в літній (теплий) період пов'язано зі змінами клімату, в тому числі і глобальним потеплінням, адже при збільшенні температури води посилюються процеси евтрофікації, спостерігається масове цвітіння, що впливає на якість за рахунок посилення багатьох форм забруднення води [161, 189]. Проаналізувавши отримані дані ми бачимо, що незважаючи на посилений антропогенний тиск та значні обсяги стічних вод, що надходять до водосховища, простежується динаміка погіршення екологічного стану води в літній період і поступове покращення в осінній та весняні періоди, що вказує на самоочисну здатність водойми.

Амплітуда коливань інтегрального (екологічного) індексу становить 3,4–4,6. Найгірші показники зафіксовані в Самарській затоці, що в основному пов'язано з гідрологічними умовами та посиленням антропогенним тиском на затоку. Встановлено, що якість вод у Запорізькому водосховищі, майже за всіма досліджуваними показниками погіршується в літній період, чому сприяють у першу чергу високі температури води, які посилюють евтрофікацію. Максимальні значення блокових індексів зафіксовані за трофосапробіологічними показниками, поміж яких найбільше значення мають: біогенні речовини, показники перманганатної окиснюваності, розчиненого кисню та біомаси фітопланктону. Упродовж досліджуваного періоду спостерігається сезонна динаміка блокових та інтегрального індексів, що

говорить про необхідність системного моніторингу водосховища, встановлення міжрічної динаміки. Останнє дасть можливість з'ясувати причини погіршення якості води та розробити шляхи їх вирішення.

Висновки до розділу

За більшістю досліджуваних показників найгіршою якістю характеризувалася вода в Самарській затоці, порівняно вища якість води спостерігалася в районі с. Військове, що може бути пов'язано як зі зменшенням промислових та господарсько-побутових скидів, так і з самоочисною здатністю водойми.

Загалом за гідрохімічними показниками спостерігалася тенденція до погіршення якості води в Запорізькому водосховищі від травня до серпня місяця.

Відповідно до екологічної оцінки якості води найвищі значення інтегрального (екологічного) індексу спостерігалися в Самарській затоці і дозволяють віднести води до III класу 4 категорії, 4-5 субкатегорії, що характеризуються як перехідні за станом, від «задовільних» до «посередніх», за ступенем чистоти: «слабо забруднених» – «помірно забруднених». Встановлено, що екологічний стан Самарської затоки погіршується, як за рахунок речовин сольового блоку, так і трофосапробіологічного (екологосанітарного).

Високе значення інтегрального індексу також зафіксовано в гирлі р. Мокра Сура (I_e 3,72–4,5), де найгірші показники фіксувалися як за блоком специфічних показників токсичної і радіаційної дії, так і за торфо-сапробологічний блоком. На інших точках значення інтегрального (екологічного) індексу майже не відрізнялися і дозволяли віднести води до II класу, 3 категорії, 4(3) субкатегорії: «добрі», «досить чисті» – з переходом в «задовільні», «слабо забруднені».

Загалом вода водосховища характеризується, як перехідна від II класу, 3 категорії – «добра», «чиста, досить чиста», до III класу, 4 категорії – «задовільна посередня», «забруднена, слабо забруднена». Погіршення показників саме в

літній (теплий) період пов'язано зі змінами клімату, в тому числі і глобальним потеплінням.

Перелік робіт, опублікованих за розділом

1.Шарамок Т. С., Федоненко О. В., Курченко В. О., **Ніколенко Ю. В.** (2019). Гідроекологічна оцінка Запорізького водосховища . Питання біоіндикації та екології. Вип. 24, № 2 с. 137-149. ISSN 2312-2056 (**Фахова, категорії Б**) *(особистий внесок: аналітичний огляд, підбір та опрацювання літератури, частковий збір та обробка експериментальних даних, формулювання висновків).*

2.**Ніколенко Ю.**, Федоненко О. (2021) Екологічна оцінка Запорізького (Дніпровського) водосховища. Наукові доповіді НУБіП України, №4 (92), 10 с. ISSN: 2223-1609 (**Фахова, категорії Б**) *(особистий внесок: аналітичний огляд, підбір та опрацювання літератури, частковий збір та обробка експериментальних даних, формулювання висновків).*

3. **Ніколенко Ю.В.**, Федоненко О.В.(2020). Екологічна оцінка якості води Запорізького водосховища в районі о. Монастирський. Матеріали III Міжнародної науково-практичної конференції, «Проблеми функціонування та підвищення біопродуктивності водних екосистем». Дніпро, 2020 (25–27 березня), С. 42–43. Форма участі: очна *(особистий внесок: аналітичний огляд, підбір та опрацювання літератури, частковий збір та обробка експериментальних даних, формулювання висновків).*

4. Шарамок Т. С., Курченко В. О., **Ніколенко Ю. В.** (2020). Гідроекологічні показники Запорізького (Дніпровського) водосховища. Матеріали 74-ої Всеукраїнської науково-практичної конференції «Сучасні технології у тваринництві та рибництві: навколишнє середовище – виробництво продукції – екологічні проблеми». Київ, 2020 (26 жовтня), С. 12–13. Форма участі: заочна *(особистий внесок: аналітичний огляд, підбір та опрацювання літератури, частковий збір та обробка експериментальних даних,*

формулювання висновків).

5. **Ніколенко Ю. В.** (2020). Оцінка екологічного стану Запорізького водосховища за фітопланктоном. Матеріали Всеукраїнської науково-практичної конференції, присвяченої 80-річчю хіміко-біологічного факультету Тернопільського національного педагогічного університету імені Володимира Гнатюка. Тернопіль «Тернопільські біологічні читання – Ternopil Bioscience. Тернопіль, 2020 (22–23 травня), С. 39–41. Форма участі: заочна.

6. **Ніколенко Ю.В.** (2021). Екологічна оцінка стану Запорізького водосховища за гідрохімічними та гідробіологічними показниками. Матеріали XVII Міжнародної наукової конференції студентів і аспірантів «Молодь і поступ біології». Львів, 2021 (19–21 квітня), С. 136–137. Форма участі: очна.

РОЗДІЛ 5 ФЛОРИСТИЧНА ТА ТАКСОНОМІЧНА СТРУКТУРА ФІТОПЛАНКТОНУ ЗАПОРІЗЬКОГО ВОДОСХОВИЩА

5.1 Загальна характеристика

Впродовж досліджуваного періоду фітопланктон Запорізького водосховища був представлений 119 внутрішньовидовими таксонами, що належали до 116 видів, 72 родів, 51 родини, 31 порядку, 11 класів та 6 відділів (Chlorophyta (41 ввт), Bacillariophyta (37 ввт), Cyanobacteria (23 ввт), Charophyta (10 ввт) Euglenozoa (4 ввт) та Ochrophyta (4 ввт)) (рис. 5.1, ДОДАТОК А).

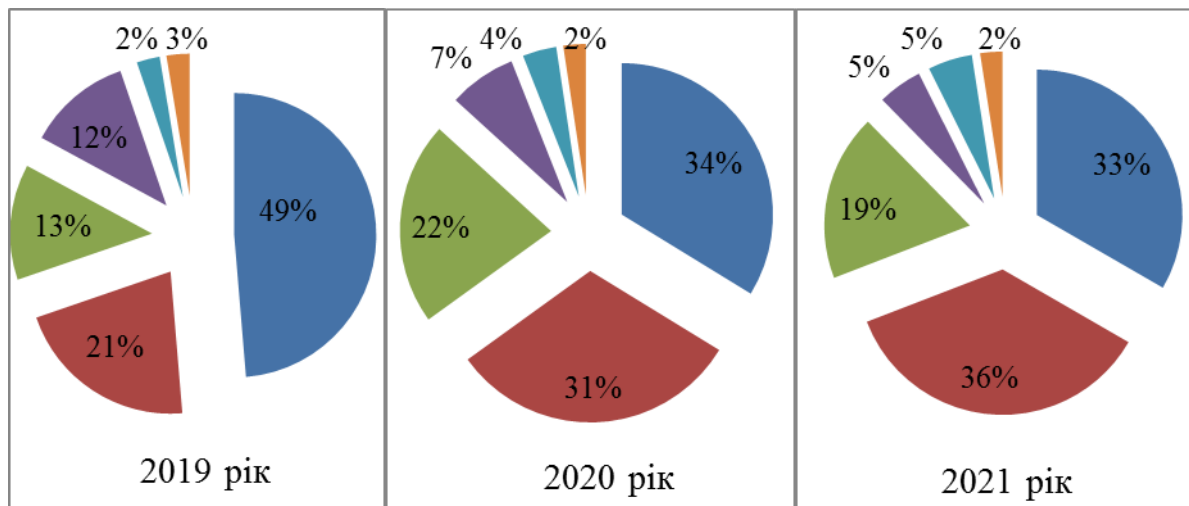


Рисунок 5.1 Флористична структура фітопланктону Запорізького водосховища (2019–2021 pp)



Розподіл на рівні класів показав, що провідна роль належала класам: Chlorophyceae – 32 ввт (27 %) та Bacillariophyceae – 30 ввт (25 %). Значиму частину у флористичній структурі також мали класи Cyanophyceae – 23 ввт (19 %), Zygnematorphyceae – 10 ввт (8 %) та Trebouxiophyceae – 7 ввт (6 %). Інші

представлені класи мала по 1–5 (1–4% відповідно) представники, що відповідає 15% від загального видового різноманіття фітопланктону Запорізького водосховища, впродовж 2019–2021 років.

Серед представлених порядків, значний вплив на флористичну структуру становив порядок *Sphaeropleales*, до складу якого входить 24 ввт, що відповідає 20 % від загального видового різноманіття фітопланктону. Дещо менше таксономічне різноманіття мали порядки: *Oscillatoriales* –представлений 9 ввт (8 %), *Naviculales*, *Desmidiaceae* та *Chlorellales* – по 7 ввт (по 6 %), *Flagellariales* – 6 ввт (5 %), а *Stephanodiscaceae*, *Cymbellales* та *Nostocales* – по 5 ввт (4 %). Порядки *Achnanthes*, *Chroococcales*, *Synechococcales* та *Euglenales* мали по 4 ввт (3%). Останні 18 порядків, були представлені всього 1–3 видами та разом становили 28% флористичної структури фітопланктону.

На рівні родин, важливе значення у формуванні флористичної структури мали родини: *Scenedesmaceae* (9 ввт), *Oscillatoriaceae* (9 ввт) та *Hydrodictyaceae* (8 ввт), що разом формують 23% всього флористичного різноманіття. Родини *Fragilariaceae* (6 ввт), *Stephanodiscaceae* (5 ввт) формували відповідно 5% та 4 % видового різноманіття. Меншою часткою були представлені родини: *Selenastraceae*, *Oocystaceae*, *Naviculaceae*, *Desmidiaceae*, *Euglenidae* – по 4 ввт та *Chlorellaceae*, *Cymbellaceae*, *Nostocaceae*, *Zygnemataceae* – по 3 ввт, однак разом формуючи 27%, саме вони формували різноманіття фітопланктону водосховища. 41% флористичної структури фітопланктону Запорізького водосховища, на рівні класів формували таксони, що мали 1–2 представники.

Серед 72 родів найбільше значення в формуванні флористичної структури мали роди: *Scenedesmus* – 7 ввт (6%), *Oscillatoria* – 6 ввт (5%), *Pediastrum* – 5 ввт (4%). Роди *Ankistrodesmus*, *Tetraëdron*, *Cyclotella*, *Synedra*, *Cymbella*, *Navicula*, *Anabaena*, *Staurastrum* та *Euglena* мали лише по 3 в.в.т. (3%), однак разом склали 27% всього видового різноманіття на рівні родів.

Родовий коефіцієнт (відношення кількості видів до кількості родів), для фітопланктону Запорізького водосховища, в середньому становить 1,6.

Порівнюючи значення родового коефіцієнта розрахованого для різних відділів, в різні роки відбору, зафіксовано, що найбільше насичення родів, видами та внутрішньовидовими таксонами характерне для Euglenophyta – 2; Cyanobacteria – 1,9, дещо нижче, для: Bacillariophyta – 1,6 та Chlorophyta – 1,5. Низькими родовими коефіцієнтами характеризувалися відділи: Ochrophyta – 1,3 та Charophyta – 1,25.

Розподіл фітопланктону за класами частоти трапляння показав, що (табл. 5.1.1) найбільшу частоту трапляння мали види: *Microcystis aeruginosa* (Kützing) Kützing та *Scenedesmus quadricauda* (Turp.) Breb., що належали до класу А, а також: *Scenedesmus acuminatus* (Lagerh.) Chod, *Anabaena spiroides* Kleb, *Pediastrum duplex* Meyen var. duplex, *Pediastrum simplex* Meyen, *Ankistrodesmus acicularis* (A. Br.) Korschik, *Ankistrodesmus falcatus* (Corda) Ralfs, *Oscillatoria limosa* Ag., *Microcystis flos-aquae* (Wittr) Elenk emend. Kom, *Melosira granulate* (Ehr.) Ralfs, *Navicula cryptocephala* Kutz., *Navicula radiosa* Kutz. – клас В. Проте, варто враховувати, що основу таксономічного різноманіття становили види, що належали до класу С та D.

Таблиця 5.1.1 – Розподіл за класами трапляння фітопланктону Запорізького водосховища

Класи		Трапляння, %	Кількість видів (в.в.т)
А	дуже часто	81–100	2 (2)
В	досить часто	51–80	10(11)
С	часто	21–50	41 (42)
Д	нечасто	5–20	49 (50)
Е	зрідка	1–4	11 (11)
F	поодинокі	<1	3 (3)

Загалом варто відмітити, що впродовж досліджуваного періоду, 60 родів, що формували 58% флористичної структури фітопланктону Запорізького водосховища, були представлені лише 1–2 представниками. В антропогенно забруднених водоймах структура фітопланктону представлена монодомінантними видами.

Останнє може свідчити про вплив на фітопланктонні угруповання цілого ряду екологічних факторів [30, 31], особливо посиленого антропогенного тиску, що узгоджується з літературними даними [126]. Так, в роботах [126, 200, 201, 198, 176, 124, 115, 194) було показано, що антропогенна діяльність є одним із важливих чинників, що впливають на різноманітність фітопланктону, оскільки може змінювати запас доступних поживних речовин, підвищувати температуру води, зменшувати доступність світла, контролювати процеси фізичного транспорту та змінювати гідродинамічні умови.

5.2 Флористична та таксономічна структура по точкам відбору

Дослідження таксономічного багатства фітопланктону на різних ділянках Запорізького водосховища, проведено повно та достатньо глибоко, адже на графіках (рис.5.2.1), що ілюструють залежність Дж. Вілліса, крива розподілу знайдених видів серед родів наближується до гіперболи. Отже, дані, отримані в результаті флористичного аналізу, є такими, що репрезентативно характеризують планктонні угруповання водоростей та статистично достовірними, про що свідчать наведені на графіках рівняння [38, 88, 89].

Кількість видів різнилася як залежно від точки, сезону так і від року відбору, домінуючий комплекс при цьому, залишався майже незмінним. 39 в.в.т. є спільними для всіх точок відбору, серед яких 15 в.в.т. відносились до зелених водоростей, 14 в.в.т. – діатомових, 10 в.в.т. – синьо-зелених.

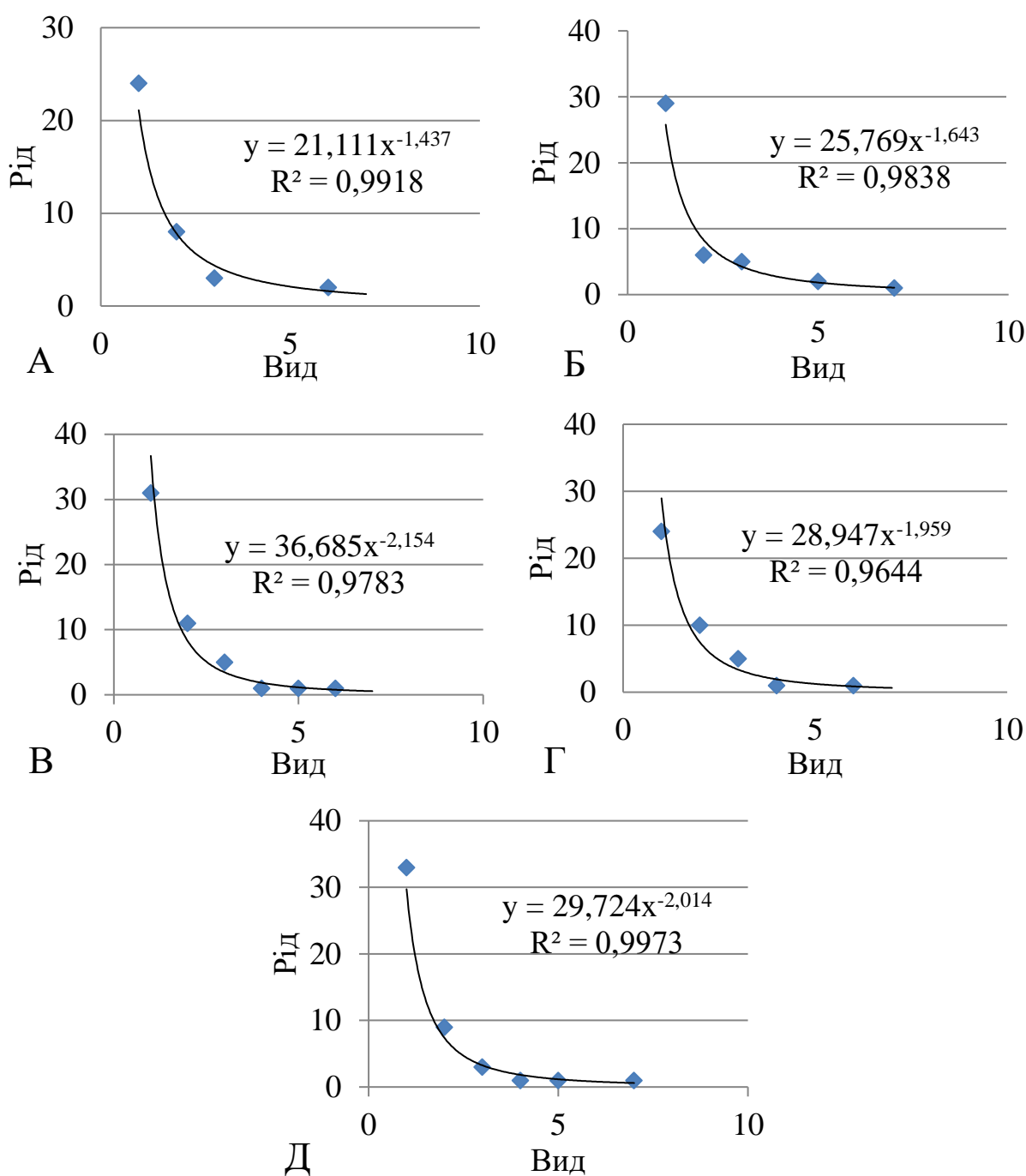


Рисунок 5.2.1 Залежність Дж. Вілліса для фітопланктону на різних ділянках Запорізького водосховища: А – Самарська затока; Б – Фестивальний причал; В – о. Монастирський; Г – гирло ріки Мокра Сура; Д – нижня ділянка водосховища (с. Військове).

Впродовж трьох років дослідження фітопланктону акваторії Запорізького водосховища, найбільша кількість видів зафіксована в пробах, в районі нижньої

ділянки водосховища та о.Монастирський, найменша – в Самарській затоці (рис.5.2.2).

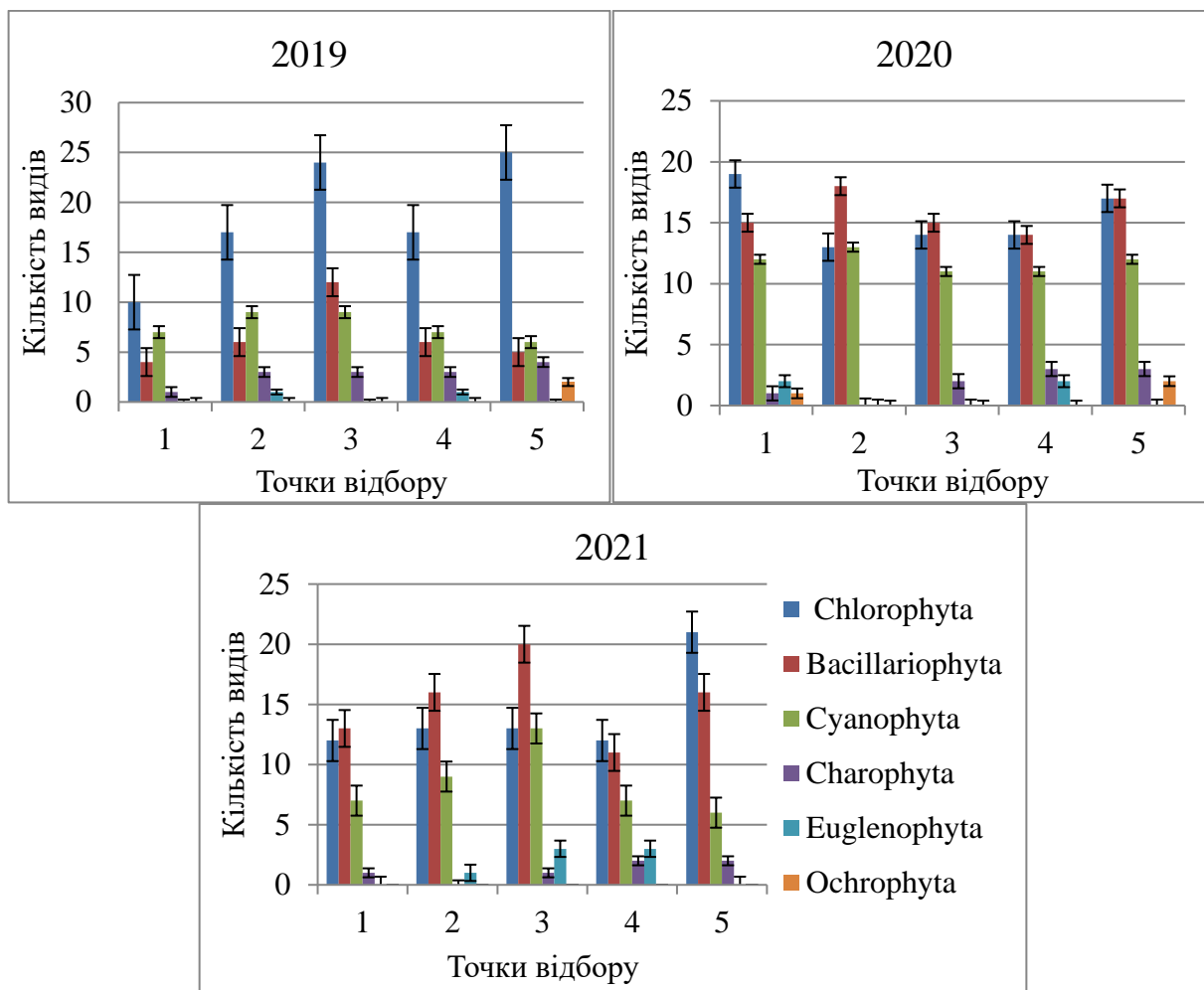


Рисунок. 5.2.2 Загальна кількість видів, в залежності від року та точок відбору

1 – Самарська затока; 2 – Фестивальний причал; 3 – о. Монастирський; 4 – гирло р. Мокра Сура; 5 – нижня ділянка водосховища.

В 2019 році в фітопланктоні Запорізького водосховища на всіх досліджуваних ділянках, переважали представники відділу Chlorophyta, та становили від 46% (від усього різноманіття фітопланктону), в Самарській затоці до 60% – на нижній ділянці водосховища. В 2020–2021 роках, частка представників Chlorophyta, зменшилась, до 30–38%, натомість зросла частка

представників *Bacillariophyta*, від 30 % в Самарській затоці (2020 рік), до 41% в районі Фестивального причалу (2020–2021 рр). По графіку (5.2.2) видно, що в 2020 та 2021 роках, в районі Фестивального причалу та о. Монастирський представники *Bacillariophyta* перевищували кількість представників *Chlorophyta* в середньому на 2 –14 %, в 2021 також і в районі Самарської затоки на 3 %, а в районі гирла ріки Мокра Сура та нижньої ділянки водосховища майже співпадали (дорівнювали). Останнє, здебільшого пов'язано, зі зниженням температури повітря, що веде за собою суттєву зміну фізико-хімічних процесів у водоймі, що в свою чергу ведуть до зміни структури фітопланктону.

Протягом досліджуваного періоду, аналізуючи кількість видів в пробах, помічено, що в середньому найбільше видове різноманіття (рис. 5.2.3) зафіксовано в 2019 році, в районі о. Монастирського (18 в.в.т.). Проте, максимальна кількість видів спостерігалась в пробах, що були відібрані в серпні місяці 2019 року, в районі гирла ріки Мокра Сура (27 в.в.т.). Найменша кількість видів – 8 в.в.т. (серпень, 2020 р), а в середньому – 10 в.в.т, зафіксована в районі Фестивального причалу в 2020 році. Впродовж 2019–2021 років невисока кількість видів спостерігалася також в Самарській затоці та в 2020 році в гирлі ріки Мокра Сура.

Також варто відмітити, що впродовж досліджуваного періоду стабільно висока кількість видів фітопланктону, спостерігалась на нижній ділянці водосховища, що характеризується як умовно чиста.

В середньому, найнижчими показниками видового різноманіття по всіх точках відбору характеризувався 2020 рік, що пов'язано, як зі зниженням температури води, порівняно з 2019 роком, так і зі збільшенням загальної кількості опадів, частими зливами, що приводило до осідання фітопланктону, а отже зменшення його зустрічаємості у поверхневому шарі води.

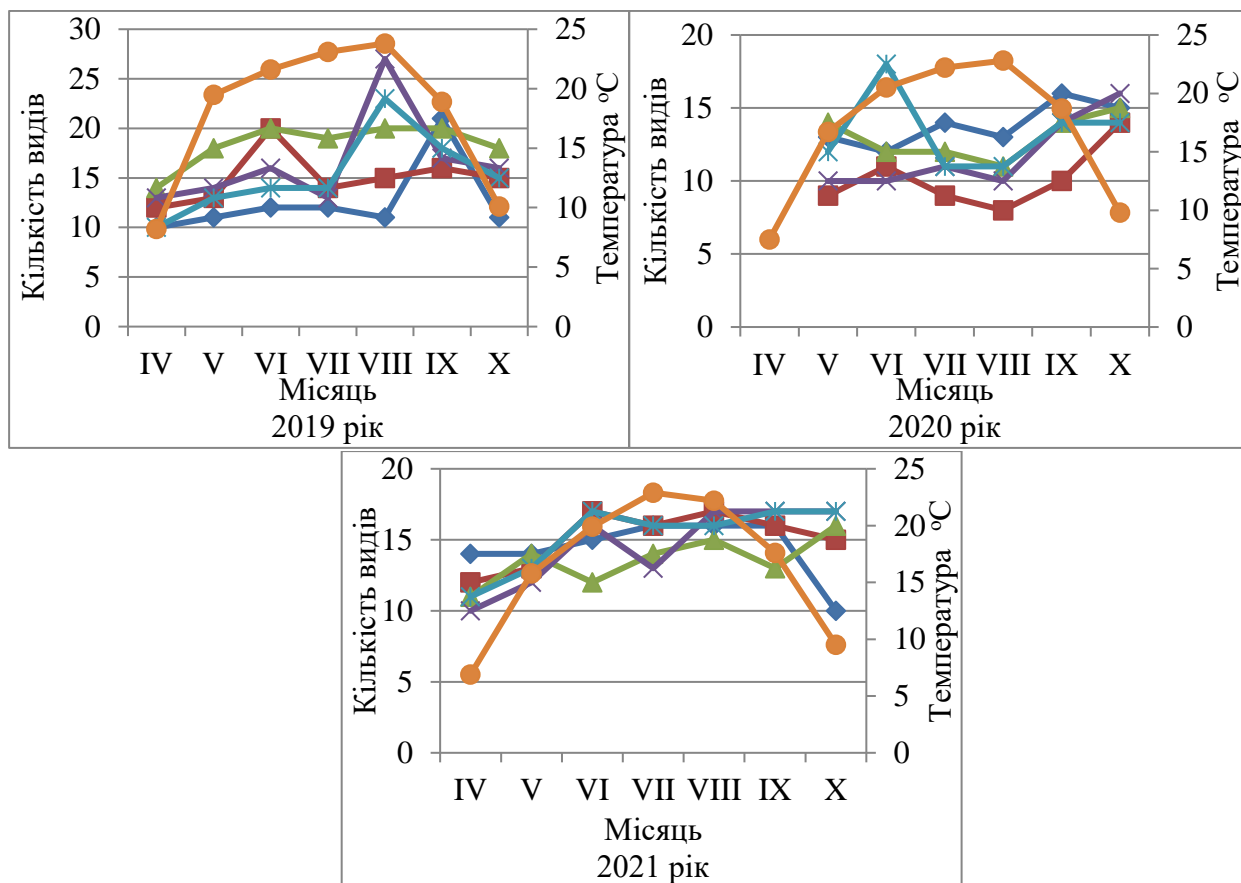


Рисунок 5.2.3 Сезонна динаміка кількості видів в пробах



Загалом спостерігалась тенденція до збільшення кількості видів в пробах фітопланктону з квітня по серпень-вересень, в залежності від точки відбору та зниження в жовтні, що здебільшого пов'язано зі змінами температури води. Так, дослідження [170] довели, що температура має найсильніший вплив на поширення фітопланктону. Проте, варто відмітити, що підвищення температури до аномально високої сприяє зростанню потенційно токсичних видів фітопланктону та посилює проблему цвітіння водойм, масового розвитку багатоклітинних водоростей у прибережній зоні [122, 150]. Так, зростання надходження поживних речовин і підвищення температури схильні взаємно

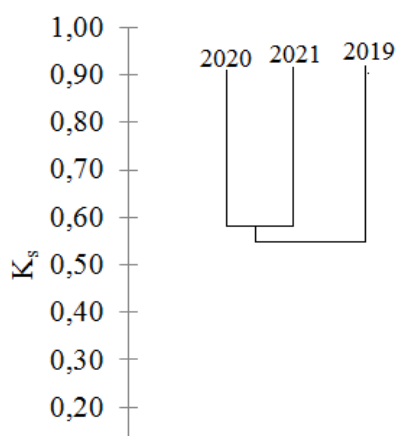
посилювати симптоми евтрофікації [169]. Останнє особливо гостро простежується в Самарській затоці, де площа мілководь становить до 90 % верхньої частини затоки, спостерігаються застійні явища [39, 86], а температура води досягала 25°C, що сприяло зменшенню біорізноманіття, при посиленій вегетації в поверхневому шарі *Cyanobacteria*. До того ж, воді Самарської затоки зафіксовано високі концентрації цинку та міді, які є найбільш токсичними для більшості планктонних водоростей [119]. Подібна ситуація спостерігалася і в районі Фестивального причалу

Більш-менш стабільною кількістю видів, по всіх точкам відбору (в середньому 14–16 в.в.т. в пробі), характеризувався 2021 рік, що пояснюється в першу чергу найбільш оптимальним комплексом умов навколишнього середовища для розвитку фітопланктону та припиненням роботи чи зменшенням викидів підприємств м. Дніпро, так згідно даних екологічного паспорту Дніпропетровської області, у 2021 році, кількість забруднюючих речовин, що скидаються у Запорізьке водосховище, разом із зворотними водами на 632,64 т менше, ніж в 2020 році та на 584,11 т менше, ніж в 2019 році [29].

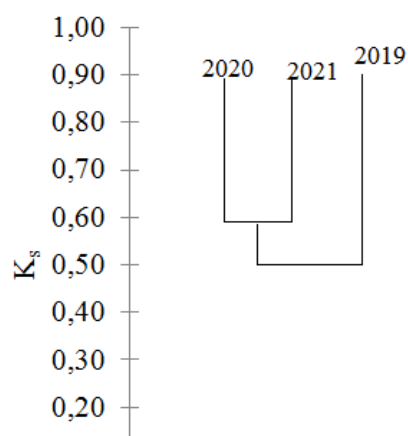
Порівняльний аналіз фітопланктону на різних ділянках Запорізького водосховища здійснювали за індексами Серенсена та Кендела.

Значення коефіцієнту Серенсена, що вказує на видову подібність фітопланктону, розраховане за узагальненими даними 2019–2021 років, коливалися від $K_s = 0,70$, між точками: «острів Монастирський та гирло ріки Мокра Сура» до $K_s = 0,82$ – «Фестивальний причал та нижня ділянка водосховища (с. Військове)». Останнє свідчить про досить високу схожість альгоценозу на різних ділянках Запорізького водосховища і відповідно незначний вплив екологічних факторів. Однак, варто зауважити, що найнижчі значення коефіцієнтів, зафіксовані, при порівнянні досліджуваних точок відбору з гирлом ріки Мокра Сура, що може вказувати, на більш значний вплив екологічних факторів, на даній ділянці водосховища [3].

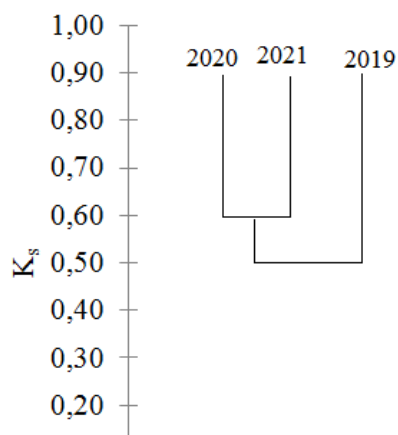
Аналіз видового складу з використанням коефіцієнту Серенсена, два змогу на всіх точках відбору, виділити 2 кластера (рис. 5.2.4). Перший кластер поєднує видовий склад фітопланктону 2020–2021 років ($K_s = 0,65–0,53$), другий кластер – 2019 рік, видове багатство якого відрізнялося від 2020 року ($K_s = 0,47–0,53$), та від 2021 ($K_s = 0,43–0,55$).



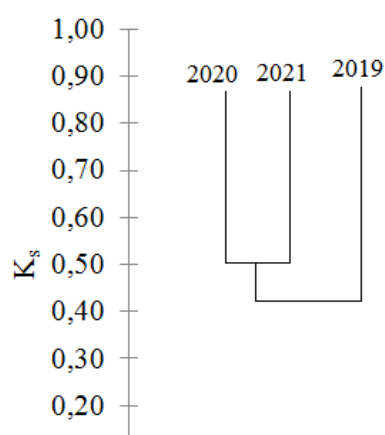
А



Б



В



Г

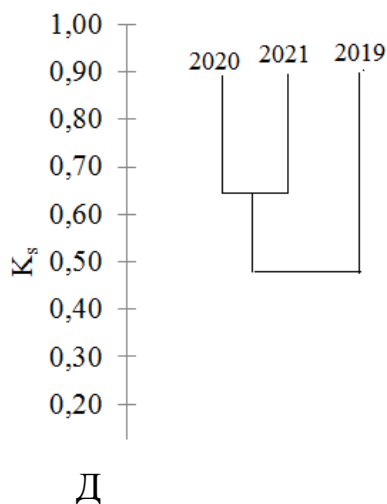


Рисунок 5.2.4 Дендрограма подібності видового складу фітопланктону (2019–2020 р). А – Самарська затока; Б – Фестивальний причал; В – о. Монастирський; Г – гирло ріки Мокра Сура; Д – нижня ділянка водосховища (с. Військове).

Враховуючи те, що провідне місце на всіх точках відбору, за кількістю видів, родів, родин, порядків та класів, займали представники відділів Chlorophyta, Bacillariophyta, Cyanobacteria, проведено розрахунок коефіцієнту Серенсена для провідних відділів фітопланктону в різні роки досліджень. Так зафіксовано значення коефіцієнту Серенса нижче 0,5 ($K_s < 0,5$) у 2019 році для представників відділу Chlorophyta, між точками: «Самарська затока – Фестивальний причал», «Самарська затока – о.Монастирський», «Самарська затока – нижня ділянка водосховища», «о.Монастирський – гирло р. Мокра Сура» та « гирло р.Мокра Сура – нижня ділянка водосховища»; для представників відділу Bacillariophyta, спостерігалася подібна ситуація, однак крім вище перерахованих точок, низькі значення коефіцієнту були також між точками «Фестивальний причал – нижня ділянка водосховища», «о.Монастирський – нижня ділянка водосховища» та «Гирло ріки Мокра Сура – Самарська затока». Останнє вказує, що видова різноманітність вище перерахованих порівнювальних ділянок суттєво відрізняється, особливо для представників Bacillariophyta між токами «Гирло ріки Мокра Сура та нижня

ділянка водосховища, де значення K_s дорівнює 0, а отже на фітопланктон впливає комплекс екологічних факторів, в тому числі антропогенного походження.

Порівнюючи видове різноманіття основних відділів фітопланктону Запорізького водосховища, відповідно до коефіцієнту Серенсена, помічено високу подібність по всіх точках відбору, між фітопланктоном у 2020 та 2021 роках, для представників відділу Bacillariophyta, а також для Chlorophyta – в точках відбору Фестивальний причал та о.Монастирський, Cyanobacteria – о. Монастирський, нижня ділянка водосховища. Також високі значення коефіцієнту зафіксовані між 2019 та 2021 роками відбору для представників Chlorophyta (Самарська затока, нижня ділянка водосховища) та Cyanobacteria (Самарська затока, о. Монастирський, нижня ділянка водосховища).

Найменший показник подібності, характерний для діатомових водоростей 2019 р., які відрізнялися за видовим складом від 2020 року ($K_s = 0,3$) та 2021 року ($K_s = 0,35$).

Варто зауважити, що в 2019 році, домінуючим відділом фітопланктону, на всіх точках відбору виступав Chlorophyta так як в 2020 та 2021, в районі о.Монастирський, Фестивального причалу, за кількістю видів домінували представники Bacillariophyta.

Порівняння фітопланктону за коефіцієнтом Кендела, показало високий рівень подібності для провідних порядків та родів (Додаток Б). Впродовж досліджуваного періоду, для порядків, значення коефіцієнту коливалося від 0 до 1,0. Так, висока подібність помічена між провідними порядками 2019 та 2021 років, низька подібність між 2019 та 2020 роками.

Спільними для всіх точок відбору були провідні порядки: Sphaeropleales, Chlorellales, Ulotrichales, Stephanodiscales, Flagellariales, Melosirales, Cymbellales, Naviculales, Thalassiophisales, Chroococcales, Synechococcales, Oscillatoriales та Nostocales.

Для родів, розбіжність значень коефіцієнта, була значно більшою, від – 0,6 до 1. Найменша спорідненість спостерігалася між 2020 та 2019 роками відбору, для родів в межах відділу *Cyanobacteria*.

Провідними родами, спільними для всіх точок відбору були роди: *Ankistrodesmus*, *Scenedesmus*, *Pediastrum*, *Cyclotella*, *Synedra*, *Navicula*, *Oscillatoria* та *Anabana*.

5.3 Екологічна приуроченість фітопланктону по точкам відбору

Для оцінки специфічності альгоугруповань та умов середовища їхнього існування проводили біоіндикаційний аналіз списку водоростей, в основі якого лежить індивідуальна чутливість видів водоростей до різних екологічних чинників середовища (ДОДАТОК В) [73].

Ідентифіковані водорості, є індикаторами біотопічної (93 в.в.т.) та температурної приуроченості (18 в.в.т.), сапробності (81 в.в.т), галобності (92 в.в.т.), реофільності (31 в.в.т.) та ацидифікації (34 в.в.т.) (табл. 5.3.1).

Таблиця 5.3.1 – Екологічна приуроченість фітопланктону по точкам відбору.

Екологічні характеристики		Кількість видів					
		1	2	3	4	5	всього
Біотипічна приуроченість	Планктонні	28	33	38	35	37	49
	Бентосні	13	23	19	13	15	26
	Планктонно-бентосні	13	12	13	11	13	16
	Епіфітні			1	1		2
Температурна приуроченість	Евритермні	2	3	1	1		4
	Помірні	7	9	10	7	8	11
	Холодолюбні	1	1	2	1	1	2
	Теплолюбні				1		1
Сапробність	χ	1	1	1	1	1	3
	$\chi-o$		1	1	1	1	2
	o	3	6	4	5	5	7
	$o-\beta$	5	4	7	5	4	8
	β	29	32	35	28	34	52
	$\beta-\alpha$	2	2	3	2	2	3

	α	2	3	3	3	3	3
	α -р	2	—	1	1	1	2
	р	—	1	—	—	—	1
Галобність	Олігогалофи	—	—	—	—	1	1
	Галофоби	2	1	4	3	1	5
	Галофіли	9	11	14	9	8	19
	Індиференти	37	43	43	40	42	63
	Мезогалофи	1	1	3	2	2	4
Реофільність	Швидкотекучі	—	1	—	—	—	1
	Повільнотекучі	16	17	15	16	17	21
	Стоячі	4	6	7	3	5	9
Ацидифікація	Ацидофіли	—	—	—	—	—	—
	Алкалобіонти	2	4	4	2	3	4
	Алкалофіли	10	12	8	10	9	13
	Індиференти	11	11	14	12	11	17

Примітки: 1.Самарська затока; 2. Фестивальний причал; 3. о. Монастирський; 4. гирло ріки Мокра Сура 5. нижня ділянка водосховища (с.Військове)

Згідно екологічної характеристики основу фітопланктону Запорізького водосховища становили планктонні (53% від загальної кількості), помірні (61%) , β -мезосапробні (64%), повільно текучі (68 %), індиферентні до сольності (68%) та рН середовища (50%) види.

Серед планктонних водоростей найбільше значення в таксономічній структурі фітопланктону мали родини : Scenedesmaceae, Hydrodictyaceae, Chroococcales та Nostocales, що належали до відділів зелених та синьо-зелених водоростей, відповідно. 28% від усієї біотопічної приуроченості припадало на бентосні форми фітопланктону, в більшості – це родини Anomoeoneidaceae та Naviculaceae, що належать до відділу діатомових водоростей.

Планктонно-бентосні форми становили 17 % від усіх водоростей індикаторів біотопічної приуроченості і мали представників серед всіх провідних відділів фітопланктону Запорізького водосховища.

Види *Pseudocharacium acuminatum* Korshikov та *Phormidium mucicola* Nauman & Huber-Pestalozzi Gomont, що епіфітними водоростями, зустрічались в пробах поодинокі, в районі Фестивального причалу та о.Монастирський відповідно.

Щодо температурної приуроченості, в досліджуваний період фітопланктон був представлений типовими видами, характерними для помірного кліматичного поясу. Холодолюбні, теплолюбні та евритермні види зустрічалися поодинокі і також є типовими для місцевості.

Основними індикаторами β -мезосапробної зони є родини: Chlamydomonadaceae, Selenastraceae, Scenedesmaceae, Hydrodictyaceae, Melosiraceae, Pinnulariaceae, Merismopediaceae, Microcystaceae та інші.

В районі Фестивального причалу (*Oscillatoria minima* Gicklhorn) було помічено види - індикатори полісапробної зони, однак треба враховувати, що на даній досліджуваній ділянці зустрічаються також і види індикатори ксеносапробної зони, наприклад, *Ceratoneis arcus* Kütz., що ймовірно мало локальний тимчасовий характер і не пов'язано з хронічним забрудненням даної ділянки.

По відношенню до сольності води, основу становили види-індеференти, що належали до провідних родин фітопланктону Запорізького водосховища: Scenedesmaceae, Hydrodictyaceae, Fragilariaceae, Cymbellaceae, Nostocaceae. По відношенню до сольності, на 20% таксономічний склад фітопланктону Запорізького водосховища був представлений видами-галофілами, зустрічаємість яких, у верхній частині водосховища була майже в 2 рази вищою, ніж нижній, що в свою чергу пов'язано з підвищеною мінералізацією цих ділянок, в порівнянні з нижньою ділянкою водосховища, а також підвищеною адаптивною здатністю фітопланктону. Серед видів-галофілів, найбільше значення мали: *Microcystis aeruginosa* (Kützing) Kützing, *Oscillatoria limosa* Ag., *Aphanizomenon flos-aquae* (L.) Ralfs, *Chroococcus turgidus* (Kützing) Nägeli, *Chlorella vulgaris* Beijer, *Navicula pupula* Kütz., *Aphanothece stagnina* (Sprengel), *Cyclotella meneghiniana* Kützing, *Stephanodiscus rotula* (Kütz.) Hendey.

Серед індикаторів повільно текучих вод, варто виділити види: *Ankistrodesmus falcatus* (Corda) Ralfs, *Coelastrum microporum* Nag. in A.Br., *Pediastrum Boryanum* (Turp.) Menegh. *Pediastrum duplex* Meyen var. *duplex*,

Pediastrum simplex Meyen, *Tetraëdron caudatum* (Corda) Hansg., *Ulotrix zonata* Kutz., *Melosira varians* C.Agardh, *Synedra acus* var. *acus* Kutz., *Amphora ovalis* (Kutz.) Kutz., *Oscillatoria limosa* Ag., та *Anabaena spiroides* Kleb.

Види індикатори стоячих водойм становили близько 30% всіх видів індикаторів течії, серед них найбільше значення мали: *Closterium rostratum* Ehr., *Cyclotella kuetzingiana* Thwaites, *Stephanodiscus Hantzschii* (Ehr.) Grun.

Fragilaria crotonensis Kitton, *Anabaena flos-aque* (Lyngb.) Breb, *Euglena acus* Ehr.

Лише один вид *Ceratoneis arcus* Kütz., зафіксований в 2021 році в районі Фестивального причалу був індикатором швидкої течії.

По відношенню до pH, зустрічалися алкалобіонти, алкалофіли та індіференти

Серед індіферентів, що становили основу, варто виділити види: *Scenedesmus quadricauda* (Turp.) Breb, *Coelastrum microporum* Nag. in A.Br., *Scenedesmus acuminatus* (Lagerh.) Chod, *Pediastrum duplex* Meyen var. *duplex*, *Pediastrum tetras* (Ehr.) Ralfs, *Tetraëdron caudatum* (Corda) Hansg., *Ulotrix zonata* Kutz., *Cyclotella kuetzingiana* Thwaites, *Cymbella ventricosa* Kutz., *Aphanothece stagnina* (Sprengel), *Merismopedia punctata* Meyen та *Euglena acus* Ehr.

Алкалофіли представлені дещо меншою, але значною частиною (38%), найчастіше зустрічалися: *Stephanodiscus Hantzschii* (Ehr.) Grun, *Fragilaria capucina* Desm, *Synedra acus* var. *angustissima* (Grunow) Van Heurck, *Synedra ulna* (Nitzsch.) Ehr, *Cymbella cistula* (Hempr.) Grun., *Navicula cryptocephala* Kutz., *Amphora ovalis* (Kutz.) Kutz., *Chroococcus turgidus* (Kützing) Nägeli.

Алкалобіонти становили лише 12% від всіх видів індикаторів pH середовища, зустрічалися рідко, представлені видами: *Cymbella microcephala* Grun., *Synedra acus* var. *acus* Kutz., *Stephanodiscus rotula* (Kütz.) Hendey, *Epithemia adnata* (Kütz.) Bréb.

Варто відмітити, що за екологічними характеристиками, види загалом відповідали характеристиці точок відбору.

Екологічний аналіз виявив подібність домінуючих груп водоростей на різних ділянках Запорізького водосховища.

Висновки до розділу

Фітопланктон Запорізького водосховища в досліджуваний період був представлений 119 внутрішньовидовими таксонами, що належали до 116 видів, 72 родів, 51 родини, 31 порядку, 11 класів та 6 відділів (Chlorophyta (41 ввт), Bacillariophyta (37 ввт), Cyanobacteria (23 ввт), Charophyta (10 ввт) Euglenophyta (4 ввт) та Ochrophyta (4 ввт)). Порівняно з даними 1920-1924 років (до зарегулювання стоку) кількість видів знизилася більше ніж у 2 рази, однак порівнюючи з останніми даними (2015–2016 рр), 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 забруднювачів, що могло сприяти розвитку певних таксонів фітопланктону.

Впродовж досліджуваного періоду 60 родів, що формували 58% флористичної структури фітопланктону, були представлені лише 1–2 представниками. Останнє характерно для антропогенно забруднених водоймах, структура фітопланктону в яких представлена монодомінантними видами.

За період дослідження фітопланктону акваторії Запорізького водосховища, найбільша кількість видів зафіксована в пробах, в районі нижньої ділянки водосховища та о.Монастирський, найменша – в Самарській затоці. 39 видів фітопланктону були спільними для всіх точок відбору.

Спостерігалася неоднорідність структури фітопланктону, так в 2019 році в фітопланктоні Запорізького водосховища на всіх досліджуваних ділянках, переважали представники відділу Chlorophyta, та становили від 46% (від усього різноманіття фітопланктону) в Самарській затоці до 60% – на нижній ділянці водосховища, в 2020–2021 роках, частка представників Chlorophyta, зменшилась,

до 30–38%, натомість зросла частка представників Bacillariophyta, від 30 % в Самарській затоці (2020 рік), до 41% в районі Фестивального причалу (2020–2021 рр).

Варто відмітити, що протягом досліджуваного періоду стабільно висока кількість видів фітопланктону, спостерігалась на нижній ділянці водосховища та о. Монастирський, що характеризуються як умовно чисті, найменша кількість в районі Фестивального причалу та Самарської затоки.

В середньому, найнижчими показниками видового різноманіття по всіх точках відбору характеризувався 2020 рік, що пов'язано, як зі зниженням температури води, порівняно з 2019 роком, так і зі збільшенням загальної кількості опадів, частими зливами, що приводило до осідання фітопланктону, а отже зменшення його зустрічаємості у поверхневому шарі води.

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

Судячи з графіків, що ілюструють залежність Вілліса дослідження таксономічного багатства фітопланктону проведено повно та достатньо глибоко, крива розподілу наближається до гіперболи. Отже дані репрезентативні та статистично вірні, про що свідчать рівняння.

Аналіз видового складу з використанням коефіцієнту Серенсена, два змогу на всіх точках відбору, виділити 2 кластера. Перший кластер об'єднує видовий склад фітопланктону 2020–2021 років ($K_s = 0,65–0,53$), другий кластер – 2019 рік, видове багатство якого відрізнялося від 2020 року ($K_s = 0,47–0,53$), та від 2021 ($K_s = 0,43–0,55$).

Порівнюючи видове різноманіття основних відділів фітопланктону Запорізького водосховища, відповідно до коефіцієнту Серенсена, помічено високу подібність по всіх точках відбору, між фітопланктоном у 2020 та 2021 роках, для представників відділу Bacillariophyta, а також для Chlorophyta – в точках відбору Фестивальний причал та о.Монастирський, Cyanobacteria – о.

Монастирський, нижня ділянка водосховища. Також високі значення коефіцієнту зафіксовані між 2019 та 2021 роками відбору для представників Chlorophyta (Самарська затока, нижня ділянка водосховища) та Cyanobacteria (Самарська затока, о. Монастирський, нижня ділянка водосховища).

Найменший показник подібності, характерний для діатомових водоростей 2019 р., які відрізнялися за видовим складом від 2020 року ($K_s = 0,3$) та 2021 року ($K_s = 0,35$).

Серед ідентифікованих водоростей, 93 в.в.т. – індикатори біотопічної приуроченості, 18 – температурної, 81 – сапробності, 92–галобності, 31–реофільності та 34 – ацидифікації (34 в.в.т.).

Згідно екологічної характеристики основу фітопланктону Запорізького водосховища становили планктонні (53% від загальної кількості), помірні (61%), β -мезосапробні (64%), повільно текучі (68 %), індиферентні до сольності (68%) та рН середовища (50%) види.

Перелік робіт, опублікованих за розділом

1. Ніколенко Ю. В., Федоненко О. В. (2019). Видове різноманіття фітопланктону Запорізького водосховища у весняний період. Матеріали X Міжнародної наукової конференції, «Zoocenosis–2019. Біорізноманіття та роль тварин в екосистемах». Дніпро, 2019 (18–19 листопада), С. 51. Форма участі: заочна (*особистий внесок: аналітичний огляд, підбір та опрацювання літератури, частковий збір та обробка експериментальних даних, формулювання висновків*).

РОЗДІЛ 6 КІЛЬКІСНІ ПОКАЗНИКИ РОЗВИТКУ ФІТОПЛАНКТОНУ

6.1 Динаміка чисельності фітопланктону Запорізького водосховища

6.1.1 Загальна характеристика міжрічної та сезонної динаміки чисельності фітопланктону Запорізького водосховища. Показники чисельності за середньорічними даними, коливалися від 39170 ± 15206 тис. кл/дм³ в 2019 році, в акваторії поблизу о. Монастирський до $92541,4 \pm 51095$ тис. кл/дм³ в 2020 році в Самарській затоці (рис.6.1.1).

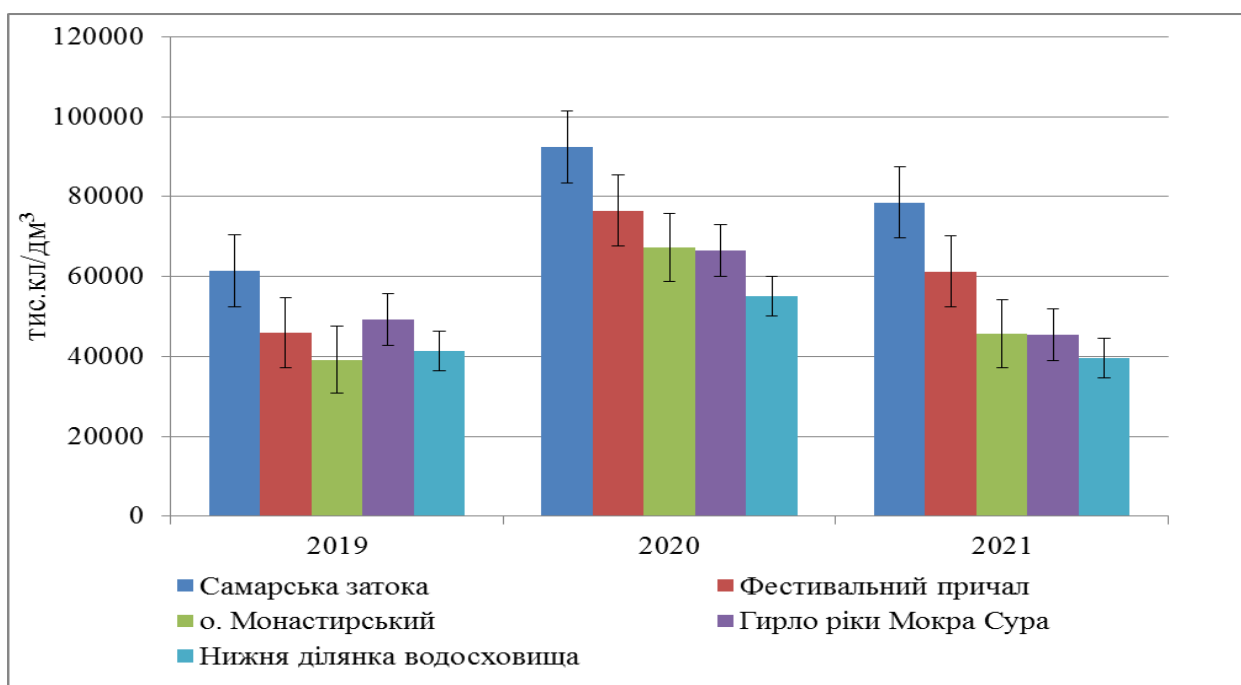


Рисунок 6.1.1 Міжрічна динаміка чисельності фітопланктону на різних ділянках Запорізького водосховища

Найвищі значання показників чисельності, по всіх точках відбору зафіксовані протягом вегетаційного сезону 2020 року, що перевищували такі в 2019 році у 1,3–1,7 рази, а порівняно з 2021 роком – в 1,2–1,5 рази.

За показниками чисельності фітопланктону спостерігався сезонний розподіл, так максимальна чисельність протягом трьох років досліджень, на всіх точках відбору зафіксована в серпні – на початку вересня місяця і становить в

середньому $69352,7 \pm 30932,12$ тис. кл/дм³. Найменші значення чисельності фіксувалися у квітні та жовтні місяці – в середньому $26812,2 \pm 5535,036$ тис. кл/дм³.

Останнє характерно для фітопланктону помірної зони і узгоджується з подібними дослідженнями [162, 186].

Впродовж досліджуваного періоду за чисельністю домінуючою групою (рис. 6.1.2) стабільно залишалися Cyanobacteria. Вклад в чисельність фітопланктону мали також Chlorophyta та Bacillariophyta, при чому частка Bacillariophyta з кожним наступним роком дослідження зростала – до 5% в 2021 році, а частка Chlorophyta, навпаки знижувалася – до 4% в 2021, що вдвічі менше показників 2019 року. Представники відділів Charophyta, Euglenophyta та Ochrophyta значний вплив на чисельність фітопланктону Запорізького водосховища не чинили і сумарно мали частку меншу від 1%.

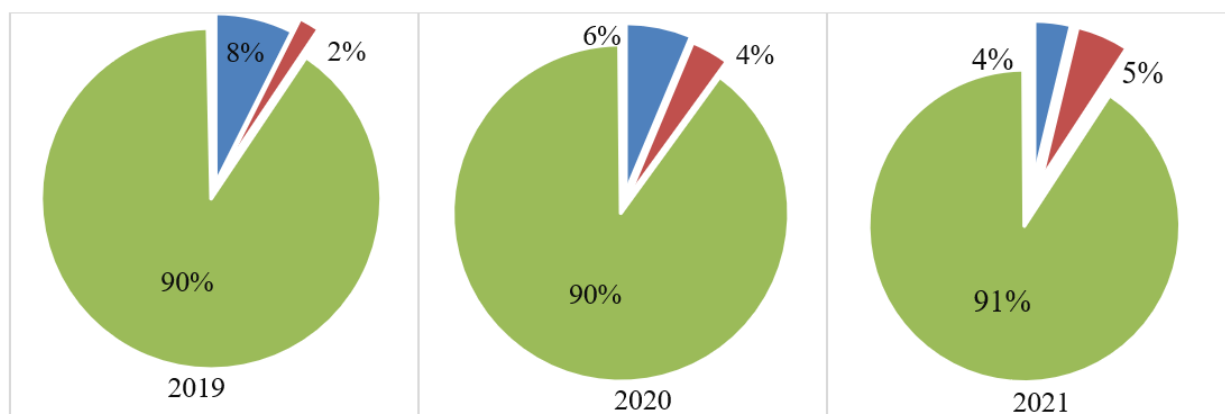


Рисунок 6.1.2 Відношення чисельності різних відділів фітопланктону Запорізького водосховища за 2019–2021 рр.



6.1.2 Сезонна динаміка чисельності фітопланктону по точкам відбору.

Що стосується точок відбору, то найвища чисельність протягом всього досліджуваного періоду спостерігалася в Самарській затоці – в середньому $77523,6 \pm 15579,44$ тис. кл/дм³, максимальне значення показника чисельності зафіксовано у серпні 2020 року, що становить $132808,9 \pm 1655,06$ тис. кл/дм³ (рис.6.1.3). Останнє пов'язано, в першу чергу, з посиленням антропогенним впливом на Самарську затоку [39].

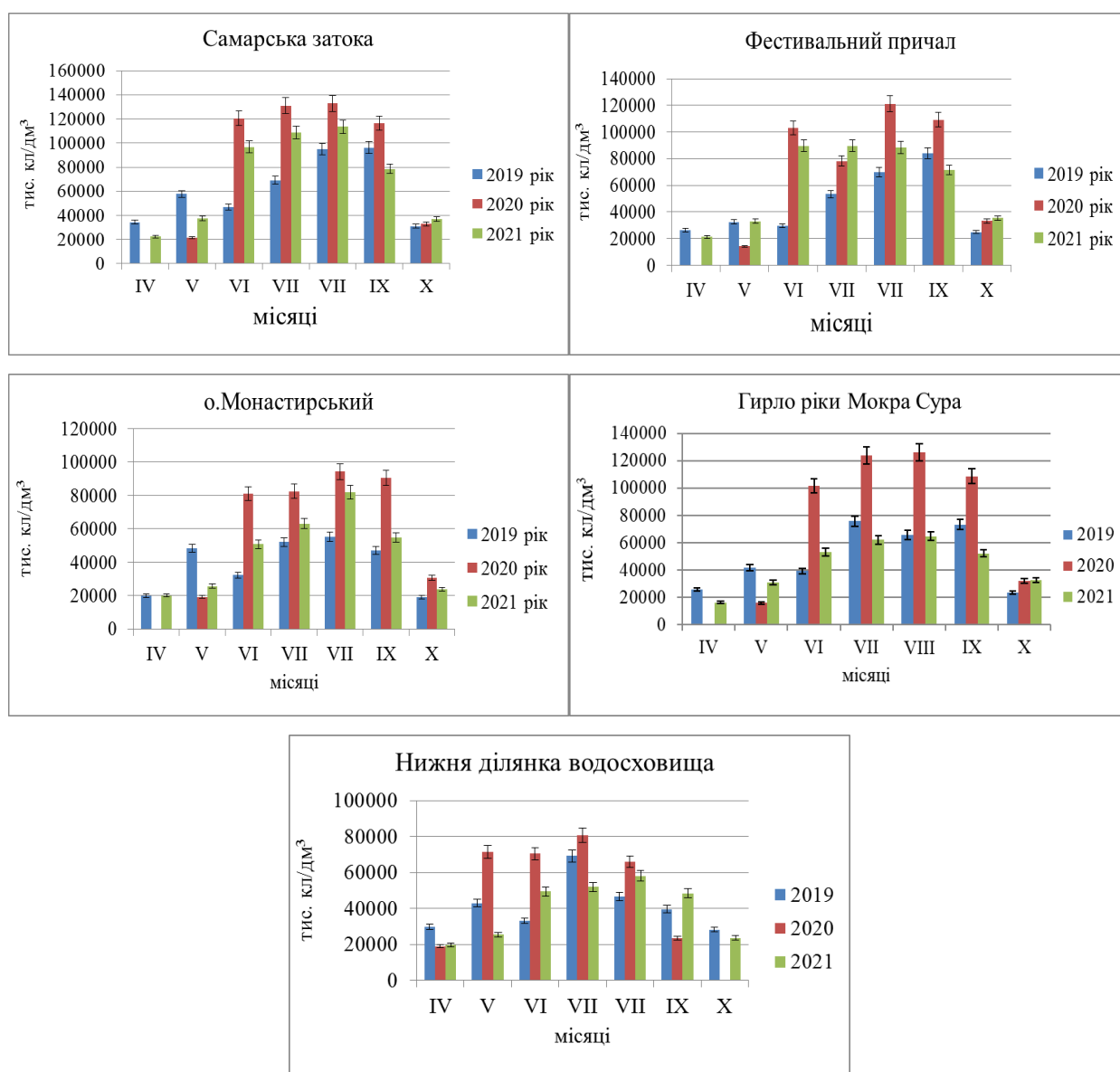


Рисунок 6.1.3 Зміна чисельності фітопланктону Запорізького водосховища за сезонами та роками 2019–2021 рр.

Найнижча чисельність впродовж років досліджень фіксувалася в районі нижньої ділянки водовховища – $45207,2 \pm 8702,93$ тис. кл/дм³. Однак мінімальне значення показника чисельності – $14161,6 \pm 270,42$ тис. кл/дм³, зафісовано в травні місяці 2020 року, в районі Фестивального причалу. Весняні показники чисельності по всім точкам відбору в 2019 році, перевищували такі 2020 та 2021 роках, у 2,7 та 1,8 рази відповідно (рис. 6.1.4, 6.1.5, 6.1.6).

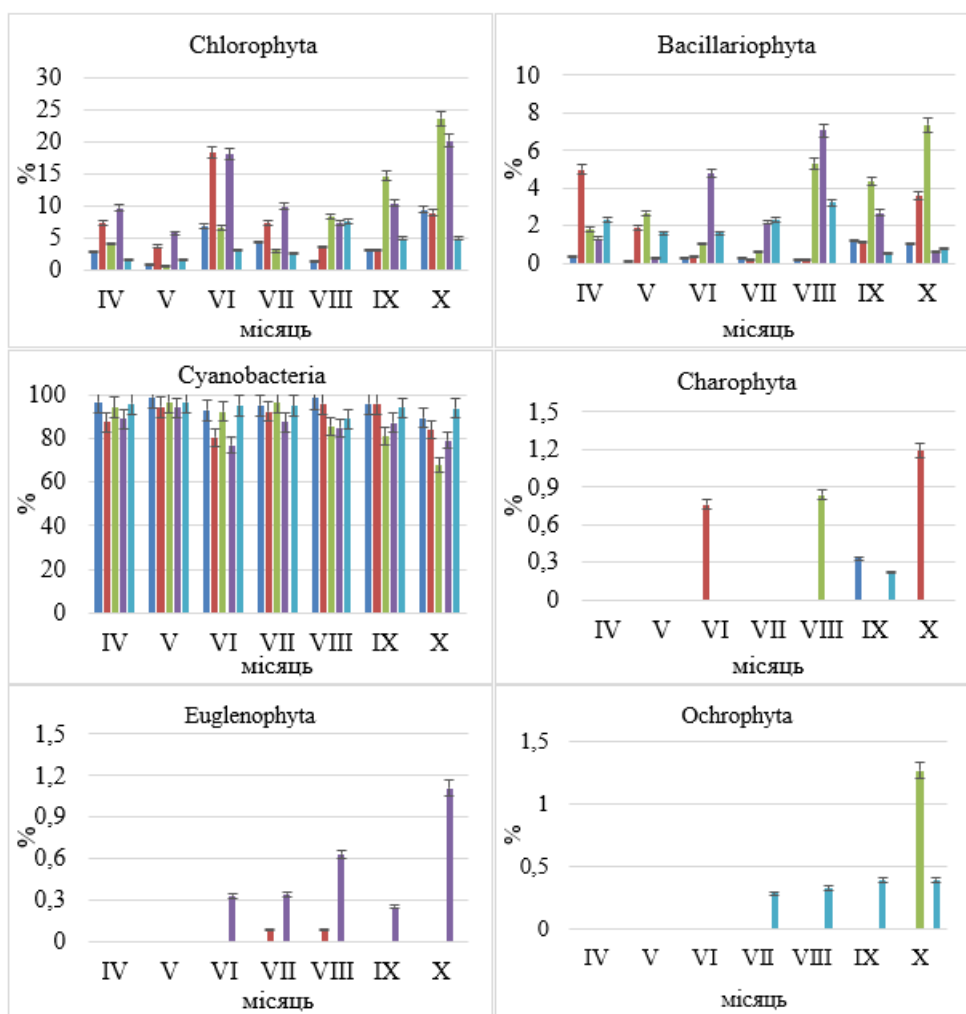


Рисунок 6.1.4 Відсоткове співвідношення чисельності фітопланктону по відділам за 2019 р.

Самарська затока
 Фестивальний причал
 Монастирський
 Гирло р. Мокра Сура
 нижня ділянка водосховища

Загалом зменшенні показники чисельності в квітні-травні 2020 та 2021 років, порівняно з 2019, наймовірніше пов'язані, як з прохолодною затяжною весною, так і з карантинними нормами, призупинкою роботи багатьох громадських закладів та зменшенням обсягів викидів підприємствами м.Дніпро.

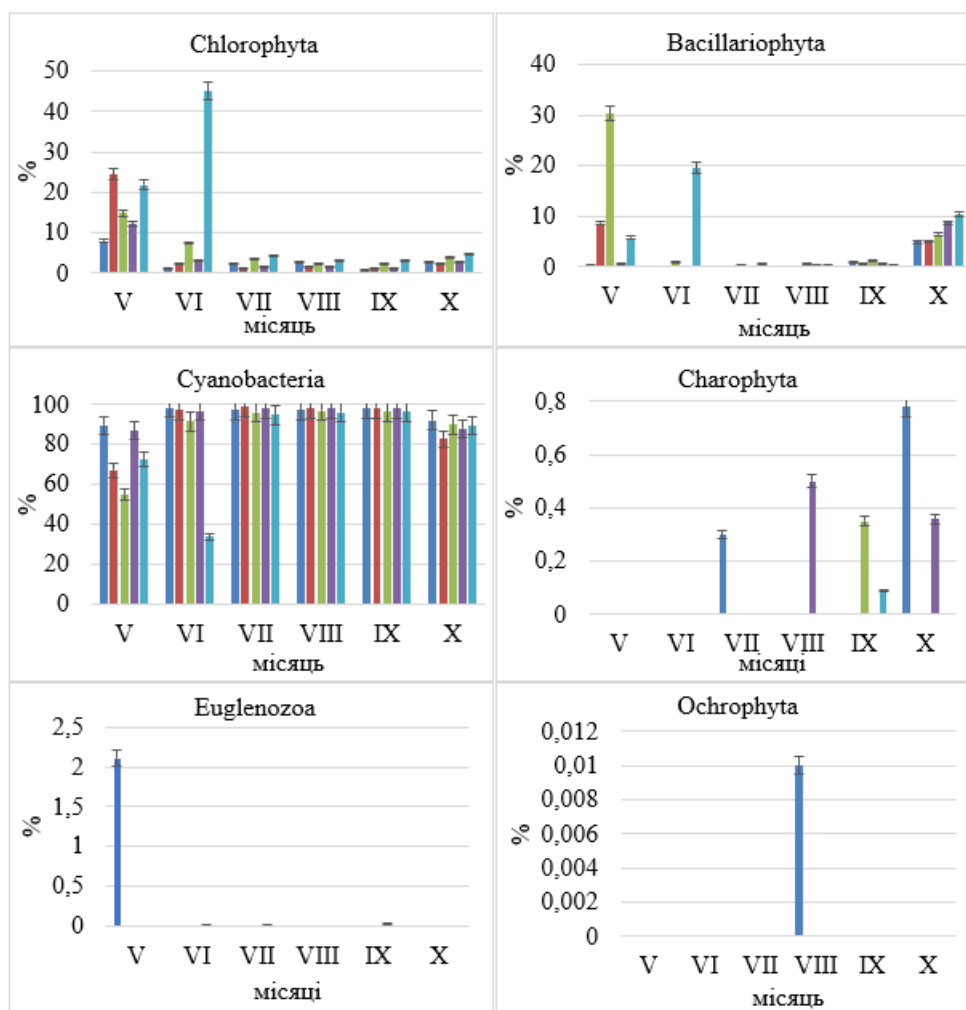
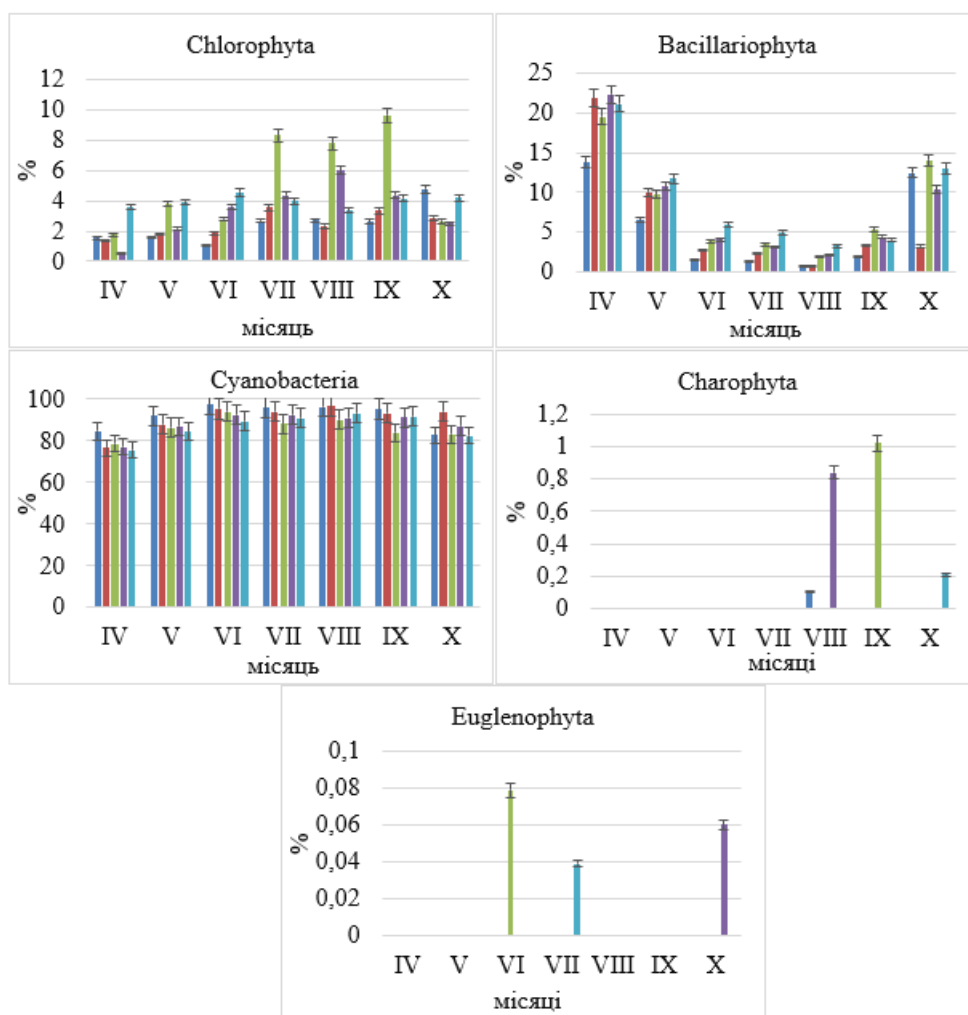


Рисунок 6.1.5 Відсоткове співвідношення чисельності фітопланктону по відділам за 2020 р.

Самарська затока
 Фестивальний причал
 о. Монастирський
 Гирло р. Мокра Сура
 нижня ділянка водосховища

Спостерігалася тенденція до збільшення показників чисельності з червня по вересень. Максимальні значення, по більшості точок відбору фіксуються в серпні місяці. Однак в районі гирла р. Мокра Сура в 2019 році та нижньої ділянки водосховища в 2019 та 2020 роках, максимальні значення фіксувалися в липні місяці. Останнє може бути пов'язано зі зливом з сільськогосподарських угідь та впливом очисних споруд, що сприяло підвищенню чисельності та виникненню цвітіння води на цих ділянках водосховища.



Риснок 6.1.6 Відсоткове співвідношення чисельності фітопланктону по відділам за 2021 р.

■ Самарська затока
 ■ Фестивальний причал
 ■ Монастирський
 ■ Гирло р. Мокра Сура
 ■ нижня ділянка водосховища

Основу чисельності майже протягом всього досліджуваного періоду становили саме представники *Cyanobacteria* (рис 2019, 2020, 2021), однак на нижній ділянці водосховища в червні 2020 року, більший вплив на чисельність фітопланктону мали представники зелених водоростей (45% від загальної чисельності), ніж синьо-зелених (34% від загальної чисельності). В чисельності фітопланктону, максимальний відсотковий вміст представників *Cyanobacteria* зафіксований в серпні місяці 2019 та 2020 років: в Самарській затоці – 98,6% та в районі Фестивального причалу в 2020 році, що досягало 98,7%.

Частка представників *Chlorophyta* та *Bacillariophyta* в співвідношенні показників чисельності фітопланктону Запорізького водосховища по відділам, була несуттєвою, дещо більший вплив вони мали на співвідношення біомаси. Максимальний відсотковий вміст представників *Chlorophyta*, спостерігався в червні 2020 року в районі нижньої ділянки водосховища.

Представники *Charophyta*, *Euglenophyta* та *Ochrophyta* на чисельність фітопланктону особливого впливу не мають, їх частка у чисельності при співвідношенні фітопланктону по відділам не перевищує 2% і зустрічаються поодинокі в основному у літньо-осінній період. В 2021 році представники *Ochrophyta* взагалі не зустрічалися в пробах, а отже впливу на чисельність не мали.

6.2 Динаміка показників біомаси фітопланктону Запорізького водосховища

6.2.1 Загальна характеристика міжрічної та сезонної динаміки біомаси фітопланктону Запорізького водосховища. Показники біомаси фітопланктону за середньорічними даними, коливалися від $7,34 \pm 1,77$ мг/дм³ в 2020 році, в акваторії поблизу нижньої ділянки водосховища до $10,37 \pm 1,73$ мг /дм³ в 2019 році в Самарській затоці (рис.6.2.1).

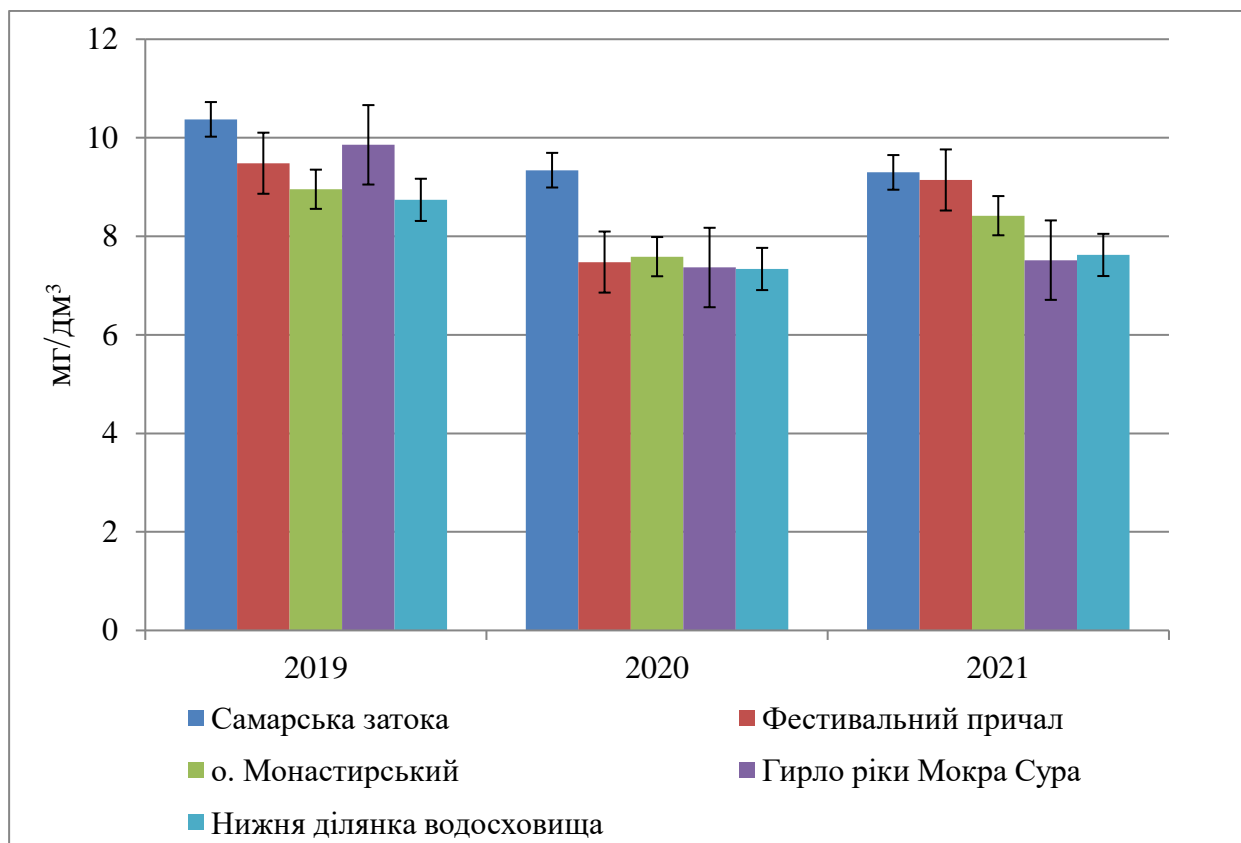


Рисунок 6.2.1 Міжрічна динаміка біомаси фітопланктону на різних ділянках Запорізького водосховища

В залежності від точок відбору значення показників протягом 2019–2021 років суттєво відрізняється. Не зважаючи на це, з графіку 6.2.2, можна відмітити, що на більшості точок відбору, дещо вищими значеннями біомаси характеризувався 2019 рік, перевищуючі такі порівняно з 2020 роком – у 1,1–1,4 рази, порівняно з 2021 – 1,03–1,3 рази.

Найбільший вклад в біомасу мали представники відділу Cyanobacteria, Bacillariophyta та Chlorophyta (рис 6.2.2). Спостерігалася тенденція до збільшення біомаси Bacillariophyta з 2019 по 2021 рік, на 33%. Біомаса Chlorophyta, навпаки за даний період зменшилися на 14%. Подібна закономірність характерна і в співвідношенні показників чисельності вище перерахованих відділів і пов'язана в першу з чергу зі різними кліматичними умовами цих років.

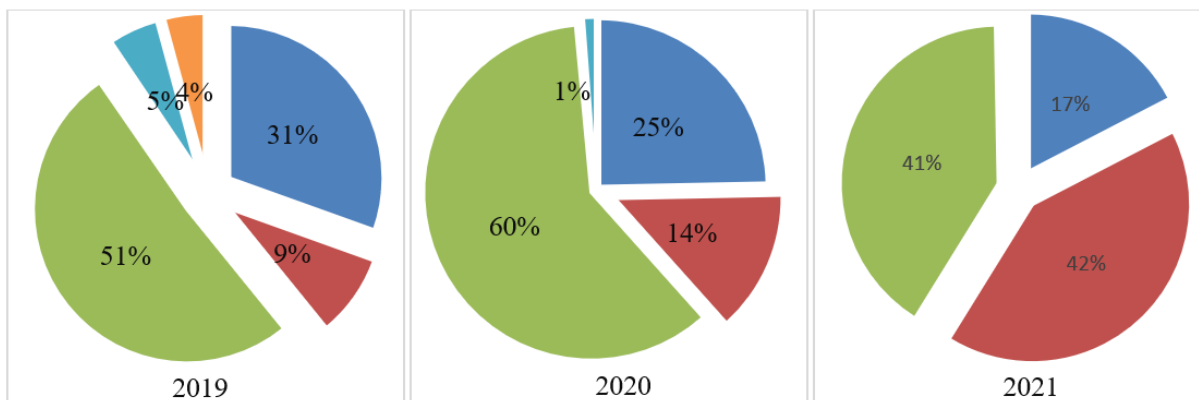


Рисунок 6.2.2 Відношення біомаси різних відділів фітопланктону Запорізького водосховища за 2019–2021 рр.



6.2.2 Сезонна динаміка біомаси по точкам відбору. Максимальний показник біомаси: $13,10 \pm 0,091$ мг/дм³, зафіксовано в Самарській затоці в серпні 2019 року (рис. 6.2.3) Загалом впродовж досліджуваного періоду Самарська затока характеризувалися найвищими значеннями біомаси, в середньому – $9,57 \pm 2,037$ мг/дм³, що перевищували такі на інших точках відбору в цей же період, місцями в 1,5 рази.

Найнижчі середньорічні значення біомаси, в середньому – $7,87 \pm 1,349$ мг/дм³, фіксувалися в районі нижньої ділянки водосховища, однак мінімальне значення біомаси зафіксовано в травні 2020 року, на ділянці водосховища в районі о. Монастирський – $2,98 \pm 0,089$ мг/дм³.

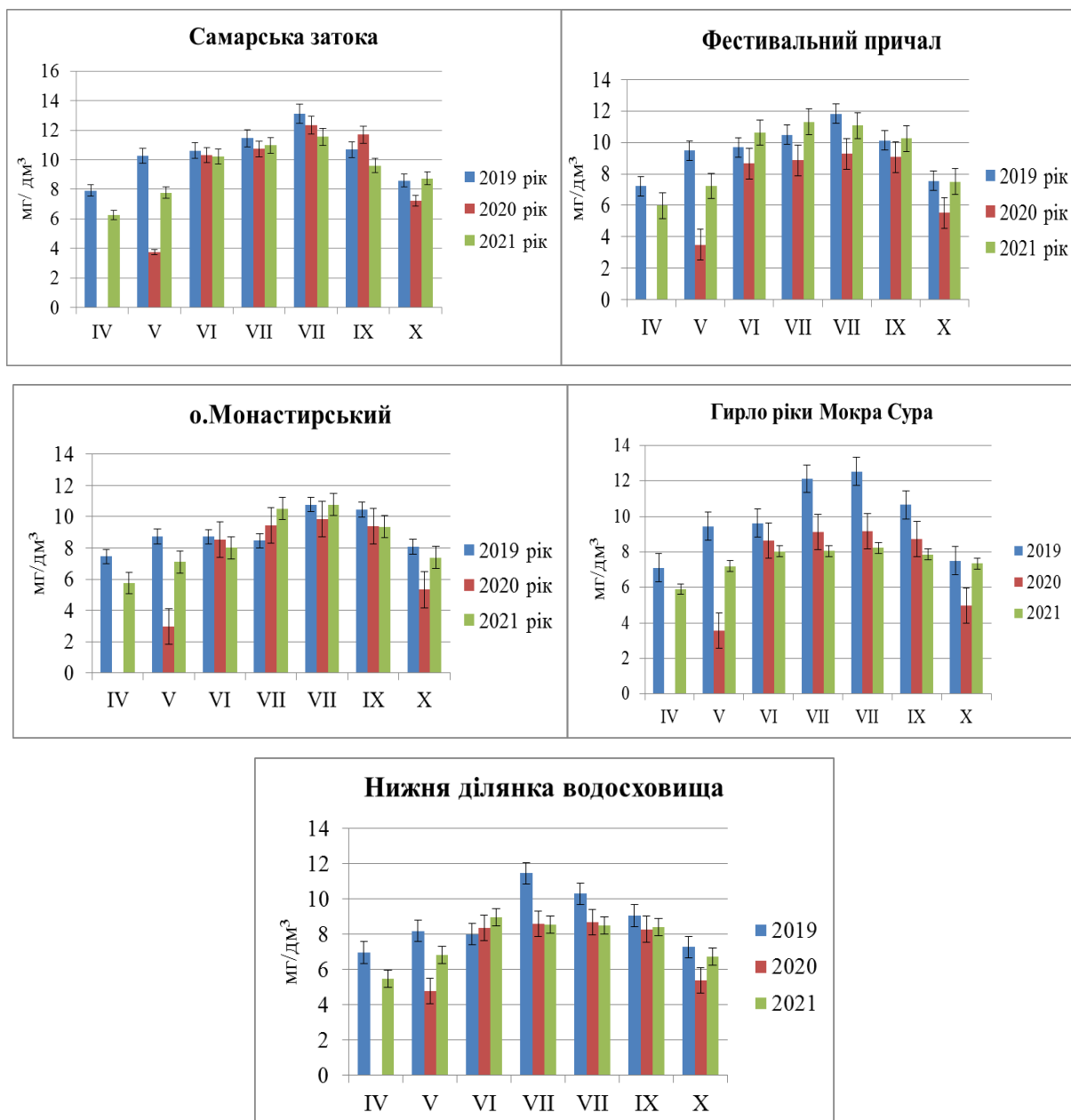


Рисунок 6.2.3 Зміна біомаси фітопланктону Запорізького водосховища за сезонами та роками 2019–2021 рр

Впродовж досліджуваного періоду спостерігалася тенденція до підвищення значення показників біомаси з квітня-травня по серпень (рис 6.2.4, 6.2.5, 6.2.6). Підвищення біомаси в серпні місяці пов'язано в першу чергу зі сприятливим комплексом умов для їх розвитку, а саме: підвищенням температури води (до 25°C), накопиченням у водній масі високих концентрацій

біогенних елементів, що призводить до посилення вегетації водоростей, особливо представників Cyanobacteria.

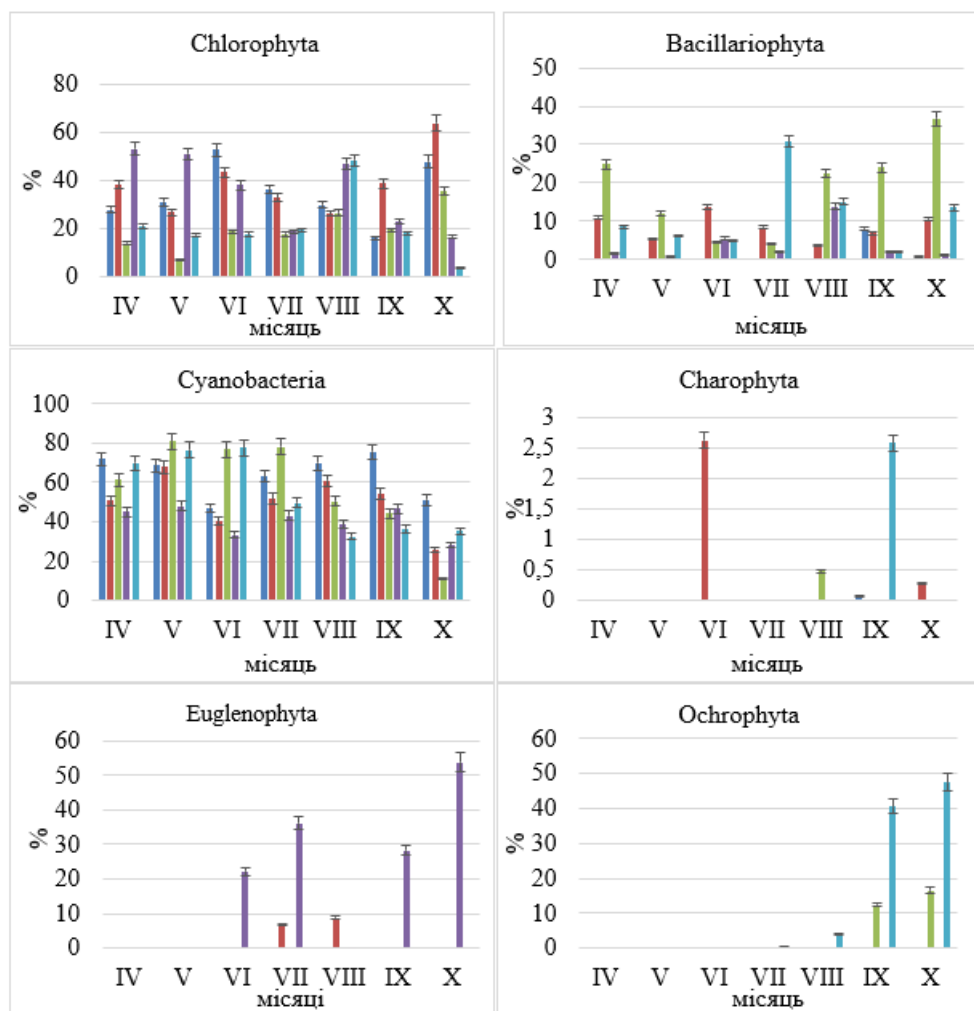


Рисунок 6.2.4 Відсоткове співвідношення біомаси фітопланктону по відділам за 2019 рік

■ Самарська затока
 ■ Фестивальний причал
 ■ о. Монастирський
 ■ Гирло р. Мокра Сура
 ■ нижня ділянка водосховища

Протягом майже всього досліджуваного періоду (з середини–кінця травня по вересень), синьо-зелені водорості (Cyanobacteria) залишалися домінуючою групою, особливо в поверхневому шарі води, викликаючи цвітіння. Особливо

гостро воно проявлялося з середини липня по середину вересня в Самарській затоці та в районі Фестивального причалу.

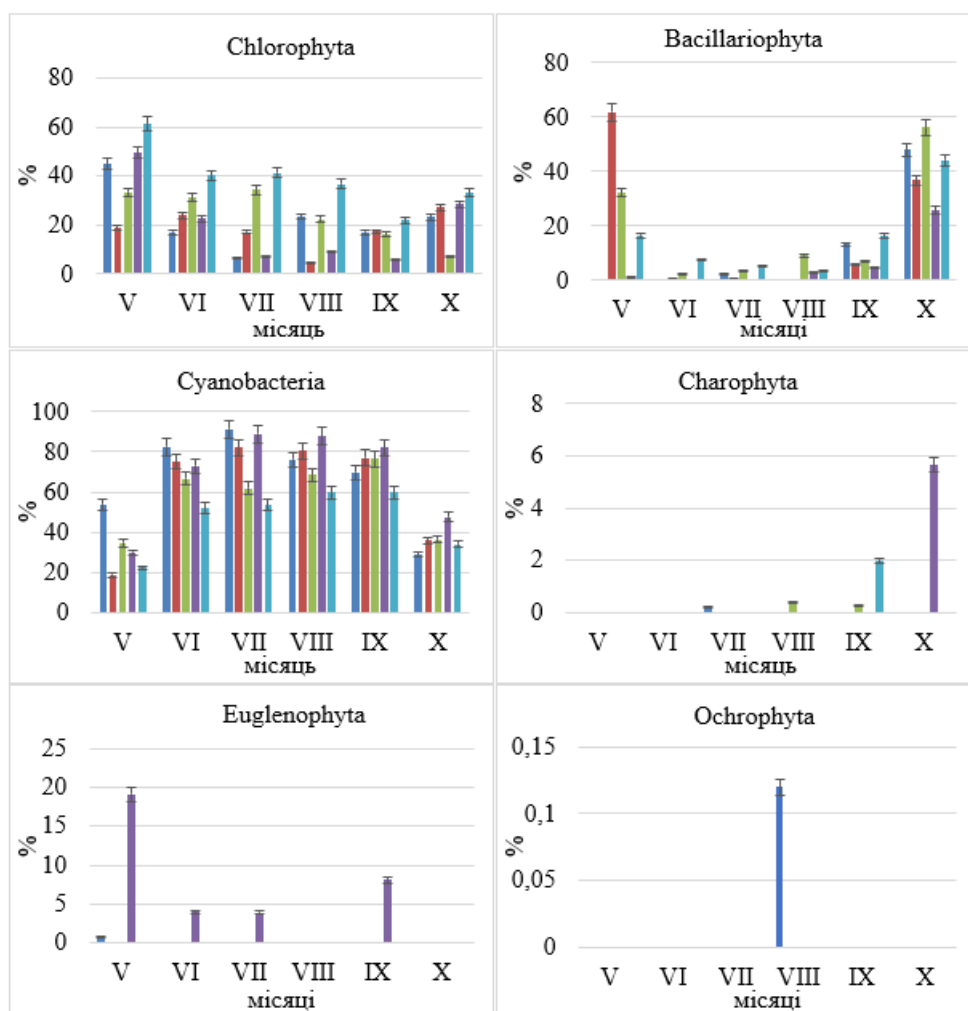
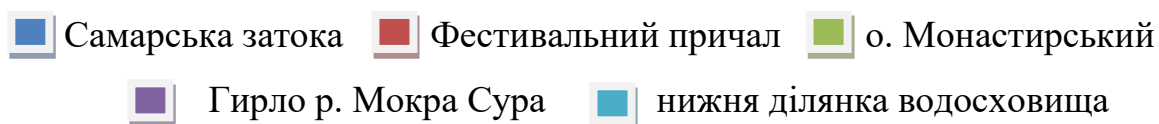


Рисунок 6.2.5 Відсоткове співвідношення біомаси фітопланктону по відділам за 2020 рік



Інтенсивний розвиток водоростей в Самарській затоці та в районі Фестивального причалу, пояснюється як гідрологічними умовами, так і посиленою антропогенною діяльністю в цих районах. Останнє посилює

евтрофікацію, що в свою чергу сприяє розвитку планктонних водоростей, зниженню прозорості води, як результат – погіршенню трофічного стану водосховищ [107].

Порівняно з чисельністю, представники відділу *Bacillariophyta*, мали також значний вклад в біомасу фітопланктону Запорізького водосховища. Впродовж досліджуваного періоду перший пік значень біомаси діатомових водоростей фіксувався в квітні – на початку травня місяця, коли їх відсотковий вміст, порівняно з іншими відділами фітопланктону досягав 87% (2021 р., район гирла р. Мокра Сура). Другий пік зафіксовано з жовтні місяці, коли відсотковий вміст діатомових водоростей досягав 76% (2020 рік, Самарська затока). Отже спостерігалася тенденція до зменшення біомаси *Bacillariophyta* в теплий (літній) період і підвищення в холодний. Загалом подібне характерно представників *Bacillariophyta*, що пов'язано в першу чергу з зниженням температури води [30, 31].

Протягом досліджуваного періоду відсотковий вміст представників *Chlorophyta* в біомасі фітопланктону суттєво різнився. Так, в жовтні 2019 в районі Фестивального причалу та травні 2020 року, в районі нижньої ділянки водосховища, відсотковий вміст представників зелених водоростей становив 63,89% та 61,37% відповідно. Найнижчий відсотковий вміст в біомасі фітопланктону Запорізького водосховища, даний відділ мав в 2021 році, коли відсотковий вклад в біомасу фітопланктону не перевищував 32%. Останнє в першу чергу пов'язано з особливостями гідрохімічного режиму в даний період: зниженням температури, вмісту біогенних елементів, забруднювачів [29], що в свою чергу підвищило відсоткову частку інших відділів в біомасі фітопланктону Запорізького водосховища.

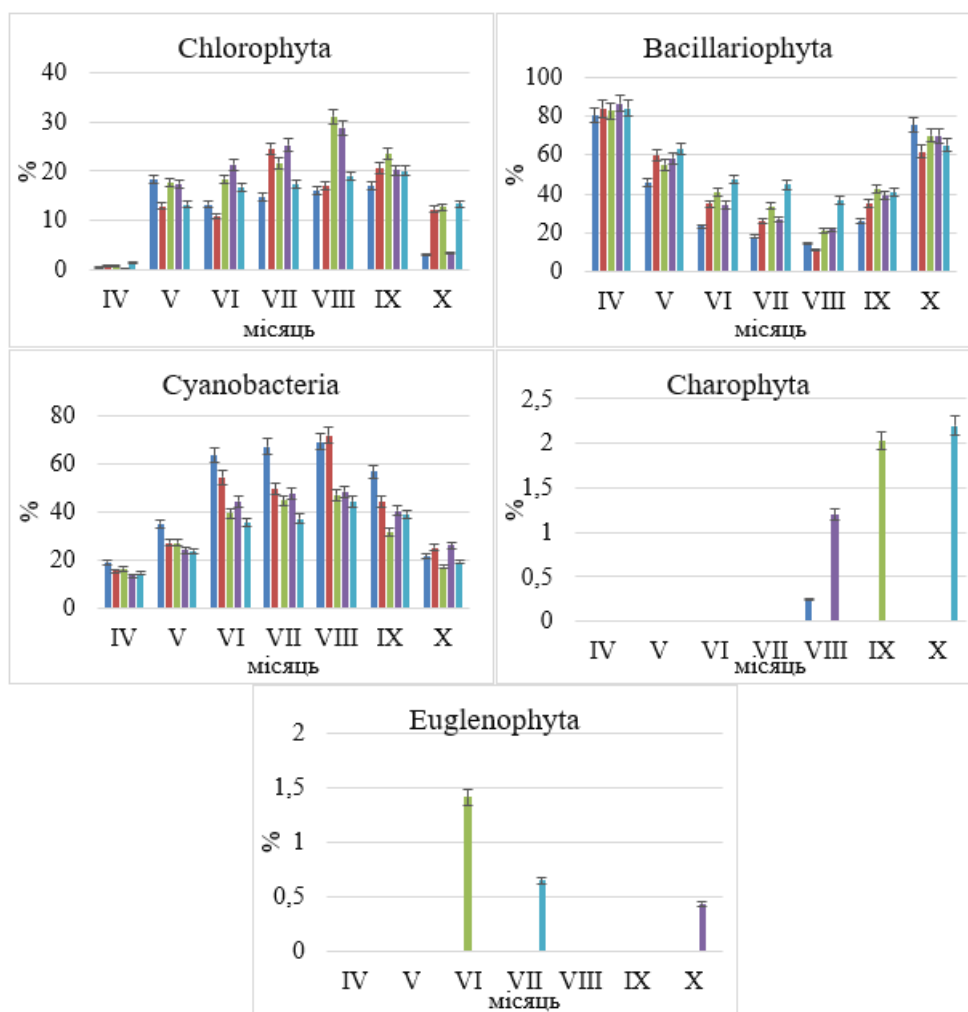


Рисунок 6.2.6 Відсоткове співвідношення біомаси фітопланктону по відділам за 2021 рік

Самарська затока
 Фестивальний причал
 о. Монастирський
 Гирло р. Мокра Сура
 нижня ділянка водосховища

Представники відділу Euglenophyta мали не постійний вплив на біомасу. Максимальний вплив на біомасу фітопланктону Запорізького водосховища, вони мали в 2019 році, в точці відбору в районі гирла р. Мокра Сура, де в жовтні місяці становили до 54% від загальної біомаси в даний період. В 2020 році максимальний відсотковий вміст – 18%, зафіксовано також в районі гирла ріки

Мокра Сура. В 2021 році вклад представників Euglenophyta в біомасу фітопланктону Запорізького водосховища був незначний (до 1,5 %).

Представники Charophyta та на біомасу фітопланктону особливого впливу не мали їх частка у біомасі при співвідношенні фітопланктону по відділам не перевищує 2,5 % і зустрічаються поодинокі в основному у літньо-осінній період.

Представники Ochrophyta, суттєвий вплив на біомасу мали лише на нижній ділянці водосховища в вересні-жовтні 2019 року. У 2020 році зустрічалися лише у серпні місяці в Самарській затоці. В 2021 році представники Ochrophyta взагалі не зустрічалися в пробах, а отже впливу на біомасу не мали.

6.2.3 Оцінка видового різноманіття фітопланктону на різних ділянках Запорізького водосховища. Основою біорізноманіття водних екосистем є фітопланктон, оскільки він продукує автохтонну органічну речовину і насичує водну товщу розчиненим киснем [93, 94]. Вивчення структури фітопланктону дозволяє оцінити екологічний стан водойми, виявити вплив на неї різних екологічних чинників, у тому числі і антропогенного походження [69, 95, 104].

Для адекватнішої кількісної характеристики фітопланктону необхідно застосовувати конкретні інформативні індекси, наприклад, індекс Шеннона.

Індекс Шеннона відображає ступінь різноманіття структури фітопланктону й базується на інтегральній оцінці: а) кількості видів і внутрішньовидових таксонів водоростей і їх чисельності; б) кількості видів і внутрішньовидових таксонів водоростей і їх біомаси [69, 95, 116].

Показники індексу біорізноманіття Шеннона за чисельністю (біомасою) фітопланктону, в досліджуваний період змінювалися від 1,44 (2,16) біт/екз – до 0,47 (1,30) біт/екз. (рис.6.2.6, 6.2.7) Простежується динаміка зменшення індексу Шеннона з початку червня по кінець серпня, що пов'язано з домінуванням представників синьо-зелених водоростей, внаслідок підвищення температури води та співвідношення різних форм азоту та фосфору, а також високим вмістом легкоокиснюваних органічних сполук.

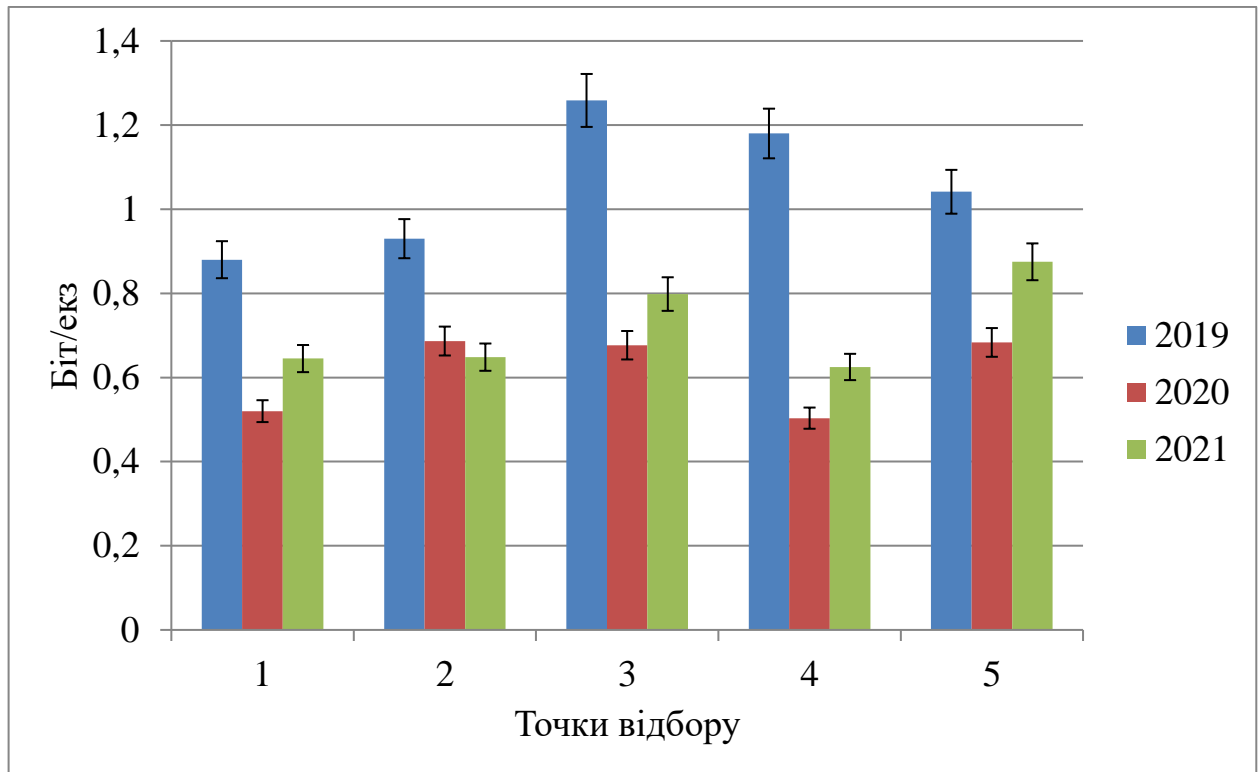


Рисунок 6.2.7 Індекс Шенона за чисельністю фітопланктону на різних ділянках Запорізького водосховища за 2019-2021 рр:

1– Самарська затока, 2 – Фестивальний причал, 3– о. Монастирський, 4– гирло ріки Мокра Сура; 5 – нижня ділянка водосховища (с.Військове)

Максимальні значення індексу Шенона за чисельністю та біомасою фітопланктону зафіксовані в першій половині червня в районі гирла ріки Мокра Сура, дещо нижчі – в районі о. Монастирського та Фестивального причалу. Інформаційна різноманітність фітопланктону за його чисельністю, може свідчити про перехід структури фітопланктону з полідомінантного до оліго- та монодомінантного комплексу. Проте, індекс Шенона за біомасою, свідчить про високе біорізноманіття водоростей в червні місяці, адже клітини виду *Microcystis aeruginosa*, який формує основу чисельності, мають незначні об'єми і у зв'язку з гідрохімічними умовами в цей період не досягають піку своєї чисельності і відповідно і біомаси [197]. Мінімальні значення зафіксовані – в серпні місяці, у Самарській затоці, що вказує на простоту організації спільноти фітопланктону, в результаті домінування синьо–зелених водоростей.

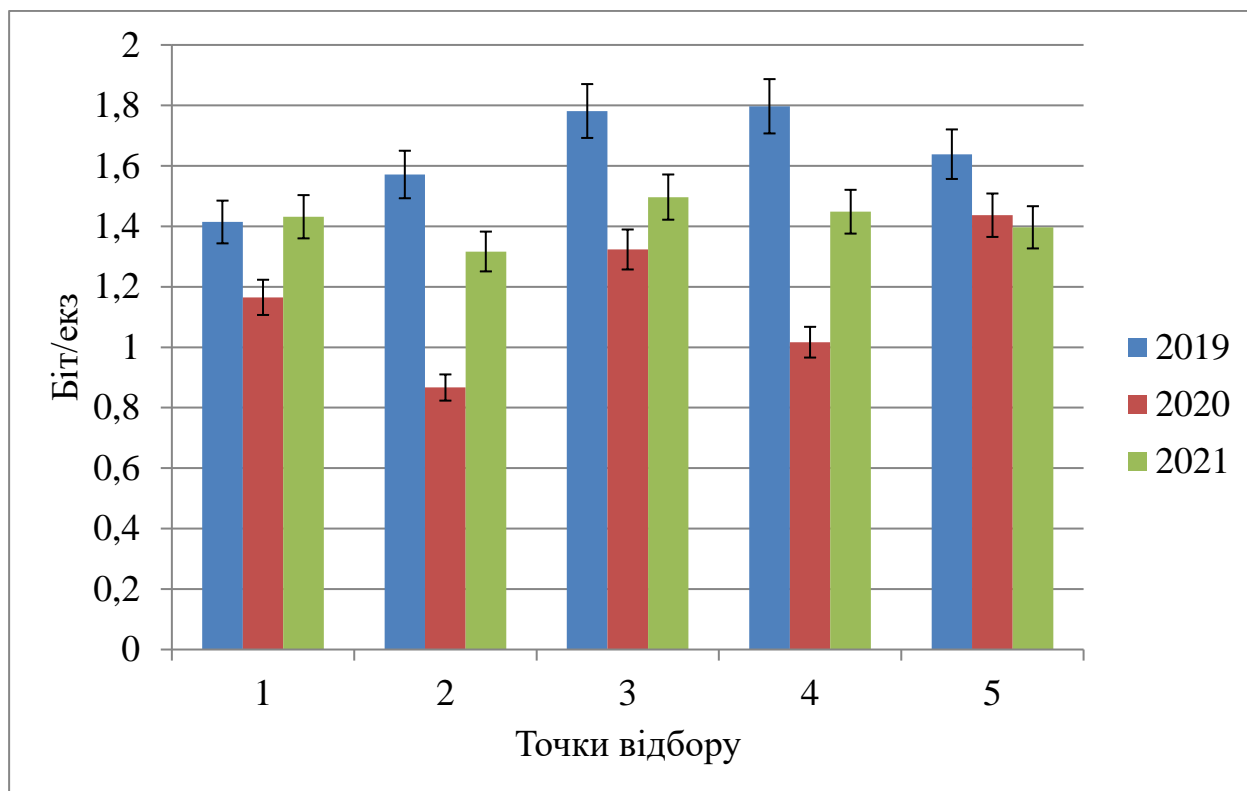


Рисунок 6.2.7 Індекс Шенона за біомасою фітопланктону на різних ділянках Запорізького водосховища за 2019-2021 рр.:

1– Самарська затока, 2 – Фестивальний причал, 3– о. Монастирський, 4– гирло ріки Мокра Сура; 5 – нижня ділянка водосховища (с.Військове)

Загалом по акваторії Запорізького водосховища в літній період, домінуючий комплекс фітопланктону, на основі індексу Шенона представлена оліго- та монодомінантними угрупованнями, що свідчить про негативний вплив антропогенних чинників, що призвів до порушення структури фітопланктону [3]. Спостерігається «цвітіння» водойми, яке досягає свого піку в другій половині липня – серпні місяці, внаслідок домінування виду *Microcystis aeruginosa*. Найбільш гостро це питання стоїть в Самарській затоці, де спостерігалися найнижчі значення індексу Шенона. У зв'язку з вищесказаним необхідний системний моніторинг для встановлення сезонної та міжрічної динаміки зміни структури та біорізноманіття фітопланктону.

Висновки до розділу

Найвищі значення показників чисельності, по всіх точках відбору зафіксовані протягом вегетаційного сезону 2020 року, що перевищували такі в 2019 році у 1,3–1,7 рази, а порівняно з 2021 роком – в 1,2–1,5 рази.

Порівнюючи отримані показники чисельності з ретроспективними даними, чисельність фітопланктону на сучасному етапі перевищує показники 1934–1940 р. в 5–30 разів, показники 1946–1986 років – 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.

За показниками чисельності фітопланктону спостерігається сезонний розподіл, так максимальна чисельність протягом трьох років досліджень, на всіх точках відбору зафіксована в серпні – на початку вересня. Найменші значення чисельності фіксувалася у квітні та жовтні місяці. Останнє характерно для фітопланктону помірної зони і узгоджується з подібними дослідженнями

Що стосується точок відбору, то найвища чисельність протягом досліджуваного періоду спостерігалася в Самарській затоці, найнижча – в районі о. Монастирський.

За чисельністю, домінуючою групою залишалися *Cyanobacteria*. Вклад в чисельність чинили також *Chlorophyta* та *Bacillariophyta*, причому частка *Bacillariophyta* суттєво зросла в 2021 році, порівняно з 2019.

В залежності від точок відбору значення показників біомаси протягом 2019–2021 років суттєво відрізняється. Не зважаючи на це, можна відмітити, що на більшості точок відбору, дещо вищими значеннями біомаси характеризувався 2019 рік, перевищуючі такі порівняно з 2020 роком – у 1,1–1,4 рази, порівняно з 2021 – 1,03–1,3 рази.

Порівнюючи з ретроспективними даними, показники біомаси зросли порівняно з етапом першого затоплення в середньому у 4–6 разів, а порівняно з етапом другого затоплення – у 1,5 рази.

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

Протягом майже всього досліджуваного періоду, синьо-зелені водорості залишалися домінуючою групою, особливо в поверхневому шарі води, викликаючи цвітіння. Особливо гостро воно проявлялося з середини липня по середину вересня в Самарській затоці та в районі Фестивального причалу, що пояснюється, як гідрологічними умовами, так і посиленою антропогенною діяльністю в цих районах. Останнє посилює евтрофікацію, що в свою чергу сприяє розвитку планктонних водоростей, зниженню прозорості води, як результат – погіршенню трофічного стану водосховищ.

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

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

Загалом по акваторії Запорізького водосховища, домінуючий комплекс фітопланктону, на основі індексу Шенона представлена оліго- та монодомінантними угрупованнями, що свідчить про негативний вплив антропогенних чинників, що призвів до порушення структури фітопланктону. Спостерігається «цвітіння» водойми, яке досягає свого піку в другій половині липня – серпні місяці, внаслідок домінування виду *Microcystis aeruginosa*.

Найбільш гостро це питання стоїть в Самарській затоці, де спостерігалися, в літній період найнижчі значення індексу Шенона.

Перелік робіт, опублікованих за розділом

1. **Nikolenko, Y.**, Fedonenko, O. (2021). Seasonal dynamics of phytoplankton indicators of the Zaporizhzhia (Dnipro) reservoir phytoplankton of the Zaporozhye reservoir. Ukrainian Journal of Ecology. 11 (7), 121–128. <https://www.ujecology.com/articles/seasonal-dynamics-of-phytoplankton-indicators-of-the-zaporizhzhia-dnipro-reservoir-phytoplankton-of-the-zaporozhye-reservoir-84254.html>. **(інші видання)** *(особистий внесок: аналітичний огляд, підбір та опрацювання літератури, частковий збір та обробка експериментальних даних, формулювання висновків)*.

2. **Ніколенко Ю.В.** (2021). Оцінка видового різноманіття фітопланктону на різних ділянках Запорізького водосховища. Матеріали XII Всеукраїнської науково-практичної конференції «Біологічні дослідження – 2021». Житомир, С. 162–163. Форма участі: заочна.

РОЗДІЛ 7 ВАЖКІ МЕТАЛИ ТА РАДІОНУКЛІДИ В ФІТОПЛАНКТОНІ НА РІЗНИХ ДІЛЯНКАХ ЗАПОРІЗЬКОГО ВОДОСХОВИЩА

7.1 Важкі метали в фітопланктоні на різних ділянках Запорізького водосховища

Серед важких металів що мають значний вплив на гідроекосистему Запорізького водосховища, слід виділити: плумбум, кадмій, цинк, купрум, ферум, манган, нікель [77, 81].

Дослідження показали, що вміст важких металів у фітопланктоні на різних ділянках Запорізького водосховища суттєво відрізняється (рис.7.1.1).

Максимальна концентрація плумбуму у фітопланктоні зафіксована в 2020 році в Самарській затоці, та перевищує такі на інших ділянках в 1,1–4 рази. Протягом 2020–2021 років найвищі значення спостерігалися в Самарській затоці; в 2019 році – в районі гирла ріки Мокра Сура.

Найбільша концентрація кадмію в фітопланктоні Запорізького водосховища виявлена в 2019 році на нижній ділянці водосховища, що в 1,1–3 рази вище ніж на інших точках відбору в період 2019–2021 років.

За вмістом цинку максимальна концентрація зафіксована в 2020 році, в фітопланктоні в районі Фестивального причалу, що в 1,1–3,4 рази вище ніж на інших точках відбору. Найнижчі концентрацію цинку на всіх досліджуваних точках відмічалися в 2019 році, при відносно високих концентраціях цинку у воді.

Значні розбіжності спостерігалися за вмістом купруму та мангану – від 1,6 до 7,8 та 1,1 – 9,3 разів відповідно. Найбільша абсолютна концентрація яких, зафіксована в фітопланктоні в районі Фестивального причалу.

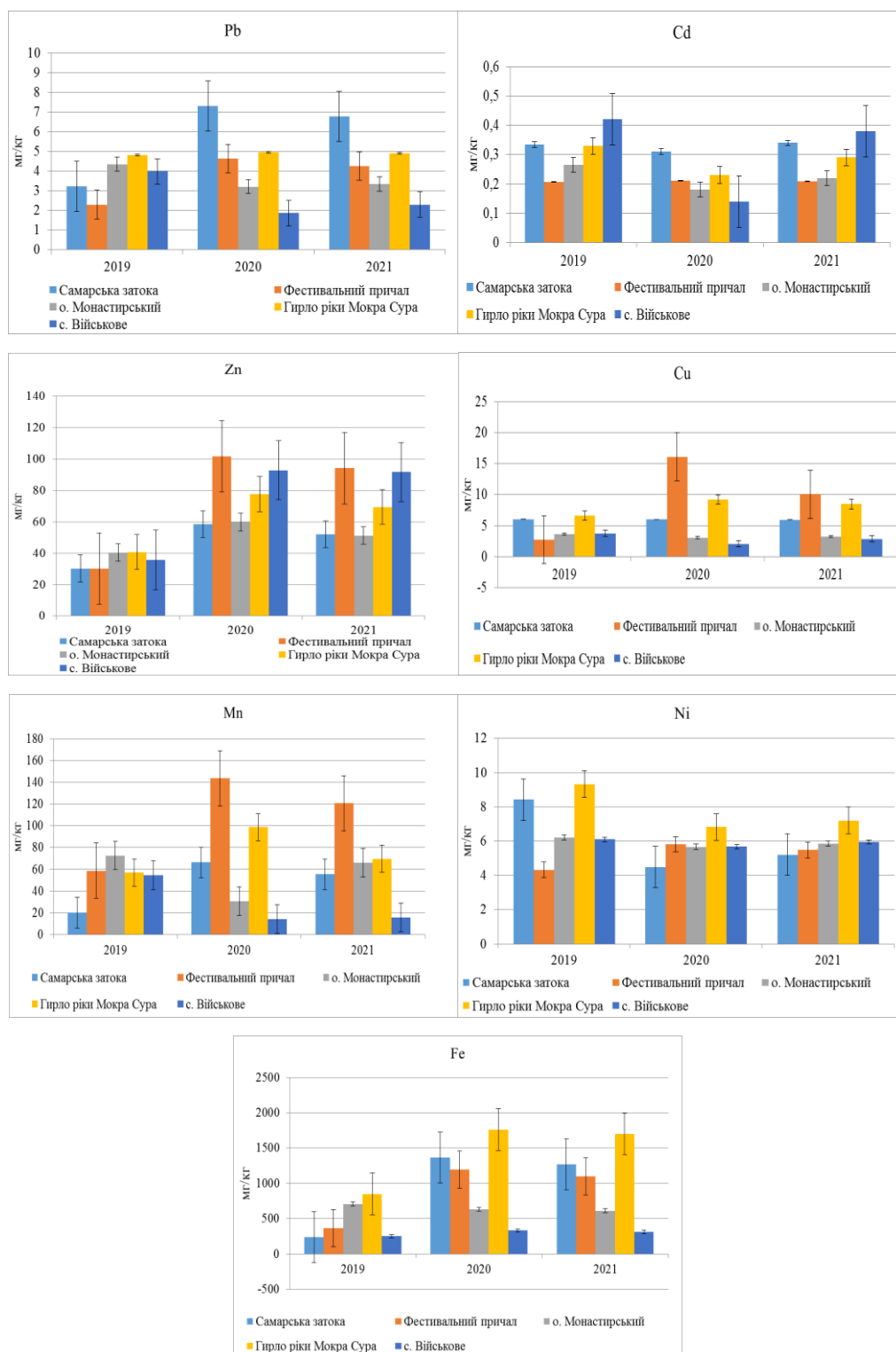


Рисунок 7.1.1 Вміст важких металів на різних ділянках Запорізького водосховища (2019-2021 рр)

Вміст нікелю в фітопланктоні Запорізького водосховища на більшості ділянок залишався більш-менш стабільним. Максимальний вміст відмічено в 2019 році в районі гирло ріки Мокра Сура та Самарській затоці, що перевищує такий на інших ділянках в 1,3– 1,5 разів. Останнє співвідноситься з високим вмістом нікелю у воді і найімовірніше пов'язане з його екзогенним походженням.

Найвищими показниками абсолютної концентрації в фітопланктоні Запорізького водосховища характеризувався ферум, максимальні концентрації якого в 2020–2021 роках в районі гирла ріки Мокра Сура перевищували такі на інших точках відбору від 1,2 до 7,3 разів. Найнижчі концентрації феруму в фітопланктоні Запорізького водосховища відмічено в 2019 році.

Для визначення впливу важких металів на організми та кількісної оцінки рівня біоаккумуляції визначено коефіцієнт біологічного накопичення — співвідношення між вмістом металу в організмі та навколишньому середовищі (табл. 7.1) [7, 15].

Таблиця 7.1 – Середні значення коефіцієнтів накопичення важких металів фітопланктоном Запорізького водосховища (на вологу масу фітопланктону) ($M \pm m$, $n=9$).

Точка відбору	Метал						
	Pb	Cd	Zn	Cu	Mn	Ni	Fe
Самарська затока	23,69±1 8,36	4,97±2, 99	56,60±37 ,33	40,29±19 ,44*	195,19±9 9,07	16,83±5,6 1	1619,50±11 44*
Фестивальний причал	24,09±1 7,22	10,82± 4,89	107,04±8 1,99	70,81±53 ,20*	256,56±1 71,73	106,88±7 6,99*	1314,60±10 49,6*
о. Монастирський	2,40±0, 71	9,44±3, 36	103,58±7 8,80	19,74±4, 06	108,93±5 8,79	54,61±38, 86	715,55±506 ,01*
Гирло ріки Мокра Сура	2,95±0, 30	6,88±1, 73	109,53±8 3,62	40,39±19 ,18*	100,73±3 7,24	28,50±15, 69	1516,80±11 95,1*
Нижня ділянка	13,47±1 ,67	13,47± 6,01	136,10±9 3,57	19,66±3, 95	108,28±3 6,75	23,03±14, 06	216,21±130 ,17

водосховища							
-------------	--	--	--	--	--	--	--

Примітки: * – різниця між показниками статистично достовірна, при $p \leq 0,05$

За більшістю досліджуваних металів (Pb, Cu, Mn, Ni) у фітопланктоні, максимальні значення коефіцієнтів накопичення виявлено в районі Фестивального причалу. За накопиченням кадмію та цинку – на нижній ділянці водосховища, а за накопиченням заліза – в Самарській затоці.

Згідно з класифікацією К. К. Врочинського, на всіх досліджуваних точках коефіцієнти накопичення плумбуму та кадмію фітопланктоном є слабкими. За купрумом на всіх точках відбору характеризуються як слабкі, крім Фестивального причалу, де коефіцієнти накопичення – помірні. Також низькі коефіцієнти накопичення майже на всіх точках відбору були за нікелем, однак в районі Фестивального причалу та о. Монастирський – помірні. Марганець загалом характеризувався помірними коефіцієнтами накопичення, але в районі Фестивального причалу – високими. Високі коефіцієнти накопичення заліза, фіксувалися в районі о. Монастирський та нижньої ділянки водосховища, а на інших досліджуваних точках – надвисокі.

Максимальні зафіксовані значення коефіцієнта накопичення пояснюється високою біологічною активністю феруму, що певною мірою впливає на інтенсивність розвитку фітопланктону та якісний склад мікрофлори у водоймищі [55, 171].

Крім того, зростанню вмісту феруму та мангану сприяють погані умови інфільтрації атмосферних опадів через слабо проникні шари, мала швидкість фільтрування води, високий вміст металів в мінеральному складі порід, наявність органічних речовин, кисла реакція середовищ, наявність у воді гумінових кислот, діоксиду вуглецю та кисню, що в більшій мірі проявляється в Самарській затоці та в районі Фестивального причалу [158, 55].

Помірні значення коефіцієнтів накопичення купруму, нікелю та цинку фітопланктоном, при високих їх концентраціях у воді, свідчить про наявність

джерел локального забруднення природних вод токсичними сполуками, особливо в районах Фестивального причалу (за купрумом та нікелем) та нижньої ділянки водосховища (за цинком) [77, 134].

В районі нижньої ділянки водосховища (с. Військове) відмічалась висока акумулятивна здатність фітопланктону по відношенню до плюмбуму, кадмію, цинку, що обумовлено сприятливим гідрологічним та гідрохімічним режимом, змивом металів вниз за течією а також вищим в порівнянні з іншими точками біорізноманіттям фітопланктону. Останнє сприяє самоочищенню водойми від токсичних сполук металів [134]. Окрім того, треба враховувати, що цинк – біогенний метал, іони цинку беруть участь у основних реакціях фотосинтезу, він активно засвоюється гідробіонтами з настанням вегетаційного періоду [79, 22].

Середні коефіцієнти накопичення важких металів фітопланктоном Запорізького водосховища дозволяють розмістити досліджувані метали в такій послідовності за вибуванням:

1) Самарська затока:

- 2019 р Fe>Mn>Cu>Zn>Ni>Pb>Cd;
- 2020–2021 pp. Fe>Mn>Zn>Cu>Pb>Ni>Cd;

2) Фестивальний причал:

- 2019 р. Fe>Mn>Ni>Cu>Zn>Cd>Pb;
- 2020–2021 pp 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 ріки Мокра Сура:

- 2019 р Fe>Mn>Cu>Zn>Ni>Cd>Pb;
- 2020–2021 pp 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 році, однак згідно даним екопастпорту Дніпропетровської області, в 2020 та 2021 роками викиди забруднюючих речовин (в тому числі важких металів), знизилися. На основі вище сказаного, можна говорити про вторинне забруднення важкими металами.

Отже, по всіх точкам відбору, крім нижньої ділянки водосховища в 2019 році, саме ферум в найбільшій мірі накопичувався у фітопланктоні. Останнє може викликати загибель деяких таксонів, знижувати їх здатність до поділу, що зменшує біорізноманіття, інші ж водорості, наприклад представники синьо-зелених, навпаки можуть швидко адаптуватися до підвищення концентрації, таким чином збільшувати свою популяцію [167, 149].

7.2 Радіонукліди в фітопланктоні на різних ділянках Запорізького водосховища

Гідросфера є одним із основних резервуарів, куди в кінцевому результаті надходять штучні радіонукліди, що утворюються під час ядерних вибухів та у процесі експлуатації атомних електростанцій. Так, внаслідок аварій на атомних електростанціях, зокрема на ЧАЕС, значний внесок у формування радіоактивності викидів здійснюють «довгоживучі» радіонукліди – ^{90}Sr і ^{137}Cs [8, 90]. В досліджуваний період питома активність ^{137}Cs у фітопланктоні Запорізького водосховища знаходилася в межах 5,88–10,54 Бк/кг, в середньому $7,92 \pm 1,49$ Бк/кг (рис.7.2.1).

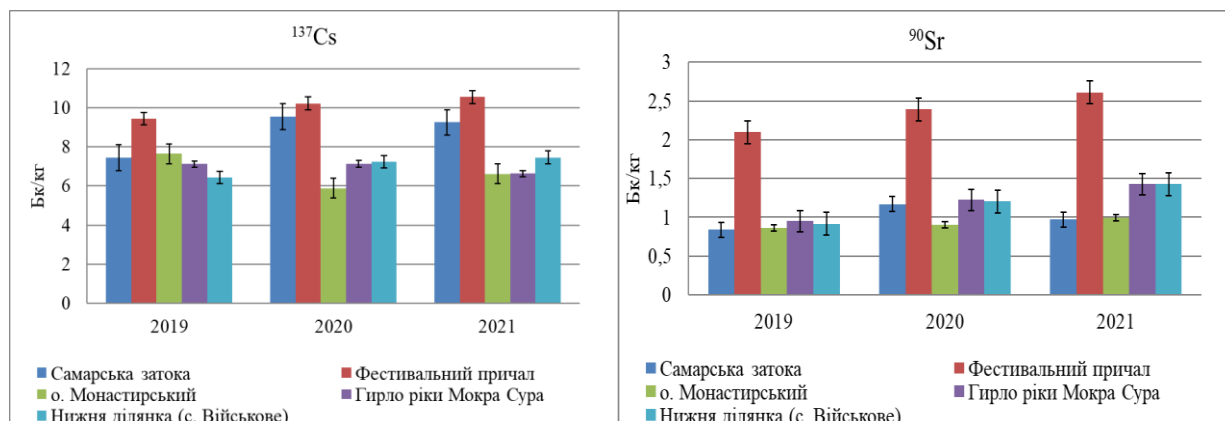


Рисунок 7.2.1 Питома активність штучних радіонуклідів

Питома радіоактивність ^{90}Sr на різних ділянках змінювалася від 0,84 до 2,61 Бк/кг, в середньому – $1,33 \pm 0,57$ Бк/кг. Максимальні значення вмісту штучних радіонуклідів у фітопланктоні зафіксовані в районі Фестивального причалу, мінімальні – в районі с. Військове (за ^{137}Cs) та Самарській затоці (за ^{90}Sr). Останнє можна пояснити утворенням в районі Фестивального причалу «ям-пасток», для накопичення радіонуклідів, що можуть слугувати джерелом повторного забруднення даної ділянки. Загалом у фітопланктоні спостерігається порівняно невисокий вміст штучних радіонуклідів, що пояснюється низьким його вмістом у воді [2, 90].

Вміст ^{137}Cs в 4 – 11,3 разів перевищував вміст ^{90}Sr , адже розчинений у воді ^{137}Cs інтенсивніше поглинається донними відкладами і гідробіонтами, за рахунок чого відбувається біологічне очищення водосховища від радіонуклідів цезію [1].

Основну частину опромінення гідробіонти отримують від природних джерел радіації, до яких належать космічне випромінювання і природні радіоактивні ізотопи, або радіонукліди, що містяться в земній корі, атмосфері, гідросфері та біоті. Істотним джерелом надходження у біосферу природних радіонуклідів є природне органічне паливо, що використовується транспортом, енергетичними установками і тепловими електростанціями, використання мінеральних добрив у сільському господарстві [37].

У природі виявлено близько 300 природних радіонуклідів, серед яких значний внесок в загальну природну радіоактивність чинять: ^{226}Ra , ^{232}Th та ^{40}K . Питома активність природних радіонуклідів у фітопланктоні Запорізького водосховища становила: ^{226}Ra – 70,72–113,90, в середньому – $93,64 \pm 12,71$ Бк/кг; ^{232}Th – 71,66–112,97, в середньому – $88,06 \pm 12,67$ Бк/кг; ^{40}K – 135,87–265,76, в середньому – $189,36 \pm 42,06$ Бк/кг (рис.7.2.2).

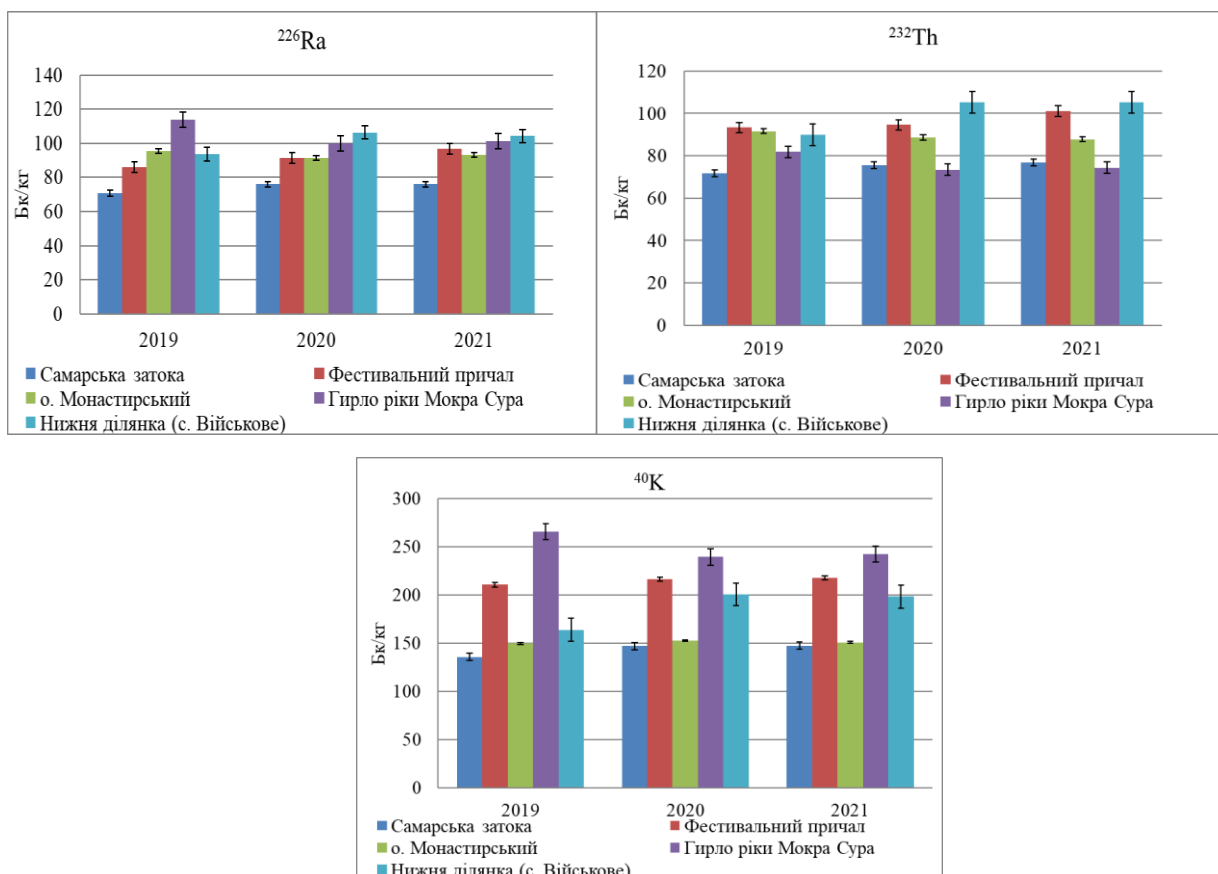


Рисунок 7.2.2 Питома активність природних радіонуклідів

Найменший вміст за природними радіонуклідами спостерігався у фітопланктоні Самарської затоки, адже проби були відібрані на рибогосподарській ділянці, яка віддалена від прямих джерел надходження радіонуклідів. Крім того, вода Самарської затоки має підвищений рівень мінералізації, що сприяє зниженню активності радіонуклідів [131, 190, 191]. Максимальна зафіксована питома активність ^{226}Ra та ^{40}K спостерігалась в гирлі

ріки Мокра Сура, що може свідчити про підвищений вміст радіонуклідів у водах даної річки, адже по всій протяжності ріка забруднюється промисловими, сільськогосподарськими та комунальними стоками.

Природний ізотоп калію перевищував вміст торію та радію у середньому в 2 рази, адже ^{40}K є досить поширеним радіонуклідом, особливо в Придніпровському регіоні, його питома радіоактивність доволі висока, а вміст в будь-яких живих клітинах завжди значний [1]. До того ж, радіоактивний ізотоп калію 40, який є важливим учасником процесу управління гомеостазом в організмах, належить до основних джерел внутрішнього опромінення. [35].

У досліджуваних пробах вміст природних радіонуклідів значно переважає штучні, це пояснюється їх вищою концентрацією у екосистемі Запорізького водосховища.

Вплив високих рівнів радіації на нелюдські організми призводить до появи біологічних реакцій на них. Таким чином, оцінка поглиненої дози цих організмів вважається необхідною для оцінки потенційних наслідків радіаційного опромінення та шкідливих ризиків, які воно тягне за собою, на додаток до його важливості для встановлення критеріїв захисту навколишнього середовища [110].

Розподіл радіонуклідів серед елементів прісноводних екосистем характеризується коефіцієнтами накопичення – відношенням питокої активності радіонуклідів у системах.

Загальновідомо, що накопичення радіонуклідів фітопланктоном із води найбільш інтенсивно протікає в літній період, тому на основі опрацьованих даних концентрації радіонуклідів в пробах фітопланктону розраховано коефіцієнти накопичення (K_H) (табл. 7.2).

Таблиця 7.2 – Середні значення коефіцієнтів накопичення радіонуклідів фітопланктоном Запорізького водосховища ($M \pm m$, $n=9$).

Місце відбору проб фітопланктону	Коефіцієнт накопичення				
	^{137}Cs	^{90}Sr	^{226}Ra	^{232}Th	^{40}K
Самарська затока	$291,48 \pm 3$ 7,83*	$22,50 \pm 7,7$ 8	$72,57 \pm 4,5$ 2	$168,92 \pm 1$ 4,36	$35,67 \pm 6,8$ 3
Фестивальний причал	$323,16 \pm 8$ 28*	$49,43 \pm 10$ 54*	$89,35 \pm 5,3$ 9	$211,09 \pm 1$ 6,48	$52,76 \pm 11$ 36
о. Монастирський	$220,55 \pm 3$ 9,93	$20,60 \pm 22$ 80	$91,21 \pm 7,0$ 2	$195,67 \pm 1$ 3,09	$37,45 \pm 8,3$ 8
Гирло ріки Мокра Сура	$231,94 \pm 9$ 67	$27,35 \pm 10$ 21	$101,92 \pm 5$ 72*	$169,99 \pm 3$ 81	$60,17 \pm 5,0$ 6*
Нижня ділянка (с. Військове)	23 $4,60 \pm 30,3$ 9	27, $03 \pm 5,56$	95, $18 \pm 0,93$	20 $8,35 \pm 1,17$	46, $67 \pm 5,90$

Примітки: * – різниця між показниками статистично достовірна, при $p \leq 0,05$

Середні коефіцієнти накопичення радіонуклідів фітопланктоном Запорізького водосховища дозволяють розмістити досліджувані радіоізотопи в такій послідовності за вибуванням: $^{137}\text{Cs} > ^{232}\text{Th} > ^{226}\text{Ra} > ^{40}\text{K} > ^{90}\text{Sr}$.

Найвищі значення K_H зафіксовані для ^{137}Cs та ^{232}Th . Коефіцієнти накопичення ^{40}K та ^{90}Sr в 11–22 рази менші ніж ^{137}Cs і ^{232}Th , що є цілком закономірно, адже прісноводні водорості в найбільшій мірі здатні накопичувати ^{137}Cs .

Як штучні так і природні радіонукліди мали високі значення коефіцієнтів накопичення, що підтверджує потенційну небезпеку передачі їх по трофічним ланцюгам та впливу на живі організми. За більшістю досліджуваних радіонуклідів максимальні значення коефіцієнтів накопичення виявлені в фітопланктоні в районі Фестивального причалу (^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{232}Th) та гирла ріки Мокра Сура (^{226}Ra , ^{40}K). Останнє пов'язано як з гідрохімічними та гідрологічними умовами даних ділянок, так і з посиленням антропогенним впливом, особливо в районі гирла ріки.

Висновки до розділу

Фітопланктон Запорізького водосховища здатний акумулювати важкі метали, особливо в значній мірі ферум та манган, максимальні показники яких зафіксовані в Самарській затоці, що приводить до зменшення їх концентрацій у воді, тобто самоочищення водойми.

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, дані ділянки є одними з найбільш забруднених по акваторії водосховища.

За більшістю 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 на різних ділянках водосховища свідчить 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.

Встановлено, що питома активність штучних радіонуклідів ^{137}Cs та ^{90}Sr у фітопланктоні Запорізького водосховища знаходиться в низьких межах, проте вміст ^{137}Cs в 4,5–9 разів перевищував ^{90}Sr .

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 в 80–320 разів перевищувала штучні, що пов'язано з їх вищою концентрацією у екосистемі Запорізького водосховища.

Значення питомої активності природних радіонуклідів змінювалася в залежності від виду ізотопу та точки відбору, найбільшим коливанням піддавався вміст ^{40}K .

За коефіцієнтами накопичення відносно води у фітопланктоні Запорізького водосховища встановлена послідовність акумуляції радіонуклідів за вибуванням: $^{137}\text{Cs} > ^{232}\text{Th} > ^{226}\text{Ra} > ^{40}\text{K} > ^{90}\text{Sr}$.

Незважаючи на незначні концентрації радіонуклідів у водних екосистемах існує загроза їх накопичення у фітопланктоні та передача далі по трофічним ланцюгах.

Перелік робіт, опублікованих за розділом

1. **Ніколенко Ю.В.** (2020). Вміст радіонуклідів у фітопланктоні на різних ділянках Запорізького водосховища. Наукові доповіді НУБіП України, 3 (85), 10. <http://dx.doi.org/10.31548/dopovidi2020.03.002> (Фахова, категорії Б).

2. **Nikolenko Y., Fedonenko E.** (2020) Analysis of the content of heavy metals in phytoplankton of the Zaporizhia reservoir. ScienceRise: Biological Science, 3 (24), 12–17. <https://doi.org/10.15587/2519-8025.2020.210095>. (Фахова, категорії Б) (особистий внесок: аналітичний огляд, підбір та опрацювання літератури, частковий збір та обробка експериментальних даних, формулювання висновків).

3. **Ніколенко Ю. В.** (2021) Біомоніторинг токсичного забруднення Запорізького водосховища важкими металами. Матеріали IV (XV) Міжнародної наукової конференції молодих учених «Наукові основи збереження біотичної різноманітності». Львів, 2021 (28 жовтня), С. 99. Форма участі: заочна.

РОЗДІЛ 8 ОСОБЛИВОСТІ РОЗВИТКУ ФІТОПЛАНКТОНУ ПІД ДІЄЮ РІЗНИХ АБІОТИЧНИХ ФАКТОРІВ

На основі отриманих даних впродовж 2019-2021 років дослідження було проведено кореляційний аналіз між факторами навколишнього середовища та біомасою, чисельністю і кількістю зафіксованих видів фітопланктону (табл. 8.1).

Встановлено, що основним гідрохімічним 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 при високих температурах ($21-24^{\circ}\text{C}$), що фіксувалися наприкінці липня–серпні місяці, в основному за рахунок синьо-зелених водоростей. Подібна кореляція за біомасою та чисельністю фітопланктону відмічалася також у Канівському водосховищі [31], у Мальтанському водосховищі (Польща) [142].

Однак варто враховувати, що при підвищенні температури води, до аномально високої ($\geq 25^{\circ}\text{C}$), подібна тенденція не простежується, що підтверджується роботами як українських [30, 31] та і закордонних дослідників [168].

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

Помірна пряма кореляція простежується також між чисельністю і біомасою та вмістом амонійного азоту ($r=0,384$ і $r=0,336$ відповідно) (табл.8.1). Дослідженнями [135, 196] встановлено, що високий вміст амонійного азоту сприяє підтримці цвітіння водоростей.

Таблиця 8.1– Коефіцієнти кореляції Пірсона

Визначені кореляції дійсні при $p \leq 0,05$ (n=105)			
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
Визначені кореляції дійсні при $p \leq 0,05$ (n=45)			
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
Ферум	0,295	-0,436	0,785*
137-цезій	$-6,26 \cdot 10^{-16}$	$-5,11 \cdot 10^{-16}$	$1,68 \cdot 10^{-16}$
90-стронцій	0,540*	-0,325	0,553*
223-радій	0,364	-0,036	0,297
226-торій	0,180	-0,030	0,185
40-калій	0,523*	-0,356	0,550*

Примітки: * – різниця між показниками статистично достовірна, при $p \leq 0,05$

Крім того, помірна позитивна кореляція спостерігалася між вмістом кисню та кількістю видів фітопланктону ($r=0,336$). Загалом основним джерелом розчиненого кисню у водному середовищі вважається фітопланктон, тому у більшості досліджень, зокрема [88, 138] простежується позитивна кореляція між розчиненим киснем та чисельністю і біомасою, у нас же така кореляція слабка. Однак, варто враховувати, що на відміну від вищеописаних досліджень, вміст розчиненого кисню в Запорізькому водосховищі (див. розділ 4), в багатьох точках відбору був нижче нормативних значень. Крім того, на вміст кисню в значній мірі впливають органічні речовини у воді, різні форми азоту, які він окиснює.

Серед токсикологічно-радіологічних показників на чисельність фітопланктону найбільший обернений вплив має манган ($r=-0,677$), при збільшенні вмісту мангану у воді, чисельність фітопланктону зменшувалася. Відмічено середню 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 манганом ($r=-0,474$). Подібні коефіцієнти кореляції можуть бути пов'язані з високою і надвисокою накопичувальною здатністю фітопланктоном цих важких металів, однак за кадмієм така закономірність не простежувалася.

Також помірний вплив на біомасу фітопланктону Запорізького водосховища чинять радіоізотопи 90-стронцію ($r=0,540$) та 40-калію ($r=0,523$).

Отже, враховуючи коефіцієнти кореляції між досліджуваними важкими металами і радіонуклідам та біомасою фітопланктону, достовірне зниження біомаси відмічалось лише при підвищенні концентрації мангану, для інших токсичних елементів, можна припустити, що їх вміст/питома активність у досліджуваних районах були менша за рівень, який може завдати шкоди водним організмам, а в деяких випадках навпаки сприяли її підвищенню.

На кількість видів фітопланктону, що зустрічалися при відборі проб, серед важких металів сильний вплив мав ферум (0,785); середній – цинк (0,549) та

купрум (0,485). Це означає, що збільшення концентрації феруму, цинку та купруму призводило до збільшення різноманітності фітопланктону. Подібна кореляція по Си показана в дослідженнях [125].

Встановлена позитивна середня кореляція між активністю 40-калію та кількістю видів.

Проте, слабка позитивна кореляція спостерігається і за іншими досліджуваними параметрами абіотичного середовища, що свідчить про їх можливий вплив на загальну чисельність та біомасу фітопланктону.

Висновки до розділу

На основі кореляційного аналізу встановлено, що основним абіотичним факторами, що впливали на чисельність фітопланктону були: вміст мангану (обернена кореляція), температура води, менший вплив мав вміст амонійного азоту.

Високі значення коефіцієнтів кореляції спостерігалися між біомасою та вмістом: цинку, кадмію, температурою води, питомою активністю 90-стронцію, 40—калію, вмістом нікелю, купруму, мангану (обернена кореляція) та амонійного азоту.

На кількість видів фітопланктону високий вплив мав вміст феруму, помірний – вміст цинку, купруму, питома активність 40-калію та вміст розчиненого кисню.

Отже, дослідження показує, що на розвиток фітопланктону Запорізького водосховища, впливає цілий комплекс абіотичних факторів, що взаємодіють між собою.

Перелік робіт, опублікованих за розділом

1. **Nikolenko Y.** (2021). Hydrochemical conditions of phytoplankton development in Zaporizhian (Dnipro) reservoir. *Acta Biol. Univ. Daugavp.*, 21 (1), 59 – 69. **ISSN: 1407-8953** <https://du.lv/hydrochemical-conditions-of-phytoplankton-development-in-zaporizhian-dnipro-reservoir> (Закордонне видання у країні ОЕСР).

2. **Ніколенко Ю. В.** (2021) Особливості розвитку фітопланктону Запорізького водосховища. Матеріали XI Міжнародної наукової конференції «Zoocenosis–2021. Біорізноманіття та роль тварин в екосистемах». Дніпро, 2021 (10–12 листопада), С. 6–7. Форма участі: заочна.

ВИСНОВКИ

Впродовж досліджуваного періоду фітопланктон Запорізького водосховища був представлений 119 внутрішньовидовими таксонами, що належали до 116 видів, 72 родів, 51 родини, 31 порядку, 11 класів та 6 відділів (Chlorophyta (41 ввт), Bacillariophyta (37 ввт), Cyanobacteria (23 ввт), Charophyta (10 ввт) Euglenophyta (4 ввт) та Ochrophyta (4 ввт)). Структура фітопланктону представлена монодомінантними видами.

Для фітопланктону Запорізького водосховища характерний сезонний розподіл за кількістю видів, чисельністю та біомасою. Спостерігалась тенденція до збільшення кількісних показників фітопланктону з квітня по серпень-вересень, в залежності від точки відбору та зниження в жовтні, що здебільшого пов'язано зі змінами температури води. Найгірші результати по всіх досліджуваних показниках спостерігалися в Самарській затоці та в районі Фестивального причалу, що в першу чергу пов'язано з посиленням антропогенним тиском на дані ділянки. Найкращі показники зафіксовані в районі о. Монастирський та нижньої ділянки водосховища, що дозволяє їх характеризувати як умовно чисті ділянки.

Протягом майже всього досліджуваного періоду, домінуючою групою залишалися синьо-зелені водорості, які стійкі до антропогенного впливу і в літньо-осінній період викликали інтенсивне цвітіння води, що свідчить про посилений негативний вплив на гідроекосистему Запорізького водосховища та необхідність комплексних системних досліджень, для прийняття відповідних мір.

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.

Фітопланктон Запорізького водосховища здатний акумулювати важкі метали, особливо в значній мірі ферум та манган, про що свідчать високі та

надвисокі коефіцієнти накопичення феруму по всіх досліджуваних точках та мангану – в районі Фестивального причалу, на інших точках відбору – помірні. Помірні коефіцієнти накопичення зафіксовані за вмістом купруму та нікелю в районі Фестивального причалу та за нікелем в районі о. Монастирського.

Відмінності в концентраціях та коефіцієнтах накопичення на різних ділянках водосховища свідчить 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.

Встановлено, що питома активність штучних радіонуклідів ^{137}Cs та ^{90}Sr у фітопланктоні Запорізького водосховища знаходиться в низьких межах. Питома активність природних радіонуклідів: ^{226}Ra , ^{232}Th та ^{40}K . у 80– 320 разів перевищувала штучні, що пов'язано з їх вищою концентрацією у екосистемі Запорізького водосховища.

За коефіцієнтами накопичення відносно води у фітопланктоні Запорізького водосховища встановлена послідовність акумуляції радіонуклідів за вибуванням: $^{137}\text{Cs} > ^{232}\text{Th} > ^{226}\text{Ra} > ^{40}\text{K} > ^{90}\text{Sr}$.

Результати досліджень показали, що розвиток фітопланктону Запорізького водосховища залежить від гідрохімічних, токсикологічних та радіобіологічних параметрів та їх співвідношення. Відмічена висока та помірна позитивна кореляція між кількісними показниками фітопланктону Запорізького водосховища та температурою води, вмістом мангану (обернена кореляція), цинку, кадмію, питомою 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 факторів, а отже необхідні подальші комплексні дослідження для розуміння цих зав'язків.

СПИСОК ВИКОРИСТАНОЇ ЛІТЕРАТУРИ

1. Ананьєва, Т. В., Федоненко, О. В. & Клименко, О. Ю. (2018). Особливості накопичення радіонуклідів білим товстолобиком Запорізького водосховища. *Вісник Запорізького національного університету. Біологічні науки*, 1, 23–29.
2. Ананьєва, Т. В., Федоненко, О. В. & Шаповаленко, З. В. (2016). Міграція радіонуклідів у молоді плітки звичайної на акваторії Запорізького водосховища. *Питання біоіндикації та екології.*, 21 (1–2), 110-121.
3. Арсан, О.М., Давидов, О.А., Дьяченко, Т.М., Євтушенко, М.Ю., Жукинський, В.М., Кирпенко, Н.І. ... Якушин, В.М.(2006). Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод. За ред. Романенка В.М. Київ : Логос.
4. Барановський, Б.А. (2000). Растительность руслового равнинного водохранилища. Дніпро: ДНУ.
5. Байдак, Л. А. & Свіренко, Д. О. (2013). Підсумки вивчення гідроекологічних наслідків побудови Дніпрогесу (1927–1941 рр.). *Збірник наукових праць. Серія «Історія та географія»*, 47, 200–205.
6. Байдак, Л. А. (2013). Діяльність видатного українського гідробіолога Д. О. Свіренка в період побудови Дніпрогесу (1927–1941 рр.) *Вісник Дніпропетровського університету. Серія «Історія і філософія науки і техніки*, 21 (1/2), 126–132.
7. Бедункова, О. О. (2013). Оцінка вибіркості накопичення важких металів у компонентах водної екосистеми за коефіцієнтом дискримінації. *Вісник Національного університету водного господарства та природокористування*, 1(61), 100–106.
8. Білоконь, Г., Ананьєва, Т. & Просяник, Ю. (2014). Моніторингові дослідження накопичення радіонуклідів ^{137}Cs та ^{90}Sr рибами Запорізького водосховища. *Вісник Львівського університету. Серія біологічна*, 67, 123–128.

9. Боднар, О.І. & Грубінко, В.В. (2010) Мембранний механізм проникнення іонів металів у клітини водоростей. *Наукові записки Тернопільського нац. педаг. універ. Сер. Біол.*, 2 (43), 31–35.
10. Вассера, С. П., Царенко, П. (ред.) (2000). Разнообразие водорослей Украины *Алгология*, 10 (4).
11. Вернадский, В.И. (1960). Биосфера в космосе (Т. 5). М.: Издво АН СССР.
12. Вода рибогосподарських підприємств. Загальні вимоги та норми (2006). СОУ-05.01.-37-385:2006. СОУ-Київ: Міністерство аграрної політики України.
13. Волкова О. М. & Беляєв В. В. (2009). Вплив гідрологічних факторів на формування радіонуклідного забруднення гідробіонтів. *Ядерна фізика та енергетика*, 10 (1), 80–85.
14. Волкова О. М., Беляєв В. В. & Каглян О. Є. (2006). Метод оцінки радіоекологічного стану водних екосистем за вмістом радіонуклідів у гідробіонтах . *Природничий альманах. Біологічні науки*, 8, 7–12.
15. Гаухман, З. С. (1960). Фитопланктон и фитобентос среднего течения Днепра и его придаточной системы. *Вестник Днепропетровского НИИ гидробиологии*, XII. 35–57.
16. Гаухман, З. С. (1948). Фитопланктон порожистой части Днепра (материалы 44–46 гг.). *Вестник Днепропетровского института гидробиологии*, VII, 25–39.
17. Гаухман, З. С. (1955) Формирование фитопланктона Днепропетровского водохранилища после его восстановления. *Вестник Днепропетровского научно-исследовательского института гидробиологии*, 11, 29–56.
18. Гаухман, З. С. (1965). Фитопланктон и фитобентос среднего течения Днепра. *Научный сборник научно-исследовательского института гидробиологии. Экспериментальная гидробиология*, 35–55.

19. Градович, Н. І. (2017). Біомагніфікація важких металів у трофічних ланцюгах прісноводної екосистеми. *Вода: проблеми та шляхи вирішення: збірник статей науково-практичної конференції із міжнародною участю, м. Рівне-Житомир, 5- 8 липня 2017 р.* Рівне – Житомир, 70–73.

20. Градович, Н. І., Параняк, Р. П. & Осередчук, Р. С. (2015). Розподіл свинцю та кадмію у гідроекосистемі рибоводницького ставу. *Науковий вісник Львівського національного університету ветеринарної медицини та біотехнологій імені С. З. Гжицького*, 17(3), 380–388.

21. Григоренко, Т.В., Постоєнко, Д., М., Шумигай, І. В., Добрянська, О.П. & Базаєва А.М. (2019). Екологічний стан рибницьких ставів за вирощування популяції Антонінсько-Зозуленецької породи коропа. *Агроекологічний журнал*, 4, 65–73.

22. Грициняк, І. І. & Колесник, Н. Л. (2014). Біологічне значення та токсичність важких металів для біоти прісноводних водойм (огляд). *Рибогосподарська наука України*, 2, 31–45.

23. Дворецкий, А. И., Зайченко, О. Ю., Байдак, Л. А. & Кириленко, А. С. (2014). Самоочищение Днепровского водохранилища как ведущий фактор формирования экологически безопасной среды существования рыб. *Рибогосподарська наука України*, 4, 26–36.

24. Дворецкий, А. И., Байдак, Л. А. & Ломакин, П.И. (2010). Гидроэкология Приднепровья: история, современное состояние, перспективы. Днепропетровск : Гамалія.

25. Дворецкий, А. І., & Байдак, Л. А. (2017). Особливості трансформації водних екосистем Дніпровського водосховища. *Матеріали VIII Всеукраїнської науково-практичної конференції з міжнародною участю «Біологічні дослідження – 2017» (14–16 березня 2017 року)*. Житомир: Рута, 115–116.

26. Дворецкий, А. І., Кириленко, А. С. & Білоконь, А. С. (2005). Сучасний гідроекологічний стан екосистеми Дніпровського водосховища. *Наукові записки ТНПУ ім. В. Гнатюка. Серія Біологія*, 3 (26), 135–136.

27. Джам, О., Караїм, О. & Юхимнюк, Н. (2020). Екологічна оцінка якості поверхневих вод р. Пруднік. *Науковий вісник Східноєвропейського національного університету імені Лесі Українки . Біологічні науки*, 2(390), 31–37.

28. Дудник С.В. & Євтушенко М.Ю. (2013). Водна токсикологія: основні теоретичні положення та їхнє практичне застосування. К.: Вид-во Українського фітосоціологічного центру

29. Екологічний паспорт Дніпропетровської області за 2014–2021 роки. (2015–2022). Дніпро. <https://adm.dp.gov.ua/pro-oblast/ekologiya-pro-oblast/ekologiya>

30. Задорожна, Г. М. & Щербак, В. І. (2016). Вплив сонячної радіації і температури води на розвиток фітопланктону Канівського водосховища. *Гідробіологічний журнал*, 52 (5), 18–27.

31. Задорожна, Г.М. (2016). *Особливості розвитку фітопланктону верхньої частини Канівського водосховища в лотичних і лентичних умовах* [дис. канд. біолог. наук] Інститут гідробіології. Національної академії наук України.

32. Зотов, А. Б., Павлова, Е. А. & Секундяк, Л. Ю. (2010). Вплив важких металів на міжрічну мінливість структурних параметрів угруповань фітопланктону прибережної акваторії. *Науковий вісник Ужгородського університету. Серія Біологія*, 28, 6–10.

33. Кан, Д.С. & Дрегваль, І.В. (2018). Використання дафній (*D. magna*) для оцінки якості води Дніпровського (Запорізького) водосховища. *Сьогодення біологічної науки : матеріали II Міжнародної наукової конференції (09-11 листопада 2018 р., м. Суми)*. Суми : ФОП Цьома С. П., 167–169.

34. Кириленко А. С. (1999). Фитопланктон Запорожского водохранилища. Материали V науч.-практ. конф. : тезисы докл. Вода: проблемы и решения» .Днепропетровск : Гамалия, 78–81.

35. Козубенко, Ю. (2022). Радіаційне забруднення навколишнього середовища в контексті глобальних соціально-екологічних проблем ХХІ століття. *Scientia et Societas*, 2, 118–125.

36. Колесник, Н. А. (2014). Розподіл важких металів серед компонентів прісноводних екосистем (огляд). *Рибогосподарська наука України*, 3(29), 35–54.

37. Кравець, Н. М. & Бурбело, Т. І. (2019). Радіонуклідне забруднення водних екосистем та його дія на гідробіоти. *Матеріали XLVIII науково-технічної конференції підрозділів ВНТУ, Вінниця, 13-15 березня 2019 р.* Вінниця : ВНТУ, 1552–1554.

38. Кравцова, О. В. & Шелюк, Ю. С. (2015). Екологічна оцінка стану екосистем малих річок за біорізноманіттям фітопланктону та продукційними характеристиками водоростей. *Біологічні системи*. 7 (1), 113–118.

39. Курченко, В. О. & Шаромок, Т. С. (2017). Особливості гістологічної структури зябер деяких корокових риб Запорізького водосховища. *Біологічні системи*, 9 (1), 70–74.

40. Мазур, Т.Г. (2022). Особливості накопичення радіонуклідів різними видами гідробіонтів. *Матеріали міжнародної науково-практичної конференції «Актуальні проблеми підвищення якості та безпека виробництва й переробки продукції тваринництва та аквакультури» (20 жовтня 2022 року)*, 164.

41. Мантурова, О. В., Колесник, Н. Л. & Симон, М. Ю. (2016). Фітопланктон окремих ділянок річки Нивки. *Таврійський науковий вісник. Сільськогосподарські науки*, 96, 216–232.

42. Машкова, К. & Шаромок, Т. (2022). Аналіз вмісту важких металів у воді та м'язах карася сріблястого (*Carassius gibelio*) річки Самара Дніпропетровської області. *Вісник Сумського національного університету*, 2 (48), 124–130.

43. Мельник, С. (2015). Сезонна динаміка фітопланктону Запорізького водосховища 2015 року. *Матеріали Міжнар. наук.-практ. Інтернет-конф., 16-17 груд. 2015 р., ТДСГДС ІКСГП НААН, м. Тернопіль : тези доп. Тернопіль : Крок.*

«Модернізація національної системи управління державним розвитком: виклики і перспективи», 48–50.

44. Мельник, С., Яковенко, В. & Федоненко, Е. (2016). Фитопланктон как запас продовольствия для рыб Запорожского водохранилища. *Академику Л. С. Берг – 140 : сборник научных статей. Бендеры : ELAN POLIGRAF*, 440–443.

45. Методика відбору проб сільськогосподарської продукції та продуктів харчування для лабораторного аналізу на вміст радіонуклідів (1997). Довідник для радіологічних служб Мінсільгосппроду України. Київ.

46. Миссюра, А. В. (1988). Фитопланктон и первичная продукция Запорожского водохранилища. *Проблемы охраны и рационального использования ресурсов Запорожского водохранилища : сборник научных трудов*, 74–91.

47. Обухов Е.В. (2006). Мелководья днепровских водохранилищ и их экономико-экологические удельные показатели. *Украинский гидрометеорологический журнал*, № 1, с. 176–185.

48. Пасичная, Е.А., Горбатюк, Л.О., Арсан, О.М., Савлущинская, М.А., Кукля, И.Г., Платонов, Н.А. & Бурмистренко, С.П (2015). Влияние соединений фосфора на водные растения. *Гидробиологический журнал*, 51, 1, 93–108.

49. Петров, Р. В., Кутах, О. А., Матвієвська, Т. П. & Петров В. В. (2020). Контроль за абіотичними факторами ставків Сумської області. *Вісник Сумського національного аграрного університету. Сер. «Ветеринарна медицина»*, 1 (48), 37–43.

50. Пічура, В. І. (2016). Просторово-часові тенденції зміни трофічного стану водосховищ річки Дніпро. *Вісник Національного університету водного господарства та природокористування. Сільськогосподарські науки*, 4, 3–21.

51. Приймаченко, А. Д. (1967) Закономерности формирования и развития фитопланктона в днепровских водохранилищах. *Гидробиологический режим Днепра в условиях зарегулированного стока*. Киев : Наукова думка, 176–193.

52. Приймаченко, А. Д. & Литвинова, М. А. (1968). Распределение и динамика синезеленых водорослей в Днепроовских водохранилищах. «Цветение» воды. Киев : Наукова думка, 42–67.

53. Приймаченко, А. Д. (1981). Запорожское водохранилище. Фитопланктон и первичная продукция Днестра и Днепроовских водохранилищ. Киев : Наукова думка, 74—79.

54. Приймаченко, І.В. (2013). Екологічна оцінка річки Случ. *Scientific research and their practical application. Modern state and ways of development*. 2013; SWorld – 1-12 October 2013.

55. Прокопчук, О. І. & Грубінко, В. В. (2016). Важкі метали у малих річках Тернопільщини з різним рівнем антропогенного навантаження. *Вісник Дніпропетровського університету. Серія : Біологія. Екологія*, 24(1), 173–181.

56. Радзимовский, Д. А. (1969). Дмитрий Онисифорович Свиренко (1888–1944). *Гидробиологический журнал*, 5 (2), 91–93.

57. Радзимовський, Д. О. (1930). Про фітопланктон середньої течії р. Дніпра. *Збірник праць Дніпровської гідробіологічної станції*, 5, 403—411.

58. Ролл, Я. В. & Марковский, Б. М. (1995). Планктон среднего Днестра в связи с прогнозом Кременчугского водохранилища. *Зоологический журнал*, 4, 506–577.

59. Ролл, Я. В. (1930). До вивчення фітопланктону середньої течії р. Дніпра. *Збірник праць Дніпровської гідробіологічної станції*, 5, 269–296.

60. Романенко, В. Д., Жукинський, В. М. & Оксіюк, О. П. (1998). Методика екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями. Київ: Символ-Т.

61. Рябов, Ф. П. (1989). *Некоторые особенности физико-химического и микробиологического режимов Днестра и Днепроовского водохранилища в связи с сооружением Кременчугской ГЭС и образованием Кременчугского водохранилища* [автореф. дис. на соискание уч. степени канд. биол. наук] Днепропетровск.

62. Свиренко, Д. О. (1925). Материалы по фитопланктону низовьев р. Днепра. *Труды Всеукраинской государственной Черноморско-Азовской научно-промышленной опытной станции*, 1, 205–232.

63. Свиренко, Д. О. (1934). Исследование Днепровского водохранилища им. Ленина. *Водохранилища для промышленного и питьевого водоснабжения*, 45–57.

64. Свіренко, Д. О. (1929). Дніпропетровська гідробіологічна станція та її науково дослідча робота. *Вісник Дніпропетровської гідробіологічної станції*, 1, 3–7.

65. Свіренко, Д. О. (1937). Фітопланктон порожистої частини р. Дніпра, водойм її допливів і балок та його зміни під впливом побудов греблі Дніпрельстану. *Вісник Дніпропетровської гідробіологічної станції*, 2, 63–69.

66. Свіренко, Д. О. (1938). Дніпровське водосховище I. Вступ. *Вісник Дніпропетровської гідробіологічної станції*, 3, 69–120.

67. Свіренко, Д. О. (1938). Дніпровське водосховище. Фітопланктон водосховища і його заток. *Вісник Дніпропетровської гідробіологічної станції*, 4 (1), 306.

68. Свіренко, Д. О. (1937). Значення, завдання, план, програми і хід гідробіологічних досліджень порожистої частини Дніпра в зв'язку з побудуванням греблі Дніпрольстану. *Вісник Дніпропетровської гідробіологічної станції*, 2, 3–5.

69. Семенюк, Н.Є. (2004). Використання інформативних індексів для оцінки різноманіття фітопланктону. *Наукові основи збереження біотичної різноманітності*, 6, 160–164.

70. Середа, Т. М., Усов, О. Є., Жежеря, В. А., Цибульський, О. І. & Батог, С. В. (2018). Оцінка процесів евтрофікації водних об'єктів річки Стрижень. *Біоресурси і природокористування*, 10 (5–6), 16–23.

71. Синельніков, О. Д. (2016). *Забезпечення екологічної безпеки водосховищ шляхом використання мікроводоростей для виробництва*

енергоносіїв [дис. канд. техн. наук] Національний університет “Львівська політехніка”.

72. Сиренко, Л. А., Евтушенко, Н.Ю., Комаровский, Ф.Я., Лаврик, В.И.Тимченко, И.И, и др (1989). Растительность и бактериальное население Днепра и его водохранилищ . Киев : Наукова думка.

73. Суходольська, І. Л., Глінська, С. О. & Логвиненко, І. П. (2018). Екологічна оцінка стану гідроекосистеми за видовим багатством фітопланктону. *Вісник НУВГП, Серія «Сільськогосподарські науки»*, 2(82), 46–55.

74. Федий, В. А. (1966). Влияние сточных вод пищевой промышленности на фитопланктон Самарского залива Днепроовского водохранилища. *Гидробиологический журнал*, 2(4), 55.

75. Федоненко, О.В., Ананьєва, Т.В. & Єсіпова, Н.Б. (2008). Важкі метали в тканинах та органах сріблястого карася (*Carassius auratus Gibelio*) Запорізького водосховища. *Вісник Львівського університету. Серія: Біологія*, 46, 97–100

76. Федоненко, О.В., Ананєва, Т.В. & Ніколенко, Ю.В. (2016). Екологічна оцінка якості води ріки Мокра Сура за гідрохімічними показниками. *Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія*, 4(43), 74-81.

77. Федоненко, О. В., Єсіпова, Н. Б., Шарамок, Т. С., Ананьєва, Т. В., Яковенко, В. О. & Жежеря, В. А. (2012). Сучасні проблеми гідробіології: Запорізьке водосховище: довідник. Дніпропетровськ: Ліра.

78. Федоненко О.В., Єсіпова Н.Б., Шарамок Т.С. та ін. (2008). *Екологічний стан біоценозів Запорізького водосховища в сучасних умовах*. Дніпропетровськ: Вид-во Дніпропетр. ун-ту.

79. Федоненко, О. В., Філіппова, Є. В., & Шарамок, Т. С. (2008). Оцінка рівня забруднення Запорізького водосховища важкими металами за допомогою макролітів. *Науковий вісник Ужгородського університету*, 24, 100–103.

80. Федоненко, О. В. & Шарамок, Т. С. (2008). Видатні діячі гідробіологічної науки. *Вісник Дніпропетровського університету (Біологія. Екологія)*, 2 (16) 172—177.

81. Федоненко, О.В. & Шаромок, Т.С. (2010). Антропогенний вплив важких металів на екосистему Запорізького (Дніпровського) водосховища. *Проблеми екології та охорони природи техногенного регіону*, 1(10), 173–177.
82. Харитонов, М.М. & Анісімова, Л.Б. (2013). Екологічна оцінка якості поверхневих вод басейну річки Дніпро у Дніпропетровській області. *Екологія і природокористування*, 17, 75–86.
83. Чмиленко Ф.О. & Деркач Т.М. (2002). Методи атомної спектроскопії: атомноабсорбційний спектральний аналіз. Дн-ск:РВВ ДНУ.
84. Цимбалюк, В. А. (1948). Фитопланктон и фитобентос притоков порожистой части Днепра (по данным 1944–1946 гг.). *Вестник Днепропетровского института гидробиологии*, VIII, 46–57.
85. Цьось О. О. (2017). Екологічна оцінка якості поверхневих вод річки Цир за категоріями. *Людина та довкілля. Проблеми неоекології*, 1-2(27), 71–76.
86. Шаповаленко, З. В. & Ананьєва, Т. В. (2019). Рівні вмісту дозоформуючих радіонуклідів у молоді окуня (*Perca fluviatilis*) Запорізького водосховища. *Біологічні системи*, 11(2), 161–166.
87. Шаромок, Т. С., Єсіпова, Н. Б., Федоненко, О. В. & Білецька, О. В. (2016). Еколого-гематологічна характеристика плітки звичайної Запорізького водосховища. *Біологічний вісник МДПУ імені Богдана Хмельницького*, 6 (2), 303–310.
88. Шелюк, Ю., Житова, О. & Курінь, Н. (2019). Формування озерного фітопланктону під впливом екологічних факторів. *Науковий вісник Східноєвропейського національного університету імені Лесі Українки. Серія: Біологічні науки*, 4(388), 17–23.
89. Шелюк, Ю.С. (2014). Структура та функціонування фітопланктону водойм антропогенного походження. *Гідробіологічний журнал*, 50 (1), 16–27.
90. Шугуров, О.О. & Стригіна, Т. А. (2007) Современный уровень β -радиоактивности в Запорожском водохранилище. *Ecology and noospherology*, 28, (3–4), 21–27.

91. Шумигай, І. В. (2016). Радіоекологічна та токсикологічна характеристика води річки Уж. *Агроєкологічний журнал*, 1, 152–157.
92. Щербак, В. І. & Кравцова, О. В. (2017) Особливості фітопланктону водойм міських лісопаркових зон. *Біоресурси і природокористування*, 9 (5–6), 7–25.
93. Щербак, В. І., Семенюк, Н. Є. & Майстрова, Н. В. (2009). Адаптація методів оцінки екологічного стану водойм мегаполісів України за фітопланктоном і фітомікроперифітоном відповідно до Водної Рамкової Директиви 2000/60/ЄС. *Доповіді Національної академії наук України*, 10, 206–211.
94. Щербак, В. І., Семенюк, Н. Є. & Рудик-Леуская, Н. Я. (2014). Акваландшафтне и биологическое разнообразие Национального природного парка «Нижнесульский», Украина. *Киев: Фитосоциоцентр*.
95. Щербак, В. І. & Семенюк, Н. Є. (2003). Сучасний стан різноманіття фітопланктону колишнього рибницького ставу на р. Нивка. *Наук. праці УкрНДГМІ.*, 251, 156–162.
96. Яковенко, В. О. & Дворецький, А. І. (2011). Ретроспективний аналіз та сучасний стан зоопланктону Дніпровського (Запорізького) водосховища. *Рибне господарство України*, 2, 15–23.
97. Яришкіна, Л.О. & Заїка, М.О. (2010). Дослідження забруднення Запорізького водосховища деякими важкими металами. *Екологічна безпека*, 2 (10), 26–30.
98. Яцик А.В. (2004). Водогосподарська екологія: у 4 т., 7 кн. Т 3 (5). Київ: Генеза.
99. Askova, D.G. (2018). Heavy metals and their general toxicity on plant. *Plant Sci. Today*, 5(1), 14–18.
100. Bai, X., Jiang, Y., Jiang, Z., Zhu, L. & Feng, J. (2022). Nutrient potentiate the responses of plankton community structure and metabolites to cadmium: A microcosm study. *Journal of Hazardous Materials*, 430, 128506.

101. Bischoff, B. (1922). Das Pflanzenplankton im unteren Dnieper bei Alexandrowsk (Ukraine). *Botanic archive*, 1, 107—125.

102. Boori, M. S., Choudhary, K., Paringer, R. & Kupriyanov, A. (2021). Eco-environmental quality assessment based on pressure-state-response framework by remote sensing and GIS. *Remote Sensing Applications: Society and Environment*, 23, 100530.

103. Bukin Y.S., Bondarenko, N.A., Rusanov, I.I., Pimenov N. V., Bukin S. V., Pogodaeva, T. V.... & Zemskaya T. I. (2020). Interconnection of bacterial and phytoplanktonic communities with hydrochemical parameters from ice and under-ice water in coastal zone of Lake Baikal. *Scientific Reports* 10: 11087.

104. Cadotte, M.W., Carscadden, K. & Mirotchnick, N. (2011). Beyond species: functional diversity and the maintenance of ecological processes and services. *Journal of Applied Ecology*, 48, 1079–1087.

105. Cardinale, B. J., Palmer, M. A., & Collins, S. L. (2002). Species diversity enhances ecosystem functioning through interspecific facilitation. *Nature*, 415(6870), 426–429.

106. Chakraborty, P., Raghunadh Babu, P.V., Acharyya, T. & Bandyopadhyay, D. (2010). Stress and toxicity of biologically important transition metals (Co, Ni, Cu and Zn) on phytoplankton in a tropical freshwater system: An investigation with pigment analysis by HPLC, *Chemosphere*, 80 (5), 548-553.

107. Cozzoli, F., Stanca, E., Selmecezy, G.B., Francé, J., Varkitzi, I., Basset, A. (2017). Sensitivity of phytoplankton metrics to sample-size: A case study on a large transitional water dataset (WISER). *Ecological Indicators*, 82:558-573.

108. Dembowska EA, Mieszczankin T, Napiórkowski P. (2018). Changes of the phytoplankton community as symptoms of deterioration of water quality in a shallow lake. *Environ Monit Assess*, 190(2), 95.

109. Dickman, E.M., Newell, J.M., González, M.J. & Vanni, M.J. (2008). Light, nutrients, and food-chain length constrain planktonic energy transfer efficiency across

multiple trophic levels. *Proc Natl Acad Sci USA*. 2008; 105(47): 18408. pmid:19011082

110.Din, K.S., Ahmed, N.K., Abbady, A. & Abdallah, F. M. (2023). Exposure of aquatic organisms to natural radionuclides in irrigation drains, Qena, Egypt. *Scientific Reports.*, 13, 413.

111.Dong, F., Zhu, X., Qian, W., Wang, P. & Wang, J. (2020). Combined effects of CO₂-driven ocean acidification and Cd stress in the marine environment: Enhanced tolerance of *Phaeodactylum tricornutum* to Cd exposure. *Marine Pollution Bulletin*, 150, 110594.

112.Echeveste, P., Agustí, S. & Tovar-Sánchez, A. (2012). Toxic thresholds of cadmium and lead to oceanic phytoplankton: cell size and ocean basin-dependent effects. *Environ Toxicol Chem.*, 31(8),1887-1894.

113. Echeveste, P., Dachs, J. Berrojalbiz, N. & Agustí, S. (2010). Decrease in the abundance and viability of oceanic phytoplankton due to trace levels of complex mixtures of organic pollutants. *Chemosphere*, 81, 2, 161-168.

114. Fadel, A., Atoui, A., Lemaire, B. J., VinconLeite, B. & Slim, K. (2015). Environmental factors associated with phytoplankton succession in a Mediterranean reservoir with a highly fluctuating water level. *Environmental Monitoring and Assessment*, 187 (10).

115. Fan, X., Zhang, L., Yuan, L., Guo, B., Zhang, Q. & Huang, H. (2022). Urbanization and water quality dynamics and their spatial correlation in coastal margins of mainland China. *Ecological Indicators*, 138, 108812.

116. Fedonenko, O., Yakovenko, V., Ananieva, T., Sharamok, T., Yesipova, N. & Marenkov O. (2017). Fishery and environmental situation assessment of water bodies in the Dnipropetrovsk region of Ukraine. *World Scientific News*, 98 (1), 1–105.

117. France, J., Varkitzi, I., Stanca, E., Cozzoli, F., Skejić, S., Ungaro, N. ... Basset, A. (2021). Large-scale testing of phytoplankton diversity indices for

environmental assessment in Mediterranean sub-regions (Adriatic, Ionian and Aegean Seas). *Ecological Indicators*, 126.

118. Gao, C., Gao, L., Duan, P., Wu, H. & Li, M. (2020). Evaluating combined toxicity of binary heavy metals to the cyanobacterium *Microcystis*: A theoretical non-linear combined toxicity assessment method. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 187:109809.

119. Gautam, R. K., Sharma, S. K., Mahiya, S. & Chattopadhyaya, M. C. (2015). Contamination of Heavy Metals in Aquatic Media: Transport, Toxicity, and Technologies for Remediation. *Heavy Metals in Water: Presence, Removal, and Safety*. ed UK. Sharma (Royal Society of Chemistry) 110 .

120. Gobler, C. J., Burkholder, J. M., Davis, T. W., Harke, M. J., Johengen, T., Stow, C. A. & Van de Waal, D. B. (2016). The dual role of nitrogen supply in controlling the growth and toxicity of cyanobacterial blooms (Review). *Harmful Algae*, 54, 87–97.

121. Gogoi, P., Das, S. K., Das Sarkar, S., Chanu, T. N., Manna, R. K., Sengupta, A. Raman, R. K., Samanta, S. & Das B. K. (2020). Environmental factors driving phytoplankton assemblage pattern and diversity: insights from Pontica migration route. *Biodiversity data journal*, 8

122. Golubkov, S.M. (2021). Effect of Climatic Fluctuations on the Structure and Functioning of Ecosystems of Continental Water Bodies. *Contemporary Problems of Ecology*, 14, 1–10.

123. Guo, J. A., Strzepek, R., Willis, A., Ferderer, A. & Bach, L. T. (2022). Investigating the effect of nickel concentration on phytoplankton growth to assess potential side-effects of ocean alkalinity enhancement. *Biogeosciences*, 19, 3683–3697.

124. Hajong, P. & Ramanujam, P. (2017). Effect of anthropogenic activities on algal community in Ganol River, West Garo Hills, Meghalaya. *Bulletin of Environment, Pharmacology and Life Sciences*, 6, 109–120.

125. Hena, J.S., Magaji, J.I. & Kulawe, D. (2022). Distribution of Heavy Metal and Phytoplankton in Calabar River Port Terminals, Calabar, Cross River State, Nigeria. *Science World Journal*, 17(4), 521–525.
126. Hattich, G. S. I., Listmann, L., Govaert, L., Pansch, C., Reusch, T. B. H., & Matthiessen, B. (2022). Experimentally decomposing phytoplankton community change into ecological and evolutionary contributions. *Functional Ecology*, 36, 120–132.
127. Hindarti, D. & Larasati, A.W. (2019). Copper (Cu) and Cadmium (Cd) toxicity on growth, chlorophyll-a and carotenoid content of phytoplankton *Nitzschia* sp. *IOP Conf. Ser.: Earth Environ. Sci.*, 236, 012053.
128. Hsieh, Y.-T., Geibert, W., Woodward, E. M. S., Wyatt, N. J., Lohan, M. C., Achterberg, E. P. & Henderson, G. M. (2021). Radium-228-derived ocean mixing and trace element inputs in the South Atlantic. *Biogeosciences*, 18, 1645–1671.
129. Hubanova, N. L. (2019). Production of zoobenthos in various areas of the Dnipro (Zaporizhzhia) reservoir. *Agrology*, 2(3), 156–160.
130. Hurtado-Bermúdez, S., Jurado-González, J. A., Santos, J.L., Díaz-Amigo, C.F., Aparicio, I., Más, J.L. & Alonso E. (2019). Geographical origin of bivalve molluscs in coastal areas using natural radioactivity fingerprinting and multivariate statistical analyses: Andalusian coast as case of study. *Journal of Hazardous Materials*, 367, 706-714.
131. Ishii, Y, Matsuzaki S.S. & Hayashi S. (2020). Different factors determine ¹³⁷Cs concentration factors of freshwater fish and aquatic organisms in lake and river ecosystems. *Journal of Environmental Radioactivity*, 213, 106102.
132. Jankowiak, J., Hattenrath-Lehmann, T., Kramer Benjamin, J., Ladds, M. & Gobler, C. (2019). Deciphering the effects of nitrogen, phosphorus, and temperature on cyanobacterial bloom intensification, diversity, and toxicity in western Lake Erie. *Limnology and Oceanography*, 64 (3), 1347–1370.

133. Jia, J., Gao, Y., Lu, Y., Shi, K., Li, Z., & Wang, S. (2019). Trace metal effects on net primary productivity and its associative environmental risk assessment in a subtropical lake, China. *Environmental Pollution*, 259, 113848.

134. Jia, Y., Chen, W., Zuo, Y., Lin, L. & Song, L.(2018). Heavy metal migration and risk transference associated with cyanobacterial blooms in eutrophic freshwater. *Sci. Total Environ*, 613–614, 1324–1330.

135. Jiang, X., Wang, J., Pan, B., Li, D., Wang, Y. & Liu X. (2022). Assessment of heavy metal accumulation in freshwater fish of Dongting Lake, China: Effects of feeding habits, habitat preferences and body size. *Journal of Environmental Sciences*, 112, 355-365.

136. Jiang, Y.J, He, W, Liu, W.X, Qin, N, Ouyang, H.L, Wang, Q.M. ... Xu, F.L (2014). The seasonal and spatial variations of phytoplankton community and their correlation with environmental factors in a large eutrophic Chinese lake (Lake Chaohu). *Ecological Indicators*, 40, 58–67.

137. Keller, A.A, Garner, K., Miller, R.J. & Lenihan, H.S. (2012). Toxicity of nano-zero valent iron to freshwater and marine organisms. *PLoS One*, 7(8), 43983.

138. Khan, N.S., & Bari, J.B. (2019). The effects of Physico-chemical parameters on plankton distribution in poultry manure and artificial formulated feed treated fish ponds, Noakhali, Bangladesh. *International Journal of Fisheries and Aquatic Studies* , 7(5), 1–7.

139. Khyzhniak, M.I., Rudyk-Leuska, N.Ya., Yevtushenko, N.Yu., Leuskyi, M.V., Dudnyk, S.V., Danchuk, O.V., Tson, N.I., & Dumych, O.Y. (2020). Development and structure of phytoplankton in the middle part of Kremenchug reservoir. *Ukrainian Journal of Ecology*, 10(4), 132-136.

140. Kim, J. Y., Atique, U., Mamun, M. & An, K.-G. (2021). Long-Term Interannual and Seasonal Links between the Nutrient Regime, Sestonic Chlorophyll and Dominant Bluegreen Algae under the Varying Intensity of Monsoon Precipitation in a Drinking Water Reservoir. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 18(6): 2871.

141. Koppel, D.J., Cresswell T., MacIntosh A., Hellfeld, R., Hastings, A. & Higgins, S. (2023). Threshold values for the protection of marine ecosystems from NORM in subsea oil and gas infrastructure. *Journal of Environmental Radioactivity*, 258, 107093.
142. Kozak A. (2005). Seasonal Changes Occurring Over Four Years in a Reservoir's Phytoplankton Composition. *Polish Journal of Environmental Studies*, 14(4), 451–465.
143. Kumar, K. S., Dahms, H. J., Lee, H., Kim, Y., Lee, W. C. & Shin, K. (2014). Algal photosynthetic response to toxic metals and herbicides assessed by chlorophyll a fluorescence. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 104, 51–71.
144. Li C, Feng W, Chen H, Li X, Song F, Guo W, Giesy JP, Sun F. (2019). Temporal variation in zooplankton and phytoplankton community species composition and the affecting factors in Lake Taihu-a large freshwater lake in China. *Environ Pollut.*, 245, 1050-1057.
145. Li Y, Meng J, Zhang C, Ji S, Kong Q, Wang R, & Liu J. (2020). Bottom-up and top-down effects on phytoplankton communities in two freshwater lakes. *PLoS ONE*, 15(4).
146. Li, C.H. & Dron L. (2018). A new approach of deriving indicators and comprehensive measure for ecological environmental quality assessment. *Ecological Indicators*. 85, 716-728.
147. Liu C, Sun X., Su L., Cai J., Zhang L. & Guo L. (2021). Assessment of phytoplankton community structure and water quality in the Hongmen Reservoir. *Water Quality Research Journal*, 56 (1), 19–30.
148. Liu, B., & Stevenson, R. J. (2017). Improving assessment accuracy for lake biological condition by classifying lakes with diatom typology, varying metrics and modeling multimetric indices. *The Science of the total environment*, 609, 263–271.
149. Luo, Y, Rao J. & Jia, Q (2022). 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* 17(4), 0266700.

150. Lüring, M., Oosterhout, F.V., & Faassen, E. (2017). Eutrophication and Warming Boost Cyanobacterial Biomass and Microcystins. *Toxins (Basel)*, 9(2), 64.

151. Lv, J, Wu, H, & Chen, M. (2011). Effects of nitrogen and phosphorus on phytoplankton composition and biomass in 15 subtropical, urban shallow lakes in Wuhan, China. *Limnologica*, 41, 48–56.

152. Ma, W. X., Huang, T. L., Li, X., Zhang, H. H., & Ju, T. (2015). Impact of short-term climate variation and hydrology change on thermal structure and water quality of a canyon-shaped, stratified reservoir. *Environmental science and pollution research international*, 22 (23), 18372–18380. <https://doi.org/10.1007/s11356-015-4764-4>

153. Martínez-Ruiz, E. B. & Martínez-Jerónimo, F. (2016). How do toxic metals affect harmful cyanobacteria? An integrative study with a toxigenic strain of *Microcystis aeruginosa* exposed to nickel stress. *Ecotoxl. Environ. Saf.*, 133, 36–46.

154. McCluskey, E., Brewin, RJW., Vanhellemont, Q., Jones, O., Cummings, D., Tilstone, G. ... Andersson A. J. (2022). On the Seasonal Dynamics of Phytoplankton Chlorophyll-*a* Concentration in Nearshore and Offshore Waters of Plymouth, in the English Channel: Enlisting the Help of a Surfer. *Oceans*, 3(2), 125-146.

155. Mehta, N., Benzerara, K., Kocar, B. D. & Chapon, V. (2019) Sequestration of Radionuclides Radium-226 and Strontium-90 by Cyanobacteria Forming Intracellular Calcium Carbonates. *Environmental Science & Technology*, 53 (21), 12639-12647.

156. Mishra, P., Garg, V. & Dutt, K. (2019). Seasonal dynamics of phytoplankton population and water quality in Bidoli reservoir. *Environmental Monitoring and Assessment*, 191, 130.

157. Molot, L. A. A., Watson, S. B., Creed, I. F., Trick, C. G., Mc Cabe, S. K., Verschoor, M. J., Sorichetti, R. J. Powe, C., Venkiteswaran, J. J. & Schiff, S. L. (2014). Novel model for cyanobacteria bloom formation: the critical role of anoxia and ferrous iron. *Freshwater Biol.*, 59, 1323–1340.

158. Murata, K. & Sakamoto, M. (2011). Minamata Disease, In Encyclopedia of Environmental Health, edited by J. O. Nriagu, Elsevier. Burlington, 774–780.
159. Nair, R.N., Sunny F., Chopra, M. Sharma, L.K., Puranik, V. D. & Ghosh, A.K. (2013) Estimation of radioactive leakages into the Pacific Ocean due to Fukushima nuclear accident. *Environ. Earth Sci.*, 71, 1007-1019.
160. Nascimento, F.J.A. Clare Bradshaw (2016). Direct and indirect effects of ionizing radiation on grazer–phytoplankton interactions. *Journal of Environmental Radioactivity*, 156, 63–70.
161. Nazari-Sharabian, M., Ahmad, S. & Karakouzian, M. (2018). Climate Change and Eutrophication: A Short Review. *Engineering, Technology and Applied Science Research.*, 8(6). 3668-3672.
162. Novoselova T.N. & Protasov A.A. (2015). Phytoplankton of cooling ponds of technoecosystems of nuclear and thermal power stations (a review). *Hydrobiol. J.*, 51, (3), 37—52.
163. Oberholster, P.J. , Botha, A-M. & Grobbelaar, J.U. (2004). Microcystis aeruginosa: source of toxic microcystins in drinking water. *African Journal of Biotechnology*, 3 (3), 159-168.
164. Parisot, F., Bourdineaud, J.-P, Plaire, D. C., Adam-Guillermin & Alonzo F. (2015). DNA alterations and effects on growth and reproduction in *Daphnia magna* during chronic exposure to gamma radiation over three successive generations *Aquat. Toxicol*, 163, 27–36.
165. Perin, G., Fletcher, T., Sagi-Kiss, V., Gaboriau, D., Carey, M. R., Bundy, J. G. & Jones P. R. (2021). Calm on the surface, dynamic on the inside. Molecular homeostasis of *Anabaena* sp. PCC 7120 nitrogen metabolism. *Plant, cell & environment*, 44(6):1885-1907.
166. Pinedo-González, P., West, A. J., Tovar-Sánchez, A., Duarte, C. M., Marañón, E., Cermeño, P. Sañudo-Wilhelmy S. A. (2015). Surface distribution of dissolved trace metals in the oligotrophic ocean and their influence on phytoplankton biomass and productivity, *Global Biogeochem. Cycles*, 29, 1763–1781.

167. Piranti, A. S., Wibowo, D. N. & Rahayu, D. R. U. S. (2021). Nutrient Determinant Factor of Causing Algal Bloom in Tropical Lake (Case Study in Telaga Menjer Wonosobo Indonesia). *Journal of Ecological Engineering*, 22(5), 156–165.
168. Pratiwi, H., Damar, A., Sulistiono (2018). Phytoplankton community structure in the Estuary of Donan River, Cilacap, Central Java, Indonesia. *Biodiversitas*, 19 (6), 2104–2110.
169. Rahmana M.M., & Hamidah H. (2020). Water quality influence the phytoplankton and bacteria abundance: a comparison between shallow freshwater and saltwater ponds. *Desalination and Water Treatment*, 188 (2020) 436–443.
170. Rasconi S, Winter K, & Kainz M.J. (2017). Temperature increase and fluctuation induce phytoplankton biodiversity loss – Evidence from a multi- seasonal mesocosm experiment. *Ecology Evolution*, 7, 2936–2946.
171. Regenmortel, T. V., Dimitri, V. de P., Collin, R. J. & Karel, A. C. de S. (2018). The effects of a mixture of copper, nickel and zinc on the structure and function of a freshwater plankton community. *Environ. Toxicol. Chem.*, 37(9), 2380–2400.
172. Roussel, H., Ten-Hage, L., Joachim, S., Cohu, R., Gauthier, L. & Bonzom, J-M. (2007). A long-term copper exposure on freshwater ecosystem using lotic mesocosms: Primary producer community responses. *Aquatic Toxicology*, 81 (2), 168-182.
173. Sabater-Liesaa, L., Ginebredaa, A. & Barcelo, D. (2018). Shifts of environmental and phytoplankton variables in a regulated river: A spatial-driven analysis. *Science of The Total Environment*, 642, 968–978.
174. Schoffman, H., Lis, H., Shaked Y. & Keren N. (2016). Iron-Nutrient Interactions within Phytoplankton. *Front Plant Sci.*, 18 (7), 1223.
175. Semeniuk, D.M., Maldonado, M.T. & Jaccard, S.L. (2016). Chromium uptake and adsorption in marine phytoplankton – Implications for the marine chromium cycle. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 184, 41-54.

176. Shehab, Z.N., Jamil, N.R., Aris, A.Z. & Shafie, N.S. (2021). Spatial variation impact of landscape patterns and land use on water quality across an urbanized watershed in Bentong, Malaysia. *Ecological Indicators*, 122, 107254.

177. Shen, D., Wang, Y., Jia, J., Wang, J., Wang, F., Lu, Y., Wang, S., Li, Z. & Gao, Y. (2022). Trace metal spatial patterns and associated ecological toxic effects on phytoplankton in Qinghai–Tibet Plateau lake systems along with environmental gradients. *Journal of Hydrology*, 610, 127892.

178. Smith, J., Voitsekhovich, O.V., Konoplev, A.V. & Kudelsky A.V. (2005). Radioactivity in aquatic systems. *J. Smith, N.A. Beresford (Eds.), Chelnobyl - Catastrophe and Consequences*, 139-181.

179. Stelmakh, L., Kovrigina, N., & Gorbunova, T. (2020). Phytoplankton adaptation strategies under the influence of climatic changes and anthropogenic pressure on the Black Sea coastal ecosystems on the example Sevastopol Bay. *Ecologica Montenegrina*, 37, 34–42. <https://doi.org/10.37828/em.2020.37.5>

180. Stevenson J. (2014). Ecological assessments with algae: a review and synthesis. *Journal of phycology*, 50(3), 437–461.

181. Stotts, R.R, Namkioshi M., Haschek, W.M., Rinehart, K.L., Carmichael, W.W., Dahlem, A.M., & Beasley V.R. (1993). Structural modifications imparting reduced toxicity in microcystins from *Microcystis* spp. *Toxicon*, 31, 783-789.

182. Suresh, B., Manjappa, S. & Puttaiah, ET. (2013). Dynamics of phytoplankton succession in Tungabhadra River near Harihar, Karnataka (India). *J Microbiol Antimicrob* 5(7): 65–71.

183. Szymańska-Walkiewicz, M., Glińska-Lewczuk, K., Burandt, P. & Obolewski, K. (2022). Phytoplankton Sensitivity to Heavy Metals in Baltic Coastal Lakes. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 19(7), 4131.

184. Tang, X., Li, R., Han, D. & Scholz, M. (2020). Response of Eutrophication Development to Variations in Nutrients and Hydrological Regime: A Case Study in the Changjiang River (Yangtze) Basin. *Water*, 12(6), 1634.

185. Teneva, I., Belkinova, D., Mladenov, R., Stoyanov, P., Moten, D., Basheva, D., Kazakov, S. & Dzhambazov B. (2020). Phytoplankton composition with an emphasis of Cyanobacteria and their toxins as an indicator for the ecological status of Lake Vaya (Bulgaria) - part of the Viaantonins'ko-zozulenec'koi' porody koropa. *Agroekologichgyj zhurnal*, 4, 65–73.

186. Tunēns, J., Aigars, J., Poikāne, R., Jurgensone, I., Labucis, A., Labuce, A., Liepiņa-Leimane, I., Buša L. & Vīksna, A. (2022). Stable Carbon and Nitrogen Isotope Composition in Suspended Particulate Matter Reflects Seasonal Dynamics of Phytoplankton Assemblages in the Gulf of Riga, Baltic Sea. *Estuaries and Coasts* 45, 2112–2123.

187. Tsarenko P.M., Wasser S & Nevo E. (2006-2014). *Algae of Ukraine: Diversity, Nomenclature, Taxonomy, Ecology and Geography*. Vol. 1. Cyanoprokaryota, Euglenophyta, Chrysophyta, Xanthophyta, Raphidophyta. Phaeophyta, 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.

188. Varkey, D., Mazard, S., Jeffries, T.C., Hughes, D.J., Seymour, J., Paulsen, I.T., & Ostrowski, M. (2018). Stormwater influences phytoplankton assemblages within the diverse, but impacted Sydney Harbour estuary. *PLoS One*.

189. Visser, A. G., Beevers L. & Patidar S. (2019). A coupled modelling framework to assess the hydroecological impact of climate change. *Environmental Modelling & Software*. 114. 12–28.

190. Wada, T., Konoplev, A., Wakiyama, Y., Watanabe, K., Furuta, Y., Morishita, D., Kawata, G. & Nanba, K. (2019). Strong contrast of cesium radioactivity between marine and freshwater fish in Fukushima. *J. Environ. Radioact.*, 204, 132-142.

191. Wada, T., Tomiya, A., Enomoto, M., Sato, T., Morishita, D., Izumi, S., Niizeki, K., Suzuki, S., Morita, T. & Kawata, G. (2016). Radiological impact of the

nuclear power plant accident on freshwater fish in Fukushima: an overview of monitoring results. *J. Environ. Radioact.*, 151, 144–155.

192. Wang, H., Zhong, G., Yan, H., Liu, H., Wang, Y., & Zhang, C. (2012). Growth Control of Cyanobacteria by Three Submerged Macrophytes. *Environ Eng Sci.*, 6, 420–425.

193. Wang, S., Qian, X., Han, B.P., Luo, L.C. & Hamilton, D.P. (2012). Effects of local climate and hydrological conditions on the thermal regime of a reservoir at Tropic of Cancer, in southern China. *Water Research*, 46, 2591–2604

194. Wen, Y., Schoups, G. & van de Giesen, N. (2017). Organic pollution of rivers: Combined threats of urbanization, livestock farming and global climate change. *Scientific Reports.*, 7, 43289.

195. Xiao, L.J., Wang, T., Hu, R., Han, B.P., Wang, S., Qian, X., & Padisák, J. (2011). Succession of phytoplankton functional groups regulated by monsoonal hydrology in a large canyon-shaped reservoir. *Water Research*, 45, 5099–5109.

196. Xue, J., Yao, X., Zhao, Z., He, C., Shi, Q. & Zhang, L. (2021) Internal loop sustains cyanobacterial blooms in eutrophic lakes: Evidence from organic nitrogen and ammonium regeneration. *Water Research*, 206, 117724.

197. Yakovenko, V., Melnik, S. & Fedonenko, E. (2017). Species Composition, Seasonal Dynamics and Distribution of Phytoplankton of the Zaporizke Reservoir. *International Letters of Natural Sciences*, 62, 1—10.

198. Yaqoob, M.M., Somlyai, I., Berta, C., Bácsi, I., Al-Tayawi, A.N., Al-Ahmady, K.K. & Grigorszky, I. (2023). The Impacts of Land Use and Seasonal Effects on Phytoplankton Taxa and Physical-Chemical Variables in the Tigris River within the City of Mosul. *Water*, 15, 1062.

199. Yan M, Chen S, Huang T, Li B, Li N, Liu K, Zong R, Miao Y., & Huang X. (2020). Community Compositions of Phytoplankton and Eukaryotes during the Mixing Periods of a Drinking Water Reservoir: Dynamics and Interactions. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 17(4),1128.

200. Yang, J.R., Yu, X., Chen, H., Kuo, Y-M. J. (2021). Structural and functional variations of phytoplankton communities in the face of multiple disturbances. *Journal of Environmental Sciences*, 100, 287–297.

201. Yang, Y., Chen, H., Abdullah Al M., Ndayishimiye, J. C., Yang, J. R., Isabwe, A., Luo A. & Yang, J. (2022). Urbanization reduces resource use efficiency of phytoplankton community by altering the environment and decreasing biodiversity. *Journal of Environmental Sciences*, 112, 140-151.

202. Yaryshkina, L. O., Zaika, M. O. (2010). Pollution research by heavy metals of water of the Zaporozhye water basin. *Ekolohichna bezpeka*, 2 (10), 26–30.

203. Yilmaz, N., Ozyigit, I., Demir, G. & Yalcin, I. E. (2014). Determination of phytoplankton density, and study of the variation of nutrients and heavy metals in the surface water of Riva Stream; one of the water sources of Istanbul, Turkey. *Desalination and water treatment*, 55 (3), 810-820.

204. Yin, X., Wang, L., Liang, X., Zhang, L. & Zhao, J. Baohua Gu (2022). Contrary effects of phytoplankton *Chlorella vulgaris* and its exudates on mercury methylation by iron- and sulfate-reducing bacteria. *Journal of Hazardous Materials*. 433, 128835.

205. Yu, R. & Zhang, C. (2021). Early warning of water quality degradation: A copula-based Bayesian network model for highly efficient water quality risk assessment, *Journal of Environmental Management*, 292, 112749.

206. Yuan, Y. & Bi, Y. & Hu, Z. (2016). Phytoplankton communities determine the spatio-temporal heterogeneity of alkaline phosphatase activity: evidence from a tributary of the Three Gorges Reservoir. *Biogeosciences Discussions*. 1-17.

207. Zhang, H., Zong, R., He, H., Liu, K., Yan, M., Miao, Y. Ma, B., Huang X. (2021). Biogeographic distribution patterns of algal community in different urban lakes in China: Insights into the dynamics and co-existence. *Journal of Environmental Sciences*, 100, 216-227.

208. Znachor, P., Nedoma, J., Hejzlar, J., Sed'a, J., Komárková, J., Kolář, V., Mrkvička T. & Boukal, D.S. (2020). Changing environmental conditions underpin long-term patterns of phytoplankton in a freshwater reservoir. *Sci Total Environ.*, 710, 135626.

209. Zhu, G, Chen, W, Li, H, Ren, L, Gu, Z, Zhao, L, Gao, Y, He, R, Zhang, Y, Cui, Y. (2013). Response of water quality to the catchment development and protection in Tianmuhu Reservoir, China. *Journal of Lake Sciences* 25:809–817.

210. <https://www.algaebase.org/>

27	<i>Tetraëdron minimum</i> (A.Braun) Hansgirg		+					+								
28	<i>Tetraëdron caudatum</i> (Corda) Hansg.		+							+						
29	<i>Tetraëdron regulare</i> Kützing											+				
	Schroederiaceae															
30	<i>Schroederia setigera</i> (Schroed.) Lemm.						+	+						+	+	
	Radiococcaceae															
31	<i>Coenococcus planctonicus</i> Korshikov					+		+						+		
	Ulvophyceae															
	Ignatiales															
	Ignatiaceae															
32	<i>Pseudocharacium acuminatum</i> Korshikov										+					
	Ulotrichales															
	Ulotrichaceae															
33	<i>Ulotrix zonata</i> Kutz.		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
	Trebouxiophyceae															
	Chlorellales															
	Chlorellaceae															
34	<i>Actinastrum Hantzschii</i> Lagerh.		+											+	+	+
35	<i>Chlorella vulgaris</i> Beijer	+	+							+	+				+	+
36	<i>Dictyosphaerium tetrachotomum</i> Printz	+			+						+			+		
	Oocystaceae															
37	<i>Oocystis lacustris</i> Chodat			+				+					+		+	
38	<i>Oocystis naegelii</i> A.Braun					+			+			+				+
39	<i>Siderocelis ornata</i> (Fott) Fott							+						+		

40	<i>Tetrachlorella ornata</i> Korsch				+									+		
	Trebouxiophyceae ordo incertae sedis															
	Coccomyxaceae															
41	<i>Paradoxia multiseta</i> Swir.										+					
всього		10	19	12	17	13	13	24	14	13	17	14	12	25	17	21
	Bacillariophyta															
	Mediophyceae															
	Stephanodiscales															
	Stephanodiscaceae															
1	<i>Cyclotella meneghiniana</i> Kütz.									+						
2	<i>Cyclotella kuetzingiana</i> Thwaite s							+								
3	<i>Cyclotella</i> sp.	+	+		+	+	+		+	+	+	+	+		+	+
4	<i>Stephanodiscus rotula</i> (Kütz.) Hendey.					+				+						
5	<i>Stephanodiscus Hantzschii</i> (Ehr.) Grun.		+	+	+	+	+	+	+	+		+	+	+	+	+
	Coscinodiscophyceae															
	Melosirales															
	Melosiraceae															
6	<i>Melosira granulate</i> (Ehr.) Ralfs		+	+		+	+	+	+	+		+	+	+	+	+
7	<i>Melosira varians</i> C.Agardh		+			+						+			+	
	Bacillariophyceae															
	Flagellariales															
	Fragilariaceae															
8	<i>Ceratoneis arcus</i> Kütz.						+									
9	<i>Fragilaria capucina</i> Desm		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+		+	+
10	<i>Fragilaria crotonensis</i> Kitton						+									
11	<i>Synedra acus</i> var. <i>acus</i> Kutz.	+	+	+		+	+		+			+			+	+

12	<i>Synedra acus</i> var. <i>angustissima</i> (Grunow) Van Heurck		+	+		+		+	+		+	+			+	
13	<i>Synedra ulna</i> (Nitzsch.) Ehr		+			+	+	+	+	+		+	+		+	+
	Licmophorales															
	Ulnariaceae															
14	<i>Tabularia flocculosa</i> (Roth) Kütz,			+								+				
15	<i>Tabularia tabulata</i> (C.Agardh) Snoeijs											+				+
	Eunotiales															
	Eunotiaceae															
16	<i>Eunotia praerupta</i> Ehrenberg							+								
	Cymbellales															
	Anomoeoneidaceae															
17	<i>Anomoeoneis sphaerophora</i> E.Pfitzer,		+							+						
	Cymbellaceae															
18	<i>Cymbella cistula</i> (Hempr.) Grun.		+		+	+	+			+		+	+	+	+	+
19	<i>Cymbella microcephala</i> Grun.						+	+		+		+			+	+
20	<i>Cymbella ventricosa</i> Kutz.			+		+		+		+				+		+
	Rhoicospheniaceae															
21	<i>Rhoicosphenia curvata</i> (Kütz.) Grunow					+	+			+						+
	Achnanthales															
	Achnanthaceae															
22	<i>Achnanthes lanceolata</i> (Bréb. ex Kütz.) Grunow												+			
	Cocconeidaceae															
23	<i>Cocconeis disculus</i> (Schumann) Cleve		+			+		+			+				+	

24	<i>Cocconeis pediculus</i> Ehrenberg									+						
	Achnanthidiaceae															
25	<i>Eucocconeis flexella</i> (Kützing) Meister									+						
	Naviculales															
	Naviculaceae															
26	<i>Caloneis amphisbaena</i> (Bory) Cleve					+										
27	<i>Navicula cryptocephala</i> Kutz.	+	+	+		+	+	+	+	+		+	+		+	+
28	<i>Navicula pupula</i> Kütz.						+									
29	<i>Navicula radiosa</i> Kutz.	+	+	+		+	+		+	+		+	+	+	+	+
	Pinnulariaceae															
30	<i>Pinnularia major</i> (Kutz.) Rabenh.		+	+		+			+		+				+	
31	<i>Pinnularia viridis</i> (Nitzsch) Ehrenberg			+		+			+						+	
	Pleurosigmataceae															
32	<i>Pleurosigma elongatum</i> W.Smith								+							
	Thalassiophisales															
	Catenulaceae															
33	<i>Amphora ovalis</i> (Kutz.) Kutz.		+	+	+		+	+	+	+	+		+		+	+
	Bacillariales															
	Bacillariaceae															
34	<i>Bacillaria paxillifera</i> (O.F.Müller) T.Marsson									+						
35	<i>Nitzschia gracilis</i> Hant				+				+	+			+		+	+
	Rhopalodiales															
	Rhopalodiaceae															
36	<i>Epithemia adnata</i> (Kütz.) Bréb.			+			+			+						+

	Surirellales															
	Surirellaceae															
37	<i>Surirella linearis</i> W. Sm.								+							
всього		4	15	13	6	18	16	12	15	20	6	14	11	5	17	16
	Cyanobacteria															
	Cyanophyceae															
	Chroococcales															
	Aphanothecaceae															
1	<i>Aphanothece curvata</i> (Lagerheim)						+						+			
2	<i>Aphanothece stagnina</i> (Sprengel) A.Braun									+			+			
	Chroococcaceae															
3	<i>Chroococcus turgidus</i> (Kützing) Nägeli	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+		+	
4	<i>Dactylococcopsis raphidioides</i> Hansg		+													
	Synechococcales															
	Merismopediaceae															
5	<i>Merismopedia minima</i> G.Beck y G.Beck & Zahlbruckner		+	+		+	+	+	+	+		+			+	+
6	<i>Merismopedia punctata</i> Meyen		+			+	+		+	+		+	+		+	
	Microcystaceae															
7	<i>Microcystis aeruginosa</i> (Kützing) Kützing	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
8	<i>Microcystis flos-aquae</i> (Wittr) Elenk emend. Kom		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
	Oscillatoriales															
	Oscillatoriaceae															
9	<i>Lyngbya hieronimusii</i> Lemm. (Assman)									+						

ДОДАТОК Б

Коефіцієнти рангової подібності Кендела для порядків та родів фітопланктону Запорізького водосховища

Таблиця 1– Коефіцієнти рангової подібності Кендела для порядків фітопланктону Запорізького водосховища

Роки		2019						2020						2021					
Порядки		Chlorophyta	Bacillariophyta	Cyanobacteria	Charophyta	Euglenophyta	Ochrophyta	Chlorophyta	Bacillariophyta	Cyanobacteria	Charophyta	Euglenophyta	Ochrophyta	Chlorophyta	Bacillariophyta	Cyanobacteria	Charophyta	Euglenophyta	Ochrophyta
2019	Chlorophyta	1						0,4						1					
	Bacillariophyta		1						0						0,4				
	Cyanobacteria			1						0,4						0,8			
	Charophyta				1						0,8						0,4		
	Euglenophyta					1						0,4						0,8	
	Ochrophyta						1						0,4						1
2020	Chlorophyta	0,4						1						0,6					
	Bacillariophyta		0						1						1				
	Cyanobacteria			0,4						1						0,6			
	Charophyta				1						1						0,6		
	Euglenophyta					0,4						1						0,2	
	Ochrophyta						1						1						1
2021	Chlorophyta	1						0,4						1					
	Bacillariophyta		0,2						0,8						1				

	Cyanobacteria			0,8						0,6						1			
	Charophyta				0,6						0,6						1		
	Euglenophyta					0,8						0,4						1	
	Ochrophyta						1						0,4						1

Таблиця - 2. Коефіцієнти рангової подібності Кендела для родів фітопланктону Запорізького водосховища

Роки		2019						2020						2021					
Роди		Chloropyta	Bacillariophyta	Cyanobacteria	Charophyta	Euglenophyta	Ochrophyta	Chloropyta	Bacillariophyta	Cyanobacteria	Charophyta	Euglenophyta	Ochrophyta	Chloropyta	Bacillariophyta	Cyanobacteria	Charophyta	Euglenophyta	Ochrophyta
2019	Chloropyta	1						0,2						0,8					
	Bacillariophyta		1						0,4						0,2				
	Cyanobacteria			1						0,4						1			
	Charophyta				1						0,6						0,2		
	Euglenophyta					1						0						0,8	
	Ochrophyta						1						0,4						1
2020	Chloropyta	0						1						0					
	Bacillariophyta		0,2						1						1				
	Cyanobacteria			-0,6						1						-0,2			
	Charophyta				0,6						1						0,6		
	Euglenophyta					0,4						1						0,2	
	Ochrophyta						1						1						1

2021	Chloropyta	0,8						0						1					
	Bacillariophyta		0,4						0,8						1				
	Cyanobacteria			1						-0,4						1			
	Charophyta				0,2						0,6						1		
	Euglenophyta					0,8						0						1	
	Ochrophyta						1						0,4						1

ДОДАТОК В

Екологічна характеристика фітопланктону Запорізького водосховища

№	Види	Біотопічна приуроченість	Температурна приуроченість	Сапробність	Галобність	Реофіль- ність	Ацидифіка- ція
	Chlorophyta						
	Chlorophyceae						
	Chaetopeltidales						
	Chaetopeltidaceae						
1	<i>Schizochlamis gelatinosa</i> A. Br						
	Chlamydomonadales						
	Chlamydomonadaceae						
2	<i>Chlamydomonas elliptica</i> Korsch.						
3	<i>Chlamydomonas monadina</i> Stein.	P	—	β, 2,2	i	—	—
	Phacotaceae						
4	<i>Phacotus coccifer</i> Korsch	—	—	—	—	—	—
	Sphaerocystidaceae						
5	<i>Sphaerocystis schroeteri</i> Chodat	p		o, 1,0	i		
	Volvocaceae						
6	<i>Eudorina elegans</i> Ehr	P		β-α, 2,65	i	—	—
7	<i>Pandorina morum</i> Bory.	P		β, 2,0	i	st	—
	Sphaeropleales						
	Selenastraceae						
8	<i>Ankistrodesmus acicularis</i> (A. Br.) Korschik.	P	—	β, 2,0	i		
9	<i>Ankistrodesmus falcatus</i> (Corda) Ralfs.	P–B	—	β-α, 2,3	hb	St-str	—
10	<i>Ankistrodesmus fusiformis</i> Corda	P			i	St-str	—
11	<i>Selenastrum gracile</i> Reinsch	—	—	β, 2,15	—		

	Scenedesmaceae						
12	<i>Coelastrum microporum</i> Nag. in A.Br.	P		β , 2,0	i	St-str	ind
13	<i>Scenedesmus acuminatus</i> (Lagerh.) Chod.	P	–	β , 2,2	i	–	ind
14	<i>Scenedesmus acutus</i> Meyen	P	–	β	i	–	–
15	<i>Scenedesmus denticulatus</i> Lagerh.	P	–	β , 2,0	i	–	–
16	<i>Scenedesmus dimorphus</i> (Turpin)	P	–	β	i		
17	<i>Scenedesmus falcatus</i> Chodat	P	–	β	i		
18	<i>Scenedesmus opoliensis</i> P. Richt.	–	–	β , 2,0	–	–	–
19	<i>Scenedesmus quadricauda</i> (Turp.) Breb.	P	–	β , 2,0	i	–	ind
20	<i>Tetrastrum staurogeniaeforme</i> (Schroed.) Lemm.	P	–	β , 2,2	i	–	–
	Neochloridaceae						
21	<i>Golenkinia radiata</i> Chod.	P		β	i	St-str	–
	Hydrodictyaceae						
22	<i>Pediastrum Boryanum</i> (Turp.) Menegh.	P	–	β , 1,85	i	St-str	–
23	<i>Pediastrum duplex</i> Meyen var. duplex	P	–	β , 1,7	i	St-str	ind
24	<i>Pediastrum duplex</i> var. <i>gracilimum</i> W.et G.S.West	P	–	β	i	–	–
25	<i>Pediastrum simplex</i> Meyen	P	–	β	i	St-str	–
26	<i>Pediastrum tetras</i> (Ehr.) Ralfs	P	–	β , 1,75	i	St-str	ind
27	<i>Tetraëdron minimum</i> (A.Braun) Hansgirk	P	–	β , 2,15	i		

28	<i>Tetraëdron caudatum</i> (Corda) Hansg.	P	–	β , 2,0	i	St-str	ind
29	<i>Tetraëdron regulare</i> Kützing	–	–	β	–	–	–
	Schroederiaceae						
30	<i>Schroederia setigera</i> (Schroed.) Lemm.	P	–	β	i	St-str	–
	Radiococcaceae						
31	<i>Coenococcus planctonicus</i> Korshikov						
	Ulvophyceae						
	Ignatiales						
	Ignatiaceae						
32	<i>Pseudocharacium acuminatum</i> Korshikov	Ep	–	–	i	–	–
	Ulotrichales						
	Ulotrichaceae						
33	<i>Ulotrix zonata</i> Kutz.	B	–	α , 2,9	–	St-str	ind
	Trebouxiophyceae						
	Chlorellales						
	Chlorellaceae						
34	<i>Actinastrum Hantzschii</i> Lagerh.	P-B		β , 2,0	i	St-str	–
35	<i>Chlorella vulgaris</i> Beijer	P	–	p- α , 3,6	hl	–	–
36	<i>Dictyosphaerium tetrachotomum</i> Printz	P	–	β	i	–	–
	Oocystaceae						
37	<i>Oocystis lacustris</i> Chodat	P		o- β 1,6	hl	St-str	–
38	<i>Oocystis naegelii</i> A.Braun						
39	<i>Siderocelis ornata</i> (Fott) Fott	P	–	β , 2,0	i	–	–
40	<i>Tetrachlorella ornata</i> Korsch						
	Trebouxiophyceae ordo incertae sedis						
	Coccomyxaceae						
41	<i>Paradoxia multiseta</i> Swir.	–	–	–	–	–	–
	Bacillariophyta						

	Mediophyceae						
	Stephanodiscales						
	Stephanodiscaceae						
1	<i>Cyclotella meneghiniana</i> Kützing,	P–B	Temp 15-34	β 2,6	hl	–	–
2	<i>Cyclotella kuetzingiana</i> Thwaites	P–B	Temp 15-34	β 2,0	hl	st	ind
3	<i>Cyclotella</i> sp.	P–B			hl		
4	<i>Stephanodiscus rotula</i> (Kütz.) Hendeby.	P	temp	–	hl	st	alb
5	<i>Stephanodiscus Hantzschii</i> (Ehr.) Grun.	P	temp	–	–	st	alf
	Coscinodiscophyceae						
	Melosirales						
	Melosiraceae						
6	<i>Melosira granulate</i> (Ehr.) Ralfs	P–B	хол	β , 1,8	i		Ind 6.3-9.1
7	<i>Melosira varians</i> C.Agardh	P–B	Temp 15–30	β , 1,85	hl	St-str	alf
	Bacillariophyceae						
	Flagillariales						
	Fragilariaceae						
8	<i>Ceratoneis arcus</i> Kütz.	B	20-25	χ , 0,4	i	str	Alf 5.5-6.3
9	<i>Fragilaria capucina</i> Desm	P	–	O– β , 1,6	i		alf
10	<i>Fragilaria crotonensis</i> Kitton	P		O– β , 1,4	hl	st	alf
11	<i>Synedra acus</i> var. <i>acus</i> Kutz.	P–B	–	–	i	St-str	alb
12	<i>Synedra acus</i> var. <i>angustissima</i> (Grunow) Van Heurck	P–B	–	–	i	–	alf
13	<i>Synedra ulna</i> (Nitzsch.) Ehr	P	temp	–	i	–	alf
	Licmophorales						
	Ulnariaceae						
14	<i>Tabularia tabulata</i> (C.Agardh) Snoeijs,	B	–	–	mh		ind

15	<i>Tabullaria flocculosa</i> (Roth) Kütz	P-B	Евр 17-27	χ , 0,6	hb	–	Alf 5-7
	Eunotiales						
	Eunotiaceae						
16	<i>Eunotia praerupta</i> Ehrenberg	B	ХОЛ	–	hb	–	acf
	Cymbellales						
	Anomoeoneidaceae						
17	<i>Anomoeoneis sphaerophora</i> E.Pfitzer,	B	20–40	α – β , 1,6	hl		
	Cymbellaceae						
18	<i>Cymbella cistula</i> (Hempr.) Grun.	B		β , 1,8	i	St–str	alf
19	<i>Cymbella microcephala</i> Grun.	B	–	–	i	–	alb
20	<i>Cymbella ventricosa</i> Kutz.	B		α , 1,35	i	–	ind
	Rhoicospheniaceae						
21	<i>Rhoicosphenia curvata</i> (Kütz.) Grunow	P–B	–	χ – α	i		
	Achnanthales						
	Achnanthaceae						
22	<i>Achnanthes lanceolata</i> (Bréb. ex Kütz.) Grunow	B	тепл	χ – α , 0,75	i		
	Cocconeidaceae						
23	<i>Cocconeis disculus</i> (Schumann) Cleve	B			i		
24	<i>Cocconeis pediculus</i> Ehrenberg	B		β , 1,75	hl		
	Achnanthidiaceae						
25	<i>Eucocconeis flexella</i> (Kütz.) Meister	B	–	χ	mh	–	ind
	Naviculales						
	Naviculaceae						
26	<i>Caloneis amphisbaena</i> (Bory) Cleve	B	–	β , 2,35	hl	–	alf
27	<i>Navicula cryptocephala</i> Kutz.	B	temp	α	mh		alf
28	<i>Navicula pupula</i> Kütz.	B	Eterm 7–40	β , 2,2	hl		
29	<i>Navicula radiosa</i> Kutz.	B	Temp 15-35	α – β , 1,6	i	St–str	ind
	Pinnulariaceae						

30	<i>Pinnularia major</i> (Kutz.) Rabenh.	B		β , 2,1	i		
31	<i>Pinnularia viridis</i> (Nitzsch) Ehrenberg	B		β , 2,1	i		
	Pleurosigmataceae						
32	<i>Pleurosigma elongatum</i> W.Smith	–	–	–	hl		
	Thalassiophisales						
	Catenulaceae						
33	<i>Amphora ovalis</i> (Kutz.) Kutz.	B	Temp	β , 1,65	i	St-str	alf
	Bacillariales						
	Bacillariaceae						
34	<i>Bacillaria paxillifera</i> (O.F.Müller) T.Marsson	P		β	mh		
35	<i>Nitzschia gracilis</i> Hant	B	Temp 20-30	o	i		
	Rhopalodiales						
	Rhopalodiaceae						
36	<i>Epithemia adnata</i> (Kütz.) Bréb.	B	temp	–	i	st	alb
	Surirellales						
	Surirellaceae						
37	<i>Surirella linearis</i> W. Sm.	B		β , 2,2	i		ind
	Cyanophyta						
	Cyanophyceae						
	Chroococcales						
	Aphanothecaceae						
1	<i>Aphanothece curvata</i> Lagerheim	P			i	–	–
2	<i>Aphanothece stagnina</i> (Sprengel) A.Braun	P		χ -O, 0,65	hl		ind
	Chroococcaceae						
3	<i>Chroococcus turgidus</i> (Kützing) Nägeli	P–B		O, 1,0	hl		alf
4	<i>Dactylococcopsis raphidioides</i> Hansg	P	–	–	i	–	–
	Synechococcales						
	Merismopediaceae						
5	<i>Merismopedia minima</i> G.Beck y G.Beck & Zahlbruckner	B	–	–	–	–	–

6	<i>Merismopedia punctata</i> Meyen	P-B		β	i	–	ind
	Microcystaceae						
7	<i>Microcystis aeruginosa</i> (Kützing) Kützing	P	–	β	hl	–	–
8	<i>Microcystis flos-aquae</i> (Wittr) Elenk emend. Kom	P	–	β	i	–	–
	Oscillatoriales						
	Oscillatoriaceae						
9	<i>Lyngbya hieronimusii</i> Lemm. (Assman)	P	–	–	hl		
10	<i>Oscillatoria minima</i> Gicklhorn			p, 3,9			
11	<i>Oscillatoria limosa</i> Ag.	P-B		β – α , 2,3	hl	St–str	–
12	<i>Oscillatoria limnetica</i> Lemmermann			O– β , 1,4			
13	<i>Oscillatoria planctonica</i> Woloszynska	P		β	i	–	–
14	<i>Oscillatoria tenuis</i> Ag.	P–B	–	α	–	–	–
15	<i>Oscillatoria</i> sp.	P–B	–	β	h	–	–
16	<i>Phormidium mucicola</i> Nauman & Huber-Pestalozzi Gomont,	Ep	–	–	i	–	–
17	<i>Phormidium uncinatum</i> Gomont ex	B		α	i		
	Spirulinales						
	Spirulinaceae						
18	<i>Spirulina jenneri</i> (Stizenb.) Geitl	–	–	p– α , 3,6	–		
	Nostocales						
	Nostocaceae						
19	<i>Anabaena hansgirgii</i> Schmidle.	P	–	–	i	–	–
20	<i>Anabaena flos-aque</i> (Lyngb.) Breb	P	–	β	i	st	
21	<i>Anabaena spiroides</i> Kleb	P	–	O – β , 1,35	i	St–str	–
	Aphanizomenonaceae						
22	<i>Aphanizomenon flos-aquae</i> (L.) Ralfs	P	–	β , 1,7	hl	–	–
23	<i>Nodularia spumigena</i> Mertens ex Bornet & Flahault						
	Charophyta						
	Zygnematophyceae						

	Zygnematales						
	Zygnemataceae						
1	<i>Mougeotia genuflexa</i> (Dillw.) Ag.						
2	<i>Spirogyra crassa</i> Kutz			β , 2,0			
3	<i>Zygnema pectinatum</i> (Ag.) Czurda	B			oh		
	Desmidiales						
	Closteriaceae						
4	<i>Closterium rostratum</i> Ehr.	–	–	o, 1,0	–	–	acf
	Desmidiaceae						
5	<i>Cosmarium margaritiferum</i> Menegh.	–	–	–	i	–	–
	Gonatozygaceae						
6	<i>Gonatozygon monotaenium</i> de Bary	B	–	–	hb	–	–
	Desmidiaceae						
7	<i>Desmidium Swartzii</i> Ag.	–	–	o, 1,0	i	–	–
8	<i>Staurostrum bacillare</i> Bred						
9	<i>Staurostrum tetracerum</i> Ralfs ex Ralfs	P	–	–	i	–	–
10	<i>Staurostrum vestitum</i> Ralfs.	P	–	–	hb	–	–
	Euglenophyta						
	Euglenophyceae						
	Euglenales						
	Euglenidae						
1	<i>Euglena acus</i> Ehr.	P–B	eterm	β , 2,0	i	st	ind
2	<i>Euglena acus</i> var. <i>rigida</i> E.F.W.Hübner						
3	<i>Euglena granulate</i> (Klebs) Schmitz			O – β , 1,6			
4	<i>Trachelomonas hispida</i> (Perty) F.Stein	P	eterm	β , 2,0	i	St-str	–
	Ochrophyta						

	Chrysophyceae						
	Chromulinales						
	Dinobryaceae						
1	<i>Dinobryon sociale</i> Ehrenb.	P	–	β	i	–	–
	Synurales						
	Mallomonadaceae						
2	<i>Synura lapponica</i> Scuja	–	–	–	–	–	–
3	<i>Synura uvella</i> Ehrenberg	P	–	β, 1,85	i	st	–
	Xanthophyceae						
	Vaucheriales						
	Vaucheriaceae						
4	<i>Vaucheria litorea</i> C. Agardh	–	–	β	–		

Примітки: Біотопічна приуроченість: P– планктонні, B – бентосні, P–B– планктонно–бентосні;

Температурна приуроченість: eterm – евритермені, temp – помірні, cool – холодолюбні, warm – теплолюбні;

Зона сапробності: х – ксеносапробіонт, х–о – ксено–олігосапробіонт, о–х – оліго–ксеносапробіонт, х – ксеносапробіонт, х–о – ксено–олігосапробіонт; о–х – олігоксеносапробіонт, х–b – ксено–бетамезосапробіонт, о – олігосапробіонт, о–b – оліго–бетамезосапробіонт, х–a– 1,55 – ксено–альфамезосапробіонт, b–o – бета–олігосапробіонт, о–a – оліго–альфамезосапробіонт, b – бетамезосапробіонт, b–a – бета–альфамезосапробіонт, a–o – альфа–олігосапробіонт, a – альфамезосапробіонт, a–b –альфабетамезосапробіонт; p – полісапробіонт, p–a – полі–альфасапробіонт,

Галобність: mh – мезогалоб, oh – олігогалоб, i – індиферент, hl – галофіл, hb – галофоб;

Реофільність (st - стоячі води, st-str – повільнотекучі, str – швидкотекучі.

ДОДАТОК Г УЧАСТЬ У НДР ТА ВПРОВАДЖЕННЯ

Довідка

перелік загальноуніверситетських науково-дослідних робіт в рамках яких виконувалась дисертаційна робота Ніколенко Ю.В.

«Особливості розвитку фітопланктону Запорізького водосховища в умовах антропогенного навантаження»

1. НДР «Екологічні засади раціонального ресурсовикористання та розвитку агропромислового комплексу Придніпров'я в галузі аквакультури, рибиництва та рибальства» (2019–2021 рр., № держреєстрації 0119U100445).

2. НДР «Дослідження якості рибної продукції в умовах водойм Придніпровського регіону» (2019–2021 рр., № держреєстрації 0119U100098)

3. НДР «Сучасні біоперешкоди і розробка нових екологічно безпечних методів біомеліорації водних екосистем штучних водойм стратегічного призначення» (2021–2023 рр., № держреєстрації 0121U108051).

В.о. проректора з науково-педагогічної роботи
у сфері міжнародного співробітництва



Віктор ГАСО

ПОГОДЖЕНО

Проректор з наукової роботи Дніпровського національного університету імені Олеся Гончара

 Олег МАРЕНКОВ

«03» 07 2023 р.

ЗАТВЕРДЖЕНО

В.о. проректора з науково-педагогічної роботи Дніпровського національного університету імені Олеся Гончара

 Наталія ГУК

«03» 07 2023 р.

АКТ

впровадження результатів роботи, поданої на здобуття наукового ступеня доктора філософії Ніколенко Ю.В. «Особливості розвитку фітопланктону Запорізького водосховища в умовах антропогенного навантаження» в освітній процес Дніпровського національного університету імені Олеся Гончара

1. Вчена рада біолого-екологічного факультету у складі 15 осіб заслухала повідомлення аспірантки Ніколенко Ю.В. про результати наукового дослідження та їх використання в освітньому процесі кафедри загальної біології та водних біоресурсів.

2. Стисла характеристика дослідження:

Роботу виконано відповідно до загальноприйнятих методів гідробіологічних, токсикологічних, радіобіологічних, гідрохімічних досліджень. Для розрахунків та порівняння даних використані загальноприйняті статистичні методи.

Впродовж досліджуваного періоду фітопланктон Запорізького водосховища був представлений 116 видами та 119 в.в.т., що належали до 72 родів, 51 родини, 31 порядку, 11 класів та 6 відділів (Chlorophyta (41 ввт), Bacillariophyta (37 ввт), Cyanobacteria (23 ввт), Charophyta (10 ввт) Euglenophyta (4 ввт) та Ochrophyta (4 ввт)).

Варто відмітити, впродовж досліджуваного періоду 60 родів, що формували 58% флористичної структури фітопланктону, були представлені лише 1–2 представниками, що може свідчити про вплив на фітопланктоні

угруповання цілого ряду екологічних факторів, останнє узгоджується з літературними даними і є характерно для антропогенно забруднених водойм.

Впродовж трьох років дослідження фітопланктону акваторії Запорізького водосховища, найбільшу кількість видів фіксували в пробах, відібраних в районі нижньої ділянки водосховища та на о. Монастирський, найменшу – в Самарській затоці. Для всіх точок відбору 39 видів фітопланктону були спільними.

3. Використання в освітньому процесу:

Результати дисертаційних досліджень впроваджено в освітній процес кафедри загальної біології та водних біоресурсів ДНУ за освітньою програмою «Системна біологія та гідробіоресурси» при викладанні дисциплін «Альгологія з основами мікології», «Гідробіологія» та «Біорізноманіття водних екосистем».

4. Відомості про впроваджені об'єкти інтелектуальної власності:

1. Федоненко О. В., **Ніколенко Ю. В.** (2019). Характеристика фітопланктону Запорізького водосховища за період існування (огляд). Рибогосподарська наука України, 2(48), 21–41. ISSN 2312-9581 (Online), ISSN 2075-1508 (Print) <https://doi.org/10.15407/fsu2019.02.021> (**Фахова, категорії Б**) (*особистий внесок: аналітичний огляд, частковий підбір та опрацювання літератури, формулювання висновків*).

2. Шарамок Т. С., Федоненко О. В., Курченко В. О., **Ніколенко Ю. В.** (2019). Гідроекологічна оцінка Запорізького водосховища. Питання біоіндикації та екології, 24 (2), 137–149. ISSN 2312-2056. <https://doi.org/10.26661/2312-2056/2019-24/2-12> (**Фахова, категорії Б**) (*особистий внесок: аналітичний огляд, підбір та опрацювання літератури, частковий збір та обробка експериментальних даних, формулювання висновків*).

3. **Ніколенко Ю.В.** (2020). Вміст радіонуклідів у фітопланктоні на різних ділянках Запорізького водосховища. Наукові доповіді НУБіП України, 3 (85), 10. ISSN: 2223-1609 <http://dx.doi.org/10.31548/dopovidi2020.03.002> (**Фахова, категорії Б**).

4. **Nikolenko Y., Fedonenko E.** (2020) Analysis of the content of heavy metals in phytoplankton of the Zaporizhia reservoir. ScienceRise: Biological Science, 3 (24), 12–17. <https://doi.org/10.15587/2519-8025.2020.210095>. (**Фахова, категорії Б**) (*особистий внесок:*

аналітичний огляд, підбір та опрацювання літератури, частковий збір та обробка експериментальних даних, формулювання висновків).

5. **Nikolenko, Y.**, Fedonenko, O. (2021). Seasonal dynamics of phytoplankton indicators of the Zaporizhzhia (Dnipro) reservoir phytoplankton of the Zaporozhye reservoir. Ukrainian Journal of Ecology. 11 (7), 121–128. <https://www.ujecology.com/articles/seasonal-dynamics-of-phytoplankton-indicators-of-the-zaporizhzhia-dnipro-reservoir-phytoplankton-of-the-zaporozhye-reservoir-84254.html>. **(інші видання)** *(особистий внесок: аналітичний огляд, підбір та опрацювання літератури, частковий збір та обробка експериментальних даних, формулювання висновків).*

6. **Nikolenko Y.** (2021). Hydrochemical conditions of phytoplankton development in Zaporizhian (Dnipro) reservoir. Acta Biol. Univ. Daugavp., 21 (1), 59 – 69. **ISSN: 1407-8953** <https://du.lv/hydrochemical-conditions-of-phytoplankton-development-in-zaporizhian-dnipro-reservoir> **(Закордонне видання у країні ОЕСР).**

7. **Ніколенко Ю.**, Федоненко О. (2021) Екологічна оцінка Запорізького (Дніпровського) водосховища. Наукові доповіді НУБіП України, 4 (92), 10. ISSN: 2223-1609. <https://dx.doi.org/10.31548/dopovidi2021.04.004> **(Фахова, категорії Б)** *(особистий внесок: аналітичний огляд, підбір та опрацювання літератури, частковий збір та обробка експериментальних даних, формулювання висновків).*

5. Пропозиції ради

Запропоновано впровадити дисертаційної роботи Ніколенко Ю.В. «Особливості розвитку фітопланктону Запорізького водосховища в умовах антропогенного навантаження» в освітній процес Дніпровського національного університету імені Олеся Гончара.

Т.в.о. голови вченої ради
біолого-екологічного факультету,
к. с-г.н., доц.



Тетяна ШАРАМОК

А к т
впровадження результатів дисертаційної роботи Ніколенко Ю.В.
«Особливості розвитку фітопланктону Запорізького водосховища в
умовах антропогенного навантаження» в практичну діяльність
Управління Державного агентства меліорації та рибного господарства у
Дніпропетровській області

Даний акт засвідчує, що в результаті виконання договору про науково-технічне співробітництво між Дніпровським національним університетом імені Олеся Гончара (ДНУ) та Управлінням Державного агентства меліорації та рибного господарства у Дніпропетровській області (Управління) (№9-18 від 19.10.2018 р.) наукові результати, які були отримані Ніколенко Ю.В. при виконанні дисертаційного дослідження «Особливості розвитку фітопланктону Запорізького водосховища в умовах антропогенного навантаження», впроваджені практичну діяльність Управління.

Результати дисертаційних досліджень лягли в основу «Біологічного обґрунтування показників проведення робіт зі штучного відтворення (зариблення) водних біоресурсів у Дніпровському (Запорізькому) водосховищі (на період 2022 р.)», а саме використані при розрахунку обсягів зариблення білим товстолобиком для боротьби з цвітінням Дніпра, яке надано до Управління Державного агентства меліорації та рибного господарства у Дніпропетровській області та впроваджені у роботу Управління.

Начальник Управління Державного
агентства меліорації та рибного
господарства
у Дніпропетровській області



Василь ВОЛКОВ

ДОДАТОК Д
СПИСОК ПУБЛІКАЦІЙ ЗА ТЕМОЮ ДИСЕРТАЦІЇ

СПИСОК ПУБЛІКАЦІЙ ЗА ТЕМОЮ ДИСЕРТАЦІЇ

Ніколенко Юлія Вячеславівна
(прізвище, ім'я, по-батькові здобувача)

№ п/п	Назва	Характер роботи	Вихідні дані	Обсяг (стор.)	Прізвища співавторів
1	2	3	4	5	6
1. Наукові праці					
1	Характеристика фітопланктону Запорізького водосховища за період існування (огляд)	Стаття	Рибогосподарська наука України – 2019. – 2(48). – С. 21–41. https://doi.org/10.15407/fsu2019.02.021 (Фахова в Україні, категорії Б).	21	Федоненко О.
2	Гідроекологічна оцінка Запорізького водосховища	Стаття	Питання біоіндикації та екології. – 2019. – 24 (2). – С. 137–149. https://doi.org/10.26661/2312-2056/2019-24/2-12 (Фахова в Україні, категорії Б)	13	Шаромок Т., Федоненко О. Курченко В.
3.	Вміст радіонуклідів у фітопланктоні на різних ділянках Запорізького водосховища	Стаття	Наукові доповіді НУБіП України. – 2020. – 3 (85). – 10 с. http://dx.doi.org/10.31548/dopovid2020.03.002 (Фахова в Україні, категорії Б).	10	
4	Analysis of the content of heavy metals in phytoplankton of the Zaporizhia reservoir	Стаття	ScienceRise: Biological Science. – 2020. – 3 (24) . – P.12–17. https://doi.org/10.15587/2519-8025.2020.210095 . (Фахова в Україні, категорії Б)	6	Fedonenko E.

5	Seasonal dynamics of phytoplankton indicators of the Zaporizhzhia (Dnipro) reservoir	Стаття	Ukrainian Journal of Ecology. – 2021. – 11 (7). С. 121–128. https://www.ujecology.com/articles/seasonal-dynamics-of-phytoplankton-indicators-of-the-zaporizhzhia-dnipro-reservoir-phytoplankton-of-the-zaporozhye-reservoir-84254.html (інші видання)	8	Fedonenko, O.
6	Hydrochemical conditions of phytoplankton development in Zaporizhian (Dnipro) reservoir	Стаття	Acta Biol. Univ. Daugavp. – 2021. – 21 (1). – P. 59 – 69. https://du.lv/hydrochemical-conditions-of-phytoplankton-development-in-zaporizhian-dnipro-reservoir (Закордонне видання у країні ОЕСР).	11	
7	Екологічна оцінка Запорізького (Дніпровського) водосховища	Стаття	Наукові доповіді НУБіП України. –4 (92). – 10 с. http://dx.doi.org/10.31548/dopovidi2021.04.004 (Фахова в Україні, категорії Б)	10	Федоненко О.
8	Зміни якісних показників фітопланктону Запорізького водосховища	Тези	Матеріали II Всеукраїнської науково-практичної конференції «Стратегії інноваційного розвитку природничих дисциплін: досвід, проблеми та перспективи». – Кропивницький,	2	

			2019 (21 березня). – С. 185–186. Форма участі: заочна		
9	Вертикальний розподіл фітопланктону Запорізького водосховища	Тези	Матеріали Науково-практичної конференції «Інноватика в сучасній освіті та науці: теорія і практика». – Чернівці, 2019 (27–28 вересня). – С. 25–27. Форма участі: заочна.	3	Федоненко О.
10	Algal blooms in the Zaporiske reservoir	Тези	Матеріали VIII регіональної науково-практичної конференції молодих учених та студентів «Сучасні науково-технічні дослідження у контексті мовного простору». – Дніпро, 2019 (11–12 травня). – С. 33–34. Форма участі: очна.	2	Fedonenko E. Posudiiievskia O.
11	Видове різноманіття фітопланктону Запорізького водосховища у весняний період	Тези	Матеріали X Міжнародної наукової конференції, «Zoocenosis–2019. Біорізноманіття та роль тварин в екосистемах». – Дніпро, 2019 (18–19 листопада). – С. 51. Форма участі: заочна.	1	Федоненко О.
12	Екологічна оцінка якості води Запорізького водосховища в районі о. Монастирський	Тези	Матеріали III Міжнародної науково-практичної конференції, «Проблеми функціонування та підвищення біопродуктивності водних екосистем».	2	Федоненко О.

			– Дніпро, 2020 (25–27 березня). – С. 42–43. Форма участі: очна.		
13	Гідроекологічні показники Запорізького(Дніпровського)водосховища	Тези	Матеріали 74-ої Всеукраїнської науково-практичної конференції «Сучасні технології у тваринництві та рибництві: навколишнє середовище – виробництво продукції – екологічні проблеми». – Київ, 2020 (26 жовтня). – С. 12–13. Форма участі: заочна.	2	Шаромок Т., Курченко В.
14	Оцінка екологічного стану Запорізького водосховища за фітопланктоном	Тези	Матеріали Всеукраїнської науково-практичної конференції, присвяченої 80-річчю хіміко-біологічного факультету Тернопільського національного педагогічного університету імені Володимира Гнатюка. Тернопіль «Тернопільські біологічні читання – Ternopil Bioscience – Тернопіль, 2020 (22–23 травня). – С. 39–41. Форма участі: заочна.	3	
15	Оцінка видового різноманіття фітопланктону на різних ділянках Запорізького водосховища	Тези	Матеріали XII Всеукраїнської науково-практичної конференції «Біологічні дослідження –	2	

			2021». – Житомир, 2021. – С. 162–163. Форма участі: заочна.		
16	Екологічна оцінка стану Запорізького водосховища за гідрохімічними та гідробіологічними показниками	Тези	Матеріали XVII Міжнародної наукової конференції студентів і аспірантів «Молодь і поступ біології». – Львів, 2021 (19–21 квітня). – С. 136–137. Форма участі: очна.	2	
17	Біомоніторинг токсичного забруднення Запорізького водосховища важкими металами	Тези	Матеріали IV (XV) Міжнародної наукової конференції молодих учених «Наукові основи збереження біотичної різноманітності». – Львів, 2021 (28 жовтня) – С. 99. Форма участі: заочна.	1	
18	Особливості розвитку фітопланктону Запорізького водосховища	Тези	Матеріали XI Міжнародної наукової конференції «Zoocenosis–2021. Біорізноманіття та роль тварин в екосистемах». – Дніпро, 2021 (10–12 листопада). – С. 6–7. Форма участі: заочна.	2	

Здобувач



Ніколенко Ю.В.

Перелік засвідчую:

Завідувачка кафедри загальної біології та водних біоресурсів
Вчений секретар ЗВО/НДУ



