

EK-PRB 联合酵母菌对镉污染土壤修复研究

李 昕, 周海东, 徐昕璇, 叶宓煊

(上海理工大学 环境与建筑学院, 上海 200093)

摘要: 运用固定化微生物技术制备粉煤灰-酵母菌小球, 联合电动-可渗透反应墙 (EK-PRB) 技术, 研究电压梯度和 PRB 材料对于 Cd 污染土壤修复效果的影响。试验修复周期设定为 120 h, 初始含水率为 30%, 电解液为 CA 和 EDTA, 设置 6 组电压梯度 (1.0, 2.0, 3.0, 4.0, 5.0, 2.5 V/cm), 进行试验得到最适合的电压梯度后, 再对比 PRB 材料 (粉煤灰-酵母菌小球、粉煤灰) 的影响, 共计 7 组试验。结果表明, 电压梯度在 1.0~5.0 V/cm 范围内增加对 Cd 去除有促进作用, Cd 去除率可提高 23.4%, 粉煤灰-酵母菌小球作为 PRB 材料对 Cd 污染土壤修复效果更好。考虑电能消耗成本与应用, 选择电压梯度 2.5 V/cm, PRB 材料为粉煤灰-酵母菌小球, Cd 去除率可达 53.7%, 体现了固定化微生物联合 EK-PRB 技术的可行性以及修复优势, 为后续深入研究去除机理以及材料创新提供基础支撑。

关键词: 电动修复; 粉煤灰; 重金属; 微生物

中图分类号: X 53 文献标志码: A

Remediation of Cd-contaminated soil by EK-PRB combined with yeast

LI Xin, ZHOU Haidong, XU Xinxuan, YE Mixuan

(School of Environment and Architecture, University of Shanghai for Science and Technology, Shanghai 200093, China)

Abstract: The influence of voltage gradient and permeable reaction barrier (PRB) material on the remediation of Cd-contaminated soil was studied by immobilized microorganism technology to prepare fly ash-yeast pellets, and combined with electrokinetic-permeable reaction wall (EK-PRB) technology. The repair period was set at 120 h; the initial water content was 30%; the electrolyte was CA and EDTA. Six sets of voltage gradients (1.0, 2.0, 3.0, 4.0, 5.0, 2.5 V/cm) were set, and the most suitable voltage gradient was obtained. The effect of PRB materials (fly ash-yeast pellets, fly ash) were compared. A total of seven sets of tests were conducted. The results showed that the increase of voltage gradient in the range of 1.0~5.0 V/cm has a facilitating effect on Cd removal, and the removal rate of Cd can be increased by 23.4%. Fly ash-yeast pellets are more effective as PRB materials for the remediation of Cd-contaminated soil. Considering the cost of electrical energy consumption and application, the voltage gradient is selected as 2.5 V/cm and the PRB material is fly ash-yeast pellets. The removal rate of Cd

收稿日期: 2021-12-13

基金项目: 上海市自然科学基金资助项目 (18ZR1426100); 上海理工大学科技发展项目 (2018KJFZ117)

第一作者: 李 昕 (1997-), 女, 硕士研究生。研究方向: 土壤重金属污染修复。E-mail: yx711520@163.com

通信作者: 周海东 (1970-), 男, 副教授。研究方向: 水污染治理技术与理论、高级厌氧消化、土壤重金属污染修复。

E-mail: zhouhaidong@usst.edu.cn

can reach 53.7% , which reflects the feasibility and remediation advantages of immobilized microorganisms combined with EK-PRB technology, and provides basic support for the subsequent in-depth study of the removal mechanism and material innovation.

Keywords: *electrokinetic remediation; fly ash; heavy metals; microorganisms*

土壤环境是自然环境的组成部分，是地球生物赖以生存的基础。近年来，快速发展的工业、现代农业以及丰富的人类活动，使得我国土壤环境遭到巨大影响，污染面积不断扩大，土壤质量恶化严重。土壤重金属污染已成为严重的环境问题，世界范围内都受到影响^[1]。土壤重金属污染来源广泛，包括采矿、化工、冶炼业排放废物，矿产资源开发，化肥的过度使用和污水灌溉等^[2]。土壤污染种类多样，其中土壤重金属镉(Cd)污染严重，2014年，全国土壤污染状况调查公报中指出，Cd点位超标率已达到7.0%^[3]。因此，本文针对Cd污染土壤的修复技术进行研究，探求有效的修复方法，以降低土壤中Cd污染造成的环境风险，具有一定的现实意义。

1 土壤 Cd 污染及研究现状

重金属 Cd 不是人体必需的元素，其化学活性强，生物毒性强且持久，极易通过食物链在人体内富集，危及人类健康，对人身产生致病、致癌和致突变作用。重金属 Cd 污染来源主要有两个途径：一个是自然来源，自然条件下，含 Cd 的岩石矿物在长期的风化作用下，释放在土壤中，构成土壤中 Cd 背景值^[4]；另一个是人为来源，工业废气及废物、化肥使用、含 Cd 废水灌溉都会造成土壤 Cd 污染^[5-6]。张倩等^[7]以贵州普定喀斯特关键带作为研究区域，对土壤中的 Cd，Cu 等 5 种重金属进行分析，结果发现，Cd 和 Mn 有效态成分占比高，Cd 对耕地构成高生态风险。

重金属污染土壤治理技术多样，包括钝化修复技术、电动修复技术、土壤淋洗技术、微生物修复技术、植物修复技术等^[8-12]。由于单一修复技术受限大，通常修复效率偏低，植物修复耗时较长，因此，研究污染土壤联合修复技术，提升重金属污染土壤修复效果是趋势所在。微生物修复技术具有修复成本较低，无二次污染的优势。固定化微生物技术^[13-15]属于微生物修复，具有成本低、效果好、可重复利用、利于固液分离等优

点。固定化微生物制备方法多种多样，大致可以分成吸附法、包埋法、共价结合法和交联法等^[16]。戚鑫等^[17]研究发现，以生物炭为载体材料，吸附固定化微生物对于修复重金属污染土壤效果较好。固定化酵母菌与酵母菌相比，Cd²⁺吸附率可提高 6%~8%，能够有效提高 Cd²⁺去除率^[18]。

电动-可渗透反应墙(EK-PRB)技术^[19-21]通过电场作用使毒性较高的重金属向电极两端迁移，当重金属离子在电渗流、电迁移作用下迁移至阴极附近的可渗透反应墙(PRB)时，通过被 PRB 材料吸附、降解或者形成沉淀等方式，达到去除或降低污染程度的目的。PRB 材料的选择对于重金属污染土壤修复至关重要，修复周期和效果与 PRB 材料相关联^[22]。Zhou 等^[20]以沸石+粉煤灰组合为 PRB 材料，以柠檬酸为电解液，对 Pb 污染高岭土进行修复，去除率最高达到了 80.7%。Xu 等^[23]研究发现，使用 EDTA 电解液对污染土壤进行预处理，可有效提高 EK-PRB 对于 As 和 Cr 的去除率。

固定化微生物技术在污染水体治理中应用广泛，在土壤重金属污染修复方面需进一步研究。EK-PRB 技术中 PRB 材料的选择至关重要，现有研究大多是采用粉末状的材料，在清理和回收方面存在一些问题。另外，单一的 PRB 材料对于土壤中重金属的去除可能没有达到较佳效果。目前，固定化微生物联合 EK-PRB 技术的应用研究较少，将这两种技术进行联合，提高重金属污染修复效果，是具有一定价值的研究方向。本研究在 EK-PRB 修复重金属污染土壤基础上，联合固定化微生物技术，制备出粉煤灰-酵母菌小球作为 PRB 材料，探究在不同的电压梯度下，对于 Cd 污染实际土壤的修复效果，探究固定化微生物联合 EK-PRB 技术修复 Cd 污染土壤的应用可能性。

2 材料和方法

2.1 试剂和材料

试验所用土壤来自于上海理工大学花坛土表层土壤。土壤的 pH 值为 6.85，电导率为 572 μm/cm，

有机质含量为 8.31%, Cd 浓度为 0.34 mg/kg, Pb 浓度为 14.78 mg/kg, Cu 浓度为 13.48 mg/kg, Fe 浓度为 6183.78 mg/kg, Mn 浓度为 236.73 mg/kg。为了减少受试土壤产生的误差, 试验前, 采集 10 kg 土壤, 放在避光、封闭的条件下保存, 去除土壤中的石块、植物, 在 105 ℃ 条件下烘 50 h, 研磨过 1.00 mm 筛网。

试验所使用的粉煤灰是工业副产品, 来自河南省巩义市豫联电厂, 粒径 2~45 μm, 酵母菌来自高活性干酵母, 购买于安琪酵母股份有限公司。硝酸镉四水 $\text{Cd}(\text{NO}_3)_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$ 、一水合柠檬酸 (CA) 和乙二胺四乙酸二钠 (EDTA) 均为分析纯, 土壤消解所用试剂盐酸 (HCl)、硝酸 (HNO_3)、氢氟酸 (HF)、高氯酸 (HClO_4) 均为优级纯, 均购买自国药集团化学试剂有限公司。

污染土壤制备: 设定 Cd 污染浓度为 200 mg/kg, 含水率调整为 30%; 称取 500 g 烘干过 1.00 mm 筛网的土壤, $\text{Cd}(\text{NO}_3)_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$ 分子量为 308.47, 其中 Cd^{2+} 所占比例为 36.44%, 则每组试验需要的 $\text{Cd}(\text{NO}_3)_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$ 质量为 274.4 mg, 溶解 0.2744 g $\text{Cd}(\text{NO}_3)_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$ 于 150 mL 纯水中, 均匀混入 500 g 土壤中, 得到 Cd 污染试验土壤。

粉煤灰-酵母菌小球制备: 称取定量高活性干酵母粉加入 2% 灭菌葡萄糖溶液中活化, 得到种子液后加入灭菌 YPD 培养基中, 放置在恒温培养摇床中, 在 200 r/min, 26 ℃ 条件下进行培养, 经离心机离心 (5500 r/min) 5 min 后, 收集酵母菌菌体, 用纯水清洗 3 次后, 添加纯水制成菌悬液。将粉煤灰与菌悬液混匀, 放置于摇床中, 避光培养 3 h (200 r/min), 使酵母菌充分吸附在载体材料上, 得到酵母菌-粉煤灰溶液。配制海藻酸钠 (SA) 溶液并与酵母菌-粉煤灰溶液混合均匀, 得

到酵母菌-粉煤灰-SA 溶液, 用注射器滴加酵母菌-粉煤灰-SA 溶液到 4% 氯化钙 (CaCl_2) 交联溶液中, 交联 8 h 得到粉煤灰-酵母菌小球, 如图 1 所示, 在室温 (26 ℃) 条件下干燥至恒重。

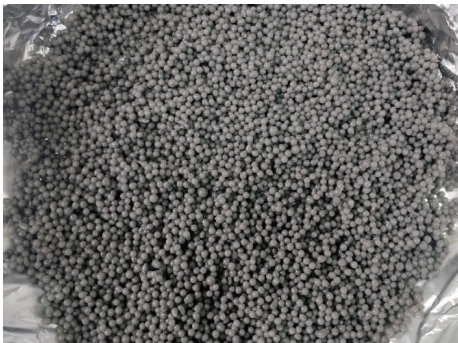


图 1 粉煤灰-酵母菌小球示意图
Fig.1 Schematic diagram of fly ash-yeast pellets

2.2 试验装置

本试验采用的装置如图 2 所示。实际电动土壤修复工程中, 修复范围大, 单对板状电极修复效果不太理想。该装置采用柱状电极, 模拟实际应用中的非均匀电场, 增加 PRB 室, 提高土壤修复效果。装置构成有阴极室 (10 mm×120 mm), PRB 室(环形, (10~30)mm×120 mm), 土壤室(环形, (30~70) mm×120 mm), 以及 6 个阳极室 (30 mm×30 mm×120 mm), 电极排布方式按照阵列式, 装置材质为有机玻璃, 由上海成珊仪器仪表有限公司生产制造。

试验采用直流稳压电源, 规格为 0~60 V, 5 A, 东莞市同门电子科技有限公司生产; 电极棒采用高纯石墨电极, 购自内蒙古万兴碳素有限公司。

2.3 试验方法

PRB 水体吸附试验: 准备 2 组 200 mg/L $\text{Cd}(\text{NO}_3)_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$ 溶液各 100 mL, 一组投加 2 g 粉煤

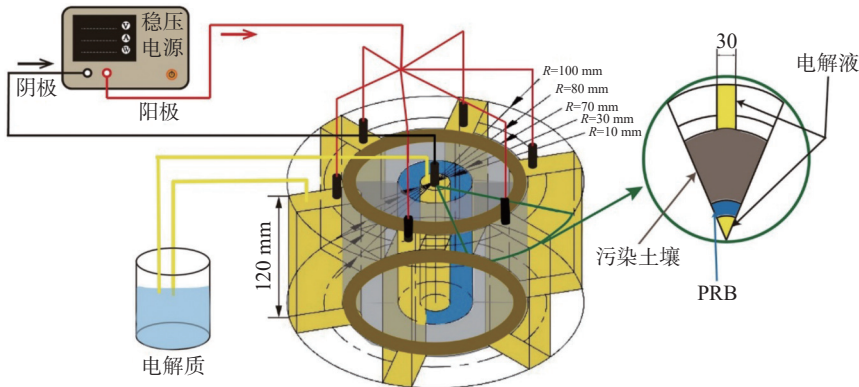


图 2 试验装置示意图
Fig.2 Schematic diagram of experimental device

灰-酵母菌小球，一组投加 2 g 粉煤灰，搅拌后放入摇床，设置转速为 200 r/min，温度 26 ℃，振荡 24 h 后测定溶液中 Cd 浓度，计算单位质量粉煤灰-酵母菌小球、粉煤灰对 Cd 的吸附量。

土壤修复试验：将制备的 500 g 污染土壤均匀放置于试验装置土壤室中，PRB 室中加入 PRB 材料(粉煤灰-酵母菌小球、粉煤灰)，阴极室和阳极室中分别加入 15 mL 的 0.1 M CA+0.01 M EDTA 电解液，静置平衡 24 h。通电后每 24 h 更换阴阳极电解液，设置不同的电压梯度，探究不同电压梯度下，PRB 为粉煤灰-酵母菌小球对于 Cd 污染土壤的修复效果。设置 6 种电压梯度，1.0, 2.0, 3.0, 4.0, 5.0, 2.5 V/cm，得到合适的电压梯度后，增设 PRB 材料为粉煤灰的试验，试验方案如表 1 所示。结束 5 d 修复周期后，分别在距离阳极 4 mm(S1)，12 mm(S2)，20 mm(S3)，28 mm(S4)，36 mm(S5)处进行取样，用于测定修复后土壤中 Cd 浓度，分析去除效果。

表 1 土壤修复试验方案

Tab.1 Experiment program of soil remediation

序号	电压梯度/(V·cm ⁻¹)	含水率/%	PRB材料	阴阳极电解液	通电时长/h
Test 1	1.0	30	粉煤灰-酵母菌小球	0.1M CA+0.01M EDTA	120
Test 2	2.0	30	粉煤灰-酵母菌小球	0.1M CA+0.01M EDTA	120
Test 3	3.0	30	粉煤灰-酵母菌小球	0.1M CA+0.01M EDTA	120
Test 4	4.0	30	粉煤灰-酵母菌小球	0.1M CA+0.01M EDTA	120
Test 5	5.0	30	粉煤灰-酵母菌小球	0.1M CA+0.01M EDTA	120
Test 6	2.5	30	粉煤灰-酵母菌小球	0.1M CA+0.01M EDTA	120
Test 7	2.5	30	粉煤灰	0.1M CA+0.01M EDTA	120

然后，记录稳压电源显示的电流变化情况，测定修复试验后各土样的 pH、电导率。土样与纯水按照 1：2.5 的比例混匀，在摇床中振荡 30 min 后离心，采用梅特勒-托利多仪器(上海)有限公司 FE20 型实验室 pH 计测定上清液 pH；土样与纯水按照质量(g)和体积(mL)比 1：5 的比例混匀，置于漩涡混合仪 5 min 后离心，采用梅特勒-托利多仪器(上海)有限公司 FiveEasy 型电导率仪测定上清液电导率。

3 结果与讨论

3.1 PRB 水体吸附效果

粉煤灰-酵母菌小球和粉煤灰吸附水体中 Cd 的效果如表 2 所示，由表中数据可以看出，在水体吸附试验中，利用固定化微生物技术制成的粉煤

2.4 分析方法

首先，计算各取样点 Cd 去除率。将修复后各取样点土样均进行 105 ℃ 干燥处理，干燥后研磨过孔径 74 μm 筛网，分别称取 0.2000 g(±0.0001 g)，经过 HCl-HNO₃-HF-HClO₄ 消解后，用 5% 稀硝酸定容至 10 mL，经 0.22 μm 微孔滤膜过滤，使用 Optima8000 型 ICP-OES 电感耦合等离子体发射光谱仪测定水样及土样中 Cd 浓度。水体吸附试验 PRB 单位质量吸附量及土壤修复试验 Cd 去除率如下式所示：

$$S_w = \frac{C_0 - C_w}{20}$$

(1)

$$\eta_s = \frac{C_i - C_f}{C_i} \times 100\%$$

(2)

式中： S_w 为 PRB 单位质量吸附量，mg/g； C_0 为水体实测初始 Cd 浓度，mg/L； C_w 为吸附后 Cd 浓度，mg/L； η_s 为 Cd 去除率，%； C_i 为修复前土壤初始 Cd 浓度，mg/kg； C_f 为修复后土壤 Cd 浓度，mg/kg。

灰-酵母菌小球吸附效果优于单纯粉煤灰，粉煤灰-酵母菌小球对 Cd 的单位质量吸附量接近 5.0 mg/g，对于 Cd 的去除有较大影响，是有研究价值的 PRB 材料。

3.2 土壤修复试验电流变化

不同试验组别电流变化如图 3 所示。分析图 3 中电流的变化，开始通电后，电流呈上升状态，到达最高值后开始下降，与 Yu 等^[24] 研究中的电流变化现象相似。更换电解液后电流增加，每个

表 2 水体吸附试验效果

Tab.2 Effect of water adsorption experiment

PRB材料	吸附后溶液Cd浓度 C_w / (mg·L ⁻¹)	单位质量吸附量 S_w / (mg·g ⁻¹)	吸附时长/h
粉煤灰-酵母菌小球	90.37	4.93	24
粉煤灰	109.6	4.39	24

电解液更换周期内, 电流均呈现先上升后下降的变化现象。

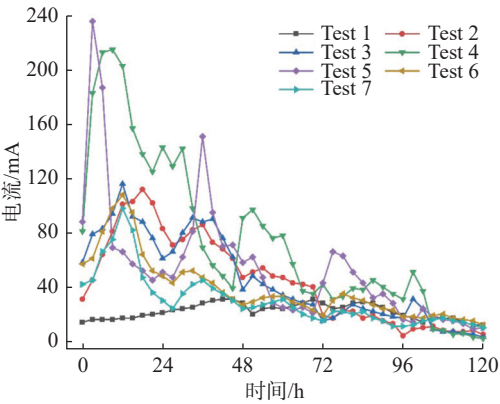


图 3 修复过程中电流变化情况

Fig.3 Current changes during remediation

从图中可以看出, 在 1.0~5.0 V/cm 范围内, 电压梯度越大, 电流起始值与峰值越高, 这是电压梯度对试验土壤中离子的迁移产生了影响。电流在最初通电后呈现上升趋势, 这是由土壤中溶解的离子浓度升高、金属离子的持续释放造成的^[25]。随着试验进行, 每个电解液更换周期中电流的峰值降低, 电流整体呈现下降趋势, 这是由于“电阻极化”, 阴极表面产生一层白色的物质, 影响电导性, 对电流产生了影响^[26]。

3.3 土壤修复试验 pH 变化

不同试验组别各取样点土壤 pH 变化如图 4 所示。土壤的 pH 值与土壤的性质有关, 原始土样 pH 为 6.85。修复后土壤 pH 值从阳极到阴极 (S1—S5) 总体呈上升趋势, 各组别 S1 区域土壤 pH 值较低, 均在 5.00 以下, S5 区域土壤 pH 值均高于 9, 总体分布范围在 3.00~11.50。其中, 电压梯度为 5.0 V/cm 时, 靠近阴极 S5 区域土壤 pH 值达到 11.43, 这种现象主要是由于阴阳两极处水的电解, 阳极处反应产生大量的 H⁺, 阴极处产生 OH⁻^[27]。试验采用阵列式电极, 阴极与阳极个数比例为 1 : 6, 对阴极 S4, S5 区域 pH 值有一定影响。综合对比 Test 1~6 试验, 可以看出电压梯度对于各取样点土壤 pH 变化影响不明显, 这是由于电压梯度影响土壤中离子迁移, 但不能决定土壤中 H⁺和 OH⁻的分布^[28]。由 Test 6 与 Test 7 土壤 pH 变化情况可以看出, 各取样点土壤 pH 受 PRB 材料的影响不显著。

3.4 土壤修复试验电导率变化

不同试验组别各取样点土壤电导率变化如图 5 所示。土壤的电导率与土壤的性质有关, 原

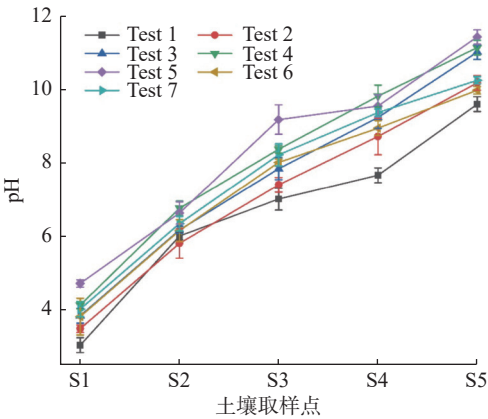


图 4 修复后各取样点土壤 pH 值

Fig. 4 Soil pH value of each sampling point after remediation

始土样电导率为 572 $\mu\text{m}/\text{cm}$ 。总体来看, 修复后土壤电导率从阳极到阴极 (S1—S5) 总体呈先下降后微上升的趋势。各组别靠近阳极 S1 区域土壤电导率高, 均在 1200 $\mu\text{m}/\text{cm}$ 以上。这是由于 S1 区域 pH 值较低, 离子在酸性条件下更容易释放。除 Test 1 和 Test 2 外, 其余试验组均表现为 S4 区域土壤电导率最低, 这与秦丰林等^[29]修复 Cd 污染土壤研究中增强组电导率变化相似。

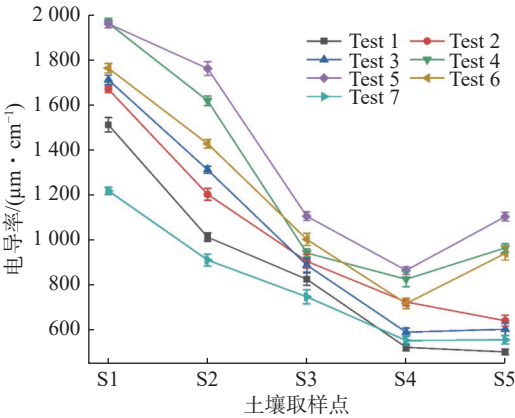


图 5 修复后各取样点土壤电导率

Fig.5 Soil conductivity of each sampling point after remediation

综合对比 Test 1~7 发现: Test 7 组土壤电导率较低, 这可能是由于电解液中的离子迁移入土壤的过程受 PRB 影响; Test 1~6 中, 微生物的加入对电渗和电泳起到正向促进作用^[30]。较高的电压梯度对土壤空隙中离子的迁移过程起促进作用^[20], 因此, 土壤电导率与电压梯度总体呈正相关性。

3.5 土壤修复试验 Cd 去除率变化

3.5.1 不同组别各取样点 Cd 去除率变化

不同试验组别各取样点土壤 Cd 去除率变化如图 6 所示。修复后由靠近阳极的 S1 区域到靠近阴

极的 S5 区域，各取样点土壤 Cd 去除率呈现先下降后上升的趋势。S1 区域 Cd 去除率最高，均达到 70% 以上，S3、S4 区域 Cd 去除率较低，这与 Sun 等^[31]研究电动修复 Cd 污染土壤后 Cd 分布现象类似。S1 区域土壤 Cd 去除率较高，是由于 S1 靠近阳极，水分含量较高，pH 值较低，有利于各种离子包括 Cd^{2+} 的移动。由图 6 可发现电压梯度在 3.0、4.0、5.0 V/cm 时，S3 区域 Cd 去除率最低，电压梯度在 1.0、2.0、2.5 V/cm 时，S4 区域 Cd 去除率最低，部分组别出现负值，这种现象可能是由于电解液为 CA 和 EDTA，与土壤中 Cd^{2+} 形成带负电的络合物 $[\text{Cd-EDTA}]^{\text{m-}}$ ，在电场的作用下向阳极方向迁移，进而在 S3、S4 区域产生了重金属聚集^[32]。

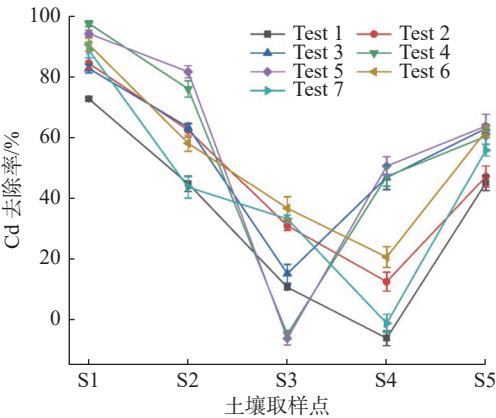


图 6 修复后各取样点土壤 Cd 去除率

Fig.6 Cd removal rate of each sampling point after remediation

3.5.2 不同组别 Cd 去除率

不同试验组别土壤 Cd 去除率变化如图 7 所示，综合对比 Test 1~6 发现，随着电压梯度的增大，Cd 去除率也随之增加。在电压梯度由 1.0 V/cm 到 3.0 V/cm 增加过程中，电压梯度对 Cd 去除率影响显著，Cd 去除率增长 20% 以上。电压梯度由 3.0 V/cm 增加到 5.0 V/cm 时，Cd 去除率仅增加 2.62%，当电压梯度为 2.5 V/cm 时，相较于 2.0 V/cm 时 Cd 去除率增加了 6.14%，与 3.0 V/cm 时相比 Cd 去除率相差很小。因此，考虑经济实用性，电压梯度 2.5 V/cm 是最佳选择。对比 Test 6 与 Test 7 可以发现，相同电压梯度下，Test 6 中 Cd 去除率高于 Test 7，这说明当运用固定化微生物技术制备得到的粉煤灰-酵母菌小球作为 PRB 材料时，Cd 污染土壤的修复效果更好。

在以往的 Cd 污染土壤修复研究中，尹静玄等^[30]对比传统的电动修复后得出，运用耐镉细菌联合

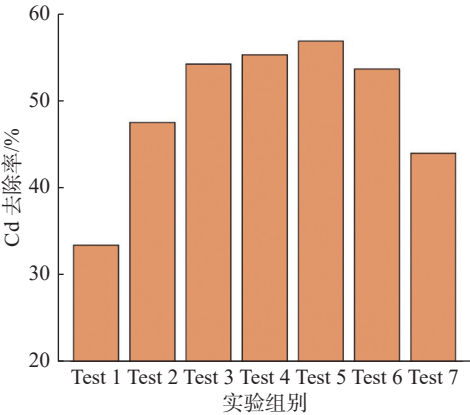


图 7 修复后各组别土壤 Cd 去除率

Fig.7 Cd removal rate of each test after remediation

电动技术，Cd 去除率会增加，在电压梯度为 1.0 V/cm 的条件下，总 Cd 去除率最佳可达到 30.77%。本研究在 EK-PRB 技术的基础上联合固定化微生物技术对 Cd 污染土壤进行修复，对比单一粉煤灰作为 PRB 修复 Cd 污染土壤，修复效果有明显提升，体现了固定化微生物联合 EK-PRB 的可行性以及修复优势。

4 结 论

利用固定化微生物技术制备粉煤灰-酵母菌小球，进行水体吸附试验，对比粉煤灰-酵母菌小球和粉煤灰对 Cd 的去除效果。进而联合 EK-PRB 技术，对 Cd 污染土壤进行修复，探究电压梯度、PRB 材料对于修复过程中土壤电流、修复后土壤 pH 及电导率、Cd 去除率的影响。结论如下：

a. 粉煤灰-酵母菌小球相较于粉煤灰，对 Cd 具有更高的单位质量吸附量，7 组土壤修复试验中，Cd 去除率最高达到 56.9%，固定化微生物联合 EK-PRB 技术对于 Cd 污染土壤修复效果较好。

b. 电流起始值与峰值与电压梯度成正比，在更换电解液周期里呈现先增加后下降现象；修复后土壤 pH 值由阳极区域到阴极区域逐渐升高，总体在 3.0~11.5 之间，电压梯度对于土壤电导率的变化影响较大。

c. 随着电压梯度的增加，Cd 污染土壤修复效果有所提升，但在 2.5~5.0 V/cm 范围内，增长幅度不大，考虑用电造成的电能消耗以及污染土壤的修复效果，电压梯度 2.5 V/cm、PRB 材料为粉煤灰-酵母菌小球时为最佳选择。后续可针对修复前后的土壤重金属进行形态分析，研究重金属的形态分布情况，进一步探究固定化微生物联合 EK-

PRB 技术修复机理。

参考文献:

- [1] ACOSTA J A, FAZ A, MARTÍNEZ-MARTÍNEZ S, et al. Multivariate statistical and GIS-based approach to evaluate heavy metals behavior in mine sites for future reclamation[J]. *Journal of Geochemical Exploration*, 2011, 109(1/3): 8–17.
- [2] YANG Q Q, LI Z Y, LU X N, et al. A review of soil heavy metal pollution from industrial and agricultural regions in China: pollution and risk assessment[J]. *Science of the Total Environment*, 2018, 642: 690–700.
- [3] 陈能场, 郑煜基, 何晓峰, 等. 《全国土壤污染状况调查公报》探析[J]. *农业环境科学学报*, 2017, 36(9): 1689–1692.
- [4] 王维薇, 林清. 国内外土壤镉污染及其修复技术的现状与展望[J]. *绿色科技*, 2017(4): 90–93.
- [5] 唐秋香, 缪新. 土壤镉污染的现状与修复研究进展[J]. *环境工程*, 2013, 31(S1): 747–750.
- [6] LIANG X F, XU Y, XU Y M, et al. Two-year stability of immobilization effect of sepiolite on Cd contaminants in paddy soil[J]. *Environmental Science and Pollution Research International*, 2016, 23(13): 12922–12931.
- [7] 张倩, 韩贵琳. 贵州普定喀斯特关键带土壤重金属形态特征及风险评价[J]. *环境科学*, 2022, 43(6): 3269–3277.
- [8] 吴烈善, 曾东梅, 莫小荣, 等. 不同钝化剂对重金属污染土壤稳定化效应的研究[J]. *环境科学*, 2015, 36(1): 309–313.
- [9] XU J C, MA Q, CHEN C Y, et al. Cadmium adsorption behavior of porous and reduced graphene oxide and its potential for promoting cadmium migration during soil electrokinetic remediation[J]. *Chemosphere*, 2020, 259: 127441.
- [10] 陈欣园, 仵彦卿. 不同化学淋洗剂对复合重金属污染土壤的修复机理[J]. *环境工程学报*, 2018, 12(10): 2845–2854.
- [11] 范占煌, 张振乾. 甘蓝型油菜在镉污染土壤修复中的应用研究[J]. *中国农学通报*, 2021, 37(30): 72–76.
- [12] 柏佳. 伴矿景天内生菌提取及其在镉污染土壤修复中的作用[D]. 长沙: 湖南师范大学, 2020.
- [13] VELKOVA Z, KIROVA G, STOYTCHIEVA M, et al. Immobilized microbial biosorbents for heavy metals removal[J]. *Engineering in Life Sciences*, 2018, 18(12): 871–881.
- [14] 金建勇, 孙玉焕. 固定化微生物技术在重金属污染土壤修复中的研究进展[J]. *湖南生态科学学报*, 2021, 8(2): 90–96.
- [15] 张杰, 朱晓丽, 尚小清, 等. 生物炭固定化解磷菌对 Pb^{2+} 的吸附特性[J]. *环境污染与防治*, 2019, 41(4): 387–392.
- [16] 曹亚莉, 田沈, 赵军, 等. 固定化微生物细胞技术在废水处理中的应用[J]. *微生物学通报*, 2003, 30(3): 77–81.
- [17] 戚鑫, 陈晓明, 肖诗琦, 等. 生物炭固定化微生物对 U、Cd 污染土壤的原位钝化修复[J]. *农业环境科学学报*, 2018, 37(8): 1683–1689.
- [18] 王茜. 固定化酵母菌处理含铅、镉废水的吸附机理研究[D]. 成都: 西南交通大学, 2017.
- [19] XU Y F, XIA W, HOU H T, et al. Remediation of chromium-contaminated soil by electrokinetics and electrokinetics coupled with CaAl-LDH permeable reaction barrier[J]. *Environmental Science and Pollution Research International*, 2017, 24(25): 20479–20486.
- [20] ZHOU H D, LIU Z Y, LI X, et al. Remediation of lead (II)-contaminated soil using electrokinetics assisted by permeable reactive barrier with different filling materials[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2021, 408: 124885.
- [21] 吕叔锋, 周海东, 许佳慧, 等. 土壤污染的电动-可渗透反应墙联合修复技术研究进展[J]. *能源研究与信息*, 2020, 36(2): 69–76.
- [22] 程科, 廖容, 杨旅涵, 等. 地下水中重金属污染原位修复技术的研究进展[J]. *科技创新与应用*, 2017(11): 168.
- [23] XU Y F, LI J P, XIA W, et al. Enhanced remediation of arsenic and chromium co-contaminated soil by electrokinetic-permeable reactive barriers with different reagents[J]. *Environmental Science and Pollution Research International*, 2019, 26(4): 3392–3403.
- [24] YU X, MUHAMMAD F, YAN Y J, et al. Effect of chemical additives on electrokinetic remediation of Cr-contaminated soil coupled with a permeable reactive barrier[J]. *Royal Society Open Science*, 2019, 6(5): 182138.
- [25] HUANG T, LI D W, LIU K X, et al. Heavy metal removal from MSWI fly ash by electrokinetic remediation coupled with a permeable activated charcoal reactive barrier[J]. *Scientific Reports*, 2015, 5: 15412.
- [26] 冯婷婷, 李泽琴, 廖振宇, 等. 电动修复土壤中重金属污染的改良方法[J]. *广东微量元素科学*, 2008, 15(3): 11–14.
- [27] 周东美, 邓昌芬. 重金属污染土壤的电动修复技术研究进展[J]. *农业环境科学学报*, 2003, 22(4): 505–508.
- [28] ZHOU H D, XU J H, LV S F, et al. Removal of cadmium in contaminated kaolin by new-style electrokinetic remediation using array electrodes coupled with permeable reactive barrier[J]. *Separation and Purification Technology*, 2020, 239: 116544.
- [29] 秦丰林, 左静, 仓龙. 生物可降解螯合剂 GLDA 强化电动修复镉污染土壤研究[J]. *现代农业科技*, 2021(12): 187–192.
- [30] 尹静玄, 王平, 徐海音, 等. 耐镉细菌联合电动技术修复镉污染土壤的研究[J]. *环境科学学报*, 2020, 40(6): 2212–2219.
- [31] SUN Z C, WU B, GUO P H, et al. Enhanced electrokinetic remediation and simulation of cadmium-contaminated soil by superimposed electric field[J]. *Chemosphere*, 2019, 233: 17–24.
- [32] 章梅, 周来, 张谷春, 等. 电力修复铅镉复合污染土壤[J]. *化工环保*, 2020, 40(3): 284–289.

(编辑: 丁红艺)