

土壤重金属原位修复进展

曾宇婷, 杨 焰, 徐皓翔, 何 鑫, 李强林*, 王韦翔

成都工业学院材料与环境工程学院, 四川 成都

收稿日期: 2025年4月2日; 录用日期: 2025年4月30日; 发布日期: 2025年5月16日

摘 要

土壤重金属污染对生态系统、经济发展及人类健康构成多重威胁。我国土壤污染源呈工业-农业复合特征, 污染通过改变其pH值、有机质含量及阳离子交换量, 形成“短期抑制-长期累积”复合效应, 导致粮食减产、生物多样性锐减, 经济损失严重。本文系统梳理了生物、物理、化学及联合修复技术进展: 生物修复利用植物超富集、微生物代谢及土壤动物扰动实现重金属移除; 化学修复中纳米羟基磷灰石使铅浸出浓度降至0.05 mg/L; 植物-微生物联合修复周期缩短至12个月, 效率提升40%。当前技术面临高成本、二次污染及生态兼容性挑战, 需开发环境响应材料、AI决策系统及模块化装备, 推动技术智能化发展, 为构建高效低耗的污染治理体系提供理论参考。

关键词

土壤重金属污染, 原位修复, 生物修复, 化学修复, 联合修复技术

Progress on *In Situ* Remediation of Heavy Metal Contamination in Soil

Yuting Zeng, Yan Yang, Haoxiang Xu, Xin He, Weixiang Wang, Qianglin Li*

Department of Materials and Environmental Engineering, Chengdu Technological University, Chengdu Sichuan

Received: Apr. 2nd, 2025; accepted: Apr. 30th, 2025; published: May 16th, 2025

Abstract

Soil heavy metal pollution is a global environmental issue posing multiple threats to ecosystems, economic development, and human health. In China, soil pollution sources exhibit an industrial-agricultural composite characteristic. Heavy metals alter soil pH, organic matter content, and cation exchange capacity, forming a compound effect of “short-term inhibition-long-term accumulation,” which leads to reduced crop yields, biodiversity loss, and significant economic losses. This paper

*通讯作者。

文章引用: 曾宇婷, 杨焰, 徐皓翔, 何鑫, 李强林, 王韦翔. 土壤重金属原位修复进展[J]. 环境保护前沿, 2025, 15(5): 756-764. DOI: 10.12677/aep.2025.155085

systematically reviews the progress of bioremediation, physical remediation, chemical remediation, and combined remediation technologies. Bioremediation achieves heavy metal removal through plant hyperaccumulation, microbial metabolism, and soil fauna disturbance. In chemical remediation, nano-hydroxyapatite reduces lead leaching concentration to 0.05 mg/L. Plant-microbial combined remediation shortens the cycle to 12 months with a 40% efficiency improvement. Current challenges include high costs, secondary pollution risks, and ecological incompatibility. Future research should focus on developing environmentally responsive materials, AI decision-making systems, and modular equipment to promote intelligent technology development, providing theoretical references for constructing efficient and low-cost pollution governance systems.

Keywords

Soil Heavy Metal Pollution, *In-Situ* Remediation, Bioremediation, Chemical Remediation, Combined Remediation Technology

Copyright © 2025 by author(s) and Hans Publishers Inc.

This work is licensed under the Creative Commons Attribution International License (CC BY 4.0).

<http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>



Open Access

1. 前言

1.1. 土壤重金属污染的危害

重金属土壤污染对生态环境的影响呈现多种特征。重金属离子通过改变土壤 pH 值、氧化还原电位等理化性质, 导致土壤团聚体结构破坏, 有效养分供给能力下降, 威胁植物生长发育。研究表明, 重金属会抑制土壤微生物群落的碳代谢功能, 使土壤脲酶、磷酸酶活性下降 30%~60%, 改变微生物群落结构, 进而削弱土壤生态系统的物质循环和污染物降解能力。同时, 镉污染可使水稻产量降低 18%~35%, 铅污染导致小麦根系生物量减少 40%左右。这种污染胁迫不仅造成植被群落退化, 还通过食物链传递引发动物生理代谢紊乱, 导致区域生物多样性锐减[1]。

土壤重金属污染带来了巨大的经济损失。作为粮食作物生长的重要基础, 受重金属污染的土壤会导致农产品减产, 进而造成农业生产经济损失。此外, 土壤污染修复周期长、投资大, 也增加了经济负担。据相关数据显示, 我国每年因土壤重金属污染导致的粮食损失可达数百万吨, 经济损失高达 1200 亿元, 约占 GDP 的 0.3% [2]。

土壤重金属污染对人体健康构成多途径复合暴露风险。通过食物链传递的重金属在生物体内呈现显著的生物富集效应, 如镉在稻米中的富集系数可达 0.15~0.3, 导致人群通过膳食摄入的重金属量超出 WHO 推荐值 2~5 倍。流行病学调查显示, 我国重金属污染区儿童血铅水平超标率达 12.7%, 孕妇早产率较清洁区升高 23%。铅、汞等神经毒素可通过血脑屏障干扰神经递质合成, 使儿童智力发育指数降低 7~10 分。镉污染与骨质疏松症的剂量——效应关系研究表明, 长期暴露人群骨密度下降速率较对照人群快 30%。更为严峻的是, 重金属可通过呼吸吸入(如 PM_{2.5} 吸附的铅)、皮肤接触(如化妆品中的汞)等多途径进入人体, 引发多系统毒性效应: 镉可诱导肾小管上皮细胞凋亡导致蛋白尿, 砷暴露与皮肤癌的剂量反应关系达 0.89, 镍化合物通过干扰 DNA 甲基化引发肺癌的相对危险度为 2.35 [3]。因此, 开展土壤重金属污染修复已成为保障人群健康、维护社会可持续发展的紧迫任务。

1.2. 重金属的迁移转化

重金属在土壤中的迁移转化是一个复杂的物理、化学及生物过程。它们可以通过土壤溶液的水平与

竖直运动发生物理迁移,扩大污染范围,如图1。土壤中的微生物和植物根系也能通过吸收、积累作用实现重金属的生物迁移。 pH 值通过影响重金属的赋存形态对迁移性产生显著影响:在酸性条件($\text{pH} < 6.5$)下,镉、铅等重金属的溶解态比例可提升 30%~50%,其在土壤溶液中的扩散系数增加 2~3 倍,导致地下水污染风险加剧。土壤有机质通过形成稳定的金属—腐殖酸络合物(稳定常数 $\log K = 3.5 \sim 5.8$),可降低重金属生物有效性 40%~60%,但这种螯合作用使重金属在土壤中形成“活性库”,在环境条件改变时(如 pH 升高、氧化还原电位变化)可能重新释放。阳离子交换量(CEC)与重金属吸附能力呈显著正相关($R = 0.72$),CEC 每增加 10 cmol/kg ,土壤对铅的吸附容量提升 15%~20%。最新研究表明,长期施用有机肥导致的土壤有机质累积(年均增幅 1.2%~1.5%),使表层土壤重金属总量增加速率达 0.3~0.5 $\text{mg/kg}\cdot\text{a}$,形成潜在的环境风险[2]。这些动态过程使得重金属污染呈现“短期抑制——长期累积”的复合效应,对生态系统构成持续威胁。

1.3. 土壤重金属污染现状

据调查,我国土壤重金属污染形势不容乐观,其污染源呈现显著的工业—农业复合特征。工业源污染主要表现为采选矿、金属冶炼等生产活动引发的重金属空间扩散[4],导致周边农田生态系统遭受持续性重金属污染输入;农业面源污染则集中于农药、化肥等农用化学品长期施用造成的重金属累积效应。分析表明,污染因子主要为镉(Cd)、铅(Pb)、铜(Cu)、汞(Hg)、砷(As)等构成,其中镉污染超标点位占比达 7% [5]。

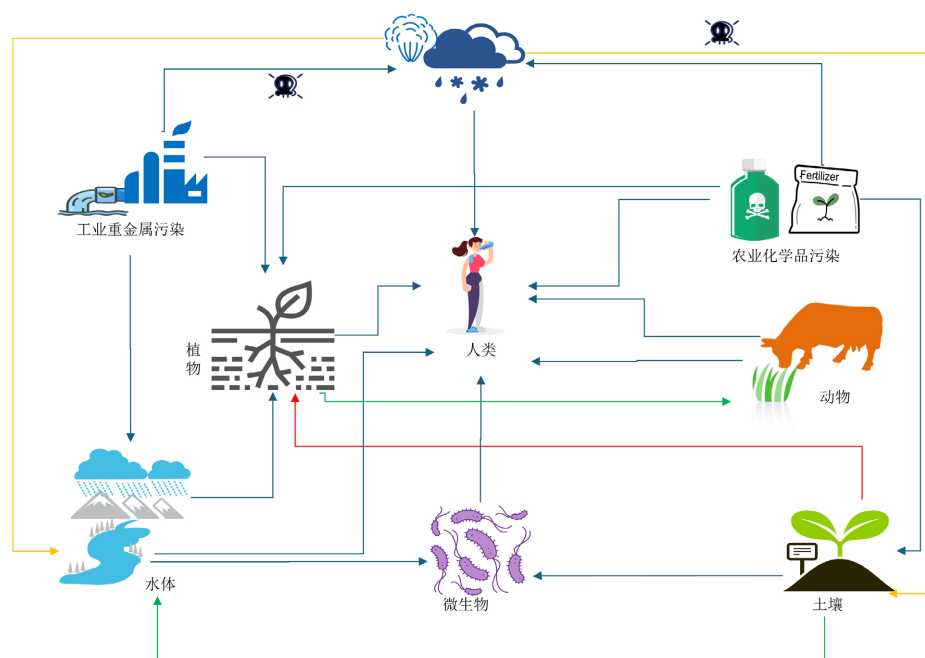


Figure 1. Schematic diagram of heavy metal biochemical transport cycle
图1. 重金属生物化学迁移循环示意图

据《全国土壤污染状况调查公报》显示,农业用地土壤污染物超标率达 19%,其中无机污染物占比高达 82.4%。区域性调查数据表明,部分重点区域镉、铅、铜等重金属元素浓度显著超出《土壤环境质量农用地土壤污染风险管控标准》限定值。目前全国约 15 亿亩耕地受重金属污染,约占耕地资源总量的 10% [5]。

最新监测数据表明,农用地土壤环境质量总体维持稳定态势,重金属污染物仍为影响土壤环境质量的首要因子,其中镉污染贡献率持续居于首位。2023 年实施的污染场地风险管控工程已初见成效,重点监控区域土壤重金属浓度呈现梯度下降趋势。然而,鉴于重金属污染的隐蔽性、累积性和难降解特性,亟需构建基于人工智能与生物修复技术协同创新的综合治理体系,以实现土壤环境质量的系统性提升。

2. 土壤重金属污染原位修复方法

土壤重金属污染的修复方法可分为生物法、物理法、化学法及联合修复方法,详见图 2。

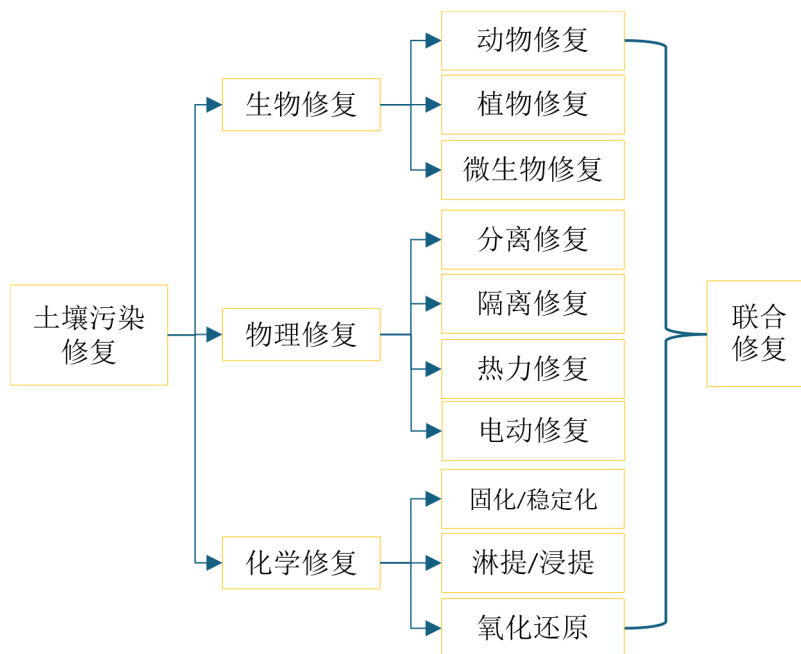


Figure 2. Remediation methods for heavy metal contamination of soil
图 2. 土壤重金属污染的修复方法

2.1. 生物修复法

生物修复法是绿色低碳治理技术,在土壤重金属污染治理中具有独特优势。该技术主要包含动物修复、植物修复和微生物修复等技术路径[6]。土壤动物通过生物扰动与代谢活动实现污染净化,降低土壤有效态重金属含量。植物修复通过超富集植物的选择性吸收实现重金属定向移除,促使重金属由交换态向残渣态转化。微生物修复技术则是利用微生物的新陈代谢或对重金属元素化学反应以及吸收方面的作用,减少土壤中重金属离子总量[7]。

(1) 动物修复

土壤动物在重金属污染生物修复中的生态功能研究取得明显进展。其作用机制呈现多维度特征:① 蚯蚓等环节动物通过分泌消化酶(如金属硫蛋白、酸性磷酸酶)将有机质分解为低分子有机酸(如柠檬酸、草酸),其分泌量可达 15~20 mg/kg·d,使土壤溶液中重金属离子的络合率提升 30%~45%;② 弹尾虫等节肢动物通过体壁吸附和肠道吸收实现生物富集,对镉、锌的富集系数达 200~500,显著降低土壤有效态重金属含量;③ 土壤动物的掘穴行为可使土壤孔隙度增加 12%~18%,促进微生物群落的空间分布优化,使功能菌丰度提高 25%~35%。最新研究发现,白星花金龟幼虫肠道微生物群可分泌特异性金属结合蛋白,将铅的生物可利用性降低 67% [8]。然而,该技术存在修复周期长(通常需半年以上)、环境适应性差(温度

<10℃时活性下降 50%)等局限。通过基因工程手段培育耐逆性品系(如过表达金属硫蛋白基因的转基因蚯蚓),可使修复效率提升 40%以上,为突破技术瓶颈提供了新思路。

(2) 植物修复

植物修复技术作为重金属污染土壤原位治理的核心策略,其作用机制呈现显著的双路径特征。在稳定化修复方面,植物通过根际微环境调控实现重金属形态转化:根系分泌的低分子有机酸(如苹果酸、柠檬酸)可使根际 pH 值波动 $\pm 0.8\sim 1.2$ 个单位,同步改变氧化还原电位(Eh 值) 200~300 mV,促使镉、铅等重金属由交换态向氧化物结合态转化。研究表明,玉米根系分泌物可使土壤铅的生物有效性降低 47%,其根际土壤中铅的残渣态比例提升至 62%。针对汞污染修复,印度芥菜通过汞还原酶(MerA)将 Hg^{2+} 转化为挥发性单质汞,单株日均挥发量达 2.3 μg ,田间试验显示连续种植 3 季可使表层土壤汞含量下降 19.4% [9]。

在提取化修复领域,超富集植物展现出独特的重金属转运机制。遏蓝菜属植物通过 HMA 家族基因调控镉的跨膜运输,其根细胞膜上的 Nramp1 蛋白表达量是普通植物的 3.2 倍,配合液泡区隔化作用(液泡镉浓度达 28000 mg/kg)实现解毒。田间试验表明,采用蜈蚣草-水稻轮作模式,连续种植 5 季可使土壤镉含量从 2.1 mg/kg 降至 1.3 mg/kg。研究发现,通过 CRISPR/Cas9 技术编辑拟南芥 AtIRT1 基因,可使镉的地上部富集系数提升至 45.7,突破传统超富集植物的生理极限。然而,该技术存在生物量小(平均鲜重 1.2 kg/m²)、修复周期长(3~5 年)等瓶颈,通过间作高生物量作物(如黑麦草)可使综合修复效率提高 30%。值得关注的是,新型植物-微生物联合修复体系正在突破传统技术限制。丛枝菌根真菌(AMF)与超富集植物的共生体系可使锌的吸收效率提升 40%,其菌丝分泌的球囊霉素相关土壤蛋白(GRSP)可固定土壤中 18%~25%的镉。分子生物学研究显示,AMF 的 *Glomus intraradices* 菌株可诱导植物 Pht-1 家族基因表达量上调 2.8 倍,促进重金属的协同吸收。该技术在湖南郴州矿区的应用表明,联合修复体系可使土壤铅、锌复合污染的修复周期缩短至 24 个月,较单一植物修复提升效率 40% [10]。这些创新突破为构建高效低耗的植物修复技术体系提供了新范式。

(3) 微生物修复

微生物修复是土壤重金属污染原位修复的重要方法,其核心机制在于通过功能微生物的代谢活动实现重金属形态转化与毒性衰减。该技术通过定向筛选具有重金属抗性基因的微生物菌株(如产碱菌属、假单胞菌属),构建高效降解菌群。研究发现,微生物通过分泌金属硫蛋白、谷胱甘肽等胞外聚合物,可使镉的生物可利用性降低 55%~75%。功能菌群的构建需经历“筛选-驯化-优化”三个阶段,涉及温度(25~35℃)、pH (6.5~8.0)、碳氮比(C/N = 10~15)等多参数协同调控,经 45 天驯化的菌群对铅的去除率可达 87.4% [10]。

微生物修复的长效性源于菌群的适应性进化。长期污染环境下,微生物通过水平基因转移(HGT)获得新的抗性基因,如整合子系统可使汞还原酶基因(merA)的传播效率提升 40%。在西南锰矿污染区的 5 年监测显示,土著菌群的金属抗性基因丰度年均增长 18%,形成稳定的功能菌群结构。研究人员还开发了基因编辑强化菌株和纳米材料复合体系(如石墨烯-微生物复合载体使砷的吸附容量达 120 mg/g)。研究发现,通过 CRISPR/Cas9 技术敲除脱硫弧菌的 hox 基因,可使其对六价铬的还原效率提升至 95% [11]。

2.2. 物理修复法

物理修复法是土壤重金属污染原位修复的有效方法,主要通过物理手段将土壤中的重金属分离出来,从而达到洁净土壤的治理效果,主要包括分离法、隔离法、热力法和电动法等[12]-[14]。

(1) 分离修复法

土壤分离修复是指将粒径分离(筛分)、水力学分离、密度(重力)分离、脱水分离、泡沫浮选分离和磁

分离等技术应用在污染土壤中无机污染物的修复技术,其中粒径分离是指通过筛分不同粒径的土壤颗粒,将重金属富集在特定粒径的颗粒中;水力学分离是利用水流的力量将重金属颗粒从土壤中分离出来;密度分离则是利用重力作用,使不同密度的物质分层,从而分离重金属;脱水分离则是通过脱水过程将重金属从土壤中分离出来;泡沫浮选分离利用泡沫将重金属浮选出来;磁分离则是利用磁场将含有磁性的重金属颗粒分离出来。这些分离修复物理方法最适合用来处理小范围内受重金属污染的土壤,从土壤、沉积物、废渣中分离重金属,清洁土壤,恢复土壤正常功能[15]。

(2) 隔离法

土壤隔离法是指采用防渗的隔离材料对土壤重金属污染区域进行横向或垂直分隔、隔离。该法主要应用于重金属污染严重,且难以治理的污染土壤。由于难以治理,或者治理时间较长,用隔离法将其隔离起来,防止对外部继续污染。隔离法能有效阻止重金属随地下水或地表水扩散,减少对周边环境的污染,施工相对简单,材料易于获取和安装,同时也适用于各种类型的土壤和地形[16]。

(3) 热力修复法

热力修复技术涉及利用加热井和热墙等热传导或无线电波加热热辐射方法实现对土壤的修复,包括高温(约 1000℃)原位加热修复技术、低温(约 100℃)原位加热修复技术和原位电磁波加热技术等,通过加热土壤[17],使重金属以气态形式挥发出来[12],然后通过收集和处理这些挥发物,并对土壤进行冷却,使其恢复到适宜的温度和状态,从而达到修复的目的。热力修复法能够在较短时间内显著降低土壤中的重金属含量,适用于多种重金属污染的土壤修复,主要针对的重金属为汞。

(4) 电动修复技术

电动修复技术通过在土壤中设置电极以建立电场,利用电场力促使污染物向电极区域移动并集中,便于后续的收集与处理[18]。此技术具有成本低廉、减少人员直接接触污染物、处理速度快且效果显著的优点,特别适用于重金属、多环芳烃及抗生素等污染物质的清除。实验数据显示,连续六日应用电动修复过程能有效移除约 67% 的菲污染物[19]。此外,结合使用生物降解性螯合剂或激活剂与电动修复技术,能够进一步增强其修复效能。

2.3. 化学修复法

化学修复法是利用向污染土壤中添加改良剂发生化学反应而降低重金属生物有效性和毒性的技术[17]。常用的改良剂包括石灰、沸石、磷酸盐等,它们能通过氧化还原、吸附、拮抗或沉淀作用,将重金属转化为难溶或低毒形态[3]。常见的化学修复技术有:固化/稳定化、淋洗/浸提、氧化还原等[20][21]。

(1) 固化/稳定化技术

固化/稳定化技术通过向污染土壤添加硅酸盐水泥、石灰等固化剂或硅藻土、生物炭、磷酸盐等稳定剂,促使重金属离子发生离子交换、表面吸附、共沉淀及螯合作用,形成稳定的络合物或低溶解度的金属化合物。据研究,当添加 5% (w/w) 的水泥-膨润土复合固化剂时,铅的浸出浓度可从 120 mg/L 降至 0.85 mg/L,达到《土壤环境质量标准》风险管控值要求。

不同类型固化剂展现出差异化的作用机制。石灰类材料通过提高土壤 pH 值至 9.0~10.5,促使镉、锌等重金属形成氢氧化物沉淀,其稳定化效率可达 82%~88%。研究发现,纳米羟基磷灰石(n-HAP)可通过表面羟基与铅离子发生配体交换反应,形成稳定的 $\text{Pb}_{10}(\text{PO}_4)_6(\text{OH})_2$ 晶体,其稳定化效率较传统磷灰石提升 40% [3]。当采用水泥(10%)与硫化钠(2%)联用处理汞污染土壤时,通过生成 HgS 和水泥水化产物的物理包裹作用,可使汞的浸出浓度降至 0.005 mg/L 以下[22]。该技术具有显著的经济与工程优势,处理成本约为 200~300 元/吨土,适用于镉、铅等重金属轻度污染(超标 2~5 倍)的农田修复。然而,其长期环境稳定性仍存争议:当土壤 pH 值因酸雨等因素降至 5.5 以下时,稳定化产物可能重新释放。新开发的环境

响应型复合固化剂(如 pH 缓冲型膨润土)可将稳定化效果延长至 15 年以上,为技术应用提供了新解决方案。

(2) 氧化还原修复法

氧化还原修复法是通过调控重金属的氧化还原状态实现毒性消减与形态转化的技术。该技术主要通过向土壤中添加具有氧化还原活性的材料,如纳米零价铁、硫化物、生物质炭等),促使重金属发生价态转变。例如,纳米零价铁通过表面氧化还原反应将 Cr(VI)还原为低毒的 Cr(III),并形成稳定的氢氧化物沉淀,其对 Cr(VI)的去除率可达 97%以上[23]。可溶性硫化物(如硫化钠)可通过其还原性将重金属转化为难溶金属硫化物,如 HgS 的溶度积低至 4×10^{-53} ,显著降低重金属的迁移性。此外,活性生物质炭材料通过表面含氧官能团的配位作用及 π 电子效应,可同时对重金属的吸附与氧化还原调控,其对 Pb 的吸附容量达 $24.85 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$,较传统生物炭提升 95.1%。赤泥中的铁铝氧化物通过专性吸附固定重金属,其稳定性优于 pH 驱动的沉淀作用;沸石则通过离子交换与表面络合实现 Cd 的有效固定[24]。然而,该技术面临 pH 值等环境条件变化而导致的二次释放风险,需结合环境响应型材料提升长效性。

2.4. 微生物与固化剂联合修复法

微生物和固化剂的联合原位修复技术是将趋磁细菌与重金属污染土壤混合,并在土壤上设置磁场,可以收集含有趋磁细菌的重金属污染土壤进行处理。这种方法操作简单、成本低廉且不存在二次污染,适用于大面积污染土壤的治理。

(1) 植物-微生物联合修复法

用微生物、植物二者通过直接或间接地转移并吸附在土壤中的重金属单质,进而使土壤中有害重金属含量和毒害效应减少的技术[25],被证明是解决重金属污染的重要手段。例如,使用硫酸盐还原菌和低分子有机酸进行化学-微生物联合修复,可以显著降低土壤中铅、镉的含量。这种联合修复方法不仅提高了修复效率,还减少了对环境的扰动[26]。微生物-材料联合体系的应用显示,在添加 2%生物炭的基础上接种脱硫弧菌,可通过生物还原作用将 Cr(VI)转化为 Cr(III),并与生物炭表面的羧基形成稳定络合物,使铬的稳定化效率提升至 93%。微纳富磷生物炭联合树木修复 Cu、Pb 复合污染土壤,以动物源生物质骨粉为原料,采用高温裂解联合湿法球磨技术,制备了两种不同粒径的富磷生物炭(BC 和 MBC),研究表明 MBC 能更有效地降低土壤中 Cu 和 Pb 的生物可利用态含量,使苏柳 172 根系吸收 Cu 和 Pb 减少而导致根部中的含量出现极大降低[27]。

(2) 植物-电动耦合修复法

基于电动修复和植物修复两种技术的结合,通过在污染土壤中施加低强度电场,以提高重金属的生物可利用性和迁移性,从而增强植物对重金属的吸收和积累能力。此法特别适用于其他方法难以治理的细粒致密低渗性土壤,改进环绕式电场的施加能积极调动更大范围土壤中的重金属向植物根系迁移聚集,解决了植物修复中重金属可及性和生物活性低的问题[28]。

(3) 化学-植物联合修复法

化学法诱导植物修复是一种有效的联合修复策略。通过化学物质的应用,可以增强植物对重金属的吸收能力,从而降低土壤中的重金属含量。这种方法结合了化学稳定化和植物修复的优点,提高了修复效率[29]。

3. 结论与展望

土壤重金属污染原位修复技术体系已形成生物、物理、化学及联合修复四大技术范式,展现出差异化的修复效能。生物修复通过超富集植物与功能微生物的协同作用,实现重金属的定向移除与形态转化,

其环境友好性使在农田修复广泛使用。化学修复通过纳米零价铁等新型材料,可快速将铬的毒性显著降低,联合修复技术突破单一方法局限,如植物-微生物联合体系使锌修复效率大大提高,化学-生物协同技术将修复周期缩短至一年。

当前修复技术面临三大核心挑战:修复成本高,二次污染风险突出,生态兼容性不足。未来研究需聚焦重金属界面行为调控机制,开发基于机器学习的修复决策系统,通过模拟修复,显著提高预测精度,突破基因编辑超富集植物的工程化应用瓶颈。同时,研发模块化修复装备和全链条技术标准,推动修复技术向精准化、智能化方向发展。

项目资助

四川省级大学生创新创业训练计划项目(编号:202411116081),四川省工程研究中心建设基金(编号:SCFGW2024001)。

参考文献

- [1] 郑毅. 重金属污染土壤修复方法研究[J]. 皮革制作与环保科技, 2023, 4(19): 137-139.
- [2] 安娜, 王莉, 庄雨适, 等. 重金属污染土壤原位固定修复研究进展[J]. 黑龙江环境通报, 2024, 37(3): 104-106.
- [3] Song, P., Xu, D., Yue, J., Ma, Y., Dong, S. and Feng, J. (2022) Recent Advances in Soil Remediation Technology for Heavy Metal Contaminated Sites: A Critical Review. *Science of the Total Environment*, **838**, Article 156417. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.156417>
- [4] 李文博, 闫卓冉, 祝元丽. 黑土区域郊耕地重金属污染空间扩散机制[J]. 环境科学, 2023, 44(10): 5679-5688.
- [5] 晁森豪. 生物滞留系统中有机氯农药的累积效应及对微生态环境的影响研究[D]: [硕士学位论文]. 西安: 西安理工大学, 2024.
- [6] Aparicio, J.D., Raimondo, E.E., Saez, J.M., Costa-Gutierrez, S.B., Álvarez, A., Benimeli, C.S., *et al.* (2022) The Current Approach to Soil Remediation: A Review of Physicochemical and Biological Technologies, and the Potential of Their Strategic Combination. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, **10**, Article 107141. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2022.107141>
- [7] 韩伟, 赵瑞锋, 石一辰, 等. 铬污染场地原位修复技术应用现状与展望[J]. 环境工程技术学报, 2023, 13(4): 1486-1496.
- [8] 张苗苗, 黄鑫星, 罗沛, 等. 低分子量有机酸对亚热带地区典型土壤磷吸附的影响[J]. 湖南农业科学, 2024(2): 23-30.
- [9] 王雪. 钝化材料及水稻种植方式对酸性土壤镉污染的根际效应研究[D]: [硕士学位论文]. 哈尔滨: 东北农业大学, 2021.
- [10] 陈欣硕, 俞如旺. 植物对土壤重金属的富集机制及其应用[J]. 生物学教学, 2025, 50(2): 2-5.
- [11] 宋亚儒, 杨金强, 李媛媛, 等. 重金属污染土壤微生物修复技术新进展[J]. 市政技术, 2025, 43(2): 145-153+197.
- [12] 黎红娟, 刘宇. 铅锌冶炼场地重金属污染土壤修复技术研究进展[J]. 生态环境, 2023, 39(6): 82-83.
- [13] 宋如. 耕地土壤重金属污染修复方法研究[J]. 工程管理, 2024, 5(8): 191-192.
- [14] 冯书顺. 关于土壤环境保护与治理[J]. 地质研究与环境保护, 2024, 3(3): 73-74.
- [15] 孟伟然. 土壤重金属污染修复技术的探究[J]. 中国金属通报, 2024(9): 191-193.
- [16] 汤传栋. 工业场地重金属污染土壤治理技术思考[J]. 地质研究与环境保护, 2023, 2(10): 46-47.
- [17] 李盼, 李紫腾, 胡雪玲. 重金属污染场地生化原位修复应用研究[J]. 化工设计通讯, 2024, 50(5): 144-146.
- [18] Wen, D., Fu, R. and Li, Q. (2021) Removal of Inorganic Contaminants in Soil by Electrokinetic Remediation Technologies: A Review. *Journal of Hazardous Materials*, **401**, Article 123345. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.123345>
- [19] 韩丁, 黎睿, 汤显强, 等. 污染土壤/底泥电动修复研究进展[J]. 长江科学院院报, 2021, 38(1): 41-50.
- [20] de Mora, A.P., Ortega-Calvo, J.J., Cabrera, F. and Madejón, E. (2005) Changes in Enzyme Activities and Microbial Biomass after “*in Situ*” Remediation of a Heavy Metal-Contaminated Soil. *Applied Soil Ecology*, **28**, 125-137.

- <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2004.07.006>
- [21] 陈梦巧, 籍龙杰, 孙静, 等. 重金属污染土壤淋洗技术的基础研究与工程应用进展[J]. 环境污染与防治, 2022, 44(2): 238-243.
- [22] 刘彤, 杨立琼, 石亚楠, 等. 我国场地土壤修复技术综合分析[J/OL]. 生态学杂志, 1-19. 2024-12-05.
<https://kns.cnki.net/kcms/detail/21.1148.Q.20240701.1512.002.html>
- [23] 乔华艺, 赵勇胜, 胡晶. 生物炭负载纳米零价铁对地下水中六价铬的修复效果和影响因素研究[J]. 水文地质工程地质, 2024, 51(1): 190-200.
- [24] 孙家婉, 张振华, 赵玉萍, 等. 生物炭改性及其在农田土壤重金属修复中的应用研究进展[J]. 江苏农业科学, 2022, 50(10): 9-15.
- [25] 万家秀, 张永合, 王瑾, 等. 微生物联合植物修复土壤重金属研究现状[J]. 化工设计通讯, 2023, 49(1): 189-191.
- [26] 赵鑫娜, 杨忠芳, 余涛. 矿区土壤重金属污染及修复技术研究进展[J]. 中国地质, 2023, 50(1): 84-101.
- [27] 肖江, 李晓刚, 赵博, 等. 微纳富磷生物炭对土壤-苏柳系统中 Cu 和 Pb 稳定性的影响[J]. 生态环境学报, 2024, 33(3): 439-449.
- [28] 李敏, 赵博华, 于禾苗, 等. 植物-电动耦合修复重金属污染土的效能及其强化机制[J]. 土木与环境工程学报(中英文), 2024, 46(5): 26-37.
- [29] Mahar, A., Wang, P., *et al.* (2016) Challenges and Opportunities in the Phytoremediation of Heavy Metals Contaminated Soils: A Review. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, **126**, 111-121.
<https://doi.org/10.1016/J.ECOENV.2015.12.023>