

耐镉硫酸盐还原菌对镉污染土壤的修复

王鹤, 吴明林, 秦永丽, 郑婉盈, 蒋永荣, 李学军

(桂林电子科技大学生命与环境科学学院, 广西 桂林 541004)

摘要: 为探究耐镉硫酸盐还原菌 (SRB) 对镉污染土壤的修复效果, 以耐镉硫酸盐还原污泥为种泥筛选分离出耐镉 SRB, 并将其投加于不同镉污染程度 (轻度、中度、重度) 的土壤中, 考查 SRB 作用下土壤镉的赋存形态、硫酸盐还原活性及微生物群落结构的变化特征。结果表明, 经耐镉 SRB 修复 53 d 后, 不同镉污染程度土壤的总镉含量未发生明显变化, 不稳定态镉 (可交换态、碳酸盐结合态) 的占比由修复前的 45%~68% 降至 26%~40%, 稳定态镉 (铁锰氧化态、有机结合态、残渣态) 占比由最初的 30%~50% 大幅增加至 60%~75%, 实现了不同重金属镉污染程度土壤中镉的有效钝化; 修复过程中, 不同镉污染程度土壤的硫酸盐含量均呈现先逐步降低后增加的趋势, 硫酸盐还原活性则逐步降低, 体系存在硫酸盐的再生; 耐镉 SRB 修复过程中各污染土壤细菌门类的变化趋势大致相同, *Proteobacteria* 和 *Bacteroidetes* 为主要门类, *Desulfosporosinus* 和 *Desulfobacca* 为主要的 SRB 菌属, 修复过程中其丰度逐步降低, 硫氧化菌则有增高的趋势。由此可见耐镉 SRB 可降低镉污染土壤中不稳定态镉含量, 降低了镉的迁移性, 但修复过程中优化修复参数强化硫酸盐还原及抑制硫氧化是有必要的。

关键词: 重金属镉; 硫酸盐还原菌; 土壤修复; 镉形态分布; 群落结构

doi:10.3969/j.issn.1000-6532.2025.01.009

中图分类号: X53 文献标志码: A 文章编号: 1000-6532 (2025) 01-0086-09

引用格式: 王鹤, 吴明林, 秦永丽, 等. 耐镉硫酸盐还原菌对镉污染土壤的修复[J]. 矿产综合利用, 2025, 46(1): 86-94.

WANG He, WU Minglin, QIN Yongli, et al. Remediation of cadmium-contaminated soil by cadmium-resistant sulfate-reducing bacteria[J]. Multipurpose Utilization of Mineral Resources, 2025, 46(1): 86-94.

镉 (Cd) 是环境中迁移和毒性最强的重金属元素之一, 其被国际癌症研究中心确定为一级致癌物, 被联合国环境规划署列为全球首位危险化学品物质^[1-2]。近年来, 随着工、农业的快速发展, 矿产资源的大量开发, 大量的重金属镉通过各种途径进入土壤, 造成严重的土壤镉污染^[3-4]。全国土壤污染状况调查公报显示, 我国土壤镉点位超标率为 7.0%^[5], 且超过 11 个省份存在土壤镉超标的现象, 尤以南方最为严重^[6], 其中广西桂林某镉污染表层土壤 Cd 含量高达 38.45 mg/kg^[7], 已远超出《土壤环境质量 农用地土壤污染风险管控标

准》(GB 15618—2018) 所规定的限值 (0.3 mg/kg)。大量的镉污染物进入土壤后, 会对土壤中农作物的生长发育产生严重影响, 水稻作为我国南方主要粮食作物之一, 其具有较强的富镉特性, 人体食用富镉稻米后会对健康构成极大威胁^[8]。现有的调研表明, 我国目前约有 10% 的稻米 Cd 含量超出国家食品安全标准的限值 (0.2 mg/kg)^[9]。由此可见, 我国土壤重金属镉污染形势十分严峻, 对土壤镉污染的修复已刻不容缓^[10]。

目前针对土壤镉污染修复, 主要是通过改变重金属的赋存状态, 降低其迁移活性^[11], 从而减

收稿日期: 2022-02-25

基金项目: 国家自然科学基金 (52060004); 广西高校中青年教师科研基础能力提升项目 (2021KY0204); 广西区大学生创新创业训练计划项目 (201810595169、201810595170、202010595164、202110595063)

作者简介: 王鹤 (2000-), 女, 本科, 研究方向为废水生物处理。

通信作者: 李学军 (1976-), 男, 硕士, 高级实验师, 研究方向为废水生物处理。

少农作物对镉的吸收。研究表明土壤中微生物的呼吸代谢在重金属转化过程中具有天然的优势^[12]，而硫酸盐还原菌（Sulfate reducing bacteria, SRB）作为一种土壤中普遍存在的厌氧微生物，对生物地球化学过程起着重要的作用，其介导的硫酸盐还原作用可促进重金属镉的钝化^[13]，具体作用过程为，SRB利用有机碳源将环境中的 SO_4^{2-} 转化为 S^{2-} ， S^{2-} 与重金属可生成硫化物沉淀，从而达到钝化重金属、降低其迁移活性的目的^[14-15]。朱煜在采用SRB处理重金属污染土壤的过程中发现，SRB对中低强度污染土壤中镉的修复效果较好，去除率可达到85%以上^[16]。范文宏等研究表明土壤中镉在SRB的作用下，可从不稳定的可交换态转化为更加稳定的铁锰氧化物结合态，镉形态的变化使土壤中镉的生物可利用性发生了明显的变化，易利用态的比例明显下降^[17]。由此可见采用SRB修复技术有望实现土壤镉修复。

SRB修复土壤镉污染的实质是微生物和化学反应的协同作用过程，因此在评估土壤镉污染修复效果时，不仅要考虑镉的去除效率和镉的赋存形态，还需关注修复过程中土壤的微生物群落，特别是SRB的丰度和活性的变化情况。目前已有学者研究了SRB修复土壤镉污染的去除效率和残留重金属的形态^[12-13,16-17]，而很少见到有关镉污染土壤修复过程中土壤微生物群落结构的变化及相关功能微生物的代谢活性，只有将土壤镉的去除效率、赋存形态及微生物群落结构和代谢活性结合起来，才能更好的协同调控，实现土壤镉污染的有效修复。基于此，本研究以铅锌尾矿砂污染土壤富集的耐镉硫酸盐还原污泥为种泥，筛选分离出耐镉SRB，并将其投加于不同镉污染程度（轻度、中度、重度）土壤中，探究SRB作用下土壤镉的去除效率、赋存状态、硫酸盐还原活性、以及微生物群落结构的变化，以为重金属镉污染土壤的修复提供理论指导和技术参考。

1 材料与amp;方法

1.1 供试材料

1.1.1 供试菌剂

供试菌剂分离自本实验室采用铅锌矿矿山周边重金属污染土壤驯化出的耐镉硫酸盐还原活性污泥^[18]。将耐镉硫酸盐还原活性污泥按2%接种量

接于装有100 mL基础培养基的顶空瓶中，加液体石蜡密封，30℃培养3~4 d，待培养基变成墨黑色且瓶口散发出臭鸡蛋气味时，进行转接，重复3次且每次接种量为1%。再将上述复壮后的菌剂接种至修复培养基中进行扩大培养作为修复镉污染土壤的菌剂（命名为耐镉SRB）。其具体培养基成分如下。

基础培养基^[19]： NH_4Cl 1 g/L， Na_2SO_4 1 g/L， $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 3 g/L， K_2HPO_4 0.6 g/L， NaCl 1 g/L， KCl 0.3 g/L， $\text{MgCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ 2 g/L，70% 乳酸钠 5 mL，胰蛋白胨 1.5 g/L，酵母提取物 1 g/L，维生素C 0.2 g/L， $\text{Fe}(\text{NH}_4)_2(\text{SO}_4)_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ 2 g/L，加入蒸馏水 1 L，调节pH值至7.5左右，在121℃、0.1 MPa高压灭菌20 min。

修复培养基^[20]： NH_4Cl 1 g/L， Na_2SO_4 4.5 g/L， $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 0.06 g/L， K_2HPO_4 0.5 g/L， $\text{CaCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ 0.06 g/L， $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 0.004 g/L，70% 乳酸钠 5 mL，柠檬酸钠盐（2结晶水）5 g/L，1% 巯基醋酸钠 10 mL，酵母提取物 1 g/L，1% 抗坏血酸钠 10 mL，蒸馏水 1 L，调节pH值至7.5左右，在121℃、0.1 MPa高压灭菌20 min。

1.1.2 供试土壤

供试土壤取自广西桂林某农田（其背景Cd含量为0.80 mg/kg），自然风干后除去石粒、残根等杂物，捣碎后过0.30 mm尼龙筛备用。

1.2 实验方法

镉污染土壤采用外源添加镉的方法制备，取7份经预处理的农田土，每份土壤1.2 kg，分别装入自制的土培装置，其规格为30 cm×30 cm×12 cm。向土壤中均匀加入不同量的硫酸镉溶液，使土壤样品的镉含量形成从0~200 mg/kg 7个不同的浓度，分别编号为C0、C5、C20、C60、C100、C150、C200，每个浓度设置2个平行样。其中C0代表空白对照组，C5、C20代表轻度污染组，C60、C100代表中度污染组，C150、C200代表重度污染组。再用封口膜密封土培装置，静置于室温下，每天搅拌1次，放置60 d使其达到吸附平衡后，向土壤接种相同量的耐镉SRB，加入蒸馏水使土壤上清液高约2 cm，搅拌使培养基与土壤充分混合。用封口膜密封土培装置，置于(30±2)℃人工气候箱培养。待土壤中各形态镉含量基本稳定后修复结束。

1.3 样品采集

镉污染土壤修复过程中，分别在第 17、24、39、53 d 取土样，测定土壤的总镉及其形态分布、硫酸盐含量，同时在修复过程中取土壤样品测定其硫酸盐还原活性 (Sulfate Reduction Activity, SRA) 及微生物群落结构。

1.4 指标测试及分析方法

重金属镉含量及形态：土壤样品经硝酸、氢氟酸进行消解后，使用原子吸收光谱仪 (AAS) (PerkinElmer, AAN3200083) 测定其重金属镉含量；土壤中重金属镉的形态分析采用改良的 Tessier 连续提取法^[21] 进行测定，分为可交换态、碳酸盐结合态、铁锰氧化态、有机物结合态和残渣态五种形态进行分析。

土壤 SRA：取 2 g 土壤加入 100 mL SRB 基础培养基中，共分为两组，分别测定 SRB 在缺氧与有氧条件下的硫酸盐还原活性，其中一组加入液体石蜡液封，另一组不加入液体石蜡，置于生化培养箱中 30 °C 下培养 7 d，采用重量法测定硫酸盐含量^[22-23]。

土壤微生物群落结构：在修复初期和末期（分别为第 1 和第 53 d）从各土培装置中取土壤样品，经 DNA 提取、PCR 扩增、产物纯化、文库制备和库检合格后，进行上机测序。PCR 扩增所用引物为 V3-V4 区引物：341F 5'-CCTACGGGRBG-CASCAG-3'和 806R 5'-GGACTACNNGGGTATCT-AAT-3'。对测序所得序列进行质控 (QC)、OTU 聚类、物种注释后，使用 R 软件和 Orgin 软件将生物信息可视化。

2 结果与分析

2.1 不同污染程度土壤中镉的含量和形态分布

加标后各污染土壤达到吸附平衡后，其总镉含量和镉形态分布分别见表 1 和图 1。当外源添加镉进入土壤后，可交换态、碳酸盐结合态和铁锰氧化态是镉最主要的存在形态，其占总镉的比例分别为 22%~44%、17%~34%、30%~52%，有机结合态、残渣态含量较少，约占总镉的 1%~4%。

2.2 耐镉 SRB 作用下土壤中镉形态的分布和转化

修复过程中各土壤总镉含量和各形态镉含量变化见图 2。由图 2(a)~(f) 可知，在耐镉 SRB 作用下，不同污染程度土壤中总镉的含量在修复过

表 1 加标后各组土壤中总镉含量 (n=2)

Table 1 Total Cd concentration in the soil samples (n=2)

土壤样品编号	总镉的含量/(mg/kg)
C0	3.38 ± 1.61
C5	6.63 ± 0.02
C20	23.68 ± 1.23
C60	62.04 ± 3.35
C100	113.31 ± 20.49
C150	153.98 ± 7.45
C200	197.49 ± 18.36

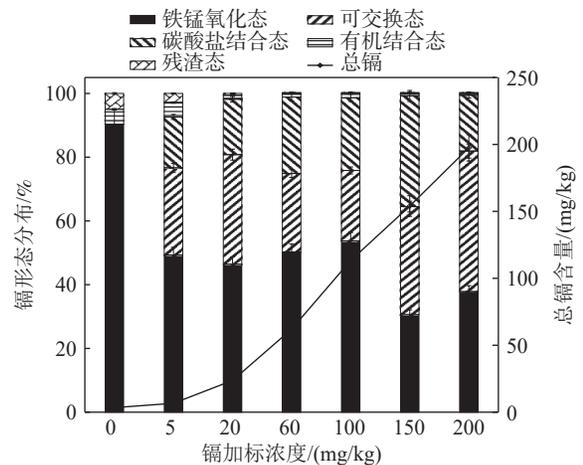


图 1 加标后土壤样品中镉形态分布

Fig.1 Cd geochemical speciation in soil samples after labeling

程中基本保持不变，但各形态镉含量变化较大。耐镉 SRB 修复 17 d 后，不同浓度镉污染土壤中，可交换态镉和碳酸盐结合态镉均大幅降低，铁锰氧化态镉则大幅增加，其含量大于其它形态含量的总和，是镉的主要存在形态。在其他研究者的体系中也表现出经耐镉 SRB 修复后，不稳定的镉形态（可交换态和碳酸盐结合态）均大幅转化为较稳定的铁锰氧化态镉^[16-17,24]。随着耐镉 SRB 的进一步修复（24 d），不同浓度镉污染土壤中，有机结合态镉均达到较大值，其中 C5 的有机结合态镉占比最大（12.66%），C20、C60、C100 的有机结合态镉占比次之，约 6% 左右，C150、C200 的有机结合态镉最小，约 3% 左右。同时 C100、C150、C200 的残渣态镉在第 24 d 时也增大到最大值（约 2% 左右），C60 在修复第 39 后增长至最大值（1.84%），C20、C5 则在修复第 53 d 后残渣态镉增长至最大值，分别为 3.51% 和 9.32%。由此可见低浓度镉污染土壤残渣态增长趋势较慢，其可能与低硫酸盐含量带来的低硫酸盐还原活性有关^[17]（详见 2.3 节），但低浓度镉污染土壤修复后

的稳定态镉（有机结合态、残渣态）占比最大。值得注意的是，在修复 53 d 后，不同镉浓度土壤中的不稳定态镉（可交换态和碳酸盐结合态）均有增加的趋势，推测 S^{2-} 的增加，使得硫氧化菌增多（如脱氮硫杆菌，详见 2.4 节），从而造成与 S^{2-} 结合的稳定态镉被溶解，因此不稳定态镉浓度表现出增加的趋势。由此可见重金属的不同赋存形态不仅与 SRB 有关，还与硫氧化菌有关，不同

硫细菌对硫的氧化、还原双向调控行为使得重金属离子的赋存形态不断发生变化，因此在采用耐镉 SRB 修复过程中采取抑制硫氧化菌的措施是有必要的^[25]。综上所述，经耐镉 SRB 修复 53 d 后，不同镉污染程度土壤的不稳定态镉（可交换态、碳酸盐结合态）的占比均明显下降，由修复前的 45%~68% 降至 26%~40%，稳定态镉（铁锰氧化态、有机结合态、残渣态）占比由最初的

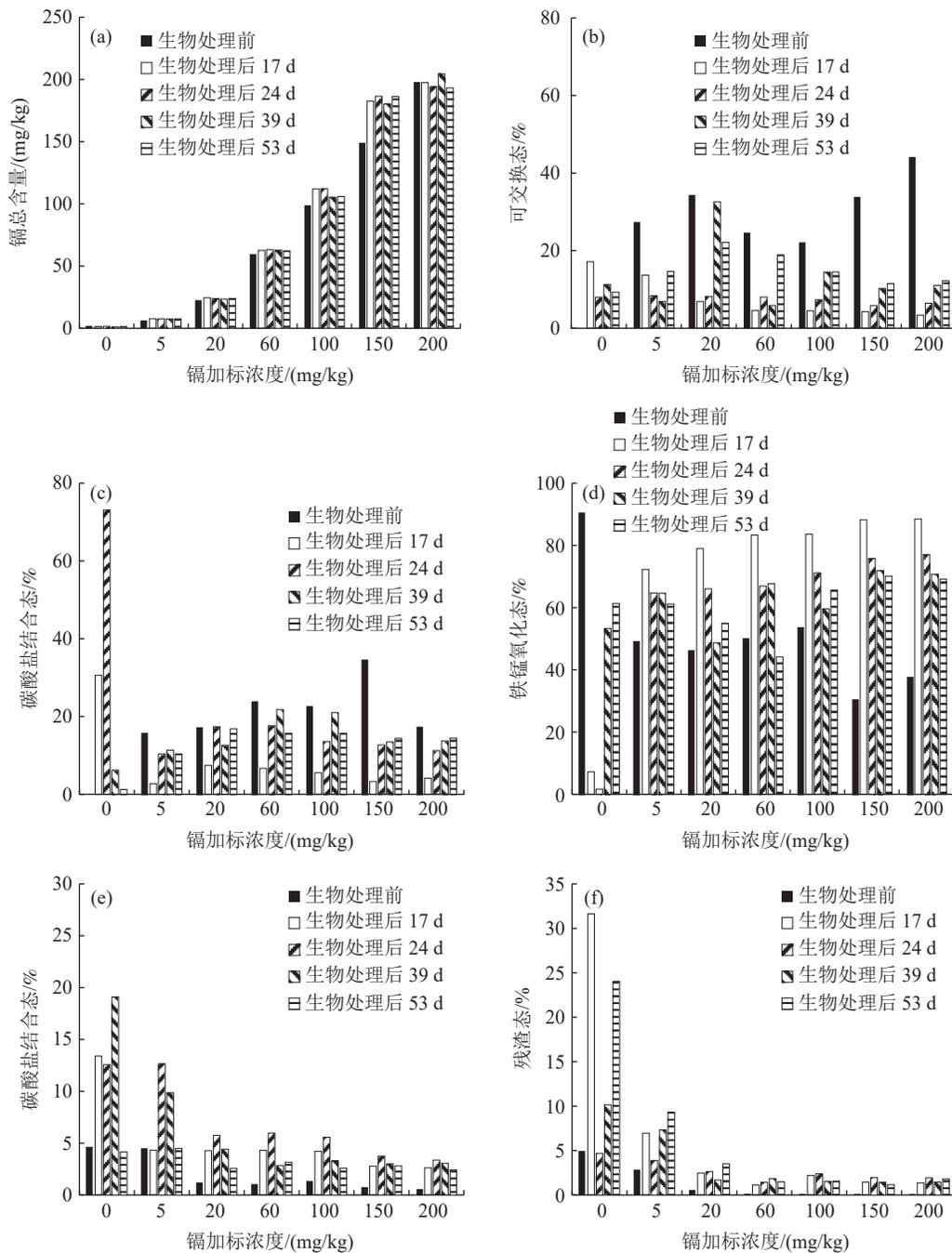


图2 修复过程中土壤样品总镉含量及各形态镉含量的变化情况

Fig.2 Changes in the total cadmium content and each form of cadmium in soil samples during bioremediation

30%~50% 大幅增加至 60%~75%，实现了不同重金属镉污染程度土壤中镉的有效钝化。

2.3 耐镉 SRB 作用下土壤中硫酸盐含量及硫酸盐还原活性的变化

修复过程中污染土壤在耐镉 SRB 作用下其硫酸盐含量变化见图 3。各土壤中硫酸盐含量总体随时间推移呈下降趋势，表明耐镉 SRB 生长状况基本良好，能以土壤中的硫酸盐为基质进行生长代谢。值得注意的是，除了 C200，其余各组在 39 d 时硫酸盐含量均达到了低值，至 53 d 后又逐步增加，推测体系内存在硫氧化作用，即硫氧化菌将 S²⁻逐步氧化至 SO₄²⁻使得其含量有增加的趋势，与 2.2 节修复 53 d 后与 S²⁻结合的稳态态镉有逐步降低的趋势一致，进一步证实了耐镉 SRB 修复过程中存在不同硫细菌对硫的氧化、还原的双向调控行为^[25]。在耐镉 SRB 修复过程中，土壤的 ORP 值大体呈降低的趋势，修复后期，土壤的 ORP 值在 -59 ~ -149 mV 范围内波动，研究认为 ORP 值可影响重金属的氧化还原状态进而影响重金属的溶解、沉淀、吸附、解吸等过程，在低氧化还原电位下，Cd 会变成 CdS 沉淀，在高的氧化还原电位下 CdS 沉淀会溶解^[26]。氧化还原电位的波动进一步说明体系内存在 CdS 的沉淀和溶解，在闫潇等的反应体系中也表现出 ORP 虽然处于负值但呈波动趋势^[27]。

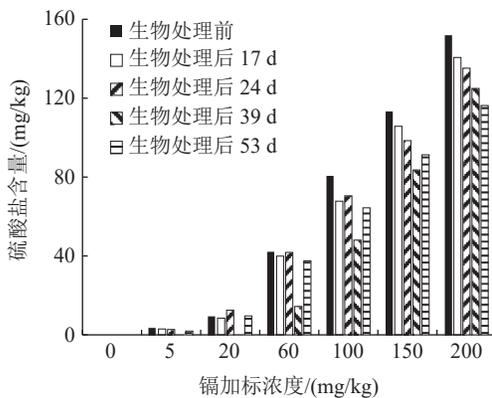


图 3 修复过程中土壤中硫酸盐含量变化
Fig.3 Changes of SO₄²⁻ concentration in soil during remediation

耐镉 SRB 作用下土壤的硫酸盐还原活性 (SRA) 变化见图 4。接种耐镉 SRB 后，随着修复时间的延长，各组的 SRA 大体呈降低趋势，可能与硫酸盐含量的降低 (图 3) 以及复杂的土壤环境有关。值得注意的是，镉污染程度较高的组如

C150、C200 的整体 SRA 并未因其初始硫酸盐含量高而表现出高活性，可能由于高浓度的镉对 SRB 有一定的抑制^[13,16,28]。

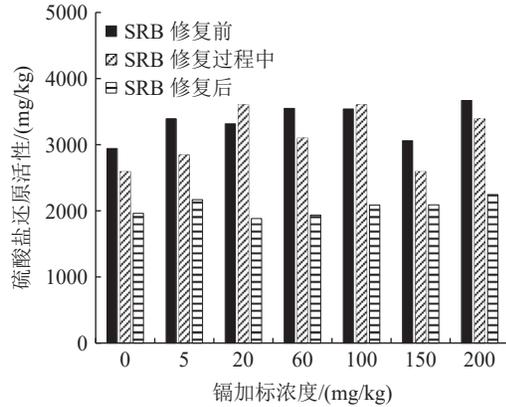


图 4 修复过程中土壤硫酸盐还原活性变化
Fig.4 Changes of SRA in soil during remediation

2.4 耐镉 SRB 修复过程中土壤微生物群落结构的变化

为了探究耐镉 SRB 修复过程中镉污染土壤微生物群落结构的变化特征，以轻度 and 中度污染土壤为代表研究了其在修复过程中细菌门水平上的变化情况 (图 5)，在门水平上，由于初始镉浓度的不同，其主要优势菌群存在一定的差别，修复前 C5 (C5-1) 的优势菌门为厚壁菌门 (Firmicutes)，而 C100 (C100-1) 的优势菌门为变形菌门 (Proteobacteria)，修复 53 d 后，各污染土壤 (C5-53 和 C100-53) 细菌门类的变化趋势大致相同，Proteobacteria 和拟杆菌门 (Bacteroidetes)

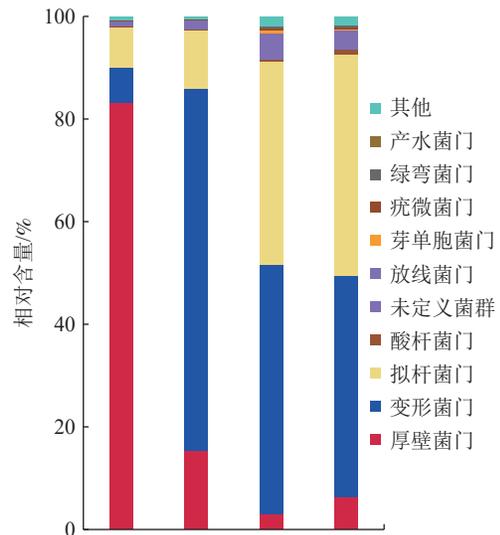


图 5 修复过程中细菌门分类水平上的变化情况
Fig.5 Changes in bacterial phylum taxonomic level during bioremediation

成为二者的主要门类，其相对丰度均达到 40% 左右，厚壁菌门（Firmicutes）均明显下降，酸杆菌门（Acidobacteriota）、放线菌门（Actinobacteriota）、疣微菌门（Verrucomicrobiota）、绿弯菌门（Chloroflexi）均呈增加的趋势。由此可见在 SRB 修复过程中，细菌门类的变化趋势不受镉浓度高低的影响。

微生物群落是重金属地球化学形态变化的主要参与者，特别是硫细菌（含硫还原菌和硫氧化菌），其在环境中承担着重要角色。修复过程中主要功能菌属的变化情况见表 2。*Desulfosporosinus* 和 *Desulfobacca* 为主要的 SRB 菌属，修复前 SRB 菌的相对丰度分别为 0.18% 和 0.23%，修复 53 d 后其相对丰度分别为 0.13% 和 0.10%，由此可见在修复的过程中，SRB 菌属的相对丰度均有所降低，其中 C100 组丰度降的最多，推测高浓度的重金属镉对 SRB 有一定的抑制作用^[16,28]。值得注意的是，不同程度污染土壤中硫酸盐的含量均在稳定下降（图 3），且体系内均存在较高的硫酸盐还原活性（图 4），但测序结果 SRB 菌的相对丰度较低。有研究表明不同的 DNA 提取试剂盒可能对少量的特定微生物的测序结果有影响^[29]，因此后期有必要探究不同 DNA 提取试剂盒对土壤 SRB 菌测定的影响。同时体系内还存在一定丰度的硫氧化菌（如 *Thiobacillus*、*Citrobacter*^[30]、*Pseudomonas*^[31]），其在 C5 和 C100 的相对丰度分别从修复前的 0.20% 和 0.46% 升高至修复后的 2.11% 和 1.16%。由此可见体系内确实存在硫氧化菌，硫还原菌和硫氧化菌影响着体系内硫的氧化还原，因此使得重金属离子的赋存形态不断发生变化，从而存在稳定态镉溶解的现象（详见 2.2 节）。此外在 SRB 修复土壤过程中，也离不开小分子有机物的参与，在 C5、C100 土壤中均发现了 *Alcaligenes*、*Flavobacterium*、*Proteiniclasticum* 及 *Brevundimonas* 等相对丰度较高且与有机物代谢密切相关的细菌。*Massilia* 与土壤的修复密切相关^[32]，*Pseudochrobactrum* 可将土壤中高毒性的重金属还原为低毒性^[33]，由此推测这些细菌与镉污染土壤的修复有关，但其与 SRB 协同作用机理尚不明确。

综上所述，耐镉 SRB 修复 53 d 后，土壤的总镉含量不变，可移动性最强且生物有效性、毒性

表 2 土壤中主要功能菌群组成
Table 2 Composition of the main functional flora in soils

菌属	修复前		修复 53d	
	C5	C100	C5	C100
<i>Alcaligenes</i>	0.214	35.393	0.250	0.389
<i>Flavobacterium</i>	0.056	0.063	31.708	34.718
<i>Proteiniclasticum</i>	0.266	13.034	1.420	3.338
<i>Brevundimonas</i>	0.288	6.635	11.855	9.214
<i>Massilia</i>	0.068	0.466	9.660	0.117
<i>Pseudochrobactrum</i>	0.293	8.517	0.297	0.452
<i>Desulfosporosinus</i>	0.180	0.182	0.124	0.081
<i>Desulfobacca</i>	0	0.045	0.005	0.016
<i>Pseudomonas</i>	0.122	0.088	1.328	1.123
<i>Citrobacter</i>	0.065	0.371	0.063	0.018
<i>Thiobacillus</i>	0.009	0.005	0.722	0.018

最高的可交换态镉含量明显下降，碳酸盐结合态镉含量有所下降，铁锰氧化态镉则大幅增加成为镉的主要存在形态，且其含量大于其他镉形态含量的总和，有机结合态镉与残渣态镉含量有所增加。说明 SRB 修复镉污染土壤可使镉的地球化学形态发生变化，降低生物体最易于吸收利用的可交换态镉含量，降低土壤中镉的毒性，从而达到修复镉污染土壤的目的。但在修复过程中存在 SRA 降低、SRB 菌群丰度降低以及硫氧化菌丰度增加的趋势，因此后期还需进一步优化修复体系的环境条件达到增加硫酸盐的还原及抑制硫氧化作用。

3 结 论

(1) 经耐镉 SRB 修复 53 d 后，不同镉污染程度土壤的总镉含量未发生明显变化，不稳定态镉（可交换态、碳酸盐结合态）的占比由修复前的 45%~68% 降至 26%~40%，稳定态镉（铁锰氧化态、有机结合态、残渣态）占比由最初的 30%~50% 大幅增加至 60%~75%，实现了不同重金属污染程度土壤中镉的有效钝化。

(2) 修复过程中，不同镉污染程度土壤的硫酸盐含量均呈现先逐步降低后增加的趋势，硫酸盐还原活性则逐步降低。

(3) 经耐镉 SRB 修复 53 d 后，各污染土壤细菌门类的变化趋势大致相同，*Proteobacteria* 和 *Bacteroidetes* 是主要门类，*Desulfosporosinus* 和 *Desulfobacca* 为主要的 SRB 菌属，修复过程中其丰度逐步降低，硫氧化菌的丰度则逐步升高。

参考文献:

- [1] 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.
- ZHU X L, KOU Z J, WANG J Q, et al. Adsorption of Cd^{2+} by sulfate reducing bacteria immobilized biochar[J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2021, 41(7):2682-2690.
- [2] 杨飞, 房晓红, 曾凡桂, 等. 高岭石表面吸附铅和镉的模拟计算[J]. 矿产综合利用, 2020(5):196-202.
- YANG F, FANG X H, ZENG F G, et al. Simulation calculation of adsorption of lead and cadmium on kaolinite surface[J]. Multipurpose Utilization of Mineral Resources, 2020(5):196-202.
- [3] 邓敏, 程蓉, 舒荣波, 等. 攀西矿区典型重金属污染土壤化学-微生物联合修复技术探索[J]. 矿产综合利用, 2021(4):1-9.
- DENG M, CHENG R, SHU R B, et al. Exploration of chemical-microbial remediation technology for soil contaminated by typical heavy metals in Panxi mining area[J]. Multipurpose Utilization of Mineral Resources, 2021(4):1-9.
- [4] 石浩, 胡静敏, 陈忻, 等. 矿山土壤镉污染微生物修复技术研究进展[J]. 矿产保护与利用, 2020, 40(4):17-22.
- SHI H, HU J M, CHEN X, et al. Research progress on microbial remediation technology of cadmium contaminated mine soil[J]. Conservation and Utilization of Mineral Resources, 2020, 40(4):17-22.
- [5] 环境保护部, 国土资源部. 全国土壤污染状况调查公报[J]. 中国环保产业, 2014, 36(5):1689-1692.
- Ministry of Environmental Protection, Ministry of Land and Resources, Ministry of Natural Resources of the People's Republic of China. Bulletin of national soil pollution survey[J]. China Environmental Protection Industry, 2014, 36(5):1689-1692.
- [6] 马骄阳, 保欣晨, 王坤, 等. 土壤镉污染的人体健康风险评估研究: 生物有效性及毒性效应[J/OL]. 生态毒理学报, 2022. <https://kns.cnki.net/kcms/detail/11.5470.X.20220106.1717.004.html>.
- MA J Y, BAO X C, WANG K, et al. Human health risk assessment of cadmium in soils: role of bioavailability and toxic effects [J/OL]. Asian Journal of Ecotoxicology. <https://kns.cnki.net/kcms/detail/11.5470.X.20220106.1717.004.html>, 2022.
- [7] 蒋永荣, 梁英, 张学洪, 等. 铅锌矿区不同程度尾矿砂重金属污染土壤的纵向微生物群落结构分析[J]. 生态环境学报, 2019, 28(10):2079-2088.
- JIANG Y R, LIANG Y, ZHANG X H, et al. Vertical microbial community structure of heavy metal contaminated soils from mine tailings of different degrees in lead-zinc mining areas[J]. Ecology and Environmental Sciences, 2019, 28(10):2079-2088.
- [8] 陈灿明, 卫泽斌, 彭建兵, 等. 土壤有效态镉与稻米镉污染风险广东案例研究[J/OL]. 农业环境科学学报. <https://kns.cnki.net/kcms/detail/12.1347.S.20220104.1534.002.html>, 2022.
- CHEN C M, WEI Z B, PENG J B, et al. Risk assessment of cadmium contamination of rice using soil available cadmium in paddy fields: Case studies of Guangdong Province[J/OL]. Journal of Agro-Environment Science. <https://kns.cnki.net/kcms/detail/12.1347.S.20220104.1534.002.html>, 2022.
- [9] LI J R, XU Y M. Immobilization of Cd in paddy soil using moisture management and amendment[J]. Environmental Science and Pollution Research, 2015, 22(7):5580-5586.
- [10] 邵佳, 赵远来, 冯琰玉, 等. 生物质炭对长期铅镉复合污染土壤微生物群落丰度及活性的影响[J]. 农业环境科学学报, 2022, 41(1):66-74.
- SHAO J, ZHAO Y L, FENG Y Y, et al. Effects of biochar on microbial community abundance and activity in long-term Pb and Cd contaminated soils[J]. Journal of Agro-environment Science, 2022, 41(1):66-74.
- [11] 刘马养, 张玉盛, 肖欢, 等. 新型改良剂"良田宝"对土壤有效镉及稻米镉含量的影响[J]. 作物研究, 2020, 34(3):258-261,278.
- LIU M Y, ZHANG Y S, XIAO H, et al. The effect of a new modifier "Liangtianbao" on cadmium content in the soil and rice[J]. Crop Research, 2020, 34(3):258-261,278.
- [12] 童辉, 乔江涛, 周继梅, 等. 硫酸盐还原菌介导针铁矿表面硫的转化及镉固定脱毒效应[J]. 生态环境学报, 2021, 30(5):1069-10.
- TONG H, QIAO J T, ZHOU J M, et al. Coupled transformation of sulfur and cadmium on goethite induced by sulfate-reducing bacterium[J]. Ecology and Environmental Sciences, 2021, 30(5):1069-10.
- [13] 董净, 代群威, 赵玉连, 等. 硫酸盐还原菌的分纯及对 Cd^{2+} 钝化研究[J]. 环境科学与技术, 2019, 42(5):34-40.
- DONG J, DAI Q W, ZHAO Y L, et al. Isolation of sulfate-reducing bacteria and study on its passivation of Cd^{2+} [J]. Environmental Science & Technology, 2019, 42(5):34-40.
- [14] ZHANG M L, WANG H X. Preparation of immobilized sulfate reducing bacteria (SRB) granules for effective

- bioremediation of acid mine drainage and bacterial community analysis[J]. *Minerals Engineering*, 2016, 92:63-71.
- [15] YAN J, ZHONG K Q, WANG S J, et al. Carbon metabolism and sulfate respiration by a non-conventional *Citrobacter freundii* strain SR10 with potential application in removal of metals and metalloids[J]. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 2018, 133:238-246.
- [16] 朱煜. 硫酸盐还原菌对重金属污染土壤的处理研究[J]. *环境污染与防治*, 2021, 43(8):952-955.
- ZHU Y. Treatment of heavy metal contaminated soil using sulfate reducing bacteria[J]. *Environmental Pollution & Control*, 2021, 43(8):952-955.
- [17] 范文宏, 姜维, 王宁. 硫酸盐还原菌修复污染土壤过程中镉的地球化学形态分布变化[J]. *环境科学学报*, 2008, 28(11):2291-2298.
- FAN W H, JIANG W, WANG N. Changes of cadmium geochemical speciation in the process of soil bioremediation by Sulfate-Reducing Bacteria[J]. *Acta Scientiae Circumstantia*, 2008, 28(11):2291-2298.
- [18] 郑婉盈, 张色, 吴明林, 等. 耐镉硫酸盐还原活性污泥的驯化及其微生物群落结构分析[J]. *环境污染与防治*, 2021, 43(1):47-51,56.
- ZHENG W Y, ZHANG S, WU M L, et al. The domestication of cadmium-resistant sulfate reducing activated sludge and analysis of its microbial community[J]. *Environmental Pollution & Control*, 2021, 43(1):47-51,56.
- [19] 蒋永荣, 周亶, 容翠娟, 等. 高效硫酸盐还原菌的分离及特性研究[J]. *环境科学与技术*, 2009, 32(11):13-17.
- JIANG Y R, ZHOU D, RONG C J, et al. Isolation of high efficient sulfate-reducing bacteria and its biological desulfurization capability[J]. *Environmental Science & Technology*, 2009, 32(11):13-17.
- [20] 杜刚, 孙静贤, 张广求, 等. 硫酸盐还原菌的分离筛选及鉴定[J]. *基因组学与应用生物学*, 2017, 36(1):246-251.
- DU G, SUN J X, ZHANG G Q, et al. Isolation screening and identification of sulfate-reducing bacteria[J]. *Genomics and Applied Biology*, 2017, 36(1):246-251.
- [21] ALBORES A F, CID B P, GOMEZ E F, et al. Comparison between sequential extraction procedures and single extractions for metal partitioning in sewage sludge samples[J]. *Analyst*, 2000, 125(7):1353-1357.
- [22] 朱晓阳, 张建霞, 徐雅雅, 等. 常温等离子体诱变选育高效耐镉硫酸盐还原菌[J]. *西北大学学报*, 2015, 45(2):304-306.
- ZHU X L, ZHANG J X, XU Y Y, et al. Screening of sulfur efficient and Cd-tolerant sulfate reducing bacteria by DBD Plasma mutation[J]. *Journal of Northwest University*, 2015, 45(2):304-306.
- [23] 国家环境保护总局. 水和废水监测分析方法[M]. (第四版). 北京: 中国环境科学出版社, 2002.
- State Environmental Protection Administration. Monitoring and analysis methods of water and wastewater [M]. (Fourth Edition). Beijing: China Environmental Press, 2002.
- [24] 陈立航, 李顺群, 程学磊, 等. 基于 EDTA 淋洗离心—硫酸盐还原菌固化法去除污泥中重金属镉的研究[J]. *水资源与水工程学报*, 2021, 31(6):109-115.
- CHEN L H, LI S Q, CHENG X L, et al. Removal of heavy metal-cadmium in sludge based on EDTA eluting centrifugation-sulfate-reducing bacteria solidification method[J]. *Journal of Water Resources & Water Engineering*, 2021, 31(6):109-115.
- [25] 韩林宝. 典型菌株的硫价态双向调控行为对镉赋存状态影响研究[D]. 绵阳: 西南科技大学, 2018.
- HAN L B. Study on the effect of S-valence-state bidirectional regulation behavior on the occurrence of Cd in typical bacteria[D]. Mianyang: Southwest University of Science and Technology, 2018.
- [26] 徐伯钧. 土壤重金属植物有效性的控制因素研究[J]. *种子科技*, 2018, 36(4):117-118.
- XU B J. Study on controlling factors of plant availability of heavy metals in soil[J]. *Seed Science & Technology*, 2018, 36(4):117-118.
- [27] 闫潇, 刘兴宇, 张明江, 等. 分离自活性污泥的硫酸盐还原菌用于铅锌冶炼渣重金属污染修复[J]. *微生物学通报*, 2019, 46(8):1907-1916.
- YAN X, LIU X Y, ZHANG M J, et al. Remediation of heavy metal pollution by sulfate reducing bacteria (SRB) isolated from activated sludge in lead-zinc smelter slag[J]. *Microbiology China*, 2019, 46(8):1907-1916.
- [28] 吕琴, 陈中云, 闵航. 重金属污染对水稻田土壤硫酸盐还原菌种群数量及其活性的影响[J]. *植物营养与肥料学报*, 2005, 11(3):399-405.
- LYU Q, CHEN Z Y, MIN H. Effect of heavy metal contamination on the population of sulfate-reducing bacteria and the sulfate-reducing activity in paddy rice soils[J]. *Journal of Plant Nutrition and Fertilizers*, 2005, 11(3):399-405.
- [29] LIU M, XUE Y Y, Yang J. Rare plankton subcommunities are far more affected by DNA extraction kits than abundant

plankton [J]. *Frontiers in Microbiology*, 2019, 10.

[30] 冯云飞. 硫氧化细菌的分离鉴定及其氧化除硫的研究 [D]. 大庆: 东北石油大学, 2021.

FENG Y F. Isolation and identification of sulfur oxidizing bacteria and their study on sulfur removal by oxidation [D]. Daqing: Northeast Petroleum University, 2021.

[31] 徐帆. *Pseudomonas C27* 代谢碳氮硫过程中单质硫的生成与胞内外分布规律研究 [D]. 哈尔滨: 哈尔滨工业大学, 2021.

XU F. Study on the formation and distribution of biosulfur during the metabolism of carbon nitrogen and sulfide in *Pseudomonas c27* [D]. Harbin: Harbin Institute of Technology, 2021.

[32] 黄瑞林, 张娜, 孙波, 等. 典型农田根际土壤伯克霍尔德里氏菌群落结构及其多样性 [J]. *土壤学报*, 2020, 57(4):975-985.

HUANG R L, ZHANG N, SUN B, et al. Community structure of burkholderiales and its diversity in typical maize rhizosphere soil [J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2020, 57(4):975-985.

[33] 龙冬艳. 解糖假苍白杆菌 *Pseudochrobactrum saccharolyticum* LY10 还原 Cr(VI) 的机制研究 [D]. 杭州: 浙江大学, 2013.

LONG D Y. The mechanism of Cr(VI) reduction by *Pseudochrobactrum saccharolyticum* LY10 [D]. Hangzhou: Zhejiang University, 2013.

Remediation of Cadmium-contaminated Soil by Cadmium-resistant Sulfate-reducing Bacteria

WANG He, WU Minglin, QIN Yongli, ZHENG Wanying, JIANG Yongrong, LI Xuejun
(College of Life and Environmental Sciences, Guilin University of Electronic Technology, Guilin 541004, Guangxi, China)

Abstract: In order to investigate the cadmium reduction effect of cadmium-tolerant sulfate-reducing bacteria (SRB) on cadmium-contaminated soil, cadmium-tolerant SRB was screened and isolated using cadmium-tolerant sulfate-reducing sludge as seed sludge, and was injected into soils with different degrees of cadmium contamination (mild, moderate, and severe) to investigate the fugitive morphology of soil cadmium, the changes in sulfate reduction activity and microbial community structure. The results showed that after 53 d of Cd-tolerant SRB remediation, the total Cd content of soils with different Cd contamination levels did not change significantly, the proportion of unstable Cd (exchangeable state, carbonate-bound state) decreased from the initial 45%~68% to 26%~40%, and the proportion of stable Cd (Fe-Mn oxidation state, organic-bound state, residue state) increased significantly from the initial 30%~50% to 60%~75%. The effective passivation of cadmium in soils with different degrees of heavy metal cadmium pollution was achieved. The sulfate content of soils with different degrees of cadmium pollution showed a trend of gradually decreasing and then increasing during the remediation process, while the sulfate reduction activity gradually decreased, and there was regeneration of sulfate in the system. The change trend of each contaminated soil bacterial phylum during the remediation of cadmium-tolerant SRB was more or less the same, with *Proteobacteria* and *Bacteroidetes* as the main phylum, *Desulfosporosinus* and *Desulfobacca* as the main SRB genera, and their abundance gradually decreased during the remediation process, while sulfur-oxidizing bacteria had a tendency to increase. This shows that cadmium-tolerant SRB can reduce the content of unstable cadmium in cadmium-contaminated soil, and reduce the mobility of cadmium, but it is necessary to optimize the remediation parameters to enhance sulfate reduction and inhibit sulfur oxidation in the remediation process.

Keywords: Heavy metal cadmium; Sulfate reducing bacteria; Soil remediation; Cadmium speciation distribution; Community structure