安徽农业大学学报, 2026, 53(4): 746-756
Journal of Anhui Agricultural University [DOI] 10.13610/j.cnki.1672-352x.20260915.004

罗心如，艾开颜，胡　敏，等. 生物炭负载菌株 *Pseudomonas aeruginosa* 对重金属 Cd 的去除[J]. 安徽农业大学学报, 2026, 53(4): 746-756.
Luo Xinru, Ai Kaiyan, Hu Min, et al. Removal of heavy metal Cd(II) by biochar-loaded mineralizing strain *Pseudomonas aeruginosa*[J]. Journal of Anhui Agricultural University, 2026, 53(4): 746-756.

生物炭负载菌株 *Pseudomonas aeruginosa* 对重金属 Cd 的去除

罗心如[1,2]，艾开颜[1]，胡　敏[1,2]，江　涛[1,2]，郑刘根[1,2*]，
武　超[1]，曾现程[1]，丁　丹[3]，单士锋[3]
(1. 安徽大学资源与环境工程学院，安徽 合肥 230601；2. 安徽省矿山生态修复工程研究中心，安徽 合肥 230601；
3. 安徽省一般工业固废处置与资源化利用工程研究中心，安徽 铜陵 244000)

摘　要：【目的】在重金属修复方法中，细菌修复是一种相对清洁、高效且负面影响最小的方法。然而，细菌制剂在实际修复过程中会受到环境因素干扰、土著微生物竞争和重金属高毒性等影响，导致修复效果难以持久稳定，因此需要寻找合适的载体材料以提高菌株的修复效率。【方法】本研究首先从镉污染矿区土壤中筛选出耐受性功能菌，设置不同修复条件，探究生物炭负载功能细菌联合修复镉的效果，进而筛选出最佳修复条件；最后通过对菌株和生物炭的特性进行表征分析和动力学分析，揭示生物炭—微生物协同矿化重金属镉的机理。【结果】本研究从安徽某矿区重金属污染土壤中分离出一株 Cd（II）耐受菌株 S3，经 16S rRNA 测序鉴定为 *Pseudomonas aeruginosa*。将该菌株负载于生物炭上，通过比较不同修复条件下生物炭、游离菌和生物炭负载菌对 Cd（II）的去除效率，发现稻壳生物炭负载菌株处理 7 d 后对 20 mg·L^{-1} Cd（II）的去除效率可达 91.50%，较游离菌和单独生物炭处理分别提高 23.27%和 63.71%。【结论】表征分析和实验结果表明，生物炭负载显著增强了菌株对环境变化的适应性和重金属耐受性。本研究为重金属污染修复提供了新的技术思路。

关键词：矿化细菌；生物炭；生物炭负载菌材料；镉修复；机理分析
中图分类号：X172　　**文献标志码：**A　　**文章编号：**1672–352X (2026)04–0746–11

Removal of heavy metal Cd(II) by biochar-loaded mineralizing strain *Pseudomonas aeruginosa*

Luo Xinru[1,2], Ai Kaiyan[1], Hu Min[1,2], Jiang Tao[1,2], Zheng Liugen[1,2],
Wu Chao[1], Zeng Xiancheng[1], Ding Dan[3], Shan Shifeng[3]
(1. School of Resources and Environmental Engineering, Anhui University, Hefei 230601, China; 2. Anhui Province Engineering Research Center of Mine Ecological Remediation, Hefei 230601, China; 3. Anhui General Industrial Solid Waste Disposal and Resource Utilization Engineering Research Center, Tongling 244000, China)

Abstract: [Objective] Among heavy metal remediation methods, bacterial remediation is a relatively clean, efficient, and low-impact approach. However, bacterial preparations are affected by environmental interference, competition from indigenous microorganisms, and the high toxicity of heavy metals during actual remediation, resulting in difficulty in achieving long-term and stable remediation effects. Therefore, it is necessary to find suitable carrier materials to improve the remediation efficiency of strains. **[Method]** Cadmium-tolerant functional strains were isolated from cadmium-contaminated mining soil. Different remediation conditions were set to explore the effect of biochar-loaded functional bacteria on combined cadmium remediation, and then the optimal remediation conditions were re-screened out. Finally, through characterization analysis and kinetic analysis of various properties of the strains and biochar, the mechanism of microbial-biochar synergistic mineralization for cadmium remediation was revealed. **[Result]** A Cd-tolerant strain S3 was isolated from heavy metal-contaminated soil of a mining area in Anhui Province and identified as *Pseudomonas aeruginosa* by 16S rRNA sequencing. The

收稿日期：2025-12-27；**录用日期：**2026-03-23；**网络出版日期：**2026-09-16
基金项目：国家自然科学基金项目（42072201）；安徽高校协同创新项目（GXXT-2021-017）；安徽省地质矿产局 321 地质队科技攻关项目（K160139400）
作者简介：罗心如，硕士研究生，E-mail：2869902022@qq.com
* **通信作者：**郑刘根，博士，教授，博士生导师，E-mail：lgzheng@ustc.edu.cn

strain was loaded onto biochar, and the Cd(II) removal efficiency of biochar, free bacteria, and biochar-loaded bacteria was compared under different remediation conditions. The results showed that the rice husk biochar-loaded strain achieved a Cd removal efficiency of 91.50% for 20 mg·L^{-1} Cd(II) after 7 days of treatment, which was 23.27% and 63.71% higher than that of free bacteria and biochar alone, respectively. **[Conclusion]** Characterization analysis and experimental results indicate that biochar loading significantly enhances the adaptability of strains to environmental changes and their tolerance to heavy metals. This study provides a novel technical approach for heavy metal pollution remediation. Future research can focus on the modified optimization of biochar, genetic engineering transformation of functional strains, and the combined application of the composite system with phytoremediation to further improve remediation efficiency and ecological safety.

Keywords: mineralizing bacteria; biochar; biochar-loaded bacterial material; cadmium remediation; mechanism analysis

重金属作为典型的无机污染物，因其在自然界中具有高生物累积性、毒性和持久性的特点而受到全球广泛关注。其中，镉（Cd）即使在低浓度下也表现出显著毒性，被列为最具危害的无机污染物之一[1-3]。镉的毒性可抑制肺、脑、肝、肾及血液成分等器官和组织的功能，降低机体能量水平，长期反复暴露还可导致癌症等疾病[4-6]。因此，如何绿色、高效地修复镉污染环境、降低其环境风险，已成为国内外广泛研究的重要课题。

目前传统的修复方法通常基于物理、化学和生物手段，可相互结合使用，以期将环境中的重金属清除至可接受且安全的水平[7]。在这些方法中，鉴于其成本效益和生态友好性，生物修复被认为是一种低成本且几乎不产生二次污染的有效修复方式与创新技术[8]。值得注意的是，微生物矿化重金属是去除环境中重金属最常用且有效的生物修复方法。微生物虽不能降解重金属，但可通过代谢产物矿化、细胞壁吸附及细胞内积累 3 种主要途径实现生物修复。在众多具有矿化能力的微生物中，细菌因其体积小、生长速度快、易于培养等优点，被广泛用于清除环境中的重金属污染物，包括碳酸盐矿化细菌、溶磷菌（PSB）和硫酸盐还原菌（SRB）等。这些菌株通过分解尿素产生 CO_3^{2-} 在富钙离子环境下诱导重金属形成碳酸盐沉淀，从而具备表面固化与稳定重金属离子的能力[9-11]。

但该技术目前存在一定局限性。由于环境复杂性、土著微生物的竞争作用以及重金属对微生物的高毒性，直接接种法的去除效率和生态效应不稳定，难以满足修复要求[12]。例如，研究表明，细菌修复易受 pH、污染物浓度及微生物竞争等外部条件干扰，在不同条件下，同一种菌群所表现出的修复效果亦存在差异[13]。因此，从环境中分离出耐受性强、矿化能力高的菌株，对矿区周边生态修复具有重要意义；同时，为减少微生物损失并提高其对污染物的处理效率，应积极探索微生物固定化技术[14]。

生物炭作为一种来源广泛的吸附材料，具有表面官能团活性高、比表面积大、孔隙率高等特性，在所研究的载体中被广泛认为是修复重金属污染的优良微生物载体材料[15-17]。一方面，生物炭的多孔结构可为游离微生物细胞提供适宜的栖息环境，提高微生物密度并增强引入细菌的竞争优势；同时可为微生物细胞提供庇护，避免固定化微生物细胞与高浓度污染物直接接触，从而为其提供良好的避难所，保护其免受外界不利影响[18-20]。另一方面，生物炭中含有的 N、P、K 等元素可为微生物生长提供有机或无机营养物质[21]。目前，已有学者尝试将生物炭与功能细菌结合用于重金属污染修复。例如，研究表明，经生物炭负载的溶磷菌（PSB）对 500 mg·L^{-1} Cd 的去除率较 PSB 单独处理提高了 72.27% [22]。钙改性生物炭固定化混合细菌相较于游离混合细菌，使土壤中 Cd 的固定效率提高了 25.83% [23]。此外，大量研究已证实该复合体系具有显著的协同修复潜力。

但现有研究仍存在一定的不足：一是缺乏对不同原料生物炭载体性能差异及其对菌株负载效率和修复效果影响机制的系统比较；二是生物炭与功能菌株协同修复镉的作用机理尚未完全阐明，尤其是官能团相互作用、吸附与矿化过程的协同机制仍需深入解析；三是复合体系的最佳修复条件缺乏针对性优化，限制了其实际应用效能。

综上，本研究从镉污染矿区土壤中筛选出耐受性功能菌，系统比较不同原料生物炭的载体性能，探究生物炭负载功能菌的协同作用效果；通过单因素实验优化去除条件，并结合表征分析与动力学模型，揭示微生物—生物炭协同去除镉的机理。研究结果可为环境中镉的有效去除提供理论基础，为重金属污染修复提供新思路，丰富生物炭—微生物协同作用的理论体系。

1 材料与方法

1.1 耐受菌株的筛选

从安徽省淮南市某受重金属污染矿区周围随机采集了 6 份土壤样品（深度 5～10 cm），所采土壤与课题组前期研究的土壤为同一样本。参照本课题组先前研究，结果表明该地土壤样品中 Cd 平均含量为当地土壤背景值的 4.65 倍[24]。将所采集的土壤样品混合为一份用于菌株分离。取 1 g 新鲜土壤样品置于含 20 mg·L^{-1} Cd 的 100 mL LB 液体培养基中，于 30 ℃、150 r·min^{-1} 恒温摇床振荡 20 min 后，静置 20 min，制成土壤悬浮液。随后取 1 mL 土壤悬浮液加入 99 mL LB 液体培养基中，于 30 ℃、150 r·min^{-1} 条件下活化培养 8 h。再将 1 mL 活化后的细菌溶液转移至无菌培养皿中，用无菌水依次稀释至 10^{-1}～10^{-7}。用无菌吸管吸取 0.1 mL 稀释液涂布于固体培养基表面，并用无菌涂布棒均匀涂布。将平板置于超净工作台中静置 15～20 min，使菌液充分渗入培养基，随后倒置平板，于生化培养箱中培养 1 d。挑取固体培养基上长势良好且形态典型的单菌落，进行反复划线分离与纯化。最终将纯化后的菌株于 4 ℃保存，并通过 16S rRNA 基因测序进行细菌种类鉴定。

1.2 生物炭的制备

本研究选择稻壳（rice husk）、木屑（sawdust）和玉米秸秆（corn stover）3 种材料作为生物炭原料。将收集的生物质原料风干、剪切，粉碎后过孔径 0.85 mm（20 目）筛（粒度＜1 mm），装入 100 mL 陶瓷坩埚中，压实以排出空气，随后用盖子密封坩埚以防氧气进入，并在外层包裹锡纸以充分隔绝氧气。将坩埚置于马弗炉中，在限氧条件下热解，以 5 ℃·min^{-1} 的升温速率升至 550 ℃，并保温 2 h。热解完成后，将坩埚冷却至室温，获得原始生物炭。随后对原始生物炭进行抽滤、烘干，再研磨过 0.15 mm（100 目）筛，贴好标签保存备用。

1.3 生物炭负载菌材料的制备

将 0.1 g 生物炭（BC）添加到 50 mL 细菌培养基中，并在 121 ℃下灭菌 30 min。以 2%的接种量接种耐受菌株（S3），在 30 ℃、150 r·min^{-1} 条件下培养 24 h。培养液经 8 000 r·min^{-1} 离心 10 min，弃上清[25]。沉淀用 1%（质量分数）盐水洗涤，离心并重复漂洗 3 次，最终通过离心获得的固体为生物炭接种的细菌（BCS3）。

1.4 修复实验

用四水合硝酸镉（$Cd(NO_3)_2·4H_2O$）配制一定浓度的镉溶液，将游离菌、生物炭、生物炭负载菌材料分别加入 50 mL 含一定浓度 Cd（II）的 LB 液体培养基中。为探究 pH 对修复效果的影响，用 1 mol·L^{-1} HNO_3 和 1 mol·L^{-1} NaOH 调节溶液 pH 至 4、5、6、7、8、9，于恒温摇床中 30 ℃、150 r·min^{-1} 振荡培养一周。随后将样品以 8 000 r·min^{-1} 离心 10 min，取上清液经 0.45 μm 微孔滤膜过滤后，采用 ICP-MS 测定镉浓度。此外，重复上述步骤，探究生物炭投加量（0.01、0.02、0.03、0.05、0.1、0.2 g）、重金属浓度（20、50、80、100、150、200 mg·L^{-1}）等因素对修复效果的影响，所有实验均设置 3 组平行。其中，投加量设置参照 Wu 等[25]的研究，浓度和 pH 设置参照 Ke 等[26]的研究。

1.5 动力学分析

对于动力学实验，在不同时间（1、2、3、4、5、6、7 d）采集样品以确定吸附程度。采用准一级动力学方程（式（1）（2））和准二级动力学方程（式（3））来描述 3 种不同修复材料对不同浓度 Cd^{2+} 溶液（20、50、80、100、150、200 mg·L^{-1}）的吸附动力学过程。

$$C_t = C_0[1-\exp(-k_1 t)] \quad (1)$$

为方便计算将一级动力学模型化简成：

$$\ln(C_t / C_0) = -k_1 t + \ln C_0 \quad (2)$$

$$\frac{t}{C_t} = \frac{1}{k_2 C_0^{\,2}} + \frac{t}{C_0} \quad (3)$$

式（1）—（3）中，t 是吸附时间，C_0 是反应开始前，溶液中重金属离子的质量浓度（mg·L^{-1}），C_t 是 t 时刻溶液中剩余的吸附量重金属离子质量浓度（mg·L^{-1}），k_1 和 k_2 为模型中的待定系数，其数值通过数据拟合确定[27-28]。

1.6 表征分析

对收集到的沉淀物用超纯水冲洗 3 次，将样品放入 2.5%戊二醛缓冲固定液（电镜纯度）中，4 ℃固定过夜；用 PBS 缓冲液冲洗 3 次，每次 5 min，再用超纯水冲洗 1 次，5 min；然后依次用乙醇（体积分数 30%、50%、70%、80%、90%、100%）梯度脱水，风干后经冷冻干燥和喷金处理，获得用于电镜观察的样品[29]。采用扫描电镜（SEM）分析样品形貌；通过傅里叶变换红外光谱（FTIR）和氮气吸附-脱附比表面积分析（BET 分析）材料的官能团组成及孔隙结构特征；利用 X 射线衍射（XRD）分析材料修复前后晶体结构的变化。

2 结果与分析

2.1 菌株的分离与鉴定

从安徽省淮南市某矿区周围土壤中筛选出一株

耐 Cd（II）菌株，命名为 S3。该菌株在 LB 平板上的菌落呈淡绿色、透明，表面湿润光滑，质地黏稠，边缘清晰（图 1A）；SEM 扫描结果显示该菌株呈杆状（图 1B）。将 16S rRNA 测序结果提交至 GenBank 数据库进行同源性比对，并使用 MEGA 11.0 软件构建系统发育树（图 2），结果显示菌株 S3 与铜绿假单胞菌（*Pseudomonas aeruginosa*）的相似度为 99%。结合形态学特征及 16S rRNA 基因序列分析，鉴定菌株 S3 为铜绿假单胞菌（*Pseudomonas aeruginosa*）。该菌株的核酸序列已提交至国家微生物科学数据中心（NMDC），获得序列编号 NMDCN0007RKH。



图 1　菌株 S3 的菌落形态图（A）和 SEM 图像（B）

Figure 1　Colony morphology (A) and SEM image (B) of strain S3

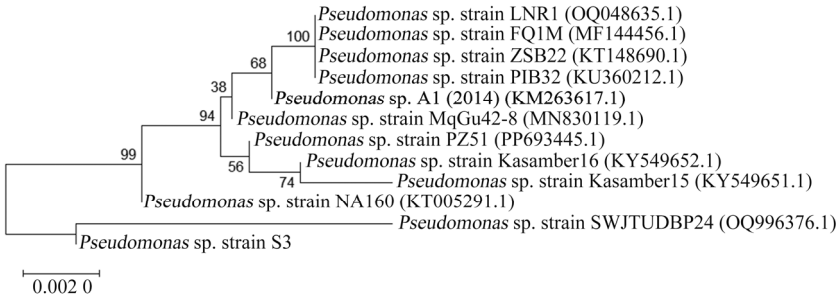


图 2　菌株 S3 的系统发育树

Figure 2　Phylogenetic tree of strain S3

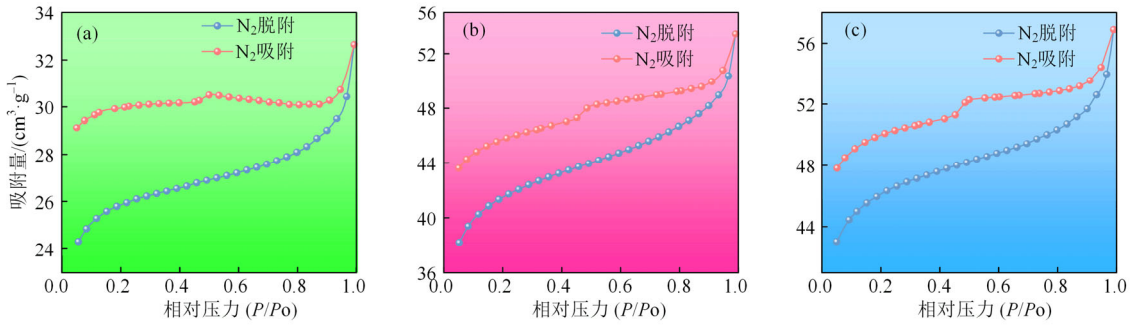
表 1　生物炭孔隙结构

Table 1　Pore structure of biochar

生物炭	比表面积 /（$m^2 \cdot g^{-1}$）	孔容 /（$cm^3 \cdot g^{-1}$）	平均孔径 /nm
木屑生物炭	79.961	0.002	4.833
玉米秸秆生物炭	138.806	0.025	4.917
稻壳生物炭	129.794	0.028	5.755

2.2　材料的表征分析

2.2.1　BET 分析　生物炭孔隙结构通常被认为是影响其对重金属吸附效果的重要因素之一。通过对 3 种材料进行 BET 表征分析，可说明材料之间的孔隙结构差异。3 种不同生物炭材料的 N_2 吸附—脱附曲线（图 3）显示，木屑生物炭（图 3（a））和玉米秸秆生物炭（图 3（b））的吸附量最大值分别约为 32 $cm^3 \cdot g^{-1}$、53 $cm^3 \cdot g^{-1}$，而稻壳生物炭（图 3（c））的吸附量超过 56 $cm^3 \cdot g^{-1}$，是三者中吸附量最大的材料。3 种材料在中高压区吸附量均迅速增加，且图 3（c）中稻壳生物炭的增加趋势更为明显，表明其介孔孔道更丰富、孔体积更大[30-31]。不同生物炭的孔隙结构特征（表 1）显示，稻壳生物炭虽然比表面积小于玉米秸秆生物炭，但其孔径和孔容均优于另外两种材料。



（a）木屑生物炭；（b）玉米秸秆生物炭；（c）稻壳生物炭。

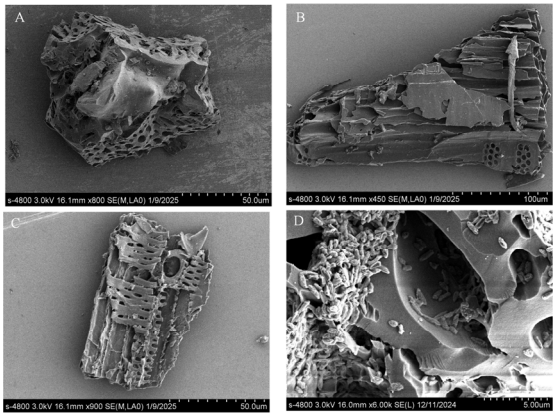
图 3　材料的 N2 吸附-脱附曲线

Figure 3　N_2 adsorption-desorption isotherms

2.2.2　扫描电镜（SEM）分析　通过对木屑、稻壳、玉米秸秆 3 种不同原料制备的生物炭进行扫描电镜分析（图 4），可直观观察到 3 种生物炭均具有丰富的孔隙结构，且不同原料所得生物炭的孔隙结构特征存在一定差异，这也在一定程度上决定了后续修复实验中不同原料生物炭的效果差异。此外，对所

制备的稻壳生物炭负载菌材料进行表征（图 4D），可见大量菌株附着于稻壳生物炭表面，其表面具有极为丰富的孔隙结构，为菌株生长提供了适宜的生存与庇护场所；同时，在稻壳生物炭的孔隙内部也负载了大量功能菌株 S3，直观表明生物炭可作为优良载体为微生物提供良好的庇护与生存环境，且稻壳生物炭负载菌株材料已成功制备。

2.2.3 傅里叶变换红外光谱（FTIR）分析 通过 FTIR 能够分析生物炭及生物炭负载菌材料中各类表面官能团的类型及其变化。如图 5（a）所示，3 种生物炭在 4 000～400 cm^{-1} 范围内均出现大量振动吸收峰，表明在修复和负载过程中有多种官能团共同参与。在波数约 3 550 cm^{-1} 处的明显吸收峰归属于羟基（−OH）的伸缩振动；约 2 932 cm^{-1} 处的吸收峰对应于饱和碳氢键（−C−H）的伸缩振动[32]；1 800～1 600 cm^{-1} 范围内的吸收峰与羰基（C=O）和碳碳双键（C=C）的伸缩振动有关[33]；约 1 097 cm^{-1} 处的吸收峰则对应于纤维素、半纤维素和木质素中 C−O 键的伸缩振动[34]。这些官能团可能与生物炭对 Cd 的吸附机制相关。



A.稻壳生物炭；B.木屑生物炭；C.玉米秸秆生物炭；D.稻壳生物炭负载菌材料。

图 4 生物炭和生物炭负载菌材料的形貌结构特征

Figure 4 Morphological and structural characteristics of biochar and biochar-loaded bacterial material

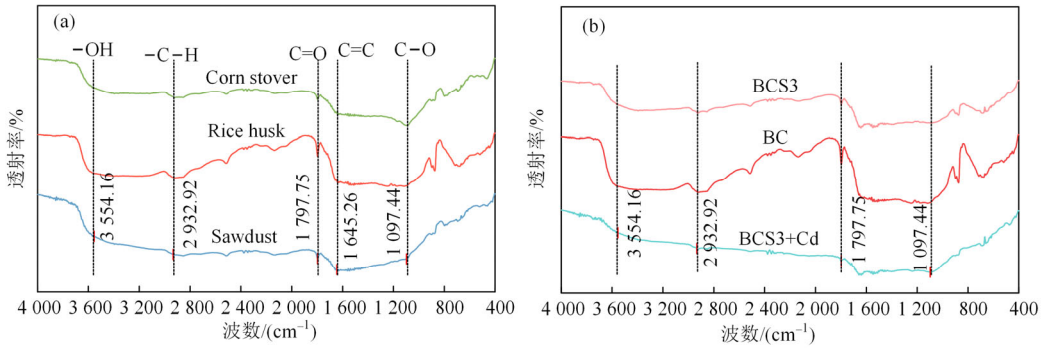


图 5 不同生物炭(a)和稻壳生物炭负载菌材料(b)修复前后的傅里叶变换红外光谱图

Figure 5 FTIR spectra of biochars (a) and rice husk biochar-supported bacteria(b) before and after remediation

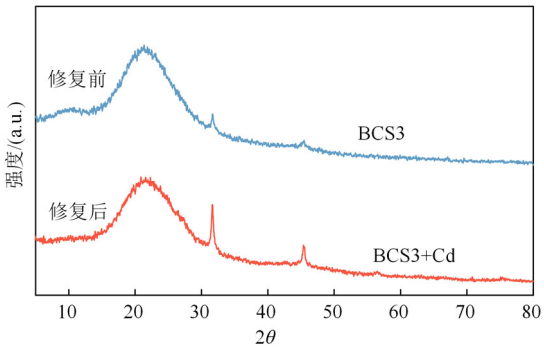


图 6 BCS3 去除 Cd 前后的 XRD 谱图

Figure 6 XRD patterns of BCS3 before and after Cd removal

图 5（b）为稻壳生物炭和稻壳生物炭负载菌材料吸附 Cd 前后的红外分析谱图对比。如图所示，与单纯的稻壳生物炭相比，负载菌株 S3 后的复合材料其−OH 峰发生了位移，由 3 550 cm^{-1} 移至 3 408 cm^{-1}，表明微生物与生物炭之间存在氢键相互作用；此外，负载菌株后材料中 C=O、C−H 基团对应峰的强度明显增强[35]。吸附 Cd 后，1 795 cm^{-1} 处的谱峰明显减弱，说明在修复过程中 C=O 官能团可能参与了作用；而参与 Cd 吸附的环状 C−H 基团，其对应的 2 932 cm^{-1} 谱峰在吸附后也明显趋于平缓[36]。这表明负载微生物后的生物炭，其官能团结构发生了显著变化，且微生物的引入有助于改善参与 Cd 固定的官能团特性。此外，大量研究表明，细菌分泌的胞外聚合物及微生物代谢产生的 CO_3^{2-}可与环境中 Cd^{2+}结合，在生物炭表面或微生物胞外形成 $CdCO_3$ 沉淀，因此，生物炭与微生物的协同作用有效促进了 Cd 的沉淀[25]。

2.2.4 XRD 分析 XRD 谱图显示了生物炭负载菌材料去除 Cd 前后的晶体结构变化（图 6）。修复 Cd 之后，材料的 XRD 谱图出现了新的特征峰，表明发生了化学沉淀或表面络合反应，生成了 Cd 的结晶态化合物。无定形碳峰强度的降低，可能是因为 Cd 与材料表面的含氧官能团结合，或进入了无定形碳的

孔隙中，导致其无定形结构的信号减弱。修复后材料在 2θ 为 30°～45°附近的峰强度明显增强，这是 Cd 与 BCS3 作用后生成的 CdS 或 $CdCO_3$ 的特征信号，说明该 BCS3 对 Cd 具有良好吸附和固定能力[33]。

2.3　生物炭负载菌材料对 Cd（II）的去除

环境变化被认为是影响去除效率的关键因素之一，尤其是在受污染条件下，微生物的生长会受到显著影响。一方面，Cd（II）对微生物具有一定的毒害作用，不同生物炭类型和投加量对菌株的庇护能力存在差异[37]；另一方面，pH 的变化通常会影响菌株的生长，以及生物炭的吸附容量和表面电荷等[38]。因此，为深入探究最佳去除条件，本研究针对生物炭类型、投加量、pH 和重金属浓度等变量开展单因素实验。

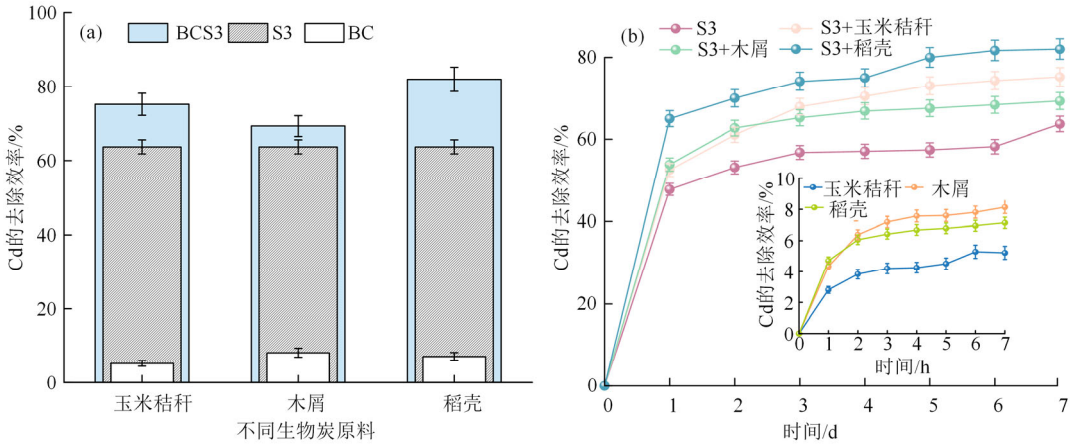


图 7　（a）不同类型生物炭负载菌株对 Cd 的去除效率；（b）不同时间节点各材料对 Cd 的去除效率

Figure 7　(a) Cd removal efficiency of different biochar-supported strain materials and (b) that of various materials at different time points

2.3.1　不同原料生物炭负载菌株对 Cd（II）的去除效率探究　如图 7（a）所示，与生物炭（BC）和游离菌（S3）单独处理相比，经 3 种生物炭负载后的菌株（BC-S3），其对 50 mg·L^{-1} Cd（II）的去除效率均得到一定程度的提升，但不同原料生物炭负载菌株对 50 mg·L^{-1} Cd(II)的去除效率存在较大差异。通过对 3 种生物炭的表征分析发现，不同类型生物炭的孔隙结构和孔容之间存在较大差异（表 1）。其中，玉米秸秆生物炭虽然比表面积最大，但稻壳生物炭的孔容、孔径及 N_2 吸附量均大于玉米秸秆和木屑生物炭。此外，通过对 3 种材料的扫描电镜图像进行对比（图 4），也可观察到稻壳生物炭表现出更加发达的孔隙结构。实验结果表明，稻壳生物炭负载菌株的去除效率最高，对 50 mg·L^{-1} Cd（II）的去除效率达 82.02%，较玉米秸秆和木屑生物炭负载菌株分别提高 6.82%和 12.71%，显示出优于其他生物炭类型的潜在优势。此外，与游离菌株和生物炭单独处理相比，经稻壳生物炭负载后，其去除效率分别提高 18.33%和 74.88%，说明稻壳生物炭负载的功能菌株对 Cd（II）的去除效率显著提升。因此，后续实验均选择稻壳生物炭作为载体材料进行进一步探究。从不同时间节点各材料去除效率的变化情况（图 7（b））可见，在修复初期（0～2 d），由于材料吸附位点充足，去除效率迅速上升，且稻壳生物炭负载菌材料的上升速度最快；随着时间推移，在修复 5～7 d 后，吸附位点趋于饱和，去除效率基本趋于平稳。

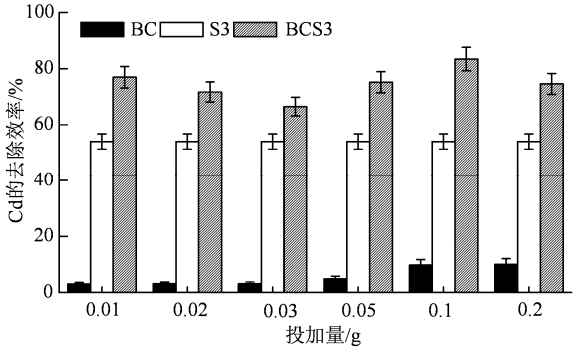


图 8　生物炭投加量对 Cd（II）去除效率的影响

Figure 8　Effect of biochar dosage on Cd(II) removal efficiency

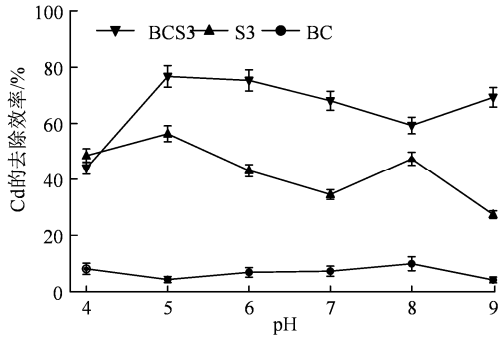


图 9　pH 变化对 Cd（II）去除效率的影响

Figure 9　Effect of pH change on Cd(II) removal efficiency

2.3.2 *生物炭投加量对 Cd（II）去除效率的影响* 生物炭投加量也是影响去除效率的重要因素。通常情况下，在一定范围内，材料对重金属的去除效率随投加量的增加而逐渐升高。时佳琦等[39]研究发现，在 100 mg·L^{-1} Cd（II）溶液中，随着生物炭复合材料投加量的增加，Cd（II）的去除效率逐渐提高；但当投加量达到 0.6 g 时，吸附量反而逐渐降低。这主要是因为生物炭投加量过多可能导致颗粒重叠，形成微小团聚体，从而减少有效吸附表面积[40]。因此，综合考虑实际应用中生物炭投加量的成本与去除效率，有必要对其开展深入探究。

如图 8 所示，通过实验探究发现，生物炭的添加能够显著提高菌株对镉的去除效率，且去除效率在投加量为 0.01、0.02、0.03、0.05、0.1 和 0.2 g 范围内呈现出先降低、后升高、再逐渐降低的趋势。说明当投加量过低时，菌株的负载会侵占吸附位点，同时载体也不能很好地为微生物生长提供庇护。结果表明，在投加量为 0.1 g 时，其去除效率最高，对 50 mg·L^{-1} Cd（II）的去除效率可达 83.44%。而在投加量为 0.2 g 时，去除效率逐渐降低，这可能是因为投加量过高导致生物炭团聚，不利于为菌株提供适宜的生存位点及吸附位点，同时，添加量过高也会引起环境变化，从而导致去除效率降低[40]。

2.3.3 *pH 对复合材料去除效率的影响* pH 一直以来被认为是影响微生物生长的关键因素，除了会影响菌株的生长外，还会对酶蛋白结构产生影响，从而影响酶活性，导致对 Cd（II）去除效率的变化[41]。因此，有必要探究不同 pH 条件下材料对镉的去除效率。如图 9 所示，随 pH 的变化去除效率呈现出较大波动，且生物炭负载菌株材料在酸性和碱性条件下对镉的去除效率均高于菌株单独处理，说明经生物炭负载后的菌株，其对环境的适应能力得到了明显提升。结果表明，在 pH 为 5～6 的酸性条件下，生物炭负载菌株材料对 Cd（II）的去除效率较高。当 pH 过低时，菌群的生长受到抑制；同时，水和氢离子的结合会使菌剂表面酸性含氧官能团带正电，进而阻碍 Cd（II）与吸附位点的结合[42]。随着 pH 升高，由于官能团的去质子化，H^+与 Cd（II）之间对吸附位点的竞争作用减弱，使得材料对 Cd（II）的吸附作用增强。而当 pH 进一步升高时，溶液中 OH^-浓度处于较高水平，与 Cd（II）结合生成 $Cd(OH)_2$ 沉淀，导致吸附效果降低[43]。

2.3.4 *浓度变化对去除效率的影响* 在 pH = 5、生物炭投加量为 0.1 g、修复时间为 7 d 的条件下，不同 Cd（II）浓度对去除效率的影响如图 10 所示。当 Cd 浓度为 20 mg·L^{-1} 时，生物炭负载菌材料对其的去除效率可达 91.50%，说明在低浓度条件下，菌株生长状况良好，材料表面吸附位点充足，对重金属的去除效率最高。随后，随着 Cd（II）浓度逐渐升高，重金属对菌株的毒害作用增强，表现为细胞活性降低，细胞器和 DNA 受损，严重时甚至导致菌株死亡，从而使材料对其去除效率逐渐降低[44]。不过，值得注意的是，在 Cd（II）浓度为 150 mg·L^{-1} 和 200 mg·L^{-1} 的高污染条件下，经生物炭负载后的菌株对重金属的去除效率仍可达 60%以上，且均显著高于游离菌单独处理的效果，说明生物炭负载在一定程度上增强了菌株对高浓度重金属污染的耐受性。

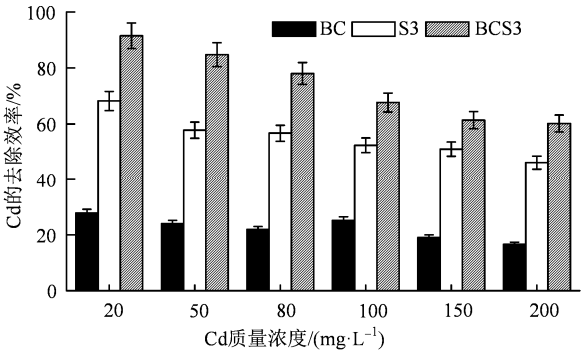


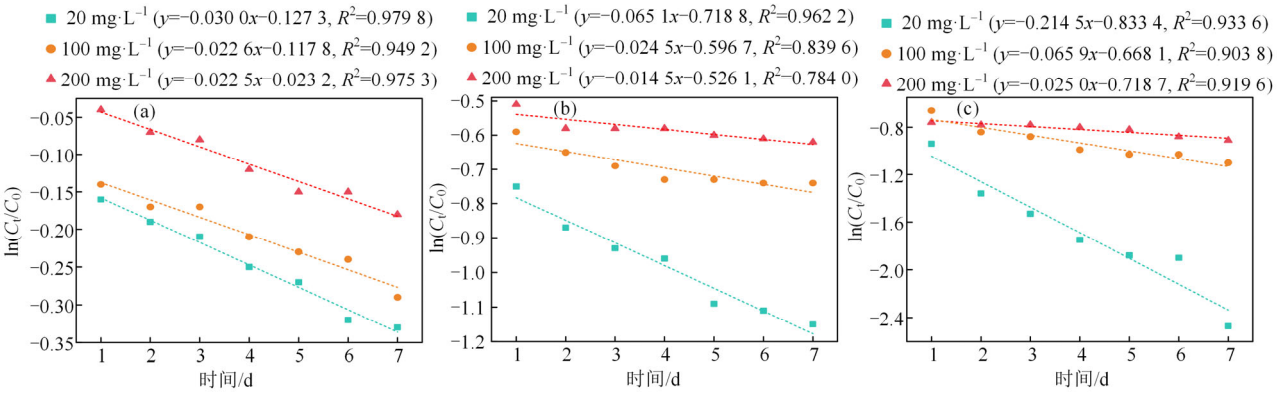
图 10 材料对不同浓度 Cd（II）的去除效率

Figure 10 Removal efficiency of materials for different concentrations of Cd(II)

表 2 生物炭（BC）、菌株 S3 及生物炭负载菌材料（BCS3）对不同浓度 Cd（II）的一级动力学去除方程

Table 2 First-order kinetic equations for the removal of Cd(II) at different concentrations by BC, S3, and BCS3

处理组	镉质量浓度/（mg·L^{-1}）	公式	R^2
稻壳生物炭 BC	20	y = −0.030 0x−0.127 3	0.979 8
	50	y = −0.026 2x−0.110 1	0.863 3
	80	y = −0.021 9x−0.104 1	0.911 1
	100	y = −0.022 6x−0.117 8	0.949 2
	150	y = −0.012 6x−0.127 0	0.958 3
	200	y = −0.022 5x−0.023 2	0.975 3
游离菌 S3	20	y = −0.065 1x−0.718 8	0.962 2
	50	y = −0.023 2x−0.709 3	0.742 5
	80	y = −0.042 1x−0.577 2	0.718 8
	100	y = −0.024 5x−0.596 7	0.839 6
	150	y = −0.018 2x−0.592 3	0.887 5
	200	y = −0.014 5x−0.526 1	0.784 0
生物炭负载菌 BCS3	20	y = −0.214 5x−0.833 4	0.933 6
	50	y = −0.151 6x−0.788 7	0.909 8
	80	y = −0.082 3x−0.763 0	0.690 2
	100	y = −0.065 9x−0.668 1	0.903 8
	150	y = −0.056 9x−0.597 3	0.853 9
	200	y = −0.025 0x−0.718 7	0.919 6



（a） BC，（b） S3，（c） BCS3。

图 11　3 种不同材料对不同浓度镉的准一级动力学方程

Figure 11　Pseudo-first-order kinetic equations for cadmium removal by three different materials at various concentrations

表 3　生物炭（BC）、菌株 S3 及生物炭负载菌材料（BCS3）对不同浓度 Cd（II）的二级动力学去除方程

Table 3　Second-order kinetics equations for Cd(II) removal at different concentrations by BC, S3, and BCS3

处理组	镉浓度/（mg·L⁻¹）	公式	R^2
稻壳生物炭 BC	20	$y=0.071\ 8x-0.023\ 0$	0.997 7
	50	$y=0.024\ 2x+0.001\ 4$	0.981 3
	80	$y=0.016\ 3x-0.003\ 4$	0.999 6
	100	$y=0.013\ 5x-0.003\ 6$	0.997 1
	150	$y=0.008\ 4x-0.001\ 3$	0.999 4
	200	$y=0.006\ 1x-0.001\ 5$	0.998 6
游离菌 S3	20	$y=0.167\ 7x-0.099\ 2$	0.993 3
	50	$y=0.048\ 0x-0.009\ 4$	0.999 3
	80	$y=0.029\ 9x-0.009\ 6$	0.999 4
	100	$y=0.021\ 6x-0.004\ 4$	0.999 8
	150	$y=0.013\ 8x-0.002\ 5$	0.999 4
	200	$y=0.009\ 4x-0.001\ 3$	0.999 7
生物炭负载菌 BCS3	20	$y=0.577\ 4x-0.860\ 8$	0.848 5
	50	$y=0.132\ 6x-0.153\ 4$	0.850 7
	80	$y=0.053\ 4x-0.048\ 2$	0.890 2
	100	$y=0.031\ 6x-0.017\ 2$	0.996 1
	150	$y=0.018\ 4x-0.008\ 9$	0.993 8
	200	$y=0.012\ 6x-0.004\ 0$	0.995 4

2.4　动力学分析

将 Cd（II）吸附动力学数据拟合到不同的动力学模型中， 3 种不同材料对不同浓度镉的动力学拟合方程如图 11 和图 12 所示。为便于分析和保证图片清晰，图中仅展示了 20、100 和 200 mg·L⁻¹3 种浓度跨度较大的数据，其余浓度的拟合参数和拟合方程见表 2 和表 3。

分别比较 BC 处理组的一级动力学 R^2（0.863 3～0.979 8）和二级动力学 R^2（0.981 3～0.999 6），S3 处理组一级动力学 R^2（0.718 8～0.962 2）和二级动力学 R^2（0.993 3～0.999 8）。结果表明，BC 处理组除 50 mg·L⁻¹ 外，其余浓度二级动力学相关系数 $R^2 > 0.997$，而 S3 处理组其二级动力学相关系数 R^2 基本均大于 0.999，二级动力学拟合效果好，均优于一级动力学。这表明准二级动力学模型能够很好地描述 BC 和 S3 对 Cd 的吸附过程；拟合表明，BC 和 S3 对 Cd 的吸附主要受化学吸附控制，特别是通过表面络合机制[45-46]。

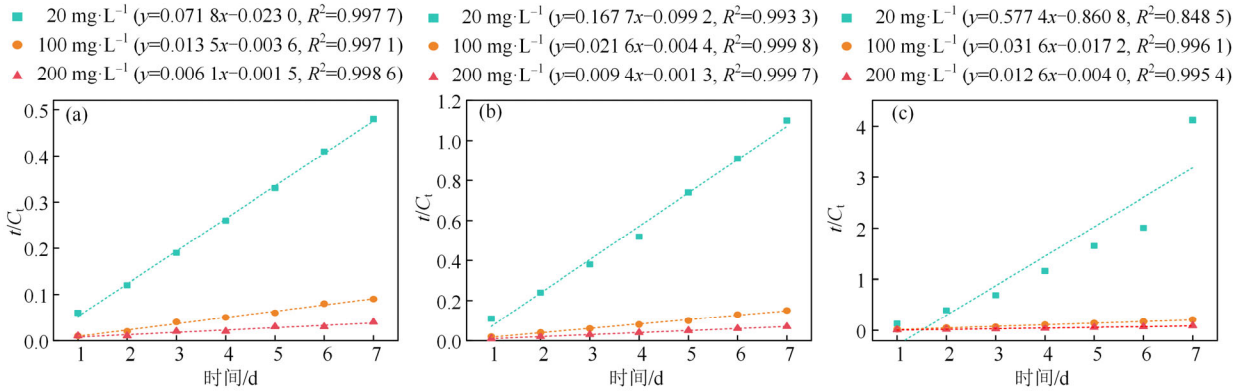


图 12　3 种不同材料对不同浓度镉的准二级动力学方程

Figure 12　Pseudo-second-order kinetic equations for cadmium removal by three different materials at various concentrations

通过比较 BCS3 处理组一级动力学 R^2（0.690　2～0.933 6）和二级动力学 R^2（0.848 5～0.996 1），

发现在浓度较低的 20～50 mg·L^{-1} 条件下，一级动力学拟合结果要优于二级动力学，说明在低浓度条件下，BCS3 对溶液 Cd 的吸附主要受物理吸附控制，而在 100～200 mg·L^{-1} 高浓度 Cd 溶液中，二级动力学拟合结果均优于一级动力学，且相关系数 R^2 均大于 0.993，说明在高浓度 Cd 溶液中，BCS3 对溶液 Cd 的吸附主要受化学吸附控制[47]。

3 讨论

3.1 功能菌株的去除能力分析

本研究从安徽省淮南市重金属污染矿区土壤中成功分离出一株 Cd（II）耐受菌株 S3，经 16S rRNA 测序鉴定为铜绿假单胞菌（*Pseudomonas aeruginosa*），该菌株在单独培养条件下对 50 mg·L^{-1} Cd（II）的去除效率为 63.69%，展现出优异的镉固定能力。目前，已有多项研究证实铜绿假单胞菌在重金属修复中的应用潜力。例如，有学者从土壤中分离出抗重金属铜绿假单胞菌菌株，并探究了其对铅、镉和铜的修复去除效率，结果表明，该菌株对 50 mg·L^{-1} Cd 的吸附量能达到 35.52 mg·g^{-1}[48]。Lian 等[44]研究发现，铜绿假单胞菌的胞外聚合物（EPS）可通过络合作用吸附 Cd，其单独修复效率约为 58%～62%，与本研究中游离菌 S3 的修复效果相近，证实了该菌株作为镉修复功能菌的可靠性。相较于前人研究，本研究筛选的菌株 S3 来自淮南矿区，对当地镉污染土壤具有更强的适应性，为区域特异性污染修复提供了优质菌种资源，弥补了现有研究中功能菌株地域适配性不足的缺陷。此外，相较于其他报道的镉耐受菌株（如芽孢杆菌属、埃希菌属），S3 在 200 mg·L^{-1} 高浓度镉的胁迫下仍能保持 40%以上的去除效率，为高浓度镉污染场地修复提供了新的选择。

3.2 不同原料生物炭的载体性能差异分析

生物炭作为微生物载体的性能直接影响复合体系的去除效率。本研究对比了稻壳、木屑、玉米秸秆 3 种生物质原料制备的生物炭，发现稻壳生物炭具有更优的孔隙结构特征，虽然比表面积略低于玉米秸秆生物炭，但其孔容和平均孔径均显著高于其他两种生物炭。扫描电镜（SEM）表征进一步证实，稻壳生物炭表面及内部存在丰富的多孔结构。优异的孔隙结构不仅能为菌株 S3 提供稳定的栖息场所，减少外界环境干扰和高浓度 Cd^{2+}的直接毒害，还能提高微生物密度并增强其与土著微生物的竞争优势。同时，生物炭富含 N、P、K 等营养元素，可满足菌株的生长需求，为微生物代谢活动提供物质保障。结果表明，稻壳生物炭负载菌株后对 50 mg·L^{-1} Cd^{2+}的去除效率达 82.02%，较玉米秸秆、木屑生物炭负载菌株分别提高了 6.82%和 12.71%。

3.3 生物炭—微生物协同修复机制

在最佳条件下（pH = 5、生物炭投加量 0.1 g、修复 7 d），BCS3 对 20 mg·L^{-1} Cd 的去除效率高达 91.5%，展现出极强的协同效应。通过对材料的表征分析发现，这种协同作用主要源于两方面：一方面，生物炭的多孔结构和表面官能团（如−OH、C=O、C−O 等）可直接通过物理吸附、络合作用固定部分 Cd（II）；另一方面，生物炭对菌株的庇护作用增强了其环境适应性和重金属耐受性，使菌株在复杂条件下仍能保持较高的代谢活性，通过矿化作用进一步转化 Cd（II）。傅里叶变换红外光谱（FTIR）分析显示，BCS3 复合材料吸附 Cd 后，−OH 峰从 3 550 cm^{-1} 迁移至 3 408 cm^{-1}，表明微生物与生物炭之间存在氢键相互作用；而 1 795 cm^{-1} 处 C=O 官能团峰的减弱及 2 932 cm^{-1} 处 C−H 基团峰的平缓化，说明这些官能团参与了 Cd 的吸附与络合过程，揭示了生物炭与微生物协同作用的化学机制。这与 Chen 等[35]关于生物炭与磷酸盐溶解菌通过氢键结合增强重金属固定的研究结论一致，进一步证实了官能团相互作用在生物炭—微生物协同修复中的关键作用。

通过动力学分析发现，低浓度 Cd 污染（20～50 mg·L^{-1}）条件下，生物炭—微生物复合体系（BCS3）的吸附过程符合准一级动力学模型（R^2 ＞0.900），以物理吸附为主；高浓度（100～200 mg·L^{-1}）条件下则更符合准二级动力学模型（R^2＞0.993），化学吸附占主导。本研究揭示了协同体系吸附机制随污染物浓度动态变化的规律，其原因在于低浓度时生物炭的物理吸附位点被快速占据，高浓度时则依赖菌株的矿化作用。本研究证实，协同作用不仅源于生物炭的吸附与菌株的矿化作用，更在于生物炭通过庇护作用增强菌株代谢活性，促进官能团参与化学转化，在各项作用的叠加下最终呈现出“1 + 1 > 2”的修复效果。

3.4 贡献与局限

本研究构建的稻壳生物炭—铜绿假单胞菌复合修复体系，通过载体庇护与功能菌株代谢的协同作用，显著提升了对 Cd 的去除效率、环境适应性和重金属耐受性，为重金属污染修复提供了高效可行的技术方案。但仍存在一些有待深入探讨的问题：1）本研究为实验室批次实验，实际土壤环境中土著微生物竞争、土壤质地及养分状况等因素可能影响复

合体系的修复效果，需通过盆栽或田间试验进一步验证其实际应用潜力；2）生物炭与菌株的协同作用机制虽通过表征分析得到部分揭示，但微生物代谢产物（如胞外聚合物 EPS）在 Cd 矿化过程中的具体作用仍需结合代谢组学等技术深入解析；3）复合体系的长期稳定性及 Cd 固化后的生物有效性变化，需通过长期跟踪监测进行评估。未来研究可聚焦于生物炭的改性优化、功能菌株的基因工程改造，以及复合体系与植物修复的联合应用，进一步提升修复效率与生态安全性，推动重金属污染修复技术的工程化应用。

4　结论

1）从安徽省淮南市某受重金属污染矿区采集的污染土壤中分离出的铜绿假单胞菌（*Pseudomonas aeruginosa*）S3，是一株对 Cd（II）具有高度耐受性的优良菌株。

2）生物炭是良好的微生物载体，其丰富的孔隙结构和表面官能团能够有效负载菌株，为菌株生长提供庇护。经生物炭负载后的菌株 S3，其对外界环境变化的适应能力及对重金属的耐受性均显著提高。

3）通过对稻壳、木屑、玉米秸秆 3 种不同生物炭负载菌株材料的去除效率进行探究，结果表明，与单一修复相比，三者的去除效率均有明显提升，对 50 mg·L^{-1} Cd（II）的去除效率分别为 82.02%、69.31%和 75.20%。其中，稻壳生物炭因其丰富的孔隙结构、较大的孔容和孔径，负载菌株后对 Cd（II）的去除效果最好。

4）通过对不同修复条件的探究，结果表明，稻壳生物炭在 pH = 5、投加量为 0.1 g 时对菌株 S3 的负载效果最好；在该条件下修复 7 d 后，对 20 mg·L^{-1} Cd（II）的去除效率可达 91.5%。

表征分析发现，生物炭负载菌材料在 C=O、C−H、−OH 等基团的共同作用下促进了镉的沉淀；同时，动力学分析表明，在低浓度条件下，BCS3 对溶液中 Cd 的吸附主要受物理吸附控制，而在 100～200 mg·L^{-1} 高浓度 Cd 溶液中，二级动力学拟合结果均优于一级动力学，BCS3 对溶液中 Cd 的吸附主要受化学吸附控制。

参考文献：

[1] Hu H, Jin Q, Kavan P. A study of heavy metal pollution in China: current status, pollution-control policies and countermeasures[J]. Sustainability, 2014, 6(9): 5820-5838.

[2] Khan K, Mohsin A, Sharif H M A, et al. Heavy metal pollution in the soil of a riverine basin: distribution, source, and potential hazards[J]. Environ Monit Assess, 2022, 194(9): 618.

[3] 李晓晖, 艾仙斌, 李亮, 等. 新型改性稻壳生物炭材料对镉污染土壤钝化效果的研究[J]. 生态环境学报, 2022, 31(9): 1901-1908.

[4] Srisuporn P, Navasumrit P, Ngaotepprutaram T, et al. Arsenic exposure alters the expression of genes related to metabolic diseases in differentiated adipocytes and in newborns and children[J]. Int J Hyg Environ Heal, 2023, 250: 114124.

[5] Wang M, Chen Z F, Song W, et al. A review on cadmium exposure in the population and intervention strategies against cadmium toxicity[J]. Bull Environ Contam Toxicol, 2021, 106(1): 65-74.

[6] Reimann C, Négrel P, Ladenberger A, et al. Comment on "Heavy metals in agricultural soil of the European Union with implications for food safety" by G. Tóth, T. Hermann, M.R. Da Silva, and L. Montanarella[J]. Environ Int, 2016, 97: 258-263.

[7] Khalid S, Shahid M, Niazi N K, et al. A comparison of technologies for remediation of heavy metal contaminated soils[J]. J Geochem Explor, 2017, 182: 247-268.

[8] Jacob J M, Karthik C, Saratale R G, et al. Biological approaches to tackle heavy metal pollution: a survey of literature[J]. J Environ Manag, 2018, 217: 56-70.

[9] Yin K, Wang Q N, Lv M, et al. Microorganism remediation strategies towards heavy metals[J]. Chem Eng J, 2019, 360: 1553-1563.

[10] Saha J, Sarkar M, Mandal P, et al. Comparative study of heavy metal uptake and analysis of plant growth promotion potential of multiple heavy metal-resistant bacteria isolated from arable land[J]. Curr Microbiol, 2021, 79(1): 7.

[11] Dhaliwal S S, Singh J, Taneja P K, et al. Remediation techniques for removal of heavy metals from the soil contaminated through different sources: a review[J]. Environ Sci Pollut Res, 2020, 27(2): 1319-1333.

[12] Yan Z J, Wang Z T, Si G Z, et al. Bacteria-loaded biochar for the immobilization of cadmium in an alkaline-polluted soil[J]. Environ Sci Pollut Res, 2024, 31(2): 1941-1953.

[13] 徐文婷, 陈国梁, 屈志慧, 等. 微生物在镉污染土壤修复中的应用及其作用机理[J]. 生物工程学报, 2023, 39(7): 2612-2623.

[14] Chen Y Y, Wu H X, Sun P, et al. Remediation of chromium-contaminated soil based on Bacillus cereus WHX-1 immobilized on biochar: Cr(VI) transformation and functional microbial enrichment[J]. Front Microbiol, 2021, 12: 641913.

[15] Harindintwali J D, Zhou J L, Yang W H, et al. Biochar-bacteria-plant partnerships: Eco-solutions for tackling heavy metal pollution[J]. Ecotoxicol Environ Saf, 2020, 204: 111020.

[16] Xing Y, Wang J X, Kinder C E S, et al. Rice hull biochar enhances the mobilization and methylation of mercury in a soil under changing redox conditions: Implication for Hg risks management in paddy fields[J]. Environ Int, 2022, 168: 107484.

[17] 寇晗, 陈友媛, 孙萍, 等. 生物炭和细菌联合矿化盐渍

土中有机氮的效能和机制研究[J]. 中国海洋大学学报(自然科学版), 2025, 55(3): 83-93.

[18] Ouyang P, Narayanan M, Shi X J, et al. Integrating biochar and bacteria for sustainable remediation of metal-contaminated soils[J]. Biochar, 2023, 5(1): 63.

[19] Gul S, Whalen J K, Thomas B W, et al. Physico-chemical properties and microbial responses in biochar-amended soils: Mechanisms and future directions[J]. Agric Ecosyst Environ, 2015, 206: 46-59.

[20] 任静, 沈佳敏, 张磊, 等. 生物炭固定化多环芳烃高效降解菌剂的制备及稳定性[J]. 环境科学学报, 2020, 40(12): 4517-4523.

[21] 杨婷婷, 江胜国, 梁凯, 等. 铁锰改性不同原料生物炭对镉污染碱性农田土壤修复[J]. 环境科学, 2025, 46(1): 461-469.

[22] Chen H M, Min F F, Hu X, et al. Biochar assists phosphate solubilizing bacteria to resist combined Pb and Cd stress by promoting acid secretion and extracellular electron transfer[J]. J Hazard Mater, 2023, 452: 131176.

[23] Ji X W, Wan J, Wang X D, et al. Mixed bacteria-loaded biochar for the immobilization of arsenic, lead, and cadmium in a polluted soil system: Effects and mechanisms[J]. Sci Total Environ, 2022, 811: 152112.

[24] 赵吉洋, 陈星, 郑刘根, 等. 典型煤矸石堆积区土壤重金属特定源健康风险评价及优先控制源分析[J]. 环境科学, 2025, 46(2): 1098-1106.

[25] Wu Z, Firmin K A, Cheng M L, et al. Biochar enhanced Cd and Pb immobilization by sulfate-reducing bacterium isolated from acid mine drainage environment[J]. J Clean Prod, 2022, 366: 132823.

[26] Ke Y X, Si S C, Zhang Z Y, et al. Synergistic passivation performance of cadmium pollution by biochar combined with sulfate reducing bacteria[J]. Environ Technol Innov, 2023, 32: 103356.

[27] Hussain N, Chantrapromma S, Suwunwong T, et al. Cadmium (II) removal from aqueous solution using magnetic spent coffee ground biochar: Kinetics, isotherm and thermodynamic adsorption[J]. Mater Res Express, 2020, 7(8): 085503.

[28] Doble J, Wilson G, Wainman J W. Kinetic and thermodynamic analysis of the adsorption of methylene blue onto biochar[J]. J Chem Educ, 2023, 100(10): 4040-4046.

[29] Zhou Y C, Zhao X Q, Jiang Y, et al. Synergistic remediation of lead pollution by biochar combined with phosphate solubilizing bacteria[J]. Sci Total Environ, 2023, 861: 160649.

[30] Tu C, Wei J, Guan F, et al. Biochar and bacteria inoculated biochar enhanced Cd and Cu immobilization and enzymatic activity in a polluted soil[J]. Environ Int, 2020, 137: 105576.

[31] Han P Z, Liu Q Q, Cheng Y P, et al. Cross-scale transport of methane in porous media under non-equilibrium conditions and its regulatory mechanism on desorption hysteresis[J]. Chem Eng J, 2025, 526: 171302.

[32] 毕景望, 单锐, 韩静, 等. 改性西瓜皮生物炭的制备及其对 Pb(Ⅱ)的吸附特性[J]. 环境科学, 2020, 41(4): 1770-1778.

[33] 王亚琢, 周翔, 修磊, 等. 高铁酸钾改性生物炭的制备及其对水体中 Cd(Ⅱ)的吸附特性[J]. 生态环境学报, 2021, 30(12): 2380-2386.

[34] 胡春光, 佟琪琪, 元习丞, 等. 抗生素菌渣生物炭对水中氧四环素的吸附去除[J]. 环境科学, 2025, 46(11): 6948-6956.

[35] Chen H M, Zhang J W, Tang L Y, et al. Enhanced Pb immobilization via the combination of biochar and phosphate solubilizing bacteria[J]. Environ Int, 2019, 127: 395-401.

[36] Zhu Y F, Liang H G, Yu R L, et al. Removal of aquatic cadmium ions using thiourea modified poplar biochar[J]. Water, 2020, 12(4): 1117.

[37] 张太平, 肖嘉慧, 胡凤洁. 生物炭固定化微生物技术在去除水中污染物的应用研究进展[J]. 生态环境学报, 2021, 30(5): 1084-1093.

[38] 于红艳, 张昕欣, 江巧文, 等. 生物炭菌剂对多环芳烃的吸附及降解作用研究[J]. 环境科学与技术, 2020, 43(12): 120-124.

[39] 时佳琦, 赵瑞芬, 滑小赞, 等. 菌渣基生物炭、磷矿粉、壳聚糖复配比筛选及复合材料对 Cd^{2+}的吸附特征[J]. 山西农业科学, 2023, 51(5): 539-548.

[40] 高兴, 霍守亮. 球磨法制备铁改性生物炭吸附水溶液中磷酸盐研究[J]. 环境科学学报, 2024, 44(5): 37-47.

[41] 宋骏杰, 许奕敏, 李伟平, 等. 还原菌 *Staphylococcus* sp. 修复六价铬污染土壤的中试研究[J]. 安全与环境学报, 2024, 24(4): 1581-1586.

[42] Zhang S Q, Yang X, Liu L, et al. Adsorption behavior of selective recognition functionalized biochar to Cd(II) in wastewater[J]. Materials, 2018, 11(2): 299.

[43] 朱晓丽, 寇志健, 王军强, 等. 生物炭固定化硫酸盐还原菌对 Cd^{2+}吸附及作用机制分析[J]. 环境科学学报, 2021, 41(7): 2682-2690.

[44] Lian Z Y, Yang Z Y, Song W F, et al. Characteristics of EPS from *Pseudomonas aeruginosa* and *Alcaligenes faecalis* under Cd(II) stress: changes in chemical components and adsorption performance[J]. Environ Sci Pollut Res Int, 2022, 29(50): 75883-75895.

[45] Ahmed M M M, Liao C H, Liu Y T, et al. Sulfur-functionalized rice straw biochar for enhanced cadmium sorption: Spectroscopic, kinetic and computational insights[J]. J Clean Prod, 2024, 484: 144267.

[46] Huang F, Zhang L, Wu R R, et al. Adsorption behavior and relative distribution of Cd^{2+} adsorption mechanisms by the magnetic and nonmagnetic biochars derived from chicken manure[J]. Int J Environ Res Public Health, 2020, 17(5): 1602.

[47] Li Z Q, Xiao X, Xu T, et al. Removal of Pb(II) and Cd(II) from a monometallic contaminated solution by modified biochar-immobilized bacterial microspheres[J]. Molecules, 2024, 29(19): 4757.

[48] Zhang J H, Noor Z Z, Baharuddin N H, et al. Uptake of lead, cadmium and copper by heavy metal-resistant *Pseudomonas aeruginosa* strain DR7 isolated from soil[J]. World J Microbiol Biotechnol, 2024, 40(12): 387.