ЖИТОМИРСЬКИЙ ДЕРЖАВНИЙ УНІВЕРСИТЕТ ІМЕНІ ІВАНА ФРАНКА
МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ
ІНСТИТУТ ГІДРОБІОЛОГІЇ
НАЦІОНАЛЬНА АКАДЕМІЯ НАУК УКРАЇНИ

Кваліфікаційна наукова
праця на правах рукопису

ШЕЛЮК ЮЛІЯ СВЯТОСЛАВІВНА

УДК: 582.26/27 (282.247.322)

ДИСЕРТАЦІЯ

ФІТОПЛАНКТОН РІЗНОТИПНИХ ВОДНИХ ЕКОСИСТЕМ ПОЛІССЯ

03.00.17 – гідробіологія
Біологічні науки

Подається на здобуття наукового ступеня доктора біологічних наук

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

Ю. С. Шелюк

Науковий консультант – Щербак Володимир Іванович, доктор біологічних наук, професор

Житомир - 2020

Анотація

Шелюк Ю.С. Фітопланктон різнотипних водних екосистем Полісся. – Кваліфікаційна наукова праця на правах рукопису.

Дисертація на здобуття наукового ступеня доктора біологічних наук зі спеціальності 03.00.17 «Гідробіологія» (091 – Біологія). – Інститут гідробіології НАН України, Київ, 2020.

У водоймах і водотоках басейнів головних річок Полісся – Прип'яті і Тетерева ідентифіковано 812 видів водоростей (877 внутрішньовидових таксонів із номенклатурним типом виду включно, які належать до 15 класів, 43 порядків, 99 родин і 261 роду. У всіх типах водних об'єктів переважали зелені, діатомові й евгленові водорості. У найбільших водосховищах – Житомирському і Денишівському, більшості кар'єрів, а також Воронківському та Дідовому озерах на третьому місці за видовим багатством були синьозелені.

Уперше проведено порівняльний флористичний аналіз фітопланктону у типологічно різних водних екосистемах Полісся. Максимальну середню кількість видів і внутрішньовидових таксонів ідентифіковано у водосховищах (119). Другу позицію за видовим багатством фітопланктону займали річки (107), третю – водні екосистеми, які утворилися на місці затоплених кар'єрів (99). Найменшим середнім числом видів водоростей сформований планктон озер (58).

У мезотрофних водотоках домінуючі комплекси фітопланктону сформовані значним числом видів, серед яких провідними є різні види родів *Chlamydomonas*, *Cyclotella*, *Euglena*, *Peridinium*, *Trachelomonas*, *Oscillatoria.* Зі зростанням рівня трофії річок відбувається зростання ролі центричних діатомових *Cyclotella meneghiniana*, *C. stelligera* і *Stephanodiscus hantzschii.* У річках із частково зарегульованим стоком (Гнилоп'ять, Гуйва, Вілія) посилюється інтенсивність вегетації синьозеленої водорості *Aphanizomenon flos-aguae*. У річках із підвищеною кольоровістю (Уборть, Уж) у складі

домінантного комплексу трапляються представники золотистих водоростей *Chrysococcus rufescens*, *Pseudokephyrion pillidium* і *Kephyrion ovum*. У водосховищах домінуючий комплекс переважно формують різні види родів *Aphanizomenon*, *Oscillatoria*, *Anabaena*, *Cyclotella*, *Stephanodiscus*, *Synedra*, *Navicula*, *Nitzschia*, *Peridinium*, *Ceratium*, *Acutodesmus*, *Chlamydomonas*, *Phacotus* і *Coelastrum.*

В озерах домінуючі комплекси фітопланктону сформовані порівняно меншим числом видів, що найчастіше належать до родів *Peridinium*, *Peridiniopsis*, *Chlamydomonas*, *Crucigeniella*, *Cyclotella* і *Aulacoseira.*

Домінантні комплекси кар'єрів відрізняються індивідуальністю, свідченням якої є відсутність жодного спільного виду-домінанта та низькі коефіцієнти видової подібності (K_s=0,00–0,48). Це вказує на своєрідність формування домінантних комплексів водойм антропогенного походження. Переважно у їх складі зустрічаються: *Cyclotella meneghiniana*, *Chlamydomonas monadina*, *Ch. globosa*, *Coelastrum microporum* і *Microcystis aeruginosa.*

У ряду: річки → водосховища → озера → кар'єри зменшується частка видів-домінантів, а також видів із високою частотою трапляння (понад 50%), що пояснюється збільшенням монотонності умов існування при переході від лотичних умов до лентичних.

Середня за вегетаційні сезони біомаса фітопланктону та валова первинна продукція знижувалися в напрямку: водосховища → річки → кар'єри → озера. Середні показники інтенсивності фотосинтезу у водних екосистемах були в межах 0,51±0,09–7,90±0,53 мг O_2/(дм^3·добу), деструкції органічної речовини – 0,55±0,0–4,62±0,46 мг O_2/(дм^3·добу). За рахунок великих глибин і прозорості інтегральна первинна продукція була найвищою у водосховищах і кар'єрах.

Найвище інформаційне різноманіття властиве річковим екосистемам, його зменшення відбувається в напрямку річки → водосховища → озера → кар'єри.

Різноманіття фітопланктону та інтенсивність вегетації у водоймах і водотоках визначається особливостями біогенного та світлового режиму. Інтенсивність фотосинтезу і співвідношення продукційно-деструкційних процесів значною мірою залежать від вмісту біогенних елементів, гідрооптичних умов, морфометричних особливостей водойм і водотоків. Вплив сонячної радіації на інтенсивність фотосинтезу найбільше виражений у водних екосистемах лентичного типу.

Підтримання позитивної направленості балансу органічної речовини відносно неглибоких річок і водосховищ зумовлене інтенсивним прогрівом їх мілководь і великою оптичною глибиною цих водних об’єктів, оскільки глибина їх фотичного шару сягає дна. У водоймах, які утворилися на місці затоплених кар’єрів, та озерах важливим чинником, що визначає позитивний баланс органічної речовини, є високий вміст біогенів, зокрема загального азоту. Гетеротрофна фаза переважає в глибоких водосховищах – Житомирському і Денишівському, деяких кар’єрах і озері Горохівка, яке характеризується високою кольоровістю води.

У водних екосистемах із первинною продукцією тісно пов’язана деструкція органічної речовини. Найсильніше цей зв'язок виражений у водосховищах, що свідчить про високу швидкість включення новоутвореної органічної речовини в біотичний кругообіг. Інтенсивність деструкції органічної речовини пов’язана з *pH*, яка в свою чергу формується під впливом процесів синтезу та окиснення органічної речовини; кисневого режиму; температури води.

Екологічна ефективність використання сонячної енергії *U* у водних екосистемах кожного типу визначається інтенсивністю фотосинтезу (r=0,33–0,84), прозорістю вод (r=0,11–0,48), вмістом загального азоту (r=0,32–0,60). Пряма залежність цього показника від температури води є ще одним підтвердженням того, що ефективність функціонування автотрофної ланки й, власне, екосистем загалом може певною мірою змінюватися в умовах

глобальних кліматичних змін. Найсильніше залежність ефективності використання сонячної енергії від температури води виражена у водосховищах і кар'єрах. У річках та озерах вплив температурного чинника є слабшим, ніж в антропогенно змінених та штучних водних об'єктах, що пояснюється вищою стійкістю природних вод до дії чинників середовища та інтенсивним перебігом саморегуляторних процесів.

Інтенсивний перебіг процесів первинного продукування водних об'єктів забезпечується біогенним живленням, крім того, у річках та створених на них водосховищах – переважанням мілководних ділянок із властивою їм підвищеною швидкістю продукційних процесів.

З'ясовано, що високий рівень первинного продукування водоростевих угруповань із домінуванням зелених, діатомових, а також синьозелених і евгленових водоростей є найважливішим механізмом сукцесії фітопланктону штучних водойм, яка зумовлює формування нового типу водних екосистем.

Продукційні процеси у водних екосистемах Полісся виконують середовищеутворюючу роль, зміщуючи *pH* у лужний бік (r=0,40–0,58); змінюючи їх газовий (це підтверджують коефіцієнти кореляції між вмістом розчиненого у воді кисню і первинної продукцією: r=0,50–0,68) та світловий режими (зв'язок інтенсивності фотосинтезу з прозорістю води у річках і озерах прямий: r=0,44–0,58, у водосховищах і кар'єрах – зворотний: r= -0,51–-0,67). Експериментально доведено, що водорості планктону беруть участь у міграції хімічних елементів, зокрема кремнію.

З'ясовано, що у водних екосистемах із високим трофічним рівнем відбувається зміщення максимумів біомаси і первинної продукції від весни-літа до кінця літа – початку осені, що пов'язано зі змінами температури впродовж останніх десятиріч та подовженням вегетаційного сезону. У кар'єрах, не залежно від рівня трофії, спостерігали по декілька максимумів інтенсивності продукційних процесів. Поява додаткових піків продуктивності фітопланктону обумовлена змінами його структури.

Зі зростанням рівня трофії відбувається збільшення інтенсивності первинної продукції, деструкції органічної речовини й ефективності утилізації сонячної енергії, а також зміни абіотичних параметрів вод: *pH*, прозорості, кольоровості, вмісту розчиненого у воді кисню, вмісту загального азоту.

Оцінка рівня органічного забруднення водної товщі водойм та водотоків за середніми значеннями індексів сапробності показала, що переважно вони відповідають II класу якості вод. Погіршення якості води спостерігали в окремих водних екосистемах усіх типів. Найнижчі значення індексів сапробності відмічали в озерах.

Розраховані індекси зрілості свідчать про те, що у лентичних екосистемах переважають «молодші» сукцесійні стани в порівнянні з лотичними. Цьому сприяють високий вміст біогенів, у водосховищах і кар'єрах – ще й відносно короткий період їх існування, а в озерних – низькі кількісні показники фітопланктону.

Проведена адаптація загальновідомих методів визначення первинної продукції у водних екосистемах з різним ступенем антропогенного впливу та з урахуванням особливостей фізико-хімічних і гідрологічних характеристик водних об'єктів. Показано, що об'єктивна оцінка продукційно-деструкційних процесів у різнотипних водних об'єктах із високим рівнем первинного продукування навіть при показниках біомаси фітопланктону нижче 15 мг/дм^3 неможлива без урахування даних короткотривалих дослідів із визначення первинної продукції і деструкції органічної речовини. Досить надійним для визначення первинної продукції водотоків є балансовий метод.

Ключові слова: фітопланктон, первинна продукція, потоки енергії, басейни Прип'яті і Тетерева, Полісся, річки, озера, водосховища, кар'єри.

Summary

Shelyuk Yu.S. Phytoplankton of diverse aquatic ecosystems within Polesye region. – Manuscript

Thesis for the degree of Doctor of Biological Sciences in the specialty 03.00.17 "Hydrobiology" (091 – Biology). – Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine, Kyiv, 2020.

A total of 812 algal species (877 infraspecific taxa) from 15 classes, 43 orders, 99 families and 216 genera were identified in lakes and rivers within basins of the Prypiat River and the Teteriv River – the main rivers of Polesye. All types of waterbodies were predominated by green algae, diatoms and euglena algae. In the largest water reservoirs – Zhytomyrske Water Reservoir and Denyshyvske Water Reservoir, most quarries, and in Voronkivske Lake and Didove Lake blue-green algae were in the third place according to species richness.

Comparative floristic analysis of phytoplankton in typologically different aquatic ecosystems of Polesye has been performed for the first time. The highest average number of species and infraspecific taxa has been identified in water reservoirs (119). The second position in the phytoplankton species richness was occupied by rivers (107), the third one – aquatic ecosystems, which were formed from flooded quarries (99). The lowest average number of species was registered in the lake phytoplankton (58).

In mesotrophic water bodies phytoplankton predominant complexes were formed by significant number of species, among which species from the following genera were the most abundant *Chlamydomonas, Cyclotella, Euglena, Peridinium, Trachelomonas, Oscillatoria.* With rivers' trophic status increasing, the share of centric diatoms (*Cyclotella meneghiniana*, *C. stelligera* and *Stephanodiscus hantzschii*) became higher. In the rivers with partially regulated run-off (the Hnylopiat River, the Guiva River, the Viliia River) *Aphanizomenon flos-aguae* was abundant. In the rivers with high colour index (the Ubort River, the Uzh River) the phytoplankton predominant complex includes species from Chrysophyta division

Chrysococcus rufescens, *Pseudokephyrion pillidium* and *Kephyrion ovum*. In water reservoirs the predominant complex is mainly formed by different species from the following genera: *Aphanizomenon, Oscillatoria, Anabaena, Cyclotella, Stephanodiscus, Synedra, Navicula, Nitzschia, Peridinium, Ceratium, Acutodesmus, Chlamydomonas, Phacotus* and *Coelastrum.*

In lakes phytoplankton predominant complexes are formed by a comparatively smaller number of species, which most frequently belong to genera *Peridinium, Peridiniopsis, Chlamydomonas, Crucigeniella, Cyclotella* and *Aulacoseira.* Phytoplankton predominant complexes in quarries were marked by individuality, which is proven by absence of any common dominant species and low species similarity indices (K_s=0,00–0,48). It shows the unique nature of phytoplankton predominant complexes in waterbodies of human origin. Their composition included mainly: *Cyclotella meneghiniana, Chlamydomonas monadina, Ch. globosa, Coelastrum microporum* and *Microcystis aeruginosa.*

The share of dominant species and species with high occurrence rate (over 50%) decreases in the following sequence: rivers → water reservoirs → lakes → quarries. This is explained by increase in the ecological conditions uniformity from lotic environment to lentic environment.

The vegetation period average phytoplankton biomass and gross primary production reduced in the following direction: water reservoirs → rivers → quarries → lakes. The average photosynthesis intensity in the aquatic ecosystems were within 0.51±0.09–7.90±0.53 mg O_2/(dm^3·day), organic matter destruction – 0.55±0.0–4.62±0.46 mg O_2/(dm^3·day). The integral primary production was the highest in water reservoirs and quarries due to significant depths and water clarity.

Phytoplankton diversity and growth intensity in lakes and rivers are determined by specifics of nutrient and light conditions. Photosynthesis intensity and production-destruction ratio to a great extent depend upon the nutrient content, hydrooptic conditions, morphometric parameters of lakes and rivers. Effect of solar radiation upon photosynthesis intensity is the most well-marked in lentic

ecosystems.

Positive balance of organic matter in relatively shallow rivers and water reservoirs is supported by intensive warming-up of their shallow areas and considerable optic depth, because the photic layer thickness reaches the bottom. In waterbodies formed from flooded quarries and lakes high nutrient content, especially nitrogen content, is an important environmental variable, determining positive balance of organic matter. Heterotrophic phase prevails in deep water reservoirs – Zhytomyrske Water Reservoir and Denyshyvske Water Reservoir, some quarries and Horokhivka Lake, which are distinguished by high color index.

Primary production in aquatic ecosystems is closely linked with organic matter destruction. This interrelation is the strongest in water reservoirs, which shows that the newly formed organic matter quickly enters the biotic turnover. The organic matter destruction intensity is related to *pH,* which, in its turn, is influenced by organic matter synthesis and oxidation, oxygen regime, water temperature.

The ecological efficiency of solar energy utilization (*U*%) in aquatic ecosystems of each type is determined by photosynthesis intensity, above-water insolation, water clarity, total nitrogen content. Direct relation between this parameter and water temperature proves the fact, that the efficiency of autotrophic link (and ecosystems in general) functioning may change under conditions of global climate change. The most well-marked relation between the solar energy utilization efficiency and water temperature is observed in water reservoirs and quarries. In rivers and lakes the impact of temperature factor is weaker, than in human-modified and artificial waterbodies, which is explained by higher resilience of natural waterbodies to environmental variables and intensive self-regulation processes.

The stability of primary production in rivers and water reservoirs during a long period is supported by phytoplankton response, which manifests itself in alterations of its structure, specific production, solar energy utilization intensity,

functional activity of algae, speed of organic matter entering the biotic turnover, level of primary production expenses for its own metabolism. Intensive primary production in waterbodies is supported by nutrient supply, besides, in rivers and water reservoirs created in them – by prevalence of shallow areas with characteristic increase in production processes speed.

High level of algae primary production with prevalence of green algae, diatoms, as well as blue-green and euglena algae is the most important mechanism supporting phytoplankton succession in artificial water-bodies, which causes new types of aquatic ecosystems to form.

It has been proven experimentally, that production processes in the aquatic ecosystems under study play the environment-forming role, altering their light and gas conditions and shifting pH towards alkaline conditions. Planktonic algae take part in chemical elements migration, for example in silicon migration.

In highly-trophic aquatic ecosystems the maximums of biomass and primary production are shifted from spring – summer to late summer – early autumn, which is related to temperature changes during the last decades and increase in the vegetation period duration. In quarries, depending upon the trophic level, several peaks of production processes were observed. The additional peaks of phytoplankton productivity were explained by changes in its structure.

With the trophic level rising, we observed an increase in the primary production, organic matter destruction and solar energy utilization efficiency, and changes in abiotic variables: *pH,* water clarity, color, dissolved oxygen content, total nitrogen content. Assessment of the lakes' and rivers' water quality according to saprobic indices has shown, that they mainly correspond to the "good" class, "quite clean" category. The aggravation of the water quality was observed in separate aquatic ecosystems of all types. The lowest saprobic indices were noticed in lakes.

The calculated maturity indices show that lentic ecosystems are dominated by "younger" succession states as compared with lotic ecosystems. This is

facilitated by high nutrient content, and in water reservoirs and sand quarries – relatively short period of their existence as well, and in lakes – low phytoplankton abundance.

We have adapted the generally accepted methods of primary production measuring to aquatic ecosystems with different level of human impact and with account taken of physical, chemical and hydrological specifics of waterbodies. The unbiased assessment of production and destruction processes in diverse waterbodies with high level of primary production even with phytoplankton biomass below 15 g/m^3 is impossible without consideration taken of short-term experiments for primary production and organic matter destruction measuring. The balance method is the most reliable for assessing phytoplankton primary production in rivers.

Keywords: phytoplankton, primary production, energy flow, the Prypiat River basin, the Teteriv River basin, Polesye region, rivers, lakes, water reservoirs, quarries.

СПИСОК НАУКОВИХ ПРАЦЬ, ОПУБЛІКОВАНИХ ЗА ТЕМОЮ ДИСЕРТАЦІЇ

1. Shcherbak V. I., **Shelyuk Yu. S.** Primary production of phytoplankton and its correlation with biomass, Chlorophyll *a* content and algae species richness in a small river reservoir. *Hydrobiol. J.* 2008. Vol. 44, N 6. P. 3–12. (Збір матеріалу, обробка даних, написання статті)

2. **Шелюк Ю. С.** Кількісні характеристики розвитку фітопланктону р. Тетерів. *Вісник держ. агроекологічного ун-ту.* 2008. Вип. 1 (22). Житомир. С. 154–161.

3. **Шелюк Ю. С.** Екологічна характеристика фітопланктону Промислового водосховища (р. Тетерів). *Наукові записки Тернопільського нац. пед. ун-ту ім. В. Гнатюка*. Сер. Біологія. 2008. Вип. 3 (37). С. 177–179.

4. **Shelyuk Yu. S.** Relationship between the processes of production and decomposition as the index of the succession state of plankton communities of the

ecosystem of the regulated river (on the example of the Teterev River). *Hydrobiol. J.* 2009. Vol. 54, N 3. P. 33–41.

5. **Шелюк Ю. С.** Концентрація хлорофілу *а* фітопланктону р. Тетерів та її динаміка. *Укр. ботан. журн*. 2009. 66, № 2. С. 264–271.

6. **Шелюк Ю. С.**, Щербак В. І. Екологічна характеристика фітопланктону водосховищ р. Тетерів. *Доповіді Національної академії наук України*. 2009. № 9. С. 205–208. (Ідея дослідження, збір матеріалу, обробка даних, написання статті)

7. **Шелюк Ю. С.**, Корнейчук Н. Н. Таксономическое разнообразие водорослевых сообществ р. Тетерев (Украина). *Альгология*. 2009. Т. 19, № 3. С. 284–293. (Збір матеріалу, обробка та аналіз даних, написання статті)

8. **Шелюк Ю. С.** Структурно-функціональна характеристика фітопланктону тетерівських водосховищ. *Наукові записки Тернопільського нац. пед. ун-ту ім. В. Гнатюка*. Сер. Біологія. 2010. 2 (43). С. 546–548.

9. **Шелюк Ю. С**., Корнейчук Н. Н. Стратегия сохранения биоразнообразия автотрофной компоненты речных экосистем Украинского Полесья. *Альгология* : материалы IV Международной конференции «Актуальные проблемы современной альгологии». Киев, 2012. С. 334–335. (Збір матеріалу, обробка даних, написання статті)

10. **Shelyuk Yu. S**. Phytoplankton structure and functioning in artificial water bodies of the town of Zhitomir. *Hydrobiol. J.* 2014. Vol. 50, N 4. P. 15–27.

11. Кравцова О.В., **Шелюк Ю. С.** Екологічна оцінка стану екосистем малих річок за біорізноманіттям та продукційними характеристиками водоростей. *Біологічні системи*: *Науковий вісник Чернівецького університету*. *Біологія*. Т. 7, Вип. 1. 2015. С. 113–118. (Ідея дослідження, збір матеріалу, обробка даних, участь у формулюванні висновків)

12. **Shelyuk Yu. S.** Long-term phytoplankton dynamics in the Denishi Reservoir (Ukraine). *Hydrobiol. J.* 2016. V. 52, N 4. P. 42–54.

13. Linnik P. N., Zhezherya T. P., **Shelyuk Yu. S.**, Zhezherya V. A. Peculiarities

of chemical elements migration and phytoplankton development in the reservoirs of the Teterev River. *Hydrobiol. J.* 2016. V. 52, N 5. P. 93–107. (Ідея дослідження, участь в обробці та аналізі даних, участь у формулюванні висновків)

14. **Шелюк Ю. С.,** Щербак В. І., Рудюк Т. М. Вплив географічної зональності на різноманіття річкового фітопланктону. *Вісник Запорізького нац. ун-ту*. 2016. С. 148–155. (Ідея дослідження, збір матеріалу, обробка даних, написання статті)

15. **Shelyuk Yu. S.** The bio-indicative analysis of species composition of phytoplankton of the Pripyat River tributaries (Ukraine). *International Journal on Algae*. 2017. Vol. 19. P. 147–162.

16. **Shelyuk Yu. S.** comparative assessment of the methods of determining phytoplankton production in water bodies differing in their trophic status and water velocity. *Hydrobiol. J*. 2017. V. 53, N 6. P. 37–48.

17. **Шелюк Ю. С.,** Гончаренко К. П. Просторово-часова динаміка різноманіття річкового фітопланктону за впливу антропогенних чинників (на прикладі р. Гнилоп'ять, басейн Дніпра). *Studia Biologica*. 2017. Т. 11, № 1. С. 85–92. (Ідея дослідження, збір матеріалу, обробка даних, узагальнення результатів і формулювання висновків)

18. **Шелюк Ю.**, Щербак В., Козин Ю. Піонерні сукцесії фітопланктону водойм антропогенного походження. *Науковий вісник Східноєвропейського нац. ун-ту ім. Лесі Українки*. Сер. Біологічні науки. 2017. № 7 (356). С. 109–115. (Збір матеріалу, обробка даних, написання статті)

19. **Shelyuk Yu. S.,** Shcherbak V. I. Phytoplankton structural and functional indices in the Rivers of the Pripyat' and Teterev basins. *Hydrobiol. J.* 2018. Vol. 54, N 3. P. 10–23. (Ідея дослідження, збір матеріалу, обробка даних, написання статті)

20. **Shelyuk Yu. S.** Regularities of primary production formation in river ecosystems (the basins of the Pripyat' and Teterev Rivers, Ukraine). *Hydrobiol. J.*

2019. Vol. 55, N 4. P. 38–54.

21. **Шелюк Ю. С.** Формирование потоков энергии в малых водохранилищах. *Гидробиол. журн*. 2019. Т. 55, № 6. С. 20–36.

22. **Шелюк Ю.**, Житова О., Курин Н. Особливості формування озерного фітопланктону. *Науковий вісник Східноєвропейського нац. ун-ту ім. Лесі Українки*. Сер. Біологічні науки. 2019. 4 (388). С. 17–23. (Ідея дослідження, участь у зборі матеріалу, обробка даних, написання статті)

В інших виданнях:

1. **Шелюк Ю. С.** Порівняльно-флористичний аналіз різноманіття фітопланктону малих річок. *Наукові записки Тернопільського нац. пед. ун-ту ім. В. Гнатюка*. *Сер.: Біологія*. 2015 С. 3–4 (64). С. 78–82.

2. Боковенко І. І., **Шелюк Ю. С.** Еколого-географічна характеристика фітопланктону Житомирського водосховища. *Біологічні дослідження – 2015* : Збірник наукових праць. Житомир : ПП «Рута», 2015. С. 157–159. (Ідея дослідження, збір матеріалу, обробка даних, формулювання висновків)

3. Козин Ю. О., **Шелюк Ю. С.** Біоіндикаційний аналіз якості води річки Бобрівка (Житомирський район) за структурно-функціональними показниками розвитку фітопланктону. *Біологічні дослідження – 2015* : Збірник наукових праць. Житомир : ПП «Рута», 2015. С.180–182. (Ідея дослідження, збір матеріалу, обробка даних, формулювання висновків)

4. Комісарук Г. О., **Шелюк Ю. С.** Таксономічна структура фітопланктону р. Ікопоть (Хмельницька обл.). *Біологічні дослідження – 2015* : Збірник наукових праць. Житомир : ПП «Рута», 2015. С.182–184. (Ідея дослідження, збір матеріалу, обробка даних, формулювання висновків)

5. Кравцова О. В., **Шелюк Ю. С.** Склад та первинна продукція фітопланктону р. Крошенка (Житомирський р-н). *Біологічні дослідження – 2015* : Збірник наукових праць. Житомир : ПП «Рута», 2015. С.187–189. (Ідея дослідження, збір матеріалу, обробка даних, формулювання висновків)

6. Гончаренко К. П., **Шелюк Ю. С.** Склад і первинна продукція

фітопланктону Бердичівського водосховища (р. Гнилоп'ять). *Біологічні дослідження – 2016* : Збірник наукових праць. Житомир : ПП «Рута», 2016. С. 104–105. (Ідея дослідження, збір, обробка, аналіз та узагальнення даних)

7. Патюк М. С.**, Шелюк Ю. С**. Різноманіття фітопланктону р. Гуйва. *Біологічні дослідження – 2016* : Збірник наукових праць. Житомир : ПП «Рута», 2016. С. 104–105. (Ідея дослідження, збір матеріалу, обробка даних, формулювання висновків)

8. Гриневич В. С., **Шелюк Ю. С.** Різноманіття фітопланктону водно-болотного угіддя Горохівка (Овруцький р-н, Житомирська обл). *Біологічні дослідження – 2018* : Збірник наукових праць. Житомир : ПП «Рута», 2018. С. 171–172. (Ідея дослідження, участь у зборі матеріалу, обробка даних, формулювання висновків)

9. Боднар І. Ю., Шелюк Ю.С. Різноманіття фітопланктону р. Полква (Хмельницька область). *Біологічні дослідження – 2019* : Збірник наукових праць. Житомир : «Полісся», 2019. С. 144–146. (Ідея дослідження, участь у зборі матеріалу, обробка даних, написання статті)

Матеріали конференцій:

1. **Шелюк Ю. С.,** Винокурова М. В. Різноманіття фітопланктону річки Путятинка (басейн р. Тетерів). *Біологічні дослідження – 2010* : матеріали І наук.-практич. Всеукр. конф. молодих вчених та студентів (24 березня 2010, м. Житомир). Житомир: Вид-во ЖДУ ім. І. Франка, 2010. С. 8–9. (Ідея дослідження, участь у зборі матеріалу, обробка даних, формулювання висновків)

2. **Шелюк Ю. С**., Винокурова М. В. , Юрик Л. О. Різноманіття фітопланктону р. Лісова (басейн р. Тетерів). *Україна наукова* : матеріали VII Всеукр. наук.-практич. інтернет-конф. (20–22 грудня 2010, м. Київ). Київ, 2010. С. 9–12. (Ідея дослідження, участь у зборі матеріалу, обробка даних, формулювання висновків)

3. Березюк О. М., **Шелюк Ю. С.** Особливості таксономічного складу

водоростевих угруповань малих річок Житомирщини. *Біологічні дослідження 2012* : матеріали III наук.-практич. Всеукр. конф. молодих вчених та студентів (26 квітня 2012, м. Житомир). Житомир : Вид-во ЖДУ ім. І. Франка, 2012. С. 102–104. (Ідея дослідження, участь у зборі матеріалу, обробка даних, написання статті)

4. Винокурова М. В., **Шелюк Ю. С.** Водоростеві угруповання антропогенно змінених річок м. Житомира. *Біологічні дослідження 2012* : матеріали III наук.-практич. Всеукр. конф. молодих вчених та студентів. (26 квітня 2012, м. Житомир) Житомир: Вид-во ЖДУ ім. І. Франка, 2012. С. 123–125. (Ідея дослідження, участь у зборі матеріалу, обробка даних, формулювання висновків)

5. Іщук Р. А., **Шелюк Ю. С.** Склад та продукція фітопланктону р. Случ. *Біологічні дослідження 2012* : матеріали III наук.-практич. Всеукр. конф. молодих вчених та студентів (26 квітня 2012, м. Житомир). Житомир : Вид-во ЖДУ ім. І. Франка, 2012. С. 120–123. (Збір, обробка та аналіз даних, формулювання висновків)

6. Козлов М. Ю., **Шелюк Ю. С.** Різноманіття фітопланктону річки Уж. *Біологічні дослідження 2012* : матеріали III наук.-практич. Всеукр. конф. молодих вчених та студентів (26 квітня 2012, м. Житомир). Житомир : Вид-во ЖДУ ім. І. Франка, 2012. С. 105–107. (Збір, обробка та аналіз даних, формулювання висновків)

7. Пилипко М. М., **Шелюк Ю. С.** Різноманіття водоростей планктону піщаних кар'єрів м. Житомира. *Біологічні дослідження 2012* : матеріали III наук.-практич. Всеукр. конф. молодих вчених та студентів (26 квітня 2012, м. Житомир). Житомир: Вид-во ЖДУ ім. І. Франка, 2012.С. 115–116. (Збір, обробка та аналіз даних, формулювання висновків)

8. Дмитрук М. М., **Шелюк Ю. С.** Кількісні показники розвитку водоростевих угруповань піщаних кар'єрів м. Житомира. *Біологічні дослідження – 2013* : матеріали IV наук.-практич. Всеукр. конф. для молодих

учених та студентів (16–18 квітня 2013, м. Житомир). Житомир : Вид-во ЖДУ ім. І. Франка, 2013. С. 30. (Збір, обробка та аналіз даних, формулювання висновків)

9. Клюско В. В., **Шелюк Ю. С.** Сукцесія фітопланктону Денишівського водосховища. *Біологічні дослідження – 2013* : матеріали IV наук.-практич. Всеукр. конф. для молодих учених та студентів (16–18 квітня 2013, м. Житомир). Житомир: Вид-во ЖДУ ім. І. Франка, 2013. С. 42–43. (Збір, обробка та аналіз даних, формулювання висновків)

10. Козлов М. Ю., **Шелюк Ю. С.** Таксономічний склад фітопланктону малого озера антропогенного походження Цегельне (м. Коростень). *Біологічні дослідження – 2013* : матеріали IV наук.-практич. Всеукр. конф. для молодих учених та студентів (16–18 квітня 2013, м. Житомир). Житомир : Вид-во ЖДУ ім. І. Франка, 2013. С. 41. (Ідея дослідження, участь у зборі матеріалу, обробка даних, формулювання висновків)

11. Кулиневич Т. В., **Шелюк Ю. С.** Водоростеві угруповання планктону річки Зелена. *Біологічні дослідження – 2013* : матеріали IV наук.-практич. Всеукр. конф. для молодих учених та студентів (16–18 квітня 2013, м. Житомир). Житомир : Вид-во ЖДУ ім. І. Франка, 2013. С. 44–45. (Збір, обробка та аналіз даних, формулювання висновків)

12. Мазур К. Ю., **Шелюк Ю. С.** Різноманіття фітопланктону р. Корчик (Рівненська область). *Біологічні дослідження – 2013* : матеріали IV наук.-практич. Всеукр. конф. для молодих учених та студентів (16–18 квітня 2013, м. Житомир). Житомир: Вид-во ЖДУ ім. І. Франка, 2013. С. 47. (Збір, обробка та аналіз даних, формулювання висновків)

13. Некрашевич Ю. І., **Шелюк Ю. С.** Особливості структури та функціонування фітопланктону різнотипних водойм антропогенного походження Житомирщини. *Біологічні дослідження – 2013* : матеріали IV наук.-практич. Всеукр. конф. для молодих учених та студентів (16–18 квітня 2013, м. Житомир). Житомир : Вид-во ЖДУ ім. І. Франка,

2013. С. 51–52. (Планування експерименту, збір матеріалу, узагальнення результатів)

14.Комісарук Г. О., **Шелюк Ю. С.** Різноманіття фітопланктону р. Деревичка (с. Хустівці Хмельницька обл.). *Біологічні дослідження – 2014* : збірник наук. праць V Всеукр. наук.-практич. конф. молодих учених і студентів (4–5 березня 2014, м Житомир). Житомир: Вид-во ЖДУ ім. І. Франка, 2014. С. 231–233. (Збір, обробка та аналіз даних, формулювання висновків)

15.Кравцова О. В., **Шелюк Ю. С.** Структурно-функціональна характеристика водоростевих угруповань планктону р. Коднянка (с. Пряжів, Житомирський р-н.). *Біологічні дослідження – 2014* : збірник наук. праць V Всеукр. наук.-практич. конф. молодих учених і студентів (4–5 березня 2014, м. Житомир). Житомир : Вид-во ЖДУ ім. І. Франка, 2014. С. 235–38. (Планування експерименту, збір матеріалу, узагальнення результатів)

16.Мазур К. Ю., **Шелюк Ю. С.** Різноманіття фітопланктону кар'єру Морозівського (Рівненська область). *Біологічні дослідження – 2014* : збірник наук. праць V Всеукр. наук.-практич. конф. молодих учених і студентів (4–5 березня 2014, м. Житомир). Житомир : Вид-во ЖДУ ім. І. Франка, 2014. С. 241–243. (Планування експерименту, збір матеріалу, узагальнення результатів)

17.Хомутовська Н. А., **Шелюк Ю.С.** Різноманіття фітопланктону р. Уборть (с. Рудня-Хочинська Олевський р-н.). *Біологічні дослідження – 2014* : збірник наук. праць V Всеукр. наук.-практич. конф. молодих учених і студентів (4–5 березня 2014, м. Житомир). Житомир : Вид-во ЖДУ ім. І. Франка, 2014. С. 257–259. (Збір, обробка та аналіз даних, формулювання висновків)

18. **Шелюк Ю. С.** Різноманіття фітопланктону річок м. Житомира. *Фундаментальні та прикладні дослідження в біології* : матеріали III Міжнародної наук. конф. студентів, аспірантів та молодих учених (24–27 лютого 2014, м. Донецьк). Донецьк : Вид-во «Ноулидж», 2014. С. 35–37.

19. Остапчук Л. С., **Шелюк Ю. С.** Різноманіття фітопланктону річки

Бересток (Ємільчинський р-н). *Проблеми відтворення та охорони біорізноманіття України* : матеріали Всеукр. наук.-практич. конф. (16 квітня 2015, м. Полтава). Полтава : Астрая, 2015. С. 66–68. (Планування експерименту, збір матеріалу, узагальнення результатів)

20. Бугрик А. А., **Шелюк Ю. С.** Оцінка якості води р. Синявка за видовим складом фітопланктону. *Вода в харчовій промисловості* : матеріали VII Всеукр. наук.-практич. конф. молодих учених, аспірантів і студентів (26–27 квітня 2016, м. Одеса). Одеса : ОНАХТ, 2016. С. 148–152. (Планування експерименту, збір матеріалу, узагальнення результатів)

21. **Шелюк Ю. С.**, Козин Ю. О. Оцінка екологічного стану екосистеми Соколовського кар'єру за різноманіттям фітопланктону. *Інтеграційна система освіти, науки і виробництва в сучасному інформаційному просторі* : матеріали III Міжнародної наук.-практич. конф. (19–20 травня 2016, м. Тернопіль). Тернопіль : Крок, 2016. С. 91–93. (Збір, обробка та аналіз даних, формулювання висновків)

22. **Shelyuk Yu. S.** Phytoplankton development in small reservoirs. *VI International Conference advances in modern phycology* (15–17 May 2019, Kyiv). Kyiv : M.G. Kholodny Institute of Botany of NAS of Ukraine, 2019. С. 97–98.

23. **Шелюк Ю. С**., Михайленко К. В. Фітопланктон Дідового озера (басейн Прип'яті). *Водні і наземні екосистеми та збереження їх біорізноманіття – 2019* : матеріали наук.-практич. конф. (22–24 травня 2019, м. Житомир). Житомир : вид-во ЖНАЕУ, 2019. С. 81–82. (Збір та обробка проб, аналіз матеріалу, підготовка до друку)

24. **Шелюк Ю. С.** Закономірності розвитку фітопланктону водних екосистем басейнів Прип'яті і Тетерева (Україна) : матеріали VIII з'їзду Гідроекологічного товариства України, присвяченого 110-річчю заснування Дніпровської біологічної станції (6–8 листопада 2019, м. Київ). Київ, 2019. С. 97–100.

ЗМІСТ

ПЕРЕЛІК УМОВНИХ СКОРОЧЕНЬ…….…….……23

ВСТУП….……...……..…….24

РОЗДІЛ 1. МАТЕРІАЛИ І МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕНЬ.....31

Список використаних джерел……..…….……...61

РОЗДІЛ 2. ФІТОПЛАНКТОН РІЧКОВИХ ЕКОСИСТЕМ БАСЕЙНІВ ПРИП'ЯТІ І ТЕТЕРЕВА……...……..……..73

2.1. Гідрофізична, гідрологічна, гідрохімічна характеристики річок басейнів Прип'яті і Тетерева…….……80

2.2. Склад фітопланктону річкових екосистем басейнів Прип'яті і Тетерева…….……..…82

2.3. Кількісні показники фітопланктону річок……...98

2.4. Сезонна та просторова динаміка річкового фітопланктону……113

2.5. Особливості трансформації річкового фітопланктону за дії антропогенних чинників…….……..126

Список використаних джерел…….……...141

РОЗДІЛ 3. ФІТОПЛАНКТОН ОЗЕР …….……..153

3.1. Таксономічний склад озерного фітопланктону….……...158

3.2. Кількісний розвиток озерного фітопланктону…..……162

Список використаних джерел……..……..169

РОЗДІЛ 4. ОСОБЛИВОСТІ БАГАТОРІЧНОЇ ДИНАМІКИ ФІТОПЛАНКТОНУ ВОДОСХОВИЩ ІЗ РІЗНИМ РІВНЕМ ТРОФНОСТІ……172

4.1. Структурно-функціональна характеристика

фітопланктону малих водосховищ…..…….…….178
4.2. Багаторічна динаміка гідрофізичних і гідрохімічних показників вод водосховищ басейнів Прип'яті і Тетерева й оцінка їх якості……...……186
4.3. Особливості сукцесії фітопланктону малих водосховищ…198
Список використаних джерел……..……..226

РОЗДІЛ 5. ОСОБЛИВОСТІ СУКЦЕСІЇ ФІТОПЛАНКТОНУ ШТУЧНИХ ВОДНИХ ОБ'ЄКТІВ…...231
Список використаних джерел……...246

РОЗДІЛ 6. ПЕРВИННА ПРОДУКЦІЯ ЯК ЕНЕРГЕТИЧНА ОСНОВА ФУНКЦІОНУВАННЯ ВОДНИХ ЕКОСИСТЕМ ПОЛІССЯ……248
6.1. Первинна продукція фітопланктону річкових екосистем Полісся……..……...252
6.2. Особливості формування первинної продукції озер……270
6.3. Формування потоків енергії малих водосховищ……..……279
6.4. Первинна продукція та деструкція органічної речовини в штучних водних об'єктах ……294
6.5. Порівняльна оцінка методів визначення продукції фітопланктону водних об'єктів різної трофності і проточності……303
Список використаних джерел……320

РОЗДІЛ 7. ЗАКОНОМІРНОСТІ ФОРМУВАННЯ СТРУКТУРНИХ І ФУНКЦІОНАЛЬНИХ ХАРАКТЕРИСТИК ФІТОПЛАНКТОНУ РІЗНОТИПНИХ ВОДНИХ ЕКОСИСТЕМ ПОЛІССЯ.....328
Список використаних джерел……..……..354

ВИСНОВКИ……356
ДОДАТКИ……...359

ПЕРЕЛІК УМОВНИХ ПОЗНАЧЕНЬ

A_{max}	валова первинна продукція на горизонті максимального фотосинтезу, мг O_2/(дм^3 · добу)
$\sum A$	інтегральна первинна продукція, г O_2/(м^2 · добу)
B	біомаса фітопланктону, мг/дм^3
H_B	індекс інформаційного різноманіття Шеннона, обчислений за біомасою фітопланктону, біт./мг
K_S	коефіцієнт подібності видового складу Серенсена
N	чисельність фітопланктону, млн кл./дм^3
p	рівень значимості
R	деструкція органічної речовини, мг O_2/(дм^3 · добу)
$\sum R$	інтегральна деструкція, г O_2/(м^2 · добу)
S_B	індекс сапробності, обчислений за біомасою фітопланктону
T	температура, ^oC
в. в. т.	внутрішньовидові таксони з номенклатурним типом виду включно
EYCE (U)	ефективність утилізації сонячної енергії, %

ВСТУП

Актуальність теми. Пізнання закономірностей структурно-функціональної організації екосистем формує теоретичне підґрунтя для оцінки їх стану, прогнозу змін, раціонального використання водних ресурсів. Формування автотрофної ланки, інтенсивність потоків речовини й енергії в екосистемах тісно пов'язані з дією природних й антропогенних чинників.

Інтенсивна діяльність людини на водозбірних площах Полісся чинить антропогенний тиск на стан їх водних ресурсів, оскільки вони є важливою складовою багатогалузевої господарської системи України зі значною концентрацією промислового й сільськогосподарського виробництва. Зарегулювання поліських річок, великомасштабна меліорація регіону, антропогенне забруднення, у тому числі внаслідок аварії на Чорнобильській АЕС, вплив на гідробіоту змін клімату викликали глибокі екологічні наслідки в минулому столітті. Невід'ємним елементом ландшафтів стали штучні водойми, що утворилися на місці кар'єрів із видобутку природних копалин: піску, граніту, ільменітів, які на сьогодні є маловивченими водними об'єктами. Дослідження цих водойм є актуальним, оскільки дає змогу встановлювати закономірності формування нового типу екосистем, у яких інтенсивно протікають сукцесії автотрофної ланки.

На сучасному етапі розвитку науки назріла теоретична і практична потреба у використанні нових принципів та підходів для встановлення закономірностей формування структури і функціонування автотрофної ланки водних екосистем. Для їх розкриття найоптимальнішим є застосування енергетичного принципу, що передбачає вивчення біологічної продуктивності водойм і водотоків у сукупності з факторами середовища.

Разом із алохтонною органічною речовиною первинна продукція формує матеріальну та енергетичну основу для всіх наступних етапів продукційного процесу у водних екосистемах, а отже, визначає закономірності їх функціонування.

Полісся багате на водні екосистеми різних типів: річки, озера, водосховища, кар'єри. Порівняння особливостей структури і функціонування фітопланктону водних екосистем басейнів головних річок Полісся – Прип'яті і Тетерева, які відрізняються умовами існування гідробіонтів та рівнем антропогенного навантаження, стало підґрунтям виявлення основних закономірностей формування та функціонування автотрофної ланки водних екосистем.

Зв'язок роботи з основними науковими програмами, планами, темами. Дисертаційна робота виконана відповідно до науково-дослідних тем Житомирського державного університету імені Івана Франка: «Роль гідробіонтів у формуванні якості води річкових екосистем Центрального Полісся» (№ держреєстрації 0108U000874; 2010–2012 рр.), «Вплив антропогенного навантаження на біорізноманіття водних екосистем Центрального Полісся» (№ держреєстрації 0113U002157; 2013–2015 рр.), «Особливості формування та функціонування гідроценозів Центрального Полісся та прилеглих територій за дії біотичних та абіотичних чинників середовища» (№ д/р 0119U101482; 2019–2029).

Мета роботи – встановити основні закономірності формування структурних і функціональних характеристик фітопланктону різнотипних водних екосистем Полісся в градієнті залежності від антропогенного навантаження – від природних вод до істотно змінених та штучних водних об'єктів.

Реалізація поставленої мети передбачає розв'язання таких *завдань*:

- з'ясувати особливості формування структури фітопланктону різнотипних водних екосистем басейнів Прип'яті і Тетерева;
- визначити закономірності відгуку фітопланктону на дію природних та антропогенних чинників;
- встановити інтенсивність первинної продукції та деструкції органічної речовини, їх сезонної динаміки у водних об'єктах із різним ступенем

антропогенного впливу;

- з'ясувати особливості формування потоків енергії у різнотипних водних екосистемах басейнів Прип'яті й Тетерева;
- встановити закономірності сукцесії фітопланктону штучних водойм, які утворилися на місці кар'єрів із видобутку природних копалин;
- проаналізувати мінливість продукційних характеристик фітопланктону у водах із різним трофічним статусом;
- з'ясувати сукцесійний стан різнотипних водних екосистем Полісся за співвідношенням продукційно-деструкційних процесів.

Об'єкт дослідження – закономірності формування структурних і функціональних характеристик фітопланктону у різнотипних водних екосистемах Полісся.

Предмет дослідження – видовий склад, кількісні та функціональні характеристики фітопланктону природних, істотно змінених і штучних водних об'єктів Полісся.

Методи дослідження: загальноприйняті гідробіологічні методи відбору, ідентифікації та камерального опрацювання проб фітопланктону; методи гідрохімічного аналізу; методи визначення первинної продукції та деструкції органічної речовини; порівняльно-флористичний та статистичний аналіз.

При проведенні досліджень біоетичні норми не були порушені.

Наукова новизна одержаних результатів. Уперше проведено порівняльний флористичний аналіз водоростевого планктону різнотипних водних екосистем басейнів головних річок Українського Полісся – Прип'яті й Тетерева. Загалом ідентифіковано 812 видів (877 внутрішньовидових таксонів із номенклатурним типом виду включно), що належать до 15 класів, 43 порядків, 99 родин і 261 роду. Визначено основні абіотичні параметри, які зумовлюють зміни структурно-функціональних показників фітопланктону досліджуваних водних екосистем.

Уперше встановлено закономірності процесу первинного продукування, який створює енергетичну основу розвитку і функціонування водних екосистем Полісся з різним ступенем антропогенного навантаження.

Показано, що у водних екосистемах високого рівня трофії відбувається зміщення максимумів біомаси і первинної продукції від весни-літа до кінця літа – початку осені, що обумовлено змінами за останні десятиріччя температури води і подовженням вегетаційного сезону.

Уперше з'ясовано, що високий рівень первинного продукування водоростевих угруповань із домінуванням зелених, діатомових, а також синьозелених і евгленових водоростей у штучних водоймах, які утворилися на місці затоплених кар'єрів, є важливим механізмом сукцесії автотрофної ланки, що зумовлює формування водних екосистем нового типу.

Уперше експериментально підтверджено, що продукційні процеси в досліджуваних водних екосистемах Полісся виконують середовищеутворюючу роль, змінюючи їх світловий і газовий режими та зміщуючи *pH* у лужний бік. Зроблено оцінку формування потоків енергії у них.

Доведено, що підтримання позитивної направленості балансу органічної речовини ($\Sigma A/\Sigma R>1$) відносно неглибоких річок і водосховищ зумовлене інтенсивним прогрівом їх мілководь і великою оптичною глибиною цих водних об'єктів. У кар'єрах і озерах важливим чинником, який визначає позитивний баланс органічної речовини, є високий вміст біогенів, зокрема загального азоту.

Уперше зроблено оцінку сукцесійного стану різнотипних водних екосистем за співвідношенням продукційно-деструкційних процесів. Показано, що в лентичних водних екосистемах переважають «молодші» сукцесійні стани у порівнянні з лотичними.

Запропоповано трофічну класифікацію вод Полісся, яка базується на продукційних і деструкційних характеристиках фітопланктону, а також абіотичних показниках вод.

Практичне значення одержаних результатів. Оцінка якості води різнотипних водних об'єктів басейнів Прип'яті і Тетерева є фундаментом для подальшого екологічного моніторингу вод із застосуванням басейнового принципу, прогнозування сценаріїв змін автотрофної ланки за дії природних і антропогенних чинників, розробки заходів із запобігання деградації водних екосистем, а також підготовки довідників по регіональних флорах.

Результати дослідження використовуються під час викладання навчальних курсів «Альгологія», «Гідроекологія», «Біомоніторинг природних вод», «Екологічна біохімія» та «Екологія водойм» у Житомирському державному університеті імені Івана Франка для здобувачів I-III рівнів вищої освіти спеціальності 091 Біологія і 101 Екологія.

Створена електронна база даних у форматі Microsoft Excel-2010 за структурно-функціональними показниками фітопланктону, яка є суттєвим доповненням відомостей щодо флори водоростей континентальних вод України.

Установлені закономірності сукцесії водоростевих угруповань штучних водойм, що виникли на місці затоплених кар'єрів, можуть бути основою їх природного відновлення з метою подальшого використання для рекреації, риборозведення і технічного водозабезпечення.

Проведена оцінка об'єктивності застосування загальновідомих методів визначення первинної продукції у різнотипних водних об'єктах.

Особистий внесок здобувача. Дисертанткою розроблена концепція дослідження, проведено збір матеріалів, здійснена їх камеральна обробка, проведено експерименти з оцінки інтенсивності продукції та деструкції органічної речовини, сформульована проблема, поставлені завдання, проаналізовані результати дослідження, проведена статистична обробка

отриманих даних. Авторка самостійно опрацювала літературу з питань дисертаційної роботи, здійснила теоретичне узагальнення результатів натурних досліджень та лабораторної обробки проб, сформулювала висновки та оформила дисертацію. Здобувачка особисто або в співавторстві підготувала до друку наукові праці, в яких викладено основні положення дисертації. Права співавторів публікацій при написанні дисертації не порушені.

Апробація результатів дисертації. Основні положення й результати дисертаційної роботи були оприлюднені на V–VI з'їздах Гідроекологічного товариства України (Житомир, 2010; Київ, 2015); I–IX науково-практичній Всеукраїнській конференції для молодих учених та студентів «Біологічні дослідження» (Житомир, 2010–2019); VII Всеукраїнській науково-практичній інтернет-конференції «Україна наукова» (Київ, 2010); IV Міжнародній конференції «Актуальные проблемы современной альгологии» (Київ, 2012); III Міжнародній науковій конференції студентів, аспірантів та молодих учених «Фундаментальні та прикладні дослідження в біології» (Донецьк, 2014); VII Всеукраїнській науково-практичній конференції молодих учених, аспірантів і студентів «Вода в харчовій промисловості» (Одеса, 2016); Всеукраїнській науково-практичній конференції «Проблеми відтворення та охорони біорізноманіття України» (Полтава, 2015); XXXIII Міжнародній науково-практичній конференції «Інноваційний потенціал світової науки – XXI сторіччя» (Запоріжжя, 2015); III Міжнародній науково-практичній конференції «Інтеграційна система освіти, науки і виробництва в сучасному інформаційному просторі (Тернопіль, 2016); VI Міжнародній конференції «Актуальні проблеми сучасної альгології» (Київ, 2019); науково-практичній конференції «Водні і наземні екосистеми та збереження їх біорізноманіття» (Житомир, 2019); науковій конференції, присвяченій 110-річчю заснування Дніпровської біологічної станції «Перспективи гідроекологічних досліджень

в контексті проблем довкілля та соціальних викликів» VIII з'їзду Гідроекологічного товариства України (Київ, 2019).

Публікації. Основні положення дисертаційної роботи відображені в 55 наукових публікаціях, із них 22 – у фахових періодичних виданнях, у тому числі 9 статтях, включених до міжнародної наукометричної бази даних Scopus.

Об'єм роботи. Дисертація складається зі вступу, 7 розділів, висновків, списку використаних джерел, який нараховує 369 найменувань (латиною – 112) та додатків. Обсяг дисертації становить 394 сторінки, з яких 274 сторінки основного тексту, 36 сторінок (які включають 1 таблицю) – додатки. У тексті дисертації міститься 75 таблиць та 87 рисунків.

РОЗДІЛ 1
МАТЕРІАЛИ І МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕНЬ

В основу дисертаційної роботи покладені матеріали, отримані впродовж 2007–2019 рр. на різнотипних водних об’єктах басейнів головних річок Українського Полісся – Прип’яті і Тетерева.

Дослідженнями було охоплено 21 водотік басейнів Прип’яті і Тетерева (рис. 1.1).

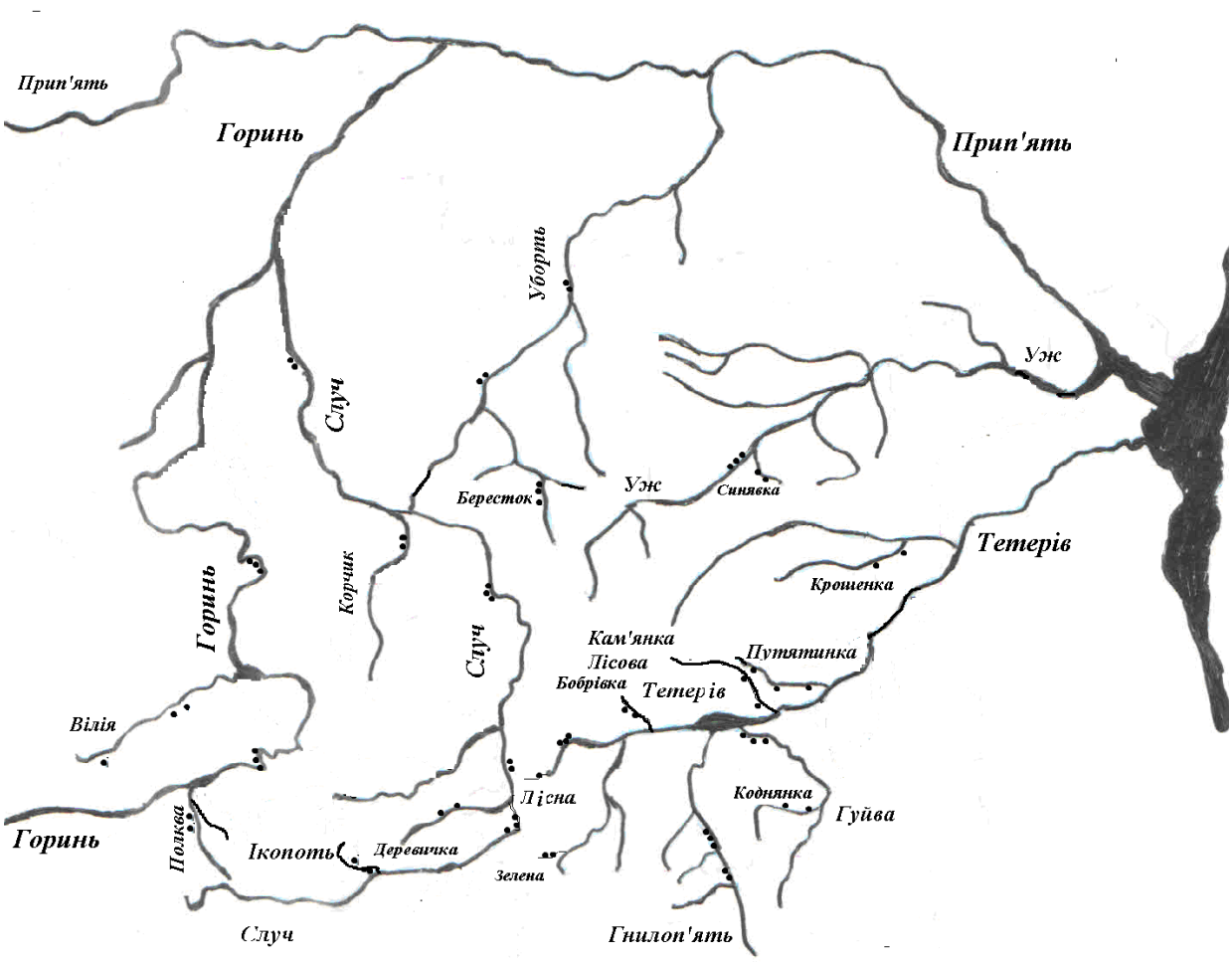


Рис. 1.1. Карта-схема річок району дослідження та розміщення стацій відбору альгологічних проб.

Станції відбору проб були розміщені переважно у середній та нижній течії річок і наведені в таблиці 1.1.

Таблиця 1.1

Перелік станцій відбору проб фітопланктону

Річки	**Розміщення станцій відбору проб фітопланктону**
Басейн Прип'яті	
Горинь	с. Гоща (50°36'17.4"N 26°39'31.9"E) і 2 км нижче (50°35'26.6"N 26°38'28.3"E), Рівненської обл.; м. Ізяслав (50°07'19.1"N 26°48'55.2"E), 2 км вище (50°08'14.9"N 26°49'07.4"E) і 2 км нижче (50°05'59.8"N 26°47'26.1"E), Хмельницької обл.
Случ	с. Нова Чорторія (50°01'41.9"N 27°41'26.5"E); м. Новоград-Волинський (50°36'04.3"N 27°37'16.5"E) і 2 км нижче (50°34'02.3"N 27°40'04.9"E); смт. Миропіль (50°06'48.6"N 27°41'17.7"E), 2 км (50°06'11.2"N 27°41'21.7"E) та 5 км нижче (50°05'27.9"N 27°40'58.9"E), Житомирської обл.
Вілія	смт. Шумськ (50°07'37.0"N 26°06'56.8"E), Тернопільської обл.; с. Зіньки (50°10'03.6"N 26°13'26.4"E), Хмельницької обл.
Уборть	с. Рудня-Хотчинська (51°26'14.2"N 27°53'51.3"E); м. Олевськ (51°13'22.5"N 27°38'43.7"E), Житомирської обл.
Корчик	м. Корець (50°37'18.8"N 27°09'41.4"E), Рівенської обл.
Уж	м. Коростень (50°57'01.1"N 28°39'27.2"E), 2 км вище (50°59'22.2"N 28°41'43.1"E) і 2 км нижче (50°54'02.4"N 28°32'40.5"E), Житомирської обл.
Деревич-ка	с. Кустівці (49°55'12.1"N 27°24'59.8"E); с. Білецьке (49°53'47.2"N 27°23'01.9"E), Хмельницької обл.; с. Великі Деревичі (49°58′04″ пн. ш. 27°36′18″ сх. д.), Житомирської обл.
Ікопоть	м. Старокостянтинів (49°45'36.5"N 27°12'29.9"E), Хмельницької обл.
Полква	с. Жемелинці (49°58'58.6"N 26°24'34.5"E); смт. Білогір'я, Хмельницької обл. (49°59'32.1"N 26°24'05.0"E)

Продовж. табл. 1.1.	
Синявка	с. Сингаї (50°58'08.6"N 28°43'23.3"E), Житомирської обл.
Кремно (Крем'я-нка)	с. Жабче (50°58'28.7"N 28°33'25.8"E); с. Кожухівка (50°59'31.5"N 28°34'24.4"E), с. Кремне (51°03'29.3"N 28°13'30.2"E), Житомирської обл.
Бересток	с. Середи (50°50'11.2"N 27°46'12.7"E); смт. Ємільчине (50°52'23.1"N 27°47'46.8"E), Житомирської обл.
Басейн Тетерева	
Гнилоп'ять	м. Бердичів (49°53'14.4"N 28°34'48.1"E) та його околиці, с. Скраглівка (49°56'20.7"N28°33'00.7"E); с. Троянів (50°06'37.7"N 28°31'08.5"E), Житомирської обл.
Гуйва	4 км нижче м. Житомира (50°13'21.3"N 28°36'33.0"E); с. Лука (50°10'46.8"N 28°48'55.9"E); с. Пряжів (50°11'23.1"N 28°41'35.2"E), Житомирської обл.
Коднянка	с. Вертокиївка (50°06'57.5"N 28°41'35.0"E), Житомирської обл.
Кам'янка Лісова	м. Житомир (50°18'03.1"N 28°36'49.9"E)
Лісна	смт. Романів (50°09'24.1"N 27°56'30.5"E), 1км (50°08'16.2"N 27°56'43.8"E) і 4 км (50°07'53.8"N 27°57'05.4"E) нижче, Житомирської обл.
Бобрівка	5 км вище с. Дениші (50°13'50.4"N 28°23'27.6"E); 5 км нижче с. Рудня Пошта (50°12'09.3"N 28°19'18.8"E), Житомирської обл.
Путятинка	м. Житомир (50°15'00.0"N 28°41'53.2"E)
Крошенка	м. Житомир (50°17'48.9"N 28°37'38.8"E)
Зелена	с. Великий Браталів (49°59'41.8"N 27°57'31.4"E); 1 км вище с. Красносілка (49°59'35.4"N 28°01'19.9"E), Житомирської обл.

Дослідження охоплювали озера: Дідове, Луко, Воронки, Горохівка, де дослідження проводили впродовж 2013–2019 рр. (рис. 1.2–1.3).

Збір та ідентифікацію альгологічного матеріалу здійснювали на

5 водосховищах: Денишівському, Житомирському (р. Тетерів), Бердичівському (р. Гнилоп’ять), Миропільському та Новоград-Волинському (р. Случ). Станції знаходилися у верхньому та нижньому б’єфах водоймищ (рис. 1.4–1.5).

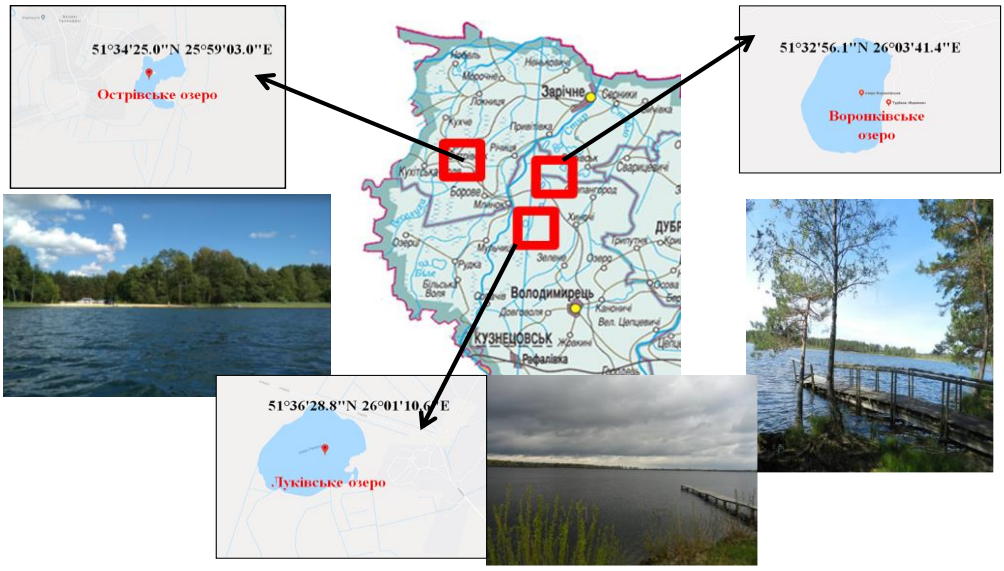


Рис. 1.2. Карта-схема озер карстового походження на території Рівненської області та розташування точки моніторингу із зазначенням географічних координат.[1]

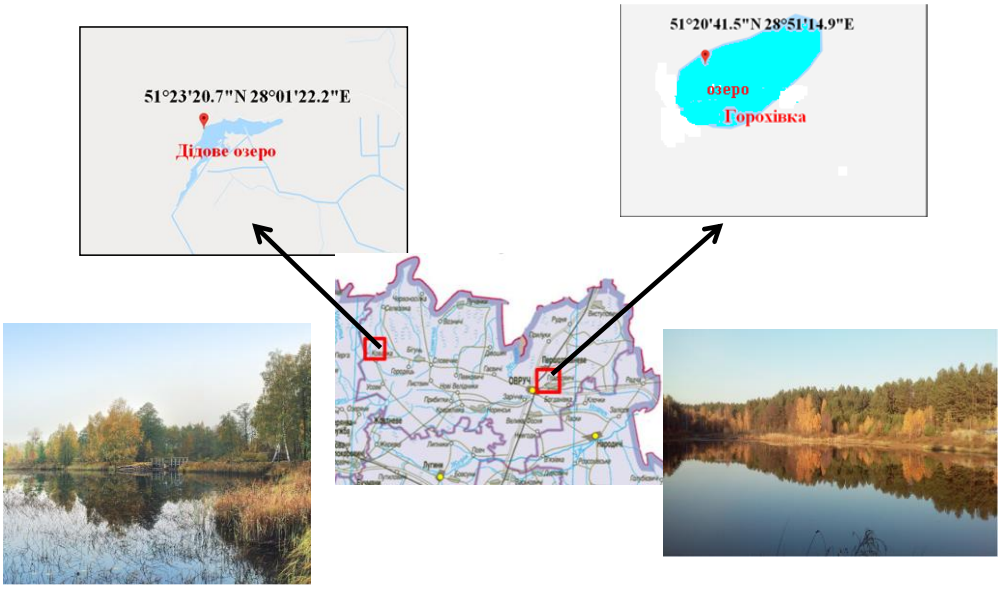


Рис. 1.3. Карта-схема озер на території Житомирської області та розташування точки моніторингу із зазначенням географічних координат.

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

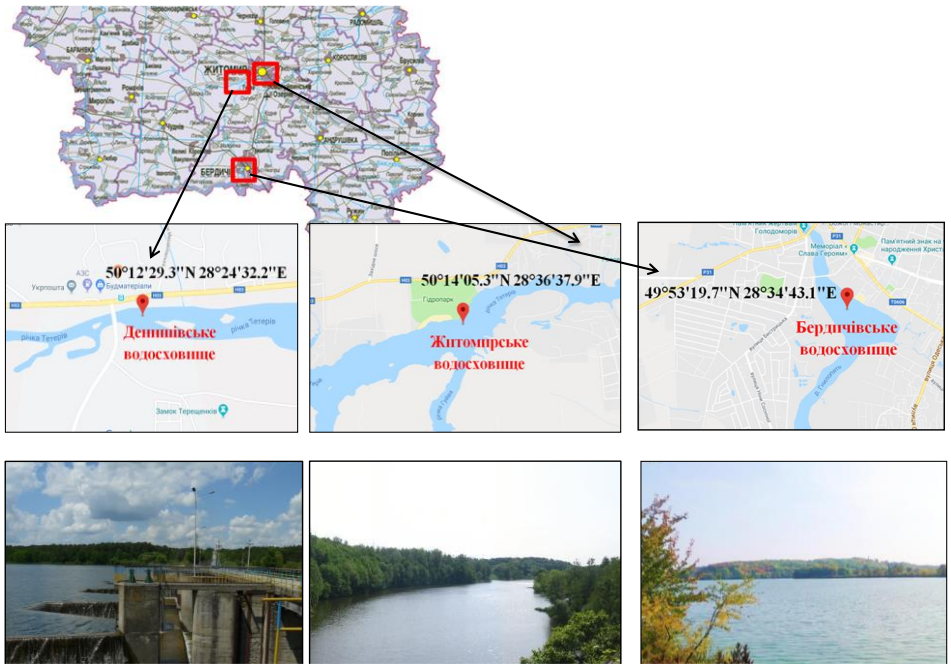


Рис. 1.4. Карта-схема водосховищ у басейні Тетерева та розташування точки моніторингу із зазначенням географічних координат.

Рис. 1.5. Карта-схема водосховищ у басейні Прип’яті та розташування точки моніторингу із зазначенням географічних координат.

Дослідження формування фітопланктону штучних водойм проводилися на прикладі затоплених упродовж останніх десятиліть кар’єрів: піщаних – Селецького і Слобідського (м. Житомир), гранітних – Богунського,

Сонячного, Соколовського (м. Житомир), Морозівського (Корецький р-н, Рівненська обл.), Цегельного (м. Коростень, Житомирська обл.) та кар'єру з видобутку ільменітів Іршанського гірничозбагачувального комбінату (Хорошівський р-н, Житомирська обл.) (рис. 1.6–1.9).

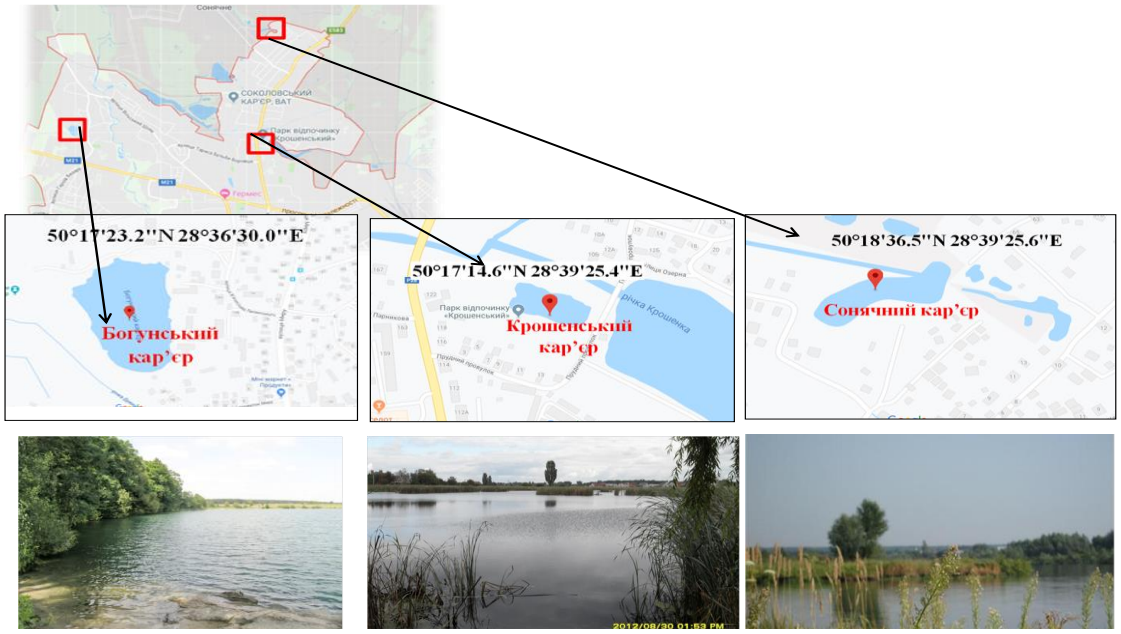


Рис. 1.6. Карта-схема гранітних кар'єрів м. Житомир та його околиць, розташування точки моніторингу із зазначенням географічних координат.

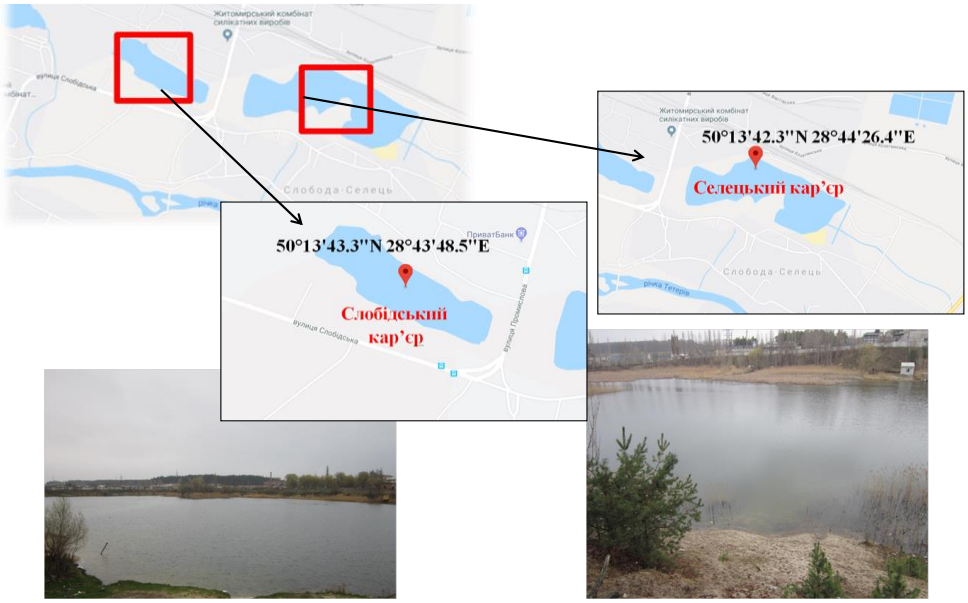


Рис. 1.7. Карта-схема силікатних кар'єрів м. Житомир та його околиць, розташування точки моніторингу із зазначенням географічних координат.

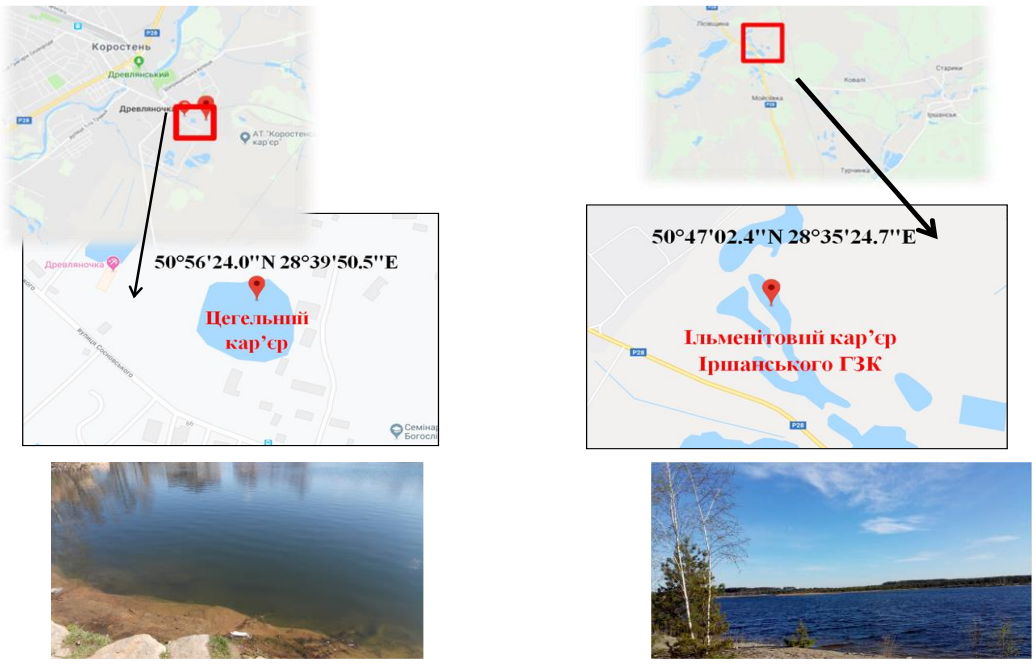


Рис. 1.8. Карта-схема кар'єрів із видобутку граніту та ільменітів на території Житомирської області, розташування точки моніторингу із зазначенням географічних координат

Рис. 1.9. Карта-схема Морозівського кар'єру із видобутку граніту на території Рівненської області, розташування точки моніторингу із зазначенням географічних координат.

Зразки у досліджуваних водних об'єктах відбирали переважно щомісяця впродовж не менше 3-х вегетаційних сезонів (березень – листопад), рідше – подекадно.

Загалом було відібрано і оброблено 2020 альгологічних проб (у річках

– 840 альгологічних проб, в озерах – 180, водосховищах – 580, кар'єрах – 420), які опрацьовувалися загальновідомими гідробіологічними методами [41].

Відбір здійснювали батометром Рутнера із горизонту до 0,5 м. На глибоководних станціях, розташованих на водосховищах та кар'єрах – на глибині 1,0 м. Температуру води визначали з допомогою водного ртутного термометра, умовну прозорість води виражали в метрах до глибини зникнення з поля зору білого стандартного диска Секкі під час спостережень, проведених опівдні з тіньової сторони. Глибину вимірювали промірочним лотом і виражали в метрах [61].

Проби фіксували, концентрували, піддавали камеральній обробці за загальноприйнятими методиками [97, 98]. Підрахунок клітин водоростей проводили в камері Нажотта об'ємом 0,05 мм^3 із використанням мікроскопу ОМО АУ–12 (об'єктиви 20*, 40*).

Розмірні характеристики водоростей були отримані за допомогою окуляр-мікрометру. Для кількісного аналізу проводили розрахунок чисельності клітин на 1 дм^3 води за формулою:

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

де N – кількість водоростей в 1 дм^3 води досліджуваної водойми;

k – коефіцієнт, що показує у скільки разів об'єм використаної камери менше 1 см^3;

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

A – кількість доріжок лічильної камери;

a – кількість доріжок, де виконувався підрахунок водоростей;

V – початковий об'єм відібраної проби (см^3).

v – об'єм концентрованої проби (см^3) [97].

Біомасу фітопланктону визначали лічильно-об'ємним методом, згідно

якого біомасу кожного виду вираховували множенням його чисельності в кожній конкретній пробі на об'єм клітини. Для визначення об'єму тіла водоростей використовували стереометричний метод. Для вимірювань розмірів водоростей їх прирівнювали до певних найподібніших до даної морфологічної форми геометричних тіл. Далі проводили вимірювання необхідних параметрів водоростевих клітин: висоти, довжини, радіуса, діаметра, тощо. Для отримання репрезентативних даних промірювали параметри не менше 30 водоростевих клітин одного виду. Отримані дані опрацьовували статистично. Об'єм клітин визначали за відомими геометричними формулами на основі отриманих лінійних розмірів конкретної водорості, подібної до даної геометричної фігури. Відносну щільність (до води) водоростей приймали за 1,00 [10, 77, 78].

Середню чисельність та біомасу фітопланктону вираховували як середнє арифметичне для сезону, ділянки чи всього водного об'єкту.

Чисельність фітопланктону підраховано та представлено в тис. кл/дм^3 або в млн кл./дм^3, біомасу – в мг/дм^3.

Для ідентифікації водоростей використовували загальновідомі визначники і довідники [3, 4, 14–16, 21, 25, 26, 35, 36, 42–45, 47, 48, 50, 57–60, 65, 66, 69–72, 75, 84–86, 90, 91, 94, 105–118, 126–128]. У роботі застосовано таксономічну систему водоростей, запропоновану у зведенні «Algae of Ukraine» [100–103] із подальшим уточненням на інтернет-ресурсі AlgaeBase [133].

Імен авторів видів після назв цих таксонів за текстом роботи не наводили, оскільки вони зазначені в Додатку, який містить список видів водоростей планктону різнотипних водних об'єктів басейнів Прип'яті і Тетерева.

При проведенні таксономічного аналізу застосовували методи, прийняті у порівняльній флористиці [93, 99].

Частоту трапляння видів розраховували у процентах від загального

числа проб за формулою:

$$F = 100 \cdot p / P,$$

де p – кількість проб, у яких знайдено даний таксон,

P – загальна кількість проб [33].

Індекс середньої частоти трапляння видів:

$$F_{sp} = \sum_{1}^{N} n_1 ... n_j / N,$$

де $n_{1...}\ n_i$ – частота трапляння,

N – число таксонів [34].

Для встановлення ролі відділів у формуванні таксономічного багатства фітопланктону в залежності від частоти трапляння видових та внутрішньовидових таксонів, які формують їх склад, визначали флористичний індекс F_{spp}:

$$F_{spp} = \sum_{1}^{i} n_1 ... n_i / \sum_{1}^{j} n_1 ... n_j$$

де $n_{1...}\ n_i$ – частота трапляння таксонів відділу,

$n_{1...}\ n_j$ – частота трапляння всіх таксонів угруповання [34].

Подібність видового складу фітопланктону різних типів водних екосистем або їх ділянок визначали за допомогою коефіцієнта видової подібності Серенсена [126]:

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

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

N_A і N_B – число видів відповідно в пробі A і B.

Матриці коефіцієнтів подібності були опрацьовані кластерним аналізом із побудовою дендрограм за допомогою пакету «Past».

Домінуючими вважали види, біомаса яких дорівнювала або перевищувала 10% біомаси фітопланктону проби [68].

Біоіндикаційний аналіз проводили з урахуванням індикаторних характеристик водоростей, наведених у літературних джерелах [5–9, 12, 32, 41, 74, 76, 113, 121, 129, 130].

Сапробіологічна оцінка якості води здійснена за методом Пантле-Букк у модифікації Сладечека [88, 121, 122–124].

При проведенні біоіндикаційного аналізу отримані результати було представлено за допомогою графіків Excel, де групи водоростей, які є індикаторами, були розміщені у порядку збільшення їх індикаторного значення, що дозволило побудувати поліномінальні лінії тренда, які вказують на оптимальний розподіл видів-індикаторів і характерні для них умови існування.

Також були побудовані лінії стандартного відхилення, які відділяють найзначущіші групи індикаторних видів. Це дозволило встановити екологічні оптимуми за параметрами зовнішнього оточення в угрупованнях, які аналізувалися.

Для оцінки здатності досліджуваних екосистем до самоочищення використовували індекс стану екосистеми *WESI* [5], який ґрунтується на класифікації якості води за гідрохімічними показниками, а також індексом сапробності, і розраховується за формулою:

$$WESI = \frac{РозрядS}{РозрядN - NO_3^-},$$

де розряд *S* – розряд якості води згідно класифікації Сладечека [123] із застосуванням індексів сапробності;

розряд $N\text{-}NO_3^-$ – розряд якості води на основі концентрації нітратного азоту.

Якщо індекс *WESI* менший за одиницю, то фотосинтетична активність фітопланктону позитивно корелює з вмістом нітратів, а досліджуваній екосистемі притаманна достатня здатність до самоочищення. Якщо індекс *WESI* менший за одиницю, то перебіг процесів самоочищення в екосистемі пригнічено.

Інформаційне різноманіття (за біомасою фітопланктону) розраховували за індексом Шеннона [67].

Методи гідрохімічного аналізу. Хімічні аналізи виконані в ДУ «Житомирський обласний лабораторний центр Дерсанепідемслужби України, контрольно-вимірювальній лабораторії комунального підприємства «Житомирводоканал» (свідоцтво про реєстрацію №64 від 21.10.2013 р.), Бердичівській районній державній лабораторії ветеринарної медицини (атестат акредитації № 05-040 від 31.03.2010 р.) і на кафедрі ботаніки, біоресурсів та збереження біорізноманіття Житомирського державного університету імені Івана Франка.

Визначення кольоровості води здійснювали шляхом візуального порівняння відтінку кольору проби з кольором штучних стандартів – дихроматно-кобальтовою шкалою, яка імітує кольоровість води. Кольоровість вимірювали у градусах згідно [29].

Значення *pH* визачали за допомогою *pH*-мілівольтметра рН-150 М за ДСТУ 4077-2001 [37].

Визначення жорсткості води проводили за ГОСТ 4151-72 [28]. У конічну колбу вносили 100 см^3 відфільтрованої досліджуваної води або менший її об'єм, який був розведений до 100 см^3 дистильованою водою. Сумарна кількість речовини еквіваленту кальцію та магнію у даному об'ємі не перевищувала 0,5 моль. Додавали 5 см^3 буферного розчину, 5–7 крапель індикатору хрому темно-синього і титрували при значному перемішуванні 0,05-нормальним розчином трілону Б до зміни забарвлення в еквівалентній точці на синє з зеленуватим відтінком. Загальну жорсткість води (Х), моль/м^3, визначали за формулою:

$$X = \frac{v \times 0{,}05 \times K \times 1000}{V},$$

де v – кількість розчину трілону Б, який було витрачено на титрування, см^3;

K – поправний коефіцієнт до нормальності розчину трилону Б;

V – об'єм води, взятий для визначення жорсткості, см^3.

Визначення вмісту хлоридів (*СГ*) проводили за ГОСТ 4245-72 [31]. У конічну колбу вносили 100 см^3 досліджуваної води або менший об'єм, розведений до 100 см^3 дистильованою водою. Без розведення визначали хлориди у концентрації до 100 мг/дм^3. Додавали 1 см^3 5%-го розчину хромовокислого калію та титрували пробу розчином азотнокислого срібла до появи слабкого помаранчевого відтінку. Вміст *СГ* (X), мг/дм^3, визначали за наступною формулою:

$$X = \frac{v \times K \times g \times 1000}{V},$$

де v – кількість азотнокислого срібла, яка була витрачена на титрування, см^3;

K – поправний коефіцієнт до титру розчину нітрату срібла;

g – кількість *СГ*, яка відповідає 1 см^3 розчину азотнокислого срібла, мг;

V – об'єм води, який було взято для визначення, см^3.

Визначення лужності загальної проводили за ДСТУ ISO 9963-1:2007 [38]. У конічну колбу вносили 100 см^3 проби та додавали 0,1 см^3 розчину індикатору фенолфталеїну. Пробу, забарвленну у рожевий колір, титрували до знебарвлення розчином соляної кислоти молярної концентрації 0,05 моль/дм^3. Реєстрували відповідний об'єм кислоти, використаний на титрування (V_2). У цю ж колбу додавали 0,1 см^3 суміші індикаторів бромкрезолового зеленого та метилового червоного. Продовжували титрувати відповідним розчином соляної кислоти до зміни синьозеленого забарвлення на сіре. Реєстрували об'єм кислоти, який було використано сумарно на обидва титрування (V_3).

Лужність загальну (X), ммоль/дм^3, розраховували за формулою:

$$X = \frac{c\,(HCl) \times V_3 \times 1000}{V_1},$$

де c (HCl) – молярна концентрація розчину соляної кислоти, моль/дм^3;

V_1 – об'єм води, що було взято для визначення, см^3;

V_3 – об'єм розчину соляної кислоти, що було використано для титрування до pH 4,5, см^3.

Визначення фосфору фосфатів визначали за ДСТУ ISO 6878-2003 спектрометричним методом із використанням амонію молібдату [39]; азоту нітратів – за ГОСТ 18826-73 [30] калориметричним методом із фенолдисульфокислотою; азоту нітритного та амонійного – за ГОСТ 4192-82 [27].

Окиснюваність перманганатну визначали за методом Кубеля [53, 54]. У конічну колбу місткістю 250 см^3 наливали 100 см^3 відібраної проби, додавали 5 см^3 сірчаної кислоти, розведенням 1:3, і розчин перманганату калію (C_1 = 0,01 моль/дм^3) об'ємом 10 см^3 (v_n). Накривши колбу воронкою, кип'ятили 10 хвилин від моменту закипання. У забарвлену залишком перманганату пробу, зняту з нагрівального приладу, додавали щавлеву кислоту у кількості 10 см^3 (молярна концентрація еквіваленту 0,01 моль/дм^3). Гарячий розчин після введення щавлевої кислоти втрачав колір. Щоб визначити залишок щавлевої кислоти, здійснювали титрування розчином $KMnO_4$ (молярна концентрація еквівалента 0,01 моль/дм^3) до слабкорожевого кольору. Кількість витраченого розчину $KMnO_4$ – v_1 (перше титрування). Для визначення кількості розчину перманганату калію, який витрачається на титрування 10 см^3 щавлевої кислоти (молярна концентрація еквіваленту 0,01 моль/дм^3), тобто для визначення титру $KMnO_4$, у ту саму колбу в ще гарячий розчин доливали 10 см^3 розчину щавлевої кислоти і знову відтитровували перманганатом калію до слабкорожевого кольору (кількість витраченого розчину $KMnO_4$ (v_2) – друге титрування).

Окиснюваність перманганатну (ОП), обчислювали за формулою:

$$ОП = \frac{(V_п + V_1 - V_2) \times K \times e \times C_1 \times 1000}{V_0},$$

де k – поправний коефіцієнт;

e – молярна маса еквіваленту кисню, e = 8 г/моль;

v_0 – об'єм досліджуваної проби, см^3.

Вміст специфічних речовин токсичної дії (цинку, хрому, марганцю, міді, свинцю, кадмію) визначали методом атомно-емісійної спектрометрії за ДСТУ ISO11885:2005 [37].

Особливості міграції силіцію в залежності від розвитку фітопланктону водосховищ вивчали на прикладі даних, отриманих упродовж 2012–2013 рр. на нижній ділянці Денишівського водосховища. Визначення вмісту біогенного ($Si_{біог}$) і мінерального ($Si_{мін}$) кремнію були проведені співробітниками відділу прісноводної гідрохімії Інституту гідробіології НАН України П. М. Линником, Т. П. Жежерею та В. А. Жежерею, за що автор висловлює їм щиру вдячність. Дослідженнями були охоплені поверхневий (~ 0,5 м) та придонний (~ 0,3–0,5 м від дна) горизонти нижньої ділянки водосховища [120].

Дослідження первинної продукції та деструкції органічної речовини.

Первинну продукцію фітопланктону A та деструкцію органічної речовини R визначали кисневою модифікацією склянкового методу [17, 87, 96], чутливість якого при дотриманні всіх необхідних рекомендацій складає 0,05 мг O_2/дм^3 [89], на горизонтах 0,10, 0,25, 0,5 і 1,0 м у залежності глибини водних об'єктів. Для визначення вмісту розчиненого у воді кисню використовували метод Вінклера [61]. На кожному горизонті відбирали по дві контрольні, «світлі» та «темні» склянки, з яких на титрування для визначення кисню методом Вінклера відбирали по 50 мл аліквоти природної суспензії фітопланктону, титрували 0,02-нормальним розчином гіпосульфіту. По дві «темні» та дві «світлі» склянки із молібденового скла закріплювали на

кожному горизонті за допомогою спеціальних приладів – “гірлянд”. Висока гнучкість “гірлянд” під дією руху водних мас сприяла перемішуванню вмісту склянок і запобігала скупченню водоростей. Під час роботи використовували паралельно добові (9 год.–9 год.) і 4-годинні експозиції (9–13 год, 13–17 год, 17–21 год, 21–1 год, 1–5 год і 5–9 год).

Розрахунок інтегральної продукції $\sum A$ під 1 м^2 здійснювали множенням інтенсивності фотосинтезу на глибині максимуму A_{max} і прозорості води на станції [11, 62], інтегральну деструкцію $\sum R$ визначали множенням R та середніх значень глибини водних обєктів, що дозволяє уникнути впливу на результати досліджень «випадкових» глибин окремих станцій [62].

Для переходу від кисневих одиниць до енергетичних використовували коефіцієнт 3,51 мг O_2/кал [11].

Визначення первинної продукції планктону балансовим методом проводили згідно [52, 96]. Інтенсивність первинної продукції розраховували як різницю між максимальним і мінімальним показниками вмісту розчиненого в воді кисню. Його визначали щогодини протягом доби (9 год – 9 год) паралельно з постановкою дослідів із визначення первинної продукції склянковим методом на тих самих станціях і горизонтах.

Для оцінки інтенсивності сонячної радіації (Q) згідно [92] були використані дані таблиць ТМ-12 актинометричних спостережень на станціях Бориспіль, Нова Ушиця і Ковель за 2005–2017 рр., отриманих в архіві Центральної геофізичної обсерваторії імені Бориса Срезневського [81–83].

Ефективність утилізації сонячної енергії – *ЕУСЕ* (U) розраховували як частку первинної продукції, вираженої в енергетичних одиницях, від добової суми енергії сонячної радіації загального спектру, яка надходить на поверхню водойми чи водотоку.

Для оцінки сукцесійного стану водних екосистем розраховували їх індекс зрілості θ, запропонований В. Є. Виноградовим та Є. О. Шушкиною [18], $\theta = lgD/P$ в інтерпретації Н. М. Мінєєвої $\theta = lg\sum R/\sum A$ [63]. У залежності

від величини θ розрізняють такі стани планктонних угруповань: початковий, молодий, рівноважний, розвинутий, зрілий та деградуючий[2].

Початковий. Короткочасний стан, який виникає у момент створення умов для розвитку угруповання (наприклад, стан ценозів перед початком весняної вегетації фітопланктону). Він не має певних величин θ.

Молодий. Також порівняно короткочасний стан, що охоплює період спалаху у розвитку фітопланктону. Продукція фотосинтезу максимальна, біомаса водоростей стрімко зростає і може досягнути максимальних величин. Біомаса зоопланктону порівняно невелика. Величина індексу зрілості складає -0,7– -0,2, у середньому сягає -0,5.

Рівноважний. Зміна продукційної фази розвитку угруповання на деструкційну. Приблизна рівновага продукційних та деструкційних процесів. Біомаса фітопланктону зменшується, а зоопланктону – ще не досягає максимуму. Індекс зрілості близький до 0, змінюючись від -0,2 до +0,2.

Розвинутий. Біомаса фітопланктону продовжує знижуватися, а бактеріопланктону – залишається порівняно високою, зоопланктону – продовжує збільшуватися і досягає максимуму. Індекс зрілості в середньому складає 0,6, межі його коливань становлять 0,2–1.

Зрілий. Максимальна довжина трофічних ланцюгів і найбільше видове багатство. Низька тотальна біомаса та біомаса нижчих трофічних рівнів. Стан, близький до клімаксного. Індекс зрілості в межах 1–2.

Деградуючий. Подальше зниження біомаси всіх трофічних рівнів. Збіднення видового складу. Досить низькі величини первинної продукції. Індекс зрілості >2.

Загалом було проведено 864 досліди з визначення первинної продукції планктону та деструкції органічної речовини.

Оцінка якості води. Оцінка якості води здійснена за біомасою, первинною продукцією фітопланктону, даними біоіндикаційного аналізу, а

[2] Характеристика станів планктонних угруповань наведена згідно [18].

також гідрохімічними показниками водних об'єктів, індексом сапробності, продукційно-деструкційним коефіцієнтом, які зіставляли з класами якості вод [61].

Аналіз основних тенденцій просторової динаміки структурно-функціональних показників розвитку річкового фітопланктону під дією антропогенних чинників здійснено на прикладі р. Гнилоп'ять упродовж 2004–2006 рр. та 2014–2016 рр., проведених на стаціонарних станціях, які охоплювали Бердичівське водосховище, нижче розташовану річкову ділянку, а також ділянки річки нижче очисних споруд м. Бердичів та зарегульовану Скраглівецьким ставком (рис. 1.10).

Встановлення об'єктивності застосування різних методичних підходів до визначення первинної продукції фітопланктону і деструкції органічної речовини в різнотипних водних об'єктах здійснювали в експедиційних і стаціонарних спостереженнях на річках Синявка, Хомора і Лісна, Житомирському і Бердичівському водосховищах, а також Соколовському кар'єрі.

Статистичну обробку отриманих даних проводили за допомогою стандартних методів [22, 51], реалізованих у пакеті статистичних програм Microsoft Excel, STATISTICA 6.0, Past. Візуалізацію статистично опрацьованих даних проводили шляхом побудови графіків та діаграм за допомогою програми Microsoft Excel і Graph Pad.

У роботі обговорюються лише значимі кореляції ($p<0,05$). Оцінюючи силу зв'язку між змінними за допомогою коефіцієнту кореляції r, його вважали слабким за $r<0,3$, помірним – за $r=0,3–0,7$, сильним – за $r>0,7$. Варібельність ознак (у %) оцінювали за допомогою коефіцієнту варіації Cv, значення якого <30%, 30–70% і >70% вказували на відповідно слабку, помірну або сильну ступінь мінливості.

Загальна характеристика району дослідження та водних об'єктів, охоплених дослідженнями. Морфометричні характеристики річок та озер,

представлені нижче, наведені згідно [2, 13, 19, 20, 23, 24, 46, 49, 55, 56, 73, 79, 80, 95].

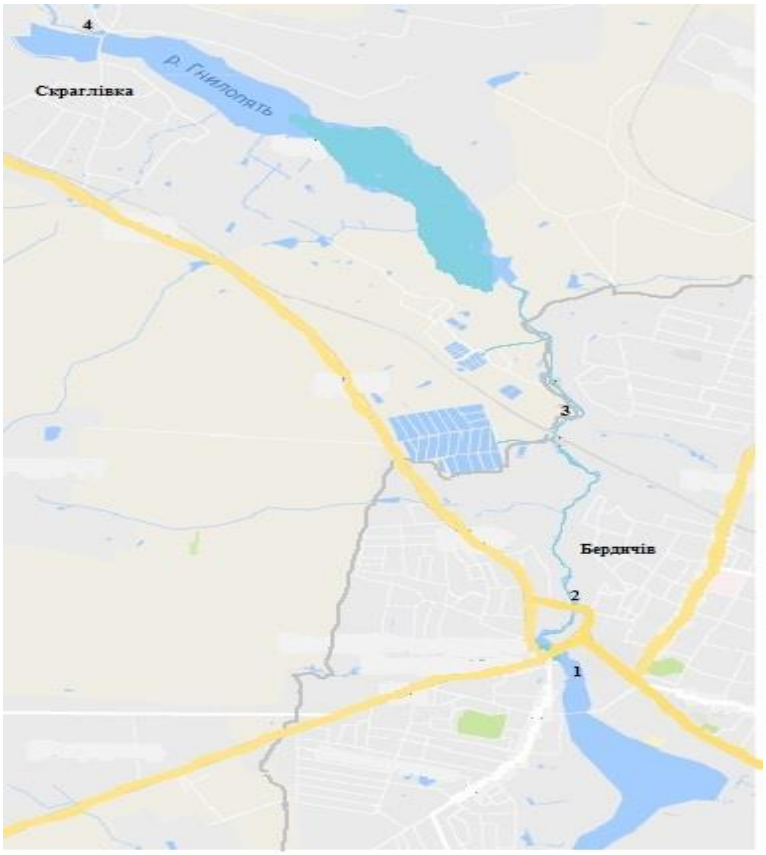


Рис. 1.10. Карта-схема району дослідження: 1 – Бердичівське водосховище, 2 – нижче розташована річкова ділянка, 3 – ділянка річки нижче очисних споруд м. Бердичів, 4 – зарегульована Скраглівецьким ставком.

Полісся – природно-географічний регіон, який належить до зони мішаних лісів. Йому властиві значна зволоженість, лісиста та болотиста місцевість, густа річкова сітка. Глибина річкових долин збільшується з півночі на південь і вони, як правило, мають по дві-три заплавні тераси. На південь від Поліської низовини простягається Волино-Подільська височина, густо почленована долинами річок і балок. Середня висота над рівнем моря – 120–150 м. Для природних умов Українського Полісся характерний рівнинний рельєф, переважання дерново-підзолистих і болотних ґрунтів та високий рівень ґрунтових вод. До 70% заболочених земель України припадає

на Полісся. Значна зволоженість зумовила розвиток підзолистого і болотного процесів ґрунтоутворення і формування лучної, болотяної та лісової рослинності. Північна та західна частини Полісся заболочені більше, ніж північно-східна. Ліси займають 30% площі, наявна значна кількість торфовищ. За фізико-географічним районуванням Полісся розглядається як фізико-географічна провінція мішаних лісів зони Східно-Європейської рівнини. У державних межах України за особливостями природних умов виділяють шість фізико-геограіччних областей Полісся: Волинське, Мале, Житомирське, Київське, Чернігівське, Новгород-Сіверське [23]. На території Полісся були проведені меліоративні роботи та створено водосховища.

Річки басейну Прип'яті

Прип'ять – найзначніша за водністю і площею басейну притока Дніпра. Довжина її сягає 775 км (на території України – 261 км), площа басейну – 121 тис. км². Прип'ять є транскордонною річкою України. Протікає територією Волинської, Рівненської, Київської областей та в Республіці Білорусь. Впадає водотік у Київське водосховище. Район Полісся, в якому протікає Прип'ять, характеризується великою заболоченістю (до 24% площі). Дренаж ґрунтових вод слабкий, домінують низинні болота та заболочені ґрунти під хвойно-широколистяними лісами.

Витік Прип'яті знаходиться поблизу с. Голядин Шацького району Волинської області. Протікає вона здебільшого Поліською низовиною на схід, у пониззі – на південний схід. Долина Прип'яті у верхів'ї виражена слабко, у пониззі чіткіша. Заплава розвинута по всій течії. Виділяють дві надзаплавні тераси. Ширина заплави у верхній течії сягає 2–4 км і більше; переіодично затоплюється на декілька місяців. У пониззі ширина заплави збільшена до 10–15 км. Річище у верхів'ї каналізоване; нижче – хвилясте, утворює стариці і меандри. Ширина річки у верхній течії не перевищує 40 м, у середній – сягає 50–70 м, а в пониззі – 100–250 м, у місці впадіння в

Київське водосховище – 4–5 км. Дно піщане та піщано-мулисте. Похил річки 0,08 м/км. Живлення мішане.

Водний режим водотоку характеризується тривалою весняною повінню, короткочасною літньою меженню, яка порушується дощовими паводками і майже щорічними осінніми підняттями рівня води. Замерзає ріка на початку грудня, скресає наприкінці березня. Кольоровість води визначається впливом торфово-болотних ґрунтів у басейні водотоку.

У 1986 р. внаслідок аварії на Чорнобильській АЕС водотік зазнав радіоактивного забруднення.

У басейні Прип'яті є заплавні і карстові озера, основна частка яких розташована у північній і північно-західній частинах басейну.

Басейн Прип'яті межує з басейнами Південного Бугу, Дністра, Західного Бугу та Німану.

Із метою збереження у природному стані типових для Українського Полісся лісоболотних комплексів створено Поліський природний заповідник загальнодержавного значення, розташований в Олевському та Овруцькому районах Житомирської області площею 20110 га. Територія заповідника розташована на межі Українського кристалічного щита і Поліської низовини, у межиріччі Уборті й Болотниці. На території Волинської області р. Прип'ять залишилася однією з небагатьох річок, заплави якої збереглися у природному стані. Практично вся територія включена до природно-заповідного фонду держави – тут знаходиться низка гідрологічних заказників.

Річка Горинь має довжину 659 км (у межах України – 577 км), площу басейну 27700 км². Протікає територією Тернопільської, Хмельницької та Рівненської областей України, а далі – Брестської області Республіки Білорусь, впадає у р. Прип'ять. Є трансзональною річкою: верхня частина басейну до впадання р. Устя розташована на Волинь-Подільській височині, являє собою плато з висотами 385,5–215 м, середня й нижня течії лежать у межах значно заболоченої низинної рівнини Полісся.

Річка Вілія є лівою притокою Горині, протікає в межах Кременецького, Шумського районів Тернопільської області, Острозького району Рівненської, Білогірського й Ізяславського районів Хмельницької області. Має довжину 77 км, площу водозбірного басейну 1815 км^2, похил річки 1,0 м/км. Заплава переважно заболочена, річище звивисте, завширшки до 28 м, завглибшки 12 м. Використовується на технічне, сільськогосподарське та побутове водопостачання. Живлення переважно снігове. На річці збудовані меліоративні системи «Вілія» й «Устя».

Полква (Полтва) – права притока річки Горинь, протікає в межах Теофіпольського й Білогірського районів Хмельницької області. Її довжина сягає 43 км, площа басейну – 553 км^2. Заплава у багатьох місцях заболочена. Зарегульована ставками.

Річка Случ є притокою Горині, має довжину 451 км, площу водозбору 13800 м^3. Похил річки 0,4 м/км, ширина долини до 0,8 км (у верхів'ї) до 5 км (у нижній течії). Живлення переважно снігове і дощове. Протікає територією Хмельницької, Житомирської, Рівненської областей. Використовується для водопостачання, у верхів'ї збудовані невеликі ГЕС.

Із приток Случі вивчали річки Корчик, Ікопоть, Деревичку. Річка Корчик протікає в межах Шепетівського і Славутського районів Хмельницької області, Корецького – Рівненської, і Новоград-Волинського – Житомирської областей. Довжина водотоку 82 км, площа басейну – 1455 км^2. Заплава подекуди заболочена, ширина річища від 12 до 22 м, глибина до 1,7 м. Похил річки – 0,9 м. Зарегульована ставками.

Річка Ікопоть, довжиною 45 км і площею басейну 603 м^2, тече в межах Красилівського і Старокостянтинівського районів Хмельницької області. Пересічна ширина річища 5 м, похил річки 0,9 м/км. Долина трапецієподібна, до 3 км завширшки, до 25 м завглибшки. Стік частково зрегульований ставками.

Річка Деревичка має довжину 53 км, площу басейну 232 км^2, протікає в межах Старокостянтинівського і Полонського районів Хмельницької області та Любарського – Житомирської. Має 72 притоки загальною довжиною 33 км. На річці споруджено 24 ставки. Живлення змішане: підземне, дощове та снігове.

Річка Уборть – притока Прип'яті, її довжина 292 км, площа водозбору 5820 км^2. Має повільну течію, похил річки сягає 0,34 м/км. Заплава двостороння, переважно заболочена, розчленована осушувальними каналами. Річище звивисте, у нижній течії утворює меандри, є острови. Живлення переважно дощове і снігове. Характерна весняна повінь (до 50 % річного стоку). На Уборті споруджено ставки. Протікає територією Житомирської області України і Гомельської області Республіки Білорусь. Близько 39% площі басейну зайняті лісом, 23–30% – болотами.

Річка Уж – права притока Прип'яті. Протікає у межах Ємільчинського, Коростенського, Народицького районів Житомирської області, Поліського й Іванківського – Київської. Довжина річки Уж сягає 256 км (у межах Житомирської області – 159 км, у межах Київської – 97 км), площа басейну – 8080 км^2. Ширина долини від 1 до 7 км, річища – від 5 до 40 м. Похил річки становить 0,47 м/км. Живлення водотоку переважно снігове. Над Ужем розташовані міста Коростень і Чорнобиль. Річкові води використовуються для господарського водопостачання.

Річка Синявка – притока р. Уж, протікає територією Коростенського району Житомирської області. Площа водозбору сягає 99,8 км^2.

Річка Бересток є притокою р. Уборть, протікає територією Житомирської області. Її довжина 20 км, площа водозбору 75 км^2, похил річки – 0,25 м/км.

Річка Кремно протікає в Лугинському районі Житомирської області, впадає в річку Жерів. Має довжину 23 км, площу басейну 248 км^2, похил 3,8 м/км.

Річки басейну Тетерева

Річка Тетерів має загальну довжину 365 км, бере початок на відрогах Волино-Подільської височини, приблизно за 4 км на південний захід від с. Носівки Чуднівського району Житомирської області. Впадає в Дніпро з правого берега на 984 км від гирла. Площа басейну річки становить 15300 км^2, рівень падіння – 0,5 м на кілометр. Ліси займають 15% площі басейну, болота – 4%. Перетинаючи Український кристалічний щит, р. Тетерів має добре зрізані, здебільшого скелясті береги з виходом на поверхню гнейсів та гранітів. Течії властиві перекати і невеличкі водоспади. Середній стік річки сягає 536 мм/м^3 за рік. Ширина водотоку змінюється від 0,4–12,0 м у верхів'ях до 40–90 м у середній та нижній течії, досягаючи в гирлі 200 м. Швидкість течії становить у середньому 0,2–0,5 м/с, на порожистих ділянках 1,2–2,5 м/с. Заплава переважно двостороння. До міста Радомишля вона висока, здебільшого суха, завширшки 100–200 м, місцями звужується до 20 м або зовсім відсутня; нижче с. Ротичі вона зливається із заплавою Дніпра.

Живлення річки відбувається переважно за рахунок танення снігів, а також надходження дощових і ґрунтових вод. Живлення глибокими підземними водами незначне. Водний режим р. Тетерів характеризується чітко вираженим весняним паводком, низькою літньо-осінньою меженню, яка майже щорічно переривається дощовими паводками, та низькими рівнями взимку. Внаслідок стоку талих снігових вод, звичайно на початку або в середині березня, починається підйом рівня води. Як правило, висота піку весняного водопілля не перевищує 1–2 м у верхів'ях, 2,5–3,5 м у середній та нижній течії річки. У роки з особливо високою повінню максимум підйому рівня сягає 4–6 м. Меженні рівні найнижчі у серпні-вересні. У надзвичайно посушливі роки верхів'я Тетерева пересихає. Переважна частина притоку води припадає на весну. В період весняного водопілля реєструється найбільша водність, коли річка переносить 55%

річного стоку. Після весняного водопілля стік поступово зменшується до мінімуму наприкінці літа; взимку та восени внаслідок дощів та відлиги він знову збільшується. Мутність води в межень невелика, звичайно не перевищує 10–30 мг/дм^3, середньорічна – 40–50 мг/дм^3, а під час водопілля збільшується до 200 мг/дм^3. Льодостав в основному суцільний, стійкий, і тільки в найтепліші зими під час відлиг мають місце тимчасові скресання річки, у верхів'ях та на порожистих ділянках вона зовсім не замерзає. Вода річки характеризується середньою величиною мінералізації, яка вниз за течією дещо зменшується. Іонний склад води представлений в основному HCO_3^- та Ca^{2+}. Загальна жорсткість води знаходиться в межах 3,0–6,0 мг-екв, і визначає воду як помірно жорстку.

У р. Тетерів впадає 1788 річок сумарною довжиною 6446 км, із них довжиною менше 10 км – 1686 приток. Щільність річкової мережі басейну р. Тетерів становить 0,42 км/км^2.

Гнилоп'ять – річка в межах Козятинського району Вінницької, Бердичівського і Житомирського районів Житомирської областей. Її довжина 99 км, площа водозбірного басейну 1312 км^2. Похил річки – 1,1 м/км, долина заболочена, завширшки 3 км, меліорована. Береги утворені покладами гранітів і гнейсів. Річище звивисте, до 20 м завширшки. Річка зарегульована ставками і водосховищами (близько 10). Середній багаторічний стік сягає 3,68 м^3/с. Використовується на питне та технічне водопостачання, а також як водоприймач осушувальних систем.

Річка Гуйва протікає у межах Козятинського району Вінницької і Бердичівського, Андрушівського, Житомирського – Житомирської областей. Має довжину 97 км, площу басейну 1505 км^2, похил 0,9 м/км. Річкова долина переважно V-подібна, завширшки до 2 км, заплава у верхів'ї заболочена, річище звивисте, завширшки до 20 м, завглибшки 1,2 м. Стік зарегульований ставками. На р. Гуйва споруджено Андрушівське водосховище. Використовується для технічного водопостачання, зрошення, рибництва.

Кам'янка Лісна – річка у межах Черняхівського і Житомирського районів Житомирської області. Довжина водотоку 32 км, площа басейну 602 км². Долина коритоподібна, завширшки до 4 км, завглибшки до 20 м. Заплава у верхів'ї заболочена, річище слабозвивисте, відрегульоване у пониззі в межах м. Житомир.

Річка Крошенка протікає в межах Черняхівського і Житомирського районів Житомирської області. Впадає в р. Кам'янку Лісну. Довжина водотоку 14 км, площа басейну 57,2 км². Зарегульована ставками і трьома водосховищами.

Річка Коднянка – ліва притока Гуйви. Протікає в межах Бердичівського і Житомирського районів Житомирської області. Довжина водотоку 34 км, площа басейну 342 км², похил – 1,7 м/км. Річище звивисте, завширшки до п'яти метрів.

Лісова (Струмок Лісовий, Лісна) протікає в Романівському районі Житомирської області. Має довжину 33 км, площу басейну 268 км². Долина трапецієподібна, завширшки до 2 км, заплава на окремих ділянках заболочена, річище слабозвивисте, завширшки до 57 м. Похил річки 1,5 м/км.

Річка Путятинка протікає у м. Житомир, проте, вже від свого початку замурована у труби. На поверхню виходить тільки на території ботанічного саду. Площа басейну водотоку близько 198 км².

Річка Бобрівка протікає в Житомирському і Пулинському районах Житомирської області. Має довжину 12,5 км, площу басейну – 46 км².

Зелена – річка в межах Любарського і Чуднівського районів Житомирської області і впадає в р. Ібр. Має довжину 10 км, площу басейну 28,1 км².

Характеристика досліджуваних озер.

Озеро Воронки (Воронківське) розташоване в північно-західній частині Рівненської області у лісовій місцевості. Заповідне урочище (болотне) місцевого значення в Україні. Об'єкт природно-заповідного фонду

Рівненської області. Довжина водойми сягає 600 м, площа – 21 га. Озеро має карстове походження. Більша частина водойми оточена хитким плавом різної ширини, є лише невелика смуга піщаного пляжу. Навколо озера – смуга болота.

Озеро Луко (Луківське) знаходиться в північно-західній частині Рівненської області. Майже кругле – з південного-заходу на північний-схід має довжину 1км і з північного-заходу на південний-схід – близько 800 м. Водойма має карстове походження. Глибина озера здебільшого не перевищує 2,5 м.

Острівське озеро розташоване в північно-західній частині Рівненської області, оточене лісом. Безстічне, має карстове походження. Довжина водойми 2 км, пересічна ширина – 0,7 км, глибина – 7 м, площа водного дзеркала 106,5 га. Береги піщані, вкриті лісом. Живлення переважно за рахунок підземних вод. Узимку замерзає. Використовується для рибальства.

Дідове озеро займає північно-східну частину водно-болотного угіддя «Дідове озеро», є заболоченим озером постгляціального походження з плавами, з прилеглими мезотрофними (із північного боку) та евтрофними (із південного боку) болотами в Овруцькому районі Житомирської області. Максимальна глибина – 2 м, має торфові і мулисті донні відклади. Входить до складу однойменного гідрологічного заказника загальнодержавного значення в Україні, в межах якого виділяють дві ділянки: заболочене Дідове озеро та ділянку Плотниця – болотний масив, оточений заболоченими лісами. Дідове озеро – унікальна водойма, яка є регулятором водного режиму річок Болотниці та Уборті. Площа «Дідового озера» 294 га.

Озеро Горохівка знаходиться на відстані 1 км на північний захід від села Гладковичі Овруцького району Житомирської області. Є заболоченим озером, яке регулює водний режим річки Грезля (притока Прип’яті).

Характеристика водосховищ.

У басейні Тетерева створено 33 водосховища, Прип’яті – 12. Їх

загальна площа складає відповідно 5460 і 880 га, повний об'єм – 149,2 і 15,5 млн м^3, корисний об'єм – 130,4, і 13,8 млн м^3 [19].

Дослідженнями були охоплені малі водосховища, створені на річках Тетерів (Денишівське і Житомирське), Гнилоп'ять (Бердичівське) та Случ (Новоград-Волинське і Миропільське). Їх основні морфометричні характеристики наведені в таблиці 1.2.

Таблиця 1.2

Характеристика водосховищ (цит. за [19, 64])

Водосховища	Проектні дані						
	рік введення в експлуатацію	довжина греблі, м	висота греблі, м	площа водного дзеркала, га	повний об'єм млн. м^3	корисний об'єм, млн м^3	водообмін
Денишівське	1978	440	28	255	12,95	2,16	0,17
Житомирське	1964	145	22	390	13,00	3,83	0,29
Бердичівське	1948	х	х	95	1,40	1,20	х
Новоград-Волинське	х	90	4	96	1,80	1,70	х
Миропільське	1957	34	4	11	х	х	х

Примітка. У таблиці наведено проектні дані. Водообмін – відношення об'єму стоку через гідровузол до повного об'єму водосховища. Знаком «х» позначені дані, які в доступній нам літературі не знайдені.

Будівництво водосховищ на р. Тетерів розпочалося у 50-х роках минулого століття. Згідно літературних даних [20], першим в експлуатацію було введене Промислове водоймище в районі Станишівського Порубу (1960 р.) м. Житомир для забезпечення потреб у технічній воді Східного промвузла. У 1961 р. закінчилося будівництво Чуднівського водосховища, а в

1964 р. введено в експлуатацію найбільше водосховище тетерівського каскаду – Житомирське, площею 390 га. У 1970 р. було збудоване Відсічне водосховище, наймолодшим із них є Денишівське (час введення в експлуатацію датується 1978 р.) площею 255 га.

Новоград-Волинське водосховище на р. Случ слугує для забезпечення господарсько-питних, санітарних, промислових потреб населення міста. Миропільське водосховище на р. Случ було створене у 1957 р. під час будівництва на водотоці ГЕС, яка є діючою й досі. Нині навколо водосховища знаходиться рекреаційна зона.

Дослідження фітопланктону антропогенно створених водойм проводилися на прикладі затоплених упродовж останніх десятиліть колишніх кар'єрів із видобутку корисних копалин: піску, граніту, ільменітів. Відомості про їх гідрологічний, гідрохімічний режими практично відсутні.

Богунський кар'єр площею 120 тис. м^2 (300 × 400 м) і максимальною глибиною 20 м, розташований у 6 км від центра м. Житомир. Видобуток граніту здійснювався способом «черпання». Термоклин починається з глибини 5,5 м і відразу за ним різко погіршується світловий режим. Температура води нижче термоклину, типова для джерельних кар'єрів – +4 С . Дно вистелене щільним густим шаром чорного мулу, майже рівне, без перепадів. На дні відсутні залишки гранітної породи, що є свідченням планового завершення робіт на кар'єрі через відсутність сировини. Мул частково утворений за рахунок процесів гниття листового опаду лісу, який оточує кар'єр. Вважається найстарішим кар'єром м. Житомир: йому понад 40 років.

Соколовський кар'єр м. Житомир також з'явився на місці гранітного кар'єру. Вважається найглибшою водоймою штучного походження в Україні – до 110 м. Має вигляд кам'яної чаші. Затоплений майже 30 років тому. Є місцем спортивного дайвінгу (як і Богунський кар'єр), а також аматорського вилову риби [132].

Сонячний утворився на місці затопленого кар'єру з видобутку граніту. Розташований на відстані 9 км від м. Житомир. Його розміри становлять 500 × 600 м. Водойма має рівне та пологе дно. Максимальна глибина кар'єру 15 м. У водоймі розводять рибу.

Крошенський кар'єр розташований на околиці м. Житомир, був затоплений після планового завершення робіт на ньому. Має розміри 900 × 100 м. Структура дна рівна (воно вистелене гранітними уламками середньої величини, не замулене). Значні провали відсутні. Максимальна глибина досягає 10 м. Температура води типова для затоплених гранітних кар'єрів – на дні +4С °.

Бувший гранітний Морозівський кар'єр, який має глибину 3 м, площу 7,8 га, розташований у Рівненській області. Підживлюється підземним джерелом.

Піщані кар'єри Селецький та Слобідський знаходяться на околицях м. Житомир. Після затоплення використовуютья для рекреації. Слобідський кар'єр розташований посеред хвойного лісу. Був створений для забезпечення сировиною Житомирського заводу силікатних виробів. Кар'єр Селецький знаходиться поблизу очисних споруд м. Житомир. У ньому понад 20 років добували пісок для виготовлення вогнетривкої цегли. Літературних відомостей щодо морфометричних характеристик цих кар'єрів не знайдено.

Ільменітовий кар'єр Іршанського гірничозбагачувального комбінату знаходиться в Хорошівському районі на Житомрщині. Комбінат виробляє ільменітовий концентрат, який видобувається на Іршанській групі родовищ титанових руд відкритим способом і збагачується на виробничих потужностях комбінату. Видобуток проводиться на шести діючих кар'єрах потужністю 60–70 тисяч тонн ільменітового концентрату на рік [131]. Проби відбирали на покинутому кар'єрі, затопленому майже 20 років тому.

Список використаних джерел:

1. Алекин О.А. Основы гидрохимии. Ленинград : Гидрохимиоиздат, 1970. 442 с.
2. Андрієнко Г. А., Антонова Г. М., Єршов А. В. Край лісів та імлистих боліт : Розповідь про природоохоронні об’єкти Рівенської області. Львів : Каменяр, 1988. С. 45–46.
3. Асаул З. І. Флора евгленід річок західноукраїнського Полісся. *Укр. ботан. журн*. 1962. 19, № 3. С. 11–17.
4. Асаул З. І. Визначник евгленових водоростей Української РСР. Київ : Наук. думка, 1975. 407 с.
5. Баринова С. С., Клоченко П. Д., Белоус Е. П. Водоросли как индикаторы экологического состояния водних объектов: методы и перспективы. *Гидробиол. журн*. 2015. Т. 51, № 4. С. 3–23.
6. Баринова С. С., Медведева Л. А. Метод Ватанабе в оценке органического загрязнения вод. *Альгология*. 1998. Т. 8, № 4. С. 428–448.
7. Баринова С. С., Медведева Л. А., Анисимова О. В. Водоросли-индикаторы в оценке качества окружающей среды. Москва : ВНИИ природы, 2000. 150 с.
8. Баринова С. С., Медведева Л. А., Анисимова О. В. Экологические и географические характеристики водорослей-индикаторов. Водоросли-индикаторы в оценке качества окружающей среды. Москва : ВНИИ природы, 2000. 150 с.
9. Баринова С. С., Медведева Л. А., Анисимова О. В. Биоразнообразие водорослей-индикаторов окружающей среды. Тель-Авив : Piles Studio, 2006. 498 с.
10. Брянцева Ю. В., Лях А. М., Сергеева А. В. Расчет объемов и площадей поверхности одноклеточных водорослей Черного моря. 2005. Севастополь. 25 с.

11. Бульон В. В. Первичная продукция планктона внутренних водоемов. Ленинград : Наука, 1983. 150 с.

12. Бухтиярова Л. Н. Bacillariophyta в биомониторинге речных экосистем. Современное состояние и перспективы использования. *Альгология*. 1999. Т. 9, №3. С. 89–103.

13. Васенко О. Г., Верніченко Г. А. Комплексне планування та управління водними ресурсами. Київ : Ін-т географії НАН України, 2001. 367 с.

14. Ветрова З. И. Флора водорослей континентальних водоемов Украинской ССР. Эвгленофитовые воросли. Киев : Наук. думка, 1986. Вып. 1. Ч.1. 348 с.

15. Ветрова З. И. Флора водорослей континентальних водоемов Украинской ССР. Эвгленофитовые воросли. Киев: Наук. думка, 1993. Вып. 1. Ч.2. 260 с.

16. Ветрова З. И. Флора водорослей континентальних водоемов Украинской ССР. Эвгленофитовые воросли. Киев – Тернополь : Лилея, 2002. Вып. 2. 272 с.

17. Винберг Г. Г. Первичная продукция водоемов. Минск : Изд-во АН БССР, 1960. 328 с.

18. Виноградов М. Е., Шушкина Э. А. Сукцессия планктонных сообществ. *Океанология*. 1983. 23, вып. 4. С. 633–637.

19. Водний фонд України: Штучні водойми водосховища і ставки: Довідник / За ред. В. К. Хільчевського, В. В. Гребеня. Київ : «Інтер-прес ЛТД», 2014. 164 с.

20. Водний фонд Житомирської області / за ред. С. П. Сіренького, В. Ф. Молодецького, Г. П. Куц, О. М. Нагорнюк. Житомир : Вид-во Житомирського обласного управління меліорації і водного господарства, 2003. 120 с.

21. Водоросли: Справочник / под ред. С. П. Вассера, Н. В. Кондратьевой, Н. П. Масюк. Киев : Наук. думка, 1989. 608 с.

22. Гаркавий В. К., Ярова В. В. Математична статистика. Київ : Професіонал, 2004. 384 с.

23. Географічна енциклопедія України: у 3 т. / О. М. Маринич (відпов. ред.) та ін. Київ : «Українська радянська енциклопедія» ім. М. П. Бажана, 1989. 427 с.

24. Говорун В., Тимощук О. Річки Хмельниччини. Хмельницький : Поліграфіст, 2010. 240 с.

25. Голлербах М. М., Косинская Е. К., Полянский В. И. Синезеленые водоросли. Определитель пресноводных водорослей СССР. Москва – Ленинград : Изд-во АН СССР, 1962. Вып. 5. 272 с.

26. Голлербах М. М., Паламар-Мордвинцева Г. М. Харові водорості (Charophyta). Визначник прісноводних водоростей України. Київ : Наук. думка, 1991. Т. IX. 196 с.

27. ГОСТ 4192-82. Вода питьевая. Метод определения минеральных азотсодержащих веществ. Москва : Изд-во стандартов, 1983. 13 с.

28. ГОСТ 4151-72. Вода питьевая. Метод определения общей жесткости Москва : Изд-во стандартов, 1972. 6 с.

29. ГОСТ 3351-74 Вода питьевая. Методы определения вкуса, запаха, цветности и мутности. Москва: Изд-во стандартов, 1974. 8 с.

30. ГОСТ 18826-73. Вода питьевая. Методы определения содержания нитратов. Москва : Изд-во стандартов, 1972. 6 с.

31. ГОСТ 4245-72. Вода питьевая. Методы определения содержания хлоридов. Москва : Изд-во стандартов, 1972. 7 с.

32. Давыдова Н. Н. Диатомовые водоросли – индикаторы природных условий водоемов в голоцене. Ленинград : Наука, 1985. 244 с.

33. Девяткин В. Г., Митропольская И. В. Встречаемость видов водорослей как показатель биологического разнообразия альгоценозов. Динамика разнообразия гидробионтов во внутренних водоемах России. Ярославль : Изд-во ЯГТУ, 2002. С. 5–22.

34. Девяткин В. Г., Митропольская И. В. О соотношении встречаемости и численности видов в фитопланктоне. *Альгология*. 1994. 4, № 2. С. 34–38.

35. Дедусенко-Щеголева Н. Т., Голлербах М. М. Желтозеленые водоросли. Определитель пресноводных водорослей СССР. Москва – Ленинград : Изд-во АН СССР, 1953. Вып. 2. 653 с.
36. Диатомовые водоросли СССР, ископаемые и современные / под ред. А. И. Прошкиной-Лавренко. Ленинград : Наука, 1974. 404 с.
37. ДСТУ ISO 11885:2005. Якість води. Визначення 33 елементів методом атомно-емісійної спектрометрії з індуктивно зв'язаною плазмою. Київ : Держспоживстандарт України, 2005. 19 с.
38. ДСТУ ISO 9963-1:2007. Якість води. Визначення лужності. Частина 1. Визначення загальної та часткової лужності. Київ : Держспоживстандарт України, 2007. 9 с.
39. ДСТУ ISO 6878:2008. Якість води. Визначення фосфору. Спектрометричний метод із застосуванням амонію молібдату. Київ : Держспоживстандарт України. 2011. 6 с.
40. ДСТУ 4077-2001 (ISO 10523:1994, MOD). Якість води. Визначення *pH* Київ : УкрНДІЕП. 2002. 7 с.
41. Каталог растений и животных водоемов бассейна Волги / под ред. В. Н. Яковлева. Ярославль : Изд-во ЯГТУ, 2000. С. 3–133.
42. Коваленко О. В. Флора водоростей України. Синьозелені водорості. Спеціальна частина. Порядок Chroococcaceae. Київ : Арістей, 2009. 387 с.
43. Кондратьєва Н. В. Синьозелені водорості – Cyanophyta. Клас гормогонієві – Hormogoniophyceae. Визначник прісноводних водоростей Української РСР. Вип. 1, ч. 2. Київ : Наук. думка, 1968. 523 с.
44. Кондратьєва Н. В. Синьозелені водорості – Cyanophyta. Ч. 2. Клас Гормогонієві – Hormogoniophyceae. Визначник прісноводних водоростей Української РСР. Київ : Наук. думка, 1968. Вип.1, Ч. 2. 524с.
45. Кондратьєва Н. В., Коваленко О. В., Приходькова Л. П. Синьозелені водорості – Cyanophyta. Ч. 1. Загальна характеристика синьозелених водоростей – Cyanophyta. Клас Хрококові – Chroococcophyceae. Клас

Хамесифонові – Chamaesiphonophyceae. Визначник прісноводних водоростей Української РСР. Київ : Наук. думка, 1984. Вип.1, Ч.1. 388с.
46. Коротун І. М., Коротун Л. К. Географія Рівненської області в 3-х частинах. Рівне, 1996. 257 с.
47. Коршиков О. А. Volvocineae. Визначник прісноводних водоростей УРСР. Київ : Вид-во АН УРСР, 1938. Вип. 4. 184 с.
48. Коршиков О. А. Підклас протококові (Protococcineae). Вакуольні (Bacuolales) та Протококові (Protococcales). Визначник прісноводних водоростей УРСР. Київ : Вид-во АН УРСР, 1953. Вип. 5. 440 с.
49. Кострица М. Ю. Рідний край : навч. посібник для учнів і вчителів Житомирщини. Житомир : СМТ «Житомир – РІКО – ПРЕС – РЕКЛАМА», 1996. 192 с.
50. Куликовский М. С., Глущенко А. М., Генкал С. И., Кузнецова И. В. Определитель диатомовых водоростей России. Ярославль : Филигрань, 2016. 804 с.
51. Лакин Г. Ф. Биометрия. Москва : Высш. шк., 1980. 293 с.
52. Лебедев Ю. М. Балансовый метод и определение первичной продукции в водотоках. Методические вопросы изучения первичной продукции внутренних водоемов. Санкт-Петербург : Гидрометеоиздат, 1993. С. 59–65.
53. Лурье Ю. Ю. Унифицированные методы анализа вод. Издание 2-е исправленное. 1973. Москва : Химия. 376 с.
54. Лурье Ю. Ю. Унифицированные методы исследования качества вод. Москва : Изд-во СЭВ, 1977. Ч. 3. 91 с.
55. Малі річки України / за ред. А. В. Яцика. Київ : Урожай, 1990. 294 с.
56. Маринич О. М. Шищенко П. Г. Фізична географія України : підручник. Київ : Знання, 2005. 511 с.
57. Матвиенко А. М. Золотистые водоросли. Определитель пресноводных водорослей СССР. Москва : Сов. наука, 1954. Вып. 3. 188 с.

58. Матвієнко О. М. Золотисті водорості – Chrysophyta. Визначник прісноводних водоростей УРСР. Київ : Наук. думка, 1965. Вип. 3, ч. 1. 367 с.
59. Матвієнко О. М., Догадина Т. В. Жовтозелені водорості – Xanthophyta. Визначник прісноводних водоростей УРСР. Київ : Наук. думка, 1978. Вип. 10. 509 с.
60. Матвієнко О. М., Литвиненко Р. М. Пірофітові водорослі – Pyrrophyta. Визначник прісноводних водоростей УРСР. Київ : Наук. думка, 1977. Вип. 3, ч. 2. 387 с.
61. Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод / за ред. В. Д. Романенка. Київ : ЛОГОС, 2006. 408 с.
62. Минеева Н. М. Эколого-физиологические аспекты формирования первичной продукции планктона водохранилищ Волги : автореф. дисс. … доктор. биол. наук. Нижний Новгород, 2003. 42 с.
63. Минеева Н. М. Певичная продукция планктона в водохранилищах Волги. Ярославль : Принтхаус, 2009. 279 с.
64. Мокрицький Г. П. Водопровід Житомира. Житомир : Волинь, 1999. 96 с.
65. Мошкова Н. А., Голлербах М. М. Зеленые водоросли. Класс улотриксовые (1). Порядок улотриксовые. Определитель пресноводных водорослей СССР. Ленинград : Наука, 1986. Вып. 10. 360 с.
66. Мошкова Н. О. Улотриксові водорості – Ulotrichales. Кладофорові водорості – Cladophorales. Визначник прісноводних водоростей Української РСР. Київ : Наук. думка, 1979. Т. 6. 500 с.
67. Одум Ю. Экология. Т. 1–2. Москва : Мир, 1986. 740 с.
68. Охапкин А. Г., Старцева Н. А. Состав и экология массовых видов фитопланктона малых водоемов городских территорий (диатомовые, зеленые и синезеленые водоросли). *Ботан. журн*. 2003. Т. 88, № 9. С. 84–97.
69. Паламар-Мордвинцева Г. М. Кон’югати – Conjugatophyceae. Визначник прісноводних водоростей УРСР. Київ : Наук. думка, 1984. Вип. 8, ч. 1. 511 с.

70. Паламар-Мордвинцева Г. М. Кон'югати. Десмідієві – Desmidiales. Визначник прісноводних водоростей УРСР. Київ : Наук. думка, 1986. Вип. 8, Ч. 2. 320 с.

71. Паламарь-Мордвинцева Г. М. Десмидиевые водоросли Украинской ССР. Київ : Наук. думка, 1982. 240 с.

72. Порядок Десмидиевые. – Chlorophyta: Conjugatophyceae, Desmidiales. Определитель пресноводных водорослей СССР. Ленинград : Наука, 1982. Вып. 11, Ч. 2. 620 с.

73. Природно-заповідний фонд України загальнодержавного значення : довідник. Київ, 1999. 240 с.

74. Прошкина-Лавренко А. И. Диатомовые водоросли – показатели солености воды. Диатомовый сборник. Ленинград : Наука, 1953. Вып. 1. С. 187–205.

75. Прошкина-Лавренко А. И. Диатомовые водоросли. Определитель пресноводных водорослей СССР. Москва : Сов. наука, 1951. Вып. 4. 619 с.

76. Растительность и бактериальное население Днепра и его водохранилищ / отв. ред. Н. В. Кондратьева. Київ : Наук, думка, 1989. 232 с.

77. Сеничкина Л. Г. К методике вычисления объемов клеток планктонных водоростей. *Гидробиол. журн*. 1978. Т. 14, № 5. С.102–105.

78. Сеничкина Л. Г. Объемные характеристики овальних и конических форм клеток планктонных водоростей. *Гидробиол. журн*. 1995. Т. 31, № 2. С.103–108.

79. Сніжко С. І. , Орлов О. О., Закревський Д. В. та ін. Гідрохімія та радіогеохімія річок і боліт Житомирської області: монографія. Житомир : Волинь, 2002. 264 с.

80. Сніжко С. І., Сіренький С. П. Загальна характеристика гідрохімічного режиму води річок Житомирської області. *Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія*. 2000. № 1. С. 78–79.

81. Таблица актинометрических наблюдений, станция Борисполь. Киев :

ЦГО, 2005–2017.
82. Таблица актинометрических наблюдений, станция Новая Ушица. Киев : ЦГО, 2005–2017.
83. Таблица актинометрических наблюдений, станция Ковель. Киев : ЦГО, 2005–2017.
84. Топачевский А. В. Пресноводные водоросли Украинской ССР. Киев : Вища школа,1984. 334 с.
85. Топачевский А. В., Масюк Н. П. Пресноводные водоросли Украинской ССР. Київ : Вища школа, 1984. 336 с.
86. Топачевський О. В., Оксіюк О. П. Діатомові водорості – Bacillariophyta. Визначник прісноводних водоростей Української РСР. Київ : Наук. думка, 1960. Вип. 9. 411 с.
87. Трифонова И. С. Состав и продуктивность фитопланктона разнотипных озер Карельского перешейка. Ленинград : Наука, 1979, 168 с.
88. Унифицированные методы исследования качества воды. Атлас сапробных организмов. Москва : Наука, 1977. 227 с.
89. Федоров В. Д. О методах изучения фитопланктона и его активности. Москва : Изд-во МГУ, 1979. 167 с.
90. Царенко П. М. Краткий определитель хлорококковых водорослей Украинской ССР. Київ : Наук. думка, 1990. 208 с.
91. Царенко П. М., Петлеванный О.А. Дополнение к разнообразию водорослей Украины. Киев: Ин-т ботаники им. Н. Г. Холодного НАНУ, 2001. 130 с.
92. Шмаков В. М. Гидролого-экологические аспекты режима солнечной энергии в водохранилищах днепровского каскада. Киев : Наук. думка, 1988. 167 с.
93. Шмидт В. М. Математические методы в ботанике. Ленинград : Изд-во ЛГУ, 1984. 288 с.
94. Эвгленофитовые водоросли. Київ : Наук. думка, 1986. Вып. 1, ч. 1. 346 с.

95. Экологическое состояние трансграничных участков рек бассейна Днепра на территории Украины / под ред. А. Г. Васенко, С. А. Афанасьева. Киев : Академпериодика, 2002. 355 с.

96. Щербак В. И. Первичная продукция водорослей Днепра и его водохранилищ. *Гидробиол. журн*. 1996. 32, № 6. С. 3–15.

97. Щербак В. І. Методи досліджень фітопланктону. Методичні основи гідробіологічних досліджень водних екосистем. Київ, 2002. С. 41–48.

98. Щербак В. І. Методи визначення характеристик головних угруповань гідробіонтів водних екосистем. 1. Фітопланктон. Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод / за ред. В.Д. Романенка. НАН України: Ін-т гідробіології. Київ : ЛОГОС, 2006. С. 8–27.

99. Юрцев Б.А. Изучение биологического разнообразия и сравнительная флористика. *Ботан. журн*. 1990. Т. 25, №3. С. 305–313.

100. Algae of Ukraine: diversity, nomenclature, taxonomy, ecology and geography. Vol. 1. Cyanoprocaryota, Euglenophyta, Chrysophyta, Xanthophyta, Raphidophyta, Phaeophyta, Dinophyta, Cryptophyta, Gaucocystophyta, and Rhodophyta. Eds. P. M. Tsarenko, S. P. Wasser, E. Nevo. Ruggell : Ganter Verlag, 2006. 713 p.

101. Algae of Ukraine: diversity, nomenclature, taxonomy, ecology and geography. Vol. 2. Bacillariophyta. Eds. P. M. Tsarenko, S. P. Wasser, E. Nevo. Ruggell : Ganter Verlag, 2009. 413 p.

102. Algae of Ukraine: diversity, nomenclature, taxonomy, ecology and geography. Vol. 3. Chlorophyta. Eds. P. M. Tsarenko, S. P. Wasser, E. Nevo. Ruggell : Ganter Verlag, 2011. 511 p.

103. Algae of Ukraine: diversity, nomenclature, taxonomy, ecology and geography. Vol. 4. Charophyta. Eds. P.M. Tsarenko, S.P. Wasser, E. Nevo. Ruggell : Ganter Verlag, 2014. 703 p.

104. Barinova S. Algal diversity dynamics, ecological assessment, and monitoring in the river ecosystems of the eastern Mediterranean. New York : Nova Science Publischers, 2011. 363 p.
105. Bukhtiyarova L. M. Diatoms of Ukraine. Inland waters. Kyiv, 1999. 133 p.
106. Ettl H. Xanthophyceae. Stuttgart-New York: Gustav Fischer Verlag, 1978. 530 s.
107. Ettl H. Chlorophyta. I Phytomonadina. Jena: Gustav Fischer Verlag, 1983. 807 s.
108. Hidák F. Studies on Chlorococcal algae (Chlorophyceae). Biol. Pr. (Bratislava). 1977. 23, № 4. 190 p.
109. Huber-Pestalozzi G. Diatomeen. Die Binnengewässer Einzeldarstellungen aus Limnologie und ihren Nachbargebieten. Stuttgart : Schweizerbart‘sche Verlagsbuchhandlung, 1942. Bd. 16. 549 s.
110. Huber-Pestalozzi G. Das Phytoplankton des Süßwassers. Systematik und Biologie. Part 4: Euglenophyceen. Stuttgart : Schweizerbart’sche Verlagsbuchhandlung, 1955. 606 s.
111. Huber-Pestalozzi G. Euglenophyceae. Das Phytoplankton des Süβwassers. T. 4. Stuttgart : Schweizerbart‘sche Verlagsbuchhandlung, 1955. 606 S.
112. Hustedt F. Systematische und ökologische Untersuchungen über die Diatomeenflora von Java, Bali und Sumatra. Archiv für Hydrobiologie, Suppl. 1938-1939. Vol. 15. P.131–177.
113. Hustedt F. Die Diatomeenflora des Fluβsystems der Wasser im Gebiet der Hansestadt Bremen. Abhandlungen Naturwissenschaftlicher,Verein. 1957. Vol. 34. P. 181–440.
114. Komárek J., Anagnostidis K. Cyanoprokaryota. Jena, etc.: Gustav Fischer, 1999. 548 p.
115. Komárek J., Fott B. Chlorophyceae (Grünalgen). Ordnung: Chlorococcales. Die Binnengewässer Einzeldarstellungen aus Limnologie und ihren

Nachbargebieten. Stuttgart, 1983. Bd. 16. Das Phytoplankton des Süsswassers. Systematik und Biologie. T. 7, H. 1. 1044 s.
116. Krammer K., Lange-Bertalot H. Bacillariophyceae. 1. Teil: Naviculaceae Durchgesehener Nachdruck der 1. Auflage. Süßwasserflora von Mitteleuropa. T. 2 (1). Stuttgart, etc.: G. Fischer, 1997. 876 s.
117. Krammer K., Lange-Bertalot H. Bacillariophyceae. 2. Teil: Bacillariaceae, Epithemiaceae, Surirellaceae. Ergänzter Nachdruck der 1. Auflage. Süßwasserflora von Mitteleuropa. T. 2 (3). Stuttgart, etc.: G. Fischer, 1997. 612 s.
118. Krammer K., Lange-Bertalot H. Bacillariophyceae. 4. Teil: Achnanthaceae, Kritische Ergänzunger zu Navicula (Lineolatae) und Gomphonema Gesamtliteraturverzeichnis. Teil 1–4. Süßwasserflora von Mitteleuropa. T. 2 (4). Stuttgart, Jena : G. Fischer, 1991. 438 s.
119. Linnik P. N., Zhezherya T. P., Shelyuk Yu. S., Zhezherya V. A. Peculiarities of Chemical Elements Migration and Phytoplankton Development in the Reservoirs of the Teterev River. *Hydrobiol. J.* 2016. V.52, N 5. P. 93–107.
120. Pantle R., Buck H. Die biologische Überwachung der Gewässer und die Darstellung der Ergebnisse. Gas- und Wasserbach. 1955. B.96, N 18. 604 S.
121. Sivaci R., Barinova S., Cüneyt N. and Çobanoglu K. Ecological assessment of Great Lota Lake (Turkey) on the base of diatom communities. *African Journal of Biotechnology*. 2013. Vol. 12 (5). P. 453–464
122. Sladeček V. A quide to limnosaprobical organisms. Sb. Vysoky skoly chem.-technol. v Praze. *Technologie vody*. 1963. Bd. 7, N 2. S. 543–612.
123. Sladeček V. System of water quality from the biological point of view. *Ergebnisse der Limnol*. 1973. Vol. 7, N 1/4. P. 1–218.
124. Sladeček V. Diatoms as indicators of organic pollution. *Acta hydrochim. et hydrobiol.* 1986. Vol. 14, № 5. P. 555–566.
125. Sorensen T. A method of establishing groups of equal amplitude in plant sociology based on similarity of species content. *Kongelige Danske videns, Selskab. Biol. Krifter*. 1948. Vol. 5, № 4. P. 46–71.

126. Starmach K. Metody badania planktonu. Warzawa, 1955. 135 s.

127. Starmach K. Chrysophyceae und Haptophyceae. Süsswasserflora von Mitteleuropa. 1. Stuttgart, New York : G. Fischer, 1985. 515 s.

128. Starmach K. Euglenophyta – Eugleniny. Flora Sladkovodna Polski. Warszawa. 1983. 3. 594 s.

129. Van Dam H., Mertens A., Sinkeldam J. A coded checklist and ecological indicator values of freshwater diatoms from the Netherlands. *Netherlands Journal Aquatic Ecology*. 1994. N 28. P. 117–133.

130. Watanabe T. Biological indicator for the assessment of organic water pollution. *Japan Journal of Water Pollution Research*. 1986. Vol. 19. P. 7–11.

131. http://www.zhitomir-region.gov.ua/index_news.php?mode=news&id=5852

132. http://news.dks.com.ua/index.php/turizm/20797-dajving-na-zhitomirshchini-de-i-shcho-mozhna-pobachiti-pid-vodoyu

133. https://www.algaebase.org/

РОЗДІЛ 2
ФІТОПЛАНКТОН РІЧКОВИХ ЕКОСИСТЕМ БАСЕЙНІВ ПРИП'ЯТІ І ТЕТЕРЕВА

Аналіз літературних відомостей щодо складу річкового водоростевого планктону в період незначного антропогенного пресу (перша половина XX століття), коли більшість річок знаходилася в оліготрофно-мезотрофному і мезотрофному стані, та сучасних відомостей щодо фітопланктону евтрофованих водотоків [16, 47, 50, 85–88, 91–94, 96, 98, 100, 103, 105, 109, 110, 112] дозволив прослідкувати послідовну трансформацію угруповань планктонних водоростей. Перехід річкових екосистем від оліготрофно-мезотрофного до мезотрофного стану в різних річках Європи відбувся в першій половині минулого століття. Першими на процес анторогенного евтрофування відреагували незначні за протяжністю річки Англії (зокрема Темза), які інтенсивно використовувалися у сільськогосподарському та промисловому виробництві [97, 111], трохи пізніше ознаки евтрофування реєструвалися у великих водотоках Європи, наприклад у Рейні [89], у Волзі процес евтрофування став помітним у 1935–1937 рр., коли біомаса літнього фітопланктону могла перевищувати 10 мг/дм^3 [50], у Дніпрі – у 50–60-х роках, коли дослідники відмічали «цвітіння» води зарегульованих ділянок через масову вегетацію синьозелених водоростей [54, 79].

Історично склалося так, що максимальна увага українських дослідників приділялася автотрофній ланці великих водосховищ і річок, а також водоймам мегеполісів. Так, у літературі накопичені чисельні відомості про склад, кількісні показники, просторово-часовий розподіл і функціонування фітопланктону екосистем головних водних артерій України – Дніпра, Дністра, Південного Бугу, розроблена та апробована система оцінки їх екологічного стану [4, 5, 43, 81]. Аналогічні питання, що стосуються приток Прип'яті і Тетерева, які відіграють важливу роль у формуванні дніпровського басейну, та є головними водотоками Українського Полісся, практично

залишаються не розв'язаними.

Аналіз літературних джерел засвідчив, що одним із перших фітопланктон р. Прип'ять описав Д. О. Радзимовський під час експедиції 1961–1963 рр. [56]. Він зазначив, що у фітопланктоні переважали зелені хлорококові, діатомові та синьозелені водорості. У цілому у 1961–1964 рр. у фітопланктоні річок басейну Прип'яті було знайдено 453 види, представлені 565 внутрішньовидовими таксонами, включно з номенклатурним типом виду (із них Bacillariophyta – 200, Chlorophyta – 139, Euglenophyta – 76, Cyanoprokaryota – 67, Charophyta – 52, Chrysophyta – 16, Xanthophyta – 7, Dinophyta – 5, Cryptophyta – 1). Прип'ять було віднесено до річок із добре вираженим і сформованим потамопланктоном, рівень розвитку якого подібний до Дніпра та інших рівнинних річок Європи (Волга, Дон, Кама). Більшість водоростей річки належали до широко поширених форм, нечисленними були олігогалоби. Видовий склад водоростей планктону заплавних водойм Прип'яті відрізнявся від руслового наявністю динофітових, криптофітових, евглених, зелених джгутикових і золотистих водоростей, які в руслі мали малу частоту трапляння. Це дозволило дослідникам стверджувати, що фітопланктон річки не можна вважати похідним від планктону навколишніх водойм, він формується як самостійний комплекс внаслідок відбору форм та розвитку потамопланктону, пристосованого до умов водотоку. О. Ф. Крахмальний [35], порівнюючи результати своїх досліджень із даними, отриманими до меліорації, зазначив зворотну залежність між показниками видового складу фітопланктону й інтенсивністю меліоративної діяльності. У складі Прип'яті та її приток упродовж 1980–1983 рр. було виявлено 405 видів, представлених 496 різновидами і формами водоростей із номенклатурним типом виду включно, із переважанням зелених (218 таксонів рангом нижче роду), діатомових (167) і синьозелених (54). Внаслідок меліорації зі складу фітопланктону річок басейну Прип'яті зникло 205 видів (259 в. в. т.). Це найбільшою мірою стосувалося діатомових (88 в. в. т.), евгленових (55), харових (36), зелених

(33). Водночас з'явилися нові, які не зустрічалися до меліорації, – 150 видів (194 в. в. т): із них найбільша частка припадала на діатомові (53 в. в. т) і зелені (116 в. в. т.). Попри зміни у складі домінуючих відділів водоростей (посилення ролі зелених та синьозелених за одночасного послаблення флористичної участі діатомових і харових), склад домінантного комплексу водоростей річок басейну Прип'яті практично не змінився під впливом меліорації. Водночас зростання вмісту біогенів викликало посилення інтенсивності вегетації водоростей – у рази зросли чисельність (у середньому з 3 млн кл./дм^3 до 7 млн кл./дм^3) і біомаса (із 1 мг/л до 14 мг/дм^3). Також О. Ф. Крахмальний відмітив погіршення якості річкових вод, які до меліорації вважалися одними з найчистіших в Україні, внаслідок збільшення кількості α- і β- мезосапробів та зникнення низки олігосапробних форм.

Знайдені в літературі відомості щодо фітопланктону окремих приток Прип'яті. Структурні характеристики фітопланктону р. Стохід були наведені М. О. Литвиновою, яка вказала на провідну роль зелених хлорококових та харових, а також вона вказала на переважання β-мезосапробів. За чисельністю домінували діатомові, а за біомасою – евгленові водоросіт [39].

Низка публікацій присвячена дослідженню окремих таксономічних груп водоростей поліського регіону без конкретизації до водойм та водотоків. П. М. Царенко описав загальні закономірності розподілу хлорококових водоростей за типами водойм [66, 67]. Відомості щодо видового складу едогонієвих водоростей Українського Полісся були наведені В. П. Юнгер [83]. У середині XX ст. здійснювалися дослідження діатомових [44] і евгленових водоростей Волинського Полісся [3] та ціанопрокаріот правобережного Українського Полісся [30]. Знайдені згадки про альофлору Національного природного парку «Прип'ять – Стохід» [20, 61]. Інвентаризацію сучасного різноманіття альгофлори Національного природного парку «Прип'ять – Стохід», проведену згідно концепції різних ієрархічних рівнів біорізноманіття, представили В. І. Щербак, Н. В. Майстрова, А. О. Морозова та Н. Є. Семенюк [80]. Дослідники вказали

на евтрофування Прип'яті, зумовлене збільшенням надходження до басейну річки біогенних елементів і посиленням антропогенного тиску за рахунок побутово-господарської діяльності. Було встановлено, що внаслідок меліоративних робіт у басейні Прип'яті значно зменшилася кількість повільнотекучих водойм, що негативно вплинуло на видове багатство динофітових і криптофітових водоростей. Одночасно відбулося зростання ролі зелених переважно за рахунок хлорококових, що є свідченням посилення евтрофікації басейну Прип'яті. У той же час знизилася роль десмідієвих внаслідок зменшення заплави річки у ході меліоративних робіт. Також дослідники зауважили про зміни у складі діатомових водоростей за 40-річний період, які полягали у збільшенні частки видів-індикаторів евтрофування – представників родів *Stephanodiscus*, *Aulacoseira*, *Cyclotella*, *Fragilaria*.

Результати власних досліджень таксономічного складу фітопланктону та біоіндикаційного аналізу за індикаторними видами водоростей р. Перга (притока Уборті) наведені раніше [68].

Перші згадки про альгофлору Тетерева, які датуються кінцем XIX ст., знайдені в праці В. К. Совинського [59], в якій наведені результати альгологічного дослідження ріки в районі Радомишльського повіту. У монографії В. В. Поліщука зі співавторами наявні дані щодо чисельності та біомаси фітопланктону приток Прип'яті: річок Уборть, Здвиж, Уж зі створеними на ньому Розсохівським та Вороневським водосховищами. Також у ній наведені фрагментарні відомості щодо складу та чисельності фітопланктону річок Тур'я, Стохід, Горинь, Вілія, Случ [53].

Відомості про десмідієві водорості водойм Полісся представила Г. М. Паламар-Мордвинцева [51]. Окремих даних щодо альгофлори Тетерева в її роботах не знайдено. У вже згаданій монографії В. В. Поліщука зі співавторами [53] представлена характеристика водоростевих угруповань планктону р. Тетерів нижче м. Житомир, біля м. Коростишів та у районі

станції Тетерів. Альгофлору р. Здвиж упродовж травня-вересня 1961 року в експедиційних умовах вивчав Ю. Г. Карпезо [19].

Деякі фрагментарні відомості про водоростевий планктон р. Тетерів у 70-х роках навела М. О. Литвинова за результатами експедиції 70-го року минулого століття [39]. Автор відзначила інтенсивний розвиток евгленових водоростей (види родів *Euglena*, *Phacus*, *Trachelomonas*, *Strombomonas*), що свідчить про органічне забруднення басейну річки. М. О. Литвинова вказала, що перше місце за видовим складом і за чисельністю влітку займали хлорококові водорості (на їх переважання у фітопланктоні інших річок Полісся – Горинь, Случ, Стир, вказувала також І. О. Фролова [63]. У 1973 році Т. В. Догадіною було проведено експедиційне дослідження р. Тетерів біля с. Дениші і нижче м. Житомир, а також на греблевій ділянці Житомирського водосховища [14]. У працях Я. В. Ролла [57], Д. О. Радзимовського та М. О. Литвинової [55] знайдені згадки про потрапляння значної кількості забруднюючих речовин у р. Тетерів.

Список хлорококових водоростей Правобережної частини Українського Полісся, у тому числі знайдених у р. Тетерів, за результатами літніх експедиційних виїздів 1980–1982 рр. навів П. М. Царенко [67]. За видовим багатством хлорококові, порівняно з іншими групами водоростей, помітно переважали. Їх інтенсивний розвиток автор пояснює надходженням у річки стічних вод, багатих на органічні сполуки, вимиванням органічних і мінеральних сполук вуглецю, азоту і фосфору з орних земель та меншою концентрацією гумусових речовин і забарвленістю води порівняно з водою інших річок Поліського регіону.

Деякі відомості щодо фітопланктону р. Тетерів поблизу с. Тетерів були опубліковані у 1993 р. П. Д. Клоченком та Т. І. Митківською [24]. Пізніше П. Д. Клоченком були представлені дані щодо домінуючого комплексу фітопланктону р. Тетерів (с. Тетерів) та р. Здвиж (смт. Бородянка) [21–23].

Структурно-функціональна характеристика фітопланктону р. Тетерів та шести її приток (річок Здвиж, Гуйва, Гнилоп’ять, Дубовець, Таль, Кам’янка

Лісова) за результатами власних досліджень 2003–2006 рр. були наведені раніше [36]. Фітопланктон р. Тетерів характеризувався високим таксономічним багатством і був представлений 334 видами (400 внутрішньовидовими таксонами). Найбільша насиченість видовими і внутрішньовидовими таксонами була властива Chlorophyta (38%), Bacillariophyta (27%) та Euglenophyta (15%). На зарегульованій ділянці фіксували найбільше видове багатство та насиченість проб видовими і внутрішньовидовими таксонами.

Середня ділянка річки із високим рівнем антропогенного навантаження (у ній розташовані міста Житомир, Коростишів, Радомишль) відрізнялася зниженням інтенсивності продукційних процесів і вмісту хлорофілу *a*; чисельності та біомаси фітопланктону; насиченості планктонних угруповань видами та внутрішньовидовими таксонами.

Для зарегульованої ділянки була встановлена тенденція до спрощення таксономічної структури фітопланктону з часом, яка визначається зростанням відношення числа видів до числа внутрішньовидових таксонів.

Показано, що значну роль у формуванні таксономічного багатства фітопланктону р. Тетерів відіграють водоростеві угруповання приток. У найбільшій мірі це стосується річок із площею басейну понад 1000 км^2 (Гнилоп'ять, Гуйва та Здвиж). Притокам Тетерева властива тенденція до зниження частки діатомових водоростей від річок із меншою до річок із більшою площею басейну із одночасним зростанням частки Chlorophyta, в основному за рахунок порядку Chlorococcales. У цілому за числом видів та внутрішньовидових таксонів водоростей із різних відділів фітопланктон дрібних приток із площею басейну менше 1000 км^2 характеризувався як діатомово-зелено-евгленовий (річок Кам'янка Лісова, Дубовець і Таль), більших за площею басейну – як зелено-діатомово-евгленовий (Гуйва, Здвиж та Ірша) та зелено-діатомово-синьозелений (Гнилоп'ять).

У Тетереві та більшості досліджуваних приток найрясніше були представлені водорості-космополіти, планктонні форми, індиференти за

галобністю та за відношенням до *pH*. За сапробіологічними характеристиками індикаторних видів фітопланктону якість води в основному відповідала *β*-мезосапробній зоні.

Встановлено, що інтенсивність продукційних процесів на зарегульованій ділянці була вищою (6,85±0,72 г O_2/м^2·добу), ніж на річковій (3,22±0,38 г O_2/м^2·добу), що обумовлено більшою товщиною фотосинтезуючого шару та інтенсивнішою вегетацією фітопланктону зарегульованої ділянки. У вертикальному розподілі первинної продукції найвищі показники реєстрували у поверхневому горизонті. Зі збільшенням глибини відбувалося зниження інтенсивності продукційних процесів. Ефект пригнічення первинної продукції у поверхневому горизонті річкової ділянки у весняний період та її інтенсифікація на глибині 0,5 м був обумовлений збільшенням у цьому горизонті чисельності діатомових, яким властива висока питома продуктивність. У часовому аспекті спостерігалася чітко виражена сезонна динаміка первинної продукції: зростання від весни до літа і зниження від літа до осені.

Також було показано, що величини асиміляційних та респіраторних чисел на річковій ділянці вищі, ніж на зарегульованій, хоча на останній фіксували вищу валову і питому продукцію. Встановлено, що фактором, який визначає значення асиміляційних і респіраторних чисел, є трофність – переважно мезотрофній річковій ділянці була властива вища асиміляційна активність фітопланктону, ніж евтрофній зарегульованій.

Попри згадані літературні відомості щодо структури фітотопланктону окремих водотоків басейнів Прип’яті і Тетерева, які мають переважно фрагментарний характер, власне механізми формування і функціонування водоростевих угруповань у річках різного типу, їх зміни внаслідок дії природних і антропогенних чинників практично не аналізувалися. Це унеможливлює оцінку стану басейнів Прип’яті і Тетерева, виявлення і прогноз природоохоронних проблем, розробку дієвих заходів із запобігання незворотнім перебудовам у річкових екосистемах. Виникла необхідність в

узагальненні отриманої за багаторічний період досліджень інформації щодо планктонних угруповань водоростей та встановленні закономірностей формування і функціонувння фітопланктону під впливом природних і антропогенних чинників.

2.1. Гідрофізична, гідрологічна, гідрохімічна характеристики річок басейнів Прип'яті і Тетерева

Полісся – один із найбільших в Україні природних нагромаджувачів прісної води. Тут у потужних піщаних відкладах, під якими знаходяться водонепроникні горизонти, зосереджені великі запаси високоякісної прісної води – винятково цінного і дуже дефіцитного в світі ресурсу. Діяльність людини негативно впливає на довкілля Українського Полісся, особливо на якість поліської води, яку споживає майже половина всього населення України. Важливу роль у природі відіграють річки, які потребують належної і постійної охорони (кількість їх останніми роками помітно зменшилась), тому реалізація заходів щодо їх збереження та оздоровлення набуває першочергового значення [2, 17].

Українське Полісся має добре розвинуту і розгалужену річкову сітку, значна частка українських річок бере початок у його межах. Майже вся його територія належить до басейну Чорного моря.

Річки центральної частини Українського Полісся течуть з півдня на північ і впадають у найбільшу притоку Дніпра – р. Прип'ять, яка витікає з крайньої північно-західної частини Волинської області. Більшість її приток витікають з північної частини Подільської височини, перетинають Мале Полісся, Волинську височину і далі на північ течуть повільно, що пояснюється дуже слабким нахилом Поліської низовини в бік Прип'яті [2, 39, 53, 63].

На схід від Случі й Уборті проходить вододіл між басейнами Прип'яті і Дніпра. Поліські річки, які безпосередньо впадають у Дніпро, здебільшого мають північно-східний напрям (Уж, Тетерів).

Тетерів, приймаючи води приток, впадає в Київське водосховище,

відіграючи важливу роль у формуванні якості дніпровських вод [39, 53].

Поліські річки меандрують широкими долинами, в яких часто трапляються озера-стариці. Прип'ять та її притока Горинь є судноплавними водотоками. У далекому минулому судноплавною була й значна частина Тетерева.

Аналіз отриманих багаторічних результатів досліджень показав, що більшість річок басейнів Прип'яті і Тетерева за прозорістю належать до II класу якості вод, а води річки Уж – до III класу. Проведені узагальнення гідрохімічних даних за вмістом розчиненого у воді кисню, *pH*, перманганатної окиснюваності, вмісту загального заліза, хлоридів, фосфатів, азоту (амонійного, нітритного і нітратного) також переважно вказують на II–III клас якості річкових вод.

За рівнем *pH* води річок Горинь, Случ, Корчик, Уж, Кремно, Крошенка, Зелена, Лісна, Бобрівка, Гнилоп'ять і Путятинка належать до II класу якості, річки Вілія, Уборть, Ікопоть, Синявка, Гуйва, Коднянка, Полква, Бересток – до III, а річки Деревичка і Кам'янка Лісова – до IV класу.

За вмістом розчиненого у воді кисню досліджувані водотоки належать до I–II класів якості вод, окрім річок Ікопоть, Бересток і Путятинка, які належать до III класу якості. За величиною перманганатної окислюваності води більшості досліджуваних річок можна віднести до II класу якості; річок Горинь, Вілія, Гнилоп'ять, Гуйва, Кам'янка Лісна, Бобрівка, Полква і Бересток – до III класу; р. Кремно – до IV класу.

За концентрацією загального заліза водотоки належать здебільшого до III класу якості вод; до I класу можна віднести річки Горинь, Корчик і Коднянку; до II класу – Случ і Зелену. За критеріями забруднення сольового складу прісних вод за концентрацією хлоридів досліджувані водотоки належать до II класу, р. Полква – до I класу якості вод.

За вмістом амонійного і нітритного азоту притоки Прип'яті і Тетерева відносяться до I–II класу якості вод, однак, до III класу за концентрацією амонійного азоту належать води річок Гнилоп'ять, Вілія, Лісна, Бобрівка; за

вмістом нітритного азоту – відповідно Бересток і Полква, а р. Крошенка – до IV класу. За вмістом нітратного азоту води досліджуваних річок можна віднести до II класу якості вод (річки Деревичка, Вілія, Случ, Уборть, Полква, Синявка, Бобрівка, Лісна), III класу (річки Горинь, Гнилоп'ять, Корчик, Уж, Бересток, Коднянка, Крошенка, Зелена, Путятинка, Кам'янка Лісна), IV класу (Кремно, Ікопоть і Гуйва).

За вмістом фосфатів води річок Случ, Кремно, Кам'янка Лісова і Крошенка належать до I класу якості вод; річки Горинь, Уборть, Уж, Деревичка, Полква, Ікопоть, Синявка, Бересток, Бобрівка і Путятинка – до II класу; Вілія, Корчик, Гнилоп'ять, Коднянка, Лісна і Зелена – відповідно до III класу; Гуйва – до IV класу якості вод.

Середні значення гідрофізичних і гідрохімічних показників досліджуваних річок наведено в таблиці 2.1.

2.2. Склад фітопланктону річкових екосистем басейнів Прип'яті і Тетерева

Таксономічний склад альгофлори є чутливим індикатором умов існування, що відображує особливості природно-історичного розвитку, характер антропогенного впливу та рівень продуктивності вод [1, 6, 48, 99].

Аналіз отриманих результатів досліджень (2007–2019 рр.) показав високе флористичне багатство водоростей планктонних угруповань річкових екосистем басейнів Прип'яті і Тетерева (табл. 2.2, 2.3). Загальний список нараховує 621 вид, представлений 660 внутрішньовидовими таксонами з номенклатурним типом виду включно, які належать до 217 родів, 81 родини, 35 порядків, 14 класів, 9 відділів, за якими ідентифіковані видові та внутрішньовидові таксони розподілилися наступним чином: Cyanoprokaryota – 56 видів (56 в. в. т.), Euglenophyta – 111 (136), Chrysophyta – 36 (37), Xanthophyta – 6 (6), Bacillariophyta – 174 (183), Dinophyta – 27 (27), Cryptophyta – 4 (4), Chlorophyta – 193 (197) і Charophyta 14 (14).

У флористичному відношенні найбагатше представлені відділи зелених (31,1% від загальної кількості видів) і діатомових (28,0%) водоростей.

Таблиця 2.1

Гідрофізичні і гідрохімічні показники води річок басейнів Прип'яті й Тетерева

Річки	**1**	**2**	**3**	**4**	**5**	**6**	**7**	**8**	**9**	**10**	**11**	**12**	**13**
Басейн Прип'яті													
Горинь	35	0,95	6,53	10,14	8,5	2,43	6,13	0,030	22,49	0,03	<0,05	0,003	0,62
Случ	41	0,85	6,70	9,19	6,3	3,45	4,60	0,090	24,10	0,01	0,09	0,005	0,41
Вілія	38	0,71	8,15	9,02	8,8	3,69	5,60	0,645	29,07	0,06	0,40	0,008	0,44
Уборть	66	0,50	6,15	8,88	6,0	4,60	6,00	0,740	42,18	0,02	<0,05	0,003	0,48
Корчик	30	0,95	6,50	12,43	6,5	5,10	6,10	0,001	22,33	0,07	<0,05	0,003	1,00
Уж	64	0,56	6,58	8,68	6,2	3,25	4,80	0,610	25,50	0,03	0,09	0,006	0,56
Деревичка	30	0,75	6,00	7,50	6,0	4,6	5,80	0,006	20,18	0,02	<0,05	0,003	0,39
Полква	36	1,00	8,36	11,4	10,4	3,0	3,8	0,440	19,3	0,02	0,24	0,015	0,40
Ікопоть	25	до дна	8,24	5,86	7,8	6,24	6,89	0,130	47,45	0,04	0,26	0,006	1,02
Синявка	42	до дна	8,17	9,45	6,4	3,35	3,90	0,220	39,90	0,03	0,26	0,008	0,20
Бересток	56	0,60	8,39	5,97	10,2	4,35	4,78	0,320	38,62	0,05	0,30	0,020	0,92
Кремно	46	до дна	7,60	9,13	16,2	2,40	2,50	0,240	–	0,01	0,20	0,002	2,50

Продовж. табл. 2.1

Річки	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
Басейн Тетерева													
Гнилоп'ять	38	0,95	8,12	9,08	9,6	6,15	5,67	0,320	42,50	0,10	0,59	0,010	0,78
Гуйва	30	0,95	6,20	8,74	14,0		5,00	–	33,00	0,28	–	0,010	1,08
Коднянка	20	1,00	6,40	8,54	6,2	4,80	5,60	0,001	48,40	0,11	<0,05	<0,003	0,52
Кам'янка Лісова	45	до дна	6,00	7,77	10,7	3,55	5,70	0,525	22,08	0,01	0,15	0,005	0,71
Лісна	40	до дна	8,09	12,00	5,11	4,18	4,12	0,130	46,89	0,09	0,32	0,002	0,48
Бобрівка	41	до дна	8,09	7,80	9,3	3,04	4,12	0,170	34,45	0,03	0,39	0,005	0,26
Путятинка	38	до дна	6,45	6,50	6,5	3,35	4,70	0,590	21,09	0,02	0,12	0,003	0,51
Крошенка	30	0,79	6,67	7,19	6,1	5,00	6,33	0,110	25,87	0,01	0,06	0,070	0,56
Зелена	36	0,96	6,50	11,02	6,4	3,73	5,40	0,050	22,44	0,10	0,09	0,003	0,69

Примітка. 1 – кольоровість (°); 2 – прозорість (м); 3 – *pH*; 4 – вміст розчиненого у воді кисню (мг O_2/дм^3); 5 – окиснюваність перманганатна (мг O_2/дм^3); 6 – лужність (мг-екв); 7 – жосткість загальна (мг-екв/дм^3); 8 – залізо загальне; 9 – хлориди; 10 – фосфор фосфатів; 11 – азот амонійний 12 – азот нітритів; 13 – азот нітратів (мг/дм^3).

У таблиці наведено середні значення кожного показника за період досліджень. «–» – вимірювання не проводилися.

Таблиця 2.2

Таксономічний склад фітопланктону річок басейну Прип'яті

Річки	Родовий коефіцієнт	Загальна кількість видів	Cyanoprokaryota	Euglenophyta	Chrysophyta	Xanthophyta	Bacillariophyta	Dinophyta	Cryptophyta	Chlorophyta	Charophyta
Горинь	1,65	135 (139)	13 (13)	15 (19)	15 (15)	1 (1)	37 (37)	2 (2)	1 (1)	51 (51)	0 (0)
Случ	2,48	184 (189)	12 (12)	40 (42)	11 (11)	0 (0)	54 (56)	11 (11)	0 (0)	51 (52)	5 (5)
Уж	1,64	61 (61)	6 (6)	7 (7)	2 (2)	0 (0)	24 (24)	1 (1)	0 (0)	18 (18)	3 (3)
Уборть	1,63	57 (58)	5 (5)	6 (7)	7 (7)	0 (0)	23 (23)	0 (0)	0 (0)	16 (16)	0 (0)
Корчик	1,70	97 (100)	8 (8)	22 (23)	3 (3)	0 (0)	31 (32)	2 (2)	0 (0)	31 (32)	0 (0)
Вілія	1,92	136 (140)	18 (18)	14 (18)	7 (7)	4 (4)	49 (49)	4 (4)	2 (2)	37 (37)	1 (1)
Ікопоть	1,67	97 (99)	3 (3)	25 (26)	2 (2)	0 (0)	23 (24)	6 (6)	0 (0)	38 (38)	0 (0)
Деревичка	1,77	142 (145)	13 (13)	37 (39)	8 (9)	0 (0)	23 (23)	15 (15)	0 (0)	46 (46)	0 (0)
Полква	1,59	62 (63)	4 (4)	5 (5)	6 (6)	1 (1)	37 (38)	0 (0)	0 (0)	9 (9)	0 (0)
Синявка	2,67	122 (125)	12 (12)	9 (12)	8 (8)	2 (2)	33 (33)	4 (4)	1 (1)	50 (50)	3 (3)
Бересток	1,51	59 (63)	7 (7)	11 (14)	1 (1)	1 (1)	13 (13)	2 (3)	0 (0)	24 (24)	0 (0)
Кремно	2,12	104 (109)	7 (7)	22 (24)	1 (1)	0 (0)	59 (62)	3 (3)	2 (2)	8 (8)	2 (2)

Примітка. Тут і в табл. 2.3. у дужках наведено число внутрішньовидових таксонів із номенклатурним типом виду включно.

Таблиця 2.3

Таксономічний склад фітопланктону річок басейну Тетерева

Річки	Родовий коефіцієнт	Загальна кількість видів	Cyanoprokaryota	Euglenophyta	Chrysophyta	Xanthophyta	Bacillariophyta	Dinophyta	Cryptophyta	Chlorophyta	Charophyta
Гуйва	1,59	81 (81)	9 (9)	7 (7)	8 (8)	1 (1)	21 (21)	2 (2)	2 (2)	31 (31)	0 (0)
Гнилоп’ять	2,61	149 (157)	18 (18)	19 (24)	9 (9)	2 (2)	32 (32)	4 (4)	2 (2)	62 (65)	1 (1)
Кам’янка Лісова	1,79	77 (81)	9 (9)	15 (17)	5 (5)	0 (0)	36 (38)	0 (0)	0 (0)	10 (10)	2 (2)
Лісна	2,08	150 (154)	8 (8)	41 (44)	10 (10)	1 (1)	45 (46)	4 (4)	2 (2)	37 (37)	2 (2)
Коднянка	1,68	114 (117)	3 (3)	15 (17)	2 (2)	0 (0)	45 (45)	0 (0)	0 (0)	43 (44)	6 (6)
Путятинка	1,48	95 (100)	14 (14)	12 (16)	2 (2)	0 (0)	40 (41)	1 (1)	0 (0)	23 (23)	3 (3)
Зелена	2,03	104 (106)	12 (12)	22 (23)	4 (4)	0 (0)	24 (25)	5 (5)	0 (0)	37 (37)	0 (0)
Крошенка	1,91	149 (151)	12 (12)	32 (34)	5 (5)	1 (1)	37 (37)	4 (4)	1 (1)	56 (56)	1 (1)
Бобрівка	1,48	68 (68)	12 (12)	8 (8)	2 (2)	0 (0)	16 (16)	6 (6)	1 (1)	22 (22)	1 (1)

На третьому місці за видовим багатством знаходяться евгленові водорості (17,9%). У притоках Прип'яті знайдено 492 види, представлені 517 внутрішньовидовими таксонами із номенклатурним типом виду включно, які належать до 158 родів, 74 родин, 34 порядків, 14 класів і 9 відділів (див. табл. 2.2.).

У флористичному відношенні найбагатшими виявилися відділи зелених, діатомових та евгленових – 164 види (168 в. в. в.); 134 (142) і 86 (96). Менш насиченими видами, різновидами та формами водоростей були синьозелені – 37 (37), золотисті – 30 (31), динофітові – 25 (26). Роль інших відділів незначна, їхня частка у загальному складі водоростей басейну Прип'яті не перевищує 2% від загального числа видів (харові були представлені 9 видами (9 в. в. т.), жовтозелені – 5 (5 в. в. т), криптофітові 2 (2) [18, 26, 68].

У річках басейну Тетерева ідентифіковано 424 види планктонних водоростей, представлених 446 внутрішньовидовими таксонами з номенклатурним типом виду включно, що належать до 158 родів, 59 родин, 33 порядків, 14 класів, 9 відділів (див. табл. 2.3), з яких Cyanoprokaryota нараховував 33 види (33 в. в. т.), Euglenophyta – 77 (93), Chrysophyta – 24 (24), Xanthophyta – 4 (4), Bacillariophyta – 128 (132), Dinophyta – 17 (17), Cryptophyta – 4 (4), Chlorophyta – 129 (131), Charophyta – 8 (8) [7, 18, 34, 64, 70, 71, 73, 74].

Найвище видове багатство було властиве річкам Случ – 184 (189), Лісна – 150 (154), Гнилопять – 149 (157), Крошенка – 149 (151), Деревичка – 142 (145), Горинь – 135 (139), Синявка – 122 (125), Коднянка – 114 (117), менш насичений видами, різновидами та формами був планктон річок Кремно – 104 (109), Зелена – 104 (106), Корчик – 97 (100), Путятинка – 95 (100), Ікопоть – 97 (99), Гуйва – 81 (81). Найменшу кількість видових і внутрішньовидових таксонів зареєстровано у річках Лісова Кам'янка – 77 (81), Бобрівка – 68 (68), Уж – 61 (61), Полква – 62 (63), Бересток – 59 (63) та Уборть – 57 (58) [9, 10, 25, 28, 29, 32, 33, 37, 40, 45, 52, 65, 72, 76].

Зменшення числа видів спостерігалося зі збільшенням кольоровості води у річках (r= -0,79, n=76) (рис. 2.1).

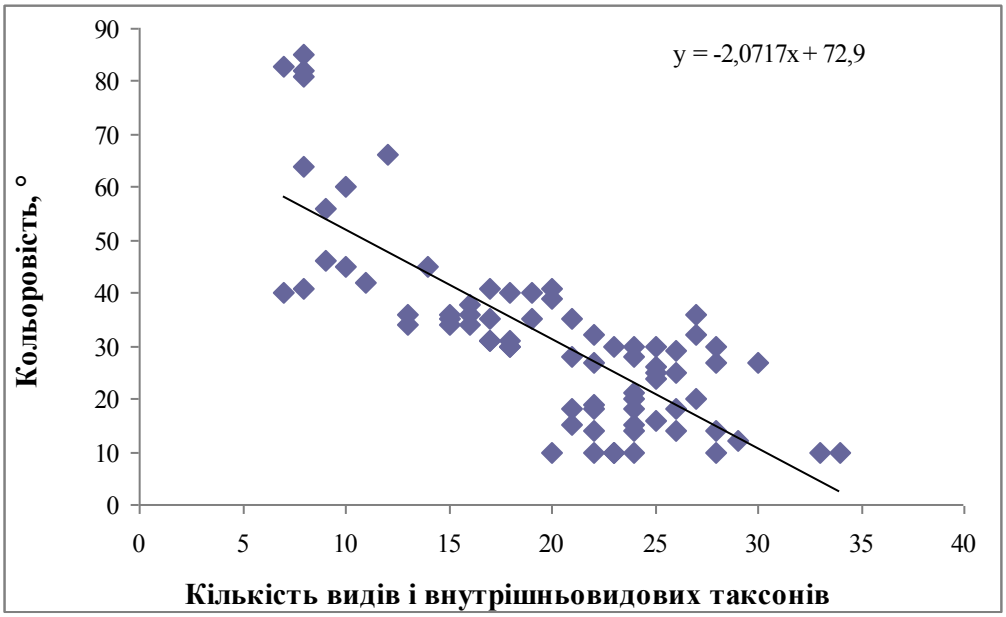


Рис. 2.1. Залежність між кольоровістю води та кількістю видових і внутрішньовидових таксонів водоростей.

Слабкий прямий зв'язок відмічали між кількістю видів і температурою води (r=0,22, n=86). При цьому достовірної кореляції між площею басейну річок та видовим багатством не виявлено (p=0,06). Зворотній зв'язок прозорості із кольоровістю води (r= -0,51, n=86) вказує на значний вплив гумусових речовин на формування світлового режиму водотоків.

У цілому досить високе видове багатство більшості досліджуваних водотоків, як і інших евтрофованих річок зони помірного клімату, ймовірно, обумовлене оптимальним співвідношенням зовнішніх порушень структури угруповань та ресурсного забезпечення продукційного процесу за відсутності факторів, що обумовлюють «суворість середовища» (низькі pH, екстремальні температури, недостатній вміст біогенів, висока мутність) [8].

Порівняння водоростевого складу фітопланктону досліджених річок за коефіцієнтом Серенсена свідчить про своєрідність водотоків (K_S = 0,09–0,91).

Це ілюструє побудована дендрограма подібності видового складу водоростей планктону (рис. 2.2).

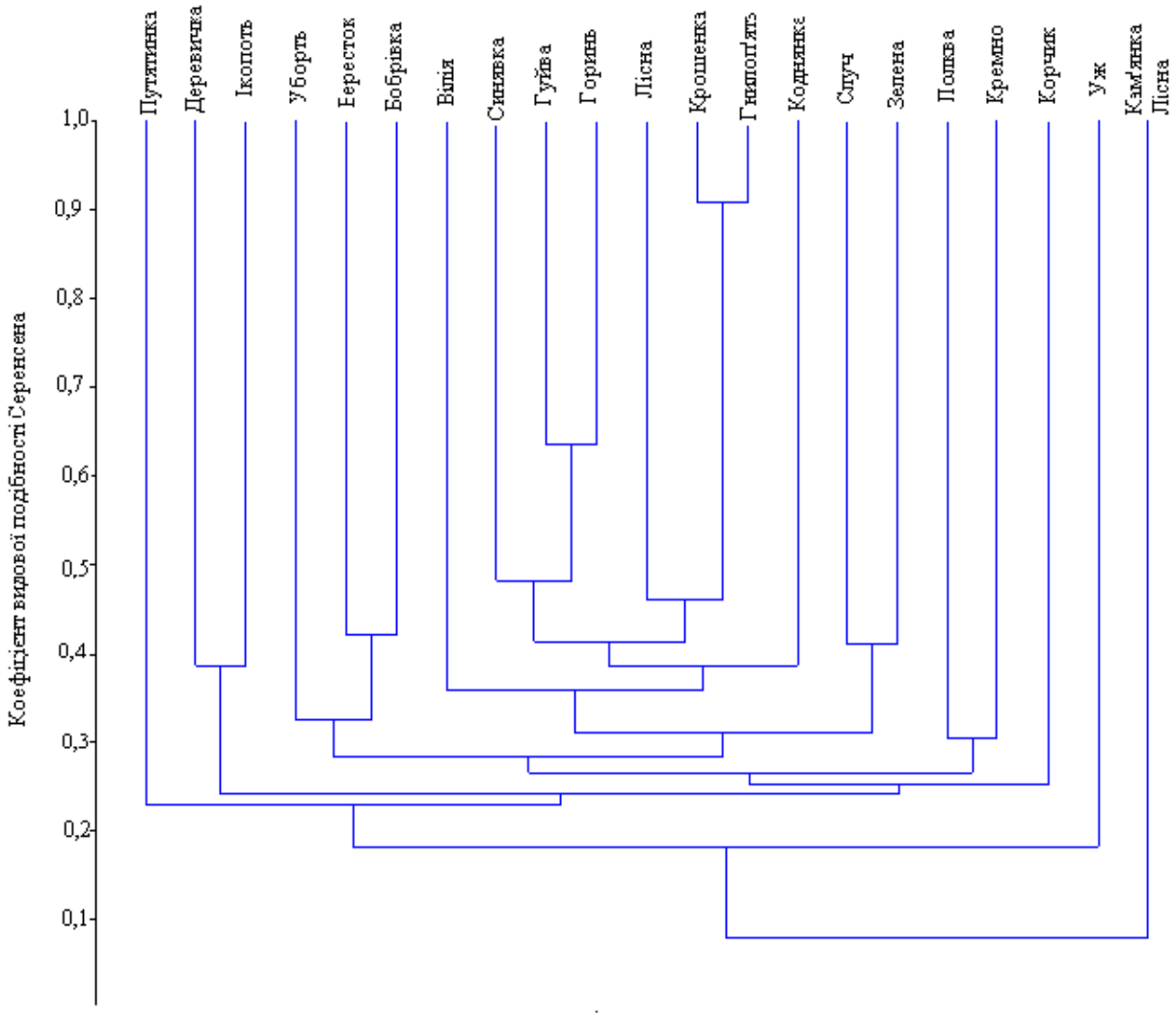


Рис. 2.2. Дендрограма подібності видового складу фітопланктону річок басейнів Припʼяті і Тетерева.

Встановлена висока подібність видового складу водоростей річок Крошенка та Гнилопʼять, яка визначається не лише подібністю їх геоморфологічних і гідрохімічних умов а, ймовірно, й впливом антропогенного навантаження м. Житомир.

На думку С. С. Баринової, найінформативнішим методом для аналізу

різновеликих флор, який концентрує їх суттєві характеристики, є побудова пелюсткових діаграм.

Аналіз таких діаграм показав (рис. 2.3–2.5), що водоростеві угруповання кожної річки, не зважаючи на певну індивідуальність і різну видову насиченість, можуть бути віднесені до однієї з трьох груп.

У першій групі (річки Уж, Уборть, Вілія, Кам'янка Лісова, Путятинка, Лісна, Полква, Кремно) переважають діатомові водорості. Друга група флор характеризується переважанням зелених водоростей (річки Горинь, Гнилоп'ять, Гуйва, Деревичка, Зелена, Крошенка, Ікопоть, Синявка, Бересток, Бобрівка), а третя – (Случ, Коднянка і Корчик) містить практично рівні кількості видів зелених і діатомових водоростей.

Евгленові у складі фітопланктону за видовим багатством займають переважно третє місце після діатомових або зелених (8,6–27,3%). У річках Ікопоть, Деревичка і Кам'янка Лісова їх флористична участь дещо сильніша (вони займають друге місце).

Висока видова представленість евгленових, ймовірно, пов'язана з заболоченням та залісненням водозборів річок, а також із впливом антропогенного чинника. У річках Гуйва, Путятинка, Бобрівка і Синявка третє місце за видовим багатством належать синьозеленим водоростям (9,8–17,6%) [75].

У річках Уж, Уборть, Кам'янка Лісова, Путятинка, Вілія, Полква, Кремно виявлено зростання вмісту загального заліза у порівнянні з іншими річками. Особливо це стосувалося річок Кремно, Уж та Уборть, у яких значення цього показника зростали до 0,61–2,40 мг/дм^3. Відомо, що найвимогливішими до його концентрації є діатомові водорості, завис яких місить 2,3% заліза [38].

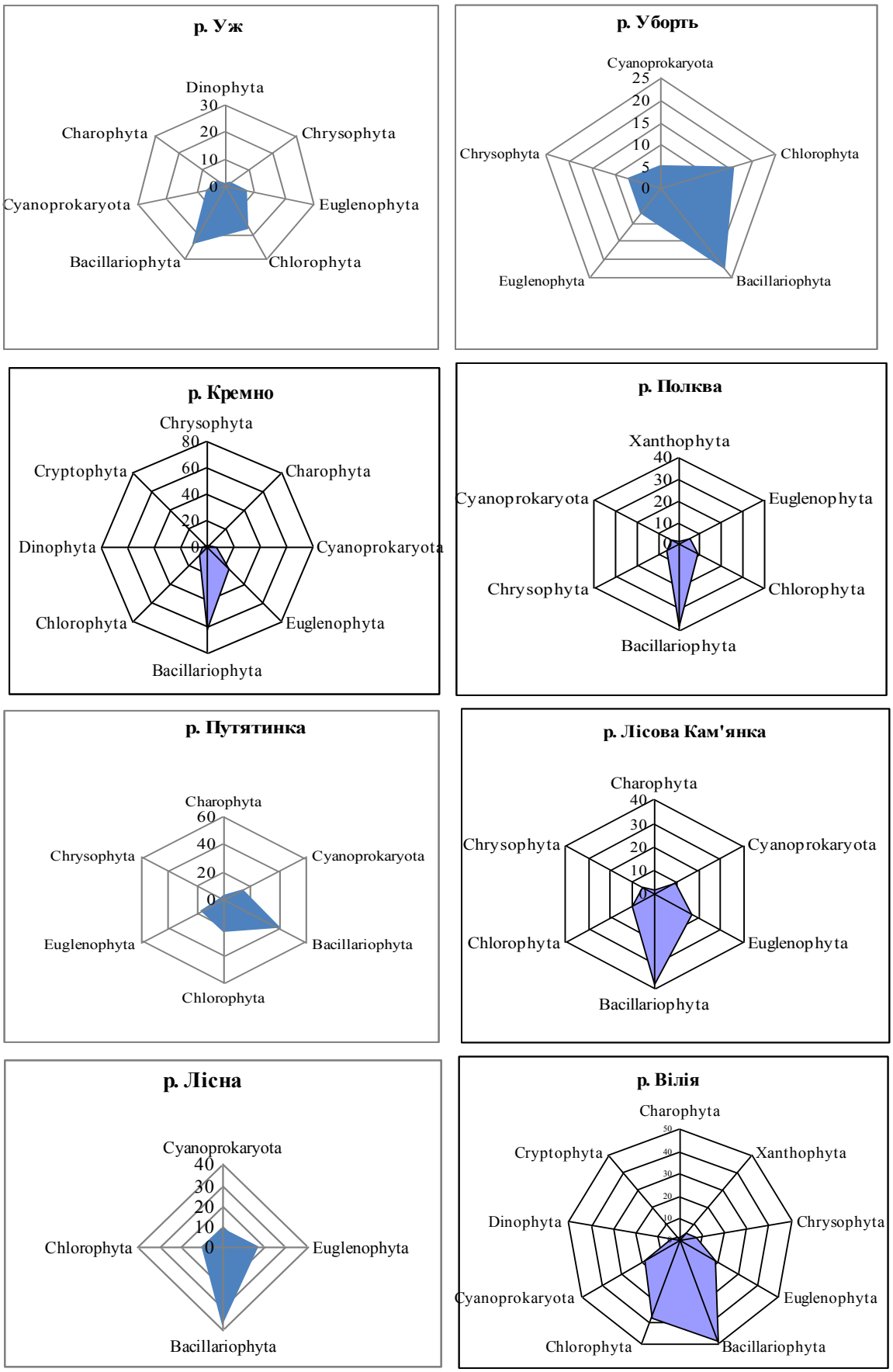


Рис. 2.3. Таксономічна структура фітопланктону річок першої групи (із домінуванням діатомових водоростей).

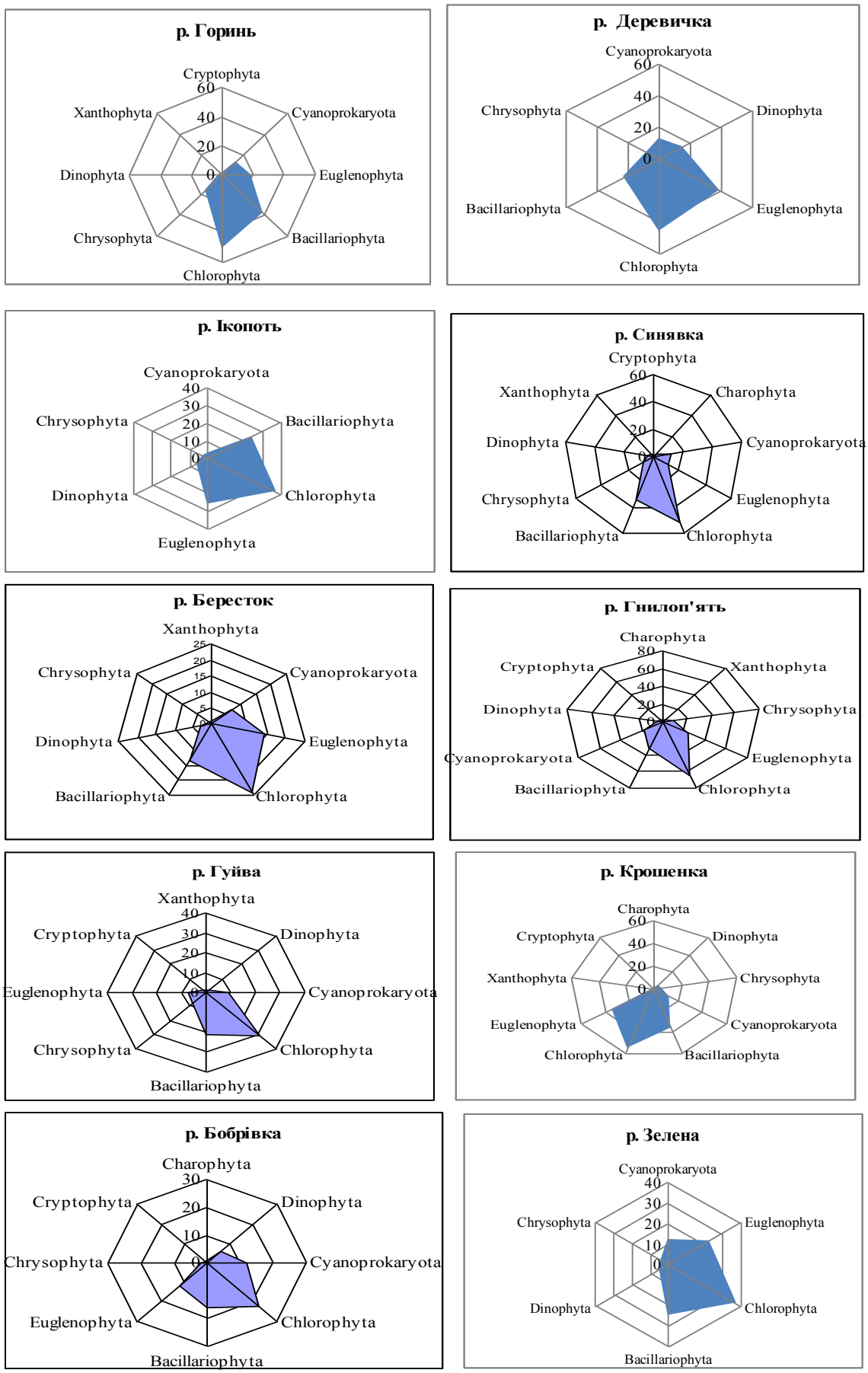


Рис. 2.4. Таксономічна структура фітопланктону річок другої групи (із домінуванням зелених водоростей).

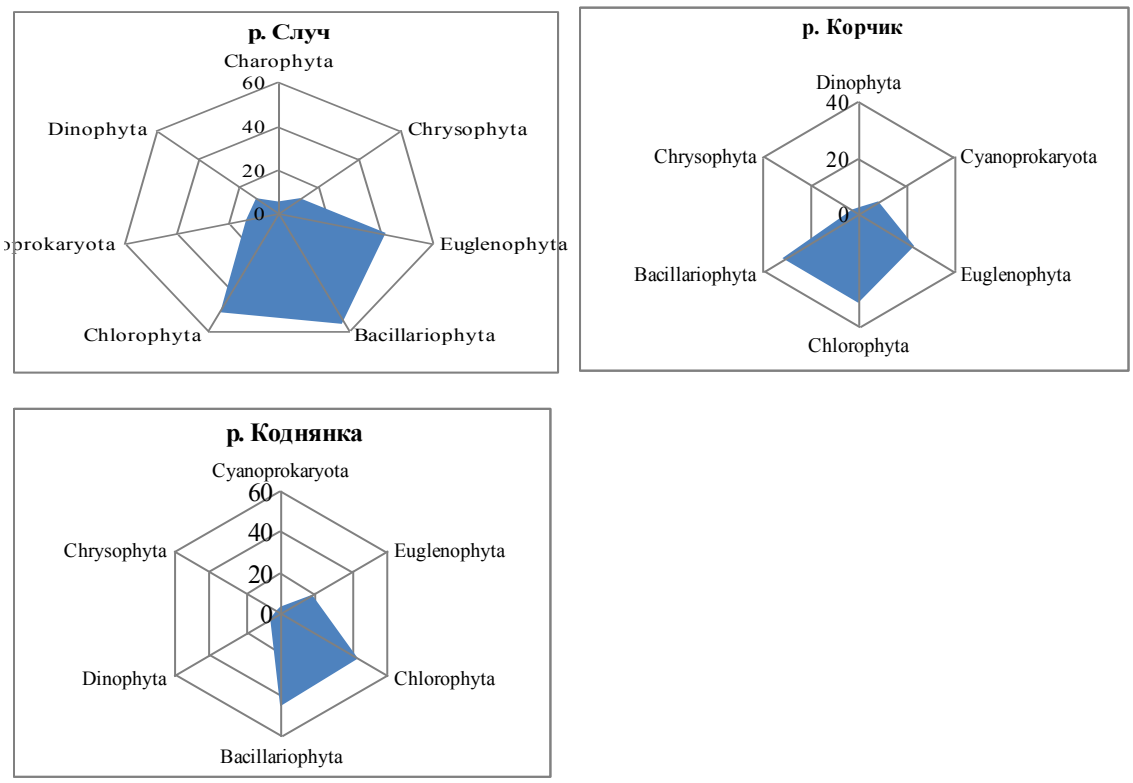


Рис. 2.5. Таксономічна структура фітопланктону річок третьої групи (із майже рівною кількістю зелених і діатомових водоростей).

Отже, найбільша частка діатомових у складі фітопланктону цих річок, імовірно, обумовлена значною концентрацією у воді загального заліза. Встановлено пряму залежність між кількістю видових і внутрішньовидових таксонів діатомових водоростей та концентрацією загального заліза у річковій воді (r=0,38, n=76).

Оцінка багаторічної динаміки таксономічного складу фітопланктону водотоків на рівні класів засвідчила переважання Chlorophyceae, Bacillariophyceae та Euglenophyceae у всіх досліджуваних річках. У більшості з них за винятком Уборті, Кремно та Кам’янки Лісової до рангу провідних належав і клас Trebouxiophyceae. У притоках Тетерева помітнішою є роль Hormogoniophyceae.

Провідними порядками були: Euglenales, Sphaeropleales (окрім річок Кремно і Кам’янка Лісова), Chlorellales (за винятком Уборть, Кремно і Кам’янка Лісова), Chlamydomonadales (крім річок Уж, Ікопоть і Полква). У

водотоках басейну Тетерева відмічаємо сильнішу флористичну участь порядку Bacillariales, а у притоках Прип'яті – Fragilariales. На рівні родин відзначаємо Euglenaceae, Scenedesmaceae (за винятком річок Кремно, Бобрівка і Кам'янка Лісова), Fragilariaceae (крім річок Горинь, Бересток, Гуйва і Кам'янка Лісова). У річках басейну Тетерева помітнішим є вклад у формування видового багатства Bacillariaceae та Chlamydomonadaceae.

При оцінці родового складу фітопланктону водотоків встановлено, що положення перших родів за насиченістю видами для всіх річок досить мінливе, лише у притоках Тетерева виявлено один спільний рід, якиий має пріоритет у видовому багатстві – *Trachelomonas*. У більшості досліджуваних водотоків до провідних родів належали *Trachelomonas, Nitzschia*, *Chlamydomomas*, а в притоках Прип'яті – ще й *Euglena*.

Переважання в структурі альгофлори даних родів характерне для річок помірних широт [46, 48], зокрема вони наводяться для приток Дніпра [23], Південного Бугу [9]. У річках Уж, Уборть, Кам'янка Лісова кількість провідних родів була найменшою – по 2, також їх число низьким було в річках Горинь, Коднянка, Бобрівка, Полква та Бересток – по 3. Малу кількість провідних родів у річках дослідники пов'язують зі значним антропогенним навантаженням на водотоки [12, 27, 60]. В інших річках нараховували по 4–9 провідних родів.

Родові коефіцієнти були в межах 1,48–2,67. Порівняно низькі значення цього показника в окремих водотоках можна пояснити антропогенним навантаженням на їх водні екосистеми [12, 49, 60]. Зниження родового коефіцієнта у притоках Тетерева і Прип'яті відмічено зі зростанням вмісту загального азоту (r= -0,42, n=63) (рис. 2.6).

Родовий коефіцієнт позитивно корелюється з загальною кількістю видів у водотоках – встановлена тісна пряма залежність між цими показниками (r=0,72, n=112).

У досліджуваних річках також відмічена тенденція до посилення ролі дрібноклітинних центричних діатомових зі зростанням вмісту загального

азоту, яку відмічали для річок й інші дослідники [84, 104], що обумовлює збільшення відношення числа видів центричних діатомових до числа пенатних при посиленні евтрофування (r=0,52, n=63) (рис. 2.7).

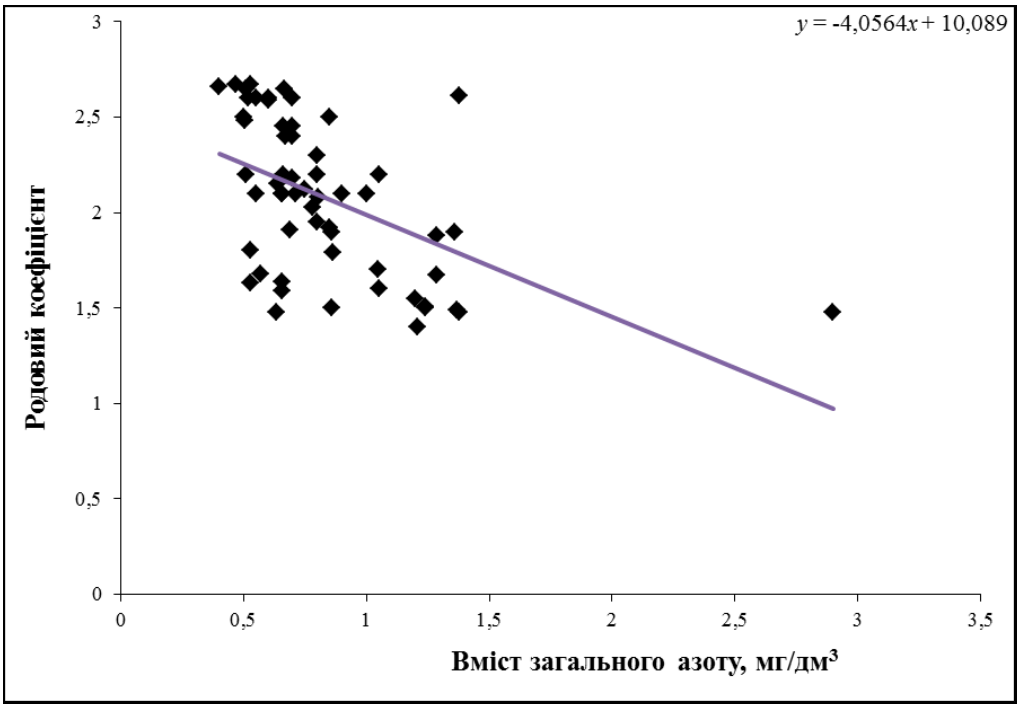


Рис. 2.6. Залежність родового коефіцієнту від вмісту загального азоту.

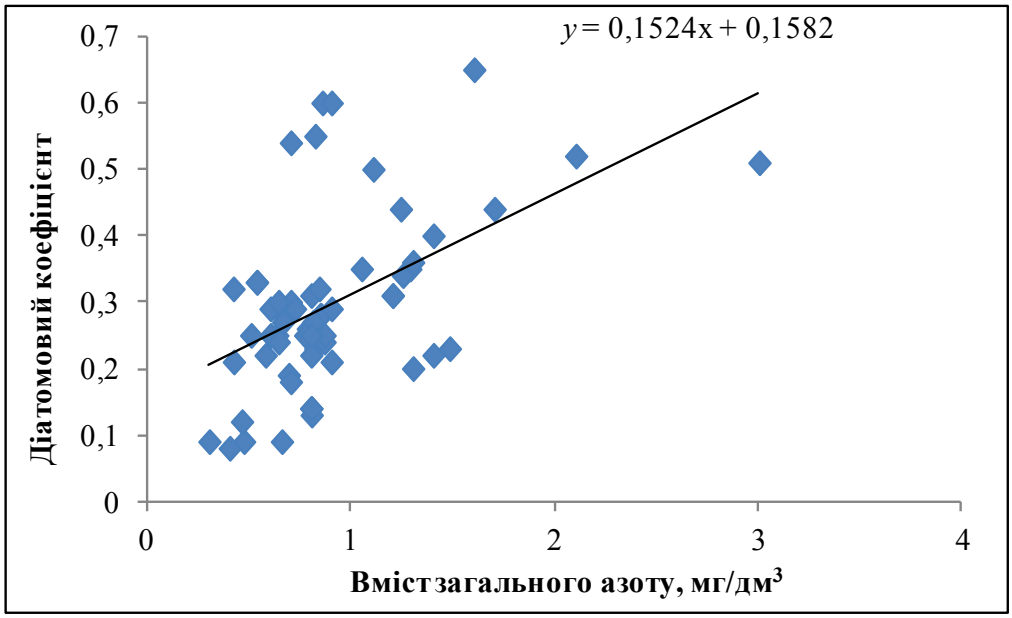


Рис. 2.7. Залежність між діатомовим коефіцієнтом та вмістом загального азоту в річках.

До видів із високою частотою трапляння (більше 50%) у досліджуваних водотоках належало 20 (табл. 2.4, 2.5). Порівняння списку видів водоростей, які мають високу частоту трапляння у річках басейну Прип'яті, з переліком визначених у притоках Тетерева видів, які мають частоту трапляння більше 50%, показало їх значну схожість – коефіцієнт видової подібності Серенсена склав 0,52.

Таблиця 2.4

Види з високою частотою трапляння (%) у річках басейну Прип'яті

Річки	*Gomphosphaeria aponina*	*Microcystis pulverea*	*Microcystis aeruginosa*	*Trachelomonas planctonica*	*T. volvocina*	*Cyclotella meneghiniana*	*Cyclotella bodanica*	*Stephanodiscus hantzschii*	*Chlamydomomas globosa*	*Chlamydomonas monadina*	*Phacotus coccifer*	*Carteria radiosa*	*Desmodesmus communis*	*Dictyosphaerium pulchellum*	*Oocystis parva*
Горинь	–	–	–	–	53	–	71	–	–	–	69	–	–	–	53
Случ	72	–	–	52	–	77	–	71	61	61	–	–	50	–	–
Уж	–	–	–	–	–	–	–	–	67	–	–	–	–	–	–
Уборть	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
Корчик	–	–	–	–	–	–	–	–	50	–	–	56	–	–	–
Вілія	–	–	–	–	–	–	–	–	64	–	–	–	–	–	–
Ікопоть	–	71	87	71	83	63	–	–	–	–	–	–	–	71	–
Деревичка	–	91	–	62	91	–	–	–	93	51	–	–	–	84	–
Полква	–	–	–	–	64	–	–	–	64	–	–	–	–	–	–
Синявка	–	–	–	–	–	–	–	–	52	–	–	–	–	–	–
Бересток	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
Кремно	–	–	–	–	56	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–

Примітка. Тут і в табл. 2.5 «–» – вид мав частоту трапляння менше 50%.

Таблиця 2.5

Види з високою частотою трапляння (%) у річках басейну Тетерева

Річки	*Gomphosphaeria aponina*	*Microcystis pulverea*	*Oscillatoria amphibia*	*Aphanizomenon flos-aquae*	*Trachelomonas planctonica*	*T. volvocina*	*Chrysococcus rufescens*	*Cyclotella meneghiniana*	*Cyclotella stelligera*	*Chlamydomonas globosa*	*Desmodesmus communis*	*Pseudodidymocystis planctonica*
Гуйва	–	–	–	–	–	–	–	60	50	67	–	–
Гнилоп'ять	–	–	–	55	–	65	–	70	–	50	–	–
Кам'янка Лісова	–	–	–	–	–	–	–	52	–	–	–	–
Лісна	–	–	–	–	–	–	–	50	–	50	–	–
Коднянка	–	–	–	–	–	57	87	–	–	74	50	55
Путятинка	–	–	–	–	–	–	–	–	–	67	–	–
Зелена	79	–	–	–	52	–	–	50	–	50	50	–
Крошенка	–	50	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
Бобрівка	–	52	55	–	–	–	–	–	–	54	–	–

Проте, лише вид *Chlamydomonas globosa* мав високу частоту трапляння в більшості річок. У притоках Прип'яті в якості провідних за частотою трапляння видів також відмічаємо *Trachelomonas volvocina,* а в притоках Тетерева – *Cyclotella meneghiniana.* У річках Уборть та Бересток не було ідентифіковано видів, частота трапляння яких перевищувала 50%. Більшість досліджуваних водотоків мали 1–3 види з високою частотою трапляння. У річках Горинь, Случ, Ікопоть, Деревичка, Гнилоп'ять, Зелена та Коднянка їх кількість склала 4–7 видів.

Ранжування видів водоростей за класами частоти трапляння показало, що в річках переважали види (14–76%), які зустрічалися «зрідка» (в 1–4%

проб) та «нечасто» (29–60%) – (у 5–20% проб). Значно меншу частку мали види, які зустрічалися «часто» (0–26%) – (у 21–50% проб), «досить часто» (0–7%) – (у 51–80% проб) та «дуже часто» (менше 1%) – (понад 80% проб). Це свідчить про те, що на сучасному етапі розвитку їх екосистем сукцесія автотрофної ланки протікає за умов переважання дії природних чинників.

Порівняння власних даних щодо таксономічної структури фітопланктону досліджуваних річкових екосистем із літературними, наведеними для приток Дніпра [24], дозволило встановити досить високу подібність не лише на рівні відділів та класів, а й за складом провідних родин та родів. Проте, у досліджуваних нами річках відзначаємо меншу роль десмідієвих водоростей, хоча у річках із досить помітним болотним живленням, як правило, фіксують велику кількість кон'югат.

2.3. Кількісні показники фітопланктону річок

Кількісні показники фітопланктону досліджуваних річок змінювалося в широких межах [69, 102]. Граничні середні значення чисельності водоростевих клітин склали 0,058±0,01–28,617±1,12 млн кл./дм^3, а біомаси – 0,298±0,02–5,005±0,71 мг/дм^3 (табл. 2.6, 2.7).

Встановлено пряму кореляцію між біомасою річкового фітопланктону і значеннями *pH* (r=0,41, n=63). Також знайдено обернену кореляцію між біомасою та концентрацією загального азоту (r=-0,52, n=63) (рис. 2.8). Зі зростанням біомаси фітопланктону вміст у воді загального азоту знижувався, що пов'язано з його активним поглинанням клітинами водоростей.

Важливим показником стану річкових екосистем є складність структури угруповань водоростей: чим вище інформаційне різноманіття, тим стабільніші угруповання [31]. У досліджуваних річках середні значення індексу Шеннона варіювали від 1,07 до 2,94 біт/мг.

Таблиця 2.6

Кількісні показники фітопланктону річок басейну Прип'яті

Річки	***N***, млн кл./дм^3	***B***, мг/дм^3	***S***	***H_B***, біт./мг
Горинь	0,005–14,259 2,952±0,79	<0,001–3,451 1,333±0,14	0,82–2,53 1,76±0,02	1,12–3,94 2,79±0,13
Случ	<0,001–9,847 1,706±0,29	0,008–7,245 1,273±0,15	1,10–2,46 1,93±0,04	0,50–3,83 2,66±0,04
Уж	0,274–4,906 1,449±0,12	0,010–5,936 0,918±0,15	0,64–2,46 1,76±0,06	0,53–2,51 1,65±0,02
Уборть	0,220–8,050 0,782±0,02	0,009–2,271 0,591±0,06	0,89–4,34 1,97±0,11	0,39–2,88 1,60±0,07
Корчик	0,175–3,281 0,671±0,05	0,288–6,349 0,856±0,03	0,63–2,18 1,98±0,01	0,84–2,83 1,54±0,04
Вілія	0,006–29,970 5,276±0,81	<0,001–7,680 1,118±0,31	0,61–2,19 1,69±0,07	0,49–3,57 1,92±0,16
Ікопоть	0,001–25,4 1,160±0,24	0,001–4,630 3,200±0,02	1,00–2,21 1,82±0,06	1,50–3,56 1,34±0,10
Деревичка	<0,001–91,203 2,121±0,46	0,001–13,530 3,800±0,19	1,38–2,45 1,91±0,04	0,78–3,61 1,91±0,03
Полква	0,025–15,850 1,841±0,21	0,039–3,1053 0,574±0,16	0,67–2,47 1,43±0,06	0,39–2,96 1,56±0,11
Синявка	0,119–100,228 28,617±1,12	0,100–26,340 5,005±0,71	0,82–3,91 1,75±0,12	0,34–3,84 1,60±0,07
Бересток	0,014–0,220 0,058±0,01	<0,001–6,590 0,298±0,02	1,07–3,24 1,93±0,01	0,10–2,13 1,07±0,09
Кремно	0,010–14,042 2,194±0,12	0,035–4,982 1,267±0,42	1,33–2,15 1,78±0,01	1,37–4,47 2,67±0,04

Примітка. Тут і в табл. 2.7 у чисельнику наведені межі коливань, у знаменнику – середні значення показників ($x \pm m_x$).

Значення індексу Шеннона вказують на переважання полідомінантної структури фітопланктону в ріках Горинь, Случ, Кремно, Зелена, Лісна і Коднянка (2,03–2,94 біт./мг), олігодомінантної – відповідно в річках Гнилоп'ять, Вілія, Корчик, Деревичка, Крошенка, Синявка, Уборть, Корчик,

Уж, Полква, Путятинка, Бобрівка (1,54–1,92 біт./мг). Найнижчі значення індексу інформаційного різноманіття спостерігали в річках Бересток, Ікопоть і Гуйва (1,07–1,40 біт./мг) [10, 11, 13, 26].

Таблиця 2.7

Кількісні показники фітопланктону річок басейну Тетерева

Річки	***N***, млн кл./дм^3	***B***, мг/дм^3	***S***	H_B, біт./мг
Гнилоп'ять	0,191–187,913 23,897±0,56	0,023–11,630 3,260±0,47	1,43–2,14 1,90±0,01	0,04–3,36 1,61±0,1
Гуйва	0,160–55,440 8,918±0,43	0,005–8,834 1,125±0,32	1,62–2,48 1,90±0,04	0,41–2,01 1,40±0,15
Кам'янка Лісова	0,002–6,006 4,880±0,97	0,050–2,642 0,594±0,07	0,78–3,98 2,08±0,11	0,08–2,93 1,85±0,11
Коднянка	0,145–5,589 1,273±0,15	0,015–5,385 0,922±0,12	1,50–2,09 1,85±0,02	0,52–3,92 2,25±0,09
Лісна	0,064–8,546 5,179±1,12	0,011–30,224 2,664±0,48	1,01–2,18 1,68±0,04	0,20–3,74 2,03±0,16
Путятинка	0,030–39,580 4,277±0,92	0,040–3,960 0,872±0,14	0,70–3,78 1,77±0,06	0,46–3,61 1,55±0,11
Зелена	1,058–31,940 8,899±0,98	0,219–10,869 3,927±0,34	1,19–4,09 2,37±0,11	2,15–4,09 2,94±0,11
Крошенка	0,180–59,200 4,539±0,87	0,030–18,210 1,530±0,06	0,83–2,53 1,85±0,21	0,53–3,40 1,87±0,08
Бобрівка	0,009–10,158 6,616±1,29	0,100–9,384 2,060±0,35	1,12–2,22 1,84±0,03	0,41–3,33 1,69±0,09

За біомасою фітопланктону більшість досліджуваних річок можна віднести до II класу якості вод; річки Ікопоть, Деревичка, Синявка, Лісна, Зелена, Гнилоп'ять і Бобрівка – до III класу. Переважання моно- і олігодомінантної структури фітопланктону цих водотоків значною мірою є наслідком антропогенного навантаження на їх екосистеми. Аналіз зв'язку індексу Шеннона з впливом різних факторів середовища показав, що

абіотичним параметром, який визначає його величину в річках, був вміст загального азоту (r= -0,67, n=63) (рис. 2.9).

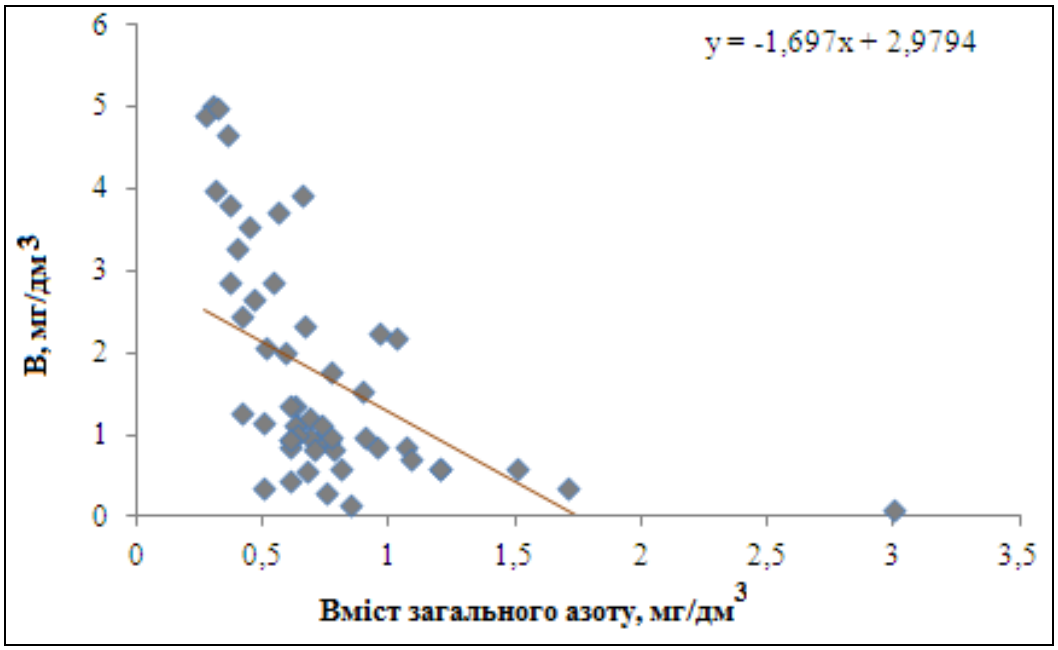


Рис. 2.8. Залежність біомаси фітопланктону річок від вмісту загального азоту.

Зростання вмісту загального азоту обумовлює зниження інформаційного різноманіття. Зв'язок індексу Шеннона з *pH* був прямим (r=0,474, n=63), а з кольоровістю води – зворотним (r= -0,248, n=63).

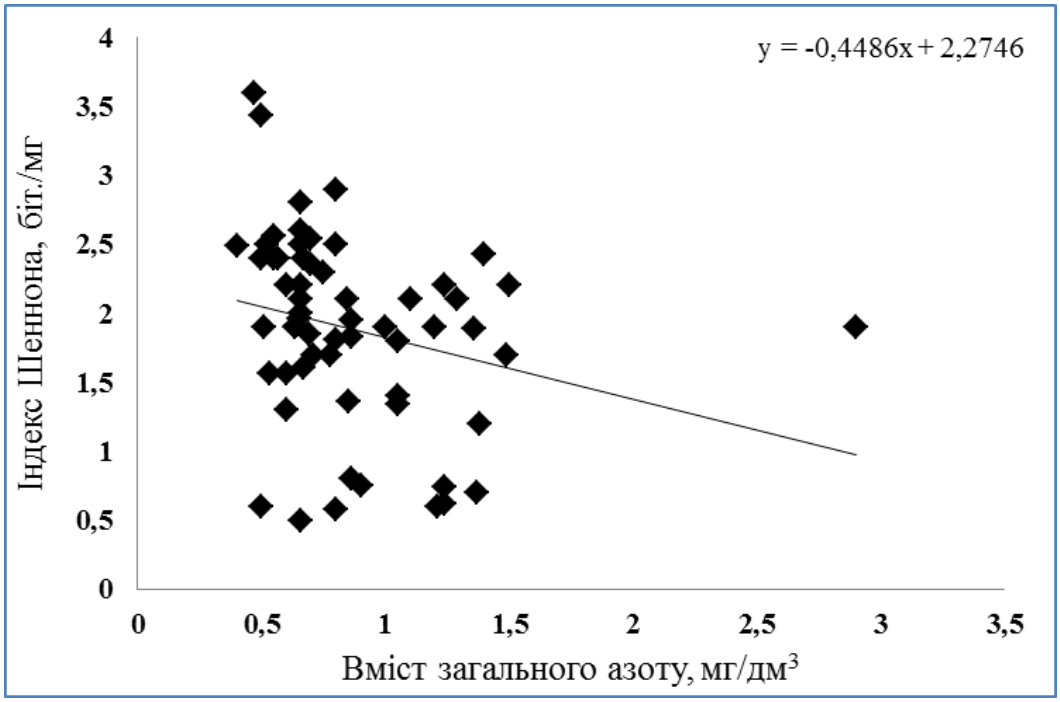


Рис. 2.9. Залежність індексу Шеннона від вмісту загального азоту.

Встановлено пряму залежність між середніми значеннями індексу Шеннона і родовими коефіцієнтами, розрахованими для досліджуваних водотоків (r=0,52, n=210), отже, спрощення таксономічної структури фітопланктону обумовлює і зниження інформаційного різноманіття.

При усередненні величин індексу Шеннона за рангами біомаси залежність між цими показниками апроксимувалася унімодальною кривою з максимальними значеннями інформаційного різноманіття в діапазоні біомаси від 2 до 5 мг/дм^3 (рис. 2.10). На практиці дослідники отримують як лінійну, так і унімодальну залежність [31].

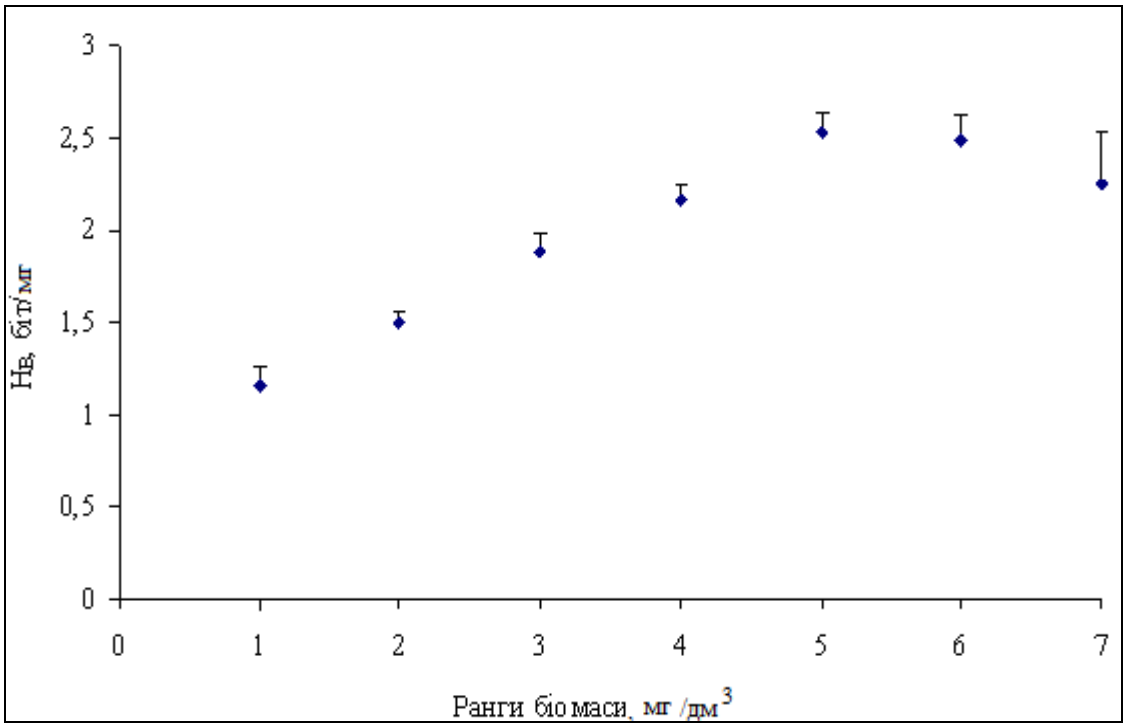


Рис. 2.10. Зв'язок індексу Шеннона з біомасою річкового фітопланктону.

По осі абсцис ранги біомаси: 1 – <0,1; 2 – 0,1–0,5; 3 – 0,6–1,0; 4 – 1,1–2,0; 5 – 2,1–5,1; 6 – 5,1–10,0; 7 – 10,0–50,0 мг/дм^3.

У різні сезони досліджень у притоках Прип'яті у складі домінантних за біомасою фітопланктону зустрічалося 149 видів та внутрішньовидових таксонів водоростей, що складає 25% від загального їх числа. Найбільша частка серед них припадала на Bacillariophyta (32%), Chlorophyta (26%), Euglenophyta (23%), Cyanoprokaryota (15%). Домінантні комплекси приток

Тетерева формували 166 таксонів рангом нижче роду (40% від загального числа видів, різновидів та форм водоростей). Їх переважно формували представники відділів Chlorophyta (32%), Bacillariophyta (24%), Euglenophyta (22%), Cyanoprokaryota (13%). Структуру домінантного комплексу фітопланктону досліджених водотоків наведено на рисунку 2.11.

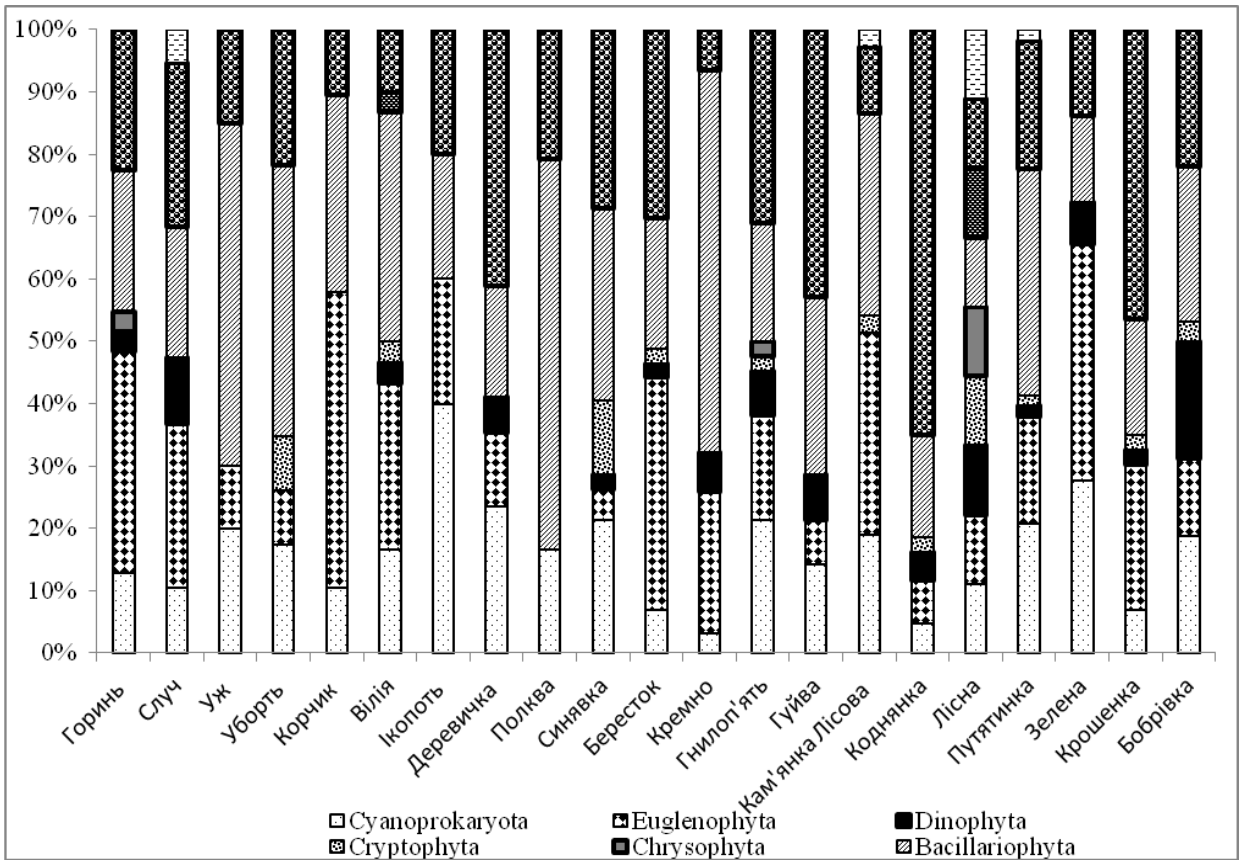


Рис. 2.11. Структура домінантного комплексу фітопланктону водотоків басейнів Прип’яті і Тетерева.

Відзначаємо більшу представленість у складі домінантних видів у притоках Прип’яті діатомових водоростей, а Тетерева – зелених.

Для аналізу основних тенденцій формування складу домінантного комплексу видів (за біомасою) нами були обрані водотоки, відмінні за морфометричними показниками і концентрацією у воді фосфору фосфатів. Встановлено, що в малих та середніх річках із незначним вмістом фосфору фосфатів, характерним для мезотрофних і мезо-евтрофних вод, домінуючі

компоненти фітопланктону сформовні значним числом видів, серед яких провідними можна вважати представники родів *Chlamydomonas, Cyclotella, Trachelomonas, Euglena, Peridinium* і *Oscillatoria.* Сезонні зміни складу водоростей виражені нечітко, помітне збіднення домінантного комплексу видів в осінній період та збагачення в літній, яке відмічають дослідники для водотоків басейну Волги [49], не спостерігається. Зі збільшенням вмісту фосфору фосфатів у воді річок відбувається зростання ролі центричних діатомових водоростей, а саме: *Cyclotella meneghiniana*, *C. stelligera*, *Stephanodiscus hantzschii.* У річках із частково зарегульованим стоком (Гнилоп'ять, Гуйва, Вілія) в умовах евтрофування посилюється інтенсивність вегетації *Aphanizomenon flos-aguae*. У водотоках із підвищеною кольоровістю (Уборть, Уж) у складі домінантного комплексу з'являються представники золотистих водоростей *Chrysococcus rufescens*, *Pseudokephyrion pillidium* і *Kephyrion ovum* (табл. 2.8).

Аналіз літературних відомостей щодо складу річкового фітопланктону в період незначного антропогенного пресу (перша половина XX століття), коли більшість річок знаходилася в оліготрофно-мезотрофному і мезотрофному стані, та сучасних відомостей щодо фітопланктону евтрофованих водотоків [16, 41, 47, 49, 85–87, 91–94, 96, 98, 100, 103, 105, 108, 109] дозволив прослідкувати послідовну зміну угруповань планктонних водоростей.

Оліготрофно-евтрофна сукцесія річкового фітопланктону полягає у зміні угруповань *Asterionella* (formosa, gracillima) – *Fragilaria* (crotonensis, virescens) – *Aulacoseira* (italica, distans) – *Tabellaria* (flocculosa, fenestrata) через угруповання *Aulacoseira* (granulata, italica) – *Melosira* (varians) – *Synedra* (ulna, acus) – *Stephanodiscus* (hantzschii) – *Cyclotella* (stelligera, meneghiniana) до евтрофних угруповань Stephanodiscus (hantzschii) – *Cyclotella* (stelligera, meneghiniana) – *Sceletonema* (subsalsum).

Таблиця 2.8

Сезонна динаміка домінантних видів фітопланктону річкових екосистем різного трофічного статусу

Трофність,	Біомаса, мг/дм^3	Весна	Літо	Осінь
	Види водоростей			
	Річки площею басейну від 10 до 100 км^2			
Потенційно (за вмістом фосфору фосфатів, мг Р/дм^3) мезотрофні реально (за біомасою) евтрофні (Синявка), 0,015–0,030 мг Р/дм^3	2,1–5,1	*Chlamydomonas globosa*, *Ch. monadina*, *Gloeothece linearis*, *Coelomoron pusillum*, *Oscillatoria geminata*, *Lepocinclis globosa*, *Phacus agilis, Ph. longicauda*, *Aulacoseira granulata*, *Cyclotella meneghiniana*, *Gomphonema truncatum*, *Nitzschia gracilis*, *Stauroneis acuta*, *Tabularia fasciculata*, *Peridinium cinctum*	*Chlamydomonas monadina, Coelastrum microporum*, *C. spaericum*, *Aphanizomenon flos-aquae*, *Microcystis aeruginosa*, *Phormidium ambiguum*, *Aulacoseira granulata*, *Nitzschia gracilis.*	*Cymbella affinis*, *Nitzschia gracilis*, *N. vermicularis*, *Stephanodiscus hantzschii*, *Chlamydomonas monadina*, *Coelastrum microporum*, *Pediastrum duplex*, *Phacotus coccifer*, *Microcystis aeruginosa*, *Oscillatoria amphibia*, *Lepocinclis globosa*, *Cosmoastrum orbiculare*
Потенційно мезоевтрофні, реально оліго-мезотрофні, (Бересток), 0,031–0,050 мг Р/дм^3	0,1–0,5	*Microcystis aeruginosa*, *Anabaena flos-aguae*, *Astasia oblonda*, *T. volvocina*, *Chrysococcus rufescens, Stephanodiscus hantzschii*, *Cymbella tumidula*, *Achnanthes*	*Oscillatoria planctonica*, *Astasia applanata*, *A. inflata*, *A. oblonda*, *Stephanodiscus hantzschii, Meridion circulare*, *Peridinium aciculiferum*, *P. cinctum Chlamydomomas globosa*, *Ch. oblonda*, *Ch.*	*Euglena proxima*, *Trachelomonas volvocina*, *T. planctonika*, *Stephanodiscus hantzschii*, *Cyclotella meneghiniana*, *Synedra famelica*, *Meridion circulare*, *Cymbella tumidula*, *Cocconeis*

		brevipes, *Cocconeis placentula*, *Peridinium aciculiferum*, *Chlamydomonas oblonda*, *Phacotus coccifer*, *Pteromonas armata*, *P. torta*	*monadina*, *Phacotus coccifer*, *P. armata*, *Pediastrum duplex*, *Crucigenia tetrapedia*	*placentula*, *Nitzchia gracilis*, *Chlamydomomas globosa*, *Ch. oblonda*, *Ch. monadina*, *Ch. reinchardtii*, *Phacotus coccifer*, *Monoraphidium irregulare*, *Acutodesmus acuminatus*, *Desmodesmus armatus*, *Oocystis solitaria*
Продовж. табл. 2.8				
Потенційно оліготрофні, реально мезо-евтрофні (Крошенка), <0,015 мг Р/дм^3	1,1–2,0	*Cyclotella meneghiniana*, *Synedra ulna*, *Diatoma vulgare*, *Meridion circulare*, *Eunotia monodon*, *Cocconeis placentula*, *Trachelomonas armata* var. *echinata*, *T. volvocina, Peridinium acicutiferum, P. cinctum*	*Meridion circulare*, *Pinnularia elegans*, *Navicula rhynchotella*, *N. vulpina*, *N. amphibola*, *Cymbella tumidula*, *Hippodonta hungarica*, *Eunotia tenella, Nitzschia vermicularis, Phacus caudatus*, *Trachelomonas volvocina*, *T. hispida*, *Euglena acus*, *Phacus swirenkoi, Peridinium acicutiferum*, *P. cinctum*, *Acutodesmus obliquus*, *Clamydomonas globosa*, *Closterium acutum*, *C. pronum*	*Melosira varians*, *Meridion circulare*, *Cocconeis placentula*, *Neidum affine*, *Pinnularia appendiculata*, *Hippodonta hungarica*, *Stauroneis phoenicenteron*
Річки площею басейну від 100 до 1 тис. км^2				

Продовж. табл. 2.8

Потенційно евтрофні, реально мезо-евтрофні (Лісна), 0,051–0,100 мг Р/дм^3	2,1–5,1	*Cyclotella meneghiniana*, *C. stelligera*, *Stephanodiscus hantzschii, Fragilarioforma virescens*, *Meridion circulare*, *Hippodonta lueneburgensis*, *Navicula vulpina*, *Stauroneis phoenicenteron*, *Nitzschia sigmoidea*, *N. vermicularis*, *Cymatopleura librile*, *Euglena caudata*, *Chlamydomonas globosa*, *Ch. monadina*, *Pandorina morum*, *Schroederia setigera*, *Coelosphaerium kuetzingianum*, *Coelomoron pusillum*, *Peridinium cinctum, Chrysococcus rufescens*	*Chlamydomonas globosa*, *Phacotus cocoifer*, *Pandorina morum*, *Monoraphidium arcuatum*, *Desmodesmus communis*, *Tetrastum triangulare*, *Coelosphaerium kuetzingianum*, *Coelomoron pusillum*, *Microcystis aeruginosa*, *M. pulverea*, *Closterium leibleinii*, *Euastrum dubium, Euglena clara*, *Diatoma vulgare*	*Cyclotella meneghiniana, Stephanodiscus hantzschii, Euglena acus*, *Lepocinclis longistriata* var. *papilla*, *Coelomoron pussilum, Microcystis aeruginosa*, *Peridinium aciculiferum*, *P.cinctum*, *Monoraphidium arcuatum*, *Coelastrum microporum*.
Потенційно мезотрофні, реально мезотрофні (Полква), 0,015–0,030 мг Р/дм^3	0,6–1,0	*Microcystis aeruginosa*, *Aulacoseira alpigena*, *Cyclotella bodanica*, *Cocconeis placentula, Amphora ovalis*, *Hantzschia spectabilis*, *Nitzschia hantzschiana*, *Oocystidium ovale*	*Coelosphaerium kuetzingianum*, *Coelomoron pussilum*, *Cyclotella bodanica*, *Cymbella tumidula*, *Cocconeis placentula*, *Nitzschia sigmoidea*, *N. vermicularis*, *Dictyosphaerium pulchellum*, *Oocystis borgei*, *Chlamydomonas globosa*, *Acutodesmus pectinatus*	*Aulacoseira granulata*, *Cyclotella stelligera*, *Cymbella angustata*, *Cocconeis placentula*, *Pinnularia oriunda, Amphora ovalis*, *Nitzschia hantzschiana*, *Chlamydomonas globosa*

				Продовж. табл. 2.8
Потенційно мезо-евтрофні, реально евтрофні (Ікопоть) 0,031–0,050 мг Р/дм^3	2,1–5,1	*Stephanodiscus hantzschii*, *Microcystis aeruginosa*, *Chlamydomonas globosa*, *Trachelomonas planctonica*	*Stephanodiscus hantzschii*, *Microcystis aeruginosa*, *Monoraphidium contortum*, *Chlamydomonas globosa*, *Trachelomonas planctonica*	*Stephanodiscus hantzschii*, *Microcystis aeruginosa*, *Trachelomonas planctonica*, *Coelomoron pusillum*, *Aulacoseira granulata*
Річки площею басейну від 1тис до 10 тис. км ^{2}				
Потенційно політрофні, реально мезо-евтрофні (Гуйва), 0,201–0,300 мг Р/дм^3	1,1–2,0	*Trachelomonas volvocina*, *Cyclotella meneghiniana*, *Stephanodiscus hantzschii*, *Aphanizomenon flos-aguae*, *Synedra acus*, *Nitzschia acicularis*, *Chlamydomomas reinchardtii*, *Oocystidium ovale*	*Cyclotella stelligera*, *Stephanodiscus hantzschii*, *Melosira undulata*, *Coelastrum sphaericum*, *Oocystis borgei*, *Aphanizomenon flos-aguae*, *Peridinium cinctum*, *Oscillatoria amphibia*, *Trachelomonas abrupta* var. *minor*	*Cyclotella stelligera*, *C. meneghiniana*, *Stephanodiscus hantzschii*, *Oscillatoria amphibia*, *Microcystis pulverea*, *Aphanizomenon flos-aguae*, *Chlamydomomas monadina*, *Ch. globosa*, *Elakatothrix acuta*, *Peridinium cinctum*
Потенційно евтрофні, реально мезо-евтрофні (Вілія), 0,051–0,100 мг Р/дм^3	1,1–2,0	*Stephanodiscus hantzschii*, *Cyclotella stelligera*, *Navicula viridula,* *Hippodonta lueneburgensis*, *Gyrosigma distortum*, *G. spenceri*, *Cymatopleura librile*, *Aphanothece salina,* *Lepocinclis fusiformis* var. *minor*, *Pseudokephyrion conicum*, *Peridinium cinctum*, *Chlamydomonas globosa*	*Stephanodiscus hantzschii*, *Cyclotella stelligera*, *Cymbella cymbiformis*, *Gyrosigma distorum*, *Coelomoron pusillum*, *Microcystis aeruginosa*, *M. wesenbergii*, *Oscilatoria amphibia*, *Aphanizomenon flos-aguae*, *Euglena clara*, *Goniochloris smithii*, *Peridinium cinctum*, *Coelastrum microporum*, *C. sphaericum*	*Stephanodiscus hantzschii*, *Cyclotella stelligera*, *Aphanizomenon flos-aguae*, *Euglena viridis*, *Phacus splendens*, *Chlamydomonas globosa*

				Продовж. табл. 2.8
Потенційно мезотрофні, реально мезотрофні (Уборть), 0,015–0,030 мг Р/дм^3	0,6–1,0	*Diatoma vulgare, Sellaphora pupula*, *Cyclotella bodanica*, *Fragilariforma virescens*, *Stephanodiscus hantzschii*, *Oscillatoria planctonica*, *Anabaena flos-aguae*, *Trachelomonas volocina*, *Euglena hemichromata*, *Chlamydomomas monadina*, *Tetrastrum triangulare*	*Cyclotella stelligera*, *C. bodanica*, *Aulacoseira granulata*, *Fragilariforma virescens*, *Chrysococcus rufescens*, *Pseudokephyrion pilidium*, *Kephyrion ovum*, *Chlamydomonas monadina*	*Aulacoseira distans*, *Stephanodiscus hantzschii*, *Cyclotella meneghiniana*, *Oscillatoria amphibia*, *Aphanizomenon flos-aguae*, *Chrysococcus rufescens*, *Pseudokephyrion pilidium*, *Monoraphidium arcuatum*, *Chlamydomomas globosa*, *Crucigenia fenestrata*
Потенційно евтрофні, реально евтрофні (Гнилоп’ть) 0,051–0,100 мг Р/дм^3	2,1–5,1	*Aphanizomenon flos-aguae*, *Coelomoron pusillum*, *Oscillatoria amphibia*, *O. planctonica*, *Anabaena schremetievi*, *Stephanodiscus hantzschii*, *Cyclotella meneghiniana*, *C. stelligera*, *Fragilaria tenera*, *Nitzschia gracilis*, *Phacotus coccifer*, *Pseudoschroederia robusta*	*Aphanizomenon flos-aguae*, *Coelomoron pusillum*, *Oscillatoria amphibia*, *Euglena caudata var. minor*, *Phacus caudatus* var. *tenuis, Cyclotella meneghiniana, Stephanodiscus hantzschii, Peridinium cinctum, Chlamydomomas globosa*, *Phacotus coccifer*, *Pandorina morum*, *Volvox aureus*, *Tetraedron minimum*, *Scenedesmus curvatus*	*Coelomoron pusillum*, *Anabaena flos-aguae*, *Aphanizomenon flos-aguae*, *Calothrix kossinskajae*, *Ceratium hirundiella, Cyclotella meneghiniana*, *Stephanodiscus hantzschii*
Річки площею басейну більше 10 тис. км^2				

				Продовж. табл. 2.8
Потенційно мезотрофні, реально мезо-евтрофні (Горинь), 0,015–0,030 мг Р/дм^3	1,1–2,0	*Oscillatoria amphibia*, *Trachelomonas hispida*, *Chrysococcus rufescens*, *Cyclotella meneghiniana*, *C. stelligera*, *Peridinium cinctum*, *Cryptomonas ovata*, *Chlamydomonas globosa*, *Dictyosphaerium ehrenbergianum*, *Crucigeniella irregularis*	*Coelomoron pussilum, Microcystis aeruginosa, Oscilatoria amphibia, Aphanizomenon flos-aguae, Trachelomonas hispida var. coronata, T. hispida var. crenulatocollis, Cyclotella bodanica, C. meneghiniana, Aulacoseira granulata, Coelastrum microporum, Micractinium pusillum*	*Rhabdoderma lineare, Coelomoron pusillum, Microcystis aeruginosa, Oscilatoria amphibia, Trachelomonas planctonica, Cyclotella bodanica, C. stelligera, Dictyosphaerium pulchellum*
Потенційно оліготрофні, реально мезо-евтрофні (Случ), <0,015 мг Р/дм^3	1,1–2,0	*Cyclotella meneghiniana*, *Pandorina morum*, *Volvox aureus*, *Crucigeniella irregularis*, *Pediastrum duplex*, *Coelastrum microporum*, *C. sphaericum*	*Snowella lacustris*, *Coelomoron pusillum*, *Microcystis aeruginosa, Aulacoseira italica*, *Volvox aureus*, *Coelastrum sphaericum*, *C. microporum*, *Crucigenia quadrata*, *Pediastrum duplex*, *Dictyosphaerium purchellum*, *Oocystidium ovale*	*Microcystis aeruginosa*, *Snowella lacustris*, *Coelomoron pusillum*, *Stephanodiscus hantzschii, Cyclotella meneghiniana*, *Coelastrum sphaericum*, *Desmodesmus communis*

Зважаючи на зміни складу домінантних комплексів, перехід річкових екосистем від оліготрофно-мезотрофного до мезотрофного стану в різних річках Європи відбувся в першій половині минулого століття, трохи пізніше ознаки евтрофування реєструвалися у великих водотоках Європи, наприклад у Рейні [89], у Волзі процес евтрофування став помітним у 1935–1937 рр., коли літом біомаса фітопланктону могла перевищувати 10 мг/дм^3 [49], у Дніпрі – у 50–60-х роках, коли дослідники відмічали «цвітіння» води синьозеленими водоростями зарегульованих ділянок [39, 57].

Нами була зроблена спроба узагальнити отримані багаторічні дані щодо якісних та кількісних характеристик фітопланктону для кожного розмірного типу річок басейну Прип'яті і Тетерева (табл. 2.9). Чіткої закономірності у зміні кількісного, якісного і структурного різноманіття фітопланктону у річках різних типів за розмірними параметрами не знайдено. Для водотоків басейну Прип'яті встановлена тенденція до зниження інформаційного різноманіття зі зменшенням площі їх басейнів. Для річок басейну Тетерева зазначені зміни не справджуються цілком: олігодомінантна структура фітопланктону властива й річкам Гуйва та Гнилоп'ять (площа басейну 1000–10000 км^2), що, ймовірно, є результатом антропогенного навантаження. У річках із площею басейну до 100 км^2 ідентифіковано й найменшу середню кількість видів. Чисельність і біомаса фітопланктону широко варіювала у річках їх різними розмірними характеристиками.

Для досліджуваних водотоків були зроблені розрахунки індексу самоочищення екосистем *WESI*. Отримані дані свідчать про те, що річкові екосистеми можуть справлятися з забрудненням (рис. 2.12). В основі цього підходу до оцінки стану водних екосистем лежить здатність продуцентів використовувати нітрати за відсутності дефіциту фосфатів. Якщо первинне продукування органічної речовини визначається відсутністю дії стресових факторів, ці сполуки використовуються повністю і, відповідно, класифікаційний ранг за індексом сапробності та нітратами співпадає [6, 106]. У більшості досліджуваних річок значення цього індексу сягають або

вищі 1, що свідчить про підтримку високого рівня самоочищення річкових екосистем за рахунок фотосинтетичної активності фітопланктону.

Таблиця 2.9

Кількісні показники та біотичні індекси фітопланктону річок різних розмірних категорій басейнів Прип'яті і Тетерева

Площа басейну, км^2	Кількість видів	*N*, млн кл./дм^3	*B*, мг/дм^3	*S*	*H*, біт./мг
Басейн Прип'яті					
>10000	117–184 126	<0,001–10,250 2,300±0,33	<0,001–7,245 1,322±0,14	0,82–2,53 1,87±0,02	0,50–3,94 2,74±0,08
1000–10000	61–136 81	0,006–29,970 2,0450±0,25	<0,001–7,680 0,871±0,13	0,61–4,34 1,85±0,06	0,39–3,57 1,68±0,07
100–1000	99–142 120	<0,001–91,203 1,641±0,31	0,001–13,530 3,000±0,11	1,00–2,45 1,87±0,05	0,78–3,61 1,63±0,06
<100	32–119 76	0,014–100,228 14,334±0,56	<0,001–26,340 2,653±0,33	0,82–3,91 1,84±0,06	0,10–3,84 1,34±0,08
Басейн Тетерева					
1000–10000	81–149 115	0,191–187,913 16,833±0,49	0,005–11,630 2,193±0,39	1,43–2,48 1,90±0,04	0,04–3,36 1,51±0,12
100–1000	77– 51 108	0,002–39,580 4,902±0,62	0,011–30,224 2,037±0,23	0,70–4,09 1,95±0,06	0,08–4,09 2,18±0,11
<100	66–149 76	0,009–59,200 5,578±0,89	0,030–18,210 1,795±0,21	0,83–2,53 1,85±0,12	0,41–3,40 1,78±0,08

Примітка. У чисельнику наведені межі коливань, у знаменнику – середні значення показників ($x \pm m_x$).

У річках Бересток, Кремно та Ікопоть цей індекс був меншим 1, що свідчить про пригнічення в їх екосистемах процесів самоочищення за рахунок біогенного навантаження. Ймовірною причиною цього є

надходження органічних сполук азоту з орних земель, площа яких в басейнах річок Бересток і Кремно складає майже по 50%.

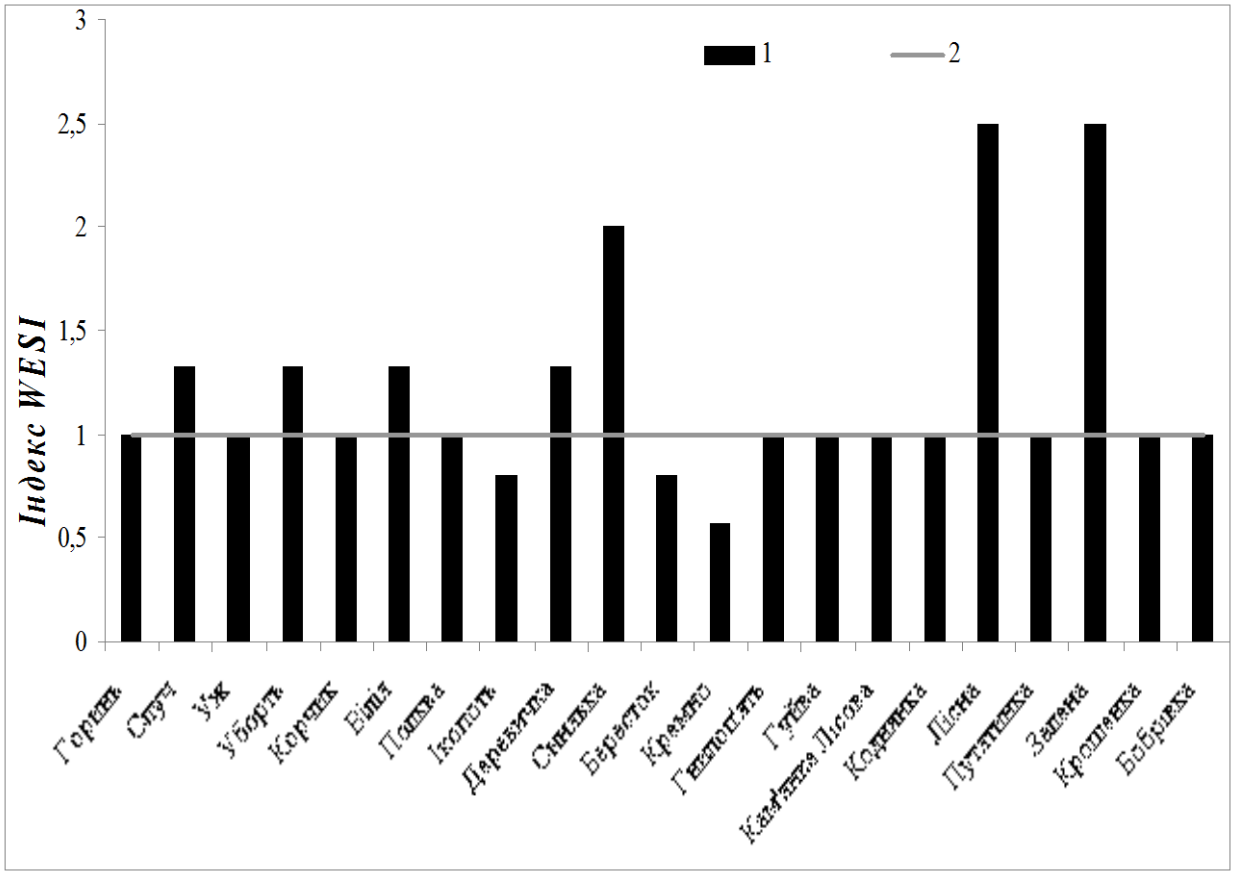


Рис. 2.12. Значення індексу *WESI* для фітопланктону річок басейнів Прип'яті і Тетерева.

Вимиванню у водотоки біогенів із ґрунтів сприяє їх кислотність, а в р. Бересток – ще й вплив меліоративного каналу Убортянської і Комсомольської осушувальних систем, під який у 1986 р. водотік був зарегульований. Велика кількість пов'язаних із річковою системою рибницьких ставків у басейні Ікопоті також можуть бути причиною потрапляння надлишку біогенів.

2.4. Сезонна та просторова динаміка річкового фітопланктону

Сезонна періодичність фітопланктону є основною складовою його багаторічної сукцесії, яка у водотоках помірної зони в першу чергу визначається послідовною зміною гідрокліматичних умов. У літературі

наявна достатня кількість даних про сезонну сукцесію річкового фітопланктону у природних умовах та її порушення внаслідок антропогенного навантаження, проте, часто вони мають описовий або спекулятивний характер. Досі немає чіткого уявлення про механізми сезонної періодичності річкового фітопланктону навіть попри регулярність їх вивчення на окремих водотоках. На думку відомого спеціаліста в галузі вивчення екології фітопланктону Г. Харріса, з'ясування механізмів сезонної сукцесії має значні труднощі [90]. І. С. Трифонова та О. Г. Охапкін вказують, що в природних водах сезонна періодичність біомаси фітопланктону змінюється в залежності від їх трофічного статусу [62], а саме зі зростанням трофії вод відбувається зміщення максимальних показників біомаси від весни (оліготрофний тип) до літа (евтрофний) із постійним збільшенням числа її максимумів.

Аналіз багаторічної динаміки сезонної періодичності фітопланктону приток Прип'яті і Тетерева показав, що у більшості річок максимальна біомаса фітопланктону зустрічалася в літні сезони, лише в Случі, Кам'янці Лісовій та Крошенці найвищі показники біомаси спостерігалися весною, а в Корчику, Деревичці, Ікопоті, Гнилоп'яті, Путятинці, Зеленій, Коднянці – восени (рис. 2.13–2.14).

Весняний максимум біомаси фітопланктону формували зелені водорості (у річках Горинь, Корчик, Деревичка, Бересток, Зелена, Бобрівка), діатомові (Вілія, Синявка, Коднянка), евгленові (Уборть, Ікопоть, Гуйва, Лісова Кам'янка, Крошенка, Лісна) та синьозелені (Гнилоп'ять); літній – зелені (Горинь, Корчик, Деревичка), евгленові (Ікопоть, Бересток, Лісова Кам'янка, Бересток, Бобрівка), синьозелені (Гнилоп'ять, Гуйва, Бобрівка, Синявка), а також діатомові (Уборть); осінній – зелені (Корчик, Синявка, Лісова Кам'янка, Крошенка), синьозелені (Горинь, Гнилоп'ять, Ікопоть, Деревичка, Бобрівка), евгленові (Вілія, Лісна, Бересток, Зелена), діатомові (Уборть, Гуйва, Коднянка).

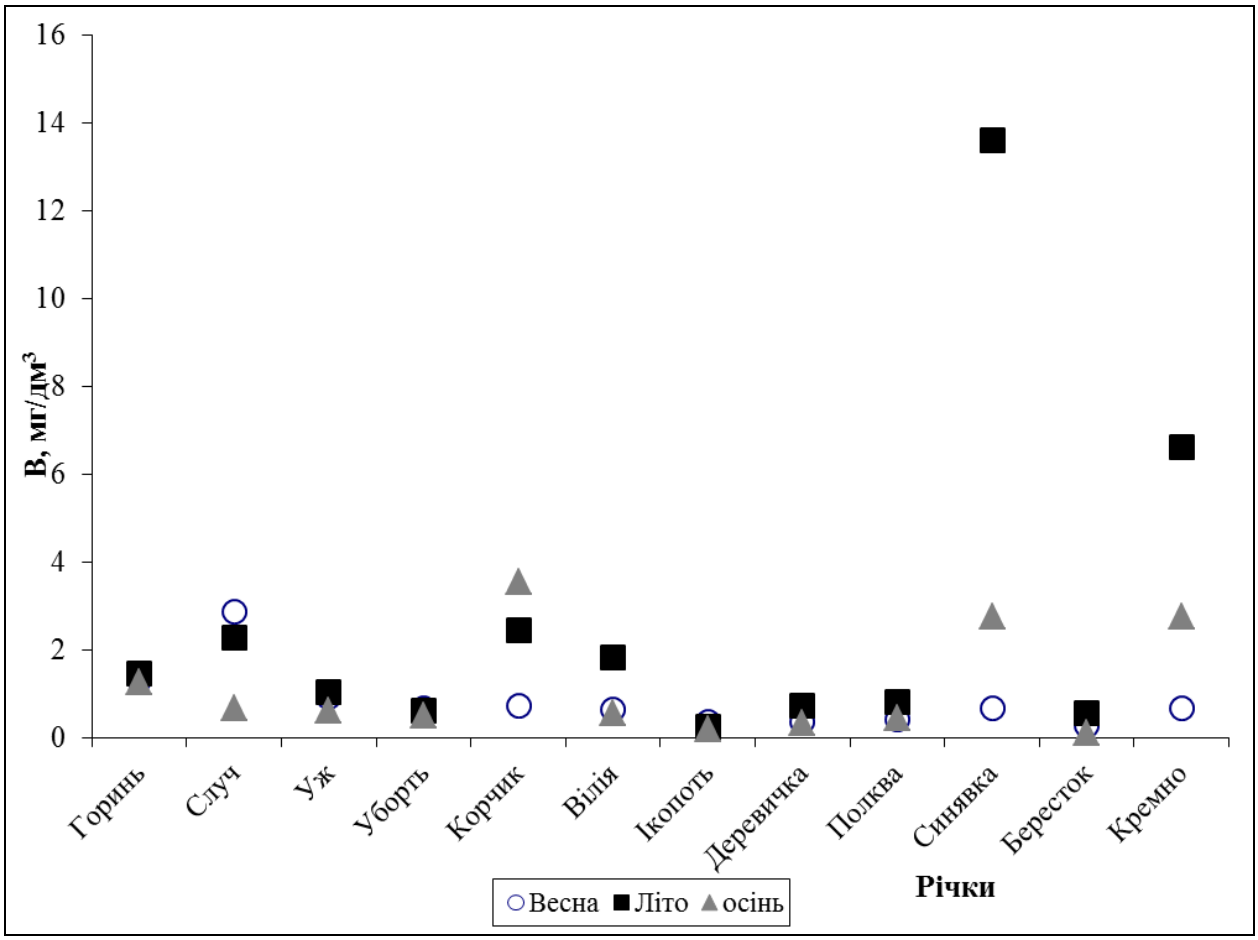


Рис. 2.13. Сезонна динаміка біомаси фітопланктону приток Прип'яті.

Отже, досліджуваним річкам властива сезонна варіабельність біомаси фітопланктону, провідна участь у планктонних угрупованнях зелених, синьозелених, евгленових і діатомових водоростей.

Що стосується чисельності водоростевих клітин, то у більшості річок її сезонну динаміку визначали синьозелені, однак у річках Корчик, Берестoк, Коднянка, Крошенка та Горинь наймасовіше вегетували зелені (у річках Корчик і Берестoк упродовж усіх сезонів, у Горині – літом-осінню, у Коднянці – весною та літом, у Крошенці – лише осінню, в Уборті – весною).

Вивчення сезонної динаміки інформаційного різноманіття водотоків за роки досліджень показало (табл. 2.10–2.11), що максимальні значення індексу Шеннона спостерігалося у весняний (Вілія, Корчик, Деревичка, Полква, Берестoк, Гуйва, Путятинка, Коднянка, Бобрівка і Крошенка), літній (Горинь, Случ, Гнилоп'ять, Уж, Кремно, Лісна і Зелена) та осінній періоди

(Уборть, Ікопоть, Кам’янка Лісна і Синявка).

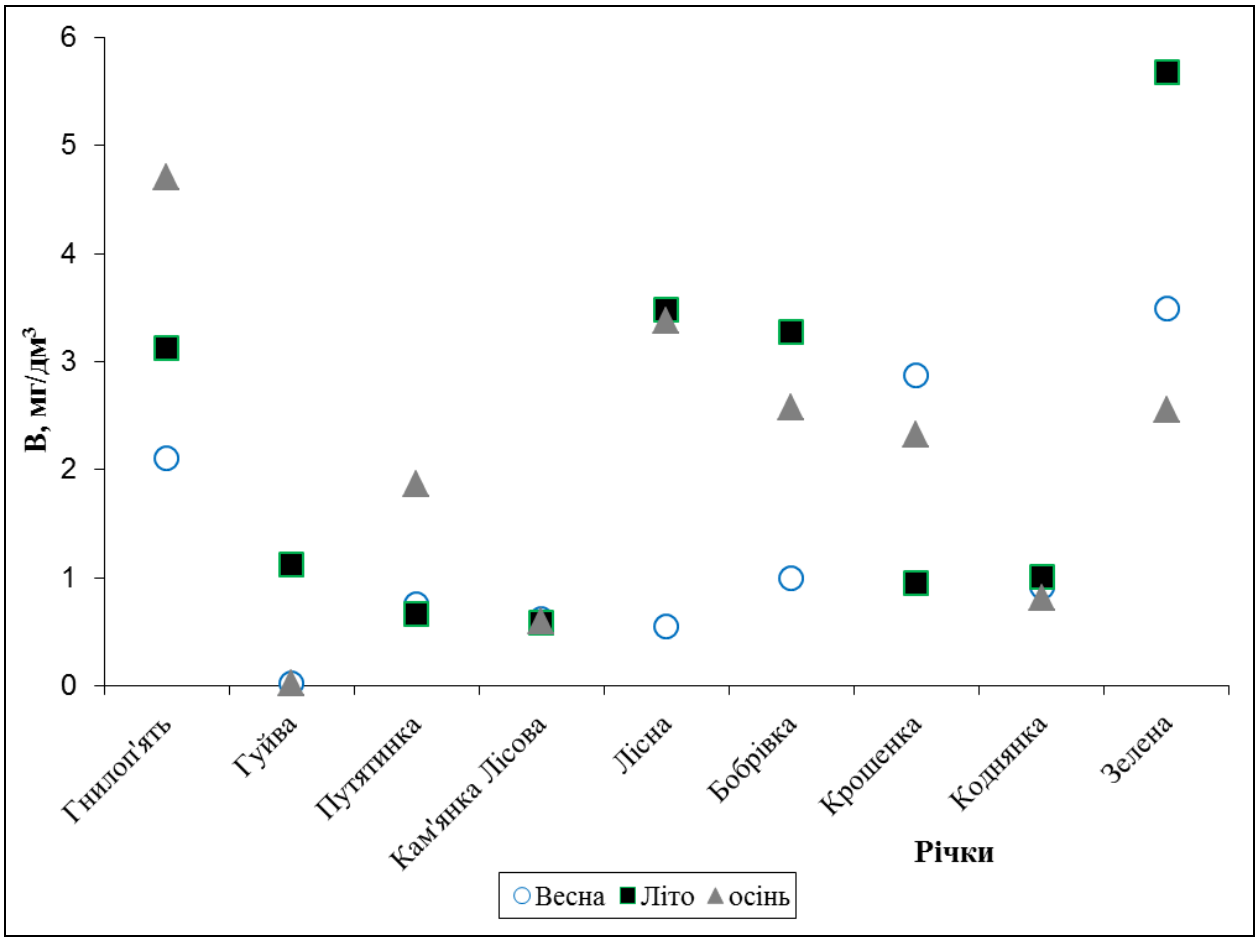


Рис. 2.14. Сезонна динаміка біомаси фітопланктону приток Тетерева.

Відсутність тісного зв’язку між інформаційним різноманіттям і температурою води у річках (r=0,24, n=137) дозволяє стверджувати, що зміни різноманіття у річкових екосистемах не лімітуються температурним фактором.

У літературі накопичено потужний масив відомостей про склад і розподіл водоростей у річках. Механізми підтримання структури фітопланктону в різних елементах річкової системи на формування фітопланктону вивчені недостатньо.

Таблиця 2.10

Сезонна динаміка інформаційного різноманіття фітопланктону за індексом Шеннона приток Прип'яті

Річки	H_B, біт./мг		
	Весна	**Літо**	**Осінь**
Горинь	2,82±0,2	3,12±0,1	2,55±0,2
Случ	2,23±0,5	3,25±0,1	2,22±0,1
Уж	0,92±0,2	1,03±0,2	0,61±0,1
Уборть	1,38±0,1	1,64±0,1	1,70±0,1
Корчик	1,54±0,0	1,47±0,0	1,10±0,1
Вілія	2,21±0,1	1,74±0,2	1,86±0,3
Ікопоть	1,59±0,2	2,48±0,1	2,58±0,1
Деревичка	2,69±0,1	2,42±0,2	2,52±0,2
Полква	1,99±0,1	1,19±0,1	1,39±0,1
Синявка	1,65±0,1	2,38±0,1	3,22±0,1
Бересток	1,40±0,2	1,14±0,1	1,11±0,1
Кремно	2,02±0,2	3,49±0,3	2,16±0,2

\

До цього часу відсутня єдина думка фахівців щодо структурної організації річкових біоценозів. Найпоширенішою є концепція річкового континууму Ваннота [107] та динаміки плям – рефугіумів Таунсенда [108], в основі яких лежать різні погляди про структуру природних комплексів біоти річок і механізми їх підтримки.

Саме тому на сьогодні актуальною проблемою гідробіологічних досліджень є не лише вивчення структури автотрофної ланки у річках різного типу, а й дослідження її трансформації за повздовжнім профілем водотоків. Зручним об'єктом для пізнання закономірностей формування альгофлори в умовах різних природних зон є великі річки. Трансзональна річка Горинь протікає територією Тернопільської, Хмельницької та Рівненської областей

України, а далі по території Брестської області Білорусі, впадає в р. Прип'ять. Верхня частина басейну до впадання р. Устя розташована на Волинь-Подільській височині, являє собою плато з висотами 385,5–215 м, середня й нижня частини сточища лежать в межах значно заболоченої Поліської низовини [82].

Таблиця 2.11

Сезонна динаміка інформаційного різноманіття фітопланктону за індексом Шеннона приток Тетерева

Річки	H_B, біт./мг		
	Весна	**Літо**	**Осінь**
Гнилоп'ять	1,72±0,3	1,85±0,3	1,43±0,3
Гуйва	3,55±0,2	1,59±0,1	1,08±0,1
Кам'янка Лісова	1,93±0,1	1,60±0,1	2,15±0,2
Коднянка	2,53±0,2	2,31±0,2	2,05±0,1
Лісна	1,67±0,3	2,18±0,2	2,09±0,2
Путятинка	1,86±0,3	1,63±0,1	0,64±0,1
Зелена	2,76±0,2	3,39±0,1	2,61±0,2
Крошенка	2,28±0,2	1,80±0,1	1,63±0,2
Бобрівка	1,77±0,2	1,61±0,2	1,69±0,2

Річкова ділянка І-го типу (верхня течія р. Горинь)

У цілому в її фітопланктоні ідентифіковано 85 видів водоростей (89 в. в. т.) із 8 відділів (Cyanoprokaryota, Euglenophyta, Dinophyta, Cryptophyta, Chrysophyta, Bacillariophyta, Xanthophyta і Chlorophyta), 12 класів, 19 порядків, 26 родин і 50 родів.

На рівні відділів переважали зелені і діатомові водорості (38,2% і 22,5% від загального числа видів). Меншою кількістю видів були представлені евгленові і золотисті (по 14%), та синьозелені (9%). Інші відділи налічували

по 1 виду. На рівні класів домінували: Chlorophyceae – 28%, Chrysophyceae й Euglenophyceae (по 13%), Bacillariophyceae (12%) і Trebouxiophyceae (10%). Провідними порядками були: Sphaeropleales (20%), Euglenales (13%), Chlorellales (10%), Chlamydomonadales і Chromulinales (по 8%), Talassiosirales, Chroococcales, Ochromonadales (по 6%). Статистично значимими родинами були: Scenedesmaceae (15%), Euglenaceae (13%), Chlamydomonadaceae і Chrysococcaceae (по 7%), Stephanodiscaceae, Chlorellaceae і Dinobryonaceae (по 6%), Oocystaceae і Bacillariaceae (по 4%).

Із 50 родів, ідентифікованих у фітопланктоні цієї річкової ділянки, ядро флористичної структури формували 9 родів: *Trachelomonas* (8%), *Kephyrion* (6%), *Chlamydomonas* і *Nitzschia* (по 4%), *Lepocinclis*, *Cyclotella*, *Pseudokephyrion, Crucigenia*, *Dictyosphaerium* (по 3%). Родовий коефіцієнт дорівнював 1,7. Подібні значення родового коефіцієнту дослідники наводили для річок, що зазнають антропогенного пресу [48].

Провідними відділами за частотою трапляння видів були Chlorophyta, Bacillariophyta, Chrysophyta, Euglenophyta і Cyanoprokaryota (індекс F_{spp} склав відповідно: 41,7%, 26,0%, 10,8%, 9,8% і 8,3%). Найбільшу частоту трапляння мали: *Cyclotella meneghiniana* (92,3%), *C. stelligera* (76,9%), *Chlamydomonas globosa* (69,2%)*, Ch. monadina* (53,8 %), *Stephanodiscus hantzschii* (46,1%).

Річкова ділянка II-го типу (середня течія р. Горинь)

На цій ділянці спостерігали збіднення видового складу фітопланктону у порівнянні з ділянкою I-го типу. Він був представлений 66 видами (67 в. в. т.), 48 родами, 29 родинами, 16 порядками, 11 класами і 6 відділами (Cyanoprokaryota, Euglenophyta, Dinophyta, Chrysophyta, Bacillariophyta і Chlorophyta). Відмінності у таксономічній структурі водоростевих угруповань досить помітні не лише на рівні видів і родів, а й вищих систематичних таксонів. Зокрема, на рівні відділів на цій ділянці не знайдено представників жовтозелених і криптофітових водоростей, відмічено значне зростання у видовому складі фітопланктону частки діатомових та зменшення флористичної ролі зелених і золотистих водоростей. Структуру

фітопланктону на рівні відділів формували зелені і діатомові водорості (по 34,8%), в якості субдомінантів відмічені евгленові (14,5%), синьозелені (10,1%), частка золотистих і динофітових була незначною (4,3% і 1,4%).

На середній ділянці річки на рівні провідних класів відмічений Bacillariophyceae (30%), при цьому відмічали зниження флористичної ролі Chlorophyceae (24%), Chrysophyceae (4%), майже не змінилася частка Euglenophyceae (13%) і Trebouxiophyceae (10%).

До складу домінуючих порядків належали: Sphaeropleales (15%), Euglenales (12%), Chlorellales (11%), Naviculales (9%), Chlamydomonadales і Achananthales (майже по 8%). У порівнянні з ділянкою І-го типу із рангу статистично значимих порядків зникли Ochromonadales, Chroococcales, Talassiosirales і Chromulinales, при цьому помітно зросла флористична роль Naviculales і Achananthales.

В якості провідних родин на ділянці ІІ-го типу були: Euglenaceae (12%), Scenedesmaceae (майже 8%), Oocystaceae, Chlamydomonadaceae, Naviculaceae (по 6%) Stephanodiscaceae, Selenastraceae, Cymbellaceae, Bacillariaceae (майже по 5%). У порівнянні з ділянкою І-го типу зменшилася насиченість видами Scenedesmaceae, Chlorellaceae, збільшилася флористична роль Naviculaceae, Cymbellaceae, Cocconeidaceae, Fragilariacea, Selenastraceae. Із рангу провідних зникли Dinobryonaceae і Chrysococcaceae.

Ядро таксономічної структури фітопланктону річкової ділянки ІІ-го типу формували роди: *Trachelomonas*, *Euglena*, *Cocconeis*, *Navicula* (майже по 5%). У порівнянні з річковою ділянкою І типу спостерігалося зниження насиченості видами родів *Chlamydomonas*, *Lepocinclis*, *Cyclotella*, *Crucigenia*, *Dictyosphaerium*. У цілому частка одно- та двовидових родів склала 90%. На цій ділянці відмічали незначне зниження родового коефіцієнта (1,4).

За частотою трапляння в якості провідних відділів були Chlorophyta, Bacillariophyta, Euglenophyta і Cyanoprokaryota (індекс F_{spp} склав відповідно: 36,7%; 35,6%; 13,6%; 8,1%). Найбільшу частоту трапляння мали: *Cyclotella*

bodanica (70,6%), *Phacotus coccifer* (58,8%), *Trachelomonas volvocina*, *Oocystis parva* (по 52,9%), *Diatoma vulgare* (47,1%).

Флористична подібність фітопланктону різнотипних ділянок водотоку, оцінена за коефіцієнтом Серенсена, виявилася низькою – 0,20, що, ймовірно, обумовлено геоморфологічними відмінностями територій, по яких протікає водотік, а також особливостями гідрологічного і гідрохімічного режимів досліджуваних ділянок річки.

Кількісні показники розвитку фітопланктону

Кількісний розвиток фітопланктону Горині мав такі особливості: максимум біомаси на обох ділянках спостерігався влітку, що є загальною особливістю евтрофних вод [78]. Проте, для чисельності властиве зміщення максимальних величин від літа до осені на ділянці I типу (табл. 2.12).

Таблиця 2.12

Просторово-часова динаміка кількісних показників розвитку фітопланктону р. Горинь

Тип ділянки	I тип		II тип	
	N, млн кл./дм^3	*B*, мг/дм^3	*N*, млн кл./дм^3	*B*, мг/дм^3
Весна	3,28±0,49	1,17±0,26	1,02±0,13	1,45±0,07
Літо	7,13±0,53	1,49±0,37	1,21±0,13	1,68±0,37
Осінь	8,15±0,69	1,13±0,30	0,88±0,10	1,23±0,19
За вегетаційний сезон	5,44±0,54	1,16±0,25	1,05±0,07	1,46±0,18

Середні показники біомаси фітопланктону на обох ділянках суттєво не відрізнялися, однак, фіксували значно вищі значення чисельності на ділянці першого типу, що пов’язане зі значною участю в її формуванні синьозелених водоростей. Структуроутворюючими відділами у формуванні біомаси весняного фітопланктону річкової ділянки I типу були діатомові, зелені і золотисті водорості (відповідно 35%, 30% і 19%), II типу – зелені, евгленові і діатомові (38%, 31% і 28%); літнього – відповідно евгленові, зелені, синьозелені (31%, 31% і 20%) і евгленові, зелені, діатомові (51%, 26%, 23%);

осіннього – синьозелені, діатомові (67% і 19%) і евгленові, зелені, діатомові (44%, 32% і 24%).

Провідними відділами у формуванні чисельності на ділянці I типу впродовж літа-осені були синьозелені (67 і 93%) і зелені водорості (26 і 6%), лише навесні у ранзі провідних були евгленові (43%), синьозелені (34%) та зелені (10%), на ділянці II типу навесні домінували діатомові (32%), зелені (31%), синьозелені (20%), упродовж літа-осені – зелені (38 і 35%), діатомові (33 і 30%) і евгленові (12 і 15%).

У цілому відмічаємо помітнішу роль синьозелених водоростей у формуванні чисельності і біомаси фітопланктону на ділянці, приуроченій верхній течії, й евгленових – у середній течії річки.

Домінантний комплекс за біомасою фітопланктону нараховував 20 видів водоростей на ділянці I типу і 16 – на ділянці II типу. У структурі домінантного комплексу ділянки I типу провідна роль належала діатомовим (25%), зеленим, синьозеленим і евгленовим (по 20%) водоростям, II типу – евгленовим (44%), зеленим (31%) і діатомовим (25%). На досліджуваних ділянках відмічено лише 3 спільних види домінанти: *Cyclotella bodanica*, *Chlamydomonas globosa*, *Ch. monadina*.

Біоіндикаційний аналіз різнотипних ділянок р. Горинь за видовим складом фітопланктону.

Аналіз еколого-географічних характеристик водоростей планктону різнотипних ділянок річки показав, що його основу формують широко поширені види (табл. 2.13). За приуроченістю до місця зростання на обох ділянках домінують планктонні і планктонно-бентосні форми. На ділянці II-го типу відмічено зростання частки бентосних водоростей, що, ймовірно, пов’язано зі зростанням турбулентності вниз за течією річки. На цій ділянці відмічена й менша у порівнянні з ділянкою I типу частка індикаторів стоячих вод.

За відношенням до солоності води на обох ділянках переважали олігогалоби-індиференти. Відмічено, що частка галофобів знижується, а

галофілів зростає на ділянці II типу, що пояснюється зменшенням суми йонів, яке обумовлене особливостями фізико-географічних умов Поліської низовини. Бідні на мінеральні солі підзолисті ґрунти обумовлюють низьку мінералізацію ґрунтових вод [42], які живлять Горинь на ділянці II типу. Ці особливості регіону (зниження мінералізації, підвищення значення кольоровості води), ймовірно, сприяють спрощенню видової структури водоростевих угруповань: знижується видове багатство, зростає частка маловидових родів.

Таблиця 2.13.

Співвідношення різних еколого-географічних груп водоростей планктону різнотипних ділянок р. Горинь

Характеристика виду	Тип ділянки		Характеристика виду	Тип ділянки	
	I	II		I	II
	%			%	
Біотопічна приуроченість			сапрофіли	13	7
планктонні	44	35	еврисапроби	74	57
планктонно-бентосні	35	33	**Галобність**		
бентосні	17	29	олігогалоби-галофоби	10	5
ґрунтові	4	4	олігогалоби	4	5
Температурна приуроченість			олігогалоби-індиференти	74	69
холодолюбні	0	20	олігогалоби-галофіли	10	16
помірні і (або) індиферентні	55	30	мезогалоби	2	5
евритермні	45	50	**Відношення до pH**		
Реофільність			ацидофіли	3	5
стоячі	33	26	індиференти й / або нейтрофіли	59	45
текучі	8	4	алкаліфіли	31	41
стояче-текучі і (або) індиференти	59	70	алкалібіонти	7	9

Продовж табл. 2.13					
Сапробність			**Географічна приуроченість**		
ксено-,ксено-олігосапробіонти,	7	9	голарктичні	13	12
оліго-ксеносапробіонти, ксено-*β*-мезосапробіонти, олігосапробіонти оліго- *β*-мезосапробіонти	33	32	ірано-туранські	2	2
β-оліго-сапробіонти, оліго-α-мезосапрбіонти, *β*-мезосапробіонти, *β*-α-мезосапробіонти	52	55	космополіти	77	76
альфа-олігомезосапробіонти, альфамезосапробіонти, альфабетамезосапробіонти	2	2	бореальні	6	6
полісапробіонти	6	2	альпійські	2	2
Тип живлення			аркто-альпійські	0	2
автотрофи, що розвиваються за низької концентрації азотовмісних органічних сполук	31	40	**Трофність**		
автотрофи, що витримують їх підвищені концентрації	54	40	оліготрофи	15	10
факультативні гетеротрофи	15	10	оліго-мезотрофи	8	0
облігатні гетеротрофи	0	10	мезотрофи	23	30
Тип органічного забруднення за Ватанабе			евтрофи	38	50
сапроксени	13	36	гіперевтрофи	8	0
			індикатори широкої амплітуди трофності	8	10

За відношенням до *pH* на обох ділянках домінують індиференти. Вища частка алкаліфілів на ділянці II типу узгоджується з даними гідрохімічного аналізу вод (*pH* на ділянці I типу була в межах 6,2–6,4, II типу – 6,9–7,4).

За відношенням до температури переважали індикатори помірного температурного режиму й евритерми. На ділянці II типу спостерігали помітну частку холодолюбних форм. 60,7% видів на ділянці I типу і 71,6% на ділянці II типу були індикаторами забруднення вод органічними речовинами за Пантле-Букк, 18,0% і 20,9% – за Ватанабе. На ділянці II типу відмічали незначне зменшення частки полісапробіонтів. Співвідношення індикаторів забруднення вод за Ватанабе цілком узгоджується з даними сапробіологічного аналізу за Пантле-Букк. Так, сапроксени, що віддають перевагу чистим водам, мають більшу частку на ділянці II типу, а сапрофіли – індикатори підвищеного забруднення – майже вдвічі меншу. На обох ділянках переважають еврисапроби, що дозволяє віднести р. Горинь до помірно забруднених. За типом живлення на річкових ділянках виявлено переважання автотрофів. Індикація рівня трофності виявила домінування евтрофів на обох ділянках [101].

Індекс сапробності, розрахований за біомасою фітопланктону, на ділянках I і II типу становив 1,7 і 1,8, що відповідає II класу якості вод.

Отже, порівняльний аналіз за складом фітопланктону досліджуваних ділянок річки Горинь, а також структурою чисельності і біомаси, домінантного комплексу вказує на їх певну дискретність. Ділянка річки, яка відповідає верхній течії, характеризується більшим числом видів, помітнішою роллю зелених і золотистих водоростей, меншою – діатомових. Крім того, їй властива більша частка синьозелених та менша – евгленових водоростей у формуванні чисельності і біомаси у порівнянні з річковою ділянкою, що приурочена середній течії.

На своєрідність фітопланктону різнотипних ділянок р. Горинь та вагомі перебудови у складі планктонних водоростей уздовж поздовжнього профілю річки вказує коефіцієнт флористичної спільності (0,20). Не зважаючи на

виражену просторову дискретність фітопланктону, прослідковувалася континуальність у домінуванні провідних відділів, показників чисельності і біомаси з максимумом кількісного різноманіття влітку, а також значній подібності еколого-географічних спектрів фітопланктону різнотипних ділянок річки.

2.5. Особливості трансформації річкового фітопланктону за впливу антропогенних чинників

Проблема антропогенної трансформації автотрофної ланки в умовах значних змін річкових екосистем є актуальною у зв'язку з глобальними масштабами цього процесу та значними негативними екологічними наслідками, які призводять до незворотних порушень функціональних зв'язків та погіршення якості води [95]. Важливим чинником таких змін є інженерні перебудови русел і заплав річок, забруднення їх неочищеними чи недостатньо очищеними стічними водами, руйнування природних ландшафтів і біоценозів річкових долин, забруднення внаслідок продукування надлишку біомаси, і як результат замулення русел [17]. Саме тому важливим є з'ясування закономірностей зміни структурно-функціональних особливостей річкового фітопланктону за впливу антропогенних чинників.

Для аналізу основних тенденцій просторової та часової динаміки структурно-функціональних показників розвитку річкового фітопланктону у часі та просторі під дією антропогенних чинників досліджено р. Гнилоп'ять (басейн Тетерева), яка використовується на питне та технічне водопостачання, а також як водоприймач осушувальних систем [58].

Річка Гнилоп'ять у 80-90-х роках минулого століття вважалась однією з найзабрудненіших на Житомирщині внаслідок скидів великих промислових підприємств, зокрема Бердичівського шкіроб'єднання. Серед компонентів стічних вод провідне місце займав сульфат хрому. На водотік припадала майже 1/3 «хромових» забруднень України. Крім того, фіксували досить високі епізодичні концентрації NH_4^+ – майже до 8 мг/дм^3. В останні два

десятиріччя екологи відмічають деяке покращення якості річкової води у зв'язку зі спадом виробництва [58].

Гідрофізичні і гідрохімічні показники води різнотипних ділянок р. Гнилоп'ять наведені у таблиці 2.14.

Таблиця 2.14

Гідрофізичні і гідрохімічні показники води різнотипних ділянок р. Гнилоп'ять (за результатами досліджень 2014–2016 рр.)

Показники	Ділянка річки			
	1	2	3	4
Кольоровість,°	33	35	45	40
Прозорість, м	1,2	0,9	0,8	0,8
pH	8,11	8,15	6,85	9,40
Розчинений кисень, мг O_2/дм^3	9,68	9,60	7,46	9,56
Окиснюваність перманганатна, мг O_2/дм^3	9,34	6,79	13,0	9,40
Лужність загальна, ммоль/дм^3	6,8	6,2	7,0	4,6
Жорсткість загальна, ммоль/ дм^3	5,7	5,9	6,0	5,1
Хлориди, мг/дм^3	48,6	53,6	32,0	35,8
Фосфор фосфатів, мг Р/дм^3	0,016	0,012	0,350	0,030
Азот амонійний, мг N/дм^3	0,67	0,52	0,71	0,48
Азот нітритів, мг N/дм^3	0,006	0,004	0,010	0,020
Азот нітратів, мг N/дм^3	0,83	0,47	1,00	0,85
Мідь, мг /дм^3	0,003	0,002	0,005	0,007
Цинк, мг /дм^3	0,080	0,063	0,072	0,061
Свинець, мг /дм^3	0,001	0,001	0,040	0,040
Марганець, мг /дм^3	0,053	0,043	0,060	0,050
Кадмій, мг /дм^3	<0,0001	<0,0001	0,0001	0,0001

Примітка. Тут і в табл. 2.15, 2.16: 1 – Бердичівське водосховище, 2 – нижче розташована річкова ділянка, 3 – ділянка Гнилопяті нижче очисних споруд м. Бердичів, 4 – зарегульована Скраглівецьким ставком. Наведені середні значення.

Упродовж багаторічних досліджень (2004–2006 рр. та 2014–2016 рр.) у планктоні р. Гнилоп'ять виявлено 149 видів водоростей (157 внутрішньовидових таксонів включно з номенклатурним типом виду). На сучасному етапі ідентифіковано 115 видів водоростей (120 в. в. т.) із 7 відділів – Cyanoprokaryota – 16 (16 в. в. т.), Euglenophyta – 19 (24), Chrysophyta – 7 (7), Bacillariophyta – 19 (19), Dinophyta – 4 (4), Cryptophyta – 2 (2) і Chlorophyta – 48 (49). Найбільшу флористичну значимість мали відділи Chlorophyta (40,0%), Euglenophyta (18,2%) і Bacillariophyta (16,6%) [77].

Упродовж 2004–2006 рр. було ідентифіковано 91 вид, різновид і форму водоростей (90 видів), які за відділами розподілилися наступним чином: Cyanoprokaryota – 12, Euglenophyta – 5, Chrysophyta – 4, Xanthophyta – 2, Bacillariophyta – 24, Dinophyta – 2, Chlorophyta – 41, Charophyta – 1. Флористично найбагатшими були відділи зелених (45%), діатомових (26%) та синьозелених (13%) водоростей.

Аналіз часових змін структури фітопланктону річки свідчить про збільшення флористичної участі евгленових, що, ймовірно, обумовлено органічним забрудненням річкових вод. Водночас відбулося зниження видового багатства діатомових водоростей. Варто також відмітити зникнення харових та жовтозелених, а також появу криптомонад.

Аналіз часової динаміки фітопланктону на рівні класів показав збільшення за майже десятирічний період числа видів водоростей із класу Euglenophyceae (від 5,6% до 18,2%) та збіднення Bacillariophyceae (від 16,7% до 9,6%). Перебудови структури фітопланктону річки на рівні провідних порядків полягали у зростанні частки Euglenales (від 5,6% до 18,2%), зниженні флористичної ролі Chlorellales (від 16,7% до 10,4%). Крім того, відмічаємо появу у складі флористично значимих порядку Chroococcales (5,2%). Стабільною залишається провідна роль порядків Sphaeropleales (відповідно 21,1% і 19,1%), Chlamydomonadales (5,2% і 7,8%) і Nostocales (по 5,2%). На рівні родин відбулося зростання ролі Euglenaceae (від 5,6% до 18,2%), а також зниження частки таких родин як Oocystaceae (від 8,9% до

5,2%) і Chlorellaceae (від 7,8% до 5,2%). Відмічаємо появу у складі провідних родин Chlamydomonodaceae (5,2%). За майже десятирічний період до провідних додалися роди: *Euglena*, *Chlamydomonas*, *Nitzschia*, разом із тим знизилася флористична участь *Navicula* і *Pteromonas*, які не увійшли до рангу домінантних на сучасному етапі.

На достатню своєрідність видового складу фітопланктону р. Гнилоп'ять у різні періоди досліджень (2004–2006 і 2014–2016 рр.) указує й значення коефіцієнта флористичної спільності (k_s=0,48).

У сезонному аспекті розподіл фітопланктону був відносно рівномірним у різні роки досліджень. У всі сезони провідна роль у формуванні альгоугруповань належала Chlorophyta (їх частка у 2004–2006 рр. складала 24–47%, а в 2014–2016 рр. – 35–46%) та Bacillariophyta (21–52% і 15–21% відповідно). Субдомінантами впродовж вегетаційного сезону були відділи Cyanoprokaryota (3–20% і 14–19%) та Euglenophyta (1–12% і 8–21%).

Біоіндикаційний аналіз списку видів водоростей р. Гнилоп'ять, визначених упродовж 2004–2006 рр., засвідчив переважання планктонно-бентосних (47,5%) та планктонних форм (31,2%). За майже десятирічний період співвідношення індикаторів приуроченості до певних місцезростань не змінилося (домінували планктонно-бентосні – 47,8% і планктонні форми – 38,1%). Серед індикаторів текучості вод та їх насичення киснем переважали повільнотекучі (їх частка у 2004–2006 рр. склала 74,0%, у 2014–2016 рр. – 72,9%). Це вказує на переважання відносно повільної течії, що, ймовірно, є результатом пристосування водоростевих угруповань планктону до існування в умовах зарегулювання річкового стоку.

У всі роки досліджень переважали індиференти за відношенням до галобності (81,5% та 75,8%) та *pH* (45,5% і 55,9%), також досить помітною була частка алкаліфілів (45,5% і 35,3%). Для оцінки рівня органічного забруднення річкової екосистеми було використано систему Пантле-Букк у модифікації Сладечека з урахуванням таких зон самоочищення як ксеносапробна, олігосапробна, α і β- мезосапробна та полісапробна.

Порівняння сапробіологічних характеристик водоростей річки у різні роки досліджень дозволяє стверджувати, що на сучасному етапі функціонування її екосистеми відбулося зменшення числа індикаторних видів, що відповідають I (із 7,5% до 3,9%) та II (із 29,9% до 18,2%) класам якості вод, що свідчить про певне погіршення їх якості в часі. Підтвердженням цього є й деяке зростання індексу сапробності (від 1,6 до 1,9).

Розподіл індикаторних груп органічного забруднення за Ватанабе цілком узгоджується з даними сапробіологічного аналізу за Пантле-Букк. Встановлено зростання у часі частки сапрофілів (від 14,3% до 15,8%) і зменшення сапроксенів (від 14,3% до 10,5%). Разом із тим фіксували переважання еврисапробів, що свідчить про помірне забруднення органічними речовинами р. Гнилоп'ять. Згідно даних біоіндикаційної оцінки температурного режиму води річки на сучасному етапі були більш прогрітими, на що вказує поява у складі водоростей теплолюбних форм (7,1%). Такі зміни, ймовірно, є результатом змін клімату України, які в свою чергу обумовлюють зростання температури води. У різні роки досліджень виявлено переважання автотрофів за типом живлення (75% і 81%). Оцінка рівня трофності виявила домінування евтрофів (50% і 47%).

Кількісний розвиток фітопланктону річки у різні роки досліджень також мав певні відмінності (рис. 2.15).

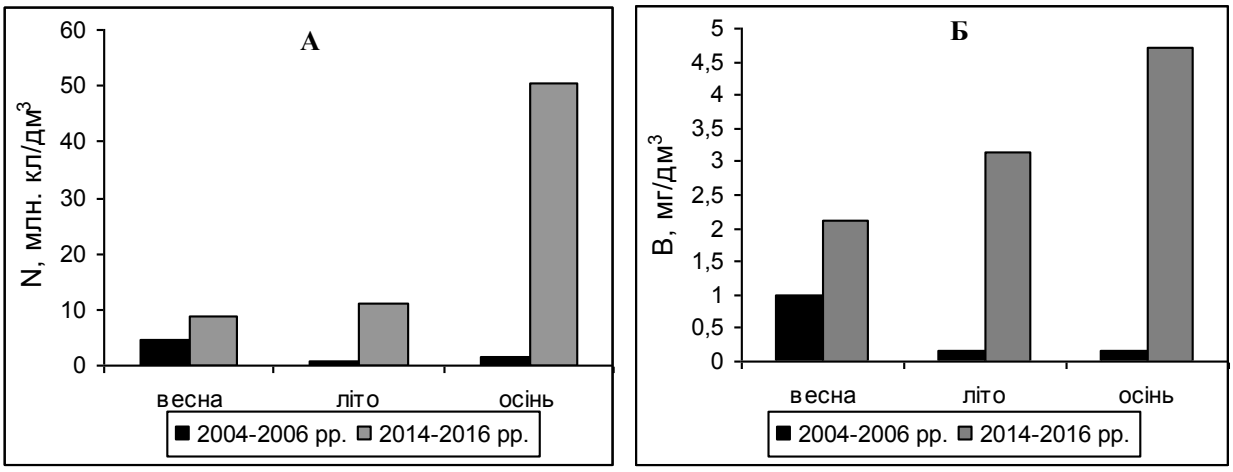


Рис. 2.15. Часова динаміка чисельності (*А*) та біомаси (*Б*) фітопланктону р. Гнилоп'ять.

Середні значення чисельності водоростевих клітин становили: у 2004–2006 рр. – 2,291±0,26 млн кл./дм^3, у 2014–2016 рр. – 23,897±0,56 млн кл./дм^3. Порівняння структури фітопланктону за чисельністю дозволило визначити спільну особливість, що полягала у визначальній ролі синьозелених водоростей (відповідно 58–66% і 97–99% від загальної кількості клітин), субдомінантами впродовж весни-осені виступали зелені та діатомові. Аналіз багаторічної динаміки біомаси водоростей планктону річки також указує на її зростання у часі (1,431±0,10 та 3,260±0,47 мг/дм^3).

У 2004–2006 рр. у формуванні біомаси фітопланктону провідна роль належала представникам відділів Chlorophyta (24–58%) та Euglenophyta (15–50%), а у 2014–2016 рр. – Cyanoprokaryota (73–88%), субдомінантами упродовж весни були Bacillariophyta і Chlorophyta (13% і 8%), літа – Chlorophyta і Dinophyta (18% і 7%), осені – Dinophyta (6%) і Euglenophyta (2%) (рис. 2.16).

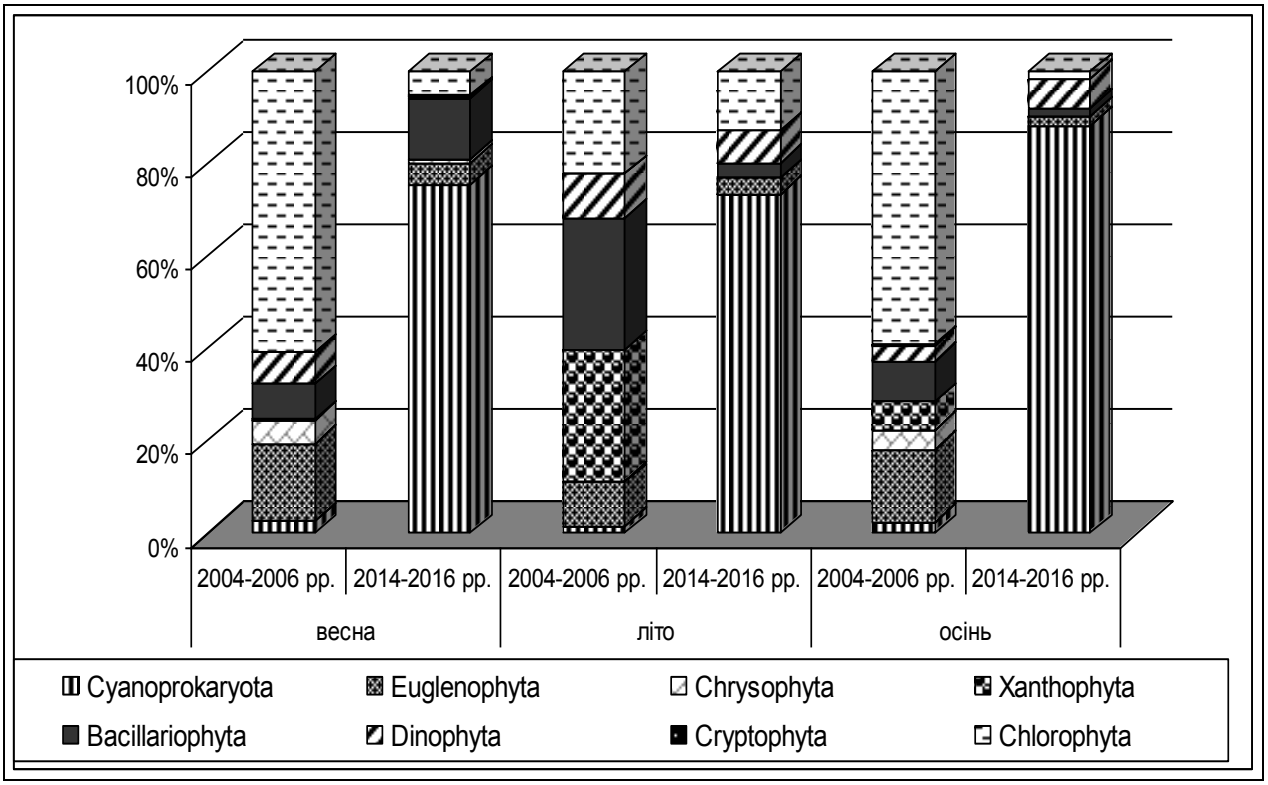


Рис. 2.16. Структура біомаси фітопланктону р. Гнилоп’ять.

Порівняння середніх значень індексу Шеннона свідчить про зменшення

інформаційного різноманіття фітопланктону у 2014–2016 рр. (H_B=1,61±0,10 біт./мг) порівняно з даними, отриманими впродовж 2004–2006 рр. (H_B=3,03±0,05 біт./мг). Це свідчить про перехід від полідомінантної структури водоростевих угруповань до олігодомінантної.

Аналіз просторового розподілу фітопланктону р. Гнилоп'ять засвідчив його виражену дискретність (табл. 2.15).

Таблиця 2.15.

Таксономічний склад фітопланктону різнотипних ділянок р. Гнилоп'ять за вегетаційні сезони 2014–2016 рр.

Відділи	Загальна кількість видів	Станції			
		1	2	3	4
Cyanoprokaryota	16 (16) 13,9	15 (15) 13,6	9 (9) 15,5	3 (3) 12	6 (6) 17,1
Euglenophyta	21 (24) 18,2	18 (23) 16,4	6 (7) 10,3	6 (7) 24,0	2 (2) 5,8
Chrysophyta	7 (7) 6,0	7 (7) 6,4	6 (6) 10,3	1 (1) 4,0	– 0,0
Bacillariophyta	19 (19) 16,6	19 (19) 17,3	8 (8) 13,8	4 (4) 16,0	6 (6) 17,1
Dinophyta	4 (4) 3,6	3 (3) 2,7	3 (3) 5,3	– 0,0	– 0,0
Cryptophyta	2 (2) 1,7	2 (2) 1,8	2 (2) 3,4	1 (1) 4,0	– 0,0
Chlorophyta	46 (48) 40,0	46 (48) 41,8	24 (24) 41,4	10 (10) 40,0	21 (22) 60,0
Всього	115 (120)	110 (117)	58 (59)	25 (26)	35 (36)

Примітка. Над рискою – кількість видових таксонів в абсолютному вираженні, під рискою – частка від загального числа видів. У дужках наведено число внутрішньовидових таксонів із номенклатурним типом виду включно.

Найбільше число таксонів водоростей рангом нижче роду (117) відмічене у Бердичівському водосховищі, що, ймовірно, обумовлено специфікою створених у процесі зарегулювання водойм, зокрема їх значною біотопічною неоднорідністю. Найменшу кількість видів, різновидів та форм водоростей ідентифікували нижче очисних споруд м. Бердичів (26).

Специфічність таксономічного складу різнотипних ділянок річки проявляється уже на рівні відділів та класів (табл. 2.16). Найбільшу видову представленість на всіх ділянках мали зелені водорості (40–60%). Збільшення видового багатства Chlorophyta на ділянці річки, зарегульованій Скраглівецьким ставком, може бути пов'язане з посиленням антропогенного евтрофування. Найбільшу частку евгленових (24%) відмічали на ділянці річки, що зазнає впливу очисних споруд м. Бердичів.

Таблиця 2.16.

Рангові місця провідних таксонів фітопланктону різнотипних ділянок р. Гнилоп'ять (2014–2016 рр.)

Таксони		Ділянки річки			
		1	2	3	4
Класи	Chlorophyceae	1	1	1	1
	Euglenophyceae	2	2	2	3
	Bacillariophyceae	3	–	3	3
	Trebouxiophyceae	4	3	4	2
порядки	Sphaeropleales	2	1	2	1
	Euglenales	1	3	1	3
	Chlamydomonadales	3	2	3	3
	Chlorellales	4	4	3	2
родини	Euglenaceae	1	1	1	1
	Scenedesmaceae	2	1	2	1
	Chlamydomonadaceae	3	3	–	–
	Chlorellaceae	4	2	–	2

Примітка. «–» – таксон не належав до рангу провідних.

До провідних класів на всіх ділянках належали Chlorophyceae (17,2%–36,0%) й Euglenophyceae (5,8%–24,0%). На рівні порядків та родин таксономічна специфічність різнотипних ділянок зростає.

На рівні родів найбільшу флористичну значимість мали: у Бердичівському водосховищі – *Trachelomonas* (9,1%), *Euglena* (4,6%), *Phacus*, *Nitzschia* (по 3,6%), *Chlamydomomas*, *Monoraphidium*, *Kephyrion* (по 2,7%); на нижче розташованій річковій ділянці – *Trachelomonas*, *Chlamydomonas і Oscillatoria* (по 5,2%); на ділянці річки, яка зазнає впливу очисних споруд, – лише 1 рід *Euglena* (20%); на ділянці, зарегульованій Скраглівецьким ставком, – *Chlamydomonas* (відповідно 8,6%).

Аналіз еколого-географічних характеристик індикаторних видів водоростей показав, що основу фітопланктону досліджуваних ділянок річки Гнилоп'ять формують переважно планктонно-бентосні (46–55%) і планктонні (30–42%) форми. Найвища частка планктонних видів відмічена на річковій ділянці нижче водосховища, водночас, на ділянках нижче очисних споруд і зарегульованій ставком відмічено найбільшу частку форм, приурочених до ґрунтових, наземних субстратів (9–13%).

У водоростевому планктоні переважали індикатори помірного температурного режиму (ділянки II, IV) та евритерми (I і III), індикатори стояче-текучих вод (73–81%), індиференти за відношенням до *pH* (47–63%) та солоності (68–81%), еврисапроби (50–78%).

На ділянці нижче очисних споруд відмічено високу частку сапрофілів (50%), що вказує на значний рівень органічного забруднення. Основну частку індикаторів сапробності формували *β*-мезосапроби (36–47%), оліго-*α*-мезосапроби (11–22%), *β*-олігосапроби (0–16%) та оліго-*β*-мезосапроби (0–11%). Найбільша частка *β*-*α*-мезосапробів, *α*-*β*-мезосапробів та *α*-полісапробів відмічена на ділянці нижче очисних споруд (у сумі 16%). Значення індексу сапробності, розрахованого за біомасою фітопланктону, на Бердичівському водосховищі і нижче розташованій річковій ділянці склали

по 1,9, на ділянці нижче очисних споруд 2,0 (III клас якості вод), на ділянці зарегульованій Скраглівецьким ставком – 1,5 (II клас).

Кількісний розвиток фітопланктону р. Гнилоп'ять мав такі особливості: найвищі показники чисельності та біомаси на зарегульованих ділянках річки та нижче очисних споруд спостерігали восени, на річковій ділянці нижче водосховища максимум біомаси відмічено влітку, а чисельності – навесні (табл. 2.17). Середні показники чисельності та біомаси фітопланктону найвищими були на ділянці I, найнижчими – на ділянці III.

Таблиця 2.17.

Сезонна та просторова динаміка чисельності (*N*, млн кл./дм^3) і біомаси (*B*, мг/дм^3) фітопланктону р. Гнилоп'ять

Тип ділянки	Весна		Літо		Осінь	
	N	*B*	*N*	*B*	*N*	*B*
I	7,830	2,560	7,990	3,720	78,409	6,135
II	12,759	1,168	9,042	2,623	9,091	0,950
III	9,176	0,785	7,464	0,387	9,956	1,200
IV	18,220	1,894	12,476	1,695	29,107	2,294

Примітка. Наведено середні значення.

Домінантний комплекс за біомасою фітопланктону нараховував 20 видів водоростей із провідною роллю синьозелених: на ділянці I – 9, на ділянці II – 7, на ділянках III і IV – по 5 видів. На досліджуваних ділянках відмічено один спільний вид домінант – *Aphanizomenon flos-aguae.*

Середнє значення індексу різноманіття Шеннона на досліджуваних ділянках річки було в межах 1,14–1,79 біт./мг, що вказує на олігодомінантну структуру їх фітопланктону.

Отже, зміни структури фітопланктону р. Гнилоп'ять за десятирічний період полягали в посиленні ролі Euglenophyta, а також зростанні індексу сапробності і частки сапрофілів, що свідчить по посилення органічного забруднення річкової екосистеми, та зменшенні відносної частки й абсолютного числа видів Bacillariophyta; зростанні кількісних показників розвитку планктонних водоростей переважно за рахунок масової вегетації Cyanoprokaryota, зменшенні інформаційного різноманіття фітопланктону, що, ймовірно, є наслідком антропогенного евтрофування. Також виявлено виражену просторову дискретність фітопланктону за поздовжнім профілем річки під впливом антропогенних чинників із збільшенням числа видів на зарегульованій та істотним зниженням – на ділянці, яка зазнає антропогенного забруднення.

Порівняння власних результатів досліджень щодо кількісних показників розвитку фітопланктону приток Прип'яті і літературних даних, отриманих упродовж 1960–1963 рр. [56] і 1980–1983 рр. [35] дозволяє засвідчити, що середні значення чисельності і біомаси фітопланктону цих водотоків на сучасному етапі наблизилися до їх рівня до початку меліорації у 60-их роках минулого століття (коли середня чисельність водоростей планктону у притоках Прип'яті складала 3 млн кл./дм^3, а біомаса – 1 мг/дм^3).

Після проведення меліорації, а згодом і її припинення (80-ті роки XX століття), спостерігали сильне зростання чисельності (у середньому до 7 млн кл./дм^3) і біомаси (до 14 мг/дм^3) фітопланктону. Зміни таксономічного складу були наступними: до початку меліорації домінували діатомові, зелені та синьозелені, після її проведення – зелені, діатомові, синьозелені. На сучасному етапі відмічаємо переважання зелених, діатомових та евгленових водоростей (рис . 2.17).

У притоках Тетерева, окрім Гнилоп'яті, за останнє десятиріччя суттєвих змін чисельності і біомаси фітопланктону не виявлено. Збільшення числа ідентифікованих видів, найвірогідніше, обумовлено низьким рівнем вивченості альгофлори водотоків до початку наших досліджень.

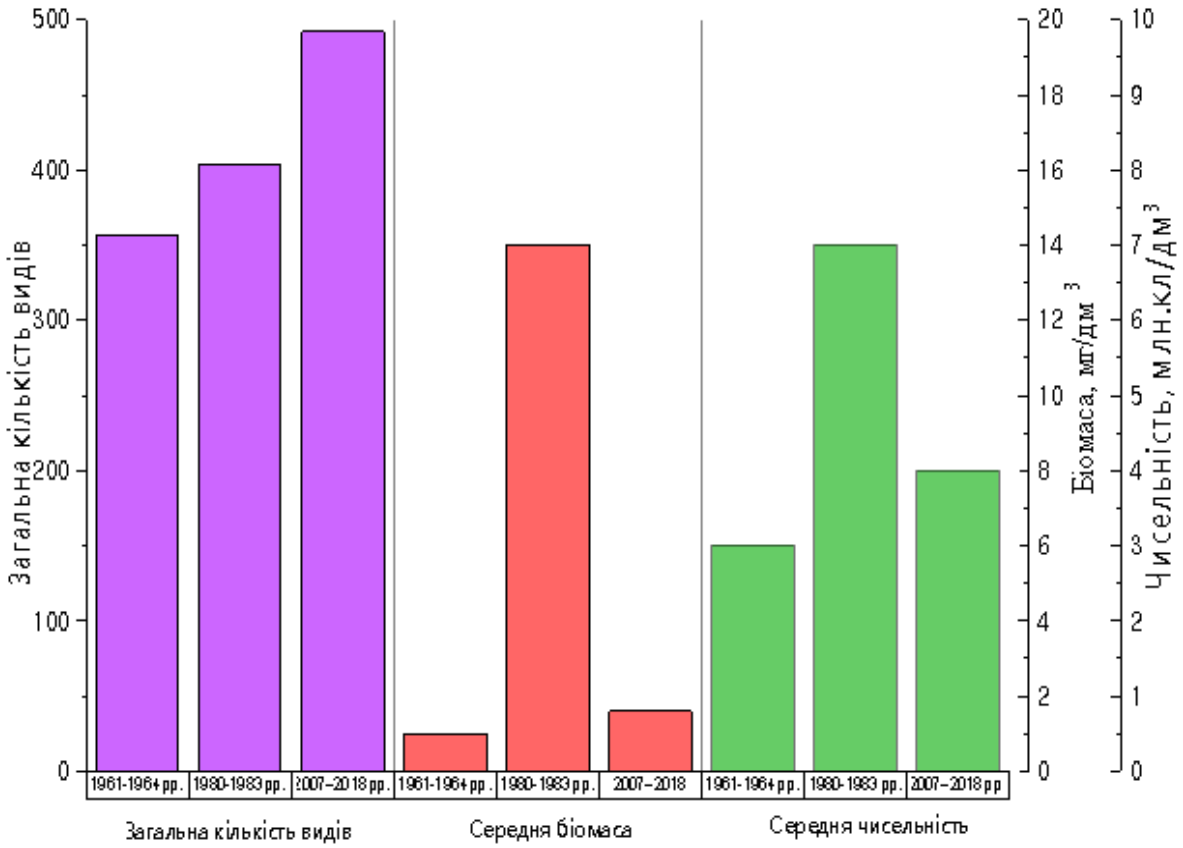


Рис. 2.17. Часова динаміка фітопланктону приток Прип’яті.

За період із 2003–2006 рр. по 2007–2019 рр. відмічено помітне зростання видового багатства евгленових і діатомових. Порівняння отриманих власних даних із наведеними в літературі [23], вказує на зменшення частки харових, що, ймовірно, є наслідком підвищення мінералізації вод (рис. 2.18).

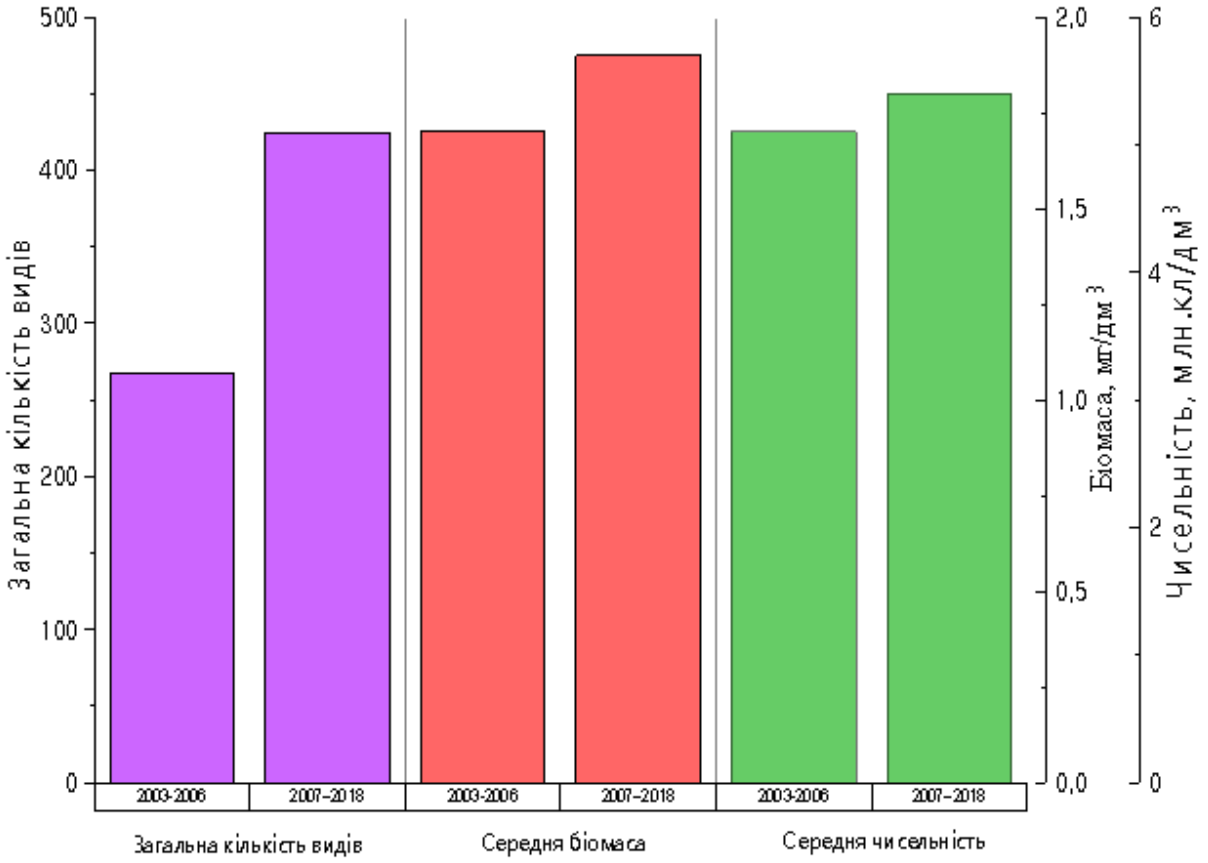


Рис. 2.18. Часова динаміка фітопланктону приток Тетерева.

Отже, видовий склад водоростей планктону водотоків басейнів Прип'яті і Тетерева досить багатий і нараховує від 58 до 189 видів, різновидів та форм. У цілому у досліджуваних водотоках визначено 621 вид, представлений 660 внутрішньовидовими таксонами з номенклатурним типом виду включно, які належать до 217 родів, 81 родини, 35 порядків, 14 класів, 9 відділів Кількість таксонів рангом нижче роду достовірно не залежить від площі річок.

У системі водотоків у флористичному відношенні найбагатше представлені відділи зелених (31,1% від загальної кількості видів), діатомових (28,0%) та евгленових водоростей (17,9%). Попри певну

індивідуальність і різну видову насиченість, водотоки віднесені до трьох наступних груп: із переважанням діатомових (річки Уж, Уборть, Вілія, Кам'янка Лісова, Путятинка, Лісна, Полква, Кремно); із переважанням зелених (річки Горинь, Гнилоп'ять, Гуйва, Деревичка, Зелена, Крошенка, Ікопоть, Синявка, Бересток, Бобрівка); із практично рівною кількістю видів зелених і діатомових водоростей (Случ, Коднянка і Корчик). Зв'язок альгофлористичних показників з факторами середовища значною мірою визначається вмістом біогенів. Так, зі збільшенням вмісту загального азоту таксономічна структура фітопланктону спрощується (на це вказує зменшення родового коефіцієнту: r= -0,42, n=63), а також відбувається посилення ролі дрібноклітинних центричних діатомових, яке обумовлює збільшення відношення числа видів центричних діатомових до числа пенатних (r=0,52, n=63).

Спрощення таксономічної структури фітопланктону (зниження родового коефіцієнта) корелює зі зниженням інформаційного різноманіття (r=0,52, n=63). При цьому зростання вмісту загального азоту обумовлює зниження індексу Шеннона ($H_в$) (r= -0,67, n=63).

Досліджуваним водотокам властива сезонна варіабельність біомаси фітопланктону, найпомітніша участь у її формуванні зелених, синьозелених, евгленових і діатомових водоростей. Що стосується чисельності клітин, то у більшості річок її сезонну динаміку визначали синьозелені водорості.

У річках із невеликим вмістом біогенів, характерним для мезотрофних і мезо-евтрофних вод, домінуючі компоненти фітопланктону сформовні значним числом видів, серед яких провідними є представники родів *Chlamydomonas*, *Cyclotella*, *Trachelomonas*, *Peridinium* і *Oscillatoria.* Сезонні зміни складу водоростей виражені нечітко, помітне збіднення домінантного комплексу видів в осінній період та збагачення в літній не відбувається. Зі збільшенням вмісту біогенних елементів у воді річок відбувається зростання ролі таких центричних діатомових водоростей як *Cyclotella meneghiniana*, *C. stelligera* і *Stephanodiscus hantzschii.* У річках із частково зарегульованим

стоком (Гнилоп'ять, Гуйва, Вілія) посилюється інтенсивність вегетації *Aphanizomenon flos-aguae*. У річках із підвищеною кольоровістю (Уборть, Уж) у складі домінантного комплексу трапляються представники золотистих водоростей *Chrysococcus rufescens*, *Pseudokephyrion pillidium* і *Kephyrion ovum*.

У притоках Прип'яті відмічено більшу представленість у складі домінуючих видів діатомових водоростей, а Тетерева – зелених.

Порівняння списку видів із високою частотою трапляння, ідентифікованих у річках басейну Прип'яті, з таким для Тетерева показало значну схожість між їх басейнами (коефіцієнт видової подібності Серенсена склав 0,52). У цілому до видів із високою частотою трапляння у досліджуваних водотоках належало 20. Проте, лише один вид *Chlamydomonas globosa* має високу частоту трапляння в переважної більшості річок.

Виражена просторова дискретність фітопланктону за поздовжнім профілем річки формується під впливом зарегулювання, яка вивлявляється у посиленні вегетації Cyanoprokaryota, зменшенні інформаційного різноманіття фітопланктону, яке свідчить про зниження стабільності річкових екосистем в умовах зарегулювання; а також збільшенні числа видів на зарегульованих ділянках через зростання біотопічної неоднорідності. Зниження видового багатства у лотичних екосистемах відбувається на ділянках, що зазнають впливу антропогенного забруднення, зокрема стічних вод.

Список використаних джерел:

1. Алимов А. Ф. Элементы теории функционирования водных экосистем. СПб : Наука, 2001. 147 с.
2. Андрієнко Г. А., Антонова Г. М., Єршов А. В. Край лісів та імлистих боліт: Розповідь про природоохоронні об'єкти Рівненської області Львів : Каменяр, 1988. С. 45–46.
3. Асаул З. І. Флора евгленід річок західноукраїнського Полісся. *Укр. ботан. журн*. 1962. 19, № 3. С. 11–17.
4. Афанасьев С. А. Развитие Европейских подходов к биологической оценке состояния гидроэкосистем в мониторинге рек Украины. *Гидробиол. журн*. 2001. Т. 37, № 5. С. 3–18.
5. Афанасьєв С. О., Васильчук Т. О., Лєтицька О. М. та ін. Оцінка екологічного стану річки Південний Буг у відповідності до вимог Водної рамкової директиви ЄС / за ред. С.О. Афанасьєва. Київ : Вид-во ТОВ «НВП «Інтерсервіс» 2012. 28 с.
6. Баринова С. С., Клоченко П. Д., Белоус Е. П. Водоросли как индикаторы экологического состояния водных объектов: методы и перспективы. *Гидробиол. журн*. 2015. Т. 51, № 4. С. 3–23.
7. Березюк О. М., Шелюк Ю. С. Особливості таксономічного складу водоростевих угруповань малих річок Житомирщини. *Біологічні дослідження 2012*: матеріали III наук.-практич. Всеукр. конф. молодих вчених та студентів (26 квітня 2012, м. Житомир). Житомир : Вид-во ЖДУ ім. І. Франка, 2012. С. 102–104.
8. Бигон М., Харпер Д., Таунсенд К. Экология: особи, популяции, сообщества. Москва, 1989. Т 2. 477 с.
9. Білоус О. П. Фітопланктон верхньої та середньої ділянок річки Південний Буг : Автореф. дис. … канд. біол. наук. Київ, 2014. 24 с.
10. Боднар І. Ю., Шелюк Ю.С. Різноманіття фітопланктону р. Полква (Хмельницька область). *Біологічні дослідження – 2019* : Збірник наукових праць. Житомир : «Полісся», 2019. С. 144–146.

11. Бугрик А. А., Шелюк Ю. С. Оцінка якості води р. Синявка за видовим складом фітопланктону. *Вода в харчовій промисловості* : матеріали VII Всеукр. наук.-практич. конф. молодих учених, аспірантів і студентів (26–27 квітня 2016, м. Одеса). Одеса : ОНАХТ, 2016. С. 148–152.

12. Буркова Т.Н. Фитопланктон реки Сож (Среднее Поволжье). *Самарская Лука*. 2010. 17 (1). С. 177–182.

13. Винокурова М. В., Шелюк Ю. С. Водоростеві угруповання антропогенно змінених річок м. Житомира. *Біологічні дослідження – 2012*: матеріали III наук.-практич. Всеукр. конф. молодих вчених та студентів. (26 квітня 2012, м. Житомир). Житомир : Вид-во ЖДУ ім. І. Франка, 2012. С. 123–125.

14. Догадіна Т. В. Характеристика альгофлори різних ділянок р. Тетерева. *Укр. ботан. журн*. 1975. 32, № 1. С. 19–23.

15. Захарчук Т. М., Шелюк Ю. С. Оцінка якості води р. Хомора (Хмельницька обл.) за біорізноманіттям фітопланктону. *Вода в харчовій промисловості*: матеріали VI Всеукр. наук.-практич. конф. молодих учених, аспірантів і студентів (9 квітня 2015, м. Одеса.). Одеса, 2015. С. 14–16.

16. Иванов А. И. Фитопланктон советского участка Дуная и заливов переднего края его Килийской дельты. Гидробиологические исследования Дуная и придунайских водоемов. Киев, 1987. С.44–57.

17. Игошин Н. И. Проблемы восстановления и охраны малых рек и водоемов. Гидроэкологические аспекты : учебное пособие. Харьков : Бурун Книга, 2009. 240 с.

18. Іщук Р. А., Шелюк Ю. С. Склад та продукція фітопланктону р. Случ. *Біологічні дослідження – 2012* : матеріали III наук.-практич. Всеукр. конф. молодих вчених та студентів (26 квітня 2012, м. Житомир). Житомир : Вид-во ЖДУ ім. І. Франка, 2012. С. 120–123.

19. Карпезо Ю. Г. Альгофлора річки Здвиж. Проблеми малих річок України. Київ : Наук. думка, 1974. С. 72–74.

20. Клєстов М. Л., Щербак В. І., Ковальчук І. П. Сучасний стан водно-болотних угідь регіонального ланшафтного парку «Прип'ять-Стохід» та їх біорізноманіття. Київ : Фітоцентр, 2001. С. 67–69.

21. Клоченко П. Д. Содержание неорганических соединений азота и развитие фитопланктона в некоторых типах водоемов. *Гидробиол. журн*. 1993. 29, № 6. С. 88–95.

22. Клоченко П. Д. Сравнительная характеристика фитопланктона притоков Днепра (Украина). *Альгология*. 1996. 6, № 3. С. 272–284.

23. Клоченко П.Д., Медведь В.А. Хлорофилл *а* в фитопланктоне притоков Днепра. *Гидробиол. журн*. 1995. 31, № 5. С. 76–84.

24. Клоченко П. Д., Митківська Т. І. Фітопланктон приток верхнього Дніпра. *Укр. ботан. журн*. 1993. 50, № 2. С. 69–78.

25. Козин Ю. О., Шелюк Ю. С. Біоіндикаційний аналіз якості води річки Бобрівка (Житомирський район) за структурно-функціональними показниками розвитку фітопланктону. *Біологічні дослідження – 2015*: Збірник наукових праць. Житомир : ПП «Рута», 2015. С.180–182.

26. Козлов М. Ю., Шелюк Ю. С. Різноманіття фітопланктону річки Уж. *Біологічні дослідження – 2012* : матеріали III наук.-практич. Всеукр. конф. молодих вчених та студентів (26 квітня 2012, м. Житомир). Житомир : Вид-во ЖДУ ім. І. Франка, 2012. С. 105–107.

27. Комисаров А. Б., Корнева Л. Г. Характеристика фитопланктона реки Тверцы (Иваньковское водохранилище, Россия). *Альгология*, 2015, 25 (2). С. 174–184.

28. Комісарук Г. О., Шелюк Ю. С. Таксономічна структура фітопланктону р. Ікопоть (Хмельницька обл.). *Біологічні дослідження – 2015*: Збірник наукових праць. Житомир : ПП «Рута», 2015. С.182 – 184.

29. Комісарук Г. О., Шелюк Ю. С. Різноманіття фітопланктону р. Деревичка (с. Хустівці Хмельницька обл.). *Біологічні дослідження – 2014* : збірник наук. праць V Всеукр. наук.-практич. конф. молодих учених і студентів (4–

5 березня 2014, м. Житомир). Житомир : Вид-во ЖДУ ім. Івана Франка, 2014. С. 231–233.

30. Кондратьева Н. В. Синезеленые водоросли водоемов замедленного стока Правобережного Украинского Полесья : автореф. дисс. канд. биол. наук. Киев, 1953. 13 с.

31. Корнева Л. Г. Формирование фитопланктона водоемов бассейна Волги под влиянием природных и антропогенных факторов : автореф. дисс. доктор. биол. наук. Санкт-Петербург, 2009. 47 с.

32. Кравцова О. В., Шелюк Ю. С. Склад та первинна продукція фітопланктону р. Крошенка (Житомирський р-н). *Біологічні дослідження – 2015* : Збірник наукових праць. Житомир : ПП «Рута», 2015. С. 187 – 189.

33. Кравцова О. В., Шелюк Ю. С. Структурно-функціональна характеристика водоростевих угруповань планктону р. Коднянка (с. Пряжів Житомирський р-н.). *Біологічні дослідження – 2014* : збірник наук. праць V Всеукр. наук.-практич. конф. молодих учених і студентів (4–5 березня 2014, м. Житомир,). Житомир : Вид-во ЖДУ ім. Івана Франка, 2014. С. 235–38.

34. Кравцова О. В., Шелюк Ю. С. Екологічна оцінка стану екосистем малих річок за біорізноманіттям та продукційними характеристиками водоростей *Біологічні системи: Науковий вісник Чернівецького університету. Біологія*. Т. 7, Вип. 1. 2015. С. 113–118.

35. Крахмальный А. Ф. Фитопланктон Припяти и ее притоков в условиях крупномасштабной мелиорации региона : автореф. дисс. … канд. биол. наук. Киев, 1990. 24 с.

36. Кузьмінчук Ю. С. Продукція і таксономічний склад фітопланктону середньої притоки Дніпра : автореф. дис. … канд. біол. наук. Київ, 2007. 24 с.

37. Кулиневич Т. В., Шелюк Ю. С. Водоростеві угруповання планктону річки Зелена. *Біологічні дослідження – 2013* : матеріали IV наук.-практич. Всеукр. конф. для молодих учених та студентів (16–18 квітня 2013, м. Житомир). Житомир : Вид-во ЖДУ ім. Івана Франка, 2013. С. 44–45.

38. Лисицын А. П. Осадкообразование в океанах. Москва : Наука, 1974. 438 с.

39. Литвинова М. О. Фітопланктон малих річок Полісся. Проблеми малих річок України. Київ : Наук. думка, 1974. С. 134–139.
40. Мазур К. Ю., Шелюк Ю. С. Різноманіття фітопланктону р. Корчик (Рівненська область). *Біологічні дослідження – 2013 :* матеріали IV наук.-практич. Всеукр. конф. для молодих учених та студентів (16–18 квітня 2013, м. Житомир), Житомир : Вид-во ЖДУ ім. Івана Франка, 2013. С. 47.
41. Майстрова Н. В. Сукцесія фітопланктону Канівського водосховища: автореф. дис. … канд. біол. наук. Київ, 2003. 21 с.
42. Мельник В. С. Екологічна оцінка та екологічні нормативи якості річок Рівненської області : автореф. дис. канд. геогр. наук. Рівне, 2002. 18 с.
43. Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод / за ред. В. Д. Романенка. Київ : ЛОГОС, 2006. С. 8–24 с.
44. Оксиюк О.П. Флора диатомовых водорослей озер Волынской области и ее краткая история : автореф. дисс. … канд. биол. наук. Киев, 1957. 14 с.
45. Остапчук Л. С., Шелюк Ю. С. Різноманіття фітопланктону річки Бересток (Ємільчинський р-н). *Проблеми відтворення та охорони біорізноманіття України* : матеріали Всеукр. наук.-практич. конф. (16 квітня 2015, м. Полтава). Полтава : Астрая, 2015. С. 66–68.
46. Охапкин А. Г. Фитопланктон Чебоксарского водохранилища. Тольятти, 1994. 275 с.
47. Охапкин А. Г. Струтктура и сукцессия фитопланктона при зарегулировании речного стока (на примере р. Волги и ее притоков) : автореф. дисс. … докт. биол. наук. Санкт-Петербург, 1997. 48 с.
48. Охапкин А. Г. Видовой состав фитопланктона как показатель условий существования в водотоках разного типа. *Ботанический журнал*. 1998, № 9. С. 1–13.
49. Охапкин А. Г. История и основные проблемы исследования речного фитопланктона. *Ботан. журн*. 2000. Т. 85, № 1. С.1–14.
50. Охапкин А. Г. Сукцессия фитопланктона при евтрофировании и зарегулировании стока речных екосистем. *Ботан. журн*. 2002. № 4. С. 84–94.

51. Паламарь-Мордвинцева Г. М. Десмидиевые водоросли Украинской ССР. Київ : Наук. думка, 1982. 240 с.

52. Патюк М. С., Шелюк Ю. С. Різноманіття фітопланктону р. Гуйва. *Біологічні дослідження – 2016* : збірник наукових праць. Житомир : ПП «Рута», 2016. С. 104–105.

53. Поліщук В. В., Трав'янко В. С., Коненко Г. Д., Гарасевич І. Г. Гідробіологія і гідрохімія річок Правобережного Придніпров'я : монографія. Київ : Наук. думка, 1978. 270 с.

54. Приймаченко А. Д. Фитопланктон и первичная продукция Днепра и днепровских водохранилищ. Київ : Наук. думка, 1981. 277 с.

55. Радзимовский Д. А., Литвинова М. А. Фитопланктон рек Украины с разным гидрохимическим режимом. Самоочищение, биопродуктивность и охрана водоемов и водотоков Украины. Киев, 1975. С. 129–130.

56. Радзимовський Д. О., Поліщук В. В. Планктон р. Прип'ять. Київ : Наук. думка, 1970. 211 с.

57. Ролл Я. В. Фітопланктон Дніпра, Прип'яті і гирла Десни. *Тр. НДІ риб. госп-ва України*. 1936. Ч. 1, № 2. С. 43–91.

58. Сніжко С. І., Сіренький С. П. Загальна характеристика гідрохімічного режиму води річок Житомирської області. *Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія*. 2000. Т. 1. С. 78–79.

59. Совинский В. К. Материалы для флоры водорослей Радомышльского уезда (р. Тетерев). *Зап. Киев. об-ва естествоиспытателей*. 1887. 6, вып. 1. С. 119–130.

60. Старцева Н. А., Охапкин А. Г., Воденеева Е. Л., Рябова А. А. Таксономическая и эколого-географическая структура фитопланктона некоторых правобережных рек г. Нижнего Новгорода. *Вестн. Нижегор. ун-та*. 2012. 3 (2). С. 177–182.

61. Струк М. О. Стан вивченості водоростей водойм Національного природного парку «Прип'ять–Стохід». *Значення та перспективи стаціонарних досліджень для збереження біорізноманіття :* матеріали

міжнар. наук. конф., присвяченій 50-річчю функціонування високогірного біологічного стаціонару «Пожижевська» (23–24 вересня 2008, м. Львів). Львів. 2008. С. 393–395.

62. Трифонова И. С. Экология и суцессия озерного фитопланктона. Ленинград, 1990. 184 с.

63. Фролова І. О. Альгофлора малих річок Полісся. *Наук. записки Київ. ун-ту.* 1956. 15, № 4. С. 91–96.

64. Хомутовська Н. А., Шелюк Ю. С. Структура водоростевих угруповань літнього планктону р. Тетерів. *Біологічні дослідження – 2015* : Збірник наукових праць. Житомир: ПП «Рута», 2015. С. 204–206.

65. Хомутовська Н. А., Шелюк Ю. С. Різноманіття фітопланктону р. Уборть (с. Рудня-Хочинська Олевський р-н.). *Біологічні дослідження – 2014* : збірник наук. праць V Всеукр. наук.-практич. конф. молодих учених і студентів (4–5 березня 2014, м. Житомир). Житомир : Вид-во ЖДУ ім. Івана Франка, 2014. С. 257–259.

66.Царенко П. М. Хлорококові водорості (Chlorococcales, Chlorophyta) водойм України (флора, морфологія, екологія, географія, основні напрямки еволюції та принципи систематики) : автореф. дис. … доктор. біол. наук. Київ, 1996. 45 С.

67. Царенко П. М. Хлорококові водорості річок правобережної частини Українського Полісся. *Укр. ботан. журн*. 1984. 41, № 1. С. 33–43.

68. Шелюк Ю. С. Біоіндикаційний аналіз видового складу фітопланктону річки Перга. *Водні екосистеми та їх біорізноманіття* : матеріали І Всеукр. наук.-практич. конф. (11–12 квітня 2018, м. Житомир). Житомир : Вид-во ЖНАЕУ, 2018. С. 93–95.

69. Шелюк Ю. С. Кількісні характеристики розвитку фітопланктону р. Тетерів. *Вісник державного агроекологічного університету.* 2008. Вип. 1 (22). Житомир. С. 154–161.

70. Шелюк Ю. С. Порівняльно-флористичний аналіз різноманіття фітопланктону малих річок. *Наукові записки Тернопіль. нац. пед. ун-ту ім. В. Гнатюка*. *Сер. Біологія*. 2015. 3–4 (64). С. 78–82.

71. Шелюк Ю. С. Різноманіття фітопланктону річок м. Житомир. *Фундаментальні та прикладні дослідження в біології* : матеріали III Міжнародної наук. конф. студентів, аспірантів та молодих учених (24–27 лютого 2014, Донецьк). Донецьк : Вид-во «Ноулидж», 2014. С. 35–37.

72. Шелюк Ю. С., Винокурова М. В., Юрик Л. О. Різноманіття фітопланктону р. Лісова (басейн р. Тетерів). *Україна наукова* : матеріали VII Всеукр. наук.-практич. інтернет-.конф. (20–22 грудня 2010, м. Київ). Київ, 2010. С. 9–12.

73. Шелюк Ю. С., Корнейчук Н. Н. Стратегия сохранения биоразнообразия автотрофной компоненты речных экосистем Украинского Полесья. *Альгология* : материалы IV Международной конференции «Актуальные проблемы современной альгологии». Киев, 2012. С. 334–335.

74. Шелюк Ю. С., Корнейчук Н. Н. Таксономическое разнообразие водорослевых сообществ р. Тетерев (Украина). *Альгология.* 2009. Т. 19, № 3. С. 284–293.

75. Шелюк Ю. С. Порівняльно-флористичний аналіз різноманіття фітопланктону малих річок. *Наук. зап. Тернопіль. нац. пед. ун-ту ім. В. Гнатюка*. *Сер. Біологія*. 2015. 3–4 (64). С. 78–82.

76. Шелюк Ю. С., Винокурова М. В. Різноманіття фітопланктону річки Путятинка (басейн р. Тетерів). *Біологічні дослідження – 2010* : матеріали I наук.-практич. Всеукр. конф. молодих вчених та студентів (24 березня 2010, м. Житомир). Житомир : Вид-во ЖДУ ім. І. Франка, 2010. С. 8–9.

77. Шелюк Ю. С., Гончаренко К. П. Просторово-часова динаміка різноманіття річкового фітопланктону за впливу антропогенних чинників (на прикладі р. Гнилоп’ять, басейн Дніпра). *Studia Biologica*. 2017. Т. 11, № 1. С. 85–92.

78. Шелюк Ю. С., Щербак В. І., Рудюк Т. М. Вплив географічної зональності на різноманіття річкового фітопланктону. *Вісник Запорізького нац. ун-ту*. 2016. С. 148–155

79. Щербак В. И. Фитопланктон Днепра и его водохранилищ. Растительность и бактериальное население Днепра и его водохранилищ. Київ : Наук. думка, 1989. С. 77–84.

80. Щербак В. І., Майстрова Н. В., Морозова А. О., Семенюк Н. Є. Національний природний парк «Прип'ять–Стохід». Різноманіття альгофлори і гідрохімічна характеристика акваландшафтів / за ред. В. І. Щербака. Київ : Фітосоціоцентр, 2011. 164.

81. Щербак В. И., Семенюк Н. Е. Использование фитопланктона для оценки экологического состояния водоемов мегаполиса согласно Водной Рамочной Директиве ЕС 200/60. *Гидробиол. журн*. 2008. Т. 44, № 6. С. 29–40.

82. Экологическое состояние трансграничных участков рек бассейна Днепра на территории Украины / под ред. А. Г. Васенко, С. А. Афанасьева. Киев : Академпериодика, 2002. 355 с.

83.Юнгер В. П. Видовий склад і поширення едогонієвих водоростей на Українському Поліссі. *Укр. ботан. журн*. 1985. Т. 42, № 6. С. 39–43.

84. Casper S., Scheffler W., Augsten K., Peschke T. Some observations of the Stephanodiscus hantzschii-group (Bacillariophyta) in waters of the G. D. R. I. Stephanodiscus hantzschii and S. "tenuis" in lakes Wantow, Tollense, Hausse, and Bautzen Reservoir. *Arch. protistenkd*. 1987. Bd. 134. N 1. P. 17–34.

85. Chiaudani G., Marchetti R. Po. Ecology of European Rivers. Ed. B. A. Writton. Oxford, 1984. P. 207–235.

86. Decamps H., Capblancq J., Tourend J. N. Lot. ecology of European Rivers. Ed. B. A. Writton. Oxford, 1984. P. 207–235.

87. Descy J.-P. Phytoplankton composition and dynamics in the river Meuse (Belgium). *Arch. Hydrobiol. Suppl*. 1987. Vol. 78. N 2. P. 225–245.

88. Descy J.-P., Empain A. M. Meise. Ecology of European Rivers. Ed. B. A. Writton. Oxford, 1984. P. 1–23.

89. Fridrich G., Müller D. Rhine. Ecology of European Rivers. Oxford. 1984. P. 265–315.
90. Harris G.P. Phytoplankton ecology. Structure, functioning and fluctuation. London, N.Y. : Chapman Hall. 1986. 384 p.
91. Huff D. R. Phytoplankton communities in navigation Pool No. 7 of the Upper Mississippi River. *Hydrobiologia*. 1986. Vol. 136. P. 47–56.
92. Kiss K. T. Changes of trophy conditions in the River Danube ar God. Ann. Univ. Sci. (Budapest) Sec. biol. 1984 (1985). Vol. 24–26. P. 47–59.
93. Makarewicz J. C. Phytoplankton composition, abundance, and distribution: nearshore Lake Ontario and Oswego River and Harbor. *J. Great Lakes Res*. 1987. Vol. 13. N 1. P. 56–64.
94. Moore J.W. Seasonal succession of algae in rivers. I. Examples from the Avon, a large slow-flowing river. *J. Phycol.* 1976. vol. 12. N. 3. P. 342–349.
95. Paerl H.W. Nuisance phytoplankton blooms in coastal, estuarine, and inland waters. *Limnol. Oceanogr*., 1988; 33 (4). P. 823–847.
96. Pinter J., Backhaus D. Neckar. Ecology of European Rivers. Ed. B. A. Writton. Oxford, 1984. P. 317–344.
97. Reynolds. Potamophytoplankton: paradigms, paradoxes, prognoses. Algae of aquatic environment. Ed. F. E. Round. Bristol, 1988. P. 285–311.
98. Saz D. Das phytoplankton des österreichischen Donauabschnittes unter dem einfiuss der Wasserbauten. Die Auswirnung der wasserbaulichen maßnahmen und der Belatung auf das plankton und das bentos der Donau. Sofia, 1985. S. 46–62.
99. Shcherbak V. I., Semenyuk N. Ye. Use of phytoplankton for the assessment of the ecological state of water bodies of the megalopolis according to the EU Water Framework Directive – WFD (2000/60/EC). *Hydrobiol. J*. 2009. V. 45, N 2. P. 24–34.
100. Shcherbak V. I. Primary production of algae in the Dnieper and Dnieper Reservoirs. *Hydrobiol. J*. 1999, Vol. 35, N 1. P. 1–13.

101. Shelyuk Yu. S. The bio-indicative analysis of species composition of phytoplankton of the pripyat river tributaries (Ukraine). *International J. on Algae*. 2017. Vol. 19. P. 147–162.

102. Shelyuk Yu. S., Shcherbak V. I. Phytoplankton structural and functional indices in the rivers of the Pripyat' and Teterev basins. *Hydrobiol. J*. 2018, Vol. 54, N 3. P. 10–23.

103. Skulberg O., Lillehamer M. Glama A. Ecology of European Rivers. Ed. B. A. Writton. Oxford, 1984. P. 496–498.

104. Stoermer E. F., Hakansson H. Stephanodiscus parvus: validation of the enigmatic and widely misconstued taxon. *Nova Hedwigia*. 1984. Bd 39. P. 497–511.

105. Swale E. M. F. Phytoplankton of two English rivers. *J. Ecol*. 1969. Vol. 57. N 1. P. 1–23.

106. Tavassi M., Barinova S.S., Anisimova O.V. et all. Algal indicatiors of the environment in the Nahal Yarqon Basin, Central Israel. *International J. on Algae* 2004. Vol. 6 (4). P. 355–382.

107. Vannote R. L., Minshall G. W., Cummins K. W., Sedell J. R. at al. The river continuum concept. *J. fish. aquat. sci*. Vol. 37. P. 130–137.

108. Townsend C. R. The part dynamics concept of stream community ecology. *J. North Amer. benthological soc*. 1989. Vol. 8. P. 36–50.

109. Weber C.I., Moore D.R. Phytoplankton, seston, and dissolved organic carbon in the Miami River at Cincinnati, Ohio. Limnol., *Oceanogr*. 1967. Vol. 12, N 2. P. 311–318.

110. Whallen S. C., Leathe S. A., Gregory R. W. Phytoplankton primary production, standing crop and species succession in the Tongue River Reservoir, Montana. *Arch. Hydrobiol*. 1985. Vol. 104. N 4. P. 493–511.

111. Writton B. A. Changes in the British freshwater algae. Systematics association special volume no 6, “The changing flora and fauna of Britan”. Ed. D. L. Hawksworth. Academy Press. London; N. Y., 1974. P. 115–141.

112. Writton B. A., Crips D. C. Tees. Ecology of European Rivers. Ed. B. A. Writton. Oxford, 1984. P. 145–178.

РОЗДІЛ 3
ФІТОПЛАНКТОН ОЗЕР

Низкою досліджень показано, що озерам властива своєрідність видового складу фітопланктону, яка визначається як природними особливостями водозборів, так і різним ступенем антропогенного навантаження, а також комплексом таких параметрів як кольоровість, трофність, і *pH* [5, 7, 21, 25, 27]. В озерах помірних широт, де переважає вплив природних факторів на структуру біоти, домінуючими відділами фітопланктону здебільшого є Chlorophyta, Bacillariophyta і Cyanoprokaryota. Зокрема, цей розподіл спостерігається у фітопланктоні озера Селігер, [1], озерах басейну Волги [7] озерах Національного парку «Брацлавські озера» [13] (Росія), Нарочанських озерах [23] (Республіка Білорусь), заплавних (Шамсутдін, Кулеш, Ширень, Ісяккуль, Узить, Татишево) та великих карстових (Асли-куль, Кандри-куль) озерах Республіки Башкортостан [18], озерах Шацького національного парку [20], заплавних озерах Дніпровсько-Орільського природного заповідника (Україна) [2]. В озері Байкал синьозелені займають другу позицію в таксономічній структурі, випереджаючи діатомових, в озері Ханка на Далекому Сході – діатомові випереджають зелених [26]. В озерах басейну р. Шуі (Республіка Карелія, Росія) відмічено високу флористичну участь золотистих (вони випереджають синьозелених водоростей) [25]. Водночас, в озерах мегаполісів: Санкт-Петербурга [12, 28], Нижнього Новгорода, Казані [4, 11], Києва [19] третє місце після зелених і діатомових належить евгленовим водоростям.

Зі збільшенням рівня трофії озер відмічається зниження частки Desmidiales, Fragilariales, Chroococcales і підвищення – Euglenales, Chlamydomonadales, Oscillatoriales. На рівні родів в озерах мегаполісів переважають *Trachelomonas*, *Desmodesmus*. [11, 19]. Встановлено [8, 14], що видове багатство фітопланктону природних озер збільшується з підвищенням їхнього трофічного статусу і є максимальним у діапазоні біомаси 4–5 мг/дм^3,

яка відповідає межі між мезоевтрофними й евтрофними водоймами. В озерах мегаполісів максимальне видове багатство фітопланктону спостерігається за значно вищих показників біомаси – 10–20 мг/дм^3. У природних озерах максимальні за вегетацію величини біомаси фітопланктону приблизно в 3–4 рази перевищують середні за сезон [19], а в озерах мегаполісів максимальні значення біомаси вищі за середні в 4–11 разів [10, 19].

Для озер із високою солоністю на прикладі Слов'янських Валентиною Климюк показано, що за загального домінування у видовому складі діатомових водоростей найважливішим фактором формування фітопланктону є коливання вмісту солей у воді впродовж року внаслідок випаровування. В семи озерах: Ріпне, Вейсове, Гаряче, Сліпне, Левадне, Червоне та озері без назви дослідницею було ідентифіковано 336 видів (350 в. в. т.) із 9 відділів, 15 класів, 38 порядків, 72 родин, 141 роду. Завдяки проведеному аналізу спільності видового складу було доведено, що для формування флори водоростей фактор пересихання відіграє суттєвішу роль, ніж мінералізація. Середня чисельність водоростевих клітин в Слов'янських озерах становила 3,569 млн кл./дм^3, біомаса – 1,794 мг/дм^3. Показано, що піки розвитку водоростей припадали на періоди зменшення солоності вод. Дослідницею було відмічено два типи угруповань водоростей – із незначним видовим багатством у водах із помірною кондуктивністю та низьким рівнем органічного навантаженням, та угруповання з високим видовим багатством, які розвиваються при збільшенні кондуктивності й органічного навантаження. Було доведено наявність зворотної кореляції між електропровідністю вод та об'ємами клітин водоростей *Cocconeis pediculus*, *Cymbella pusilla*, *Entomoneis paludosa* var. *subsalina*, *Navicula veneta* і *Nitzschia resersa*, а також кореляцію між вмістом хлоридів в озерній воді й об'ємами клітин *Amphora holsatica* (позитивну), *Entomoneis paludosa* var. *subsalina* і *Navicula veneta* (зворотну) [6].

Відомості про автотрофну ланку озер басейнів Прип'яті і Тетерева не чисельні, не зважаючи на те, що вони є невід'ємним елементом їх

природного ландшафту. Дослідники вказували на досить бідний таксономічний склад малих озер у басейні Прип'яті на території Рівненської області (Омит, Ніговище, Нобель, Сомино, Біле та інші) [9, 24]. Так, в озері Омит дослідниками було виявлено 32 видових і внутрішньовидових таксони водоростей із домінуванням діатомових (38%), зелених (28) і золотистих (19%). Серед порядків домінували Chlorococcales (15%), Thalassiosirales (12%), Chromulinales і Ochromonadales (по 9%), а серед родів – *Monoraphidium*, *Cyclotella*, *Mallomonas*. В озері Ніговище ідентифіковано 43 таксони рангом нижче роду, серед них перевагу мали зелені (42%), діатомові (30%) й золотисті (12%). До провідних порядків належали Chlorococcales (32%), Thalassiosirales (14%), Aulacoseirales і Chromulinales (по 9%), родів – *Desmodesmus*, *Aulacoseira*, *Cyclotella*, *Chlamydomonas*, *Kephiryon*, *Pediastrum* [21]. Досить бідним виявився і фітопланктон озер Біле (22 види) та Сомино (8) [9]. У Дикому озері (Озірце), яке знаходиться на території Національного природного парку «Синевир», ідентифіковано 13 видів: зелених – 4 види, харових – 1, золотистих – 8 видів [15].

Водночас, досить багатим є склад фітопланктону озера Люб'язь, що знаходиться в Національному природному парку «Прип'ять-Стохід» – 226 видових та внутрішньовидових таксонів із домінуванням діатомових (36%) і зелених (30%). Тут відмічали і високі показники чисельності водоростевих клітин (115,140 млн кл./дм^3) і біомаси (28,780 мг/дм^3), що формувалися переважно за рахунок вегетації синьозелених водоростей [22].

Попри наведені в літературі відомості, актуальним залишається вивчення закономірностей формування структурно-функціональної організації фітопланктону в типологічно різних озерах Українського Полісся за дії природних і антропогенних чинників.

Дослідженнями структурної організації автотрофної ланки різнотипних озерних екосистем були охоплені озера карствого походження із різним рівнем трофії – Воронківське, Лукомське та Острівське, заболочене озеро постгляціального походження з плавами, з прилеглими мезотрофними та

евтрофними болотами – Дідове, а також заболочене озеро Горохівка.

Експериментально встановлені гідрофізичні і гідрохімічні параметри озерних екосистем наведені в табл. 3.1.

Таблиця 3.1

Гідрофізичні і гідрохімічні показники води озер басейнів Прип'яті і Тетерева (2010–2019 рр.)

Показники	Озера				
	Луко	Воронки	Острівське	Дідове	Горохівка
1	13–48 28	32–54 40	30–62 38	29–60 48	23–78 56
2	0,70–1,20 1,05	0,80–1,30 1,10	0,50–1,10 0,85	0,45–0,90 0,65	0,40–1,00 0,55
3	7,02–9,54 7,38	7,27–8,00 7,56	7,15–8,34 7,80	6,50–7,80 7,30	6,60–7,57 6,85
4	6,04–13,11 9,83	6,00–10,26 8,80	6,60–13,80 10,20	5,90–12,40 9,30	6,30–13,00 9,00
5	6,0–8,1 6,7	7,8–9,0 8,3	7,8–13,0 9,2	9,0–16,0 14,3	5,7–21,8 9,6
6	5,20–6,00 5,63	1,30–2,00 1,80	1,40–2,20 1,90	1,60–2,60 1,80	4,20–5,10 4,87
7	4,10–5,20 4,56	2,60–3,10 2,80	4,12–5,40 4,72	1,20–3,80 2,20	2,81–5,80 5,32
8	0,18–0,62 0,40	0,05–0,18 0,10	0,16–0,35 0,27	0,26–0,70 0,38	0,17–0,48 0,31
9	33,8–64,0 53,6	20,2–33,4 26,5	30,2–60,0 51,0	35,0–62,5 56,8	21,0–62,0 59,6
10	<0,01–0,05 0,02	0,01–0,01 0,01	0,01–0,06 0,04	0,01–0,07 0,05	0,01–0,03 0,02
11	0,02–0,68 0,07	0,09–1,60 0,48	0,07–1,40 0,40	0,78–1,58 1,39	1,09–1,27 1,15
12	0,001–0,006 0,004	0,008–0,056 0,010	0,001–0,004 0,002	0,008–0,108 0,021	0,001–0,104 0,021
13	2,00–3,00 1,56	0,80–2,88 1,45	0,70–2,80 1,50	0,85–4,16 2,56	0,69–7,26 3,25

Примітка: тут і в табл. 4.6: над рискою наведені межі коливань, під рискою – середні значення за період досліджень. 1 – кольоровість (°); 2 – прозорість (м); 3 – *pH*; 4 – вміст розчиненого у воді кисню і 5 – окиснюваність перманганатна (мг О/дм^3); 6 – лужність загальна і 7 – жорсткість загальна (ммоль/ дм^3); 8 – залізо загальне; 9 – хлориди; 10 – фосфор фосфатів; 11 – азот амонійний; 12 – азот нітритів; 13 – азот нітратів (мг/дм^3).

За прозорістю води досліджувані озера належать до II класу якості вод, крім Горохівки (III клас); за вмістом розчиненого у воді кисню – до I класу. За значеннями *pH* озера Луко та Дідове відносимо до I класу якості вод, Воронки, Острівське і Горохівка – до II класу. За величинами окиснюваності перманганатної Луко належить до II класу якості вод, інші досліджувані озера – до III класу. За вмістом загального заліза озера можна віднести до III класу якості вод (окрім Воронківського – II клас). За критеріями забруднення сольового складу (за вмістом хлоридів) озера відносяться до II класу якості вод. За вмістом фосфору фосфатів досліджувані водойми належать до I–II класів якості вод. За вмістом нітритного азоту води карстових озер Луко, Воронки, Острівське відповідають II класу якості, Дідового і Горохівки – III класу. За вмістом амонійної форми азоту Луко належить до I класу якості вод, Воронківське й Острівське озера – до III класу, Дідове й Горохівка – до IV класу. У досліджуваних водоймах виявлено високий вміст нітратного азоту.

Вміст специфічних речовин токсичної дії в досліджуваних озерах наведено в табл. 3.2.

Таблиця 3.2

Вміст специфічних речовин токсичної дії в озерах (2010–2017 рр.)

Пока-зники	Озера				
	Луко	Воронки	Острівське	Дідове	Горохівка
1	0,001–0,003 0,002	0,001–0,001 0,001	0,001–0,001 0,001	0,001–0,001 0,001	0,003–0,010 0,005
2	0,013–0,026 0,023	0,003–0,012 0,007	0,013–0,039 0,030	0,005–0,012 0,009	0,025–0,070 0,065
3	0,001–0,001 0,001	0,20–0,68 <0,001	<0,001–0,001 <0,001	<0,001–<0,001 <0,001	0,001–0,003 0,002
4	0,020–0,025 0,023	0,009–0,018 0,012	0,020–0,038 0,031	0,0100–0,030 0,020	0,005–0,048 0,035
5	<0,0001–0,0001 <0,0001	<0,0001–0,0001 <0,0001	<0,0001–0,0001 <0,0001	<0,0001–<0,0001 <0,0001	0,000–0,001 <0,001

Примітка: 1 – мідь; 2 – цинк; 3 – свинець; 4 – марганець; 5 – кадмій (мг/дм^3).

За вмістом міді досліджувані озера переважно належать до II класу якості вод, лише Горохівка – до III. За вмістом цинку озера Воронки та Дідове можна віднести до I класу якості вод, Луко, Острівське і Горохівка – до III класу. За вмістом свинцю і кадмію досліджувані озера належать до I класу, марганцю – II класу.

3.1. Таксономічний склад озерного фітопланктону

У складі досліджуваних озер ідентифіковано 156 видів водоростей, представлених 159 внутрішньовидовими таксонами із номенклатурним типом виду включно (в. в. т.), що належать до 81 роду, 46 родин, 28 порядків, 14 класів. Розподіл водоростей за відділами був таким: Cyanoprokaryota – 17 видів (17 в. в. т.), Euglenophyta – 19 (22), Chrysophyta – 10 (10), Xanthophyta – 2 (2), Bacillariophyta – 48 (48), Dinophyta – 7 (7), Cryptophyta – 2 (2), Chlorophyta – 48 (48) і Charophyta – 3 (3). Найбагатшими у флористичному відношенні були озера: Луко – 83 види водоростей планктону (86 в. в. т.), Острівське – 83 види (85 в. в. т.) та Воронки – 66 (68 в. в. т.). У Дідовому озері і Горохівці кількість ідентифікованих видів становила відповідно 32 і 28 (табл. 3.3).

У флористичному відношенні найбагатше представлені відділи діатомових і зелених (по 30,8% від загальної кількості видів) водоростей. На третьому місці за видовим багатством знаходяться евгленові (майже 12,2%) та синьозелені (10,9%).

Співвідношення таксонів різних відділів в окремих озерах відрізнялося. У Воронківському діатомові за числом видів поступалися зеленим та синьозеленим, у Горохівці пропорція зелені – діатомові зберігалася. В озері Луко та Горохівці третє місце за багатством складу займали евгленові, у Воронківському і Дідовому – синьозелені, в Острівському участь цих відділів була однаковою [3, 16, 17].

Аналіз статистичної залежності між кількістю видів водоростей планктону озер та їх морфометричними, гідрофізичними і гідрохімічними характеристиками підтвердив, що вона визначалася величиною *pH* (r=0,76;

n=30) та кольоровістю (*r*=-0,70; *n*=30) і не залежала від площі озер та рівня загального азоту й фосфору фосфатів.

Таблиця 3.3

Таксономічний склад озерного фітопланктону (2010–2019 рр.)

Відділи	Озера				
	Луко	Воронки	Острівське	Дідове	Горохівка
Cyanoprokaryota	8 (8) 9,6	14 (14) 21,2	10 (10) 12,0	7 (7) 21,8	2 (2) 7,1
Euglenophyta	9 (10) 10,9	2 (2) 3,0	10 (12) 12,0	4 (5) 12,5	3 (3) 10,7
Chrysophyta	6 (6) 7,2	3 (3) 4,5	0 (0) 0,0	2 (2) 6,3	1 (1) 3,6
Xanthophyta	0 (0) 0,0	1 (1) 1,5	1 (1) 1,2	0 (0) 0,0	0 (0) 0,0
Bacillariophyta	32 (34) 38,6	9 (9) 13,7	32 (32) 38,7	9 (9) 28,1	9 (9) 32,2
Dinophyta	1 (1) 1,2	6 (8) 9,1	4 (4) 4,8	1 (1) 3,1	2 (2) 7,1
Cryptophyta	1 (1) 1,2	2 (2) 3,0	2 (2) 2,4	2 (2) 6,3	2 (2) 7,1
Chlorophyta	26 (26) 31,3	26 (26) 39,5	24 (24) 28,9	7 (7) 21,9	9 (9) 32,2
Charophyta	0 (0) 0,0	3 (3) 4,5	0 (0) 0,0	0 (0) 0,0	0 (0) 0,0
Всього	83 (86) 100	66 (63) 100	83 (85) 100	32 (33) 100	28 (28) 100

Примітка. Над рискою – кількість видових таксонів в абсолютному вираженні, під рискою – те ж у %. У дужках наведене число внутрішньовидових таксонів із номенклатурним типом виду включно.

Світловий режим в озерах значною мірою визначається вмістом гумусових речовин, про що свідчить зворотний зв’язок прозорості з кольоровістю води (*r*=-0,59; *n*=30).

У досліджуваних озерах відмічена тенденція до посилення ролі

дрібноклітинних центричних діатомових зі зростанням вмісту фосфору фосфатів, на що вказує збільшення відношення числа видів центричних діатомових до числа пенатних (r=0,77; n=30). Вплив загального азоту значно слабший (r=0,26; n=30).

Кластеризація водойм за складом водоростей показала, що найбільша видова подібність властива карстовим озерам, розташованим на території Рівненської області (Луко, Воронки і Острівське). Найменшу схожість за видовим складом мав фітопланктон озера Горохівка (коефіцієнт Серенсена k_S=0,28), що вказує на своєрідність водоростевих угруповань цієї водойми (рис. 3.1).

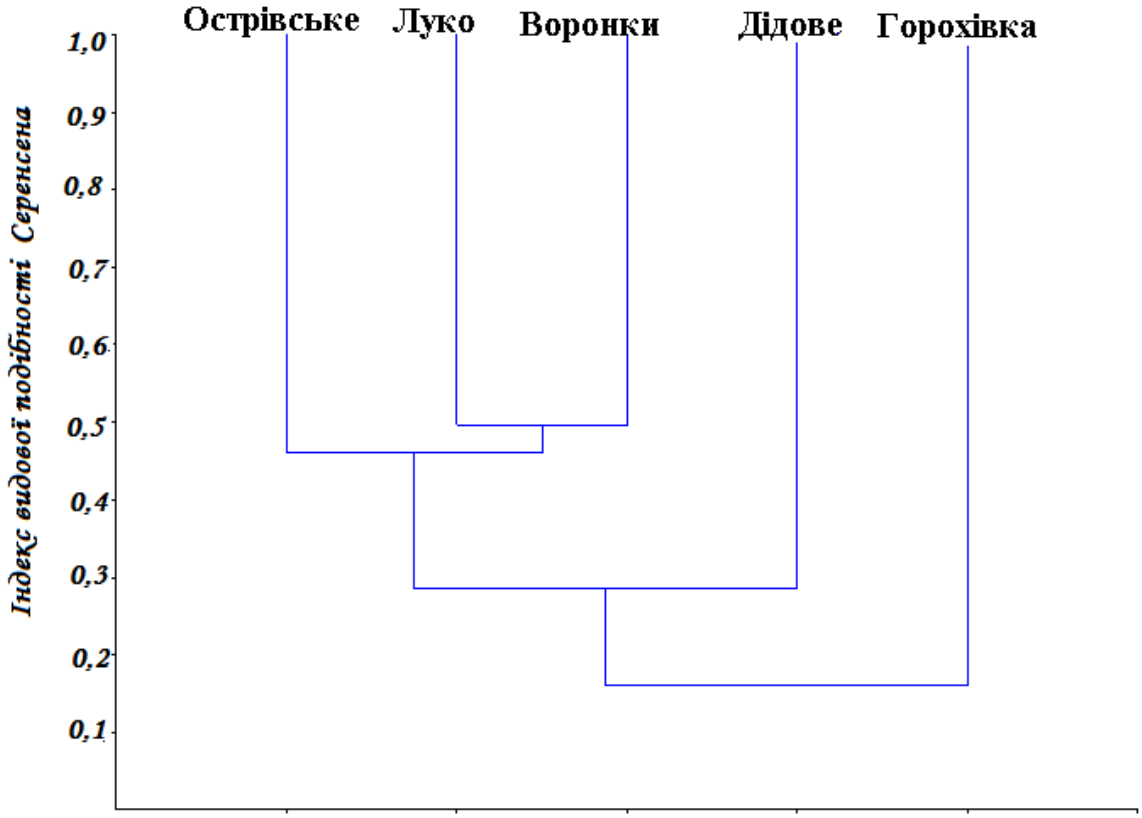


Рис. 3.1. Дендрограма подібності видового складу озерного фітопланктону.

Спільними для всіх озер були всього 2 види: *Cyclotella stelligera* і *Chlamydomonas monadina.* Фітопланктону озер властива значна частка одновидових родів (91–65%).

Середні значення родових коефіцієнтів змінювалися від 1,27 (Горохівка) до 1,83 (Воронки). За градієнтом зниження *pH* озер спостерігалося зменшення величини родового коефіцієнта (r=0,66; n=30). Встановлено зворотній зв'язок між вмістом загального азоту і родовим коефіцієнтом (r= -0,39; n=30).

До видів із частотою трапляння понад 50% належали: в озері Луко – *Trachelomonas volvocina* (52%), *Cyclotella meneghiniana* (52%), у Воронківському – *Gomphosphaeria aponina* (51%), в Острівському – *Cyclotella meneghiniana* (89%), *C. stelligera* (77%), *Aulacoseira granulata* (89%), *A. italica* (77%), *Stephanodiscus hantzschii* (77%), *Nitzschia acicularis* (56%), *Trachelomonas volvocina* (77%), *Aphanizomenon flos-aquae*, *Chlamydomonas globosa* (56%). У Дідовому озері та Горохівці не було виявлено жодного виду із частотою трапляння понад 50%.

Серед індикаторів місцезростань провідну роль відігравали планктонно-бентосні (40–50%) і планктонні (32–41%) форми водоростей. За відношенням до текучості вод та насичення їх киснем переважали індикатори повільнотекучих (50–73%) та стоячих вод (21–50%). Найбільшу частку індикаторних форм, які віддають перевагу стоячим водам із низьким рівнем аерації, мав фітопланктон Дідового озера.

Серед індикаторів температурного режиму домінували помірні форми (56–75%), крім того, в озерах Дідове, Острівське, Луко була помітною частка холодолюбних видів (6–33%).

Щодо індикаторів *pH* середовища, то найвагомішу частку в озрах мали індиференти (50–60%). Водночас в озері Дідове та Горохівці помітною була частка ацидофілів (11–14%).

Індикаторів солоності ранжували на групи індиферентів (47–77%), галофілів (15–33%) і галофобів (2–20%).

Основна частка видів-індикаторів сапробності представлена β-мезосапробами (27–33%), олігосапробами (13–17%), оліго- β-мезосапробами (11–13%). Зі зростанням вмісту загального азоту частка олігосапробів знижувалася (r= -0,19; n=30).

3.2. Кількісний розвиток озерного фітопланктону

Кількісні параметри розвитку фітопланктону досліджуваних озер змінювалися в широких межах. Найвища середня чисельність (3,887±0,10 млн кл./дм^3) та біомаса (5,933±0,92 мг/дм^3) зареєстровані в озері Острівське. Найнижчими вони були в Дідовому оері (0,150±0,02 млн кл./дм^3 і 0,793±0,03 мг/дм^3) та Горохівці (0,027±0,001 млн кл./дм^3 і 0,439±0,04 мг/дм^3). За середніми значеннями біомаси фітопланктону озера належать до I–III класу якості вод (табл. 3.4).

Таблиця 3.4

Кількісні показники розвитку фітопланктону та біотичні індекси озерних екосистем

Озера	***N***, млн кл./дм^3	***B***, мг/дм^3	***S***	***H$_B$***, біт./мг
Луко	0,008–14,394 1,302±0,08	0,070–14,733 2,130±0,36	0,90–2,30 1,61±0,01	0,33–1,46 1,93±0,04
Воронки	0,005–7,634 1,554±0,04	0,030–4,600 2,160±0,36	1,04–2,33 1,58±0,02	0,17–2,30 1,35±0,06
Острівське	0,425–24,660 3,887±0,10	0,186–17,078 5,933±0,92	1,150–2,22 1,81±0,12	2,67–3,78 3,06±0,11
Дідове	0,009–0,721 0,150±0,02	0,009–2,745 0,793±0,03	0,75–2,29 1,51±0,03	0,09–2,21 0,94±0,05
Горохівка	0,001–0,084 0,027±0,00	0,005–1,232 0,439±0,04	0,67–2,55 1,71±0,01	0,27–1,85 1,36±0,13

Примітка. У чисельнику наведені межі коливань, у знаменнику – середні значення показників (x±m_x).

Встановлено прямий зв'язок між біомасою озерного фітопланктону і значеннями *pH* (r=0,91; n=30), вмістом розчиненого у воді кисню (r=0,52; n=90). Слабким він був із температурою води (r=0,14; n=30), вмістом фосфору фосфатів (r=0,16; n=30); з концентрацією загального азоту –

зворотнім (r=-0,39; n=30). Кольоровість не визначала формування біомаси фітопланктону (r=-0,06; n=30).

В озерах Воронки та Дідовому спільною особливістю було щорічне зростання чисельності і біомаси літнього фітопланктону, в Луко, Острівському та Горохівці – спостерігали зростання цих показників в осінній період (табл. 3.5).

Таблиця 3.5

Сезонна динаміка кількісних показників розвитку озерного фітопланктону

Озера	Середня чисельність, млн кл./дм^3			Середня біомаса, мг/дм^3		
	весна	літо	осінь	весна	літо	осінь
Луко	0,704±0,02	1,352±0,17	1,915±0,16	0,607±0,04	2,441±0,20	3,554±0,22
Воронки	1,420±0,11	2,527±0,25	0,670±0,01	1,724±0,20	2,843±0,31	1,807±0,10
Острів-ське	2,781±0,11	3,575±0,22	4,598±0,37	4,829±0,67	5,983±1,40	8,663±1,21
Дідове	0,021±0,00	0,391±0,01	0,016±0,00	0,830±0,03	1,308±0,12	0,114±0,01
Горохів-ка	0,090±0,01	0,017±0,00	0,048±0,01	0,156±0,01	0,056±0,01	1,158±0,14

У літній період основну частку біомаси фітопланктону формували діатомові водорості лише в Острівському озері (41%), синьозелені – у Луківському (53%), Воронківському (66%), Дідовому (92%), зелені – у Горохівці (59%). Восени провідними відділами були зелені водорості – в озері Воронки (44%), діатомові – в Острівському (69%), синьозелені – в Луківському (51%), динофітові – у Горохівці (39%).

Чисельність водоростевих клітин у досліджуваних озерних екосистемах визначали синьозелені водорості: у Лукомському озері вони переважали впродовж літа-осені (87–94%), у Воронківському – навесні та влітку (92–98%), у Дідовому протягом весни та осені (94–97%); діатомові –

впродовж усіх сезонів (42–46%) – в Острівському, а зелені – у Горохівці (46–84%).

Аналіз інформаційного різноманіття за індексом Шеннона показав, що озерним екосистемам властиве переважання моно- та олігодомінантної структури фітопланктону впродовж усіх сезонів. Полідомінантна структура фітопланктону спостерігалася лише в Острівському озері [17].

При усередненні величин індексу Шеннона за рангами біомаси залежність між цими показниками апроксимувалася поліноміальною кривою зі зростанням інформаційного різноманіття при збільшенні біомаси фітопланктону (рис. 3.2).

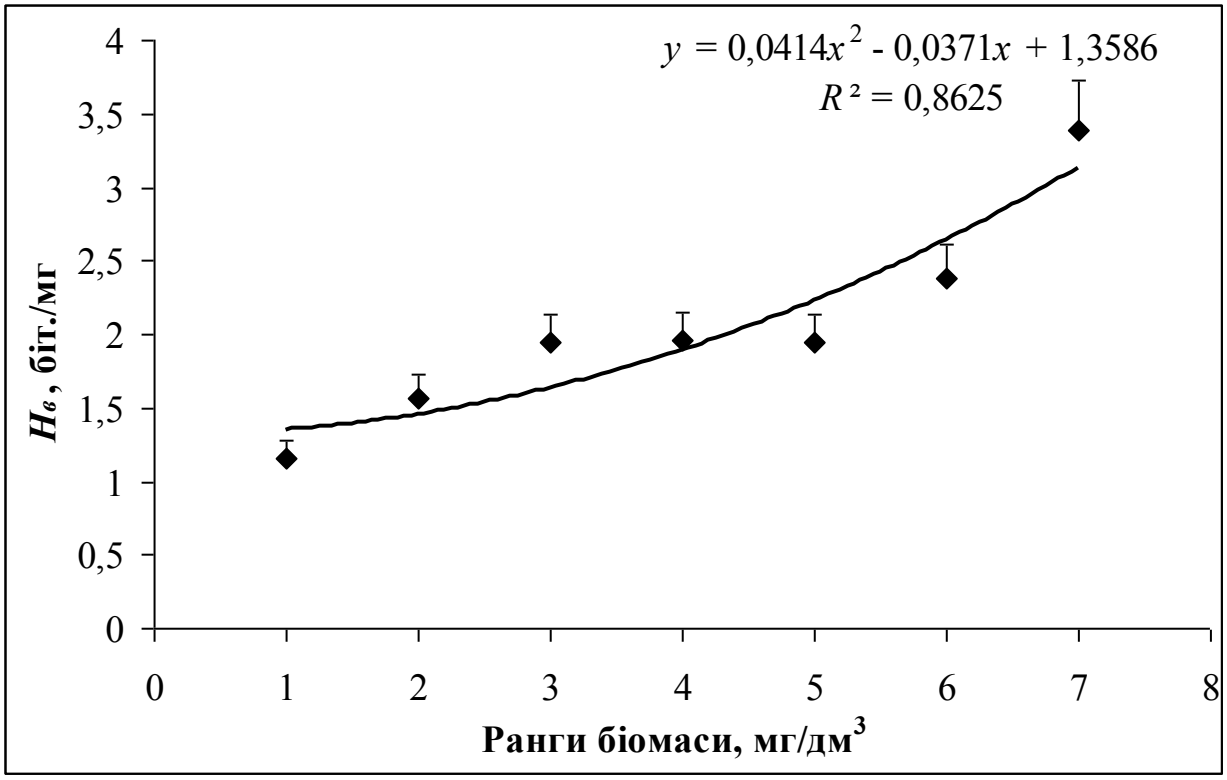


Рис. 3.2. Залежність між індексом Шеннона та біомасою озерного фітопланктону.

По осі абсцис ранги біомаси: 1 – <0,1; 2 – 0,1–0,5; 3 – 0,6–1,0; 4 – 1,1–2,0; 5 – 2,1–5,0; 6 – 5,1–10,0; 7 – 10,0–50,0 мг/дм^3.

Аналіз зв’язку інформаційного різноманіття з вмістом біогенів показав, що вміст фосфору фосфатів не визначає H_B в озерах. Однак, на нього помірно

впливає вміст загального азоту (r= -0,45, n=30). Виявлено тісний зв'язок H_B із pH води (r=0,83, n=30), із кольоровістю він майже відсутній (r= -0,05, n=30). Водночас, зміни інформаційного різноманіття не визначаються температурою води (r=-0,11, p=0,06).

Встановлено, що в озерах домінуючий комплекс фітопланктону сформовний переважно видами, які належать до родів: *Trachelomonas*, *Peridinium*, *Chlamydomonas*, *Crucigeniella*, *Cyclotella, Aulacoseira*.

У мезо-евтрофних за вмістом фосфору фосфатів Дідовому та Острівському озерах улітку відмічали збільшення числа видів, які формують домінантний комплекс, в оліготрофних і мезотрофних озерах (Луко, Воронки, Горохівка) – помітного зменшення числа видів-домінантів в осінній період та збагачення в літній не відбувалося (табл. 3.6).

Отже, у фітопланктоні озер ідентифіковано 156 видів водоростей, представлених 159 внутрішньовидовими таксонами із номенклатурним типом виду включно, які належать до 81 роду, 46 родин, 28 порядків, 14 класів за провідної ролі діатомових і зелених (по 30,8% від загального числа видів) водорості. Кількість таксонів рангом нижче роду тісно корелює з величиною pH (r=0,76, n=30) і кольоровістю (r=-0,70, n=30), та не залежить від площі озер. В озерних екосистемах зв'язок між вмістом біогенів (загального азоту, фосфору фосфатів) та родовими коефіцієнтами слабший, ніж у річкових (r=-0,39 і r=-0,15, n=30).

Лише 6% видів водоростей від загального числа, ідентифікованих в озерних екосистемах, мали високу частоту трапляння (понад 50%). У Дідовому озері та Горохівці не було виявлено жодного виду із частотою трапляння понад 50%.

Озера карстового походження характеризувалися вищими показниками кількісного розвитку у порівнянні з Дідовим і Горохівкою. За біомасою фітопланктону водойми належать до I–III класу якості вод.

Таблиця 3.6.

Сезонна динаміка домінантного комплексу фітопланктону озерних екосистем

Озера	Весна	Літо	Осінь
	Види водоростей		
Острівське	*Phacus longicauda, Aulacoseira granulata, A. italica, Chlamydomonas monadina, Aphanizomenon flos-aquae, Cyclotella meneghiniana.*	*Aphanizomenon flos-aquae, Oscillatoria ukrainica, Trachelomonas rotunda, T. planktonica, Phacus longicauda, Aulacoseira granulata, Chlamydomonas monadina, Stauroneis phoenicenteron, Cyclotella meneghiniana*	*Aphanizomenon flos-aquae, Aulacoseira granulata, A. italica, Chlamydomonas monadina, Peridinium cinctum.*
Воронки	*Rhabdoderma lineare, Gomphosphaeria aponina, Trachelomonas planctonica, Cymbella affinis, Rossithidium linearis, Nitzschia subtilis, Peridinium umbonatum, Geminellopsis fragilis, Ulothrix aequalis, Chlamydomonas monadina, Oocystis submarina, Oocystidium ovale.*	*Gomphosphaeria aponina, Oscillatoria ukrainica, Aphanizomenon flos-aquae, Peridiniopsis penardiforme, Peridinium bipes, Peridinium cinctum, Peridinium umbonatum, Geminellopsis fragilis, Chlamydomonas monadina, Crucigeniella irregularis, Crucigeniella rectangularis.*	*Gomphosphaeria aponina, Fragilarioforma virescens, Peridiniopsis penardiforme Peridinium cinctum, P. umbonatum, Geminellopsis fragilis, Carteria radiosa, Chlamydomonas monadina, Coelastrum microporum, Crucigeniella rectangularis.*

			Продовж. табл. 3.6
Луко	*Aphanizomenon flos-aquae, Trachelomonas hispida, T. ornata, T. volvocina, Stephanodiscus hantzschii, Cyclotella meneghiniana, Cymbella affinis, Encyonema silesiacum, Peridinium bipes, Phacotus coccifer, Coelastrum microporum*	*Rhabdoderma lineare, Coelosphaerium kuetzingianum, Gomphosphaeria aponina, Trachelomonas charkowiensis, T. volvocina, Stephanodiscus hantzschii, Cyclotella bodanica, C. meneghiniana, Chlamydomonas globosa, Pandorina charkowiensis, Coelastrum microporum, Crucigeniella irregularis*	*Coelosphaerium kuetzingianum, Gomphosphaeria aponina, Lepocinclis ovum, Trachelomonas ornata, Trachelomonas volvocina, T. volvocina var. derephora, Uroglena botrys, U. europaea, Cyclotella bodanica, Aulacoseira granulata, Synedra ulna, Cryptomonas ovata, Thoracomonas robusta, Coelastrum microporum, Crucigeniella irregularis*
Горохівка	*Crucigeniella rectangularis, Rhabdoderma lineare, Lepocinclis playfariana, Chlamydomonas monadina, Acutodesmus pectinatus, Dictyosphaerium pulchellum*	*Cyclotella meneghiniana, C. bodanica, C. stelligera, Diatoma vulgaris, Crucigeniella irregularis*	*Trachelomonas volvocina, Acutodesmus obliquus, Crucigeniella rectangularis*
Дідове	*Rhabdoderma lineare, Gomphosphaeria aponina, Tabellaria fenestrata, Dictyosphaerium ehrenbergianum.*	*Rhabdoderma lineare, Coelosphaerium kuetzingianum, Gomphosphaeria aponina, Microcystis aeruginosa. Trachelomonas hispida, Chromulina rosanoffii, Stephanodiscus hantzschii, Cyclotella meneghiniana, C. stelligera, Synedra famelica, Chlamydomonas globosa, Dictyosphaerium ehrenbergianum, Oocystidium ovale.*	*Coelosphaerium kuetzingianum, Gomphosphaeria aponina, Chrysococcus rufescens, Tabellaria fenestrata, Chlamydomonas globosa, Oocystidium ovale.*

Озерним екосистемам властиве переважання моно- та олігодомінантної структури фітопланктону впродовж усіх сезонів. Середні значення індексу сапробності були в межах 1,51–1,81, що відповідає II класу якості вод.

Встановлено, що в озерах домінуючий комплекс фітопланктону сформовний здебільшого представниками родів *Peridinium, Chlamydomonas, Crucigeniella*, *Cyclotella* і *Aulacoseira*. Зі зростанням рівня трофії влітку відмічали збільшення числа видів, що формують домінантний комплекс.

На відміну від річкових екосистем, в озерних не виявлено тісного достовірного зв’язку між біомасою фітопланктону та кольоровістю води (r=- 0,06, n=30) і вмістом фосфору фосфатів (r=0,10, n=30); із концентрацією загального азоту він зворотний (r=-0,39, n=30). Водночас, власними дослідженнями підтверджено тісний прямий зв'язок між біомасою фітопланктону й *pH* (r=0,91, n=30), а також помірний – із вмістом розчиненого у воді кисню (r=0,52, n=90).

Список використаних джерел:

1. Афанасьева А. Л. Видовой состав и биомасса летнего фитопланктона оз. Селигер. *Гидроботаника 2000* : материалы V Всеросс. конф. по водным растениям. Борок : ИБВВ РАН, 2000. С. 7–9.
2. Герасимова О. В. Матеріали до флори водоростей Дніпровсько-Орільського природного заповідника (Україна). *Наукові записки Тернопільського нац. пед. ун-ту. Сер. Біологія. Спец. вип. «Гідроекологія»*. 2005. № 3 (26). С. 77–79.
3. Гриневич В. С., Шелюк Ю. С. Різноманіття фітопланктону водно-болотного угіддя Горохівка (Овруцький р-н, Житомирська обл). *Біологічні дослідження – 2018* : збірник наукових праць. Житомир : ПП «Рута», 2018. С. 171–172.
4. Деревенская О. Ю., Бариева Ф. Ф. Динамика фито- и зоопланктона гипертрофного озера. *Гидроботаника 2000* : тезисы докл. V Всеросс. конф. по водным растениям. Борок : ИБВВ РАН. 2000. С. 25–26.
5. Китаев С. П. Основы лимнологии для гидробиологов и ихтиологов. Петрозаводск : Изд-во Карельского научного центра РАН. 2007. 395 с.
6. Климюк В. М. Фітопланктон Слов’нських солоних озер : автореф. дис. … канд. біол. наук, Київ. 2015. 20 с.
7. Корнева Л. Г. Альгофлора планктона слабоминерализированных озер верхневожского бассейна. *Ботан. журн*. Т. 94, № 4. 2009. С. 481–491.
8. Корнева Л. Г. Динамика разнообразия планктонных альгоценозов в водохранилищах и озерах Волжского бассейна. *Водные и наземные экосистемы: проблемы и перспективы исследований* : материалы Всеросс. конф. (24–28 ноября 2008, Вологда). Вологда, 2008. С. 69–72.
9. Малахов Ю. П. Новые данные о разнообразии водорослей Ривненского природного заповедника (Украина). *Альгология*. 2014. Т. 24, № 3. С. 399–403.
10. Охапкин А. Г., Старцева Н. А. Динамика видовой структуры фитопланктона малых водоемов урбанизированных территорий:

доминирующие виды и биомасса альгоценозов. *Биология внутренних вод*. 2004. № 3. С. 38–45.

11. Охапкин А. Г., Юлова Г. А., Старцева Н. А. Состав и эколого-флористическая характеристика фитопланктона малых водоемов урбанизированных территорий (на примере города Нижнего Новгорода). *Ботан. журн*. 2002. Т. 87, № 2. С. 78–88.

12. Павлова О. А. Структура фитопланктона малых озер в условиях урбанизированного ландшафта (на примере Суздальских озер г. Санкт-Петербурга) : автореф. дисс. … канд. биол. наук. Санкт-Петербург, 2004. 24 с.

13. Самойленко В. М., Вежновец Г. Г. Изменения фитопланктона озер Национального парка «Брацлавские озера». *Гидроботаника 2000* : тезисы докл. V Всеросс. конф. по водным растениям. Борок : ИБВВ РАН. 2000. С. 73–74.

14. Трифонова И.С. Экология и сукцессия озерного фитопланктона. Ленинград : Наука. 1990. 182 с.

15. Тюх Ю. Ю., Царенко О. М., Царенко П. М. Фіторізноманіття національного природного парку «Синевир» та питання його охорони. *Науковий часопис НПУ ім. М. П. Драгоманова*. *Сер. Біологія*. 2012. Вип. 4. С. 3–9.

16. Шелюк Ю. С., Михайленко К. В. Фітопланктон Дідового озера (басейн Прип’яті) : матеріали наук.-практич. конф. «Водні і наземні екосистеми та збереження їх біорізноманіття – 2019» (22–24 травня 2019, м. Житомир). Житомир : ЖНАЕУ, 2019. С. 81–82.

17. Шелюк Ю., Житова О., Курин Н. Особливості формування озерного фітопланктону. *Науковий вісник Східноєвропейського нац. ун-ту ім. Лесі Українки. Сер. Біологічні науки.* 2019. 4 (388). С. 17–23.

18. Шкундина Ф. Б., Гуламанова Г. А. Биологическое разнообразие автотрофного планктона озер Республики Башкортостан (Россия). *Альгология*. 2011. Т. 21, № 3. С. 329–345.

19. Щербак В. І., Семенюк Н. Є. Фітопланктон водойм мегаполіса (на прикладі м. Києва). *Укр. ботан. журн*. 2011 Т. 68, № 1. С. 113–212.

20. Щербак В. И, Майстрова Н. В. Структурная характеристика фитопланктона озерных экосистем Шацкого национального природного парка.. *Наук. праці Поліської ЛНДС «Проблеми екології лісів і лісокористування на Поліссі України»*. Житомир : Волинь, 1999. Вип. 6. С. 84–91.

21. Щербак В. І., Клєстов М. Л. Майстрова Н. В., Семенюк Н. Є. Таксономічне різноманіття альгофлори акваландшафтів Волинського і Рівненського Полісся. *Наукові записки Тернопільського нац. пед. ун-ту ім. В. Гнатюка. Сер. Біологія. спец. вип. Гідроекологія*. 2010. №2 (43). С. 552–556.

22. Щербак В. І., Майстрова Н. В., Морозова А. О., Семенюк Н. Є. Національний природний парк «Прип'ять-Стохід». Різноманіття і гідрохімічна характеристика акваландшафтів / за ред. В. І. Щербака. Київ : Фітосоціоцентр. 2011. 164 с.

23. Экологическая система Нарочанских озер. / под. ред. Г. Г. Винберга. Минск : Изд-во «Университетское». 1985. 303 с.

24. Экологическое состояния трансграничных участков рек бассейна Днепра на территории Украины / под ред. А. Г. Васенко, С. А. Афанасьева. Киев : Академпериодика. 2002. 355 с.

25. Chekryzheva T. A. Phytoplankton of the lakes of the Shuya River basin (Kareliya Republic, Russia). *Hydrobiol. J*. 2011. Vol. 47, N 3. P. 21–29.

26. Shchur L. A., Bondarenko N. A. Comparative analysis of phytoplankton of the Baikal and Khanka Lakes. *Hydrobiol. J*. 2005. Vol. 48, N 3. P. 14–23.

27. Szeląg-Wasielewska E. Trophic status of lake water evaluated using phytoplankton community structure – change after two decades. *Polish J. of environmental studies*. 2006. Vol. 15, N 1. P. 139–144.

28. Trifonova I. S., Pavlova O. A. Structure and succession of phytoplankton in urban water bodies of St.-Petersburg. *Hydrobiol. J.* 2005. Vol. 41, N 3. P. 3–12.

РОЗДІЛ 4
ОСОБЛИВОСТІ БАГАТОРІЧНОЇ ДИНАМІКИ ФІТОПЛАНКТОНУ ВОДОСХОВИЩ ІЗ РІЗНИМ РІВНЕМ ТРОФНОСТІ

Водосховища називають географічними природно-технічними об’єктами [1]. Беручи до уваги особливості екологічної структури і функції, їх розглядають як перехідну ланку між річкою та озером [37, 38, 40, 42, 43] або як систему, в якій відбуваються флуктуації між річковими та озерними умовами [48, 50], або ж порушені річкові екосистеми [51, 52]. При цьому Юджин Одум, враховуючи глобальне поняття потоку енергії, не відносить їх до жодного із цих типів екосистем цілком [21], указує на їх проміжне положення, зважаючи на те, що водосховища поєднують ознаки природної та субсидованої систем. В якості енергетичних субсидій Н. М. Мінєєва називає природні та антропогенні фактори: динамічні явища (енергія хвиль, течій), алохтонні надходження (органічна речовина, біогенні елементи та ін.), які можуть мати як природне, так і антропогенне походження. Морфометричні характеристики і водний режим водосховищ залежать від природно-кліматичних умов і діяльності людини [19, 20].

Водосховища розглядають як азональні об’єкти, які різняться за генезисом, рельєфом місцевості, морфометричними характеристиками, водообміном. Останній суттєво впливає на розвиток і функціонування біоти, відображуючи річкову або озерну направленість внутрішньоводоймних процесів [35, 38, 48].

Регулюючи річкових стік, водосховища не лише відіграють значну роль у зміні властивостей річкових вод і формуванні відповідного гідрологічного і гідрохімічного режиму, а й суттєво впливають на хід біологічних процесів [2, 39].

Складна гідродинамічна структура впливає на термічний, газовий та біогенний режими, переміщення та осадження завису, процеси самоочищення, умови існування гідробіонтів. Водосховища розглядають як

акумулятори речовини та енергії, які мають меншу автономність, ніж озера, та більшу транзитність, ніж річки [1, 35].

Водосховищам властива висока динамічність розвитку, обумовлена переважно їх експлуатацією, що проявляється у процесах формування берегів, змінах якості води, формуванні структури і продуктивності водних і прибережних біоценозів. На відміну від озер, зміни у водосховищах розвиваються циклічно і стрибкоподібно у відповідності до змін зовнішніх факторів [1]. Біологічний режим водосховищ залежить від водного стоку річки і від цілої низки абіотичних факторів, що прямо або опосередковано пов'язані з зарегулюванням річки [11, 35].

Перебіг біологічних процесів у водосховищах рівноцінний такому у природних водоймах [12]. Проте, при створенні нових водосховищ інтенсивний розвиток цих процесів відбувається в перші роки існування [1, 16, 21, 24, 34, 44, 49], коли у воду надходить велика кількість органічних речовин, зокрема гумусових кислот, що обумовлюють спалах чисельності гідробіонтів усіх трофічних рівнів. Спалах трофії у дніпровських та волзьких водосховищах відмічали незабаром після їх заповнення [14, 17, 27, 33]. У перші роки існування фітопланктон характеризувався високим видовим багатством, інтенсивним кількісним розвитком та первинною продукцією, «цвітінням» води синьозеленими водростями. Проте, тривалість початкового періоду може бути обумовлена низкою чинників: географічним положенням, особливостями водойм, положенням у каскаді. Так, становлення («дозрівання») великих ангарських водосховищ було тривалішим у часі, ніж дніпровських та волзьких, і тривало 10–15 років [11, 25].

Пік продуктивності пояснюють не лише вилужуванням органічних і біогенних речовин із затоплених ґрунтів, а й за рахунок розкладання рослинних залишків. У цей період спостерігається висока забезпеченість фітопланктону фосфором, своєрідні трофічні відношення між фіто- і зоопланктоном, що зазнають сильного пресу зі сторони риб [49]. Для фітопланктону Дніпра біогенні елементи, і фосфор у тому числі, не були

лімітуючим фактором, бо їх концентрація і до зарегулювання стоку знаходилася в межах 0,03–0,04 мг Р/л розчинених і 0,07–0,09 мг Р/л загальних форм [6]. «Цвітіння» води дніпровських водосховищ В. І. Щербак пропонує розглядати як природний відгук водоростевих угруповань на зміну екологічних умов функціонування, пояснюючи це тим, що в умовах затоплення величезних територій, багатих на органічні речовини, підвищеного антропогенного навантаження зі значним надходженням у водоймища хімічних речовин, фактор «цвітіння» води мав важливу регуляторну роль у трансформації потоку енергії та речовин. Утворений у процесі фотосинтезу кисень був могутнім агентом самоочищення водних мас від неконсервативних органічних речовин [33].

Початкова стадія «молодості» досить швидко змінюється стадією стабілізації, яка у деяких великих водосховищах супроводжується зниженням біологічної продуктивності [18]. Функціональною особливістю дніпровського фітопланктону в умовах стабілізації режиму водоймищ є тенденція до інтенсифікації первинної продукції, що дозволяє фітопланктону повніше реалізовувати свій продукційний потенціал і компенсувати екосистемам водосховищ зниження надходження енергії від автотрофної ланки після зменшення інтенсивності «цвітіння» води синьозеленими водоростями [34]. Крім того, відмічається трансформація водоростевих угруповань планктону з монодомінантних в олігодомінантні та полідомінантні зі значною часткою дрібноклітинних форм водоростей.

Наступні зміни екосистем водосховищ пов’язані з біогенним живленням, світловими умовами [38], сезонами року, водністю, водообміном, особливостями водокористування [35, 49], положенням у каскаді [34], рівнем антропогенного забруднення [22]. Динаміка гідробіологічного режиму водосховищ визначається також глобальними змінами клімату, яким властива визначена циклічність [11, 26].

На різних етапах сукцесії рівнинних водосховищ визначальним може бути вплив того чи іншого чинника середовища на гідробіонтів.

Ще однією особливістю водосховищ, пов'язаною з водними масами, є наявність екотонних зон, до яких належать не лише прибережні акваторії, що межують із наземним середовищем, а й зони контакту водних мас різного генезису. Екотони характеризуються вищими кількісними показниками та продуктивністю угруповань [9, 28]. За результатами власних досліджень 2004–2006 рр. було проведено порівняння структурних і функціональних показників розвитку фітопланктону верхніх та нижніх б'єфів тетерівських водосховищ і показано, що верхні б'єфи водосховищ мали вищу видову насиченість у порівнянні з нижніми, що пов'язано зі специфікою їх гідрологічних характеристик. Верхні частини водосховищ можна розглядати як річкові ділянки, а пригреблеві, з їх великими глибинами, – як озерні. З верхніх частин водосховищ у верхні б'єфи виносяться річкові види, водночас існуючий озерний режим у пригреблевих ділянках сприяє розвитку лімнопланктону. Фактично, у верхніх б'єфах формується екотонна зона, де створюються оптимальні умови для вегетації як лімнофільного, так і річкового фітопланктону [45].

За відношенням таксономічних категорій «рід» та «вид» у верхніх б'єфах домінували евгленові та динофітові, родовий коефіцієнт яких склав 5,5 та 4,0 відповідно, а в нижніх б'єфах – евгленові та золотисті (3,3 і 3,0). У нижніх б'єфах у порівнянні з верхніми співвідношення числа видів до числа внутрішньовидових таксонів зростало (0,86 та 0,92 відповідно), родовий коефіцієнт – знижувався (1,83 та 1,73 відповідно). Це вказує на спрощення структури фітопланктону нижніх б'єфів водосховищ у порівнянні з верхніми [45].

Вказані відмінності у таксономічному складі фітопланктону верхніх та нижніх б'єфів водосховищ відповідали змінам кількісних характеристик розвитку водоростевих угруповань, вмісту хлорофілу *a*, й таких фізико-хімічних показників, як температура води та вміст розчиненого у воді кисню. Так, у верхніх б'єфах водосховищ у порівнянні з нижніми, біомаса та чисельність водоростей переважно були вищими. Проте, кількаразово

фіксували ріст цих показників у нижніх б'єфах, що могло бути наслідком обліку виявлених у воді клітин (в основному синьозелених водоростей), які скидалися з верхніх б'єфів і характеризувалися низькою життєздатністю в реофільних умовах, а отже, суттєво не впливали на продукційні процеси водосховищ [45].

Зниження вмісту хлорофілу *a* фітопланктону в нижніх б'єфах, найімовірніше, було обумовлене зменшенням інтенсивності вегетації стагнофільних видів водоростей, не пристосованих до реофільних умов. Крім того, одним із факторів, який обумовлював падіння хлорофільного показника, міг бути й температурний режим, який у багатьох випадках значно відрізнявся у верхніх та нижніх б'єфах водосховищ. Відмінності у температурі води впродовж 2004–2006 рр. складали 1–9ºС. У більшості випадків у верхніх б'єфах водосховищ вода була теплішою. Менш помітні відмінності були встановлені й для вмісту розчиненого у воді кисню. Здебільшого у верхніх б'єфах водосховищ цей показник був вищим, ніж у нижніх, що з однієї сторони, непрямо вказувало на відмінності у розвитку фітопланктону, з іншої – на зниження інтенсивності продукційних процесів у нижніх б'єфах водосховищ. Значення *pH* у верхніх та нижніх б'єфах водосховищ суттєво відрізнялися, але закономірностей у їх зміні не було виявлено [45].

Власними дослідженнями, проведеними на тетерівських водосховищах (Трощанському, Чуднівському, Житомирському, Відсічному, Денишівському, Промисловому) упродовж 2003–2006 рр., встановлено переважання пелагічного комплексу організмів. Трохи вища частка літоральних компонентів у фітопланктоні Трощанського водосховища, ймовірно, було наслідком впливу прибережно-мілководної зони водойми на формування видового та внутрішньовидового складу її фітопланктону.

Досить стабільним виявився і розподіл водоростей за відношенням до сапробності середовища. У всіх тетерівських водосховищах переважали *β*-мезосапроби. Проведений сапробіологічний аналіз, який визначає ступінь

забруднення води органічними речовинами за індикаторними видами і входить за цим показником у загальну систему оцінки якості води, показав, що в Денишівському водосховищі склалася найоптимальніша сапробіологічна ситуація з усіх тетерівських водосховищ (для нього характерна найменша частка α-мезосапробів, α-β-мезосапробів, α-мезо-полісапробів та полі-α-мезосапробів – у сумі 9%) [13].

Що стосується інформаційного різноманіття, то для тетерівських водосховищ статистично достовірної різниці у величинах H_B не було отримано. Це стосується всіх вегетаційних сезонів. Навесні та восени тетерівські водосховища переважно характеризувалися високим інформаційним різноманіттям фітопланктону ($H>2$).

Влітку, не зважаючи на високе видове (внутрішньовидове) багатство фітопланктону водосховищ, спостерігалося зниження інформаційного різноманіття, що пояснюється зміною полідомінантних комплексів на монодомінантні за рахунок масової вегетації синьозелених водоростей із провідною роллю *Aphanizomenon flos-aquae*. Це вказує на специфіку водойм зі сповільненим у ході зарегулювання водообміном і на вплив евтрофування.

Встановлено, що флористична подібність фітопланктону водосховищ зростала у напрямку від першого у каскаді водосховища до останнього. Найменшу флористичну схожість мало Трощанське, яке знаходиться у верхів'ї Тетерева. Найбільшу подібність мали розташовані поруч Житомирське та Промислове водоймища [13].

Незважаючи на те, що в літературі наявна значна кількість даних про сукцесію фітопланктону великих водосховищ у природних умовах та її порушення внаслідок антропогенного навантаження, аналогічні питання щодо часових змін фітопланктону малих водосховищ залишаються поза увагою фахівців. Таким чином, на сьогодні нагальною проблемою гідробіологічних досліджень є встановлення особливостей формування і функціонування автотрофної ланки у малих водосховищах.

4.1. Структурно-функціональна характеристика фітопланктону малих водосховищ

Аналіз результатів власних досліджень, проведених упродовж 2004–2007 рр. [13, 31, 32] і 2008–2018 рр., та їх систематичної ревізії дозволив у складі 5 досліджуваних водосховищ (Денишівського, Житомирського, Бердичівського, Миропільського та Новоград-Волинського), ідентифікувати 284 види, представлених 307 внутрішньовидовими таксонами включно з номенклатурним типом виду, які за відділами розподілилися наступним чином: Cyanoprokaryota – 35 видів (36 в. в. т.), Euglenophyta – 39 (54), Chrysophyta – 21 (22), Xanthophyta – 3 (3), Bacillariophyta 70 (72), Dinophyta – 15 (16), Cryptophyta – 3 (3), Chlorophyta – 93 (96), Charophyta – 5 (5). У цілому фітопланктон досліджуваної системи водойм формували водорості із 14 класів, 28 порядків, 50 родин та 123 родів (табл. 4.1) [47].

Флористично найбагатше представлені відділи зелених (32,7% від загального списку видів), і діатомових (24,6%) водоростей. Таке співвідношення властиве конкретним флорам планктону кожної водойми. Найрясніше був представлений фітопланктон Житомирського водосховища, яке має найбільшу площу і приймає води річок Гуйва і Гнилоп’ять.

Зі зростанням площі та об’єму водосховищ зростає роль синьозелених водоростей: так, у Житомирському та Денишівському водосховищах вони стоять на третьому місці за представленістю видами (13,8–14,2%), у Бердичівському їх незначно випереджають евгленові, а в найменших водосховищах – Миропільському і Новоград-Волинському флористична участь евгленових є значно помітнішою. Крім того, зі зростанням площі водосховищ відмічали зростання частки динофітових водоростей [5].

У водосховищах кількість таксонів тісно корелює з площею акваторій (r=0,80, n=18), хоча для річок басейнів Прип’яті і Тетерева прямої позитивної кореляції кількості таксонів рангом нижче роду від площі басейну не знайдено. Встановлено помірну зворотну залежність кількості видів від кольоровості води водосховищ (r= -0,56, n=36).

Таблиця 4.1

Таксономічний склад фітопланктону водосховищ басейну Прип'яті і Тетерева (2004–2018 рр.)

Відділи	Водосховища				
	Новоград-Волинське	Миропільське	Житомирське	Денишівське	Бердичівське
Cyanoprokaryota	3 (3) 5,4	4 (4) 6,6	24 (25) 13,8	22 (23) 14,2	18 (18) 12,0
Euglenophyta	6 (7) 10,7	5 (7) 8,2	15 (19) 8,5	16 (27) 10,3	19 (24) 12,7
Chrysophyta	5 (5) 8,9	8 (8) 13,1	10 (11) 5,8	14 (14) 9,0	9 (9) 6,0
Xanthophyta	0 (0) 0,0	0 (0) 0,0	3 (3) 1,7	2 (2) 1,3	2 (2) 1,3
Bacillariophyta	19 (19) 33,9	15 (15) 24,6	48 (50) 27,6	28 (28) 18,1	31 (31) 20,7
Dinophyta	1 (1) 1,8	1 (1) 1,6	9 (9) 5,2	10 (10) 6,5	4 (4) 2,7
Cryptophyta	2 (2) 3,6	2 (2) 3,3	2 (2) 1,2	2 (2) 1,3	2 (2) 1,3
Chlorophyta	20 (20) 35,7	26 (26) 42,6	62 (62) 35,6	53 (53) 34,2	64 (65) 42,7
Charophyta	0 (0) 0,0	0 (0) 0,0	1 (1) 0,6	8 (8) 5,1	1 (1) 0,6
Всього	54 (55) 100,0	61 (63) 100,0	174 (184) 100,0	155 (162) 100,0	150 (156) 100,0

Примітка. Над рискою – кількість видових таксонів в абсолютному вираженні, під рискою – те ж у %. У дужках наведене число внутрішньовидових таксонів із номенклатурним типом виду включно.

Середні значення родових коефіцієнтів були в межах 1,36–2,04 (табл. 4.2).

Таблиця 4.2

Родові коефіцієнти фітопланктону водосховищ басейнів Прип'яті і Тетерева

Відділи водоростей	Новоград-Волинське	Миропільське	Житомирське	Денишівське	Бердичівське
Cyanoprokaryota	1,5	1,0	2,2	1,8	2,0
Euglenophyta	2,0	1,7	3,8	5,3	3,8
Chrysophyta	1,7	2,0	1,7	2,8	1,5
Xanthophyta	-	-	1,5	1,0	2,0
Bacillariophyta	1,9	1,4	2,1	2,2	1,7
Dinophyta	1,0	1,0	1,8	2,5	2,0
Cryptophyta	2,0	2,0	2,0	2,0	2,0
Chlorophyta	1,2	1,2	1,7	1,8	1,5
Charophyta	-	-	1,0	1,6	1,0
Середнє значення	1,6	1,4	2,0	2,0	1,8

Встановлено, що з посиленням антропогенного навантаження спостерігається тенденція до зниження родових коефіцієнтів, а склад водоростей формується переважно монотиповими видами. Підтвердженням цього є достовірний лінійний зв'язок деяких гідрохімічних показників води (*Cl* – середній за рік вміст хлоридів, мг/дм^3, $N_{заг}$, мг/дм^3, $P_{фосфатів}$, мг/дм^3) і родового коефіцієнта (аналізувалися дані за 2015–2017 рр):

Родовий коефіцієнт (РК) = -0,3641 *Cl* +92,054; r=-0,82, p<0,05, n=16; РК=-4,7956 $N_{заг.}$+11,24; r=-0,71, p<0,05, n=16; РК=-0,1749$P_{фосф.}$+0,38; r=-0,68, p<0,05, n=16 (рис. 4.1).

Також підтвердженням зв'язку між флористичними характеристиками водойм і рівнем антропогенного навантаження є пряма кореляція між

вмістом загального азоту і відношенням числа видів до числа внутрішньовидових таксонів (ФК):

ФК=-0,001$N_{заг}$+0,0323; r=0,93, p<0,05, n=16.

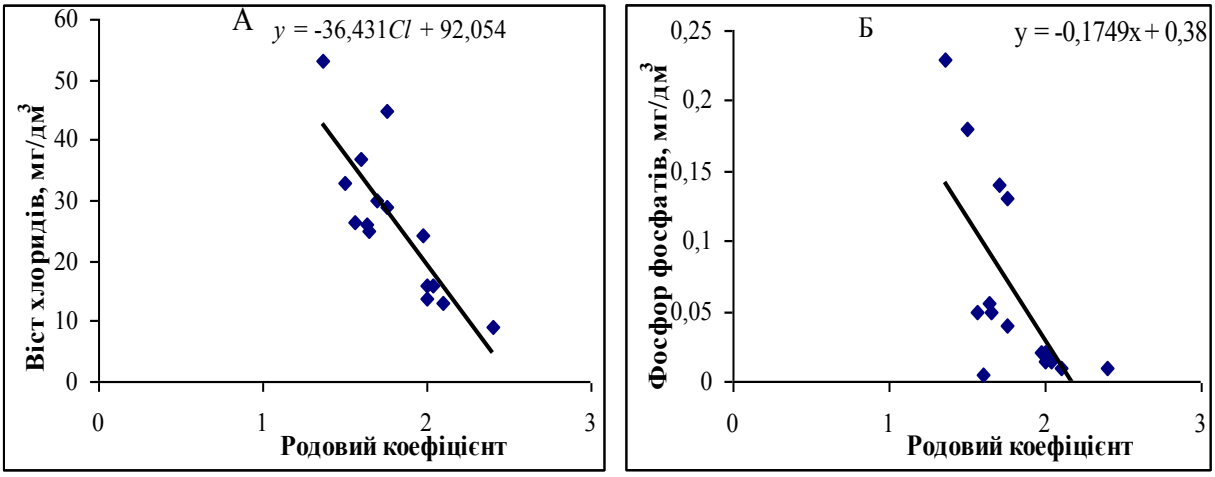


Рис. 4.1. Залежність між величинами родового коефіцієнту та середньорічними концентраціями хлоридів (А) і фосфору фосфатів (Б) у водосховищах.

У водосховищах, як і в річках, збільшення вмісту загального азоту обумовлює посилення флористичної ролі дрібноклітинних центричних діатомових, що призводить до зростання відношення числа видів центричних діатомових до числа видів пенатних (рис. 4.2).

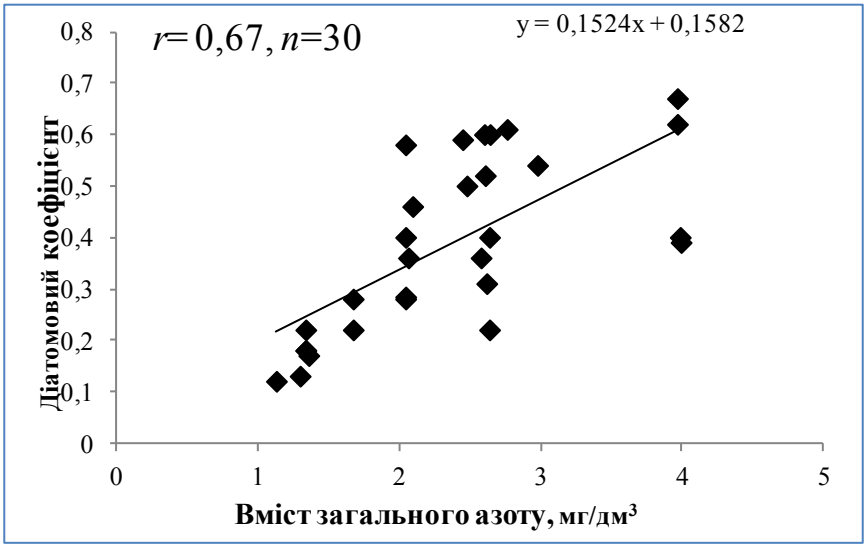


Рис. 4.2. Залежність між вмістом загального азоту та діатомовим коефіцієнтом у водосховищах.

До числа родин, представлених найбільшим числом видів належали Euglenaceae (8,6–12,7%), Scenedesmaceae (7,3–11,5%), Oocystaceae (4,6–6,7%), Bacillariaceae (4,0–8,9%), Fragilariaceae (2,6–8,9%), Chlorellaceae (3,2–6,0%), Chlamydomonadaceae (4,0–7,1%), Selenastraceae (1,8–4,9%), Naviculaceae (2,0–4,6%), Stephanodiscaceae (2,0–7,1%).

У Житомирському, Бердичівському і Денишівському водосховищах до провідних також належали родини Oscillatoriaceae (4,6–5,8%) і Peridiniaceae (2,0–10,3%), у менших за площею та об'ємом водосховищах, збудованих на р. Случ (Миропільському і Новоград-Волинському), – Chrysophyceae (7,1–8,2%).

До рангу провідних родів у всіх водосховищах належали *Trachelomonas*, *Cyclotella*, *Nitzschia*, *Chlamydomonas*, *Kephyrion*. У Житомирському, Денишівському та Бердичівському водосховищах відмічали значну наповненість видами родів *Oscillatoria*, *Navicula*, *Desmodesmus*, *Peridinium.* У Миропільському і Новоград-Волинському відмічено найбільшу кількість 1–2-видових родів (відповідно 86% і 91%).

До видів із частотою трапляння понад 50% у досліджуваних водоймах належало 16 (табл. 4.3).

Порівняння водосховищ за складом видів із високою частотою трапляння показало їх значну подібність (коефіцієнт видової подібності Серенсена склав 0,36–0,74). Проте, лише *Cyclotella meneghiniana* мав високу частоту трапляння у всіх водосховищах. У досліджуваних водоймах відмічали по 4–8 видів із високою частотою трапляння.

Проведений кластерний аналіз показав, що за видовою подібністю водоростей із частотою трапляння понад 50% водосховища розділилася на два кластери: перший формували водойми, що належать до басейну Тетерева, другий – Прип'яті (рис. 4.3).

Кількісні показники фітопланктону водосховищ змінювалися в широких межах [31]. Найвищі середні значення чисельності (31,628–

88,871 млн кл./дм^3) та біомаси (3,449–4,254 мг/дм^3) були зареєстровані у Бердичівському і Житомирському водосховищах (табл. 4.4).

Таблиця 4.3

Види водоростей із високою частотою трапляння (%) у планктоні водосховищ басейнів Прип'яті і Тетерева

Таксони	Водосховища				
	Новоград-Волинське	Миропільське	Житомирське	Денишівське	Бердичівське
Coelosphaerium kuetzigianum	-	-	-	-	-
Oscillatoria amphibia	-	-	50	-	58
Oscillatoria planctonica	-	-	86	61	-
Anabaena flos-aguae	-	-	57	-	-
Anabaena scheremetieviae	-	-	50	-	-
Aphanizomenon flos-aquae	-	-	57	-	75
Cyclotella bodanica	-	-	57	-	-
Cyclotella meneghiniana	55	57	86	72	88
Stephanodiscus hantzschii	50	57	-	-	70
Chlamydomomas globosa	50	86	50	72	-
Chlamydomonas monadina	-	-	-	72	-
Desmodesmus communis	56	-	-	-	-
Schroederia setigera	-	57	-	-	-
Trachelomonas hispida	-	57	-	67	-
Trachelomonas volvocina	-	-	-	67	-
Chrysococcus rufescens	-	80	-	-	-

Примітка. «-» – частота трапляння виду у водоймі була меншою 50%.

Підтверджено прямий зв'язок між біомасою фітопланктону й *pH* (r=0,55, n=60), вмістом фосфору фосфатів (r=0,46, n=30), зворотній – із кольоровістю

(r=-0,36, n=36) і вмістом загального азоту (r=-0,61, n=30).

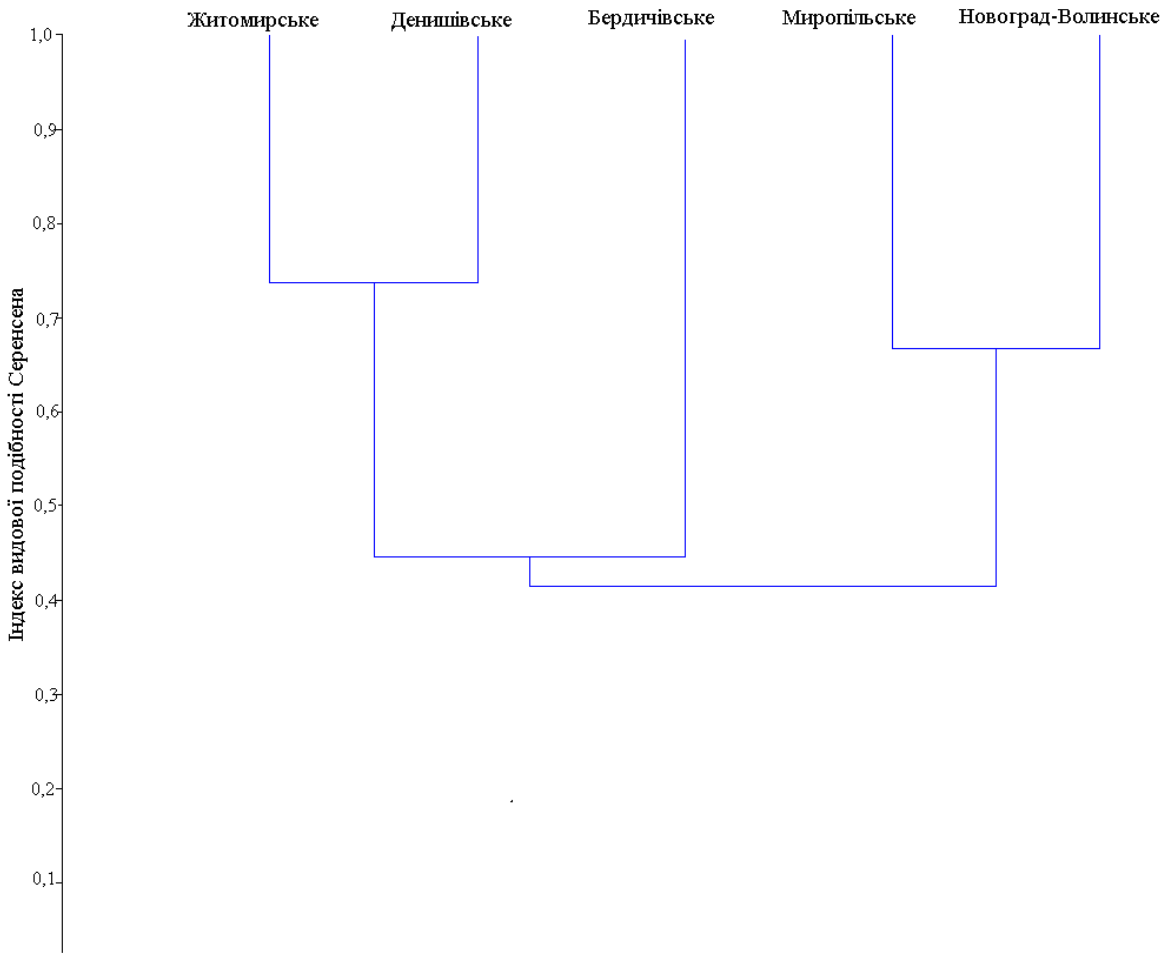


Рис. 4.3. Дендрограма подібності видового складу водоростей із високою частотою трапляння (понад 50%) у досліджуваних водосховищах.

У досліджуваних водосховищах середня величина індексу Шеннона (H_B) варіювала від 1,46 до 1,81 біт./мг. Аналіз сезонної динаміки інформаційного різноманіття фітопланктону водосховищ показав, що у Житомирському, Денишівському, Бердичівському водосховищах максимальні значення H_B досягали влітку, в Новоград-Волинському – навесні, а в Миропільському – восени.

Переважання олігодомінантної структури фітопланктону у водосховищах вказує на специфіку цих створених у ході зарегулювання водойм. Аналіз зв’язку інформаційного різноманіття з впливом різних факторів середовища показав, що абіотичним параметром, який визначає

його величину у водосховищах, як і в річках, був вміст фосфору фосфатів (r=-0,73, n=30).

Таблиця 4.4

Кількісні показники розвитку та біотичні індекси фітопланктону водосховищ басейнів Прип'яті і Тетерева (2010–2017 рр.)

Показники	Новоград-Волинське	Миропільське	Житомирське	Денишівське	Бердичівське
N, млн кл./дм^3	0,029–13,367 1,930±0,10	0,410–9,625 3,581±0,24	0,001–218,770 88,871±2,24	0,001–3,444 0,130±0,09	0,228–187,913 31,628±0,90
B, мг/дм^3	0,019–6,303 0,578±0,11	0,084–8,217 2,587±0,33	0,059–16,999 3,449±0,50	0,100–2,640 0,610±0,13	0,023–11,630 4,254±0,67
S	0,87–2,10 1,62±0,03	0,65–1,91 1,59±0,08	1,29–2,19 1,74±0,02	0,86–1,98 1,88±0,04	1,66–2,75 1,94±0,05
H_B, біт./мг	0,13–3,19 1,56±0,10	0,84–3,06 1,46±0,12	0,27–3,07 1,81±0,24	0,10–3,89 1,77±0,006	0,25–3,36 1,56±0,14

Примітка. У чисельнику наведені межі коливань, у знаменнику – середні значення показників (x±m_x).

Однак, зв'язок H_B із вмістом загального азоту у водосховищах виявився недостовірним (p=0,09). Залежність індексу Шеннона від pH була прямою (r=0,63, n=30), із кольоровістю води – зворотною (r= -0,62, n=30), при чому тіснішою, ніж у річках. Вплив температура води на зміни інформаційного різноманіття був слабким (r=-0,19, n=150).

При усередненні величин індексу Шеннона за рангами біомаси залежність між цими показниками апроксимувалася поліноміальною кривою з максимальними значеннями інформаційного різноманіття в діапазоні біомаси від 2 до 5 мг/дм^3 (рис. 4.4).

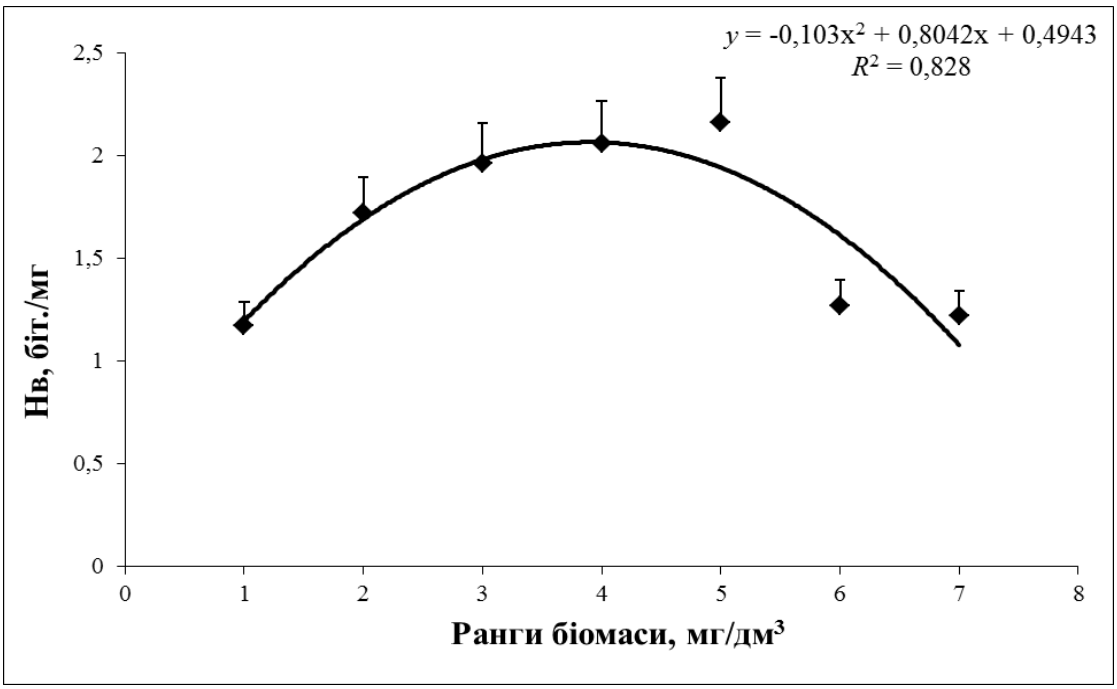


Рис. 4.4. Зв'язок індексу Шеннона з біомасою фітопланктону водосховищ: По осі абсцис ранги біомаси: 1 – <0,1; 2 – 0,1–0,5; 3 – 0,6–1,0; 4 – 1,1–2,0; 5 – 2,1–5,0; 6 – 5,1–10,0; 7 – 10,0–50,0 мг/дм^3.

4.2. Багаторічна динаміка гідрофізичних і гідрохімічних показників вод водосховищ басейнів Прип'яті і Тетерева й оцінка їх якості

Розподіл і міграція хімічних елементів у поверхневих водних об'єктах – важливий фактор їх функціонування, який впливає як на розвиток біоти, зокрема фітопланктону, так і на рівень забруднення водойм. У водосховищах, які є водоймами зі зміненим у процесі зарегулювання гідрологічним режимом, виникають специфічні умови як для міграції і розподілу компонентів хімічного складу води, так і для вегетації фітопланктону [15, 41].

Результати аналізу гідрофізичних і гідрохімічних показників вод водосховищ басейнів Прип'яті і Тетерева наведені в таблиці 4.5. За усередненими значеннями прозорості води водосховищ їх можна віднести до II класу якості вод. За значенням водневого показника вони належать до II-III класів, за вмістом розчиненого у воді кисню – до I класу (окрім

Житомирського водосховища, якість вод якого відповідає III класу).

Таблиця 4.5

Гідрофізичні і гідрохімічні показники води водосховищ басейнів Прип'яті і Тетерева (2007–2019 рр.)

Показ-ники	Водосховища				
	Новоград-Волинське	Миропіль-ське	Житомир-ське	Денишів-ське	Бердичів-ське
1	43–88 45	32–58 36	24-66 32	11–88 40	28–54 34
2	0,75–1,20 1,00	0,80–1,30 1,10	0,80–1,40 1,25	0,90–1,50 1,30	0,80–1,35 1,00
3	5,50–6,54 6,27	7,57–8,24 7,73	6,00–8,50 7,97	6,90–9,18 7,76	6,00–8,89 8,15
4	6,04–13,11 10,83	6,00–10,26 8,80	6,50–7,20 6,85	7,30–14,00 12,00	6,30–13,00 9,30
5	11,6–14,0 12,9	12,8–16,0 13,2	8,0–15,4 11,6	5,8–22,7 10,0	6,7–14,0 9,9
6	0,80–1,20 0,90	5,30–5,50 5,40	3,05–3,82 3,40	2,00–4,12 3,16	6,24–6,78 6,52
7	1,10–6,05 4,03	7,60–7,80 7,70	3,61–5,71 4,60	3,20–5,20 4,12	5,69–6,00 5,90
8	0,08–0,12 0,10	0,12–0,46 0,28	0,09–0,60 0,31	0,16–1,06 0,55	0,32–0,40 0,36
9	13,8–33,0 26,3	16,2–34,4 23,8	16,0–33,0 24,1	15,9–34,1 24,1	32,0–53,6 44,7
10	0,01–0,25 0,05	0,01–0,25 0,03	0,01–0,03 0,02	0,01–0,03 0,01	0,01–0,02 0,01
11	0,20–1,60 0,58	0,80–1,56 1,44	0,08–1,58 0,59	0,06–0,85 0,37	0,01–0,81 0,46
12	0,009–0,012 0,010	0,006–0,010 0,008	0,003–0,171 0,014	0,001–0,102 0,025	0,002–0,020 0,009
13	0,20–3,00 1,48	0,24–2,45 1,87	0,55–3,56 2,04	0,02–9,14 1,65	0,77–4,00 1,87

Примітка: тут і в табл. 4.6: над рискою наведені межі коливань, під рискою – середні значення за період досліджень; 1 – кольоровість (°); 2 – прозорість (м); 3 – *pH*; 4 – вміст розчиненого у воді кисню і 5 – окиснюваність перманганатна (мг О/дм^3); 6 – лужність загальна і 7 – жорсткість загальна (ммоль/ дм^3); 8 – залізо загальне; 9 – хлориди; 10 – фосфор фосфатів; 11 – азот амонійний; 12 – азот нітритів; 13 – азот нітратів (мг/дм^3).

За значеннями перманганатної окиснюваності та за вмістом загального

заліза досліджувані водойми відповідали переважно III класу якості вод; за вмістом хлоридів – II класу; фосфору фосфатів – I–II класам; азоту амонійного – III (Миропільське – IV), нітритного – II–III класам; нітратного – IV класу якості вод.

За вмістом специфічних речовин токсичної дії (міді, цинку, марганцю) вони переважно відносилися до II–III класу якості вод (табл. 4.6).

Таблиця 4.6

Вміст специфічних речовин токсичної дії у водосховищах басейнів Прип'яті і Тетерева (2007–2017 рр.)

Показники	Новоград-Волинське	Миропільське	Житомирське	Денишівське	Бердичівське
1	0,001–0,001 0,001	x	0,004–0,005 0,005	0,009–0,019 0,011	0,002–0,003 0,003
2	0,013–0,016 0,015	x	0,005–0,036 0,015	x	0,063–0,080 0,072
3	0,001–0,001 0,001	x	0,001–0,050 0,027	x	0,001–0,001 0,001
4	0,020–0,021 0,021	x	0,005–0,800 0,275	0,005–0,700 0,217	0,043–0,063 0,050
5	<0,0001–0,0001 0,0001	x	<0,0001–0,0050 0,0020	x	<0,0001–0,0001 <0,0001

Примітка: 1 – мідь; 2 – цинк; 3 – свинець; 4 – марганець; 5 – кадмій (мг/дм^3). «x» – дослідження не проводилися.

За вмістом свинцю Новоград-Волинське й Бердичівське водосховища належать до I класу якості вод, Житомирське – до III класу. Підвищений вміст кадмію спостерігали періодично в Житомирському водосховищі (IV клас якості вод). За вмістом марганцю Новоград-Волинське і Бердичівське водосховища належали до II класу, а Житомирське і Денишівське – до III класу якості вод.

Розглянемо результати аналізу даних, отриманих упродовж 2005–2017 рр. щодо гідрохімічного режиму Денишівського водосховища. Особливості багаторічної динаміки *pH* і кольоровості води наведено на рис. 4.5–4.6.

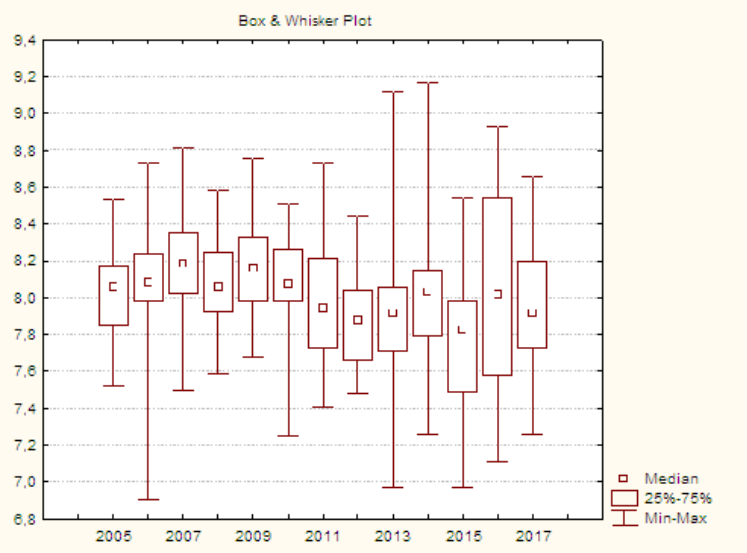


Рис. 4.5. Багаторічна динаміка *pH* води Денишівського водосховища.

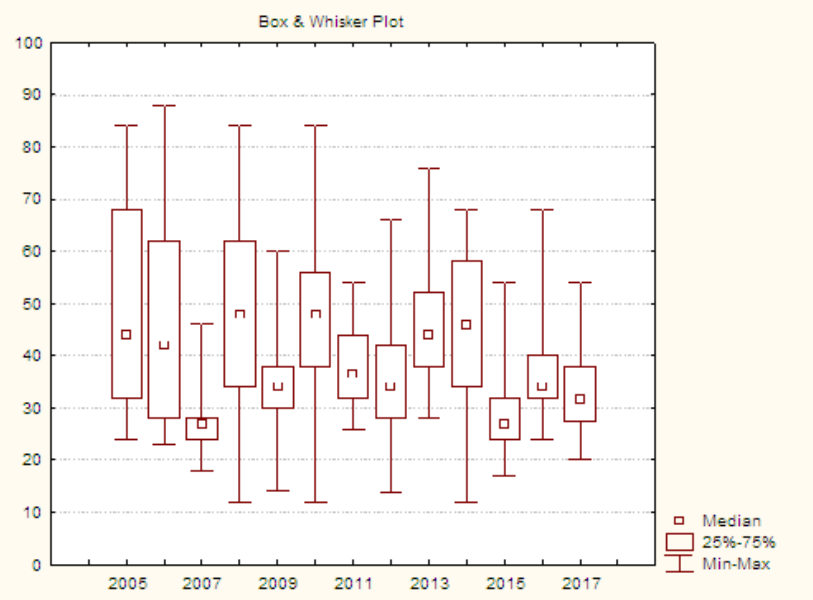


Рис. 4.6. Багаторічна динаміка кольоровості води Денишівського водосховища.

Значення *pH* були в межах 6,98–9,18, кольоровості – 11–68°. Найвищі середні значення *pH* фіксували в 2007 р., кольоровості – в 2008 і 2010 роках, найнижчі – відповідно, в 2015 і 2017.

Вміст нітратного азоту був у межах 0,02–9,14 мг N/дм^3, нітритного – 0,001–0,102 мг N/дм^3, амонійного – 0,06–0,85 (рис. 4.7–4.9).

Найвищі середні значення нітратного азоту фіксували у 2012 та 2015 роках. У 2016 р. спостерігали найнижчі середні значення нітратного і нітритного азоту.

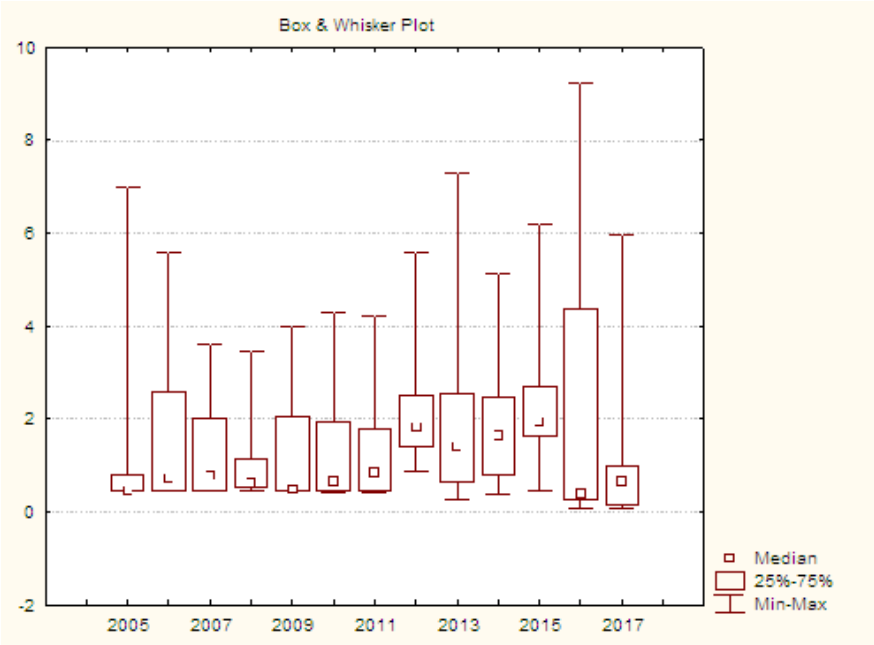


Рис. 4.7. Багаторічна динаміка вмісту нітратного азоту у Денишівському водосховищі.

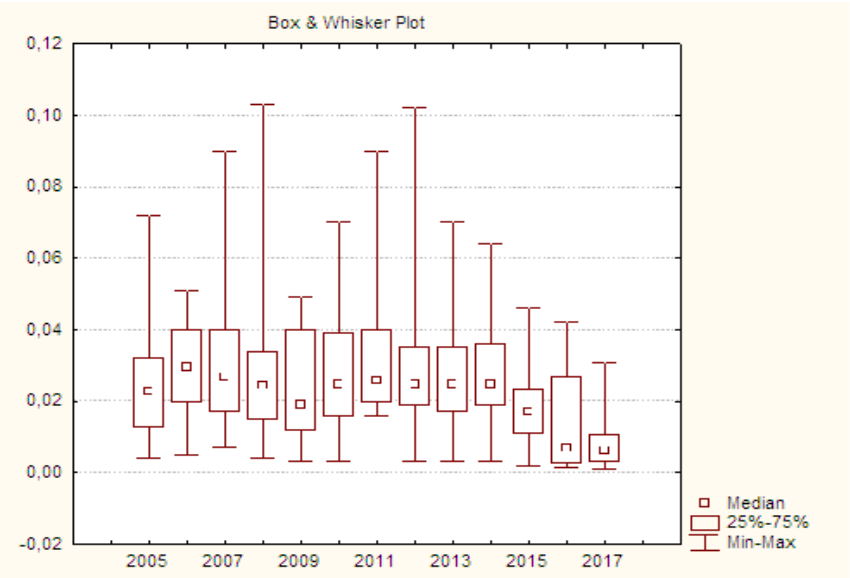


Рис. 4.8. Багаторічна динаміка вмісту нітритного азоту у Денишівському водосховищі.

Багаторічна динаміка амонійного азоту характеризувалася стрибкоподібним характером змін за роками досліджень. Найвищі його середні значення відмічали в 2013 і 2017 роках, найнижчі – в 2009 р.

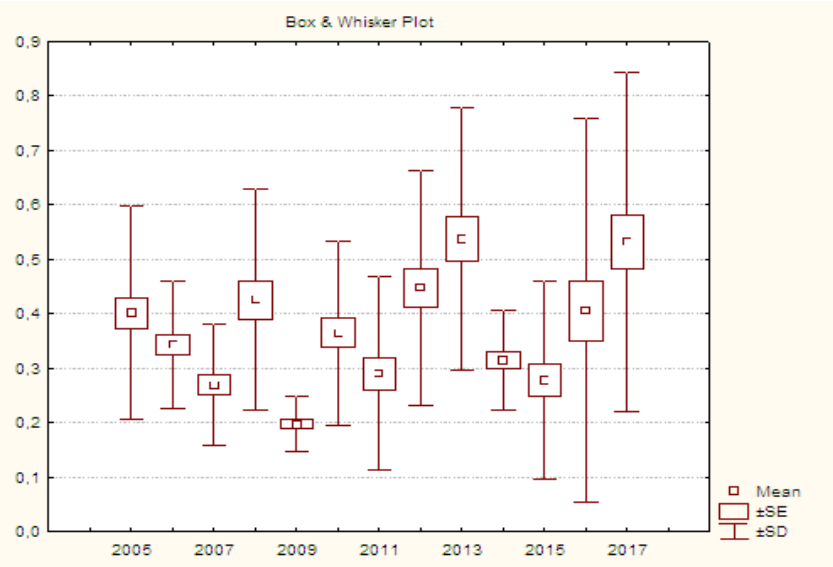


Рис. 4.9. Багаторічна динаміка вмісту амонійного азоту у Денишівському водосховищі.

Аналіз змін температури води водосховища за період 2005–2016 рр. свідчить про тенденцію до її підвищення майже на 1°С. (рис. 4.10). Подібна тенденція є загальною для водойм Європи як наслідок змін клімату.

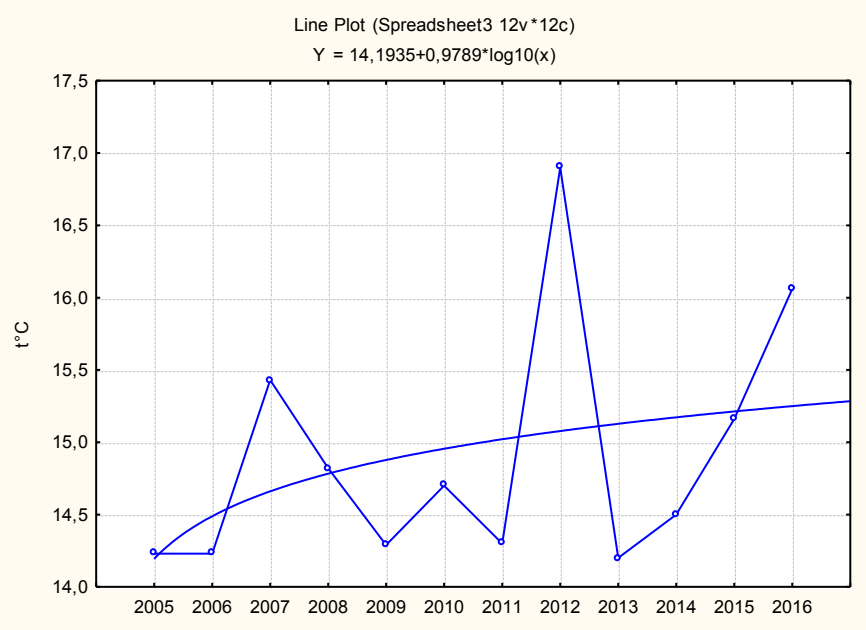


Рис. 4.10. Багаторічна динаміка температури води Денишівського водосховища за вегетаційні сезони 2005–2016 рр.

Багаторічна динаміка показників загальної лужності та жорсткості води Денишівського водосховища наведена на рис. 4.11–4.12.

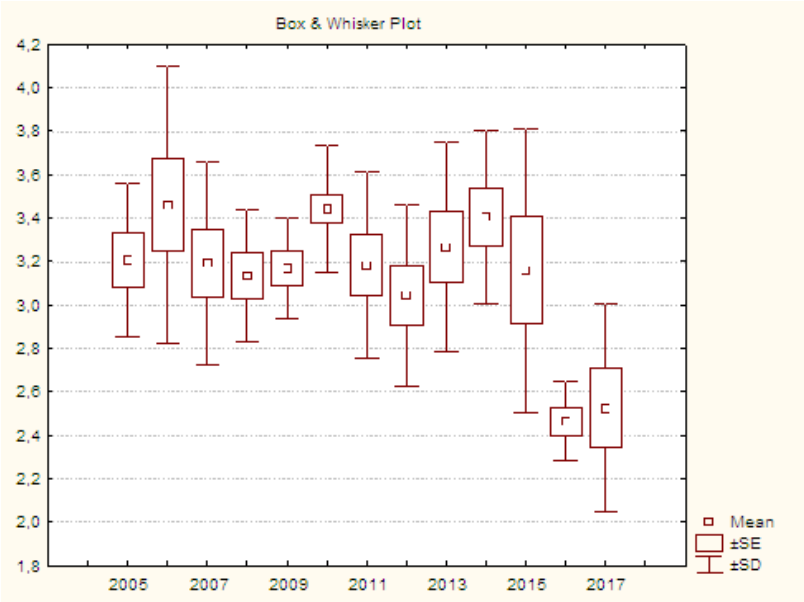


Рис. 4.11. Багаторічна динаміка загальної лужності води у Денишівському водосховищі

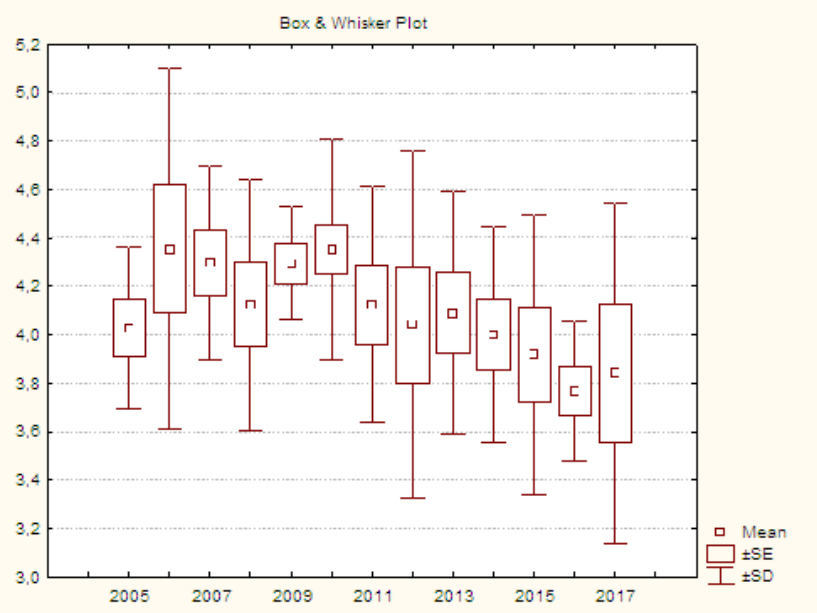


Рис. 4.12. Багаторічна динаміка загальної жорсткості води у Денишівському водосховищі.

Серед компонентів хімічного складу води для нормального розвитку і функціонування фітопланктону на особливу увагу заслуговують біогенні елементи, оскільки для життєдіяльності гідробіонтів вони потрібні у значно

більших концентраціях, ніж мікроелементи [29]. До них разом із азотом та фосфором належить залізо і кремній.

Багаторічна динаміка вмісту загального заліза у воді Денишівського водосховища наведена на рисунку 4.13. Найвищі середні значення вмісту загального заліза фіксували впродовж 2005–2006 рр., а найнижчі – 2015–2017 рр.

Рис. 4.13. Багаторічна динаміка вмісту загального заліза у Денишівському водосховищі.

Однак, серед усіх хімічних елементів саме кремній у найбільших кількостях використовується фітопланктоном, у першу чергу діатомовими водоростями, як основний компонент, що бере участь у побудові кремнеземового панцира їх клітин. Завдяки цьому діатомеї виконують ключову роль у трансформації і кругообізі сполук кремнію у водних об’єктах [4].

Загальний вміст кремнію ($Si_{заг}$) у воді Денишівського водосховища впродовж 2012–2013 рр. був у межах 1,6–7,5 мг/дм^3. При цьому концентрація розчиненого кремнію ($Si_{розч}$) коливалася від 1,5 до 7,4 мг/дм^3, тоді як завислого – досягала 0,06–0,91 мг/дм^3. Домінуючою формою міграції

кремнію у водосховищі є розчинна, відносний вміст якої складає відповідно 68,3–99,1% від загального [41].

У сезонному аспекті міграція різних форм кремнію у значній мірі залежить від розвитку і життєдіяльності діатомових водоростей упродовж року [8, 36, 53].

Так, у поверхневому горизонті води Денишівського водосховища зниження концентрації $Si_{розч}$ відмічали весною, водночас уже з середини літа вміст $Si_{розч}$ збільшувався, досягаючи максимальних значень у зимовий період (рис. 4.14). При цьому зміни показників біомаси діатомей упродовж року указують на участь останніх у міграції співіснуючих форм кремнію в досліджуваній водоймі (рис. 4.15) [41].

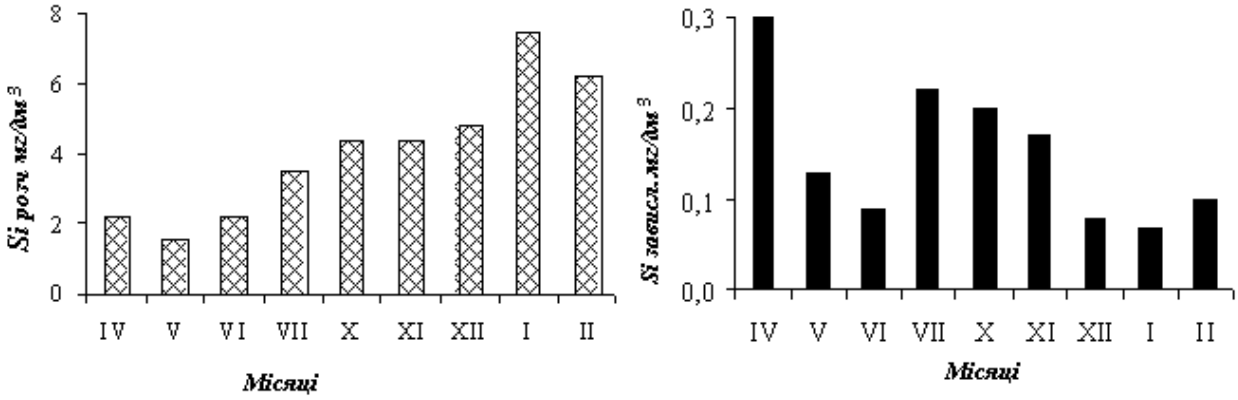


Рис. 4.14. Зміни концентрації $Si_{розч}$ і $Si_{зависл}$ у воді поверхневого горизонту Денишівського водосховища впродовж 2012–2013 рр.

Так, весняне збільшення біомаси діатомових водоростей сприяє вилученню з води розчиненого кремнію, але при цьому фіксували збільшення $Si_{зависл}$. Узимку, коли інтенсивність вегетації водоростей знижується, споживання $Si_{розч}$ зменшується до мінімуму, внаслідок чого вміст завислої форми кремнію також знижується.

Вилучення з товщі води розчиненого кремнію діатомовим планктоном є не просто поглинанням, в його основі лежить процес трансформації, тобто

перетворення співіснуючих форм кремнію – розчиненої в завислу за участю діатомових.

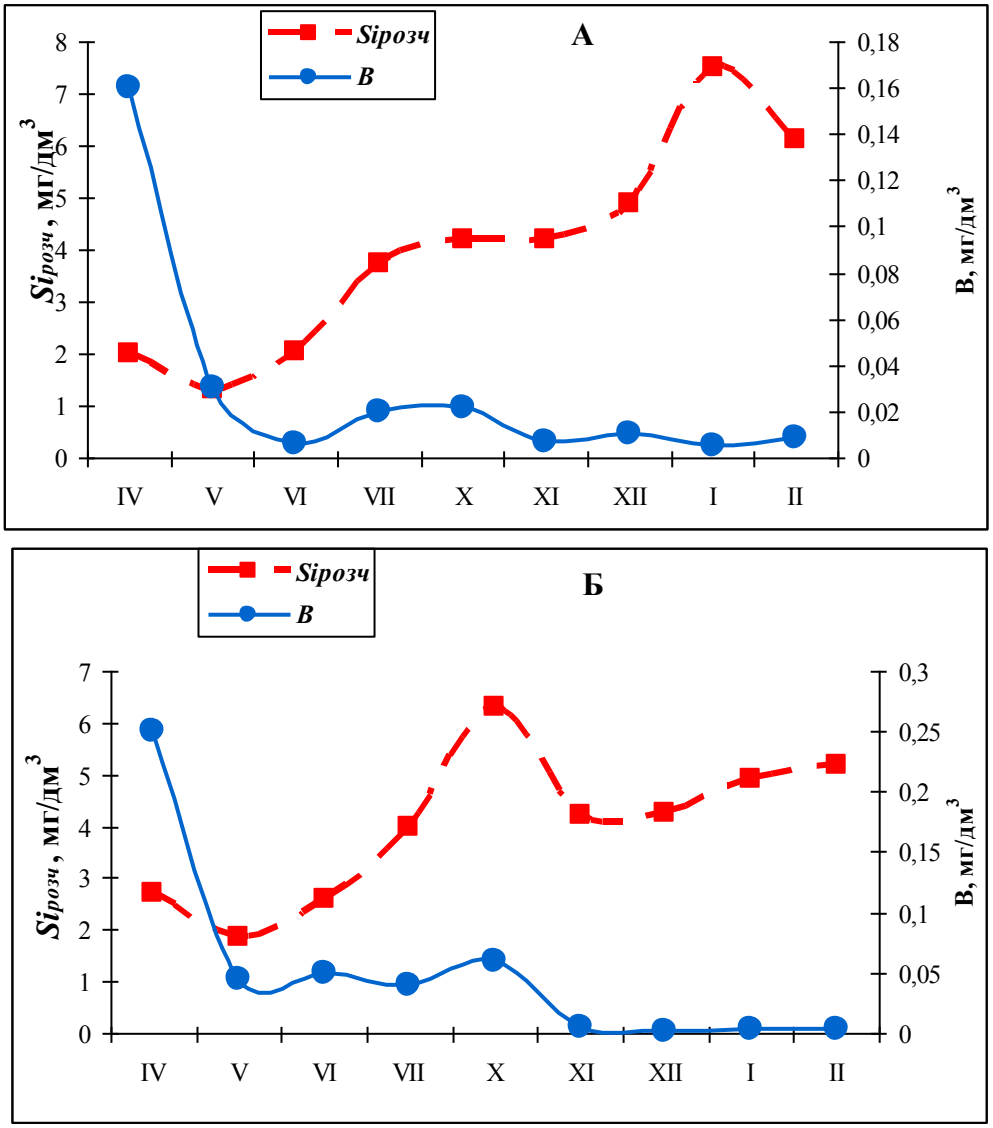


Рис. 4.15. Сезонні зміни концентрації $Si_{розч}$ і біомаси діатомових водоростей у воді поверхневого (А) і придонного (Б) горизонтів Денишівського водосховища (за результатами досліджень 2012–2013 рр.).

Співставлення величин концентрацій $Si_{зависл}$ і біомаси діатомових водоростей у воді Денишівського водосховища, а також їх розподіл упродовж року показав, що зі зростанням біомаси діатомей відбувається збільшення вмісту кремнію у зависі (рис. 4.16). Між цими показниками встановлено позитивну кореляцію (r=0,73 при p=0,000068, t=-7,51 і 0,63 при

p=0,0001, t=-4,79, *n*=16) відповідно для поверхневого і придонного горизонтів водойми.

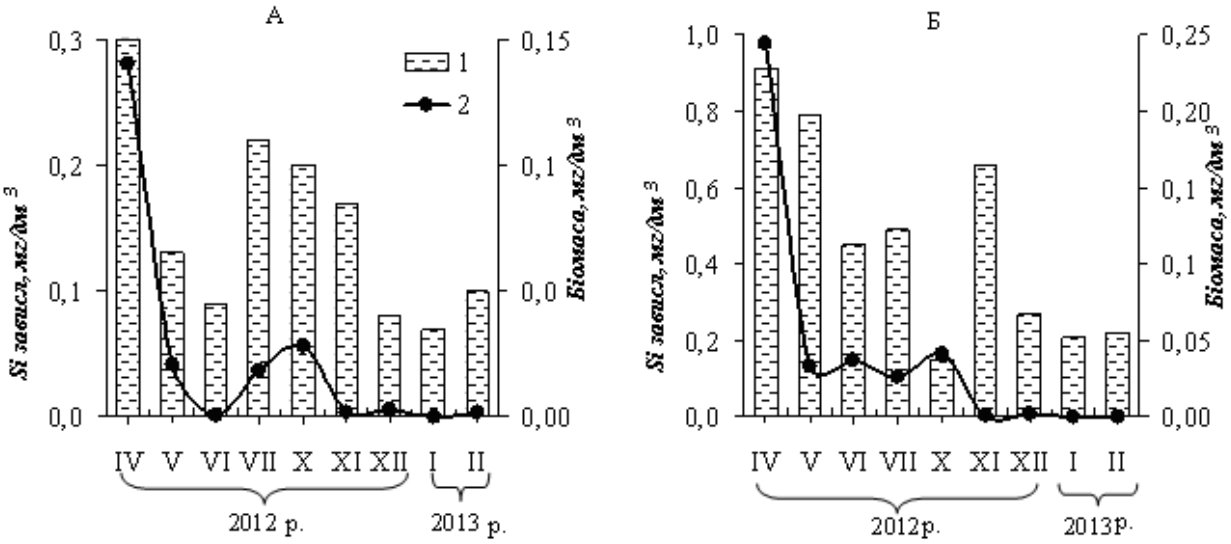


Рис. 4.16. Зміни концентрації $Si_{зависл.}$ (1) і біомаси діатомових водоростей (2) у воді поверхневого (А) і придонного (Б) горизонтів води Денишівського водосховища.

Аналіз отриманих даних щодо концентрації розчинної форми кремнію впродовж року дозволив встановити деякі особливості її розподілу між поверхневим і придонним горизонтами води (рис. 4.17). Зазначаємо, що у весняно-літній період (починаючи з квітня) вміст $Si_{розч}$ біля дна був вищий, ніж на поверхні. Це може бути обумовлено асиміляцією розчиненого кремнію фітопланктоном під час вегетаційного періоду з поверхневого шару, а також наявністю шару температурного стрибка, який чинить опір вітровому перемішуванню, яке призводить до обмеження міграції $Si_{розч}$ із глибших шарів у верхні.

Восени, в тому числі і в листопаді 2012 р. фіксували гомотермію, а отже завдяки активному перемішуванню водних мас вміст $Si_{розч}$ у поверхневому і придонному шарах був однаковим.

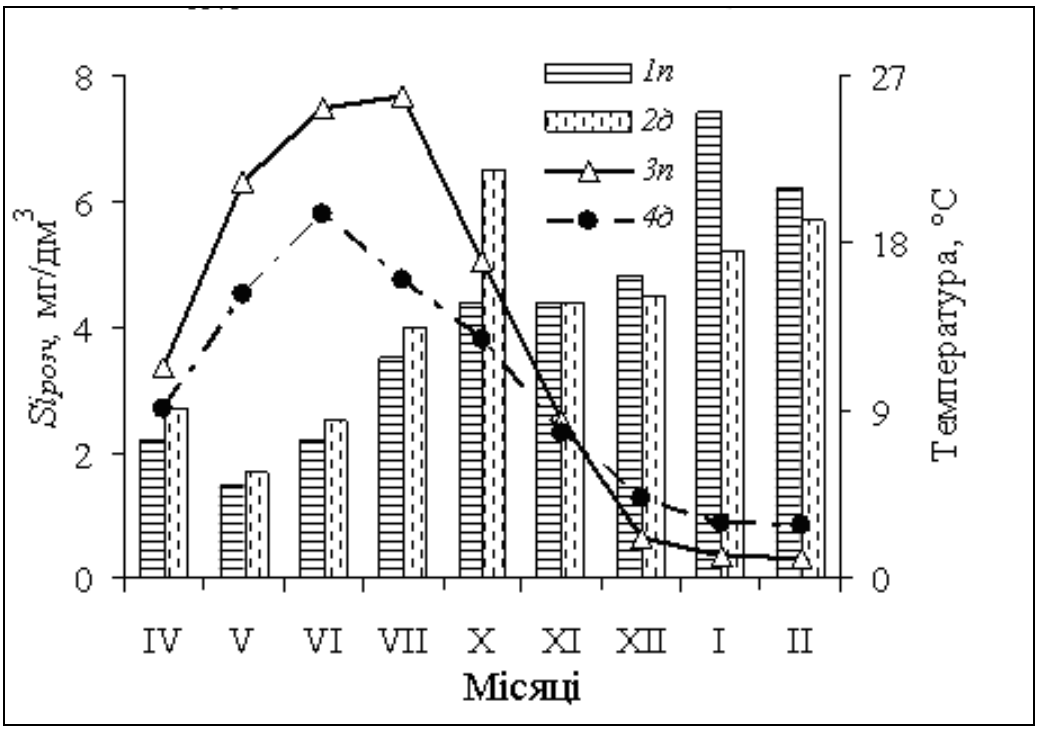


Рис. 4.17. Сезонні зміни концентрації $Si_{розч}$ *(1, 2)* і температури води *(3, 4)* Денишівського водосховища, *п* і *д* – відповідно поверхневий і придонний горизонти води.

Проте, починаючи уже з грудня, і впродовж всієї зими, вертикальний розподіл концентрації розчиненої форми кремнію дещо змінився: вищі концентрації $Si_{розч}$ почали переважати в поверхневому шарі. На початку зими, найімовірніше, це обумовлено конвективним перемішуванням, коли щільніші шари води, які мають дещо нижчу концентрацію $Si_{розч}$, досягнувши температури максимальної густини (4,0°С), опустилися на дно. В наступні зимові місяці відмічали зростання вмісту $Si_{розч}$ як в поверхневому, так і придонному горизонтах води. Якщо в останньому випадку це пов'язано переважно з процесами розкладу відмерлого діатомового планктону, то в першому, найімовірніше, причиною цього є підповерхневий (латеральний) стік [41].

Результати досліджень розчинної форми кремнію за допомогою іонообмінної хроматографії показали, що впродовж усього періоду спостережень у воді Денишівського водосховища переважала нейтральна фракція $Si_{розч.}$. Її відносний вміст коливався в межах 94,8–98,9% $Si_{розч.}$.

Водночас, методом гель-хроматографії вдалося з'ясувати, що в цій фракції домінують низькомолекулярні сполуки кремнію з молекулярною масою до 0,2 кДа. Це свідчить про надходження $Si_{розч.}$ у воду Денишівського водосховища переважно у вигляді мономерно-димерної форми кремнієвої кислоти з нейтральним зарядом, яка є найдоступнішою співіснуючою формою кремнію для засвоєння гідробіонтами [41].

4.3. Особливості сукцесії фітопланктону малих водосховищ

Більшість великих та середніх річок Європи та Америки у другій половині минулого століття були докорінно реконструйовані гідробудівництвом, що викликало зміни не лише їх гідрологічного режиму, але й структурно-функціональних характеристик біоти [1]. Процеси лімногенезу, які протікають при формуванні рівнинних водосховищ, супроводжуються поступовою зміною планктонних угруповань (алогенною сукцесією), викликаною докорінною перебудовою гідролого-гідрохімічних умов у нових водоймах [11–13, 16, 23, 34]. Таксономічний склад угруповань, що формуються при цьому як компонент структурної організації останніх, закономірно змінюється в ході сукцесії, відображаючи перехід від реофільних умов до лімнічних.

Сукцесія фітопланктону є біологічним механізмом, який обумовлює його різноманіття від незарегульованої річки, в процесі її зарегулювання, та на сучасному етапі [16]. Структура водоростевих угруповань водойм є чутливим індикатором умов існування, яка віддзеркалює особливості природно-історичного розвитку, ступінь антропогенного впливу і рівень продуктивності вод [23].

Особливості багаторічної динаміки фітопланктону малих водосховищ вивчали на прикладі Житомирського та Денишівського, які відрізняються за морфометричними особливостями, гідрохімічними показниками, рівнем трофії та часом створення. Найбільше водосховище тетерівського каскаду – Житомирське з площею 390 га введено в експлуатацію у 1964 р.

Наймолодшим у каскаді є Денишівське (час введення в експлуатацію датується 1978 р.) площею 255 га.

За кілька років до будівництва Денишівського водосховища, згідно даних, наведених Т. В. Догадіною за результатами літнього експедиційного дослідження 1973 р., в альгофлорі незарегульваної ділянки р. Тетерів (перекат біля с. Денишів) переважали зелені (переважно хлорококові) та діатомові водорості. У пробах планктону, бентосу і перифітону автором було визначено 223 види водоростей, представлених 261 різновидом і формою. Синьозелені були представлені поодинокими екземплярами, на думку Т. В. Догадіної, випадковими, занесеними з вище розташованих плесів, лише досить часто зустрічалися *Spirulina okensis* (Meyer) Geitl. і *Lyngbya kuetzingii* (Kütz.) Schmidle. Дослідниця охарактеризувала досліджувану ділянку річки як олігосапробну з деякими рисами β-мезосапробності [7], навела види планктонних водоростей із найбільшою частотою трапляння. Відомостей щодо структури, власне, фітопланктону цієї ділянки не знайдено.

Після заповнення Денишівського водосховища у 1978 р. значна частина середньої ділянки р. Тетерів практично перетворилася в каскад малих рівнинних водосховищ. У літературі відсутні дані щодо фітопланктону водосховища у період його побудови та перші роки існування.

Упродовж 2004–2007 рр. фітопланктон водосховища був представлений 97 видами (109 внутрішньовидовими таксонами) (табл. 4.7).

Власними дослідженнями було встановлено, що у формуванні таксономічної структури фітопланктону наймолодшого у каскаді Денишівського водосховища відмічалася менша представленість таксонів видового рангу та більша частка внутрішньовидових таксонів водоростей у порівнянні з іншими водосховищами, збудованими на р. Тетерів, особливо – з більш «зрілим» Промисловим, в якому за результатами дослідження 2004–2008 рр. частка різновидів та форм водоростей від загального числа таксонів рангом нижче роду сягала 6,7% (у Денишівському водосховищі – 11,0%) [30].

Таблиця 4.7

Кількість видів та внутрішньовидових таксонів фітопланктону Денишівського водосховища

Відділи	Період дослідження	
	2004–2007 рр.	2008–2017 рр.
Cyanoprokaryota	14 (15) 14,4	15 (15) 15,3
Euglenophyta	6 (9) 6,2	8 (20) 8,2
Chrysophyta	7 (7) 7,2	12 (12) 12,2
Xanthophyta	2 (2) 2,1	– 0,0
Bacillariophyta	24 (29) 24,7	18 (18) 18,4
Dinophyta	5 (5) 5,2	6 (7) 6,1
Cryptophyta	– 0,0	2 (2) 2,0
Chlorophyta	31 (32) 32,0	37 (38) 37,8
Charophyta	8 (10) 8,2	– 0,0
Усього:	97 (109) 100	98 (111) 100

Примітка. Над рискою – кількість видових таксонів в абсолютному вираженні, під рискою – те ж у %. Тут і в табл. 4.8–4.10, 4.13–4.16 у дужках наведено кількість внутрішньовидових таксонів із номенклатурним видом включно.

У результаті досліджень 2008–2017 рр. у планктоні Денишівського водосховища знайдено 98 видів водоростей, представлених 111 внутрішньовидовими таксонами з номенклатурним типом виду включно [46].

Пропорція флори у 2004–2007 рр. складала: 1: 1,66: 2,77: 3,11, а в 2008–2017 – відповідно 1: 1,77: 3,27: 3,70.

У флористичному відношенні найбагатшими відділами впродовж 2004–2007 рр. та 2008–2017 рр. були зелені, діатомові та синьозелені водорості. Проте, проведене порівняння власних даних щодо структури фітопланктону Денишівського водосховища із даними, отриманими впродовж 2004–2007 рр. і 2008–2017 рр., показало збільшення частки зелених, золотистих, евгленових та появу криптомонад. Водночас відбулося зниження видового багатства діатомових. Варто також відмітити і зникнення харових та жовтозелених водоростей.

Оцінка багаторічної динаміки таксономічного багатства фітопланктону водосховища на рівні класів засвідчила переважання Chlorophyceae, Bacillariophyceae, Hormogoniophyceae, Trebouxiophyceae, Chrysophyceae, Euglenophyceae та Dinophyceae. За зазначений період відбулося збільшення кількості видів водоростей із класу Chrysophyceae та зникнення представників класу Zygnematophyceae (табл. 4.8).

Таблиця 4.8

Провідні класи фітопланктону Денишівського водосховища

Класи	Період дослідження	
	2004–2007 рр.	2008–2017 рр.
Chlorophyceae	22 (23)	25 (26)
Bacillariophyceae	19 (23)	12 (12)
Hormogoniophyceae	10 (11)	10 (10)
Zygnematophyceae	8 (10)	–
Trebouxiophyceae	8 (8)	10 (10)
Chrysophyceae	7 (7)	12 (12)
Euglenophyceae	6 (9)	8 (20)
Dinophyceae	5 (5)	6 (6)

Помітнішими є перебудови структури фітопланктону водосховища на рівні провідних порядків (рис. 4.18). Так, зокрема, у фітопланктоні водосховища зросла флористична частка Chlamydomonadales (із 3% у 2004–

2007 рр. до 10% у 2008–2017 рр.) та Chromulinales (із 3% до 8% загальної кількості видів).

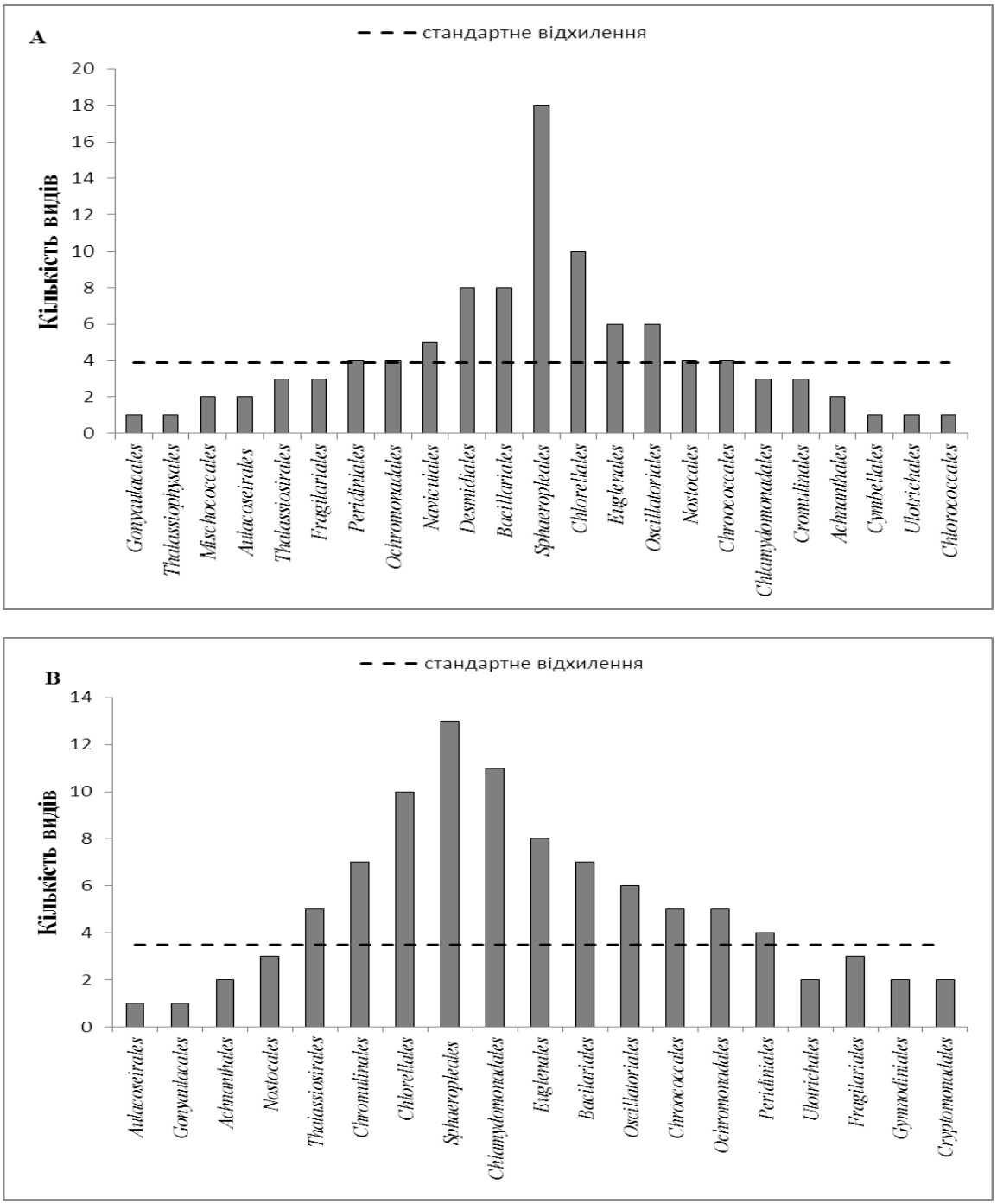


Рис. 4.18. Значимі порядки фітопланктону Денишівського водосховища за результатами досліджень 2004–2007 рр. (А) та 2008–2017 рр. (В).

У планктоні водосховища не зареєстровані представники порядку Desmidiales, який раніше належав до провідних (8%), а також Naviculales (5%). Водночас, стабільною залишається провідна роль порядку

Sphaeropleales, який характеризується найбільшою кількістю видів (відповідно 19% та 14% від загальної кількості видів).

На рівні родин відбулося зростання ролі Euglenaceae (від 3% до 8%), Chlamydomonadaceae (від 1% до 8%), Chrysococcaceae (від 3% до 6%), Selenastraceae та Stephanodiscaceae (від 3% до 5%). Водночас, відмічаємо зниження частки таких родин як Scenedesmaceae (від 10% до 5%), Naviculaceae (від 5% до 0%), Closteriaceae та Desmidiaceae (від 4% до 0%) (табл. 4.9).

Таблиця 4.9

Провідні родини фітопланктону Денишівського водосховища

Родини	Період дослідження	
	2004–2007 рр.	2008–2017 рр.
Scenedesmaceae	10 (10)	5 (5)
Bacillariaceae	8 (8)	7 (7)
Euglenaceae	6 (9)	8 (20)
Oscillatoriaceae	6 (6)	5 (5)
Naviculaceae	5 (5)	–
Closteriaceae	4 (6)	–
Oocystaceae	4 (4)	4 (4)
Chlorellaceae	4 (4)	6
Peridiniaceae	4 (4)	4 (4)
Desmidiaceae	4 (4)	–
Chlamydomonadaceae	–	8 (8)
Chrysococcaceae	–	6 (6)
Selenastaceae	–	5 (5)
Stephanodiscaceae	–	5 (5)

Упродовж 2008–2017 рр. у фітопланктоні серед провідних родів були відзначені *Nitzschia, Trachelomonas* і *Chlamydomonas*, які разом складали 18% від усього видового багатства планктонних водоростей. Заслуговує на увагу

й поява у складі провідних таких родів як *Chlamydomonas, Kephyrion*, *Pseudokephyrion* і *Dictyosphaerium*.

Спільними з 2004–2008 рр. у провідному комплексі родів є тільки *Nitzschia*, *Oscillatoria* і *Trachelomonas*, тоді як представники *Navicula* і *Closterium* не були зареєстровані (табл. 4.10).

Таблиця 4.10

Провідні роди фітопланктону Денишівського водосховища

Роди	Період дослідження	
	2004–2007 рр.	2008–2017 рр.
Nitzschia	8 (8)	7 (7)
Navicula	5 (7)	–
Oscillatoria	5 (5)	4 (4)
Closterium	4 (6)	–
Trachelomonas	3 (5)	7 (4)
Chlamydomomas	–	6 (6)
Kephyrion	–	5 (5)
Pseudokephyrion	–	5 (5)
Dictyosphaerium		4 (4)

У цілому аналіз родового спектру вказує на те, що переважна частина родів мала низьку представленість. Проте, відмічена тенденція до зростання середньої наповненості роду від 1,67 у 2004–2007 рр. до 1,85 у 2008–2017 рр.

Помітне зростання наповненості родів видами відмічали у евгленових і золотистих (відповідно від 2,3 до 4,0 та від 1,3 до 3,0). Крім того, насиченість видів внутрішньовидовими таксонами практично не змінилася, хоча для великих водоймищ Дніпра та Волги властива тенденція до спрощення таксономічної структури фітопланктону з їх віком [213, 34].

Можливо, це пов’язано з перебігом процесів стабілізації екосистеми водосховища. У Денишівському водосховищі найвище відносне значення у

структурі фітопланктону таксонів внутрішньовидового рангу спостерігали в евгленових водоростей.

Фітопланктон водосховища у різні періоди досліджень характеризувався достатньою своєрідністю, про що свідчить коефіцієнт флористичної спільності, який дорівнював 0,36. Отже, у 2008–2017 рр. у фітопланктоні Денишівського водосховища відбулися помітні зміни, які, очевидно, обумовлені змінами впливу природних і антропогенних чинників.

Найбільшу частоту трапляння у планктоні мали такі види як *Chlamydomonas monadina*, *Ch. globosa* (по 72%), *Cyclotella meneghiniana*, *Trachelomonas volvocina* (по 67%), *Oscillatoria planctonica* (61%).

До будівництва Денишівського водосховища провідними у фітопланктоні незарегульованої ділянки річки Т. В. Догадіна називала *Crucigenia quadrata*, *Lagerheimia genevensis*, *Didymocystis inermis* (= *Didymocystis tuberculata*), *Desmodesmus communis* (= *Scenedesmus quadrata*), *Coelastrum microporum*, *C. spaericum*, *Goniochloris fallax*. У 2004–2007 рр. до видів із найбільшою частотою трапляння належали: *Trachelomonas volvocina*, *Oscillatoria planctonica*, *O. amphibia*, *Crucigenia quadrata*, *Desmodesmus communis*, *Nitzschia acicularis*. Отже, варто звернути увагу на зростання за десятирічний період флористичної ролі зелених водоростей *Chlamydomonas monadina*, *Ch. globosa* та діатомеї *Cyclotella meneghiniana.*

Ранжування видів водоростей за класами частоти трапляння показало, що у водосховищі за останні майже 10 років переважали види (79%), що зустрічалися «зрідка» (до 4% проб) і «нечасто» – (у 5–20% проб). Значно меншу частку мали види, що зустрічалися «часто» (17%) – (у 21–50% проб), «досить часто» (4%) – (у 51–80% проб), а тих, що відносяться до класу «дуже часто» (понад 80% проб) взагалі не знайдено. Це свідчить про те, що на сучасному етапі розвитку екосистеми водосховища сукцесія протікає за умов переважання впливу природних чинників на формування її фітопланктону.

Розраховані значення флористичного індексу F_{spp}, указують на те, що провідна роль у формуванні видового багатства фітопланктону водосховища належить зеленим (30,0), евгленовим (20,0) та діатомовим (19,5) водоростям. Синьозелені мають нижчий флористичний індекс (F_{spp}=14,1) через порівняно невисоку частоту трапляння. Значення інших відділів незначне (F_{spp}=1,7–8,9).

У сезонному аспекті розподіл водоростей за роки досліджень був відносно рівномірним. У всі сезони провідна роль у формуванні видового та внутрішньовидового багатства належала Chlorophyta (їх частка у 2004–2007 рр. складала 33–40%, а у 2008–2017 рр. – 25–36%) та Bacillariophyta (29–37% і 16–23%, відповідно). У 2004–2007 рр. третім за видовою представленістю в усі сезони був відділ Cyanoprokaryota (9–22%) із помітною часткою Euglenophyta в осінній період (11%) та Chrysophyta навесні (9%), тоді як у 2008–2017 рр. третє місце належало Euglenophyta (16–25%). Меншою часткою були представлені Cyanoprokaryota (11–17%).

Аналіз списку видів водоростей водосховища, ідентифікованих упродовж 2004–2007 рр., які є індикаторами приуроченості до певних місцезростань, засвідчив переважання планктонно-бентосних форм (47,8%). За період досліджень відбулося зростання частки планктонних (із 36,2% до 42,0%) та бентосних (із 6,0% до 10,0%) форм при майже сталому домінуванні планктонно-бентосних (46,0%) [10].

Види-індикатори текучості вод та їх насичення киснем ранжували на повільнотекучі (їх частка у 2004–2007 рр. склала 76,1%, у 2008–2017 рр. – 70,0%), стоячі (відповідно – 23,9% і 27,5%) та аерофіли (2,5% і 0,0%). Такий розподіл видів-індикаторів свідчить про переважання у водосховищі відносно повільної течії, що створює сприятливі умови для розвитку водоростей у товщі води, які помірно збагачують її киснем. Деяке зростання частки індикаторів стоячих вод та зникнення аерофілів, імовірно, є результатом пристосування автотрофної ланки водної екосистеми до існування в умовах зарегулювання.

Серед індикаторів солоності вод у роки досліджень переважали

індиференти (81,8% та 73,4%), які мешкають у нейтральних чи слабколужних водах. Олігогалоби-галофіли та олігогалоби-галофоби були представлені значно меншою кількістю видів (5,5% і 20,4% у 2004–2007 рр.; 3,6% і 6,2% у 2008–2017 рр.). Зростання в часі частки галофілів, очевидно, свідчить про деяке збільшення рівня мінералізації води.

Із п'яти груп індикаторів *pH* у 2004–2007 рр. нами були відзначені представники індиферентів (48,4%), алкаліфілів (41,9%), алкалібіонтів (3,2%) та ацидофілів (6,5%). Серед виявлених індикаторів *pH* води у 2008–2017 рр. також переважали індиференти (57,1%), досить помітними були алкаліфіли (35,7%), проте не виявлено ацидофілів та майже не змінилася частка алкалібіонтів (7,1%).

Для оцінки рівня органічного забруднення водосховища нами використано систему Пантле-Букк у модифікації Сладечека з урахуванням таких зон самоочищення як ксеносапробна, олігосапробна, α і β-мезосапробна та полісапробна. Порівняння сапробіологічних характеристик водоростей водосховища дозволяє стверджувати, що на сучасному етапі функціонування його екосистеми відбулося певне покращення якості води у порівнянні з 2004–2007 рр., про що свідчить зниження (із 9% до 6%) частки α-мезосапробіонтів, α-β-мезосапробіонтів, α-мезо-полісапробіонтів та полі-α-мезосапробіонтів.

Кількісний розвиток фітопланктону водосховища у різні роки досліджень також відрізнявся. Так, середні значення чисельності фітопланктону у Денишівському водосховищі складали: у 2004–2007 рр. – 10,87±0,86 млн кл./дм^3, у 2008–2017 рр. – 0,13±0,09 млн кл./дм^3. Спільною особливістю була визначальна роль синьозелених водоростей у формуванні чисельності фітопланктону (відповідно 90% і 96% від загального числа клітин), субдомінантами впродовж літа-осені виступали зелені та діатомові. Лише у весняний період у формуванні чисельності фітопланктону у 2004–2007 рр. провідна роль належала синьозеленим (60%), золотистим (22%) та діатомовим водоростям (14%), а в 2008–2017 рр. – зеленим (47%),

синьозеленим (31%) і діатомовим (15%).

Аналіз багаторічної динаміки біомаси фітопланктону Денишівського водосховища вказує на тенденцію до її зниження у 2008–2017 рр. порівняно з 2004–2007 рр. (табл. 4.11, рис. 4.19).

Таблиця 4.11

Біомаса фітопланктону (мг/дм^3) Денишівського водосховища у різні роки його дослідження

Відділи	Період дослідження	
	2004–2007 рр.	2008–2017 рр.
Cyanoprokaryota	0,01–0,39 0,15	0,02–0,87 0,27
Euglenophyta	<0,01–0,16 0,09	<0,01–0,45 0,09
Chrysophyta	<0,01–0,15 0,03	<0,01–0,01 0,002
Xanthophyta	<0,01–0,02 0,003	–
Bacillariophyta	0,06–2,35 0,41	<0,01–0,24 0,03
Dinophyta	<0,01–1,95 0,48	<0,01–0,29 0,15
Cryptophyta	–	<0,01–0,02 0,002
Chlorophyta	0,06–0,27 0,12	0,001–0,61 0,07
Charophyta	0,01–0,04 0,02	–
Усього	0,35–2,64 1,31	0,006–1,73 0,61

Зокрема, середні показники біомаси у 2004–2007 рр. складали 1,31±0,10 мг/дм^3, а у 2008–2017 рр. – 0,61±0,13 мг/дм^3. У цілому у 2004–2007 рр. у формуванні біомаси фітопланктону провідна роль належала представникам відділів Dinophyta (37%), Bacillariophyta (31%), Cyanoprokaryota (12%), Chlorophyta (9%), а у 2008–2017 рр. – Cyanoprokaryota (44%), Dinophyta (25%), Euglenophyta (15%) і Chlorophyta (11%).

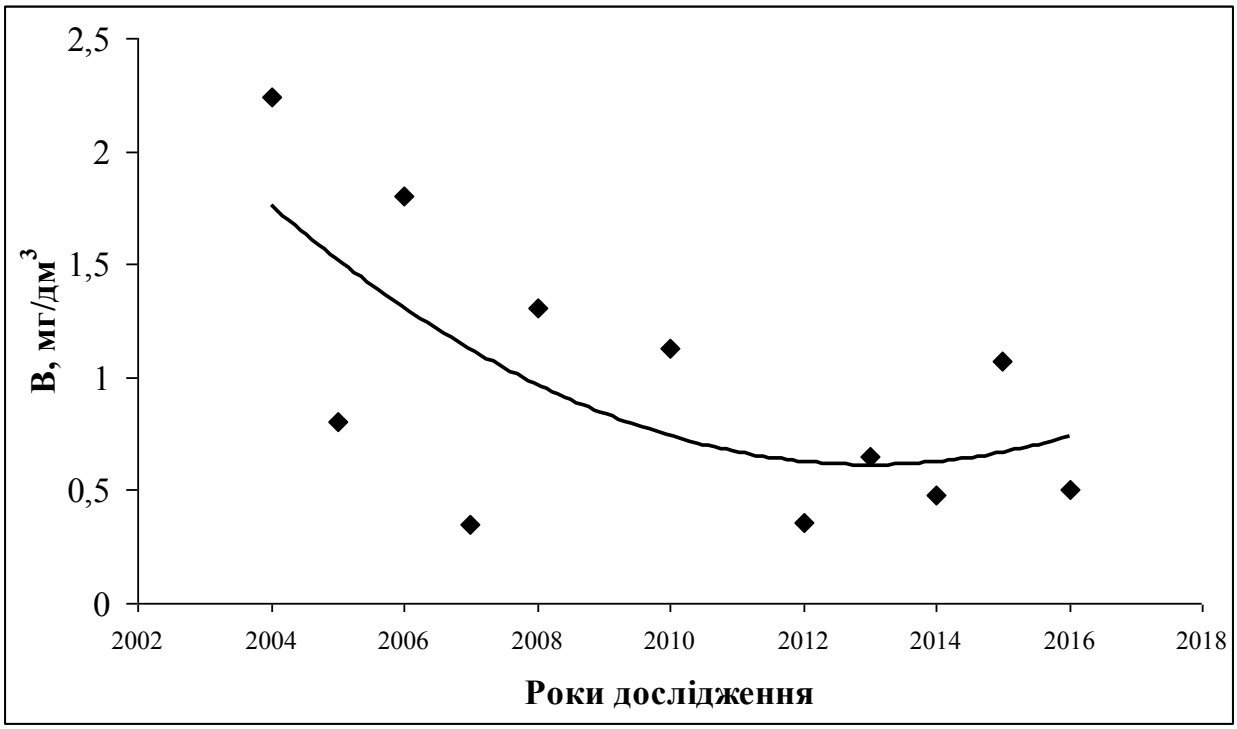


Рис. 4.19. Часова динаміка біомаси фітопланктону Денишівського водосховища.

Показники біомаси фітопланктону водосховища характеризують його трофічний статус як мезотрофний.

Аналіз залежності середньої за вегетаційний сезон біомаси фітопланктону від температури води у водоймі засвідчив відсутність достовірного зв'язку між ними.

До складу домінуючого комплексу (за біомасою) у 2004–2007 рр. входили 9 видів, а саме: 3 представники Dinophyta, 2 – Bacillariophyta та по 1 представнику відділів Chlorophyta, Cyanoprokaryota, Euglenophyta і Chrysophyta. В усі сезони року за біомасою переважали *Aphanizomenon flos-aquae*, *Trachelomonas volvocina*, *Stephanodiscus hantzschii* і *Peridinium cinctum*.

У 2008–2017 рр. домінуючий комплекс водосховища нараховував 12 видів. До його складу належало 5 видів зелених, 3 – синьозелених, 2 – діатомових та по 1 представнику – евгленових і динофітових водоростей. У всі сезони у домінуючому комплексі були відмічені *Aphanizomenon flos-aquae, Oscillatoria planctonica*, *Trachelomonas planctonica*, *Chlamydomonas monadina* і *Peridinium cinctum* (табл. 4.12).

Таблиця 4.12

Домінуючий комплекс фітопланктону Денишівського водосховища

Види	Роки дослідження	
	2004–2007	2008–2017
Cyanoprokaryota		
Aphanizomenon flos-aquae	++	++
Oscillatoria amphibia	–	+
Oscillatoria planctonica	–	++
Euglenophyta		
Trachelomonas volvocina	++	–
Trachelomonas planctonica	-	++
Chrysophyta		
Dinobryon belingii	+	–
Bacillariophyta		
Asterionella formosa	+	–
Cyclotella meneghiniana	–	+
Stephanodiscus hantzshii	++	++
Dinophyta		
Ceratium hirundinella	+	+
Peridinium aciculiferum	+	-
Peridinium cinctum	++	++
Chlorophyta		
Acutodesmus obliquus	–	+
Botryosphaerella sudetica	–	+
Chlamydomonas monadina	–	++
Dictyosphaerium subsolitarium	–	+
Phacotus coccifer	+	+

Примітка. "++" – види, що були в ранзі домінантів у всі сезони.

Розрахунок індексу сапробності показав, що впродовж 2008–2017 рр. він змінювався в межах II та III класу якості вод (S=1,29–2,19). Середнє значення індексу дорівнювало 1,88±0,04.

Що стосується інформаційного різноманіття фітопланктону, то для Денишівського водосховища помітної різниці у величинах індексу Шеннона (H_B) для весни, літа й осені не знайдено (відповідно 2,69±0,23, 2,55±0,09 і

2,79±0,19 біт./мг). Фіксували збільшення інформаційного різноманіття фітопланктону у літній період у порівнянні з даними, отриманими за результатами дослідження 2004–2007 рр. [13], що, очевидно, обумовлено зниженням монодомінування за провідної ролі *Aphanizomenon flos-aquae*.

Згадки про біоту Житомирського водосховища знайдено в монографії В. В. Поліщука зі співавторами, в якій наведені відомості про гідрохімічний режим, якісний та кількісний склад зоопланктону і зообентосу, отримані в експедиції 1970 р. Даних щодо видового складу та кількісних показників розвитку фітопланктону «Житомирського моря» автори не наводять. Дослідники зазначили, що мінералізація води у середній частині водосховища і в нижньому б'єфі становила 360–370 мг/л, а у верхів'ї – 280 мг/л. Сума йонів на різних ділянках водойми була в межах 280–371мг/л, кольоровість – 12–18°, перманганатна окислюваність 25,9–30,4. У воді водосховища знайдено значний вміст сполук азоту й фосфору (NH^{4+} – 0,06–0,07 мг N/л, NO_2^- – 0,005–0,008 мг N/л, NO_3^- – 0,15 мг N /л, PO_4^{3-} – 0,024–0,037, органічного фосфору – до 0,252 мг P/л) [24].

Дослідники відмітили також велику кількість калію (до 0,252 мг/л). На високу біологічну продуктивність указувала концентрація розчиненого кисню – 142% насичення. У цілому за складом ідентифікованих гідробіонтів санітарно-біологічний стан Житомирського водосховища було оцінено як цілком задовільний [24].

Упродовж досліджень 2004–2007 рр. у фітопланктоні Житомирського водосховища нами було ідентифіковано 118 видів водоростей, представлених 118 внутрішньовидовими таксонами з номенклатурним типом виду включно. За час вивчення водоростевого планктону Житомирського водосховища протягом 2008–2017 рр. знайдено 109 видів (115 в. в. т.).

У флористичному відношенні найбагатшими відділами у різні роки досліджень були зелені та діатомові водорості. За досліджуваний період змінюється рангова позиція синьозелених: у 2004–2007 рр. вони займали

третє місце за різноманіттям видового складу, у 2008–2017 рр. вони ділять його з евгленовими (табл. 4.13).

Таблиця 4.13

Кількість видів та внутрішньовидових таксонів водоростей планктону Житомирського водосховища у різні періоди досліджень

Відділи	**Період дослідження**	
	2004–2007 рр.	**2008–2017 рр.**
Cyanoprokaryota	21 (21) 17,8	13 (13) 11,9
Euglenophyta	7 (7) 5,9	13 (17) 11,9
Chrysophyta	5 (5) 4,2	7 (8) 6,4
Xanthophyta	3 (3) 2,5	0 (0) 0,0
Bacillariophyta	31 (31) 26,5	29 (30) 26,7
Dinophyta	7 (7) 5,9	5 (5) 4,6
Cryptophyta	1 (1) 0,8	2 (2) 1,8
Chlorophyta	43 (43) 36,4	40 (40) 36,7
Всього	**118 (118)** **100,0**	**109 (115)** **100,0**

Примітка. Над рискою – кількість видових таксонів в абсолютному вираженні, під рискою – те ж у %.

Проведене порівняння власних даних щодо фітопланктону Житомирського водосховища за 2004–2007 рр. та 2008–2017 рр. показало помітне зниження видового багатства Cyanoprokaryota, зникнення представників відділу Xanthophyta та збільшення частки Euglenophyta.

Пропорція флор у 2004–2007 рр. складала: 1,00 : 1,97 : 3,21: 3,25, а в 2008–2017 – 1,00 :2,00 : 3,76 : 3,97 відповідно.

Оцінка багаторічної динаміки таксономічного складу фітопланктону Житомирського водосховища на рівні класів засвідчила переважання

Chlorophyceae, Bacillariophyceae, Hormogoniophyceae, Trebouxiophyceae, Euglenophyceae. За період із 2004–2007 рр. по 2008–2017 рр. зросла флористична участь Chrysophyceae та Mediophyceae (табл. 4.14).

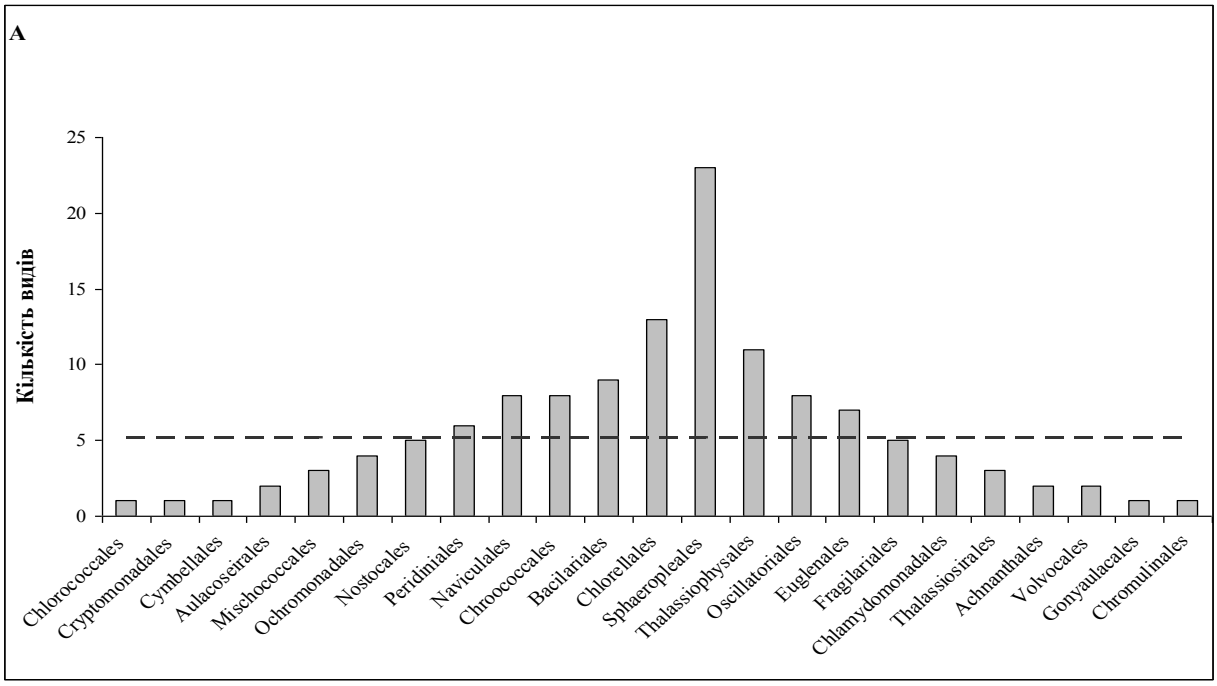
Таблиця 4.14

Провідні класи фітопланктону Житомирського водосховища

Класи	**Період дослідження**	
	2004-2007 рр.	**2008-2017 рр.**
Chlorophyceae	30 (30)	28 (28)
Bacillariophyceae	26 (26)	21 (22)
Hormogoniophyceae	13 (13)	9 (9)
Euglenophyceae	7 (7)	13 (17)
Trebouxiophyceae	13 (13)	10 (10)
Chrysophyceae	-	7 (8)
Mediophyceae	-	6 (6)

Суттєвішою є трансформація фітопланктону Житомирського водосховища на рівні провідних порядків (рис. 4.20), родин (табл. 4.15) та родів (табл. 4.16).

Так, зокрема, до статистично значимих упродовж 2004–2008 рр. належали порядки Sphaeropleales, Thalassiosirales, Chlorellales, Euglenales, Oscillatoriales, Naviculales, Bacillariales, Chroococcales, Peridiniales, у 2008–2017 рр. до провідних додалися Chlamydomonadales та Thalassiophysales, водночас Oscillatoriales та Naviculales до статистично значимих уже не належали.



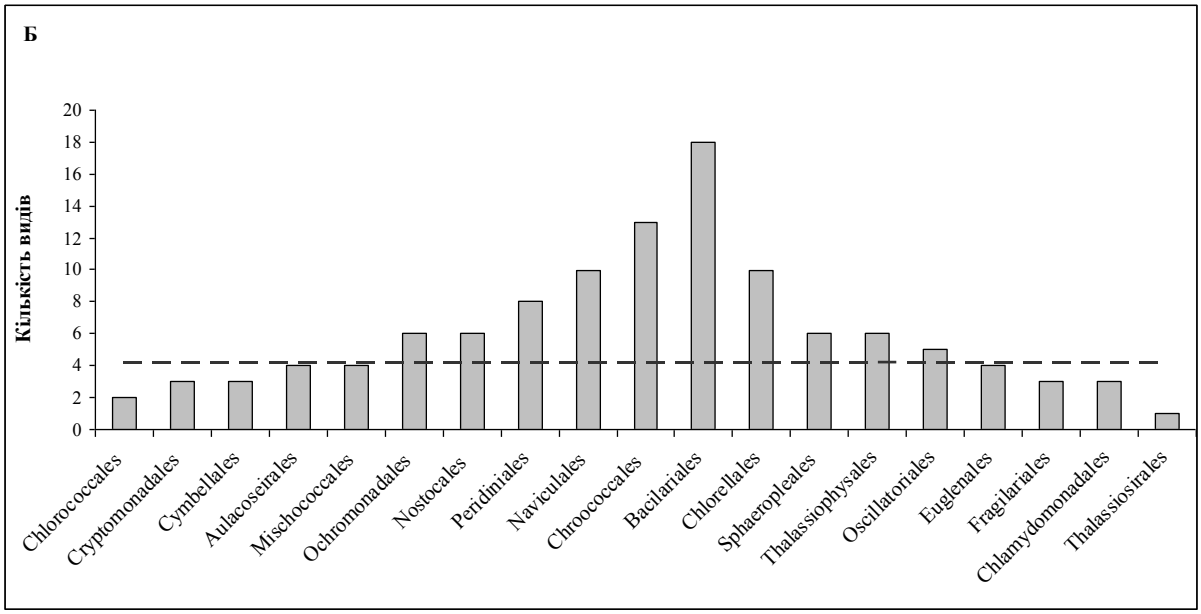


Рис. 4.20. Значимі порядки фітопланктону Житомирського водосховища за результатами досліджень 2004–2007 рр. (А) та 2008–2017 рр. (Б)

Ядро альгофлори Житомирського водосховища в різні роки досліджень формували 7 родин: Scenedesmaceae, Bacillariaceae, Euglenaceae, Oscillatoriaceae, Oocystaceae, Naviculaceae (див. табл. 4.15).

Упродовж 2004–2007 рр. до провідних також належали Chlorellaceae і Fragilariaceae, а в 2008–2017 рр. – Chlamydomonadaceae, Selenastraceae і Stephanodiscaceae.

Таблиця 4.15

Провідні родини фітопланктону Житомирського водосховища

Родини	Період дослідження	
	2004-2007 рр.	**2008-2017 рр.**
Scenedesmaceae	12 (12)	7 (7)
Chlamydomonadaceae	–	7 (7)
Selenastraceae	–	7 (7)
Bacillariaceae	9 (9)	7 (8)
Euglenaceae	7 (7)	13 (17)
Oscillatoriaceae	8 (8)	5 (5)
Stephanodiscaceae	–	5 (5)
Oocystaceae	6 (6)	6 (6)
Chlorellaceae	7 (7)	–
Naviculaceae	8 (8)	6 (6)
Fragilariaceae	5 (5)	–

У результаті рангової оцінки родового складу водоростей виявили три спільних провідних роди для різних років досліджень: *Nitzschia*, *Oscillatoria* та *Trachelomonas*. Зміни у складі провідних родів полягали у посиленні флористичної участі за останні 10 років таких родів як *Chlamydomonas*, *Euglena*, *Cyclotella, Peridinium,* а також зникнення з рангу домінуючих роду *Navicula* (див. табл. 4.16).

У Житомирському водосховищі, як і в Денишівському, за період з 2004–2007 рр. до 2008–2017 рр. відмічена тенденція до зростання середньої наповненості роду видами (значення родового коефіцієнту збільшилося з 1,62 до 1,88). Крім того, незначно зросла насиченість видів внутрішньовидовими таксонами.

Таблиця 4.16

Провідні роди фітопланктону Житомирського водосховища

Роди	**Період дослідження**	
	2004–2007 рр.	**2008–2017 рр.**
Nitzschia	9 (9)	3 (3)
Oscillatoria	5 (5)	3 (3)
Trachelomonas	4 (4)	3 (3)
Navicula	4 (4)	–
Chlamydomonas	–	6 (6)
Euglena	–	5 (5)
Cyclotella	–	5 (5)
Peridinium	–	4 (4)

У структурі фітопланктону Житомирського водосховища найвище відносне значення таксонів внутрішньовидового рангу властиве евгленовим водоростям.

До складу видів із частотою трапляння понад 50% упродовж 2008–2017 р. належали: *Aphanizomenon flos-aguae, Cyclotella meneghiniana* (по 71%), *Oscillatoria amphibia*, *O. planctonica*, *Anabaena scheremetievi*, *A. hassalii*, *A. flos-aguae*, *Cyclotella bodanica*, *Chlamydomomas globosa* (по 57%).

Максимальну частоту трапляння впродовж 2004–2007 рр. мали: *Trachelomonas volvocina*, *Cyclotella meneghiniana* (по 80%), *Chlamydomomas globosa* (75%), *Ch. monadina* (60%), *Desmodesmus communis* (57%), *Nitzschia acicularis*, *Monoraphidium irregulare* (по 55%), *N. pusilla* (50%). Варто зазначити, що впродовж усіх років досліджень до видів із високою частотою трапляння належав *Cyclotella meneghiniana*.

У Житомирському водосховищі за останні 10 років зросла флористична роль синьозелених водоростей із родів *Aphanizomenon*, *Anabaena*, *Oscillatoria.*

Ранжування видів водоростей за класами частоти трапляння також показало, що у Житомирському водосховищі останні 10 років переважали види (80%), які зустрічалися «зрідка» (до 4% проб) і «нечасто» – (у 5–20% проб). Значно меншу частку мали види, які зустрічалися «часто» – 12% (у 21–50% проб), «досить часто» – 8% (у 51–80% проб), а тих, що відносяться до класу «дуже часто» (понад 80% проб), взагалі не знайдено.

Розраховані значення флористичного індексу F_{spp}, указують на те, що провідна роль у формуванні таксономічного багатства сучасного фітопланктону водосховища належить синьозеленим (33,8%), зеленим (35,0%) та діатомовим (24,5%) водоростям. Значення інших відділів незначне (F_{spp}=0,6–2,5). Упродовж 2004–2007 рр. до провідних відділів належали зелені (43,0%), діатомові (29,5%) та синьозелені (11,2%).

Упродовж усіх років досліджень спостерігали переважання планктонних та планктонно-бентосних форм (у 2004–2007 рр. відповідно 37,0% та 34,0%; у 2008–2017 рр. – 33,3% та 49,0%). Відмічаємо зниження у часі частки бентосних (із 15,9% до 9,8%) форм [3].

Види-індикатори текучості вод та їх насичення киснем ранжували на повільнотекучі (їх частка у 2004–2007 рр. склала 29,0%; у 2008–2017 рр. – 32,3%) та стоячі (відповідно – 71,0% та 67,7%). Серед індикаторів солоності вод в усі роки досліджень переважали індиференти (75,8% та 82,8%), олігогалоби-галофіли були представлені значно меншою мірою (14,5% і 14,3%), незначною була частка олігогалобів-галофобів (3,2% і 2,8% відповідно). За досліджуваний період зникли зі складу планктону полігалоби та мезогалоби (у 2004–2007 рр. їх частка склала 1,6% і 3,2%).

Серед виявлених індикаторів *pH* води переважали індиференти (50,0% та 64,3% відповідно), досить помітною була частка алкаліфілів (50,0% та 35,7%). Щодо температурної приуроченості, то у різні роки досліджень переважали індикатори помірного температурного режиму та евритерми (у 2004–2007 рр. їх частка склала 41,7% і 33,3%, а в 2008–2017 рр. – по 44,4%). Відмічаємо зростання у часі частки теплолюбних (із 8,3% до 11,2%) та

зникнення холодолюбних форм (у 2004–2008 рр. вони склали 16,7%), що, ймовірно, є відгуком планктонних водоростей на зміни клімату.

Порівняння сапробіологічних характеристик індикаторних видів водоростей Житомирського водосховища дозволяє стверджувати, що за досліджуваний період відбулося певне покращення якості води. Так, до статистично значимих упродовж 2004–2007 рр. належали індикатори III класу якості вод, а у 2008–2017 рр. – II і III класів якості вод (рис. 4.21).

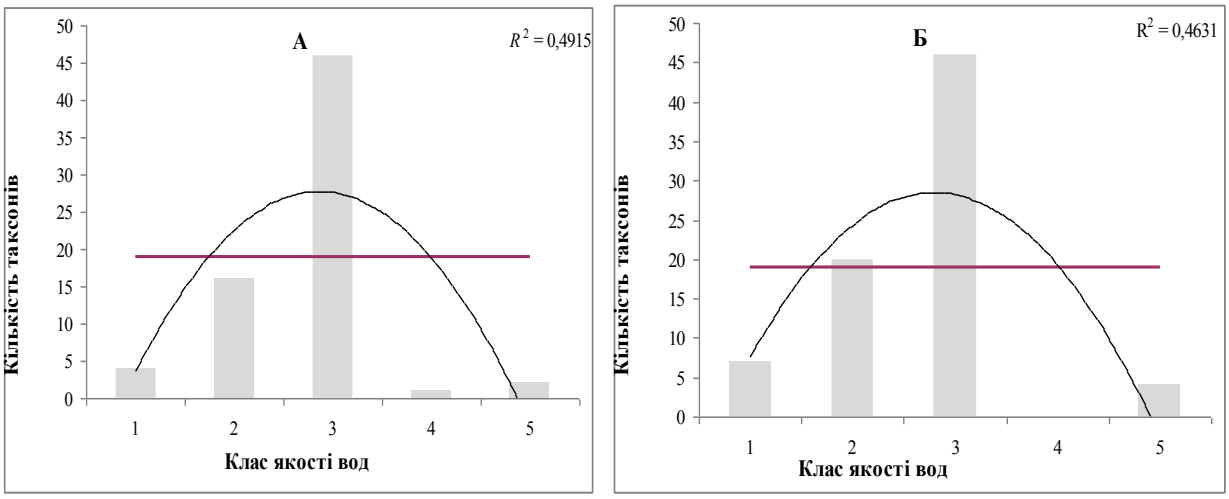


Рис. 4.21. Розподіл видів водоростей-індикаторів органічного забруднення вод Житомирського водосховища за системою Пантле-Букк): 2004–2007 рр. (А) та 2008–2017 рр. (Б)

Ранжування видів водоростей за групами індикаторів за Ватанабе вказує на переважання протягом усіх років досліджень еврисапробів (65% і 62%). Частка сапрофілів була незначною (15% і 14%). За досліджуваний період у планктоні водосховища незначно зросла частка сапроксенів (із 20% до 24%), що вказує на незначне покращення якості вод у часі й узгоджується з даними сапробіологічного аналізу.

Кількісний розвиток фітопланктону водосховища у різні роки досліджень також відрізнявся. Так, середні значення чисельності фітопланктону у Житомирському водосховищі сягали: у 2004–2007 рр. – 11,543±0,44 млн кл./дм^3, у 2008–2017 рр. – 7,787±0,22 млн кл./дм^3 відповідно.

Варто зазначити, що спільною рисою обох періодів дослідження була визначальна роль синьозелених водоростей у формуванні загальної чисельності (відповідно 83,7% і 99,0%). Субдомінантами впродовж 2004–2007 рр. виступали зелені (10,3–11,7%) та діатомові (2,1–5,3%), у 2008–2017 рр. весною-літом – евгленові (11,5–14,0%), діатомові (8,5–10,1%), зелені (7,8–8,4%); восени – діатомові (12,2%), евгленові (10,2%) та зелені (7,7%).

За досліджуваний період показники біомаси фітопланктону Житомирського водосховища практично не змінилися. Зокрема, середня біомаса впродовж 2004–2007 рр. становила 3,770±0,42 мг/дм^3, у 2008–2017 рр. – 3,800±0,50 мг/дм^3. Провідними відділами у формуванні біомаси протягом усього періоду досліджень були Cyanoprokaryota, Chlorophyta і Bacillariophyta.

Показники біомаси планктонних водоростей водосховища характеризують його трофічний статус як евтрофний.

Відмічено зміщення максимумів біомаси у часі: так у 2004–2007 рр. інтенсифікація вегетації планктонних водоростей спостерігалася влітку (6,541±0,24 мг/дм^3), у 2008–2017 рр. – восени (4,545±0,34 мг/дм^3).

Навесні 2004–2007 рр. перевагу у формуванні біомаси водоростевих угруповань мали Bacillariophyta (67,1%), Euglenophyta (11,3%), Chlorophyta (11,3%); влітку – Chlorophyta (31,2%), Cyanoprokaryota (28,1%), Bacillariophyta (20,0%) та Dinophyta (10,8%); восени – Chlorophyta (62,0%), Euglenophyta (10,8%), Cyanoprokaryota (10,1%) та Bacillariophyta (9,0%).

У формуванні біомаси фітопланктону у 2008–2017 рр. спостерігали переважання протягом усіх сезонів водоростей із відділу Cyanoprokaryota (72,8–88,1%). Субдомінантами були зелені (2,0–7,7%), діатомові (1,2–6,0%) та евгленові (1,6–5,3%).

До складу домінантного комплексу у 2004–2007 рр. входили 14 видів, а саме: 5 представників Bacillariophyta, 3 – Cyanoprokaryota, по 2 представники відділів Dinophyta, Chlorophyta, Euglenophyta. В усі сезони року за біомасою переважали *Aphanizomenon flos-aquae*, *Trachelomonas volvocina*,

Stephanodiscus hantzschii і *Peridinium cinctum*.

У 2008–2017 рр. домінуючий комплекс водосховища нараховував 22 види. До його складу входило 7 видів діатомових, 6 – синьозелених, 4 – евгленових, 3 представника динофітових і 2 – зелених водоростей. У всі сезони у домінантному комплексі були відмічені *Aphanizomenon flos-aquae* і *Peridinium cinctum* (табл. 4.17).

Таблиця 4.17.

Домінантний комплекс фітопланктону Житомирського водосховища у різні періоди досліджень

Види	**Період дослідження**	
	2004–2007 рр.	2008–2017 рр.
Cyanoprokaryota		
Gomphosphaeria aponina	+	–
Oscillatoria amphibia	–	++
Oscillatoria planctonica	–	+
Anabaena flos-aquae	+	+
Anabaena scheremetieviae	–	+
Anabaena hassalii	–	+
Aphanizomenon flos-aquae	++	++
Euglenophyta		
Euglena clara	–	+
Euglena spathirhyncha	–	+
Phacus splendes	–	+
Trachelomonas volvocina	+	–
Trachelomonas planctonica	+	++
Bacillariophyta		
Stephanodiscus hantzschii	+	+
Cyclotella meneghiniana		+
Aulacoseira granulata	+	–

Продовж. табл. 4.17		
Synedra ulna	–	+
Synedra acus	+	–
Planothidium lanceolatum	–	+
Hippodonta hungarica	–	+
Navicula vulpina	–	+
Nitzschia sublinearis	–	+
Nitzschia heufleriana	+	–
Nitzschia vermicularis	+	–
Dinophyta		
Glenodinium foliaceum	–	+
Peridinium aciculiferum	+	–
Peridiniun cinctum	++	++
Peridiniun umbonatum	–	+
Chlorophyta		
Chlamydomonas globosa	+	–
Chlamydomonas oblonga	–	+
Phacotus coccifer	+	–
Coelastrum microporum	–	+

Примітка. "++" – види, що належали до рангу домінантів у всі сезони.

Розрахунок індексу сапробності *S* за біомасою фітопланктону показав, що впродовж 2008–2017 рр. він змінювався в межах II та III класу якості води (1,50–2,39). Середнє значення його склало 2,11±0,06.

Що стосується сезонної динаміки індексу Шеннона, то протягом 2004–2007 рр. досліджень спостерігали значне його коливання (весною H_B дорівнював 4,16 біт./мг, літом – 1,00 біт./мг, осінню – 3,41 біт./мг) із переважанням полідомінантної структури фітопланктону.

Протягом вегетаційних сезонів 2008–2017 рр. спостерігали переважання олігодомінантної структури фітопланктону (значення H_B сягали навесні 1,53 біт./мг, влітку – 1,84 біт./мг і восени – 1,34 біт./мг відповідно).

Отже, фітопланктон досліджуваних водосховищ нараховує 284 види водоростей, представлених 307 в. в. т., із 14 класів, 28 порядків, 50 родин та 123 родів. Найбільшу видову насиченість мали відділи зелених (32,7% від загального списку видів) і діатомових (24,6%) водоростей. Таке співвідношення властиве конкретним флорам планктону кожної водойми.

Найбагатшим за кількістю видів водоростей є фітопланктон Житомирського водосховища, яке має найбільшу серед досліджуваних водосховищ площу і приймає води річок Гуйва і Гнилоп'ять. Зі збільшенням площі та об'єму водосховищ зростає роль синьозелених водоростей: так, у Житомирському та Денишівському водосховищах вони стоять на третьому місці за багатством складу (13,8%–14,2%), у Бердичівському їх незначно випереджають евгленові, а в найменших водосховищах – Миропільському і Новоград-Волинському флористична участь евгленових є помітнішою. Зі збільшенням площі та об'єму водосховищ відзначали зростання частки динофітових водоростей.

Найвищі середні значення чисельності (31,628±0,90 і 88,871±2,24 млн кл./дм^3) та біомаси (3,449±0,50 і 4,254±0,67 мг/дм^3) були зареєстровані у Бердичівському і Житомирському водосховищах.

У водосховищах домінанатний комплекс переважно формували різні види родів *Aphanizomenon*, *Oscillatoria*, *Anabaena*, *Peridinium*, *Chlamydomonas*, *Stephanodiscus*, *Cyclotella*, *Navicula*, *Nitzschia*, *Ceratium*, *Acutodesmus*, *Phacotus*, *Coelastrum*. Основна роль у його формуванні належала діатомовим, синьозеленим, евгленовим і динофітовим. У всі сезони у домінуючому комплексі були відмічені *Aphanizomenon flos-aquae* і *Peridinium cinctum*.

Досліджувані водойми мали по 4–8 видів із високою частотою трапляння. Зіставлення водосховищ за складом видів із частотою трапляння понад 50% показало їх значну схожість (K_s=0,36–0,74). Однак, лише 1 вид *Cyclotella meneghiniana* мав високу частоту трапляння у всіх досліджуваних водосховищах.

Переважання олігодомінантної структури водоростевих угруповань у водосховищах свідчить про специфіку створених у процесі зарегулювання водойм. Абіотичними параметрами, які впливають на інформаційне різноманіття фітопланктону, є вміст фосфору фосфатів, кольоровість і *pH*.

За показниками біомаси фітопланктону та індексом сапробності водосховища можна віднести до II–III класу якості вод.

Доведено, що діатомові водорості визначають міграцію у воді кремнію: на прикладі Денишівського водосховища показано, що при збільшенні їх біомаси концентрація розчиненого кремнію знижується, водночас завислого зростає. Вилучення з товщі води розчиненого кремнію діатомовим планктоном є не просто поглинанням, в його основі лежить процес трансформації, тобто перетворення форм кремнію – розчиненої в завислу за участю діатомей.

Особливості багаторічної динаміки фітопланктону малих водосховищ вивчали на прикладі Денишівського і Житомирського водосховищ, які відрізняються за морфометричними особливостями, рівнем трофії (Денишівське за біомасою фітопланктону – мезотрофне, Житомирське – евтрофне). Серед основних закономірностей часової динаміки фітопланктону малих водосховищ із різним рівнем трофності необхідно відзначити наступні:

1. За період із 2004 по 2017 рр. практично не змінилася відносна частка та абсолютне число видів Cyanoprokaryota у мезотрофному Денишівському водосховищі, однак зменшилася їх роль в евтрофному Житомирському водосховищі. В обох водоймах відмічено зростання видового багатства зелених, евгленових і золотистих водоростей.

2. Незначні перебудови структури фітопланктону на рівні класів та помітніші зміни на рівні порядків, родин та родів. За досліджуваний період відбулося зниження видової насиченості родів *Navicula* (у Денишівському водосховищі – ще й *Closterium*), зросло видове багатство роду *Chlamydomonas* (у мезотрофному Денишівському водосховищі також зазначаємо посилення флористичної участі родів *Kephyrion*, *Pseudokephyrion*, *Dictyosphaerium*, а в евтрофному Житомирському – *Euglena, Cyclotella, Peridinium).* У водосховищах незначно зросли родові коефіцієнти і насиченість видів внутрішньовидовими таксонами, тоді як для великих водоймищ Дніпра та Волги властива виражена тенденція до спрощення таксономічної структури фітопланктону з їх віком. Це вказує на значну інтенсивність адаптаційних процесів водоростевих угруповань малих водосховищ.

3. Достатня своєрідність видового складу фітопланктону водосховищ у різні періоди їх досліджень, що підтверджується низьким значенням коефіцієнту флористичної спільності (для Денишівського водосховища *Ks*=0,36, для Житомирського *Ks*=0,35). Зниження чисельності і біомаси фітопланктону на сучасному етапі функціонування екосистеми мезотрофного Денишівського водосховища. В евтрофному Житомирському водосховищі ці показники за період із 2004–2007 рр. по 2008–2017 рр. не змінилися. У мезотрофному Денишівському водосховищі максимуми чисельності і біомаси в різні періоди досліджень фіксували в літній період, в евтрофному Житомирському відмічено зміщення максимумів біомаси від літа до осені.

4. Зміни інформаційного різноманіття у водосховищах відрізнялися: в Житомирському водосховищі фіксували зниження середнього значення індексу Шеннона, в Денишівському – помітних змін у його величинах не виявлено, фіксували лише збільшення H_B у літній період у порівнянні з даними, отриманими за результатами дослідження 2004–2007 рр., що, очевидно, обумовлено зниженням монодомінування за провідної ролі *Aphanizomenon flos-aquae*.

5. На сучасному етапі спостерігається тенденція до покращення якості води водосховищ у порівнянні з даними, отриманими у 2004–2007 рр., про що свідчить зниження частки *α*-мезосапробіонтів, *α*-*β*-мезосапробіонтів, *α*-мезо-полісапробіонтів та полі-*α*-мезосапробіонтів. Відмічаємо зростання у часі частки теплолюбних та зменшення холодолюбних форм, що, ймовірно, є відгуком планктонних водоростей на зміни клімату. На прикладі Денишівського водосховища показано, що за період із 2005 р. по 2017 р. середня температура води зросла майже на 1 ° С.

Список використаних джерел:

1. Авакян А. Б., Салтанкин В. П., Шарапов В. А. Водохранилища. Москва : Мысль, 1987. 325 с.

2. Алимов А. Ф. Элементы теории функционирования водных экосистем. Санкт-Петербург : Наука, 2001. 147 с.

3. Боковенко І. І., Шелюк Ю. С. Еколого-географічна характеристика фітопланктону Житомирського водосховища. *Біологічні дослідження – 2015* : збірник наукових праць. Житомир : ПП «Рута», 2015. С.157–159.

4. Воронков М. Г., Кузнецов И. Г. Кремний в живой природе. Новосибирск : Наука, 1984. 158 с.

5. Гончаренко К. П., Шелюк Ю. С. Склад і первинна продукція фітопланктону Бердичівського водосховища (р. Гнилоп'ять). *Біологічні дослідження – 2016* : збірник наукових праць. Житомир: ПП «Рута», 2016. С. 104–105.

6. Денисова А. И. Формирование гидрохимического режима водохранилищ Днепра и методы его прогнозирования. Киев : Наука, 1979. 290 с.

7. Догадіна Т. В. Характеристика альгофлори різних ділянок р. Тетерева. *Укр. ботан. журн.* 1975. 32, № 1. С. 19–23.

8. Жежеря Т. П. Роль біотичної складової у розподілі і міграції силіцію у поверхневих водах. *Колоїдно-хімічні проблеми охорони довкілля та контроль якості води* : матеріали наук. конф. молодих вчених (28–29 листопада 2013, м. Київ). Київ, 2013. С. 30–32.

9. Зимбалевская Л. Н., Гусынская С. Л., Долинский В. Л., Плигин Ю. В. Экотоны и биопродуктивность водохранилищ : тезисы докл. VI Съезда Всесоюзного Гидробиологического общества АН СССР. Ч 2. Муранск. 1991. С. 168–169.

10. Клюско В. В., Шелюк Ю. С. Сукцесія фітопланктону Денишівського водосховища. *Біологічні дослідження – 2013* : матеріали IV наук.-практич. Всеукр. конф. для молодих учених та студентів (16–18 квітня 2013, м. Житомир). Житомир : Вид-во ЖДУ ім. І. Франка, 2013. С. 42–43.

11. Кожова О. М., Ербаева Э. А. Методология прогнозирования гидробиологического режима водохранилищ таежной зоны. Экологические исследования Байкала и байкальского региона. Ч. 2. Иркутск : Изд-во Иркутского ун-та, 1992. С. 4–11.

12. Кудерский Л. А. Экосистемы водохранилищ как самостоятельный тип екосистем : тезисы докл. V Съезда Всесоюз. Гидробиол. общества. Ч. 2. Куйбышев. 1986. С. 84–85.

13. Кузьмінчук Ю. С. Продукція і таксономічний склад фітопланктону середньої притоки Дніпра : автореф. дис. … канд. біол. наук. Київ, 2007. 24 с.

14. Литвинов А. С. Многолетняя сезонная изменчивость водохранилищ волжского каскада. Экологические проблемы бассейнов крупных рек. Тольятти: ИЭВБ РАН. С. 93–94.

15. Лузовіцька Ю. А. Особливості надходження сполук азоту і фосфору з поверхні водозбору. *Сучасна гідроекологія: місце наукових досліджень у вирішенні актуальних проблем* : матеріали наук.-практич. конф., присвяченої 75-річчю заснування Інституту гідробіології НАН України (2–3 квітня 2015, м. Київ). Київ, 2015. С. 43–45.

16. Майстрова Н. В. Сукцесія фітопланктону Канівського водосховища: автореф. дис. … канд. біол. наук. Київ, 2003. 21 с.

17. Минеева Н. М., Абрамова Н. Н. Пигменты фитопланктона как показатели экологического состояния Чебоксарского водохранилища. *Водные ресурсы.* 2009. Т. 36, № 5. С 588–596.

18. Минеева Н. М. Певичная продукция планктона в водохранилищах Волги. Ярославль : Принтхаус, 2009. 279 с.

19. Минеева Н. М. Эколого-физиологические аспекты формирования первичной продукции планктона водохранилищ Волги : автореф. дисс. … доктор. биол. наук. Нижний Новгород, 2003. 42 с.

20. Михеева Т. М. О показателях удельной активности фитопланктона и некоторых причинах, их определяющих. *Гидробиол. журн*. 1977. Т. 13, № 3. С. 11–16.

21. Одум Ю. Экология. Москва : Мир, 1986. Т. 1. 328 с.
22. Охапкин А. Г. Структура и сукцессия фитопланктона при зарегулировании речного стока : автореф. дисс. … доктор. биол. наук. Санкт-Петербург, 1997. 48 с.
23. Охапкин А. Г. Сукцессия фитопланктона при евтрофировании и зарегулировании стока речных экосистем. *Ботан. журн*. 2002. № 4. С. 84–94.
24. Поліщук В. В., Трав'янко В. С., Коненко Г. Д., Гарасевич І. Г. Гідробіологія і гідрохімія річок Правобережного Придніпров'я : монографія. Київ : Наук. думка, 1978. 270 с.
25. Приймаченко А. Д. Фитопланктон и первичная продукция Днепра и днепровских водохранилищ. Київ : Наук. думка, 1981. 277 с.
26. Смирнов Н. В. Особенности солнечной радиации, проникающей в водную массу озера Чаны. Экология озера Чаны. Новосибирск : Наука, 1993. С. 63–75.
27. Современная экологическая ситуация в Рыбинском и Горьковском водохранилищах: состояниye биологических сообществ и перспективы рыборазведения / под. ред. Н. М. Минеевой. Ярославль : ЯГТУ, 2000. 284 с.
28. Харченко Т. А. Экотоны водных экосистем как функционально активные зоны : тезисы докл. 6-го съезда Всесоюз. Гидробиологического общества АН СССР, 1991. Ч. 2. Мурманск. 1991. С. 222–223.
29. Хендерсон-Селлерс Б., Маркленд Х. Умирающие озера. Причины и контроль антропогенного евтрофирования. Ленинград : Гидрометеоиздат, 1990. 280 с.
30. Шелюк Ю. С. Екологічна характеристика фітопланктону Промислового водосховища (р. Тетерів). *Наукові записки Тернопільського нац. пед. ун-ту ім. В. Гнатюка. Сер. Біологія*. 2008. Вип. 3 (37). С. 177–179.
31. Шелюк Ю. С. Структурно-функціональна характеристика фітопланктону тетерівських водосховищ. *Наукові записки Тернопільського нац. пед. ун-ту ім. В. Гнатюка. Сер. Біологія*. 2010. 2 (43). С. 546–548.

32. Шелюк Ю. С., Щербак В. І. Екологічна характеристика фітопланктону водосховищ р. Тетерів. *Доповіді Національної академії наук України*. 2009. № 9. С. 205–208.
33. Щербак В. И. Фитопланктон Днепра и его водохранилищ. Растительность и бактериальное население Днепра и его водохранилищ. Київ : Наук. думка, 1989. С. 77–84.
34. Щербак В. І. Структурно-функціональна характеристика Дніпровського фітопланктону: автореф. дис. … доктор. біол. наук. Київ, 2000. 32 с.
35. Эдельштейн К. К. Водохранилища России: экологические проблемы и пути их решения Москва : ГЕОС, 1998. 277 с.
36. Amo Yo. D., Brzezinski M. A. The chemical form of dissolved Si taken up by marine diatoms. *J. Phycol*. 1999. V. 35. P. 1162–1170.
37. Baxter R. M. Environmrnt effect of dams and impoundments. *Annual rev. ecol. systematics*. 1977. V 8, N 2. P. 255-283.
38. Holz J. S., Hoaglana K. D., Spawn R. L., Popp A., Andersen J. L. Phytoplankton community response to reservoir aging. 1968–1992. *Hydrobiologia.* 1997. V. 346. N 1–3. P. 183–192.
39. Kimmel B. L., Groeger A. W. Factors controlling primary productionin lakes and reservoirs: a perspective. Proc. North Amer. Lake Management Soc. Washington, 1984. P. 277–281.
40. Lind O. T. The organic matter budget of a central Texas reservoir. Reservoir fisheries and limnology. Amer. Fish Soc. Washington. 1971. P. 193–202.
41. Linnik P. N., Zhezherya T. P., Shelyuk Yu. S., Zhezherya V. A. Peculiarities of chemical elements migration and phytoplankton development in the reservoirs of the Teterev River. *Hydrobiol. J.* 2016. V.52, N 5. P. 93–107.
42. Margalef R. Typology of reservoirs. *Verh. Int. Ver. Limnol*. 1975 V. 19, N 3. P. 1847–1848.
43. Ryder R. A. Ecological heterogeneity between north-temperate reservoirs and glacial lake systems due to different succcession rates and cultural uses. Internat. Verein theor. und ang. Limnol. Verland. 1978. V. 20. P. 1568–1574.

44. Schetagne R. Water quality modifications afte impoundment of some large northern reservoirs. Ergebn. Advance limnol. 1992. Hf. 40. P. 223–229.
45. Shcherbak V. I., Sirenko L. A., Kuzminchuk Yu. S. Peculiarities of phytoplankton development in the head and tail waters of lowland reservoirs (on the example of the Teterev River). *Hydrobiol. J*. 2006. Vol. 42, N 2. P. 41–49.
46. Shelyuk Yu. S. Long-term phytoplankton dynamics in the Denishi Reservoir (Ukraine). *Hydrobiol. J.* 2016. V. 52, N 4. P. 42–54.
47. Shelyuk Yu. S. Phytoplankton development in small reservoirs. *VI International Conference advances in modern phycology* (15–17 May 2019, Kyiv). Kyiv : M.G. Kholodny Institute of botany of NAS of Ukraine, 2019. C. 97–98.
48. Soballe D. M., Bachmann R. W. Influence of reservoir transit on riverine algae transport and abudans. *Can. J. Fish. Aquat. Sci*. 1984. V. 41, N 12. H. 1803–1813.
49. Straskraba M., Brazka P., Brande Z. et al. Hepothesis on reservoir again arch. *Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol*. 1990. Hf. 33. P. 803–806.
50. Talling J., Rzoska J. The development of plankton in relation to hydrological regime in the Blue Nile. *J. Ecol*. 1967. V. 55, N 6. P. 637–662.
51. Vannote R. L., Minsnall G. W., Cummins K. W. et al. The river continuum concept. *Can. J. Fish. Sci*. 1980. V. 37, N 1. P. 130–137.
52. Ward J. V., Stanford J. A. The serial discontinuity concept of lotic ecosystems. Dynamics of lotic ecosystems. Ann Arbor : Science, 1983. P. 29–41.
53. Zhezherya T. P., Zadorozhnaya A. M., Linnik P. N. The content and forms of silicon occurrence in the water of the Kanev Reservoir and their dependence on phytoplankton development. *Hydrobiol. J*. 2014. Vol. 50, N 4. P. 100–109.

РОЗДІЛ 5
ОСОБЛИВОСТІ СУКЦЕСІЇ ФІТОПЛАНКТОНУ ШТУЧНИХ ВОДНИХ ОБ'ЄКТІВ

Встановлення різноманіття фітопланктону, просторово-часового розподілу його якісних і кількісних показників є необхідною складовою пізнання загальних закономірностей піонерної сукцесії водоростевих угруповань, оцінки їх структуроутворюючих компонентів. На сьогодні досить актуальними є дослідження водойм різного типологічного статусу та генезису, та особливо тих, що утворилися в результаті масштабного антропогенного впливу на довкілля, оскільки вони дозволяють встановлювати нові засади у формулюванні концепції формування автотрофної ланки. У цьому відношенні штучні водойми, які утворюються на місці різнотипних кар'єрів із видобутку корисних копалин (піску, граніту, титанових руд тощо), привертають особливу увагу, оскільки це специфічні маловивчені водні екосистеми.

Встановлено, що гідрохімічні умови в затоплених гранітних і піщаних кар'єрах, на відміну від ільменітового, є сприятливими для розвитку біоти, зокрема й вегетації фітопланктону (табл. 5.1, 5.2).

Гранітні кар'єри (крім Цегельного) характеризувалися більшою прозорістю води, ніж піщані. Найменшу прозорість мав ільменітовий кар'єр.

За величиною *pH* більшість штучних водойм належали до I класу якості вод, Богунський – до II класу, Слобідський – до III класу.

За вмістом розчиненого у воді кисню водойми антропогенного походження можна віднести до I–II класів якості вод, ільменітового – до III класу. За середніми значеннями перманганатної окиснюваності водойми належали до II класу, лише Соколовський кар'єр – до I класу якості вод.

За вмістом загального заліза піщані кар'єри віднесені до I класу якості вод; гарнітні – до III класу; ільменітовий – до V класу.

Таблиця 5.1

Гідрофізичні і гідрохімічні показники водойм антропогенного походження

Водойми	Гідрофізичні і гідрохімічні показники води															
	1	**2**	**3**	**4**	**5**	**6**	**7**	**8**	**9**	**10**	**11**	**12**	**13**	**14**	**15**	**16**
I	22	128	6,8	7,9	6,8	1,5	4,0	3,8	0,2	0,18	28	29	0,075	0,22	0,006	3,3
II	20	130	7,1	8,3	6,5	3,0	5,6	3,8	0,3	0,15	32	53	0,065	0,25	0,004	3,4
III	25	115	6,2	7,4	6,2	5,0	6,4	3,8	2,6	0,04	21	56	0,088	0,25	0,004	4,4
IV	25	115	6,9	7,4	6,2	5,2	6,2	4,0	2,2	0,02	19	54	0,081	0,21	0,002	4,6
V	19	135	7,2	8,8	2,3	2,1	3,6	–	–	0,12	14	–	0,001	0,46	0,010	0,2
VI	21	130	7,0	7,2	6,5	3,0	5,6	–	–	0,15	32	45	0,075	0,25	0,004	2,4
VII	32	95	7,0	8,4	6,1	1,5	3,4	–	–	0,18	28	–	0,080	0,13	0,007	2,5
VIII	22	130	6,9	7,1	6,0	3,4	5,2	–	–	0,24	42	50	0,075	0,24	0,004	2,0
IX	31	60	6,9	5,5	6,1	6,1	8,2	–	–	5,60	88	–	0,280	8,23	0,054	9,2

Примітка. Тут і в табл. 5.2, 5.3 і 5.5, а також рис. 5.1: I – Богунський кар'єр, II – Сонячне, III – Слобідський, IV – Селецький, V – Соколовський, VI – Морозівський, VII – Цегельний, VIII – Крошенський, IX – кар'єр із видобутку ільменітів Іршанського ГЗК. 1 – кольоровість (º), 2 – прозорість (см), 3 – *pH*, 4 – вміст розчиненого у воді кисню, 5 – перманганатна окисність (мг O_2/дм^3), 6 – лужність (мг-екв), 7 – жорсткість загальна (мг-екв/дм^3), 8 – кальцій, 9 – магній, 10 – залізо загальне, 11 – хлориди, 12 – сульфати, 13 – фосфор фосфатів; 14 – азот амонійний, 15 – азот нітритний, 16 – азот нітратний (мг/дм^3).

За вмістом фосфору фосфатів штучні водойми переважно належали до III класу; Соколовський кар'єр – до I класу; ільменітовий – до IV класу якості вод. За вмістом амонійної та нітритної форм азоту більшість водойм можна

віднести до II класу якості вод; Соколовського кар'єру – до III класу; Іршанського ільменітового – до IV–V класів якості вод. Майже в усіх водоймах відмічали помітне накопичення нітратної форми азоту (найменший його вміст виявлено у Соколовському кар'єрі).

Аналіз еколого-токсикологічної ситуації штучно створених водойм (за вмістом у воді цинку, кадмію, свинцю, міді, хрому, марганцю) показав, що концентрації специфічних речовин токсичної дії в гранітних і піщаних кар'єрах не перевищують досить жорсткі з точки зору оцінки екологічного стану водойм ГДК$_{рибгосп.}$ [3].

Таблиця 5.2

Вміст специфічних речовин токсичної дії у водоймах антропогенного походження

Водойми	**Вміст специфічних речовин токсичної**					
	1	2	3	4	5	6
I	<0,005	<0,005	<0,0005	<0,005	<0,005	<0,005
II	<0,005	<0,005	<0,0005	<0,005	<0,005	<0,005
III	<0,005	<0,005	<0,0005	<0,005	<0,005	<0,005
IV	<0,005	<0,005	<0,0005	<0,005	<0,005	<0,005
V	–	0,002	відсутній	0,001	0,005	0,03
VI	<0,005	<0,005	<0,0005	<0,005	<0,005	<0,005
VII	<0,005	<0,005	<0,0005	<0,005	<0,005	<0,005
VIII	<0,005	<0,005	<0,0005	<0,005	<0,005	<0,005
IX	–	0,045	0,0025	0,010	0,120	0,200

Примітка: 1 – хром, 2 – свинець, 3 – кадмій, 4 – мідь, 5 – цинк, 6 – манган (мг/дм^3). «–» – дослідження не проводилися.

За вмістом хрому і свинцю досліджувані гранітні і піщані кар'єри належали до II класу якості вод; за вмістом міді і кадмію – до III класу; за вмістом цинку і марганцю – переважно до I класу якості вод. У кар'єрі з

видобутку ільменітових руд за вмістом свинцю, міді і марганцю якість вод відповідала III класу; за вмістом цинку і кадмію – IV класу якості вод.

У фітопланктоні досліджених водойм виявлено 357 видів (368 в. в. т.), що за відділами розподілилися наступним чином: Chlorophyta – 100 (103), Bacillariophyta – 105 (107), Cyanoprokaryota – 58 (58), Euglenophyta – 42 (48), Charophyta – 26 (27), Chrysophyta – 12 (12), Dinophyta – 13 (13). Флористично найбагатше представлені зелені (27–48%) та діатомові (21–42%) водорості. Таке співвідношення властиве конкретним флорам майже кожної водойми за вийнятком Соколовського кар'єру, де частка діатомових була порівняно нижчою (16%), у цьому кар'єрі відмічено зростання частки синьозелених водоростей (27%). В обох піщаних кар'єрах, а також у гранітних Цегельному та Морозівському відмічаємо досить помітну частку евгленових водоростей (13–14%) (табл. 5.3).

Таблиця 5.3

Таксономічний склад фітопланктону штучних водойм

Відділи	Кар'єри								
	I	**II**	**III**	**IV**	**V**	**VI**	**VII**	**VIII**	**IX**
Cyanoprokaryota	18/18	21/21	10/10	6/6	8/8	10/10	6/6	29/32	9/9
Euglenophyta	10/10	10/10	15/16	9/9	1/1	12/14	10/10	11/15	2/2
Chrysophyta	7/7	5/5	2/2	2/2	3/3	4/4	1/1	2/2	1/1
Bacillariophyta	64/64	66/66	31/33	23/24	5/5	18/19	20/21	41/43	16/16
Dinophyta	6/6	7/7	3/3	2/2	2/2	0/0	0/0	4/4	0/0
Chlorophyta	55/55	51/51	35/35	23/23	11/12	40/41	29/29	52/54	10/10
Charophyta	9/9	13/13	9/9	7/7	0/0	0/0	7/7	6/6	0/0
Всього	169/169	172/173	105/108	72/73	30/31	84/88	73/74	145/156	38/38

Примітка. У чисельнику наведено число видів, у знаменнику – внутрішньовидових таксонів включно з номенклатурним типом виду.

Флористичний аналіз показав, що водоростеві угруповання планктону Сонячного, Богунського і Крошенського кар'єрів за насиченістю видами були найбагатшими, найбіднішими – Соколовського, який вважається найглибшою водоймою штучного походження в Україні, та ільменітового кар'єру Іршанського ГЗК, який за гідрохімічними показниками має ознаки токсичного забруднення.

Кластеризація водойм за складом планктонних угруповань водоростей показала, що найбільша флористична подібність властива гранітним кар'єрам м. Житомир – Сонячному і Богунському, а також піщаним – Селецькому і Слобідському [1, 6], в окремий кластер винесені гранітний Соколовський та ільменітовий кар'єр Іршанського ГЗК (рис. 5.1).

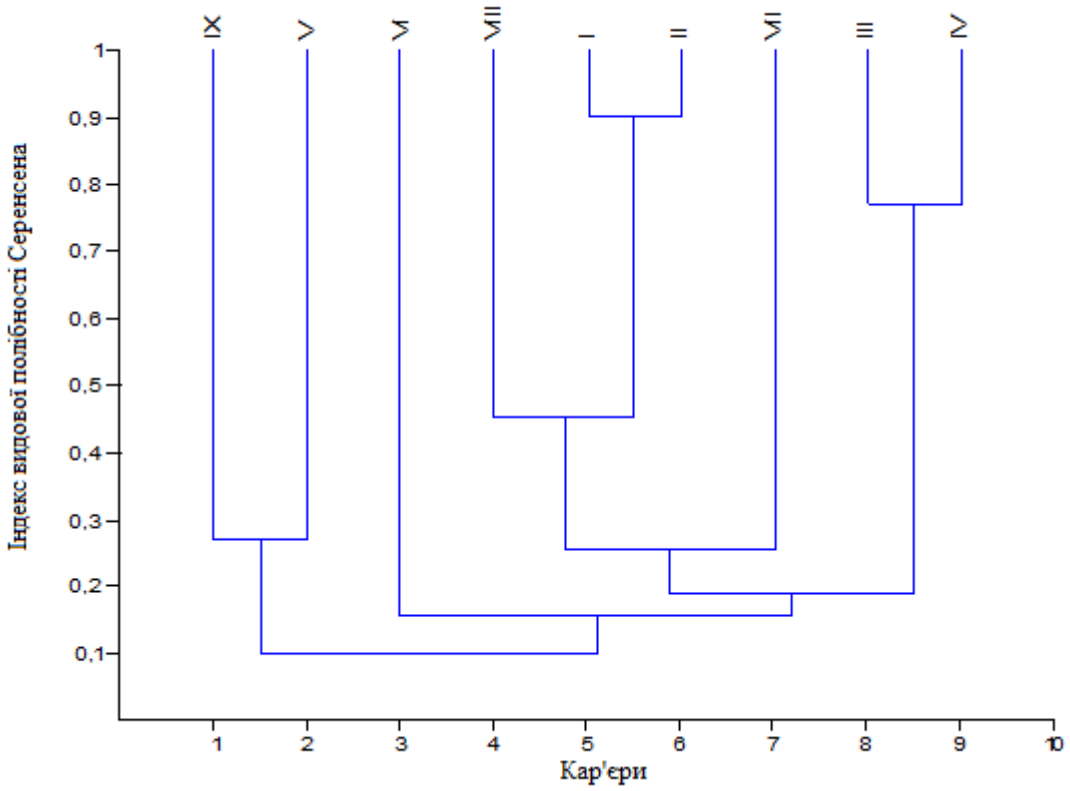


Рис. 5.1. Дендрограма подібності видового складу фітопланктону водойм антропогенного походження за коефіцієнтом Серенсена.

У кар'єрах фіксували найнижчі серед досліджуваних водних екосистем значення родових коефіцієнтів (від 1,16 до 1,70). Низька наповненість родів видами відображає специфіку водойм антропогенного походження. Збільшення вмісту загального азоту, як і в інших типах водних екосистем, обумовлювало зниження родового коефіцієнта (r=-0,74, n=46) (рис. 5.2).

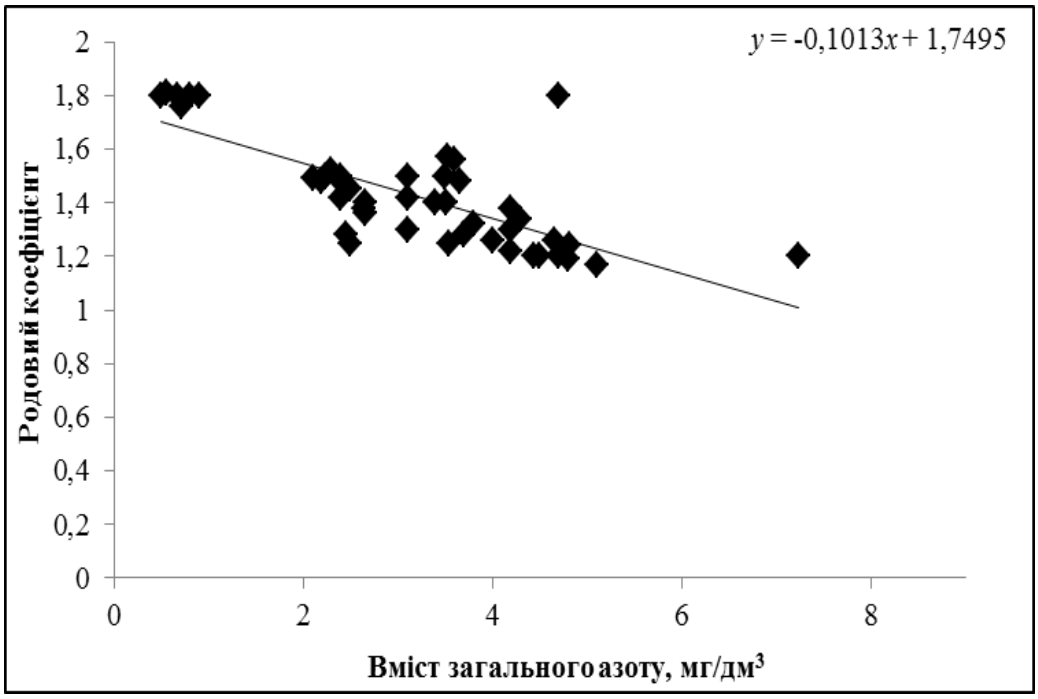


Рис. 5.2. Залежність між насиченням родів видами водоростей і вмістом загального азоту у воді кар'єрів.

Досліджувані водойми мали спільну особливість: в якості виду з максимальною частотою трапляння у них відмічено діатомову водорість *Cyclotella meneghiniana* (64–100%), лише у Морозівському кар'єрі – *Cocconeis pediculus*.

Серед індикаторів місцезростань провідну роль відігравали планктонні форми водоростей у піщаних Слобідському і Селецькому кар'єрах, а також у кар'єрі, який виник внаслідок видобутку ільменітів (34–45%). У гранітних кар'єрах спостерігали домінування планктонно-бентосних (35–46%) форм.

За відношенням до текучості вод та насичення їх киснем переважали індикатори повільнотекучих (47–85%) та стоячих вод (15–47%). Найбільшу частку індикаторних форм, які віддають перевагу стоячим водам, мав

фітопланктон ільменітового кар'єру Іршанського ГЗК (47%), що свідчить про низьку насиченість його вод киснем.

Серед індикаторів температурного режиму домінували помірні форми (50–78%), а в Цельному, Крошенському і Морозівському кар'єрах – евритерми (47–57%).

Серед індикаторів *pH* середовища найвагоміша частка у Соколовському, Селецькому, Крошенському і Морозівському [4, 7] кар'єрах належала індиферентам (48–63%), а в Богунському, Сонячному, Цегельному, Слобіському та Іршанському – алкаліфілам (39–63%). Водночас у Богунському, Сонячному та Слобідському кар'єрах відмічена помітна частка ацидофілів (13–17%).

Більшість індикаторів солоності у водоймах антропогенного походження формувала група індиферентів (71–85%).

Оцінка органічного забруднення за Ватанабе вказує на домінування еврисапробів (50–80%) – водоростей, які можуть витримувати помірне органічне забруднення. Частка сапрофілів найвищою була в Іршанському кар'єрі (20%) [9].

Середнє значення індексу сапробності у досліджуваних кар'єрах було в межах відповідно 1,65±0,06–2,14±0,07, що відповідає II–III класам якості вод. Найнижчі значення індексу сапробності фіксували у Соколовському і Сонячному кар'єрах, а найвищі – в ільменітовому Іршанському.

Чисельність фітопланктону була в межах 0,042–18,976 млн кл./дм^3, біомаса – 0,021–5,972 мг/дм^3. Найнижчі середні значення чисельності водоростевих клітин були в Селецькому кар'єрі – 0,901±0,08 млн кл./дм^3, найвищі – в Крошенському – 11,122±0,14 млн кл./дм^3. Найменша середня біомаса фітопланктону відмічена в ільменітовому кар'єрі Іршанського ГЗК (0,249±0,03 мг/дм^3) та Соколовському (0,384±0,02 мг/дм^3), найвища – в Богунському і Крошенському кар'єрах (відповідно 2,206±0,10 і 2,681±0,13 мг/дм^3) (табл. 5.4).

Таблиця 5.4

Кількісні показники розвитку та біотичні індекси фітопланктону антропогенно створених водойм

Кар'єри	***N***, млн кл./дм^3	***B***, мг/дм^3	***S***	H_B, біт./мг
Богунський	2,728±0,64	2,206±0,10	1,76±0,03	1,89±0,32
Сонячне	2,829±0,52	2,110±0,30	1,68±0,13	1,73±0,02
Слобідський	1,588±0,36	1,33±0,13	1,80±0,08	2,14±0,22
Селецький	0,901±0,08	0,781±0,08	1,70±0,06	1,94±0,12
Соколовський	1,741±0,46	0,384±0,02	1,65±0,06	1,20±0,13
Морозівський	1,335±0,11	1,453±0,09	1,74±0,02	2,03±0,01
Цегельний	1,517±0,22	0,978±0,10	1,98±0,04	1,54±0,02
Крошенський	11,122±1,14	2,681±0,13	1,73±0,01	2,88±0,01
Ільменітовий	1,303±0,23	0,249±0,03	2,14±0,07	0,98±0,04

До чинників, які впливають на формування біомаси фітопланктону кар'єрів, належить температура води (r=0,54, n=120) і вміст загального азоту (r=0,43, n=46). Слабкий зворотний зв'язок фіксували між біомасою водоростей і кольоровістю води (r=-0,18, n=38).

Сезонна періодичність фітопланктону є важливим показником сукцесії. У цілому відомості про сезонну сукцесію планктонних угруповань водоростей досить численні, проте вони переважно стосуються озер та річок, а також створених на них водосховищ, часто мають описовий характер, а для штучно створених водних об'єктів – практично відсутні.

Розглянемо особливості часових змін кількісних показників розвитку фітопланктону кар'єрів. У сезонному аспекті у таксономічному складі фітопланктону штучних водойм фіксували такі зміни: максимальну кількість видів (17–65) у Сонячному, Богунському, Соколовському, Слобідському і

Селецькому кар'єрах зареєстровано у літній період, у Крошенському, Морозівському та Іршанському – в осінній (38–154), у Цегельному – у весняний (63). В усі сезони домінували зелені та діатомові водорості, лише у Соколовському кар'єрі влітку відмічали перевагу синьозелених (41%), а в Морозівському – евгленових (16%). В ільменітовому кар'єрі навесні та влітку видовий склад фітопланктону визначали переважно діатомові водорості.

У Сонячному, Селецькому та Слобідському кар'єрах спільною особливістю було щорічне зростання біомаси літнього фітопланктону, у Богунському і Соколовському – відмічали вищі показники біомаси у весняний період, у Цегельному, Крошенському та Іршанському – восени. У Морозівському кар'єрі спостерігали рівномірний сезонний розподіл біомаси. Максимальні значення чисельності водоростевих клітин у гранітних кар'єрах фіксували у літній (у Богунському, Сонячному, Крошенському, Цегельному) та весняний (у Соколовському) періоди, в піщаних (Слобідському і Селецькому), ільменітовому, а також гранітному Крошенському кар'єрі – восени, в Морозівському кар'єрі суттєвих відмінностей у сезонному розподілі чисельності водоростевих клітин не виявлено (табл. 5.5).

Навесні на рівні домінуючих відділів у формуванні біомаси відмічаємо діатомових у Селецькому (67%), Богунському (92%), Цегельному (39%), Крошенському (37%) та Іршанському (51%) кар'єрах; зелених – у Морозівському (42%); динофітових – у Слобідському (29%) і Соколовському (43%); синьозелених – у Сонячному (39%). У літній період основну частку біомаси формували діатомові водорості у Цегельному (73%), Богунському (66%), Селецькому (42%) кар'єрах; зелені – у Морозівському (42%), Крошенському (37%), Сонячному (61%) та Іршанському (52%); синьозелені – у Слобідському (39%); динофітові – у Соколовському (25%). Восени до домінуючих відділів належали зелені водорості – у Соколовському (71%), Селецькому (39%), Слобідському (70%), Сонячному (35%), Морозівському (49%); діатомові – у Цегельному (55%) і Богунському (38%); динофітові – у Крошенському (44%); синьозелені – в Іршанському кар'єрі (48%).

Таблиця 5.5

Середні значення ($X \pm m_x$) чисельності та біомаси фітопланктону антропогенно створених водойм

Кар'єри	Середня чисельність, млн кл./дм^3			Середня біомаса, мг/дм^3		
	весна	літо	осінь	весна	літо	осінь
I	2,045±0,2	3,936±0,3	1,671±0,1	2,518±0,1	2,182±0,3	1,890±0,2
II	2,201±0,1	4,591±0,4	1,698±0,1	1,804±0,2	3,332±0,2	0,947±0,1
III	0,811±0,2	1,745±0,1	2,207±0,2	0,429±0,1	2,239±0,2	1,333±0,1
IV	0,542±0,1	0,652±0,2	1,538±0,1	0,191±0,0	1,442±0,2	0,709±0,1
V	3,177±0,3	2,369±0,3	0,127±0,0	0,858±0,1	0,301±0,1	0,026±0,0
VI	1,471±0,1	1,591±0,1	0,943±0,0	2,014±0,1	2,170±0,2	2,106±0,2
VII	1,632±0,2	1,779±0,1	1,141±0,1	1,078±0,2	0,594±0,1	1,289±0,2
VIII	0,177±0,0	16,132±0,1	17,065±0,2	0,136±0,0	3,872±0,4	4,029±0,3
IX	1,612±0,1	0,061±0,0	2,236±0,2	0,219±0,0	0,049±0,0	0,480±0,0

Зміни чисельності водоростевих клітин досліджуваних штучних водних об'єктів в основному були аналогічними динаміці їх біомаси. Проте, у структурі чисельності відмічаємо зростання ролі синьозелених водоростей у Морозівському та Соколовському кар'єрах у літній період (їх частка сягала 56–92%), в Іршанському, Соколовському, Богунському – наприкінці весни (65–90%), а в Сонячному – на початку осені (77%). У Крошенському кар'єрі синьозелений планктон відігравав провідну роль у формуванні чисельності впродовж літа-осені (55–74%) [8].

Склад домінантного комплексу фітопланктону кожної з досліджуваних водойм антропогенного походження був досить своєрідним, на що вказують коефіцієнти видової подібності Серенсена (K_s=0,00–0,48). Не було виявлено жодного спільного для усіх кар'єрів виду-домінанта, лише незначна їх кількість

зустрічалися у більшості водойм: *Cyclotella meneghiniana*, *Chlamydomonas monadina*, *Ch. globosa*, *Coelastrum microporum*, *Microcystis aeruginosa*.

У Богунському кар'єрі до складу домінантного комплексу належали: *Microcystis aeruginosa*, *M. pulverea*, *Merismopedia tenuissima*, *Trachelomonas globularis*, *T. hispida*, *T. armata* var. *echinata*, *T. oblonga, Dinobryon cylindricum*, *Ceratium hirundinella*, *Cyclotella meneghiniana*, *Stephanodiscus hantzschii*, *Navicula gregaria*, *Sellaphora pupula*, *Amphora mongolica*, *Aulacoseira italica*, *A. granulata*, *Fragilariforma virescens*, *Oocystis submarina*, *Chlamydomonas monadina*, *Ch. globosa*, *Coelastrum microporum*, *Desmodesmus communis*, *Carteria radiosa*, *Tetraedron pentaedricum*, *Phacotus coccifer*, *Acutodesmus acuminatus*, *Pediastrum duplex* [5].

У Сонячному кар'єрі видами-домінантами були: *Coelosphaerium kuetzingianum*, *Microcystis aeruginosa*, *M. viridis*, *Merismopedia tenuissima*, *Aphanizomenon flos-aquae*, *Anabaena flos-aquae*, *Gomphosphaeria aponina*, *Trachelomonas oblonga*, *T. armata* var. *echinata*, *Euglena clara*, *Chrysocoocus rufescens*, *Ceratium hirundinella*, *Cyclotella meneghiniana*, *Nitzschia hantzschiana*, *Stephanodiscus hantzschii*, *Diatoma vulgaris*, *Epithemia adnata*, *Amphora mongolica*, *Aulacoseira italica*, *Fragilariforma virescens*, *Pinnularia rangoonensis*, *Chlamydomonas monadina*, *Ch. globosa*, *Coelastrum microporum*, *Dictyosphaerium pulchellum*, *Carteria radiosa*, *Pediastrum duplex* [5].

У Слобідському кар'єрі до складу домінантного комплексу входили: *Synechocystis aquatilis*, *Chamaecalyx swirenkoi*, *Chroococcus giganteus*, *Trachelomonas hispida*, *Peridinium palatinum*, *Cyclotella meneghiniana*, *C. stelligera*, *Oocystidium ovale*, *Chlamydomonas monadina*, *Closterium ceratium*, *Coelastrum microporum.*

У Селецькому кар'єрі домінуючий комплекс формували: *Synechocystis aquatilis*, *Microcystis aeruginosa*, *Oscillatoria granulata*, *Trachelomonas hispida*, *T. caudata*, *Peridinium palatinum*, *Cyclotella meneghiniana*, *Nitzschia linearis*, *N. pusilla*, *N. acicularis*, *N. umbonata*, *Stephanodiscus hantzschii*, *Fragilariforma*

virescens, *Oocystidium ovale*, *Chlamydomonas monadina*, *Coelastrum microporum*, *Pandorina charkowiensis*, *Desmodesmus armatus*, *D. abundans*, *D. opoliensis*, *Tetraedron minimum.*

У Соколовському кар'єрі до складу домінантного комплексу належали: *Synechocystis aquatilis*, *Microcystis aeruginosa*, *Oscillatoria granulata*, *Trachelomonas oblonga*, *T. caudata*, *Peridinium palatinum*, *Cyclotella meneghiniana*, *Nitzschia linearis*, *N. pusilla*, *N. acicularis*, *N. umbonata*, *Stephanodiscus hantzschii*, *Fragilariforma virescens*, *Oocystidium ovale*, *Coelastrum microporum*, *Pandorina charkowiensis*, *Desmodesmus armatus*, *D. abundans*, *D. opoliensis*, *Tetraedron minimum.*

У Морозівському кар'єрі видами-домінантами були: *Coelosphaerium kuetzingianum*, *Microcystis aeruginosa*, *Oscillatoria amphibia*, *O. ukrainica*, *O. geminata*, *Aphanizomenon flos-aquae*, *Trachelomonas intermedia*, *Chrysocoocus rufescens*, *Ceratium hirundinella*, *Cyclotella stelligera*, *C. meneghiniana*, *Encyonema silesiacum*, *Chlamydomonas monadina*, *Ch. globosa*, *Schroederia setigera*, *Monoraphidium arcuatum.*

У Цегельному кар'єрі домінуючий комплекс формували: *Anabaena flos-aquae*, *Trachelomonas volvocina*, *T. abrupta* var. *minor*, *Chromulina ovalis*, *Cocconeis placentula*, *Raphidocelis subcapitata*, *Chlamydomonas globosa*, *Desmodesmus communis*, *Carteria radiosa*, *Acutodesmus acuminatus.*

У Крошенському кар'єрі до складу домінантного комплексу входили: *Coelosphaerium kuetzingianum*, *Oscilatoria planctonica*, *Trachelomonas armata* var. *echinata*, *Euglena clara*, *E. granulata*, *Cyclotella meneghiniana*, *Nitzschia hantzschiana*, *N. pusilla*, *Navicula vulpina*, *Diatoma vulgaris*, *Amphora ovalis*, *A. libyca*, *Aulacoseira granulata*, *Fragilariforma virescens*, *Oocystidium ovale*, *Oocystis submarina*, *Chlamydomonas monadina*, *Ch. globosa*, *Coelastrum microporum*, *Desmodesmus communis*, *Dictyosphaerium ehrenbergianum*, *D. pulchellum.*

В Іршанському ільменітовому кар'єрі домінуючий комплекс формували: *Coelosphaerium kuetzingianum*, *Snowella lacustris*, *Lepociclis ovum*,

Nitzschia paleaceae, *Chlamydomonas monadina*, *Ch. globosa*, *Ch. reinhardtii*, *Coelastrum microporum*, *Dictyosphaerium ehrenbergianum.*

Аналіз інформаційного різноманіття показав, що для Соколовського, Іршанського, Богунського, Сонячного, Цегельного та Селецького кар'єрів характерне переважання моно- та олігодомінантної структури фітопланктону впродовж усіх сезонів. Середні значення індексу Шеннона у цих кар'єрах сягали 0,98±0,04–1,94±0,12 біт./мг. Фітопланктон Морозівського, Крошенського і Слобідського кар'єрів характеризувався вищим інформаційним різноманіттям – H_B=2,03±0,01–2,88±0,01 біт./мг (полідомінантна структура).

Зростання вмісту загального азоту обумовлює зниження інформаційного різноманіття у штучно створених водоймах (r=-0,36, n=46) (рис. 5.3).

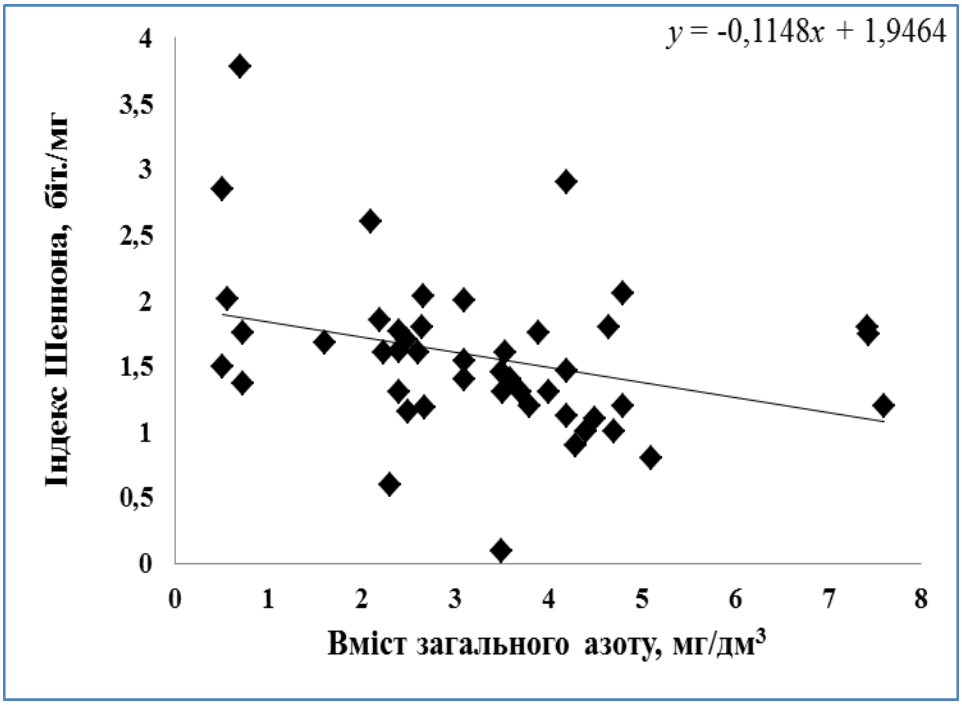


Рис. 5.3. Залежність між інформаційним різноманіттям фітопланктону водойм антропогенного походження та вмістом загального азоту.

У кар'єрах спостерігали найслабший серед досліджуваних типів водних екосистем зв'язок між вмістом загального азоту та діатомовим коефіцієнтом (відношення числа центричних діатомових до пенатних) (r=0,23, n=46).

Отже, в штучних водоймах, які утворилися на місці кар'єрів із видобутку корисних копалин, не залежно від їхнього типу, інтенсивно протікають сукцесії автотрофної ланки. Одним із її механізмів є формування фітопланктону із домінуванням зелених, діатомових, а також синьозелених і евгленових водоростей.

Фітопланктон штучних водойм представлений 357 видами (368 в. в. т.), які за відділами розподілилися наступним чином: Chlorophyta – 100 (103), Bacillariophyta – 105 (107), Cyanoprokaryota – 58 (58), Euglenophyta – 42 (48), Charophyta – 26 (27), Chrysophyta – 12 (12), Dinophyta – 13 (13). Найбільшою кількістю видів були предствлені зелені (27–48% від загального числа видів) та діатомові (21–42%) водорості.

Досліджувані водойми мали спільну особливість: в якості виду з максимальною частотою трапляння у них відмічено діатомову водорість *Cyclotella meneghiniana* (64–100%), а в Морозівському кар'єрі – *Cocconeis pediculus*.

Особливостями фітопланктону кар'єрів є низька наповненість родів видами. Найменшу кількість видів і внутрішньовидових таксонів фіксували в Соколовському та ільменітовому Іршанському кар'єрах (31–38), найбільшу – у Сонячному і Богунському (169–173).

Чисельність фітопланктону була в межах 0,042–18,976 млн кл./дм^3, біомаса – 0,021–5,972 мг/дм^3. Збільшення біомаси відбувалося зі зростанням температури води, вмісту загального азоту, а її зменшення – зі зростанням кольоровості.

Домінантні комплекси кар'єрів відрізнялися індивідуальністю, свідченням якої була відсутність у них жодного спільного виду-домінанта та низькі коефіцієнти видової подібності (K_s=0,00–0,48). Це вказує на своєрідність формування домінантних комплексів водойм антропогенного походження. Переважно у їх складі зустрічалися: *Cyclotella meneghiniana*, *Chlamydomonas monadina*, *Ch. globosa*, *Coelastrum microporum*, *Microcystis aeruginosa.*

Середнє значення індексу сапробності у досліджуваних кар’єрах було в межах 1,65±0,06–2,14±0,07, що відповідає II–III класам якості вод. Найнижчі значення індексу сапробності фіксували у Сонячному і Соколовському, а найвищі – в ільменітовому Іршанського кар’єрі.

Вважаємо, що сукцесії водоростевих угруповань водойм, які виникли на місці кар’єрів із видобутку корисних копалин, є основою формування нового типу водних екосистем Українського Полісся.

Список використаних джерел:

1. Дмитрук М. М., Шелюк Ю. С. Кількісні показники розвитку водоростевих угруповань піщаних кар'єрів м. Житомира. *Біологічні дослідження – 2013* : матеріали IV наук.-практич. Всеукр. конф. для молодих учених та студентів (16–8 квітня 2013, м. Житомир). Житомир: Вид-во ЖДУ ім. І. Франка, 2013. С. 30.

2. Козлов М. Ю., Шелюк Ю. С. Таксономічний склад фітопланктону малого озера антропогенного походження Цегельне (м. Коростень). *Біологічні дослідження – 2013* : матеріали IV наук.-практич. Всеукр. конф. для молодих учених та студентів (16–18 квітня 2013, м. Житомир). Житомир : Вид-во ЖДУ ім. І. Франка, 2013.С. 41.

3. Кофанов В. І., Огняник М. С. Нормативно-методичне забезпечення визначення якості води при оцінці впливу на навколишнє середовище. *Екологія довкілля та безпека життєдіяльності*, 2008. № 4. С. 15–23.

4. Мазур К. Ю., Шелюк Ю. С. Різноманіття фітопланктону кар'єру Морозівського (Рівненська область). *Біологічні дослідження – 2014* : збірник наук. праць V Всеукр. наук.-практич. конф. молодих учених і студентів (4–5 березня 2014, м. Житомир). Житомир: Вид-во ЖДУ ім. І. Франка, 2014. С. 241–243.

5. Некрашевич Ю. І., Шелюк Ю. С. Особливості структури та функціонування фітопланктону різнотипних водойм антропогенного походження Житомирщини. *Біологічні дослідження – 2013* : матеріали IV наук.-практич. Всеукр. конф. для молодих учених та студентів (16–18 квітня 2013, м. Житомир). Житомир: Вид-во ЖДУ ім. І. Франка, 2013. С. 51–52.

6. Пилипко М. М., Шелюк Ю. С. Різноманіття водоростей планктону піщаних кар'єрів м. Житомира. *Біологічні дослідження – 2012* : матеріали III наук.-практич. Всеукр. конф. молодих вчених та студентів (26 квітня 2012, м. Житомир). Житомир : Вид-во ЖДУ ім. І. Франка, 2012.С. 115–116.

7. Шелюк Ю. С., Козин Ю. О. Оцінка екологічного стану екосистеми Соколовського кар'єру за різноманіттям фітопланктону. *Інтеграційна система освіти, науки і виробництва в сучасному інформаційному просторі* : матеріали III Міжнародної наук.-практич. конф. (19–20 травня 2016, м. Тернопіль). Тернопіль : Крок, 2016. С. 91–93.

8. Шелюк Ю., Щербак В., Козин Ю. Піонерні сукцесії фітопланктону водойм антропогенного походження. *Науковий вісник Східноєвропейського нац. ун-ту ім. Лесі Українки*. 2017. №7 (356). С. 109–115.

9. Shelyuk Yu. S. Phytoplankton structure and functioning in artificial water bodies of the town of Zhitomir. *Hydrobiol. J*. 2014. Vol. 50, N 4. P. 15–27.

РОЗДІЛ 6
ПЕРВИННА ПРОДУКЦІЯ ЯК ЕНЕРГЕТИЧНА ОСНОВА ФУНКЦІОНУВАННЯ ВОДНИХ ЕКОСИСТЕМ ПОЛІССЯ

Вивчення біологічної продуктивності водних екосистем є одним із основних завдань гідробіології, розв'язання якого неможливе без досліджень первинної продукції. Провідна роль у функціонуванні прісноводних екосистем належить фітопланктону, за рахунок фотосинтезу якого створюється органічна речовина у водних об'єктах різних типів. Саме тому фітопланктон є основним біотичним чинником, що формує структурно-функціональні особливості гідробіоти на різних рівнях її організації [1, 2, 19, 30].

Первинна продукція фітопланктону формує матеріальну та енергетичну основу для всіх наступних етапів продукційного процесу [8, 76], а отже, визначає механізми функціонування водних екосистем.

Визначення поняття «первинна продукція» (primary production) наведене у низці монографій, навчальних посібників та довідників [7, 8, 24, 29, 40, 41, 46]. Це швидкість, з якою сонячна енергія перетворюється в органічну речовину в процесі фотосинтезу, за рахунок якого виділяється кисень, який визначає умови існування гідробіонтів, впливає на фізико-хімічні властивості вод. Продукти фотосинтезу залучаються у трофічні ланцюги і колообіг речовини та енергії.

Визначенню первинної продукції фітопланктону, яка формує енергетичну основу функціонування водних екосистем, присвячена низка робіт, виконаних переважно на озерах [2, 5, 6, 15, 27, 39, 51, 61, 62, 66, 67, 79] і великих водосховищах, включно з каскадами Дніпра, Волги, Ангари [4, 7, 11, 18, 25, 31, 32, 34, 35, 37, 46, 59, 63, 68, 82].

Вивченню продукції планктону малих водосховищ практично не приділялася увага дослідників, не зважаючи на важливість цих водойм як складової природного середовища, джерела водних і біологічних ресурсів.

При цьому актуальність дослідження малих водосховищ і у флористичному відношенні, і з точки зору продукційних можливостей обумовлена не лише їх малою вивченістю, але й необхідністю виявлення потоків енергії, які створюють основу функціонування і розвитку лентичних екосистем.

Такі дані були отримані для окремих водосховищ: Sep Reservoir (р. Морж, басейн Луари, Франція) [77], Maltañski Reservoir (р. Цибіна, басейн Одри, Польща) [58], Siemianówka Dam Reservoir (р. Нарев, басейн Вісли, Польща) [54], Промислового (р. Тетерів, басейн Дніпра, Україна) [45, 70, 71], Тернопільського (р. Серет, басейн Дунаю, Україна) [3].

Водночас поодинокими є дослідження первинної продукції планктону і деструкції органічної речовини річкових екосистем [16, 44], й, особливо, роботи що охоплюють різнотипні водотоки басейнів великих рівнинних річок України.

Штучно створені водні об’єкти, зокрема утворені шляхом затоплення колишніх кар’єрів із видобутку корисних копалин, є «білою плямою» у сучасній гідроекології щодо продукційних можливостей їх екосистем.

Результати власних досліджень інтенсивності продукційних і деструкційних процесів, проведених на р. Тетерів (околиці м. Житомир), упродовж 2005–2006 рр., наведено нами раніше [20]. Було встановлено, що інтенсивність валової первинної продукції на глибині оптимального фотосинтезу A_{max} змінювалася від 1,53 до 5,06 мг O_2 /(дм^3·добу) на річковій ділянці нижче міста, від 2,60 до 3,13 мг O_2/(дм^3·добу) – вище Житомира; інтегральна продукція $\sum A$ – відповідно від 1,22 до 7,16 г O_2/(м^2·добу) і від 0,64 до 3,53 г O_2/(м^2·добу); деструкція – від 2,04 до 4,02 мг O_2/(дм^3·добу), і від 2,60 до 3,13 мг O_2/(дм^3·добу); інтегральна деструкція – від 3,06 до 6,04 г O_2 /(м^2·добу) і від 2,08 до 2,51 г O_2/(м^2·добу). У вертикальному розподілі первинної продукції фітопланктону максимальні показники реєстрували у поверхневих горизонтах води. Зі збільшенням глибини відбувалося зниження інтенсивності первинної продукції внаслідок погіршення світлових умов. Лише на річковій ділянці нижче м. Житомир у

весняний період спостерігали ефект пригнічення інтенсивності продукційних процесів у поверхневому горизонті та її зростання на глибині 0,5 м внаслідок збільшення на цьому горизонті чисельності центричних діатомових, які характеризуються досить високою питомою продукцією.

Власними дослідженнями було встановлено, що показник $A_{max}/\sum A$ на досліджуваній ділянці вище Житомира змінювався від 0,28 до 1,49, досягаючи найбільших значень весною, а на ділянці нижче міста – від 0,80 до 1,99 (максимальні значення зазначали для літа). Відповідно, у зоні оптимального фотосинтезу на ділянці вище м. Житомир у середньому синтезувалося 78%, нижче міста – 91% сумарної органічної речовини. Співставлення цих показників із умовною прозорістю води досліджуваних ділянок вказує на тенденцію зростання відношення $A_{max}/\sum A$ зі зменшенням прозорості. Зростання цього відношення відповідає зменшенню глибини зони фотосинтезу. Навпаки, зі збільшенням прозорості зменшувалося згадане відношення. В цілому вищі значення використовуваного показника на річковій ділянці нижче міста були обумовлені меншою прозорістю води цієї ділянки.

Також власними дослідженнями було встановлено, що інтенсивність первинної продукції мала високу динамічність та значні просторово-часові коливання. Прослідковувалася чітко виражена сезонна динаміка первинної продукції: зростання від весни до літа і зниження від літа до осені.

У цілому тетерівському фітопланктону була властива висока продуктивність, яка обумовлена достатньою забезпеченістю водоростей біогенним живленням (у річковій воді поряд із високим вмістом мінеральних форм азоту у значних кількостях були присутні сполуки фосфору, зокрема фосфати).

Вища інтенсивність фотосинтезу на ділянці вище міста була обумовлена більшою товщиною фотосинтезуючого шару (що визначалася прозорістю) та інтенсивнішим кількісним розвитком фітопланктону.

Продукція фітопланктону на досліджуваних ділянках річки за весь вегетаційний сезон 2005 р. у перерахунку на органічну речовину становила 850 і 400 мг ОР/м^2 відповідно. При цьому інтегральна продукція під м^2, зберігала і повторювала тенденції часових і просторових змін первинної продукції на горизонті максимального фотосинтезу.

Швидкість деструкції в одиниці об'єму води в середньому в 1–2 рази (в окремі періоди в 6–8 разів) була нижчою швидкості утворення органічної речовини.

Ступінь мінливості інтенсивності первинної продукції в одиниці об'єму (C_v), розрахований для досліджуваних ділянок, становив відповідно 68% і 52%. Показник $\sum A$ був стабільнішим (C_v=49% і 46%), оскільки він характеризує залежність інтенсивності продукційних процесів від глибини для всього стовпа води, а не лише для її невеликого об'єму, як A_{max}. Для деструкційних процесів фіксували також середній рівень варіації як у сезонному, так і у просторовому аспектах: перший оцінювався в 44–45%, другий – у 34–52%.

Для точнішої оцінки інтенсивності продукційних процесів проводили порівняння *P/B*-коефіцієнтів. Величини добових *P/B*-коефіцієнтів суттєво змінювалися впродовж вегетаційного сезону, досягаючи максимальних значень улітку. Функціональна активність водоростей на ділянці вище м. Житомир була вищою у порівнянні з річковою ділянкою нижче міста. Величини питомої продукції вище Житомира коливалися від 1,05 до 7,35, а на річковій ділянці нижче міста – від 0,30 до 6,47 і в середньому становили відповідно 3,37±0,61 та 2,76 ±0,53.

Для кількісного вираження залежності між первинною продукцією та біомасою фітопланктону також використовували зворотній до *P/B*-коефіцієнту показник "turnover time" (час відновлення біомаси) [39]. Час відновлення біомаси фітопланктону на глибині максимального фотосинтезу на досліджуваних ділянках сягав відповідно 0,29–3,50 і 0,42–3,40. У середньому за вегетаційний сезон цей показник дорівнював 1,38±0,06 та

1,48±0,04, тобто біомаса фітопланктону на глибині максимального фотосинтезу відновлювалася майже кожні півтори доби.

Для характеристики фотосинтетичної активності одиниці біомаси розраховували асиміляційні числа – інтенсивність фотосинтезу на одиницю хлорофілу *а* фітопланктону за годину (*АЧ*) та за добу (*ДАЧ*).

Асиміляційні та респіраторні числа (*РЧ*), а також *Р/В*-коефіцієнти, розраховані для глибини максимального фотосинтезу, вказують на досить високу інтенсивність продукційних процесів на досліджуваних ділянках річки впродовж вегетаційного сезону. Для *ДАЧ*, *АЧ*, а також *РЧ* характерна та ж закономірність, що і для *Р/В*-коефіцієнтів: максимальні величини фіксували влітку, мінімальні навесні.

Попри наведені в літературі дані щодо продукційних можливостей фітопланктону окремих водних об’єктів, дослідження первинної продукції фітопланктону різнотипних водойм і водотоків Українського Полісся, аналіз спрямованості продукційно-деструкційних процесів у них залишаються актуальними. Так, до цього часу не з’ясована роль первинної продукції як енергетичної основи розвитку і функціонування різнотипних водних екосистем, а також вплив природних і антропогенних чинників на інтенсивність та направленість у них речовини й енергії.

6.1. Первинна продукція фітопланктону річкових екосистем Полісся

Дослідження первинної продукції були виконані на річках, які відрізняються протяжністю, гідрохімічними показниками і трофічним статусом. Упродовж вегетаційних сезонів інтенсивність максимальної валової первинної продукції на глибині оптимального фотосинтезу A_{max} та інтегральна продукція $\sum A$ змінювалися в широких межах: від 0,01 до 13,86 мг O_2/(дм^3·добу) та від 0,06 до 13,87 г O_2/(м^2·добу) (табл. 6.1–6.2).

Таблиця 6.1

Межі коливань (у чисельнику) і середні значення $X \pm m_x$ (у знаменнику) первинної продукції та деструкції органічної речовини, *P/B*- і $A_{max}/\sum A$-коефіцієнти річок басейну Прип'яті (за даними досліджень 2010–2017 рр.)

Річки	A_{max}, мг O_2/(дм^3·добу)	$\sum A$, г O_2/ (м^2·добу)	*P/B* - коефіцієнт	*R*, мг O_2 / (дм^3·добу)	$\sum R$, г O_2 / (м^2·добу)	$A_{max}/\sum A$
Горинь	2,60–7,80 4,61±0,44	2,30–4,91 3,40±0,38	0,15–1,24 0,43±0,06	0,80–5,10 2,95±0,40	0,48–3,06 2,48±0,36	0,80–1,91 1,29±0,17
Случ	0,16–9,15 3,82±0,47	0,06–7,96 1,37±0,16	0,05–2,22 0,95±0,08	0,50–6,21 1,94±0,23	0,50–5,85 1,80±0,17	0,44–1,76 0,82±0,13
Уж	0,45–6,53 4,00±0,36	0,78–5,22 3,20±0,16	0,19–0,30 0,22±0,09	0,85–4,87 1,79±0,27	1,04–4,39 1,74±0,18	1,11–2,54 1,64±0,23
Уборть	1,04–7,53 3,23±0,31	0,42–3,01 1,94±0,28	0,16–1,20 0,53±0,01	0,30–6,53 2,70±0,11	0,21–3,19 1,93±0,14	0,90–2,00 1,24±0,17
Корчик	0,33–9,95 5,74±0,76	0,13–3,92 2,30±0,17	0,17–1,10 0,63±0,04	1,10–6,25 3,02±0,26	0,31–2,31 1,08±0,11	0,97–1,48 1,19±0,16
Вілія	0,44–2,26 1,00±0,14	0,19–2,33 1,19±0,09	-0,53–1,74 0,32±0,08	0,22–2,01 0,82±0,32	0,18–1,44 0,76±0,28	0,82–1,99 1,20±0,14
Ікопоть	3,26–9,77 6,69±0,71	2,11–10,60 5,69±0,54	0,26–1,42 0,75±0,14	1,10–5,43 3,24±0,54	1,21–3,97 2,43±0,36	0,62–1,59 1,00±0,13
Полква	0,47–1,97 1,04±0,21	0,43–1,31 1,02±0,18	-0,31–5,91 1,61±0,29	0,18–2,06 0,95±0,19	0,18–2,06 0,95±0,19	0,81–3,36 1,25±0,19
Синявка	1,16–5,55 3,94±0,30	1,16–9,13 3,45±0,51	0,01–3,13 0,44±0,08	0,17–9,94 2,70±0,31	0,12–6,96 2,88±0,24	0,77–1,65 1,14±014
Бересток	0,51–3,38 2,00±0,26	0,32–2,73 1,20±0,45	0,10–0,80 0,31±0,06	0,40–3,61 1,32±0,16	0,28–0,62 0,43±0,05	1,18–1,59 1,39±0,11

Таблиця 6.2

Межі коливань (у чисельнику) і середні значення $X \pm m_x$ (у знаменнику) первинної продукції та деструкції органічної речовини, *P/B*-, $A_{max}/\sum A$ -коефіцієнти річок басейну Тетерева (за даними досліджень 2010–2017 рр.)

Річки	A_{max}, мг O_2/ (дм^3·добу)	$\sum A$, г O_2/ (м^2·добу)	*P/B* - коефіцієнт	*R*, мг O_2/ (дм^3·добу)	$\sum R$, г O_2/ (м^2·добу)	$A_{max}/\sum A$
Гнилоп'ять	2,29–13,86 6,35±0,47	2,29–13,87 3,36±0,71	0,14–1,88 0,56±0,07	0,81–10,29 4,04±0,03	0,89–11,32 4,44±0,47	0,40–0,79 0,57±0,05
Кам'янка Лісова	0,65–5,22 2,72±0,10	0,16–1,31 0,68±0,03	0,10–0,76 0,30±0,06	0,32–2,17 1,19±0,12	0,10–0,65 0,29±0,02	2,00–5,90 3,29±0,40
Коднянка	0,30–11,06 5,78±0,47	0,21–7,74 4,05±0,54	0,73–7,45 2,81±0,13	0,20–3,57 2,31±0,18	0,21–2,73 1,58±0,19	0,65–1,85 1,04±0,10
Лісна	0,01–7,30 2,97±0,29	0,06–3,29 1,32±0,31	0,03–1,31 0,36±0,05	0,32–2,42 1,12±0,19	0,13–3,42 0,84±0,08	0,77–2,77 1,51±0,16
Путятинка	0,33–3,27 1,02±0,21	0,55–1,83 0,86±0,10	0,13–0,71 0,28±0,05	0,49–3,47 1,27±0,15	0,29–3,28 1,30±0,17	0,29–3,28 1,30±0,17
Зелена	1,07–10,87 5,99±0,78	0,72–7,39 4,03±0,35	0,10–1,15 0,37±0,05	0,80–5,67 2,56±0,21	0,24–3,26 1,65±0,16	1,34-1,87 1,61±0,15
Бобрівка	1,62–11,72 6,08±0,73	0,81–5,13 2,90±0,15	0,10–5,71 1,76±0,13	1,63–8,00 3,01±0,21	0,83–4,08 1,73±0,29	0,86–1,82 1,37±0,17
Крошенка	0,22–10,00 2,59±0,41	0,80–3,22 1,29±0,22	0,02–4,44 1,02±0,22	0,60–1,96 1,12±0,16	0,09–1,78 0,69±0,04	0,24–3,72 1,31±0,28

Діапазон показників A_{max} із найбільшою частотою трапляння складає 1–5 мг O_2 /(дм^3·добу) (рис. 6.1).

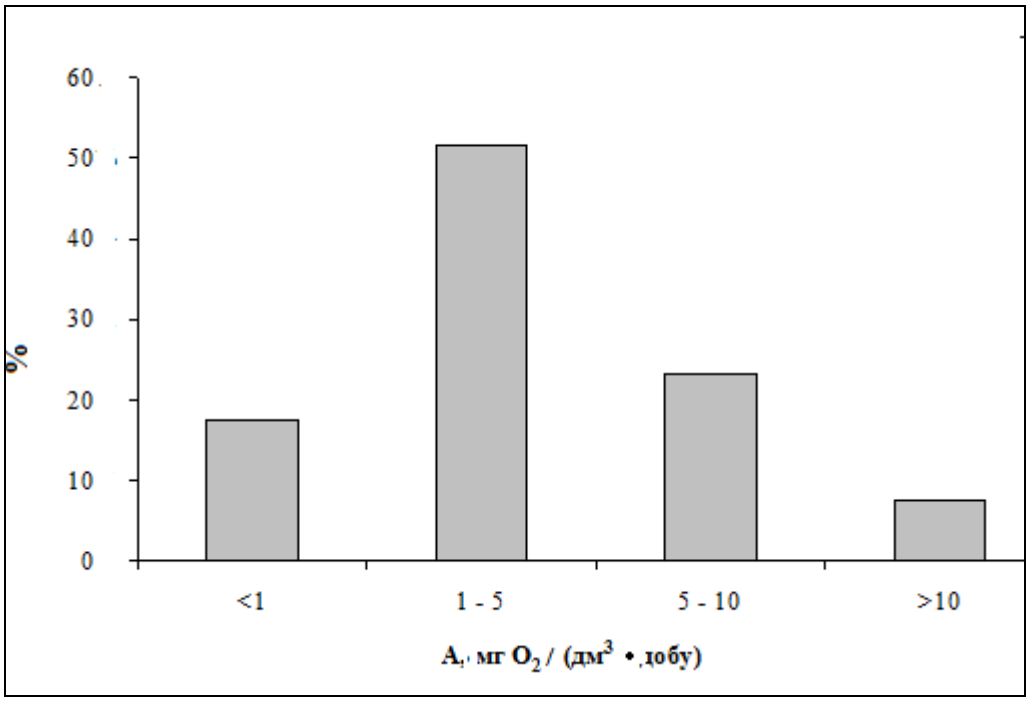


Рис. 6.1. Частота трапляння (% загального числа спостережень *n*) значень валової первинної продукції на горизонті максимального фотосинтезу річок басейнів Прип'яті і Тетерева (вегетаційні сезони 2010–2017 рр., *n* = 360).

Середні показники первинної продукції, розраховані для горизонту максимального фотосинтезу A_{max}, у досліджуваних річках варіювали в межах 1,14–6,69 мг O_2/(дм^3·добу).

Аналіз факторів, які впливають на інтенсивність фотосинтезу досліджуваних річкових екосистем, дозволив встановити пряму кореляцію між первинною продукцією і вмістом загального азоту, фосфору фосфатів, сонячною радіацією і температурою води, а також зворотній зв'язок з її кольоровістю, яку обумовлює наявність гумусових речовин, що погіршують світлові умови і пригнічують фотосинтез річкового фітопланктону (табл. 6.3).

Високі коефіцієнти кореляції між A_{max} і прозорістю, вмістом розчиненого у воді кисню, *pH* води свідчать про те, що продукційні процеси

у водотоках басейнів Прип'яті і Тетерева помітно впливають на умови середовища, змінюючи світловий і газовий режими річок.

Також встановлена пряма кореляція між валовою первинною продукцією та біомасою фітопланктону (r=0,58, n=86).

Таблиця 6.3

Коефіцієнти кореляції між первинною продукцією, деструкцією органічної речовини та деякими чинниками середовища у річках басейнів Прип'яті і Тетерева

Показники	A_{max}	$\sum A$	R	$\sum R$	n
$\sum A$	0,81	1,00	0,56	0,63	168
A_{max}	1,00	0,81	0,64	0,58	168
R	0,64	0,56	1,00	0,96	168
$\sum R$	0,58	0,63	0,96	1,00	168
Сонячна радіація	0,58	0,48	0,41	0,30	86
Температура води	0,41	0,52	0,52	0,46	146
Прозорість	0,58	0,47	0,39	0,29	68
Кольоровість	-0,51	-0,37	0,53	0,37	62
Вміст розчиненого у воді кисню	0,63	0,55	0,19	0,02	86
pH	0,58	0,54	0,63	0,63	64
Загальний азот	0,53	0,45	0,32	0,10	42
Фосфор фосфатів	0,52	0,38	0,24	0,11	62

Серед факторів, які впливають на $\sum A$, провідна роль належить A_{max}, помірний вплив має вміст загального азоту і фосфору фосфатів, прозорість, сонячна радіація, кольоровість і прозорість води (див. табл. 6.3).

Сезонну динаміку первинної продукції розглянемо на прикладі річок Горинь, Крошенка, які за біомасою фітопланктону належать до мезотрофних вод, та Ікопоть, трофічний статус якої визначається як евтрофний (рис. 6.2–6.4).

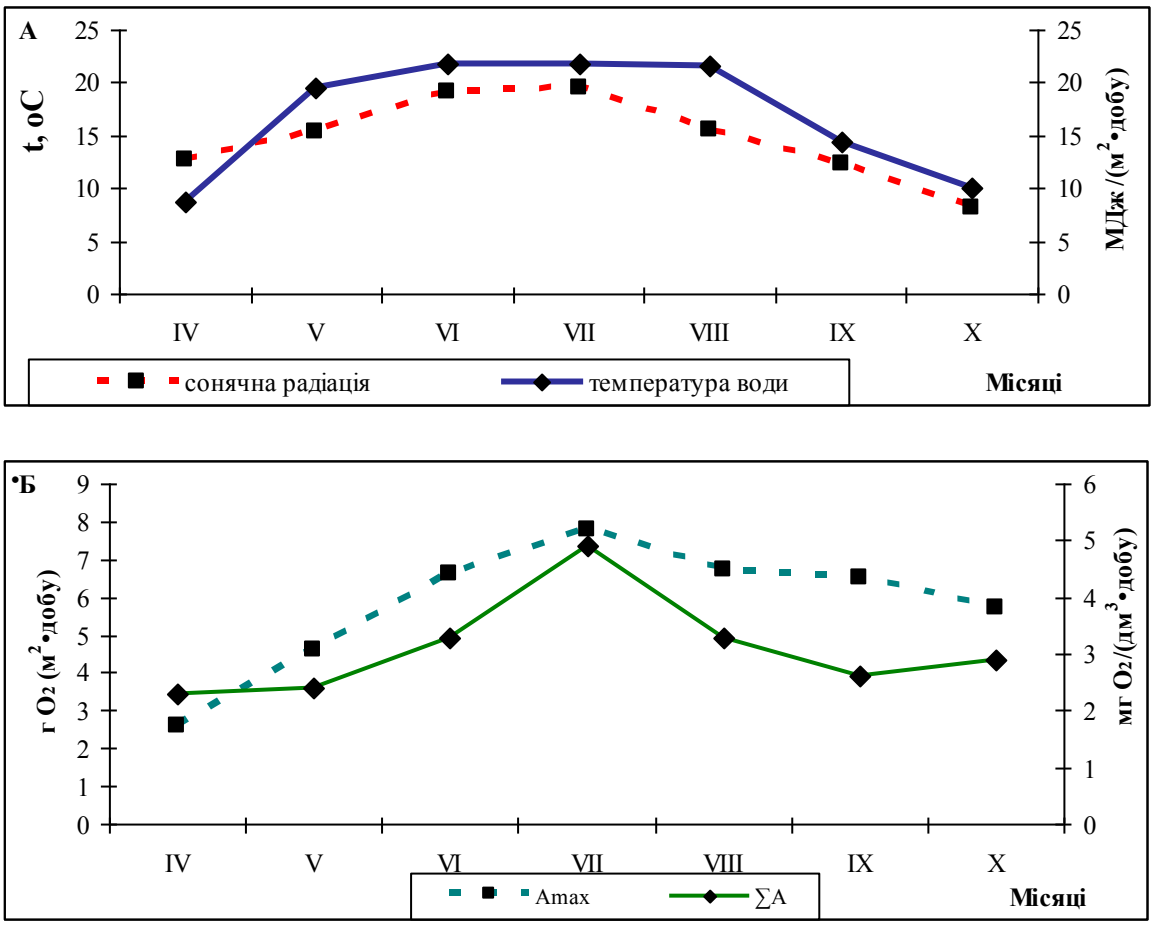


Рис. 6.2. Сезонна динаміка абіотичних показників (А – сонячна радіація, температура води), і первинної продукції (Б – валова первинна продукція на горизонті максимального фотосинтезу та інтегральна первинна продукція) у р. Горинь (Рівненська обл.) за вегетаційний сезон 2013 р.

Сезонна динаміка інтенсивності фотосинтезу досить чітко виражена і характеризується наростанням A_{max} від весни до літа та зниженням до осені в мезотрофних водах, а в евтрофних – до середини осені спостерігається досить висока валова первинна продукція, що пояснюється сезонними змінами у структурі фітопланктону. Крім того, причиною цього може бути той факт, що в осінній період температура води за останні кілька десятиріч зросла, відповідно, вегетаційний період водоростей подовжився. У мезотрофних водах найбільші показники A_{max} спостерігали переважно в липні, в евтрофних – у вересні.

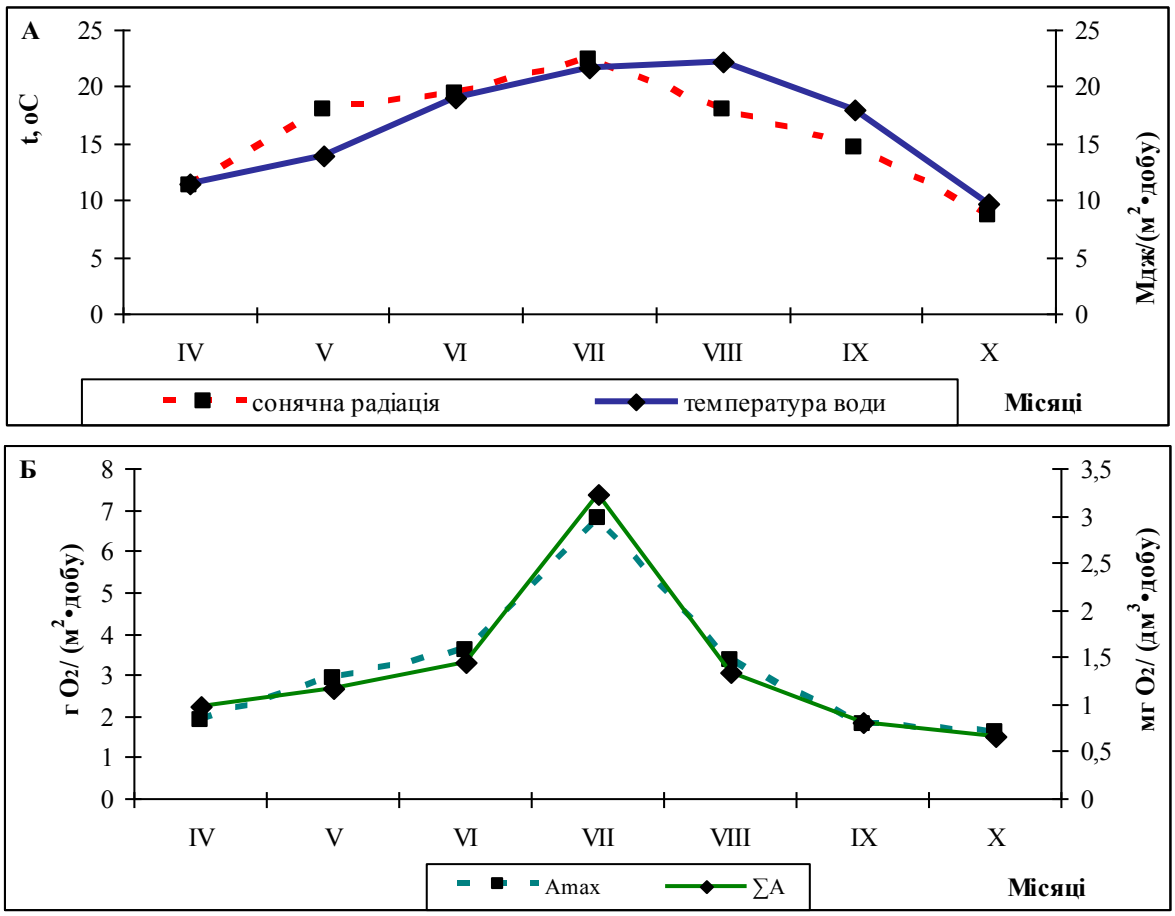


Рис. 6.3 Сезонна динаміка абіотичних показників (А – сонячна радіація і температура води), і первинної продукції (Б – валова первинна продукція на горизонті максимального фотосинтезу та інтегральна первинна продукція) у р. Крошенка (Житомирська обл.) за вегетаційний сезон 2014 р.

Інтегральна первинна продукція в основному зберігає і повторює тенденції часових і просторових змін A_{max}. Підвищені значення спостерігаються за сприятливих світлових умов, коли при високій інсоляції у річках із переважанням мілководних ділянок фотосинтез практично йде до дна. За масової вегетації синьозелених водоростей, яка найчастіше припадає на серпень, спостерігається зниження $\sum A$.

Відношення продукції на глибині максимального фотосинтезу до інтегральної, що характеризує оптичні властивості води, в досліджуваних річках змінювалося від 0,24 до 5,90 (див. табл. 6.1, 6.2). Найбільші значення коефіцієнта $A_{max}/\sum A$ відмічали в річках Кам'янка Лісова і Путятинка.

Співставлення цих показників із умовною прозорістю річкових вод указує на тенденцію зростання коефіцієнту $A_{max}/\sum A$ зі зменшенням прозорості (r=-0,57, n=148). Переважно середні значення цього коефіцієнту більші 1, що пояснюється порівняно невисокою прозорістю річкових вод.

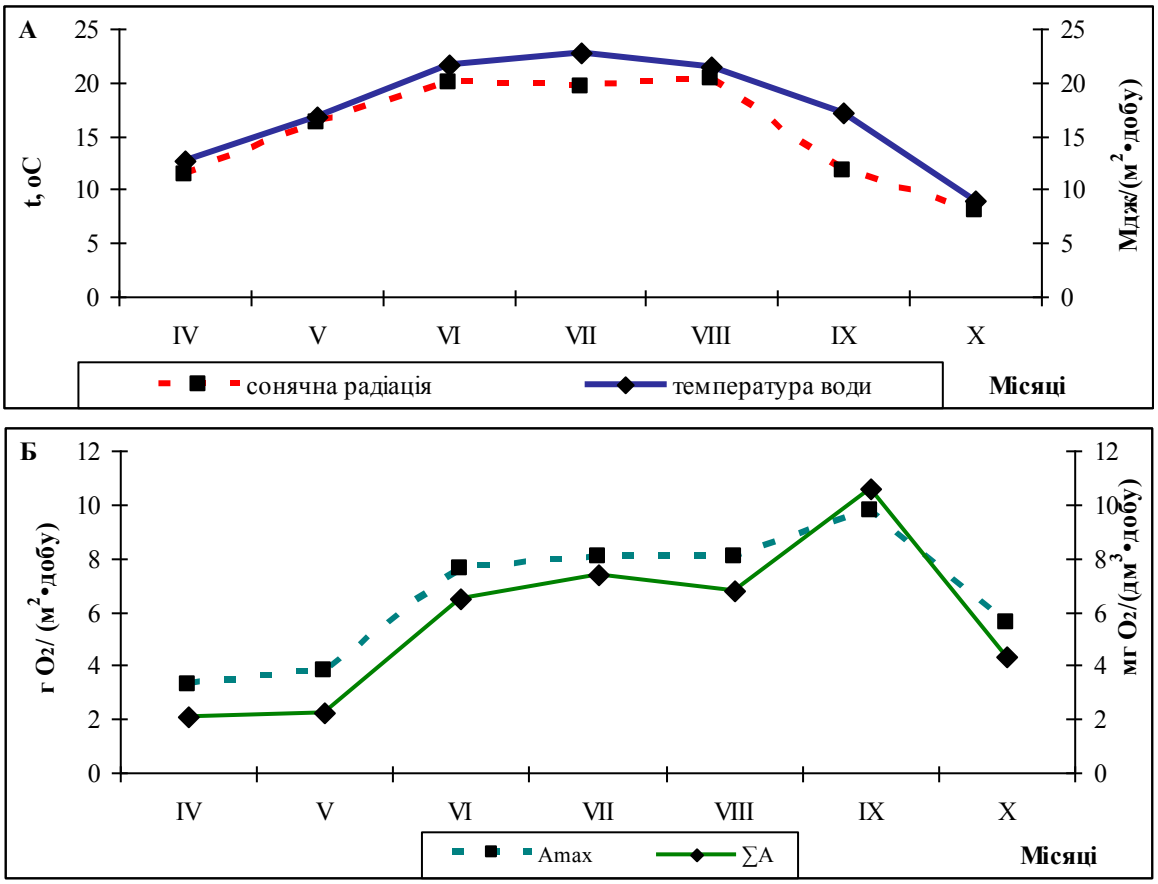


Рис. 6.4. Сезонна динаміка абіотичних показників (А – сонячна радіація і температура води), і первинної продукції (Б – валова первинна продукція на горизонті максимального фотосинтезу та інтегральна первинна продукція) у р. Ікопоть (Хмельницька обл.) за вегетаційний сезон 2015 р.

Добові *P/B*-коефіцієнти[3] суттєво змінювалися впродовж вегетаційного сезону, досягаючи максимальних значень улітку. Питома продукція водоростей найнижчою була в річках Уж, Бересток, Путятинка, Кам'янка Лісова, Синявка, найвищою – у річках Коднянка, Полква, Бобрівка (див. табл. 6.1–6.2).

[3] *P/B*-коефіцієнти розраховані для горизонту максимального фотосинтезу за добу.

На функціональну активність водоростей (за *P/B*-коефіцієнтом) достовірно впливає інтенсивність фотосинтезу (r=0,62, n=136).

Для кількісного вираження залежності між первинною продукцією та біомасою фітопланктону також використовували зворотній до *P/B*-коефіцієнту показник “turnover time” (час відновлення біомаси) [39]. У досліджуваних водотоках час відновлення біомаси фітопланктону на глибині максимального фотосинтезу у середньому за вегетаційний сезон коливався від 0,21 до 1,09, тобто біомаса фітопланктону на глибині максимального фотосинтезу у більшості річок відновлювалася швидше, ніж за добу.

Швидкість утворення органічної речовини в одиниці об’єму води на оптимальній глибині (переважно це був поверхневий горизонт) упродовж вегетаційного сезону в досліджуваних річках переважала швидкість деструкції (середні значення деструкції органічної речовини R сягали 1,12–4,04 мг O_2/(дм^3·добу).

У річках басейнів Прип’яті і Тетерева прослідковується залежність деструкції від характеристик *pH* та кольоровості. Оскільки кисень інтенсифікує окиснювальні процеси [25], очевидно, що найтісніше деструкційні процеси у досліджуваних річкових екосистемах пов’язані з продукційними (див. табл. 6.3). Це свідчить про те, що новоутворена легкоокиснювана органічна речовина відразу включається в біотичний кругообіг.

Також установлена пряма достовірна кореляція між деструкцією органічної речовини і температурою води водотоків. Залежність від температури, очевидно, обумовлена перебігом ферментативних дихальних процесів.

Математичний вираз зв’язку R із A_{max} (рис. 6.5) дозволяє оцінити витрати фотосинтетичної продукції на обмінні процеси планктону. Наведене на графіку рівняння вказує на те, що в середньому за вегетаційний сезон майже 45% добової продукції фотосинтезу в одиниці об’єму піддається біологічному окисненню.

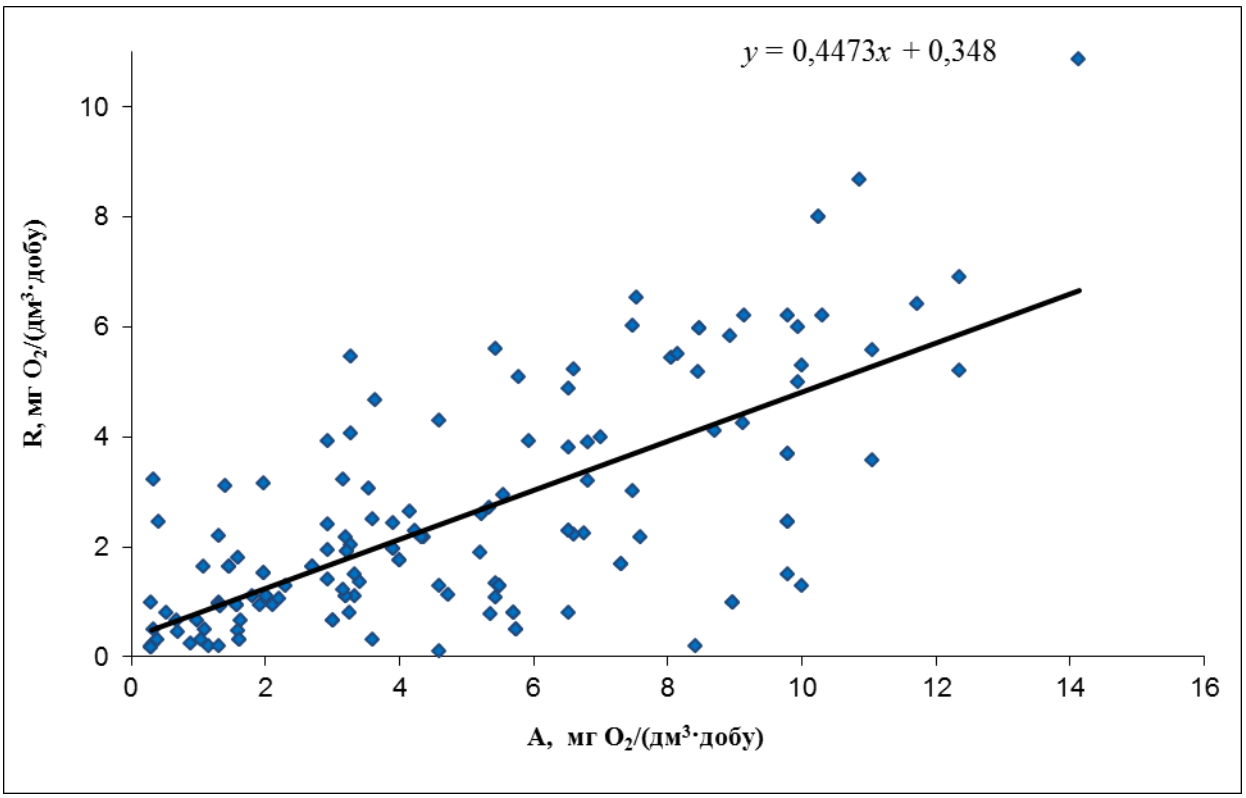


Рис. 6.5. Залежність первинної продукції планктону від деструкції органічної речовини у водотоках басейнів Прип'яті і Тетерева.

Інтегральна деструкція у досліджуваних річкових екосистемах найтісніше залежить від *pH*, що, в свою чергу, формуються під впливом процесів синтезу та окиснення органічної речовини.

Найбільшу швидкість деструкції фіксували у річках Гнилоп'ять та Ікопоть. Інтенсивне окиснення органічної речовини на фоні підвищеної фотосинтетичної діяльності фітопланктону згаданих водотоків, імовірно, пов'язане з посиленням гетеротрофної активності не лише бактерій, а й планктонних водоростей. Підвищена інтегральна деструкція в р. Гнилоп'ять, очевидно, обумовлена антропогенним впливом.

Ефективність утилізації сонячної енергії у процесі фотосинтезу фітопланктону. В екосистемі будь-якого типу частина загального енергетичного потоку проходить через її живі компоненти. Енергетична ефективність – це відношення величин потоку енергії в різних ділянках харчового ланцюга, виражене в процентах [8, 29, 52]. Деякі автори

розглядають показник ефективності утилізації сонячної енергії, або коефіцієнт використання світла *U*, який виражається в процентах від загальної енергії (інтегральної по спектру (I_o) або *ФАР*), яка надходить на поверхню водних об'єктів. Ефективність утилізації сонячної енергії (*ЕУСЕ*) прісноводним фітопланктоном коливається від 0,1% до 4,0%, складає в середньому 0,5% від I_o і не поступається в цьому відношенні наземним екосистемам, здатним засвоювати до 5% енергії світла. Для різнотипних водних об'єктів дослідниками отримані близькі значення коефіцієнту використання світла: у Наврочанських озерах 0,15–0,23% [26], у водосховищах Дніпра – 0,01–2,78% [34], Волги – 0,08–0,35% [25], в озері Байкал – до 0,6% [10], в деяких рибницьких ставках – 0,10–0,23% [38], у морських [42] та океанічних [17] водах різної продуктивності – 0,01–5,0%.

У річкових екосистемах басейнів Прип'яті і Тетерева ефективність утилізації сонячної енергії змінювалася в широких межах (рис. 6.6).

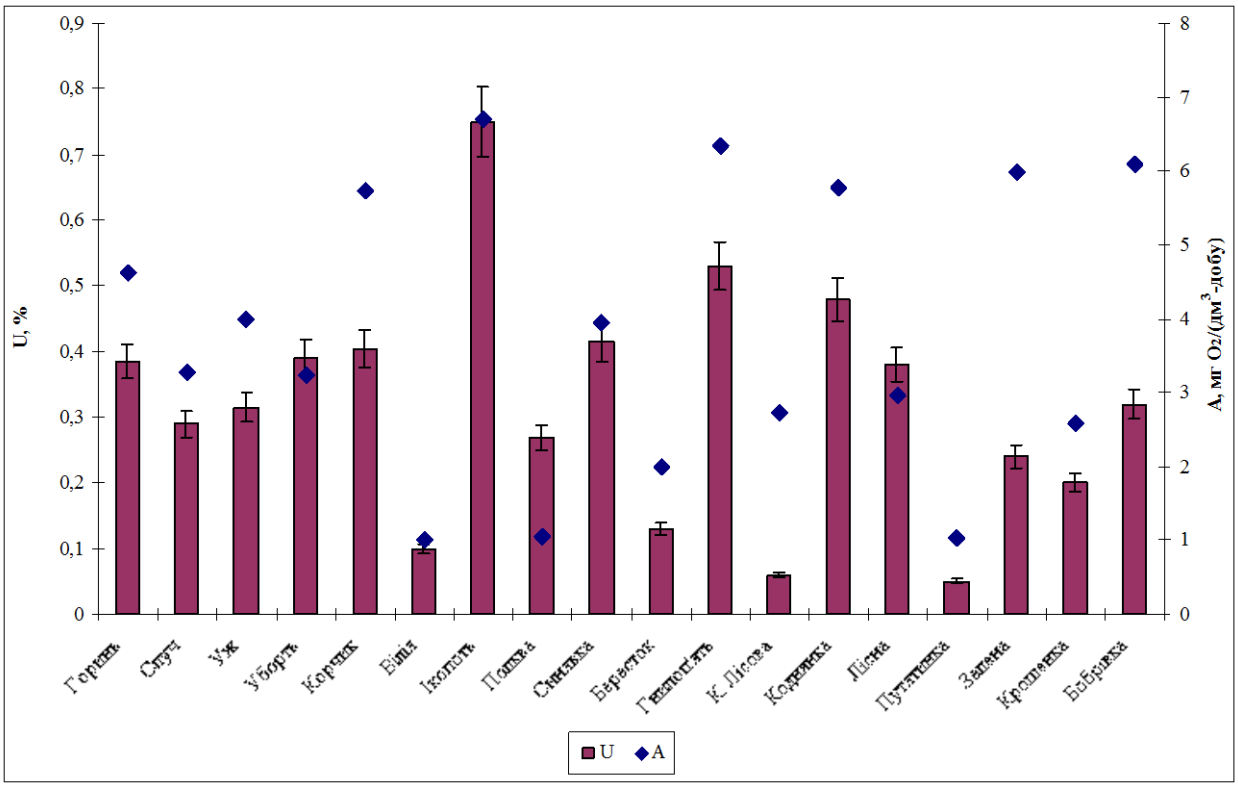


Рис. 6.6. Ефективність утилізації сонячної енергії (% інтегральної по спектру радіації) фітопланктоном річок басейнів Прип'яті і Тетерева (за період 2011–2016 рр.)

Результати спостережень свідчать про те, що сезонні зміни *U* в загальних рисах повторюють динаміку первинної продукції. Найвищі середні значення цього показника відмічали в річках Ікопоть, Гнилоп'ять, Коднянка, Синявка, Корчик, Горинь. Низьку ефективність використання світла фітопланктоном упродовж вегетаційного сезону мали такі річки: Путятинка, Кам'янка Лісова, Бересток, Крошенка. Співставлення *U* із рівнем трофії водотоків указує на збільшення *ЕУСЕ* зі зростанням рівня трофії водотоків. При цьому у річках із високим рівнем трофії спостерігали зростання *ЕУСЕ* від весни до середини осені. У річках Путятинка, Кам'янка Лісова спостерігали максимуми ефективності утилізації сонячної енергії в літній період.

До факторів, які визначають ефективність утилізації сонячної енергії, належать біомаса фітопланктону (r=0,33, n=86); інтенсивність фотосинтезу (r=0,33, при n=86); вміст загального азоту (r=0,51, при n=60). У цілому для річок залежність *U* від надводної опроміненості має від'ємний характер (r= -0,49, при n=86), що свідчить про можливість світлової адаптації водоростей [53, 65], які використовують низьку світлову енергію з більшою ефективністю. Пряма кореляція встановлена між *ЕУСЕ* і прозорістю (r=0,37, n=86) та температурою води (r= 0,17, при n=134).

Дихальні втрати фітопланктону у річкових екосистемах. Для об'єктивної оцінки потоків енергії у водних екосистемах важливо враховувати енергетичні втрати її окремих компонентів [29, 64, 78]. Валова первинна продукція розподіляється між доступною наступному трофічному рівню чистою первинною продукцією і диханням – частиною фіксованої енергії, що окислюється і витрачається у вигляді тепла [29]. Дихання і прижиттєві виділення водоростей, поряд із виїданням, природною смертністю, осіданням і виносом, формують втрати первинної продукції [41, 65, 78]. У процесі дихання клітини водоростей забезпечують енергією свою функціональну активність, регулюють ріст і підтримання біомаси. За високої біомаси автотрофів їх внесок у сумарне дихання угруповання може бути

значним [12]. Інтенсивність дихання водоростей залежить від умов середовища і може зростати у водоймах із високою мутністю, де фітопланктон зазнає впливу погіршення світлових умов [49], а також у маловодні роки [33]. Оскільки визначення власного дихання фітопланктону має певні методичні труднощі [12], пов'язані у першу чергу з розділенням компонентів планктону, приведені різними авторами літературні дані щодо дихальних втрат суттєво відрізняються: в оз. Кентуккі (США) вони оцінюються в 22–34% [49], у волзьких водосховищах – 12–67% [25].

Для оцінки дихальних втрат фітопланктону часто використовують розрахункові методи [33], враховуючи, що на дихання припадає певна частка добового фотосинтезу. Враховуючи літературні дані [25, 29, 34, 82], ми прирівняли власне дихання водоростей до 10% A_{max}. Результати розрахунків наведені нижче (табл. 6.4).

Розрахунки вказують на те, що на власний обмін водоростей витрачається від 11% (р. Полква) до 35% (Кам'янка Лісова) валової первинної продукції. У вигляді доступної наступним трофічним рівням чистої продукції в евфотній зоні залишається від 41% (р. Гнилоп'ять) до 78% (р. Коднянка) валової продукції. Дихальні втрати фітопланктону складають у середньому від 15% (р. Горинь) до 53% (р. Бересток).

Продукційно-деструкційні процеси і баланс органічної речовини. Важливим показником функціонування екосистем є відношення інтегральної первинної продукції до інтегральної деструкції органічної речовини в товщі води ($\sum A/\sum R$) [4], яке відображає особливості метаболізму планктонних угруповань і слугує не лише важливою еколого-фізіологічною характеристикою фітопланктону, а й показником функціонального стану водної екосистеми [8, 29]. У загальній екології це співвідношення називають функціональним показником відносної зрілості екосистеми [29], або «чистим» метаболізмом екосистеми [50]; у санітарній гідробіології вважають показником самоочищення води [13, 23, 36].

Направленість змін балансу органічної речовини у водних екосистемах

має як часовий (визначається кількісними показниками угруповань водоростей, їх фізіологічним станом, впливом зовнішніх факторів), так і просторовий (обумовлений морфометричними відмінностями ділянок водних об'єктів) характер [24]. Відношення $\sum A/\sum R$ характеризує стійкість угруповань і навіть інформує про роль екосистеми в утворенні вуглецю атмосфери [80].

Таблиця 6.4

Характеристика дихальних втрат фітопланктону у річках басейнів Прип'яті і Тетерева

Річка	Чиста продукція		Дихання фітопланктону		
	мг O_2/ ($дм^3$·добу)	% від *A*	г O_2 / ($м^2$·добу)	% від $\sum A$	% від $\sum R$
Горинь	2,84±0,20	68,7±4,5	0,64±0,04	14,7±0,1	14,8±2,2
Случ	1,31±0,37	65,6±0,8	0,27±0,09	12,0±0,8	30,6±1,6
Уж	2,84±0,08	62,7±3,4	0,40±0,09	12,5±0,1	25,9±4,1
Уборть	1,70±0,35	63,9±0,9	0,32±0,07	25,0±0,1	43,2±3,7
Корчик	3,66±0,61	60,7±4,5	0,57±0,05	11,9±0,3	44,4 ±3,4
Ікопоть	4,76±0,13	67,5±4,5	0,67±0,06	11,8±1,2	30,2±4,2
Полква	0,44±0,01	68,0±0,9	0,11±0,01	11,1±0,1	20,4±2,6
Синявка	2,22±0,11	60,3±3,3	0,39±0,01	20,1±0,6	25,5±4,1
Бересток	0,72±0,06	47,7±1,5	0,02±0,03	16,6±0,3	52,6±1,5
Гнилоп'ять	2,33±0,34	41,3±3,3	0,64±0,04	18,2±4,2	16,9±1,3
Кам'янка Лісова	0,39±0,08	46,4±1,9	0,27±0,01	34,6±2,2	32,9±2,7
Коднянка	4,21±0,44	78,4±3,5	0,58±0,04	14,3±1,8	36,0±2,7
Лісна	1,12±0,06	61,3±3,2	0,30±0,02	19,2±2,4	21,3±1,9
Путятинка	1,14±0,15	55,0±1,0	0,17±0,02	20,0±0,6	16,4±1,4
Зелена	2,71±0,10	73,9±3,4	0,60±0,07	14,7±0,2	39,2±4,6
Бобрівка	3,08±0,04	51,1±0,8	0,61±0,07	20,1±0,2	39,8±3,9
Крошенка	2,47±0,41	75,7±5,1	0,26±0,04	12,0±1,9	20,0±1,0

Негативне вираження балансу органічної речовини ($\sum A/\sum R<1$) вказує на переважання алохтонної органічної речовини над автохнонною і на гетеротрофну направленість функціонування екосистеми, позитивний баланс ($\sum A/\sum R>1$) – на автотрофне функціонування з переважанням автохтонної органічної речовини [4, 8, 50]. Відношення $\sum A/\sum R$ може змінюватися у ході сезонної та багаторічної сукцесії. Його часова і просторова варіабельність відображає особливості транспорту речовини та енергії по ланцюгах живлення. Період розвитку угруповання, впродовж якого відбувається накопичення енергії ($\sum A>\sum R$), розглядається як продукційна фаза сукцесії, а період витрати енергії ($\sum A<\sum R$) – як деструкційна фаза. Перша характеризується позитивною чистою продукцією і переважно пасовищною трофічною структурою, друга – негативною і детритними трофічними сітками [49].

Теоретично будь-яка екосистема прагне до досягнення зрілої (клімаксної) стадії, що характеризується тенденцією до рівноваги між продукцією та сумарним диханням угруповання. При цьому $\sum A/\sum R$ наближається до одиниці [29].

Індекс самоочищення / самозабруднення (A/R) впродовж вегетаційного сезону у досліджуваних водотоках коливався в межах 0,02–8,45. У просторовому розподілі відношення A/R знижувалося зі збільшенням глибини на глибоководних ділянках. У малих річках, де на досліджуваних станціях глибина не досягала метрової позначки, інтенсивність первинної продукції перевищувала деструкцію у всьому стовпі води. Переважання продукційних процесів над деструкційними можна пояснити не лише високою забезпеченістю водоростевих клітин біогенами, а також відносно інтенсивним прогрівом води значних за площею мілководних зон водотоків. Незбалансованість продукційно-деструкційних процесів у подальшому може викликати накопичення автохтонної органічної речовини, й, як наслідок, – самозабруднення річок. Найбільше це стосується малих і середніх водотоків із переважанням мілководь, оскільки в дуже великих і великих річках за рахунок глибоководних ділянок, де переважно $A<R$, продукована в

поверхневому шарі надлишкова кількість органічної автохтонної речовини зазнає деструкції. Найвищі значення індексу A/R фіксували в річкці Бересток (табл. 6.5, 6.6) [74]. Межі коливань $\sum A/\sum R$ складали 0,03–8,89. Середні за вегетаційний сезон $\sum A/\sum R$ для всіх водотоків, окрім річки Путятинка, вищі 1, що свідчить про позитивну направленість балансу органічної речовини, властиву водним екосистемам із високою продуктивністю. У той же час це свідчить про процеси самозабруднення річок.

Таблиця 6.5

A/R і $\sum A/\sum R$-коефіцієнти річок басейну Прип'яті (за даними досліджень 2010–2017 рр.)

Річки	A/R			$\sum A/\sum R$		
	Межі	$X \pm m_x$	C_v	Межі	$X \pm m_x$	C_v
Горинь	1,02–5,20	1,91±0,30	73	0,88–7,67	1,15±0,76	63
Случ	0,10–6,22	2,12±0,29	92	0,03–6,22	1,88±0,50	101
Уж	1,34–5,17	2,88±0,43	63	0,75–4,13	2,07±0,29	61
Уборть	1,12–4,18	1,78±0,36	50	0,94–5,14	2,15±0,17	62
Корчик	0,10–4,00	2,54±0,31	48	0,10–2,84	2,55±0,27	69
Ікопоть	0,12–5,85	2,72±0,26	95	0,15–6,11	2,57±0,38	65
Полква	0,22–5,39	2,17±0,31	36	0,13–4,59	1,84±0,28	38
Синявка	0,65–2,81	1,78±0,41	66	0,19–4,67	1,24±0,32	63
Бересток	0,24–8,45	3,45±0,45	107	0,85–7,24	3,16±0,28	94

Примітка. Тут і в табл. 6.6 – A/R приведені для горизонту максимального фотосинтезу.

Проведений кореляційний аналіз вказує на відсутність достовірного

зв'язку *A/R* та ∑*A*/∑*R* із біомасою фітопланктону.

Таблиця 6.6

_A/R_ і ∑_A_/∑_R_-коефіцієнти річок басейну Тетерева (за даними досліджень 2010 – 2017 рр.)

Річки	*A*/*R*			∑*A*/∑*R*		
	Межі	$X \pm m_x$	C_v	Межі	$X \pm m_x$	C_v
Гнилоп'ять	1,27–2,82	1,86±0,23	31	1,15–2,57	1,69±0,22	31
Кам'янка Лісова	1,03–3,20	2,06±0,14	43	0,85–6,86	2,75±0,18	87
Коднянка	1,17–4,01	2,53±0,24	38	1,00–4,03	2,52±0,29	33
Лісна	0,02–4,34	1,84±0,30	108	0,14–2,76	1,16±0,14	69
Путятинка	0,60–3,60	1,71±0,20	82	0,49–1,64	0,82±0,08	32
Зелена	1,25–5,65	2,39±0,18	49	0,30–5,65	2,66±0,18	37
Бобрівка	0,71–4,78	2,18±0,34	66	0,57–5,12	1,75±0,15	39
Крошенка	1,29–5,06	2,41±0,37	58	0,53–8,89	2,47±0,37	64

Із абіотичних чинників, які можуть впливати на співвідношення продукційно-деструкційних процесів, аналізували температуру, глибину і прозорість. Кореляція між ∑*A*/∑*R* і кожним зі згаданих чинників практично відсутня (відповідно r=-0,09, 0,12, і 0,07, n=148). Це стосується і зв'язку *A/R* із температурою, глибиною і прозорістю (відповідно r=0,08, 0,10, і -0,03, n=148).

Переважання гетеротрофної фази у р. Путятинка, ймовірно, є відгуком її екосистеми на антропогенний тиск, оскільки річка частково каналізована, а береги її бетоновані. Можливо, саме за рахунок алохтонних надходжень підтримується гетеротрофна активність річкової екосистеми Путятинки.

У сезонному циклі у більшості приток Прип'яті і Тетерева прослідковується автотрофна фаза, яка співпадає з весняно-літньо-осінніми максимумами. Гетеротрофна фаза спостерігається в періоди сезонної депресії, а також ранньою весною та пізньою осінню. Найтиповішим для досліджуваних водотоків є позитивний баланс органічної речовини, що вказує на автотрофне функціонування річкових екосистем попри типову для річкового континууму негативну направленість балансу органічної речовини [81].

Переважання автотрофних процесів над гетеротрофними пов'язане з невеликими глибинами водотоків басейнів Прип'яті і Тетерева, оскільки мілководні зони є повністю евфотними (згідно класифікації С. П. Китаєва [15] – оптично глибокими, на відміну від оптично мілководної пелагіалі глибоких водойм). За прозорості води в 1,0 м границя фотичного шару, як правило, розміщується на глибині 3–3,5 м, а сумарна деструкція обмежена дном. Протилежна ситуація спостерігається на глибоких ділянках: на них шар, в якому відбувається перебіг окислювальних процесів переважає над фотичним шаром, і співвідношення $\sum A/\sum R$ стає меншим за 1 (негативний баланс) [25], що і спостерігають дослідники у водосховищах, створених на великих річках – Дніпрі [34, 46] та Волзі [25, 36].

Для оцінки сукцесійного стану річкових екосистем розраховували індекс зрілості екосистеми [9, 72]. Середні за вегетаційні сезони індекси зрілості характеризують угруповання річок Уж, Уборть, Корчик, Ікопоть, Полква, Бересток, Гнилоп'ять, Кам'янка Лісова, Коднянка, Лісна, Зелена, Крошенка як «розвинуті». У річках Горинь, Случ, Синявка, Бобрівка, Путятинка угруповання підтримуються на більш ранньому етапі функціонування – «рівноважні».

Проте, ці стани мінливі: переважно у розпал літа показники зрілості відповідають «розвинутому» стану, а в травні та жовтні підтримуються більш ранні стадії «рівноважний» - «молодий» (рис. 6.7).

Розраховані індекси зрілості свідчать про те, що досліджувані річкові екосистеми не досягають «зрілого» стану. Підтриманню більш «молодих»

станів сприяють енергетичні субсидії [24] у вигляді проточності, додаткового надходження біогенів зі стічними водами, а також за рахунок змулювання седиментів та лізису клітин при високому кількісному розвитку водоростей.

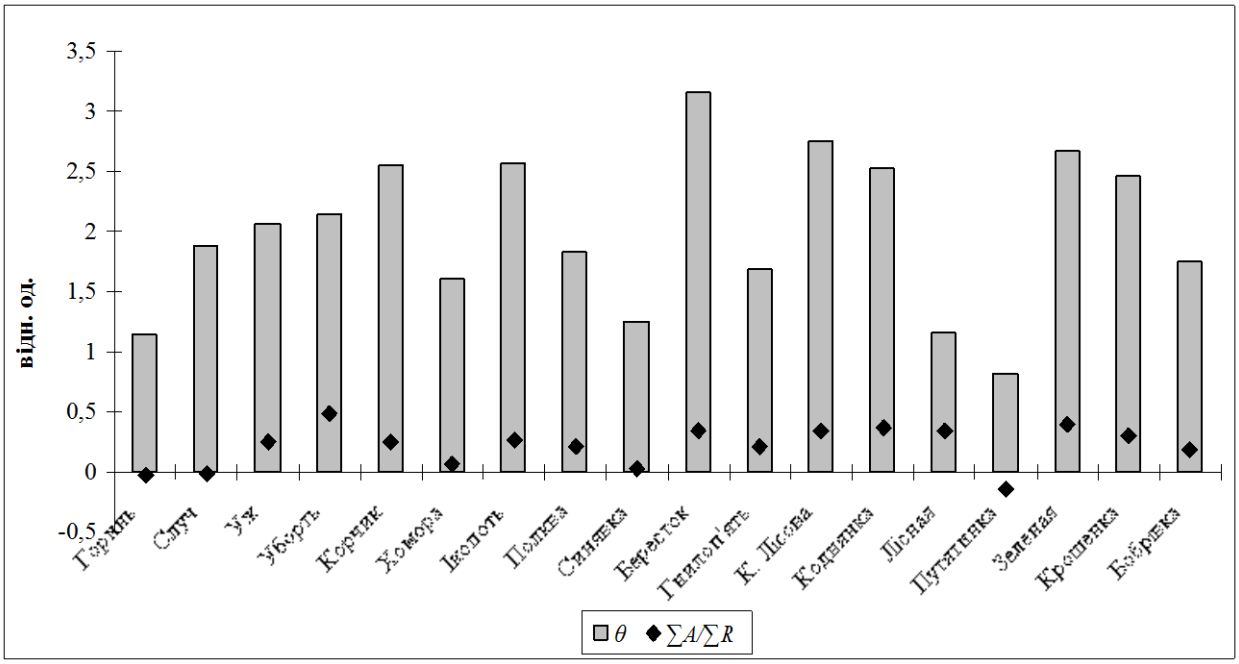


Рис. 6.7. Середні за вегетаційний сезон $\sum A/\sum R$ та індекси зрілості (θ) річок басейнів Прип'яті і Тетерева.

Аналіз результатів власних досліджень первинної продукції на річках Кам'янка Лісна і Гнилоп'ять, отриманих упродовж 2004–2018 рр., засвідчив відсутність направлених змін первинної продукції в часі, що вказує на стабільність функціонування їх екосистем (рис. 6.8).

6.2. Особливості формування первинної продукції озер

Дослідження первинної продукції були виконані на озерах Луко, Воронки і Горохівка впродовж вегетаційних сезонів 2013–2017 рр. Досліджувані водойми належать до басейну Прип'яті, відрізняються рівнем трофії. Упродовж вегетаційних сезонів A_{max} і $\sum A$ змінювалися в озерах у досить широких межах (табл. 6.7).

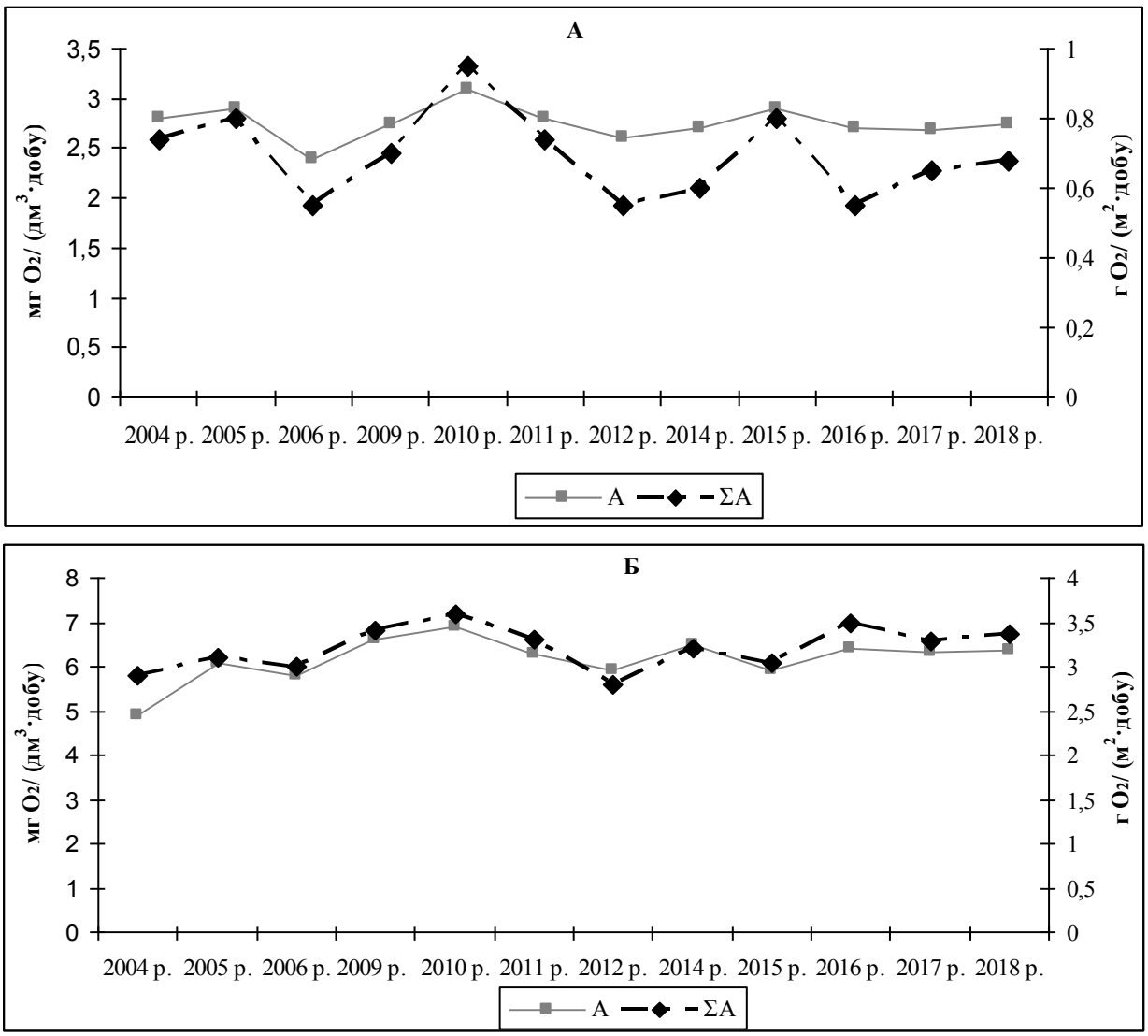


Рис. 6.8. Багаторічна динаміка первинної продукції річкових екосистем: А – р. Лісова Кам'янка, Б – р. Гнилоп'ять.

Сезонні зміни інтенсивності фотосинтезу досить чітко виражені в кожній водоймі: у Лукомському і Воронківському озерах вона зростає від весни до літа і різко знижується восени, а в Горохівці – максимуми інтенсивності фотосинтезу припадають на весняний період, влітку відмічається її зниження із незначним зростанням до середини осені (рис. 6.9–6.10).

Встановлена позитивна тісна кореляція між *P/B*-коефіцієнтами і A_{max} (r=0,76, n=54) вказує на те, що функціональна активність озерного фітопланктону зростає зі збільшенням інтенсивності фотосинтезу.

Таблиця 6.7

Межі коливань і середні показники первинної продукції та деструкції органічної речовини ($X \pm m_x$), *P/B*- і $A_{max}/\sum A$, *A/ R*, $\sum A/\sum R$-коефіцієнти озер (за даними досліджень 2013–2017 рр.)

Показники	Озера		
	Луко	Воронки	Горохівка
A_{max}, мг O_2 /(дм^3·добу)	0,01–1,96 1,26±0,33	0,02–2,89 1,27±0,24	0,17–1,05 0,51±0,09
$\sum A$, г O_2 /(м^2·добу)	0,01–1,57 1,01±0,14	0,03–2,31 1,02±0,19	0,16–0,84 0,41±0,08
P/B -коефіцієнт	0,08–6,15 1,60±0,42	0,05–8,27 1,66±0,44	0,28–3,18 0,43±0,30
R, мг O_2 /(дм^3·добу)	0,31–1,01 0,59±0,12	0,32–2,56 1,14±0,19	0,50–5,86 2,33±0,77
$\sum R$, г O_2 /(м^2·добу)	0,34–1,10 0,63±0,13	0,30–2,82 1,25±0,24	0,45–4,25 1,89±0,37
$A_{max}/\sum A$	0,66–1,65 1,25±0,07	0,67–1,25 1,05±0,12	1,05–1,23 1,20±0,04
A/R	0,03–3,02 1,84±0,26	0,01–4,06 1,70±0,22	0,16–0,84 0,33±0,07
$\sum A/\sum R$	0,02–2,54 1,41±0,25	0,01–3,42 1,35±0,39	0,16–0,75 0,29±0,05

Сезонні зміни інтенсивності фотосинтезу у різній мірі визначаються біомасою фітопланктону (між *B* і A_{max} підтверджено прямий зв'язок – r=0,66–0,89, n=64) і гідрокліматичними умовами (табл. 6.8).

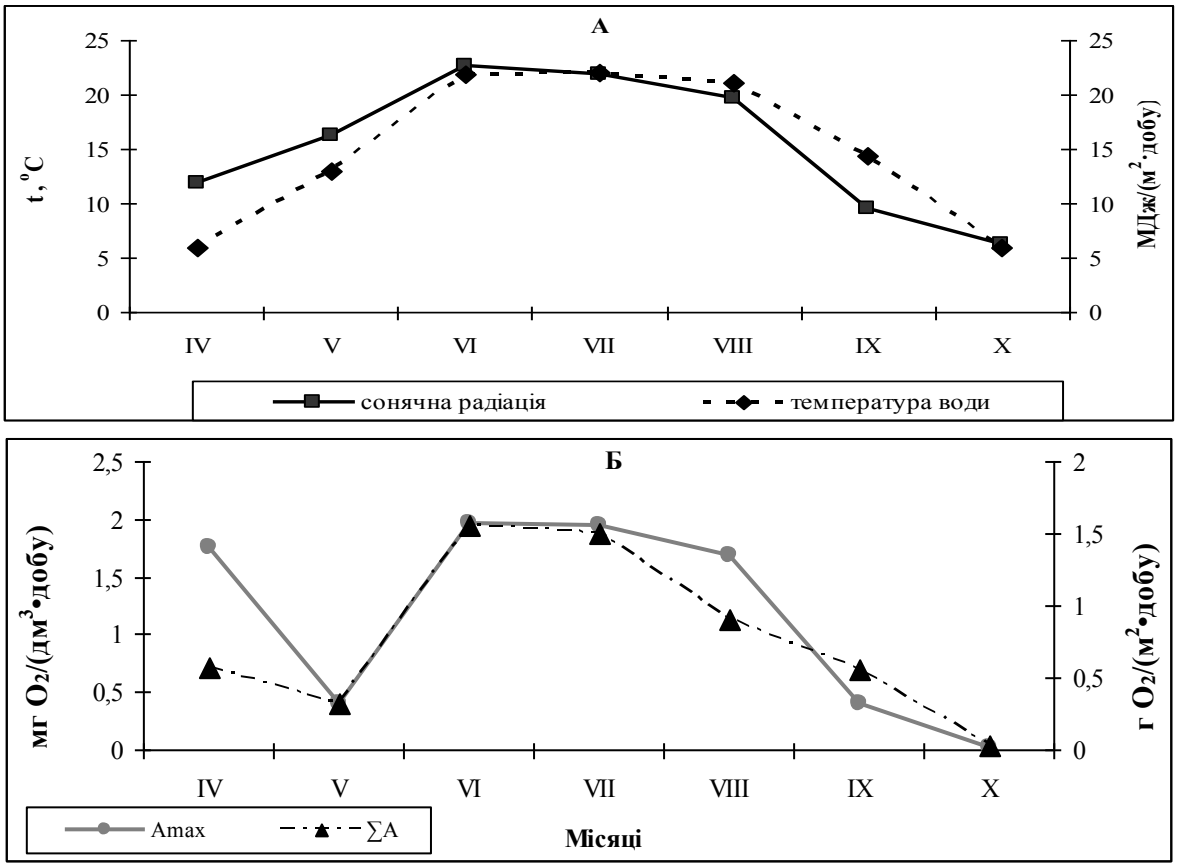


Рис. 6.9. Сезонна динаміка абіотичних показників (А) і первинної продукції (Б) в озері Луко

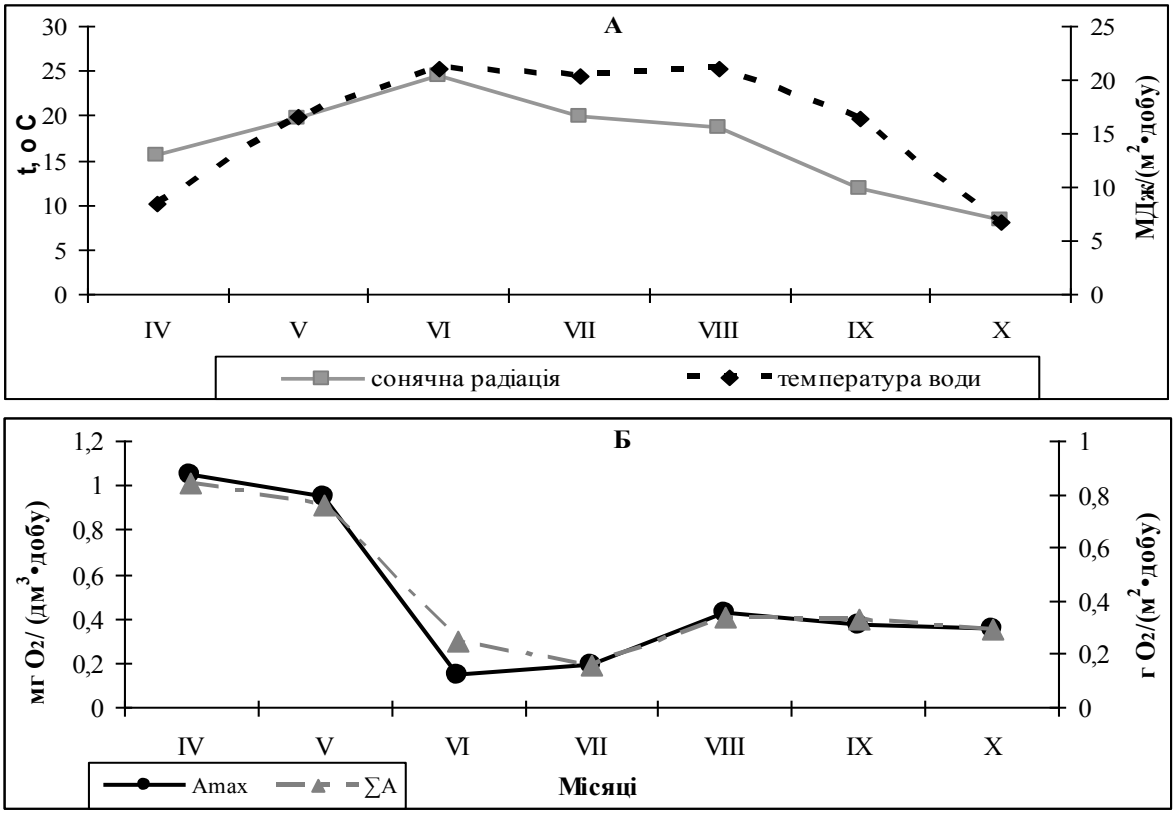


Рис. 6.10. Сезонна динаміка абіотичних показників (А) і первинної продукції (Б) в озері Горохівка

Таблиця 6.8

Коефіцієнти кореляції між інтенсивністю фотосинтезу і деякими чинниками середовища (за результатами досліджень 2013–2017 рр.)

Показники	Озера		
	Луко	Воронки	Горохівка
Сонячна радіація	**0,76***	**0,60***	**0,18***
Температура води	**0,39***	**0,32***	-0,12
Прозорість	0,26	0,33	**0,57***
Кольоровість	**-0,26***	**-0,24***	**-0,77***
pH	**0,38***	**0,41***	**0,31***
Загальний азот	-0,48	-0,19	**-0,35***
Фосфор фосфатів	**-0,54***	**-0,56***	**-0,75***
Вміст розчиненого у воді кисню	**0,60***	**0,65***	**0,64***

Примітка. Тут і в табл. 6.8. * достовірні при $p<0,05$.

Кольоровість, обумовлена наявністю гумусових речовин, які погіршують світлові умови, пригнічує фотосинтез в озерах. У найбільшій мірі це стосується о. Горохівка зі значною кольоровістю води. Саме тут відмічали найтісніший зв'язок інтенсивності фотосинтезу з прозорістю води. Інтегральна первинна продукція у всіх водоймах повторювала тенденції часових змін валової первинної продукції на глибині максимального фотосинтезу.

Сезонні зміни $\sum A$ тісно пов’язані з інтенсивністю фотосинтезу (r=84–98, n=64). Серед абіотичних чинників помітну роль відіграють інсоляція, кольоровість води, температура, вміст фосфору фосфатів (табл. 6.9). Зв'язок із температурою прослідковується в евтрофних озерах Луко і Воронки. У заболоченому озері Горохівка між первинною продукцією і температурою води не виявлено достовірної кореляції, а також слабшим є зв'язок із

сонячною радіацією. Натомість виявлено пряму залежність продукційних процесів від прозорості води та вмісту фосфору фосфатів.

Таблиця 6.9

Коефіцієнти кореляції між інтегральною первинною продукцією та деякими чинниками середовища

(за результатами сезонних спостережень 2013–2017 рр.)

Показники	Водойми		
	о. Луко	о. Воронки	о. Горохівка
Сонячна радіація	**0,86***	**0,49***	**0,24***
Температура води	**0,41***	**0,33***	-0,06
Прозорість	0,26	0,43	**0,55***
Кольоровість	**-0,45***	**-0,64***	**-0,67***
pH	**0,36***	**0,32***	**0,49***
Загальний азот	**0,18***	**0,09***	**0,15***
Фосфор фосфатів	**-0,35***	**-0,42***	**-0,50***

Сумарна за вегетаційний сезон (квітень – жовтень) первинна продукція в евтрофних озерах Луко та Воронки ясгала 55,9 і 64,3 г С/м^2; в мезотрофній водоймі Горохівка – 26,7 г С/м^2. У сезонному циклі основний запас органічної речовини в Лукомському і Воронківському озерах синтезується влітку, в о. Горохівка – навесні (рис. 6.11).

У досліджуваних озерах ефективність утилізації сонячної енергії змінювалася впродовж вегетаційного сезону в широких межах. Граничні значення ефективності утилізації сонячної енергії були в межах 0,01–0,54% у Воронківському озері, 0,01–0,22% – у Лукомському, 0,01–0,15% – у Горохівці.

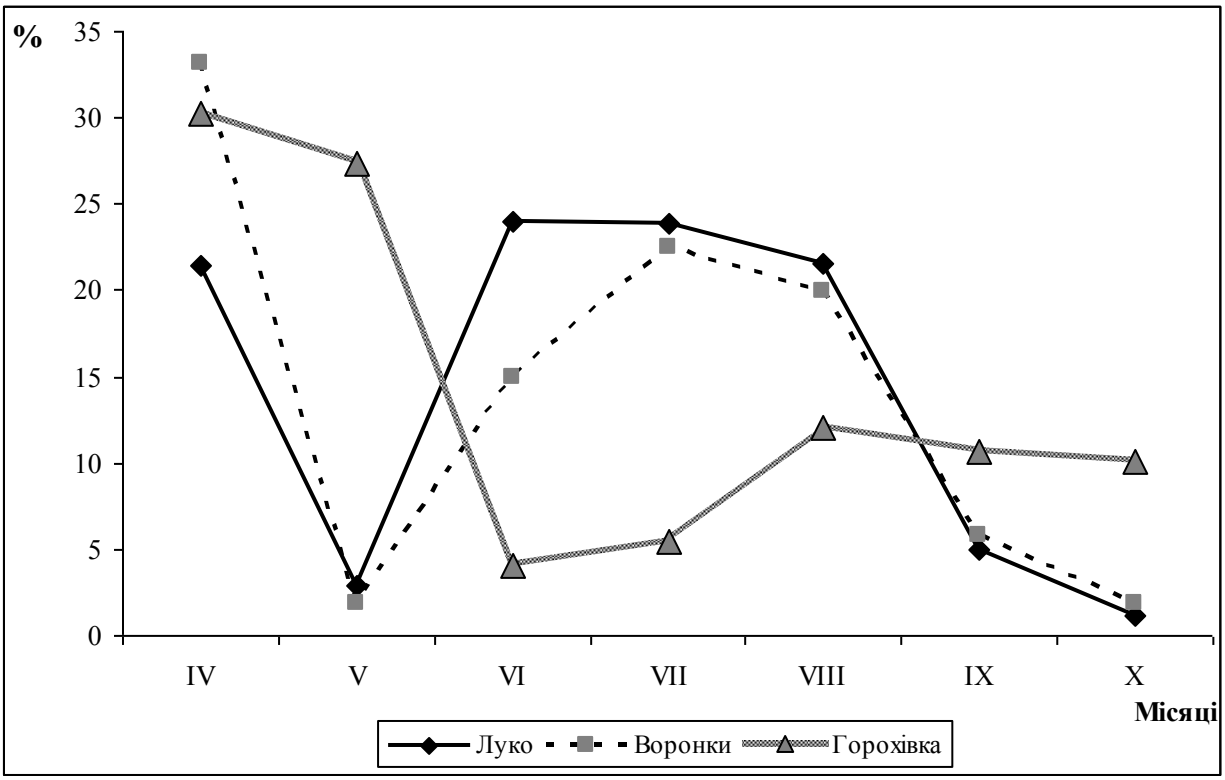


Рис. 6.11. Сезонна динаміка первинної продукції (% від сумарної за квітень-жовтень) в озерах (за результатами досліджень 2016 р.).

Сезонна динаміка ефективності утилізації сонячної енергії в озерах Луко та Воронки характеризувалася максимумами в квітні та червні – серпні, а в озері Горохівка – відмічали досить низькі значення цього показника в літній період (рис. 6.12).

Величини *ЕУСЕ* співвідносні з наведеними в літературі відомостями щодо Нарочанських озер (Білорусь) [28], о. Байкал [2], озер Вологодської і Ярославської областей (Росія) [26].

У цілому до факторів, які впливають на екологічну ефективність первинного продукування в озерах, належать інтенсивність фотосинтезу (r=0,82, n=64), вміст загального азоту (r=0,32, при n=32), прозорість (r=0,48, n=54), інтенсивності сонячної радіації (r=0,29, n=54). Слабшим є вплив на *ЕУСЕ* температури води (r=0,17, n=54) і біомаси фітопланктону (r=0,17, n=64).

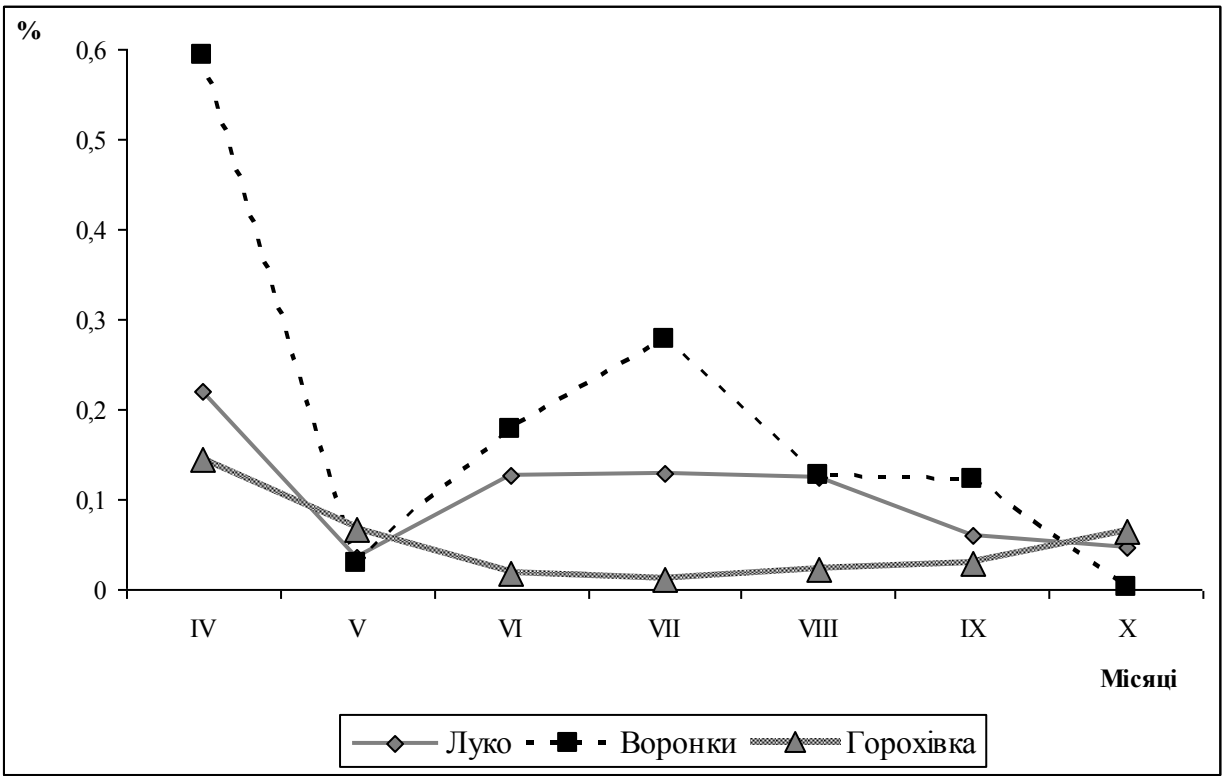


Рис. 6.12. Сезонна динаміка ефективності утилізації сонячної енергії в озерних екосистемах Полісся.

На відміну від річкових екосистем, у досліджуваних озерах не виявлено достовірного зв'язку між первинною продукцією і деструкцією органічної речовини. Кореляційний аналіз показав, що деструкція органічної речовини в озерних екосистемах залежить від кольоровості (r=0,53, n=32) та вмісту розчиненого у воді кисню (r=0,32, n=52).

Також встановлена пряма кореляція між деструкцією органічної речовини і pH (r=0,37, n=50), а також температурою озерної води (r=0,35, n=50). Проте, в озері Горохівка достовірної залежності між деструкцією органічної речовини і температурою води не виявлено.

Аналіз отриманих даних щодо дихальних втрат фітопланктону показав, що на власний обмін водоростей в озерах витрачається від 13% до 18% валової первинної продукції. У вигляді доступної наступним трофічним рівням чистої продукції в евфотній зоні залишається від 55% (о. Горохівка) до 62–63% (озера Воронки і Луко) валової продукції. Дихальні втрати

фітопланктону складають у середньому від 4% (о. Горохівка) до 35% (о. Воронки) (табл. 6.10).

Таблиця 6.10

Характеристика дихальних втрат фітопланктону в озерних екосистемах басейнів Прип'яті і Тетерева

Водойма	Чиста продукція		Дихання фітопланктону		
	мг O_2 / (дм^3·добу)	% від *A*	г O_2 / (м^2·добу)	% від ∑*A*	% від ∑*R*
Воронки	0,76±0,12	62,1±0,1	0,13±0,05	16,7±0,5	35,1±1,5
Луко	0,69±0,15	63,1±1,5	0,13±0,04	18,1±0,3	28,6±4,5
Горохівка	0,22±0,05	55,1±1,5	0,05±0,01	13,3±0,4	3,8±0,5

Продукційно-деструкційні процеси і баланс органічної речовини в озерних екосистемах. Індекси *A/R* та ∑*A*/∑*R* у досліджуваних водоймах коливалися в широких межах: 0,01–4,06 та 0,01–3,42. Переважання продукційних процесів над деструкційними було властиве озерам Луко та Воронки, у Горохівці домінувала гетеротрофна направленість продукційно-деструкційних процесів (див. табл. 6.7).

Проведений кореляційний аналіз вказує на відсутність тісного зв'язку *A/R* та ∑*A*/∑*R* із біомасою фітопланктону (r=0,01, і 0,21; n=64). Із абіотичних чинників, які аналізувалися (вміст загального азоту і фосфору фосфатів, прозорість, кольоровість, інтенсивність сонячної радіації і температура води), найсильніший вплив на *A/R* чинить прозорість води і кольоровість, помітно слабший зв'язок продукційно-деструкційного коефіцієнту з сонячною радіацією і температурою води.

Встановлено пряму кореляцію між ∑*A*/∑*R* й інтенсивністю сонячної радіації та температурою води. Слабкою є залежність ∑*A*/∑*R* від кольоровості. Достовірного зв'язку між ∑*A*/∑*R* та прозорістю води не виявлено (табл. 6.11).

Таблиця 6.11

Характеристика зв'язку *A/R* та ∑*A*/∑*R* із факторами середовища в озерних екосистемах

Показники	*A/R*				∑*A*/∑*R*			
	r	***F***	***P***	***n***	***r***	***F***	***P***	***n***
Сонячна радіація	0,23	944,1	<0,000001	54	0,46	3302,8	<0,000001	54
Температура води	0,22	36,7	<0,000001	54	0,43	128,3	<0,000001	54
Прозорість	0,79	64,3	0,03	54	0,24	35,9	0,205	54
Кольоровість води	-0,50	856,7	<0,000001	54	-0,13	1530,2	<0,000001	54

У сезонному циклі в озерах Луко та Воронки гетеротрофна фаза спостерігається переважно ранньою весною та пізньою осінню, а в Горохівці впродовж всього вегетаційного сезону. Для озер Луко та Воронки з кінця весни до початку осені найтиповішим є переважання автотрофних процесів над гетеротрофними, яке, ймовірно, пов'язане з порівняно невеликими глибинами досліджуваних водойм (на станціях глибина озер не перевищувала 1,5 м), а отже, вони є оптично глибокими.

Переважання деструкційних процесів над продукційними в озері Горохівка, попри порівняно невеликі глибини (до 1,3 м), зумовлене високою кольоровістю, і як результат – досить низькою прозорістю води.

Середні за вегетаційні сезони індекси зрілості характеризують угруповання досліджуваних озер як «молоді». Підтримка «молодого» стану в озері Горохівка триває впродовж всього вегетаційного сезону. В озерах Луко та Воронки «молодим» станом розпочинається вегетативний сезон, «молодим» і завершуються через «рівноважний» і «розвинутий».

6.3. Формування потоків енергії малих водосховищ

Вивчення закономірностей формування потоків енергії, які формують енергетичну основу функціонування і розвитку екосистем малих водосховищ були виконані на Житомирському, Денишівському (р. Тетерів), Бердичівському (р. Гнилоп'ять) та Новоград-Волинському (р. Случ) водосховищах, які різняться морфометричними, гідрохімічними характеристиками.

Досліджувані водосховища на сучасному етапі функціонування характеризуються досить високою інтенсивністю фотосинтезу (табл. 6.12).

Таблиця 6.12

Межі коливань (у чисельнику) і середні значення $X \pm m_x$ (у знаменнику) первинної продукції та деструкції органічної речовини, *P/B*-, *A/R*, $\sum A/\sum R$-коефіцієнти водосховищ басейнів Прип'яті і Тетерева (за даними досліджень 2010–2017 рр.)

Показники	Водосховища			
	I тип (Новоград-Волинське)	II тип (Денишівське)	III тип (Житомирське)	IV тип (Бердичівське)
A_{max}, мг O_2/(дм^3·добу)	0,16–3,14 1,65±0,35	0,42–6,91 3,16±0,11	0,59–11,37 5,22±0,14	2,29–15,66 7,90±0,53
$\sum A$, г O_2 / (м^2·добу)	0,46–2,14 1,46±0,25	0,37–7,10 3,38±0,22	0,30–6,49 3,43±0,40	2,29–12,58 6,58±0,68
P/B-коефіцієнт	0,02–2,23 0,89±0,06	0,18–1,70 1,11±0,08	0,06–1,67 0,84±0,05	0,15–1,88 0,67±0,03
R, мг O_2 / (дм^3·добу)	0,22–2,28 1,25±0,18	0,46–5,66 2,84±0,30	0,32–6,49 3,66±0,39	0,81–10,29 4,62±0,46
$\sum R$, г O_2 / (м^2·добу)	0,24–2,28 1,01±0,08	0,78–6,24 4,07±0,22	0,45–8,21 4,03±0,32	1,05–10,29 5,13±0,40
A/R	0,10–6,22 1,93±0,45	0,65–1,86 1,34±0,12	0,23–2,56 1,59±0,19	1,27–2,18 1,89±0,24
$\sum A/\sum R$	0,28–3,18 1,93±0,30	0,22–1,57 0,85±0,08	0,13–1,51 0,87±0,11	0,86–2,17 1,42±0,21

Упродовж вегетаційних сезонів найнижчі показники A_{max} і $\sum A$ фіксували у Новоград-Волинському водосховищі (р. Случ), найвищі – у Бердичівському (р. Гнилоп'ять). У цілому первинна продукція фітопланктону змінювалася від 0,16 до 15,66 мг O_2/(дм^3·добу). Діапазон показників A_{max} із найбільшою частотою трапляння складає 1–5 мг O_2 / (дм^3·добу) (рис. 6.13).

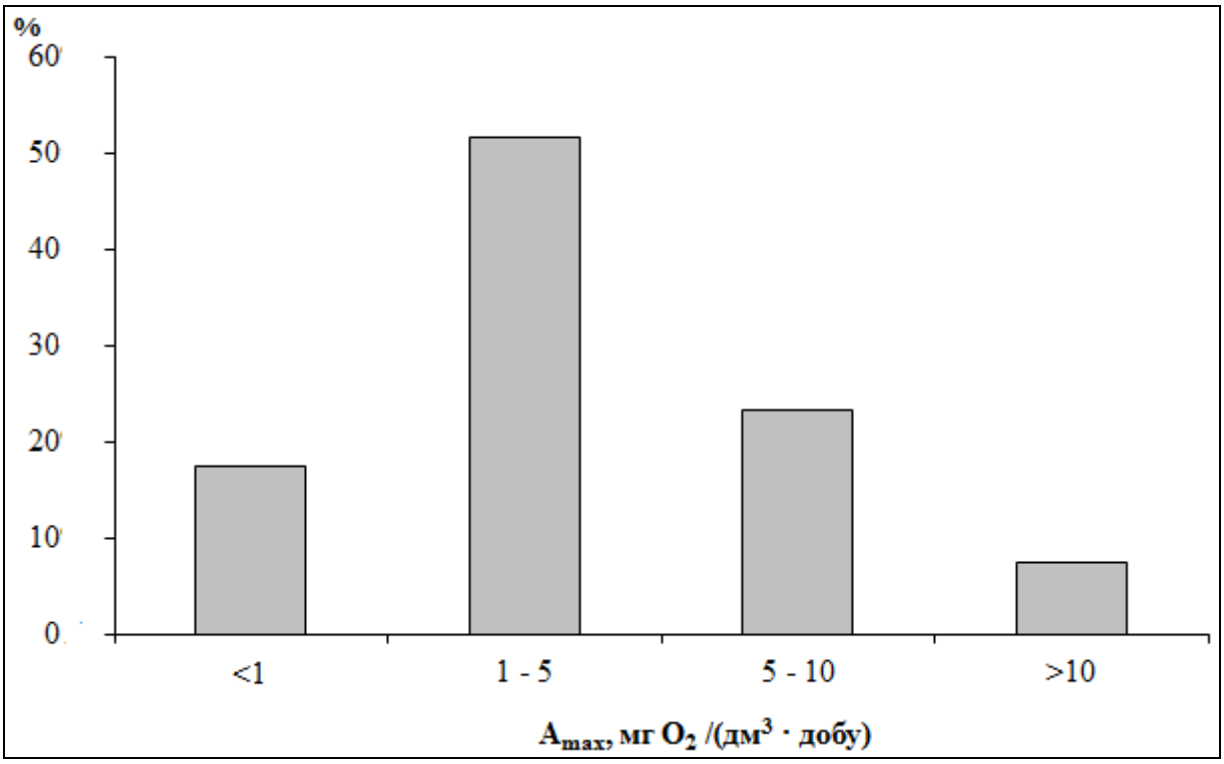


Рис. 6.13. Частота трапляння (% загального числа спостережень *n*) значень валової первинної продукції на горизонті максимального фотосинтезу водосховищ басейнів Прип'яті і Тетерева (за вегетаційні сезони 2010–2017 рр., *n* = 260).

За показниками валової первинної продукції планктону за вегетаційні сезони водосховища ранжували на чотири типи: I – евтрофні (Новоград-Волинське), II – ев-політрофні (Денишівське), III – політрофні (Житомирське) і IV – гіпертрофні (Бердичівське) [23].

За частотою трапляння A_{max} в евтрофних водосховищах (Денишівському і Новоград-Волинському) переважали показники 1–

5 мг O_2/(дм^3·добу), у політрофному (Житомирському) та гіпертрофному (Бердичівському) – діапазон значень A_{max}, що найчастіше зустрічалися, зростає до 5–10 мг O_2/(дм^3·добу).

Для встановлення закономірностей формування потоків енергії важливо прослідкувати багаторічні зміни первинної продукції. З цією метою були використані результати власних досліджень на Денишівському і Житомирському водосховищах, отримані впродовж 12 років (табл. 6.13). На жаль, в літературі відсутні дані щодо первинної продукції водосховищ, створених на річках басейну Прип'яті і Тетерева за більш ранній період.

Таблиця 6.13

Багаторічна динаміка первинної продукції Денишівського і Житомирського водосховищ

Період досліджень	Денишівське		Житомирське	
	A_{max}, мг O_2 / (дм^3·добу)	$\sum A$, г O_2 / (м^2·добу)	A_{max}, мг O_2 / (дм^3·добу)	$\sum A$, г O_2 / (м^2·добу)
2005–2007 рр.	0,42–5,84 3,10±0,18	0,40–5,76 3,11±0,24	0,50–10,41 4,98±0,20	0,28–6,12 3,33±0,17
2010–2012 рр.	0,45–6,00 3,20±0,21	0,37–6,12 3,05±0,16	0,59–10,02 5,30±0,36	0,41–6,49 3,48±0,24
2015–2017 рр.	0,40–6,91 3,15±0,14	0,44–7,10 3,46±0,17	0,62–11,37 5,07±0,34	0,80–6,42 3,45±0,16

Примітка. У чисельнику наведено межі коливань, у знаменнику – середні значення $X \pm m_x$ у знаменнику).

Свідченням стабільного функціонування екосистем водосховищ є відсутність направлених змін первинної продукції планктону впродовж тривалого періоду.

На думку дослідників, подібна тенденція властива і великим водосховищам [25, 48]. Цьому сприяють перебудови водоростевих

угруповань на рівні таксономічної структури і домінантних комплексів (див. табл. 4.7–4.17 і рис. 4.18, 4.21).

Сезонні зміни валової первинної продукції досить чітко виражені в кожному з водосховищ: у Житомирському та Бердичівському водосховищах валова та інтегральна первинна продукція зростають від весни до початку осені з подальшим їх зниженням (найвищі показники реєстрували в серпні, найнижчі – весною), у Денишівському і Новоград-Волинському спостерігали декілька підйомів показника первинної продукції: у кінці квітня – травні й у липні – серпні, а найнижчі A_{max} – восени (рис. 6.14, 6.15), тобто в міру збільшення рівня трофії відбувається зміщення максимумів інтенсивності фотосинтезу від весни-літа до літа – початку осені.

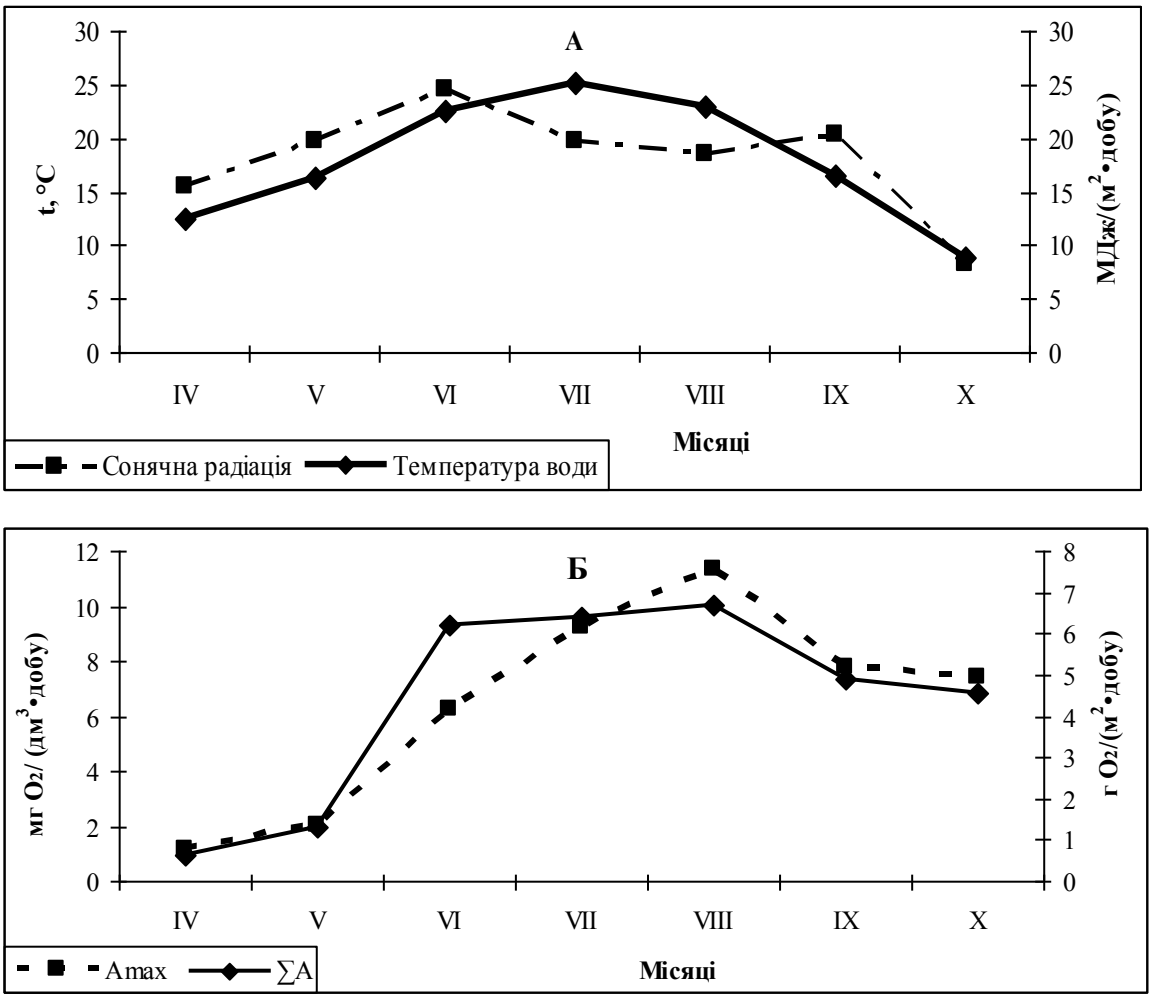


Рис. 6.14. Сезонна динаміка абіотичних показників (А) і первинної продукції (Б) у Житомирському водосховищі.

У досліджуваних водосховищах ефективність утилізації сонячної енергії змінювалася впродовж вегетаційного сезону в широких межах. Граничні значення ефективності утилізації сонячної енергії склали 0,11–1,31% у Житомирському водосховищі, 0,26–1,31 – у Бердичівському, 0,08–0,56 – у Денишівському і 0,03–0,29% – у Новоград-Волинському.

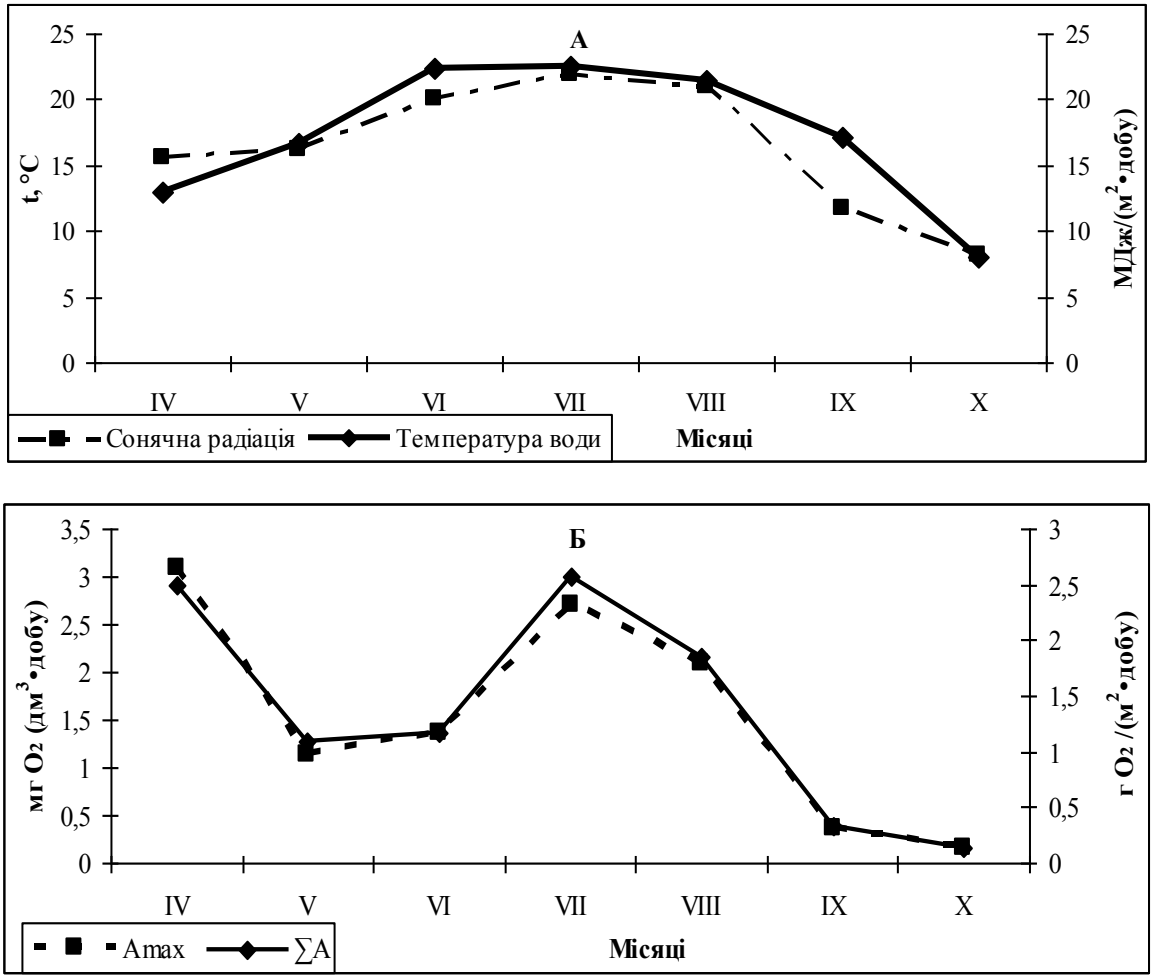


Рис. 6.15. Сезонна динаміка абіотичних показників (А) і первинної продукції (Б) у Новоград-Волинському водосховищі.

При цьому сезонна динаміка ефективності утилізації сонячної енергії в Житомирському та Бердичівському водосховищах характеризувалася максимумами в липні – жовтні, у Денишівському – липні – вересні, а в Новоград-Волинському – у квітні та липні (рис. 6.16).

Показник *U* у водосховищах визначається інтенсивністю фотосинтезу: він зростає за збільшення показників первинної продукції (r=0,84, n=56).

Також встановлено вплив на екологічну ефективність первинного продукування біомаси фітопланктону (r=0,57, n=136) і вмісту загального азоту (r=0,60, n=30). Слабким був вплив температури води (r=0,28, n=136), прозорості (r=0,14, n=60), а також надходження сонячної радіації (r=0,12, n=88). Зазначимо, що для великих водосховищ Дніпра А. Д. Приймаченко [34] було встановлено непрямий вплив надводної опроміненості на U.

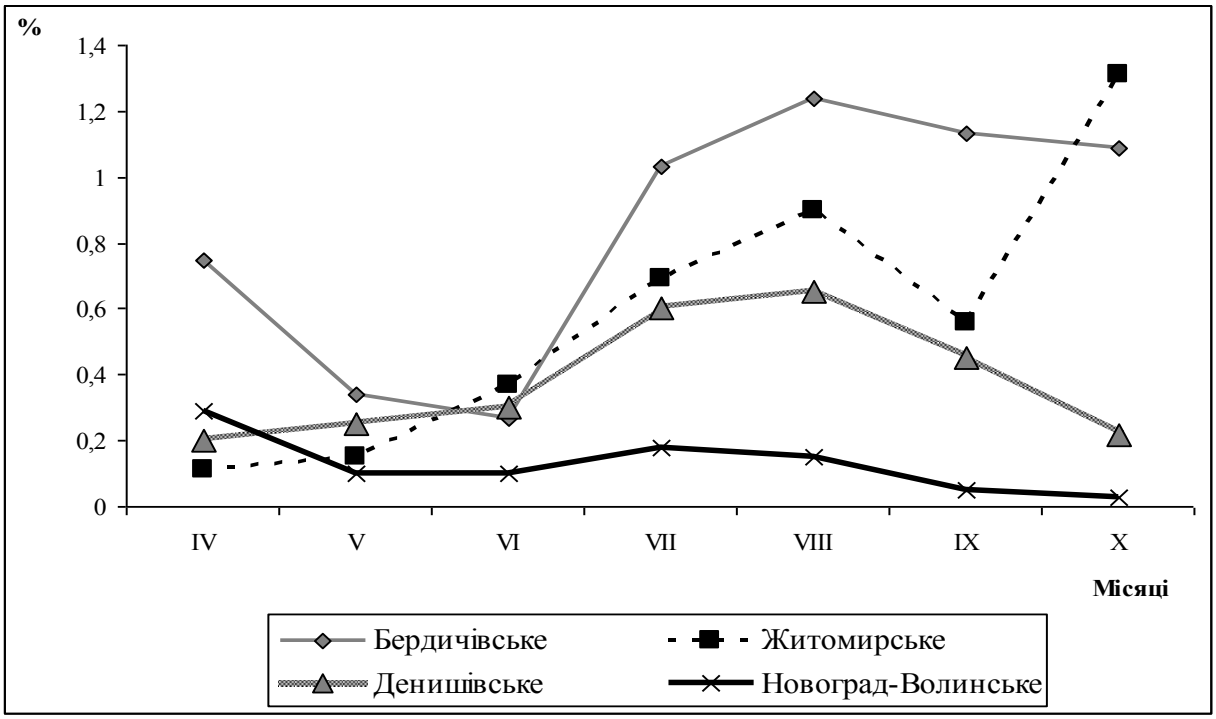


Рис. 6.16. Сезонна динаміка ефективності утилізації сонячної енергії (U) у водосховищах.

Сезонні зміни первинної продукції у значній мірі визначаються структурними показниками фітопланктону і деякими гідрокліматичними умовами. Також підтверджено тісний зв'язок між біомасою фітопланктону і валовою первинною продукцією (r=0,75, n=188).

Отримані коефіцієнти кореляції свідчать про пряму залежність первинної продукції від температури води й сонячної радіації. Найсильнішим цей зв’язок був у водосховищах із високим рівнем трофності.

У цілому кореляційний аналіз між показниками первинної продукції фітопланктону водосховищ та факторами середовища показав тісний зв'язок із вмістом розчиненого у воді кисню, *pH*, прозорістю, що вказує на середовищеутворюючу роль первинної продукції, яка змінює умови середовища, світловий і газовий режими водойм (табл. 6.14).

Таблиця 6.14

Характеристика зв'язку між первинною продукцією і деякими чинниками середовища у водосховищах басейнів Прип'яті і Тетерева

Показники	A_{max}				$\sum A$			
	r	*F*	*P*	*n*	*r*	*F*	*P*	*n*
Сонячна радіація	0,32	48,3	<0,0001	60	0,43	29,1	<0,0001	60
Температура води	0,56	1,5	<0,0001	86	0,44	1,2	<0,0001	86
Прозорість	-0,51	220,6	0,0005	60	-0,38	270,6	0,0040	60
Кольоровість	0,71	2,3	<0,0001	30	0,36	1,4	<0,0001	30
Вміст розчиненого у воді кисню	0,68	1,8	<0,0001	60	0,56	1,1	0,0001	60
pH	0,45	48,7	0,0100	56	0,45	375,7	0,0039	56
Загальний азот	0,61	12,1	<0,0001	54	0,48	20,1	0,0002	54

Примітка. Тут і в табл. 6.15, 6.17, 6.19, 6.20: *r* – коефіцієнт кореляції, *F* – критерій Фішера, *P* – рівень значущості, *n* – кількість дослідів.

Продукційні процеси сприяють збільшенню вмісту розчиненого у воді кисню, зміщенню *pH* води у лужний бік і зниженню прозорості.

Також підтверджена позитивна достовірна залежність інтенсивності фотосинтезу від вмісту загального азоту. Позитивна кореляція між інтенсивністю фотосинтезу і кольоровістю води свідчить про те, що гумусові речовини, які її обумовлюють, попри погіршення світлових умов, можуть подібно до гіберелінів стимулювати розвиток водоростей [55, 60].

Сумарна за вегетаційний сезон (квітень – жовтень) первинна продукція в евтрофному Новоград-Волинському водосховищі склала 91,9 г С/м^2; в евполітрофному Денишівському – 197,19; у політрофному Житомирському – 216,1, а в гіпертрофному Бердичівському – 414,3 г С/м^2. У сезонному циклі основний запас органічної речовини у Бердичівському і Житомирському водосховищах синтезується влітку і восени, у Новоград-Волинському і Денишівському – влітку і навесні (рис. 6.17).

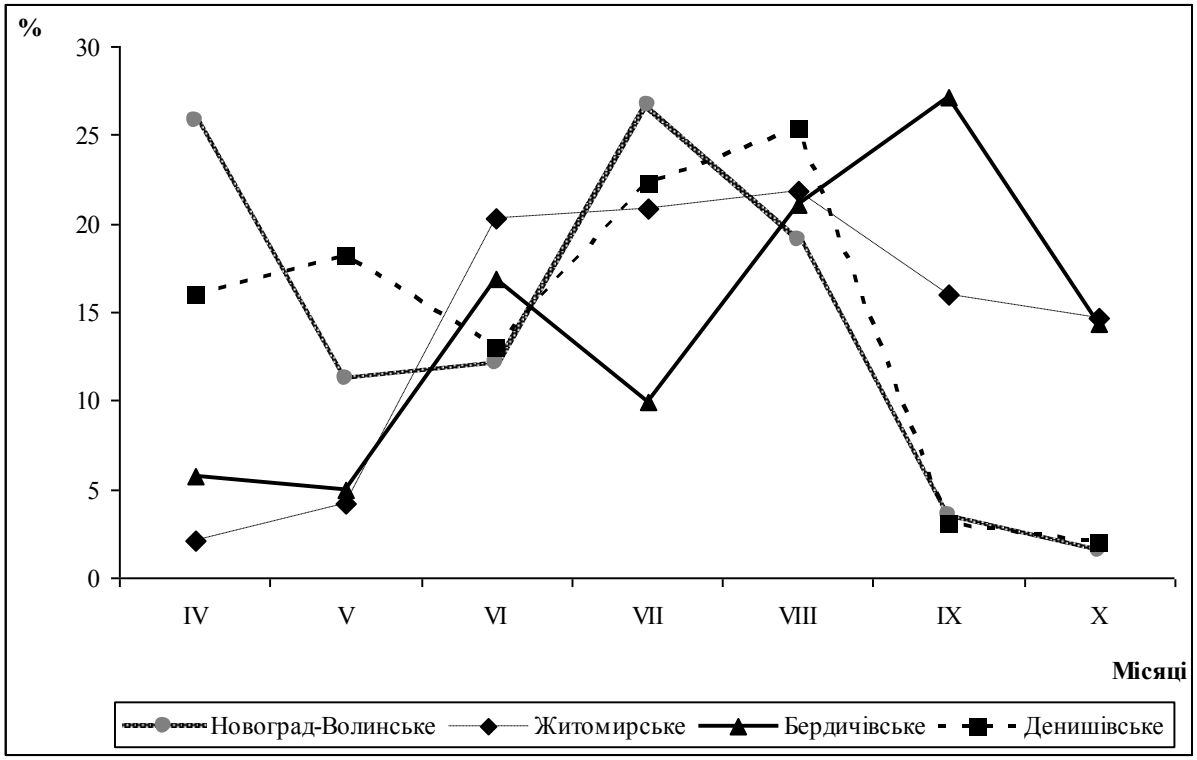


Рис. 6.17. Сезонна динаміка первинної продукції (% від сумарної за квітень-жовтень) у водосховищах різної трофності (за результатами досліджень 2016 р.).

Значення добових *P/B*-коефіцієнтів у водосховищах варіювали впродовж вегетаційних сезонів, досягаючи максимальних значень у Житомирському, Денишівському і Новоград-Волинському водосховищах у червні, у Бердичівському – у квітні і в червні. Встановлено достовірний зв'язок між інтенсивністю фотосинтезу і функціональною активністю водоростей (r=0,62, n=136). Остання була найвищою у Денишівському

водосховищі (середнє значення *P/B*-коефіцієнту сягало 1,11±0,05). У Новоград-Волинському цей показник склав 0,89±0,08, у Житомирському – 0,84±0,05, у Бердичівському – 0,67±0,03. Отже, найнижчий рівень функціональної активності водоростей відмічено у високотрофних водосховищах. Оскільки ефективність утилізації сонячної енергії фітопланктоном збільшується з ростом трофії, то зменшення *P/B*-коефіцієнтів узгоджується з закономірностями розвитку лентичних екосистем, який супроводжується зниженням кількості енергії, що витрачається на одиницю біомаси [22].

Деструкція органічної речовини малих водосховищ. Із процесами продукування органічної речовини у водних екосистемах мають тісний зв'язок процеси біологічного окиснення, або деструкції органічної речовини. Деструкція – один із ключових процесів у кругообізі органічної речовини у воді та донних відкладах, який здійснює трансформацію речовини та енергії. Інтенсивне розщеплення органічної речовини обумовлює прискорення процесів самоочищення [25]. Деструкція відображає використання накопиченої у процесі фотосинтезу енергії гідробіонтами і слугує мірою споживання первинної продукції [7].

Валова первинна продукція фітопланктону на глибині максимального фотосинтезу у досліджуваних водосховищах (переважно це горизонт на глибині 0,2 м) упродовж вегетаційного сезону перевищувала швидкість деструкції (середні значення деструкції органічної речовини *R* сягали 1,25–4,62 мг O_2/(дм^3·добу). Діапазон показників *R* із найбільшою частотою трапляння був у межах 0,5–1,0 мг O_2/(дм^3·добу) для Денишівського і Новоград-Волинського водосховищ, а для Житомирського і Бердичівського – відповідно 1–5 мг O_2/(дм^3·добу). У водосховищах прослідковується пряма залежність деструкції від температури, *pH*, вмісту розчиненого у воді кисню, мутності та кольоровості (табл. 6.15).

Таблиця 6.15

Характеристика зв'язку між деструкцією органічної речовини і деякими біотичними та абіотичними факторами у водосховищах

Показники	***R***				***∑R***			
	r	*F*	*P*	*n*	*r*	*F*	*P*	*n*
$\sum A$	0,72	3,9	0,0003	94	0,63	4,05	0,0025	96
A_{max}	0,82	2,4	0,0356	94	0,58	2,44	0,0170	96
Сонячна радіація	0,52	3,5	<0,0001	94	0,48	3,5	<0,0001	94
Температура води	0,25	91,5	0,0026	56	0,30	90,3	<0,0001	86
Глибина станції	0,06	67,7	0,0028	96	0,10	66,8	<0,0001	96
Прозорість	0,49	5,6	<0,0001	48	0,49	5,7	<0,0001	48
Кольоровість	0,76	4,2	<0,0001	48	0,75	4,3	<0,0001	48
pH	0,43	1,5	0,0007	56	0,29	4,9	0,0001	56
Загальний азот	0,74	1,5	0,0001	48	0,77	1,5	0,0008	48
Мутність	0,74	1,5	0,0001	48	0,77	1,5	0,0008	48
Вміст розчиненого у воді кисню	0,76	4,2	<0,0001	60	0,75	4,3	<0,0001	60

Найтісніше деструкція пов'язана з інтегральною, а також валовою первинною продукцією (рис. 6.18), що свідчить про високу швидкість включення новоутвореної органічної речовини в біотичний кругообіг.

Найвищі середні показники валової та інтегральної деструкції фіксували у Бердичівському та Житомирському водосховищах. Інтенсивне окиснення органічної речовини на фоні підвищеної фотосинтетичної діяльності фітопланктону цих водойм, імовірно, обумовлене посиленням гетеротрофної активності не лише бактерій, а й планктонних водоростей.

Розрахунки показали, що на власний обмін водоростей у досліджуваних водосховищах витрачається від 12% до 25% валової первинної продукції. У вигляді доступної наступним трофічним рівням

чистої продукції в евфотній зоні залишається від 61% до 86% валової продукції. Дихальні втрати фітопланктону складають у середньому від 14% до 35% (табл. 6.16).

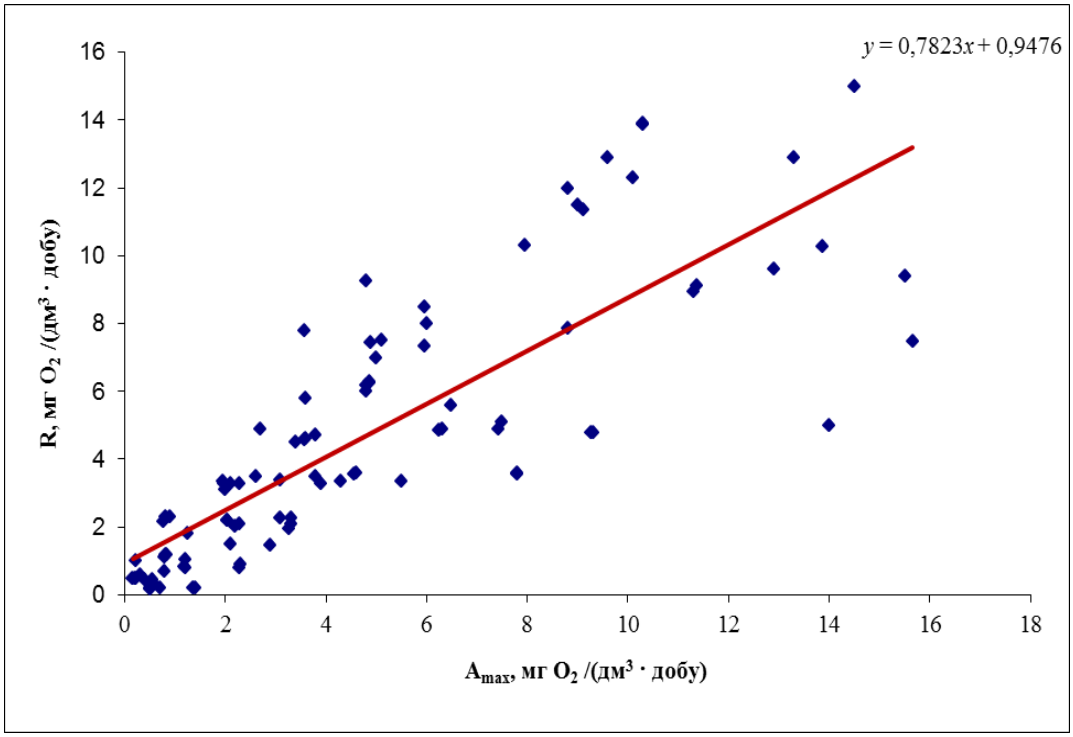


Рис. 6.18. Залежність первинної продукції планктону від деструкції органічної речовини у водосховищах басейнів Прип'яті і Тетерева.

Таблиця 6.16

Характеристика дихальних втрат фітопланктону у водосховищах басейнів Прип'яті і Тетерева

Водосховища	Чиста продукція		Дихання фітопланктону		
	мг O_2/ ($дм^3$·добу)	% від *A*	г O_2 / ($м^2$·добу)	% від ∑*A*	% від ∑*R*
Житомирське	3,19±0,16	75,3±1,2	0,52±0,07	16,4±0,9	13,5±0,1
Денишівське	2,67±0,25	85,6±0,8	0,27±0,09	12,0±0,8	30,6±1,6
Бердичівське	5,44±0,56	64,6±0,7	0,79±0,16	11,5±0,3	15,8±0,2
Новоград-Волинське	0,89±0,17	61,3±2,2	0,22±0,07	25,0±0,1	35,3±0,1

Вплив абіотичних показників на співвідношення продукційно-деструкційних процесів у водосховищах відображає таблиця 6.17.

У водосховищах фіксували досить високу інтегральну деструкцію, яка в найглибших Житомирському і Денишівському перевищує інтегральну продукцію.

Таблиця 6.17

Характеристика зв'язку *A/R* та ∑*A*/∑*R* із факторами середовища у водосховищах

Показники	***A/R***				***∑A/∑R***			
	r	*F*	*P*	*n*	*r*	*F*	*P*	*n*
Сонячна радіація	0,43	56,6	<0,000001	90	0,36	101,2	<0,000001	90
Температура води	0,35	17,6	<0,000001	90	0,38	30,4	0,000001	90
Глибина станції	-0,33	18,1	0,033	90	-0,43	10,5	0,00007	90
Прозорість	-0,04	13,4	0,037	60	-0,06	7,8	0,0003	60
Загальний азот	0,37	1,12	0,09	54	0,20	1,5	0,33	54

Індекс самоочищення / самозабруднення (*A/R*) у водосховищах впродовж вегетаційного сезону змінювався від 0,10 до 6,22. Найпомітніше швидкість фотосинтезу переважала швидкість деструкції у неглибокому Новоград-Волинському і гіперторофному Бердичівському водосховищах (∑*A*/∑*R*>*1)*, що, ймовірно, обумовлено інтенсивним прогрівом водної товщі, а також особливостями оптичної глибини – вони є повністю евфотними. ∑*A*/∑*R*<1 у значно глибших водосховищах – Житомирському та Денишівському.

Негативний баланс органічної речовини спостерігається у великих водоймах, штучно створених унаслідок зарегулювання річок [46, 53]. ∑*A*/∑*R*<1 як результат низької доступності світла [49] свідчить про переважання алохтонної органічної речовини над автохтонною і гетеротрофну направленість функціонування екосистеми [50]. Відношення

$\sum A/\sum R$ може змінюватися в ході сезонної і багаторічної сукцесії. Варіабельність цього показника у часі та просторі віддзеркалює особливості транспорту речовини та енергії по трофічних ланцюгах [49].

Ранжування показника $\sum A/\sum R$ за зростанням температури води показало, що з її зростанням до 20°С посилюється переважання швидкості фотосинтезу над швидкістю деструкції. Проте, за температури води понад 20°С показник $\sum A/\sum R$ знижувався, що свідчить про інтенсифікацію деструкційних процесів (рис. 6.19)

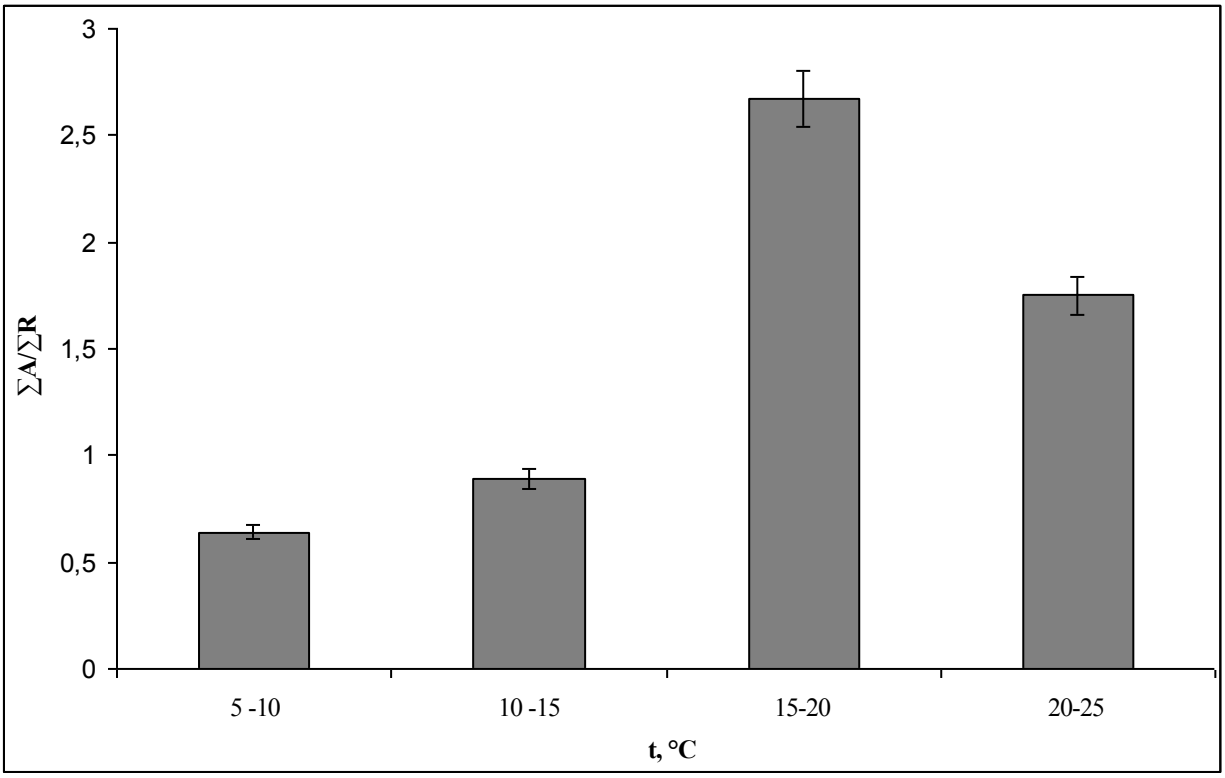


Рис. 6.19. Динаміка $\sum A/\sum R$ в залежності від температури води.

У досліджуваних водосховищах максимальне переважання первинної продукції над деструкцією органічної речовини спостерігається в діапазоні біомас понад 3 мг/дм^3. У діапазоні біомаси 1–3 мг/дм^3 цей показник наближається до 1, за нижчої біомаси $\sum A/\sum R$ зростає (рис. 6.20).

Проведений кореляційний аналіз вказує на відсутність достовірного зв'язку між A/R, $\sum A/\sum R$ та біомасою фітопланктону (r=0,20 і r=0,24; p=0,11 і p=0,01 відповідно). Із абіотичних чинників помірний вплив на співвідношення продукційно-деструкційних процесів чинить глибина

водойми, вміст загального азоту, сонячна радіація, яка визначає температуру води (див. табл. 6.17).

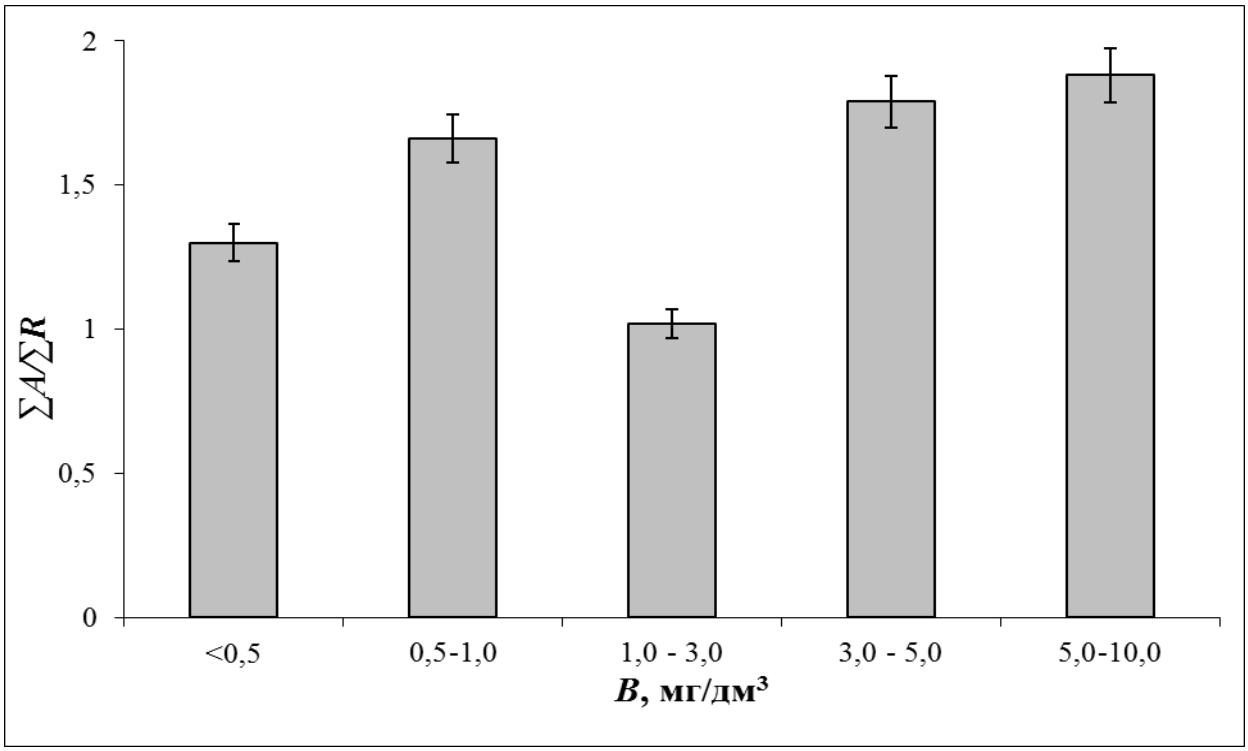


Рис. 6.20. Динаміка $\sum A/\sum R$ в залежності від біомаси фітопланктону.

Середні за вегетаційні сезони індекси зрілості характеризують угруповання водосховищ як «рівноважні» (θ=-0,13–0,13). Проте, ці стани мінливі: у Новоград-Волинському і Бердичівському водосховищах переважно у ході сезонної сукцесії їх стан змінювався від «рівноважного» навесні через «розвинутий» улітку, який періодично чергувався з «рівноважним», до «рівноважного» восени. У Новоград-Волинському водосховищі у вересні спостерігали навіть підтримання «молодого» стану. У Житомирському і Денишівському водосховищах переважали молодші стани: «рівноважний» та «молодий». При цьому «рівноважним» починався весняний розвиток, ним закінчувався й осінній.

У цілому розраховані індекси зрілості свідчать про те, що у водосховищах переважають «молодші» стани у порівнянні з річковими екосистемами, на яких вони створені. Ймовірно, причиною їх підтримання є не лише досить високий вміст біогенів, а й відносно короткий період існування цих водойм.

6.4. Первинна продукція та деструкція органічної речовини в штучних водних об'єктах

Первинну продукцію і деструкцію органічної речовини вивчали у затоплених гранітних (Богунському, Сонячному, Соколовському, Морозівському і Цегельному) та силікатних (Слобідському і Селецькому) кар'єрах упродовж 2010–2017 рр. Встановлено, що штучні водойми мають досить високу інтенсивність первинного продукування, що визначає подальшу сукцесію їх екосистем (табл. 6.18).

Таблиця 6.18

Межі коливань (у чисельнику) і середні значення $X \pm m_x$ (у знаменнику) A_{max}, R (мг O_2/(дм^3·добу), $\sum A$, $\sum R$ (г O_2/(м^2·добу), P/B-, A/R і $\sum A/\sum R$-коефіцієнтів штучних водойм (за даними досліджень 2010–2017 рр.)

Показники	Штучні водойми (кар'єри)						
	Богунський	Сонячний	Слобідський	Селецький	Соколовський	Морозівський	Цегельний
A_{max}	0,50–3,55	0,60–4,10	0,96–9,97	2,10–6,50	0,53–1,96	1,57–3,25	1,30–6,22
	2,11±0,40	2,41±0,18	5,00±0,37	4,63±0,45	1,26±0,18	2,23±0,39	4,24±0,37
$\sum A$	2,22–9,24	2,10–7,90	2,55–10,75	2,90–8,80	2,75–4,15	1,13–3,29	2,50–6,90
	4,66±0,49	4,43±0,18	6,59±0,83	5,15±0,58	3,45±0,18	2,48±0,20	5,08±0,39
R	0,90–2,40	0,80–2,50	0,42–5,82	1,03–5,82	0,32–1,00	0,45–0,80	0,49–6,19
	1,57±0,22	1,59±0,09	2,79±0,38	2,80±0,20	0,55±0,09	0,63±0,09	3,14±0,29
$\sum R$	2,40–6,60	2,30–5,40	2,79–11,46	2,84–6,60	2,22–6,95	1,35–2,40	4,60–9,10
	4,71±0,37	3,42±0,61	6,24±0,42	4,63±0,58	4,68±0,31	1,91±0,28	6,91±0,21
P/B	0,10–2,50	0,12–2,61	0,33–3,40	0,90–3,40	0,37–2,09	0,10–0,87	0,31–3,40
	1,11±0,30	1,29±0,23	1,92±0,20	2,50±0,20	1,07±0,16	0,39±0,06	1,89±0,23
A/R	0,85–1,71	0,75–2,34	0,91–9,15	0,95–3,16	1,59–4,06	2,03–6,50	0,31–2,86
	1,34±0,08	1,51±0,24	3,42±0,26	1,81±0,32	2,52±0,34	3,79±0,31	1,98±0,27
$\sum A/\sum R$	0,46–1,60	0,60–2,50	0,34–3,35	0,81–1,45	0,59–1,24	0,54–1,73	0,39–1,41
	0,95±0,18	1,30±0,14	1,10±0,11	1,17±0,03	0,65±0,08	1,05±0,13	0,71±0,18

Середні значення первинної продукції для горизонту максимального фотосинтезу були в межах 1,26±0,18–5,00±0,37 мг O_2/(дм^3·добу). Упродовж вегетаційних сезонів найнижчі показники A_{max} фіксували у Соколовському кар'єрі, $\sum A$ – в Морозівському, найвищі – у Слобідському та Селецькому. Діапазон показників A_{max} із найбільшою частотою трапляння складає 1–5 мг O_2/дм^3·добу) (рис. 6.21).

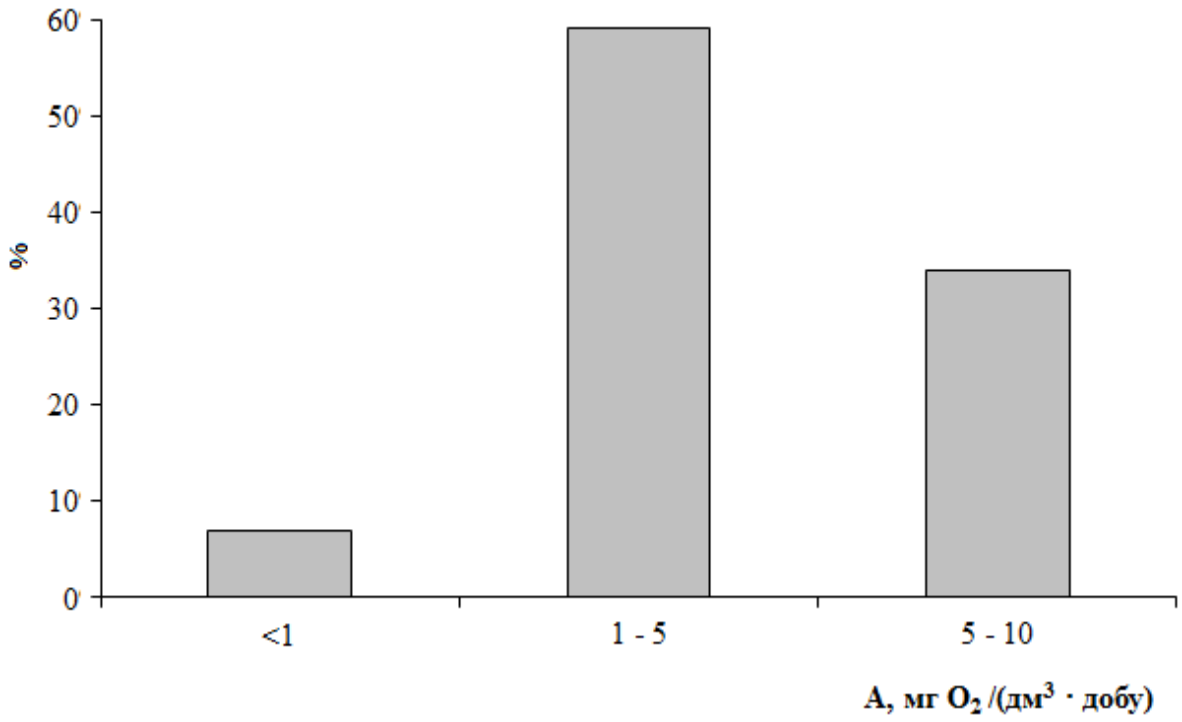


Рис. 6.21. Частота трапляння (% загального числа спостережень *n*) показників валової первинної продукції на горизонті максимального фотосинтезу затоплених кар'єрів басейнів Прип'яті і Тетерева (вегетаційні сезони 2010–2017 рр., *n* = 180)

Аналіз факторів, які визначають первинну продукцію планктону, вказує на провідну роль вмісту загального азоту та кольоровості. Сонячна радіація чинить помірний вплив на продукційні процеси. Вплив температури води значно слабший, ніж у річках та водосховищах.

Встановлено позитивну кореляцію між первинною продукцією та вмістом розчиненого у воді кисню, *pH*, прозорістю, що вказує на

середовищеутворюючу роль продукційних процесів у формуванні світлового і газового режиму штучних водойм, а також зміщенні *pH* у лужний бік (табл. 6.19).

Таблиця 6.19

Характеристика зв'язку між первинною продукцією і деякими чинниками середовища в штучних водоймах басейнів Прип'яті і Тетерева

Показники	A_{max}				$\sum A$			
	r	*F*	*p*	*n*	*r*	*F*	*p*	*n*
Сонячна радіація	0,33	390	<0,000001	60	0,31	397	<0,000001	60
Температура води	0,18	2,18	0,000013	60	0,16	2,22	0,000003	60
Прозорість	-0,67	836	<0,000001	60	-0,55	884	<0,000001	60
Кольоровість	0,78	9,2	<0,000001	46	0,51	9,5	<0,000001	46
Вміст розчиненого у воді кисню	0,50	6,1	0,000162	84	0,38	6,0	<0,000001	84
pH	0,48	19,9	<0,000001	66	0,77	19,5	<0,000001	46
Загальний азот	0,77	14,12	0,32390	46	0,73	14,34	0,31	46

Сумарна за вегетаційний сезон (квітень – жовтень) первинна продукція в бувших затоплених кар'єрах складає від 167 до 431 г С/м^2.

Ефективність утилізації сонячної енергії змінювалася впродовж вегетаційного сезону в широких межах: у Богунському кар'єрі – 0,04–0,58%, у Сонячному – 0,03–0,70%, у Слобідському – 0,02–0,84%, у Селецькому – 0,03–1,21%, у Соколовському – 0,07–0,61%, у Морозівському – 0,01–0,54%, у Цегельному – 0,46–1,25%. Середні значення цього показника становили від 0,15% (Морозівський) до 0,84% (Цегельний).

До факторів, які впливають на екологічну ефективність первинного продукування у кар'єрах, належить біомаса фітопланктону (r=0,51, n=60), вміст загального азоту (r=0,59, n=46). Помітним був вплив температури води

(r=0,32, n=60), значно слабшим – прозорості (r=0,11, n=46). Від'ємна кореляція встановлена між надходженням сонячної радіації та *EУCE* (r=-0,54, n=60). Збільшення *U* спостерігали зі зростанням валової (r=0,64, n=56) і чистої (r=0,78, n=56) первинної продукції.

Значний вплив на інтегральну продукцію має біомаса водоростей (r=0,51, n=90). Зростання валової первинної продукції обумовлювало збільшення питомої (r=0,76, n=90).

Валова первинна продукція фітопланктону на глибині максимального фотосинтезу (переважно це горизонт на глибині 0,2 м) упродовж вегетаційного сезону перевищувала швидкість деструкції (середні значення деструкції органічної речовини *R* були в межах 0,55–3,14 мг O_2/(дм^3·добу). Діапазон показників *R* із найбільшою частотою трапляння складав 1–5 мг O_2/(дм^3·добу) (рис. 6.22).

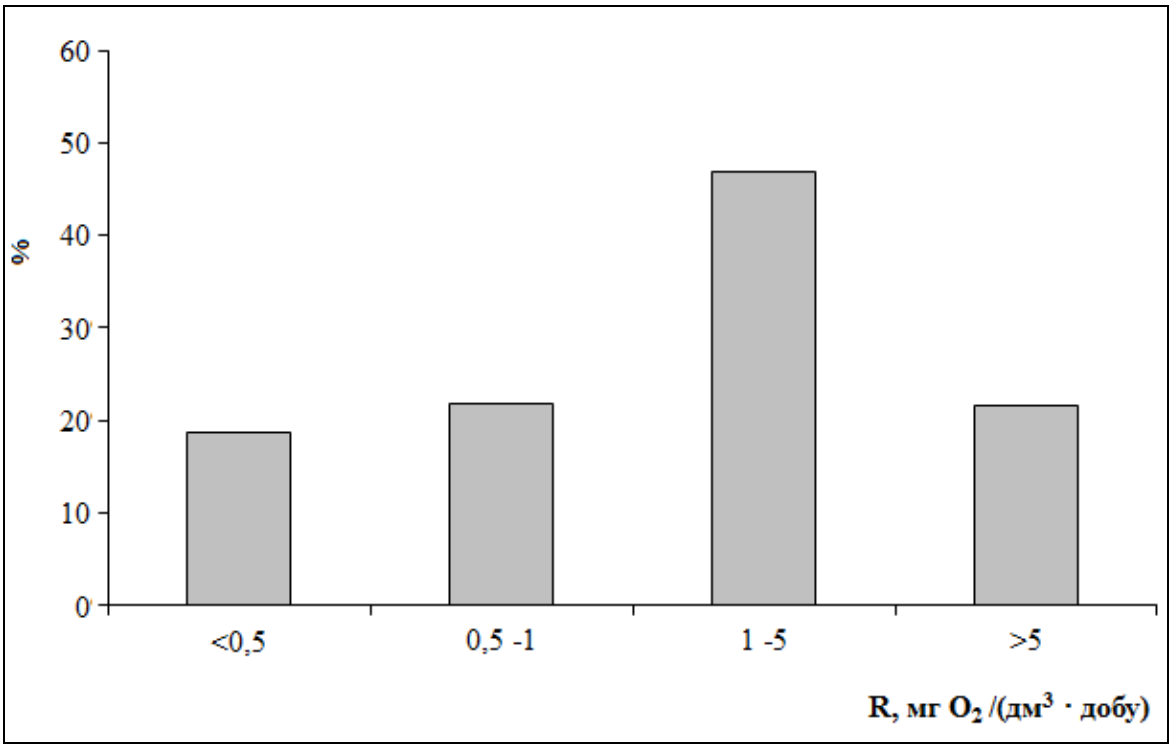


Рис. 6.22. Частота трапляння (% загального числа спостережень *n*) деструкції органічної речовини антропогенно створених водойм басейнів Прип'яті і Тетерева (вегетаційні сезони 2010–2017 рр., *n* = 132).

У водоймах антропогенного походження прослідковується залежність деструкції від температури води, *pH*, вмісту розчиненого у воді кисню та кольоровості (табл. 6.20).

Таблиця 6.20

Характеристика зв'язку між деструкцією органічної речовини та деякими чинниками середовища у штучних водоймах басейнів Прип'яті і Тетерева

Показники	***R***				***∑R***			
	r	*F*	*p*	*n*	*r*	*F*	*p*	*n*
$\sum A$	0,85	2,1	<0,000001	58	0,77	1,2	0,45	54
A_{max}	0,79	1,9	<0,000001	58	0,68	1,2	0,019	54
Сонячна радіація	0,14	389,3	<0,000001	60	0,24	385,4	<0,000001	60
Температура води	0,07	2,2	<0,000001	60	0,16	2,2	0,000028	60
Прозорість	-0,87	1819	<0,000001	60	-0,70	715	<0,000001	60
Кольоровість	0,83	9,1	<0,000001	46	0,73	9,8	<0,000001	46
Вміст розчиненого у воді кисню	0,55	2,9	<0,000001	62	0,54	7,4	<0,000001	62
pH	0,52	9,5	<0,000001	66	0,52	24,1	<0,000001	66
Загальний азот	0,65	1,5	0,014	46	0,02	1,7	0,000092	46

Зв'язок валової первинної продукції із деструкцією органічної речовини у штучних водних об'єктах, які виникли на місці затоплених кар'єрів, є слабшим, ніж у річках та водосховищах. Математичний вираз зв'язку *R* із A_{max} (рис. 6.23) указує на те, що в середньому за вегетаційний сезон 49% добової продукції фотосинтезу в одиниці об'єму піддається біологічному окисненню.

Антропогенно створеним водоймам властива досить висока інтегральна деструкція, яка в Соколовському і Цегельному перевищує інтегральну продукцію.

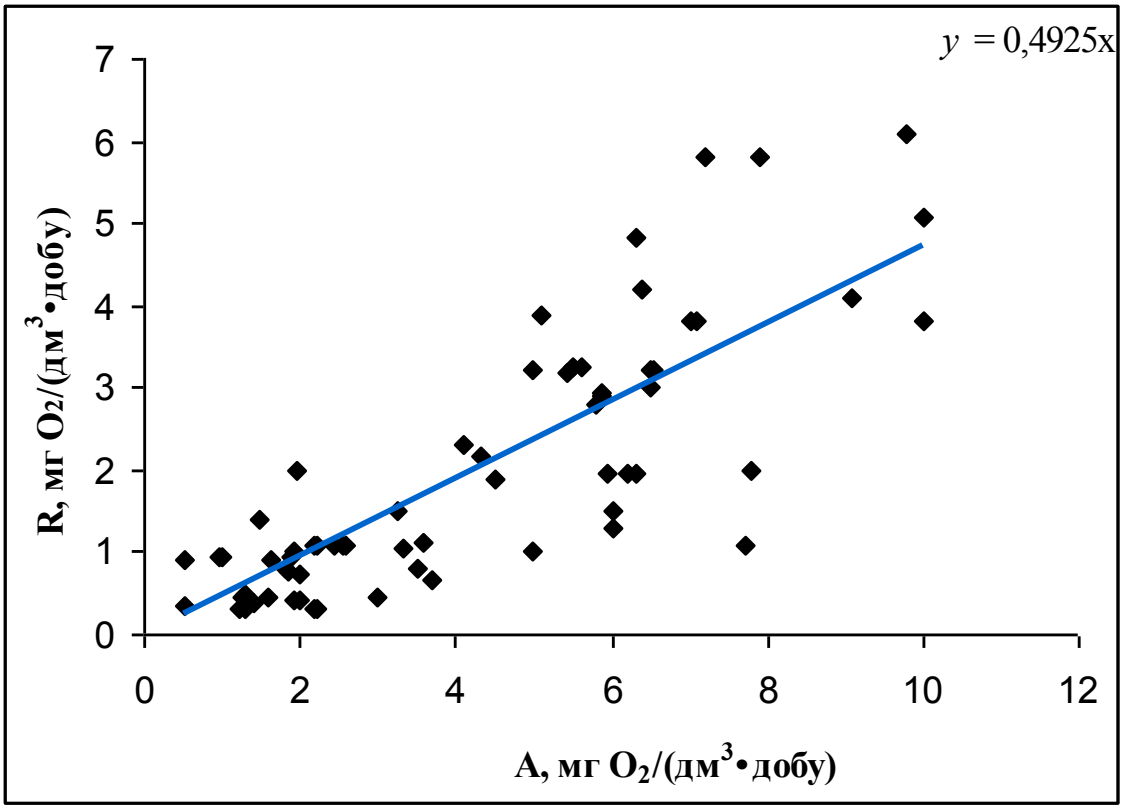


Рис. 6.23. Залежність первинної продукції планктону від деструкції органічної речовини у штучних водоймах, утворених на місці затоплених кар'єрів.

Деструкційні процеси, як і продукційні, впливають на формування вмісту розчиненого у воді кисню та *pH*.

Найбільші середні значення деструкції в одиниці об'єму води фіксували в Цегельному кар'єрі, інтегральної деструкції – у Соколовському кар'єрі.

Встановлено, що на власний обмін водоростей витрачається від 6% до 13% валової первинної продукції. У вигляді доступної наступним трофічним рівням чистої продукції в евфотній зоні у штучних водоймах залишається від 49% до 79% валової продукції. Дихальні втрати фітопланктону складають у середньому від 6% до 27%. За середніми значеннями валової первинної продукції фітопланктону кар'єрів їх трофічний статус оцінювався як евтрофний (Богунський, Сонячний, Соколовський і Морозівський) та ев-політрофний (Слобідський, Селецький і Цегельний).

Зростання рівня трофії особливо помітні в піщаних кар'єрах, що, ймовірно, обумовлено значним біогенними навантаженням (у них відмічали й високий рівень накопичення загального азоту) (табл. 6.21).

Таблиця 6.21

Характеристика дихальних втрат фітопланктону штучних водойм, утворених на місці затоплених кар'єрів басейнів Прип'яті і Тетерева

Кар'єри	Чиста продукція		Дихання фітопланктону		
	мг O_2 / (дм^3·добу)	% від *A*	г O_2 / (м^2·добу)	% від $\sum A$	% від $\sum R$
Богунський	1,70±0,16	51,4±0,3	0,21±0,04	7,0±0,6	27,3±2,1
Сонячне	1,65±0,25	49,9±1,1	0,24±0,04	5,6±0,3	7,3±0,6
Слобідський	3,42±0,36	49,4±0,2	0,50±0,03	7,8±0,3	11,7±1,9
Селецький	1,85±0,27	47,3±1,2	0,45±0,01	6,7±0,0	10,5±0,4
Соколовський	1,02±0,05	79,3±0,9	0,13±0,01	12,5±0,2	5,8±0,5
Морозівський	1,63±0,15	71,0±7,1	0,22±0,01	9,0±0,2	12,6±2,5
Цегельний	1,79±0,17	41,1±1,1	0,49±0,03	9,7±0,0	5,6±0,2

Показники $\sum A/\sum R$ указують на переважання позитивного балансу органічної речовини у Сонячному, Слобідському, Селецькому та Морозівському кар'єрах. В Соколовському, Цегельному і Богунському кар'єрах відмічаємо домінування гетеротрофної фази. У водоймах, що утворилися з затоплених кар'єрів, чинником, який визначає позитивний баланс органічної речовини, є високий вміст біогенів, зокрема загального азоту (відповідно r=0,44; n=46).

Установлено, що показник $A_{max}/\sum A$ у досліджуваних водоймах змінювався від 0,40 до 1,44, досягаючи найбільших значень навесні. При цьому у зоні оптимального фотосинтезу у гранітних кар'єрах у середньому синтезувалося 47–93%, а в піщаних 66–75% сумарної органічної речовини.

Порівняння цих показників з умовною прозорістю води досліджуваних водойм указує на тенденцію зростання відношення $A_{max}/\sum A$ зі зменшенням прозорості.

Середня прозорість води кар'єрів упродовж вегетаційного сезону була в межах 0,60–1,35 м, при цьому мінімальні її значення фіксували ранньою весною. Товщина фотичної зони дорівнювала 3,0–3,6 м.

Величини добових *P/B*-коефіцієнтів суттєво змінювалися впродовж вегетаційного сезону, при цьому спостерігали три максимуми значень – у травні, червні та жовтні. Функціональна активність водоростей була високою у більшості досліджуваних водойм. Встановлено прямий зв'язок між *P/B*-коефіцієнтами і первинною продукцією планктону: валовою й інтегральною (відповідно r=0,40 і r=0,84; n=58). Отже, у водоймах антропогенного походження ріст інтенсивності первинного продукування зумовлює підвищення функціональної активності водоростей планктону.

Сезонну сукцесію продукції і деструкції органічної речовини у штучних водоймах вивчали на прикладі Сонячного, Богунського, Селецького і Слобідського кар'єрів. Встановлено, що весною, з активізацією розвитку фітопланктону, відбувалося зростання первинної продукції, проте, її весняний максимум фіксували лише в травні. У березні – на початку квітня деструкційні процеси переважали над продукцією, весняний максимум деструкції спостерігали у кінці березня, після чого інтенсивність деструкційних процесів трохи зменшилася. При цьому подальше зниження деструкції відбувалося нерівномірно, періодично спостерігалася незначна інтенсифікація деструкційних процесів. Упродовж літа та до середини осені здебільшого фіксували досить високі показники первинної продукції, після осіннього їх максимуму, який відмічали у гранітних кар'єрах на початку, а в піщаних – у кінці жовтня, інтенсивність продукційних процесів знижувалася в часі, досягаючи мінімальних значень у середині листопада. Осінній максимум деструкції припадав на кінець жовтня – початок листопада.

Поява додаткових піків продуктивності фітопланктону у кар'єрах

(рис. 6.24) обумовлена змінами структури фітопланктону.

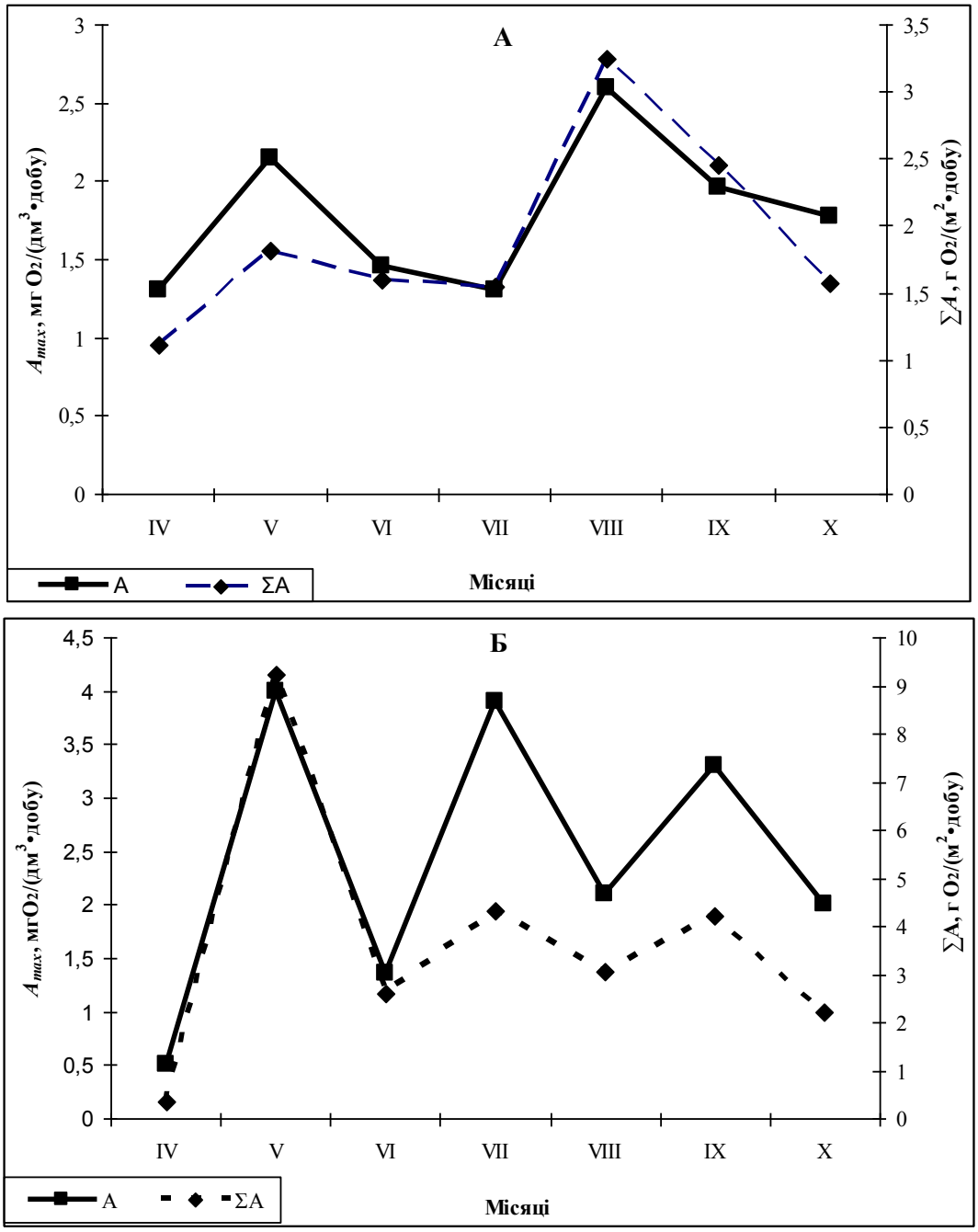


Рис. 6.24. Сезонна динаміка первинної продукції у Слобідському (А) та Богунському (Б) кар'єрах за вегетаційний сезон 2017 р.

Аналіз інтенсивності продукційно-деструкційних процесів показав, що у кар'єрах відношення *A/R* коливалося в широких межах (на глибині максимального фотосинтезу цей показник змінювався від 0,87 до 6,5). На поверхневих горизонтах *A<R* спостерігали у березні та в листопаді, коли інтенсивність первинної продукції низька; впродовж вегетаційного сезону із

середини квітня до кінця осені переважно $A>R$.

Проведений кореляційний аналіз вказує на відсутність тісного зв'язку A/R та $\sum A/\sum R$ із біомасою фітопланктону (r= -042 і r=0,26; n=60). Із абіотичних чинників помірний вплив на A/R чинить вміст загального азоту (r=0,42, n=46), кольоровість (r= -0,46, n=46), прозорість (r=-0,37, n=60), слабкий – сонячна радіація (r=0,25, n=60).

Встановлено тісну залежність $\sum A/\sum R$ від вмісту загального азоту (r=0,85, n=46). З іншими абіотичними параметрами, які аналізувалися, достовірного зв'язку цього показника не виявлено.

Аналіз змін індексу зрілості показав, що досліджувані екосистеми не досягають «зрілого» стану. У кар'єрах переважають ранні стадії, де розвиваються переважно «молоді» та «рівноважні» водоростеві угруповання.

При цьому весняний розвиток фітопланктону штучних водойм починається «розвинутим» станом (θ=+0,39–+0,51). Наприкінці весни відбувається перехід до «молодого» стану (θ=-0,27–-0,32), а на початку літа – до «розвинутого» (θ=+0,26–+0,97). Всередині червня переважав «рівноважний» стан, який тривав до кінця жовтня (θ=-0,15–+0,15), і періодично чергувався з «молодим» (θ=-0,22–-0,31). «Розвинутим» станом (θ=+0,37–+0,43) закінчувався осінній розвиток водоростевих угруповань.

Отже, високий рівень первинного продукування є найважливішим механізмом сукцесії фітопланктону водойм антропогенного походження, який обумовлює утворення органічної речовини і насичення води киснем, що впливає на фізико-хімічні властивості вод і визначає умови життєдіяльності гідробіонтів.

6.5. Порівняльна оцінка методів визначення продукції фітопланктону водних об'єктів різної трофності і проточності

Найчастіше для визначення первинної продукції фітопланктону застосовують кисневу модифікацію склянкового методу. Переважно використовують добову експозицію проб [35], проте у 24-годинного експонування є деякі недоліки: наявність склянкового ефекту, вплив на

водорості зоо- і бактеріо- планктону, зміни у співвідношенні процесів синтезу і деструкції органічної речовини, а також у складі органічної речовини і фотосинтезуючих пігментів водоростей [37, 41, 57]. Для врахування умов турбулентності води, властивих незарегульованим чи малозарегульованим річкам, в якості альтернативного фахівці пропонують балансований метод визначення первинної продукції [21, 56]. Цей метод також має недоліки, які пов'язані з труднощами у визначенні максимального і мінімального вмісту кисню у воді. У процесі фотоаерації води за її сильного насичення киснем можлива його дифузія в атмосферу, особливо за високої температури води. При цьому застосування коефіцієнтів для перерахунку не завжди дає достовірні дані [23].

Для визначення об'єктивності різних методичних підходів до визначення первинної продукції фітопланктону і деструкції органічної речовини в різнотипних водних об'єктах використано матеріали натурних досліджень, отриманих в 2015–2016 рр. в експедиційних і стаціонарних спостереженнях на різнотипних водних об'єктах: річках Синявка і Хомора (басейн Прип'яті), Лісна (басейн Тетерева), Житомирському (р. Тетерів) і Бердичівському (р. Гнилоп'ять) водосховищах, а також Соколовському кар'єрі (м. Житомир).

Інтенсивність фотосинтезу і деструкцію органічної речовини визначали кисневою модифікацією склянкового методу. Використовували паралельно добові (9 год. -9 год.) і 4-годинні експозиції (9-13 год, 13-17 год, 17-21 год, 21-1 год, 1-5 год і 5-9 год). На р. Синявка склянки експонували на горизонті 0,10 і 0,25 м; на Лісній і Хоморі – 0,10, 0,25 і 0,5 м; на водосховищах і в кар'єрі – 0,10 0,50, 1,0 м. Експонування склянок на кількох горизонтах дозволило отримати близькі до максимального для вертикального профілю показники валової первинної продукції A_{max}, які використовують для подальших обрахунків інтегральної (під м^2) $\sum A$ первинної продукції для всього стовпа води.

Визначення первинної продукції планктону балансовим методом

проводили згідно [21]. Інтенсивність первинної продукції розраховували як різницю між максимальним і мінімальним показниками вмісту розчиненого в воді кисню. Його визначали щогодини протягом доби (9 год–9 год) паралельно з постановкою дослідів із визначення первинної продукції склянковим методом на тих самих станціях і горизонтах.

Водні об'єкти, на яких була проведена порівняльна оцінка методів визначення продукції фітопланктону, відрізнялися рівнем трофності, проточності, морфометричними і гідрохімічними параметрами (табл. 6.22).

Таблиця 6.22

Середні значення біомаси (*B*), первинної продукції (A_{max}) фітопланктону, деструкції органічної речовини (*R*), деяких гідрохімічних параметрів різнотипних водних об'єктів

	р. Хомора	р. Лісна	р. Синявка	Житомирське водосховище	Бердичівське водосховище	Соколовськи й кар'єр
B, мг/дм^3	1,12	5,01	2,66	5,81	4,25	0,33
A_{max}, мг O_2/(дм^3·добу)	3,54	2,97	3,94	5,07	8,36	1,26
R, мг O_2/(дм^3·добу)	3,11	1,12	2,70	3,55	4,04	0,55
O_2, мг/дм^3	8,88	6,22	9,54	9,83	9,68	8,79
$N\text{-}NO_3^-$, мг/дм^3	1,10	0,63	0,38	1,56	0,83	0,16
$N\text{-}NO_2^-$, мг/дм^3	0,010	0,002	0,008	0,003	0,006	0,015
$N\text{-}NH_4^+$, мг/дм^3	0,56	0,32	0,26	1,58	0,67	0,45
$P\text{-}PO_4^{3-}$, мг/дм^3	0,060	0,080	0,030	0,020	0,010	0,001
ПО, мг/дм^3	6,00	5,11	6,41	15,40	9,34	2,30
Ph	8,00	8,19	8,17	8,50	8,11	7,24

Максимум фотосинтезу переважно спостерігався в поверхневому шарі і досягав на досліджуваних річкових ділянках 0,11–17,47 мг O_2/(дм^3·добу), у водосховищах – 0,59–15,66, у кар'єрі – 0,21–1,96 мг O_2/(дм^3·добу). Максимальні показники валової первинної продукції, незалежно від тривалості експозиції, в річках Синявка і Хомора реєстрували в ранньоосінній період, у р. Лісна – у пізньовесняний і ранньоосінній; у водосховищах – протягом літа і на початку осені; в кар'єрі – влітку.

Значний діапазон коливань відмічено і для біомаси фітопланктону. За період дослідження біомаса фітопланктону в Житомирському водосховищі коливалася в межах 0,060–5,610 мг/дм^3, Бердичівському – 0,023–11,630, р. Лісна – 0,011–11,613, р. Синявка 0,107–20,905, р. Хомора – 0,063–9,152, у Соколовському кар'єрі – 0,012–1,304 мг/дм^3. Максимум біомаси фітопланктону водосховищ відмічено в другій половині літа – першій половині осені, річок Синявка і Хомора – у літній період, р. Лісна – у пізньовесняний і ранньоосінній, Соколовського кар'єру – навесні.

Визначення трофічного статусу досліджуваних водних об'єктів за біомасою фітопланктону показало, що водосховища, а також досліджувані ділянки річок Лісної і Синявки належать до евтрофних вод, р. Хомора – до мезотрофних [14], Соколовський кар'єр – до оліготрофних. Трофічний статус досліджуваних річок та Соколовського кар'єру за валовою первинною продукцією на горизонті максимального фотосинтезу фітопланктону визначається як евтрофний, Житомирського водосховища – політрофний, Бердичівського – гіпертрофний. Підтримка високого трофічного статусу річкових екосистем [75] і водосховищ, вірогідно, забезпечується значною фотосинтетичною активністю одиниці біомаси водоростей упродовж усього вегетаційного сезону, а також особливостями біогенного живлення.

Досліджувані річки і водосховища характеризуються відносно високим вмістом основних біогенних елементів – азоту і фосфору. У Соколовському кар'єрі фіксували нижчий вміст біогенів. У досліджуваних високопродуктивних водосховищах і річках відмічено досить високий рівень

pH, що пояснюється насиченням води киснем внаслідок інтенсивної фотосинтетичної аерації і зміщенням *pH* у лужний бік.

Відомо, що оцінка первинної продукції фітопланктону і деструкції органічної речовини в короткотривалій і добовій експозиції найсуттєвіше відрізняється в високоевтрофних водоймах [43].

Найоб'єктивнішим поясненням вважаємо зміну співвідношення фотосинтезу і деструкції, яке характеризує витрати первинної продукції на дихання. На прикладі дніпровських водосховищ було показано, що склянковий метод із добовою експозицією є надійним інструментом визначення у природних умовах валової первинної продукції евтрофних водойм за біомаси фітопланктону до 15 мг/дм^3. На думку В. І. Щербака, первинну продукцію евтрофних дніпровських водосховищ у літній період за показників біомаси водоростей більше 15 мг/дм^3 необхідно вимірювати лише при короткотривалих експозиціях, або використовувати поправки на похибку склянкового методу у відповідності з установленими коефіцієнтами в залежності від інтенсивності кількісного розвитку водоростей [46].

Варто зазначити, що в дніпровських водосховищах найбільшу інтенсивність первинної продукції спостерігали влітку, мінімальну – восени. Максимуми біомаси фітопланктону також відмічені в літній період, в основному за рахунок вегетації синьозелених водоростей.

Співставлення отриманих нами результатів визначення валової первинної продукції склянковим методом при добовому і 4-годинному експонуванні проб показало, що у всіх дослідженнях, проведених на різнотипних річках і водосховищах, первинна продукція, інтегрована з 4-годинних експозицій, проведених у світлий і темний період доби, була вищою за добові показники: у р. Хомора – у 1,61–2,39 рази, у р. Лісна – 1,91–3,57, у р. Синявка – в 1,56–1,88 рази; у Житомирському водосховищі –в 1,85–2,29, у Бердичівському – в 1,10–2,38 рази. При цьому здебільшого біомаса фітопланктону не перевищувала 15 мг/дм^3.

У цілому у досліджуваних річках і водосховищах інтегрована з 4-годиних експозицій продукція статистично достовірно була вищою за добову: величина t-критерію Ст'юдента, розрахована для річок, рівна 2,482 (P=0,024), для водосховищ – 2,191 (P=0,045).

Для Соколовського кар'єру статистично достовірної різниці між добовою продукцією фітопланктону й інтегрованою з 4-годинних експозицій склянок не знайдено (співвідношення цих показників не перевищувало 1,05–1,28, t=0,203 (P=0,849) (табл. 6.23).

Таблиця 6.23

Сезонна динаміка біомаси (*B*, мг/дм^3), первинної продукції (*A* та A_s, мг O_2/(дм^3·добу) фітопланктону водних об'єктів різної трофності і проточності

Водні об'єкти	Весна			Літо			Осінь		
	B	***A***	A_s	***B***	***A***	A_s	***B***	***A***	A_s
Річки									
Хомора	1,03	1,47	3,21	1,81	2,93	5,28	0,57	3,21	5,30
Лісна	3,37	1,92	4,62	0,55	1,85	5,45	3,19	4,34	8,68
Синявка	0,68	1,16	1,87	13,61	2,11	3,75	2,74	6,51	9,50
Водосховища									
Житомирське	2,79	3,26	6,31	6,72	6,32	11,26	8,16	7,43	15,49
Бердичівське	2,56	3,27	3,79	3,72	13,87	19,27	6,14	10,44	23,96
Штучні водні об'єкти									
Соколовський кар'єр	0,85	1,30	1,42	0,30	1,96	2,05	0,03	0,53	0,67

Примітка. A – первинна продукція, виміряна у добовій експозиції; A_s – первинна продукція інтегрована з чотиригодинних експозицій. Представлені середні значення біомаси і продукції.

Також було проведено порівняння показників первинної продукції, отриманих у добовій і 4-годинній експозиціях проб, у перерахунку на 1 годину світлового дня. У переважній більшості вимірів відмічені нижчі показники (в перерахунку на 1 годину) первинної продукції при добовій експозиції склянок у порівнянні з 4-годинною (табл. 6.24).

Таблиця 6.24

Первинна продукція фітопланктону різнотипних водних об'єктів ($мг\ O_2/(дм^3 \cdot год)$) при короткотривалому 4-годинному (A_1) і добовому (A_2) експонуванні проб

Дата	Час світлової експозиції, год	A_1	A_2	A_1/A_2
Житомирське водосховище				
01–02 IV 2016	11–15	0,39	0,22	1,77
15–16 IV 2016	9–13	0,28	0,14	2,00
	13–17	0,17		1,22
23–24 V 2016	9–13	0,41	0,22	1,86
	13–17	0,65		2,96
16–17 VI 2016	9–13	0,57	0,40	1,43
	13–17	1,79		4,48
	17–21	0,40		1,23
01–02 X 2016	9–13	1,06	0,74	1,43
	13–17	1,50		2,03
Бердичівське водосховище				
24–25 V 2015	9–13	0,97	0,15	6,47
05–06 VI 2015	9–13	1,01	0,29	3,48
09–10 IV 2016	9–13	0,20	0,25	0,80
	13–17	0,37		1,48
28–29 VI 2016	9–13	2,40	0,86	2,79
	13–17	1,67		1,94
	17–21	0,73		0,85

Продовж. табл. 6.24				
18–19 IX 2016	9–13	2,96	2,99	0,99
	13–17	3,75		1,25
Соколовський кар'єр				
7–8 V 2015	9–13	0,07	0,08	0,88
28–29 VI 2015	9–13	0,08	0,12	0,67
07–08 X 2016	9–13	0,10	0,08	1,25
р. Лісна				
09–10 V 2015	9–13	0,12	0,07	1,76
06–07 VI 2015	9–13	0,24	0,05	4,8
23м24 IV 2016	9–13	0,19	0,11	1,72
	13–17	0,23		2,09
03–04 VII 2016	9–13	0,04	0,03	1,33
	13–17	0,15		5,00
	17–21	0,18		6,00
р. Хомора				
25–26 V 2015	9–13	0,21	0,11	1,91
07–08 VII 2015	9–13	0,42	0,20	2,10
р. Синявка				
15–16 V 2015	9–13	0,22	0,08	2,73
08–09 VI 2015	9–13	0,14	0,13	1,08
25–26 IX 2016	9–13	1,51	0,54	2,80
	13–17	0,45		0,83

На значне розходження в оцінці інтенсивності фотосинтезу фітопланктону в перерахунку на 1 годину світлового дня для Рибінського водосховища вказувала Мінєєва Н. М [25]. Проте, така ситуація у Рибінському водосховищі спостерігалася за інтенсивної вегетації фітопланктону, властивої сезонним максимумам, які найчастіше зумовлені масовим розвитком синьозелених водоростей [25].

У нашому випадку ці відмінності спостерігалися у всі сезони на річках і водосховищах, лише в Соколовському кар'єрі показники первинної продукції, отримані в добових і короткотривалих експозиціях, у перерахунку на 1 годинну світлового дня, були досить близькими: різниця не перевищувала 30%.

Для повнішого вивчення продукційних процесів визначали динаміку утворення органічної речовини впродовж доби в Житомирському і Бердичівському водосховищах, а також р. Лісна. При цьому для оцінки первинної продукції, утвореної за кожен проміжок часу, було розраховано її середню частку (%) в короткотривалих дослідах від загальної, рівній їх сумі (див. табл. 6.23).

Отримані дані підтверджують думку В. І. Щербака (на прикладі Київського водосховища) про те, що первинна продукція протягом світлового дня (5–21 год) утворюється нерівномірно, що пояснюється добовою динамікою вмісту мінеральних форм вугільної кислоти, біогенів, фізіологічного стану клітин [47, 69].

Дослідження показали, що найбільша кількість синтезованої органічної речовини припадає на період із 9 до 13 год у Бердичівському водосховищі, а в Житомирському водосховищі і р. Лісна максимум фотосинтезу припадає на 13–17 години. Порівнявши кількість органічної речовини, утвореної протягом доби, можна стверджувати, що в першій половині дня (до 13 год) інтенсивність первинної продукції більша (55,2%) в Бердичівському водосховищі, а в Житомирському водосховищі і р. Лісна основна кількість органічної речовини (58–78%) синтезується до 17 години (рис. 6.25).

Різна інтенсивність первинної продукції протягом світлового дня доводить доцільність обчислення добової продукції інтегруванням величин, визначених у короткотривалих експозиціях.

До того ж, згідно твердження І. Л. Пиріної та Н. М. Мінєєвої, результати добових експозицій виражають екологічні особливості

продукційно-деструкційних процесів, а короткотривалих – переважно характеризують потенційні можливості водоростевих угруповань [25, 35].

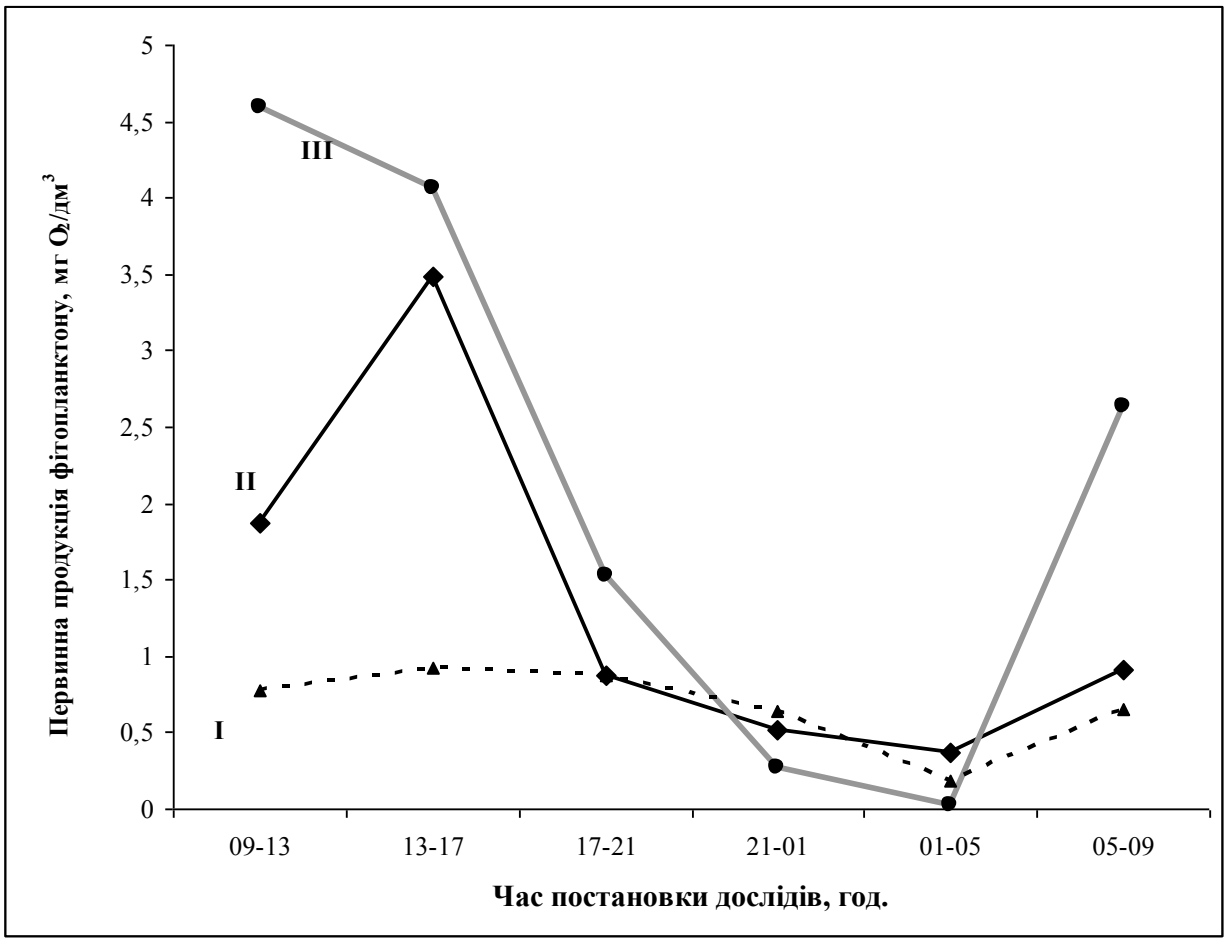


Рис. 6.25. Добовий хід первинної продукції планктону різнотипних водних об’єктів.

Примітка. I – р. Лісова, II – Житомирське водосховище, III – Бердичівське водосховище.

Деструкція органічної речовини при перерахунку на 1 год у 83% вимірювань у короткотривалих експозиціях була в 1,3–7,0 разів вищою, ніж у добових, у 17% – нижчою на 11–80%. Найменше співвідношення середнього показника деструкції органічної речовини за 4- і 24-годинного експонування проб, отримане в Соколовському кар’єрі.

Показники деструкції органічної речовини у різнотипних водних об’єктах за різної тривалості експонування проб наведене в таблиці 6.25.

Таблиця 6.25

Середні значення деструкції (*R*) органічної речовини у водних об'єктах різної трофності і проточності за різної тривалості експонування проб

Водні об'єкти	*R*, мг O_2/ (дм^3·год)		*n*
	4-год	24 год	
Житомирське водосховище	0,44	0,09	24
Бердичівське водосховище	0,61	0,26	24
Соколовський кар'єр	0,05	0,04	18
р. Лісна	0,15	0,06	24
р. Хомора	0,21	0,12	12
Р. Синявка	0,16	0,04	18

Співставлення розрахованого продукційно-деструкційного індексу A_{max}/R для досліджуваних річок і водосховищ, отриманого в короткотривалій і добовій експозицій, не виявило суттєвих відмінностей: значення індексу в Житомирському водосховищі складали відповідно 1,86 і 1,42, у Бердичівському – 1,85 і 1,96, у р. Хомора – 1,94 і 1,90, у р. Лісна – 2,26 і 2,28, у р. Синявка – 2,18 і 2,34. Це свідчить про те, що для характеристики направленості продукційно-деструкційних процесів у водних об'єктах такого типу об'єктивним є використання показників первинної продукції і деструкції органічної речовини, отриманих як в добових, так і в короткотривалих експозиціях [73].

Отриманні нами данні відрізняються від результатів, наведених для евтрофного Рибінського водосховища, де A_{max}/R для короткотривалих і добових експозицій суттєво відрізняються, що дослідники пояснюють змінами асиміляційної активності хлорофілу, пов'язаними з чисельністю фітопланктону і світловими умовами [25].

Можливо, у нашому випадку відсутність значних відмінностей продукційно-деструкційного показника при різній тривалості експонування проб пов'язане з переважанням мілководних ділянок на досліджуваних річках і водосховищах, де відмінності світлового режиму з глибиною менш виражені, ніж у водних об'єктах із великими глибинами.

У Соколовському кар'єрі значення продукційно-деструкційного індексу для короткотривалої і добової експозиції склали 0,76 і 0,89.

Паралельно з використанням склянкового методу на водотоках проводили визначення первинної продукції за добовою динамікою вмісту кисню. Суть методу полягає в тому, що фотосинтез упродовж доби має різну інтенсивність [46]. Відповідно, вміст розчиненого у воді кисню, який є одним із кінцевих продуктів фотосинтезу, змінюється пропорційно добовій динаміці первинної продукції. Найменший вміст у воді кисню найчастіше реєстрували у кінці темного періоду доби. Проте, у деяких спостереженнях відмічали зміщення цього показника до 24–3 год ночі. Найвищу концентрацію розчиненого у воді кисню спостерігали в більшості дослідів із 12 до 15 год, при цьому у літній час максимуми вмісту кисню відмічені і в пізніший час – 15–18 год.

На досліджуваних річках відношення первинної продукції із добовою експозицією до отриманої методом O_2-балансу мало наступні межі: на р. Лісна – 0,29–0,48, на р. Хомора – 0,40–0,58, на р. Синявка – 0,54–0,84. Відношення інтегральної продукції із 4-годинних експозицій до отриманої балансовим методом склало відповідно – 0,85–1,19, 0,85–1,15 і 0,96–1,33. Установлена статистично значима різниця між продукцією, отриманою балансовим методом, і добовою експозицією склянкового методу (t=2,330, p=0,033). Отже, балансовий метод визначення первинної продукції, який був застосований на різнотипних річках, дає вищі показники первинної продукції, ніж склянковий метод у добовій експозиції.

Проте, варто зазначити, що значення первинної продукції, розраховані балансовим методом для річок, були досить близькими з показниками

добової продукції, розрахованої інтегруванням величин, отриманих у короткотривалих експозиціях (інтегрована і отримана балансовим методом продукція достовірно не відрізнялася – $t=0,924$ (p=0,369).

Отже, найчастіше для визначення інтенсивності фотосинтезу і деструкції органічної речовини застосовують 24-годинну експозицію проб, оскільки така тривалість дозволяє порівнювати дані, отримані на різних водних об'єктах у різний час. Вважаємо [73], що об'єктивна оцінка продукційно-деструкційних процесів у різнотипних водних об'єктів із високим рівнем первинного продукування навіть при показниках біомаси фітопланктону нижче 15 мг/дм^3 неможлива без обліку короткотривалих дослідів із визначення первинної продукції і деструкції органічної речовини. Також досить надійним для визначення первинної продукції водотоків, не залежно від їх величини, є балансовий метод.

Отже, результати багаторічних досліджень, проведених на різнотипних водних об'єктах Полісся, дозволили встановити особливості продукційно-деструкційних процесів у водних екосистемах, які відрізняються морфометрією, гідрохімічним режимом, рівнем трофії та антропогенного навантаження.

Водойми та водотоки суттєво відрізняються за інтенсивністю первинної продукції (в середньому валова первинна продукція у річках сягає 1,14±0,21–6,69±0,71 мг O_2/(дм^3·добу), в озерах – 0,51±0,09–1,27±0,24, у водосховищах – 1,65±0,35–7,90±0,53, у кар'єрах – 1,26±0,10–5,00±0,20 мг O_2/(дм^3·добу). Інтегральна первинна продукція в основному зберігає і повторює тенденції часових і просторових змін A_{max}.

Первинна продукція визначається біомасою фітопланктону, а також впливом таких абіотичних факторів, як кольоровість, сонячна радіація, температура води, вміст загального азоту. При цьому продукційні процеси у

досліджуваних водних екосистемах Полісся виконують середовищеутворюючу роль, змінюючи їх світловий і газовий режими, зміщують *pH* у лужний бік.

У сезонному аспекті з ростом трофії у річках та водосховищах спостерігається зміщення максимумів первинної продукції від весни-літа до літа – початку осені, що зумовлено змінами температури води в останні десятиріччя і подовженням вегетаційного сезону. У кар'єрах спостерігали по декілька максимумів інтенсивності продукційних процесів (як правило навесні, влітку і восени).

Із первинною продукцією планктону тісно пов'язана деструкція органічної речовини. Найсильніше цей зв'язок виражений у водосховищах, що свідчить про високу швидкість включення новоутвореної органічної речовини в біотичний кругообіг. Найменшою вона була у кар'єрах. Деструкційні процеси, як і продукційні, визначають формування кисневого режиму і *pH*.

Середні значення деструкції органічної речовини були наступними: у річках 0,82±0,32–4,04±0,03 мг O_2/(дм^3·добу), в озерах 0,59±0,12–2,33±0,77 мг O_2/(дм^3·добу), у водосховищах 1,25±0,18–4,62±0,46 і в штучних водоймах 0,55±0,00–3,14±0,20 мг O_2/(дм^3·добу).

Співвідношення інтегральних показників первинної продукції і деструкції для більшості досліджуваних річок та водосховищ перевищували 1, що вказує на позитивну направленість балансу органічної речовини, властиву водним екосистемам із високою продуктивністю, а також на процеси самозабруднення. Крім того, автотрофна направленість функціонування відносно неглибоких річок і водосховищ пояснюється інтенсивним прогрівом мілководь, великою оптичною глибиною цих водних об'єктів, оскільки переважаючі мілководні зони є повністю евфотними, на відміну від оптично мілкої пелагіалі глибоких водосховищ (Житомирського та Денишівського), де переважає гетеротрофна фаза.

У водоймах, які утворилися з затоплених кар'єрів, та озерах визначальним чинником, який визначає позитивний баланс органічної речовини, є високий вміст біогенів, зокрема загального азоту. Гетеротрофна фаза переважає в найглибших Соколовському, Богунському і Цегельному кар'єрах, а також в озері Горохівка. Переважання деструкційних процесів над продукційними в Горохівці, не зважаючи на порівняно невеликі глибини (середня глибина сягає до 1,3 м), обумовлено високою кольоровістю та низькою прозорістю води.

Високий рівень первинної продукції водних екосистем забезпечується відгуком фітопланктону на дію природних і антропогенних чинників, що виявляється в зміні його структурних характеристик, питомої продукції, інтенсивності утилізації сонячної енергії, функціональної активності водоростей, швидкості включення органічної речовини у біотичний колообіг, рівня затрат первинної продукції на власний обмін речовин.

На власний обмін водоростей у досліджуваних річкових екосистемах використовується від 11% до 35%, в озерах – від 13% до 18%, у водосховищах – від 12% до 25%, у кар'єрах – від 6% до 13% первинної продукції. У вигляді доступної наступним трофічним рівням чистої продукції в евфотній зоні залишається відповідно від 41% до 78% валової продукції у річках, від 55% до 63% в озерах, від 61% до 86% у водосховищах, від 41% до 79% у кар'єрах.

Розраховані індекси зрілості свідчать про те, що досліджувані водні екосистеми не досягають «зрілого» стану. При цьому у водосховищах та кар'єрах переважають «молодші» стани в порівнянні з незарегульованими ділянками річок. Цьому сприяють не лише високий вміст біогенів у водосховищах та кар'єрах, але й відносно короткий період їх існування.

Високий рівень первинного продукування водоростевих угруповань із домінуванням зелених, діатомових, а також синьозелених і евгленових водоростей кар'єрів, є важливим механізмом сукцесії автотрофної ланки, яка зумовлює формування водних екосистем нового типу.

Застосування різних методів визначення первинної продукції у різнотипних водних об'єктах Полісся дозволило оцінити об'єктивність їх використання, а також виявити низку особливостей продукування органічної речовини:

А). Об'єктивна оцінка продукційно-деструкційних процесів склянковим методом у висопродуктивних водосховищах і річках не можлива без обліку даних короткотривалих дослідів із визначення первинної продукції і деструкції органічної речовини навіть за показників біомаси фітопланктону, які не перевищують 15 мг/дм^3.

Б). Встановлена статистично достовірна залежність похибки вимірювання первинної продукції із добовою та інтегрованою з 4-годинних експозицій склянок за біомаси фітопланктону, яка не перевищує 15 мг/дм^3, у той час як у великих дніпровських водосховищах у такому діапазоні біомаси значимої різниці у показниках первинної продукції, виміряної при різній тривалості експозиції, нема.

В). Проведені дослідження підтверджують можливість використання добової експозиції склянкового методу у малопродуктивних водоймах (на прикладі Соколовського кар'єру).

Г). Показники первинної продукції водотоків, отримані балансовим методом, досить близькі до вирахованої інтегруванням величин, визначених у короткотривалих експозиціях склянкового методу, що дозволяє не погодитися з положенням, наведеним у згаданій роботі [21] Ю. М. Лєбєдєвим про те, що склянковий метод, який широко застосовується для вимірювань первинної продукції і дихання у річкових екосистемах, у властивих для річок умовах високої турбулентності дає занижені результати.

Д). Первинна продукція впродовж світлого періоду доби (5–21) у досліджуваних різнотипних водних об'єктах формується нерівномірно, для деяких із них відмічене зміщення максимумів інтенсивності продукційних процесів із 9–13 год, встановлених для дніпровських водосховищ, до 13–17 год (Житомирське водосховище, р. Лісна).

Е). Для характеристики направленості продукційно-деструкційних процесів із використанням індексу A_{max}/R цілком прийнятним є використання показників первинної продукції і деструкції органічної речовини, отриманих як у добових, так і короткотривалих експозиціях.

Список використаних джерел:

1. Алимов А. Ф. Элементы теории функционирования водных экосистем. Санкт-Петербург : Наука, 2001. 147 с.
2. Бондаренко Н. А. Структура и продукционные характеристики фитопланктона озера Байкал : автореф. дисс. … канд. биол. наук. Борок, 1997. 23 С.
3. Бондаренко О. В. Первинна продукція фітопланктону та деструкція органічних речовин Тернопільського водосховища. *Наукові записки Тернопіль. нац. пед. ун-ту ім. В. Гнатюка. Сер. Біологія*. 2005. № 1–2 (25). С. 96–99.
4. Бульон В. В. Первичная продукция планктона внутренних водоемов. Ленинград : Наука, 1983. 150 с.
5. Бульон В. В. Закономерности первичной продукции в лимнических екосистемах : автореф. дисс. … доктор. биол. наук. Ленинград, 1985. 32 с.
6. Бульон В. В. Первичная продукция планктона и классификация озер. *Продукционно-биологические исследования водных экосистем*. Ленинград : Наука. 1987. С. 45–51.
7. Бульон В. В. Закономерности первичной продукции в лимнических екосистемах. Санкт-Петербург : Наука, 1994. 222 С.
8. Винберг Г. Г. Первичная продукция водоемов. Минск : Изд-во АН БССР, 1960. 329 с.
9. Виноградов М. Е., Шушкина Э. А. Сукцессия планктонных сообществ. *Океанология*. 1983. 23, вып. 4. С. 633–637.
10. Вотинцев К. К., Мещерякова А. И. Эффективность утилизации энергии солнечной радиации фитопланктоном оз. Байкал. *Докл. АН СССР*. 1969. Т. 184, № 1. С. 214–216.
11. Герасимова Н. А. Динамика продукции фитопланктона Саратовского и Волгоградского водохранилищ по многолетним данным. *Сборник научных трудов ГосНИОРХ*. 1981. Т. 168. С. 65–81.

12. Гольд В. М. Экологическая физиология водорослей. Фотосинтез и дыхание. Эколого-физиологические исследования водорослей и их значение для оценки состояния природных вод. Ярославль : ЯГТУ, 1996. С. 129–130.
13. Жукинский В. Н., Оксиюк О. П., Олейник Г. Н. и др. Принципы и опыт построения экологической классификации поверхностных вод суши. 1981. Т. 17, № 2. С. 38–42.
14. Захарчук Т. М., Шелюк Ю. С. Оцінка якості води р. Хомора (Хмельницька обл.) за біорізноманіттям фітопланктону. *Вода в харчовій промисловості* : матеріали VI Всеукр. наук.-практич. конф. молодих учених, аспірантів і студентів (9 квітня 2015, м. Одеса). Одеса, 2015. С. 14–16.
15. Китаев С. П. Комплексная оценка продукционных возможностей озер и количественной типологии (индексы трофического статуса) : тезисы докл. X съезда Гидробиол. общества при РАН. Владивостк : Дальнаука, 2009. С. 187.
16. Клєстов М. Л., Щербак В. І., Ковальчук І. П. та ін. Сучасний стан водно-болотних угідь регіонального ландшафтного парку «Прип'ять-Стохід» та їх біорізноманіття. Київ : Фітосоціоцентр, 2001. 108 с.
17. Кобленц-Мишке О. И. Фотосинтез морского фитопланктона в зависимости от подводной облученности. *Физиология растений*. 1979. Т. 26, № 5. С. 908–920.
18. Кожова О. М. Паутова В. Н. Первичная продукция в Братском водохранилище и факторы, ее определяющие. *Водные ресурсы*. 1983. № 1. С. 40–47.
19. Корнева Л. Г. Формирование фитопланктона водоемов бассейна Волги под влиянием природных и антропогенных факторов : автореф. дисс. … доктор. биол. наук. Санкт-Перербург, 2009. 47 с.
20. Кузьмінчук Ю. С. Продукція і таксономічний склад фітопланктону середньої притоки Дніпра : автореф. дис. … канд. біол. наук. Київ, 2007. 24 с.
21. Лебедев Ю. М. Балансовый метод и определение первичной продукции в водотоках. Методические вопросы изучения первичной продукции

внутренних водоемов. Санкт-Петербург : Гидрометеоиздат, 1993. С. 59–65.
22. Маргалеф Р. Облик биосферы. Москва : Наука, 1992. 214 с.
23. Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод / за ред. В. Д. Романенка. Київ : ЛОГОС, 2006. 408 с.
24. Минеева Н. М. Эколого-физиологические аспекты формирования первичной продукции планктона водохранилищ Волги : автореф. дисс. … доктор. биол. наук. Нижний Новгород, 2003. 42 с.
25. Минеева Н. М. Певичная продукция планктона в водохранилищах Волги. Ярославль : Принтхаус, 2009. 279 с.
26. Минеева Н. М., Сигарева Л. Е. Эффективность утилизации солнечной энергии при фотосинтезе фитопланктона в водоемах с различными гидрооптическими условиями. *Радиационная климатология и прикладные аспекты актинометри* : материалы 12-го совещания по актинометрии. Иркутск, 1984. С. 261–263.
27. Михеева Т. М. Оценка продукционных возможностей единицы биомассы фитопланктона. Биологическая продуктивность евтрофного озера. Москва : Наука, 1970. С. 50–70.
28. Михеева Т. М., Ковалевская Р. З., Иконников В. Ф. Эффективность утилизации солнечной радиации фитопланктоном в водоемах и водотоках Белорусской ССР. *Изучение и освоение водоемов Прибалтики и Белоруссии* : тезисы докл. Рига, 1979. С. 41–43.
29. Одум Ю. Экология. Москва : Мир, 1986. Т. 1. 328 с.
30. Охапкин А. Г. Структура и сукцессия фитопланктона при зарегулировании речного стока (на примере р. Волги и ее притоков) : автореф. дисс. … доктор. биол. наук. Санкт-Петербург, 1997. 48 с.
31. Оценка продуктивности фитопланктона / отв. ред. О. М. Кожова, Л. Р. Изместьева. Новосибирск : Сибирская издательская фирма ВО «Наука», 1993. 144 с.
32. Паутова В. Н. Первичная продукция в Братском водохранилище и факторы, ее определяющие. *Водные ресурсы*. 1983. №1. С. 40–47.

33. Попельницкая И. М. Оценка вклада составляющих планктонной биоты в общую деструкцию органического вещества планктона Красноярского водохранилища : автореф. дисс. … канд. биол. наук. Красноярск, 2007. 22 с.
34. Приймаченко А. Д. Фитопланктон и первичная продукция Днепра и днепровских водохранилищ. Киев : Наук. думка, 1981. 280 с.
35. Пырина И. Л. Свет как фактор продуктивности фитопланктона во внутренних водоймах : дис. ... доктор. биол. наук в форме научного доклада. СПб.: Ин-т озероведения РАН, 1995. 47 с.
36. Романенко В. И. Первичная продукция органического вещества в процессе фотосинтеза в каскаде волжских водохранилищ. Биологическая продуктивность и качество воды Волги и ее водохранилищ. Ленинград : Наука, 1984. С. 48–60.
37. Сигарева Л. Е. Некоторые данные об изменении концентрации пигментов фитопланктона и pH среды в склянках при изменении фотосинтеза. *Биология внутренних вод* : *Информ. бюл*. Ленинград, 1980. № 46. С. 23–26.
38. Сокольский А. Ф., Тамразов Н. И., Горбунов К. В. Эффективность использования энергии суммарной солнечной радиации фитоценозами экологически различных водоемов : тезисы докл. IV съезда ВГБО. Ч. 1. Киев, 1981. С. 153–154.
39. Трифонова И. С. Состав и продуктивность фитопланктона разнотипных озер Карельского перешейка. Ленинград : Наука. Ленинград. отд-ние, 1979. 168 с.
40. Уиттекер Р. Сообщества и экосистемы. Москва : Прогресс, 1980. 327 с.
41. Федоров Д.О. О методах изучения фитопланктона и его активности. Москва : Изд-во МГУ, 1979. 168 с.
42. Федоров В.Л., Бобров Ю.А. Сезонные изменения некоторых показателей продуктивности фитопланктона Белого моря. *Известия АН СССР. Сер. Биология*. 1977. № 1. С. 104–112.
43. Цискаришвили Л. П. Гидрохимический режим и первичная продукция водоемов Грузии : автореф. дисс. … канд. биол. наук. Киев, 1987. 24 с.

44. Чередарик М. И. Особенности формирования первичной продукции фитопланктона горных рек бассейна Днестра : автореф. дисс. ... канд. биол. наук. Киев, 1987. 20 с.

45. Шелюк Ю. С. Формирование потоков энергии в малых водохранилищах. *Гидробиол. журн*. 2019, Т. 55, № 6. С. 20–36.

46. Щербак В. І. Структурно-функціональна характеристика Дніпровського фітопланктону : автореф. дис. … доктор. біол. наук. Київ, 2000. 32 с.

47. Щербак В. И. К расчету первичной продукции фитопланктона под 1 м^2. Гидробиологические исследования водоемов юго-западной части СССР. Киев : Наук. думка, 1982. С. 130–131.

48. Экология фитопланктона Рыбинского водохранилища / под. ред. В. Н. Паутовой и Г. С. Розенберга. Тольяти : Изд-во Самарского научн. центра РАН, 1999. 264 с.

49. Bukaveckas P. A., Williams J. J., Hendricks S. P. Factors regulating autotrophy and heterotrophy in the main channel and an embayment of a large river impoundment. *Aquatic Ecology*. 2002. V. 36, N 3. P. 355–369.

50. Caffrey J. M. Production, respiration and ecosystem metabolism in U. S. estuaries. *Environmental monitoring and assessment*. 2003. V. 81, N 1–3. P. 207–219.

51. Caringan R., Blais A.-M., Vic C. Measurement of primary production and community respiration in oligotrophic lakes using the Winkler method. *Can. J. Fish. Aquat. Sci*. 1998. V. 55. N 10. P. 1078–1084.

52. Dubinsky Z., Berman T. Light utilization efficiencies of phytoplankton in Lake Kinneret (Sea of Galilea). *Limnol*., *Oceanogr*. 1976. V 21, N 2. P. 226–230.

53. Falkowski P. G., Raven J. A. Aquatic Photosynthesis. Oxford : Blackwell Scientific, 1997. P. 223.

54. Gorniak A., Grabowska M., Jekatierynczuk-Rudczyk E., Zieliński P., Suchowolec T. Long-term variations of phytoplankton primary production in shallow, polyhumic reservoir. *Hydrobiologia*. 2003. P. 305–310.

55. Guminski S. Outline of history of studies of the effect of humic compounds on algae. *Oceanologia*. 1983. V. 17. P. 9–18.
56. Hall C. A. S., Moll R. Methods of aquatic definition primary productivity. *Ecol. stud*, 1974. Vol. 14. P. 35–46.
57. Hama T., Handa N. Pattern of organic mater production by natural phytoplankton population in eutrophic lake. 1. Intracellular products. *Arch. Hydrobiol*, 1987. 109, №1. P. 107-120.
58. Joniak T., Gołdyn R., Kozak A. The primary production of phytoplankton in the restored Maltañski Reservoir in Poland. *Hydrobiologia*. 2003. P. 311–316.
59. Kimmel B.L., Lind O.T., Paulson L.J. Reservoir primary production. Reservoir limnology: ecological perspectives. New York : Wiley and Sons, 1990. P. 133–193.
60. Kuhl A. Algal physiology and biochemistry. Phosphorus. Oxford: Univ. Press. 1974. P. 636–645.
61. Kristiansen J., Mathiesen H. Phytoplankton of the Tystrup-Bavelse Lakes. Primary production and standing crop. *Oicos*, 1964. V. 15, P. 1–43.
62. Mineeva N. M., Shchur L. A., Bondarenko N. A. Phytoplankton functioning in large freshwater systems differing in their resources. *Hydrobiol. J.* 2012. V 48, N. 5. P. 19–30.
63. Phytoplankton productivity. Carbon assimilation in marine and freshwater ecosystems / Williams P. J. le B., Thomas D. N., Reynolds C. S. Oxford, Malden, Ames et al. : Blackwell Science, 2002. 386 p.
64. Reynolds C. S. Phytoplankton assemblages in reservoirs. Theoretical reservoir ecology and its application / Ed. By J. G. Tundisi, M. Straskraba. Sao Carlos : Backhuys Publishers, 1999. P. 439–456.
65. Reynolds C. S. The ecology of freshwater phytoplankton. Cambridge, London, New York et al. : Cambridge University Press, 1984. 384 p.
66. Rodhe W. Primary production und See Typen. *Verh. Internat. Verein Limnol.*, 1958. V. 13. P. 121–141.

67. Sakamoto M. Primary production by phytoplankton community in some Japanese Lake and its dependence lake depth. *Arch. Hydrobiol*. 1966. V. 62, N 1. P. 1–28.

68. Shcherbak V.I. Primary production of algae in the Dnieper and Dnieper Reservoirs. *Hydrobiol. J*. 1999. V. 35, N 1. P. 1–13.

69. Shcherbak V.I. The influence of the duration of exposition on the indices of phytoplankton primary production in eutrophic water bodies using the bottle method in the oxygen modification. *Hydrobiol. J*. 2001. V. 37, N 4. P. 1–13.

70. Shcherbak V.I., Kuzminchuk Yu. S. Spatial and temporal dynamics of phytoplankton primary production in the Teterev River. *Hydrobiol. J*. 2008. V. 44, N 1. P. 3–15.

71. Shcherbak V. I., Shelyuk Yu. S. Primary production of phytoplankton and its correlation with biomass, chlorophyll a content and algae species richness in a small river reservoir. *Hydrobiol. J*. 2008. Vol. 44, N 6. P. 3–12.

72. Shelyuk Yu. S. Relationship between the processes of production and decomposition as the index of the succession state of plankton communities of the ecosystem of the regulated River (on the example of the Teterev River). *Hydrobiol. J*. 2009. Vol. 54, N 3. P. 33–41.

73. Shelyuk Yu. S. Comparative assessment of the methods of determining phytoplankton production in water bodies differing in their trophic status and water velocity. *Hydrobiol. J*. 2017. V. 53, N 6. P. 37–48.

74. Shelyuk Yu. S. Regularities of primary production formation in river ecosystems (the basins of the Pripyat' and Teterev Rivers, Ukraine). *Hydrobiol. J*. 2019. Vol. 55, N 4. P. 38–54.

75. Shelyuk Yu. S., Shcherbak V. I. Phytoplankton structural and functional indices in the rivers of the Pripyat' and Teterev basins. *Hydrobiol. J*. 2018. V. 54, N 3. P. 10-23.

76. Steemann-Nielsen E. The use of radioactive C-14 for measurement of organic production in the sea. *J. Cons. intern. explor. mer*. 1952. V. 18, N 2. P. 117–140.

77. Tadonléké R., Sime-Ngando T., Amblard C., Sargos D., Devaux J. Primary productivity in the recently flooded ‘Sep Reservoir’ (Puy-de-Dôm, France). *J. of Plankton Research*. 2000. V. 22, N 7. P. 1355–1375.
78. Tilzer M. M. Estimation of phytoplankton loss rates from daily photosynthetic rates and observed biomass changes in Lake Constance. *J. of Planlton Research*, 1984. V. 6, N 2. P. 309–324.
79. Uehlinger U., Bloesch J. Primary production of different phytoplankton size classes in oligomesotrophic swiss lake. *Arch. Hydrobiol*. 1989. V. 116, N 1. P.1–22.
80. Urabe J., Yoshida T., Gurung T. B.., et al. The production-to-respiration ratio and its implication is Lake Biwa, Japan. *Ecol. Rec*. 2005. V. 20, N 3. P. 367–375.
81. Vannote R. L., Minshall G. W., Cummins K. W., et al. The river continuum concept. *Can. J. Fish. Auqat. Sci*., 1980. V. 37, N 1. P. 130–137.
82. Westlake D. F., Adams M. S., Bindloss M. E., et al. Primary production. The functioning of freshwater ecosystems. Cambridge: Univ. Press, 1980. P. 141–246.

РОЗДІЛ 7
ЗАКОНОМІРНОСТІ ФОРМУВАННЯ СТРУКТУРНИХ І ФУНКЦІОНАЛЬНИХ ХАРАКТЕРИСТИК ФІТОПЛАНКТОНУ РІЗНОТИПНИХ ВОДНИХ ЕКОСИСТЕМ ПОЛІССЯ

Для розкриття основних закономірностей розвитку фітопланктону найоптимальнішим є використання енергетичного принципу, що передбачає вивчення біологічної продуктивності водних екосистем у сукупності з факторами середовища. У прісноводних екосистемах основний фонд органічної речовини формується за рахунок фотосинтезу фітопланктону, продукційні характеристики якого дозволяють оцінити продукційний потенціал і трофічний статус водних об'єктів, забезпеченість харчовими ресурсами консументів першого порядку, якість вод, сукцесійний стан водних екосистем.

Розвиток фітопланктону і формування первинної продукції залежать від низки чинників середовища [10, 19–22], вплив яких на біологічні процеси найчіткіше виражається в широкому діапазоні їх мінливості. Порівняння особливостей структури і функціонування фітопланктону різнотипних водних об'єктів: річок, озер, водосховищ та кар'єрів басейнів Прип'яті і Тетерева, які відрізняються умовами існування гідробіонтів та рівнем антропогенного навантаження: від природних вод до штучних, лягло в основу встановлення основних закономірностей розвитку водних екосистем Полісся.

Особливості водозбірних басейнів Прип'яті і Тетерева обумовлюють невисоку, характерну для прісних вод мінералізацію, помірну заболоченість території [3], кольоровість вод переважно відповідає мезогумозному типу. Найбільші середні її значення відмічали в озерах, особливо в Дідовому. Через значну антропогенну складову в басейнах Прип'яті і Тетерева у водних об'єктах усіх типів відмічаємо досить високий вміст біогенних елементів.

Усереднення отриманих даних за типами водних об'єктів показало, що

найвищий вміст загального азоту і фосфору фосфатів спостерігається в кар'єрах та водосховищах, найменший – у річках. Порівняно високі концентрації загального азоту фіксували і в озерах (табл. 7.1).

Таблиця 7.1

Основні абіотичні характеристики досліджуваних водних об'єктів

Показники	Річки	Озера	Водосхо-вища	Кар'єри
Прозорість, м	0,77±0,03	0,62±0,05	1,09±0,02	1,21±0,02
Кольоровість, º	36,20±1,58	47,67±4,45	42,70±0,78	23,3±0,96
pH	7,34±0,09	7,22±0,09	7,84±0,18	6,90±0,06
Вміст розчиненого у воді кисню, мг O_2/(дм^3·добу)	9,93±1,64	8,68±0,61	11,2±0,67	7,82±0,11
Температура поверхневого шару води, ºС	15,68±0,84	17,30±1,10	17,50±0,72	17,42±0,32
Перманганатна окиснюваність, мг O_2/дм^3	9,01±0,54	10,01±1,64	11,11±0,21	5,98±0,13
Вміст загального азоту, мг *N*/дм^3	0,83±0,04	2,05±0,42	1,45±0,14	3,21±0,22
Вміст фосфору фосфатів, мг *P*/дм^3	0,05±0,003	0,02±0,001	0,07±0,002	0,08±0,003

Примітка. У таблиці наведені середні значення ($X \pm m_x$).

За значеннями середньої за вегетаційний сезон температури поверхневого шару води водойми лентичного типу мало відрізнялися, зниження цього показника спостерігали у річках. Маючи морфометричну своєрідність, досліджувані водойми та водотоки відрізнялися і за гідрооптичними параметрами.

За великих глибин і невисокого вмісту завислих речовин прозорість води найвищою є в кар'єрах і водосховищах. У мілководніших озерах, а тим більше у річках, завдяки проточності і вітровому перемішуванню зростає роль завису, що обумовлює зниження прозорості. Зменшення прозорості спостерігалося в напрямку: кар'єри → водосховища → озера → річки (див. табл. 7.1).

Гранітні кар'єри характеризувалися більшою прозорістю води, ніж піщані, найменшу мав ільменітовий кар'єр, що, ймовірно, обумовлено морфометричними особливостями цих водойм. Зворотний зв'язок прозорості із кольоровістю води (r= -0,51–-0,92) в усіх типах водних об'єктів є свідченням того, що їх світловий режим визначається вмістом гумусових речовин. При цьому найслабшою кореляція була у річках, а найсильнішою – в кар'єрах.

Фітопланктон досліджуваних водних об'єктів відрізняється за видовим багатством і нараховує від 57 до 184 видів у річках, від 28 до 83 – в озерах, від 54 до 174 – у водосховищах і від 30 до 172 – у водоймах, які утворилися з затоплених кар'єрів.

Максимальну середню кількість видів і внутрішньовидових таксонів ідентифіковано у водосховищах (табл. 7.2).

Найвищою вона є в Житомирському, яке приймає води приток Гуйва і Гнилоп'ять. При цьому зі зростанням площі та об'єму водосховищ у них посилюється роль синьозелених і динофітових водоростей, а зі зменшенням – евгленових.

Другу позицію за середнім числом видів у фітопланктоні займають річки, третю – водні екосистеми, що утворилися з затоплених кар'єрів. Найменшим середнім числом видів представлений планктон озер.

За кількістю таксонів рангом нижче роду у загальному списку видів у водних об'єктах усіх типів переважали зелені і діатомові водорості (рис. 7.1).

В найбільших водосховищах – Житомирському і Денишівськиму, Воронківському, Острівському і Дідовому озерах, а також Богунському,

Сонячному, Соколовському, Крошенському, Ільменітовому кар'єрах на третьому місці за видовим багатством знаходилися синьозелені.

Таблиця 7.2.

Показники розвитку (середні значення $X \pm m_x$) фітопланктону різнотипних водних об'єктів басейнів Прип'яті і Тетерева

Показники	Річки	Озера	Водосховища	Кар'єри
Кількість видів	106,8±5,29	58,4±2,44	118,8±2,82	98,7±3,00
B, мг/дм^3	2,30±5,29	1,36±0,15	2,88±0,37	1,95±0,15
N, млн кл./дм^3	5,58±0,98	1,38±0,25	9,29±1,45	1,79±0,09
S	1,85±0,06	1,73±0,36	1,77±0,06	1,74±0,20
H_B, біт./мг	1,89±0,02	1,64±0,05	1,76±0,03	1,62±0,10
A_{max}, мг O_2/(дм^3·добу)	4,46±0,19	1,03±0,01	5,73±0,75	4,18±0,55
ΣA, г O_2/(м^2·добу)	4,98±0,20	0,78±0,05	5,93±0,63	5,29±0,50
R, мг O_2/(дм^3·добу)	2,28±0,09	1,12±0,05	3,62±0,38	1,94±0,37
ΣR, г O_2/(м^2·добу)	1,63±0,08	1,38±0,06	4,00±0,37	6,11±0,77
A/R	2,30±0,14	0,89±0,03	1,86±0,22	2,55±0,31
ΣA/ΣR	3,71±0,20	0,86±0,08	1,48±0,17	0,93±0,06
P/B-коефіцієнт	0,70±0,14	1,19±0,11	0,88±0,17	1,22±0,05
U, %	0,43±0,03	0,06±0,01	0,47±0,05	0,53±0,06

У найменших за площею водосховищах – Миропільському і Новоград-Волинському та більшості річок третю позицію займали евгленові. У водосховищах, на відміну від інших типів водних екосистем, кількість таксонів тісно корелює з площею акваторій (r=0,80, n=18).

Зі зростанням вмісту загального заліза (до 0,61–2,40 мг/дм^3) у річках спостерігалося зростання частки діатомових у загальному складі фітопланктону (r=0,38, n=63).

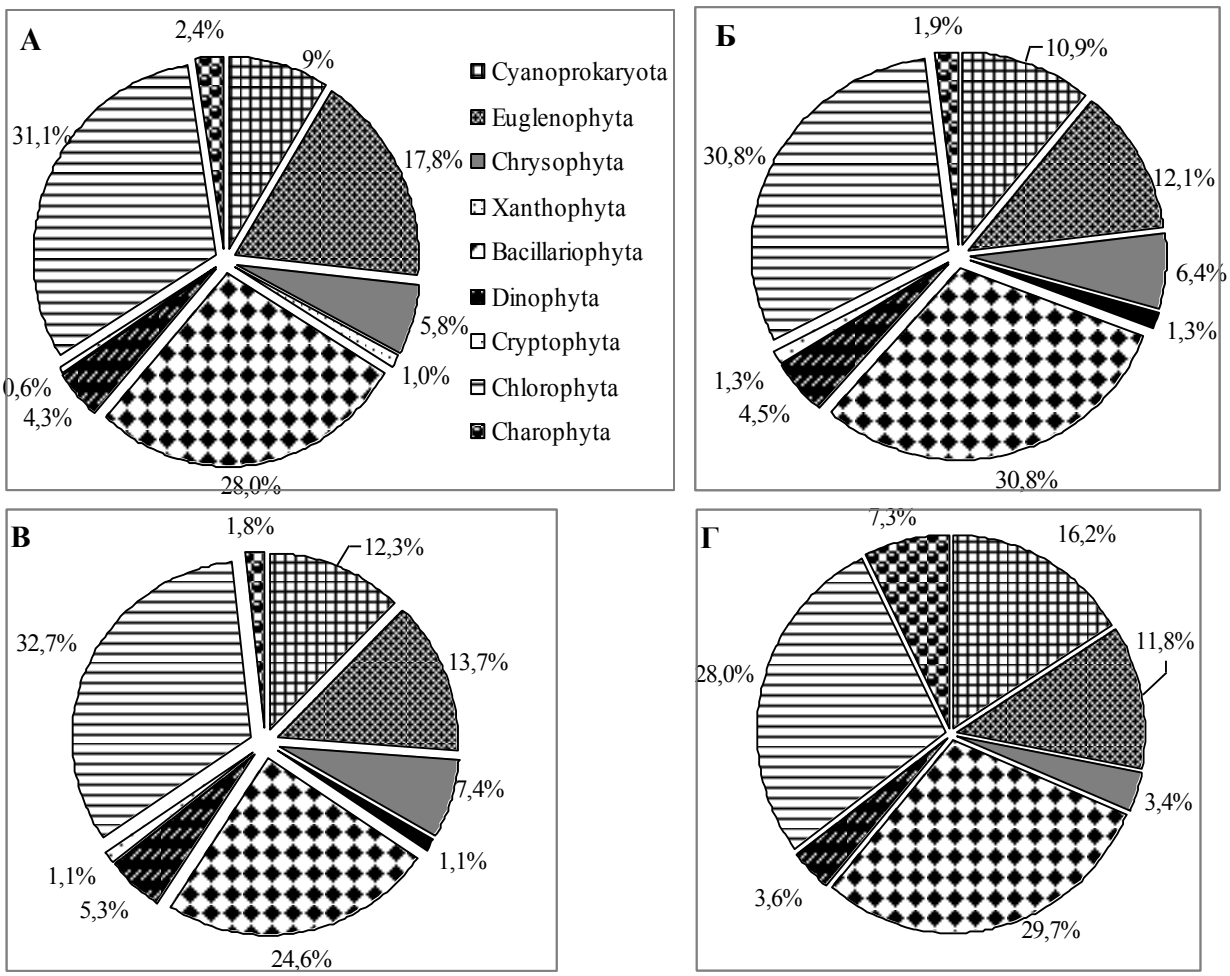


Рис. 7.1. Таксономічний склад фітопланктону річок (А), озер (Б), водосховищ (В), кар'єрів (Г).

Діатомові водорості визначають міграцію у воді кремнію: на прикладі Денишівського водосховища показано, що весняне зростання біомаси діатомових водоростей сприяє вилученню з води розчиненого кремнію, але при цьому фіксували збільшення вмісту $Si_{зависл}$. Узимку, коли інтенсивність вегетації водоростей знижується, споживання $Si_{розч}$ зменшується до мінімуму, внаслідок чого вміст завислої форми кремнію також знижується.

Вилучення з товщі води розчиненого кремнію діатомовим планктоном є не просто поглинанням, в його основі лежить процес трансформації, тобто перетворення співіснуючих форм кремнію – розчиненої в завислу за участю діатомових.

Співставлення величин концентрацій $Si_{зависл}$ і біомаси діатомових водоростей у воді Денишівського водосховища, а також їх розподіл

упродовж року показав, що зі зростанням біомаси діатомей відбувається збільшення вмісту кремнію у завису. Між цими показниками встановлено позитивну кореляцію (r=0,73 при p=0,000068, t=-7,51 і 0,63 при p=0,0001, t=-4,79, n=16 відповідно для поверхневого і придонного горизонтів водойми).

Збільшення кольоровості води у річках, озерах та водосховищах обумовлювало зменшення числа видів (r= -0,79, n=76; r= -0,70, n=30; r= -0,71, n=36). У кар'єрах ця залежність була слабшою (r= -0,25, n=38) [14].

Обернена залежність між біомасою та концентрацією загального азоту, виявлена у річках, водосховищах і озерах, є результатом його активного поглинання клітинами водоростей (r=-0,39– -0,61); у водоймах, які утворилися на місці затоплених кар'єрів – вона пряма (r=0,43, n=46). У водосховищах у порівнянні з іншими типами вод відчутніший вплив на біомасу фітопланктону фосфору фосфатів (r=0,46, n=30).

Родові коефіцієнти у річках сягали 1,48–2,67, у водосховищах 1,36–2,04, в озерах – 1,27 –1,83, у кар'єрах – 1,16–1,89. У водосховищах і кар'єрах вплив вмісту загального азоту на складність структури угруповань сильніший, ніж у природних водах – річках та озерах, про що свідчать коефіцієнти кореляції між вмістом загального азоту й родовими коефіцієнтами (у водосховищах та кар'єрах r=-0,71– -0,74, в озерах та річках r=-0,39– -0,42). Середні значення родового коефіцієнта зменшувалися у напрямку: річки (1,90) → водосховища (1,74) → озера (1,53) → кар'єри (1,43).

У річках та водосховищах зростання вмісту загального азоту (r=0,52–0,67), а в озерах – фосфору фосфатів (r=0,77) обумовлює зростання ролі високопродуктивних дрібноклітинних центричних діатомових, яку відмічали й інші дослідники [16, 19, 24], свідченням чого є збільшення відношення числа видів центричних діатомових до числа пенатних зі зростанням вмісту загального азоту чи фосфору. Слабким був зв'язок між діатомовим коефіцієнтом та вмістом загального азоту в кар'єрах (r=0,23).

Середня за вегетаційні сезони біомаса фітопланктону знижувалася в напрямку: водосховища → річки → кар'єри → озера. Вищі середні значення

біомаси водоростевих угруповань у водосховищах і річках обумовлені їх біотопічною неоднорідністю за високої ресурсної забезпеченості. Зниження біомаси в окремих річках може бути пов'язане з дією антропогенного навантаження (у тому числі стічних вод).

Інтенсивність фотосинтезу характеризувалася таким самим співвідношенням величин. У середньому валова первинна продукція у водосховищах сягає 1,65±0,35–7,90±0,53, у річках – 0,68±0,03–5,69±0,54, у кар'єрах – 1,26±0,10–5,00±0,21, в озерах – 0,51±0,09–1,27±0,24 мг O_2/(дм^3·добу). За рахунок великих глибин і прозорості інтегральна первинна продукція була найвищою у водосховищах і кар'єрах, вона знижувалася у напрямку: водосховища → кар'єри → річки → озера.

Інтенсивність фотосинтезу в усіх типах водних екосистем визначається біомасою фітопланктону (r=0,51–0,76), а також впливом таких абіотичних факторів, як сонячна радіація (r=0,32–0,58), температура води (r=0,18–0,56), вміст загального азоту (r=0,21–0,77), фосфору фосфатів (r=0,52–0,54).

Найсильніше вплив сонячної радіації на інтенсивність фотосинтезу виражений у річках і озерах (рис. 7.2).

Кольоровість у річках і озерах пригнічувала інтенсивність фотосинтезу (r=-0,35– -0,51). Проте, у водосховищах та кар'єрах була встановлена пряма достовірна кореляція між валовою первинною продукцією й кольоровістю (r=0,71–0,78), на яку вказували й дослідники для великих водосховищ Волги, пояснюючи це можливим стимулюючим впливом на розвиток водоростей гумусових сполук, подібним до дії гіберелінів [18].

При цьому продукційні процеси у досліджуваних водних екосистемах басейнів Прип'яті і Тетерева виконують середовищеутворюючу роль, змінюючи їх світловий (рис. 7.3) і газовий режими (рис. 7.4), а також зміщують *pH* у лужний бік (рис. 7.5).

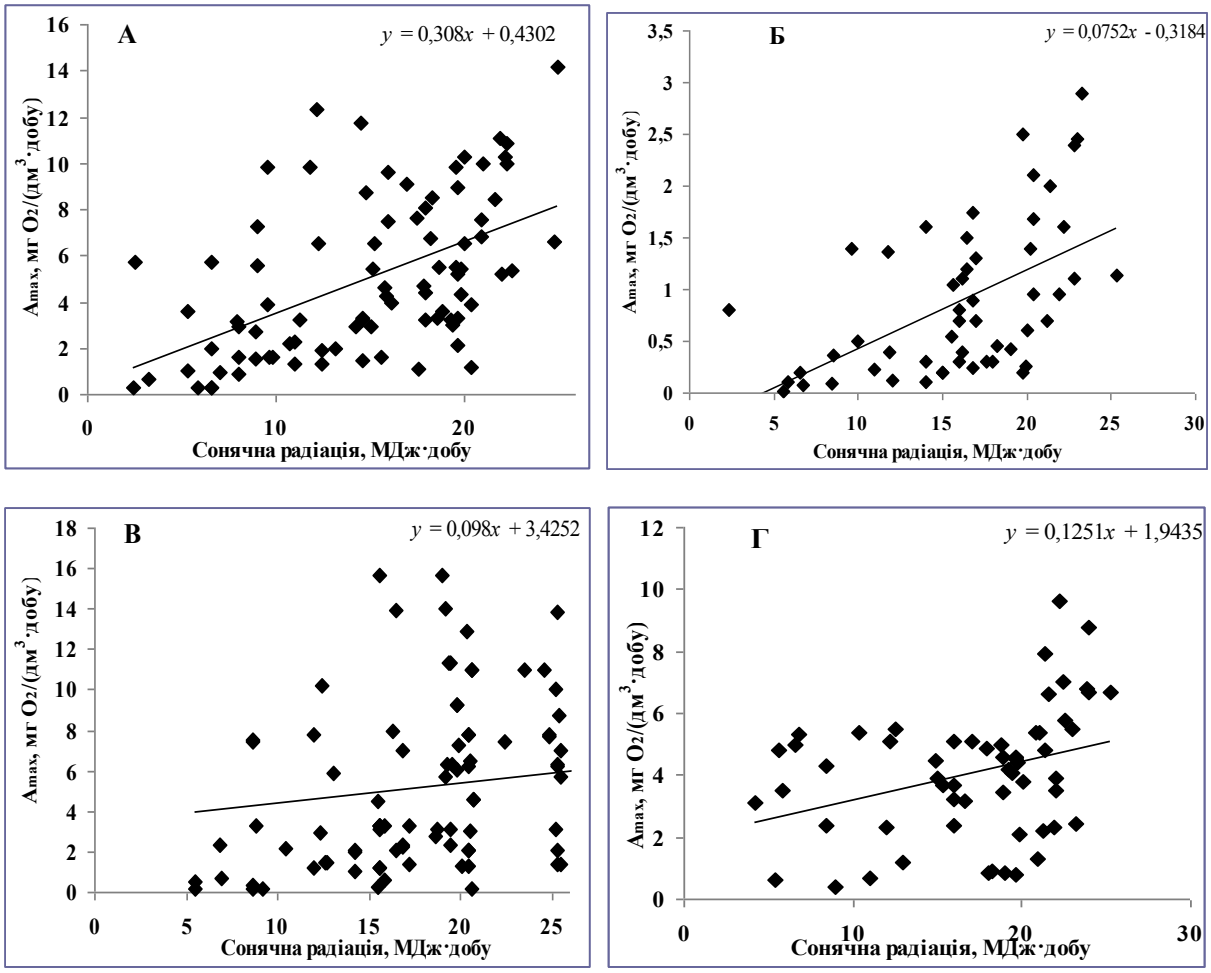


Рис. 7.2. Залежність між сонячною радіацією та валовою первинною продукцією: А – річки, Б – озера, В – водосховища, Г – кар'єри.

На середовищеутворюючу роль фітопланктону вказують високі коефіцієнти кореляції між A_{max} і вмістом розчиненого у воді кисню (r=0,50–0,68), pH (r=0,40–0,58). Зв'язок інтенсивності фотосинтезу з прозорістю у природних водах (річках і озерах) прямий (r=0,44–0,58), у водосховищах і кар'єрах – зворотний (r= -0,51– -0,67).

Водним екосистемам властива сезонна варіабельність біомаси фітопланктону за провідної ролі у планктонних угрупованнях зелених, синьозелених, евгленових і діатомових водоростей. У водосховищах на перший план виходять синьозелені. Крім того, в лентичних екосистемах із невисоким рівнем трофії до домінуючих за біомасою належать і динофітові.

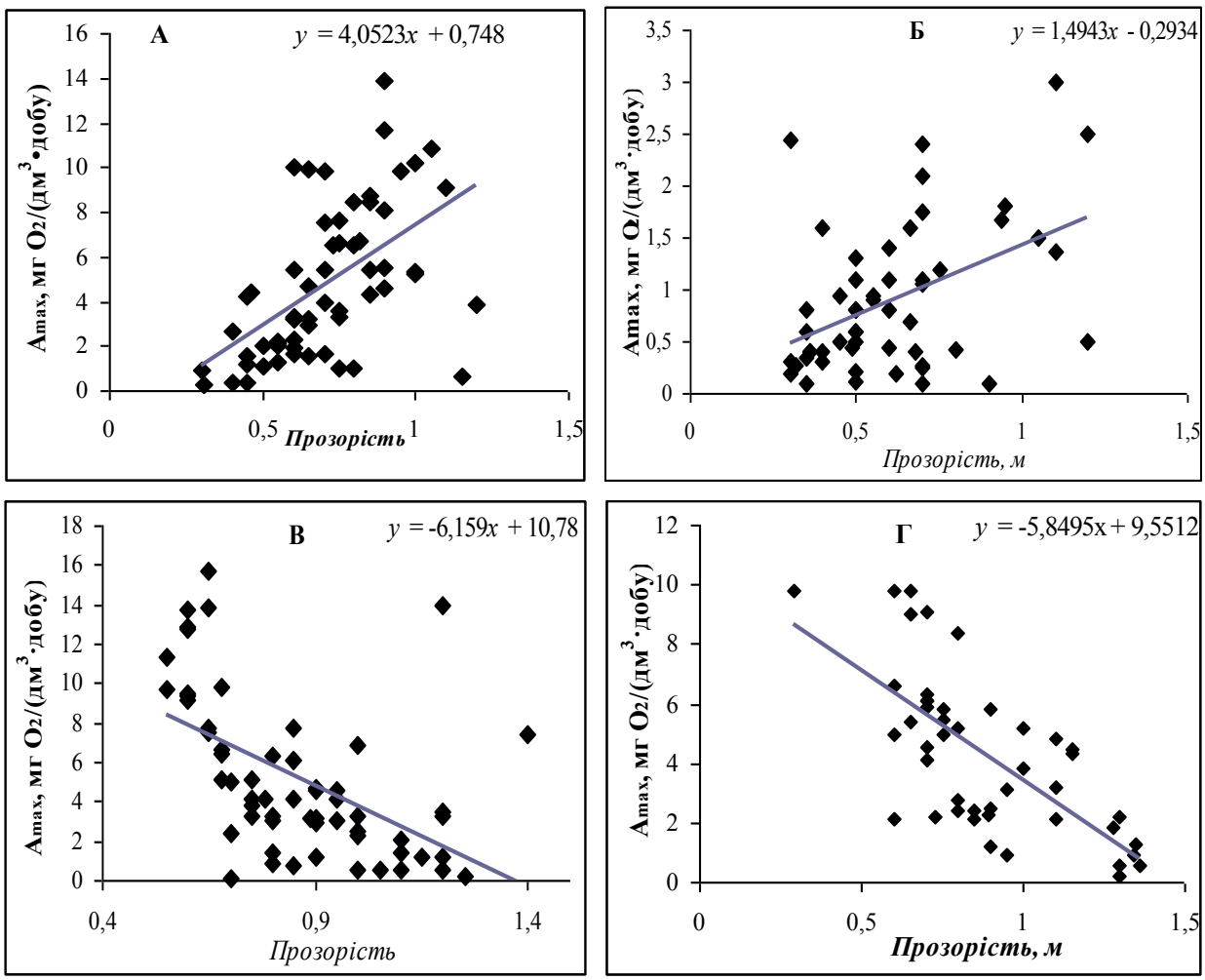


Рис. 7.3. Залежність між інтенсивністю фотосинтезу і прозорістю: А – річки, Б – озера, В – водосховища, Г – кар’єри.

У водних екосистемах високого рівня трофії відмічено зміщення максимумів біомаси і первинної продукції від весни-літа до кінця літа – початку осені, яке обумовлено змінами складу фітопланктону. Причиною цього також може бути той факт, що в осінній період температура води за останні кілька десятиріч зросла, відповідно, вегетаційний період водоростей подовжився. У кар’єрах, не залежно від рівня трофії, спостерігали по декілька максимумів інтенсивності продукційних процесів (як правило навесні, влітку і восени).

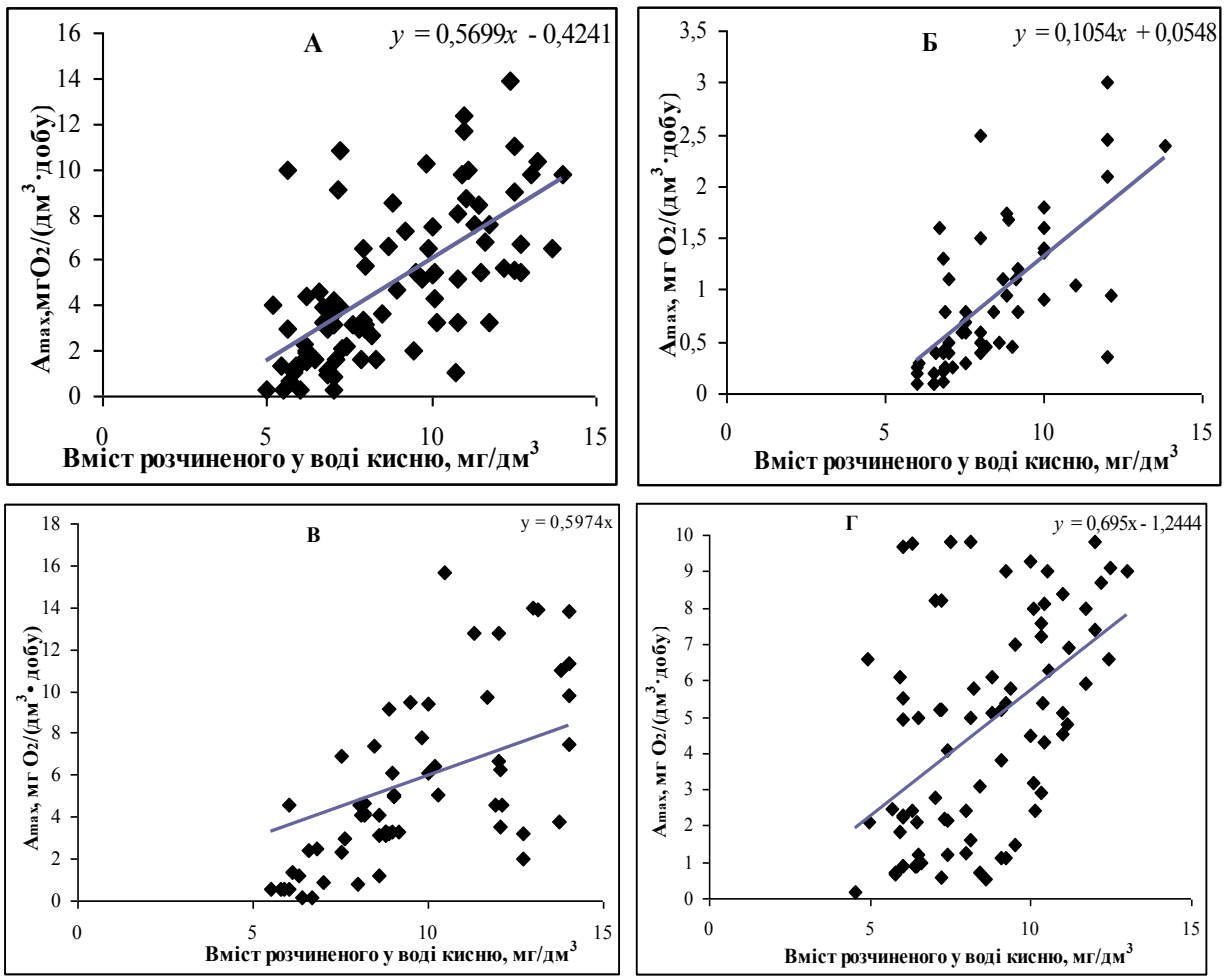


Рис. 7.4. Залежність між інтенсивністю фотосинтезу і вмістом розчиненого у воді кисню: А – річки, Б – озера, В – водосховища, Г – кар’єри.

У водних екосистемах, окрім озерних, із первинною продукцією тісно пов’язана деструкція органічної речовини. Найсильніше цей зв'язок виражений у водосховищах (r=0,82, n=96), що свідчить про високу швидкість включення новоутвореної органічної речовини в біотичний кругообіг.

Інтенсивність деструкції органічної речовини пов’язана з pH (r=0,37–0,63), яка в свою чергу формується під впливом процесів синтезу та окиснення органічної речовини. Залежність її від кисневого режиму (r=0,19–0,76) обумовлена інтенсифікацією окиснювальних процесів під дією кисню; від температури (r=0,25–0,52) – власне, механізмом ферментативних дихальних процесів.

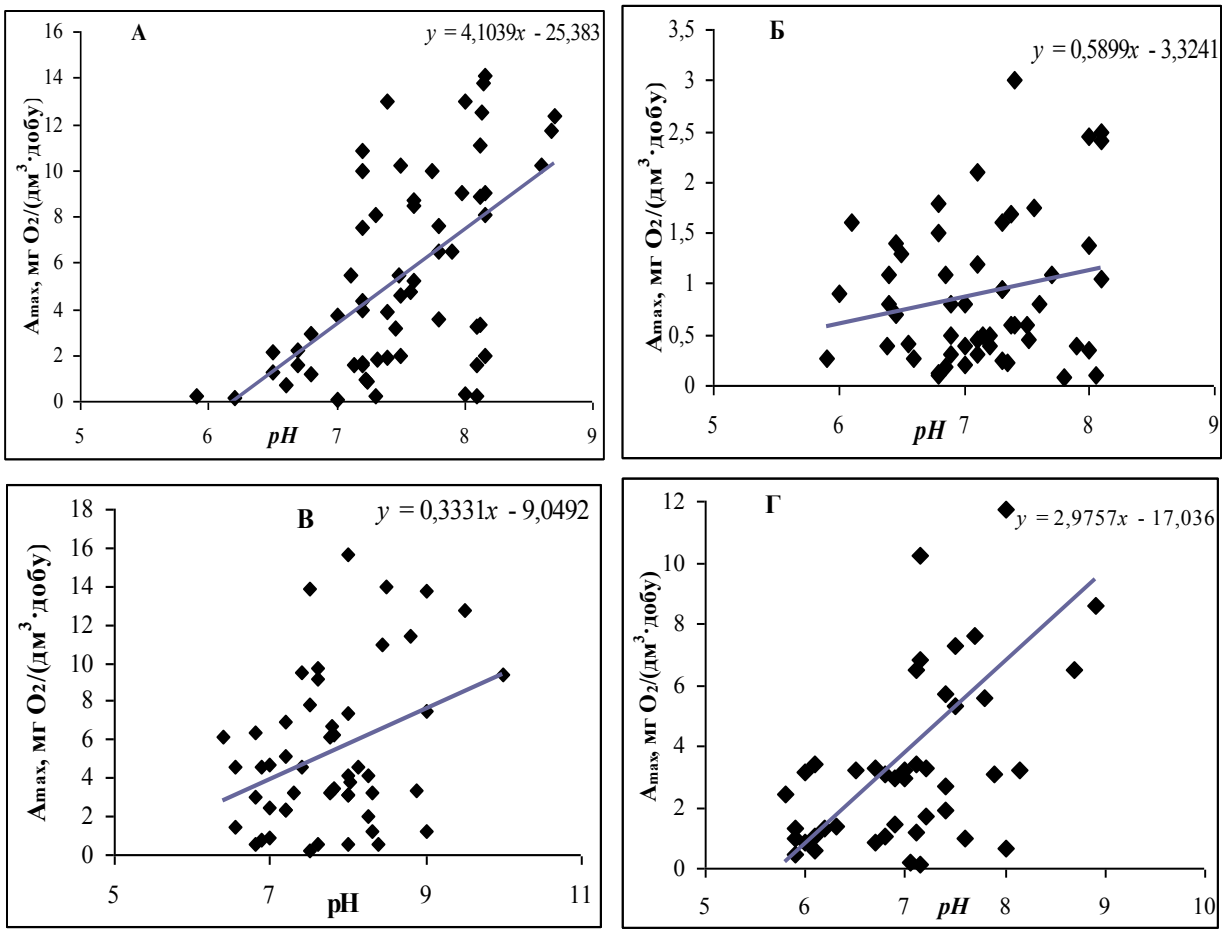


Рис. 7.5. Залежність між інтенсивністю фотосинтезу і *pH*: А – річки, Б – озера, В – водосховища, Г – кар'єри.

Ефективність використання сонячної енергії в процесах фотосинтезу у різних типах водних екосистем басейнів Прип'яті і Тетерева змінювалася в широких межах. Її середні значення зменшувалися в напрямку: кар'єри (0,53%) → водосховища (0,47%) → річки (0,43%) → озера (0,06%). Екологічна ефективність використання сонячної енергії *U* у водних екосистемах кожного типу визначалася інтенсивністю фотосинтезу (рис. 7.6). У річках ця залежність була слабшою (r=0,33) у порівнянні з лентичними водними екосистемами (r=0,64–0,84).

У річках та затоплених кар'єрах залежність *U* від надводної опроміненості має зворотнний характер (r=-0,49– -0,54), що пояснюється можливостями світлової адаптації водоростей [17, 23], які використовують

низьку світлову енергію з більшою ефективністю. В озерах і водосховищах вплив надводного опромінення на *U* прямий (*r*=0,12–0,29) (рис. 7.7).

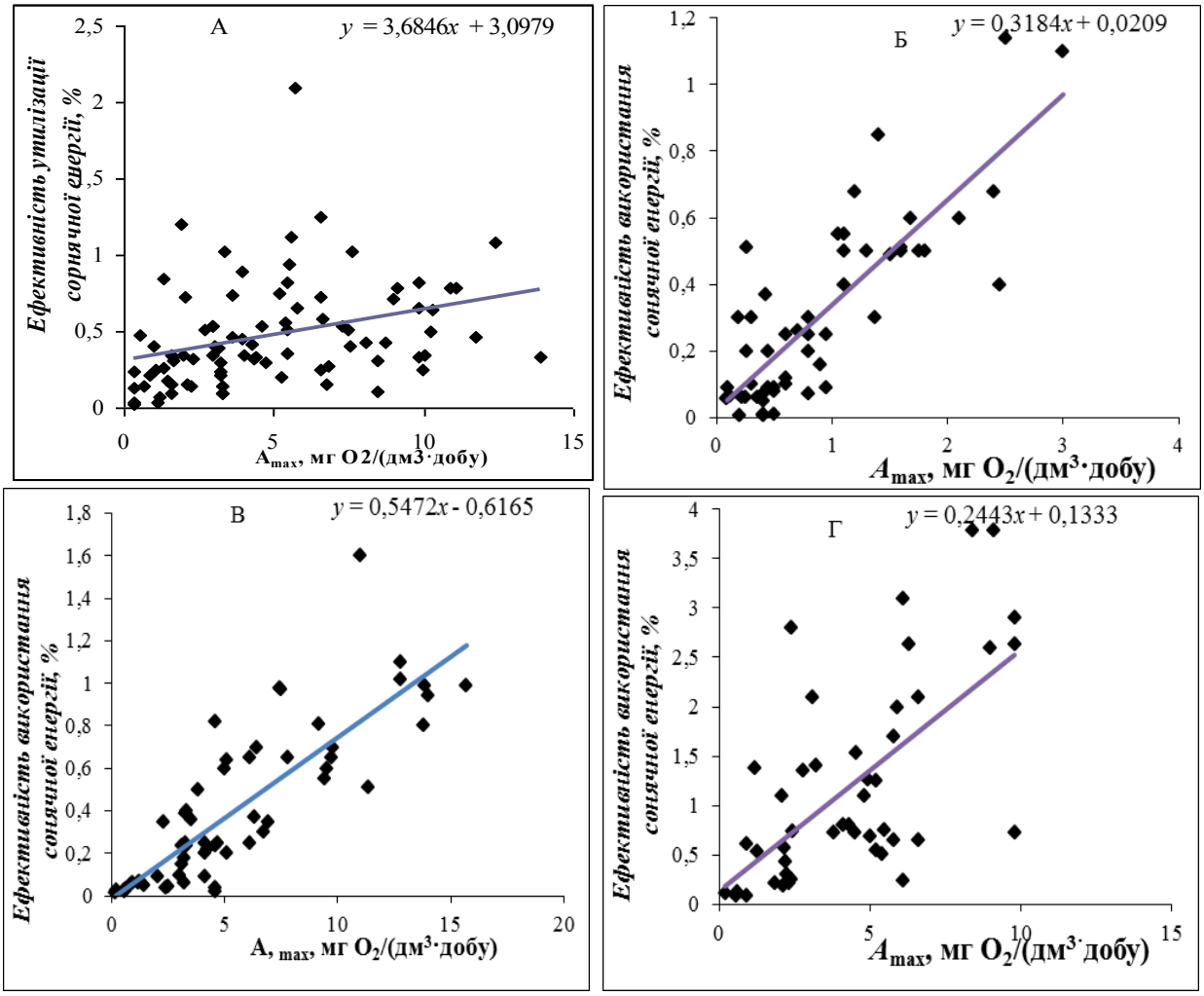


Рис. 7.6. Залежність між ефективністю утилізації сонячної енергії та інтенсивністю фотосинтезу: А – річки, Б – озера, В – водосховища, Г – кар'єри.

Прозорість прямо впливає на екологічну ефективність використання сонячної енергії в усіх типах водних екосистем (*r*=0,11–0,48). Виявлена пряма залежність від температури цього показника у водних екосистемах (*r*=0,17–0,32) є ще одним підтвердженням того, що ефективність функціонування автотрофної ланки й, власне, екосистем загалом може певною мірою змінюватися в умовах глобальних кліматичних змін.

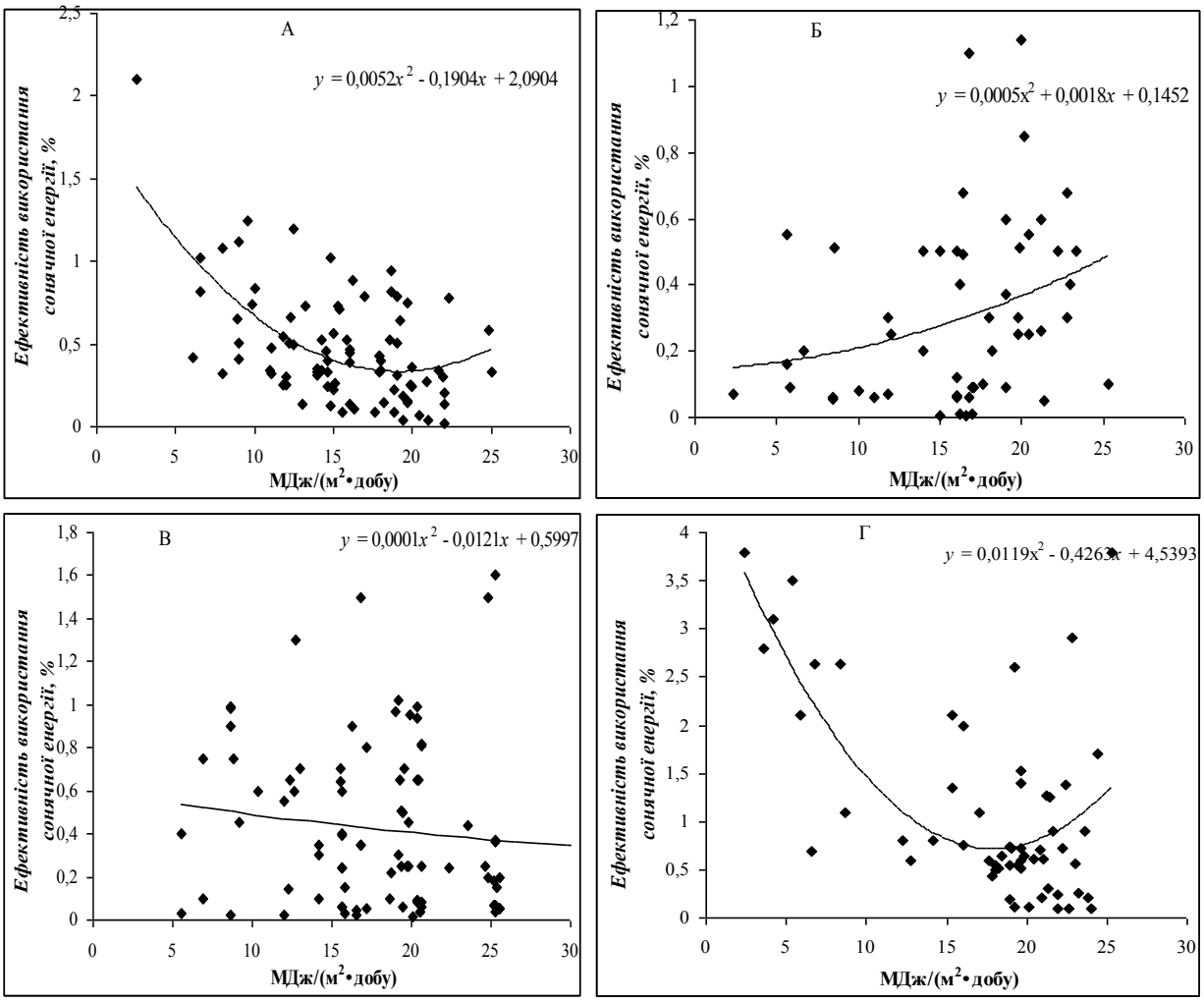


Рис. 7.7. Залежність ефективності утилізації сонячної енергії від надводної опроміненості: А – річки, Б – озера, В – водосховища, Г – кар'єри.

Найсильніше залежність ефективності використання сонячної енергії від температури води виражена в водосховищах і кар'єрах (r=0,28–0,32). У природних водах вплив температурного чинника є слабшим (r=0,17), що пояснюється їх вищою стійкістю до дії чинників середовища та інтенсивним перебігом саморегуляторних процесів (рис. 7.8).

У всіх типах водних екосистем U зростає зі збільшенням рівня загального азоту (r=0,32–0,60). Отже, ефективність утилізації сонячної енергії визначається й трофністю вод.

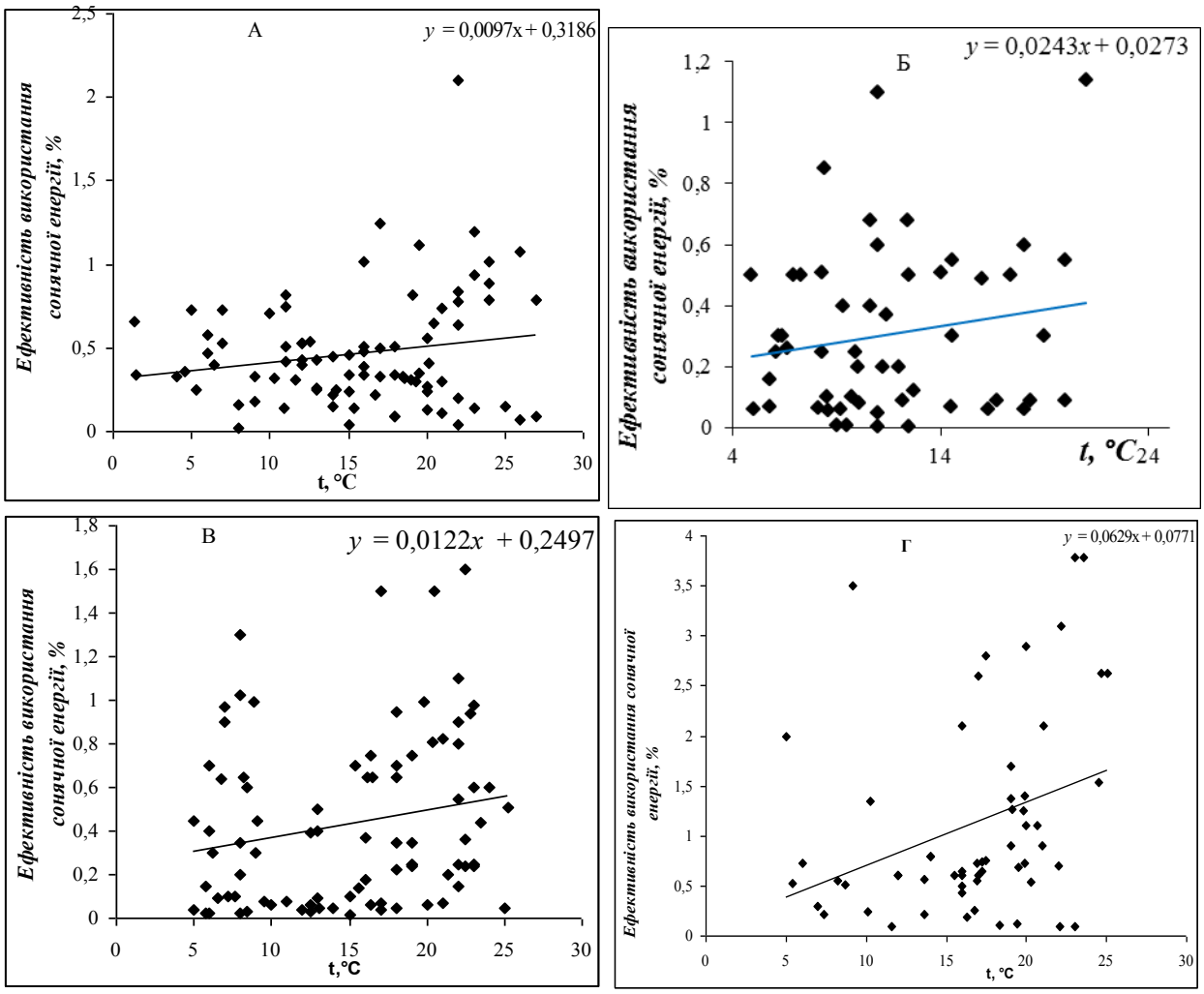


Рис. 7.8. Залежність ефективності утилізації сонячної енергії від температури води: А – річки, Б – озера, В – водосховища, Г– кар'єри.

Оцінка трофічного статусу була зроблена за інтенсивністю фотосинтезу та біомасою фітопланктону, які є репрезентативними показниками реалізованої продукції і покладені в основу багаточисельних шкал трофності, показала невідповідність у категоріях трофії для більшості річок і водосховищ, а також кар'єрів.

Так, за біомасою фітопланктону водотоки ранжували на: оліготрофні (Бересток), мезотрофні (Уж, Уборть, Корчик, Полква, Путятинка, Кам'янка Лісова, Коднянка, Горинь, Случ, Гуйва, Крошенка, Вілія, Кремно) та евтрофні (Гнилоп'ять, Деревичка, Ікопоть, Лісна, Бобрівка, Зелена, Синявка). Трофічний статус річок за показниками валової первинної продукції на горизонті максимального фотосинтезу фітопланктону переважно визначався

як евтрофний, для річок Ікопоть, Зелена, Корчик, Коднянка, Гнилопять, Бобрівка – політрофний, а для таких водотоків як Вілія, Полква, Путятинка – мезотрофний.

Новоград-Волинське та Денишівське водосховища за біомасою були мезотрофними, Житомирське і Бердичівське – евтрофними, за інтенсивністю фотосинтезу їх ранжували на такі класи: евтрофні (Новоград-Волинське і Денишівське), політрофні (Житомирське) і гіпертрофні (Бердичівське).

Трофічний статус озерних екосистем співпадає і за біомасою, і за валовою первинною продукцією: Луко та Воронки належать до евтрофних, Горохівка – до мезотрофних вод.

Водойми, які утворилися з затоплених кар'єрів, за інтенсивністю фотосинтезу є евтрофними, за біомасою: Соколовський – оліготрофні; Слобідський, Селецький, Цегельний – мезотрофні; Богунський, Сонячний, Морозівський – евтрофні.

Неадекватність у трофічному статусі водних екосистем за біомасою та первинною продукцією фітопланктону, ймовірно, обумовлена переважанням у домінантних комплексах дрібноклітинних високопродуктивних видів, які забезпечують підтримку високого трофічного статусу водних екосистем за порівняно невеликих біомас фітопланктону за достатньої забезпеченості водоростей біогенними речовинами. Крім того, висока інтенсивність фотосинтезу водотоків та малих водосховищ із великими площами мілководних ділянок, а в малих річках взагалі з їх переважанням, пояснюється підвищеною швидкістю продукційних процесів мілководь [12], зокрема обороту нітратів і фосфатів, а також високою асиміляційною активністю фітопланктону та інтенсивним використанням променевої енергії [8].

Деякі дослідники вважають, що найточніше трофічний статус водойм відображає вміст хлорофілу *a* фітопланктону, оскільки це досить стабільний показник, який мало залежить від зовнішніх факторів [2, 8].

Для оцінки трофності р. Тетерів та її приток нами був розрахований індекс трофічного статусу (*ІТС*) за концентрацію хлорофілу *а* фітопланктону за власними даними, отриманими впродовж 2005–2007 рр.

Значення *ІТС* від 0 до 20 характерні для ультрагалінних водойм, від 20 до 40 – для оліготрофних, від 40 до 60 – для мезотрофних, від 60 до 80 – для евтрофних та від 80 до 100 – для гіперевтрофних. Ранжуючи отримані дані за величинами індексу трофічного статусу, отримали оліготрофно-гіперевтрофний ряд. У цілому у р. Тетерів переважали евтрофні води (значення *ІТС*=61–80 складають 63% усіх значень). Вміст хлорофілу *а* фітопланктону Тетерева характеризувався значною просторово-часовою динамічністю. Середнє значення цього показника становило 21,10±2,00 мкг/дм^3. Оцінка трофічного статусу, розрахована за концентрацією хлорофілу *а* фітопланктону, у більшості випадків збігалася з оцінкою трофності річки за інтенсивністю фотосинтезу [15], що доводить об'єктивність результатів оцінки рівня трофії вод за первинною продукцією фітопланктону.

У більшості досліджуваних водних екосистемах інтегральна продукція перевищує деструкцію, що вказує на позитивну направленість балансу органічної речовини, властиву водним екосистемам із високою продуктивністю, оскільки в евтрофних умовах збільшується частка енергії, яка використовується на створення первинної продукції, при цьому зменшується частка енергії, яка розсіюється [1]. Крім того, автотрофна направленість функціонування відносно неглибоких річок і водосховищ пояснюється інтенсивним прогрівом мілководь, великою оптичною глибиною цих водних об'єктів, оскільки переважаючі мілководні зони є повністю евфотними, на відміну від оптично мілкої пелагіалі глибоких водосховищ (Житомирського та Денишівського), де переважає гетеротрофна фаза. У водоймах, які утворилися на місці затоплених кар'єрів, до чинників, що визначають позитивний баланс органічної речовини, належить високий вміст біогенів, зокрема загального азоту.

У водоймах помітний вплив інтенсивності продукційних процесів на функціональну активність водоростей. Зростання інтенсивності фотосинтезу обумовлює не лише збільшення ефективності утилізації сонячної енергії, а й зростання функціональної активності водоростей, про що свідчать коефіцієнти кореляції між валовою продукцією A_{max} і *P/B*-коефіцієнтами (r=0,40–0,76), проте у лентичних екосистемах за високого рівня трофії *P/B*-коефіцієнти знижуються. Оскільки ефективність утилізації сонячної енергії фітопланктоном збільшується з ростом трофії, то зменшення *P/B*-коефіцієнтів у високотрофних водах узгоджується з закономірностями розвитку лентичних екосистем [6, 22], який супроводжується зниженням кількості енергії, що витрачається на одиницю біомаси.

На власний обмін водоростей у досліджуваних річкових екосистемах використовується від 11% до 35% первинної продукції, у водосховищах – від 12% до 25%, в озерах – від 13% до 18%, у кар'єрах – від 6% до 13%. У вигляді доступної наступним трофічним рівням чистої продукції в евфотній зоні залишається від 41% до 78% валової продукції у річках, від 55% до 63% в озерах, від 61% до 86% у водосховищах, від 41% до 79% у кар'єрах.

Розраховані індекси зрілості свідчать про те, що досліджувані водні екосистеми не досягають «зрілого» стану. При цьому у водосховищах та кар'єрах переважають «молодші» стани в порівнянні лотичними екосистемами. Цьому сприяють не лише високий вміст біогенів у цих водоймах, але й відносно короткий період їх існування.

Аналіз інформаційного різноманіття за індексом Шеннона, розрахованого за біомасою водоростевих клітин, показав, що найбільші значення H_B властиві річковим екосистемам, його зниження відбувається в напрямку: річки → водосховища → озера → кар'єри.

Зростання вмісту біогенів обумовлює зниження інформаційного різноманіття у всіх типах водних екосистем. Так, між вмістом загального азоту та індексом Шеннона виявляли негативну кореляцію в річках, кар'єрах та озерах (r= -0,36–-0,67). У водосховищах абіотичним параметром, який

визначає величину інформаційного різноманіття, був вміст фосфору фосфатів (r= -0,73, n=54). Пряма залежність між середніми значеннями індексу Шеннона і родовими коефіцієнтами є підтвердженням того, що спрощення таксономічної структури фітопланктону обумовлює і зниження інформаційного різноманіття.

Наявність прямого зв'язку між інформаційним різноманіттям і температурою води встановлено лише у кар'єрах (r=0,54, n=270), а в інших типах водних екосистем зміни різноманіття не лімітуються температурним фактором.

Оцінка рівня органічного забруднення водної товщі водойм та водотоків Полісся за середніми значеннями індексів сапробності показала, що в середньому вони відповідають II класу якості вод (S=1,73–1,85). Погіршення якості води спостерігали в окремих водних екосистемах усіх типів. Проте, найчастіше його помічали у річках та водосховищах із високим рівнем трофії в осінній період внаслідок сповільнення процесів самоочищення, а також за рахунок вторинного забруднення автохтонною органічною речовиною.

У мезотрофних водотоках домінуючі компоненти фітопланктону сформовні значним числом видів, серед яких провідними можна вважати різні види родів *Chlamydomonas*, *Cyclotella*, *Euglena*, *Peridinium*, *Trachelomonas*, *Oscillatoria.* Сезонні зміни складу водоростей виражені нечітко, помітного збіднення домінантного комплексу видів в осінній період та збагачення в літній, яке відмічали дослідники для водотоків басейну Волги [11], не спостерігали. Зі зростанням рівня трофії відбувається зростання ролі центричних діатомових водоростей *Cyclotella meneghiniana*, *C. stelligera*, *Stephanodiscus hantzschii.* У річках із частково зарегульованим стоком (Гнилоп'ять, Гуйва, Вілія) посилюється інтенсивність вегетації *Aphanizomenon flos-aquae*. У річках із підвищеною кольоровістю (Уборть, Уж) у складі домінантного комплексу трапляються представники золотистих

водоростей *Chrysococcus rufescens*, *Pseudokephyrion pillidium*, *Kephyrion ovum*.

У водосховищах домінантний комплекс переважно формують різні види родів *Aphanizomenon*, *Oscillatoria*, *Anabaena*, *Cyclotella, Stephanodiscus*, *Synedra*, *Navicula*, *Nitzschia*, *Peridinium*, *Ceratium*, *Acutodesmus*, *Chlamydomonas*, *Phacotus* і *Coelastrum.*

В озерах домінантні комплекси фітопланктону сформовані порівняно меншим числом видів, які найчастіше належать до родів *Peridinium*, *Peridiniopsis*, *Chlamydomonas*, *Crucigeniella*, *Cyclotella*, *Aulacoseira.*

Домінантні комплекси кар'єрів відрізнялися індивідуальністю, свідченням якої була відсутність жодного спільного виду-домінанта в них, а також низькі коефіцієнти видової подібності між ними (K_s=0,00–0,48). Це вказує на своєрідність формування домінантних комплексів водойм антропогенного походження. У більшості водойм антропогенного походження до видів-домінантів належали: *Cyclotella meneghiniana*, *Chlamydomonas monadina*, *Ch. globosa*, *Coelastrum microporum*, *Microcystis aeruginosa.*

У ряду: річки → водосховища → озера → кар'єри зменшується частка видів-домінантів, а також видів із високою частотою трапляння (понад 50%), що пояснюється збільшенням монотонності умов існування при переході від лотичних умов до лентичних.

Аналіз літературних даних [5, 13] та власних результатів досліджень показав, що зміни структури і функціонування водоростевих угруповань під впливом природних і антропогенних чинників у системі водотоків Прип'яті за більш, ніж 30-річний період (після проведення, а згодом і припинення меліоративних робіт) полягали у помітному зростанні флористичної ролі евгленових, динофітових і золотистих водоростей. Абсолютне число видів синьозелених практично не змінилося, а відносний вміст знизився на 2%, зменшилась і флористична роль харових. У цілому у водотоках басейну Прип'яті відмічена тенденція до зростання загальної кількості видів і внутрішньовидових таксонів (з 404 до 517), що, ймовірно, є наслідком

адаптаційних процесів водоростевих угруповань до біотопічної неоднорідності водотоків, які зазнали впливу зарегулювання, евтрофування, меліорації. Водночас відмічаємо зниження чисельності (у середньому з 7 до 4 млн кл./ дм^3) і біомаси (від 14 до 1,6 мг/дм^3) фітопланктону. При цьому середні кількісні показники розвитку водоростевих угруповань планктону приток Прип'яті на сучасному етапі функціонування річкових екосистем наблизилися до їх рівня до початку меліорації (60-і роки минулого століття), коли середня чисельність у притоках Прип'яті складала 3 млн кл./дм^3, біомаса – 1 мг/дм^3.

У системі водотоків басейну Тетерева також відмічали тенденцію до зростання видових і внутрішньовидових таксонів у часі – 267 (320 в. в. т.) ідентифіковано впродовж 2003–2007 рр., а в 2008–2019 рр. – 424 (446 в. в. т.). Провідну роль у зростанні видового багатства фітопланктону переважно відігравали евгленові і діатомові водорості. Водночас, зменшилася флористична участь харових, що, ймовірно, є наслідком збільшення мінералізації вод. Відносна частка інших відділів суттєво не змінилася. У більшості водотоків басейну Тетерева суттєвих змін чисельності та біомаси не виявлено (за винятком р. Гнилопять).

На прикладі Гнилоп'яті підтверджена встановлена для великих річок Європи просторова дискретність фітопланктону за поздовжнім профілем річки, що формується під впливом зарегулювання, який виявляється у посиленні вегетації Cyanoprokaryota, зменшенні інформаційного різноманіття фітопланктону, а також зростанні числа видів на зарегульованих ділянках. Зниження видового багатства у лотичних екосистемах відбувається на ділянках, що зазнають впливу антропогенного забруднення, зокрема стічних вод.

У ході лімногенезу внаслідок створення малих водосховищ сукцесія фітопланктону супроводжується посиленням ролі синьозелених водоростей у формуванні видового багатства. Так, до зарегулювання на річковій ділянці за кілька років до створення Денишівського водосховища (1973 р.) провідними

відділами були зелені та діатомові водорості, поодинокі синьозелені, на думку Т. В. Догадіної [4], були випадковими, занесеними із плес видами. Власними дослідженнями, проведеними у 2004–2017 рр. встановлено визначальну роль синьозелених водоростей у формуванні чисельності фітопланктону (90%–96% від загальної кількості клітин), у формуванні біомаси – домінували відділи Dinophyta (25–37% від загальної біомаси), Bacillariophyta (10–31%), Cyanoprokaryota (12–44%), Chlorophyta (9–11%). При цьому на сучасному етапі розвитку екосистеми водосховища спостерігається тенденція до зниження чисельності і біомаси фітопланктону водосховища за посилення ролі в їх формуванні синьозелених та евгленових водоростей із одночасним суттєвим зниженням участі діатомових.

Водночас, за період із 2004–2007 рр. по 2008–2017 рр. практично не змінилася відносна частка та абсолютне число видів Cyanoprokaryota в мезотрофному (за біомасою фітопланктону) Денишівському водосховищі, однак зменшилася їх роль в евтрофному Житомирському водосховищі. В обох водоймах відмічено зростання видового багатства зелених, евгленових і золотистих; відмічено незначні перебудови структури фітопланктону на рівні класів та помітніші зміни на рівні порядків, родин та родів. За досліджуваний період відбулося зниження видової насиченості родів *Navicula* (в Денишівському водосховищі – ще й *Closterium*), зросло видове багатство роду *Chlamydomonas* (у мезотрофному Денишівському водосховищі також зазначаємо посилення флористичної участі родів *Kephyrion*, *Pseudokephyrion* і *Dictyosphaerium,* а в евтрофному Житомирському – *Euglena, Cyclotella і Peridinium).* У водосховищах незначно зросли родові коефіцієнти і насиченість видів внутрішньовидовими таксонами, тоді як для більшості великих водоймищ Дніпра та Волги властива тенденція до спрощення таксономічної структури фітопланктону з їх віком. Причиною підтримки складності структури угруповань може бути бічна припливність та значна інтенсивність адаптаційних процесів водоростевих угруповань малих водосховищ. На відміну від Денишівського, в Житомирському водосховищі

середні значення чисельності і біомаси за період досліджень не змінилися. У Денишівському водосховищі максимуми чисельності і біомаси в різні періоди досліджень фіксували в літній період, в Житомирському відмічено зміщення максимумів біомаси від літа до осені на сучасному етапі його функціонування. Зміни інформаційного різноманіття у водосховищах відрізнялися: в евтрофному Житомирському водосховищі фіксували його зниження, в мезотрофному Денишівському – помітні зміни індексу Шеннона не виявлені, фіксували лише його збільшення у літній період у порівнянні з даними, отриманими за результатами дослідження 2004–2007 рр., що, очевидно, обумовлено зниженням монодомінування за провідної ролі *Aphanizomenon flos-aquae*. Відмічаємо зростання у часі частки теплолюбних та зменшення холодолюбних форм, що, ймовірно, є відгуком планктонних водоростей на зміни клімату. У Денишівському водосховищі середня за вегетаційний сезон температура води з 2005 р. по 2017 р. зросла майже на 1°С.

Використання літературних даних та результатів власних багаторічних досліджень на прикладі Денишівського водосховища дозволили з'ясувати основні тенденції у зміні рівня органічного забруднення малих водосховищ. У період незначного антропогенного впливу, що тривав до початку гідробудівництва на р. Тетерів, дослідники оцінювали якість річкової води як олігосапробну з деякими рисами *β*-мезосапробності [4]. За отриманими нами даними впродовж 2004–2007 рр. вона відповідала *β'*-мезосапробному рівню. В останнє десятиріччя спостерігали незначне зниження частки *α*-мезосапробіонтів, *α*-*β*-мезосапробіонтів, *α*-мезо-полісапробіонтів та полі-*α*-мезосапробіонтів, що вказує на тенденцію до покращення якості води внаслідок інтенсивного перебігу процесів самоочищення.

Встановлена відсутність упродовж тривалого періоду (понад десять років) направлених змін первинної продукції планктону річок та водосховищ різного трофічного статусу свідчить про стабільне функціонування їх екосистем. Підтриманню стабільного рівня первинного продукування

сприяють перебудови водоростевих угруповань на рівні структури фітопланктону. Стабільність функціонування екосистем забезпечується відгуком фітопланктону, що виявляється в зміні його структури, питомої продукції, інтенсивності утилізації сонячної енергії, функціональної активності водоростей, швидкості включення органічної речовини у біотичний колообіг, рівня затрат первинної продукції на власний обмін речовин.

Високий рівень первинного продукування водоростевих угруповань із домінуванням зелених, діатомових, а також синьозелених і евгленових водоростей є найважливішим механізмом сукцесії автотрофної компоненти водойм антропогенного походження, що обумовлює утворення органічної речовини і насичення води киснем, який впливає на фізико-хімічні властивості вод і визначає умови життєдіяльності гідробіонтів. Сукцесія фітопланктону зумовлює природне відновлення штучно створених водних об’єктів і формування нового типу водних екосистем України.

Ранжування водних об’єктів за вмістом фосфору фосфатів [7] дозволило проаналізувати мінливість продукційних характеристик фітопланктону та деяких абіотичних параметрів у водах різної трофії (табл. 7.3).

Зі змінами трофії пов’язана низка абіотичних параметрів. Так, зниження прозорості відбувається в напрямку оліготрофні → мезотрофні → евтрофні води за зростання вмісту розчиненого у воді кисню. При переході від оліготрофних до мезотрофних вод спостерігається зростання вмісту загального азоту, в евтрофних він різко знижується. Зі зростанням рівня трофії відбувається збільшення значень *pH* і кольоровості вод.

Зміни за градієнтом трофії показників, які безпосередньо характеризують продукцію і деструкцію органічної речовини (A_{max}, $\sum A$, R, $\sum R$, U), значною мірою узгоджується з основними положеннями розвитку екосистем [9]. При зростанні трофії відмічаємо зростання валової, інтегральної продукції в усіх типах екосистем. Деструкція органічної

речовини, як процес, що підтримує цілісність екосистем, повинна бути високою за високої біомаси, що відповідає посиленню деструкції зі зростанням рівня трофії.

Таблиця 7.3

Середні значення продукційних характеристик фітопланктону та абіотичних параметрів у водах різної трофії (за вмістом фосфору фосфатів)

Параметри	оліготрофні води	мезотрофні води	евтрофні води
pH	7,17±0,28	7,26±0,33	7,74±0,26
прозорість, м	1,08±0,04	0,88±0,07	0,87±0,08
кольоровість, °	37,75±2,59	42,60±3,27	42,71±3,3
вміст розчиненого у воді кисню, мг O_2 /дм^3	9,27±0,77	9,64±0,74	10,63±0,61
вміст загального азоту, мг *N*/дм^3	1,29±0,40	1,86±0,32	1,02±0,11
B, мг/дм^3	1,29±0,24	2,39±0,61	2,98±0,58
A_{max}, мг O_2/(дм^3·добу)	2,61±0,43	3,69±0,09	5,02±0,73
$\sum A$, г O_2/(м^2·добу)	1,76±0,07	2,69±0,55	2,33±0,22
R, мг O_2/(дм^3·добу)	1,76±0,40	2,37±0,35	2,73±0,60
$\sum R$, г O_2/(м^2·добу)	1,24±0,07	1,61±0,06	2,12±0,52
$\sum A/\sum R$	1,36±0,22	1,83±0,24	1,54±0,23
U, %	0,27±0,04	0,36±0,06	0,44±0,04

У ряду оліго-мезо-евтрофні води відбувається збільшення ефективності утилізації сонячної енергії, що відповідає переходу до затіненої екосистеми, якій властивий вищий коефіцієнт використання світла.

Наведені в таблиці показники можуть слугувати основою трофічної класифікації різнотипних водних об’єктів Полісся.

Таким чином, при різній забезпеченості енергетичними і мінеральними ресурсами фітопланктон природних, антропогенного змінених і штучно створених прісноводних екосистем Українського Полісся відрізняється таксономічним багатством, інформаційним різноманіттям, складом домінуючих компонентів, а також видів із високою частотою трапляння. Різноманіття фітопланктону та інтенсивність вегетації визначається особливостями біогенного та світлового режиму. Інтенсивність фотосинтезу і співвідношення продукційно-деструкційних процесів значною мірою залежать від вмісту біогенних елементів, гідрооптичних умов, морфометричних особливостей водойм і водотоків.

Найбільше вплив сонячної радіації на інтенсивність фотосинтезу виражений у водних екосистемах лентичного типу. Підтримання позитивної направленості балансу органічної речовини відносно неглибоких річок і водосховищ зумовлене інтенсивним прогрівом їх мілководь і великою оптичною глибиною цих водних об’єктів. У водоймах, що утворилися на місці затоплених кар’єрів, та озерах важливим чинником, який визначає позитивний баланс органічної речовини, є високий вміст біогенів, зокрема загального азоту. Гетеротрофна фаза переважає в найглибших водосховищах – Житомирському і Денишівському, Соколовському, Богунському і Цегельному кар’єрах, а також озері Горохівка, яке характеризується високою кольоровістю води.

Інтенсивний перебіг процесів первинного продукування водойм та водотоків забезпечується біогенним живленням, крім того, у річках та створених на них водосховищах – переважанням мілководних ділянок із властивою їм підвищеною швидкістю продукційних процесів.

З’ясовано, що високий рівень первинного продукування водоростевих угруповань із домінуванням зелених, діатомових, а також синьозелених і евгленових водоростей є найважливішим механізмом сукцесії фітопланктону штучних водойм, яка зумовлює формування водних екосистем нового типу.

При цьому продукційні процеси у досліджуваних водних екосистемах басейнів Прип’яті і Тетерева виконують середовищеутворюючу роль, змінюючи їх світловий і газовий режими, а також зміщують *pH* у лужний бік.

Зроблена оцінка формування потоків енергії у водних екосистемах Полісся [14].

Список використаних джерел:

1. Бульон В. В. Зависимость годовой продукции фитопланктона от географической широты. *Докл. РАН*. 2003. Т. 389, № 2. С. 267–270.

2. Бульон В.В. Первичная продукция планктона и классификация озер. Продукционно-гидробиологические исследования водных экосистем. Ленинград : Наука, 1987. С. 45–51.

3. Васенко О. Г., Верніченко Г. А. Комплексне планування та управління водними ресурсами. Київ : Ін-т географії НАН України, 2001. 367 с.

4. Догадіна Т. В. Характеристика альгофлори різних ділянок р. Тетерева. *Укр. ботан. журн*. 1975. Т. 32, № 1. С. 19–23.

5. Крахмальный А. Ф. Фитопланктон Припяти и ее притоков в условиях крупномасштабной мелиорации региона : автореф. дисс. … канд. биол. наук. Киев, 1990. 24 с.

6. Маргалеф Р. Облик биосферы / под ред. Г.Е. Михайловского. Москва : Наука, 1992. 214 с.

7. Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод / за ред. В. Д. Романенка. Київ : ЛОГОС, 2006. 408 с.

8. Минеева Н. М. Певичная продукция планктона в водохранилищах Волги. Ярославль : Принтхаус, 2009. 279 с.

9. Одум Ю. Экология. Москва : Мир, 1986. Т. 1. 328 с.

10. Охапкин А. Г. Видовой состав фитопланктона как показатель условий существования в водотоках разного типа. *Ботан. журн*. 1998, №9. С. 1–13.

11. Охапкин А. Г. Сукцессия фитопланктона при евтрофировании и зарегулировании стока речных экосистем. *Ботан. журн*. 2002, №4. С. 84–94.

12. Петрова Н. А. Сукцессии фитопланктона при антропогенном евтрофировании больших озер. Ленинград : Наука, 1990. 200 с.

13. Радзимовський Д. О., Поліщук В. В. Планктон р. Прип’ять. Київ : Наук. думка, 1970. 211 с.

14. Шелюк Ю. С. Закономірності розвитку фітопланктону водних екосистем басейнів Прип’яті і Тетерева (Україна) : матеріали VIII зїзду

Гідроекологічного товариства України, присвяченого 110-річчю заснування Дніпровської біологічної станції (6–8 листопада 2019, м. Київ). Київ, 2019. С. 97–100.

15. Шелюк Ю. С. Концентрація хлорофілу *a* фітопланктону р. Тетерів та її динаміка. *Укр. ботан. журн*. 2009. 66, № 2. С. 264–271.

16. Casper S. J., Scheffler W., Augsten K., Peschke T. Some observations of the Stephanodiscus hantzschii-group (Bacillariophyta) in waters of the G. D. R. I. Stephanodiscus hantzschii and S. “tenuis” in lakes Wantow, Tollense, Hausse, and Bautzen Reservoir. *Arch. Protisten*. 1987. Bd 134. N 1. P. 17–34.

17. Falkowski P. G., Raven J. A. Aquatic photosynthesis. Oxford : Blackwell Scientific, 1997. P. 223.

18. Guminski S. Outline of history of studies of the effect of humic compounds on algae. *Oceanologia*. 1983. V. 17. P. 9–18.

19. Kalff J. Limnology: Inland water ecosystems. New Jersey : Prentice-Hall Inc., 2002. 592. p.

20. Mineeva N. M., Shchur L. A., Bondarenko N. A. Phytoplankton functioning in large freshwater systems differing in their resources. *Hydrobiol. J.* 48, N 5. 2012. P. 19–35).

21. Przelin B. B., Tilzer M. M., Schofield O., Haese C. The control of the production process of phytoplankton by the physical structure of the aquatic environment with spetial reference to its optical properties. *Aquatic Sciens*. 1991. Vol. 53, N 2/3. P. 65–77.

22. Reynolds C. S. Phytoplankton assemblages in reservoirs. Theoretical reservoir ecology and its application / ed. By J. G. Tundisi, M. Straskraba. Sao Carlos : Backhuys Publishers, 1999. P. 439–456.

23. Reynolds C. S. The Ecology of phytoplankton (Ecology, biodiversity and conservation). Cambridge : Cambridge University press, 2006. 550. p.

24. Stoermer E.F., Hakansson H. Stephanodiscus parvus: validation of the enigmatic and widely misconstued taxon. *Nova Hedwigia*. 1984. Bd 39. P. 497–511.

ВИСНОВКИ

На підставі аналізу таксономічного складу, інформаційного різноманіття, кількісних показників розвитку водоростевих угруповань планктону, первинної продукції і деструкції органічної речовини, їх часової та просторової динаміки встановлені основні закономірності формування і функціонування фітопланктону водних екосистем Полісся в градієнті залежності від антропогенного навантаження – від природних вод до істотно змінених і штучних водних об'єктів.

1. При різній забезпеченості енергетичними і мінеральними ресурсами фітопланктон різнотипних водних екосистем Полісся відрізняється за таксономічним багатством, інформаційним різноманіттям, складом домінантних комплексів. Загальний список водоростей, ідентифікованих у водоймах та водотоках басейнів Прип'яті і Тетерева включає 812 видів (877 в. в. т.), що належать до 15 класів, 43 порядків, 99 родин і 261 роду. Найвища середня кількість видів зустрічалася у водосховищах і зменшувалася в напрямку: водосховища → річки → кар'єри → озера. У досліджених водних об'єктах переважали зелені, діатомові, евгленові та синьозелені водорості.

2. Середня за вегетаційні сезони біомаса фітопланктону та валова первинна продукція знижувалися в напрямку: водосховища → річки → кар'єри → озера. Середні показники інтенсивності фотосинтезу у водних екосистемах були в межах 0,51±0,09–7,90±0,53 мг O_2/(дм^3·добу), деструкції органічної речовини – 0,55±0,0–4,62±0,46 мг O_2/(дм^3·добу). Внаслідок великих глибин і прозорості інтегральна первинна продукція була найвищою у водосховищах і кар'єрах.

3. Найвище інформаційного різноманіття властиве річковим екосистемам, його зменшення відбувається в напрямку: річки → водосховища → озера → кар'єри. Зростання вмісту загального азоту обумовлює зниження H_B у всіх

типах водних об'єктів (r=-0,36–-0,67), крім водосховищ, в яких величину інформаційного різноманіття визначає вміст фосфору фосфатів (r=-0,73).

4. Інтенсивність фотосинтезу у водоймах і водотоках Полісся залежать від вмісту загального азоту (r=0,21–0,77), фосфору фосфатів (r=0,52–0,54), сонячної радіації (r=0,32–0,58), температури води (r=0,18–0,56), кольоровості (у річках і озерах r=-0,35– -0,51, у водосховищах та кар'єрах r=0,71–0,78).

5. Ефективність утилізації сонячної енергії у водних екосистемах кожного типу визначалася інтенсивністю фотосинтезу (r=0,33–0,84), прозорістю вод (r=0,11–0,48), вмістом загального азоту (r=0,32–0,60).

6. Висока інтенсивність первинної продукції водоростевих угруповань із домінуванням зелених, діатомових, а також синьозелених і евгленових водоростей штучних водойм, які утворилися на місці затоплених кар'єрів із видобутку корисних копалин, є важливим механізмом сукцесії автотрофної ланки, яка зумовлює формування водних екосистем нового типу.

7. Підтримання позитивної направленості балансу органічної речовини ($\Sigma A/\Sigma R>1$) відносно неглибоких річок і водосховищ зумовлене великою оптичною глибиною цих водних об'єктів та інтенсивним прогрівом їх мілководь. У кар'єрах та озерах енергетичною субсидією, яка визначає позитивний баланс органічної речовини, є високий вміст біогенних елементів, зокрема загального азоту.

8. Рівень трофії більшості річок та водосховищ, визначений за первинною продукцією, вищий, ніж за біомасою фітопланктону, що пов'язано з переважанням у домінантних комплексах дрібноклітинних високопродуктивних видів водоростей, а також значними площами мілководних ділянок із властивою їм підвищеною швидкістю продукційних процесів.

9. У водних екосистемах з високим трофічним статусом відмічено зміщення максимумів біомаси і первинної продукції від весни-літа до кінця літа – початку осені, що обумовлено змінами в останні десятиріччя температури води і подовженням вегетаційного сезону.

10. Зі зростанням рівня трофії відбувається збільшення інтенсивності первинної продукції, деструкції органічної речовини й ефективності утилізації сонячної енергії, а також зміна абіотичних параметрів вод: прозорості, кольоровості, *pH*, вмісту розчиненого у воді кисню.

11. Продукційні процеси у водних екосистемах Полісся виконують середовищеутворюючу роль, зміщуючи *pH* у лужний бік (r=0,40–0,58), змінюючи їх газовий (це підтверджують коефіцієнти кореляції між вмістом розчиненого у воді кисню і первинною продукцією: r=0,50–0,68) та світловий режими (зв'язок інтенсивності фотосинтезу з прозорістю у річках і озерах прямий: r=0,44–0,58, у водосховищах і кар'єрах – зворотний: r= -0,51–-0,67).

12. У лентичних екосистемах переважають «молодші» сукцесійні стани в порівнянні з лотичними. Цьому сприяють високий вміст біогенних елементів, а у водосховищах і кар'єрах – ще й відносно короткий період їх існування.

Додаток А

СПИСОК НАУКОВИХ ПРАЦЬ, НАПИСАНИХ ЗА ТЕМОЮ ДИСЕРТАЦІЇ

Статті у фахових виданнях:

1.Shcherbak V. I., **Shelyuk Yu. S.** Primary production of phytoplankton and its correlation with biomass, Chlorophyll *a* content and algae species richness in a small river reservoir. *Hydrobiol. J.* 2008. Vol. 44, N 6. P. 3–12. (Збір матеріалу, обробка даних, написання статті)

2.**Шелюк Ю. С.** Кількісні характеристики розвитку фітопланктону р. Тетерів. *Вісник держ. агроекологічного ун-ту.* 2008. Вип. 1 (22). Житомир. С. 154–161.

3.**Шелюк Ю. С.** Екологічна характеристика фітопланктону Промислового водосховища (р. Тетерів). *Наукові записки Тернопільського нац. пед. ун-ту ім. В. Гнатюка*. Сер. Біологія. 2008. Вип. 3 (37). С. 177–179.

4.**Shelyuk Yu. S.** Relationship between the processes of production and decomposition as the index of the succession state of plankton communities of the ecosystem of the regulated river (on the example of the Teterev River). *Hydrobiol. J.* 2009. Vol. 54, N 3. P. 33–41.

5.**Шелюк Ю. С.** Концентрація хлорофілу *а* фітопланктону р. Тетерів та її динаміка. *Укр. ботан. журн*. 2009. 66, № 2. С. 264–271.

6.**Шелюк Ю. С.**, Щербак В. І. Екологічна характеристика фітопланктону водосховищ р. Тетерів. *Доповіді Національної академії наук України*. 2009. № 9. С. 205–208. (Ідея дослідження, збір матеріалу, обробка даних, написання статті)

7.**Шелюк Ю. С.**, Корнейчук Н. Н. Таксономическое разнообразие водорослевых сообществ р. Тетерев (Украина). *Альгология*. 2009. Т. 19, № 3. С. 284–293. (Збір матеріалу, обробка та аналіз даних, написання статті)

8.**Шелюк Ю. С.** Структурно-функціональна характеристика фітопланктону тетерівських водосховищ. *Наукові записки Тернопільського нац. пед. ун-ту ім. В. Гнатюка*. Сер. Біологія. 2010. 2 (43). С. 546–548.

9.**Шелюк Ю. С**., Корнейчук Н. Н. Стратегия сохранения биоразнообразия автотрофной компоненты речных экосистем Украинского Полесья. *Альгология* : материалы IV Международной конференции «Актуальные проблемы современной альгологии». Киев, 2012. С. 334–335. (Збір матеріалу, обробка даних, написання статті)

10. **Shelyuk Yu. S**. Phytoplankton structure and functioning in artificial water bodies of the town of Zhitomir. *Hydrobiol. J.* 2014. Vol. 50, N 4. P. 15–27.

11. Кравцова О.В., **Шелюк Ю. С.** Екологічна оцінка стану екосистем малих річок за біорізноманіттям та продукційними характеристиками водоростей. *Біологічні системи*: *Науковий вісник Чернівецького університету*. *Біологія*. Т. 7, Вип. 1. 2015. С. 113–118. (Ідея дослідження, збір матеріалу, обробка даних, участь у формулюванні висновків)

12. **Shelyuk Yu. S.** Long-term phytoplankton dynamics in the Denishi Reservoir (Ukraine). *Hydrobiol. J.* 2016. V. 52, N 4. P. 42–54.

13. Linnik P. N., Zhezherya T. P., **Shelyuk Yu. S.**, Zhezherya V. A. Peculiarities of chemical elements migration and phytoplankton development in the reservoirs of the Teterev River. *Hydrobiol. J.* 2016. V. 52, N 5. P. 93–107. (Ідея дослідження, участь в обробці та аналізі даних, участь у формулюванні висновків)

14. **Шелюк Ю. С.,** Щербак В. І., Рудюк Т. М. Вплив географічної зональності на різноманіття річкового фітопланктону. *Вісник Запорізького нац. ун-ту*. 2016. С. 148–155. (Ідея дослідження, збір матеріалу, обробка даних, написання статті)

15. **Shelyuk Yu. S.** The bio-indicative analysis of species composition of phytoplankton of the Pripyat River tributaries (Ukraine). *International Journal on Algae*. 2017. Vol. 19. P. 147–162.

16. **Shelyuk Yu. S.** Comparative assessment of the methods of determining phytoplankton production in water bodies differing in their trophic status and water velocity. *Hydrobiol. J*. 2017. V. 53, N 6. P. 37–48.

17. **Шелюк Ю. С.,** Гончаренко К. П. Просторово-часова динаміка різноманіття річкового фітопланктону за впливу антропогенних чинників (на прикладі р. Гнилоп'ять, басейн Дніпра). *Studia Biologica*. 2017. Т. 11, № 1. С. 85–92. (Ідея дослідження, збір матеріалу, обробка даних, узагальнення результатів і формулювання висновків)

18. **Шелюк Ю.**, Щербак В., Козин Ю. Піонерні сукцесії фітопланктону водойм антропогенного походження. *Науковий вісник Східноєвропейського нац. ун-ту ім. Лесі Українки. Сер. Біологічні науки*. 2017. № 7 (356). С. 109–115. (Збір матеріалу, обробка даних, написання статті)

19. **Shelyuk Yu. S.,** Shcherbak V. I. Phytoplankton structural and functional indices in the Rivers of the Pripyat' and Teterev basins. *Hydrobiol. J.* 2018. Vol. 54, N 3. P. 10–23. (Ідея дослідження, збір матеріалу, обробка даних, написання статті)

20. **Shelyuk Yu. S.** Regularities of primary production formation in river ecosystems (the basins of the Pripyat' and Teterev Rivers, Ukraine). *Hydrobiol. J.* 2019. Vol. 55, N 4. P. 38–54.

21. **Шелюк Ю. С.** Формирование потоков энергии в малых водохранилищах. *Гидробиол. журн*. 2019. Т. 55, № 6. С. 20–36.

22. **Шелюк Ю.**, Житова О., Курин Н. Особливості формування озерного фітопланктону. *Науковий вісник Східноєвропейського нац. ун-ту ім. Лесі Українки. Сер. Біологічні науки*. 2019. 4 (388). С. 17–23. (Ідея дослідження, участь у зборі матеріалу, обробка даних, написання статті)

В інших виданнях:

1. **Шелюк Ю. С.** Порівняльно-флористичний аналіз різноманіття фітопланктону малих річок. *Наукові записки Тернопільського нац. пед. ун-ту ім. В. Гнатюка*. Сер. Біологія. 2015 С. 3–4 (64). С. 78–82.

2. Боковенко І. І., **Шелюк Ю. С.** Еколого-географічна характеристика фітопланктону Житомирського водосховища. *Біологічні дослідження – 2015* : Збірник наукових праць. Житомир : ПП «Рута», 2015. С. 157–159. (Ідея дослідження, збір матеріалу, обробка даних, формулювання висновків)

3. Козин Ю. О., **Шелюк Ю. С.** Біоіндикаційний аналіз якості води річки Бобрівка (Житомирський район) за структурно-функціональними показниками розвитку фітопланктону. *Біологічні дослідження – 2015* : Збірник наукових праць. Житомир : ПП «Рута», 2015. С.180–182. (Ідея дослідження, збір матеріалу, обробка даних, формулювання висновків)

4. Комісарук Г. О., **Шелюк Ю. С.** Таксономічна структура фітопланктону р. Ікопоть (Хмельницька обл.). *Біологічні дослідження – 2015* : Збірник наукових праць. Житомир : ПП «Рута», 2015. С.182–184. (Ідея дослідження, збір матеріалу, обробка даних, формулювання висновків)

5. Кравцова О. В., **Шелюк Ю. С.** Склад та первинна продукція фітопланктону р. Крошенка (Житомирський р-н). *Біологічні дослідження – 2015* : Збірник наукових праць. Житомир : ПП «Рута», 2015. С.187–189. (Ідея дослідження, збір матеріалу, обробка даних, формулювання висновків)

6. Гончаренко К. П., **Шелюк Ю. С.** Склад і первинна продукція фітопланктону Бердичівського водосховища (р. Гнилоп'ять). *Біологічні дослідження – 2016* : Збірник наукових праць. Житомир : ПП «Рута», 2016. С. 104–105. (Ідея дослідження, збір, обробка, аналіз та узагальнення даних)

7. Патюк М. С., **Шелюк Ю. С**. Різноманіття фітопланктону р. Гуйва. *Біологічні дослідження – 2016* : Збірник наукових праць. Житомир : ПП «Рута», 2016. С. 104–105. (Ідея дослідження, збір матеріалу, обробка даних, формулювання висновків)

8. Гриневич В. С., **Шелюк Ю. С.** Різноманіття фітопланктону водно-болотного угіддя Горохівка (Овруцький р-н, Житомирська обл). *Біологічні дослідження – 2018* : Збірник наукових праць. Житомир : ПП «Рута», 2018. С. 171–172. (Ідея дослідження, участь у зборі матеріалу, обробка даних, формулювання висновків)

9. Боднар І. Ю., Шелюк Ю. С. Різноманіття фітопланктону р. Полква (Хмельницька область). *Біологічні дослідження – 2019* : Збірник наукових праць. Житомир : «Полісся», 2019. С. 144–146. (Ідея дослідження, участь у зборі матеріалу, обробка даних, написання статті)

Матеріали конференцій:

1. **Шелюк Ю. С.,** Винокурова М. В. Різноманіття фітопланктону річки Путятинка (басейн р. Тетерів). *Біологічні дослідження – 2010* : матеріали І наук.-практич. Всеукр. конф. молодих вчених та студентів (24 березня 2010, м. Житомир, форма участі очна). Житомир: Вид-во ЖДУ ім. І. Франка, 2010. С. 8–9. (Ідея дослідження, участь у зборі матеріалу, обробка даних, формулювання висновків)

2. **Шелюк Ю. С**., Винокурова М. В. , Юрик Л. О. Різноманіття фітопланктону р. Лісова (басейн р. Тетерів). *Україна наукова* : матеріали VII Всеукр. наук.-практич. інтернет-конф. (20–22 грудня 2010, м. Київ, форма участі заочна). Київ, 2010. С. 9–12. (Ідея дослідження, участь у зборі матеріалу, обробка даних, формулювання висновків)

3. Березюк О. М., **Шелюк Ю. С.** Особливості таксономічного складу водоростевих угруповань малих річок Житомирщини. *Біологічні дослідження 2012* : матеріали III наук.-практич. Всеукр. конф. молодих вчених та студентів (26 квітня 2012, м. Житомир, форма участі очна). Житомир : Вид-во ЖДУ ім. І. Франка, 2012. С. 102–104. (Ідея дослідження, участь у зборі матеріалу, обробка даних, написання статті)

4. Винокурова М. В., **Шелюк Ю. С.** Водоростеві угруповання антропогенно змінених річок м. Житомира. *Біологічні дослідження 2012* : матеріали III наук.-практич. Всеукр. конф. молодих вчених та студентів. (26 квітня 2012, м. Житомир, форма участі очна) Житомир : Вид-во ЖДУ ім. І. Франка, 2012. С. 123–125. (Ідея дослідження, участь у зборі матеріалу, обробка даних, формулювання висновків)

5. Іщук Р. А., **Шелюк Ю. С.** Склад та продукція фітопланктону р. Случ. *Біологічні дослідження 2012* : матеріали III наук.-практич. Всеукр. конф. молодих вчених та студентів (26 квітня 2012, м. Житомир, форма участі очна). Житомир : Вид-во ЖДУ ім. І. Франка, 2012. С. 120–123. (Збір, обробка та аналіз даних, формулювання висновків)

6. Козлов М. Ю., **Шелюк Ю. С.** Різноманіття фітопланктону річки Уж. *Біологічні дослідження 2012* : матеріали III наук.-практич. Всеукр. конф. молодих вчених та студентів (26 квітня 2012, м. Житомир, форма участі очна). Житомир : Вид-во ЖДУ ім. І. Франка, 2012. С. 105–107. (Збір, обробка та аналіз даних, формулювання висновків)

7. Пилипко М. М., **Шелюк Ю. С.** Різноманіття водоростей планктону піщаних кар'єрів м. Житомира. *Біологічні дослідження 2012* : матеріали III наук.-практич. Всеукр. конф. молодих вчених та студентів (26 квітня 2012, м. Житомир, форма участі очна). Житомир: Вид-во ЖДУ ім. І. Франка, 2012.С. 115–116. (Збір, обробка та аналіз даних, формулювання висновків)

8. Дмитрук М. М., **Шелюк Ю. С.** Кількісні показники розвитку водоростевих угруповань піщаних кар'єрів м. Житомира. *Біологічні дослідження – 2013* : матеріали IV наук.-практич. Всеукр. конф. для молодих учених та студентів (16–18 квітня 2013, м. Житомир, форма участі очна). Житомир : Вид-во ЖДУ ім. І. Франка, 2013. С. 30. (Збір, обробка та аналіз даних, формулювання висновків)

9. Клюско В. В., **Шелюк Ю. С.** Сукцесія фітопланктону Денишівського водосховища. *Біологічні дослідження – 2013* : матеріали IV наук.-практич. Всеукр. конф. для молодих учених та студентів (16–18 квітня 2013, м. Житомир, форма участі очна). Житомир: Вид-во ЖДУ ім. І. Франка, 2013. С. 42–43. (Збір, обробка та аналіз даних, формулювання висновків)

10. Козлов М. Ю., **Шелюк Ю. С.** Таксономічний склад фітопланктону малого озера антропогенного походження Цегельне (м. Коростень). *Біологічні дослідження – 2013* : матеріали IV наук.-практич. Всеукр. конф. для молодих учених та студентів (16–18 квітня 2013, м. Житомир, форма участі очна). Житомир : Вид-во ЖДУ ім. І. Франка, 2013. С. 41. (Ідея дослідження, участь у зборі матеріалу, обробка даних, формулювання висновків)

11. Кулиневич Т. В., **Шелюк Ю. С.** Водоростеві угруповання планктону річки Зелена. *Біологічні дослідження – 2013* : матеріали IV наук.-практич.

Всеукр. конф. для молодих учених та студентів (16–18 квітня 2013, м. Житомир, форма участі очна). Житомир : Вид-во ЖДУ ім. І. Франка, 2013. С. 44–45. (Збір, обробка та аналіз даних, формулювання висновків)

12. Мазур К. Ю., **Шелюк Ю. С.** Різноманіття фітопланктону р. Корчик (Рівненська область). *Біологічні дослідження – 2013* : матеріали IV наук.-практич. Всеукр. конф. для молодих учених та студентів (16–18 квітня 2013, м. Житомир, форма участі очна). Житомир : Вид-во ЖДУ ім. І. Франка, 2013. С. 47. (Збір, обробка та аналіз даних, формулювання висновків)

13. Некрашевич Ю. І., **Шелюк Ю. С.** Особливості структури та функціонування фітопланктону різнотипних водойм антропогенного походження Житомирщини. *Біологічні дослідження – 2013* : матеріали IV наук.-практич. Всеукр. конф. для молодих учених та студентів (16–18 квітня 2013, м. Житомир, форма участі очна). Житомир : Вид-во ЖДУ ім. І. Франка, 2013. С. 51–52. (Планування експерименту, збір матеріалу, узагальнення результатів)

14. Комісарук Г. О., **Шелюк Ю. С.** Різноманіття фітопланктону р. Деревичка (с. Хустівці Хмельницька обл.). Б*іологічні дослідження – 2014* : збірник наук. праць V Всеукр. наук.-практич. конф. молодих учених і студентів (4–5 березня 2014, м Житомир, форма участі очна). Житомир: Вид-во ЖДУ ім. І. Франка, 2014. С. 231–233. (Збір, обробка та аналіз даних, формулювання висновків)

15. Кравцова О. В., **Шелюк Ю. С.** Структурно-функціональна характеристика водоростевих угруповань планктону р. Коднянка (с. Пряжів, Житомирський р-н.). *Біологічні дослідження – 2014* : збірник наук. праць V Всеукр. наук.-практич. конф. молодих учених і студентів (4–5 березня 2014, м. Житомир, форма участі очна). Житомир : Вид-во ЖДУ ім. І. Франка, 2014. С. 235–38. (Планування експерименту, збір матеріалу, узагальнення результатів)

16. Мазур К. Ю., **Шелюк Ю. С.** Різноманіття фітопланктону кар’єру Морозівського (Рівненська область). *Біологічні дослідження – 2014* : збірник

наук. праць V Всеукр. наук.-практич. конф. молодих учених і студентів (4–5 березня 2014, м. Житомир, форма участі очна). Житомир : Вид-во ЖДУ ім. І. Франка, 2014. С. 241–243. (Планування експерименту, збір матеріалу, узагальнення результатів)

17. Хомутовська Н. А., **Шелюк Ю.С.** Різноманіття фітопланктону р. Уборть (с. Рудня-Хочинська Олевський р-н.). *Біологічні дослідження – 2014* : збірник наук. праць V Всеукр. наук.-практич. конф. молодих учених і студентів (4–5 березня 2014, м. Житомир, форма участі очна). Житомир : Вид-во ЖДУ ім. І. Франка, 2014. С. 257–259. (Збір, обробка та аналіз даних, формулювання висновків)

18. **Шелюк Ю. С.** Різноманіття фітопланктону річок м. Житомира. *Фундаментальні та прикладні дослідження в біології* : матеріали III Міжнародної наук. конф. студентів, аспірантів та молодих учених (24–27 лютого 2014, м. Донецьк, форма участі заочна). Донецьк : Вид-во «Ноулидж», 2014. С. 35–37.

19. Остапчук Л. С., **Шелюк Ю. С.** Різноманіття фітопланктону річки Бересток (Ємільчинський р-н). *Проблеми відтворення та охорони біорізноманіття України* : матеріали Всеукр. наук.-практич. конф. (16 квітня 2015, м. Полтава, форма участі заочна). Полтава : Астрая, 2015. С. 66–68. (Планування експерименту, збір матеріалу, узагальнення результатів)

20. Бугрик А. А., **Шелюк Ю. С.** Оцінка якості води р. Синявка за видовим складом фітопланктону. *Вода в харчовій промисловості* : матеріали VII Всеукр. наук.-практич. конф. молодих учених, аспірантів і студентів (26–27 квітня 2016, м. Одеса, форма участі очна). Одеса : ОНАХТ, 2016. С. 148–152. (Планування експерименту, збір матеріалу, узагальнення результатів)

21. **Шелюк Ю. С.**, Козин Ю. О. Оцінка екологічного стану екосистеми Соколовського кар’єру за різноманіттям фітопланктону. *Інтеграційна система освіти, науки і виробництва в сучасному інформаційному просторі* : матеріали III Міжнародної наук.-практич. конф. (19–20 травня 2016,

м. Тернопіль, форма участі заочна). Тернопіль : Крок, 2016. С. 91–93. (Збір, обробка та аналіз даних, формулювання висновків)

22. **Shelyuk Yu. S.** Phytoplankton development in small reservoirs. *VI International Conference advances in modern phycology* (15–17 May 2019, Kyiv, форма участі заочна). Kyiv : M.G. Kholodny Institute of Botany of NAS of Ukraine, 2019. С. 97–98.

23. **Шелюк Ю. С**., Михайленко К. В. Фітопланктон Дідового озера (басейн Прип'яті). *Водні і наземні екосистеми та збереження їх біорізноманіття – 2019* : матеріали наук.-практич. конф. (22–24 травня 2019, м. Житомир, форма участі очна). Житомир : вид-во ЖНАЕУ, 2019. С. 81–82. (Збір та обробка проб, аналіз матеріалу, підготовка до друку)

24. **Шелюк Ю. С.** Закономірності розвитку фітопланктону водних екосистем басейнів Прип'яті і Тетерева (Україна) : матеріали VIII з'їзду Гідроекологічного товариства України, присвяченого 110-річчю заснування Дніпровської біологічної станції (6–8 листопада 2019, м. Київ, форма участі очна). Київ, 2019. С. 97–100.

Додаток Б

Список видів водоростей планктону різнотипних водних об'єктів басейнів Прип'яті і Тетерева

Таксони	річки	водо-сховища	озера	кар'єри
1	2	3	4	5
CYANOPROCARYOTA				
CYANOPHYCEAE				
CHROOCOCCALES				
Synechococcaceae				
Cyanobium diatomicola (Geitler) Komárek, J.Kopecký & Cepák	–	–	–	+
Cyanodictyon reticulatum (Lemmermann) Geitler	–	–	–	+
Aphanothece clathrata West & G.S.West	–	–	–	+
Aphanothece salina Elenkin & A.N.Danilov	+	+	–	–
Aphanothece saxicola Nägeli	+	+	–	–
Aphanothece stagnina (Sprengel) A.Braun	+	+	–	+
Gloeothece linearis Nägeli	+	–	–	–
Gloeothece palea (Kützing) Nägeli	–	–	+	+
Rhabdogloea planctonica (Teiling) Komárek	+	–	+	–
Rhabdoderma lineare Schmidle & Lauterborn	+	+	+	+
Merismopediaceae				
Synechocystis aquatilis Sauvageau	–	–	–	+
Synechocystis salina Wislouch	–	–	–	+
Synechocystis septentrionalis Skuja	–	–	–	+
Aphanocapsa grevillei (Berkeley) Rabenhorst	–	+	–	+
Aphanocapsa incerta (Lemmermann) G.Cronberg & Komárek	+	–	–	–
Aphanocapsa muscicola (Meneghini) Wille	–	–	–	+
Aphanocapsa parasitica (Kützing) Komárek & Anagnostidis	–	–	–	+
Aphanocapsa parietina (Nägeli ex Kützing) Nägeli	+	–	–	–
Merismopedia glauca (Ehrenberg) Kützing	+	–	–	–
Merismopedia minima G.Beck	–	–	–	+
Merismopedia punctata Meyen	–	–	–	+
Merismopedia tenuissima Lemmermann	+	–	–	+
Cyanarcus hamiformis Pascher	–	–	–	+
Coelosphaerium dubium Grunow	–	–	–	+
Coelosphaerium kuetzingianum Nägeli	+	+	+	+

Продовж. табл. Б1

1	2	3	4	5
Coelomoron pusillum (Van Goor) Komárek	+	–	–	–
Snowella lacustris (Chodat) Komárek & Hindák	+	+	+	+
Snowella rosea (J.W.Snow) Elenkin	+	–	–	–
Woronichinia compacta (Lemmermann) Komárek & Hindák	+	+	–	–
Woronichinia naegeliana (Unger) Elenkin	+	+	–	+
Gomphosphaeria aponina Kützing	+	+	+	+
Microcystaceae				
Microcystis aeruginosa (Kützing) Kützing	+	+	+	+
Microcrocis gigas (Ryppowa) Komárek & Anagnostidis	+	+	–	–
Microcystis pulverea (H.C.Wood) Forti	+	+	+	+
Microcystis viridis (A.Braun) Lemmermann	+	–	–	+
Microcystis wesenbergii (Komárek) Komárek ex Komárek	+	–	–	–
Gloeocapsa alpina Nägeli	–	–	–	+
Gloeocapsa atrata Kützing	+	–	–	–
Gloeocapsa opaca Nägeli ex Kützing	–	–	–	+
Gloeocapsa rupestris Kützing	–	–	–	+
Eucapsis minor (Skuja) Elenkin	–	–	–	+
Chroococcaceae				
Gloeocapsopsis magma (Brébisson) Komárek & Anagnostidis ex Komárek	+	–	–	+
Chroococcus giganteus West	–	–	–	+
Chroococcus helveticus Nägeli	–	–	–	+
Chroococcus limneticus Lemmermann	+	–	–	+
Chroococcus minimus (Keissler) Lemmermann	+	–	–	+
Chroococcus minor (Kützing) Nägeli	–	–	+	–
Chroococcus turgidus (Kützing) Nägeli	–	–	–	+
Chroococcus vacuolatus Skuja	–	–	–	+
Pseudocapsa sphaerica (Proskina-Lavrenko) Kovácik	+	–	–	–
Entophysalidaceae				
Chlorogloea microcystoides Geitler	+	–	–	–
Chamaesiphonaceae				
Chamaesiphon polonicus (Rostafinski) Hansgirg	–	+	–	–
Chamaecalyx swirenkoi (Sirsov) Komárek & Anagnostidis	–	–	–	+
Hyellaceae				
Pleurocapsa minor Hansgirg	+	–	–	–
HORMOGONIOPHYCEAE				
OSCILLATORIALES				
Oscillatoriaceae				

Продовж. табл. Б1				
1	**2**	**3**	**4**	**5**
Lyngbya lutea Gomont ex Gomont	+	–	–	–
Lyngbya scottii Fritsch	–	+	–	–
Oscillatoria agardhii Gomont	–	+	–	+
Oscillatoria amoena Gomont	+	–	–	–
Oscillatoria amphibia C.Agardh ex Gomont	+	+	+	+
Oscillatoria geminata Schwabe ex Gomont	+	+	+	+
Oscillatoria gracilis Böcher	+	–	–	–
Oscillatoria granulata N.L.Gardner	–	–	–	+
Oscillatoria irrigua Kützing ex Gomont	+	–	–	–
Oscillatoria kuetzingiana Nägeli ex Gomont	+	–	–	–
Oscillatoria lacustris (Klebahn) Geitler	+	+	–	–
Oscillatoria limnetica Lemmermann	–	–	–	+
Oscillatoria limosa C.Agardh ex Gomont	+	–	–	–
Oscillatoria planctonica Woloszynska	+	+	+	+
Oscillatoria putrida Schmidle	–	–	–	+
Oscillatoria quadripunctulata Brühl & Biswas	+	–	–	–
Oscillatoria redekei Goor	+	+	–	–
Oscillatoria rupicola (Hansgirg) Hansgirg ex Forti	–	–	–	+
Oscillatoria sancta Kützing ex Gomont	+	–	–	–
Oscillatoria tenuis C.Agardh ex Gomont	–	+	–	–
Oscillatoria ucrainica Vladimirova	+	+	+	+
Oscillatoria sp.	+	–	–	–
Phormidium ambiguum Gomont	+	+	–	–
Phormidium ambiguum var. *majus* Lemmermann	–	+	–	–
Phormidium foveolarum Gomont	–	–	–	+
Phormidium subfuscum Kützing ex Gomontt	+	–	–	–
Spirulina laxa G.M.Smith	+	+	–	–
Spirulina major Kützing ex Gomont	+	+	–	–
Plectonemataceae				
Plectonema tomasinianum Bornet ex Gomont	–	–	+	–
NOSTOCALES				
Anabaenaceae				
Anabaena affinis Lemmermann	+	+	–	–
Anabaena flos-aquae Brébisson ex Bornet & Flauhault	+	+	+	+
Anabaena hassallii Wittrock ex Lemmermann	+	+	–	+
Anabaena scheremetieviae Elenkin	+	+	+	–
Anabaena spiroides Klebahn	–	–	–	+
Anabaena variabilis Kützing ex Bornet & Flahault	+	–	–	+
Cylindrospermum licheniforme Kützing ex Bornet & Flahault	–	–	–	+
Aphanizomenonaceae–				

Продовж. табл. Б1				
1	**2**	**3**	**4**	**5**
Aphanizomenon elenkinii Kisselev	+	+	–	
Aphanizomenon flos-aquae Ralfs ex Bornet & Flahault	+	+	+	+
Nostocaceae				
Nostoc cuticulare Bornet & Flahault	–	–	–	+
Nostoc punctiforme Hariot	–	–	–	+
Rivulariaceae				
Calothrix clavata G.S.West	–	+	–	–
Calothrix elenkinii Kossinskaja	–	+	–	–
Calothrix kossinskajae Poljansky	+	+	–	–
Rivularia aquatica De Wildeman	–	–	–	+
STIGONEMATALES				
Stigonemataceae				
Hapalosiphon fontinalis Bornet	–	–	–	+
Hapalosiphon fontinalis f. *totalateriramosa* N. Kondrat.	–	–	–	+
EUGLENOPHYTA				
EUGLENPHYCEAE				
EUGLENALES				
Euglenaceae				
Astasia applanata Pringsheim	+	–	–	–
Astasia curvata (G.A.Klebs) G.A.Klebs	+	–	–	–
Astasia granulata Pringsheim	+	–	–	–
Astasia harrisii Pringsheim	+	–	–	–
Astasia inflata Dujardin	+	–	–	–
Astasia klebsii Lemmermann	+	–	–	–
Astasia longa Pringsheim	+	–	–	+
Astasia oblonga Skvortzow	+	–	–	–
Astasia parva Pringsheim	+	–	–	+
Astasia praecompleta Skuja	–	+	–	–
Astasia skadowskii Korshikov	+	–	–	–
Astasia torta Pringsheim	+	–	–	–
Euglena acus (O.F.Müller) Ehrenberg	+	+	–	+
Euglena acus var. *minor* Hansgirg	–	+	–	–
Euglena caudata E.F.W.Hübner	+	+	–	–
Euglena caudata var. *minor* Deflandre	+	+	–	–
Euglena clara Skuja	+	+	+	+
Euglena convoluta Korshikov	+	+	–	–
Euglena deses Ehrenberg	+	–	–	–
Euglena ehrenbergii G.A.Klebs	+	–	–	–
Euglena elenkinii G.I.Poljansky	+	–	–	–
Euglena gaumei Allorge & Lefèvre	+	–	–	–
Euglena geniculata var. *terricola* P.A.Dangeard	+	–	–	–

Продовж. табл. Б1				
1	**2**	**3**	**4**	**5**
Euglena gracilis G.A.Klebs	+	+	–	+
Euglena granulata (G.A.Klebs) F.Schmitz	+	–	–	+
Euglena hemichromata Skuja	+	–	–	–
Euglena limnophila Lemmermann	+	–	–	–
Euglena limnophila var. *swirenkoi* (Arnoldi) T.G.Popova	+	–	–	–
Euglena matvienkoi T.G.Popova	–	–	–	+
Euglena minima Francé	+	–	–	–
Euglena obtusa F.Schmitz	+	–	–	+
Euglena oxyuris Schmarda	+	+	–	–
Euglena pascheri Swirenko	+	–	–	–
Euglena pisciformis Klebs	+	+	–	+
Euglena polymorpha P.A.Dangeard	+	–	–	–
Euglena proxima P.A.Dangeard	–	+	–	–
Euglena spathirhyncha Skuja	+	+	–	–
Euglena splendens P.A.Dangeard	+	–	–	+
Euglena texta (Dujardin) Hübner	+	–	–	–
Euglena tripteris (Dujardin) G.A.Klebs	+	–	–	–
Euglena vagans Deflandre	+	–	–	–
Euglena variabilis G.A.Klebs	+	–	+	–
Euglena viridis (O.F.Müller) Ehrenberg	+	+	–	+
Lepocinclis fusiformis (H.J.Carter) Lemmermann	–	+	+	+
Lepocinclis fusiformis var. *minor* Chu	+	+	+	–
Lepocinclis glabra Drezepolski	–	–	–	+
Lepocinclis globosa Francè	+	+	+	–
Lepocinclis globulus Perty	+	–	–	+
Lepocinclis longistriata var. *papilla* Chu	+	+	+	+
Lepocinclis ovum var. *discifera* Conrad	+	–	–	+
Lepocinclis ovum var. *fominii* Roll	–	–	–	+
Lepocinclis ovum f. *minor* Woronichin	+	–	–	–
Lepocinclis ovum var. *ovata* Swirenko	+	–	–	–
Lepocinclis ovum (Ehrenberg) Lemmermann	+	+	+	+
Lepocinclis ovum var. *palatina* Lemmermann	+	+	–	–
Lepocinclis playfairiana (Deflandre) Deflandre	+	–	+	+
Lepocinclis spirogyra Korshikov	+	–	–	–
Lepocinclis steinii (Lemmermann) Lemmermann	+	–	–	+
Phacus abruptus Korsikov	+	–	–	–
Phacus acuminatus Stokes	+	–	–	–
Phacus agilis Skuja	+	–	–	–
Phacus angustus Drezepolski	+	–	–	–
Phacus ankylonoton Pochmann	+	–	–	–
Phacus caudatus Hübner	–	+	+	–

Продовж. табл. Б1				
1	**2**	**3**	**4**	**5**
Phacus caudatus var. *tenuis* Svirenko	+	–	+	–
Phacus cylindraceus T.G.Popova	+	–	–	–
Phacus dangeardii Lemmermann	+	–	–	–
Phacus hispidulus (K.E.Eichwald) Klebs	+	–	–	–
Phacus indicus Skvortzov	+	–	–	–
Phacus lismorensis Playfair	+	–	–	–
Phacus longicauda (Ehrenberg) Dujardin	–	–	+	–
Phacus longicauda var. *tortus* Lemmermann	+	–	+	–
Phacus longicauda f. *vix-tortus* Kiselev	–	+	–	+
Phacus longicauda var. *major* Swirenko	+	–	–	–
Phacus megalopsis Pochmann	+	–	–	–
Phacus mirabilis Pochmann	+	–	–	–
Phacus nannos Pochmann	–	–	–	+
Phacus onyx Pochmann	–	–	–	+
Phacus orbicularis K.Hübner	+	–	–	+
Phacus orbicularis var. *caudatus* Skvortzov	+	+	–	–
Phacus oscillans G.A.Klebs	+	–	–	–
Phacus ovalis (Woronichin) Popowa	+	–	–	–
Phacus papillaris Srawinski	+	–	–	–
Phacus parvulus G.A.Klebs	+	–	–	–
Phacus pleuronectes var. *hyalinus* Klebs	+	–	–	–
Phacus pleuronectes (O.F.Müller) Nitzsch ex Dujardin	+	–	–	–
Phacus raciborskii Drezepolski	+	–	–	–
Phacus setosus Francè	+	–	–	–
Phacus skujae Skvortzov	+	–	–	–
Phacus splendens Pochmann	+	+	–	+
Phacus striatus Francè	+	–	–	+
Phacus swirenkoi Skvortzov	+	–	–	–
Phacus undulatus (Skvortzov) Pochmann	–	+	–	–
Phacus unguis Pochmann	+	–	–	–
Phacus zmievicus Dedusenko-Stregoleva	+	–	–	–
Phacus sp.	+	–	–	–
Strombomonas acuminata (Schmarda) Deflandre	+	–	–	–
Strombomonas ensifera (Daday) Deflandre	+	–	–	–
Strombomonas fluviatilis (Lemmermann) Deflandre	–	–	–	+
Strombomonas planctonica (Woloszynska) T.G.Popova	+	–	–	–
Strombomonas tambowika (Svirenko) Deflandre	+	–	–	–
Strombomonas urceolata (A.C.Stokes) Deflandre	–	+	–	–
Trachelomonas abrupta var. arcuata (Playfair) Deflandre	–	+	–	+
Trachelomonas abrupta var. *minor* Deflandre	+	–	–	+
Trachelomonas armata (Ehrenberg) F.Stein	+	+	–	–

Продовж. табл. Б1				
1	**2**	**3**	**4**	**5**
Trachelomonas armata var. *echinata* (A.M.Cunha) T.G.Popova	+	+	–	+
Trachelomonas caudata (Ehrenberg) F.Stein	+	–	–	+
Trachelomonas candata var. *aculeata* Asaul	–	–	–	+
Trachelomonas cervicula A.C.Stokes	+	–	–	+
Trachelomonas charkowiensis Svirenko	–	+	+	–
Trachelomonas curta A.M.Cunha	+	+	–	–
Trachelomonas curta f. *punctata* (Skvortzov) T.G.Popova	+	–	–	–
Trachelomonas cylindrica Ehrenberg	+	–	–	–
Trachelomonas dubia Svirenko	+	–	–	–
Trachelomonas euchlora (Ehrenberg) Lemmermann	–	–	–	+
Trachelomonas fusiformis A.C.Stokes	+	–	–	–
Trachelomonas globularis (Averintsev) Lemmermann	+	–	–	+
Trachelomonas granulata Svirenko	–	+	–	–
Trachelomonas granulosa Playfair	–	–	–	+
Trachelomonas hispida var. *acuminata* Deflandre	–	+	–	–
Trachelomonas hispida var. *coronata* Lemmermann	+	+	–	–
Trachelomonas hispida var. *crenulatocollis* (Maskell) Lemmermann	+	+	–	–
Trachelomonas hispida var. *duplex* Deflandre	+	–	–	–
Trachelomonas hispida var. *granulata* Playfair	+	–	–	–
Trachelomonas hispida (Perty) F.Stein	+	+	+	+
Trachelomonas hispida var. *macropunctata* Skvortzov	+	+	–	–
Trachelomonas hispida var. volicensis Drezepolski	–	+	–	–
Trachelomonas horrida T.C.Palmer	+	–	–	–
Trachelomonas incerta Lemmermann	+	–	–	+
Trachelomonas intermedia P.A.Dangeard	+	+	+	+
Trachelomonas komarowii Skvortzov	+	–	–	–
Trachelomonas lacustris Drezepolski	+	+	–	+
Trachelomonas lefevrei Deflandre	–	–	–	+
Trachelomonas manginii Deflandre	+	–	–	–
Trachelomonas oblonga var. *australica* Playfair	+	–	–	–
Trachelomonas oblonga Lemmermann	+	+	–	+
Trachelomonas omphalon Drezepolski	–	+	–	–
Trachelomonas ornata Skvortzov	+	+	+	+
Trachelomonas palmeri (Drezepolski) Deflandre	–	–	–	+
Trachelomonas perforata Averintsev	–	–	–	+
Trachelomonas planctonica f. *oblonga* (Drezepolski) T.G.Popova	+	–	–	–
Trachelomonas planctonica Svirenko	+	+	+	–

Продовж. табл. Б1				
1	**2**	**3**	**4**	**5**
Trachelomonas planctonica var. *scabra* (Playfair) Skvortzov	+	–	–	–
Trachelomonas polessica Asaul	–	+	–	–
Trachelomonas pseudobulla Svirenko	+	–	–	–
Trachelomonas rotunda Svirenko	–	–	+	–
Trachelomonas rotunda var. *collaris* (Skvortzov) T.G.Popova	–	+	–	–
Trachelomonas scabra Playfair	+	+	–	–
Trachelomonas superba Svirenko	+	+	+	–
Trachelomonas teres Maskell	+	–	–	–
Trachelomonas verrucosa A.C.Stokes	+	–	–	–
Trachelomonas volvocina var. *compressa* Drezepolski	+	+	–	–
Trachelomonas volvocina var. *coronata* Drezepolski	–	–	+	+
Trachelomonas volvocina var. *granulosa* Playfair	+	+	–	–
Trachelomonas volvocina var. *derephora* W.Conrad	+	+	+	–
Trachelomonas volvocina var. *papillata* Lemmermann	+	+	–	–
Trachelomonas volvocina var. *papillato-punctata* Skvortzov	+	–	–	–
Trachelomonas volvocina f. *punctata* Schlenker	–	+	–	–
Trachelomonas volvocina (Ehrenberg) Ehrenberg	+	+	+	+
Trachelomonas volvocinopsis Svirenko	+	–	–	–
Trachelomonas volvocinopsis var. *punctata* (Skvortzov) Bourrelly	+	+	–	+
Trachelomonas wermelii Skvortzow	+	–	–	–
Trachelomonas woycickii Koczwara	+	–	–	–
Trachelomonas zuberi Koczwara	+	–	–	–
PERANEMATALES				
Peranemataceae				
Heteronema acus (Ehrenberg) F.Stein	+	–	–	–
Peranema macromastix Conrad	+	–	–	–
Peranema ovale Lackey	+	–	–	–
Petalomonadaceae				
Petalomonas irregularis Skuja	+	–	–	–
Sphenomonas quadrangularis F.Stein	–	–	–	+
CHRYSOPHYTA				
CHRYSOPHYCEAE				
CHROMULINALES				
Chromulinaceae				
Chromulina commutata Pascher	+	+	–	+
Chromulina freiburgensis Doflein	+	–	–	–
Chromulina nebulosa Cienkowski	–	–	+	–

Продовж. табл. Б1				
1	**2**	**3**	**4**	**5**
Chromulina nitens Skuja	+	–	–	–
Chromulina ovalis Klebs	+	–	–	+
Chromulina pascheri Hofeneder	+	–	–	+
Chromulina rosanoffii (Woronin) Blochmann	+	+	+	+
Chromulina sp.	+	–	–	–
Chrysococcaceae				
Chrysococcus biporus Skuja	+	–	–	–
Chrysococcus elegans (Doflein) Bourrelly	–	–	–	+
Chrysococcus rufescens G.A. Klebs	+	+	+	+
Chrysococcus rufescens var. *compressa* Skuja	–	+	–	–
Kephyrion boreale Skuja	+	+	–	+
Kephyrion circumvallatum (Schiller) Bourrelly	–	+	–	–
Kephyrion densatum (G.Schmid) Bourrelly	+	+	–	+
Kephyrion laticollis (Conrad) Bourrelly	+	+	–	–
Kephyrion moniliferum (Gerlinde Schmid) Bourrelly	+	+	–	–
Kephyrion ovum Pascher	+	+	–	–
Kephyrion rubri-claustri Conrad	+	+	+	–
Kephyrion schmidii Bourrelly	+	–	–	–
Kephyrion sitta Pascher	–	+	–	–
Lepochromulina calyx Scherffel	–	+	–	–
OCHROMONADALES				
Dinobryonaceae				
Dinobryon bavaricum Imhof	+	–	–	–
Dinobryon belingii Svirenko	+	+	–	–
Dinobryon cylindricum O.E.Imhof	+	–	–	+
Dinobryon cylindricum var. *palustre* Lemmermann	+	–	–	–
Dinobryon divergens O.E.Imhof	+	–	+	+
Dinobryon sociale (Ehrenberg) Ehrenberg	+	–	–	–
Dinobryon spirale Iwanoff	+	–	–	–
Epipyxis cylindrica (L.Reverdin) D.K.Hilliard & B.C.Asmund	+	–	–	–
Epipyxis utriculus var. *pusillus* Averintsev	+	–	–	–
Pseudokephyrion conicum Schiller	+	+	–	–
Pseudokephyrion cyclindricum (Lackey) Bourrelly	+	–	–	–
Pseudokephyrion ellipsoideum (Pascher) Conrad	–	+	–	–
Pseudokephyrion entzii W.Conrad	+	–	–	–
Pseudokephyrion latum (Schiller) Gerlinde Schmid	+	+	–	–
Pseudokephyrion ovum (Pascher & Ruttner) Conrad	+	+	+	+
Pseudokephyrion pilidium Schiller	+	+	–	–
Pseudokephyrion poculum W.Conrad	+	+	+	–
Pseudokephyrion ruttneri (Schiller) Gerlinde Schmidt	+	–	–	–

Продовж. табл. Б1				
1	**2**	**3**	**4**	**5**
Pseudokephyrion schilleri Conrad	+	+	–	–
Pseudokephyrion undulatissimum Scherffel	+	–	–	–
Ochromonadaceae				
Uroglena botrys (Pascher) Conrad	–	–	+	–
Uroglena europaea (Pascher) Skuja	–	–	+	–
Uroglena glabra O.M.Matvienko	+	–	–	–
Synuraceae				
Mallomonas akrokomos Ruttner	–	–	–	+
Synura lapponica Skuja	+	+	+	–
XANTHOPHYTA				
XANTHOPHYCEAE				
MISCHOCOCCALES				
Pleurochloridaceae				
Goniochloris fallax Fott	+	+	+	–
Goniochloris mutica (A.Braun) Fott	+	–	–	–
Goniochloris parvula Pascher	+	+	–	–
Goniochloris smithii (Bourrelly) Fott	+	–	–	–
Tetraëdriella spinigera Skuja	+	+	+	–
Tetraplektron torsum (W.B.Turner) Dedusenko-Shchegoleva	+	–	–	–
BACILLARIOPHYTA				
COSCINODISCOPHYCEAE				
MELOSIRALES				
Melosiraceae				
Melosira undulata (Ehrenberg) Kützing	+	–	–	+
Melosira varians C.Agardh	+	–	–	+
AULACOSEIRALES				
Aulacoseiraceae				
Aulacoseira alpigena (Grunow) Krammer	+	+	+	–
Aulacoseira distans (Ehrenberg) Simonsen	+	+	–	–
Aulacoseira granulata (Ehrenberg) Simonsen	+	+	+	+
Aulacoseira islandica (O.Müller) Simonsen	+	–	–	–
Aulacoseira italica (Ehrenberg) Simonsen	+	+	+	+
Aulacoseira valida (Grunow) Krammer	–	–	–	+
RHIZOSOLENIALES				
Rhizosoleniaceae				
Urosolenia eriensis (H.L.Smith) Round & R.M.Crawford	+	–	–	–
Urosolenia eriensis var. *morsa* (West & G.S.West) Poulin	+	–	–	–
MEDIOPHYCEAE				
THALASSIOSIRALES				
Thalassiosiraceae				

Продовж. табл. Б1				
1	**2**	**3**	**4**	**5**
Thalassiosira hyperborea var. septentrionalis (Grunow) G.R.Hasle	+	–	–	–
Stephanodiscaceae				
Cyclostephanos delicatus (Genkel) S.J.Casper & W.Scheffler	+	–	–	–
Stephanodiscus hantzschii Grunow	+	+	+	+
Stephanodiscus parvus Stoermer & Håkansson	+	+	–	–
Stephanodiscus rotula (Kützing) Hendey	+	–	+	+
Cyclotella antiqua W.Smith	+	–	–	–
Cyclotella bodanica Eulenstein ex Grunow	+	+	+	+
Cyclotella caspia Grunow	+	+	–	–
Cyclotella meneghiniana Kützing	+	+	+	+
Cyclotella planctonica Brunnthaler	–	–	–	+
Cyclotella radiosa (Grunow) Lemmermann	+	–	–	+
Cyclotella stelligera (Cleve & Grunow) Van Heurck	+	+	+	+
Cyclotella striata (Kützing) Grunow	+	–	–	+
Cyclostephanos dubius (Hustedt) Round	+	–	–	+
BACILLARIOPHYCEAE				
FRAGILARIALES				
Fragilariaceae				
Fragilaria arcus (Ehrenberg) Cleve	+	–	–	+
Fragilaria capucina var. rumpens (Kützing) Lange-Bertalot ex Bukhtiyarova	+	–	–	+
Fragilaria constricta Ehrenberg	+	–	–	–
Fragilaria crotonensis Kitton	+	+	+	+
Fragilaria nanana Lange-Bertalot	+	–	–	+
Fragilaria tenera (W.Smith) Lange-Bertalot	+	+	–	+
Fragilaria vaucheriae (Kützing) J.B.Petersen	+	–	–	–
Asterionella formosa Hassall	+	+	–	–
Staurosirella berolinensis (Lemmermann) Bukhtiyarova	+	+	+	–
Fragilariforma virescens (Ralfs) D.M.Williams & Round	+	+	+	+
Fragilariforma virescens var. *elliptica* Hustedt	+	–	–	–
Fragilariforma virescens var. *oblongella* (Grunow) E.Y.Haworth & M.G.Kelly	+	–	–	–
Ctenophora pulchella (Ralfs ex Kützing) D.M.Williams & Round	+	–	–	–
Synedra acus Kützing	+	–	–	+
Synedra capitata Ehrenberg	+	+	–	+
Synedra famelica Kützing	+	+	–	+
Synedra ulna (Nitzsch) Ehrenberg	+	+	+	+
Catacombas gaillonii (Bory) D.M.Williams & Round	+	–	–	–
Tabularia fasciculata (C.Agardh) D.M.Williams & Round	+	+	–	+

Продовж. табл. Б1				
1	**2**	**3**	**4**	**5**
Diatoma anceps (Ehrenberg) Kirchner	–	–	–	+
Diatoma elongata (Lyngbye) C.Agardh	+	–	–	–
Diatoma mesodon (Ehrenberg) Kützing	+	–	–	–
Diatoma tenuis C.Agardh	–	–	–	+
Diatoma vulgaris var. *brevis* Grunow	+	–	–	–
Diatoma vulgaris var. *linearis* Grunow	–	–	–	+
Diatoma vulgaris var. *ovalis* (Fricke) Hustedt	+	–	–	–
Diatoma vulgaris var. *vulgaris* Bory	+	+	+	+
Meridion circulare (Greville) C.Agardh	+	+	+	+
Meridion circulare var. *constrictum* (Ralfs) Van Heurck	+	–	–	–
Tabellariales				
Tabellariacea				
Tabellaria fenestrata (Lyngb.) Kütz.	+	–	+	+
Tabellaria flocculosa (Roth) Kützing	–	–	–	+
EUNOTIALES				
Eunotiaceae				
Eunotia bilunaris (Ehrenberg) Schaarschmidt	–	–	+	–
Eunotia flexuosa (Brébisson ex Kützing) Kützing	–	–	+	–
Eunotia monodon Ehrenberg	+	–	–	–
Eunotia praerupta Ehrenberg	–	–	–	+
Eunotia sibirica Ehrenberg	–	–	+	–
Eunotia tenella (Grunow) Hustedt	+	–	+	+
LYRELLALES				
Lyrellaceae				
Petroneis humerosa (Brébisson ex W.Smith) Stickle & D.G.Mann	–	–	–	+
MASTOGLOIALES				
Mastogloiaceae				
Mastogloia angulata F.W.Lewis	–	–	–	+
Mastogloia elliptica (C.Agardh) Cleve	+	–	–	–
Mastogloia smithii Thwaites ex W.Smith	+	–	–	–
CYMBELLALES				
Rhoicospheniaceae				
Rhoicosphenia abbreviata (C.Agardh) Lange-Bertalot	+	–	–	+
Cymbellaceae				
Placoneis dicephala (Ehrenberg) Mereschkowsky	+	–	–	–
Placoneis exigua (W.Gregory) Mereschkovsky	+	–	–	–
Placoneis gastrum (Ehrenberg) Mereschkowsky	+	+	–	–
Placoneis placentula var. *lanceolata* (Grunow) Aboal	+	+	–	–
Placoneis placentula Heinzerling	+	+	–	–
Cymbella affinis Kützing	+	+	+	+

Продовж. табл. Б1

1	2	3	4	5
Cymbella angustata (W.Smith) Cleve	+	–	–	–
Cymbella aspera (Ehrenberg) Cleve	–	+	–	–
Cymbella cymbiformis C.Agardh	+	+	–	–
Cymbella helvetica Kützing	+	–	–	–
Cymbella hebridica (Grunow ex Cleve) Cleve	+	–	–	–
Cymbella hustedtii Krasske	–	–	+	–
Cymbella laevis Nägeli	–	–	–	+
Cymbella cistula (Ehrenberg) O.Kirchner	–	–	–	+
Cymbella pusilla Grunow	–	–	+	–
Cymbella tumidula Grunow	+	+	+	+
Encyonema elginense (Krammer) D.G.Mann	–	+	–	+
Encyonema neogracile Krammer	+	–	–	–
Encyonema perpusillum (Cleve-Euler) D.G.Mann	–	–	–	+
Encyonema prostratum (Berkeley) Kützing	–	–	–	+
Encyonema silesiacum (Bleisch) D.G.Mann	+	+	+	+
Encyonopsis aequalis (W.Smith) Krammer	+	+	–	–
Gomphonemataceae				
Gomphonema acuminatum Ehrenberg	+	–	+	+
Gomphonema truncatum Ehrenberg	+	–	–	–
Gomphonema gracile Ehrenberg	+	–	–	–
Gomphoneis olivaceum (Hustedt) Aysel, nom. inval.	–	–	–	–
ACHNANTHALES				
Achnanthaceae				
Achnanthes brevipes C.Agardh.	+	–	–	–
Achnanthes coarctata (Brébisson ex W.Smith) Grunow	+	–	–	+
Achnanthes conspicua var. *brevistriata* Hustedt	+	+	–	–
Achnanthes inflata (Kützing) Grunow	+	–	–	–
Achnanthes nodosa Cleve	+	–	–	–
Achnanthes striata Skvortzov & C.I.Meyer	+	–	–	–
Lemnicola hungarica (Grunow) Round & Basson	+	–	–	–
Planothidium hauckianum (Grunow) Bukhtiyarova	+	–	–	–
Planothidium lanceolatum (Brébisson ex Kützing) Lange-Bertalot	+	+	+	–
Rossithidium lineare (W.Smith) Round & Bukhtiyarova	+	+	+	+
Cocconeidaceae				
Cocconeis disculus (Schumann) Cleve	+	–	–	+
Cocconeis maxima (Grunow) H.Peragallo & M.Peragallo	–	–	–	+
Cocconeis neodiminuta Krammer	–	–	–	+
Cocconeis pediculus Ehrenberg	+	–	–	+
Cocconeis placentula var. *lineata* (Ehrenberg) Van Heurck	+	+	–	–

Продовж. табл. Б1				
1	**2**	**3**	**4**	**5**
Cocconeis placentula var. *placentula* Ehrenberg	+	+	+	+
Cocconeis scutellum Ehrenberg	+	–	–	+
Achnanthidiaceae				
Achnanthidium affine (Grunow) Czarnecki	+	–	–	–
Achnanthidium minutissimum (Kützing) Czarnecki	+	–	–	+
NAVICULALES				
Berkeleyaceae				
Parlibellus delognei (Van Heurck) E.J.Cox	+	–	–	–
Diadesmidaceae				
Diadesmis gallica W.Smith	+	–	–	–
Luticola mutica (Kützing) D.G.Mann	+	–	–	–
Amphipleuraceae				
Frustulia amphipleuroides (Grunow) Cleve-Euler	+	–	–	+
Frustulia crassinervia (Brébisson ex W.Smith) Lange-Bertalot & Krammer	–	–	–	+
Frustulia krammeri Lange-Bert. et Metzeltin	–	–	–	+
Neidiaceae				
Neidium affine (Ehrenberg) Pfitzer	+	–	–	–
Neidium ampliatum (Ehrenberg) Krammer	+	–	–	–
Neidium dubium (Ehenberg) Cleve	–	–	–	+
Neidium iridis (Ehrenberg) Cleve	+	+	–	–
Neidium productum (W.Smith) Cleve	–	–	–	+
Sellaphoraceae				
Sellaphora bacillum (Ehrenberg) D.G.Mann	+	–	–	+
Sellaphora pupula (Kützing) Mereschkovsky	–	+	–	+
Sellaphora pupula var. *rostrata* (Hustedt) Aboal	+	–	–	–
Sellaphora rectangularis (W.Gregory) Lange-Bertalot & Metzeltin	+	–	–	–
Sellaphora seminulum (Grunow) D.G.Mann	–	–	–	+
Fallacia pygmaea (Kützing) Stickle & D.G.Mann	+	–	–	+
Pinnulariaceae				
Pinnularia appendiculata (C.Agardh) Schaarschmidt	–	–	–	+
Pinnularia appendiculata var. *intermedia* M.Hirano	–	–	–	+
Pinnularia borealis Ehrenberg	+	–	–	–
Pinnularia brauniana (Grunow) Studnicka	+	–	–	–
Pinnularia elegans (W.Smith) Krammer	+	–	–	–
Pinnularia gentilis (Donkin) Cleve	+	–	–	–
Pinnularia hemiptera (Kützing) Rabenhorst	+	–	–	–
Pinnularia lata (Brébisson) W.Smith	+	+	–	–
Pinnularia microstauron (Ehrenberg) Cleve	+	+	–	+
Pinnularia neomajor Krammer	–	–	–	+

Продовж. табл. Б1				
1	**2**	**3**	**4**	**5**
Pinnularia oriunda Krammer	+	–	–	–
Pinnularia ovata Krammer	+	–	–	–
Pinnularia rangoonensis Grunow ex Cleve	–	–	–	+
Pinnularia subcapitata W.Gregory	–	–	–	+
Pinnularia tabellaria Ehrenberg	–	–	–	+
Pinnularia viridis (Nitzsch) Ehrenberg	+	–	–	+
Caloneis obtusa (W.Smith) Cleve	+	–	–	–
Caloneis sublinearis (Grunow) Krammer	+	–	–	–
Diploneidaceae				
Diploneis ovalis (Hilse) Cleve	+	–	–	–
Naviculaceae				
Decussata placenta (Ehrenberg) Lange-Bertalot & Metzeltin	–	–	–	+
Fistulifera pelliculosa (Kützing) Lange-Bertalot	–	–	–	+
Hippodonta capitata (Ehrenberg) Lange-Bertalot, Metzeltin & Witkowski	+	+	–	–
Hippodonta costulata (Grunow) Lange-Bertalot, Metzeltin & Witkowski	+	+	–	–
Hippodonta hungarica (Grunow) Lange-Bertalot, Metzeltin & Witkowski	+	+	–	–
Hippodonta luneburgensis (Grunow) Lange-Bertalot, Metzeltin & A.Witkowski	+	+	+	–
Mayamae atomus (Kütz.) Lange-Bert.	+	–	–	+
Navicula absoluta Hustedt	+	–	–	–
Navicula amphibola Cleve	+	–	–	–
Navicula angusta Grunow	+	–	–	–
Navicula capitatoradiata H.Germain ex Gasse	+	+	–	+
Navicula cari Ehrenberg	–	–	+	–
Navicula cincta (Ehrenberg) Ralfs	+	–	–	+
Navicula concentrica J.R.Carter	+	–	–	+
Navicula crucicula (W.Smith) Donkin	+	–	–	–
Navicula diluviana Krasske	+	–	+	–
Navicula gregaria Donkin	+	+	+	+
Navicula lanceolata Ehrenberg	+	–	–	–
Navicula laterostrata Hustedt	+	–	–	+
Navicula menisculus Schumann	–	+	–	–
Navicula oblonga (Kützing) Kützing	+	–	–	–
Navicula placentula var. *jenisseyensis* (Grunow) Meister ex Hustedt	+	–	–	–
Navicula radiosa Kützing	+	–	–	–
Navicula reinhardtii (Grunow) Grunow	+	–	–	–
Navicula rhynchotella Lange-Bertalot	+	–	+	+

Продовж. табл. Б1				
1	**2**	**3**	**4**	**5**
Navicula schroeteri F.Meister	+	–	–	–
Navicula semen Ehrenberg	+	–	–	–
Navicula tridentula Krasske	+	–	–	–
Navicula tripunctata (O.F.Müller) Bory	+	–	–	–
Navicula veneta Kützing	+	+	–	+
Navicula ventralis Krasske	–	–	–	+
Navicula viridula (Kützing) Ehrenberg	+	+	+	+
Navicula vulpina Kützing	+	+	–	+
Pleurosigmataceae				
Gyrosigma acuminatum (Kützing) Rabenhorst	+	+	–	–
Gyrosigma distortum (W.Smith) Griffith & Henfrey	+	–	–	–
Gyrosigma spenceri (W.Smith) Griffith & Henfrey	+	–	–	–
Gyrosigma strigilis (W.Smith) J.W.Griffin & Henfrey	+	–	–	–
Stauroneidaceae				
Stauroneis acuta W.Smith	+	–	–	+
Stauroneis phoenicenteron (Nitzsch) Ehrenberg	+	–	+	–
Stauroneis pygmaea Krieger	+	–	–	–
Craticula cuspidata (Kützing) D.G.Mann	+	–	–	–
THALASSIOPHYSALES				
Catenulaceae				
Amphora libyca Ehrenberg	+	–	–	+
Amphora mongolica Østrup	+	–	–	+
Amphora obtusa W.Gregory	+	–	–	–
Amphora ovalis (Kützing) Kützing	+	+	+	+
Amphora pediculus (Kützing) Grunow	–	–	–	+
Amphora veneta Kützing	+	+	–	+
BACILLARIALES				
Bacillariaceae				
Bacillaria paradoxa J.F.Gmelin	+	+	–	+
Hantzschia elongata (Hantzsch) Grunow	+	+	–	–
Hantzschia spectabilis (Ehrenberg) Hustedt	+	–	–	–
Tryblionella angustata var. *acuta* (Grunow) Bukhtiyarova	–	–	–	+
Tryblionella hungarica (Grunow) Frenguelli	+	–	–	–
Nitzschia acicularis (Kützing) W.Smith	+	+	+	+
Nitzschia capitellata var. *tenuirostris* (Grunow) Bukhtiyarova	+	–	–	+
Nitzschia communis Rabenhorst	+	–	–	–
Nitzschia dissipata (Kützing) Rabenhorst	–	–	–	+
Nitzschia fonticola (Grunow) Grunow	+	–	–	+
Nitzschia frustulum (Kützing) Grunow	–	+	+	–
Nitzschia gracilis Hantzsch	+	+	+	–

Продовж. табл. Б1				
1	**2**	**3**	**4**	**5**
Nitzschia hantzschiana Rabenhorst	+	+	+	+
Nitzschia heufleriana Grunow	+	+	+	–
Nitzschia inconspicua Grunow	+	+	–	–
Nitzschia intermedia f. *actinastroides (*Lemmermann) Lange-Bertalot	+	–	–	+
Nitzschia intermedia Hantzsch	–	+	–	–
Nitzschia lanceolata W.Smith	–	+	–	–
Nitzschia liebethruthii Rabenhorst	+	–	–	+
Nitzschia linearis var. tenuis (W.Smith) Grunow	+	+	–	–
Nitzschia linearis W.Smith	+	–	–	+
Nitzschia microcephala Grunow	+	–	–	–
Nitzschia paleacea (Grunow) Grunow	+	+	+	+
Nitzschia pusilla Grunow	–	–	–	+
Nitzschia reversa W.Smith	–	+	–	–
Nitzschia sigmoidea (Nitzsch) W.Smith	+	–	–	–
Nitzschia sublinearis Hustedt	+	+	–	+
Nitzschia subtilis (Kützing) Grunow	+	+	+	–
Nitzschia umbonata (Ehrenberg) Lange-Bertalot	+	+	–	+
Nitzschia valdecostata Lange-Bertalot & Simonsen	+	+	–	–
Nitzschia vermicularis (Kützing) Hantzsch	+	+	+	–
Denticula tenuis Kützing	+	–	–	+
Cylindrotheca closterium (Ehrenberg) Reimann & J.C.Lewin	–	–	+	–
Cylindrotheca gracilis (Brébisson ex Kützing) Grunow	+	–	+	–
RHOPALODIALES				
Rhopalodiaceae				
Epithemia adnata (Kützing) Brébisson	+	–	–	+
Epithemia sorex Kützing	+	–	–	–
SURIRELLALES				
Surirellaceae				
Cymatopleura librile (Ehrenberg) Pantocsek	+	+	–	–
Surirella brightwellii W.Smith	–	–	+	–
Surirella linearis W.Smith	+	–	+	–
DINOPHYTA				
DINOPHYCEAE				
GYMNODINIALES				
Gymnodiniaceae				
Gymnodinium aeruginosum F.Stein	+	+	–	–
Gymnodinium palustre A.J.Schilling	+	–	+	–
Gymnodinium paradoxum A.J.Schilling	+	+	–	–
Gymnodinium uberrimum (G.J.Allman) Kofoid & Swezy	+	–	–	+

Продовж. табл. Б1				
1	**2**	**3**	**4**	**5**
Woloszynskia coronata (Woloszynska) R.H.Thompson	+	–	–	–
Woloszynskia pascheri (Suchlandt) Stosch	+	–	–	–
Woloszynskia pseudopalustris (J.Schiller) Kiselev	–	–	–	+
GONYAULACALES				
Ceratiaceae				
Ceratium hexacanthum Gourret	+	–	–	–
Ceratium hirundinella f. *austriacum* (Zederbauer) Bachmann	–	+	–	+
Ceratium hirundinella (O.F.Müller) Dujardin	+	+	–	+
PERIDINIALES				
Glenodiniaceae				
Sphaerodinium cinctum (Ehrenberg) Woloszynska	+	–	–	–
Glenodiniopsis steinii Woloszynska	–	+	–	–
Glenodinium berghii Lernmennann	–	–	–	+
Glenodinium foliaceum F.Stein	–	+	–	–
Glenodinium lemmermannii Zacharius	+	–	–	–
Glenodinium pulvisculus (Ehrenberg) F.Stein	+	–	–	–
Peridiniaceae				
Peridiniopsis berolinense (Lemmermann) Bourrelly	+	–	–	–
Peridiniopsis cunningtonii Lemmermann	+	–	+	–
Peridiniopsis elpatiewskyi (Ostenfeld) Bourrelly	+	–	–	–
Peridiniopsis oculata (Stein) Bourrelly	–	–	–	+
Peridiniopsis penardii (Lemmermann) Bourrelly	–	+	–	–
Peridiniopsis penardiforme (Lindemann) Bourrelly	+	+	+	–
Peridiniopsis polonica (Woloszynska) Bourrelly	–	+	–	+
Peridiniopsis quadridens (F.Stein) Bourrelly	+	+	–	–
Peridinium aciculiferum Lemmermann	+	+	+	+
Peridinium bipes F.Stein	+	+	+	–
Peridinium cinctum (O.F.Müller) Ehrenberg	+	+	+	+
Peridinium goslaviense Wolszynska	+	–	–	+
Peridinium lomnickii Woloszynska	+	–	–	–
Peridinium lubieniense Wolszynska	+	–	–	–
Peridinium morzinense M.Lefèvre	+	–	–	–
Peridinium palatinum Lauterborn	–	–	–	+
Peridinium pseudolaeve Lefèvre	–	–	–	+
Peridinium raciborskii Woloszynska	+	–	–	–
Peridinium umbonatum F.Stein	+	+	+	+
Peridinium willei Huitfeldt-Kaas	–	+	–	–
Congruentidiaceae				
Diplopsalis acuta (Apstein) Entz	+	+	–	–
PHYTODINIALES				

Продовж. табл. Б1				
1	**2**	**3**	**4**	**5**
Phytodiniaceae				
Hypnodinium sphaericum G.A.Klebs	+	–	–	–
CRYPTOPHYTA				
CRYPTOPHYCEAE				
CHRYPTOMONADALES				
Cryptomonadaceae				
Cryptomonas borealis Skuja	–	+	–	–
Cryptomonas erosa Ehrenberg	+	+	+	–
Cryptomonas ovata Ehrenberg	+	+	+	–
Cryptomonas pseudolobata H.Ettl	+	–	–	–
Cryptomonas spinifera H.Ettl	+	–	–	–
CHLOROPHYTA				
ULVOPHYCEAE				
ULOTRICHALES				
Ulotrichaceae				
Geminellopsis fragilis Korschikov	+	+	+	+
Ulothrix aequalis Kützing	+	–	+	+
Ulothrix implexa (Kützing) Kützing	+	–	–	+
Ulothrix limnetica Lemmermann	+	–	+	–
Ulothrix oscillarina Kützing	+	–	–	–
Ulothrix tenerrima (Kützing) Kützing	+	–	–	+
Ulothrix tenuissima Kützing	–	–	–	+
Ulothrix zonata (F.Weber & Mohr) Kützing	+	–	+	+
TREBOUXIOPHYCEAE				
CHLORELLALES				
Chlorellaceae				
Actinastrum fluviatile (J.L.B.Schröder) Fott	+	–	–	–
Actinastrum hantzschii Lagerheim	+	+	–	+
Closteriopsis acicularis (Chodat) J.H.Belcher & Swale	+	–	–	+
Closteriopsis longissima (Lemmermann) Lemmermann	+	+	–	+
Coronastrum lunatum R.H.Thompson	+	+	–	+
Dicloster acuatus C.-C.Jao, Y.S.Wei & H.C.Hu	+	+	–	+
Dictyosphaerium chlorelloides (Nauman) Komárek & Perman	+	+	+	–
Dictyosphaerium ehrenbergianum Nägeli	+	+	+	+
Dictyosphaerium pulchellum H.C.Wood	+	+	+	+
Dictyosphaerium subsolitarium Van Goor	+	+	–	–
Geminella interrupta Turpin	–	–	–	+
Gloeotila protogenita Kützing	+	–	–	–
Golenkiniopsis longispina (Korshikov) Korshikov	+	+	–	–
Golenkiniopsis solitaria (Korshikov) Korshikov	+	+	–	–

Продовж. табл. Б1				
1	**2**	**3**	**4**	**5**
Hegewaldia parvula (Woronichin) Pröschold, C.Bock, W.Luo & L Krienitz	–	+	–	–
Hindakia tetrachotoma (Printz) C.Bock, Pröschold & Krienitz	–	+	+	–
Micractinium bornhemiense (W.Conrad) Korshikov	+	–	–	–
Micractinium pusillum Fresenius	+	+	–	–
Micractinium quadrisetum (Lemmermann) G.M.Smith	+	+	–	–
Siderocelis ornata (Fott) Fott	+	–	–	–
Oocystaceae				
Crucigeniella irregularis (Wille) P.M.Tsarenko & D.M.John	+	+	+	+
Crucigeniella rectangularis (Nägeli) Komárek	+	+	+	–
Didymocystis inermis (Fott) Fott	+	+	–	–
Eremosphaera viridis De Bary	+	–	–	–
Franceia echidna (Bohlin) Bourrelly	+	–	–	–
Franceia ovalis (Francé) Lemmermann	+	–	–	–
Franceia polychaeta (P.P.Schirschoff) Korshikov	+	–	–	–
Granulocystopsis coronata (Lemmermann) Hindák	+	–	–	–
Lagerheimia citriformis (J.W.Snow) Collins	+	–	–	–
Lagerheimia genevensis (Chodat) Chodat	+	+	–	–
Lagerheimia longiseta (Lemmermann) Printz	+	–	–	–
Lagerheimia marssonii Lemmermann	+	+	–	–
Lagerheimia quadriseta (Lemmermann) G.M.Smith	+	+	–	–
Lagerheimia subsalsa Lemmermann	+	–	–	–
Nephrochlamys allanthoidea Korshikov	–	+	+	–
Nephrochlamys rotunda Korshikov	–	+	+	–
Oocystidium ovale Korshikov	+	+	+	+
Oocystis elliptica West	+	+	–	+
Oocystis borgei J.W.Snow	+	+	+	+
Oocystis lacustris Chodat	+	–	–	+
Oocystis parva West & G.S.West	+	–	+	–
Oocystis pusilla Hansgirg	+	–	–	–
Oocystis solitaria Wittrock	+	–	–	+
Oocystis submarina Lagerheim	+	+	+	+
Tetrachlorella alternans (G.M.Smith) Korshikov	+	–	–	+
Trochiscia granulata (Reinsch) Hansgirg	+	–	–	–
Elakatothrichaceae				
Elakatothrix acuta Pascher	+	+	+	+
Elakatothrix genevensis (Reverdin) Hindák	+	+	–	–
Elakatothrix gloeocystiformis Korshikov	+	–	–	–
Elakatothrix subacuta Korshikov	+	–	–	–

Продовж. табл. Б1				
1	**2**	**3**	**4**	**5**
TREBOUXIALES				
Choricystidaceae				
Pseudococcomyxa simplex (Mainx) Fott	+	–	–	–
Trebouxiaceae				
Trebouxia arboricola Puymaly	+	–	–	–
PRASIOLALES				
Koliellaceae				
Koliella pyrenoidifera (Korschikov) Hindák	+	–	–	–
Koliella sempervirens (Chodat) Hindák	+	–	–	–
Prasiolaceae				
Desmococcus olivaceus (Persoon ex Acharius) J.R.Laundon	–	–	–	+
CHLOROPHYCEAE				
CHLAMYDOMONADALES				
Chlamydomonadaceae				
Carteria crucifera Korshikov	–	–	–	+
Carteria dangeardii O.V.Troitskaya	+	–	–	–
Carteria globosa Korshikov	–	–	–	+
Carteria multifilis (Fresenius) O.Dill	+	–	+	–
Carteria radiosa Korshikov	+	+	+	+
Chlamydomonas aculeata (Pascher) Korshikov ex H.Ettl	–	+	–	–
Chlamydomonas acuta Korshikov	–	+	–	–
Chlamydomonas angulosa O.Dill	+	–	+	–
Chlamydomonas augustae Skuja	–	–	–	+
Chlamydomonas debaryana Goroschankin	+	–	–	–
Chlamydomonas floscularіae Korshikov	+	–	–	–
Chlamydomonas gelatinosa Korshikov	+	–	–	–
Chlamydomonas globosa J.W.Snow	+	+	+	+
Chlamydomonas incisa E.G.Pringsheim	+	–	–	–
Chlamydomonas monadina (Ehrenberg) F.Stein	+	+	+	+
Chlamydomonas nasuta Korshikov	+	–	–	–
Chlamydomonas oblonga Anachin	+	+	–	–
Chlamydomonas parallelistriata Korshikov	+	+	–	–
Chlamydomonas pertyi Goroschankin	+	–	–	–
Chlamydomonas reinhardtii P.A.Dangeard	+	+	–	+
Chloromonas insignis (Anakhin) Gerloff & Ettl	–	+	–	–
Chloromonas rosae H.Ettl	–	+	–	–
Chloromonas vulgaris (J.K.Anakhin) Gerloff & Ettl	+	+	–	–
Gloeomonas mucosa (Korshikov) H.Ettl	–	+	+	–
Lobomonas denticulata Korshikov	+	–	–	–
Pseudocarteria mucosa (Korschikov) H.Ettl	+	–	+	–

Продовж. табл. Б1				
1	**2**	**3**	**4**	**5**
Vitreochlamys gloeocystiformis (O.Dill) A.Nakazawa	–	+	+	–
Haematococcaceae				
Chlorogonium euchlorum (Ehrenberg) Ehrenberg	+	–	–	–
Hyalogonium klebsii Pascher	+	–	–	–
Phacotaceae				
Dysmorphococcus variabilis H.Takeda	+	+	–	–
Pedinoperopsis gracilis Korshikov	+	–	–	–
Phacotus angustus Pascher	+	–	–	–
Phacotus coccifer Korshikov	+	+	+	+
Phacotus pallidus Korshikov	–	–	+	–
Pteromonas aculeata Lemmermann	+	+	–	–
Pteromonas aculeata var. *irregularis* Korschikov	–	+	–	–
Pteromonas angulosa (H.J.Carter) Lemmermann	+	+	–	–
Pteromonas armata Korshikov	+	+	–	–
Pteromonas carteri P.Tsarenko & D.O.Kapustin	+	+	–	–
Pteromonas torta Korshikov	+	+	–	–
Thoracomonas robusta (Korshikov) Demchenko	–	–	+	–
VOLVOCALES				
Spondylomoraceae				
Pyrobotrys stellatus (Korshikov) Korshikov	+	–	–	–
Volvocaceae				
Pandorina charkowiensis Korschikov	+	+	+	+
Pandorina morum (O.F.Müller) Bory	+	+	–	–
Volvox aureus Ehrenberg	+	+	–	–
Volvox globator Linnaeus	+	–	–	–
TETRASPORALES				
Chlorangiellaceae				
Chlorangiopsis epizootica (Pascher) Korshikov	–	–	–	+
Chlorophysema inertis (Korshikov) Pascher	+	–	–	+
Palmellopsidaceae				
Asterococcus superbus (Cienkowski) Scherffel	+	–	–	–
Chlamydocapsa planctonica (West & G.S.West) Fott	+	–	–	–
Palmellopsis gelatinosa Korshikov	+	–	–	–
Pseudosphaerocystis lacustris (Lemmermann) Nováková	+	–	–	–
Gloeodendraceae				
Gloeodendron ramosa Korshikov	+	–	–	–
CHLOROCOCCALES				
Chlorococcaceae				
Chlorococcum sp. Menegh.	+	–	–	–
Actinochloridaceae				
Macrochloris dissecta Korshikov	+	–	–	–

Продовж. табл. Б1				
1	**2**	**3**	**4**	**5**
Characiochloridaceae				
Characiochloris obtusa Korshikov ex Korshikov	–	–	–	+
Chlamydopodium sieboldii (A.Braun) Tsarenko	–	–	–	+
Sphaerocystidaceae				
Heleochloris pallida Korshikov	+	–	–	–
Korschpalmella microscopica (Korshikov) Fott	+	–	–	–
Planctococcus sphaerocystiformis Korshikov	+	–	–	–
Planochloris pyrenoidifera (Korshikov) Komárek	+	–	–	–
Quadricoccus verrucosus Fott	+	–	–	–
Sphaerocystis planctonica (Korshikov) Bourrelly	+	+	+	+
Rhopalosolenaceae				
Coleochlamys apoda Korshikov	+	–	–	–
Treubariaceae				
Desmatractum indutum (Geitler) Pascher	+	–	–	–
Pachycladella umbrina (G.M.Smith) P.C.Silva	+	–	–	–
Treubaria crassispina G.M.Smith	+	–	–	–
Treubaria triappendiculata C.Bernard	+	–	–	–
Treubaria planctonica (G.M.Smith) Korshikov	+	–	–	–
Cylindrocapsaceae				
Cylindrocapsa geminella Wolle	–	–	–	+
Scotiellocystoidaceae				
Pseudodictyosphaerium anomalum (Korshikov) Hindák	+	–	–	–
CHAETOPHORALES				
Chaetophoraceae				
Gongrosira schmidlei P.G.Richter	+	–	–	–
Stigeoclonium farctum Berthold	+	–	–	–
Stigeoclonium pusillum (Lyngbye) Kützing	–	–	+	–
Uronema confervicola Lagerheim	–	–	–	+
CHAETOPELTIDALES				
Chaetopeltidaceae				
Chaetopeltis orbicularis Berthold	–	–	–	+
Hormotilopsis gelatinosa Trainor & Bold	+	–	–	+
SPHAEROPLEALES				
Neochloridaceae				
Acanthococcus aciculiferus Lagerheim	+	–	–	+
Chlorotetraedron incus (Teiling) Komárek & Kovácik	+	+	–	+
Polyedriopsis spinulosa (Schmidle) Schmidle	–	–	–	+
Botryosphaerella sudetica (Lemmermann) P.C.Silva	–	+	–	–
Radiococcaceae				
Coenochloris fottii (Hindák) Tsarenko	–	–	–	+
Coenochloris pyrenoidosa Korshikov	+	–	–	–

Продовж. табл. Б1				
1	**2**	**3**	**4**	**5**
Coenococcus planctonicus Korshikov	–	–	–	+
Coenococcus polycoccus (Korshikov) Hindák	+	–	–	+
Coenocystis planctonica Korshikov	+	–	–	–
Dispora crucigenioides Printz	–	–	–	+
Dispora speciosa Korshikov	–	–	–	+
Gloeocystis vesiculosa Nägeli	+	–	–	–
Neocystis ovalis (Korshikov) Hindák	+	–	–	–
Palmodictyon lobatum Korshikov	+	–	–	–
Characiaceae				
Actidesmium hookeri Renisch	+	+	–	–
Characium angustum A.Braun	+	–	–	–
Characium apiculatum Rabenhorst	–	–	–	+
Characium ornithocephalum A. Br.	–	–	–	+
Characium ornithocephalum var. harpochytriforme Printz	–	–	–	+
Fernandinella alpina Chodat	+	–	–	+
Pseudoschroederia robusta (Korshikov) E.Hegewald & E.Schnepf	+	+	+	–
Schroederia nitzschioides (G.S.West) Korschikov	+	–	–	–
Schroederia setigera (Schröder) Lemmermann	+	+	+	+
Schroederia spiralis (Printz) Korshikov	–	+	+	–
Hydrodictyaceae				
Euastropsis richteri (Schmidle) Lagerheim	+	–	–	–
Hydrodictyon reticulatum (Linnaeus) Bory	+	–	–	–
Monactinus simplex Meyen	+	+	–	–
Parapediastrum biradiatum Meyen	–	–	–	+
Pediastrum angulosum (Ehrenb)	+	–	–	–
Pediastrum duplex Meyen	+	+	–	+
Stauridium tetras Ehrenb	+	+	–	+
Tetraedron caudatum (Corda) Hansg.	+	–	–	+
Tetraedron minimum (A. Br.) Hansg.	+	+	+	+
Tetraedron pentaedricum West et G.S. West	+	–	–	+
Tetraedron triangulare Korsch.	+	+	–	+
Selenastraceae				
Ankistrodesmus densus Korsch.	+	–	–	+
Ankistrodesmus falcatus Ralfs	+	–	–	–
Ancistrodesmus fusiformis Corda	+	+	+	–
Ankistrodesmus spiralis (W.B. Turner) Lemmerm.	+	–	–	–
Hyaloraphidium contortum (Pascher)	+	–	–	+
Kirchneriella aperta Teiling	+	–	–	+
Kirchneriella irregularis Korsch.	+	–	–	+
Kirchneriella obesa West	+	–	–	+

Продовж. табл. Б1				
1	**2**	**3**	**4**	**5**
Monoraphidium arcuatum (Korschikov) Hindák	+	+	+	+
Monoraphidium contortum Thur	+	+	–	+
Monoraphidium griffithii (Berk.) Komárk.-Legn.	+	–	–	+
Monoraphidium irregulare G.M.Sm	+	+	–	+
Monoraphidium minutum (Nägeli)Komárk.-Legn.	+	+	–	+
Raphidocelis contorta Schmidle	+	–	–	+
Raphidocelis extensa Korsch.	+	–	–	–
Raphidocelis mucosa Korsh.	+	–	–	–
Raphidocelis subcapitata Korsch.	+	+	–	+
Selenastrum bibraianum Reinsch	+	+	–	–
Selenastrum gracile Reinsch	+	–	–	–
Scenedesmaceae				
Acutodesmus acuminatus Lagerh	+	+	+	+
Acutodesmus dimorphus (Turpin)	+	–	–	–
Acutodesmus incrassatulus Bohlin	+	+	–	+
Acutodesmus obliquus (Turp.) P. Tsarenko	+	+	+	+
Acutodesmus pectinatus P. Tsarenko	+	–	+	+
Coelastrum astroideum De Not.	+	–	+	+
Coelastrum microporum Nägeli	+	+	+	+
Coelastrum sphaericum Nägeli	+	+	+	–
Crucigenia fenestrata (Schmidle) Schmidle	+	+	–	–
*Crucigenia quadrata M*orren	+	+	+	+
Crucigenia tetrapedia (Kirchn.)	+	+	+	+
Desmodesmus abundans (Kirchn.)	+	+	–	+
Desmodesmus. aculeolatus (Reinch) P. Tsarenko	+	–	–	+
Desmodesmus armatus (Chodat.)	+	+	–	+
Desmodesmus armatus var. *bicaudatus* (Gugl.) Hegew.	–	–	–	+
Desmodesmus asymmetricus (Schröd.) E. Hegew.	–	–	–	+
Desmodesmus bacillularis Chod.	–	+	–	+
Desmodesmus bicaudatus (Dedus.) Tsar.	–	–	–	+
Desmodesmus caudato-aculeolatus (Chrodat) P. Tsarenco	+	–	–	+
Desmodesmus costato-granulatus (Skuja) E.Hegewald	+	–	–	+
Desmodesmus communis (E. Hegew) E. Hegew	+	+	+	+
Desmodesmus communis var. rectangularis (G.S. West) E. Hegew.	–	+	–	–
Desmodesmus denticulatus Lagerh.	+	–	–	–
Desmodesmus echinulatus (Dedus.) Tsar.	–	–	–	+
*Desmodesmus granulatu*s (W. et G.S. West) Tsar. comb. Nova	–	–	–	+
Desmodesmus insignis E. Hegew	+	–	–	–
Desmodesmus magnus (Meyen) P.Tsarenko	+	+	–	–

Продовж. табл. Б1				
1	**2**	**3**	**4**	**5**
Desmodesmus opoliensis var.*alatus* Dedus	+	–	–	–
Desmodesmus opoliensis var. *carinatus* Lemmerm	+	–	–	–
Desmodesmus opoliensis var.*mononensis* Chodat	+	–	–	+
Desmodesmus opoliensis var.*opoliensis* P.G.Richter	+	–	–	+
Enallax acutiformis (Schröd.) Hind.	+	–	–	–
Hariotina polychordum (Korshikov) E. Hegew	+	–	–	–
Hariotina reticulata P.A. Dang.	+	–	–	–
*Pseudotetrastrum punctatum (*Schmidle) Hind.	+	+	–	+
Pseudodidymocystis planctonica (Korshikov)	+	+	+	+
Scenedesmus arcuatus (Lemmerm.)	+	+	–	+
Scenedesmus bacillaris Cutw.	+	–	–	–
Scenedesmus curvatus Bohlin	+	+	–	–
Scenedesmus ellipticus Corda	+	+	–	–
Scenedesmus obtusus Meyen	+	+	–	+
Scenedesmus obtusus var. *apiculatus* (W. et G. S. West) P. Tsarenko	+	+	–	–
Tetradesmus cumbricus G. S. West	–	–	–	+
Tetradesmus lunatus Korsch.	+	–	–	–
Tetrastrum komarekii Hindák	–	+	–	–
Tetrastrum elegans Playfair	+	+	–	–
Tetrastrum staurogeniaeforme (Schröd.)Lemmerm.	–	–	–	+
Tetrastrum triangulare (Chodat) Komárek	+	+	+	–
Sphaeropleaceae				
Parallela transversalis (Bréb.)	–	–	–	+
CHAROPHYTA				
ZYGNEMATOPHYCEAE				
ZYGNEMATALES				
Mesotaeniaceae				
Cylindrocystis brebissonii (Ralfs) De Bary	–	–	–	+
DESMIDIALES				
Gonatozygaceae				
Gonatozygon kinahanii (W. Archer) Rabenhorst	–	–	–	+
Closteriaceae				
Closterium acutum Brébisson	+	–	–	+
Closterium acutum var. *variabile* (Lemmermann) Willi Krieger	–	+	–	+
Closterium nordstedtii Chodat	+	–	–	–
Closterium ceratium Perty	–	–	–	+
Closterium decorum Bréb.	+	–	–	+
Closterium gracile Brébisson ex Ralfs	–	+	–	+
Closterium incurvum Brébisson	–	–	–	+

Продовж. табл. Б1				
1	**2**	**3**	**4**	**5**
Closterium leibleinii Kützing ex Ralfs	+	–	–	+
Closterium pronum Brébisson	+	–	–	–
Peniaceae				
Penium exiguum West	+	+	–	–
Penium polymorphum (Perty) Perty	–	–	–	+
Penium spinospermum Joshua	+	–	–	–
Desmidiaceae				
Actinotaenium globosum (Bulnheim) Kurt Förster ex Compère	+	–	–	+
Actinotaenium rufescens (Cleve) Teiling	–	–	–	+
Cosmoastrum coarctatum (Brébisson) Palamar-Mordvintseva	–	+	–	+
Cosmoastrum gladiosum (W.B.Turner) Palamar-Mordvintseva	–	–	–	+
Cosmoastrum muticum (Brébisson ex Ralfs) Palamar-Mordvintseva	–	–	+	+
Cosmoastrum orbiculare (Ralfs) Palamar-Mordvinseva	+	–	–	+
Cylindriastrum capitulum (Brébisson) Palamar-Mordvintseva	–	–	–	+
Euastrum erosum Lund.	–	–	–	+
Euastrum dubium Nägeli	+	–	+	–
Pleurotaenium ehrenbergii (Ralfs) De Bary	+	–	–	–
Raphidiastrum bifidum (Brébisson ex Ralfs) Palamar-Mordvintseva	–	–	–	+
Raphidiastrum longispinum (Bailey) Palamar-Mordvintseva ex Petlovany	–	–	–	+
Staurastrum arachne Ralfs var. arachne	–	–	+	–
Staurastrum besseri Woloszynska	–	–	–	+
Staurastrum dubium West	–	–	–	+
Staurastrum paradoxum Meyen ex Ralfs	+	+	–	+
Staurastrum sexcostatum subsp. productum West	–	–	–	+
Staurastrum conspicuum West & G.S.West	+	–	–	–
Staurodesmus cuspidatus (Brébisson) Teiling	–	–	–	+
Staurodesmus triangularis Teil.	–	–	–	+
Xanthidium antilopaeum Kützing	+	–	–	–
CHAROPHYCEAE				
KLEBSORMIDIALES				
Klebsormidiaceae				
Klebsormidium nitens (Kützing) Lokhorst	–	–	–	+