

引用格式：

白国梁, 许伟翔, 张聪, 侯雨坤, 范焱城, 吴志刚, 李涛, 吴振斌, 张义. 水生植物修复受污染水体的应用研究 [J]. 农业现代化研究, 2025, 46(2): 351-365.

BAI G L, XU W X, ZHANG C, HOU Y K, FAN Y C, WU Z G, LI T, WU Z B, ZHANG Y. Application of aquatic plants in remediation of polluted water bodies[J]. Research of Agricultural Modernization, 2025, 46(2): 351-365.

DOI: 10.13872/j.1000-0275.2024.1445

CSTR: 32240.14.1000.0275.2024.1445



水生植物修复受污染水体的应用研究

白国梁¹, 许伟翔^{1,2}, 张聪³, 侯雨坤³, 范焱城³, 吴志刚¹, 李涛¹,
吴振斌¹, 张义^{1*}

(1. 中国科学院水生生物研究所淡水生态和生物技术国家重点实验室, 湖北 武汉 430072; 2. 中国地质大学(武汉)环境学院, 湖北 武汉 430074; 3. 中交第二航务工程勘察设计院有限公司, 湖北 武汉 430060)

摘要: 水生植物在水质净化、景观设计、重金属污染修复、湖泊生态修复等方面发挥着重要作用。随着城市化进程和乡村振兴战略的推进, 受污染水体修复需求不断增加, 尤其在生态文明建设的背景下, 水生植物修复技术面临更高的应用要求。本文基于中国知网和 Web of Science 数据库, 综述了水生植物的分类、净化机理、应用领域以及修复过程中关键参数和注意事项。研究表明, 水生植物通过直接吸收同化、根际过滤和植物挥发等方式, 以及间接促进微生物代谢来去除污染物。根据植物的生活型和生态位特性, 水生植物在水体修复中的应用领域有所不同: 水生态景观修复主要侧重于恢复挺水植物、根生浮叶植物和漂浮植物, 而水生生态系统修复则重点恢复沉水植物群落及其多样性, 进而恢复完整的食物网结构并保持水质稳定。此外, 本文探讨了水生植物修复技术与新型生态修复技术结合的前景, 并建议进一步研究植物群落演替规律提升修复效率。

关键词: 水生植物; 受污染水体; 修复; 营养盐; 生态系统

中图分类号: X52 文献标识码: A 文章编号: 1000-0275 (2025) 02-0351-15

Application of aquatic plants in remediation of polluted water bodies

BAI Guoliang¹, XU Weixiang^{1,2}, ZHANG Cong³, HOU Yukun³, FAN Yaocheng³, WU Zhigang¹,
LI Tao¹, WU Zhenbin¹, ZHANG Yi¹

(1. State Key Laboratory of Freshwater Ecology and Biotechnology, Institute of Hydrobiology, Chinese Academy of Sciences, Wuhan, Hubei 430072, China; 2. School of Environmental Studies, China University of Geosciences, Wuhan, Hubei 430074, China; 3. Communications Construction Company Second Harbor Consultants Co., Ltd, Wuhan, Hubei 430060, China)

Abstract: Aquatic plants play a significant role in water purification, landscape design, heavy metal pollution remediation, and lake ecological restoration. With the accelerating process of urbanization and the implementation of rural revitalization strategies, the demand for polluted water body remediation continues to increase. In particular, under the national strategy of ecological civilization construction in China, the application of aquatic plant-based restoration technologies faces higher requirements. This article reviews the classification, pollutant purification mechanisms, application fields, key parameters, and precautions involved in the use of aquatic plants for water body restoration. The research shows that aquatic plants remove and purify pollutants through direct absorption and assimilation, rhizosphere filtration, and plant volatilization, as well as indirectly by promoting microbial metabolism. Based on the different life forms and ecological niches of aquatic plants, their application in polluted water body remediation varies. Water ecological landscape restoration mainly focuses on the recovery of emergent plants, rhizogenic floating plants, and floating plants. In contrast, aquatic ecosystem restoration emphasizes the restoration of submerged macrophyte communities and their diversity, thereby gradually restoring the complete food web structure and ensuring stable and healthy water quality. Furthermore, the potential for integrating aquatic plant restoration technologies with new ecological restoration techniques is discussed. It is also recommended that further research be conducted on the succession patterns of plant communities within aquatic plant systems to enhance the efficiency and stability of pollutant removal.

Keywords: aquatic plant; polluted water; restoration; nutrient; ecosystem

收稿日期 Received: 2024-09-08; 接受日期 Accepted: 2025-01-14

基金项目: 国家自然科学基金项目(42307336); 中国博士后科学基金面上资助项目(2023M743723); 武汉市重点研发项目(2023020402010623)。Supported by the National Natural Science Foundation of China (42307336); China Postdoctoral Science Foundation (2023M743723); Wuhan Science and Technology Plan Project (2023020402010623).

* 通信作者 Corresponding author (zhangyi@ihb.ac.cn)

随着近几十年来人类城市化、工业化和农业活动的快速发展,大量污染物进入水环境,导致废水中污染物浓度急剧上升^[1-2]。在淡水资源极为紧缺的背景下,水体污染对环境造成了沉重负担,甚至严重威胁水生态系统的稳定及人类健康^[3-4]。排放至水环境中的有毒污染物通常会导致水生生物死亡,进而破坏水生态系统的结构与功能。陆源氮、磷过量进入水体,促使清水草型稳态向藻型浑水稳态转变,导致水体富营养化,最终引发水生态系统功能崩溃,部分河道和湖泊甚至出现黑臭水体和沉积物问题。因此,受到重金属、氰化物、有毒有机物、氮、磷、酚类、悬浮固体以及具有颜色和浑浊度的无机化学物质污染的水生态系统亟需保护与修复。

基于生态修复理论,水生植物修复技术通过构建水生态系统对受污染区域进行修复,利用植物的根际物理过滤、根际微生物代谢及生物吸收等作用,降解、转化和移除水体中的污染物。水生植物修复技术因其低成本、操作简便且环境友好的特点,特别适用于大面积污染水体的修复。此外,其还具备景观美化的功能,因此在生态恢复过程中常作为首选处理策略,被广泛应用于市政污水^[5]、富营养化水体^[6]、工业废水^[7]及畜禽废水^[8]的处理和修复,符合我国推动生态文明建设和绿色低碳发展的战略需求。目前,水生植物修复受污染水体的研究主要集中在沉水植物在湖泊生物多样性保护和维持湖泊清水稳态方面^[9-10],水生植物组合及与生态工程组合对富营养化水体净化的效果^[11-12],水生植物对重金属污染水体的修复技术优化^[13],微生物强化水生植物去除水体污染物的技术^[14],以及水生植物对水体中新兴有机污染物如多环芳烃和抗生素的净化

技术^[15-16]。

水生植物在这些不同类型污染物的修复过程中发挥着至关重要的作用。然而,关于不同水生植物类型和物种配置、如何构建多样化的水生植物与生态修复技术的联合体系、确定水生植物修复重金属污染水体的应用范围及影响因素、如何构建水生基础食物网并维持生境功能,以及总结水生植物修复的关键技术参数等方面,仍缺乏完整且科学的基础理论和工程技术依据。因此,本文基于中国知网和 Web of Science 数据库,分别从水生植物的生活型分类、对水体中污染物的净化机理、在受污染水体修复中的应用实例以及关键技术参数四个方面进行系统的总结。阐明水生植物在受污染水体修复中的重要作用及其净化机理,并根据不同类型水体的污染特征,总结出相应的水生植物关键参数和应用方法。相关结果为多种受污染水体的生态修复研究和项目提供了理论和技术支持。

1 水生植物概述

水生植物通常是指那些完全或部分生长于淡水水域中的植物^[17]。其生存空间处于大气、水体和沉积物的接触界面,是大气、水体与沉积物之间物质交换和能量循环的重要媒介^[18-19],在水生态系统中占据着初级生产者的核心生态位。应用于水体污染修复或生态恢复的水生植物主要是水生维管束植物。与藻类和苔藓等低等植物不同,水生维管束植物具有专门的维管束组织,用于运输水分和养分,因此被视为高等水生植物。根据水生植物的生活型特征,其可分为四大类:挺水植物、根生浮叶植物、漂浮植物和沉水植物^[20]。表 1 总结了水生植物的功

表 1 水生植物分类、生活型特征、生存环境、功能特征以及常见物种

Table 1 Classification, life form characteristics, living environment, functional characteristics, and common species

分类	生活型特征	生存环境	功能特征	常见物种
挺水植物	根系和根茎固定于沉积物中,茎叶能露出水面	浅水或干湿交替区域	1) 适应频繁水位波动; 2) 通过茎叶输送氧气,促进根区沉积物的硝化与反硝化; 3) 植株高大,能获取更多光照和养分,具有较高净化能力。	芦苇 (<i>Phragmites australis</i>)、美人蕉 (<i>Canna indica</i>)、香蒲 (<i>Typha orientalis</i>)、水竹芋 (<i>Thalia dealbata</i>)、黄花鸢尾 (<i>Iris wilsonii</i>)、黄菖蒲 (<i>Iris pseudacorus</i>)、莲 (<i>Nelumbo nucifera</i>)、水葱 (<i>Schoenoplectus tabernaemontani</i>)、慈姑 (<i>Sagittaria trifolia var. sinensis</i>)、水芹 (<i>Oenanthe javanica</i>)、秋茄树 (<i>Kandelia obovata</i>)、花叶芦竹 (<i>Arundo donax 'Versicolor'</i>)
根生浮叶植物	根系扎根于沉积物中,叶片漂浮于水面	水位较浅的池塘、沼泽或湖泊	1) 卵圆形叶片和革质表面有效防护外界伤害; 2) 柔韧茎秆和储气叶片适应水面风浪。	萍蓬草 (<i>Nuphar pumila</i>)、荇菜 (<i>Nymphoides peltata</i>)、欧菱 (<i>Trapa natans</i>)、睡莲 (<i>Nymphaea tetragona</i>)、荇菜 (<i>Nymphoides peltata</i>)、芡 (<i>Euryale ferox</i>)
漂浮植物	具有膨大的叶柄而漂浮于水面上,根系分散于水中	池塘、沼泽或湖泊	1) 强吸附水中营养物质和有毒物质; 2) 易过度繁殖,影响沉水植物生长,破坏水生态稳定。	槐叶蕨 (<i>Salvinia natans</i>)、凤眼莲 (<i>Pontederia crassipes</i>)、大漂 (<i>Pistia stratiotes</i>)、紫萍 (<i>Spirodela polyrhiza</i>)、满江红 (<i>Azolla pinnata subsp. asiatica</i>)
沉水植物	根系扎根于沉积物,植株全部或大部分生长于水下	池塘或浅水湖泊	1) 适应低氧环境,通过茎叶输氧至根区; 2) 稳定沉积物,降低水体透明度; 3) 为底栖和浮游生物提供食物与栖息地。	苦草 (<i>Vallisneria spiralis</i>)、轮叶黑藻 (<i>Hydrilla verticillata</i>)、穗花狐尾藻 (<i>Myriophyllum spicatum</i>)、金鱼藻 (<i>Ceratophyllum demersum</i>)、菹草 (<i>Potamogeton crispus</i>)、微齿眼子菜 (<i>Potamogeton maackianus</i>)、竹叶眼子菜 (<i>Potamogeton wrightii</i>)、伊乐藻 (<i>Elodea canadensis</i>)

能分类、生活型特征、生存环境、功能特征以及常见物种。

2 水生植物对污染物的净化机理

作为水体生态系统中最重要初级生产者，水生植物能够在不同的营养级条件下维持自身的优势稳定状态，并有效地保持水体的清洁。其通过多种机制净化水体中的污染物，具体如图1所示。

2.1 光合与呼吸作用

水生植物通过光合作用和呼吸作用，在水体中发挥着重要的生态功能。首先，水生植物利用其叶绿体通过光合作用吸收阳光，合成有机物，并释放氧气。该过程不仅为植物本身提供能量，还为水体提供了丰富的氧气，这对于维持水体生态系统的稳定至关重要。通过维管束系统，植物将光合作用产生的氧气输送到根系及其周围的水体和沉积物，形成了溶解氧的浓度梯度。这种氧气的传输和分布在水体中产生了区域性的氧气富集效应，有助于维持良好的水质和底栖生态环境^[21]。

此外，水生植物的根系通过呼吸作用将氧气释放到根际环境中，尤其是在沉积物和土壤层，促进

根系周围氧化还原反应的进行。根系分泌的氧气可改变沉积物中的氧化还原条件，增强好氧微生物的活性，并促进有机污染物的分解^[22]。与此同时，这种氧气输送也通过刺激不同营养类型微生物的生长，形成了有利于水体净化的氧化还原环境。例如，在根际附近的好氧环境下，硝化细菌和其他有机物降解微生物可以有效转化水中的氨氮、硝酸盐等物质，从而减少水体中氮的浓度，净化水质。总的来说，水生植物的光合作用和呼吸作用在水体净化中扮演着基础性角色，促进了生物地球化学循环的顺利进行^[23]。

2.2 过滤沉淀作用

水生植物的过滤沉淀作用是通过其植物体和根系对水流的阻滞和悬浮物的吸附作用来实现的。水生植物的叶片和根系具有较强的物理过滤功能，能够有效减缓水流的冲击力，促进悬浮颗粒物的沉降。在水流流速减缓的区域，沉积物颗粒物因失去动能而逐渐沉降到水底，这不仅有助于水体的透明度提高，还能减少水中污染物的浓度，特别是泥沙和重金属等非生物污染物的负荷^[24]。

此外，水生植物的根系和茎部能有效吸附水中



图1 水生植物净化污染物机理示意图

Fig. 1 Schematic diagram of aquatic plants in pollutants purification mechanism

的非生物性悬浮物, 进而提高水体的透明度。植物根系分泌的有机物和黏性物质能够与水中的细小颗粒物结合, 形成较大的沉淀物, 这些颗粒物随后沉降至水底, 形成新的沉积物层。这一过程对于水体净化至关重要, 能够减少水体中的浮游颗粒和营养物质, 改善水质并帮助维持生态平衡^[25]。例如, 部分水生植物如苦草和轮叶黑藻, 具有较为密集的根系和细长的叶片, 其对水流的阻碍作用非常显著, 可以有效提高水体的沉积率^[26]。在湿地生态系统中, 植物群落的过滤沉淀作用尤为重要, 不仅能够提高水体透明度, 还能为水体生态系统提供一个更为稳定的环境, 使得其他物种能够在其中生存和繁衍^[27-28]。

2.3 氮、磷营养盐净化作用

水生植物的氮、磷营养盐净化作用在水体污染治理中发挥了重要作用。水生植物通过其叶片、根系及其他组织, 能够直接从水体和沉积物中吸收氮、磷等营养物质, 降低水体中氮、磷的浓度。植物对氮、磷的吸收不仅局限于其叶片, 根系同样能够有效吸收来自水体中溶解的氮、磷化合物, 如硝态氮、铵态氮以及溶解性磷等。这些营养物质被植物吸收后, 转化为植物生物量, 暂时储存于植物体内, 从而减少了水中的氮、磷负荷, 有效缓解了水体富营养化的现象^[29]。同时, 水生植物的根系还能够通过拦截沉积的悬浮物质, 增强水体中营养盐的去除效果。根系分泌的有机物能够与水中的悬浮物结合, 形成复合物并被根系吸附, 这样不仅减少了水体中营养盐的浓度, 还改善了沉积物中的氮、磷循环^[30]。

水生植物植株和根系能为微生物和微型生物提供附着物和栖息地, 同时能在根区沉积物、生物膜和水界面产生的氧气和有机物, 为微生物的生长和繁殖提供了适宜的环境条件, 其中包含的硝化细菌、反硝化细菌、厌氧氨氧化细菌以及芽孢杆菌能促进水环境中碳氮、磷等营养盐的转化和降解^[31-33]。例如水生植物根周附着的芽孢杆菌类微生物能将有机磷和难溶性磷转化为可溶性磷, 有助于植物的吸收和利用^[34]。

此外, 水生植物还可以通过人为定期收割和清运的方式, 移除储存在植物体内的氮、磷物质。这种生物采样的方法可以有效减少水体和沉积物中的氮、磷负荷, 防止营养物质的积累, 从而起到长期的污染净化作用。特别是在湿地生态系统和人工湿地系统中, 水生植物的氮、磷净化功能被广泛应用, 已被证明对减少水体富营养化和水质恶化具有显著的作用^[35-36]。因此, 水生植物不仅通过直接吸收、过滤沉淀来降低水中氮、磷的浓度, 还通过其生物

合成和生物采样的方式, 长期稳定地实现水体污染物的净化。

2.4 重金属富集作用

水生植物具备特殊的耐性机制, 能够在高含量重金属污染的环境中生存而不受损害。此机制使得水生植物对重金属具有富集能力, 重金属与植物体内的有机酸或蛋白质络合, 形成无毒性成分^[37-38]。例如, 赤霉素可通过增强抗氧化系统和调节代谢速率, 提高植物对重金属的耐性^[39]。植物在生长过程中, 通过表达与细胞壁修饰相关的扩展蛋白基因, 能够提高抗氧化酶活性、叶绿素含量和光合效率, 从而增强对重金属胁迫的耐受性^[40]。此外, 丛枝菌根真菌与植物根系形成共生体系, 能有效提高植物对重金属胁迫的耐受性, 并在土壤重金属污染修复中发挥重要作用^[41]。重金属的富集通过根细胞膜、根皮层细胞、木质部及叶细胞液泡膜等途径进行, 通过植物吸收和收割实现重金属的去除与转移^[42]。

2.5 降解有机污染物

水生植物常应用于人工湿地系统, 依靠根际形成的生物膜中异养微生物的营养代谢作用, 能有效去除包括有机磷农药、酚类、多环芳烃及抗生素等有机污染物^[43]。沉水植物植株表面产生的营养物质和特殊感应物质与其从水体中捕获的固体悬浮颗粒物组合形成独特的微生物群落结构, 从而调节沉水植物周边营养物质的迁移和转化^[44]。沉水植物可为浮游动物提供栖息地和躲避场所而提高水生生态系统的生物多样性, 同时为捕食草食性凶猛鱼类提供产卵场, 能够减少以大型浮游动物为食鱼类的捕食效率和草食性鱼类的数量, 通过减弱草食性鱼类对沉水植物的牧食与浮游动物对浮游植物的牧食压力来控制浮游植物的生长和繁殖, 进而有效维持水生态系统的物种种群数量和物种群落结构的稳定性^[45]。水生植物体内微粒体单氧化酶能促进多环芳烃转化为羟基化合物实现多环芳烃的去除。紫萍根区的过氧化物酶能促进根区芳香烃的降解和去除^[46]。植物根系表皮细胞在新陈代谢作用下被微生物分解为腐殖质, 其中包含的羟基、羧基等官能团能吸附抗生素类有机物。

2.6 根际泌氧和根际分泌物

沉水植物在浅水湖泊中具有重要的生态功能, 特别是在湖泊保持清水稳态方面。一个重要的功能是沉水植物能够向水体和沉积物释放氧气^[47]。不同类型的沉水植物在这一过程中的能力有所不同, 例如, 刺苦草 (*Vallisneria spirulosa*) 能显著提高沉积物的溶解氧含量 (4~15 mg/L), 而轮叶黑藻则能显

著提高水体溶解氧含量(7~9 mg/L)^[48]。此外,沉水植物能够通过向根周释放根际分泌物,维持根际生态系统的活力,并调控根际物质的迁移与转化^[49]。植物的根际分泌物形成特殊的微生物群落,其中的次生代谢产物能提高矿物质和营养的利用效率,减少低温冻害,并增强植物的抗病性^[50]。因此,水生植物不仅直接或间接改善水体和沉积物的环境条件,还为自身的生长与繁殖创造了有利条件。

3 水生植物在受污染水体修复中的应用

3.1 水生态景观构建与修复

在自然水体的生态环境中,水生植物的分布通常呈现由岸带向深水区逐渐变化的规律,通常依次为挺水植物、根生浮叶植物、漂浮植物和沉水植物^[51]。这种分布方式有助于构成水体生态系统多样性的生态位,并形成具有层次感和自然协调的水域景观。在园林设计和市政工程中,水生植物广泛应用于营造丰富多彩的植物景观,营造与自然和谐共生的水体景观^[52]。同时,水生植物在修复污染水体的过程中,还能有效恢复受损的水生生境。例如,莲、芦苇等水生植物具有发达且相通的气腔,其植株高大,适合在广阔水域中密集种植,从而营造出具有区块化效果的远景景观。此外,萍蓬草和睡莲常用于营造水面层次感较强的近景效果,增强景观的立体感。对于受损的水环境景观,水生植物的修复物种选择应依据本地生态背景来决定。

在大型自然湿地的恢复中,一些滨水乔灌木,如水杉(*Metasequoia glyptostroboides*)、落羽杉(*Taxodium distichum*)、池杉(*Taxodium distichum var. imbricarium*)、湿地松(*Pinus elliottii*)等,常被用于修复。以武汉市涨渡湖湿地森林公园为例,其水域面积达到4 000 hm²,大片池杉群不仅改善了水质,还吸引了多种鸟类栖息,形成了一个物种丰富的水陆生态系统。然而,在人工设计的水生态景观中,随着时间推移,水生植物的多样性常常逐渐下降。因此,如何持续发挥水生植物在水生态景观构建和修复中的观景效果与水体净化功能,已成为未来水生态景观近自然恢复的重要课题。

3.2 富营养化水体修复

人类活动带来的过量氮、磷营养输入,导致地表水体,特别是一些浅水湖泊,面临富营养化甚至超富营养化的问题^[53]。这些营养盐的主要来源包括农业面源污染、生活污水和工业废水的点源污染。河流岸带和湖滨带是河流湖泊与相邻陆地生态系统之间的过渡区,恢复以挺水植物为主的岸带植物

群落,充分利用地形条件,构建人工或半自然湿地系统,能够有效控制面源营养盐向地表水体的输入^[54],从而防止水体富营养化的发生。常见的生态护岸系统也属于湖滨带的污水净化系统,通过水生植物截留地表径流中的养分,从而减少受纳水体的营养负荷。常用的水生植物包括美人蕉、水竹芋、芦苇、芦竹(*Arundo donax*)、香蒲、千屈菜(*Lythrum salicaria*)等。针对点源污染,可以构建种植浮萍(*Lemna minor*)的生物塘,利用漂浮植物对水体氮、磷营养的吸附作用,与浮游藻类竞争养分,从而抑制藻类的过度生长,有效去除生化需氧量、化学需氧量、氨氮和悬浮固体^[55]。

沉水植物不仅能通过叶片和根系吸收周围环境中的养分和污染物^[56],还具备多种稳定水生态系统的生态功能,包括控制沉积物再悬浮、抑制内源污染物的释放^[57]、为水生动物提供食物来源和栖息地^[58],以及释放化感物质与浮游藻类竞争光照和养分,进而抑制浮游藻类的过度繁殖^[59]。尤其在大水域面积的湖泊中,沉水植物能有效防止湖泊富营养化的发生。吴振斌等^[27]通过在武汉市东湖构建围隔,并种植苦草、穗花狐尾藻和菹草等沉水植物恢复湖泊生态系统,取得了良好的效果。经过三年的恢复期,围隔内水体透明度显著提高,生化需氧量和化学需氧量明显降低。杭州西湖在2013年之前,几乎没有沉水植物分布,浮游藻类过度繁殖,水质为劣四类水。通过恢复沉水植物群落,并进行生态修复工程,水体质量得到了显著改善,并能维持稳定。沉水植物的覆盖度和生物量显著增加,沉水植物群落的自然演替得以实现。通过沉水植物的修复,杭州西湖水体中的优势浮游植物门(绿藻门和蓝藻门)逐渐减少,物种组成在长期尺度上趋于平衡。浮游动物的数量在沉水植物恢复初期持续增加,随后逐渐减少,直到维持稳定状态^[60]。

目前,成功恢复沉水植物并能长期稳定的富营养化湖泊案例并不多见。相较于面积较小的湖泊,像太湖、滇池、巢湖等大湖泊在沉水植物恢复和水生态修复过程中面临更多挑战。湖泊水生态修复是一项系统性工程,需综合考虑外源营养输入、内源营养释放、水生生物群落及食物网的构建、风浪和游船扰动等多种因素。

3.3 重金属元素污染水体的修复

人类活动和地质运动是环境中重金属污染的主要来源。尤其是采矿、使用化肥、城市废水排放、燃料生产和冶炼过程中产生的重金属,通常会在地表径流的作用下汇入湖泊或河流,导致地表水生态

系统的重金属污染^[61],这不仅会引起水生生物中毒,还会破坏水生态系统,进一步威胁人类的身体健康。由于水生植物能够富集重金属元素,因此其成为重金属污染物的天然吸附剂^[62]。

3.3.1 漂浮植物 自由漂浮植物能够通过主动运输将水体中的重金属元素转移至体内,并将其转运至植株的其他组织。被动运输对重金属的吸收效果主要取决于重金属与植物的接触面积。因此,对于水体中含有溶解性重金属的污染水体,通常采用自由漂浮植物进行修复,常见的自由漂浮植物包括凤眼莲、浮萍和大漂。凤眼莲因其以下特点而广泛应用:1)对不同有机和无机污染物具有较强的吸收效率;2)能够适应极端污染环境;3)繁殖速度快,生物量大,常用于工业废水、生活污水及污泥池等场景^[63]。凤眼莲对包括砷、镉、锌、汞、镍、铜、铬、铝、锰和铅等重金属在内的工业废水和生活污水具有显著的修复效果^[64-65]。相比之下,大漂的植株较小,对工业废水中锌和汞的去除效果更为显著^[66]。作为重金属超富集植物,大漂在吸收铜、锌、铁、铬和镉等重金属后,植物本身不会出现中毒效应,能够在更广泛的环境中去除有机污染物和重金属^[67-68]。浮萍能够在 pH、温度和养分水平波动较大的环境条件下生存 (pH: 3.5~10.5, 温度: 7~35 ℃)^[69],生长速度极快,能够迅速覆盖水体表面,进而有效抑制水体中的浮游藻类和真菌。与大型水生植物相比,浮萍更适合用于水生环境中的重金属修复。有研究表明,浮萍能够吸收水体中大量的镍、锰、锌、铀、砷和铜^[70]。

3.3.2 挺水植物 不同的挺水植物对重金属元素的富集作用有所不同。大部分挺水植物通过根系吸收水体和沉积物中的重金属,并将其固定在根部;而一些植物则将重金属固定于地上部分。例如,互花米草 (*Spartina alterniflora*) 通过根系吸收重金属并将其转运至叶片^[71],而芦苇的根部则蓄积了大部分的重金属^[72]。宽叶香蒲 (*Typha latifolia*)、蔗草属 (*Scirpus* spp.) 芦苇、水蓼 (*Persicaria hydropiper*) 是修复受镉、铁、铅、铬、锌、镍和铜污染水环境的最佳挺水植物物种^[73-74]。

3.3.3 沉水植物 沉水植物对金属元素的吸收主要通过叶片进行。沉水植物的角质层通过被动运输吸收环境中的重金属。植物体内正金属离子的运动取决于内部增强的电荷密度^[75]。与挺水植物和漂浮植物相比,沉水植物不仅能通过叶片从水体中吸收重金属,还能通过根系将沉积物中的重金属转运至植株体内^[76]。例如,穗花狐尾藻、金鱼藻、篦齿眼子菜

(*Stuckenia pectinata*)、菹草和苦草都能在植株体内富集锌、铬、铁、铜、镉、镍、汞和铅等重金属^[77-78]。

不同类型的水生植物在重金属污染水体修复中的效果各有差异。水生植物对重金属的修复能力通常与植物的生物量、植株年龄、处理时间、重金属种类与浓度,以及水体的温度和 pH 值密切相关^[13]。总体而言,根系发达、能快速生长并形成较大生物量的水生植物,其修复效果最佳。

3.4 与水生植物结合的受污染水体修复技术

尽管水生植物能通过拦截悬浮固体、吸收污染物、微生物降解及化感抑制等过程对污染水体进行修复,但单一依赖水生植物的净化能力仍难以有效解决水体污染问题。因此,将水生植物修复技术与其他处理技术结合,能够进一步提升修复效率。

3.4.1 人工湿地系统 作为一种半自然的湿地生态系统,人工湿地通过植物、微生物和土壤的物理化学作用与生物过程去除污染物^[79]。人工湿地根据进出水流态分为表面流湿地、潜流湿地和垂直流湿地^[80]。人工湿地技术最初主要应用于污水处理厂的初级处理和二级处理后的深度处理阶段,近年来已广泛应用于水体生态修复和受污染水体的修复中。随着技术的不断发展,结合水生植物系统的功能性人工湿地填料被开发出来,能够满足更加多样化的污水处理需求,例如城市污水中的表面活性剂、抗生素、个人护理产品等有机化合物的处理^[81-82],以及进水中氮、磷的深度处理^[83-84]。此外,人工湿地技术在去除垃圾渗滤液和矿区废水中的有毒重金属方面也具有广泛的应用前景。例如,以色列的城市污水处理采用凤眼莲和大漂开展了实验室和中试规模的应用研究,结果表明,处理后的水质指标为: BOD 为 5~7 mg/L, COD 为 40~50 mg/L, 总悬浮固体为 33~35 mg/L, 处理后的尾水符合园林景观灌溉标准^[85]。在阿尔及利亚东南部干旱气候条件下,通过在中试规模的垂直流人工湿地中种植芦苇,显著提高了进水的氮、磷处理效率^[86]。

3.4.2 沟塘系统 氧化塘(稳定塘)可通过种植水生植物和微生物的作用来处理污水,并进行水产和水禽养殖,实现资源的回收利用。氧化塘通过种植芦苇、香蒲、鸢尾 (*Iris tectorum*)、睡莲等水生植物,可以有效去除进水中的氮、磷营养盐。此外,将模块化的小型污水处理单元与生物塘结合后,形成了由“进水→格栅→调节池→矩形堰→兼性塘→曝气塘→条件实验池→水生生物塘→出水”构成的综合塘,从而进一步提高其污染物处理效率^[87]。沟塘循环系统不仅能有效去除过量的营养负荷,还能改善

水体水质，为农村水环境修复提供了一种简单且经济的解决方案。该系统能够增强水的流动性，并显著改善水体水质，通过调整并确定最佳运行参数来应对不同营养负荷的水体^[88]。在沟塘系统中，常用的水生植物包括美人蕉、鸢尾、芦苇等^[89]。

3.4.3 生物浮岛技术 生物浮岛利用无土栽培技术，将水生植物种植于由泡沫和竹筏构成的人工浮床中，通过水生植物对水中氮、磷营养盐的吸附和吸收作用来净化水质。生物浮岛具有灵活移动、方便植物种植和收割的优点。通常选择生物量大、增长迅速且能适应重污染环境的水生植物进行栽种，例如美人蕉、旱伞草 (*Cyperus involucratus*)、香蒲、梭鱼草 (*Pontederia cordata*) 等。生物浮岛适用于小面积水体的净化与修复，建成两个月后就能形成良好的水体景观效果。

3.4.4 湖泊沉积物修复联合沉水植物修复技术 在外源营养输入得到有效控制的情况下，浅水湖泊由于沉积物中内源养分的再释放，依然会引发湖泊富营养化^[90]。为此，采用原位修复方法，将活性炭、铁盐、钙盐、铝盐以及粘土矿物等材料作为有效的物理化学吸附剂应用于湖泊沉积物修复，并联合沉水植物修复富营养化浅水湖泊^[91]。其中，天然粘土矿物材料作为吸附剂和覆盖物，可以有效抑制沉积物中氮、磷的释放。沉水植物联合修复的原位修复措施不仅具有低成本、操作方便的优点，而且不会对环境造成二次污染，已被证实为一种有效的修复方案^[60, 92]。沉积物原位修复联合沉水植物修复技术构建了较为完整的水生生态位，改善了沉积物的微生物群落结构，改变了高内源养分且缺氧的沉积物环境，优化了水体水质，并能持久维持这种良好的水生生态系统稳定性^[93]。

3.4.5 水生植物耦合微生物修复技术 为提高水生植物的修复效果，研究者将代谢有机物、氮、磷营养盐的微生物与水生植物修复技术结合，通过物理或化学方法将微生物或微生物酶固定在特定区域或材料中，从而为微生物的生长和繁殖提供适宜条件^[94]。例如，Aydin 等^[95]将绿弯菌门、变形菌门和硝化螺旋菌门微生物固定于多孔纤维材料后，应用于凤眼莲处理制药废水的案例中，显著提高了红霉素、磺胺甲恶唑和四环素的去除效率。在畜禽养殖废水的处理方面，Pincam 等^[96]研究表明，通过在菖蒲 (*Acorus calamus*) 根部接种微生物，可以提高菖蒲对水中氮、磷污染物的去除效果。此外，李亚华^[97]在弱光和 (或) 沉积物高有机质负荷的复合胁迫条件下，从沉水植物的根际筛选出高效的根际促生菌

(PGPR)，并将筛选出的候选菌株接种于苦草种子和植株。研究表明，PGPR 接种能促进苦草根和叶的生长与发育，并提高其对沉积物中氮元素的吸收与利用，同时缓解了苦草因氧化损伤所带来的负面影响。

3.5 水生植物修复受污染水体关键参数

不同水生植物对温度的响应有所不同，温度对其营养盐吸收能力具有显著影响^[98]。在适宜的温度条件下，水生植物能够正常生长发育，从而实现高效的修复效果；而温度不适宜时，水生植物的光合作用会受到抑制，相应的修复效果大打折扣。冬季时，大部分水生植物的生长速率放缓，部分漂浮植物、挺水植物和沉水植物的植株残体易腐烂分解，可能引发二次污染，从而影响水体水质。为保证空心莲子草 (*Alternanthera philoxeroides*) 顺利过冬并维持较高的总氮和氨氮去除率，可以采取覆膜和改变生态位的防寒措施^[99]。研究表明，穗花狐尾藻、金鱼藻、微齿眼子菜、马来眼子菜、苦草和凤眼莲等水生植物在气温较低时，仍能保持较高的氮、磷去除率^[100]。因此，在冬季，应及时打捞并处理衰亡或凋零的水生植物残体。此外，在北方寒冷地区进行水生植物修复时，应优先选择耐寒性强的植物物种。

不同的挺水植物和浮叶植物对生长区域的水深有一定要求，过高的水深会影响植物的正常生长，从而降低其对污染物的净化效果。例如，适合香蒲生长的水深范围为 0.3~0.4 m，在 0.15 m 水深的条件下，香蒲具有较高的生长优势^[101]。一般来说，挺水植物的适宜生长水深为 0.3~0.6 m。通过总结不同类型和不同种类水生植物的生长条件与习性，本文整理了水生植物在受污染水体修复中的关键参数，具体见表 2 和表 3。

4 水生植物在污染水体修复中的实践与挑战

4.1 水生植物修复物种选择

修复水体的生态环境、气候条件等因素会影响水生植物的生长和修复效果。选择水生植物修复物种时，首先要确保其适应修复区域的气候条件^[102]，其次要结合当地的地势条件和土壤类型，选择适合修复区域的本地水生植物物种^[13]。在不破坏本地原生植物栖息地的前提下，科学谨慎地引入应用较广泛的物种。在构建水生植物处理系统时，应尽量选择多种植物形成立体的生态位，避免生态位重叠，确保系统的多样性和稳定性，从而保持其持续的净化功能。此外，应慎重选择风险系数较高的水生植

表 2 水生植物在受污染水体修复中的关键参数
Table 2 Key parameters of aquatic plants in remediation of polluted water bodies

水生植物分类	植物名称	繁殖类型	种植密度	种植方式	适宜水深/m	种植时间/月	耐寒能力	耐碱性	适宜条件及限制要素
挺水植物	芦苇	30 cm 地下茎	2~5 芽/丛, 4~10 丛/m ²	扦插	<1	3~8	5℃以下停止生长, 较耐寒	耐盐度 10 g/kg; pH 9	配置在水位变动或者浅水区域, 大部分物种种植水深以 0~0.4 m 为宜, 无性繁殖能力强的物种应采取定植措施加以控制
	黄花鸢尾	根状茎	10~25 株/m ²	扦插	<0.3	3~10	5℃以下停止生长, 较耐寒	耐盐度 5 g/kg; pH 8.7	
	香蒲	根状茎	5~10 株/m ²	扦插	<0.6	4~9	10℃以下停止生长, 不耐寒	耐盐度 10 g/kg; pH 8	
	美人蕉	根状茎、种子	5~10 株/m ²	扦插、播撒	<0.2	4~9	10℃以下停止生长, 不耐寒	耐盐度 6 g/kg; pH 8	
	水竹芋	根状茎、种子	1~2 株/m ²	扦插、播撒	<0.45	4~9	5℃以下停止生长, 较耐寒	耐盐度 9 g/kg; pH 9	
	千屈菜	根状茎、断枝	16~25 株/m ²	扦插、分株	<0.2	4~9	短暂耐 -10℃低温, 较耐寒	耐 NaCl 临界浓度 1 700 mg/L	
	灯心草	根状茎	5~10 芽/丛, 25~40 丛/m ²	扦插	<0.1	3~9	短暂耐 0℃以下低温, 较耐寒	耐盐度 5~6 g/kg; pH 3.7~7.7	
	水葱	根状茎	2~5 芽/丛, 10~20 丛/m ²	扦插	<0.4	4~9	10℃以下停止生长, 不耐寒	耐盐度 5~6 g/kg; pH 3.7~7.7	
	旱伞草	根状茎、伞状叶、种子	1~2 株/m ²	扦插、播撒	<0.3	3~10	冬季地面以上枯萎, 不耐寒	耐盐度 4 g/kg; pH 9	
	慈菇	球茎	5~10 株/m ²	扦插	0.05~0.30	4~9	冬季地面以上枯萎, 不耐寒	耐盐度 6 g/kg; pH 8	
根生浮叶植物	莲	种藕、具侧枝的莲鞭	2~4 株/m ²	扦插、播撒	0.4~2.0	3~8	10℃以下停止生长, 不耐寒	耐盐度 5 g/kg; pH 8	配置在水深 0.5~1.5 m 的静水或缓流水域, 易蔓延物种应采取定植措施加以控制
	睡莲	根状茎、种子	2~4 株/m ²	扦插	0.4~1.8	3~9	不耐寒	耐盐度 5 g/kg; pH 8	
	荇菜	根状茎、种子	1~2 株/m ²	扦插、分株、播撒	0.2~1.0	3~11	短暂耐 -10℃低温, 较耐寒	耐盐度 5 g/kg; pH 8	
	芡	根状茎、种子	1~2 粒/m ²	扦插、播撒	<1.5	3~9	适宜温度 15~30℃, 不耐寒	耐盐度 4 g/kg; pH 8	
	萍蓬草	根状茎	1~2 株/m ²	扦插	0.1~1.0	3~9	适宜温度 15~30℃, 不耐寒	耐盐度 4 g/kg; pH 8	
漂浮植物	菱	种子	1~2 粒/m ²	育苗移栽、播撒	0.05~3.00	3~11	10℃以下停止生长, 不耐寒	耐盐度 4 g/kg; pH 8	水深没有限制条件, 易蔓延物种应采取定植措施加以控制
	槐叶蘋	带根植株、孢子	50~100 株/m ²	播撒	-	3~11	低于 5℃生长受到抑制, 较耐寒	耐盐度 3 g/kg; pH 9	
	风眼莲	根状茎、种子	2~5 株/m ²	播撒	-	3~10	10℃以下停止生长, 不耐寒	耐盐度 3 g/kg; pH 9	
沉水植物	大漂	根状茎	2~5 株/m ²	播撒	-	3~10	10℃以下停止生长, 不耐寒	耐盐度 3 g/kg; pH 8	配置在水深 0.5~2.5 m 的静水或缓流水域, 水体透明度较低、流速较快时不宜配置
	苦草	根状茎、种子	3~5 芽/丛, 5~10 丛/m ²	扦插、播撒	<2.0	4~9	10℃以下生长缓慢, 可正常越冬, 较耐寒	耐盐度 4 g/kg	
	轮叶黑藻	6~8 cm 带芽茎段	5~6 芽/丛, 5~10 丛/m ²	播撒	<2.5	6~9	冬季地面以上枯萎, 不耐寒	耐盐度 4 g/kg	
	穗花狐尾藻	10~12 cm 带芽断枝、种子	5~6 芽/丛, 5~10 丛/m ²	扦插、播撒	<2.5	3~9	冬季地面以上枯萎, 不耐寒	耐盐度 8 g/kg	
	竹叶眼子菜	10~15 cm 带芽断枝、种子	3~5 芽/丛, 5~10 丛/m ²	播撒	<2.0	5~9	冬季地面以上枯萎, 不耐寒	耐盐度 8 g/kg	
	金鱼藻	10~15 cm 带芽断枝	5~6 芽/丛, 5~10 丛/m ²	扦插、播撒	<2.5	4~10	10℃以下生长缓慢, 长江中下游地区可正常越冬, 较耐寒	耐盐度 6 g/kg	

物, 如风眼莲和空心莲子草等, 并在应用时采取措施限制其生长范围, 防止其大规模繁殖导致生态失衡。水生植物的实际应用还应考虑景观效果, 合理利用不同水生植物的特性, 充分发挥其净化作用的

同时, 营造优美的水生态景观。

4.2 水生植物收割

在水生植物修复重金属污染水体时, 必须及时收割富集有重金属的植物, 并对收获的植物进行进

表 3 水生植物在受污染水体修复中的应用效果
Table 3 Application effect of aquatic plants in remediation of polluted water bodies

污染物类型	污染负荷	植物名称	污染物去除效率 /%
农村生活污水	氨氮、总磷、总有机碳为 20、2、10 mg/L	美人蕉	氨氮：8.38~52.24；总磷：15.08~65.33 ^[105]
市政生活污水	总氮和总磷为 8~40 和 1~5 mg/L	菖蒲	总氮：83.6~85.1；总磷：92.4~95.5 ^[106]
		香蒲	总氮：80.3~88.1；总磷：95.7~97.2 ^[106]
		水葱	总氮：90.9~93.6；总磷：75.7~80.8 ^[106]
		芦苇	总氮：88.1~92.1；总磷：80.3~84.8 ^[106]
污水处理厂尾水	硝氮、总氮、总磷为 21.52、27.19、0.315 mg/L	凤眼莲	总氮：96.3；总磷：100 ^[107]
		大藻	总氮：73.7；总磷：94 ^[107]
畜禽养殖废水	总氮为 370 mg/L	美人蕉	总氮：42 ^[108]
		黄菖蒲	总氮：53 ^[108]
		梭鱼草	总氮：56 ^[108]
	四环素为 15 mg/L	凤眼莲	四环素：70 以上 ^[109]
		凤眼莲	盐酸四环素：90；氨苄青霉素：80 ^[110]
盐酸四环素和对氨苄青霉素为 10~50 mg/L	大藻	盐酸四环素：80；氨苄青霉素：70 ^[110]	
磺胺间二甲氧嘧啶为 50 和 450 mg/L	氧氟沙星为 0.01~1.0 mg/L	满江红	磺胺间二甲氧嘧啶：55.7~86.3 ^[111]
		浮萍	氧氟沙星：93.73~98.36 ^[112]
畜禽养殖尾水	氨氮和总磷为 80~220 和 8~35 mg/L	黄菖蒲	氨氮：48.44~97.99；总磷：41.19~75.90 ^[8]
		鸢尾	氨氮：47.09~74.93；总磷：43.79~75.73 ^[8]
	总磷为 8~35 mg/L	水竹芋	氨氮：45.12~90.26；总磷：25.58~89.88 ^[8]
		水芹	氨氮：46.40~74.15；总磷：46.32~77.42 ^[8]
		凤眼莲	氨氮：44.44~85.71；总磷：39.41~88.17 ^[8]
		穗花狐尾藻	氨氮：10.79~23.84；总磷：9.86~58.76 ^[8]
		伊乐藻	氨氮：7.03~20.68；总磷：9.44~50.48 ^[8]
金鱼藻	氨氮：10.89~15.58；总磷：5.81~26.26 ^[8]		
Ag 纳米颗粒生产废水	Ag 纳米颗粒为 50 和 200 mg/L	黄菖蒲	Ag 纳米颗粒：93.95~97.02 ^[113]
TiO ₂ 纳米颗粒污染水体	TiO ₂ 纳米颗粒 10 mg/L	伊乐藻	TiO ₂ 纳米颗粒：60 ^[114]
印染废水	Cd、Cr、Cu、Pb、Zn 为 0.05、1.5、0.1、0.25、1.25 mg/L	浮萍	Cd：33；Cr：98；Cu：36；Pb：29；Zn：80 ^[115]
砷污染水体	砷为 0.15 mg/L	凤眼莲	砷：18 ^[116]
		浮萍	砷：5 ^[116]
多环芳烃污染沉积物	中度污染	芦苇	芘：50.2~61.3；苯并芘：40.7~61.5 ^[117]
		灯心草	多环芳烃：97 ^[118]
		秋茄树	菲：56.8；芘 47.7 ^[119]
	中度以上污染	苦草	菲：15.2~21.5；芘：9.1~12.7 ^[120]
		苦草	菲：42~62 ^[121]
磷污染地表水	总磷为 0.3~1.0 mg/L	水竹芋	总磷：96.90~98.70 ^[5]
		旱伞草	总磷：95.55~98.65 ^[5]
		花叶芦竹	总磷：96.20~98.85 ^[5]
		水芹	总磷：83.54~93.55 ^[5]
受污染自然河道	氨氮、总氮、总磷为 4.86、6.85、0.65 mg/L	苦草	总氮：72.0；总磷：58.6 ^[122]
		穗花狐尾藻	总氮：68.9；总磷：52.3 ^[122]
		金鱼藻	总氮：79.3；总磷：67.7 ^[122]
		轮叶黑藻	总氮：83.1；总磷：70.8 ^[122]
		微齿眼子菜	总氮：63.8；总磷：49.2 ^[122]
富营养化水体	总氮和总磷为 20 和 2 mg/L	芦苇	总氮：77.25；总磷：78.97 ^[123]
		慈姑	总氮：76.16；总磷：75.76 ^[123]
		荇菜	总氮：75.13；总磷：75.23 ^[123]
		睡莲	总氮：71.69；总磷：73.09 ^[123]

一步处理。水生植物对重金属元素的富集通常遵循根部>叶>茎的顺序^[103-104]。不同水生植物物种对重金属元素的富集部位有所不同,因此需要收割或清除富集重金属含量较高的部分,以有效去除水体中的重金属污染物。部分沉水植物为一年生草本植物,其在非生长季节时会逐渐衰退,植株残体的腐烂分解可能影响水体水质,并引发二次污染。例如,菹草在春末夏初会逐渐衰亡,腐解过程中释放的有机物可能影响水质,轮叶黑藻在冬季生长缓慢,同时植株残体易腐烂分解。因此,在使用沉水植物修复污染水体时,应在特定物种进入衰退期前及时打捞植株残体,避免营养重新释放到水体中,从而影响水质。

5 结论

水生植物通过吸收同化、根际过滤、植物挥发等作用,直接或通过促进污染物代谢的微生物繁殖及为水生生物提供栖息场所,间接实现对水体污染物的去除与净化。因此,水生植物作为水生态环境修复与治理技术的核心,其具有的经济与景观价值,使其在我国具有广阔的应用前景。

根据水生植物不同的生活型和生态位特性,其在受污染水体修复中的应用领域有所不同。水生态景观的构建主要以恢复挺水植物、根生浮叶植物和漂浮植物为主;而水生态系统的构建与修复,尤其是在富营养化湖泊的修复中,则侧重于恢复沉水植物群落及其多样性,进而逐步恢复完整的食物网结构,实现健康稳定的水质状态。

通过构建水生植物系统修复受污染水体是一项较为缓慢的过程,因此植物的选择与搭配应科学合理,并在修复过程中进行定期的维护与管理。未来的研究应着重于将新型水处理技术与水生植物修复技术相结合,为受污染水体的大规模修复提供技术支持。同时,需深入研究水生植物系统的植物群落演替规律,以确保其长期稳定性和高效净化功能的实现。

参考文献:

- [1] GONÇALVES A L, PIRES J C M, SIMÕES M. A review on the use of microalgal consortia for wastewater treatment[J]. *Algal Research*, 2017, 24: 403-415.
- [2] VARDHAN K H, KUMAR P S, PANDA R C. A review on heavy metal pollution, toxicity and remedial measures: current trends and future perspectives[J]. *Journal of Molecular Liquids*, 2019, 290: 111197.
- [3] CARSTEA E M, BRIDGEMAN J, BAKER A, et al. Fluorescence spectroscopy for wastewater monitoring: a review[J]. *Water Research*, 2016, 95: 205-219.
- [4] MENDOZA R E, GARCÍA I V, DE CABO L, et al. The interaction of heavy metals and nutrients present in soil and native plants with arbuscular mycorrhizae on the riverside in the Matanza-Riachuelo River Basin (Argentina)[J]. *Science of the Total Environment*, 2015, 505: 555-564.
- [5] 谌宏伟,蔡雪璨,杨欣怡,等. 南方挺水植物净化城镇污水总磷的对比试验[J]. *环境科学与技术*, 2020, 43(S2): 95-100.
CHEN H W, CAI X C, YANG X Y, et al. Comparatively experimental study on removal of total phosphorus from sewages by emergent hydrophytes in South China[J]. *Environmental Science & Technology*, 2020, 43(S2): 95-100.
- [6] BAI G L, ZHANG Y, YAN P, et al. Spatial and seasonal variation of water parameters, sediment properties, and submerged macrophytes after ecological restoration in a long-term (6 year) study in Hangzhou west lake in China: Submerged macrophyte distribution influenced by environmental variables[J]. *Water Research*, 2020, 186: 116379.
- [7] LEGUIZAMO M A O, GÓMEZ W D F, SARMIENTO M C G. Native herbaceous plant species with potential use in phytoremediation of heavy metals, spotlight on wetlands: review[J]. *Chemosphere*, 2017, 168: 1230-1247.
- [8] 冯优,陈庆锋,李金业,等. 水生植物对不同氮磷水平养殖尾水的综合净化能力比较[J]. *农业环境科学学报*, 2020, 39(10): 2397-2408.
FENG Y, CHEN Q F, LI J Y, et al. Comparison of purification ability of aquatic plants under different concentrations of nitrogen and phosphorus in tailrace of livestock wastewater[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2020, 39(10): 2397-2408.
- [9] JEPPESEN E, JENSEN J P, SØNDERGAARD M, et al. Top-down control in freshwater lakes: the role of nutrient state, submerged macrophytes and water depth[J]. *Hydrobiologia*, 1997, 342: 151-164.
- [10] MOI D A, ROMERO G Q, JEPPESEN E, et al. Regime shifts in a shallow lake over 12 years: consequences for taxonomic and functional diversities, and ecosystem multifunctionality[J]. *Journal of Animal Ecology*, 2022, 91(3): 551-565.
- [11] MOORE M T, LOCKE M A, KRÖGER R. Using aquatic vegetation to remediate nitrate, ammonium, and soluble reactive phosphorus in simulated runoff[J]. *Chemosphere*, 2016, 160: 149-154.
- [12] 徐蕾,袁晓初,庄萍,等. 利用乡土水生植物治理污水的研究进展[J]. *环境工程*, 2019, 37(S1): 44-48, 53.
XU L, YUAN X C, ZHUANG P, et al. Advances in utilization of native aquatic plants in the water pollution treatment[J]. *Environmental Engineering*, 2019, 37(S1): 44-48, 53.
- [13] 王兴利,吴晓晨,王晨野,等. 水生植物生态修复重金属污染水体研究进展[J]. *环境污染与防治*, 2020, 42(1): 107-112.
WANG X L, WU X C, WANG C Y, et al. Research progress on ecological remediation of heavy metal polluted water by aquatic plants[J]. *Environmental Pollution & Control*, 2020, 42(1): 107-112.
- [14] 周毅,潘伟亮,谢会敏,等. 微生物强化水生植物修复污染水体研究进展[J]. *环境科学与技术*, 2023, 46(6): 212-220.
ZHOU Y, PAN W L, XIE H M, et al. Research progress in microbial enhancement of phyto-remediation of polluted water by aquatic plants[J]. *Environmental Science & Technology*, 2023,

- 46(6): 212-220.
- [15] 何洋, 董志成, 刘林德, 等. 沉积物中多环芳烃的植物修复研究进展 [J]. 环境工程, 2018, 36(2): 168-172.
HE Y, DONG Z C, LIU L D, et al. Research progress of phytoremediation on contaminated sediments with polycyclic aromatic hydrocarbons[J]. Environmental Engineering, 2018, 36(2): 168-172.
- [16] 汤贝贝, 张振华, 卢信, 等. 养殖废水中抗生素的植物修复研究进展 [J]. 江苏农业学报, 2017, 33(1): 224-232.
TANG B B, ZHANG Z H, LU X, et al. Advances in Phytoremediation of antibiotics in breeding wastewater[J]. Jiangsu Journal of Agricultural Sciences, 2017, 33(1): 224-232.
- [17] 邓辅唐, 孙珮石, 李强, 等. 湿地水生植物的利用途径与净化污水作用研究 [J]. 生态经济, 2005, 21(4): 66-69.
DENG F T, SUN P S, LI Q, et al. Study on utilization ways of aquatic plants in wetland and their sewage purification function[J]. Ecological Economy, 2005, 21(4): 66-69.
- [18] BLINDOW I, ANDERSSON G, HARGEGBY A, et al. Long-term pattern of alternative stable states in two shallow eutrophic lakes[J]. Freshwater Biology, 1993, 30(1): 159-167.
- [19] PHILLIPS G L, EMINSON D, MOSS B. A mechanism to account for macrophyte decline in progressively eutrophicated freshwaters[J]. Aquatic Botany, 1978, 4: 103-126.
- [20] 刘伸伸, 张震, 何金铃, 等. 水生植物对氮磷及重金属污染水体的净化作用 [J]. 浙江农林大学学报, 2016, 33(5): 910-919.
LIU S S, ZHANG Z, HE J L, et al. Purification effect of aquatic plants on nitrogen, phosphorus and heavy metal polluted water[J]. Journal of Zhejiang A & F University, 2016, 33(5): 910-919.
- [21] YANG F, XIAO K Q, PAN H Y, et al. Chloroplast: the emerging battlefield in plant-microbe interactions[J]. Frontiers in Plant Science, 2021, 12: 637853.
- [22] FANG, J H, DONG, J Y, LI, C C, et al. Response of microbial community composition and function to emergent plant rhizosphere of a constructed wetland in northern China[J]. Applied Soil Ecology, 2021, 168(61): 104141.
- [23] 韩沙沙, 温琰茂. 富营养化水体沉积物中磷的释放及其影响因素 [J]. 生态学杂志, 2004, 23(2): 98-101. HAN S S, WEN Y M. Phosphorus release and affecting factors in the sediments of eutrophic water[J]. Chinese Journal of Ecology, 2004, 23(2): 98-101.
- [24] FRANKLIN P, DUNBAR M, WHITEHEAD P. Flow controls on lowland river macrophytes: a review[J]. Science of the Total Environment, 2008, 400(1-3): 369-378.
- [25] MADSEN J D, CHAMBERS P A, JAMES W F, et al. The interaction between water movement, sediment dynamics and submersed macrophytes[J]. Hydrobiologia, 2000, 444: 71-84.
- [26] 郭长城, 江亭桂, 潘国权, 等. 静态条件下水生植物对悬浮颗粒物沉积的影响 [J]. 人民长江, 2007, 38(1): 122-123.
GUO C C, JIANG T G, PAN G Q, et al. Influence of aquatic plant on suspended particle deposition under static condition[J]. Yangtze River, 2007, 38(1): 122-123.
- [27] 吴振斌, 邱东茹, 贺锋, 等. 水生植物对富营养水体水质净化作用研究 [J]. 武汉植物学研究, 2001, 19(4): 299-303.
WU Z B, QIU D R, HE F, et al. Studies on eutrophicated water quality improvement by means of aquatic macrophytes[J]. Journal of Wuhan Botanical Research, 2001, 19(4): 299-303.
- [28] ZAGHLOUL A, SABER M, GADOW S, et al. Biological indicators for pollution detection in terrestrial and aquatic ecosystems[J]. Bulletin of the National Research Centre, 2020, 44(1): 127.
- [29] 彭文涛. 水生植物在水生态环境修复工作中的应用 [J]. 皮革制作与环保科技, 2021, 2(15): 66-67.
PENG W T. Application of aquatic plants in the restoration of water ecological environment[J]. Leather Manufacture and Environmental Technology, 2021, 2(15): 66-67.
- [30] GORITO A M, RIBEIRO A R, ALMEIDA C M R, et al. A review on the application of constructed wetlands for the removal of priority substances and contaminants of emerging concern listed in recently launched EU legislation[J]. Environmental Pollution, 2017, 227: 428-443.
- [31] LI Q, GU P, ZHANG H, et al. Response of submerged macrophytes and leaf biofilms to the decline phase of *Microcystis aeruginosa*: antioxidant response, ultrastructure, microbial properties, and potential mechanism[J]. Science of the Total Environment, 2020, 699: 134325.
- [32] JIANG M Q, ZHOU Y P, WANG N, et al. Allelopathic effects of harmful algal extracts and exudates on biofilms on leaves of *Vallisneria spiralis* L. [J]. Science of the Total Environment, 2019, 655: 823-830.
- [33] RIVA V, RIVA F, VERGANI L, et al. Microbial assisted phytodepuration for water reclamation: environmental benefits and threats[J]. Chemosphere, 2020, 241: 124843.
- [34] 许航, 陈焕壮, 熊启权, 等. 水生植物塘脱氮除磷的效能及机理研究 [J]. 哈尔滨建筑大学学报, 1999(4): 69-73.
XU H, CHEN H Z, XIONG Q Q, et al. Studies on the efficiencies and mechanisms of N and P removal in macrophyte ponds[J]. Journal of Harbin University of Civil Engineering and Architecture, 1999(4): 69-73.
- [35] ALI S, ABBAS Z, RIZWAN M, et al. Application of floating aquatic plants in phytoremediation of heavy metals polluted water: a review[J]. Sustainability, 2020, 12(5): 1927.
- [36] 杨帆, 焉志远, 韩辉, 等. 水生植物在水体污染修复中应用研究进展 [J]. 国土与自然资源研究, 2024(2): 73-74.
YANG F, YAN Z Y, HAN H, et al. Research advances on application of aquatic plants in bioremediation of polluted water[J]. Territory & Natural Resources Study, 2024(2): 73-74.
- [37] 张正庆, 鲍美娥, 陈嘉斌, 等. 植物对重金属的耐性机制 [J]. 甘肃科技, 2013, 29(5): 69-71.
ZHANG Z Q, BAO M E, CHEN J B, et al. Tolerance mechanism of plants to heavy metals[J]. Gansu Science and Technology, 2013, 29(5): 69-71.
- [38] BAKER A J M. Metal tolerance[J]. New Phytologist, 1987, 106: 93-111.
- [39] 张春雨, 王海娟, 王宏斌. 赤霉素介导下植物对重金属的耐性机理 [J]. 生态与农村环境学报, 2020, 36(2): 137-144.
ZHANG C Y, WANG H J, WANG H B. Mechanisms of plant tolerance to heavy metals mediated by gibberellic acid[J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2020, 36(2): 137-144.
- [40] TAO H F, WU Y Z, LIU S X, et al. Over-expression of LsEXPA6,

- a lettuce expansin gene, improves cadmium stress tolerance in transgenic Arabidopsis[J]. *Gene*, 2025, 933: 148927.
- [41] 苗志加, 孟祥源, 李书缘, 等. 丛枝菌根真菌修复重金属污染土壤及增强植物耐性研究进展 [J]. *农业环境科学学报*, 2023, 42(2): 252-262.
- MIAO Z J, MENG X Y, LI S Y, et al. Research progress on arbuscular mycorrhizal fungi (AMF) in remediation of heavy metal contaminated soil and enhancement of plant tolerance[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2023, 42(2): 252-262.
- [42] PRATAS J, PAULO C, FAVAS P J C, et al. Potential of aquatic plants for phytofiltration of uranium-contaminated waters in laboratory conditions[J]. *Ecological Engineering*, 2014, 69: 170-176.
- [43] 种云霄, 胡洪营, 钱易. 大型水生植物在水污染治理中的应用研究进展 [J]. *环境污染治理技术与设备*, 2003(2): 36-40.
- CHONG Y X, HU H Y, QIAN Y. Advances in utilization of macrophytes in water pollution control[J]. *Techniques and Equipment for Environmental Pollution Control*, 2003(2): 36-40.
- [44] 李倩, 田翠翠, 肖邦定. 黑藻根际对沉积物中氨氧化细菌和古菌的影响 [J]. *环境工程学报*, 2014, 8(10): 4209-4214.
- LI Q, TIAN C C, XIAO B D. Effect of *Hydrilla verticillata* rhizosphere on ammonia oxidizing bacteria and archaea in sediment[J]. *Chinese Journal of Environmental Engineering*, 2014, 8(10): 4209-4214.
- [45] Xie P, Liu J. Practical success of biomanipulation using filter-feeding fish to control cyanobacteria blooms[J]. *The Scientific World Journal*, 2001, 1(1): 337-356.
- [46] TOYAMA T, YU N, KUMADA H, et al. Accelerated aromatic compounds degradation in aquatic environment by use of interaction between *Spirodela polyrrhiza* and bacteria in its rhizosphere[J]. *Journal of Bioscience and Bioengineering*, 2006, 101(4): 346-353.
- [47] WANG L Z, WU X Y, SONG H L, et al. Effect of environmental factors on phosphorus transformation during the growth of submerged macrophytes[J]. *SN Applied Sciences*, 2023, 5(4): 111.
- [48] 李华歆, 殷春雨, 杨国梁, 等. 不同功能型沉水植物对溶解氧影响及环境效应 [J]. *水生生物学报*, 2024, 48(2): 232-241.
- LI H X, YIN C Y, YANG G L, et al. Different functional types of submerged macrophytes on dissolved oxygen and its environmental effects[J]. *Acta Hydrobiologica Sinica*, 2024, 48(2): 232-241.
- [49] 干露. 不同微生物对作物根系分泌物的影响 [D]. 武汉: 湖北大学, 2017.
- GAN L. Effects of different microorganisms on crop root exudates[D]. Wuhan: Hubei University, 2017.
- [50] STURZ A V, CHRISTIE B R. Beneficial microbial allelopathies in the root zone: the management of soil quality and plant disease with rhizobacteria[J]. *Soil and Tillage Research*, 2003, 72(2): 107-123.
- [51] 刘建康. 高级水生生物学 [M]. 北京: 科学出版社, 1999.
- LIU J K. Advanced aquatic biology[M]. Beijing: Science Press, 1999.
- [52] 袁木. 西安市景观水体水生植物造景研究 [D]. 西安, 西安建筑科技大学, 2021.
- Yuan M. Research on the aquatic plants landscape building of landscape[D]. Xi'an, Xi'an University of Architecture and Technology, 2021.
- [53] CONLEY D J, PAERL H W, HOWARTH R W, et al. Controlling eutrophication: nitrogen and phosphorus[J]. *Science*, 2009, 323(5917): 1014-1015.
- [54] 卢宏伟, 曾光明, 金相灿. 湖滨生态带恢复与重建研究进展 [J]. *湖南大学学报 (自然科学版)*, 2003, 30(S1): 85-89.
- LU H W, ZENG G M, JIN X C. Research progress on restoration and reconstruction of lakeside ecological belt[J]. *Journal of Hunan University (Natural Sciences)*, 2003, 30(S1): 85-89.
- [55] VAN DER STEEN P, BRENNER A, VAN BUUREN J, et al. Post-treatment of UASB reactor effluent in an integrated duckweed and stabilization pond system[J]. *Water Research*, 1999, 33(3): 615-620.
- [56] GRANÉLI W, SOLANDER D. Influence of aquatic macrophytes on phosphorus cycling in lakes[J]. *Hydrobiologia*, 1988, 170(1): 245-266.
- [57] ROLLAND D C, HAURY J, MARMONIER P, et al. Effect of macrophytes on flow conditions and deposition of suspended particles in small streams: an experimental study using artificial vegetation[J]. *Revue des Sciences de l'Eau*, 2015, 28(3): 231-245.
- [58] WOOD K A, O'HARE M T, MCDONALD C, et al. Herbivore regulation of plant abundance in aquatic ecosystems[J]. *Biological Reviews*, 2017, 92(2): 1128-1141.
- [59] VANDERSTUKKEN M, DECLERCK S A J, DECAESTECKER E, et al. Long-term allelopathic control of phytoplankton by the submerged macrophyte *Elodea nuttallii*[J]. *Freshwater Biology*, 2014, 59(5): 930-941.
- [60] BAI G L, LIU Y L, LIU Z S, et al. Effects of lake geo-engineering on plankton in a typical shallow urban lake: evidence based on 10-year data[J]. *ACS ES&T Engineering*, 2023, 3(1): 105-120.
- [61] HARGREAVES A J, CONSTANTINO C, DOTRO G, et al. Fate and removal of metals in municipal wastewater treatment: a review[J]. *Environmental Technology Reviews*, 2018, 7(1): 1-18.
- [62] PRATAS J, PAULO C, FAVAS P J C, et al. Potential of aquatic plants for phytofiltration of uranium-contaminated waters in laboratory conditions[J]. *Ecological Engineering*, 2014, 69: 170-176.
- [63] JAFARI N. Ecological and socio-economic utilization of water hyacinth (*Eichhornia crassipes* Mart Solms)[J]. *Journal of Applied Sciences and Environmental Management*, 2010, 14(2): 43-49.
- [64] SHUVAEVA O V, BELCHENKO L A, ROMANOVA T E. Studies on cadmium accumulation by some selected floating macrophytes[J]. *International Journal of Phytoremediation*, 2013, 15(10): 979-990.
- [65] FAZAL S, ZHANG B P, MEHMOOD Q. Biological treatment of combined industrial wastewater[J]. *Ecological Engineering*, 2015, 84: 551-558.
- [66] SKINNER K, WRIGHT N, PORTER-GOFF E. Mercury uptake and accumulation by four species of aquatic plants[J]. *Environmental Pollution*, 2007, 145(1): 234-237.
- [67] GONZALES-GUSTAVSON E, RUSIÑOL M, MEDEMA G, et al. Quantitative risk assessment of norovirus and adenovirus for the use of reclaimed water to irrigate lettuce in Catalonia[J]. *Water Research*, 2019, 153: 91-99.
- [68] MISHRA V K, TRIPATHI B D. Concurrent removal and accumulation of heavy metals by the three aquatic macrophytes[J].

- Bioresource Technology, 2008, 99(15): 7091-7097.
- [69] RADIĆ S, STIPANICEV D, CVJETKO P, et al. Ecotoxicological assessment of industrial effluent using duckweed (*Lemna minor* L.) as a test organism[J]. Ecotoxicology, 2010, 19(1): 216-222.
- [70] BÖCÜK H, YAKAR A, TÜRKER O C. Assessment of *Lemna gibba* L. (duckweed) as a potential ecological indicator for contaminated aquatic ecosystem by boron mine effluent[J]. Ecological Indicators, 2013, 29: 538-548.
- [71] HEMPEL M, BOTTÉ S E, NEGRIN V L, et al. The role of the smooth cordgrass *Spartina alterniflora* and associated sediments in the heavy metal biogeochemical cycle within Bahía Blanca estuary salt marshes[J]. Journal of Soils and Sediments, 2008, 8(5): 289-297.
- [72] STOLT E, GREGER M. Accumulation properties of As, Cd, Cu, Pb and Zn by four wetland plant species growing on submerged mine tailings[J]. Environmental and Experimental Botany, 2002, 47(3): 271-280.
- [73] KUTTY A A, AL-MAHAQERI S A. An investigation of the levels and distribution of selected heavy metals in sediments and plant species within the vicinity of ex-iron mine in bukit besi[J]. Journal of Chemistry, 2016, 2016: 2096147.
- [74] RUDIN S M, MURRAY D W, WHITFIELD T J S. Retrospective analysis of heavy metal contamination in Rhode Island based on old and new herbarium specimens[J]. Applications in Plant Sciences, 2017, 5(1): 1600108.
- [75] PRASAD M, GREGER M, ARAVIND P. Biogeochemical cycling of trace elements by aquatic and wetland plants: relevance to phytoremediation[M]//Trace elements in the environment. Boca Raton: CRC Press, 2005: 469-500.
- [76] SAYGI DEĞER S, DOĞAN M. Lead and cadmium accumulation and toxicity in the presence of EDTA in *Lemna minor* L. and *Ceratophyllum demersum* L.[J]. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology, 2004, 73(1): 182-189.
- [77] BRANKOVIĆ S, PAVLOVIĆ-MURATSPAHIĆ D, TOPUZOVIĆ M, et al. Metals concentration and accumulation in several aquatic macrophytes[J]. Biotechnology & Biotechnological Equipment, 2012, 26(1): 2731-2736.
- [78] PENG K J, LUO C L, LOU L Q, et al. Bioaccumulation of heavy metals by the aquatic plants *Potamogeton pectinatus* L. and *Potamogeton malaiianus* Miq. and their potential use for contamination indicators and in wastewater treatment[J]. Science of the Total Environment, 2008, 392(1): 22-29.
- [79] STOTTMEISTER U, WIEßNER A, KUSCHK P, et al. Effects of plants and microorganisms in constructed wetlands for wastewater treatment[J]. Biotechnology Advances, 2003, 22(1-2): 93-117.
- [80] 吴振斌, 成水平, 贺锋, 等. 复合垂直流人工湿地 [M]. 北京: 科学出版社, 2008.
- WU Z B, CHENG S P, HE F, et al. Integrated vertical-flow constructed wetland[M]. Beijing: Science Press, 2008.
- [81] HUANG Y M, LATORRE A, BARCELÓ D, et al. Factors affecting linear alkylbenzene sulfonates removal in subsurface flow constructed wetlands[J]. Environmental Science & Technology, 2004, 38(9): 2657-2663.
- [82] KOLPIN D W, FURLONG E T, MEYER M T, et al. Pharmaceuticals, hormones, and other organic wastewater contaminants in U.S. streams, 1999-2000: a national reconnaissance[J]. Environmental Science & Technology, 2002, 36(6): 1202-1211.
- [83] MANDER Ü, TEITER S, LÖHMUS K, et al. Emission rates of N₂O, N₂, and CH₄ in riparian alder forests and subsurface flow constructed wetlands[J]. Wetlands-Nutrients, Metals, and Mass Cycling, Vymazal J.(ed.) Backhuys Publishers: Leiden, The Netherlands, 2003: 259-280.
- [84] PANT H K, REDDY K R, LEMON E. Phosphorus retention capacity of root bed media of sub-surface flow constructed wetlands[J]. Ecological Engineering, 2001, 17(4): 345-355.
- [85] ZIMMELS Y, KIRZHNER F, MALKOVSKAJA A. Application of *Eichhornia crassipes* and *Pistia stratiotes* for treatment of urban sewage in Israel[J]. Journal of Environmental Management, 2006, 81(4): 420-428.
- [86] Khoulood B, Leila M, Lynda H, et al. Treatment of domestic wastewater using two substrates of constructed wetland planted with phragmites australis in arid regions (Southeast Algeria, Biskra) [J]. pollution, 2024, 10(4): 1044.
- [87] 赵海超, 刘景辉, 王圣瑞, 等. 水生维管束植物在湖泊富营养化生态修复中的应用 [J]. 中国农业科技导报, 2006, 8(3): 47-52.
- ZHAO H C, LIU J H, WANG S R, et al. The application of aquatic vascular macrophytes on ecological restoration of eutrophication lake[J]. Review of China Agricultural Science and Technology, 2006, 8(3): 47-52.
- [88] MA L, HE F, SUN J, et al. Remediation effect of pond-ditch circulation on rural wastewater in Southern China[J]. Ecological Engineering, 2015, 77: 363-372.
- [89] MA L, HE F, HUANG T, et al. Nitrogen and phosphorus transformations and balance in a pond-ditch circulation system for rural polluted water treatment[J]. Ecological Engineering, 2016, 94: 117-126.
- [90] MATISOFF G, KALTENBERG E M, STEELY R L, et al. Internal loading of phosphorus in western lake Erie[J]. Journal of Great Lakes Research, 2016, 42(4): 775-788.
- [91] LÜRLING M, MACKAY E, REITZEL K, et al. Editorial-A critical perspective on geo-engineering for eutrophication management in lakes[J]. Water Research, 2016, 97: 1-10.
- [92] LIU Z S, ZHANG Y, YAN P, et al. Synergistic control of internal phosphorus loading from eutrophic lake sediment using MMF coupled with submerged macrophytes[J]. Science of the Total Environment, 2020, 731: 138697.
- [93] LIU Z S, BAI G L, LIU Y L, et al. Long-term study of ecological restoration in a typical shallow urban lake[J]. Science of the Total Environment, 2022, 846: 157505.
- [94] BOUABIDI Z B, EL-NAAS M H, ZHANG Z E. Immobilization of microbial cells for the biotreatment of wastewater: a review[J]. Environmental Chemistry Letters, 2019, 17(1): 241-257.
- [95] AYDIN S, ARABACI D N, SHAHI A, et al. Enhanced removal of antibiotics using *Eichhornia crassipes* root biomass in an aerobic hollow-fiber membrane bioreactor[J]. Biofouling, 2022, 38(3): 223-234.
- [96] PINCAM T, BRIX H, JAMPEETONG A. Treatment of anaerobic

- digester effluent using *Acorus calamus*: effects on plant growth and tissue composition[J]. *Plants*, 2018, 7(2): 36.
- [97] 李亚华. 沉水植物根际促生菌筛选及其对苦草 (*Vallisneria spiralis*) 促生效果和机理研究 [D]. 武汉, 中国地质大学 (武汉), 2021.
- LI Y H. Screening of plant growth promoting rhizobacteria resources from submerged macrophytes and their promotion effect and mechanisms for *Vallisneria spiralis* growth[D]. Wuhan, China University of Geosciences (Wuhan), 2021.
- [98] 成水平, 吴振斌, 况琪军. 人工湿地植物研究 [J]. *湖泊科学*, 2002, 14(2): 179-184.
- CHENG S P, WU Z B, KUANG Q J. Macrophytes in artificial wetland[J]. *Journal of Lake Science*, 2002, 14(2): 179-184.
- [99] 王国祥, 濮培民, 张圣照, 等. 冬季水生高等植物对富营养化湖水的净化作用 [J]. *中国环境科学*, 1999, 19(2): 106-109.
- WANG G X, PU P M, ZHANG S Z, et al. The purification ability of aquatic macrophytes for eutrophic lake water in winter[J]. *China Environmental Science*, 1999, 19(2): 106-109.
- [100] 童昌华, 杨肖娥, 濮培民. 低温季节水生植物对污染水体的净化效果研究 [J]. *水土保持学报*, 2003, 17(2): 159-162.
- TONG C H, YANG X E, PU P M. Effect on polluted water decontaminated by hydrophytes in low temperature[J]. *Journal of Soil Water Conservation*, 2003, 17(2): 159-162.
- [101] 陈飞星, 朱斌. 利用水生植物改善北京动物园水环境的研究初探 [J]. *上海环境科学*, 2002, 21(8): 469-472.
- CHEN F X, ZHU B. Preliminary study on improvement of Beijing zoo water environment by using aquatic macrophytes[J]. *Shanghai Environmental Sciences*, 2002, 21(8): 469-472.
- [102] 褚淑祎, 景创新, 张夏颖, 等. 水生植物修复铁污染水体的效果及作用机制 [J]. *应用生态学报*, 2020, 31(2): 608-614.
- CHU S Y, JING C X, ZHANG X Y, et al. Remediation performance and mechanism of aquatic plants for iron polluted water[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2020, 31(2): 608-614.
- [103] VYMAZAL J, KRÖPFELOVÁ L, ŠVEHLA J, et al. Can multiple harvest of aboveground biomass enhance removal of trace elements in constructed wetlands receiving municipal sewage?[J]. *Ecological Engineering*, 2010, 36(7): 939-945.
- [104] BONANNO G. Trace element accumulation and distribution in the organs of *Phragmites australis* (common reed) and biomonitoring applications[J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2011, 74(4): 1057-1064.
- [105] 杨秀平, 邹海明. 美人蕉、水芹处理农村生活污水应用研究 [J]. *安徽科技学院学报*, 2019, 33(5): 58-64.
- YANG X P, ZOU H M. Investigation into treatment of rural domestic sewage by *Canna indica* L. and *Oenanthe javanica*[J]. *Journal of Anhui Science and Technology University*, 2019, 33(5): 58-64.
- [106] 庞庆庄, 郭建超, 魏超, 等. 4 种湿地植物对污水中氮磷的去除效能及其迁移规律 [J]. *西北林学院学报*, 2019, 34(6): 68-73.
- PANG Q Z, GUO J C, WEI C, et al. Migration regularity and removal efficiency of nitrogen and phosphorus by four different wetland plants[J]. *Journal of Northwest Forestry University*, 2019, 34(6): 68-73.
- [107] 赵丽君, 陈刚新, 张文超, 等. 2 种漂浮植物对再生水水质净化能力比较 [J]. *环境工程*, 2019, 37(6): 58-63.
- ZHAO L J, CHEN G X, ZHANG W C, et al. Comparison of purification of reclaimed water quality by two kinds of floating plants[J]. *Environmental Engineering*, 2019, 37(6): 58-63.
- [108] 夏梦华, 刘铭羽, 郭宁宁, 等. 美人蕉、梭鱼草和黄菖蒲人工湿地系统对养猪废水的脱氮特征研究 [J]. *生态与农村环境学报*, 2020, 36(8): 1080-1088.
- XIA M H, LIU M Y, GUO N N, et al. Study on nitrogen removal characteristics of swine wastewater in the constructed wetland systems of *Canna indica*, *Pontederia cordata* and *Iris pseudacorus*[J]. *Journal of Ecology and Rural Environment*, 2020, 36(8): 1080-1088.
- [109] LU X, GAO Y, LUO J, et al. Interaction of veterinary antibiotic tetracyclines and copper on their fates in water and water hyacinth (*Eichhornia crassipes*)[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2014, 280: 389-398.
- [110] 陈小洁, 李凤玉, 郝雅宾. 两种水生植物对抗生素污染水体的修复作用 [J]. *亚热带植物科学*, 2012, 41(4): 1-7.
- CHEN X J, LI F Y, HAO Y B. The preliminary exploration of remediation the antibiotics polluted water by two hydrophytes[J]. *Subtropical Plant Science*, 2012, 41(4): 1-7.
- [111] FORNI C, CASCON A, COZZOLIN S, et al. Drugs uptake and degradation by aquatic plants as a bioremediation technique[J]. *Minerva Biotechnology*, 2001, 13(2): 151-152.
- [112] SINGH V, PANDEY B, SUTHAR S. Phytotoxicity and degradation of antibiotic ofloxacin in duckweed (*Spirodela polyrhiza*) system[J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2019, 179: 88-95.
- [113] HUANG J, XIAO J, CHEN M, et al. Fate of silver nanoparticles in constructed wetlands and its influence on performance and microbiome in the ecosystems after a 450-day exposure[J]. *Bioresource Technology*, 2019, 281: 107-117.
- [114] ASZTEMBORSKA M, JAKUBIAK M, STĘBOROWSKI R, et al. Titanium dioxide nanoparticle circulation in an aquatic ecosystem[J]. *Water, Air, and Soil Pollution*, 2018, 229(6): 208.
- [115] SEKOMO C B, ROUSSEAU D P L, SALEH S A, et al. Heavy metal removal in duckweed and algae ponds as a polishing step for textile wastewater treatment[J]. *Ecological Engineering*, 2012, 44: 102-110.
- [116] ALVARADO S, GUÉDEZ M, LUÉ-MERÚ M P, et al. Arsenic removal from waters by bioremediation with the aquatic plants Water Hyacinth (*Eichhornia crassipes*) and Lesser Duckweed (*Lemna minor*)[J]. *Bioresource Technology*, 2008, 99(17): 8436-8440.
- [117] TOYAMA T, FURUKAWA T, MAEDA N, et al. Accelerated biodegradation of Pyrene and benzo[a]pyrene in the *Phragmites australis* rhizosphere by bacteria-root exudate interactions[J]. *Water Research*, 2011, 45(4): 1629-1638.
- [118] LIN Q X, MENDELSSOHN I A. Potential of restoration and phytoremediation with *Juncus roemerianus* for diesel-contaminated coastal wetlands[J]. *Ecological Engineering*, 2009, 35(1): 85-91.
- [119] LU H L, ZHANG Y, LIU B B, et al. Rhizodegradation gradients of phenanthrene and pyrene in sediment of mangrove (*Kandelia candel* (L.) Druce)[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2011, 196:

- 263-269.
- [120] LIU H Y, MENG F B, TONG Y D, et al. Effect of plant density on phytoremediation of polycyclic aromatic hydrocarbons contaminated sediments with *Vallisneria spiralis*[J]. Ecological Engineering, 2014, 73: 380-385.
- [121] 张雨, 晏再生, 吴慧芳, 等. 沉水植物苦草 (*Vallisneria natans*) 对多环芳烃污染沉积物的修复作用 [J]. 湖泊科学, 2018, 30(4): 1012-1018.
- ZHANG Y, YAN Z S, WU H F, et al. Remedial function of submersed macrophyte *Vallisneria natans* to PAHs-contaminated sediments[J]. Journal of Lake Sciences, 2018, 30(4): 1012-1018.
- [122] 金树权, 周金波, 包薇红, 等. 5 种沉水植物的氮、磷吸收和水质净化能力比较 [J]. 环境科学, 2017, 38(1): 156-161.
- JIN S Q, ZHOU J B, BAO W H, et al. Comparison of nitrogen and phosphorus uptake and water purification ability of five submerged macrophytes[J]. Environmental Science, 2017, 38(1): 156-161.
- [123] 周晓燕, 贾涛, 杨涓. 几种水生植物去污能力比较研究 [J]. 安徽农学通报, 2017, 23(21): 36-38.
- ZHOU X Y, JIA T, YANG J, et al. Study on purification ability of four different hydrophytes[J]. Anhui Agricultural Science Bulletin, 2017, 23(21): 36-38, 114.

(责任编辑: 孟岑)