

НАЦІОНАЛЬНА АКАДЕМІЯ НАУК УКРАЇНИ
ІНСТИТУТ ГІДРОБІОЛОГІЇ УКРАЇНИ

Кваліфікаційна наукова
праця на правах рукопису

КРАВЦОВА ОЛЬГА ВОЛОДИМИРІВНА

УДК [581.526.325:556.55:502.4:911.375] (043.5)

ДИСЕРТАЦІЯ
ФІТОПЛАНКТОН РІЗНОТИПНИХ ВОДОЙМ ПРИРОДООХОРОННИХ І
УРБАНІЗОВАНИХ ТЕРИТОРІЙ

03.00.17 «Гідробіологія»

Біологічні науки

Подається на здобуття наукового ступеня кандидата біологічних наук

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

Кравцова О. В.



Науковий керівник Щербак Володимир Іванович, доктор біологічних наук,
професор

Київ – 2019

АНОТАЦІЯ

Кравцова О. В. Фітопланктон різнотипних водойм природоохоронних урбанізованих територій. - Кваліфікаційна наукова праця на правах рукопису.

Дисертація на здобуття наукового ступеня кандидата біологічних наук (доктора філософії) за спеціальністю 03.00.17 «Гідробиологія» (03 – Біологічні науки). - Інститут гідробиології НАН України, Київ, 2019.

Встановлено основні закономірності формування видового і таксономічного складу, структури й сезонної динаміки чисельності та біомаси, інформаційного різноманіття, сапробності, інтенсивності первинної продукції і деструкції органічної речовини фітопланктону різнотипних водойм природоохоронних, лісопаркових та урбанізованих територій.

Запропоновано систему бальної оцінки антропогенного впливу на водойми на основі наявності антропогенних факторів та показників, рекомендованих Директивами ЄС. Ця система дає можливість виділити три типи водних об'єктів: водойми природоохоронних та лісопаркових територій, водойми урбанізованих територій та водойми з високим антропогенним тиском.

У фітопланктоні досліджених водойм було виявлено 544 види (584 внутрішньовидові таксони) з 149 родів, 35 порядків, 15 класів і 9 відділів. За видовою насиченістю найбільш масові були: Bacillariophyta - 161 (166 в.в.т.), Chlorophyta – 120 видів (123 в.в.т.) та Euglenophyta – 105 видів (133 в.в.т.), що відповідно становить 30, 22 і 19% флористичного різноманіття. Встановлено, що найбільшим різноманіттям характеризувались водойми природоохоронних і лісопаркових територій, найменшим – водойми під дією антропогенного чинника.

За допомогою скануючої електронної мікроскопії у водоймах міських агломерацій України вперше було виявлено п'ять видів дрібноклітинних центричних діатомових водоростей (*Aulacoseira subarctica*, *Cyclotella ocellata*, *Handmannia comta*, *Stephanodiscus minutulus*, *Conticribra weissflogii*).

Представленість *Bacillariophyta* дрібноклітинними формами є адаптаційною здатністю діатомей до вегетації в умовах антропогенного тиску.

Щодо географічного поширення, то основу водоростевих угруповань становили види-космополіти (77–85%), за відношенням до реофільності домінували індикатори стоячо-текучих вод (65–76%). За відношенням до рН та галобності більшість водоростей у досліджених водоймах належала до індиферентів – відповідно 35–71% та 59–87% загального числа видів.

Серед видів-індикаторів забруднення по Ватанабе у всіх досліджених водоймах переважали еврисапроби (61–88%), частка їх зростала у водоймах з високим антропогенним навантаженням.

При аналізі розподілу водоростей фітопланктону за зонами сапробності встановлено переважання β -мезосапробів (23-42%), при чому їх частка вища ($\geq 30\%$) у водоймах з високим антропогенним навантаженням.

Чисельність і біомаса фітопланктону коливались в межах декількох порядків: 0,30–354,3 млн. кл/дм³ та 0,01–788,7 мг/дм³. Відгуком водоростевих угруповань на дію антропогенних чинників було зменшення інтенсивності розвитку *Bacillariophyta* й *Dinophyta* та зростання *Cyanophyta* до рівня «цвітіння» води, а при збільшенні концентрацій сполук неорганічного азоту – *Euglenophyta* і *Chlorophyta*.

Кількісний склад фітопланктону водойм природоохоронних та лісопаркових територій характеризується переважанням діатомових, динофітових та зелених водоростей, водойм урбанізованих територій – синьозелених та зелених, а водойм з високим вмістом сполук неорганічного азоту – евгленових та зелених. Із збільшенням антропогенного навантаження на водойми зростає частка хлорококових зелених та центричних діатомових водоростей у чисельності фітопланктону.

Використання коефіцієнту кореляції Кендела на різних рівнях систематичної ієрархії фітопланктону дозволило виділити два кластери водойм: з високим (27–39 балів) і низьким (10–13 балів) антропогенним впливом. Порівняння видового складу фітопланктону різнотипних водойм за

коефіцієнтом Серенсена (K_S) показало, що вони характеризувалися низьким рівнем видової подібності – K_S був від 0,17 до 0,51, що вказує на вплив різних факторів навколишнього середовища на розвиток фітопланктону.

Різноманітність фітопланктону за індексом Шеннона у досліджених водоймах становила від 0,02 до 4,43 біт/екз. Найвищі значення були зафіксовані у водоймах природоохоронних та лісопаркових територій (2,03–2,96 біт/екз), відносно низькі - для фітопланктону водойм урбанізованих територій (1,54–2,44 біт/екз), найменші - для водойм, забруднених неорганічними сполуками азоту (біт/екз).

Індекс сапробності водного середовища за чисельністю фітопланктону знаходився в межах 0,75–2,98, тобто від χ -о- до α -мезосапробних зон. У водоймах природоохоронних та лісопаркових територій в середньому індекс сапробності варіював від 1,84 до 1,94, у водоймах урбанізованих територій - від 1,87 до 2,07. Таким чином, інформаційне різноманіття за індексом Шеннона має тенденцію до зниження, а індекс сапробності зростає зі збільшенням антропогенного тиску на водойми.

Впродовж вегетаційного періоду інтенсивність первинної продукції коливалася в межах кількох порядків: від 0,08 до 42,84 мг $O_2 \times dm^3 \times добу$. Мінімальна інтенсивність первинної продукції спостерігалася в водоймах природоохоронних та лісопаркових територій, а більша – у водоймах урбанізованих територій. У водоймах з низьким антропогенним впливом сезонна динаміка первинної продукції характеризується 2–3 максимумами, тоді як за високого антропогенного навантаження формується один максимум, що зумовлено олігодомінантною структурою фітопланктону.

Відповідно, деструкція органічної речовини змінювалося від 0,58 до 10,35 мг $O_2 \times dm^3 \times добу$, а співвідношення A/R - від 0,12 до 15,67. P/B коефіцієнти становили від 0,91 до 6,02. Їх найвищі значення були зафіксовані у водоймах з інтенсивним розвитком дрібноклітинних зелених, синьозелених і центричних діатомових водоростей.

Встановлено декілька типів водних екосистем за особливостями формування у них первинної продукції впродовж вегетаційних сезонів: з одним (літо), двома (весна, літо) і трьома (весна, літо, осінь) максимумами, що визначається різними домінуючими комплексами фітопланктону.

1 тип. Двовершинний з весняними та літніми піками/ Максимальна $A_{вал}$ формується навесні. В даному типі водних екосистем основна доля енергії акумулюється навесні та влітку та забезпечує функціонування всіх наступних вищих трофічних рівнів і по мірі використання енергії продуктивність спадає.

2 тип. Тривершинний з весняним, літнім та осіннім піками/ Характерно для водойм з полідомінантною структурою фітопланктону. Такі типи формування первинної продукції характерні для водойм, розташованих на природоохоронних та лісопаркових територіях.

3 тип. Одновершинний, коли фіксується один максимум первинної продукції. За таким типом розвиваються водойми з олігодомінантною структурою фітопланктону, що знаходяться на урбанізованих територіях.

Проведена градація водних екосистем за ефективністю утилізації сонячної енергії у водоймах різного трофічного статусу. Виявлена тенденція зростання ефективності утилізації сонячної енергії зі збільшенням рівня трофності: від 0,18 до 0,23 – мезотрофна, 0,30-0,45 – евтрофна, 0,82-1,67 – політрофна.

На сучасному етапі, порівняно з ретроспективними даними за десятирічний період, для фітопланктону водойм міста Києва характерне зниження видового різноманіття, насиченості родів видами, чисельності і біомаси, у структурі якої зменшилась частка зелених, золотистих водоростей і збільшилась – синьозелених та евгленових водоростей.

Таким чином, узагальнення досліджених показників – видового та таксономічного різноманіття, чисельності й біомаси, складу домінуючого комплексу, інтенсивності первинної продукції, – показало, що незалежно від типу міської агломерації, виділяються декілька типів водних екосистем: водойми, що знаходяться на природоохоронних і лісопаркових, урбанізованих

територіях та ті, де спостерігається антропогенний тиск, зумовлений значним надходженням біогенних елементів.

Ключові слова: фітопланктон, водойми міських агломерацій, чисельність, біомаса, сапробність, інформаційне різноманіття, таксономічний склад, антропогенний вплив.

ABSTRACT

Kravtsova O.V. Phytoplankton in different types of water bodies within nature protection and urban areas. – Manuscript.

The paper considers the main aspects of phytoplankton's species and taxonomic richness, abundance and biomass structure, seasonal dynamics, Shannon's diversity, saprobity, primary production and organic matter destruction in different types of water bodies within nature protection and forest-park areas and urban areas.

We propose the system for point assessment of anthropogenic impact upon water bodies based on presence of anthropogenic factors and indicators recommended by EU Directives. This system makes it possible to distinguish three types of water bodies: water bodies of nature protection and forest-park areas, water bodies of urban areas, and water bodies with high anthropogenic pressure.

Phytoplankton in the water bodies under study was represented by 544 species (584 intraspecific taxa) from 149 families, 35 orders, 15 classes and 9 divisions. The largest portion of species diversity was formed by Bacillariophyta – 161 (166 intraspecific taxa) - 30% of the total floristic diversity, Chlorophyta – 120 species (123 intraspecific taxa) – 22%, and Euglenophyta – 105 species (intraspecific taxa) – 19%. The highest algae diversity was observed in water bodies of nature protection and forest-park areas, and the lowest – in water bodies under the impact of human factors.

With the aid of scanning electron microscopy five species of small-celled centric diatoms (*Aulacoseira subarctica*, *Cyclotella ocellata*, *Handmannia comta*, *Stephanodiscus minutulus*, *Conticribra weissflogii*) were discovered for the first time in the water bodies within Ukrainian urban agglomerations. Representation of

Bacillariophyta in small-celled forms is an adaptive ability of diatoms to grow under human pressure.

Regarding geographic distribution the major share of algal species were cosmopolites (77-85%) and reophilic forms (65-76%). In relation to pH and halobility the most of algae in the water bodies under study belonged to indifferent species – respectively 35-71% and 59-87% of the total number of species.

According to organic pollution by Watanabe eury saprobes (61-88%) dominated in all water bodies under study, their portion was larger in water bodies with high human pressure.

Analyzing the distribution of phytoplankton algae to determine saprobity zones made it possible to show the predominance of β - mesosaprobes (23–42%). Their portion was higher ($\geq 30\%$) in water bodies with high anthropogenic pressure.

The abundance and biomass of phytoplankton fluctuated within several orders of magnitude: 0.30–354.3 million cells $\times$ dm⁻³ and 0.01–788.7 mg $\times$ dm⁻³. It has been shown that phytoplankton responds to human impact by reducing intensity of Bacillariophyta and Dinophyta development and Cyanophyta growth to the level of water bloom. Increase in Euglenophyta and Chlorophyta portions is the response to high concentration of inorganic nitrogen compounds.

The quantitative phytoplankton composition in water bodies within nature protection and forest-park areas was characterized by prevalence of Bacillariophyta, Dinophyta and Chlorophyta. Chlorophyta and Cyanophyta dominated in water bodies within urban areas, and Euglenophyta and Chlorophyta prevailed in water bodies with high content of inorganic nitrogen. High human pressure on water bodies causes increase in Chlorococcales and centric diatoms portions in phytoplankton.

Using Kendall rank correlation coefficient at different levels of the phytoplankton systematic hierarchy made it possible to distinguish two clusters of water bodies: with high (27–39 points) and low (10–13 points) human impact. Small Sørensen species similarity coefficients (between 0.17 and 0.51) indicate the effect of various environmental factors on phytoplankton development.

Shannon's diversity of phytoplankton in the water bodies under consideration ranged from 0.02 to 4.43 bits $\times$ indv⁻¹. The highest values were recorded in water bodies of nature protection and forest park areas (2.03–2.96 bits $\times$ indv⁻¹), relatively low – for phytoplankton of water bodies within urban areas (1.54–2.44 bits $\times$ indv⁻¹), and the lowest – for water bodies, polluted with inorganic nitrogen compounds (1.68–1.89 bits $\times$ indv⁻¹).

The saprobity index of the aquatic environment according to phytoplankton abundance was within the range of 0.75–2.98, that is, from χ -o- to α -mesosaprobic zones. In the water bodies within nature protection and forest park areas, the average saprobity index varied from 1.84 to 1.94, in the water bodies of urban areas – from 1.87 to 2.07. Thus, Shannon's diversity tends to reduce, and saprobity index tends to rise with the increase of human pressure on the water bodies.

During the growing seasons, the primary production intensity fluctuated within several orders of magnitude: from 0.08 to 42.84 mg O₂ $\times$ dm⁻³ per day. The minimal production intensity was observed in forest park areas, and more intense production was recorded in water bodies of urban areas.

Accordingly, the destruction of organic matter varied from 0.58 to 10.35 mg O₂ $\times$ dm⁻³ per day, and the A/R ratio – from 0.12 to 15.67. P/B coefficients ranged from 0.91 to 6.02. Their highest values were registered in water bodies with intensive development of small-celled green, blue-green and centric diatom algae. Primary production's seasonal dynamics was marked by 2–3 maximums in water bodies with low human impact, whereas one maximum was recorded in water bodies with high human pressure. It was caused by oligodominant phytoplankton structure.

According to patterns of primary production during vegetation seasons, several types of aquatic ecosystems have been identified: with one peak (summer), with two peaks (spring, summer) and three peaks (spring, summer, autumn), which is determined by different dominant phytoplankton complexes.

1 type. Two peaks in spring and summer were observed. This type of aquatic ecosystems is characterized by accumulating of the bulk of energy in spring and

summer, and it ensures functioning of the upper trophic levels and, as energy is used, production decreases.

2 type. Three peaks in spring, summer and autumn are observed. It is typical for water bodies with polydominant phytoplankton. Such types of primary production pertain to water bodies located in the nature protection and forest park areas.

3 type. One peak of primary production is recorded. It is typical for water bodies with oligodominant phytoplankton structure, which are located in urban areas .

Gradation of urban water bodies according to primary production intensity indicates their different trophic status: mesotrophic, eutrophic, polytrophic. The solar energy utilization tends to become more efficient with trophic level increasing: 0.18–0.23% in mesotrophic water bodies, 0.30–0.45% in eutrophic water bodies, and 0.82–1.67% in polytrophic water bodies.

At the present stage, compared to retrospective data for the decade, for the phytoplankton of the reservoirs of the city of Kiev characteristic decline in species diversity, saturation of genera species, number and biomass, the structure of which reduced the portion of green and golden algae and increased - blue and green algae.

Thus, the synthesis of the studied indicators - species and taxonomic diversity, number and biomass, the composition of the dominant complex, the intensity of primary production - showed that, regardless of the type of urban agglomeration, several types of aquatic ecosystems are distinguished: reservoirs that are located on nature protection and forest park, urbanized territories and those where there is anthropogenic pressure due to a significant inflow of nutrients.

Key-words: phytoplankton, water bodies of urban agglomerations, abundance, biomass, saprobity, Shannon's diversity, taxonomic diversity, human impact.

СПИСОК ПУБЛІКАЦІЙ ЗДОБУВАЧА

Наукові статті, в яких опубліковані основні наукові результати дисертації у виданнях, які включено до переліку фахових періодичних наукових видань за спеціальностями «Біологічні науки»

1. **Кравцова О. В.** Динаміка фітопланктону у міських водоймах з різним ступенем антропогенного навантаження. Наукові записки Тернопільського національного педагогічного університету імені Володимира Гнатюка. Сер. Біологія. 2016. Вип. 3/4 (67). С. 41–47.
2. **Кравцова О. В.,** Семенюк Н.Є. Багаторічна динаміка структурно-функціональних характеристик фітопланктону різнотипних водойм мегаполіса. Вісник Запорізького національного університету: збірник наукових праць. Біологічні науки. 2017. №1. С. 140–153. *(Збір, обробка та аналіз натурних даних, участь у написанні статті)*
3. Щербак В. І., **Кравцова О. В.** Особливості фітопланктону водойм міських лісопаркових зон. Біоресурси і природокористування. 2017. Т. 9, № 5-6. С. 17–25. *(Збір, обробка та аналіз натурних даних, участь у написанні статті)*
4. Shcherbak V.I., **Kravtsova O.V.,** Linchuk M.I. Assessment of the influence of high concentrations of nitrogen compounds on phytoplankton diversity in the ponds of the Oleksandriya natural park (the town of Bila Tserkva, Ukraine). Hydrob. Journ. 2018. Vol. 54, N 1. P. 19–32. *(Збір, обробка та аналіз натурних даних, участь у написанні статті)*
5. Genkal S.I., Scherbak V.I. & **Kravtsova O.V.** Morphological variability in the populations of some species of the genus *Thalassiosira* Cl. (Bacillariophyta) in the urbanized water bodies of Ukraine. International Journal on Algae, 2018, 20 (2). P. 181–192. *(Збір, обробка та аналіз натурних даних, участь у написанні статті)*
6. **Кравцова О. В.** Реакція фітопланктону ставів міських агломерацій на вплив різних антропогенних чинників. Наукові записки Тернопільського національного педагогічного університету імені Володимира Гнатюка. Сер. Біологія. 2018. Вип. 1 (72). С. 43 – 50.

7. Shcherbak V.I., Genkal S.I., **Kravtsova O.V.** Centric diatoms (Centrophyceae) of water bodies of urban agglomerations. *Hydrob. Journ.* 2018. Vol. 54, N 6. P. 43–54.
(Збір, обробка та аналіз натурних даних, участь у написанні статті)

Публікації у матеріалах конференцій, які засвідчують апробацію матеріалів дисертації:

1. **Кравцова О. В.** Особливості каскаду водойм державного Дендрологічного парку «Олександрія» (м. Біла Церква). Метеорологія, гідрологія, моніторинг довкілля в контексті екологічних викликів сьогодення: Мат. Всеукр. конф. для молодих учених (16-17 листопада, м. Київ). Київ: Ніка-Центр, 2016. С. 80 – 82.
2. **Кравцова О. В.** Весняний фітопланктон міських водойм з різним ступенем антропогенного навантаження. Сучасна гідроекологія: місце наукових досліджень у вирішенні актуальних проблем: збірник матеріалів III науково-практичної конференції для молодих вчених. Київ, 2016. С. 28 – 29.
3. **Кравцова О. В.** Оцінка стану водойм мегаполіса за різноманіттям фітопланктону. Охорона, збереження та відтворення біорізноманіття в умовах мегаполісу: матеріали міжнародної науково-практичної конференції, присвяченій 10-річчю створення національного природного парку «Голосіївський» (м. Київ, 7-8 вересня 2017 року). Харків: Видавництво «Діса Плюс», 2017. С. 48-52.
4. **Кравцова О. В.** Масовий розвиток водоростей водойм урбанізованих територій. Сучасна гідроекологія: місце наукових досліджень у вирішенні актуальних проблем: збірник матеріалів IV науково-практичної конференції для молодих вчених. Київ, 2017. С. 38–39.
5. **Кравцова О. В.** Флористична структура фітопланктону водойм різнотипних міських агломерацій. Сучасна гідроекологія: місце наукових досліджень у вирішенні актуальних проблем: збірник матеріалів V науково-практичної конференції для молодих вчених. Київ, 2018. С. 28–29.

6. **Кравцова О. В.** Різноманіття фітопланктону в залежності від ступеню урбанізованості території. Біологічні дослідження – 2017: Збірник наукових праць. Житомир: ПП «Рута», 2017. С. 129–130.
7. **Кравцова О. В.** Масовий розвиток динофітових водоростей як індикатор якості води, перспективи промислового використання. VIII Всеукраїнська науково-практична конференція молодих учених, аспірантів і студентів «Вода в харчовій промисловості»: Збірник тез доповідей VIII Всеукраїнської науково-практичної конференції молодих учених, аспірантів і студентів. Одеса: ОНАХТ, 2017. С. 55-56.
8. **Кравцова О. В.** Первинна продукція водойм м. Києва на прикладі озера Опечень II. Біологічні дослідження – 2018: Збірник наукових праць. Житомир: ПП «Рута», 2018. С. 180–181.

ЗМІСТ

ВСТУП	16
РОЗДІЛ 1. ХАРАКТЕРИСТИКА ФІТОПЛАНКТОНУ ВОДОЙМ ПРИРОДООХОРОННИХ, ЛІСОПАРКОВИХ Й УРБАНІЗОВАНИХ ТЕРИТОРІЙ ТА ОСНОВНИХ ЧИННИКІВ, ЩО ВИЗНАЧАЮТЬ ЙОГО ФУНКЦІОНУВАННЯ (Літературний огляд)	21
РОЗДІЛ 2. МАТЕРІАЛИ І МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕНЬ	33
2.1. Об'єкт досліджень	33
2.2. Методика оцінки ступеню негативного впливу на фітопланктон	43
2.3. Вивчення таксономічного та інформаційного (індекс Шеннона) різноманіття водоростей планктону	47
2.4. Сапробіологічна оцінка якості водного середовища та еколого-географічна характеристика фітопланктону	51
2.5. Оцінка інтенсивності первинної продукції фітопланктону та деструкції органічної речовини, їх співвідношення (A/R), продукційні коефіцієнти (P/B, A/B)	53
РОЗДІЛ 3. ТАКСОНОМІЧНИЙ СКЛАД ФІТОПЛАНКТОНУ	54
3.1. Таксономічний та видовий склад фітопланктону водойм м. Києва, м. Житомира та м. Біла Церква	54
3.2. Флористична структура фітопланктону водойм міських агломерацій	59
3.3. Особливості центричних діатомових водоростей водойм міських агломерацій	71
3.4. Еколого-географічна характеристика водоростей планктону водойм міських агломерацій	77
РОЗДІЛ 4. КІЛЬКІСНИЙ РОЗВИТОК ТА СТРУКТУРА ДОМІНУЮЧОГО КОМПЛЕКСУ ФІТОПЛАНКТОНУ	79
4.1. Чисельність, біомаса та сезонна динаміка фітопланктону водойм	82
4.2. Домінуючі комплекси фітопланктону водойм міських агломерацій	107

4.3. Багаторічні зміни структурно-функціональних показників розвитку фітопланктону (на прикладі водойм м. Києва)	112
4.4. Оцінка інформаційного різноманіття фітопланктону за індексом Шеннона	118
4.5. Сапробіологічна оцінка якості води	123
РОЗДІЛ 5. ПРОДУКЦІЙНА ХАРАКТЕРИСТИКА ФІТОПЛАНКТОНУ ВОДОЙМ (первинна продукція і деструкція, A/R, A/B, P/B-коефіцієнти)	126
5.1. Методичні особливості визначення продукції водойм міських агломерацій	126
5.2. Первинна продукція фітопланктону й деструкція органічної речовини, їх співвідношення різнотипних у водоймах міських агломерацій	128
5.3. Ефективність утилізації сонячної енергії фітопланктоном й чиста первинна продукція	135
5.4. Динаміка P/B-коефіцієнтів фітопланктону міських агломерацій	140
РОЗДІЛ 6. ОСНОВНІ ЗАКОНОМІРНОСТІ ФОРМУВАННЯ ФІТОПЛАНКТОНУ ВОДОЙМ УРБАНІЗОВАНИХ І ПРИРОДООХОРОННИХ ТЕРИТОРІЙ (Узагальнення)	141
ВИСНОВКИ	150
СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ	153
Додаток А. Систематичний список водоростей планктону водойм природоохоронних і урбанізованих територій та їх еколого-географічна характеристика. Кількісні показники фітопланктону водойм м. Києва	170
Додаток Б. Список публікацій за темою дисертації	203

ПЕРЕЛІК УМОВНИХ ПОЗНАЧЕНЬ

K_S	коефіцієнт подібності видового складу Серенсена
τ	коефіцієнт кореляції
H_N	індекс інформаційного різноманіття Шеннона, обчислений за видовим багатством і чисельністю фітопланктону, біт/екз
H_B	індекс інформаційного різноманіття Шеннона, обчислений за видовим багатством і біомасою фітопланктону, біт/екз
N	чисельність фітопланктону, млн. кл/дм ³
B	біомаса фітопланктону, мг/дм ³
S_N	індекс сапробності, обчислений за чисельністю фітопланктону
S_B	індекс сапробності, обчислений за біомасою фітопланктону
p	рівень значимості
В. В. Т.	внутрішньовидові таксони включно з номенклатурним типом виду
$N_{\text{неорг}}$	неорганічний азот, мг N/дм ³
$P_{\text{неорг}}$	неорганічний фосфор, мг P/дм ³
S	прозорість води по диску Секкі, м
T	температура, °C

ВСТУП

Актуальність теми. Важливим напрямком збереження біологічного різноманіття є створення та забезпечення функціонування й охорони водних об'єктів, які знаходяться в лісопаркових і природоохоронних територіях міських агломерацій. Особливо важливою ця проблема постає у містах України, де інтенсифікація урбанізаційних процесів здатна призвести до необоротних змін у водних екосистемах.

Прикладом поєднання різнотипних водойм, які знаходяться на урбанізованих територіях з інтенсивним антропогенним впливом та водойм природоохоронних й лісопаркових територій є мегаполіс України - м. Київ. Зокрема, озеро Бабине, став у парку «Нивки» є складовими збережених природних ландшафтів, на відміну від озера Опечень II, яке відчуває суттєвий вплив міської агломерації.

Відомо, що в міських водоймах в першу чергу антропогенний вплив відчуває провідний компонент водних екосистем – фітопланктон [69, 97, 116], тому він є репрезентативним біологічним індикатором їх сучасного стану, біопродукційного потенціалу, якості водного середовища та оцінки ступеня антропогенного навантаження.

В літературі наведені відомості щодо планктонних водоростей водойм, розташованих на територіях, що мають природоохоронний статус [33, 66, 115, 158, 169], зокрема і м. Києва [29, 30, 39], а також чимало робіт присвячено вивченню фітопланктону міських водойм [100], де окреслюються аспекти антропогенного впливу на них [48, 86, 87, 97, 110]. З огляду на це, порівняльний аналіз особливостей розвитку фітопланктону у водоймах природоохоронних і лісопаркових територій та тих, що знаходяться під інтенсивним антропогенним впливом, зумовлює актуальність даної роботи. Крім того, оскільки наведені роботи виконувались понад десять років тому, представляє інтерес порівняти їх з сучасними даними.

Практично досі не проводились дослідження інтенсивності первинної продукції планктону та деструкції органічної речовини, аналіз впливу чинників, що визначають перебіг цих процесів у водоймах міських агломерацій, а також їх ранжування за трофічним статусом.

Тому актуальність роботи полягає в порівняльному аналізі особливостей розвитку фітопланктону у водоймах, що знаходяться на природоохоронних й лісопаркових територіях та під інтенсивним антропогенним впливом.

Мета і задачі дослідження. *Мета роботи* – визначити особливості розвитку фітопланктону водойм природоохоронних, лісопаркових та урбанізованих територій.

Досягнення цієї мети зумовило необхідність постановки й вирішення наступних завдань:

- ▶ розробити методологію оцінки впливу антропогенних чинників на фітопланктон водойм міських агломерацій;
- ▶ вивчити видове та таксономічне різноманіття на різних рівнях систематичної ієрархії фітопланктону водойм міських агломерацій, провести їх порівняльний аналіз;
- ▶ визначити сезонну динаміку чисельності, біомаси фітопланктону, структурну організацію домінуючого комплексу;
- ▶ встановити інформаційне різноманіття фітопланктону за індексом Шеннона, порівняти флористичний і видовий склад за коефіцієнтами Кендела і Серенсена та провести сапробіологічну оцінку водного середовища;
- ▶ оцінити первинну продукцію та деструкцію органічної речовини, з'ясувати особливості їх сезонної динаміки та провести типізацію водних екосистем міських агломерацій за цими показниками;
- ▶ визначити трофічний статус водойм, провести типізацію водойм за структурно–функціональними показниками фітопланктону.

Методи дослідження. У роботі використовували загальноприйняті методи відбору і опрацювання альгологічних проб, визначення таксономічного складу

водоростей, дослідження первинної продукції та деструкції органічної речовини та стандартні гідрохімічні методи. Отримані дані статистично опрацьовані.

При проведенні досліджень біоетичні норми не були порушені.

Об'єкт дослідження – фітопланктон різнотипних водойм міських агломерацій.

Предмет дослідження – структурно-функціональні характеристики фітопланктону водойм природоохоронних, лісопаркових та урбанізованих територій.

Наукова новизна отриманих результатів. Вперше здійснено порівняння особливостей розвитку фітопланктону водойм, що знаходяться на природоохоронних й лісопаркових територіях та під інтенсивним антропогенним впливом.

Розроблено бальну систему оцінки впливу антропогенних чинників на фітопланктон водойм міських агломерацій з врахуванням вітчизняних напрацювань та Директив ЄС. Проведено інвентаризацію альгофлори водойм, складено систематичний список водоростей планктону, що налічує 544 види (584 внутрішньовидові таксони), які належать до 149 родів, 35 порядків, 15 класів і 9 відділів; зазначено еколого-географічні характеристики видів.

За допомогою скануючої електронної мікроскопії вперше у водоймах міських агломерацій України було виявлено 5 видів центричних діатомових водоростей (*Aulacoseira subarctica*, *Cyclotella ocellata*, *Handmannia comta*, *Stephanodiscus minutulus*, *Conticribra weissflogii*).

Визначено особливості формування таксономічного складу, структури й сезонної динаміки чисельності та біомаси фітопланктону у водоймах природоохоронних, лісопаркових та урбанізованих територій. Структурууючими відділами у формуванні кількісних показників фітопланктону водойм природоохоронних й лісопаркових територій були діатомові, динофітові та зелені, а водойм з високим антропогенним впливом - синьозелені, зелені (хлорококові), діатомові (центричні) і евгленові водорості.

Вперше для водойм міських агломерацій здійснено оцінку інтенсивності первинної продукції, деструкції органічної речовини, їх сезонної динаміки, здійснено ранжування водойм за трофічним статусом та аналіз чинників, що впливають на продукційно-деструкційні процеси.

Особистий внесок здобувача. Дисертантом обґрунтовано тему, мету, основні завдання роботи, освоєно необхідні методи польових та лабораторних досліджень. Виконано збір натурного матеріалу, його камеральне опрацювання, визначено видовий склад, чисельність та біомасу водоростей, проведено експерименти з оцінки інтенсивності первинної продукції та деструкції органічної речовини. Проведено статистичну обробку отриманих даних, сформульовано основні положення роботи та висновки дисертації. Особисто або у співавторстві підготовано до друку наукові праці, у яких викладено основні положення дисертації.

Зв'язок роботи з основними науковими програмами, планами, темами. Дисертаційна робота є складовою держбюджетної теми Інституту гідробіології НАН України «Механізми гомеостазу екосистем дніпровських водосховищ у сучасних умовах їхнього функціонування» (№ держреєстрації 0116U003031).

Практичне значення одержаних результатів. Отримані результати стосовно таксономічного складу, чисельності, біомаси, продукційно-деструкційних характеристик фітопланктону, а також їх сезонної динаміки, можуть бути використані для моніторингу водойм міських агломерацій, оцінки якості водного середовища, регулювання природоохоронних заходів, використання водойм в рекреаційних цілях, бути науковою основою рекомендацій та правил любительського рибальства.

В результаті інвентаризації фітопланктону доповнено список альгофлори міських водойм.

Отримані результати досліджень можуть бути використані як складова частина курсів із ботаніки, гідробіології та урбоекології у вищих навчальних закладах.

Апробація матеріалів дисертації. Основні положення й результати дисертаційного дослідження доповідались й обговорювались на міжнародних та всеукраїнських науково-практичних конференціях, зокрема: Всеукраїнській науково-практичній конференції «Біологічні дослідження» (Житомир, 2017, 2018); Всеукраїнській конференції для молодих вчених «Метеорологія, гідрологія, моніторинг довкілля в контексті екологічних викликів сьогодення» (Київ, 2016); VIII Всеукраїнській науково-практичній конференції молодих учених, аспірантів і студентів «Вода в харчовій промисловості» (Одеса, 2017); Науково-практичній конференції для молодих вчених «Сучасна гідроекологія: місце наукових досліджень у вирішенні актуальних проблем» (Київ, 2016, 2017, 2018); Міжнародній науково-практичній конференції, присвяченій 10-річчю створення національного природного парку «Голосіївський» (Київ, 2017), а також на засіданнях вченої ради Інституту гідробіології НАН України та відділу загальної і санітарної гідробіології.

Публікації. Основні положення дисертаційної роботи відображені в 15 наукових публікаціях, у тому числі 7 статтях у фахових виданнях.

Об'єм роботи. Дисертація складається зі вступу, 6 розділів, висновків, списку використаних літературних джерел, який нараховує 173 найменування, з яких 53 латиною, та 2 додатків. Роботу викладено на 169 сторінках тексту, включаючи 24 таблиці і 43 рисунки. Загальний об'єм роботи становить 206 сторінок.

РОЗДІЛ 1

ХАРАКТЕРИСТИКА ФІТОПЛАНКТОНУ ВОДОЙМ УРБАНІЗОВАНИХ І ПРИРОДООХОРОННИХ ТЕРИТОРІЙ ТА ОСНОВНИХ ЧИННИКІВ, ЩО ВИЗНАЧАЮТЬ ЙОГО ФУНКЦІОНУВАННЯ (Літературний огляд)

Проблема якості водного середовища водойм, розташованих в межах урбанізованих ландшафтів, особливо гостро постала перед дослідниками багатьох країн світу починаючи з середини минулого століття. Це пов'язано зі збільшенням міського населення й, відповідно, розвитком інфраструктури. За даними Євростату на сьогодні понад 70% населення Європи живе в містах [139] і за прогнозами Європейської комісії [138] до 2050 року сягне 80%. Звичайно, в Україні темпи урбанізації дещо нижчі, однак це не є свідченням кращого екологічного стану водних об'єктів. Це, ймовірно, розширить діапазон та збільшить інтенсивність дії антропогенних чинників на природні екосистеми в межах міських агломерацій, включаючи водні об'єкти, що є важливою частиною міст. Внаслідок антропогенного впливу у водоймах посилюються процеси евтрофікації, замулювання та накопичення забруднювальних речовин, що призводить до порушення функціонування водних екосистем.

Структурно-функціональні характеристики фітопланктону водойм широко використовують як індикатор оцінки якості водного середовища в більшості країн світу [157].

Велика кількість робіт присвячена вивченню структурно-функціональних особливостей фітопланктону тих водойм природоохоронних територій України, що знаходяться за межами міст: Канівського заповідника [64], Шацького національного природного парку [112], Дніпровсько-Орільського заповідника [19], заповідника «Медобори» [20], регіонального ландшафтного парку «Нижнєворсклянський» [81], Рівненського природного заповідника [58], Поліського природного заповідника [34], Національного природного парку «Нижнесульський» [115], Національного природного парку «Деснянсько-Старогутський» [18], Карпатського біосферного заповідника [14], Слов'янських

солоних озер (Україна), що входять до складу регіонального ландшафтного парку «Слов'янський курорт» [55].

В межах міст збережено досить невелику кількість об'єктів природно-заповідного фонду, на території яких є водні об'єкти.

Якісні та кількісні характеристики фітопланктону водойм м. Києва вивчався багатьма авторами [28, 29, 30, 38, 39, 53, 86, 87, 88, 99, 100, 103, 110, 145, 173].

Вивчення фітопланктону водойм м. Києва розпочалось на початку ХХ ст. з досліджень Я. Волошинської [173] та І.О. Фролової [99].

Було досліджено ряд водних об'єктів Національного природного парку «Голосіївський», а саме: каскади Горіхуватських, Китаївських та Дідорівських ставків. Вивчено видовий склад, сезонну динаміку, кількісне різноманіття фітопланктону, продукційно-деструкційні процеси, визначено якість води за різними показниками. Автори з'ясували, що ставки суттєво відрізняються за видовим складом фітопланктону та сукупністю еколого-санітарних показників, що пов'язано насамперед з відмінним антропогенним впливом на ці водні об'єкти. Простежується тенденція погіршення якості води у каскаді ставів, розміщених в безпосередньо в зоні відпочинку, у порівнянні з тими, що розміщені в Голосіївському лісі. Загалом у каскаді цих ставів було ідентифіковано 272 види водоростей, представлених 284 внутрішньовидовими таксонами з 9 відділів. Основу видового різноманіття складали представники зелених, діатомових, синьозелених та евгленових водоростей [87, 110, 145].

Основу видового багатства заплавних озер м. Києва складали Chlorophyta, Bacillariophyta та Cyanoprokaryota. Характерною рисою фітопланктону є значна кількість одновидових і двовидових родин і родів [39].

Кількісний та якісний склад водоростевих угруповань планктону й бентосу Корчуватських ставів вивчався наприкінці 90-х років ХХ ст. [114].

Одним із чинників антропогенного впливу на водойми м. Києва є рекреація [116]. Вивчалось різноманіття водоростевих угруповань планктону деяких водойм м. Києва, що використовуються для відпочинку жителів міста [103].

Фітопланктон даних водойм в основному представлений зеленими, синьозеленими та діатомовими водоростями, при чому синьозелені зумовлювали «цвітіння» води. [103].

На прикладі водойм м. Києва Семенюк Н.Є. [86] було встановлено основні закономірності функціонування фітопланктону в різнотипних водоймах мегаполісу за структурно-функціональними показниками. Незалежно від походження водойм зі зростанням антропогенного впливу відбувалось зниження структурних показників фітопланктону (видове та надвидове багатство, інформаціне різноманіття). У фітопланктоні досліджуваних різнотипних водойм ідентифіковано 554 види (594 в.в.т.), 3 види і 1 різновид водоростей були новими для флори України [86].

В праці Коненко Г.Д. та ін. [43] представлені результати експедиційних досліджень ставків Українського Полісся, серед яких - дані стосовно гідрохімічного складу 11 ставів Житомирської області, з яких 3 – поблизу м. Житомира. Автори [43] відмічали значний розвиток синьозелених водоростей. Однак ці дані є досить фрагментарними, і не дають повного уявлення про структурно-функціональні характеристики фітопланктону водойм. В інших роботах [105, 106, 161] проаналізовано фітопланктон інших типів водних об'єктів (середніх й малих річок та створених на них водосховищ, кар'єрів) м. Житомира та області, що унеможливило використання цих даних у порівняльному аналізі.

Є фрагментарні дані дослідження водоростей дендропарку імені Перемоги (м. Одеса) [21].

Дослідження фітопланктону водойм дендропарку «Олександрія» (м. Біла Церква) розпочались ще в 50-60-х роках минулого століття Роллом Я.В. [84] та Радзимовським Д.О. [79], відзначався бідний видовий склад водоростей водойм дендропарку. Сучасними дослідниками [7] було встановлено, що видове багатство водойм «Олександрії» представлено 164 видами (172 в.в.т.), з яких 6 відзначено як рідкісні або нові для флори України. Найбіднішим був видовий склад балочних ставків. Для різноманіття ставків Східної балки було характерне

значне різноманіття евгленових водоростей. В літній сезон досліджувалась первинна продукція фітопланктону ставів дендропарку [74]. Однак наведені дослідження [7, 74] не містять відомостей стосовно сезонної динаміки якісних та кількісних показників розвитку фітопланктону.

Фітопланктон деяких водойм міст світу. У фітопланктоні малих рекреаційних водойм м. Красноярська (Росія) [32] було ідентифіковано 313 видових і внутрішньовидових таксонів, представлено список водоростей, що найбільш часто зустрічались у водоймах. На основі аналізу видової структури і літньої біомаси фітопланктону, встановлено, що стави відносяться до водойм евтрофного типу. Домінуючі комплекси фітопланктону водойм характеризувались як синьозелено-діатомовий, діатомово-зелений, синьозелено-динофітовий. Встановлено домінування Bacillariophyta (в основному видів роду *Stephanodiscus*) весною у фітопланктоні ставу Бугач (біомаса варіювала від 0,01 до 23,56 мг/дм³. Влітку ж спостерігали «цвітіння» води, викликане масовим розвитком синьозелених водоростей: *Anabaena flos-aqua* та *Aphanizomenon flos-aqua*. При чому встановлено, що максимальна біомаса *A. flos-aqua* впродовж 1997-2000 рр. змінювалась несуттєво (10-20 мг/дм³), тоді як *Aph. flos-aqua* зростає від 20-30 мг/дм³ у 1997 і 1999 рр. до 120-200 мг/дм³ у 1998 і 2000 р.

Цікавим є факт витіснення *Aph. flos-aqua* новим видом - *Planktothrix agardhii*, який з'явився у 2001 р. Значний розвиток евгленових водоростей пояснюється органічним забруднення водойм [32]. Подібний факт зміни домінуючого комплексу фітопланктону зі зміною характеру антропогенного навантаження було встановлено при вивченні структури і сезонної сукцесії озера Плещеево (Російська Федерація), що знаходиться в однойменному національному парку. Цю зміну дослідники пов'язують не лише зі зниженням впливу негативних чинників, а й із знаходженням *Pl. agardhii* в основній притоці озера – р. Трубіж [56], що приймає комунальні стоки м. Переславль-Залеський.

Аналогічні дослідження проводилися в міських агломераціях інших держав, наприклад в містах Омськ та Самара (Російська Федерація) [33, 91]. Так, фітопланктон водойми природного парку «Птичья гавань» (м. Омськ) за

таксономічним складом має діатомово-хлорофітовий характер зі значною часткою евгленових водоростей. В його складі було знайдено 384 види водоростей з 9 відділів. Багато видів золотистих, евгленових, криптофітових, а також дрібноклітинних форм синьозелених водоростей входило до складу домінуючого комплексу, що вказує на забруднення водойми органічними речовинами. Авторка відзначає, що відсутність провідних видів в його складі, а також зниження значень чисельності й біомаси фітопланктону є відкликом водоростевих угруповань на проведені роботи по реконструкції водойми та свідчать про покращення її стану, що підтверджується підвищенням класу якості води [33].

У фітопланктоні верхнього та нижнього ставів ботанічного саду м. Самари було ідентифіковано відповідно 125 та 137 таксонів водоростей рангом нижче роду. Основу альгофлори складала зелена та діатомова водорості. Максимуми чисельності та біомаси фітопланктону водойм формувались переважно внаслідок вегетації синьозелених та золотистих водоростей [91].

Високим видовим різноманіттям (312 таксонів рангом нижче роду з 9 відділів) характеризувалась альгофлора озера Яіцьке (Самарська область) [59], що є пам'ятником природи регіонального значення. Власне озеро входить до однойменної системи озер-стариць р. Самара, що розташовані в низині та оточені автомагістралями. Фітопланктон характеризувався як зелено-діатомовий з супутніми евгленовими й синьозеленими водоростями. Невисокі коефіцієнти насиченості родів видами (1,80) характерні для екосистем з жорсткими умовами існування. Середньосезонні значення показників кількісного розвитку фітопланктону були співставні з аналогічними показниками розвитку фітопланктону малих водойм національного парку «Самарська Лука» і Жигулівського природного заповідника. Крива сезонної динаміки чисельності мала одновіршинний характер з максимумом наприкінці літа- на початку осені, основний вклад вносили зелені (55-55%) та синьозелені (33-42%) водорості [59]. Відмічений значний вклад нитчастих безгетероцистних форм синьозелених водоростей, що дозволило авторам зробити висновок про

початок так званої «осциляторієвої» хвороби [58, 162]. Попри зниження навантаження сполуками фосфору, продукція фітопланк]. Періоди «цвітіння» були зумовлені розвитком синьозелених водоростей *Microcystis aeruginosa*, *Aph. flos-aqua*, з діатомових – видів родів *Stephanodiscus*, *Cyclotella*, із динофітових – *Ceratium hirundinella* [3].

Низьке видове різноманіття (76 таксонів водоростей рангом нижче роду) характерно було для озера Молочка (Самарська область), що є пам'ятником природи. Домінували діатомові (в основному пенатні), синьозелені та досить мало зелених водоростей (особливо протококових, які складають основу альгофлори більшості прісноводних водойм) [92].

Було досліджено структуру та багаторічну сукцесію фітопланктону водойм м. Санкт-Петербурга, в межах водозборів яких знаходяться житлові та промислові забудови, автомобільні дороги та зони відпочинку. Встановлено зростання біомаси та зміну домінуючих груп і видів водоростей фітопланктону у Нижньому Суздальському озері внаслідок підвищення концентрації неорганічного фосфору. Найбільші величини домінуючого виду *P. agardhii* (до 32 мг/дм³) відмічались навесні і в середньому за сезон складали до 50% біомаси. Встановлено зниження частки діатомових водоростей та зростання долі синьозелених [70, 97]. В аспекті посилення антропогенного навантаження вивчався фітопланктон водойм Нижнього Новгорода [69].

Фітопланктон урбанізованого озера Восьмерка (м. Тольятті, Самарська область) складався з 237 таксонів водоростей рангом нижче роду і характеризувався як зелено-діатомовий. Встановлено збільшення видового багатства у 2013 р. у порівнянні з 1991 р. в 1,56 рази. При чому найбільш значні зміни були у відділах евгленові, синьозелені та зелені водорості. Таксономічна структура водойми характеризувалась високою часткою монотипічних родів, що вказує на жорсткі умови існування в даній водоймі. Встановлено також зростання ролі евгленових водоростей у складі фітопланктону, що автори пов'язують із зростанням антропогенного навантаження на водойму [48].

Фітопланктон водойм на території м. Уфи (Росія) нараховував 306 видів і внутрішньовидових таксонів водоростей, серед яких переважали представники відділів Chlorophyta, Bacillariophyta та Cyanophyta. Розподіл індикаторних видів і середні значення індексу сапробності вказують на β -мезосапробну зону [117].

Фітопланктон озера Солоного (м. Омськ, Росія), яке використовується в рекреаційних цілях та оточене дачним масивом, відзначався невисоким видовим багатством (73 види і внутрішньовидові таксони). Характерною особливістю є те, що домінуючий комплекс в різні сезони складали синьозелені, зелені та криптофітові водорості. Відмічена масова вегетація *Spirulina fusiformis* Woronich.: влітку частка її в загальній біомасі фітопланктону сягала 98,80-99,96%. З настанням осені структура фітопланктону змінюється: вегетують зелені й криптофітові водорості, зростає роль діатомей. На основі отриманих результатів досліджень якості водного середовища автори оцінюють як «брудна». «Цвітіння» води озера не характерними видами ціанофітових для більшості водойм, а саме мезогалобом *S. fusiformis*, пов'язано з високою мінералізацією води. Значні запаси сирої біомаси спіруліни (1,89-4,38 т за літній сезон) можуть бути використані в якості джерела цінної біологічної сировини, а вилучення фітомаси в свою чергу дозволить покращити екологічний стан гіпертрофного озера [3].

Домінуючими за біомасою у фітопланктоні невеликих водойм басейну озера Вікторія (Кенія) були діатомові та синьозелені водорості, що пов'язано з надходженням забруднюючих речовин із прилеглих сільськогосподарських територій [126].

Дослідження структури фітопланктону Сважендського озера (Польща) показали, що найбільш чисельними були синьозелені водорості, домінуючими видами були *Pseudanabaena limnetica* та *Aph. gracile*. При чому синьозелені домінували з липня до листопада, і найбільшої чисельності досягали *P. limnetica*, *A. smithii*, *Aph. gracile*. Найбільша частка діатомових, криптофітових та золотистих водоростей реєструвалась навесні, найбільш чисельними були *Nitzschia acicularis*, *Cryptomonas marssonii*, *Rhodomonas lacustris*, *Erkenia*

subaequiciliata, *Dinobryon sociale*. Загалом дослідниками у фітопланктоні озера було ідентифіковано 136 видів з 9 відділів, найвища кількість таксонів була характерна для зелених, синьозелених, діатомових та золотистих, тоді як інші таксономічні групи були представлені невеликою кількістю видів. Автори відмічають, що водойма є гіпертрофною, зазнає сильного антропогенного впливу впродовж багатьох років внаслідок притоку стічних вод міста [147].

Польськими дослідниками [132] було також вивчено сезонні зміни фітопланктону озера Єзерак, екосистема якого знаходиться під антропогенним впливом поширення туризму та вітрильного спорту. Це у свою чергу призводить до зростання надходження доступних поживних речовин і стимулює зростання біомаси фітопланктону та зміни у видовій структурі. Було встановлено, що видове багатство водоростей планктону водойми є низьким (96 видів), його основу складали діатомові, синьозелені та зелені. Домінуючими видами влітку були синьозелені та евгленові, а в холодні періоди – синьозелені й криптофітові. Біомаса фітопланктону влітку в середньому була 15,79 мг/дм³, навесні та восени – 17,56 мг/дм³. Домінанти – *Aph. gracile*, *Limnothrix redekei*, *P. agardhii* та *P. limnetica* – складали не більше 42% загальної біомаси. Загалом же суттєвого прямого впливу туризму на розвиток фітопланктону в озері дослідниками не було встановлено [132].

У фітопланктоні двох ставів Познані було ідентифіковано 274 види водоростей. Основу видового багатства складали зелені та діатомові водорості. Відзначено зменшення біомаси фітопланктону в одному зі ставів після вилучення з нього донних відкладів [127].

Одне з найбільших озер Америки – оз. Вашингтон (Сіетл, США) було евтрофіковано внаслідок зростання надходження стічних вод [135, 171]. Якщо у 1933-1950 рр. домінуючими видами планктону були *Anabaena* та деякі діатомові та динофітові водорості, то вже після 1950 р. (посилення впливу забруднюючих речовин в основному зростання концентрації фосфатів) відзначали домінування синьозеленої водорості *Oscillatoria rubescens* [135], зменшення частки діатомових та дефіцит кисню [135]. Проведена кампанія на озері Вашингтон, яка

була найдорожчим – 140 млн доларів – заходом боротьби із забрудненням на той час, мала позитивний ефект: стан озера наблизився до «трофічної рівноваги» [171].

У Женевському озері (Швейцарія – Франція) впродовж 70^{их} років минулого століття внаслідок зростання кількості населення на водозбірній площі, широкого використання миючих засобів та неналежного очищення стічних вод значно зросла концентрація загального фосфору. Це в свою чергу призвело до «цвітіння» води влітку. Зменшити надходження фосфору вдалось після того, як стічні води почали обробляти сполуками заліза. І вже наприкінці 90^{их} років його концентрація знизилась майже втричі. Це призвело до зниження середньорічної біомаси в основному за рахунок мікропланктону, оскільки біомаса нанопланктону залишалась високою [125]. Однак якщо до 1990^{их} років дескриптори фітопланктону покращувались, як і очікувалось (зниження біомаси, поява представників діатомових водоростей, збільшення внеску нанопланктону), то незважаючи на появу оліготрофних видів, біомаса літнього фітопланктону зростала. Це пояснювалось масовим розвитком більш крупних видів, які толерантні до високих температур та низької інтенсивності світла, їх форма забезпечує не лише високе співвідношення площі до об'єму, а й збільшує стійкість до виїдання зоопланктоном [124]. Було встановлено достовірну кореляцію середньорічної чистої первинної продукції та біомаси нанопланктону. Найбільш репрезентативним періодом для дослідження впливу зниження концентрацій фосфору на кількісні характеристики фітопланктону вважають літо [125]. Попри зниження навантаження сполуками фосфору, продукція фітопланктону збільшилась [170].

Було встановлено, що дослідження таксономічного складу альгофлори водойм є інструментом для виявлення ранніх відгуків на зміни навколишнього середовища [151].

Евтрофікація Боденського озера (Німеччина) проявлялась заміщенням крупних форм діатомових (пенатних) дрібними (центричними), а також

витісненням представників Pennales й Chrysophyceae іншими – Chlorophyceae та Cyanophyceae [155].

Яскравим прикладом боротьби з евтрофікацією є озеро Фельдбергер Хауссі в Німеччині [151]. Евтрофікація впродовж 50-70^{их} рр. минулого століття викликала масовий розвиток синьозелених і зелених водоростей. Однак в результаті комбінованих відновлювальних робіт, що розпочались у 80^{их} рр. та охоплювали контроль стічних вод за межами водозбірною басейну, біоманіпуляції шляхом зміни угруповань риб, відбулось збільшення різноманіття видів, зменшення біомаси фітопланктону та частки синьозелених водоростей [151].

Прикладом швидкої деградації екосистеми під впливом потужного точкового джерела біогенних елементів є озеро Болойсо [15], розташоване в центрі системи Національного парку «Браславські озера» Республіки Білорусь. Виділяють 4 етапи розвитку екосистеми озера, що відбулись за період 1948 по 2015р.: 1) стабільний розвиток екосистеми; 2) інтенсивна акумуляція евтрофуючих і забруднюючих сполук стічних вод; 3) деградація і досягнення гіпертрофної стадії; 4) оздоровлення екосистеми водойми після усунення джерела забруднення [15].

Посилення антропогенного навантаження призвело до:

- інтенсифікації розвитку фітопланктону внаслідок вегетації синьозелених водоростей (до 99% чисельності і 98% біомаси фітопланктону);
- зростання влітку чисельності й біомаси (відповідно чисельність в 3,6-17,0 разів, біомаса – в 5,0-6,5 разів);
- переважання дрібноклітинних форм *L. redekei* (Van Goor) Meffert, *P. agarhii* (Gom.) Anagn. et Kom., *Plankolyngbia limnetica* (Lemm.) Kom.-Legn. et Cronb., що характерні для високо-та гіпертрофних озер;
- збіднення таксономічного різноманіття водоростей (до 47-50 таксонів);
- зменшення майже вдвічі представників зелених і діатомових водоростей (випали цілі роди зелених водоростей, центричні діатомові).

Після припинення скиду стічних вод зросло таксономічне різноманіття всіх відділів водоростей, знизилась інтенсивність вегетації синьозелених, загальна біомаса знизилась лише вдвічі внаслідок посилення ролі крупноклітинних представників динофітових і криптофітових, а також золотистих водоростей [15].

Вибір заходів для відновлення водойм при антропогенному евтрофуванні залежить від особливостей водойми, виду і ступеню антропогенного навантаження, цілей відновлення, тому й має індивідуальний характер [15].

Підсумовуючи літературні дані, ми можемо виділити основні ознаки фітопланктону водойм, що знаходяться під антропогенним тиском:

- 1) низьке видове різноманіття;
- 2) висока частка родів і родин, представлених 1-2 видами водоростей;
- 3) зростання біомаси в основному внаслідок масового розвитку 1-2 видів водоростей;
- 4) основна частина біомаси формується синьозеленими водоростями, що призводить до «цвітіння» води;
- 5) переважання дрібноклітинних видів водоростей;
- 6) зміна пенатних форм діатомових дрібними центричними;
- 7) зростання ролі зелених водоростей та зменшення діатомових та золотистих.

В той самий час фітопланктон водойм, розташованих на природоохоронних територіях, представлений більшою кількістю таксонів, різноманітний за своєю структурою, характеризується невисокими значеннями біомаси, невисокою часткою синьозелених водоростей, значним різноманіттям діатомових, золотистих та динофітових.

В переважній кількості робіт розглядаються особливості структурно-функціональних характеристик фітопланктону міських водойм або ж водойм на території об'єктів природоохоронних фондів. Водночас порівняльний аналіз особливостей розвитку водоростевих угруповань планктону водойм, які б в

межах однієї міської агломерації знаходились на урбанізованій території та водойм на природоохоронній території не проводився. Достатньо вивченим є видове різноманіття фітопланктону водойм м. Києва, тоді як менших міст (наприклад, Житомира, Білої Церкви), що теж мають в своєму складі об'єкти природно-заповідного фонду, залишається висчених не достатньо, або ж дані наводяться для інших типів водойм, також мало дослідженою є сезонна динаміки кількісних показників розвитку фітопланктону та особливості первинної продукції.

РОЗДІЛ 2

МАТЕРІАЛИ ТА МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕНЬ

2.1. Об'єкт досліджень

У процесі урбанізації території простежуються зміни у формуванні та розвитку міст. Виникають системи розселення унаслідок збільшення міст за рахунок приміських територій [23] – міські агломерації. Вітчизняні та зарубіжні науковці по різному трактують поняття «міська агломерація» [23].

В нашій роботі ми дотримуємось наступного визначення «міської агломерації» Немець Л.Л. та Заволоки Ю.Ю.: «Територіальне утворення, в основі якого лежить певне місто, а також певна сукупність селищ міського типу, сільських та інших поселень, які об'єктивно об'єднані в єдине ціле (складну багатокомпонентну динамічну систему) інтенсивними економічними, у тому числі трудовими та соціальними, культурно-побутовими, рекреаційними та іншими зв'язками, а також екологічними інтересами» (за [23]). Тобто в міську агломерацію включають як власне місто, так і селища, що знаходяться на його околицях.

В межах міських агломерацій виділяються території, що входять до складу природоохоронного фонду й знаходяться під невисоким антропогенним тиском, та урбанізовані території, тобто ті, що знаходяться під інтенсивним антропогенним пресингом. Відповідно до закону України «Про природно-заповідний фонд України» №2456-ХІІ від 19.04.2018 до До природно-заповідного фонду України належать: природні території та об'єкти (природні заповідники, біосферні заповідники, національні природні парки, регіональні ландшафтні парки, заказники, пам'ятки природи, заповідні урочища) та штучно створені об'єкти (ботанічні сади, дендрологічні парки, зоологічні парки, пам'ятки природи, парки-пам'ятки садово-паркового мистецтва). Оскільки в межах міст практично немає природних територій та об'єктів, тому в нашій роботі ми обмежились лише штучно створеними об'єктами ПЗФ України. Також взяті до уваги водойми, розташовані в лісопаркових зонах міських агломерацій.

Об'єктом наших досліджень виступав фітопланктон водойм, розташованих на природоохоронних й лісопаркових та урбанізованих територіях міських агломерацій, а саме м. Києва, м. Житомира та м. Біла Церква.

Міські агломерації різняться між собою не лише кількістю населення й розвитком інфраструктури, а й ландшафтно-геохімічними умовами, складом атмосферного повітря і відповідно сумарним індексом його забруднення, тепловим та вітровим режимом. Так, наприклад, середня річна температура повітря в м. Житомирі на 0,9⁰С нижча, ніж в Києві (згідно [37]).

Водойми м. Києва вивчалися на прикладі озера Бабиного, озера Опечень II та ставу №2 у парку «Нивки». У м. Житомирі було досліджено наступні водойми: Соколівський став, став «Вигода», став у ботанічному саду Житомирського національного агроекологічного університету (ЖНАЕУ) та став у Крошнянському дендрологічному парку. У м. Біла Церква було досліджено каскад водойм (№1-3), розташованих на території державного дендрологічного парку «Олександрія».

Озеро Бабине, що знаходиться у лісопарковій зоні Києва на Трухановому острові, розміщеному посеред Дніпра.

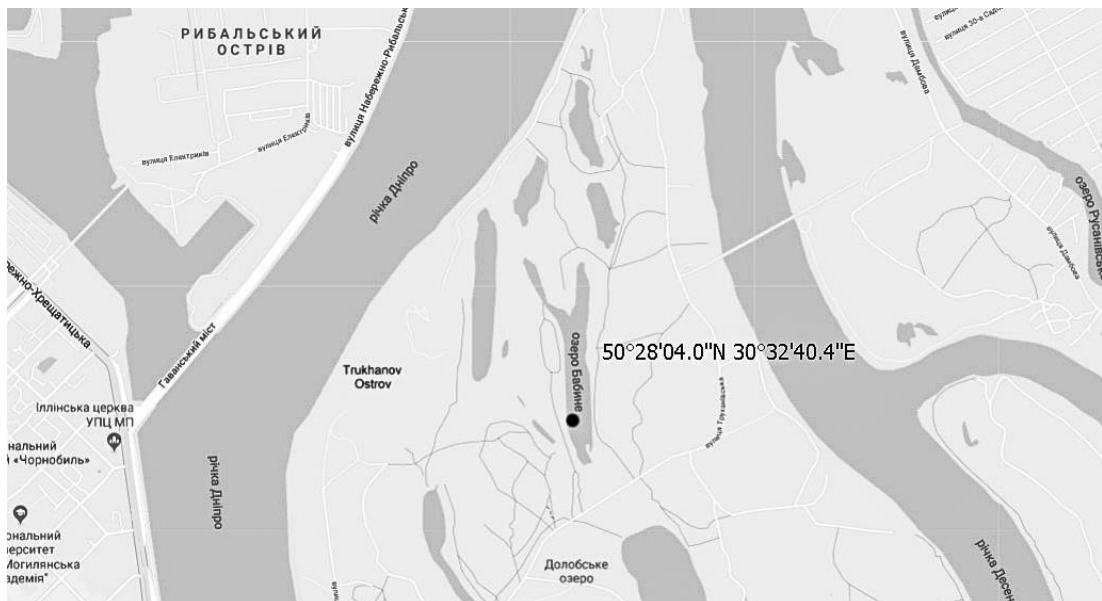


Рис. 2.1.1. Карта-схема озера Бабиного та розташування точки моніторингу (чорна крапка) із зазначенням географічних координат ¹Відповідно

¹ Тут і далі карти-схеми взяті з ресурсу відкритого доступу [www.google.com>maps](http://www.google.com/maps)

до рішення Київради від 17.02.1994 №14 Труханів острів (площею 452,6 га) увійшов до Переліку цінних природних територій та об'єктів, що резервуються для заповідання (рис. 2.1.1).

Основними факторами урбанізації є рекреація та аматорське рибальство, однак відповідно до планів розвитку Києва північна частина водойми може потрапити в зону будівництва мостового переходу майбутньої Подільсько-Воскресенської гілки метро.

Озеро Опечень II (Опечень Верхнє, Кирилівське) знаходиться в південно-західній частині житлового масиву Оболонь (рис. 2.1.2). Входить до системи озер, що утворились в колишній заплаві р. Почайни в результаті робіт з наміву території житлового масиву. Живлення озера здійснюється водами струмків Сирець та Кирилівського. У водойму надходять речовини-забруднювачі з промислових, комунально-побутових вод і поверхневого стоку.



Рис. 2.1.2. Карта-схема озера Опечень II (Кирилівського) та розташування точки моніторингу (чорна крапка) із зазначенням географічних координат

Став №2 у парку «Нивки» знаходиться в Шевченківському районі м. Києва. Розташований поряд з перехрестями автодоріг (вул. Щербакова і просп. Перемоги), житловими будинками та ресторанним комплексом (рис. 2.1.3).

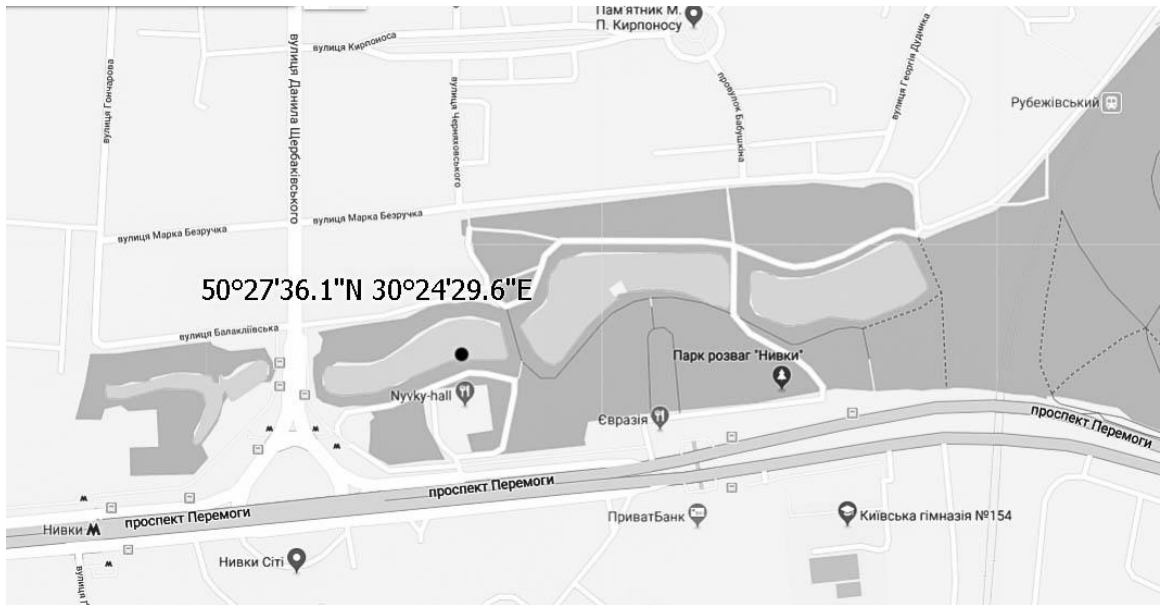


Рис. 2.1.3. Карта-схема ставу №2 у парку «Нивки» та розташування точки моніторингу (чорна крапка) із зазначенням географічних координат

Став розташований на території Ботанічного саду Житомирського національного агроекологічного університету (природоохоронний статус надано згідно з Розпорядженням РМ УРСР від 07.08. 1963 р. №1180-Рі та Постановою Кабінету Міністрів України від 12.10.1992 р.) [78] є другий у каскаді водойм, утворених на малій річці Путятинка (впадає у р. Тетерів) (рис. 2.1.4). Відзначимо, що р. Путятинка є своєрідним міським колектором.



Рис. 2.1.4. Карта-схема ставу в ботанічному саду ЖНАЕУ та розташування точки моніторингу (чорна крапка) із зазначенням географічних координат

Став у Крошнянському дендропарку, розташований у північній частині міста Житомира (рис. 2.1.5). Поряд знаходяться навчальні корпуси коледжу.



Рис. 2.1.5. Карта-схема ставу в Крошнянському дендропарку м. Житомира та розташування точки моніторингу (чорна крапка) із зазначенням географічних координат

Соколівський ставок м. Житомира утворений на р. Крошенка (впадає у р. Кам'янку). Поряд знаходиться міське сміттєзвалище, гаражні кооперативи, залізниця, промислова та житлова забудова (рис. 2.1.6).



Рис. 2.1.6. Карта-схема Соколівського ставу та розташування точки моніторингу (чорна крапка) із зазначенням географічних координат

Став «Вигода» розташований на північно-західній околиці м. Житомира, оточений ліською смугою та автошляхами. Біля водойми функціонує база відпочинку (рис. 2.1.7).



Рис. 2.1.7. Карта-схема ставу «Вигода» та розташування точки моніторингу (чорна крапка) із зазначенням географічних координат

У каскаді ставів державного дендрологічного парку «Олександрія» (м. Біла Церква, Україна) було досліджено стави №1-3², розташовані в парковій зоні дендропарку (рис. 2.1.8).

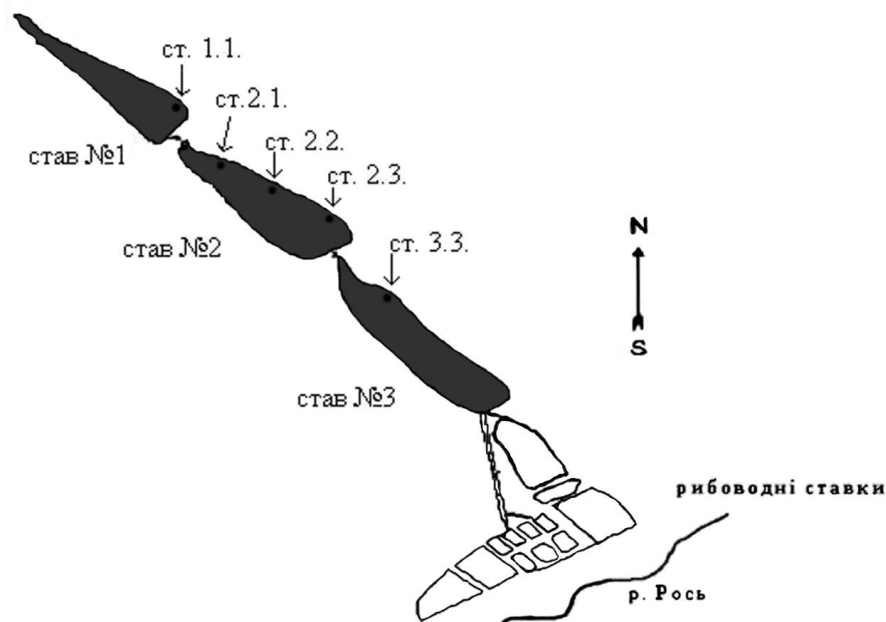


Рис. 2.1.8. Схема каскаду водойм «Олександрія» (згідно [49] (стрілками позначено станції відбору проб)

Ретроспективний аналіз багаторічної динаміки гідрохімічних показників ставів дендропарку «Олександрія» в 1995 р., 2003 і 2004 рр. та 2015 р. [35, 49, 50, 75] показує, що вони характеризувались високим вмістом у воді сполук неорганічного азоту, особливо амонійного, хлоридів, органічної речовини (за

² Висловлюємо подяку к.б.н., м.н.с. Інституту гідробіології НАНУ Водяницькому О.М. за допомогу у відборі проб

значеннями перманганатної та біхроматної окиснюваності), високою мінералізацією води, дефіцитом розчиненого кисню та відносно низькими концентраціями фосфору фосфатів та сульфатів. Особливістю гідрохімічного режиму є те, що в ставі №2 реєструвалось точкове джерело забруднення, яке спричиняло надходження в його водну товщу гіпервисоких, у порівнянні з іншими водоймами цього каскаду, концентрацій неорганічних форм азоту. У зв'язку з розбавленням забруднення вниз по каскаду концентрація неорганічного азоту у ставах знижувалась, однак залишалась високою у ставі №2, у місці надходження забруднених вод [35, 49].

Вміст фосфору фосфатів був досить низьким у всіх водоймах (0,01 - 0,05 мг/дм³), тому й відношення N/P було високим. Очевидно, це є важливою специфічною рисою гідрохімічного режиму даних водойм (табл. 2.1.1). Сезонна динаміка вмісту неорганічного фосфору характеризувалася вираженою сезонною динамікою: зниженням від весни до літа і підвищенням від літа до осені. Максимальні показники були відзначені в травні і вересні: відповідно 0,65 і 0,09 мг P/дм³ (рис. 2.1.9)

Таблиця 2.1.1

Вміст біогенних речовин у воді каскаду ставів дендропарку «Олександрія» в 2016-2017 рр.³

Показники	Став №1	Став №2	Став №3
Азот загальний, мгN/дм ³	<u>34,899 – 39,273</u> 37,09±2,19	<u>23,38 – 86,80</u> 50,73±7,43	<u>13,451 – 16,640</u> 15,05±1,59
NH ₄ ⁺ , мгN/дм ³	<u>25,24 – 28,43</u> 26,84±1,60	<u>13,76 – 76,60</u> 38,92±7,82	<u>8,42 – 9,97</u> 9,20±0,78
NO ₂ ⁻ , мгN/дм ³	<u>0,089 – 0,093</u> 0,091±0,002	<u>0,077 – 4,35</u> 1,154±0,41	<u>0,091 – 0,100</u> 0,096±0,005
NO ₃ ⁻ , мгN/дм ³	<u>9,57 – 10,75</u> 10,16±0,59	<u>5,92 – 15,93</u> 10,66±1,09	<u>4,94 – 6,57</u> 5,76±0,82
PO ₄ ³⁻ , мгP/дм ³	<u>0 – 0,02</u> 0,010±0,01	<u>0,012 – 0,008</u> 0,074±0,053	не виявлено

Примітка. Чисельник – межі коливань, знаменник – середнє значення показника.

³ Висловлюємо подяку м.н.с. Інституту гідробіології НАНУ Лінчук М.І. за допомогу у визначенні концентрацій сполук неорганічного азоту, фосфору та органічної речовини

Високими були величини перманганатної ($14,9 \pm 1,6$ мг О/дм³) та біхроматної окиснюваності ($145,3 \pm 18,7$ мг О/дм³) у водоймах. Причому найвищі величини були характерні для ставів №1 та №2, що підтверджує свідчення про надходження забруднювачів саме у ці водойми.

На прикладі ставу №2 показано, що впродовж вегетаційного сезону (рис. 2.1.9 б) величини перманганатної окиснюваності істотно не змінювалися, характерно було лише незначне зниження від весни до літа й зростання до осені.

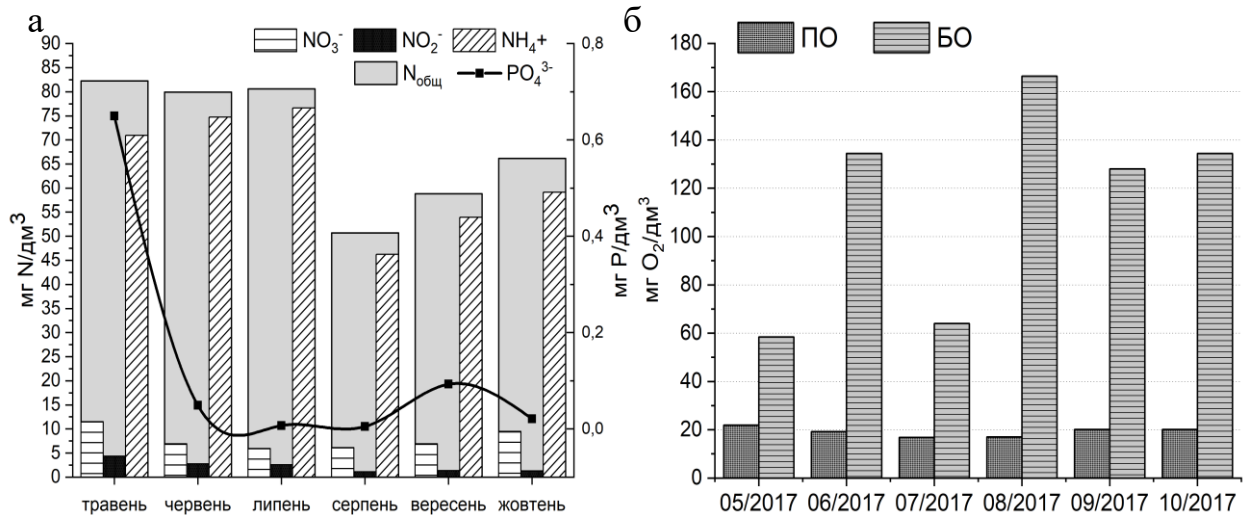


Рис. 2.1.9. Сезонна динаміка вмісту сполук неорганічного азоту і розчиненого фосфору (а) та органічної речовини по величинам перманганатної (ПО) та біхроматної (БО) окиснюваності (б) ставу №2 дендропарку «Олександрія» (2017 р.)

Величини біхроматної окиснюваності найбільш високими були в осінній сезон, трохи нижче в літній і весняний (рис. 2.1.9 б). Відзначимо, що особливості вмісту органічної речовини були схожі з сполуками неорганічного азоту, тобто найбільш високі концентрації були в ставках №2 і №1 (відповідно величини перманганатної окиснюваності були 16,76 і 11,2, а біхроматної – 133,84 і 265,2 мг О/дм³).

Концентрація амонійного та загального азоту характеризувалася максимальними показниками в весняний і літній сезони. Причому вміст амонійного поступово збільшувався від весни до середини літа, потім знижувався і до осені знову підвищувався, однак концентрація була нижчою, ніж

навесні (рис. 2.1.9 а). Вміст нітратного азоту знижувався від весни до літа і зростав до осені, тоді як нітритного поступово знижувався від весни до осені.

Морфометричні параметри водойм варіювали в досить широких межах: площа водного дзеркала від 0,3 до 18,7 га, об'єм від 8 до 2300 тис. м³ (табл. 2.1.2).

Таблиця 2.1.2

Морфометрична характеристика водойм (згідно [16, 31, 35, 93])

№	Водойма	Морфометричні параметри				
		Довжина, км	Ширина, км	Площа водного зеркала, га	Максимальна глибина, м	Об'єм, тис. м ³
1	Озеро Бабине (Труханів острів, м. Київ)	1,7	0,04-0,08	4,72	-	94,6
2	Став в ботанічному саду ЖНАЕУ	0,07	0,03	0,6	0,9	8,0
3	Став «Вигода» м. Житомира	0,8	0,15	18,5	7,4	627,5
4	Став у Крошнянському дендропарку м. Житомира	0,07	0,04	0,6	1,0	9,0
5	Став у парку «Нивки» м. Києва	0,19	0,40	1,3	1,3	-
6	Соколівський став (м. Житомир)	0,7	0,15	4,0	1,1	35,0
7	Озеро Опечень II (м. Київ)	0,68	0,11-0,40	18,7	12,0	2300,0
8	Став №1 денропарку «Олександрія»	0,15	0,04	0,3	1,5-2,0	-
9	Став №2 денропарку «Олександрія»	0,19	0,04	0,6		-
10	Став №3 денропарку «Олександрія»	0,23	0,06	1,0		-

Гідрофізичні та гідрохімічні параметри водойм теж варіювали в широких межах. Так, водневий показник у водоймах урбанізованих територій та у тих, що відзначались високим антропогенним, був більш як 8,00-9,00 (Соколівський став, озеро Опечень II, стави дендропарку «Олександрія»), тоді як у менш забруднених в межах 6,00-8,00 (озеро Бабине, став у Крошнянському дендропарку). Величини мінералізації також були найвищими (до 506-1890 ррп) у водоймах з високим антропогенним навантаженням (табл. 2.1.3).

Таблиця 2.1.3

Гідрофізичні та гідрохімічні параметри досліджуваних водойм

№	Водойма	Показники					
		Температура води, °С	Прозорість, м	рН	Мінера- лізація, ppm	Розчинений кисень, мгО ₂ /дм ³	Насичення киснем, %
1	Озеро Опечень II (м. Київ)	<u>4,2-28,8</u> 16,9±1,2	<u>0,15-1,05</u> 0,54±0,03	<u>7,26-9,20</u> 8,25±0,09	<u>260-506</u> 393±12	<u>3,51-18,70</u> 10,81±0,61	<u>26,85-245,80</u> 115,76±8,17
2	Соколівський став (м. Житомир)	<u>4,0-28,3</u> 17,9±1,2	<u>0,15-1,00</u> 0,48±0,03	<u>7,09-9,89</u> 8,49±0,11	<u>244-371</u> 284±6	<u>5,18-18,87</u> 11,40±0,51	<u>56,04-226,26</u> 120,70±6,12
3	Став у парку «Нивки», м. Києва	<u>4,3-26,8</u> 16,1±1,1	<u>0,30-0,80</u> 0,49±0,17	<u>6,70-8,70</u> 7,91±0,09	<u>312-656</u> 465±19	<u>0,85-16,20</u> 9,19±0,67	<u>10,06-393,90</u> 101,51±10,80
4	Став у Крошнянському дендропарку м. Житомира	<u>4,5-28,5</u> 17,8±1,1	до дна	<u>7,48-8,61</u> 7,92±0,04	<u>262-366</u> 299±5	<u>2,17-19,04</u> 8,29±0,62	<u>21,65-232,74</u> 89,60±7,60
5	Став «Вигода»	<u>4,2-28,8</u> 17,7±1,2	<u>0,42-1,30</u> 0,82±0,03	<u>6,77-8,97</u> 8,10±0,08	<u>150-210</u> 172±2	<u>5,18-18,87</u> 11,40±0,31	<u>53,61-160,05</u> 95,73±4,58
6	Став у ботанічному саду ЖНАЕУ	<u>4,5-28,8</u> 17,2±1,1	до дна	<u>7,36-9,65</u> 8,44±0,10	<u>167-425</u> 293±10	<u>4,34-19,04</u> 10,69±0,56	<u>58,28-211,06</u> 113,95±7,19
7	Озеро Бабіне (Труханів острів, м. Київ)	<u>4,6-28,0</u> 17,6±1,2	до дна	<u>6,85-8,75</u> 8,13±0,08	<u>134-204</u> 175±4	<u>1,52-12,78</u> 8,75±0,35	<u>12,13-141,64</u> 95,08±4,20
8	Став №1 денропарку «Олександрія», м. Біла Церква	<u>4,1-26,4</u> 16,0±1,5	до дна	<u>7,10-9,16</u> 8,06±0,12	<u>1410-1890</u> 1633±35	<u>5,68-11,69</u> 9,49±0,49	<u>44,15-137,21</u> 92,97±6,30
9	Став №2 денропарку «Олександрія», м. Біла Церква	<u>2,4-26,4</u> 16,2±1,6	до дна	<u>7,52-9,41</u> 8,10±0,14	<u>1080-1370</u> 1210±21	<u>5,34-14,03</u> 10,89±0,65	<u>56,25-157,97</u> 106,16±7,33
10	Став №3 денропарку «Олександрія», м. Біла Церква	<u>3,3-26,4</u> 15,6±1,5	до дна	<u>7,30-8,40</u> 7,74±0,08	<u>586-792</u> 720±16	<u>8,58-13,38</u> 10,59±0,47	<u>43,48-141,64</u> 83,53±8,16

2.2. Методика оцінки ступеню негативного впливу на фітопланктон

Запропонована бальна система оцінки ступеню антропогенного впливу на водойми базується на Директивах ЄС [133, 130, 131, 134] та вітчизняних напрацюваннях [116].

Бальна система оцінки ступеню антропогенного впливу ґрунтується на інтегруванні 2 блоків критеріїв:

1. Перший блок критеріїв враховує чинники антропогенного впливу на водойми та прилеглі до них території [116].

Кожен антропогенний чинник, якщо його вплив наявний, оцінюється в 1 бал, якщо відсутній – 0 балів. Оцінка наявності чи відсутності впливу здійснюється експертним шляхом на основі аналізу інформації про конкретну водойму та прилеглу до неї територію.

Зокрема це такі чинники:

- 1 – Часткова або повна відсутність прибережних захисних смуг
- 2 – Наявність в прибережних захисних смугах промислової чи житлової забудови
- 3 – Штучна зміна гідроморфологічних характеристик водойми
- 4 – Наявність в межах водоохоронної зони автомобільних доріг
- 5 – Наявність в межах водоохоронної зони автостоянок і автозаправок
- 6 – Зливовий стік з промислової забудови
- 7 - Зливовий стік із житлової забудови
- 8 – Рекреація
- 9 – Рибогосподарська діяльність: аматорське рибальство
- 10 – Рибогосподарська діяльність: промислове розведення риб і рибальство

2. Другий блок критеріїв ґрунтується гідрохімічних показниках якості води, рекомендованих низкою директив ЄС:

- Директивою ради 91/676/ ЄЕС від 12 грудня 1991 року стосовно охорони вод від забруднення, спричиненого нітратами з сільськогосподарських джерел;

- Директивою ради 91/271/ ЄЕС від 21 травня 1991 року про очистку міських стічних вод;

- Директивою ради 75/440/ЄЕС від 16 червня 1975 року стосовно вимог до якості поверхневих вод;

- Директивою ради 76/160/ ЄЕС від 8 грудня 1975 року про якість води, призначеної для купання;

За відхиленням величин гідрохімічних показників водойм від рекомендованих норм зростає ризик для розвитку фітопланктон, відповідно й збільшується бал. Оскільки концентрація сполук неорганічного азоту має найсуттєвіший вплив на розвиток водоростевих угруповань планктону водойм, то й перевищення їх вмісту оцінено вищою кількістю балів (до 20) (табл. 2.2.1).

Отже, суть запропонованої методики оцінювання за бальною шкалою ґрунтується на присвоєнні більшої кількості балів водоймам, де зростає кількість антропогенних чинників та їх негативна дія на фітопланктон.

З метою більш об'єктивного оцінювання рекомендовано використовувати не лише усереднені значення показників, а й конкретні за вегетаційні сезони.

Коливання величин кожного з виділених показників можуть суттєво впливати на фітопланктон.

Так, наприклад, при $pH < 6,0-5,5$ знижується частка видів класу *Centrophyceae* [98], відмічена деградація рибних угруповань в озерах, де відбувалась ацидифікація [162]. Збільшення pH призводить до зменшення концентрації хлорофілу та біомаси діатомових, зростання частки криптофітових та зелених водоростей [128], а також домінування представників *Cyanophyta* [154].

Показано [52, 153, 141], що додавання нітратного азоту до проб фітопланктону стимулювало його розвиток, а за впливу амонійного азоту спостерігалась видоспецифічна реакція водоростей, яка більшою мірою залежить від величини добавки, і їх ріст за підвищених його концентрацій пригнічується.

Рекомендованою нормою насичення води киснем є 80–120%. Зниження цього показника свідчить про забруднення водойми речовинами, що інтенсивно окислюються, в першу чергу, органічними. Високе насичення води киснем

спостерігається за інтенсивного розвитку фітопланктону у водоймі, нерідко при «цвітінні» води.

Таблиця 2.2.1

Оцінювання ризиків для фітопланктону за відхиленням величин екологічних чинників

Директива ЄС	Показник	Кількість балів
Директива ради 76/160/ ЄЕС від 8 грудня 1975 року	<i>Насичення води киснем, %</i>	
	80-120	1
	60-140	2
	40-160	3
	20-180	4
	10-200	5
Директива ради 75/440/ЄЕС від 16 червня 1975 року	<i>pH</i>	
	≥6,5 - ≤8,5	1
	≥6,0 - ≤9,0	2
	>5,5-<9,5	3
	<i>Амонійний азот, мг/л NH₄</i>	
	< 0,05	1
	≥0,05-≤1	2
	≥1-≤1,5	3
	≥1,5- ≤2	4
	≥2-≤4	5
	>4	10
Директива ради 91/676/ ЄЕС від 12 грудня 1991 року, Директива ради 91/271/ ЄЕС від 21 травня 1991 року	<i>Нітрати, мг/л NO₃</i>	
	<25	1
	≥25-≤50	10
	>50	20

Інтегральна оцінка ступеню впливу на фітопланктон досліджуваних водойм за запропонованою методологією наведена в табл. 2.2.2.

Таблиця 2.2.2

Інтегральна оцінка ступеню впливу на фітопланктон

Тип водойми	Водойми Критерії	Антропогенні чинники										Гідрохімічні показники				Балів
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	
І. Водойми з високим антропогенним навантаженням	Став №2 дендропарку «Олександрія»	0	0	1	0	0	0	0	1	1	0	3	3	20	10	39
	Став №1 дендропарку «Олександрія»	0	0	1	0	0	0	0	1	1	0	3	3	10	10	29
	Став №3 дендропарку «Олександрія»	0	0	1	0	0	0	0	1	1	0	1	3	10	10	27
ІІ. Водойми урбанізованих територій	Озеро Опечень ІІ, м. Київ	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	3	5	1	3	21
	Соколівський став, м. Житомир	1	1	1	1	0	0	1	0	1	1	3	5	1	3	19
ІІІ. Водойми природоохоронних та лісопаркових територій	став у парку «Нивки» м. Києва	1	1	1	0	0	0	1	1	1	0	2	5	1	2	16
	Став у Крошнянському дендропарку м. Житомира	1	1	0	0	0	0	1	1	1	0	2	5	1	2	15
	Став «Вигода», м. Житомир	0	1	1	1	0	0	0	0	1	1	2	3	1	3	14
	Став у ботанічному саду ЖНАЕУ	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	3	5	1	2	13
	Озеро Бабіне (Труханів острів, м. Київ)	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	2	3	1	2	10

Примітка: 1-10 – антропогенні чинники, наведені вище, 11 – рН, 12 – насичення води киснем, 13 – вміст нітратів, 14 – вміст амонійного азоту.

Проведене ранжування досліджених водойм показало, що загальна кількість балів коливається від 10 до 39. При цьому, водойми з найменшим антропогенним впливом одержали оцінку від 10 до 16 балів, з більшим – від 19 до 21. Водойми, де зареєстровано високий антропогенний вплив, оцінені більшою кількістю балів (27–39).

На основі інтегральної оцінки ступеню антропогенного впливу на фітопланктон, водойми було розділено на три типи:

I. Водойми природоохоронних та лісопаркових територій – озеро Бабине (10 балів), став у ботанічному саду (13), став «Вигода» (14), став у Крошнянському дендропарку (15), став №2 у парку «Нивки» м. Києва (16);

II. Водойми урбанізованих територій – Соколівський став (19), озеро Опечень II (21);

III. Водойми з високим антропогенним навантаженням – стави №1,2,3 дендропарку «Олександрія» (відповідно 27, 29, 39 балів).

2.3. Вивчення таксономічного та інформаційного (індекс Шеннона) різноманіття водоростей планктону

Оригінальні дані щодо структурно-функціональних особливостей водойм міських агломерацій отримано впродовж вегетаційних сезонів 2016 – 2017 рр.

Дослідження фітопланктону проводились на стаціонарних станціях водойм, географічні координати яких зазначені на відповідних картах-схемах. Проби відбирали кожні два тижні, а влітку, коли інтенсивність розвитку фітопланктону висока, - подекадно.

Відбір проб фітопланктону здійснювали за допомогою батометра Руттнера об'ємом 1,0 дм³. Проби фіксували 40%-м формальдегідом у співвідношенні 1:100, згущували осадовим методом та опрацьовували протягом одного місяця. Для камерального опрацювання альгологічних проб застосовували камеру Нажотта об'ємом 0,02 см³ та світловий мікроскоп МБІ-3. Визначення видового складу та розмірних характеристик фітопланктону проводилося при збільшенні

окуляра К 7[×], об'єктива – $\times 20$. Для більш точного визначення – збільшення окуляра К 9[×], а об'єктива – $\times 40$.

Визначення видового та таксономічного складу водоростей проводили з використанням вітчизняних та іноземних визначників [2, 10, 13, 17, 22, 25-27, 36, 41, 42, 45, 46, 51, 60-65, 71-73, 76, 77, 80, 94-95, 101-104, 129, 136-137, 142-143, 144, 148-150, 167-168]. Систематичне узагальнення таксонів планктонних водоростей узагальнено за флористичними зведеннями [120-123].

Уточнення видового діагнозу центричних діатомових водоростей проводилось методом електронної мікроскопії в Інституті біології внутрішніх вод РАН. Приготовані препарати досліджували в скануючому електронному мікроскопі JSM-25S⁴. Звільнення стулок діатомей від органічних речовин проводили методом холодного спалювання клітин водоростей від органічної частини здійснювали методом холодного спалювання [4].

Обрахунок чисельності фітопланктону виконували на 1 дм³ води за формулою [94]:

$$N = kn \left(\frac{A}{a} \right) v \left(\frac{1000}{V} \right), \text{ де}$$

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).

⁴ Висловлюємо щиро подяку д.б.н., головному науковому співробітнику Інституту біології внутрішніх вод ім. І.Д. Папаніна С.І. Генкалу за допомогу у визначенні центричних діатомових водоростей методом електронної мікроскопії.

Біомаса фітопланктону визначалася розрахунково-об'ємним методом, згідно з яким біомасу кожного виду обраховували множенням його чисельності на об'єм клітини. Об'єм клітин водоростей вимірювали стереометричним методом, суть якого полягає у прирівнюванні форм водоростей до геометричних тіл (куля, еліпс, циліндр, конус тощо) та розрахунком за загальноприйнятими формулами. Вимірювання лінійних розмірів водоростевих клітин виконувалося за допомогою окуляр-мікрометра з вимірювальною лінійкою не менш як на 30 водоростевих клітинах одного виду. Отримані дані опрацьовувались статистично. Відносна щільність прісноводних водоростей до води приймалася за 1,00–1,05 [8, 109].

Чисельність фітопланктону виражали в тис. кл/дм³ або в млн. кл/дм³, біомасу – в мг/дм³.

Для визначення домінуючого комплексу фітопланктону досліджуваних водойм виділяли домінуючі (біомаса або чисельність яких перевищувала або дорівнювала 10% сумарної біомаси або чисельності) та субдомінуючі види (5,00-9,99%). Назва домінуючого комплексу наводиться за назвою відділів, до яких належать домінуючі види.

Частоту трапляння видів обраховували у відсотках від загального числа проб за формулою:

$$F = 100 \cdot p / P, \text{ де}$$

p – кількість проб, у яких знайдено даний таксон,

P – загальна кількість проб [24].

Також розраховували індекс середньої частоти трапляння видів:

$$F_{sp} = \sum_1^N n_1 \dots n_j / N, \text{ де}$$

$n_1 \dots n_j$ – частота трапляння,

N – число таксонів [24].

Індекс значущості (домінування) виду в угрупованні водоростей розраховували згідно [40] за формулою:

$$I = \sqrt{BF},$$

де В – середня біомаса виду у відсотках,

F – частота трапляння.

Значущість відділів у формуванні біологічного різноманіття залежно від частоти трапляння видових та внутрішньовидових таксонів визначали за флористичним індексом F_{spp} , який обраховували за формулою:

$$F_{spp} = \sum_1^i n_1 \dots n_i / \sum_1^j n_1 \dots n_j, \text{ де}$$

$n_1 \dots n_i$ – частота трапляння таксонів відділу,

$n_1 \dots n_j$ – частота трапляння усіх таксонів угруповання [24].

Виділення ядра альгофлори на відповідних рівнях систематичної ієрархії здійснювали з використанням методичного підходу [6]: розраховували середню кількість видів у таксоні і її середньоквадратичне відхилення – σ . На осі абсцис відкладали таксони за кількістю видів (крива розподілу), а на осі ординат – значення σ і проводили паралельну осі абсцис лінію, яка відсікає верхню частину кривої зі значущою групою таксонів [84].

Подібність видового складу фітопланктону різних ділянок річки та водосховищ визначали за допомогою коефіцієнта видової подібності Серенсена:

$$K_s = \frac{2N_{A+B}}{(N_A + N_B)}, \text{ де}$$

N_{A+B} – число спільних видів у пробах А і В;

N_A і N_B – число видів відповідно в пробі А і В [166].

Коефіцієнт Серенсена змінюється від 0 (повна відмінність) до 1 (повна подібність) [109]. $K_s > 0,5$ означає, що водойми схожі за видовим різноманіттям фітопланктону і негативний вплив екологічних чинників (природних і антропогенних) відсутній, $K_s < 0,5$ – фітопланктон відрізняється за видовим різноманіттям, і водойми характеризуються різними екологічними умовами.

Порівняння флористичного різноманіття фітопланктону досліджуваних водойм на рівні порядків та родів виконували на основі коефіцієнта рангової кореляції Кендела [11, 119], який розраховували за формулою:

$$\tau = \frac{2s}{n(n-1)},$$

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) [119].

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

$$H = -\sum_{i=1}^n \left(\frac{n_i}{N} \right) \log_2 \left(\frac{n_i}{N} \right), \text{ де}$$

n_i – оцінка «значущості» i -го виду, тобто чисельність або біомаса i -го виду;

N – загальна оцінка «значущості», тобто загальна чисельність або біомаса фітопланктону;

n – кількість видів та внутрішньовидових таксонів [67].

2.4. Сапробіологічна оцінка якості водного середовища та еколого-географічна характеристика фітопланктону

Сапробіологічна оцінка якості води була здійснена:

а) за методом Пантле-Букк (за співвідношенням видів-індикаторів різних зон сапробності);

б) за методом Пантле-Букк у модифікації Сладечека [166], що розраховується на величинах видового різноманіття та чисельності (біомасі) водоростей-індикаторів за формулою:

$$S = \frac{\sum_{i=1}^N s_i h_i}{\sum_{i=1}^N h_i},$$

де S – індекс сапробності угруповання;

s_i – значущість видів-індикаторів;

h_i – чисельність (біомаса) виду-індикатора.

Значущість видів-індикаторів сапробності встановлена згідно [5, 6].

Оцінка якості води досліджуваних водойм за структурно-функціональними характеристиками фітопланктону, гідрохімічними та гідрофізичними показниками проведена згідно [108].

Екологічна характеристика фітопланктону досліджуваних водойм наведена за літературними даними [5-6, 10, 51, 68, 82, 104, 129, 160, 172].

Паралельно з відбором альгологічних проб проводили вимірювання деяких гідрофізичних (температура води, прозорість) та гідрохімічних (вміст розчиненого у воді кисню, насичення води киснем, рН, концентрацію неорганічних сполук азоту та фосфору, перманганатну та дихроматну окиснюваність, мінералізацію) показників.

Температуру води визначали водним ртутним термометром з ціною поділки $0,2^{\circ}\text{C}$.

Прозорість води вимірювали стандартним методом за допомогою диску Секкі. Глибину зникнення його з поля зору вимірювали тричі й обраховували середнє значення показника [108].

Вміст розчиненого у воді кисню визначали за методом Вінклера, концентрацію неорганічних сполук азоту та фосфору, органічної речовини за величинами перманганатної та дихроматної окиснюваності визначали згідно [1, 54], рН – з допомогою рН-метра Kropos рН – 02, мінералізацію – електронним TDS-метром TDS-3 (345) (Китай).

2.5. Оцінка інтенсивності первинної продукції фітопланктону та деструкції органічної речовини, їх співвідношення (A/R), продукційні коефіцієнти (P/B , A/B)

Первинну продукцію фітопланктону та деструкцію органічної речовини визначали кисневою модифікацією склянкового методу [13, 108, 112] протягом вегетаційних сезонів (весна-осінь) 2017 р. на водоймах м. Києва (озеро Бабіне, озеро Опечень II, став у парку «Нивки») та м. Житомира (Соколівський став,

став «Вигода», став в ботанічному саду ЖНАЕУ, став у Крошнянському дендропарку). Проби фітопланктону для дослідження інтенсивності продукційно-деструкційних процесів відбирали на горизонті 0,25 м, що відповідало зоні максимального фотосинтезу.

Для дослідження відбирали по дві контрольні, «світлі» та «темні» молибденові склянки, які експонували в акваріумі при природному освітленні та температурі води, що відповідала такій у водоймах при відборі проб. Періодично протягом всього часу експонування проби піддавали механічному перемішуванню, що запобігало осіданню водоростей. Експозиція становила 4 та 24 години.

Розрахунок показників первинної продукції фітопланктону, деструкції органічної речовини і оцінку трофічного статусу проводили згідно [108].

Для оцінки сумарної сонячної радіації (Q), що поступає на поверхню води, були використані дані таблиць ТМ-12 актинометричних спостережень на станціях Бориспіль та Нова Ушиця [89-90]. Розрахунок сумарної сонячної радіації, що надходить на водну поверхню, проводили згідно [118].

Статистична обробка масиву даних проводилась згідно [119], з використанням програм STATISTICA 6.0, Microsoft Excel, Past, Origin Lab, Graph Pad. У роботі обговорюються лише значимі кореляції ($p < 0,05$).

РОЗДІЛ 3

ТАКСОНОМІЧНИЙ СКЛАД ФІТОПЛАНКТОНУ

3.1. Таксономічний та видовий склад фітопланктону водойм м. Києва, м. Житомира та м. Біла Церква

У фітопланктоні досліджуваних водойм (озеро Опечень II, Соколівський став, став у парку «Нивки» м. Києва, став у Крошнянському дендропарку, став «Вигода», став у ботанічному саду ЖНАЕУ, озеро Бабіне, стави №1-3 дендропарку «Олександрія») за вегетаційні сезони 2016-2017 рр. (весна-осінь) було виявлено 544 види, представлених 584 внутрішньовидовими таксонами, включно з тими, що містять номенклатурний тип виду (в. в. т.), які належали до 149 родів, 35 порядків, 15 класів і 9 відділів, при чому 7 видів було визначено до роду (табл. 3.1.1).

Таксономічний та видовий склад фітопланктону водойм м. Києва

Загалом у фітопланктоні водойм м. Києва була ідентифіковано 302 види, представлених 320 в.в.т. Найбільшим видовим і внутрішньовидовим різноманіттям серед водойм м. Києва характеризувався фітопланктон озера Бабиного (195 в. в. т.), дещо меншим – ставу у парку «Нивки» (175) і найменшим – озера Опечень II (140). Слід зазначити, що у фітопланктоні озера Опечень II за час досліджень не було виявлено представників відділів Cryptophyta та Xanthophyta (табл. 3.1.2).

Найбільшою рясністю у водоймах м. Києва характеризувались відділи Bacillariophyta (28-34%) та Chlorophyta (26-32%), при чому найбільша частка представників Bacillariophyta була відмічена для фітопланктону озера Бабиного та ставу у парку «Нивки», а Chlorophyta – для озер Опечень II та Бабіне. Найвища частка Cyanophyta характерна була для фітопланктону озера Опечень II (10%), а Euglenophyta переважали у ставі в парку «Нивки» (25%). Відмітимо також, що частка відділу Charophyta була найвагомішою в озері Бабиному (табл. 3.1.2).

Було встановлено достовірну залежність кількості видів (внутрішньовидових таксонів) фітопланктону озера Бабиного від температури води ($r=0,54$, $p=0,02$, $N=30$) й насичення води киснем ($r=0,43$, $p=0,017$, $N=30$). Найсильніше температурний фактор впливав на видове багатство динофітових водоростей ($r=0,71$, $p<0,001$, $N=30$), тоді як евгленових та синьозелених значно менше (коефіцієнт кореляції $0,38-0,39$).

Таблиця 3.1.1.

Таксономічне різноманіття фітопланктону різнотипних водойм міських агломерацій

Тип водойми	Водойма	Вид (в. в. т.)	Рід	Родина	Порядок	Клас	Відділ
I	Озеро Бабине	185 (195)	87	44	27	13	9
	Став у ботанічному саду	170 (175)	83	44	30	14	9
	Став «Вигода»	202 (219)	91	46	29	13	9
	Став у Крошнянському дендропарку	138 (140)	75	45	28	13	9
	Став парку «Нивки»	166 (175)	81	46	27	13	9
II	Соколівський став	183 (189)	92	46	30	14	9
	Озеро Опечень II	132 (140)	60	32	20	10	6
III	Став №3 денропарку «Олександрія»	112 (121)	47	29	24	11	7
	Став №1 денропарку «Олександрія»	75 (78)	38	23	17	11	8
	Став №2 денропарку «Олександрія»	71 (78)	35	20	15	9	5

Примітка. Тут і далі в таблицях та рисунках цифрами I-III позначено типи водойм, ранжовані за бальною системою оцінки ступеню антропогенного впливу (див. табл. 2.2.2)

У фітопланктоні озера Опечень II та ставу у парку «Нивки» зростання температури води призводило до збільшення кількості видів зелених (відповідно у водоймах $r=0,43$, $p=0,015$, $N=31$ та $r=0,45$, $p=0,017$, $N=28$) та динофітових ($r=0,42$, $p=0,019$, $N=31$ та $r=0,60$, $p=0,01$, $N=28$) водоростей та зменшення золотистих ($r= -0,51$, $p=0,003$, $N=30$ та $r= -0,39$, $p=0,038$, $N=28$). Видове різноманіття зелених водоростей також деякою мірою пов'язане з кисневим режимом в озері Опечень II ($r=0,40-0,54$ $p<0,003$, $N=31$).

Таблиця 3.1.2

Таксономічне, видове та внутрішньовидове різноманіття фітопланктону водойм м. Києва

Відділи/ Водойми	оз. Бабине	став у парку «Нивки»	оз. Опечень II
<i>Cyanophyta</i>	$\frac{11 (11)}{6}$	$\frac{6 (6)}{3}$	$\frac{14 (14)}{10}$
<i>Euglenophyta</i>	$\frac{17 (24)}{12}$	$\frac{36 (43)}{25}$	$\frac{19 (26)}{19}$
<i>Cryptophyta</i>	$\frac{1 (1)}{<1}$	$\frac{2 (2)}{1}$	не виявлено
<i>Chrysophyta</i>	$\frac{10 (10)}{5}$	$\frac{10 (10)}{6}$	$\frac{6 (6)}{4}$
<i>Xanthophyta</i>	$\frac{3 (3)}{2}$	$\frac{2 (2)}{1}$	не виявлено
<i>Bacillariophyta</i>	$\frac{66 (67)}{34}$	$\frac{51 (52)}{30}$	$\frac{39 (39)}{28}$
<i>Dinophyta</i>	$\frac{9 (9)}{5}$	$\frac{11 (11)}{6}$	$\frac{7 (7)}{5}$
<i>Chlorophyta</i>	$\frac{57 (59)}{30}$	$\frac{44 (45)}{26}$	$\frac{44 (45)}{32}$
<i>Charophyta</i>	$\frac{11 (11)}{6}$	$\frac{4 (4)}{2}$	$\frac{3 (3)}{2}$
Всього:	$\frac{185 (195)}{100}$	$\frac{166 (175)}{100}$	$\frac{132 (140)}{100}$

Примітка. Над рискою – кількість видів (внутрішньовидових таксонів включно з номенклатурним типом виду), під рискою – вираження у відсотках

Таксономічний та видовий склад фітопланктону водойм м. Житомира

У фітопланктоні досліджених водойм м. Житомира було ідентифіковано 381 вид (407 в.в.т.). З поміж них видове та внутрішньовидове різноманіття фітопланктону було найвищим у ставі «Вигода» (219 в. в. т.), меншим – у Соколівському ставі (189) та у ставі в ботанічному саду (175), а найменшим – у ставі в Крошнянському дендропарку (140) (табл. 3.1.3).

Таблиця 3.1.3

Таксономічне, видове та внутрішньовидове різноманіття фітопланктону водойм м. Житомира

Відділи	Став у Крошнянському дендропарку	Став у ботанічному саду ЖНАЕУ	Став «Вигода»	Соколівський став
<i>Cyanophyta</i>	<u>4 (4)</u> 3	<u>7 (7)</u> 4	<u>10 (10)</u> 4	<u>18 (18)</u> 9
<i>Euglenophyta</i>	<u>13 (15)</u> 11	<u>28 (33)</u> 19	<u>42 (55)</u> 25	<u>23 (26)</u> 14
<i>Cryptophyta</i>	<u>1 (1)</u> <1	<u>1 (1)</u> <1	<u>1 (1)</u> <1	<u>1 (1)</u> <1
<i>Chrysophyta</i>	<u>10 (10)</u> 7	<u>7 (7)</u> 4	<u>13 (13)</u> 6	<u>7 (7)</u> 4
<i>Xanthophyta</i>	<u>2 (2)</u> 1	<u>2 (2)</u> 1	<u>4 (4)</u> 2	<u>2 (2)</u> 1
<i>Bacillariophyta</i>	<u>54 (54)</u> 39	<u>49 (49)</u> 28	<u>55 (56)</u> 25	<u>48 (49)</u> 26
<i>Dinophyta</i>	<u>11 (11)</u> 8	<u>13 (13)</u> 7	<u>12 (12)</u> 6	<u>10 (10)</u> 5
<i>Chlorophyta</i>	<u>36 (36)</u> 26	<u>45 (45)</u> 26	<u>52 (55)</u> 25	<u>69 (71)</u> 38
<i>Charophyta</i>	<u>7 (7)</u> 5	<u>18 (18)</u> 10	<u>13 (13)</u> 6	<u>5 (5)</u> 3
Всього:	<u>138 (140)</u> 100	<u>170 (175)</u> 100	<u>202 (219)</u> 100	<u>183 (189)</u> 100

Примітка. Над рискою – кількість видів (внутрішньовидових таксонів включно з номенклатурним типом виду), під рискою – вираження у відсотках

На прикладі ставів м. Житомира простежується зміна таксономічної структури фітопланктону зі зростанням антропогенного навантаження на водойми: зменшення частки видів відділу Bacillariophyta та Dinophyta, зростання – Cyanophyta та Chlorophyta. Відзначимо значну частку видів відділу Euglenophyta у фітопланктоні ставу «Вигода», та Charophyta у ботанічному саду ЖНАЕУ.

Встановлено деякі залежності видового різноманіття фітопланктону від факторів навколишнього середовища. Так, у ставі в ботанічному саду кількість видів відділу Charophyta водоростей зростала з підвищенням температури, вмістом у воді кисню, насичення води киснем (коефіцієнти кореляції були відповідно 0,39, 0,45 та 0,54).

У Соколівському ставі зростання температури води призводило до збільшення видового різноманіття синьозелених ($r=0,40$, $p=0,02$) та динофітових ($r=0,45$, $p=0,009$) і водночас зменшення золотистих ($r= -0,53$, $p=0,001$) та діатомових ($r= -0,40$, $p=0,02$) водоростей.

У ставі «Вигода» зі зростанням температури води збільшувалась кількість видів динофітових ($r=0,70$, $p<0,001$), евгленових ($r= 0,47$, $p=0,006$) та синьозелених ($r=0,41$, $p=0,02$) водоростей та зменшувалась золотистих ($r= -0,46$, $p=0,008$).

Таксономічний та видовий склад фітопланктону водойм дендропарку «Олександрія» (м. Біла Церква)

Фітопланктон ставів дендропарку «Олександрія» характеризувався найменшим видовим багатством серед усіх нами досліджених водойм (58-88 в. в. т.). Загалом він був представлений 156 видами (166 в.в.т.) водоростей з 9 відділів (табл. 3.1.4).

Найбільш рясним був фітопланктон ставу №3, водорості якого належали до 7 відділів, 11 класів, 19 порядків, 22 родини, 38 родів, 77 видів і 88 в. в. т. Альгофлору ставу №1 формували водорості з 8 відділів, 11 класів, 17 порядків, 23 родин, 38 родів, 52 видів (58 в.в.т.). Фітопланктон ставу №2 був найбіднішим,

включав 5 відділів, 9 класів, 15 порядків, 20 родин, 35 родів, 58 видів (63 в.в.т) (табл. 3. 4). Основу видового різноманіття становили евгленові, зелені та діатомові водорості. При цьому простежувалась тенденція зниження частки діатомей та зростання евгленових та зелених у найбільш забруднених ставах - №1 і №2.

Для фітопланктону ставу №3 було встановлено пряму залежність між температурою води та: кількістю видів зелених водоростей ($r = 0,52$, $p = 0,037$) й загальним видовим різноманіттям ($r = 0,81$, $p < 0,001$).

Таблиця 3.1.4

Таксономічне, видове і внутрішньовидове різноманіття фітопланктону каскаду ставів №1-3 дендропарку «Олександрія»

Відділи	Став №1	Став №2	Став №3
Cyanophyta	$\frac{8 (8)}{10}$	$\frac{4 (4)}{5}$	$\frac{10 (10)}{8}$
Euglenophyta	$\frac{19 (22)}{28}$	$\frac{22 (29)}{37}$	$\frac{36 (45)}{37}$
Cryptophyta	$\frac{1 (1)}{1}$	не виявлено	не виявлено
Chrysophyta	$\frac{1 (1)}{1}$	$\frac{1 (1)}{1}$	$\frac{2 (2)}{2}$
Xanthophyta	не виявлено	не виявлено	$\frac{3 (3)}{2}$
Bacillariophyta	$\frac{21 (21)}{30}$	$\frac{21 (21)}{27}$	$\frac{29 (29)}{24}$
Dinophyta	$\frac{1 (1)}{<1}$	не виявлено	$\frac{2 (2)}{2}$
Chlorophyta	$\frac{23 (23)}{29}$	$\frac{23 (23)}{30}$	$\frac{30 (30)}{25}$
Charophyta	$\frac{1 (1)}{<1}$	не виявлено	не виявлено
Всього:	$\frac{75 (78)}{100}$	$\frac{71 (78)}{100}$	$\frac{112 (121)}{100}$

Примітка. Над рискою – кількість видів, під рискою – вираження у відсотках. У дужках вказано кількість внутрішньовидових таксонів включно з номенклатурним типом виду

3.2. Флористична структура фітопланктону водойм міських агломерацій

Виділення провідних таксонів дозволило виявити відмінності у флористичній структурі фітопланктону досліджуваних водойм вже на рівні відділів. Так, для водойм, розташованих на територіях, що піддаються меншому антропогенному пресу, став у парку «Нивки», став у ботанічному саду ЖНАЕУ, озеро Бабине, став у Крошнянському дендропарку), характерно те, що перший ранг займає відділ Bacillariophyta (28-35%), другий – Chlorophyta (25-31%), а третій - Euglenophyta (19-24%). Відмітимо, що частка останніх відділів у ставі в парку «Нивки» була практично однаковою (24-26%). Четвертий ранг флористичної структури фітопланктону ставу в ботсаду складав відділ Charophyta (11%).

Флористична структура озера Опечень та Соколівського ставу характеризувалась домінуванням відділів Chlorophyta (32-38%) й Bacillariophyta (26-28%) та субдомінуванням Euglenophyta (14-19%). Роль цих же відділів у флористичній структурі ставу «Вигода» була практично рівноцінною (25-26%).

Основу флористичного різноманіття ставів №1-3 дендропарку «Олександрія» становили відділи Euglenophyta (23-37%), Chlorophyta (27-30%) та Bacillariophyta (23-27%) (табл. 3.2.1).

Провідними класами у флористичному спектрі фітопланктону досліджених водойм були Euglenophyceae (11-37%), Chlorophyceae (20-31%), Bacillariophyceae (14-30%). Відмінності між водоймами простежуються при ранжуванні кількості видів у класі. Так, за вищезазначеним порядком ранжувались провідні класи фітопланктону у ставах дендропарку «Олександрія», ставу у парку «Нивки» та ставу «Вигода». Класи фітопланктону ставів у ботанічному саду та Крошнянському дендропарку м. Житомира розташовувались в оберненому порядку. У фітопланктоні озера Опечень II та Соколівського ставу 1 ранг посідав Chlorophyceae (26 та 31%), 2 та 3 ранги посідали Bacillariophyceae та Euglenophyceae з практично однаковою значущістю у фітопланктоні водойм (відповідно 14 та 18%). Близька

наповненість класів *Chlorophyceae* та *Bacillariophyceae* (21 та 25%) відзначалась у фітопланктоні найменш забрудненої водойми – озера Бабиного, третій ранг належав *Euglenophyceae*. Серед провідних класів фітопланктону озера Бабиного також був *Coscinodiscophyceae*, а ставу у ботсаду – *Zygnematomphyceae*.

Серед провідних порядків перший ранг за кількістю видів належав *Euglenales*: від 19-25% та ставах в парку «Нивки», ботсаду та «Вигода», до 29-37% у ставах дендропарку «Олександрія», та *Sphaeropleales* (11-19%) в озерах Опечень II та Бабине, Соколівському ставі та ставі у Крошнянському дендропарку. Ці ж порядки посідали другий ранг у вказаних водоймах, лише у ставі в Крошнянському дендропарку його займав *Naviculales*. Цей же порядок в інших водоймах (Соколівський став, став «Вигода», озеро Бабине, стави дендропарку «Олександрія») займав третій ранг (6-12%). В інших водоймах третій ранг належав порядкам *Cymbellales* (став у парку «Нивки»), *Desmidiaceae* (став у ботсаду ЖНАЕУ), *Euglenales* (став у Крошнянському дендропарку), *Oscillatoriales* (оз. Опечень II).

У флористичному спектра провідних родин за кількістю видів перший та другий ранги у всіх досліджених водоймах належали родинам *Euglenaceae* (11-37%) та *Scenedesmaceae* (8-16%).

Аналіз флористичного спектру провідних родів за кількістю видів дозволив віднести до першого рангу рід *Phacus* Dujard. у фітопланктоні ставів дендропарку «Олександрія» та *Trachelomonas* Ehrenb. у всіх інших водоймах, при чому у ставі в Крошнянському дендропарку до цього рангу належали також *Navicula* Bory та *Nitzschia* Hass. Вважаємо, що це пов'язано з невеликою глибиною та площею водойми. Для ставу №3 дендропарку «Олександрія» характерна була значна частка видів родів *Euglena* Ehr. та *Trachelomonas* Ehrenb. (8%).

Значна наповненість видами родів *Euglena* Ehr. (6,8%), *Phacus* Dujard. та *Lepocinclis* Perty (по 4,5%) характерна була для ставу у парку «Нивки».

Таблиця 3.2.1

Провідні таксони різнотипних водойм міських агломерацій

(частка від загального числа внутрішньовидових таксонів)

Таксони	Водойми									
	Озеро Опечень П м. Київ	Соколівський став, м. Житомир	став у парку «Нивки» м. Києва	Став у Крошнянському у дендропарку м. Житомира	Став «Вигода»	Став №1 дендропарку «Олександрія»	Став №2 дендропарку «Олександрія»	Став №3 дендропарку «Олександрія»	Став у ботанічному саду ЖНАЕУ	Озеро Бабине (Труханів острів, м. Київ)
Класи										
Euglenophyceae	19	14	25	11	25	55	36	18	19	12
Zygnematophyceae	4	7	6	3	6	6	1	2	3	9
Bacillariophyceae	18	14	18	31	15	23	22	14	21	21
Chlorophyceae	26	31	21	24	20	37	24	17	21	25
Coscinodiscophyceae	2	3	2	6	6	-	-	-	10	5
Загальна частка провідних таксонів у фітопланктоні	63	59	64	65	60	74	82	49	70	67
Порядки										
Oscillatoriales	7	4	1	1	1	6	3	5	2	2
Euglenales	20	14	25	11	25	37	38	28	20	13
Peridinales	4	4	6	4	4	1	-	1	6	4
Thalassiosirales	3	6	5	2	4	3	1	3	2	6
Fragilariales	5	3	5	4	4	3	1	3	3	3
Cymbellales	4	3	7	9	3	2	4	4	5	5
Naviculales	5	7	3	14	6	8	8	12	6	10
Bacillariales	4	1	4	5	2	1	9	5	3	1
Chlamydomonadales	4	5	5	5	2	2	4	4	4	3

Sphaeropleales	21	24	15	16	16	20	17	21	15	22
Chlorellales	6	6	5	2	5	2	5	4	5	6
Desmidiaceae	4	4	2	6	6	-	-	-	9	4
Загальна частка провідних таксонів у фітопланктоні	54	57	58	74	58	65	72	61	66	57
Родини										
Oscillatoriaceae	7	4	1	1	1	6	3	5	2	2
Euglenaceae	20	14	25	11	25	37	38	28	19	13
Peridiniaceae	4	4	5	4	3	1	-	1	5	4
Chrysococcaceae	4	3	3	4	3	2	3	1	2	2
Stephanodiscaceae	3	5	4	2	3	3	1	3	2	6
Fragilariaceae	5	3	5	4	4	3	1	3	3	3
Gomphonemataceae	1	-	3	2	-	-	-	-	1	1
Cymbellaceae	2	1	4	6	1	-	-	-	3	3
Naviculaceae	4	5	2	7	3	3	6	9	3	5
Bacillariaceae	4	1	3	5	1	1	9	5	3	1
Chlamydomonadaceae	4	3	3	4	2	2	4	4	3	3
Hidrodictyaceae	1	4	1	1	4	-	-	-	2	4
Selenastraceae	6	4	3	5	3	5	6	4	3	4
Scenedesmaceae	12	13	9	9	8	14	9	15	9	12
Chlorellaceae	2	3	3	1	1	-	3	-	2	2
Oocystaceae	4	3	2	1	4	2	3	4	3	4
Desmidiaceae	4	4	2	5	6	-	-	-	9	4
Загальна частка провідних таксонів у фітопланктоні	65	72	64	49	51	62	62	57	57	56
Роди										
Oscillatoria Vaucher ex Gomont	6	4	1	1	0	5	3	4	1	2
Euglena Ehr.	4	4	7	2	3	8	5	3	4	2
Lepocinclis Perty	4	2	5	1	3	4	9	4	2	4

Phacus Dujard.	2	2	5	4	6	12	17	19	4	2
Trachelomonas Ehrenb.	9	6	7	4	13	8	5	3	7	5
Gymnodinium F. Stein	1	1	1	2	0	1	0	0	1	0
Peridiniopsis Lemmerm.	4	2	3	1	2	1	0	0	3	2
Peridinium Ehrenb.	0	2	1	2	1	0	0	1	2	2
Kephyrion Pasher	2	2	2	2	2	1	0	0	2	2
Cyclotella Kütz.	1	2	2	1	1	2	0	1	1	3
Aulacoseira Thw.	1	1	1	0	2	1	0	0	1	3
Cymbella C. Agardh	2	1	3	3	0	0	0	0	3	2
Placoneis Mer.	0	0	1	2	1	0	0	0	0	1
Pinnularia Ehrenb.	0	1	0	1	2	0	0	1	1	3
Hippodonta L.-B., Metzeltin et Witkow.	0	1	0	2	0	2	0	3	0	0
Navicula Bory	4	5	2	4	3	0	6	6	3	5
Nitzschia Hass.	4	1	3	4	1	0	5	4	3	1
Chlamydomonas Ehrenb.	3	2	3	3	2	0	4	4	3	3
Monoraphidium Komark.	4	3	2	2	1	0	3	1	2	2
Raphidocelis Hindak et Nygaard et al.	0	0	0	1	0	3	0	0	1	1
Acutodesmus (E.Hegew.) P. Tsarenko	2	2	2	0	0	0	4	4	2	2
Desmodesmus (Chodat) An et al.	4	5	3	4	4	0	1	5	3	4
Enallax Pascher	0	1	0	0	0	5	0	0	0	1
Oocystis A. Braun	1	1	1	1	1	0	3	4	1	1
Cosmarium Corda ex Ralfs	0	0	0	1	0	0	0	0	4	0
Closterium Nitzsch ex Ralfs	1	1	1	4	1	0	0	0	3	0
Загальна частка провідних таксонів у фітопланктоні	52	43	49	44	45	47	50	54	59	41

П р и м і т к а. „–” – представників даного таксону у фітопланктоні не знайдено

Порівняння флористичного різноманіття фітопланктону досліджуваних водойм на рівні порядків за кількістю видів на основі коефіцієнта рангової кореляції Кендела дозволило виділити три групи водойм (рис. 3.2.1). У першу групу об'єднались стави №1–3 дендропарку «Олександрія», у другу – водойми з найбільшим антропогенним тиском (Соколівський став та оз. Опечень II), у третю – з дещо меншим або мінімальним – водойми природоохоронних і лісопаркових територій (оз. Бабине, став у ботсаду ЖНАЕУ, став «Вигода»). Найвищий ступінь подібності виявлено між ставами дендропарку «Олександрія», що ймовірно, пов'язано з високим антропогенним навантаженням.

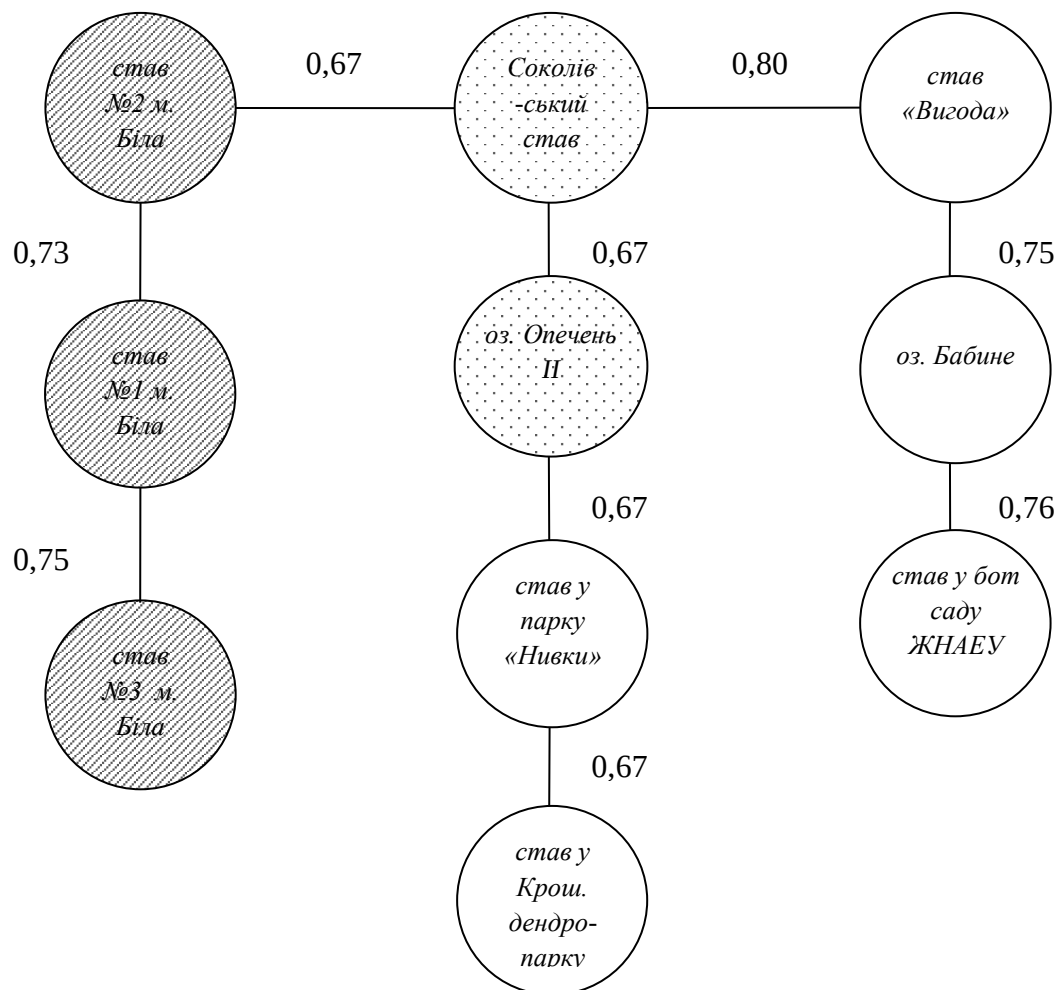


Рис. 3.2.1. Дендрограма подібності флористичної структури провідних порядків за кількістю видів у фітопланктоні водойм міських агломерацій за коефіцієнтами рангової кореляції Кендела (τ).

Порівняння структури провідних порядків за кількістю родів показало, що, як і за кількістю видів, стави дендропарку «Олександрія» виділені в окрему групу (рис. 3.2.2). Озеро Опечень II, Соколівський став та став у парку «Нивки» об'єднані, ймовірно, внаслідок подібного наповнення родами відділів Cyanophyta та Chlorophyta. Тобто в окрему групу виділяються водойми з найвищим антропогенним навантаженням (від 28 до 40 балів за бальною системою оцінки), в центрі дендрограми – з дещо нижчим (від 20 до 21 балів) і по периферії – ті, де вплив антропогенних чинників був найменшим (від 10 до 17 балів).

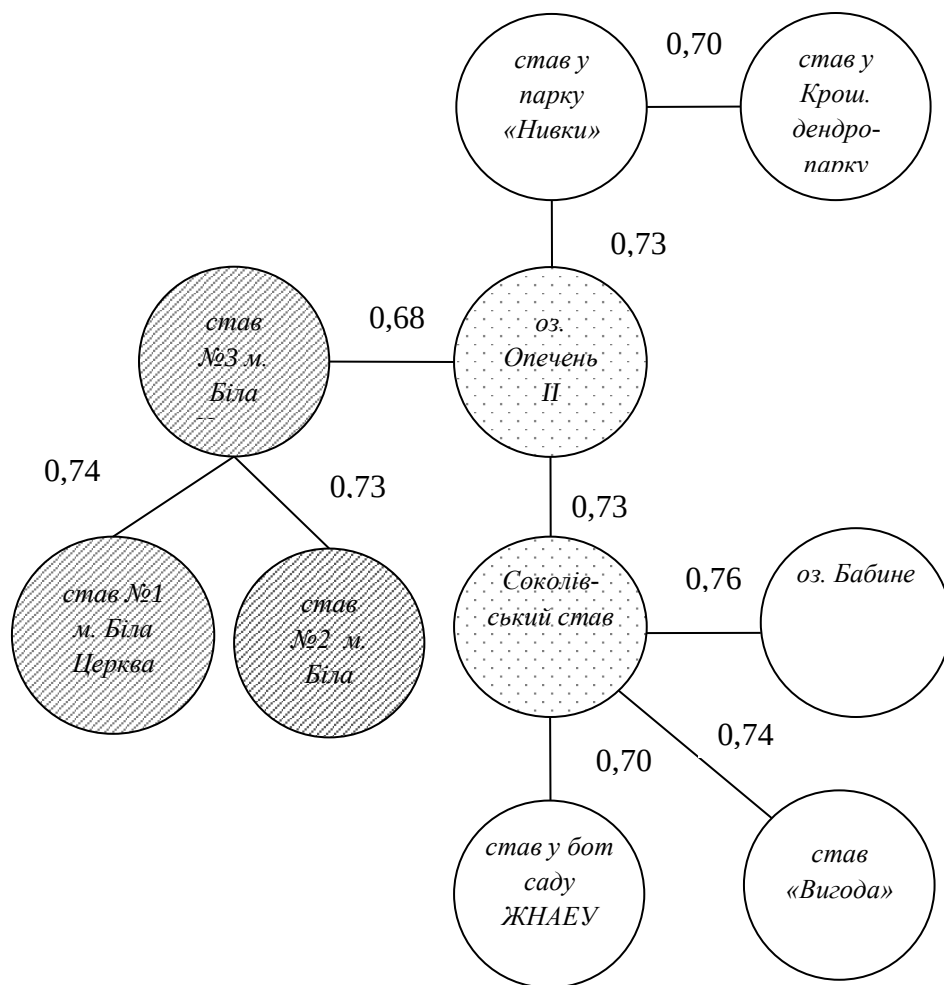


Рис. 3.2.2. Дендрограма подібності флористичної структури провідних порядків за кількістю родів у фітопланктоні водойм міських агломерацій за коефіцієнтами рангової кореляції Кендела (τ).

Флористична структура провідних класів за кількістю видів дозволила найбільш репрезентативно виділити водойми різного ступеня антропогенного впливу (рис. 3.2.3). У перший кластер об'єднались водойми дендропарку «Олександрія» (найвищий антропогенний вплив за бальною шкалою – 28-40 балів), у другий – став Соколівський та озеро Опечень II (20-21 бали), як водойми урбанізованих територій, а в третій – водойми природоохоронних та лісопаркових територій (від 10 до 17 балів).

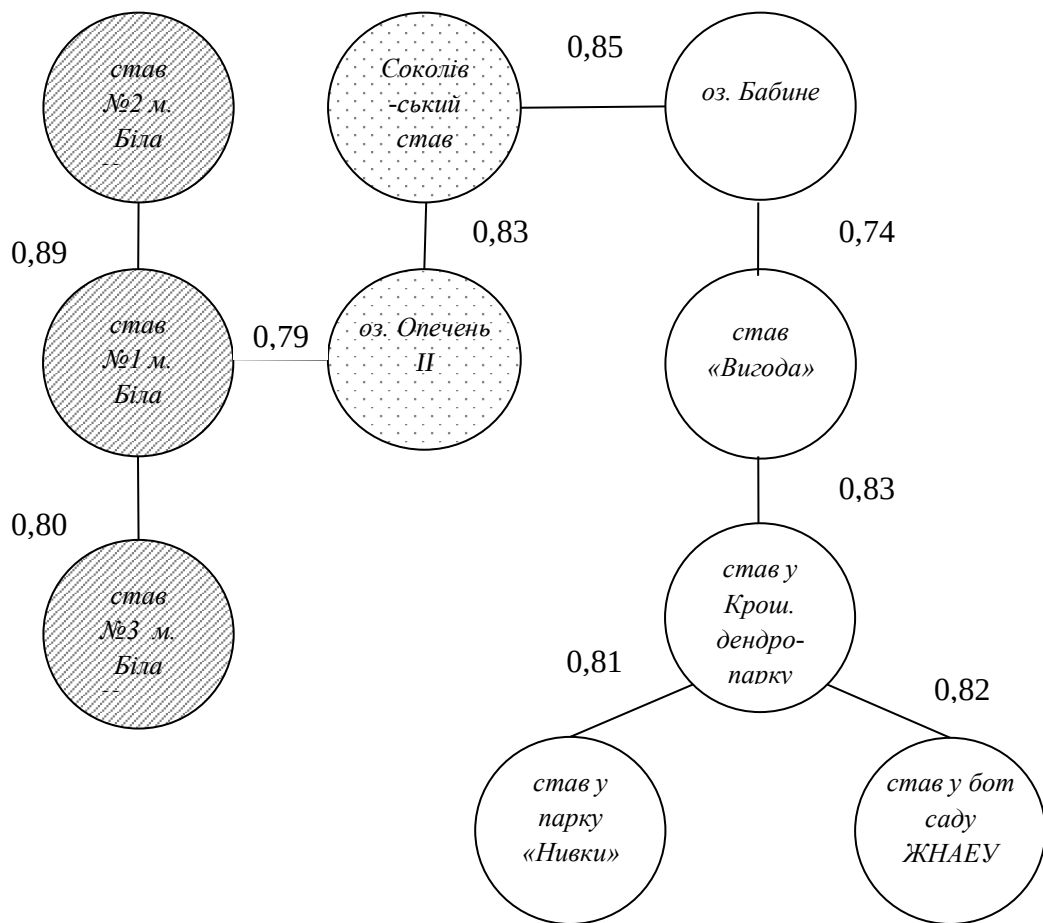


Рис. 3.2.3. Дендрограма подібності флористичної структури провідних класів за кількістю видів у фітопланктоні водойм міських агломерацій за коефіцієнтами рангової кореляції Кендела(τ)

Порівняння видового складу фітопланктону різнотипних водойм за коефіцієнтом подібності Серенсена (K_S) (табл. 3.2.2) показало, що досліджені водойми характеризувалися низьким рівнем видової подібності – K_S : від 0,17 (між ставом №1 дендропарку «Олександрія» і ставом «Вигода») до 0,51 (між ставами №1 та №2 дендропарку «Олександрія»). Спільними для всіх досліджених водойм було лише 12 видів водоростей (2% загального числа в. в. т.): *Trachelomonas oblonga* var. *oblonga*⁵, *Chrysococcus rufescens*, *Stephanodiscus hantzschii*, *Navicula gregaria*, *Ch. globosa*, *Ch. monadina*, *Ch. reinhardtii*, *Hyaloraphidium contortum* var. *contortum*, *Coelastrum microporum*, *Pseudodidymocystis planctonica*, *Oocystis borgei*, *O. marssonii*. Вони є космополітами та переважно β - або β -о-сапробами та, ймовірно, здатні витримувати різноманітні умови водного середовища.

За результатами кластерного аналізу в окрему групу виділились стави №1 - 3 дендропарку «Олександрія» (рис. 3.2.5), що пояснюється розташуванням їх каскадом та практично однаковим впливом антропогенних чинників. При чому найбільш забруднені у каскаді водойми мали найвищий рівень подібності ($K_S=0,51$).

⁵ Назви видів приведено згідно “Algae of Ukraine” [120-123]. Автори видів тут і далі не наводяться, оскільки приведені в додатку А

Коефіцієнти Серенсена (K_S) для видового складу фітопланктону водойм різнотипних міських агломерацій

[illegible]

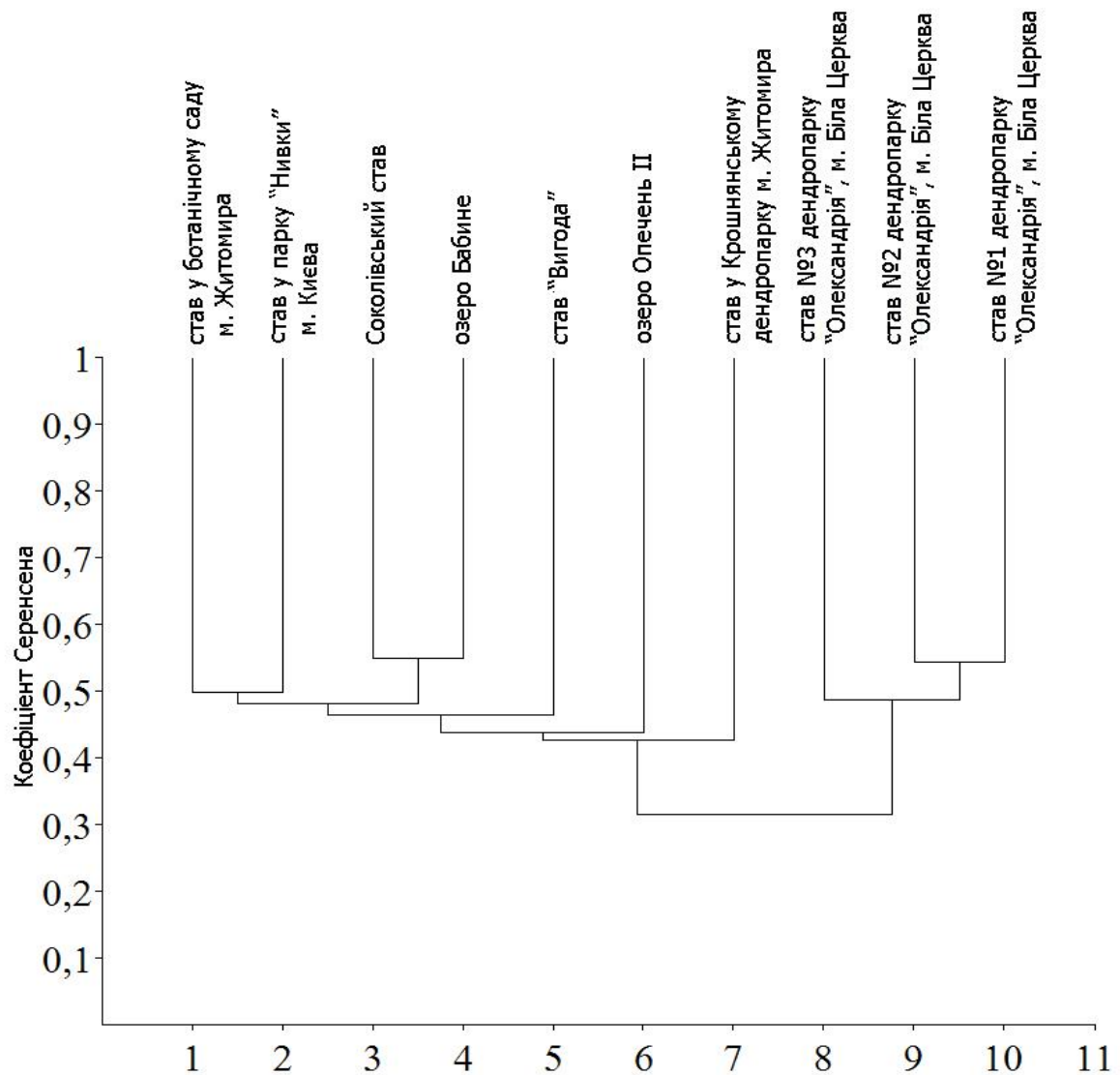


Рис. 3.2.5. Дендрограма подібності видового складу фітопланктону водойм різнотипних міських агломерацій за коефіцієнтом Серенсена (K_s) (2016-2017 рр.)

У деяких досліджених нами водоемах було виявлено види, що нечасто зустрічаються в альгофлорі України. Вважаємо, що значний розвиток *Gonatozygon kinahanii* (в оз. Бабине, ставі в парку «Нивки», ставі в ботсаду, ставі в Крошнянському дендропарку; травень-серпень; біомаса була в межах 0,95-108,58 мг/дм³) пов'язаний із заболоченням водоеми. Розвиток у фітопланктоні евгленових водоростей *Phacus angulatus* (став у ботсаду, став «Вигода»; біомаса 0,027-0,325 мг/дм³), *Trachelomonas zuberi* (став у ботсаду; біомаса 0,17-0,22 мг/дм³) та видів роду *Strombomonas* (став у ботсаду, став №3 у дендропарку

«Олександрія» 0,17-0,22 мг/дм³) спричинений органічним забрудненням водойм. Визначення деяких діатомових (*Karayevia laterostrata*, *Rossithidium linearis*, *Pseudostaurosira brevistriata*) потребує уточнення.

3.3. Особливості центричних діатомових водоростей водойм міських агломерацій

Важлива роль у якісному та кількісному різноманітті фітопланктону континентальних водойм Європейського континенту, включаючи водойми міських агломерацій, належить Bacillariophyta, особливо їх центричним формам Centrophyceae [68, 164].

Узагальнення робіт по вивченню центричних діатомей різнотипних внутрішніх водойм м.Києва виконаних на початку 2000-х років було проведено Н. Є. Семенюк [86, 164]. У наступний десятирічний період ці дослідження, особливо із застосуванням електронної мікроскопії для уточнюючого діагнозу центричних діатомей, в тому числі їх дрібноклітинних форм, не проводилося. В той самий час, процеси міської урбанізації в Києві продовжують посилюватись [31], що посилює антропогенний вплив на планктон в цілому і центричні діатомей включно. Відповідно виникає потреба провести уточнюючу інвентаризацію сучасного розмаїття центричних діатомових з допомогою електронної мікроскопії й оцінити вплив на них процесів урбанізації. Проведені паралельні дослідження, в значно меншій міській агломерації, яка за географічними, кліматичними умовами мало відрізняється від багатомільйонного м.Києва. Для прикладу взято деякі водойми м. Житомира [164].

Узагальнюючий аналіз наведеної інформації по досліджених водоймах показує, що ступінь урбанізації, що впливає на екосистеми внутрішніх водойм, не залежить від величини міської агломерації і як в м.Києві, так і в м.Житомирі, визначається конкретними локальними антропогенними факторами [164].

Так, в м Києві найбільшому антропогенному впливу піддаються озеро Опечень II і ставок у парку «Нивки», а у м.Житомирі – рибоводні стави Соколівський і «Вигода», а найменший антропогенний тиск відзначається для екосистеми озера Бабиного (див. табл. 2.2.2).

Визначення видового складу центричних діатомей за допомогою світлової мікроскопії та уточнення їх діагнозів за допомогою скануючої електронної мікроскопії дозволили виявити в міських водоймах 17 видових таксонів, що відносяться до 8 родів, 3 родин і 3 порядків центричних водоростей, розмірні характеристики й частота трапляння яких наведені в табл. 3.3.1. [164].

Важливою морфологічною особливістю центричних діатомей є те, що не залежно від міської агломерації (м. Київ або м. Житомир), ступеня урбанізації і, відповідно, величини антропогенного преса на водойми, всі центричні водорості представлені дрібноклітинними видами [164].

В цілому, характеристика дрібноклітинних центричних діатомей планктону міських агломерацій, розміри їх клітин за літературними даними та натурними вимірами, з позначенням нових видів для міських агломерацій приведена в табл. 3.3.1.

Іншою особливістю центричних діатомей досліджуваних водойм було те, що 5 видів (*Aulacoseira subarctica*, *Cyclotella ocellata*, *Handmannia comta*, *Stephanodiscus minutulus*, *Conticribra weissflogii*) вперше⁶ були виявлені у водоймах міських агломерацій [164].

Певний інтерес представляють дані, що характеризують центричні діатомеї, які є новими для міських водойм. На рис. 3.3.1 представлені мікрофотографії нових видів, отримані за допомогою скануючої електронної мікроскопії, а також наведено їх короткі діагнози. Індикаторні характеристики для нових видів наведені згідно [44].

⁶ Незалежно від наших досліджень Ліліцькою Г.Г. [53] 1 вид (*Handmannia comta*) був знайдений в планктоні водойм м. Києва, 3 види *Stephanodiscus minutulus*, *Conticribra weissflogii*, *Cyclotella ocellata* – у бентосі та серед водних рослин. Однак морфологічні характеристики видів суттєво відрізнялись від тих, що наведені в наших дослідженнях [164]. У роботі [100] вказується вид *Cyclotella ocellata* для Дідорівських ставів, однак ні морфологічних характеристик, ні мікрофотографій не приведено.

Таблиця 3.3.1

Видовий склад, частота трапляння і розміри центричних діатомових водоростей водойм міських агломерацій (ідентифіковані в 2016 р.) [164]

Вид	Розміри клітин (діаметр, мкм)		Оригінальні дані					Літературні дані	
	за літературними даними [57, 121]	за натурними даними	м. Житомир		м. Київ			Водойми міських агломерацій України [39, 57, 100, 111]	Інші типи водойм України [10, 57, 80, 82, 121]
			Соколівський став, м. Житомир	Став «Вигода» на околиці м. Житомира	Став у парку «Нивки», м. Києва	Озеро Бабинське, м. Київ	Озеро Опечень II, м. Київ		
<i>Aulacoseira ambigua</i> (Grunow) Simonsen	5,7-8,8	6,4-10,0	-	-	-	+	-	+	+
<i>A. granulata</i> (Ehrenberg) Simonsen	4,3-18,8	10,0-15,5	+	+	+	+	+	+	+
<i>A. subarctica</i> (Otto Müller) E.Y.Haworth*	5,7-6,4	8,2	-	-	-	+	-	-	+
<i>A. subborealis</i> (G. Nygaard) L. Denys, K. Muylaert & Krammer	5,3-7,9	7,3-7,7	-	+	-	+	-	+	+
<i>Cyclostephanos dubius</i> (Hustedt) Round	6,4-21,4	20,7-24,4	+	+	+	+	-	+	+
<i>Cyclotella atomus</i> Hustedt	5,0-9,1	7,3-8,2	+	-	+	+	-	+	+
<i>C. meneghiniana</i> Kützing	8,5-37,8	6,7-25,5	+	+	+	+	+	+	+
<i>C. ocellata</i> Pantocsek*	6,0-24,0	8,6-17,0	-	-	-	+	-	-	+
<i>Discostella pseudostelligera</i> (Hustedt) Houk & Klee	3,3-12,7	4,0-6,5	+	-	-	+	-	+	+
<i>Handmannia comta</i> (Ehrenberg) Kociolek & Khursevich *	8,0-50,0	10,9-28,9	-	-	-	+	-	-	-
<i>Melosira varians</i> C.Agardh	12,0-38,6	22,2-32,8	+	+	-	+	-	+	+
<i>Stephanodiscus delicatus</i> S. I. Genkal	8,2-15,0	9,5-10,0	+	-	-	+	-	+	+
<i>S. hantzschii</i> Reinsch	9,4-32,2	9,5-33,3	+	+	+	+	+	+	+
<i>S. invisitatus</i> Hohn & Hellermann	10,0-17,0	11,8-12,8	+	+	+	+	-	+	+
<i>S. minutulus</i> (Kützing) Cleve & Müller*	6,4-7,6	9,0-11,8	+	+	+	+	+	-	+
<i>Thalassiosira faurii</i> (Gasse) Hasle	13,6-37,8	17-30	+	+	-	+	-	+	+
<i>Conticribra weissflogii</i> (Grunow) S. Stachura-Suchoples & Williams *	18,9-27,8	15,4-27,8	+	-	+	-	-	-	+

Примітка. «-» вид у водоймах не зустрічався; «+» - вид зустрічався у водоймах; «*» - вид вперше наводиться для водойм міських агломерацій

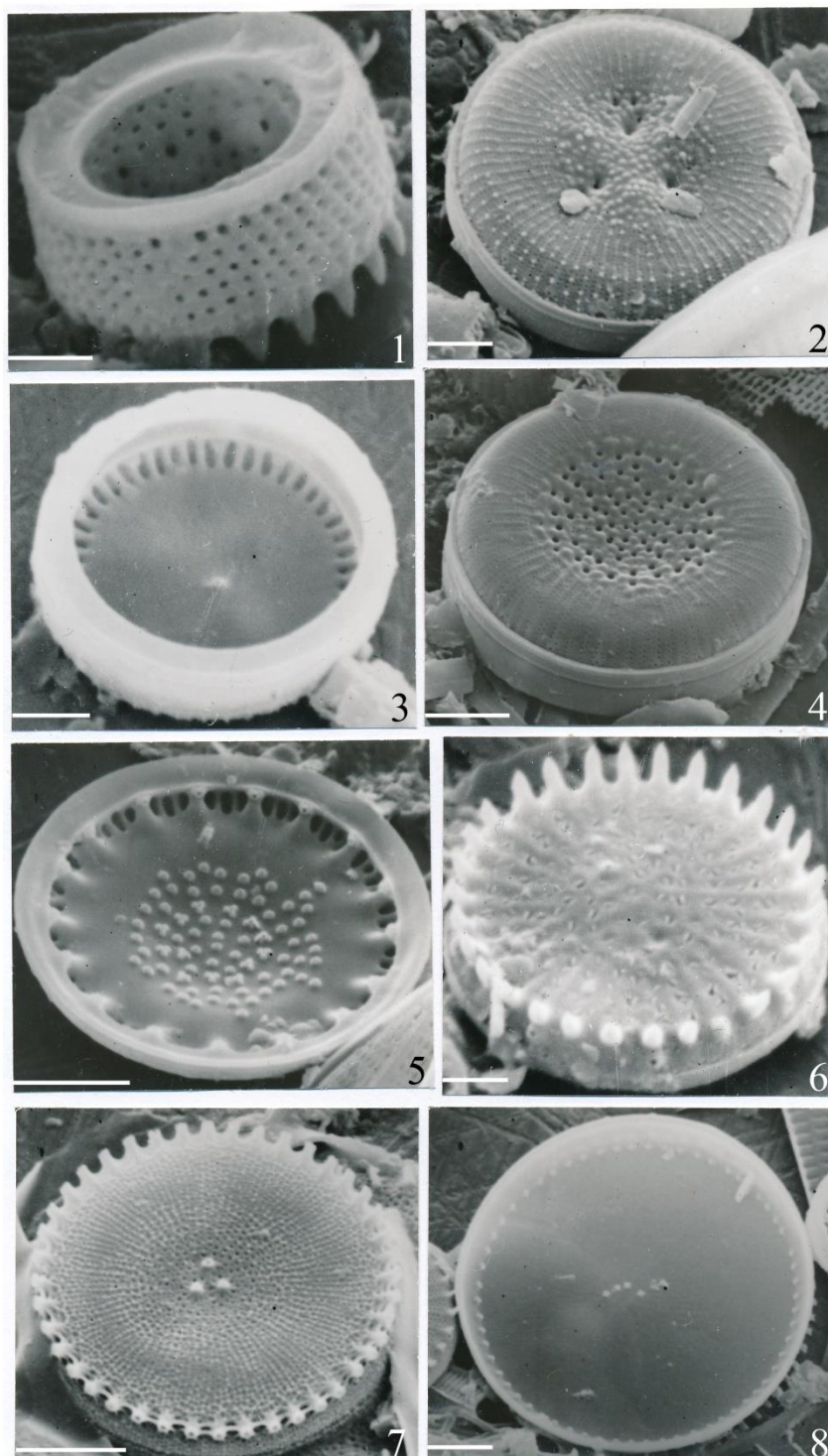


Рис. 3.3.1. Електронні мікрофотографії (СЕМ). 1– *Aulacoseira subarctica*; 2, 3 – *Cyclotella ocellata*; 4, 5 – *Handmannia comta*; 6 – *Stephanodiscus minutulus*; 7, 8 – *Conticribra weissflogii*; 1, 2, 4, 6, 7 – стулки із зовнішньої поверхні; 3, 5, 8 – стулки з внутрішньої поверхні. Масштаб: 1 – 3, 6 – 2 мкм; 4, 5, 7, 8 – 5 мкм [164]

Таблиця 3.3.2

Видове різноманіття і кількісні показники розвитку центричних діатомових у фітопланктоні міських агломерацій (2016 р.) [164]

Показники		Водойми				
		Озеро Бабине, м. Київ	Став «Вигода»	Став в парку «Нивки» м. Києва	Соколівський став м. Житомира	Озеро Опечень ІІ, м. Київ
Кількість видів	<u>Загальна кількість видів фітопланктону</u>	<u>154 (158)</u>	<u>152 (160)</u>	<u>142 (146)</u>	<u>156 (161)</u>	<u>100 (105)</u>
	Кількість видів Bacillariophyta	45	41	51	54	26
	<u>Кількість нових видів Centrophyceae</u>	<u>4</u>	<u>1</u>	<u>2</u>	<u>2</u>	<u>1</u>
	% загальної кількості Centrophyceae	25	11	25	17	25
N (чисельність)	<u>N Bacillariophyta, млн. кл/дм³</u>	<u>0,14</u>	<u>0,47</u>	<u>0,86</u>	<u>1,21</u>	<u>0,70</u>
	% загальної N фітопланктону	17	10	16	18	6
	<u>N Centrophyceae, млн. кл/дм³</u>	<u>0,14</u>	<u>0,36</u>	<u>0,36</u>	<u>1,17</u>	<u>0,02</u>
	% загальної N Bacillariophyta	40	57	43	89	6
B (біомаса)	<u>B Bacillariophyta, г/м³</u>	<u>0,47</u>	<u>1,20</u>	<u>0,72</u>	<u>1,61</u>	<u>0,31</u>
	% загальної B фітопланктону	25	16	17	30	9
	<u>B Centrophyceae, г/м³</u>	<u>0,34</u>	<u>1,14</u>	<u>0,43</u>	<u>1,57</u>	<u>0,02</u>
	% загальної B Bacillariophyta	40	65	51	90	7

В табл. 3.3.2 приведені якісні та кількісні характеристики різноманіття фітопланктону ставів міст Києва та Житомира, в тому числі дані по центричним формам, включаючи нові види. В досліджуваних водоймах нові види склали до 25% флористичного різноманіття *Centrophyceae*.

Відмітимо, що відсутня залежність кількості нових видів дрібноклітинних центричних діатомей від:

- типу міської агломерації,
- ступеню урбанізації,

а відповідно й антропогенного преса на водні екосистеми. Підтвердженням цього є те, що серед нових видів по сапробіологічним характеристикам зустрічаються як α -, β - сапроби, так і α -сапроби.

Для всіх нових видів були характерні дрібноклітинні форми, розміри яких коливалися від 8,2 до 28,9 мкм [164].

З огляду на те, що з виявлених нових видів *H. comta*, *C. weissflogii* зустрічаються в значних кількостях можна припустити, що їх роль як в чисельності, так і в біомасі *Centrophyceae* досить істотна. Тим більше, встановлено [163] що, чим дрібніше обсяг клітини водорості, тим вище її продукційні характеристики.

Особливий інтерес викликає присутність практично у всіх ставках двох міських агломерацій представників роду *Thalassiosira* Cl., що є типовими солонуватоводними формами. Очевидно, що їх вегетація вказує на збільшення мінералізації води, що характерно і для інших водойм і водотоків України [85, 140].

У типово прісноводних ставках: у парку «Нивки», де в період досліджень мінералізація становила 438 ± 75 ppm, спостерігали масовий розвиток *C. weissflogii* й в Соколівському ставку (мінералізація становила 286 ± 36 ppm) - масово вегетувала *T. faurii*. Електронно-мікроскопічні дослідження морфології цих водоростей встановили кількісні і якісні ознаки, а також виявили закономірності мінливості числа центральних і крайових виростів в 10 мкм від діаметра стулки. Оцінка таксономічної цінності кількісних ознак показала, що

найбільш варіабельним є число виростів в центрі стулки, а до найбільш стабільних ознак відноситься число крайових виростів в 10 мкм, що збігається з даними стосовно інших родів Centrophyceae (*Cyclotella*, *Cyclostephanos*, *Discostella*, *Handmannia*, *Skeletonema*, *Stephanodiscus*). Особливості морфологічної мінливості цих водоростей представлені в [140].

Встановлена представленість Bacillariophyta дрібноклітинними центричними формами в водоймах міських агломерацій є адаптаційною здатністю діатомей до вегетації в умовах антропогенного преса на водні екосистеми [140].

3.4. Еколого-географічна характеристика водоростей планктону водойм міських агломерацій

На основі літературних даних [5-6] було проведене ранжування водоростей планктону досліджуваних водойм за приналежністю до екологічних груп.

Більшість видів та внутрішньовидових таксонів відносились до прісноводних форм (частка індіферентів за відношенням до галобності була 59-87% від числа видів, для яких знайдено літературні відомості).

Найвищою частка індіферентів (71-82%) була у водоймах з низьким (10-15 балів) антропогенним навантаженням, тоді як у водоймах з більшим антропогенним навантаженням вона була нижчою – 59-66%.

Частка галофілів варіювала у водоймах від 3 до 18%, мезогалобів – від 4 до 18%. Встановлено збільшення частки галофілів та мезогалобів у водоростевих угрупованнях планктону зі зростанням антропогенного впливу на водойми (рис. 3.4.1).

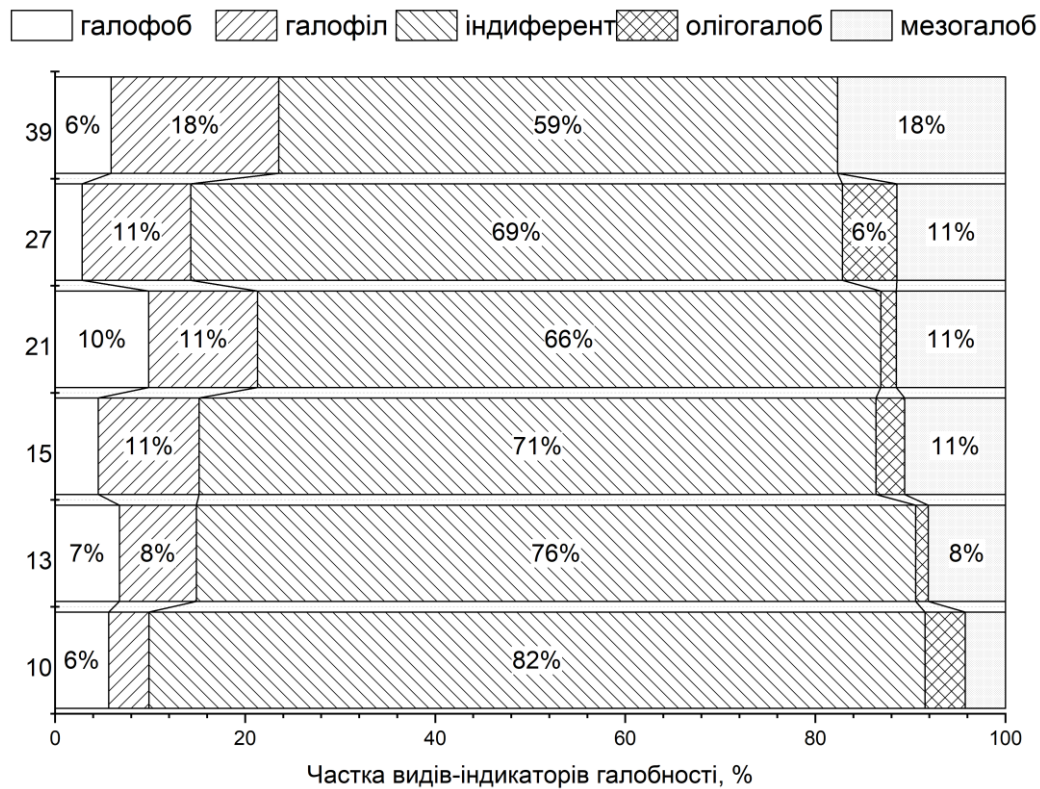


Рис. 3.4.1. Співвідношення видів-індикаторів галобності у водоймах міських агломерацій

Щодо географічного поширення, то основу водоростевих угруповань водойм становлять види-космополіти (77-85% кількості видів і в.в.т., для яких знайдено літературні відомості). Представники голарктичної флори склали 11-17%, бореальної – до 6%, циркумбореальної – до 4%, аркто-альпійської – до 3%.

За відношенням до реофільності домінували індикатори стоячо-текучих вод (65-76%), також траплялись види, що пристосовані до стоячих (24-33%) та текучих вод (1-3%).

За відношенням до рН більшість водоростей у досліджуваних водоймах належала до індиферентів (35-71%); частка алкаліфілів складала від 21 до 57%. Траплялись також представники ацидофілів (2-8%).

Серед видів-індикаторів забруднення по Ватанабе у всіх досліджуваних водоймах переважали еврисапроби (61-88%). Слід зазначити, що їх частка була

найвищою у фітопланктоні водойм з локальною дією антропогенного чинника (29-39 балів), що свідчить про високе органічне забруднення. Частка сапроксенів зростала зі зниженням антропогенного навантаження на водойми (з 21 до 10 балів) (рис. 3.4.2).

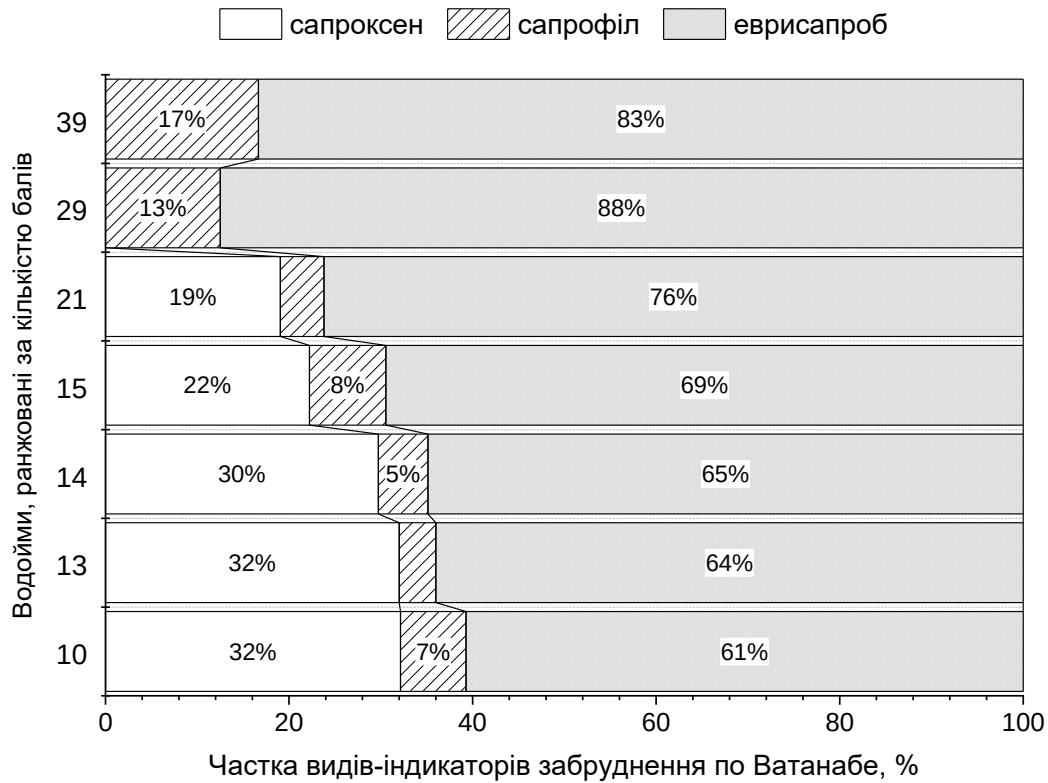


Рис. 3.4.2. Співвідношення видів-індикаторів забруднення по Ватанабе у водоймах міських агломерацій (водойми ранжовані за бальною системою оцінки)

Використовуючи метод Ватанабе (згідно [5]) нами був розрахований індекс DAI_{pro} , що дозволяє оцінити ступінь органічного забруднення за співвідношенням сапрофілів та евисапробів у фітопланктоні водойми. Для водойм природоохоронних та лісопаркових територій був характерний індекс DAI_{pro} в межах 62-64 (наприклад, в озері Бабиному індекс DAI_{pro} в середньому становив 62,5, ставі в ботанічному саду – 64,0, ставі «Вигода» - 62,2). Для фітопланктону водойм урбанізованих територій – 56-57 (наприклад, в озері Опечень II – 57,1), а у водоймах дендропарку “Олександрія” – 42 -56 (при чому у найбільш забруднених ставах №1 і №2 DAI_{pro} відповідно становив 43,8 та 41,7.

Тобто, зі зростанням антропогенного навантаження на водойми у фітопланктоні зростає частка сапрофілів й знижується індекс *DAI_{po}*.

При аналізі розподілу видових і внутрішньовидових таксонів за зонами сапробності встановлено, що у фітопланктоні досліджених водойм переважають β -мезосапроби (23-42%), при чому їх частка вища у фітопланктоні водойм з вищим антропогенним навантаженням (став у парку «Нивки» - 32%, Соколівський став – 33%, озеро Опечень II – 31%, стави дендропарку «Олександрія» - від 35 до 42%).

Частка α -сапробів варіювала від 14-16% (стави дендропарку «Олександрія» до 22-28% (стави у ботанічному саду та Крошнянському дендропарку м. Житомира), тобто зростала зі зменшенням антропогенного навантаження на водойми.

Отримані дані свідчать про зростання частки видів-індикаторів β -, α -сапробної та ρ -сапробної зон та зменшення індикаторів χ - та α -сапробної у водоймах зі значним антропогенним навантаженням (рис. 3.4.3).

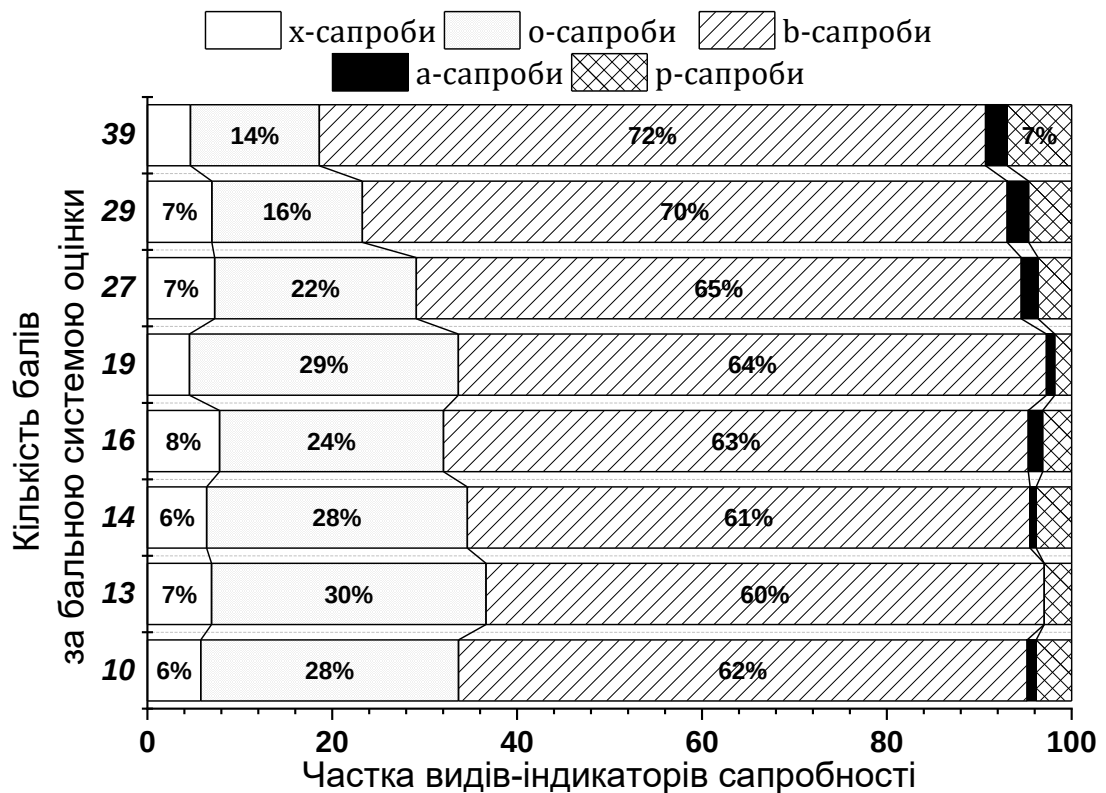


Рис. 3.4.3. Співвідношення видів-індикаторів сапробності у водоймах міських агломерацій

Загалом, використання еколого-географічної характеристики водоростей дозволило ранжувати водойми міських агломерацій за ступенем антропогенного навантаження. З посиленням антропогенного преса на водойми у складі фітопланктону зростає частка галофілів та мезогалобів, знижується частка видів індиферентів за відношенням до галобності; знижується частка сапроксенів та сапрофілів й зростає еврисапробів, що й обумовлює зниження індексу DAI_{pro} ; зростає частка видів-індикаторів β -, α -сапробної та ρ -сапробної зон та зменшується – індикаторів χ - та o -сапробної.

-

РОЗДІЛ 4

КІЛЬКІСНИЙ РОЗВИТОК ФІТОПЛАНКТОНУ ТА СТРУКТУРА ДОМІНУЮЧОГО КОМПЛЕКСУ

4. 1. Чисельність, біомаса та сезонна динаміка фітопланктону водойм

Кількісні показники розвитку фітопланктону водойм різнотипних міських агломерацій протягом вегетаційних сезонів 2016-2017 рр. коливалися в широких межах. Мінімальні значення чисельності фітопланктону були зафіксовані на початку листопада у ставі в Крошнянському дендропарку (0,30 млн. кл/дм³), максимальні – наприкінці серпня в озері Опечень II (354,3 млн. кл/дм³). Біомаса ж змінювалась від 0,01 мг/дм³ (листопад, став в Крошнянському дендропарку) до 788,7 мг/дм³ (липень, став «Вигода»). Особливості досліджених водойм проявлялись в структурі чисельності й біомаси фітопланктону та сезонній динаміці цих показників.

Чисельність, біомаса та сезонна динаміка фітопланктону водойм м. Києва

Чисельність фітопланктону досліджених водойм м. Києва впродовж періоду досліджень коливалась від 0,19 млн. кл/дм (озері Бабиному) до 354, 3 млн. кл/дм³ (в озері Опечень II).

У чисельності фітопланктону водойм найбільшою була частка водоростей відділу Cyanophyta (від 42% в Бабиному озері до 80% в оз. Опечень II), частка Euglenophyta була від 2% (оз. Бабине) до 26% (став у парку «Нивки»). Bacillariophyta становили від 5 (оз. Опечень II) до 13% (оз. Бабине), Chlorophyta – від 9 (оз. Опечень II) до 40% (оз. Бабине). Тобто, за чисельністю водоростей фітопланктон озера Бабиного можна визначити як синьозелено-зелен-діатомовий, ставу в парку «Нивки» - синьозелено-зелено-евгленовий, озера Опечень II – синьозелено-евгленовий. (табл. 4.1.1).

Таблиця 4.1.1

Чисельність (тис. кл/дм³) фітопланктону водойм м. Києва

Відділи	оз. Бабине	оз. Опечень II	став у парку «Нивки»
<i>Cyanophyta</i>	<u>0-6615</u> 1245±269	<u>0,00-306631,80</u> 30509,91±86,52	<u>0,00-110475,00</u> 3913,82±2984,00
<i>Euglenophyta</i>	<u>0,00-344</u> 66±16	<u>0,00-46299,50</u> 1227,26±1186,159	<u>10,50-3272,50</u> 270,05±95,63
<i>Chrysophyta</i>	<u>0-299,00</u> 45±11	<u>0,00-26258,80</u> 697,92±672,89	<u>0,00-652,50</u> 110,66±30,00
<i>Xanthophyta</i>	<u>0,00-20,83</u> 1,23±0,71	не виявлено	<u>0,00-13,00</u> 1,23±0,71
<i>Bacillariophyta</i>	<u>3,25-2432,50</u> 341,06±68,16	<u>0,00-21017,50</u> 1559,69±729,48	<u>0,00-7447,00</u> 741,97±222,70
<i>Dinophyta</i>	<u>0,00-260,00</u> 33,64±8,87	<u>0,00-52,50</u> 5,82±1,92	<u>0,00-484,00</u> 58,71±18,03
<i>Cryptophyta</i>	<u>0,00-52,00</u> 2,33±1,50	<u>0,00-80,00</u> 2,97±2,22	<u>0,00-28,50</u> 2,10±1,18
<i>Chlorophyta</i>	<u>81,25-3972,0</u> 1211,24±187,37	<u>146,25-26102,30</u> 3350,51±956,67	<u>28,50-14018,50</u> 2081,99±470,97
<i>Charophyta</i>	<u>0,00-87,50</u> 10,49±3,33	<u>0,00-47,50</u> 3,33±1,47	<u>0,00-171,00</u> 11,97±5,49
Всього:	<u>187,5-10665,00</u> 2955,80±471,47	<u>1648,00-354315,00</u> 37359,06±9528,906	<u>459,00-112860,00</u> 8221,23±2997,19

Примітка. Чисельник – мінімальні та максимальні значення, значення – середнє значення

Біомаса фітопланктону, як і чисельність, була найнижчою в Бабиному озері (0,13 мг/дм³), а найвищою в озері Опечень II (126,10 мг/дм³). Провідну роль у формуванні біомаси водойм відігравали Chlorophyta (від 14% у Бабиному озері до 42% у ставі в парку «Нивки») та Euglenophyta (від 7% в оз. Бабиному до 35% в ставі в парку «Нивки»). В найменш забрудненому Бабиному озері значною була доля в біомасі представників відділу Dinophyta (38%) та Bacillariophyta (24%), тоді як в найбільш антропогенно навантаженому озері Опечень II вагому роль відігравали Суанопхйта (27%). Тобто загалом за біомасою фітопланктон Бабиного озера вважаємо динофітово-діатомово-зеленим, ставу в парку «Нивки»

- зелено-евгленовим, озера Опечень II – синьозелено-евгленово-зеленим (табл. 4.1.2).

Таблиця 4.1.2

Біомаса фітопланктону водойм м. Києва (мг/дм³)

Відділи	оз. Бабине	оз. Опечень II	став у парку «Нивки»
<i>Cyanophyta</i>	<u>0,00-0,52</u> 0,08±0,02	<u>0,00-21,00</u> 2,08±0,60	<u>0,00-8,20</u> 0,29±0,22
<i>Euglenophyta</i>	<u>0,00-0,70</u> 0,11±0,03	<u>0,00-102,20</u> 2,76±2,62	<u>0,01-47,30</u> 4,84±1,73
<i>Chrysophyta</i>	<u>0,00-0,05</u> <0,01	<u>0,00-1,70</u> 0,05±0,04	<u>0,00-2,10</u> 0,15±0,08
<i>Xanthophyta</i>	<u>0,00-0,012</u> <0,01	не виявлено	<0,01
<i>Bacillariophyta</i>	<u>0,00-3,38</u> 0,38±0,10	<u>0,00-22,38</u> 0,95±0,58	<u>0,00-5,30</u> 0,63±0,17
<i>Dinophyta</i>	<u>0,00-9,62</u> 0,69±0,27	<u>0,00-0,29</u> 0,04±0,01	<u>0,00-3,88</u> 0,43±0,15
<i>Cryptophyta</i>	<u>0,00-0,012</u> <0,01	<0,01	<0,01
<i>Chlorophyta</i>	<u>0,01-1,03</u> 0,24±0,04	<u>0,09-45,50</u> 2,60±1,17	<u>0,06-37,50</u> 2,65±1,14
<i>Charophyta</i>	<u>0,00-2,69</u> 0,19±0,08	<u>0,00-0,30</u> 0,01±0,008	<u>0,00-0,50</u> 0,04±0,02
Всього:	<u>0,13-10,23</u> 1,70±0,32	<u>0,49-126,10</u> 8,50±3,35	<u>0,44-50,70</u> 9,02±2,02

Примітка. Чисельник – мінімальні та максимальні значення, знаменник – середнє значення

Розглянемо детальніше чисельність та біомасу фітопланктону водойм та їх сезонну динаміку.

Структурують відділами у формуванні чисельності фітопланктону озера Бабиного були синьозелені (42%), зелені (40%) й діатомові (13%) водорості. Чисельність синьозелених збільшувалась з весни до літа (39-46%) та зменшувалась до осені (37%). Частка діатомових була найвищою навесні (27%), зелених – зростала з весни до осені (28-51%).

Коливання кількісних показників протягом вегетаційних сезонів не були значними. У структурі чисельності фітопланктону озера Бабиного спостерігаються два-три піки його розвитку: навесні, що викликано домінуванням переважно синьозелених та діатомових, та влітку-восени, що зумовлено розвитком синьозелених й зелених водоростей (рис. 4.1.1).

Навесні домінувала *Oscillatoria redekei* (максимальна чисельність фітопланктону була 4,61-5,55 млн. кл./дм³), восени – *Ankistrodesmus falcatus*, *O. splendida* (4,11-5,49 млн. кл./дм³). Максимуми значень чисельності літнього фітопланктону (4,68-10,67 млн. кл./дм³) озера характеризувались вегетацією синьозелених водоростей *Aph. flos-aquae*, *Aph. elenkinii*.

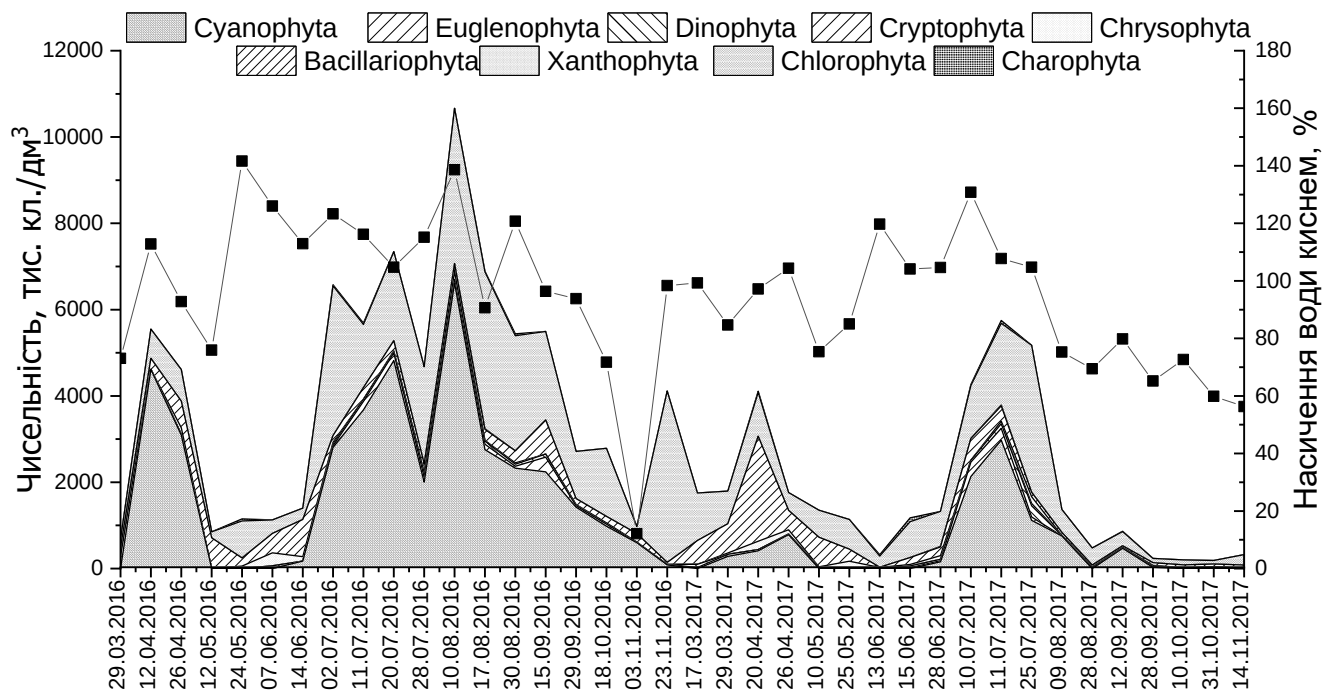


Рис. 4.1.1. Сезонна динаміка чисельності фітопланктону озера Бабиного (м. Київ) й насичення води киснем

Встановлено тісну залежність між чисельністю фітопланктону озера Бабиного та фізико-хімічними факторами: температурою водного середовища ($r=0,51$, $p=0,004$, $N=30$) та насиченістю води киснем ($r=0,62$, $p<0,001$, $N=30$). З підвищенням температури зростала чисельність синьозелених ($r=0,58$, $p=0,001$, $N=30$), динофітових ($r=0,52$, $p=0,004$, $N=30$) та еугленових ($r=0,62$, $p<0,001$,

N=30) водоростей. Чисельність вищевказаних відділів водоростей, а також зелених та харофітових зростала з підвищенням насичення води киснем (коефіцієнт кореляції варіював від 0,36 до 0,54). Підвищення рН води призводило до зростання чисельності динофітових водоростей ($r=0,36$, $p=0,048$, $N=30$), а зниження – діатомових ($r=-0,45$, $p=0,013$, $N=30$).

Біомасу фітопланктону озера в основному формували динофітові (38%), діатомові (24%) та зелені (14%) водорості. Частка динофітових була найбільшою влітку (50%) та восени (33%), діатомових – знижувалась з весни до літа (44-16%) й підвищувалась восени (28%), зелені ж найбільшої біомаси досягали навесні та восени (15 й 21% відповідно). Роль харофітових водоростей також була досить суттєвою, їх частка у загальній біомасі фітопланктону знижувалась з весни до осені (з 2 до 19%).

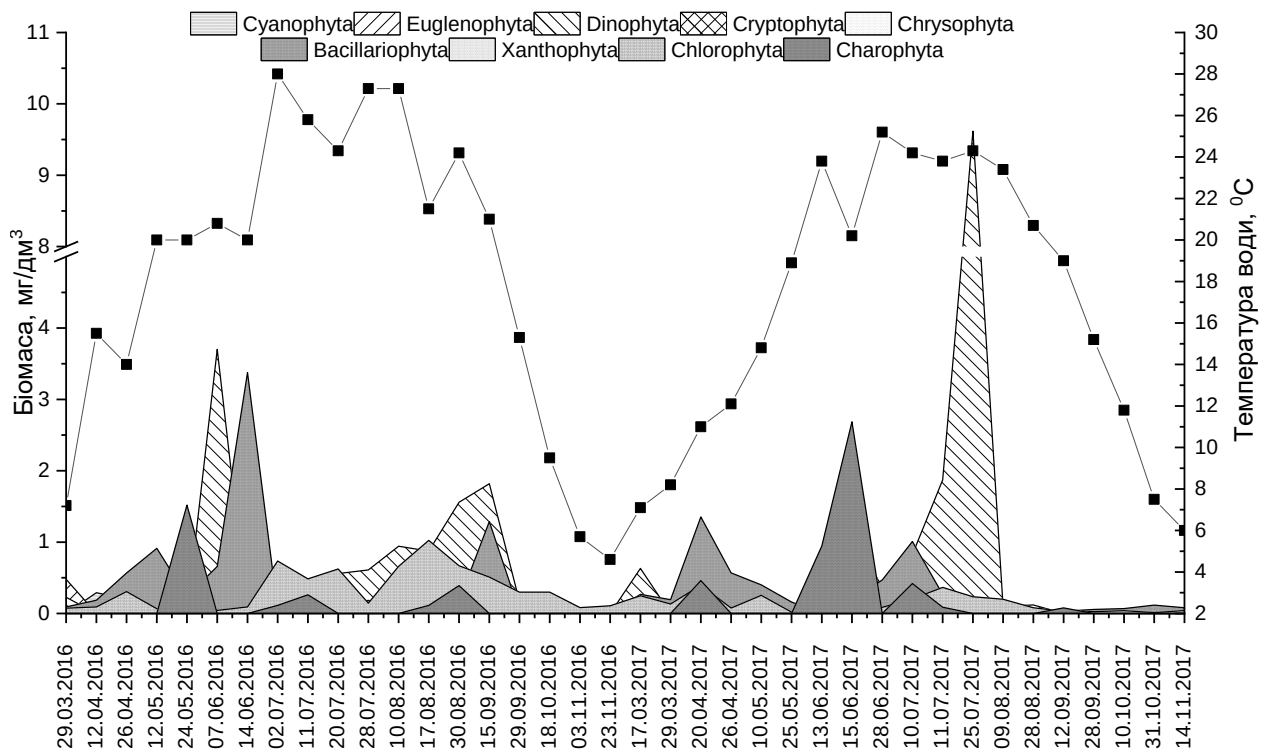


Рис. 4.1.2. Сезонна динаміка біомаси фітопланктону озера Бабиного (м. Київ) та температури води

У сезонній динаміці біомаси водоростей планктону Бабиного озера виділялось декілька піків: навесні переважно внаслідок вегетації діатомових та зелених водоростей, літні піки зумовлювались харофітовими, динофітовими,

зеленими та евгленовими, на початку осені вагому роль відігравали динофітові й діатомові (рис. 4.1.2).

Найвищі значення біомаси спостерігали влітку ($4,10-10,23 \text{ мг/дм}^3$) внаслідок розвитку динофітових (*Ceratium hirundinella*, *Peridinium gatunense*) і десмідієвих (*Gonatozygon kinahanii*) та восени ($4,23 \text{ мг/дм}^3$) за домінування діатомової – *Aulacoseira granulata var. granulata* й динофітової водорості – *P. gatunense*.

Біомаса фітопланктону Бабиного озера, як і чисельність залежала від коливань температури ($r=0,46$, $p=0,01$, $N=30$) та насичення води киснем ($r=0,44$, $p=0,016$, $N=30$). Достовірну кореляцію цих факторів середовища та біомаси синьозелених, зелених та евгленових водоростей (коефіцієнт кореляції Пірсона становив $0,38-0,57$).

Ранньовесняні (березень) підйоми чисельності фітопланктону зумовлювались розвитком діатомових та золотистих водоростей, тоді як пізньовесняні (травень) та літньо-осінні переважно синьозеленими та зеленими.

Основу чисельності фітопланктону озера Опечень II протягом усіх вегетаційних сезонів складали синьозелені (81%) та зелені (9%) водорості, при чому частка синьозелених була максимальною влітку та восени (85-90%). Навесні у формуванні чисельності істотну роль відігравали діатомові та золотисті водорості (27-28%).

Найбільші піки чисельності фітопланктону фіксувались у липні-серпні ($31,8-354,3 \text{ млн. кл./дм}^3$) внаслідок вегетації синьозелених (*Aph. flos-aquae*, *O. redekei*, *O. splendida*, *O. agardhii*, *O. planctonica*) та зелених (*Coelastrum microporum*, *Ch. globosa*, *Ch. monadina*, *A. falcatus*) (рис. 4.1.3).

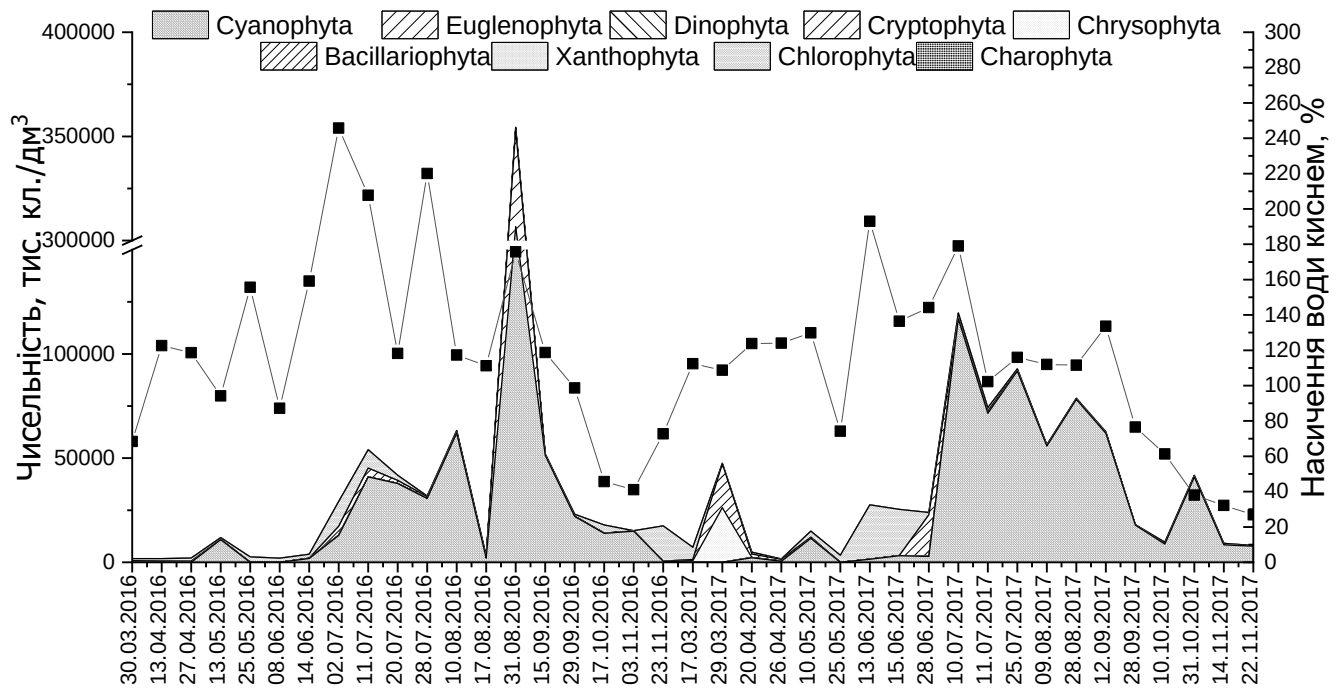


Рис. 4.1.3. Сезонна динаміка чисельності фітопланктону озера Опечень II (м. Київ) й насичення води киснем

Структуруючими відділами у формуванні біомаси фітопланктону озера Опечень II були евгленові (32%), синьозелені (27%) та зелені (22%). При чому роль останніх була істотною протягом усіх вегетаційних сезонів (19-28%) та була найбільшою навесні та восени (рис. 4.1.4).

Навесні біомаса формувалась в основному внаслідок діатомових (58%) та зелених (28%), влітку роль зелених дещо ослаблювалась (19%), інтенсивно розвивались евгленові (47%) та синьозелені (29%). Восени основна частина біомаси створювалась синьозеленими (65%).

Слабкий зв'язок встановлено між чисельністю фітопланктону озера Опечень II та: температурою ($r=0,36$, $p=0,047$, $N=31$) та насиченістю води киснем ($r=0,38$, $p=0,036$, $N=31$). Від температурного фактора залежав кількісний розвиток синьозелених ($r=0,36$, $p=0,034-0,036$, $N=31$) та динофітових водоростей ($r=0,43-0,48$, $p=0,006-0,015$, $N=31$). Вегетація представників цих відділів водоростей спричиняла відбивалась на зниженні прозорості води – кореляція Пірсона була від -0,43 до -0,44 при $p=0,013-0,15$.

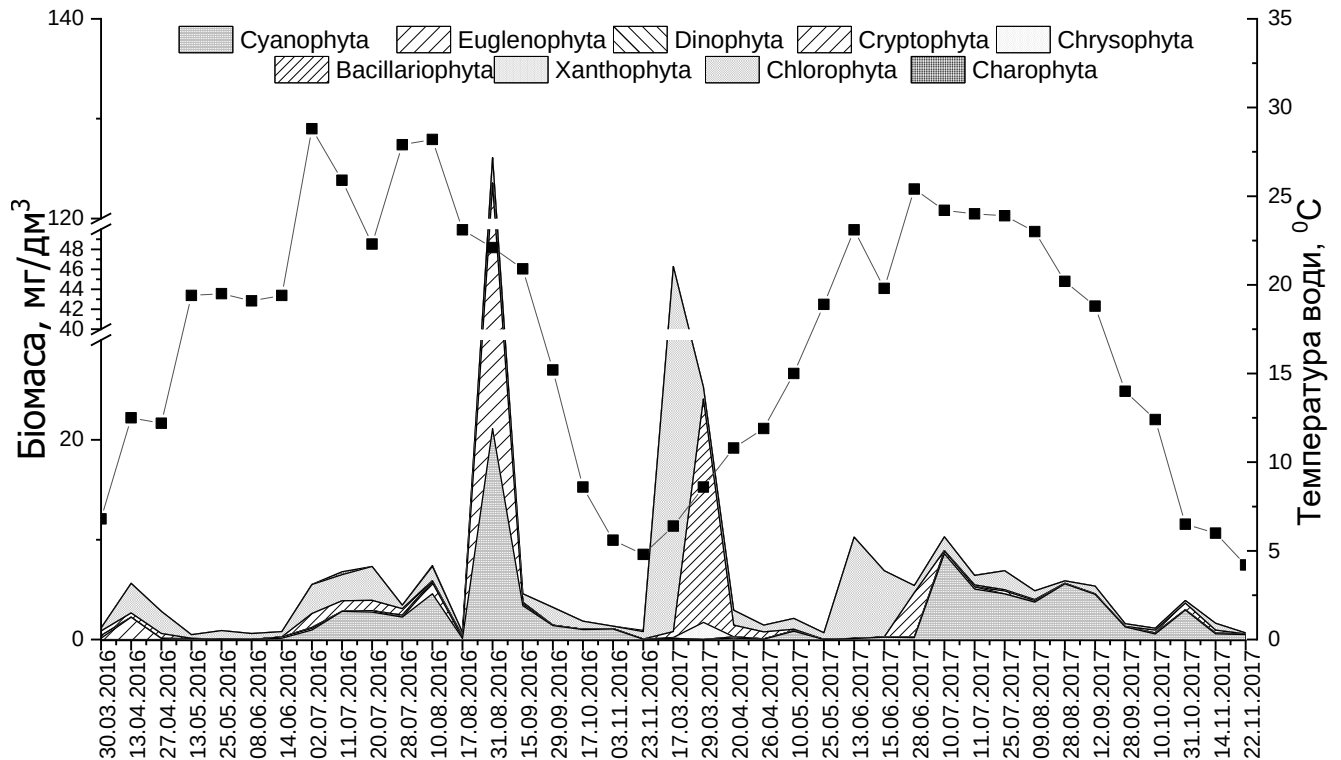


Рис. 4.1.4. Сезонна динаміка біомаси фітопланктону й температури води озера Опечень II (м. Київ)

Максимальні значення біомаси навесні ($25,3\text{--}46,3\text{ мг/дм}^3$) були зумовлені вегетацією *S. hantzschii*, *Ch. monadina*. Протягом літа значну біомасу у фітопланктоні мали *Aph. flos-aquae* ($0,14\text{--}12,7\text{ мг/дм}^3$), *Ch. globosa* ($0,2\text{--}1,5\text{ мг/дм}^3$), *Ch. monadina* ($0,2\text{--}3,0\text{ мг/дм}^3$) та *Lepocinclis fusiformis* ($101,1\text{ мг/дм}^3$ у серпні).

Провідну роль у формуванні кількісних показників фітопланктону ставу №2 в парку «Нивки» м. Києва відігравали синьозелені, евгленові та зелені водорості. Частка синьозелених у структурі чисельності й біомаси була найвищою влітку (відповідно 69% та 12%) й до осені зменшувалась (31% та 1%). Роль евгленових водоростей як за чисельністю та біомасою зростала з весни до осені (відповідно за чисельністю від 3 до 55%, а за біомасою – від 5 до 90%). Протилежна ситуація складалась з зеленими водоростями: з весни до осені їх частка знижувалась відповідно у формуванні структури чисельності фітопланктону від 74 до 12%, біомаси – від 75 до 6%.

Чисельність фітопланктону була досить динамічною протягом вегетаційних сезонів. Навесні фіксували 1-2 піки чисельності, влітку – 2-3, вони формувались переважно зеленими та діатомовими. Наприкінці літа та восени основну роль відігравали синьозелені та евгленові. Весняні (4,1-14,4 млн. кл./дм³) й літні (8,2-17,4 млн. кл./дм³) максимуми були зумовлені вегетацією *S. hantzschii*, *Fragilariaforma virescens*, *Ch. monadina*, *Ch. Reinhardtii* (рис. 4.1.5).

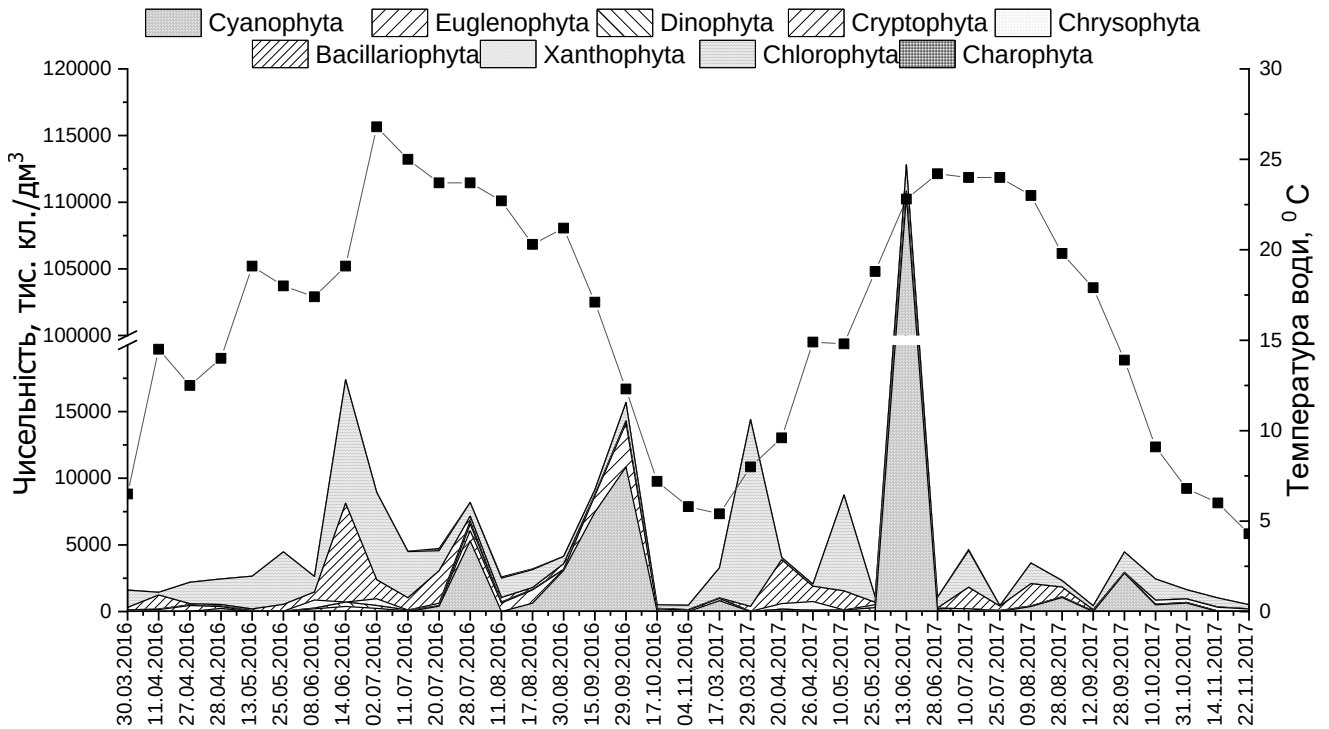


Рис. 4.1.5. Сезонна динаміка чисельності фітопланктону й температури води ставу №2 у парку «Нивки» м. Києва

Чисельність динофітових та харофітових зростала з підвищенням температури води (відповідно $r=0,43$, $p=0,022$ та $r=0,41$, $p=0,031$ при $N=28$).

Найбільший пік чисельності (112,9 млн. кл./дм³) був у червні в основному за рахунок *Aph. flos-aquae*. Зростання чисельності фітопланктону ставу в осінній сезон до 10,3-15,7 млн. кл./дм³ спричиняли *Euglena pisciformis*, *E. caudata* var. *minor*, *E. polymorpha*, *Merismopedia minima*, *M. tenuissima*, *Aph. flos-aquae*.

Біомаса весняного фітопланктону коливалась в межах 1,0-37,9 мг/дм³. Максимальні значення були зафіксовані у березні в результаті вегетації *Ch. monadina*, *Ch. reinhardtii*. Влітку біомаса фітопланктону була в межах 1,3-30,4

мг/дм³. На початку сезону максимуми зумовлювались зеленими (*Chl. monadina*), діатомовими (*Synedra ulna*, *Aulacoseira granulata* var. *granulata*) та динофітовими (*Peridinium cinctum*), а згодом й синьозеленими (*Aph. flos-aquae*). З липня й до кінця осені основну частину біомаси формують переважно евгленові водорості (*E. polymorpha*, *E. caudata* var. *minor*). Максимуми біомаси восени досягають 20,4-50,7 мг/дм³ (рис. 4.1.6).

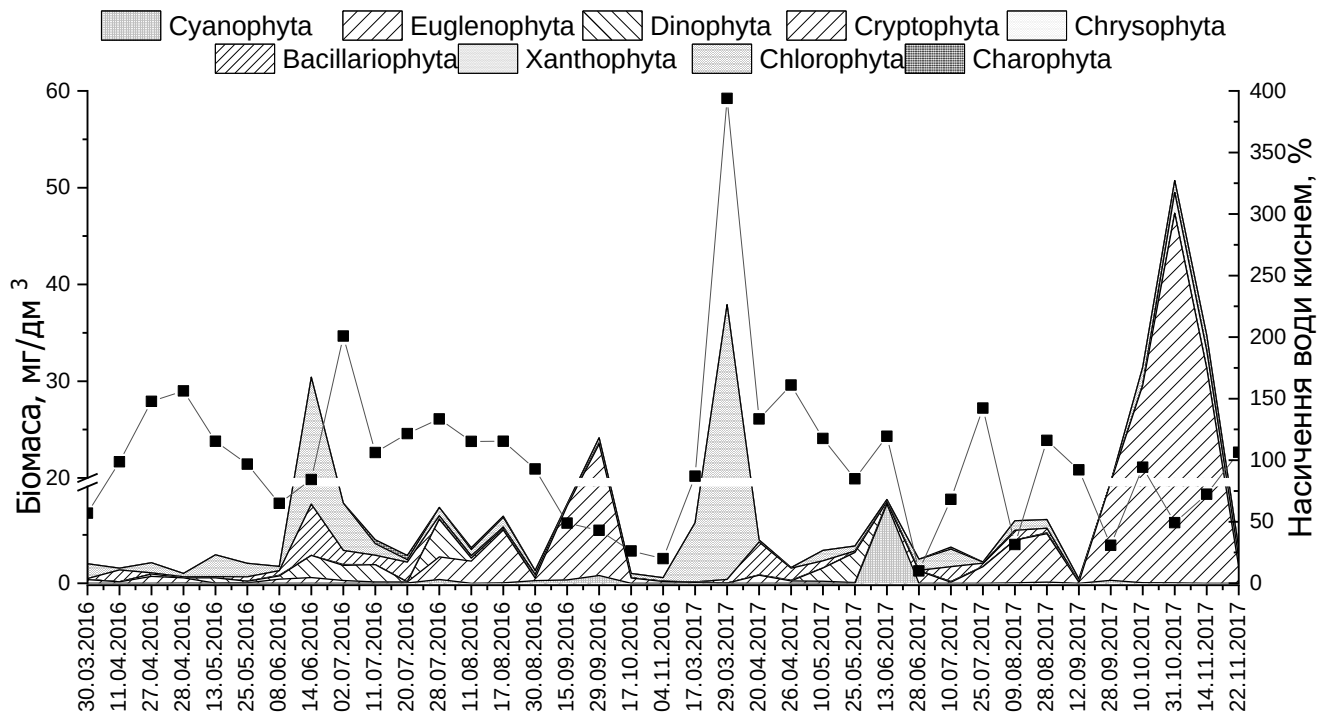


Рис. 4.1.6. Сезонна динаміка біомаси фітопланктону й насичення води киснем ставу №2 у парку «Нивки» м. Києва

Чисельність, біомаса та сезонна динаміка фітопланктону водойм м. Житомира

Чисельність фітопланктону ставів м. Житомира коливалась від 0,03 млн кл/дм³ (став у Крошнянському дендропарку) до 76,83 млн кл/дм³ (Соколівський став).

Chlorophyta переважали за чисельністю у водоймах лісопаркових територій – ставу в Крошнянському дендропарку та ботанічному саду (відповідно 91 та 46%), тоді як у водоймах урбанізованих територій (Соколівський став та став «Вигода») їх частка була меншою – відповідно 16 та

25%. Однак в найбільш забрудненому Соколівському ставі значною була чисельність *Cyanophyta* (47% загальної чисельності) та *Bacillariophyta* (в основному дрібноклітинних *Centrophyceae*) (35%) (табл. 4.1.3).

Таблиця 4.1.3

**Чисельність (тис. кл/дм³) фітопланктону водойм м. Житомира
(2016-2017 рр.)**

Відділи	Став у Крошнянському дендропарку	Став у ботанічному саду ЖНАЕУ	Став «Вигода»	Соколівський став
<i>Cyanophyta</i>	<u>0,00-2975,00</u> 107,59±72,95	<u>0,00-2000,00</u> 176,83±66,40	<u>0,00-6705,00</u> 664,63±205,8 5	<u>0,00-51436,00</u> 9401,60±2240,97
<i>Euglenophyta</i>	<u>0,00-666,25</u> 56,46±19,22	<u>0,00-7877,70</u> 586,86±248,05	<u>0,00-16720,00</u> 1216,03±398, 21	<u>0,00-1556,25</u> 164,92±43,15
<i>Chrysophyta</i>	<u>0,00-604,25</u> 78,54±21,60	<u>0,00-1087,50</u> 102,55±37,49	<u>0,00-5187,50</u> 521,99±154,9 4	<u>0,00-420,00</u> 57,56±15,43
<i>Xanthophyta</i>	<u>0,00-37,50</u> 2,27±1,13	<u>0,00-920,00</u> 23,93±22,99	<u>0,00-83,75</u> 10,55±2,98	<u>0,00-102,00</u> 13,78±3,50
<i>Bacillario- phyta</i>	<u>0,00-1091,25</u> 116,30±33,97	<u>0,00-784,00</u> 174,60±29,97	<u>0,00-7215,00</u> 625,04±208,1 3	<u>0,00-51172,50</u> 5315,94±1980,77
<i>Dinophyta</i>	<u>0,00-118,50</u> 9,32±3,21	<u>0,00-620,00</u> 42,14±16,29	<u>0,00-17916,25</u> 1143,42±466, 98	<u>0,00-412,50</u> 29,71±10,96
<i>Chlorophyta</i>	<u>0,00-67358,50</u> 5190,00±1991,32	<u>15,75-12175,00</u> 1493,72±380,87	<u>13,25-6502,50</u> 1386,26±235, 82	<u>108,75-19869,00</u> 3359,27±558,85
<i>Charophyta</i>	<u>0,00-171,00</u> 7,10±4,15	<u>0,00-3485,00</u> 112,81±87,32	<u>0,00-270,00</u> 15,47±7,32	<u>0,00-395,25</u> 12,23±9,41
Всього:	<u>30,00-68746,00</u> 5600,16±2008,30	<u>114,00- 12212,00</u> 2714,73±536,44	<u>153,00- 35571,25</u> 5583,38±989, 02	<u>126,88-76825,00</u> 18382,10±2960,129

Примітка. Чисельник – мінімальні та максимальні значення, знаменник – середнє значення

Біомаса водоростевих угруповань планктону ставів м. Житомира коливалась в широких межах – від 0,01 мг/дм³ у ставі в Крошнянському дендропарку до 788,73 мг/дм³ у ставі «Вигода» (табл. 4.1.4).

Таблиця 4.1.4

Біомаса фітопланктону водойм м. Житомира (мг/дм³)

Відділи	Став у Крошнянському дендропарку	Став у ботанічному саду ЖНАЕУ	Став «Вигода»	Соколівський став
<i>Cyanophyta</i>	<u>0,00-0,23</u> <0,01	<u>0,00-0,15</u> <0,01	<u>0,00-0,47</u> 0,04±0,01	<u>0,00-4,01</u> 0,77±0,19
<i>Euglenophyta</i>	<u>0,00-0,60</u> 0,09±0,02	<u>0,00-18,39</u> 0,99±0,50	<u>0,00-15,22</u> 1,85±0,42	<u>0,00-2,45</u> 0,32±0,08
<i>Chrysophyta</i>	<u>0,00-0,55</u> 0,03±0,01	<u>0,00-0,72</u> 0,06±0,03	<u>0,00-0,70</u> 0,10±0,03	<u>0,00-0,06</u> 0,01±0,002
<i>Xanthophyta</i>	<u>0,00-0,02</u> <0,01	<u>0,00-0,28</u> <0,01	<u>0,00-0,04</u> <0,01	<u>0,00-0,05</u> 0,01±0,002
<i>Bacillariophyta</i>	<u>0,00-0,87</u> 0,13±0,04	<u>0,00-1,49</u> 0,25±0,05	<u>0,00-22,40</u> 0,95±0,58	<u>0,00-63,20</u> 5,55±1,99
<i>Dinophyta</i>	<u>0,00-1,75</u> 0,11±0,05	<u>0,00-14,28</u> 0,64±0,36	<u>0,00-773,24</u> 49,10±20,27	<u>0,00-23,46</u> 1,03±0,57
<i>Chlorophyta</i>	<u>0,00-7,62</u> 0,81±0,24	<u>0,01-5,63</u> 0,97±0,21	<u>0,01-2,79</u> 0,40±0,08	<u>0,06-75,84</u> 5,40±2,09
<i>Charophyta</i>	<u>0,00-3,48</u> 0,11±0,08	<u>0,00-117,32</u> 3,86±2,95	<u>0,00-8,73</u> 0,34±0,23	<u>0,00-2,65</u> 0,11±0,08
Всього:	<u>0,01-14,13</u> 1,43±0,36	<u>0,04-124,45</u> 6,74±3,14	<u>0,11-788,73</u> 53,68±20,49	<u>0,18-77,78</u> 13,22±2,74

Примітка. Чисельник – мінімальні та максимальні значення, знаменник – середнє значення

Dinophyta формували від 9% (став в ботанічному саду) до 90% (став «Вигода») біомаси фітопланктону. *Chlorophyta* найбільшу частку мали у ставі в Крошнянському дендропарку (58%), у ставі в ботанічному саду та Соколівському значно менше (відповідно 13 та 17%). Більш ніж половина біомаси фітопланктону Соколівського ставу було сформовано *Bacillariophyta*

(53%), тоді як менш антропогенно навантаженого ставу в ботанічному саду Charophyta (54%) (табл. 4.1.4).

Далі наведено детальну характеристику структури біомаси та чисельності фітопланктону ставів, а також особливості сезонної динаміки цих показників.

В структурі чисельності фітопланктону Соколівського ставу м. Житомира домінуючими були синьозелені (50%), діатомові (31%) та зелені (17%) водорості. Основу біомаси водоростей планктону Соколівського ставу м. Житомира складали діатомові (53%) та зелені (27%) водорості. Чисельність досягала 76,8 млн. кл./дм³ та в середньому була 18,4±3,0 млн. кл./дм³, коефіцієнт варіації C_v становив 104%, біомаса – до 77,8 мг/дм³, в середньому 13,2±2,7 мг/дм³, $C_v = 134\%$.

Частка синьозелених водоростей у чисельності фітопланктону була найвищою влітку (69%) та поступово знижувалась восени (29%). Доля представників Bacillariophyta в біомасі та чисельності фітопланктону була найістотнішою навесні та восени: відповідно навесні 62 та 31% та восени 54 й 72%. Частка зелених водоростей як у структурі чисельності та біомасі фітопланктону знижувалась з весни до осені.

Кількісні показники розвитку фітопланктону Соколівського ставу були досить динамічними у часі. Реєструвалось 4-5 піків чисельності та біомаси.

Весняний максимум чисельності (44,0 млн. кл./дм³) був зумовлений масовим розвитком діатомових водоростей, а саме центричних. Наприкінці весни посилюється розвиток зелених. Влітку реєструвалось 3-4 піки чисельності фітопланктону (29,9-53,2 млн. кл./дм³) за рахунок вегетації синьозелених водоростей (переважно *Aph. flos-aquae*, *Anabaena spiroides f. crassa*, *A. flos-aquae*), що призводило до «цвітіння» води. Восени синьозелені продовжували домінувати (34,7 млн. кл./дм³), однак з кінця вересня до листопада піки чисельності (51,1-76,8 млн. кл./дм³) формуються ще й діатомовими (Centrophyceae) (рис. 4.1.7).

Вважаємо, що «цвітіння» води, зумовлене синьозеленими водоростями, спричинене використанням водойми у рибогосподарських цілях.

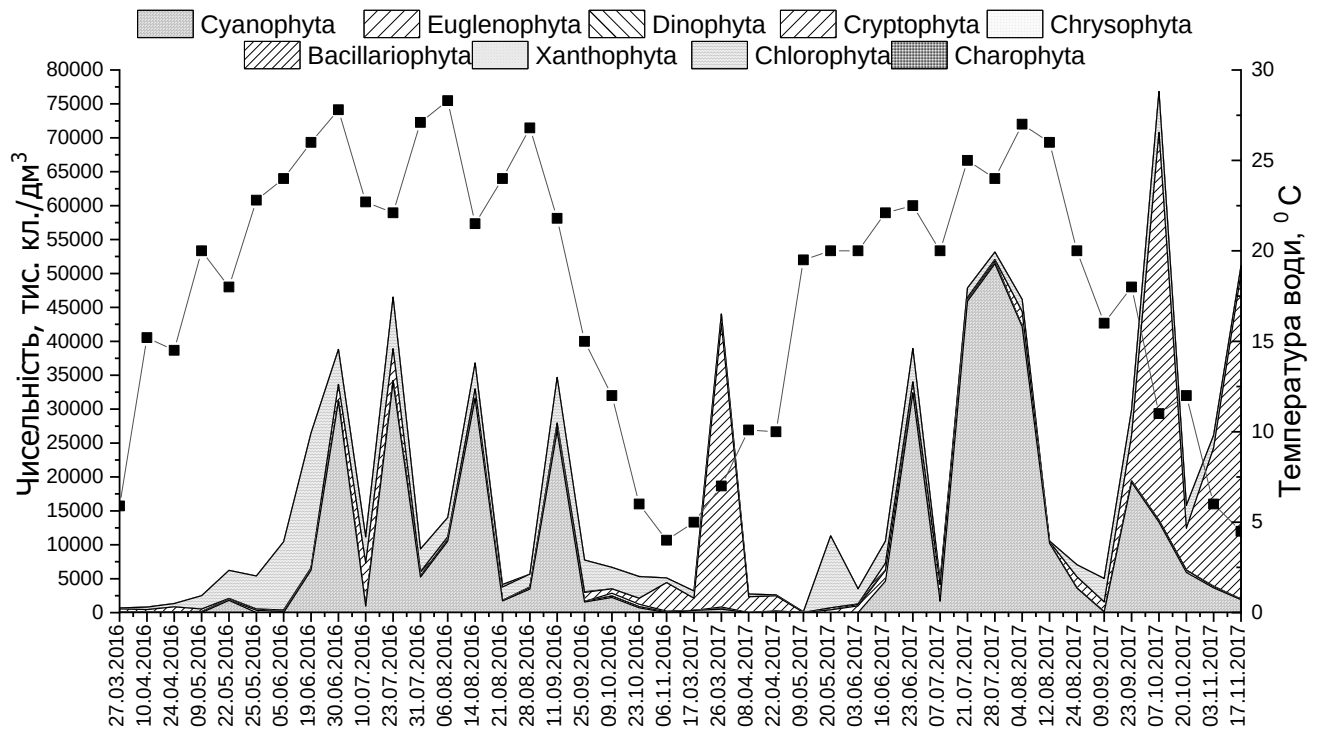


Рис. 4.1.7. Сезонна динаміка чисельності фітопланктону й температури води Соколівського ставу (м. Житомир)

В результаті значного розвитку центричних діатомових біомаса навесні досягала $29,6 \text{ мг/дм}^3$. Максимуми біомаси наприкінці травня - на початку червня до $42,3\text{--}77,8 \text{ мг/дм}^3$ формувались переважно внаслідок розвитку зелених (*Pandorina charkowiensis*, *Phacotus coccifer*, *Ch. monadina* (Ehrenb.)). Останній вид в червні складав 90-96% біомаси водоростевих угруповань планктону, цим самим спричиняючи «цвітіння води». В середині літа біомаса не сягала вище $16,0 \text{ мг/дм}^3$, формувалась синьозеленими (в середньому 13%), зеленими (38%), евгленовими (19%) та діатомовими (17%) водоростями. Осінні піки біомаси фітопланктону наприкінці вересня ($29,9 \text{ мг/дм}^3$) зумовлювались динофітовими (*C. hirundinella*), в жовтні й листопаді ($51,4\text{--}67,6 \text{ мг/дм}^3$) – центричними діатомовими (*S. hantzschii*, *A. granulata*) (рис. 4.1.8).

Встановлено, що з підвищенням температури води збільшувалась чисельність та біомаса синьозелених водоростей у планктоні Соколівського ставу (відповідно для чисельності $r=0,47$, $p=0,005$, а для біомаси $r=0,46$, $p=0,007$

при $N=33$), що призводило до зниження прозорості води (r становив 0,61-0,64 при $p<0,001$). Однак кількісні показники розвитку діатомових та золотистих знижувались (r був від $-0,46$ до $-0,49$, при $p<0,007$ та $N=33$).

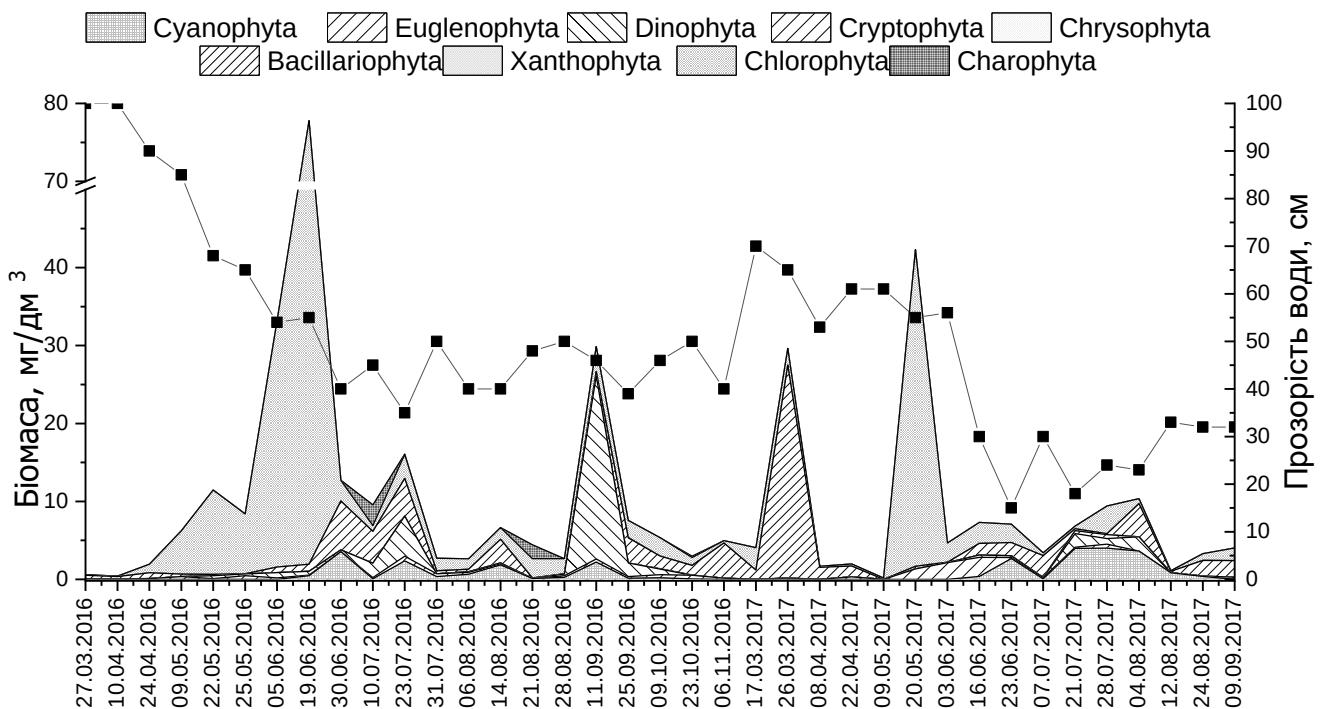


Рис. 4.1.8. Сезонна динаміка біомаси фітопланктону й прозорості води Соколівського ставу (м. Житомир)

Чисельність фітопланктону ставу «Вигода» впродовж вегетаційних сезонів 2016–2017 рр. коливалась в широких межах 0,2 – 35,6 млн. кл/дм³ (в середньому – 5,6 млн. кл/дм³), $C_v=115\%$, біомаса – від 0,11 до 788,7 мг/дм³ (53,7 мг/дм³), $C_v=247\%$.

Структуруючими відділами чисельності фітопланктону ставу «Вигода» були Chlorophyta (25%), Euglenophyta (21%) та Dinophyta (17%). Основу чисельності весняного фітопланктону складали золотисті (29%), зелені (24%) та евгленові водорості (16%). Зелені відіграють майже незмінну роль протягом літа та осені (23 та 29%). Влітку основу чисельності формують динофітові (28%) та евгленові (26%), зростає роль синьозелених (13%). Частка діатомових та золотистих влітку невелика (7 і 2%), однак восени збільшується (17 та 22%).

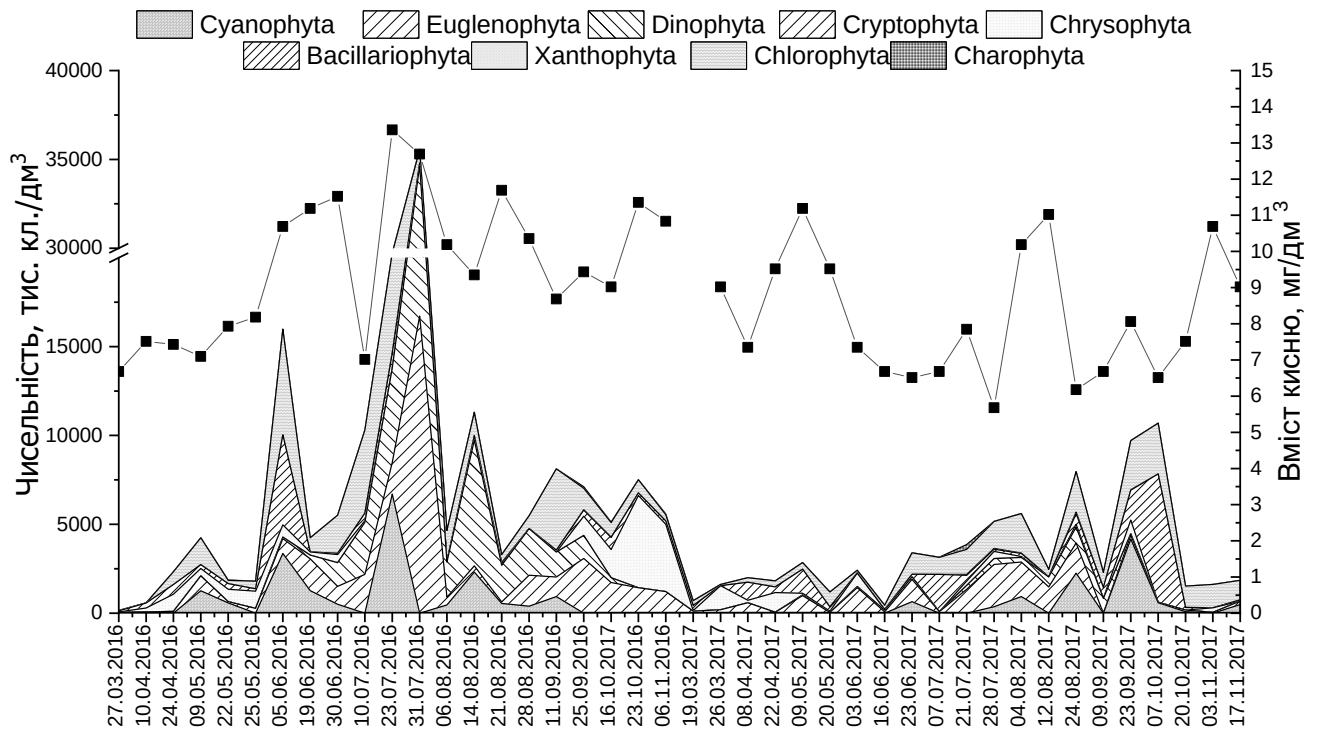


Рис. 4.1.9. Сезонна динаміка чисельності фітопланктону й вмісту кисню у воді ставу «Вигода»

В сезонній динаміці фітопланктону було зафіксовано 5-6 піків чисельності, при чому у 2016 р. вони були більш вираженими, ніж у 2017 р. Піки чисельності навесні (2,3-4,2 млн. кл./дм³) формувались переважно золотистими, евгленовими та діатомовими. Влітку чисельність коливалась в межах 0,5-35,6 млн. кл./дм³, максимуми (10,3–35,6 млн. кл./дм³) були зумовлені в основному евгленовими (*T. volvocina* var. *volvocina*, *T. oblonga* f. *punctata*), динофітовими (*P. gatunense*), синьозеленими (*Microcystis pulverea*, *Aph. flos-aquae*, *A. affinis*) та зеленими (*C. microporum*, *Crucigenia tetrapedia*). Восени було зареєстровано два піки чисельності фітопланктону (8,1–10,7 млн. кл./дм³). На початку вересня максимум формувався евгленовими, золотистими, зеленими, а до кінця осені зростала чисельність синьозелених та діатомових водоростей (рис. 4.1.9).

Біомаса фітопланктону ставу «Вигода» була дуже динамічною в часі. Навесні значення біомаси сягали не більше 5,4 мг/дм³, максимум формувався в травні в основному в результаті вегетації евгленових (*T. volvocina* var. *volvocina*,

T. ornata) та зелених (*Ch. monadina*, *Desmodesmus communis* var. *communis*) водоростей (рис. 4.1.10).

Влітку біомаса була в межах 3,3–788,7 мг/дм³, структуроутворюючими відділами були Dinophyta та Euglenophyta. З червня до початку жовтня біомаса зростала й відзначалося 2–3 її максимуми, що пов'язано з масовим розвитком *P. gatunense*, а в третій декаді серпня – *C. hirundinella*. Враховуючи те, що дані види є великими за об'ємом клітинами (розміри *P. gatunense* становили в середньому 44 – 52 мкм, а *C. hirundinella* – 168 – 28 мкм), то біомаси їх досягали відповідно 49,0 та 770,0 мг/дм³. Високі показники кількісного розвитку динофітових пов'язуємо в першу чергу із підвищенням температури води, особливо в літній період, та рекреаційним навантаженням на водойму.

Відзначимо, що значення біомаси фітопланктону влітку 2016 р. (в середньому 182,2±74,2) в декілька разів перевищували літні біомаси 2017 р. (18,5±4,2 мг/дм³), що пов'язуємо з проведеними у 2016 р. гідротехнічними роботами (очищення водойми від надмірної кількості водяної рослинності).

Восени біомаса фітопланктону коливалась в межах 0,7–63,9 мг/дм³. На початку осені піки біомаси, як і влітку, формувались динофітовими водоростями, а наприкінці осені – діатомовими.

Відомо, що до складу оболонок динофітових водоростей, крім целюлозо-пектинових речовин входить ще й хітин. Власне хітин, а також його найближча похідна речовина хітозан широко застосовуються в медицині, сільському господарстві та харчовій промисловості. В основному дані сполуки використовуються як сорбенти, структуроутворювачі, консерванти та біологічно-активні речовини.

Тому водойми, у планктоні яких спостерігається значний розвиток динофітових водоростей, можуть використовуватись для отримання цих промислово цінних біополімерів.

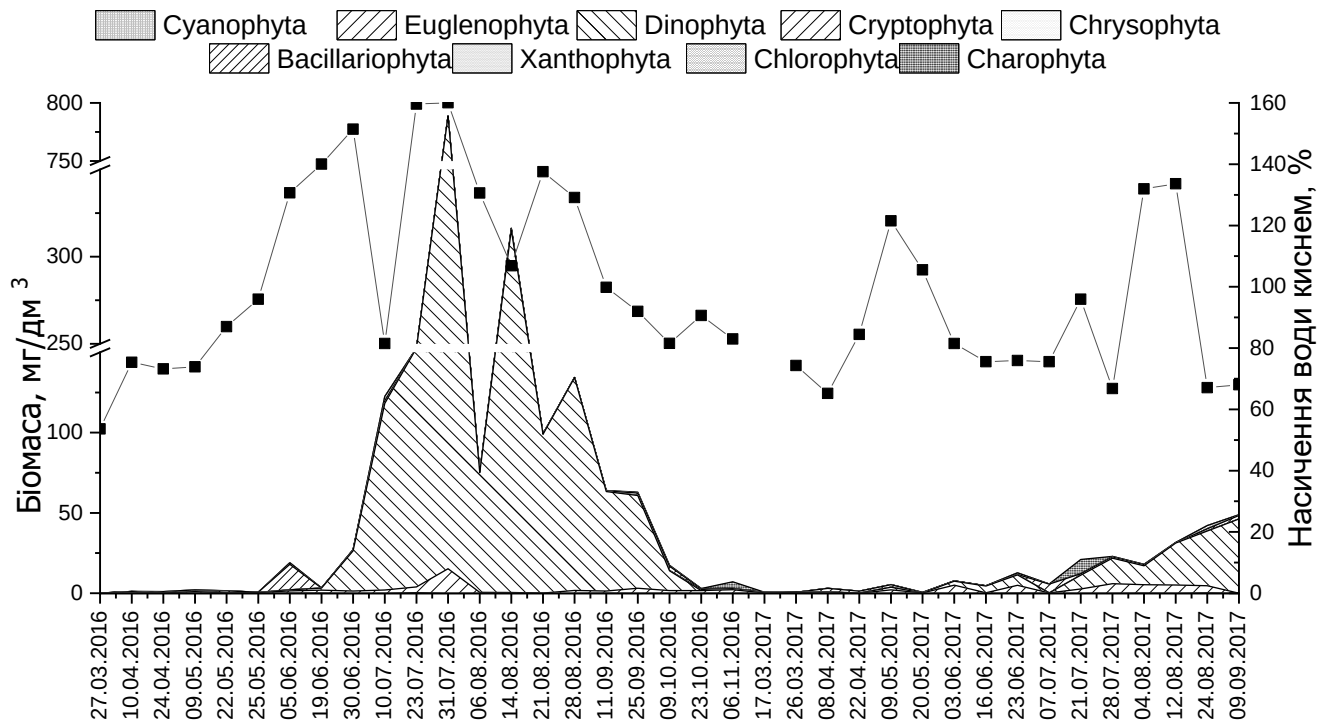


Рис. 4.1.10. Сезонна динаміка біомаси фітопланктону й насичення води киснем ставу «Вигода»

Оскільки представники відділу *Dinophyta* є досить чутливими до забруднення води органічними речовинами та в своїй більшості є олігосапробами, то розвиток їх в значній кількості може бути надійним показником чистоти води [156]. Також можливе використання даних водоростей для очищення слабо проточних вод від забруднюючих речовин.

Статистичний аналіз показав пряму залежність чисельності фітопланктону ставу «Вигода» від вмісту кисню ($r=0,41$, $p=0,021$ при $N=32$) та насичення ним води ($r=0,52$, $p=0,002$ при $N=32$). Встановлено зниження чисельності та біомаси золотистих водоростей зі зростанням температури води (відповідно $r=-0,56$, $p=0,001$ та $r=-0,51$, $p=0,003$ при $N=33$). Також зі зростанням температури збільшувалась біомаса евгленових ($r=0,45$, $p=0,013$ при $N=32$) та динофітових водоростей ($r=0,38$, $p=0,031$ при $N=32$).

Чисельність фітопланктону ставу в ботанічному саду ЖНАЕУ коливалась від 0,11 до 122,12 млн. кл/дм³, $C_v=128\%$. Структуроутворюючими відділами чисельності фітопланктону були *Chlorophyta* (46%) та *Euglenophyta* (30%).

Частка евгленових була найвищою навесні (45%), й до осені знижувалась (до 1 %). Частка зелених зростала з весни (35%) до осені (84%).

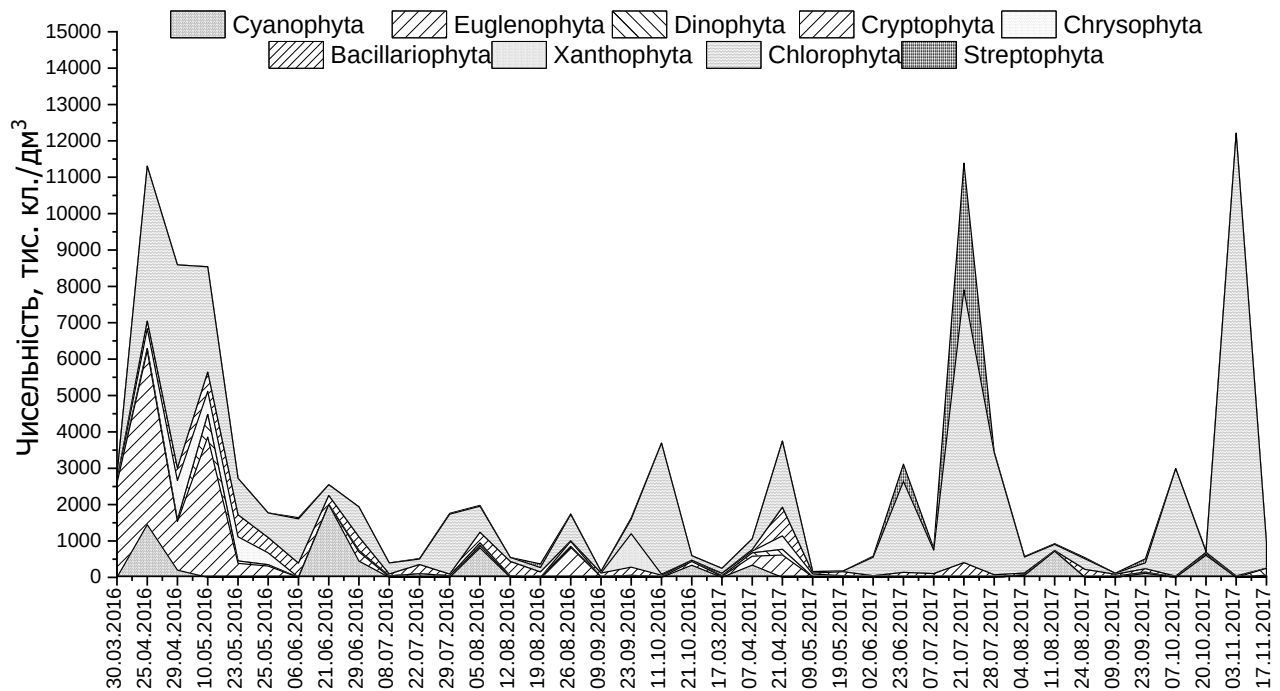


Рис. 4.1.11. Сезонна динаміка чисельності фітопланктону ставу в ботанічному саду ЖНАЕУ

Наприкінці квітня – початку травня чисельність фітопланктону зростала до 3,8–11,3 млн. кл./дм³ за рахунок вегетації евгленових (*T. volvocina*, *E. gracilis* f. *gracilis*, *Lepocinclis globosa*), зелених (*Ch. globosa*, *Ch. monadina*, *Actinastrum hantzschii*, *Pandorina morum*), синьозелених (*A. flos-aquae*, *O. splendida*) та діатомових (*S. hantzschii*) (рис. 4.1.11).

Влітку було зареєстровано три піки чисельності фітопланктону. Влітку 2016 р. максимуми чисельності (1,9–2,6 млн. кл./дм³) формувались зеленими, синьозеленими, та діатомовими, тоді як у 2017 р. чисельність сягала 3,1–11,4 млн. кл./дм³ й структуроутворюючими відділами були зелені та харофітові.

Восени формувалось два максимуми чисельності (3,0–12,2 млн. кл./дм³) фітопланктону (у жовтні та листопаді) за рахунок розвитку зелених та харофітових водоростей.

Вірогідно, що зростання чисельності харофітових водоростей пов'язано зі зміною насичення води киснем ($r=0,39$, $p=0,032$, $N=30$)

Біомаса ставу була найбільш варіабельною в часі з усіх досліджених водойм ($C_v=315\%$), коливалась від 0,04 до 124,45 мг/дм³.

Структуруючими відділами біомаси фітопланктону були Charophyta (54%), Euglenophyta (20%), Chlorophyta (13%) та Dinophyta (9%).

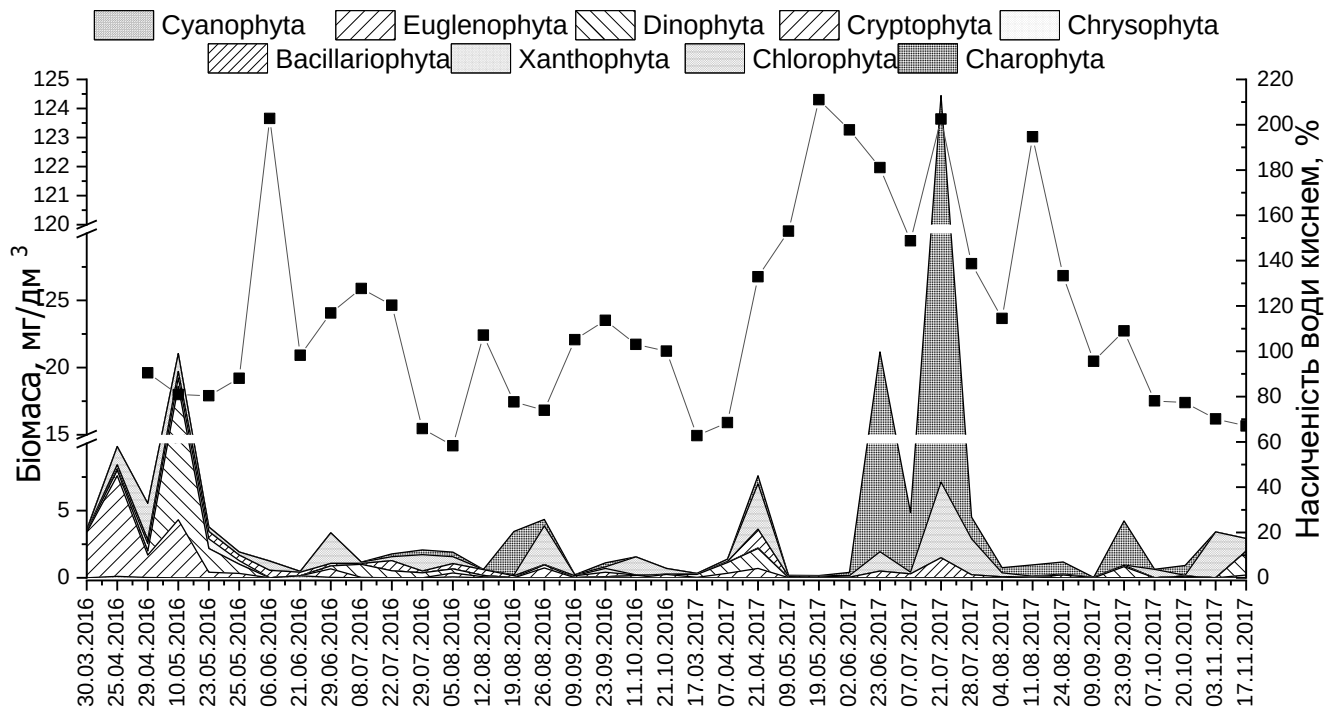


Рис. 4.1.12. Сезонна динаміка біомаси фітопланктону ставу в ботанічному саду ЖНАЕУ

Біомаса весняного фітопланктону формувалась в основному евгленовими (49%), динофітовими (25%) та зеленими (17%), реєструвалось 1–2 піки (7,6–21,0 мг/дм³) (рис. 4.1.12). Основу біомаси літнього фітопланктону складали зелені, динофітові та харофітові. Найвищі значення були відмічені влітку 2017 р. (червень та липень) – 21,2–124,4 мг/дм³) при масовому розвитку харофітових водоростей (*G. kinahanii*, *Cosmarium margaritifera*). Деякі автори вважають [156], що велика кількість харофітових водоростей є ознакою оліготрофних водойм.

Восени максимум біомаси ($4,5 \text{ мг/дм}^3$) був сформований переважно харофітовими водоростями — (*Closterium leibleinii*, *Cl. pseudolunula* var. *spetsbergense*, *Cl. parvulum*).

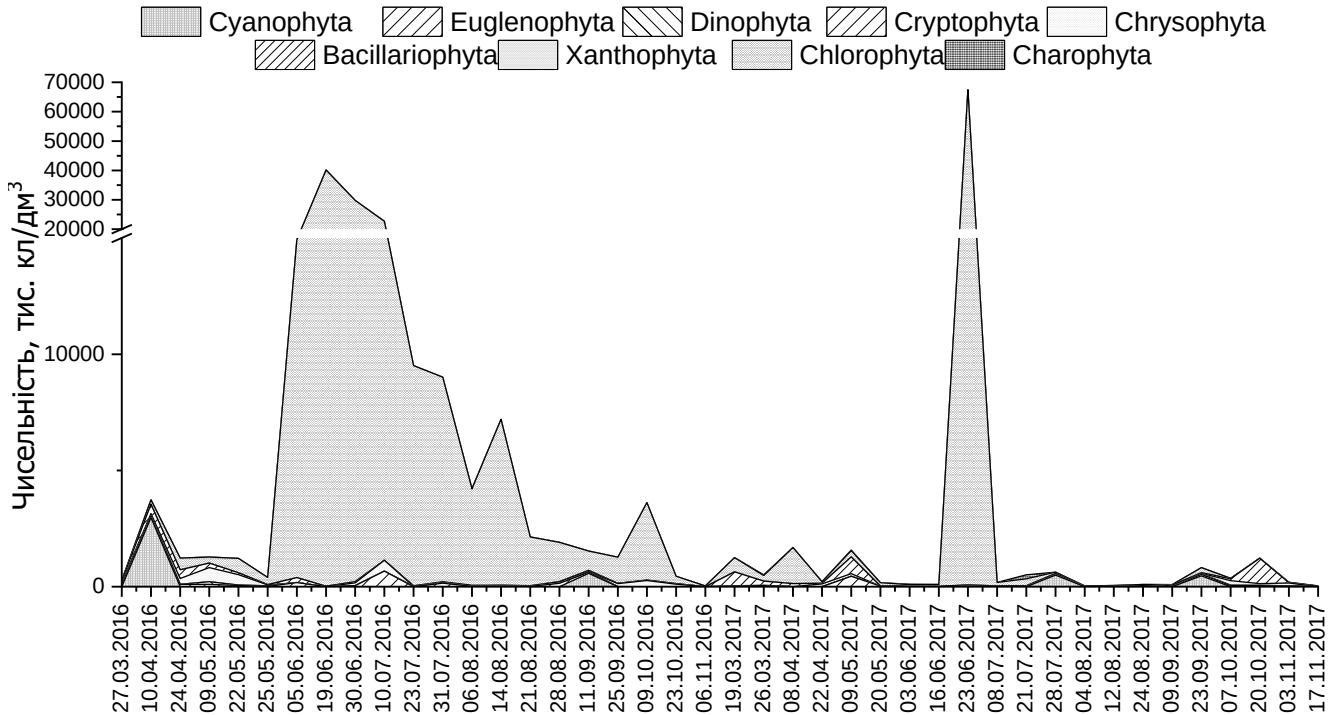


Рис. 4.1.13. Сезонна динаміка чисельності фітопланктону ставу в Крошнянському дендропарку (м. Житомир)

Встановлено зростання біомаси харофітових ($r=0,40$, $p=0,027$, $N=30$) та діатомових ($r=0,36$, $p=0,039$, $N=30$) водоростей, а також загальної біомаси фітопланктону ставу в ботанічному саду ($r=0,39$, $p=0,032$, $N=30$) з підвищенням насичення води киснем.

Чисельність ставу у Крошнянському дендропарку в середньому за вегетаційні сезони формувалась відділом Chlorophyta (90%).

Навесні вона була в межах $0,17\text{--}3,74 \text{ млн. кл./дм}^3$, формувалась відділами Chlorophyta (35%), Cyanophyta (22%), Bacillariophyta (21%), Chrysophyta (13%). Максимуму досягала на початку квітня за рахунок вегетації *Oscillatoria limosa* f. *limosa*. Домінуючими видами весняного фітопланктону також були *Pandorina charkowiensis*, *Ch. monadina*, *Ch. globosa*, *Kephyrion ovum*, *S. hantzschii*.

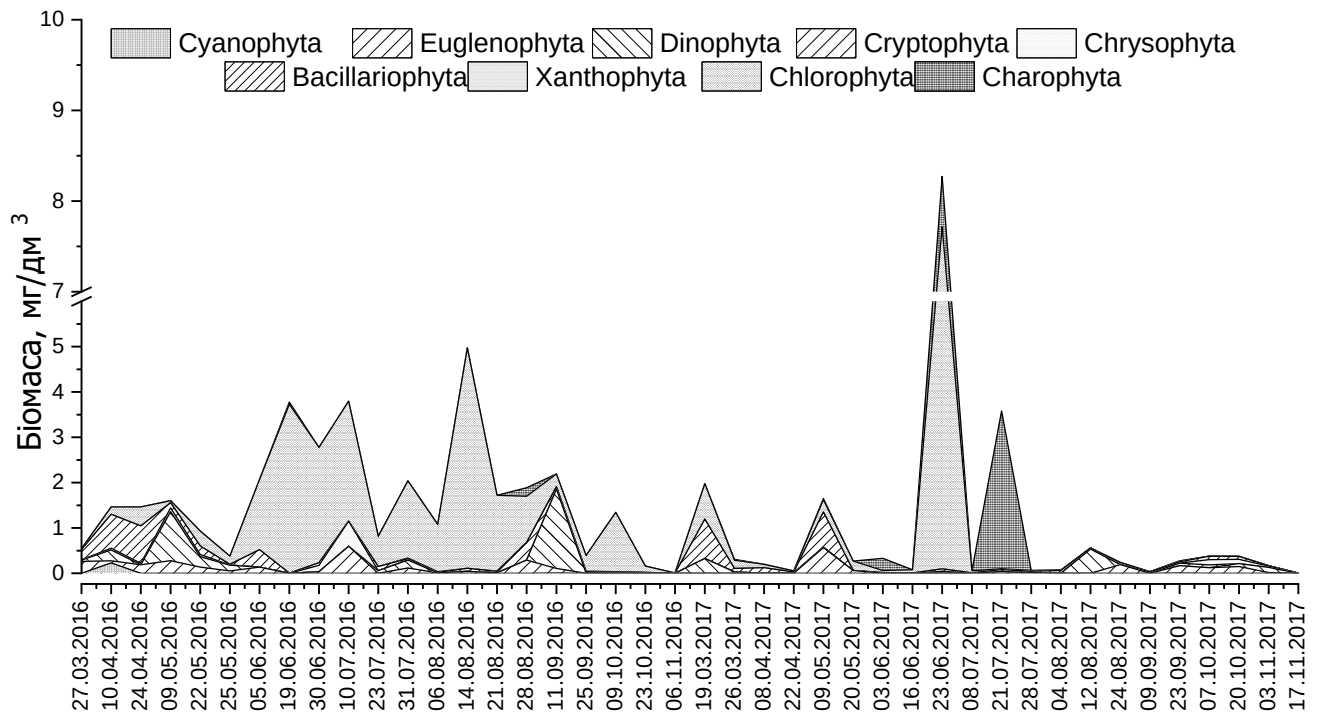


Рис. 4.1.14. Сезонна динаміка біомаси фітопланктону ставу в Крошнянському дендропарку (м. Житомир)

Влітку максимальні показники чисельності сягали 9,0–68,7 млн. кл./дм³, що пов'язано з інтенсивним розвитком зелених водоростей, що складали 98% загальної чисельності. Домінуючими видами були: *Coelastrum microporum*, *Ch. globosa*, *Ch. monadina*, *Monoraphidium minutum*, *Pandorina charkowiensis*, *Pseudodidymocystis planctonica*, *Oocystis marssonii*. Пік їх розвитку відбувався в червні, а до кінця літа чисельність знижувалась. У червні 2017 р. на фоні низьких значень чисельності впродовж вегетаційних сезонів (0,05–1,68 млн. кл./дм³) за рахунок інтенсивної вегетації *Volvox aureus* Ehrenb. чисельність сягнула 68,7 млн. кл./дм³ (рис. 4.1.13).

Значення чисельності осіннього фітопланктону були досить низькими (0,03–3,62 млн. кл./дм³). Структура була подібною весняній: провідна роль належала зеленим (64%), діатомовим (13%), синьозеленим (11%) та золотистим (9%). Домінантами були *Microcystis pulverea*, *P. planctonica*.

Біомаса фітопланктону ставу в Крошнянському дендропарку коливалась в межах 0,01–14,13 мг/дм³. Структуруючими відділами були Chlorophyta

(53%), Bacillariophyta та Dinophyta (по 11%). Частка водоростей відділу Chlorophyta збільшувалась з весни до літа (25 та 66%) й зменшувалась восени (41%). Частка діатомових була найбільшою навесні (35%). Навесні та восени високою була частка динофітових (відповідно 19 та 37%) та евгленових (15 та 9%) водоростей (рис. 4.1.14).

В березні-квітні зростання біомаси фітопланктону визначали діатомові та зелені водорості. Підйоми біомаси фітопланктону навесні (1,46-1,97 мг/дм³) реєструвались в березні - на початку квітня та в травні. Їх визначали діатомові.

Чисельність, біомаса та сезонна динаміка фітопланктону водойм дендропарку «Олександрія» (м. Біла Церква)

Чисельність фітопланктону ставів впродовж весняно-осіннього періоду коливались в межах декількох порядків від 0,22 до 21,96 млн. кл./дм³ (табл. 4.1.5).

Значення біомаси були не менш динамічними в часі та змінювались від 0,18 до 57,44 мг/дм³. Найбільші показники біомаси були характерні для фітопланктону ставу №2, наприкінці літа (24.08.2016) вони досягали значення 57,44 мг/дм³, що було зумовлено масовим розвитком представника евгленових водоростей *Lepocinclis ovum* var. *discifera*. Структуроутворюючими відділами у формуванні чисельності та біомаси фітопланктону були зелені і евгленові водорості (табл. 4.1.5 - 4.1.6).

Встановлено пряму залежність біомаси фітопланктону ставу №3 дендропарку «Олександрія» від температури води ($r=0,57$, $p=0,25$) та обернену від вмісту кисню у воді ($r=-0,56$, $p=0,029$).

Для фітопланктону каскаду ставів була характерна висока динамічність розвитку з чергуванням мінімумів та максимумів розвитку фітопланктону.

В ставах №1 та №3 спостерігали по чотири піки фітопланктону. Навесні чисельність досягала у ставах відповідно 6,4 та 7,1 млн.кл./дм³, що викликано було домінуванням *Ankistrodesmus falcatus* (0,13 г/дм³) у ставі №1 та *Ch. globosa* (7,2 г/дм³) у ставі №3. Два осінні (чисельність сягала значень у ставах відповідно

5,9-11,2 та 16,8-16,9 млн.кл./дм³) були зумовлені домінуванням зелених (у ставі №1 *Ch. reinhardtii* – 0,87 г/дм³, *Ch. globosa* – 0,31 г/дм³, *A. falcatus* 0,08-0,16 г/дм³, а в ставі №3 – ще й синьозеленими водоростями (*Aph. flos-aquae* – 0,99 г/дм³).

Таблиця 4.1.5

Чисельність (тис. кл/дм³) фітопланктону ставів №1-3 дендропарка «Олександрія» (2016-2017 рр.)

Відділи	Став №1	Став №2	Став №3
Cyanophyta	<u>0 – 30920</u> 1947±1325	<u>0 – 7504</u> 672±343	<u>0 – 37450</u> 3456±1691
Euglenophyta	<u>0 – 1275</u> 281±62	<u>14 – 16575</u> 1787±782	<u>15 – 1638</u> 309±76
Chrysophyta	<u>0 – 12</u> <0,01	<u>0 – 21</u> <0,1	<u>0 – 13</u> <0,1
Xanthophyta	не виявлено	не виявлено	<u>0 – 53</u> 3±2
Cryptophyta	<u>0 – 32</u> <0,01	не виявлено	не виявлено
Bacillariophyta	<u>0 – 870</u> 203±50	<u>0 – 556</u> 58±24	<u>0 – 1160</u> 244±66
Dinophyta	<u>0 – 14</u> <1	не виявлено	<u>0 – 23</u> <1
Chlorophyta	<u>4 – 20729</u> 2968±981	<u>0 – 58538</u> 5046±2485	<u>259 – 16924</u> 3565±837
Charophyta	<u>0 – 154</u> <1	не виявлено	не виявлено
Всього:	<u>86 – 32896</u> 5407±1598	<u>550 – 58791</u> 7563±2540	<u>1577- 38649</u> 7579±1684

Примітка. Чисельник – межі коливань, знаменник – середнє значення.

В ставі №2 було виявлено три підйоми чисельності фітопланктону. Літні (7,6-21,8 млн.кл./дм³) були спричинені вегетацією зелених (*Ch. globosa* (1,6-3,5 г/дм³), *Ch. monadina* (1,76 г/дм³), *Coelastrum microporum* (0,15 г/дм³) та евгленових водоростей (*L. ovum* var. *discifera* (47,28 г/дм³), *Trachelomonas hispida*

var. hispida (3,71 г/дм³), *T. intermedia* (1,78 г/дм³). Весняний максимум (12,5 млн.кл./дм³) був зумовлений за рахунок розвитку синьозелених (*Aphanocapsa grevillei* (0,06 г/дм³) та евгленових (*Euglena granulata* (2,72 г/дм³), *L. ovum var. ovum* (2,29 г/дм³), *E. polymorpha* (1,08 г/дм³).

Таблиця 4.1.6

Біомаса (мг/дм³) фітопланктону ставів №1-3 дендропарка «Олександрія» (2016-2017 рр.)

Відділи	Став №1	Став №2	Став №3
Cyanophyta	<u>0,00 – 0,61</u> 0,04±0,03	<u>0,00 – 0,06</u> 0,08±0,003	<u>0,00 – 0,99</u> 0,14±0,05
Euglenophyta	<u>0,00 – 2,01</u> 0,52±0,11	<u>0,03 – 55,24</u> 5,11±2,47	<u>0,06 – 5,76</u> 1,05±0,27
Chrysophyta	<0,01	<0,01	<0,01
Xanthophyta	не виявлено	не виявлено	<u>0,00-0,01</u> <0,01
Cryptophyta	<u>0,00 – 0,01</u> <0,01	не виявлено	не виявлено
Bacillariophyta	<u>0,00 – 0,44</u> 0,08±0,02	<u>0,00 – 0,33</u> 0,03±0,02	<u>0,00 – 3,46</u> 0,31±0,15
Dinophyta	<u>0 – 14</u> <0,01	не виявлено	<u>0,00 – 0,13</u> <0,01
Chlorophyta	<u>0,01 – 3,42</u> 1,10±0,22	<u>0,00 – 36,77</u> 3,04±1,58	<u>0,06 – 5,06</u> 1,32±0,28
Charophyta	<u>0,00 – 0,06</u> <0,01	не виявлено	не виявлено
Всього:	<u>0,05 – 5,06</u> 1,10±0,22	<u>0,19 – 56,40</u> 8,19±2,80	<u>0,60 – 7,36</u> 2,81±0,36

Примітка. Чисельник – межі коливань, знаменник – середнє значення.

«Цвітіння» води спричинене представниками Euglenophyta, очевидно, викликане значним антропогенним навантаженням на водойми, в основному сполуками неорганічного азоту й органічними речовинами.

4.2. Домінуючі комплекси фітопланктону водойм міських агломерацій

Домінуючі комплекси фітопланктону досліджуваних водойм було виділено за індексом значимості (домінування) водоростей і визначено характерні види водойм загалом та посезонно.

Домінуючий комплекс фітопланктону водойм, забруднених сполуками неорганічного азоту

Найвищий індекс домінування протягом періоду досліджень у всіх ставах дендропарку «Олександрія»: *Chl. globosa* (8-17%), *Chl. monadina* (6-7%), *Phacus acuminatus* (2-3%). При цьому значимість цих видів у біомасі фітопланктону ставів знижувалась вниз по каскаду ставів.

Окрім цих, домінуючими видами водоростей планктону ставу №1 були: *Ch. reinhardtii*, *A. falcatus*, *Phacus pleuronectes* var. *hamelii*, *Ph. pleuronectes* var. *pleuronectes*, *Lepocinclis ovum* var. *dimidio-minor*, *Sellaphora pupula* var. *capitata*, *Ph. pyrum*, *Gomphonema parvulum* var. *subellipticum*, *Oscillatoria tenuis*, *Navicula diluviana*. У фітопланктоні ставу №1 провідними (індекс значимості був понад 1%) було 18% загального видового різноманіття.

Домінантами ставу №2 були *Lepocinclis ovum* var. *discifera*, *Trachelomonas oblonga* var. *oblonga*, *Trachelomonas intermedia* f. *intermedia*, *Acutodesmus obliquus*, *Ch. reinhardtii*, *T. hispida* var. *hispida*.

У ставі №3 окрім представників Euglenophyta (*Lepocinclis ovum* var. *discifera*, *Phacus acuminatus* var. *acuminatus*, *T. intermedia* f. *intermedia* *T. oblonga* var. *oblonga*) та Chlorophyta (*Acutodesmus obliquus*, *A. pectinatus*) домінували Bacillariophyta (*Aulacoseira granulata* var. *granulata*, *S. hantzschii*) та Cyanophyta (*Aph. flos-aquae*).

Весняний домінуючий комплекс формували водорості відділів Chlorophyta (*Ch. globosa*, *Monoraphidium griffithii*, *Ch. monadina*, *Acutodesmus pectinatus*) та Euglenophyta (*Phacus acuminatus*, *Phacus pyrum*, *Euglena granulata* var. *granulata*, *Lepocinclis ovum* var. *ovum*, *Euglena pascheri*, *E. polymorpha*). Bacillariophyta

(*Sellaphora pupula* var. *capitata*, *Pinnularia gibba*, *Fragilaria vaucheriae* var. *vaucheriae*), найбільш вагому частку у формуванні весняної біомаси мали у ставах 1 та 3.

Влітку домінуючий комплекс ставу №1 формували евгленові (*Lepocinclis ovum* var. *dimidio-minor*, *Phacus acuminatus*, *Ph. pleuronectes* var. *hamelii*, *Ph. pleuronectes*), діатомові (*Gomphonema parvulum* var. *subellipticum*, *Sellaphora pupula* var. *capitata*, *N. diluviana*) та в меншій мірі зелені (*Ch. globosa*, *Ch. monadina*, *A. falcatus*). У ставі №2 домінували зелені (*Ch. globosa*, *Ch. monadina*, *Eudorina elegans*, *Acutodesmus obliquus*, *Pandorina morum*, *P. charkowiensis* Korschikov), евгленові (*Lepocinclis ovum* var. *discifera*, *L. ovum* var. *dimidio-minor*, *T. intermedia* f. *Intermedia*, *T. oblonga* var. *oblonga*, *T. hispida* var. *hispida*). У домінуючому комплексі ставу №3, окрім зелених (*Chlamydomonas globosa*, *Ch. monadina*) та евгленових (*Lepocinclis ovum* var. *discifera*, *Phacus acuminatus*) як і в попередніх ставах, були ще синьозелені (*Aph. flos-aquae*) та діатомові (*A. granulata* var. *granulata*, *S. hantzschii*).

Домінуючий комплекс осіннього фітопланктону ставу №1 складали синьозелені (*Oscillatoria tenuis* f. *tenuis*), евгленові родів *Lepocinclis* (*L. ovum* var. *ovum*, *L. ovum* var. *dimidio-minor*) та *Phacus* (*Ph. acuminatus*, *Ph. ankylonoton*, *Ph. granum*, *Ph. mirabilis*, *Ph. pyrum*, *Ph. parvulus*, *Ph. pleuronectes* var. *hamelii*). У ставах №2-3 домінували представники Euglenophyta (*L. ovum* var. *discifera*, *T. oblonga* var. *oblonga*, *T. intermedia*) та Chlorophyta (*Ch. globosa*, *Ch. monadina*, *Acutodesmus obliquus*), а у ставі №3 ще й *Aph. flos-aquae*, *S. hantzschii*, *Cyclotella stelligera*.

Домінуючий комплекс фітопланктону природоохоронних та лісопаркових територій

Навесні у фітопланктоні озера **Бабиного** домінували представники Bacillariophyta (*Cyclotella bodanica*, *C. meneghiniana*, *C. stelligera*, *Stephanodiscus hantzschii*, *Fragilaria tenera*, *Synedra acus*) та Chlorophyta (*Ch. globosa*, *Ch. monadina*, *Desmodesmus communis* var. *communis*) та Charophyta

(*Gonatozygon kinahanii*). Влітку основна роль у формуванні біомаси належить Dinophyta (*Peridinium gatunense*, *Peridiniopsis elpatiewskyi*, *Ceratium hirundinella*), Bacillariophyta (*Aulacoseira granulata* var. *granulata*, *Cocconeis placentula*), Chlorophyta (*Ch. globosa*, *Ch. monadina*, *Coelastrum microporum*), Cyanophyta (*Aph. flos-aquae*) та Charophyta (*G. kinahanii*). Восени провідну роль займають Chlorophyta (*Ch. monadina*, *Ch. globosa*), Dinophyta (*P. gatunense*, *P. elpatiewskyi*), Euglenophyta (*Trachelomonas volvocina* var. *volvocina*, *T. oblonga* var. *oblonga*), Bacillariophyta (*Cocconeis placentula*, *A. granulata* var. *granulata*, *C. stelligera*, *Synedra acus*, *Rhopalodia gibba*).

Домінантами весняного фітопланктону ставу у Крошнянському дендропарку м. Житомира були представники Chlorophyta (хлорококові) (*Chl. monadina*, *Chl. globosa*, *Chl. reinhardtii*, *Carteria globosa*, *Chlorococcum infusionum*), Bacillariophyta (*S. hantzschii*, *Craticula cuspidata*, *Nitzschia umbonata*), Euglenophyta (*Trachelomonas volvocina* var. *volvocina*, *T. intermedia* f. *intermedia*, *T. oblonga* var. *oblonga*), Dinophyta (*Woloszynskia pascheri*, *Gymnodinium paradoxum*) та Chrysophyta (*Chrysococcus rufescens*). Літній домінуючий комплекс формували Chlorophyta (*Ch. monadina*, *Coelastrum microporum*, *Ch. globosa*, *Volvox aureus*, *Oocystis marssonii*), Charophyta (*G. kinahanii*, *Spirogyra* sp.) та Euglenophyta (*T. volvocina* var. *volvocina*).

Домінуючий комплекс ставу в ботанічному саду м. Житомира навесні був полідомінантним, його формували Euglenophyta (*Lepocinclis globosa*, *T. volvocina* var. *volvocina*, *T. volvocina* var. *derephora*, *Euglena gracilis* f. *gracilis*, *T. lefevrei*, *T. oblonga* var. *oblonga*), Dinophyta (*P. penardiiforme*, *P. elpatiewskyi*, *P. polonicum*, *Sphaerodinium cinctum*), Chlorophyta (*Ch. monadina*, *Actinastrum hantzschii*, *Ch. globosa*, *Acutodesmus pectinatus*). Влітку основна частина біомаси формувалась Charophyta (*G. kinahanii*, *Cosmarium margaritiferum*, *Staurastrum orbiculare*, *Cosmarium subprotumidum*), Chlorophyta (*Ch. monadina*, *Pandorina charkowiensis*, *Pandorina morum*, *Coelastrum microporum*, *Oocystis borgei*) та дещо менше Dinophyta (*Peridiniopsis quadridens*, *Sphaerodinium cinctum*, *C. hirundinella*) та Bacillariophyta (*R. gibba*, *Synedra ulna*, *S. hantzschii*). Восени роль

Charophyta (*Closterium pseudolunula* var. *spetsbergense*, *C. leibleinii*, *C. parvulum*), Dinophyta (*P. gatunense*) та Bacillariophyta (*Synedra ulna*, *Cymbella tumida*) зростає.

У ставі №2 в парку «Нивки» м. Києва навесні домінували Chlorophyta (*Ch. monadina*, *Ch. reinhardtii*, *Ch. globosa*, *O. borgei*, *Monoraphidium contortum*), Bacillariophyta (*S. hantzschii*, *Cyclotella bodanica*, *Fragilaria tenera*), Euglenophyta (*T. oblonga* var. *oblonga*, *Euglena polymorpha*) та Dinophyta (*Peridiniopsis berolinense*, *P. polonicum*). Домінуючий комплекс літнього фітопланктону формували Chlorophyta (*Ch. monadina*, *Pandorina morum*, *Coelastrum microporum*, *Desmodesmus communis* var. *communis*), Euglenophyta (*Lepocinclis ovum*, *Euglena acus* var. *acus*, *T. volvocina* var. *volvocina*, *T. intermedia* f. *intermedia*, *Lepocinclis playfairiana*), Cyanophyta (*Aph. flos-aquae*), Bacillariophyta (*S. hantzschii*, *S. ulna*) й Dinophyta (*Peridinium cinctum*, *P. penardiforme*, *Glenodinium purvisculus*). Восени до складу домінуючого комплексу входили Euglenophyta (*Euglena acus* var. *acus*, *E. caudata* var. *minor*, *E. polymorpha*, *E. spathirinhycha*, *Lepocinclis globosa*, *T. oblonga* var. *oblonga*) та Chlorophyta (*Ch. monadina*, *Hyaloraphidium contortum* var. *contortum*) та Cyanophyta (*Aph. flos-aquae*).

Домінуючий комплекс фітопланктону урбанізованих територій

Домінуючий комплекс весняного фітопланктону ставу «Вигода» «Вигода» складали представники відділів Euglenophyta (*T. volvocina* var. *volvocina*, *T. intermedia* f. *intermedia*), Bacillariophyta (*A. granulata* var. *granulata*, *A. italica*), Chlorophyta (*Ch. monadina*, *Desmodesmus communis* var. *communis*, *Ch. globosa*), Chrysophyta (*Chrysococcus rufescens*) та Dinophyta (*P. gatunense*). Влітку провідну роль у формуванні біомаси відігравали Dinophyta (*P. gatunense*, *C. hirundinella*, *Peridiniopsis elpatiewskyi*, *Sphaerodinium cinctum*, *Peridiniopsis quadridens*, *Peridinium cinctum*), Euglenophyta (*T. intermedia* f. *intermedia*, *T. volvocina* var. *volvocina*, *T. volvocina* var. *derephora*, *T. armata* var. *armata*, *T. oblonga*, *T. hispida*), Bacillariophyta (*Aulacoseira granulata* var. *granulata*, *Cyclotella stelligera*) та Chlorophyta (*Eudorina elegans*, *Pseudodidymocystis*

planctonica, *Ch. monadina*). Домінування Dinophyta (*P. gatunense*, *C. hirundinella*, *S. cinctum*), Bacillariophyta (*A. granulata* var. *granulata*), Euglenophyta (*T. volvocina* var. *volvocina*, *T. intermedia* f. *intermedia*, *T. oblonga* var. *oblonga*, *T. hispida* var. *hispida*) продовжувалось і восени, окрім того домінували Chrysophyta (*Dinobryon divergens*, *C. rufescens*).

У **Соколівському ставі м. Житомира** навесні домінували Bacillariophyta (*S. hantzschii*, *Synedra ulna*, *C. meneghiniana*, *Fragilaria tenera*) та Chlorophyta (*Ch. monadina*, *Chlamydomonas globosa*, *Pandorina charkowiensis*, *Oocystis borgei*, *Desmodesmus communis* var. *communis*). Влітку полідомінантний комплекс змінювався олігодомінантним. Серед основних видів відзначимо представників Chlorophyta (*Ch. monadina*, *Ch. globosa*, *Actinastrum hantzschii*, *Coelastrum microporum*, *O. borgei*, *P. morum*), Bacillariophyta (*A. granulata* var. *granulata*, *A. granulata* var. *curvata*, *Melosira varians*, *S. hantzschii*, *C. meneghiniana*), Cyanophyta (*A. flos-aquae*, *Aph. flos-aquae*, *A. elenkinii*, *O. agardhii*, *Microcystis aeruginosa*), Dinophyta (*P. gatunense*, *P. penardiforme*, *C. hirundinella*). Домінуючий комплекс осіннього фітопланктону формували діатомові (*S. hantzschii*, *C. meneghiniana*, *C. stelligera*, *A. granulata* var. *granulata*), зелені (*Ch. monadina*, *Actinastrum hantzschii*, *Desmodesmus protuberans*, *Coelastrum microporum*), евгленові (*T. oblonga* var. *oblonga*, *T. planctonica*, *T. volvocina* var. *volvocina*).

В **озері Опечень II м. Києва** весною домінували дрібноклітинні Chlorophyta (*Ch. monadina*, *Ch. globosa*, *Acutodesmus obliquus*) й Bacillariophyta (*S. hantzschii*), а також Cyanophyta (*Aph. flos-aquae*). Влітку й восени посилювалось домінування представників відділу Cyanophyta (*Aph. flos-aquae*, *O. agardhii*, *O. redekei*) та Chlorophyta (*Ch. globosa*, *Ch. monadina*, *Coelastrum microporum*, *Ch. reinhardtii*, *Phacotus coccifer*, *Actinastrum hantzschii*, *Ankistrodesmus falcatus*).

4.3. Багаторічні зміни структурно-функціональних показників розвитку фітопланктону (на прикладі водойм м. Києва)

На основі ретроспективних та сучасних даних була проведена оцінка багаторічної динаміки фітопланктону водойм м. Києва. Для оцінки змін структурно-функціональної організації фітопланктону впродовж 12 років використано низку показників: видове різноманіття фітопланктону, його чисельність та біомасу, індекси інформаційного різноманіття Шеннона за чисельністю та біомасою фітопланктону [47].

Порівнявши середньорічну температуру повітря у м. Києві (згідно [37]) у 2004–2005 рр. ($8,7^{\circ}\text{C}$) та 2016 р. ($9,5^{\circ}\text{C}$) встановлено зростання її на $0,8^{\circ}\text{C}$. Динаміка середньомісячної температури повітря у м. Києві у 2004, 2005, 2016 рр. представлена на рис. 4.3.1 [47].

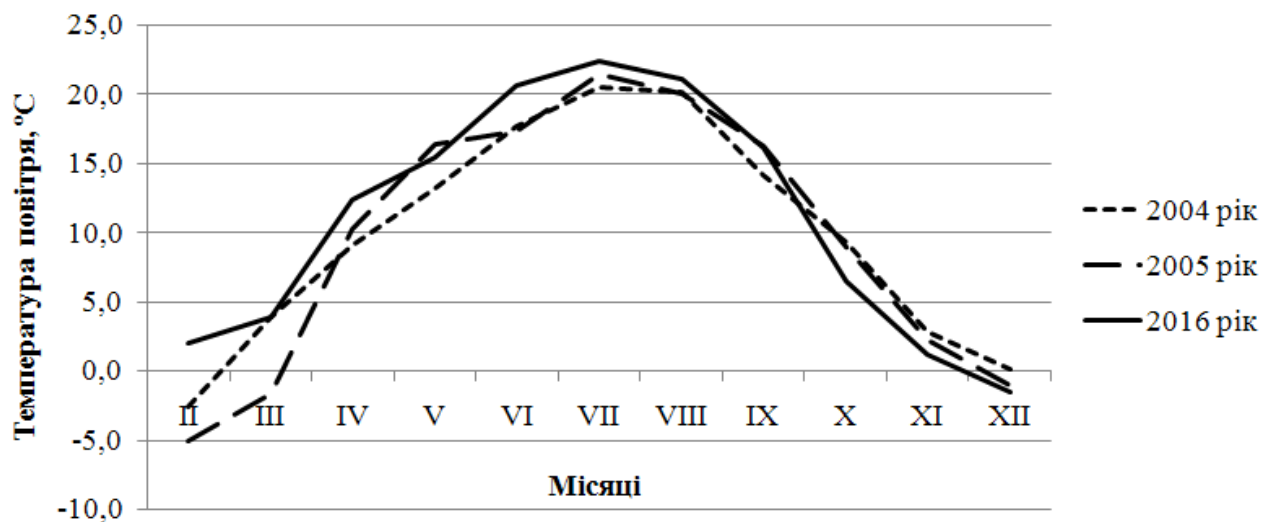


Рис. 4.3.1. Динаміка температури повітря у м. Києві по місяцях у 2004, 2005, 2016 рр. (за даними [37]) [47].

Серед показників розвитку фітопланктону (чисельність, біомаса, видове різноманіття, індекси інформаційного різноманіття, індекс сапробності) статистично значущі відмінності ($p < 0,05$) між 2004–2005 та 2016 рр. були встановлені для чисельності й біомаси фітопланктону ($Z=3,95$, $p=0,000078$) та видового різноманіття ($Z=4,46$, $p=0,000008$). Спостерігається зниження цих показників на сучасному етапі розвитку фітопланктону водойм (рис. 4.3.2) [47].

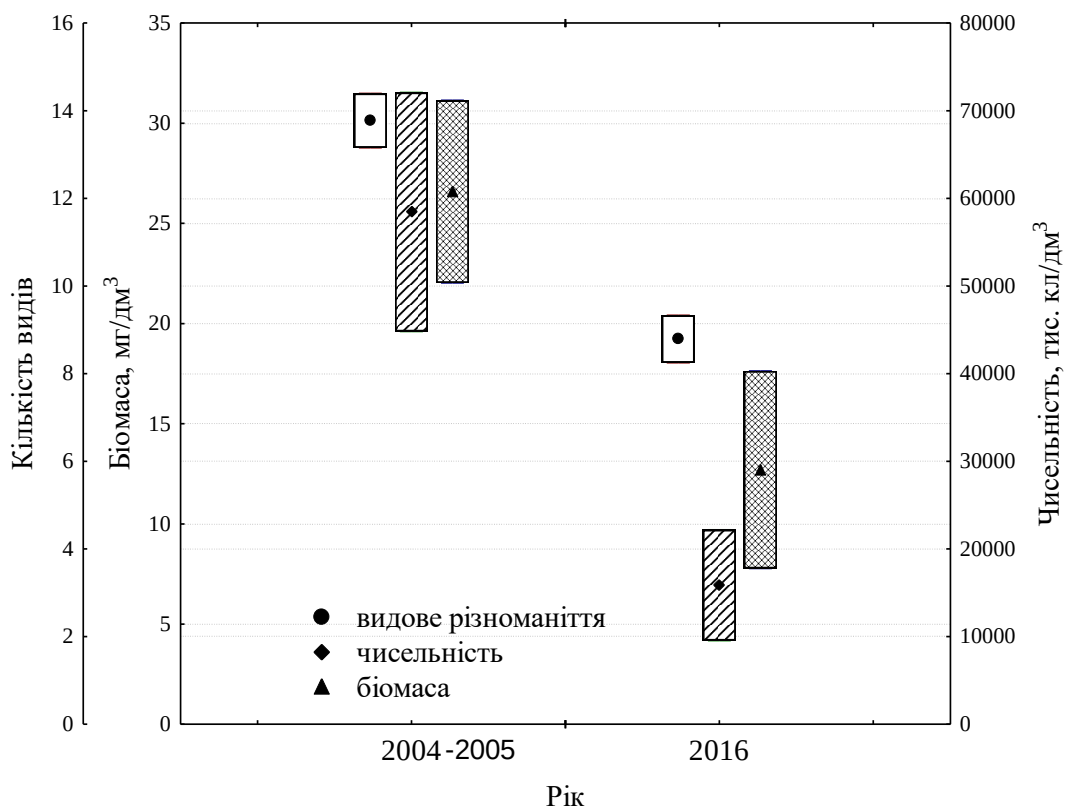


Рис. 4.3.2. Зміна середніх значень кількісних показників розвитку фітопланктону водойм м. Києва у 2004-2005 і 2016 рр. [47].

Слід відзначити, що для досліджуваних водойм є певні відмінності. Якщо для озера Бабіне та ставу №2 в парку «Нивки» статистично достовірні відмінності були характерні для чисельності, біомаси та видового різноманіття фітопланктону (рис. 4.3.3–4.3.5), то для озера Опечень-ІІ такі відмінності були для видового різноманіття, а також для індексів інформаційного різноманіття (H_N та H_B) [47].

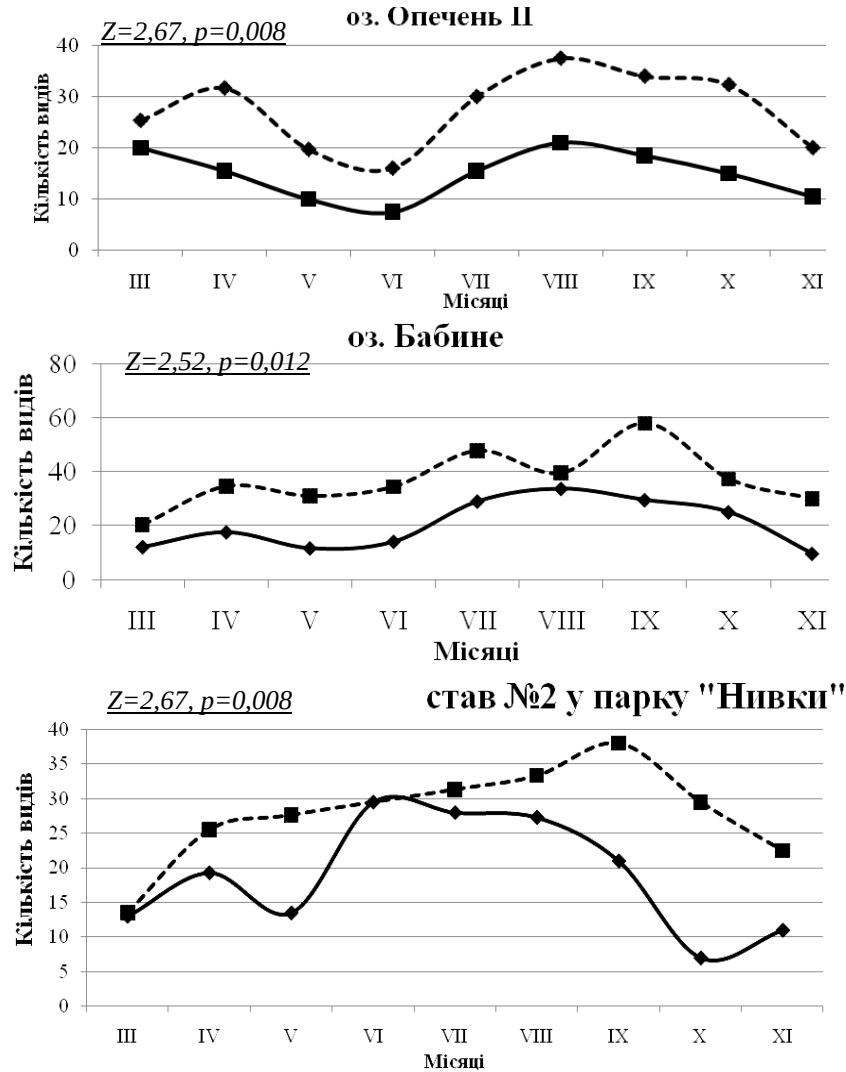


Рис. 4.3.3. Видове різноманіття фітопланктону деяких водойм м. Києва (по місяцях) у 2004-2005 і 2016 рр. (достовірність відмінностей за критерієм Вілкоксона) [47]

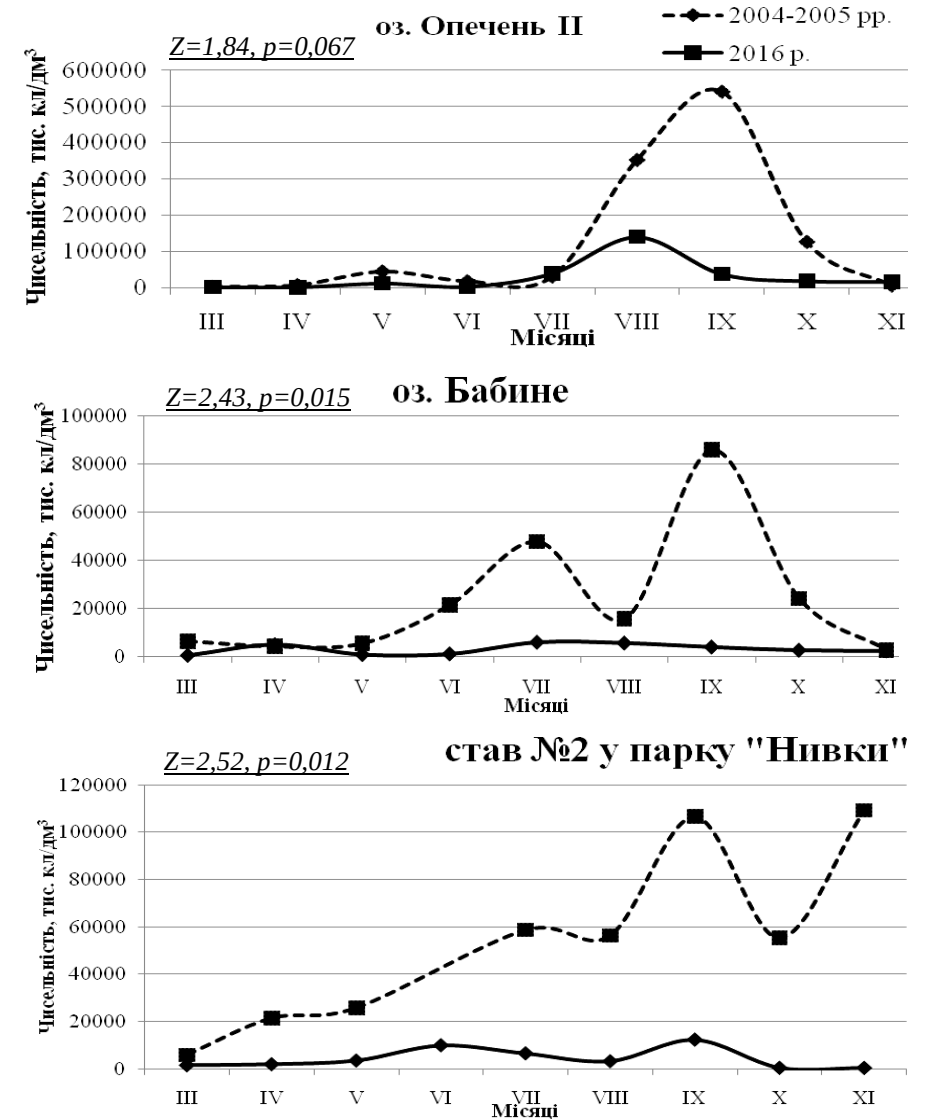


Рис. 4.3.4. Чисельність фітопланктону деяких водойм м. Києва у 2004-2005 і 2016 рр. [47]

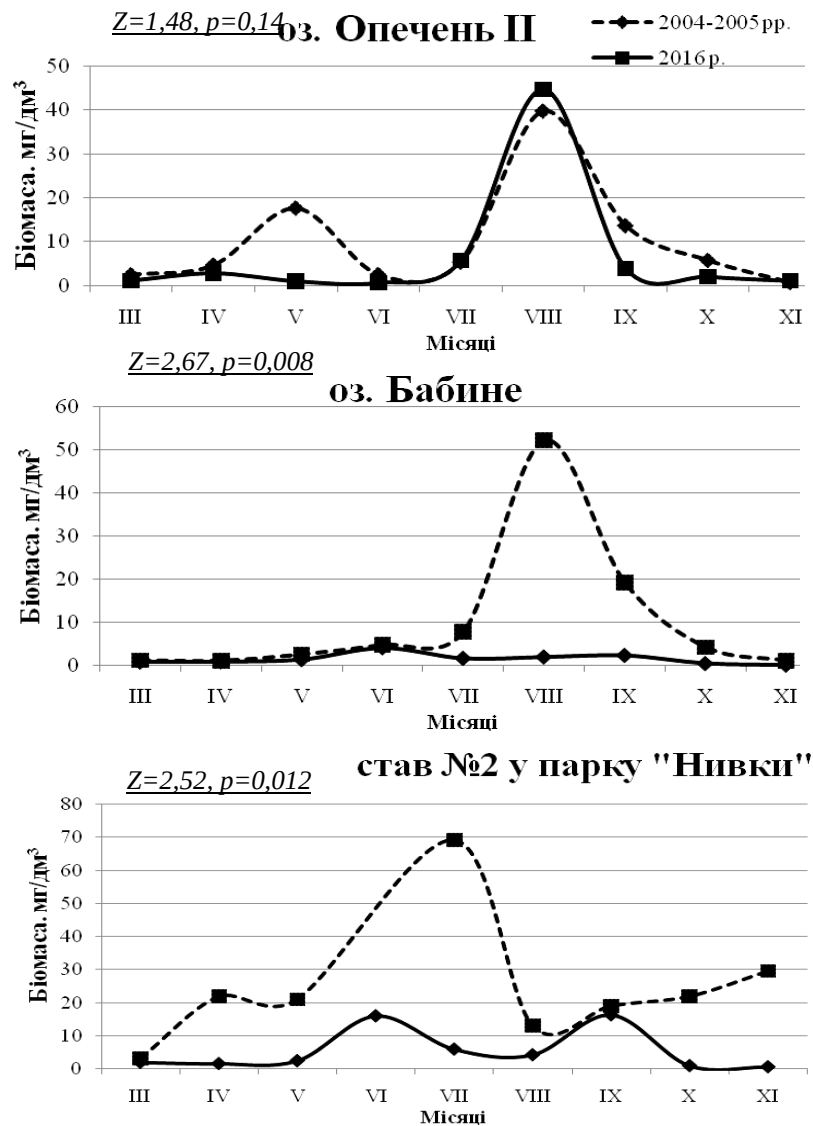


Рис. 4.3.5. Біомаса фітопланктону деяких водойм м. Києва у 2004-2005 і 2016 рр. (курсивом на діаграмі зазначено достовірність відмінностей за критерієм Вілкоксона) [47]

Кореляційний аналіз ($N=148$) виявив певні залежності між температурою води та такими показниками розвитку фітопланктону як видове різноманіття ($r=0,49, p=0,0002$ у 2004–2005 рр. та $r=0,43, p=0,001$), біомаса водоростей ($r=0,21, p=0,009$), індекс Шеннона за біомасою N_B ($r=0,23, p=0,006$) [47].

Найбільша кількість кореляційних зв'язків між показниками розвитку водоростевих угруповань та температурою води була характерна для озера Бабинне та ставу №2 у парку «Нивки», тоді як для озера Опечень-II температура води корелювала лише з індексом Шеннона за чисельністю фітопланктону ($r=-$

0,48, $p=0,0005$), що свідчить про те, що в розвитку фітопланктону даної водойми температурний фактор відіграє не ключову роль [47].

Представники різних відділів водоростей мають різні оптимальні діапазони температур, і за межами цих оптимумів їхня біомаса та чисельність можуть знижуватись. Це ж стосується і загальної біомаси та видового різноманіття фітопланктону. Величини чисельності ж були найвищими при 15–20°C, що пов'язано в першу чергу з масовим розвитком синьозелених водоростей. Діатомові водорості характеризувались двома піками розвитку: за 10–15°C та 20–25°C, що пояснюється розвитком весняно-осінніх та літніх форм. Для золотистих та евгленових найбільша біомаса зареєстрована за температури води в межах 5–10°C, а зелених та жовтозелених – 25–30°C (рис. 4.3.6) [47].

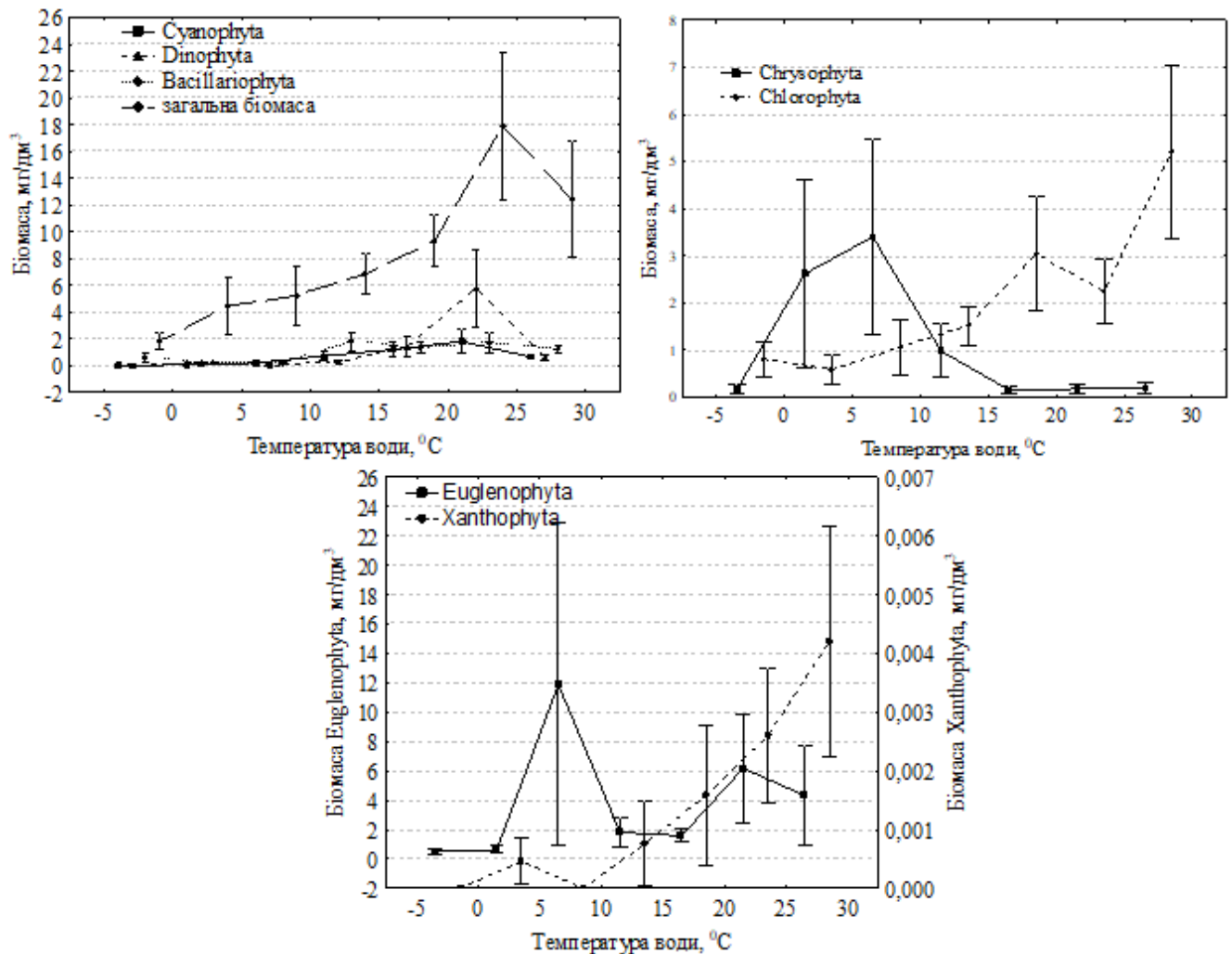


Рис. 4.3.6. Розподіл середніх величин біомаси відділів фітопланктону відносно температури води [47]

У порівнянні 2004–2005 рр. у 2016 р. у всіх водоймах спостерігали збільшення частки біомаси евгленових і зменшення золотистих та зелених водоростей (Додаток А, табл А.2). Збільшення частки евгленових водоростей може свідчити про підвищення вмісту органічних речовин у водоймах. У структурі чисельності зростала частка зелених водоростей (Додаток А, табл А.3).

В озерах Бабине, Опечень II та ставу в парку «Нивки» у 2016 р. було ідентифіковано відповідно 138 (144), 99 (104) та 136 (141) видів водоростей, тоді як у 2004–2005 рр. [86] 272 (278), 208 (214), 153 (162) видів (внутрішньовидових таксонів) відповідно. Надвидове різноманіття (кількість родів) протягом більш ніж десятирічного періоду теж знизилось, насиченість родів видами становить відповідно для водойм 1,97, 2,08, та 2,01 (у 2004–2005 рр.) – 2,43, 2,29, 2,22) [47].

Найбільшу представленість у всіх водоймах мали діатомові та зелені водорості (табл. 4.3.1) [47].

Таблиця 4.3.1

Видове та внутрішньовидове різноманіття фітопланктону деяких водойм м. Києва (2016 р.) [47]

Відділи	оз. Бабине	оз. Опечень II	став у парку «Нивки»
<i>Cyanophyta</i>	$\frac{7 (7)}{6}$	$\frac{10 (10)}{10}$	$\frac{5 (5)}{4}$
<i>Euglenophyta</i>	$\frac{13 (17)}{12}$	$\frac{14 (19)}{18}$	$\frac{31 (34)}{24}$
<i>Chrysophyta</i>	$\frac{7 (7)}{5}$	$\frac{3 (3)}{3}$	$\frac{4 (4)}{3}$
<i>Xanthophyta</i>	$\frac{1 (1)}{1}$	не виявлено	$\frac{1 (1)}{1}$
<i>Bacillariophyta</i>	$\frac{45 (46)}{32}$	$\frac{23 (23)}{22}$	$\frac{45 (46)}{33}$
<i>Dinophyta</i>	$\frac{7 (7)}{5}$	$\frac{6 (6)}{6}$	$\frac{7 (7)}{5}$
<i>Chlorophyta</i>	$\frac{52 (53)}{57}$	$\frac{40 (40)}{39}$	$\frac{40 (40)}{29}$
<i>Charophyta</i>	$\frac{6 (6)}{4}$	$\frac{3 (3)}{3}$	$\frac{3 (3)}{2}$
Всього:	$\frac{138 (144)}{100}$	$\frac{99 (104)}{100}$	$\frac{136 (141)}{100}$

Примітка. Над рискою – кількість видів (внутрішньовидових таксонів включно з номенклатурним типом виду), під рискою – вираження у відсотках.

Результати дослідження багаторічної динаміки фітопланктону різнотипних водойм міста Києва показали, що порівняно з ретроспективними даними за більш ніж десятирічний період у фітопланктоні відбулись зміни в якісних та кількісних показниках:

- Достовірно знизилось видове різноманіття та насиченість родів видами водоростей.
- Більше, ніж вдвічі, знизились величини чисельності і біомаси фітопланктону;
- У структурі біомаси зменшилась частка зелених і золотистих водоростей та збільшилась – евгленових, що може свідчити про посилення органічного забруднення водойм.
- Показники розвитку фітопланктону, які суттєво змінились впродовж 2004–2016 рр., можуть бути біомаркерами впливу чинників навколишнього середовища на біоту водойм. Одним із таких чинників ймовірно є підвищення середньорічної температури повітря й, відповідно, води.
- В той самий час індекс Шеннона за досліджуваний період майже не змінились, а це може вказувати на те, що він залежить ще й від інших чинників навколишнього середовища, крім температури, і є менш чутливим до впливу чинників довкілля на різноманіття фітопланктону водних об'єктів мегаполісу [47]

4.4. Оцінка інформаційного різноманіття фітопланктону за індексом Шеннона

Інформаційне різноманіття за чисельністю (H_N) фітопланктону досліджуваних водойм коливалося в широких межах: від 0,02 біт/екз (восени в ставі №3 дендропарку «Олександрія») до 4,43 біт/екз (восени в озері Бабиному).

Статистичний аналіз показав наступну тенденцію: зі зростанням вмісту кисню у воді зростало й інформаційне різноманіття фітопланктону (H_N) ($r = 0,42$, $p = 0,0008$).

Найвищими середніми значеннями за вегетаційні сезони H_N характеризувався для фітопланктону ставу в парку «Нивки» та озера Бабиного

(відповідно 2,62 та 2,87 біт/екз), найнижчими – для озера Опечень II (1,54 біт/екз) та ставів дендропарку «Олександрія» (1,68-1,89 біт/екз), тобто водойм з високим антропогенним впливом (від 21 до 39 балів) (табл. 4.4.1).

Таблиця 4.4.1

Сезонна динаміка інформаційного різноманіття фітопланктону (за чисельністю) водойм міських агломерацій, Н_н, біт/екз

Тип водойми		I					II		III		
К-ть балів		10	13	14	15	16	19	21	27	29	39
Показники											
Весна	Середнє	2,59	2,78	2,48	2,53	2,81	2,26	2,31	2,29	1,79	1,99
	min	1,21	1,86	0,59	1,26	1,23	0,89	0,66	1,24	1,20	0,53
	max	3,69	4,07	3,73	3,51	3,67	3,46	3,66	3,20	2,40	2,95
	Cv, %	29,64	23,46	40,43	29,44	24,25	34,89	36,61	37,34	31,22	46,46
	Стандартна похибка	0,23	0,20	0,29	0,22	0,20	0,23	0,26	0,38	0,25	0,41
Літо	середнє	3,22	2,37	3,19	1,71	2,90	2,37	1,78	1,74	1,86	1,63
	min	2,17	0,74	1,60	0,17	0,19	0,63	0,23	0,56	0,92	0,46
	max	4,29	4,03	4,13	3,45	3,83	4,03	2,97	2,72	2,84	2,42
	Cv, %	20,65	36,86	21,22	51,06	31,06	45,60	37,63	51,30	40,03	43,74
	Стандартна похибка	0,16	0,21	0,16	0,20	0,23	0,25	0,16	0,30	0,25	0,24
Осінь	середнє	2,59	1,93	2,72	2,09	2,30	2,77	1,92	1,71	1,99	1,55
	min	0,41	0,07	1,73	0,82	1,45	0,82	1,70	0,02	1,40	0,22
	max	4,43	3,68	3,37	3,04	3,00	4,37	2,10	3,24	2,65	2,43
	Cv, %	40,83	58,03	20,02	34,96	28,21	46,45	6,20	66,58	18,57	49,70
	Стандартна похибка	0,33	0,35	0,16	0,22	0,21	0,39	0,04	0,38	0,12	0,26
за всі сезони	середнє	2,87	2,37	2,96	2,03	2,62	2,44	1,54	1,85	1,89	1,68
	min	0,41	0,07	1,23	0,17	0,19	0,63	0,22	0,02	0,92	0,22
	max	4,43	4,07	4,13	3,73	3,83	4,37	3,66	3,24	2,84	2,95
	Cv, %	29,63	38,86	22,57	45,22	30,89	43,37	60,41	52,77	29,59	45,61
	Стандартна похибка	0,14	0,15	0,10	0,14	0,13	0,16	0,15	0,20	0,12	0,16

Примітка. досліджені водойми ранжовані за бальною системою оцінки негативного впливу на фітопланктон: 10 – озеро Бабине, 13- став у ботанічному саду ЖНАЕУ, 14 – став «Вигода», 15 - став у Крошнянському дендропарку м. Житомира, 16 - став у парку «Нивки» м. Києва, 19 – Соколівський став, 21 – озеро Опечень II, 27 – став №3 дендропарку «Олександрія», 29 - став №1 дендропарку «Олександрія», 39 - став №2 дендропарку «Олександрія».

Навесні H_N водойм природоохоронних та лісопаркових територій змінювався від 1,21 до 4,07 біт/екз, в середньому за сезон був найвищим у ставі ботанічного саду ЖНАЕУ та ставі в парку «Нивки».

У ставах урбанізованих територій H_N був трохи нижчим (від 0,89 до 3,73 біт/екз) та більш варіабельним ($C_v \approx 35-40\%$) у порівнянні з лісопарковими територіями ($C_v \approx 23-29\%$). Низькі значення індексу Шеннона у водоймах були зумовлені домінуванням *Ch. monadina*: в озері Опечень II чисельність водорості складала близько 81% загальної чисельності, у Соколівському ставі 83%, в ставі Крошнянського дендропарку – 85%, а в ставі в парку «Нивки» ще домінував *Ch. reinhardtii* (разом з *Ch. monadina* складали 96% чисельності). Домінування представника Euglenophyta *Lepocinclis globosa* (79 % загальної чисельності) в ставі ботсаду ЖНАЕУ зумовлювало падіння H_N до 1,14 біт/екз. Внаслідок вегетації *Oscillatoria redekei*, яка в озері Бабиному в квітні формувала 67-87% чисельності H_N був 1,21-3,21 біт/екз.

Влітку варіабельність H_N зростала, у порівнянні з весною (C_v був від 21 до 51%). У водоймах з меншим антропогенним навантаженням H_N коливався від 0,17 біт/екз (у ставі в парку «Нивки») до 4,29 біт/екз (озеро Бабине) (табл. 4.3.1). Високі значення H_N ($3,22 \pm 0,16$) на фоні низької варіабельності ($C_v \approx 21\%$) у фітопланктоні озера Бабине є свідченням полідомінантної структури фітопланктону.

Влітку H_N знижувався до критично низьких значень, що було свідченням олігодомінування у фітопланктоні ставів. Так, в ставі в ботанічному саду ЖНАЕУ H_N знижувався до 0,74 біт/екз (при вегетації в серпні *Aphanizomenon flos-aquae* (78% чисельності) та 1,50 біт/екз (домінування в червні *Anabaena affinis* (80% чисельності). У ставі в Крошнянському дендропарку за домінування *Coelastrum microporum* (83-91% чисельності) індекс Шеннона за чисельністю був 0,58-0,94 біт/екз, а за вегетації *Volvox aureus* (98% чисельності) – 0,17 біт/екз. У ставі в парку «Нивки» в червні H_N падав до 0,19 біт/екз за домінування (97% чисельності) *Aph. flos-aquae*.

У водоймах урбанізованих територій H_N влітку коливався від 0,23 біт/екз (в озері Опечень II) до 4,13 біт/екз (у ставі «Вигода»). Найнижчі значення H_N були характерні для озера Опечень II, адже за домінування *Aph. flos-aquae* (48-98% чисельності фітопланктону), *Oscillatoria redekei* (15-20%) та *Oscillatoria agardhii* (12-18%) показник знижувався до 0,23-0,81 біт/екз.

У Соколівському ставі влітку за домінування *Ch. monadina* (67% чисельності) H_N в червні був 1,43 біт/екз., а в липні за інтенсивної вегетації Цянофіти (*Oscillatoria agardhii* (24-46%), *Aph. flos-aquae* (77%) та *A. flos-aquae* (94%)), що призводило до «цвітіння» води, H_N знижувався 0,63-0,91 біт/екз.

В ставі в парку «Вигода» влітку індекс Шеннона був найвищим з усіх урбанізованих водойм – $3,19 \pm 0,16$ біт/екз. Його найнижчі значення (1,60 біт/екз) фіксувались на період піку масового розвитку *Peridinium gatunense*.

Восени, як і влітку, найвищими значеннями інформаційного різноманіття серед водойм лісопаркових територій характеризувались озеро Бабине ($2,59 \pm 0,33$ біт/екз) та став у парку «Нивки» ($2,30 \pm 0,21$ біт/екз).

H_N фітопланктону озера Бабиного впродовж осені тримається на високому рівні (3,00-4,00 біт/екз) і лише наприкінці листопада знижується до 0,40-1,79 біт/екз за рахунок вегетації дрібноклітинних Chlorophyta (*Ankistrodesmus falcatus*, *Ch. globosa*).

В ставі в парку «Нивки» зниження інформаційного різноманіття до 1,44-1,52 біт/екз спричинялось вегетацією синьозелених водоростей: *Aph. flos-aquae* (25-69% чисельності) та *Merismopedia tenuissima* (57%).

В ставі в Крошнянському дендропарку інформаційне різноманіття в осінній сезон поступово знижувалось у порівнянні з літнім. Домінування дрібноклітинних *Microcystis wessenbergii* та золотистих (*Kephyrion moniliferum*, *K. ovum*, *K. rubri-claustri*) супроводжувалось низьким H_N (0,81-1,58 біт/екз).

Фітопланктон ставу ботанічного саду ЖНАЕУ восени характеризувався практично таким же інформаційним різноманіттям ($2,59 \pm 0,33$), як і навесні. Зниження до мінімальних значень відбувалось наприкінці осені (0,07-1,11

біт/екз) за домінування (*Oscillatoria geminata* – 70% чисельності) та *Coenococcus planctonicus* (89%).

У ставках урбанізованих територій H_N восени коливався від 0,82 до 4,37 біт/екз. У ставі «Вигода» інформаційне різноманіття знижувалось до 1,73-1,92 біт/екз, оскільки за чисельністю переважали *Chrysococcus rufescens* (67%), *T. volvocina var. volvocina* (15%), *Aulacoseira granulata var. granulata* (66%).

У Соколівському ставі восени інформаційне різноманіття знижувалось до 0,82-0,90 біт/екз за вегетації центричних діатомових *S. hantzschii*, *C. meneghiniana*, які складали до 89% чисельності фітопланктону.

Індекс Шеннона озера Опечень II восени характеризувався двома мінімумами: у вересні (0,22-0,95 біт/екз) та наприкінці листопада (0,34-0,74 біт/екз). Обидва були спричинені вегетацією *Aph. flos-aquae* (77-98% чисельності), а пізньоосінній ще й *Ankistrodesmus falcatus* (89%).

У ставках дендропарку «Олександрія» індекс Шеннона за чисельністю фітопланктону був найнижчим серед досліджених водойм (рис. 4.4.1).

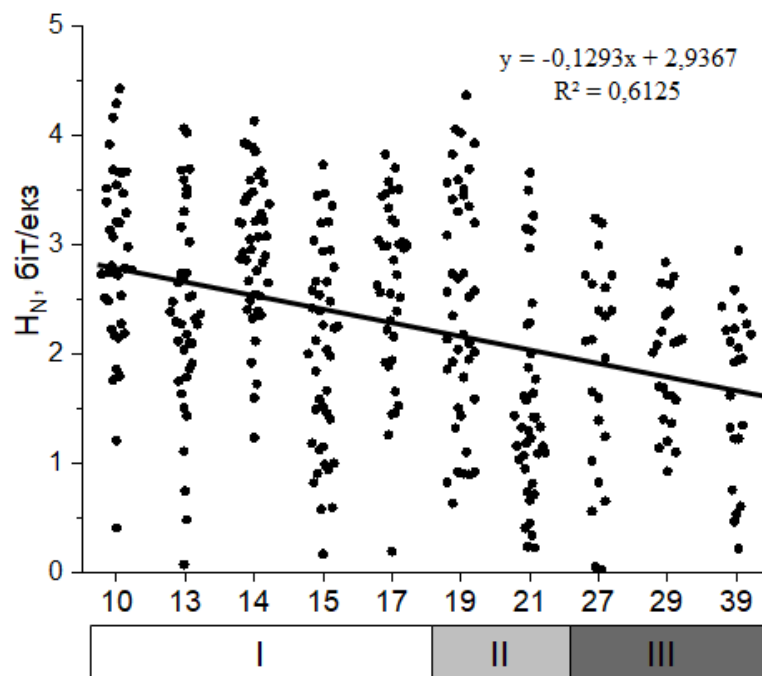


Рис. 4.4.1. Інформаційне різноманіття різнотипних водойм міських агломерацій за чисельністю фітопланктону (2016-2017 рр.) (водойми ранжовані за бальною системою оцінки впливу на фітопланктон)

За біомасою індекс Шеннона був в межах 0,07–4,00 біт/екз. Найбільші середні значення були характерні для озера Бабиного, найнижчі – для ставу №2 дендропарку «Олександрія».

Таким чином розраховані індекси Шеннона як за чисельністю, так і за біомасою для досліджених водойм показали, що ці показники дозволяють ранжувати водойми міських агломерацій за різним ступенем антропогенного навантаження. Це підтверджується встановленими відмінностями в середніх показниках індексів. Так, для водойм, розміщених в природоохоронних та лісопаркових територіях, інформаційне різноманіття за чисельністю фітопланктону було в межах 2,03–2,87, тоді як в найбільш забруднених ставах (дендропарку «Олександрія») – 1,68–1,89. Водойми, які знаходяться під меншим антропогенним тиском займають проміжне положення (1,54–2,96).

4.5. Сапробіологічна оцінка якості води

Проведена сапробіологічна оцінка якості водного середовища за індексом сапробності (Пантле-Букк в модифікації Сладечека) показала, що вона змінювалась від χ -о- до полісапробної, індекс сапробності за біомасою S_B був в межах 0,75–2,98, за чисельністю S_N – від 1,78 до 2,78. Найвищі індекси сапробності S_B характерні для ставу в парку «Нивки» ($2,19 \pm 0,05$) та ставів дендропарку «Олександрія» ($2,19 \pm 0,04$), що пов'язано зі значним органічним забрудненням.

З весни до осені спостерігали закономірне зростання індексу сапробності. Навесні S_N у водоймах коливався від 1,34 до 2,63, влітку – від 1,30 до 3,04, восени – від 1,57 до 3,17. S_B відповідно весною – від 1,13 до 2,65, влітку – від 0,76 до 2,84, восени – від 0,98 до 2,99.

Навесні S_B у водоймах природоохоронних та лісопаркових територій становив в середньому 1,89, у водоймах урбанізованих територій – 2,07, у водоймах з інтенсивним антропогенним навантаженням – 2,18. Тобто простежувалась тенденція зростання індексу сапробності, а відповідно й якості

водного середовища, зі збільшенням антропогенного навантаження на водойми ($R^2=0,71$). Практично такий же тренд спостерігався при розрахунку S_N – $R^2=0,65$

Влітку та восени S_B водойм природоохоронних та лісопаркових територій був в межах від 0,75 до 2,84, в середньому становив 1,92, тоді як в інших водоймах був вищим. У водоймах урбанізованих територій коливався від 1,23 до 2,32 (в середньому 2,04), у водоймах з інтенсивним навантаженням сполуками неорганічного азоту – від 1,56 до 2,48 (в середньому 2,03).

Восени якість водного середовища погіршувалась у всіх водоймах, і вищевказана тенденція була досить слабкою (за S_N та S_B $R^2=0,36$).

В середньому за вегетаційні сезони була встановлена тенденція ($R^2=0,69$) зростання індексу сапробності S_B , тобто й погіршення якості водного середовища, зі збільшенням антропогенного навантаження на водойми (рис. 4.5.1).

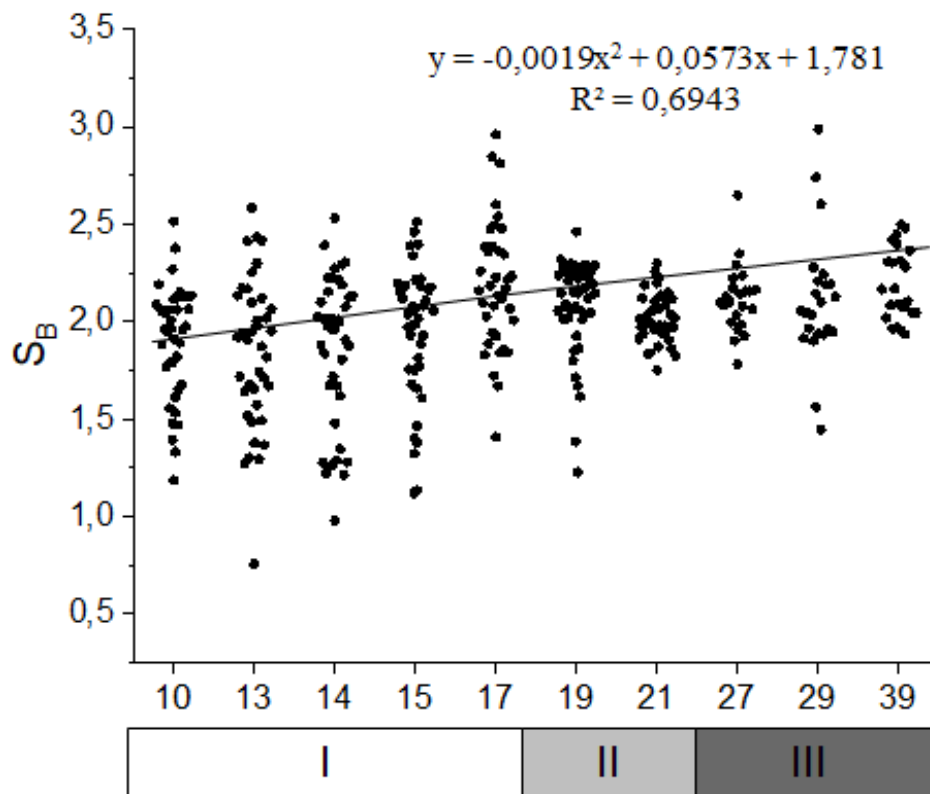


Рис. 4.5.1. Сапробність різнотипних водойм міських агломерацій за біомасою фітопланктону (2016-2017 рр.) (водойми ранжовані за бальною системою оцінки впливу на фітопланктон)

Встановлено пряму залежність S_N фітопланктону озера Бабиного та насиченості води киснем ($r=0,61$, $p<0,001$, $N=30$) та температури води ($r=0,47$, $p=0,009$, $N=30$).

У ставі «Вигода» та ставі у парку «Нивки» зі зниженням вмісту у воді розчиненого кисню зростала S_N (відповідно у водоймах $r=-0,44$, $p=0,012$, $N=32$ та $r=-0,49$, $p=0,008$, $N=28$).

РОЗДІЛ 5

ПРОДУКЦІЙНА ХАРАКТЕРИСТИКА ФІТОПЛАНКТОНУ

5.1. Методичні особливості визначення продукції водойм міських агломерацій

Визначення валової первинної продукції й деструкції органічної речовини склянковим методом при добовому й 4-годинному експонуванні проб показало, що результати первинної продукції й деструкції органічної речовини отримані в результаті суми 4-годинних експозицій були вище добових (табл. 5.1.1). Така закономірність була встановлена і для дніпровських водосховищ [107], а також водосховищах і річках басейну Прип'яті й Тетерева [105]. У перерахунку на 1 годину світлового дня в більшості випадків були відзначені нижчі показники первинної продукції при добовій експозиції в порівнянні з 4-годинним експонуванням проб фітопланктону.

Деструкція органічної речовини при перерахунку на 1 годину в 60-80% вимірювань була вище при 4-годинних експозиціях, ніж при добових.

Різниця в результатах 4-годинних та добових експозицій для визначення первинної продукції найбільш значима у політрофних та евтрофних водоймах, де результати 4-годинних експозицій перевищують 24-годинні більше, ніж удвічі (від 0,15 до 15,79).

Різниця вимірювань деструкції органічної речовини була від 0,45 до 8,57 і в середньому була більше 3.

Найсуттєвіша різниця відмічалась влітку за розвитку синьозелених (наприклад, у водоймах урбанізованих територій Соколівському ставі та озері Опечень II), динофітових (став «Вигода») та зелених водоростей (став у парку «Нивки»).

Тому вважаємо, що у водоймах міських агломерацій для визначення первинної продукції слід застосовувати як короткострокові, так і добові експозиції, особливо у евтрофних та політрофних водоймах.

Таблиця 5.1.1

Результати 4-годинного і добового експонування проб фітопланктону різних водойм міських агломерацій

Водойми	$A_{\text{вал}},$ $\Sigma 4 \text{ год}$	$A_{\text{вал}},$ 24 год	$A_{\text{вал}},$ $\frac{\Sigma 4 \text{ год}}{24 \text{ год}}$	$R,$ $\Sigma 4 \text{ год}$	$R,$ 24 год	$R,$ $\frac{\Sigma 4 \text{ год}}{24 \text{ год}}$	Трофність
став в Крошнянському дендропарку	<u>0,84-12,31</u> 3,54±1,26	<u>0,33-5,59</u> 1,99±0,37	<u>0,58-6,02</u> 2,23±0,54	<u>0,00-3,71</u> 0,95±0,58	<u>0,0-3,92</u> 1,21±0,32	<u>0,67-7,50</u> 3,54±1,09	мезотрофна
озеро Бабине	<u>0,84-12,31</u> 3,54±1,35	<u>0,67-4,84</u> 2,19±0,22	<u>0,77-5,26</u> 1,78±0,53	<u>3,26-7,01</u> 5,43±1,12	<u>0,0-4,15</u> 1,82±0,48	<u>0,92-3,27</u> 2,33±0,72	мезотрофна
став в ботсаду ЖНАЕУ	<u>0,84-26,37</u> 5,97±2,49	<u>0,17-13,03</u> 2,99±0,75	<u>0,65-6,67</u> 3,10±0,67	<u>0,00-13,03</u> 3,96±1,22	<u>0,58-4,51</u> 2,15±0,34	<u>1,20-8,57</u> 4,87±0,77	евтрофна
став «Вигода»	<u>0,84-12,31</u> 3,54±1,26	<u>0,08-5,26</u> 2,75±0,34	<u>0,56-15,79</u> 3,66±1,64	<u>0,00-4,01</u> 1,38±0,55	<u>0,0-3,84</u> 1,41±0,26	<u>1,65-8,28</u> 5,90±2,04	евтрофна
озеро Опечень II	<u>7,10-17,95</u> 13,45±1,24	<u>0,84-11,02</u> 4,91±0,47	<u>0,64-4,39</u> 2,16±0,40	<u>0,00-15,03</u> 3,69±1,82	<u>0,0-6,68</u> 2,28±0,27	<u>0,45-4,50</u> 2,65±0,69	евтрофна
став в парку «Нивки»	<u>1,76-35,13</u> 18,38±4,73	<u>0,33-11,69</u> 6,14±0,95	<u>0,15-4,62</u> 2,45±0,66	<u>0,00-8,02</u> 2,81±1,39	<u>0,84-5,80</u> 2,20±0,43	<u>1,00-4,00</u> 2,04±0,68	політрофна
Соколівський став	<u>14,82-113,38</u> 44,72±8,65	<u>6,35-42,84</u> 16,76±2,28	<u>1,07-4,55</u> 2,37±0,31	<u>0,00-20,54</u> 9,51±1,95	<u>0,75-10,35</u> 3,92±0,63	<u>0,99-7,20</u> 4,67±0,88	політрофна

5.2. Первинна продукція фітопланктону й деструкція органічної речовини, їх співвідношення різнотипних у водоймах міських агломерацій

Первинна продукція як енергетична основа функціонування водних екосистем є однією з важливих характеристик водойм, служить основою для визначення трофічного статусу і якості води [13]. Основна частина досліджень первинної продукції проводилася на великих водоймах (озерах і водосховищах), що мають в першу чергу важливе економічне значення. Однак в літературі небагато робіт присвячено вивченню продукційно-деструкційних процесів невеликих водойм, особливо розташованих в межах міст на територіях з певним антропогенним навантаженням.

Сезонна динаміка продукційних процесів досліджуваних водойм характеризувалась високою динамічністю: від 0,08 мг $O_2/дм^3 \times добу$ в ставі «Вигода» до 42,84 мг $O_2/дм^3 \times добу$ в Соколівському ставі.

Первинна продукція фітопланктону **озера Бабиного** коливалась в межах від 0,67 до 4,84 мг $O_2/дм^3 \times добу$. Максимальні показники її спостерігалися в весняний і літний періоди (квітень, червень-липень). Навесні інтенсивність первинної продукції коливалось від 0,83 до 4,32 мг $O_2/дм^3 \times добу$, влітку - від 0,67-4,84, восени від 0,00 до 1,09 мг $O_2/дм^3 \times добу$. Максимальні показники деструкції були відмічені у квітні (1,1-4,3 мг $O_2/дм^3 \times добу$) та в червні-липні (3,9-4,8 мг $O_2/дм^3 \times добу$). Восени первинна продукція коливалась від 0 (кінець листопада) до 1,8 мг $O_2/дм^3 \times добу$ (у вересні).

Співвідношення A/R коливалось протягом сезонів, досягаючи максимальних показників в літній період (до 2,5 мг $O_2/дм^3 \times добу$). Сезонний хід первинної продукції в основному аналогічний зміні біомаси фітопланктону (рис. 5.2.1 (1)).

Найбільша інтенсивність продукційних процесів фітопланктону ставка в Крошнянському дендропарку м. Житомира була зафіксована в травні (5,59 мг $O_2/дм^3 \times добу$), що є наслідком розвитку зелених водоростей планктону. В середньому навесні продукція органічної речовини була мг $O_2/дм^3 \times добу$.

Продукція в цей період перевищувала деструкцію в середньому у 2,5 рази. Влітку показники продукції дещо знижувалися (в середньому 1,26 мг O_2 /дм³×добу, значення A/R істотно коливалися (від 0,54 до 19,00). Осінній пік продукції (2,25 мг O_2 /дм³×добу) обумовлений розвитком золотистих і центричних діатомових водоростей. Деструкція ж в цей період була дуже низькою (в середньому 0,23 мг O_2 /дм³×добу). Сезонні максимуми первинної продукції випереджали піки біомас фітопланктону (рис. 5.2.1 (2)).

У весняний період значення первинної продукції фітопланктону ставка «Вигода» коливалося від 1,50 до 3,76, в середньому було 2,82 мг O_2 /дм³×добу. Деструкція органічної речовини була дещо нижчою - від 1,00 до 3,84 і в середньому становила 2,21 мг O_2 /дм³×добу. Співвідношення продукційно-деструкційних процесів в середньому було 1,72. Влітку первинна продукція фітопланктону коливалася від 0,84 до 5,26, в середньому становила 3,14 мг O_2 /дм³×добу. Деструкція в середньому була в 5,9 рази менше продукції і коливалася в межах 0,08-2,42 мг O_2 /дм³×добу. Для осіннього сезону характерним було зниження продукції і деструкції органічної речовини (відповідно до 2,05 і 1,12 мг O_2 /дм³×добу). Спостерігалася невідповідність динаміки розвитку первинної продукції і біомаси фітопланктону: при найбільш високій біомасі (> 40 мг / дм³) продукція була досить низькою (0,08-0,67 мг O_2 /дм³×добу) (рис. 1, 3). Вважаємо, що це пов'язано в основному з масовим розвитком крупноклітинних динофітових водоростей (*Ceratium hirundinella*, *Peridinium gatunense*).

Фітопланктон ставка в ботанічному саду ЖНАЕУ найбільш продуктивним був у весняний і літній періоди (середні значення валової первинної продукції відповідно були 3,96 і 3,25 мг O_2 /дм³×добу). Деструкція органічної речовини в ці сезони в середньому не мала суттєвих відмінностей: 2,60 і 2,50 мг O_2 /дм³×добу. Восени продукційно-деструкційні процеси знизилися: валова первинна продукція і деструкція органічної речовини в середньому були відповідно 1,80 і 1,25 мг O_2 /дм³×добу. A/R протягом всіх сезонів коливалося в межах 0,11-2,43 і в

середньому було 1,53. Сезонний хід показників первинної продукції в основному відповідав динаміці біомаси водоростей (рис. 5.2.1 (4)).

Максимальні значення первинної продукції фітопланктону озера Опечень II були відзначені в літній і осінній сезони (до 11,02 мг $O_2/дм^3 \times добу$), що пов'язано з яскравим розвитком зелених і синьозелених водоростей. Восени $A_{вал}$ поступово знижувалася і в середньому становила 3,84 мг $O_2/дм^3 \times добу$. Деструкція ж органічної речовини в весняно-літній сезон була в середньому в 1,9 раза менше продукції, тоді як восени - в 12,6 раза, що пов'язано з досить низькими значеннями деструкції (0,77 мг $O_2/дм^3 \times добу$). Влітку максимумами первинної продукції фіксувалися раніше максимумів біомаси, восени ж піки цих показників в основному збігалися в часі (рис. 5.2.1 (5)). Вважаємо, що причиною цього була різна структура фітопланктону: літній формувалася в основному в результаті розвитку зелених і синьо-зелених водоростей, осінній - синьозелених.

Для ставка в парку «Нивки» найбільш висока інтенсивність продукційних процесів спостерігалася влітку і восени (5,85-11,86 мг $O_2/дм^3 \times добу$ з максимумами в липні і жовтні, що пояснюється яскравим розвитком відповідно зелених, діатомових і евгленових водоростей. Навесні $A_{вал}$ була в межах 0,84-4,99 мг $O_2/дм^3 \times добу$. Показники деструкції органічної речовини були найвищими навесні і влітку (2,69 і 2,80 мг $O_2/дм^3 \times добу$), тоді як восени - 1,44 мг $O_2/дм^3 \times добу$. Водночас час A/R збільшувалася з весни до осені. Внаслідок розвитку евгленових і діатомових (центричних) літні піки первинної продукції і біомаси не збігалися (висока первинна продукція спостерігалася і при достатній низькій біомасі - 2,19-3,74 мг/дм³), осінні піки біомаси сформовані інтенсивним розвитком евгленових відповідали високій первинній продукції (рис. 5.2.1 (6)).

Соколівський став м. Житомира характеризувався найбільш високими значеннями продукційно-деструкційних процесів. Максимальні показники фіксувалися влітку і восени. Так, влітку інтенсивність фотосинтезу була в межах 8,60-42,84, восени - 11,02-23,30, навесні ж не перевищувала 9,69 мг $O_2/дм^3 \times добу$. Деструкція органічної речовини найбільш інтенсивної була навесні і влітку і в середньому не мала суттєвих відмінностей (4,18 і 4,11 мг $O_2/дм^3 \times добу$), восени ж

була дещо нижчою - $3,49 \text{ мг O}_2/\text{дм}^3 \times \text{добу}$. Протягом усіх вегетаційних сезонів $A/R > 1$ з максимальним значенням влітку і восени. Інтенсифікація продукційних процесів у водоймі з весни до літа пов'язана з розвитком зелених водоростей. Осінній фітопланктон формувався в основному в результаті розвитку центричних діатомових і значення первинної продукції фітопланктону були дещо нижчими (рис. 5.2.1 (7)).

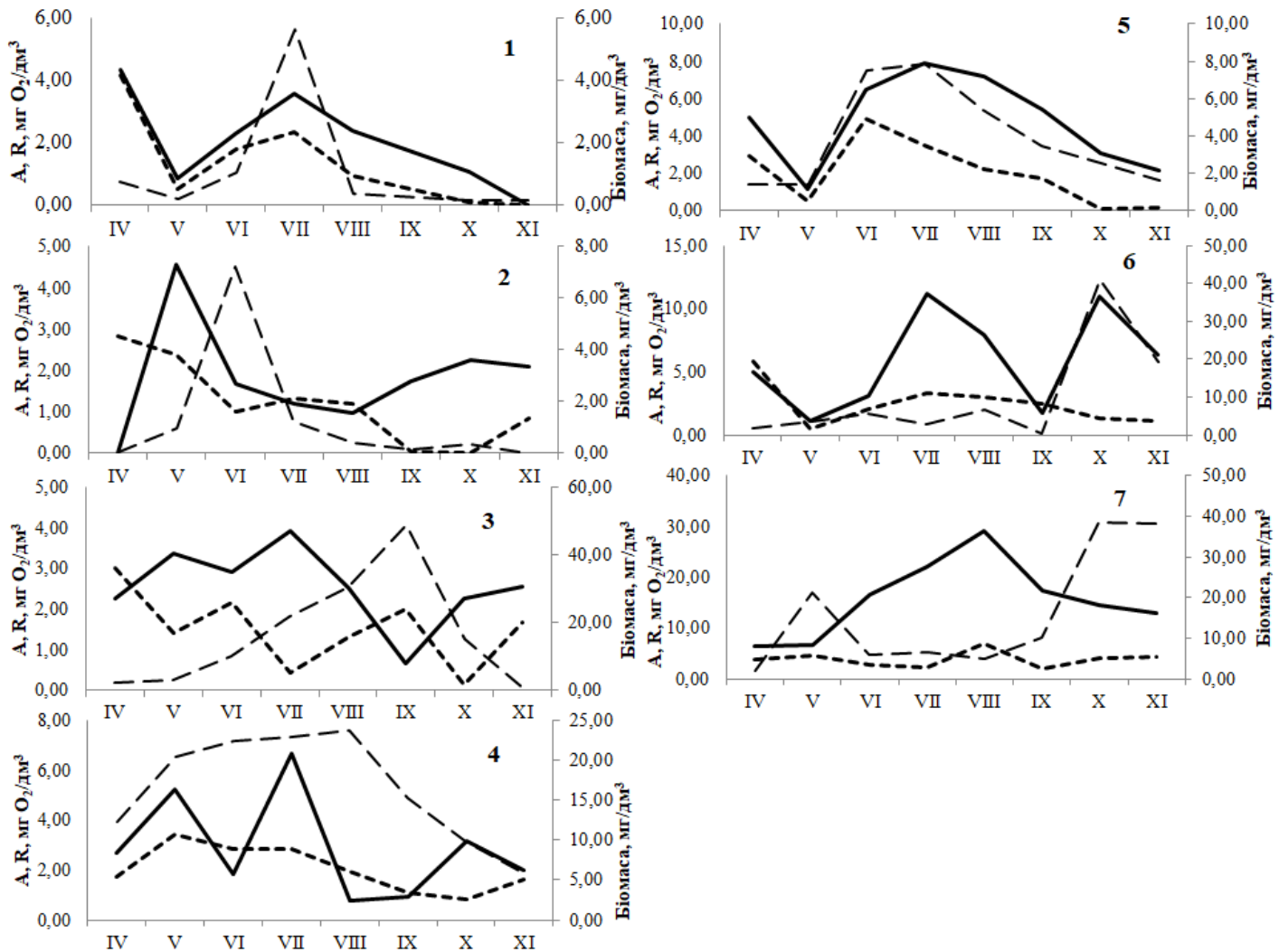


Рис. 5.2.1. Сезонна динаміка первинної продукції і деструкції органічної речовини фітопланктону різнотипних водойм міських агломерацій (1 - озеро Бабіне, 2 - ставок в Крошнянському дендропарку, 3 – став «Вігода», 4 - став в ботсаду ЖНАЕУ, 5 - озеро Опечень II, 6 - ставок у парку «Нивки», 7 - Соколівський ставок; пряма лінія - первинна продукція, дрібна пунктирна - деструкція органічної речовини, $\text{мг O}_2/\text{дм}^3 \times \text{добу}$, велика пунктирна - біомаса фітопланктону)

Визначення продукційно-деструкційних характеристик, біомаси і чисельності фітопланктону досліджених водойм дозволило провести оцінку трофічного статусу водойм. Так, згідно [108] озеро Бабіне і ставок в Крошнянському дендропарку належать до мезотрофних вод, став «Вигода» і озеро Опечень II - до евтрофних, ставок у парку «Нивки» м.Києва та Соколівський ставок - до політрофних (рис. 5.2.2).

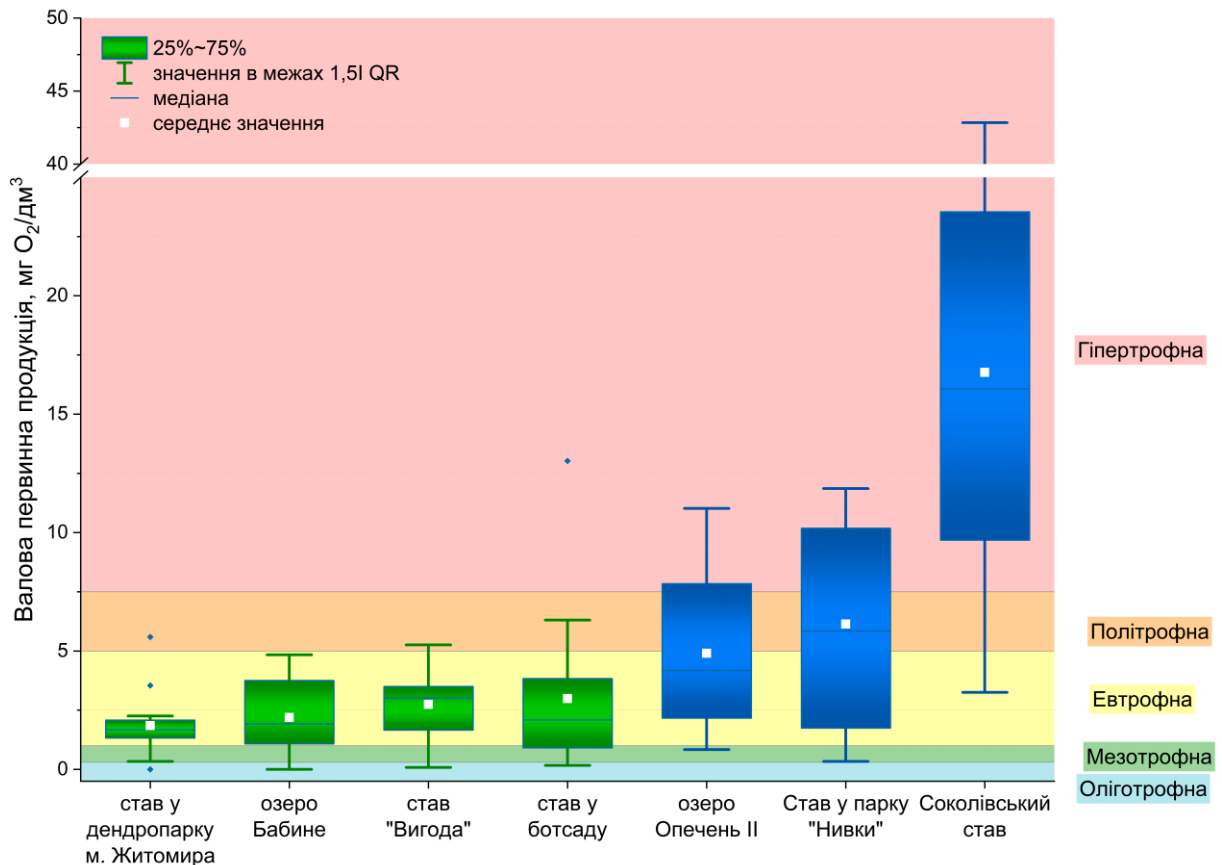


Рис. 5.2.2. Градація валової первинної продукції за трофічним статусом водойм

Аналіз та узагальнення отриманих показників сезонної динаміки первинної продукції дозволили виділити декілька типів водних екосистем міських агломерацій за формуванням у первинної продукції впродовж вегетаційних сезонів.

I тип. Двовершинний з весняними та літніми піками. Максимальна $A_{\text{вал}}$ формується навесні (у квітні), в травні проходить зміна домінуючого комплексу ранньовесняні види (*Cyclotella bodanica*, *C. stelligera*, *Aulacoseira granulata* var.

granulata, *Pinnularia viridis*) «випадають» з планктону, інтенсивність продукції знижується. Влітку (липень-серпень) відбувається другий підйом, обумовлений інтенсивним розвитком *Aph. flos-aquae*, *Ch. globosa*, *Ch. monadina*, *Peridiniopsis elpatiewskyi*. Восени інтенсивність продукційних процесів спадає, що обумовлено зниженням температур та зменшенням інтенсивності розвитку теплолюбних видів.

Отже, в даному типі водних екосистем основна доля енергії акумулюється навесні і влітку та забезпечує функціонування всіх наступних вищих трофічних рівнів і по мірі використання енергії продуктивність спадає.

Такий тип формування біопродукційного потенціалу характерний для екосистем озер Бабине, Опечень II та ставу парку «Нивки» у м. Києві.

II тип. Одновершинний, коли фіксується один весняний (квітень – початок червня) максимум первинної продукції і до кінця вегетаційного сезону первинна продукція нижче весняних значень. За таким типом розвиваються водойми з олігодомінантною структурою фітопланктону.

За таким типом розвиваються екосистеми ставу в Крошнянському дендропарку м. Житомира, Соколівський став, озеро Опечень II.

III тип. Тривершинний, для якого характерна відносно стала інтенсивність первинної продукції впродовж вегетаційних сезонів.

Характерно для водойм з полідомінантною структурою фітопланктону. За цим сценарієм формується сезонна динаміка первинної продукції таких досліджених водойм: став «Вигода», ставок в ботсаду і ставок у парку "Нивки" м. Києва (рис. 5.2.2, 3-4, 6).

Таким чином сезонна динаміка первинної продукції формується за різними типами, характерні ознаки яких обумовлюються як біотичними, так і абіотичними антропогенними чинниками.

Таблиця 5.2.1

Характеристика кисневого режиму, продукційно-деструкційних процесів і кількісних показників фітопланктону різнотипних міських водойм (граничні - чисельник і середні значення - знаменник) (2017 г.)

Водойми	O ₂ , мг/дм ³	A, мгO ₂ /дм ³ ×д обу	R, мгO ₂ /дм ³ ×д обу	A/R	P/B	A/Q,	Біомаса, мг/дм ³	Чисельність, тис. кл/дм ³	Категорія трофності
озеро Бабине	<u>6,2-12,0</u> 8,6	<u>0,67-4,84</u> 2,19±0,22	<u>0,0-4,15</u> 1,82±0,48	<u>0,0-2,55</u> 1,02±0,10	<u>0,04-12,13</u> 3,13±0,51	<u>0,00-0,32</u> 0,18	<u>0,15-10,23</u> 1,77±0,84	<u>188-5749</u> 1857±585	мезотрофна
став в Крошнянському дендропарку	<u>2,2-15,7</u> 6,4	<u>0,33-5,59</u> 1,99±0,37	<u>0,0-3,92</u> 1,21±0,32	<u>0,0-19,0</u> 3,02±1,49	<u>0,0-18,89</u> 6,02±2,28	<u>0,00-1,06</u> 0,23	<u>0,004-14,13</u> 1,54±1,00	<u>34-68746</u> 5255±4885	мезотрофна
став «Вигода»	<u>5,7-11,2</u> 8,2	<u>0,08-5,26</u> 2,75±0,34	<u>0,0-3,84</u> 1,41±0,26	<u>0,33-7,00</u> 3,91±1,85	<u>0,09-4,15</u> 0,97±0,41	<u>0,01-0,80</u> 0,29	<u>0,53-48,87</u> 15,81±3,74	<u>450-10693</u> 3339±618	евтрофна
став в ботсаду ЖНАЕУ	<u>7,3-19,0</u> 12,0	<u>0,17-13,03</u> 2,99±0,75	<u>0,58-4,51</u> 2,15±0,34	<u>0,12-3,80</u> 1,53±0,25	<u>0,09-5,53</u> 0,91±0,42	<u>0,01-1,40</u> 0,30	<u>0,04-124,45</u> 10,51±7,23	<u>114-11390</u> 1809±673	евтрофна
озеро Опечень II	<u>3,5-16,4</u> 10,2	<u>0,84-11,02</u> 4,91±0,47	<u>0,0-6,68</u> 2,28±0,27	<u>1,04-24,00</u> 4,97±0,81	<u>0,02-5,09</u> 1,29±0,17	<u>0,06-1,03</u> 0,45	<u>0,66-46,28</u> 7,53±0,77	<u>1648-119680</u> 41258±8896	евтрофна
став в парку «Нивки»	<u>0,8-16,2</u> 9,0	<u>0,33-11,69</u> 6,14±0,95	<u>0,84-5,80</u> 2,20±0,43	<u>0,40-12,73</u> 3,75±0,87	<u>0,18-3,68</u> 0,85±0,21	<u>0,01-2,69</u> 0,82	<u>0,44-50,73</u> 11,43±4,17	<u>459-112860</u> 12510±7784	політрофна
Соколівський став	<u>5,7-18,9</u> 11,5	<u>6,35-42,84</u> 16,76±2,28	<u>0,75-10,35</u> 3,92±0,63	<u>1,21-15,67</u> 6,42±2,09	<u>0,24-29,70</u> 5,65±1,26	<u>0,16-5,59</u> 1,62	<u>0,17-67,63</u> 14,77±4,58	<u>127-76825</u> 24107±5430	політрофна

5.3. Ефективність утилізації сонячної енергії фітопланктоном й чиста первинна продукція

Чиста продукція водойм становила в середньому від 39 до 86% валової первинної продукції. Найбільша кількість її утворювалася в ставку в парку «Нивки» м. Києва (86%), ставку «Вигода» (78%) і Соколівському ставку (77%), найменше - в озері Бабиному (39%). Проміжне становище займають озеро Опечень, ставок в ботсаду і ставок в дендропарку м.Житомира (відповідно 57, 58, 68%).

Ефективність утилізації сонячної радіації фітопланктоном досліджуваних водойм розрахована нами для вегетаційних сезонів. У більшості випадків максимальний коефіцієнт утилізації сонячної енергії відповідав високій біомасі фітопланктону (рис. 5.3.1).

Так, наприклад, влітку в озері Бабиному за біомаси 3,56 мг/дм³ ефективність утилізації сонячної радіації становила 0,32%. Основну частину біомаси формували *Aph. flos-aquae*, *Peridiniopsis elpatiewskyi*, *Ch. monadina*.

В ставі в ботсаду ЖНАЕУ дещо вища ефективність утилізації (0,42-0,51%) була характерна за вегетації представників відділу Charophyta – *Gonatozygon kinahanii*, *Cosmarium margaritifera*, коли біомаса сягала 4,86-124,45 мг/дм³). Високе A/Q (1,06-2,53) у ставі в парку «Нивки» відмічено за масового розвитку представників Euglenophyta (*Euglena minima*, *E. splendens*, *E. acus*, *E. caudata*) та Chlorophyta (*Ch. monadina*).

В озері Опечень II за рахунок домінування зелених хлорококових (*Ch. monadina*, *Ch. globosa*, *Coelastrum microporum*) та синьозелених (*O. redekei*, *O. agardhii*, *Aph. flos-aquae*) біомаса сягала 5,88-10,26 мг/дм³ і відсоток утилізації Q був в межах 0,9-1,03%.

У водоймі, що характеризувалась найвищою ефективністю утилізації сонячної енергії максимальні величини A/Q (4,73-5,59%) були за біомаси 9,41-67,63 мг/дм³, яка формувалась за рахунок домінування *Ch. monadina*, *S. hantzschii*, *Anabaena affinis*.

Виявлено зростання ефективності утилізації сонячної енергії зі збільшенням рівня трофності, що відповідає даним, отриманим на інших водоймах [96].

Проведена градація водних екосистем за ефективністю утилізації сонячної енергії у водоймах різного трофічного статусу. Виявлена тенденція зростання ефективності утилізації сонячної енергії зі збільшенням рівня трофності: від 0,18 до 0,23 – мезотрофна, 0,30-0,45 – евтрофна, 0,82-1,67 – політрофна (рис. 5.3.2).

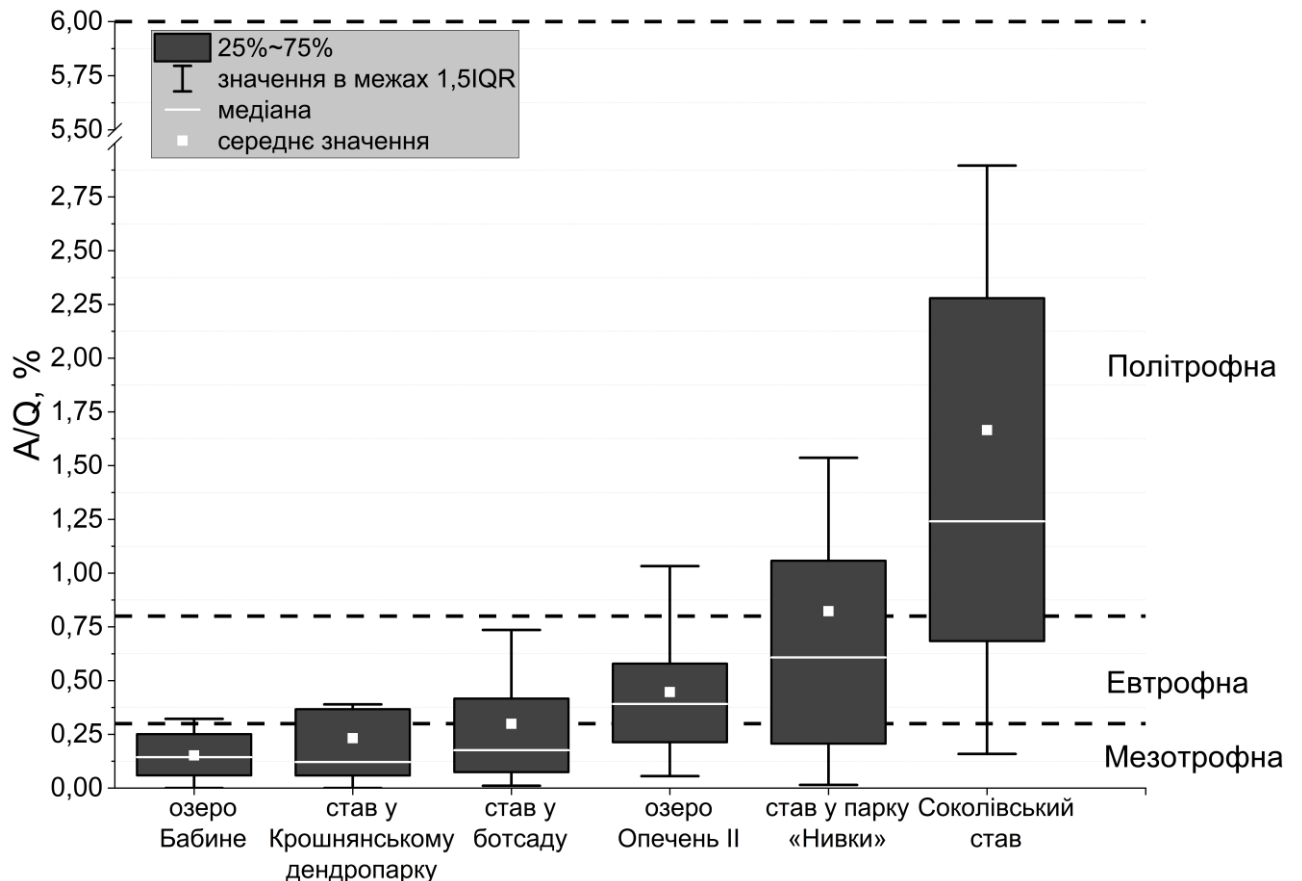


Рис. 5.3.2. Ефективність утилізації сонячної енергії у водоймах різного трофічного статусу

Також встановлено, що зі зміною видового складу і появою у фітопланктоні дрібноклітинних форм зелених водоростей (*Ch. globosa*, *Coelastrum microporum*, *Ankistrodesmus falcatus*) і синьозелених (*Aph. flos-aqua*, *O. redekei*, *A. flos-aquae*), які як відомо [109], характеризуються високою інтенсивністю формування первинної продукції, високими добовими Р/В коефіцієнтами ефективність утилізації первинної продукції може збільшувалася також восени.

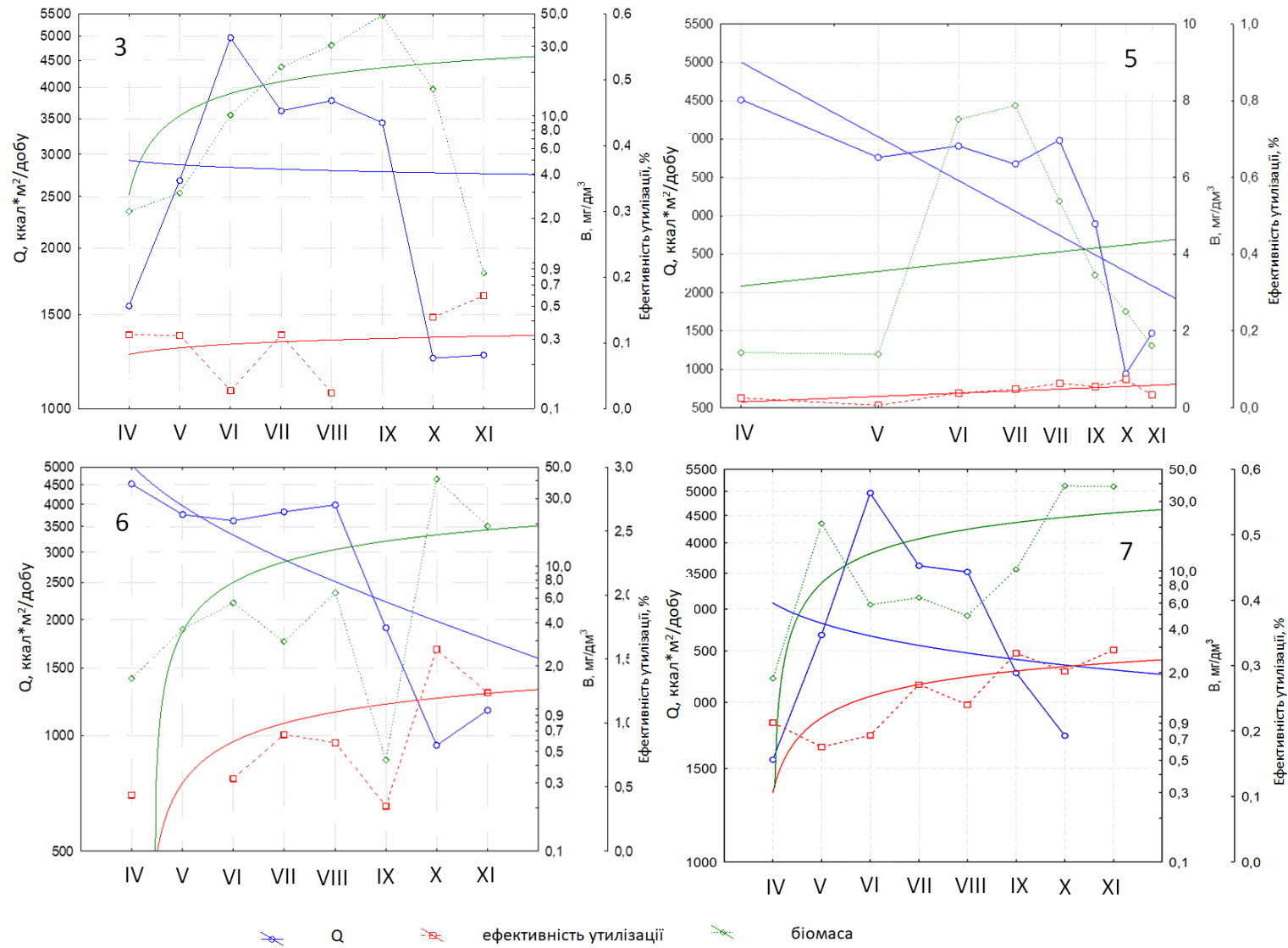


Рис.5.3.1. Сонячна радіація (Q), ефективність її утилізації фітопланктоном (ЕУ) та біомаса фітопланктону (позначення водойм ті ж, що і на рис. 5.2.2) Q , ккал*м²/добу

Статистична обробка даних дозволила виявити деякі залежності між структурно-функціональними характеристиками фітопланктону і фізичними параметрами навколишнього середовища (табл. 5.3.1).

Виявлено ослаблення зв'язків між валовою первинною продукцією і відношенням продукції до сумарної сонячної радіації (A/Q) зі збільшенням трофності водойм.

Для мезотрофних водойм характерною була наявність прямої достовірної кореляції між валовою первинною продукцією і деструкцією органічної речовини.

Наявність достовірної кореляції між кількісними показниками фітопланктону (біомаси і чисельності) ставка в ботсаду м.Житомира і валовою первинною продукцією свідчить про провідну роль фітопланктону в продукуванні органічної речовини і стійкості екосистеми до зовнішніх чинників навколишнього середовища.

Для політрофних водойм виявлена достовірна кореляція між відсотковим відношенням валової первинної продукції до сумарної сонячної радіації і біомасою фітопланктону.

Зворотній достовірний зв'язок між величинами сумарної сонячної радіації і біомасою фітопланктону виявлений для ставка в парку «Нивки» м. Києва, що свідчить про можливе пригнічення розвитку фітопланктону надлишковою сонячною радіацією.

Продукційна здатність фітопланктону Соколівського ставка пов'язана в першу чергу з високою його чисельністю ($r = 0,48$, $p = 0,045$) в основному внаслідок рясного розвитку зелених і синьо-зелених водоростей.

Таблиця 5.3.1

Кореляції між деякими структурно-функціональними характеристиками фітопланктону і сонячною радіацією (2017 г.)

Водойми	A/R	A вал, мгО ₂ /дм ³ ×добу і біомаса	A вал, мгО ₂ /дм ³ ×добу І чисельність	A/Q, і біомаса	Q і біомаса	A і A/Q,	A вал і прозорість	A вал і температура
озеро Бабине	0,8977 p=0,001	-	-	-	-	-	-	-
став в ботсаду ЖНАЕУ	-	0,8686 p=0,0001	0,8712 p=0,0001	-	-	-	-	-
став «Вигода»	-	-	-	-	-	0,7468 p=0,008	-	-
став в Крошнянському дендропарку	0,8585 p=0,013	-	-	-	-	0,9129 p=0,004	-	-
став в парку «Нивки»	-	-	-	0,8208 p=0,000	-0,5620 p=0,036	0,6562 p=0,011	-	0,5883 p=0,01
Соколівський став	-	-	0,4784 p=0,045	0,5524 p=0,017	-	-	-0,7153 p=0,001	-
озеро Опечень II	-	-	-	-	-	-	-0,5370 p=0,048	0,6263 p=0,017

5.4. Динаміка Р/В-коефіцієнтів фітопланктону міських агломерацій

Величини добових Р/В-коефіцієнтів⁷ в досліджених водоймах змінювалися протягом вегетаційного сезону від 0,91 до 29,90 (див. табл. 5.2.1).

Найнижчі Р/В-коефіцієнти характерні для евтрофних водойм (див. табл. 5.1.1)., що пов'язано з інтенсивним розвитком фітопланктону, особливо влітку, і відповідно високою біомасою. У мезотрофних водоймах - озері Бабиному і ставку в Крошнянському дендропарку – Р/В-коефіцієнти були високими за рахунок низьких біомас фітопланктону.

Для оцінки залежності між інтенсивністю первинної продукції і біомасою фітопланктону використовують зворотну до Р/В-коефіцієнта величину - "turnover time" (час оборотності біомаси) [96]. Найбільша швидкість відновлення біомаси водоростей у більшості водойм була в літній сезон, проте в Соколівському ставку це спостерігалось восени, а в ставку в парку «Нивки» - істотно не змінювалася протягом вегетаційного сезону і була досить високою (0,21 доби). В озері Бабиному і ставку в Крошнянському дендропарку час оборотності біомаси в середньому був відповідно 3,7 і 3,1 доби, в ставку «Вигода» та озера Опечень II - 5,1 і 5,7 днів, в ставку в ботанічному саду м. Житомира - 4,1, Соколівському ставку - 2,2 дня. Висока швидкість оборотності біомаси фітопланктону пов'язана з інтенсивним розвитком дрібноклітинних водоростей (центричних діатомових і вольвоксових).

В цілому, для мезотрофних водойм отримані найвищі Р/В-коефіцієнти та найменший час оборотності біомаси, тоді як для водойм з вищою трофічністю – низькі Р/В-коефіцієнти та триваліший час оборотності біомаси. Отримані в наших дослідженнях результати узгоджуються із раніше відомими для озер різного трофічного статусу [96]. Висока фотосинтетична активність одиниці біомаси фітопланктону малотрофних водойм пояснюється Трифоновим І.С. переважанням в їх фітопланктоні дрібноклітинних видів [96].

⁷ Принято, що $1 \text{ г } \text{O}_2 = 0,3 \text{ г } \text{C}$, а вуглець склав 10% біомаси фітопланктону [14].

РОЗДІЛ 6

ОСНОВНІ ЗАКОНОМІРНОСТІ ФІТОПЛАНКТОНУ ВОДОЙМ
УРБАНІЗОВАНИХ І ПРИРОДООХОРОННИХ ТЕРИТОРІЙ (Узагальнення)

Проведений узагальнюючий аналіз отриманих впродовж різних сезонів та років спостережень натурних даних по структурно–функціональній організації фітопланктону дозволяє зробити наступні узагальнення.

У фітопланктоні досліджуваних водойм за вегетаційні сезони 2016-2017 рр. (весна-осінь) було виявлено 544 види, представлених 584 внутрішньовидовими таксонами, включно з тими, що містять номенклатурний тип виду (в. в. т.), які належали до 149 родів, 35 порядків, 15 класів і 9 відділів. Систематичне положення 7 видів було визначено до родового таксону.

Ранжування систематичних відділів за видовою насиченістю показали, що найбільш масово були представлені Bacillariophyta - 161 вид, представлений 166 в. в. т. (30% видового різноманіття водойм), Chlorophyta – 120 видів (123 в. в. т.) (22%) та Euglenophyta – 105 видів (133 в.в.т.) (19%).

Найбільшим видовим і внутрішньовидовим різноманіттям серед водойм м. Києва характеризувався фітопланктон озера Бабиного (185 видів (195 в. в. т.). У фітопланктоні більш забрудненого озера Опечень II за час досліджень було виявлено менше видів – 132 види (140 в.в.т), й при цьому представників відділів Cryptophyta та Xanthophyta не було знайдено.

На прикладі ставів м. Житомира простежується зміна таксономічної структури фітопланктону зі зростанням антропогенного навантаження на водойми: зменшення частки видів відділу Bacillariophyta та Dinophyta, зростання – Cyanophyta та Chlorophyta.

Основу видового різноманіття ставів дендропарку «Олександрія» становили евгленові, зелені та діатомові водорості. При чому простежувалась тенденція зниження частки діатомей та зростання евгленових та зелених у ставах найбільш забруднених неорганічними сполуками азоту й органічними речовинами.

Загалом, для водойм, розташованих на територіях, що піддіються меншому антропогенному пресу (10-16 балів), характерно те, що перший ранг флористичної структури займає відділ Bacillariophyta, другий - Chlorophyta. У флористичній структурі водойм з високим антропогенним тиском (19-21 балів) провідну роль відіграють відділи Chlorophyta й Bacillariophyta, тоді як у водоймах з високим впливом (27-39 балів) - Euglenophyta и Chlorophyta. Встановлено зростання ролі Cyanophyta у водоймах з високим ступенем антропогенного впливу (рис. 6.1).

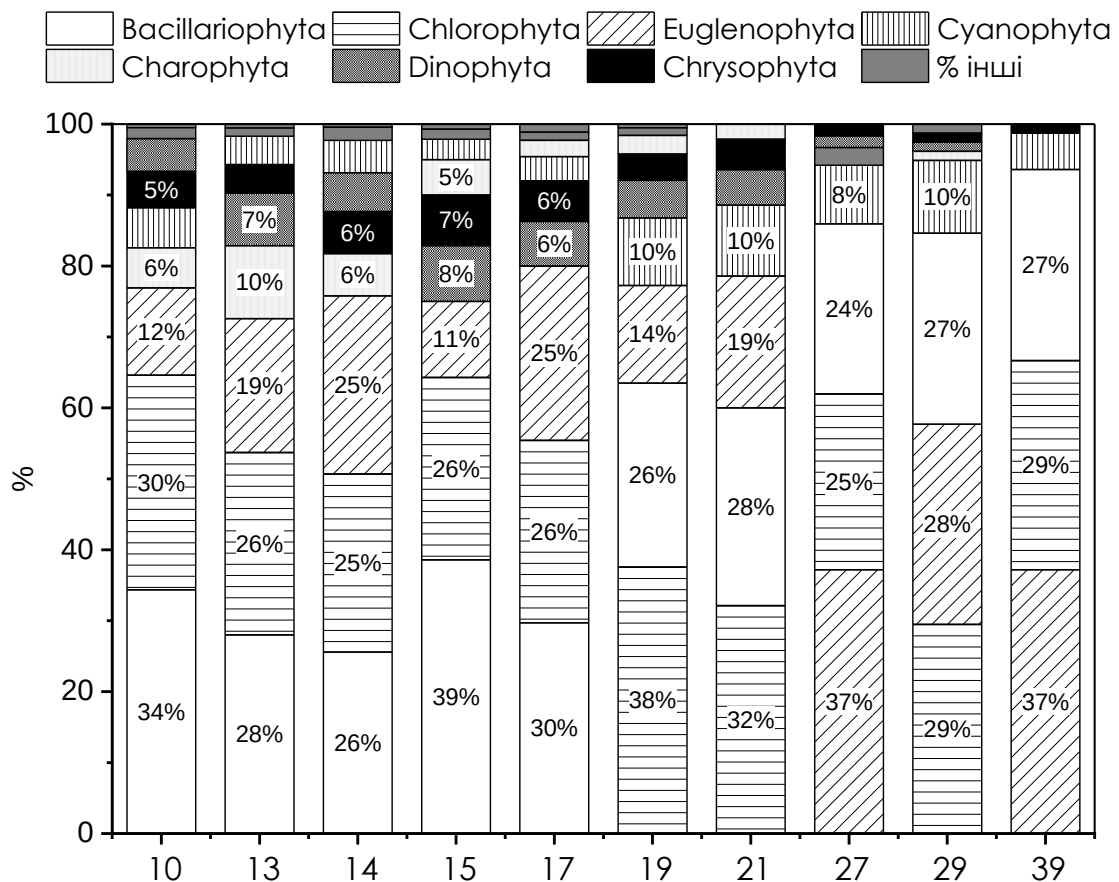


Рис. 6.1. Флористичне різноманіття фітопланктону водойм міських агломерацій

Використання скануючої електронної мікроскопії дозволило виявити в міських водоймах 17 видових таксонів дрібноклітинних центричних діатомових водоростей, що відносяться до 8 родів, 3 родин і 3 порядків, з них 5 видів (*Aulacoseira subarctica*, *Cyclotella ocellata*, *Handmannia comta*, *Stephanodiscus*

minutulus, *Conticribra weissflogii*) вперше були виявлені у водоймах міських агломерацій України.

Встановлена представленість Bacillariophyta дрібноклітинними центричними формами в водоймах міських агломерацій є адаптаційною здатністю діатомей до вегетації в умовах антропогенного преса на водні екосистеми [140, 164].

Для водойм, розташованих на природоохоронних та лісопаркових територіях, характерно те, що перший ранг займають відділи Bacillariophyta і Chlorophyta. У фітопланктоні водойм з високим антропогенним впливом домінують Euglenophyta, Cyanophyta, та в меншій мірі Chlorophyta.

Порівняння флористичного різноманіття фітопланктону за коефіцієнтом рангової кореляції Кендела дозволило виділити групи водойм: з високим (стави №1–3 дендропарку «Олександрія») та низьким (оз. Бабине, став у ботсаду ЖНАЕУ) антропогенним впливом.

Порівняння видового складу фітопланктону різнотипних водойм за коефіцієнтом Серенсена (K_S) показало, що вони характеризувалися низьким рівнем видової подібності – K_S був від 0,17 до 0,51.

За результатами кластерного аналізу водойми лісопаркових територій (став в ботсаду м. Житомира та став в парку «Нивки» м. Києва) мають подібний видовий склад, в окрему групу виділились стави дендропарку «Олександрія», що пояснюється розташуванням їх каскадом та специфічним антропогенним впливом на їх екосистеми.

Встановлено, що кількісні показники розвитку фітопланктону водойм різнотипних міських агломерацій протягом вегетаційних сезонів коливалися в широких межах: чисельність від 0,30 до 354,3 млн. кл/дм³, біомаса - від 0,01 мг/дм³ до 788,7 мг/дм³.

Структуруючими відділами у формуванні чисельності фітопланктону водойм лісопаркових територій й низьким антропогенним впливом були діатомові, динофітові та зелені, а біомаси – динофітові, діатомові та зелені водорості. Чисельність фітопланктону водойм з високим

антропогенним впливом формували синьозелені, зелені (хлорококові), діатомові (центричні), біомасу – евгленові, зелені, синьозелені.

У відповідь на вплив антропогенних чинників зростає інтенсивність розвитку фітопланктону, що проявляється у «цвітінні» води, а при збільшенні концентрації сполук неорганічного азоту й органічної речовини – посилюється розвиток *Euglenophyta*.

Встановлено відмінності у формуванні домінуючих комплексів за чисельністю та біомасою. Так, за чисельністю домінували дрібноклітинні види – *Chlamydomonas globosa*, *Chl. monadina*, *Stephanodiscus hantzschii*, *Trachelomonas volvocina*, *Aphanizomenon flos-aquae*, а за біомасою – *Peridinium gatunense*, *Ceratium hirundinella*, представлені крупноклітинними формами.

Інформаційне різноманіття за чисельністю фітопланктону досліджуваних водойм коливалося в широких межах: від 0,02 до 4,43 біт/екз. Найвищим (2,87 біт/екз) цей показник був для озера Бабиного, найнижчими – для озера Опечень II (1,54 біт/екз) та ставів дендропарку «Олександрія» (1,68-1,89 біт/екз).

Проведена сапробіологічна оцінка якості водного середовища за видами-індикаторами різних зон сапробності та індексу сапробності (Пантле-Букк в модифікації Сладечека) показала, що якість була в межах 0,75–2,98. Найвищі індекси сапробності характерні для ставу в парку «Нивки» ($2,19 \pm 0,05$) та ставів дендропарку «Олександрія» ($2,19 \pm 0,04$), що пов'язано зі значним органічним забрудненням.

Порівняльний аналіз сучасної динаміки фітопланктону (на прикладі водойм міста Києва) показали, що у порівнянні з ретроспективними даними за більш ніж десятирічний період у фітопланктоні: знизилось видове різноманіття та насиченість родів видами водоростей; більше, ніж вдвічі, знизились чисельність і біомаса фітопланктону; у структурі біомаси зменшилась частка зелених і золотистих водоростей та збільшилась – евгленових, що може свідчити про посилення органічного забруднення водойм.

Визначення валової первинної продукції й деструкції органічної речовини склянковим методом при добовому й 4-годинному експонуванні проб показало,

що результати первинної продукції й деструкції органічної речовини отримані в результаті суми 4-годинних експозицій були вище добових

Встановлено, що інтенсивність первинної продукції коливалась в межах декількох порядків: від 0,08 до 42,84 мг $O_2/дм^3 \cdot добу$. Найвищі значення були характерні для Соколівського ставу $16,76 \pm 2,28$ мг $O_2/дм^3 \cdot добу$.

Незалежно від типу водойми і ступеню антропогенного впливу інтенсивність первинної продукції характеризувалась чітко вираженою сезонною динамікою.

Аналіз та узагальнення отриманих показників сезонної динаміки первинної продукції дозволили виділити декілька типів водних екосистем міських агломерацій за формуванням у них первинної продукції впродовж вегетаційних сезонів.

1 тип. Двовершинний з весняними та літніми піками

Максимальна Авал формується навесні. Влітку відбувається другий підйом, обумовлений інтенсивним розвитком зелених та синьозелених водоростей. Восени інтенсивність продукційних процесів спадає, що обумовлено зниженням температур та зменшенням інтенсивності розвитку теплолюбних видів.

В даному типі водних екосистем основна доля енергії акумулюється навесні та влітку та забезпечує функціонування всіх наступних вищих трофічних рівнів і по мірі використання енергії продуктивність спадає.

2 тип. Тривершинний з весняним, літнім та осіннім піками

Характерно для водойм з полідомінантною структурою фітопланктону.

Такі типи формування первинної продукції характерні для водойм, розташованих на природоохоронних та лісопаркових територіях.

3 тип. Одновершинний, коли фіксується один максимум первинної продукції. За таким типом розвиваються водойми з олігодомінантною структурою фітопланктону, що знаходяться на урбанізованих територіях. У водоймах з низьким антропогенним впливом сезонна динаміка первинної продукції характеризується 2–3 максимумами, тоді як за високого

антропогенного навантаження формується один максимум, що зумовлено олігодомінантною структурою фітопланктону.

Таким чином сезонна динаміка первинної продукції формується за різними типами, характерні ознаки яких обумовлюються як біотичними, так і антропогенними чинниками.

Порівняльний аналіз плинності процесів первинного продукування залежно від впливу на водні екосистеми встановив, що мінімальними значеннями первинна продукція характеризувалась в лісопаркових зонах ($0,67 \pm 10,43$ мг $O_2/дм^3 \cdot добу$), а більшими – у водоймах, розташованих на урбанізованих територіях ($0,08 \pm 42,84$ мг $O_2/дм^3 \cdot добу$).

Використання показників первинної продукції як індикатора оцінки ступеню антропогенного навантаження показала, що на сучасному етапі жодна водна екосистема не належить до відмінного стану.

Швидкість деструкції характеризувалась високою дисперсністю: від 0,00 до $10,35$ мг $O_2/дм^3 \cdot добу$. Найбільша деструкція була характерна Соколівського ставу $3,92 \pm 0,63$ мг $O_2/дм^3 \cdot добу$, найменша – для ставу в Крошнянському дендропарку – $1,21 \pm 0,32$ мг $O_2/дм^3 \cdot добу$.

Аналіз індексу самоочищення–самозабруднення водойм показав, що озеро Бабіне характеризується індексом $1,02 \pm 0,10$, а Соколівський став – $6,42 \pm 2,09$.

Узагальнюючий аналіз інтенсивності первинної продукції показав, що чиста продукція змінювалась від 0,17 до $22,04$ мг $O_2/дм^3$. Чиста продукція водойм становила в середньому від 39 до 86% валової первинно продукції.

Величини добових Р/В-коефіцієнтів в досліджених водоймах змінювалися протягом вегетаційного сезону. Найнижчі коефіцієнти характерні для евтрофних водойм, найвищі - для мезотрофних: озера Бабиного і ставка в Крошнянському дендропарку.

Проведена градація за інтенсивністю первинної продукції показала, що водойми міських агломерацій мають різний трофічний статус: мезотрофний (озеро Бабіне і ставок в Крошнянському дендропарку), евтрофний (ставок

«Вигода» і озеро Опечень II), політрофний (ставок у парку «Нивки» м. Києва та Соколівський ставок).

Виявлено зростання ефективності утилізації сонячної енергії зі збільшенням рівня трофності.

Узагальнююча характеристика середніх показників розвитку фітопланктону: чисельності, біомаси, структури домінуючого комплексу, валової первинної продукції та відповідна категорія трофності досліджених різнотипних водойм міських агломерацій представлена в табл. 6.1.

Таблиця 6.1

Характеристика водойм за гідробіологічними показниками

Тип водойми	Водойма	Показники розвитку фітопланктону				Категорія трофності
		Біомаса, мг/дм ³	Чисельність, тис. кл/дм ³	Домінуючий комплекс	Валова первинна продукція, мг О ₂ /дм ² за добу	
I	Озеро Бабине	<u>0,13-10,23</u> 1,70±0,31	<u>187,5-10665,0</u> 2955,8±417,5	Bacillariophyta Dinophyta Euglenophyta	<u>0,67-4,84</u> 2,63±0,48	Мезотрофна
	Став у ботанічному саду	<u>0,04-124,45</u> 6,74±3,14	<u>114,0-12212,5</u> 2714,7±536,4	Chlorophyta Dinophyta	<u>0,17-13,03</u> 2,99±0,75	Евтрофна
	Став «Вигода»	<u>0,11-788,73</u> 53,68±3,35	<u>153,0-35571,3</u> 5583,4±989,0	Chlorophyta Dinophyta	<u>0,08-5,26</u> 2,75±0,34	Евтрофна
	Став у Крошнянському дендропарку	<u>0,01-14,13</u> 1,43±0,36	<u>30,0-68746,0</u> 5600,2±2008,3	Chlorophyta Bacillariophyta	<u>0,33-5,59</u> 1,99±0,37	Мезотрофна
	Став у парку «Нивки»	<u>0,44-50,70</u> 9,02±2,02	<u>459,0-112860,0</u> 8221,2±2997,2	Chlorophyta Bacillariophyta Euglenophyta	<u>0,33-10,43</u> 6,28±1,08	Евтрофна
II	Соколівський став	<u>0,18-77,78</u> 13,22±3,35	<u>126,9-76825,0</u> 18382,1±2960,1	Cyanophyta Chlorophyta	<u>6,35-42,84</u> 16,76±2,28	Політрофна
	Озеро Опечень II	<u>0,49-126,10</u> 8,50±3,35	<u>1648,0-354315,0</u> 37359,1±9528,9	Cyanophyta Chlorophyta	<u>0,84-11,02</u> 5,25±0,79	Політрофна
III	Став №3 денропарку «Олександрія»	<u>0,19-56,40</u> 8,19±13,44	<u>1577,0-38648,8</u> 7579,2±1683,7	Chlorophyta Euglenophyta	-	Політрофна
	Став №1 денропарку «Олександрія»	<u>0,05-5,06</u> 1,75±0,26	<u>86,3-32896,0</u> 5406,9±1597,8	Chlorophyta Euglenophyta	-	Політрофна
	Став №2 денропарку «Олександрія»	<u>0,19-56,40</u> 8,19±2,80	<u>550,0-58791,3</u> 7563,2±2540,0	Chlorophyta Euglenophyta	-	Політрофна

Отже, за показниками розвитку фітопланктону досліджені водойми знаходяться в межах від мезотрофних до політрофних. При цьому водойми, які знаходяться в природоохоронних та лісопаркових зонах характеризуються нижчою трофністю, а більшою – водойми, де антропогенний чинник проявляється найбільшою мірою.

Таким чином, узагальнення досліджених показників – видового та таксономічного різноманіття, чисельності й біомаси, складу домінуючого комплексу, інтенсивності первинної продукції, – показало, що незалежно від типу міської агломерації, виділяються декілька типів водних екосистем: водойми, що знаходяться на природоохоронних і лісопаркових, урбанізованих територіях та ті, де спостерігається антропогенний тиск, зумовлений значним надходженням біогенних елементів.

ВИСНОВКИ

Дослідження фітопланктону водойм міських агломерацій, розташованих на природоохоронних, лісопаркових та урбанізованих територіях дозволило встановити особливості формування видового, таксономічного різноманіття, чисельності, біомаси, первинної продукції та деструкції органічної речовини залежно від ступеню антропогенного впливу.

1. На основі розробленої бальної системи оцінки ступеню антропогенного впливу на водойми виділено їх три типи: водойми природоохоронних і лісопаркових територій, водойми урбанізованих територій та водойми з високим антропогенним навантаженням.

2. Фітопланктон водойм представлений 544 видами (584 внутрішньовидовими таксонами) з 149 родів, 35 порядків, 15 класів і 9 відділів. За видовою насиченістю найбільш масові були: Bacillariophyta - 161 (166 в.в.т.), Chlorophyta – 120 видів (123 в.в.т.) та Euglenophyta – 105 видів (133 в.в.т.), що відповідно становить 30, 22 і 19% флористичного різноманіття. Встановлено, що найбільшим різноманіттям характеризувались водойми природоохоронних і лісопаркових територій, найменшим – водойми під дією антропогенного чинника.

3. За допомогою скануючої електронної мікроскопії вперше у водоймах міських агломерацій України виявлено 5 видів дрібноклітинних центричних діатомових (*Aulacoseira subarctica*, *Cyclotella ocellata*, *Handmannia comta*, *Stephanodiscus minutulus*, *Conticribra weissflogii*). Представленість Bacillariophyta дрібноклітинними формами є адаптаційною здатністю діатомей до вегетації в умовах антропогенного тиску.

4. Чисельність і біомаса фітопланктону коливались в межах декількох порядків: 0,30–354,3 млн. кл/дм³ та 0,01–788,7 мг/дм³. Відгуком водоростевих угруповань на дію антропогенних чинників було зменшення інтенсивності розвитку Bacillariophyta й Dinophyta та зростання Cyanophyta до рівня «цвітіння» води, а при збільшенні концентрацій сполук неорганічного азоту – Euglenophyta і Chlorophyta.

5. Використання коефіцієнту рангової кореляції Кендела на різних рівнях систематичної ієрархії виділило два кластери фітопланктону водойм: з високим (27–39 балів) та низьким (10–13 балів) антропогенним впливом. Слабкий рівень видової подібності за коефіцієнтом Серенсена – від 0,17 до 0,51, свідчить про вплив різних екологічних чинників на розвиток фітопланктону.

6. Інформаційне різноманіття фітопланктону досліджених водойм коливалося від 0,02 до 4,43 біт/екз. Найвищим було для водойм природоохоронних та лісопаркових зон, найнижчим – для водойм урбанізованих територій.

7. Індекс сапробності водного середовища за чисельністю фітопланктону був в межах 0,75–2,98, тобто від χ -о- до α -мезосапробних зон. Найвищі індекси сапробності, а відповідно найгірша якість води, характерні для водойм під дією антропогенного чинника.

8. Впродовж вегетаційних сезонів інтенсивність первинної продукції коливалась в межах декількох порядків: від 0,08 до 42,84 мг O_2 /дм³×добу. Мінімальними значеннями продукція характеризувалась у водоймах природоохоронних та лісопаркових територій, а більшими – у водоймах урбанізованих територій. Відповідно деструкція органічних речовин була від 0,58 до 10,35 мг O_2 /дм³×добу, а їх співвідношення – від 0,12 до 15,67.

9. Встановлено декілька типів водних екосистем за особливостями формування у них первинної продукції впродовж вегетаційних сезонів: з одним (літо), двома (весна, літо) і трьома (весна, літо, осінь) максимумами, що визначається різними домінуючими комплексами фітопланктону.

10. Значення Р/В коефіцієнтів коливались від 0,91 до 6,02, найвищі були у водоймах з інтенсивним розвитком дрібноклітинних зелених, синьозелених і центричних діатомових водоростей.

11. Градація водойм міських агломерацій за інтенсивністю первинної продукції свідчить про їх різний трофічний статус: мезотрофний, евтрофний, політрофний. Ефективність утилізації сонячної енергії має тенденцію до зростання зі

збільшенням рівня трофності: в середньому 0,18–0,29 – мезотрофна, 0,30–0,81 – евтрофна, 0,82 і більше – політрофна.

12. На сучасному етапі, порівняно з ретроспективними даними за десятирічний період, для фітопланктону водойм міста Києва характерне зниження видового різноманіття, насиченості родів видами, чисельності і біомаси, у структурі якої зменшилась частка зелених, золотистих водоростей і збільшилась – синьозелених та евгленових водоростей.

СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ

1. Алекин О.А. Основы гидрохимии. Ленинград: Гидрохимиздат, 1970. 442 с.
2. Асаул З. І. Визначник евгленових водоростей Української РСР. Київ: Наук. думка, 1975. 407 с.
3. Баженова О. П., Коновалова О. А. Фитопланктон озера Соленого (г. Омск) как перспективный источник биоресурсов // Сибирский экологический журнал. 2012. №3. С. 375-382.
4. Балонов И. М. Подготовка водорослей к электронной микроскопии // Методика изучения биогеоценозов внутренних водоемов. Москва: Наука, 1975. С. 87–89.
5. Баринова С. С., Медведева Л. А., Анисимова О. В. Водоросли-индикаторы в оценке качества окружающей среды. Москва: ВНИИ природы, 2000. 150 с.
6. Баринова С. С., Медведева Л.А., Анисимова О.В. Биоразнообразие водорослей-индикаторов окружающей среды. Тель-Авив: Piles Studio, 2006. 498 с.
7. Березовська В. Ю. Особливості видового складу водоростей водойм дендропарку "Олександрія" // Наукові записки Тернопільського національного педагогічного університету імені Володимира Гнатюка. Сер. Біологія. 2016. Вип. 3/4 (67). С. 14–24.
8. Брянцева Ю. В., Лях А. М., Сергеева А. В. Расчет объемов и площадей поверхности одноклеточных водорослей Черного моря. Севастополь, 2005. 25 с. (Препр./НАНУ Украины. Институт биологии южных морей).
9. Бухтиярова Л. Н. Bacillariophyta в биомониторинге речных экосистем. Современное состояние и перспективы использования // Альгология. 1999. Т. 9, №3. С. 89-103.
10. Бухтіярова Л. М., Вассер С. П. Діатомові водорості (Bacillariophyta) континентальних водойм України. Київ: Наук. думка, 1999. 80 с.
11. Василевич В.И. Статистические методы в геоботанике. Л.: Наука, 1969. 232 с.
12. Ветрова З.И. Флора водорослей континентальных водоемов Украинской ССР. Эвгленофитовые водоросли. Київ: Наук. думка, 1986.

13. Винберг Г.Г. Первичная продукция водоемов. Минск: Изд-во АН БССР, 1960. 328 с.
14. Виноградова О.М., Коваленко О.В. Синьозелені водорості Карпатського біосферного заповідника // Укр. бот. журн. 2005. Т. 62, №2. С. 203-212.
15. Власов Б.П., Самойленко В.М., Грищенкова Н. Д. Антропогенные изменения экосистемы озера Болойсо и пути ее восстановления // Журн. Белорус. гос. ун-та. География. Геология. 2017. №1. С. 14–25.
16. Водний фонд Житомирської області / В.А. Сташук та ін. Житомир: Державне агентство водних ресурсів України, 2013. 118 с.
17. Водоросли: Справочник / под ред. С.П. Вассера, Н.В. Кондратьевой, Н.П. Масюк. Киев: Наук. думка, 1989. 608 с.
18. Водорості національного природного парку «Деснянсько-Старогутський»: монографія / О.В.Бурова, М.Д. Жежера; за заг. ред. П.М. Царенка. Суми: Університетська книга, 2013. 182 с.
19. Герасимова О.В. Матеріали до флори водоростей Дніпровсько-Орільського природного заповідника (Україна) // Наук. зап. Тернопіль. пед. ун-ту. Сер.: Біологія. Спец. вип. «Гідроекологія». 2005. №3 (26). С. 77-79.
20. Герасимова О.В., Лилицкая Г. Г., Царенко П.М. Водоросли водоемов природного заповідника «Медоборы» (Украина) // Альгология. 2009.Т.19. №4. С. 349-361.
21. Герасимюк В.П., Герасимюк Н.В. Водоросли дендропарка имени Победы города Одессы (Украина) Актуальные проблемы современной альгологии: Тезисы докладов IV Международной конференции. – Киев, 2012. – С. 72-73.
22. Голлербах М.М., Косинская Е.К., Полянский В.И. Синезеленые водоросли / Определитель пресноводных водорослей СССР. М.–Л.: Изд-во АН СССР, 1962. Вып. 5. 272 с.
23. Дорощук О.-М.Ю. Поняття “міська агломерація”: розвиток уявлень і сучасне розуміння // Науковий вісник Херсонського державного університету. Серія: Географічні науки. 2017. Вип. 6. С. 52-57.

24. Девяткин В.Г., Митропольская И.В. Встречаемость видов водорослей как показатель биологического разнообразия альгоценозов // Динамика разнообразия гидробионтов во внутренних водоемах России. Ярославль: Изд-во ЯГТУ, 2002. С. 5–22.
25. Дедусенко-Щеголева Н.Т., Голлербах М.М. Желтозеленые водоросли / Определитель пресноводных водорослей СССР. М.-Л.: Изд-во АН СССР, 1953. Вып. 2. 653 с.
26. Дедусенко-Щеголова Н. Т., Голлербах Т.М. Определитель пресноводных водорослей СССР. Вып. 5. Желтозеленые водоросли – Xanthophyta. Ленинград: Изд-во Акад. наук. СССР, 1962. 271 с.
27. Дедусенко-Щеголова Н.Т., Матвиенко А.М., Шкорбатов Л.А. Определитель пресноводных водорослей СССР. Вып. 8. Зеленые водоросли. Класс Вольвоксовые. Ленинград: Изд-во Акад. наук. СССР, 1959. 290 с.
28. Демченко Э.Н. Новые и редкие виды зеленых жгутиковых водорослей из водоемов г. Киева (Украина) // Альгология. 2005. №1. С. 116–127.
29. Дубина Д.В., Царенко М.П. Якубенко Б.Є. Фіторізноманіття водойм урочища “Китаєво” (Голосієвський р-н. м.Києва)) // Наук. вісник НАУ. 2005. Вип. 53. С. 24–30.
30. Дубина Д.В., Царенко М.П. Якубенко Б.Є. Фіторізноманіття водойм Дідорівського урочища (Голосіївський р-н. м. Києва)) // Наук. вісник НАУ. 2002. Вип. 53. С. 257–264.
31. Екологічні проблеми Київських водойм і прилеглих територій: / за ред. О. В. Романенка. Київ: Наук. думка, 2015. 191 с.
32. Иванова Е.А., Кравчук Е.С., Колмакова О.В. Эколого-флористическая характеристика фитопланктона малых водоемов г. Красноярска (Россия) // Альгология. 2007. Т. 17. № 1. С.3–13.
33. Игошкина И.Ю. Оценка экологического состояния водоема природного парка «Птичья гавань» (г. Омск) по показателям развития фитопланктона: автореф. дис. ... канд. биол. наук : 03.02.08 "Экология " / Ом. гос. пед. ун-т. Омск, 2014. 19 с.

34. Капустин Д. А. Водоросли водоемов Полесского природного заповедника (Украина) // Альгология. 2013. Т. 23. №1. С. 82-95.
35. Киризий Т. Я., Бабич Г.Б., Самойлова Т. Д. Динамика содержания мінерального азота в водоймах дендропарка «Александрия» (г. Белая Церковь) // Наук. записки Тернопільського пед. ун-ту ім. В. Гнатюка. Серія: Біологія. 2005. № 3 (26). С. 195–197.
36. Киселев И.А. Пиррофитовые водоросли / Определитель пресноводных водорослей СССР. Вып. 6. М.: Сов. наука, 1954. 212 с.
37. Клімат Києва / За редакцією В.І. Осадчого, О.О. Косовця, В.М. Бабіченко - Український науково-дослідний гідрометеорологічний інститут, Центральна геофізична обсерваторія. Київ: Ніка-Центр, 2010. 320 с.
38. Ключенко П. Д. Особливості екологічного стану горіховатських ставків / П. Д. Ключенко, З.Н. Горбунова, Г.В. Харченко, П.М. Царенко, Б.Є. Якубенко // Науковий вісник Національного аграрного університету. 2006. Вип. 95. Ч. 1. С. 54 – 65.
39. Ключенко П.Д., Іванова І.Ю., Ліліцька Г.Г. Видовий склад фітопланктону заплавлених озер м. Києва // Наук. зап. Пед. ун-ту. Сер. Біол. 2012. №3 (52). С. 35-
40. Кожова О.М. Экология *Didymosphenia geminata* (Lyngb.) M. Smidt (Bacillariophyta) в озере Байкал / О. М. Кожова , Л. А. Имболджина, И. К. Бокова // Альгология. 1998 . Т. 8, №2. С. 132-139.
41. Кондратьєва Н.В. Синьозелені водорості – Cyanophyta. Клас гормогонієві – Hormogoniophyceae / Визначник прісноводних водоростей Української РСР. Вип. 1, ч. 2. Київ: Наук. думка, 1968. 523 с.
42. Кондратьєва Н.В., Коваленко О.В., Приходько Л.П. Синьозелені водорості – Cyanophyta / Визначник прісноводних водоростей Української РСР. Вип. 1, ч. 1. Київ: Наук. думка, 1984. 338 с.
43. Коненко Г.Д., Підгайко М.Л., Радзимовський Д.О. Ставки Полісся України Київ 1961. 139 с.

44. Корнева Л. Г., Генкал С. И. Таксономический состав и эколого-географическая характеристика фитопланктона волжских водохранилищ // Каталог растений и животных водоемов бассейна Волги / Отв. редактор В.Н.Яковлев. Ярославль: Изд-во ЯГТУ. 2000. С. 5 – 112.
45. Коршиков О.А. Volvocineae / Визначник прісноводних водоростей УРСР. Київ: Вид-во АН УРСР, 1938. Вип. 4. 184 с.
46. Коршиков О.А. Підклас протококові (Protococcineae). Вакуольні (Vacuolales) та Протококові (Protococcales) / Визначник прісноводних водоростей УРСР. Київ: Вид-во АН УРСР, 1953. Вип. 5. 440 с.
47. Кравцова О. В., Семенюк Н.Є. Багаторічна динаміка структурно-функціональних характеристик фітопланктону різнотипних водойм мегаполіса. Вісник Запорізького національного університету: збірник наукових праць. Біологічні науки. 2017. №1. С. 140–153.
48. Кривина Е.С., Тарасова Н.Г. Фитопланктон урбанизированного водоема (на примере оз. Восьмерка, г. Тольятти, Самарская область) I. Флористический анализ и эколого-географическая характеристика // Известия Самарского научного центра Российской академии наук. 2014. т. 16. № 5(5). С. 1758-1764.
49. Крот Ю. Г., Киризій Т. Я., Бабіч Г.Б., Леконцева Т.І. Динаміка гідрохімічного режиму каскаду водойм дендропарку «Олександрія» (м. Біла Церква) при надходженні неорганічних форм азоту з джерельними водами // Наук. записки Тернопільського пед. ун-ту ім. В. Гнатюка. Серія: Біологія. 2005. № 1-4 (25). С. 102–108.
50. Кулик С. М. Динаміка розповсюдження техногенного забруднення у біокосних системах території державного дендропарку "Олександрія"// Пошукова та екологічна геохімія. 2003. №2/3. С. 58 – 61.
51. Куликовский М.С., Глущенко А.М., Генкал С.И., Кузнецова И.В. Определитель диатомовых водоростей России. Ярославль: Филигрань, 2016. 804 с.

52. Курейшевич А. В., Журавлева Л. А. Связь между содержанием хлорофилла а и концентрацией биогенных веществ в воде днепровских водохранилищ // Гидробиол. журнал. 1997. Т. 33, № 1. С. 75–83.
53. Лилицкая Г.Г. Bacillariophyta малых водоемов г.Киева (Украина). 3. Coscinodiscophyceae // Альгология. 2018. 28 (1). С. 18-39.
54. Лурье Ю.Ю. Унифицированные методы исследования качества вод. Москва: Изд-во СЭВ, 1977. Ч. 3. 91 с.
55. Лялюк Н.М., Климюк В.Н. Фитопланктон Славянских соленых озер (Украина) // Альгология. 2011. Т.21. №3. С. 321-328.
56. Ляшенко, О. А. Структура и сезонная сукцессия фитопланктона озера Плещеево (Российская Федерация) // Гидробиологический журнал. 2003. Т. 39, № 5. С. 58-67.
57. Майстрова Н. В., Генкал С.И., Щербак В.И., Семенюк Н.Е. Centrophyceae верхней части Каневского водохранилища (Украина) // Альгология. 2007. Т. 17, № 4. С. 467–475.
58. Малахов Ю.П. Новые данные о разнообразии водорослей Ривненского природного заповедника // Альгология. 2014.Т.24. №3. С. 399-403.
59. Малышева А.А., Кривина Е.С., Кузьмина К.А. Состав и структура фитопланктона памятника природы оз. Яицкое (Самарская область, Россия) // Nature Conservation Research. Заповедная наука. 2018. 3(3). С. 70-79.
60. Матвиенко А.М. Золотистые водоросли / Определитель пресноводных водорослей СССР. М.: Сов. наука, 1954. Вып. 3. 188 с.
61. Матвієнко О.М. Золотисті водорості – Chrysophyta / Визначник прісноводних водоростей УРСР. К.: Наук. думка, 1965. Вип. 3, ч. 1. 367 с.
62. Матвієнко О.М., Догадина Т.В. Жовтозелені водорості – Xanthophyta / Визначник прісноводних водоростей УРСР. К.: Наук. думка, 1978. Вип. 10. 509 с.
63. Матвієнко О.М., Литвиненко Р.М. Пірофітові водорості – Pyrrhophyta / Визначник прісноводних водоростей УРСР. К.: Наук. думка, 1977. Вип. 3, ч. 2. 387 с.

64. Михайлюк Т. І. Водорості Канівського природного заповідника (Україна) Автореф. дис... канд. біол. наук: 03.00.05 / Т.І. Михайлюк; Ін-т ботаніки ім. М.Г.Холодного НАН України. — К., 2000. — 19 с.
65. Мошкова Н.А., Голлербах М.М. Зеленые водоросли. Класс улотриксковые (1). Порядок улотриксковые / Определитель пресноводных водорослей СССР. Л.: Наука, 1986. Вып. 10. 360 с.
66. Національний природний парк Прип'ять-Стохід". Різноманіття альгофлори і гідрохімічна характеристика акваландшафтів / В.І. Щербак, Н.В. Майстрова, А.О. Морозова, Н.Є. Семенюк. Київ: Фітосоціоцентр, 2011. 164 с.
67. Одум Ю. Экология. Т. 1–2. М.: Мир. 1986. 740 с.
68. Охапкин А. Г., Генкал С.И. Экология массовых видов диатомовых водорослей планктона водотоков бассейна средней Волги: виды родов *Aulacoseira* Thw., *Melosira* Ag., *Cyclotella* Kutz., *Cyclostephanos* Round., *Skeletonema* Grew., пенатные диатомеи // Биол. внутр. вод. 2001. №1. С. 27-35.
69. Охапкин А.Г., Юлова Г.А., Старцева Н.А. Состав и эколого-флористическая характеристика фитопланктона малых водоемов урбанизированных территорий (на примере города Нижнего Новгорода) // Бот. журн. 2002. Т. 87. №2. С. 78-88.
70. Павлова О.А. Структура фитопланктона малых озер в условиях урбанизированного ландшафта (на примере Суздальских озер г. Санкт-Петербурга): автореф. дис. ... канд.биол. наук. СПб., 2004. 24 с.
71. Паламар-Мордвинцева Г. М. Зеленые водоросли. Класс Конъюгаты. Порядок Десмидиевые / Определитель пресноводных водоростей СССР. Л: Наука, 1982. Вып. 11, ч. 2. 620 с.
72. Паламар-Мордвинцева Г.М. Кон'югати – *Conjugatophyceae* / Визначник прісноводних водоростей УРСР. Київ: Наук. думка, 1984. Вып. 8, ч. 1. 512 с.
73. Паламар-Мордвинцева Г.М. Кон'югати. Десмідієві – *Desmiales* / Визначник прісноводних водоростей УРСР. Київ: Наук. думка, 1986. Вып. 8, ч. 2. 320 с.
74. Первинна продукція фітопланктону водойм дендропарку «Олександрія» (м. Біла Церква, Україна). Клоченко П.Д., Шевченко Т.Ф., Білоус О.П., Незбрицька

- I.M., Горбунова З.Н., Батог С.В. Актуальні проблеми ботаніки та екології. Матеріали міжнародної конференції молодих учених (Кирилівка, 2-5 вересня, 2018р.). Київ, 2018. С. 10.
75. Плєскач Л. Я. Забруднення водойм дендропарку «Олександрія» та його вплив на стан рослинності // Інтродукція рослин. 2004. №2. С. 80 – 87.
76. Попова Т.Г. Эвгленовые водоросли / Определитель пресноводных водорослей СССР. Москва: Сов. наука, 1955. Вып. 7. 282 с.
77. Прошкина-Лавренко А.И. Диатомовые водоросли / Определитель пресноводных водорослей СССР. Москва: Сов. наука, 1951. Вып. 4. 619 с.
78. Природно-заповідний фонд Житомирської області: Довідник / Орлов О.О., Сіренський С.П., Якушенко Д.М., Жижин М.П., Степененко М.А., Тарасевич О.В. / За заг. ред. О.О. Орлова. Житомир-Новоград-Волинський: Вид-во «НОВОГрад», 2015. 404 с.
79. Радзимовський Д.О. Замітка про фітопланктон декоративних ставків дендропарку «Олександрія» / Радзимовський Д. О. // Праці Ін-ту гідробіології АН УРСР. 1962, № 38. С. 111—114.
80. Разнообразие водорослей Украины / Под ред. С.П. Вассера, П.М. Царенко // Альгология. 2000. 10, № 4. 309 с.
81. Райда Е.В. Xanthophyta водоемов регионального ландшафтного парка «Нижневорсклянский» (Украина) // Альгология. 2007.Т.17. №4. С. 485-491.
82. Растительность и бактериальное население Днепра и его водохранилищ / Отв. ред. Кондратьева Н. В., АН УРСР. Ин-т гидробиологии. Київ: Наук, думка, 1989. 232 с.
83. Різноманіття альгофлори і гідрохімічна характеристика акваландшафтів / Під ред. В. І. Щербака. К.: Фітосоціоцентр, 2011. 164 с.
84. Ролл Я. В. Фитопланктон реки Рось и оценка ее санитарного состояния / Ролл Я. В.// Наук. зап. Киев. ун-ту, 1950. Т. 9, Вып. 7. С. 97—112.
85. Романенко В. Д. Комплексна оцінка екологічного стану басейну Дніпра. НАН України. Ін-т гідробіології. Київ [б. и.], 2000. 100 с.

86. Семенюк Н. Є. Фітопланктон різнотипних водойм м.Києва: автореф. дис... канд. біол. наук: 03.00.17 / Ін-т гідробіології. Київ, 2007. 21 с.
87. Семенюк Н.Є. Кількісне різноманіття фітопланктону водойм м. Києва в залежності від гідрохімічного режиму // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія: Наук. зб. / Відп. ред. В. К. Хільчевський. Київ: ВГЛ «Обрії», 2008. № 14. С.206-213.
88. Сиренко Л. А., Курейшевич А. В., Медведь В. А. Особенности развития фитопланктона верхнего и нижнего участков зарегулированной реки (на примере Днепра) // Гидробиол. журн. 1997. Т. 33, № 2. С. 47–56.
89. Таблица актинометрических наблюдений, станция Борисполь. Київ: ЦГО, 2017. 81 с.
90. Таблица актинометрических наблюдений, станция Новая Ушица. Київ: ЦГО, 2017. 79 с.
91. Тарасова Н. Г. Фитопланктон нижнего пруда ботанического сада, таксономический состав и эколого-географическая характеристика // Самарская Лука: Бюл. 2007. Т. 16. № 3 (21). С. 477–487.
92. Тарасова Н.Г. Фитопланктон озера Молочка (Самарская область) // Самарская Лука: проблемы региональной и глобальной экологии. 2009. Т.18. №1. С. 160-166.
93. Тимченко В.М., Дараган С.В. Сменяемость воды в водоемах Киева // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. 2014. Т.4 (35). С. 49-57.
94. Топачевский А.В. Пресноводные водоросли Украинской ССР / Киев: Вища шк.,1984. 334 с.
95. Топачевський О.В., Оксіюк О.П. Діатомові водорості – Bacillariophyta / Визначник прісноводних водоростей Української РСР. Київ: Наук. думка, 1960. Вип. 9. 411 с.
96. Трифонова И. С. Состав и продуктивность фитопланктона разнотипных озер Карельского перешейка. Ленинград: Наука, 1979, 168 с.
97. Трифонова И. С., Павлова О.А. Структура и сукцессия фитопланктона урбанизированных водоемов Санкт-Петербурга // Гидробиол. журн. 2005. 41, № 1. С. 3 – 12.

98. Федотов А.П. и др. Влияние природных и антропогенных факторов на развитие удаленных озер Восточной сибери за последние 200 лет // Геология и геофизика. 2016. Т. 57, №2, с. 394 – 410.
99. Фролова І.О. Особливості альгофлори протічних Голосіївських ставів в околицях м. Києва // Праці бот-го саду КДУ. – 1955. – Т. 13, Вип. 15, №24. – С. 141–152.
100. Царенко П. М., Якубенко Б.Є., Ключенко П.Д., Медвідь В.О. Альгофлора водойм м. Києва та його околиць // Науковий вісник Національного аграрного університету. 2004. Вип. 72. С. 56-66.
101. Царенко П.М. Краткий определитель хлорококковых водорослей Украинской ССР. Київ: Наук. думка. 1990. 208 с.
102. Царенко П.М. Хлорококові водорості річок правобережної частини Українського Полісся // Укр. ботан. журн. 1984. 41, № 1. С. 33–43.
103. Царенко П.М., Лилицкая Г.Г., Коваленко О.В., Герасимова О.В. Водоросли некоторых водоемов рекреационной зоны г. Киева // Альгология. 2006. Т. 16, №4. С. 479–488.
104. Царенко П.М., Петлеванный О.А. Дополнение к разнообразию водорослей Украины. Киев: Ин-т ботаники им. Холодного НАНУ, 2001. 130 с.
105. Шелюк Ю. С. Сравнительная оценка методов определения продукции фитопланктона водных объектов различной трофности и проточности // Гидробиол. журн. 2017. Т. 53, №4. С. 41-53.
106. Шелюк Ю., Щербак В., Козин Ю. Піонерні сукцесії фітопланктону водойм антропогенного походження. Науковий вісник Східноєвропейського національного університету імені Лесі Українки. Розділ II. Екологія. 7. 2017. С.109-115.
107. Щербак В.И. Влияние продолжительности экспозиции на показатели первичной продукции фитопланктона евтрофных водоемов при использовании скляночного метода в кислородной модификации // Гидробиол. журн. 2000. Т. 36, №1. С. 97-102.

108. Щербак В. І. Методи визначення характеристик головних угруповань гідро біонтів водних екосистем. 1. Фітопланктон. Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод / За ред. В.Д. Романенка. НАН України: Ін-т гідробіології. Київ: ЛОГОС, 2006. С. 8-27.
109. Щербак В.И. Продукционные характеристики доминирующих видов фитопланктона днепровских водохранилищ // Альгология. 1998. **8**, № 3. С. 286–294.
110. Щербак В. І. Структурно-функціональна організація фітопланктону деяких різнотипних водойм м. Києва // Екологічний стан водойм м. Києва. Київ: Фітосоціоцентр, 2005. С. 97–109.
111. Щербак В. І., Генкал С.І., Майстрова Н.В., Семенюк Н.Є. Центричні діатомові (Centrophyceae) різнотипних водойм урбанізованих територій // Природничий альманах. Сер.: Біол. науки. Херсон: Персей. 2006. Вип. 8. С. 309–315.
112. Щербак В.И, Майстрова Н.В. Структурная характеристика фитопланктона озерных экосистем Шацкого национального природного парка // Наук. праці Поліської ЛНДС «Проблеми екології лісів і лісокористування на Поліссі України». Житомир: Волинь, 1999. Вип. 6. С. 84-91.
113. Щербак В.И. Первичная продукция водорослей Днепра и его водохранилищ // Гидробиол. журн. 1996. 32, № 6. С. 3–15.
114. Щербак В.И., Плигин Ю.В., Бойко Т.М. и др. Санитарно-гидробиологическое состояние Корчеватских прудов в Киеве // Гидробиол. журн. 1986. Т. 22, №6. С. 94–96.
115. Щербак В.И., Семенюк Н. Е., Рудик-Леуская Н.Я. Акваландшафтное и биологическое разнообразие Национального природного парка «Нижнесульский», Украина / Под. ред. В. И. Щербака. 2014. Киев. Фитосоцицентр. 266 с.
116. Щербак В. І., Семенюк Н.Є. Індикація впливу урбанізації на водойми за різноманіттям фітопланктону // Доповіді НАН України. 2006. №12. С. 170–175.
117. Шкундина Ф.Б., Турьянова Р.Р. Фитопланктон водоемов Г. Уфы (Башкортостан, Россия) // Альгология. 2009. Т. 19. №1. С. 66–67.

118. Шмаков В. М. Гидролого-экологические аспекты режима солнечной энергии в водохранилищах днепровского каскада. Киев: Наук. думка, 1988. 167 с.
119. Шмидт В.М. Статистические методы в сравнительной флористике. Ленинград: ЛГУ, 1980. 176 с.
120. Algae of Ukraine: diversity, nomenclature, taxonomy, ecology and geography. Vol. 1. Cyanoprocaryota, Euglenophyta, Chrysophyta, Xanthophyta, Raphidophyta, Phaeophyta, Dinophyta, Cryptophyta, Gaucocystophyta, and Rhodophyta. Eds. P.M. Tsarenko, S.P. Wasser, E. Nevo. Ruggell: Ganter Verlag, 2006. 713 p.
121. Algae of Ukraine: diversity, nomenclature, taxonomy, ecology and geography. Vol. 2. Bacillariophyta. Eds. P.M. Tsarenko, S.P. Wasser, E. Nevo. Ruggell: Ganter Verlag, 2009. 413 p.
122. Algae of Ukraine: diversity, nomenclature, taxonomy, ecology and geography. Vol. 3. Chlorophyta. Eds. P.M. Tsarenko, S.P. Wasser, E. Nevo. Ruggell: Ganter Verlag, 2011. 511 p.
123. Algae of Ukraine: diversity, nomenclature, taxonomy, ecology and geography. Vol. 4. Charophyta. Eds. P.M. Tsarenko, S.P. Wasser, E. Nevo. Ruggell: Ganter Verlag, 2014. 703 p.
124. Anneville O., Ginot V., Angeli N. Restoration of Lake Geneva: Expected versus observed responses of phytoplankton to decreases in phosphorus // Lakes and Reservoirs: Research and Management. 2002. 7(2). P. 67–80.
125. Anneville O., Pelletier, J.P. Recovery of Lake Geneva from eutrophication: Quantitative response of phytoplankton // Arch Hydrobiol. 2000. 148. P. 607-624.
126. Babu J.M, Getabu A.M, Nyaundi K jembe D, Boera P, Sitoki L, Mwayuli G.A, Omondi R.O, Olilo C.O. Phytoplankton distribution and abundance in small water bodies of the Lake Victoria Basin of Kenya // International Journal of Fisheries and Aquatic Studies. 2015. 2(6). P. 166-169.
127. Burchardt L., Messyasz B., Stępnia A. Diversity of phytoplankton community in Borsusa and Grundela ponds // Teka Kom. Ochr. Kszt. Środ. Przyr. 2006. 3. 35-40

128. Beklioglu M., Moss B. The impact of pH on interactions among phytoplankton algae, zooplankton and perch (*Perca fluviatilis*) in a shallow, fertile lake // *Freshwater Biology*. 1995. 33(3). 497–509.
129. Bukhtiyarova L. M. Diatoms of Ukraine. Inland waters. Kyiv, 1999. 133 p.
130. Council Directive 76/160/EEC of 8 December 1975 concerning the quality of bathing water: [Electronic resource]. Access mode: <http://eur-lex.europa.eu>.
131. Council Directive 91/676/EEC of 12 December 1991 concerning the protection of waters against pollution caused by nitrates from agricultural sources: [Electronic resource]. Access mode : <http://eur-lex.europa.eu>.
132. Dembowska E. A., Józefowicz S. Seasonal changes in phytoplankton and bioindices in the southern part of Lake Jeziorak (NE Poland) // *Oceanological and Hydrobiological Studies*. 2015. 44(1) P. 1-10.
133. Directive № 75/440/EEC of 16 June 1975 concerning the quality required of surface water intended for the abstraction of drinking water in the Member States : [Electronic resource]. Access mode: <http://eur-lex.europa.eu>.
134. Directive № 91/271/EEC of 21 May 1991 concerning urban waste-water treatment:[Electronic resource]. Access mode: <http://eur-lex.europa.eu>.
135. Edmondson W.T., Anderson G.C. and Peterson D.R. Artificial Eutrophication of Lake Washington // *Limnology and Oceanography*. 1956. 1. P. 47-53.
136. Ettl H. Chlorophyta. I. Phytomonadina / *Süßwasserflora von Mitteleuropa*. Jena: G. Fischer, 1983. Bd. 9. 625 s.
137. Ettl H. Xanthophyta. 1. Teil. / *Süßwasserflora von Mitteleuropa*. Stuttgart; New York: G. Fischer, 1978. Bd. 3 (1). 530 s.
138. European Commission. Communication from the Commission to the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions 'The urban dimension of EU policies — Key features of an EU urban agenda' (http://ec.europa.eu/regional_policy/sources/consultation/urb_agenda/pdf/comm_act_urb_agenda_en.pdf) accessed 16 October 2016.

139. Eurostat. Eurostat regional yearbook. 2015 (<http://ec.europa.eu/eurostat/en/web/products-statistical-books/-/KS-HA-15-01>) accessed 5 July 2016.
140. Genkal S.I., Scherbak V.I., Kravtsova O.V. Morphological variability in the populations of some species of the genus *Thalassiosira* Cl. (Bacillariophyta) in the urbanized water bodies of Ukraine. *International Journal on Algae*, 2018, 20 (2). P. 181–192.
141. Henry R., Tundisi J. G., Curi P.R. Effects of phosphorus and nitrogen enrichment on the phytoplankton in a tropical reservoir (Lobo Reservoir, Brazil) // *Hydrobiologia*. 1984. v. 118, n. 2. P. 177–185.
142. Hiddak F. Studies on Chlorococcal algae (Chlorophyceae) // *Biol. Pr. (Bratislava)*. 1977. 23, №4. 190 p.; 1984. 30, № 1. 308 p.
143. Huber-Pestalozzi G. Das Phytoplankton des Süßwassers. Systematik und Biologie. Part 4: Euglenophyceen. Stuttgart: Schweizerbart, 1955. 606 s.
144. Huber-Pestalozzi G. Diatomeen // *Die Binnengewässer Einzeldarstellungen aus Limnologie und ihren Nachbargebieten*. Stuttgart: Schweizerbart, 1942. Bd. 16. 549 s.
145. Klochenko P. D., Tsarenko P. M., Ivanova I. Yu. Peculiarities of Phytoplankton Species Composition in Water Bodies of the Goloseyevo National Natural Park (Kiev) // *Hydrobiological Journal*. 2010. Vol. 46. Issue 3. P. 36–44.
146. Komarek J., Fott B. Chlorophyceae (Grünalgen). Ordnung: Chlorococcales // *Die Binnengewässer Einzeldarstellungen aus Limnologie und ihren Nachbargebieten*. Stuttgart, 1983. Bd. 16: Das Phytoplankton des Süßwassers. Systematik und Biologie. T. 7, H. 1. 1044 s.
147. Kozak A., Kowalczywska-Madura K., Goldyn R., Czart A. Phytoplankton composition and physicochemical properties in Lake Swarzędzkie (midwestern Poland) during restoration: Preliminary results // *Arch. Pol. Fish.* 2014. 22. P. 17-28.
148. Krammer K., Lange-Bertalot H. Bacillariophyceae. 1. Teil: Naviculaceae Durchgesehener Nachdruck der 1. Auflage // *Süßwasserflora von Mitteleuropa*. T. 2 (1). Stuttgart, etc.: G. Fischer, 1997. 876 s.

149. Krammer K., Lange-Bertalot H. Bacillariophyceae. 2. Teil: Bacillariaceae, Epithemiaceae, Surirellaceae. Ergänzter Nachdruck der 1. Auflage // Süßwasserflora von Mitteleuropa. T. 2 (3). Stuttgart, etc.: G. Fischer, 1997. 612 s.
150. Krammer K., Lange-Bertalot H. Bacillariophyceae. 4. Teil: Achnanthaceae, Kritische Ergänzungen zu Navicula (Lineolatae) und Gomphonema Gesamtliteraturverzeichnis. Teil 1–4 // Süßwasserflora von Mitteleuropa. T. 2 (4). Stuttgart; Jena.: G. Fischer, 1991. 438 s.
151. Krienitz L., Kasprzak P., Koschel R. Long term study on the influence of eutrophication, restoration and biomanipulation on the structure and development of phytoplankton communities in Feldberger Haussee (Baltic lake district, Germany). *Hydrobiologia*, 330. 1996. P. 89-110.
152. Kuemmerlin R.E. Taxonomical response of the phytoplankton community of Upper Lake Constance (Bodensee-Obersee) to eutrophication and reoligotrophication In Lake Constance Characterization of an ecosystem in transition. 1998. P. 109-117.
153. Kureyshevich A. V. Response of Phytoplankton of Eutrophic Reservoirs to the Increase in the Content of Phosphorus and Nitrogen in Their Waters // *Hydrobiological Journal*. 2005. V. 41, №6, P. 3–22.
154. Kwiatkowski, R. E., & Roff, J. C. Effects of acidity on the phytoplankton and primary productivity of selected northern Ontario lakes // *Canadian Journal of Botany*. 1976. 54(22). P. 2546–2561. doi:10.1139/b76-274
155. Lehn H. Phytoplankton during the eutrophication phase of Lake Constance // *Verh. Ges. Oekol.* 1980. 8, 363-372.
156. Nweze N.O. Seasonal variations in phytoplankton populations in Ogelube Lake, a small natural West African Lake // *Lakes Reserv: Res. Manage.* 2006. 11. 63-72.
157. Pasztaleniec A., Phytoplankton in the ecological status assessment of European lakes – advantages and constraints // *Ochrona Srodowiska i Zasobów Naturalnych* 27(1). 2016. P. 26-36.
158. Pertti E. Phytoplankton of the national park lakes in central and southern Finland // *Annales Botanici Fennici*. 1995. Vol. 32, No. 3. P. 193-209.

159. Reynolds C.S. The ecology of phytoplankton. Cambridge University Press. 2006. 536 p.
160. Reynolds C.S., Huszar V.L., Naselli-Flores L. and Melo S. Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton // J. Phytopl. Res., 24. 2002. P. 417-428.
161. Shelyuk Yu. S. Phytoplankton structure and functioning in artificial water bodies of the town of Zhitomir / Yu. S. Shelyuk // Hydrobiological Journal. – 2014. – V. 50, № 4. – P. 15–27.
162. Schindler D.W., Mills K.H., Malley D.F., Findlay D.L., Shearer J.A., Davies I.J., Turner M.A., Linsey G.A., Cruikshank D.R. Long-term ecosystem stress: the effects of years of experimental acidification on a small lake // Science, 1985, v. 228, No 4706, P. 1395-1401.
163. Shcherbak V. I. Photosynthetic activity of dominant species of the Dnieper river phytoplankton // Hydrobiological Journal. 1999. V. 36, №2. P. 11–22.
164. Shcherbak V.I., Genkal S.I., Kravtsova O.V. Centric diatoms (Centrophyceae) of water bodies of urban agglomerations. Hydrob. Journ. 2018.Vol. 54, N 6. P. 43–54.
165. Sladeček V. System of water quality from the biological point of view // Ergebnisse der Limnol. 1973. V. 7. P. 1–128.
166. Sorensen T. A method of establishing groups of equal amplitude in plant sociology based on similarity of species content. Kongelige Danske videns, Selskab // Biol. Krifter. 1948. Vol. 5, № 4. P. 46–71.
167. Starmach K. Chrysophyceae und Haptophyceae. Süßwasserflora von Mitteleuropa. 1. Stuttgart, New York.: G. Fischer, 1985. 515 s.
168. Starmach K. Euglenophyta – Eugleniny // Flora Sladkovodna Polski. Warszawa. 1983. 3. 594 s.
169. Symons Celia C., et al. Nutrient limitation of phytoplankton communities in Subarctic lakes and ponds in Wapusk National Park, Canada // Polar Biology. 2012. vol. 35, no. 4. P. 481–89. (doi:10.1007/s00300-011-1092-0)

170. Tadonleke, R. D.; Lazzarotto, J.; Anneville, O.; Druart, J.-C. Phytoplankton productivity increased in Lake Geneva despite phosphorus loading reduction // *Journal of Plankton Research*. 2009. 31 (10). P. 1179–1194.
171. The uses of ecology: Lake Washington and beyond / by W.T. Edmundson, University of Washington Press, Seattle and London, 1991. 329 p.
172. Van Dam, H., A. Mertens, J. Sinkeldam. A coded checklist and ecological indicator values of freshwater diatoms from the Netherlands // *Neth. J. Aquat. Ecol.* 1994. 28: P. 117–133.
173. Wołoszyńska J. Glony okolic Kijowa // *Rozpr. Wydz. mat.–przyrodn. Polsk. Akad. umijetn.* – Ser. III, 20, Dz. B. Nauki Biol. Krakow, 1921. S. 127–140.

Продовження таблиці А.1

	Таксони	1	2	3	4	5	6	7	8	┐	┑	┓	┕	┗	┛	┝	┞	┟	┡
18	<i>Aphanizomenon elenkinii</i> Kisselev	B	-	-	-	β-o	-	-	Ha	-	-	-	-	-	+	+	+	+	-
19	<i>A. flos-aquae</i> (L.) Ralfs	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	+	+	-	+	+	+	+	+
	Anabaenaceae																		
20	<i>Anabaena aequalis</i> Borge	-	-	-	-	o-β	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-
21	<i>A. affinis</i> Lemmerm.	P	-	-	-	β	-	-	-	-	-	-	+	-	+	+	+	-	-
22	<i>A. flos-aquae</i> Bréb. in Bréb. et Godey	P	-	st	-	β	i	-	k	+	-	-	+	-	+	+	+	-	-
23	<i>A. spiroides</i> f. <i>crassa</i> (Lemmer.) Elenkin	P	-	-	-	-	i	-	k	-	-	-	-	-	-	+	+	-	-
	Cyanophyceae																		
	Chroococcales																		
	Gomphosphaerioideae																		
24	<i>Coelosphaerium kuetzinganum</i> Nägeli	P	-	-	-	β	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-
25	<i>Snowella lacustris</i> (Chodat) Komarek et Hindak	-	-	-	-	β	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+
	Merismopedioideae																		
26	<i>Aphanocapsa grevillei</i> (Hassal) Rabenh.	B,S	temp	-	-	o-β	hb	acf	k	-	+	-	-	-	-	-	-	+	-
27	<i>Merismopedia minima</i> Beck	B, S	-	-	-	-	-	-	a, Ha	-	-	-	-	-	+	+	-	-	+
28	<i>M. tenuissima</i> Lemmerm.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+
	Microcystaceae																		
29	<i>Microcystis aeruginosa</i> (Kütz.) Kütz.	P	-	-	-	o-α	hl	-	k	+	-	-	-	-	+	+	+	-	-
30	<i>M. pulverea</i> (Wood) Forti emend Elenkin	P-B, S	-	-	-	o-β	i	-	k	-	+	+	-	+	+	+	+	-	-
31	<i>M. smithii</i> Komárek et Anadn.	P	-	-	-	o-β	hb	-	k	+	-	+	-	-	-	+	-	-	-
32	<i>M. wesenbergii</i> (Komárek) Komárek	P	-	-	-	o-α	-	-	k	-	-	-	+	+	-	+	-	-	+

Продовження таблиці А.1

	Таксони	1	2	3	4	5	6	7	8	І	ІІ	ІІІ	ІV	V	VI	VII	VIII	IX	X
	EUGLENOPHYTA																		
	Euglenophyceae																		
	Euglenales																		
	Euglenaceae																		
1	<i>Astasia harrisii</i> E. G. Pringsh.	B	warm	st	-	-	-	acf	cb	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-
2	<i>A. oblonga</i> Skvortzov	B	-	st	-	-	-	-	cb,ea	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-
3	<i>E. acus</i> var. <i>acus</i> Ehrenb.	P	eterm	st	-	β	i	ind	k	-	-	+	+	+	+	+	-	-	+
4	<i>E. acus</i> var. <i>longissima</i> Deflandre	P-B, Ep	eterm	st-str	-	-	-	-	Ha	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+
5	<i>E. buharica</i> Kissellev	P	warm	st-str	-	-	-	-	cb	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+
6	<i>E. caudata</i> var. <i>caudata</i> Hubner	P	-	st-str	-	α	mh	ind	Ha, Pt, Nt	+	-	-	-	-	-	+	-	+	+
7	<i>E. caudata</i> var. <i>minor</i> Deflandre	P-B	warm	st-str	-	-	mh	ind	k	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+
8	<i>E. clara</i> Skuja	P-B	eterm	st-str	-	o	mh	-	Ha	-	-	+	-	+	-	-	-	+	-
9	<i>E. convoluta</i> Korshikov	P	-	st	-	α - β	-	ind	k	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-
10	<i>E. deses</i> Ehrenb. f. <i>deses</i>	P-B, S	-	st-str	-	m	mh	ind	k	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-
11	<i>E. geniculata</i> var. <i>geniculata</i> Dujard. emend. Schmitz	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	+
12	<i>E. granulata</i> var. <i>granulata</i> (G. A. Klebs) Schmitz	P	eterm	st-str	-	β - α	mh	ind	k	-	+	+	+	-	-	-	+	-	+

Продовження таблиці А.1

	Таксони	1	2	3	4	5	6	7	8	┐	┑	┓	┕	┗	┙	┛	┝	┟	┡
13	<i>E. gracilis</i> G. A. Klebs f. <i>gracilis</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	+	-	-	-	+	-	-
14	<i>E. limnophila</i> var. <i>limnophila</i> Lemmerm.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	+	-	-	-	+	+	-	-
15	<i>E. limnophila</i> var. <i>swirenkoi</i> (Arnoldi) T. G. Popova	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	+	-	-	+	-	-	-	-
16	<i>E. minima</i> Fr.	P-B	eterm	st	-	o	mh	alb	Ha	-	+	+	+	+	-	-	-	+	+
17	<i>E. oblonga</i> Schmitz	P	eterm	st-str	-	β	-	ind	Ha, Pt	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+
18	<i>E. obtusa</i> Schmitz	P-B, S	-	st	-	β-α	mh	-	Ha	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-
19	<i>E. oxyuris</i> f. <i>lata</i> (Christjuk) T. G. Popova	P-B	-	st	-	-	-	-	Ha	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-
20	<i>E. pascheri</i> Svirenko	P-B	eterm	st-str	-	β	-	ind	cb	-	+	+	-	-	-	-	-	-	-
21	<i>E. pavlovskoensis</i> (Elenk. et V. I. Poljansky) T. G. Popova	P-B	-	st-str	-	-	-	ind	cb	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-
22	<i>E. pisciformis</i> G.A. Klebs	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	+	-	+	+	-	+	+
23	<i>E. polymorpha</i> P. A. Dang.	P-B	eterm	st-str	-	α	-	ind	k	-	+	+	-	-	-	+	+	-	+
24	<i>E. parvula</i> Christjuk	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-
26	<i>E. spirogyra</i> var. <i>fusca</i> G. A. Klebs	P-B	-	st-str	-	-	-	-	k	-	-	-	-	-	+	+	-	-	-
27	<i>E. spirogyra</i> var. <i>spirogyra</i> Ehrenb.	P-B	-	st-str	-	β	i	-	k	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-
28	<i>E. viridis</i> Ehrenb.	P-B, S	eterm	st-str	-	i	mh	ind	k	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-
29	<i>L. globosa</i> France	P-B	-	st	-	-	-	-	Ha	-	+	+	+	-	+	+	+	+	+

Продовження таблиці А.1

	Таксони	1	2	3	4	5	6	7	8	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X
30	<i>L. globula</i> Perty	P-B	-	st-str	-	-	-	-	k	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+
31	<i>L. cylindrica</i> (Korsch.) M. A. Conrad	P-B	-	st	-	β-o	-	-	Ha	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+
32	<i>L. constricta</i> Matv.	P	warm	st	-	-	-	alb	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-
33	<i>L. fusiformis</i> (Carter) Lemmerm.	P	eterm	st-str	-	β	i	ind	k	-	-	-	-	-	-	-	+	+	+
34	<i>L. lata</i> (Y. V. Roll) T. G. Popova	P	-	st	-	-	-	ind	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+
36	<i>L. ovum</i> var. <i>ovum</i> (Ehrenb.) Lemmerm.	P	eterm	st	-	α-β	i	ind	k	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
37	<i>L. ovum</i> var. <i>angustata</i> (Delf.) M. A. Conrad	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	+	+
38	<i>L. ovum</i> var. <i>conica</i> Allogre et Lefevr.	P	-	-	-	β	-	-	-	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-
39	<i>L. ovum</i> var. <i>dimidio-minor</i> Delf.	-	-	-	-	-	-	-	-	+	+	+	-	-	-	-	+	-	-
40	<i>L. ovum</i> var. <i>discifera</i> M. A. Conrad	-	-	-	-	-	-	-	-	+	+	+	-	-	+	+	+	-	+
41	<i>L. ovum</i> var. <i>palatina</i> Lemmerm.	P	-	-	-	α-β	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	+	-	-
42	<i>L. ovum</i> var. <i>punctato-striata</i> Lemmerm.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-
68	<i>Ph. parvulus</i> G.A. Klebs	P	eterm	st-str	-	β	i	ind	Ha,P t,Nt	+	+	+	-	-	-	-	-	-	-
69	<i>Ph. pleuronectes</i> var. <i>hamelii</i> (Allorge et Lefevre)	P-B	-	st	-	-	-	-	-	+	+	+	-	-	+	-	-	-	-
70	<i>Ph. pleuronectes</i> var. <i>hyalinus</i> G.A. Klebs	P	-	st-str	-	-	-	ind	Ha	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-
71	<i>Ph. polytrophos</i> Pochm.	-	-	-	-	-	-	-	-	+	+	+	-	-	-	-	-	-	-
72	<i>Ph. raciborskii</i> Drezep.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-

Продовження таблиці А.1

	Таксони	1	2	3	4	5	6	7	8	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X
73	<i>Ph. megalopsis</i> Pochm.	P-B	-	st	-	-	-	-	Ha	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+
74	<i>Ph. mirabilis</i> Pochm	P	-	st-str	-	-	-	ind	-	+	+	+	+	-	+	+	+	+	+
75	<i>Ph. monilatus</i> var. <i>snecicus</i> A. Stokes in Lemmerm.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-
76	<i>Ph. hispidulus</i> f. <i>glabrus</i> Deflandre	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-
77	<i>Ph. setosus</i> France	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-
78	<i>Ph. skujae</i> Skvortsov	P-B	eterm	st-str	-	o-β	-	-	Ha	+	-	+	-	-	-	-	+	-	-
79	<i>Ph. striatus</i> France	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	+	-
80	<i>Ph. swirenkoi</i> Skvortsov	-	-	st-str	-	-	-	ind	Ha	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-
81	<i>Ph. tortuosus</i> Roll.	-	-	-	-	-	-	-	-	+	+	+	-	-	+	-	-	-	+
82	<i>Ph. triquetrus</i> (Ehrenb.) Dujard.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-
83	<i>Ph. undulatus</i> (Skvortsov) Pochm.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-
84	<i>Strombomonas borystheniensis</i> (Y. V. Roll) T. G. Popova	P-B	-	st-str	-	β	-	-	cb,R	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-
85	<i>S. deflandrei</i> (Y. V. Roll) Deflandre	P-B	warm	st-str	-	-	i	-	cb	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-
86	<i>S. fluviatilis</i> (Lemmerm.) Deflandre var. <i>fluviatilis</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	+
87	<i>S. subcurvata</i> (Proshk.-Lavr.) Deflandre	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+
88	<i>S. urceolata</i> (A. Stokes) Deflandre f. <i>urceolata</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-

Продовження таблиці А.1

	Таксони	1	2	3	4	5	6	7	8	І	ІІ	ІІІ	ІV	V	VI	VII	VIII	IX	X
90	<i>S. urceolata f. hyalina</i> (Svir.) Vetrova	P-B	-	st-str	-	-	-	-	cb	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-
91	<i>Trachelomonas abrupta</i> Svirenko	-	eterm	-	-	β	-	-	-	-	-	-	+	-	+	+	-	-	-
92	<i>T. armata</i> var. <i>armata</i> (Ehrenb.) F. Stein	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-
93	<i>T. armata</i> var. <i>heterospina</i> Svirenko	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-
94	<i>T. bulla</i> F. Stein	P	-	st-str	-	β-p	-	-	cb	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-
95	<i>T. corniformis</i> Y. V. Roll	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-
96	<i>T. dubia f. dubia</i> Svirenko emend. Deflandre	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-
97	<i>T. dubia f. lata</i> (Deflandre) T. G. Popova	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-
98	<i>T. dybowski</i> Drezep.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-
99	<i>T. globularis</i> (Averinzhev) Lemmerm	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-
100	<i>T. granulata</i> Svirenko	P	-	st-str	-	-	-	ind	cb, va, it	-	-	-	-	-	-	-	-	+	+
101	<i>T. fusisormis</i> A. Stokes	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-
102	<i>T. hispida</i> var. <i>crenulatocollis</i> (Szab.) T. G. Popova	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	+	-	-	+	+	-	-
103	<i>T. hispida</i> var. <i>granulata</i> Playfair	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	+	-	-	-
104	<i>T. hispida</i> var. <i>hispida</i> (Perty) F. Stein emend. Defla	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+
105	<i>T. hispida</i> var. <i>macropunctata</i> Skvotzov	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-
106	<i>T. hispida</i> var. <i>spinulosa</i> Skvortzov	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	+
107	<i>T. hispida</i> var. <i>volicensis</i> Drez.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-
108	<i>T. intermedia</i> P.A. Dang. f. <i>intermedia</i>									+	+	+	-	+	+	+	+	+	+
109	<i>T. intermedia f. papillifera</i> (T. G. Popova) T. G. Popova	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-
110	<i>T. lacustris</i> Drezep. emend Balech	-	eterm	-	-	o	-	hb	k	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-
111	<i>T. levefrei f. levefrei</i> Deflandre	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	+

Продовження таблиці А.1

	Таксони	1	2	3	4	5	6	7	8	І	ІІ	ІІІ	ІV	V	VI	VII	VIII	IX	X
112	<i>T. woycickii</i> var. <i>pusilla</i> Drezepolski	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	+
113	<i>T. oblonga</i> Lemmerm. var. <i>oblonga</i>	P	eterm	st-str	-	β - α	i	-	k	+	+	+	+	+	+	+	+	+	-
114	<i>T. oblonga</i> var. <i>ovalis</i> (Playfair) T. G. Popova f. <i>ovalis</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	+	-
115	<i>T. oblonga</i> f. <i>punctata</i> T. G. Popova	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	+	-	-	-	+
116	<i>T. ornata</i> (Svirenko) Skvortsov	-	-	-	-	β	-	-	-	+	-	-	-	+	+	-	-	+	+
117	<i>T. pavlovskoensis</i> (Poljanskij) Popova	P-B	eterm	st	-	β - α	-	ind	cb	-	-	-	-	-	+	-	+	-	-
118	<i>T. polymorpha</i> Skvortsov	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-
119	<i>T. planctonica</i> f. <i>planctonica</i> Svirenko	P	eterm	st-str	-	β -o	i	ind	k	-	-	+	+	-	+	+	-	+	+
120	<i>T. planctonica</i> f. <i>oblonga</i> (Drezep.) T. G. Popova	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	+
121	<i>T. playfairi</i> Deflandre	P-B	-	st-str	-	-	-	-	Ha,sz, Au	-	-	-	-	-	+	+	-	-	-
122	<i>T. reinhardtii</i> Svirenko	P	-	st	-	-	-	-	r, cb	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-
123	<i>T. scabra</i> Playfair	P-B	eterm	st	-	β	-	-	Ha,az	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-
124	<i>T. similis</i> A. Stokes	P-B	-	-	-	β	i	-	k	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-
125	<i>T. superba</i> f. <i>superba</i> Svirenko emend. Deflandre	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-
126	<i>T. zuberi</i> Koczwara	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-
127	<i>T. verrucosa</i> A. Stokes var. <i>verrucosa</i>	-	-	-	-	β	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-
128	<i>T. volvocina</i> var. <i>compressa</i> Drezep.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	+	-	-	-	-
129	<i>T. volvocina</i> var. <i>volvocina</i> Ehrenb.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+
130	<i>T. volvocina</i> var. <i>derephora</i> M.A. Conrad	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	+	+	+	+	+	+	+
131	<i>T. volvocina</i> var. <i>papillato-punctata</i> Skvortsov	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	+	-	+	-	-	+	-

Продовження таблиці А.1

	Таксони	1	2	3	4	5	6	7	8	┐	┑	┓	┒	┕	┗	┛	├	┝
132	<i>T. volvocina</i> var. <i>subglobosa</i> Lemmerm. Emend Svirenko	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	+	-	-	-
133	<i>T. wislouchii</i> Skvortsov emend. Deflandre	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+
	DINOPHYTA																	
	Dinophyceae																	
	Gymnodiniphycidae																	
	Gymnodiniales																	
	Gymnodiniaceae																	
1	<i>Woloszynskia pascheri</i> (Suchl.) Stosch	P	-	st	-	β-o	-	-	Ha	-	-	-	-	+	-	-	-	-
2	<i>Woloszynskia tenuissima</i> (Lauterborn) R.H.Thompson	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-
3	<i>Gymnodinium palustre</i> A. J. Schill.	-	-	-	-	o-β	-	-	-	-	-	-	+	-	-	+	-	-
4	<i>G. cnecoides</i> W. K. Harris	-	-	-	-	β	-	-	-	-	-	+	-	+	+	-	+	+
5	<i>G. uberrimum</i> (G.J. Allman) Kof. et Swezy	P	-	-	-	α	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-
6	<i>G. paradoxum</i> Schilling	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	+	+	-
	Gonyaulacales																	
	Ceratiaceae																	
7	<i>Ceratium hirundinella</i> (O.F.Müll.) Bergh	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	+	+	+	+	-
	Peridiniales																	
	Glenodiniaceae																	
8	<i>Glenodinium purvisculus</i> (Ehrenb.) F. Stein	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	+	-	-	+
9	<i>Sphaerodinium cinctum</i> (Ehrenb.) Wolosz.	P	-	st-str	-	o	-	-	Ha	-	-	-	+	+	+	-	+	-
	Peridiniaceae																	
10	<i>Peridiniopsis berolinense</i> (Lemmerm.) Bourr.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	+	+	+	+	+	+
11	<i>P. borgei</i> Lemmerm.	P	-	st	-	-	-	-	Ha	-	-	-	-	-	-	-	-	+
12	<i>P. elpatiewskyi</i> (Ostenf.) Bourr.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	+	-	+	-

Продовження таблиці А.1

	Таксони	1	2	3	4	5	6	7	8	┐	┑	┓	┕	┗	┙	┛	┝	┞	┠
	Chromulinaceae																		
1	<i>Chromulina rosanoffii</i> (Woronin) Buetschli	P	-	-	-	o	-	-	k	-	-	-	-	+	-	+	+	+	+
	Chrysococcaceae																		
2	<i>Chrysococcus rufescens</i> G.A.Klebs	P	-	-	-	o-β	^h b	-	k	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
3	<i>Kephyrion bacilliforme</i> Conrad	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-
4	<i>K. densatum</i> (W. G. G. Schmid) Bourr	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-
5	<i>K. moniliferum</i> (W.G.G. Schmid) Bourr.	-	-	-	-	o-β	-	-	-	-	-	-	+	+	+	+	+	+	+
6	<i>K. ovum</i> Pascher	-	-	-	-	β-o	-	-	-	-	-	-	+	+	+	+	+	+	+
7	<i>K. rubri-claustri</i> W. Conrad	B	-	-	-	o	^o h	-	-	-	-	+	+	+	+	+	+	+	+
	Ochromonadales																		
	Synuraceae																		
8	<i>Synura lapponica</i> Skuja	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	+
9	<i>S. uvella</i> Ehrenb. emend Korshikov	P	-	st	-	o-α	i	-	k	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+
	Dinobryonaceae																		
10	<i>Dinobryon bavaricum</i> O. E. Imhof	P	-	-	-	o	i	-	a-a	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-
11	<i>D. cylindricum</i> O. E. Imhof	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-
12	<i>D. divergens</i> O. E. Imhof	P	-	st-str	-	o-α	i	ind	k	-	-	-	+	+	+	-	+	-	+
13	<i>D. sertularia</i> Ehrenb.	P	-	-	-	o-α	i	-	k	-	-	-	+	+	+	-	-	-	-
14	<i>D. sociale</i> Ehrenb.	P	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	+	-	-
15	<i>Epipyxis proteus</i> (Wislouch) D. K. Hilliard et Asmund	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-
16	<i>Pseudokephyrion depressum</i> W. G. G. Schmid	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-
17	<i>P. latum</i> J. Schiller (W. G. G. Schmid)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	+	+

Продовження таблиці А.1

	Таксони	1	2	3	4	5	6	7	8	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X
18	<i>P. ovum</i> (Pascher et Ruttner) W.G.G. Schmid	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	+	+	+	+	-	+
19	<i>P. undulatum</i> (G.A.Klebs) Pascher	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-
	Ochromonadaceaea																		
20	<i>Ochromonas charkowiensis</i> Matv.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-
	BACILLARIOPHYTA																		
	Coscinodiscophyceae																		
	Talassiosirophycidae																		
	Thalassiosirales																		
	Stephanodiscaceae																		
1	<i>Cyclotella atomus</i> Hustedt	P-B	-	st-str	sp	o	hl	-	h	-	-	-	-	-	-	+	+	-	+
2	<i>C. stelligera</i> (Cleve et Grunow) Van Heurck	P-B	-	st	es	x	i	ind	k	-	-	+	+	+	-	-	+	-	-
3	<i>C. bodanica</i> Eulens. in O. Schneid.	P	-	st	-	x	i	ind	a, Ha	-	-	+	-	-	+	+	+	+	+
4	<i>C. meneghiniana</i> Kütz.	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+
5	<i>C. ocellata</i> Pantocsek	P-B	-	st	es	o	i	ind	k	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-
6	<i>Discostella pseudostelligera</i> (Hustedt) Houk & Klee	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	+	-	-
7	<i>Handmannia comta</i> (Ehrenberg) Kociolek & Khursevich	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-
8	<i>Stephanodiscus hantzschii</i> Grunow in Cleve et Grunow	-	-	-	-	-	-	-	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
9	<i>S. binderanus</i> (Kutz.) Willi Krieg.	P	-	-	-	β-o	hl	-	k	-	-	-	+	-	+	-	-	-	-
10	<i>S. delicatus</i> S.I.Genkal	-	-	-	sx	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	+	-	-
11	<i>S. invisitatus</i> Hohn & Hellermann	-	-	-	sx	o-β	-	-	-	-	-	-	-	-	+	+	-	-	+
12	<i>S. minutulus</i> (Kützing) Cleve & Möller	P	-	st	es	o-β	i	alf	k	-	-	-	-	-	+	+	+	+	+

Продовження таблиці А.1

	Таксони	1	2	3	4	5	6	7	8	┐	┐	┐	┐	┐	┐	┐	┐	┐	┐
13	<i>Cyclostephanos dubius</i> (Hustedt) Round	-	-	-	-	o-β	-	-	-	-	-	-	-	-	+	+	+	-	+
	Thalassiosiraceae																		
14	<i>Thalassiosira faurii</i> (Gasse) Hasle	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	+	+	-	+
15	<i>T. weissflogii</i> (Grunow) G.Fryxell & Hasle	P-B	-	-	sp	o	hl	alf	k	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-
	Coscinodiscophycidae																		
	Aulacoseirales																		
	Aulacoseiraceae																		
16	<i>Aulacoseira ambigua</i> (Grunow) Simonsen	P	-	st-str	sp	α-β	i	alf	k	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-
17	<i>A. granulata</i> var. <i>curvata</i> Grunow in Van Heurck	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	+	+	-	-
18	<i>A. granulata</i> (Ehrenb.) Simonsen var. <i>granulata</i>	P-B	temp	st-str	es	β-α	i	ind	k	-	-	+	+	-	+	+	+	+	+
19	<i>A. italica</i> (Ehrenb.) Simonsen	P-B	cool	st-str	es	β-o	i	ind	k	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-
20	<i>A. subarctica</i> (Otto Müller) E.Y.Haworth	P	-	st-str	-	α-β	i	-	a, k	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-
21	<i>Aulacoseira subborealis</i> (G. Nygaard) L. Denys, K. Muylaert & K. Krammer	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	+	-	-
	Melosirales																		
	Melosiraceae																		
22	<i>Melosira varians</i> C. Agardh	P-B	temp	st-str	es	α-β	hl	alf	k	-	-	-	-	+	-	+	+	-	-
	Fragilariophyceae																		
	Fragilariophycidae																		
	Fragilariales																		
	Fragilariaceae																		
23	<i>Fragilaria capucina</i> Desm.	B	-	-	es	o	i	alf	k	-	-	-	-	-	+	-	-	+	+

Продовження таблиці А.1

	Таксони	1	2	3	4	5	6	7	8	І	ІІ	ІІІ	ІV	V	VI	VII	VIII	IX	X
86	<i>Parlibellus delognei</i> (Van Heurck) E. J. Cox	B	-	-	es	x-o	i	alf	k	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+
	Diadesmidae																		
87	<i>Luticola cohnii</i> (Hilse in Rabenh.) D. G. Mann in Round, Crawford et Mann	B	-	ae	es	o	i	ind	k	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-
88	<i>L. nivalis</i> (Ehrenb.) D. G. Mann in Round, Crawford et Mann	B	-	ae	-	-	hl	ind	k	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+
89	<i>L. ventricosa</i> (Kütz.) D. G. Mann et Round, Crawford et Mann	B	-	-	-	x-o	hl	alf	k	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-
	Neidiaceae																		
90	<i>Neidium affine</i> (Ehrenb.) Pfitzer	B				o	i	alf	b	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-
91	<i>N. ampliatus</i> (Ehrenb.) Krammer in Krammer et Lange-Bert.	B	-	st	es	-	h b	ind	k	-	-	-	-	+	-	-	+	-	-
	Sellaphorineae																		
	Sellaphoraceae																		
92	<i>S. pupula</i> var. <i>capitata</i> (Hust.) Gerasimiuk comb. nova	B	temp	-	sp	-	hl	ind	k	+	+	-	-	+	-	-	-	-	+
93	<i>S. rectangularis</i> (W. Greg) Czam.	B	temp	-	sx	-	hl	ind	k	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-
	Pinnulariaceae																		
94	<i>Caloneis bacillum</i> (Grunow) Cleve	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-
95	<i>C. bacillum</i> var. <i>lancettula</i> (E. Schulz) Hust.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-
96	<i>C. silicula</i> (Ehrenb.) Cleve	P	-	st	sp	x	i	alf	k	-	-	+	+	+	-	-	-	-	-
97	<i>Pinnularia appendiculata</i> (C.Agardh) Cleve	B	-	-	es	x	i	ind	k	+	-	-	-	-	+	-	-	-	-
98	<i>P. divergens</i> W. Sm.	B	-	st	-	o-β	i	ind	a-a	-	-	-	+	-	-	-	+	-	-
99	<i>P. neimajor</i> var. <i>paludosa</i> (F. Meister) P. Tsarenko comb. nova	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-

Продовження таблиці А.1

	Таксони	1	2	3	4	5	6	7	8	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X
100	<i>P. gibba</i> (Ehrenb.) Ehrenb.	B	-	-	-	-	i	ind	b	-	-	+	-	-	-	+	+	-	-
101	<i>P. interrupta</i> W. Sm.	B	-	-	sp	β-o	i	acf	k	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-
102	<i>P. mayeri</i> Krammer	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-
103	<i>P. rangoonensis</i> (Grunow) Cleve	B	-	-	-	-	i	-		-	-	-	-	-	-	-	+	-	-
104	<i>P. subcapitata</i> W. Greg.	B	-	-	sp	x-o	i	ind	k	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-
105	<i>P. schroederi</i> (Hustedt) Cholnoky	P	-	-	es	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-
106	<i>P. viridis</i> (Nitzsch) Ehrenb.	P-B	temp	-	es	o-x	i	ind	k	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-
	Naviculineae																		
	Naviculaceae																		
107	<i>Hippodonta capitata</i> (Ehrenb.) Lange-Bert., D. Metzeltin et A. Witkowski	B	-	-	es	β-α	hl	alf	k	-	-	-	-	+	+	+	-	-	-
108	<i>H. costulata</i> (Grunow) Lange-Bert., D. Metzeltin et A. Witkowski	B	-	sx	-	-	hl	alf	b	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-
109	<i>H. hungarica</i> (Grunow) Lange-Bert., D. Metzeltin et A. Witkowski	P-B	-	-	sp	α-β	mh	alf	k	+	-	-	-	+	-	-	-	-	-
110	<i>H. luneburgensis</i> (Grunow) Lange-Bert., D. Metzeltin et A. Witkowski in Lange-Bert.	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-
111	<i>Navicula bacilliformis</i> Grunow	B	-	-	-	-	i	ind	k	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-
112	<i>N. cari</i> Ehrenb.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	+	-
113	<i>N. cincta</i> (Ehrenb.) Ralfs	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-
114	<i>N. capitatoradiata</i> H. Germ.	P-B	-	-	-	β	i	-	k	+	-	-	+	+	+	-	+	-	+
115	<i>N. crucicula</i> (W. Sm.) Donkin	B	-	-	-	-	mh	ind	k	-	+	-	-	-	-	-	-	+	-
116	<i>N. diluviana</i> Krasske	B	-	-	-	o	i	alf	k	+	+	+	-	-	+	+	+	+	-
117	<i>N. gregaria</i> Donkin	B	-	-	es	x-β	mh	alf	k	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
118	<i>N. kotschii</i> Grunov	B	warm	st-str	-	-	-	acf	k	+	+	-	-	-	-	+	-	-	-

Продовження таблиці А.1

[illegible]

Продовження таблиці А.1

	Таксони	1	2	3	4	5	6	7	8	І	ІІ	ІІІ	ІV	V	VI	VII	VIII	IX	X
	Catennlaceae																		
139	<i>Amphora ovalis</i> (Kütz.) Kütz.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	+	-	+	-	+
140	<i>A. libyca</i> Ehrenb.	B	temp	st	es	-	i	alf	k	-	-	-	-	-	-	-	+	-	+
141	<i>A. veneta</i> Kütz.	B	-	-	-	o	i	alf	k	-	-	-	+	+	+	+	+	-	-
142	<i>A. pediculus</i> (Kutz.) Grunow in A. W. F. Schmidt et al.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-
	Bacillariales																		
	Bacillariaceae																		
143	<i>Bacillaria paradoxa</i> J.F.Gmel. in Linne	P-B	-	-	es	o	mh	ind	k	-	-	-	+	+	-	-	-	-	-
144	<i>Tryblionella apiculata</i> Grunow in Cleve et Grunow	B	-	-	es	o-α	mh	alf	k	-	+	-	-	-	-	-	-	-	+
145	<i>T. angustata</i> W. Sm.	B	-	-	-	β-p	mh	alf	k	-	+	-	-	-	-	-	-	-	+
146	<i>T. navicularis</i> (Bréb. ex Kütz.) Ralfs in A. Pritch.	-	-	-	-	-	mh	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-
147	<i>Nitzschia acicularis</i> (Kütz.) W. Sm.	P-B	temp	-	es	o-β	i	alf	k	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+
148	<i>N. bremensis</i> Hustedt, nom. inval.	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-
149	<i>N. capitellata</i> var. <i>tenuirostris</i> (Grunow) Bukht.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-
150	<i>N. communis</i> Rabenh.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-
151	<i>N. intermedia</i> f. <i>actinastroides</i> (Lemmerm.) Lange-Bertalot	P-B	-	-	es	x	i	ind	k	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+
152	<i>N. Hantzshiana</i> Rabenh.	B	-	-	es	o-x	i	alf	b	+	+	-	+	-	-	-	-	+	+
154	<i>N. linearis</i> var. <i>linearis</i> W. Sm.	B	temp	-	es	x	i	alf	k	-	-	+	+	+	-	-	-	+	-

Продовження таблиці А.1

	Таксони	1	2	3	4	5	6	7	8	┐	┑	┓	┒	┕	┖	┗	┛	├	×
155	<i>N. linearis f. actinastroides</i> (Lemmerm.) Lange.-Bert.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+
156	<i>N. palea</i> (Kütz.) W. Sm.	P-B	temp	-	sp	o-x	i	ind	k	-	+	+	-	-	+	+	-	-	-
157	<i>N. paleacea</i> (Grunow) Grunow	P-B	-	-	es	β	i	alf	k	-	-	-	+	-	+	-	-	+	+
158	<i>N. pusilla</i> Grun.	P-B, S	-	-	es	x	-	-	k	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+
159	<i>N. recta</i> Hantzsch	B	-	st	es	x	i	alf	k	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-
160	<i>N. sigma</i> (Kütz.) W. Sm.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-
161	<i>N. sigmoidea</i> (Nitzch.) W.Sm.	P-B	-	-	-	o	i	alf	k	-	-	+	-	-	+	-	-	-	-
162	<i>N. vermicularis</i> (Kütz.) Hantzsh	B	-	-	-	o	i	alf	k	-	-	-	+	+	+	+	+	-	-
163	<i>N. umbonata</i> (Ehrenb.) Lange.-Bert.	P	-	st-str	-	β-o	-	-	k	-	+	-	-	+	-	-	-	+	-
	Rhopalodiales																		
	Epithemiaceae																		
164	<i>Rhopalodia gibba</i> (Ehrenb.) O. Müll.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	+	-	+
165	<i>Epithemia adnata</i> (Kütz.) Bréb. in Bréb. et P. Godey	B	temp	st	sx	β-α	i	alb	k	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-
166	<i>E. turgida</i> (Ehrenb.) Kütz.	B	temp	st	sx	o	i	alf	k	-	-	-	+	+	-	+	-	-	+
	XANTHOPHYTA																		
	Xanthophyceae																		
	Ophiocytiales																		
	Ophiocytaceae																		
1	<i>Centrtractus belonophorus</i> var. <i>belonophorus</i> Lemmerm.	P	-	st-str	-	o	-	-	k	-	-	+	-	-	+	+	-	-	+
2	<i>C. ellipsoideus</i> Starmach	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-
	Tribonematales																		
	Tribonemataceae																		
3	<i>Tribonema vulgare</i> Pascher	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-
	Mischococcales																		
	Pleurochloridaceae																		
4	<i>Goniochloris fallax</i> Fatt	P	-	st-str	-	β	-	-	k	-	-	-	+	-	-	-	+	-	-

Продовження таблиці А.1

[illegible]

Продовження таблиці А.1

	Таксони	1	2	3	4	5	6	7	8	┐	┑	┓	┒	┗	┕	┖	┗	┓	└
28	<i>Parapediastrium biradiatum</i> (Meyen) E. Hegew. In Buchheim et al.	P	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-
29	<i>P. boryanum</i> var. <i>boryanum</i> (Turpin) E. Hegew. in Buchheim et al.	P-B	-	st-str	-	o-α	i	ind	k	-	-	-	-	-	+	+	-	-	-
30	<i>Pseudopediastrium boryanum</i> var. <i>cornutum</i> (Racib.) P. Tsarenko comb. nova	P-B	-	st-str	-	o-α	-	-	k	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-
31	<i>Pediastrium angulosum</i> Ehrenberg ex Meneghini	P	-	-	-	o	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-
32	<i>Pediastrium duplex</i> Meyen var. <i>duplex</i>	P	-	st-str	-	o-α	i	ind	k	-	-	-	+	+	+	+	+	-	+
33	<i>P. duplex</i> var. <i>rugulosum</i> Racib.	P	-	-	-	-	-	-	Ha	-	-	-	-	-	+	+	+	-	+
34	<i>Stauridium tetras</i> (Ehrenb.) E. Hegew. in Buchheim et al.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-
35	<i>Monactinus simplex</i> var. <i>simplex</i> (Meyen) Corda	P-B	-	st-str	-	o-β	-	-	k	-	-	-	-	-	+	+	+	-	-
36	<i>M. simplex</i> var. <i>echinulatum</i> (Wittr. in Wittr. Et Nordst.) P. Tsarenko comb. Nova	P	-	st-str	-	-	-	-	Ha	-	-	-	-	-	+	+	+	-	-
37	<i>Chlorotetraedron incus</i> (Teiling) Komárek et Kováček	P-B	-	st-str	-	β	i	-	k	-	-	-	-	-	-	+	+	-	-
38	<i>Tetraëdron caudatum</i> (Corda) Hangs.	P-B	-	st-str	-	β	i	ind	k	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-
39	<i>T. minimum</i> (A. Braun) Hansg. var. <i>minimum</i>	P-B	-	st-str	-	β	i	-	k	-	-	-	+	+	+	+	+	+	-
40	<i>T. triangulare</i> Korshikov	P-B	-	st-str	-	β	i	-	k	-	-	-	-	-	+	+	+	+	+
	Selenastraceae																		
41	<i>Ankistrodesmus falcatus</i> (Corda) Ralfs	P-B	-	st-str	-	β	hb	-	k	+	+	+	-	+	+	-	+	-	-
42	<i>A. fusiformis</i> Corda ex Korschikov	P-B	-	st-str	-	β-o	i	-	k	-	-	+	-	-	-	-	+	+	-
43	<i>Hyaloraphidium contortum</i> var. <i>contortum</i> Pascher et Korschikov ex Korschikov	-	-	-	-	-	-	-	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
44	<i>Selenastrum gracile</i> Reinsch	P-B	-	st-str	-	o-α	-	-	k	-	-	-	+	-	-	-	+	-	+
45	<i>Kircshneriella lunaris</i> (Kirchn.) Moeb.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-
46	<i>K. obesa</i> (West) Schmidle	P-B	-	st-str	-	β	i	-	k	-	+	-	-	+	+	+	-	-	-

Продовження таблиці А.1

	Таксони	1	2	3	4	5	6	7	8	┐	┑	┓	┒	┕	┗	┛	├	┝
47	<i>Monoraphidium arcuatum</i> (Korschikov) <i>Hindák</i>	P-B	-	st-str	-	β	-	-	k	-	-	+	+	+	+	+	+	+
48	<i>M. griffithii</i> (Berk.) Komark.-Legn.in folt	P-B	-	st-str	-	β	-	-	k	+	+	+	-	-	-	+	-	+
49	<i>M. contortum</i> (Thur.) Komark.-Legn.	P-B	-	st-str	-	β	-	-	k	-	-	+	+	+	+	+	+	+
50	<i>M. minutum</i> (Nägeli) Komark.-Legn.	P-B	-	st-str	-	β-α	-	-	k	-	+	+	+	+	+	+	+	+
51	<i>M. komarkovae</i> Nygaard	P-B	-	st	-	-	-	-	Ha,Hn	-	-	-	-	-	-	+	-	+
52	<i>M. pusillum</i> (Printz) Komark.-Legn.	P-B	-	st-str	-	β	i	ind	k	-	-	-	-	-	-	+	-	-
53	<i>Raphidocelis contorta</i> (Schmidle) Marvan et al.	P-B	-	st-str	-	-	-	-	k	-	+	-	-	-	+	-	-	-
54	<i>Raphidocelis subcapitata</i> (Korschikov) <i>Nygaard et al.</i>	P-B	-	st-str	-	o-β	-	-	Ha,Nt	-	-	-	-	-	-	-	+	-
55	<i>R. sigmoidea</i> Hindak	P	-	st-str	-	-	-	-	b,mt	-	-	-	+	+	-	-	-	-
	Scenedesmaceae																	
56	<i>Acutodesmus acuminatus</i> (Lagerh.) P. <i>Tsarenko in Tsarenko et Petlovany</i>	P-B	-	st-str	-	β	i	ind	k	+	+	+	+	-	-	+	+	+
57	<i>A. acutiformis</i> (Schröder) Tsarenko & <i>D.M.John</i>	P-B	-	st-str	-	o-α	-	-	k	-	-	-	-	-	-	-	+	-
58	<i>A. obliquus</i> (Turpin) P. Tsarenko in Tsarenko <i>et Petlovany</i>	P-B	-	st-str	-	β	i	-	k	+	+	+	+	-	-	+	+	+
59	<i>A. pectinatus</i> (Meyen) P. Tsarenko in Tsarenko <i>et Petlovany</i>	P-B	-	st-str	-	β-α	-	-	k	+	+	+	+	-	+	+	+	+
60	<i>A. wisconsinensis</i> (G.M.Sm.) P. Tsarenko in <i>Tsarenko et Petlovany</i>	P	-	st	-	-	-	-	Ha,Pt	-	-	-	-	-	-	+	-	-
61	<i>Coelastrum astroideum</i> De Not.	P	-	st-str	-	β	-	-	k	+	-	-	+	-	+	+	+	-
62	<i>C. microporum</i> Nägeli	P-B	-	st-str	-	β	i	ind	k	+	+	+	+	+	+	+	+	+
63	<i>Hariotina reticulata</i> P.A.Dang.	P	-	-	-	-	i	-	b	-	-	-	-	-	-	+	-	-
64	<i>Desmodesmus abundans</i> (Kirchn.) Hegew.	P-B	-	st-str	-	o-α	-	-	k	+	-	-	-	-	-	-	+	-
65	<i>D. aculeolatus</i> (Reinsch) P. Tsarenko	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-

Продовження таблиці А.1

	Таксони	1	2	3	4	5	6	7	8	┐	┑	┓	└	┗	┙	┚	┛	├	×
66	<i>D. armatus</i> var. <i>armatus</i> (Chodat) E. Hegew.	P-B	-	st-str	-	o-α	-	-	k	-	-	-	-	+	-	+	-	-	-
67	<i>D. bicaudatus</i> (Dedus.) P. Tsarenko	P-B	-	st-str	-	β	-	-	k	+	-	+	+	+	+	+	+	-	+
68	<i>D. brasiliensis</i> (Bohlin) E.Hegew.	P-B	-	st-str	-	β	-	-	k	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-
69	<i>D. communis</i> (E.Hegew) E.Hegew. var. <i>communis</i>	P-B	-	st-str	-	-	-	-	Ha,Pt	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
70	<i>D. costato-granulatus</i> (Skuja) E. Hegew.	P-B	-	st-str	-	β	-	-	Ha,Pt, Nt	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-
71	<i>D. caudato-aculeolatus</i> (Chodat) P. Tsarenko	P	-	-	-	-	-	-	k	+	-	-	-	-	-	-	+	-	-
73	<i>Desmodesmus intermedius</i> (Chod.) Hegew.	P-B	-	st-str	-	β	-	-	k	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-
75	<i>D. magnus</i> (Meyen) P. Tsarenko	P	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	+	-	+	+	+	-
76	<i>D. microspina</i> (Chodat) P. Tsarenko in Petlovany et al.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-
77	<i>D. lefevrei</i> (Deflandre) S.S.An, T.Friedl & E.H.Hegewald	-	-	-	-	β	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-
78	<i>D. opoliensis</i> (P.G.Richter) E.Hegew. var. <i>opoliensis</i>	P-B	-	st-str	-	β	-	-	-	-	-	-	-	-	+	+	+	+	+
79	<i>D. perforatus</i> (Lemmermann) E.Hegewald	P-B	-	st-str	-	-	-	-	Ha, pt	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-
80	<i>D. protuberans</i> (F.E. Fritsch et Rich) E. Hegew.	P-B	-	st-str	-	-	-	-	Ha	-	-	+	+	-	-	+	-	-	+
81	<i>D. spinosus</i> (Chodat) et E. Hegew.	P-B	-	st-str	-	o-β	-	-	Ha,Nt	-	-	+	+	-	+	+	+	+	+
82	<i>D. subspicatus</i> (Chodat) E. Hegew et A. Schmidt in Hegewald et al. var. <i>subspicatus</i>									-	-	+	-	-	-	-	-	-	-

Продовження таблиці А.1

	Таксони	1	2	3	4	5	6	7	8	┐	┑	┓	┒	└	┕	┗	┘	┙	┚
83	<i>Enallax acutiformis</i> (B.Schröd.) Hindák var. <i>acutiformis</i>	-	-	-	-	o-α	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	+	-	-
84	<i>Scenedesmus arcuatus</i> Lemmerm. (Lemmerm.)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	+	+	+	+	-
85	<i>S. ellipticus</i> Corda	P-B, S	-	st-str	-	o-β	-	-	k	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-
86	<i>S. intermedius</i> var. <i>bicaudatus</i> (Roll) Hegew	-	-	-	-	β	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+
87	<i>S. obtusus</i> Meyen	P-B	-	st-str	-	β	-	-	Ha	-	+	-	+	+	+	+	+	+	+
88	<i>S. parvus</i> (G. M. Sm.) Bourr.	P-B	-	st-str	-	-	-	-	Ha	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-
89	<i>S. verrucosus</i> Y.V.Roll	P-B	-	st-str	-	β-o	-	-	k	-	-	-	-	-	-	+	+	-	-
90	<i>Crucigenia fenestrata</i> (Schmidle) Schmidle	P-B	-	st-str	-	β	-	-	Ha	+	-	+	-	-	+	+	+	-	-
91	<i>C. tetrapedia</i> (Kirchn.) West et G. S. West	P-B	-	st-str	-	o-α	i	ind	k	-	-	+	+	-	+	+	+	-	+
92	<i>Tetrastrum elegans</i> Playfair	P	-	st-str	-	o-β	i	-	k	-	-	+	+	-	+	-	+	+	-
93	<i>T. komarekii</i> Hindak	P-B	-	st-str	-	-	-	-	Ha,P t	-	-	+	+	+	-	+	-	+	-
94	<i>T. staurogeniaeforme</i> (Schröd.) Lemmerm.	P-B	-	st-str	-	β	i	-	k	-	-	+	-	+	-	+	+	+	-
95	<i>T. triangulare</i> (Chodat) Komarek	P-B	-	st-str	-	β	-	-	k	-	-	-	-	-	-	-	+	+	+
96	<i>Pseudodidymocystis planctonica</i> (Korschikov) <i>E. Hegew. et Deason</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
	Mychonastaceae																		
97	<i>Pseudodictyosphaerium jurisii</i> (Hindák) Hindák	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	+
	Neochloridaceae																		
98	<i>Golenkinia radiata</i> Chodat	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	+	-	-	+
	Trebouxiophyceae																		
	Chlorellales																		
	Chlorellaceae																		
99	<i>Actinastrum hantzschii</i> Lagerh.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	+	+	-	+	+
100	<i>Dictyosphaerium pulchellum</i> Wood	P-B	-	st-str	-	β	i	ind	k	-	-	-	+	+	+	+	+	+	+

Продовження таблиці А.1

[illegible]

Продовження таблиці А.1

	Таксони	1	2	3	4	5	6	7	8	І	ІІ	ІІІ	ІV	V	VI	VII	VIII	IX	X
123	<i>Oedogonium plagiostomum</i> Wittr. Ex Him	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-
	CHAROPHYTA																		
	Zygnematophyceae																		
	Zygnematales																		
	Zygnemataceae																		
	Gonatozygaceae																		
1	<i>Gonatozygon kinahanii</i> (W.Archer) Rabenhorst	P-B	-	st-str	-	-	-	-	Ha	-	-	-	+	+	+	-	+	-	+
	Desmidiiales																		
	Desmidiaceae																		
2	<i>Cosmarium granatum</i> var. <i>nordstedtii</i> Hansgirg	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-
3	<i>C. laeve</i> Rabenhorst	B	-	st-str	-	o-α	hb	ind	k	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-
4	<i>C. margaritatum</i> (P.Lundell) J.Roy & Bisset	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-
5	<i>C. margaritifera</i> Meneghini ex Ralfs	B	-	-	-	-	i	-	k	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-
6	<i>C. subprotumidum</i> Nordstedt	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-
7	<i>C. subrectangulare</i> Grun. in Rabenh.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-
8	<i>C. reniforme</i> (Ralfs) W.Archer	P-B	-	st-str	-	o	hb	-	k	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-
9	<i>C. venustum</i> (Bréb.) W.Archer in Prich.	P-B	-	-	-	-	-	acf	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-
10	<i>Cosmoastrum coarctatum</i> (Bréb.) Pal.-Mordv.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-
11	<i>C. muticum</i> (Bréb. ex Ralfs)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-
12	<i>C. orbiculare</i> (Ehrenb. ex Ralfs)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	+	+	+
13	<i>Closterium aciculare</i> T.West	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	+	-	-	-
14	<i>C. cornu</i> Ehrenberg ex Ralfs	-	-	-	-	o-x	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-
15	<i>C. ehrenbergii</i> Meneghini ex Ralfs	P-B	-	st-str	-	o-α	hb	ind	k	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+
16	<i>C. incurvum</i> Bréb.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-
17	<i>C. acutum</i> var. <i>linea</i> (Perty) West & G.S.West	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	+	-

Продовження таблиці А.1

	Таксони	1	2	3	4	5	6	7	8	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X
18	<i>C. acutum</i> var. <i>variabile</i> (Lemmermann) Willi Kreiger	B	-	st-str	-	β	-	-	Ha,Pt, Au, Hn	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-
19	<i>C. gracile</i> Brébisson ex Ralfs	P	-	st-str	-	o-x	hb	acf	k	-	-	-	-	-	+	+	-	-	-
20	<i>C. leibleinii</i> Kützing ex Ralfs	P-B	-	-	-	α - β	i	-	k	-	-	-	+	-	-	-	-	-	+
21	<i>C. lineatum</i> Ehrenberg ex Ralfs	P	-	-	-	o	-	acf	k	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-
22	<i>C. parvulum</i> Nägeli	P-B	-	-	-	β	i	-	k	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-
23	<i>C. pseudolunula</i> var. <i>spetsbergense</i> (Borge) Petlovany	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	+	-	-	-	-	-
24	<i>C. tumidulum</i> F.Gay	P-B	-	-	-	-	-	acf	k	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-
25	<i>S. boreale</i> West & G.S.West	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	+	-
26	<i>S. gracile</i> Ralfs ex Ralfs	P	-	st	-	o- β	i	-	k	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-
27	<i>S. inflexum</i> Brébisson	P	-	-	-	-	i	-	b	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-
28	<i>S. neglectum</i> G.S.West	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-
29	<i>S. paradoxum</i> Meyen ex Ralfs	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	+	+	-	-
30	<i>S. platycerum</i> Joshua	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-
31	<i>S. pseudopelagicum</i> West & G.S.West	P	-	-	-	-	hb	-	a-a	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-
32	<i>S. tetracerum</i> Ralfs ex Ralfs	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	+	-	-	-
33	<i>S. aversus</i> (P.Lundell) S.Lillieroth	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-
34	<i>S. crassus</i> (West & G.S.West) S.Lillieroth	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-
35	<i>S. glaber</i> (Ralfs) Teiling	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	+	-	-
36	<i>S. megacanthus</i> (P.Lundell) Thunmark	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-

Продовження таблиці А.1

	Таксони	1	2	3	4	5	6	7	8	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X
37	<i>S. lunatus (Wolle) Teiling</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	+	-	-	-
38	<i>S. pterosporus (P.Lundell) Bourrelly</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-
39	<i>S. sellatus (Teiling) Teiling</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-
40	<i>Cosmoastrum hirsutum (Ehrenberg) Palamar-Mordvintseva</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-
41	<i>C. muticum (Brébisson) Palamar-Mordvintseva ex Petlovany</i>	B	-	-	-	-	i	-	k	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-
42	<i>C. turgescens (De Notaris) Palamar-Mordvintseva</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-
43	<i>Euastrum insulare (Wittrock) J.Roy</i>	P	-	-	-	o	hb	-	k	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-

Примітки. Еколого-географічні характеристики водоростей:

1 – Біотопічна приуроченість: P- планктонні, B – бентосні, P-B- планктонно-бентосні;

2 – температурна приуроченість: etern – евритермені, temp - помірні, cool - холодолюбні, warm – теплолюбні;

3 – Реофільність (текучість вод): str швидкотекучі, st-str – повільнотекучі, st – стоячі;

4 – Група індикаторів по Ватанабе: sx – сапроксен, sp – сапрофіл, es – еврисапроб;

5 – Зона сапробності: x – ксеносапробіонт, x-o - ксено-олігосапробіонт, o-x - оліго-ксеносапробіонт, x – ксеносапробіонт, x-o - ксено-олігосапробіонт; o-x - оліго-ксеносапробіонт, x-b - ксено-бетамезосапробіонт, o – олігосапробіонт, o-b - оліго-бетамезосапробіонт, x-a- 1,55 - ксено-альфамезосапробіонт, b-o - бета-олігосапробіонт, o-a - оліго-альфамезосапробіонт, b – бетамезосапробіонт, b-a - бета-альфамезосапробіонт, a-o - альфа-олігосапробіонт, a – альфамезосапробіонт, a-b - альфаметамезосапробіонт; p – полісапробіонт, p-a - полі-альфасапробіонт,

6 – Галобність: mh – мезогалоб, oh – олігогалоб, i - індіферент, hl - галофіл, hb – галофоб;

7 – Ацидифікація: ind – індіферент, alf – алкаліфіл, alb – алкалібіонт, acf – ацидофіл;

8 – Географічна приуроченість: На – голарктичний, cb – циркумбореальний, k – космополіт, b – бореальний, a-a - аркто-альпійський.

Водойми:

I- став №1 у дендропарку «Олександрія», м. Біла Церква,

II – став №2 у дендропарку «Олександрія», м. Біла Церква,

III – став №3 у дендропарку «Олександрія», м. Біла Церква,

IV – став у ботанічному саду ЖНАЕУ, V – став у Крошнянському дендропарку м. Житомира,

VI – став «Вигода» на околиці м. Житомира, VII – Соколівський став,

VIII – озеро Бабине, м. Київ, IX – озеро Опечень II, м. Київ, X – став у парку «Нивки» м. Києва.

Таблиця А.2

Мінімальні й максимальні (у чисельнику) та середні значення (у знаменнику) біомаси (мг/дм³) фітопланктону водойм м. Києва у 2004–2005 та 2016 рр. [47]

Відділи	оз. Бабине		оз. Опечень		став у парку «Нивки»	
	2004-2005 рр.	2016 р.	2004-2005 рр.	2016 р.	2004-2005 рр.	2016 р.
<i>Cyanophyta</i>	<u>0 – 1,143</u> 0,25 (3%)	<u>0 – 0,52</u> 0,13 (7%)	<u>0 – 19,3</u> 1,60 (19%)	<u>0 – 21,11</u> 2,31 (23%)	<u>0 – 4,19</u> 0,61 (3%)	<u>0 – 0,80</u> 0,09 (2%)
<i>Euglenophyta</i>	<u>0.01 – 5,5</u> 1,01 (12%)	<u>0 – 0,48</u> 0,12 (6%)	<u>0 – 3,50</u> 0,51 (6%)	<u>0 – 102,24</u> 5,92 (59%)	<u>0 – 97,72</u> 7,31 (35%)	<u>0,009 – 22,68</u> 2,45 (40%)
<i>Chrysophyta</i>	<u>0 – 3,05</u> 0,34 (4%)	<u>0 – 0,35</u> 0,04 (3%)	<u>0 – 2,65</u> 0,16 (2%)	<u>0 – 0,02</u> 0,002 (0,02%)	<u>0 – 35,5</u> 4,7 (23%)	<u>0 – 0,58</u> 0,06 (1%)
<i>Xanthophyta</i>	<u>0 – 0,05</u> 0,008 (<1%)	<u>0 – 0,01</u> 0,0005 (<1%)	<1%	не виявлено	не виявлено	<u>0 – 0,006</u> (<1%)
<i>Bacillariophyta</i>	<u>0 – 4,25</u> 0,65 (8%)	<u>0,01 – 3,38</u> 0,50 (26%)	<u>0,001 – 22,92</u> 1,69 (20%)	<u>0 – 1,41</u> 0,32 (3%)	<u>0 – 12,40</u> 2,17 (10%)	<u>0,01 – 5,30</u> 0,72 (12%)
<i>Dinophyta</i>	<u>0 – 87,8</u> 4,83 (58%)	<u>0 – 3,70</u> 0,62 (33%)	<u>0 – 8,15</u> 0,62 (7%)	<u>0 – 0,26</u> 0,06 (0,6%)	<u>0 – 5,23</u> 0,57 (3%)	<u>0 – 3,88</u> 0,59 (10%)
<i>Chlorophyta</i>	<u>0,01 – 6,02</u> 1,19 (14%)	<u>0,04 – 1,03</u> 0,34 (18%)	<u>0,09 – 48,62</u> 3,67 (44%)	<u>0,25 – 3,39</u> 1,39 (14%)	<u>0,14 – 22,23</u> 2,12 (35%)	<u>0,14 – 22,23</u> 2,12 (35%)
<i>Charophyta</i>	<u>0 – 1,52</u> 0,13 (7%)	<u>0 – 1,52</u> 0,13 (7%)	не виявлено	<u>0 – 0,03</u> 0,004 (<1%)	<u>0 – 0,45</u> 0,045 (1%)	<u>0 – 0,45</u> 0,045 (1%)
<i>Cryptophyta</i>	<u>0 – 0,53</u> 0,08 (<1%)	не виявлено	<u>0 – 0,93</u> 0,07 (<1%)	не виявлено	<u>0 – 7,23</u> 0,38 (2%)	не виявлено
Всього:	<u>0,03 – 28,5</u> 8,36 (100%)	<u>0,13 – 4,75</u> 1,89 (100%)	<u>0,23 – 70,07</u> 8,33 (100%)	<u>0,49 – 126,10</u> 10,01 (100%)	<u>0,09 – 122,00</u> 20,86 (100%)	<u>0,66 – 30,42</u> 6,08 (100%)

Таблиця А. 3

Мінімальні й максимальні (у чисельнику) та середні значення (у знаменнику) чисельності (тис. кл/дм³) фітопланктону водойм м. Києва у 2004–2005 та 2016 pp. [47]

Відділи	оз. Бабинь		оз. Опечень		став у парку «Нивки»	
	<u>2004-2005 pp.</u>	<u>2016 p.</u>	<u>2004-2005 pp.</u>	<u>2016 p.</u>	<u>2004-2005 pp.</u>	<u>2016 p.</u>
<i>Cyanophyta</i>	<u>0 – 82435</u> 15967 (70%)	<u>0 – 6615</u> 1994 (48%)	<u>0 – 931770</u> 83274 (87%)	<u>0 – 306632</u> 33807 (84%)	<u>0 – 200096</u> 26839 (50%)	<u>0 – 10850</u> 1471 (29%)
<i>Euglenophyta</i>	<u>5 – 2378</u> 507 (2%)	<u>0 – 344</u> 82 (2%)	<u>0 – 480</u> 114 (<1%)	<u>0 – 46300</u> 2630 (7%)	<u>0 – 33720</u> 2674 (5%)	<u>11 – 3273</u> 479 (9%)
<i>Chrysophyta</i>	<u>0 – 10650</u> 855 (4%)	<u>0 – 299</u> 43 (1%)	<u>0 – 5325</u> 471 (0,5%)	<u>0 – 77</u> 7(0,02%)	<u>0 – 67815</u> 9111 (17%)	<u>0 – 608</u> 88 (2%)
<i>Xanthophyta</i>	<u>0 – 100</u> 19 (<1%)	<u>0 – 13</u> 0,67 (<1%)	<u>0 – 20</u> 0,6 (<1%)	не виявлено	не виявлено	<u>0 – 13</u> 0,6 (<1%)
<i>Bacillariophyta</i>	<u>0 – 5985</u> 1369 (6%)	<u>48 – 863</u> 338 (8%)	<u>10 – 22750</u> 2986 (3%)	<u>0 – 4278</u> 732 (2%)	<u>0 – 12012</u> 3597 (5%)	<u>29 – 7414</u> 862 (17%)
<i>Dinophyta</i>	<u>0 – 2475</u> 243 (1%)	<u>0 – 180</u> 36 (1%)	<u>0 – 1700</u> 90 (<1%)	<u>0 – 53</u> 10 (0,03%)	<u>0 – 1368</u> 103 (<1%)	<u>0 – 484</u> 69 (1%)
<i>Chlorophyta</i>	<u>25 – 24003</u> 3505 (15%)	<u>138 – 3972</u> 1612 (39%)	<u>100 – 127743</u> 9056 (9%)	<u>188 – 16975</u> 3171 (7%)	<u>12 – 62920</u> 12029 (22%)	<u>204 – 9264</u> 2112 (41%)
<i>Charophyta</i>	<u>0 – 47</u> 9 (0,2%)	<u>0 – 47</u> 9 (0,2%)	<u>0 – 48</u> 7 (0,02%)	<u>0 – 48</u> 7 (0,02%)	<u>0 – 171</u> 18 (<1%)	<u>0 – 171</u> 18 (<1%)
<i>Cryptophyta</i>	<u>0 – 1700</u> 192 (<1%)	не виявлено	<u>0 – 1600</u> 169 (<1%)	не виявлено	<u>0 – 14320</u> 745 (1,4%)	не виявлено
Всього:	<u>40 – 89415</u> 22656 (100%)	<u>683 – 10665</u> 4114 (100%)	<u>475 – 944818</u> 96159 (100%)	<u>1738 – 354315</u> 40368 (100%)	<u>1670 – 228256</u> 54098 (100%)	<u>476 – 17398</u> 5104 (100%)

ДОДАТОК Б

СПИСОК ПУБЛІКАЦІЙ ЗА ТЕМОЮ ДИСЕРТАЦІЇ

Статті у фахових виданнях

8. **Кравцова О. В.** Динаміка фітопланктону у міських водоймах з різним ступенем антропогенного навантаження. Наукові записки Тернопільського національного педагогічного університету імені Володимира Гнатюка. Сер. Біологія. 2016. Вип. 3/4 (67). С. 41–47.
9. **Кравцова О. В.,** Семенюк Н.Є. Багаторічна динаміка структурно-функціональних характеристик фітопланктону різнотипних водойм мегаполіса. Вісник Запорізького національного університету: збірник наукових праць. Біологічні науки. 2017. №1. С. 140–153. *(Збір, обробка та аналіз натурних даних, участь у написанні статті)*
10. Щербак В. І., **Кравцова О. В.** Особливості фітопланктону водойм міських лісопаркових зон. Біоресурси і природокористування. 2017. Т. 9, № 5-6. С. 17–25. *(Збір, обробка та аналіз натурних даних, участь у написанні статті)*
11. Shcherbak V.I., **Kravtsova O.V.,** Linchuk M.I. Assessment of the influence of high concentrations of nitrogen compounds on phytoplankton diversity in the ponds of the Oleksandriya natural park (the town of Bila Tserkva, Ukraine). Hydrob. Journ. 2018. Vol. 54, N 1. P. 19–32. *(Збір, обробка та аналіз натурних даних, участь у написанні статті)*
12. Genkal S.I., Scherbak V.I. & **Kravtsova O.V.** Morphological variability in the populations of some species of the genus *Thalassiosira* Cl. (Bacillariophyta) in the urbanized water bodies of Ukraine. International Journal on Algae, 2018, 20 (2). P. 181–192. *(Збір, обробка та аналіз натурних даних, участь у написанні статті)*
13. **Кравцова О. В.** Реакція фітопланктону ставів міських агломерацій на вплив різних антропогенних чинників. Наукові записки Тернопільського національного педагогічного університету імені Володимира Гнатюка. Сер. Біологія. 2018. Вип. 1 (72). С. 43 – 50.

14. Shcherbak V.I., Genkal S.I., **Kravtsova O.V.** Centric diatoms (Centrophyceae) of water bodies of urban agglomerations. *Hydrob. Journ.* 2018.Vol. 54, N 6. P. 43–54. *(Збір, обробка та аналіз натурних даних, участь у написанні статті)*

Матеріали та тези конференцій

9. **Кравцова О. В.** Особливості каскаду водойм державного Дендрологічного парку «Олександрія» (м. Біла Церква). Метеорологія, гідрологія, моніторинг довкілля в контексті екологічних викликів сьогодення: Мат. Всеукр. конф. для молодих учених (16-17 листопада, м. Київ). Київ: Ніка-Центр, 2016. С. 80 – 82.
10. **Кравцова О. В.** Весняний фітопланктон міських водойм з різним ступенем антропогенного навантаження. Сучасна гідроекологія: місце наукових досліджень у вирішенні актуальних проблем: збірник матеріалів III науково-практичної конференції для молодих вчених. Київ, 2016. С. 28 – 29.
11. **Кравцова О. В.** Оцінка стану водойм мегаполіса за різноманіттям фітопланктону. Охорона, збереження та відтворення біорізноманіття в умовах мегаполісу: матеріали міжнародної науково-практичної конференції, присвяченій 10-річчю створення національного природного парку «Голосіївський» (м. Київ, 7-8 вересня 2017 року). Харків: Видавництво «Діса Плюс», 2017. С. 48-52.
12. **Кравцова О. В.** Масовий розвиток водоростей водойм урбанізованих територій. Сучасна гідроекологія: місце наукових досліджень у вирішенні актуальних проблем: збірник матеріалів IV науково-практичної конференції для молодих вчених. Київ, 2017. С. 38–39.
13. **Кравцова О. В.** Флористична структура фітопланктону водойм різнотипних міських агломерацій. Сучасна гідроекологія: місце наукових досліджень у вирішенні актуальних проблем: збірник матеріалів V науково-практичної конференції для молодих вчених. Київ, 2018. С. 28–29.
14. **Кравцова О. В.** Різноманіття фітопланктону в залежності від ступеню урбанізованості території. Біологічні дослідження – 2017: Збірник наукових праць. Житомир: ПП «Рута», 2017. С. 129–130.

15. **Кравцова О. В.** Масовий розвиток динофітових водоростей як індикатор якості води, перспективи промислового використання. VIII Всеукраїнська науково-практична конференція молодих учених, аспірантів і студентів «Вода в харчовій промисловості»: Збірник тез доповідей VIII Всеукраїнської науково-практичної конференції молодих учених, аспірантів і студентів. Одеса: ОНАХТ, 2017. С. 55-56.
16. **Кравцова О. В.** Первинна продукція водойм м. Києва на прикладі озера Опечень II. Біологічні дослідження – 2018: Збірник наукових праць. Житомир: ПП «Рута», 2018. С. 180–181.