

重金属污染土壤淋洗修复技术研究进展

马晓凡

上海申环环境工程有限公司, 上海

收稿日期: 2026年4月23日; 录用日期: 2026年5月20日; 发布日期: 2026年7月6日

摘要

土壤淋洗修复是当前土壤重金属污染修复领域效果突出的技术之一, 具备修复效果显著、修复效率高、工艺成熟等多项优势, 并在实际修复工程中得到广泛应用。本文基于近年来国内外相关研究成果, 系统综述了当前主流土壤淋洗剂的类型、作用机理及其应用特性; 系统分析了影响淋洗修复效能的多方因素; 详细梳理了目前常用的淋洗修复强化技术策略; 同时, 结合该技术现存局限阐明其极具潜力的研究方向, 以期土壤淋洗修复技术的持续发展与优化应用提供借鉴。

关键词

重金属, 土壤污染, 土壤淋洗

Research Progress on Leaching Remediation Technology of Heavy Metal Contaminated Soil

Xiaofan Ma

Shanghai Shenhuan Environmental Engineering Co., Ltd., Shanghai

Received: April 23, 2026; accepted: May 20, 2026; published: July 6, 2026

Abstract

Soil leaching remediation is one of the most effective technologies in the field of soil heavy metal pollution remediation. It has many advantages, such as significant remediation effect, high remediation efficiency, and mature process, and it has been widely used in the actual repair engineering. In this paper, based on the related research results in recent years, the types, mechanisms and application characteristics of the current mainstream soil eluent are systematically reviewed in this paper, the factors affecting the efficiency of leaching remediation were systematically analyzed, and

the commonly used strategies for enhancing leaching remediation were reviewed in detail. At the same time, combined with the existing limitations of this technology, the research direction with great potential is clarified, so as to provide reference for the sustainable development and optimal application of soil leaching remediation technology.

Keywords

Heavy Metals, Soil Pollution, Soil Leaching

Copyright © 2026 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. 引言

伴随全球现代化与城市化进程的加速,土壤重金属逐渐污染演变为全球性环境问题。根据中国生态环境部《全国土壤污染状况调查公报》(2014)¹,我国土壤总超标率达16.1%,其中Cd、Ni、As、Cu等重金属污染尤为突出: Cd超标点位比例高达7.0%,耕地土壤点位重金属超标率更达19.4% [1]。研究显示,我国每年由重金属污染导致的粮食减产规模超过千万吨,累计经济损失高达200亿元[2]。土壤中重金属因具备不可降解性、生物富集性和生物毒性,可通过食物链迁移积累,直接威胁人体健康,诱发肝肾损伤、神经系统病变并显著增加致癌风险[3]。

现有土壤重金属污染修复技术主要包括物理法(如客土置换、电动修复[4])、化学法(如固化/稳定化[5]、淋洗修复[6])和生物法(如植物修复[7]、微生物修复[8])等。土壤淋洗修复技术作为一种高效的物理化学修复手段,其核心机制在于通过物理分离与化学提取的协同作用,促使淋洗剂与土壤中的重金属发生离子交换、络合/螯合及酸解等反应,实现重金属由固相向液相迁移并从土壤基质中彻底脱除。

从环境效益和成本效益角度考量,淋洗修复凭借其可永久去除重金属污染物、处理周期短、且适用于高浓度污染场地等显著优势[9],可有效替代固化/稳定化、安全填埋等传统技术,成为近年研究热点并在实际修复工程中广泛应用。基于此,本文从淋洗剂的类型及应用现状、淋洗效果影响因素与作用机制、淋洗强化技术的研究进展与实际应用等方面进行综述和展望,以期为重金属污染土壤淋洗修复技术的发展与应用提供科学参考。

2. 淋洗剂类型

淋洗剂的选择是土壤淋洗修复技术成功实施的核心环节,根据其化学性质和作用机制,常用淋洗剂可分为以下几类:无机淋洗剂、天然有机酸、人工螯合剂、表面活性剂以及复合淋洗剂。各类淋洗剂在去除效率、环境扰动、成本效益等方面均表现出独特优势与适用性。因此,在实际应用中,需系统考量目标污染物的特性、场地土壤条件、预期修复目标、环境影响以及经济成本等多重因素,以选择最适宜的淋洗剂(表1)。

2.1. 无机淋洗剂

常见无机淋洗剂包括HCl、HNO₃、NaOH等酸碱类和CaCl₂、FeCl₃等盐类溶液,其作用机理涉及酸溶解、离子交换或络合反应等过程。无机淋洗剂通过破坏土壤颗粒表面的活性官能团,促进金属阳离

¹<https://www.mee.gov.cn/hjzl/sthjzk/zghjzkqb/201605/P020160526564730573906.pdf>

子解吸并使其形成可溶性络合物, 最终实现重金属由固相向液相的迁移去除[10]。Sanghwa Oh [11]等对炼油厂遗址的 Cd、Pb、Cu、Zn、Ni、As 复合污染土壤进行修复, 1 mol/L HNO₃ 和 1 mol/L HCl 对重金属总量的去除效率最高, 分别为 82.2%、74.1%, 其中 HNO₃ 对 Pb 的去除效率高达 96.9%。碱性淋洗剂对 As 的去除效果优于酸性体系, 高 pH 条件下 As 与 OH⁻ 的配体位移反应可抑制矿物晶体表面 As 的再吸附[10]。陈寻峰[12]等的研究表明, 0.5 mol/L 的 NaOH 对 As 的 8 h 淋洗去除率达到 72.04%, 高 pH 环境可通过离子交换作用显著增强 As 的解吸与迁移能力。廖飞[13]等指出 FeCl₃ 对 Pb 和 Ni 的淋洗以非均相扩散为主导机制, 采用 0.6 mol/L FeCl₃ 溶液淋洗 Pb、Ni 复合污染土壤 10 h, 可有效去除 Pb、Ni 的弱酸可溶态和可还原态, 即使在高污染负荷条件下, Pb、Ni 去除率仍分别达到 91.45% 和 96.29%。许端平等[14]的研究表明, KHSO₄ 电离产生的大量 H⁺ 和 K⁺ 可通过协同作用强化土壤细颗粒中 Pb、Zn、Cd 的可交换态去除: H⁺ 提供酸性环境溶解重金属, K⁺ 则通过离子交换竞争吸附位点。尽管酸碱类淋洗剂普遍具有较高修复效率, 但其强化化学性质易破坏土壤理化结构, 导致 pH 骤变、有机质流失及微生物群落失衡等次生问题, 因此在实际应用中被逐步取代。

2.2. 天然有机酸

天然有机酸可通过微生物代谢或植物根系分泌等途径自然生成, 对重金属去除效果显著, 具有良好的生物降解特性, 且对土壤微生物群落扰动较小。常见的有机酸淋洗剂包括柠檬酸(CA)、苹果酸(MA)、草酸(OA)、酒石酸(TA)、腐植酸(HA)、乳酸、乙酸、琥珀酸等, 天然有机酸富含的-COOH、-OH、-NH₂ 和酰胺基团等官能团可与金属离子发生离子交换和络合作用。Bari [15]等使用 0.5 mol/L OA 淋洗修复高度 As 污染的废弃矿山土壤, 超过 70% 的 As 被有效去除, 土壤中 As 的浸出潜力和生物可及性显著降低。谢冬燕[16]等对比不同有机酸对高浓度 Sb、As 污染土壤的淋洗效果, 发现 OA 可通过有机配体和还原络合物竞争土壤活性吸附位点, 同时与 Sb、As 的铁铝氧化物结合态形成络合物, 进一步促进 Sb、As 解吸去除, OA 较强的酸性及还原作用使其在最佳淋洗条件下对 Sb、As 去除率分别高达 91.18%、97.63%。CA 价格低廉且效果显著, 被广泛应用于工程实践, 罗成成[17]等使用 0.2 mol/L CA 淋洗某电镀厂 Cu、Ni 复合污染土壤, 去除率分别达到 88.97%、72.74%; 郭昱峰[18]等使用 50 mmol/L CA 淋洗修复 Cu 污染土壤, 最佳条件下 Cu 含量由淋洗前的 26,000 mg/kg 下降至 2180 mg/kg, 去除率达 92%。天然有机酸修复效果的差异性与其活性官能团类型及数量有关, 如 MA 和 OA 含有 2 个-COOH, 而 CA 含有 3 个-COOH, 可在相同浓度下可提供更多的 H⁺, 酸性条件下-COOH 的作用效果强于-OH 且两者存在竞争关系, 因而更容易与重金属离子发生络合反应, 张治国[19]等的研究同样证实 CA 对 Cr 的络合能力较 MA 更强。此外, HA 作为一种富含多种活性官能团的天然有机大分子, 在重金属土壤修复中也表现出一定的应用前景, 尤其对 Cu、Ni 表现出良好的淋洗效果[20], Yang [21]等合成了一种高-COOH 含量的 HA (SHLA) 作为淋洗剂, 最佳条件下对 Cu、Zn、Ni、Pb 的同步去除率分别为 45.2%、34.6%、42.2%、15.6%, 有效降低了重金属的生物利用度和环境风险。

2.3. 人工螯合剂

螯合剂可在较宽 pH 范围内有效解吸和溶解可交换态、碳酸盐结合态和氧化物结合态的重金属离子, 生成稳定的金属螯合物, 其淋洗效率较高且效果稳定[22]。人工螯合剂种类众多, 如乙二胺四乙酸(EDTA)、羟基乙叉二膦酸(HEDP)、氨基三乙酸(NTA)、谷氨酸 N,N-二乙酸(GLDA)、[S, S]-乙二胺-N,N-二琥珀酸三钠盐(EDDS)、乙二醇-双-(2-氨基乙醚)四乙酸(EGTA)和亚氨基二琥珀酸(IDS)等, 均具有较强的重金属螯合能力。黄伟强[23]等选取上海某 Sb 污染地块土壤, 以 0.03 mol/L EDTA 淋洗 2 h 后, Sb 去除率可超过 90%。冯静[24]等探讨了不同螯合剂淋洗修复铅锌厂重金属污染土壤的效果, 发现 EDTA 对 Cd、Cu、Zn、

Pb 的去除率均显著高于 NTA、EDDS、EGTA, 去除率分别为 90.98%、42.10%、56.98%、52.03%, 其他三种螯合剂的作用效果不佳可能与重金属形态有关。黄敏[25]等对比研究了 EDTA、GLDA、IDS 三种螯合剂对 Cd、Cu 复合污染土壤的修复效果, 数据表明 GLDA 对 Cd 的去除效果更好(47.64%~66.32%), IDS 则更有利于 Cu 的去除(25.44%~34.65), 但均低于 EDTA 的修复效果(Cd: 71.49%~74.11%, Cu: 27.07%~39.12%)。EDTA 含有 4 个-COOH, 能够与多数重金属离子相互作用, 形成反应稳定系数较高的水溶性五环结构螯合物[26][27], 因此效果显著, 但其价格昂贵、生物降解性差且具有一定的生物毒性[28], 应用受到一定限制。

与传统螯合剂相比, 具有可生物降解特性、成本低、无毒害的人工螯合剂展现出显著优势。李雪[29]等对比两种新型生物可降解螯合剂聚丙烯酸(PAA)和二乙烯三胺五甲叉磷酸(DTPMP)的淋洗效果, 发现最佳淋洗条件下 PAA 对 Cd、Pb、Zn 的去除率分别达到 67.4%、50.7%、46.7%, 而 DTPMP 的五个有机膦基团更易与金属离子形成配位键, 其对 Cd、Pb、Zn 的去除率进一步增加至 84.7%、75.8%、71.1%, 并可提高污染土壤内重金属的结合强度系数, 降低重金属迁移指数, 有望成为常规淋洗剂(如 EDTA)的替代产品。

2.4. 表面活性剂

表面活性剂是一类具有优异乳化与润湿性能的化合物, 可显著降低液体表面张力, 提升表面活性, 改变溶液系统的界面状态[30]。目前土壤修复实践中应用的表面活性剂主要分为化学表面活性剂和生物表面活性剂, 其重金属去除机制为: 表面活性剂首先吸附在土壤颗粒表面, 通过增溶与增流作用促进固液两相间的相互作用, 重金属离子通过离子交换和络合作用发生解吸或分散, 离开土壤颗粒表面并形成复杂胶束包裹体, 从而被去除。当重金属污染物与土壤颗粒紧密结合时, 使用表面活性剂淋洗往往更具优势。化学表面活性剂种类繁多, 常见的包括聚氧乙烯月桂醚(Brij-35)、十二烷基硫酸钠(SDS)、十二烷基苯磺酸钠(SDBS)、吐温-80 (Tween 80)等。Torres 等[31]使用多种化学表面活性剂修复高度复合重金属污染的工业土壤, 其中 Texapon N-40 (Cu、Ni、Zn 去除率分别为 83.2%、82.8%、86.6%)、Tween 80 (Cd、Zn、Cu 去除率分别为 85.9%、85.4%、81.5%)、Polafix CAPB (Ni、Zn、As 去除率分别为 79%、83.2%、49.7%) 表现出较好的修复效果。整体而言, 化学表面活性剂因使用成本高昂、生物降解性差且存在潜在毒性, 导致其应用仍受到限制。

生物表面活性剂则主要来源于细菌、真菌等微生物以及动植物的代谢产物, 如鼠李糖脂、海藻糖脂、皂苷、茶皂素、单宁酸等, 通常具有可生物降解、使用成本低、毒性低、可有效增加污染物的生物降解/溶解及可重复利用等优势[32]。孙乔[33]等使用 0.15%的鼠李糖脂发酵液连续淋洗 Cd 污染土壤 3 次后, Cd 去除率达到 48.53%, 且有效增加了土壤中有有机碳、碱解氮、有效磷等营养元素。刘才鑫[34]等的研究表明, 96 g/L 的皂角苷对 Pb、Cd、Zn、Cu 的去除率分别达到 57.57%、92.06%、27.35%、89.17%, 低浓度皂角苷主要以单分子状态存在, 可通过改变土壤的固液面性质以破坏土壤颗粒与重金属离子之间的吸附作用, 并通过-COOH 与重金属配位形成可溶性络合物。雷国建[35]等的研究指出, 茶皂素对土壤中 Zn 的解吸率均高于土壤中同形态 Pb, 4%的茶皂素对土壤中 Pb、Zn 的淋洗效果在 pH = 2 时达到最佳, 去除率分别为 31.66%、38.65%。陈再[36]等考察茶皂素、皂角苷和槐糖脂对河道底泥中 Pb、Cd、Cr、Cu 的淋洗效果, 研究结果表明, 生物表面活性剂的修复效果与其胶束形成性质有关, 槐糖脂的临界胶束浓度最低(0.047~0.070 g/L), 说明槐糖脂在较低浓度下即可形成胶束并解吸重金属, 且槐糖脂对重金属的快速解吸可在 2 h 内完成, 更有利于重金属的去除。尽管生物表面活性剂具有可生物降解性、低环境毒性和低生态风险等优势, 但其对重金属的淋洗去除效果常不理想, 因而更多情况下需与其他类型淋洗剂复配使用。

2.5. 复合淋洗剂

传统单一淋洗剂尽管在特定场景中展现出较好的修复能力,但其在实际应用中仍存在化学性质单一、环境风险高及土壤适配性差等局限性,难以满足多金属复合污染土壤修复的工程化需求。鉴于不同淋洗剂对重金属的去除能力各异,组合多种单一淋洗剂有望提升淋洗效果。因此,开发具有多活性位点、选择性高的高效复合淋洗剂体系至关重要。李世杰[37]等将 TA (0.30 mol/L)与 OA (0.20 mol/L)复配,利用-COOH、-OH 官能团与 Ni 发生络合反应,使 Ni 的弱酸提取态含量下降 80.2%,可还原态含量下降 74.7%,淋洗后 Ni 的总量去除率达到 73.7%,有效减少了土壤中活泼形态 Ni 的含量。谢坤伦[38]等以 2:1 体积比复配 TA 与 2-羟基- β -环糊精,对 Pb 的去除效率为 58%,相较于单独使用 TA 提升 10%。杨宗政[39]等混合同体积的 0.25 mol/L NTA 和 0.3 mol/L OA,淋洗 240 min 后对 Cr(VI)的最大去除效率达到 82.94%,Cr(VI)和总 Cr 浸出率分别降低 92.50%、91.75%,且有机质含量从 13.47%上升至 30.56%,对土壤结构影响较小。王国伟[40]等组合不同淋洗剂进行高浓度 As 污染土壤修复研究,结果表明 0.4 mol/L KH_2PO_4 + 0.1 mol/L EDTA 复合淋洗剂淋洗效率最高,达到 66.99%,相较于单一淋洗提高 31.23%, KH_2PO_4 解离使得体系呈现弱酸性,促使 EDTA 的-COOH 发生脱氢反应,且 PO_4^{3-} 可与砷酸根离子发生离子交换,促进 EDTA 的脱氢-COOH 与 As 发生螯合作用。李英华[41]等将生物表面活性剂(鼠李糖脂、皂素)分别与乙二胺四亚甲基膦酸(EDTMPA)、PAA 及 CA 联用,结果表明,单一淋洗剂对 Cd 的去除效果不理想(鼠李糖脂、皂素、EDTMPA、PAA、CA 的效率分别为 16.69%、13.76%、49.45%、47.83%、48.03%),EDTMPA 与 PAA 可显著增强生物表面活性剂的淋洗效率,其中鼠李糖脂-EDTMPA 系统对 Cd 的去除率(70.77%)最高,EDTMPA-皂素体系对 Cd 的去除率也显著提升至 63.18%,生物表面活性剂形成的少量胶束可以降低界面张力,并包裹 EDTMPA 与 Cd 形成螯合体,促进土壤颗粒表面与溶液间的物质迁移。

开发复合淋洗剂不仅可以减少昂贵试剂用量以降低成本,还可减少有毒试剂使用,从而减少土壤二次损害。然而,并非所有混合淋洗剂的组合都能获得性能上的提升,且仍然存在增加环境二次污染的风险,如李思成[42]等将 HEDP 与 OA 复配联用修复 Sb 污染土壤时,表现出明显的拮抗作用,因此淋洗剂的组合和施用的可行性需要进一步研究。

Table 1. Summary of the properties and application effects of various rinsing agents

表 1. 各类淋洗剂特性及应用效果汇总

类型	典型去除效率	作用机理	主要优势	局限性	技术成熟度	时间指标	经济指标	环境影响	参考文献
无机淋洗剂	HNO_3 对 Pb 去除率 96.9%; NaOH 对 As 去除率 72.04%	酸化溶解、离子交换、络合反应	去除效率高、成本低、易获取	破坏土壤结构、导致有机质流失、引发次生污染	较高	较短	较高	较高	[11] [12]
天然有机酸	OA 对 Sb 去除率 91.18%; CA 对 Cu 去除率 88.97%	官能团络合、离子交换	生物降解性好、对土壤扰动小	部分有机酸作用效果受浓度限制	较高	相对较长	中等	较低	[16] [17]
人工螯合剂	EDTA 对 Cd 去除率 71.49%; DTPMP 对 Pb 去除率 75.8%	形成稳定金属螯合物	适应宽 pH 范围、淋洗效率高、效果稳定	传统螯合剂生物降解差、部分价格昂贵	较高	较短	较低	中等	[25] [29]
表面活性剂	皂角苷对 Cd 去除率 92.06%; Tween 80 对 Zn 去除率 85.4%	增溶增流、胶束包裹、配位络合	生物表面活性剂低毒、可降解	化学表面活性剂存在毒性、单独使用效果有限	一般	相对较长	低至中	低至中	[31] [34]
复合淋洗剂	TA + OA 对 Ni 去除率 73.7%; NTA + OA 对 Cr(VI)去除率 92.50%	协同络合、离子交换强化	提升去除效率、降低成本和环境风险	部分组合存在拮抗作用、复配比例需优化	一般	中等	低至中	低至中	[37] [39]

3. 土壤淋洗效果影响因素

土壤淋洗修复重金属污染的效果主要取决于土壤物理化学性质、重金属污染特征、淋洗剂化学性质及使用条件等因素(图 1)。

3.1. 土壤理化性质

土壤理化性质(如 pH、有机质含量、团聚体结构等)可直接影响其重金属反应活性,进而显著影响淋洗修复技术的适用性与有效性。

3.1.1. 土壤 pH

土壤颗粒 pH 显著影响到重金属形态分布及迁移转化,同时是决定矿物表面电荷和吸附位点的关键因素,不同 pH 条件下土壤对重金属的吸附行为存在差异[43]。例如,王翀[44]等的研究表明,As 在中性条件下最为稳定,土壤对其吸附能力增强,导致中性复合淋洗剂的淋洗效率降低。邵俐[45]等研究发现,Cu²⁺、Ni²⁺、Pb²⁺等重金属污染会导致黏土 pH 随着重金属离子浓度升高而逐渐降低,但降幅有限,因此土壤原始 pH 对修复效果的影响更为显著。土壤 pH 的变化同时影响阳离子交换量(CEC),土壤对金属阳离子的吸附量随 CEC 增加而增加,导致重金属更难以从土壤中解吸[46]。

3.1.2. 有机质含量

土壤有机质主要来源于动植物残体及其微生物分解产物,此类物质经过一系列的降解和矿化作用后,可转化为包括 HA 在内的多种复杂化合物[47]。HA 作为土壤有机质的核心成分,其富含的-COOH、-OH 和 C=O 等多种活性官能团对重金属表现出强亲和力,这些官能团均可通过络合及静电作用等机制与重金属发生作用,从而影响重金属在土壤中的迁移行为。王永超[48]等通过探究 HA 对 Pb 的吸附特性和迁移机制,发现 HA 可显著增强对 Pb 的吸附作用,且吸附性能与其浓度呈正相关,HA 可通过调控吸附-解吸平衡及络合作用,显著减缓 Pb 在土壤中的迁移速率并延长穿透时间。因此有机质含量过高时,可能对重金属的去除产生不利影响[49]。

3.1.3. 团聚作用

土壤团聚体是土壤颗粒经凝聚胶结作用后形成的土壤基本单位,在维持土壤功能方面发挥关键作用[50]。根据筛分标准,土壤团聚体通常分为黏粒(<0.053 mm)、微团聚体(0.053~0.25 mm)、小团聚体(0.25~2 mm)、大团聚体(>2 mm)[51]。武亚军[52]等的研究表明,黏土的临界黏粒含量约为 30%,当黏粒含量超过 30%时,高黏粒含量土壤具有更高的液塑限和更大的压缩性,导致土壤孔隙比、渗透系数和固结系数显著降低,使常规淋洗剂难以渗透。同时,黏粒含量的增加会提高土壤对重金属离子的吸附能力,进而降低淋洗的修复效果。冯树娜[53]等通过土壤淋洗修复残留 Hg 总量与土壤理化性状的相关性分析,发现残留 Hg 含量与黏粒含量呈正相关,表明黏粒含量是制约 Hg 去除的关键因子。不同粒级土壤团聚体对重金属的吸附能力和滞留特性也存在明显差异,方贤慧[54]等使用 IDS 与 CA 复配淋洗剂淋洗去除 Cd、Pb、Zn、Cu,发现不同粒级团聚体上四种重金属形态的解吸规律各异,复配淋洗剂对细粒级土壤团聚体重金属的淋洗效率高于微团聚体和小团聚体。细颗粒土壤通常富集更高浓度的金属污染物,因此细颗粒分离有利于控制待处理土壤总量,提高处理效率,王宏岩[55]等通过粒径分级淋洗显著提高了修复效率,使 Pb 的修复质量减量化 83%,有效降低了修复成本。

3.2. 重金属形态

土壤中重金属的赋存形态是决定淋洗去除效率的关键参数。Tessier 五步连续提取法(1979 年提出)将重金属赋存形态分为可交换态、碳酸盐结合态、铁锰氧化物结合态、有机结合态和残渣态[56]。BCR 连

续提取法(20世纪90年代由欧盟标准测量机构提出)则将重金属形态划分为酸提取态、可还原态、可氧化态、残渣态[57]。其中,BCR形态分析中的酸提取态相当于 Tessier 法中的可交换态和碳酸盐结合态之和,活性及迁移性最强;可还原态、可氧化态则分别对应 Tessier 法中的铁锰氧化物结合态与有机结合态,稳定性较高,仅在特定环境变化时才可能释放;残渣态重金属则存在于石英、黏土矿物等晶格中,最为稳定,只在特殊条件下释放,去除效果普遍较差。

在相同淋洗条件下,不同形态重金属的去除效果差异显著。冯肖杰[58]等研究含硫无机盐对重金属的淋洗作用,发现不同淋洗剂对不同形态重金属的作用机理各异:KHSO₄、K₂S₂O₇和NH₄HSO₄主要去除可氧化态Pb、可还原态Zn与可氧化态Zn,并均能有效去除四种形态的Cd,K₂S₂O₈则主要去除可交换态Pb、可还原态Zn和可交换态Cd,但对重金属总量的去除率均不高。刘雨昕[59]等研究发现,残渣态Pb和Zn在弱酸条件下难以去除,但由于Pb和Zn的可交换态与碳酸盐结合态的结合能力弱,OA对其去除率分别达到65.0%和80.6%,对Cu和Cr的铁锰氧化物结合态去除效果也较好,去除率分别为76.7%和70.2%。袁菡[60]等利用多氨基多醚基甲叉膦酸(PAPEMP)和DTPMP探究淋洗前后重金属状态变化情况,发现两种淋洗剂对不同形态的Sb、Pb表现出不同作用机制,PAPEMP对Sb的碳酸盐结合态、铁锰氧化物结合态和有机结合态的去除率高于DTPMP,而DTPMP对Pb的可交换态、碳酸盐结合态和铁锰氧化物结合态的去除率高于PAPEMP。因此,淋洗剂修复效能与重金属赋存形态之间存在显著相关性。常规淋洗剂通常对重金属的可交换态、碳酸盐结合态、铁锰氧化物结合态、有机结合态中的部分形态具有良好修复效果,而对残渣态的去除效率普遍较低。为此,需采取强化措施促进残渣态重金属释放,进而提升总体修复效率;同时,也应系统评估重金属形态特征及转化过程引发的潜在迁移风险。

3.3. 土壤淋洗条件

3.3.1. 淋洗剂浓度

淋洗剂浓度直接影响修复效果。低浓度条件下,淋洗剂有效成分难以在短时间内与重金属离子充分接触,导致修复效果不佳;反之,高浓度淋洗剂中酸根离子及活性官能团数量增加,与重金属离子发生离子交换和螯合作用的概率显著提高,短期内即可获得良好修复效果[61]。赵曼青[62]等采用有机酸淋洗去除Pb,结果表明Pb去除率随淋洗剂浓度升高而增加,并在0.01~0.3 mol/L范围内提升尤为显著,此现象归因于足量有机酸与重金属充分络合形成可溶性配合物。胡匡正[63]等分别使用0.8、1.0、1.5 mol/L醋酸溶液淋洗污染土壤,可交换态Cd含量分别降低了25%、39%、44%,多元线性回归分析表明土壤Cd去除率与醋酸浓度呈正相关。不同淋洗剂对不同土壤中重金属的最适去除浓度存在显著差异。需明确,淋洗剂浓度并非越高越好,超过最优浓度范围时,继续提升浓度既难以显著增加重金属去除量,又可能导致重金属从液相再吸附至土壤相[64],致使修复效率下降;同时,修复成本将显著增加,不利于大规模工程应用。李雪[29]等的研究表明,共聚物PAA用量过高(体积分数>5%)会导致其活性官能团因极性效应而发生凝结,从而降低其与Cd、Pb、Zn结合的能力。因此,需通过实验明确淋洗剂浓度。

3.3.2. pH

pH可通过调控重金属吸附-解吸平衡、破坏金属络合物稳定,进而显著影响土壤重金属的去除效率。对于Pb、Cd、Cu、Zn等多数阳离子型重金属,其去除效率通常随淋洗剂pH降低而提高。在低pH条件下,高浓度外源H⁺质子可破坏土壤颗粒表面官能团,取代土壤颗粒表面吸附位点,促进金属阳离子解吸并转移至淋洗液[65]。pH同样显著影响淋洗剂自身的化学形态与活性,例如CA的化学形态分布高度依赖于溶液pH:pH<3时,CA的主要形态为H₃-Citr,3<pH<6时以H₂-Citr⁻和H-Citr²⁻为主,pH>6时则以Citr³⁻为主,其中H₂-Citr⁻和H-Citr²⁻的螯合能力最强[66]。高焕方[67]等的研究表明,CA、MA和TA在pH=3时对Pb的去除率分别达到76.87%、69.73%和61.39%,但去除率随pH升高而逐渐下降,pH=

7 时均不足 50%。通常,碱性条件下 OH⁻浓度增加使得大部分重金属离子更易发生水解与共沉淀,抑制其淋洗去除[68]。然而,李英华[41]等的研究表明,OH⁻可提高磷酸基中双键氧原子亲核 Fukui 指数,增强 EDTMPA 与 Cd 的结合能力,使得 EDTMPA 对 Cd 的去除率随着 pH 升高而增加,并于 pH=9 时达到峰值;而 PAA 与 Cd 的结合主要依靠静电吸附,极端 pH 环境会破坏静电平衡,导致 PAA 对 Cd 的去除率随 pH 升高呈现先增后减趋势。因此,需通过试验确定不同淋洗剂的最适 pH。

3.3.3. 固液比

固液比即污染土壤质量与淋洗剂总体积之间的比值,直接影响到反应是否充分进行。过低的固液比通常不利于淋洗过程固液两相的充分接触,体系流动性较差,导致淋洗效率无法达到预期效果。通常,重金属去除效率随固液比的增大而提高,这得益于土壤颗粒与淋洗剂接触概率增加及传质作用增强。陈恺怡[69]等探究了固液比对 Cd 去除率的影响,发现当固液比从 1:1 增至 1:10 时,GLDA、IDS、CA、TA 对 Cd 的去除率分别提高了 25.89%、47.83%、33.33%、26.32%;当固液比继续增至 1:20 时,四种淋洗剂的淋洗率趋于稳定,表明达到吸附-解吸动态平衡。然而,过高的固液比不仅大幅增加淋洗剂消耗与废液产量,推升后续处理成本,甚至可能降低淋洗效果。王英戈[70]等利用污泥源 HA 探究固液比对 Pb、Cr 复合污染土壤的修复效果,结果表明:固液比为 1:20 时,HA 对红土中 Pb 的去除效率最高,进一步增加固液比效率反而下降,这归因于红土富含的 Fe/Al 氧化物与过量 HA 的-OH 等官能团反应,对 Pb 产生二次吸附。因此,最佳固液比的选择需综合修复效果与经济成本进行确定。

3.3.4. 淋洗时间

最优淋洗时间可确保淋洗剂与土壤颗粒充分作用,实现重金属高效去除。在一定时间范围内,重金属去除率通常与淋洗时间呈正相关,此时土壤颗粒表面大部分活性态重金属离子迅速解离,随后去除率增速放缓并趋于稳定。马婵华[71]等的研究指出:淋洗初期,可溶态等弱结合态重金属离子快速释放,并极易与淋洗剂结合形成可溶性螯合物而脱除;淋洗中后期,与土壤结合较紧密的重金属开始缓慢释放,但其他形态重金属向酸溶态转化有限,导致去除效率趋缓直至平衡。需注意,过度延长淋洗时间不仅增加时间与成本,甚至同样诱发再吸附现象[72],导致液相中的重金属离子或不稳定金属络合物重新固着于土壤表面[73]。何苏祺[74]等探讨无患子和 EDTA 淋洗去除 Pb、Cd 的最佳淋洗参数发现,淋洗时间为 0.5~2 h 时,无患子中的皂苷类物质通过胶束作用与可溶态 Pb、Cd 快速络合,Pb、Cd 的去除率逐渐升至 76.50%、73.40%;2~8 h 时,Pb、Cd 被土壤再吸附,去除率降至 74.2%、70.1%;而 8~24 h 时,去除率再次缓慢升至 79.39%、76.50%,其主要原因是重金属再次发生解吸,且其他难溶态重金属得到逐渐释放。因此,确定最佳淋洗时间有利于保障淋洗效果并节省时间成本。

4. 淋洗强化技术

尽管土壤淋洗技术已发展成一项成熟的修复手段,但在复杂污染场地修复工程中,由于受到多种因素制约,单一土壤淋洗修复模式仍存在局限性。因此,可采取多种修复技术联合的强化措施以提升重金属的淋洗修复效果(表 2)。

4.1. 电动强化

电动修复通过在电极间施加梯度电场,以土壤间隙水或外加电解液为导电介质,驱动土壤中的重金属离子在电场作用下定向迁移至电极附近富集,并借助氧化还原等电化学反应实现重金属污染修复。淋洗剂一方面可促进重金属解吸,另一方面可作为导电介质增强重金属的迁移能力,从而强化淋洗效果。马强[75]等采用 1% KCl 淋洗液联合电动修复技术强化表层土壤中重金属去除,Cd 去除效率可高达 94.8%。

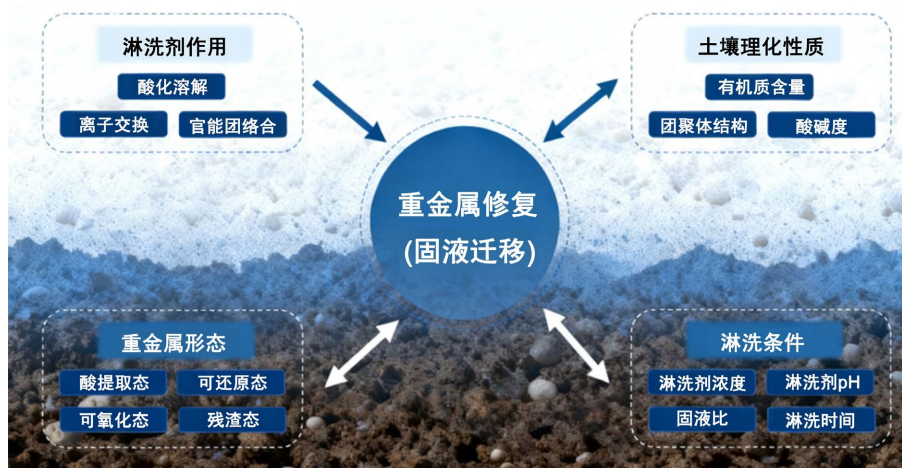


Figure 1. Mechanisms of heavy metal leaching and remediation
图 1. 重金属淋洗修复机理

何涛[76]等利用电动修复强化 EDTA 淋洗效果,在最佳条件(1.5 V/cm, 5 d)下,土壤中 Cd、Ni、Pb 的去除率分别达到 79.91%、72.94%和 75.98%,较单独使用 EDTA 分别提高了 9.73%、5.77%和 10.64%,EDTA 通过络合作用将重金属离子转移至液相,同时通过电场作用促进重金属离子的迁移与富集,进一步提升去除效果。高松[77]等通过不同螯合剂淋洗与电化学还原联用技术处理 Cd、Pb 污染土壤,发现重金属可通过土壤-淋洗液-阴极还原的传质途径被去除,阴极发生的金属螯合物还原反应促进了 EDTA 等螯合剂的再生循环,与单一淋洗相比,该联用技术使 Cd、Pb 去除效率分别提高了 5.31%~15.24%和 10.24% - 27.05%。孙慧[78]等通过络合淋洗-电沉积耦合修复技术,使得土壤中 Cd、Pb、Zn 的整体去除率较单一淋洗提高了 3~6 倍,电化学还原过程实现了淋洗剂再生,电沉积过程则使金属阴极总沉积效率从 4.7%提升至 18.6%,此外,通电过程中产生的 $\cdot\text{O}_2^-$ 、 $\cdot\text{OH}$ 、 $^1\text{O}_2$ 等活性自由基可进一步分解土壤中的难降解有机质,促使与其结合的难交换态金属溶解并得以去除。电动强化淋洗技术在污染场地修复工程中应用广泛,但仍面临电极腐蚀、传质效率不佳和能耗较高等问题,因此研发新型电极材料与电解质,并提升能源利用效率至关重要。

4.2. 超声强化

超声强化淋洗法基于超声波产生的空化效应,可显著增强液相湍流作用并破坏土壤黏粒团聚体,增大土壤颗粒接触面积以强化传质过程[79]。在空化效应下,液相中产生的局部高压和瞬态高温有利于强化淋洗剂与重金属之间的界面反应,实现重金属在极短时间内的高效溶出[80]。李自然[81]等同样指出,超声强化的机制主要源于超声波产生的机械效应、声化学效应与热效应,其研究证实,超声强化可显著提高天然有机酸的淋洗效率,使 Cr、Zn、Pb 的去除率分别提高 22.67%、13.36%、8.75%,同时将反应平衡时间由 720 min 大幅缩短至 90 min。熊伟[82]等探究了超声功率对 CA 淋洗 Sb 污染土壤效果的影响,结果表明,在一定功率范围内,超声波产生的空化效应随功率增加而增强,进而促进土壤团聚体的破坏,使得土壤中 Sb 进一步释放,在 550 W 功率下,超声强化 CA 淋洗对 Sb 的去除效率较单一淋洗提高了 18.13%,各形态 Sb 的淋洗效率也分别提高了 19.29%、33.5%、29.9%、15.8%和 6.4%。尹凤娟[83]等使用超声强化 EDTA/TA 对 Zn、Pb、Cr 污染土壤的淋洗修复,在 600 W 超声强化 30 min 条件下,Zn、Pb、Cr 的总量去除率依次提升 8.1%、23.1%、22.6%,对残渣态重金属的去除强化效果最为显著,残渣态 Zn、Pb、Cr 的去除率分别提高了 11.9%、28.4%、20.9%。高珂[84]等以 EDTA、皂角苷作为淋洗剂,并辅以超

声振荡强化 Pb、Cd、Cu 的去除, 数据显示, EDTA 经超声强化后对重金属的平均去除率提升 28.60%, 而皂角苷在超声强化下对重金属的洗脱效果提升更为显著, 其平均去除率提高了 120.47%, 极大促进了酸可提取态和铁锰氧化物结合态重金属的去除。目前, 超声强化淋洗技术的应用仍受限于超声装置发展尚不成熟, 其高昂的制造与维护成本是制约该技术广泛推广的重要因素之一。因此, 降低装置制造成本及运行费用是推动超声强化淋洗技术规模化应用的关键。

4.3. 微波强化

微波强化技术主要利用高能微波辐射对重金属污染物进行加热, 使其内部积蓄热量并使体系迅速升温, 从而促进土壤中重金属离子的形态转化与迁移[85][86]。微波技术在重金属分析中应用广泛: 张义春[87]等借助 ICP-MS 证实, 微波消解法较敞开酸消解法显著提升了重金属检测精度并降低了检出限; 庄景宏[88]等通过优化消解参数, 建立了基于超级微波消解前处理的土壤重金属检测方法。在土壤淋洗修复方面, 微波强化技术近年来常有应用。郭伟伟[89]等使用微波强化 EDDS 淋洗修复冶炼厂重金属污染土壤, 成功使 As、Ni、Pb、Cu、Zn、Cd 浓度均降至当地土壤背景值以下。唐晗[90]等探究了微波功率对重金属去除率的影响, 数据表明: 在 600 W 范围内, 去除率随功率增加而上升, 单位体积土壤接收的微波射强度增加促进了体系传质效率; 在 600 W 时, Cu、Cd、Pb、Cr 去除率分别高达 90.92%、92.82%、89.76%、84.34%; 当功率超过 600 W 时, 由于高功率微波对土壤团聚体结构的过度破坏可能不利于传质, 去除率趋于稳定, 故微波强化淋洗的功率不宜过高。莫子奋[91]等进行了超声强化与微波强化 CA 修复 U 污染土壤的效果比较, 发现微波强化对于碳酸盐结合态 U 的解吸效果优于超声强化, 微波强化 15 min 可实现 67.14% 的 U 去除率。尽管微波强化淋洗当前应用范围有限, 但其具备升温迅速均匀、热损耗低等优势, 展现出良好的应用潜质[92]。然而, 其作用效果常受土壤性质与淋洗条件影响, 因此需通过交叉试验确定最优微波强化淋洗参数。

4.4. 化学强化

化学强化通过向污染土壤中添加氧化剂(如 H_2O_2 、 $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_8$)或还原剂(如 $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_4$ 、 $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3$), 改变难迁移重金属的存在形态, 促进其释放与溶解, 利用氧化剂或还原剂与淋洗剂的协同效应提升重金属淋洗去除率。其中, 化学氧化强化淋洗技术应用更为广泛, H_2O_2 为常用氧化剂。石英楠[93]等采用氧化-淋洗联合工艺修复某矿区 U 污染土壤, 评估了 EDTA- H_2O_2 和 SDS- H_2O_2 两种新型复合体系对 U 的修复效果, 去除率分别为 56.3% 和 29.5%, 显著优于单一淋洗剂(EDTA 24.12%、SDS 0.66%)和单一氧化剂(H_2O_2 13.81%)的去除效果。王常艳[94]等的研究表明, H_2O_2 氧化联合化学复合淋洗可促进重金属向易迁移态转化, 其中 Cu 经 H_2O_2 氧化处理后可交换态的占比由 0.19% 显著升至 17.19%, 淋洗后显著降低了易迁移形态占比及重金属总量。王沐[95]等采用 H_2O_2 氧化联合 HCl 和 CA 进行淋洗, 结果表明, H_2O_2 可将 Cr(III) 氧化为 Cr(VI) 并提高其迁移能力, 最终 Cr(VI) 去除率达 85.5%, 总 Cr 去除率为 50.6%, 可交换态、碳酸盐结合态、铁锰结合态和有机物结合态 Cr 基本被去除, 残渣态含量由 44.7% 显著增至 93.4%。邵乐[96]等的研究证实, CaO_2 与 Fe^{2+} 协同活化 $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3$ 可强化对 Hg 的去除, 强氧化性自由基将难溶性 Hg (如零价汞、有机汞、硫化汞等) 转化为易于洗脱的氧化汞或二价汞盐, 使土壤中 Hg 的淋洗效率由 62.54% 提升至 78.85%。化学还原强化淋洗技术则主要适用于可还原态及高价重金属污染土壤的修复。戴竹青[97]等以盐酸羟胺作为还原剂强化 CA 淋洗修复, 对 Cu、Zn、Pb 的酸可提取态去除率分别为 86.2%、37.6%、64.4%, 对可还原态去除率分别为 49.4%、80.4%、76.1%, 显著降低了土壤中酸可提取态与可还原态重金属含量。周芙蓉[98]等研究 CA + $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3$ 复合淋洗体系对 Cr 的去除效果, 污染土壤中的 Cr 主要以可交换态和可还原态存在, 合计占比达到 93.82%, 修复后 Cr 去除率最大可达 98.21%。化学强化淋洗技术可

有效促进重金属的形态转化，进而提升淋洗修复效率，目前该技术研究已取得显著进展并展现出良好的应用潜力，但仍存在环境安全性等问题亟待解决，因此，发展安全高效的新型环境友好型试剂至关重要。

Table 2. Comparative analysis of lamination enhancement technologies

表 2. 淋洗强化技术对比分析

强化技术	核心作用原理	效果提升表现	现存问题	技术成熟度	时间指标	经济指标	环境影响	参考文献
电动强化	电场驱动迁移、电化学氧化还原	较单一淋洗 Pb 去除率提升 10.64%；Cd、Pb、Zn 去除率较单一淋洗提高 3~6 倍	电极腐蚀、能耗高、传质效率待提升	较高	中等	中等	较低	[76] [78]
超声强化	空化效应破坏团聚体、强化传质过程	Cr 去除率提升 22.67%，反应平衡时间缩短至 1/8；Pb、Cd、Cu 平均去除率提升 28.60%	设备成本高、规模化应用受限	一般	较短	低至中	较低	[81] [84]
微波强化	高能辐射升温、促进重金属形态转化	600 W 下 Cu、Cd 去除率达 90.92%、92.82%；U 的 15 min 去除率达 67.14%	高功率易过度破坏土壤结构、参数优化难度大	较低	较短	较低	中等	[90] [91]
化学强化	氧化剂/还原剂改变重金属价态、促进释放	H ₂ O ₂ 氧化使 Cu 可交换态占比提升 17%；CA + Na ₂ S ₂ O ₃ 修复后 Cr 去除率达 98.21%	存在二次污染风险、试剂安全性需保障	较高	相对较长	较高	较高	[94] [98]

5. 淋洗废液处理

淋洗废液中的重金属存在形态比较复杂，通常与有机配体如 EDTA 和柠檬酸，形成稳定的可溶性金属络合物，从而影响重金属的生物毒性[99]。重金属污染废液具有如下特点：生物富集性、微量高毒性和污染长期性[100]。重金属废液的处理技术主要有：沉淀法、吸附法、离子交换法、高级氧化法等。王靖文[101]等人通过分步连续沉淀法净化草酸淋洗废液并同步回收，从而降低土壤淋洗技术的综合处理成本，减少二次污染风险，但操作过程时间长，耗能多。Yang [102]等人采用凝胶法制备的光催化吸附材料 LDH-TiO₂ 处理 Cr 废液，发现在吸附的作用下废液中 Cr 的去除率可达 75%，但吸附剂存在使用寿命短、重金属资源难回收等问题。近年来，氧化石墨烯基复合材料以及高表面积，显著的可加工性等优点而被应用于水净化处理领域[103]。王旭楠[104]等人采用离子交换树脂处理重金属清洗废液，树脂吸附的重金属经富集后，成功回用于电镀工艺并实现了镍的循环利用。因此，离子交换法不会因化学沉淀引起沉淀问题，也无需过滤和沉淀进行干燥和后处理，且离子交换树脂可以再生，具有产业化发展的良好前景。Pociecha [105]等人应用电化学法来处理 EDTA 淋洗溶液，有效去除 98%、73%和 66%的 Pb、Zn 和 Cd，同时 88%的 EDTA 在处理后的淋洗溶液中得以保留。然而，传统直流电化学体系受淋洗剂的电化学氧化降解、水电解产生的能量损失以及污染土壤淋洗废液中含重金属物种与阴极存在库伦斥力等的影响[106]。因此开发高效、绿色且可持续的交流电化学方法对于处理含重金属污染土壤的 EDTA 淋洗废液具有重大意义[107]。

6. 结论与展望

土壤淋洗修复技术作为当前重金属污染土壤治理领域的主流技术之一,在实际应用中仍面临诸多挑战:1) 淋洗修复过程中化学药剂的大量使用破坏土壤原有结构及理化性质,导致土壤生态功能退化,存在二次污染风险;2) 多金属复合污染场景下,单一淋洗剂难以实现多污染物同步达标;3) 淋洗技术单独应用修复效果不理想,难以有效应对污染复杂性强、修复难度高的复合污染场地。因此,在重金属污染场地淋洗修复方案的制定阶段,需全面掌握污染场地特征及重金属污染物特性,在此基础上合理选定淋洗剂类型及淋洗强化方法,并据此开展小试试验以优化关键工艺参数。实际工程应用中,应基于最优工艺条件实施规模化修复,以实现高效修复并提升经济可行性。综上,提出土壤淋洗修复技术的发展建议:

1) 聚焦低毒、低环境风险的绿色淋洗剂的研发与应用,在保障高效去除重金属的同时,最大限度减少对土壤性质的破坏及二次污染的产生;2) 强化复合型淋洗剂的定制化研发,通过复配比例优化提升对多金属复合污染的适配性;3) 推动淋洗技术与其他修复技术的协同耦合,通过多技术参数的协同优化,拓展其在复杂污染场地的应用场景。

参考文献

- [1] 王玉军, 刘存, 周东美, 等. 客观地看待我国耕地土壤环境质量的现状——关于《全国土壤污染状况调查公报》中有关问题的讨论和建议[J]. 农业环境科学学报, 2014, 33(8): 1465-1473.
- [2] 刘道银. 中国食品中重金属危害现状及检测技术研究[J]. 中国农学通报, 2016, 32(19): 194-198.
- [3] 李刚, 朱城杰, 汪向婷, 等. 食品中重金属的危害现状及检测技术[J]. 中外食品工业, 2024(21): 81-83.
- [4] 黄金鹏, 韦行, 孙梦强, 等. 重金属污染土壤电动修复技术研究进展及展望[J]. 土壤, 2024, 56(6): 1173-1183.
- [5] 温鑫, 谷晋川, 魏春梅, 等. 腐殖酸-海泡石复合钝化剂的制备及其对 Cd 污染土壤的修复[J]. 化工环保, 2020, 40(5): 518-523.
- [6] Manca, P.P., Caredda, P. and Orrù, G. (2018) The Applicability of Soil Flushing Technology in a Metallurgical Plant. *International Journal of Coal Science & Technology*, 5, 70-77. <https://doi.org/10.1007/s40789-018-0190-9>
- [7] Mahar, A., Wang, P., Ali, A., Awasthi, M.K., Lahori, A.H., Wang, Q., 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>
- [8] 陈敏洁, 李亚飞, 李博文, 等. 微生物诱导碳酸钙沉淀对土壤中 Pb 污染稳定化的效果研究[J]. 有色金属工程, 2020, 10(12): 128-134.
- [9] Chiu, J.C. and Gani, P. (2024) Soil Washing Methods for Effective Removal of Heavy Metal Contaminants. *Industrial and Domestic Waste Management*, 4, 56-71. <https://doi.org/10.53623/idwm.v4i1.444>
- [10] Zhang, H., Xu, Y., Kanyerere, T., Wang, Y. and Sun, M. (2022) Washing Reagents for Remediating Heavy-Metal-Contaminated Soil: A Review. *Frontiers in Earth Science*, 10, Article ID: 901570. <https://doi.org/10.3389/feart.2022.901570>
- [11] Oh, S., Bade, R., Lee, H., Choi, J. and Shin, W.S. (2015) Risk Assessment of Metal(Loid)-Contaminated Soils before and after Soil Washing. *Environmental Earth Sciences*, 74, 703-713. <https://doi.org/10.1007/s12665-015-4075-6>
- [12] 陈寻峰. 砷污染土壤淋洗修复技术研究[D]: [硕士学位论文]. 长沙: 湖南大学, 2016.
- [13] 廖飞, 傅开彬, 查威, 等. FeCl₃ 淋洗修复 Pb-Ni 复合污染土壤机制研究[J]. 化工矿物与加工, 2024, 53(11): 38-44.
- [14] 许端平, 冯肖杰, 殷宏, 等. 硫酸氢钾对土壤细颗粒中重金属淋洗去除作用[J]. 安全与环境工程, 2023, 30(3): 252-259.
- [15] Fazle Bari, A.S.M., Lamb, D., MacFarlane, G.R. and Rahman, M.M. (2022) Soil Washing of Arsenic from Mixed Contaminated Abandoned Mine Soils and Fate of Arsenic after Washing. *Chemosphere*, 296, Article 134053. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.134053>
- [16] 谢冬燕, 曹斐姝, 陈建平, 等. 低分子有机酸对高浓度砷污染土壤的淋洗效率及机理研究[J]. 环境科学研究, 2023, 36(1): 117-127.
- [17] 罗成成. 某电镀厂铜镍复合污染土壤柠檬酸淋洗实验研究[J]. 当代化工, 2023, 52(4): 852-857.

- [18] 郭昱锋, 霍云剑, 王晓莺. 柠檬酸淋洗修复重金属污染土壤的应用实例[J]. 河南化工, 2024, 41(2): 25-28.
- [19] 张治国, 谭雨柠, 郑永红, 等. 外源有机酸对复垦土壤中重金属 Cr 的活化效果研究[J]. 金属矿山, 2024(1): 285-292.
- [20] 于艺彬, 李亦然, 高柏, 等. 重金属土壤清洗技术研究进展[J]. 有色金属(冶炼部分), 2021(3): 129-137.
- [21] Yang, T. and Hodson, M.E. (2019) Investigating the Use of Synthetic Humic-Like Acid as a Soil Washing Treatment for Metal Contaminated Soil. *Science of The Total Environment*, **647**, 290-300.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.07.457>
- [22] 钱相宇, 张美雪, 董凯, 等. Pb、As 复合污染土壤淋洗修复技术研究进展[J]. 化工管理, 2022(34): 65-67+100.
- [23] 黄伟强. 上海某镉污染地块不同粒径土壤中镉的分布特征及 EDTA 淋洗修复研究[J]. 节能, 2022, 41(5): 68-70.
- [24] 冯静, 张增强, 李念, 等. 铅锌厂重金属污染土壤的螯合剂淋洗修复及其应用[J]. 环境工程学报, 2015, 9(11): 5617-5625.
- [25] 黄敏, 赵晓峰, 梁荣祥, 等. 3 种螯合剂对 Cd、Cu 复合污染土壤淋洗修复的对比研究[J]. 生态环境学报, 2022, 31(6): 1244-1252.
- [26] 朱爽爽, 彭超, 向斌, 等. 化学淋洗法对重金属复合污染土壤的淋洗效率试验研究[J]. 环境保护前沿, 2025, 15(4): 413-420.
- [27] Zeng, M., Liao, B., Lei, M., Zhang, Y., Zeng, Q. and Ouyang, B. (2008) Arsenic Removal from Contaminated Soil Using Phosphoric Acid and Phosphate. *Journal of Environmental Sciences*, **20**, 75-79.
[https://doi.org/10.1016/s1001-0742\(08\)60011-x](https://doi.org/10.1016/s1001-0742(08)60011-x)
- [28] 刘俊君, 蔡信德. EDTA 淋洗修复重金属污染土壤技术研究进展[C]//中国环境科学学会. 2016 中国环境科学学会学术年会论文集(第三卷). 广州: 环境保护部华南环境科学研究所, 2016: 965-970.
- [29] 李雪, 王旭东, 张碧荷, 等. 生物可降解螯合剂 PAA/DTPMP 对 Cd、Pb、Zn 复合污染土壤的淋洗修复对比[J]. 环境工程学报, 2024, 18(12): 3642-3651.
- [30] 廉梅花, 曾祥峰, 马阳阳, 等. 表面活性剂强化生物修复重金属和多环芳烃污染土壤研究进展[J]. 生态学杂志, 2024, 43(9): 2813-2823.
- [31] Torres, L.G., Lopez, R.B. and Beltran, M. (2012) Removal of As, Cd, Cu, Ni, Pb, and Zn from a Highly Contaminated Industrial Soil Using Surfactant Enhanced Soil Washing. *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C*, **37**, 30-36.
<https://doi.org/10.1016/j.pcc.2011.02.003>
- [32] 张力, 袁婷婷, 汪溪远, 等. 生物表面活性剂修复重金属污染土壤的研究进展[J]. 新疆大学学报(自然科学版), 2019, 36(2): 198-202.
- [33] 孙乔, 邱海燕, 兰贵红, 等. 鼠李糖脂发酵液淋洗镉污染土壤的研究[J]. 应用化工, 2023, 52(7): 2063-2067.
- [34] 刘才鑫, 师春甜, 施晨江一, 等. 皂角苷对污泥中铅、镉、锌和铜的去除研究[J]. 化学与生物工程, 2022, 39(11): 7-12.
- [35] 雷国建, 聂静, 文波, 等. 生物表面活性剂对矿区污染土壤淋洗效果研究[J]. 广东化工, 2022, 49(9): 113-115.
- [36] 陈再, 陈维芳, 何飞飞, 等. 生物表面活性剂对河道底泥重金属的淋洗效果比较[J]. 水资源与水工程学报, 2017, 28(6): 56-61.
- [37] 李世杰, 曹园城, 刘超, 等. 酒石酸协同草酸淋洗镍污染土壤[J]. 化工环保, 2023, 43(1): 87-93.
- [38] 谢坤伦, 林保国, 李雯. 天然有机酸与 2-羟基- β -环糊精复合对土壤 Pb 淋洗修复研究[J]. 当代化工研究, 2023(7): 173-175.
- [39] 杨宗政, 李文轩, 董春婷, 等. 螯合剂与低分子有机酸复配淋洗修复 Cr(VI)污染土壤[J]. 农业环境科学学报, 2024, 43(3): 543-552.
- [40] 王国伟, 刘益平. 复合淋洗剂对高砷污染土壤修复效果及机理研究[J]. 电力勘测设计, 2023(S2): 186-192.
- [41] 李英华, 吴纪国, 刘司南, 等. 环境友好淋洗材料研选及对棕壤 Cd 污染修复作用[J]. 东北大学学报(自然科学版), 2024, 45(7): 1047-1056.
- [42] 李思成. 有机酸对镉污染土壤的淋洗修复及其机理研究[D]: [硕士学位论文]. 广州: 华南理工大学, 2023.
- [43] 杨雅杰, 李忠徽. 不同淋洗剂对重金属污染土壤的修复效果影响及发展趋势[J]. 陕西地质, 2023, 41(2): 10-15.
- [44] 王翀, 吴春发, 傅赵聪, 等. 不同淋洗剂对砷污染土壤多级淋洗效果比较[J]. 生态与农村环境学报, 2023, 39(10): 1308-1315.
- [45] 邵俐, 倪逸斐, 王帅, 等. 超声辅助复合淋洗对污染黏土的工程性质影响[J]. 岩土工程技术, 2024, 38(3): 358-364.

- [46] 何雨江, 陈德文, 张成, 等. 土壤重金属铬污染修复技术的研究进展[J]. 安全与环境工程, 2020, 27(3): 126-132.
- [47] 贾彦生. 土壤有机质含量对农作物生长的影响机制研究[J]. 中文科技期刊数据库(全文版)农业科学, 2025(1): 5-8.
- [48] 万永超. 土壤有机质中腐殖酸对地下水中铅迁移吸附行为的影响研究[J]. 中文科技期刊数据库(全文版)自然科学, 2025(7): 193-196.
- [49] 方明智, 唐思琪, 孙煜璨, 等. 腐植酸淋洗对重金属污染土壤微生物群落结构影响研究[J]. 农业环境科学学报, 2023, 42(5): 1061-1070.
- [50] 康傲, 周灵燕, 王小红, 等. 热带地区土壤团聚体形成与稳定性的影响因素[J]. 地理科学研究, 2025, 14(2): 210-218.
- [51] 陈思思, 孙洋, 张凯, 等. 土壤团聚体周转过程和稳定性的影响因素与作用机制综述[J]. 江苏农业科学, 2024, 52(19): 8-14.
- [52] 武亚军, 岳皓凡, 臧学轲, 等. 不同黏粒含量土的固结和重金属吸附解吸特性[J]. 长江科学院院报, 2025, 42(5): 88-96.
- [53] 冯树娜, 吕家珑, 何海龙. KI 淋洗对黄绵土汞污染的去除效果及土壤理化性状的影响[J]. 生态环境学报, 2023, 32(4): 776-783.
- [54] 方贤慧. 土壤细粒级团聚体中重金属淋洗效率及驱动因素研究[D]: [硕士学位论文]. 咸阳: 西北农林科技大学, 2024.
- [55] 王宏岩, 贾水星, 甘平. 重金属污染土壤淋洗分级粒径减量化实验[J]. 环境生态学, 2023, 5(5): 72-76.
- [56] 张阳, 王梓凝, 任梓旭, 等. 土壤重金属形态分析的研究进展[J]. 沈阳师范大学学报(自然科学版), 2025, 43(2): 133-140.
- [57] 杨爱萍, 崔罗肖, 李蒙, 等. 土壤重金属形态分析方法研究进展[J]. 世界有色金属, 2022(17): 208-210.
- [58] 冯肖杰. 含硫无机盐对土壤细颗粒中重金属淋洗的去除作用[D]: [硕士学位论文]. 阜新: 辽宁工程技术大学, 2023.
- [59] 刘雨昕. 淋洗法对矿区周边污染土壤中重金属形态的影响[J]. 环境与发展, 2024, 36(1): 88-93+108.
- [60] 袁菡, 郎建, 李桥, 刘杰, 杨刚. 两种有机膦酸对砷、铅、镉污染土壤的淋洗研究[J]. 环境保护前沿, 2024, 14(4): 852-865.
- [61] 崔航. 铅污染土壤淋洗修复和淋洗废液处理研究与实践[J]. 节能与环保, 2025(3): 39-46.
- [62] 赵曼青, 颜丙学, 严欢, 等. 单一及复合淋洗去除土壤中的铅及其机理研究[J/OL]. 重庆理工大学学报(自然科学), 1-10. <https://link.cnki.net/urlid/50.1205.T.20230218.2252.002>, 2025-09-18.
- [63] 胡匡正, 陈灿明, 卫泽斌, 等. 土壤重金属的醋酸淋洗效果及其对地下水的影响评估[J]. 农业环境科学学报, 2024, 43(4): 810-822.
- [64] 王胜. 氨基酸类离子液体淋洗去除土壤中重金属的研究[D]: [硕士学位论文]. 无锡: 江南大学, 2023.
- [65] 刘仕翔, 胡三荣, 罗泽娇. EDTA 和 CA 复配淋洗剂对重金属复合污染土壤的淋洗条件研究[J]. 安全与环境工程, 2017, 24(3): 77-83.
- [66] Hu, W., Niu, Y., Zhu, H., Dong, K., Wang, D. and Liu, F. (2021) Remediation of Zinc-Contaminated Soils by Using the Two-Step Washing with Citric Acid and Water-Soluble Chitosan. *Chemosphere*, **282**, Article 131092. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.131092>
- [67] 高焕方, 赵曼青, 颜丙学, 等. 单一及复合淋洗去除土壤中的铅及其机理研究[J]. 重庆理工大学学报(自然科学), 2023, 37(3): 282-290.
- [68] Geng, H., Wang, F., Yan, C., Tian, Z., Chen, H., Zhou, B., *et al.* (2020) Leaching Behavior of Metals from Iron Tailings under Varying Ph and Low-Molecular-Weight Organic Acids. *Journal of Hazardous Materials*, **383**, Article 121136. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2019.121136>
- [69] 陈恺怡. 化学淋洗和沉淀浮选联合修复镉污染土壤研究[D]: [硕士学位论文]. 北京: 中国矿业大学, 2024.
- [70] 王英戈, 杨凯, 张卫珂, 等. 污泥源腐殖酸对铅铬复合污染土壤的淋洗效果研究[J]. 现代化工, 2024, 44(S2): 202-207.
- [71] 马婵华, 欧阳文杰. 重金属 Cu 污染土壤 GLDA 和 FeCl₃ 淋洗修复效果的分析研究[J]. 农业科技与信息, 2022(9): 21-24.
- [72] 孜尔叶克·尼牙孜汗, 邹航, 成格力, 等. 螯合剂对矿山水体底泥中重金属提取效率研究[J]. 金属矿山, 2023(11): 124-129.

- [73] 潘小梅, 彭潇, 张登焯, 等. 废弃物发酵液淋洗去除土壤重金属的效率、机理及生态风险[J]. 农业环境科学学报, 2024, 43(10): 2310-2320.
- [74] 何苏祺, 李正, 陈建学. 无患子联合 EDTA-2Na 协同洗脱高细粒土壤中 Pb 和 Cd [J]. 土壤, 2024, 56(5): 1144-1150.
- [75] 马强. 化学淋洗与电动技术联合修复重金属污染土壤的研究[D]: [博士学位论文]. 广州: 华南农业大学, 2019.
- [76] 何涛, 颜望培, 张杰, 等. 淋洗联合电动修复土壤中镉、镍、铅污染[J]. 化工管理, 2024(19): 48-52.
- [77] 高松, 童新元, 王芸, 等. 淋洗与电化学还原联用处理镉-铅污染土壤[J]. 中国环境科学, 2022, 42(4): 1788-1794.
- [78] 孙慧. 重金属污染土壤络合淋洗及电化学还原耦合强化修复技术研究[D]: [硕士学位论文]. 济南: 山东大学, 2024.
- [79] He, L., Zhou, X., Cao, J. and Shen, L. (2022) Ultrasound-Assisted Soil Washing for Metals-Contaminated Soil Using Various Washing Solutions. *CLEAN—Soil, Air, Water*, **50**, Article No. 2100419. <https://doi.org/10.1002/clen.202100419>
- [80] 丁艳华, 颜胜华. 超声强化茶皂素对污染土壤中重金属去除效果的影响[J]. 环境工程学报, 2018, 12(3): 876-884.
- [81] 李自然, 吴永贵, 鲁鸿霏, 等. 超声强化有机酸联合去除制革污泥中典型重金属[J]. 环境工程学报, 2024, 18(8): 2289-2299.
- [82] 熊伟. 超声强化柠檬酸淋洗修复铈污染土壤的研究[J]. 湖南有色金属, 2020, 36(4): 62-65.
- [83] 尹凤娟. 超声强化乙二胺四乙酸/酒石酸淋洗修复重金属污染土壤[J]. 当代化工, 2019, 48(7): 1388-1391.
- [84] 高珂, 朱荣, 邹华, 等. 超声强化淋洗修复 Pb、Cd、Cu 复合污染土壤[J]. 环境工程学报, 2018, 12(8): 2328-2337.
- [85] 王英艺, 林海峰. 微波辅助处理有机固废的高效转化技术[J]. 中文科技期刊数据库(全文版)自然科学, 2025(7): 71-74.
- [86] 王莹莹. 微波消解——原子吸收光谱法在化工废水重金属离子检测中的应用[J]. 纯碱工业, 2025(2): 27-29.
- [87] 张义春. ICP-MS 测定土壤和沉积物中重金属的不同前处理方法对比研究[J]. 化学试剂, 2025, 47(2): 67-72.
- [88] 庄景宏. 优化超级微波消解前处理方法测定土壤和沉积物中 14 种重金属[J]. 海峡科学, 2024(8): 77-82.
- [89] 郭伟伟. 污染场地土壤重金属分布特征及修复技术研究[J]. 环境科学与管理, 2024, 49(4): 86-90.
- [90] 唐晗. 复合重金属污染土壤强化淋洗修复技术研究[D]: [硕士学位论文]. 常州: 常州大学, 2022.
- [91] 莫子奋, 周玉娟, 汪江英, 等. 超声与微波辅助柠檬酸对铈污染土壤的淋洗参数研究[J]. 有色金属(冶炼部分), 2023(12): 131-139.
- [92] 李华鹏. 微波、超声强化 H₂O₂ 氧化-淋洗联合修复铬污染场地技术研发[D]: [硕士学位论文]. 济南: 山东师范大学, 2017.
- [93] 石英楠, 王丝雨, 周仲魁, 等. 新型氧化-淋洗体系对某矿区真实铈污染土壤的修复性能研究[J]. 湿法冶金, 2025, 44(4): 534-545.
- [94] 王常艳, 刘东方, 龙宇涵, 等. H₂O₂ 氧化联合化学复合淋洗去除煤气化细渣中重金属[J]. 化工环保, 2024, 44(1): 73-79.
- [95] 王沐, 宋骏杰, 谢荣焕, 等. H₂O₂ 氧化联合化学淋洗修复电镀工厂铬污染黏性土壤的试验研究[J]. 环境工程, 2022, 40(8): 125-130.
- [96] 邵乐, 史学峰, 李昌武, 等. 化学氧化强化化学淋洗修复汞污染土壤的试验研究[J]. 湖南有色金属, 2019, 35(6): 54-58.
- [97] 戴竹青, 彭文文, 王明新, 等. 盐酸羟胺强化柠檬酸淋洗修复重金属污染土壤[J]. 生态与农村环境学报, 2020, 36(9): 1218-1225.
- [98] 周芙蓉, 杨寿南. 柠檬酸复合淋洗剂对镉污染土壤淋洗效果研究[J]. 现代农业科技, 2022(13): 113-116.
- [99] Lu, L., Guest, J.S., Peters, C.A., Zhu, X., Rau, G.H. and Ren, Z.J. (2018) Wastewater Treatment for Carbon Capture and Utilization. *Nature Sustainability*, **1**, 750-758. <https://doi.org/10.1038/s41893-018-0187-9>
- [100] 刘新秀. 电镀含铜模拟废水破络除铜技术研究[D]: [硕士学位论文]. 上海: 华东理工大学, 2014.
- [101] 王靖文, 曹斐妹, 唐万鹏, 等. 分步连续沉淀法对铈污染土壤淋洗废液的回收及净化[J]. 有色金属(冶炼部分), 2023(8): 159-166.
- [102] Yang, Y., Yan, L., Li, J., Li, J., Yan, T., Sun, M., *et al.* (2019) Synergistic Adsorption and Photocatalytic Reduction of Cr(vi) Using Zn-Al-Layered Double Hydroxide and TiO₂ Composites. *Applied Surface Science*, **492**, 487-496. <https://doi.org/10.1016/j.apsusc.2019.06.229>

-
- [103] 杨莎莎, 过成龙, 黄国林, 等. 生物高分子/氧化石墨烯复合材料对铀的吸附研究进展[J]. 广东化工, 2019, 46(22): 55-56.
- [104] 王旭楠, 谢宝龙, 陈希, 等. 含镍电镀废水处理工艺研究[J]. 盐科学与化工, 2020, 49(7): 14-18.
- [105] Pocięcha, M., Kastelec, D. and Lestan, D. (2011) Electrochemical EDTA Recycling after Soil Washing of Pb, Zn and Cd Contaminated Soil. *Journal of Hazardous Materials*, **192**, 714-721. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2011.05.077>
- [106] Su, X., Tan, K., Elbert, J., Rüttiger, C., Gallei, M., Jamison, T.F., *et al.* (2017) Asymmetric Faradaic Systems for Selective Electrochemical Separations. *Energy & Environmental Science*, **10**, 1272-1283. <https://doi.org/10.1039/c7ee00066a>
- [107] 黄佳婷. 重金属污染土壤 EDTA 淋洗废液的交流电化学处理性能及其强化方法[D]: [硕士学位论文]. 杭州: 浙江大学, 2024.