

УДК: 628.16:582.26:577.1

**Г.В. ЧВАЛЮК**, аспірант,

Тернопільський національний педагогічний університет ім. Володимира Гнатюка,  
вул. Максима Кривоноса, 2, Тернопіль, 46027, Україна  
e-mail: 0986372888g@gmail.com  
ORCID 0000-0003-4146-0815

**В.В. ГРУБІНКО**, д. б. н., проф.,

Тернопільський національний педагогічний університет ім. Володимира Гнатюка,  
вул. Максима Кривоноса, 2, Тернопіль, 46027, Україна  
e-mail v.grubinko@gmail.com  
ORCID 0000-0002-4057-9374

---

## **БІОТЕХНОЛОГІЧНІ МЕХАНІЗМИ ОЧИЩЕННЯ ВОДИ ЗА ДОПОМОГОЮ МІКРОВОДОРОСТЕЙ: ЕКОЛОГІЧНА АЛЬТЕРНАТИВА ТРАДИЦІЙНИМ ТЕХНОЛОГІЯМ І ПЕРСПЕКТИВИ ВИКОРИСТАННЯ (ОГЛЯД)**

---

*У статті висвітлено перспективи застосування мікробіодоростей для очищення водних середовищ від токсичних металів, широкого спектра органічних мікробіодоростів, розчинених органічних речовин, фармацевтичних препаратів, антибіотиків (зокрема сульфаметоксазолу та хлортетрацикліну), пестицидів, а також фосфатовмісних і азотовмісних сполук, що сприяють евтрофікації. Особливу увагу приділено аналізу механізмів біодеградації токсикантів за участю мікробіодоростей, а також використанню іммобілізованих мікробіодоростей на різних матрицях. Встановлено, що тривалість гідравлічного утримання та природне освітлення є ключовими факторами, що визначають ефективність біоочищення.*

**Ключові слова:** мікробіодорості, очищення природних водойм, біотехнологічні аспекти, біодеградація, гідролітичний фермент, евтрофікація, мікробіодорості.

Антропогенне навантаження на гідроекосистеми належить до числа найглибших екологічних загроз сьогодення, що суттєво впливають на біорізноманіття та функціональну стабільність водних екосистем. Застосування класичних методів водоочищення, таких як хімічна коагуляція, аерація та механічна фільтрація, у багатьох випадках не забезпечує належної ефективності або потребує значних економічних витрат, особливо в умовах дифузного типу забруднення та інтенсивного розвитку евтрофікаційних процесів. Крім того, класичні технології, зазвичай, не адап-

---

Ц и т у в а н н я: Чвалюк Г.В., Грубінко В.В. Біотехнологічні механізми очищення води за допомогою мікробіодоростей: екологічна альтернатива традиційним технологіям і перспективи використання (огляд). *Гідробіол. журн.* 2026. Т. 62, № 2. С. 79—90.

товані для вилучення мікрозабруднювачів, що охоплюють широкий спектр біологічно активних і хімічно стійких речовин. До них належать фармацевтичні препарати, пестициди, поліциклічні ароматичні вуглеводні, поверхнево-активні речовини, органічні мікрозабруднювачі, метали. Ці інгредієнти здатні негативно впливати на гідробіонтів (зоопланктон, макробезхребетних, риб), спричиняючи порушення трофічних зв'язків та екологічної рівноваги у водних біоценозах [13, 27, 32].

Серйозне занепокоєння викликає той факт, що ці речовини характеризуються високою стійкістю до зовнішніх чинників, мають токсичні властивості та здатні до біоаккумуляції, що створює потенційно значну загрозу для здоров'я людини та безпеки довкілля. Вказані сполуки можуть індукувати онкогенні, генетичні та ембріотоксичні порушення [41]. Завдяки ліпофільним властивостям ці речовини мають тенденцію до біоаккумуляції в жирових тканинах організмів. Також для зазначених сполук характерна біомагніфікація, що призводить до підвищення токсичності та екологічного ризику для навколишнього середовища [28].

Очищення виробничих, промислових, побутових та аграрних стічних вод може бути реалізоване шляхом застосування фітореMediaційних і пікоремедіаційних технологій [45], що передбачають використання мікроорганізмів для трансформації та нейтралізації різноманітних забруднювальних речовин. Цей підхід активно досліджується з середини ХХ століття [21, 41, 46].

Як основні фотосинтезуючі організми гідроекосистем, мікрководорості не лише забезпечують первинну продукцію, а й слугують інформативними біоіндикаторами якості водного середовища, впливаючи на його хімічний склад і трофічну структуру. На сучасному етапі активно досліджується потенціал мікрководоростей у зменшенні та вилученні біогенних забруднювальних компонентів зі стоків з використанням попередніх фізико-хімічних процедур, серед яких осадження та злив надлишкової рідини зі стоків, методи вторинної біологічної обробки, такі як активний мул і аеробні канали. Забезпечується зв'язування вуглецю та очищення води від азото-, фосфоро-, металовмісних домішок і різноманітних органічних забруднювачів. На даний момент відомо близько 40 видів водоростей, які можна використовувати для очищення та біоремедіації природних водойм чи побутових стоків [2].

### **Накопичення металів у біомасі водних фотосинтетиків**

Як ключові первинні продуценти, що формують основу трофічних ланцюгів водних екосистем, мікрководорості є невід'ємним елементом підтримання екологічної рівноваги. Завдяки здатності поглинати токсичні сполуки вони не лише сприяють очищенню водного середовища, а й беруть участь у механізмах трофічного накопичення цих сполук, що має значення для розподілу контамінантів у біоценозі [3]. Існує значна кількість наукових праць, що засвідчують накопичення токсичних металів у біомасі водних організмів [6]. Це, зокрема, підтверджують результати досліджень [8], які показали, що мікрководорість *Chlorella vulgaris* за умов

експозиції до 1 мг/л кожного з металів виявляє високу біоаккумуляційну здатність, особливо щодо Zn (0,83 мг/г сухої маси), Cu (0,67 мг/г) та Mn (0,52 мг/г). Накопичення Cr (0,45 мг/г) і Cd (0,38 мг/г) також було значним, тоді як Pb характеризувався найнижчим рівнем акумуляції — 0,12 мг/г.

У морському середовищі мікробіодорість *Phaeodactylum tricornerutum* здатна накопичувати Zn, Cu та Cd у концентраціях понад 30 мг/кг у донних осадах, що свідчить про її адаптацію до умов хронічного забруднення та потенціал у біомоніторингу морських екосистем [19].

Мікробіодоростеві технології очищення поєднують низьку собівартість з можливістю одночасного вилучення забруднювачів та генерації біомаси з високим ресурсним потенціалом [5].

### Біодеградація фармацевтичних та лікарських препаратів

Завдяки адаптивності до зовнішніх чинників, мікробіодорості ефективно функціонують у процесах депурації води від органічних мікробіодоростевих забруднювачів, незалежно від типу стоку та екологічних параметрів [34]. Мікроорганічні забруднювачі тут охоплюють фармацевтичні речовини, засоби особистої гігієни, пестициди, поліхлоровані біфеніли, гормони, промислові хімікати [42]. Проте ці сполуки часто залишаються у водному середовищі, акумулюючись у поверхневих шарах. Зокрема, ступінь видалення диклофенаку, ібупрофену, парацетамолу та метопрололу за допомогою *Chlorella sorokiniana* становив 60—100 %. Водночас ефективність виведення карбамазепіну та триметоприму була обмеженою і не перевищувала 30 та 60 % відповідно, що свідчить про різну чутливість фармацевтичних сполук до біофотохімічної трансформації [49]. Хімічна взаємодія між розчиненими органічними речовинами і мікробіодоростями здатна впливати на ферментативний профіль, що визначає швидкість та повноту деградації мікробіодоростевих забруднювачів [26].

*Chlamydomonas acidophila* демонструє вищу ефективність порівняно з іншими видами мікробіодоростей у біодеградації макролідних антибіотиків, зокрема еритроміцину та кларитроміцину, забезпечуючи їх видалення зі стічних вод на рівні 93—65 і 64—50 % відповідно [23]. Дослідні дані підтверджують, що фармацевтичні речовини у надвисоких концентраціях не чинять інгібуючого впливу на неї, що підкреслює її потенціал як стійкого біоагента для водоочищення [12, 23, 25].

Значну увагу привертає біоремедіація стічних вод, забруднених фармацевтичними препаратами, ціанобактерією *Spirulina platensis*. Вчені виявили, що 0,3 г/л глюкози збільшило виведення карбамазепіну з 30 до 50 % через посилення біодеградації карбамазепіну в серійних експериментах [48].

Штами *Pseudokirchneriella subcapitata*, *Scenedesmus quadricauda*, *Sc. obliquus*, *Sc. acuminatus* і *Chlorella pyrenoidosa* виявили високу здатність до кометаболічної трансформації сульфаметоксазолу, що підтверджує їхню доцільність у складі біоочисних систем. У ході дослідження встановлено, що мікробіодорості здатні до ко-метаболічної трансформації сульфаніл-

аміду, що може бути використано в майбутніх системах очищення води [51].

### **Фотоліз забруднюючих речовин за участю мікроводоростей**

Мікроводорості відіграють ключову роль у процесах фотолізу забруднюючих речовин завдяки своїй здатності до фотосинтезу, генерації активних форм кисню та участі в біохімічних реакціях окиснення. Під дією світла фотосинтетичні пігменти мікроводоростей, зокрема хлорофіли та каротиноїди, переходять у збуджений стан, що спричиняє утворення синглетного кисню ( $O_2$ ), гідроксильних радикалів ( $\cdot OH$ ) та перекису водню ( $H_2O_2$ ). Ці реактивні форми кисню здатні окиснювати широкий спектр органічних забруднювачів, включно з фармацевтичними залишками, барвниками, фенолами та пестицидами, сприяючи їх мінералізації до  $CO_2$ ,  $H_2O$  та інших нетоксичних сполук [9, 32].

Висока сорбційна активність *Chlorella vulgaris* щодо токсикантів дозволяє використовувати її як перспективний біоагент у системах водочищення [8]. Дослідження підтвердили, що фотодеструкція хлортетрацикліну за участю мікроводоростей відбувається з підвищеною швидкістю, зумовленою дією позаклітинних органічних компонентів, які виступають каталізаторами процесу [47].

У відповідь на зміни освітлення *Chlorella vulgaris* активує багаторівневі адаптаційні механізми, що охоплюють реорганізацію фотосинтетичних структур, переключення метаболічних маршрутів та регуляцію білків, залучених до транспорту і нейтралізації токсичних сполук [16]. Це забезпечує стабільну життєдіяльність мікроводоростей у середовищах із високим рівнем абіотичних навантажень, характерних для техногенно трансформованих водойм.

Сезонна мінливість складу міських стоків ускладнює стабільність біоремедіаційних процесів, а світлова інтенсивність виступає ключовим фактором, що регулює фотосинтетичну активність, ферментативний профіль і здатність мікроводоростей до трансформації забруднюючих речовин [17].

Поєднання тривалого часу гідравлічного утримання з природним освітленням активує фотосинтетичні та ферментативні механізми мікроводоростей, що забезпечує ефективну елімінацію фармацевтичних мікробабуднювачів (до 90 %) та патогенів [34].

### **Засвоєння мікроводоростями біогенних сполук та біологічний розпад екотоксикантів**

Застосування біоремедіаційних технологій для нейтралізації забруднювачів є екологічно безпечним, універсальним і економічно доцільним підходом до рекультивації антропогенно трансформованих ділянок [50]. За допомогою культивування мікроводоростей *Chlorella* sp. можливе очищення стоків від біогенних речовин. Швидкість росту біомаси *Chlorella* sp. у межах 0,34—0,98 %/день супроводжується високою ефективністю видалення аміаку та нітратів (74—82 %) зі стічних вод. Мікроводорості

роду *Chlorella* демонструють високу ефективність у вилученні фосфору та азоту зі стічних вод, а також у зниженні показників хімічного та біохімічного споживання кисню. Їхня очисна здатність зберігається за широкого діапазону часу гідравлічного утримання — від 10 год до 42 днів, що свідчить про технологічну гнучкість та адаптивність до різних умов експлуатації [41].

Крім того, нами проведено дослідження сезонної динаміки концентрацій фосфатів ( $\text{PO}_4^{3-}$ ) та йонів амонію ( $\text{NH}_4^+$ ) у Тернопільському водосховищі протягом 2023—2024 рр., з оцінкою ролі *Chlorella vulgaris* у біологічній оптимізації цих показників. Отримані результати підтверджують здатність мікродорості до ефективного засвоєння біогенних елементів, що сприяє покращенню якості водного середовища [7].

Поряд із сорбційними властивостями, водорості здатні каталізувати біологічний розпад екоотоксикантів [34], тобто відіграють провідну роль у біологічному розкладанні речовин, що потрапляють у водне середовище внаслідок техногенної та аграрної діяльності [1] (пестицидів, залишків нафтових продуктів). Ці характеристики роблять їх ключовими компонентами біоремедіаційних систем [4].

Завдяки здатності до ефективного засвоєння азотних і фосфорних сполук із побутових та промислових стоків, *Chlamydomonas acidophila* розглядається як багатообіцяючий інструмент для екологічної ремедіації та біогенерації. Порівняльні дослідження доводять, що *Chlamydomonas acidophila* характеризується високою здатністю до засвоєння азотних ( $\text{NH}_4^+$ ) і фосфорних сполук ( $\text{PO}_4^{3-}$ ), перевищуючи інші види мікродоростей за рівнем біогенного поглинання [23].

### Використання консорціумів у біоремедіації пестицидів та інших забруднювачів

Процес мікробної деградації пестицидів охоплює три ключові етапи: початкову хімічну модифікацію (гідроліз, окиснення, відновлення), біохімічну кон'югацію з гідрофільними сполуками та утворення вторинних метаболітів, що завершують цикл детоксикації. Тривала експозиція пестицидів у забрудненому середовищі стимулює формування мікробних штамів зі специфічною резистентністю, здатних метаболізувати ці сполуки як джерело вуглецю, що забезпечує ефективну деградацію з мінімальним накопиченням побічних метаболітів [34, 44].

Застосування мікробно-водоростевих консорціумів у біоремедіації пестицидів є екологічно орієнтованим рішенням, що поєднує очищення середовища з отриманням енергетично цінної біомаси, водночас активуючи складну взаємодію мікроорганізмів і водоростей, яка запускає низку біохімічних механізмів, зокрема ферментативну деградацію, що ускладнює регуляцію та прогнозування процесу [44].

Застосування штучних консорціумів мікроорганізмів і водоростей є ефективним підходом до очищення середовищ, контамінованих хлорорганічними пестицидами (зокрема лінданом), що поєднує екологічну безпечність із високою адаптивністю до складних забруднень. Адже мік-

ководорості та бактерії формують взаємодоповнюючі біоценози, у межах яких відбувається обмін метаболітами, що стимулює ріст і функціональну активність кожного з партнерів [33].

Ізольований штам *Scenedesmus* sp. відіграє ключову роль у формуванні високоефективного консорціуму для очищення стічних вод, забезпечуючи приріст ефективності видалення імідаклоприду та тіаклоприду відповідно на 15,7 і 7 % [17]. У традиційних системах очищення метод активного мулу залишається домінуючим, проте технологія «активних водоростей» демонструє значно вищу ефективність щодо елімінації азоту (до 92 %) та фосфору (до 94 %). У разі інтеграції з бактеріальними штамми ефективність видалення загального азоту в концентрованих стоках зростає на 16,6 % [17].

### **Використання іммобілізованих мікроводоростей у системах очищення води**

Інтеграція іммобілізованих мікроводоростей у системи очищення води дозволяє ефективно елімінувати широкий спектр забруднювачів, включно з нітратами, антибіотиками та пестицидами, за умов як періодичного, так і безперервного режиму роботи [24].

Комбінування фотобіологічної активності мікроводоростей із сорбційно-біодеградаційними властивостями коркових біофільтрів дозволяє створювати високоефективні системи для усунення мікрозабруднювачів. Особливу роль у цьому процесі відіграють бактерії родин *Sphingomonadaceae* та *Caulobacteraceae*, які демонструють здатність до активної трансформації органічних сполук [40].

Застосування періодичного біореактора з інокуляцією *Chlorella* sp. і *Scenedesmus* sp. забезпечило майже повне видалення кофеїну (99 %) та високий рівень елімінації ібупрофену (95 %) зі змішаних стоків [35].

Встановлено, що штамми мікроводоростей *Chlamydomonas acidophila*, *Auxenochlorella protothecoides* та *Tetrademus obliquus* здатні видаляти протимікробні препарати та біоциди завдяки поєднанню процесів біосорбції та випаровування [25].

### **Боротьба з мікропластиком за допомогою мікроводоростей**

Мікроводорості мають перевагу в біодеградації мікропластику завдяки здатності рости за низької доступності органічного вуглецю, на відміну від бактерій. Їхня екологічна пластичність дозволяє адаптуватися до різноманітних середовищ, де найчастіше накопичується мікропластик [52].

Процеси біодеградації пластику водоростями включають гідролітичне розщеплення, біокорозію, проникнення клітин у полімерну матрицю, а також забруднення поверхні, що сприяє адгезії та подальшій ферментативній деструкції [18]. Недавні дослідження із застосуванням скануючої електронної мікроскопії виявили ознаки поверхневої деградації поліетилену низької щільності, що проявляється у формі мікропробоїв та ерозії, зумовлених колонізацією водоростями [29].

Мікропластикові поверхні виступають ефективними субстратами для формування біоплівки, забезпечуючи умови для адгезії та росту мікроорганізмів [39]. Доведено, що ціанобактерії *Oscillatoria subbrevis* та *Phormidium lucidum* ефективно прикріплюються до поверхні поліетилену низької щільності та ініціюють його біодеструкцію без потреби у прооксидантних добавках або попередній хімічній чи фізичній модифікації матеріалу [43].

Деякі штами ціанобактерій, що належать до родів *Microcystis*, *Rivularia*, *Pleurocapsa*, *Synechococcus*, *Prochlorothrix*, *Leptolyngbya*, *Calothrix* та *Scytonema*, продемонстрували здатність до формування біоплівки на поверхні мікропластикових полімерів, проявляючи тим самим колонізаційну активність у техногенних середовищах [15, 20, 22, 37]. У складі біоплівки також виявлено діатомові водорості, які відіграють важливу роль у фотосинтетичному забезпеченні мікробних консорціумів [10].

Попри біодеструктивний потенціал, мікробіодорості можуть захищати мікропластик від УФ-випромінювання та фотокаталізу. Їхнє агрегування з частинками пластику зумовлює зміну фізичних характеристик переносу, включно із плавучістю та седиментацією, що впливає на біодоступність і розподіл мікропластику у водному середовищі [29].

Мікропластики характеризуються високою гідрофобністю та хімічною інертністю, оскільки містять стабільні функціональні групи, такі як алкани й фенільні фрагменти, що обмежує їхню здатність вступати в окислювальні реакції [38]. Незважаючи на хімічну інертність пластику, мікробіодорості прикріплюються до його поверхні завдяки виділенню екстракційних полімерів, гідрофобним взаємодіям та мікронерівностям субстрату [44].

Найпоширенішими добавками до пластмас є бісфенол А (БФА), бромовані антипірени, фталати, триклозан, нонілфенол і органотинні сполуки. За даними новітніх досліджень, бісфенол А, нонілфенол та споріднені забруднювачі здатні мігрувати в біологічні тканини під час споживання організмів, що містять мікропластик [14]. Бісфенол А використовується як антиоксидант і пластифікатор для покращення термостійкості та гнучкості пластмас. Однак його вилугування з харчових контейнерів може призводити до контамінації продуктів. Естрогеноподібна добавка, що часто трапляється в складі полімерів, була успішно деградована за участі консорціуму бактерій і водоростей, зокрема *Chlorella fusca* var. *vacuolata*, *Stephanodiscus hantzschii*, *Chlorella vulgaris* та *Chlamydomonas mexicana* [11].

Під час видалення БФА водорістю *Chlorella fusca* виявлено моногідроксибісфенол А як проміжний метаболіт. Естрогенна активність, спричинена БФА у середовищі, була повністю нейтралізована. Отримані результати свідчать про повну його деградацію до сполук без естрогенної активності. *Chlorella fusca* є перспективним біоагентом для видалення БФА із вилугувальних вод полігонів твердих побутових відходів [30].

БФА проявляє токсичність щодо *Chlamydomonas mexicana* та *Chlorella vulgaris*, спричиняючи зменшення біомаси і вмісту хлорофілу. Вищий

показник  $EC_{50}$  свідчить про те, що *S. mexicana* є більш стійкою до дії БФА порівняно з *Chlorella vulgaris*. У мікродоростях було зафіксовано як його біоаккумуляцію, так і біодеградацію. Зростання його концентрації в середовищі сприяло інтенсивнішому накопиченню, що підкреслює важливу роль біоаккумуляції у прояві токсичної дії БФА на водорості [31].

У 2016 році було виявлено бактерію *Ideonella sakaiensis*, здатну розкладати поліетилентерефталатний (ПЕТ) пластик і використовувати продукти його деградації як єдине джерело вуглецю. Завдяки ферменту ПЕТазі, цей мікроорганізм має потенціал для біодеградації та переробки пластикових відходів. ПЕТаза була успішно синтезована у трансгенній водорості *Chlamydomonas reinhardtii*, що підтверджено її ферментативною активністю. Це перший відомий випадок експресії ПЕТази у зелених водоростей. Схожу генетичну модифікацію було ефективно реалізовано і у фототрофній діатомовій мікродорості *Phaeodactylum tricorutum*, яка завдяки високій екологічній адаптивності здатна синтезувати фермент ПЕТазу, який активує процес розкладання як поліетилентерефталату, так і його сополімеру — поліетилентерефталатгліколю [36].

### Висновки

Результати дослідження підтверджують високу ефективність мікродоростей у біоочищенні водних мас від широкого спектра мікробруднювачів, включаючи фармацевтичні препарати, антибіотики, пестициди, токсичні метали, мікропластик та патогенні мікроорганізми. Залучення консорціумів мікродоростей і бактерій забезпечує реалізацію складних метаболічних шляхів, що включають ферментативну деградацію, фотоліз та біоаккумуляцію. Генетична модифікація *Chlamydomonas reinhardtii* з експресією гідролітичного ферменту ПЕТази демонструє перспективність біотехнологічного підходу до розщеплення поліетилентерефталату. Імобілізація мікродоростей у матрицях, а також оптимізація гідравлічного часу утримання та освітлення є ключовими факторами підвищення ефективності очищення. Отримані дані можуть бути використані для розробки екологічно безпечних, енергоефективних та адаптивних систем біоочищення води.

### Список використаної літератури

1. Антоняк Г.Л., Багдас Г.В., Першин О.І. та ін. Метали у водних екосистемах та їх вплив на гідробіонтів. *Біологія тварин*. 2015. Т. 17, № 2. С. 9-24.
2. Базаева А.М., Чужма Н.П., Савенко Н.М. Фітопланктон вирощувального ставу за умов внесення органічного добрива. Біорізноманіття та роль тварин в екосистемах: 2015 рік: Матеріали VIII Міжнар. наук. конф., 2015 р. Дніпро: Ліра, 2015. С. 69—71.
3. Горшкова О.Г., Гудзенко Т.В., Волювач О.В. та ін. Очищення води від фенолу та іонів важких металів асоціацією бактерій роду *Pseudomonas*. *Мікробіологія і біотехнологія*. 2018. № 2 (42). Р. 70—80.
4. Гриневич Н.Є., Димань Т.М., Хом'як О.А. Моніторинг вмісту нітрифікуючих мікроорганізмів на різних наповнювачах біофільтра. *Водні біоресурси та аквакультура*. 2020. № 2. С. 101—111.

5. Саблій Л.А., Жукова В.С. Підвищення ефективності очищення природних і стічних вод з використанням іммобілізованих мікроорганізмів. «Чиста вода — XXI століття»: 2021 рік: Матеріали VII Міжнар. наук.-практ. конф. Київ: НТУУ «КПІ», 2021. С. 185—186.
6. Суходольська І.Л., Мазур А.І. Акумуляція важких металів вищими водними рослинами різних екологічних груп. *Наук. Вісн. НЛТУ України*. 2022. Т. 32, № 6. С. 45—52.
7. Чвалюк Г.В., Грубінко В.В. Зміни вмісту фосфатів і йонів амонію у тернопільському водосховищі протягом року та роль *Chlorella vulgaris* Beijer у його оптимізації. *Біологічні системи*. 2024. Т. 16, № 2. С. 249—252.
8. Шило Д.О., Клімкіна І.І. Дослідження впливу важких металів на фізіологічну активність *Chlorella vulgaris* та її здатність до біоаккумуляції. *Екологічні науки*. 2022. № 6 (45). С. 158—161.
9. Ali S.S., Hassan L.H.S., El-Sheekh M. Microalgae-mediated bioremediation: current trends and opportunities — a review. *Arch. Microbiol.* 2024. Vol. 206. Article 343
10. Amaral-Zettler L. A., Zettler E. R., Mincer T. J. Ecology of the plastisphere. *Nat. Rev. Microbiol.* 2020. Vol. 18, N 3. P. 139—151.
11. Anand U., Dey S., Bontempi E. et al. Biotechnological methods to remove microplastics: a review. *Environ. Chem. Lett.* 2023. Vol. 21. P. 1787—1810.
12. Bellido-Pedraza C. M., Torres M. J., Llamas A. The microalgae *Chlamydomonas* for bioremediation and bioproduct production. *Cells*. 2024. Vol. 13, N 13. Article 1137.
13. Bertrand-Krajewski J.-L., Bournique R., Lecomte V. et al. SIPIBEL observatory: data on usual pollutants (solids, organic matter, nutrients, ions) and micropollutants (pharmaceuticals, surfactants, metals), biological and ecotoxicity indicators in hospital and urban wastewater, in treated effluent and sludge from wastewater treatment plant, and in surface and groundwater. *Data in Brief*. 2022. Vol. 40. Article 107726.
14. Bhardwaj G., Abdulkadhim M., Joshi K. et al. Exposure pathways, systemic distribution, and health implications of micro- and nanoplastics in humans. *Appl. Sci.* 2025. Vol. 15, N 16. Article 8813.
15. Bryant J.A., Clemente T.M., Viviani D.A. et al. Diversity and activity of communities inhabiting plastic debris in the north pacific gyre. *MSystems*. 2016. Vol. 1, N 3.
16. Cecchin M., Benfatto S., Griggio F. et al. Acclimation strategies of the green alga *Chlorella vulgaris* to different light regimes revealed by physiologic and comparative proteomic analyses. *J. Experimen. Botany*. 2023. Vol. 74, N 15. P. 4540—4558.
17. Cheng Y., Wang J., Quan L. et al. Construction of microalgae-bacteria consortium to remove typical Neonicotinoids Imidacloprid and Thiacloprid from municipal wastewater: difference of algae performance, removal effect and product toxicity. *Biochem. Engineer. J.* 2022. Vol. 187. Article 108634.
18. Chia W.Y., Tang D.Y.Y., Khoo K.S. et al. Nature's fight against plastic pollution: Algae for plastic biodegradation and bioplastics production. *Environ. Sci. & Ecotechnol.* 2020. Vol. 4. Article 100065.
19. Danovaro R., Coccozza di Montanara A., Corinaldesi C. et al. Bioaccumulation and biomagnification of heavy metals in marine micro-predators. *Communications Biology*. 2023. Vol. 6. Article 1206.
20. Debroas D., Mone A., Ter Halle A. Plastics in the North Atlantic garbage patch: a boat-microbe for hitchhikers and plastic degraders. *Sci. Total Environ.* 2017. Vol. 599—600. P. 1222—1232.
21. Devarajan G., Ilango S., Vetrivel A., Nithya T.G. Systematic review on role of microorganisms in bioremediation. *Sustainable Environmental Remediation: Avenues in Nano and Biotechnology*. Cham: Springer, 2025. P. 479—499. (Environmental Science and Engineering).
22. Dussud C., Meistertzheim A.-L., Conan P. et al. Evidence of niche partitioning among bacteria living on plastics, organic particles and surrounding seawaters. *Environ. Pollut.* 2018. Vol. 236. P. 807—816.

23. Escudero A., Hunter C., Roberts J. et al. Pharmaceuticals removal and nutrient recovery from wastewaters by *Chlamydomonas acidophila*. *Biochem. Engineer. J.* 2020. Vol. 156. Article 107517.
24. Ferrando L., Matamoros V. Attenuation of nitrates, antibiotics and pesticides from groundwater using immobilised microalgae-based systems. *Sci. Total Environ.* 2020. Vol. 703. Article 134740.
25. Frascaroli G., Hunter C., Roberts J. et al. Antibiotic removal by three promising microalgae strains: biotic, abiotic routes, and response mechanisms. *Water, Air & Soil Pollution.* 2024. Vol. 235. Article 600.
26. Gatidou G., Anastopoulou P., Aloupi M. et al. Growth inhibition and fate of benzotriazoles in *Chlorella sorokiniana* cultures. *Sci. Total Environ.* 2019. Vol. 663. P. 580—586.
27. Gökçe D., Şeftalicioğlu M.D., Erden B.A., Köytepe S. Chronic and acute water-soluble microplastics uptake and effects on growth and reproduction of daphnia magna. *Water, Air & Soil Pollution.* 2022. Vol. 233. Article 434.
28. Grandclément C., Seyssiecq I., Piram A. et al. From the conventional biological wastewater treatment to hybrid processes, the evaluation of organic micropollutant removal: a review. *Water Research.* 2017. Vol. 111. P. 297—317.
29. Hadiyanto H., Khoironi A., Dianratri I. et al. Microplastic removal in aquatic systems using extracellular polymeric substances (EPS) of microalgae. *Sustainable Environment.* 2025. Vol. 11. N 1.
30. Hirooka T., Nagase H., Uchida K. et al. Biodegradation of bisphenol A and disappearance of its estrogenic activity by the green alga *Chlorella fusca* var. *vacuolata*. *Environ. Toxicol. & Chem.* 2005. Vol. 24, N 8. P. 1896—1901.
31. Ji M.-K., Kabra A.N., Choi J. et al. Biodegradation of bisphenol A by the freshwater microalgae *Chlamydomonas mexicana* and *Chlorella vulgaris*. *Ecol. Engineer.* 2014. Vol. 73. P. 260—269.
32. Kaur S., Kaur S., Thakur B., Narwat N. Microalgae-based bioremediation of emerging contaminants: techniques, recent developments, and future perspectives. *Archives Microbiol.* 2026. Vol. 208. Article 29.
33. Kumari M., Ghosh P., Swati W., Thakur I.S. Development of artificial consortia of microalgae and bacteria for efficient biodegradation and detoxification of lindane. *Bioresour. Technology Reports.* 2020. Vol. 10. Article 100415.
34. Liu R., Li S., Tu Y. et al. Capabilities and mechanisms of microalgae on removing micropollutants from wastewater: a review. *J. Environ. Management.* 2021. Vol. 285. Article 112149.
35. Matamoros V., Uggetti E., Garcia J., Bayona J.M. Assessment of the mechanisms involved in the removal of emerging contaminants by microalgae from wastewater: a laboratory scale study. *J. Hazard. Materials.* 2016. Vol. 301. P. 197—205.
36. Moog D., Schmitt J., Senger J. et al. Using a marine microalga as a chassis for polyethylene terephthalate (PET) degradation. *Microbial Cell Factories.* 2019. Vol. 18. Article 171.
37. Muthukrishnan T., Al Khaburi M., Abed R.M.M. Fouling microbial communities on plastics compared with wood and steel: are they substrate- or location-specific? *Microbial Ecology.* 2019. Vol. 78, N 2. P. 361—374.
38. Prajapati A., Vaidya A.N., Kumar A.R. Microplastic properties and their interaction with hydrophobic organic contaminants: a review. *Environ. Sci. & Pollut. Res.* 2022. Vol. 29. P. 49490—49512.
39. Priya A.K., Jalil A.A., Dutta K. et al. Algal degradation of microplastic from the environment: mechanism, challenges, and future prospects. *Algal Research.* 2022. Vol. 67. Article 102848.
40. Rambaldo L., Avila H., Escola Casas M. et al. Assessment of a novel microalgae-cork based technology for removing antibiotics, pesticides and nitrates from groundwater. *Chemosphere.* 2022. Vol. 301. Article 134777.

41. Randhavane Shrikant B., Madaan S. Cultivation and potential application of microalgae in treatment of Pesticide Manufacturing Effluent. *Materials Today: Proceed.* 2021. Vol. 43, Part 2. P. 1944-1948
42. Rogowska J., Cieszynska-Semenowicz M., Ratajczyk W. et al. Micropollutants in treated wastewater. *Ambio.* 2020. Vol. 49, N 2. P. 487—503.
43. Sarmah P., Rout J. Efficient biodegradation of low-density polyethylene by cyanobacteria isolated from submerged polyethylene surface in domestic sewage water. *Environ. Sci. & Pollut. Res.* 2018. Vol. 25, N 33. P. 33508—33520.
44. Sheng Y., Benmati M., Guendouzi S. et al. Latest eco-friendly approaches for pesticides decontamination using microorganisms and consortia microalgae: a comprehensive insights, challenges, and perspectives. *Chemosphere.* 2022. Vol. 303. Article 136183.
45. Škufca D., Kovačič A., Prosenč F. et al. Phycoremediation of municipal wastewater: removal of nutrients and contaminants of emerging concern. *Sci. Total Environ.* 2021. Vol. 782. Article 146949.
46. Springer Collection Pollution, Bioremediation and the Environment: thematic collection of scientific articles. Springer Link. URL: <https://link.springer.com/collections/jebjdccdf> (дата звернення: 14.10.2025);
47. Tian Y., Zou J., Feng L. et al. *Chlorella vulgaris* enhance the photodegradation of chlortetracycline in aqueous solution via extracellular organic matters (EOMs): Role of triplet state EOMs. *Water Research.* 2019. Vol. 149. P. 35—41.
48. Wang Q., Liu W., Li X. et al. Carbamazepine toxicity and its co-metabolic removal by the cyanobacteria *Spirulina platensis*. *Sci. Total Environ.* 2020. Vol. 706. Article 135686.
49. Wilt A., Butkovskiy A., Tuantet K. et al. Micropollutant removal in an algal treatment system fed with source separated wastewater streams. *Journal of Hazardous Materials.* 2016. Vol. 304. P. 84—92.
50. Wu H., Huo Y., Qi F. et al. Biochar-supported microbial systems: a strategy for remediation of persistent organic pollutants. *Biochar.* 2025. Vol. 7. Article 113.
51. Xiong Q., Liu Y.-S., Hu L.-X. et al. Co-metabolism of sulfamethoxazole by a freshwater microalga *Chlorella pyrenoidosa*. *Water Research.* 2020. Vol. 175. Article 115656.
52. Yan N., Fan C., Chen Y., Hu Z. The potential for microalgae as bioreactors to produce pharmaceuticals. *Intern. J. Molecular Sci.* 2016. Vol. 17, N 6. Article 962.

Надійшла 30.07.2025

H.V. Chvaliuk, graduate student,  
Ternopil Volodymyr Hnatiuk National Pedagogical University,  
M. Kryvonosa str., 2, Ternopil, 46011, Ukraine  
e-mail: 0986372888g@gmail.com  
ORCID 0000-0003-4146-0815  
V.V. Hrubinko, Dr. Sci. (Biol.), Prof.,  
Ternopil Volodymyr Hnatiuk National Pedagogical University,  
M. Kryvonosa str., 2, Ternopil, 46011, Ukraine  
e-mail: v.grubinko@gmail.com  
ORCID 0000-0002-4057-9374

BIOTECHNOLOGICAL MECHANISMS OF WATER PURIFICATION USING  
MICROALGAE: AN ECOLOGICAL ALTERNATIVE TO CONVENTIONAL  
TECHNOLOGIES AND PROSPECTS FOR APPLICATION (A REVIEW)

The article explores biotechnological aspects of microalgae application in the treatment of aquatic resources contaminated with micropollutants, including pharmaceuticals, pesticides, heavy metals, microplastics. The study confirms the high efficiency of microalgae — bacteria consortia capable of executing complex metabolic pathways such as enzymatic degradation, photolysis, and bioaccumulation. Genetically modified *Chlamydomonas reinhardtii* expressing the hydrolytic enzyme PETase demonstrates promising potential for polyethylene terephthalate (PET) biodegradation. Cell immobilization in matrices,

along with optimization of hydraulic retention time and illumination, are identified as key factors for enhancing purification efficiency. The findings may serve as a foundation for developing environmentally safe, energy-efficient, and adaptable water treatment systems. These results indicate the high selectivity of microalgae toward various types of micropollutants and highlight their potential for use in wastewater treatment systems.

**Key words:** *microalgae, natural water body remediation, biotechnological aspects, biodegradation, hydrolytic enzyme, eutrophication, micropollutants.*