

ГІДРОЕКОЛОГІЧНЕ ТОВАРИСТВО УКРАЇНИ

**НАЦІОНАЛЬНА АКАДЕМІЯ НАУК УКРАЇНИ
ІНСТИТУТ ГІДРОБІОЛОГІЇ**

**«ПЕРСПЕКТИВИ ГІДРОЕКОЛОГІЧНИХ ДОСЛІДЖЕНЬ
В КОНТЕКСТІ ПРОБЛЕМ ДОВКІЛЛЯ ТА СОЦІАЛЬНИХ ВИКЛИКІВ»**



Збірник матеріалів
VIII з'їзду Гідроекологічного товариства України,
присвяченого 110-річчю заснування Дніпровської біологічної станції

6 – 8 листопада 2019 р.

Київ – 2019

Ролл Я.В. Фитопланктон р. Рось и оценка ее санитарного состояния // Труды биолого-грунтознавчого ф-ту КДУ. – 1950. – № 5. – С. 97–112.

Klochenko P., Shevchenko T., Barinova S., Tarashchuk O. Assessment of the ecological state of the Kiev Reservoir by the bioindication method // Oceanol. Hydrobiol. St. – 2014. – Vol. 43, Issue 3. – P. 228–236.

Klochenko P., Shevchenko T. Distribution of epiphytic algae on macrophytes of various ecological groups (the case study of water bodies in the Dnieper River basin) // Oceanol. Hydrobiol. St. – 2017. – Vol. 46, Issue 3. – P. 283–293.

Shevchenko T.F., Klochenko P.D., Bilous O.P. Response of epiphytic algae to heavy pollution of water bodies // Water Environ. Res. – 2018. – Vol. 90, N 8. – P. 706–718.

Shevchenko T.F., Klochenko P.D., Timchenko V.M., Dubnyak S.S. Epiphyton of a cascade plain reservoir under different hydrodynamic conditions // Ecohydrol. & Hydrobiol. – 2019. – Vol. 19, Issue 3. – P. 407–416.

Van Dam H., Mertens A., Sinkeldam J. A coded checklist and ecological indicator values of freshwater diatoms from the Netherlands // Nether. J. Aquat. Ecol. – 1994. – Vol. 28, N 1. – P. 117–133.

Watanabe T. Biological indicator for the assessment of organic water pollution // Japan J. of Water Pollut. Res. – 1986. – Vol. 19. – P. 7–11.

УДК 574.5 (282.477.42)

Ю.С. ШЕЛЮК

Житомирський державний університет імені Івана Франка,

Велика Бердичівська, 40, Житомир 10008, Україна

ЗАКОНОМІРНОСТІ РОЗВИТКУ ФІТОПЛАНКТОНУ ВОДНИХ ЕКОСИСТЕМ БАСЕЙНІВ ПРИП'ЯТІ І ТЕТЕРЕВА (УКРАЇНА)

Для розкриття основних механізмів розвитку фітопланктону найоптимальнішим є порівняння особливостей його структури і функціонування в різнотипних водних об'єктах, які відрізняються умовами існування гідробіонтів та рівнем антропогенного навантаження: від природних вод до антропогенно порушених та штучно створених.

У роботі зроблені узагальнення результатів багаторічних експедиційних і стаціонарних досліджень (2003–2018 рр.) структури та продуктивності фітопланктону водних екосистем: річок (Горинь, Случ, Вілія, Корчик, Уж, Уборть, Гнилоп'ять, Гуйва, Коднянка, Ікопоть, Деревичка, Полква, Кам'янка Лісова, Лісна, Путятинка, Зелена, Крошенка, Бересток, Синявка, Кремно, Бобрівка), озер та водно-болотних угідь (Дідове, Луко, Воронки, Острівське, Горохівка), водосховищ (Денишівське, Житомирське, Бердичівське, Миропільське та Новоград-Волинське), затоплених кар'єрів із видобутку корисних копалин: піску, граніту, ільменітів (Селецький, Слобідський, Богунський, Сонячний, Соколовський, Морозівський, Цегельний, Іршанський) басейнів Прип'яті і Тетерева. Відбір, опрацювання альгологічних проб, гідрохімічний аналіз вод здійснювали згідно з (Методи, 2006), визначення продукції та деструкції органічної речовини проводили за (Щербак, 2000), узагальнення таксономічного складу зроблено відповідно до останніх флористичних зведень (Algae of Ukraine, 2006, 2009, 2011). Статистичну обробку масиву даних здійснювали згідно з (Горкавий, Ярова, 2004) із використанням програм Statistica 6,0, Microsoft Excel-2010. У роботі обговорюються лише значимі кореляції ($p < 0,05$).

Особливості водозбірних басейнів Прип'яті і Тетерева зумовлюють невисоку, характерну для прісних вод мінералізацію, помірну заболоченість території; кольоровість вод переважно відповідає мезогумозному типу. Найбільше середнє її значення відмічали в озерах ($47,67 \pm 4,45$). Через значну антропогенну складову в

басейнах Прип'яті і Тетерева у водних об'єктах усіх типів відмічаємо досить високий уміст загального азоту ($0,83 \pm 0,04$ – $3,21 \pm 0,22$ мг/дм³) і фосфору фосфатів ($0,02 \pm 0,001$ – $0,08 \pm 0,003$ мг/дм³). Усереднення отриманих даних за типами водних об'єктів показало, що найвищий уміст загального азоту і фосфору фосфатів спостерігається у кар'єрах та водосховищах, найменший – у річках. Порівняно високі концентрації загального азоту фіксували й в озерах. За великих глибин і невисокого вмісту завису прозорість води найвищою є в кар'єрах ($1,21 \pm 0,02$ м) і водосховищах ($1,09 \pm 0,02$ м). У мілководніших озерах, а тим більше у річках, завдяки проточності і вітровому перемішуванню, зростає роль завису, що зумовлює зниження прозорості ($0,62 \pm 0,05$ – $0,77 \pm 0,03$ м). Зменшення прозорості спостерігалось в напрямку: кар'єри – водосховища – озера – річки. Гранітні кар'єри характеризувалися більшою прозорістю води, ніж піщані, найменшу мав ільменітовий кар'єр, що, ймовірно, обумовлено морфометричними особливостями цих водойм. Від'ємний 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 гумінових речовин.

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, що утворилися з затоплених кар'єрів.

Максимальну середню кількість видів і внутрішньовидових таксонів ідентифіковано у водосховищах. Найвищою вона є в Житомирському, що приймає води приток. При цьому зі зростанням площі та об'єму водосховищ у них посилюється роль синьозелених і дінофітових водоростей, а зі зменшенням – евгленових. Другу позицію за різноманітністю складу фітопланктону займають річки, третю – водні екосистеми, що утворилися з затоплених кар'єрів. Найменшим середнім числом видів сформований планктон озер. За кількістю таксонів рангом нижче роду у загальному списку видів у водних об'єктах усіх типів переважали зелені і діатомові водорості. У найбільших водосховищах – Житомирському і Денишівському, а також кар'єрах на третьому місці за видовим багатством знаходилися синьозелені. У менших 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 і достовірно корелює з площею акваторій ($r = 0,80$).

Зростання кольоровості води у річках, озерах та водосховищах зумовлювало зменшення числа видів ($r = -0,78$, $r = -0,70$, $r = -0,57$). У кар'єрах ця залежність була слабшою ($r = -0,25$). Середні значення родового коефіцієнта зменшувалися у напрямку: річки (1,90) – водосховища (1,74) – озера (1,53) – кар'єри (1,43). В антропогенно порушених і штучних водних об'єктах вплив евтрофування 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 $r = -0,59$ – $-0,73$, в озерах та річках $r = -0,15$ – $-0,42$).

Обернена залежність між біомасою та концентрацією загального азоту, виявлена у річках, водосховищах і озерах, є результатом його активного поглинання клітинами водоростей ($r = -0,36$ – $-0,65$); у водоймах, що утворилися внаслідок затоплення кар'єрів, – вона пряма ($r = 0,40$). У водосховищах, порівняно з іншими типами водних об'єктів, відчутніший вплив на біомасу фітопланктону фосфору фосфатів ($r = 0,46$). Середня за вегетаційні сезони біомаса фітопланктону знижувалася в напрямку: водосховища – річки – кар'єри – озера. Вищі середні показники біомаси водоростевих угруповань у водосховищах і річках, імовірно, зумовлені їх біотопічною неоднорідністю за високої ресурсної забезпеченості. Інтенсивність фотосинтезу характеризувалася таким самим співвідношенням величин.

У середньому валова первинна продукція у водосховищах сягає $1,65 \pm 0,35$ – $7,90 \pm 0,53$, у річках – $0,68 \pm 0,03$ – $5,69 \pm 0,54$, у кар'єрах – $1,26$ – $5,00$, озерах – $0,51 \pm 0,09$ – $1,27 \pm 0,24$ мг O₂/(дм³·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 ($r=0,58-0,89$), а також впливом таких абіотичних факторів, як сонячна радіація ($r=0,31-0,58$), температура води ($r=0,18-0,56$), уміст загального азоту ($r=-0,19-0,61$), фосфору фосфатів ($r=0,52-0,54$).

Продукційні процеси у досліджуваних водних екосистемах басейнів Прип'яті і Тетерева виконують середовищеутворюючу роль, змінюючи їх світловий і газовий режими, а також зміщують рН у лужний бік. Підтвердженням цього є високі коефіцієнти кореляції між A_{max} і вмістом розчиненого у воді кисню ($r=0,46-0,68$), рН ($r=0,31-0,58$). Зв'язок інтенсивності фотосинтезу з прозорістю у природних водах (річках і озерах) прямий ($r=0,26-0,58$), в антропогенно змінених і штучних водоймах (водосховищах і кар'єрах) – непрямий ($r=-0,51-0,87$).

У водних екосистемах високого рівня трофії відмічено зміщення максимумів біомаси і первинної продукції від весни – літа до кінця літа – початку осені, не зважаючи на зниження сумарної сонячної радіації, що надходить на водну поверхню, та температури води. У кар'єрах, не залежно від рівня трофії, спостерігали декілька максимумів інтенсивності продукційних процесів (як правило, навесні, влітку і восени). Поява додаткових піків продуктивності фітопланктону, найвірогідніше, викликана нестабільністю умов існування у штучно створених водоймах.

У більшості досліджуваних водних екосистем інтегральна продукція перевищує деструкцію, що вказує на позитивну направленість балансу органічної речовини, властиву високопродуктивним водним екосистемам, оскільки в евтрофних умовах збільшується частка енергії, яка використовується на створення первинної продукції, при цьому зменшується частка енергії, що розсіюється (Бульон, 2003). 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, що утворилися з затоплених кар'єрів, визначальним чинником позитивного балансу органічної речовини є високий уміст біогенів, зокрема загального азоту.

Аналіз інформаційного різноманіття за індексом Шеннона, розрахованого за біомасою водоростевих клітин, показав, що найбільша вирівненість фітопланктону властива річковим екосистемам, її зниження відбувається в напрямку: річки – водосховища – озера – кар'єри. Посилення евтрофікації зумовлює зниження інформаційного різноманіття у всіх типах водних екосистем. Між вмістом загального азоту та індексом Шеннона виявляли від'ємну достовірну кореляцію в річках, кар'єрах та озерах ($r=-0,36-0,67$). У водосховищах абіотичним параметром, що визначає величину інформаційного різноманіття, був уміст фосфору фосфатів ($r=-0,73$).

Отже, при різній забезпеченості енергетичними і мінеральними ресурсами фітопланктон природних, антропогенного порушених і штучно створених прісноводних екосистем відрізняється таксономічним складом, інформаційним різноманіттям. Різноманіття та інтенсивність вегетації фітопланктону визначається особливостями біогенного та світлового режиму. Інтенсивність фотосинтезу і співвідношення продукційно-деструкційних процесів значною мірою залежать від умісту біогенних елементів, гідрооптичних умов, морфометричних особливостей водойм і водотоків. Підтримання позитивної направленості балансу органічної речовини відносно неглибоких річок і водосховищ зумовлене інтенсивним прогрівом їх мілководь та великою оптичною глибиною цих водних об'єктів. У водоймах, що утворилися затопленням кар'єрів, енергетичною субсидією, що визначає позитивний

баланс органічної речовини, є високий уміст біогенів, зокрема загального азоту. Гетеротрофна фаза переважає в озерах і у глибоких водосховищах.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

Бульон В.В. Зависимость годовой продукции фитопланктона от географической широты // Докл. Академии наук. – 2003. – Т. 389, № 2. – С. 267–270.

Горкавий В.К., Ярова В.В. Математична статистика. – К.: Професіонал, 2004. – 384 с.

Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод / За ред. В.Д. Романенка. – К.: Логос, 2006. – 408 с.

Щербак В.І. Методи досліджень фітопланктону // Методичні основи гідробіологічних досліджень водних екосистем. – К., 2002. – С. 41–47.

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

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.

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.

УДК [556.114.6:581.526.325.2](282.247.32)

В.І. ЩЕРБАК, Н.В. МАЙСТРОВА

Інститут гідробіології НАН України,

Героїв Сталінграда, 12, Київ 04210, Україна

РЕАКЦІЯ ДНІПРОВСЬКОГО ФІТОПЛАНКТОНУ НА ЗМІНУ БІОГЕННОГО РЕЖИМУ

Формування біорізноманіття, біопродуктивності, трофічний статус та якість водного середовища дніпровських водосховищ значною мірою визначаються реакцією фітопланктону на сучасний стан довкілля.

Проведений інформативний аналіз літературних джерел, а також власних багаторічних напрацювань із структурно-функціональної організації дніпровського фітопланктону, починаючи з 1977–1978 рр. до сьогодення, дозволив виявити основні екологічні чинники, що визначають реакцію фітопланктону на сучасний стан довкілля.

Для отримання репрезентативної оцінки впливу того чи іншого екологічного чинника на фітопланктон, позитивної чи негативної реакції на нього необхідно чітко дотримуватись наступного алгоритму дій:

– отримання достовірних характеристик конкретного екологічного чинника, бажано за багаторічний період;

– кількісні характеристики екологічного чинника мають бути визначені сертифікованими методами;

– вибір тих структурних чи функціональних показників фітопланктону, які можуть бути біологічним маркером, за зміною яких можна оцінити дію екологічного чинника;

– реакція фітопланктону повинна оцінюватись конкретною мірою (кількість таксонів видового чи надвидового рангу, величини чисельності, біомаси, інтенсивність первинної продукції тощо);