

САНИТАРНА І ТЕХНІЧНА ГІДРОБІОЛОГІЯ

УДК (581.5263:556.531.4):574

В.Д. РОМАНЕНКО, д. б. н., проф., академік НАН України,
голов. н. с., Інститут гідробіології НАН України,
просп. Героїв Сталінграда, 12, Київ, 04210, Україна,
e-mail: ecos_inhydro@ukr.net
ORCID 0000-0001-7440-3337

Ю.Г. КРОТ, к. б. н., ст. наук. співроб., в.о. зав. відділу,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Героїв Сталінграда, 12, Київ, 04210, Україна,
e-mail: yuriikrot@ukr.net
ORCID 0000-0001-8732-1322

М.Т. ГОНЧАРОВА, к. б. н., ст. наук. співроб.,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Героїв Сталінграда, 12, Київ, 04210, Україна,
e-mail: mariyagonch83@gmail.com
ORCID 0000-0003-3891-4572

І.М. КОНОВЕЦЬ, к. б. н., ст. наук. співроб., зав. лаб.,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Героїв Сталінграда, 12, Київ, 04210, Україна
e-mail: i.m.konovets@gmail.com
ORCID 0000-0003-4234-5026

Л.С. КІПНІС, к. б. н., ст. наук. співроб., ст. наук. співроб.,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Героїв Сталінграда, 12, Київ, 04210, Україна
e-mail: ecos_inhydro@ukr.net
ORCID 0000-0002-4008-5120

ВИКОРИСТАННЯ ШТУЧНИХ ГІДРОБІОЦЕНОЗІВ ДЛЯ ВІДНОВЛЕННЯ ЯКОСТІ ПОВЕРХНЕВИХ І СТІЧНИХ ВОД

Показана ефективність застосування багатокомпонентних штучних біоценозів для відновлення якості водного середовища і роль різних систематичних груп гідробіонтів у видаленні, трансформації і транспорті забруднюючих речовин. Досліджено процеси, що відбуваються у таких біологічних системах. На підставі вивчення фізіолого-біохімічних та цитогенетичних механізмів адаптації гідробіонтів до змін умов оточуючого середовища запропоновано сучасні підходи до очистки забруднених вод, що базуються на інтенсифікації процесів видалення, трансформації і транспорту біогенних елементів і токсичних речовин організмами зі значним адаптивним потенціалом. Зазначено необхідність створення універсальної бази даних з

Ц и т у в а н н я: Романенко В.Д., Крот Ю.Г., Гончарова М.Т., Коновець І.М., Кіпніс Л.С. Використання штучних гідробіоценозів для відновлення якості поверхневих і стічних вод. *Гідробіол. журн.* 2021. Т. 57. № 3. С. 62—72.

функціональних, морфологічних, адаптаційних та інших характеристик перспективних видів гідробіонтів та відповідного програмного забезпечення для моделювання можливих технологічних схем очистки та відновлення біологічно повноцінного стану поверхневих і стічних вод залежно від їх складу і властивостей.

Ключові слова: штучний гідробіоценоз, видалення, трансформація, транспорт, забруднюючі речовини, відновлення якості поверхневих і стічних вод.

Зростаюче антропогенне навантаження на гідросферу спричинює глибоку перебудову структурно-функціональної організації екосистем водойм і водотоків, зміни фізико-хімічного складу поверхневих вод, погіршення умов існування гідробіонтів та порушення процесів самоочищення [21].

Загальна проблема забруднення навколишнього середовища в останній час посилює цікавість до розробки і впровадження більш економічних, простих і надійних біологічних систем для очищення і кондиціонування забруднених вод [3, 8, 9, 22, 23, 40]. На сьогодні розроблено різноманітні біологічні методи і засоби очистки стічних вод, що враховують фізіологічні потреби, резистентність видів і трофічні взаємовідносини між ними. Однак, при практичному застосуванні цих підходів у багатьох випадках біологічні системи потребують подальшого удосконалення, наприклад, корегування видового складу гідробіонтів залежно від специфіки джерела водопостачання тощо [9].

На підставі досліджень фізіолого-біохімічних і цитогенетичних механізмів адаптації гідробіонтів до змін умов навколишнього середовища [22, 45—47], запропоновано методологію, що базується на процесах видалення, трансформації і транспорту біогенних елементів і токсичних речовин штучним гідробіоценозом, з урахуванням чинників, що впливають на ці процеси, трофічних і симбіотичних зв'язків [8, 22, 40].

Вирішення проблеми відновлення якості природних і стічних вод, що базується на процесах екологічного метаболізму, залежить від підбору гідробіонтів різних трофічних рівнів і систематичних груп зі значним адаптивним потенціалом, здатних поглинати різноманітні забруднювачі, такі, як хлорорганічні сполуки, важкі метали, нафту і нафтопродукти, пестициди, СПАР, сполуки азоту і фосфору, радіоактивні елементи, фармацевтичні препарати, засоби гігієни тощо [13, 31, 33, 34, 36, 37, 41, 48].

Застосування універсальних підходів до формування відповідного біоценозу з іммобілізованих мікроорганізмів, специфічних штамів водоростей, фенотипічно модифікованих вищих водних рослин, безхребетних і риб із значним адаптивним потенціалом, об'єднаних у «гідробіологічній інженерній системі», надасть можливість створити ефективний інструмент для відновлення якості забруднених вод, що базується на методах проточно-роздільного культивування [23].

Метою роботи було визначення підходів відновлення якості забруднених вод за допомогою штучних гідробіоценозів, що базуються на екологічному метаболізмі, підборі гідробіонтів зі значним адаптивним потенціалом до речовин токсичної дії, створення економічно обґрунтованих моделей та технологічних схем очистки забруднених вод.

Методологічні підходи до створення біоценозів з гідробіонтів зі значним адаптивним потенціалом для відновлення якості водного середовища. Складність природних механізмів відновлення якості водного середовища полягає у тому, що в них бере участь велика кількість видів гідробіонтів зі складним характером взаємодій, які, у свою чергу, залежать від різноспрямованого впливу екологічних чинників. Ці принципи зберігаються і у штучних гідробіологічних системах, однак, завдяки підбору комплементарних видів, об'єднаних у гідробіоценоз, та створенню оптимальних умов для їхнього розвитку, можна значно підвищити ефективність процесів відновлення якості водного середовища.

При розробці гідробіологічних очисних систем необхідно розрізняти алохтонне та автохтонне забруднення, що виникає у результаті відмирання рослин і тварин, а також надходження у воду їхніх метаболітів. Необхідно також враховувати, що функціонування штучних гідробіоценозів пов'язане головним чином з процесами видалення, трансформації і транспорту з подальшою утилізацією біогенних елементів і токсичних речовин, вилучення яких з водного середовища відбувається завдяки перебігу аеробних і анаеробних процесів [1].

В аеробних умовах водні організми утилізують органічний субстрат і речовини токсичної дії, при цьому накопичення проміжних продуктів не відбувається. За анаеробних умов у процесі розкладу органічної речовини мікроорганізмами утворюються проміжні токсичні продукти — сірководень, аміак, метан, низькомолекулярні жирні кислоти тощо, які накопичуються у воді і донних відкладах і негативно впливають на біоту.

Поглиблений аналіз теоретичних і практичних підходів до очистки забруднених вод як окремими видами гідробіонтів, так і їхніми угрупованнями, застосування методів оцінки фізіологічного стану, рівня спонтанного мутагенезу, енергетичного обміну за дії речовин різної хімічної природи надав можливість визначити види зі значним адаптивним потенціалом, здатні формувати біоценози у місцях з високим рівнем антропогенного забруднення [22].

В основу запропонованої методології очистки і кондиціонування забруднених вод, реалізація якої забезпечується за рахунок створення біоценозу з макрофітів, мікродоростей, мікроорганізмів, зоопланктону і риб, покладено адаптивний потенціал гідробіонтів з урахуванням екологічних чинників, що впливають на процеси їх росту, розвитку і відтворення [7, 23]. Пріоритет розробок у цій галузі захищено патентами України [15—18].

Видалення, трансформація і транспорт біогенних елементів і токсичних речовин гідробіонтами зі значним адаптивним потенціалом. Завдяки процесам видалення, трансформації і транспорту біогенних елементів і токсичних речовин як складової загального кругообігу речовини і енергії у біологічних системах, відбувається формування певного хімічного складу і властивостей водного середовища [24]. До одних з найважливіших процесів відновлення якості води можна віднести біологічне ви-

далення азоту, засноване на використанні біохімічних процесів амоніфікації, нітрифікації та денітрифікації. [11, 14]

Амоніфікація відбувається одночасно з розкладанням азотовмісних органічних сполук гетеротрофними організмами з виділенням іонів NH_4^+ або вільного аміаку. Цей процес може відбуватись як в аеробних, так і в анаеробних умовах.

Нітрифікація (перша стадія з окисненням NH_4^+ до NO_2^- і друга стадія з окисненням NO_2^- до NO_3^-) і денітрифікація зазвичай протікають послідовно. Одночасний перебіг цих процесів можливий за умов обмеженої дифузії кисню.

Окиснення іонів амонію мікроорганізмами-нітрифікаторами найактивніше відбувається після видалення зі стічної води основної маси органічних сполук, оскільки їх присутність знижує активність цієї групи мікроорганізмів. До основних чинників, що впливають на ефективність процесу нітрифікації, можна віднести чисельність мікроорганізмів-нітрифікаторів, ступінь навантаження забруднень на систему очистки, температуру, концентрацію розчиненого кисню, вміст CO_2 , рН, окисно-відновні умови середовища, наявність органічного субстрату, концентрацію NH_4^+ і NO_3^- [29].

Новоутворені йони NO_2^- і NO_3^- за відсутності кисню, наявності органічної речовини або інших відновників відновлюються до N_2 або N_2O бактеріями-денітрифікаторами — гетеротрофними організмами, які використовують органічні сполуки як джерело вуглецю, а як окиснювальні еквіваленти — розчинений кисень, нітрити або нітрати. В аеробних умовах денітрифікатори використовують насамперед розчинений кисень як більш енергетично вигідний шлях і лише при його нестачі більш інтенсивно відновлюють нітрати, тому у присутності кисню денітрифікація протікає повільно. За відсутності кисню денітрифікація протікає швидко, оскільки це спосіб анаеробного дихання бактерій-денітрифікаторів, хоча він часто лімітується дефіцитом доступного вуглецевого субстрату, необхідного для відновлення нітрату.

У системах біологічного видалення азоту зі стічних вод денітрифікації сприяють слабколужна реакція середовища, оптимальна температура, достатня концентрація O_2 і органічних речовин для відновлення нітратів і нітритів, доступність фосфору фосфатів.

Видалення гідробіоценозами фосфору фосфатів із стічних вод регулюють біотичні і абіотичні процеси. Серед біотичних можна виділити приріст маси рослин, перифітону і мікроорганізмів, мінералізацію відмерлих рослин і ґрунтового органічного фосфору, а серед абіотичних — седиментацію і включення у ґрунт, адсорбцію і осадження, обмінні процеси між ґрунтом і водою. При старінні рослин значна кількість фосфору, який знаходиться у надґрунтовій біомасі, переміщується і накопичується у підземній частині [42]. Залишкова маса відмерлої частини рослин, відкладена у ґрунті, підлягає гідролізу за допомогою ензимів і потім знову повертається у біотичний кругообіг або депонується у ґрунті на тривалий період [49].

Токсичні органічні речовини, що надходять зі стічними водами, також піддаються аеробним і анаеробним перетворенням, фотолізу, хімічному гідролізу, сорбції тощо.

У видаленні стійких і токсичних органічних ксенобіотиків із середовищ з високим вмістом нітратів в аноксичних умовах важливу роль може відігравати денітрифікація, але за відсутності пригнічення процесу цими речовинами. За відсутності кисню нітрати можуть брати участь у деградації таких органічних сполук, як толуол, ксилоли, фенол, хлорфеноли, синтетичні поверхнево-активні речовини (СПАР), деякі пестициди, *n*-алкани, інші вуглеводні нафти. Тривалість цих процесів залежить від типу сполук, біологічних і хімічних умов у ґрунтово-водному об'ємі, рН, температури води, інтенсивності світла, наявності електронних акцепторів, а також загального вмісту органічних речовин у водному середовищі [25].

Поряд з мікроорганізмами вагоме значення у процесах очищення забруднених вод відіграють фотосинтезуючі організми, що збагачують середовище киснем, сприяючи прискоренню окиснювальних процесів і мінералізації органічних речовин.

У процесі очищення забруднених поверхневих і стічних вод вищі водні рослини (ВВР) відіграють безпосередню та опосередковану роль. Безпосередня полягає в асиміляції і акумуляції біогенних елементів у тканинах. Так, накопичення азоту заростями ВВР становить від 200 до 2500 кг N/га·рік, фосфору — 30—350 кг P/га·рік [30]. При цьому рослини поглинають вуглець переважно з повітря. Необхідно відмітити, що за рахунок цих процесів біогенні елементи на значний період часу виключаються з кругообігу речовин у гідроекосистемі. Опосередкована роль рослин визначається їхньою властивістю слугувати видами-едафікаторами при формуванні багатоконпонентних біоценозів. ВВР мають величезний потенціал до видалення різноманітних забруднень, включаючи важкі метали, неорганічні і органічні речовини, радіоактивні елементи [28, 32].

Суттєві зміни фізико-хімічних властивостей середовищ, що оточують рослини (вода, ґрунт, повітря), зумовили виникнення у них специфічних морфо-анатомічних, фізіологічних, а також низки внутрішніх і зовнішніх пристосувань, що супроводжуються відповідними змінами метаболізму. Морфо-анатомічні зміни відбуваються не лише у різних видів, які населяють прибережну частину водойми чи ростуть на достатній глибині, але і у одного виду і навіть одночасно у різних органів однієї рослини. Тобто, чинники зовнішнього середовища можуть виконувати роль індукторів тих чи інших змін у будові рослин [4].

Процес очищення забруднених вод від органічних і мінеральних речовин мікробіодоростями досить ефективний [1], а підвищення їх чисельності і біомаси у процесі очистки супроводжується насамперед зниженням концентрації амонійного азоту і мінерального фосфору, які мікробіодорості використовують у повному обсязі [1, 44]. Крім осадження зважених речовин, мікробіодорості здатні видаляти феноли, нафталін, окремі вуглеводи, гербіциди, ціаніди, ксенобіотики, адсорбувати важкі метали,

радіонукліди, стійкі органічні забрудники, виводячи їх з води [12, 27, 38, 50].

Важливими компонентами біоти будь-якої водойми, що беруть активну участь в процесах її самоочищення, є планктонні і бентосні безхребетні. Завдяки своїй фільтраційній активності вони мають високу здатність до накопичення забруднень різних хімічних класів, переводячи токсичні речовини у менш біодоступну форму.

Багатьма дослідниками [6, 51] показано, що зростання концентрації біогенних елементів у водному середовищі супроводжується збільшенням чисельності і біомаси зоопланктонних організмів, що, у свою чергу, впливає на наступні трофічні ланки. Причиною змін у зоопланктоні вважають стимулюючу дію біогенних елементів на розвиток бактерій і фітопланктону, які є важливими складовими його раціону [39, 54].

Особливості динаміки структури, чисельності і біомаси основних систематичних груп ракоподібних лежать в основі значної пластичності їх угруповань і пояснюють здатність пристосовуватись до різних умов існування [19]. Дослідження зоопланктонних угруповань за умов надмірного навантаження водного середовища сполуками неорганічного азоту [46] показали, що в цих водоймах представлено дві основні групи ракоподібних — Cladocera і Copepoda, при наявності значної кількості організмів класу Rotatoria. Всього зареєстрований 31 вид зоопланктону, з домінуванням ракоподібних — 58 % (Cladocera — 39 %, Copepoda — 19 %), при цьому частка коловерток становила 42 %. Найбільш продуктивними видами зі значним адаптивним потенціалом виявилися ракоподібні *Moina macroscopa* і *Daphnia magna*, серед коловерток — *Brachionus rubens*. Коефіцієнти концентрації стійких забрудників у організмі водних безхребетних різних трофічних груп зменшуються у ряду хижаків > детритофаги ≥ фільтратори.

ВВР є основою формування багатокомпонентних біоценозів, очисна здатність яких у багато раз перевищує очисну здатність окремих груп організмів, що входять до їх складу [26]. Характеризуючи участь ВВР як едифікаторів у формуванні якості води, мають на увазі функціонування біоценозів, що включають власне ценози цих рослин, асоційовані з ними угруповання бактеріо-, фіто- і зооперифітону, а також планктон, бентос та риби [5, 10]. Взаємодія між рослинами і мікроорганізмами значно підвищує ефективність очистки забруднених вод. Ріст і розвиток рослин значною мірою залежить від активності мікроорганізмів ризосфери [43]. Встановлено, що сапрофітні бактерії разом з ВВР успішно виконують роль дезінфектантів водного середовища за рахунок продуктів обміну і антагонізму з бактеріями-гетеротрофами [2]. У той же час різноманітні за якісним та кількісним складом метаболіти ВВР впливають на життєдіяльність бактеріального населення [20]. Показано [35, 43], що бактерії, виявлені у ризосфері повітряно-водних рослин *Phragmites australis*, відіграють важливу роль в очистці середовища від важких металів, органічних забруднювачів, радіонуклідів і ксенобіотиків.

Дослідження цих багатокомпонентних гідробіологічних систем створило передумови їхнього використання для очищення і відновлення біологічно повноцінного стану поверхневих і стічних вод.

Створення універсальної бази даних та програмного забезпечення для визначення технологічних схем очищення та знезараження стічних вод. Формування універсальної бази гідробіологічних даних є однією з необхідних складових при розробці сучасних технологічних схем очищення та відновлення якості поверхневих і стічних вод. Вона має містити дані про гідробіонтів різних трофічних рівнів і систематичних груп зі значним адаптивним потенціалом, здатних до видалення і трансформації певного типу забрудників. Для вирішення цих задач процес очистки забруднених вод необхідно розділити на окремі складові, починаючи з мікроорганізмів і закінчуючи рибами, враховуючи і паразитофауну.

База даних повинна включати масиви первинних відомостей щодо видової назви, систематичного положення, морфометричних характеристик гідробіонтів, оптимальних екологічних умов і його адаптивного потенціалу, здатність до утилізації біогенних елементів і ксенобіотиків тощо. База вторинних відомостей повинна враховувати первинні дані і характеризувати стан гідробіонтів за фізіолого-біохімічними та цитогенетичними показниками, трофічні і симбіотичні взаємозв'язки.

На кінцевому етапі проводиться всебічний аналіз результатів і визначення оптимальних «модельних» технологічних схем очистки забруднених вод гідробіоценозом. Розробка різних технологічних схем для очистки водного середовища здійснюється із врахуванням складу і властивостей вихідної води і типу забрудників.

Висновки

Аналіз та узагальнення опублікованих даних показали, що роль гідробіоценоза як середовищеутворюючого чинника проявляється у фільтраційно-седиментаційних процесах, поглинанні біогенних елементів, важких металів, органічних і токсичних речовин специфічної дії, утилізації вуглекислого газу і насиченні води киснем.

Показано, що істотну роль у видаленні азотовмісних органічних сполук відіграють мікроорганізми, що беруть участь у процесах амоніфікації, нітрифікації та денітрифікації.

Вагоме значення у процесах очищення забруднених вод мають фотосинтезуючі організми, що збагачують водне середовище киснем, сприяючи прискоренню окиснювальних процесів і мінералізації органічних речовин.

Вищі водні рослини та асоційовані з ними угруповання бактеріо-, фіто- і зооперифітону, а також зоопланктон і зообентос здатні до утилізації біогенних, органічних та інших забруднюючих речовин, у тому числі ксенобіотиків. Відмічено, що очисна здатність гідробіоценозів у багато раз перевищує таку окремих груп організмів, які входять до їх складу.

Поглиблений аналіз власних і літературних даних дав можливість визначити види вищих водних рослин, безхребетних і водоростей із знач-

ним адаптивним потенціалом, здатних формувати біоценози для очищення та відновлення якості поверхневих і стічних вод.

В основу запропонованого підходу до очищення та відновлення якості поверхневих і стічних вод покладено:

— принцип видалення, трансформації та транспорту біогенних елементів і токсичних речовин гідробіонтами різних систематичних груп, з врахуванням чинників, що впливають на ці процеси, їх трофічні і симбіотичні зв'язки, що досягається об'єднанням певних видів у єдиний штучний гідробіоценоз;

— створення універсальної бази даних та програмного забезпечення для підбору гідробіонтів зі значним адаптивним потенціалом до дії речовин різної хімічної природи;

— визначення і моделювання можливих технологічних схем очищення та відновлення біологічного стану у залежності від складу та властивостей забруднених вод.

Вважаємо, що реалізація запропонованого підходу надасть можливість проводити швидкий та зручний аналіз вихідних даних для створення концептуальних економічно обґрунтованих моделей і технологічних схем для відновлення якості поверхневих і стічних вод.

Список використаної літератури

1. Богданов Н.И. Биологическая реабилитация водоемов. Пенза, 2008. 126 с.
2. Використання біологічних ставків з вищими водними рослинами в практиці очищення стічних вод. *Інформ. бюл. Держбуду*. 2002. № 4. С. 22—29.
3. Гвоздяк П.І. За принципом біоконвеєра. *Вісник НАН України*. 2003. № 3. С. 29—36.
4. Гроховська Ю.Р., Кононцев С.В. Ботаніка з основами гідроботаніки : навч. посіб. Рівне: НУВГП, 2010. 340 с.
5. Диренко А.А., Коцарь Е.М. Использование высших водных растений в практике очистки сточных вод и поверхностного стока. *СОК*. 2006. № 5. С. 15—23
6. Иванова М.Б. Продукция планктонных ракообразных в пресных водах. Ленинград, 1985. 222 с.
7. Коцар О.М., Крот Ю.Г, Кіпніс Л.С., Леконцева Т.І. Використання вищих водних рослин для кондиціювання зворотних вод в закритому біоплато гідропонного типу. *Наук. зап. Терноп. держ. пед. ун-ту. Сер. Біологія*. 2001. № 4. С. 133—134.
8. Крот Ю. Г., Гончарова М. Т., Коновець І. М. Використання макрофітів в біотехнології доочистки поверхневих та стічних вод. *Intern. sci. and pract. conf. «The European potential for development of natural science» : conf. proceed., November 27—28, 2020. Lublin : Izdawniciba «Baltija Publishing»*, 2020. P. 51—54.
9. Крот Ю.Г. Высшие водные растения в биотехнологиях очистки поверхностных и сточных вод. *Гидробиол. журн.* 2006. Т. 42, № 1 С. 47—61.
10. Крот Ю.Г. Рыбы-детритофаги как биомелиораторы регулируемых систем культивирования гидробионтов. *Там же*. 2005. Т. 41, № 3. С. 72—80.
11. Крот Ю.Г., Леконцева Т.И. Трансформация соединений азота в водной среде при функционировании замкнутых систем выращивания рыб. *Наук. зап. Терноп. держ. пед. ун-ту. Сер. Біологія. Спец. вип. Гідроекологія*. 2005. № 3. С. 227—229.
12. Макарова Е.И., Отурина И.П., Сидякин А.И. Прикладные аспекты применения микроводорослей — обитателей водных экосистем. *Экосистемы, их оптимизация и охрана*. 2009. Вып. 20. С. 120—133.

13. Оксийок О.П., Мережко А.И., Волкова Т.Ф. Использование высших водных растений для улучшения качества воды и укрепления берегов каналов. *Вод. ресурсы*. 1978. № 4. С. 97—114.
14. Остроумов С.А. Роль биоты в экологических механизмах самоочищения воды. Москва : МАКС-Пресс, 2016. 124 с.
15. Пат. 54808 Україна, МПК⁷С 02 F 3/32. Спосіб глибокого доочищення стічних вод / В.Д. Романенко, О.М. Коцар, Ю.Г. Крот, М.Г. Ткачук. № 2002043160 ; заявл. 17.04.02 ; опубл. 17.03.03, Бюл. № 3. 2 с.
16. Пат. 56423 Україна, МПК⁷С 02 F 3/34. Спосіб очищення стічних вод від рослинних масел / О.М. Коцар, Ю.Г. Крот, М.Г. Ткачук. № 2002043161; заявл. 17.04.02 ; опубл. 15.05.03, Бюл. № 5. 2 с.
17. Пат. 92415 Україна, МПК⁹А 01 К 61/00, 63/00, 61/04. Спосіб очистки води при вирощуванні риб в замкненій системі / В.Д. Романенко, Ю.Г. Крот, С.М. Малина. № а200905851; заявл. 09.06.09 ; опубл. 25.10.10, Бюл. № 20. 2 с.
18. Пат. 95279 Україна, МПК⁶С 02 F 3/32, 11/02, 101/10, 101/20. Спосіб очистки стічних вод за допомогою вищих водяних рослин / Ю.Г. Крот, В.Д. Романенко, С.М. Малина, Т.М. Дяченко. № а201114500 ; заявл. 07.12.11 ; опубл. 25.12.14, Бюл. № 24. 2 с.
19. Пашкова О.В. Зоопланктон урбанізованих територій Канівського водосховища. *Природничий альманах*. Сер. Біол. науки. 2006. Вип. 8. С. 177–181.
20. Ратушняк А.А., Андреева М.Г. Механизмы симбиотической связи высших водных растений с сопутствующей углеводородокисляющей микрофлорой. *Гидробиол. журн.* 1998. Т. 34, №5. С. 49—54.
21. Романенко В.Д. Основы гидроэкологии. Киев : Генеза, 2004. 664 с.
22. Романенко В.Д., Крот Ю.Г., Киризія Т.Я. та ін. Природні і штучні біоплато. Фундаментальні і прикладні аспекти. Київ, 2009. 150 с.
23. Романенко В.Д., Крот Ю.Г., Сиренко Л.А., Соломатина В.Д. Биотехнология культивирования гидробионтов. Киев, 1999. 264 с.
24. Силкин В.А., Хайлов К.М. Биоэкологические механизмы управления в аквакультуре. Ленинград : Наука, 1988. 232 с.
25. Смирнова Н.Н. Высшие водные растения как аккумуляторы токсических веществ. *Гидроэкология украинского участка Дуная и сопредельных водоемов*. Киев : Наук. Думка, 1993. С. 241—251.
26. Хімко Р.В., Мережко О.І., Бабко Р.В. Малі річки — дослідження, охорона, відновлення. Київ, 2003. 380 с.
27. Baghour M. Algal Degradation of Organic Pollutants. *Handbook of Ecomaterials*. L. Martnnez, O. Kharissova, B. Kharisov (eds). 2019. P. 565—586.
28. Bello A.O., Tawabini S., Khalil A.B. et al. Phytoremediation of cadmium, lead and nickel contaminated water by *Phragmites australis* in hydroponic systems. *Ecol Eng.* 2018. Vol. 120. P. 126—133.
29. Bozek F., Navratil J., Kellner J. Efficiency of Nitrification and Denitrification Processes in Waste Water Treatment Plants. *Modern Tools and Methods of Water Treatment for Improving Living Standards*. Ed. by A. Omelchenko, A.A. Pivovarov, W.J. Swindall. NATO Science Series (Series IV: Earth and Environmental Series). 2005. Vol. 48.
30. Brix H. Gas exchange through the soil — atmosphere and through dead culms of *Phragmites australis* in a constructed reed bed receiving domestic sewage. *Wat. Res.* 1990. Vol. 24. P. 259—266.
31. Dhir B. Removal of pharmaceuticals and personal care products by aquatic plants. *Pharmaceuticals and Personal Care Products. Waste Manag. Treat. Technol.* 2019. P. 321—340.
32. Dhir B., Sharmila P., Pardha-Saradhi P. Potential of aquatic macrophytes for removing contaminants from the environment. *Critical Rev. Environ. Sci. Technol.* 2009. Vol. 39, N 9. P. 754—781

33. Gałczyńska M. Response of the mare's tail (*Hippuris vulgaris* L.) and frogbit (*Hydrocharis morsus-ranae* L.) to water pollution with heavy metals and a possibility of using these plants for water phytoremediation. Szczecin, Uczelniane ZUT. 2012. P. 85.
34. Gonzalez-Alcaraz M., Egea C., Jimenez-Carceles F. et al. Storage of organic carbon, nitrogen and phosphorus in the soil-plant system of *Phragmites australis* stands from eutrophicated Mediterranean saltmarsh. *Geoderma*. 2012. Vol. 185. P. 61—72.
35. He R., Zeng J., Zhao D. et al. Contrasting patterns in diversity and community assembly of *Phragmites australis* root-associated bacterial communities from different seasons. *Appl. Environ. Microbiol.* 2020. Vol. 45. P. 103—115.
36. Iavniuk A.A., Shevtsova N.L., Gudkov D.I. Disorders of the initial ontogenesis of seed progeny of the common reed (*Phragmites australis*) from water bodies within the Chernobyl Exclusion Zone. *J. Environ. Radioact.* 2020. Vol. 218. P. 106—256.
37. Jie-Ting Q., Shao-Yong L., Xue-Yan W. et al. Impact of hydraulic loading on removal of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) from vertical-flow wetland. *Toxicol. Environ. Chem.* 2015. Vol. 97. P. 388—401.
38. Semple K.T., Cain R.B., Schmidt S. Biodegradation of aromatic compounds by microalgae. *FEMS Microbiology Letters*. 1999. Vol. 170, Iss. 2. P. 291—300.
39. Krom M.D., Ellner S., Rijn J. Van, Neori A. Nitrogen and phosphorus cycling and transformations in a prototype «non-polluting» integrated mariculture system, Eilat, Israel. *Mar. Ecol. Progr. Ser.* 1995. Vol. 118, N 1—3. P. 25—36.
40. Krot Yu., Konovets I., Goncharova M. Operation efficiency of two-stage hydropolyte mesocosm for waste water treatment. *2nd Intern. Aquatic Mesocosm Research Symp.*, 12—16 April 2021. Abstr. book. P. 41.
41. Lv T., Carvalho P.N., Casas M.E. Enantio selective uptake, translocation and degradation of the chiral pesticides tebuconazole and imazalil by *Phragmites australis*. *Environ. Pollut.* 2017. Vol. 229. P. 362—370.
42. McLatchy G.P., Reddy K.R. Regulation of organic matter decomposition and nutrient release in a wetland soil. *J. Environ. Qual.* (inreview). 1996. N 3. P. 56—78.
43. Mendes R., Garbeva P., Raaijmakers J.M. The rhizosphere microbiome: significance of plant beneficial, plantpathogenic, and human pathogenic microorganisms. *FEMS Microbiol. Rev.* 2013. Vol. 37. P. 634—663.
44. Nezbrzytska I.M., Shamanskyi S.Y., Boichenko S.V., Kharchenko G.V. Some problems of the use of microalgae for nitrogen and phosphorus removal from wastewater (a review). *Hydrobiol. J.* 2021. Vol. 57, N 2. P. 62—78.
45. Romanenko V., Goncharova M., Konovets I., Kipnis L. Morphophysiological and cytogenetic modifications in *Chironomus riparius* (Diptera : Chironomidae) under the impact of copper ions. *Ibid.* 2012. Vol. 48. N 6. P. 86—94.
46. Romanenko V.D., Krot Yu.G., Lekontseva T.I., Podrugina A.B. Peculiarities of phyto- and zooplankton structural organization at an extremely high content of inorganic compounds of nitrogen in the water. *Ibid.* 2017. Vol. 53, N. 5. P. 3—14.
47. Romanenko V.D., Krot Y.G., Lekontseva T.I., Podrugina G.B. Peculiarities of adaptation of Gammaridae of the reservoirs' littoral zone to water temperature increase. *Ibid.* 2020, Vol. 56, N 3. P. 3—12.
48. Sarma H. Metal hyperaccumulation in plants: A review focusing on phytoremediation technology. *Environ. Sci. Technol.* 2011. N 4. P. 118—138.
49. Sparling G.P. Ratio of microbial biomass carbon to soil organic carbon as a sensitive indicator of changes in soil organic matter. *Aust. J. Soil Res.* 1992. N 30. P. 195—206.
50. Travieso, L., Cañizares, R., Borja, R. et al. Heavy metal removal by microalgae. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 1999. Vol. 62. P. 144—151.
51. Vrede K., Vrede T., Isaksson A., Karlsson A. Effects of nutrients (phosphorous, nitrogen, and carbon) and zooplankton on bacterioplankton and phytoplankton — a seasonal study. *Limnol. Oceanogr.* 1999. Vol. 44, N 7. P. 1616—1624.
52. Vymazal J. Constructed Wetlands for Wastewater Treatment: A Review: *proc. of the 12th World Lake Conf.* 2008. P. 965—980.

53. Wu S., Kuschk P., Brix H. et al. Development of constructed wetlands in performance intensifications for wastewater treatment: A nitrogen and organic matter targeted review. *Water Res.* 2014. Vol. 57. P. 40—55.

54. Zohary T., Robarts R.D. Experimental study of microbial phosphorus limitation in the eastern Mediterranean. *Limnol. Oceanogr.* 1998. Vol. 43, N 3. P. 387—395.

Надійшла 17.06.2021

V. Romanenko, Dr. Sci. (Biol.), Prof., Academician of the National Academy of Sciences of Ukraine, Chief Researcher,

Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
12 Geroyiv Stalingrada Ave, Kyiv, 04210, Ukraine,
e-mail: ecos_inhydro@ukr.net
ORCID 0000-0001-7440-3337

Yu. Krot, PhD (Biol.), Senior Researcher, Head of Department,

Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
12 Geroyiv Stalingrada Ave, Kyiv, 04210, Ukraine,
e-mail: yuriikrot@ukr.net
ORCID 0000-0001-8732-1322

M. Goncharova, PhD (Biol.), Senior Researcher,
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
12 Geroyiv Stalingrada Ave, Kyiv, 04210, Ukraine,
e-mail: mariyagonch83@gmail.com
ORCID 0000-0003-3891-4572

I. Konovets, PhD (Biol.), Senior Researcher, Head of Lab.,

Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
12 Geroyiv Stalingrada Ave, Kyiv, 04210, Ukraine,
e-mail: i.m.konovets@gmail.com
ORCID 0000-0003-4234-5026

L. Kipnis, PhD (Biol.), Senior Researcher, Senior Researcher,

Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
12 Geroyiv Stalingrada Ave, Kyiv, 04210, Ukraine,
e-mail: ecos_inhydro@ukr.net
ORCID 0000-0002-4008-5120

ARTIFICIAL HYDROBIOCENOSSES IN REHABILITATION OF SURFACE AND WASTEWATER QUALITY

The role of different systematic groups of aquatic organisms in the removal, transformation and transport of pollutants is shown, as well as the effectiveness of the use of multi-component artificial biocenoses to restore the quality of the aquatic environment. The processes occurring in such biological systems are studied. Based on the study of physiological, biochemical and cytogenetic mechanisms of adaptation of aquatic organisms to changes in environmental conditions, modern approaches to the purification of polluted water are proposed, based on the intensification of removal, transformation and transport of nutrients and toxic substances by aquatic organisms with significant adaptive potential. The need to create a universal database of functional, morphological, adaptive and other characteristics of promising species of aquatic organisms and appropriate software for modeling possible technological schemes for treatment and restoration of biologically complete state of surface and wastewater depending on their composition and properties.

Keywords: artificial hydrobiocenosis, removal, transformation, utilization, pollutants, restoration of surface and sewage quality.