

<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* спостерігалося 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 °С) 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).

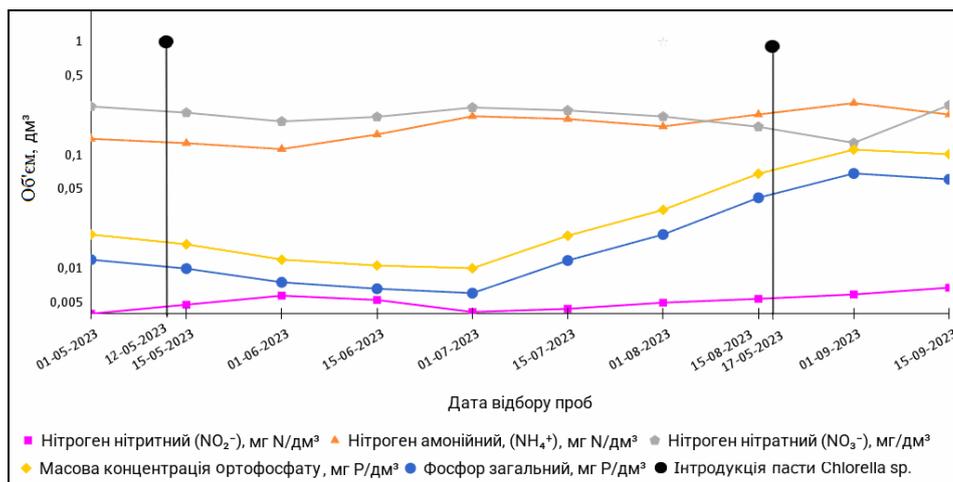


Рис. 2. Динаміка основних гідрохімічних показників у Тернопільському вдсх упродовж вегетаційного сезону 2023 р.

У червні та липні за температури води 20–24 °С 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 мікродоростей. 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).

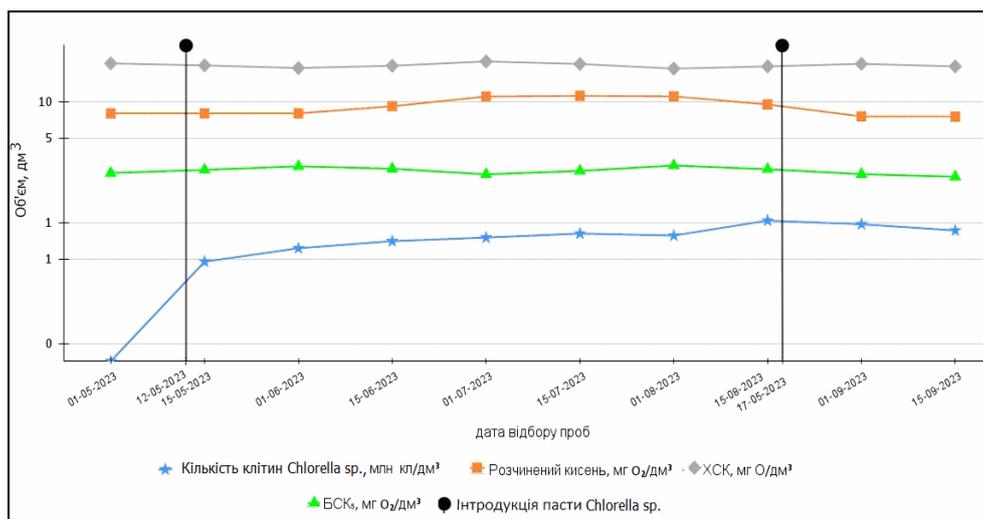


Рис. 3. Динаміка органічного навантаження та концентрації розчиненого кисню в Тернопільському вдех у контексті інтродукції *Chlorella sp.*

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 динаміки. 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., Zhezhera V., Dubniak S., Batoh S., Kazantsev T., Polishchuk O., Zhezhera 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. *Гідробіологія. 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. [Вишневський 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.

K 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>