

1. Burda, R.Y.(1991). *Antropohennaia transformatsiya flory*. Kyiv: Nauk. dumka, 168 p.
2. Denysyk, H.I., Yarkov, S.V., Kazakov, V.L. (2012) Synhenez roslynnoho pokryvu v landshaftakh zon tekhnohenezu Vinnytsia: PP “Edelveis i K”, 240 s.
3. Didukh, Ya.P., Sheliah-Sosonko, Yu.R. Neobotanichne raionuvannia Ukrainy ta sumizhnykh terytorii/ *Ukr. botan. zhurn.* 2003. 60.(1). 6-17.
4. Karta rastytelnosti Ukraynskoi SSR / H.Y. Bylyk, Yu.R. Sheliah-Sosonko, T.L. Andryenko, D.Ia. Afanasev, V.V. Oсыchniuk, V.K. Miakushko. Masshtab: 1:1500000. PKO “Kartohrafiya” HUK, 1978.
5. Natsionalnyi kataloh biotopiv Ukrainy (2018). Za red. A.A. Kuzemko, Ya.P. Didukha, V.A. Onyshchenka, Ya. Sheffera. K.: FOP Klymenko Yu.Ia., 442p.
6. Opredelytel vysshykh rastenyi Ukrayny (1987) / D.N. Dobrochaeva, M.Y. Kotov, Yu.N. Prokudyn y dr. Kyiv: Nauk. dumka, 548 p.
7. Ofitsiini pereliky rehionalno ridkisykh roslyn administratyvnykh terytorii Ukrainy (dovidkove vydannia) (2012) _/ Ukladachi: dokt. biol. nauk, prof. T.L. Andriienko, kand. biol. nauk M.M. Perehrym. Kyiv: Alterpres,. 148p.
8. Tarasov, V.V. (2005). Flora Dnipropetrovskoi ta Zaporizkoi oblastei. Sudynni roslyny. Dnipropetrovsk: Vyd-vo Dniprop. nats. un-tu, 276p.
9. Chervona knyha Ukrainy. Roslynniyi svit (2009)/ za red. Ya. P. Didukha. K.: Hlobalkonsaltnh, 900p.
10. Mosyakin, S.L. Fedoronchuk, M.M. (1999) Vascular plants of Ukraine. A nomenclatural czecklist Kiev, 346p.

МАКРОФІТИ РІЧКОВИХ ЕКОСИСТЕМ

Т.М. Альохіна¹, Є.С. Гусак¹

¹ Криворізький державний педагогічний університет, Кривий Ріг, Україна

Анотація. Макрофіти мають широкий спектр екологічних ролей та роблять значний внесок у структуру, життєдіяльність та функціонування гідроекосистем, сприяючи підтримці екологічної рівноваги, біорізноманіттю та відповідній якості води. Водні рослини є важливими компонентами біогеохімічних циклів, вони беруть участь у кругообігу поживних речовин, регуляції газообміну та очищенні води. Кореневі системи водних рослин допомагають стабілізувати донний та прибережний ґрунт, тим самим зменшуючи ризик ерозії та замулення річкових русл. Макрофіти є чутливими до змін фізико-хімічних властивостей води, таких як концентрація забруднюючих речовин, вміст кисню, температура та прозорість. Такі біоіндикаційні властивості використовуються для моніторингу екологічного стану річок і прогнозування змін навколишнього середовища. Зміни в структурі угруповань макрофітів можуть свідчити про евтрофікацію водойм, забруднення їх важкими металами чи пестицидами, порушення гідрологічного режиму та про деградацію екосистеми в цілому.

В роботі розглянуто класифікацію водних рослин з урахуванням різних підходів; більш детально з великою кількістю прикладів – за життєвою формою.

Серед багатьох функцій макрофітів в річкових екосистемах автори більш ґрунтовно розглянули роль макрофітів в очищенні вод від поллютантів. Евтрофікація води та забруднення водойм важкими металами є результатом антропогенної діяльності, що ставить під загрозу здоров'я людей, гідробіонтів та цілісність екосистем. Традиційні методи очищення вод переважно дорогі, не завжди безпечні екологічно, малоефективні та займають багато часу. В роботі проаналізовані дослідження щодо здатності макрофітів до зниження концентрацій N та P; особливо важливу роль в цьому процесі відіграють гідатофіти, які здатні до поглинання елементів живлення пагонами.

Фіторемедіація – це сучасна технологія очистки води з використанням різних видів макрофітів, що набула популярності завдяки відкриттю рослин, здатних вилучати надмірні концентрації основних елементів живлення та/або накопичувати важкі метали. Елімінація забруднюючих речовин може відбуватися за різними механізмами (фітоекстракція, фітостимуляція, фітостабілізація, фітовипаровування, фітодеградація), проте головним є факт видалення великої кількості забруднюючих речовин, що призводить до очищення водойми. Фіторемедіація – відносно недорога біотехнологія, що бурхливо розвивається останнім часом. Також у роботі проаналізовано дослідження гідрофітів та гідатофітів на предмет їх здатності вилучати деякі важкі метали та металоїди (Zn, As, Cu, Cd, Cr, Pb і Hg), сприяючи тим самим ревіталізації забруднених річок та навіть техногенних водойм (таких як хвостосховища). Останнє є дуже актуальним для вирішення екологічних проблем гідроекосистеми техногенно навантаженого регіону Кривбасу. Показано, що найважливішою частиною дієвої фіторемедіації є вибір ефективних видів рослин.

Ключові слова: класифікація водних рослин, макрофіти, річкові екосистеми, евтрофікація, забруднення води важкими металами, роль макрофітів в водних екосистемах, фіторемедіація.

MACROPHYTES OF THE RIVERINA ECOSYSTEMS

T. M. Alokina¹, E.S.Gusak¹

¹ *Kryvyi Rih State Pedagogical University, Ukraine.*

Abstract. Macrophytes have a wide range of ecological roles and make a significant contribution to the structure, viability and functioning of hydroecosystems, helping to maintain ecological balance, biodiversity and appropriate water quality. Aquatic plants are important components of biogeochemical cycles; they participate in nutrient cycling, gas exchange regulation and water purification. The root systems of aquatic plants help to stabilize the sediment and coastal soil, thereby reducing the risk of erosion and siltation of riverbed. Macrophytes are sensitive to changes in the physicochemical properties of water, such as the concentration of pollutants, oxygen content, temperature and water purity. Such bioindicative properties are used to monitor the ecological state of rivers and predict environmental changes. Fluctuations in the structure of macrophyte communities can indicate eutrophication of water bodies, their pollution with heavy metals or pesticides, disruption of the hydrological regime and degradation of the ecosystem as a whole.

The paper considers the classification of aquatic plants taking into account different approaches; in more detail, with a large number of examples, by life form.

Among the many functions of macrophytes in river ecosystems, the authors have more thoroughly examined the role of macrophytes in purifying water from pollutants. Eutrophication of water and pollution of water bodies with heavy metals are the result of anthropogenic activity, which threatens the people health, aquatic organisms and

entire ecosystems. Traditional methods of water purification are mostly expensive, not always environmentally safe, inefficient and time-consuming. Phytoremediation is a modern technology for water purification using various types of macrophytes, which has gained popularity due to the discovery of plants capable of removing excessive concentrations of essential nutrients and/or accumulating heavy metals. The elimination of pollutants can occur by various mechanisms (phytoextraction, phytostimulation, phytostabilization, phytoevaporation, phytodegradation), but the main thing is the fact of removing a large number of pollutants, which leads to the purification of the water bodies. Phytoremediation is a relatively inexpensive biotechnology that has been rapidly developing recently.

The paper analyzes studies on the ability of macrophytes to reduce N and P concentrations, with hydatophytes playing a particularly important role in this process, which are capable of enhanced absorption of nutrients by stems. The paper also analyzes studies of hydrophytes and hydatophytes for their ability to remove some heavy metals and metalloids (Zn, As, Cu, Cd, Cr, Pb and Hg), thereby contributing to the revitalization of polluted rivers and even technogenic reservoirs (such as tailings ponds). The latter is very relevant for solving the ecological problems of the hydroecosystem of the technogenically-loaded region of Kryvbas. It is shown that the most important part of active phytoremediation is the selection of effective plant species.

Keywords: classification of aquatic plants, macrophytes, river ecosystems, eutrophication, water pollution by heavy metals, the role of macrophytes in aquatic ecosystems, phytoremediation.

Вступ. Сучасні дослідження визнають принципове значення рослин, що ростуть у водоймах та довкола них у формуванні структури, функціонуванні та життєзабезпеченні водних екосистем (Matthew T. O'Hare et al., 2018). Водні рослини взаємодіють із гідрологічним, геоморфологічним та фізико-хімічним середовищем і безпосередньо впливають на нього, крім цього вони також взаємодіють із іншими організмами, що мешкають у водоймах від мікроорганізмів до хребетних.

Сьогочасний інтерес екологів до макрофітів різко контрастує з поглядами лімнологів століття тому, які вважали водні рослини в основному неважливими компонентами водних екосистем. Так, наприклад, Віктор Шелфорд (Shelford, 1918) стверджував, що “можна, видалити більшість рослин з водойми і замінити їх скляними конструкціями такої ж форми і текстури без значного впливу на безпосередні трофічні ланки”.

Наукові дослідження, які здійснювалися протягом останнього століття, кардинально змінили точку зору на роль водних рослин в екосистемах водойм внаслідок посилення визнання їхньої важливості в фундаментальних екосистемних процесах.

Мета роботи – аналітичний огляд підходів до класифікації водних рослин та сучасні погляди на їхню роль в екосистемах, зокрема в антропогенно навантажених річкових екосистемах; можливість використання макрофітів для фіторемедіації забруднених водойм та водотоків, що базується на їхній здатності до зниження великих концентрацій елементів живлення (N та P), очищення вод та донного осаду від низки важких металів.

Матеріали та методи. Матеріали дослідження базуються на наукових працях закордонних та вітчизняних вчених, які акцентовані на різних аспектах життєдіяльності макрофітів та їхньому значенні для екосистем, зокрема, ревіталізації водойм; розглянуто підходи до класифікації водних рослин.

Водні рослини – це рослини, які мають певні пристосування до існування у водному середовищі. Вони також відомі як макрофіти або “водні макрофіти”. Водні рослини є продуценти водних екосистем. Вони здійснюють трансформацію сонячного

світла і забезпечують життєдіяльність водної екосистеми (Bornette *et al.*, 2009) Так, “водні макрофіти” (Denny, 1985; Pieterse, 1990; Chambers *et al.*, 2008) відносяться до різноманітних груп водних фотосинтезуючих організмів, які мають достатньо великі розміри, щоб їх можна було побачити неозброєним оком. Ця група рослин включає в себе макроводорості відділів *Cyanobacteria*, *Chlorophyta*, *Xanthophyta* та *Rhodophyta*, мохи *Bryophyta*, папороті *Pteridophyta* і насамкінець насінні рослини *Spermatophyta*, вегетативні частини яких постійно або періодично (щонайменше кілька тижнів на рік) ростуть у воді.

Водні макрофіти можуть мати як гігантські розміри, як, наприклад, Вікторія амазонська (*Victoria amazonica*, Sowerby) з діаметром листа до 2,5 м, так і належати до найдрібніших покритонасінних, крихітної Ольфії безкореневої (*Wolffia arrhiza*, (L.) Horkel ex Wimm.) з діаметром листа менше 0,5 мм.

Відомо величезне різноманіття водних рослин, які мають певні особливості та відмінності, в залежності від умов, в яких вони зростають. Проте деякі риси макрофітів є доволі універсальними. Так, наприклад, багато макрофітів витрачають меншу кількість ресурсів для підтримки листа та стебла, оскільки вони природним чином підтримуються водою. Деякі водні рослини не мають ксилеми для транспортування води, оскільки їхні тіла занурені у воду. Водні рослини залишаються зеленими протягом року і не скидають листя, оскільки мають достатній запас поживних речовин і води.

Класифікація макрофітів та їхні анатомо-морфологічні особливості. Класифікація макрофітів може здійснюватися за різними підходами, а саме: за життєвою формою (Chambers *et al.*, 2008), за екологічною амплітудою (Holub, 1998), за індикаторною роллю (Pohorelova, 2021) тощо.

До водних макрофітів належать (Chambers *et al.*, 2008; Nejny 1971): “напівзанурені макрофіти” – рослини, які вкорінюються в постійно або періодично затоплювані ґрунти, з листям, що розташовується над водою; “плаваючі макрофіти” – рослини, що вкорінюються до дна водойми та мають листя, що плаває на поверхні води; “занурені макрофіти” – рослини, які повністю занурені під воду, з коренями або кореневими аналогами, прикріпленими до субстрату дна; “вільноплаваючі макрофіти” – рослини, які зазвичай плавають на поверхні або під поверхнею води. Вони мають широке листя та стебла, які прикріплюються до сусідніх рослин, створюючи щільну мережу вільно плаваючих рослин. Вільноплаваючі макрофіти не прикріплені до дна водойми, в якому вони ростуть, і тому легко переносяться вітром і хвилями. Приклади вільно плаваючих водних рослин включають рослини роду *Pistia*.

Класифікація життєвих форм водних рослин, що розроблялася вченими вітчизняної ботанічної школи (Dubina, 2006) також побудована на ознаках морфологічної різноманітності органів, що формувалися під впливом типів водойм з різним гідрологічним режимом або умовами зволоження прибережних ділянок суші (Mosyakin *et al.*, 1999; Dubina, 2006; Yakubenko *et al.*, 2011). Проте, дані дослідження базувалися на більш ранніх методичних підходах, що були запропоновані в 70-х роках ХХ століття Гайнцем Елленбергом (Ellenberg, 1974) згідно яких, біоморфи водних рослин класифікують на гідроморфи, гідрогеломорфи, геломорфи, гігроморфи та гідромезоморфи. Кожна з цих груп своєю чергою поділяється на певні категорії.

Так, гідроморфні водні рослини (синоніми: занурені макрофіти, гідатофіти, submerged plants) – це рослини, які цілком або більшою частиною занурені у воду, їх генеративні органи піднімаються над поверхнею води під час цвітіння. Продихи на листках даних рослин редуковані, транспірація відсутня, зайва вода видаляється через гідатоди. Дана біоморфа своєю чергою поділяються на *eugidatofitini* (представниками є види родів *Najas*, *Zannichellia*, *Ruppia*, *Zostera*; види *Potamogeton pectinatus*

(L.) B erner, *P. lucens* L., *P. perfoliatus* L.), *аерозідамофіти* (види родів *Nymphaea*, *Nymphoides*, *Nelumbo*, *Trapa*; види *Polygonum amphibium* L., *Potamogeton natans* L.) та *плеїстофіти* (Hartog et al., 1964) (представники: роди *Salvinia*, *Azolla*; види *Lemna minor* L., *Spirodela polyrrhiza* (L.) Schleid.).

Гідрогеломорфні макрофіти (синоніми: напівзанурені, гідрофіти, emergent plants) – це рослини, які частково занурені у воду, вони поділяються на *теганофіти* (представник: *Eleocharis acicularis* (L.) Roem. & Schult.), *плеїстогелофіти* (представники: *Cicuta virosa* L., *Call palustris* L., *Menyanthes trifoliata* L., *Carex pseudocyperus* L.), *гідроохтофіти* (види роду *Alisma*; види *Oenanthe aquatic* (L.) Poir., *Scirpus radicans* Schkuhr., *Bolboschoenus maritimus* (L.) Palla, *Glyceria fluitans* (L.) R.Br.), *охтогідрофіти* (представники: *Typha angustifolia* L., *T. latifolia* L., *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud., *Scirpus lacustris* (L.) Palla, *Acorus calamus* L.).

Геломорфні водні рослини (синонім – узбережні рослини) – це рослини, життєвий цикл яких пов’язаний із узбережною та болотною екофазами. Представники цієї групи – рослини з добре розвинутою кореневою системою (дернинною чи кореневищною), місцезростанням яких є евліторальна зона. Геломорфи поділяються на *евохтофіти* (представники – *Carex acuta* L., *C. vesicaria* L., *C. riparia* Curyis та *улігінозофіти* (представники – *Euphorbia palustris* L., *Sium latifolium* L., *Lysimachia vulgaris* L., *Lythrum salicaria* L.).

Гігроморфні макрофіти, або тріхогідрофіти (синонім – рослини зволожуваних земель, тимчасово затоплюваних земель) – це рослини, більша частина вегетативного періоду яких проходить у болотній та наземній екофазах. Такі рослини здатні розвиватися в умовах короткочасного затоплення та повного висихання екотопів; після висихання поверхневого шару ґрунту у таких рослин інтенсивно розвивається коренева система із утворенням столонів. До представників цієї групи рослин належать: *Potentilla anserina* L., *Ranunculus repens* L., *Agrostis gigantea* Roth.

Гідромезоморфи (синонім: болотні рослини) – це рослини, які зростають на перезволожених ділянках ґрунтів. У гідрофазі рослини знаходяться у стані насіння. Розвиваються зазвичай на ділянках після оголення ґрунтів, пов’язаних зі зниженням ґрунтових вод (*пелохтофіти*) або можуть зростати в умовах прибережної екофази (*пелохтотерофіти*). Представниками пелохтофітів є *Eleocharis ovata* L., *Carex bohemica* L., *Coleanthus subtilis* L. До представників пелохтотерофітів належать: *Bidens tripartita* L., *B. Radiata* Tuill., *Polygonum lapathifolium* (L.) Delarbre, *Rumex maritimus* L.

За екологічною амплітудою макрофіти поділяються (Holub, 1998) на:

Види з широкою екологічною амплітудою, які можуть існувати в різноманітних умовах;

Види з середньою екологічною амплітудою, що пристосовані до певного діапазону умов.

Види з вузькою екологічною амплітудою: вимогливі до специфічних умов середовища.

За індикаторною роллю водні рослини поділяють (Pohorelova, 2021) на:

Індикатори низького вмісту біогенів: види, що свідчать про оліготрофні умови в водоймі.

Індикатори антропогенного евтрофування: види, що вказують на підвищений вміст біогенних елементів через антропогенний вплив.

Функції макрофітів в річкових екосистемах.

Водні макрофіти відіграють надзвичайно важливу роль у формуванні і функціонуванні водних екосистем: впливають на зміну режиму руху води (швидкості течії, сили хвиль); формують екологічні ніші для різних таксонів водної фауни; слугу-

ють джерелом їжі; сприяють очищенню вод та осадженню і трансформації осаду (Chambers *et al.*, 1994; Sand-Jensen 1998; Chambers *et al.*, 1999). Вони забезпечують структурно складне середовище в просторових масштабах від міліметрів (Dibble *et al.*, 2006) до сотень метрів (Dibble *et al.*, 1996; Rennie *et al.*, 2005). Така структурованість водного середовища може збільшувати кількість та тип екологічних ніш. Унаслідок цього простір водного середовища із скупченням макрофітів стає найбільш диверсифікованим та продуктивним місцем у водоймах.

Швидкість течії, доступність світла та поживних речовин, а також конкуренція з іншими видами макрофітів або водоростями є найважливішими факторами для поширення та сезонного розвитку річкових гідатофітів (Fisher *et al.*, 1976; Franklin *et al.*, 2008; Madsen *et al.*, 2001; Riis *et al.*, 2003). Швидкість течії впливає на макрофіти не тільки безпосередньо через механічну деформацію (напруга зсуву), але також через непрямі, каскадні ефекти, що обумовлюють доступність поживних речовин (Franklin *et al.*, 2008). У свою чергу макрофіти можна розглядати як “інженерів екосистем”, які змінюють структуру та функціонування річкових екосистем (Jones *et al.*, 1994; Schoelynck *et al.*, 2012), одночасно покращуючи доступність власних ресурсів. Наприклад, у межах макрофітних ділянок швидкість течії значно зменшується порівняно з немакрофітними ділянками (Clarke, 2002). Це зменшення швидкості течії збільшує захоплення та осадження органічних і неорганічних частинок, що призводить до короткочасної зміни умов у річці та довгострокового покращення доступності поживних речовин (Madsen *et al.*, 2001). Зменшення потоку в ділянках заростей макрофітів сприяє подовженню часу перебування речовин для хімічних і біологічних процесів. Це включає в себе асиміляцію та дихання макрофітів, а також сприяє симбіотичним контактам між спільнотами макрофітів з епіфітними водоростями, грибами і бактеріями. Таким чином, швидкість метаболізму є вищою в макрофітних ділянках, ніж у суміжних ділянках. (O'Brien *et al.*, 2014; Preiner *et al.*, 2020).

Завдяки своїм кореневим системам макрофіти зміцнюють ділянки узбережних схилів, закріплюють донні відклади, зменшуючи ерозію та замулення водойм. Макрофіти підтримують розвиток епіфітних водоростей та тварин, а також забезпечують середовище проживання для різноманітних рухливих організмів, таких як зоопланктон, макрофауна та риби (Albertoni *et al.*, 2007).

Роль макрофітів в очищенні вод. Сьогодні однією з найбільш чутливих та затребуваних властивостей водних макрофітів (особливо гідатофітів) є їхня роль у зниженні концентрації різних хімічних сполук та елементів у воді, зокрема, фосфору (Engelhardt *et al.*, 2001). В останні десятиріччя евтрофікація є однією з найбільших екологічних проблем водних екосистем у всьому світі і водні макрофіти можуть виявитися “інженерами-біологами”, що здатні допомогти у відновленні якості води (Byers *et al.*, 2006). Використання деяких видів макрофітів у фіторе mediaції може стати ефективною альтернативою для очищення побутових, а також промислових стоків.

Макрофіти можуть засвоювати азот і фосфор як з водної товщі через своє листя, так і з донних осадків водойм через своє коріння. У низці досліджень порівнювалась відносна можливість цих двох шляхів поглинання поживних речовин (Chambers *et al.*, 1989; Madsen *et al.*, 2002). Так, було зазначено, що шлях поглинання основних елементів живлення сильно залежать від наявності їх у воді, характеристик донного осаду, гідродинаміки водойми та фізіології рослин. Припускається, що автотрофи лотичних водойм мають спорідненість до нітратів (NO_3^-), переважно використовуючи їх як джерело азоту (Hall *et al.*, 2003), і навіть можуть створювати добові варіації концентрації NO_3^- у джерелах, де домінують макрофіти (Heffernan *et al.*, 2010; Roberts *et al.*, 2007). Було проведено багато досліджень, щоб визначити поглинання

поживних речовин у невеликих річках (Newbold *et al.*, 1981). Як резюмували Інсайд і Дойл (Ensign *et al.*, 2006), 69% усіх досліджень проводилися в потоках першого та другого порядку. Вони знайшли переконливі докази того, що показники поглинання можуть відрізнятися вздовж градієнта від першого до п'ятого порядку, і підкреслили важливість великих річок у загальній динаміці поживних речовин водної мережі. (Preiner *et al.*, 2020).

Азот (N) і фосфор (P) є основними елементами мінерального живлення для організмів (Liu *et al.*, 2013; Xu *et al.*, 2019). Однак високі концентрації поживних речовин антропогенного походження, зокрема, N і P у мілководних водоймах, особливо лентичних, можуть призвести до зміни стану водойми від чистого до каламутного: цей зсув спричиняє подальше руйнування водних середовищ існування та зменшення біорізноманіття (Scheffer *et al.*, 1993; Xu *et al.*, 2019). Природні мікроорганізми можуть поглинати поживні речовини (Sepehri *et al.*, 2018), але їх недостатньо, щоб контролювати надлишок поживних речовин без додаткового втручання. Пересадка гідатофітів для відновлення якості води та покращення екологічних функцій є корисною стратегією для водосховищ чи озер, які пройшли через процеси евтрофікації (Coops *et al.*, 1996; Lau *et al.*, 2002; Ciurli *et al.*, 2009).

Фіторемедіація відіграє фундаментальну роль в очищенні води завдяки конкуренції з мікрободоростями за поживні речовини, що призводить до контролю за надмірним розвитком фітопланктону та запобіганню повторному суспендуванню донних осадів (Lau *et al.*, 2002). Отже, екологічне відновлення евтрофних водойм за допомогою гідатофітів є економічно ефективною, екологічно чистою та стабільною технологією в усьому світі.

Гідатофіти можуть переносити певний надлишок елементів мінерального живлення у воді (Zhou *et al.*, 2017). Вони часто займають мозаїчні ніші в річкових екосистемах, оскільки доступні поживні речовини просторово-часово неоднорідні в природних середовищах існування навіть у невеликих масштабах. Наприклад, високий вміст поживних речовин може значно вплинути на ріст гідатофітів і зменшити їх щільність (Cai *et al.*, 2012; Zhou *et al.*, 2017).

Дослідження озер в Данії показало (Sondergaard *et al.*, 2008), що щільність гідатофітів збільшувалася за рахунок зменшення навантаження поживними речовинами. За довготривалий період досліджень рослинності було відзначено тенденцію поступового її зменшення разом із зниженням евтрофності.

Фізіологічні характеристики гідатофітів, такі як швидкість фотосинтезу, активність ферментів та екологічна стехіометрія, можуть зазнавати значного впливу концентрацій поживних речовин. Ці спостереження пояснюють значні екофізіологічні наслідки зміни концентрації поживних речовин для занурених макрофітів. Однак джерела елементів живлення для гідатофітів у різних трофічних станах остаточно не з'ясовані. Кореневе живлення є домінуючим шляхом для отримання поживних речовин із донних відкладень у цілому (Carignan *et al.*, 1980; Crossley *et al.*, 2002;). Однак у ситуаціях, коли вода багата на поживні речовини, амонійний нітроген в першу чергу поглинається пагонами макрофітів, а не їх корінням; як наслідок – ріст рослин є чутливим до концентрації азоту у воді, враховуючи, що концентрація амоніаку у донних відкладеннях загалом висока (Sepehri *et al.*, 2018). Так, дослідження показали, що такий гідатофіт як *Potamogeton crispus* може поглинати поживні речовини пагонами (Zhou *et al.*, 2017). Ці спостереження, імовірно, відображають відмінності у відносній важливості використання поживних речовин корінням і пагонами в різних трофічних станах. Проте кількісне визначення відносного внеску водного та донного амоніаку у забезпеченні рослин азотом ще недостатньо вивчено (Carignan *et al.*, 1980).

Новітні дослідження водних макрофітів зосереджені на їхній здатності очищати воду. Рдесник кучерявий (*Potamogeton crispus*) – широко розповсюджена в мілководних прісноводних водоймах рослина, яка часто використовується як індикатор якості води завдяки своїй потужній очисній здатності. В модельному дослідженні, представленому китайськими вченими, було проаналізовано шляхи поглинання нітрогену *Potamogeton crispus* за різних концентрацій у воді та донному ґрунті. Рослини були поміщені у два паралельні мезокосми, у яких вивчали динаміку поглинання поживних речовин з товщі води та з осаду. Одночасно спостерігали фізіологічні та стехіометричні параметри *P. crispus* для моніторингу стану його росту. У цьому дослідженні показана важлива роль пагонів у прямому поглинанні елементів живлення із води (Xu *et al.*, 2019).

Перспективи використання макрофітів для очищення річок. Через глобальне потепління, швидку урбанізацію, екстенсивне сільськогосподарське виробництво та необмежену експлуатацію ресурсів нестача води відчувається приблизно 40% людей у всьому світі (Calzadilla *et al.*, 2010; Connell, 2018). Забруднення води у природних річкових екосистемах підсилює обмеження постачання прісної води. Забруднення річкових вод органічними та неорганічними хімічними забруднювачами є серйозною проблемою сьогодення (CDC, 2016; Ebere-Enyoh *et al.*, 2018). Забруднення річок, подекуди до рівня деградації водних екосистем, є серйозною та глобальною проблемою, яка наразі не регулюється через недостатність знань та свідомості, низьку економічну спроможність низки держав, а також невиконання екологічних законів та правил.

До категорії поширених та найбільш небезпечних полютантів водних екосистем належать, крім іншого, важкі метали, які викликають серйозні проблеми із здоров'ям у людей (потрапляючи до людських організмів із недоочищеною питною водою) і різноманітних гідробіонтів.

Методи видалення важких металів із водних об'єктів, що включають електродіаліз, коагуляцію/флокуляцію, десорбцію та випаровування розчинника, є дорогими та, як правило, екологічно не вигідними (Levchuk *et al.*, 2018). Такі процеси очищення вимагають значних фінансових інвестицій та водночас створюють проблему складування мулу (Grandelement *et al.*, 2017). Найбільш перспективною стратегією поліпшення забруднених вод вважають фіторе mediaцію (Saha *et al.*, 2022; Eid, *et al.*, 2020).

На сьогоднішній день науковцями напрацьовано багато матеріалу щодо використання різних типів макрофітів для очистки стічних вод, вод хвостосховищ, шламосховищ від важких металів. Здатність деяких макрофітів знижувати концентрацію різних важких металів та інших токсичних елементів у воді наведена в таблиці 1.

Видобуток корисних копалин негативно позначається на навколишньому середовищі та створює величезне навантаження на місцеве рослинне та тваринне біорізноманіття. Сучасні гірничо-видобувні технології передбачають утворення величезної кількості небезпечних забруднюючих речовин, які зрештою потрапляють у водні екосистеми. Шахтні стоки містять відносно високі концентрації різних забруднень, таких як солі та важкі метали. Забруднювачі, що надходять з шахтними стоками дуже стійкі, і тому можуть легко накопичуватися у воді та мулі. Також вони мають здатність проникати в продукти харчування через мережу трофічних ланок шляхом поглинання та концентрування продуцентами, тим самим впливаючи на здоров'я людей і тварин.

В світі розробляється велика кількість різноманітних технік та методів для усунення важких металів з шахтних вод або ставків-накопичувачів. Фітолікувальна техніка – це методика, яка продемонструвала вражаючі результати в ефективній ліквідації важких металів, що походять із шахтних стоків за рахунок використання макрофітів

(Mishra *et al.*, 2009).

Табл. 1: Макрофіти, що здатні акумулювати метали та металоїди із води (Saha *et al.*, 2022)

Table 1. Aquatic plants – bioaccumulators of metals and metalloids from water

№	Латинська назва	Українська назва	Метал/ металоїд, що акумулюється
1	<i>Ceratophyllum demersum</i> L.	Кушир занурений	Cd, Cr, As
2	<i>Eichhornia crassipes</i> (Mart.) Solms	Ейхорнія найяскравіша	Hg, Cu, Ni, Zn
3	<i>Lemna minor</i> L.	Ряска мала	Cr, Cu, Ni, Pb
4	<i>Mentha aquatica</i> L.	М'ята водяна	Pb, Fe, Cr
5	<i>Myriophyllum spicatum</i> L.	Водопериця колосиста	Cu, Pb, Cd
6	<i>Nasturtium officinale</i> R.Br.	Настурція лікарська	Ni, Cr, Zn
7	<i>Phragmites australis</i> (Cav.) Trin. ex Steud.	Очерет звичайний	Pb, Cr, Cu, Zn
8	<i>Pistia stratiotes</i> L.	Водяний салат	Mn, Cr, Fe, Pb
9	<i>Potamogeton crispus</i> L.	Рдесник кучерявий	Cu, Pb, Zn
10	<i>Potamogeton pectinatus</i> (L.) Böerner	Рдесник гребенястий	Ni, Cu, Mn
11	<i>Salvinia minima</i> Baker	Сальвінія звичайна	Cr, Cd
12	<i>Scirpus</i> sp.	Представники роду Комиш	Al, Cd, Fe
13	<i>Spirodela intermedia</i> Schleid.	Спіродела середня	Cr, Zn, Pb
14	<i>Typha latifolia</i> L.	Рогоз широколистий	Ni, Zn, Mn
15	<i>Vallisneria spiralis</i> L.	Валіснерія спіральна	As

Скидання в річки вод хвостосховищ з великою кількістю важких металів та/або органічних забруднювачів, що складно піддаються біодеструкції, має вкрай негативний вплив на екосистеми. Надлишок важких металів пригнічує ріст коренів рослин і викликає хлороз листя, знижує виробництво біомаси (Jadia *et al.*, 2009).

Протягом останнього десятиліття було проведено велику кількість досліджень для розробки методів рекультивації хвостосховищ, спрямованих на покращення екологічного середовища в районах видобутку та зниження техногенного пресингу на річкові екосистеми. Наразі загальні методи обробки хвостів включають фізичну обробку, хімічну ремедіацію та біоремедіацію.

Порівнюючи з традиційними методами, фіторемедіація як форма біоремедіації поступово привертає увагу, оскільки вона найкраще підходить для рекультивації дифузно забруднених територій за допомогою рослин. Це також дешевий метод. Фіторемедіація проводиться на місці, таким чином зменшуючи ризики забруднення територій у разі транспортування вод хвостосховища (наприклад, каналами чи трубопроводами). В роботі китайських вчених (Wang *et al.*, 2017) обговорюється можливість фіторемедіації шахтних стоків з точки зору таких аспектів: меліорація ґрунту, вибір толерантних видів рослин і роль ґрунтових мікроорганізмів.

Вибір відповідного виду рослин є одним із найважливіших аспектів у процесі фіторемедіації. Відповідні види рослин повинні бути здатні переносити високий рівень важких металів і екстремальні умови донного ґрунту, такі як висока кислотність

або лужність, солоність. Крім того, рослини для фітореMediaції річок, забруднених шахтними стоками чи скидами з хвостосховищ, повинні мати інші специфічні властивості, такі як щільна коренева система, відносно швидкі темпи росту та висока продукція біомаси (Wang *et al.*, 2017).

Макрофіти та пов'язаний з ними мікробіом можуть поглинати, розкласти або іммобілізувати хімічні полутанти із забрудненої води та донного ґрунту (Sarathchandra *et al.*, 2023), таким чином покращуючи екологічне середовище порушеної території (Wei *et al.*, 2019; Mani *et al.*, 2013). Важкі метали та органічні забруднювачі є основними цілями для фітореMediaції. Технології фітореMediaції (Alcorta *et al.*, 2004) включають фітоекстракцію, фітостимуляцію, фітостабілізацію, фітовипаровування та фітодеградацію (рис. 1).

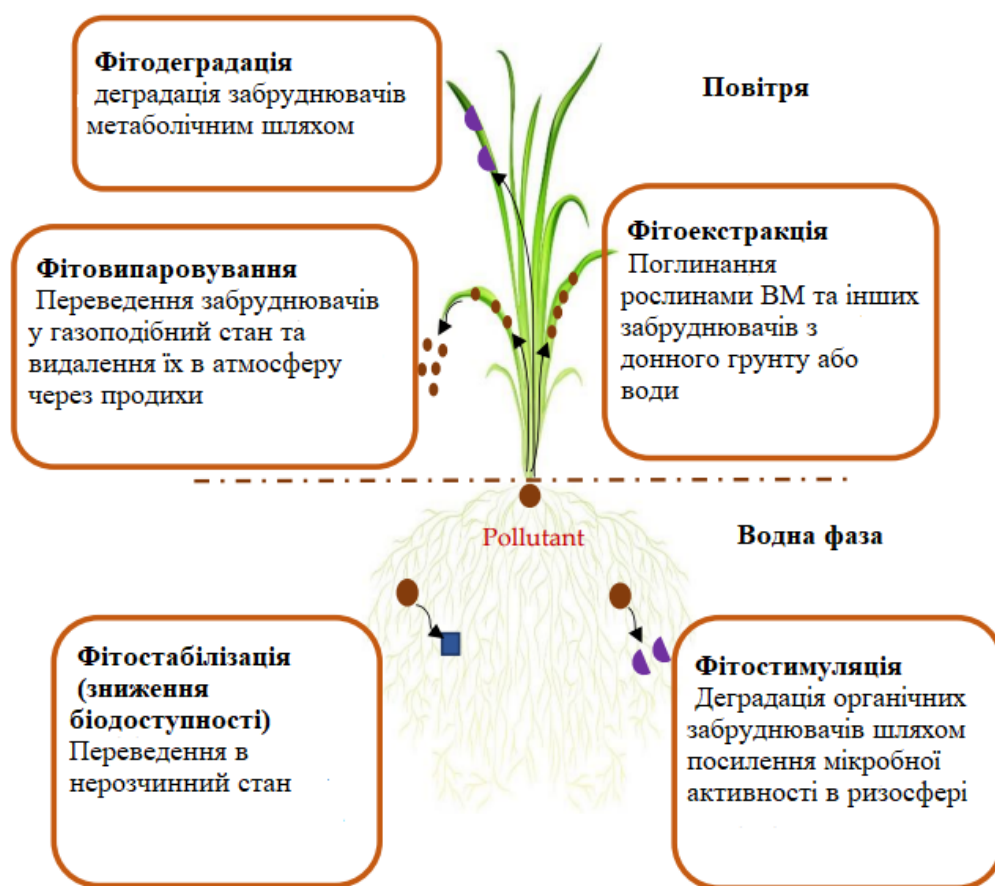


Рис. 1: Шляхи фітореMediaції (Alcorta *et al.*, 2004)

Figure 1. Phytoremediation's paths

Фітоекстракція є найважливішим фітореMediaційним підходом щодо видалення металів (металоїдів) із забруднених ґрунтів, води, донних осадків. Однак успішна фітоекстракції можлива за таких концентрацій забруднюючих речовин, який відповідає екологічним можливостям рослин їх поглинати. З економічної точки зору це менш вигідно, проте успішну фітоекстракцію можна гарантувати усуненням часових обмежень.

Багато факторів впливають на ефективність фітоекстракції, включаючи власти-

вості донного ґрунту, доступність металу для рослин, властивостей самого металу та характеристики фітореemedіаторів (Sarwar *et al.*, 2017).

Таким чином, вид/генотип рослини, вибраний для фітоекстракції, повинен мати наступні характеристики: швидкий ріст, який обумовлює велику біопродуктивність; властивості гіперакумулятору важких металів, що дозволяє переносити метал від кореня до пагона; стійкість до токсичних ефектів важких металів; стійкість до патогенів і шкідників; гарна адаптація до переважаючих кліматичних умов регіону вирощування; відсутність привабливості для трав'яїдних тварин, щоб уникнути потрапляння металу в харчовий ланцюг (Sarwar *et al.*, 2017; Shabani *et al.*, 2012).

Концентрація металу у пагонах і біомаса пагонів в основному визначають відповідний вид рослин для фітоекстракції металів. Залежно від цих параметрів розрізняються дві категорії рослин: рослини-гіперакумулятори з відносно низькою біомасою пагонів і рослини з меншою здатністю накопичувати важкі метали, але з більшою біомасою пагонів (Ali *et al.*, 2013). Варто зазначити, що транслокація металу до пагонів є вирішальним біохімічним і фізіологічним процесом, тому що збір кореневої біомаси, як правило, неможливий (Ali *et al.*, 2013).

Фітостабілізація – це метод переведення водорозчинних сполук у нерозчинний стан за допомогою рослин, що дозволяє зменшувати біодоступність/мобільність забруднювачів і, таким чином, запобігати передачі хімічних елементів у харчовий ланцюг (El Berkaoui *et al.*, 2022). Механізми фітостабілізації включають в себе адсорбцію коренями, преципітацію та комплексоутворення в зоні кореня. Метали зі змінною валентністю демонструють високі рівні токсичності. Рослини можуть переводити ці небезпечні метали у менш токсичний стан шляхом виділення ферментів-оксидоредуктаз (Berkaoui *et al.*, 2022). Фітостабілізація дозволяє накопичувати важкі метали у рослинах та знижує їх концентрацію у воді. Однак ця методика не є досконалим рішенням, оскільки важкі метали залишаються в донному ґрунті; обмежується лише їхній рух.

Розглянуті підходи до використання макрофітів з метою очищення води і донного ґрунту річок, а також узбережних територій чи інших перезволожених ділянок суші дуже актуальні для гірничо-видобувної агломерації Кривбасу, водні екосистеми якої трансформовані та частково деградовані. Представлений аналіз відкриває науковцям-екологам шляхи пошуку доступних та оптимальних рішень з фітореemedіації забруднених річок Криворіжжя.

Висновки. Науковий інтерес до водних рослин, від їх використання у якості модельних об'єктів до системо утворюючих компонентів в екосистемах, ілюструє глобальну актуальність досліджень макрофітів на початку двадцять першого століття.

Зміни клімату, зростання попиту на ресурси, включаючи воду, забруднення прісної води, поширення інвазійних видів, зміни та інтенсифікація землекористування разом із деградацією, фрагментацією та втратою водних біоценозів є величезною проблемою збереження та управління водними рослинами та екосистемами, в яких вони зростають.

Доведена роль макрофітів в покращенні стану води водойм відкриває нові перспективи їх широкого використання у різноманітних фітореemedіаційних технологіях.

References

1. Albertoni, E. F., Prellvitz, L. J., Palma-Silva, C. (2007). Macro-invertebrate fauna associated with *Pistia stratiotes* and *Nymphoides indica* in subtropical lakes (South Brazil). *Brazilian Journal of Biology*, 67(3), 499-507. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842007000300015>
2. Ali, H., Khan, E., Sajad, M.A. (2013). Phytoremediation of heavy metals – Concepts

- and applications. *Chemosphere*, 91, 869–881. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.01.075>
3. Alkorta, I., Hernández-Allica, J., Becerril, J.M., Amezcaga, I., Albizu, I., Garbisu, C. (2004) Recent findings on the phytoremediation of soils contaminated with environmentally toxic heavy metals and metalloids such as zinc, cadmium, lead, and arsenic. *Reviews in Environmental Science and Biotechnology*. 3, 71–900. <https://doi.org/10.1023/B:RESB.0000040059.70899.3d>
 4. Bornette, G., Puijalon, S. (2009). Macrophytes: Ecology of Aquatic Plants. In: Encyclopedia of Life Sciences (ELS). John Wiley & Sons, Ltd: Chichester. <https://doi.org/10.1002/9780470015902.a0020475>
 5. Byers, E. J., Cuddington, K., Jones, C. G., Talley, T. S., Hastings, A., Lambrinos, J. G., Crooks J. A., Wilson, W. G. (2006). Using ecosystem engineers to restore ecological systems. *Trends in Ecology and Evolution*, 21, 493–500. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2006.06.002>
 6. Cai, X.L., Gao, G., Tang, X., Dai, G. (2012). Photosynthetic response of *Vallisneria natans* (Lour.) Hara (Hydrocharitaceae) to increasing nutrient loadings. *Photosynthetica*, 50(3) <http://dx.doi.org/10.1007/s11099-012-0046-2>
 7. Calzadilla, A., Rehdanz, K., Tol, R. S. (2010). Water scarcity and the impact of improved irrigation computable general equilibrium analysis. *Agricultural Economics*, 42(3), 305–323. <https://doi.org/10.1111/j.1574-0862.2010.00516.x>.
 8. Carignan, R., Kalff, G., (1980). Phosphorus sources for aquatic weeds: water or sediments? *Science*, 207 (4434), 987–989. <https://doi.org/10.1126/science.207.4434.987>
 9. CDC. (2016). Global WASH Fast Facts. Global Water, Sanitation and Hygiene (WASH). https://www.cdc.gov/healthywater/global/wash_statistics.html Accessed 26/02/2022.
 10. Chambers, P.A., Prepas, E.E., Bothwell, M.L., Hamilton H.R. (1989). Roots versus shoots in nutrient uptake by aquatic macrophytes in flowing waters. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 46 (1989), 435–439. <https://doi.org/10.1139/f89-058>
 11. Chambers, P. A., Prepas, E. E. (1994). Nutrient dynamics in riverbeds: the impact of sewage effluent and aquatic macrophytes. *Water Research*, 28, 453–464. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(94\)90283-6](https://doi.org/10.1016/0043-1354(94)90283-6)
 12. Chambers, P. A., DeWreede, R. E., Irlandi, E. A., Vandermeulen, H. (1999). Management issues in aquatic macrophyte ecology: a Canadian perspective. *Canadian Journal of Botany*, 77, 471–487. <http://dx.doi.org/10.1139/b99-092>
 13. Chambers, P., Lacoul, P., Murphy, K.J., Thomaz, S.M. (2008). Global diversity of aquatic macrophytes in freshwater. *Hydrobiologia* 595, 9 – 26.
 14. Ciurli, A., Zuccarini, P., Alpi, A. (2009). Growth and nutrient absorption of two submerged aquatic macrophytes in mesocosms, for reinsertion in a eutrophicated shallow lake. *Wetlands Ecology and Management*, 17(2):107–115. <http://dx.doi.org/10.1007/s11273-008-9091-9>

15. Clarke, S.J. (2002). Vegetation growth in rivers: influences upon sediment and nutrient dynamics. *Progress in Physical Geography*, 26, 159–172. <https://doi.org/10.1191/0309133302pp324ra>
16. Connell, D. W. (2018). *Pollution in Tropical Aquatic Systems* (1st ed.). CRC Press.
17. Coops, H. (1996). Submerged vegetation development in two shallow, eutrophic lakes. *Hydrobiologia*, 340, 115–120. <https://doi.org/10.1007/BF00012742>
18. Crossley, M. N., Dennison, W.C., Williams, R.R., Wearing A.H. (2002). The interaction of water flow and nutrients on aquatic plant growth. *Hydrobiologia*, 489, 63–70. <http://dx.doi.org/10.1023/A:1023298302557>
19. Denny, P. (1985). *The Ecology and Management of African Wetland Vegetation*. W. Junk, The Hague.
20. Dibble, E. D., Killgore, K. J., Harrel, S. L. (1996). Assessment of fish-plant interactions. In Miranda L. E. & D. R. DeVries (eds), *Multidimensional approaches to reservoir fisheries management*. American Fisheries Society, Symposium 16, Bethesda, Maryland, 357–372.
21. Dibble, E. D., Thomaz, S. M., Padial, A. A. (2006). Spatial complexity measured at a multi-scale in three aquatic plant species. *Journal of Freshwater Ecology*, 21, 239–247. <https://doi.org/10.1080/02705060.2006.9664992>
22. Dubina, D.V. (2006) Higher Aquatic Vegetation. Vegetation of Ukraine. Ed. by Yu.R. Shelyag-Sosonko. Kyiv, Fitosotsiotsentr (in Ukrainian).
23. Ebere-Enyoh, C., Verla, A. W., Egejuru, J. N. (2018). pH Variations and Chemometric Assessment of Borehole Water in Orji, Owerri Imo State, Nigeria. *Journal of Environmental Analytical Chemistry*, 5. <https://doi.org/10.4172/2380-2391.1000238>
24. Eid, M.E., Gala, T.M., Sewelam, N.A., Talha, N.I., Abdallah, S.M. (2020). Phytoremediation of heavy metals by four aquatic macrophytes and their potential use as a contamination indicator: A comparative assessment. *Environmental Science and Pollution Research*, 27(11), 12138–12151. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-07839-9>.
25. El Berkaoui, M., El Adnani, M., Hakkou, R., Ouhammou, A., Bendaou, N., Smouni, A. (2022). Assessment of the transfer of trace metals to spontaneous plants on abandoned pyrrhotite mine: Potential application for phytostabilisation of phosphate wastes. *Plants*, 11, 179. <https://doi.org/10.3390/plants11020179>
26. Ellenberg, H. (1974). Zeigerwerte der Gefäßpflanzen Mitteleuropas (Indicator values of vascular plants in Central Europe). *Scripta Geobotanica*, 9, 1–97
27. Engelhardt, K. A., Ritchie, M. E. (2001). Effects of macrophyte species richness on wetland ecosystem functioning and services. *Nature*, 411, 687–689. <https://doi.org/10.1038/35079573>
28. Ensign, S.H., Doyle, M.W. (2006). Nutrient spiralling in streams and river networks. *Journal of Geophysical Research*, 111. <https://doi.org/10.1029/2005JG000114>
29. Fisher, S.G., Carpenter, S.R. (1976). Ecosystem and macrophyte primary production of the Fort River, Massachusetts. *Hydrobiologia* 49, 175–187. <https://doi.org/10.1007/BF00772687>

30. Franklin, P., Dunbar, M., Whitehead P. (2008). Flow controls on lowland river macrophytes: a review. *Science of the Total Environment*, 400, 369-378. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2008.06.018>
31. Grandclément, C., Seyssiecq, I., Piram, A., Wong-Wah-Chung, P., Vanot, G., Tiliacos, N., Roche, N., Doumenq, P. (2017). From the conventional biological wastewater treatment to hybrid processes, the evaluation of organic micro pollutant removal: A review. *Water research*, 111, 297-317. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.01.005>
32. Hall, R.O., Tank, J. L. (2003). Ecosystem metabolism controls nitrogen uptake in streams in Grand Teton National Park, Wyoming. *Limnology and Oceanography*, 48(3), 1120-1128. <https://doi.org/10.4319/lo.2003.48.3.1120>
33. Hartog, C. Den., Segal, S. (1964). A new classification of the water-plant communities. *Acta Botanica Neerlandica*, 13(3), 367-393. <https://doi.org/10.1111/j.1438-8677.1964.tb00163.x>
34. Heffernan, J.B., Cohen, M.J. (2010). Direct and indirect coupling of primary production and dial nitrate dynamics in a subtropical spring-fed river. *Limnology and Oceanography*, 55, 677-688. <https://doi.org/10.4319/lo.2010.55.2.0677>
35. Hejny, S. (1971). The dynamic characteristic of littoral vegetation with respect to changes of water level. *Hydrobiologia*, 12, 71-85
36. Holub, V.M. (1998). Eco-biological phytomeliorative peculiarities of macrophytes, perspective for planting with verdure of water basins of forest and steppe regions of the Right Dnieper Bank. (Qualifying scientific work on the rights of the manuscript). Kyiv, Ukraine (in Ukrainian).
37. Jadia, C.D. Fulekar, M. (2009). Phytoremediation of heavy metals: Recent techniques. *African Journal of Biotechnology*, 8, 921-928.
38. Jones, C.G., Lawton, J.H., Shachak, M. (1994). Organisms as ecosystem engineers. *Oikos*, 69 (3), 373-386. <https://doi.org/10.2307/3545850>
39. Lau, S.S., Lane, S.N. (2002). Nutrient and grazing factors in relation to phytoplankton level in a eutrophic shallow lake: the effect of low macrophyte abundance. *Water Research*, 36, 3593-3601. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(02\)00059-3](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(02)00059-3)
40. Levchuk, I., Márquez, J. J. R., Sillanpää, M. (2018). Removal of natural organic matter (NOM) from water by ion exchange: A review. *Chemosphere*. 192, 90-104. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.10.101>
41. Li, W., Cao, Te, Ni, L., Zhang, X., Zhu, G., Xie, P. (2013). Effects of water depth on carbon, nitrogen and phosphorus stoichiometry of five submersed macrophytes in an in situ experiment. *Ecological engineering*, 61, 358-365. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.09.028>
42. Madsen, A., Chambers, P.A., James, W.F., Koch, E.W., Westlake, D.F. (2001). The Interaction between Water Movement, Sediment Dynamics and Submersed Macrophytes. *Hydrobiologia*, 444, 71-84. <https://doi.org/10.1023/A:1017520800568>

43. Madsen, T.V., Cedergreen, N. (2002). Sources of nutrients to rooted submerged macrophytes growing in a nutrient-rich stream. *Freshwater Biology*, 47, 283-291. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2002.00802.x>
44. Mani, D., Kumar, C. (2013). Biotechnological advances in bioremediation of heavy metals contaminated ecosystems: An overview with special reference to phytoremediation. *International Journal of Environment Science and Technology*, 11, 843-872. <https://doi.org/10.1007/s13762-013-0299-8>
45. Mishra, V. K., Tripathi, B., Kim, K. H. (2009). Removal and accumulation of mercury by aquatic macrophytes from an open cast coal mine effluent. *Journal of Hazardous Materials*. 172 (2-3), 749-754. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2009.07.059>
46. Mosyakin, S.L., Fedoronchuk, M.M. (1999). Vascular plants of Ukraine. A nomenclatural checklist. Kiev, (in Ukrainian).
47. Newbold, J.D., Elwood, J.W., O'Neill, R.V., Winkle, W.V. (1981). Measuring nutrient spiralling in streams. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 38, 860-863. <https://doi.org/10.1139/f81-114>
48. O'Brien, M., Lessard, J.L., Plew, D., Graham, S.E., McIntosh A.R. (2014). Aquatic macrophytes alter metabolism and nutrient cycling in lowland streams. *Ecosystems*, 17, 405-417. <https://doi.org/10.1007/s10021-013-9730-8>
49. O'Hare, M. T., Aguiar, F. C., Asaeda, T., Bakker, E. S., Chambers, P. A., Clayton, J. S., Elger, A., Ferreira, T. M., Gross, E. M., Gunn, I. D. M., Gurnell, A. M., Hellsten, S., Hofstra, D. E., Li, W., Mohr, S., Puijalón, S., Szoszkiewicz, K., Willby, N. J., Wood, K. A. (2018). Plants in aquatic ecosystems: current trends and future directions. *Hydrobiologia*, 812, 1–11. <https://doi.org/10.1007/s10750-017-3190-7>
50. Pieterse, A. H. (1990). Introduction (Chapter 1). In Pieterse, A. H., & K. J. Murphy (eds), *Aquatic Weeds* (pp.3-16). Oxford University Press, Oxford, UK.
51. Pohorelova, Yu.V. (2021) Ecological features of floodplain complexes of macrophytes in the conditions of influence of Kyiv urban agglomeration. (Qualifying scientific work on the rights of the manuscript). Lviv, Ukraine (in Ukrainian).
52. Preiner, S., Dai, Y., Pucher, M., Reitsema, R. E., Schoelynck J., Meire P., Hein T. (2020). Effects of macrophytes on ecosystem metabolism and net nutrient uptake in a groundwater fed lowland river. *Science of the Total Environment*, 721. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137620>
53. Rennie, M. D., Jackson, L. J. (2005). The influence of habitat complexity on littoral invertebrate distributions: patterns differ in shallow prairie lakes with and without fish. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 62, 2088-2099. <https://doi.org/10.1139/F05-123>
54. Roberts, B.J., Mulholland P.J. (2007). In-stream biotic control on nutrient biogeochemistry in a forested stream, West Fork of Walker Branch: biotic control on stream nutrient uptake. *Journal of Geophysical Research Biogeoscience*, 112. <https://doi.org/10.1029/2007JG000422>

55. Saha, A., Mukherjee, P., Roy, K., Sen, K., Sanyal, T. (2022). A review on phyto-remediation by aquatic macrophytes: A natural promising tool for sustainable management of ecosystem. *International Journal of Experimental Research and Review*, 27, 9-31. <https://doi.org/10.52756/ijerr.2022.v27.002>
56. Sand-Jensen, K. (2008). Influence of submerged macrophytes on sediment composition and near-bed flow in lowland streams. *Freshwater Biology*, 39, 663–679. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.1998.00316.x>
57. Sarathchandra, S. S., Rengel, Z., Solaiman, Z. M. (2023). A Review on Remediation of Iron Ore Mine Tailings via Organic Amendments Coupled with Phytoremediation. *Plants*, 12(9), 1871. <https://doi.org/10.3390/plants12091871>
58. Sarwar, N., Imran, M., Shaheen, M.R., Ishaque, W., Kamran, M.A., Matloob, A., Rehman, A., Hussain, S. (2017). Phytoremediation strategies for soils contaminated with heavy metals: Modifications and future perspectives. *Chemosphere*, 171, 710–721. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.12.116>
59. Scheffer, M., Hosper, S.H., Meijer, M-L., Moss, B., Jeppesen, E. (1993). Alternative equilibria in shallow lakes. *Trends in ecology and Evaluation*, 8 (8), 275–279. [https://doi.org/10.1016/0169-5347\(93\)90254-M](https://doi.org/10.1016/0169-5347(93)90254-M)
60. Schoelynck, J., de Groote, T., Bal, K., Vandenbruwaene, W., Meire, P., Temmerman, S. (2012) Self-organised patchiness and scale-dependent bio-geomorphic feedbacks in aquatic river vegetation. *Ecography*, 35, 760-768. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2011.07177.x>
61. Sepehri, A., Sarrafzadeh, M.-H. (2018). Effect of nitrifies community on fouling mitigation and nitrification efficiency in a membrane bioreactor. *Chemical Engineering and Processing - Process Intensification*, 128, 10-18. <https://doi.org/10.1016/j.cep.2018.04.006>
62. Shabani, N., Sayadi, M.H. (2012). Evaluation of heavy metals accumulation by two emergent macrophytes from the polluted soil: An experimental study. *Environmentalist*, 32, 91–98. <http://dx.doi.org/10.1007/s10669-011-9376-z>
63. Shelford, V. E. (1918). Conditions of existence. In Ward, H. B. & G. C. Whipple (eds.), *Freshwater Biology*, New York, 21–60.
64. Sondergaard, M., Jeppesen, E., Jensen, J. P., Lauridsen, T. (2008). Lake restoration in Denmark. *Lakes Reservoirs*, 5(3), 151-159 <https://doi.org/10.1046/j.1440-1770.2000.00110.x>
65. Wang, L., Ji, B., Hu Y., Liu R., Sun W. (2017) A review on in situ phytoremediation on mine tailing. *Chemosphere*, 184, 594-600. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.06.025>
66. Wei, Z., Hao, Z., Li, X., Guan, Z., Cai, Y., Liao, X. (2019). The effects of phytoremediation on soil bacterial communities in an abandoned mine site of rare earth elements. *Science of the Total Environment*. 670, 950–960. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.03.118>

67. Xu, X., Zhou, Y., Han, R., Song, K., Zhou, X., Wang, G., Wang Q. (2019). Eutrophication triggers the shift of nutrient absorption pathway of submerged macrophytes: Implications for the phytoremediation of eutrophic waters. *Journal of Environmental Management*, 239, 376-384. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.03.069>
68. Yakubenko, B.Ye., Tsarenko, P.M., Aleinikov, I.M., Shabarova, S.I., Mashkovska, S.P., Dyadyushka, L.M., Tertishnyi, A.P. (2011). Botany with the basics of hydrobotany (aquatic plants of Ukraine). Textbook for students of classical and agricultural universities. Kyiv, Fitosotsiotsentr (in Ukrainian).
69. Zhou, Y., Zhou, X., Han, R., Xu, X., Wang, G., Liu, X., Bi, F., Feng, D. (2017). Reproduction capacity of *Potamogeton crispus* fragments and its role in water purification and algae inhibition in eutrophic lakes. *Science of the Total Environment*, 580, 1421-1428 <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.12.108>

ECOLOGICAL APPROACH TO THE CONSERVATION OF AGRICULTURAL PLANTS ON THE EXAMPLE OF TRITICUM AESTIVUM L.: MORPHOMETRIC, PHYSIOLOGICAL AND BIOCHEMICAL REACTIONS

L. I. Bronnikova^{1,2}, L. O. Khomenko²

¹ Oles Honchar Dnipro National University, Dnipro, Ukraine

² Institute of Plant Physiology and Genetics, NAS of Ukraine

Abstract. Having the ability to organise a programme of their individual development depending on the prevailing cultivation conditions, the adaptive response of plants to stress includes changes in regulatory and metabolic structures, the level of interconnections of which combines different types of adaptive reactions. Recently, the development of biotechnological methods has made it possible to determine which characteristics change in response to a particular stress and has shown that genetic control of adaptation mechanisms to various types of adverse effects is a complex system of signal transduction pathways and regulatory factors.

Recently, the development of plant forms with an increased level of osmotolerance to osmotic stresses has been associated with the use of biotechnological methods. An important role in maintaining plant osmotolerance belongs to free proline, which is one of the most multifunctional stress metabolites in plants.

The germination of seeds under simulated water stress was studied. Stress was created by 0.5 M and 0.8 M mannitol solution. In the presence of mannitol, a decrease in the number of seedlings was observed in all tested variants. At the same time, genotypic differences were observed. To study the salt tolerance, the seeds were germinated for 10 days in a 0.5 diluted Murashige-Skoog solution with the addition of 20.0 and 25.0 g/l of seawater salts. On day 10, the content of free proline in the leaves of young plants was analysed. An increase in the level of proline was observed in response to salt stress. Genotypic differences were observed in the degree of the reaction. The nature of the accumulation of free proline under normal and stressful conditions provides evidence in favour of the functioning of the plant gene. Under osmotic stress, the level of free proline increases as a result of synthesis. These genotypic features may indicate an indirect effect on the endogenous genes of the plant. At the initial stages of research, the stress-response relationship can be established by changing the conditions of stress and recovery.

The fundamental role of proline in osmotic regulation and increasing the ability of plants to withstand cell dehydration caused by salinity, drought or extreme temperatures is well understood.