

引用格式: 王佳豪, 陈瑶, 章煜, 等. 水稻叶际微生物对富硅-磁性生物质炭修复镉砷复合污染土壤的响应[J]. 浙江农林大学学报, 2026, 43(X): 1-11. WANG Jiahao, CHEN Yao, ZHANG Yu, *et al.* Response of phyllospheric microorganisms to the remediation of cadmium and arsenic co-polluted soil by silicon-magnetic biochar in rice[J]. *Journal of Zhejiang A&F University*, 2026, 43(X): 1-11.

## 水稻叶际微生物对富硅-磁性生物质炭修复 镉砷复合污染土壤的响应

王佳豪<sup>1,2</sup>, 陈瑶<sup>1,2</sup>, 章煜<sup>1,2</sup>, 赵科理<sup>1,2</sup>, 吴骥子<sup>1,2</sup>

(1. 浙江农林大学 全省土壤修复与质量提升重点实验室, 浙江 杭州 311300; 2. 浙江农林大学 环境与资源学院/  
碳中和学院, 浙江 杭州 311300)

**摘要:** 【目的】针对土壤镉(Cd)和砷(As)复合污染治理难的问题, 旨在揭示富硅-磁性生物质炭(SBC)通过“材料-微生物-基因”多维调控实现水稻安全生产的机制。【方法】以SBC为修复材料开展水稻 *Oryza sativa* 盆栽试验, 测定土壤理化性质与水稻生理指标, 并结合宏基因组学技术, 深入解析材料修复效果及叶际微生物群落结构与功能基因的响应机制。【结果】盆栽试验表明: SBC处理显著促进了水稻生长 ( $P<0.05$ ), 分蘖期与成熟期生物量提升26.7%~46.7%, 株高增加18.0%~25.0%, 同时有效阻控重金属转运, 使籽粒Cd、As质量分数分别显著降低51.1%和55.6% ( $P<0.05$ )。在微生态层面, SBC显著提高了分蘖期叶际微生物 $\alpha$ 多样性 ( $P<0.05$ ), 并增强了共生网络稳定性, 定向优化群落组成, 使病原菌南极莫斯酵母 *Moesziomyces antarcticus* 和菠萝泛菌 *Pantoea ananatis* 丰度分别降低30.9%和75.1%, 而促生菌粘着剑菌 *Ensifer adhaerens* 和玫瑰形根瘤菌 *Rhizobium rosettiformans* 丰度分别大幅增加379.8%和108.2%。功能基因分析显示: SBC诱导Cd外排基因(*czcD*、*cad2*)和As外排基因(*acr3*等)丰度分别提升227.0%和94.2%, 同时下调As还原基因(*arsC*)与抗As蛋白基因(*acr2*)丰度, 促使微生物代谢功能向细胞过程与遗传信息处理增强的方向重构。【结论】SBC通过钝化土壤重金属与重塑叶际微生态的双重作用, 激活微生物重金属外排通路, 并抑制As向高毒形态转化, 从而有效阻控Cd-As向水稻籽粒转运。图5表2参47

**关键词:** 富硅-磁性生物质炭; 镉砷复合污染; 水稻; 叶际微生物; 微生物功能; 宏基因

中图分类号: S156 文献标志码: A 文章编号: 2095-0756(2026)00-0001-11

## Response of phyllospheric microorganisms to the remediation of cadmium and arsenic co-polluted soil by silicon-magnetic biochar in rice

WANG Jiahao<sup>1,2</sup>, CHEN Yao<sup>1,2</sup>, ZHANG Yu<sup>1,2</sup>, ZHAO Keli<sup>1,2</sup>, WU Jizi<sup>1,2</sup>

(1. Key Laboratory of Soil Remediation and Quality Improvement in Zhejiang Province, Zhejiang A&F University, Hangzhou 311300, Zhejiang, China; 2. College of Environmental and Resources/College of Carbon Neutrality, Zhejiang A&F University, Hangzhou 311300, Zhejiang, China)

**Abstract:** [Objective] To address soil Cd-As co-contamination, this study elucidates the mechanism by which silicon-magnetic biochar (SBC) enables safe rice production via “material-microbe-gene” regulation. [Method] A pot experiment using SBC was conducted to determine soil and rice indicators. Combined with metagenomic analysis, the study investigated remediation efficacy and phyllosphere microbial responses. [Result] SBC treatment significantly promoted rice growth (biomass increased by 26.7% to 46.7%, and plant

收稿日期: 2025-05-06; 修回日期: 2025-12-30

基金项目: 国家自然科学基金资助项目(42207011); 浙江农林大学科研发展基金项目(2021FR013)

作者简介: 王佳豪(ORCID: 0009-0004-4795-7587), 从事土壤污染修复研究。E-mail: wangjiahao10@foxmail.com。

通信作者: 吴骥子(ORCID: 0009-0004-8128-9826), 副教授, 博士, 从事土壤重金属污染的修复与控制、重金属土壤钝化剂制备、镉砷复合污染的修复等研究。E-mail: jiziwu@zafu.edu.cn

height rose by 18.0% to 25.0%)( $P < 0.05$ ), and inhibited heavy metal translocation, reducing grain Cd and As by 51.1% and 55.6%, respectively ( $P < 0.05$ ). In terms of microecology, SBC increased  $\alpha$ -diversity significantly ( $P < 0.05$ ) and enhanced network stability at the tillering stage. It optimized community composition by suppressing pathogens (*Moesziomyces antarcticus*, *Pantoea ananatis*) by 30.9%–75.1% and enriching beneficial bacteria (*Ensifer adhaerens*, *Rhizobium rosettiformans*) by 108.2%–379.8%. Functional analysis revealed that the abundance of Cd efflux genes (*czcD*, *cad2*) and As efflux genes (*acr3*, etc.) increased by 227.0% and 94.2%, respectively, under SBC induction, while downregulating As-reducing (*arsC*) and resistance genes (*acr2*). This shifted metabolic functions towards enhanced cellular processes and genetic information processing. [Conclusion] By immobilizing soil heavy metals and reshaping phyllosphere microecology, SBC activates efflux pathways and suppresses toxic As transformation, effectively blocking Cd-As accumulation in grains and providing a theoretical basis for remediating co-contaminated farmland. [Ch, 5 fig. 2 tab. 47 ref.]

**Key words:** silicon-magnetic biochar; Cd-As combined pollution; rice; phyllospheric microorganisms; microbial function; metagenome

近年中国农田土壤镉 (Cd) 和砷 (As) 复合污染形势严峻, 点位超标率高达 19.4%, 污染面积约占全国耕地的 1/6<sup>[1]</sup>。由于 Cd 和 As 的化学行为对 pH 和氧化还原电位 (Eh) 的响应截然相反, 传统的单一修复手段难以兼顾。原位钝化是主要修复技术之一, 其中生物质炭因多孔及碱性特征广泛用于阳离子重金属 (如 Cd) 修复, 但其对阴离子 As 吸附能力较弱, 且易造成二次污染<sup>[2]</sup>。通过负载铁氧化物制备磁性生物质炭虽可增强对 As 的专性吸附, 但在淹水条件下易诱发水稻 *Oryza sativa* 铁毒效应, 且灰分增加可能活化孔隙水中的 Cd<sup>[3-5]</sup>。有研究表明: 硅 (Si) 不仅能通过共沉淀和特定吸附协同降低土壤有效态 Cd、As, 还能缓解铁毒并促进水稻生长<sup>[6-8]</sup>。因此, 对生物质炭进行磁改性并负载 Si 材料, 构建富硅-磁性生物质炭 (SBC), 有望克服单一材料缺陷, 提升 Cd-As 复合污染修复效能。

外源材料对“重金属-作物”系统的调控不仅依赖于理化钝化, 还涉及微生物群落的生态响应。Si、铁 (Fe) 及生物质炭的添加会改变土壤重金属有效性及作物生理, 进而重塑土壤微生物群落结构与功能<sup>[9-11]</sup>。更为重要的是, 这种微生态效应会延伸至地上部。土壤微生物可通过蒸腾流或气流传播至叶际, 作物生长及叶片性状的变化也会驱动叶际微生物组的演替<sup>[12]</sup>。重塑后的叶际微生物组能通过调控植物代谢、促进养分吸收等途径, 反过来影响作物的重金属耐受性与生长发育<sup>[13-14]</sup>。

前期研究已确立了 SBC 的制备工艺并验证了其在水体 Cd-As 的吸附性能<sup>[15]</sup>, 但 SBC 在“土壤-水稻”体系中的应用潜力及其微生态机制尚待探究。现有研究多聚焦于根际土壤微生态, 缺乏对“修复材料-作物生长-叶际微生物”级联响应的系统解析, 特别是叶际微生物组在 Cd-As 协同阻控中的潜在机制尚不明确。鉴于此, 本研究通过水稻盆栽试验, 验证 SBC 对 Cd-As 复合污染的修复效果, 并结合宏基因组技术, 深入揭示 SBC 通过“材料-微生物-基因”多维调控影响叶际微生态、促进水稻生长及阻控重金属积累的机制, 为实现重金属污染农田的安全利用提供理论依据。

## 1 材料与方 法

### 1.1 试验土壤

Cd 和 As 复合污染水稻土采自浙江省上虞市某矿区周边农用地 (0~20 cm)。将采集土样风干、研磨后, 过 2 mm 筛, 室温保存。供试土壤基本理化性质如下: pH 为 5.72, 土壤有机质为 19.71 mg·g<sup>-1</sup>, 土壤 Cd、As 总质量分数分别为 0.98 和 71.72 mg·kg<sup>-1</sup>, 高于 GB 15618—2018 环境质量标准 (Cd≥0.40 mg kg<sup>-1</sup>, As≥30.00 mg kg<sup>-1</sup>), 砂粒、粉粒、黏粒质量分数分别占 30.77%、58.37% 和 10.85%。

### 1.2 富硅-磁性生物质炭 (SBC) 的制备

采用共沉淀-限氧热解法合成富硅-磁性生物质炭 (SBC), 制备工艺详见前期研究<sup>[7]</sup>。取水稻秸秆浸渍于 Fe<sup>3+</sup>与 Fe<sup>2+</sup>混合溶液, 调节 pH≥11, 混合物静置过滤干燥后, 添加质量分数为 5% 的硅酸钙, 700 °C 热解 2 h。普通生物质炭 (BC) 在相同热解条件下制备。BC 与 SBC 的 pH 分别为 7.9 和 8.3, 比表面积分

别为 58.27 和 166.64  $\text{m}^2 \cdot \text{g}^{-1}$ ，孔容分别为 0.048 2 和 0.116 9  $\text{cm}^3 \cdot \text{g}^{-1}$ ，孔径分别为 3.236 和 2.796 nm，材料表观结构、表面晶体组成、磁滞回线等表征信息详见前期研究<sup>[7]</sup>。

### 1.3 试验设计

于恒温温室开展水稻（‘甬优 8050’ ‘Yongyou 8050’）盆栽试验。设对照 (ck)、质量分数为 1% 的生物质炭 (BC) 及质量分数为 1% 的富硅-磁性生物质炭 (SBC) 共 3 个处理 ( $n=4$ )。每盆装复合污染土 4.0 kg，基施尿素 0.2  $\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ 、磷酸二氢钾 0.1  $\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。钝化剂混匀后调节含水量至 60% 田间持水量，平衡 15 d 后移栽。采用干湿交替水分管理，分蘖期保持 3~4 cm 水层，生殖生长期行干湿交替（淹水 10 d 自然落干），收获前 10 d 断水。分别于分蘖期 (45 d) 和成熟期 (102 d) 采集根际土与植株，测定理化及重金属指标，同步采集鲜叶于  $-80\text{ }^\circ\text{C}$  保存，用于宏基因组测序（编号：时期代码 T/M+处理代码）。

### 1.4 样品分析

采集水稻分蘖期与成熟期的根际土，参照 ISO 10390 测定 pH（土水体积比为 1.0:2.5）；可溶性有机碳 (DOC) 经 0.01  $\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$  氯化钙 ( $\text{CaCl}_2$ ) 浸提后用 TOC 仪检测。有效态 Cd、As 分别采用 0.01  $\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$   $\text{CaCl}_2$  和 0.05  $\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$  磷酸二氢铵 ( $\text{NH}_4\text{H}_2\text{PO}_4$ ) (体积比为 1:25, 16 h) 浸提，滤液经石墨炉原子吸收分光光度计 (AA-7000) 及双通道原子荧光分光光度计测定。Cd、As 标样回收率分别为 97% 和 96%。同步采集水稻植株，用直尺测量株高（茎基部至最高叶尖），并将根、茎叶、籽粒烘干至恒量测定干质量。准确称取 0.100 0 g 烘干植株样品，加入 8 mL 浓硝酸和 2 mL 过氧化氢 ( $\text{H}_2\text{O}_2$ ) 微波消解后，测定植株中 Cd、As 质量分数。采集水稻分蘖期与成熟期新鲜叶片，液氮速冻后于  $-80\text{ }^\circ\text{C}$  保存。经组织研磨仪 (Tissuelyser-48) 处理，取 0.2 g 样品采用 MagBeads FastDNA Kit for Soil 提取总 DNA。DNA 经 Qubit 4 及质量浓度为 1% 的琼脂糖凝胶电泳检测合格后，构建 Illumina TruSeq DNA 文库并测序（上海派森诺）。测序数据经 fastp 质控后，用 minimap2 去除宿主序列<sup>[16]</sup>，所得高质量序列再用 Kaiju 进行物种注释<sup>[17]</sup>。序列经 Megahit (v1.1.2) 组装后利用 Prodigal 预测基因<sup>[18]</sup>，通过 MMseqs2 工具，基于京都基因与基因组百科全书 (KEGG) 和基因本体论 (GO) 数据库进行功能注释<sup>[19]</sup>。

### 1.5 数据分析与统计

数据处理与绘图采用 Excel 2021、SPSS 26 及 Origin 2018。生物信息学分析基于 RStudio (v0.99.446) 平台完成：利用 phyloseq 计算  $\alpha$  多样性指标；调用 vegan 包计算 Bray-Curtis 距离，进行主坐标 (PCoA) 分析及 PERMANOVA (adonis 函数) 检验；使用 corMicro 构建共生网络；通过冗余分析 (RDA) 及置换检验解析环境因子效应。各类图表均由 ggplot2 绘制，组间差异显著性采用 one-way ANOVA (Duncan 法) 判定。

## 2 结果与分析

### 2.1 富硅-磁性生物质炭 (SBC) 对水稻生长的影响

如图 1 所示：BC、SBC 处理显著提升了水稻生物量积累 ( $P<0.05$ )。水稻株干质量分蘖期较对照分别增加 37.3% 和 26.7%，成熟期增幅达 16.6% 和 46.7%。水稻株高生长响应呈现剂量效应，SBC 处理在分蘖期和成熟期分别提高 11.9% 和 25.0%，显著优于 BC 处理 ( $P<0.05$ )。

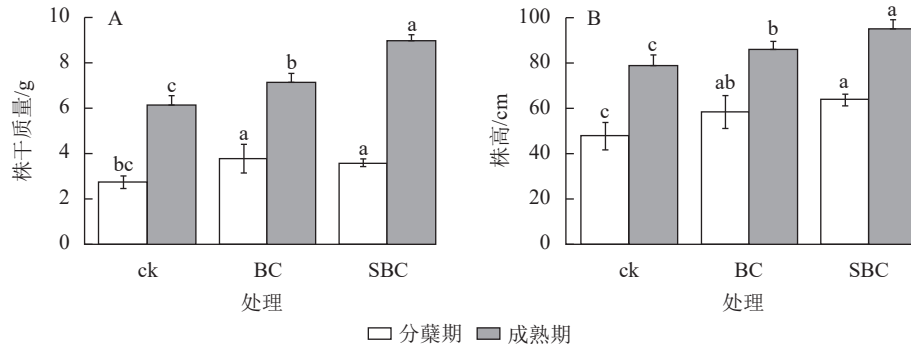
### 2.2 富硅-磁性生物质炭对水稻不同部位 Cd 和 As 的影响

与 ck 相比，各钝化处理均降低了分蘖期叶片 Cd 总量，且 SBC 优于 BC (表 1)；SBC 处理显著降低了叶片 As 总量。BC 与 SBC 处理使成熟期叶片 Cd 总量较 ck 分别显著降低 54.4% 和 38.4% ( $P<0.05$ )。BC 处理则使成熟期叶片 As 总量显著升高 81.9%，而 SBC 处理则使其显著降低 38.6% ( $P<0.05$ )。

从表 2 可见：BC 与 SBC 处理使籽粒 Cd 质量分数较 ck 分别显著降低 25.4% 和 51.1% ( $P<0.05$ )；BC 处理使籽粒 As 质量分数显著升高 25.9%，而 SBC 处理则使其显著降低 55.6% ( $P<0.05$ )。BC 与 SBC 处理均显著降低分蘖期与成熟期根际及非根际土壤有效态 Cd 质量分数 ( $P<0.05$ )；BC 处理增加了土壤有效态 As 质量分数，SBC 处理则使其显著降低 ( $P<0.05$ )。这表明 SBC 通过降低土壤重金属有效性，实现了对水稻籽粒 Cd 和 As 累积的同步阻控。

### 2.3 叶际微生物多样性及稳定性对 SBC 添加的响应

与 ck 相比，SBC 添加提高了水稻分蘖期叶际微生物的数量和多样性，增加了群落中微生物间的相互联系



数值为平均值±标准差。不同小写字母表示不同处理间差异显著 ( $P < 0.05$ )。

图 1 不同处理下水稻成熟期和分蘖期的生长变化

Figure 1 Growth changes of rice during the maturity and tillering stages under different treatments

表 1 不同时期水稻各部位 Cd、As 总量

Table 1 Total amount of Cd and As in each part of rice at tillering stage

处理	分蘖期Cd/(mg·kg <sup>-1</sup> )			分蘖期As/(mg·kg <sup>-1</sup> )		
	根	茎	叶	根	茎	叶
ck	1.75±0.20 a	0.53±0.08 a	0.25±0.05 a	112.50±10.52 b	8.68±1.18 a	6.40±0.92 b
BC	1.48±0.10 b	0.44±0.08 ab	0.14±0.02 b	137.62±22.86 a	9.15±0.71 a	7.99±0.99 a
SBC	0.99±0.13 c	0.29±0.01 cd	0.12±0.02 b	50.92±8.55 c	4.17±0.52 c	4.83±1.29 c

处理	成熟期Cd/(mg·kg <sup>-1</sup> )				成熟期As/(mg·kg <sup>-1</sup> )			
	根	茎	叶	籽粒	根	茎	叶	籽粒
ck	1.84±0.50 a	0.44±0.03 a	0.21±0.04 a	0.20±0.03 a	123.36±19.76 a	6.61±1.70 a	4.06±2.30 b	1.76±0.46 b
BC	1.61±0.15 a	0.46±0.07 a	0.09±0.03 b	0.15±0.04 b	136.19±8.85 a	8.54±1.35 a	7.39±0.46 a	2.22±0.13 a
SBC	1.45±0.48 a	0.25±0.01 b	0.11±0.03 b	0.13±0.04 b	61.70±12.94 c	3.23±0.97 c	2.49±0.46 c	0.78±0.25 c

说明：不同字母表示同一部位不同处理间差异显著 ( $P < 0.05$ )。

表 2 不同处理下水稻土壤 pH、DOC、有效态 Cd 和有效态 As 质量分数

Table 2 Concentrations of soil pH, DOC, bioavailable Cd and As concentrations in paddy soil under different treatments

处理	分蘖期根际				分蘖期非根际			
	pH	DOC/(mg·kg <sup>-1</sup> )	有效态Cd/(mg·kg <sup>-1</sup> )	有效态As/(mg·kg <sup>-1</sup> )	pH	DOC/(mg·kg <sup>-1</sup> )	有效态Cd/(mg·kg <sup>-1</sup> )	有效态As/(mg·kg <sup>-1</sup> )
ck	5.85±0.08 c	174.41±9.40 c	0.041 9±0.004 5 a	6.54±1.77 b	5.99±0.09 c	148.79±9.54 c	0.060 1±0.004 1 a	7.14±0.74 b
BC	6.16±0.07 b	207.78±12.90 b	0.030 8±0.002 7 b	7.36±0.76 a	6.12±0.09 bc	203.70±13.81 b	0.031 5±0.002 4 b	8.34±0.85 a
SBC	7.10±0.12 a	259.81±2.70 a	0.019 2±0.001 2 c	4.84±0.55 c	6.33±0.14 ab	251.49±20.10 a	0.026 6±0.004 2 b	5.09±0.51 c

处理	成熟期根际				成熟期非根际			
	pH	DOC/(mg·kg <sup>-1</sup> )	有效态Cd/(mg·kg <sup>-1</sup> )	有效态As/(mg·kg <sup>-1</sup> )	pH	DOC/(mg·kg <sup>-1</sup> )	有效态Cd/(mg·kg <sup>-1</sup> )	有效态As/(mg·kg <sup>-1</sup> )
ck	5.80±0.07 c	159.78±16.36 b	0.041 3±0.002 7 a	6.84±0.61 b	5.55±0.31 c	124.93±19.97 b	0.048 4±0.003 8 a	6.70±0.96 b
BC	6.34±0.11 b	180.15±23.27 b	0.029 4±0.004 2 b	7.98±1.30 a	6.07±0.16 b	139.98±25.48 b	0.034 7±0.003 1 b	8.34±1.09 a
SBC	6.94±0.18 a	277.88±22.88 a	0.012 4±0.001 0 c	4.82±0.24 c	6.41±0.23 a	222.76±21.30 a	0.018 3±0.003 0 c	5.66±0.14 c

说明：不同字母表示不同处理间差异显著 ( $P < 0.05$ )。

与相互作用，使微生物的群落结构更加丰富和稳定。种水平韦恩图 (图 2A 和图 2B) 显示：BC 处理减少了 2 个时期微生物种类数，而 SBC 处理增加分蘖期但减少成熟期种类数。PCA 分析 (图 2C) 表明：同一时期 ck 与 BC、SBC 处理间群落结构差异明显，且分蘖期与成熟期差异更为突出。 $\alpha$  多样性指数 (图 2D 和 E) 进一步揭示：与 ck 相比，SBC 显著提高了水稻分蘖期  $\alpha$  多样性 (Chao1 和 Observed species) 指数 ( $P < 0.05$ )，而 BC 与 SBC 处理均降低了水稻成熟期多样性 ( $P < 0.05$ )。

基于 Spearman 秩相关分析构建的共生网络 (图 3) 显示：不同处理显著重塑了叶际微生物的互作模

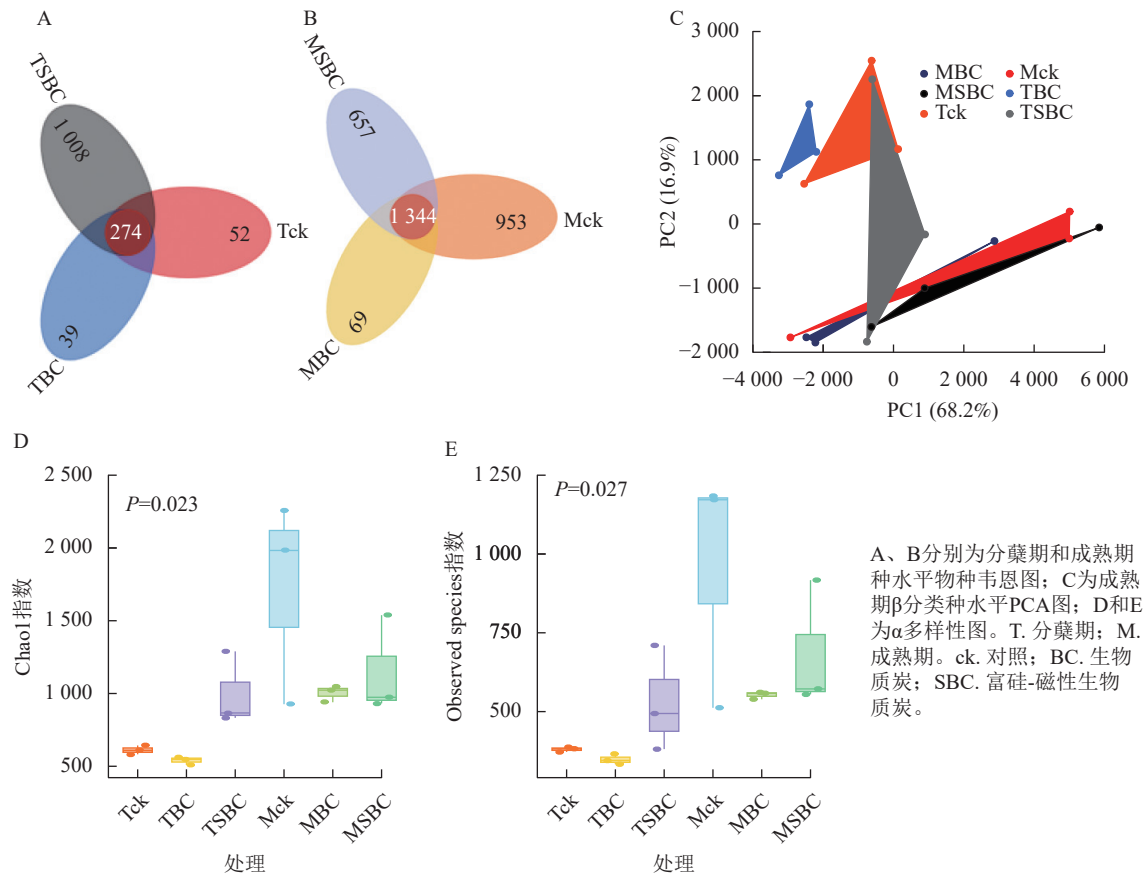


图 2 水稻叶际微生物不同类群下的物种水平分析图

Figure 2 Rice phyllospheric microorganism species level analysis diagram under different groups

式 ( $P < 0.05$ )。整体网络呈现聚集性, 划分为 6~9 个主要模块。在分蘖期, 材料添加降低了网络模块化程度。ck 处理包含 9 个模块, 而 BC 与 SBC 处理分别降至 8 和 7 个。成熟期 SBC 处理的模块数增至 7 个, 显著高于 BC 与 ck。拓扑结构分析表明: 分蘖期 SBC 处理组的边数、平均加权度及图密度均高于 ck 和 BC, 表明 SBC 促使叶际微生物群落稳定性增强。

冗余分析 (图 4A) 表明: 土壤有效态 As、Cd 与水稻株干质量及株高呈显著负相关 ( $P < 0.01$ ), 且 As 对生长的抑制效应显著强于 Cd ( $P < 0.05$ )。不同处理下土壤有效态 Cd 与 As 呈极显著正相关 ( $P < 0.001$ )。在微生物-环境互作层面, 5 个关键属对重金属表现出物种特异性响应。粘着剑菌 *Ensifer adhaerens*、菠萝泛菌 *Pantoea ananatis*、玫瑰形根瘤菌 *Rhizobium rosettiformans* 及南极莫斯酵母 *Moesziomyces antarcticus* 与 Cd 呈正相关, 威尼克外瓶霉 *Hortaea werneckii* 与 Cd 呈显著负相关 ( $P < 0.01$ )。南极莫斯酵母、威尼克外瓶霉与 As 呈正相关, 而菠萝泛菌、玫瑰形根瘤菌与 As 呈显著负相关 ( $P < 0.01$ )。

关键物种丰度分析 (图 4B) 显示: BC 与 SBC 处理在分蘖期引发了截然不同的群落响应。与 ck 相比, BC 显著增加了南极莫斯酵母丰度 (19.2%,  $P < 0.05$ ), 但降低了菠萝泛菌 (49.5%) 和粘着剑菌 (64.0%)。相反, SBC 处理显著富集了促生菌群, 使粘着剑菌、玫瑰形根瘤菌和威尼克外瓶霉丰度分别大幅提升 379.8%、108.2% 和 201.4%, 同时显著抑制了南极莫斯酵母 (30.9%) 和菠萝泛菌 (75.1%) ( $P < 0.05$ )。这种特异性响应表明: SBC 可能通过筛选特定抗性或代谢功能菌群间接调控重金属行为。

#### 2.4 富硅-磁性生物炭对水稻叶际微生物功能的影响

基于 KEGG 功能注释 (图 5) 可知: 不同处理显著改变了水稻叶际微生物的功能谱, 尤其是 Cd、As 代谢通路。一级功能分类显示: 群落功能主要富集于新陈代谢、遗传信息处理、细胞过程及环境信息处理。SBC 与 BC 处理在分蘖期引发了截然相反的功能重构。与 ck 相比, SBC 处理显著抑制了新陈代谢功能, 但增强了遗传信息处理与细胞过程功能 ( $P < 0.05$ ); 反之, BC 处理则显著上调了新陈代谢功能, 而抑制了遗传信息处理与细胞过程功能 ( $P < 0.05$ )。

其次, SBC 处理诱导了显著的基因表达调控。针对 Cd, SBC 使外排基因 (*K16264: czcD*、*K01534*:

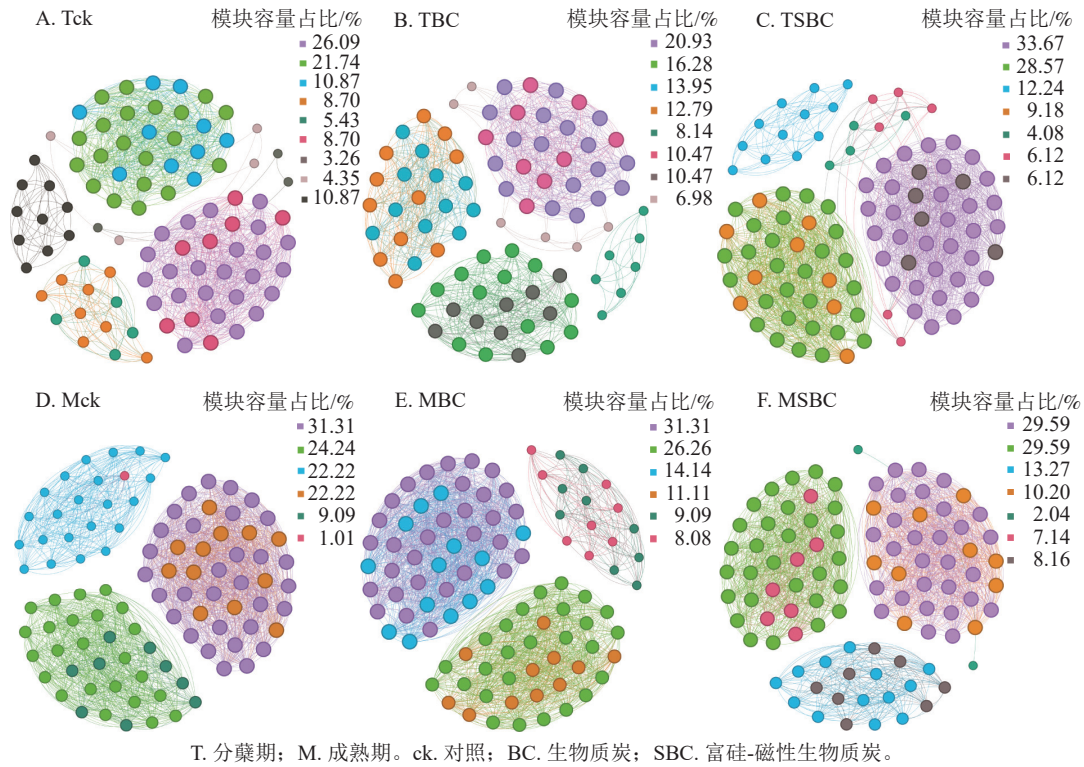


图3 不同处理中水稻叶际微生物共生网络

Figure 3 Rice phyllospheric microorganism symbiotic network under different treatments

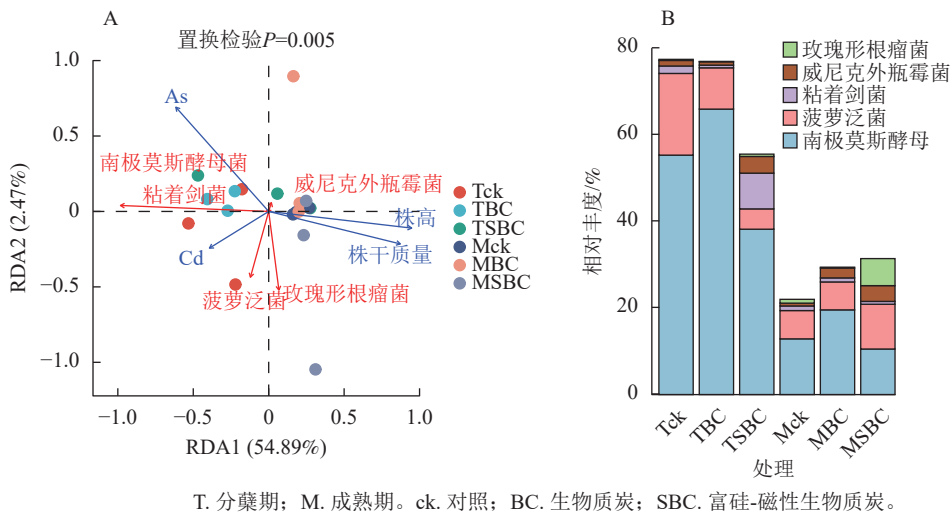


图4 微生物与环境因子的RDA分析(A)和关键微生物的相对丰度图(B)

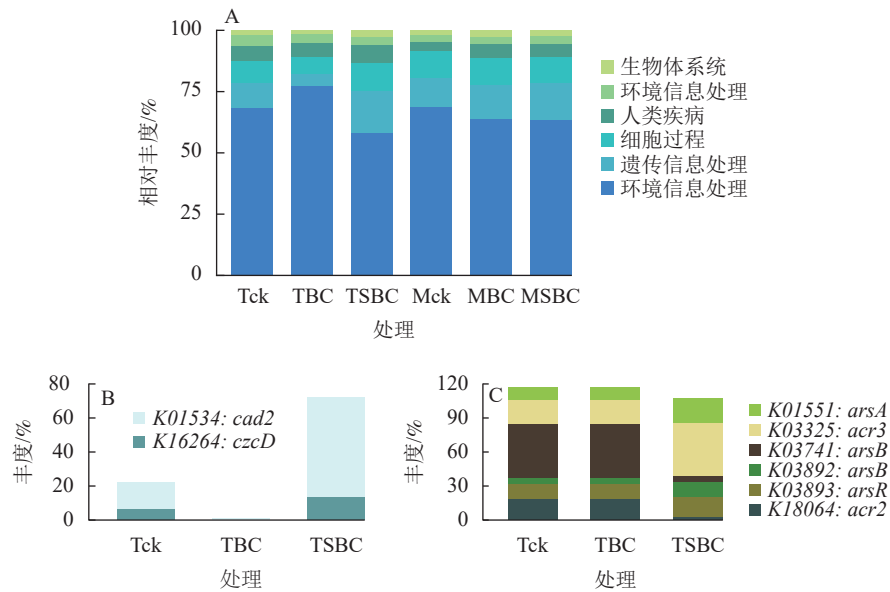
Figure 4 RDA analysis of microbial and environmental factors (A) and the relative abundance of key microorganisms (B)

*cad2* 丰度较 ck 提升 227.0% ( $P < 0.05$ ), 显著增强了微生物对 Cd 的胞外排出能力。针对 As, SBC 表现出促外排与抑转化并重的调控特征。一方面, 显著上调 As 外排相关基因 (*K03325: acr3*、*K03741: arsB*、*K01551: arsA*、*K03893: arsR*), 使丰度达 94.2% ( $P < 0.05$ ); 另一方面, 显著下调 As 还原酶基因 (*K03741: arsC*) 丰度 89.4% ( $P < 0.05$ ), 有效抑制了 As(V) 向高毒形态 As(III) 的转化。此外, 抗 As 蛋白基因 (*K18064: acr2*) 丰度亦下调 88.9% ( $P < 0.05$ )。

### 3 讨论

#### 3.1 SBC 对水稻生长和镉砷积累的影响

SBC 通过改善土壤理化性质与调控微生物群落, 促进水稻生长, 阻控重金属积累。在促生长方面, SBC 利用材料特性与微生物协同作用提升土壤生产力。作为多孔有机载体, SBC 增加土壤有机碳, 改善



A. KEGG一级分类功能基因丰度; B. Cd功能基因; C. As功能基因。T. 分蘖期; M. 成熟期。  
ck. 对照; BC. 生物炭; SBC. 富硅-磁性生物炭。

图 5 基于 KEGG 功能注释的分蘖期水稻叶际微生物功能丰度

Figure 5 Functional abundance of phyllosphere microbiota in rice at the tillering stage based on KEGG functional annotation

土壤通气性与孔隙度,有利于根系扩展及水分渗透<sup>[20]</sup>。其次,SBC中的Si可提高水稻叶片叶绿素相对含量值(SPAD)和光合作用效率<sup>[21]</sup>,还能增强植株对重金属的抗性并缓解铁毒<sup>[22]</sup>。此外,SBC可显著提高微杆菌属 *Microbacterium*、粘着剑菌、玫瑰根瘤菌及藤黄短小杆菌 *Curtobacterium luteum* 的丰度,根瘤菌与粘着剑菌通过与根系共生将大气氮转化为氨态氮<sup>[23]</sup>,而微杆菌属等则通过分解有机质活化土壤中的磷、钾<sup>[24-25]</sup>。这种多途径的养分活化机制共同促进了水稻根系发育与养分吸收。

在降低Cd和As积累方面,SBC表面铁氧化物( $\text{Fe}_3\text{O}_4$ )通过配位交换固定As形成Fe-O-As络合物,而硅酸根( $\text{SiO}_3^{2-}$ )不仅促进As矿化,还能与 $\text{Cd}^{2+}$ 生成稳定的Fe-O-Si-Cd三元复合物<sup>[26-27]</sup>。其次,SBC的碱性及水解产生的 $\text{OH}^-$ 提升了土壤pH,增强了土壤胶体对 $\text{Cd}^{2+}$ 的静电吸附并促使其生成难溶的 $\text{Cd}(\text{OH})_2$ 沉淀<sup>[28]</sup>。相较于普通生物炭,SBC更能促进Fe、锰(Mn)羟基氧化物的原位生成及DOC的提升,从而提供更多吸附位点并形成Cd-有机络合物<sup>[29-30]</sup>。最后,SBC释放的 $\text{Fe}^{3+}$ 和 $\text{SiO}_3^{2-}$ 还会竞争植物根系的离子转运通道,从源头上抑制重金属向水稻体内的迁移<sup>[31]</sup>。

### 3.2 叶际微生物群落对SBC的响应

SBC的添加显著改善了叶际微生态系统,不仅提高了微生物的多样性和数量,还增强了群落结构的稳定性,进而影响水稻生长及重金属(Cd、As)的积累。鉴于叶际环境相对于土壤环境具有更强的开放性,微生物群落极易受大气、土壤及宿主生长状态的多重影响<sup>[32]</sup>。本研究结果表明:SBC对叶际微生物的调控效应表现出显著的生育期依赖性。在水稻分蘖期,植株生命活动旺盛,SBC能有效促进作物生长并增大叶片面积,为微生物提供了广阔的生存空间,导致该时期叶际微生物的多样性与数量显著高于成熟期;而随着水稻进入成熟期,叶片衰老限制了微生物的生存与繁殖,导致群落多样性下降。这一动态变化揭示了SBC通过调控宿主生长状态间接驱动了叶际微生物群落的时空演替。

相较于BC,SBC表现出更优异的微生态调控能力。凭借更高的比表面积、更强的吸附能力以及对pH和有机质的显著调节作用,SBC能更有效地优化微生物生存环境<sup>[33]</sup>。特别是SBC引入的活性硅酸盐和铁氧化物成分,能够调节叶际化学性质,为子囊菌门 *Ascomycota* 等特定微生物类群提供适宜的生态位,从而促进其定殖与增殖<sup>[34]</sup>。这种由材料改性带来的物种多样性提升,显著增加了群落的功能冗余度,即增强了生态系统的“保险效应”,使得不同物种能分担同一生态功能,从而有效缓解单一物种波动对群落整体功能的影响,进一步提升了群落的抗干扰能力与稳定性<sup>[35]</sup>。

SBC还通过改变环境pH、吸附养分、释放硅元素及发挥直接抗菌作用,重塑了关键微生物的丰度及其生态功能。一方面,SBC的筛选作用抑制了不适应新环境的菌群,如南极莫斯酵母菌和植物病原菌波

萝泛菌因竞争受限或受抑菌作用影响而丰度降低,这虽然可能削弱酵母菌产生的促生激素效应<sup>[36]</sup>,但显著减少了病原菌潜伏,降低植物病害风险<sup>[37]</sup>。另一方面,环境优化促进了有益功能菌的富集,如粘着剑菌和玫瑰形根瘤菌的丰度显著提高<sup>[38]</sup>,而固氮菌的增加能提升土壤-水稻系统的氮素水平,促进了水稻生长<sup>[39]</sup>;此外,嗜盐真菌的增殖则有助于高盐环境下的有机质分解,可能进一步增强水稻的耐盐性<sup>[40]</sup>。

### 3.3 SBC 驱动叶际微生物功能重塑及对镉砷积累的阻控机制

SBC 的添加通过重塑叶际微生物的代谢功能配置与基因表达模式,增强了群落对重金属胁迫的适应能力。在宏观代谢功能层面,SBC 改变了微生物群落的资源分配策略。新陈代谢、遗传信息处理及细胞过程是决定微生物适应性的核心要素。在 Cd、As 胁迫下,微生物通常被迫优先分配资源维持基础新陈代谢以求生存<sup>[41]</sup>。然而,添加 SBC 后,叶际微生物的新陈代谢功能丰度显著降低,而遗传信息处理和细胞过程的丰度则相应升高。这种代谢重定向归因于 SBC 优异的理化性质:其磁性改性与富硅组分在材料表面形成 A 型与 B 型三元表面络合物,大幅增强了对 Cd 和 As 的吸附效率<sup>[6]</sup>。这种高效吸附降低了环境毒性,缓解了微生物的代谢压力,使其能将能量用于优化遗传信息传递与细胞生理活动<sup>[42]</sup>。相比之下,BC 吸附能力较弱,导致微生物仍需维持高代谢水平以应对胁迫<sup>[43]</sup>。这种由材料特性驱动的功能优化提升了群落的功能冗余度,增强了土壤-水稻系统在环境扰动下的稳定性。

在微观功能基因层面,由于 SBC 对 Cd 和 As 的吸附亲和力差异及两者转化机制的不同,微生物展现出差异化的基因调控响应<sup>[44]</sup>。针对 Cd 的阻控,SBC 主要通过上调外排与转运基因减少积累。SBC 处理显著提高了 Cd<sup>2+</sup>跨膜运输的 P 型 ATP 酶(*K01534: cad2*)和 Cd 外排基因(*K16264: czcD*)的丰度。这种上调效应源于 2 个方面协同。首先,SBC 促进水稻生长及根系分泌物产生,提高了群落多样性,富集了耐重金属且含高丰度转运蛋白的优势菌群;其次,SBC 的高铁含量促进水稻对 Fe 的吸收,而负责转运 Fe 的 zip 蛋白同时负责 Cd 转运,这一过程间接提升了相关转运蛋白的丰度<sup>[45]</sup>。这些外排蛋白的高表达加速了 Cd 从微生物细胞内排出,减少了微生物介导的 Cd 滞留,进而降低其向水稻组织的迁移。

针对 As 的阻控,SBC 通过调控氧化还原与转运基因降低其生物毒性。SBC 使叶际微生物 As 还原酶基因(*K03741: arsC*)丰度降低,有效抑制了砷酸盐向高毒性亚砷酸盐的转化。同时,SBC 促进了 As 转运系统的增强,提高了亚砷酸盐转运蛋白基因(*K01551: arsA*、*K03893: arsB*)和 As 酸盐转运蛋白基因(*K03325: acr3*、*K03741: arsB*)丰度。这主要得益于 SBC 分解释放的营养物质促进了代谢活动,及硅元素对特定功能微生物的激活作用<sup>[46-47]</sup>。此外,SBC 使 As 反应转录抑制因子(*K03892: arsR*)丰度提升,通过正向调控 *arsA* 和 *arsB* 的表达进一步增强 As 的外排。值得注意的是,抗 As 蛋白基因(*K18064: acr2*)丰度反而降低,这表明 SBC 对土壤 As 的强效吸附钝化显著降低了环境中的有效 As 含量,从源头上减少了微生物对抗性蛋白的诱导需求。

## 4 结论

SBC 的添加促进了水稻生长并显著降低 Cd、As 累积,重塑了分蘖期叶际微生物群落,提升了多样性、稳定性与抗逆功能,优化了分蘖期叶际微生物遗传信息处理和细胞过程的功能,提高了微生物和作物整体的环境适应能力,增强了 Cd、As 外排基因(*czcD*、*cad2*、*acr3*、*arsB* 等)的丰度,增加了微生物体内 Cd、As 外排,降低了叶际微生物 As 还原功能基因 *arsC* 的丰度,抑制高毒 As(III)生成,实现“材料-微生物-基因”协同调控,为 Cd-As 复合污染农田水稻安全生产提供理论依据。

## 5 参考文献

- [1] 杨雳,白宗旭,薄文浩,等.中国农田土壤重金属污染分析与评价[J].*环境科学*,2024,45(5):2913-2925. YANG Li, BAI Zongxu, BO Wenhao, et al. Analysis and evaluation of heavy metal pollution in farmland soil in China: a meta-analysis[J]. *Environmental Science*, 2024, 45(5): 2913-2925. DOI: 10.13227/j.hjcx.202305253.
- [2] 徐楠楠,林大松,徐应明,等.生物炭在土壤改良和重金属污染治理中的应用[J].*农业环境与发展*,2013,30(4):29-34. XU Nannan, LIN Dasong, XU Yingming, et al. Application of biochar on soil improvement and heavy metal pollution abatement[J]. *Agro-Environment and Development*, 2013, 30(4): 29-34. DOI: 10.3969/j.issn.1005-4944.2013.04.006.
- [3] HUANG Dan, WU Jizi, WANG Lu, et al. Novel insight into adsorption and co-adsorption of heavy metal ions and an

- organic pollutant by magnetic graphene nanomaterials in water[J]. *Chemical Engineering Journal*, 2019, **358**: 1399–1409. DOI: [10.1016/j.cej.2018.10.138](https://doi.org/10.1016/j.cej.2018.10.138).
- [4] WU Jizi, HUANG Dan, LIU Xingmei, *et al.* Remediation of As(III) and Cd(II) co-contamination and its mechanism in aqueous systems by a novel calcium-based magnetic biochar[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2018, **348**: 10–19. DOI: [10.1016/j.jhazmat.2018.01.011](https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2018.01.011).
- [5] WU Jizi, LI Zhangtao, HUANG Dan, *et al.* A novel calcium-based magnetic biochar is effective in stabilization of arsenic and cadmium co-contamination in aerobic soils[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2020, **387**: 122010. DOI: [10.1016/j.jhazmat.2019.122010](https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2019.122010).
- [6] BAO Qiongli, BAO Wankui, LI Yan, *et al.* Silicon combined with foliar melatonin for reducing the absorption and translocation of Cd and as by *Oryza sativa* L. in two contaminated soils[J]. *Journal of Environmental Management*, 2021, **287**: 112343. DOI: [10.1016/j.jenvman.2021.112343](https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.112343).
- [7] YAMAJI N, SAKURAI G, MITANI-UENO N, *et al.* Orchestration of three transporters and distinct vascular structures in node for intervascular transfer of silicon in rice[J]. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2015, **112**(36): 11401–11406. DOI: [10.1073/pnas.1508987112](https://doi.org/10.1073/pnas.1508987112).
- [8] FU Youqiang, SHEN Hong, WU Daoming, *et al.* Silicon-mediated amelioration of Fe<sup>2+</sup> toxicity in rice (*Oryza sativa* L.) roots[J]. *Pedosphere*, 2012, **22**(6): 795–802. DOI: [10.1016/S1002-0160\(12\)60065-4](https://doi.org/10.1016/S1002-0160(12)60065-4).
- [9] SUN Tong, GAO Ge, YANG Wenhao, *et al.* High-efficiency remediation of Hg and Cd co-contaminated paddy soils by Fe-Mn oxide modified biochar and its microbial community responses[J]. *Biochar*, 2024, **6**: 57. DOI: [10.1007/s42773-024-00346-x](https://doi.org/10.1007/s42773-024-00346-x).
- [10] LI Pudong, ZHU Zengrong, ZHANG Yunzeng, *et al.* The phyllosphere microbiome shifts toward combating melanose pathogen[J]. *Microbiome*, 2022, **10**: 56. DOI: [10.1186/s40168-022-01234-x](https://doi.org/10.1186/s40168-022-01234-x).
- [11] 寿南松, 黄迪, 吴漪, 等. 不同施氮水平下配施硅肥对水稻根部周围土壤微生物群落结构的影响[J]. *土壤通报*, 2021, **52**(4): 903–911. SHOU Nansong, HUANG Di, WU Yi, *et al.* Effects of silicon on microbial community structure of rhizosphere soil of rice at different nitrogen levels[J]. *Chinese Journal of Soil Science*, 2021, **52**(4): 903–911. DOI: [10.19336/j.cnki.trtb.2020101001](https://doi.org/10.19336/j.cnki.trtb.2020101001).
- [12] ZHU Yongguan, XIONG Chao, WEI Zhong, *et al.* Impacts of global change on the phyllosphere microbiome[J]. *New Phytologist*, 2022, **234**(6): 1977–1986. DOI: [10.1111/nph.17928](https://doi.org/10.1111/nph.17928).
- [13] 周之栋, 徐建华. 公路沿线不同植物叶际微生物群落结构及重金属污染比较[J]. *江苏农业科学*, 2021, **49**(18): 215–221. ZHOU Zhidong, XU Jianhua. Comparison of phyllospheric microbial community structure and heavy metal pollution of different plants along highway[J]. *Jiangsu Agricultural Sciences*, 2021, **49**(18): 215–221. DOI: [10.15889/j.issn.1002-1302.2021.18.036](https://doi.org/10.15889/j.issn.1002-1302.2021.18.036).
- [14] WANG Junzheng, QU Feng, LIANG Jiayi, *et al.* *Bacillus velezensis* SX13 promoted cucumber growth and production by accelerating the absorption of nutrients and increasing plant photosynthetic metabolism[J]. *Scientia Horticulturae*, 2022, **301**: 111151. DOI: [10.1016/j.scienta.2022.111151](https://doi.org/10.1016/j.scienta.2022.111151).
- [15] 田欣, 孙淇, 陈瑶, 等. 富硅磁改性生物质炭的制备及其对 Cd(II) 和 As(III) 复合污染水体的吸附机制[J]. *环境科学*, 2025, **46**(1): 282–295. TIAN Xin, SUN Qi, CHEN Yao, *et al.* Preparation of silicon-based magnetic biochar and its remediation mechanism for Cd(II) and As(III) co-contaminated water[J]. *Environmental Science*, 2025, **46**(1): 282–295. DOI: [10.13227/j.hjck.202311141](https://doi.org/10.13227/j.hjck.202311141).
- [16] LI Heng. Minimap2: pairwise alignment for nucleotide sequences[J]. *Bioinformatics*, 2018, **34**(18): 3094–3100. DOI: [10.1093/bioinformatics/bty191](https://doi.org/10.1093/bioinformatics/bty191).
- [17] MENZEL P, NG K L, KROGH A. Fast and sensitive taxonomic classification for metagenomics with Kaiju[J]. *Nature Communications*, 2016, **7**: 11257. DOI: [10.1038/ncomms11257](https://doi.org/10.1038/ncomms11257).
- [18] LI Dinghua, LIU Chiman, LUO Ruibang, *et al.* MEGAHIT: an ultra-fast single-node solution for large and complex metagenomics assembly via succinct de Bruijn graph[J]. *Bioinformatics*, 2015, **31**(10): 1674–1676. DOI: [10.1093/bioinformatics/btv033](https://doi.org/10.1093/bioinformatics/btv033).
- [19] STEINEGGER M, SÖDING J. MMseqs2 enables sensitive protein sequence searching for the analysis of massive data sets[J]. *Nature Biotechnology*, 2017, **35**(11): 1026–1028. DOI: [10.1038/nbt.3988](https://doi.org/10.1038/nbt.3988).

- [20] SINGH YADAV S P, BHANDARI S, BHATTA D, *et al.* Biochar application: a sustainable approach to improve soil health[J]. *Journal of Agriculture and Food Research*, 2023, **11**: 100498. DOI: [10.1016/j.jafr.2023.100498](https://doi.org/10.1016/j.jafr.2023.100498).
- [21] JIANG Hao, THOBAGALE T, LI Yunzhe, *et al.* Construction of dominant rice population under dry cultivation by seeding rate and nitrogen rate interaction[J]. *Scientific Reports*, 2021, **11**: 7189. DOI: [10.1038/s41598-021-86707-z](https://doi.org/10.1038/s41598-021-86707-z).
- [22] 陈佳, 赵秀兰. 水分管理与施硅对水稻根表铁膜及砷镉吸收的影响[J]. *环境科学*, 2021, **42**(3): 1535–1544. CHEN Jia, ZHAO Xiulan. Effects of water management and silicon application on iron plaque formation and uptake of arsenic and cadmium by rice[J]. *Environmental Science*, 2021, **42**(3): 1535–1544. DOI: [10.13227/j.hjcx.202008147](https://doi.org/10.13227/j.hjcx.202008147).
- [23] 张文康, 陈渠东, 姚光伟, 等. 生物质炭-沼液联用对土壤微生物及碳氮功能基因的影响[J/OL]. *环境化学*, 2025-02-27. <https://kns.cnki.net/KCMS/detail/detail.aspx?filename=HJHX20250226006&dbname=CJFD&dbcode=CJFQ>. ZHANG Wenkang, CHEN Qudong, YAO Guangwei, *et al.* Effects of biochar-biogas slurry application on soil microorganisms and functional genes[J/OL]. *Environmental Chemistry*, 2025-02-27. <https://kns.cnki.net/KCMS/detail/detail.aspx?filename=HJHX20250226006&dbname=CJFD&dbcode=CJFQ>.
- [24] 刘杰云, 邱虎森, 汤宏, 等. 生物质炭对双季稻水稻土微生物生物量碳、氮及可溶性有机碳氮的影响[J]. *环境科学*, 2019, **40**(8): 3799–3807. LIU Jieyun, QIU Husen, TANG Hong, *et al.* Effects of biochar amendment on soil microbial biomass carbon, nitrogen and dissolved organic carbon, nitrogen in paddy soils[J]. *Environmental Science*, 2019, **40**(8): 3799–3807. DOI: [10.13227/j.hjcx.201901182](https://doi.org/10.13227/j.hjcx.201901182).
- [25] 朱乐乐, 武博, 王朝贤, 等. 生草栽培与生物质炭添加对梨园土壤肥力的影响[J]. *浙江农林大学学报*, 2025, **42**(4): 754–764. ZHU Lele, WU Bo, WANG Zhaoxian, *et al.* Effects of grass cultivation and biochar addition on soil fertility in pear orchards[J]. *Journal of Zhejiang A&F University*, 2025, **42**(4): 754–764. DOI: [10.11833/j.issn.2095-0756.20240596](https://doi.org/10.11833/j.issn.2095-0756.20240596).
- [26] 尹雪斐, 杨蕊嘉, 刘玉玲, 等. Cd(II)与As(V)在土壤铁氧化物和细菌表面上的共吸附研究[J]. *生态环境学报*, 2021, **30**(3): 614–620. YIN Xuefei, YANG Ruijia, LIU Yuling, *et al.* Co-adsorption of Cd(II) and As(V) on soil iron oxide and bacterial surface[J]. *Ecology and Environmental Sciences*, 2021, **30**(3): 614–620. DOI: [10.16258/j.cnki.1674-5906.2021.03.020](https://doi.org/10.16258/j.cnki.1674-5906.2021.03.020).
- [27] 周啸厉, 杨兴, 陆扣萍, 等. 不同铁基改性生物质炭对砷(III)的吸附效果及机制[J]. *浙江农林大学学报*, 2026, **43**(1): 153–165. ZHOU Xiaoli, YANG Xing, LU Kouping, *et al.* Adsorption effect and mechanism of different iron-based modified biochar on As(III)[J]. *Journal of Zhejiang A&F University*, 2026, **43**(1): 153–165. DOI: [10.11833/j.issn.2095-0756.20250126](https://doi.org/10.11833/j.issn.2095-0756.20250126).
- [28] WU Jizi, LI Zhangtao, WANG Lu, *et al.* A novel calcium-based magnetic biochar reduces the accumulation of as in grains of rice (*Oryza sativa* L.) in As-contaminated paddy soils[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2020, **394**: 122507. DOI: [10.1016/j.jhazmat.2020.122507](https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.122507).
- [29] 朱奇宏, 黄道友, 刘国胜, 等. 改良剂对镉污染酸性水稻土的修复效应与机理研究[J]. *中国生态农业学报*, 2010, **18**(4): 847–851. ZHU Qihong, HUANG Daoyou, LIU Guosheng, *et al.* Effects and mechanisms of amendments on remediation of cadmium contaminated acid paddy soils[J]. *Chinese Journal of Eco-Agriculture*, 2010, **18**(4): 847–851. DOI: [10.3724/SP.J.1011.2010.00847](https://doi.org/10.3724/SP.J.1011.2010.00847).
- [30] YANG Xiaomin, SONG Zhaoliang, QIN Zhilian, *et al.* Phytolith-rich straw application and groundwater table management over 36 years affect the soil-plant silicon cycle of a paddy field[J]. *Plant and Soil*, 2020, **454**(1/2): 343–358. DOI: [10.1007/s11104-020-04656-4](https://doi.org/10.1007/s11104-020-04656-4).
- [31] 罗秋红, 吴俊, 柏斌, 等. 水稻镉吸收与转运机理的研究进展[J]. *土壤*, 2021, **53**(6): 1142–1151. LUO QiuHong, WU Jun, BAI Bin, *et al.* Research progresses on mechanism of cadmium absorption and transport in rice[J]. *Soils*, 2021, **53**(6): 1142–1151. DOI: [10.13758/j.cnki.tr.2021.06.006](https://doi.org/10.13758/j.cnki.tr.2021.06.006).
- [32] 杨宽, 王慧玲, 叶坤浩, 等. 叶际微生物及与植物互作研究进展[J]. *云南农业大学学报(自然科学)*, 2021, **36**(1): 155–164. YANG Kuan, WANG Huiling, YE Kunhao, *et al.* Advances in research on phyllosphere microorganisms and their interaction with plants[J]. *Journal of Yunnan Agricultural University*, 2021, **36**(1): 155–164. DOI: [10.12101/j.issn.1004-390X\(n\).202006048](https://doi.org/10.12101/j.issn.1004-390X(n).202006048).
- [33] 胡祖武, 吴多基, 吴建富, 等. 富硅生物炭有效提高红壤性稻田土壤不同形态硅含量及水稻产量[J]. *植物营养与肥料学报*, 2022, **28**(8): 1421–1429. HU Zuwu, WU Duoji, WU Jianfu, *et al.* Silicon-rich biochar effectively increases the availability of soil silicon and rice yield in reddish paddy soil[J]. *Plant Nutrition and Fertilizer Science*, 2022, **28**(8):

- 1421–1429. DOI: [10.11674/zwyf.2022022](https://doi.org/10.11674/zwyf.2022022).
- [34] 易轩韬, 欧阳坤, 辜娇峰, 等. 谷壳灰硅肥改善土壤质量降低水稻镉砷累积的效应[J]. *环境科学*, 2024, **45**(3): 1793–1802. YI Xuantao, OUYANG Kun, GU Jiaofeng, *et al.* Effect of silica fertilizer (husk ash) to improve soil quality and reduce Cd and as accumulation in rice[J]. *Environmental Science*, 2024, **45**(3): 1793–1802. DOI: [10.13227/j.hjcx.202303212](https://doi.org/10.13227/j.hjcx.202303212).
- [35] BIGGS C R, YEAGER L A, BOLSER D G, *et al.* Does functional redundancy affect ecological stability and resilience? A review and meta-analysis[J]. *Ecosphere*, 2020, **11**(7): e03184. DOI: [10.1002/ecs2.3184](https://doi.org/10.1002/ecs2.3184).
- [36] MUKHERJEE A, VERMA J P, GAURAV A K, *et al.* Yeast a potential bio-agent: future for plant growth and postharvest disease management for sustainable agriculture[J]. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 2020, **104**(4): 1497–1510. DOI: [10.1007/s00253-019-10321-3](https://doi.org/10.1007/s00253-019-10321-3).
- [37] 何新宇, 郑京, 刘琪, 等. 水稻内生菠萝泛菌 YJ76 吲哚产量上调突变株的鉴定及生理性状[J]. *微生物学报*, 2020, **60**(2): 285–293. HE Xinyu, ZHENG Jing, LIU Qi, *et al.* Identification and characterization of an indole production-upregulated mutant of rice endophytic *Pantoea ananatis* YJ76[J]. *Acta Microbiologica Sinica*, 2020, **60**(2): 285–293. DOI: [10.13343/j.cnki.wsxb.20190142](https://doi.org/10.13343/j.cnki.wsxb.20190142).
- [38] 曹茜斐, 谢军祥, 常尧枫, 等. 生物质炭对氮转化过程及其功能微生物影响研究进展[J]. *江苏农业学报*, 2022, **38**(2): 558–566. CAO Qianfei, XIE Junxiang, CHANG Yaofeng, *et al.* Research progress on the effects of biochar on nitrogen conversion process and its functional microorganisms[J]. *Jiangsu Journal of Agricultural Sciences*, 2022, **38**(2): 558–566. DOI: [10.3969/j.issn.1000-4440.2022.02.032](https://doi.org/10.3969/j.issn.1000-4440.2022.02.032).
- [39] 马莹, 曹梦圆, 石孝均, 等. 植物促生菌的功能及在可持续农业中的应用[J]. *土壤学报*, 2023, **60**(6): 1555–1568. MA Ying, CAO Mengyuan, SHI Xiaojun, *et al.* Functions of plant growth-promoting bacteria and their application in sustainable agriculture[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2023, **60**(6): 1555–1568. DOI: [10.11766/trxb202203160112](https://doi.org/10.11766/trxb202203160112).
- [40] GOSTINČAR C, ZALAR P, GUNDE-CIMERMAN N. No need for speed: slow development of fungi in extreme environments[J]. *Fungal Biology Reviews*, 2022, **39**: 1–14. DOI: [10.1016/j.fbr.2021.11.002](https://doi.org/10.1016/j.fbr.2021.11.002).
- [41] HARTMANN M, SIX J. Soil structure and microbiome functions in agroecosystems[J]. *Nature Reviews Earth & Environment*, 2023, **4**(1): 4–18. DOI: [10.1038/s43017-022-00366-w](https://doi.org/10.1038/s43017-022-00366-w).
- [42] 李瑞霆, 张文锐, 李爱民, 等. 环境功能材料界面性质对生物膜形成过程与代谢功能的调控机制[J]. *环境工程*, 2022, **40**(7): 206–221, 178. LI Ruiting, ZHANG Wenrui, LI Aimin, *et al.* Regulatory mechanism of interface properties of environmental functional materials on biofilm formation and metabolic function[J]. *Environmental Engineering*, 2022, **40**(7): 206–221, 178. DOI: [10.13205/j.hjgc.202207030](https://doi.org/10.13205/j.hjgc.202207030).
- [43] 吕鹏, 李莲芳, 黄晓雅. 改性生物炭修复砷镉复合污染土壤研究进展[J]. *环境科学*, 2023, **44**(7): 4077–4090. LÜ Peng, LI Lianfang, HUANG Xiaoya. Modified biochar for remediation of soil contaminated with arsenic and cadmium: a review[J]. *Environmental Science*, 2023, **44**(7): 4077–4090. DOI: [10.13227/j.hjcx.202207032](https://doi.org/10.13227/j.hjcx.202207032).
- [44] AINIWAER M, JIA Hongtao, ZHANG Tuo, *et al.* Effective co-immobilization of arsenic and cadmium in contaminated soil by sepiolite-modified nano-zero-valent iron and its impact on the soil bacterial community[J]. *Scientific Reports*, 2024, **14**: 26178. DOI: [10.1038/s41598-024-77066-6](https://doi.org/10.1038/s41598-024-77066-6).
- [45] 李慧君, 明荔莉, 张文生. 植物对镉吸收、转运及耐性调控机制研究进展[J]. *生态毒理学报*, 2022, **17**(2): 86–95. LI Huijun, MING Lili, ZHANG Wensheng. Uptake, translocation and tolerance mechanism of cadmium in plants: a review[J]. *Asian Journal of Ecotoxicology*, 2022, **17**(2): 86–95. DOI: [10.7524/AJE.1673-5897.20210603001](https://doi.org/10.7524/AJE.1673-5897.20210603001).
- [46] 吴福飞, 贾宏涛, 董双快, 等. 铁改性生物炭抑制土壤中 As 的迁移[J]. *农业工程学报*, 2020, **36**(6): 215–222. WU Fufei, JIA Hongtao, DONG Shuangkuai, *et al.* Inhibition effect of iron modified biochar on migration of as in soil[J]. *Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering*, 2020, **36**(6): 215–222. DOI: [10.11975/j.issn.1002-6819.2020.06.025](https://doi.org/10.11975/j.issn.1002-6819.2020.06.025).
- [47] GAO Zixiang, CHEN Hao, ZHANG Xinyuan, *et al.* Silicon enhances abundances of reducing microbes in rhizosphere and decreases arsenite uptake by rice (*Oryza sativa* L.)[J]. *Environmental Pollution*, 2022, **306**: 119405. DOI: [10.1016/j.envpol.2022.119405](https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.119405).