

Журнал «Альгологія» – орган Відділення загальної біології Національної академії наук України та Інституту ботаніки ім. М.Г. Холодного – публікує статті за такими рубриками: «Загальні проблеми альгології», «Морфологія, анатомія, цитологія», «Размноження та цикли розвитку водоростей», «Генетика», «Фізіологія, біохімія, біофізика», «Екологія, ценологія, охорона та роль водоростей у природі», «Флора та географія», «Викопні водорості», «Систематика, філогенія, питання еволюції водоростей», «Нові та рідкісні таксони», «Прикладна альгологія», «Дискусії», «Короткі повідомлення», «Методика», «Огляди. Історія альгології», «Персоналії», «Хроніка та інформація», «Рецензії», «Нові книги»

Journal Algologia (Algology) is sponsored by the Department of General Biology of National Academy of Sciences of Ukraine and M.G. Kholodny Institute of Botany. It embraces the following subjects: General Problems of Algology; Morphology, Anatomy, Cytology; Reproduction and Life Cycles of Algae; Genetics; Physiology, Biochemistry. Biophysics; Ecology, Cenology, Conservation of Algae and their Role in Nature; Flora and Geography; Fossil Algae; Systematics, Phylogeny and Problems of Evolution of Algae; New Taxa and Noteworthy Records; Applied Algology; Discussions, Short Communications; Procedure; Surveys. History of Algology; Personalia; New Items and Information; Review; New Books

Головний редактор ВАСЦЕР С.П. (Україна)

Заст. головного редактора

Виноградова О.М. (Україна)

Відповідальний секретар редакції

Алейнікова М.Д. (Україна)

Editor-in-Chief WASSER S.P. (Ukraine)

Deputy Editor

Vinogradova O.M. (Ukraine)

Managing Editor

Aleinikova M.D. (Ukraine)

Редакційна колегія

Бланко С. (Іспанія)

Золотарьова О.К. (Україна)

Мінічева Г.Г. (Україна)

Михайлюк Т.І. (Україна)

Окоłodков Ю.Б. (Мексика)

Ольштинська О.П. (Україна)

Садогурська С.С. (Україна)

Семенюк Н.Є. (Україна)

Хольцінгер А. (Австрія)

Шалигін С.С. (США)

Editorial Advisory Board

Blanco S. (Spain)

Zolotareva O.K. (Ukraine)

Minicheva G.G. (Ukraine)

Mikhailyuk T.I. (Ukraine)

Okolodkov Yu.B. (Mexico)

Olshtynska O.P. (Ukraine)

Sadogurska S.S. (Ukraine)

Semenyuk N.E. (Ukraine)

Holzinger A. (Austria)

Shalygin S.S. (USA)

Том 36
1 • 2026



МІЖНАРОДНИЙ
НАУКОВО-ТЕХНІЧНИЙ
ЖУРНАЛ

ALGOLOGIA

ЗАСНОВАНИЙ У БЕРЕЗНІ 1991 р.

• ВИХОДИТЬ 1 РАЗ НА ТРИ МІСЯЦІ • КИЇВ

ЗМІСТ

Екологія, ценологія, охорона та роль водоростей у природі

- 3 Суходольська І.Л. Структура фітопланктону карстового озера Задовже (Україна)

Викопні водорості

- 25 Тимченко Ю.А., Ольштинська О.П. Каналошовні діатомові (*Bacillariophyceae*) як інструмент палеоокеанологічних реконструкцій на мілководному шельфі Чорного моря

Нові та рідкісні таксони

- 43 Кошелев О.В., Калашнік К.С. Нова знахідка рідкісного виду *Chara canescens* Loisel. (*Charophyta*, *Charales*) в Україні (Одеська область, Національний природний парк «Куяльницький»)

Прикладна альгологія

- 55 Чвалюк Г.В., Грубінко В.В. Досвід альголізації Тернопільського водосховища (Тернопільська область, Україна)

ДО УВАГИ ПЕРЕДПЛАТНИКІВ!

Передплата журналу «Альгологія» здійснюється тільки через
ПЕРЕДПЛАТНЕ АГЕНТСТВО «УКРІНФОРМНАУКА»
(<https://u-i-n.com.ua/>)

Наукові редактори випуску:

ВИНОГРАДОВА О.М., СЕМЕНЮК Н.Є.

Редактори

В.В. Несчетна, О.Є. Бондаренко

Адреса редакції: 01601 Київ, вул. Терещенківська, 2,
Інститут ботаніки ім. М.Г. Холодного НАНУ

Address of the Editorial Office: M.G. Kholodny Institute of Botany, NAS of Ukraine,
2 Tereshchenkivska Str., Kyiv 01601

e-mail: algologia@ukr.net

сайт: www.algologia.co.ua

Ідентифікатор медіа R30-03013

Затверджено до друку вченою радою Інституту ботаніки ім. М.Г. Холодного НАН України
(протокол № 3 від 26 лютого 2026 р.)

Підп. до друку 05.03.2026. Формат 70×108/16. Ум.-друк. арк. 9,8. Обл.-вид. арк. 13,72.

Тираж прим. Зам. №

Віддруковано ВД «Академперіодика» НАН України, вул. Терещенківська, 4, Київ 01024
Свідоцтво суб'єкта видавничої справи ДК № 544 від 27.07.2001

<https://doi.org/10.15407/alg36.01.003>

І.Л. СУХОДОЛЬСЬКА

*Рівненський державний гуманітарний університет
вул. Степана Бандери, 12, Рівне 33028, Україна
iryana.sukhodolska@rshu.edu.ua*

СТРУКТУРА ФІТОПЛАНКТОНУ КАРСТОВОГО ОЗЕРА ЗАДОВЖЕ (УКРАЇНА)

Реферат. Наведено результати досліджень показників структури фітопланктону оз. Задовже, розташованого в північно-західній частині Рівненської обл., Волинське Полісся (червень–жовтень, 2022 р.). У фітопланктоні озера ідентифіковано 76 видів водоростей, представлених 77 внутрішньовидовими таксонами, що належать до 62 родів, 39 родин, 26 порядків, 12 класів і 8 відділів. Флористичний спектр планктонних водоростей сформований відділами *Chlorophyta* (32,9% загальної кількості видів), *Bacillariophyta* (30,3%) та *Cyanobacteria* (15,8%). Чисельність фітопланктону озера змінювалася від 516 тис. кл/дм³ (жовтень) до 5614 (серпень), біомаса — від 0,3048 (жовтень) до 0,8246 мг/дм³ (червень). Індекс Шеннона варіював в межах 1,52–4,00 біт/мг за біомасою та 2,11–3,63 біт/екз. за чисельністю. Індекс сапробності коливався від 1,49 до 2,27, що відповідає II–III класам якості води. Провідна роль належала класам *Bacillariophyceae*, *Chlorophyceae*, *Cyanophyceae* та *Trebouxiophyceae*, порядкам *Sphaeropleales*, *Naviculales*, *Chroococcales*, *Cymbellales* та *Desmidiaceae*, родинам *Naviculaceae*, *Microcystaceae*, *Scenedesmaceae*, *Desmidiaceae*, *Euglenaceae*, *Hydrodictyaceae*, *Selenastraceae*, *Schroederiaceae*, *Oocystaceae*, *Cymbellaceae*, *Ulnariaceae* та *Aphanizomenonaceae*, родам *Schroederia* Lemmermann, *Staurastrum* Meyen ex Ralfs та *Navicula* Borg. Ядро фітопланктону озера формували планктонні та планктонно-бентосні види, індиферентні за ставленням до насичення води киснем і реофільності, температури води, рН середовища та галобності, а за рівнем трофності — мезоевтрофні. Серед видів-індикаторів органічного забруднення вод переважали сапроксени (за системою Ватанабе)

Надійшла до редакції 05.11.2025. Після доопрацювання 30.12.2025. Опублікована 20.03.2026
Цит у в а н н я . Суходольська І.Л. 2026. Структура фітопланктону карстового озера Задовже (Україна). *Альгологія*. 36(1): 3–24. <https://doi.org/10.15407/alg36.01.003>

This is open access article under the CC BY license (<https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>)

© Інститут ботаніки ім. М.Г. Холодного НАН України, 2026

© Видавець ВД «Академперіодика» НАН України, 2026

ISSN 2413-5984. *Альгологія*. 2026. 36(1)

та бета-мезосапробіонти (за системою Пантле-Бука, в модифікації Сладечека). Якість води в оз. Задовже змінювалася від чистої до помірно забрудненої.

Ключові слова: чисельність, біомаса, озеро, таксономічне, видове та інформаційне різноманіття, доміанти, стійкість водної екосистеми, біоіндикація

Вступ

Структурно-функціональні характеристики фітопланктону віддзеркалюють природні особливості водозбору, хімічний склад води, кліматичні зміни та рівень антропогенного навантаження. Різноманітність умов середовища зумовлює коливання показників загальної кількості видів, співвідношення відділів, домінуючого комплексу, чисельності та біомаси. Зміни фітопланктону найкраще відображають стійкість чи вразливість водної екосистеми. Часто озера карстового походження мають вищі показники кількісного розвитку фітопланктону, ніж водні об'єкти іншого генезису озерних улоговин. Однак дослідження карстових озер свідчить про різний видовий склад, зокрема від збідненого до багатого. Так, в озерах Омит і Люб'язь виявлено по 62 види (ввт) в кожному, в оз. Нобель 65 видів (ввт) (Semeniuk, 2020), в оз. Засвітське — 61 вид (62 ввт) (Sukhodolska, Basaraba, 2023), в оз. Воронки — 66 видів (68 ввт), в оз. Луко — 83 види (86 ввт) (Shelyuk et al., 2019).

Відомості про зміни структури фітопланктону карстових озер наведені в численних роботах. Зокрема, на прикладі шести карстових озер Хорватії (2013–2022 рр.) встановлено суттєвий вплив на біомасу фітопланктону поживних речовин, солоності та лужності, а на видовий склад — доступності світла й концентрації загального азоту (Hanžek et al., 2024). Також розвиток фітопланктону в трьох шарах (епілімніоні, металімніоні та гіполімніоні) карстового озера в Іспанії уповільнювався через низький рівень вмісту азоту та фосфору (Samacho et al., 2003). Видове багатство відділу *Cyanobacteria* описано для карстового озера Мексики. Автори наголошують, що основними чинниками, які сприяють домінуванню *Cyanobacteria*, є евтрофікація, висока інтенсивність освітлення та температура води, а також кліматичні умови (Valadez et al., 2013). Сезонні зміни складу *Bacillariophyta* досліджено в карстовому озері в Туреччині. Зазначено, що видове багатство відділу *Bacillariophyta* збільшується у водних екосистемах з підвищеним вмістом кальцію та сульфатів (Suvacu et al., 2008). Загалом найбільш сприятливі умови розвитку фітопланктону формуються в тих озерах, які зберегли до певної межі свій природний стан.

Віддаленість від багатонаселених пунктів забезпечує мінімальний антропогенний вплив на поліські озера карстового походження та сприяє

формуванню своєрідного складу фітопланктону. До таких водних об'єктів належить оз. Задовже, розташоване в північно-західній частині Рівненської обл. (Волинське Полісся), що входить до території Нобельського національного природного парку. Береги озера піщані, з одного боку вкриті лісом, з іншого боку розташоване с. Заозір'я. Улоговина озера видовжено-овальної форми. Площа водного дзеркала 0,60 км². Глибина озера в окремих ділянках досягає 19 м. Дно піщане, вода чиста та прозора.

У науковій літературі відсутні відомості про фітопланктон оз. Задовже, що не дозволяє зробити порівняльний аналіз та оцінити стан водойми в попередні роки. Необхідно проводити подальші дослідження фітопланктону озера для з'ясування інтенсивності природної сукцесії та антропогенних змін.

Мета дослідження — визначити структуру фітопланктону карстового оз. Задовже та оцінити якість води за видами-індикаторами.

Матеріали та методи

Відбір альгологічних проб здійснювали впродовж червня–жовтня 2022 р. на трьох станціях спостереження (51°49'42.0"N 25°42'55.2"E, 51°49'36.5"N 25°42'59.9"E, 51°49'26.7"N 25°43'08.3"E) (рис. 1).

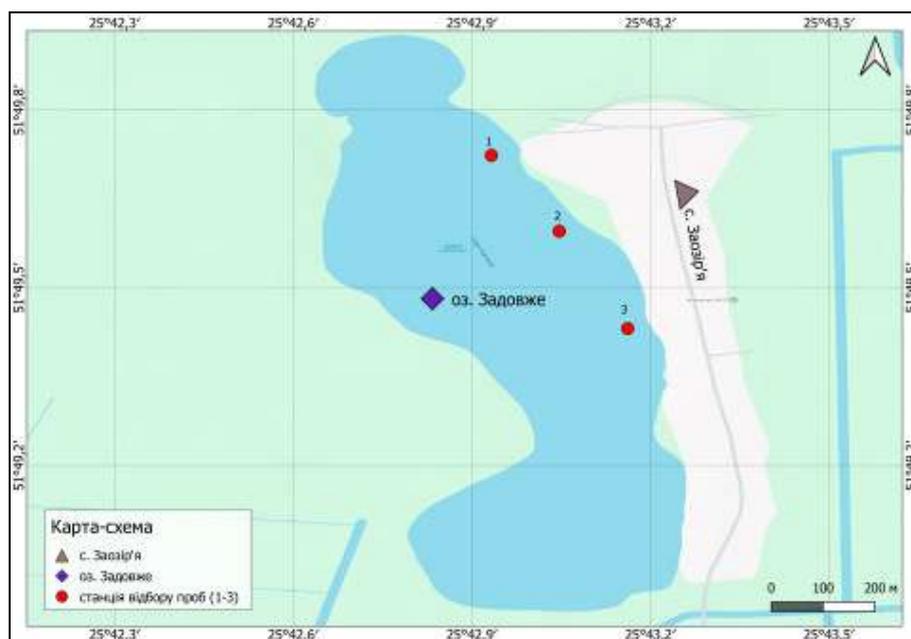


Рис. 1. Карта-схема розташування оз. Задовже зі станціями відбору альгологічних проб (1–3)

Проби води відбирали з глибини 0,2–0,3 м шляхом наповнення пластикових ємностей об'ємом 0,5 дм³ і консервували формаліном. Після відстоювання проби концентрували до об'єму 0,05–0,1 дм³. Камеральну обробку проб, що включала визначення видового складу, чисельності та біомаси водоростей, проводили з використанням світлового мікроскопу Laboval (Karl Zeiss, Germany). Підрахунок клітин здійснювали за допомогою камери Нажотта об'ємом 0,02 см³. Клітини рахували в трьох повторностях. Біомасу визначали загальноприйнятим розрахунково-об'ємним методом. Домінуючими вважали ті види водоростей, чисельність чи біомаса яких перевищувала чи дорівнювала 10%, субдомінантами — водорості з біомасою від 5 до 9,9% (Shcherbak, 2002). Таксономічна номенклатура водоростей наведена згідно *AlgaeBase* (Guiry, Guiry, 2025). Біоіндикаційна характеристика представлена з урахуванням індикаторних особливостей водоростей, відображених у літературних джерелах (Van Dam et al., 1994; Varinova et al., 2019).

Результати та обговорення

Фітопланктон оз. Задовже налічує 76 видів (77 ввт) водоростей з 8 відділів: *Chlorophyta*, *Bacillariophyta*, *Cyanobacteria*, *Charophyta*, *Ochrophyta*, *Euglenozoa*, *Miozoa* та *Cryptophyta*, 12 класів, 26 порядків, 39 родин і 62 родів (рис. 2, табл. 1, див. Список).



Рис. 2. Таксономічний склад фітопланктону оз. Задовже

Найбільша кількість видів представлена відділами *Chlorophyta* (32,9% загальної кількості видів), *Bacillariophyta* (30,3%) та *Cyanobacteria* (15,8%).

На четвертому та п'ятому місяцях види відділів *Charophyta* (6,6%), *Ochrophyta* (5,3%) і *Euglenozoa* (5,3%). Найбільшу кількість видів мають роди відділу *Ochrophyta* (родовий коефіцієнт 2,0).

Таблиця 1. Таксономічний спектр водоростевих угруповань оз. Задовже

Відділ	Клас	Порядок	Родина	Рід	Вид	ввт	Родовий коефіцієнт
<i>Chlorophyta</i>	2	4	12	21	25	25	1,2
<i>Bacillariophyta</i>	3	10	13	18	22	23	1,3
<i>Cyanobacteria</i>	1	4	5	11	12	12	1,1
<i>Charophyta</i>	2	2	3	4	6	6	1,5
<i>Ochrophyta</i>	1	2	2	2	4	4	2,0
<i>Euglenozoa</i>	1	1	1	3	4	4	1,3
<i>Miozoa</i>	1	2	2	2	2	2	1,0
<i>Cryptophyta</i>	1	1	1	1	1	1	1,0
Усього	12	26	39	62	76	77	1,3

У сезонному аспекті найбільш представлені відділи *Chlorophyta* (червень) та *Bacillariophyta* (липень–жовтень). Максимальний відсоток видів відділу *Cyanobacteria* зафіксовано у вересні (рис. 3).

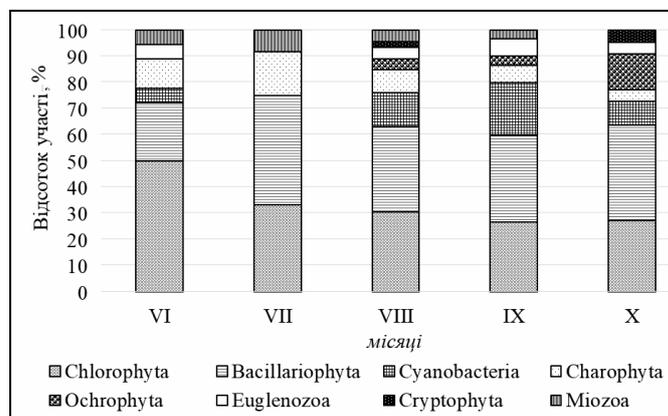


Рис. 3. Зміна співвідношення представників різних відділів водоростей оз. Задовже у видовому складі фітопланктону (червень–жовтень, 2022 р.)

У червні фітопланктон оз. Задовже був представлений 18 видами з 6 відділів. У фітопланктоні переважали види відділу *Chlorophyta* (50,0% загальної кількості видів) та *Bacillariophyta* (22,2%). Різноманіття відділів *Charophyta* становило 11,1%, *Cyanobacteria*, *Miozoa* і *Euglenozoa* — по 5,6% видів кожний (див. рис. 3). Найбільшою чисельністю вирізнялися види *Hindakia tetrachotoma* (27,3%), *Snowella lacustris* (25,5%), *Oocystis submarina* (12,8%) та *Closterium acutum* (11,2%). За біомасою домінував вид *Ceratium hirundinella* (77,5%) відділу *Miozoa*. За біомасою субдомінував *C. acutum* (7,4%) — представник відділу *Charophyta*, а за чисельністю *Chlamydomonas* sp. 1 (5,5%) — відділу *Chlorophyta*. Загальна чисельність фітопланктону в червні становила 878 тис. кл/дм³, а біомаси — 0,8246 мг/дм³.

Фітопланктон оз. Задовже в липні був представлений 12 видами з 4 відділів (*Bacillariophyta* — 41,7% загальної кількості видів, *Chlorophyta* — 33,2%, *Charophyta* — 16,6% та *Miozoa* — 8,3%) (див. рис. 3). За біомасою домінували види *Miozoa* — *C. hirundinella* (39,6%) та *Bacillariophyta* — *Asterionella formosa* (42,7%), за чисельністю — вид *Chlorophyta: Heleochloris pallida* (44,5%) та *Bacillariophyta: A. formosa* (32,9%). За чисельністю субдомінував представник відділу *Bacillariophyta* — *Cyclotella* sp. (5,2%). Загальна чисельність фітопланктону в липні становила 620 тис. кл/дм³, а біомаса 0,3582 мг/дм³.

У серпні кількість видів зросла до 46, що належали до 8 відділів. Найбільше були представлені *Chlorophyta* (39,1% загальної кількості видів), *Bacillariophyta* (32,6%) та *Cyanobacteria* (13,0%) (див. рис. 3). За біомасою домінували два представники *Cyanobacteria* — *Microcystis pulverea* (56,1%) та *Microcystis aeruginosa* (18,5%). Високою чисельністю вирізнявся вид відділу *Miozoa* — *C. hirundinella* (35,7%). За чисельністю субдомінував вид відділу *Bacillariophyta* — *Aulacoseira granulata* var. *angustissima* (7,9%). Загальна чисельність фітопланктону в серпні становила 5614 тис. кл/дм³, біомаса 0,6872 мг/дм³.

Фітопланктон оз. Задовже у вересні був представлений 30 видами з 7 відділів. Найбільшу кількість видів зафіксовано з відділів *Bacillariophyta* (33,3% загальної кількості видів), *Chlorophyta* (26,4%) та *Cyanobacteria* (20,0%) (див. рис. 3). За чисельністю домінував вид *Microcystis pulverea* (59,1%), за біомасою — *C. hirundinella* (45,1%) та *Tabularia tabulata* (10,6%). За чисельністю субдомінував вид відділу *Bacillariophyta* — *A. formosa* (9,8%). У вересні загальна чисельність фітопланктону становила 3466 тис. кл/дм³, біомаса 0,7863 мг/дм³.

У жовтні фітопланктон оз. Задовже був представлений 22 видами з 7 відділів. У його структурі переважали види *Bacillariophyta* (36,4% загальної кількості видів), *Chlorophyta* (27,3%) та *Ochrophyta* (13,6%) (див.

рис. 3). Значною чисельністю вирізнявся представник відділу *Cyanobacteria* — *Aphanizomenon flos-aquae* (19,4%) та два види відділу *Bacillariophyta* — *A. granulata* var. *angustissima* (17,4%) і *Stenophora pulchella* (13,2%). За чисельністю субдомінував представник відділу *Cyanobacteria* — *Lyngbya* sp. (9,7%) та два представники відділу *Ochrophyta* — *Dinobryon bavaricum* (5,0%) і *Mallomonas ploesslii* (5,0%). За біомасою переважали види відділу *Bacillariophyta* — *A. granulata* var. *angustissima* (14,8%) та *C. pulchella* (26,8%), а також вид відділу *Ochrophyta* — *M. ploesslii* (27,3%). У жовтні загальна чисельність фітопланктону становила 516 тис. кл/дм³, а біомаса 0,3048 мг/дм³. У всі місяці (за винятком жовтня) за біомасою домінував представник *Miozoa* — *Ceratium hirundinella* (від 77,5% у червні до 35,7% у липні). Це крупноклітинний вид, індикатор олігосапробної зони (відповідає II класу якості чиста вода). За чисельністю переважали види відділу *Cyanobacteria* — 25,5–59,1% (окрім липня), *Chlorophyta* — 12,8%–44,5% (червень, липень), *Bacillariophyta* — 13,2%–32,9% (жовтень, липень). Біомаса фітопланктону озера варіювала від 0,8246 (червень) до 0,3048 мг/дм³ (жовтень), чисельність — від 5614 тис. кл/дм³ (серпень) до 516 тис. кл/дм³ (жовтень) (рис. 4).

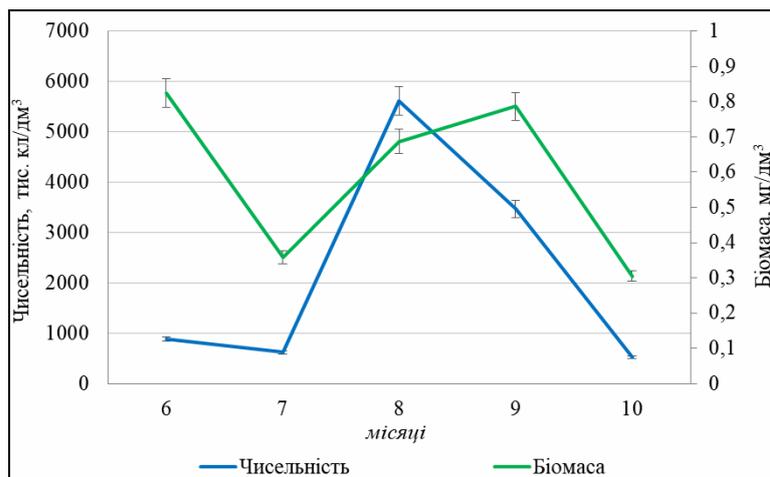


Рис. 4. Зміна чисельності та біомаси фітопланктону оз. Задовже (червень–жовтень, 2022 р.)

Індекс видового різноманіття Шеннона за чисельністю змінювався від 2,11 (липень) до 3,63 біт/екз. (жовтень). За біомасою індекс Шеннона коливався від 1,52 біт/мг (червень) до 4 біт/мг (серпень). Індекс

сапробності змінювався від 1,49 (липень) до 2,27 (червень). Відповідно до коливань індексу сапробності, вода в озері змінювалася від оліго- до β -мезосапробної зони та відповідала II–III класам якості.

Список. Таксономічний склад фітопланктону оз. Задовже

Номер	Таксон
CYANOBACTERIA	
Клас Cyanophyceae	
Порядок Chroococcales	
Родина Chroococcaceae	
1	<i>Chroococcus turgidus</i> (Kützing) Nägeli
Родина Microcystaceae	
2	<i>Merismopedia tranquilla</i> (Ehrenberg) Trevisan
3	<i>Microcystis aeruginosa</i> (Kützing) Kützing
4	<i>M. pulverea</i> (H.C.Wood) Forti
5	<i>Snowella lacustris</i> (Chodat) Komárek & Hindák
6	<i>Eucapsis minima</i> (Keissler) Pliński & Komárek
Порядок Oscillatoriales	
Родина Oscillatoriaceae	
7	<i>Oscillatoria</i> sp.
8	<i>Lyngbya</i> sp.
Порядок Nostocales	
Родина Aphanizomenonaceae	
9	<i>Aphanizomenon flos-aquae</i> Ralfs ex Bornet & Flahault
10	<i>Dolichospermum mendotae</i> (W.Trelease) Wacklin, L.Hoffmann & Komárek
11	<i>Cuspidothrix issatschenkoi</i> (Usachev) P.Rajaniemi, Komárek, R.Willame, P.Hrouzek, K.Kastovská, L.Hoffmann & K.Sivonen
Порядок Nodosilineales	
Родина Cymatolegaceae	
12	<i>Rhabdoderma lineare</i> Schmidle & Lauterborn
CHLOROPHYTA	
Клас Chlorophyceae	
Порядок Chlamydomonadales	
Родина Chlamydomonadaceae	
13	<i>Chlamydomonas</i> sp. 1
Порядок Volvocales	
Родина Volvocaceae	
14	<i>Pandorina morum</i> (O.F.Müller) Bory
15	<i>Volvox globator</i> Linnaeus
Родина Sphaerocystidaceae	
16	<i>Heleochloris pallida</i> Korshikov
Порядок Sphaeropleales	
Родина Hydrodictyaceae	
17	<i>Stauridium tetras</i> (Ehrenberg) E.Hegewald
18	<i>Tetraëdron triangulare</i> Korshikov
19	<i>T. minimum</i> (A.Braun) Hansgirg

Родина Neochloridaceae	
20	<i>Chlorotetraedron incus</i> (Teiling) Komárek & Kováčik
Родина Selenastraceae	
21	<i>Ankistrodesmus fusiformis</i> Corda
22	<i>Quadrigula korsikovii</i> Komárek
23	<i>Raphidocelis danubiana</i> (Hindák) Marvan, Komárek & Comas
Родина Scenedesmaceae	
24	<i>Comasiella arcuata</i> (Lemmermann) E.Hegewald, M.Wolf, Al.Keller, Friedl & Krienitz
25	<i>Desmodesmus communis</i> (E.Hegewald) E.Hegewald
26	<i>Scenedesmus obtusus</i> Meyen
27	<i>Tetradesmus obliquus</i> (Turpin) M.J.Wynne
Родина Schroederiaceae	
28	<i>Schroederia spiralis</i> (Printz) Korshikov
29	<i>S. robusta</i> (Printz) Korshikov
30	<i>S. setigera</i> (Schröder) Lemmermann
Родина Sphaeropleaceae	
31	<i>Ankyra ancora</i> (G.M.Sm. <i>Tetraëdron</i> it)
Клас Trebouxiophyceae	
Порядок Chlorellales	
Родина Oocystaceae	
32	<i>Oocystis submarina</i> Lagerheim
33	<i>Nephrochlamys willeana</i> (Printz) Korshikov
34	<i>Tetrachlorella alternans</i> (G.M.Smith) Korshikov
Родина Chlorellaceae	
35	<i>Hindakia tetrachotoma</i> (Printz) C.Bock, Pröschold & Krienitz
Порядок Trebouxiophyceae ordo incertae sedis	
Родина Trebouxiophyceae	
36	<i>Lemmermannia tetrapedia</i> (Kirchner) Lemmermann
37	<i>L. triangularis</i> (Chodat) C.Bock & Krienitz
EUGLENOZOA	
Клас Euglenophyceae	
Порядок Euglenales	
Родина Euglenaceae	
38	<i>Euglena</i> sp.
39	<i>Trachelomonas hispida</i> (Perty) F.Stein
40	<i>T. volvocina</i> (Ehrenberg) Ehrenberg
41	<i>Monomorphina pyrum</i> (Ehrenberg) Mereschkowsky
CHAROPHYTA	
Клас Klebsormidiophyceae	
Порядок Klebsormidiales	
Родина Elakatoirichaceae	
42	<i>Elakatothrix acuta</i> Pascher
Клас Zygnematophyceae	
Порядок Desmidiiales	
Родина Closteriaceae	
43	<i>Closterium acutum</i> Brébisson
Родина Desmidiaceae	
44	<i>Cosmarium</i> sp.
45	<i>Staurastrum cingulum</i> (West & G.S.West) G.M.Smith
46	<i>Staurastrum</i> sp.
47	<i>S. tetracerum</i> Ralfs ex Ralfs
OSCHROPHYTA	

Клас <i>Chrysophyceae</i>	
Порядок <i>Chromulinales</i>	
Родина <i>Dinobryaceae</i>	
48	<i>Dinobryon bavaricum</i> Imhof
49	<i>D. divergens</i> O.E.Imhof
Порядок <i>Synurales</i>	
Родина <i>Mallomonadaceae</i>	
50	<i>Mallomonas ploesslii</i> Perty
51	<i>M. tonsurata</i> Teiling
ВАСИЛЛЯРИОФІТА	
Клас <i>Bacillariophyceae</i>	
Порядок <i>Achnanthes</i>	
Родина <i>Cocconeidaceae</i>	
52	<i>Cocconeis placentula</i> Ehrenberg
Порядок <i>Bacillariales</i>	
Родина <i>Bacillariaceae</i>	
53	<i>Nitzschia paleacea</i> (Grunow) Grunow
Порядок <i>Cymbellales</i>	
Родина <i>Cymbellaceae</i>	
54	<i>Cymbella ventricosa</i> Kützing
55	<i>C. tumidula</i> Grunow
Родина <i>Witkowskiaceae</i>	
56	<i>Paraplaconeis placentula</i> (Ehrenberg) Kulikovskiy & Lange-Bertalot
Родина <i>Gomphonemataceae</i>	
57	<i>Gomphonema angustatum</i> (Kützing) Rabenhorst
58	<i>G. parvulum</i> (Kützing) Kützing
Порядок <i>Licmophorales</i>	
Родина <i>Ulnariaceae</i>	
59	<i>Ulnaria acus</i> (Kützing) Aboal
60	<i>Ctenophora pulchella</i> (Ralfs ex Kützing) D.M.Williams & Round
61	<i>Tabularia tabulata</i> (C.Agardh) Snoeijs
Порядок <i>Naviculales</i>	
Родина <i>Naviculaceae</i>	
62	<i>Caloneis bacillum</i> (Grunow) Cleve
63	<i>C. dubia</i> Krammer
64	<i>Navicula viridula</i> (Kützing) Ehrenberg
65	<i>N. cryptocephala</i> Kützing
66	<i>N. radiosa</i> Kützing
Родина <i>Sellaphoraceae</i>	
67	<i>Sellaphora pupula</i> (Kützing) Mereschkovsky
Порядок <i>Rhabdonematales</i>	
Родина <i>Tabellariaceae</i>	
68	<i>Asterionella formosa</i> Hassall
Порядок <i>Rhopalodiales</i>	
Родина <i>Rhopalodiaceae</i>	
69	<i>Epithemia sorex</i> Kützing
70	<i>Rhopalodia gibba</i> (Ehrenberg) O.Müller
Порядок <i>Fragilariales</i>	
Родина <i>Fragilariaceae</i>	
71	<i>Fragilaria crotonensis</i> Kitton
72	<i>Synedra actinastroides</i> (Lemmermann) Lemmermann
Клас <i>Mediophyceae</i>	
Порядок <i>Stephanodiscales</i>	
Родина <i>Stephanodiscaceae</i>	
73	<i>Cyclotella</i> sp.

Клас <i>Coscinodiscophyceae</i>	
Порядок <i>Aulacoseirales</i>	
Родина <i>Aulacoseiraceae</i>	
74	<i>Aulacoseira granulata</i> var. <i>angustissima</i> (O.Müller) Simonsen
МІОЗОА	
Клас <i>Dinophyceae</i>	
Порядок <i>Gymnodiniales</i>	
Родина <i>Gymnodiniaceae</i>	
75	<i>Gymnodinium</i> sp.
Порядок <i>Gonyaulacales</i>	
Родина <i>Ceratiaceae</i>	
76	<i>Ceratium hirundinella</i> (O.F.Müller) Dujardin
КРИПТОФІТА	
Клас <i>Cryptophyceae</i>	
Порядок <i>Cryptomonadales</i>	
Родина <i>Cryptomonadaceae</i>	
77	<i>Cryptomonas</i> sp.

Таблиця 2. Провідні порядки та порядки, представлені 1–2 видами, у фітопланктоні оз. Задовже

Номер	Порядок	Кількість видів	Частка загальної кількості видів, %
1	<i>Sphaeropleales</i>	15	19,4
2	<i>Naviculales, Chroococcales</i>	по 6	15,6 (по 7,8)
3	<i>Cymbellales, Desmidiiales</i>	по 5	13 (по 6,5)
4	<i>Euglenales, Chlorellales</i>	по 4	10,4 (по 5,2)
5	<i>Licmophorales, Nostocales, Volvocales</i>	по 3	11,7 (по 3,9)
Всього видів у порядках		54	70,1
6	<i>Rhopalodiales, Fragilariales, Oscillatoriales, Chromulinales, Synurales, Trebouxiophyceae ordo incertae sedis</i>	по 2 (12)	15,6 (по 2,6)
7	<i>Chlamydomonadales, Achnanthes, Bacillariales, Rhabdonematales, Stephanodiscales, Aulacoseirales, Nodosilineales, Klebsormidiales, Gymnodiniales, Gonyaulacales, Cryptomonadales</i>	по 1 (11)	14,3 (по 1,3)
Всього видів у порядках, представлених 1–2 видами		23	29,9
Загалом		76 (77)	100

На рівні класів домінували *Bacillariophyceae*, *Chlorophyceae*, *Cyanophyceae* та *Trebouxiophyceae*, на рівні порядків — *Sphaeropleales*. Траплялися види порядків *Naviculales* та *Chroococcales* — по 6 видів, *Cymbellales* та *Desmidiaceae* — по 5 видів. Сімнадцять порядків були представлені 1–2 видами (табл. 2).

Фітопланктон оз. Задовже налічував 39 родин. Серед них 12 провідних, до яких належали 40 видів (52,0% загальної кількості виявлених видів). Ядро альгофлори формували родини *Naviculaceae* та *Microcystaceae* (13%), *Scenedesmaceae*, *Desmidiaceae* та *Euglenaceae* (15,6%), *Hydrodictyaceae*, *Selenastraceae*, *Schroederiaceae*, *Oocystaceae*, *Ulnariaceae* та *Aphanizomenonaceae* (23,4%). Лише 1–2 видами були представлені 28 родин (48% загальної кількості виявлених видів) (див. табл. 3).

Таблиця 3. Провідні родини та родини представлені 1–2 видами у фітопланктоні оз. Задовже

Номер	Родина	Кількість видів	Частка загальної кількості видів, %
1	<i>Naviculaceae</i> , <i>Microcystaceae</i>	по 5	13 (по 6,5)
2	<i>Scenedesmaceae</i> , <i>Desmidiaceae</i> , <i>Euglenaceae</i>	по 4	15,6 (по 5,2)
3	<i>Hydrodictyaceae</i> , <i>Selenastraceae</i> , <i>Schroederiaceae</i> , <i>Oocystaceae</i> , <i>Ulnariaceae</i> , <i>Aphanizomenonaceae</i>	по 3	23,4 (по 3,9)
Всього видів у родинах		40	52
4	<i>Trebouxiophyceae</i> , <i>Gomphonemataceae</i> , <i>Rhopalodiaceae</i> , <i>Fragilariaceae</i> , <i>Oscillatoriaceae</i> , <i>Dinobryaceae</i> , <i>Mallomonadaceae</i> , <i>Cymbellaceae</i> , <i>Volvocaceae</i>	по 2 (18)	23,4 (по 2,6)
5	<i>Chlamydomonadaceae</i> , <i>Sphaerocystidaceae</i> , <i>Neochloridaceae</i> , <i>Sphaeropleaceae</i> , <i>Chlorellaceae</i> , <i>Cocconeidaceae</i> , <i>Bacillariaceae</i> , <i>Sellaphoraceae</i> , <i>Tabellariaceae</i> , <i>Stephanodiscaceae</i> , <i>Aulacoseiraceae</i> , <i>Chroococcaceae</i> , <i>Cymatolegaceae</i> , <i>Elakatotrichaceae</i> , <i>Witkowskiaceae</i> , <i>Closteriaceae</i> , <i>Gymnodiniaceae</i> , <i>Ceratiaceae</i> , <i>Cryptomonadaceae</i>	по 1 (19)	24,6 (по 1,3)
Всього видів у родинах, представлених 1–2 видами (28)		37	48
Загалом		76 (77)	100

На рівні родів ядро флористичного спектру формували 3 роди: *Schroederia*, *Staurastrum* та *Navicula*. Дев'ять родів були представлені 2 видами, а 50 родів — по 1 виду (табл. 4).

Таблиця 4. Провідні роди та роди, представлені 1–2 видами у фітопланктоні оз. Задовже

Номер	Рід	Кількість видів	Частка загальної кількості видів, %
1	<i>Schroederia</i> , <i>Staurastrum</i> , <i>Navicula</i>	по 3	11,6 (по 3,9)
Всього видів у родах		9	11,6
5	<i>Microcystis</i> , <i>Tetraëdron</i> , <i>Lemmermannia</i> , <i>Trachelomonas</i> , <i>Dinobryon</i> , <i>Mallomonas</i> , <i>Cymbella</i> , <i>Gomphonema</i> , <i>Caloneis</i>	по 2 (18)	23,4 (по 2,6)
6	<i>Chroococcus</i> , <i>Merismopedia</i> , <i>Snowella</i> , <i>Eucapsis</i> , <i>Oscillatoria</i> , <i>Lyngbya</i> , <i>Aphanizomenon</i> , <i>Dolichospermum</i> , <i>Cuspidothrix</i> , <i>Rhabdoderma</i> , <i>Chlamydomonas</i> , <i>Pandorina</i> , <i>Heleochloris</i> , <i>Volvox</i> , <i>Stauridium</i> , <i>Chlorotetraedron</i> , <i>Ankistrodesmus</i> , <i>Quadrigula</i> , <i>Raphidocelis</i> , <i>Comasiella</i> , <i>Desmodesmus</i> , <i>Scenedesmus</i> , <i>Tetradesmus</i> , <i>Ankyra</i> , <i>Oocystis</i> , <i>Nephrochlamys</i> , <i>Tetrachlorella</i> , <i>Hindakia</i> , <i>Euglena</i> , <i>Monomorphina</i> , <i>Elakatothrix</i> , <i>Closterium</i> , <i>Cosmarium</i> , <i>Cocconeis</i> , <i>Nitzschia</i> , <i>Paraplaconeis</i> , <i>Ulnaria</i> , <i>Ctenophora</i> , <i>Tabularia</i> , <i>Sellaphora</i> , <i>Asterionella</i> , <i>Epithemia</i> , <i>Rhopalodia</i> , <i>Fragilaria</i> , <i>Synedra</i> , <i>Cyclotella</i> , <i>Aulacoseira</i> , <i>Gymnodinium</i> , <i>Ceratium</i> , <i>Cryptomonas</i>	по 1 (50)	65,0 (по 1,3)
Всього видів у родів, представлених 1–2 видами (59)		68	88,4
Загалом		76 (77)	100

У фітопланктоні оз. Задовже 59 родів представлені 1–2 видами (ввт) (88,4%). Для фітопланктону озера карстового походження характерне домінування за біомасою представника прісноводного планктону *Ceratium hirundinella* (35,7–77,5%), збільшення відсотка родин та родів, що представлені 1–2 видами водоростей, зростання біомаси та чисельності внаслідок масового розвитку 1–3 ввт водоростей (червень–жовтень), домінування за біомасою представників відділу *Miozoa*, *Bacillariophyta* та *Ochrophyta*, а за чисельністю — *Cyanobacteria*, *Chlorophyta* та *Bacillariophyta*.

Аналіз еколого-географічних характеристик водоростей свідчить про те, що серед 53 видів-індикаторів місцезростань (69,7% загального видового багатства) переважають планктонні (38,0%) та планктонно-бентосні (36,0%) форми (рис. 5, А). Серед планктонних часто трапляються *Snowella lacustris*, *Ulnaria acus*, *Asterionella formosa*, *Ceratium hirundinella*, а з планктонно-бентосних — *Ankistrodesmus fusiformis*, *Scenedesmus obtusus* і *Navicula cryptocephala*. Відсоток бентосних та планктонно-бентосних епіфітних водоростей складає по 6% відповідно, а ґрунтових 4%.

Індикатори реофільності (проточності) і насичення води киснем представлені 37 видами (48,0% загального видового багатства), види-індикатори повільно текучих вод — 32 видами (86%). Відсоток видів-індикаторів стоячих та швидко текучих вод складає 8 і 3% відповідно. Також виявлено аерофільний вид *Chroococcus turgidus* (рис. 5, В).

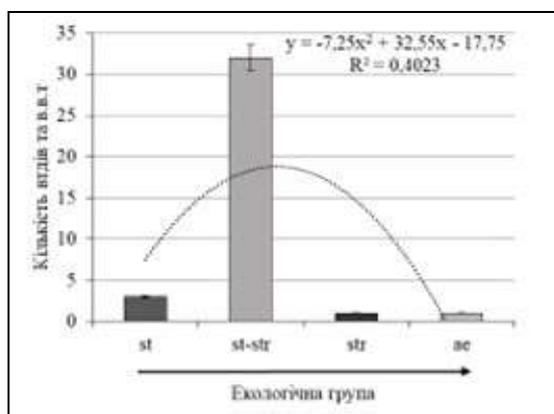
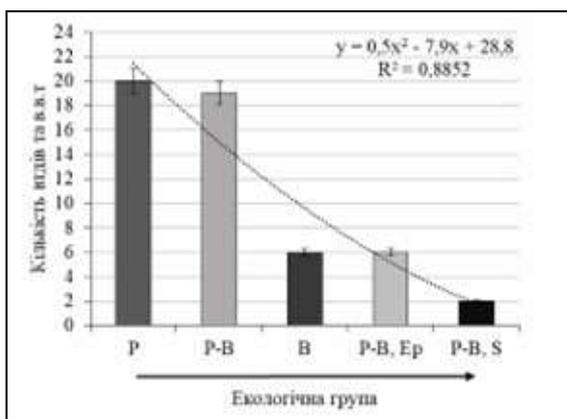
Серед 41 виду, що є індикаторами галобності у фітопланктоні оз. Задовже, переважали прісноводні 32 (78%) види-індиференти. Частка галофілів та галофобів була незначною — 15 та 5% відповідно. Галофоби представлені двома видами — *Rhabdoderma lineare* та *Caloneis dubia*, а галофіли шістьма — *Chroococcus turgidus*, *Microcystis aeruginosa*, *Eucapsis minima*, *A. flos-aquae*, *Navicula viridula* та *Sellaphora pupula*. Мезогалофи представлені видом *Monomorpha pyrnum* (рис. 5, С). Індикаторами активної реакції середовища (рН) були 24 види водоростей, з яких 63% індиференти, 33% алкаліфіли та 4% алкалібіонти (рис. 5, D).

Водорості-індикатори температурного режиму налічували 10 видів. Водорості помірною діапазону представлені 6 (60%) видами, а евритермні налічували 4 (40%). Холодолюбних та теплолюбних видів не виявлено (рис. 5, E).

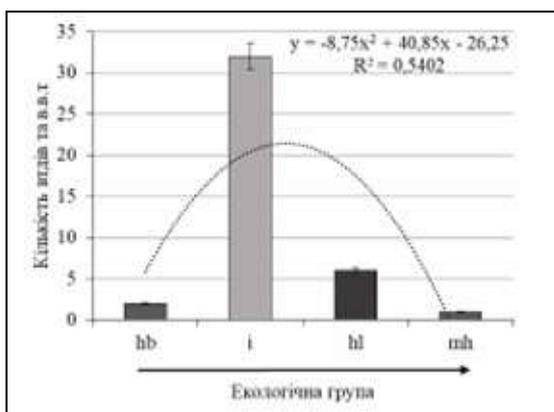
В озері знайдено 13 видів, які є індикаторами типу живлення та відношення до кількості нітрогенвмісних органічних сполук. Найбільш представлені автотрофи (62%), які витримують підвищені концентрації нітрогенвмісних органічних сполук. Автотрофи, що розвиваються за низької концентрації нітрогенвмісних органічних сполук, представлені двома видами (15%). Частка факультативних гетеротрофів, які розвиваються у воді за періодичних підвищень концентрації нітрогенвмісних органічних сполук, складає 15%. Облігатні гетеротрофи, що розвиваються у воді за підвищених концентрацій нітрогенвмісних органічних речовин, представлені видом *Nitzschia paleacea* (рис. 5, F).

До індикаторів органічного забруднення віднесено 13 видів, що належать до груп сапроксени (77%) та еврисапроби (23%). Види-індикатори чистих вод представлені трьома видами — *S. pupula*, *Asterionella formosa* та *Epithemia sorex* (рис. 5, G).

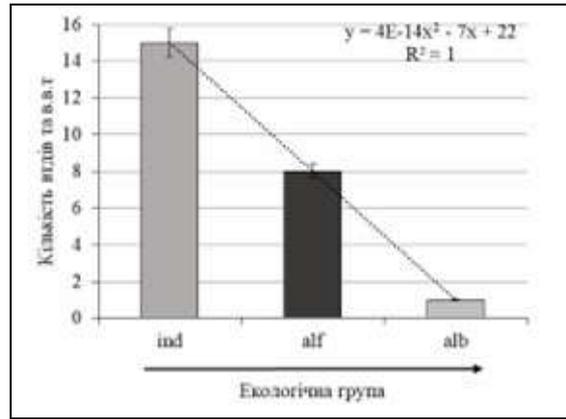
A



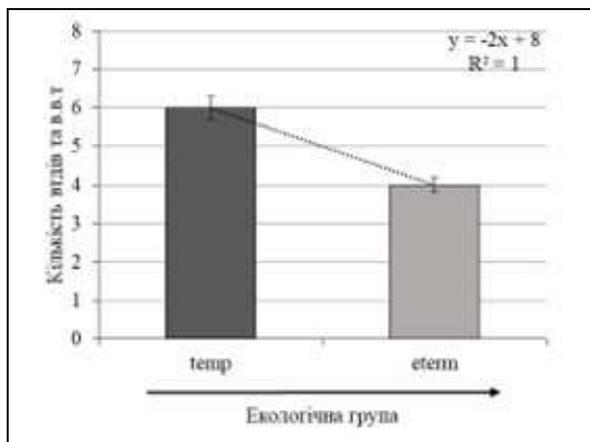
B



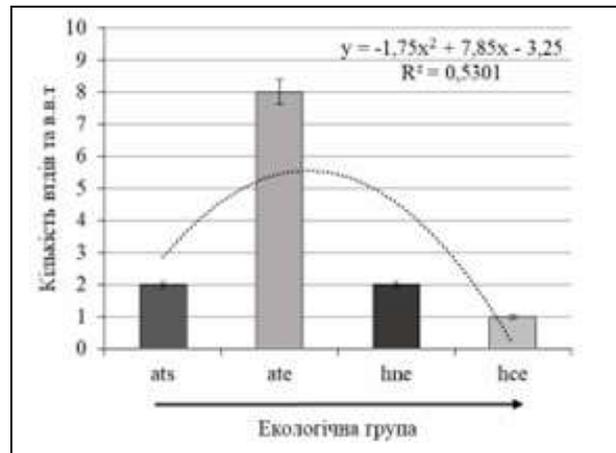
C



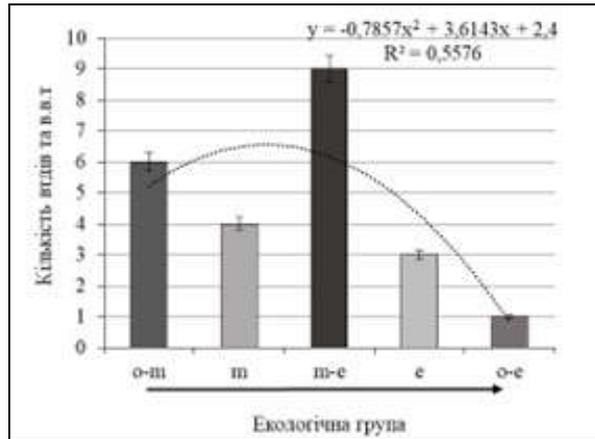
D



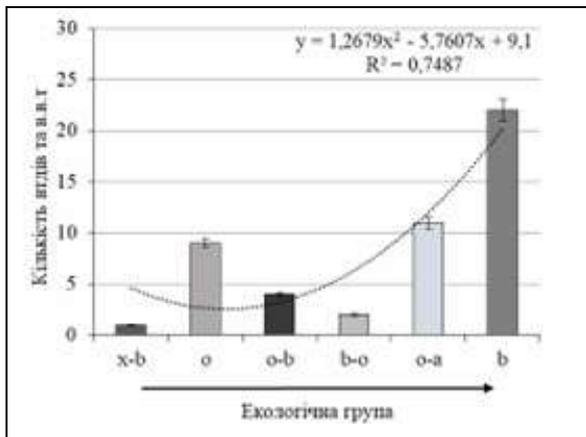
E



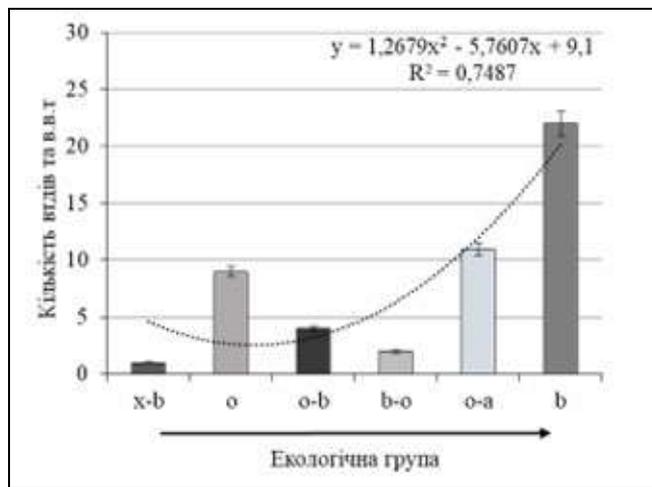
F



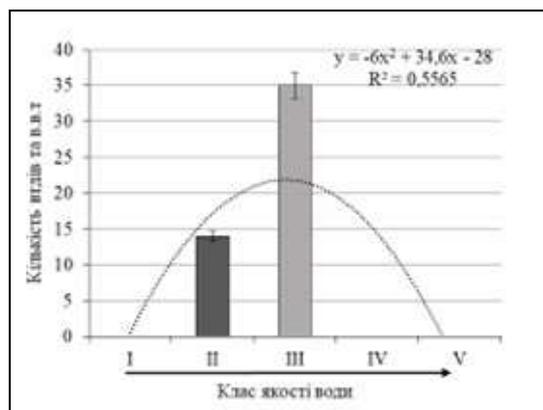
G



H



I



J

Рис. 5. Розподіл видів та ввт водоростей, що є індикаторами: **A** — місцезростань (P — планктонні; P-B — планктонно-бентосні; B — бентосні; Ep — епіфітні; S — ґрунтові); **B** — насиченості води киснем та реофільності (st — стоячі; str — швидкотекучі; st-str — повільнотекучі та/або індиверентні; ae — аерофільні); **C** — галобності (hb — галофоби; i — індиверентні; hl — галофіли; mh — мезогалофи; oh — олігогалофи); **D** — pH середовища (acf — ацидофіли; ind — індиверентні; alf — алкаліфіли; alb — алкалібїонти); **E** — температурних умов (cool — холодолюбні; temp — помірного діапазону та/або індиверентні; eterm — евритермні; warm — теплолюбні); **F** — типу живлення та відношення до кількості нітрогеновмісних органічних сполук (НОС): ats — автотрофи, що розвиваються за низької концентрації НОС; ate — автотрофи, що витримують підвищені концентрації НОС; hne — факультативні гетеротрофи, які розвиваються у воді за періодичних підвищень концентрації НОС; hce — облігатні гетеротрофи, які розвиваються у воді за підвищених НОС; **G** — органічного забруднення вод (за системою Ватанабе): sx — сапроксени (чисті води); es — еврисапроби (помірно забруднені води); sp — сапрофіли (забруднені води); **H** — рівня трофності (ot — оліготрофні види; om — оліго-мезотрофні; m — мезотрофні; me — мезо-евтрофні; e — евтрофні; o-e — широкої амплітуди трофності; he — гіпертрофні); **I** — органічного забруднення (за системою Пантле-Бука, в модифікації Сладечека): x — ксено-сапробїонти; x-o — ксено-олігосапробїонти; o-x — оліго-ксеносапробїонти; x-b — ксено-бета-мезосапробїонти; o — олігосапробїонти; o-b — оліго-бета-мезосапробїонти; x-a — ксено-альфа-мезосапробїонти; b-o — бета-олігосапробїонти; o-a — оліго-альфа-мезосапробїонти; b — бета-мезосапробїонти; b-a — бета-альфа-мезосапробїонти; a-o — альфа-олігосапробїонти; b-p — бета-полісапробїонти; a — альфа-мезосапробїонти; p-a — полі-альфа-мезосапробїонти; a-b — альфа-бета-мезосапробїонти; p — полісапробїонти; i — і-еусапробїонти; m — m-еусапробїонти); **J** — класи якості води; R² — величина достовірності апроксимації

Водоростями-індикаторами рівня трофності виявилися 23 види (29,9% загального видового багатства). З них найбільший відсоток становлять мезоевтрофні (39%), олігомезотрофні (26%) та мезотрофні (17%) види.

Евтрофні та види широкої амплітуди трофності складають 13% (*M. aeruginosa*, *Staurastrum cingulum* та *N. paleacea*) і 4% (*Navicula cryptocephala*) (рис. 5, H) відповідно.

Водорості-індикатори сапробності, за системою Пантле-Бука (в модифікації Сладечека), представлені 49 видами (63,6% загального видового багатства). Найбільший відсоток склали бета-мезосапробіонти (45%). Друге місце займали оліго-альфа-мезосапробіонти (22%), третє — олігосапробіонти (18%). Види оліго-бета-мезосапробіонти й бета-олігосапробіонти становили 8 та 4%. Ксено-бета-мезосапробіонти представлені видом *Chroococcus turgidus* (рис. 5, I).

Зафіксовані види-індикатори тієї чи іншої зони самоочищення віднесено до відповідних класів якості води. Індикаторні види розділилися на два класи якості води. Вершина лінії тренду вказує на III клас якості води як найбільш представлений видами-індикаторами (71%). Види-індикатори II класу якості води становили 29%. До них належали види: ксено-бета-мезосапробіонт *C. turgidus*, олігосапробіонти *Dinobryon bavarium*, *Paraplaconeis placentula*, *Gomphonema angustatum*, *Caloneis bacillum*, *Caloneis dubia*, *Navicula radiosa*, *Asterionella formosa*, *Epithemia sorex*, *Ceratium hirundinella*, оліго-бета-мезосапробіонти *Microcystis pulverea*, *Staurastrum tetracerum*, *Dinobryon divergens* та *Fragilaria crotonensis* (рис. 5, J).

За рівнем органічного забруднення, згідно системи Пантле-Бука (в модифікації Сладечека), якість води в оз. Задовже змінювалася від чистої (II клас якості) до помірно забрудненої (III клас якості).

Висновки

Фітопланктон оз. Задовже на період досліджень був представлений 76 (77 ввт) видами водоростей з 8 відділів, 12 класів, 26 порядків, 39 родин, 62 родів. Найбільш численними виявилися представники відділів *Chlorophyta* (25), *Bacillariophyta* (22, 23 ввт) та *Cyanobacteria* (12). Біомаса фітопланктону озера змінювалася від 0,3048 до 0,8246 мл/дм³, а чисельність від 516 до 5614 тис. кл/дм³.

Домінуючий комплекс фітопланктону за чисельністю був представлений видами відділів *Cyanobacteria*, *Chlorophyta* і *Bacillariophyta*, а за біомасою — *Miozoa*, *Bacillariophyta* та *Ochrophyta*. Субдомінантами за біомасою виступали представники відділів *Charophyta* і *Bacillariophyta*, а субдомінантами за чисельністю — *Chlorophyta*, *Bacillariophyta* та *Ochrophyta*.

Найбільші за кількістю видів виявилися класи *Bacillariophyceae* (27,3%), *Chlorophyceae* (24,7%), *Cyanophyceae* (15,6%) та *Trebouxiophyceae*

(7,8%). До провідних порядків належали *Sphaeropleales* — 15 видів (19,4%), *Naviculales* та *Chroococcales* — по 6 видів (разом 23,4%), *Cymbellales* та *Desmidiiales* — по 5 видів (13,0%). Серед провідних родин зафіксовано *Naviculaceae* та *Microcystaceae* — по 5 видів (13,0%), *Scenedesmaceae*, *Desmidiaceae* та *Euglenaceae* — по 4 види (15,6%). Найбільшою кількістю видів вирізнялися роди *Schroederia*, *Staurastrum* та *Navicula* — по 3 види (11,6%).

Флористичний список альгофлори оз. Задовже складають планктонні та планктонно-бентосні види, індивідуенти за відношенням до насичення води киснем та реофільності, галобності, рН середовища та температури води. За типом живлення та відношенням до кількості нітрогенвмісних органічних сполук найбільшою була кількість видів-автотрофів, що витримують підвищені концентрації нітрогенвмісних органічних сполук. За трофністю переважали мезоевтрофні види. Види-індикатори органічного забруднення вод (за системою Ватанабе) найбільш представлені сапроксенами, а за системою Пантле-Бука (в модифікації Сладечека) — бета-мезосапробіонтами. За рівнем органічного забруднення вода оз. Задовже змінювалася від II (чиста) до III класу якості (помірно забруднена).

ДОТРИМАННЯ ЕТИЧНИХ НОРМ

Автори повідомляють про відсутність будь-якого конфлікту інтересів.

ORCID

І.Л. Суходольська <https://orcid.org/0000-0001-7502-3061>

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

- Barinova S.S., Bilous O.P., Tsarenko P.M. 2019. *Algal indication of water bodies in Ukraine: methods and perspectives*. Haifa, Kyiv: Haifa Univ. Press. 367 p.
- Camacho A., Wurtsbaugh W.A., Miracle M.R., Armengol X., Vicente E. 2003. Nitrogen limitation of phytoplankton in a Spanish karst lake with a deep chlorophyll maximum: a nutrient enrichment bioassay approach. *J. Plankt. Res.* 25(4): 397–404.
- Guiry M.D., Guiry G.M. 2025. *AlgaeBase*. World-wide electron. publ. Nat. Univ. Ireland, Galway. <https://www.algaebase.org>
- Hanžek N., Šiljeg M., Šikić T., Stanković I. 2024. Phytoplankton in Deep Lakes of the Dinaric Karst: Functional Biodiversity and Main Ecological Features. *Plants*. 13(16): 2252. <https://doi.org/10.3390/plants13162252>

- Semeniuk N.E. 2020. *Epiphytic algal communities of the Dnieper basin waterbodies*: Dr. Sci. (Biol.) Thesis. Kyiv. 408 p. [Семенюк Н.Є. 2020. *Фітоепіфітон водних об'єктів басейну Дніпра*: Дис. ... д-ра біол. наук. Київ. 408 с.]
- Shcherbak V.I. 2002. *Methods of phytoplankton research*. In: *Methodological bases of hydrobiological studies of aquatic ecosystems*. Kyiv. Pp. 41–48. [Щербак В.І. 2002. Методи досліджень фітопланктону. У кн.: *Методичні основи гідробіологічних досліджень водних екосистем*. Київ. С. 41–48.]
- Shelyuk Y., Zhytova O., Kuryn N. 2019. The formation of lakes phytoplankton under the influence of environmental factors. *Sci. Bull. Eastern Eur. Nat. Univ. Ser. Biol. Sci.* 4(388): 17–23. [Шелюк Ю., Житова О., Курин Н. 2019. Особливості формування озерного фітопланктону. *Наук. вісн. Східноєвроп. нац. ун-ту*. Сер. Біол. науки. 4(388): 17–23.] <https://doi.org/10.29038/2617-4723-2019-388-4-28-37>
- Sukhodolska I.L., Basaraba I.V. 2023. Seasonal Dynamics of Algal Flora of Lake Zasvitske (Rivne Region, Ukraine). *Int. J. Algae*. 25(4): 353–364. <https://doi.org/10.1615/InterJAlgae.v25.i4.40>
- Suvacu E.R., Çankaya E., Kulunç S., Dere Ş. 2008. Seasonal assessment of epiphytic diatom distribution and diversity in relation to environmental factors in a karstic lake (Central Turkey). *Nova Hedw.* 86: 215–230.
- Valadez F., Rosiles-González G., Almazán-Becerril A., Merino-Ibarra M. 2013. Planktonic Cyanobacteria of the tropical karstic Lake Lagartos from the Yucatan Peninsula, Mexico. *Rev. Biol. Trop.* 61(2): 971–979.
- Van Dam H., Mertens A., Sinkeldam J. 1994. A coded checklist and ecological indicator values of freshwater diatoms from the Netherlands. *Neth. J. Aquat. Ecol.* 28(1): 117–133.

I.L. Sukhodolska

Rivne State University for the Humanities,
12 Stepan Bandery Str., Rivne 33028, Ukraine

The structure of phytoplankton of the karst Lake Zadovzhe (Ukraine)

The paper presents the results of studies dealing with phytoplankton indicators of Lake Zadovzhe, located in the northwestern part of Rivne region in Volyn Polissia (June–October, 2022). 76 species of algae have been identified in the lake phytoplankton, represented by 77 intraspecific taxa belonging to 62 genera, 39 families, 26 orders, 12 classes and 8 divisions. The floristic spectrum of planktonic algae is formed by the divisions *Chlorophyta* (32.9% of the total number of species), *Bacillariophyta* (30.3%) and *Cyanobacteria* (15.8%). The number of phytoplankton in Lake Zadovzhe varies from 516 thous. cells/dm³ (October) to 5614 thous. cells/dm³ (August), and the biomass varies from 0.3048 mg/dm³ (October) to 0.8246 mg/dm³ (June). The Shannon index varies within 1.52–4.00 bits/mg for biomass and 2.11–3.63 bits/sp for abundance. The saprobity

ISSN 2413-5984. Альгологія. 2026. 36(1)

index ranges from 1.49 to 2.27, which corresponds to water quality classes II–III. The leading role at the class level belongs to *Bacillariophyceae*, *Chlorophyceae*, *Cyanophyceae* and *Trebouxiophyceae*, at the orders level belongs to *Sphaeropleales*, *Naviculales*, *Chroococcales*, *Cymbellales* and *Desmidiiales*, at the families level belongs to *Naviculaceae*, *Microcystaceae*, *Scenedesmaceae*, *Desmidiaceae*, *Euglenaceae*, *Hydrodictyaceae*, *Selenastraceae*, *Schroederiaceae*, *Oocystaceae*, *Cymbellaceae*, *Ulnariaceae* and *Aphanizomenonaceae*, at the genera level belongs to *Schroederia* Lemmermann, *Staurastrum* Meyen ex Ralfs та *Navicula* Bory. The phytoplankton core of Lake Zadovzhe is formed by planktonic and planktonic-benthic species, indifferent in terms of water saturation with oxygen and rheophilicity, characteristic in relation to water temperature, pH of the environment and halophyte, and mesoeutrophic in terms of trophic level. Among the species-indicators of organic water pollution, saproxenes (according to the Watanabe system) and beta-mesosaprobionts (according to the Pantle-Buk system (modified by Sladeczek) predominate. The water quality of Lake Zadovzhe varies from clean to moderately polluted.

Key words: abundance, biomass, lake, taxonomic, species and information diversity, dominants, stability of the aquatic ecosystem, bioindication

Citation. Sukhodolska I.L. 2026. The structure of phytoplankton of the karst Lake Zadovzhe (Ukraine). *Algologia*. 36(1): 3–24. <https://doi.org/10.15407/alg36.01.003>

<https://doi.org/10.15407/alg36.01.025>

Ю.А. ТИМЧЕНКО *, О.П. ОЛЬШТИНСЬКА

Інститут геологічних наук НАН України,
вул. Олеся Гончара, 55-б, Київ 01601, Україна

* Адреса для листування: maeotica@ukr.net

КАНАЛОШОВНІ ДІАТОМОВІ (*BACILLARIOPHYCEAE*) ЯК ІНСТРУМЕНТ ПАЛЕООКЕАНОЛОГІЧНИХ РЕКОНСТРУКЦІЙ НА МІЛКОВОДНОМУ ШЕЛЬФІ ЧОРНОГО МОРЯ

Реферат. Аналіз викопних діатомових комплексів із верхньоплейстоценових і голоценових осадів мілководних акваторій північно-західного шельфу Чорного моря показав провідну роль бентосу в їхній екологічній структурі. Значна частка діатомових у цій автохтонній групі належить каналшовним видам генетично близьких порядків *Surirellales* і *Rhopalodiales*. Своєрідна будова структури каналшого шва визначає стратегію адаптації й надає еволюційні переваги для існування у солонуватоводних біотопах естуаріїв і лиманів із мулистим дном. У досліджених пізньочетвертинних комплексах серед каналшовних діатомових трапляються епіфіти, але їхня більшість належить до епіпелону, характерному для дрібнозернистих субстратів. Рухливість клітин сприяє вільному пересуванню в пошуку оптимального рівня світла та кисню. За змінами таксономічного складу та екологічної толерантності каналшовних діатомових простежено знизу вгору по розрізу поступову заміну прісноводних і слабосолонуватоводних обстановок річкових гирл і лиманів пізнього плейстоцену на ранньо-середньоголоценові солоноводні лагунні обстановки та сучасні морські умови. Підвищенню достовірності та розширенню можливостей палеоекологічних реконструкцій на чорноморському шельфі сприяє урахування нових філогенетичних даних. Адаптивні особливості фізіології та морфології діатомових є опосередкованим показником умов середовища існування та оптимальної вегетації видів. Розуміння при-

Надійшла до редакції 20.11.2025. Після доопрацювання 28.11.2025. Опублікована 20.03.2026

Ц и т у в а н н я . Тимченко Ю.А., Ольштинська О.П. 2026. Каналшовні діатомові (*Bacillariophyceae*) як інструмент палеоокеанологічних реконструкцій на мілководному шельфі Чорного моря. *Альгологія*. 36(1): 25–42. <https://doi.org/10.15407/alg36.01.025>

This is open access article under the CC BY license (<https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>)

© Інститут ботаніки ім. М.Г. Холодного НАН України, 2026

© Видавець ВД «Академперіодика» НАН України, 2026

роди та еволюційних зв'язків таксономічної групи, важливої для відтворення палеоумов середовища мілководного шельфу, сприяє підвищенню достовірності та розширенню можливостей при вивченні пізньочетвертинної історії Чорного моря.

Ключові слова: каналшовні діатомові, епіпелон, донні осади, Чорне море, пізній плейстоцен, голоцен

Вступ

Одним із ключових завдань палеоокеанології є реконструкція спрямованості та динаміки змін палеообстановок седиментації в океанах і морях. Найкращими індикаторами змін кліматичних, гідрологічних та інших абіотичних параметрів палеосередовища є послідовні трансформації комплексів мікрофосилій у морських осадах. Інформативним методом відновлення умов палеосередовища є діатомовий аналіз, оскільки таксономічний склад та екологічна структура діатомових комплексів указують напрям змін середовища їхнього існування і характеризують палеообстановки седиментації. Зважаючи на це, комплексний аналіз решток діатомових водоростей із донних осадів є одним із найбільш надійних та ефективних методів палеогеографічних реконструкцій на шельфі Чорного моря.

Систематичні дослідження діатомових із донних осадів Чорного моря розпочалися в 70-і роки ХХ ст. Вперше Є.К. Забеліна та В.В. Мухіна простежили зміни в складі комплексів від верхнього плейстоцену до сучасних осадів (Shimkus et al., 1973; Zabelina, 1974). Завдяки роботам Є.К. Забеліної, а згодом і О.П. Ольштинської, для зони прибережного шельфу було стратиграфічно обґрунтовано поділ відкладів верхнього плейстоцену й голоцену за змінами систематичного складу діатомових комплексів (Olshtynskaya, 1986, 2008). У подальшому дослідженню викопних діатомових комплексів мілководних акваторій північно-західного чорноморського шельфу (ПЗШ) присвячено роботи О.П. Ольштинської та Ю.А. Тимченко (Olshtynska, Tymchenko, 2014). Основна увага більшості дослідників зосереджена на вивченні розповсюдження та динаміці розвитку сучасних кременескелетних мікроорганізмів (Guslyakov et al., 1992; Gerasimyuk, 2005; Oksiyuk, Davydov, 2010; Snigireva, 2015; Snigireva, Kovaleva, 2015; Dirican et al., 2022; та ін.). Незважаючи на значну кількість праць, присвячених поширенню сучасних діатомових асоціацій, кременескелетні мікрофосилії з осадів мілководних акваторій ПЗШ вивчені недостатньо.

За сучасною систематикою, клас *Bacillariophyceae* належить до відділу *Heterokontophyta* царства *Chromista* (Guiry, Guiry, 2025). Результати

молекулярно-філогенетичних досліджень (Medlin, Kaczmarzka, 2004; Ruck, 2010; Watanabe et al., 2012; Ruck et al., 2016a) та більш детальні методи електронної мікроскопії викликали низку таксономічних ревізій (Ruck, Guiry, 2016; Ruck et al., 2016a, b), що дозволяє по-новому поглянути на еволюцію та систематику діатомових, а також екологію деяких видів. Урахування нових філогенетичних даних може сприяти підвищенню достовірності та розширенню можливостей палеоекологічних реконструкцій на шельфі Чорного моря.

Мета даної роботи — показати провідну роль каналшовних бентосних діатомових у комплексах мілководного шельфу Чорного моря та їхнє значення як індикаторів для відновлення плейстоцен-голоценових палеообстановок.

Матеріали та методи

Досліджено кременескелетні мікрводорості з 9 розрізів (73 зразки) свердловин і колонок станцій верхньоплейстоценових і голоценових донних відкладень, розкритих на мілководних ділянках (глибина 10–60 м) ПЗШ та в акваторії Кілійської дельти Дунаю. Розташування точок опробування наведено на рис. 1. Для вилучення діатомових з осадів застосовано стандартну методику (Diatom..., 1949). Дослідження виконано в лабораторіях Інституту геологічних наук НАН України та геологічного факультету Київського національного університету імені Тараса Шевченка.



Рис. 1. Схема фактичного матеріалу: С.307, С.316, С.321, С.331, С.333, С.334 — свердловини ДРГП «Причорноморгеологія» (2002–2005 рр.); Ст.3, Ст.11 — станції НДС «Мечников» (1992 р.); С.60/1 — станція НДС «Професор Водяницький» (2010 р.)

Визначення таксономічного складу кременистих мікрофосилій (діатомових і діктіохових водоростей) проводили у світлових мікроскопах Olimpus CX4 та Ломо. Більш детальне дослідження морфології та мікрофотографування здійснювали на скануючих електронних мікроскопах JEOL 6490LV і JEOL NeoScan JSM-5000 (другий — за сприяння офіційного представника в Україні фірми "TokioBoeki").

Для відновлення умов палеосередовища використано принципи та методи біоіндикації (Varinova et al., 2006, 2019; Letáková et al., 2018; Fayó et al., 2025). Біоіндикаційні методи дозволяють оцінити сумарний результат дії абіогенних процесів за відповіддю біоти на зміни трофічного стану басейну, що виявляється у чисельності та видовому складі асоціацій діатомових.

При аналізі таксономічного складу комплексів розраховували відсоток кожного виду та внутрішньовидового таксону (ввт), а також порівнювали співвідношення екологічних груп діатомових (%), виділених за галобністю та життєвими формами. Методика розрахунку співвідношень екологічних груп за Vos, de Wolf (1988, 1993) із розпізнаванням автохтонної та алохтонної складових комплексів дозволила реконструювати палеоекологічні та седиментаційні умови формування осадів впродовж верхнього плейстоцену та голоцену. Простежена вертикальна послідовність діатомових асоціацій у розрізі та динаміка співвідношень алохтонного й автохтонного компонентів відбиває зміни палеоекологічних обстановок у часі.

Для оцінки екологічної толерантності видів використано літературні джерела (Proshkina-Lavrenko, 1963; Round et al., 1990; Guslyakov et al., 1992; Gerasimuk, 2005; Varinova et al., 2006, 2019; Guiry, Guiry, 2025).

Результати та обговорення

Для реконструкцій седиментаційних обстановок у межах мілководних акваторій найбільше значення має автохтонна складова комплексів, а саме співвідношення екологічних груп бентосу, пристосованого для життя у ґрунті, на дні водойми, макрофітах, іншому рухомому й нерухомому субстраті. У кременескелетному бентосі з пізньоплейстоценових – голоценових відкладень досліджених мілководних акваторій ПЗШ переважають представники пенатних шовних діатомових. Вони мають двобічну симетрію та зазвичай видовжену форму, в будові характеризуються наявністю спеціалізованої структури — шва, що сприяє активному руху по субстрату за рахунок виділення слизу через стінку клітини й у різних таксонів має різне розташування (Round et al., 1990; Sims et al., 2006; Watanabe et al., 2012; Ruck et al., 2016a).

Серед пенатних діатомових за будовою панциря виділяється поліфілетична група каналошовних. Їхній шов має вигляд трубокподібного каналу, що назовні відкривається вузькою поздовжньою щілиною (Табл. I, 1, 2, 5; Табл. II, 1, 3; Табл. III, 1–3). Усередині стулки канал шва підтримується кременистими перемичками — фібулами (Round et al., 1990; Sims et al., 2006; Watanabe et al., 2012; Ruck et al., 2016a), див. Табл. I, 3, 4; Табл. II, 4, 5; Табл. III, 2–5. Система каналного шва може виступати над поверхнею стулки у вигляді кіля (Табл. I, 2; Табл. II, 4, б) або розташовуватися в крилоподібному вирості (Табл. I, 1; Табл. III, 1–3), часто знаходиться уздовж одного чи обох країв стулки. Каналошовні діатомові мають стулки різноманітної форми: лінійної, півмісяця, еліптичної, майже круглої, сідлоподібної, яйцеподібної, гітаровидної тощо, іноді зі вставочними обідками та септами; симетрія панцирів повздовжня, поперечна чи діагональна. За екологічними уподобаннями серед каналошовних зустрічаються роди планктонні та літоральні, багато з них заселяють середньосолоні води, існують суто морські та прісноводні (Proshkina-Lavrenko, 1963; Round et al., 1990; Sims et al., 2006; Ruck et al., 2016a). За допомогою аналізу ДНК встановлено (Ruck, 2010), що каналний шов не є гомологічною ознакою через відсутність монофілії груп *Bacillariales*, *Rhopalodiales* і *Surirellales*. Крім того, його будова має морфологічні відмінності (Sims et al., 2006; Watanabe et al., 2012): у *Surirellaceae* структура системи каналного шва із фібулами розташована по периметру піднятого краю зовнішньої поверхні стулки, що сприяє постійному контакту клітини із субстратом, а у *Nitzschia* Hassall s.l. вона не кругова й більш коротка. Проте така структура системи шва, очевидно, надає екологічні переваги, оскільки еволюційно виникла незалежно в двох споріднених лініях — у *Bacillariales* і *Surirellales* + *Rhopalodiales* (Ruck et al., 2016a).

За даними (Guiry, Guiry, 2025), на сьогодні до каналошовних видів віднесено представників порядків *Bacillariales* (понад 1300 видів), *Surirellales* (понад 700 видів) та *Rhopalodiales* (понад 120 видів). У викопних діатомових комплексах із пізньоплейстоценових — голоценових відкладів шельфу Чорного моря (діапазон сучасних глибин моря 10–60 м) нами виявлено види та внутрішньовидові таксони 12 родів трьох родин каналошовних діатомових (рис. 2): *Bacillariaceae* (38 видів і ввт 4 родів), *Surirellaceae* (28 видів і ввт 6 родів), *Rhopalodiaceae* (8 видів 2 родів). Серед представників *Bacillariaceae*, *Surirellaceae* та *Rhopalodiaceae* багато таксонів, що населяють солонуватоводні біотопи, такі як морські слабосолоні узбережжя і води з високим вмістом електролітів, що зазвичай характеризуються значним біорізноманіттям (Dirican et al., 2022).

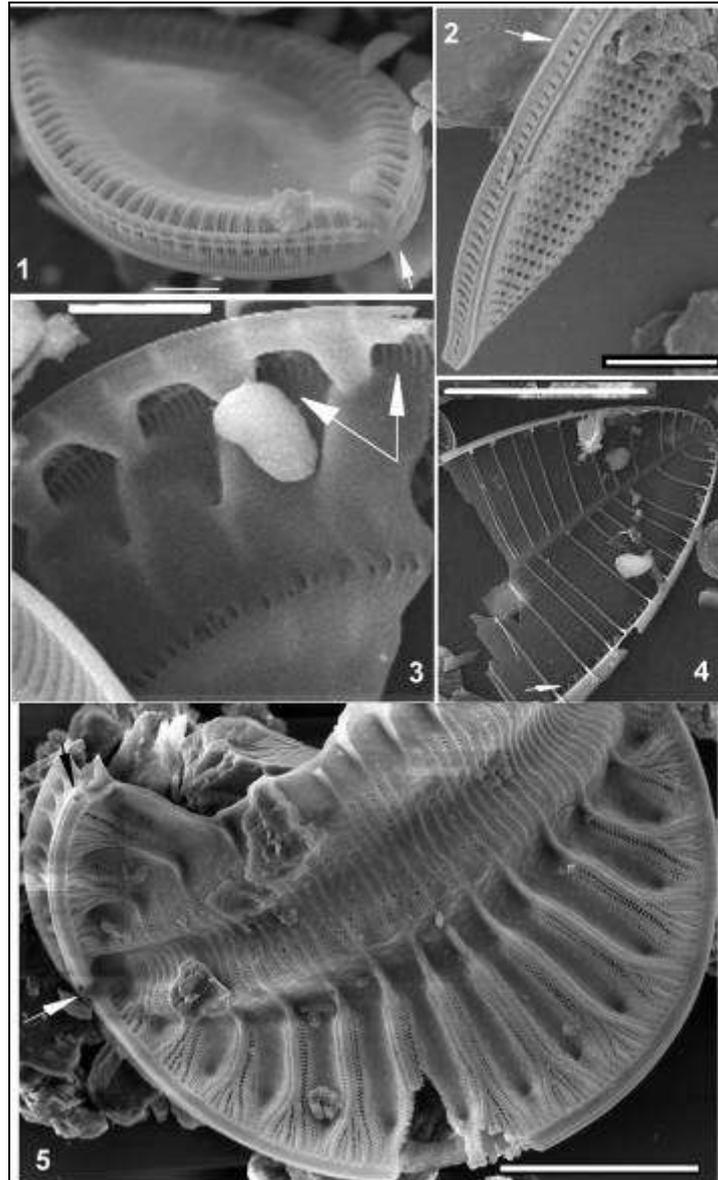


Табл. 1. 1 — *Surirella ovalis* Bréb., стрілка показує кінці шва на ширшому полюсі зовнішньої поверхні стулки; 2 — *Tryblionella compressa* (J.W.Bailey) Poulin ex Poulin et al., зовнішній вид панциря, положення кіля й щілини каналного шва (стрілка); 3 — *Campylodiscus neofastuosus* Ruck & Nakov (= *Surirella fastuosa* Ehrenb.), фрагмент стулки, внутрішній вид системи шва з фібулами (стрілки); 4 — *Petrodictyon gemma* (Ehrenb.) D.G.Mann, фрагмент стулки, внутрішній вид фібули та канал шва (стрілка); 5 — *Campylodiscus thuretii* Bréb., фрагментована стулка, зовнішня поверхня; біла стрілка вказує на кінці шва на полюсі, чорна — на відколотий край з каналом і щілиною шва. Масштабна лінійка: 1–3 — 10 мкм, 4 — 50 мкм, 5 — 20 мкм

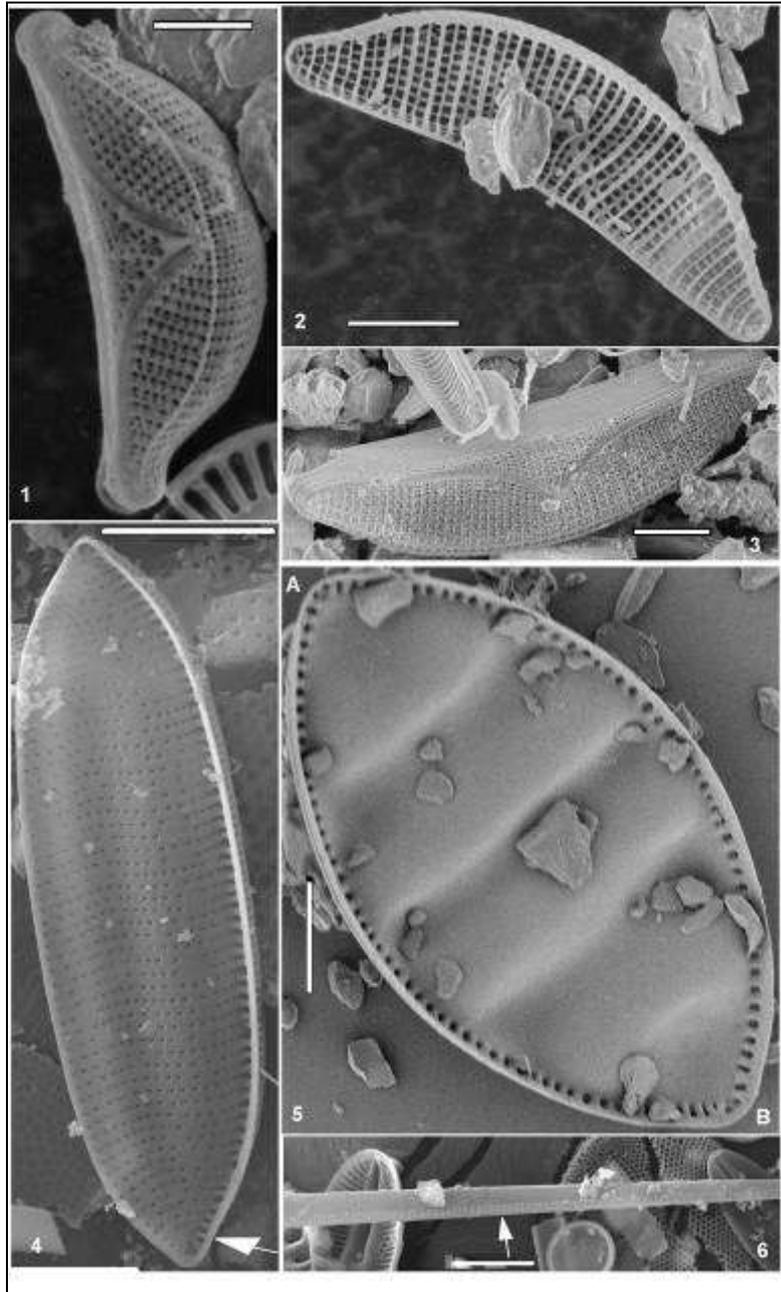


Табл. II. 1 — *Epithemia sorex* Kütz., зовнішній вид панциря, середні кінці шва наближені до вентрального краю; 2, 3 — *Epithemia turgida* (Ehrenb.) Kütz., внутрішній вид стулки з каналом шва (2), зовнішній вид панциря (3); 4 — *Tryblionella punctata* W.Smith, внутрішня поверхня стулки, системи каналного шва та фібули (стрілка); 5 — *Cymatopleura elliptica* (Bréb.) W.Sm., внутрішня поверхня стулки з гетерополярними полюсами А і В (за Watanabe et al., 2012); 6 — *Nitzschia* sp., стрілка вказує на положення кілю. Масштабна лінійка: 1 — 5 мкм, 2, 3 — 10 мкм, 4–6 — 20 мкм

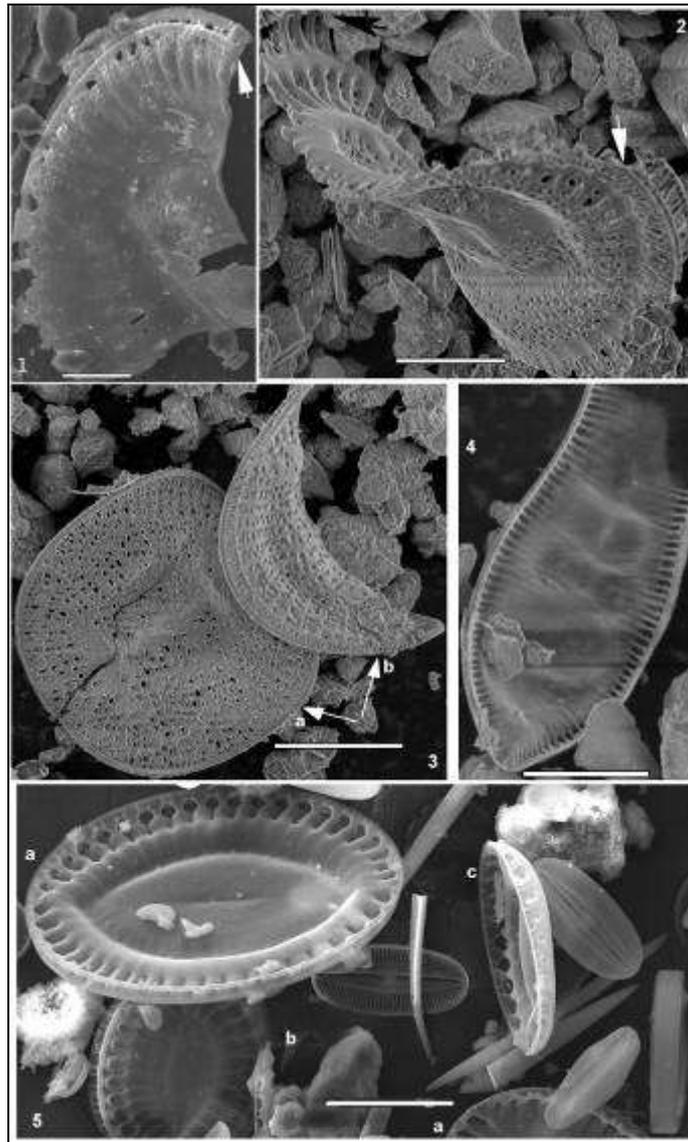


Табл. III. 1 — *Campylodiscus clypeus* (Ehrenb.) Ehrenb. ex Kütz., фрагмент зовнішньої поверхні стулки, стрілка вказує на відколотий край з каналом шва, піднятим над мантиєю (крило); 2 — *Coronio daemeliana* (Grun.) Ruck & Guiry (= *Campylodiscus daemelianus* Grun.), фрагмент стулки, стрілка вказує на відколотий край зі щілиною і каналом шва на зовнішній поверхні; 3 — *Coronio echeneis* (Ehrenb. ex Kütz.) Ehrenb. (= *Campylodiscus echeneis* Ehrenb.), стрілками вказано розташування щілини шва на зовнішній поверхні стулки (a) та каналу шва та фібул по краю внутрішньої (b); 4 — *Surirella librile* (Ehrenb.) Ehrenb. (= *Cumatopleura solea* (Bréb.) W.Sm.), фрагмент внутрішньої поверхні стулки; 5 — *Campylodiscus neofastuosus* Ruck & Nakov у діатомовому комплексі з верхньої частини бугазьких відкладів, С.60/1, інт. 1,04–1,14 м; внутрішня поверхня стулки (a), зовнішня поверхня (b), вид з пояска (c). Масштабна лінійка: 1, 2, 4 — 20 мкм, 3, 5 — 50 мкм

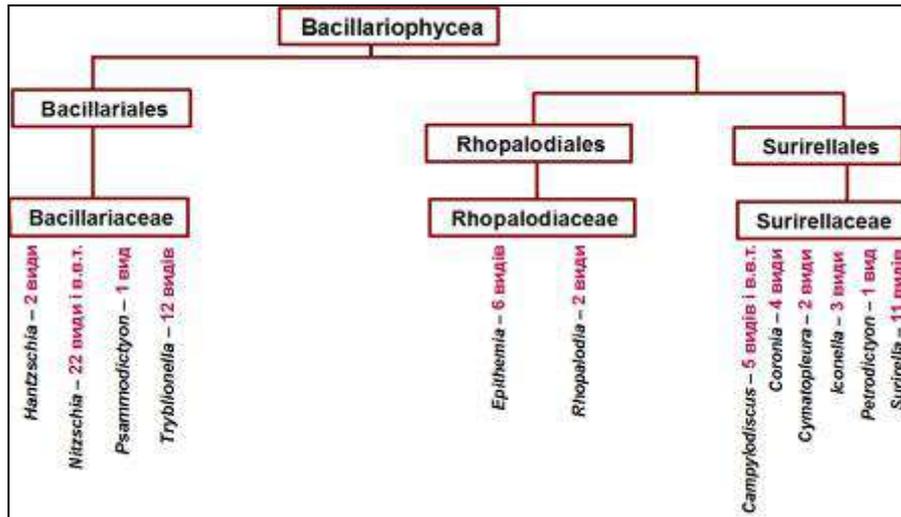


Рис. 2. Таксономічна схема розмаїття родів каналованих діатомових із пізньоплейстоцен-голоценових комплексів мілководного шельфа Чорного моря

Внесок різних родів і видів у склад викопних комплексів ПЗШ не однаковий. Так, рід *Nitzschia* характеризується найбільшою різноманітністю (22 види і в.в.т.), але кількість представників цього роду в плейстоцен-голоценових комплексах зазвичай не перевищує 1,0–3,5%. Виняток становить поверхневий шар 0,05 м мулистих осадків в акваторії Кілійської дельти Дунаю з вмістом у комплексі понад 20% *Nitzschia sigmoidea* (Nitzsch) W.Smith, типового для пригирлових річкових рукавів степової зони з піщано-мулистими ґрунтами (Oksiyuk, Davydov, 2010). Водночас частка видів *Coronia* (Ehrenb. ex Grun.) Ehrenb., *Campylodiscus* Ehrenb. ex Kütz., *Epithemia* Kütz. та *Surirella* Turp. на деяких рівнях сягає 30–40% і вище.

У пізньочетвертинних комплексах Чорного моря серед каналованих видів зустрічаються епіфіти, але безумовно більшість належить до епіпелону — екологічної групи мікрофітобентосу, що переважає на дрібнозернистих субстратах (Letáková et al., 2018). За рахунок рухливості вони вільно існують серед часточок донного ґрунту й пересуваються між зернами зволоженого субстрату (Snigireva, 2015).

Таким чином, за змінами таксономічного складу та екологічної толерантності каналованих діатомових мілководних акваторій Чорного моря нами простежено знизу вгору по розрізу поступову заміну прісноводних і слабосолонуватоводних обстановок річкових гирл і лиманів пізнього плейстоцену на періодичне заводнення раннього голоцену, а

згодом — на середньоголоценові солоноводні лагунні обстановки та сучасні морські умови.

1. Наприкінці пізнього плейстоцену в тодішніх естуаріях і лиманах існували умови, сприятливі для розвитку каналшовного діатомового бентосу. У північній частині Каркінітської затоки діатомові сформувалися в слабосолонуватоводних обстановках. Низькоенергетичні й помірно солоні води пригирлової частини річкової притоки (палео-Каланчак) призвели до переважання у викопних комплексах річкових гирл каналшовних епіфітів *Epithemia adnata* (Kütz.) Bréb. (до 38%), *E. turgida* (Ehrenb.) Kütz. (до 17%), *E. sorex* Kütz. (< 10%), *E. gibba* (Ehrenb.) Kütz., *Rhopalodia gibberula* (Ehrenb.) O. Müll., а також *Cocconeis placentula* Ehr., епіпелону *Navicula oblonga* (Kütz.) Kütz., *Tryblionella gracilis* W.Sm. та ін. (Olshtynska, Tymchenko, 2014). Усі ці види за галобністю належать до індіферентів, алкаліфілів і алкалібіонтів, що існують переважно в чистих стоячих прозорих водах з рН 5–9 (Varinova et al., 2006). Екологічна структура комплексів характерна для мілководних басейнів з рівнем солоності 0,1–0,5‰. Розвиток епіфітів характеризує низькодинамічні обстановки прісноводних лагун, запруд чи стариць під час існування діатомових (Vos, de Wolf, 1988, 1993). Прісноводні епіфіти також з'являються під час розпріснення морських лагун (Vos, de Wolf, 1988).

2. У проточних лиманах долини палео-Дніпра у цей час існували асоціації з поєднанням в екологічній структурі прісноводного планктону з епіпелонам та епіфітами. Серед епіпелону переважали великостулкові *Surirella librile* (Ehrenb.) Ehrenb. (2–35%), *S. ovalis* Bréb. (1–5%), *Iconella linearis* (W.Sm.) Ruck & Nakov (0,5–4%), *Cymatopleura elliptica* (Bréb.) W.Sm. (1–4%) та *Nitzschia sigma* (Kütz.) W.Sm. (2,0–3,5%). Ці види, мезогалоби й індіференти, тяжіють до естуаріїв і річкових гирл, розпріснених або з низькою солоністю, характерні для стояче-проточних вод з рівнем рН 7 і вище (Varinova et al., 2006, 2019). Домінування в бентосі видів *Surirella*, а також *C. elliptica*, типового для промитих і слабо-замулених, рідше — глинисто-мулистих ґрунтів, властиве альгоценозам глибокої річкової частини водосховищ, де коливання рівня води практично відсутні, а глибини 2 м і більше (Oksiyuk, Davydov, 2010). Частка до 30% прісноводних епіфітів (*Cocconeis placentula*, *Epithemia turgida* та ін.) свідчить про достатню прозорість води, а поява вгору по розрізу в складі епіфітів *E. gibba* — про поступове підвищення солоності водойми (до 0,5–2‰) (Vos, de Wolf, 1988). Таксономічний склад і екологічна структура виявлених діатомових комплексів відповідають обстановкам прісноводних лиманів, озер чи запруд (Vos, de Wolf, 1988) із глибиною понад 2,0 м (Oksiyuk, Davydov, 2010).

3. Упродовж раннього голоцену на південному заході Каркінітської затоки (сучасна глибина моря 58 м) існували біотопи з численними великостулковими діатомовими, видовий склад яких характерний для верхньої частини бугазьких відкладів ПЗШ (Zabelina, 1974; Olshtynskaya, 2008; Olshtynska, Tymchenko, 2014). В інтервалі колонки осадків 1,04–1,14 м рештки діатомових найбільш численні, стулки добре збережені (Табл. III, 5). В екологічній структурі діатомових комплексів переважає бентос, понад 60% якого становить солонуватоводно-морський епіпелон та епіфіти (Olshtynska, Tymchenko, 2014). Серед домінантів відмічені *Diploneis* spp. Ehrenb. ex Cl. та представники каналованих *Campylodiscus*, *Surirella*, *Petrodictyon* D.G.Mann. За оцінкою чисельності «в масі» домінують планктонні мезогалоби *Thalassiosira eccentrica* (Ehrenb.) Cl., *Paralia sulcata* (Ehrenb.) Cl. та евригалінний літоральний епіпелон *Diploneis smithii* (Bréb.) Cl., *Campylodiscus thuretii* Bréb. і *C. neofastuosus* Ruck & Nakov (Табл. III, 5), серед каналованих численні також *Surirella striatula* Turpin, *S. pandura* H.Perag. et Perag. і *Petrodictyon gemma* (Ehrenb.) D.G.Mann ex Round et al. (Табл. I, 4) в епіпелоні.

Видовий склад та екологічна структура комплексу свідчать про його формування в низькодинамічних водах літоралі у відносній близькості до берега. Розвиток полі- й мезогалобів *Campylodiscus* і *Surirella* в епіпелоні вказують на умови лагуни чи естуарію з близькою до нормальної солоністю, а наявність значної кількості морського планктону — про достатню глибину та вільний водообмін (Olshtynska, Tymchenko, 2014). Поширення в складі бентосу β -мезосапробіонтів є показником помірного органічного забруднення середовища та аеробних умов, водночас серед планктонних видів домінують α -мезосапробіонти, індикатори органічного забруднення та розвитку анаеробних процесів (Gerasimyuk, 2005; Varinova et al., 2019).

4. У вітязівських-каламітських осадах, сформованих у ранньо-середньоголоценовий час, на півночі мілководного шельфу Каркінітської затоки поблизу о. Джарилгач було виявлено таксономічно збіднені комплекси діатомей з домінуванням великостулкових представників солонуватоводно-морського епіпелону (Olshtynska, Tymchenko, 2014). Основу комплексів складає група каналованих видів, раніше віднесених до роду *Campylodiscus* (Табл. III, 1–3). За результатами дослідження ДНК, аналізу філогенії та будови структури каналного шва (Ruck, 2010; Ruck et al., 2016a), було запропоновано нову класифікацію групи *Surirellales* + *Rhopalodiales*, у результаті чого два види, *C. echeneis* Ehrenb. і *C. daemelianus* Grun., переведено в новий рід *Coronia*. На різних рівнях колонки осадів у автохтонній групі бентосу сумарна частка видів епіпелону

Coronia echeneis (Ehrenb. ex Kütz.) Ehrenb. та *C. daemeliana* (Grun.) Ruck & Guiry разом зі *Campylodiscus clypeus* Ehrenb. подекуди складає 88–95%, а епіфітів — близько 2–3% (Olshtynska, Tymchenko, 2014). Таке співвідношення вказує на умови мулистих рівнин з пригніченим розвитком макрофітів і відносно низькою чисельністю епіфітів (Vos, de Wolf, 1993). Домінування в комплексах бореальних мезогалобів і алкаліфілів (Guslyakov et al., 1992) вказує на існування їх в обстановках, характерних для естуаріїв, вузьких заток чи лагун із солоністю води близько 7–17‰ (Vos, de Wolf, 1988; Olshtynska, Tymchenko, 2014; Barinova et al., 2019).

5. У досліджених діатомових із джемтинських відкладень (пізній голоцен) ПЗШ, що залягають вище, частка епіпелону в бентосі не перевищує 10–25%, що вказує на підсилення турбулентності й мутності вод. У комплексах поширені види *Diploneis* spp., а серед каналшовних — численні мезогалоби *C. echeneis*, *Rhopalodia musculus* (Kütz.) O.Müll. і евритермний *Tryblionella punctata* W.Smith. (Olshtynska, Tymchenko, 2014), який вважається стійким до температурних коливань (Barinova et al., 2019). Домінують представники морського планктону й тихопланктону, α -мезо-сапробіонти *Paralia sulcata* та *Actinocyclus octonarius* Ehrenb. з індексом сапробності 3,0 (Gerasimyuk, 2005; Barinova et al., 2019), що свідчить про надходження у водойми органічних речовин. Серед епіфітів β -мезо-сапробіонт *Hyalodiscus scoticus* (Kütz.) Grun. (Guslyakov et al., 1992) і каналшовні *Epithemia turgida* (Табл. II, 2, 3) та *R. musculus*.

У цілому аналіз діатомових комплексів із осадків досліджених мілководних акваторій ПЗШ Чорного моря показав важливу роль групи епіпелону в їхній екологічній структурі. Значну, а іноді й основну частку діатомових, складають каналшовні види генетично близьких порядків *Surirellales* і *Rhopalodiales*. Своєрідна будова структури шва визначає стратегію адаптації та дає еволюційні переваги для вільного існування в солонуватоводних помірно забруднених біотопах естуаріїв і лиманів з мулистим дном.

Встановлено (Cano et al., 2016), що основними лімітуючими факторами вегетації епіпелону на мілководді моря є нестабільність субстрату під дією хвиль і конкуренція за світло з планктоном і епіфітоном. Крім того, для розвитку мікрофітобіонтів необхідне надходження достатньої кількості основних нутрієнтів. Мілководне середовище існування діатомових завдяки сильному впливу річкових і метеорних вод зазвичай характеризується високою концентрацією розчиненої кремeneвої кислоти та достатнім надходженням поживних речовин (Zuluaga-Astudillo et al., 2025). Тому за цих обставин нутрифікація достатня для розвитку бентосу (Cano et al., 2016). Додатковим джерелом фосфору, органічних речовин і

кремнезему для бентосу може слугувати субстрат — ґрунт в епіпелоні та рослини в прісноводному епіфітоні (Letáková et al., 2018).

Оскільки в сучасних біотопах домінування неприкріпленого епіпелону пов'язують з низькою хвильовою активністю та високим рівнем замуленості (Snigireva, Kovaleva, 2015), можна зробити висновок, що пізньоплейстоценові та голоценові відкладення на мілководному шельфі формувалися переважно в гідродинамічно спокійних умовах. А розвиток епіпелону, в свою чергу, сприяє стабілізації осадків і зниженню ресуспензії (Pouličková et al., 2008; Cano et al., 2016).

Здатність каналшовного епіпелону вільно пересуватися в осадку між зерен ґрунту створює умови для вертикальної міграції в пошуках оптимального освітлення й дозволяє клітині регулювати рівень отримання світла та кисню (Rizzo, 2024). Можна припустити, що саме рухливість у відкладеннях призвела до поєднання в голоценових танатоценозах Одеської та Каркінітської заток видів з різною толерантністю до органічного забруднення в планктоні та бентосі.

Особливості будови стулок каналшовних видів обумовлюють стратегію пристосування до палеоумов морського середовища. Форма стулок та деталі будови бентосних діатомових можуть сприяти чи перешкоджати заселенню певних біотопів (Cano et al., 2016). Відносно дрібностулкові види *Epithemia* зі специфічним V-подібним каналом шва (Табл. II, 1–3) мають сильну дорзівентральну симетрію стулок (Fayó et al., 2025), зустрічаються на макрофітах або вологому піску в усіх прісних водах, крім кислих, а рід *Rhopalodia* O.Müll. відрізняється розповсюдженням також у солонуватих і морських умовах (You et al., 2009). Шов у *Rhopalodia* розташований у неглибокому кілі на дорсальній стороні, а у *Epithemia* — вздовж вентрального краю (Rybak et al., 2020). Вид *Epithemia adnata* практично відсутній у кислих водах через нейтрально-лужний характер (рН 8,0–9,6) (You et al., 2009), досягає максимальної чисельності в чистих водах, збагачених кальцієм і фосфором (Rybak et al., 2020; Fayó et al., 2025). Вегетація в бентосі асоціацій інших епіфітів та представників роду *Nitzschia* може опосередковано вказувати на поширення у водоймі підводних макрофітів (Fayó et al., 2025). Наявність макрофітів зменшує ресуспензію; підвищення щільності ґрунту та вмісту піщаної фракції сприяє розвитку таких видів, як *Epithemia gibba*, а також *Nitzschia* spp. (Cano et al., 2016). Відомо (Rybak et al., 2020), що серед епіфітних угруповань діатомових на макрофітах у водах з пониженою доступністю азоту часто домінують види *E. adnata*, *E. sorex* (Табл. II, 1) та *E. gibba*.

Великостулкові діатомові, такі як *Campylodiscus* і *Surirella*, переважають на ділянках ґрунту з більш високими швидкостями седиментації завислої речовини, де розмір допомагає протидіяти зануренню в

пухкі, легкопроникні мулисті осади (Cano et al., 2016). Через розміри клітин такі таксони високочутливі до стабільності ґрунту, а підвищена гідродинаміка порушує його й лімітує вегетацію великих діатомових (Oksiyuk, Davydov, 2010). Альгоценози з великостулковою *Cymatopleura elliptica* і різноманітними видами роду *Surirella* виявлено на промитих піщаних і слабо замулених, рідше — щільних глинисто-мулистих ґрунтах водосховищ р. Дніпро. У місцях зі слабкою та помірною проточністю вони превалюють (Oksiyuk, Davydov, 2010). Представники *Surirellaceae* зазвичай займають епіпелічну нішу (Round et al., 1990) та трапляються в мілководних морських відкладах (Sims et al., 2006). В еволюційно вищих шовних діатомових спостерігається гетерополярність у розташуванні закінчень шва (Sims et al., 2006; Watanabe et al., 2012). Подібна до описаної у Watanabe et al. (2012) диференціація між двома полюсами стулук *Campylodiscus neofastuosus* (= *Surirella fastuosa* Ehrenb.) спостерігалася нами у спорідненого виду *Cymatopleura elliptica* (Табл. II, 5).

Таким чином, для палеоокеанологічних реконструкцій крім задовільних умов збереження мінеральних скелетів важливо враховувати особливості фізіології та морфології мікроорганізмів, які за життя дозволяють їм досягати високого рівня адаптації. Будова клітини та її елементів є важливим, хоча й опосередкованим показником тих умов середовища, в яких види, що існували на той час, мали конкурентну перевагу й досягали оптимального розвитку. Філогенетичні дослідження останніх років і пов'язані з ними таксономічні ревізії дозволяють виявляти більш точні критерії та врахувати більше різних аспектів при палеореконострукціях на шельфі Чорного моря.

Висновки

1. Під час океанографічних реконструкцій у межах акваторій мілководного шельфа з використанням діатомових водоростей доцільно спиратися на бентос як автохтонну складову викопних комплексів.

2. Для біотопів мулистих рівнин північно-західного шельфа в кінці пізнього плейстоцену — голоцені характерне домінування в бентосі екологічної групи епіпелону, адаптивна стратегія цих видів передбачає вільне пересування між дрібними часточками ґрунту в пошуках оптимальних природних умов. У групі епіпелону мілководних шельфових заток і лагун Чорного моря часто переважають представники каналшовних діатомових, які вирізняються специфічною будовою системи шва — структури, що забезпечує вільний рух організму й постійний контакт із субстратом.

3. Сучасні молекулярно-біологічні дослідження дозволяють по-новому поглянути на таксономічний склад проаналізованого викопного матеріалу. Розуміння природи та еволюційних зв'язків таксономічної групи, важливої для відтворення палеоумов мілководного середовища шельфу, сприяє підвищенню достовірності та розширенню можливостей палеоокеанологічних реконструкцій на пізньочетвертинному шельфі Чорного моря.

ДОТРИМАННЯ ЕТИЧНИХ НОРМ

Автори повідомляють про відсутність будь-якого конфлікту інтересів.

ORCID

Ю.А. Тимченко <https://orcid.org/0000-0001-9840-6583>

О.П. Ольштинська <https://orcid.org/0000-0003-3211-2106>

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

- Barinova S.S., Medvedeva L.A., Anisimova O.V. 2006. *Biodiversity of algae-indicator of the environment*. Tel-Aviv: PiliesStud. 498 p. [Барінова С.С., Медведєва Л.А., Анісімова О.В. 2006. *Биоразнообразие водорослей-индикаторов окружающей среды*. Тель-Авив: PiliesStud. 498 с.]
- Barinova S.S., Belous O.P., Tsarenko P.M. 2019. *Algal indication of water bodies in Ukraine: Methods and perspectives*. Haifa, Kyiv: Univ. Haifa Publ. 367 p. [Барінова С.С., Білоус Е.П., Царенко П.М. 2019. *Альгоіндикація водних об'єктів України: методи и перспективи*. Хайфа, Київ: Изд-во Хайф. ун-та. 367 с.]
- Cano M.G., Casco M.A., Claps M.C. 2016. Eripelon dynamics in a shallow lake through a turbid- and a clear- water regim. *J. Limnol.* 75(2): 355–368. <https://doi.org/10.4081/jlimnol.2016.1340>
- Diatom analysis*. Vol. 1. *General and paleobotanical characteristics of diatoms*. 1949. Ed. A.N. Kristofovich. Moscow, Leningrad: Gosgeollitizdat. 240 p. [*Диатомовый анализ*. Т. 1. *Общая и палеоботаническая характеристика диатомовых водорослей*. 1949. Под ред. А.Н. Криштофовича. М., Л.: Гос. изд-во геол. лит. 240 с.]
- Dirican S., Kaleli A., Yılmaz E., Özer A., Dayıoğlu H. 2022. New Records of Diatoms (*Bacillariales*, *Rhopalodiales* & *Surirellales*) with Ultrastructure Details from the Black Sea Coast of Turkey. *Aquat. Sci. Eng.* 37(1): 19–28. <https://doi.org/10.26650/ASE2021983449>
- Fayó R., Espinosa M.A., Velez-Agudelo C.A. 2025. Paleoenvironmental reconstruction of a Neogene diatomite deposit from La Pampa Province (Argentina). *Geobios.* 88–89: 91–101. <https://doi.org/10.1016/j.geobios.2024.02.009>
- Gerasimyuk V.P. 2005. Microphytobenthos of coastal waters of the Zmeinyy Island. *Bull. ONU.* 10(4): 205–221. [Герасимюк В.П. 2005. Микрофитобентос прибрежных вод острова Змеиный. *Вісн. ОНУ*. 10(4): 205–221.]
- Guiry M.D., Guiry G.M. 2025. *AlgaeBase*. World-wide electron. publ. Nat. Univ. Ireland, Galway.

- Guslyakov N.Ye., Zakordonets O.A., Gerasimyuk V.P. 1992. *Atlas of benthic diatoms of the north-western part of the Black Sea and adjoining reservoirs*. Kyiv: Nauk. Dumka. 112 p. [Гусляков Н.Е., Закардонец О.А., Герасимюк В.П. 1992. *Атлас диатомовых водорослей бентоса северо-западной части Черного моря и прилегающих водоемов*. Киев: Наук. думка. 112 с.]
- Letáková M., Fránková M., Pouličková A. 2018. Ecology and applications of freshwater epiphytic diatoms – review. *Cryptogamie, Algologie*. 39(1): 3–22. <https://doi.org/10.7872/crya/v39.iss1.2018.3>
- Medlin L.K., Kaczmarska I. 2004. Evolution of the diatoms: V. Morphological and cytological support for the major clades and taxonomic revision. *Phycologia*. 43(3): 245–270. <https://doi.org/10.2216/i0031-8884-43-3-245.1>
- Oksiyuk O.P., Davydov O.A. 2010. Alcocenoses of microphytobenthos of the Dnieper reservoirs and the Dnieper-Bug estuary region. *Hydrobiol. J.* 46(2): 48–70. [Оксиюк О.П., Давыдов О.А. 2010. Альгоценозы микрофитобентоса водохранилищ Днепра и Днепро-Бугской устьевой области. *Гидробиол. журн.* 46(2): 48–70.]
- Olshtynskaya A.P. 1986. Features of the distribution of diatoms in the Upper Quaternary sediments of the Black Sea. In: *Actual issues of modern paleoalgology*. Kyiv: Nauk. Dumka. Pp. 87–90. [Ольштынская А.П. 1986. Особенности распространения диатомовых водорослей в верхнечетвертичных осадках Черного моря. В кн.: *Актуальные вопросы современной палеоальгологии*. Київ: Наук. думка. С. 87–90.]
- Olshtynskaya A.P. 2008. Correlation of different facies Upper Quaternary deposits of the Black Sea region by diatoms. In: *News of Paleontology and Stratigraphy*. Novosibirsk: SB RAS. Pp. 451–454. [Ольштынская А.П. 2008. Корреляция разнофациальных верхнечетвертичных отложений Черноморского региона по диатомеям. В кн.: *Новости палеонтологии и стратиграфии*. Новосибирск: СО РАН. С. 451–454.]
- Olshtynska O.P., Tymchenko Yu.A. 2014. Fossil Holocene Diatoms of the Karkinit Bay, the Black Sea, Ukraine. *Int. J. Algae*. 16(2): 193–206. <https://doi.org/10.1615/InterJAlgae.v16.i2.90>
- Pouličková A., Hašler P., Lysáková M., Spears B. 2008. The ecology of freshwater epipelagic algae: an update. *Phycologia*. 47: 437–450. <https://doi.org/10.2216/07-59.1>
- Proshkina-Lavrenko A.I. 1963. Diatoms of the Black Sea benthos. Moscow, Leningrad: Publ. Acad. Sci. USSR. 244 p. [Прошкина-Лавренко А.И. 1963. *Диатомовые водоросли бентоса Черного моря*. М., Л.: Изд-во АН СССР. 244 с.]
- Rizzo A. 2024. *Photo-physiological and optical properties of benthic diatoms in hydrogels*: Dr. Sci. (Biol.) Thesis. 246 p.
- Round E.E., Crawford R.M., Mann D.G. 1990. *The diatoms. Biology and morphology of the genera*. Cambridge: Cambridge Univ. Press. 747 p.
- Ruck E.C. 2010. *Phylogenetic systematics of the canal raphe bearing orders Surirellales*: Dr. Sci. (Philos.) Thesis. 835 p.
- Ruck E.C., Guiry M.D. 2016. Validation of the diatom genus name *Coronia* (Surirellaceae, Bacillariophyta). *Not. Algar.* 11: 1–3.
- Ruck E.C., Nakov T., Alverson A.J., Theriot E.C. 2016a. Phylogeny, ecology, morphological evolution, and reclassification of the diatom orders Surirellales and Rhopalodiales. *Mol.*

- Phyl. Evol.* 103: 155–171. <https://doi.org/10.1016/j.ympev.2016.07.023>
- Ruck E.C., Nakov T., Alverson A.J., Theriot E.C. 2016b. Nomenclatural transfers associated with the phylogenetic reclassification of the *Surirellales* and *Rhopalodiales*. *Not. Algar.* 10: 1–4.
- Rybak M., Kochman-Kędziora N., Pęczuła W. 2020. Diversity of the *Rhopalodiaceae* Diatoms (*Bacillariophyta*) on Macrophytes of different architecture in small and shallow oxbow lakes (SE Poland). *J. Ecol. Eng.* 21(5): 164–173. <https://doi.org/10.12911/22998993/122486>
- Shimkus K.M., Mukhina V.V., Trimonis E.S. 1973. On the role of diatoms in the late Quaternary sedimentation of the Black Sea. *Oceanology.* 13(6): 1066–1071. [Шимкус К.М., Мухина В.В., Тримонис Э.С. 1973. О роли диатомей в позднечетвертичном осадкообразовании Черного моря. *Океанология.* 13(6): 1066–1071.]
- Sims P.A., Mann D.G., Medlin L.K. 2006. Evolution of the diatoms: insights from fossil, biological and molecular data. *Phycologia.* 45(4): 361–402. <https://doi.org/10.2216/05-22.1>
- Vos P.C., de Wolf H. 1988. Methodological aspects of paleoecological diatom research in coastal areas of the Netherlands. *Geol. Mijnbouw.* 67: 31–40.
- Vos P.C., de Wolf H. 1993. Diatoms as a tool for reconstructing sedimentary environments in coastal wetlands; methodological aspects. *Hydrobiologia.* 296(1): 285–296. <https://doi.org/10.1007/BF00028027>
- Watanabe T., Mayama Sh., Idei M. 2012. Overlooked heteropolarity in *Surirella* cf. *fastuosa* (*Bacillariophyta*) and relationships between valve morphogenesis and auxospore development. *J. Phycol.* 48(5): 1265–1277. <https://doi.org/10.1111/j.1529-8817.2012.01216.x>
- You Q., Liu Y., Wang Y., Wang Q. 2009. Taxonomy and distribution of diatoms in the genera *Epithemia* and *Rhopalodia* from the Xinjiang Uygur Autonomous Region, China. *Nova Hedw.* 89(3–4): 397–430. <https://doi.org/10.1127/0029-5035/2009/0089-0397>
- Zabelina E.K. 1974. Distribution of diatoms in sediment cores from the northwestern Black Sea. In: *Micropaleontology of oceans and seas*. Moscow: IO RAS. Pp. 173–177. [Забелина Э.К. 1974. Распределение диатомей в колонках осадков из северо-западной части Черного моря. В кн.: *Микропалеонтология океанов и морей*. Moscow: ИО РАН. С. 173–177.]
- Zuluaga-Astudillo D., Ruge J.C., Caicedo-Hormaza B. 2025. Micromechanical Characterization of Diatom Frustules of Multiple Origin. *Appl. Sci.* 15(2): 749. <https://doi.org/10.3390/app15020749>

Yu.A. Tymchenko, O.P. Olshtynska

Institute of Geological Sci. NAS of Ukraine,
55-b, Olesya Honchara Str., Kyiv 01601, Ukraine

The raphe-canal diatoms (*Bacillariophyceae*) as a tool for paleoecological reconstructions on the shallow shelf of the Black Sea

Analysis of fossil diatom assemblages from Upper Pleistocene and Holocene sediments of shallow water areas of the northwestern Black Sea shelf showed the leading role of benthos in their

ecological structure. A significant proportion in this autochthonous group belong to raphe-canal species of genetically close orders *Surirellales* and *Rhopalodiales*. The specific structure of the canal raphe determines the adaptation strategy and provides evolutionary advantages for existence in brackish-water biotopes of estuaries and lagoons with a muddy bottom. In the Late Quaternary assemblages, epiphytes are found among canal-raphe diatoms, but the absolute majority belong to the epipelon, characteristic of fine-grained substrates. Cell motility contributes to free movement in search of the optimal level of light and oxygen. Changes in the taxonomic composition and ecological tolerance of raphe-canal diatoms have been traced from bottom to top along the section, showing a gradual replacement of the fresh- and brackishwater Late Pleistocene riverine and estuarine environments with early-middle Holocene brackish lagoons and modern marine conditions. The increase in the reliability and possibilities of paleoecological reconstructions on the Black Sea shelf is facilitated by the consideration of new phylogenetic data. Adaptive features of the diatom physiology and morphology are an indirect indicator of the habitat conditions and optimal growth. The nature and evolutionary relationships of a taxonomic group important for the paleoreconstruction of the shallow shelf environment contributes to increasing the reliability and new possibilities in the study of the Black Sea Late Quaternary history.

Key words: raphe-canal diatoms, epipelon, bottom sediments, Black Sea, Late Pleistocene, Holocene

Citation. Tymchenko Yu.A., Olshtynska O.P. 2026. The raphe-canal diatoms (*Bacillariophyceae*) as a tool for paleoenvironmental reconstructions on the shallow shelf of the Black Sea. *Algologia*. 36(1): 25–42. <https://doi.org/10.15407/alg36.01.025>

<https://doi.org/10.15407/alg36.01.043>

О.В. КОШЕЛІВ^{1,2}, **К.С. КАЛАШНІК**^{1,2*}

¹ ДУ «Інститут морської біології НАН України»,
вул. Пушкінська, 37, Одеса 65048, Україна

² Національний природний парк «Куяльницький»,
вул. Польська, 21, Одеса 65000, Україна

* Адреса для листування: kalashnik.eka@gmail.com

НОВА ЗНАХІДКА РІДКІСНОГО ВИДУ *CHARA CANESCENS* LOISEL. (*CHAROPHYTA*, *CHARALES*) В УКРАЇНІ (ОДЕСЬКА ОБЛАСТЬ, НАЦІОНАЛЬНИЙ ПРИРОДНИЙ ПАРК «КУЯЛЬНИЦЬКИЙ»)

Реферат. Представлено дані про нове місцезнаходження рідкісного виду *Chara canescens* Loisel., включеного до Червоної книги України. Новий для України локалітет виявлений у пригирловій ділянці малої річки Кубанка, яка впадає в Куяльницький лиман у межах Національного природного парку «Куяльницький» (Одеська обл.). Основними природними чинниками, які лімітують існування *C. canescens* у виявленому локалітеті, є мінливий гідрологічний режим та сезонне пересихання малої річки Кубанка. До локального впливу на стан популяції *C. canescens*, спричиненого господарською діяльністю, можна віднести витоптування великою рогатою худобою, яку випасають у долині річки. Значна за площею та багаточисельна популяція *C. canescens* локалізована на природоохоронній території, що в подальшому забезпечить перспективу її тривалого існування та гарантуватиме ефективний режим охорони.

Ключові слова: *Charophyta*, *Charales*, *Chara canescens*, нова знахідка, Національний природний парк «Куяльницький», Одеська область, Червона книга України

Надійшла до редакції 06.01.2026. Після доопрацювання 11.02.2026. Опублікована 20.03.2026

Ц и т у в а н н я . Кошелєв О.В., Калашнік К.С. 2026. Нова знахідка рідкісного виду *Chara canescens* Loisel. (*Charophyta*, *Charales*) в Україні (Одеська область, Національний природний парк «Куяльницький»). *Альгологія*. 36(1): 43–54. <https://doi.org/10.15407/alg36.01.043>

This is open access article under the CC BY license (<https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>)

© Інститут ботаніки ім. М.Г. Холодного НАН України, 2026

© Видавець ВД «Академперіодика» НАН України, 2026

Вступ

Chara canescens — реліктовий вид родини *Characeae*, включений до Червоної книги України (ЧКУ) зі статусом «рідкісний» (Red..., 2009; <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/z0370-21#n17>). Даний вид не трапляється ні в прісних, ні в повністю морських водоймах (Schubert et al., 2024). Мешкає в солонуватих (солоність 3–22 ‰, оптимальна 7–8 ‰), переважно неглибоких стоячих водоймах (Mourgonval et al., 2015; Borysova, 2025). Поширена в Європі та на середземноморському узбережжі Африки, світовий ареал включає також окремі місцезростання в Північній Америці, Азії (Guiry, Guiry, 2025) та Австралії, куди, ймовірно, вона занесена мігруючими водоплавними птахами з Північної півкулі (Casanova, Nicol, 2009). Вид є рідкісним в Європі та включений до національних Червоних списків деяких країн, зокрема Великобританії, Ірландії, Норвегії та Словаччини (Hindáková et al., 2022; Guiry, Guiry, 2025).

В Україні відомі лише три підтверджені гербарними зразками локалітети *C. canescens*, які знаходяться в межах Дніпровсько-Причорноморської та Середньодніпровської альгофлористичних провінцій (Borysova, 2025). Для цих провінцій характерне переважання евригаліних та галобіонтних видів харофітів, здатних зростати в опріснених мілководних затоках Чорного та Азовського морів, а також солонуватих водоймах їхнього узбережжя (Borysova, 2025). У межах Одеської обл. була виявлена невелика популяція *C. canescens* у каналі, що з'єднує Тилігульський лиман із морем, яка вважається єдиною знахідкою в південно-західному регіоні України (Borisova, Tkachenko, 2008).

На сьогодні багато видів харофітів знаходяться під загрозою зникнення внаслідок деструкції водойм через забруднення води, посилення евтрофікації, підвищення температури, ландшафтно-гідрологічної трансформації та інших факторів. В Україні понад 60% видового складу *Charales* включені до Червоної книги (Palamar-Mordvintseva, Tsarenko, 2004), тому кожне нове місцезнаходження харових водоростей має природоохоронну цінність та науковий інтерес. Виявлене нове місцезнаходження *C. canescens* можна вважати самим актуальним з огляду на його новизну, оскільки попередні знахідки в Україні датуються кінцем минулого століття та відсутні сучасні відомості про існування водорості у виявлених раніше локаціях.

Мета роботи — надати характеристику нового локалітету *C. canescens*, визначити умови та екологічні особливості існування популяції, загрози й перспективи її збереження на території Національного природного парку «Куяльницький».

Матеріали та методи

Нове місцезнаходження *C. canescens* виявлено на початку червня 2025 р. у пригирловій акваторії малої річки Кубанка на лівому березі Куяльницького лиману (Одеська обл.). Під час досліджень були відібрані проби харової водорості, супутніх водоростей і вищих водних рослин для їхньої ідентифікації й визначення біомаси, а також проби води для подальших гідрохімічних вимірювань. Крім того, проводили виміри температури води, мінералізації та рН, визначали глибину водойми.

Ідентифікацію водоростей і вищих рослин проводили за визначниками: Moshkova, 1979; Dobrochaeva et al., 1987; Hollerbach, Palamar-Mordvintseva, 1991 і монографією: Borysova et al., 2016. Номенклатура водоростей наведена за міжнародним електронним каталогом AlgaeBase (Guiry, Guiry, 2025), імена авторів таксонів представлені в стандартному скороченні (IPNI, 2025), назви видів вищих рослин згідно зведення С.Л. Мосякіна і М.М. Федорончука (Mosyakin, Fedoronchuk, 1999). Гідрохімічні вимірювання проводили за методикою: Manual..., 1977.

Географічні координати місцезнаходження виду та його площу визначали за допомогою GPS-навігатора Garmin eTrex 10. Картохема створена в програмному комплексі QGIS v3.24.1.

Зразки *C. canescens* передані до Гербарію Інституту ботаніки ім. М.Г. Холодного НАН України (KW).

Результати

На початку червня 2025 р. при обстеженні пригирлової ділянки р. Кубанка (рис. 1), що входить до гідрографічної мережі Куяльницького лиману, було виявлено значне скупчення харових водоростей, яке рясним килимом вкривало дно водойми. Проективне покриття сягало 80–90%. Водорості зустрічались у безпосередній близькості до сліпого гирла р. Кубанка на узбережжі Куяльницького лиману. Вище за течією харофітів не знайдено.



Рис. 1. Загальний вигляд пригирлової ділянки малої річки Кубанка: А — у весняний період (квітень); Б — у літній період (кінець червня)

Харова водорість була визначена як *C. canescens* — вид з Червоної книги України. Пізніше ідентифікація була підтверджена к.б.н. О.В. Борисовою, с.н.с. відділу фікології, ліхенології та бріології Інституту ботаніки ім. М.Г. Холодного НАН України. Отже, виявлено нове місцезнаходження цього виду в Одеській обл. і, відповідно, в Україні.

Загальна довжина річки, де була знайдена *C. canescens*, дорівнювала 470 м, сумарна площа локалітету становила 2460 м², проективне покриття досягало 80–90%. З огляду на розміри, виявлений в р. Кубанка локалітет *C. canescens* можна вважати найбільшим в Україні.

Нове місцезнаходження *C. canescens* позначено на рис. 2, його координати 46.671364; 30.729451.

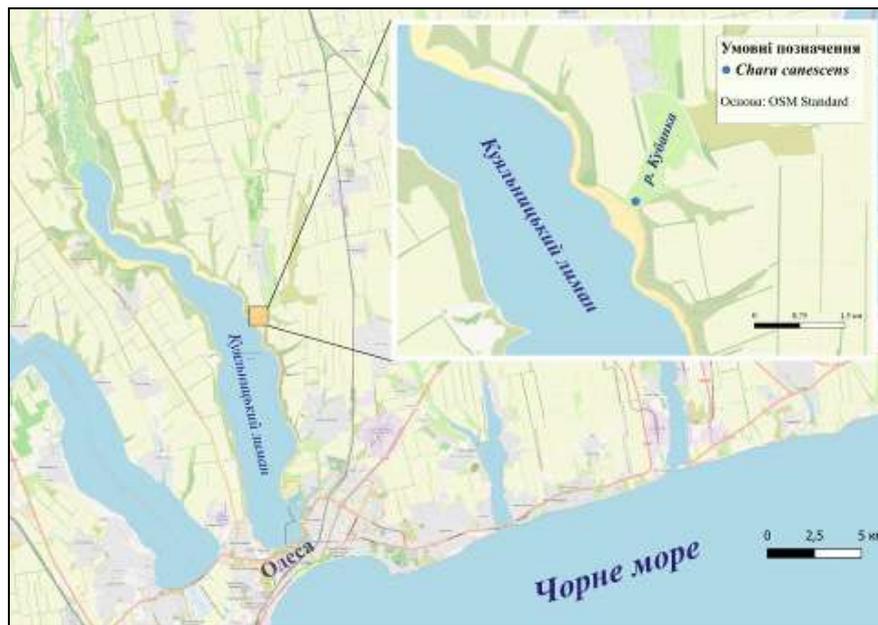


Рис. 2. Карта-схема нового місцезнаходження *Chara canescens* в Україні

Як було зазначено вище, *C. canescens* домінувала у водоймі, її середня біомаса 1,230 кг·м⁻². Таломи були покриті нитчастими водоростями *Rhizoclonium riparium* (Roth) Harv., *Ulothrix zonata* (F. Weber & Mohr) Kütz. і *Vaucheria* sp. В річці окрім водоростей траплялися вищі водні рослини — *Ruppia cirrhosa* (Petagna) Grande та *Zannichellia palustris* L.

Таломи *C. canescens* довжиною 20–25 см були помірно інкрустовані вапном, розгалужені. Відібрані зразки були з оогоніями (рис. 3), тому можна припустити, що популяція *C. canescens* у р. Кубанка складалася виключно з жіночих рослин, здатних до партеногенетичного розмноження, характерного для більшості європейських популяцій цього виду (Trbojević et al., 2019; Schubert et al., 2024).

Рис. 3. Фотографії таломів *Chara canescens*. Масштаб 1 см

Під час відбору проб вода в р. Кубанка була мутна, її температура становила 24,1 °С, мінералізація 7,8 г·дм⁻³, рН 8,2. Глибина водойми 40–50 см. Донні відклади представлені муловими осадами. Базові гідрохімічні показники води наведені в таблиці.

Таблиця. Вміст біогенних речовин у воді р. Кубанка (06 червня 2025 р.)

N, мкг · дм ⁻³					
NH ₄ ⁺	NO ₂ ⁻	NO ₃ ⁻	N _{мін}	N _{орг}	N _{вал}
407,0	3,4	6,8	417,8	1860,0	2270,0
P, мкг · дм ⁻³					
PO ₄ ³⁻		P _{орг}		P _{вал}	
56,2		346,6		402,9	
Si, мкг · дм ⁻³					
820,1					

Сумарний вміст неорганічних, органічних та орґано-мінеральних сполук свідчить про значне навантаження біогенними елементами акваторії р. Кубанка. За вмістом амонійного азоту вода р. Кубанка може бути класифікована як «забруднена». При повторному обстеженні наприкінці червня 2025 р. річка майже пересохла (див. рис. 1, Б), лише в пригирловій частині залишилося декілька відокремлених калюж, у яких ще вегетувала *C. canescens*. На зволоженому ґрунті лежали її висохлі таломі (рис. 4).



Рис. 4. Таломы *Chara canescens* на грунті після пересихання р. Кубанка (29 червня 2025 р.)

У цей час умови набули екстремальних для існування цього виду значень: температура води $31,7\text{ }^{\circ}\text{C}$, мінералізація $34,1\text{ г}\cdot\text{дм}^{-3}$, що підтверджує високу адаптованість *C. canescens* до умов існування в високомінералізованих тимчасових водоймах.

Мала річка Кубанка, в якій виявлено нове місцезнаходження *C. canescens*, належить до річок межиріччя Дністер–Південний Буг. Її довжина становить близько 20 км, площа басейну 129 км^2 . Річка через сліпе гирло впадає в Куяльницький лиман зі східного його берега на південь від с. Кубанка. Водозбір річки міститься в межах Причорноморської області надзвичайно низької водності, за розміром площі водозбору відноситься до малих річок Причорноморської низовини (Grebin, 2010). Характер водного режиму р. Кубанка східноєвропейський з короткочасним весняним водопіллям, яке проходить у лютому–березні та дощовими паводками влітку. Основною рисою водного режиму є пересихання, обумовлене недостатнім живленням річки (Conducting..., 2012).

Загальна багаторічна гідрохімічна характеристика поверхневих вод р. Кубанка: рН у межах 7,6–8,4, що відповідає «лужній» реакції, мінералізація від 0,16 до $12,99\text{ г}\cdot\text{дм}^{-3}$. Загальна твердість води в гирлі р. Кубанка $18,4\text{ ммоль}\cdot\text{дм}^{-3}$, за іонним складом у воді домінуючим катіоном є натрій, домінуючим аніоном — хлор. Загалом, екологічний стан р. Кубанка відповідає перехідному « β - α -мезосапробному». Підвищений вміст різних форм азоту у водах річки пов'язаний з інтенсивними процесами зворотної трансформації азотних сполук в умовах значного біогенного навантаження (Water..., 2016).

Обговорення

Починаючи з 2014 року співробітники Інституту морської біології НАН України проводять регулярний моніторинг Куяльницького лиману для оцінки гідроекологічних наслідків штучного поповнення його морською водою. Пригирлова ділянка р. Кубанка є постійною станцією спосте-

реження та пунктом відбору гідробіологічних проб. За 11 років постійних спостережень тут жодного разу не фіксувалися харові водорості. *C. canescens* також не була виявлена в результаті проведених раніше комплексних альгологічних досліджень (Ennan et al., 2022).

Вочевидь саме навесні 2025 р. в акваторії р. Кубанка вперше відбулася вегетація *C. canescens*, до того ж на досить значній площі, принаймні за останні 10 років з початку безперервного моніторингу. Ймовірно, поява *C. canescens* у річці пов'язана із занесенням ооспор навколководними птахами, що у великій кількості скупчуються в пригирловій акваторії р. Кубанка, а умови підвищеної мінералізації води сприяли її масовій вегетації. Відомо, що міграції водоплавних птахів є важливим вектором поширення спор *C. canescens* на великі відстані, навіть між континентами (Casanova, Nicol, 2009). Також можливо, що при настанні сприятливих умов на цій ділянці відбулося проростання спор, які тривалий час перебували в стані спокою.

Здатність *C. canescens* до партеногенетичного способу розмноження, не характерного для інших видів роду *Chara* та решти харофітів, забезпечує високий потенціал до колонізації нових водойм та здатність населяти водойми з періодичним висиханням. Така стратегія розмноження критично важлива для однорічних популяцій *C. canescens*, динаміка яких визначається термінами проростання ооспор і темпами їхнього продукування для подальшого зберігання в банку пропагул під час висихання водойми (Calero, Rodrigo, 2018). Висока екологічна пластичність *C. canescens* зумовлена також здатністю витримувати широкий діапазон мінералізації води (від 1,5 до 21 г·дм⁻³) та значну мінливість іонного складу води в умовах ефемерних водойм. Вид трапляється також за умов високої евтрофності водойм (Schubert et al., 2024).

З огляду на рідкісність та вразливість, *C. canescens* на рівні виду охороняється ЧКУ. Крім того, з іншими харовими водоростями домінує в оселищі, що також знаходиться під загрозою зникнення та потребує пріоритетних заходів збереження. У різних законодавчих документах ЄС це оселище класифіковане: С1.25 Занурені килимки харофітів у мезотрофних водоймах (Резолюція 4 Бернської конвенції); 3140 Оліго-мезотрофні водойми з жорсткою водою і бентосною рослинністю *Chara* spp. (Додаток I Оселищної Директиви) та в національному каталозі біотопів України як С:1.211 Угруповання харових водоростей (National..., 2018).

Стратегії збереження місць зростання *C. canescens* спрямовані на підтримання природного гідрологічного режиму, попередження забруднення та евтрофікації водойм (National..., 2018), також дієвим заходом з охорони популяцій виду вважається створення альгорезерватів (Tsarenko, Palamar-Mordvintseva, 2009).

Більшість місць зростання *C. canescens* у Західній Європі зазвичай забруднені, суттєво трансформовані, зі зміненою та деструктурованою прибережною рослинністю. Більшість з них знаходяться на територіях, які не мають природоохоронного статусу (Stewart, Church, 1992; Arnal et al., 2025).

В Україні деякі локалітети *C. canescens* охороняються на територіях об'єктів природно-заповідного фонду різного рангу: Кримського природного заповідника та Регіонального ландшафтного парку «Тилігульський» (Borisova, Tkachenko, 2008; Tsarenko, Palamar-Mordvintseva, 2009).

Нове місцезнаходження *C. canescens* виявлено на території Національного природного парку «Куяльницький», який був створений у 2022 р. з метою збереження, відтворення, ефективного використання та дотримання режиму охорони цінних природних комплексів у басейні Куяльницького лиману (Presidential Decree № 3/2022). Куяльницький лиман — унікальна гіпергалінна (з надвисокою солоністю води) водойма закритого типу в Одеській обл. Його гідрографічна мережа сформована низкою річок (Великий Куяльник, Кубанка, Долдока та ін.), постійних водотоків та численних ефемерних водойм. Всі вони характеризуються підвищеними умовами мінералізації води, мінливим гідрорежимом та здатністю до пересихання в літньо-осінній період, проте для цих водних об'єктів визначено високе альгофлористичне різноманіття (Gerasimyuk et al., 2020).

Річки та водотоки Куяльницького лиману є потенційними водоймами для існування *C. canescens* та інших галофільних видів харових водоростей, тому подальші альгологічні дослідження цих водойм є перспективними. Найбільш значимою загрозою для існування *C. canescens* в пригирловій ділянці р. Кубанка є зменшення її водності, пов'язане з кліматичними змінами. Час вегетації *C. canescens* визначається гідрорежимом р. Кубанка, для якої характерно періодичне висихання та підвищення мінералізації води внаслідок інтенсивного випаровування. Окрім того, на стан виявленої популяції негативно впливає витоштування великою рогатою худобою, яку випасають у долині річки.

За попереднім зонуванням територій Національного природного парку «Куяльницький», р. Кубанка входить у зону регульованої рекреації, де діють значні обмеження господарської діяльності, що з більш суворим дотриманням вимог водоохоронного законодавства забезпечить ефективний режим охорони виявленого локалітету *C. canescens*. Також проводиться пошук та розробка науково обґрунтованих заходів щодо поліпшення гідроекологічного стану Куяльницького лиману та подолання кризових явищ, пов'язаних із деградацією його гідрографічної мережі. Це в майбутньому сприятиме збереженню малих річок Куяльницького лиману та унікальних біотопів, сформованих в тому числі *C. canescens*.

Висновки

У червні 2025 р. виявлено нове місцезнаходження в Україні рідкісної водорості — *Chara canescens*. Новий локалітет загальною площею 2460 м² розташований на лівому березі Куяльницького лиману в пригирловій акваторії річки Кубанка на території Національного природного парку «Куяльницький». Під час сезонного пересихання річки Кубанка *C. canescens* здатна до вегетації у відокремлених калюжах при високих показниках температури (31,7 °С) та мінералізації (34,1 г·дм⁻³), що підтверджує високу адаптованість цього виду до умов існування в високомінералізованих тимчасових водоймах. З огляду на це, інші водні об'єкти гідрографічної мережі Куяльницького лиману можуть бути потенційно придатними для зростання *C. canescens* та інших галофільних видів харових водоростей.

Основними природними чинниками, які лімітують існування *C. canescens* у виявленому локалітеті, є мінливий гідрологічний режим та сезонне пересихання річки Кубанка. Вплив господарської діяльності мінімальний і проявляється у витопуванні русла річки великою рогатою худобою. Нове місцезнаходження *C. canescens* розташоване на території Національного природного парку «Куяльницький», що дає змогу проводити постійний моніторинг стану популяції та впроваджувати додаткові природоохоронні заходи для ефективного її збереження в акваторії річки Кубанка.

Подяки

Автори висловлюють щире подяку с.н.с. відділу фікології, ліхенології та бріології Інституту ботаніки ім. М.Г. Холодного НАН України канд. біол. н. О.В. Борисовій за підтвердження ідентифікації *Chara canescens*, а також с.н.с. відділу оцінки стійкості екосистем Інституту морської біології НАН України канд. геогр. н. Ю.І. Богатовій за проведені гідрохімічні вимірювання.

ДОТРИМАННЯ ЕТИЧНИХ НОРМ

Автори повідомляють про відсутність будь-якого конфлікту інтересів.

ORCID

О.В. Кошелєв <https://orcid.org/0000-0002-8937-2323>

К.С. Калашнік <https://orcid.org/0000-0002-1845-249X>

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

Arnal A., Rodrigo M.A., Bernhardt K-G., Guarino R., Troía A., Turner B., Weitzel J., Schubert H., García-Murillo P. 2025. A review on the distribution and habitat features of *Chara canescens* in the Iberian Peninsula: sexual populations revisited. *Limnetica*. 44(1): 141–158. <https://doi.org/10.23818/limn.44.10>

- Borysova O.V. 2025. A current species diversity and distribution patterns of the genus *Chara* L. (*Charophyta*, *Charales*) in Ukraine. *Algologia*. 35(2): 148–172. [Борисова О.В. 2025. Сучасне різноманіття та особливості поширення водоростей роду *Chara* L. (*Charophyta*, *Charales*) в Україні. *Альгологія*. 35(2): 148–172.]
<https://doi.org/10.15407/alg35.02.148>
- Borisova E.V., Tkachenko F.P. 2008. A contribution to the flora of *Charales* of the Southwest Ukraine *Algologia*. 18(3): 287–298. [Борисова Е.В., Ткаченко Ф.П. 2008. Матеріали к флоре *Charales* юго-запада України. *Альгологія*. 18(3): 287–298.]
- Borysova O.V., Palamar-Mordvintseva G.M., Tsarenko P.M. 2016. *Flora of algae of Ukraine*. Vol. 12. *Charales*. Issue 2. Kyiv. 282 p. [Борисова О.В., Паламар-Мордвинцева Г.М., Царенко П.М. 2016. *Флора водоростей України*. Т. 12. *Харофітові водорості*. Вип. 2. Київ. 282 с.]
- Calero S., Rodrigo M.A. 2018. The life cycle of a parthenogenetic population of *Chara canescens* from an interdunal Mediterranean pond. *Bot. Lett.* 165: 55–65.
<https://doi.org/10.1080/23818107.2017.1383308>
- Casanova M. T., Nicol J.M. 2009. *Chara canescens* (*Characeae*, *Charophyceae*) in the Southern Hemisphere. *Charophytes*. 1(2): 55–60.
- Conducting a hydroecological assessment and developing scientifically based measures to regulate the flow and clean the channels of the Dovboka and Kubanka rivers: report on scientific research work (final)*. 2012. Odesa: Odes. State Environ. Univ. 205 p. [Проведення гідроекологічної оцінки та розробка науково обґрунтованих заходів щодо регулювання стоку та розчистки русел річок Довбока та Кубанка: звіт про науково-дослідну роботу (заключний). 2012. Одеса: Одес. держ. екол. унів. 205 с.]
- Dobrochaeva D.N., Kotov M.I., Prokudin Yu M et al. 1987. *Identification manual of the high plants of Ukraine*. Kyiv: Nauk. Dumka. 547 p. [Доброчаева Д.Н., Котов М.И., Прокудин Ю.Н. и др. 1987. *Определитель высших растений Украины*. Киев: Наук. думка. 547 с.]
- Ennan A.A.-A., Shikhaleeva G.M., Tsarenko P.M., Kiryushkina H.M., Gerasimyuk V.P. 2022. Algorfloristic studies of the Kuyalnyk estuary basin reservoirs (North-Western Black Sea Coast, Ukraine). *Algologia*. 32(2): 105–132. [Еннан А.А.-А., Шихалеева Г.М., Царенко П.М., Кірюшкіна Г.М., Герасимюк В.П. 2022. Альгофлористичні дослідження водойм басейну Куяльницького лиману (Північно-Західне Причорномор'я, Україна). *Альгологія*. 32(2): 105–132.] <https://doi.org/10.15407/alg32.02.105>
- Gerasimyuk V.P., Ennan A.A.-A., Shykhaleyeva G.M. 2020. *Encyclopedia of Kuyalnyk Estuary*. Vol. 2. *Algae*. Eds P.M. Tsarenko, A.A.-A. Ennan. Odesa: Astroprint. 446 p. [Герасимюк В.П., Еннан А.А.-А., Шихалеева Г.М. 2020. *Енциклопедія Куяльницького лиману*. Т. 2. *Водорості*. Одеса: Астропрінт. 446 с.]
- Grebin V.V. 2010. *Modern streamflow regime of rivers in Ukraine (landscape-hydrology analysis)*. Kyiv: Nika-Center. 316 p. [Гребінь В.В. 2010. *Сучасний водний режим річок України (ландшафтно-гідрологічний аналіз)*. Київ: Ніка-Центр. 316 с.]
- Guiry M.D., Guiry G.M. 2025. *AlgaeBase*. World-wide electron. publ. Nat. Univ. Ireland, Galway.

- Hindáková A., Gařka M., Hrivnák R. 2022. Checklist Red list, and distribution pattern of charophytes (*Charophyceae*, *Charales*) in Slovakia based on critical revision of herbarium specimens. *Diversity*. 14(11): 897. <https://doi.org/10.3390/d14110897>
- Hollerbach M.M., Palamar-Mordvintseva G.M. 1991. *Identification manual of freshwater algae of Ukraine*. Issue 9. *Charophyta*. Kyiv: Nauk. Dumka. 196 p. [Голлербах М.М., Паламар-Мордвинцева Г.М. 1991. *Визначник прісноводних водоростей України. Харові водорості*. Вип. 9. *Charophyta*. Київ: Наук. думка. 196 с.]
- IPNI. 2025. *International Plant Names Index*. Publ. Int. <http://www.ipni.org>. Roy. Bot. Gardens Kew, Harvard Univ. Herbaria & Librar., Austral. Nat. Herbar.
- Manual of chemical analysis of terrestrial surface waters*. 1977. Ed. A.D. Semenov. Leningrad: Gidrometeoizdat. 532 p. [Руководство по химическому анализу поверхностных вод суши. 1977. Под ред. А.Д. Семенова. Ленинград: Гидрометеиздат. 532 с.]
- Moshkova N.O. 1979. *Identification manual of freshwater algae of Ukraine*. Issue 6. *Ulotrichales*. *Cladophorales*. Kyiv: Nauk. Dumka. 500 p. [Мошкова Н.О. 1979. *Визначник прісноводних водоростей Української РСР. Улотрихові й кладофорові водорості*. Вип. 6. *Ulotrichales*. *Cladophorales*. Київ: Наук. думка. 500 с.]
- Mosyakin S.L., Fedoronchuk M.M. 1999. *Vascular plants of Ukraine. A nomenclatural checklist*. Kyiv. 345 p.
- Mouronval J.B., Baudouin S., Borel N., Soulie-Marsche I., Kleszczewski M., Grillas P. 2015. *Guide des Characées de France méditerranéenne*. Paris: ONCFS. 214 p.
- National habitat catalogue of Ukraine*. 2018. Eds A.A. Kuzemko, Y.P. Didukh, V.A. Onyshchenko, Y. Sheffer. Kyiv: FOP Klyumenko. 442 p. [Національний каталог біотопів України. 2018. За ред. А.А. Куземко, Я.П. Дідуха, В.А. Онищенко, Я. Шеффера. Київ: ФОП Клименко. 442 с.]
- Palamar-Mordvintseva G.M., Tsarenko P.M. 2004. Red list of *Charales* of the Ukraine. *Int. J. Algae*. 6(4): 305–318. <https://doi.org/10.1615/InterJAlgae.v6.i4.10>
- Red Data Book of Ukraine. Plant Kingdom*. 2009. Ed. Ya.P. Didukh. Kyiv: Globalkonsalting. 912 p. [Червона книга України. Рослинний світ. 2009. Ред. Я.П. Дідух. Київ: Глобалконсалтинг. 912 с.]
- Schubert H., Blindow I., van de Weyer K., Langanen A. 2024. *Chara canescens*. In: *Charophytes of Europe*. Berlin: Springer. Pp. 351–364.
- Stewart N.F., Church, J.M. 1992. *Red data books of Britain and Ireland: stoneworts*. 143 p.
- Trbojević I., Subakov Simić G., Blaženčić J., Predojević D. 2019. Rediscovery of *Chara canescens* Loiseleur in Serbia. *Bot. Serb.* 43(1): 97–102. <https://doi.org/10.2298/BOTSERB1901097T>
- Tsarenko P.M., Palamar-Mordvintseva G.M. 2009. *Chara canescens*. In: *Red Data Book of Ukraine. Plant Kingdom*. Ed. Ya.P. Didukh. Kyiv: Globalconsulting. Pp. 678. [Царенко П.М., Паламар-Мордвинцева Г.М. 2009. *Chara canescens*. В кн.: *Червона книга України. Рослинний світ*. За ред. Я.П. Дідуха. Київ: Глобалконсалтинг. С. 678.]
- Water regime and hydroecological characteristics of Kuyalnitskyi liman: monograph*. 2016. Eds N.S. Loboda, Ye.D. Gorchenko. Odesa: TES. 332 p. [Водний режим та гідроекологічні характеристики Кюяльницького лиману: монографія. 2016. За ред. Н.С. Лободи, Є.Д. Гопченка. Одеса: ТЕС. 331 с.]

O.V. Koshelev^{1,2}, **K.S. Kalashnik**^{1,2}

¹ Institute of Marine Biology, NAS of Ukraine,
37 Pushkinska Str., Odesa 65048, Ukraine

² Kuialnytskyi National Nature Park,
21 Polska Str., Odesa 65000, Ukraine

A new record of the rare species *Chara canescens* Loisel (*Charophyta*, *Charales*) in Ukraine (Odesa Region, Kuialnytskyi National Nature Park)

Data on the new locality of *Chara canescens* Loisel., a rare species included in the Red Data Book of Ukraine, are presented. A new locality for Ukraine was discovered at the mouth of the small Kubanka River, which flows into the Kuialnik Estuary in the Kuialnytskyi National Nature Park (Odesa Region). The main natural factors limiting the existence of *C. canescens* in the discovered locality are the changing hydrological regime and seasonal drying up of the small Kubanka River. Local impacts on the *C. canescens* population caused by economic activity include trampling by cattle grazing in the river valley. The significant in area and numerous population of *C. canescens* is localized in a nature conservation area, which will ensure its long-term survival and guarantee effective protection regime.

Key words: *Charophyta*, *Charales*, *Chara canescens*, Kuialnytskyi National Nature Park, new records, Odesa Region, Red Data Book of Ukraine

Citation. Koshelev O.V., Kalashnik K.S. 2026. A new record of the rare species *Chara canescens* Loisel (*Charophyta*, *Charales*) in Ukraine (Odesa Region, Kuialnytskyi National Nature Park). *Algologia*. 36(1): 43–54. <https://doi.org/10.15407/alg36.01.043>

<https://doi.org/10.15407/alg36.01.055>

Г.В. ЧВАЛЮК*, В.В. ГРУБІНКО

Тернопільський національний педагогічний університет імені Володимира Гнатюка,
вул. Максима Кривоноса, 2, Тернопіль 46027, Україна

* Адреса для листування: 0986372888g@gmail.com

ДОСВІД АЛЬГОЛІЗАЦІЇ ТЕРНОПІЛЬСЬКОГО ВОДОСХОВИЩА (ТЕРНОПІЛЬСЬКА ОБЛАСТЬ, УКРАЇНА)

Реферат. Наведено результати дослідження впливу альголізації Тернопільського водосховища штамом мікроводорості *Chlorella* sp., яке проводили в два етапи (2023 р.). Інтродукцію хлорели здійснювали у травні та серпні шляхом внесення інокуляту. Простежено динаміку чисельності *Chlorella* sp., що корелювала з температурним режимом. Проте чіткого впливу на таксономічну структуру фітопланктону не відзначено. Зменшення частки *Cyanobacteria* спостерігалось на другому етапі альголізації водойми. Встановлено сталий розвиток *Chlorella* sp. протягом усього періоду дослідження з максимальними показниками чисельності в період між двома етапами альголізації. Водночас відмічено зниження концентрації нітратів, підвищення рівня розчиненого кисню й покращення показників якості води. Отримані результати свідчать про потенційні можливості використання методу інтродукції *Chlorella* sp. як біологічного засобу зменшення евтрофікаційного навантаження водойм.

Ключові слова: антропогенне навантаження, хімічний склад води, евтрофікація, мікроводорості, біоремедіація, штам *Chlorella* sp., альголізація, Тернопільське водосховище

Вступ

Евтрофікація прісноводних водойм й надалі залишається однією з ключових проблем екології водних екосистем. Основною причиною цього явища є надмірне надходження біогенних елементів, зокрема фосфору та азоту, у водне середовище внаслідок використання неорганічних мінераль-

Надійшла до редакції 04.02.2026. Після доопрацювання 24.02.2026. Опублікована 20.03.2026

Ц и т у в а н н я . Чвалюк Г.В., Грубінко В.В. 2026. Досвід альголізації Тернопільського водосховища (Тернопільська область, Україна). *Альгологія*. 36(1): 55–66. <https://doi.org/10.15407/alg36.01.055>

This is open access article under the CC BY license (<https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>)

© Інститут ботаніки ім. М.Г. Холодного НАН України, 2026

© Видавець ВД «Академперіодика» НАН України, 2026

них добрив (фосфатів, карбонатів, нітратів), які разом зі стічними та підземними водами потрапляють у водойми та спричиняють сезонне або цілорічне «цвітіння» (масовий розвиток) фітопланктону (Andersen et al., 2019). Зазвичай «цвітіння» викликають один або декілька видів водоростей. Це супроводжується низкою негативних екологічних наслідків, таких як зменшення прозорості води (ускладнюючи проникнення світла у глибші шари водойми), активне споживання розчиненого кисню тощо (Berthold et al., 2017; Vyshnevsky et al., 2019; Bilous et al., 2023; Pace et al., 2021; Panasiuk, 2024).

Мікроводорості посідають ключове місце в регуляції процесів евтрофікації, виступаючи головними первинними продуцентами та активно регулюючи зміни трофічного режиму водойм. Вони є чутливим індикатором екологічних трансформацій (Chorus, Spijkerman, 2020). Встановлено, що співвідношення біогенних елементів та сезонні коливання їхньої доступності визначають рівень біологічної конкуренції між зеленими водоростями та ціанобактеріями, що безпосередньо впливає на інтенсивність «цвітіння» води (Andersen et al., 2019; Meng et al., 2021; Bilous et al., 2023).

Проблема «цвітіння» води залишається актуальною також для українських водойм. Масовий розвиток синьозелених водоростей, які споживають із води кисень і виділяють токсичні речовини, регулярно фіксується у великих водосховищах і міських водних об'єктах, що призводить до погіршення якості води, обмежує їхнє господарче та рекреаційне використання (Vyshnevskiy, 2019; Bilous et al., 2023; Panasiuk, 2024).

На сьогодні встановлено механізми утворення шкідливих ціанобактеріальних «цвітінь», окреслено їхні екологічні наслідки та нагальна необхідність комплексного управління надходженням поживних речовин із врахуванням впливу кліматичних змін (Paerl et al., 2018; Chorus Spijkerman, 2020).

Дослідження зарубіжних вчених підтверджують, що біоремедіація, зокрема з використанням зелених водоростей, є науково обґрунтованим та екологічно безпечним способом зменшення інтенсивності ціанобактеріальних «цвітінь». Результативність таких підходів значною мірою залежить від сезонних особливостей, трофічного стану водойми та співвідношення азоту та фосфору (Pawlik-Skowrońska, Toporowska, 2016; Sukenik, Kaplan, 2021).

Особливий інтерес викликають мікроводорості роду *Chlorella* Beijer., які вирізняються високими темпами росту та здатністю активно засвоювати нітрати та фосфати. Завдяки цим властивостям їх розглядають

як перспективних агентів біоремедіації. В експериментальних роботах показано, що *Chlorella* spp. можуть опосередковано впливати на стабільність фітопланктонних угруповань, зменшуючи конкурентні переваги ціанобактерій (Vazirzadeh et al., 2022; Aly et al., 2023; Göncü et al., 2025).

За таких умов особливої ваги набуває пошук ефективних біологічних методів покращення якості води. Одним із перспективних напрямів вважається використання мікроводоростей як біологічних агентів біоремедіації, що може стати альтернативою фізико-хімічним методам очищення (Ulytsky, Pashkevich, 2023).

Метою роботи є дослідження впливу інтродукції штаму *Chlorella* sp. на таксономічну структуру фітопланктону та динаміку основних гідрохімічних показників води Тернопільського вдсх. На основі отриманих результатів передбачається оцінити ефективність застосування цього методу для регуляції евтрофікації та покращення якості води в прісноводних екосистемах.

Матеріали та методи

Тернопільське вдсх — штучна водойма видовженої форми, довжина якої становить 3,6 км. Максимальна його ширина 1,0 км, середня — близько 0,83 км, середня глибина 4,2 м, максимальна — до 12,0 м. Площа водного дзеркала 3,17 км², а загальний об'єм води оцінюється у 12,5 млн · м³. Протяжність берегової лінії 7,8 км.



Рис. 1. Карта-схема Тернопільського вдсх з розміщенням функціональної точки відбору проб (координати 49°33'07.7" пн. ш., 25°34'20.5" сх. д.)

Для визначення пунктів спостереження було враховано методичні рекомендації Khyzhnyak et al. (2017), точка відбору проб вказана на рис. 1.

Місце відбору проб обрано з урахуванням напрямку течії р. Серет, наявності джерел антропогенного навантаження та включення цієї ділянки до зони експериментального використання мікроводорості *Chlorella* sp. Контрольна точка знаходилася в прибережній частині, яка зазнає інтенсивного рекреаційного та господарського навантаження, що створює сприятливі умови для аналізу реакції фітопланктонних угруповань на інтродукцію *Chlorella* sp. в умовах підвищеного евтрофікаційного тиску. Таке розташування дозволило простежити перебіг процесів евтрофікації та оцінити ефективність біологічного очищення води в межах цієї ділянки водойми.

Внесення інокуляту штаму *Chlorella* sp. в прибережній зоні здійснювали у травні (192 кг пасти) та серпні 2023 р. (10^3 л) з розрахунку 0,64 кг/га та 33,33 л/га. Спостереження проводили протягом року у всі сезони, з березня 2023 р. до лютого 2024 р. Проби фітопланктону відбирали паралельно з відбором води для визначення фізико-хімічних та гідрохімічних показників 1 та 15 числа кожного місяця між 10:00 та 12:00 годинами. Зразки відбирали з глибини 0,3–1 м за допомогою батометра об'ємом 0,5–0,75 дм³ (Khyzhnyak et al., 2017).

Проби фітопланктону досліджували із застосуванням загально-прийнятих методик, що використовуються в фікології та гідробіології (Algae..., 1989). Для дослідження динаміки чисельності *Chlorella* sp. проводили підрахунок клітин у камері Ножотта об'ємом 0,01–0,05 см³ (Khyzhnyak et al., 2017) з використанням мікроскопа Біолам С-11 (МІКМЕД-1). Оцінку біомаси фітопланктону здійснювали за допомогою розрахунково-об'ємного методу (Khyzhnyak et al., 2017). Температуру води у водосховищі визначали за допомогою спиртового термометра ТБ-3-М1. Для оцінки кислотності середовища та рівня накопичення іонів амонію, нітритів та нітратів застосовували стандартні гідрохімічні методи аналізу та фосфатів (Zui, 2024). У водному середовищі використовували лабораторний іономір-аналізатор іонів АІ-123 та КФК-2-УХЛ 4.2. БСК₅ методи хімічного аналізу природних вод визначали згідно з: Khyzhnyak et al. (2017). Вміст розчиненого кисню у воді встановлювали відповідно до загальноприйнятих методів хімічного аналізу природних вод (Khilchevskiy, Zabokrytska, 2021).

Результати та обговорення

Проведені дослідження динаміки чисельності клітин штаму *Chlorella* sp. під час альголізації ділянки Тернопільського вдсх засвідчили його значну життєздатність та спроможність до активного росту в природних водах.

На першому етапі альголізації у травні 2023 р. за умов низької температури води (10–14 °C) чисельність аборигенного виду хлорели, виявленого до внесення інокуляту, становила всього 0,072 млн кл/дм³. При цьому концентрація нітратів була значною (0,27 мг/дм³), а рівень амонію (0,14 мгN/дм³) помірним. Після внесення інокуляту чисельність клітин хлорели зросла до 0,480 млн кл/дм³, що супроводжувалося зниженням концентрації амонійного та нітратного азоту (рис. 2). Концентрація розчиненого кисню становила 8,1 мг/дм³, ХСК — 21 мг О/дм³, а БСК — 2,6 мг О/дм³. Така динаміка узгоджується з даними про здатність хлорели активно засвоювати мінеральні форми азоту, використовуючи амоній та нітрати як основне джерело росту. Подібні процеси описані у дослідженнях щодо фітореємедіації евтрофікованих водойм, де інтенсивне поглинання біогенних елементів мікродоростями сприяє покращенню якості води (Pawlik-Skowronska, Toporowska, 2016; Alazaiza et al., 2023; Gao et al., 2023).

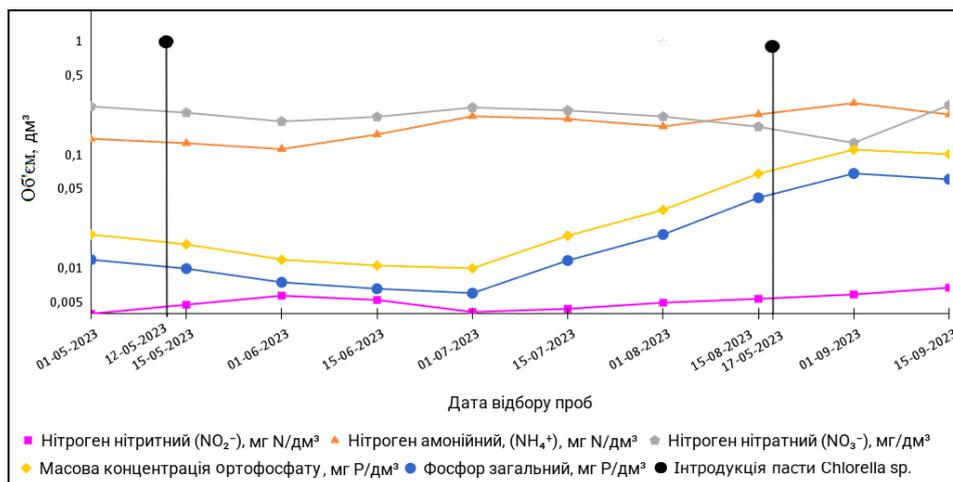


Рис. 2. Динаміка основних гідрохімічних показників у Тернопільському вдсх упродовж вегетаційного сезону 2023 р.

У червні та липні за температури води 20–24 °C чисельність водоростей збільшилася від 0,620 до 0,820 млн кл/дм³. Водночас спостерігалось зниження концентрації нітратів до 0,22–0,25 мг/дм³, але

рівень амонійного азоту залишався стабільним (0,15–0,22 мгN/дм³). Концентрація розчиненого кисню становила 8,1–11,3 мг/дм³, ХСК — 21–22 мг О/дм³, а БСК — 2,6–2,7 мг О/дм³, що свідчить про стабільність процесів самоочищення.

У серпні при 24 °С, після другого внесення інокулята, зафіксовано максимальне значення чисельності клітин штаму *Chlorella* sp. (1,050 млн кл/дм³), що підтверджує результативність інтродукції. Спостерігалось також зростання концентрації загального фосфору (0,042 мгР/дм³) та ортофосфатів (0,069 мгР/дм³), яке може бути пов'язано з активізацією процесів мінералізації органічної речовини, що є характерним для евтрофікованих водойм у другій половині літа. Як відомо, у цей період інтенсивне розкладання органічних сполук супроводжується мобілізацією фосфору у легкодоступні форми, які швидко долучаються до біологічного кругообігу (Paerl et al., 2018; Zhang et al., 2024, 2025).

У вересні при зниженні температури води до 20–22 °С спостерігалось зниження чисельності клітин штаму *Chlorella* sp. до 870–980 тис. кл/дм³, у жовтні–листопаді при 12–16 °С — до 360–110 тис. кл/дм³. У зимовий період (грудень–лютий) за температур нижче 4 °С чисельність клітин знизилася до мінімальних значень (15–65 тис. кл/дм³), що відповідає природному сезонному циклу розвитку мікроводоростей. Протягом досліджуваного періоду показники рН залишалися стабільними (7,5–8,1) у межах нормативних показників. Отже, інтродукований штам *Chlorella* sp., як і більшість зелених та синьозелених водоростей, найінтенсивніше розвивається за температури води вище 20 °С і найбільший вплив на їхній розвиток має надмірний вплив біогенних елементів азоту та фосфору (Sukhodolska, Hrubinko, 2023; Panasiuk, 2024).

У травні спостерігалися відносно високі концентрації нітратного азоту (0,27 мг/дм³) та помірні рівні амонійного азоту (0,14 мгN/дм³) (див. рис. 1). Після першого внесення пасти *Chlorella* sp. активний ріст хлорели супроводжувався зниженням концентрацій амонійного та нітратного азоту. У червні–липні концентрація амонійного азоту залишалася стабільною (0,15–0,22 мгN/дм³), рівень нітратів знизився до 0,22–0,25 мг/дм³, що може свідчити про ефективність використання мінеральних форм азоту фітопланктом.

Водночас спостерігалось різке зростання концентрації ортофосфатів (0,069 мгР/дм³) та загального фосфору (0,042 мгР/дм³). Це явище може бути зумовлене активізацією процесів мінералізації органічної речовини та підвищенням внутрішнім фосфорним навантаженням, що характерно для евтрофікованих водойм у другій половині літа. У цей період інтенсивне розкладання органічних сполук супроводжується мобілізацією фосфору у

легкодоступні форми, які швидко долучаються до біологічного кругообігу (Paerl et al., 2018; Zhang et al., 2025).

У вересні концентрація амонійного азоту зросла до $0,29 \text{ мгN/дм}^3$, а рівень ортофосфатів досягнув максимальних значень ($0,112 \text{ мгP/дм}^3$). Така динаміка свідчить про активізацію процесів мінералізації органічної речовини та посилення евтрофікаційного навантаження наприкінці вегетаційного сезону. Отримані результати узгоджуються з сучасними уявленнями про сезонні коливання біогенних елементів у ставових екосистемах (Berthold et al., 2017; Paerl et al., 2018).

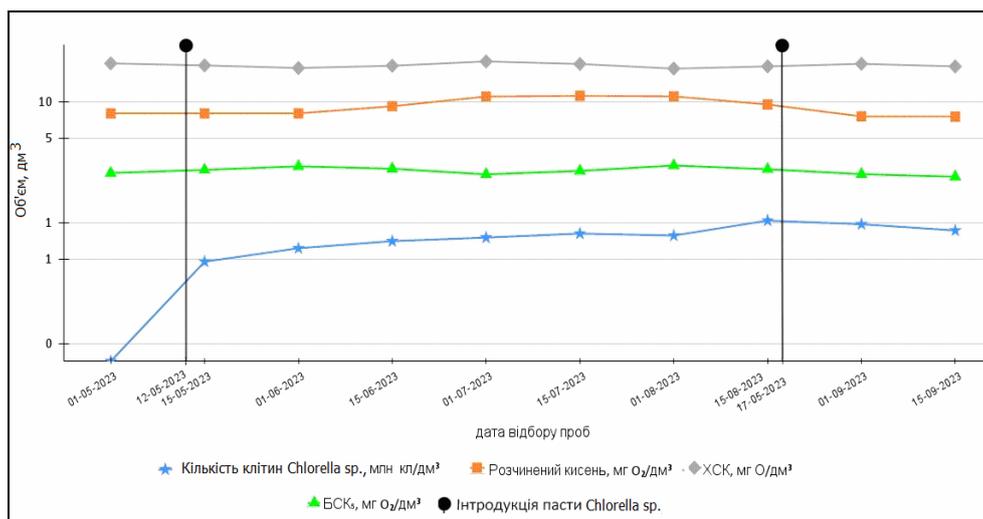


Рис. 3. Динаміка органічного навантаження та концентрації розчиненого кисню в Тернопільському вдех у контексті інтродукції *Chlorella sp.*

Концентрація розчиненого кисню становила $8,1 \text{ мг/дм}^3$, ХСК — 21 мг О/дм^3 , а БСК — $2,6 \text{ мг О/дм}^3$. Після першого етапу альголізації спостерігалось підвищення БСК ($2,8 \text{ мг О/дм}^3$) та невелике зниження ХСК (20 мг О/дм^3), що свідчить про активізацію біологічних процесів (рис. 3).

У червні концентрація кисню зросла до $9,3 \text{ мг/дм}^3$, що відображає інтенсивний фотосинтез. ХСК залишався стабільним ($19\text{--}20 \text{ мг О/дм}^3$), тоді як БСК коливався в межах $2,8\text{--}3,0 \text{ мг О/дм}^3$. У липні концентрація кисню досягла пікових значень ($11,2\text{--}11,3 \text{ мг/дм}^3$). При цьому ХСК становив $21\text{--}22 \text{ мг О/дм}^3$, а БСК залишався відносно низьким ($2,5\text{--}2,7 \text{ мг О/дм}^3$), що свідчить про стабільність процесів самоочищення.

Восени концентрація кисню знизилася до $7,6 \text{ мг/дм}^3$, що відображає спад фотосинтетичної активності та посилення процесів мінералізації

органіки. ХСК залишався стабільним (20–21 мг О/дм³), тоді як БСК зменшився до 2,4–2,5 мг О/дм³.

Упродовж вегетаційного сезону 2023 р. та зимового періоду 2023/2024 рр. чисельність клітин *Chlorella* sp. у Тернопільському вдсх змінювалася відповідно до температурного режиму. На початку весни (березень–квітень) за умов низьких температур води (4–10 °С) чисельність клітин залишалася невисокою — у межах 12–58 тис. кл/дм³. Із підвищенням температури до 14 °С їхня чисельність зросла до 72 тис. кл/дм³, а після першого етапу альголізації становила 480 тис. кл/дм³. Подальше зростання чисельності в червні–липні (620–820 тис. кл/дм³) відбувалося на тлі оптимальних температур (20–24 °С) та стабільних значень рН (7,9–8,0), що свідчить про сприятливі умови для розвитку хлорели.

Після другого етапу альголізації чисельність клітин *Chlorella* sp. досягла пікового рівня 1 050 тис. кл/дм³, що підтверджує результативність інтродукції.

У вересні спостерігалось поступове зниження чисельності клітин (870–980 тис. кл/дм³) на тлі зниження температури води до 20–22 °С. Восени (жовтень–листопад) кількість клітин хлорели скоротилася до 360–110 тис. кл/дм³, що було зумовлено охолодженням водойми (12–16 °С). У зимовий період (грудень–лютий), за температур нижче 4 °С, чисельність клітин знизилася до мінімальних значень (15–65 тис. кл/дм³), що відповідає природному сезонному циклу розвитку мікродоростей.

Дослідження таксономічної структури фітопланктону Тернопільського вдсх не свідчать про значні зміни у співвідношенні основних таксономічних груп водоростей внаслідок внесення штаму *Chlorella* sp. Зокрема, простежені зміни частки *Bacillariophyta*. На початку сезону вона становила 34% загальної біомаси, після першого етапу внесення хлорели знизилася до 18%, а згодом дещо збільшилася до 20%. Це відповідає поширеній у природних водоймах сезонній динаміці, характерній для цієї групи водоростей. Відділ *Chlorophyta* проявив тенденцію до зростання біомаси лише після другого етапу внесення штаму хлорела до водойми (з 34% до 46%), тоді як після першого етапу альголізації його частка зросла незначно, в межах статистичної похибки (з 32% до 34%), що також може бути наслідком природної зміни в результаті сезонної динамки. Частка відділу *Cyanobacteria* збільшилася після першого етапу внесення біомаси штаму з 18% до 28%, а її зменшення до 16% спостерігалось лише після другого етапу альголізації. Інші групи залишалися відносно сталими. Частка *Euglenophyceae* та *Cryptophyceae* незначно коливалася (в межах 6–8% та 4–6% відповідно), частка *Dinophyceae*, *Chrysophyceae* та

Xanthophyceae не перевищувала 3% і протягом досліджуваного періоду залишалася незмінною.

Висновки

Вперше проведено альголізацію ділянки Тернопільського вдсх шляхом внесення інокулята штаму *Chlorella* sp. у травні та серпні 1923 р. Результати досліджень засвідчили активний ріст інтродукованого штаму в природних умовах протягом всього вегетаційного періоду. Проте суттєвих змін таксономічної структури фітопланктону не виявлено. Досліджено динаміку чисельності клітин *Chlorella* sp., що корелювала з температурним режимом водойми. Максимальні показники росту фіксувалися влітку, тоді як осіннє та зимове зниження температури води зумовлювало поступове зниження чисельності клітин. Активний ріст штаму *Chlorella* sp. позитивно впливав на кисневий режим, забезпечуючи насиченням води киснем у літній період, таким чином підтримуючи процеси самоочищення. Водночас спостерігалось значне зменшення концентрації азотних сполук, передусім нітратів та покращення показників якості води. Наприкінці літа відмічалася стимуляція накопичення фосфатів, що свідчить про активізацію біогеохімічних процесів у водоймі. Отримані результати вказують на потенційні можливості використання методу інтродукції *Chlorella* sp. як біологічного засобу зменшення антропогенного навантаження водойм.

ДОТРИМАННЯ ЕТИЧНИХ НОРМ

Автори повідомляють про відсутність будь-якого конфлікту інтересів.

ORCID

Г.В. Чвалюк <https://orcid.org/0000-0003-4146-0815>

В.В. Грубінко <https://orcid.org/0000-0002-4057-9374>

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

- Alazaiza M.Y.D., He S., Su D., Abu Amr S.S., Toh P.Y., Bashir M.J.K. 2023. Sewage water treatment using *Chlorella vulgaris* microalgae for simultaneous nutrient separation and biomass production. *Separations*. 10(4): 229. <https://doi.org/10.3390/separations10040229>
- Algae: Reference Book*. 1989. Eds S.P. Wasser. Kyiv: Nauk. Dumka. 608 p. [Водоросли: Справочник. 1989. Под ред. С.П. Вассера. Киев: Наук. думка. 608 с.]
- Aly S.M., ElBanna N.I., Fathi M. 2023. *Chlorella* in aquaculture: challenges, opportunities, and disease prevention for sustainable development. *Aquacult. Int.* 32: 1553–1586. <https://doi.org/10.1007/s10499-023-01229-x>

- Andersen I.M., Williamson T.J., González M.J., Vanni M.J. 2019. Nitrate, ammonium, and phosphorus drive seasonal nutrient limitation of chlorophytes, cyanobacteria, and diatoms in a hyper-eutrophic reservoir. *Limnol. Oceanogr.* 65(5): 962–978.
<https://doi.org/10.1002/lno.11363>
- Berthold M., Karsten U., von Weber M., Bachor A., Schumann R. 2017. Phytoplankton can bypass nutrient reductions in eutrophic coastal water bodies. *Ambio.* 47: 146–158.
<https://doi.org/10.1007/s13280-017-0980-0>
- Bilous O.P., Nezbrzyska I., Zhezherya V., Dubniak S., Batoh S., Kazantsev T., Polishchuk O., Zhezherya T., Leontieva T., Cantonati M. 2023. Interactions between aquatic plants and cyanobacterial blooms in freshwater reservoir ecosystems. *Water.* 15(4): 672.
<https://doi.org/10.3390/w15040672>
- Chorus I., Spijkerman E. 2020. What Colin Reynolds could tell us about nutrient limitation, N : P ratios and eutrophication control. *Hydrobiologia.* 848(1): 95–111.
<https://doi.org/10.1007/s10750-020-04377-w>
- Gao J., Shao N., Sun Y., Nie Z., Yang X., Dai F., Xu G., Xu P. 2023. Impact of effective microorganisms and *Chlorella vulgaris* on *Eriocheir sinensis* and Water Microbiota in Ponds Experiencing Cyanobacterial Blooms. *Sustainability.* 15(9): 7362.
<https://doi.org/10.3390/su15097362>
- Göncü S., Şimşek Uygun B., Atakan S. 2025. Nitrogen and phosphorus removal from wastewater using *Chlorella vulgaris* and *Scenedesmus quadricauda* microalgae with a batch bioreactor. *Int. J. Environ. Sci. Technol.* 22: 11877–11892.
<https://doi.org/10.1007/s13762-025-06380-x>
- Khilchevskiy V.K., Zabokrytska M.R. 2021. *Chemical analysis and assessment of natural water quality*. Lutsk: Vezha-Druk. 76 p. [Хільчевський В.К., Забокрицька М.Р. 2021. *Хімічний аналіз та оцінка якості природних вод*. Луцьк: Вежа-Друк. 76 с.]
- Khyzhnyak M.I., Yevtushenko M.Yu., Rudyk-Leuska N.Ya. 2017. *Hydrobiology. Practical course*. Pt 1. Kyiv: Center Educ. Lit. 516 p. [Хижняк М.І., Євтушенко М.Ю., Рудик-Леуська Н.Я. 2017. *Гідробиологія. Практикум*. Ч. 1. Київ: Центр уч. літ. 516 с.]
<https://files.znu.edu.ua/files/Bibliobooks/Inshi56/0042283.pdf>
- Meng S.L., Chen X., Wang J., Fan L. M., Qiu L. P., Zheng Y., Chen J.Z., Xu P. 2021. Interaction effects of temperature, light, nutrients, and pH on growth and competition of *Chlorella vulgaris* and *Anabaena* sp. *Front. Environ. Sci.* 9: 690191.
<https://doi.org/10.3389/fenvs.2021.690191>
- Pace M.L., Buelo C.D., Carpenter S.R. 2021. Phytoplankton biomass, dissolved organic matter, and temperature drive respiration in whole lake nutrient additions. *Limnol. Oceanogr.* 66(6): 2174–2186. <https://doi.org/10.1002/lno.11738>
- Paerl H.W., Otten T.G., Kudela R. 2018. Mitigating the expansion of harmful algal blooms across the freshwater-to-marine continuum. *Environ. Sci. Technol.* 52(10): 5519–5529.
<https://doi.org/10.1021/acs.est.7b05950>

- Panasiuk A.O. 2024. The phenomenon of water blooming in reservoirs of Ukraine: analysis of the publications by domestic scientists. *Hydrol., hydrochem., hydroecol.* 74(4): 62–69. [Панасюк А.О. 2024. Явище «цвітіння» води у водоймах України: аналіз публікацій вітчизняних вчених. *Гідрол., гідрохім., гідроекол.* 74(4): 62–69.] <https://doi.org/10.17721/2306-5680.2024.4.6>
- Pawlik-Skowrońska B., Toporowska M. 2016. How to mitigate cyanobacterial blooms and cyanotoxin production in eutrophic water reservoirs? *Hydrobiologia.* 778(1): 45–59. <https://doi.org/10.1007/s10750-016-2842-3>
- Sukenik A., Kaplan A. 2021. Cyanobacterial harmful algal blooms in aquatic ecosystems: a comprehensive outlook on current and emerging mitigation and control approaches. *Microorganisms.* 9(7): 1472. <https://doi.org/10.3390/microorganisms9071472>
- Ulytsky O., Pashkevich L. 2023. Use of *Chlorella vulgaris* microalgae strain for purification of freshwaters from technological pollution. *Ecol. Sci.* 51(6): 58–67. [Улицький О., Пашкевич Л. 2023. Використання мікродоростей *Chlorella vulgaris* для очищення прісних вод від техногенного забруднення. *Екол. науки.* 51(6): 58–67.] <https://doi.org/10.32846/2306-9716/2023.eco.6-51.9>
- Vazirzadeh A., Jafarifard K., Ajdari A., Chisti Y. 2022. Removal of nitrate and phosphate from simulated agricultural runoff water by *Chlorella vulgaris*. *Sci. Total Environ.* 802: 149988. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.149988>
- Vyshnevskiy V. 2019. Spatial-temporal variability of algal bloom in the Dnipro reservoirs. *Ukr. J. Rem. Sens.* (20): 18–27. [Вишневіський В.І. 2019. Просторовочасова мінливість «цвітіння» води у дніпровських водосховищах. *Укр. журн. дистан. зонд. Землі.* (20): 18–27.] <https://doi.org/10.36023/ujrs.2019.20.144>
- Zhang F., Yang R., Liu H., Dong C., Hao Z., Chu Z., Wu T. 2025. Phytoplankton diversity and community stability under nutrient reduction and early-stage ecological regulation in a large eutrophic lake. *Diversity.* 18(1): 9. <https://doi.org/10.3390/d18010009>
- Zhang Y., Yang J., Lin X., Tian B., Zhang T., Ye S. 2024. Phytoplankton community dynamics in ponds with diverse biomanipulation approaches. *Diversity.* 16(2): 75. <https://doi.org/10.3390/d16020075>
- Zui M.F. 2024. Guidelines for Laboratory Work in the Special Course “Analytical Chemistry of the Environment”. Pt 1. Kyiv. 38 p. [Зуй М.Ф. 2024. Методичні вказівки для лабораторних робіт зі спекурсу «Аналітична хімія навколишнього середовища». Ч. 1. Київ. 38 с.]

H.V. Chvaliuk, V.V. Hrubinko

Ternopil Volodymyr Hnatiuk National Ped. University,
2 Maksym Kryvonosa Str., Ternopil 46027, Ukraine

The experience of algolization of the Ternopil reservoir (Ternopil Region, Ukraine)

The article presents the first results of a study of the impact of algolization of the Ternopil reservoir by the *Chlorella* sp. microalgae strain, which was carried out in two stages in 2023. The

introduction of chlorella was carried out by inoculum application in May and August. The dynamics of the abundance of *Chlorella* sp., which correlated with the temperature regime, has been studied. However, no clear impact on the taxonomic structure of phytoplankton has been noted. A decrease in the proportion of *Cyanobacteria* was noted at the second stage of algolization of the reservoir. Sustainable development of *Chlorella* sp. throughout the study period with maximum abundance rates in the period between two stages of algolization was established. At the same time, there was a decrease in the concentration of nitrates, an increase in the level of dissolved oxygen and an improvement in water quality indicators. The obtained results indicate the potential possibility of using the method of introduction of *Chlorella* sp. as a biological means of reducing the eutrophication load of water bodies.

К e y w o r d s : anthropogenic press, chemical composition of water, eutrophication, microalgae, bioremediation, *Chlorella* sp. strain, algolization, Ternopil reservoir

C i t a t i o n . Chvaliuk H.V., Hrubinko V.V. 2026. The experience of algolization of the Ternopil reservoir (Ternopil Region, Ukraine). *Algologia*. 36(1): 55–66. <https://doi.org/10.15407/alg36.01.055>