

# ЗАГАЛЬНА ГІДРОБІОЛОГІЯ

---

УДК 574.583 (28) + 581.526.325

**П.Д. КЛОЧЕНКО**, д. б. н., проф., завідувач відділу,  
Інститут гідробіології НАН України,  
просп. Героїв Сталінграда, 12, Київ, 04210, Україна  
e-mail: pklochenko@ukr.net

**Т.Ф. ШЕВЧЕНКО**, к. б. н., ст. наук. співроб., ст. наук. співроб.,  
Інститут гідробіології НАН України,  
просп. Героїв Сталінграда, 12, Київ, 04210, Україна

**І.М. НЕЗБРИЦЬКА**, к. б. н., наук. співроб.,  
Інститут гідробіології НАН України,  
просп. Героїв Сталінграда, 12, Київ, 04210, Україна

## ПОРІВНЯЛЬНИЙ АНАЛІЗ ВІДГУКУ ФІТОПЛАНКТОНУ ТА ФІТОЕПІФІТОНУ НА АНТРОПОГЕННЕ ЗАБРУДНЕННЯ ВОДОЙМ

---

*Структуру та екологічний спектр фітопланктону та фітоепіфітону досліджували у двох ставках, які значно відрізняються за ступенем забруднення амонійним азотом (74,0 і 0,08 мг N/дм<sup>3</sup>), нітритами (1,750 і 0,002 мг N/дм<sup>3</sup>), нітратами (58,0 і 0,13 мг N/дм<sup>3</sup>), неорганічним фосфором (0,120 і 0,041 мг/дм<sup>3</sup>), хлоридами (560,5 і 35,4 мг/дм<sup>3</sup>) та органічними речовинами (ПО — 10,4 і 5,8 мг O/дм<sup>3</sup> і БО — 81,0 і 18,0 мг O/дм<sup>3</sup>). Встановлено, що відгук фітопланктону на забруднення досить подібний до відгуку фітоепіфітону. У відповідь на забруднення і у товщі води, і в обростанні вищих водних рослин спостерігали зменшення загальної кількості видів водоростей, зміну таксономічної структури, значні відмінності у видовому складі водоростей у водоймах із різним ступенем забруднення, збільшення загальної чисельності водоростей, зміну у структурі чисельності, зменшення індексу Шеннона, збільшення індексу сапробності, зміну в складі комплексу домінуючих видів (заміна чутливих видів специфічними стійкими до забруднення організмами), зміну екологічної структури домінуючого комплексу, зміну екологічного спектру в цілому. Отримані дані можуть бути використані при проведенні моніторингу стану водойм, а також при визначенні характеру та інтенсивності їхнього забруднення.*

**Ключові слова:** забруднення, азот, фосфор, хлориди, органічні речовини, фітопланктон, фітоепіфітон, структура, екологічний спектр.

У сучасний період процес забруднення водойм неорганічними та органічними речовинами набуває глобального характеру. Інтенсивному антропогенному забрудненню піддаються не лише звичайні водойми, а й

---

Ц и т у в а н н я: Клоченко П.Д., Шевченко Т.Ф., Незбрицька І.М. Порівняльний аналіз відгуку фітопланктону та фітоепіфітону на антропогенне забруднення водойм. *Гідробіол. журн.* 2021. Т. 57, № 1. С. 3—20.

ISSN 0375-8990 Гідробіологічний журнал. 2021. 57(1)

3

водні об'єкти, розташовані в межах територій, що охороняються [38, 39, 48, 49].

До таких водойм належать ставки, які знаходяться на території Державного дендрологічного парку «Олександрія» (м. Біла Церква, Україна). У 1990-і роки західна частина парку (його ґрунтові та поверхневі води) була забруднена сполуками азоту. Так, у ставку Русалка вміст амонійного азоту в середньому становив 13,05—40,20 мг/дм<sup>3</sup>, нітратів — 19,55—57,55 мг/дм<sup>3</sup>, а нітритів — 1,00—6,04 мг/дм<sup>3</sup> [18]. У 2000-і роки вміст неорганічних сполук азоту у воді продовжував зростати. Зокрема, у 2001 р. у ставку Русалка максимальна кількість амонійного азоту досягала 660,0 мг/дм<sup>3</sup>, нітратів — 123,41 мг/дм<sup>3</sup>, а нітритів — 8,79 мг/дм<sup>3</sup> [18], а у 2003—2004 рр. їхня максимальна концентрація становила відповідно 862,20, 115,40 і 2,47 мг/дм<sup>3</sup> [12]. В цей же період відмічено і високий вміст хлоридів (Cl<sup>-</sup>) — 684 мг/дм<sup>3</sup> [7]. Еколого-геохімічні дослідження, проведені на території дендропарку, показали, що можливим джерелом забруднення могли бути добрива, які зберігалися на території складів «Агрорхімоб'єднання» та селекційної станції за межами парку [13]. Незважаючи на значний період часу, що пройшов з моменту забруднення території та водойм дендропарку, і зараз ґрунтові води, які надходять у ставки Західної балки, характеризуються високим вмістом забруднювальних речовин.

Аналіз літературних [12, 14, 44, 46] та оригінальних [38, 39, 48, 49] даних показав, що одним з найбільш забруднених водойм дендропарку «Олександрія» є ставок Русалка, розташований у Західній балці. В той же час мінімальна концентрація забруднювальних речовин відмічена у ставку Срібний Серпанок у Середній балці. Тому для порівняльного аналізу відгуку фітопланктону та фітоепіфітону на сильне комплексне антропогенне забруднення водойм використовували дані про структуру водоростевих угруповань у ставках Русалка та Срібний Серпанок.

Мета роботи полягала у порівнянні відгуку водоростей планктону та епіфітону на значне комплексне антропогенне забруднення водойм на основі даних про структуру їхніх угруповань та екологічних спектрів у ставках з максимальним та мінімальним ступенем забруднення.

### Матеріал і методика досліджень

Дослідження проводили на території Державного дендрологічного парку «Олександрія» (м. Біла Церква, Україна), що включає три каскади декоративних ставків, які живляться за рахунок джерел. Були обстежені ставки Русалка (49°48'39"N, 30°3'25"E) та Срібний Серпанок (49°48'30"N, 30°4'11"E). Їхній детальний опис та карта-схема водойм наведені у нашій попередній роботі [39].

Проби води для гідрохімічного аналізу, а також проби фітопланктону та фітоепіфітону відбирали одночасно у трьох повторностях у липні 2016 р. Проби води та фітопланктону відбирали батометром Рутнера із поверхневого шару води [16]. Проби фітопланктону об'ємом 0,5 дм<sup>3</sup> фіксували 40 %-вим розчином формальдегіду (із кінцевою концентрацією

4 %) і концентрували методом седиментації. Чисельність водоростей визначали методом прямого підрахунку в камері Нажотта об'ємом  $0,02 \text{ см}^3$ , а біомасу — рахунково-об'ємним методом [16, 22]. Чисельність водоростей наведено у тис. кл/дм<sup>3</sup>, а біомасу — в мг/дм<sup>3</sup>. До складу домінантів відносили види, внесок яких до загальної біомаси фітопланктону у пробі становив  $\geq 10 \%$ .

Проби фітоепіфітону відбирали з очерету звичайного (*Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud.), використовуючи загальноприйняті у практиці гідробіологічних досліджень методи [16, 22]. Частина проб продилялись у живому стані, а інші (об'ємом  $50 \text{ см}^3$ ) фіксували 40 %-вим розчином формальдегіду (із кінцевою концентрацією 4 %). Чисельність фітоепіфітону визначали на рахунковій пластині у краплі об'ємом  $0,1 \text{ см}^3$ , відібраної за допомогою штемпель-піпетки. Чисельність та біомасу водоростей епіфітону розраховували на 1 г повітряно-сухої маси рослини-субстрату і виражали відповідно у млн. кл/г і мг/г. До числа домінантів відносили види, внесок яких у загальну біомасу фітоепіфітону у пробі становив  $\geq 25 \%$ .

Латинські назви і об'єм таксонів водоростей наведені відповідно до класифікаційних систем [52—54]. Екологічні характеристики водоростей-індикаторів наведені згідно [2, 32, 55].

Видовий склад водоростей, знайдених у різних водоймах, порівнювали з використанням коефіцієнта флористичної подібності (КФП) Серенсена [16]. Крім того розраховували сапробний індекс (S) Пантле — Букк у модифікації Сладечека [4, 42, 51], а також індекс Шеннона (H) [41].

Вміст хлорофілу *a* і загальну кількість каротиноїдів визначали методом спектрофотометрії в ацетонових екстрактах і розраховували за відповідними формулами [30, 43]. Розраховували також співвідношення між сумою каротиноїдів і вмістом хлорофілу *a* [5, 17].

Концентрацію неорганічних сполук азоту і фосфору визначали колориметричним методом, хлоридів — методом Мора, а розчинених органічних речовин — за перманганатною та біхроматною окиснюваністю [19]. Величину рН вимірювали за допомогою приладу рН-150 МИ. Прозорість води встановлювали за допомогою диску Секкі.

### Результати досліджень

*Загальна характеристика обстежених водойм.* Досліджувані ставки Русалка та Срібний Серпанок практично не відрізняються за своїми морфометричними характеристиками. Їхня площа становить відповідно 0,53 і 0,42 га, середня глибина в обох водоймах була 1,5 м, а прозорість — 0,4 і 0,5 м.

Гідрохімічними дослідженнями встановлено, що ці водойми значно відрізняються за вмістом біогенних елементів, в першу чергу за вмістом неорганічних сполук азоту. Ставок Русалка, розташований у Західній балці, характеризувався дуже високою концентрацією амонійного азоту, нітратів, нітритів, хлоридів, а також органічних речовин. У ставку Срібний Серпанок концентрація цих речовин була значно нижчою. Величини

pH у порівнюваних водоймах були подібними, а температура води в ставку Русалка була трохи вищою, ніж у ставку Срібний Серпанок (табл. 1).

**Фітопланктон.** Видове багатство планктонних водоростей у водоймах із різним ступенем забруднення значно відрізнялось. У ставку Русалка з високою концентрацією забруднювальних речовин був знайдений лише 21 вид водоростей із трьох відділів (Euglenophyta, Bacillariophyta і Chlorophyta), а у ставку Срібний Серпанок — 41 вид (42 внутрішньовидових таксони, включно з тими, що містять номенклатурний тип виду) із шести відділів (Cyanoprokaryota, Euglenophyta, Xanthophyta, Bacillariophyta, Dinophyta і Chlorophyta) (табл. 2). При цьому привертає увагу той факт, що у ставку з максимальним ступенем забруднення знайдено значно більшу кількість видів еугленофітових водоростей (7), ніж у ставку з мінімальною концентрацією політантів (1). Видовий склад фітопланктону у водоймах із різним ступенем забруднення характеризувався значними відмінностями — коефіцієнт флористичної подібності Серенсена становив лише 16 %.

Кількісні показники розвитку фітопланктону у порівнюваних водоймах також суттєво відрізнялись. У ставку із максимальним ступенем забруднення чисельність планктонних водоростей була значно вищою (88 569 тис. кл/дм<sup>3</sup>), ніж у ставку Срібний Серпанок (44 074 тис. кл/дм<sup>3</sup>), що обумовлено масовим розвитком дрібноклітинних зелених водоростей. Їхня частка у загальній чисельності фітопланктону становила 99,3 %. У ставку Срібний Серпанок за чисельністю переважали Chlorophyta (82,2 %) і Bacillariophyta (13,3 %). В той же час у ставку Русалка біомаса фітопланктону була нижчою (8,235 мг/дм<sup>3</sup>), ніж у ставку з мінімальним ступенем забруднення (34,225 мг/дм<sup>3</sup>). У забрудненій водоймі основу біо-

Таблиця 1

**Середні значення фізико-хімічних показників в обстежених ставках дендропарку «Олександрія»**

Показники	Ставки	
	Русалка	Срібний Серпанок
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> , мг N/дм <sup>3</sup>	74,0	0,08
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> , мг N/дм <sup>3</sup>	1,750	0,002
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> , мг N/дм <sup>3</sup>	58,0	0,13
P <sub>неорг.</sub> , мг/дм <sup>3</sup>	0,120	0,041
Cl <sup>-</sup> , мг/дм <sup>3</sup>	560,5	35,4
ПО, мг O/дм <sup>3</sup>	10,4	5,8
БО, мг O/дм <sup>3</sup>	81,0	18,0
pH	8,21	8,49
T, °C	24,5	22,5

Примітка. ПО — перманганатна окиснюваність; БО — біхроматна окиснюваність.

маси складала зелені (60,8 %) та евгленофітові водорості (38,4 %), а у ставку Срібний Серпанок — Bacillariophyta (64,2 %) і Chlorophyta (33,8 %) (див. табл. 2).

У ставку Русалка з високою концентрацією забруднювальних речовин розподіл чисельності та біомаси фітопланктону між окремими видами нерівномірний і підтверджується дуже низькими значеннями індексу Шеннона (0,38 — за чисельністю і 1,96 — за біомасою), що пояснюється значним внеском *Chlorella vulgaris* Beijer. у загальну чисельність (92,1 %) та біомасу (32,7 %) фітопланктону. Більш високі значення індексу Шеннона (2,54 — за чисельністю і 2,27 — за біомасою) відмічені у ставку Срібний Серпанок з мінімальною концентрацією поллютантів.

Розмірна структура фітопланктону у порівнюваних водоймах відрізнялась. У забрудненому ставку клітини планктонних водоростей були меншими за розміром, ніж у ставку Срібний Серпанок. Так, у ставку Русалка співвідношення між середньою біомасою та середньою чисельністю фітопланктону становило лише 0,09. У ставку Срібний Серпанок із нижчою концентрацією забруднювальних речовин воно було на порядок більше (0,78) (див. табл. 2).

У забрудненій водоймі співвідношення між сумою каротиноїдів і вмістом хлорофілу *a* було майже у два рази вищим (0,70), ніж у ставку з мінімальним ступенем забруднення (0,32), що обумовлено розкладом хлорофілу *a* і збільшенням загального вмісту каротиноїдів (див. табл. 2). Так, у ставку Русалка вміст хлорофілу *a* був майже в 1,4 раза нижче, ніж у ставку Срібний Серпанок із низькою концентрацією поллютантів, а вміст каротиноїдів був вищим у 1,5 раза.

У ставку Русалка відмічено більш високі значення індексу сапробності — 3,11 ( $\alpha$ -мезосапробна зона), що свідчить про його інтенсивне забруднення органічними речовинами і узгоджується з даними гідрохімічних досліджень. У ставку Срібний Серпанок значення індексу сапробності були набагато нижчими — 1,91 ( $\beta$ -мезосапробна зона) (див. табл. 2).

У водоймах, які відрізняються за ступенем забруднення, домінували різні види водоростей. У ставку Русалка до складу домінантів входили *Chlorella vulgaris*, *Monoraphidium komarkovae* Nygaard та *Euglena viridis* Ehrenb., а у ставку Срібний Серпанок — *Desmodesmus armatus* (Chodat) E. Hegew., *Desmodesmus armatus* var. *bicucadatus* (Guglierm.) E. Hegew., *Desmodesmus brasiliensis* (Bohlin) E. Hegew. та *Aulacoseira granulata* (Ehrenb.) Simonsen (див. табл. 2).

Важливо підкреслити, що у забрудненому ставку Русалка домінували види водоростей — індикатори інтенсивного органічного забруднення та високого ступеня солоності води. Так, *Chlorella vulgaris* і *Euglena viridis* відносяться до  $\rho$ - $\alpha$ -мезосапробних організмів. Крім того, *Chlorella vulgaris* є галофілом, а *Euglena viridis* — мезогалобом, які зустрічаються при досить високій концентрації хлоридів, що узгоджується з даними прямих гідрохімічних вимірювань (див. табл. 1). У ставку із мінімальним ступенем забруднення домінували види водоростей — індикатори помірного

Таблиця 2

**Основні характеристики фітопланктону в обстежених водоймах  
дендропарку «Олександрія»**

Характеристики	Ставки	
	Русалка	Срібний Серпанок
Видове багатство	21	41
Таксономічна структура на рівні відділів:		
Cyanoprokaryota, %	—	4,9
Euglenophyta, %	33,3	2,4
Xanthophyta, %	—	2,4
Bacillariophyta, %	23,8	22,0
Dinophyta, %	—	4,9
Chlorophyta, %	42,9	63,4
Чисельність, тис. кл/дм <sup>3</sup>	88 569	44 074
Біомаса, мг/дм <sup>3</sup>	8,235	34,225
Структура чисельності:		
Cyanoprokaryota, %	—	4,2
Euglenophyta, %	0,5	0,1
Xanthophyta, %	—	0,1
Bacillariophyta, %	0,2	13,3
Dinophyta, %	—	0,1
Chlorophyta, %	99,3	82,2
Структура біомаси:		
Cyanoprokaryota, %	—	0,2
Euglenophyta, %	38,4	0,1
Xanthophyta, %	—	0,1
Bacillariophyta, %	0,8	64,2
Dinophyta, %	—	1,6
Chlorophyta, %	60,8	33,8
Розмірна структура (B/N)	0,09	0,78
Співвідношення C <sub>к</sub> /C <sub>хл</sub>	0,70	0,32
Індекс Шеннона (H):		
за чисельністю	0,38	2,54
за біомасою	1,96	2,27

Продовження табл. 2

Характеристики	Ставки	
	Русалка	Срібний Серпанок
Індекс сапробності (S)	3,11	1,91
Домінуючий комплекс:	<i>Chlorella vulgaris</i> (ρ-α, hl), <i>Monoraphidium komarkovae</i> , <i>Euglena viridis</i> (ρ-α, mh)	<i>Desmodesmus armatus</i> (o-α), <i>D. armatus</i> var. <i>bicaudatus</i> (β), <i>Desmodesmus brasiliensis</i> (β), <i>Aulacoseira granulata</i> (β, i)
Екологічний спектр:		
мезогалоби та галофіли, %	99,0	3,2
β-мезосапробіонти, %	0,6	99,6
ρ-сапробіонти, %	99,3	0

П р и м і т к а. Тут і в табл. 3: у дужках наведені екологічні характеристики домінуючих видів водоростей (o-α-мезосапробіонт, β-мезосапробіонт, α-мезосапробіонт, α-мезо-ρ-сапробіонт, ρ-α-мезосапробіонт; mh — мезогалоб, i — індиферент, hl — галофіл).

органічного забруднення та індиференти по відношенню до солоності води.

Слід зазначити, що порівнювані водойми відрізнялись не тільки за екологічною структурою домінуючого комплексу, а й за екологічними спектрами фітопланктону в цілому.

У ставку Русалка із високим вмістом хлоридів (560,5 мг/дм<sup>3</sup>) частка галофілів і мезогалобів у загальній чисельності видів — індикаторів солоності води становила 99,0 %, а у ставку Срібний Серпанок із низькою концентрацією хлоридів — 3,2 % (див. табл. 2).

У ставку Русалка із високим вмістом органічних речовин (ПО = 10,4 мг О/дм<sup>3</sup>, БО = 81,0 мг О/дм<sup>3</sup>) частка полісапробних організмів у загальній чисельності видів — індикаторів органічного забруднення становила 99,3 %. У ставку Срібний Серпанок полісапробні організми не були знайдені взагалі. У цій водоймі переважали β-мезосапробіонти (99,6 %) (див. табл. 2).

**Фітоепіфітон.** Кількість видів водоростей епіфітону у водоймах із різним ступенем забруднення відрізнялась. У забрудненому ставку Русалка знайдено 23 види із чотирьох відділів (Суанопрокарйота, Euglenophyta, Bacillariophyta та Chlorophyta), а у ставку Срібний Серпанок — 32 види із трьох відділів (Суанопрокарйота, Euglenophyta та Chlorophyta) (табл. 3). Звертає на себе увагу той факт, що із збільшенням концентрації забруднювальних речовин різко знижувалась кількість видів, що зустрічаються зрідка. Таксономічні спектри фітоепіфітону також відрізнялись. У забрудненій водоймі частка діатомових водоростей у загальній кількості

видів була набагато нижчою (34,8 %), ніж у ставку Срібний Серпанок (65,6 %). При цьому евгленофітові водорості знайдені лише у ставку Русалка. Видовий склад фітоепіфітону у водоймах із різним ступенем забруднення значно відрізнявся — коефіцієнт флористичної подібності Серенсена становив лише 11 %.

Кількісні показники розвитку фітоепіфітону у порівнюваних водоймах також відрізнялись. У водоймі із високою концентрацією забруднювальних речовин і чисельність (8,275 млн. кл/г), і біомаса (2,95 мг/г) водоростей були вищими, ніж у ставку Срібний Серпанок (1,274 млн. кл/г і 1,72 мг/г). Структура чисельності і біомаси фітоепіфітону також характеризувалась певними відмінностями. Частка *Vacillariophyta* у загальній чисельності та біомасі знижувалась із збільшенням концентрації забруднювальних речовин (див. табл. 3).

Розмірна структура фітоепіфітону у порівнюваних водоймах відрізнялась. У забрудненому ставку клітини водоростей були меншими за розміром, ніж у ставку Срібний Серпанок. Так, у ставку Русалка співвідношення між середньою біомасою та середньою чисельністю фітоепіфітону становило лише 0,36. У ставку Срібний Серпанок із нижчою концентрацією забруднювальних речовин воно було на порядок більшим (1,35) (див. табл. 3).

Значення індексу Шеннона, розраховані як за чисельністю, так і за біомасою фітоепіфітону, значно знижувались зі збільшенням концентрації забруднювальних речовин. У ставку Срібний Серпанок із мінімальною концентрацією політантів індекс Шеннона був значно вищим (2,64 — за чисельністю і 2,26 — за біомасою), ніж у ставку Русалка (1,34 — за чисельністю і 1,66 — за біомасою) (див. табл. 3).

У ставку Русалка родовий діатомовий індекс [55], який вказує на співвідношення між чутливими та стійкими до забруднення водного середовища родами діатомових водоростей, розрахований за їхнім відношенням до рівня трофності та чутливості до сполук азоту, дорівнював нулю. У цій водоймі переважали водорості, дуже стійкі до забруднення, тоді як діатомові, чутливі до забруднення, не були знайдені взагалі. Отримані дані свідчать про високий ступінь евтрофування ставка Русалка, що узгоджується з результатами гідрохімічних досліджень (див. табл. 1). У ставку Срібний Серпанок значення родового діатомового індексу, розрахованого за рівнем трофності та чутливості до сполук азоту, були вищими (0,30 і 0,35) (див. табл. 3).

Значення індексу сапробності суттєво зростали зі збільшенням концентрації органічних речовин: з 1,71 ( $\beta$ -мезосапробна зона) у ставку Срібний Серпанок до 3,25 — у ставку Русалка ( $\alpha$ -мезосапробна зона) (див. табл. 3).

У порівнюваних водоймах домінували різні види водоростей. У ставку Срібний Серпанок переважали *Cocconeis placentula* Ehrenb. та *Synedra ulna* (Nitzsch) Ehrenb., які часто зустрічаються в епіфітоні водойм різного типу [33, 35—37, 40, 47, 50], а у забрудненому ставку Русалка — *Tryblionella hungarica* Grunow D.G. Mann (= *Nitzschia hungarica* Grunow), *Lyngbya*

Таблиця 3

Основні характеристики фітоепіфітону в обстежених водоймах дендропарку «Олександрія»

Характеристики	Ставки	
	Русалка	Срібний Серпанок
Видове багатство	23	32
Кількість видів, що зустрічаються зрідка	10	20
Таксономічна структура на рівні відділів:		
Суанопрокарyota, %	13,1	6,3
Euglenophyta, %	21,7	—
Bacillariophyta, %	34,8	65,6
Chlorophyta, %	30,4	28,1
Чисельність, млн. кл/г	8,275	1,274
Біомаса, мг/г	2,95	1,72
Структура чисельності:		
Суанопрокарyota, %	61,4	17,3
Euglenophyta, %	0,4	—
Bacillariophyta, %	29,2	47,8
Chlorophyta, %	9,0	34,9
Структура біомаси:		
Суанопрокарyota, %	6,8	0,6
Euglenophyta, %	7,1	—
Bacillariophyta, %	62,7	87,2
Chlorophyta, %	23,4	12,2
Розмірна структура (B/N)	0,36	1,35
Індекс Шеннона (H):		
за чисельністю	1,34	2,64
за біомасою	1,66	2,26
Родовий діатомовий індекс (GDI):		
за рівнем трофності	0	0,30
за чутливістю до азоту	0	0,35
Індекс сапробності (S)	3,25	1,71

Продовження табл. 2

Характеристики	Ставки	
	Русалка	Срібний Серпанок
Домінуючий комплекс:	<i>Tryblionella hungarica</i> ( $\alpha$ , mh), <i>Gomphonema parvulum</i> ( $\alpha$ -p, mh), <i>Lyngbya aerugineo-coerulea</i>	<i>Cocconeis placentula</i> ( $\beta$ , i), <i>Synedra ulna</i> (o- $\alpha$ , i)
Екологічний спектр:		
евтрофні організми, %	99,2	91,2
гетеротрофи, %	56,0	35,3
алкаліфіли, %	57,1	38,8
мезогалоби і галофіли, %	32,4	12,6
$\beta$ -мезосапробіонти, %	4,4	60,2
p-сапробіонти, %	50,0	0,4

*aerugineo-coerulea* Gomont і *Gomphonema parvulum* Kütz. Важливо підкреслити, що *Tryblionella hungarica* та *Lyngbya aerugineo-coerulea* відносяться до видів водоростей, нехарактерних для епіфітону.

Домінування *Tryblionella hungarica* і *Gomphonema parvulum* та відсутність *Cocconeis placentula* і *Synedra ulna* у ставку Русалка з високою концентрацією неорганічних сполук азоту цілком зрозуміле з урахуванням екологічних характеристик цих видів. Відомо [32], що сприятливими для розвитку *Tryblionella hungarica* є високі ( $s = 4$ ), а для *Gomphonema parvulum* — дуже високі ( $s = 5$ ) концентрації біогенних елементів, тоді як *Cocconeis placentula* та *Synedra ulna* віддають перевагу їхнім помірним концентраціям ( $s = 3$ ). Згідно з [55], *Gomphonema parvulum* належить до факультативних гетеротрофів, для розвитку яких необхідні періодично зростаючі концентрації органічних сполук азоту. Важливо також підкреслити, що у ставку Русалка з високою концентрацією не тільки біогенних елементів, а й органічних речовин, домінували види водоростей — показники інтенсивного забруднення органічними речовинами. Так, *Tryblionella hungarica* відноситься до  $\alpha$ -мезосапробних, а *Gomphonema parvulum* — до  $\alpha$ -мезо-полісапробних організмів, тоді як *Cocconeis placentula* — до  $\beta$ -мезосапробіонтів, а *Synedra ulna* — до оліго- $\alpha$ -мезосапробіонтів. Звертає на себе увагу той факт, що лише у найбільш забрудненому ставку Русалка до складу домінуючого комплексу входили мезогалоби (*Tryblionella hungarica* та *Gomphonema parvulum*), тоді як у ставку Срібний Серпанок серед видів — індикаторів солоності переважали індіференти (див. табл. 3).

Щодо екологічних спектрів фітоепіфітону в цілому, то у ставку Русалка з високим вмістом органічних речовин частка гетеротрофних орга-

нізмів у загальній чисельності видів — індикаторів типу живлення була вищою (56,0 %), ніж у ставку Срібний Серпанок (35,3 %). Звертає на себе увагу і значна частка мезогалобів і галофілів у загальній чисельності видів — індикаторів солоності води у ставку Русалка з високою концентрацією хлоридів (32,4 %) порівняно із ставком Срібний Серпанок (12,6 %). У ставку Русалка з високим вмістом сполук азоту частка евтрофних організмів у загальній чисельності видів — індикаторів трофічного рівня водойм була вищою (99,2 %), ніж у ставку Срібний Серпанок (91,2 %). Серед видів — індикаторів рН у ставку Русалка переважали алкаліфіли (57,1 %). У ставку Срібний Серпанок із найнижчою концентрацією забруднювальних речовин переважали індіференти (54,1 %), тоді як частка алкаліфілів становила 38,8 % (див. табл. 3).

### Обговорення результатів досліджень

Результати раніше проведених оригінальних досліджень [38, 48, 49] свідчать про те, що виявлені зміни у структурі угруповань водоростей обумовлені впливом високої концентрації неорганічних сполук азоту, фосфору, хлоридів та органічних речовин і є їхнім відгуком на значне комплексне антропогенне забруднення.

До таких реакцій-відповідей можна віднести зниження кількості видів у забрудненому ставку Русалка, яке спостерігали як у планктоні, так і в епіфітоні (див. табл. 2, 3). Зворотну достовірну залежність встановлено між концентрацією неорганічних сполук азоту, фосфору, хлоридів і органічних речовин та загальною кількістю видів водоростей [38, 48, 49]. Зниження видового багатства фітоперифітону при збільшенні ступеня антропогенного впливу, у тому числі при збільшенні антропогенного евтрофування на водні об'єкти, відмічали й інші автори [20, 45]. Важливо підкреслити, що зниження видового багатства епіфітону у забрудненому ставку Русалка відбувалось за рахунок кількості видів з низькою частотою трапляння, чутливих до забруднення, що відображалось на формі кривої трапляння видів (її наближенні до прямої лінії) [48]. Аналогічну закономірність спостерігали при вивченні реакцій-відповідей макрофітів на вплив антропогенних чинників у р. Ворскла (Україна) [31].

Таксономічна структура угруповань водоростей також відображає екологічний стан водойм. Зворотну достовірну залежність встановлено між концентрацією неорганічних сполук азоту, хлоридів і органічних речовин та кількістю видів діатомових і зелених водоростей як у товщі води, так і в обростанні макрофітів. В той же час пряму достовірну залежність встановлено між концентрацією неорганічних сполук азоту, хлоридів і органічних речовин та кількістю видів Euglenophyta у планктоні та епіфітоні та кількістю видів Cyanoprokaryota у епіфітоні [38, 48, 49].

Зниження подібності видового складу водоростей також може свідчити про антропогенне забруднення водойм [1]. Як вже зазначалося вище, видовий склад водоростей, знайдених у ставках дендропарку «Олек-

сандрія» з різним ступенем забруднення, значно відрізнявся (див. табл. 2, 3).

Пряму достовірну залежність встановлено між концентрацією неорганічних сполук азоту, хлоридів і органічних речовин та чисельністю фітопланктону [38, 49]. Натомість відмічено зниження біомаси планктонних водоростей у ставку з високим ступенем забруднення. У сильно забрудненому ставку Русалка кількісні показники розвитку фітоепіфітону були вищими, ніж у ставку з мінімальним ступенем забруднення. Відомо, що зростання інтенсивності розвитку фітоперифітону є характерною ознакою антропогенного евтрофування водойм [26]. Так, помітне збільшення чисельності і біомаси водоростей у відповідь на забруднення органічними речовинами і біогенними елементами спостерігали у малих річках урбанізованих територій Карелії і Кольського півострову [9], у найбільш забруднених малих річках Ленінградської області [20], а також у гіперевтрофному водосховищі Бразилії [45].

Структура чисельності і біомаси фітопланктону і фітоепіфітону також може характеризувати стан водної екосистеми. Пряму достовірну залежність встановлено між концентрацією неорганічних сполук азоту, хлоридів і органічних речовин та чисельністю Euglenophyta і Chlorophyta як у планктоні, так і в епіфітоні, а також біомасою Euglenophyta у планктоні [38, 48, 49]. Відомо [3], що Euglenophyta вибагливі до вмісту біогенних елементів у воді, перш за все до вмісту амонійного азоту. Інтенсивний розвиток видів родів *Trachelomonas*, *Euglena* і *Phacus* спостерігається у водоймах з високим вмістом алохтонних органічних речовин. Евгленофітові водорості включають авто-, мезо- і гетеротрофні організми. Відомо також, що представники Euglenophyta стійкі до підвищеної солоності води. Chlorophyta, які часто мешкають у водоймах з високим вмістом біогенних елементів і органічних речовин, здатні утилізувати ці речовини у значних кількостях [23]. Крім того, Chlorophyta значно стійкіші до високої концентрації амонійного азоту порівняно з іншими відділами водоростей [28]. Збільшення частки зелених водоростей при підвищенні концентрації біогенних елементів спостерігали також у малих річках Карелії і Кольського півострову [9]. І навпаки, збільшення частки Bacillariophyta з 20 до 80 % і зниження частки Chlorophyta у загальній біомасі літорального перифітону реєстрували в оз. Орта (Італія), яке до 1989 р. зазнавало інтенсивного антропогенного навантаження (включаючи його ацидифікацію, забруднення аміаком і важкими металами), після проведення заходів з його відновлення [27]. Встановлено [28], що багато видів Bacillariophyta чутливі до високої концентрації амонійного азоту.

Індекс Шеннона також може відображати структурні зміни в угрупованні за дії антропогенних чинників, а також використовуватись для оцінки впливу забруднювальних речовин на структуру угруповань водоростей. За дії різних речовин антропогенного походження індекс знижується. Як вже зазначалось вище, у забрудненому ставку Русалка значення індексу Шеннона, розраховані як за чисельністю, так і за біомасою, були значно нижчими, ніж у водоймі з мінімальним ступенем забруднен-

ня. Така ж тенденція спостерігалась і при вивченні фітоперифітону малих річок Ленінградської області (Росія). В усіх річках індекс Шеннона був достатньо високим (2,4—3,7), і тільки у найбільш забруднених річках він різко знижувався і був, як правило, нижче одиниці [20]. Зазначають також, що у водоймах з мінімальними ступенем антропогенного навантаження фітопланктон був різноманітнішим за своїм складом (значення індексу Шеннона складала 2,26—4,38), тоді як у водоймах з інтенсивним антропогенним навантаженням його значення були помітно нижчими (1,81—1,84) [24].

Показником екологічного стану водних об'єктів є і таксономічна структура фітоперифітону на рівні родів. Зниження родового діатомового індексу свідчить про погіршення стану водойм [55]. Наприклад, зменшення значень родового діатомового індексу у відповідь на збільшення концентрації біогенних елементів спостерігали у річках Фінляндії [29]. Згадаймо, що у забрудненому ставку Русалка родовий діатомовий індекс дорівнював нулю [48], що свідчить про відсутність родів діатомових водоростей, чутливих до забруднення, у цій водоймі.

Зміни розмірної структури водоростевих угруповань, а саме — переважання одноклітинних, дрібних і фізіологічно активних видів водоростей у ставку Русалка можна розглядати як їхній відгук на значне забруднення, що підтверджується літературними даними. Так, збільшення трофічного рівня водойм супроводжувалось трансформацією розмірної структури водоростевих угруповань і збільшенням частки дрібноклітинних форм [11, 25]. Збільшення вмісту біогенних елементів у воді спричинювало зміни у комплексі домінуючих видів, а також зумовлювало переважання одноклітинних, дрібних і фізіологічно активних видів водоростей [6, 15].

Індекс сапробності, який характеризує ступінь забруднення водойми органічними речовинами, у ставку Русалка з високою концентрацією органічних речовин був значно вищим, ніж у водоймі з мінімальним ступенем забруднення.

Структура домінуючого комплексу також відображає екологічний стан водойми. У ставках дендропарку «Олександрія», які відрізняються за ступенем забруднення, і у планктоні, і у епіфітоні домінували різні види водоростей. Зміни у складі домінуючого комплексу епіфітону як реакцію на забруднення спостерігали у малих річках урбанізованих територій [9], а також в озері, яке зазнавало впливу нафтового забруднення [21]. При цьому на забруднених ділянках усіх обстежених водойм до складу домінантів входили види родів *Nitzschia* і *Gomphonema*, стійких до полютантів, що спостерігали і у забрудненому ставку Русалка.

Важливою характеристикою є також екологічна структура домінуючого комплексу [21]. Домінування специфічних, стійких до полютантів видів водоростей може свідчити про забруднення водойми [26]. Так, і у товщі води, і в обростанні макрофітів, що вегетують у сильно забрудненому ставку Русалка, переважали види водоростей, стійкі до впливу високої концентрації неорганічних сполук азоту, в першу чергу амонійного, ор-

ганічних речовин і хлоридів. Наприклад, пряму достовірну залежність встановлено між концентрацією неорганічних сполук азоту, хлоридів і органічних речовин та чисельністю і біомасою *Chlorella vulgaris* у ставках дендропарку «Олександрія» [49]. Незважаючи на те, що у товщі води і в обростанні макрофітів домінували водорості із різних відділів (у товщі води — Chlorophyta і Euglenophyta, а в обростанні вищих водних рослин — Bacillariophyta), для обох екологічних груп водоростей, знайдених у забрудненому ставку Русалка, характерним було переважання  $\alpha$ -мезосапробіонтів і полі- $\alpha$ -мезосапробіонтів серед індикаторів ступеня органічного забруднення, галофілів і мезогалобів — серед індикаторів солоності води і видів водоростей, стійких до високої концентрації біогенних елементів, в першу чергу амонійного азоту. Наприклад, відомо, що *Chlorella vulgaris*, масовий розвиток якої спостерігали у ставку Русалка, є видом, стійким до впливу високої концентрації амонійного азоту, і може використовуватись для очищення стічних вод, забруднених амонійним азотом [28, 34]. Зміни в екологічній структурі домінуючого комплексу епіфітону в озері, що знаходилось під впливом нафтового забруднення, проявлялись у збільшенні частки видів-індикаторів інтенсивного органічного забруднення, індикаторів евтрофних вод, а також у збільшенні частки галофільних видів [21].

Зміни екологічних спектрів також є ознакою антропогенної трансформації водоростевих угруповань [8]. В епіфітоні забрудненого ставка Русалка частка евтрофних (індикаторів рівня трофності водойм) і гетеротрофних (індикаторів типу живлення) організмів була вищою, ніж у ставку Срібний Серпанок. Вищою була й частка алкаліфілів (показників рН) і мезогалобів та галофілів (індикаторів ступеня солоності води). Збільшення рясності алкаліфільних і галофільних видів спостерігали в епіфітоні малих річок урбанізованих територій у місці скиду стічних вод [8, 10]. При цьому відносна рясність мезогалобів і галофілів, які надають перевагу водам з підвищеною солоністю, складала 12—50 %. У фітопланктоні ставка Русалка з високою концентрацією хлоридів і органічних речовин частка мезогалобів і галофілів, а також полісапробів (індикаторів інтенсивного органічного забруднення), була також вищою, ніж у ставку з мінімальним ступенем забруднення.

## Висновки

Результати проведених досліджень засвідчили, що відгук фітопланктону на значне антропогенне комплексне забруднення водойм (неорганічними сполуками азоту, фосфору, хлоридами та органічними речовинами) є досить подібним до відгуку фітоепіфітону. Зокрема, у відповідь на забруднення спостерігали зменшення загальної кількості видів як у товщі води, так і в обростанні вищих водних рослин, зміни у таксономічній структурі фітопланктону і фітоепіфітону (відмічено зменшення кількості видів Chlorophyta і Bacillariophyta та збільшення кількості видів Euglenophyta), значні відмінності видового складу водоростей у водоймах з різним ступенем забруднення, збільшення загальної чисельності фіто-

планктону і фітоепіфітону, зміни структури чисельності водоростей (збільшення чисельності Euglenophyta і Chlorophyta), зменшення індексу Шеннона, розрахованого за чисельністю і біомасою, збільшення індексу сапробності, зміни у складі домінуючого комплексу (заміна чутливих видів специфічними стійкими до забруднення організмами), зміни екологічної структури домінуючого комплексу (збільшення частки  $\alpha$ -мезо-сапробіонтів,  $\alpha$ -мезо- $\rho$ -сапробіонтів і  $\rho$ - $\alpha$ -мезо-сапробіонтів серед індикаторів органічного забруднення, галофілів і мезогалобів — серед індикаторів ступеня солоності води, а також видів, стійких до високої концентрації неорганічних сполук азоту, перш за все амонійного), зміни екологічного спектру фітопланктону і фітоепіфітону в цілому.

Отримані дані можуть бути використані при проведенні моніторингу стану водойм, а також при визначенні характеру та інтенсивності їхнього забруднення.

#### Список використаної літератури

1. Бариева Ф.Ф. Изменение фитопланктона при антропогенном воздействии и восстановлении озерных экосистем (на примере озер г. Казани): автореф. дис. ... канд. биол. наук. Казань, 2003. 23 с.
2. Барінова С.С., Медведєва Л.А., Анисимова О.В. Биоразнообразие водорослей-индикаторов окружающей среды. Тель-Авив: Pilies Studio, 2006. 498 с.
3. Ветрова З.И. Флора водорослей континентальных водоемов Украины: эвгленофитовые водоросли. Вып. 2. Киев, Тернополь: Лиля, 2004. 272 с.
4. Водоросли. Справочник / Вассер С.П., Кондратьева Н.В., Масюк Н.П. и др. Киев: Наук. думка, 1989. 608 с.
5. Елизарова В.А. Состав и содержание растительных пигментов в водах Рыбинского водохранилища. *Гидробиол. журн.* 1973. Т. 9, № 2. С. 23—32.
6. Иванова Н.С., Авдеева А.Т. Влияние удобрений на фитопланктон малого глубоководного водоема. *Особенности развития фитопланктона в рыбохозяйственных водоемах различного типа*: сб. науч. тр. Л., 1987. Вып. 265. С. 32—42.
7. Киризі́й Т.Я. Процеси міграції та трансформації речовин антропогенної природи у водоймах. *Вісн. Львів. ун-ту.* 2014. Вип. 47. С. 152—156.
8. Комулайнен С.Ф. Экология фитоперифитона малых рек восточной Финляндии. Петрозаводск: Карел. науч. центр РАН. 2004. 182 с.
9. Комулайнен С.Ф. Структура фитоперифитона малых рек урбанизированных территорий Карелии и Кольского полуострова. *Перифитон и обрастание: теория и практика*: Тез. докл. Междунар. науч.-практ. конф., Санкт-Петербург, 23—27 окт. 2008 г. СПб., 2008. С. 47—49.
10. Комулайнен С.Ф. Влияние скорости течения на структуру, распространение и сукцессию фитоперифитона в реках. *Тр. Карел. науч. центра РАН.* 2013. № 6. С. 91—95.
11. Корнева Л.Г. Структура и разнообразие фитопланктона как индикаторы изменения среды его обитания в водохранилищах. *Биоиндикация в мониторинге пресноводных экосистем*: тез. докл. II Междунар. конф. 10—14 окт. 2011 г., Санкт-Петербург. СПб., 2011. С. 91.
12. Крот Ю.Г., Киризі́й Т.Я., Бабіч Г.Б., Леконцева Т.І. Динаміка гідрохімічного режиму каскаду водойм дендропарку «Олександрія» (м. Біла Церква) при надходженні неорганічних форм азоту з джерельними водами. *Наук. зап. Терноп. нац. пед. ун-ту. Сер. Біологія.* 2005. № 1—2 (25). С. 102—109.
13. Кулик С.М. Динаміка розповсюдження техногенного забруднення у біокосних системах території державного дендропарку «Олександрія». *Пошукова та екологічна геохімія.* 2003. № 2/3. С. 58—61.

14. Курейшевич А.В., Яровий О.О., Мантурова О.В. Вплив екстремально високих концентрацій неорганічного азоту на продукційні характеристики фітопланктону. *Наук. зап. Терноп. нац. пед. ун-ту. Сер. Біологія*. 2017. №3(70). С. 94—100.
15. Лаврентьева Г.М. Особенности ценозов фитопланктона и его фитосреды в удобренных озерах. *Особенности развития фитопланктона в рыбохозяйственных водоемах различного типа*. Сб. науч. тр. Л., 1987. Вып. 265. С. 4—12.
16. Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод / За ред. В.Д. Романенка. К.: Логос, 2006. 408 с.
17. Минеева Н.М. Растительные пигменты в воде Волжских водохранилищ. М.: Наука, 2004. 156 с.
18. Плескач А.Я. Забруднення водойм дендропарку «Олександрія» та його вплив на стан рослинності. *Інтродукція рослин*. 2004. № 2. С. 80—87.
19. Руководство по химическому анализу поверхностных вод суши / Под ред. А.Д. Семенова. Л.: Гидрометеиздат, 1977. 542 с.
20. Станиславская Е.В. Использование водорослей перифитона для оценки экологического состояния рек. *Биоиндикация в мониторинге пресноводных систем: Тез. докл. Междунар. конф., Санкт-Петербург, 23—27 окт. 2006 г.* СПб., 2006. С. 141.
21. Стенина А.С. Экологическая структура эпифитных диатомовых водорослей как индикатор нефтяного загрязнения озер тундры бассейна реки Печора. *Перифитон континентальных вод: современное состояние изученности и перспективы дальнейших исследований: Междунар. симп. Тюмень, 2003*. С. 106—107.
22. Топачевский А.В., Масюк Н.П. Пресноводные водоросли Украинской ССР: учебное пособие. Киев: Вища шк., 1984. 334 с.
23. Царенко П.М. Краткий определитель хлорококковых водорослей Украинской ССР. Киев: Наук. думка, 1990. 208 с.
24. Щур Л.А., Бондаренко Н.А., Минеева Н.М., Митропольская И.В. Альгологическая индикация генезиса органического вещества в водных экосистемах. *Биоиндикация в мониторинге пресноводных экосистем: Тез. докл. II Междунар. конф.* 10—14 окт. 2011 г., Санкт-Петербург. СПб., 2011. С. 201.
25. Bondarenko N.A., Logacheva N.F. Structural changes in phytoplankton of the littoral zone of Lake Baikal. *Hydrobiol. J.* 2017. Vol. 53, N 2. P. 16—24.
26. *California Watershed Assessment Manual*. 2005. Vol. II, chap. 4: Using periphyton in watershed assessment. P. 1—28. (<http://cwam.ucdavis.edu>).
27. Cattaneo A., De Séve M., Morabito G. et al. Periphyton changes over 20 years of chemical recovery of Lake Orta, Italy: differential response to perturbation of littoral and pelagic communities. *J. Limnol.* 2011. Vol. 70, N 2. P. 177—185.
28. Collos Y., Harrison P.J. Acclimation and toxicity of high ammonium concentrations to unicellular algae. *Mar. Pollut. Bull.* 2014. Vol. 80. P. 8—23.
29. Eloranta P., Soininen J. Ecological status of some Finnish rivers evaluated using benthic diatom communities. *J. Appl. Phycol.* 2002. Vol. 14, N 1. P. 1—7.
30. Jeffrey S.W., Humphrey G.F. New spectrophotometric equations for determining chlorophylls *a*, *b*, *c*<sub>1</sub> and *c*<sub>2</sub> in higher plants, algae and natural phytoplankton. *Biochem. and Physiol. Pflanzen.* 1975. Vol. 167, N 2. P. 191—194.
31. Karpova G.A., Klepets Ye.V. Influence of urban landscape on the structural indices of macrophytes in the Vorskla River. *Hydrobiol. J.* 2014. Vol. 50, N 6. P. 3—16.
32. Kelly M.G., Adams C., Graves A.C. et al. The trophic Diatom Index: User's Manual. Revised edition. Environment Agency Technical Report E2/TR2. 2001. 135 p.
33. Kharchenko G.V., Shevchenko T.F., Klochenko P.D. Comparative characteristics of phytoepiphyton of water bodies of Kiev. *Hydrobiol. J.* 2009. Vol. 45, N 5. P. 15—23.
34. Kim J., Lingaraju B.P., Rheume R. et al. Removal of ammonia from wastewater effluent by *Chlorella vulgaris*. *Tsingua Sci. Technol.* 2010. Vol. 15. P. 391—396.
35. Klochenko P.D., Shevchenko T.F. Phytoepiphyton of macrophytes of various ecological groups of the Kiev Reservoir. *Hydrobiol. J.* 2016. Vol. 52, N 6. P. 3—16.

36. Klochenko P.D., Kharchenko G.V., Shevchenko T.F. Peculiarities of the distribution of epiphyton algae in water bodies of Kiev. *Hydrobiol. J.* 2012. Vol. 48, N 3. P. 39—51.
37. Klochenko P.D., Shevchenko T.F., Kharchenko G.V. Structural organization of phytoplankton and phytoepiphyton of the lakes of Kiev. *Hydrobiol. J.* 2013. Vol. 49, N 4. P. 47—63.
38. Klochenko P.D., Shevchenko T.F., Lilitskaya G.G. et al. Phytoplankton of water bodies differing in the degree of anthropogenic contamination. *Hydrobiol. J.* 2020. Vol. 56, N 3. P. 13—29.
39. Klochenko P.D., Shevchenko T.F., Nezbryskaya I.N. et al. Phytoplankton production and decomposition characteristics in water bodies differing in the degree of their contamination by inorganic compounds of nitrogen and phosphorus. *Hydrobiol. J.* 2019. Vol. 55, N 3. P. 29—43.
40. Klochenko P.D., Shevchenko T.F., Tarashchuk O.S. Phytoepiphyton of the additional net of the Kanev Reservoir. *Hydrobiol. J.* 2016. Vol. 52, N 3. P. 22—37.
41. Odum E.P. The strategy of ecosystem development. *Science.* 1969. Vol. 164. P. 262—270.
42. Pantle R., Buck H. Die biologische Überwachung der Gewässer und die Darstellung der Ergebnisse. *Gas- und Wasserbach.* 1955. Vol. 96, N 18. S. 604.
43. Parsons T.R., Strickland J.D.H. Discussion of spectrophotometric determination of marine-plant pigments with revised equations for ascertaining chlorophylls and carotenoids. *Journal Marine Research.* 1963. Vol. 21, N 3. P. 155—163.
44. Romanenko V.D., Krot Yu.G., Lekontseva T.I., Podrugina A.B. Peculiarities of phyto- and zooplankton structural organization at an extremely high content of inorganic compounds of nitrogen in water. *Hydrobiol. J.* 2017. Vol. 53, N 5. P. 3—14.
45. Santana L.M., Ferragut C. Structural changes of the phytoplankton and epiphyton in an urban hypereutrophic reservoir. *Acta Limnol. Bras.* 2016. Vol. 28 (29). P. 1—12.
46. Shcherbak V.I., Kravtsova O.V., Linchuk M.I. Assessment of the influence of high concentrations of nitrogen compounds on phytoplankton diversity in the ponds of the Oleksandrya Natural Park (the town of Bila Tserkva, Ukraine). *Hydrobiol. J.* 2018. Vol. 54, N 1. P. 19—32.
47. Shevchenko T.F., Kharchenko G.V., Klochenko P.D. Cenological analysis of phytoepiphyton of water bodies of Kiev. *Hydrobiol. J.* 2010. Vol. 46, N 1. P. 41—55.
48. 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.
49. Shevchenko T.F., Klochenko P.D., Nezbryskaya I.N. Response of phytoplankton to heavy pollution of water bodies. *Oceanol. Hydrobiol. St.* 2020. Vol. 49, Iss. 3. P. 267—280.
50. 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, Iss. 3. P. 407—416.
51. Sládeček V. System of water quality from the biological point of view. *Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol.* 1973. Vol. 7, N I—IV. P. 1—218.
52. Tsarenko P.M., Wasser S.P., Nevo E. Algae of Ukraine: diversity, nomenclature, taxonomy, ecology and geography. Cyanoprokaryota, Euglenophyta, Chrysophyta, Xanthophyta, Raphidophyta, Phaeophyta, Dinophyta, Cryptophyta, Glaucocystophyta, Rhodophyta. (Vol. 1). Ruggell: Gantner Verlag, 2006. 713 p.
53. Tsarenko P.M., Wasser S.P., Nevo E. Algae of Ukraine: diversity, nomenclature, taxonomy, ecology and geography. Bacillariophyta. (Vol. 2). Ruggell: Gantner Verlag, 2009. 413 p.
54. Tsarenko P.M., Wasser S.P., Nevo E. Algae of Ukraine: diversity, nomenclature, taxonomy, ecology and geography. Chlorophyta. (Vol. 3). Ruggell: Gantner Verlag, 2011. 511 p.

55. Van Dam H., Mertens A., Sinkeldam J. A coded checklist and ecological indicator values of freshwater diatoms from the Netherlands. *Neth. J. Aquat. Ecol.* 1994. Vol. 28. P. 117—133.

Надійшла 07.09.2020

*P.D. Klochenko*, Dr. Sci. (Biol.), Prof., Head of Department,  
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,  
12 Geroyiv Stalingrada Ave, Kyiv, 04210, Ukraine  
e-mail: pklochenko@ukr.net

*T.F. Shevchenko*, PhD (Biol.), Senior researcher, Senior researcher,  
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,  
12 Geroyiv Stalingrada Ave, Kyiv, 04210, Ukraine

*I.M. Nezbrjytska*, PhD (Biol.), Researcher,  
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,  
12 Geroyiv Stalingrada Ave, Kyiv, 04210, Ukraine

#### COMPARATIVE ANALYSIS OF THE RESPONSE OF PHYTOPLANKTON AND PHYTOEPIPHYTON TO ANTHROPOGENIC CONTAMINATION OF WATER BODIES

The structure and ecological spectrum of phytoplankton and phytoepiphyton were studied in two ponds significantly differing in the degree of contamination by ammonium (74,0 and 0,08 mg N/L), nitrite (1,750 and 0,002 mg N/L), nitrate (58,0 and 0,13 mg N/L), inorganic phosphorus (0,120 and 0,041 mg/L), chloride (560,5 and 35,4 mg/L), and organic matter (PO — 10,4 and 5,8 mg O/L and DO — 81,0 and 18,0 mg O/L). It has been found that the response of phytoplankton to contamination was closely similar to that of phytoepiphyton. The following changes were observed in response to contamination both in water column and in the fouling of macrophytes: a decrease in the total number of algal species, changes in taxonomic structure, significant difference in the species composition of algae occurring in water bodies differing in the degree of contamination, the increase in the total numbers of algae, changes in the structure of algal numbers, a decrease in Shannon index values, the increase in saprobic index values, changes in the composition of the complex of dominant species (substitution of sensitive species by specific tolerant to contamination ones), changes in the ecological structure of the complex of dominant species, and changes in the ecological spectrum on the whole. The obtained data can be used in monitoring of the state of water bodies, and also in determining the type and intensity of contamination.

**Keywords:** *contamination, nitrogen, phosphorus, chloride, organic matter, phytoplankton, phytoepiphyton, structure, ecological spectrum.*