

НАЦІОНАЛЬНА АКАДЕМІЯ НАУК УКРАЇНИ
ІНСТИТУТ ГІДРОБІОЛОГІЇ

Кваліфікаційна наукова
праця на правах рукопису

Жорової Анни Вікторівни

УДК 581.526.323:556.53

ДИСЕРТАЦІЯ

**ПРОСТОРОВО-ЧАСОВА ДИНАМІКА ФІТОЕПІФІТОНУ ЛОТИЧНИХ І
ЛЕНТИЧНИХ ЕКОСИСТЕМ**

Спеціальність 091 Біологія

Галузь знань 09 Біологія

Подається на здобуття наукового ступеня доктора філософії

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



А.В. Жорова

Науковий керівник:

Семенюк Наталія Євгенівна,

доктор біологічних наук, старший дослідник

Київ – 2026

АНОТАЦІЯ

Жорова А.В. Просторово-часова динаміка фітоепіфітону лотичних і лентичних екосистем. – Кваліфікаційна наукова праця на правах рукопису.

Дисертація на здобуття наукового ступеня доктора філософії зі спеціальності 091 Біологія. – Інститут гідробіології НАН України, Київ, 2026.

Дисертаційна робота присвячена встановленню особливостей просторово-часової динаміки фітоепіфітону лотичних і лентичних екосистем у залежності від впливу провідних екологічних чинників (на прикладі р. Рось та її допливів і Канівського водосховища).

На р. Рось дослідження проводили в 2023 р. Досліджувані ділянки включали основне русло р. Рось (включно із Верхнім Білоцерківським та Білоцерківським середнім водосховищами) та найбільші її допливи – річки Кам'янка і Протока.

На Канівському водосховищі дослідження проводили у 2023–2024 рр. у додатковій мережі його верхньої частини на чотирьох ділянках, які характеризуються різним ступенем сполученості: прируслова ділянка водосховища нижче затоки Собаче Гирло, заболочена ділянка на вході до затоки, затока та «ізольована» водойма біля затоки.

За результатами вивчення фітоепіфітону р. Рось із допливами та верхньої частини Канівського водосховища встановлено особливості структури та кількісного розвитку фітоепіфітону лотичних, перехідних і лентичних ділянок великої зарегульованої річки і водосховища Дніпра. Виявлено найбільш вагомі чинники, які визначають просторово-часову динаміку фітоепіфітону в досліджуваних екосистемах.

У р. Рось із допливами виявлено 230 видів (234 ввт, включно з номенклатурним типом виду) зі 107 родів, 59 родин, 35 порядків, 13 класів, 7 відділів; чисельність коливалась від 23 до 5847 тис. кл/10 см², а біомаса – від

0,008 до 7,364 мг/10 см². У верхній частині Канівського водосховища ідентифіковано 224 види (230 ввт) зі 100 родів, 50 родин, 31 порядку, 12 класів, 6 відділів; чисельність змінювалась від 4 до 1049 тис. кл/10 см², біомаса від 0,005 до 0,628 мг/10 см². Спільних видів між двома екосистемами зареєстровано 149, а коефіцієнт Серенсена складає 0,64.

Порівняльний аналіз фітоепіфітону лотичних, лентичних і «перехідних» ділянок показав тенденцію до зниження кількісного розвитку фітоепіфітону зі зменшенням ступеню проточності. Ця тенденція спостерігалась як у р. Рось та її допливах, так і в Канівському водосховищі, і проявилась у таких показниках як загальна чисельність, загальна біомаса фітоепіфітону, біомаса низькопрофільних та високопрофільних видів, а також деяких видів-домінантів (*Brebissonia lanceolata*, *Cocconeis placentula*, *Oedogonium* sp.). Це пояснюється тим, що водообмін сприяє постачанню біогенних елементів та розчинного кисню до фітоепіфітону, та обміну видами між угрупованнями. Крім того, такі низькопрофільні види як *Brebissonia lanceolata*, *Cocconeis placentula* міцно прикріплюються до субстрату і мають конкурентну перевагу в умовах течії. Водночас біомаса неприкріплених рухливих та планктонних форм не залежить від ступеню проточності.

Виявлено лотичні, «перехідні» і лентичні ділянки досліджуваних екосистем з різним характером часової динаміки: незарегульована ділянка р. Рось – максимум біомаси в середині літа; прируслова ділянка Канівського водосховища – мінімум біомаси в середині літа (період «цвітіння» води); заболочена водойма з дефіцитом кисню – поступове зниження біомаси від початку літа до осені.

Показано, що вплив просторових чинників на видову подібність угруповань фітоепіфітону залежить від гідрологічної сполученості між ділянками. У досліджуваній частині екосистеми р. Рось та її допливів є ділянки, між якими, з урахуванням напрямку течії, не може відбуватись обмін видами

водоростей водним шляхом (пасивне розселення). Наприклад, це різні допливи (р. Кам'янка і р. Протока), доплив і основне русло вище впадіння допливу. Тому на подібність угруповань фітоепіфітону достовірно впливає як географічна відстань, так і ступінь ізольованості ділянок. На відміну від р. Рось, у верхній частині Канівського водосховища навесні під час високого рівня води всі досліджувані ділянки є гідрологічно пов'язаними, навіть «ізольована» водойма має тимчасове сполучення з прирусловою ділянкою Канівського водосховища. Відповідно, між цими ділянками можливий обмін видами водним шляхом. Тому у водосховищі достовірний вплив ступеню ізольованості відсутній, і має значення лише географічна відстань.

Порівняння гідрохімічного режиму р. Рось та Канівського водосховища показало такі достовірні відмінності: у р. Рось вміст неорганічних форм азоту і фосфору, величина рН є достовірно вищими, ніж у Канівському водосховищі. Відповідно це впливає на просторовий розподіл фітоепіфітону. Так, встановлено низку достовірних кореляційних зв'язків між гідрохімічними показниками і характеристиками фітоепіфітону: наприклад, між вмістом розчинного кисню і біомасою різних екологічних гільдій водоростей (для планктонних – обернена, для високопрофільних – позитивна), між співвідношенням азот/фосфор та часткою чисельності різних відділів (для *Cyanobacteria* – обернена, для *Bacillariophyta* – позитивна). Це можна пояснити тим, що за літературними даними розвиток *Bacillariophyta* залежить від вмісту азоту, а *Cyanobacteria* можуть розвиватись за низького співвідношення N:P.

Встановлено, що вищий кількісний розвиток *Chlorophyta* у фітоепіфітоні р. Рось та її допливів, порівняно з Канівським водосховищем, пов'язаний з достовірно більшим вмістом неорганічних сполук азоту в річці та підтверджується прямими кореляціями між $N_{\text{неорг.}}$ та часткою *Chlorophyta* (для кількості видів $r = 0,55$ $p = 0,02$, для чисельності $r = 0,60$ $p = 0,009$).

Вперше оцінено комплексний вплив різних екологічних чинників на якісні і кількісні показники фітоепіфітону методом регресійного аналізу. У якості факторних (незалежних) змінних використано три групи показників:

- гідрохімічні показники (рН, кисень, вміст азоту, фосфору);
- гідрологічну характеристику. Оскільки це категоріальна змінна, кожній ділянці було умовно присвоєно бали залежно від її гідрологічного режиму: типово лотична ділянка (незарегульована річка) – 1 бал, типово лентична ділянка – 3 бали, перехідна ділянка – 2 бали;
- біотичний показник – проективне покриття рослин-субстратів.

У результаті отримано низку достовірних рівнянь регресії, якими можна описати просторово-часову динаміку фітоепіфітону. Найбільш значимими факторними змінними в порядку зниження значимості виявились: вміст $P_{\text{неорг.}}$, рН, вміст NH_4^+ , NO_3^- , гідрологічний режим та проективне покриття рослин-субстратів.

Вперше проаналізовано міжвидові зв'язки в угрупованні фітоепіфітону, для цього було розраховано коефіцієнти кореляції між величинами біомаси домінуючих видів водоростей у просторі і часі. Для обох екосистем встановлено низку достовірних позитивних кореляцій між величинами біомаси видів-домінантів фітоепіфітону і відсутність обернених кореляцій. Це вказує на переважання процесів співіснування видів в угрупованнях і відсутність вираженої конкуренції за біогенні елементи в евтрофних умовах. В умовах конкуренції за сонячну радіацію найбільш ефективно її використання досягається за рахунок ярусності угруповання.

Вперше досліджено вплив кількісного розвитку та структури зоофітосу на фітоепіфітон (на прикладі Канівського водосховища). На лентично-лотичних ділянках, що добре промиваються, з домінуванням гамарид, біомаса фітоепіфітону була вищою, ніж на лентичних ділянках з домінуванням легеневих молюсків, що пояснюється комплексним впливом абіотичних

чинників (характер водообміну) та біотичних чинників (ефективність виїдання водоростей). Серед видів-домінантів фітоепіфітону найбільш виражена різниця у величинах біомаси встановлена для міцно прикріпленої діатомеї *Coscinodiscus placentula*, яка вочевидь не доступна для споживання гамаридами, проте може ефективно споживатись молюсками. Це підтверджується оберненим зв'язком між біомасою *C. placentula* та біомасою альгодетритофагів на ділянках з домінуванням легеневих молюсків.

Результати оцінки якості води за фітоепіфітоном показали, що обидві екосистеми відповідають β -мезосапробній зоні, проте у р. Рось із допливами частка χ -о-сапробів є меншою, а β і α -сапробів – більшою, ніж у Канівському водосховищі, що свідчить про вищий вміст органічних речовин. Застосування трофічного діатомового індексу (TDI) дозволило встановити відмінності між лотичними ділянками і водосховищами р. Рось і допливів: у водосховищах індекс TDI був достовірно вищим, що свідчить про підвищення рівня трофності у водосховищах.

Встановлено особливості фітоепіфітону великої річки порівняно з водосховищем Дніпра:

- співвідношення відділів у флористичному різноманітті: у р. Рось з допливами частка Chlorophyta є достовірно вищою, а Bacillariophyta – нижчою, ніж у Канівському водосховищі, що пов'язано з достовірно вищим вмістом неорганічних сполук азоту в р. Рось і підтверджується достовірною кореляцією між $N_{\text{неорг.}}$ і часткою Chlorophyta.
- достовірно вища чисельність фітоепіфітону в р. Рось, ніж у Канівському водосховищі;
- у р. Рось та її допливах переважають полідомінантні угруповання, а в Канівському водосховищі – рівною мірою представлені як полідомінантні, так і олігодомінантні угруповання, що підтверджується

достовірними відмінностями у величинах індексу Шеннона. При цьому відмінності найбільш виражені в середині літа і восени.

Проведено порівняння результатів наших досліджень із даними, отриманими іншими дослідниками на інших допливах і водосховищах Дніпра. Встановлено, що чисельність і біомаса фітоепіфітону в Канівському водосховищі як за нашими, так і за літературними даними, дійсно є нижчими, ніж у допливах Дніпра (таких як Тетерів, Прип'ять, Сула) і нижчою, ніж у інших водосховищах Дніпровського каскаду. Це може бути пов'язано з тим, що Канівське водосховище є мезо-евтрофним. Водночас, чисельність фітоепіфітону р. Рось знаходиться на рівні з іншими допливами Дніпра. Таким чином, результати наших досліджень узгоджуються з узагальненими нами літературними даними.

Ключові слова: фітоепіфітон, річка Рось, Канівське водосховище, просторові чинники, екологічні чинники, обмін видів, біотичні взаємодії.

СПИСОК ПУБЛІКАЦІЙ ЗДОБУВАЧА

Статті у закордонних виданнях, індексованих у базах даних Web of Science Core Collection та/або Scopus

1. **Zhorova A.V.**, Hryhoriyeva H.Ye., Semenyuk N.Ye., Davydov O.A., Koziychuk E.Sh. Spatial dynamics and interrelations of contour algal communities in the upper section of the Kaniv Reservoir (Dnieper River, Ukraine). *Hydrobiol. J.* 2025. Vol. 61, N 4. P. 3–23. <https://doi.org/10.1615/HydrobJ.v61.i4> (Участь у натурних дослідженнях, камеральне опрацювання проб фітоепіфітону, участь в узагальненні матеріалів та написанні статті)
2. Semenyuk N.Ye., Davydov O.A., Hryhoriyeva H.Ye., **Zhorova A.V.**, Koziychuk E.Sh. Process of *Typha angustifolia* L. colonization by algae of various ecological groups in the river section of the Kaniv Reservoir (the Dnieper River, Ukraine). *Hydrobiol. J.* 2026. Vol. 62, N 1. P. 3–23. <https://doi.org/10.1615/HydrobJ.v62.i1.10> (Участь у натурних дослідженнях, камеральне опрацювання проб фітоепіфітону, участь в узагальненні матеріалів та написанні статті)

Статті у наукових фахових виданнях України

3. **Жорова А.В.** Якісний склад та просторовий розподіл фітоепіфітону р. Рось та її допливів (Україна). *Альгологія*. 2025. Т. 35, № 2. С. 128–147. <https://doi.org/10.15407/alg35.02.128>

Матеріали конференцій і тези доповідей

4. **Жорова А.В.**, Джус П.П. Підходи до оцінки якості води річки Протока за діатомовими водоростями фітоепіфітону. *Сучасна гідроекологія: місце наукових досліджень у вирішенні актуальних проблем: зб. наук. праць матеріали VI наук.-практ. конф. молодих вчених (Київ, 10–11 жовтня 2023 р.)*. Київ: Інститут гідробіології НАН України, 2023. С. 53–56.

5. **Жорова А.В.** Фітоепіфітон як біологічний індикатор кисневого режиму різнотипних ділянок Канівського водосховища. *Перспективи гідроекологічних досліджень в контексті локальних та глобальних наслідків ведення воєнних дій: матеріали IX з'їзду Гідроекологічного товариства України (18–20 вересня, 2024, м. Дніпро). Дніпро, 2024. С. 27–30.*
6. Григор'єва Г.Є., **Жорова А.В.**, Давидов О.А., Козійчук Е.Ш. Контурні водоростеві угруповання річкової ділянки Канівського водосховища (Україна). *Тернопільські біологічні читання – Ternopil Bioscience – 2024: Матеріали VII Міжнародної науково-практичної конференції, присвяченої 95-річчю від дня народження відомого вченого фізіолога, мікробіолога і популяризатора науки, професора Кузьми Миколайовича Векірчика, 18–19 квітня, 2024, м. Тернопіль. Тернопіль: Вектор, 2024. С. 317–323.*
7. Давидов О. А., Козійчук Е. Ш., Григор'єва Г. Є., **Жорова А. В.** Домінуючі комплекси мікрофітобентосу та фітоепіфітону заток Верхньої ділянки Канівського водосховища. *Science and society: modern trends in a changing world: Proceedings of the 2nd International scientific and practical conference, January 22–24, 2024, Viena, Austria: MDPC Publishing. 2024. MDPC Publishing. Vienna, Austria. 2024. Pp. 61–64.*

SUMMARY

Zhorova A.V. Spatial and temporal dynamics of epiphytic algae in lotic and lentic ecosystems. – Qualification research work with the manuscript copyright.

The thesis for a PhD degree in speciality 091 Biology. – Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine, Kyiv, 2026.

The thesis considers the patterns of spatial and temporal dynamics of epiphytic algae in lotic and lentic ecosystems depending upon the major ecological factors (case study of the Ros River with affluents and Kaniv Reservoir).

The field studies on the Ros River took place in 2023. The sections under study comprised the main channel of the Ros River (including the reservoirs) and the major affluents – the Kamianka River and the Protoka River.

The field studies on the Kaniv Reservoir were carried out in 2023–2024 in the additional network of its upper section at four sites, distinguished with different degree of flowage: the near-channel area of the reservoir downstream of Sobache Gyrlo bay, the marshy area near the entrance to the bay, the bay itself and the “isolated” pond near the bay.

The research findings have made it possible to determine the specifics of epiphytic algae structure and abundance in lotic, transitional and lentic sections of the large regulated river and the Dniپر reservoir, and to reveal the most important factors driving the spatial and temporal dynamics of epiphytic algae in the ecosystems under study.

In the Ros River and its affluents, a total of 230 species (234 infraspecies taxa including the nomenclature species type) from 107 genera, 59 families, 35 orders, 13 classes and 7 phyla have been identified; the cell count varied from 23 to 5847 thousand cells $\times 10 \text{ cm}^{-2}$, and biomass – from 0.008 to 7.364 mg $\times 10 \text{ cm}^{-2}$. In the upper section of the Kaniv Reservoir, a total of 224 species (230 infraspecies taxa) from 100 genera, 50 families, 31 orders, 12 classes and 6 phyla have been identified;

the cell count varied within 4 and 1049 thousand cells $\times 10 \text{ cm}^{-2}$, the biomass – within 0.005 and 0.628 mg $\times 10 \text{ cm}^{-2}$. The number of algal species common to both ecosystems made up 149, and the Sørensen similarity index was equal to 0.64.

The comparative analysis of epiphytic algal communities in lotic, lentic and transitional sections has shown that the algal abundance tends to decline with the flow decreasing. This trend was observed both in the Ros River with the affluents and in the Kaniv Reservoir and was manifested in such parameters as the total cell count, biomass of epiphytic algae, the biomass of low-profile and high-profile algae and some dominant species (*Brebissonia lanceolata*, *Cocconeis placentula*, *Oedogonium* sp.). This is because the water flow is favorable for nutrients and oxygen supply to epiphytic algae, and benefits species exchange among the communities. Besides, the such low-profile species as *Brebissonia lanceolata*, *Cocconeis placentula* are firmly attached to the substratum and have a competitive advantage over other species under conditions of flow. At the same time the biomass of unattached motile and planktonic forms does not depend on the flow degree.

The lotic, transitional and lentic areas of the ecosystems under study with different character of temporal dynamics: the unregulated section of the Ros River – the highest biomass in the middle of summer; the near-channel area of the Kaniv Reservoir – the lowest biomass in the middle of summer (the period of algal blooms), the marshy pond with oxygen deficiency – the gradual decrease of the biomass from early summer to autumn.

The effect of the spatial factors upon the epiphytic algae species similarity depends on hydrological connectivity between the sites. In the Ros River and its affluents there are sections between which the exchange of species by water (passive dispersal) is impossible, taking into account the flow direction. For example, this are different affluents (the Kamianka River, the Protoka River), the affluent and the main channel upstream of the affluent. Therefore the similarity of epiphytic algal community is significantly affected by both the geographic distance and the degree of

connectivity. Unlike the Ros River, in the upper section of the Kaniv Reservoir in spring, during the high water level, all the sites under study are hydrologically connected, and even the “isolated” pond has a temporal connection with the near-channel area of the Kaniv Reservoir. Thus, there can be an exchange of species between these sites by water. That is why, there is no significant effect of connectivity in the reservoir, and only the effect of geographic distance is important.

The comparison of the hydrochemical conditions in the Ros River and the Kaniv Reservoir has shown such statistically significant differences: in the Ros River the concentrations of inorganic nitrogen and phosphorus, the pH level were significantly higher than in the Kaniv Reservoir. The differences in hydrochemical conditions affect the spatial distribution of epiphytic algae. A number of significant correlations have been found between the hydrochemical parameters and the epiphytic algae characteristics: for example between the dissolved oxygen content and the biomass of different ecological guilds of algae (negative correlation for planktonic forms and positive correlation for high-profile forms), between the N/P ratio and the share of different phyla (negative correlation for Cyanobacteria and positive correlation for Bacillariophyta). This is because, according to the literature data, the growth of Bacillariophyta depends upon the nitrogen content, and Cyanobacteria can develop under the low N/P ratio.

It has been found that the higher abundance of Chlorophyta in the epiphytic algal communities of the Ros River and its affluents, as compared with the Kaniv Reservoir, is driven by the significantly higher inorganic nitrogen content in the river and is supported by positive correlations between $N_{\text{inorg.}}$ and the share of Chlorophyta (for the number of species $r = 0.55$ $p = 0.02$, for the cell count $r = 0.60$ $p = 0.009$).

The complex effect of various ecological factors upon the qualitative and quantitative characteristics of epiphytic algae has been estimated using the regression analysis technique. Three groups of variables were used as independent variables:

- hydrochemical variables (pH, dissolved oxygen, nitrogen, phosphorus);

– hydrological regime. Since this is a categorical variable, each site was given a score depending upon its hydrological conditions: typically lotic site (unregulated river) – 1 point, typically lentic site – 3 point, transitional site – 2 points;

– biotic variable – the foliage projective cover of substratum plants.

A number of significant regression equations have been obtained, which can describe the spatial and temporal dynamics of epiphytic algal communities. $P_{\text{inorg.}}$, pH, NH_4^+ , NO_3^- , hydrological regime and the foliage projective cover proved to be the most important independent variables.

The interspecies relations in the epiphytic algal communities have been analysed. For this purpose we calculated the correlation coefficients between the biomass values of the dominant species in space and time. A number of significant positive correlation have been found between the biomass values of different dominant species. No negative correlations have been found. It shows the prevalence of co-existence processes in the communities and the absence of evident competition for nutrients in the eutrophic conditions. The most efficient use of solar radiation by algae is attained due to the tier structure of the community.

The effect of the abundance and the structure of invertebrates upon epiphytic algae has been studied (case-study of the Kaniv Reservoir). A relationship has been found between the prevalence of different groups of herbivorous and detritivorous invertebrates and epiphytic algae biomass. At sites with good water exchange dominated by gammarids the biomass of epiphytic algae was higher than at stagnant sites dominated by pulmonate gastropods. The most prominent difference in biomass values has been recorded for the adnate diatom *Cocconeis placentula*, which is evidently unavailable for gammarids, but can be efficiently grazed by mollusks. This is supported by the inverse relation between the biomass of *C. placentula* and herbivorous and detritivorous invertebrates at sites dominated by pulmonate gastropods.

The water quality assessment according to epiphytic algae has shown that both ecosystems correspond to β -mesosaprobic zone, however in the Ros River and its affluents the share of χ -o-saprobies is lower, and β and α -saprobies higher, than in the Kaniv Reservoir, which is indicative of the higher organic matter content in the reservoir. The use of the Trophic Diatom Index (TDI) has made it possible to find differences between the lotic sections and the reservoirs of the Ros River and its affluents: in the reservoirs the TDI index was significantly higher.

We have identified a number of special features pertaining to epiphytic algal communities in the Ros River compared to the Kaniv Reservoir:

- the ratio of phyla in the floristic diversity: in the Ros River the share of Chlorophyta is significantly higher and Bacillariophyta – lower, than in the Kaniv Reservoir, which is related to significantly higher inorganic nitrogen content in the Ros River and supported by the correlation between $N_{\text{inorg.}}$ and Chlorophyta.
- significantly higher cell count of epiphytic algae in the Ros River than in the Kaniv Reservoir;
- in the Ros River and its affluents polydominant communities prevail, and in the Kaniv Reservoir both polydominant and oligodominant communities are represented equally. This is supported by significant differences in the Shannon index. The most evident differences are observed in the middle of the summer and in autumn.

We have compared our findings with the data obtained by other researcher at other affluents and reservoirs of the Dnieper. The cell count and biomass of epiphytic algae in the Kaniv Reservoir according to both our and literature data are indeed lower than in the Dnieper affluents (such as the Teteriv River, the Prypiat River, the Sula River) and lower than in the other reservoirs in the Dnieper Cascade. This may be related to the trophic state of the Kaniv Reservoir, which is eutrophic. At the same

time, the cell count of epiphytic algae in the Ros River is at the similar level with other affluents of the Dnieper. Thus, the findings of our research are in line with the literature data, summarized by us.

Key words: epiphytic algae, the Ros River, the Kaniv Reservoir, spatial factors, ecological factors, exchange of species, biotic interactions.

ЗМІСТ

ПЕРЕЛІК УМОВНИХ ПОЗНАЧЕНЬ, СИМВОЛІВ, ОДИНИЦЬ ВИМІРЮВАННЯ, СКОРОЧЕНЬ	18
ВСТУП	19
РОЗДІЛ 1 СТАН ВИВЧЕНОСТІ ПРОСТОРОВО-ЧАСОВОЇ ДИНАМІКИ ФІТОЕПІФІТОНУ ЛОТИЧНИХ І ЛЕНТИЧНИХ ЕКОСИСТЕМ (ОГЛЯД ЛІТЕРАТУРИ)	26
1.1. Перспективні напрямки дослідження фітоепіфітону в світі і в Україні	26
1.2. Огляд досліджень фітоепіфітону лотичних і лентичних екосистем	28
1.3. Просторово-часова динаміка фітоепіфітону в контексті теорії метаугруповань	32
1.4. Біотичні взаємодії в контурних водоростевих угрупованнях	33
1.5. Біотичні взаємодії фітоепіфітону з вищими трофічними рівнями в лотичних і лентичних екосистемах	34
РОЗДІЛ 2 МЕТОДИ І МАТЕРІАЛИ	38
РОЗДІЛ 3 ЯКІСНІ І КІЛЬКІСНІ ХАРАКТЕРИСТИКИ ФІТОЕПІФІТОНУ ЛОТИЧНИХ І ЛЕНТИЧНИХ ЕКОСИСТЕМ.....	51
3.1. Фітоепіфітон річки Рось та її допливів.....	51
3.1.1. Таксономічний склад фітоепіфітону р. Рось та її допливів.....	51
3.1.2. Кількісні характеристики: чисельність, біомаса, структура домінуючого комплексу фітоепіфітону р. Рось та її допливів.....	61
3.2. Фітоепіфітон Канівського водосховища	76
3.2.1. Таксономічний склад фітоепіфітону Канівського водосховища	76
3.2.2. Кількісні характеристики: чисельність, біомаса, структура домінуючого комплексу фітоепіфітону Канівського водосховища	86
3.2.3. Особливості часової динаміки фітоепіфітону Канівського водосховища в різних часових масштабах	97
3.3. Особливості фітоепіфітону лотичних і лентичних екосистем	101
РОЗДІЛ 4 ЗАЛЕЖНІСТЬ ПРОСТОРОВО-ЧАСОВОЇ ДИНАМІКИ ФІТОЕПІФІТОНУ ВІД ПРОСТОРОВИХ ТА ЕКОЛОГІЧНИХ ЧИННИКІВ ...	117
4.1. Порівняльний аналіз видового складу угруповань фітоепіфітону за індексами подібності/відмінності.....	117

4.1.1. Просторово-часовий аспект подібності / відмінності видового складу угруповань. Компоненти обігу видів та вкладеності видової структури	117
4.1.2. Роль сполученості/ізольованості ділянок, подібності/відмінності типу субстрату, гідрологічного режиму, характеру донних відкладів у формуванні відмінностей видового складу водоростевих угруповань	127
4.2. Вплив просторових чинників. Зниження подібності з відстанню	132
4.3. Вплив гідрохімічних чинників	141
4.4. Комплексний вплив екологічних та просторових чинників	155
4.4.1. Комплексний вплив просторових та гідрохімічних чинників на подібність видового складу фітоепіфітону	155
4.4.2. Комплексний вплив гідрохімічних, гідрологічних і біотичних чинників на якісні і кількісні характеристики фітоепіфітону	160
РОЗДІЛ 5 БІОТИЧНІ ВЗАЄМОДІЇ ФІТОЕПІФІТОНУ	167
5.1. Міжвидові взаємодії в угрупованні фітоепіфітону	167
5.2. Взаємозв'язок між фітоепіфітоном і угрупованнями зоофітосу.....	173
РОЗДІЛ 6 ОЦІНКА ЯКОСТІ ВОДИ ТА СТАНУ ДОСЛІДЖУВАНИХ ВОДНИХ ЕКОСИСТЕМ ЗА ФІТОЕПІФІТОНОМ	185
6.1. Річка Рось та її допливи.....	185
6.2. Канівське водосховище	192
6.3. Порівняльна характеристика якості води р. Рось та її допливів і Канівського водосховища	197
РОЗДІЛ 7 ПОРІВНЯЛЬНИЙ АНАЛІЗ ФІТОЕПІФІТОНУ НА РІВНІ ЕКОСИСТЕМ	202
ВИСНОВКИ.....	212
СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ.....	215
ДОДАТКИ.....	231
Додаток А. Список таксономічного різноманіття фітоепіфітону лотичних і лентичних ділянок Канівського водосховища та р. Рось	231
Додаток Б. Акт впровадження матеріалів дисертаційної роботи	248
Додаток В. Список публікацій здобувача	249

ПЕРЕЛІК УМОВНИХ ПОЗНАЧЕНЬ, СИМВОЛІВ, ОДИНИЦЬ ВИМІРЮВАННЯ, СКОРОЧЕНЬ

Ввт – внутрішньовидові таксони

П/п – проективне покриття

Пл/л – рослини з плаваючим листям

Пов/в – повітряно-водні рослини

Ст. – станція спостереження

K_{Sor} – індекс подібності Серенсена (для пари локальних угруповань)

K_{SOR} – множинний індекс подібності Серенсена

β_{Sor} – індекс відмінності (бета) Серенсена (для пари локальних угруповань)

β_{SOR} – множинний індекс відмінності (бета) Серенсена

β_{Sim} – індекс відмінності (бета) Сімпсона або індекс обігу видів (для пари локальних угруповань)

β_{SIM} – множинний індекс відмінності (бета) Сімпсона (індекс обігу видів)

β_{nes} – індекс вкладеності видової структури (для пари локальних угруповань)

β_{NES} – множинний індекс вкладеності видової структури

t – критерій Стюдента

p – рівень значимості

TDI – трофічний діатомовий індекс

T – діатомовий індекс трофічного статусу

S – діатомовий індекс сапробності

R – діатомовий індекс активної реакції водного середовища;

O – діатомовий індекс кисневого режиму

S_N (S_B) – індекс сапробності Пантле-Букк у модифікації Сладечека за чисельністю (біомасою) фітоепіфітону

H_B – індекс Шеннона за біомасою

ВСТУП

Обґрунтування вибору теми дослідження. Фітоепіфітон, як компонент контурних автотрофних (альго-) угруповань, що існують на розділі фаз «вода – твердий субстрат», відіграє важливу роль у біорізноманітті і функціонуванні водних екосистем, відрізняється високою чутливістю до впливу екологічних чинників [123] і використовується у світовій практиці для оцінки якості води та стану водних екосистем. Водночас, на сьогодні вивченню контурних водоростевих угруповань приділяється значно менша увага, ніж дослідженню фітопланктону [51]. Зокрема, недостатньо вивченими питаннями на даний час є: різні типи просторово-часової динаміки контурних альгоугруповань та чинники, що її визначають, спільності та відмінності між угрупованнями лотичних і лентичних екосистем [51]; біотичні взаємодії між видами в угрупованнях та з вищими трофічними рівнями [36].

Особливий інтерес становить аналіз просторової динаміки фітоепіфітону та обміну видами між угрупованнями у рівнинних річках із системою допливів та інших водних об'єктах з різним ступенем сполученості/ізольованості [52, 55].

В Україні фітоепіфітон прісноводних екосистем досліджувався співробітниками Інституту гідробіології НАН України, в основному роботи присвячені фітоепіфітону водних об'єктів басейну Дніпра [12, 17, 21, 98, 99, 100, 72, 106]. Дані щодо просторового розподілу представлені в основному для каскаду дніпровських водосховищ. При цьому не вивчені процеси, які лежать в основі просторової і часової динаміки (обіг видів / вкладеність видової структури).

Крім того, фітоепіфітон деяких річок України, у тому числі в басейні Дніпра, досліджено досить фрагментарно. Зокрема, для р. Рось найдетальніше досліджено фітоепіфітон ставків дендропарку Олександрія [73, 105], а також проводились разові дослідження фітоепіфітону ділянки р. Рось, прилеглої до

дендропарку Олександрія [25], та виключно таксономічні дослідження фітоепіфітону окремих ділянок річки з допливами [41, 42]. При цьому системне вивчення фітоепіфітону р. Рось та її допливів не проводилось, а просторовий розподіл таксономічного різноманіття фітоепіфітону на природних і зарегульованих ділянках річки лишається практично не описаним.

З огляду на це значний інтерес становить комплексне дослідження фітоепіфітону р. Рось із допливами (включаючи природні і зарегульовані ділянки) та встановлення його специфічних особливостей, порівняно з фітоепіфітоном водосховищ Дніпра, який є вивченим значно детальніше.

Зв'язок роботи з науковими програмами, планами, темами, грантами. Дисертаційну роботу виконано в рамках відомчих тем Інституту гідробіології НАН України: «Метаугруповання різнотипних водних об'єктів: особливості взаємодій вільноживучих та симбіотичних складових локальних угруповань гідробіонтів планктону та бентосу» (2021–2025 рр.) – № 0121U107947, «Біотичні взаємозв'язки як ключовий чинник формування структури метаугруповань вільноживучих та симбіотичних гідробіонтів» (2026–2030 рр.) – № 0126U001007.

Мета і завдання дослідження. *Мета роботи* – встановити особливості просторово-часової динаміки фітоепіфітону лотичних і лентичних екосистем у залежності від впливу провідних екологічних чинників (на прикладі різних ділянок р. Рось та верхньої частини Канівського водосховища).

Для досягнення поставленої мети необхідно було виконати такі *завдання*:

1. Вивчити видовий склад та кількісні характеристики фітоепіфітону р. Рось та її допливів, встановити його особливості порівняно з Канівським водосховищем.
2. Встановити особливості просторової динаміки фітоепіфітону залежно від географічної відстані та ступеню ізольованості водних об'єктів.

3. Проаналізувати просторову динаміку фітоепіфітону в зв'язку з екологічними чинниками (вмістом біогенних елементів, рН, концентрацією розчинного кисню, гідрологічним режимом, проективним покриттям вищих водних рослин).
4. Дослідити міжвидові взаємодії в угрупованні фітоепіфітону, виявити випадки співіснування та виключення видів.
5. Оцінити залежність динаміки фітоепіфітону від впливу вищого трофічного рівня – угруповань зоофітосу (на прикладі Канівського водосховища).
6. Оцінити якість води досліджуваних водних екосистем за фітоепіфітоном.

Об'єкт дослідження – фітоепіфітон лотичних і лентичних екосистем.

Предмет дослідження – якісні та кількісні характеристики, подібність видового складу фітоепіфітону лотичних і лентичних екосистем у залежності від впливу екологічних і просторових чинників.

Методи дослідження. У роботі використовували загальноприйняті в гідробіології, альгології методи відбору, камерального опрацювання проб водоростей, методи статистичного аналізу (кореляційний, кластерний, регресійний аналіз, встановлення достовірності різниці середніх величин).

При проведенні дослідження не було порушено біоетичні норми.

Наукова новизна отриманих результатів. Вперше проведено порівняльний аналіз фітоепіфітону великої річки (включаючи природні і зарегульовані ділянки) та водосховища Дніпра і встановлені достовірні відмінності у таких якісних і кількісних показниках:

- співвідношення відділів у флористичному різноманітті: у р. Рось з допливами частка Chlorophyta є достовірно вищою, а Bacillariophyta – нижчою, ніж у Канівському водосховищі, що пов'язано з достовірно

вищим вмістом неорганічних сполук азоту в р. Рось і підтверджується достовірною кореляцією між $N_{\text{неорг.}}$ і часткою Chlorophyta.

- достовірно вища чисельність фітоепіфітону в р. Рось, ніж у Канівському водосховищі;
- у р. Рось та її допливах переважають полідомінантні угруповання, а в Канівському водосховищі – рівною мірою представлені як полідомінантні, так і олігодомінантні угруповання, що підтверджується достовірними відмінностями у величинах індексу Шеннона. При цьому відмінності найбільш виражені в середині літа і восени.

Вперше проведено порівняльний аналіз розподілу різних екологічних гільдій фітоепіфітону лотичних, «перехідних» і лентичних ділянок і встановлено тенденцію до зменшення біомаси прикріплених високопрофільних і низькопрофільних видів від незарегульованих річок до заболочених непроточних ділянок.

Вперше проведено порівняльний аналіз просторової динаміки фітоепіфітону на ділянках р. Рось і Канівського водосховища, які мають різний ступінь ізольованості та розташовані на різній географічній відстані. При цьому застосовано методичний підхід до оцінки впливу просторового чинника на подібність водоростевих угруповань, розроблений відділом санітарної гідробіології та гідропаразитології, який для р. Рось раніше не застосовувався. Встановлено, що закономірність «зниження подібності видового складу з відстанню» для фітоепіфітону проявляється як у масштабі сотень метрів, так і в масштабі десятків кілометрів. Вплив ступеню ізольованості ділянок на подібність видового складу фітоепіфітону виражений у річці з допливами (неможливість обміну видами між деякими ділянками водним шляхом), і не проявляється у водосховищі, де завдяки коливанням рівня води всі досліджувані ділянки мають постійне або тимчасове сполучення.

Вперше оцінено комплексний вплив різних екологічних чинників на якісні і кількісні показники фітоепіфітону і отримано низку достовірних рівнянь регресії. Найбільш значимими факторними змінними для розвитку фітоепіфітону виявились гідрологічний режим, вміст нітратного, амонійного азоту, фосфору, рН та проективне покриття рослин-субстратів.

Вперше проаналізовано міжвидові зв'язки в угрупованні фітоепіфітону, достовірні прямі кореляції між біомасою низки домінуючих видів фітоепіфітону вказують на переважання процесів співіснування видів в угрупованні.

Вперше досліджено вплив кількісного розвитку та структури зоофітосу на фітоепіфітон. Встановлено достовірне зниження біомаси виду-домінанта – міцно прикріпленої діатомеї *Cocconeis placentula* на ділянках з домінуванням легеневих молюсків, порівняно з ділянками з домінуванням гамарид.

Вперше проведене комплексне дослідження фітоепіфітону р. Рось. Виявлено 230 видів (234 внутрішньовидових таксонів, включно з номенклатурним типом виду), які належали до 107 родів, 59 родин, 35 порядків, 13 класів, 7 відділів.

Практичне значення отриманих результатів. Результати досліджень фітоепіфітону р. Рось можуть бути використані при підготовці матеріалів до Програм екологічного оздоровлення басейну р. Рось, Плану дій щодо комплексного вирішення проблем басейну річки Рось на 2024–2030 роки, затвердженого розпорядженням Кабінету Міністрів України від 12.07.2024 р. № 648-р, у яких Інститут гідробіології НАН України бере участь як виконавець. Матеріали щодо сапробіологічної оцінки якості води р. Рось та її допливів за фітоепіфітоном були надані у відповідь на лист Міністерства економіки, довкілля та сільського господарства України від 26.09.2025 № 76-01/65193-03 про надання інформації щодо стану виконання Плану дій із вирішення проблем басейну р. Рось.

Наведений у Додатку А список видів, який включає 314 ввт з 7 відділів може слугувати для доповнення і розширення регіональних списків видів водоростей в Україні.

Матеріали щодо різноманіття фітоепіфітону та якості води Білоцерківського середнього водосховища були передані керівництву Дендропарку «Олександрія» та можуть бути використані парком для розробки наукових основ збереження, охорони та відтворення унікальних природних комплексів і водних екосистем (видано Акт впровадження – Додаток Б).

Особистий внесок здобувача. Здобувачка обґрунтувала тему, мету, завдання роботи, освоїла необхідні методи досліджень, провела відбір та камеральне опрацювання проб фітоепіфітону, виконала статистичне опрацювання та узагальнила отриманий матеріал, сформулювала основні положення роботи та висновки. Самостійно або в співавторстві підготувала до друку наукові праці, у яких викладено основний матеріал дисертації.

Права співавторів публікацій при написанні дисертації не порушені.

Апробація матеріалів дисертації. Результати роботи доповідались на VI науково-практичній конференції молодих вчених «Сучасна гідроекологія: місце наукових досліджень у вирішенні актуальних проблем» (Київ, 2023); IX з'їзді Гідроекологічного товариства України «Перспективи гідроекологічних досліджень в контексті локальних та глобальних наслідків ведення воєнних дій» (Дніпро, 2024); VII Міжнародної науково-практичної конференції «Тернопільські біологічні читання – Ternopil Bioscience – 2024» (Тернопіль, 2024), 2nd International scientific and practical conference «Science and society: modern trends in a changing world» (Вієна, Австрія, 2024), засіданнях Вченої ради Інституту гідробіології НАН України, наукових семінарах відділу санітарної гідробіології та гідропаразитології Інституту.

Публікації. Основні положення дисертаційної роботи відображено в 7 наукових публікаціях, із них 3 у фахових виданнях (у тому числі 2 статті у

міжнародному виданні, індексованому в базі даних Scopus), та 4 матеріали конференцій і тези доповідей.

Структура та обсяг дисертації. Дисертація складається зі вступу, 6 розділів, списку використаних джерел, який нараховує 124 найменування, у тому числі – 92 найменування англійською мовою, та додатку. Робота містить 57 таблиць і 47 рисунків. Обсяг основного тексту дисертації складає 172 сторінки, загальний обсяг роботи – 251 сторінка.

РОЗДІЛ 1

СТАН ВИВЧЕНОСТІ ПРОСТОРОВО-ЧАСОВОЇ ДИНАМІКИ ФІТОЕПІФІТОНУ ЛОТИЧНИХ І ЛЕНТИЧНИХ ЕКОСИСТЕМ (ОГЛЯД ЛІТЕРАТУРИ)

1.1. Перспективні напрямки дослідження фітоепіфітону в світі і в Україні

Контурні автотрофні (альго-) угруповання, що існують на розділі фаз «вода – твердий субстрат» і до яких належить фітоепіфітон, відіграють важливу роль у біорізноманітті і функціонуванні водних екосистем і відрізняються високою чутливістю до впливу екологічних чинників [123].

З практичної точки зору контурні водоростеві угруповання використовуються у світовій практиці для оцінки якості води і стану водних екосистем. В англomовній літературі часто всі прикріплені водоростеві угруповання позначаються терміном «фітобентос».

На сьогодні вивченню контурних водоростевих угруповань приділяється значно менша увага, ніж дослідженню фітопланктону. Наприклад, згідно з даними Інституту наукової інформації, Філадельфія (Institute for Scientific Information) кількість публікацій, присвячених фітопланктону озер, майже на порядок перевищує кількість публікацій, присвячених фітоперифітону озер. Так, проведений зазначеним інститутом літературний пошук за ключовими словами «фітопланктон + озера» дозволив знайти 9557 статей, а за ключовими словами «перифітон + озера» – лише 977 статей [51].

Аналіз публікацій у міжнародних рецензованих виданнях показує, що на сьогодні існує багато недостатньо вивчених проблем, пов'язаних зі структурою та функціонуванням контурних водоростевих угруповань, і відповідно ці проблеми вважаються перспективними напрямками досліджень. Зокрема:

– недостатньо досліджені різні типи просторово-часової динаміки, спільності та відмінності між контурними водоростевими угрупованнями лотичних і лентичних екосистем [51];

– практично не досліджені біотичні взаємодії: взаємозв'язки між видами в угрупованнях (співіснування, конкуренція, виключення) та взаємодії з вищим трофічним рівнем (безхребетними) [36];

Особливий інтерес становить аналіз просторової динаміки фітоепіфітону у рівнинних річках, що являють собою систему водних об'єктів з різним ступенем сполученості та, відповідно, різною можливістю обміну речовини та живих організмів [55]. У таких системах здатність видів до розселення і колонізації пов'язана головним чином з коливаннями рівня води, які зумовлюють з'єднання чи ізоляцію основного русла річки та заплавних водойм. У цьому контексті структура водоростевих угруповань є результатом впливу не тільки локальних чинників, але й інших процесів, які відбуваються в регіональному масштабі, а саме розселення видів [52, 55].

В Україні фітоепіфітон прісноводних екосистем досліджувався співробітниками Інституту гідробіології НАН України, в основному роботи присвячені фітоепіфітону водних об'єктів басейну Дніпра [12, 17, 21, 98, 99, 100, 72, 106]. Дані щодо просторового розподілу представлені в основному для каскаду дніпровських водосховищ. При цьому не вивчені процеси, які лежать в основі просторової і часової динаміки фітоепіфітону (заміщення одних видів іншими, втрата видів чи поява нових видів). Не досліджені біотичні взаємодії фітоепіфітону з вищим трофічним рівнем (безхребетними зоофітосу).

Крім того, фітоепіфітон деяких річок України, у тому числі в басейні Дніпра, досліджено досить фрагментарно. Зокрема, для р. Рось найдетальніше досліджено фітоепіфітон ставків дендропарку Олександрія [73, 105]. Встановлено, що видовий склад, кількісний розвиток фітоепіфітону та

структура його домінуючого комплексу суттєво відрізнялись у ставках з різним ступенем антропогенного забруднення [105].

Також проводились разові дослідження фітоепіфітону ділянки р. Рось, прилеглої до дендропарку Олександрія [25]. Фітоепіфітон окремих ділянок р. Рось та її допливів р. Росава та р. Протока послуговував матеріалом у комплексних альгологічних дослідженнях Київської височинної області [41, 42]. При цьому комплексні дослідження фітоепіфітону р. Рось та її допливів не проводились, а просторовий розподіл таксономічного різноманіття фітоепіфітону на природних і зарегульованих ділянках річки лишається практично невивченим.

1.2. Огляд досліджень фітоепіфітону лотичних і лентичних екосистем

Аналіз літературних даних показав, що особливості вегетації фітоепіфітону в лотичних і лентичних екосистемах є вивченими недостатньо, результати часто суперечливі, і з цього питання немає однозначних висновків.

Так, в Україні вплив гідродинамічних умов на фітоепіфітон досліджувався для транзитних і нетранзитних зон Канівського водосховища. Показано, що основними чинниками, які пригнічують розвиток фітоепіфітону основного русла річкової частини, включають високі швидкості течії, зумовлені попусками води з ГЕС, і коливання рівня води, а в затоках річкової частини – коливання рівня води, у той час як в основному руслі озерної частини – вітрові хвилі. Це проявляється в зниженні видового багатства, зміні видового складу, домінуючого комплексу, розмірної структури, чисельності та біомаси. Встановлено, що середнє число видів у пробах, чисельність та біомаса фітоепіфітону знаходились в оберненій залежності від швидкості течії, коливання рівня води та вітрових хвиль [106].

Крім того, О.В. Тарашук встановлено, що гідрологічний режим (швидкість течії та ступінь проточності) має важливе значення для розвитку фітоепіфітону на річковій ділянці Канівського водосховища. Найвищі кількісні показники фітоепіфітону (чисельність та біомасу) автором зареєстровано на слабoprоточній станції основного русла нижче Північного мосту, де широка смуга заростей сповільнює течію і сприяє осіданню алохтонних водоростей з Київського водосховища та р. Десни. Водночас, на ділянках придаткової мережі, які характеризуються слабкою проточністю чи майже повністю відсутнім водообміном, чисельність та біомаса фітоепіфітону були нижчими, ніж в основному руслі [19]. Проте за помірної та дуже сильної проточності (біля Вишгорода та нижче мосту Метро) розвиток фітоепіфітону пригнічується ще більше. Дуже сильна проточність призводить до зниження кількісних показників, оскільки не дозволяє алохтонним водоростям утриматись на поверхні вищих водних рослин. В умовах слабкої і помірної проточності домінують *Melosira varians*, *Oedogonium* sp., а в умовах сильної проточності – *Cocconeis placentula* [19].

Загальні закономірності розвитку фітоперифітону в озерах і річках викладені в монографії «*Algal Ecology: Freshwater Benthic Ecosystems*». Зокрема, зазначено, що в лотичних умовах (у річках) чинники, що визначають розвиток фітоперифітону, можна класифікувати на дві групи: чинники, що регулюють накопичення біомаси, і чинники, які регулюють «втрату біомаси». Чинники, які регулюють накопичення біомаси, – це доступність ресурсів, зокрема біогенних елементів та сонячної радіації, температура води. Основним чинником, який призводить до «втрати» біомаси, – це вплив нестабільності субстрату, абразія, високі швидкості течії, паводки та виїдання безхребетними. У лентичних екосистемах розвиток фітоперифітону визначають сонячна радіація, морфометрія водойми, каламутність води, гідрохімічний режим, виїдання безхребетними. Цікаво, що в літоральній зоні за впливу вітрових хвиль,

домінують водорості, міцно прикріплені до субстрату. Таке угруповання часто містить реофільні види і іноді може бути аналогічним до перифітону у водотоках. Крім того, у лентичних екосистемах, важливим чинником, що впливає на вегетацію фітоперифітону, є розвиток фітопланктону, що є конкурентом за світло і біогенні елементи [34].

Показано, що різні морфологічні групи водоростей характеризуються різною стійкістю до впливу течії. Так, найбільш стійкими є діатомові водорості, які не утворюють ланцюжків, а найбільш вразливими – нитчасті водорості [46].

У результаті дослідження фітоепіфітону на *Cladophora glomerata* (L.) Kütz. у р. Іл (Каліфорнія) [43] встановлено, що склад епіфітного угруповання відрізнявся залежно від швидкості течії (низька, помірна, висока). За високої швидкості течії домінував *Cocconeis pediculus*, а за нижчих швидкостей течії – *Epithemia* sp.

Водночас при дослідженні колонізації водоростей у малій гірській річці в Хорватії за різних швидкостей течії показано, що кількісний розвиток видів *Cocconeis placentula* і *Navicula gracilis* не залежав від швидкості течії, в той час як *Surirella ovata* була найбільш численною за низької швидкості течії (30 см/с), а *Gomphonema olivaceum* – за високої швидкості течії (60 см/с) [91].

У роботах [40, 77] доведено, що слабка та помірна течія сприятливо впливає на розвиток фітоперифітону, оскільки поліпшує постачання біогенних елементів та розчинного кисню до фітоепіфітону, а також посилює процеси міграції та обміну видами між угрупованнями [40, 77].

Але в той же час, дещо інші результати були отримані дослідниками з Індії, які вивчали розвиток фітоперифітону в лентичних умовах та в лотичних умовах з різними швидкостями течії [59]. Так, авторами виявлено обернену залежність між накопиченням біомаси перифітонними водоростями та швидкістю течії. Це суперечить раніше проведеним дослідженням, які показували сприятливий вплив течії на накопичення біомаси фітоперифітону.

Автори дійшли висновку, що більшість видів віддають перевагу лентичним умовам. Також визначено приуроченість деяких широко поширених видів до різних режимів течії: *Gomphonema parvulum* та *Gomphonema lanceolatum* віддають перевагу лентичним умовам; *Navicula cryptocephala* – віддає перевагу лотичним умовам зі швидкістю течії 10–14 см/с, а *Gomphonema olivaceum*, *Caloneis bacillum*, *Pinnularia gibba* – 18–21 см/с.

Вивчення розвитку річкового перифітону залежно від швидкості течії та концентрації біогенних елементів у шести річках м. Сіетл, штат Вашингтон показало, що збільшення швидкості течії до 50 см/с сприяло накопиченню біомаси перифітонних водоростей, за умови, що концентрація фосфору фосфатів перевищувала 0,04–0,05 мг Р/дм³. За нижчих концентрацій фосфору підвищення швидкості течії призводило до зниження біомаси водоростей [67].

У роботі [60] було досліджено, як зарегулювання річок греблями впливає на структуру, склад та інші характеристики діатомових перифітону річок Іспанії. Дослідження показало, що при зміні лотичних умов на лентичні відбувається перехід угруповання від домінування неколоніальних діатомових та діатомових, що формують «кірочки» (адаптованих до природної динамічності незарегульованих річок), до переважання планктонних діатомових на гідрологічно змінених ділянках. Серед гідрологічних показників найбільшою мірою на діатомові водорості впливали інтенсивність та тривалість паводків.

Досліджувався вплив зарегулювання стоку на перифітонні діатомові водорості річок північної Англії [74]. Показано, що угруповання діатомових водоростей у на ділянках річок нижче водосховищ суттєво відрізнялись від угруповань на незарегульованих ділянках, вони характеризувались вищим таксономічним різноманіттям, особливо рухливих діатомових водоростей, та підвищеними величинами трофічного діатомового індексу (TDI).

Порівняльний аналіз угруповань фітоперифітону в лотично-лентичному градієнті верхньої частини р. Парана (Бразилія) [95] показав, що найвище

видове різноманіття водоростевих угруповань спостерігалось у лентичній системі та в період високого рівня води. Видове багатство водоростей у лотичній системі було більш стабільним упродовж сукцесії. Таксономічна структура угруповань у лотичній системі суттєво відрізнялась від такої у лотично-лентичній та лентичній системах.

1.3. Просторово-часова динаміка фітоепіфітону в контексті теорії метаугруповань

Просторово-часова динаміка водоростевих угруповань визначається: а) екологічними чинниками; б) просторовими чинниками; в) біотичними взаємодіями всередині угруповання і між угрупованнями

Літературний пошук показав, що дослідження обміну видами між водоростевими угрупованнями у водних об'єктах з різним ступенем сполученості проводились для фітопланктону річок Дунай [44, 52, 81], Вісла [54, 58], Західний Буг [121], Десна [101], Бебжа (Польща) [63], Буре (Велика Британія) [82], водотоків Південної Америки [47, 55] тощо. Для контурних угруповань водоростей такі роботи виконувались, зокрема, на річках та водосховищах Південної Америки [35, 119], річках Франції [49, 93], Болгарії [90], США [89], річках і озерах Фінляндії [109, 116], водно-болотних угіддях Нідерландів [61] і Чехії [53] та ін.

Показано [35], що контурні угруповання водоростей є репрезентативними моделями для перевірки гіпотез, пов'язаних з різними парадигмами просторової динаміки, оскільки вони колонізують будь-який тип занурених субстратів, характеризуються різними біологічними властивостями, розмірами та міцністю прикріплення до субстрату.

Контурні водоростеві угруповання річкової частини Канівського водосховища знайшли відображення в роботах [19, 29, 32, 72, 85, 86, 99, 103,

104, 106]. Проте у них просторова динаміка водоростей розглядається поза контекстом теорії метаугруповань. Зокрема, при аналізі чинників, які визначають структуру локальних угруповань, основна увага приділена детерміністичним (локальним) чинникам, а саме, абіотичним (тип мілководь [19], гідродинамічний режим [106]) та біотичним (екологічна група рослин-субстратів [72]). У той же час, стохастичні (регіональні) чинники, тобто процеси розселення видів та обміну видами між угрупованнями, лишаються практично не вивченими.

З огляду на це, постає необхідність у поглибленому аналізі просторової динаміки контурних водоростевих угруповань Канівського водосховища та р. Рось в аспекті теорії метаугруповань.

1.4. Біотичні взаємодії в контурних водоростевих угрупованнях

Основні роботи щодо біотичних взаємодій у водоростевих угрупованнях стосуються контурних угруповань. Згідно [88] біотичні взаємодії серед бентосних (в широкому сенсі) діатомових водоростей поділяються на позитивні та негативні. До негативних взаємодій належить конкуренція (*competition*), а до позитивних – сприяння (*facilitation*). Конкуренція має два можливі сценарії: роздільна приуроченість і спільна приуроченість.

Роздільна приуроченість (*distinct preference*) – види мають оптимуми, що чітко відрізняються, але діапазони толерантності можуть перекриватись. Тому для уникнення конкуренції види займають ту частину своєї фундаментальної екологічної ніші, до якої вони найбільше пристосовані. Наприклад, ацидофільні і алкаліфільні діатомові водорості [88].

Спільна приуроченість (*shared preference*) – види мають подібні оптимуми, але вони розподіляються по екологічним градієнтам завдяки домінуванню або толерантності. Тобто види виробляють адаптації або до

споживання високоякісних ресурсів або до переживання несприятливих умов. У результаті види-домінанти населяють екологічні ніші з оптимальними умовами (наприклад, рухливі діатомові водорості з родів *Navicula*, *Nitzschia*, *Surirella*, які потребують високого вмісту неорганічних сполук азоту), а реалізована ніша толерантних видів (наприклад, «низькопрофільні» діатомові з родів *Cocconeis*, *Achnanthes*) обмежується субоптимальними умовами [88].

Сприяння – позитивна біотична взаємодія, коли вид отримує користь від присутності інших видів. У результаті реалізована екологічна ніша розширюється за межі фундаментальної ніші, що дає можливість співіснуванню і виживанню видів. Наприклад, асиміляція атмосферного азоту і синтез NH_4^+ азотфіксуючими видами («видами-донорами»), який надалі може бути використаний видами, не здатними до азотфіксації («видами-рецепієнтами») [88].

Показано [36], що варіабельність популяцій перифітонних діатомових водоростей більшою мірою пояснюється біотичними взаємодіями з іншими видами діатомових водоростей (тобто, співіснування, виключення), ніж абіотичними чинниками. Встановлено, що негативні кореляційні залежності в основному спостерігаються між кількісними показниками видів одного роду (наприклад, *Cymbella minuta* і *Cymbella affinis*), а позитивні – між видами різних родів (наприклад *Cymbella* та *Epithemia*).

У цілому, проблема біотичних взаємодій у водоростевих угрупованнях потребує подальших глибоких досліджень.

1.5. Біотичні взаємодії фітоепіфітону з вищими трофічними рівнями в лотичних і лентичних екосистемах

Найважливішим видом біотичних взаємодій між фітоепіфітоном та зоофітосом є трофічний зв'язок. За літературними даними фітоепіфітон

споживають такі представники зоофітосу, як личинки одноденок і волохокрильців [77, 111, 45], нематоди, личинки хірономід [48], молюски [50, 45], коловертки та інфузорії [33]. Відомо [56], що біотичні взаємодії між безхребетними і водоростями обростань формувались упродовж сотень мільйонів років, і в ході еволюції безхребетні виробили різноманітні адаптації для ефективного споживання водоростей (наприклад, збирачі, подрібнювачі тощо), а водорості, в свою чергу, – адаптації проти виїдання безхребетними.

Показано [45], що виїдання безхребетними може суттєво знижувати біомасу фітоперифітону і призводити до того, що у фітоперифітоні будуть домінувати види, стійкі до механічного впливу. Автори припускають, що найменшу здатність контролювати чисельність фітоперифітону (особливо за високої інтенсивності продукції перифітону) мають одноденки, більшу здатність – волохокрильці, а найбільш ефективно виїдають перифітон молюски. Коли чисельність рослиноїдних безхребетних є низькою, просторова мозаїчність живлення дозволяє деяким нитчастим перифітонним водоростям, таким як *Stigeoclonium*, досягати великих розмірів, менш вразливих до виїдання.

Щодо зв'язку кількісних показників розвитку фітоепіфітону та зоофітосу на сьогодні немає одностайної точки зору. Показано [80], що між біомасою водоростей і безхребетних може спостерігатись як позитивний, так і негативний зв'язок. У роботі [33] встановлено тісний взаємозв'язок між деякими таксономічними групами безхребетних зоофітосу та водоростями в епіфітоні. Наприклад, при збільшенні чисельності нематод на рдеснику пронизанолистому, знижувалась чисельність діатомових водоростей, які формують стебельця та слизисті трубки. Також зареєстровано негативний вплив коловерток та інфузорій на прямостоячі та розпростерті *Cocconeis*-подібні діатомові водорості.

Трофічні зв'язки між фітоепіфітоном і зоофітосом можуть залежати від впливу зовнішніх чинників. З літературних джерел відомо, що швидкість течії

впливає на здатність мирних безхребетних зоофітосу виїдати фітообростання [87, 92]. І, навпаки, виїдання водоростей безхребетними може зменшувати вразливість угруповання до механічного впливу течії. Це пов'язано з тим, що безхребетні споживають верхній ярус водоростевого матриксу, який складається зі слабкоприкріплених, нитчастих форм і форм, що утворюють стебельця. У результаті залишається тонкий шар фітообростань, який переважно складається з діатомей, що міцно прикріплюються до субстрату всією поверхнею стулки [77, 83]. Відповідно, шар міцно прикріплених водоростей, що залишилися, є стійкішим до впливу гідродинамічних чинників, ніж складні багатоярусні угруповання.

Певний вплив на виїдання фітоепіфітону зоофітосом може мати температура води. З одного боку, підвищення температури інтенсифікує метаболізм консументів, що збільшує виїдання водоростей. З іншого боку, при екстремально високих температурах можуть бути перевищені межі толерантності мирних безхребетних, які живляться водоростями епіфітону, що зменшує виїдання [96, 118].

Іншим важливим видом біотичних взаємодій у системі «вищі водні рослини – фітоепіфітон – зоофітос» є топічний зв'язок – «захист», коли один організм зменшує ймовірність контакту іншого організму з ворогами, тобто забезпечує укриття [107]. Так, вищі водні рослини забезпечують тривимірне середовище існування для макробезхребетних, які б за відсутності рослин мешкали в двовимірному середовищі на дні. Тривимірні структури збільшують складність біотопу і сприяють високому різноманіттю безхребетних-епібіонтів і хижаків, які їх споживають. У свою чергу, виїдання епіфітних водоростей безхребетними є корисним для макрофітів і може розглядатись як прояв мутуалізму [50].

Згідно з даними інших дослідників [57], видове багатство, різноманіття та біомаса фітоепіфітону можуть виявляти позитивну залежність від структурної

складності макрофітів. Синергізм між структурною складністю макрофітів та біомасою фітоепіфітону в свою чергу призводить до збільшення біомаси макробезхребетних.

Таким чином, просторово-часова динаміка фітоепіфітону лотично-лентичних екосистем залежно від впливу різних чинників є актуальним питанням, яке потребує подальших досліджень. Зокрема, недостатньо вивченими є такі аспекти, як розвиток фітоепіфітону в лотичних і лентичних екосистемах з різним ступенем сполученості, обмін видами, вплив біотичних чинників на фітоепіфітон. Не вивчені процеси, які лежать в основі просторової і часової динаміки (заміщення одних видів іншими, втрата видів чи поява нових видів). Крім того, фрагментарно досліджений фітоепіфітон деяких річок України, зокрема р. Рось.

РОЗДІЛ 2

МЕТОДИ І МАТЕРІАЛИ

Дослідження проводились у Канівському водосховищі у 2023–2024 рр. та на р. Рось із допливами в 2023 р. та охоплювали низку лотичних, лентичних і «перехідних» ділянок.

Канівське водосховище. На Канівському водосховищі дослідження проводили у додатковій мережі його верхньої частини на чотирьох ділянках, які характеризуються різним ступенем сполученості (рис. 2.1, табл. 2.1).

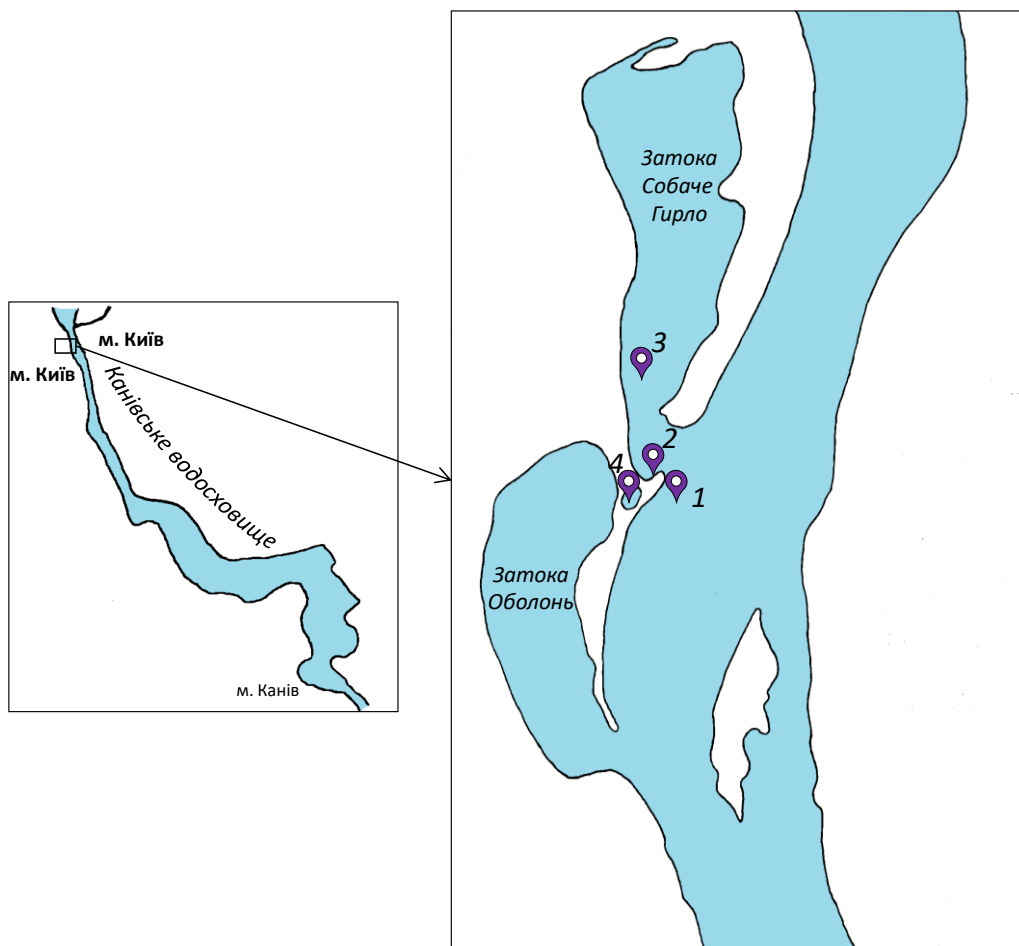


Рис. 2.1. Карта-схема досліджуваних лотичних і лентичних ділянок Канівського водосховища: 1–4 – станції спостереження (див. табл. 2.1).

Таблиця 2.1

**Загальна характеристика станцій спостереження
у верхній частині Канівського водосховища в 2023 р.**

Номера станцій	Станції спостереження	Географічні координати	Домінуючі види вищих водних рослин
1	Прируслова ділянка Канівського водосховища нижче затоки Собаче Гирло	50,513613 п. ш. 30,52536 с. д.	<i>Typha angustifolia</i> L. – п/п 40% (пов/в); <i>Sparganium erectum</i> L. (пов/в) – п/п 20% <i>Nuphar lutea</i> (L.) (пл/л) Sibth. & Sm. – п/п 10%
2	Вхід до затоки Собаче Гирло	50,51369 п. ш. 30,524312 с. д.	<i>Sparganium erectum</i> L. – п/п 20% <i>Nuphar lutea</i> (L.) Sibth. & Sm. – п/п 5% Заболочена зона з дуже мулистим дном.
3	Затока Собаче Гирло, човнова станція	50,515321 п. ш. 30,523015 с. д.	Незначні за площею зарості <i>Sparganium erectum</i> L. з п/п близько 40%
4	«Ізольована» водойма біля затоки Собаче Гирло	50,512828 п. ш. 30,523922 с. д.	Водне дзеркало повністю заросле <i>Nuphar lutea</i> (L.) Sibth. & Sm. з п/п близько 100%. Дно мулисте.

Примітка. пл/л – рослини з плаваючим листям; пов/в – повітряно-водні рослини; п/п – проективне покриття рослин.

Слід підкреслити, що в 2023 р. внаслідок ведення воєнних дій було порушено усталений гідрологічний режим Канівського водосховища. За даними Центральної геофізичної обсерваторії (ЦГО) [24] рівень води на гідрологічному посту Київ 17.04.2023 р. складав 657 см, 17.05.2023 р. – 583 см. За таких високих показників рівня води усі локалітети, що досліджувались, були

гідрологічно пов'язані. Так, «ізольована» водойма у квітні-травні 2023 р. мала гідрологічне сполучення з основним руслом Канівського водосховища. За високого рівня води вищі водні рослини на досліджуваній ділянці у весняний сезон були практично відсутні. Тому дослідження сезонної динаміки фітоепіфітону було розпочато в червні.

У червні, коли гідрологічний режим стабілізувався, рівень води знизився майже на 1,0–1,9 м порівняно з весняними спостереженнями. За даними ЦГО 07–08 червня 2023 р. рівень води становив вже 471–474 см [24]. У результаті «ізольована» водойма втратила гідрологічний зв'язок з основним руслом («відшнурувалась»). Цікаво, що в літній сезон її водне дзеркало майже повністю заросло глечиками жовтими з проективним покриттям близько 100%, та в ній спостерігався виражений кисневий дефіцит та низьке значення рН (табл. 2.2). Відомо, що при розвитку *N. lutea* спостерігається підкислення водного середовища, кисневий дефіцит [37, 114].

Таблиця 2.2

Характеристика абіотичних умов на станціях спостереження у верхній частині Канівського водосховища в 2023 р.

№	Абіотичні показники											
	червень				серпень				жовтень			
	<i>t</i> води, °C	O ₂ , мг/дм ³	O ₂ , %	рН	<i>t</i> води, °C	O ₂ , мг/дм ³	O ₂ , %	рН	<i>t</i> води, °C	O ₂ , мг/дм ³	O ₂ , %	рН
Ст. 1	21,4	6,32	72	7,63	24,6	3,52	43	7,08	13,1	9,49	90	7,41
Ст. 2	20,8	5,29	60	7,30	24,9	5,74	70	7,30	11,2	5,33	49	6,86
Ст. 3	21,2	7,24	82	8,07	24,1	6,10	73	8,29	12,4	11,01	103	7,96
Ст. 4	21,4	2,95	34	7,08	22,8	1,07	12	6,86	10,3	1,86	17	6,62

Примітка. Нумерація станцій спостереження – згідно з табл. 2.1.

У 2024 р. дослідження на Канівському водосховищі проводились на приуслувій ділянці в районі парку «Наталка» в літній сезон впродовж 5 тижнів – з 25 червня по 30 липня. Відбір проб проводився щотижня [97].

Р. Рось із допливами. На р. Рось дослідження проводились у різні вегетаційні сезони на основному руслі та найбільших допливах – р. Кам'янка та р. Протока (рис. 2.2, табл. 2.3).



Рис. 2.2. Карта-схема досліджуваних лотичних та лентичних ділянок р. Рось та її допливів: 1–7 – станції спостереження (див. табл. 2.3).

Р. Рось – один з великих правобережних допливів р. Дніпро, бере початок біля с. Ординці Вінницької області, тече у межах трьох областей України (Вінницької, Київської та Черкаської) та впадає в Кременчуцьке водосховище біля с. Хрещатик. Її басейн знаходиться на правобережній Придніпровській

височині і відноситься до одного з найбільш зарегульованих в Україні. Безпосередньо на р. Рось розташовано 10 водосховищ: Косівське, Щербаківське, Верхнє Білоцерківське, Білоцерківське Середнє, Нижнє Білоцерківське, Дибенецьке, Богуславське, Стеблівське, Корсунь-Шевченківське [22]. Руслу р. Рось та її допливів характеризуються високим ступенем заростання вищими водними рослинами, тому вони становлять значний інтерес для дослідження просторово-часової динаміки фітоепіфітону на природних і зарегульованих ділянках.

Таблиця 2.3

**Загальна характеристика станцій відбору проб
на р. Рось та її допливах в 2023 р.**

№	Станції спостереження	Географічні координати	Опис ділянки	Домінуючі види вищих водних рослин
1	Р. Рось вище Верхнього Білоцерківського водосховища (с. Пилипча)	49,726242 30,017682	Прибережні мілководдя сильно зарослі. Проективне покриття 80–90%. Берег досить обривистий. Дно кам'янисте, частково замулене.	<i>Carex</i> sp. (пов/в)
2	Верхня частина Верхнього Білоцерківського водосховища на р. Рось (с. Городище)	49,727516 30,014005	Щільна смуга заростей осоки з проективним покриттям до 90%, є ділянки, зарослі глечиками жовтими. Рекреаційна зона. Вихід гранітних порід.	<i>Carex</i> sp.
3	Нижня частина Верхнього Білоцерківського водосховища на р. Рось (с. Глибичка)	49,766782 30,031888	Вища водяна рослинність представлена молодими пагонами рогузу з проективним покриттям 30–40%. Дно піщане, подекуди з великим камінням. Нижче за течією від місця відбору проб знаходиться гребля водосховища.	<i>Typha angustifolia</i> L. (пов/в)

Продовж. табл. 2.3

№	Станції спостереження	Географічні координати	Опис ділянки	Домінуючі види вищих водних рослин
4	Р. Кам'янка вище Фурсянського водосховища біля с. Безугляки	49,819043 29,958464	Заболочена заплава, щільно заросла очеретом. Окрім очерету присутні осока, рдесник гребінчастий, кушир, ряска. Проективне покриття очерету 15–20%, в основному молоді пагони.	<i>Phragmites australis</i> (Cav.) Trin. ex Steud. (пов/в)
5	Фурсянське водосховище на р. Кам'янка	49,807822 29,993877	Зарості повітряно-водних рослин (старі і молоді пагони очерету) представлені бідно, проективне покриття менш ніж 10%, але добре розвинена занурена рослинність. Берег досить обривистий. Наявні плавучі купини очерету. Малоповерхова житлова забудова знаходиться близько до урізу води.	<i>Phragmites australis</i> (Cav.) Trin. ex Steud.
6	Білоцерківське середнє водосховище на р. Рось, в межах дендропарку «Олександрія»	49, 807732 30,075596	Повітряно-водна рослинність щільна, проективне покриття близько 70%, формує смугу до 1 м завширшки. Вода має буруватий колір. На твердих занурених субстратах помітні нитчасті водорості. Занурені рослини не спостерігались. Рекреаційна зона.	<i>Typha angustifolia</i> L.
7	Р. Протока біля с. Піщана	49,835006 30,236836	Дно мулисте, в'язке, на дні спостерігаються нитчасті водорості. Проективне покриття повітряно-водних рослин 20–30%.	<i>Typha angustifolia</i> L.

Примітка. Пов/в – повітряно-водні рослини; п/п – проективне покриття рослин.

Басейн р. Рось має грушоподібну форму, його довжина 250 км, середня ширина 50 км, максимальна – 90 км. Всього у р. Рось впадає 1129 малих річок, з них більшість довжиною менше 10 км. Долина річки трапецієподібна, з

чергуванням звужених і розширених ділянок від кількох сотень метрів до 4,5–5,0 км завширшки. Ширина заплави – від 50 м до 2 км. Русло звивисте, до 200 м завширшки [22].

Р. Кам'янка є другим за величиною лівим допливом р. Рось. Річка бере свій початок біля с. Василівки Житомирської області, її русло звивисте, проходить між крутих схилів та кристалічних порід, є сильно зарегульованим [14]. Зокрема, одним із водосховищ є Фурсянське біля с. Фурси.

Р. Протока (Роток) також є лівим допливом, який починається у Васильківському районі Київської області. У вершині ширина річки 1–4 м, а починаючи від с. Гребінки і до м. Біла Церква на річці утворено суцільний каскад ставків з шириною водного дзеркала 100–200 м. Подекуди береги річки високі, дно здебільшого мулисте, при впадінні в р. Рось – піщане [14].

Абіотичні характеристики р. Рось та її допливів у період дослідження представлені в табл. 2.4.

Таблиця 2.4

Загальна характеристика абіотичних умов у р. Рось та її допливах в 2023 р.

№	Абіотичні показники											
	Червень				Серпень				Вересень			
	t води, °C	O ₂ , мг/дм ³	O ₂ , %	pH	t води, °C	O ₂ , мг/дм ³	O ₂ , %	pH	t води, °C	O ₂ , мг/дм ³	O ₂ , %	pH
Ст. 1	21,9	5,34	62	7,96	25,8	9,08	113	8,29	24,0	6,8	82	7,70
Ст. 2	22,6	8,04	85,5	8,40	25,9	7,23	90	8,23	25,0	8,08	99	8,40
Ст. 3	18,0	5,46	60	7,85	25,8	10,84	135	9,18	–	0,9	–	7,70
Ст. 4	19,6	7,93	89	8,29	23,5	1,22	14	7,41	24,0	1,04	12	7,00
Ст. 5	20,6	6,83	79	8,29	22,2	9,70	112	8,73	24,0	6,11	73	–
Ст. 6	22,4	5,50	63	7,08	22,9	9,09	107	8,51	24,2	4,5	54	7,85
Ст. 7	22,0	5,34	62	7,96	23,4	17,80	211	8,07	–	–	–	7,25

Примітка. Нумерація станцій спостереження – згідно з табл. 2.3; «–» – вимірювання не проводили.

Проби фітоепіфітону відбирали з домінуючих видів вищих водних рослин: у р. Рось із повітряно-водних рослин (*Carex* sp., *Typha angustifolia*, *Phragmites australis*), а в Канівському водосховищі – з повітряно-водних рослин (*Typha angustifolia*, *Sparganium erectum*) і рослин з плаваючим листям (*Nuphar lutea*). Фрагменти вищих водних рослин довжиною 5–8 см зрізали під водою, вміщували в склянки об'ємом 100 см³ і заливали дистильованою водою. У лабораторії з рослин зчищали обростання й фіксували 40%-м розчином формальдегіду з розрахунку 1:10 [2, 29].

До фітоепіфітону відносили всі водорості, виявлені в складі зависі, змитої з підводної поверхні ВВР [62, 17].

Камеральну обробку проб водоростей проводили в камері Нажотта (об'ємом 0,02 см³) під світловими мікроскопами Carl Zeiss (Jena), МББ-1А, Axio Imager A1 з окулярами 7×, 15× об'єктивами 20×, 40×, 90× (імерсійний) [2]. Для визначення діатомових водоростей виготовляли постійні препарати [20], використовуючи синтетичну діатомову смолу Naphrax фірми «Brunel Microscopes LTD» (Велика Британія) з індексом заломлення світла 1,74.

Таксономічну номенклатуру водоростей наведено у відповідності до *AlgaeBase* станом на серпень 2023 р. [64].

Кількісні показники водоростей (чисельність, біомасу) розраховували відповідно до загальноприйнятих методів на 10 см² площі рослин-субстратів та на 1 кг сирої маси рослин-субстратів [2].

Індекс Шеннона розраховували за біомасою фітоепіфітону [13].

Для кластерного аналізу локальних угруповань мікрофітобентосу та фітоепіфітону використано індекс Серенсена (K_{sor}) [110, 79] за біомасою. Дендрограми побудовано за алгоритмом «*single linkage*» [76].

Для аналізу процесів, які лежать в основі просторової динаміки фітоепіфітону, застосовані парні і множинні індекси подібності / відмінності (табл. 2.5).

Таблиця 2.5

Індекси подібності та відмінності угруповань фітоепіфітону [124]

Індекси	Що відображають	Формули розрахунку	Посилання
<i>Для пари угруповань (парні індекси)</i>			
Подібність Серенсена (Sor)	Подібність видового складу пари угруповань	$Sor = \frac{2a}{2a + b + c}$ Тут і в наступних рівняннях: a – кількість спільних видів для двох угруповань; b – кількість видів, які зустрічаються лише в першому угрупованні; c – кількість видів, які зустрічаються лише в другому угрупованні	[110]
Подібність Сімпсона (Sim)	Подібність видового складу пари угруповань, незалежно від різниці у видовому багатстві	$Sim = \frac{a}{a + \min(b, c)}$	[39]
Відмінність Серенсена (β_{Sor})	Інтегральний показник відмінності, який включає обіг видів і вкладеність видової структури у парі угруповань	$\beta_{Sor} = 1 - Sor = \frac{b + c}{2a + b + c}$	[39]
Відмінність Сімпсона (β_{Sim})	Міра обігу видів (заміщення одних видів іншими) у парі угруповань	$\beta_{Sim} = 1 - Sim = \frac{\min(b, c)}{a + \min(b, c)}$	[39]

Продовж. табл. 2.5

Індекси	Що відображають	Формули розрахунку	Посилання
Вкладеність видової структури (β_{nes})	Міра відмінності пари угруповань, зумовленою ефектом вкладеності (втрати чи появи видів)	$\beta_{nes} = \beta_{sor} - \beta_{sim}$	[39]
<i>Для декількох угруповань (множинні індекси)</i>			
Відмінність Серенсена (β_{SOR})	Інтегральний показник відмінності для декількох угруповань	$\beta_{SOR} = \frac{[\sum_{i<j} \min(b_{ij}, b_{ji})] + [\sum_{i<j} \max(b_{ij}, b_{ji})]}{2[\sum_i S_i - S_T] + [\sum_{i<j} \min(b_{ij}, b_{ji})] + [\sum_{i<j} \max(b_{ij}, b_{ji})]}$ Тут і в наступному рівнянні: S_i – кількість видів в угрупованні i; S_T – загальна кількість видів в усіх порівнюваних угрупованнях; b_{ij}, b_{ji} – кількість видів, які зустрічаються лише в угрупованнях i та j відповідно при попарному порівнянні.	[39]
Відмінність Сімпсона (β_{SIM})	Міра обігу видів у декількох угрупованнях	$\beta_{SIM} = \frac{[\sum_{i<j} \min(b_{ij}, b_{ji})]}{[\sum_i S_i - S_T] + [\sum_{i<j} \min(b_{ij}, b_{ji})]}$	[39]
Вкладеність видової структури (β_{NES})	Міра відмінності декількох угруповань, зумовлена ефектом вкладеності (втрати чи появи видів)	$\beta_{NES} = \beta_{SOR} - \beta_{SIM}$	[39]
Подібність Серенсена (SOR)	Подібність видового складу декількох угруповань	$SOR = 1 - \beta_{SOR}$	[39]

Статистичне опрацювання натурних даних виконували за допомогою застосунку Past 4.03, Statistica 6.0. Для аналізу криволінійного зв'язку між змінними використовували методичний підхід, запропонований д. б. н., проф. В.І. Щербаком, коли складна криволінійна залежність розбивається на простіші лінійні складові [30]. Достовірність відмінності середніх величин визначали за допомогою критерію Стюдента.

Дані щодо біомаси макробезхребетних зоофітосу, зокрема трофічної групи альгодетритофагів, на різних ділянках верхньої частини Канівського водосховища в різні вегетаційні сезони були люб'язно надані к. б. н., с. н. с. Юрієм Васильовичем Плігіним, за що висловлюємо йому щирю вдячність.

Для аналізу впливу просторових чинників на фітоепіфітон було застосовано підхід «зниження подібності з відстанню» [61, 119], модифікований співробітниками відділу санітарної гідробіології та гідропаразитології Інституту гідробіології НАН України. При цьому враховували:

- а) тільки географічну відстань;
- б) географічну відстань та ступінь ізольованості ділянок [18, 27].

Застосування даного підходу дозволяє оцінити, чи знижується подібність видового складу угруповань при збільшенні географічної відстані між порівнювальними ділянками. Як міру «зниження подібності з відстанню» можна використовувати коефіцієнт кореляції [18, 27].

«Зниження подібності з відстанню» (з урахуванням тільки географічної відстані) оцінюється за таким алгоритмом [18, 27]:

1) Спочатку визначаються географічні (евклідові) відстані між усіма можливими парами досліджуваних локалітетів (d від англ. *distance*). З цією метою була використана спеціалізована веб-сторінка <https://www.nhc.noaa.gov/gccalc.shtml>, що дозволяє розрахувати відстань між ділянками, використовуючи їхню широту та довготу як вихідні дані. На основі

одержаних результатів складається матриця географічних відстаней (d) між ділянками, що досліджуються.

2) Надалі розраховуються індекси подібності видового складу за коефіцієнтом Серенсена (K_{Sor}) між усіма можливими парами порівнюваних угруповань та складається матриця коефіцієнтів Серенсена.

3) Обчислюється коефіцієнт кореляції (r) між матрицею географічних відстаней (d) та матрицею коефіцієнтів Серенсена. Фактично цей коефіцієнт кореляції і буде відображати, чи зменшується видова подібність між угрупованнями водоростей зі збільшенням географічної відстані між ділянками.

Для оцінки впливу просторового чинника на подібність водоростевих угруповань з урахуванням як географічної відстані, так і ступеню ізольованості, застосовується така формула [18, 27]:

$$sf = d/k + i,$$

Де: sf – «просторовий чинник» (від англ. *spatial factor*) (бали);

d – географічна відстань між локалітетами (км);

k – коефіцієнт для перерахунку географічної відстані в кілометрах у бали.

Для зручності розрахунків величина коефіцієнта k може бути різною залежно від площі регіону дослідження та географічної відстані між ділянками.

i – ступінь ізольованості ділянок (бали), яка оцінюється за шкалою від 0 (повна сполученість ділянок, наприклад в одній водоймі) до 5 (повна ізольованість ділянок). Ця шкала може бути змінена залежно від гідрологічного режиму та просторової конфігурації досліджуваних водних екосистем [18, 27].

Надалі розраховується коефіцієнт кореляції між матрицею коефіцієнтів Серенсена і матрицею балів «просторового чинника» [18, 27].

Для оцінки впливу екологічних чинників на фітоепіфітон застосовано методи кореляційного та регресійного аналізу [1].

Дані щодо вмісту біогенних елементів у р. Рось та її допливах були люб'язно надані д. б. н. Олександром Спиридоновичем Потроховим, а в

Канівському водосховищі – м. н. с. Марією Іванівною Лінчук, за що висловлюємо їм щиру вдячність. Вміст розчинного у воді кисню, рН, температуру води, проективне покриття рослин-субстратів визначено авторкою самостійно.

Оцінку якості води за фітоепіфітоном проводили:

- 1) за співвідношенням видів-індикаторів різних зон сапробності [38];
- 2) за індексом сапробності Пантле-Букк у модифікації Сладечека [108];
- 3) за діатомовими індексами: трофічний діатомовий індекс TDI [69]; індекс трофічного статусу (T) [115]; індекс сапробності (S) [115]; індекс активного реакції водного середовища (R) [115]; індекс кисневого режиму (O) [115].

РОЗДІЛ 3

ЯКІСНІ І КІЛЬКІСНІ ХАРАКТЕРИСТИКИ ФІТОЕПІФІТОНУ ЛОТИЧНИХ І ЛЕНТИЧНИХ ЕКОСИСТЕМ

3.1. Фітоепіфітон річки Рось та її допливів

3.1.1. Таксономічний склад фітоепіфітону р. Рось та її допливів

Усього у фітоепіфітоні р. Рось та її допливів було виявлено 230 видів, представлений 234 внутрішньовидовими таксонами (ввт), включно з номенклатурним типом виду, які належали до 107 родів, 59 родин, 35 порядків, 13 класів, 7 відділів (табл. 3.1).

Серед відділів домінували – Bacillariophyta (139 ввт, 59 % від загальної кількості). Меншою часткою представлені Chlorophyta (47 ввт, 20 %) і Cyanobacteria (26 ввт, 11 % від загальної кількості).

На рівні класів переважали Bacillariophyceae (130 ввт), Chlorophyceae (35 ввт), Cyanophyceae (26 ввт). На рівні порядків – Cymbellales (35 ввт), Naviculales (27 ввт), Fragilariales (17 ввт), Achnanthales (16 ввт), Sphaeropleales (28 ввт). На рівні родин – Gomphonemataceae (23 ввт), Naviculaceae (16 ввт), Scenedesmaceae (18 ввт), Achnanthidiaceae (11 ввт), Ulnariaceae (10 ввт). На рівні родів – Gomphonema (19 ввт), Navicula (10 ввт), Nitzschia (10 ввт), Ulnaria (8 ввт).

Аналіз розподілу фітоепіфітону р. Рось за екологічними гільдіями [89] показав, що до типових форм обростань (низкопрофільних і високопрофільних) належало 42% таксономічного складу, до планктонних форм – 41% і до бентосних (рухливих) форм – 17%. Очевидно, що висока частка планктонних форм у фітоепіфітоні зумовлена їхнім осіданням із товщі води на поверхню вищих водних рослин.

Таблиця 3.1

Таксономічне різноманіття фітоепіфітону р. Рось та її допливів

Відділи	Класи	Порядки	Родини	Роди	Види (ввг*)	Визначено до роду
Cyanobacteria	Cyanophyceae	Chroococcales	2	5	8	2
		Chroococcidiopsidales	1	1	1	1
		Leptolyngbyales	1	1	1	–
		Nostocales	1	3	4	1
		Oscillatoriales	2	4	10	3
		Spirulinales	1	1	2	1
Bacillariophyta	Bacillariophyceae	Achnanthales	2	5	15(16)	–
		Bacillariales	1	1	9(10)	1
		Cymbellales	6	11	34(35)	1
		Eunotiales	1	1	2	–
		Fragilariales	2	7	16(17)	1
		Licmophorales	1	3	11	–
		Naviculales	5	11	27	–
		Rhabdonematales	2	2	2	–
		Rhopalodiales	1	2	6	–
		Surirellales	1	1	2	–
		Thalassiophysales	1	1	2	–
		Bacillariophyceae ordo incertae sedis	1	1	1	–
	Coscinodiscophyceae	Aulacoseirales	1	1	2	–
		Melosirales	1	1	1	–
	Mediophyceae	Stephanodiscales	1	2	4	1
		Thalassiosirales	1	1	1	–
Miozoa	Dinophyceae	Peridiniales	1	1	1	1
Charophyta	Zygnematophyceae	Desmidiales	2	3	6	2
Chlorophyta	Chlorophyceae	Chaetophorales	1	1	1	1
		Chlamydomonadales	3	4	4	1
		Oedogoniales	1	1	1	1
		Sphaeropleales	5	15	28	2
		Volvocales	1	1	1	–
	Trebouxiophyceae	Chlorellales	2	6	8	1
		Trebouxiophyceae ordo incertae sedis	1	1	2	–

Продовж. табл. 3.1

Відділи	Класи	Порядки	Родини	Роди	Види (ввг*)	Визначено до роду
Chlorophyta	Ulvophyceae	Ulotrichales	1	1	2	1
Euglenophyta	Entosiphonea	Entosiphonida	1	1	1	–
	Euglenophyceae	Euglenales	2	5	14	1
Ochrophyta	Eustigmatophyceae	Goniochloridales	1	1	1	–
Σ	–	–	60	107	230 (234)	23

Серед 59 родин, ідентифікованих у р. Рось та її допливах, найвищим таксономічним різноманіттям характеризувались 18 родин, наведених у табл. 3.2. Родини Gomphonemataceae, Scenedesmaceae, Naviculaceae та Bacillariaceae вирізнялись великою кількістю видів майже на всіх станціях. Окрім діатомових водоростей – типових представників фітоепіфітону, помітно домінування зелених водоростей з родини Scenedesmaceae – переважно планктонних форм. Слід зазначити, що досить специфічним таксономічним складом на рівні родин вирізнявся фітоепіфітон р. Протока (ст. 7). По-перше, на даній ділянці зареєстровано найвищу кількість видів з родини Bacillariaceae, що ймовірно пов'язано із замуленням даної ділянки річки. Також слід відмітити невисоке таксономічне різноманіття типових для епіфітону Cymbellaceae. Окрім того, на даній ділянці виявлено відносно високе різноманіття еугленових водоростей з родин Phacaceae та Euglenaceae.

На інших досліджуваних ділянках спостерігається значна кількість Ulnariaceae та Staurosiraceae, серед яких зустрічаються як типово епіфітні, так і планктонні форми, які ймовірно потрапили до фітоепіфітону з фітопланктону.

Таблиця 3.2

Провідні родини фітоепіфітону р. Рось та її допливів

Родини	Станції спостереження							Всього
	Ст. 1	Ст. 2	Ст. 3	Ст. 4	Ст. 5	Ст. 6	Ст. 7	
Gomphonemataceae	14	15	14	10	6	12	15	23
Scenedesmaceae	9	6	9	2	1	11	10	18
Naviculaceae	10	9	8	7	5	12	9	16
Achnanthidiaceae	6	7	8	6	5	9	6	11
Ulnariaceae	8	5	6	6	1	3	4	11
Bacillariaceae	7	6	7	5	3	3	8	10
Fragilariaceae	4	4	4	1	2	5	5	9
Cymbellaceae	7	7	5	6	4	6	2	8
Staurosiraceae	6	5	6	7	4	5	5	8
Microcystaceae	—	2	2	1	—	2	4	7
Euglenaceae	2	1	—	—	1	—	5	7
Oscillatoriaceae	1	2	4	3	—	1	4	7
Phacaceae	3	1	—	—	—	1	5	6
Rhopalodiaceae	6	4	4	5	3	4	2	6
Hydrodictyaceae	4	3	3	—	—	1	4	6
Cocconeidaceae	4	4	3	3	3	3	3	5
Chlorellaceae	1	2	—	—	—	1	3	5
Desmidiaceae	1	2	2	—	1	2	—	5

Примітка. Тут і в табл. 3.3 – 3.14 – Ст. 1 – незарегульована ділянка р. Рось вище Верхнього Білоцерківського водосховища (с. Пилипча); Ст. 2 – верхня частина Верхнього Білоцерківського водосховища на р. Рось (с. Городище); Ст. 3 – нижня частина Верхнього Білоцерківського водосховища на р. Рось (с. Глибичка); Ст. 4 – р. Кам'янка вище Фурсянського водосховища біля с. Безугляки; Ст. 5 – Фурсянське водосховище на р. Кам'янка; Ст. 6 – Білоцерківське середнє водосховище на р. Рось, в межах дендропарку «Олександрія»; Ст. 7 – р. Протока біля с. Піщана. «—» – представників даної родини на даній ділянці не виявлено.

Серед родів переважають типові для епіфітону *Gomphonema* (табл. 3.3). Також досить великою кількістю видів представлені *Navicula*, *Nitzschia*, які вважаються менш типовими для обростань твердих субстратів, а більш пристосованими для існування на м'яких субстратах, таких як мул, пісок [89]. Крім того, відмічається високе різноманіття *Ulnaria* та *Fragilaria*.

Таблиця 3.3

Провідні роди фітоепіфітону р. Рось та її допливів

Рід	Станції спостереження							Всього
	Ст. 1	Ст. 2	Ст. 3	Ст. 4	Ст. 5	Ст. 6	Ст. 7	
<i>Gomphonema</i>	11	11	11	7	4	9	14	19
<i>Navicula</i>	7	7	6	7	3	7	7	10
<i>Nitzschia</i>	7	6	7	5	3	3	8	10
<i>Ulnaria</i>	6	3	4	4	1	2	2	8
<i>Fragilaria</i>	3	3	3	1	2	4	3	6
<i>Planothidium</i>	4	4	5	3	3	4	4	6
<i>Trachelomonas</i>	2	1	—	—	1	—	4	6
<i>Cocconeis</i>	4	4	3	3	3	3	3	5
<i>Epithemia</i>	5	4	4	5	3	4	2	5
<i>Oscillatoria</i>	1	2	3	1	—	1	3	5
<i>Desmodesmus</i>	2	3	2	—	1	4	4	5
<i>Cymbella</i>	4	3	4	3	2	4	1	4
<i>Phacus</i>	2	1	—	—	—	1	3	4
<i>Cosmarium</i>	—	2	2	—	1	2	—	4
<i>Scenedesmus</i>	2	1	2	—	—	1	1	4

Примітка. «—» – представників даного роду на даній ділянці не виявлено.

Загальне таксономічне різноманіття на рівні видів та ввт по окремих ділянках змінювалось від 48 до 125 ввт (рис. 3.1). З рисунку видно, що досліджувані ділянки р. Рось та її допливів за структурою фітоепіфітону можна умовно поділити на дві групи:

1) Р. Протока (ст. 7) і різнотипні ділянки р. Рось (ст. 1, 2, 3, 6). Загальна кількість ввт – від 109 до 125, домінували Bacillariophyta (62–74%), а субдомінантами виступали Chlorophyta (16–21%).

2) Р. Кам'янка (ст. 4) та Фурсянське водосховище на р. Кам'янка (ст. 5). Загальна кількість ввт значно нижча – від 48 до 81 і спостерігається монодомінування Bacillariophyta (83–86%).

Низьке різноманіття зелених водоростей у р. Кам'янка (ст. 4) та Фурсянському водосховищі (ст. 5) може бути пов'язано з нижчою концентрацією нітратного азоту в цій річці, ніж на інших ділянках р. Рось та її допливів [15, 16, 23], проте це припущення потребує подальших досліджень.

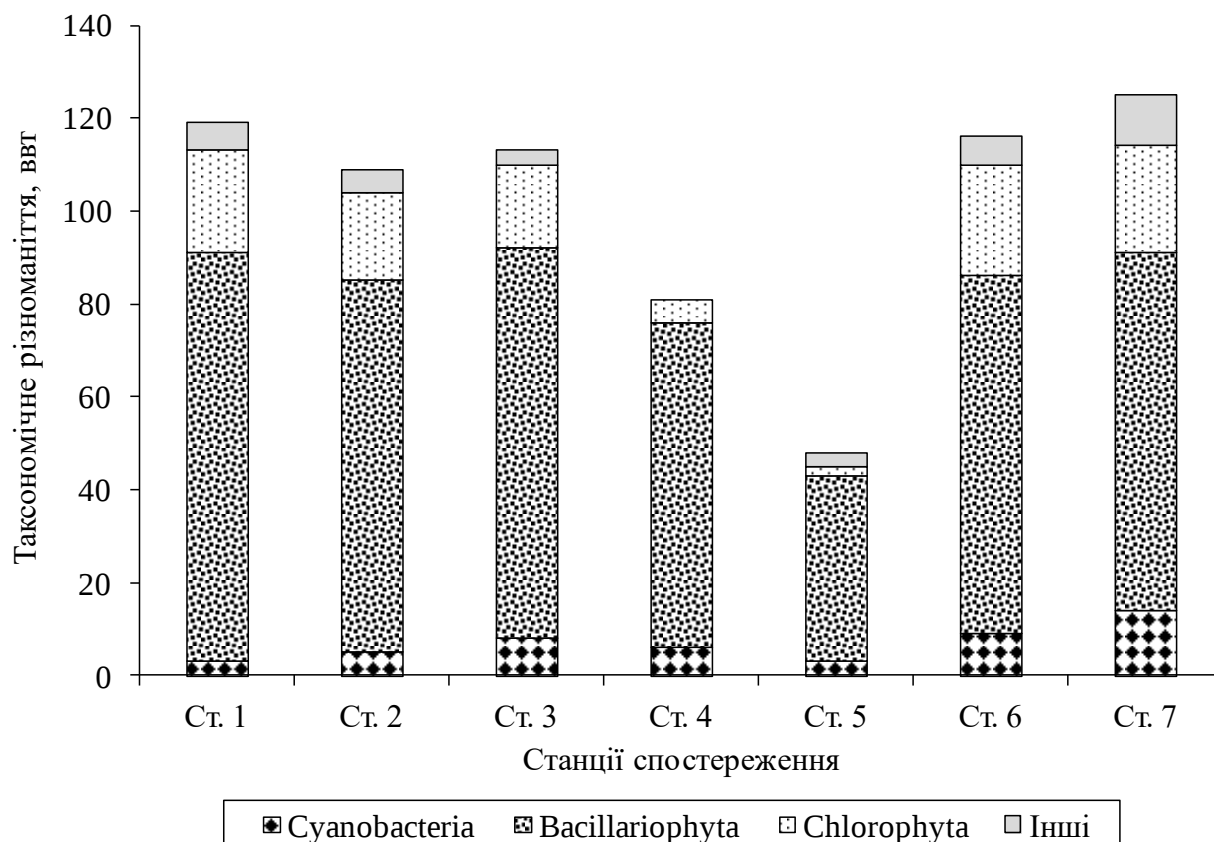


Рис. 3.1. Просторова динаміка таксономічного різноманіття фітоепіфітону р. Рось та її допливів (за даними за різні вегетаційні сезони 2023 р.).

Важливо розглянути таксономічне різноманіття фітоепіфітону р. Рось у сезонному аспекті. На початку літа у фітоепіфітоні р. Рось виявлено 144 ввт. Кількість видів по окремих станціях змінювалась від 20 до 72 (табл. 3.4).

Найменша кількість видів зареєстрована у Фурсянському водосховищі на р. Кам'янка (ст. 5) – 20 ввт., та р. Кам'янка вище Фурсянського водосховища біля с. Безугляки (ст. 4) – 23 ввт (див. табл. 3.4). Низьке видове багатство фітоепіфітону в р. Кам'янка ймовірно пов'язане з затіненням поверхні води

добре розвиненою прибережною рослинністю та рослинами з плаваючим листям, які також є конкурентами фітоепіфітону за біогенні елементи [7]. Для Фурсянського водосховища причиною низького видового багатства епіфітних водоростевих угруповань можуть бути побутові стоки, оскільки житлова забудова знаходиться близько до урізу води, а також стоки з сільськогосподарських угідь [15]. Високий ступінь органічного забруднення підтверджується присутністю в епіфітоні представника *Euglenophyta* – *Entosiphon sulcatus* (Dujardin) F.Stein, який може споживати готові органічні речовини шляхом фаготрофного живлення [113].

Таблиця 3.4

**Просторовий розподіл таксономічного різноманіття фітоепіфітону
р. Рось у червні 2023 р. [7]**

Відділ	Станції спостереження							Всього
	Ст. 1	Ст. 2	Ст. 3	Ст. 4	Ст. 5	Ст. 6	Ст. 7	
Cyanobacteria	$\frac{2}{3}$	$\frac{2}{5}$	$\frac{2}{3}$	$\frac{1}{4}$	$\frac{2}{10}$	$\frac{2}{3}$	$\frac{3}{6}$	$\frac{9}{6}$
Bacillariophyta	$\frac{51}{71}$	$\frac{28}{65}$	$\frac{44}{73}$	$\frac{19}{83}$	$\frac{14}{70}$	$\frac{51}{80}$	$\frac{40}{74}$	$\frac{94}{65}$
Miozoa	–	$\frac{1}{2}$	–	–	–	$\frac{1}{2}$	–	$\frac{1}{1}$
Charophyta	–	$\frac{1}{2}$	–	–	–	–	$\frac{1}{2}$	$\frac{2}{1}$
Chlorophyta	$\frac{14}{19}$	$\frac{10}{23}$	$\frac{14}{23}$	$\frac{3}{13}$	$\frac{2}{10}$	$\frac{9}{14}$	$\frac{8}{15}$	$\frac{30}{21}$
Euglenophyta	$\frac{5}{7}$	$\frac{1}{2}$	–	–	$\frac{2}{10}$	$\frac{1}{2}$	$\frac{2}{4}$	$\frac{8}{6}$
Σ	$\frac{72}{100}$	$\frac{43}{100}$	$\frac{60}{100}$	$\frac{23}{100}$	$\frac{20}{100}$	$\frac{64}{100}$	$\frac{54}{100}$	$\frac{144}{100}$

Примітка. Над рискою – кількість ввт, під рискою – % від загальної кількості ввт для даної ділянки; «–» – представників даного відділу на даній ділянці не виявлено.

Найбільша кількість видів відмічена на природній річковій ділянці р. Рось в районі с. Пилипча – 72 ввт (ст. 1) та в Білоцерківському середньому водосховищі в межах дендропарку «Олександрія» – 64 ввт (ст. 6) [7]. Це може вказувати на нижчий рівень антропогенного впливу, ніж на інших ділянках, і домінування природних процесів. Цікаво, що наші дані узгоджуються із результатами, отриманими іншими дослідниками [23].

У серпні було виявлено 145 ввт. Загальна кількість видів по окремих станціях змінювалась від 36 до 73 (табл. 3.5).

Таблиця 3.5

Просторовий розподіл фітоепіфітону р. Рось та її допливів у серпні 2023 р.

Відділ	Станції спостереження							Всього
	Ст. 1	Ст. 2	Ст. 3	Ст. 4	Ст. 5	Ст. 6	Ст. 7	
Cyanobacteria	$\frac{2}{3}$	$\frac{2}{5}$	$\frac{1}{2}$	$\frac{3}{6}$	$\frac{1}{3}$	$\frac{3}{6}$	$\frac{6}{8}$	$\frac{11}{8}$
Bacillariophyta	$\frac{62}{87}$	$\frac{29}{66}$	$\frac{37}{77}$	$\frac{45}{90}$	$\frac{33}{92}$	$\frac{32}{63}$	$\frac{45}{62}$	$\frac{92}{63}$
Miozoa	–	–	$\frac{1}{2}$	–	–	–	–	$\frac{1}{1}$
Charophyta	$\frac{1}{1}$	–	$\frac{2}{4}$	–	$\frac{1}{3}$	$\frac{1}{2}$	–	$\frac{3}{2}$
Chlorophyta	$\frac{5}{7}$	$\frac{12}{27}$	$\frac{7}{15}$	$\frac{2}{4}$	–	$\frac{14}{27}$	$\frac{13}{18}$	$\frac{26}{18}$
Euglenophyta	$\frac{1}{1}$	$\frac{1}{2}$	–	–	$\frac{1}{3}$	$\frac{1}{2}$	$\frac{9}{12}$	$\frac{12}{8}$
Σ	$\frac{71}{100}$	$\frac{44}{100}$	$\frac{48}{100}$	$\frac{50}{100}$	$\frac{36}{100}$	$\frac{51}{100}$	$\frac{73}{100}$	$\frac{145}{100}$

Примітка. Над рискою – кількість ввт, під рискою – % від загальної кількості ввт для даної ділянки; «–» – представників даного відділу на даній ділянці не виявлено.

Найменша кількість видів, як і на початку літа (див. табл. 3.4) зареєстрована у Фурсянському водосховищі на р. Кам'янка (ст. 5) – 36 ввт. Окрім того, спостерігалось зниження таксономічного різноманіття

фітоепіфітону у нижній частині Верхнього Білоцерківського водосховища біля с. Глибичка: з 60 ввт у червні (див. табл. 3.4) до 48 ввт у серпні (див. табл. 3.5). Це ймовірно пов'язано з «цвітінням» води, яке ми спостерігали під час маршрутних обстежень у попередньому місяці (липні). Відомо, що фітопланктон є конкурентом для фітоепіфітону за сонячну радіацію та біогенні елементи [98]. Звертає на себе увагу, що у верхній частині Верхнього Білоцерківського водосховища біля с. Городище (ст. 2) такого зниження не спостерігалось (43 ввт у червні та 44 ввт у серпні). Це може бути зумовлено вищими швидкостями течії, ніж у пригреблевій ділянці, які є менш сприятливими для розвитку фітопланктону до рівня «цвітіння» води.

Найбільша кількість видів була виявлена на незарегульованих ділянках р. Рось (ст. 1) – 71 ввт та р. Протока (ст. 7) – 73 ввт. Цікаво, що порівняно з червнем, кількість евгленових водоростей у фітоепіфітоні р. Протока зросла з 1 до 9.

Восени на досліджуваних ділянках р. Рось та її допливів було зареєстровано найбільшу кількість видів – 170 (табл. 3.6). Особливістю осіннього сезону було те, що кількість видів ціанобактерій та їхня частка від загальної кількості були майже вдвічі більшими (21 ввт, 12%), ніж улітку (9–11 ввт, 6–8%). Натомість кількість евгленових суттєво знизилась порівняно з літнім сезоном: з 8–12 ввт та 6–8% до 1 ввт (1%).

Кількість видів по окремих станціях змінювалась від 50 до 88. Найбільша кількість видів виявлена у Білоцерківському середньому водосховищі на р. Рось в межах дендропарку «Олександрія» (ст. 5) – 88 ввт. та верхній частині Верхнього Білоцерківського водосховища на р. Рось (ст. 2) – 81 ввт. Слід підкреслити, що в осінній сезон спостерігалось значне зростання кількості видів у Верхньому Білоцерківському та Білоцерківському середньому водосховищах, порівняно з початком і серединою літа (див. табл. 3.4, 3.5, 3.6).

Таблиця 3.6

Просторовий розподіл таксономічного різноманіття фітоепіфітону**р. Рось у вересні 2023 р.**

Відділ	Станції спостереження						Всього
	Ст. 1	Ст. 2	Ст. 3	Ст. 4	Ст. 6	Ст. 7	
Cyanobacteria	$\frac{1}{1}$	$\frac{2}{2}$	$\frac{8}{11}$	$\frac{2}{4}$	$\frac{8}{9}$	$\frac{7}{13}$	$\frac{21}{12}$
Bacillariophyta	$\frac{55}{82}$	$\frac{72}{89}$	$\frac{61}{82}$	$\frac{45}{90}$	$\frac{55}{63}$	$\frac{38}{69}$	$\frac{112}{66}$
Ochrophyta	–	–	–	–	$\frac{1}{1}$	–	$\frac{1}{1}$
Charophyta	–	$\frac{1}{1}$	–	–	$\frac{2}{2}$	–	$\frac{3}{2}$
Chlorophyta	$\frac{11}{16}$	$\frac{6}{7}$	$\frac{5}{7}$	$\frac{3}{6}$	$\frac{21}{24}$	$\frac{10}{18}$	$\frac{32}{19}$
Euglenophyta	–	–	–	–	$\frac{1}{1}$	–	$\frac{1}{1}$
Σ	$\frac{67}{100}$	$\frac{81}{100}$	$\frac{74}{100}$	$\frac{50}{100}$	$\frac{88}{100}$	$\frac{55}{100}$	$\frac{170}{100}$

Примітка. Над рискою – кількість ввт, під рискою – % від загальної кількості ввт для даної ділянки; «–» – представників даного відділу на даній ділянці не виявлено.

Найменша кількість видів зареєстрована у р. Кам'янка (ст. 4) – 50 ввт., та р. Протока біля с. Піщана (ст. 7) – 55 ввт. Під час відбору проб на р. Протока прозорість води була низькою та вода мала інтенсивний зелений колір, що ймовірно пов'язано з розвитком зелених водоростей у фітопланктоні. При цьому рівень води був нижчим, ніж під час літніх відборів проб. Ймовірно це було пов'язано зі скидом води з рибоводних ставів вище за течією.

Отже, фітоепіфітон досліджуваної ділянки р. Рось та її допливів характеризується високим таксономічним різноманіттям та неоднорідністю просторового розподілу, який, зокрема, визначається гідрологічними умовами та ступенем антропогенного впливу. Найменша кількість видів в усі періоди

спостереження відмічена у р. Кам'янка та Фурсянському водосховищі на р. Кам'янка, що пов'язано з несприятливими умовами для розвитку фітоепіфітону.

Найбільша кількість видів зареєстрована на незарегульованій ділянці р. Рось у районі с. Пилипча (ст. 1) та в русловому Білоцерківському середньому водосховищі (ст. 6). Особливістю сезонної динаміки фітоепіфітону у водосховищах (Верхнє Білоцерківське, Білоцерківське середнє, Фурсянське), порівняно з незарегульованими ділянками (р. Рось у межах с. Пилипча, р. Кам'янка, р. Протока) було зниження таксономічного різноманіття в середині літа, що вочевидь зумовлено інтенсивним розвитком фітопланктону.

3.1.2. Кількісні характеристики: чисельність, біомаса, структура домінуючого комплексу фітоепіфітону р. Рось та її допливів

На початку літа чисельність фітоепіфітону р. Рось та її допливів змінювалась у широких межах: від 146 тис. кл/10 см² на незарегульованій ділянці р. Рось біля с. Пилипча (ст. 1) до 5847 тис. кл/10 см² у р. Протока (ст. 7). Цікавим фактом є зростання чисельності фітоепіфітону по поздовжньому профілю р. Рось вниз за течією: 146 тис. кл/10 см² на ділянці біля с. Пилипча → 549 тис. кл/10 см² у верхній частині Верхнього Білоцерківського водосховища → 564 тис. кл/10 см² у його нижній частині → 1259 тис. кл/10 см² у Білоцерківському середньому водосховищі. Аналогічна закономірність спостерігалась у р. Кам'янка: чисельність фітоепіфітону збільшувалась від 396 тис. кл/10 см² на незарегульованій ділянці біля с. Безугляки майже на порядок у Фурсянському водосховищі (3779 тис. кл/10 см²). На більшості станцій спостереження домінували Chlorophyta (20–56%) та Bacillariophyta (13–40%). Водночас у Фурсянському водосховищі (ст. 5) і в р. Протока (ст. 6) спостерігалось монодомінування Cyanobacteria (від 81 до 99%), при цьому саме на цих ділянках чисельність водоростей була найвищою (табл. 3.7). Цікаво, що у

Фурсянському водосховищі Cyanobacteria в основному були представлені планктонним видом *Planktothrix agardhii*, отже ймовірно осіли з планктону під час «цвітіння» води. Водночас, у р. Протока домінувала бентосна форма Cyanobacteria – *Oscillatoria limosa*.

Таблиця 3.7

**Просторова динаміка чисельності фітоепіфітону
р. Рось та її допливів у червні 2023 р.**

Відділи	Станції спостереження						
	Ст. 1	Ст. 2	Ст. 3	Ст. 4	Ст. 5	Ст. 6	Ст. 7
Cyanobacteria	<u>62</u>	<u>325</u>	<u>24</u>	<u>42</u>	<u>3750</u>	<u>348</u>	<u>4760</u>
%	42	59	4	11	99	28	81
Bacillariophyta	<u>18</u>	<u>105</u>	<u>226</u>	<u>153</u>	<u>9</u>	<u>328</u>	<u>424</u>
%	13	19	40	39	*	26	7
Miozoa	—	<u>3</u>	—	—	—	—	—
%		*					
Charophyta	—	<u>3</u>	—	—	—	—	<u>130</u>
%		*					2
Chlorophyta	<u>63</u>	<u>111</u>	<u>315</u>	<u>201</u>	<u>6</u>	<u>570</u>	<u>523</u>
%	43	20	56	51	*	45	9
Euglenophyta	<u>3</u>	<u>3</u>	—	—	<u>14</u>	<u>12</u>	<u>10</u>
%	2	*			*	1	*
Σ	<u>146</u> 100	<u>549</u> 100	<u>564</u> 100	<u>396</u> 100	<u>3779</u> 100	<u>1259</u> 100	<u>5847</u> 100

Примітка. Над рисою – чисельність, тис. кл/10 см², під рисою – % від загальної чисельності фітоепіфітону; «—» – представників даного відділу на даній ділянці не виявлено; «*» – частка даного відділу < 1%.

Біомаса фітоепіфітону в червні коливалась від 0,086 до 7,365 мг/10 см². Як і для чисельності, відмічено збільшення показників біомаси фітоепіфітону по поздовжньому профілю р. Рось, і найвищий показник біомаси зареєстрований у р. Протока (ст. 7) (табл. 3.8). Аналіз кількісних показників розвитку фітоепіфітону в р. Кам'янка показав цікаву закономірність. Чисельність

фітоепіфітону у Фурсянському водосховищі на р. Кам'янка (ст. 5) була в 10 разів більшою, ніж на незарегульованій ділянці річки вище водосховища (ст. 4) (див. табл. 3.7). Водночас, біомаса фітоепіфітону у Фурсянському водосховищі була втричі нижчою, ніж на незарегульованій ділянці річки. Це пов'язано з тим, що основу чисельності фітоепіфітону на незарегульованій ділянці р. Кам'янка формували крупноклітинні діатомові з роду *Cocconeis*, а у Фурсянському водосховищі – дрібноклітинні Cyanobacteria з родів *Planktothrix*, *Spirulina*.

Таблиця 3.8

**Просторова динаміка біомаси фітоепіфітону
р. Рось та її допливів у червні 2023 р.**

Відділи	Станції спостереження						
	Ст. 1	Ст. 2	Ст. 3	Ст. 4	Ст. 5	Ст. 6	Ст. 7
Сyanobacteria	<u>0,000</u>	<u>0,012</u>	<u>0,008</u>	—	<u>0,043</u>	<u>0,007</u>	<u>1,579</u>
%	1	4	2	—	42	*	21
Bacillariophyta	<u>0,035</u>	<u>0,168</u>	<u>0,290</u>	<u>0,321</u>	<u>0,023</u>	<u>0,437</u>	<u>0,304</u>
%	41	61	59	86	23	16	4
Miozoa	—	<u>0,026</u>	—	—	—	<u>0,004</u>	—
%	—	10	—	—	—	*	—
Charophyta	—	<u>0,020</u>	—	—	—	—	<u>0,068</u>
%	—	7	—	—	—	—	1
Chlorophyta	<u>0,035</u>	<u>0,045</u>	<u>0,198</u>	<u>0,054</u>	<u>0,001</u>	<u>2,156</u>	<u>5,392</u>
%	41	16	40	14	1	81	73
Euglenophyta	<u>0,015</u>	<u>0,004</u>	—	—	<u>0,036</u>	<u>0,067</u>	<u>0,022</u>
%	17	2	—	—	35	2	*
Σ	<u>0,086</u> 100	<u>0,275</u> 100	<u>0,496</u> 100	<u>0,375</u> 100	<u>0,102</u> 100	<u>2,670</u> 100	<u>7,365</u> 100

Примітка. Над рисою – біомаса, мг/10 см², під рисою – % від загальної біомаси фітоепіфітону; «—» – представників даного відділу на даній ділянці не виявлено; «*» – частка даного відділу < 1%.

На більшості станцій основу біомаси визначали діатомові (4–86%) і зелені водорості (14–73%). Лише у Фурсянському водосховищі домінували ціанобактерії (42%) та евгленові (35%), що може бути пов'язано з високим рівнем антропогенного впливу, як було зазначено раніше (див. підрозділ 3.1.1).

До складу домінуючого комплексу фітоепіфітону за біомасою входило 23 ввт. (табл. 3.9).

Таблиця 3.9

Структура і просторова динаміка домінуючого комплексу фітоепіфітону р. Рось та її допливів у червні 2023 р.

Домінати і субдомінанти	Станції спостереження						
	Ст. 1	Ст. 2	Ст. 3	Ст. 4	Ст. 5	Ст. 6	Ст. 7
Cyanobacteria							
<i>Oscillatoria limosa</i>	—	—	*	—	—	—	<u>1,573</u> 21
<i>Planktothrix agardhii</i>	—	—	—	—	<u>0,033</u> 32	*	—
<i>Spirulina</i> sp.	—	—	—	—	<u>0,010</u> 10	—	—
Bacillariophyta							
<i>Amphora ovalis</i>	*	<u>0,015</u> 5	*	—	—	*	—
<i>Brebissonia lanceolata</i>	—	<u>0,032</u> 12	*	<u>0,019</u> 5	<u>0,013</u> 12	*	—
<i>Cocconeis placentula</i> з варієтами	<u>0,011</u> 13	<u>0,030</u> 11	—	<u>0,199</u> 53	—	*	—
<i>Cymbella cymbiformis</i>	*	—	*	<u>0,021</u> 6	—	—	—
<i>Melosira varians</i>	—	<u>0,035</u> 13	<u>0,130</u> 26	—	—	—	—
<i>Navicula tripunctata</i>	*	<u>0,013</u> 5	<u>0,048</u> 10	*	—	*	—
<i>Rhoicosphenia abbreviata</i>	—	*	*	<u>0,029</u> 8	—	—	—

Продовж. табл. 3.9

Домінати і субдомінанти	Станції спостереження						
	Ст. 1	Ст. 2	Ст. 3	Ст. 4	Ст. 5	Ст. 6	Ст. 7
<i>Ulnaria ulna</i>	<u>0,010</u> 12	<u>0,013</u> 5	—	<u>0,030</u> 8	—	*	*
Miozoa							
<i>Glenodinium</i> sp.	—	<u>0,026</u> 10	—	—	—	*	—
Charophyta							
<i>Cosmarium pseudopyramidatum</i>	—	<u>0,020</u> 7	—	—	—	—	—
Chlorophyta							
<i>Chlamydomonas</i> sp.	<u>0,012</u> 14	*	<u>0,039</u> 8	—	—	*	—
<i>Coelastrum astroideum</i>	<u>0,007</u> 8	—	—	—	—	<u>0,329</u> 12	—
<i>Oedogonium</i> sp.	—	<u>0,022</u> 8	*	—	—	<u>1,737</u> 65	<u>5,245</u> 71
<i>Pandorina morum</i>	<u>0,005</u> 6	*	—	—	—	—	*
<i>Pediastrum duplex</i>	*	—	<u>0,026</u> 5	—	—	—	—
<i>Stigeoclonium</i> sp.	—	—	—	<u>0,048</u> 13	—	—	—
<i>Ulothrix</i> sp.	—	—	<u>0,069</u> 14	—	—	—	—
Euglenophyta							
<i>Entosiphon sulcatus</i>	—	—	—	—	<u>0,032</u> 31	—	—
<i>Trachelomonas granulosa</i>	<u>0,004</u> 5	—	—	—	—	—	—
<i>Trachelomonas intermedia</i>	<u>0,006</u> 7	—	—	—	—	—	—
Загальна біомаса	<u>0,086</u> 100	<u>0,275</u> 100	<u>0,496</u> 100	<u>0,375</u> 100	<u>0,102</u> 100	<u>2,670</u> 100	<u>7,365</u> 100

Примітка. Домінант – вид, біомаса якого складає не менш ніж 10% від загальної, субдомінант – вид, біомаса якого складає від 5 до 9% від загальної. Над рискою – біомаса, мг/10 см², під рискою – % від загальної біомаси фітоепіфітону; «—» – вид на даній ділянці не виявлено, «*» – вид на даній ділянці виявлено, але не входить до складу домінуючого комплексу (біомаса складає менше 5% від загальної).

На більшості ділянок угруповання фітоепіфітону були полідомінантними, їх формували від 4 до 9 видів, переважно з відділів Bacillariophyta та Chlorophyta. Зокрема, найчастіше домінантами і субдомінантами виступали такі види як *Brebissonia lanceolata*, *Cocconeis placentula* з варієтетами, *Ulnaria ulna*, *Melosira varians*, *Navicula tripunctata*, *Chlamydomonas* sp. У той же час, на двох ділянках (Білоцерківське середнє водосховище та р. Протока) угруповання були олігодомінантними, їх формували по 2 види з переважанням ниткуватої зеленої водорості *Oedogonium* sp. (65–71%).

У серпні показники чисельності фітоепіфітону коливались від 23 до 5657 тис. кл/10 см² (табл. 3.10). Найнижчі показники було зафіксовано на ст. 5 у Фурсянському водосховищі, Найвищі – на ст. 1 (незарегульована ділянка р. Рось). На відміну від початку літа, коли чисельність фітоепіфітону зростала по поздовжньому профілю р. Рось вниз за течією (див. табл. 3.7), у серпні спостерігаємо спад чисельності від 5657 тис. кл/10 см² на незарегульованій ділянці р. Рось до 347 тис. кл/10 см² у нижній частині Верхнього Білоцерківського водосховища (див. табл. 3.10). Цікаво зазначити, що основу чисельності фітоепіфітону на незарегульованій ділянці р. Рось формують Bacillariophyta (81%), а у верхній частині Верхнього Білоцерківського водосховища – Cyanobacteria, що може бути пов'язано з «цвітінням» води.

Таблиця 3.10

**Просторова динаміка чисельності фітоепіфітону
р. Рось та її допливів у серпні 2023 р.**

Відділи	Ст. 1	Ст. 2	Ст. 3	Ст. 4	Ст. 5	Ст. 6	Ст. 7
Cyanobacteria	$\frac{832}{15}$	$\frac{1260}{72}$	$\frac{126}{36}$	$\frac{22}{86}$	$\frac{15}{64}$	$\frac{122}{24}$	$\frac{598}{75}$
Bacillariophyta	$\frac{4600}{81}$	$\frac{240}{14}$	$\frac{135}{39}$	$\frac{3}{11}$	$\frac{8}{33}$	$\frac{138}{27}$	$\frac{26}{3}$
Miozoa	–	–	$\frac{1}{*}$	–	–	–	–
Charophyta	$\frac{26}{*}$	–	$\frac{1}{*}$	–	$\frac{**}{2}$	$\frac{5}{1}$	–
Chlorophyta	$\frac{199}{4}$	$\frac{256}{15}$	$\frac{84}{24}$	$\frac{1}{3}$	–	$\frac{244}{48}$	$\frac{164}{20}$
Euglenophyta	–	$\frac{5}{*}$	–	–	$\frac{**}{2}$	$\frac{5}{1}$	$\frac{11}{1}$
Σ	$\frac{5657}{100}$	$\frac{1761}{100}$	$\frac{347}{100}$	$\frac{26}{100}$	$\frac{23}{100}$	$\frac{512}{100}$	$\frac{799}{100}$

Примітка. Над рискою – чисельність, тис. кл/10 см², під рискою – % від загальної чисельності фітоепіфітону; «–» – представників даного відділу на даній ділянці не виявлено; «*» – частка даного відділу < 1%; «**» – чисельність даного відділу < 1 тис. кл/10 см².

Показники біомаси фітоепіфітону в серпні коливались від 0,009 до 7,273 мг/10 см² (табл. 3.11). Найнижча біомаса зареєстрована на ст. 4 (незарегульована ділянка р. Кам'янка), найвища – на ст. 1 (незарегульована ділянка р. Рось). Найбільшу частку біомаси фітоепіфітону ст. 1 складають Bacillariophyta (94%). Цікаво, що на ст. 3 (нижня частина Верхнього Білоцерківського водосховища) найбільшу частку біомаси (66%) складають Chlorophyta. Це також найвища біомаса даного відділу серед усіх станцій в цьому місяці. Ймовірно це пов'язано з особливостями самої ділянки (зниження швидкості течії).

Таблиця 3.11

Просторова динаміка біомаси фітоепіфітону**р. Рось та її допливів у серпні 2023 р.**

Відділи	Ст. 1	Ст. 2	Ст. 3	Ст. 4	Ст. 5	Ст. 6	Ст. 7
Cyanobacteria	<u>0,012</u> *	<u>0,019</u> 3	<u>0,002</u> *	<u>0,002</u> 24	<u>0,010</u> 30	<u>0,010</u> 4	<u>0,013</u> 4
Bacillariophyta	<u>6,834</u> 94	<u>0,391</u> 69	<u>0,151</u> 30	<u>0,006</u> 66	<u>0,019</u> 58	<u>0,135</u> 51	<u>0,070</u> 24
Miozoa	—	—	<u>0,007</u> 1	—	—	—	—
Charophyta	<u>0,234</u> 3	—	<u>0,009</u> 2	—	<u>0,003</u> 10	<u>0,036</u> 14	—
Chlorophyta	<u>0,193</u> 3	<u>0,126</u> 22	<u>0,335</u> 66	<u>0,001</u> 10	—	<u>0,073</u> 27	<u>0,140</u> 47
Euglenophyta	—	<u>0,029</u> 5	—	—	<u>0,001</u> 2	<u>0,012</u> 5	<u>0,076</u> 25
Σ	<u>7,273</u> 100	<u>0,566</u> 100	<u>0,505</u> 100	<u>0,009</u> 100	<u>0,032</u> 100	<u>0,265</u> 100	<u>0,298</u> 100

Примітка. Над рискою – біомаса, мг/10 см², під рискою – % від загальної біомаси фітоепіфітону; «—» – представників даного відділу на даній ділянці не виявлено; «*» – частка даного відділу < 1%.

До складу домінуючого комплексу фітоепіфітону р. Рось та її допливів за біомасою у серпні входило 26 ввт. (табл. 3.12). Угрупування були полідомінантними на всіх станціях, їх формували від 4 до 8 видів, переважно з відділів Bacillariophyta та Chlorophyta. Chlorophyta найчастіше реєструвались на станціях 6 (Білоцерківське середнє водосховище) та 7 (р. Протока). Поряд з Chlorophyta на станції 7 були виявлені й Euglenophyta. Порівняно з початком літа, можна відмітити збільшення кількості домінантів і на деяких ділянках – перехід олігодомінантних угруповань у полідомінантні. Зокрема, у Білоцерківському середньому водосховищі (ст. 6) кількість домінуючих видів збільшилась з двох (олігодомінантне угруповання) до семи (полідомінантне угруповання), а в р. Протока – з двох (олігодомінантне угруповання) до п'яти

(полідомінантне угруповання). Найчастіше домінантами і субдомінантами виступали такі види як *Brebissonia lanceolata*, *Cocconeis placentula* з варієтетами, *Epithemia adnata*, *Ulnaria ulna*, *Cosmarium pseudopyramidatum*, *Coelastrum astroideum*, *Oedogonium* sp. Звертає на себе увагу, що в домінуючому комплексі фітоепіфітону була присутня значна кількість видів, здатних до фіксації атмосферного азоту з відділів Cyanobacteria (*Dolichospermum flos-aquae*, *D. scheremetieviae*) та Bacillariophyta (*Epithemia adnata*, *E. porcellus*, *E. sorex*, *E. turgida*) [100].

Продовж. табл. 3.12

1	2	3	4	5	6	7	8
<i>Melosira varians</i>	—	<u>0,062</u> 11	—	—	—	—	—
<i>Navicula tripunctata</i>	—	—	*	*	*	<u>0,019</u> 7	—
<i>Ulnaria ulna</i>	*	<u>0,135</u> 24	*	—	—	<u>0,023</u> 8	<u>0,059</u> 20
Charophyta							
<i>Cosmarium pseudopyramidatum</i>	—	—	*	—	<u>0,003</u> 10	<u>0,036</u> 14	—
Chlorophyta							
<i>Chlamydomonas</i> sp.	—	*	—	<u>0,001</u> 10	—	*	—
<i>Chlorococcum infusionum</i>	—	—	—	—	—	<u>0,022</u> 8	—
<i>Coelastrum astroideum</i>	*	—	<u>0,025</u> 5	—	—	—	<u>0,019</u> 6
<i>Lemmermannia triangularis</i>	—	*	—	—	—	<u>0,019</u> 7	—
<i>Oedogonium</i> sp.	*	<u>0,071</u> 13	<u>0,288</u> 57	—	—	*	<u>0,035</u> 12
<i>Ulothrix</i> sp.	—	—	*	—	—	—	<u>0,066</u> 22
Euglenophyta							
<i>Phacus caudatus</i>	—	<u>0,029</u> 5	—	—	—	—	*
<i>Phacus orbicularis</i>	—	—	—	—	—	—	<u>0,033</u> 11
Загальна біомаса	<u>7,273</u> 100	<u>0,566</u> 100	<u>0,505</u> 100	<u>0,009</u> 100	<u>0,032</u> 100	<u>0,265</u> 100	<u>0,298</u> 100

Примітка. Домінант – вид, біомаса якого складає не менш ніж 10% від загальної, субдомінант – вид, біомаса якого складає від 5 до 9% від загальної. Над рискою – біомаса, мг/10 см², під рискою – % від загальної біомаси фітоепіфітону; «—» – вид на даній ділянці не виявлено, «*» – вид на даній ділянці виявлено, але не входить до складу домінуючого комплексу (біомаса складає менше 5% від загальної).

У вересні 2023 р. чисельність фітоепіфітону р. Рось та її допливів коливалась від 104 до 843 тис. кл/10 см². Як і в середині літа, найнижчі

показники чисельності спостерігались у р. Кам'янка (ст. 4), найвищі – на незарегульованій ділянці р. Рось (ст. 1). Цікаво, що на більшості ділянок найбільшу частку серед інших відділів формували Cyanobacteria (від 24% до 84%), на другому місці були Chlorophyta (від 9% до 59%), і лише на третьому місці – Bacillariophyta (7–47%). Як і в середині літа, спостерігався помітний спад чисельності від незарегульованої ділянки до нижньої частини Верхнього Білоцерківського водосховища (табл. 3.13).

Таблиця 3.13

**Просторова динаміка чисельності фітоепіфітону
р. Рось та її допливів у вересні 2023 р.**

Відділи	Станції спостереження					
	Ст. 1	Ст. 2	Ст. 3	Ст. 4	Ст. 6	Ст. 7
Cyanobacteria	$\frac{203}{24}$	$\frac{156}{26}$	$\frac{317}{84}$	$\frac{74}{71}$	$\frac{207}{33}$	$\frac{236}{71}$
Bacillariophyta	$\frac{141}{17}$	$\frac{282}{47}$	$\frac{26}{7}$	$\frac{20}{19}$	$\frac{153}{25}$	$\frac{34}{10}$
Charophyta	–	$\frac{6}{1}$	–	–	$\frac{5}{1}$	–
Chlorophyta	$\frac{499}{59}$	$\frac{162}{27}$	$\frac{33}{9}$	$\frac{10}{10}$	$\frac{252}{41}$	$\frac{61}{18}$
Euglenophyta	–	–	–	–	$\frac{5}{1}$	–
Σ	$\frac{843}{100}$	$\frac{606}{100}$	$\frac{375}{100}$	$\frac{104}{100}$	$\frac{622}{100}$	$\frac{331}{100}$

Примітка. Над рискою – чисельність, тис. кл/10 см², під рискою – % від загальної чисельності фітоепіфітону; «–» – представників даного відділу на даній ділянці не виявлено; «*» – частка даного відділу < 1%; «**» – чисельність даного відділу < 1 тис. кл/10 см².

Показники біомаси фітопланктону коливались від 0,030 до 0,585 мг/10 см². У даний період найнижча біомаса зареєстрована в р. Протока (ст. 7), її основу формували Bacillariophyta та Chlorophyta. Найвища біомаса була

зафіксована на ст. 2 (верхня частина Верхнього Білоцерківського водосховища) і формувалась за рахунок Bacillariophyta (62%) і Chlorophyta (31%). Схожий розподіл спостерігався також на незарегульованій ділянці р. Рось (ст. 1) (Bacillariophyta – 75% та Chlorophyta – 25% відповідно). Також подібна ситуація відмічалась у Білоцерківському середньому водосховищі (ст. 6), однак відсоток Chlorophyta (44%) був вищий, ніж відсоток Bacillariophyta (42%).

Таблиця 3.14

**Просторова динаміка біомаси фітоепіфітону
р. Рось та її допливів у вересні 2023 р.**

Відділи	Станції спостереження					
	Ст. 1	Ст. 2	Ст. 3	Ст. 4	Ст. 6	Ст. 7
Cyanobacteria	<u>0,001</u> *	<u>0,001</u> *	<u>0,008</u> 20	<u>0,002</u> 2	<u>0,010</u> 2	<u>0,004</u> 15
Bacillariophyta	<u>0,323</u> 75	<u>0,362</u> 62	<u>0,026</u> 61	<u>0,058</u> 91	<u>0,169</u> 42	<u>0,015</u> 50
Charophyta	–	<u>0,044</u> 7	–	–	<u>0,036</u> 9	–
Chlorophyta	<u>0,107</u> 25	<u>0,179</u> 31	<u>0,008</u> 19	<u>0,005</u> 7	<u>0,177</u> 44	<u>0,011</u> 35
Euglenophyta	–	–	–	–	<u>0,012</u> 3	–
Σ	<u>0,432</u> 100	<u>0,585</u> 100	<u>0,042</u> 100	<u>0,065</u> 100	<u>0,403</u> 100	<u>0,030</u> 100

Примітка. Над рисою – біомаса, мг/10 см², під рисою – % від загальної біомаси фітоепіфітону; «–» – представників даного відділу на даній ділянці не виявлено; «*» – частка даного відділу < 1%.

До складу домінуючого комплексу фітоепіфітону р. Рось та її допливів за біомасою у вересні входило 29 ввт. (табл. 3.15). Угруповання були полідомінантними на всіх ділянках, їх формували від 5 до 7 видів, переважно з

відділів Bacillariophyta та Chlorophyta. У цей період до видів, що часто трапляються, додається *Pediastrum duplex*. Порівняно з серединою літа, восени значно збільшилась частка Chlorophyta у домінуючому комплексі (від 5 видів у серпні до 8 видів у вересні). Найчастіше домінантами і субдомінантами виступали такі види як *Brebissonia lanceolata*, *Cocconeis placentula* з варієтатами, *Pediastrum duplex*, *Epithemia adnata*, *Ulnaria ulna*, *Cosmarium pseudopyramidatum*, *Coelastrum astroideum*, *Oedogonium* sp., *Desmodesmus communis*, *Melosira varians*, *Epithemia turgida*.

Таблиця 3.15

**Структура і просторова динаміка домінуючого комплексу фітоепіфітону
р. Рось та її допливів у вересні 2023 р.**

Домінанти і субдомінанти	Станції спостереження					
	Ст. 1	Ст. 2	Ст. 3	Ст. 4	Ст. 6	Ст. 7
1	2	3	4	5	6	7
Cyanobacteria						
<i>Oscillatoria limosa</i>	—	—	$\frac{0,003}{7}$	—	—	—
<i>Oscillatoria tenuis</i>	—	—	$\frac{0,003}{8}$	—	—	—
Bacillariophyta						
<i>Amphora ovalis</i>	—	*	—	—	$\frac{0,034}{8}$	—
<i>Aulacoseira granulata</i>	—	—	—	—	*	$\frac{0,002}{7}$
<i>Cocconeis placentula</i> з варієтатами	$\frac{0,032}{7}$	—	$\frac{0,006}{14}$	$\frac{0,024}{37}$	$\frac{0,041}{10}$	—
<i>Cocconeis pediculus</i>	—	*	—	—	—	—
<i>Cyclotella dubius</i>	—	$\frac{0,068}{12}$	—	—	—	—
<i>Encyonema leibleinii</i>	—	*	$\frac{0,002}{6}$	—	*	—

Продовж. табл. 3.15

1	2	3	4	5	6	7
<i>Epithemia gibba</i>	—	—	—	<u>0,004</u> 6	—	—
<i>Epithemia turgida</i>	<u>0,140</u> 33	—	—	<u>0,009</u> 14	—	—
<i>Gomphonema capitatum</i>	—	*	<u>0,007</u> 16	—	—	—
<i>Melosira varians</i>	<u>0,108</u> 25	<u>0,083</u> 14	—	—	—	—
<i>Nitzschia sigmoidea</i>	—	—	—	<u>0,004</u> 7	—	—
<i>Pinnularia viridis</i>	—	—	—	—	—	<u>0,005</u> 17
<i>Staurosira binodis</i>	—	—	—	—	—	<u>0,002</u> 7
<i>Stephanodiscus</i> sp.	—	*	—	—	—	<u>0,002</u> 5
<i>Surirella librile</i>	—	—	—	<u>0,009</u> 13	—	*
<i>Ulnaria acus</i>	—	*	<u>0,005</u> 12	—	—	—
<i>Ulnaria ulna</i>	—	<u>0,060</u> 10	—	—	<u>0,023</u> 6	—
Charophyta						
<i>Cosmarium pseudopyramidatum</i>	—	—	—	—	<u>0,036</u> 9	—
<i>Cosmarium venustum</i>	—	<u>0,044</u> 7	—	—	—	—
Chlorophyta						
<i>Chlamydomonas</i> sp.	*	—	<u>0,004</u> 9	—	*	*
<i>Chlorococcum infusionum</i>	—	—	—	—	<u>0,022</u> 5	—
<i>Desmodesmus communis</i>	*	*	<u>0,003</u> 6	—	*	<u>0,002</u> 5
<i>Oedogonium</i> sp.	—	<u>0,096</u> 16	—	—	<u>0,109</u> 27	—
<i>Pandorina morum</i>	—	—	—	<u>0,004</u> 6	—	—

Продовж. табл. 3.15

1	2	3	4	5	6	7
<i>Pediastrum duplex</i>	<u>0,023</u> 5	<u>0,031</u> 5	–	–	–	<u>0,003</u> 10
<i>Pediastrum biradiatum</i>	–	<u>0,051</u> 9	–	–	–	–
<i>Stauridium tetras</i>	<u>0,029</u> 7	–	–	–	–	–
Загальна біомаса	<u>0,432</u> 100	<u>0,585</u> 100	<u>0,042</u> 100	<u>0,065</u> 100	<u>0,403</u> 100	<u>0,030</u> 100

Примітка. Домінант – вид, біомаса якого складає не менш ніж 10% від загальної, субдомінант – вид, біомаса якого складає від 5 до 9% від загальної. Над рисою – біомаса, мг/10 см², під рисою – % від загальної біомаси фітоепіфітону; «–» – вид на даній ділянці не виявлено, «*» – вид на даній ділянці виявлено, але не входить до складу домінуючого комплексу (біомаса складає менше 5% від загальної).

Таким чином, фітоепіфітон р.Рось упродовж вегетаційного сезону характеризувався високим кількісним різноманіттям та широкою амплітудою коливань чисельності і біомаси (у межах декількох порядків). Чисельність змінювалась від 23 до 5847 тис. кл/10 см², а біомаса – від 0,008 до 7,364 мг/10 см². Основу чисельності та біомаси на початку літа формували Bacillariophyta, а в середині літа та восени – переважно Cyanobacteria та Chlorophyta. На початку літа, коли фітоепіфітон ще формувався, структура угруповання змінювалась від олігодомінантної до полідомінантної. А в середині літа та восени фітоепіфітон вже являє собою сформоване полідомінантне угруповання.

3.2. Фітоепіфітон Канівського водосховища

3.2.1. Таксономічний склад фітоепіфітону Канівського водосховища

Усього у фітоепіфітоні верхньої частини Канівського водосховища було виявлено 224 видів, представлені 230 внутрішньовидовими таксонами (ввт),

включно з номенклатурним типом виду, які належали до 100 родів, 50 родин, 31 порядку, 12 класів, 6 відділів (табл. 3.16).

Серед відділів домінували – Bacillariophyta (176 ввт, 76 % від загальної кількості). Меншою часткою представлені Chlorophyta (22 ввт, 10 %).

На рівні класів переважали Bacillariophyceae (165 ввт), Chlorophyceae (14 ввт), Cyanophyceae (14 ввт). На рівні порядків – Cymbellales (37 ввт), Naviculales (40 ввт), Fragilariales (21 ввт), Achnanthales (22 ввт), Sphaeropleales (8 ввт). На рівні родин – Gomphonemataceae (23 ввт), Naviculaceae (19 ввт), Achnanthidiaceae (17 ввт), Cymbellaceae (12 ввт), Bacillariaceae (11 ввт). На рівні родів – *Gomphonema* (20 ввт), *Navicula* (10 ввт), *Nitzschia* (8 ввт), *Eunotia* (8 ввт) та *Fragilaria* (8 ввт).

Аналіз розподілу фітоепіфітону Канівського водосховища за екологічними гільдіями [89] показав, що до типових форм обростань (низькопрофільних і високопрофільних) належало 47% таксономічного складу, до планктонних форм – 28% і до бентосних (рухливих) форм – 25%.

Таблиця 3.16

Таксономічне різноманіття фітоепіфітону верхньої частини Канівського водосховища 2023 р.

Відділи	Класи	Порядки	Родина	Роди	Види (ввг*)	Визначено до роду
Cyanobacteria	Cyanophyceae	Chroococcales	2	4	7	1
		Chroococcidiopsidales	1	1	1	–
		Nostocales	1	2	2	–
		Oscillatoriales	2	3	6	2
Bacillariophyta	Bacillariophyceae	Achnanthales	2	8	21 (22)	–
		Bacillariales	1	4	10 (11)	–
		Cymbellales	4	8	37	–
		Eunotiales	1	1	8	–
		Fragilariales	2	8	19 (21)	–
		Licmophorales	1	3	8	–
		Naviculales	8	15	39 (40)	2
		Rhabdonematales	2	3	4	–
		Rhopalodiales	1	1	5	–
		Surirellales	1	3	6	–
		Thalassiophysales	1	1	2	–
		Mastogloiales	1	1	1	–
	Coscinodiscophyceae	Aulacoseirales	1	1	2 (3)	–
		Melosirales	1	1	1	–
	Mediophyceae	Stephanodiscales	1	2	6	1
		Thalassiosirales	1	1	1	–
Cryptista	Cryptophyceae	Cryptomonadales	1	1	1	1
Charophyta	Zygnematophyceae	Desmidiiales	1	1	3	1
Chlorophyta	Chlorophyceae	Chlamydomonadales	3	4	5	1
		Oedogoniales	1	1	1	1
		Sphaeropleales	3	7	8	1
	Trebouxiophyceae	Chlorellales	2	5	5	1
		Trebouxiophyceae ordo incertae sedis	1	2	2	–

Продовж. табл. 3.16

Відділи	Класи	Порядки	Родини	Роди	Види (ввт*)	Визначено до роду
Chlorophyta	Ulvophyceae	Ulotrichales	1	1	1	1
Euglenophyta	Entosiphonea	Entosiphonida	1	1	1	–
	Euglenophyceae	Euglenales	2	5	12	4
	Peranemea	Natomonadida	1	1	1	1
Σ	–	–	50	100	224 (230)	18

Серед 50 родин, ідентифікованих на досліджуваній ділянці Канівського водосховища, найвище таксономічне різноманіття мали 19 родин, зокрема Gomphonemataceae (усього 23 ввт, по окремих станціях – 11–16 ввт), Naviculaceae, Achnanthidiaceae, Fragilariaceae, Cymbellaceae та Bacillariaceae відповідно (табл. 3.17). Розподіл таксономічного різноманіття по окремих станціях був нерівномірним. Наприклад, найвище різноманіття родини Gomphonemataceae та Fragilariaceae спостерігалось на русловій ділянці і в затоці Собаче Гирло біля човнової станції, а Ulnariaceae – в «ізольованій» водоймі. Звертає на себе увагу, що кількість видів діатомових з родин Staurosiraceae, Ulnariaceae, притаманних для планктону, зростає від прируслової до входу до затоки, самої затоки біля човнової станції та в «ізольованій» водоймі.

Цікаво, що на вході до затоки Собаче Гирло і в «ізольованій» водоймі виявлено найбільшу кількість евгленових водоростей з родин Phacaceae та Eulenaceae, порівняно з іншими біотопами. Представники цих родин – типово планктонні види, і їхня присутність у фітоепіфітоні можливо пов'язана з підвищеним вмістом органічних речовин та уповільненим водообміном даних ділянок.

Таблиця 3.17

Провідні родини фітоепіфітону Верхньої частини Канівського водосховища

Родини	Станції спостереження						Всього
	Ст. 1а	Ст. 1б	Ст. 2а	Ст. 2б	Ст. 3а	Ст. 4б	
Gomphonemataceae	16	15	11	14	16	13	23
Naviculaceae	10	10	11	8	9	11	19
Achnanthidiaceae	14	8	10	8	6	10	17
Fragilariaceae	9	1	2	2	7	4	13
Cymbellaceae	6	7	4	6	10	9	12
Bacillariaceae	8	5	7	6	5	8	11
Eunotiaceae	5	2	4	5	3	2	8
Staurosiraceae	6	6	6	8	8	8	8
Ulnariaceae	3	5	5	5	5	8	8
Phacaceae	1	1	—	4	2	3	7
Pinnulariaceae	—	—	2	2	2	3	6
Surirellaceae	2	2	3	4	3	3	6
Stephanodiscaceae	4	2	2	3	3	4	6
Scenedesmaceae	1	2	1	2	1	1	6
Cocconeidaceae	4	3	4	3	3	3	5
Neidiaceae	1	1	—	2	1	—	5
Rhopalodiaceae	1	1	3	4	2	3	5
Microcystaceae	1	2	1	—	3	1	5
Euglenaceae	—	—	—	1	—	4	5

Примітка. Тут і в таблицях 3.17 – 3.29 : Ст. 1 – прируслова ділянка, Ст. 2 – вхід до затоки Собаче гирло, Ст. 3 – затока Собаче Гирло, човнова станція, Ст. 4 – «ізолювана водойма»; а – *Sparganium erectum*, б – *Nuphar lutea*.

Серед 100 ідентифікованих родів найвище таксономічне різноманіття мали 17 родів, особливо *Gomphonema* (усього 20 ввт, по окремих станціях 9–13 ввт), *Navicula*, *Eunotia*, *Fragilaria*, *Nitzschia*. Найбільшу кількість представників роду *Planothidium* виявлено на прирусловій ділянці, *Navicula* – на вході до затоки, *Cymbella* – у затоці Собаче Гирло біля човнової станції, *Nitzschia* – в ізолюваній водоймі (табл. 3.18).

Таблиця 3.18

Провідні роди фітоепіфітону Верхньої частини Канівського водосховища

Роди	Станції спостереження						Всього
	Ст. 1а	Ст. 1б	Ст. 2а	Ст. 2б	Ст. 3а	Ст. 4б	
<i>Gomphonema</i>	13	12	9	11	13	10	20
<i>Navicula</i>	6	6	8	6	7	7	10
<i>Eunotia</i>	5	2	4	5	3	2	8
<i>Fragilaria</i>	6	1	2	2	5	4	8
<i>Nitzschia</i>	7	4	6	5	4	8	8
<i>Planothidium</i>	7	5	6	4	2	5	7
<i>Cymbella</i>	2	4	2	3	5	4	6
<i>Pinnularia</i>	—	—	2	2	2	3	6
<i>Cocconeis</i>	4	3	4	3	3	3	5
<i>Epithemia</i>	1	1	3	4	2	3	5
<i>Stephanodiscus</i>	3	2	2	3	2	3	5
<i>Ulnaria</i>	1	2	2	2	2	5	5
<i>Caloneis</i>	2	2	1	1	—	2	4
<i>Neidium</i>	1	—	—	2	1	—	4
<i>Phacus</i>	1	1	—	3	1	2	4
<i>Staurosira</i>	2	3	2	4	4	4	4
<i>Surirella</i>	2	1	3	4	2	3	4

На рівні видів і ввт таксономічне різноманіття змінювалось від 89 до 124. Найбільшу кількість ввт виявлено в «ізольованій» водоймі та в затоці, а найменшу – на прирусловій ділянці (ст. 1) та на вході до затоки (ст. 2)(рис. 3.2). На відміну від р. Рось та її допливів, спостерігалось монодомінування діатомових водоростей (84–93%). Найбільша частка діатомових зареєстрована на вході до затоки (ст. 2), а найменша – в затоці біля човнової станції (ст. 3).

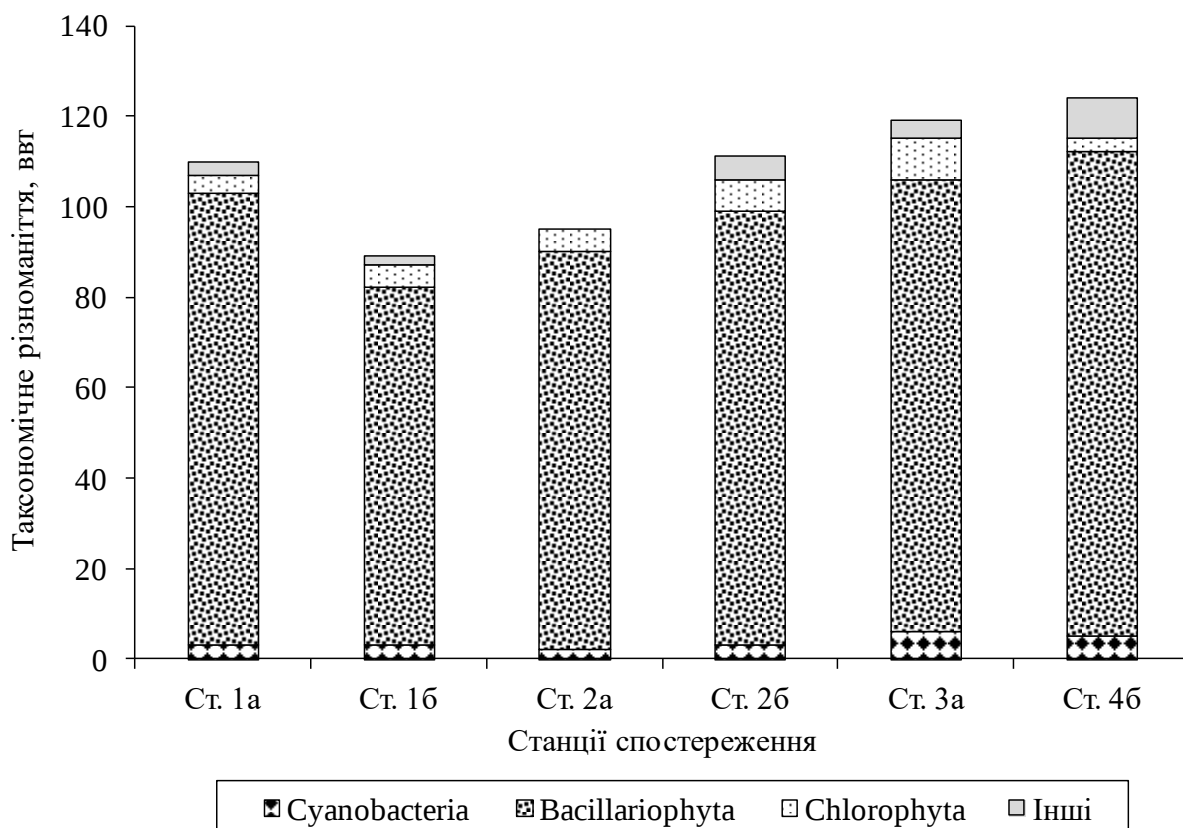


Рис. 3.2. Просторова динаміка таксономічного різноманіття фітоепіфітону верхньої частини Канівського водосховища.

Аналіз сезонної динаміки фітоепіфітону верхньої частини Канівського водосховища показав наступне. На початку літа у фітоепіфітоні всього виявлено 156 ввт (табл. 3.18). Найменшу кількість видів – 39 виявлено у затоці Собаче Гирло. Це може бути пов'язано з незначною кількістю вищих водних рослин у затоці, і відповідно низьким різноманіттям біотопів. Іншою причиною може бути те, що в 2023 р. високий рівень води у затоці тримався майже до початку червня, що перешкоджало формуванню високого різноманіття фітоепіфітону [124].

Таблиця 3.19

Просторовий розподіл таксономічного різноманіття фітоепіфітону верхньої частини Канівського водосховища у червні 2023 р.

Відділи	Станції спостереження					Всього
	Ст. 1а	Ст. 2а	Ст. 2б	Ст. 3а	Ст. 4б	
Cyanobacteria	–	–	$\frac{2}{2}$	$\frac{1}{3}$	$\frac{4}{5}$	$\frac{5}{3}$
Bacillariophyta	$\frac{63}{94}$	$\frac{66}{93}$	$\frac{75}{85}$	$\frac{35}{90}$	$\frac{72}{85}$	$\frac{127}{81}$
Cryptista	$\frac{1}{1}$	–	–	–	$\frac{1}{1}$	$\frac{1}{1}$
Chlorophyta	$\frac{2}{3}$	$\frac{5}{7}$	$\frac{6}{7}$	$\frac{3}{8}$	$\frac{3}{4}$	$\frac{14}{9}$
Euglenophyta	$\frac{1}{1}$	–	$\frac{5}{6}$	–	$\frac{5}{6}$	$\frac{9}{6}$
Σ	$\frac{67}{100}$	$\frac{71}{100}$	$\frac{88}{100}$	$\frac{39}{100}$	$\frac{85}{100}$	$\frac{156}{100}$

Примітка. Над рискою – кількість ввт, під рискою – % від загальної кількості ввт для даної ділянки; «–» – представників даного відділу на даній ділянці не виявлено.

Найбільшу кількість видів виявлено на вході до затоки Собаче Гирло (ст. 2) – 88 ввт та в «ізольованій» водоймі (ст. 4) – 85 ввт. Високе таксономічне різноманіття фітоепіфітону на вході до затоки Собаче Гирло та в «ізольованій» водоймі можна пояснити наявністю сформованих заростей вищих водних рослин. Також слід звернути увагу на те, що наприкінці травня, до початку наших досліджень, через високий рівень води усі досліджувані біотопи були гідрологічно пов'язані, тобто «ізольована» водойма (ст. 4) могла збагачуватись видами з приустьової ділянки (ст. 1).

У серпні було виявлено 153 види (табл. 3.20). Тобто, загальна кількість видів практично не змінилась, порівняно з початком літа, проте змінилось співвідношення окремих відділів. Так, кількість видів Cyanobacteria зросла з 5

до 10, а кількість Chlorophyta та Euglenozoa, навпаки, зменшилась: з 14 до 10 і з 9 до 5 відповідно.

Також відбулись зміни на деяких станціях. Так, кількість видів знизилась на прирусловій ділянці (ст.1) (з 67 до 60), на вході до затоки Собаче гирло (ст.2) (з 71–88 до 41–53) та в «ізольованій» водоймі (ст. 4) (з 85 до 72). На нашу думку, на прирусловій ділянці таке зниження пов'язано з «цвітінням» води планктонними ціанобактеріями, які екранують товщу води від сонячної радіації [98]. На вході в затоку та в «ізольованій» водоймі зниження різноманіття фітоепіфітону може бути спричинено процесами заболочування та високим проективним покриттям вищих водних рослин (зокрема, потужними заростями *Nuphar lutea*, які мають алелопатичний ефект). Крім того, у серпні спостерігалось погіршення кисневого режиму, порівняно з червнем (див. розділ «Методи і матеріали досліджень»). Так, на прирусловій ділянці (ст. 1) вміст розчиненого кисню знизився до 3,52 мг O_2 /дм³ (43% насичення), що може бути зумовлено попуском води з придонних горизонтів вищерозміщеного Київського водосховища, збідненої на розчинний кисень. Також кисневий дефіцит спостерігався і в «ізольованій» водоймі – 1,07 мг O_2 /дм³ (12%) [6].

Натомість таксономічне різноманіття фітоепіфітону у затоці Собаче гирло біля човнової станції (ст. 3) значно збільшилось від 39 до 80 ввт. На нашу думку це може бути пов'язано зі сприятливим кисневим режимом (вміст кисню 6,10 мг O_2 /дм³), високою прозорістю води та відсутністю «нагону» ціанобактерій [6].

Таблиця 3.20

Просторовий розподіл таксономічного різноманіття фітоепіфітону верхньої частини Канівського водосховища у серпні 2023 р.

Відділ	Станції спостереження						Всього
	Ст. 1а	Ст. 1б	Ст. 2а	Ст. 2б	Ст. 3а	Ст. 4б	
Cyanobacteria	$\frac{3}{5}$	$\frac{2}{3}$	$\frac{2}{4}$	$\frac{2}{5}$	$\frac{4}{5}$	$\frac{2}{3}$	$\frac{10}{7}$
Bacillariophyta	$\frac{54}{90}$	$\frac{52}{88}$	$\frac{51}{96}$	$\frac{38}{93}$	$\frac{64}{80}$	$\frac{67}{93}$	$\frac{125}{82}$
Charophyta	–	$\frac{1}{2}$	–	–	$\frac{2}{3}$	–	$\frac{3}{2}$
Chlorophyta	$\frac{2}{3}$	$\frac{3}{5}$	–	$\frac{1}{2}$	$\frac{8}{10}$	$\frac{1}{1}$	$\frac{10}{7}$
Euglenophyta	$\frac{1}{2}$	$\frac{1}{2}$	–	–	$\frac{2}{3}$	$\frac{2}{3}$	$\frac{5}{3}$
Σ	$\frac{60}{100}$	$\frac{59}{100}$	$\frac{53}{100}$	$\frac{41}{100}$	$\frac{80}{100}$	$\frac{72}{100}$	$\frac{153}{100}$

Примітка. Над рискою – кількість ввт, під рискою – % від загальної кількості ввт для даної ділянки; «–» – представників даного відділу на даній ділянці не виявлено.

Осінній період характеризується зниженням таксономічного різноманіття, в порівнянні з серпнем: з 153 до 131 ввт (табл. 3.21). У просторовому аспекті величина таксономічного різноманіття коливалась від 50 до 70 ввт. У затоці Собаче Гирло (ст 3) та ізольованій водоймі (ст. 4) різноманіття водоростей знизилось порівняно з літнім сезоном, а на вході до затоки (ст. 2), навпаки, зросло. Характерними сезонними змінами восени були: збільшення частки Bacillariophyta (з 80–96% у серпні до 93–100% у жовтні) та зменшення Cyanobacteria (з 3–5% до 1–2%) і Chlorophyta (з 1–10% до 2–3%) відповідно.

Таблиця 3.21

Просторовий розподіл таксономічного різноманіття фітоепіфітону верхньої частини Канівського водосховища у жовтні 2023 р.

Відділ	Станції спостереження						Всього
	Ст. 1а	Ст. 1б	Ст. 2а	Ст. 2б	Ст. 3а	Ст. 4б	
Cyanobacteria	–	$\frac{1}{2}$	–	$\frac{1}{2}$	$\frac{1}{1}$	–	$\frac{3}{2}$
Bacillariophyta	$\frac{49}{98}$	$\frac{61}{95}$	$\frac{60}{100}$	$\frac{52}{93}$	$\frac{67}{96}$	$\frac{59}{97}$	$\frac{119}{91}$
Chlorophyta	$\frac{1}{2}$	$\frac{2}{3}$	–	$\frac{2}{4}$	$\frac{2}{3}$	–	$\frac{6}{5}$
Euglenophyta	–	–	–	$\frac{1}{2}$	–	$\frac{2}{3}$	$\frac{3}{2}$
Σ	$\frac{50}{100}$	$\frac{64}{100}$	$\frac{60}{100}$	$\frac{56}{100}$	$\frac{70}{100}$	$\frac{61}{100}$	$\frac{131}{100}$

Примітка. Над рискою – кількість ввт, під рискою – % від загальної кількості ввт для даної ділянки; «–» – представників даного відділу на даній ділянці не виявлено.

Отже, фітоепіфітон верхньої частини Канівського водосховища характеризується високим таксономічним різноманіттям, а його просторово-часова динаміка значною мірою визначається специфічними умовами водосховища з коливанням рівня, а також неоднорідним кисневим режимом на різних ділянках, і біотичними чинниками (проективним покриттям вищих водних рослин, інтенсивністю «цвітіння» води). Особливістю фітоепіфітону Канівського водосховища, порівняно з р. Рось та її допливами, є значно нижче таксономічне різноманіття відділу Chlorophyta.

3.2.2. Кількісні характеристики: чисельність, біомаса, структура домінуючого комплексу фітоепіфітону Канівського водосховища

Чисельність фітоепіфітону верхньої частини Канівського водосховища у червні 2023 коливалась від 29 до 1049 тис. кл/10 см² (табл. 3.22). Найнижчі

показники відмічені в затоці Собаче Гирло. Найвищі показники реєструвались в «ізолюванні» водоймі. На вході в затоку та в «ізолюванні» водоймі (ст. 2б та 4б) найвищу частку складали *Cyanobacteria* (73 і 94% відповідно). На початку літа спостерігалось зростання загальної чисельності фітоепіфітону від прируслової ділянки Канівського водосховища до входу до затоки Собаче Гирло, проте, в межах самої затоки чисельність є значно нижчою, ніж на інших ділянках (29 тис. кл/10 см²). Звертає на себе увагу висока чисельність фітоепіфітону в «ізолюванні» водоймі (1049 тис. кл/10 см²) за рахунок *Cyanobacteria* (94%).

Таблиця 3.22

**Просторова динаміка чисельності фітоепіфітону верхньої частини
Канівського водосховища у червні 2023 р.**

Відділи	Станції спостереження				
	Ст. 1а	Ст. 2а	Ст. 2б	Ст. 3а	Ст. 4б
<i>Cyanobacteria</i>	—	—	$\frac{98}{73}$	—	$\frac{983}{94}$
<i>Bacillariophyta</i>	$\frac{75}{93}$	$\frac{65}{69}$	$\frac{26}{20}$	$\frac{25}{88}$	$\frac{33}{3}$
<i>Cryptista</i>	$\frac{1}{2}$	—	—	—	$\frac{2}{*}$
<i>Chlorophyta</i>	$\frac{4}{4}$	$\frac{30}{31}$	$\frac{10}{7}$	$\frac{4}{12}$	$\frac{23}{2}$
<i>Euglenophyta</i>	$\frac{1}{1}$	—	$\frac{1}{1}$	—	$\frac{8}{1}$
Σ	$\frac{80}{100}$	$\frac{94}{100}$	$\frac{134}{100}$	$\frac{29}{100}$	$\frac{1049}{100}$

Примітка. Над рискою – чисельність, тис. кл/10 см², під рискою – % від загальної чисельності фітоепіфітону; «—» – представників даного відділу на даній ділянці не виявлено; «*» – частка даного відділу < 1%.

Біомаса фітоепіфітону верхньої частини Канвського водосховища у червні коливалась від 0,059 до 0,130 мг/10 см² (табл. 3.23). Найнижчі показники спостерігались на прирусловій ділянці та на вході до затоки (0,059 мг/10 см²). Найвищі показники біомаси в червні зареєстровані в «ізолюванні» водоймі (0,130 мг/10 см²). Найбільшу частку біомаси фітоепіфітону на всіх ділянках складали Bacillariophyta (від 50 до 95 %).

Таблиця 3.23

Просторова динаміка біомаси фітоепіфітону верхньої частини Канівського водосховища у червні 2023 р.

Відділи	Станції спостереження				
	Ст. 1а	Ст. 2а	Ст. 2б	Ст. 3а	Ст. 4б
Cyanobacteria	—	—	<u>0,002</u> 4	—	<u>0,028</u> 21
Bacillariophyta	<u>0,053</u> 90	<u>0,061</u> 95	<u>0,040</u> 68	<u>0,078</u> 94	<u>0,065</u> 50
Chlorophyta	<u>0,002</u> 3	<u>0,004</u> 5	<u>0,015</u> 25	<u>0,005</u> 6	<u>0,011</u> 8
Euglenophyta	<u>0,004</u> 7	—	<u>0,002</u> 3	—	<u>0,026</u> 20
Σ	<u>0,059</u> 100	<u>0,064</u> 100	<u>0,059</u> 100	<u>0,083</u> 100	<u>0,130</u> 100

Примітка. Над рискою – біомаса, мг/10 см², під рискою – % від загальної біомаси фітоепіфітону; «—» – представників даного відділу на даній ділянці не виявлено; «*» – частка даного відділу < 1%.

До складу домінуючого комплексу фітоепіфітону за біомасою входило 16 ввт (табл. 3.24), що майже в півтора рази менше, ніж у фітоепіфітоні р. Рось та її допливів в той самий період року (див. табл. 3.9). На прирусловій ділянці (ст. 1а) та в «ізолюванні» водоймі (ст. 4б) угруповання були полідомінантними, у затоці (ст. 3а) – олігодомінантними, а на вході до затоки (ст. 2а, 2б) їх структура змінювалась від олігодомінантної до полідомінантної. Їх формували від 3 до 7

видів, переважно з відділів Bacillariophyta та Chlorophyta. Найчастіше домінантами і субдомінантами виступали такі види як *Ulnaria ulna*, *Navicula reinhardtii*, *Oedogonium* sp., *Melosira varians*.

Таблиця 3.24

**Структура і просторова динаміка домінуючого комплексу фітоепіфітону
Канівського водосховища в червні 2023 р.**

Домінанти і субдомінанти	Станції спостереження				
	Ст. 1а	Ст. 2а	Ст. 2б	Ст. 3а	Ст. 4б
Cyanobacteria					
<i>Oscillatoria limnetica</i>	—	—	*	—	<u>0,024</u> 19
Bacillariophyta					
<i>Aulacoseira italica</i>	—	—	<u>0,003</u> 5	—	—
<i>Cocconeis placentula</i> з варіетами	<u>0,011</u> 19	*	—	—	—
<i>Cymbella aspera</i>	—	—	<u>0,007</u> 12	—	—
<i>Cymbella cistula</i>	—	—	<u>0,010</u> 16	—	—
<i>Gomphonema acuminatum</i>	<u>0,003</u> 6	—	*	—	—
<i>Melosira varians</i>	<u>0,015</u> 25	<u>0,033</u> 52	—	<u>0,062</u> 75	—
<i>Navicula reinhardtii</i>	—	—	<u>0,003</u> 5	—	<u>0,009</u> 7
<i>Pinnularia viridis</i>	—	—	*	—	<u>0,011</u> 9
<i>Pseudostaurosira brevistriata</i>	—	<u>0,013</u> 20	—	—	—
<i>Tabularia tabulata</i>	<u>0,011</u> 18	—	—	—	—

Продовж. табл. 3.24

Домінанти і субдомінанти	Станції спостереження				
	Ст. 1а	Ст. 2а	Ст. 2б	Ст. 3а	Ст. 4б
<i>Ulnaria ulna</i>	—	<u>0,008</u> 12	<u>0,005</u> 8	<u>0,005</u> 6	<u>0,018</u> 14
Chlorophyta					
<i>Chlamydomonas</i> sp.	*	*	<u>0,003</u> 5	—	*
<i>Oedogonium</i> sp.	—	—	<u>0,011</u> 19	<u>0,004</u> 5	—
<i>Pandorina morum</i>	—	—	—	—	<u>0,007</u> 5
<i>Phacus caudatus</i>	<u>0,004</u> 7	—	*	—	<u>0,010</u> 8
Загальна біомаса	<u>0,059</u> 100	<u>0,064</u> 100	<u>0,059</u> 100	<u>0,083</u> 100	<u>0,130</u> 100

Примітка. . Домінант – вид, біомаса якого складає не менш ніж 10% від загальної, субдомінант – вид, біомаса якого складає від 5 до 9% від загальної. Над ризкою – біомаса, мг/10 см², під ризкою – % від загальної біомаси фітоепіфітону; «–» – вид на даній ділянці не виявлено, «*» – вид на даній ділянці виявлено, але не входить до складу домінуючого комплексу (біомаса складає менше 5% від загальної).

У серпні 2023 р. чисельність фітоепіфітону верхньої частини Канівського водосховища коливалась від 29 до 882 тис. кл/10 см² (табл. 3.25). Найнижчі показники реєструвались в ізольованій водоймі, найвищі – на прирусловій ділянці. Майже на всіх ділянках спостерегалось монодомінування *Cyanobacteria* (від 51 до 93%). Особливо високою була частка *Cyanobacteria* на прирусловій ділянці та в затоці (93 і 82% відповідно).

Таблиця 3.25

**Просторова динаміка чисельності фітоепіфітону верхньої частини
Канівського водосховища у серпні 2023 р.**

Відділи	Станції спостереження					
	Ст. 1а	Ст. 1б	Ст. 2а	Ст. 2б	Ст. 3а	Ст. 4б
Cyanobacteria	$\frac{40}{75}$	$\frac{822}{93}$	$\frac{64}{79}$	$\frac{49}{88}$	$\frac{250}{82}$	$\frac{15}{51}$
Bacillariophyta	$\frac{10}{19}$	$\frac{43}{5}$	$\frac{17}{21}$	$\frac{6}{11}$	$\frac{31}{10}$	$\frac{11}{39}$
Charophyta	–	–	–	–	$\frac{2}{1}$	–
Chlorophyta	$\frac{3}{6}$	$\frac{16}{2}$	–	$\frac{1}{1}$	$\frac{22}{7}$	$\frac{1}{3}$
Euglenophyta	$\frac{**}{1}$	–	–	–	–	$\frac{2}{7}$
Σ	$\frac{54}{100}$	$\frac{882}{100}$	$\frac{81}{100}$	$\frac{55}{100}$	$\frac{306}{100}$	$\frac{29}{100}$

Примітка. Над рискою – чисельність, тис. кл/10 см², під рискою – % від загальної чисельності фітоепіфітону; «–» – представників даного відділу на даній ділянці не виявлено; «*» – частка даного відділу < 1%, «**» – чисельність даного відділу < 1 тис. кл/10 см².

Показники біомаси в серпні коливались від 0,006 до 0,407 мг/10 см² (табл. 3.26). Найнижча біомаса зареєстрована на вході до затоки (ст. 2), найвища – в затоці (ст. 3). На більшості ділянок домінували Bacillariophyta (від 9 до 92%). Порівняно з початком літа, у серпні на прирусловій ділянці (ст. 1), на вході до затоки та в «ізолюванні» водоймі (ст. 4) відмічено зниження біомаси фітоепіфітону, що ймовірно пов'язано з екрануванням товщі води планктонними ціанобактеріями (прируслова ділянка, вхід до затоки) та заростями *Nuphar lutea* («ізолювана» водойма). Водночас, у затоці в районі човнової станції, де не спостерігалось явищ «нагону» ціанобактерій чи високого проективного покриття вищих водних рослин, біомаса фітоепіфітону у серпні зростала.

Таблиця 3.26

Просторова динаміка біомаси фітоепіфітону верхньої частини Канівського водосховища у серпні 2023 р.

Відділи	Станції спостереження					
	Ст. 1а	Ст. 1б	Ст. 2а	Ст. 2б	Ст. 3а	Ст. 4б
Cyanobacteria	<u>0,003</u> 13	<u>0,093</u> 29	<u>0,003</u> 12	<u>0,000</u> 7	<u>0,024</u> 6	<u>0,002</u> 3
Bacillariophyta	<u>0,023</u> 83	<u>0,114</u> 36	<u>0,020</u> 88	<u>0,005</u> 92	<u>0,037</u> 9	<u>0,032</u> 60
Charophyta	–	<u>0,002</u> 1	–	–	<u>0,018</u> 5	–
Chlorophyta	<u>0,001</u> 2	<u>0,108</u> 34	–	<u>**</u> 1	<u>0,326</u> 80	–
Euglenophyta	<u>0,001</u> 2	<u>0,002</u> 1	–	–	<u>0,001</u> *	<u>0,019</u> 36
Σ	<u>0,028</u> 100	<u>0,319</u> 100	<u>0,023</u> 100	<u>0,006</u> 100	<u>0,407</u> 100	<u>0,053</u> 100

Примітка. Над рисою – біомаса, мг/10 см², під рисою – % від загальної біомаси фітоепіфітону; «–» – представників даного відділу на даній ділянці не виявлено; «*» – частка даного відділу < 1%, «**» – біомаса даного відділу < 0,001 мг/10 см².

До складу домінуючого комплексу фітоепіфітону за біомасою входило 13 ввт (табл. 3.27), що вдвічі менше, ніж у р. Рось та її допливах у серпні. Угруповання були полідомінантними на вході до затоки та олігодомінантними на решті ділянок. Його формували від 2 до 5 видів, переважно з відділів Bacillariophyta та Chlorophyta.

Таблиця 3.27

**Структура і просторова динаміка домінуючого комплексу фітоепіфітону
Канівського водосховища в серпні 2023 р.**

Домінанти та субдомінанти	Станції спостереження					
	Ст. 1а	Ст. 1б	Ст. 2а	Ст. 2б	Ст. 3а	Ст. 4б
Cyanobacteria						
<i>Aphanothece stagnina</i>	—	—	<u>0,003</u> 12	—	—	—
<i>Microcystis aeruginosa</i>	<u>0,003</u> 12	<u>0,084</u> 26	—	—	<u>0,024</u> 6	*
Bacillariophyta						
<i>Cocconeis placentula</i> з варієтами	<u>0,019</u> 69	<u>0,096</u> 30	<u>0,014</u> 60	—	*	<u>0,032</u> 59
<i>Melosira varians</i>	—	—	—	<u>0,003</u> 62	*	—
<i>Navicula cryptocephala</i>	*	*	<u>0,002</u> 7	*	*	—
<i>Nitzschia vermicularis</i>	—	—	<u>0,002</u> 7	—	—	—
<i>Pseudostaurosira brevistriata</i>	—	—	<u>0,002</u> 9	—	*	—
<i>Staurosira binodis</i>	*	—	—	<u>0,001</u> 13	*	—
<i>Stephanodiscus hantzschii</i>	<u>0,001</u> 5	—	—	—	—	—
<i>Stephanodiscus</i> sp.	—	—	—	<u>0,001</u> 9	—	—
Chlorophyta						
<i>Oedogonium</i> sp.	—	<u>0,106</u> 33	—	—	<u>0,242</u> 59	—
<i>Ulothrix</i> sp.	—	—	—	—	<u>0,080</u> 20	—
<i>Phacus orbicularis</i>	—	—	—	—	—	<u>0,018</u> 34
Загальна біомаса	<u>0,028</u> 100	<u>0,319</u> 100	<u>0,023</u> 100	<u>0,006</u> 100	<u>0,407</u> 100	<u>0,053</u> 100

Примітка. Над рискою – біомаса, мг/10 см², під рискою – % від загальної біомаси фітоепіфітону; «—» – вид на даній ділянці не виявлено, «*» – вид на даній ділянці виявлено, але не входить до складу домінуючого комплексу (біомаса складає менше 5% від загальної).

Найчастіше домінантами і субдомінантами виступали такі види як *Cocconeis placentula* з варієтетами, *Microcystis aeruginosa*, *Navicula cryptocephala*, *Oedogonium* sp. Слід зазначити, що *Microcystis aeruginosa* – це типово планктонний вид, і його присутність у домінуючому комплексі фітоепіфітону є результатом його осідання з планктону під час «цвітіння» води. Таке явище було раніше описано іншими дослідниками для фітоепіфітону [122] та мікрофітобентосу [3].

У жовтні 2023 р. чисельність коливалась від 4 до 792 тис. кл/10 см² (табл. 3.28). Найнижчі показники реєструвались в «ізольованій» водоймі, найвищі – у затоці. Майже на всіх ділянках домінантами виступали Bacillariophyta (від 70 до 100%). На вході до затоки та в самій затоці ще спостерігається суттєва частка Cyanobacteria.

Таблиця 3.28

**Просторова динаміка чисельності фітоепіфітону верхньої частини
Канівського водосховища у жовтні 2023 р.**

Відділи	Станції спостереження					
	Ст. 1а	Ст. 1б	Ст. 2а	Ст. 2б	Ст. 3а	Ст. 4б
Cyanobacteria	–	$\frac{29}{12}$	–	$\frac{6}{18}$	$\frac{165}{21}$	–
Bacillariophyta	$\frac{21}{91}$	$\frac{214}{87}$	$\frac{137}{100}$	$\frac{22}{70}$	$\frac{621}{78}$	$\frac{4}{82}$
Chlorophyta	$\frac{2}{9}$	$\frac{3}{1}$	–	$\frac{3}{10}$	$\frac{6}{1}$	–
Euglenophyta	–	–	–	$\frac{1}{2}$	–	$\frac{1}{18}$
Σ	$\frac{24}{100}$	$\frac{246}{100}$	$\frac{137}{100}$	$\frac{32}{100}$	$\frac{792}{100}$	$\frac{4}{100}$

Примітка. Над рискою – чисельність, тис. кл/10 см², під рискою – % від загальної чисельності фітоепіфітону; «–» – представників даного відділу на даній ділянці не виявлено; «*» – частка даного відділу < 1%.

Показники біомаси в жовтні коливались від 0,006 до 0,628 мг/10 см² (таб. 3.29). Найнижчі показники біомаси в жовтні були зафіксовані в «ізольованій» водоймі, найвищі – в затоці Собаче Гирло. Найбільшу частку біомаси фітоепіфітону в затоці складали Bacillariophyta (90%). Аналогічно показникам чисельності для більшості станцій, за біомасою відмічалось переважання Bacillariophyta (від 11 до 100%). Цікаво, що на вході до затоки найбільшу частку формували Chlorophyta (89%), а в «ізольованій» водоймі – Euglenophyta (53%).

Таблиця 3.29

Просторова динаміка біомаси фітоепіфітону верхньої частини Канівського водосховища у жовтні 2023 р.

Відділи	Станції спостереження					
	Ст. 1а	Ст. 1б	Ст. 2а	Ст. 2б	Ст. 3а	Ст. 4б
Cyanobacteria	–	–	–	–	<u>0,007</u> 1	–
Bacillariophyta	<u>0,050</u> 99	<u>0,207</u> 100	<u>0,076</u> 100	<u>0,025</u> 11	<u>0,566</u> 90	<u>0,003</u> 47
Chlorophyta	<u>0,000</u> 1	–	–	<u>0,208</u> 89	<u>0,055</u> 9	–
Euglenophyta	–	–	–	–	–	<u>0,003</u> 53
Σ	<u>0,050</u> 100	<u>0,208</u> 100	<u>0,076</u> 100	<u>0,233</u> 100	<u>0,628</u> 100	<u>0,006</u> 100

Примітка. Над рисою – біомаса, мг/10 см², під рисою – % від загальної біомаси фітоепіфітону; «–» – представників даного відділу на даній ділянці не виявлено; «*» – частка даного відділу < 1%.

До складу домінуючого комплексу фітоепіфітону за біомасою у жовтні входило 14 ввт. (табл. 3.30). Угрупування були олігодомінантними на прирусловій ділянці, полідомінантними – в затоці та в «ізольованій» водоймі, а на вході до затоки змінювались від полідомінантних до олігодомінантних. Їх формували від 2 до 7 видів, переважно з відділів Bacillariophyta та Chlorophyta.

Найчастіше домінантами і субдомінантами виступали такі види як *Cocconeis placentula* з варієтатами, *Melosira varians*, *Fragilaria intermedia*, *Staurosira construens*, *Ulnaria ulna*, *Oedogonium* sp. Відмінною рисою домінуючого комплексу даного періоду була присутність в домінантах видів з родів *Staurosira* та *Fragilaria*.

Таблиця 3.30

**Структура і просторова динаміка домінуючого комплексу фітоепіфітону
Канівського водосховища в жовтні 2023 р.**

Домінанти та субдомінанти	Станції спостереження					
	Ст. 1а	Ст. 1б	Ст. 2а	Ст. 2б	Ст. 3а	Ст. 4б
1	2	3	4	5	6	7
Bacillariophyta						
<i>Aulacoseira italica</i>	—	—	<u>0,006</u> 7	—	—	—
<i>Caloneis amphisbaena</i>	—	—	—	—	—	<u>0,001</u> 9
<i>Cocconeis placentula</i> з варієтатами	<u>0,033</u> 66	<u>0,092</u> 44	<u>0,005</u> 6	*	<u>0,073</u> 12	<u>0,001</u> 19
<i>Cymbella aspera</i>	—	—	—	—	<u>0,053</u> 8	—
<i>Fragilaria intermedia</i>	—	*	<u>0,005</u> 6	—	<u>0,032</u> 5	—
<i>Melosira varians</i>	<u>0,010</u> 21	<u>0,021</u> 10	<u>0,022</u> 29	*	<u>0,286</u> 45	—
<i>Rhoicosphenia abbreviata</i>	*	<u>0,030</u> 15	—	—	*	—
<i>Staurosira binodis</i>	—	—	<u>0,011</u> 15	*	*	—
<i>Staurosira construens</i>	—	—	<u>0,004</u> 5	—	<u>0,032</u> 5	—
<i>Tabularia tabulata</i>	—	—	—	*	—	<u>0,0001</u> 6

Продовж. табл. 30

1	2	3	4	5	6	7
<i>Ulnaria ulna</i>	*	*	<u>0,009</u> 12	—	*	—
Chlorophyta						
<i>Oedogonium</i> sp.	—	—	—	<u>0,016</u> 7	<u>0,054</u> 9	—
<i>Ulothrix</i> sp.	—	—	—	<u>0,192</u> 82	—	—
<i>Phacus caudatus</i>	—	—	—	—	—	<u>0,003</u> 52
Σ	<u>0,050</u> 100	<u>0,208</u> 100	<u>0,076</u> 100	<u>0,233</u> 100	<u>0,628</u> 100	<u>0,006</u> 100

Примітка. Домінант – вид, біомаса якого складає не менш ніж 10% від загальної, субдомінант – вид, біомаса якого складає від 5 до 9% від загальної. Над рискою – біомаса, мг/10 см², під рискою – % від загальної біомаси фітоепіфітону; «—» – вид на даній ділянці не виявлено, «*» – вид на даній ділянці виявлено, але не входить до складу домінуючого комплексу (біомаса складає менше 5% від загальної).

3.2.3. Особливості часової динаміки фітоепіфітону Канівського водосховища в різних часових масштабах

Потижневу часову динаміку фітоепіфітону досліджували влітку 2024 р. на русловій ділянці Канівського водосховища в районі парку «Наталка» упродовж шести тижнів з 25 червня по 30 липня 97] (табл. 3.30).

Видове багатство упродовж періоду досліджень коливалось від 44 до 91 ввт і поступово зростало від останньої декади червня до середини липня (див. табл. 3.31). У відсотковому співвідношенні значну частку видового багатства (78–92%) складали Bacillariophyta. Найвища частка Bacillariophyta спостерігалась на початку липня. Значно меншу частку складали Cyanobacteria (2–8%) та Chlorophyta (6–11%). З середини липня до кінця липня частка Bacillariophyta залишалась високою, Cyanobacteria – зростала (від 6 до 13%), а Chlorophyta навпаки – падала (від 13 до 10%).

Чисельність фітоепіфітону змінювалась від 50 до 312 тис. кл/10 см², а біомаса – від 0,074 до 0,262 мг/10 см². Аналіз структури чисельності та біомаси також показав високу частку Bacillariophyta. Частка чисельності Cyanobacteria різко підвищилась в середині липня (до 24–51%) і наприкінці липня (до 61%). За біомасою такого підвищення для частки Cyanobacteria не встановлено, оскільки вони переважно представлені дрібноклітинними видами.

Таблиця 3.31

Часова динаміка видового багатства, чисельності та біомаси водоростей у фітоепіфітоні на русловій ділянці Канівського водосховища влітку 2024 р.

[97]

Дати	Видове багатство, ввт		Чисельність, тис. кл/10 см ²		Біомаса, мг/10 см ²	
	кількість ввт	Cyanobacteria : Bacillariophyta : Chlorophyta	тис. кл/дм ³ (тис. кл/10 см ²)	Cyanobacteria : Bacillariophyta : Chlorophyta	мг/дм ³ (мг/10 см ²)	Cyanobacteria : Bacillariophyta : Chlorophyta
25.06	56	4% : 86% : 9%	93	2% : 84% : 11%	0,074	<1% : 80% : 19%
02.07	49	2% : 92% : 6%	88	2% : 93% : 5%	0,149	<1% : 87% : 13%
09.07	91	8% : 78% : 11%	312	51% : 42% : 5%	0,170	2% : 91% : 3%
16.07	80	6% : 79% : 13%	206	24% : 65% : 10%	0,262	3% : 86% : 11%
23.07	44	5% : 80% : 11%	50	13% : 71% : 14%	0,202	< 1% : 31% : 67%
30.07	40	13% : 78% : 10%	285	61% : 34% : 5%	0,141	10% : 88% : 2%

Цікаво порівняти кількісні показники фітоепіфітону Канівського водосховища, отримані в 2024 р. та 2023 р. (рис. 3.3). Так, у літній сезон 2023 р. чисельність фітоепіфітону на повітряно-водних рослинах складала 29–1049 тис. кл/10 см² (у середньому 254±109 тис. кл/10 см²), а біомаса – 0,006–0,407 тис. кл/10 см² (у середньому 0,112 тис. кл/10 см²). У літній сезон 2024 р. чисельність і біомаса фітоепіфітону на повітряно-водних рослинах відповідно становили:

50–312 тис. кл/10 см² (у середньому 172 ± 45 тис. кл/10 см²) та 0,074–0,262 мг/10 см² (у середньому $0,166 \pm 0,026$ мг/10 см²). Отже, достовірних відмінностей у кількісних показниках розвитку фітоепіфітону між 2023 та 2024 роком не встановлено.

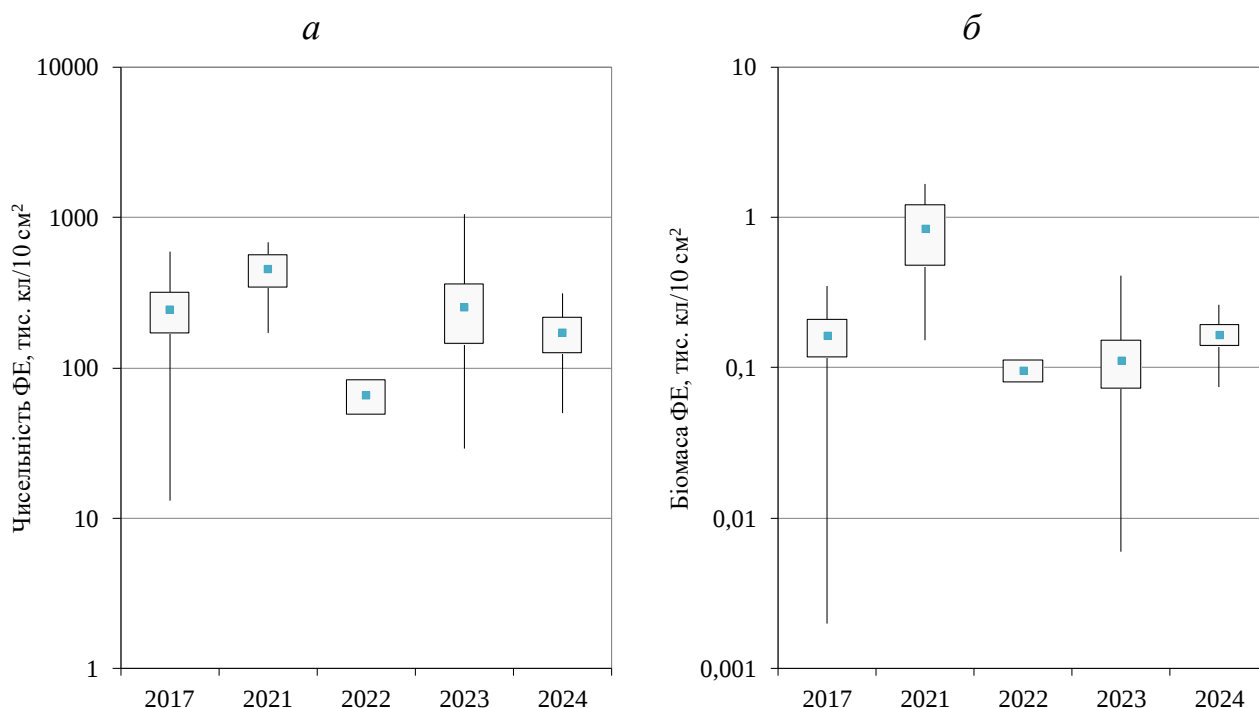


Рис. 3.3. Міжрічна динаміка фітоепіфітону на повітряно-водних рослинах верхньої частини Канівського водосховища в літній сезон: 2017–2022 рр. – за даними, люб’язно наданими Н.Є. Семенюк, Д.П. Ларіоновою; 2023–2024 рр. – наші дані.

Оцінка динаміки фітоепіфітону не буде повною без порівняння показників чисельності та біомаси з даними інших дослідників, отриманих в попередні роки. Так, в період з 2017 по 2022 рр. (за даними Н.Є. Семенюк та Д.П. Ларіонової) показники чисельності коливались від 13 до 680 тис.кл/дм², а біомаси – від 0,002 до 1,679 мг/10 см², і найвищі їх величини реєструвались у 2021 р. (див. рис. 3.3). У 2022 році середні значення чисельності фітоепіфітону істотно знизились. Це ймовірно пов’язано з аномально високим рівнем води,

який реєструвався тоді на досліджуваній ділянці Канівського водосховища. У 2023 та 2024 р. чисельність фітоепіфітону дещо зросла, порівняно з 2022 р., а біомаса істотно не змінилась.

У цілому, отримані нами дані щодо кількісних показників розвитку фітоепіфітону (чисельність та біомаса) є співмірними з даними, отриманими на цій же ділянці в 2017–2022 р. Н.Є. Семенюк та Д.П. Ларіоновою (див. рис. 3.3).

Також слід зазначити що наші дані щодо чисельності, біомаси та структури фітоепіфітону в Канівському водосховищі узгоджуються з результатами інших дослідників [70, 71, 72].

Таким чином, чисельність фітоепіфітону Канівського водосховища в період досліджень змінювалась від 4 до 1049 тис. кл/10 см², біомаса від 0,005 до 0,628 мг/10 см². Структуру кількісного різноманіття переважно визначали Bacillariophyta, а в середині літа також спостерігалась висока частка Cyanobacteria. Кількісні показники розвитку фітоепіфітону та співвідношення таксономічних відділів у їх формуванні в цілому узгоджуються з даними, отриманими раніше іншими дослідниками для водоростевих угруповань на вищих водних рослинах річкової ділянки Канівського водосховища. Цікаво, що максимальні чисельність та біомаса фітоепіфітону в Канівському водосховищі є значно нижчими за аналогічні показники в р. Рось. Більш детально ця закономірність буде проаналізована в підрозділі 3.3. На відміну від р. Рось, де угруповання були переважно полідомінантними, у верхній частині Канівського водосховища практично в рівній мірі представлені полідомінантні та олігодомінантні угруповання. Специфічною особливістю фітоепіфітону Канівського водосховища (на відміну від р. Рось) була присутність у складі домінантів планктонної ціанобактерії *Microcystis aeruginosa*, яка ймовірно осідає з планктону на поверхню вищих водних рослин у період інтенсивного «цвітіння» води.

3.3. Особливості фітоепіфітону лотичних і лентичних екосистем

Відомо [117], що до лотичних екосистем (або текучих вод) належать водні об'єкти, у яких вся маса води постійно рухається у певному напрямку. До лентичних екосистем (або стоячих вод) відносяться водні об'єкти, у яких рух водних мас не являє собою постійну течію в певному напрямку.

З огляду на це, до *лотичних* ділянок ми відносили незарегульовані ділянки річок (які представлені в екосистемі р. Рось та її допливів):

- 1) р. Рось біля с. Пилипча вище Верхнього Білоцерківського водосховища;
- 2) р. Кам'янка вище Фурсянського водосховища;
- 3) р. Протока.

До *лентичних* ділянок відносили ділянки з майже відсутнім водообміном (які представлені в придатковій мережі верхньої частини Канівського водосховища):

- 1) вхід до затоки Собаче Гирло (заболочена ділянка);
- 2) «ізольована» водойма біля затоки Собаче Гирло.

Крім типово лотичних і лентичних ділянок, у досліджуваних нами екосистемах є ділянки «перехідного» характеру між лотичними та лентичними. Згідно з роботами В.І. Щербака, О.А. Давидова [4, 28] «перехідні» екосистеми – це акваторії, де річкові (лотичні) ділянки в результаті трансформації гідрологічного режиму набувають лентичних характеристик. У роботах інших дослідників для позначення таких ділянок зустрічається термін «екотони» [102]. Ми умовно поділили їх на такі типи:

Лотично-лентичні ділянки, до яких віднесли зарегульовані ділянки річок, де переважають лотичні умови (представлені в екосистемі р. Рось та її допливів):

- 1) верхня частина Верхнього Білоцерківського водосховища на р. Рось біля с. Городище;

2) руслове Білоцерківське середнє водосховище в межах Дендропарку «Олександрія».

Лентично-лотичні ділянки, до яких віднесли ділянки з переважанням лентичних умов (представлені як в екосистемі р. Рось та її допливів, та і придаткової мережі верхньої частини Канівського водосховища):

1) нижня частина Верхнього Білоцерківського водосховища на р. Рось біля с. Глибичка;

2) Фурсянське водосховище на р. Кам'янка (озерного типу);

3) прируслова акваторія затоки Собаче Гирло, де завдяки піковому режиму роботи Київської ГЕС течія змінює свій напрямок та швидкість двічі на добу [11];

4) затока Собаче Гирло Канівського водосховища, особливістю якої є добові коливання рівня води за рахунок роботи Київської ГЕС.

Для порівняння фітоепіфітону лотичних, лентичних і «перехідних» ділянок різнотипних водних екосистем було обрано низку якісних і кількісних показників, зокрема загальну кількість видів, чисельність та біомасу, співвідношення основних відділів за чисельністю та біомасою, співвідношення представників різних екологічних гільдій у біомасі (планктонних, рухливим, низькопрофільних, високопрофільних, азотфіксуючих [89]), а також біомасу домінуючих видів, які найбільш часто трапляються у досліджуваних екосистемах (табл. 3.31).

Таблиця 3.32

**Особливості фітоепіфітону лотичних, лентичних та «перехідних» ділянок
р. Рось із допливами та Канівського водосховища**

Показники	Екосистеми та ділянки				
	р. Рось та її допливи			Канівське водосховище	
	лотичні	лотично- лентичні	лентично- лотичні	лентично- лотичні	лентичні
<i>Загальні характеристики (видовий склад, чисельність, біомаса)</i>					
Кількість видів	<u>23–73</u> 57±5	<u>43–88</u> 62±8	<u>20–74</u> 48±9	<u>39–80</u> 61±4	<u>41–88</u> 65±5
Суанобacteria, % кількості видів	<u>1–13</u> 5±1	<u>2–9</u> 5±1	<u>2–10</u> 6±2	<u>*–5</u> 2±1	<u>1–5</u> 2±1
Bacillariophyta, % кількості видів	<u>62–90</u> 79±3	<u>62–89</u> 71±4	<u>70–92</u> 79±4	<u>80–98</u> 91±2	<u>85–100</u> 93±2
Chlorophyta, % кількості видів	<u>4–19</u> 13±1	<u>7–27</u> 20±3	<u>*–23</u> 11±4	<u>2–10</u> 5±1	<u>*–7</u> 3±1
Загальна чисельність, тис. кл/10 см ²	<u>26–5846</u> 1572±796	<u>512–1761</u> 885±209	<u>23–3779</u> 1018±696	<u>24–882</u> 302±123	<u>4–1049</u> 179±110
Загальна біомаса, мг/10 см ²	<u>0,008–7,365</u> 1,770±1,050	<u>0,265–2,670</u> 0,794±0,379	<u>0,032–0,505</u> 0,235±0,109	<u>0,027–0,628</u> 0,222±0,076	<u>0,006–0,232</u> 0,072±0,024
Суанобacteria, % біомаси	<u>*–24</u> 8±3	<u>*–4</u> 2±1	<u>*–42</u> 19±8	<u>*–29</u> 6±3	<u>*–21</u> 5±2
Bacillariophyta, % біомаси	<u>4–94</u> 59±10	<u>16–69</u> 50±8	<u>23–61</u> 46±8	<u>9–100</u> 75±12	<u>11–100</u> 68±10
Chlorophyta, % біомаси	<u>3–73</u> 28±8	<u>16–81</u> 37±9	<u>*–66</u> 25±13	<u>*–80</u> 17±10	<u>*–89</u> 14±10
Euglenophyta, % біомаси	<u>*–25</u> 4±30	<u>*–5</u> 3±1	<u>*–34</u> 7±6	<u>*–7</u> 1±1	<u>*–53</u> 12±7
<i>Розподіл біомаси за екологічними гільдіями</i>					
Планктонні, мг/10 см ²	<u>0,003–0,322</u> 0,099±0,039	<u>0,085–0,552</u> 0,203±0,072	<u>0,010–0,109</u> 0,051±0,02	<u>**–0,100</u> 0,022±0,013	<u>0,001–0,061</u> 0,012±0,006
Планктонні, % біомаси	<u>2–62</u> 27±8	<u>18–50</u> 32±5	<u>9–77</u> 35±12	<u>*–31</u> 10±4	<u>0–53</u> 22±7
Рухливі, мг/10 см ²	<u>**–0,091</u> 0,015±0,009	<u>0,014–0,052</u> 0,025±0,005	<u>0,001–0,065</u> 0,015±0,01	<u>0,001–0,028</u> 0,008±0,003	<u>0,0002–0,028</u> 0,005±0,003
Рухливі, % біомаси	<u>*–21</u> 6±3	<u>2–8</u> 5±1	<u>1–13</u> 5±2	<u>*–8</u> 4±1	<u>*–22</u> 9±3

Продовж. табл. 3.32

Показники	Екосистеми та ділянки				
	р. Рось та її допливи			Канівське водосховище	
	лотичні	лотично-лентичні	лентично-лотичні	лентично-лотичні	лентичні
Низькопрофільні, мг/10 см ²	**–2,854 0,353±0,314	0,059–0,167 0,098±0,015	0,001–0,070 0,033±0,015	0,005–0,153 0,055±0,020	0,0002–0,031 0,009±0,003
Низькопрофільні, % біомаси	<u>*–64</u> 22±7	6–32 20±4	2–19 13±3	2–70 34±9	2–61 22±8
Високопрофільні, мг/10 см ²	**–7,103 1,145±0,802	0,032–1,853 0,454±0,284	0,002–0,385 0,132±0,079	0,001–0,428 0,135±0,057	**–0,224 0,044±0,023
Високопрофільні, % біомаси	<u>*–96</u> 32±10	12–69 42±9	3–76 37±14	2–86 51±10	<u>*–97</u> 46±13
Азотфіксує, мг/10 см ²	**–1,237 0,156±0,136	**–0,046 0,013±0,008	**–0,014 0,003±0,002	**–0,011 0,001±0,001	**–0,002 0,0004±0,0002
Азотфіксує, % біомаси	<u>*–42</u> 13±6	<u>*–5</u> 1±1	<u>*–45</u> 9±9	<u>*–1</u> *	<u>*–2</u> *
<i>Біомаса домінуючих видів, мг/10 см²</i>					
<i>Brebissonia lanceolata</i>	**–0,331 0,039±0,036	**–0,032 0,010±0,006	**–0,013 0,003±0,002	**–0,010 0,002±0,001	**–0,001 **
<i>Cocconeis placentula</i>	**–0,737 0,111±0,081	**–0,118 0,043±0,016	*–0,058 0,013±0,011	**–0,096 0,041±0,014	*–0,031 0,006±0,003
<i>Melosira varians</i>	**–0,108 0,012±0,012	**–0,083 0,030±0,014	**–0,130 0,025±0,025	**–0,286 0,049±0,034	*–0,033 0,008±0,004
<i>Ulnaria ulna</i>	<u>*–0,130</u> 0,025±0,015	<u>0,001–0,135</u> 0,042±0,020	**–0,004 0,001±0,001	**–0,012 0,004±0,002	**–0,018 0,004±0,002
<i>Coelastrum astroideum</i>	**–0,056 0,009±0,006	**–0,329 0,054±0,054	**–0,025 0,005±0,005	–	–
<i>Oedogonium</i> sp.	**–5,245 0,600±0,581	0,004–1,737 0,340±0,279	**–0,288 0,062±0,057	**–0,241 0,051±0,030	**–0,016 0,003±0,002
<i>Pediastrum duplex</i>	**–0,022 0,003±0,002	**–0,031 0,009±0,006	**–0,026 0,006±0,005	–	–

Примітка. Над рискою – межі коливань показників, під рискою – середня величина $\pm$ стандартна помилка; «*» – частка < 1%; «**» – біомаса < 0,001 мг/10 см². Напівжирним шрифтом позначені показники, для яких спостерігається виражена тенденція до відмінностей між різними типами ділянок (за середніми або максимальними показниками). До «перехідних» ділянок відносимо ділянки перехідного характеру між лотичними і лентичними умовами [4,28].

У результаті порівняльного аналізу фітоепіфітону в локальному масштабі були виявлені нижчеописані закономірності.

Для загальної кількості видів не встановлено виражених відмінностей між лотичними, лентичними і «перехідними» екосистемами. Аналогічно, не виявлено різниці у співвідношенні домінуючих відділів (Cyanobacteria, Bacillariophyta, Chlorophyta) у таксономічному різноманітті (див. табл. 3.32).

Водночас, для загальної чисельності фітоепіфітону спостерігається тенденція до зменшення її величин зі зниженням інтенсивності водообміну ділянок (див. табл. 3.32, рис. 3.4). Так, у р. Рось та її допливах чисельність знижується від лотичних ділянок до «перехідних» ділянок. У Канівському водосховищі спостерігається тенденція до зниження чисельності від «перехідних» (лентично-лотичних) до лентичних ділянок.

Аналогічна тенденція спостерігається і для біомаси фітоепіфітону (див. табл. 3.32, рис. 3.5). Так, максимальна біомаса поступово знижувалась від лотичних ділянок (7,365 мг/10 см²) до лотично-лентичних (2,670 мг/10 см²) та лентично-лотичних ділянок (0,505 мг/10 см²).

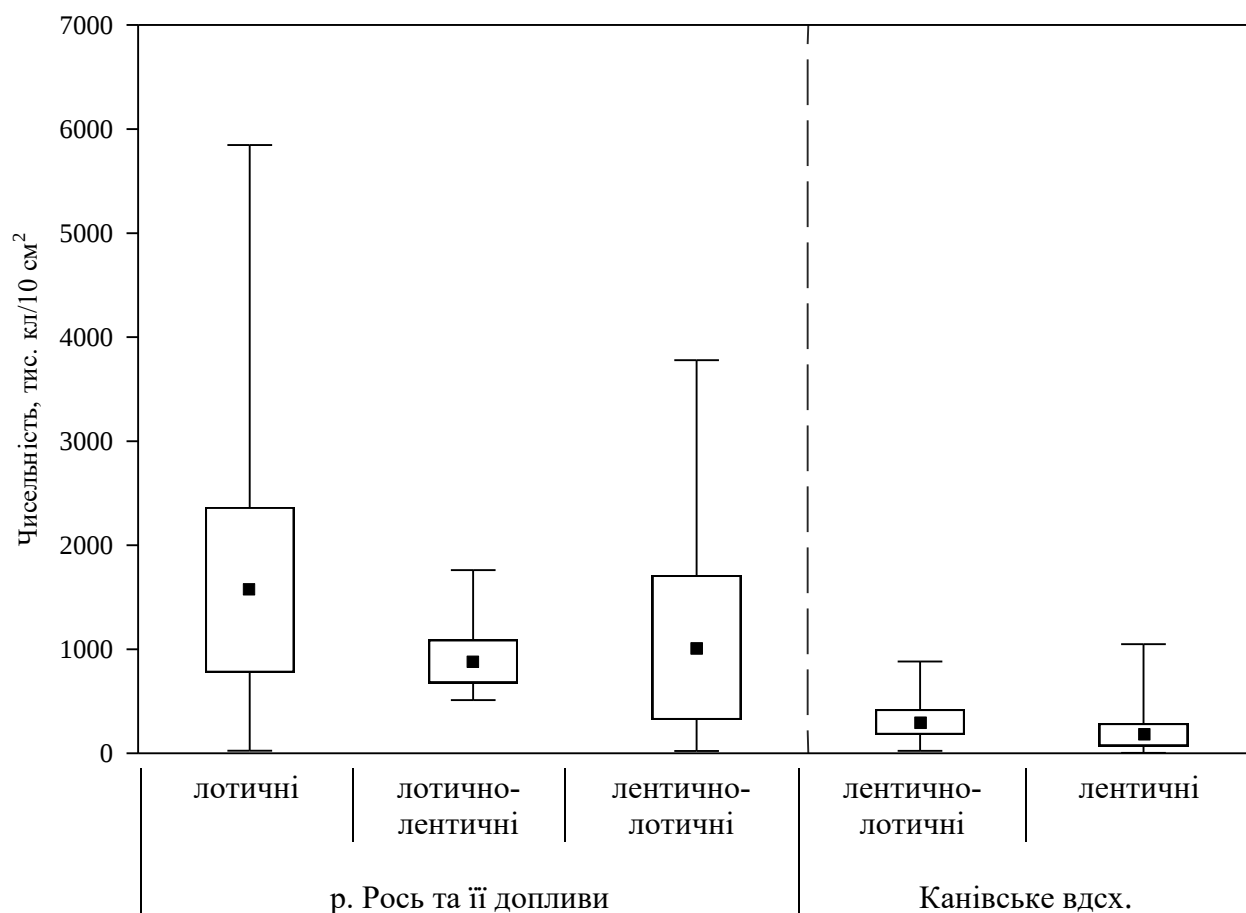


Рис. 3.4. Розподіл чисельності фітоепіфітону лотичних, лентичних і «перехідних» ділянок різнотипних водних екосистем. Тут і на рис. 3.4–3.10: точка – середня величина, прямокутник – стандартна помилка, відрізок – межі коливань.

У Канівському водосховищі також відмічалось зменшення біомаси від лентично-лотичних (максимальна біомаса $0,628 \text{ мг}/10 \text{ см}^2$) до лентичних ділянок (максимальна біомаса $0,232 \text{ мг}/10 \text{ см}^2$), що узгоджується з літературними даними [19]. Це можна пояснити тим, що на лотичних ділянках водообмін сприяє постачанню біогенних елементів та розчинного кисню до фітоепіфітону, а також посилює процеси міграції та обміну видами між угрупованнями [40, 77]. Також низьку біомасу фітоепіфітону на досліджуваних лентичних ділянках

Канівського водосховища (вхід до затоки Собаче Гирло, «ізольована» водойма) можна пояснити тим, що згідно з даними к. б. н. Плігіна Ю.В. на зазначених ділянках у заростях вищих водних рослин інтенсивно розвиваються легеневі молюски, які ефективно виїдають фітоепіфітон.

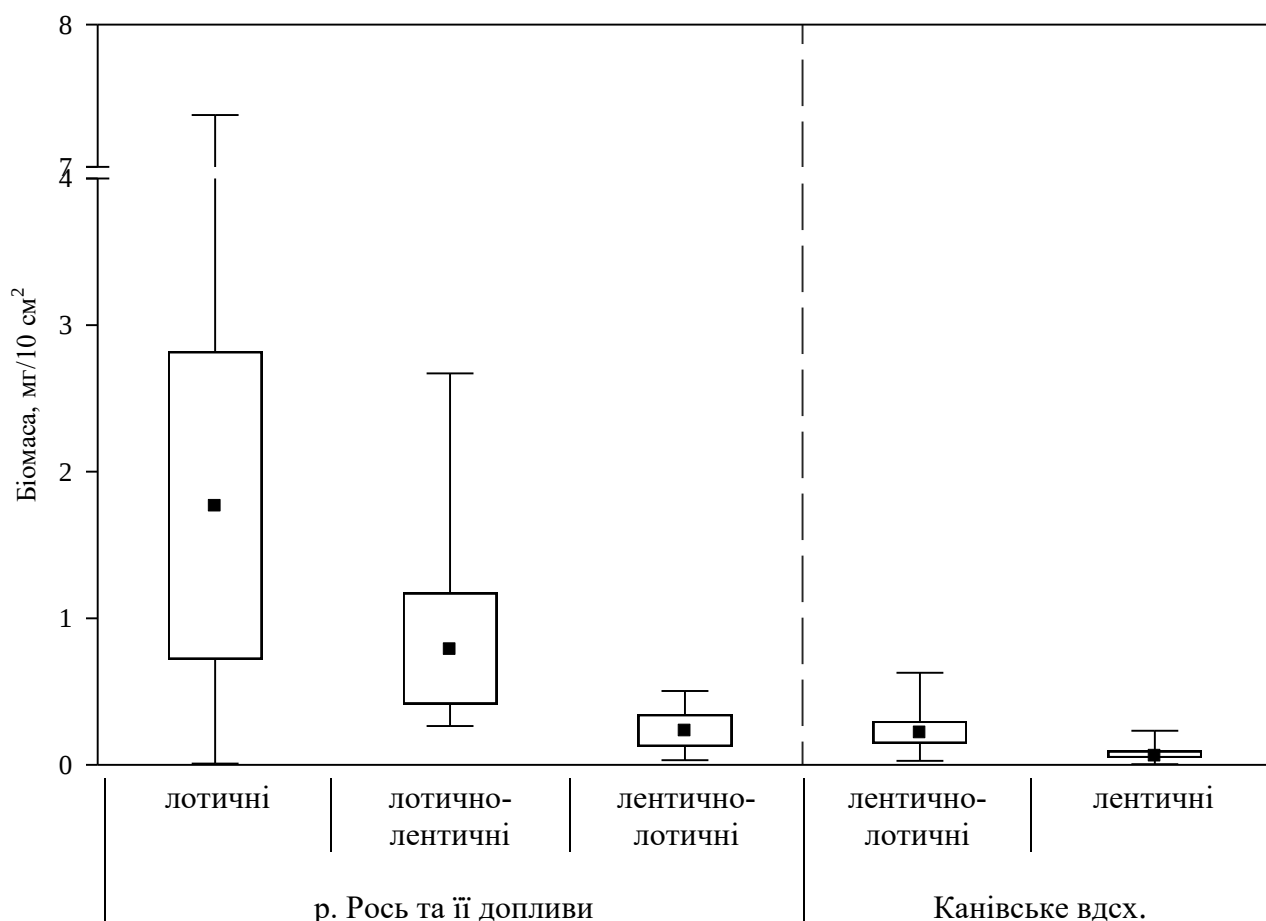


Рис. 3.5. Розподіл біомаси фітоепіфітону лотичних, лентичних і «перехідних» ділянок різнотипних водних екосистем.

Аналіз розподілу біомаси фітоепіфітону за екологічними гільдіями показав наступне. Біомаса низькопрофільних видів у р. Рось та її допливах поступово знижувалась «у напрямку»: лотичні ділянки > лотично-лентичні ділянки > лентично-лотичні ділянки (див. табл. 3.32, рис. 3.6). Важливо, що середні величини біомаси на лотично-лентичних та лентично-лотичних ділянках відрізнялись статистично достовірно ($t = 2,98$; $p = 0,02$). Слід зауважити, що статистично значимої різниці середньої біомаси між лотичними

та «перехідними» ділянками не встановлено. Це пов'язано з тим, що лотичні ділянки р. Рось та її допливів включають річки з суттєво різними екологічними умовами (р. Рось, р. Протока, р. Кам'янка), і відповідно діапазон коливань біомаси фітоепіфітону є дуже значним (від менш ніж 0,0001 мг/10 см² до 2,854 мг/10 см²).

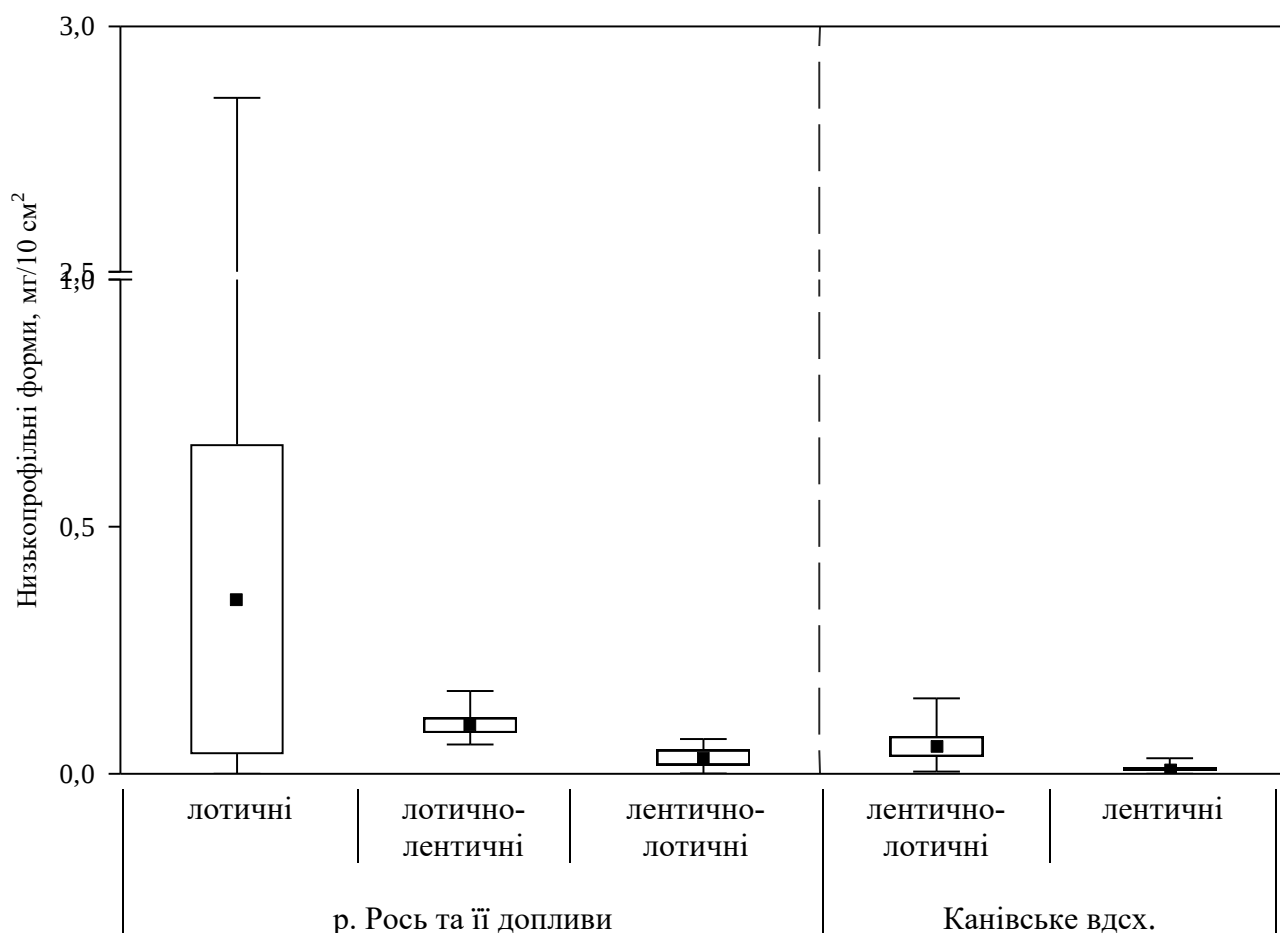


Рис. 3.6. Розподіл біомаси низькопрофільних видів фітоепіфітону лотичних, лентичних і «перехідних» ділянок різнотипних водних екосистем

У Канівському водосховищі ми спостерігали аналогічне зниження біомаси від лентично-лотичних до лентичних ділянок (див. табл. 3.32, рис 3.6), при цьому різниця середніх величин була статистично достовірною ($t = 2,34$; $p = 0,03$). Зменшення біомаси низькопрофільних видів зі зниженням інтенсивності водообміну пояснюється тим, що низькопрофільні види (представників родів *Cocconeis*, *Achnanthes*, *Planothidium*, *Cymbella*) формують нижній ярус

обростань, міцно прикріплюються до поверхні субстрату і мають конкурентну перевагу за високої гідродинаміки [89].

Подібний вигляд мав і розподіл високопрофільних видів, хоча відмінності середніх величин не були статистично достовірними. Проте максимальні величини біомаси мали виражену тенденцію до зниження від лотичних ($7,103 \text{ мг/10 см}^2$) до лентичних ділянок ($0,224 \text{ мг/10 см}^2$) (див. табл. 3.32, рис 3.7). Цікавим видається різниця у величинах біомаси: показники біомаси високопрофільних видів є в декілька разів вищими, аніж показники низькопрофільних видів (див. табл. 3.32).

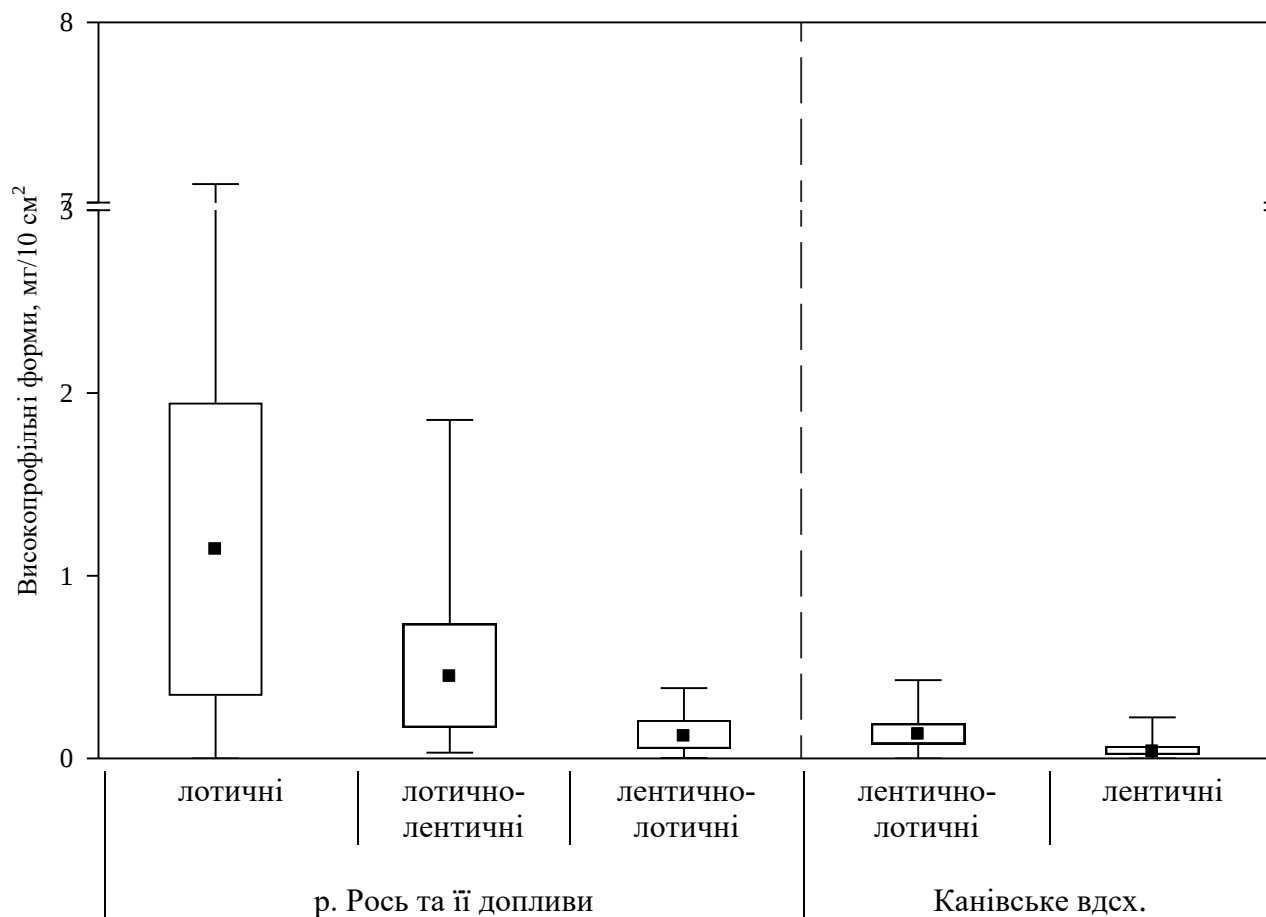


Рис. 3.7. Розподіл біомаси високопрофільних видів фітоепіфітону лотичних, лентичних і «перехідних» ділянок різнотипних водних екосистем.

На відміну від низько- та високопрофільних видів, для планктонних і рухливих видів не встановлено вираженої тенденції до зростання чи зниження біомаси від лотичних до «перехідних» і лентичних ділянок. Це можна пояснити тим, що низько- і високопрофільні види є типовими компонентами фітоепіфітону (прикріплюються до субстрату), а планктонні та рухливі можуть надходити з інших екологічних ніш (товщі води та дна відповідно). Тому їхня присутність у фітоепіфітоні також може залежати від кількісного розвитку фітопланктону та мікрофітобентосу на даній ділянці чи інших чинників. Аналогічно не виявлено помітних відмінностей у біомасі азотфіксуючих видів.

Серед домінуючих видів спостерігається зниження біомаси у напрямку від лотичних до «перехідних» та лентичних ділянок для *Brebissonia lanceolata*, *Cocconeis placentula* та *Oedogonium* sp. (див. табл 3.32, рис. 3.8, 3.9, 3.10).

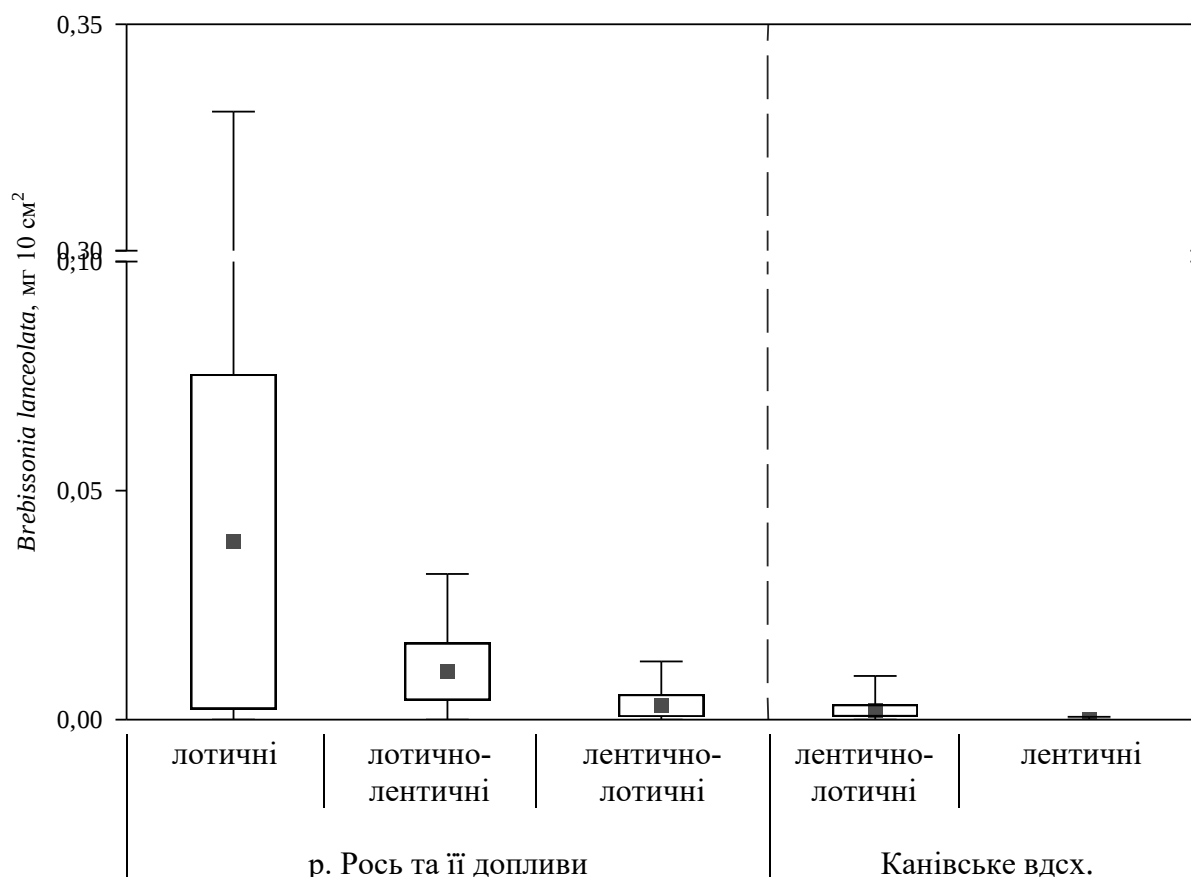


Рис. 3.8. Розподіл біомаси *Brebissonia lanceolata* у фітоепіфітоні лотичних, лентичних і «перехідних» ділянок різнотипних водних екосистем.

Brebissonia lanceolata та *Cocconeis placentula* – це діатомові водорості, які належать до низькопрофільної екологічної гільдії, і вегетують у прикріпленому до субстрату вигляді. Максимальна біомаса *Brebissonia lanceolata* знижувалась від лотичних до «перехідних» і лентичних ділянок у такому ранжируваному ряді: $0,331 > 0,032 > 0,010 > 0,001$ мг/10 см² (див. табл. 3.32, рис. 3.8).

Максимальна біомаса *Cocconeis placentula* у р. Рось та її допливах зменшувалась від лотичних ділянок (0,737 мг/10 см²) до лотично-лентичних (0,118 мг/10 см²) і лентично-лотичних (0,058 мг/10 см²). У придатковій мережі Канівського водосховища максимальна біомаса цього виду аналогічно знижувалась від лентично-лотичних ділянок (0,096 мг/10 см²) до лентичних ділянок (0,031 см²) (див. табл. 3.32, рис. 3.9).

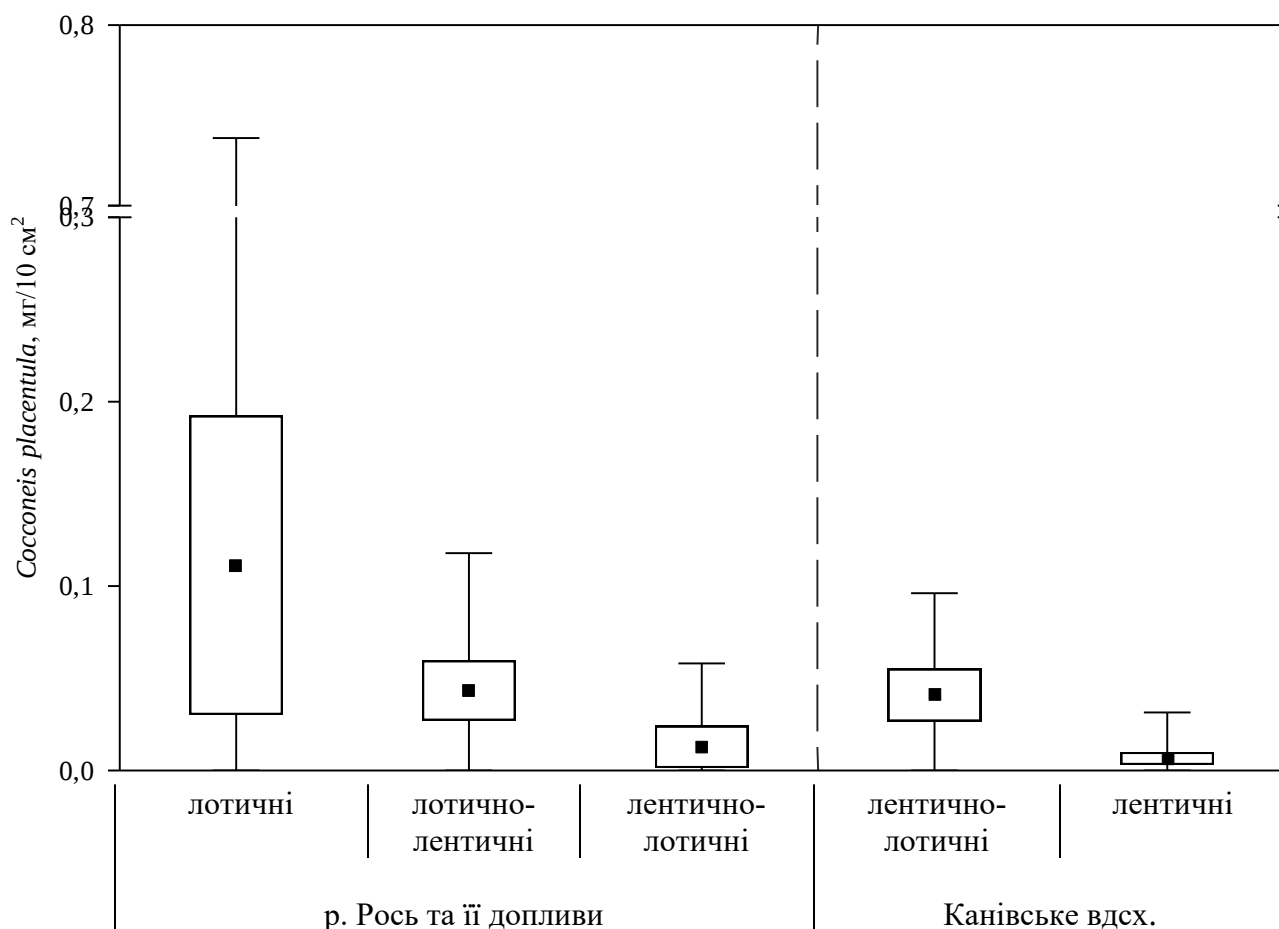


Рис. 3.9. Розподіл біомаси *Cocconeis placentula* у фітоепіфітоні лотичних, лентичних і «перехідних» ділянок різнотипних водних екосистем.

Важливо, що результати наших досліджень підтверджуються літературними даними. Так, згідно з роботою дослідників з Каліфорнійського університету [43], які вивчали фітоепіфітон на макроводорості *Cladophora glomerata* (L.) Kütz. у річці Іл (Каліфорнія), види з роду *Cocconeis* домінують за високої швидкості течії. Аналогічні дані отримані О.В. Таращук для Канівського водосховища [19].

Oedogonium sp. – зелена нитчаста водорість, яка належить до високопрофільної екологічної гільдії. Її максимальна біомаса поступово знижувалась від лотичних до лентичних ділянок у такому порядку: $5,245 > 1,737 > 0,288 > 0,241 > 0,016$ мг/10 см² (див. табл. 3.31, рис. 3.10).

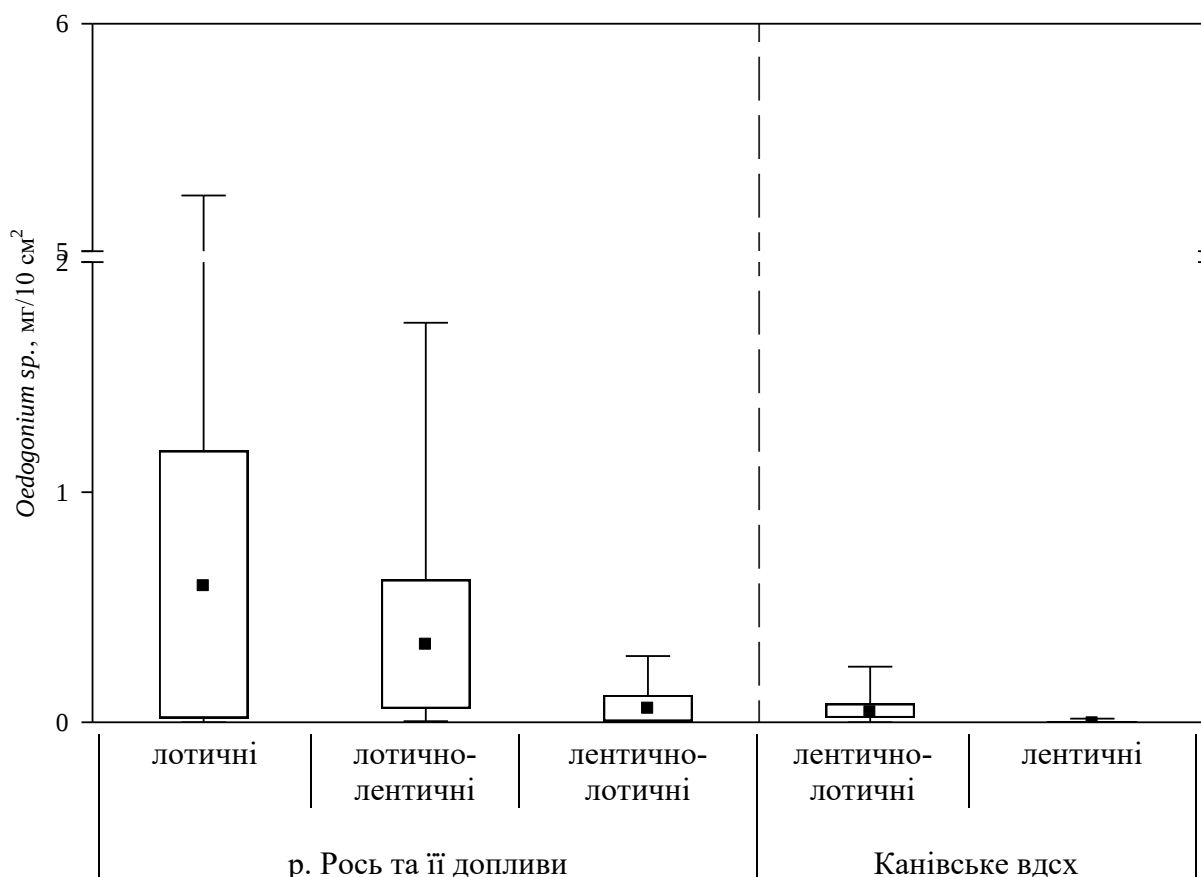


Рис. 3.10. Розподіл біомаси *Oedogonium* sp. у фітоепіфітоні лотичних, лентичних і «перехідних» ділянок різнотипних водних екосистем.

Водночас для *Melosira varians* (діатомової водорості з високопрофільної екологічної гільдії) не встановлено жодних тенденцій до збільшення чи зменшення біомаси у напрямку від лотичних до лентичних ділянок. Найвищі показники її середньої та максимальної біомаси були зареєстровані на лентично-лотичних ділянках придаткової мережі Канівського водосховища (див. табл. 3.32, рис. 3.11).

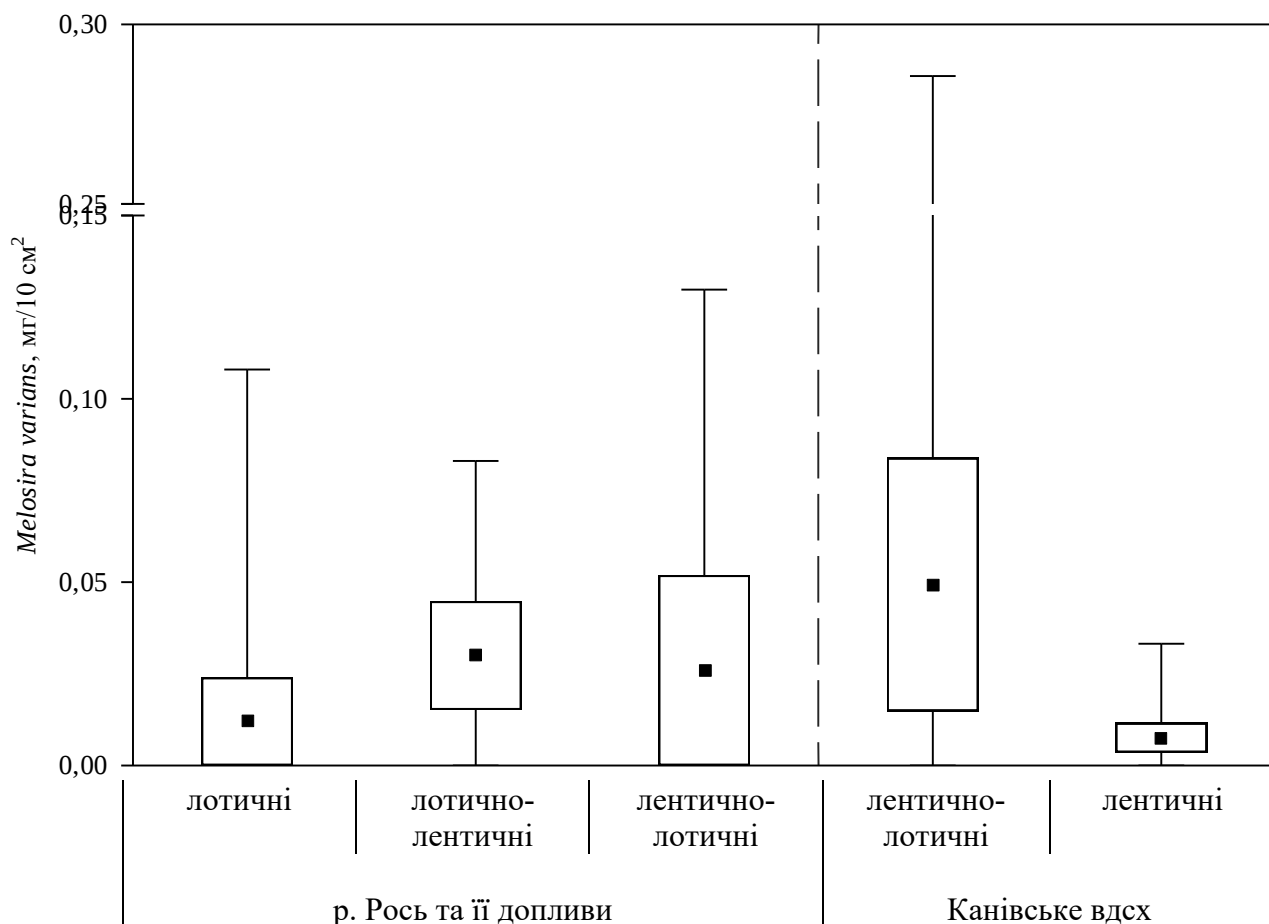


Рис. 3.11. Просторовий розподіл біомаси *Melosira varians* в лотичних і лентичних ділянках різнотипних річкових екосистем.

Порівняльний аналіз просторово-часової динаміки фітоепіфітону лотичних, лентичних і перехідних ділянок проведено на прикладі біомаси та її структури. Виявлено лотичні, «перехідні» і лентичні ділянки досліджуваних екосистем з різним характером часової динаміки (рис. 3.12, 3.13).

Наприклад, на у р. Рось на незарегульованій ділянці біля с. Пилипча (ст. 1) максимальна біомаса спостерігалась у середині літа. У той же час, у р. Кам'янка (ст. 4) та р. Протока (ст. 7) – максимум біомаси відмічено на початку літа (див. рис. 3.12).

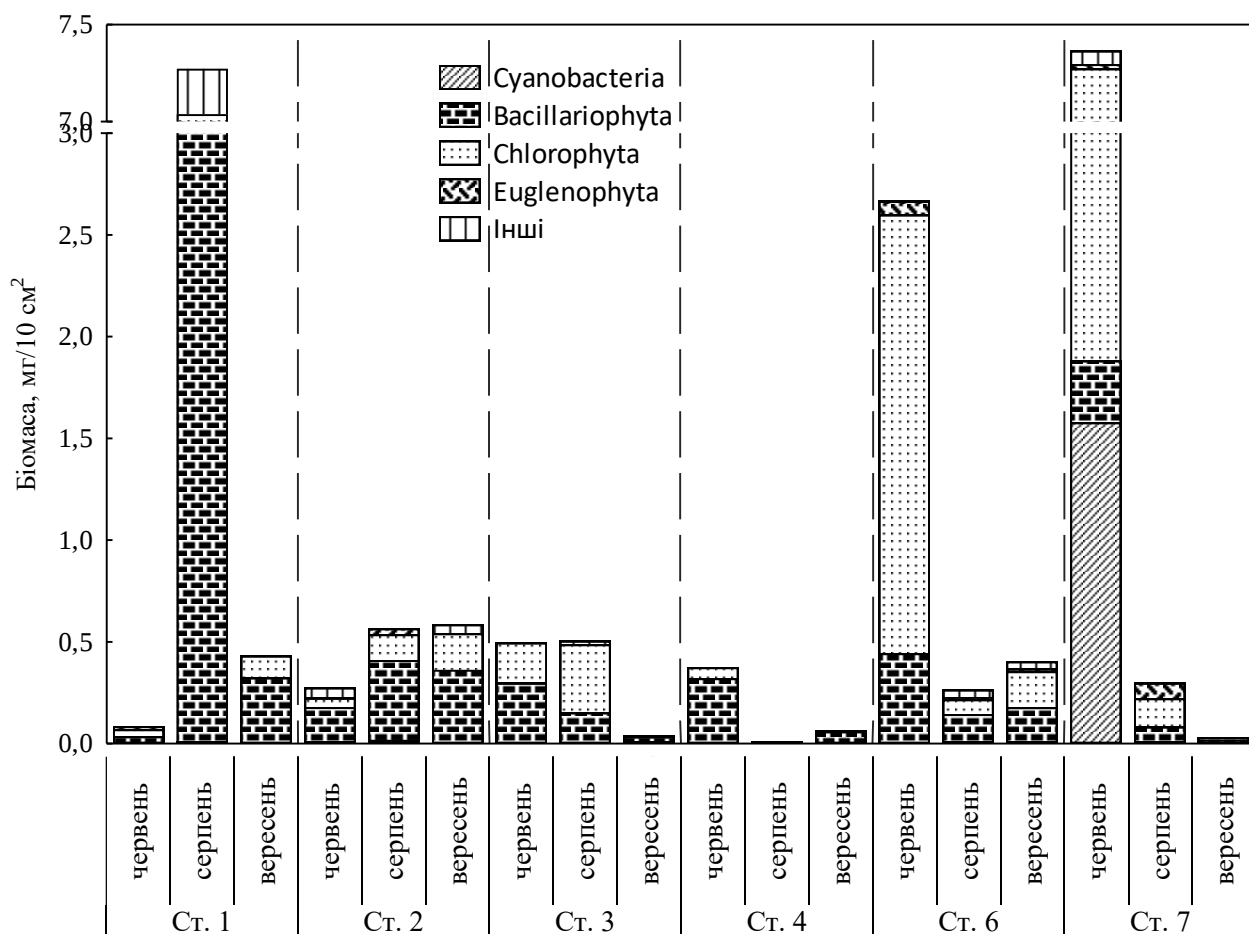


Рис. 3.12. Просторово-часова динаміка біомаси фітоепіфітону в р. Рось та її допливах.

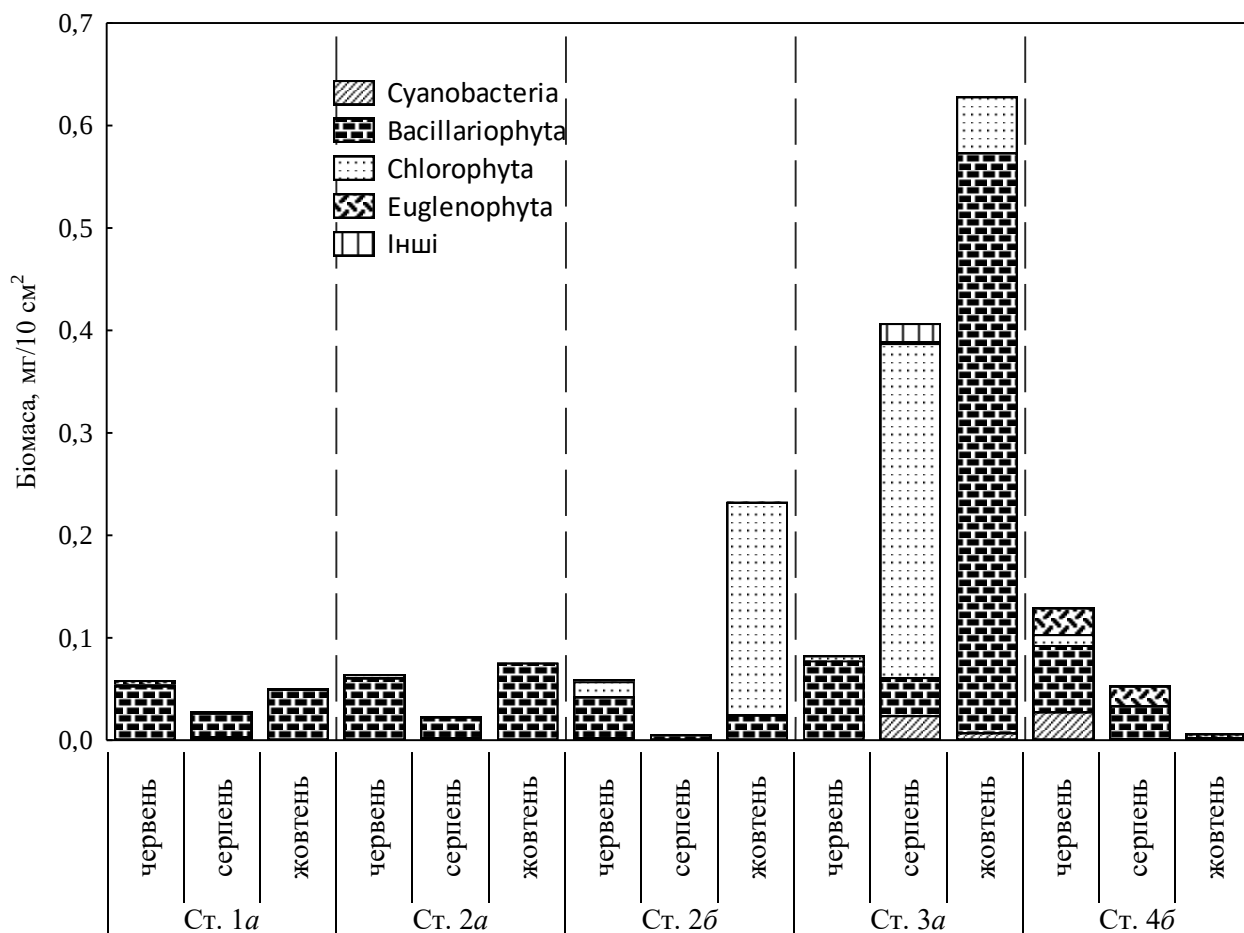


Рис. 3.13. Просторово-часова динаміка біомаси фітоепіфітону в додатковій мережі верхньої частини Канівського водосховища.

Низькі показники біомаси зареєстровані у нижній частині Верхнього Білоцерківського водосховища (ст. 3) у вересні, та в р. Кам'янка (ст. 4) у серпні та вересні. Цікаво, що саме в ці періоди на даних станціях спостерігався дефіцит розчинного кисню (див. Розділ 2): у нижній частині Верхнього Білоцерківського водосховища у вересні – $0,9 \text{ мг O}_2/\text{дм}^3$, у р. Кам'янка в серпні – $1,22 \text{ мг O}_2/\text{дм}^3$, у вересні – $1,04 \text{ мг O}_2/\text{дм}^3$.

У Канівському водосховищі в «ізолюваній» водоймі (ст. 4б) максимум біомаси відмічено на початку літа, а на вході до затоки Собаче Гирло (ст. 2а, 2б – восени) (рис. 3.12). На прирусловій ділянці мінімальні показники біомаси

фітоепіфітону як правило спостерігались у серпні – в період інтенсивного «цвітіння» води ціанобактеріями (див. рис. 3.13).

Таким чином, порівняльний аналіз фітоепіфітону лотичних, лентичних і «перехідних» ділянок показав тенденцію до зниження кількісного розвитку фітоепіфітону від лотичних до «перехідних», і від «перехідних» до лентичних ділянок. Ця тенденція спостерігалась як у р. Рось та її допливах, так і в Канівському водосховищі, і проявилась у таких показниках як загальна чисельність, загальна біомаса фітоепіфітону, біомаса низькопрофільних та високопрофільних видів, а також деяких видів-домінантів (*Brebissonia lanceolata*, *Cocconeis placentula*, *Oedogonium* sp.). Це пояснюється тим, що водообмін сприяє постачанню біогенних елементів та розчинного кисню до фітоепіфітону, та обміну видами між угрупованнями. Крім того, такі низькопрофільні види як *Brebissonia lanceolata*, *Cocconeis placentula* міцно прикріплюються до субстрату і мають конкурентну перевагу в умовах течії.

РОЗДІЛ 4

ЗАЛЕЖНІСТЬ ПРОСТОРОВО-ЧАСОВОЇ ДИНАМІКИ ФІТОЕПІФІТОНУ ВІД ПРОСТОРОВИХ ТА ЕКОЛОГІЧНИХ ЧИННИКІВ

4.1. Порівняльний аналіз видового складу угруповань фітоепіфітону за індексами подібності/відмінності

4.1.1. Просторово-часовий аспект подібності / відмінності видового складу угруповань. Компоненти обігу видів та вкладеності видової структури

У цілому у фітоепіфітоні досліджуваних ділянок р. Рось та Канівського водосховища виявлено 305 видів (314 ввт), які належали до 127 родів, 63 родин, 38 порядків, 15 класів та 8 відділів (Додаток А). При цьому спільних видів між двома екосистемами зареєстровано 149, а коефіцієнт Серенсена відповідно складає 0,64.

Загальний кластерний аналіз водоростевих угруповань р. Рось із допливами та Канівського водосховища за коефіцієнтом Серенсена (рис. 4.1) показав, що в окремий кластер виділяється основне русло річки Рось (Ст. 1 (Р), Ст. 2 (Р), Ст. 3 (Р) та Ст. 4 (Р)) і окремо допливи, які характеризуються специфічним видовим складом фітоепіфітону. У Канівському водосховищі в окремий кластер групуються лентичні ділянки (заболочена зона на вході в затоку (Ст. 2А (КВ) і Ст. 2Б (КВ)) та «ізолювана» водойма (Ст. 4Б (КВ)) і окремо розташовується прируслова ділянка (Ст. 1А (КВ) та Ст. 1Б (КВ)). Тобто видовий склад фітоепіфітону має особливості як на рівні окремих ділянок, так і на рівні екосистем (р. Рось та Канівське водосховище).

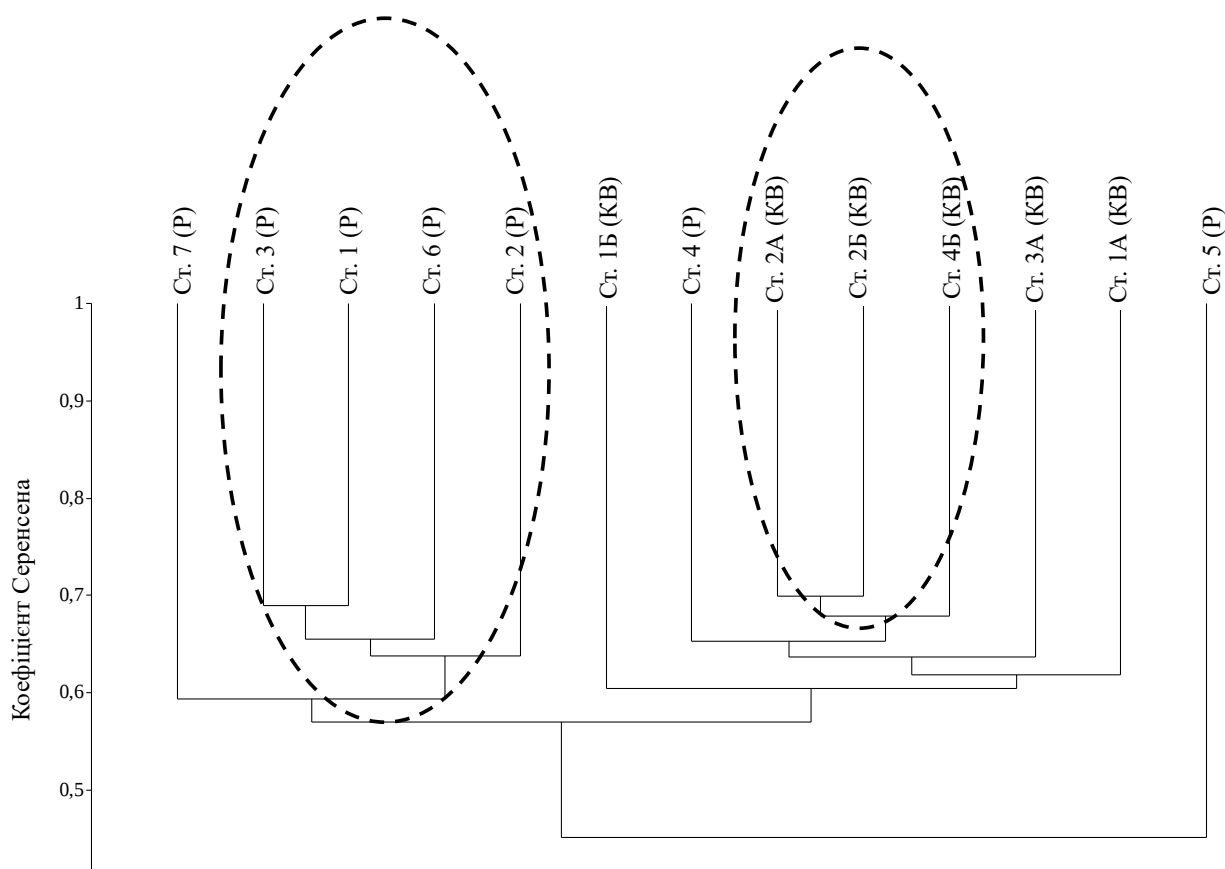


Рис. 4.1. Дендрограма подібності видового складу угруповань фітоепіфітону р. Рось та її допливів і Канівського водосховища: Ст. 1 (Р) – р. Рось вище Верхнього Білоцерківського водосховища (с. Пилипча); Ст. 2 (Р) – верхня частина Верхнього Білоцерківського водосховища на р. Рось (с. Городище); Ст. 3 (Р) – нижня частина Верхнього Білоцерківського водосховища на р. Рось (с. Глибичка); Ст. 4 (Р) – р. Кам'янка вище Фурсянського водосховища біля с. Безугляки; Ст. 5 (Р) – Фурсянське водосховище на р. Кам'янка; Ст. 6 (Р) – Білоцерківське середнє водосховище на р. Рось, в межах дендропарку «Олександрія»; Ст. 7 (Р) – р. Протока біля с. Піщана; Ст. 1А-Б (КВ) – прируслова ділянка Канівського водосховища; Ст. 2А-Б (КВ) – вхід до затоки Собаче Гирло; Ст. 3А (КВ) – затока Собаче Гирло; Ст. 4Б (КВ) – «ізолювана» водойма біля затоки Собаче Гирло.

Інтерес також представляє оцінка просторово-часових змін у видовому складі фітоепіфітону досліджуваних екосистем. З цією метою було проведено порівняння угруповань фітоепіфітону за індексами подібності як у часовому, так і в просторовому аспекті.

Часовий аспект.

Було розраховано коефіцієнти подібності Серенсена (K_{sor}) між угрупованнями фітоепіфітону, які розвивались в різні сезони (табл. 4.1, 4.2).

У р. Рось та її допливах найбільші коефіцієнти Серенсена між угрупованнями, які розвивались у різні сезони, зареєстровані для незарегульованої ділянки р. Рось – Ст. 1 (0,52–0,58) та Білоцерківського середнього водосховища – Ст. 6 (0,51–0,65). Нижчі коефіцієнти спостерігались для Верхнього Білоцерківського водосховища – Ст. 2 і Ст. 3 (0,40–0,49), і найнижчі – для допливів р. Рось – Ст. 4, Ст. 5 і Ст. 7 (0,28–0,48). Тобто, для допливів р. Рось були характерні найбільш виражені сезонні зміни видового складу фітоепіфітону (див. табл. 4.1).

У Канівському водосховищі (див. табл. 4.2) «міжсезонні» коефіцієнти Серенсена були порівняно вищими, ніж у р. Рось та її допливах, а отже сезонні зміни видового складу були менш вираженими. Найбільші коефіцієнти Серенсена відмічено для фітоепіфітону ділянки на вході до затоки – Ст. 2а (0,63–0,64), а найменші – для фітоепіфітону прируслової ділянки – Ст. 1а (0,47–0,48) та затоки – Ст. 3а (0,47–0,51). Тобто, впродовж вегетаційного сезону більш постійним видовим складом характеризувався фітоепіфітон ділянки на вході до затоки, а більш мінливим видовим складом – фітоепіфітон прируслової ділянки і затоки.

Таблиця 4.1

**Індекси подібності Серенсена (K_{sor}) між угрупованнями фітоепіфітону
р. Рось та її допливів у різні сезони**

Станції	червень / серпень	серпень / вересень	червень / вересень
Ст. 1	0,57	0,52	0,58
Ст. 2	0,44	0,48	0,40
Ст. 3	0,46	0,46	0,49
Ст. 4	0,36	0,48	0,33
Ст. 5	0,28	—	—
Ст. 6	0,52	0,65	0,51
Ст. 7	0,41	0,41	0,29

Примітка. Тут і в табл. 4.3–4.5 Ст. 1 – р. Рось вище Верхнього Білоцерківського водосховища (с. Пилипча); Ст. 2 – верхня частина Верхнього Білоцерківського водосховища на р. Рось (с. Городище); Ст. 3 – нижня частина Верхнього Білоцерківського водосховища на р. Рось (с. Глибичка); Ст. 4 – р. Кам'янка вище Фурсянського водосховища біля с. Безугляки; Ст. 5 – Фурсянське водосховище на р. Кам'янка; Ст. 6 – Білоцерківське середнє водосховище на р. Рось, в межах дендропарку «Олександрія»; Ст. 7 – р. Протока біля с. Піщана. «—» – дані відсутні.

Таблиця 4.2

**Індекси подібності Серенсена (K_{sor}) між угрупованнями фітоепіфітону
верхньої частини Канівського водосховища у різні сезони**

Станції	червень / серпень	серпень / жовтень	червень / жовтень
Ст. 1а	0,47	0,47	0,48
Ст. 1б	—	0,55	—
Ст. 2а	0,63	0,64	0,64
Ст. 2б	0,45	0,60	0,53
Ст. 3а	0,47	0,51	0,50
Ст. 4б	0,59	0,60	0,55

Примітка. Тут і в таблицях 4.6 – 4.8 : Ст. 1 – прируслова ділянка, Ст. 2 – вхід до затоки Собаче гирло, Ст. 3 – затока Собаче Гирло, човнова станція, Ст. 4 – «ізолювана водойма»; а – *Sparganium erectum*, б – *Nuphar lutea*. Примітка. «—» – проби не відбирали.

Просторовий аспект. Компоненти обігу видів та вкладеності видової структури

Розраховано індекси подібності/відмінності між угрупованнями, які розвивались на різних ділянках р. Рось та її допливів (на прикладі літнього сезону – серпень) (табл. 4.3). Аналіз індексів подібності Серенсена показав високий ступінь подібності між незарегульованою ділянкою р. Рось (Ст. 1) та нижньою частиною Верхнього Білоцерківського водосховища (Ст. 3), а також між Ст. 1 та р. Кам'янка (Ст. 4). Натомість найнижчі індекси подібності відмічені верхньою частиною Верхнього Білоцерківського водосховища (Ст. 2) та Фурсянським водосховищем на р. Кам'янка (Ст. 5), а також між р. Протока (Ст. 7) та іншими ділянками р. Рось та її допливів. Отримані результати показують, що рівень подібності водоростевих угруповань залежить від сполученості/ізолюваності досліджуваних ділянок та географічною відстані між ними (див. підрозділ 4.3. «Вплив просторових чинників. Зниження подібності з відстанню» нижче).

Таблиця 4.3

Індекси подібності Серенсена (K_{Sor}) між угрупованнями фітоепіфітону різних ділянок р. Рось та її допливів у серпні 2023 р.

K_{Sor}	Ст. 1	Ст. 2	Ст. 3	Ст.4	Ст.5	Ст.6	Ст.7
Ст.1	1	0,49	0,57	0,58	0,43	0,48	0,46
Ст.2	—	1	0,50	0,43	0,38	0,53	0,39
Ст.3	—	—	1	0,45	0,45	0,44	0,41
Ст.4	—	—	—	1	0,53	0,46	0,39
Ст.5	—	—	—	—	1	0,41	0,40
Ст.6	—	—	—	—	—	1	0,40
Ст.7	—	—	—	—	—	—	1

Примітка. «—» – поставлено для уникнення дублювання чисел у таблиці.

Також було проаналізовано, які процеси переважають у просторовій динаміці фітоепіфітону: обіг видів чи вкладеність видової структури. Для цього рорховано індекси відмінності: індекс обігу видів Сімпсона (β_{Sim}) (табл. 4.4) та індекс вкладеності видової структури (β_{nes}) (табл. 4.5).

Встановлено, що відмінності між угрупованнями переважно визначаються обігом видів, оскільки індекси Сімпсона (β_{Sim}) значно перевищують індекси вкладеності видової структури (β_{nes}) (див. табл. 4.4, 4.5). Проте звертає на себе увагу, що співвідношення індексів β_{Sim} і β_{nes} відрізняється для різних пар угруповань. Наприклад, для пари угруповань Ст. 1/Ст. 7 $\beta_{Sim} = 0,54$, $\beta_{nes} = 0,01$. Тобто загальна відмінність (β_{Sor}) між угрупованнями сформована на 98% обігом видів і на 2% вкладеністю. Це пов'язано з тим, що дані угруповання представлені практично однаковою кількістю видів (71 і 73 ввт відповідно), і майже всі види в цій парі угруповань «заміщуються», компонент вкладеності практично відсутній. Аналогічна закономірність спостерігається для пар угруповань Ст. 2/Ст. 3, Ст. 3/Ст. 4, Ст. 4/Ст. 6 тощо.

Таблиця 4.4

Індекси обігу видів Сімпсона (β_{Sim}) між угрупованнями фітоепіфітону різних ділянок верхньої частини р. Рось та її допливів

β_{Sim}	Ст. 1	Ст. 2	Ст. 3	Ст.4	Ст.5	Ст.6	Ст.7
Ст.1	0	0,36	0,29	0,30	0,36	0,43	0,54
Ст.2	—	0	0,48	0,55	0,58	0,43	0,48
Ст.3	—	—	0	0,54	0,47	0,54	0,48
Ст.4	—	—	—	0	0,36	0,54	0,52
Ст.5	—	—	—	—	0	0,50	0,39
Ст.6	—	—	—	—	—	0	0,51
Ст.7	—	—	—	—	—	—	0

Примітка. «—» – поставлено для уникнення дублювання чисел у таблиці.

Таблиця 4.5

**Індекси вкладеності видової структури (β_{nes}) між угрупованнями
фітоепіфітону різних ділянок верхньої частини р. Рось та її допливів**

β_{nes}	Ст.1	Ст.2	Ст.3	Ст.4	Ст.5	Ст.6	Ст.7
Ст.1	0	0,15	0,14	0,12	0,21	0,093	0,01
Ст.2	—	0	0,02	0,03	0,04	0,042	0,13
Ст.3	—	—	0	0,01	0,08	0,014	0,11
Ст.4	—	—	—	0	0,10	0,005	0,09
Ст.5	—	—	—	—	0	0,086	0,21
Ст.6	—	—	—	—	—	0	0,09
Ст.7	—	—	—	—	—	—	0

Примітка. «—» – поставлено для уникнення дублювання чисел у таблиці.

Натомість у парі угруповань Ст. 1/Ст. 5 $\beta_{Sim} = 0,36$, $\beta_{nes} = 0,21$. Тобто загальна відмінність між угрупованнями (β_{Sor}) визначається на 63% обігом видів і на 36% – вкладеністю видової структури. Тобто у цій парі угруповань має місце не тільки процес заміщення видів, але і втрати видів (появи нових видів). Подібна закономірність зареєстрована і для пари угруповань Ст. 5/Ст. 7.

У Канівському водосховищі найвищий ступінь подібності фітоепіфітону за коефіцієнтом Серенсена (K_{Sor}) спостерігається між входом до затоки Собаче Гирло (Ст. 2а) та «ізольованою» водоймою (Ст. 4б) (0,61). Найнижчий ступінь подібності фіксувався між затокою (Ст. 3а) та іншими ділянками. Загалом, ступінь подібності між ділянками Канівського водосховища був значно вищим, ніж між ділянками р. Рось та її допливів (див. табл. 4.3). Це пояснюється тим, що ділянки Канівського водосховища розділені значно меншими відстанями (сотні метрів), ніж ділянки р. Рось (десятки кілометрів). Крім того, ступінь гідрологічного сполучення ділянок Канівського водосховища є значно вищим, ніж у р. Рось та її допливах. Ще однією причиною є більш різноманітні екологічні умови у р. Рось та її допливах, ніж у Канівському водосховищі.

Таблиця 4.6

Індекси подібності Серенсена (K_{Sor}) між угрупованнями фітоепіфітону різних ділянок верхньої частини Канівського водосховища у серпні 2023 р.

K_{Sor}	Ст.1а	Ст.1б	Ст.2а	Ст.2б	Ст.3а	Ст.4б
Ст.1а	1	0,52	0,51	0,51	0,44	0,55
Ст.1б	—	1	0,57	0,58	0,47	0,58
Ст.2а	—	—	1	0,57	0,48	0,61
Ст.2б	—	—	—	1	0,45	0,53
Ст.3а	—	—	—	—	1	0,55
Ст.4б	—	—	—	—	—	1

Примітка. «—» – поставлено для уникнення дублювання чисел у таблиці.

Аналіз процесів, які домінують у просторовій динаміці фітоепіфітону показав, що в Канівському водосховищі, так само як у р. Рось, обіг видів переважає над вкладеністю видової структури (індекси β_{Sim} є вищими за індекси β_{nes}) (табл. 4.7, 4.8). Наприклад, у парі угруповань Ст. 1а/Ст. 2а (прируслова ділянка / вхід до затоки), які представлені 60-ма і 53-ма видами відповідно, $\beta_{Sim} = 0,45$, $\beta_{nes} = 0,03$. Тобто загальна відмінність (β_{Sor}) між угрупованнями сформована на 94% обігом видів і на 6% вкладеністю. У той же час, є і випадки, коли компонент вкладеності є значно вищим. Наприклад, в угрупованнях Ст. 2б та Ст. 4б спостерігається значна різниця в кількості видів – 41 і 72 ввт відповідно. Тому $\beta_{Sim} = 0,27$, $\beta_{nes} = 0,20$. Отже, відмінності в цій парі угруповань майже рівною мірою сформовані обігом видів (57%) та вкладеністю видової структури (43%). Також високий компонент вкладеності відмічений для пари угруповань Ст. 2б/Ст. 3а: $\beta_{Sim} = 0,34$ (62%), $\beta_{nes} = 0,21$ (38%). Тобто для цих пар угруповань спостерігаємо високу ймовірність появи/втрати видів.

Таблиця 4.7

**Індекси обігу видів Сімпсона (β_{Sim}) між угрупованнями фітоепіфітону
різних ділянок Канівського водосховища**

β_{Sim}	Ст.1а	Ст.1б	Ст.2а	Ст.2б	Ст.3а	Ст.4б
Ст.1а	0	0,47	0,45	0,37	0,48	0,40
Ст.1б	—	0	0,40	0,29	0,44	0,36
Ст.2а	—	—	0	0,34	0,40	0,28
Ст.2б	—	—	—	0	0,34	0,27
Ст.3а	—	—	—	—	0	0,42
Ст.4б	—	—	—	—	—	0

Примітка. «—» – поставлено для уникнення дублювання чисел у таблиці.

Таблиця 4.8

**Індекси вкладеності видової структури (β_{nes}) між угрупованнями
фітоепіфітону різних ділянок Канівського водосховища**

β_{nes}	Ст.1а	Ст.1б	Ст.2а	Ст.2б	Ст.3а	Ст.4б
Ст.1а	0	0,004	0,03	0,12	0,07	0,05
Ст.1б	—	0	0,03	0,13	0,08	0,06
Ст.2а	—	—	0	0,08	0,12	0,11
Ст.2б	—	—	—	0	0,21	0,20
Ст.3а	—	—	—	—	0	0,03
Ст.4б	—	—	—	—	—	0

Примітка. «—» – поставлено для уникнення дублювання чисел у таблиці.

Інтерес представляє також загальний рівень подібності для множини локальних угруповань у межах досліджуваних екосистем. Сукупність локальних угруповань у межах екосистеми (р. Рось із допливами чи верхньої частини Канівського водосховища) можна розглядати як метаугруповання [78]. Для цього були застосовані множинні індекси подібності / відмінності (K_{SOR} , β_{SOR} , β_{SIM} , β_{NES}).

Для р. Рось з допливами множинний індекс подібності Серенсена (K_{SOR}) складає 0,27. Це означає, що ступінь «перекриття» серед множини локальних угруповань у межах метаугруповання за рахунок видів, які є спільними для двох і більше локальних угруповань [39], складає близько 27%. Звідси множинний індекс відмінності Серенсена (β_{SOR}) становить:

$$\beta_{SOR} = 1 - K_{SOR} = 1 - 0,27 = 0,73.$$

Множинний індекс відмінності Сімпсона (β_{SIM}) складає 0,66, відповідно індекс вкладеності (β_{NES}) дорівнює:

$$\beta_{NES} = \beta_{SOR} - \beta_{SIM} = 0,73 - 0,66 = 0,07$$

Якщо прийняти загальну відмінність між локальними угрупованнями ($\beta_{SOR} = 0,73$) за 100%, то отриманий компонент обігу видів ($\beta_{SIM} = 0,66$) становить 90%, а компонент вкладеності видової структури ($\beta_{NES} = 0,07$) – 10%.

У Канівському водосховищі множинний індекс подібності Серенсена ($K_{SOR} = 0,33$) є вищим, ніж у р. Рось та її допливах, що пояснюється меншою географічною відстанню між станціями відбору проб та гідрологічним сполученням між ними. Множинний індекс відмінності Серенсена становить:

$$\beta_{SOR} = 1 - K_{SOR} = 1 - 0,33 = 0,67.$$

Множинний індекс відмінності Сімпсона складає 0,59, відповідно, індекс вкладеності дорівнює:

$$\beta_{NES} = \beta_{SOR} - \beta_{SIM} = 0,67 - 0,59 = 0,08.$$

Приймаємо загальну відмінність між локальними угрупованнями Канівського водосховища ($\beta_{SOR} = 0,67$) за 100%, звідси компонент обігу видів ($\beta_{SIM} = 0,59$) становить 88%, а компонент вкладеності видової структури ($\beta_{NES} = 0,08$) – 12%.

Таким чином, як у р. Рось із допливами, так і в Канівському водосховищі відмінності у видовому складі локальних угруповань переважно (на 88–90%)

формуються обігом видів, а компонент вкладеності видової структури є незначним (10–12%).

4.1.2. Роль сполученості/ізолюваності ділянок, подібності/відмінності типу субстрату, гідрологічного режиму, характеру донних відкладів у формуванні відмінностей видового складу водоростевих угруповань

Інтерес представляє проаналізувати, від яких чинників залежить подібність/відмінність видового складу водоростевих угруповань. Нами було висловлено гіпотезу, що для р. Рось та її допливів такими чинниками можуть бути: сполученість/ізолюваність ділянок; подібність/відмінність гідрологічного режиму ділянок; для Канівського водосховища: один вид / різні види вищих водних рослин – субстратів, сполученість/ізолюваність ділянок та подібність/відмінність характеру донних відкладів. Для перевірки гіпотези нами було розподілено коефіцієнти Серенсена на такі масиви:

Для чинника «сполученість/ізолюваність ділянок»:

1-й масив – K_{Sor} між угрупованнями сполучених ділянок;

2-й масив – K_{Sor} між угрупованнями ізолюваних ділянок.

Для чинника «подібність/відмінність гідрологічного режиму»:

1-й масив – K_{Sor} між угрупованнями ділянок з подібним гідрологічним режимом (наприклад, «річка/річка», чи «водосховище/водосховище»);

2-й масив – K_{Sor} між угрупованнями ділянок, які відрізняються за гідрологічним режимом (тобто, «річка/водосховище»).

Для чинника «один вид / різні види вищих водних рослин – субстратів»:

1-й масив – K_{Sor} між угрупованнями на одному видів рослин;

2-й масив – K_{Sor} між угрупованнями на різних видах рослин.

Для чинника «подібність/відмінність характеру донних відкладів»:

1-й масив – K_{Sor} між угрупованнями, які розвиваються на ділянках з подібним характером донних відкладів (наприклад, «замулена ділянка / замулена ділянка», «піщана ділянка / піщана ділянка»);

2-й масив – K_{Sor} між угрупованнями, які розвиваються на ділянках з різним характером дна (тобто, «замулена ділянка / піщана ділянка»).

У межах кожного масиву визначено межі коливань K_{Sor} , середній показник та стандартну помилку. Для порівняння та оцінки достовірності різниці K_{Sor} двох масивів застосовано критерій Стюдента.

Р. Рось та її допливи. Оцінка впливу вищезазначених чинників на формування фітоепіфітону р. Рось та її допливів показала наступне. Упродовж періоду дослідження велике значення мав чинник «сполученість/ізолюваність ділянок». Найвищі показники K_{Sor} спостерігались між ділянками, які мають гідрологічне сполучення (рис. 4.2). У червні K_{Sor} коливались від 0,30 до 0,59, у середньому $0,48 \pm 0,04$. Ділянки, які між собою гідрологічно ізолювані, мали значно нижчий ступінь подібності – від 0,25 до 0,39, у середньому $0,32 \pm 0,01$ (див. рис. 4.2а). Зазначені середні показники K_{Sor} відрізнялись достовірно ($t = 4,58$; $p = 0,002$).

У серпні K_{Sor} для сполучених ділянок складали 0,41–0,57, у середньому $0,49 \pm 0,02$; для ізолюваних ділянок – 0,38–0,58, у середньому $0,43 \pm 0,02$ (див. рис. 4.2б). Різниця була статистично достовірною ($t = 2,58$; $p = 0,02$).

Аналогічна закономірність спостерігалась і в осінній період: K_{Sor} для сполучених ділянок – 0,43–0,58 (у середньому $0,53 \pm 0,02$); для ізолюваних ділянок – 0,38–0,52 (у середньому $0,45 \pm 0,02$) (див. рис. 4.2в). Середні величини відрізнялись достовірно: $t = 3,48$; $p = 0,004$.

Отже, сполученість/ізолюваність ділянок відіграє важливу роль у просторовій динаміці видового складу фітоепіфітону р. Рось та її допливів.

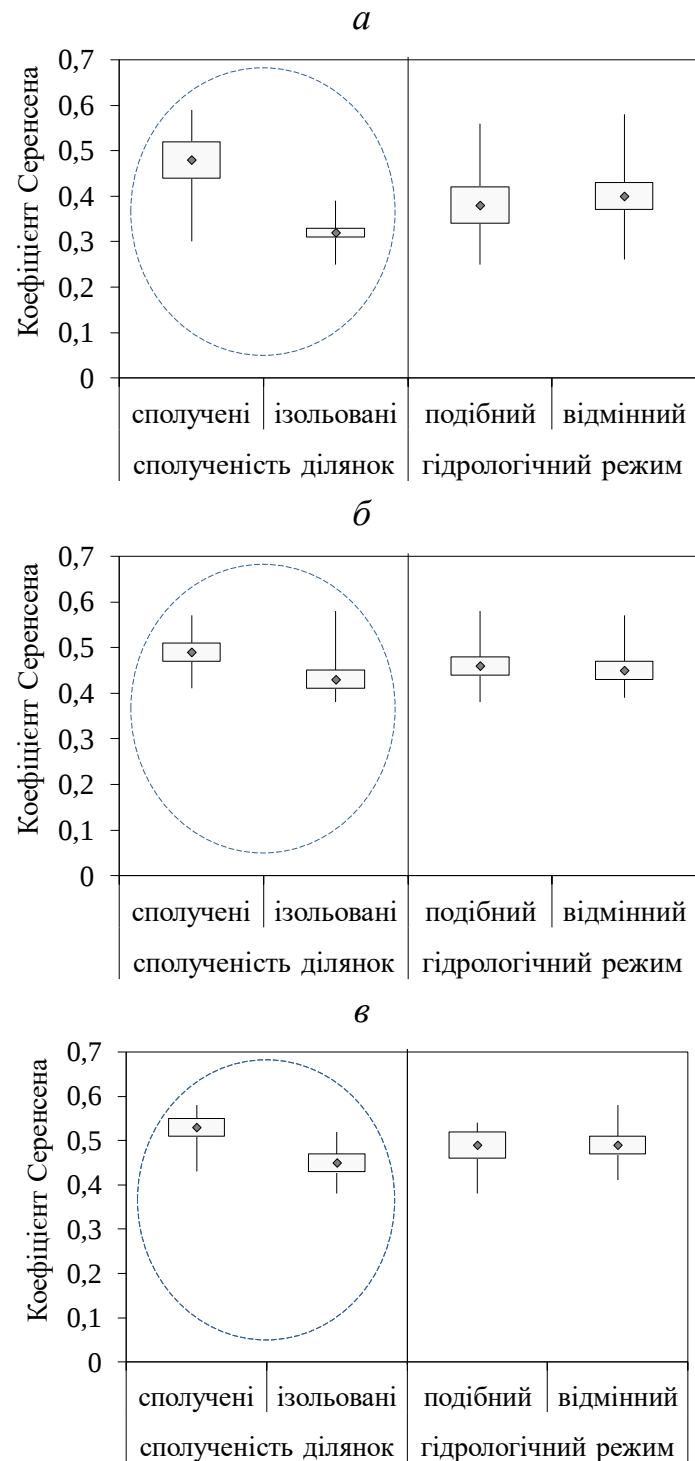


Рис. 4.2. Коефіцієнти Серенса для угруповань фітоепіфітону р. Рось та її допливів залежно від сполученості ділянок та подібності гідрологічного режиму (а – червень, б – серпень, в – вересень). Відрізок – межі коливань, прямокутник – стандартна помилка, точка – середня величина. Еліпсами позначені K_{Sor} , які відрізняються достовірно.

У той же час, нами не було встановлено достовірних відмінностей у середніх K_{Sor} між ділянками з подібним гідрологічним режимом (1-й масив) і середніх K_{Sor} між ділянками з відмінним гідрологічним режимом (2-й масив) (див. рис. 4.2а, б, в).

Канівське водосховище. На початку літа у просторовій динаміці водоростей важливе значення мав чинник «подібність/відмінність характеру донних відкладів». Нижчі величини K_{Sor} (0,39–0,51, у середньому $0,45 \pm 0,02$) відмічені між угрупованнями ділянок, які відрізняються за характером донних відкладів, тобто при порівнянні угруповань на ділянках з піщаним дном, що добре промиваються (прируслова ділянка, затока), з угрупованнями на заболочених ділянках з мулистим дном (ізолювана водойма, вхід до затоки) (рис. 4.3а). Вищі коефіцієнти K_{Sor} зареєстровані для угруповань ділянок з подібним характером дна (0,45–0,63, у середньому $0,56 \pm 0,04$). Різниця була статистично достовірною ($t = 2,80$, $p = 0,02$). Це можна пояснити тим, що на весні – початку літа відбуваються процеси колонізації новосформованих заростей вищих водних рослин водоростями [97]. При цьому водорості можуть мігрувати на поверхню вищих водних рослин з мікрофітобентосу, видовий склад якого суттєво залежить від типу донних відкладів.

Водночас, у середині літа та восени нами не було зафіксовано достовірного впливу жодного з розглянутих чинників на середні величини K_{Sor} (різниця середніх величин була недостовірною). Тобто, можна зробити висновок, що на просторову динаміку водоростевих угруповань впливали інші чинники, не враховані в дослідженні.

Важливо, що восени усі величини K_{Sor} (0,52–0,71) були значно вищими, ніж в інші сезони, і перевищували 0,50, що, як відомо, свідчить про подібність екологічних умов на досліджуваних станціях [26]. На нашу думку це може бути пов'язано зі зниженням температури до $10,3$ – $13,1^{\circ}\text{C}$, що нівелювало вплив інших екологічних чинників.

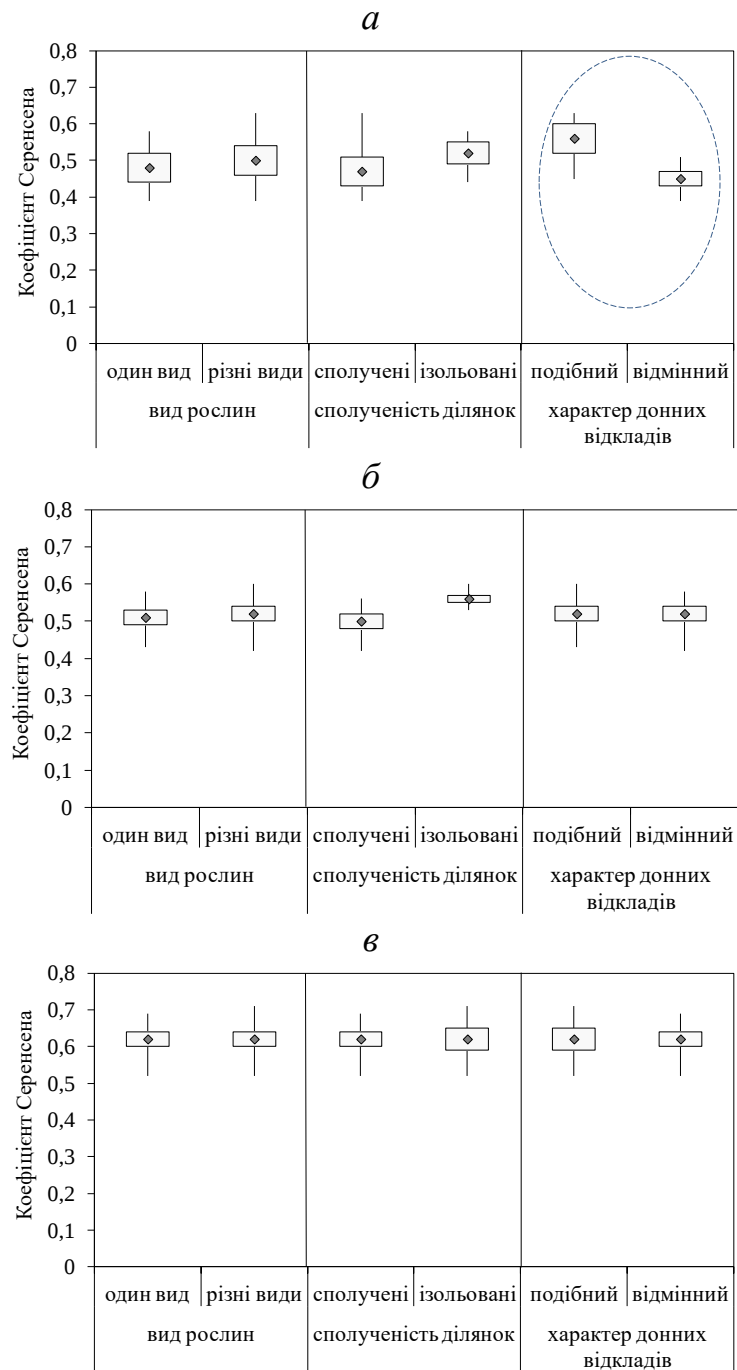


Рис. 4.3. Коефіцієнти Серенсена для угруповань фітоепіфітону Канівського водосховища залежно від виду рослин-субстратів, сполученості ділянок та подібності/відмінності характеру донних відкладів (а – червень, б – серпень, в – жовтень). Відрізок – межі коливань, прямокутник – стандартна помилка, точка – середня величина. Еліпсами позначені K_{Sor} , які відрізняються достовірно.

У жодний з сезонів чинник «один вид / різні види вищих водних рослин – субстратів» не відігравав значимої ролі у просторовій динаміці водоростей. Крім того, на відміну від р. Рось нами не зареєстровано відмінностей у середніх K_{Sor} між угрупованнями на сполучених ділянках і між угрупованнями на гідрологічно ізольованих ділянках. На нашу думку це може бути пов'язано з тим, що навесні усі досліджувані ділянки Канівського водосховища (у тому числі, «ізольована» водойма) були гідрологічно з'єднані між собою через високий рівень води. Отже, між ними міг потенційно відбуватись обмін видами.

Таким чином, у просторовій динаміці фітоепіфітону р. Рось та її допливів важливе значення має чинник «сполученість/ізольованість ділянок», у Канівському водосховищі на початку літа зареєстровано вплив чинника «подібність / відмінність характеру дна». У той же час, нами не було встановлено значимого впливу інших чинників, таких як «подібність / відмінність гідрологічного режиму» та «один вид / різні види вищих водних рослин – субстратів».

4.2. Вплив просторових чинників. Зниження подібності з відстанню

У попередньому підрозділі було доведено, що сполученість / ізольованість ділянок відіграє важливу роль у формуванні відмінностей видового складу фітоепіфітону р. Рось та її допливів. Проте відомо, що мікроводорості можуть поширюватись не тільки водним шляхом, але й за допомогою повітря, і зі збільшенням географічної відстані шанси на успішне розселення водоростей знижуються [31, 75].

З огляду на це, цікаво проаналізувати вплив просторового чинника на фітоепіфітон за допомогою іншого підходу, який враховує не тільки ступінь ізольованості ділянок, а і географічну відстань між ними.

Для цього було застосовано підхід «зниження подібності з відстанню» [61, 119], модифікований співробітниками відділу санітарної гідробіології та гідропаразитології Інституту гідробіології НАН України, з урахуванням:

- а) тільки географічної відстані;
- б) географічної відстані та ступеню ізольованості ділянок [18, 27].

У роботі [27] зазначено, що величину коефіцієнта k , за допомогою якого перераховують географічну відстань (d) у бали, можна змінювати залежно площі регіону дослідження та географічної відстані між ділянками. При дослідженні фітоепіфітону р. Рось та її допливів відстань між найвіддаленішими ділянками складала близько 20 км, тому коефіцієнт k було прийнято за 4. Тоді, для найвіддаленіших ділянок $d/k = 5$ балів.

Також у цитованій роботі наголошується на тому, що бальна шкала ізольованості ділянок (i) може бути змінена залежно від гідрологічного режиму та просторової конфігурації досліджуваних водних екосистем [27].

Відповідно для р. Рось та її допливів нами було прийнято таку шкалу (i):

- порівнювані ділянки розміщені на одному водотоці (повністю сполучені) – 0 балів;
- порівнювані ділянки розташовані на допливі і основному руслі р. Рось нижче впадіння допливу (частково ізольовані) – 2,5 балів;
- порівнювані ділянки розташовані на різних допливах чи на допливі і основному руслі р. Рось вище впадіння допливу (повністю ізольовані) – 5 балів.

При дослідженні фітоепіфітону Канівського водосховища відстань між найвіддаленішими ділянками складала близько 0,3 км, тому коефіцієнт k було прийнято за 0,06. Тоді, для найвіддаленіших ділянок $d/k = 5$ балів.

Шкала оцінки ступеню ізольованості (i) для Канівського водосховища була такою:

- порівнювані ділянки повністю сполучені – 0 балів;

– порівнювані ділянки частково ізольовані (наприклад, прируслова ділянка і вхід до затоки, прируслова ділянка і затока тощо) – 2,5 балів;

– порівнювані ділянки повністю ізольовані (при порівнянні «ізольованої» водойми з рештою ділянок) – 5 балів.

Р. Рось та її допливи.

Аналіз впливу просторового чинника на подібність угруповань фітоепіфітону р. Рось та її допливів показав наступне.

У червні коефіцієнт кореляції між коефіцієнтами Серенсена та географічною відстанню був обернений, але не достовірний $r = -0,40$ ($p = 0,07$; $n = 15$). Тобто встановлена тенденція, хоча й не статистично достовірна, до зниження подібності угруповань водоростей зі збільшенням географічної відстані між ділянками (рис. 4.4 а).

Водночас, при врахуванні як географічної відстані, так і ступеню ізольованості ділянок, отримано достовірний обернений коефіцієнт кореляції між впливом «просторового чинника» у балах (sf) та подібністю угруповань фітоепіфітону: $r = -0,72$ ($p = 0,0002$; $n = 21$) (рис. 4.4б).

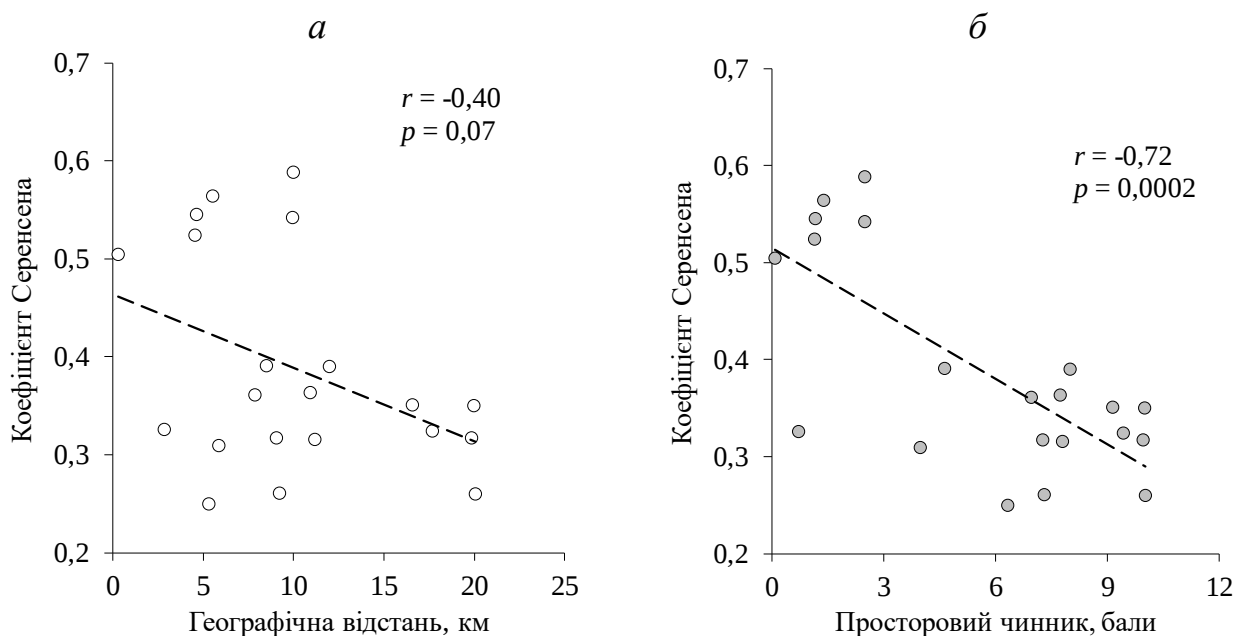


Рис. 4.4. Зниження подібності угруповань фітоепіфітону р. Рось та її допливів у червні 2023 р. зі збільшенням географічної відстані між ділянками (а) і зі збільшенням впливу «просторового чинника» (географічної відстані та ступеню ізолюваності ділянок) (б). $n = 21$.

Аналогічна закономірність спостерігалась у серпні. Коефіцієнт кореляції між коефіцієнтами Серенсена та географічною відстанню складав $r = -0,49$ ($p = 0,02$; $n = 21$), а між коефіцієнтами Серенсена та «просторовим чинником» у балах був значно вищим: $r = -0,60$ ($p = 0,004$; $n = 21$) (рис. 4.5а, б).

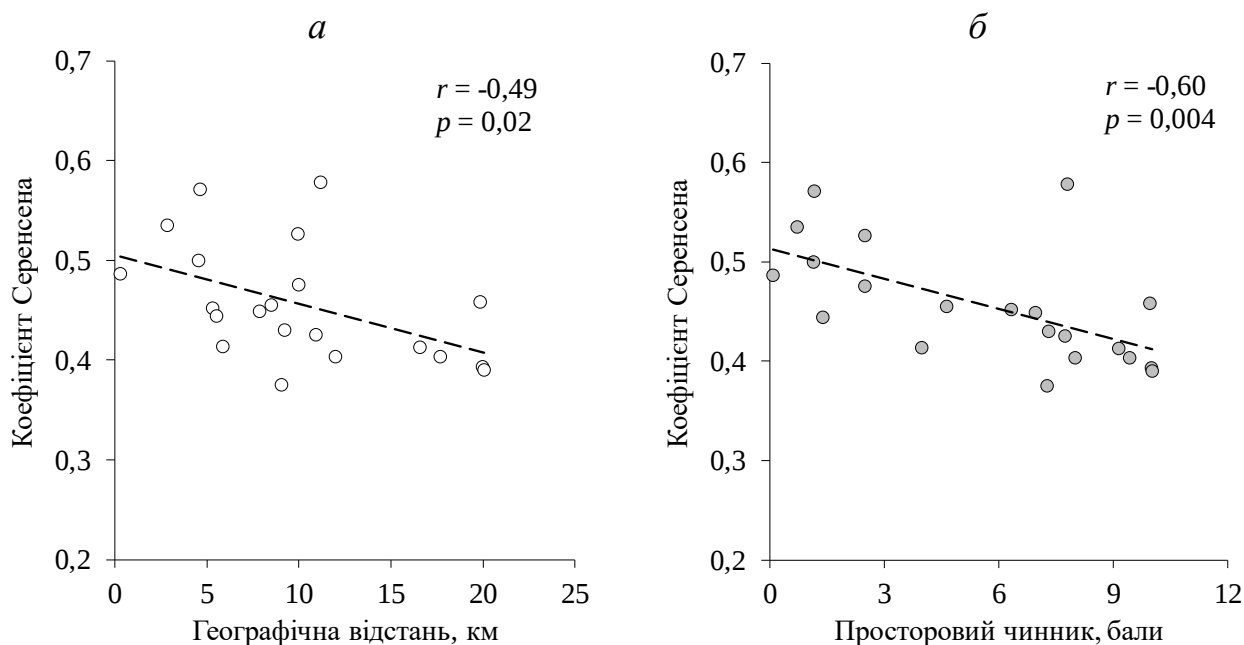


Рис. 4.5. Зниження подібності угруповань фітоепіфітону р. Рось та її допливів у серпні 2023 р. зі збільшенням географічної відстані між ділянками (а) і зі збільшенням впливу «просторового чинника» (географічної відстані та ступеню ізолюваності ділянок) (б). $n = 21$.

Найвищі коефіцієнти кореляції встановлені в осінній сезон: між коефіцієнтами Серенсена та географічною відстанню – $r = -0.82$ ($p = 0.0002$; $n = 15$); між коефіцієнтами Серенсена та «просторовим чинником» у балах – $r = -0.85$ ($p = 0.00005$; $n = 15$) (рис. 4.6а, б).

Таким чином, для фітоепіфітону р. Рось та її допливів вплив просторового чинника найбільшою мірою проявився в осінній сезон. Найменш вираженим цей вплив був на початку літа, і це може бути пов'язано з тим, що угруповання фітоепіфітону ще знаходились на стадії формування.

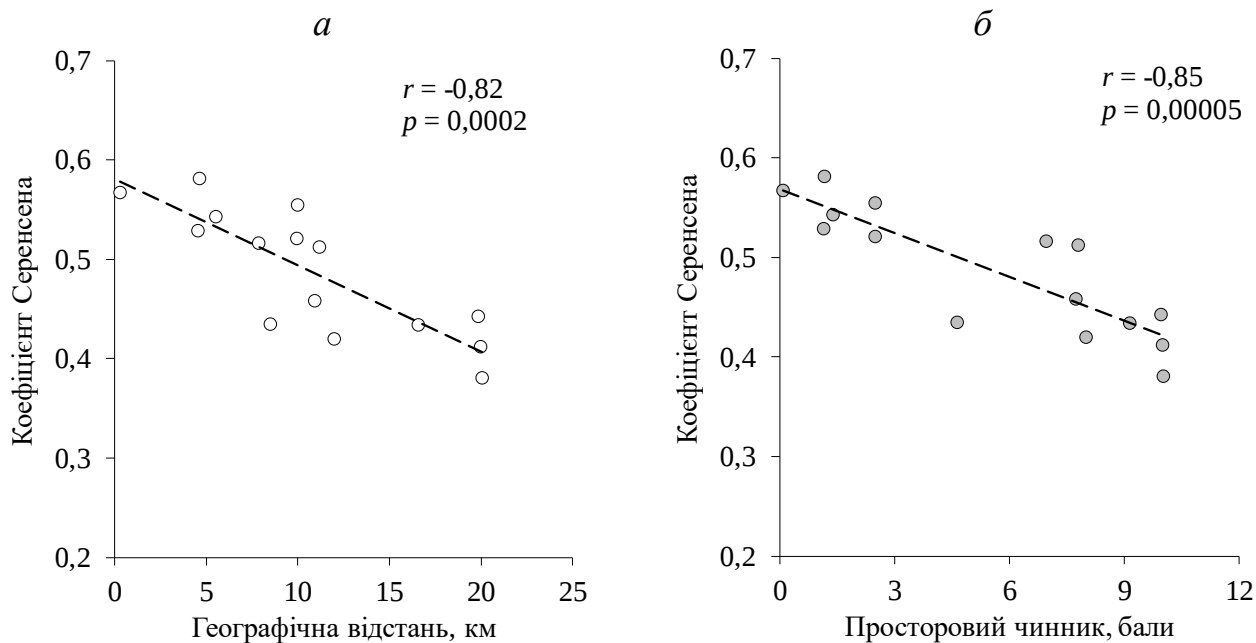


Рис. 4.6. Зниження подібності угруповань фітоепіфітону р. Рось та її допливів у вересні 2023 р. зі збільшенням географічної відстані між ділянками (а) і зі збільшенням впливу «просторового чинника» (географічної відстані та ступеню ізолюваності ділянок) (б). $n = 15$.

Канівське водосховище

Проведений аналіз впливу просторових чинників на подібність угруповань фітоепіфітону (коефіцієнт Серенсена) для верхньої частини Канівського водосховища показав дещо відмінні результати від таких, що були отримані для р. Рось з допливами.

У червні залежність між географічною відстанню та коефіцієнтами Серенсена мала виражений обернений характер і була достовірною $r = -0,76$ ($p = 0,01$, $n = 10$) (рис. 4.6 а)

Водночас кореляція між «просторовим чинником» (з урахуванням географічної відстані та ступеню ізолюваності) та подібністю водоростевих

угруповань, була оберненою, але недостовірною: $r = -0,44$ ($p = 0,20$, $n = 10$). Його вплив на формування угруповань фітоепіфітону є слабшим (4.7 б).

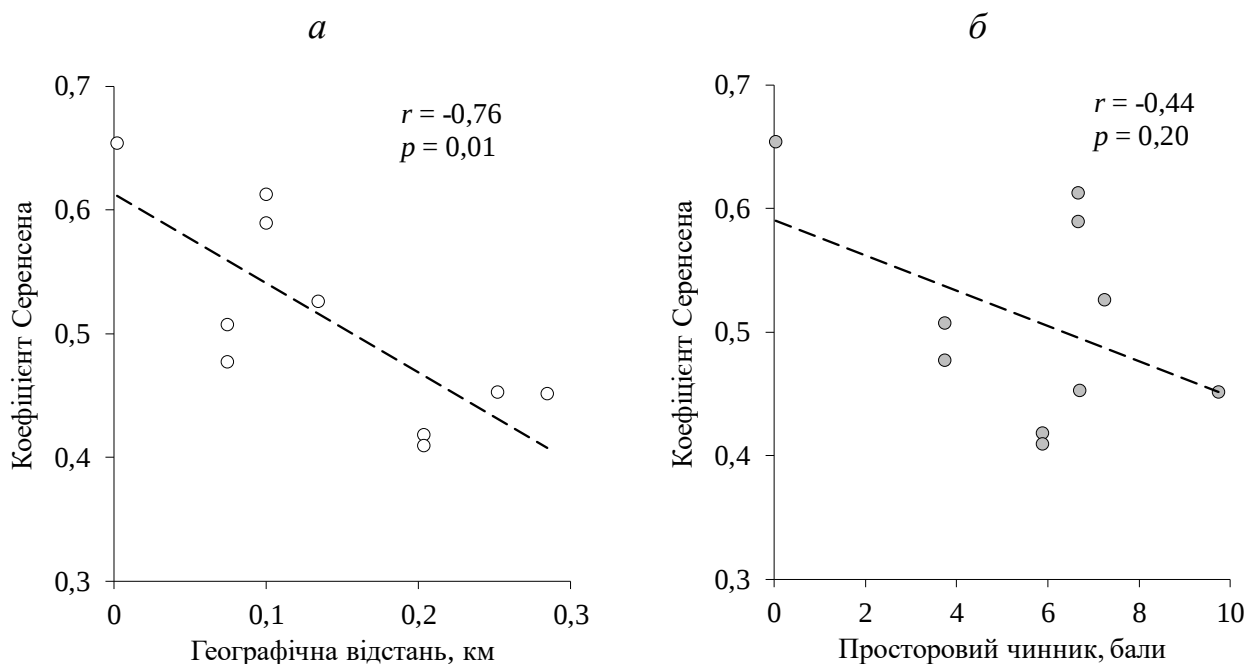


Рис. 4.7. Зниження подібності угруповань фітоепіфітону верхньої частини Канівського водосховища у червні 2023 р. зі збільшенням географічної відстані між ділянками (а) і зі збільшенням впливу «просторового чинника» (географічної відстані та ступеню ізолюваності ділянок) (б). $n = 10$

У серпні показник кореляції між географічною відстанню та коефіцієнтом Серенсена також був достовірним оберненим і становив $r = -0,53$ ($p = 0,04$, $n = 15$) (рис 4.8 а). Тобто відмічається деяке послаблення впливу географічної відстані на просторовий розподіл фітоепіфітону.

У той же час коефіцієнт кореляції між «просторовим чинником» і коефіцієнтами Серенсена був недостовірним: $r = -0,02$ ($p = 0,93$, $n = 15$) (рис 4.8 б).

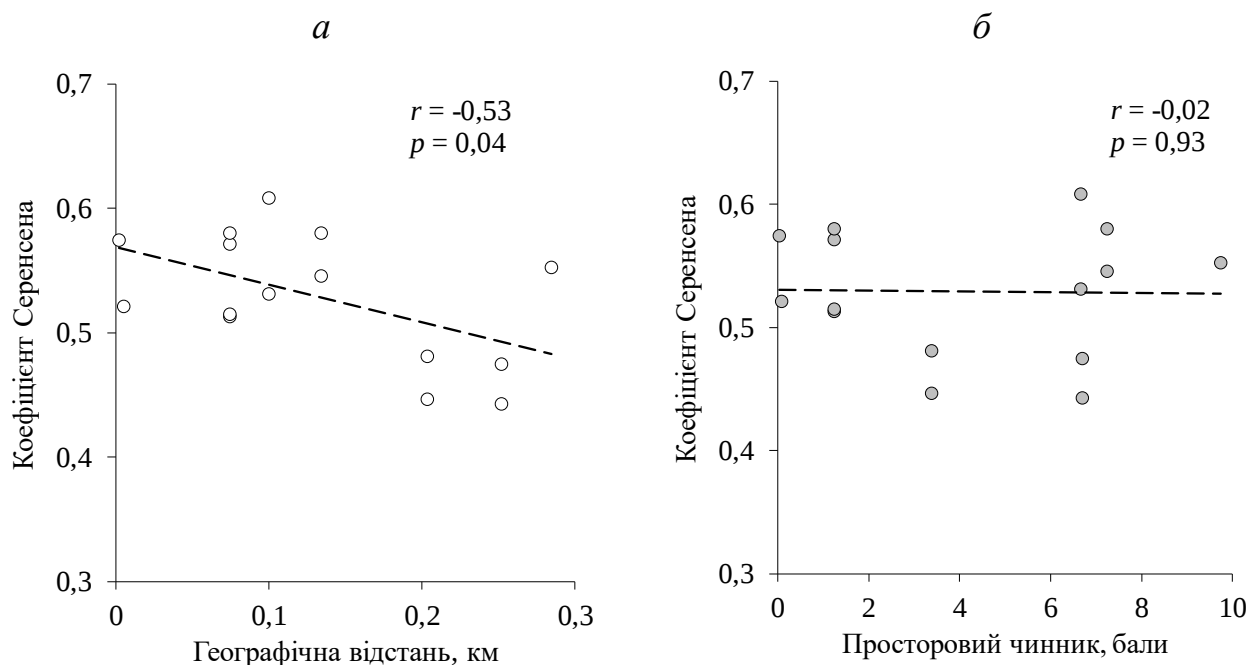


Рис. 4.8. Зниження подібності угруповань фітоепіфітону верхньої частини Канівського водосховища у серпні 2023 р. зі збільшенням географічної відстані між ділянками (а) і зі збільшенням впливу «просторового чинника» (географічної відстані та ступеню ізолюваності ділянок) (б). $n = 15$

У жовтні нами не встановлено залежності між просторовими чинниками та подібністю угруповань фітоепіфітону, розраховані коефіцієнти кореляції були недостовірними (рис. 4.9 а, б). На нашу думку, це може бути пов'язано зі зниженням температури води, яке могло нівелювати вплив просторових чинників, але це явище потребує більш детальних досліджень.

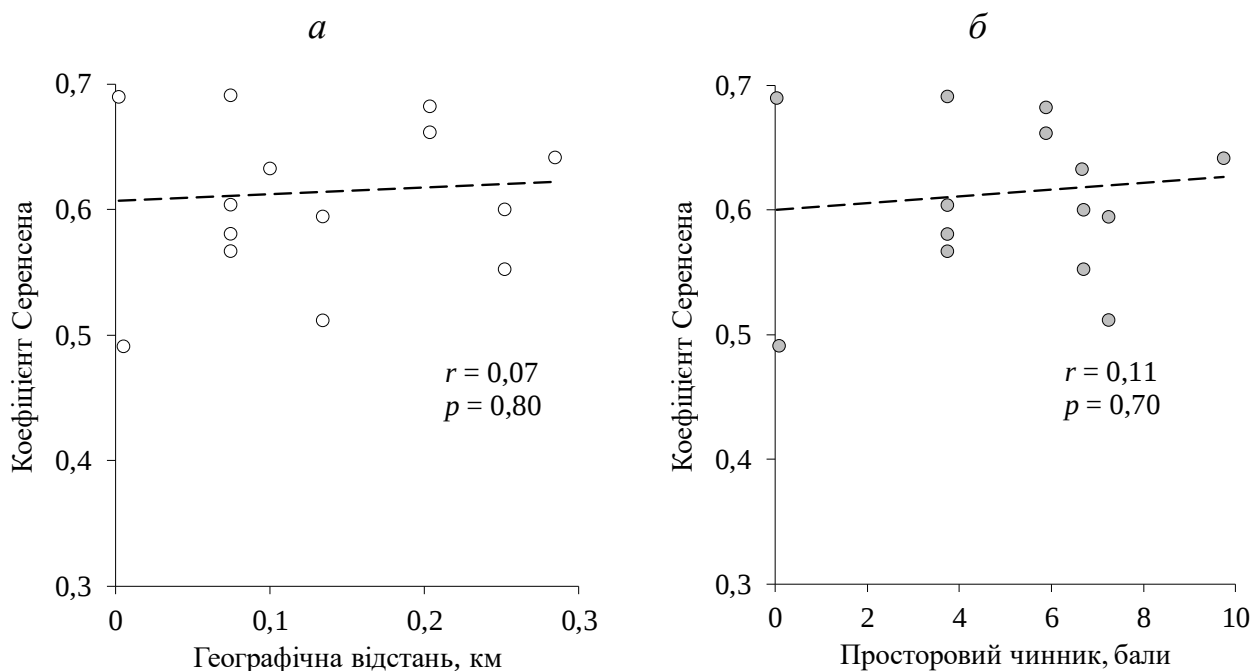


Рис. 4.9. Зниження подібності угруповань фітоепіфітону верхньої частини Канівського водосховища у жовтні 2023 р. зі збільшенням географічної відстані між ділянками (а) і зі збільшенням впливу «просторового чинника» (географічної відстані та ступеню ізолюваності ділянок) (б). $n = 15$

Таким чином, показано, що прояв просторових чинників залежить від гідрологічної сполученості між ділянками. У досліджуваній частині екосистеми р. Рось та її допливів є ділянки, між якими, з урахуванням напрямку течії, не може відбуватись обмін видами водоростей водним шляхом (пасивне розселення). Наприклад, це різні допливи (р. Кам'янка і р. Протока), доплив і основне русло вище впадіння допливу. На відміну від р. Рось, у верхній частині Канівського водосховища навесні під час високого рівня води всі досліджувані ділянки є гідрологічно пов'язаними, навіть «ізолювана» водойма має тимчасове сполучення з прирусловою ділянкою Канівського водосховища. Відповідно, між цими ділянками можливий обмін видами водним шляхом, враховуючи, що течія двічі на добу змінює свій напрямок [11].

Це помітно впливає на просторовий розподіл фітоепіфітону. Так, у р. Рось та її допливах на подібність угруповань фітоепіфітону достовірно впливає як географічна відстань, так і ступінь ізольованості ділянок. Водночас, у Канівському водосховищі, де за високого рівня води може спостерігатись тимчасове гідрологічне сполучення між ділянками, достовірний вплив ступеню ізольованості відсутній, і має значення лише географічна відстань. Також слід підкреслити, що вплив географічної відстані (без урахування ступеню ізольованості) на просторовий розподіл фітоепіфітону проявляється за різних масштабів досліджуваних водних екосистем, тобто незалежно від того, яка відстань між ділянками (сотні метрів, десятки кілометрів). Отримані нами результати узгоджуються з літературними даними. Так, встановлено достовірну обернену залежність між географічною відстанню та подібністю угруповань фітоепіфітону Київського, Канівського водосховищ, р. Десна та заплавних озер [18]. При цьому, у цитованій публікації відстань між найвіддаленішими ділянками була значно більшою і досягала 70 км.

4.3. Вплив гідрохімічних чинників

Оцінка просторово-часової динаміки фітоепіфітону не буде повною без урахування впливу екологічних чинників. Було обрано ряд гідрохімічних показників, а саме: рН, абсолютний вміст розчиненого кисню, вміст амонійного, нітритного, нітратного азоту, сумарний вміст неорганічного азоту, вміст неорганічного фосфору та співвідношення азоту до фосфору.

Матеріали щодо вмісту біогенних елементів у р. Рось із допливами люб'язно надані д. б. н. О.С. Потроховим, а у Канівському водосховищі – м. н. с. М.І. Лінчук, за що висловлюємо їм щирі вдячність. Також використані літературні дані [15, 16, 23]. Вимірювання вмісту розчиненого кисню та рН проведено самостійно.

Порівняння більшості з проаналізованих гідрохімічних показників, а саме – рН, амонійного азоту, нітритів, нітратів, сумарного азоту, неорганічного фосфору, показало достовірні відмінності між показниками, отриманими на ділянках р. Рось з допливами та верхній частині Канівського водосховища (табл. 4.9).

Особливо помітна різниця у сумарному вмісті неорганічного азоту ($t = 4,19$, $p = 0,007$) та неорганічного фосфору ($t = 8,09$, $p = 0,0000005$). Так, в р. Рось з допливами їхній вміст є значно вищим.

Загалом, для р. Рось з допливами відмічаються вищі значення концентрації майже для всіх проаналізованих показників. За вмістом біогенних елементів р. Рось із допливами характеризується вищим рівнем трофності, ніж верхня частина Канівського водосховища. Ймовірно, це пов'язано з розташуванням сільськогосподарських угідь поблизу досліджуваних ділянок річки [15, 16, 23].

Отже, проведений порівняльний аналіз показав, що гідрохімічний режим досліджуваних водних екосистем суттєво відрізняється. З огляду на це, доцільно розглянути вплив гідрохімічних чинників на фітоепіфітон кожної екосистеми окремо.

Таблиця 4.9

**Порівняльна характеристика гідрофізичного і гідрохімічного режиму
р. Рось із допливами та верхньої частини Канівського водосховища
у літній сезон 2023 р.^{1, 2}**

Показники	р. Рось та її допливи ($n = 7$)	верхня частина Канівського водосховища ($n = 11$)	критерій Ст'юдента
pH	<u>7,08–8,40</u> 7,96±0,17	<u>6,86–8,29</u> 7,39±0,13	$t = 2,66$ $p = 0,02$
O ₂ , мг/дм ³	<u>4,28–8,04</u> 6,20±0,54	<u>1,07–7,24</u> 4,80±0,55	$t = 1,72$ $p = 0,10$
NH ₄ ⁺ , мг/дм ³	<u>0,15–2,79</u> 1,49±0,36	<u>0,26–0,87</u> 0,44±0,07	$t = 3,49$ $p = 0,003$
NO ₂ ⁻ , мг/дм ³	<u>0,020–0,170</u> 0,060±0,020	<u>0,005–0,009</u> 0,007±0,0004	$t = 2,86$ $p = 0,01$
NO ₃ ⁻ , мг/дм ³	<u>0,200–0,680</u> 0,340±0,090	<u>0,074–0,131</u> 0,102±0,008	$t = 3,37$ $p = 0,004$
P _{неорг.} , мг/дм ³	<u>0,17–0,45</u> 0,34±0,04	<u>0,02–0,11</u> 0,06±0,01	$t = 8,09$ $p = 0,0000005$
ΣN _{неорг.} , мг/дм ³	<u>0,490–3,640</u> 1,880±0,390	<u>0,347–0,954</u> 0,553±0,068	$t = 4,19$ $p = 0,007$
N:P	<u>1,63–12,88</u> 6,36±1,60	<u>3,37–24,30</u> 10,79±1,76	$t = 1,73$ $p = 0,10$

Примітки: 1 – матеріали щодо гідрохімічного режиму р. Рось із допливами люб'язно надані д. б. н. О.С. Потроховим, а матеріали щодо гідрохімічного режиму Канівського водосховища – м. н. с. М.І. Лінчук; 2 – над рискою – межі коливань, під рискою – середня величина ± стандартна помилка. Напівжирним шрифтом позначені показники, для яких встановлено достовірні відмінності між типами екосистем.

Для оцінки впливу гідрохімічних показників на фітоепіфітон застосовано кореляційний аналіз. У якості результативних ознак розглянуто такі характеристики фітоепіфітону: загальна кількість видів, кількість видів основних відділів (абсолютна і % від загальної), загальна чисельність і біомаса, чисельність і біомаса основних відділів (абсолютна і % від загальної), розподіл біомаси фітоепіфітону по екологічних гільдіях, біомаса деяких домінуючих видів (табл. 4.10).

Таблиця 4.10

Кореляційний аналіз залежності між характеристиками фітоепіфітону та гідрофізичними і гідрохімічними показниками р. Рось із допливами та верхньої частини Канівського водосховища (за даними літа 2023 р.)^{1, 2, 3}

Характеристики фітоепіфітону	pH	O ₂ , мг/дм ³	NH ₄ ⁺ , мг/дм ³	NO ₂ ⁻ , мг/дм ³	NO ₃ ⁻ , мг/дм ³	P _{неорг.} , мг/дм ³	ΣN _{неорг.} , мг/дм ³	N:P
<i>Загальні характеристики (видовий склад, чисельність, біомаса)</i>								
Кількість видів	—	—	—	—	—	P: $r = -0,78$ $p = 0,04$	—	—
Cyanobacteria, % кількості видів	—	—	—	—	KB: $r = -0,71$ $p = 0,01$	—	—	—
Bacillariophyta, кількість видів	—	—	—	—	—	P: $r = -0,79$ $p = 0,04$	—	—
Chlorophyta, кількість видів	—	—	—	—	—	P: $r = -0,77$ $p = 0,04$	—	—
Chlorophyta, % кількості видів	KB: $r = 0,68$ $p = 0,02$	—	—	—	—	—	—	—
Cyanobacteria, % чисельності	—	—	—	—	KB: $r = -0,67$ $p = 0,02$	—	—	KB: $r = -0,68$ $p = 0,02$
Bacillariophyta, % чисельності	—	—	—	—	KB: $r = 0,66$ $p = 0,03$	—	—	KB: $r = 0,66$ $p = 0,03$
Euglenophyta, % чисельності	—	KB: $r = -0,72$ $p = 0,01$	—	—	—	—	—	—
Cyanobacteria, мг/10 см ²	P: $r = -0,86$ $p = 0,01$	—	—	—	—	—	—	—
Cyanobacteria, % біомаси	—	—	—	KB: $r = 0,66$ $p = 0,03$	—	—	—	—

Продовж. табл. 4.10

Характеристики фітоепіфітону	pH	O ₂ , мг/дм ³	NH ₄ ⁺ , мг/дм ³	NO ₂ ⁻ , мг/дм ³	NO ₃ ⁻ , мг/дм ³	P _{неорг.} , мг/дм ³	ΣN _{неорг.} , мг/дм ³	N:P
Bacillariophyta, % біомаси	–	–	–	–	P: r = 0,76 p = 0,05	–	–	–
Euglenophyta, мг/10 см ²	–	KB: r = –0,71 p = 0,01	–	–	–	–	–	–
Euglenophyta, % біомаси	–	KB: r = –0,78 p = 0,004	–	–	–	–	–	–
<i>Розподіл біомаси за екологічними гільдіями</i>								
Планктонні, % біомаси	KB: r = –0,63 p = 0,04	KB: r = –0,87 p = 0,0005	–	–	–	–	–	–
Низькопрофільні, мг/10 см ²	–	–	KB: r = 0,72 p = 0,01	KB: r = 0,64 p = 0,03	–	–	KB: r = 0,72 p = 0,01	–
Низькопрофільні, % біомаси	–	–	KB: r = 0,65 p = 0,03	P: r = 0,86 p = 0,01	P: r = 0,83 p = 0,02	–	KB: r = 0,64 p = 0,03	–
Високопрофільні, мг/10 см ²	KB: r = 0,72 p = 0,01	–	–	–	–	–	–	–
Високопрофільні, % біомаси	KB: r = 0,73 p = 0,01	KB: r = 0,74 p = 0,008	–	–	–	–	–	–
<i>Біомаса домінуючих видів, мг/10 см²</i>								
<i>Brebissonia lanceolata</i>	–	–	–	–	P: r = 0,88 p = 0,008	P: r = 0,77 p = 0,04	–	–
<i>Cocconeis placentula</i>	–	–	KB: r = 0,77 p = 0,005	KB: r = 0,68 p = 0,02	–	–	KB: r = 0,77 p = 0,006	–
<i>Melosira varians</i>	–	–	–	–	–	KB: r = –0,62 p = 0,04	–	KB: r = 0,85 p = 0,001
<i>Ulnaria ulna</i>	–	–	–	P: r = 0,92 p = 0,004	P: r = 0,83 p = 0,02	–	–	–

Примітки: 1 – матеріали щодо гідрохімічного режиму р. Рось із допливами люб'язно надані д. б. н. О.С. Потроховим, а матеріали щодо гідрохімічного режиму Канівського вдсх. – м. н. с. М.І. Лінчук; 2 – Р – р. Рось із допливами (n = 7), KB – Канівське водосховище (n = 11); 3 – наведені лише достовірні коефіцієнти кореляції ($p \leq 0,05$); «–» не достовірні коефіцієнти кореляції.

Встановлено, що загальна кількість видів достовірно корелювала із вмістом неорганічного фосфору, нітратів та рН (див. табл 4.10). Так в р. Рось та її допливах виявлена достовірна обернена кореляція між вмістом неорганічного фосфору і загальною кількістю видів ($r = -0,78$, $p = 0,04$, $n = 7$) (рис. 4.10а).

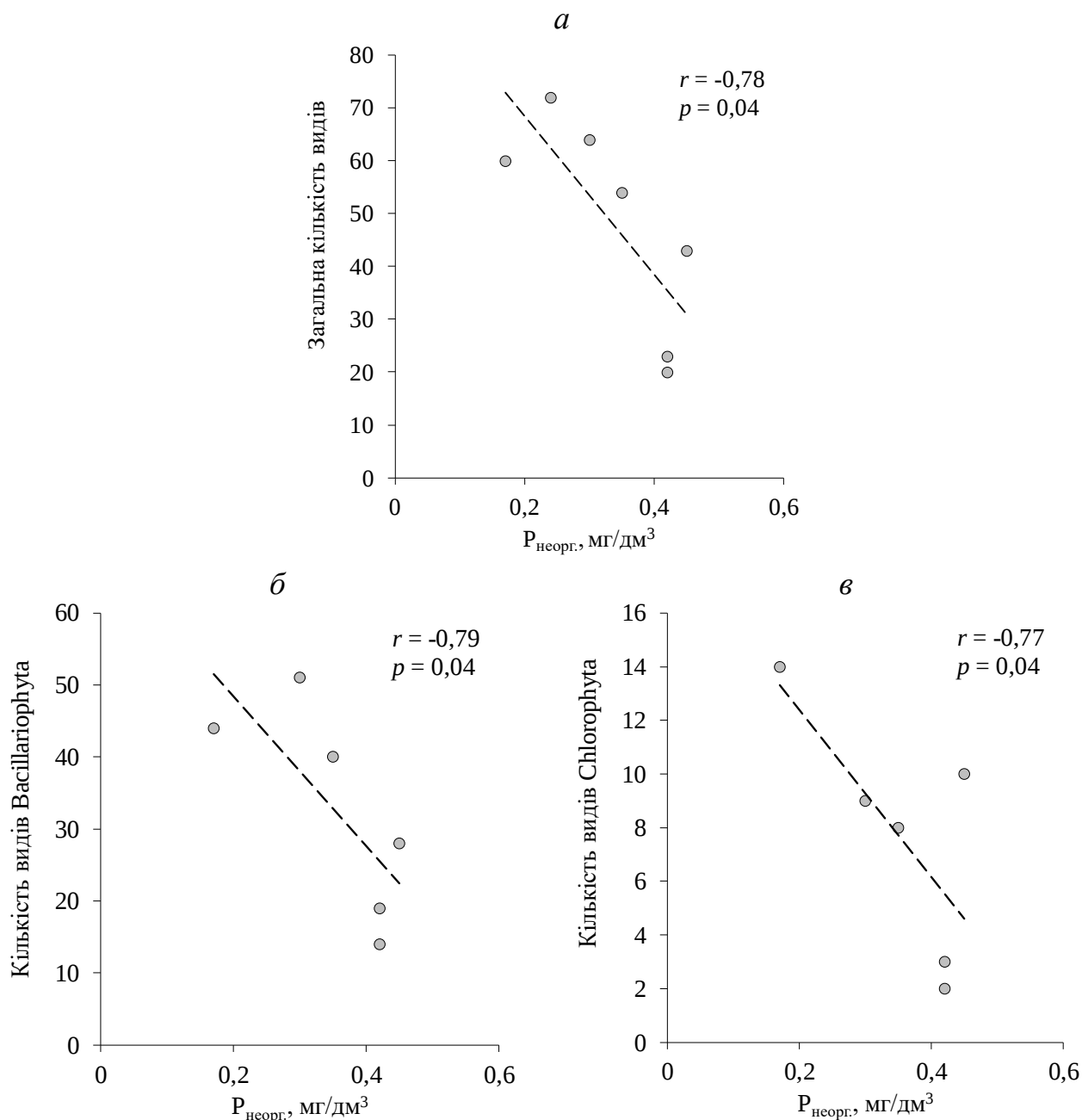


Рис. 4.10. Обернена кореляція між вмістом неорганічного фосфору та кількістю видів фітоепіфітону у р. Рось та її допливах: а – загальна кількість видів, б – кількість видів Bacillariophyta, в – кількість видів Chlorophyta. $n = 7$.

Аналогічна кореляція спостерігалась для абсолютної кількості видів Bacillariophyta ($r = -0,79$, $p = 0,04$, $n = 7$) (рис. 4.10б) та Chlorophyta ($r = -0,77$, $p = 0,04$, $n = 7$) (рис. 4.10в). Це може бути пов'язано з тим, що за високого вмісту фосфору інтенсивно розвивається фітопланктон, який екранує водну товщу від сонячної радіації та пригнічує розвиток фітоепіфітону.

У Канівському водосховищі частка Cyanobacteria від загальної кількості видів обернено корелювала з вмістом нітратів ($r = -0,71$, $p = 0,01$, $n = 11$), а частка Chlorophyta – прямо корелювала з pH ($r = 0,68$, $p = 0,02$, $n = 11$).

Для чисельності різних відділів водоростей спостерігався кореляційний зв'язок з вмістом нітратів, співвідношенням N:P, та кількістю розчиненого кисню. Так, наприклад, відсоток чисельності Cyanobacteria у Канівському водосховищі обернено корелював із співвідношенням N:P ($r = -0,68$, $p = 0,02$, $n = 11$) (рис. 4.11а). Водночас, для відсотка чисельності Bacillariophyta встановлена пряма кореляція зі співвідношенням N:P ($r = 0,66$, $p = 0,03$, $n = 11$) (рис. 4.11б). Це можна пояснити тим, що розвиток Bacillariophyta залежить від вмісту азоту, а Cyanobacteria можуть розвиватись за низького співвідношення N:P [94]. Така само закономірність (пряма кореляція для Bacillariophyta і обернена для Cyanobacteria) відмічалась і для вмісту нітратів.

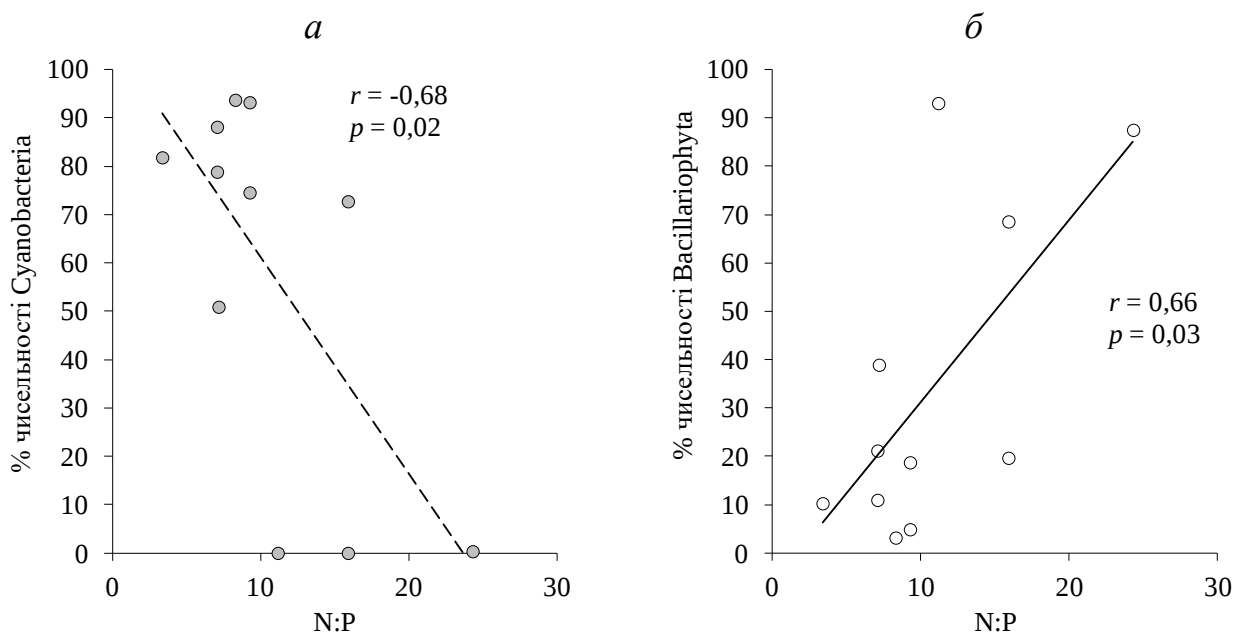


Рис. 4.11. Кореляція між співвідношенням N:P та часткою чисельності різних відділів водоростей у фітоепіфітоні Канівського водосховища: *а* – обернена кореляція для Cyanobacteria, *б* – пряма кореляція для Bacillariophyta. $n = 11$

Звертає на себе увагу обернена кореляція між кількістю розчиненого кисню та відсотком чисельності Euglenophyta ($r = -0,72$, $p = 0,01$, $n = 11$). Це можна пояснити тим, що Euglenophyta як правило масово розвиваються у водах з високим вмістом органічних речовин, на окиснення яких витрачається розчинений у воді кисень.

Для р. Рось з допливами була відмічена обернена кореляція між показником рН та абсолютною чисельністю Cyanobacteria ($r = -0,86$, $p = 0,01$, $n = 7$).

Показники абсолютної біомаси та відсотку окремих відділів від загальної біомаси корелювали з вмістом розчиненого кисню, нітритів, нітратів. Так, показники абсолютної і відносної біомаси Euglenophyta у Канівському

водосховищі обернено корелювали з вмістом розчиненого кисню ($r = -0,71$ $p = 0,01$ та $r = -0,78$ $p = 0,004$ відповідно, $n = 11$) (рис. 4.12).

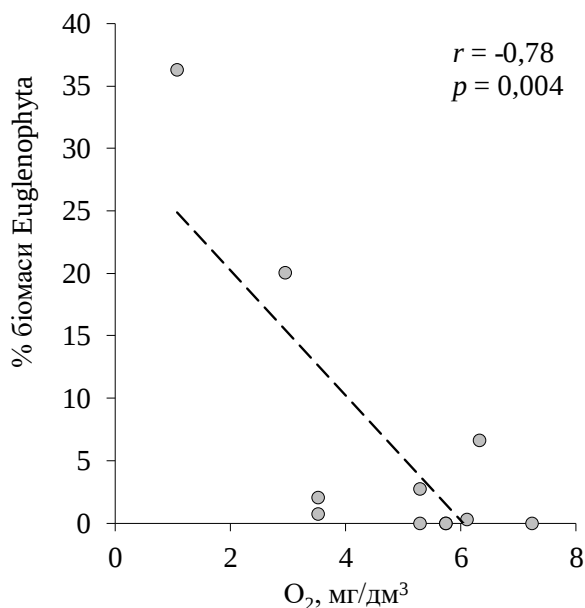


Рис. 4.12. Обернена кореляція між вмістом розчиненого кисню у воді та часткою біомаси Euglenophyta у фітоепіфітоні у Канівському водосховищі. $n = 11$.

Під час оцінки впливу гідрохімічних показників на розподіл біомаси за екологічними гільдіями було виявлено ряд кореляційних зв'язків. У Канівському водосховищі відсоток екологічної гільдії планктонних водоростей від загальної біомаси обернено корелював з рН ($r = -0,63$ $p = 0,04$ $n = 11$). Також було встановлено пряму кореляцію між рН та абсолютною біомасою ($r = 0,72$ $p = 0,01$ $n = 11$) і відсотком від загальної біомаси ($r = 0,73$ $p = 0,01$ $n = 11$) високопрофільних водоростей.

Частка біомаси водоростей планктонної екологічної гільдії у Канівському водосховищі обернено корелювала з вмістом розчиненого кисню ($r = -0,87$ $p = 0,0005$ $n = 11$) (рис. 4.13а), а для частки високопрофільних водоростей кореляція з вмістом кисню була прямою ($r = 0,74$ $p = 0,008$ $n = 11$) (рис. 4.13б).

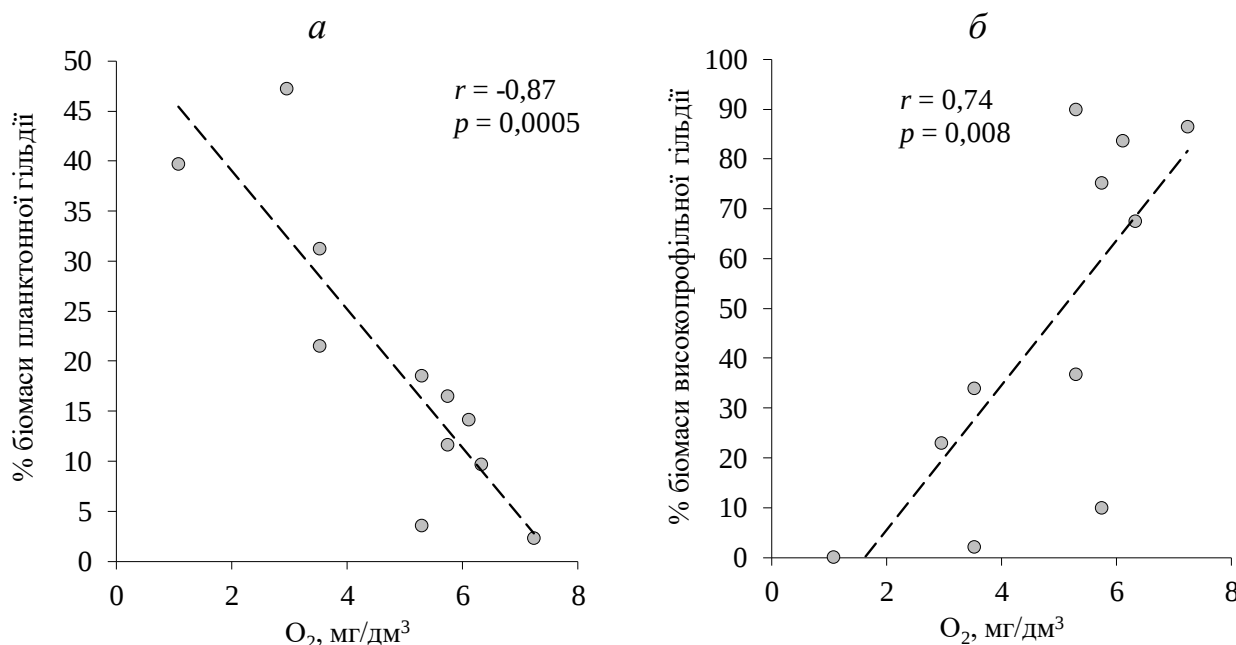


Рис. 4.13. Кореляція між вмістом розчиненого у воді кисню та % біомаси різних екологічних гільдій у фітоепіфітоні Канівського водосховища: *а* – планктонна гільдія, *б* – високопрофільна гільдія. $n = 11$.

Кількісний розвиток низькопрофільних водоростей у Канівському водосховищі прямо корелював з вмістом амонійного азоту: $r = 0,72$ $p = 0,01$ $n = 11$ для абсолютної біомаси, $r = 0,65$ $p = 0,03$ $n = 11$ для частки від загальної.

Це підкріплюється також прямою кореляцією між сумарним вмістом неорганічного азоту та біомасою низькопрофільних водоростей ($r = 0,72$ $p = 0,01$) і її часткою від загальної біомаси ($r = 0,64$ $p = 0,03$).

У р. Рось з допливами частка низькопрофільних водоростей прямо корелює з вмістом нітратів ($r = 0,83$ $p = 0,02$, $n = 7$).

Оцінка взаємозв'язку між величинами біомаси домінуючих видів та гідрохімічними показниками виявила кореляцію між вищезгаданими біотичними показниками та вмістом сполук азоту, неорганічного фосфору та їх співвідношення.

Так, у Канівському водосховищі встановлено пряму кореляцію між сумарним вмістом неорганічного азоту та *Cocconeis placentula* ($r = 0,77$ $p = 0,006$ $n = 11$) (рис. 4.14а). Також встановлено обернену кореляцію між співвідношенням N:P та абсолютним показником біомаси *Melosira varians* ($r = 0,85$ $p = 0,001$ $n = 11$) (рис. 4.14б).

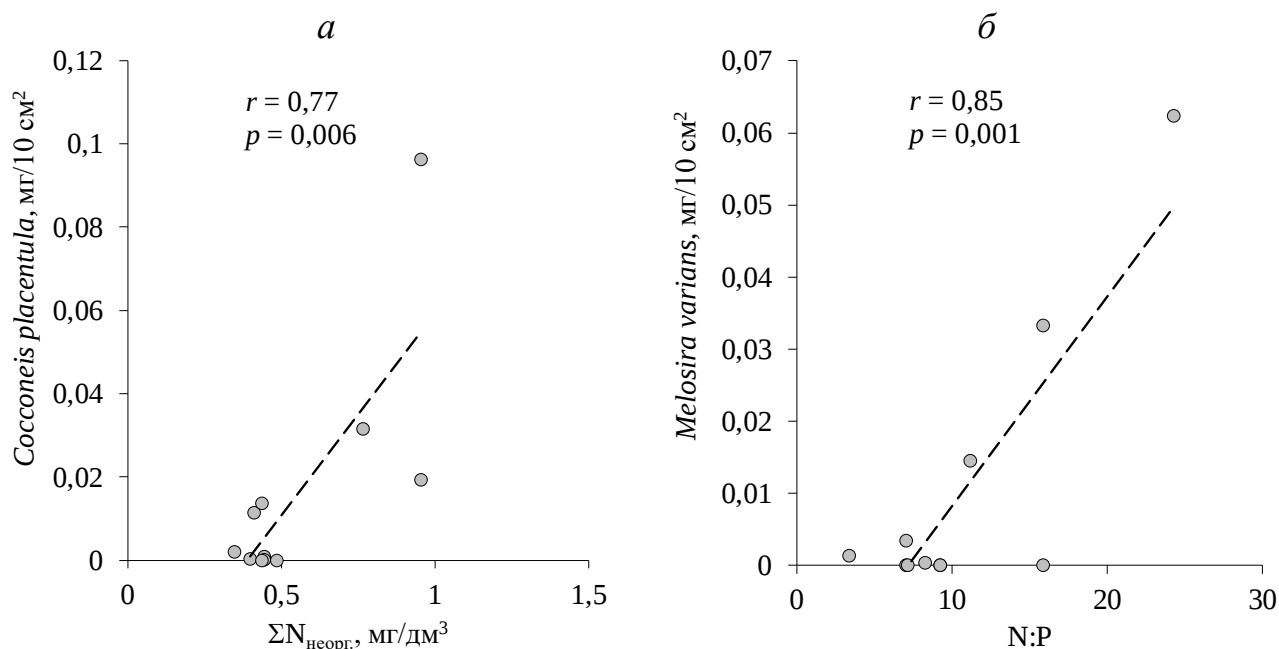


Рис. 4.14. Пряма кореляція між вмістом біогенних елементів і біомасою деяких домінуючих видів у фітоепіфітоні Канівського водосховища: а – між сумарним вмістом неорганічних сполук азоту і біомасою *Cocconeis placentula*, б – між співвідношенням N:P і біомасою *Melosira varians*. $n = 11$.

Для р. Рось з допливами відмічено пряму кореляцію між вмістом нітратів та абсолютним показником біомаси *Brebissonia lanceolata* ($r = 0,88$ $p = 0,008$ $n = 7$) (рис. 4.15). Також виявлено пряму кореляцію між вмістом нітратів ($r = 0,83$ $p = 0,02$ $n = 7$) та нітритів ($r = 0,92$ $p = 0,004$ $n = 7$) з абсолютним показником біомаси *Ulnaria ulna*.

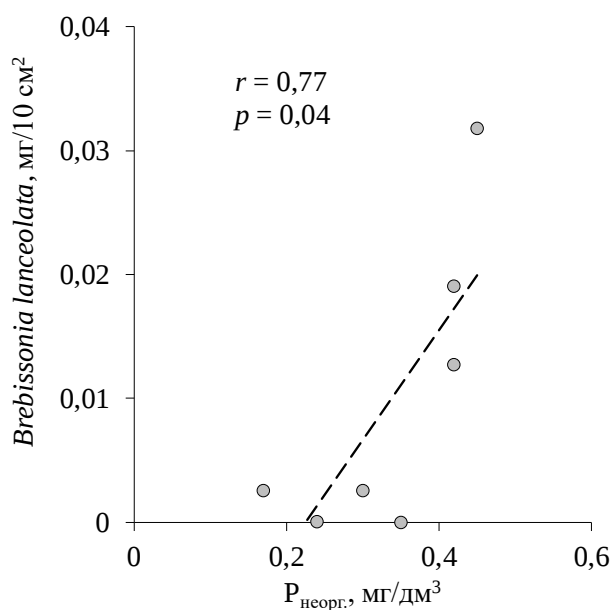


Рис. 4.15. Прямая кореляція між вмістом неорганічного фосфору та біомасою *Brebissonia lanceolata* у р. Рось та її допливах. $n = 7$.

Також нами було проведено кореляційний аналіз на основі усього масиву даних (як по р. Рось із допливами, так і по Канівському водосховищі). Встановлено достовірні прямі кореляції між сумарним вмістом неорганічних сполук азоту та часткою Chlorophyta у фітоепіфітоні: для частки кількості видів $r = 0,55$ $p = 0,02$ $n = 18$, для частки чисельності $r = 0,60$ $p = 0,009$ $n = 18$ (рис. 4.16). Виходячи з отриманих результатів можна пояснити, чому у фітоепіфітоні р. Рось та її допливів частка Chlorophyta (за кількістю видів і чисельністю) є достовірно вищою, ніж у Канівському водосховищі (див. Розділ 3, табл. 3.31). На нашу думку це пов'язно з вищим вмістом неорганічних сполук азоту у р. Рось та її допливах (див. табл. 4.9)

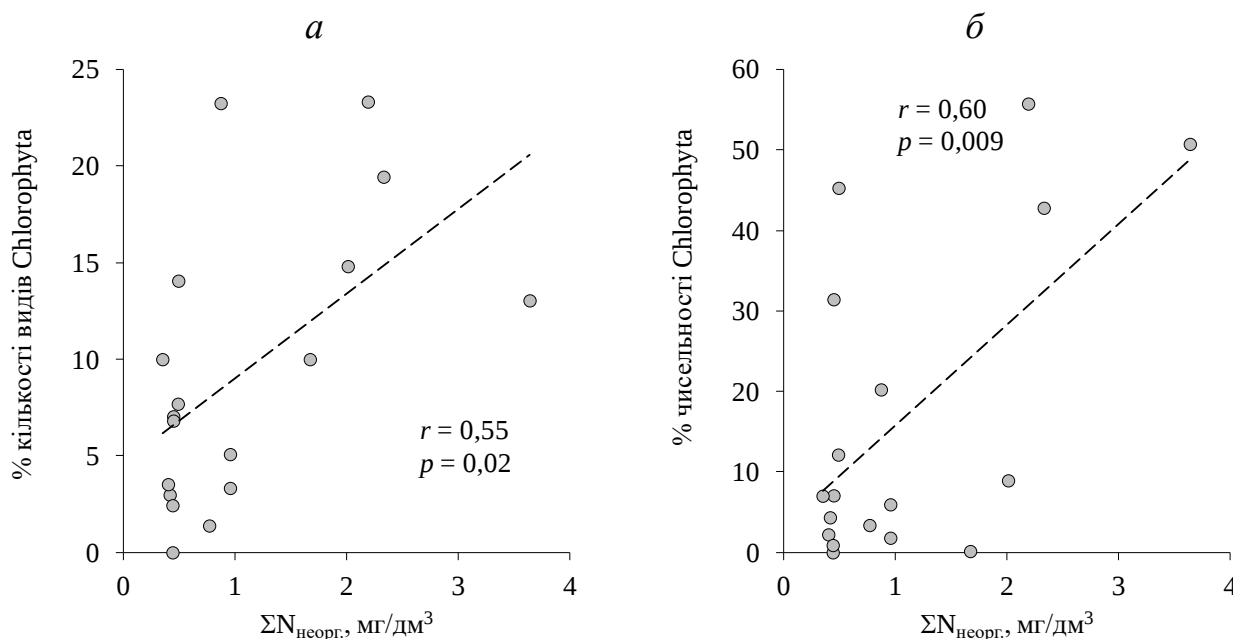


Рис. 4.16. Пряма кореляція між сумарним вмістом неорганічних сполук азоту та часткою Chlorophyta у фітоепіфітоні: *а* – частка кількості видів, *б* – частка чисельності (за включення до аналізу всього масиву даних). $n = 18$

Також встановлена обернена кореляція між співвідношенням N:P та часткою чисельності *Cyanobacteria* у фітоепіфітоні: $r = -0,51$ $p = 0,03$ $n = 18$ (рис. 4.17а); і пряма кореляція між співвідношенням N:P та часткою *Bacillariophyta*: $r = 0,65$ $p = 0,004$ $n = 18$ для частки чисельності (рис. 4.17б), $r = 0,58$ $p = 0,01$ $n = 18$ для частки біомаси. У Розділі 3 було показано, що частка *Bacillariophyta* є достовірно вищою у Канівському водосховищі, ніж у р. Рось (див. табл. 3.31). Щодо співвідношення N:P, воно також є вищим у Канівському водосховищі, ніж у р. Рось, хоча ця різниця не є достовірною. На нашу думку, зв'язок між співвідношенням N:P та часткою *Bacillariophyta* потребує більш ґрунтовних досліджень.

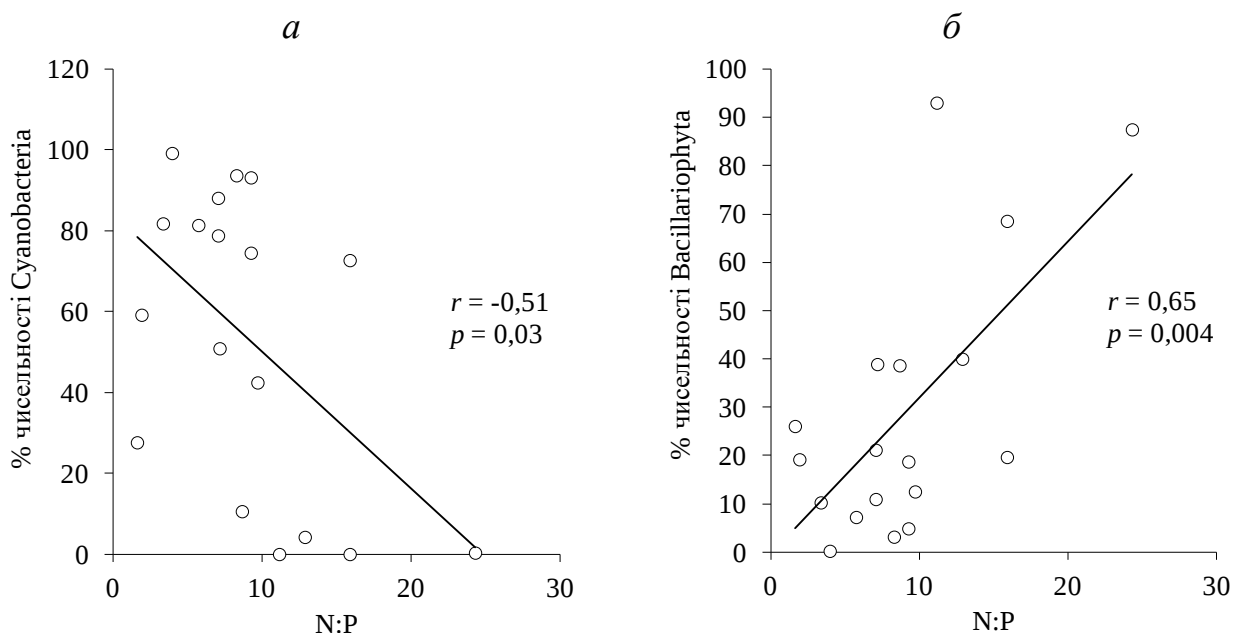


Рис. 4.17. Кореляція між співвідношенням N:P та часткою чисельності різних відділів водоростей у фітоепіфітоні: *а* – обернена кореляція для *Cyanobacteria*, *б* – пряма кореляція для *Bacillariophyta* (за включення до аналізу всього масиву даних). $n = 18$.

Таким чином, встановлено ряд кореляційних зв'язків між гідрохімічними показниками та характеристиками фітоепіфітону. Найбільшу кількість прямих кореляційних зв'язків виявлено між вмістом неорганічних сполук азоту (зокрема, амонійного, нітратного азоту і його сумарного вмісту) та показниками розвитку *Bacillariophyta*, зокрема екологічної гільдії низькопрофільних водоростей та деяких домінуючих видів, та *Chlorophyta*. Також звертає на себе увагу низка обернених кореляцій між кількістю видів *Bacillariophyta* та *Chlorophyta* та вмістом неорганічного фосфору. Це можна пояснити тим, що за високого вмісту фосфору інтенсивно розвивається фітопланктон, який екранує водну товщу від сонячної радіації і пригнічує розвиток фітоепіфітону.

За включення до кореляційного аналізу всього масиву даних (як по р. Рось, так і по Канівському водосховищу) встановлена пряма кореляція між сумарним вмістом неорганічних сполук азоту та часткою *Chlorophyta* у

фітоепіфітоні. Отже, достовірно більша частка Chlorophyta у фітоепіфітоні р. Рось та її допливів може бути пов'язана з вищим вмістом неорганічних сполук азоту.

4.4. Комплексний вплив екологічних та просторових чинників

У попередніх підрозділах здійснювалась окрема оцінка ролі просторових чинників (спільний вплив географічної відстані та ізолюваності між досліджуваними ділянками) та гідрохімічних чинників у формуванні угруповань фітоепіфітону. Однак, розгляд комплексного впливу цих факторів дасть можливість виявити раніше приховані взаємозв'язки.

4.4.1. Комплексний вплив просторових та гідрохімічних чинників на подібність видового складу фітоепіфітону

Для оцінки комплексного впливу просторових та гідрохімічних чинників на подібність видового складу фітоепіфітону було застосовано метод регресійного аналізу. У якості результативної (залежної) змінної було використано матрицю коефіцієнтів подібності Серенсена. У якості факторних (незалежних) змінних використано два показники:

1. «Просторовий чинник» – це географічна відстань та ступінь ізолюваності локалітетів (див. підрозділ 4.2). Вище було показано, що у р. Рось та її допливах на подібність угруповань фітоепіфітону достовірно впливає як географічна відстань, так і ступінь ізолюваності ділянок (показник sf , бали), водночас у Канівському водосховищі має значення лише географічна відстань (показник d , км). З огляду на це, для р. Рось та її допливів у якості просторового чинника було використано матрицю показників sf (географічна відстань + ступінь ізолюваності), а для Канівського водосховища – матрицю географічних відстаней.

2. «Екологічна відстань» [61] – це відмінність у гідрохімічному режимі досліджуваних ділянок. Вона визначається за евклідовою відстанню між ділянками, розрахованою на основі ряду гідрохімічних показників: рН, O₂, NH₄⁺, NO₂⁻, NO₃⁻, Р_{неорг.} (за аналогією з індексами подібності).

З огляду на те, що видовий склад фітоепіфітону р. Рось та Канівського водосховища суттєво відрізняється, у даному аналізі ці дві екосистеми розглядались окремо. До аналізу включено дані за червень 2023 р.

Р. Рось та її допливи. Вихідні дані для р. Рось та її допливів, включені до регресійного аналізу (факторні змінні – матриці «просторового чинника» та «екологічних відстаней», результативна змінна – матриця коефіцієнтів Серенсена), наведені в табл. 4.11–4.13. Кореляція між «просторовим чинником» (*sf*) та коефіцієнтами Серенсена була достовірною оберненою і складала $r = -0,72$ $p = 0,0002$ $n = 7$ (див. підрозділ 4.2). Водночас кореляція між «екологічними відстанями» та коефіцієнтами Серенсена була недостовірною ($r = 0,40$ $p = 0,07$ $n = 7$).

Результати дисперсійного та регресійного аналізу показали наступне. Значення систематичної дисперсії складало 0,063, а значення випадкової дисперсії – 0,006. Співвідношення між порівнюваними дисперсіями складає $F = 10,10$ $p = 0,001$ $n = 7$. Тобто систематична дисперсія достовірно перевищує випадкову, і регресія є достовірною. Отже, можна зробити висновок, що відмінності у коефіцієнтах Серенсена не пов'язані з випадковим варіюванням, а зумовлені дією чинників, що аналізуються: «просторового чинника» та «екологічної відстані». Нормоване значення R² дорівнює 0,48. Це означає, що варіювання коефіцієнтів Серенсена на 48% зумовлено сукупним впливом «просторового чинника» (*sf*) та «екологічної відстані» (*e*), і на 52% – чинниками, не врахованими в аналізі. У результаті аналізу отримано таке рівняння лінійної регресії:

$$K_{Sor} = 0,48 + 0,004e - 0,02sf$$

Таблиця 4.11

Матриця «просторового чинника» у балах (географічної відстані та ступеню ізолюваності ділянок, sf) між ділянками р. Рось та її допливів

sf	Ст.1	Ст.2	Ст.3	Ст.4	Ст.5	Ст.6	Ст.7
Ст.1	—	0,08	1,16	7,79	7,31	2,49	9,96
Ст.2	—	—	1,14	7,73	7,26	2,49	9,99
Ст.3	—	—	—	6,96	6,33	1,38	9,14
Ст.4	—	—	—	—	0,71	4,62	10,01
Ст.5	—	—	—	—	—	3,97	9,42
Ст.6	—	—	—	—	—	—	7,99
Ст.7	—	—	—	—	—	—	—

Таблиця 4.12

Матриця «екологічних відстаней» між різними ділянками р. Рось та її допливів за комплексом гідрохімічних показників

Е	Ст.1	Ст.2	Ст.3	Ст.4	Ст.5	Ст.6	Ст.7
Ст.1	—	8,08	4,95	1,83	6,84	8,66	4,23
Ст.2	—	—	11,44	7,24	3,59	1,64	4,27
Ст.3	—	—	—	5,07	8,93	11,44	7,70
Ст.4	—	—	—	—	5,51	7,63	3,23
Ст.5	—	—	—	—	—	2,85	3,26
Ст.6	—	—	—	—	—	—	4,74
Ст.7	—	—	—	—	—	—	—

Таблиця 4.13

Індекси подібності Серенсена (K_{Sor}) між угрупованнями фітоєпіфітону різних ділянок р. Рось та її допливів у червні 2023 р.

K_{Sor}	Ст.1	Ст.2	Ст.3	Ст.4	Ст.5	Ст.6	Ст.7
Ст.1	1,00	0,50	0,55	0,32	0,26	0,59	0,32
Ст.2	—	1,00	0,52	0,36	0,32	0,54	0,35
Ст.3	—	—	1,00	0,36	0,25	0,56	0,35
Ст.4	—	—	—	1,00	0,33	0,39	0,26
Ст.5	—	—	—	—	1,00	0,31	0,32
Ст.6	—	—	—	—	—	1,00	0,39
Ст.7	—	—	—	—	—	—	1,00

Канівське водосховище. Вихідні дані для Канівського водосховища, включені до регресійного аналізу (факторні змінні – матриці географічних відстаней та «екологічних відстаней», результативна змінна – матриця коефіцієнтів Серенсена), наведені в табл. 4.14–4.16. Кореляція між географічними відстанями (d) та коефіцієнтами Серенсена була достовірною оберненою і складала $r = -0,72$ $p = 0,01$ $n = 11$ (див. підрозділ 4.2). Також встановлено тенденцію до оберненої кореляції між «екологічними відстанями» та коефіцієнтами Серенсена, хоча вона й не була статистично достовірною ($r = -0,57$ $p = 0,08$ $n = 11$) (рис. 4.18).

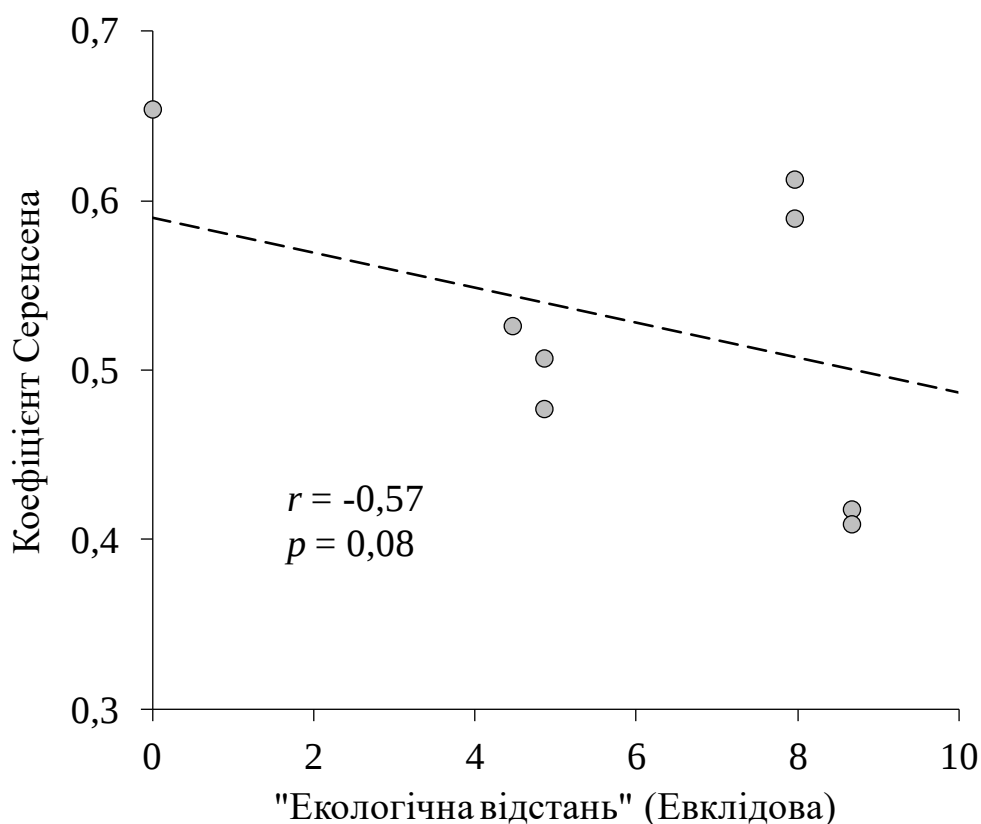


Рис. 4.18. Тенденція до оберненої кореляції між «екологічною відстанню» за гідрохімічними показниками та коефіцієнтами Серенсена для верхньої частини Канівського водосховища. $n = 11$.

Таблиця 4.14

Показники просторового чинника у балах (географічної відстані та ступеню ізолюваності локалітетів, sf) між ділянками Канівського водосховища

sf	Ст.1а	Ст.2а	Ст.2б	Ст.3а	Ст.4б
Ст.1а	—	0,07	0,07	0,25	0,13
Ст.2а	—	—	0,00	0,20	0,10
Ст.2б	—	—	—	0,20	0,10
Ст.3а	—	—	—	—	0,28
Ст.4б	—	—	—	—	—

Таблиця 4.14

Матриця «екологічних відстаней» між різними ділянками Канівського водосховища за комплексом гідрохімічних показників

Е	1а	2а	2б	3а	4б
1а	—	4,85	4,85	13,18	4,46
2а	—	—	0,00	8,66	7,96
2б	—	—	—	8,66	7,96
3а	—	—	—	—	16,60
4б	—	—	—	—	—

Таблиця 4.15

Індекси подібності Серенсена (K_{Sor}) між угрупованнями фітоеніфітону різних ділянок верхньої частини Канівського водосховища у червні 2023 р.

K_{Sor}	1а	2а	2б	3а	4б
1а	1	0,51	0,48	0,45	0,53
2а	—	1	0,65	0,42	0,59
2б	—	—	1	0,41	0,61
3а	—	—	—	1	0,45
4б	—	—	—	—	1

Результати дисперсійного та регресійного аналізу показали наступне. Значення систематичної дисперсії складало 0,022, а значення випадкової дисперсії – 0,003. Співвідношення між порівнюваними дисперсіями складає $F = 7,59$ $p = 0,02$ $n = 11$. Тобто систематична дисперсія достовірно перевищує випадкову, і регресія є достовірною. Тобто варіювання коефіцієнтів Серенсена не пов'язані з випадковим варіюванням, а зумовлені географічною відстанню та «екологічними відстанями» (відмінностями в гідрохімічному режимі). Нормоване значення R^2 дорівнює 0,60. Отже, варіювання коефіцієнтів Серенсена на 60% зумовлено сукупним впливом географічної відстані (d) та «екологічної відстані» (e), і на 40% – чинниками, не врахованими в аналізі. У результаті аналізу отримано таке рівняння лінійної регресії:

$$K_{Sor} = 0,60 + 0,01e - 1,40d$$

Таким чином, оцінка комплексного впливу просторових та екологічних чинників на подібність видового складу фітоепіфітону показала, що в р. Рось та її допливів сукупний вплив цих чинників визначає 48% варіації коефіцієнтів Серенсена, а в Канівському водосховищі – 60%. На долю чинників, не врахованих в аналізі, припадає 52% і 40% відповідно.

У р. Рось та її допливах найбільш значимий вплив на варіювання коефіцієнтів Серенсена здійснює географічна відстань та ступінь ізольованості ділянок, а в Канівському водосховищі – географічна відстань.

4.4.2. Комплексний вплив гідрохімічних, гідрологічних і біотичних чинників на якісні і кількісні характеристики фітоепіфітону

Для оцінки комплексного впливу різних чинників на якісні і кількісні характеристики фітоепіфітону проведено регресійний та дисперсійний аналіз. У якості результативних (залежних) змінних було використано загальну кількість видів, чисельність, біомасу та їх розподіл за відділами, співвідношення різних

екологічних гільдій у фітоепіфітоні та біомасу найбільш поширених домінуючих видів. У якості факторних (незалежних) змінних використано три групи показників:

- гідрохімічні показники (pH , O_2 , NH_4^+ , NO_2^- , NO_3^- , $\text{P}_{\text{неорг.}}$);
- гідрологічну характеристику. Кожній ділянці було умовно присвоєно бали залежно від її гідрологічного режиму: типово лотична ділянка (незарегульована річка) – 1 бал, типово лентична ділянка – 3 бали, перехідна ділянка (лотично-лентична чи лентично-лотична) – 2 бали;
- біотичний показник – проективне покриття рослин-субстратів.

Достовірність рівняння регресії оцінювали шляхом дисперсійного аналізу за критерієм Фішера (F). Оцінка проводилась для всього масиву даних (як по р. Рось із допливами, так і по Канівському водосховищу). У результаті аналізу отримано низку статистично достовірних рівнянь регресії (табл. 4.13).

Так, результати аналізу показують, що варіювання загальної біомаси фітоепіфітону на досліджуваних ділянках на 51% визначалось змінними, врахованими в аналізі, і на 49% – чинниками, не врахованими в аналізі. Статистично значимі коефіцієнти регресії ($p < 0,05$) зареєстровані для pH , вмісту розчинного кисню та гідрологічного режиму, отже ці показники відігравали найбільш значиму роль у варіюванні біомаси.

Для варіювання чисельності значимими виявились такі факторні змінні як pH , O_2 , $\text{P}_{\text{неорг.}}$. Комплекс чинників, врахованих в аналізі, визначав варіювання чисельності на 75%, а на чинники, не враховані в аналізі, припадало 25% варіювання.

Роль чинників, врахованих в аналізі, для відсотку від кількості видів *Bacillariophyta* та *Chlorophyta* становила 60%; не врахованих в аналізі – 40%.

Кількісні показники *Cyanobacteria* (чисельність на 65% і біомаса – на 66%) переважно визначаються pH , вмістом розчиненого кисню, гідрологічним режимом.

Звертає на себе увагу, що високі нормовані величини R^2 отримані для біомаси таких домінуючих видів як *Brebissonia lanceolata* та *Melosira varians*. Варіювання їхньої біомаси визначалось чинниками, включеними до аналізу, на 92% і 82% відповідно. Найбільш значимий вплив на кількісний розвиток цих видів здійснювали концентрації біогенних елементів (азоту, фосфору) та проективне покриття рослин-субстратів.

Загалом, помітний взаємозв'язок між загальними кількісними показниками фітоепіфітону та рівнем рН, вмістом розчиненого кисню та неорганічного фосфору.

Таблиця 4.13

Результати дисперсійного та регресійного аналізу для оцінки комплексного впливу гідрохімічних, гідрологічних і біотичних показників на якісні і кількісні характеристики фітоепіфітону

Результативні змінні	F, p	Нормована величина R^2	Найбільш значимі факторні змінні	Рівняння регресії
$\sum$ біомаса	$F= 3,25$ $p= 0,05$ $n = 18$	0,51	pH, hr , O_2 ,	$31,61 - 4,50 \text{ pH} + 1,11 O_2 - 0,04 \text{ NH}_4^+ - 11,28 \text{ NO}_2^- - 2,74 \text{ NO}_3^- + 6,17 P_{\text{неорг.}} - 1,74 hr + 0,03 pc$
$\sum$ чисельність	$F= 7,43$ $p= 0,003$ $n = 18$	0,75	$P_{\text{неорг.}}$, pH, O_2 ,	$18448,79 - 2822,26 \text{ pH} + 707,56 O_2 + 398,82 \text{ NH}_4^+ - 14149,22 \text{ NO}_2^- - 4096,01 \text{ NO}_3^- + 10279,49 P_{\text{неорг.}} - 593,11 hr + 11,94 pc$
% від кількості видів Bacillariophyta	$F= 4,14$ $p= 0,02$ $n = 18$	0,60	—	$134,70 - 6,13 \text{ pH} + 0,23 O_2 - 3,89 \text{ NH}_4^+ + 105,96 \text{ NO}_2^- - 7,04 \text{ NO}_3^- - 32,29 P_{\text{неорг.}} + 2,06 hr - 0,07 pc$
% від кількості видів Chlorophyta	$F= 4,19$ $p= 0,02$ $n = 18$	0,60	—	$- 25,35 + 3,77 \text{ pH} + 0,73 O_2 + 4,80 \text{ NH}_4^+ - 95,69 \text{ NO}_2^- + 23,54 \text{ NO}_3^- - 6,48 P_{\text{неорг.}} - 2,91 hr + 0,08 pc$
Чисельність Cyanobacteria	$F= 5,02$ $p= 0,01$ $n = 18$	0,65	$P_{\text{неорг.}}$, pH,	$14861,32 - 2256,25 \text{ pH} + 517,53 O_2 + 314,26 \text{ NH}_4^+ - 1985,84 \text{ NO}_2^- - 4031,04 \text{ NO}_3^- + 9534,87 P_{\text{неорг.}} - 392,76 hr + 6,45 pc$
Біомаса Cyanobacteria	$F= 5,15$ $p= 0,01$ $n = 18$	0,66	pH, hr , O_2 ,	$7,17 - 1,01 \text{ pH} + 0,21 O_2 + 0,09 \text{ NH}_4^+ - 4,23 \text{ NO}_2^- - 0,16 \text{ NO}_3^- + 0,84 P_{\text{неорг.}} - 0,38 hr + 0,005 pc$

Продовж. табл. 4.13

Результативні змінні	F, p	Нормована величина R^2	Найбільш значимі факторні змінні	Рівняння регресії
<i>Brebissonia lanceolata</i> , мг/10 см ²	$F = 23,91$ $p = 0,00003$ $n = 18$	0,92	NO_3^- , $P_{\text{неорг}}$	$-0,05 + 0,0061 \text{ pH} - 0,001 \text{ O}_2 - 0,0006 \text{ NH}_4^+ - 0,06 \text{ NO}_2^- + 0,04 \text{ NO}_3^- + 0,01 P_{\text{неорг}} + 0,002 \text{ hr} - 5,08 \text{ pc}$
<i>Melosira varians</i> , мг/10 см ²	$F = 10,83$ $p = 0,0008$ $n = 18$	0,82	NO_2^- , $P_{\text{неорг}}$, NO_3^- , NH_4^+ , pc	$-0,25 + 0,03 \text{ pH} + 0,01 \text{ O}_2 + 0,06 \text{ NH}_4^+ - 1,12 \text{ NO}_2^- + 0,24 \text{ NO}_3^- - 0,29 P_{\text{неорг}} + 0,001 \text{ hr} - 0,0004 \text{ pc}$
Біомаса високопрофільних видів, мг/10 см ²	$F = 3,64$ $p = 0,04$ $n = 18$	0,55	pH , hr , O_2 ,	$31,58 - 4,50 \text{ pH} + 1,09 \text{ O}_2 + 0,02 \text{ NH}_4^+ - 12,04 \text{ NO}_2^- - 2,35 \text{ NO}_3^- + 5,30 P_{\text{неорг}} - 1,72 \text{ hr} + 0,03 \text{ pc}$

Примітка. *hr* – гідрологічний режим (бали), *pc* – проективне покриття рослин-субстратів, %, $n = 18$.

Таким чином, видовий склад фітоепіфітону має особливості як на рівні окремих ділянок, так і на рівні екосистем (р. Рось та Канівське водосховище). Специфічним видовим складом фітоепіфітону характеризуються допливи р. Рось порівняно з основним руслом.

Показано, що прояв впливу просторових чинників на фітоепіфітон залежить від характеру гідрологічної сполученості між ділянками (постійна або тимчасова). У р. Рось та її допливах на подібність угруповань впливає як географічна відстань, так і ступінь ізольованості ділянок. У Канівському водосховищі, де за високого рівня води може спостерігатись тимчасове гідрологічне сполучення між ділянками, достовірний вплив ступеню ізольованості відсутній, і має значення лише географічна відстань. Вплив географічної відстані на просторовий розподіл фітоепіфітону проявляється за різних масштабів досліджуваних водних екосистем.

Показано, що досліджувані водні екосистеми суттєво відрізняються за гідрохімічним режимом (р. Рось характеризується достовірно вищим вмістом азоту і фосфору, і водночас дещо нижчим співвідношенням N:P). Встановлено ряд кореляційних зв'язків між гідрохімічними показниками та характеристиками фітоепіфітону. Найбільшу кількість прямих кореляційних зв'язків виявлено між вмістом неорганічних сполук азоту та показниками розвитку Bacillariophyta, зокрема екологічної гільдії низькопрофільних водоростей та деяких домінуючих видів.

За включення до кореляційного аналізу всього масиву даних (як по р. Рось, так і по Канівському водосховищу) встановлена пряма кореляція між сумарним вмістом неорганічних сполук азоту та часткою Chlorophyta у фітоепіфітоні. Це пояснює достовірно більшу частку Chlorophyta у фітоепіфітоні р. Рось та її допливів.

Оцінка комплексного впливу просторових та екологічних чинників на подібність видового складу фітоепіфітону показала, що в р. Рось та її допливів

сукупний вплив цих чинників визначає 48% варіації коефіцієнтів Серенсена, а в Канівському водосховищі – 60%. На долю чинників, не врахованих в аналізі, припадає 52% і 40% відповідно.

Регресійний аналіз, де в якості результативних змінних використовувались якісні і кількісні показники фітоепіфітону, а в якості факторних змінних – гідрологічний режим, гідрохімічні показники та проективне покриття рослин-субстратів, дозволив отримати низку достовірних рівнянь регресії. Найбільш значимими факторними змінними виявились гідрологічний режим, вміст нітратного, амонійного азоту, фосфору, рН та проективне покриття рослин-субстратів.

РОЗДІЛ 5

БІОТИЧНІ ВЗАЄМОДІЇ ФІТОЕПІФІТОНУ

5.1. Міжвидові взаємодії в угрупованні фітоепіфітону

Для дослідження біотичних взаємодій в угрупованні фітоепіфітону застосовано метод кореляційного аналізу. Було розраховано коефіцієнти кореляції між величинами біомаси домінуючих видів водоростей у просторі і часі. Результати інтерпретували таким чином: достовірна позитивна кореляція свідчить про співіснування видів в угрупованні, достовірна негативна кореляція – про конкуренцію (виключення). Для включення до аналізу вид повинен був відповідати двом критеріям:

1. Вид формував не менш ніж 5% від загальної біомаси фітопланктону хоча б в одній пробі фітоепіфітону (види-домінанти і субдомінанти).
2. Вид характеризувався частотою трапляння не менш ніж 50% (тобто був виявлений не менш ніж в 50% проб, відібраних у даній екосистемі).

За цими критеріями для р. Рось та її допливів було обрано 20 видів, а для Канівського водосховища – 14 видів.

У результаті розрахунків було встановлено низку достовірних кореляцій між величинами біомаси домінуючих видів, як для р. Рось із допливами (табл. 5.1), так і для Канівського водосховища (табл. 5.2). Усі достовірні кореляції були позитивними, а це свідчить про співіснування видів в угрупованнях. Відсутність негативних кореляцій, на нашу думку, вказує на відсутність вираженої конкуренції між видами.

Таблиця 5.1

Коефіцієнти кореляції між величинами біомаси домінуючих видів фітоепіфітону з найбільшою частотою трапляння (>50%) у р. Рось та її допливах

Види	<i>Cocconeis placentula</i>	<i>Cocconeis pediculus</i>	<i>Brebissonia lanceolata</i>	<i>Cymbella cymbiformis</i>	<i>Encyonema leibleinii</i>	<i>Gomphonema acuminatum</i>	<i>Gomphonema capitatum</i>	<i>Rhoicosphenia abbreviata</i>	<i>Fragilaria intermedia</i>	<i>Ulnaria acus</i>	<i>Ulnaria ulna</i>	<i>Navicula tripunctata</i>	<i>Epithemia gibba</i>	<i>Epithemia sorex</i>	<i>Amphora ovalis</i>	<i>Aulacoseira granulata</i>	<i>Chlamydomonas</i> sp.	<i>Oedogonium</i> sp.	<i>Desmodesmus communis</i>	<i>Planktothrix agardhii</i>
<i>Cocconeis placentula</i>		<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	0,13	0,70	0,54	0,83	<0,001	0,01	0,88	<0,001	<0,001	<0,001	0,61	0,86	0,83	0,38	0,63
<i>Cocconeis pediculus</i>	0,68		<0,001	<0,001	<0,001	0,55	0,69	0,68	0,66	<0,001	0,09	0,18	<0,001	<0,001	<0,001	0,35	0,30	0,84	0,42	0,58
<i>Brebissonia lanceolata</i>	0,96	0,62		<0,001	<0,001	0,09	0,63	0,88	0,71	<0,001	<0,001	0,60	<0,001	<0,001	<0,001	0,57	0,63	0,77	0,61	0,87
<i>Cymbella cymbiformis</i>	0,97	0,64	0,99		<0,001	0,10	0,72	0,89	0,70	<0,001	<0,001	0,62	<0,001	<0,001	<0,001	0,64	0,63	0,81	0,56	0,68
<i>Encyonema leibleinii</i>	0,94	0,66	0,98	0,99		0,10	0,80	0,73	0,64	<0,001	<0,001	0,77	<0,001	<0,001	<0,001	0,85	0,71	0,75	0,73	0,65
<i>Gomphonema acuminatum</i>	0,35	0,14	0,39	0,38	0,38		0,54	0,51	<0,001	0,04	0,17	0,31	0,18	0,09	0,22	0,40	0,40	<0,001	0,37	0,92
<i>Gomphonema capitatum</i>	-0,09	-0,10	-0,11	-0,09	-0,06	-0,15		0,16	0,50	0,84	0,90	0,37	0,52	0,66	0,75	0,37	0,42	0,58	0,04	0,50
<i>Rhoicosphenia abbreviata</i>	0,15	-0,10	-0,04	-0,03	-0,08	-0,16	0,33		0,62	0,63	0,78	0,60	0,61	0,70	0,70	0,99	0,97	0,61	0,85	0,69
<i>Fragilaria intermedia</i>	-0,05	0,10	-0,09	-0,09	-0,11	0,63	-0,16	-0,12		0,98	0,79	0,35	0,65	0,71	0,69	0,23	0,17	<0,001	0,48	0,99
<i>Ulnaria acus</i>	0,93	0,63	0,97	0,98	0,98	0,47	-0,05	-0,12	0,01		0,01	0,50	<0,001	<0,001	<0,001	0,78	0,55	0,81	0,50	0,64
<i>Ulnaria ulna</i>	0,60	0,39	0,65	0,60	0,62	0,32	0,03	0,07	-0,06	0,59		0,35	0,02	0,01	0,01	0,67	0,56	0,51	0,99	0,53
<i>Navicula tripunctata</i>	-0,03	0,31	-0,13	-0,12	-0,07	-0,24	0,21	0,12	0,22	-0,16	-0,22		0,55	0,60	0,70	0,55	<0,001	0,72	0,03	0,55
<i>Epithemia gibba</i>	0,92	0,77	0,90	0,91	0,90	0,31	-0,15	-0,12	0,11	0,90	0,51	0,14		<0,001	<0,001	0,55	0,41	0,82	0,40	0,72
<i>Epithemia sorex</i>	0,95	0,64	0,99	0,99	0,99	0,38	-0,11	-0,09	-0,09	0,99	0,60	-0,13	0,92		<0,001	0,66	0,63	0,82	0,55	0,70

Продовж. табл. 5.1

Види	<i>Cocconeis placentula</i>	<i>Cocconeis pediculus</i>	<i>Brebissonia lanceolata</i>	<i>Cymbella cymbiformis</i>	<i>Encyonema leibleinii</i>	<i>Gomphonema acuminatum</i>	<i>Gomphonema capitatum</i>	<i>Rhoicosphenia abbreviata</i>	<i>Fragilaria intermedia</i>	<i>Ulnaria acus</i>	<i>Ulnaria ulna</i>	<i>Navicula tripunctata</i>	<i>Epithemia gibba</i>	<i>Epithemia sorex</i>	<i>Amphora ovalis</i>	<i>Aulacoseira granulata</i>	<i>Chlamydomonas sp.</i>	<i>Oedogonium sp.</i>	<i>Desmodesmus communis</i>	<i>Planktothrix agardhii</i>
<i>Amphora ovalis</i>	0,88	0,79	0,90	0,91	0,94	0,29	-0,08	-0,09	-0,10	0,90	0,57	0,09	0,87	0,91		0,46	0,96	0,76	0,61	0,47
<i>Aulacoseira granulata</i>	-0,12	0,22	-0,14	-0,11	-0,05	0,20	-0,21	<0,001	0,28	-0,07	-0,10	0,14	-0,14	-0,11	0,18		0,59	0,11	0,60	0,45
<i>Chlamydomonas sp.</i>	-0,04	0,24	-0,12	-0,11	-0,09	-0,20	0,19	-0,01	0,32	-0,14	-0,14	0,91	0,20	-0,12	-0,01	-0,13		0,61	0,05	0,87
<i>Oedogonium sp.</i>	-0,05	0,05	-0,07	-0,06	-0,08	0,72	-0,13	-0,12	0,95	0,06	-0,16	0,09	0,05	-0,05	-0,07	0,37	0,12		0,42	0,71
<i>Desmodesmus communis</i>	-0,21	-0,19	-0,12	-0,14	-0,08	-0,21	0,47	0,05	-0,17	-0,16	<0,001	0,47	-0,20	-0,14	-0,12	-0,13	0,44	-0,19		0,75
<i>Planktothrix agardhii</i>	-0,11	-0,13	-0,04	-0,10	-0,11	-0,02	-0,16	-0,10	<0,001	-0,11	0,15	-0,14	-0,08	-0,09	-0,17	-0,18	-0,04	-0,09	-0,08	

Примітка. Нижній лівий трикутник – коефіцієнти кореляції (r), верхній правий трикутник – рівень значимості (p). Напівжирним шрифтом позначені статистично достовірні коефіцієнти кореляції ($p \leq 0,05$ $n = 20$).

Таблиця 5.2

Коефіцієнти кореляції між величинами біомаси домінуючих видів фітоепіфітону з найбільшою частотою трапляння (>50%) у Канівському водосховищі

Види	<i>Cocconeis placentula</i>	<i>Gomphonema acuminatum</i>	<i>Rhoicosphenia abbreviata</i>	<i>Fragilaria intermedia</i>	<i>Pseudostaurosira brevistriata</i>	<i>Staurosira binodis</i>	<i>Staurosira construens</i>	<i>Tabularia tabulata</i>	<i>Ulnaria ulna</i>	<i>Navicula cryptocephala</i>	<i>Navicula reinhardtii</i>	<i>Melosira varians</i>	<i>Stephanodiscus hantzschii</i>	<i>Stephanodiscus sp.</i>
<i>Cocconeis placentula</i>		0,46	0,01	0,10	0,45	0,69	0,14	0,65	0,65	0,01	0,69	0,15	0,87	0,39
<i>Gomphonema acuminatum</i>	-0,19		0,85	0,79	0,67	0,35	0,95	<0,001	0,88	0,58	0,79	0,74	0,67	0,57
<i>Rhoicosphenia abbreviata</i>	0,60	-0,05		0,57	0,71	0,76	0,76	0,95	0,87	0,25	0,66	0,64	0,77	0,65
<i>Fragilaria intermedia</i>	0,41	-0,07	0,15		0,69	0,36	<0,001	0,73	0,42	<0,001	0,79	<0,001	0,76	0,66
<i>Pseudostaurosira brevistriata</i>	-0,20	-0,11	-0,10	-0,10		0,67	0,73	0,72	0,50	0,68	0,68	1,00	0,76	0,71
<i>Staurosira binodis</i>	-0,10	0,24	-0,08	0,24	-0,11		0,40	0,83	0,35	0,47	0,61	0,57	0,85	0,79
<i>Staurosira construens</i>	0,38	-0,02	0,08	0,99	-0,09	0,22		0,94	0,52	<0,001	0,69	<0,001	0,78	0,67
<i>Tabularia tabulata</i>	-0,12	0,92	-0,02	-0,09	-0,09	-0,06	-0,02		0,34	0,55	0,70	0,81	0,73	0,66
<i>Ulnaria ulna</i>	-0,12	-0,04	0,04	0,21	0,18	0,24	0,17	-0,24		0,43	0,01	0,48	0,64	0,36
<i>Navicula cryptocephala</i>	0,63	-0,14	0,29	0,95	-0,11	0,19	0,94	-0,15	0,20		0,81	<0,001	0,72	1,00
<i>Navicula reinhardtii</i>	-0,10	-0,07	-0,11	-0,07	-0,11	-0,13	-0,11	-0,10	0,63	-0,06		0,57	0,94	0,97
<i>Melosira varians</i>	0,36	-0,09	0,12	0,96	<0,001	0,15	0,97	-0,06	0,18	0,91	-0,15		0,69	0,59
<i>Stephanodiscus hantzschii</i>	-0,04	-0,11	-0,08	-0,08	-0,08	-0,05	-0,07	-0,09	-0,12	-0,10	0,02	-0,11		0,67
<i>Stephanodiscus sp.</i>	0,22	-0,15	-0,12	-0,11	-0,10	-0,07	-0,11	-0,12	-0,24	<0,001	0,01	-0,14	-0,11	

Примітка. Нижній лівий трикутник – коефіцієнти кореляції (r), верхній правий трикутник – рівень значимості (p). Напівжирним шрифтом позначені статистично достовірні коефіцієнти кореляції ($p \leq 0,05$ $n = 17$).

Відомо, що у водних екосистемах конкуренція між видами водоростей відбувається за біогенні елементи та сонячну радіацію. При цьому, якщо біогенні елементи знаходяться в надлишку, основним лімітуючим чинником для розвитку водоростей стає сонячна радіація [68]. Як р. Рось із допливами, так і Канівське водосховище є евтрофними екосистемами, де немає лімітування за неорганічними сполуками азоту і фосфору, отже конкуренція між водоростями за біогенні елементи може бути відсутня.

За літературними даними [36] негативні кореляційні залежності в основному спостерігаються між кількісними показниками видів одного роду, а позитивні – між видами різних родів. Проте за результатами наших досліджень у р. Рось та її допливах встановлені позитивні кореляції навіть між представниками одного роду: *Cocconeis placentula* / *Cocconeis pediculus*, *Ulnaria acus* / *Ulnaria ulna*, *Epithemia gibba* / *Epithemia sorex*, що можна пояснити надлишком біогенних елементів (табл. 5.1).

В умовах конкуренції за сонячну радіацію найбільш ефективно її використання досягається за рахунок ярусності угруповання: нижній ярус формують міцно прикріплені низькопрофільні види, толерантні до низької інтенсивності сонячного випромінювання, верхній ярус – високопрофільні види, а також планктонні і рухливі види [88].

Нами також було розраховано коефіцієнти кореляції між величинами біомаси різних екологічних гільдій водоростей (рис. 5.1). У р. Рось та її допливах встановлено достовірні позитивні кореляції між представниками таких гільдій: планктонні / рухливі; планктонні / високопрофільні; рухливі / низькопрофільні; рухливі / азотфіксуючі; низькопрофільні / азотфіксуючі. У Канівському водосховищі – рухливі / низькопрофільні; рухливі / азотфіксуючі; низькопрофільні / високопрофільні; низькопрофільні / азотфіксуючі; високопрофільні / азотфіксуючі. Достовірних негативних кореляцій не

виявлено, що вказує на ефективне співіснування між представниками різних екологічних гільдій водоростей.

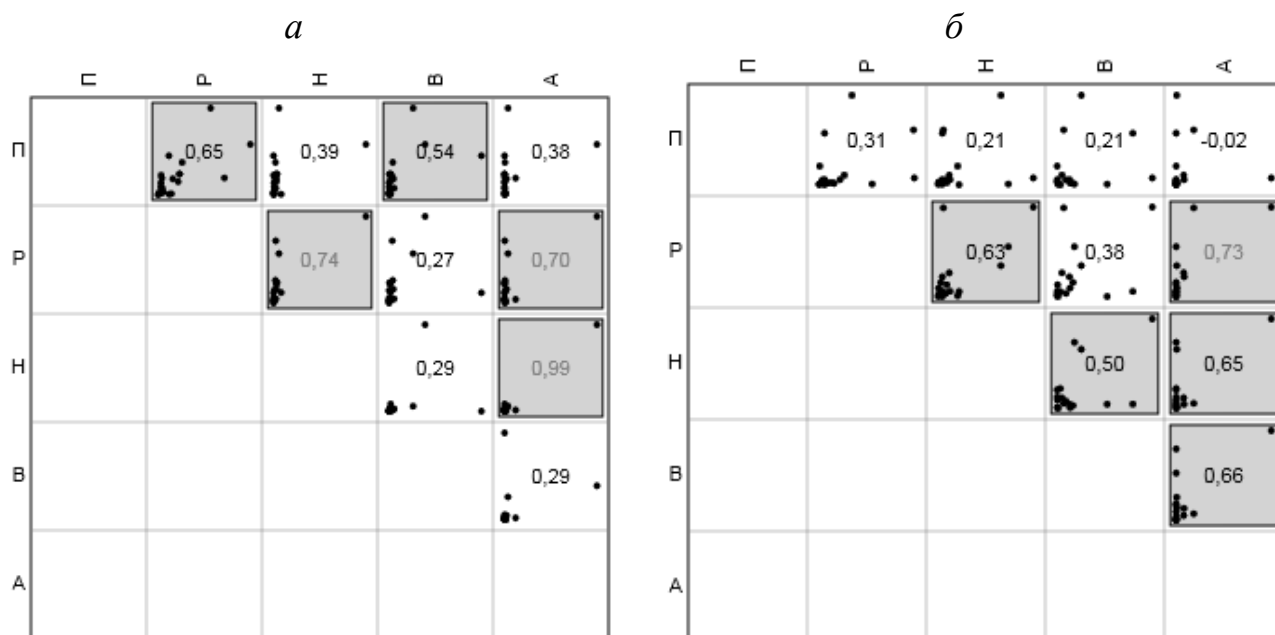


Рис. 5.1. Кореляційний аналіз залежності між величинами біомаси різних екологічних гільдій водоростей у фітоепіфітоні р. Рось та її допливів ($n = 20$) (а) і Канівського водосховища ($n = 17$) (б): П – планктонні види, Р – рухливі види, Н – низькопрофільні види, В – високопрофільні види, А – азотфіксуючі види. Сірим кольором позначені достовірні коефіцієнти кореляції ($p \leq 0,05$).

Отже, для обох екосистем встановлено низку достовірних прямих кореляцій між величинами біомаси видів-домінантів фітоепіфітону та різних екологічних гільдій в просторі і часі, та відсутність обернених кореляцій, що вказує на переважання процесів співіснування видів в угрупованнях і відсутність вираженої конкуренції за біогенні елементи в евтрофних умовах.

5.2. Взаємозв'язок між фітоепіфітоном і угрупованнями зоофітосу

У результаті комплексних досліджень спільно з к. б. н., с. н. с. Ю.В. Плігіним у рамках відомчої НДР відділу санітарної гідробіології та гідропаратизотології було вивчено закономірності біотичних взаємодій між зоофітосом та фітоепіфітоном верхньої частини Канівського водосховища.

Дані щодо таксономічного різноманіття та біомаси альгодетритофагів зоофітосу та зоофітосу в цілому було люб'язно надано нам к. б. н., с. н. с. Ю.В. Плігіним, за що висловлюємо йому щирі вдячність.

Просторово-часова динаміка фітоепіфітону у зв'язку з зоофітосом. Таксономічне різноманіття фітоепіфітону по окремим ділянкам і сезонам змінювалось від 40 до 89 ввт, у середньому складаючи 64 ± 3 ввт (рис. 5.2a). У сезонному аспекті в більшості випадків спостерігалось зменшення кількості видів від весни до осені. У той же час, за даними к. б. н., с. н. с. Ю.В. Плігіна таксономічне різноманіття зоофітосу, зокрема альгодетритофагів, від весни до осені переважно зростало.

Аналогічна закономірність спостерігалась і для загальної кількості видів. Так, у фітоепіфітоні навесні в цілому було виявлено 156 ввт, влітку – 153 ввт, а восени – 131 ввт. Водночас у зоофітосі, навпаки, загальна кількість видів та НІТ підвищувалася від 60 навесні, до 74 влітку і 98 восени.

Чисельність фітоепіфітону коливалась у широких межах: від 7 до 1751 млн кл./кг сирої маси рослин, її середня величина становила 398 ± 135 млн кл./кг сирої маси рослин. Основу чисельності навесні і восени формували Bacillariophyta, а влітку – Cyanobacteria.

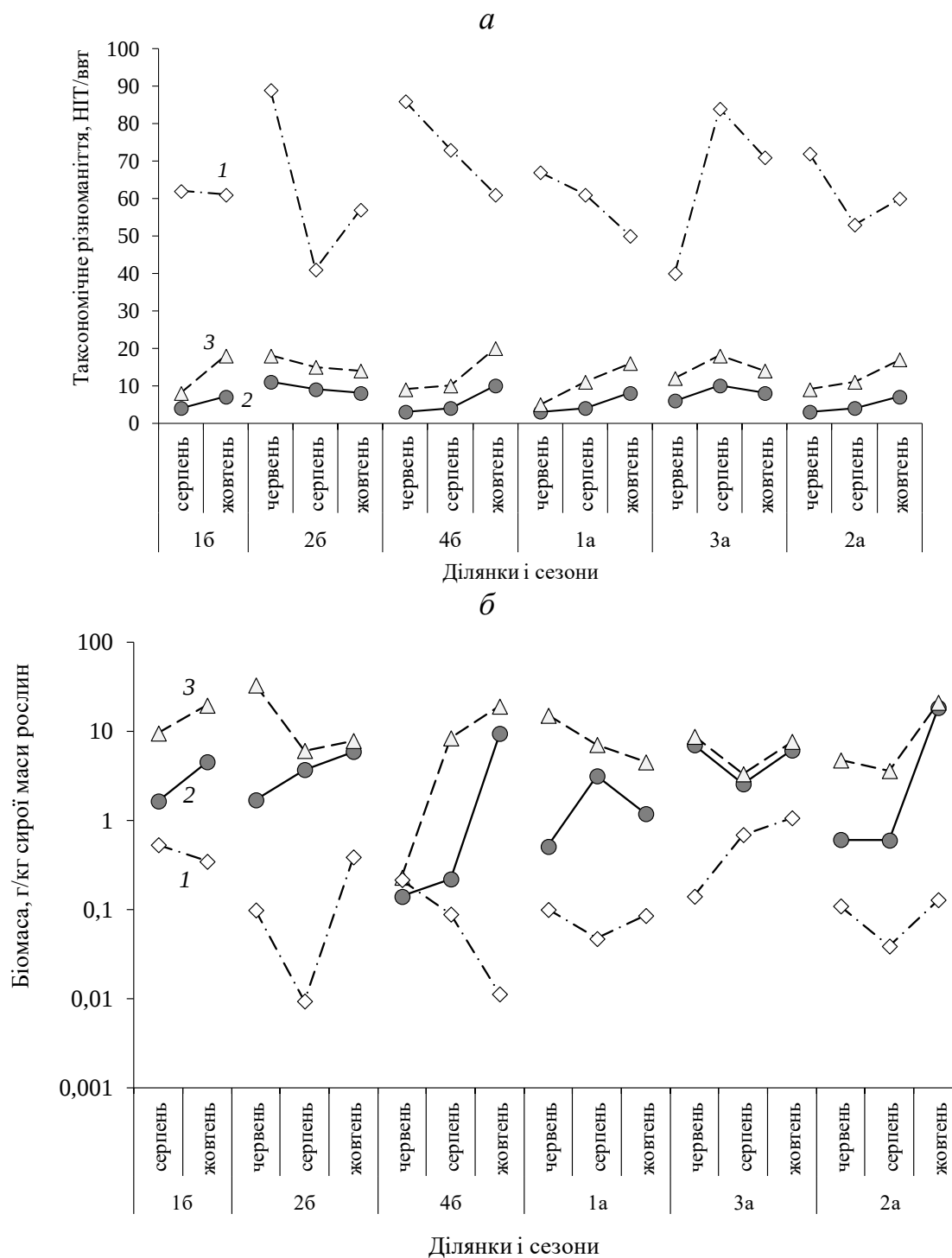


Рис. 5.2. Просторово-часова динаміка таксономічного різноманіття (а) та біомаси (б) фітоепіфітону та зоофітосу верхньої частини Канівського водосховища: 1 – фітоепіфітон, 2 – альгодетритофаги, 3 – зоофітос у цілому. Дані щодо альгодетритофагів та зоофітоса люб'язно надані к. б. н., с. н. с. Ю.В. Плігіним.

Біомаса фітоепіфітону змінювалась від 0,009–1,068 г/кг сирої маси рослин і в середньому складала $0,241 \pm 0,070$ г/кг сирої маси рослин. Її основу формували Bacillariophyta, меншою мірою Chlorophyta та Cyanobacteria. Найвищі показники біомаси як правило спостерігались на прирусловій ділянці і в затоці, а найнижчі – на заболоченій ділянці на вході до затоку та в «ізолюваній» водоймі. У сезонному аспекті на прирусловій ділянці і на вході до затоки спостерігалось зниження біомаси в літній сезон, порівняно з весняним і осіннім. В «ізолюваній» водоймі біомаса водоростей знижувалась від весни до осені, натомість у затоці, навпаки, зростала (див. рис. 5.2б). Звертає на себе увагу, що на більшості станцій спостерігалась тенденція до зворотної залежності між біомасою фітоепіфітону та біомасою альгодетритофагів, найбільше виражена в «ізолюваній» водоймі та на прирусловій ділянці.

Співвідношення і залежність між кількісними показниками водоростей і безхребетних. Цікаво розрахувати співвідношення між кількісними показниками мікроводоростей і макробезхребетних. Встановлено, що чисельність фітоепіфітону (7–1751 млн кл/кг сирої маси рослин) на п'ять-сім порядків перевищувала чисельність зоофітосу (218–700 екз./кг сирої маси рослин).

Водночас біомаса фітоепіфітону (0,009–1,068 г/кг сирої маси рослин) була переважно нижчою як за біомасу зоофітосу в цілому (0,230–33,070 г/кг сирої маси рослин), так і за біомасу альгодетритофагів (0,140–18,470 г/кг сирої маси рослин). Зокрема, співвідношення біомас зоофітосу та фітоепіфітону в просторово-часовому аспекті коливалось від 1:1 до 1700:1, а співвідношення біомас альгодетритофагів та фітоепіфітону – від 1:1 до 840:1. Найменша різниця між біомасою водоростей і безхребетних як правило спостерігалась у весняний період, а максимальна різниця – в осінній (див. рис. 5.2б). Це може бути пов'язано з тим, що навесні угруповання зоофітосу ще знаходиться на стадії

формування, а восени біомаса безхребетних є максимальною, і відповідно збільшується виїдання фітоепіфітону.

Розраховане нами співвідношення величин чисельності і біомаси фітоепіфітону та зоофітосу є цілком прогнозованим і відповідає правилам екологічних пірамід у водних екосистемах. Так, загальновідомо, що піраміда чисел характеризується зменшенням чисельності організмів від продуцентів до консументів. У той же час, піраміда біомас може бути інвертованою, якщо індивідуальні розміри продуцентів є значно меншими за розміри консументів [84]. У даному випадку об'єми клітини мікроводоростей, що вимірюються в мкм^3 , є на декілька порядків меншими за об'єми організмів макробезхребетних, які вимірюються в мм^3 .

Кореляційний аналіз залежності між біомасою фітоепіфітону та біомасою альгодетритофагів зоофітосу з включенням до аналізу усього масиву даних не показав достовірних результатів ($r = 0,04$; $p = 0,87$; $n = 17$). Крім того, отримана діаграма розсіювання не апроксимується до жодної з криволінійних залежностей (логарифмічної, експоненційної, квадратичної, Гаусівського розподілу тощо) (рис. 5.3а).

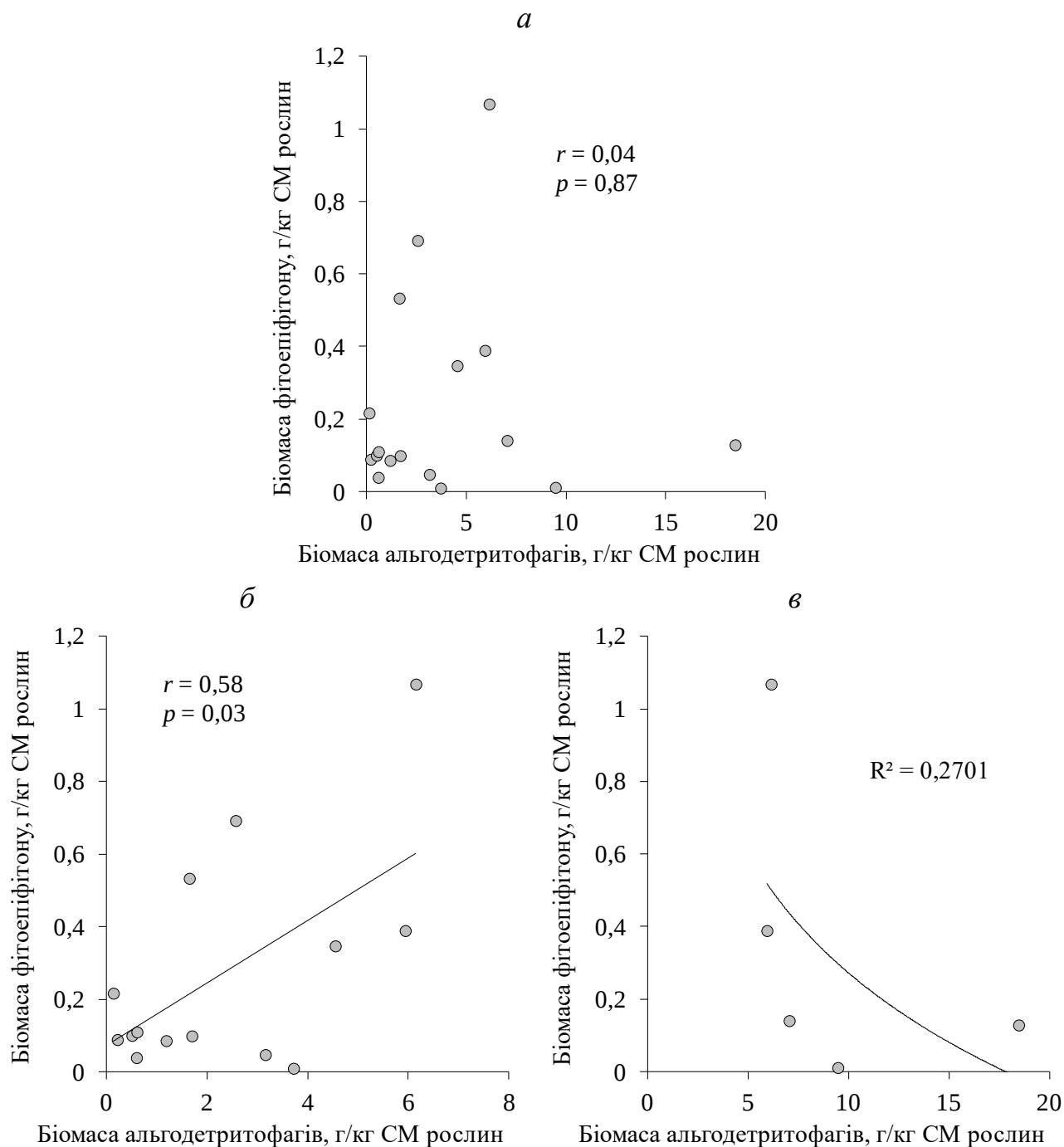


Рис. 5.3. Залежність між біомасою альгодетритофагів та біомасою фітоєпіфітону: *а* – за включення до аналізу всього масиву даних ($n = 17$); *б* – за біомаси альгодетритофагів ≤ 6 г/кг сирої маси рослин ($n = 14$); *в* – за біомаси альгодетритофагів ≥ 6 г/кг сирої маси рослин ($n = 5$). Дані щодо альгодетритофагів люб’язно надані к. б. н., с. н. с. Ю.В. Плігіним.

Проте для аналізу даної діаграми можна застосувати методичний підхід, коли складна криволінійна залежність розбивається на простіші лінійні складові [30]. Діаграму можна умовно поділити на дві частини. За біомаси альгодетритофагів ≤ 6 г/кг сирової маси рослин зв'язок між біомасою водоростей і безхребетних має позитивний характер і є статистично достовірним ($r = 0,58$; $p = 0,03$; $n = 14$) (рис. 5.3б), а за біомаси альгодетритофагів ≥ 6 г/кг відмічається тенденція до негативного зв'язку (рис. 5.3в). Це може свідчити про те, що за низької біомаси альгодетритофагів розвиток як водоростей, так і безхребетних визначається абіотичними чинниками (температурою води, кисневим режимом тощо). Водночас за високої біомаси альгодетритофагів більш вираженим стає вплив біотичного чинника на біомасу фітоепіфітону – виїдання водоростей безхребетними.

Зв'язок між структурою зоофітосу та фітоепіфітону. За даними к. б. н., с. н. с. Ю.В. Плігіна на застійних ділянках (заболочена ділянка та «ізолювана» водойма) альгодетритофаги переважно представлені легeneвими молюсками, а на ділянках, що добре промиваються (прируслова ділянка і затока) – домінують гамариди.

З огляду на це, доцільно проаналізувати чи впливають відмінності в домінуючих групах альгодетритофагів на фітоепіфітон, зокрема на його загальну біомасу та біомасу основних домінуючих видів.

На ділянках з домінуванням гамарид ($n = 8$) загальна біомаса фітоепіфітону змінювалась від 0,047 до 1,068 г/кг сирової маси рослин і в середньому складала $0,377 \pm 0,129$ г/кг сирової маси рослин. У той же час на ділянках з домінуванням легeneвих молюсків ($n = 9$) біомаса водоростей була нижчою: 0,009–0,389 г/кг сирової маси рослини (у середньому $0,121 \pm 0,04$ г/кг сирової маси рослини) (рис. 5.4). Різниця середніх величин біомаси за критерієм Ст'юдента наближається до статистично достовірної ($t = 2,00$, $p = 0,06$).

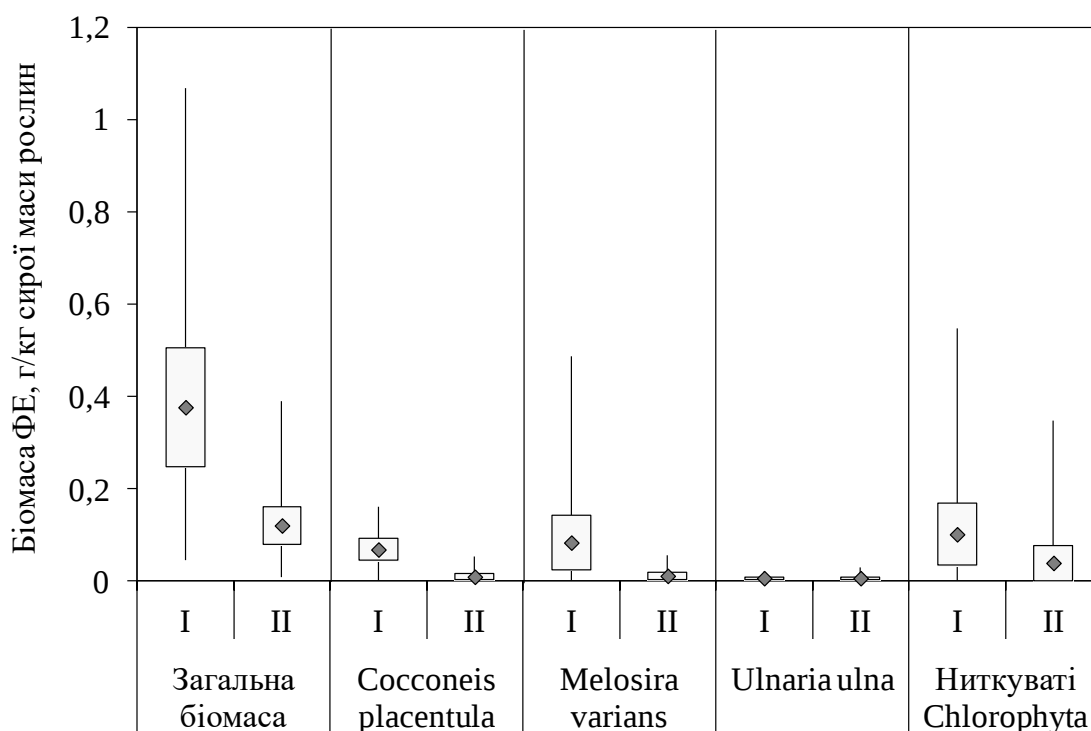


Рис. 5.4. Розподіл загальної біомаси та біомаси домінуючих видів фітоепіфітону на ділянках з домінуванням різних груп альгодетритофагів: I – ділянки з домінуванням гамарид ($n = 8$); II – ділянки з домінуванням легеневиких молюсків ($n = 9$). Відрізок – межі коливань, прямокутник – стандартна помилка, точка – середня величина. Домінуючі групи альгодетритофагів – за даними к. б. н., с. н. с. Ю.В. Плігіна.

Також було проаналізовано відмінності в біомасі основних домінуючих видів фітоепіфітону, які характеризуються різною морфологією, що відповідно може впливати на їх виїдання безхребетними:

1. *Cocconeis placentula* – одношовна діатомова водорість, яка міцно прикріплюється до поверхні субстрату всією поверхнею стулки.
2. *Melosira varians* – центрична діатомова водорість з барабаноподібними клітинами, які утворюють ланцюжкові колонії.
3. *Ulnaria ulna* – безовна водорість голчастої форми, може утворювати стрічкоподібні колонії.

4. Ниткуваті Chlorophyta з родів *Oedogonium*, *Ulothrix*.

На ділянках з домінуванням гамарид ($n = 8$) середня біомаса *Cocconeis placentula* складала $0,069 \pm 0,024$ г/кг сирої маси рослин, а на ділянках з домінуванням легеневих молюсків ($n = 9$) була майже в 7 разів нижчою – $0,010 \pm 0,006$ г/кг сирої маси рослин (див. рис. 5.4). Відмінність середніх величин була статистично достовірною ($t = 2,49$, $p = 0,02$).

Для *Melosira varians* та ниткуватих Chlorophyta спостерігалась тенденція до більшої біомаси на ділянках з домінуванням гамарид (див. рис. 5.4), проте відмінності середніх величин не були статистично достовірними ($t = 1,28$, $p = 0,22$ та $t = 0,82$, $p = 0,42$ відповідно). Для *Ulnaria ulna* середні величини біомаси практично не відрізнялись ($t = 0,07$, $p = 0,94$).

Отже, на ділянках з домінуванням гамарид загальна біомаса фітоепіфітону була вищою, ніж на ділянках з домінуванням легеневих молюсків. На нашу думку така відмінність зумовлена комплексним впливом абіотичних чинників та біотичних взаємодій. З абіотичних чинників – це різний характер водообміну. Так, наявність течії на прирусловій ділянці і в затоці позитивно впливає на розвиток фітоепіфітону, оскільки постійно постачає до водоростевих клітин біогенні елементи, що сприяє метаболізму та поділу клітин [112], про що вже було зазначено в Розділі 3. З точки зору біотичних взаємодій, легеневі молюски більш ефективно виїдають фітоепіфітон, ніж гамариди.

Серед розглянутих нами видів-домінантів фітоепіфітону найбільш виражена різниця у величинах біомаси встановлена для *Cocconeis placentula* (див. рис. 5.4). На нашу думку це може бути пов'язано зі специфічним міцним способом прикріплення *C. placentula* до поверхні рослини – всієї поверхнею стулки, і, відповідно, низькою доступністю даної водорості для виїдання гамаридами. У той же час, молюски, які є найбільш ефективними альгофагами серед безхребетних [45], здатні споживати навіть такі міцно прикріплені форми.

Також було проаналізовано залежність між біомасою домінуючих видів водоростей і біомасою альгодетритофагів (за даними к. б. н., с. н. с. Ю.В. Плігіна) на ділянках з домінуванням гамарид і з домінуванням легеневих моллюсків. За включення до розрахунків усього масиву даних, отриманих у різні вегетаційні сезони, було встановлено квадратичні залежності для *Melosira varians* на обох типах ділянок (рис. 5.5), а також для *Ulnaria ulna* на ділянках з домінуванням гамарид (рис. 5.6).

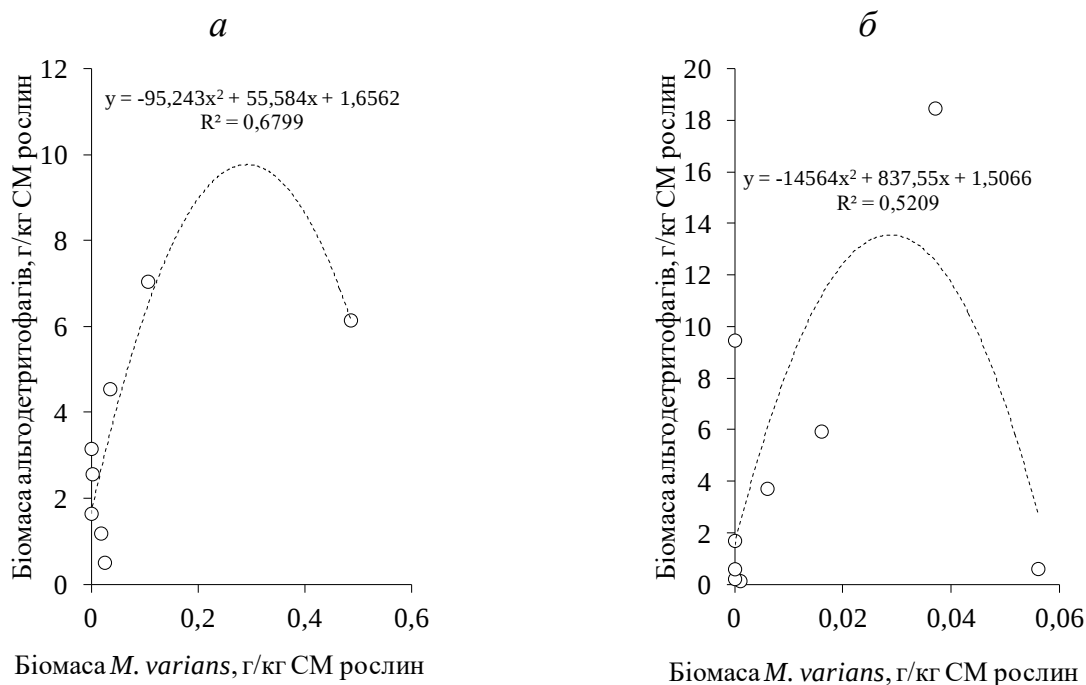


Рис. 5.5. Квадратична залежність між біомасою *Melosira varians* фітоепіфітону та біомасою альгодетритофагів: *а* – на ділянках з домінуванням гамарид ($n = 8$); *б* – на ділянках з домінуванням легеневих моллюсків ($n = 9$) (з урахуванням даних за всі вегетаційні сезони). Біомаса альгодетритофагів – за даними к. б. н., с. н. с. Ю.В. Плігіна.

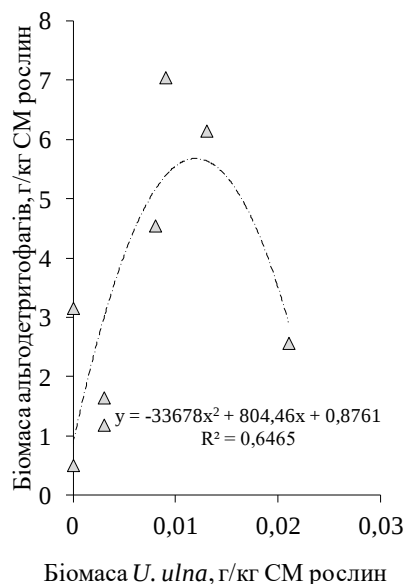


Рис. 5.6. Квадратична залежність між біомасою *Ulnaria ulna* фітоепіфітону та біомасою альгодетритофагів на ділянках з домінуванням гамарид (з урахуванням даних за всі вегетаційні сезони). Біомаса альгодетритофагів – за даними к. б. н., с. н. с. Ю.В. Плігіна. $n = 8$.

Для *Cocconeis placentula*, ниткуватих Chlorophyta та загальної біомаси фітоепіфітону достовірного зв'язку з біомасою альгодетритофагів не встановлено.

У той же час, при виключенні з розрахунків весняного сезону, коли угруповання безхребетних ще знаходяться на стадії формування, було отримано залежності іншого характеру. Так, встановлено обернений експоненційний зв'язок ($R^2 = 0,74$) між біомасою *Cocconeis placentula* та біомасою альгодетритофагів на ділянках з домінуванням легеневих молюсків (рис. 5.7), що може свідчити про виїдання цього виду водорості молюсками в літній і осінній сезони. Водночас на ділянках з домінуванням гамарид такого зв'язку не зареєстровано, оскільки, гамариди вочевидь не можуть ефективно виїдати міцно прикріплені види водоростей.

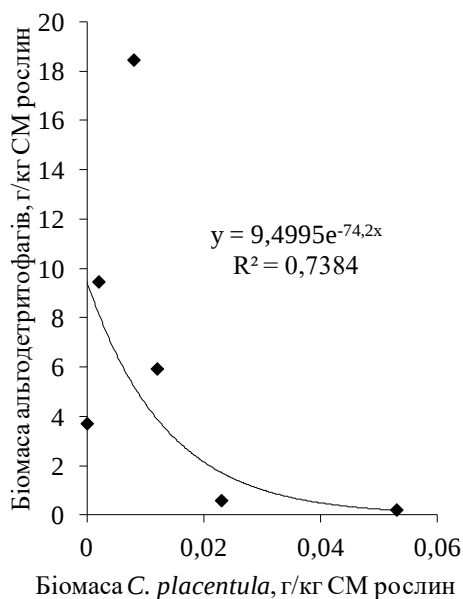


Рис. 5.7. Обернений зв'язок між біомасою *Cocconeis placentula* фітоепіфітону та біомасою альгодетритофагів на ділянках з домінуванням легеневих молюсків (з урахуванням даних лише за літній та осінній сезони). Біомаса альгодетритофагів – за даними к. б. н., с. н. с. Ю.В. Плігіна. $n = 6$.

Таким чином, досліджено закономірності біотичних взаємодій зоофітосу та фітоепіфітону верхньої частини Канівського водосховища.

Показано, що за низької біомаси альгодетритофагів спостерігається пряма кореляція між біомасою водоростей і безхребетних, оскільки їхній кількісний розвиток переважно залежить від спільних абіотичних чинників, а за високої біомаси альгодетритофагів (≥ 6 г/кг сирої маси рослин) на розвиток водоростей впливає ще й біотичний чинник – виїдання безхребетними.

Встановлено, що на ділянках, що добре промиваються, з домінуванням гамарид, біомаса фітоепіфітону була вищою, ніж на заболочених ділянках з домінуванням легеневих молюсків, що пояснюється комплексним впливом абіотичних чинників (характер водообміну) та біотичних чинників (ефективність виїдання водоростей). Серед видів-домінантів фітоепіфітону найбільш виражена різниця у величинах біомаси встановлена для міцно

прикріпленої діатомеї *Cocconeis placentula*, яка вочевидь не доступна для споживання гамаридами, проте може ефективно споживатись молюсками. Це підтверджується оберненим експоненційним зв'язком між біомасою *C. placentula* та біомасою альгодетритофагів у літньо-осінній сезон на заболочених ділянках з домінуванням легеневих молюсків.

РОЗДІЛ 6

ОЦІНКА ЯКОСТІ ВОДИ ТА СТАНУ ДОСЛІДЖУВАНИХ ВОДНИХ ЕКОСИСТЕМ ЗА ФІТОЕПІФІТОНОМ

Водоростеві угруповання є інформативними індикаторами якості водного середовища. Для аналізу якості води водних екосистем за біотичними поканиками було використано:

- 1) співвідношення видів-індикаторів різних зон сапробності [38];
- 2) індекс сапробності Пантле-Букк у модифікації Сладечека [108];
- 3) діатомові індекси:
 - трофічний діатомовий індекс TDI [69];
 - індекс трофічного статусу (T) [115];
 - індекс сапробності (S) [115];
 - індекс активного реакції водного середовища (R) [115];
 - індекс кисневого режиму (O) [115].

6.1. Річка Рось та її допливи

Співвідношення видів-індикаторів різних зон сапробності

У р. Рось та її допливах було виявлено 129 видів-індикаторів сапробності, що складає 56% від загальної кількості ввт. Отже, оцінка якості води за співвідношенням видів-індикаторів є інформативною. Із зазначеної кількості видів-індикаторів по 59 видів (46%) належало до χ -о-сапробів та β -мезосапробів, і 11 видів (9%) – до α -сапробів. У просторовому аспекті найменша частка α -сапробів (4%) зареєстрована на незарегульованій ділянці р. Рось (с. Пилипча), а найбільша (12%) – у нижній частині Верхнього Білоцерківського водосховища (с. Глибичка). У часовому аспекті найменша частка χ -о-сапробів (45%) та найбільша частка α -сапробів (11%) відзначалась у

середині літа. Отже, за співвідношенням видів-індикаторів різних зон сапробності дану ділянку р. Рось та її допливів можна віднести до β -мезосапробної зони, з тенденцією до погіршення якості води у Верхньому Білоцерківському водосховищі.

Індекс Пантле-Букк у модифікації Сладечека.

Індекс сапробності Пантле-Букк у модифікації Сладечека за чисельністю фітоепіфітону коливався від 1,35 до 2,43, за біомасою фітоепіфітону – від 1,00 до 2,41 (табл. 6.1). На більшості досліджуваних ділянок р. Рось та її допливів якість води змінювалась від α -олігосапробної зони («чисті води») до β' -мезосапробної зони («досить чисті води»). Проте на двох ділянках, а саме у Фурсянському водосховищі на р. Кам'янка та в р. Протока біля с. Піщана, в окремі періоди індекс сапробності перевищував 2,10, тобто спостерігалось погіршення якості води до β'' -мезосапробної зони («слабко забруднені води»). Погіршення якості води у Фурсянському водосховищі може бути пов'язано з надходженням побутових стоків з житлової забудови, яка знаходиться близько до урізу води, а також стоків із сільськогосподарських угідь [15]. У р. Протока основним джерелом забруднення також можуть бути стоки з сільськогосподарських угідь, що підтверджується високим вмістом у воді амонійного азоту [16].

Таблиця 6.1

**Оцінка якості води р. Рось та її допливів за індексом сапробності
фітоепіфітону у 2023 р.**

№	Ділянка	Індекс сапробності Пантле-Букк у модифікації Сладечека			Зона сапробності	Категорії якості води
		червень	серпень	вересень		
1	р. Рось вище Верхнього Білоцерківського водосховища (с. Пилипча)	<u>1,97</u> 2,00	<u>1,42</u> 1,15	<u>1,87</u> 1,48	α -олігосапробні – β' -мезосапробні	чисті – досить чисті
2	верхня частина Верхнього Білоцерківського водосховища на р. Рось (с. Городище)	<u>1,94</u> 1,83	<u>1,87</u> 1,94	<u>1,97</u> 1,99	β' -мезосапробні	досить чисті
3	нижня частина Верхнього Білоцерківського водосховища на р. Рось (с. Глибичка)	<u>2,01</u> 1,97	<u>1,40</u> 1,43	<u>2,04</u> 1,83	α -олігосапробні – β' -мезосапробні	чисті – досить чисті
4	р. Кам'янка вище Фурсянського водосховища біля с. Безугляки	<u>1,67</u> 1,81	<u>1,86</u> 1,32	<u>2,08</u> 1,78	α -олігосапробні – β' -мезосапробні	чисті – досить чисті
5	Фурсянське водосховище на р. Кам'янка	<u>2,36</u> 2,41	<u>1,35</u> 1,00	–	α -олігосапробні – β'' -мезосапробні	чисті – слабо забруднені
6	Білоцерківське середнє водосховище на р. Рось, в межах дендропарку «Олександрія»	<u>1,95</u> 1,75	<u>1,89</u> 1,87	<u>1,87</u> 1,83	β' -мезосапробні	досить чисті
7	р. Протока біля с. Піщана	<u>1,86</u> 1,71	<u>2,43</u> 2,23	<u>1,97</u> 1,42	α -олігосапробні – β'' -мезосапробні	чисті – слабо забруднені

Примітка. Над рискою – індекс сапробності за чисельністю фітоепіфітону (S_N), під рискою – за біомасою (S_B).

Діатомові індекси

Оцінка якості води за діатомовими індексами показала наступні результати (табл. 6.2).

Величини трофічного діатомового індексу (*TDI*) у червні 2023 року коливались від 1,99 до 3,80 за чисельністю та від 2,03 до 3,92 за біомасою. Це вказує на те, що трофічний статус на різних ділянках річки та допливів змінювався від мезотрофного до ев-політрофного [69]. Найнижчі показники відмічались в р. Протока, а найвищі – у Фурсянському водосховищі (див. табл. 6.2).

У серпні величини *TDI* складали 2,10–3,77 за чисельністю і 1,29–3,59 за біомасою, тобто дещо знижувались порівняно з червнем. Восени величини індексу зростали до 2,80–3,81 за чисельністю та 2,34–3,76 за біомасою. Встановлено, що в просторовому аспекті величини *TDI* у водосховищах (перехідні ділянки) були достовірно вищими, ніж на незарегульованих (лотичних) ділянках: лотичні ділянки – 1,40–3,18 ($2,56 \pm 0,20$); перехідні ділянки – 1,29–3,92 ($3,19 \pm 0,21$); критерій Ст'юдента – 2,15, $p = 0,04$.

Діатомовий індекс кисневого режиму за Ван Дамом (*O*) у червні коливався від 1,60 за чисельністю (1,29 за біомасою) у Фурсянському водосховищі до 2,53 (2,61) у р. Кам'янка. За величинами цього індексу кисневий режим можна оцінити як такий, що змінюється в діапазоні від «досить високого вмісту кисню» (вище 75% насичення) у р. Кам'янка, до «постійно високого вмісту кисню» (близько 100% насичення) у Фурсянському водосховищі [115]. У середині літа кисневий режим на більшості станцій дещо погіршується, тобто величини індексу *O* зростають. Так, значення індексу (*O*) змінюються від 2,20 за чисельністю (1,75 за біомасою) на незарегульованій ділянці р. Рось до 2,74 (2,63) у верхній частині Верхнього Білоцерківського водосховища та 2,66 (2,92) у р. Протока. За таких величин індексу *O* кисневий режим оцінюється як «помірний

вміст кисню» (близько 50% насичення) [115]. Восени кисневий режим дещо поліпшується на окремих ділянках. Наприклад, в р. Протока індекс *O* складає 1,88 за чисельністю (2,47 за біомасою), що свідчить про «досить високий вміст кисню» [115].

Діатомовий індекс сапробності за Ван Дамом (S) у червні мав найвищі показники у нижній частині Верхнього Білоцерківського водосховища – 2,38 за чисельністю та 2,45 за біомасою. Найнижчі показники даного індексу реєструвались на досліджуваній ділянці Білоцерківського середнього водосховища – 2,01 за чисельністю та 1,99 за біомасою. Значення цього індексу вказують на переважання β -мезосапробної зони [115]. У серпні значення індексу коливались від 2,00 за чисельністю (2,00 за біомасою) у Фурсянському водосховищі до 3,42 за чисельністю (3,86 за біомасою) в р. Протока. Гірша якість води в р. Протока, що відповідає α -мезосапробній зоні [115], можна пояснити підвищенням сільськогосподарським навантаженням. Восени якість води погіршилась порівняно з попередніми сезонами. На більшості ділянок вона відносилась до α -мезосапробної зони. Найгірша якість спостерігалась у верхній частині Верхнього Білоцерківського водосховища (2,97 за чисельністю; 2,91 за біомасою) що відповідає α -мезосапробній зоні. Найменший індекс сапробності зареєстровано в р. Протока (1,94 за чисельністю; 1,94 за біомасою), що відповідає β -мезосапробній зоні [115].

Діатомовий індекс рН за Ван Дамом (R) у червні мав найвищі показники на незарегульованій частині р. Рось в районі с. Пилипча – 3,96 за чисельністю та 3,98 за біомасою. Найнижчі показники даного індексу реєструвались у Фурсянському водосховищі – 3,76 за чисельністю та 3,86 за біомасою. Отримані дані свідчать про зростання кількості видів-алкаліфілів на досліджуваній ділянці [115]. У середині літа мінімальні та максимальні величини індексів зростають від 3,77 за чисельністю (3,95 за біомасою) в р. Протока до 4,32 за чисельністю (4,81 за біомасою) в р. Кам'янка. Восени значення індексів

залишаються високими, тобто умови є сприятливими для розвитку алкаліфілів. Загалом, середні показники діатомового індексу рН поступово знижувались від назарегульованої діляки р. Рось до нижньої частини Верхнього Білоцерківського водосховища. У р. Кам'янка та Фурсянському водосховищі середні показники були значно вищими, ніж на інших станціях.

Діатомовий індекс трофічного стану за Ван Дамом (T). На початку літа найвищі величини індексу *T* складали 5,74 за чисельністю та 6,33 біомасою у Фурсянському водосховищі. Найнижчі – 4,77 за чисельністю та 4,86 за біомасою у Білоцерківському середньому водосховищі. У середині літа найнижчі величини індексу складали 4,34 за чисельністю та 4,05 за біомасою у Фурсянському водосховищі. Найвищі – 6,41 за чисельністю та 6,84 за біомасою в р. Протока. Восени найнижчі значення індексу – 4,93 за чисельністю, 4,49 за біомасою відмічені в незарегульованій частині р. Рось. Найвищі – 5,19 за чисельністю та 5,34 за біомасою – у верхній частині Верхнього Білоцерківського водосховища. Дані величини переважно відповідають діапазону від евтрофних до гіпертрофних вод [115].

Таблиця 6.2

Оцінка якості води р. Рось та її допливів за діатомовими індексами

Станції спостереження															
	Трофічний діатомовий індекс (TDI)			Індекс трофічного стану (T)			Індекс сапробності (S)			Індекс рН (R)			Індекс кисневого режиму (O)		
	червень	серпень	вересень	червень	Серпень	вересень	червень	Серпень	вересень	червень	серпень	вересень	червень	серпень	вересень
1	<u>3,38</u> 3,18	<u>2,44</u> 2,55	<u>2,80</u> 2,34	<u>5,25</u> 5,58	<u>4,87</u> 4,96	<u>4,93</u> 4,49	<u>2,28</u> 2,61	<u>2,09</u> 1,72	<u>2,20</u> 2,32	<u>3,96</u> 3,98	<u>4,26</u> 4,01	<u>4,00</u> 4,43	<u>2,48</u> 2,61	<u>2,20</u> 1,75	<u>2,33</u> 2,40
2	<u>3,47</u> 3,64	<u>3,03</u> 3,09	<u>3,81</u> 3,76	<u>5,19</u> 5,54	<u>5,59</u> 5,90	<u>5,19</u> 5,34	<u>2,27</u> 2,38	<u>2,69</u> 2,97	<u>2,97</u> 2,91	<u>3,88</u> 3,96	<u>3,90</u> 4,04	<u>4,11</u> 4,19	<u>2,46</u> 2,28	<u>2,74</u> 2,63	<u>2,70</u> 2,48
3	<u>3,36</u> 3,66	<u>3,00</u> 3,00	<u>3,24</u> 3,18	<u>5,47</u> 5,03	<u>5,06</u> 5,05	<u>4,68</u> 4,78	<u>2,38</u> 2,45	<u>2,00</u> 2,03	<u>2,38</u> 2,33	<u>3,83</u> 3,93	<u>3,98</u> 3,99	<u>3,89</u> 3,91	<u>2,32</u> 2,40	<u>2,43</u> 2,41	<u>2,13</u> 2,15
4	<u>3,20</u> 3,12	<u>2,10</u> 1,40	<u>3,32</u> 2,91	<u>4,92</u> 5,10	<u>5,00</u> 4,22	<u>5,19</u> 4,92	<u>2,02</u> 2,13	<u>2,33</u> 2,03	<u>2,51</u> 2,13	<u>3,92</u> 3,92	<u>4,32</u> 4,81	<u>4,00</u> 4,25	<u>2,53</u> 2,61	<u>2,65</u> 2,05	<u>3,12</u> 2,86
5	<u>3,80</u> 3,92	<u>2,35</u> 1,29	–	<u>5,74</u> 6,33	<u>4,34</u> 4,05	–	<u>2,06</u> 1,86	<u>2,00</u> 2,00	–	<u>3,76</u> 3,86	<u>4,16</u> 4,86	–	<u>1,60</u> 1,29	<u>2,00</u> 2,00	–
6	<u>2,94</u> 2,96	<u>3,77</u> 3,59	<u>3,48</u> 3,54	<u>4,77</u> 4,86	<u>5,14</u> 5,38	<u>5,12</u> 5,30	<u>2,01</u> 1,99	<u>2,18</u> 2,37	<u>2,16</u> 2,30	<u>3,81</u> 3,97	<u>4,00</u> 3,99	<u>4,00</u> 3,99	<u>2,24</u> 2,50	<u>2,34</u> 2,39	<u>2,41</u> 2,41
7	<u>1,99</u> 2,03	<u>3,37</u> 3,07	<u>3,70</u> 2,41	<u>4,96</u> 4,95	<u>6,41</u> 6,84	<u>5,16</u> 5,82	<u>2,20</u> 2,08	<u>3,42</u> 3,86	<u>1,94</u> 1,94	<u>3,96</u> 3,94	<u>3,77</u> 3,95	<u>3,97</u> 3,59	<u>2,27</u> 2,08	<u>2,66</u> 2,92	<u>1,88</u> 2,47

Примітка. Над рискою – діатомові індекси, розраховані за чисельністю фітоепіфітону, під рискою – за біомасою, «–» – дані відсутні.

6.2. Канівське водосховище

У Канівському водосховищі було виявлено 142 види-індикатори сапробності, що складає 62% від загальної кількості ввт. Отже, оцінка якості води за співвідношенням видів-індикаторів є інформативною. Із зазначеної кількості видів-індикаторів 79 видів (56%) належало до χ -о-сапробів, 53 (37%) – до β -мезосапробів, і 10 видів (7%) – до α -сапробів. У просторовому аспекті чітких відмінностей у співвідношенні видів-індикаторів між різними ділянками не встановлено. У цілому, якість води досліджуваної частини Канівського водосховища можна віднести до β -мезосапробної зони.

Індекс Пантле-Букк у модифікації Сладечека

Індекс сапробності Пантле-Букк у модифікації Сладечека за чисельністю фітоепіфітону коливався від 1,31 до 2,14, за біомасою фітоепіфітону – від 1,36 до 2,08 (табл. 6.3). На більшості досліджуваних ділянок якість води змінювалась від α -олігосапробної зони («чисті води») до β' -мезосапробної зони («досить чисті води»). Встановлені зміни у величинах індексу сапробності залежно від сезону. Наприклад, індекс сапробності за біомасою (S_B) у червні складав 1,36–2,07 (у середньому 1,79). У серпні якість води погіршувалась (S_B 1,80–2,08, у середньому 1,96). Ймовірно це пов'язано з інтенсивним «цвітінням» води ціанобактеріями, та подальшим їх відмиранням та розкладанням. У жовтні, за відсутності явища «цвітіння» води, якість води знов поліпшується (S_B 1,61–2,03, у середньому 1,77).

Таблиця 6.3

**Оцінка якості води верхньої частини Канівського водосховища та її
допливів за індексом сапробності фітоепіфітону у 2023 р.**

№	Ділянка	Індекс сапробності Пантле-Букк у модифікації Сладечека			Зона сапробності	Категорії якості води
		червень	серпень	жовтень		
1	Прируслова ділянка Канівського водосховища нижче затоки Собаче Гирло, їжача голівка	<u>1,49</u> 1,74	<u>2,03</u> 1,96	<u>1,67</u> 1,87	α -олігосапробні – β' -мезосапробні	чисті – досить чисті
2	Прируслова ділянка Канівського водосховища нижче затоки Собаче Гирло, глечики жовті	–	<u>2,08</u> 2,04	<u>1,57</u> 1,61	α -олігосапробні – β' -мезосапробні	чисті – досить чисті
3	Вхід до затоки Собаче Гирло, їжача голівка	<u>1,48</u> 1,89	<u>1,57</u> 1,80	<u>1,31</u> 1,69	α -олігосапробні – β' -мезосапробні	чисті – досить чисті
4	Вхід до затоки Собаче Гирло, глечики жовті	<u>1,68</u> 1,36	<u>1,49</u> 1,88	<u>1,43</u> 1,69	α -олігосапробні – β' -мезосапробні	чисті – досить чисті
5	Затока Собаче Гирло, човнова станція	<u>2,07</u> 2,07	<u>2,04</u> 1,97	<u>1,50</u> 1,73	α -олігосапробні – β' -мезосапробні	чисті – досить чисті
6	«Ізольована» водойма біля затоки Собаче Гирло	<u>2,14</u> 1,90	<u>1,96</u> 2,08	<u>1,82</u> 2,03	β' -мезосапробні	досить чисті

Діатомові індекси

Трофічний діатомовий індекс (TDI)

У червні найвищі величини трофічного діатомового індексу (3,83 за чисельністю, 3,88 за біомасою) спостерігались в затоці, найнижчі (2,56 за чисельністю, 2,11 за біомасою) – в «ізольованій» водоймі. Загалом, більшість ділянок за даними індексами можна віднести до мезо-евтрофного статусу, а затоку – до евтрофного [69]. У серпні величини індексу *TDI* зростають майже на

всіх досліджуваних ділянках. Так, найвищі значення індексу спостерігаються на ділянці входу до затоки і становлять 3,72 за чисельністю та 4,03 за біомасою. Найнижчі – в затоці Собаче Гирло (2,69 за чисельністю та 2,92 за біомасою). Підвищеною трофічністю характеризується ділянка входу до затоки. Восени практично всі ділянки мають мезо-евтрофний статус (табл. 6.4).

Діатомовий індекс кисневого режиму за Ван Дамом (O)

У червні найвищий діатомовий індекс кисневого режиму спостерігався в затоці, і становив 2,91 за чисельністю і 2,92 за біомасою (див. табл. 6.4). Найнижчий (1,58 за чисельністю та 2,53 за біомасою) зареєстрований на вході до затоки. Рівень насичення води киснем за даними показниками можна оцінити як «помірний» (більше 50% насичення) [115]. У середині літа та восени кисневий режим на більшості ділянок характеризувався як «помірний вміст кисню». Найвищі індекси *O*, які вказують на найгірший кисневий режим, зареєстровані в «ізолюванні» водоймі, де спостерігався дефіцит кисню – насичення від 12,5 до 34% (див. табл. 2.2).

Діатомовий індекс сапробності за Ван Дамом (S)

У червні найвищі значення діатомового індексу сапробності спостерігались в затоці, і становили 2,87 за чисельністю та 2,95 за біомасою; найнижчі – 1,62 за чисельністю та 2,68 за біомасою – на вході до затоки (див. табл. 6.4). За отриманими значеннями індексу можна віднести ці ділянки до β -мезосапробної – α -мезосапробної зони. У середині літа і восени якість води майже на всіх станціях трималась в межах β -мезосапробної зони.

Діатомовий індекс рН за Ван Дамом (R)

На початку літа найвищі значення індексу рН спостерігались в «ізолюванні» водоймі і складали 4,11 за чисельністю та 3,98 за біомасою (див. табл. 6.4). Найнижчі значення індексу рН реєструвались на вході до затоки і становили 3,74 за чисельністю та 3,95 за біомасою. Схожа картина зберігалась

протягом наступних сезонів. Отримані дані свідчать про сприятливі умови для розвитку алкаліфілів.

Діатомовий індекс трофічного стану за Ван Дамом (T)

В червні найвищі значення індексу трофічного стану відмічались на вході до затоки і становили 6,48 за чисельністю та 5,69 за біомасою (див. табл. 6.4). Найнижчі значення реєструвались на прирусловій ділянці Канівського водосховища і становили – 4,60 за чисельністю та 4,99 за біомасою. На підставі отриманих даних можна стверджувати про значний рівень трофності екосистеми, від евтрофного до гіпертрофного. У середні літа спостерігається зниження індексу на вході до затоки, з подальшим зниженням в осінній сезон до 4,40 за чисельністю та 5,02 за біомасою. На прирусловій ділянці індекс навпаки підвищувався і восени становив 5,08 за чисельністю та 5,09 за біомасою.

Таблиця 6.4

Оцінка якості води верхньої частини Канівського водосховища та її допливів за діатомовими індексами

Станції спостереження															
	Трофічний діатомовий індекс (TDI)			Індекс трофічного стану (T)			Індекс сапробності (S)			Індекс рН (R)			Індекс кисневого режиму (O)		
	червень	серпень	жовтень	червень	серпень	жовтень	червень	серпень	жовтень	червень	серпень	жовтень	червень	серпень	жовтень
1a	<u>3,08</u> 3,38	<u>3,28</u> 3,22	<u>3,22</u> 3,23	<u>4,60</u> 4,99	<u>4,96</u> 5,02	<u>5,08</u> 5,09	<u>2,15</u> 2,43	<u>2,04</u> 2,12	<u>2,26</u> 2,30	<u>4,00</u> 4,02	<u>3,92</u> 3,99	<u>3,97</u> 3,99	<u>1,95</u> 2,66	<u>2,52</u> 2,94	<u>2,74</u> 2,93
1б	–	<u>3,27</u> 3,05	<u>3,29</u> 3,29	–	<u>5,32</u> 5,04	<u>5,04</u> 5,08	–	<u>2,23</u> 2,05	<u>2,14</u> 2,18	–	<u>3,78</u> 3,96	<u>3,92</u> 3,94	–	<u>2,82</u> 2,88	<u>2,53</u> 2,55
2a	<u>2,45</u> 3,36	<u>2,88</u> 3,03	<u>2,72</u> 3,24	<u>6,48</u> 5,69	<u>6,21</u> 5,49	<u>4,40</u> 5,02	<u>1,62</u> 2,68	<u>1,88</u> 2,00	<u>1,88</u> 2,52	<u>3,96</u> 3,96	<u>3,79</u> 3,91	<u>3,94</u> 3,89	<u>1,58</u> 2,53	<u>2,09</u> 2,62	<u>1,55</u> 2,39
2б	<u>3,11</u> 2,94	3,72 4,03	<u>2,75</u> 3,21	<u>5,11</u> 5,67	<u>4,64</u> 4,94	<u>4,69</u> 4,94	<u>2,67</u> 2,23	<u>1,91</u> 2,67	<u>2,00</u> 2,49	<u>3,74</u> 3,95	<u>3,91</u> 3,94	<u>4,00</u> 4,00	<u>2,41</u> 2,04	<u>1,91</u> 2,67	<u>2,39</u> 2,89
3a	<u>3,83</u> 3,88	<u>2,69</u> 2,92	<u>2,84</u> 3,64	<u>5,06</u> 5,09	<u>5,04</u> 5,55	<u>4,51</u> 5,23	<u>2,87</u> 2,95	<u>2,15</u> 2,80	<u>2,24</u> 2,49	<u>3,92</u> 3,94	<u>3,91</u> 3,93	<u>3,95</u> 3,99	<u>2,91</u> 2,92	<u>1,83</u> 2,36	<u>1,71</u> 2,56
4б	<u>2,56</u> 2,11	<u>2,90</u> 2,96	<u>3,04</u> 3,01	<u>5,54</u> 5,85	<u>5,00</u> 5,00	<u>5,08</u> 5,02	<u>2,56</u> 2,60	<u>2,00</u> 2,00	<u>2,58</u> 2,44	<u>4,11</u> 3,98	<u>4,00</u> 4,00	<u>3,77</u> 3,84	<u>2,29</u> 2,44	<u>3,00</u> 3,00	<u>3,00</u> 2,95

Примітка. Над рискою – діатомові індекси, розраховані за чисельністю фітоепіфітону, під рискою – за біомасою. «–» – дані відсутні.

6.3. Порівняльна характеристика якості води р. Рось та її допливів і Канівського водосховища

Усього в двох екосистемах було виявлено 172 види-індикатори сапробності, з яких 87 видів (51%) належало до χ -о-сапробів, 71 (41%) – до β -мезосапробів і 14 (8%) – до α -сапробів.

Порівняльний аналіз співвідношення видів-індикаторів різних зон сапробності у досліджуваних екосистемах показав, що в р. Рось та її допливах частка χ -о-сапробів була меншою, ніж у Канівському водосховищі, а частка β -мезосапробів, навпаки, більшою (рис. 6.1). Це може свідчити про вищий вміст органічних речовин у воді р. Рось та її допливів.

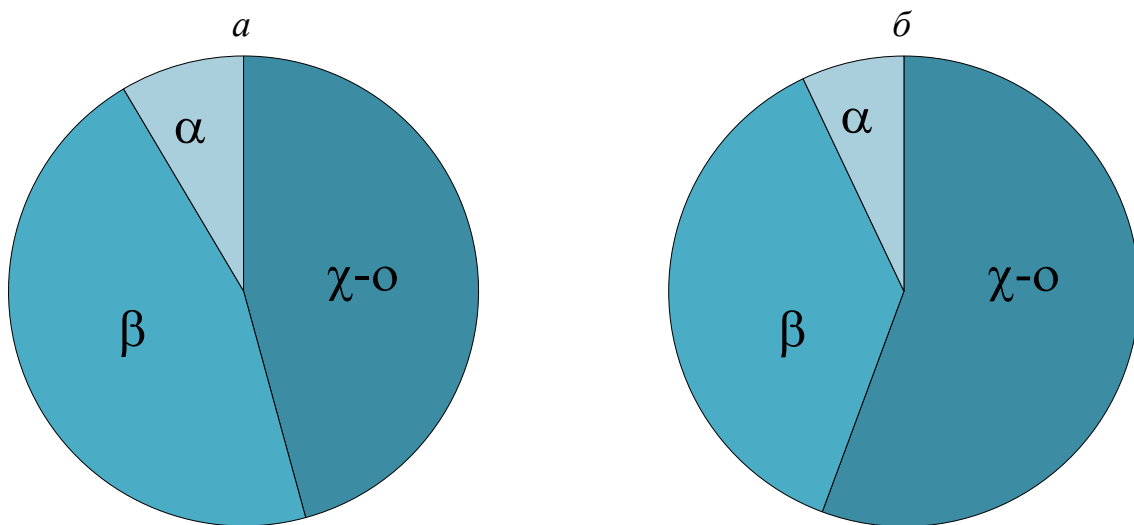


Рис. 6.1. Співвідношення видів-індикаторів різних зон сапробності у фітоепіфітоні р. Рось із допливами і верхньої частини Канівського водосховища.

Порівняльний аналіз середніх величин індексів якості води (Пантле-Букк у модифікації Сладечека, діатомовий індекс) у двох досліджуваних екосистемах показав, що достовірні відмінності на рівні екосистем спостерігаються лише для індексу кисневого режиму. У р. Рось ($n = 20$) індекс O за біомасою фітоепіфітону коливався від 1,29 до 2,92 і в середньому складав $2,23 \pm 0,08$

(«достатньо високий вміст кисню, більш ніж 75% насичення» [115]). У Канівському водосховищі ($n = 17$) індекс O відповідно змінювався від 2,04 до 3,0 і в середньому становив $2,67 \pm 0,06$ («помірний вміст кисню, більш ніж 50% насичення» [115]). Критерій Стюдента складає -3,04 ($p = 0,004$), а отже різниця є статистично достовірною. Отримані дані щодо індексу кисневого режиму підтверджуються інструментальними спостереженнями. Так, у р. Рось та її допливах вміст розчинного кисню коливався в межах 4,28–8,04 мг/дм³, а в Канівському водосховищі – 1,07–7,24 мг/дм³. Тобто в Канівському водосховищі реєструвався дефіцит кисню на лентичних ділянках (заболочена зона на вході до затоки, «ізольована водойма»).

Для інших індексів достовірних відмінностей середніх величин на рівні екосистем не зареєстровано, незважаючи на те, що гідрохімічний режим р. Рось і Канівського водосховища суттєво відрізняється. На нашу думку, це пов'язано з тим, що діатомові індекси були розроблені для інших типів екосистем – природних річок і озер, і це питання потребує подальших досліджень.

Проте зареєстровані відмінності на рівні окремих ділянок. Найбільш показові відмінності спостерігались для індексу TDI. Так, для р. Рось та її допливів встановлені достовірні відмінності між лотичними ділянками (незарегульовані річки) та перехідними ділянками (водосховища): лотичні ділянки ($n = 9$) – 1,40–3,18 (у середньому $2,56 \pm 0,20$), перехідні ділянки ($n = 11$) 1,29–3,92 (у середньому $3,19 \pm 0,21$), критерій Стюдента – 2,15, $p = 0,04$. Тобто рівень трофності підвищується на зарегульованих ділянках, порівняно з лотичними (рис. 6.2).

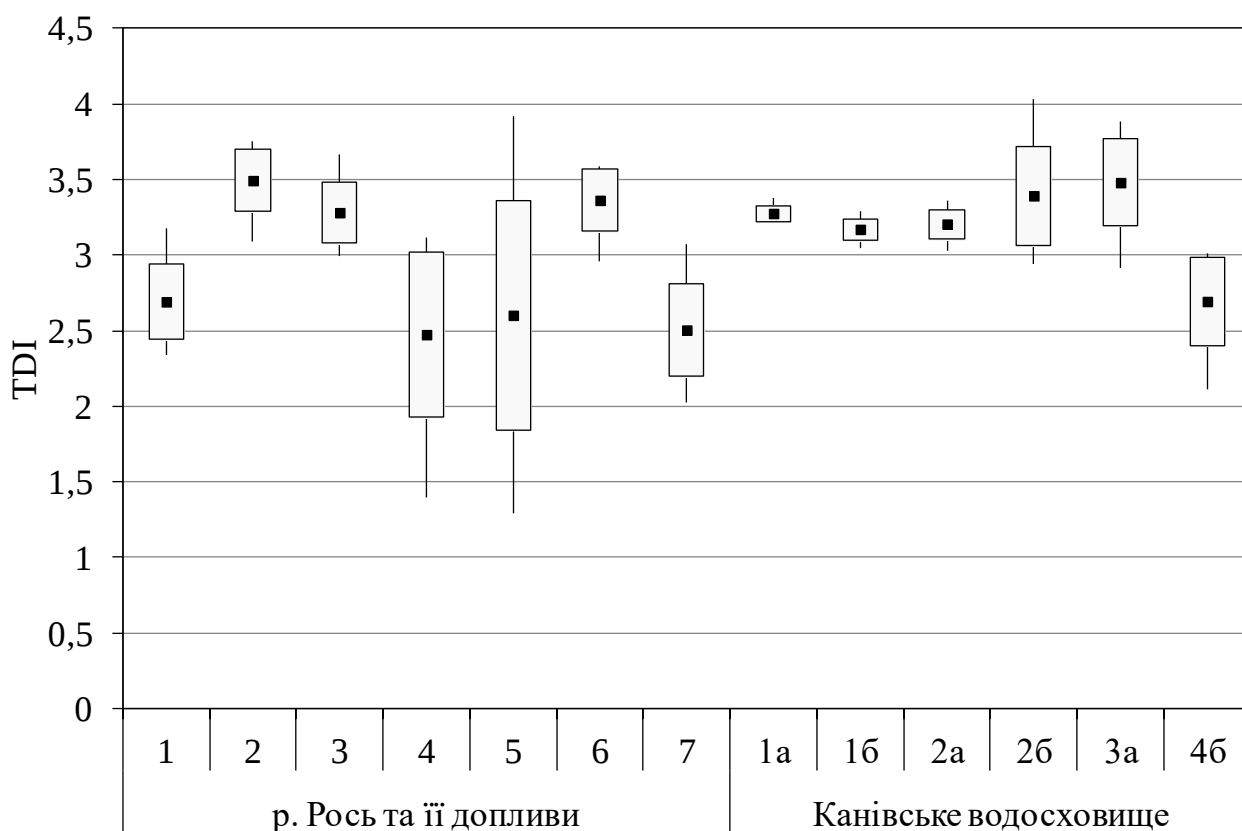


Рис. 6.2. Просторова динаміка трофічного діатомового індексу (*TDI*) за біомасою фітоепіфітону в досліджуваних екосистемах. Точка – середня величина, прямокутник – стандартна помилка, відрізок – межі коливань.

У Канівському водосховищі достовірних відмінностей між перехідними і лентичними ділянками не зареєстровано. Проте виявлено достовірні відмінності між «ізолюваною» водоймою ($n = 3$) та рештою досліджуваних ділянок ($n = 14$). «Ізолювана» водойма 2,11–3,01 (у середньому $2,69 \pm 0,29$), решта ділянок 2,92–4,03 ($3,31 \pm 0,08$), критерій Ст'юдента 2,77, $p = 0,01$. Це може бути пов'язано з високим ступенем заростання водного дзеркала «ізолюваної» водойми *Nuphar lutea* (проективне покриття близько 100%), які поглинають біогенні елементи.

Крім того, для деяких індексів встановлені відмінності у максимальних показника. Зокрема, в р. Рось та її допливах зареєстровані значно вищі максимальні показники індексу сапробності Пантле-Букк у модифікації

Сладечека і значно ширші межі його коливань, ніж у Канівському водосховищі (рис. 6.3). Так, у р. Рось індекс сапробності за біомасою змінювався від 0,96 до 2,41, а в Канівському водосховищі – від 1,36 до 2,08.

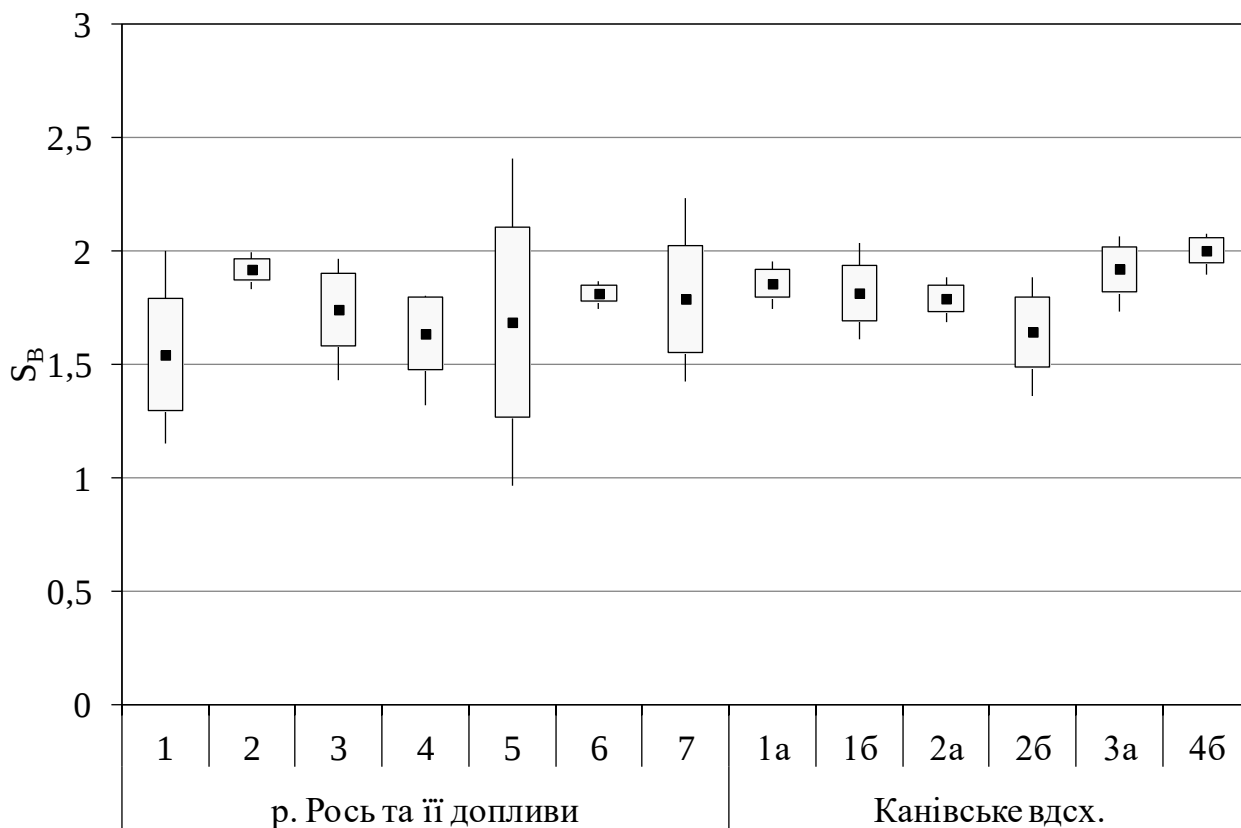


Рис. 6.3. Просторова динаміка індексу сапробності Пантле-Букк у модифікації Сладечека за біомасою фітоепіфітону (S_B) в досліджуваних екосистемах. Точка – середня величина, прямокутник – стандартна помилка, відрізок – межі коливань.

Аналогічна закономірність встановлена для діатомового індексу рН (R). У р. Рось та її допливах індекс R за біомасою коливався від 3,59 до 4,86, у Канівському водосховищі від 3,84 до 4,02 (рис. 6.4).

Це підтверджується результатами інструментальних досліджень. Так, у р. Рось та її допливах показник рН складав 7,08–8,40, а в Канівському водосховищі – 6,86–8,29.

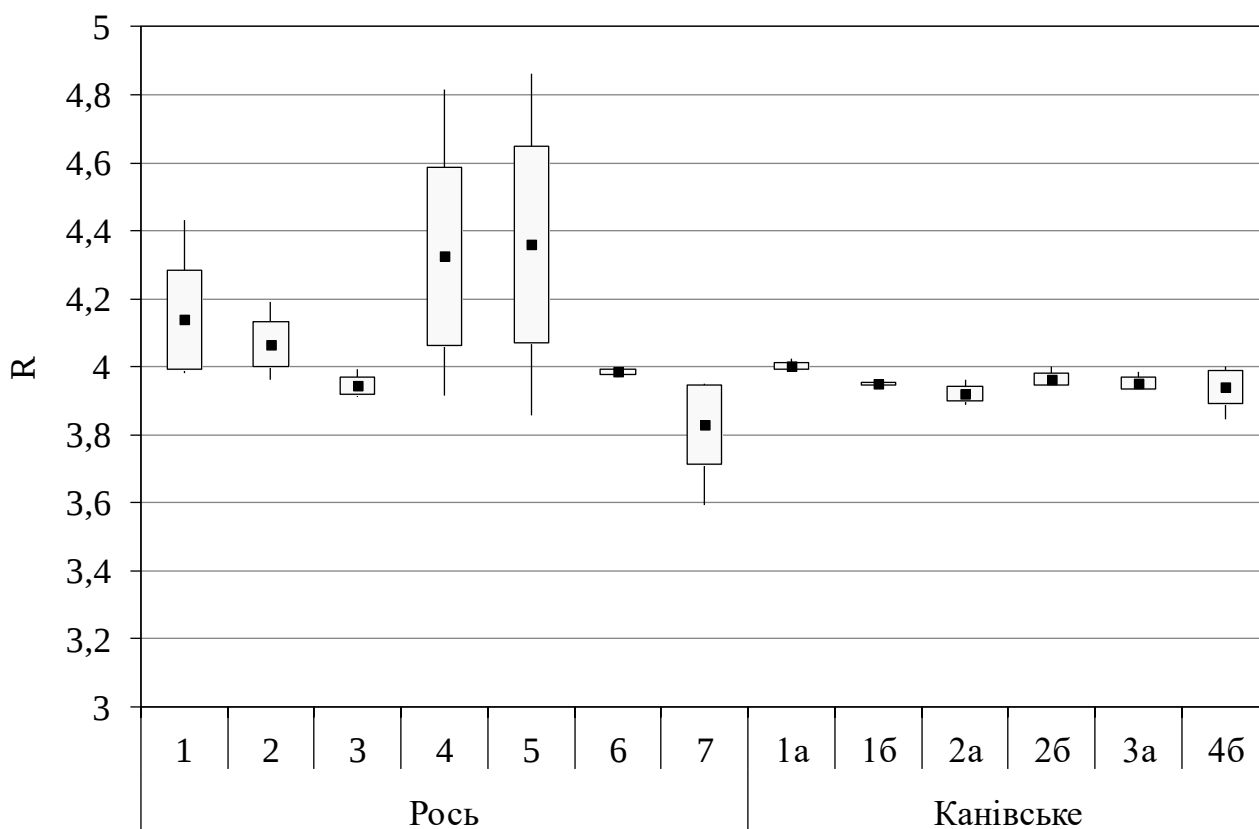


Рис. 6.4. Просторова динаміка діатомового індексу рН (R) за біомасою фітоепіфітону (S_B) в досліджуваних екосистемах. Точка – середня величина, прямокутник – стандартна помилка, відрізок – межі коливань.

Таким чином, результати оцінки якості води за фітоепіфітоном показали, що обидві екосистеми відповідають β -мезосапробній зоні, проте у р. Рось із допливами частка χ -о-сапробів є меншою, а β і α -сапробів – більшою, ніж у Канівському водосховищі, що свідчить про вищий вміст органічних речовин. Застосування трофічного діатомового індексу (TDI) дозволило встановити відмінності між лотичними ділянками і водосховищами р. Рось і допливів: у водосховищах індекс TDI був достовірно вищим, що свідчить про підвищення рівня трофності у водосховищах.

РОЗДІЛ 7

ПОРІВНЯЛЬНИЙ АНАЛІЗ ФІТОЕПІФІТОНУ НА РІВНІ ЕКОСИСТЕМ

Порівняльний аналіз фітоепіфітону на рівні екосистем (між р. Рось із допливами та придатковою мережею верхньої частини Канівського водосховища) показав наступне (табл. 7.1).

Для загальної кількості видів достовірних відмінностей не встановлено.

Водночас, встановлені достовірні відмінності у співвідношенні домінуючих відділів (Cyanobacteria, Bacillariophyta, Chlorophyta) у таксономічному різноманітті. Так, частки Cyanobacteria та Chlorophyta були достовірно вищими у р. Рось з допливами, ніж у Канівському водосховищі. Частка Bacillariophyta, навпаки, у р. Рось з допливами, була достовірно нижчою, ніж у Канівському водосховищі (див. табл. 7.1). Наші дані узгоджуються з результатами, отриманими іншими дослідниками Інституту гідробіології НАН України на р. Рось. Так, на прикладі Білоцерківського середнього водосховища в межах дендропарку «Олександрія» показано, що фітоепіфітон середньої ділянки р. Рось вирізняється своєрідним складом порівняно з фітоепіфітоном інших водних об'єктів басейну Дніпра, і його характерною ознакою є висока частка відділу Chlorophyta, класу Chlorophyceae, порядку Sphaeropleales, родини Scenedesmaceae [25]. Це співпадає з нашими даними (див. підрозділ 3.1, пункт 3.1.1). На нашу думку, високе різноманіття зелених водоростей у р. Рось та її допливах може бути пов'язано з високим вмістом неорганічного азоту [15, 16, 23].

Загальна чисельність фітоепіфітону р. Рось та її допливів була достовірно вищою, ніж у Канівському водосховищі (див. табл. 7.1). Це можна пояснити впливом двох чинників: абіотичного і біотичного. Абіотичний чинник – це переважання лотичних умов у р. Рось із допливами, і лентичних – на досліджуваних ділянках Канівського водосховища. Біотичний чинник – це

явища «цвітіння» води у Канівському водосховищі, які можуть пригнічувати розвиток фітоепіфітону [98, 100]. Водночас, у р. Рось та її допливах під час наших досліджень також спостерігались явища «цвітіння» води, проте візуально вони були значно менш інтенсивними, ніж у Канівському водосховищі, і явищ «нагону», «плям цвітіння», «поверхневих плівок» не виявлено.

Таблиця 7.1

Особливості фітоепіфітону досліджуваних екосистем: р. Рось із допливами та верхньої частини Канівського водосховища

Поканики	Р. Рось та її допливи	Верхня частина Канівського вдсх.	Критерій Стьюдента
<i>Загальні характеристики (видовий склад, чисельність, біомаса, індекс Шеннона)</i>			
Кількість видів	<u>20–88</u> 56±4	<u>39–88</u> 63±3	t = 1,32 p = 0,19
Суанобacteria, % кількості видів	<u>1–13</u> 5±1	<u>*–5</u> 2±0,5	t = 3,41 p = 0,002
Bacillariophyta, % кількості видів	<u>62–92</u> 76±2	<u>80–100</u> 92±1	t = - 5,74 p = < 0,00001
Chlorophyta, % кількості видів	<u>*–27</u> 15±2	<u>*–10</u> 4±1	t = 5,44 p = < 0,00001
Загальна чисельність, тис. кл/10 см ²	<u>23–5546</u> 1227±393	<u>4–1049</u> 237±81	t = 2,29 p = 0,03
Загальна біомаса, мг/10 см ²	<u>0,008–7,365</u> 1,094±0,493	<u>0,006–0,628</u> 0,143±0,041	t = 1,77 p = 0,08
Суанобacteria, % біомаси	<u>*–42</u> 9±3	<u>*–29</u> 6±2	t = 0,87 p = 0,38
Bacillariophyta, % біомаси	<u>4–94</u> 53±6	<u>9–100</u> 71±7	t = -2,00 p = 0,05
Chlorophyta, % біомаси	<u>*–81</u> 30±5	<u>*–89</u> 16±7	t = 1,74 p = 0,09
Euglenophyta, % біомаси	<u>*–35</u> 5±2	<u>*–53</u> 7±4	t = -0,57 p = 0,57
Індекс Шеннона за біомасою (H _B)	<u>1,35–4,24</u> 3,25±0,19	<u>1,12–4,27</u> 2,50±0,23	t = 2,52 p = 0,02
<i>Розподіл біомаси за екологічними гільдіями</i>			
Планктонні, мг/10 см ²	<u>0,003–0,552</u> 0,119±0,030	<u>*–0,100</u> 0,017±0,007	t = 3,07 p = 0,004

Продовж. табл. 7.1

Поканики	Р. Рось та її допливи	Верхня частина Канівського вдсх.	Критерій Ст'юдента
Планктонні, % біомаси	<u>2-77</u> 30±5	<u>*-53</u> 16±4	t = 2,24 p = 0,03
Рухливі, мг/10 см ²	<u>** -0,091</u> 0,019±0,005	<u>** -0,028</u> 0,007±0,002	t = 1,93 p = 0,06
Рухливі, % біомаси	<u>*-21</u> 6±1	<u>*-22</u> 7±2	t = -0,77 p = 0,44
Низькопрофільні, мг/10 см ²	<u>** -2,854</u> 0,197±0,140	<u>** -0,153</u> 0,031±0,011	t = 1,08 p = 0,29
Низькопрофільні, % біомаси	<u>*-64</u> 19±4	<u>2-70</u> 28±6	t = -1,26 p = 0,22
Високопрофільні, мг/10 см ²	<u>** -7,103</u> 0,685±0,372	<u>** -0,428</u> 0,087±0,030	t = 1,47 p = 0,15
Високопрофільні, % біомаси	<u>*-96</u> 36±6	<u>*-96</u> 48±8	t = -1,22 p = 0,23
Азотфіксуючі, мг/10 см ²	<u>** -1,237</u> 0,075±0,062	<u>** -0,011</u> 0,001±0,001	t = 1,11 p = 0,28
Азотфіксуючі, % біомаси	<u>*-45</u> 8±3	<u>*-2</u> *±*	t = 2,19 p = 0,04
<i>Біомаса домінуючих видів, мг/10 см²</i>			
<i>Brebissonia lanceolata</i>	<u>** -0,331</u> 0,021±0,016	<u>*-0,010</u> 0,001±0,001	t = 1,14 p = 0,26
<i>Cocconeis placentula</i>	<u>** -0,737</u> 0,066±0,037	<u>** -0,096</u> 0,023±0,008	t = 1,07 p = 0,29
<i>Melosira varians</i>	<u>*-0,130</u> 0,021±0,009	<u>** -0,286</u> 0,027±0,017	t = -0,35 p = 0,73
<i>Ulnaria ulna</i>	<u>** -0,135</u> 0,024±0,009	<u>*-0,018</u> 0,004±0,001	t = 1,97 p = 0,06
<i>Coelastrum astroideum</i>	<u>** -0,329</u> 0,022±0,016	—	—
<i>Oedogonium</i> sp.	<u>** -5,245</u> 0,387±0,270	<u>** -0,242</u> 0,025±0,015	t = 1,23 p = 0,23
<i>Pediastrum duplex</i>	<u>** -0,031</u> 0,022±0,016	—	—

Примітка. Над ризикою – межі коливань, під ризикою – середня величина ± стандартна помилка; «*» – частка < 1%; «**» – біомаса < 0,001 мг/10 см². Напівжирним шрифтом позначені показники, для яких встановлено достовірні відмінності між типами екосистем. «—» – вид не відносився до домінантів.

Щодо загальної біомаси фітоепіфітону, достовірних відмінностей між р. Рось та Канівським водосховищем не встановлено, на відміну від чисельності. Така розбіжність між чисельністю і біомасою може бути зумовлено тим, що в р. Рось значну частку чисельності формують дрібноклітинні ниткуваті ціанобактерії з родів *Lyngbya*, *Oscillatoria*, які не дають значної біомаси.

Аналіз співвідношення домінуючих відділів у біомасі показав, що тільки Bacillariophyta характеризувались достовірною різницею – їхня частка у Канівському водосховищі була вищою, ніж у р. Рось з допливами.

Ще однією характерною відмінністю між р. Рось із допливами та Канівським водосховищем є структура домінуючого комплексу. Так, для р. Рось з допливами характерні переважно полідомінантні угруповання, а для Канівського водосховища – як полідомінантні, так і олігодомінантні. Це підтверджується величинами індекса Шеннона, який у р. Рось із допливами є достовірно вищим, ніж у Канівському водосховищі (див. табл. 7.1).

При цьому різниця середніх величин індексу Шеннона була найбільш виражена в середині літа і восени (рис. 7.1).

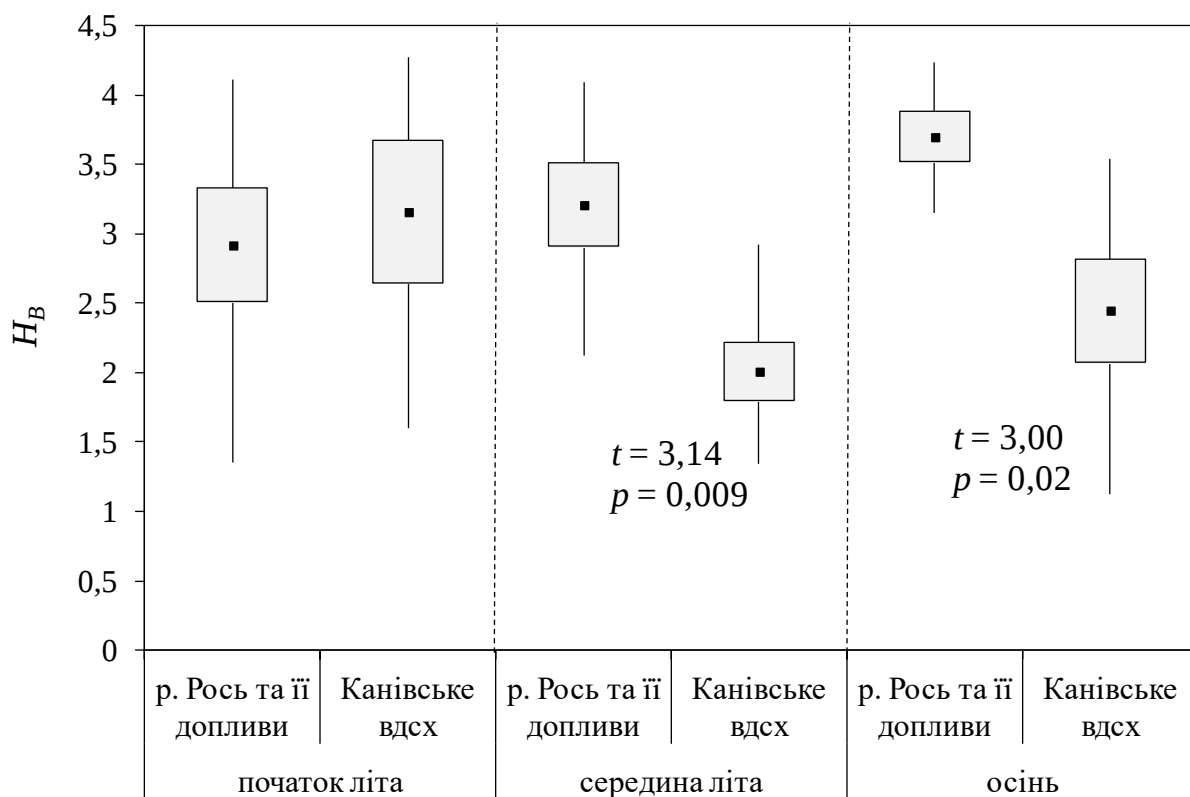


Рис. 7.1. Часова динаміка індексу Шеннона за біомасою фітоепіфітону (H_B) у р. Рось та її допливах і Канівському водосховищі.

Серед представників різних екологічних гільдій достовірна відмінність встановлена для планктонних та азотфіксуючих форм – їхній кількісний розвиток був вищим у р. Рось з допливами, ніж у Канівському водосховищі (див. табл. 7.1). Це явище може бути пов'язано з тим, що у р. Рось та її допливах співвідношення N:P є дещо нижчим, ніж у Канівському водосховищі (див. табл. 4.9), проте це явище потребує подальших досліджень.

Порівняння біомаси домінуючих видів показало, що в р. Рось та її допливах присутні специфічні домінуючі види, які не були виявлені під час наших досліджень у придатковій мережі Канівського водосховища: *Coelastrum astroideum* та *Pediastrum duplex* (див. табл. 7.1). Хоча слід зауважити, що за даними співробітників Інституту гідробіології НАН України зазначені види

зустрічаються в Канівському водосховищі та його заплавних водоймах [5, 8, 29]. Проте *Coelastrum astroideum* виявлено у фітопланктоні [5, 8], і його домінування у фітоепіфітоні є нехарактерним для Канівського водосховища. *Pediastrum duplex* у Канівському водосховищі зареєстровано як вид-домінант як у фітопланктоні, так і у фітоепіфітоні, але лише в лотичних біотопах (основне русло), а нами досліджуються лентично-лотичні і лентичні біотопи придаткової мережі [29].

Крім того, під час посезонних досліджень виявлено, що всередині літа і восени у р. Рось та її допливах до складу домінуючого комплексу входили азотфіксуючі види з роду *Epithemia* (*E. gibba*, *E. sorex*, *E. turgida*). Водночас, у Канівському водосховищі ці види зустрічались, проте до складу домінуючого комплексу не входили. Як було зазначено вище, це можливо пов'язано з більш низьким співвідношенням N:P у р. Рось, проте для остаточних висновків з цього питання необхідні спеціальні дослідження. Інші домінуючі види достовірних відмінностей не показали.

Ще одна відмінність полягає в тому, що в р. Рось із допливами на подібність угруповань фітоепіфітону достовірно впливає як географічна відстань, так і ступінь ізолюваності ділянок. Водночас, у водосховищі Дніпра, де за високого рівня води може виникати тимчасове гідрологічне сполучення між ділянками, достовірний вплив ступеню ізолюваності відсутній, і має значення лише географічна відстань (див. Розділ 4, підрозділ 4.2).

Також встановлені відмінності і за показниками якості води (див. Розділ 6). Обидві екосистеми відповідають β -мезосапробній зоні, проте у р. Рось із допливами частка χ -о-сапробів є меншою, а β і α -сапробів – більшою, ніж у Канівському водосховищі, що свідчить про вищий вміст органічних речовин.

Результати порівняння фітоепіфітону двох екосистем не можуть бути обґрунтованими без врахування даних, отриманих іншими дослідниками. З огляду на це, ми проаналізували літературні дані щодо кількісних показників

розвитку фітоепіфітону в деяких річках та водосховищах Дніпровського каскаду. Слід зазначити, що літературні дані інших дослідників щодо чисельності і біомаси фітоепіфітону р. Рось є лише для Білоцерківського середнього водосховища в межах Дендропарку «Олександрія» [25]. Відповідно, співставлення наших даних щодо розвитку фітоепіфітону у Білоцерківському середньому водосховищі із даними, наведеними в зазначеному джерелі [25], показало відсутність суттєвих відмінностей між нашими і літературними даними (рис. 7.2). Так, за літературними даними в 2016 р. чисельність фітоепіфітону на цій ділянці складала 1830 тис. кл/г повітряно-сухої маси рослин, а біомаса – 1,71 мг/г повітряно-сухої маси рослин; основу чисельності визначали Chlorophyta (54%), а біомаси – Bacillariophyta (50%) [25]. За нашими даними 2023 р. чисельність і біомаса фітоепіфітону відповідно становили 2099 тис. кл/г повітряно-сухої маси рослин і 1,09 мг/г повітряно-сухої маси рослин; за чисельністю так само домінували Chlorophyta (48%), а за біомасою – Bacillariophyta (51%).

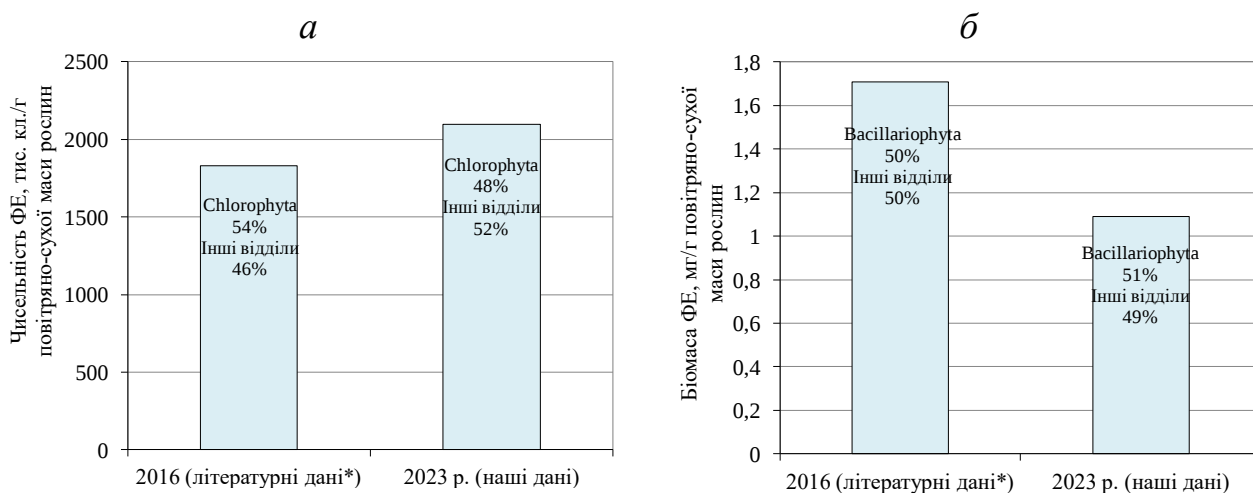


Рис. 7.2. Кількісний розвиток фітоепіфітону на повітряно-водних рослинах в Білоцерківському середньому водосховищі (літній сезон) за літературними даними (*) [25] та нашими даними.

Порівняльний аналіз наших даних щодо фітоепіфітону р. Рось і Канівського водосховища із даними інших дослідників, отриманими на допливах і водосховищах Дніпра [10, 17, 72, 106] (рис. 7.3), показав наступне.

Чисельність фітоепіфітону в Канівському водосховищі як за нашими, так і за літературними даними, дійсно є нижчою, ніж у допливах Дніпра (таких як Тетерів, Прип'ять, Сула) і нижчою, ніж у інших водосховищах Дніпровського каскаду. Це може бути пов'язано з тим, що Канівське водосховище є мезо-евтрофним [30]. Водночас, чисельність фітоепіфітону р. Рось знаходиться на рівні з іншими допливами Дніпра, такими як Тетерів [10], Прип'ять, Сула [17] (рис. 7.3а).

Аналогічні закономірності характерні і для біомаси (рис. 7.3б). Отже, результати наших досліджень узгоджуються з узагальненими нами літературними даними.

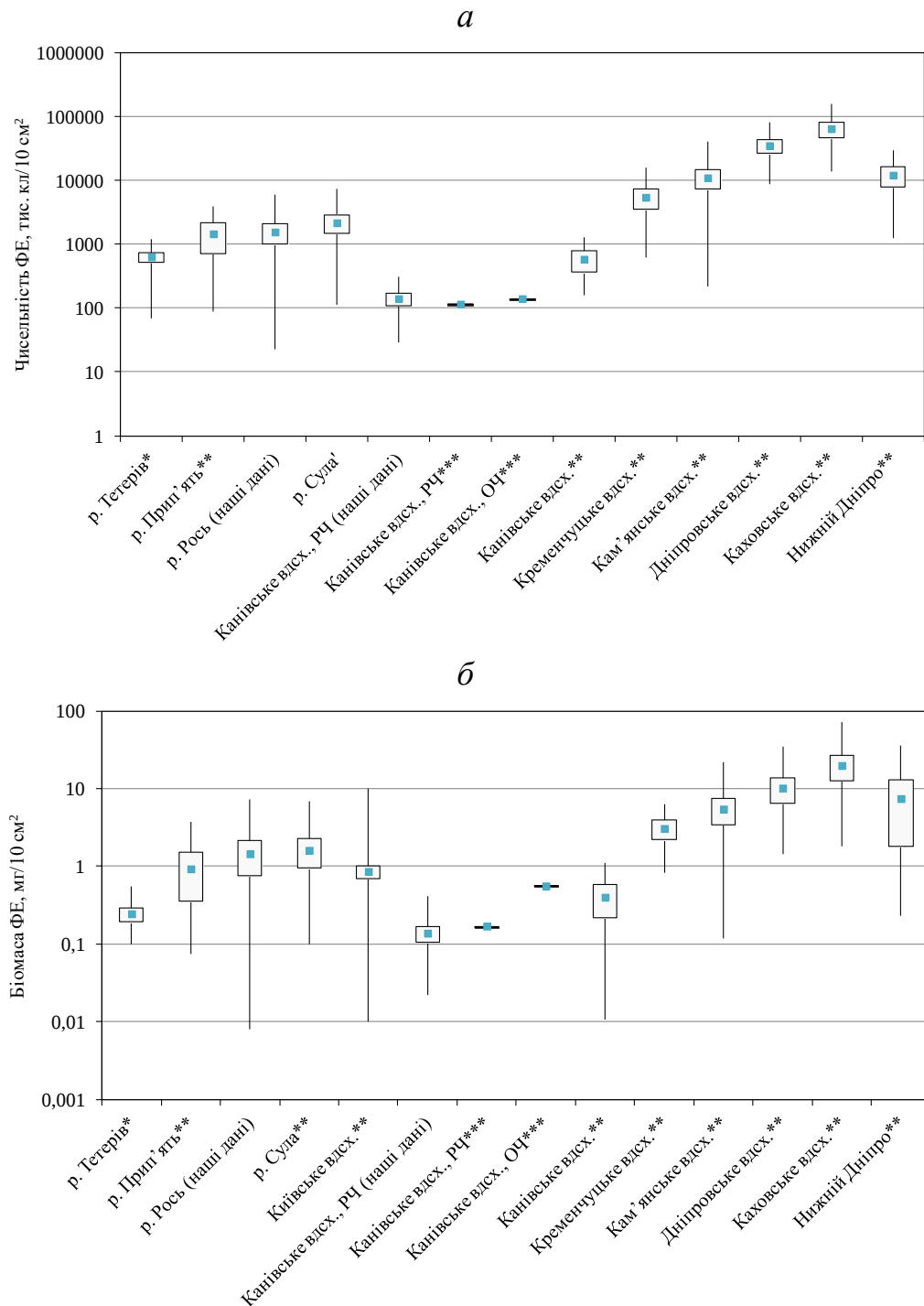


Рис. 7.3. Порівняння наших даних щодо чисельності (а) і біомаси (б) фітоепіфітону з даними інших дослідників для деяких річок і водосховищ Дніпра (літній сезон): * – згідно [10], ** – згідно [17], *** – згідно [72, 106], ' – за неопублікованими даними Семенюк Н.Є.; наші дані – 2023–2024 рр.; рЧ – річкова частина, ОЧ – озерна частина.

Таким чином, специфічною особливістю фітоепіфітону р.Рось з допливами є вища частка відділу Chlorophyta і менша Bacillariophyta в таксономічному різноманітті, ніж у Канівському водосховищі, вища загальна чисельність фітоепіфітону, а також тенденція до вищої біомаси. Важливо, що результати порівняння кількісних показників розвитку фітоепіфітону в річці і водосховищі узгоджуються з літературними даними. Також для р.Рось з допливами характерні переважно полідомінантні угруповання, а для Канівського водосховища – як полідомінантні, так і олігодомінантні, що підтверджується достовірною різницею у величинах індексу Шеннона. Крім того, встановлені відмінності у впливі просторового чинника на подібність угруповань фітоепіфітону та в сапробіологічній характеристиці якості води.

ВИСНОВКИ

За результатами вивчення фітоепіфітону р. Рось із допливами та верхньої частини Канівського водосховища встановлено особливості структури та кількісного розвитку фітоепіфітону лотичних, перехідних і лентичних ділянок великої зарегульованої річки і водосховища Дніпра. Виявлено найбільш вагомі чинники, які визначають просторово-часову динаміку фітоепіфітону в досліджуваних екосистемах.

1. У р. Рось із допливами виявлено 230 видів (234 ввт, включно з номенклатурним типом виду) зі 107 родів, 59 родин, 35 порядків, 13 класів, 7 відділів; чисельність коливалась від 23 до 5847 тис. кл/10 см², а біомаса – від 0,008 до 7,364 мг/10 см². У верхній частині Канівського водосховища ідентифіковано 224 види (230 ввт) зі 100 родів, 50 родин, 31 порядку, 12 класів, 6 відділів; чисельність змінювалась від 4 до 1049 тис. кл/10 см², біомаса від 0,005 до 0,628 мг/10 см². Спільних видів між двома екосистемами зареєстровано 149, а коефіцієнт Серенсена складає 0,64.
2. Порівняльний аналіз фітоепіфітону лотичних, «перехідних» і лентичних ділянок показав тенденцію до зменшення біомаси прикріплених високопрофільних і низькопрофільних видів зі зниженням ступеню проточності: від незарегульованих річок до заболочених непроточних ділянок. Водночас біомаса неприкріплених рухливих та планктонних форм не залежить від ступеню проточності.
3. Виявлено лотичні, «перехідні» і лентичні ділянки досліджуваних екосистем з різним характером часової динаміки фітоепіфітону: незарегульована ділянка р. Рось – максимум біомаси в середині літа; прируслова ділянка Канівського водосховища – мінімум біомаси в середині літа (період «цвітіння» води); заболочена водойма з дефіцитом кисню – поступове зниження біомаси від початку літа до осені.

4. У зарегульованій великій річці з допливами на подібність угруповань фітоепіфітону достовірно впливає як географічна відстань, так і ступінь ізольованості ділянок. Водночас, у водосховищі Дніпра, де за високого рівня води може виникати тимчасове гідрологічне сполучення між ділянками, достовірний вплив ступеню ізольованості відсутній, і має значення лише географічна відстань.
5. Встановлено, що вищий кількісний розвиток Chlorophyta у фітоепіфітоні р. Рось та її допливів, порівняно з Канівським водосховищем, пов'язаний з достовірно більшим вмістом неорганічних сполук азоту в річці та підтверджується прямими кореляціями між $N_{\text{неорг.}}$ та часткою Chlorophyta (для кількості видів $r = 0,55$ $p = 0,02$, для чисельності $r = 0,60$ $p = 0,009$).
6. Оцінка комплексного впливу різних екологічних чинників на фітоепіфітон за допомогою регресійного аналізу дозволила отримати низку достовірних рівнянь регресії, якими можна описати просторово-часову динаміку фітоепіфітону. Найбільш значимими факторними змінними в порядку зниження значимості виявились: вміст $P_{\text{неорг.}}$, рН, вміст NH_4^+ , NO_3^- , гідрологічний режим та проективне покриття рослин-субстратів.
7. Для обох екосистем встановлено низку достовірних позитивних кореляцій між величинами біомаси видів-домінантів фітоепіфітону в просторі і часі і відсутність обернених кореляцій, що вказує на переважання процесів співіснування видів в угрупованнях і відсутність вираженої конкуренції за біогенні елементи в евтрофних умовах.
8. Вперше досліджено вплив кількісного розвитку та структури зоофітосу на фітоепіфітон. На ділянках з домінуванням гамарид біомаса фітоепіфітону була вищою, ніж на ділянках з домінуванням легеневих моллюсків, які є більш ефективними альгофагами. Найбільш виражена різниця у величинах біомаси встановлена для міцно прикріпленої діатомеї *Cocconeis placentula*.

9. Результати оцінки якості води за фітоепіфітоном показали, що обидві екосистеми відповідають β -мезосапробній зоні, проте у р. Рось із допливами частка χ -о-сапробів є меншою, а β і α -сапробів – більшою, ніж у Канівському водосховищі, що свідчить про вищий вміст органічних речовин.
10. Встановлено особливості фітоепіфітону великої річки порівняно з водосховищем Дніпра: достовірно більша частка Chlorophyta, вищий індекс Шеннона, що зумовлено переважанням полідомінантних угруповань, достовірно вища загальна чисельність, що узгоджується з узагальненими нами літературними даними.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

1. Горкавий В.К., Ярова В.В. Математична статистика. Київ: ВД «Професіонал», 2004. 384 с.
2. Давидов О.А. Епіфітні угруповання водоростей. *Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод*. Київ: ЛОГОС, 2006. С. 33–37.
3. Давидов О.А., Ларіонова Д.П. Санітарно-гідробіологічна характеристика озера Вербне за мікрофітобентосом. *Наук. зап. Терноп. нац. пед. ун-ту. Сер.: Біологія*. 2019. № 3 (77). С. 46–51.
4. Давидов О.А., Щербак В.І., Семенюк Н.Є., Козійчук Е.Ш. Таксономічний склад фітопланктону різнотипних континентальних гідроекосистем України. *Альгологія*. 2024. Т. 34, № 4. С. 273–293. <https://doi.org/10.15407/alg34.04.273>
5. Дубняк С.С., Протасов О.О., Жежеря В.А. та ін. Стан водних об'єктів урбанізованих територій. Водойми острова Галерний. Київ: Інститут гідробіології НАН України, 2024 р. 147 с.
6. Жорова А.В. Фітоепіфітон як біологічний індикатор кисневого режиму різнотипних ділянок Канівського водосховища. *Перспективи гідроекологічних досліджень в контексті локальних та глобальних наслідків ведення воєнних дій: матеріали ІХ з'їзду Гідроекологічного товариства України (18–20 вересня, 2024, м. Дніпро)*. Дніпро, 2024. С. 27–30.
7. Жорова А.В. Якісний склад та просторовий розподіл фітоепіфітону р. Рось та її допливів (Україна). *Альгологія*. 2025. Т. 35, № 2. С. 128–147.
8. Задорожна Г.М. Особливості розвитку фітопланктону верхньої частини Канівського водосховища в лотичних і лентичних умов: дис. канд. біол. наук. Київ, 2016. 163 с.

9. Ключенко П.Д., Шевченко Т.Ф., Харченко Г.В. Фітоепіфітон водойм Національного природного парку «Голосіївський» (Україна). *Гідробіол. журн.* Т. 58, № 1. С. 16–29.
10. Корнійчук Н.М. Фітомікроперифітон різнотипних субстратів частково зарегульованої річки (на прикладі річки Тетерів): автореф. ... канд. біол. наук. Київ, 2007. 25 с.
11. Матчинська С.Ф., Плігін Ю.В. Вплив попусків Київської ГЕС на склад та кількісний розвиток угруповань олігохет верхньої частини Канівського водосховища. *Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія*. К.: ВГЛ «Обрії», 2004. Т. 6. С. 282–286.
12. Медведь В.О., Харченко Г.В. Пігментні показники фітоепіфітону річкової ділянки Канівського водосховища (Україна). *Гідробіол. журн.* 2024. Т. 60, № 2. С. 64–78.
13. Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод. За ред. В.Д. Романенка. Київ: ЛОГОС, 2006. 408 с.
14. Педченко Г.А. *Все про річку Рось і Надросся*. Корсунь-Шевченківський: КВПІ «Тясмин», 2006. 218 с.
15. Потрохов О.С., Зіньковський О.Г., Худіяш Ю.М., Водяницький О.М. Зміна гормонального статусу аборигенних риб за дії агропромислових стоків. *Гідробіол. журн.* 2023. Т. 59, № 3. С. 106–116.
16. Потрохов О.С., Зіньковський О.Г., Худіяш Ю.М., Водяницький О.М., Кофонов К., Красюк Ю.М. Особливості гормонального регулювання темпів росту та генеративних функцій риб за посиленого антропогенного впливу. *Гідробіол. журн.* 2024. Т. 60, № 1. С. 84–98.
17. Семенюк Н.Є. Фітоепіфітон водних об'єктів басейну Дніпра: дис. ... докт. біол. наук. Київ, 2020. 408 с. URL: https://hydrobio.kiev.ua/images/Aspirantura/zahyst/dis_Semeniuk.pdf. Дата звернення: 08.05.2026 р.

- 18.Семенюк Н.Є., Щербак В.І., Давидов О.А., Козійчук Е.Ш., Юришинець В.І. Просторова динаміка планктонних і контурних альгометаугруповань лотичних і лентичних екосистем. *Наукові записки Тернопільського національного педагогічного університету. Серія: Біологія*. 2024. Т. 84, № 2. С. 40–50. <https://doi.org/10.25128/2078-2357.24.2.5>
- 19.Тарашук О.С. Епіфітні угруповання водоростей річкової ділянки Канівського водосховища залежно від екологічних факторів. *Гидробиол. журн.* 2009. Т. 45, № 4. С. 34–51.
- 20.Топачевський О.В., Оксіюк О.П. *Діатомові водорості — Bacillariophyta (Diatomeae). Визначник прісноводних водоростей Української РСР*. Київ: Вид-во АН УРСР, 1960. Вип. 11. 411 с.
- 21.Харченко Г.В. Фітоепіфітон і його функціональна активність у водоймах урбанізованих територій: автореф. дис. ... канд. біол. наук. Київ, 2009. 23 с.
- 22.Хільчевський В.К., Курило С.М., Дубняк С.С. *Гідроекологічний стан басейну річки Рось*. Київ: Ніка-Центр, 2009. 116 с.
- 23.Худіяш Ю.М., Потрохов О.С., Зіньковський О.Г. та ін. Біотестування антропогенного впливу на ділянки р. Рось та р. Протока за життєдіяльністю ікри та личинок коропових риб. *Наукові доповіді НУБіП України*. 2023. Т. 106, № 6. [https://doi.org/10.31548/dopovidi6\(106\).2023.003](https://doi.org/10.31548/dopovidi6(106).2023.003)
- 24.Центральна геофізична обсерваторія імені Бориса Срезневського. Інформація щодо рівня води та температури р. Дніпро (Канівське вдсх.). URL: <http://cgo-sreznevskiy.kyiv.ua/uk/diialnist/hidrolohichna?id=152> (дата звернення: 10.06.2023).
- 25.Шевченко Т.Ф., Харченко Г.В., Клоченко П.Д. До вивчення фітоепіфітону р. Рось. В кн.: *Перспективи гідроекологічних досліджень в контексті проблем довкілля та соціальних викликів: Збірник матеріалів VIII З'їзду*

- Гідроекологічного товариства України, присвяченого 110-річчю заснуванню Дніпровської біологічної станції (Київ, 6–8 лист. 2019). Київ, 2019. С. 94–98.
- 26.Щербак В.І. Фітопланктон. Фітомікробентос / Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод. Київ: ЛОГОС, 2006. С. 8–32.
 - 27.Щербак В.І., Семенюк Н.Є., Давидов О.А. Дослідження просторового розподілу метаугруповань водоростей планктону, бентосу, перифітону в різнотипних гідроекосистемах. *Ecol. Noospher.* 2024. Т. 35, № 2. С. 112–120. <https://doi.org/10.15421/032418>
 - 28.Щербак В.І., Семенюк Н.Є., Давидов О.А., Козійчук Е.Ш. Особливості біотопічної приуроченості водоростей водної товщі прісноводних гідроекосистем різного типу. *Альгологія.* 2025. Т. 35, № 2. С. 104–127. <https://doi.org/10.15407/alg35.02.104>
 - 29.Щербак В.І., Семенюк Н.Є., Давидов О.А., Ларіонова Д.П. Сучасна характеристика фітопланктону, мікрофітобентосу та фітоепіфітону Канівського водосховища. Повідомлення 2: Абіотичні чинники, кількісне різноманіття, домінуючий комплекс, трофіність та оцінка якості водного середовища. *Альгологія.* 2023. Т. 33, № 4. С. 1–32. <https://doi.org/10.15407/alg33.04.247>
 - 30.Щербак В.І., Семенюк Н.Є., Майстрова Н.В. Вплив біогенних елементів на фітопланктон дніпровських водосховищ на сучасному етапі. *Гідробіол. журн.* 2026. Т. 62, № 2. С. 3–22.
 - 31.Юришинець В.І., Семенюк Н.Є., Щербак В.І., Давидов О.А., Козійчук Е.Ш., Шелюк Ю.С. Деякі актуальні проблеми застосування теорії метаугруповань при комплексному вивченні фітопланктону, мікрофітобентосу, фітоперифітону континентальних водних екосистем. *Український журнал природничих наук.* 2024. № 9. С. 56–73. <https://doi.org/10.32782/naturaljournal.9.2024.6>

- 32.Ярмошенко Л.П. Формування мікрофітобентосу верхньої частини Канівського водосховища за умов антропогенного впливу: Автореф. дис. ... канд. біол. наук. Київ, 2007. 24 с.
- 33.Albay M., Aykulu G. Invertebrate grazer – epiphytic algae interactions on submerged macrophytes in a mesotrophic Turkish lake. *E.U. Journal of Fisheries & Aquatic Sciences*. 2002. Vol. 19, N 1–2. P. 247–258.
- 34.*Algal Ecology: Freshwater Benthic Ecosystems*. Ed. by Stevenson R.J., Bothwell M.L., Lowe R.L. San Diego: Academic Press, 1996. 753 p.
- 35.Algarte V.M., Rodrigues L., Landeiro V.L., Siquera T., Bini L.M. Variance partitioning of deconstructed periphyton communities: does the use of biological traits matter? *Hydrobiologia*. 2014. Vol. 722. P. 279–290. <https://doi.org/10.1007/s10750-013-1711-6>
- 36.Álvares-Cobelas M., Rojo C. Linking the community and metacommunity perspectives: biotic relationships are key in benthic diatom ecology. *Water*. 2022. Vol. 14. Article No. 3805. <https://doi.org/10.3390/w14233805>
- 37.Balanda O.V., Medved V.A., Sakevich A.I. Alkaloids of *Nuphar lutea* (L.) Smith. and their influence on the vital activity of Cyanobacteria and algae. *Hydrobiol. J.* 2004. Vol. 40, N 6. P. 108–120. <https://doi.org/10.1615/HydrobJ.v40.i6.100>
- 38.Barinova S.S., Bilous O.P., Tsarenko P.M. 2019. *Algal indication of water bodies in Ukraine: Methods and perspectives*. Haifa, Kyiv: Univ. Haifa Publ. 367 p.
- 39.Baselga A. Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. *Global Ecol. Biogeogr.* 2010. Vol. 19. P. 134–143. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2009.00490.x>
- 40.Bækkeli K.A.E., Schneider S., Hagman C.H.C., Petrin Z. Effects of flow events and nutrient addition on stream periphyton and macroinvertebrates: an

- experimental study using flumes. *Knowl. Manag. Aquat. Ecosyst.* 2017. Vol. 418, N 47. P. 1–11. <https://doi.org/10.1051/kmae/2017041>
41. Berezovskaya V.Yu. Electronic addition to paper Berezovskaya V.Yu. Algal diversity of rivers of the Kiev Upland Region (Ukraine). URL: https://old.algologia.co.ua/pdf/29/1/alg-2019-29-1-059_supp.pdf
42. Berezovskaya V.Yu. Species diversity of algae of the Kiev Upland Rivers (Ukraine). *International Journal on Algae*. 2019. Vol. 21, N 1. P. 43–66.
43. Bergey E.A., Boettiger C.A., Resh V.H. Effects of water velocity on the architecture and epiphytes of *Cladophora glomerata* (Chlorophyta). *J. Phycol.* 1995. 31. P. 264–271. <https://doi.org/10.1111/j.0022-3646.1995.00264.x>
44. Beshkova M.B., Botev I.S. Phytoplankton community structure of three temporary wetlands on Belene Island (Bulgarian sector of the Danube River). *Phytol. Balcan.* 2004. Vol. 10, N 1. P. 11–19.
45. Biggs B.J.F., Stevenson R.J., Lowe R.L. A habitat matrix conceptual model for stream periphyton. *Arch. Hydrobiol.* 1998. Vol. 143, N 1. P. 21–56.
46. Biggs D.J.F., Thomsen H.A. Disturbance of stream periphyton by perturbations in shear stress: time to structural failure and differences in community resistance. *J. Phycol.* 1995. Vol. 31. P. 233–241.
47. Bortolini J. C., Silva P. R. L., Baumgartner G., Bueno N. C. Response to environmental, spatial, and temporal mechanisms of the phytoplankton metacommunity: comparing ecological approaches in subtropical reservoirs. *Hydrobiologia*. 2019. Vol. 830. P. 45–61. <https://doi.org/10.1007/s10750-018-3849-8>
48. Bott T.L. Algae in microscopic food webs. *Algal Ecology: Freshwater Benthic Ecosystems*. Ed. by Stevenson R.J., Bothwell M.L., Lowe R.L. San Diego: Academic Press, 1996. P. 573–608.

49. Bottin M., Soininen J., Alard D., Rosebery J. Diatom cooccurrence shows less segregation than predicted from niche modelling. *PLoS ONE*. 2016. Vol. 11, Issue 4. Article No. e0154581. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0154581>
50. Brönmark Ch. Interaction between epiphytes, macrophytes and freshwater snails: a review. *Journal of Molluscan Studies*. 1989. Vol. 55. P. 299–311.
51. Cantonati M., Lowe R.L. Lake benthic algae: towards an understanding of their ecology. *Freshwater Science*. 2014. Vol. 33, N 2. P. 475–486. <https://doi.org/10.1086/676140>
52. Chaparro G., Horváth Z., O'Farrell I., Ptacnik R., Hein T. Plankton metacommunities in floodplain wetlands under contrasting hydrological conditions. *Freshwater Biology*. 2018. Vol. 63. P. 380–391. <https://doi.org/10.1111/fwb.13076>
53. Černá K. Small-scale spatial variation of benthic algal assemblages in a peat bog. *Limnologica*. 2010. Vol. 40. P. 315–321. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2009.11.015>
54. Dembowska E.A., Napiórkowski P. A case study of the planktonic communities in two hydrologically different oxbow lakes, Vistula River, Central Poland. *J. Limnol.* 2015. Vol. 74, N 2. P. 346–357. <https://doi.org/10.4081/jlimnol.2014.1057>.
55. Devercelli M., Scarabotti P., Mayora G., Schneider B., Giri F. Unravelling the role of determinism and stochasticity in structuring the phytoplanktonic metacommunity of the Paraná River floodplain. *Hydrobiologia*. 2016. Vol. 764, N 1. P. 139–156. <https://doi.org/10.1007/s10750-015-2363-5>
56. Fenoglio S., de Figueroa J.M.T., Doretto A. et al. Aquatic insects and benthic diatoms: a history of biotic relationships in freshwater ecosystems. *Water*. 2020. Vol. 12. Article N 2934.

- 57.Filho S.L.N., Gama W.A., Moura A.N. Effect of the structural complexity of aquatic macrophytes on epiphytic algal, macroinvertebrates, and their interspecific relationship. *Aquatic Sciences*. 2021. Vol. 83. Article N 57.
- 58.Gadzinowska J. Plankton communities in oxbow lakes of the River Vistula (Oświęcim Basin) with bottom sediments heterogeneously contaminated with heavy metals. *Limnological Review*. 2013. Vol. 2. P. 93–104. <https://doi.org/10.2478/limre-2013-0011>
- 59.Ghosh M., Gaur J.P. Current velocity and the establishment of stream algal periphyton communities. *Aquatic Botany*. 1998. Vol. 60. P. 1–10.
- 60.Goldenberg-Vilar A., Delgado C., Peñas F.J., Barquín J. The effect of altered flow regimes on aquatic primary producer communities: Diatoms and macrophytes. *Ecohydrology*. 2022. Vol. 15, N 1. e2353. <https://doi.org/10.1002/eco.2353>
- 61.Goldenberg-Vilar A., Van Dam H., Van Loon E., Vonk J.A., Van Der Geest H.G., Admiraal W. Eutrophication decreases distance decay of similarity in diatom communities. *Freshwater Biology*. 2014. Vol. 59, N 7. P. 1522–1531. <https://doi.org/10.1111/fwb.12363>
- 62.Gosselain V., Hudon Ch., Cattaneo A. et al. Physical variables driving epiphytic algal biomass in a dense macrophyte bed of the St. Lawrence River (Quebec, Canada). *Hydrobiologia*. 2005. Vol. 534. P. 11–22.
- 63.Grabowska M., Glińska-Lewczuk K., Obolewski K., Burandt P., Kobus S., Dunalska J., Kujawa R., Goździeewska A., Skrzypczak A. Effects of hydrological and physicochemical factors on phytoplankton communities in floodplain lakes. *Polish Journal of Environmental Studies*. 2014. Vol. 23, N 3. P. 713–725.
- 64.Guiry M.D., Guiry G.M. AlgaeBase. World-wide electronic publication, National University of Ireland, Galway, 2023. URL: <http://www.algaebase.org>

65. Hill W.R., Knight A.W. Concurrent grazing effects of two stream insects on periphyton. *Limnol. Oceanogr.* 1988. Vol. 33, N 1. P. 15–26.
66. Hill W.R., Knight A.W. Experimental analysis of the grazing interaction between a mayfly and stream algae. *Ecology*. 1987. Vol. 68, N 6. P. 1955–1965.
67. Horner R.R., Welch E.B. Stream periphyton development in relation to current velocity and nutrients. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 1981. Vol. 38. P. 449–457.
68. Jöhnk K.D., Huisman J., Sharples J. et al. Summer heatwaves promote blooms of harmful cyanobacteria. *Global Change Biology*. 2008. Vol. 14, Issue 3. P. 495–512.
69. Kelly M.G., Whitton B.A. The trophic diatom index: a new index for monitoring eutrophication in rivers. *Journal of Applied Phycology*. 1995. Vol. 7. P. 433–444.
70. Klochenko P.D., Shevchenko T.F., Tarashchuk O.S. Phytoepiphyton of the additional net of the Kanev Reservoir. *Hydrobiol. J.* 2016. Vol. 52, N 3. P. 22–37. <https://doi.org/10.1615/HydrobJ.v52.i3.30>
71. Klochenko P.D., Shevchenko T.F., Tarashchuk O.S. Phytoepiphyton of the main riverbed of the river section of the Kanev Reservoir. *Hydrobiol. J.* 2017. Vol. 53, N 6. P. 26–36. <https://doi.org/10.1615/HydrobJ.v53.i6.30>
72. Klochenko P., Shevchenko T. Distribution of epiphytic algae on macrophytes of various ecological groups (the case study of water bodies in the Dnieper River basin). *Oceanol. Hydrobiol. St.* 2017. Vol. 46, Issue 3. P. 283–293. <https://doi.org/10.1515/ohs-2017-0030>
73. Klochenko P.D., Shevchenko T.F., Nezbyrtska I.M. Comparative analysis of the response of phytoplankton and phytoepiphyton to anthropogenic contamination of water bodies. *Hydrobiological Journal*. 2021. Vol. 57, N 3. P. 3–19.

- 74.Krajenbrink H.J., Acreman M., Dunbar M.J. et al. Diatoms as indicators of the effects of river impoundment at multiple spatial scales. *Peer J.* 2019. Vol. 7. e8092. <https://doi.org/10.7717/peerj.8092>
- 75.Kristiansen J. Dispersal of freshwater algae – a review. *Hydrobiologia.* 1996. Vol. 336. P. 151–157. <https://doi.org/10.1007/BF00010829>
- 76.Larose D.T., Larose C.D. Hierarchical and *k*-mean clustering. In: *Data mining and predictive analytics*. John Wiley & Sons, Inc, 2015. P. 523–530.
- 77.Law J.R. A review of the function and uses of, and factors affecting, stream phytobenthos. *Freshwater Reviews.* 2011. Issue 4. P. 135–166. <https://doi.org/10.1608/FRJ-4.1.448>
- 78.Leibold M.A., Hoyoak M., Mouquet N., Amarasekare P., Chas J.M., Hoopes M.F., Holt R.D., Shurin J.B., Law R., Tilman D., Loreau M., Gonzalez A. The metacommunity concept: a framework for multi-scale community ecology. *Ecology Letters.* 2004. Vol. 7. P. 601–613. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2004.00608.x>
- 79.Ludwig J.A., Reynolds J.F. Statistical ecology. A primer on methods and computing. New York: John Wiley and Sons, 1988. 368 p.
- 80.Mieczan T., Tarkowska-Kukuryk M., Ârva D. et al. The effect of epiphytic macroinvertebrates on microbial communities in different types of macrophyte-dominated shallow lakes. *Knowl. Manag. Aquat. Ecosyst.* 2018. Vol. 419, Article N 13. P. 1–13.
- 81.Mihaljević M., Špoljarić D., Stević F., Cvijanović V., Kutuzović B.H. The influence of extreme floods from the River Danube in 2006 on phytoplankton communities in a floodplain lake: Shift to a clear state. *Limnologica.* 2010. Vol. 40. P. 260–268. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2009.09.001>
- 82.Moss B., Booker I., Balls H., Manson K. Phytoplankton distribution in a temperate floodplain lake and river system. I. Hydrology, nutrient sources and

- phytoplankton biomass. *Journal of Plankton Research*. 1989. Vol. 11, N 4. P. 813–838. <https://doi.org/10.1093/plankt/11.4.813>
83. Mulholland P.J., Steinman A.D., Palumbo A.V. Influence of nutrients and grazing on the response of stream periphyton communities to a scour disturbance. *Journal of the North American Benthological Society*. 1991. Vol. 10. P. 127–142.
84. Odum E.P. *Fundamental of Ecology*. Sec. ed. Philadelphia, London: W.B. Saunders Company, 1959. 546 p.
85. Oksiyuk O.P., Davydov O.A., Karpezo Yu.I. Microphytobenthos as bioindicator of state of aquatic ecosystems. *Hydrobiological Journal*. 2011. Vol. 47, N 1. P. 72–85. <https://doi.org/10.1615/HydrobJ.v47.i1.70>
86. Oksiyuk O.P., Davydov O.A., Karpezo Yu.I. Sanitary and hydrobiological assessment of the state of the river section of the Kanev Reservoir in terms of the structural indices of microphytobenthos algae cenoses. *Hydrobiological Journal*. 2012. Vol. 48, N 5. P. 53–68. <https://doi.org/10.1615/HydrobJ.v48.i5.50>
87. Opsahl R.W., Wellnitz T., Poff L.N. Current velocity and invertebrate grazing regulate stream algae: results of an in situ electrical exclusion. *Hydrobiologia*. 2003. Vol. 499. P. 135–145.
88. Passy S. Framework for community functioning synthesis of stress gradient and resource partitioning concepts. 2017. PeerJ 5:e3885. <https://doi.org/10.7717/peerj.3885>
89. Passy S.I. Diatom ecological guilds display distinct and predictable behavior along nutrient and disturbance gradients in running waters. *Aquatic Botany*. 2007. Vol. 86. P. 171–178. <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2006.09.018>
90. Passy S.I., Pan Y., Lowe R.L. Ecology of the major periphytic diatom communities from the Mesta River, Bulgaria. *International Review of*

- Hydrobiology*. 1999. Vol. 84. P. 129–174.
<https://doi.org/10.1002/iroh.199900017>
91. Plenković-Moraj, Kralj K., Gligora M. Effect of current velocity on diatom colonization on glass slides in unpolluted headwater creek. *Periodicum Biologorum*. 2008. Vol. 110. P. 291–295.
 92. Poff N.L., Wellnitz T., Monroe J.B. Redundancy among three herbivorous insects across an experimental current velocity gradient. *Oecologia*. 2003. Vol. 134. P. 262–269.
 93. Rimet F., Bouchez A. Life-forms, cell-sizes and ecological guilds of diatoms in European rivers. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*. 2012. Vol. 406. P. 1–14. <https://doi.org/10.1051/kmae/2012018>
 94. Rocha C., Galvão H., Barbosa A. Role of transient silicon limitation in the development of cyanobacteria blooms in the Guadiana estuary, south-western Iberia. *Marine Ecology Progress Series*. 2002. Vol. 228. P. 35–45.
 95. Rodrigues L., Bicudo D. De C. Similarity among periphyton algal communities in a lentic-lotic gradient of the upper Paraná river floodplain, Brazil. *Revta brasil. Bot. São Paulo*, 2001. V. 24, N 3. P. 235–248.
 96. Rutherford J.C., Scarsbrook M.R., Broekhuizen N. Grazer control of stream algae: modeling temperature and flood effects. *Journal of Environmental Engineering*. 2000. Vol. 126. P. 331–339.
 97. Semenyuk N.Ye., Davydov O.A., Hryhoriyeva H.Ye, Zhorova A.V, Koziychuk E.Sh. Process of *Typha angustifolia* L. colonization by algae of various ecological groups in the river section of the Kaniv Reservoir (the Dnieper River, Ukraine). *Hydrobiol. J.* 2026. Vol. 62, N 1. P. 3–23.
<https://doi.org/10.1615/HydrobJ.v62.i1.10>
 98. Semenyuk N.Ye., Shcherbak V.I., Shelyuk Yu.S. Patterns of contour algal communities' functioning in aquatic ecosystems of the Dnieper basin (Ukraine)

- under different alternative stable regimes. *Український журнал природничих наук*. 2024. № 8. С. 231–244.
99. Semenyuk N.Ye., Shcherbak V.I. Structural and functional organization of phytoepiphyton of the Dnieper reservoirs and factors influencing its development. Report 1. Role of some hydrophysical factors. *Hydrobiological Journal*. 2016. Vol. 52, N 5. P. 3–17.
 100. Semenyuk N.Ye., Shcherbak V.I. Structural and functional organization of phytoepiphyton of the Dnieper Reservoirs and factors influencing its development. Report 2. Role of hydrological and hydrochemical factors. *Hydrobiological Journal*. 2017. Vol. 53, N 2. P. 3–15.
 101. Sereda T.M., Gromova Yu.F. Seasonal pattern of plankton drift in the estuarine section of the Desna River in the riverbed–floodplain system: mechanisms of biofund exchange. *Hydrobiological Journal*. 2022. Vol. 58, N 1. P. 3–14. <https://doi.org/10.1615/HydrobJ.v58.i1.10>
 102. Sereda T.M., Manturova O.V., Usov O.Ye. Patterns of phytoplankton and microphytobenthos development in channel ecotones in the Goryn River. *Hydrobiological Journal*. 2024. Vol. 60, N 1. P. 28–42. <https://doi.org/10.1615/HydrobJ.v60.i1.20>
 103. Shcherbak V.I., Yakushin V.M., Zadorozhnaya A.M., Semenyuk N.Ye., Linchuk M.I. Seasonal and interannual dynamics of phytoplankton, phytomicroepiphyton, and nutrients content in the River Section of the Kanev Reservoir. *Hydrobiological Journal*. 2016. Vol. 52, N 1. P. 49–61. <https://doi.org/10.1615/HydrobJ.v52.i1.50>
 104. Shevchenko T.F. Distribution of periphyton algae of the Dnieper reservoirs depending on the type of substratum. *Hydrobiological Journal*. 2011. Vol. 47, N 3. P. 3–13. <https://doi.org/10.1615/HydrobJ.v47.i3.10>

105. Shevchenko T.F., Klochenko P.D., Kharchenko G.V., Gorbunova Z.N. Structure of the communities of epiphyton algae in water bodies differing in the level of contamination. *Hydrobiological Journal*. 2023. Vol. 59, N 5. P. 41–63.
106. Shevchenko T.F., Klochenko P.D., Timchenko V.M., Dubnyak S.S. Epiphyton of a cascade plain reservoir under different hydrodynamic conditions. *Ecohydrology and Hydrobiology*. 2019. Vol. 19, Issue 3. P. 407–416. <https://doi.org/10.1016/j.ecohyd.2019.01.006>
107. Silknetter S., Creed R.P., Brown B.L. et al. Positive biotic interactions in freshwaters: A review and research directive. *Freshwater Biology*. 2020. Vol. 65. P. 811–832.
108. Sládeček V. System of water quality from the biological point of view. *Archiv für Hydrobiologie Ergebnisse Limnol*. 1973. Vol. 7. P. 1–218.
109. Soininen J., Heino J. Relationships between local population persistence, local population persistence, local abundance and regional occupancy of species: distribution patterns of diatoms in boreal streams. *Journal of Biogeography*. 2005. Vol. 32. P. 1971–1978. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2005.01342.x>
110. Sørensen T. A method of establishing groups of equal amplitude in plant sociology based on similarity of species content and its application to analyses of the vegetation of Danish commons. *Kongelige Danske Videnskabernes Selskab Biologiske Skrifter*. 1948. Vol. 5, Issue 4. 1–46.
111. Steinman A.D. Effects of grazers on freshwater benthic algae. *Algal Ecology: Freshwater Benthic Ecosystems*. Ed. by R.J. Stevenson, M.L. Bothwell, R.L. Lowe. San Diego: Academic Press, 1996. P. 341–373.

112. Stevenson R.J. The stimulation and drag of current. *Algal Ecology: Freshwater Benthic Ecosystems*. Ed. by R.J. Stevenson, M.L. Bothwell, R.L. Lowe. San Diego: Academic Press, 1996. P. 321–341.
113. Triemer R.E., Fritz L. Structure and operation of the feeding apparatus in a colorless Euglenoid, *Entosiphon sulcatum*. *J. Protozool.* 1987. Vol. 34, N 1. P. 39–47.
114. Usenko O.M., Sakevich A.I. Allelopathic influence of higher aquatic plants on the functional activity of plankton algae. *Hydrobiol. J.* 2005. Vol. 41, N 3. P. 54–66. <https://doi.org/10.1615/HydrobJ.v41.i3.60>
115. Van Dam H., Mertens A., Sinkeldam J. A coded checklist and ecological indicator values of freshwater diatoms from the Netherlands. *Netherlands Journal of Aquatic Ecology*. 1994. Vol. 28, Issue. 1. P. 117–133.
116. Vilmi A., Tolonen K.T., Karjalainen S.M., Heino J. Metacommunity structuring in a highly-connected aquatic system: effects of dispersal, abiotic environment and grazing pressure on microalgal guilds. *Hydrobiologia*. 2017. Vol. 790. P. 125–140. <https://doi.org/10.1007/s10750-016-3024-z>
117. Welch P.S. Limnology. New York and London: McGraw-Hill Book Company, Inc., 1952.
118. Werner F.J., Matthiessen B. Warming has stronger direct than indirect effect on benthic microalgae in a seaweed system in spring. *Marine Biology*. 2017. Vol. 164. P. 1–10.
119. Wetzel C. E., Bicudo D. de C., Ector L., Lobo E. A., Soininen J., Landeiro V. L., Bini, L. M. Distance decay of similarity in neotropical diatom communities. *PLoS ONE*. 2012. Vol. 7, N 9. e45071. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0045071>
120. Wilson S.J., Ricciardi A. Epiphytic macroinvertebrate communities on Eurasian watermilfoil (*Myriophyllum spicatum*) and native

- milfoils *Myriophyllum sibiricum* and *Myriophyllum alterniflorum* in eastern North America. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 2009. Vol. 66. P. 18–30.
121. Wojciechowska W., Pasztaleniec A., Solis M., Turczyński M., Dawidek J. Phytoplankton of the two river lakes in relation to flooding period (River Bug, Eastern Poland). *Polish Journal of Ecology*. 2005. Vol. 53, N 3. P. 419–425.
122. Zadorozhna H., Semeniuk N., Shcherbak V. Interaction between phytoplankton and epiphytic algae in the Kaniv Water Reservoir (Ukraine). *International Letters of Natural Sciences*. 2017. Vol. 61. P. 56–68. <https://doi.org/10.18052/www.scipress.com/ILNS.61.56>
123. Zaytsev Yu.P. On contour structure of biosphere. *Hydrobiological Journal*. 2015. Vol. 51, N 3. P. 3–24. <https://doi.org/10.1615/HydrobJ.v51.i3.10>
124. Zhorova A.V., Hryhoriyeva H.Ye., Semenyuk N.Ye., Davydov O.A., Koziychuk E.Sh. Spatial dynamics and interrelations of contour algal communities in the upper section of the Kaniv Reservoir (Dnieper River, Ukraine). *Hydrobiol. J.* 2025. Vol. 61, N 4. P. 3–23. <https://doi.org/10.1615/HydrobJ.v61.i4>

Продовж. дод. А

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
13	<i>Gloeocapsa</i> sp.	+	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-
Leptolyngbyales												
Leptolyngbyaceae												
14	<i>Planktolingbya limnetica</i> (Lemmermann) Komárková-Legnerová & Cronberg	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-
Nostocales												
Aphanizomenonaceae												
15	<i>Anabaena</i> sp.	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-
16	<i>Anabaena sphaerica</i> Bornet & Flahault	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-
17	<i>Aphanizomenon flos-aquae</i> Ralfs ex Bornet & Flahault	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-
18	<i>Dolichospermum flos-aquae</i> (Bornet & Flahault) P.Wacklin, L.Hoffmann & Komárek	-	-	-	+	-	+	+	-	-	+	-
19	<i>Dolichospermum scheremetieviae</i> (Elenkin) Wacklin, L.Hoffmann & Komárek, nom. inval.	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-
Oscillatoriales												
Microcoleaceae												
20	<i>Lyngbya aestuarii</i> Liebman ex Gomont	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-
21	<i>Lyngbya</i> sp.	-	-	-	-	-	+	+	+	-	-	+
22	<i>Planktothrix agardhii</i> (Gomont) Anagnostidis & Komárek	+	+	+	+	+	+	+	-	+	-	-
Oscillatoriaceae												
23	<i>Oscillatoria limnetica</i> Lemmermann	-	+	+	-	-	-	-	-	+	-	+
24	<i>Oscillatoria limosa</i> C.Agardh ex Gomont	-	-	+	-	-	-	+	-	-	-	-
25	<i>Oscillatoria</i> sp.	+	+	-	+	-	+	+	+	+	-	-
26	<i>Oscillatoria tenuis</i> C.Agardh ex Gomont	-	-	+	-	-	-	-	-	-	+	+
27	<i>Oscillatoria princeps</i> Vaucher ex Gomont	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-

Продовж. дод. А

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
28	<i>Phormidium</i> sp.	-	-	+	+	-	-	+	-	-	-	-
29	<i>Phormidium granulatum</i> (N.L.Gardner) Anagnostidis	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-
Spirulinales												
Spirulinaceae												
30	<i>Spirulina</i> sp.	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-
31	<i>Spirulina minima</i> Würtz	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-
BACILLARIOPHYTA												
Bacillariophyceae												
Achnanthales												
Achnanthidiaceae												
32	<i>Achnanthidium affine</i> (Grunow) Czarnecki	-	-	-	-	-	+	-	+	+	-	+
33	<i>Achnanthidium lineare</i> W.Smith	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
34	<i>Achnanthidium minutum</i> Cleve	-	-	+	-	-	+	-	+	+	-	+
35	<i>Crenotia gibberula</i> (Grunow) Wojtal	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-
36	<i>Gogorevia constricta</i> (Torka) Kulikovskiy & Kociolek	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-
37	<i>Gogorevia exilis</i> (Kützing) Kulikovskiy & Kociolek	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-
38	<i>Gogorevia heterovalva</i> (Krasske) Tseplik & Chudaev	+	+	-	+	-	+	-	+	+	+	+
39	<i>Karayevia clevei</i> (Grunow) Bukhtiyarova	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-
40	<i>Lemnicola hungarica</i> (Grunow) Round & Basson	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
41	<i>Planothidium capitatum</i> (O.Müller) Van de Vijver,	-	-	-	-	-	+	-	+	+	-	-
42	<i>Planothidium delicatulum</i> (Kützing) Round & Bukhtiyarova	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-
43	<i>Planothidium ellipticum</i> (Cleve) M.B.Edlund	+	+	+	+	+	+	+	+	+	-	+
44	<i>Planothidium hauckianum</i> (Grunow) Bukhtiyarova	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
45	<i>Planothidium lanceolatum</i> (Brébisson ex Kützing) Lange-Bertalot	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
46	<i>Planothidium lanceolatum</i> f. <i>ventricosum</i> (Hustedt) Bukhtiyarova	+	+	+	-	-	-	+	+	+	-	+
47	<i>Planothidium rostratum</i> (Østrup) Lange-Bertalot	-	-	+	-	-	-	-	+	+	-	+

Продовж. дод. А

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
69	<i>Brebissonia lanceolata</i> (C.Agardh) R.K.Mahoney & Reimer	+	+	+	+	+	+	-	+	+	+	+
70	<i>Cymbella affinis</i> Kützing	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	+
71	<i>Cymbella aspera</i> (Ehrenberg) Cleve	+	-	+	+	+	+	-	+	+	+	-
72	<i>Cymbella cistula</i> (Ehrenberg) O.Kirchner	+	+	+	-	-	+	+	+	+	+	+
73	<i>Cymbella cymbiformis</i> C.Agardh	+	+	+	+	+	+	-	+	+	+	+
74	<i>Cymbella helvetica</i> Kützing	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-
75	<i>Cymbella tumida</i> (Brébisson) Van Heurck	+	+	+	+	-	+	-	+	+	+	+
76	<i>Cymboppleura reinhardtii</i> (Grunow) Krammer	-	+	-	-	-	-	-	+	+	-	-
77	<i>Cymboppleura naviculiformis</i> (Auerswald ex Heiberg) Krammer	-	-	-	-	-	-	-	+	-	+	+
78	<i>Placoneis elginensis</i> (W.Gregory) E.J.Cox	+	+	-	+	-	-	-	+	+	+	+
79	<i>Placoneis exigua</i> (W.Gregory) Mereschkovsky	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+
80	<i>Placoneis gastrum</i> (Ehrenberg) Mereschkowsky	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	+
Cymbellales incertae sedis												
81	<i>Gomphonella olivacea</i> (Hornemann) Rabenhorst	-	-	+	-	-	-	-	+	+	+	+
Gomphonemataceae												
82	<i>Encyonema elginense</i> (Krammer) D.G.Mann	+	+	+	+	-	+	-	+	+	+	+
83	<i>Encyonema leibleinii</i> (C.Agardh) W.J.Silva, R.Jahn, T.A.V.Ludwig, & M.Menezes	+	+	+	+	+	+	-	+	+	+	+
84	<i>Encyonema ventricosum</i> (C. Agardh) Grunoff	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
85	<i>Gomphonema acuminatum</i> Ehrenberg	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
86	<i>Gomphonema angustatum</i> (Kützing) Rabenhorst	+	+	+	+	-	+	+	+	+	+	+
87	<i>Gomphonema angustatum</i> var. <i>undulatum</i> Grunow	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-
88	<i>Gomphonema angustum</i> C.Agardh	-	-	-	-	-	-	+	+	-	-	-
89	<i>Gomphonema augur</i> Ehrenberg	+	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+
90	<i>Gomphonema capitatum</i> Ehrenberg	+	+	+	+	-	-	+	+	+	+	+
91	<i>Gomphonema dichotomum</i> Kützing	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-
92	<i>Gomphonema grunowii</i> R.M.Patrick & Reimer	+	+	+	-	-	+	+	+	+	+	-

Продовж. дод. А

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
116	<i>Eunotia lunaris</i> (Ehrenberg) Grunow	-	+	-	-	-	-	+	+	+	+	+
117	<i>Eunotia minor</i> (Kützing) Grunow	-	-	-	-	-	-	-	+	+	-	-
118	<i>Eunotia monodon</i> Ehrenberg	-	-	-	-	-	-	-	+	+	+	+
119	<i>Eunotia arcus</i> Ehrenberg	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-
Fragilariales												
Fragilariaceae												
120	<i>Fragilaria capucina</i> Desmazières	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-
121	<i>Fragilaria crotonensis</i> Kitton	-	-	-	-	-	-	+	-	-	+	+
122	<i>Fragilaria fragilarioides</i> (Grunow) Cholnoky	+	-	-	-	-	-	-	+	-	+	-
123	<i>Fragilaria intermedia</i> (Grunow) Grunow	+	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+
124	<i>Fragilaria rumpens</i> (Kützing) G.W.F. Carlson	-	-	+	-	-	+	-	+	+	+	-
125	<i>Fragilaria rumpens</i> var. <i>scotica</i> (Grunow) Cleve-Euler	-	+	-	-	-	+	-	+	-	-	-
126	<i>Fragilaria vaucheriae</i> (Kützing) J.B. Petersen	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
127	<i>Fragilaria brevistriata</i> var. <i>capitata</i> Héribaud	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+
128	<i>Fragilariforma constricta</i> (Ehrenberg) D.M. Williams & Round	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-
129	<i>Fragilariforma mesolepta</i> (Rabenhorst) Kharitonov	+	+	+	-	-	+	-	+	-	-	-
130	<i>Fragilariforma virescens</i> (Ralfs) D.M. Williams & Round	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-
131	<i>Punctastriata lancettula</i> (Schumann) P.B. Hamilton & Siver	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-
132	<i>Synedra familiaris</i> Kützing	-	-	-	-	-	-	+	+	-	-	-
133	<i>Synedra</i> sp.	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-
Staurosiraceae												
134	<i>Opephora martyi</i> var. <i>polymorpha</i> (Jouravleva) Proshkina-Lavrenko	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
135	<i>Pseudostaurosira brevistriata</i> (Grunow) D.M. Williams & Round	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
136	<i>Staurosira binodis</i> (Ehrenberg) Lange-Bertalot	+	-	-	+	-	+	+	+	+	+	+
137	<i>Staurosira construens</i> Ehrenberg	+	-	+	+	-	+	+	+	+	+	+
138	<i>Staurosira construens</i> var. <i>capitata</i> (Héribaud) Bukhtiyarova	-	-	-	-	-	-	-	-	+	+	+
139	<i>Staurosira venter</i> (Ehrenberg) Cleve & J.D. Möller	-	+	-	+	-	-	-	+	+	+	+

Продовж. дод. А

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
140	<i>Staurosirella martyi</i> (Héribaud) Morales & Manoylov	+	+	+	+	+	+	-	+	+	+	+
141	<i>Staurosirella leptostauron</i> (Ehrenberg) D.M.Williams & Round	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-
142	<i>Staurosirella pinnata</i> (Ehrenberg) D.M.Williams & Round	+	+	+	+	+	-	+	+	+	+	+
Licmophorales												
Ulnariaceae												
143	<i>Ctenophora pulchella</i> (Ralfs ex Kützing) D.M.Williams & Round	-	+	-	+	-	-	-	+	+	+	+
144	<i>Tabularia affinis</i> var. <i>acuminata</i> (Grunow) Aboal	+	+	+	-	-	-	+	+	+	+	+
145	<i>Tabularia tabulata</i> (C.Agardh) Snoeijs	+	-	+	+	-	+	+	+	+	+	+
146	<i>Ulnaria acus</i> (Kützing) Aboal	+	+	+	+	-	+	+	-	+	+	+
147	<i>Ulnaria aequalis</i> (Kützing) D.M.Williams & Van de Vijver	+	-	+	+	-	-	-	-	-	-	+
148	<i>Ulnaria capitata</i> (Ehrenberg) Compère	+	-	-	+	+	-	-	-	-	-	+
149	<i>Ulnaria oxyrhynchus</i> (Kützing) Aboal	+	-	-	-	-	-	-	+	-	-	+
150	<i>Ulnaria ulna</i> (Nitzsch) Compère	+	+	+	+	-	+	+	+	+	+	+
151	<i>Ulnaria amphirhynchus</i> (Ehrenberg) Compère & Bukhtiyarova	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-
152	<i>Ulnaria biceps</i> (Kützing) Compère	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
153	<i>Ulnaria danica</i> (Kützing) Compère & Bukhtiyarova	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Naviculales												
Amphipleuraceae												
154	<i>Amphipleura pellucida</i> (Kützing)	+	-	-	-	-	-	-	-	+	+	+
155	<i>Frustulia vulgaris</i> (Thwaites) De Toni	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-
156	<i>Halamphora veneta</i> (Kützing) Levkov	+	+	+	+	+	+	+	+	+	-	+
Diploneidaceae												
157	<i>Diploneis ovalis</i> (Hilse) Cleve	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	+
Naviculaceae												
158	<i>Caloneis bacillum</i> (Grunow) Cleve	-	-	-	-	-	+	+	+	-	-	-
159	<i>Caloneis amphisbaena</i> (Bory) Cleve	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	+
160	<i>Caloneis silicula</i> (Ehrenberg) Cleve	+	+	-	-	-	+	-	+	-	-	+

Продовж. дод. А

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
185	<i>Pinnularia microstauron</i> (Ehrenberg) Cleve	-	+	-	+	-	-	-	-	+	+	-
186	<i>Pinnularia</i> sp.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+
187	<i>Pinnularia sudetica</i> Hilse	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-
188	<i>Pinnularia viridis</i> (Nitzsch) Ehrenberg	-	-	-	+	-	-	+	-	+	-	+
Sellaphoraceae												
189	<i>Fallacia pygmaea</i> (Kützing) Stickle & D.G.Mann	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-
190	<i>Sellaphora parapupula</i> Lange-Bertalot	-	-	+	+	-	+	+	+	+	+	+
191	<i>Sellaphora pupula</i> (Kützing) Mereschkovsky	-	-	+	-	-	-	-	+	+	+	+
192	<i>Sellaphora bacillum</i> (Ehrenberg) D.G.Mann	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	+
Stauroneidaceae												
193	<i>Craticula halophila</i> (Grunow) D.G.Mann	-	+	+	-	-	+	+	-	-	-	-
194	<i>Craticula halophila</i> var. <i>subcapitata</i> (Østrup) Czarnecki	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-
195	<i>Luticola mutica</i> (Kützing) D.G.Mann	-	-	-	-	+	-	+	+	-	-	-
196	<i>Luticola ventricosa</i> (Kützing) D.G.Mann	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
197	<i>Prestauroneis protracta</i> (Grunow) Kulikovskiy & Glushchenko	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	+
198	<i>Stauroneis anceps</i> Ehrenberg	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-
Rhabdonematales												
Tabellariaceae												
199	<i>Meridion constrictum</i> Ralfs	+	+	+	-	-	+	+	+	+	+	+
200	<i>Asterionella formosa</i> Hassall	-	-	-	-	-	-	-	+	+	-	+
201	<i>Diatoma elongata</i> (Lyngbye) C.Agardh	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	+
202	<i>Diatoma vulgaris</i> Bory	-	-	+	-	-	+	-	+	+	+	-
Rhopalodiales												
Rhopalodiaceae												
203	<i>Epithemia adnata</i> (Kützing) Brébisson	+	+	+	+	+	-	-	-	+	-	-
204	<i>Epithemia gibba</i> (Ehrenberg) Kützing	+	+	+	+	-	+	+	+	+	+	+
205	<i>Epithemia porcellus</i> Kützing	+	+	-	+	-	+	-	-	+	-	+

Продовж. дод. А

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
284	<i>Oocystis</i> sp.	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-
285	<i>Oocystis borgei</i> J.W.Snow	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-
286	<i>Oocystis lacustris</i> Chodat	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-
287	<i>Oocystis parva</i> West & G.S.West	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-
Trebouxiophyceae ordo incertae sedis												
Trebouxiophyceae incertae sedis												
288	<i>Crucigenia quadrata</i> Morren	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-
289	<i>Lemmermannia tetrapedia</i> (Kirchner) Lemmermann	+	+	+	-	-	+	+	-	-	-	-
290	<i>Lemmermannia triangularis</i> (Chodat) C.Bock & Krienitz	+	+	+	-	-	+	-	-	-	+	-
Ulvophyceae												
Ulotrichales												
<i>Ulotrichaceae</i>												
291	<i>Ulothrix</i> sp.	-	-	+	-	-	-	+	-	+	+	-
292	<i>Ulothrix tenerrima</i> (Kützing) Kützing	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-
EUGLENOPHYTA												
Entosiphonea												
Entosiphonida												
Entosiphonidae												
293	<i>Entosiphon sulcatus</i> (Dujardin) F.Stein	-	-	-	-	+	+	-	-	-	-	+
Euglenales												
Euglenaceae												
294	<i>Euglena limnophila</i> var. <i>swirenkoi</i> (Arnoldi) T.G.Popova	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-
295	<i>Euglena</i> sp.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+
296	<i>Euglena spirogyra</i> Ehrenberg	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+
297	<i>Euglena hemichromata</i> Skuja	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-
298	<i>Trachelomonas granulosa</i> Playfair	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
299	<i>Trachelomonas hispida</i> (Perty) F.Stein	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-

Продовж. дод. А

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
300	<i>Trachelomonas intermedia</i> P.A.Dangeard	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
301	<i>Trachelomonas ornata</i> Skvortsov	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	+
302	<i>Trachelomonas</i> sp.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+
303	<i>Trachelomonas volvocina</i> (Ehrenberg) Ehrenberg	-	+	-	-	+	-	+	-	-	-	-
304	<i>Trachelomonas oblonga</i> Lemmermann	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-
Phacaceae												
305	<i>Lepocinclis</i> sp.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-
306	<i>Lepocinclis cylindrica</i> (Korshikov) W.Conrad	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+
307	<i>Lepocinclis ovum</i> (Ehrenberg) Lemmermann	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-
308	<i>Monomorphina pyrum</i> (Ehrenberg) Mereschkowsky	+	-	-	-	-	-	+	-	+	-	-
309	<i>Phacus acuminatus</i> A.Stokes	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-
310	<i>Phacus caudatus</i> Hübner	+	+	-	-	-	+	+	+	+	+	+
311	<i>Phacus orbicularis</i> Hübner	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	+
312	<i>Phacus</i> sp.	+	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-
313	<i>Phacus curvicauda</i> Svirenko	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-
Peranemea												
Natomonadida												
Astasiidae												
314	<i>Rhabdomonas</i> sp.	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-

Додаток Б. Акт впровадження матеріалів дисертаційної роботи

Національна академія наук України

ОЛЕКСАНДРІЯ

Державний дендрологічний парк

Дендропарк «Олександрія»
м. Біла Церква - 13, Київська
область, Україна, 09113

ЄДРПОУ: 03534340

тел./факс: (0456) 34-05-47
alexandriapark@ukr.net
www.alexandria-park.com.ua

«18» 05 2026р.



The National Academy of Sciences of Ukraine

OLEXANDRIA

The State Dendrological Park

09113, Ukraine, Kiev region,
Bila Tserkva — 13,
Dendrological park «Olexandria»

03534340

tel./fax: (0456) 34-05-47
alexandriapark@ukr.net
www.alexandria-park.com.ua

№ 119

АКТ ПРО ВПРОВАДЖЕННЯ результатів науково-дослідної роботи та матеріалів дисертаційної роботи

Даним актом підтверджується, що результати досліджень за темою «Метаугруповання різнотипних водних об'єктів: особливості взаємодій вільноживучих та симбіотичних складових локальних угруповань гідробіонтів планктону та бентосу», отримані науковцями Відділу санітарної гідробіології та гідропаразитології Інституту гідробіології НАН України та матеріали дисертаційної роботи «Просторово-часова динаміка фітоепіфітону лотичних та лентичних екосистем», виконаної аспіранткою Інституту гідробіології НАН України А. В. Жоровою щодо видового різноманіття водоростей-обростань (фітоепіфітону) вищих водяних рослин на ділянках річки Рось, які протікають територією дендропарку «Олександрія» НАН України (Білоцерківське середнє водосховище), будуть використані при оцінці екологічного стану ділянок річки Рось, інвентаризації та заходів зі збереження біорізноманіття водойм об'єкта ПЗФ загальнодержавного значення - дендропарк «Олександрія» НАН України.

Директор Державного дендрологічного
парку «Олександрія» НАН України, к.б.н.



Наталія БОЙКО

Додаток В. Список публікацій здобувача

Статті у закордонних виданнях, індексованих у базах даних Web of Science Core Collection та/або Scopus

1. **Zhorova A.V.**, Hryhoriyeva H.Ye., Semenyuk N.Ye., Davydov O.A., Koziychuk E.Sh. Spatial dynamics and interrelations of contour algal communities in the upper section of the Kaniv Reservoir (Dnieper River, Ukraine). *Hydrobiol. J.* 2025. Vol. 61, N 4. P. 3–23. <https://doi.org/10.1615/HydrobJ.v61.i4> (Участь у натурних дослідженнях, камеральне опрацювання проб фітоепіфітону, участь в узагальненні матеріалів та написанні статті)
2. Semenyuk N.Ye., Davydov O.A., Hryhoriyeva H.Ye., **Zhorova A.V.**, Koziychuk E.Sh. Process of *Typha angustifolia* L. colonization by algae of various ecological groups in the river section of the Kaniv Reservoir (the Dnieper River, Ukraine). *Hydrobiol. J.* 2026. Vol. 62, N 1. P. 3–23. <https://doi.org/10.1615/HydrobJ.v62.i1.10> (Участь у натурних дослідженнях, камеральне опрацювання проб фітоепіфітону, участь в узагальненні матеріалів та написанні статті)

Статті у наукових фахових виданнях України

3. **Жорова А.В.** Якісний склад та просторовий розподіл фітоепіфітону р. Рось та її допливів (Україна). *Альгологія*. 2025. Т. 35, № 2. С. 128–147. <https://doi.org/10.15407/alg35.02.128>

Матеріали конференцій і тези доповідей

4. **Жорова А.В.**, Джус П.П. Підходи до оцінки якості води річки Протока за діатомовими водоростями фітоепіфітону. *Сучасна гідроекологія: місце наукових досліджень у вирішенні актуальних проблем*: зб. наук. праць матеріали VI наук.-практ. конф. молодих вчених (Київ, 10–11 жовтня 2023 р.). Київ: Інститут гідробіології НАН України, 2023. С. 53–56.

5. **Жорова А.В.** Фітоепіфітон як біологічний індикатор кисневого режиму різнотипних ділянок Канівського водосховища. *Перспективи гідроекологічних досліджень в контексті локальних та глобальних наслідків ведення воєнних дій: матеріали ІХ з'їзду Гідроекологічного товариства України (18–20 вересня, 2024, м. Дніпро). Дніпро, 2024. С. 27–30.*
6. Григор'єва Г.Є., **Жорова А.В.**, Давидов О.А., Козійчук Е.Ш. Контурні водоростеві угруповання річкової ділянки Канівського водосховища (Україна). *Тернопільські біологічні читання – Ternopil Bioscience – 2024: Матеріали VII Міжнародної науково-практичної конференції, присвяченої 95-річчю від дня народження відомого вченого фізіолога, мікробіолога і популяризатора науки, професора Кузьми Миколайовича Векірчика, 18–19 квітня, 2024, м. Тернопіль. Тернопіль: Вектор, 2024. С. 317–323.*
7. Давидов О. А., Козійчук Е. Ш., Григор'єва Г. Є., **Жорова А. В.** Домінуючі комплекси мікрофітобентосу та фітоепіфітону заток Верхньої ділянки Канівського водосховища. *Science and society: modern trends in a changing world: Proceedings of the 2nd International scientific and practical conference, January 22–24, 2024, Viena, Austria: MDPC Publishing. 2024. MDPC Publishing. Vienna, Austria. 2024. Pp. 61–64.*

Продовж. Дод. В
Апробація результатів дисертації

Основні положення роботи викладено та обговорено на науково-практичних конференціях різного рівня:

1. VI науково-практична конференція молодих вчених «Сучасна гідроекологія: місце наукових досліджень у вирішенні актуальних проблем» (Київ, 2023, форма участі – усна доповідь);
2. IX з'їзд Гідроекологічного товариства України «Перспективи гідроекологічних досліджень в контексті локальних та глобальних наслідків ведення воєнних дій» (Дніпро, 2024, форма участі – усна доповідь);
3. VII Міжнародна науково-практична конференція «Тернопільські біологічні читання – Ternopil Bioscience – 2024» (Тернопіль, 2024, форма участі – публікація тез);
4. 2nd International scientific and practical conference «Science and society: modern trends in a changing world» (Viena, Austria, 2024, форма участі – публікація тез).