

## ЕКОЛОГІЧНІ ЧИННИКИ ВОДНОГО СЕРЕДОВИЩА В РЕГУЛЯЦІЇ ФІЗІОЛОГІЧНИХ ПРОЦЕСІВ У ВОДРОСТЕЙ

Боднар О.І., Вінярська Г.Б.

*Тернопільський національний педагогічний університет імені Володимира Гнатюка*

Фізіологічна активність одноклітинних водоростей – основний чинник продукційних процесів у водних екосистемах. Відомо, що життєдіяльність водоростей, ефективність їх метаболічних процесів та адаптивна пластичність безпосередньо пов'язана з фізико-хімічними умовами середовища зростання [1]. Найважливішого значення тут набувають іонний склад, загальний вміст органічних речовин, вміст кисню, температура, рН та освітлення [5].

Для нормального функціонування водних організмів найбільш важливими є якісний та кількісний склад фізіологічно необхідних іонів у воді. До них належать хімічні елементи, які відіграють виключно важливу роль у метаболічних процесах. Деякі з них постійно входять до складу біологічних рідин клітин і тканин та утворюють стійкі структурно-функціональні комплекси в організмі. Разом з тим, іони та сполуки неорганічних елементів є каталізаторами метаболічних реакцій, складовими буферних систем, важливими компонентами мембран та органел [6, 91]. Так, наприклад, іони натрію і калію виконують головну роль у транспортуванні води через мембрани та підтриманні водного балансу клітини. У водоростей калій виступає як активатор багатьох ферментів, забезпечує стабільність і конформацію білків та процеси осморегуляції. Він також підтримує електрохімічний градієнт клітинної мембрани [8].

Кальцій є активним відновником, легко взаємодіє з киснем та діоксидом вуглецю, утворюючи відповідно у воді гідроксиди, гідрокарбонати та карбонати, тоді як магній відіграє важливу роль в активації ферментативних реакцій фотосинтезу, входить до складу хлорофілу та бере участь у біосинтезі його порфіринового ядра. За участі  $\text{Ca}^{2+}$  і  $\text{Mg}^{2+}$  відбуваються ферментативні реакції, пов'язані з диханням, насамперед гліколізом. Вони впливають на мембранне транспортування іонів та внутрішньоклітинний обмін амінокислот [6, 9, 10].

Нині більшість природних водойм значно евтрофіковані, що супроводжується значним збільшенням у воді вмісту сполук азоту і фосфору. Разом з тим, підвищення вмісту фосфатів у середовищі сприяє активнішому накопиченню клітинами водоростей (*Chlorella reinhardtii*) інших елементів – Cd і Se [18]. Для *Citrobacter sp.* було показано, що збільшення акумуляції Cd, La і U пов'язане з осадженням металів на поверхні клітини у вигляді комплексів  $\text{MeHPO}_4$  за допомогою ферменту мембранної фосфатази [14]. Згідно інших даних, надлишок фосфатів в середовищі культивування зелених водоростей зумовлював порушення функціонування Fe-вмісних ферментів, що призводило до зменшення вмісту хлорофілу та інгібування росту клітин [15].

Відомо, що водорості є основними природними регуляторами вмісту розчиненого кисню у воді, оскільки, з одного боку, вони утворюють його в результаті фотосинтетичної діяльності, а з іншого – використовують у процесі дихання. Тому одним із головних інтегральних показників, що визначають стан водних екосистем, є, власне, вміст розчиненого кисню. Він відіграє основну роль не тільки у життєдіяльності гідробіонтів, але і в процесах біотрансформації речовин у водних об'єктах. Швидкість споживання

кисню різко підвищується зі збільшенням температури, кількості бактерій та речовин, що легко піддаються хімічному та біологічному окисненню [4, 5, 20].

На фоні кисневого дефіциту різні за походженням інтоксикації водоростей розвиваються особливо гостро, оскільки процеси їх метаболізму не здатні так швидко, як у деяких мікроорганізмів, переходити на енергетичне забезпечення з участю гліколізу, що зменшувало б їх залежність від навколишнього середовища [3, 13]. Встановлено, що сукцесійні процеси у фітопланктоні значною мірою залежать від температури. Як правило, підвищення температури води активує, а значне (понад +30°C) – пригнічує активність ферментів, які пов'язані із забезпеченням енергетичних процесів клітин водоростей, що, відповідно, впливає на їх ріст і розвиток [3, 5, 19].

Встановлено, що незначні коливання температури відносно оптимальних значень суттєво прискорювали приріст двох масових представників прісноводного фітопланктону – *Chlorella vulgaris* і *Scenedesmus quadricauda* [4]. Показано також, що зміна терморезиму (22/28°C) сприяла посиленню фотосинтетичної активності, збільшенню деструкції та підвищенню первинної продукції. Одночасно відбувалося швидке розмноження клітин, вони дрібнішали, кількість пігментів у них зменшувалася, але ефективність трансформації світлової енергії у хімічну загалом збільшувалася [3, 4]. Слід зазначити, що оптимальний температурний показник для росту та розвитку різних представників альгофлори суттєво відрізняється. Так, наприклад, у дослідженнях [3] відмічається позитивний вплив температури 20 і 30°C на ростові характеристики синьозеленої водорості (*Microcystis aeruginosa*) та 10 і 20°C – зеленої (*Ankistrodesmus fusiformis*) та діатомових (*Phaeodactylum tricorutum*, *Navicula atomus*) водоростей. Фізіологічний стан та продуктивність кожного виду з цих культур відрізнявся залежно від температурного режиму. Визначено, що у зеленої водорості та у діатомей максимальна чисельність клітин відповідала найбільшій кількості живих клітин, а у ціанеї навпаки – кількість живих клітин знаходилася в оберненій залежності від загальної чисельності клітин та біомаси [3].

Відомо, що температура значною мірою впливає на рівень токсичності забруднюючих речовин, включно металів, і відповідно на ріст і розвиток мікроводоростей. Так, показано, що суттєва інтоксикація водоростевих клітин спостерігається тільки на фоні високої літньої температури  $\geq 23^\circ\text{C}$ , тоді як за температури нижче +10 – +15°C небезпечний вплив токсичних речовин менше виражений. Підвищення температури також впливає на зниження ефективності адаптивних процесів та стійкості гідробіонтів до дії різних токсикантів [20].

Щодо особливостей впливу металів водного середовища за різної температури, то було показано, що при вирощуванні діатомових водоростей у середовищі з концентрацією свинцю 50 – 100 мкг/дм<sup>3</sup> за температурних умов у 6°C, 12°C, 18°C та 25°C, найбільша стійкість до дії Pb<sup>+2</sup> спостерігалася у діапазоні 6 – 12°C, тоді як підвищення температури до +25°C призводило до різкого падіння резистентності діатомей [7]. Це, скоріше за все, обумовлено зниженням активності ферментів і суттєвим зменшенням поглинання водоростями токсикантів. Разом з тим, у зимовий період, коли гідробіонти перебувають у стані анабіозу, токсична дія хімічних речовин значно знижується [5].

Нестача або надлишок світла для розвитку водоростей проявляється, насамперед, у порушенні функціонування фотосинтетичного апарату, що відобразиться на всьому комплексі метаболічних перетворень, зокрема, на ростових показниках та накопиченні біомаси [3, 12].

Встановлено, що швидкість росту водоростей різних таксонів, які мають різні типи пігментних систем, залежить від інтенсивності світлового потоку. Так, наприклад, ефективність приросту водоростей *Anabaena variabilis* і *Scenedesmus obliquus* збільшувалася зі зменшенням інтенсивності освітлення [10]. Встановлено [12], що у синьозеленої водорості *Oscillatoria agardhii* при зміні фотоперіоду кількість біомаси збільшувалася на світлі та зменшувалася у темряві. При вивченні періодичності клітинного поділу у діатомових водоростей в умовах циклічної зміни освітлення (світло : темрява – 14 : 10) виявлено, що у більшості представників поділ відбувався лише за наявності світла, тоді як для інших – максимальна швидкість поділу спостерігалася у темряві і тільки для невеликої кількості діатомей цей процес не залежав від освітлення і був однаковим як на світлі, так і в темряві [16].

З літературних джерел відомо, що інтенсивність темного дихання водоростей з послабленням світла в діапазонах світлового фізіологічного оптимуму чи фізіологічного песимуму знижується з різною швидкістю. Так, у досліджах [11] виявили, що рівень темного дихання зі зменшенням щільності світлового потоку від 275 до 50 мкЕ/м<sup>2</sup>·с<sup>-1</sup> знижується у 3 – 4 рази, а від 50 до 4 мкЕ/м<sup>2</sup>·с<sup>-1</sup> – у 12 разів. Також було показано, що збільшення концентрації іонів магнію у культурі ціанеї *Oscillatoria sp.* стимулювало темне дихання та фотосинтез, тобто Mg<sup>2+</sup> можуть бути компенсаторним чинником при недостатній щільності світлового потоку.

При дослідженні гідрофітів Баренцового моря виявлено регуляторне значення світла при поглинанні водними організмами мікроелементів з води. Зокрема, у природних умовах з глибиною у клітинах мікроводорості *Platymonas viridis* збільшується вміст хрому, цинку, кобальту та зменшується кількість заліза і молібдену [20].

Загалом, з'ясовано, що освітлення впливає здебільшого на енергозалежні процеси поглинання металів, а саме – клітини *Scenedesmus quadricauda* в темряві переставали ділитися і поглинати іони із середовища, а збільшення інтенсивності освітлення стимулювало акумуляцію Cd<sup>2+</sup> і Hg<sup>2+</sup> культурою ціанобактерій *Nostoc sp.* та *Synechocystis aquatilis* [17].

Вагомий вплив на розвиток і життєдіяльність водних рослин, перетворення різних форм біогенних елементів і їх сполук та токсичність забруднюючих речовин має концентрація іонів водню. Відомо, що з кислотністю середовища пов'язана форма знаходження переважної більшості розчинених сполук [2, 5]. У зв'язку з цим вплив активної реакції води на клітини водоростей може бути прямим або опосередкованим. Це проявляється через зміну вмісту у середовищі доступних форм заліза, магнію, кальцію та інших мікроелементів. Тому багато водоростей не можуть жити у воді з високим значенням рН, де розчинність і, відповідно, вміст іонів заліза та інших важливих мікроелементів різко знижуються [5]. Наприклад, зменшення мінералізації та рН до певних меж може мати захисний ефект для гідробіонтів за дії деяких металів. Виявлено, що в низькомінералізованій воді з рН ~ 6,5 токсичний ефект міді та кадмію для деяких мікроводоростей був майже у 2 рази нижчий, ніж у водах середньої та високої мінералізації з рН ~ 7,8–8,4 [2].

Результати досліджень з вивчення впливу рН середовища в оптимальних умовах на ріст, розмноження та функціональну активність водоростей виявили певні особливості у різних видів. Встановлено позитивний вплив високих значень рН на ростові характеристики у синьозеленої водорості *Microcystis aeruginosa* та низьких – у зеленої *Ankistrodesmus fusiformis* [3].

Вивчення впливу величини рН в діапазоні 5,5 – 8,5 на акумуляцію металів зеленою водорістю *Cladophora glomerata* показало, що її інтенсивність зростала разом із залуженням середовища для всіх металів, за винятком міді. Було встановлено, що адсорбція іонів  $\text{Cu}^{2+}$  клітинами *Chlorella vulgaris* чітко залежала від рН і практично не пов'язана з температурою. Максимальна швидкість накопичення іонів, кінетика якої відповідала рівнянню Міхаеліса – Ментена, спостерігалася при значенні рН = 6,0 [13]. Також, з'ясовано, що зміщення показника рН в той чи інший бік від оптимального значення викликає порушення мембранного транспорту та перебігу окисно-відновних процесів у клітинах, змінюється енергетичний та пластичний обміни, а звідси – культура стає ослабленою, менш життєздатною, уповільнюються темпи росту і розвитку.

Отже, фізико-хімічні параметри водного середовища мають вирішальний вплив на метаболізм та життєздатність водоростей як безпосередньо – через регуляцію їх структурно-функціональних систем життєзабезпечення, так і опосередковано, модифікуючи дію інших компонентів води, насамперед мінеральних сполук, і зокрема іонів металів. Така дія може бути пов'язана як із впливом на форму сполук металів, що змінює їх хімічну реактивність та біологічну дію, так і зі зниженням, а частіше, підвищенням біологічної чутливості клітин водоростей до них.

1. Боднар О.І. Адаптивні властивості водоростей за дії іонів металів : автореф. дис. на здобуття наук. ступеня канд. біол. наук: спец. 03.00.17 «Гідробиологія» / О. І. Боднар. – К., 2009. – 24 с.
2. Клерман А.К. Влияние минерализации среды на токсичность меди и кадмия для пресноводных гидробионтов / А.К. Клерман, И.В. Чалова, С.А. Курбатова [и др.] // Биология внутренних вод. – 2004. – № 2. – С. 84–88.
3. Козицкая В.Н. Влияние экологических факторов на рост водорослей (обзор) / В.Н. Козицкая // Гидробиол. журн. – 1989. – Т. 25, № 6. – С. 55–68.
4. Константинов А.С. Влияние колебаний температуры на продукционные характеристики планктонной водоросли *Scenedesmus quadricauda* / А.С. Константинов, В.Я. Пушкарь, В.В. Зданович [и др.] // Вестник Московского университета. Сер. 16. Биология. – 1999. – № 2. – С. 49–52.
5. Пасічна О.О. Газообмін та пігментна система макрофітів за дії іонів міді (II) і марганцю (II) водного середовища : автореф. дис. на здобуття наук. ступеня канд. біол. наук : спец. 03.00.17 «Гідробиологія» / О.О. Пасічна. – К., 2004. – 23 с.
6. Пиментел Флорес Хосе Луис. Микроводоросли как объект биомониторинга в условиях антропогенного стресса при действии тяжелых металлов: дис. на соиск. научной степени канд. биол. наук : спец. 03.00.16 «Экология»; 03.00.18 «Гидробиология» / Пиментел Флорес Луис. – М., 2004. – 125 с.
7. Романенко В.Д. Основи гідроекології : підручник для студ. екол. і біол. спец. вищих навчальних закладів / В.Д. Романенко. – К. : Обереги, 2001. – 728 с.
8. Саут Р. Основы альгологии / Р. Саут, А. Уиттик ; пер. с англ. К.Л. Тарасова. – М. : Мир, 1990. – 595, [3] с.
9. Сафонова Т.А. Накопления ртути и других тяжёлых металлов водорослями и водными растениями // Поведения ртути и других тяжёлых металлов в экосистемах : сбор. науч. трудов / Т.А. Сафонова. – Новосибирск, 1989. – Ч. 1. – С. 64–100.
10. Упиттис В.В. Макро- и микроэлементы в оптимизации минерального питания микроводорослей / В.В. Упиттис. – Рига : Зинатне, 1983. – 239 с.

11. *Albergoni V., Piccinni E., Coppellotti O.* Response to heavy metals in organisms I. Excretion and accumulation of physiological and non physiological metals in *Euglena gracilis* // *Comp. Biochem. Phys. C.* – 1980. – Vol. 67, № 2. – P. 121 – 127.
12. *De Filippis L.F., Ziegler H.* Effect of sublethal concentration of zinc, cadmium and mercury on the photosynthetic carbon cycle of *Euglena* // *J. Plant Physiol.* – 1993 – Vol. 142, № 2. – P. 167–172.
13. *Fallowfield H.J., Osborne B.A.* Growth and light absorptance of Chlorophyceae with particular reference to *Anabaena variabilis* and *Scenedesmus obliquus* // *Brit. Physiol. J.* – 1985. – Vol. 20, № 1. – P. 111–116.
14. *Langdon C.* On the causes of interspecific differences in the growth – irradiance relationship for phytoplankton. Part I. A comparative study of the growth – irradiance relationship of three marine phytoplankton species: *Skeletonema costatum*, *Olisthodiscus luteus* and *Gonyaulax tamarensis* // *J. Plankton Res.* – 1987. – Vol. 9, № 3. – P. 459–482.
15. *Liere L., Mur L.R., Gibson C.E., Herdman M.* Growth and physiology of *Oscillatoria agardhii* Gomon cultivated in continuous culture with a light – dark cycle // *Arch. Microbiol.* – 1989. – Vol. 123, № 3. – P. 315–318.
16. *Mihta S.K., Singh Alpana, Gaur J.P.* Kinetics of adsorption and uptake of  $\text{Cu}^{2+}$  by *Chlorella vulgaris*: Influence of pH, temperature, culture age, and cations // *J. Environ. Sci. and Health. A.* – 2002. – Vol. 37, № 3. – P. 399–414.
17. *Montgomery D.M., Dean A.C.R., Wiffen P., Macaskie L.E.* Phosphatase production and activity in *Citrobacter sp.* // *Microbiology.* – 1995. – Vol. 141, № 10. – P. 2433–2441.
18. *Nalewajko C., Lee K., Jack T.R.* Effect of vanadium on freshwater phytoplankton photosynthesis // *Water, Air and Soil Pollut.* – 1995. – Vol. 81, № 1 – 2. – P. 93 – 105.
19. *Nalewajko C., Olaveson M.* Different responses of growth, photosynthesis, respiration and phosphate uptake to copper – tolerant and copper – intolerant strains of *Scenedesmus acutus* // *Can. J. Bot.* – 1995. – Vol. 73, № 8. – P. 1295–1303.
20. *Nelson D.M., Brand D.E.* Cell division periodicity in 13 species of marine phytoplankton on a light: dark cycle // *J. Phycol.* – 1989. – Vol. 15, № 1. – P. 67–75.
21. *Olafson R.W.* Physiological and chemical characterization of cyanobacterial metallothionein // *Env. Health Perspect.* – 1986. – Vol. 65. – P. 71–75.
22. *Pawlik-Skowronska B., Skowronski T.* Cyanobacteria and its interaction to heavy metals // *Wiad. bot.* – 1996. – Vol. 40, № 3 – 4. – P. 17–30.
23. *Riedel G.F., Sanders J.G.* The influence of pH and media composition on the uptake of inorganic selenium by *Chlamydomonas reinhardtii* // *Environ. Toxicol. and Chem.* – 1996. – Vol. 15. – P. 1577–1583.
24. *Sakamoto T., Bryant D.A.* A laboratory model for the rapid disappearance of cyanobacteria in natural blooms // *Plant and Cell Physiol.* – 1997. – Vol. 38, № 1000. – P. 125–131.
25. *Talarico L.* Fine structure and X-ray microanalysis of a red macrophyte cultured under cadmium stress // *Environ. Pollut.* – 2002. – Vol. 120, № 3. – P. 813–821.
26. *Verma S.K., Singh S.P.* Multiple metal resistance in the cyanobacterium *Nostoc muscorum* // *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* – 1995. – Vol. 54. – P.614–619.
27. *Voskoboinikov G.M., Breeman A.M., Hoek C.* Influence of temperature and photoperiod on the growth of northeast Atlantic isolates of *Phycodryx rubens* from different latitudes // *Bot. Marina.* – 1996. – Vol. 39, № 4. – P. 341–346.