

郭瑞, 胡凯, 许航, 等. 强紫外线辐射对人工湿地尾水处理效能的影响[J]. 净水技术, 2025, 44(5): 105-115.

GUO R, HU K, XU H, et al. Effect of intense UV radiation on performance of constructed wetland for tailwater treatment[J]. Water Purification Technology, 2025, 44(5): 105-115.

强紫外线辐射对人工湿地尾水处理效能的影响

郭瑞^{1,2}, 胡凯^{1,2,*}, 许航^{1,2}, 陈卫^{1,2}

(1. 河海大学环境学院, 浅水湖泊综合治理与资源开发教育部重点实验室, 江苏南京 210098; 2. 河海大学环境学院, 江苏南京 210098)

摘要 【目的】高原地区具有紫外线强的环境特点, 对人工湿地尾水处理技术提出了挑战。【方法】文章通过构建水平潜流人工湿地, 考察了不同紫外线辐射(40 W/m² 和 60 W/m²)条件下湿地出水水质变化, 以及湿地植物生理、形态和代谢等指标的响应, 结合根际微生物群落结构分析, 探讨了强紫外线辐射对人工湿地尾水处理效能的影响。【结果】结果表明, 紫外线辐射增强导致湿地处理效能减弱。60 W/m² 紫外线辐射条件下, 菖蒲湿地 COD、氨氮、TN 和 TP 去除率分别下降了 9.21%、13.10%、12.45% 和 5.77%。紫外线辐射抑制植物生长及引发细胞膜脂过氧化。植物根系体积下降 50%, 超氧化物歧化酶(SOD)和抗坏血酸过氧化物酶(APX)分别上升了 7.03 倍和 2.04 倍, 根际微生物群落物种丰富度下降了 14.83%。其中, 酸杆菌门(Acidobacteriota)在鸢尾和菖蒲湿地相对丰度均增加, 热脱硫菌门(Thermodesulfobacteriota)在鸢尾湿地相对丰度增加, 在菖蒲湿地相对丰度减小。冗余分析(RDA)表明, 紫外线辐射是影响湿地根际微生物群落的主要因子, 辐射强度与绿弯菌门(Chloroflexota)、拟杆菌门(Bacteroidota)和变形菌门(Pseudomonadota)占比呈正相关, 与厚壁菌门(Bacillota)占比呈负相关。【结论】强紫外线辐射可抑制植物生长和减少根际微生物多样性, 并且具有累计效应, 对湿地长期运行产生不利影响。

关键词 紫外线(UV) 人工湿地 尾水处理 湿地植物 根际微生物

中图分类号: X703 文献标志码: A 文章编号: 1009-0177(2025)05-0105-11

DOI: 10.15890/j.cnki.jsjs.2025.05.012

Effect of Intense UV Radiation on Performance of Constructed Wetland for Tailwater Treatment

GUO Rui^{1,2}, HU Kai^{1,2,*}, XU Hang^{1,2}, CHEN Wei^{1,2}

(1. Key Laboratory of Integrated Regulation and Resource Development of Shallow Lakes, Ministry of Education, School of Environment, Hohai University, Nanjing 210098, China;

2. College of Environment, Hohai University, Nanjing 210098, China)

Abstract [Objective] Intense ultraviolet(UV) radiation occurs in plateau areas, which poses a challenge to constructed wetland for tailwater treatment. [Methods] This paper constructed a horizontal subsurface constructed wetland, investigated changes in effluent quality of wetland under different UV radiation(40 W/m² and 60 W/m²), as well as the responses of indicators such as physiology, morphology and metabolism of wetland plants. Combined with the analysis of microbial community structure in the rhizome, the influence of strong UV radiation on tailwater treatment efficiency of constructed wetland was explored. [Results] The results showed that the enhanced increased UV radiation led to descending of treatment efficiency of wetland. At UV radiation of 60 W/m², removal rates of COD, ammonia nitrogen, TN and TP decreased by 9.21%, 13.10%, 12.45% and 5.77% in *Calamus* wetlands, respectively. UV radiation inhibited plant growth and induced cell membrane lipid peroxidation. The volume of plant roots decreased by 50%, superoxide dismutase(SOD) and ascorbate peroxidase(APX) increased by 7.03 times and 2.04 times, respectively, and the species richness of rhizosphere microbial community decreased by 14.83%. The relative abundance of

[收稿日期] 2024-12-12

[基金项目] 河海大学生态环境与乡村振兴研究院开放研究课题; 西藏自治区重点研发计划项目(XZ202201ZY0018N)

[作者简介] 郭瑞(1999—), 男, 硕士研究生, 主要从事污水生态处理技术研究的工作, E-mail: guoruiccc@163.com。

[通信作者] 胡凯, 男, 副研究员, 主要从事污水处理及资源化利用理论与技术研究的工作, E-mail: hukaihit@hhu.edu.cn。

Acidobacteriota increased in both *Iris* and *Calamus* wetlands, while the relative abundance of Thermodesulfobacteriota increased in *Iris* wetlands with decreasing trend in *Calamus* wetlands. Redundancy analysis (RDA) indicated that UV radiation played a crucial role in influencing the rhizosphere microbial community in wetlands. The radiation intensity demonstrated a positive correlation with Chloroflexota, Bacteroidota, and Pseudomonadota, which showed a negative correlation with Bacillota. [Conclusion] Intense UV radiation can inhibit plant growth and reduce rhizosphere microbial diversity, demonstrating cumulative effect, which shows negative impact on long-term operation of constructed wetlands.

Keywords ultraviolet (UV) constructed wetland tailwater treatment wetland plant rhizosphere microorganism

西藏平均海拔约为 4 000 m,具有海拔高、温度低、紫外线辐射强等高原环境特点^[1],对污水处理效果产生显著影响^[2]。西藏生活污水处理厂运行表明^[3],平原地区污水处理技术无法直接应用于高原地区,尤其是厌氧/缺氧/好氧(AAO)、氧化沟等生化处理技术受高原环境影响更大^[4]。人工湿地作为一种尾水生态和资源化处理方法,适宜于西藏城镇和农村生活污水处理。

目前,人工湿地在寒冷气候条件下的研究已取得进展,但是,强紫外线辐射对于人工湿地系统的影响研究较少。尤俊豪等^[5]研究了紫外线辐射对传统 AAO 工艺的影响,发现紫外线辐射促进了硝化菌与聚磷菌的生长,但抑制了反硝化菌的生长,同时通过强化活性污泥颗粒的分解-絮凝过程,增大了颗粒粒径。Li 等^[6]探究了紫外线辐射强度提高 10% 和 20% 条件下,湿地系统内氮形态以及氮去除的变化,结果表明,紫外线辐射增强了凋落物的分解,显著抑制了反硝化强度,从而降低了湿地系统的氮去除效率。综合现有研究成果,尚存在以下问题:选取的紫外线辐射强度较低,无法代表高海拔地区的实际辐射情况;缺乏湿地系统处理效能变化的全方位同步监测;强紫外线辐射条件下湿地植物、微生物等主要组成部分的响应机制尚不清晰,导致高海拔人工湿地稳定运行的调控途径有限。

综上,本文以潜流人工湿地为对象,考察不同紫外线辐射强度对湿地污染物去除的影响以及对植物生理生化、微生物群落结构的影响,揭示强紫外线辐射的抑制效应及相关响应机制,为人工湿地在高海拔地区的稳定运行提供技术支撑。

1 材料与方法

1.1 人工湿地装置构建

设计 6 座相同的模拟潜流人工湿地试验装置,位于建筑物顶层玻璃阳光房(为避免其他环境因素干扰,阳光房室温为 20~28℃,湿度为 24%~

49%)。每座装置尺寸如图 1 所示,进水区和出水区采用穿孔隔板与反应区分隔,反应区填料级配(自下而上):中陶粒层,深度为 150 mm,粒径为 10~20 mm;小陶粒层,深度为 250 mm,粒径为 3~8 mm;土壤层,深度为 150 mm,砂土粒径为 1~2 mm。进/出水区采用粒径为 5~10 mm 的砾石填充。隔板上等距设置 4 个进水孔。每座湿地装置的实测孔隙率为 35%~38%。

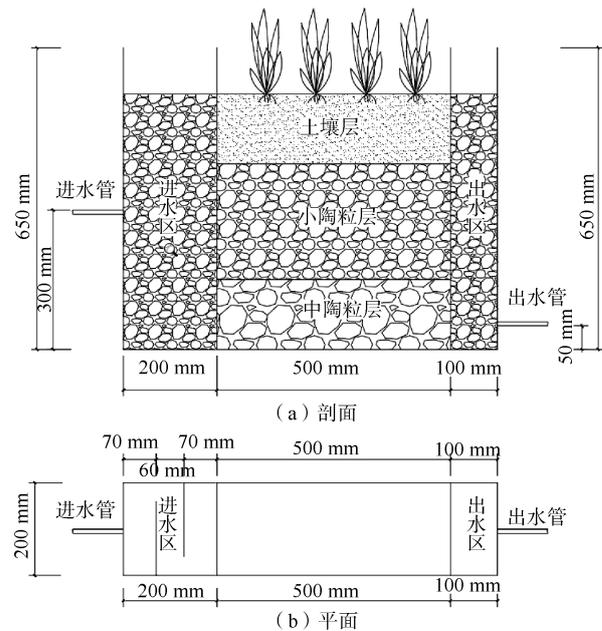


图 1 潜流人工湿地装置结构

Fig. 1 Structure of Subsurface Flow Constructed Wetland Device

湿地植物的筛选原则为污染物去除能力较强、抗寒和抗冲击负荷较强、生长稳定性与成活率高。因此,选择西藏常见的湿地植物——菖蒲和鸢尾。2 种植物采用 2×4 间种方式,确保试验周期内植物根系可充分延伸。

1.2 人工湿地装置运行

本文湿地进水为某生化处理装置出水,湿地进水水质参考西藏自治区《农村生活污水处理设施水污染物排放标准》(DB54/T 0182—2019)二级标准,

进水水质如表 1 所示。

表 1 人工湿地装置进水水质

Tab. 1 Influent Quality of Constructed Wetland

指标	数值
水温 T/°C	8.0~15.0
pH 值	6.76~7.50
COD/(mg·L ⁻¹)	94.34~98.06
TP/(mg·L ⁻¹)	2.63~2.92
氨氮/(mg·L ⁻¹)	18.28~20.81

西藏地区紫外线辐射以紫外线 A 段(UV-A)为主。本文试验在南京市开展,为了模拟不同海拔对应的地面紫外线辐射强度^[7-8],采用不同功率和数

量的紫外灯设定 2 种紫外线辐射条件,即 40 W/m² 和 60 W/m²(分别模拟海拔为 2 000 m 和 3 800 m 地区);紫外线灯管位于湿地土壤层上方 50 cm 处,并采用紫外线照度计检测植物不同高度处实际接收的紫外线辐射强度(表 2),每天紫外线灯+太阳光辐射时间为 10 h,并将仅接受太阳光照射的湿地作为对照组,即:鸢尾湿地 1(编号为 A-1,对照组)、鸢尾湿地 2(编号为 A-2,40 W/m²)、鸢尾湿地 3(编号为 A-3,60 W/m²),菖蒲湿地 1(编号为 B-1,对照组)、菖蒲湿地 2(编号为 B-2,40 W/m²)、菖蒲湿地 3(编号为 B-3,60 W/m²)。整个试验装置如图 2 所示。

表 2 人工湿地运行工况

Tab. 2 Operation Conditions of Constructed Wetland

项目	鸢尾湿地			菖蒲湿地		
日处理量/(L·d ⁻¹)	12					
水力负荷/(m ³ ·m ⁻² ·d ⁻¹)	0.12					
紫外灯辐射强度/(W·m ⁻²)	仅太阳光	40	60	仅太阳光	40	60
植物接收的紫外灯辐射强度/(W·m ⁻²)	21.05~22.19	38.72~40.69	58.15~62.88	20.99~22.26	39.09~40.27	58.37~62.43
编号	A-1	A-2	A-3	B-1	B-2	B-3
水力停留时间(HRT)/d	3.0					



图 2 配备紫外灯人工湿地装置

Fig. 2 Set-Up of Constructed Wetland with Ultraviolet Lamps

湿地装置采用连续流,进水利用蠕动泵提升进入进水区,栽种植物后即开始接受紫外灯辐射。湿地运行工况如表 2 所示。辐射初期,湿地出水 pH 略微降低,其他水质参数较稳定。启动期(21 d)后,每 3 d 取样检测水质。

1.3 分析方法

1.3.1 水质检测

本文涉及的常规水质指标检测方法如表 3 所示。

表 3 水质指标检测方法^[9]

Tab. 3 Determination Methods of Water Quality^[9]

指标	检测方法
水温	温度计法
pH	玻璃电极法
COD	重铬酸钾法
氨氮	纳氏试剂分光光度法
TN	过硫酸钾氧化-分光光度法
TP	过硫酸钾消解-钼酸铵分光光度法

1.3.2 植物检测

本文主要检测以下指标:(1)生理指标[相对叶绿素含量(SPAD)、鲜重、干重、含水率等^[10]],探讨植物对环境胁迫(紫外线辐射强度)的响应;(2)植物形态指标(根区厚度、根系长度、根系体积^[10]),直观反映植物的健康状况和适应能力;(3)植物代谢指标[超氧化物歧化酶(SOD)、抗坏血酸过氧化物酶(APX)等^[11]],从代谢调控角度揭示植物响应。

1.3.3 植物根际微生物群落

植物根际微生物群落结构分析采用高通量测序

技术。将植物根系摇晃振荡以去除大块土壤,保留根系表面约 1 mm 的粘附土壤;放入无菌管中,加入 50 mL 的磷酸缓冲盐 (PBS) 溶液,采用无菌镊子用力搅拌,移除根系后,将悬浮液离心 30 s (转速为 1 000 r/min),沉淀物即为根际土。根际土样品脱氧核糖核酸 (DNA) 分离及纯度检测、聚合酶链式反应 (PCR) 扩增和 DNA 测序由上海美吉生物有限公司完成。

2 结果与讨论

2.1 湿地污染物去除特性

2.1.1 COD 去除

不同紫外线辐射条件下,湿地出水 COD 变化如图 3 所示。A-2 湿地出水 COD 平均质量浓度为 28.05 mg/L, 满足《地表水环境质量标准》(GB

3838—2002) IV 类标准,而其他湿地未达该标准。A-2 和 A-3 湿地的 COD 平均去除率分别为 70.70% 和 67.27%,较 A-1 对照组 (75.07%) 下降了 4.37% 和 7.80%;B-2 和 B-3 湿地的 COD 平均去除率分别为 66.49% 和 62.27%,较对照组 B-1 (71.48%),下降了 4.99% 和 9.21%。结果表明,紫外线辐射导致 COD 去除率下降,并且随辐射强度增加,去除率下降更加明显。此外,由于 COD 的降解主要发生在溶解氧含量较高的湿地前端^[12],试验发现,鸢尾的根系较菖蒲更发达,庞大的根系具有更强的泌氧能力^[13],使得 A 组 (鸢尾组) COD 去除率高于 B 组 (菖蒲组)。拉萨甘曲湿地工程运行表明^[14],采用水葱、黑三棱和芦苇等植物混合套种,湿地 COD 去除率为 50%~60%,低于试验组去除率。

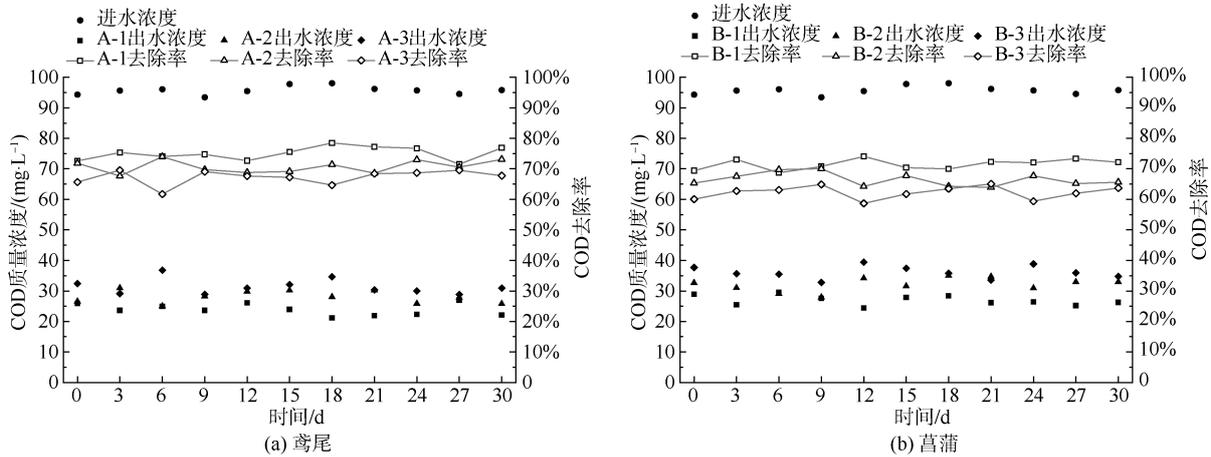


图 3 COD_{Cr} 去除效果

Fig. 3 Performance of COD_{Cr} Removal

2.1.2 N 去除

不同紫外线辐射条件下,湿地出水氨氮和 TN 变化如图 4 所示。出水氨氮平均质量浓度分别为 5.03 (A-1)、5.42 (A-2)、6.65 (A-3); 5.41 (B-1)、6.04 (B-2)、7.44 mg/L (B-3)。氨氮平均去除率分别为 67.40% (A-1)、64.88% (A-2)、57.02% (A-3); 64.99% (B-1)、60.92% (B-2)、51.89% (B-3)。结果表明,紫外线辐射使氨氮去除率降低,并且随着辐射强度的增加削弱更加明显。出水 TN 平均质量浓度分别为 7.68 (A-1)、8.16 (A-2)、9.80 (A-3); 8.17 (B-1)、8.94 (B-2)、10.84 mg/L (B-3)。TN 平均去除率分别为 63.86% (A-1)、61.56% (A-2)、53.89% (A-3); 61.57% (B-1)、57.97% (B-2)、49.12% (B-3)。TN 的去除特性与氨

氮类似。在 60 W/m² 紫外线辐射下,鸢尾湿地氨氮和 TN 去除率分别下降了 10.38% 和 9.97%,菖蒲湿地分别下降了 13.10% 和 12.45%。湿地运行期间,前期植物根系处于生长期,根系较强的泌氧能力为根系表面附着微生物去除氨氮创造了有利环境^[15-16]。后期,湿地中植物和微生物生长稳定,N 去除趋于稳定,不再发生较大波动。

在相同紫外线辐射强度下,鸢尾湿地 N 去除效能较菖蒲湿地提高 4%~6%。可见,鸢尾湿地相对于菖蒲湿地表现出更好的紫外线耐受性。

2.1.3 TP 去除

湿地出水 TP 变化如图 5 所示。各组出水 TP 浓度较稳定,去除效果较显著。但是,A-3 和 B-3 湿地去除率较对照组分别下降 8.29% 和 5.77%,存在

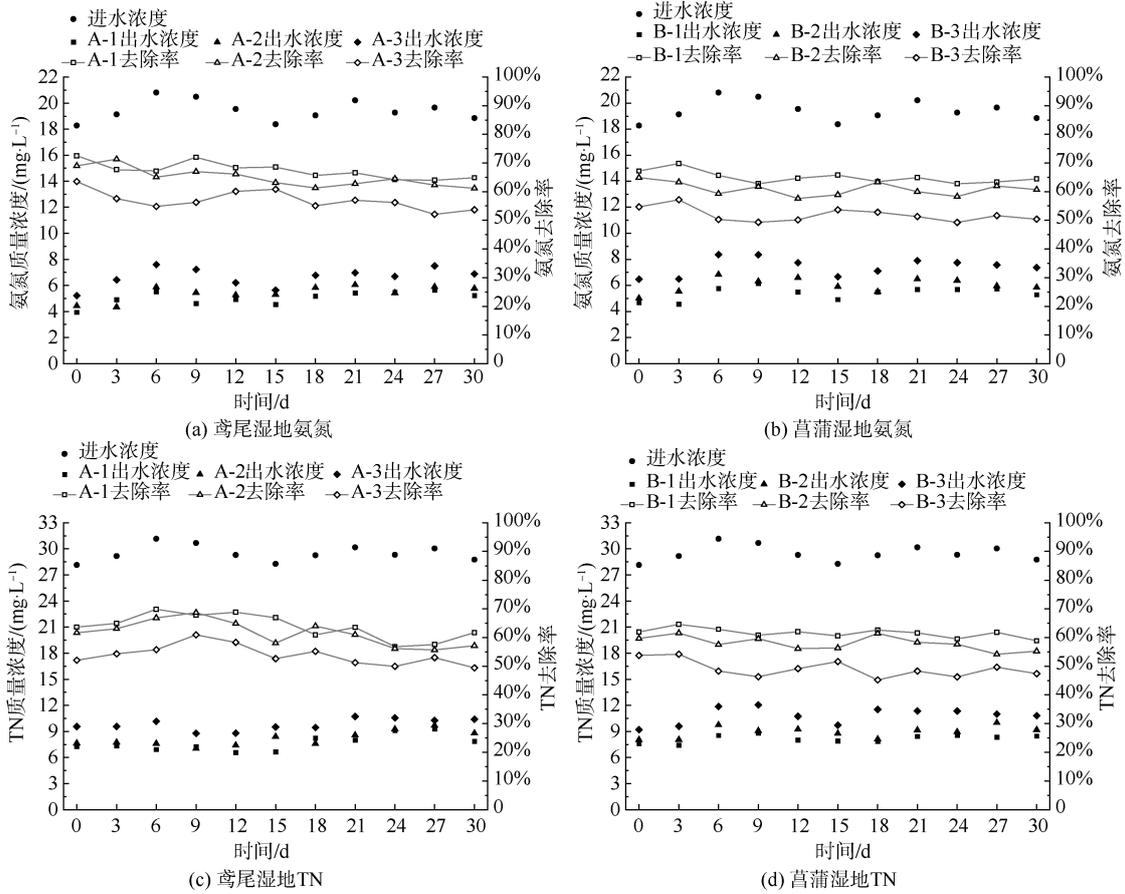


图4 N去除效果

Fig. 4 Performance of N Removal

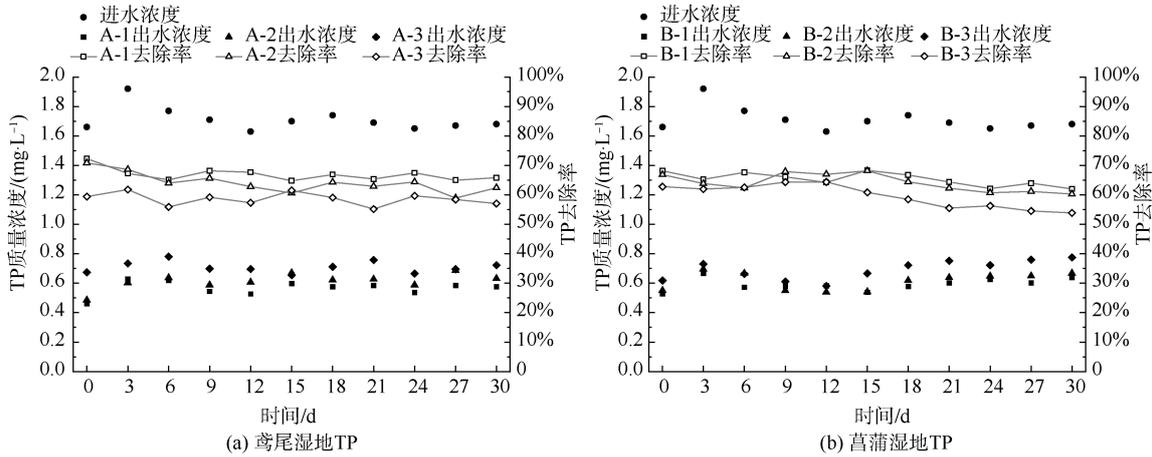


图5 TP去除效果

Fig. 5 Performance of TP removal

一定差异,原因可能是植物的影响。植物可吸收水中无机磷,而且植物根系分泌物也可与水中的磷络合,形成不溶性化合物^[17],从而实现TP去除。紫外线辐射增强,导致根系分泌物量减少,使得系统磷去除效能下降。

2.1.4 试验组数据之间的统计分析

对上述各组反应器出水水质参数值,采用方差分析(ANOVA),结果如图6所示。结果发现,A-3组与A-1组、B-3组和B-1组均具有极显著差异;但是,A-2组与A-1组COD指标方面存在较显著差

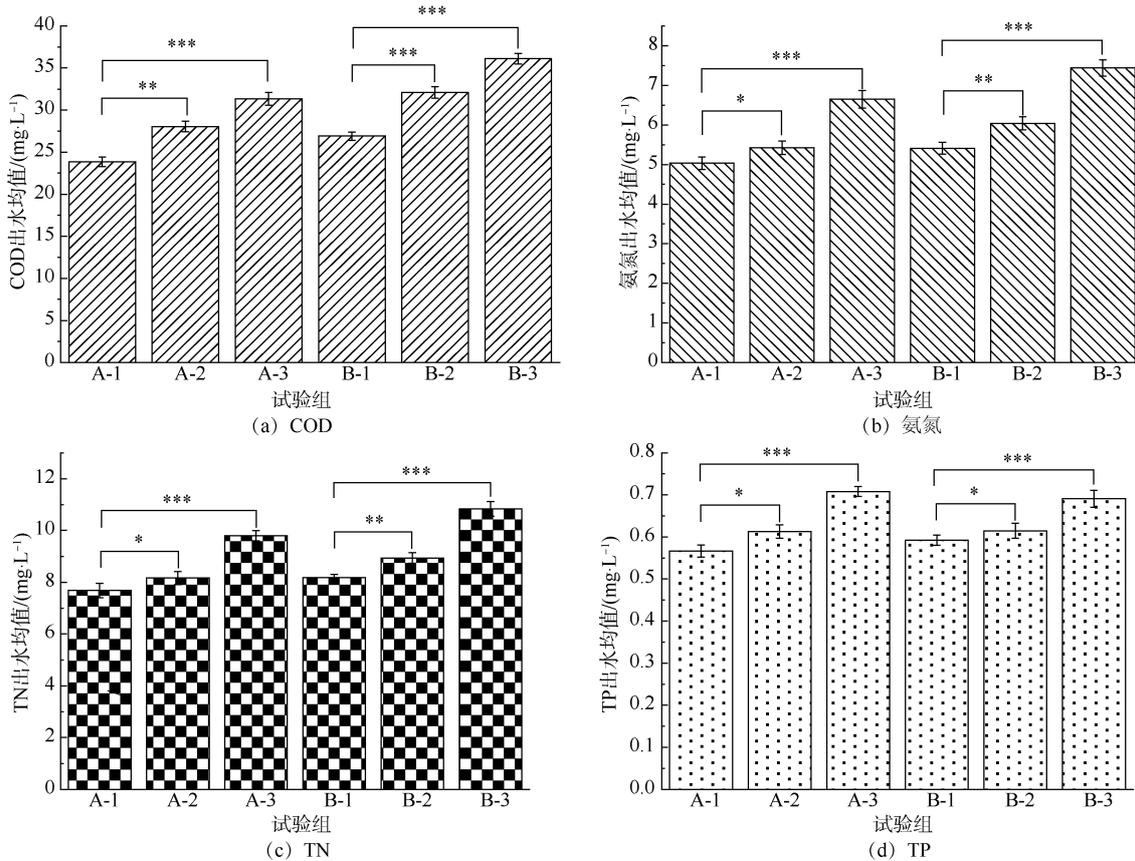


图6 试验组方差分析

Fig. 6 Variance Analysis by ANOVA for Experimental Groups

异,而其他指标无显著差异,B-2组与B-1组在COD指标方面存在极显著差异,N指标方面存在较显著差异,TP指标无显著差异。通过ANOVA分析可知,60 W/m²紫外线辐射对于湿地出水水质有极强的影响。后续将重点讨论60 W/m²紫外线辐射强度值的影响。

2.2 湿地植物的生理变化

植物在人工湿地系统中发挥重要作用。由于湿地特殊的结构,紫外线无法穿透土壤层而直接影响填料和微生物,因此暴露在地上的植物成为紫外线影响

湿地的主要媒介。研究^[18]发现,强紫外线辐射对植物根系分泌物的影响尤为显著,而根系分泌物对湿地根际微生物具有较大影响。因此,通过研究湿地植物的变化,探讨紫外线辐射对湿地系统的作用途径。

2.2.1 根系形态

不同紫外线辐射条件下,植物根系形态变化如表4所示。受到紫外线胁迫影响,植物根系厚度及体积减小。在60 W/m²紫外线辐射下,鸢尾湿地根系厚度和体积分别减少了35.11%和46.81%,菖蒲湿地分别减少了34.73%和50.00%。结果表明,植

表4 植物根系形态指标变化

Tab. 4 Changes of Plant Roots Morphology Indices

项目	A-1组	A-2组	A-3组	B-1组	B-2组	B-3组
根区厚度/cm	18.8±1.2	16.6±0.8	12.2±0.6	16.7±1.4	14.6±1.0	10.9±0.9
根系体积/(cm ³ ·株 ⁻¹)	47	39	25	42	35	21
根系鲜重/(g·株 ⁻¹)	37.49	28.17	18.36	35.18	24.03	15.96
根系干重/(g·株 ⁻¹)	14.59	12.35	9.77	15.99	12.44	9.51
含水率	61.08%	56.16%	46.79%	54.55%	48.23%	40.41%

物生长明显受到抑制,且紫外辐射强度越大,抑制作用越显著。根系发达的植物有利于扩展净化污水的空间,有利于好氧菌向湿地深度方向分布^[19]。试验组中植物根系形态指标之间存在显著差异,这与植物对紫外线的适应性有关。随着紫外线辐射强度的增加,显著抑制植物根系发育,影响了根际微生物的生长,导致处理效能的降低。这与马安娜^[20]研究结论一致,即:污染物去除与湿地植物生长状况相关。

2.2.2 光合作用能力

叶绿素可表征植物应激损伤的程度^[21],结果如图7所示。湿地运行初期,植物叶绿素含量普遍较高,尤其是A-1组和A-2组,SPAD值分别为59.1和56.4,而B-3组的叶绿素含量最低(37.1)。可能因为植物栽种后,生长初期叶片处于光合作用的活跃阶段。湿地运行中期,大多数试验组的叶绿素含量出现下降趋势。A-1组和A-2组的SPAD值虽保持较高水平,但相比初期有所下降,分别降至54.2和50.8。B-3组的叶绿素含量下降最为显著(26.0),表明菖蒲对紫外线辐射的敏感性。湿地运行后期,部分试验组的叶绿素含量进一步下降,其中B-3组SPAD值最低(24.9)。但是,A-1组和A-2组的SPAD值在运行后期出现小幅回升,分别达到56.5和53.3。这种现象可能与鸢尾自身的调节机制或对紫外线辐射的适应能力有关。

SPAD结果表明,紫外线辐射显著降低叶绿素含量,从而削弱了植物光合作用效率,导致根际微生物所需的碳源和氧气量减少,进而抑制根际微生物

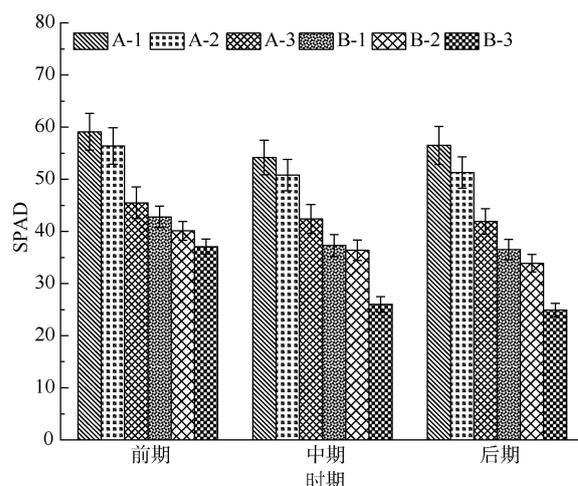


图7 SPAD变化

Fig. 7 Changes of SPAD

活性^[22]。同时,紫外线诱导的活性氧(ROS)可能通过植物根系扩散至根际环境,造成氧化胁迫,进而影响微生物群落的结构和功能^[23]。研究表明,紫外线辐射可影响和降低叶绿素合成过程中关键酶的表达和活性(如叶绿素合成酶和酰基转移酶),从而抑制叶绿素合成,造成叶绿素含量减少^[24]。

2.2.3 酶活性

SOD和APX活性变化如图8所示。A-2和A-3组SOD活性较对照组(A-1)分别增加了6.39倍和7.02倍;B-2和B-3组较对照组(B-1)分别增加了0.61倍和2.20倍。由此可见,SOD活性随着紫外线辐射增强而提高。紫外线胁迫下,植物细胞膜结构产生损伤,为清除这种影响,植物会最大限度地提高SOD活性。研究^[25]表明,菖蒲受到UV-B辐射

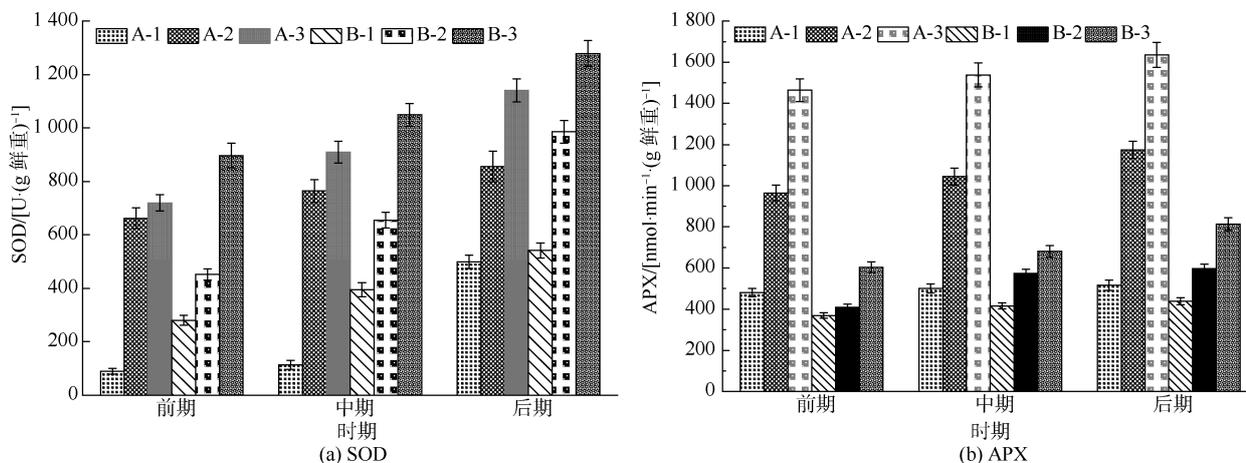


图8 SOD和APX活性变化

Fig. 8 Activity Changes of SOD and APX

时,在生长初期 SOD、过氧化氢酶(CAT)等氧化酶活性显著升高,并保持在较高水平,以消除植物体内过量的 ROS,保护生物膜免受损伤。

A-2 和 A-3 组 APX 活性较对照组(A-1)分别增加了 1.01 倍和 2.05 倍;B-2 和 B-3 组较对照组(B-1)分别增加了 0.11 倍和 0.63 倍。湿地运行前期,相对于对照组 B-1,B-2 组 APX 活性差异变化不大,可能是菖蒲对于低强度紫外线具有一定的修复能力^[26],但是随着紫外线辐射对植物损伤的累计效应,导致 APX 活性在植物生长的中后期逐渐提高。鸢尾组和菖蒲组 APX 活性存在显著差异,说明鸢尾表现出更好的紫外线适应性。

综上,在强紫外线辐射条件下,植物通过一定的调控手段(SOD 与 APX 2 种酶协同作用^[27]),提高对紫外线的耐受性^[25]。但是,当超出自身修复能力限值后,植物的生长会受到较大影响,这与前文根系形态较对照组显著降低的实验结果一致。

2.3 湿地微生物群落结构变化

2.3.1 微生物群落多样性和相似性

湿地根际微生物生境内(Alpha)多样性指数如表 5 所示。所有试验组各样品文库的覆盖率(Coverage 指数)均大于 0.99,表明数据结果可信。A-1 组 Ace(35 531.6)和 Chao(35 530.0)指数最高,物种最丰富;而 B-3 组 Ace(29 997.6)和 Chao(29 997.0)指数最低,物种丰富度较低。在 40 W/m² 和 60 W/m² 辐射条件下,根际微生物物种丰富度分别下降了 13.83% 和 14.83%。在物种多样性方面,A-1 组 Shannon 指数为 7.423,群落多样性最为丰富;A-3 组 Shannon 指数最低(6.041),群落多样性较低。A-3 组 Simpson 指数最高(0.022 0),表明群落物种分布不均,可能存在优势物种;A-1 组 Simpson 指数最低(0.005 0),显示其物种分布较均匀。综上,A-1 组在物种丰富度和多样性方面表现最佳,而 A-3 和 B-3 组群落多样性较低,可能与紫外线辐射对植物造成的损伤,进而影响根际微生物群落结构有关。

表 5 根际微生物群落 Alpha 多样性评估
Tab. 5 Alpha Diversity Evaluation of Rhizosphere Microbial Community

试验组	Sobs	Ace	Chao	Shannon	Simpson	Coverage
A-1 组	35 530	35 531.6	35 530.0	7.423	0.005 0	0.990 98
A-2 组	33 434	33 434.5	33 434.0	7.185	0.003 0	0.991 75
A-3 组	30 259	30 260.4	30 259.0	6.041	0.022 0	0.994 31
B-1 组	34 815	34 815.0	34 815.0	6.956	0.006 4	0.989 86
B-2 组	32 819	32 820.1	32 819.0	6.388	0.017 1	0.991 34
B-3 组	29 997	29 997.6	29 997.0	6.267	0.014 5	0.992 63

2.3.2 微生物群落结构

为了揭示强紫外线辐射对根际微生物功能菌群和脱氮过程的影响,分别考察了门水平下对照组和 60 W/m² 湿地的根际微生物群落结构变化。

由图 9 可知,A-1 组和 A-3 组物种组成以变形菌门(Pseudomonadota)、放线菌门(Actinomycetota)和绿弯菌门(Chloroflexota)为主。A-1 组和 A-3 组 Pseudomonadota 占比分别为 45.35% 和 36.30%,紫外线辐射后,A-3 组较对照组(A-1 组)Pseudomonadota 相对丰度下降了 9.05%。相对的,A-1 组和 A-3 组厚壁菌门(Bacillota)和拟杆菌门(Bacteroidota)占比较小(<5%)。B-1 组和 B-3 组以 Pseudomonadota、Actinomycetota、Bacillota 和 Bacteroidota 为主。B-1 组和 B-3 组 Pseudomonadota

占比分别为 26.50% 和 23.01%;紫外线辐射后,B-3 组较对照组(B-1 组)Pseudomonadota 相对丰度下降了 3.49%。Bacteroidota 在 B-1 组和 B-3 组占比较大(分别为 16.73% 和 9.16%),与 A-1 组和 A-3 组(均低于 5%)存在明显差异。

上述结果表明,紫外线辐射对根际微生物群落的生长产生了抑制作用^[28]。群落丰度下降可能伴随硝酸盐还原菌数量的减少,降低了湿地的反硝化效率^[29]。Pseudomonadota 具有分解有机物、参与氮和硫元素循环等功能,A-3 组 Pseudomonadota 的相对丰度下降,意味着湿地系统净化效能的降低,这与前文试验结果相符。同时,根际微生物也影响植物的生长,A-3 组植物生理指标受紫外线抑制最明显。值得注意的是,热脱硫菌门(Thermodesulfo-bacteriota)在

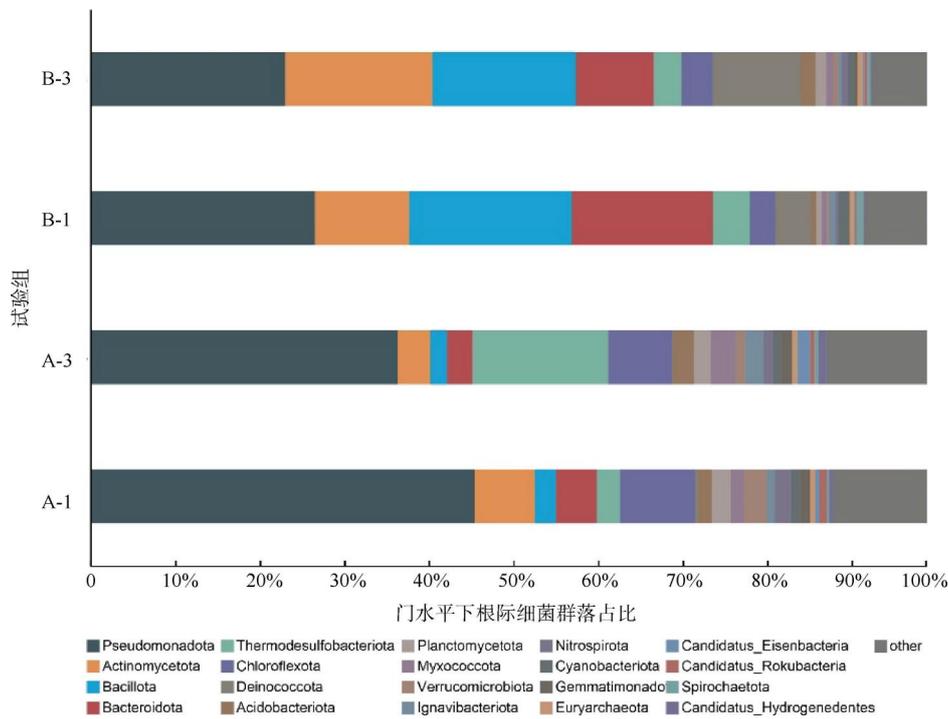


图9 门水平下根际细菌群落组成

Fig. 9 Composition of Rhizosphere Bacterial Community at Phylum Level

鸢尾组(A-1和A-3组)相对丰度增加13.25%,而在菖蒲组(B-1和B-3组)占比减小,这可能造成不同植物对紫外线耐受的差异。酸杆菌门(Acidobacteriota)在受到紫外线辐射后,鸢尾和菖蒲组相对丰度均呈现增加趋势,研究^[30]表明,酸杆菌门(Acidobacteriota)在植物-微生物中具有生物修复剂的潜力,在极端环境下可以转化植物必需元素(生物固氮)以改善植物生长,从而使得植物适应紫外线。

采用冗余分析(RDA)探讨紫外线辐射与根际微生物变化的关系,结果如图10所示。RDA图中,RDA1轴解释量为63.64%,RDA2轴解释量为10.82%,总解释量为74.46%。紫外线辐射与Chloroflexota、Bacteroidota和Pseudomonadota占比呈正相关,与Bacillota占比呈负相关。对于湿地根际微生物群落组成,紫外线辐射的贡献因子较大(40.13%),是主要影响因子。

3 结论

本文探讨了强紫外线辐射对人工湿地尾水处理效能的影响,并从植物生理指标、根际微生物等角度分析其作用机理。主要结论如下。

(1)60 W/m²紫外线辐射下,菖蒲湿地COD、氨氮、TN和TP去除率分别下降了9.21%、13.10%、

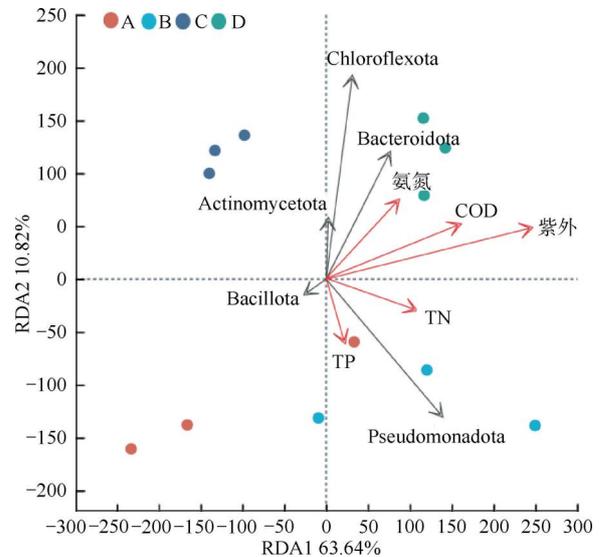


图10 细菌与紫外线、COD、氨氮、TN、TP的RDA分析
Fig. 10 RDA Analysis of Bacteria with UV, COD, Ammonia Nitrogen, TN and TP

12.45%、5.77%,紫外线辐射削弱了湿地尾水处理效能。

(2)强紫外线辐射对植物光合作用和根系生长存在抑制作用,根系体积减小50%,根系微生物群落丰度降低14.83%,并且紫外线辐射存在一定累积效应,在运行后期对植物影响更为显著。

(3) 紫外线胁迫下, 鸢尾湿地 *Thermodesulfobacteriota* 相对丰度增加 13.25%, 鸢尾和菖蒲湿地 *Acidobacteriota* 相对丰度不同程度增加, 表明根际微生物对紫外线辐射具有抵抗能力, 微生物群落结构的差异也是造成不同植物适应性差异的原因之一。

参考文献

- [1] 宗永臣. 西藏地区自然环境对污水处理效果的影响初探 [J]. 市政技术, 2017, 35(3): 132-135.
ZONG Y C. Preliminary influence study of tibet natural environment on sewage treatment effect [J]. Municipal Engineering Technology, 2017, 35(3): 132-135.
- [2] 韩镇蓬, 朱光灿, 陆勇泽, 等. 青藏高原地区城镇污水处理研究现状与发展需求 [J]. 净水技术, 2022, 41(11): 76-84, 184.
HAN Z P, ZHU G C, LU Y Z, et al. Research status and development demands of urban wastewater treatment in the Qinghai-Tibet Plateau region [J]. Water Purification Technology, 2022, 41(11): 76-84, 184.
- [3] 西藏自治区生态环境厅. 2023 年西藏自治区生态环境状况公报 [EB/OL]. (2024-06-05) [2024-12-12]. https://ee.xizang.gov.cn/hjzl/hjgb/202406/t20240619_421840.html.
Department of Ecology and Environment of Tibet Autonomous Region. 2023 report on the state of the ecological environment in the Tibet autonomous region [EB/OL]. (2024-06-05) [2024-12-12]. https://ee.xizang.gov.cn/hjzl/hjgb/202406/t20240619_421840.html.
- [4] 张培胜, 李轶, 王龙飞. 我国高原污水处理厂现存问题及其展望 [J]. 环境工程, 2019, 37(5): 82-86, 91.
ZHANG P S, LI Y, WANG L F. Brief discussion on existing problems and prospects of plateau wastewater treatment plants in China [J]. Environmental Engineering, 2019, 37(5): 82-86, 91.
- [5] 尤俊豪, 郭明哲, 宗永臣, 等. 紫外线照射对高原污水处理的影响 [J]. 环保科技, 2022, 28(3): 14-19.
YOU J H, GUO M Z, ZONG Y C, et al. Impact of UV irradiation on highland wastewater treatment [J]. Environmental Protection and Technology, 2022, 28(3): 14-19.
- [6] LI Y M, XIONG L L, YU H, et al. Function and distribution of nitrogen-cycling microbial communities in the Napahai plateau wetland [J]. Archives of Microbiology, 2023, 205(11): 357. DOI:10.1007/s00203-023-03695-6.
- [7] 赵地, 诺桑, 措加旺姆, 等. 西藏拉萨地区太阳紫外辐射观测 [J]. 大气与环境光学学报, 2018, 13(2): 81-87.
ZHAO D, NORSANG G, TSOJA W, et al. Measurements of solar UV radiation in Lhasa, Tibet [J]. Journal of Atmospheric and Environmental Optics, 2018, 13(2): 81-87.
- [8] 诺桑, 晋亚铭, 措加旺姆, 等. 西藏地面太阳总辐射与紫外线的观测 [J]. 光谱学与光谱分析, 2019, 39(6): 1683-1688.
NORSANG G, JIN Y M, TSOJA W, et al. Ground-based measurements of global solar radiation and UV radiation in Tibet [J]. Spectroscopy and Spectral Analysis, 2019, 39(6): 1683-1688.
- [9] 国家环境保护总局《水和废水监测分析方法》编委会. 水和废水监测分析方法 [M]. 第 4 版. 北京: 中国环境科学出版社, 2002.
Editorial Board of *Water and Wastewater Monitoring and Analysis Methods*, State Environmental Protection Administration. *Methods for water and wastewater monitoring and analysis* [M]. 4th ed. Beijing: China Environmental Sciences Press, 2002.
- [10] 李宇航. 不同水力负荷与水流方向下潜流湿地植物的生理响应和污染物去除特性 [D]. 西安: 西安建筑科技大学, 2023.
LI Y H. Physiological response and pollutant removal characteristics of subsurface flow wetland plants under different hydraulic loads and flow directions [D]. Xi'an: Xi'an University of Architecture and Technology, 2023.
- [11] 李雅晨, 郑艳梅, 宋雯佩, 等. 富氢水在植物生长发育及逆境胁迫响应中的作用研究进展 [J]. 园艺学报, 2024, 51(7): 1489-1500.
LI Y C, ZHENG Y M, SONG W P, et al. Research progress on the role of hydrogen-rich water in plant growth and development and stress response [J]. Acta Horticulturae Sinica, 2024, 51(7): 1489-1500.
- [12] BAI S W, CHEN J T, GUO M R, et al. Vertical-scale spatial influence of radial oxygen loss on rhizosphere microbial community in constructed wetland [J]. Environment International, 2023, 171: 107690. DOI: 10.1016/j.envint.2022.107690.
- [13] LASKOV C, HORN O, HUPFER M. Environmental factors regulating the radial oxygen loss from roots of *Myriophyllum spicatum* and *Potamogeton crispus* [J]. Aquatic Botany, 2006, 84(4): 333-340.
- [14] 杜甫义, 阿琼, 董凡超, 等. 西藏地区不同湿地植物配置对污水的净化效果 [J]. 环境工程, 2017, 35(1): 26-30, 40.
DU F Y, A Q, DONG F C, et al. Purification effect of different wetland plant configuration on sewage in Tibet [J]. Environmental Engineering, 2017, 35(1): 26-30, 40.
- [15] YAN Y J, XU J C. Improving winter performance of constructed wetlands for wastewater treatment in northern China: A review [J]. Wetlands, 2014, 34: 243-253. DOI: 10.1007/s13157-013-0444-7.
- [16] 张靖雨, 汪邦稳, 龙昶宇, 等. 湿地植物对农村生活污水中氮磷的净化作用 [J]. 水土保持通报, 2021, 41(5): 15-22, 114.
ZHANG J Y, WANG B W, LONG C Y, et al. Purification

- effects of various aquatic plants on nitrogen and phosphorus in rural sewage[J]. *Bulletin of Soil and Water Conservation*, 2021, 41(5): 15–22, 114.
- [17] 白玛旺堆, 巴桑罗布, 德吉央宗, 等. 高原地区试用温室型多介质人工湿地处理污水运行效果分析[J]. *皮革制作与环保科技*, 2024, 5(09): 148–150.
- BAIMA W, BASANG L, DEJI Y, et al. Analysis of the operational effect of greenhouse type multi-mediumartificial wetland for sewage treatment in highland regions [J]. *Leather Manufacture and Environmental Technology*, 2024, 5(9): 148–150.
- [18] ZEPP R G, III E D J, PAUL N D, et al. Effects of solar UV radiation and climate change on biogeochemical cycling: Interactions and feedbacks[J]. *Photochemical & Photobiological Sciences*, 2011, 10(2): 261–279.
- [19] 成水平, 吴振斌, 夏宜璋. 水生植物的气体交换与输导代谢[J]. *水生生物学报*, 2003, 27(4): 413–417.
- CHENG S P, WU Z B, XIA Y C. Rview on gas exchange and transportation in macrophytes[J]. *Acta Hydrobiologica Sinica*, 2003, 27(4): 413–417.
- [20] 马安娜. 北京地区人工湿地优势植物筛选及净化效果研究[D]. 北京: 首都师范大学, 2007.
- MA A N. Study on screening of dominant wetland plant speciesand purification by constructed wetland in Beijing abstract [D]. Beijing: Capital Normal University, 2007.
- [21] HAN D G, DING H B, CHAI L J, et al. Isolation and characterization of *MbWRKY1*, a WRKY transcription factor gene from *Malus baccata* (L.) Borkh involved in drought tolerance [J]. *Canadian Journal of Plant Science*, 2018, 98(5): 1023–1034.
- [22] KUMARI S, NAZIR F, MAHESHWARI C, et al. Plant hormones and secondary metabolites under environmental stresses: Enlightening defense molecules [J]. *Plant Physiology and Biochemistry*, 2024, 206: 108238. DOI: 10.1016/j.plaphy.2023.108238.
- [23] ZHANG R T, HUANG G R, WANG L H, et al. Effects of elevated ultraviolet-B radiation on root growth and chemical signaling molecules in plants [J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2019, 171: 683–690. DOI: 10.1016/j.ecoenv.2019.01.035.
- [24] YUE M, LI Y, WANG X L. Effects of enhanced ultraviolet-B radiation on plant nutrients and decomposition of spring wheat under field conditions [J]. *Environmental and Experimental Botany*, 1998, 40(3): 187–196.
- [25] MISHRA S, DUARTE G T, HOREMANS N, et al. Complexity of responses to ionizing radiation in plants, and the impact on interacting biotic factors[J]. *Science of the Total Environment*, 2024, 924:171567. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2024.171567.
- [26] 李泽琴, 李静晓, 张根发. 植物抗坏血酸过氧化物酶的表达调控以及对非生物胁迫的耐受作用[J]. *遗传*, 2013, 35(1): 45–54.
- LI Z Q, LI J X, ZHANG G F. Expression regulation of plant ascorbate peroxidase and its tolerance to abiotic stresses [J]. *Hereditas (Beijing)*, 2013, 35(1): 45–54.
- [27] 魏婧, 徐畅, 李可欣, 等. 超氧化物歧化酶的研究进展与植物抗逆性[J]. *植物生理学报*, 2020, 56(12): 2571–2584.
- WEI J, XU C, LI K X, et al. Progress on superoxide dismutase and plant stress resistance[J]. *Plant Physiology Journal*, 2020, 56(12): 2571–2584.
- [28] BROKATE O, PAPPENBROCK J, TURCIOS A E. Biofilm-forming microorganisms in the rhizosphere to improve plant growth: Coping with abiotic stress and environmental pollution [J]. *Applied Soil Ecology*, 2024, 202: 105591. DOI: 10.1016/j.apsoil.2024.105591.
- [29] ZHANG J Y, SHAO Z Y, LI B, et al. Root vertical spatial stress: A method for enhancing rhizosphere effect of plants in subsurface flow constructed wetland [J]. *Environmental Research*, 2023, 231: 116083. DOI: 10.1016/j.envres.2023.116083.
- [30] GONÇALVES O S, FERNANDES A S, TUPY S M, et al. Insights into plant interactions and the biogeochemical role of the globally widespread Acidobacteriota phylum[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2024, 192: 109369. DOI: 10.1016/j.soilbio.2024.109369.