

ЗАГАЛЬНА ГІДРОБІОЛОГІЯ

УДК 581.526.325:556 (504.2)

І.М. НЕЗБРИЦЬКА, к. б. н., ст. наук. співроб.,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Володимира Івасюка, 12, Київ, 04210, Україна
e-mail: inna_imn@ukr.net
ORCID 0000-0003-4607-0058

Н.Є. СЕМЕНЮК, д. б. н., ст. досл., пров. наук. співроб.,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Володимира Івасюка, 12, Київ, 04210, Україна
e-mail: natasemenyuk@gmail.com
ORCID 0000-0003-4447-3507

Н.О. ІВАНОВА, к. геогр. н., наук. співроб.,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Володимира Івасюка, 12, Київ, 04210, Україна
e-mail: ivanova_n_a@ukr.net
ORCID 0000-0003-4448-9429

С.С. ДУБНЯК, к. геогр. н., доц., зав. відділу,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Володимира Івасюка, 12, Київ, 04210, Україна
e-mail: dubnyak@ukr.net
ORCID 0000-0001-8698-0166

Т.О. ЛЕОНТЬЄВА, д-р філософії, наук. співроб.,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Володимира Івасюка, 12, Київ, 04210, Україна
e-mail: leontieva3394@gmail.com
ORCID 0000-0003-4482-328X

І.М. КОНОВЕЦЬ, к. б. н., ст. наук. співроб., зав. лаб.,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Володимира Івасюка, 12, Київ, 04210, Україна
e-mail: i.m.konovets@gmail.com
ORCID 0000-0003-4234-5026

М. В. ПРИЧЕПА, к. б. н., наук. співроб.,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Володимира Івасюка, 12, Київ, 04210, Україна
e-mail: prichepa1987@ukr.net
ORCID 0000-0002-3114-2402

Ю.О. КОВАЛЕНКО, д-р філософії, мол. наук. співроб.,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Володимира Івасюка, 12, Київ, 04210, Україна

Ц и т у в а н н я: Незбрицька І.М., Семенюк Н.Є., Іванова Н.О., Дубняк С.С., Леонтєва Т.О., Коновець І.М., Причепка М.В., Коваленко Ю.О., Білоус О.П. «Цвітіння» води у водосховищах: роль абіотичних чинників та біологічні механізми формування (огляд). *Гідробіол. журн.* 2026. Т. 62, № 4. С. 3—18.

e-mail: kovalenkoyuliiia888@gmail.com

ORCID 0000-0003-4818-4542

О.П. БІЛОУС, к. б. н., ст. досл.,

Інститут гідробіології та управління водними екосистемами,
Університет природних ресурсів та прикладних наук про життя,
вул. Грегоря-Менделя, 33, Відень, 1180, Австрія

e-mail: bilous_olena@ukr.net

ORCID 0000-0001-5229-3667

«ЦВІТІННЯ» ВОДИ У ВОДОСХОВИЩАХ: РОЛЬ АБІОТИЧНИХ ЧИННИКІВ ТА БІОЛОГІЧНІ МЕХАНІЗМИ ФОРМУВАННЯ (ОГЛЯД)¹

В огляді узагальнено сучасні уявлення про роль абіотичних чинників у виникненні явища «цвітіння» води у прісноводних екосистемах. Представлено порівняльний аналіз світових тенденцій і особливостей формування цього явища у водоймах України, зокрема, у водосховищах Дніпровського каскаду. Встановлено позитивну кореляцію між глобальними змінами клімату (підвищення температури повітря та подальше прогрівання води) і зростанням біомаси ціанобактерій. Це підкреслює визначальну роль кліматичного чинника у збільшенні інтенсивності «цвітіння» води у сучасний період. Показано, що гідрологічні чинники визначають розвиток ціанобактерій як шляхом прямого впливу (зміна швидкості течії, перемішування, коливання рівня води), так і опосередковано (водообмін, стратифікація, розподіл біогенних елементів та сонячної радіації), зумовлюючи інгібуєчий або стимулюєчий ефект. Встановлено, що серед біогенних елементів амонійний азот відіграє важливу роль в інтенсифікації розвитку певних видів ціанобактерій у великих водосховищах України, а також у водоймах інших країн світу. Водночас роль співвідношення між азотом і фосфором у цих процесах досі залишається складним і дискусійним питанням. Особливу увагу в роботі приділено аналізу біологічних механізмів, що зумовлюють тривалість процесів «цвітіння» води. З'ясовано, що ціанобактерії мають комплекс морфологічних адаптацій, які дозволяють їм функціонувати навіть за умов дефіциту неорганічного азоту і фосфору, обмеженої сонячної радіації, а також низької концентрації вільного CO₂. Це забезпечує стійкість та тривалу вегетацію їхніх популяцій. Взаємозв'язок багатьох чинників, які зумовлюють «цвітіння» води, ускладнює їхнє чітке розмежування і підкреслює необхідність подальших комплексних досліджень для виявлення механізмів, що лежать в основі цього явища.

Ключові слова: «цвітіння» води, ціанобактерії, абіотичні чинники, біологічні механізми, прісноводні екосистеми, водосховища Дніпровського каскаду.

Ціанобактерії (Cyanobacteria, Cyanophyta, Cyanobacteriophyta, Cyanoprokaryota) є однією з найбільш еволюційно давніх, таксономічно різноманітних і екологічно значущих груп фотосинтезуючих організмів [18, 54, 57]. За сучасними даними [28], відділ (філум) Cyanobacteria налічує понад 4660 видів. У водних екосистемах ці фотосинтезуючі прокаріоти відіграють значну роль у формуванні планктонних, бентосних та епіфітних угруповань, функціонуючи як первинні продуценти [5, 10, 47, 49, 50, 52].

¹ Роботу виконано за фінансової підтримки Національного фонду досліджень України в рамках наукового проекту № 2025.07/0394 «Розробка нових науково-обґрунтованих підходів та методів контролю шкідливого «цвітіння» ціанобактерій у великих водосховищах як інструмент забезпечення екологічної безпеки держави» за договором № 23.07/0394 від 02.03.2026.

Водночас за певних умов навколишнього середовища інтенсивний розвиток окремих видів планктонних ціанобактерій призводить до виникнення шкідливого «цвітіння» води (*harmful algal blooms* — *HABs*). Таке явище характеризується накопиченням біомаси ціанобактерій у товщі води до рівнів, що зумовлюють формування токсичних або інших екологічно небезпечних умов.

Одним із найнебезпечніших наслідків «цвітіння» води є здатність ціанобактерій продукувати та виділяти у навколишнє середовище широкий спектр токсичних вторинних метаболітів — ціанотоксинів, створюючи загрози для якості води, функціонування гідроекосистем, а також здоров'я людини [53, 54]. У формуванні «цвітіння» води беруть участь одноклітинні та колоніальні ціанобактерії з різним типом морфологічної структури: кокоїдні (види родів *Microcystis*, *Woronichinia*, *Synechococcus*), а також нитчасті (види родів *Aphanizomenon*, *Dolichospermum* (раніше *Anabaena*), *Nodularia*, *Planktothrix*, *Raphidiopsis* (раніше *Cylindrospermopsis*), *Pseudanabaena*). «Цвітіння» води спостерігається як у прісноводних, так і в солонуватоводних водоймах [53, 57].

Низка досліджень свідчить [16, 32, 53, 57, 60], що тривалість і частота «цвітіння» води внаслідок масового розвитку ціанобактерій зростають у глобальному масштабі, при цьому найвищу інтенсивність цього явища зареєстровано у прісноводних озерах і водосховищах. За даними [60], протягом останніх 20 років «цвітіння» води спостерігалось у кожному другому з 1965 досліджених великих водосховищ і озер (площею понад 50 км²) у світі. Домінуючими ціанобактеріями, асоційованими з формуванням «цвітіння» води, найчастіше є види родів *Microcystis*, *Dolichospermum*, *Aphanizomenon* та *Raphidiopsis* [24, 54].

Метою цього огляду було узагальнити сучасні уявлення про вплив абіотичних чинників на «цвітіння» води внаслідок масового розвитку ціанобактерій у прісноводних водоймах, провести порівняльний аналіз світових тенденцій і особливостей, притаманних водоймам України, зокрема водосховищам Дніпровського каскаду, де масовий розвиток ціанобактерій у літній період є регулярним явищем, а також здійснити аналіз ключових біологічних механізмів, що зумовлюють виникнення та впливають на тривалість «цвітіння» води.

Абіотичні чинники, що зумовлюють виникнення та впливають на тривалість «цвітіння» води

Кліматичні зміни. Кліматичні зміни вважаються однією з основних причин інтенсифікації «цвітіння» води, зумовленого масовим розвитком ціанобактерій, в сучасний період [22, 32, 33, 35, 41—43, 45, 65]. Вплив глобальних кліматичних змін проявляється насамперед у підвищенні температури повітря і відповідному підвищенні температури води у водних екосистемах. Зростання кількісного розвитку ціанобактерій за умов підвищення температури води зареєстровано у водоймах Фінляндії [45], Нідерландів [33], Австрії [46], Китаю та США [41]. Показано [33], що розвиток ціанобактерій в оз. Ньіве (Нідерланди) чітко корелював з літніми

температурами води і більш ніж 80 % міжрічної варіації частки ціанобактерій пояснювалось літніми температурами в лінійній моделі. Методом математичного моделювання було встановлено, що підвищення температури води в оз. Басентуейт (Велика Британія) призводить до більш раннього початку «цвітіння» води і до збільшення максимальної частки ціанобактерій (на 7,6 % на кожен 1 ° підвищення) [22]. Аналіз результатів досліджень 143 озер вздовж широтної трансекти від субарктичної Європи до південної частини Південної Америки показав, що потепління клімату не призводить до збільшення загальної біомаси фітопланктону, проте частка біомаси ціанобактерій різко зростає з підвищенням температури [35].

За даними Центральної геофізичної обсерваторії ім. Бориса Срезневського [4] в останні десятиліття в Україні спостерігається чітка тенденція до зростання температури повітря як в середньому за рік, так і протягом літньо-осіннього періоду, визначального для розвитку фітопланктону. Зокрема, в м. Києві протягом 2016—2025 рр. середня річна температура повітря стабільно перевищувала нову кліматичну норму (9 °С за період 1991—2020 рр.), а у 2024 р. спостерігався рекорд — 11,4 °С. Середні температури липня і серпня за останні 10 років переважно були вищими на 1—4 ° за відповідні місячні норми, сягаючи 24,6 °С у 2020 і 2021 рр. Крім того, літні місяці дедалі частіше супроводжуються тривалими періодами, коли денна температура повітря перевищує 30—35 °С. Спостерігається також і збільшення тривалості періоду з температурою вище 20 °С — в середньому він становить 90 днів. Максимальні значення температури води (понад 25 °С) спостерігаються в липні і серпні. Абсолютний максимум (29 °С) на г/с Київ зафіксовано 16 липня 2024 р. [4]. Таке підвищення температури води збільшує тривалість вегетаційного періоду, а аномально високі температури влітку сприяють домінуванню ціанобактерій у фітопланктоні та їх надмірному розвитку [50], зокрема у Київському та Канівському водосховищах (Україна), для яких була встановлена достовірна позитивна кореляція між температурою води та біомасою ціанобактерій [49].

Опосередкований вплив кліматичних змін на термічний режим дніпровських водосховищ проявляється через зміни стоку води. Аналіз різницевих інтегральних кривих середнього річного стоку річок басейнів Середнього і Нижнього Дніпра [6] свідчить, що з 2006 р. спостерігається маловодна фаза стоку, що зумовлює значне зменшення проточності водосховищ і покращення умов для температурної стратифікації.

Гідрологічний режим і гідродинамічні чинники. На відміну від природних водойм, водосховища характеризуються змінним, антропогенно зумовленим гідрологічним режимом. Зокрема, зниження швидкості течії, збільшення часу водообміну та формування стратифікації створюють сприятливі умови для розвитку ціанобактерій [5, 10, 15, 19, 23, 39, 56]. Такий вплив здійснюється переважно трьома основними шляхами: низька швидкість потоку (течії) сприяє розвитку ціанобактерій; коливання рівня води підвищують їхню продуктивність і стимулюють метаболізм; по-

мірна турбулентність води збільшує поглинання поживних речовин клітинами [29, 48, 54, 66].

Стокові та вітрові течії. Найбільш репрезентативним показником гідродинамічних умов є швидкість течії, яка у водосховищах зумовлена регульованим стоком річки та дією вітру на водну поверхню. Цей чинник часто є обмежувальним для розвитку ціанобактерій, що підтверджується переважною відсутністю явища «цвітіння» води у річках України, зокрема в Дніпрі на його верхній та середній ділянках до зарегулювання [14]. У той період у Дніпрі швидкість потоку становила в середньому 30—100 см/с залежно від локальних умов. Після створення водосховищ швидкість стокових течій в каскаді зменшилась в середньому до 1,5—7,0 см/с. У багатоводні роки фіксуються більші швидкості потоку (2,7—11,7 см/с), у маловодні — менші (1,0—4,7 см/с) [3].

Крім річної, спостерігається і сезонна зміна показника. Так, найвища швидкість течії у водосховищах Дніпровського каскаду відмічається навесні й може становити понад 20—25 см/с, але в даний період розвиток ціанобактерій регулюється більше температурним чинником. Вплив зарегулювання, зокрема на Київському водосховищі, підтверджується поступовим зростанням біомаси ціанобактерій при зниженні швидкості течії за позовжнім профілем від верхів'я до нижньої частини з максимумом у пригреблевій ділянці [49].

Вплив швидкості потоку на розвиток одного з основних збудників «цвітіння» води *Microcystis aeruginosa* (Kütz.) Kütz. підтверджений також результатами експериментальних досліджень [55]. При швидкості потоку 47 см/с спостерігаються зміни в морфології клітин і порушення метаболізму активних форм кисню, а оптимальна швидкість течії становить до 24 см/с. Ці результати підтверджують наявність оптимальних гідродинамічних умов для розвитку ціанобактерій у водосховищах Дніпра.

Крім стокових течій на розвиток фітопланктону у великих водосховищах та озерах впливає вітер [2, 27]. Швидкість вітрових течій в поверхневих шарах води, де сконцентровані ціанобактерії, переважно становить 0,4—7,0 % швидкості вітру над поверхнею води [3, 12]. Їх виникнення накладається на існуючі стокові течії, підсилюючи або трансформуючи останні, що зумовлює загальну циркуляцію вод.

Вплив вітру мінливий як за силою, так і за напрямком, що спричиняє просторово-часову змінність умов, мозаїчність розподілу фітопланктону по акваторії водойм і локальне накопичення його біомаси. Такі тенденції відмічені дослідниками на дніпровських водосховищах [2, 8, 12], водосховищі Сасик [19] та водоймах-охолоджувачах атомних станцій в Україні [11]. Більш того на Кременчуцькому та Каховському водосховищах в перші десятиліття після їх створення і в подальшому спостерігались «плями» ціанобактерій, що являли собою агреговані скупчення з біомасою 10—40 кг/м³ і дрейфували за напрямом дії вітру і течією [1].

Турбулентне перемішування. Вплив вітру на водну поверхню проявляється не тільки у формуванні течій, а й у перемішуванні водних мас і збуренні хвиль. Встановлено [27], що при низькій швидкості вітру (до

3 м/с) формуються стабільні вертикальні потоки, які сприяють підйому клітин і накопиченню біомаси ціанобактерій у верхньому шарі води. При сильному вітрі зі швидкістю від 6 м/с інтенсивне перемішування руйнує агрегації та пригнічує «цвітіння» води. Схожі висновки зроблено і при дослідженні умов Кременчуцького водосховища [8, 12], де при ослабленні вітру до 3 м/с переважаючим чинником розвитку ціанобактерій ставали стокові течії і турбулентне перемішування, що зумовлювало динаміку біомаси на окремих ділянках.

Помірна турбулентність стимулює розвиток явища «цвітіння» води переважно шляхом сприяння поглинанню поживних речовин та енергетичному обміну, особливо в мілководній прибережній зоні [48, 63, 66], а надмірна — обмежує розвиток ціанобактерій шляхом руйнування клітин та перешкоджання утворенню колоній [34, 37].

Денівеляції рівня води. Коливання рівня води, спричинені роботою гідроелектростанцій, змінюють швидкість течії, структуру водної маси та вертикальне перемішування [5, 10, 12, 13, 15]. Це, зі свого боку, впливає на доступність сонячної радіації і поживних речовин та розподіл фітопланктону, що може як стимулювати, так і пригнічувати «цвітіння» води залежно від конкретних умов. Наприклад, для мілководь дніпровських водосховищ і заплавних водойм, які гідрологічно пов'язані з основною акваторією, саме специфіка рівневого режиму зумовлює характер їх заростання макрофітами [9], а наявність періодично затоплюваних або відокремлюваних ділянок сприяє утворенню «резерватів» ціанобактерій, які можуть зберігатися у товщі піску [1]. Водночас результати дослідження [36] показали, що на водосховищі в Китаї при зниженні рівня води на 2,02—4,33 м середня швидкість потоку збільшилася на 68 % порівняно з попереднім показником. При цьому середня концентрація загального фосфору та азоту знизилася до 20 % і біомаса ціанобактерій різко скоротилася. Також спостерігалось значне збільшення різноманітності ціанобактерій та помітне зменшення щільності їхніх клітин.

Водообмін. Одним із ключових гідрологічних показників є час (період) водообміну, що враховує співвідношення і режим компонентів водного балансу та гідроморфологічні особливості. Зазвичай у водосховищах він значно більший, ніж у річках, що сприяє накопиченню поживних речовин і фітопланктону. Тривалий застій води дозволяє клітинам виділяти збудників «цвітіння» води проходити повний цикл розвитку. Останнім часом на території України зростає кількість водних об'єктів, де спостерігається «цвітіння» води, що зокрема пов'язано з подовженням періоду водообміну. Це явище стає характерним не лише для антропогенно змінених водойм, але і для природних польських озер [7].

У роботі [14] зазначено, що до 1960-х років у центральній частині України влітку 10-добовий період водообміну був межею утворення «цвітіння» води. У дніпровських водосховищах період водообміну залежить від водності року та режиму роботи гідроелектростанцій і складає від 11 (Кам'янське водосховище у багатоводний рік) до 224 діб (Каховське водо-

сховище у маловодний рік). Середньорічний період водообміну становить 36 діб для Київського водосховища та 20 діб для Канівського.

Значення показника змінюється і за сезонами — наприклад, навесні найбільш проточним у каскаді стає Канівське водосховище [12]. Ці значення відповідають схожим за розмірам іншим водосховищам світу, таким як Три ущелини (Китай), тоді як у найбільших водосховищах озерного типу, таких як Каріба (на кордоні між Замбією та Зімбабве) або Вольта (Гана), час водообміну досягає кількох років, що сприяє формуванню стабільно стратифікованих екосистем з високою ймовірністю розвитку «цвітіння» води. Наприклад, у водосховищі Каріба в останні десятиліття період водообміну збільшився з 3,7 до 5,7 років внаслідок зменшення стоку р. Замбезі. Це спричинило домінування ціанобактерій у складі фітопланктону, що призвело до скорочення чисельності ентомостракового зоопланктону і, як результат, до згасання рибного промислу *Limnothrissa miodon* [38].

Отже, гідродинамічні чинники прямо та опосередковано впливають на розвиток фітопланктону та «цвітіння» води, а можливість регулювання гідрологічного режиму і впровадження екологічних стратегій експлуатації гідроелектростанцій [12, 13, 54, 55] на сьогодні залишаються найбільш ймовірними та дієвими методами регулювання явища «цвітіння» води у великих водосховищах.

Біогенне навантаження. Іншим важливим чинником, який сприяє «цвітінню» води ціанобактеріями, є антропогенне евтрофування [43, 56]. Надлишок сполук азоту (N) та фосфору (P) вважається однією з основних причин широкого поширення цього явища в індустріально розвинених країнах та густонаселених регіонах.

Результати кореляційного та регресійного аналізу показали, що на сьогодні одним із найважливіших чинників для вегетації планктонних ціанобактерій в Київському водосховищі є вміст амонійного азоту [49], на відміну від 1965—1969 рр., коли основним лімітуючим чинником був вміст неорганічного фосфору [8, 49]. Цікаво, що саме амонійній формі азоту віддають перевагу види з родів *Dolichospermum*, *Microcystis* [21, 67].

Також встановлено [16], що достовірна позитивна кореляція між концентраціями неорганічного фосфору і біомасою ціанобактерій в дніпровських водосховищах спостерігається в діапазоні від «слідових» концентрацій до порогової величини 0,05 мг/дм³, яка відповідає «перетину Редфілда», тобто оптимальному співвідношенню між неорганічними формами азоту та фосфору (16 N : 1 P), а за більших концентрацій фосфору достовірної кореляції не зареєстровано.

Вплив співвідношення N:P на розвиток ціанобактерій і явище «цвітіння» води є досить складним питанням. Так, аналіз залежності між біомасою ціанобактерій і співвідношенням N:P в озерах Південної Америки показав відсутність кореляційного зв'язку між цими показниками, навіть коли окремо аналізувалась частка азотфіксуючих ціанобактерій. Авторами зроблено висновок, що співвідношення азоту і фосфору не зав-

жди свідчить про лімітування за азотом, особливо коли обидва біогенних елементи знаходяться в надлишку [35].

Важливою проблемою при аналізі польових даних є складність виявлення причинно-наслідкових зв'язків [35]. Зокрема це стосується тлумачення кореляційного зв'язку між загальною концентрацією біогенних елементів та біомасою ціанобактерій. Крім того, у більш теплих і стратифікованих водах збільшується активність гетеротрофних бактерій і знижується газообмін у придонних шарах, а відтак посилюється гіпоксія. Внаслідок цього знижується рН та з донних відкладів вивільняється фосфор, зі свого боку сприяючи розвитку ціанобактерій [43].

Ще одна проблема у вивченні екологічних передумов «цвітіння» води полягає в тому, що температура води і вміст біогенних елементів чинять комплексний синергічний вплив на розвиток ціанобактерій і розділити наслідки дії цих двох чинників досить складно [35]. У більшості досліджень загальною тенденцією є збільшення біомаси ціанобактерій та/або їхнього домінування при підвищенні температури води. Проте сила цього відгуку суттєво залежить від біогенного ресурсу, тобто трофічного статусу водної екосистеми [22]. Так, регресійний аналіз на основі даних, отриманих на різнотипних мілководних озерах світу, показав, що при включенні температури як факторної змінної до регресійної моделі зростала дисперсія біомаси ціанобактерій, пояснювана концентрацією біогенних елементів [35].

Отже, розвиток ціанобактерій та явище «цвітіння» води пов'язані із сукупністю чинників, які включають кліматичні зміни, гідрологічний режим, вміст біогенних елементів, сонячну радіацію у водній товщі. Деякі з цих чинників взаємно корелюють, тому виокремити їх вплив досить складно, і це потребує подальших досліджень.

Біологічні механізми, що зумовлюють виникнення та впливають на тривалість «цвітіння» води

Температурний оптимум росту. Підвищення температури впливає на метаболізм, біомасу та видовий склад фітопланктону [49, 50]. У низці робіт повідомляється, що ціанобактерії мають вищий температурний оптимум порівняно з іншими відділами водоростей [17, 22, 33, 35, 41, 42]. Польові дослідження свідчать [32, 65], що біомаса ціанобактерій починає зростати за температури 11—15 °С, досягає максимуму при 20—30 °С і залишається на низькому рівні після зниження температури води нижче 6 °С. Подібні закономірності підтверджено в модельних експериментах, де відновлення експресії генів, фотосинтезу та росту клітин *Microcystis* відбувалось за 11—14 °С і суттєво посилювалось після підвищення температури понад 20 °С [65]. Оптимальний температурний діапазон для видів роду *Microcystis* становить 25—30 °С, саме за таких умов відбувається їх домінування у фітопланктоні. Показано [32], що підвищення температури сприяло домінуванню *Microcystis* sp. над нитчастими видами *Dolichospermum* sp. та *Aphanizomenon* sp. у великих озерах Китаю (Тайху, Чаоху

та Дяньчі) [32]. Така тенденція підкреслює виражені міжвидові відмінності у реакції на вплив температурного чинника.

Регулювання плавучості. Ціанобактерії мають широкий спектр морфологічних адаптацій, які забезпечують їм домінуючу роль у водних екосистемах, що зазнають природних та антропогенних трансформацій. Серед адаптивних стратегій цих організмів регулювання плавучості вважається одним із ключових чинників формування та підтримання «цвітіння» води [44, 45, 54, 61, 63]. Показано, що масовий розвиток ціанобактерій лише частково зумовлений швидкою проліферацією клітин, і часто він є результатом їхньої вертикальної міграції протягом коротких проміжків часу [61, 63]. Цей механізм забезпечується завдяки наявності газових везикул (вакуолей) — порожнистих водонепроникних білкових структур, кількість яких у клітинах деяких видів-збудників «цвітіння» води може сягати кількох тисяч [54]. Така особливість дає змогу ціанобактеріям регулювати власне положення у товщі води залежно від температури, рівня освітлення та доступності біогенних речовин.

Відповідно до закону Стокса швидкість вертикального переміщення малих організмів (зокрема, мікроводоростей) обернено пропорційна в'язкості води. Висока температура призводить до зниження в'язкості води, а отже і до зменшення опору води до вертикальної міграції фітопланктону. Це сприяє вертикальним міграціям ціанобактерій для оптимального використання сонячної радіації і біогенних елементів. При цьому, «важчі» діатомові водорості швидше осідають на дно [42].

У водоймах з високим рівнем каламутності основним чинником, який лімітує розвиток фітопланктону, є світлова енергія. За таких умов ціанобактерії, які утворюють плівки на поверхні води, мають конкурентну перевагу над видами фітопланктону з більшою питомою вагою [33].

Механізми концентрування вуглецю. У евтрофних водах ціанобактерії характеризуються високою інтенсивністю фотосинтезу, що зумовлює їхню значну потребу в діоксиді вуглецю (CO_2). Водночас зі зростанням інтенсивності фотосинтезу підвищується і рівень рН води. За умов підвищеного рН (>9) вміст вільного CO_2 у водному середовищі різко знижується (до $<1\%$ від загального неорганічного вуглецю), тоді як домінуючою формою вуглецю стає бікарбонат (HCO_3^-), що може обмежувати фотосинтез і ріст фітопланктону [58]. У відповідь на дефіцит вільного CO_2 ціанобактерії, як і інші водні фотоавтотрофи, використовують механізми концентрування вуглецю [40, 58]. У межах цих механізмів HCO_3^- , який не здатний до пасивної дифузії через клітинні мембрани, транспортується за допомогою систем активного перенесення і забезпечує підтримання фотосинтезу. Механізми концентрування вуглецю ціанобактерій відрізняються від аналогічних систем інших таксонів здатністю функціонувати за високих градієнтів концентрації (співвідношення «зовнішній С : внутрішній С») і пов'язані з відносно низькою специфічністю ферменту Рубіско [40].

Механізми фіксації та асиміляція азоту. Ще однією морфологічною особливістю багатьох видів ціанобактерій є здатність фіксувати

атмосферний азот (N_2), такі мікроорганізми називають діазотрофами (або азотфіксуєчими). Представники токсигенних родів *Dolichospermum*, *Aphanizomenon* і *Raphidiopsis*, наприклад, здатні перетворювати молекулярний азот у біологічно доступні форми, що забезпечує їм конкурентні переваги в умовах обмеження неорганічних форм азоту, особливо в літній період, коли інтенсивність розвитку фітопланктону досягає піку [25, 31]. Цей процес здійснюється за участю спеціалізованих клітин — гетероцист, що утворюються у відповідь на зниження доступності неорганічних сполук азоту у водному середовищі [30]. Хоча загалом вважається, що фіксація N_2 зменшує роль азоту як лімітуючого чинника в інтенсифікації процесу «цвітіння» води, деякі дослідження показують, що висока потреба цього механізму в метаболічній енергії суттєво обмежує його ефективність [26]. Крім того, такі токсигенні роди, як *Microcystis* та *Planktothrix*, на відміну від діазотрофів, не здатні до фіксації N_2 . Їхній ріст і біосинтез токсинів переважно залежать від алохтонного надходження сполук неорганічного азоту [44]. Водночас продемонстровано, що за обмеженої доступності алохтонного азоту наприкінці літа, у зв'язку з інтенсивним розвитком фітопланктону *Microcystis* sp. отримує конкурентну перевагу над діатомовими водоростями завдяки здатності до ефективної асиміляції регенерованого амонію (автохтонного азоту) [21, 25]. Це зумовлює необхідність подальшого вивчення механізмів, які дозволяють ціанобактеріям підтримувати ріст та ефективно конкурувати в умовах дефіциту алохтонного неорганічного азоту.

Механізми акумуляції фосфору. Фосфор є ключовим лімітуючим біогенним елементом у більшості водних екосистем і відіграє вирішальну роль у формуванні та сукцесії фітопланктону [54, 62]. Обмежена біодоступність фосфору впливає на швидкість росту мікроорганізмів, проте ціанобактерії здатні зберігати функціональну активність за умов його дефіциту. Було показано, що збудники «цвітіння» води *Microcystis aeruginosa* (Kütz.) Kütz. та *Raphidiopsis raciborskii* (Wołoszyńska) Aguilera et al. можуть витримувати дефіцит біодоступного фосфору у водному середовищі протягом тривалого часу [26, 62]. На сьогодні запропоновано кілька механізмів для пояснення цього явища [51, 54, 59]. В умовах надлишку неорганічного фосфору їхні клітини активно поглинають ортофосфат і зберігають його у вигляді гранул поліфосфату (PolyP). Примітно, що представники роду *Microcystis* демонструють значно вищу здатність до синтезу PolyP, ніж інші види фітопланктону [26, 59, 54]. Крім того, позаклітинні полімерні речовини колоніальних форм *Microcystis* розглядаються як додатковий пул фосфору [51]. Високими показниками акумуляції фосфатів характеризується також *R. raciborskii*. Здатність ціанобактерій до внутрішньоклітинного депонування та використання позаклітинного пулу фосфору сприяє їхньому тривалому домінуванню. З огляду на масштабність і тривалість цих процесів, виникає необхідність у подальших дослідженнях впливу «цвітіння» води внаслідок масового розвитку ціанобактерій на структуру та функціонування угруповань інших гідробіонтів.

Висновки

Масовий розвиток планктонних ціанобактерій у прісноводних екосистемах є складним процесом, зумовленим впливом різноманітних абіотичних чинників середовища та внутрішніх біотичних механізмів. На основі аналізу наукової літератури виявлено позитивну кореляцію між глобальними змінами клімату (насамперед підвищенням температури повітря та подальшим прогріванням води) і зростанням біомаси ціанобактерій. Така тенденція підкреслює визначальну роль кліматичних чинників у збільшенні інтенсивності «цвітіння» води в сучасний період. Разом з тим, реакція ціанобактерій на вплив температурного режиму має суттєві міжвидові відмінності, що необхідно враховувати при прогнозуванні та контролі спалахів «цвітіння» води, спричинених різними видами ціанобактерій.

Встановлено, що гідрологічні чинники впливають на розвиток ціанобактерій як безпосередньо (через зміну швидкості течії, перемішування та коливання рівня води), так і опосередковано (змінюючи водообмін, стратифікацію, розподіл біогенних елементів та сонячної радіації). Їхня дія може мати різне спрямування: за помірної інтенсивності (зокрема слабого вітру) вони можуть стимулювати розвиток планктонних ціанобактерій, тоді як за високої інтенсивності — пригнічувати його.

Серед біогенних елементів відзначено важливу роль амонійного азоту у виникненні «цвітіння» води внаслідок масового розвитку ціанобактерій, і ця тенденція є характерною як для водойм України, так і для водойм інших країн світу. Водночас роль співвідношення між азотом і фосфором у цих процесах досі залишається складним і дискусійним питанням.

З'ясовано, що ціанобактерії мають широкий спектр морфофізіологічних адаптацій, які забезпечують їм домінування у гідроекосистемах, що зазнають природних та антропогенних трансформацій. Регулювання плавучості, механізми концентрування вуглецю, фіксації та асиміляції азоту, а також акумуляції неорганічного фосфору є одними із ключових адаптивних функцій, що забезпечують формування та підтримання шкідливого «цвітіння» води у прісноводних екосистемах.

Оскільки чинники, що зумовлюють масовий розвиток ціанобактерій, є взаємопов'язаними, їхнє чітке розмежування ускладнене, що підкреслює необхідність подальших комплексних досліджень механізмів цього явища.

Список використаної літератури

1. Брагинский Л.П., Береза В.Д., Гусынская С.Л. и др. «Пятна цветения», нагонные массы, выбросы синезеленых водорослей и происходящие в них биологические процессы. *Цветение воды*. Киев: Наук. думка, 1968. С. 92—149.
2. Вишневський В.І. Просторово-часова мінливість «цвітіння» води у дніпровських водосховищах. *Укр. журн. дистанційного зондування Землі*. 2019. № 20. С. 18—27.
3. Гидрология и гидрохимия Днепра и его водохранилищ / отв. ред. М.А. Шевченко. Киев, 1989. 216 с.

4. Кліматичні дані по м. Києву / Центральна геофізична обсерваторія ім. Бориса Срезневського. <https://cgo-sreznevskiy.kiev.ua/>
5. Ліщук А.В. Еколого-фізіологічні основи формування фітопланктону прісноводних екосистем : автореф. дис. ... д-ра біол. наук. Київ, 2007. 38 с.
6. Лук'янець О.І., Ободовський О.Г., Гребінь В.В. та ін. Просторові закономірності зміни середнього річного стоку води річок України. *Укр. геогр. журн.* 2021. № 1. С. 6—14.
7. Панасюк А.О. Явище «цвітіння» води у водоймах України: аналіз публікацій вітчизняних вчених. *Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія*, 2024. № 4 (74). С. 62—69.
8. Приймаченко А.Д. Фитопланктон и первичная продукция Днепра и днепровских водохранилищ. Киев: Наук. думка, 1981. 228 с.
9. Растительность и бактериальное население Днепра и его водохранилищ: монография / под ред. Н.В. Кондратьевой. Киев: Наук. думка, 1989. 232 с.
10. Семенюк Н.Є., Щербак В.І., Давидов О.А., Козійчук Е.Ш. Динаміка локальних угруповань фітопланктону верхньокаскадних дніпровських водосховищ у сучасних умовах. *Альгологія*. 2025. Т. 35, № 1. С. 30—57.
11. Техно-экосистема АЭС. Гидробиология, абиотические факторы, экологические оценки / под ред. А.А. Протасова. Киев, 2011. 234 с.
12. Тимченко В.М. Экологическая гидрология водоемов Украины. Киев: Наук. думка, 2006. 383 с.
13. Тимченко В.М. Водообменные процессы как фактор формирования потоков энергии в экосистемах днепровских водохранилищ. *Гидробиол. журн.* 2010. Т. 46, № 3. С. 105—120.
14. Шпет Г.И., Кубышкин Г.П. О зависимости «цветения» воды от интенсивности водообмена. *Гидробиол. журн.* 1968. № 5. С. 55—58.
15. Щербак В.И. Многолетняя динамика «цветения» воды днепровских водохранилищ. *Доп. НАН України*. 1998. № 7. С. 187—190.
16. Щербак В.І., Семенюк Н.Є., Майстрова Н.В. Вплив біогенних елементів на фітопланктон дніпровських водосховищ на сучасному етапі. *Гідробіол. журн.* 2026. Т. 62, № 2. С. 3—22.
17. Adrian R., O'Reilly C.M., Zagarese H. et al. Lakes as sentinels of climate change. *Limnol. Oceanogr.* 2009. Vol. 54, N 6, part 2. P. 2283—2297.
18. Aleksovski B., Krstić S., Guiry M.D. The names of phyla and classes of blue-green algae (cyanobacteria, cyanophytes) and a typified name: Cyanobacteriophyta Oren, Mareš et Rippka. *Fottea*. 2025. Vol. 25, N 2. P. 212—217.
19. Bilous O.P., Barinova S.S., Ivanova N.O., Hulciaieva O.A. The use of phytoplankton as an indicator of internal hydrodynamics of a large seaside reservoir — case of the Sasyk Reservoir, Ukraine. *Ecohydrology & Hydrobiology*. 2016. Vol. 16, N 3. P.160—174.
20. Bilous O.P., Wojtal A.Z., Ivanova N.O. et al. Indication of long-term changes of algae communities in a hydrologically transformed estuary Sasyk, Black Sea, Ukraine. *Water*. 2023. Vol. 15 (11). 2078. doi: 10.3390/w15112078.
21. Chaffin J.D., Bridgeman T.B., Bade D.L. Nitrogen constrains the growth of late summer cyanobacterial blooms in Lake Erie. *Adv. Microbiol.* 2013. Vol. 3. P. 16—26.
22. Elliott J.A. Is the future blue-green? A review of the current model predictions of how climate change could affect pelagic freshwater cyanobacteria. *Water Res.* 2012. Vol. 46. P. 1364—1371.
23. Ferencz B., Toporowska M., Dawidek J. Role of hydrology in Cyanobacteria blooms in the floodplain lakes. *Water*. 2023. Vol. 15 (1547). Doi: 10.3390/w15081547.
24. Ferrero-Filho A.D.S., Kozłowski-Suzuki B. Cyanotoxins: bioaccumulation and effects on aquatic animals. *Mar Drugs*. 2011. Vol. 9, N 12. P. 2729—2772.
25. Glibert P.M., Wilkerson F.P., Dugdale R.C. et al. Pluses and minuses of ammonium and nitrate uptake and assimilation by phytoplankton and implications for productivity and community composition, with emphasis on nitrogen-enriched conditions. *Limnol. Oceanogr.* 2016. Vol. 61, N 2. P. 165—197.

26. Gobler C.J., Burkholder J.M., Davis T.W. et al. The dual role of nitrogen supply in controlling the growth and toxicity of cyanobacterial blooms. *Harmful Algae*. 2016. Vol. 54. P. 87—97.
27. Gu P., Zhang G., Luo X. et al. Effects of different fluid fields on the formation of cyanobacterial blooms. *Chemosphere*. 2021. Vol. 283. 131219. doi: 10.1016/j.chemosphere.2021.131219.
28. Guiry M.D. How many species of algae are there? A reprise. Four kingdoms, 14 phyla, 63 classes and still growing. *J. Phycol.* 2024. Vol. 60. P. 214—228.
29. Hadiyanto H., Elmore S., Van Gerven T., Stankiewicz A. Hydrodynamic evaluations in high rate algae pond (HRAP) design. *Chem. Eng. J.* 2013. 217. P. 231—239.
30. Herrero A., Stavans J., Flores E. The multicellular nature of filamentous heterocyst-forming cyanobacteria. *FEMS Microbiol. Rev.* 2016. Vol. 40, N 6. P. 831—854.
31. Higazi M., Kolan D., Cattani-Tsaushu E. et al. Nitrogen availability shapes evolution of phage resistance in cyanobacteria. *ISME J.* 2025. Vol. 19, N 1. wraf180. doi: 10.1093/ismejo/wraf180
32. Hu L., Wang H., Cui J. et al. Temperature-dependent growth characteristics and competition of *Pseudanabaena* and *Microcystis*. *Water*. 2023. Vol. 15. 2404. doi: 10.3390/w15132404.
33. Jöhnk K.D., Huisman J., Sharples J. et al. Summer heatwaves promote blooms of harmful cyanobacteria. *Global Change Biology*. 2008. Vol. 14, N 3. P. 495—512.
34. Kang L., He Y., Dai L. et al. Interactions between suspended particulate matter and algal cells contributed to the reconstruction of phytoplankton communities in turbulent waters. *Water Res.* 2019. Vol. 149. P. 251—262.
35. Kosten S., Huszar V.L.M., Bécares E. et al. Warmer climate boosts cyanobacterial dominance in shallow lakes. *Global Change Biology*. 2012. Vol. 18. P. 118—126.
36. Li Y., Fang L., Cao G. et al. Reservoir regulation-induced variations in water level impacts cyanobacterial bloom by the changing physiochemical conditions. *Water Res.* 2024. Vol. 259. 121836. doi: 10.1016/j.watres.2024.121836.
37. Liu M., Ma J., Kang L. et al. Strong turbulence benefits toxic and colonial cyanobacteria in water: A potential way of climate change impact on the expansion of harmful algal blooms. *Sci. Total Environ.* 2019. Vol. 670. P. 613—622.
38. Magadza C.H.D. Environmental state of Lake Kariba and Zambezi River Valley: Lessons learned and not learned. Lakes & Reservoirs. *Research & Management*. 2010. Vol. 15. P. 167—192.
39. Mao J., Jiang D., Dai H. Spatial-temporal hydrodynamic and algal bloom modeling analysis of a reservoir tributary embayment. *J. Hydro-environ. Res.* 2015. Vol. 9, N. 2. P. 200—215.
40. Morales-Williams A.M., Wanamaker A.D. Jr., Downing J.A. Cyanobacterial carbon concentrating mechanisms facilitate sustained CO₂ depletion in eutrophic lakes. *Biogeosciences*. 2017. Vol. 14. P. 2865—2875.
41. Paerl H.W., Huisman J. Blooms like it hot. *Science*. 2008. Vol. 320, N 5872. P. 57—58.
42. Paerl H.W., Huisman J. Climate change: a catalyst for global expansion of harmful cyanobacterial blooms. *Environ. Microb. Rep.* 2009. Vol. 1, N 1. P. 27—37.
43. Paerl H.W., Hall N.S., Calandrino E.S. Controlling harmful cyanobacterial blooms in a world experiencing anthropogenic and climatic-induced change. *Sci. Total Environ.* 2011. Vol. 409. P. 1739—1745.
44. Paerl H.W., Otten T.G. Harmful cyanobacterial blooms: causes, consequences, and controls. *Microb. Ecol.* 2013. Vol. 65, N 4. P. 995—1010.
45. Pätynen A., Elliott J.A., Kiuru P. et al. Modeling the impact of higher temperature on the phytoplankton of a boreal lake. *Boreal Environ. Res.* 2014. Vol. 19. P. 66—78.
46. Rasconi S., Gall A., Winter K., Kainz M.J. Increasing water temperature triggers dominance of small freshwater plankton. *PLOS ONE*. 2015. doi: 10.1371/journal.pone.0140449.

47. Sakevich A.I., Usenko O.M. Peculiarities of the response of freshwater algae to the influence of extracellular biologically active substances. *Hydrobiol. J.* 2009. Vol. 45, N 3. P. 61—68.
48. San L., Long T., Liu C.C.K. Algal bioproductivity in turbulent water: an experimental study. *Water*. 2017. Vol. 9 (5). 304. doi: 10.3390/w9050304.
49. Shcherbak V.I., Semenyuk N.Ye., Maystrova N.V. Characteristics of Cyanobacteria at different stages of existence of the Kyiv Reservoir. *Hydrobiol. J.* 2024. Vol. 60, N 1. P. 3—27.
50. Shcherbak V.I., Semenyuk N.Ye., Yakushyn V.M. Phytoplankton structural and functional organization in a large lowland reservoir under the global climate change (case study of the Kaniv Reservoir). *Hydrobiol. J.* 2022. Vol. 58, N 6. P. 3—27.
51. Shen H., Song L. Comparative studies on physiological responses to phosphorus in two phenotypes of bloom-forming *Microcystis*. *Hydrobiologia*. 2007. Vol. 592. P. 475—486.
52. Shevchenko T., Klochenko P.D., Nezbyrskytska I. Response of phytoplankton to heavy pollution of water bodies. *Oceanol. Hydrobiol. Stud.* 2020. Vol. 49. P. 267—280.
53. Siddiquee M., Cornelius S., Seo Y. et al. Uncovering microbial interactions in a persistent *Planktothrix* bloom: Towards early biomarker identification in hypereutrophic lakes. *Water Res.* 2025. Vol. 283. 123683. doi: 10.1016/j.watres.2025.123683.
54. Song L., Jia Y., Qin B. et al. Harmful cyanobacterial blooms: biological traits, mechanisms, risks, and control strategies. *Annu. Rev. Environ. Resour.* 2023. Vol. 48. P. 123—147.
55. Song Y., Zhang L.L., Li J. et al. Mechanism of the influence of hydrodynamics on *Microcystis aeruginosa*, a dominant bloom species in reservoirs. *Sci. Total Environ.* 2018. Vol. 636. P. 230—239.
56. Sukenik A., Quesada A., Salmaso N. Global expansion of toxic and non-toxic cyanobacteria: effect on ecosystem functioning. *Biodiversity Conservation*. 2015. Vol. 24. P. 889—908.
57. Sukenik A., Kaplan A. Cyanobacterial harmful algal blooms in aquatic ecosystems: a comprehensive outlook on current and emerging mitigation and control approaches. *Microorganisms*. 2021. Vol. 9 (7). 1472. doi: 10.3390/microorganisms9071472.
58. VanDam B.R., Tobias C., Holbach A. et al. CO₂ limited conditions favor cyanobacteria in a hypereutrophic lake: an empirical and theoretical stable isotope study. *Limnol. Oceanogr.* 2018. Vol. 63. P. 1643—1659.
59. Wan L., Chen X., Deng Q. et al. Phosphorus strategy in bloom-forming cyanobacteria (*Dolichospermum* and *Microcystis*) and its role in their succession. *Harmful Algae*. 2019. Vol. 84. P. 46—55.
60. Wang Y., Zhao D., Woolway R.I. et al. Global elevation of algal bloom frequency in large lakes over the past two decades. *Natl. Sci. Rev.* 2025. Vol. 12, N 3. nwaf011. doi: 10.1093/nsr/nwaf011
61. Wu T., Dai R., Chu Z., Cao J. Rapid recovery of buoyancy in eutrophic environments indicates that cyanobacterial blooms cannot be effectively controlled by simply collapsing gas vesicles alone. *Water*. 2023. Vol. 15(10). 1898. doi: 10.3390/w15101898.
62. Wu Z., Shi J., Li R. Comparative studies on photosynthesis and phosphate metabolism of *Cylindrospermopsis raciborskii* with *Microcystis aeruginosa* and *Aphanizomenon flos-aquae*. *Harmful Algae*. 2009. Vol. 8, N 6. P. 910—915.
63. Xiao Y., Gan N., Liu J. et al. Heterogeneity of buoyancy in response to light between two buoyant types of cyanobacterium *Microcystis*. *Hydrobiologia*. 2012. Vol. 679. P. 297—311.
64. Xiao Y., Li Z., Li C. et al. Effect of small-scale turbulence on the physiology and morphology of two bloom-forming cyanobacteria. *PLOS ONE*. 2016. Vol. 11 (12). E0168925. doi: 10.1371/journal.pone.0168925

65. Yang Z., Zhang M., Yu Y., Shi X. Temperature triggers the annual cycle of Microcystis, comparable results from the laboratory and a large shallow lake. *Chemosphere*. 2020. Vol. 260. 127543. doi: 10.1016/j.chemosphere.2020.127543.
66. Zhao G., Gao X., Zhang C., Sang G. The effects of turbulence on phytoplankton and implications for energy transfer with an integrated water quality-ecosystem model in a shallow lake. *J. Environ. Manage.* 2020. Vol. 256. 109954.
67. Zulkefli N.S., Hwang S.J. Heterocyst development and diazotrophic growth of *Anabaena variabilis* under different nitrogen availability. *Life*. 2020. Vol. 10, N 11. P. 279—300.

Надійшла 17.04.2026

I.M. Nezbyrka, PhD (Biol.), Senior Researcher,
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
Volodymyr Ivasyuk Avenue, 12, Kyiv, 04210, Ukraine
e-mail: inna_imn@ukr.net
ORCID 0000-0003-4607-0058

N.Ye. Semenyuk, Dr. Sci. (Biol.), Senior Researcher, Leading Researcher,
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
Volodymyr Ivasyuk Avenue, 12, Kyiv, 04210, Ukraine
e-mail: natasemenyuk@gmail.com
ORCID 0000-0003-4447-3507

N.O. Ivanova, PhD (Geogr.), Researcher,
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
Volodymyr Ivasyuk Avenue, 12, Kyiv, 04210, Ukraine
e-mail: ivanova_n_a@ukr.net
ORCID 0000-0003-4448-9429

S.S. Dubniak, PhD (Geogr.), Docent, Head of the Department,
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
Volodymyr Ivasyuk Avenue, 12, Kyiv, 04210, Ukraine
e-mail: dubnyak@ukr.net
ORCID 0000-0001-8698-0166

T.O. Leontieva, PhD (Biol.), Researcher,
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
Volodymyr Ivasyuk Avenue, 12, Kyiv, 04210, Ukraine
e-mail: leontieva3394@gmail.com
ORCID 0000-0003-4482-328X

I.M. Konovets, PhD (Biol.), Senior Researcher, Head of Laboratory,
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
Volodymyr Ivasyuk Avenue, 12, Kyiv, 04210, Ukraine
e-mail: i.m.konovets@gmail.com
ORCID 0000-0003-4234-5026

M.V. Prychepa, PhD (Biol.), Researcher,
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
Volodymyr Ivasyuk Avenue, 12, Kyiv, 04210, Ukraine
e-mail: prichepa1987@ukr.net
ORCID 0000-0002-3114-2402

Yu.O. Kovalenko, PhD (Biol.), Junior Researcher,
Institute of Hydrobiology of NAS of Ukraine,
Volodymyr Ivasyuk Avenue, 12, Kyiv, 04210, Ukraine
e-mail: kovalenkoyuliia888@gmail.com
ORCID 0000-0003-4818-4542

O.P. Bilous, PhD (Biol.), Senior Researcher,
Institute of Hydrobiology and Aquatic Ecosystem Management,

University of Natural Resources and Life Sciences,
Gregor-Mendel-Strajaе, 33/DG, Vienna, 1180, Austria
e-mail: bilous_olena@ukr.net
ORCID 0000-0001-5229-3667

WATER BLOOM IN RESERVOIRS: THE ROLE OF ABIOTIC FACTORS AND
BIOLOGICAL MECHANISMS OF FORMATION (A REVIEW)

In this review, current perspectives on the role of abiotic factors in the occurrence of cyanobacterial blooms in freshwater ecosystems are summarized. A comparative analysis of global trends and the peculiarities of the formation of this phenomenon in water bodies of Ukraine, in particular in the reservoirs of the Dnieper cascade, is presented. A positive correlation has been established between global climate change (increased air temperature and subsequent water warming) and the growth of cyanobacterial biomass, highlighting the decisive role of the climatic factor in the rising intensity of these processes in the modern period. It has been demonstrated that hydrodynamic factors determine the development of cyanobacteria through both direct mechanisms (changes in flow velocity, mixing, water level fluctuations) and indirect ones (water exchange, stratification, distribution of nutrients and solar radiation), resulting in either inhibitory or stimulatory effects. The significant role of ammonium nitrogen among nutrients in intensifying cyanobacterial development has been identified in the large reservoirs of Ukraine, as well as in water bodies worldwide. At the same time, the role of the nitrogen-to-phosphorus ratio in these processes remains a complex and controversial issue. Special attention is given to the analysis of biological mechanisms that determine the persistence of harmful water blooms. It has been established that cyanobacteria possess a set of morphophysiological adaptations that enable them to function even under conditions of inorganic nitrogen and phosphorus deficiency, limited light availability, and low concentrations of free CO₂. This ensures population stability and prolonged growth. The interrelationship of many factors that cause water blooms makes it difficult to clearly distinguish them and emphasizes the need for further comprehensive research to identify the mechanisms of this phenomenon.

Key words: *water bloom, cyanobacteria, abiotic factors, biological mechanisms, freshwater ecosystems, reservoirs of the Dnipro cascade.*