doi:10.3969/j.issn.1001-4616.2026.04.009

碳毡-植物浮床强化富营养化水体脱氮与反硝化菌群驱动机制

许朋飞[1,2],刘睿谦[2],段婧婧[2],周佳林[2,3],杜文超[1],薛利红[2]

(1.南京师范大学环境学院,江苏 南京 210023)
(2.江苏省农业科学院农业资源与环境研究所/农业农村部长江下游平原农业环境重点实验室,江苏 南京 210014)
(3.鸡西市生态环境局,黑龙江 鸡西 158100)

[**摘要**] 针对河流湖泊富营养化日益严重,传统方法对水体氮素去除效果有限的现状,本文以碳毡为基质材料构建新型生态浮床,对其强化脱氮的作用及微生物机制进行了研究. 结果表明:在低浓度富营养化水体(总氮浓度约 2.00 mg·L^{-1})中,碳毡的加入(0.043 g·L^{-1})显著提高了总氮和 NO_3^--N 去除率,实验结束碳毡-植物处理组总氮浓度最低(0.20 mg·L^{-1}),低于植物组(0.95 mg·L^{-1})、碳毡组(0.52 mg·L^{-1})和对照组(0.67 mg·L^{-1});碳毡-植物处理组的 NO_3^--N 去除效率在实验第 1 天达到约 80%,显著高于无碳毡组(对照组和植物组去除率仅分别为 8.3%、5.6%)(P<0.05),这可能因为碳毡-植物处理组的 *narG*、*nirS* 和 *nosZ* 基因丰度显著提高,促进了反硝化起始过程快速启动. 本研究表明,由于碳毡具有快速吸附作用,且优化了植物根际的微环境,使得碳毡-植物浮床中的 *narG*、*nirS* 和 *nosZ* 型反硝化菌(*Burkholderia*、*Paracoccus*、*Alicycliphilus*、*Thauera*)得以富集,水体脱氮效率显著增强.

[**关键词**] 浮床,碳毡,强化反硝化脱氮,微生物群落,功能基因分析
[**中图分类号**]X52 [**文献标志码**]A [**文章编号**]1001-4616(2026)04-0096-08

Enhanced Nitrogen Removal in Eutrophic Water by Carbon Felt-Plant Floating Bed and the Driving Mechanism of Denitrifying Bacterial Community

Xu Pengfei[1,2], Liu Ruiqian[2], Duan Jingjing[2], Zhou Jialin[2,3] Du Wenchao[1], Xue Lihong[2]

(1.School of Environment, Nanjing Normal University, Nanjing 210023, China)
(2.Institute of Agricultural Resources and Environment, Jiangsu Academy of Agricultural Sciences/Key Laboratory of Agricultural Environment in the Lower River Plain, Ministry of Agriculture and Rural Affairs, Nanjing 210014, China)
(3.Jixi Ecological Environment Bureau, Jixi 158100, China)

Abstract: In view of the increasing eutrophication of rivers and lakes and the limited effect of traditional methods on nitrogen removal in water bodies, this paper constructed a new ecological floating bed using carbon felt as a matrix material to study its enhanced nitrogen removal effect and microbial mechanism. The results showed that in low-concentration eutrophicated water (the total nitrogen content is about 2.00 mg·L^{-1}), the addition of carbon felt (0.043 g·L^{-1}) significantly increased the removal rates of the total nitrogen and NO_3^--N, and the total nitrogen concentration in the carbon felt-plant treatment group was the lowest (0.2 mg·L^{-1}), which was lower than that of the plant group (0.95 mg·L^{-1}), carbon felt group (0.52 mg·L^{-1}) and control group (0.67 mg·L^{-1}); The NO_3^--N removal efficiency of the carbon felt-plant treatment group reached about 80% on the first day of the experiment, which was significantly higher than that of the non-carbon felt group (the removal rates of the control group and the plant group were only 8.3% and 5.6%, respectively) (P<0.05), which may be due to the significant increase in *narG*, *nirS* and *nosZ* gene abundance in the carbon felt-plant treatment group, which promoted the rapid initiation of denitrification. This study showed that due to the rapid adsorption effect of carbon felt and the optimization of the microenvironment of the plant rhizosphere, *narG*, *nirS* and *nosZ* denitrifying bacteria (*Burkholderia*,

收稿日期:2025-11-13.
基金项目:国家重点研发计划项目(2021YFD1700803)、江苏省重点研发计划项目(D21YFD17008)、江苏省农业科技自主创新资金项目(CX(22)1003).
通讯作者:段婧婧,博士,副研究员,研究方向:农村低污染水再利用与生态修复. E-mail:duanjingjing_23@163.com;杜文超,博士,副教授,研究方向:农田系统污染物环境过程及风险阻控. E-mail:du@njnu.edu.cn

Paracoccus, *Alicycliphilus*, *Thauera*) in the floating bed of carbon felt-plant were enriched, and the water denitrification efficiency water was significantly enhanced.

Key words: floating bed, carbon felt, enhanced denitrification, microbial community, functional gene analysis

近年来,我国湖泊、河流等水体富营养化问题日益严重,氮磷污染已成为制约水体生态安全的主要因素[1-4]. 传统的物理化学和生物脱氮方法对农业面源污染治理效果有限,而且常需额外投加有机碳源以满足厌氧反硝化过程的需求,增加了运行成本和操作难度[5]. 生态浮床技术由于其占地少、适应性强等优势,被广泛应用于水质净化[6-7]. 传统的浮床植物常选用水葫芦、鸢尾等水生植物[8],而陆生植物具有发达的根系和良好的耐污性能,亦可作为浮床植物进行水质净化[9]. 本团队前期研究发现,青菜作为浮床植物对富营养化水体氮、磷有着较佳的去除效果,且能在周围水体中富集反硝化功能微生物,具有较好的应用潜力.

在浮床系统中,浮床材料的类型对脱氮效率影响显著. 为了增大微生物附着面积,有研究尝试在传统浮床中加入悬浮填料,如弹性填料和纤维填料[10]. Wu 等[11]研究表明,生态浮床中加入碳纤维等纤维填料,可增强微生物的多样性和系统的去除性能.

碳毡是一种由碳纤维制成的导电材料,具有超高比表面积和三维多孔网络结构,其导电性和孔隙结构使其成为理想的微生物载体和电子传递介质[12]. 在生物电化学领域,碳毡因其良好的生物相容性和导电性能被广泛用作阳极或阴极材料[13]. 研究表明,碳毡阳极能够快速形成均匀致密的电活性生物膜,并实现较高密度的电流输出[14]. 此外,碳毡多孔结构在水体中可形成氧梯度微环境,有利于硝化菌和反硝化菌的共存及交替反应[15-16]. 例如,在微生物电合成系统中,研究者观察到碳毡电极表面和内部覆盖着厚实的生物膜,孔隙处还生长着丝状细菌群落[17-19]. 因此,碳毡不仅具有吸附性能,而且可以促进微生物的生长.

尽管已有研究探索了生态浮床对氮磷等污染物的去除及微生物的强化作用,但外源介质作用下植物根际微环境和反硝化菌群之间复杂相互作用尚不清晰. 因此,本文通过在植物浮床系统中引入碳毡,对水体氮素去除、反硝化功能基因群落及多样性进行综合分析,探讨碳毡在强化浮床脱氮中的作用机理.

1 材料与方法

1.1 实验设计

实验采用水箱(500×380×320 mm)搭建生态浮床系统,如图 1 所示. 碳毡购于江苏省苏州市昆山隆圣宝材料有限公司,主要成分为碳(碳含量>98%),具有三维多孔网状结构,比表面积约为 1 300 $m^2 \cdot g^{-1}$;使用前用去离子水清洗并晾干,并紧贴包裹于植物根系附近,以增强微生物附着面积,碳毡加入量约 0.043 $g \cdot L^{-1}$. 实验植物为江浙地区常见十字花科蔬菜青菜(学名:*Brassica rapa* L. var. *chinensis*),购于当地农贸市场. 实验水体取自江苏省农科院水塘,初始水体指标为总氮(TN)1.87 $mg \cdot L^{-1}$、总磷(TP)0.063 $mg \cdot L^{-1}$、NH_4^+-N 0.049 $mg \cdot L^{-1}$、NO_3^--N 0.71 $mg \cdot L^{-1}$、溶解氧(DO) 4.1 $mg \cdot L^{-1}$、pH 7.6、电导率(EC) 379 $\mu s \cdot cm^{-1}$.



图 1 实验装置示意图

Fig. 1 Experimental installation diagram

实验设置 3 个处理组:植物组(Bra,仅青菜)、碳毡(CF,仅碳毡)、碳毡-植物(CF-Bra,碳毡+青菜),另设 1 对照组(CK,无碳毡无植物),每组 3 个重复. 实验自 2022 年 6 月 7 日开始,至 7 月 3 日结束. 实验 1、3、5、7、9、11、13 天分别采样. 每次取样前补充适量纯净水至初始水位以补偿蒸发损失. 按照预设方案,在第 3、5、8 天向各组水体中补充硝酸钾 0.1732 g,以模拟真实的富营养化水体中硝酸盐持续性的补充[20].

1.2 样品采集

采用五点法每次取 100 mL 水样,经过滤后保存于 4 ℃冰箱中,用于测定各水质指标(pH、温度、DO、EC、TN、NH_4^+-N、NO_3^--N). 同时,在实验第 1、7、13 天分别用无菌针头抽取植株根系附近 100 mL 水体,经 0.22 μm 滤膜过滤后,在-80 ℃保存,用于微生物群落及功能基因分析. 实验结束后,用无菌剪刀取各处理组青菜根系约 5 g,放入 0.1 $mol \cdot L^{-1}$ PBS 缓冲液中超声洗涤 10 min,再经 0.22 μm 滤膜过滤,滤液保存于

-80 ℃,用于微生物 DNA 提取.

1.3　分析方法

水质指标中 pH、水温、DO、EC 等现场测定;TN 采用碱性过硫酸钾消解紫外分光光度法(HJ 636-2012)检测;硝氮采用紫外分光光度法(HJ/T 346-2007)进行定量分析;氨氮采用纳氏试剂分光光度法(HJ 535—2009)测定. 微生物 DNA 提取与 PCR 扩增由上海天昊生物科技有限公司完成. 针对 *narG*、*nirS*、*nosZ* 功能基因设计专用引物,采用实时荧光定量 PCR 测定各基因丰度. 高通量测序采用 MiSeq 平台,根据 OTU 聚类进行群落结构和多样性分析.

污染负荷去除率的计算如下[20]:

$$w=\frac{(C_i+C_0\times n-C_j)\times V}{(C_i+C_0\times n)\times V_0}\times 100\%,$$

其中,C_0 为营养盐添加浓度,mg·L^{-1};C_i 为初始浓度,mg·L^{-1};C_j 为最终浓度,mg·L^{-1};n 为营养盐添加次数;V_0 为初始水体体积,L;V 为添加营养盐后水体体积,L;w 为污染负荷去除率,%.

1.4　数据处理

采用 SPSS 27 进行统计分析和方差分析,采用 Duncan 法比较不同处理组差异($P<0.05$). 图表由 Origin 2021 绘制. MiSeq 测序数据经 QIIME 流程进行质量控制、OTU 聚类和分类学注释,计算 α 多样性指数(Chao1、ACE、Shannon、Simpson 等). 采用 R 语言作图并进行 Mantel 检验分析.

2　结果与讨论

2.1　碳毡变化

SEM 结果(图 2)显示,实验前碳毡为交错排列的碳纤维网络,表面相对光滑,轴向可见细微纵向沟槽,但整体凹凸不大;内部孔隙开阔、分布均匀,具有较大的孔隙结构,有利于传质和微生物附着[21]. 而实验后碳毡表面形态变得粗糙不平,出现了明显的杂质沉积,附着了不规则沉积物和生物膜,部分孔隙被填塞,间距缩小,出现局部塌陷。这可能是由于水体中的颗粒物、沉淀物或微生物附着所致[22].

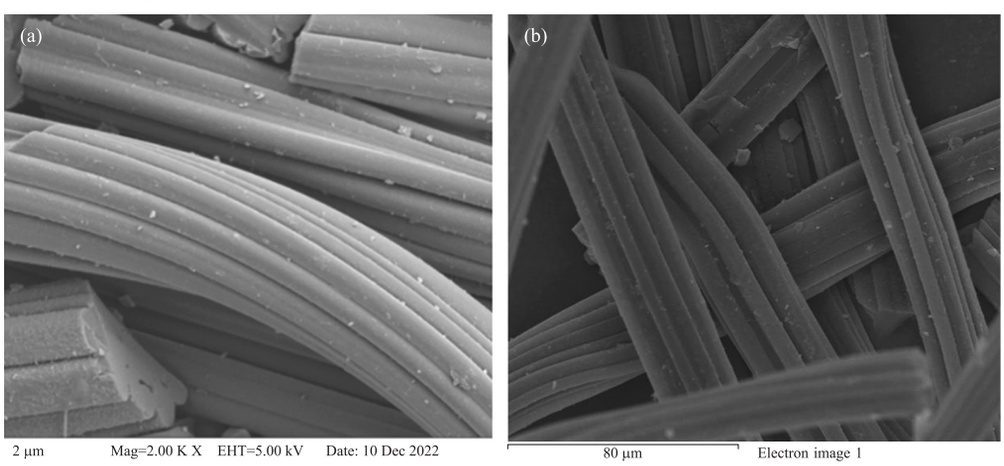


图 2　(a)实验前碳毡和(b)实验后碳毡

Fig. 2　(a) Carbon felt before the experiment and (b) carbon felt after the experiment

2.2　水质变化与脱氮效果

2.2.1　水体物理指标

如图 3 所示,实验期间水体温度显示出相对稳定的趋势. 不同处理组 pH 和 DO 浓度存在差异:Bra 组 pH 值略低,这可能是由于植物根系分泌物增强了 pH 缓冲;添加碳毡的 CF 组和 CF-Bra 组 pH 值略高于无材料组,说明碳毡加入不会对水体环境 pH 造成显著扰动. 碳毡-植物处理组中 DO 浓度(9.5 mg·L^{-1})显著低于对照组(13 mg·L^{-1}),这种现象可能与植物根系的生长和好氧微生物的活性有关,同时有利于硝氮的还原[20]. 而碳毡-植物处理组电导率(475 μs·cm^{-1})显著高于对照组(400 μs·cm^{-1})($P<0.05$),表明碳毡的加入可能增强了系统的导电性能. 这与已有研究结论一致,Ghanam 等[14]利用碳毡作为 MFC 阳极,发现其天然的碳纳米纤维结构和连接性显著促进了电活性生物膜的形成和电流密度的提高. 表明碳毡可能提

高了体系的导电性,有助于电子传递.

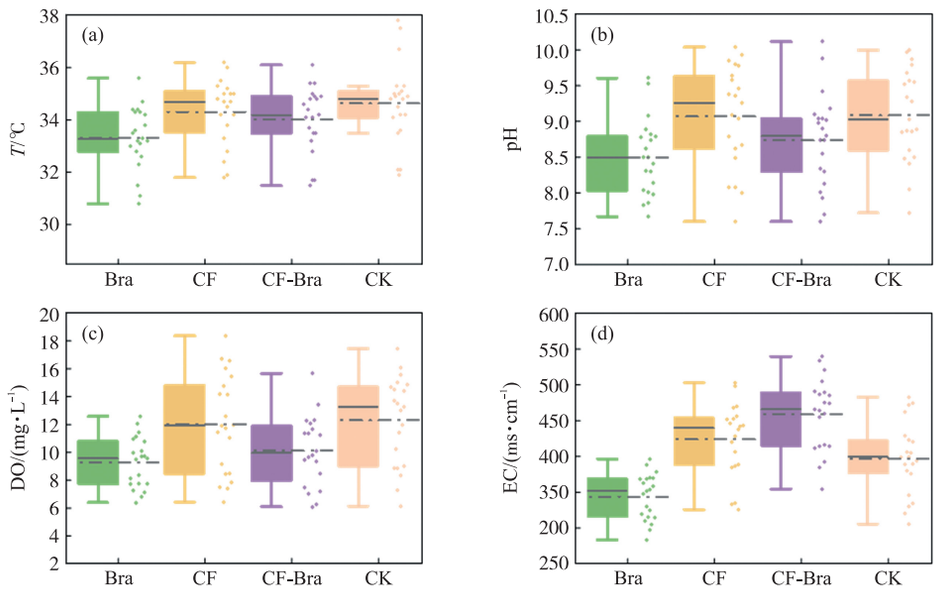
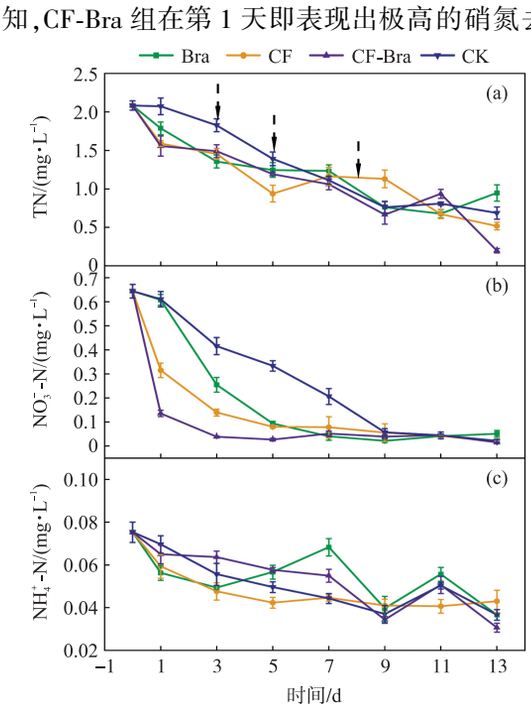


图 3　水体温度、pH 值、溶解氧和电导率变化

Fig. 3　Changes in water temperature, pH, DO and EC

2.2.2　水体氮浓度变化

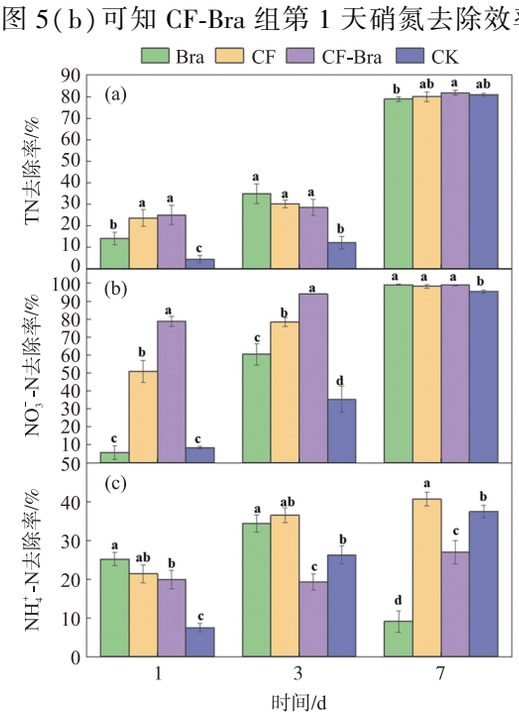
图 4 和图 5 为各组水体 TN、NO_3^--N 和 NH_4^+-N 浓度及去除率的动态变化. 所有组在实验期间 TN 均呈下降趋势,其中 CF-Bra 组下降最为迅速,实验结束时 TN 降至 0.20 mg·L^{-1},显著低于 Bra 组(0.95 mg·L^{-1})和 CK 组(0.67 mg·L^{-1})(P<0.05),这可能与碳毡的三维多孔网络结构有关,这种结构为水体中氮素提供了丰富的吸附位点,同时可使溶解有机质深入厌氧微区,为反硝化菌群提供电子供体和营养来源[23]. 氨氮水平始终维持在较低浓度,实验结束 CF-Bra 组 NH_4^+-N 的浓度略低于其他组. 在脱硝方面,由图 4(b)可知,CF-Bra 组在第 1 天即表现出极高的硝氮去除率;由图 5(b)可知 CF-Bra 组第 1 天硝氮去除效率约为



图中箭头表示补充营养盐.

图 4　不同处理组水体 TN、NO_3^--N 和 NH_4^+-N 浓度变化

Fig. 4　Changes in the concentrations of TN, NO_3^--N and NH_4^+-N in different treatment groups



图中不同英文字母代表某日不同处理组去除率显著性差异(P<0.05).

图 5　不同处理组 TN、NO_3^--N 和 NH_4^+-N 污染负荷去除率

Fig. 5　Removal rates of TN, NO_3^--N and NH_4^+-N pollution loads in different treatment groups

80%,显著高于无碳毡组(Bra 组和 CK 组仅为 5.6%和 8.3%)(P<0.05),表明碳毡的加入显著强化了浮床系统硝氮的净化. 这可能与碳毡可以让小分子有机物分散进入厌氧区域,为反硝化细菌提供电子供体,同时其内部纤维之间形成的导电网络可以加速传递电子有关[24-26].

综上,碳毡通过快速物理吸附和改善微环境协同促进了体系脱氮反应,使 CF-Bra 组在实验前期即可启动高效脱硝并实现持续的 TN 去除. 这可能与碳毡材料内部导电纤维网络能够传递电子有关,这不仅为反硝化过程创造了良好条件;同时也促进了硝氮进入碳毡覆盖区被富集的反硝化菌捕获,从而加快了电化学反应速度. CK 组无植物和碳毡,但 TN 浓度在后期也有一定程度下降,这可能与原有水体中微生物的自净化作用(悬浮生物吸收、硝化-反硝化及水体沉降等过程共同作用,逐步降低了总氮负荷)有关[27].

2.3　微生物群落结构及功能基因与环境因子相关性分析

2.3.1　*微生物群落结构*

高通量测序结果表明,系统共获得 *narG*、*nirS* 和 *nosZ* 基因 OTU 数量分别为 2 297、8 839 和 14 427 条. 表 1 数据可见,CF-Bra 组中 *narG*、*nirS* 和 *nosZ* 基因的 OTU 数量均高于 CK 组和 Bra 组,表明 CF-Bra 组中的反硝化菌群落在丰富度和多样性上具有显著优势.

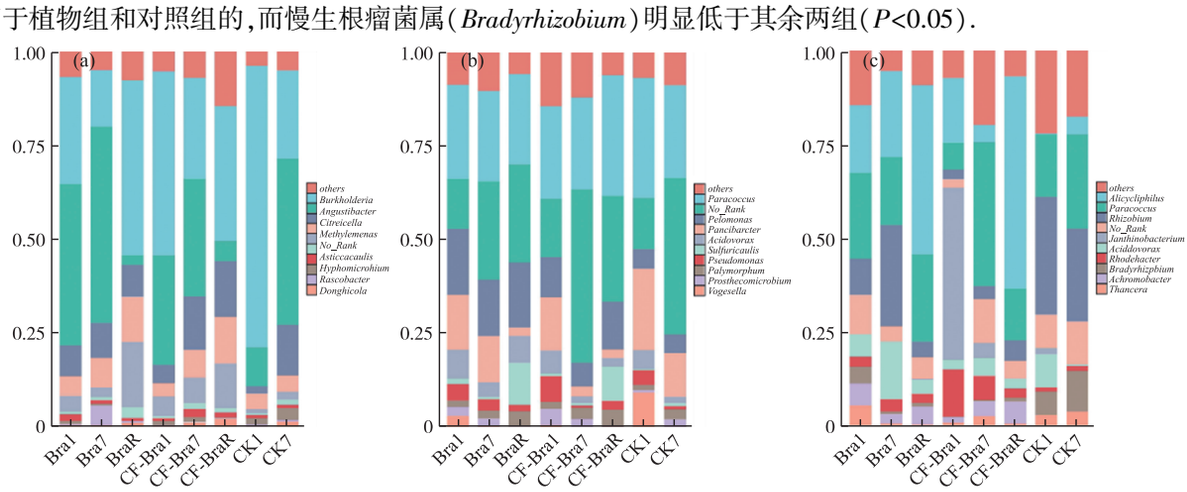
表 1　各处理组 OTU 数量

Table 1　Number of OTU in each processing group

处理组	OTU 数量					
	narG		*nirS*		*nosZ*	
	水体	根表	水体	根表	水体	根表
Bra	460.00±22.65^{ab}	508.00±24.43^{a}	421.00±59.03^{ab}	538.67±38.00^{a}	566.00±63.38^{a}	661.67±79.39^{b}
CF-Bra	530.00±69.74^{a}	515.67±4.93^{a}	536.00±62.48^{a}	546.00±96.95^{a}	576.67±10.21^{a}	765.33±9.07^{a}
CK	412.33±37.45^{b}	/	310.33±67.01^{b}	/	366.00±70.66^{b}	/

表中不同小写英文字母表示不同处理组某指标差异显著(P<0.05).

由图 6 可知,在含有 *narG* 基因的优势菌种中,狭杆菌属(*Angustibacter*)在根系的相对丰度明显低于根系附近水体的(P<0.05);伯克氏菌属(*Burkholderia*)的相对丰度在实验第 7 天相比于实验第 1 天大幅降低;象牙白栖东海菌属(*Donghicola*)在 CF-Bra 处理组根系相较于植物处理组的相对丰度具有明显增加(P<0.05). 在含有 *nirS* 基因的优势菌种中,CF 处理组水体中的产靛福格斯氏菌属(*Vogesella*)相对丰度显著高于其他处理组(P<0.05);硫氧化菌属(*Sulfuricaulis*)在植物处理组和 CF-Bra 处理组根系相对丰度明显高于根系周围水体和对照组(P<0.05);污泥单胞菌属(*Pelomonas*)在植物和 CF-Bra 处理组中的相对丰度明显高于对照组(P<0.05). 在含有 *nosZ* 基因的优势菌种中,脱氮嗜脂环物菌属(*Alicycliphilus*)在 CF-Bra 处理组根系中的相对丰度远高于其根系附近水体中的,对比植物处理组的也有较为明显的提升(P<0.05);紫色杆菌属(*Janthinobacterium*)和红细菌属(*Rhodobacter*)在 CF-Bra 处理组中实验第 1 天根系附近水体中的相对丰度远高于植物组和对照组的,而慢生根瘤菌属(*Bradyrhizobium*)明显低于其余两组(P<0.05).



图中 Bra,CF-Bra,CK 分别代表植物组、碳毡-植物组、对照组;1、7 表示采集样品时间;R 代表植物根系.

图 6　(a)*narG*、(b)*nirS* 和(c)*nosZ* 型反硝化细菌属水平群落结构

Fig. 6　Horizontal community structure of(a)*narG*,(b)*nirS* and(c)*nosZ* denitrifying bacteria

在优势菌属方面,CF-Bra 组中多种已知的关键反硝化菌属增多,如 *Burkholderia*、*Paracoccus*、*Alicycliphilus*、*Thauera* 等,这些属已知参与硝化或反硝化过程,在硝酸盐还原过程中起重要作用[28-32],其高丰度与系统高效脱氮密切相关. 此外,在 *narG* 型反硝化群落中以伯克氏菌属(*Burkholderia*)、狭杆菌属(*Angustibacter*)等占优;*nirS* 型群落中珊瑚副球菌属(*Paracoccus*)、假单胞菌属(*Pseudomonas*)等为主要优势菌属;*nosZ* 型群落中以脱氮嗜脂环物菌属(*Alicycliphilus*)、根瘤菌属(*Bradyrhizobium*)等为主. 这些优势菌群的丰度与 CF-Bra 组强化脱氮结果一致.

由表 2 可知,CF-Bra 组 *narG*、*nirS* 和 *nosZ* 型反硝化细菌的 α 多样性指标均高于 Bra 组和 CK 组,表明其菌群丰富度更高. 表现在 CF-Bra 组水体和根系的 Chao1、Ace、Shannon 指数均为各组最高,而 Simpson 指数相对最低,说明其含有 *narG*、*nirS* 和 *nosZ* 型基因的微生物群落丰富度与多样性最大[33-34]. Mieke 等[35]研究发现,在石墨碳毡阴极上可形成多层结构,内部涵盖丰富多样的菌落;这与本研究 CF-Bra 组检测出了更多类别的反硝化微生物的结果一致. 这可能是由于碳毡-植物处理组通过物理富集与导电网络协同作用,促进 *narG*、*nirS* 和 *nosZ* 型反硝化群体增殖与功能表达,进而强化了体系硝氮的还原与总氮去除. 碳毡通过提供电子传递通道,使得反硝化菌在能量获取和代谢上更具优势[36];同时碳毡的附着位点可促进优势菌繁殖,从而重塑微生物群落,提升整体反硝化能力[37]. 3 种基因的丰度的增强表明碳毡不仅丰富了异养反硝化菌,还通过其导电网络和多孔空间结构在能量获取和电子供给方面赋予微生物优势,从而显著强化硝酸盐还原过程.

表 2　*narG*、*nirS* 和 *nosZ* 型反硝化细菌的 α 多样性指数

Table 2　α diversity index of *narG*, *nirS* and *nosZ* denitrifying bacteria

功能基因	介质	处理组	Index					
			Observed species	Chao1	ACE	Shannon	Simpson	Coverage
narG	水体	Bra	460.000	641.057	615.883	1.916	0.316	0.997
		CF-Bra	530.000	717.067	704.997	2.378	0.188	0.997
		CK	412.333	528.954	526.987	1.807	0.377	0.998
	根表	Bra	508.000	620.516	626.913	2.565	0.175	0.998
		CF-Bra	515.667	663.239	646.404	2.658	0.145	0.997
nirS	水体	Bra	421.000	651.560	670.871	3.170	0.094	0.996
		CF-Bra	536.000	829.914	861.353	3.303	0.075	0.995
		CK	310.333	459.616	522.098	2.938	0.105	0.997
	根表	Bra	538.667	883.732	938.107	3.266	0.084	0.994
		CF-Bra	546.000	904.995	969.506	3.142	0.094	0.994
nosZ	水体	Bra	566.000	871.960	897.228	3.348	0.075	0.996
		CF-Bra	582.500	1 052.849	1 180.591	3.084	0.103	0.995
		CK	366.000	540.966	583.465	2.528	0.168	0.997
	根表	Bra	661.667	1 142.908	1 224.009	2.418	0.274	0.994
		CF-Bra	769.500	1 363.763	1 456.820	2.769	0.189	0.993

2.3.2　功能基因与环境因子相关性分析

图 7 采用 mantel 分析对 *narG*、*nirS* 和 *nosZ* 型反硝化细菌群落与环境因子变量进行配对比较,其中右上角展示了 8 种环境因子之间的相关性. 由图可知,TN 与 NH_4^+-N 相关性较高,TP 与 pH 值、温度相关性较高,pH 值和溶解氧 DO、温度相关性较高,温度与溶解氧 DO 相关性较高. 左下角展示了三种不同的反硝化功能基因细菌群落与每一个环境因子之间的 mantel 相关性,可以看出 TN 与 *narG*、*nirS* 和 *nosZ* 型反硝化细菌群落显著相关($P<0.05$),NH_4^+-N 与 narG 和 nirS 型反硝化细菌群落显著相关($P<0.05$).

功能基因丰度分析显示,CF-Bra 组中 *narG*、*nirS* 和 *nosZ* 基因丰度显著高于其他组($P<0.05$),加速了反硝化过程的启动. 环境因子相关性分析表明,TN、NH_4^+-N 以及 pH 等与 3 种群落结构存在显著相关性($P<0.05$),说明功能基因群落的演替与水体氮素水平密切关联. 综合来看,碳毡-植物耦合系统的优势在于:一方面,碳毡的物理富集与电子传递形成协同的效应. 另一方面,植物根际通过光合作用向周围环境释氧并分泌有机物,与碳毡共同形成氧-缺氧交替梯度. 这些特点有利于氨氮硝化和硝氮还原的偶联反应,促进了 *narG*、*nirS* 和 *nosZ* 型反硝化菌群的增殖与功能表达,进而强化了体系的硝酸盐还原与总氮去除[38-39]. 本研究中 CF-Bra 组根际 *narG*、*nirS* 和 *nosZ* 型群落优势明显,进一步支持了碳毡与植物根系在微环境构建上的协同增效作用.

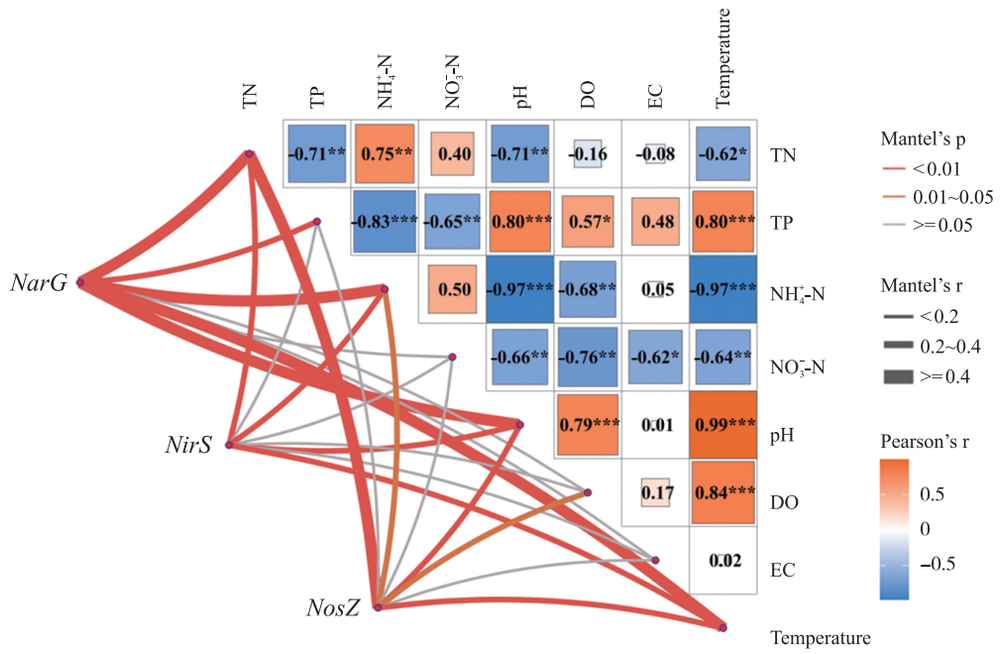


图 7　*narG*、*nirS* 和 *nosZ* 型反硝化细菌群落与环境因子分析

Fig. 7　Analysis of *narG*, *nirS*, and *nosZ* denitrifying bacterial communities and environmental factors

3　结论

(1)在低浓度富营养化水体(TN 约 2 mg·L^{-1})及碳毡添加量 0.043 g·L^{-1}的实验条件下,碳毡-植物浮床强化了实验前期硝氮的去除效率,其在实验第 1 天对硝氮的去除效率达到约 80%,显著高于对照组的 8.3%(P<0.05). 这可能是因为碳毡与植物根际的协同作用使反硝化脱氮更加高效.

(2)碳毡的加入优化了植物浮床根际的微环境,为反硝化菌提供了高效的电子传递载体,促进了硝酸盐还原过程的进行.

(3)碳毡浮床系统的 *narG*、*nirS* 和 *nosZ* 型功能基因丰度显著提高(P<0.05),表明碳毡可促进相关反硝化微生物的生长与繁殖,加速了脱氮过程的启动;同时,反硝化菌群多样性明显提升,使系统的脱氮效率持续增强,对富营养化水体治理具有良好的应用前景.

该技术运行维护简单,特别适用于农村和小型水体治理[40]. 未来,可进一步改性碳毡以强化其导电或吸附性能,或选配不同类型植物优化根际-微生物-碳毡三方协同作用;结合间歇曝气或微曝气技术,通过电化学耦合等途径提升脱氮效率[41-43]. 此外,碳毡浮床还可与人工湿地、微电解或微生物燃料电池等技术耦合,开发混合强化系统,以适应更多元化的水质与规模需求.

[参考文献]

[1]　赵晏慧,李韬,黄波,等. 2016—2020 年长江中游典型湖泊水质和富营养化演变特征及其驱动因素[J]. 湖泊科学,2022,34(5):1441-1451.

[2]　张旭琳,张梓涵,尹高飞,等. 农田氮磷流失与沟渠输移转化过程及影响因素[J]. 生态与农村环境学报,2024,40(10):1278-1286.

[3]　全为民,严力蛟. 农业面源污染对水体富营养化的影响及其防治措施[J]. 生态学报,2022,22(3):291-299.

[4]　李玉凤,刘红玉,朱丽娟,等. 农村多水塘系统中污染物来源评价:以陈集镇为例[J]. 南京师大学报(自然科学版),2009,32(1):136-140.

[5]　Ahmed S M, Rind S, Rani K. Systematic review: external carbon source for biological denitrification for wastewater[J]. Biotechnol Bioengeering,2023,120(3):642-658.

[6]　Colares G S, Dell'Osbel N, Wiesel P G, et al. Floating treatment wetlands: a review and bibliometric analysis[J]. Science of the Total Environment,2020,714:136776.

[7]　舒同,周佳林,段婧婧,等. 黑麦草草帘浮床对农田排水中氮的去除效果[J]. 生态与农村环境学报,2022,38(6):787-794.

[8] Pavlineri N, Skoulikidis N T, Tsihrintzis V A. Constructed floating wetlands: a review of research, design, operation and management aspects, and data meta-analysis[J]. Chemical Engineering Journal, 2017, 308: 1120-1132.
[9] 张择瑞,张学飞,郭婧,等. 3 种新型浮床植物净化富营养化水体的实验研究[J]. 中国科学技术大学学报,2018,48(3):221-228.
[10] Choudhury M I, Espenberg M, Hauber M M, et al. Application of floating beds constructed with woodchips for nitrate removal and plant growth in wetlands[J]. Water, Air, & Soil Pollution, 2024, 235(8): 493.
[11] Wu Q, Hu Y, Li S, et al. Microbial mechanisms of using enhanced ecological floating beds for eutrophic water improvement[J]. Bioresour Technology, 2016, 211: 451-456.
[12] Lekshmi G S, Bazaka K, Ramakrishna S, et al. Microbial electrosynthesis: carbonaceous electrode materials for CO_2 conversion[J]. Materials Horizons, 2023, 10(2): 292-312.
[13] Cai T, Gao X, Qi X, et al. Role of the cathode chamber in microbial electrosynthesis: a comprehensive review of key factors[J]. Engineering Microbiology, 2024, 4(3): 100141.
[14] Ghanam A, Cecillon S, Sabac A, et al. Untreated vs. treated carbon felt anodes: impacts on power generation in microbial fuel cells[J]. Micromachines (Basel), 2023, 14(12): 2142-2155.
[15] Chen Y, Liu M, Xu F, et al. Phenol biodegradation and simultaneous nitrogen removal using a carbon fiber felt biofilm reactor[J]. Water Science and Technology, 2010, 62(5): 1052-1059.
[16] Navada S, Knutsen M F, Bakke I, et al. Nitrifying biofilms deprived of organic carbon show higher functional resilience to increases in carbon supply[J]. Scientific Report, 2020, 10(1): 7121.
[17] Jourdin L, Raes S M T, Buisman C J N, et al. Critical biofilm growth throughout unmodified carbon felts allows continuous bioelectrochemical chain elongation from CO_2 up to caproate at high current density[J]. Frontiers in Energy Research, 2018: 341742.
[18] Cabau Peinado O, Winkelhorst M, Stroek R, et al. Microbial electrosynthesis from CO_2 reaches productivity of syngas and chain elongation fermentations[J]. Trends in Biotechnology, 2024, 42(11): 1503-1522.
[19] Kaldy J E, Brown C A, Nelson W G, et al. Macrophyte community response to nitrogen loading and thermal stressors in rapidly flushed mesocosm systems[J]. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 2017, 497: 107-119.
[20] 周佳林,段婧婧,王宁,等. 陆生蔬菜浮床对富营养化水体氮磷的去除以及水体、根系细菌群落分析[J]. 生态与农村环境学报,2024,40(1):107-118.
[21] Michie I S, Dinsdale R M, Guwy A J, et al. Electrogenic biofilm development determines charge accumulation and resistance to pH perturbation[J]. Energies, 2020, 13(14): 3521.
[22] Nandy A, Farkas D, Pepió Tárrega B, et al. Influence of carbon-based cathodes on biofilm composition and electrochemical performance in soil microbial fuel cells[J]. Environmental Science and Technology, 2023, 16: 100276.
[23] Opar D O, Nankya R, Lee J, et al. Three-dimensional mesoporous graphene-modified carbon felt for high-performance vanadium redox flow batteries[J]. Electrochimica Acta, 2020, 330: 135276.
[24] Chen W, Wu D, Wan H, et al. Carbon-based cathode as an electron donor driving direct bioelectrochemical denitrification in biofilm-electrode reactors: Role of oxygen functional groups[J]. Carbon, 2017, 118: 310-318.
[25] Yao S, Liu L, Zhang S, et al. Nitrate removal from groundwater by heterotrophic and electro-autotrophic denitrification[J]. Water, 2022, 14(11): 1759.
[26] Spiess S, Kucera J, Seelajaroen H, et al. Impact of carbon felt electrode pretreatment on anodic biofilm composition in microbial electrolysis cells[J]. Biosensors, 2021, 11(6): 170.
[27] 陈亮,刘锋,肖润林,等. 人工湿地氮去除关键功能微生物生态学研究进展[J]. 生态学报,37(18):6265-6274.
[28] Penton C R, Johnson T A, Quensen J F, et al. Functional genes to assess nitrogen cycling and aromatic hydrocarbon degradation: primers and processing matter[J]. Frontiers in Microbiology, 2013, 4: 279.
[29] Castellano-Hinojosa A, Correa-Galeote D, Carrillo P, et al. Denitrification and biodiversity of denitrifiers in a high-mountain mediterranean lake[J]. Frontiers in Microbiology, 2017, 8: 1911.
[30] Wigginton S K, Brannon E Q, Kearns P J, et al. Nitrifying and denitrifying microbial communities in centralized and decentralized biological nitrogen removing wastewater treatment systems[J]. Water, 2020, 12(6): 1688.
[31] Xue B, Tian L, Liu Y, et al. Enhanced nitrate reduction in hypotrophic waters with integrated photocatalysis and biodegradation[J]. Environmental Science and Ecotechnology, 2024, 21: 100390.
[32] Val Del Rio A, Pichel A, Fernandez-Gonzalez N, et al. Performance and microbial features of the partial nitritation-anammox process treating fish canning wastewater with variable salt concentrations[J]. Journal of Environmental Management, 2018, 208: 112-121.

(下转第 130 页)

[34] 刘超,任阳军,田泽,等. 数字技术发展如何提升城市居民幸福感:来自中国城市的经验证据[J]. 统计与决策,2024,40(23):55-60.
[35] 程雪兰,方叶林,刘传. 数字经济赋能文旅融合发展的影响效应研究[J]. 南京师大学报(自然科学版),2026,49(1):35-44.
[36] 王奕淇,张华玮. 数字技术创新对城市新质生产力的影响研究[J]. 科研管理,2026:1-14.
[37] 赵畅. 交通可达性、旅游产业集聚对旅游经济增长的影响[J]. 商业经济研究,2023(18):171-174.
[38] 方世巧,江文昊,卜晓维,等. 农文旅融合对边境地区乡村全面振兴的影响效应研究[J]. 农业现代化研究,2025,46(5):916-929.
[39] 朱琦,刘威. 高质量发展背景下数字技术赋能对农村消费扩容提质的影响[J]. 商业经济研究,2025(18):79-83.
[40] 熊子怡,胡兵,张科. 数字经济赋能旅游产业发展:旅游投资和消费视角[J]. 旅游学刊,2024,39(12):29-44.
[41] 王淑佳,孔伟,任亮,等. 国内耦合协调度模型的误区及修正[J]. 自然资源学报,2021,36(3):793-810.
[42] 于沛鑫,王兆峰. 长江经济带环境规制对旅游业绿色转型的影响机制及效应[J]. 华东经济管理,2025,39(2):13-23.
[43] 熊然,张程程. 数字基础设施建设对城市外资吸引力的影响研究:基于"宽带中国"试点政策的准自然实验[J]. 上海对外经贸大学学报,2025,32(6):35-50.
[44] 马斌斌,豆媛媛,贺舒琪,等. 中国数字经济与旅游产业融合发展的时空特征及驱动机制[J]. 经济地理,2023,43(6):192-201.
[45] 杨莎莎,胡隆,卢玉桂.中国城市数字技术与文旅融合水平区域差异、来源分解及驱动力[J]. 重庆大学学报(社会科学版),2025,31(5):32-47.
[46] 王凯,郭鑫,叶俊,等. 中国旅游业高质量发展的时空特征及影响因素[J]. 世界地理研究,2023,32(12):104-117.
[47] 王媛玉,杨开忠. 数字经济赋能东北经济高质量发展:基于新空间经济学"4D"框架的分析[J]. 社会科学辑刊,2024(2):132-142.

[责任编辑:杜忆忱]

(上接第 103 页)

[33] Jia W, Yang L. Community composition and spatial distribution of n-removing microorganisms optimized by Fe-modified biochar in a constructed wetland[J]. International Journal of Environmental Research and Public Health,2021,18(6):2938.
[34] Chen D,Tian C,Yuan H,et al. Nitrogen removal performance and microbial community structure of IMTA ponds(apostistius japonicus-Penaeus japonicus-Ulva)[J]. Microbial Ecology,2024,87(1):82.
[35] Mieke C A A, Van A B, Caroline M P, et al. Microbial community analysis of a methane-producing biocathode in a bioelectrochemical system[J]. Archaea,2013:481784.
[36] Li R,Ren X P,Fan X,et al. Efficient enriching high-performance denitrifiers using bio-cathode of microbial fuel cells[J]. iScience,2024,27(10):110965.
[37] Li Z,Qiu Y,Yu Y,et al. Long-term operation of cathode-enhanced ecological floating bed coupled with microbial electrochemical system for urban surface water remediation:from lab-scale research to engineering application[J]. Water Research,2023,237:119967.
[38] Sun H,Zhou Y,Jiang C. Regulating denitrification in constructed wetlands:the synergistic role of radial oxygen loss and root exudates[J]. Water,2024,16(24):3706.
[39] Li X,Qiao J,Li S,et al. Bacterial communities and functional genes stimulated during anaerobic arsenite oxidation and nitrate reduction in a paddy soil[J]. Environmental Science & Technology,2020,54(4):2172-2181.
[40] 郭旭,张永政,夏厚兵,等. 碳基材料电氧化去除水体污染物的研究进展[J]. 化工学报,2023,74(5):1862-1874.
[41] 张凤娇,刀昶智,陈明,等. 人工湿地-微生物燃料电池系统应用的发展与展望[J]. 世界生态学,2020,9(4):324-329.
[42] 卢艳,张鹏帅,张景新,等. 微氧耦合电化学强化污水厌氧消化的除碳脱氮[J]. 净水技术,2023,42(8):81-86.
[43] 陆晓赟,任家丰,孙婧,等. 电催化还原处理硝酸盐的电极材料研究进展[J]. 南京师大学报(自然科学版),2021,44(2):134-140.

[责任编辑:杜忆忱]