

西南矿区重金属污染土壤修复与功能重构研究进展^①

吴桐, 钟杨术书, 孙浩, 王贺飞, 彭子鸿, 秦超*, 高彦征

(南京农业大学资源与环境科学学院, 南京 210095)

摘要: 我国西南矿区土壤重金属污染严重, 实现污染修复与功能重构已成为土壤持续利用的关键。本文系统梳理了该区域土壤持续利用的主要障碍因子, 包括重金属污染、土壤生产功能和生态功能破坏。在总结污染物低碳化淋洗、植物修复、微生物修复以及联合修复等绿色修复技术的基础上, 指出微生物-植物联合修复已成为西南矿区重金属污染土壤修复的优势技术。此外, 本文进一步探讨了土壤生态和生产功能重构技术, 提出研发基于土壤重金属原位转化与农作物生产的持续利用新技术, 是实现我国西南矿区土壤生态-生产功能转型与资源化持续利用的关键。

关键词: 西南矿区; 重金属; 污染土壤; 生态-生产功能重构; 持续利用

中图分类号: X53 **文献标志码:** A

Research Progress on Remediation and Functional Reconstruction of Heavy Metal-contaminated Soils in Mining Areas of Southwest China

WU Tong, ZHONG Yangshushu, SUN Hao, WANG Hefei, PENG Zihong, QIN Chao*, GAO Yanzheng

(College of Resources and Environmental Sciences, Nanjing Agricultural University, Nanjing 210095, China)

Abstract: Soil heavy metal pollution is severe in mining areas of Southwest China, and combination of pollution remediation and functional reconstruction has become the key to the sustainable utilization of soil. This study identified that heavy metal pollution as well as the destruction of soil productive and ecological function are the main obstacle factors for the low-carbon sustainable utilization of soil in the southwest mining areas. By analysing previously reported pollution remediation technologies such as low-carbon leaching of pollutants, phytoremediation, microbial remediation and combined remediation, this study clarified that the combined microbial-plant remediation technology has become an advantageous technology for the remediation of heavy metal-contaminated soil in southwestern mining areas. Additionally, the paper outlined soil ecological and productivity reconstruction techniques, proposed that developing new technologies based on *in situ* transformation of soil heavy metals and crop production is key to realize the transformation of soil ecological-productive functions and sustainable utilization of resources in the mining area of Southwest China.

Key words: Mining areas of Southwest China; Heavy metal; Contaminated soil; Ecological-productive functions reconstruction; Sustainable utilization

土壤环境安全是全面建设美丽中国的必然要求。然而, 我国西南矿区土壤重金属污染不容乐观, 其土壤中 As、Cd、Hg、Pb、Zn 的平均含量分别为 120.80、14.43、2.58、652.99 和 1 038.39 mg/kg, 均超过了 GB15618—2018《土壤环境质量 农用地土壤污染风险管控标准(试行)》中相应的风险管控值^[1]。据统计, 西南矿区重金属污染场地约 40 万块, 占用损毁土地达 360 万 hm², 人地矛盾突出^[2]。金属采矿活动是该

地区造成土壤重金属污染的根本原因。据报道, 与西南地区土壤背景值相比, 西南金属矿开采导致 As、Cd、Cu、Hg、Ni、Pb、Zn 的含量分别增加 278.1%、4 109.8%、138.7%、452.9%、16.2%、741.5% 和 420.7%^[2-3]。当土壤重金属积累到一定量后, 可造成植物根系受损、地上部生长不良等状况, 影响农产品质量。更严重的是, 作物累积的重金属, 可通过食物链进入人体, 威胁人群健康。

①基金项目: 国家重点研发计划项目(2023YFC3708100)和国家自然科学基金项目(42477419, 42107221)资助。

* 通信作者(qinchao@njau.edu.cn)

作者简介: 吴桐(2002—), 女, 江苏南通人, 硕士研究生, 主要从事有毒有机污染物研究。E-mail: wutong@stu.njau.edu.cn

以往研究多聚焦土壤重金属污染修复技术开发,不同技术的修复效果差异明显。例如,电热修复对挥发性重金属去除效果较好^[4]。但由于西南地区矿产资源丰富,土壤中的重金属元素多样,种类复杂,该方法对稳定性强的重金属修复效果甚微。固化/稳定化技术虽然能在短期内降低重金属的活性,但随着时间推移和环境条件变化,稳定化药剂的效果会逐渐减弱,重金属被再次释放,且稳定化药剂的存在会进一步影响土壤肥力和农产品质量安全^[5]。此外,热解吸重金属修复技术对于铅锌矿区吸附性较强的 Pb 污染土壤修复效果较好,但是其能源消耗较大,燃烧化石燃料或使用高能耗设备会释放大量的二氧化碳,且高温易改变土壤结构和理化性质^[6]。而化学淋洗的淋洗剂再生能耗高,且化学药剂的生产和运输过程也会产生碳排放。可见,诸多现有物理/化学技术在绿色环保以及低碳可持续发展等方面尚存不足,未能达到高效、低耗、环境友好等要求,且在低碳减排、资源循环利用等方面表现欠佳,无法满足现代污染修复中对于绿色低碳环保技术的迫切需求。

西南矿区面临的重金属污染、资源枯竭、废弃土地利用率低、可持续性差等问题,已成为制约当地经济发展的瓶颈。现今矿区污染土壤修复后常采用管控措施,形成大量闲置土地;或经简单复绿后,造成“一年绿、两年黄、三年死光光”的现象。因此,以土壤持续利用为目标、以“开发式治理”为核心的土壤生态-生产功能重构研究亟待开展,特别是开发土壤修

复与高值农业生态重构协同新模式,实现土壤治理与脱贫转型的协同长效经济可持续利用^[7]。

基于以上,本文分析了西南矿区重金属污染土壤持续利用的障碍因子,梳理了重金属绿色修复技术及原理,归纳了土壤生态-生产功能重构技术,有望为西南矿区污染土壤资源化利用提供新途径,进一步拓展耕地资源。

1 西南矿区重金属污染场地土壤低碳化持续利用的障碍因子

1.1 土壤重金属污染严重

如图 1 所示,由于高自然背景值、采矿活动频繁、水文地质条件复杂及土壤缓冲能力弱等因素的综合作用,西南矿区重金属污染程度高且种类复杂,区域差异化明显。以往研究测定了云南金顶铅锌矿周围 40 个采样点土壤中 8 种重金属(As、Cd、Cr、Cu、Hg、Ni、Pb、Zn)含量,发现 As、Cd、Pb 和 Zn 的含量极高,分别有 23%、95%、25% 和 35% 的样品超标,且几乎所有样品中的 Cd 含量均超过了 GB15618—2018《土壤环境质量 农用地土壤污染风险管控标准(试行)》中规定的 pH<5.5 条件下的风险管控值 0.8 mg/kg^[8]。云南省 Cd 污染的热点城市最为常见,丽江、普洱和文山的 Cd 含量超过 20 mg/kg, Pb 含量超过 200 mg/kg;普洱、红河和文山的 Zn 含量超过 400 mg/kg, Cu 含量严重超标,均超过 100 mg/kg;怒江和大理的 Zn 含量分别为 256.8 和 230.3 mg/kg。

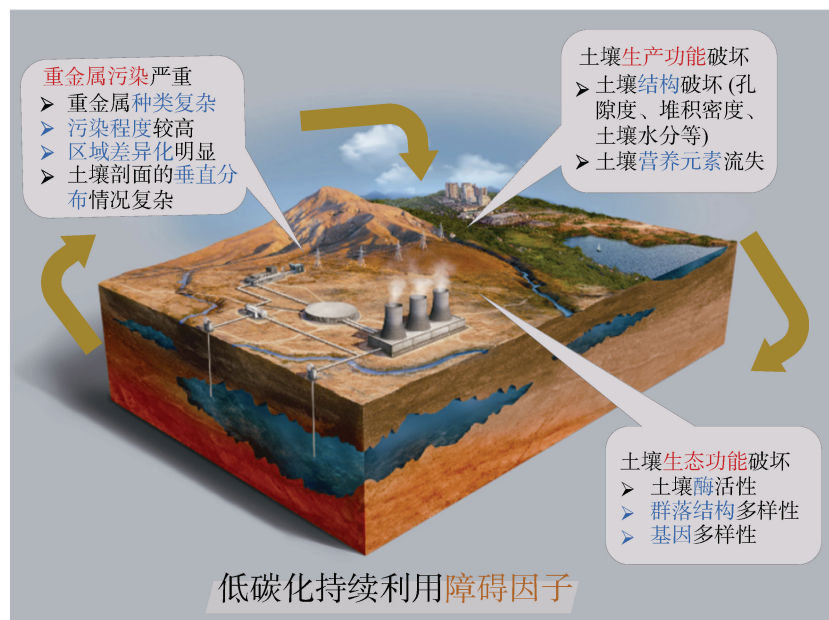


图 1 西南矿区重金属污染土壤低碳化持续利用的障碍因子

Fig. 1 Obstacle factors to low-carbon sustainable utilization of metal contaminated soils in Southwest China

通常,土壤中 Hg、Cd、As 等重金属主要集中在表土层,其含量随土层深度增加而降低。对于西南矿区,土壤中重金属垂直分布规律差异化明显。例如,土壤表层 Hg 和 Cd 含量分别是母质层的 1.4 倍和 1.3 倍;Pb 的土层差异较小,含量均低于土壤背景值;而土壤表层 As 含量低于母质层,且呈现向下淋洗迁移趋势^[9]。

1.2 土壤生产功能破坏

土壤为人类生产和生活供给粮食作物以及其他农产品,土壤生产功能的高低直接影响着农作物的生长状况和产量。我国西南矿区土壤生产功能的破坏是重金属污染、土壤酸化及物理结构破坏三重因素共同作用的结果。相比之下,重金属污染与土壤酸化在当前阶段危害性更为直接严重,应作为治理重点。土壤生产功能破坏可表现为营养元素流失、土壤结构破坏和微生物失衡等。

我国西南地区露天矿区在长期开采过程中产生大量含重金属的废弃物(如矸石、尾矿),经风化和淋溶作用会释放重金属。以云南兰坪为例,对铅锌矿、煤矿及锡矿废弃地的土壤调查显示,重金属的长期积累已显著削弱土壤肥力^[10]。此外,张德刚等^[11]发现,长坡尾矿库的土壤有机质含量较低,仅为 3.21 g/kg;重度重金属污染的云南锡矿尾矿库土壤有机质平均含量为 11.23 g/kg,土壤肥力水平较低。雷冬梅等^[10]对云南矿区土壤肥力研究结果与孙庆业等^[12]对凡口铅锌尾矿研究结果相似,其全氮、有效磷、速效钾、有机质等土壤肥力指标等级多为 III 级或 II 级。在贵州某汞矿区附近土壤中,有效磷含量随着汞含量的增加而降低 30%~50%^[13]。这些均表明矿区土壤中重金属的积累可能是导致土壤肥力差的主要因素之一。

土壤酸化是西南矿区普遍存在的重要次生环境问题。该地区地处喀斯特地貌带,母质多为碳酸盐岩类,易风化失碱,地质背景酸化敏感性高。酸化与高重金属地质背景共同构成了西南地区区别于其他区域重金属污染的典型特征^[14]。长期采矿、冶炼、农业施肥和自然风化等因素叠加,加剧了酸化进程。以重庆市北碚区紫色土和贵州省黔南州黄壤为对象,以往研究发现,酸化会引起土壤团聚体组成与性质的改变,当酸化程度较高时,较小粒径的土壤团聚体具有更高的重金属释放风险^[15]。土壤酸化还会导致多种生态问题。例如,活性金属离子浓度升高会对植物根系产生毒害、碱性养分(如 K、Ca、Mg 元素)易流失、团聚体稳定性下降,进而导致土壤保水能力和抗侵蚀能力减弱。

由此可见,重金属污染是导致土壤生产功能破坏的核心因素,而酸化作用加剧了重金属的迁移性和毒性,两者共同作用造成土壤结构、养分和微生物系统全面退化,是当前西南地区土壤可持续利用的主要限制因素。

1.3 土壤生态功能破坏

西南矿区采矿及冶炼活动造成的重金属污染是导致土壤生态功能破坏的极为重要的因素。一方面,重金属可通过一定机制抑制酶与底物的配位结合来影响土壤酶活性;另一方面,也可通过影响微生物、植物、动物多样性影响土壤生态系统群落结构多样性。

在重金属积累引发土壤退化的过程中,土壤酶活性是极为敏感的指标。Zeng 等^[16]发现,Pb 浓度小于 500 mg/kg 时会提高土壤酶活性,超过此浓度则呈现显著的抑制现象。一定浓度的 Cd 会显著抑制蛋白酶和碱性磷酸酶活性^[17]。此外,赵永红等^[18]研究发现,矿区和冶炼区土壤中磷酸酶、脲酶和脱氢酶活性与重金属有效态含量呈负相关,主要是因为重金属占据酶活性位点或与酶分子氨基及羧基整合,干扰酶与底物结合,抑制酶促反应。生物多样性及群落多样性变化可作为土壤生态功能退化的早期指标^[19]。重金属 Pb、Cd、Ni 等可抑制土壤部分微生物的发育与代谢,导致敏感菌群消亡,筛选出抗性菌种,进而降低微生物多样性与生物量,扰乱微生物群落结构^[20-21]。土壤重金属污染还可引起植物群落结构改变。研究表明,Cu 污染可改变植物群落结构,通过提升其中抗性菌种比例干扰植物内源激素调控,影响雌雄异株植物性别分化,从而进一步影响群落组成^[22]。为适应重金属污染,土壤动物如线虫会进化出高重金属耐受性,表现为氧化应激相关基因与酶活性上调;同时还可能损害生理功能,降低基因多样性,使线虫食物网碳流动单一,营养级能量分配失衡,降低碳利用效率^[23]。

此外,露天开采及伴随矿山活动(尤其在云南、贵州等喀斯特岩溶地区)产生的土壤侵蚀退化对土壤生态功能的破坏也不容忽视。西南岩溶土壤生态系统中土壤微生物种类与数量普遍低于非岩溶区^[24]。前人对云南石林风景区不同深度土壤的研究发现,其土壤生物多样性指数在 1.5 以下^[25]。土壤侵蚀退化造成的土层变薄、结构破碎及有机养分匮乏限制了土壤动物及微生物的生境空间,降低其多样性与繁殖能力,进而导致微生物群落退化。土壤生物多样性破坏会降低微生物种类与数量,削弱污染物降解和生态自净能力,干扰其迁移转化;同时导致植被单一、碳储存下

降, 削弱碳循环功能。

2 重金属低碳化转化去除技术及原理

针对重金属污染土壤绿色低碳治理的现实需求, 绿色修复技术为西南矿区土壤的可持续利用提供了有效路径。该类技术强调无二次污染、低能耗与低碳

排放, 优于传统的重金属修复技术如高温焚烧、化学浸出等(不仅成本高昂, 还会对环境造成二次污染)。绿色修复更注重自然过程与清洁能源的利用, 最大限度降低生态干扰。目前, 西南矿区土壤修复呈现“绿色低碳化、本地化、组合化”发展趋势, 修复模式由单一手段逐步向多元协同与系统治理转型。表 1 汇总

表 1 重金属低碳化转化技术及原理
Table 1 Low-carbon transformation technologies and mechanisms of soil heavy metals

重金属	修复技术	技术原理	具体处理方法	去除率或富集量	参考文献
Cu, Pb, Zn	低碳化淋洗技术	通过添加淋洗剂将重金属从土壤中去除	皂素	95%, 98%, 56%	[26]
Cr, Cu, Zn, Pb			乙二胺琥珀酸 EDDS 螯合剂	52%, 66%, 64%, 48%	[27]
As			柠檬酸淋洗剂淋洗	76.20%	[28]
Cd-Pb 复合			天然有机酸乙醇酸作为单一淋洗剂	80.19% 和 48.54%	[29]
Pb, Cr(VI), Cu	微生物修复技术	利用微生物的自然代谢能力降解、转化或去除环境中污染物的生态修复技术	添加生物菌剂	91%, 72.83%, 92.92%	[30-32]
As, Cu			添加复合菌剂	49%, 41%	
Cd, Pd, Cu	植物修复技术	利用超富集植物吸收土壤中污染物并转移到植物地上部分, 收割其地上部分集中处理, 连续种植, 以达到修复目标	藿香蓟, 苦草, 黑藻植物提取	13.2%~15.6%, 53.1%, 72.31%	[33-35]
Hg, Se, As		利用植物的吸收、转化及挥发能力将体内重金属转化为可挥发性气态物质, 来消减土壤污染	拟南芥, 印度芥菜, 芦竹植物挥发	80%, 48%, 75%	[36-38]
As, Sb, Pb; Ni; Cd		凭借耐重金属植物自身特性, 降低重金属活性、土壤中迁移性和生物有效性, 以避免重金属被淋溶到地下水或通过空气扩散	柳树; 蓖麻; 酸角、大豆、苜蓿等豆科植物稳定	15%; 15%~25%; 10%~15%	[39-41]
Pb, Cr	微生物-植物联合修复技术	植物的光合作用、根系分泌物、落叶残体可改善根际土壤环境, 为微生物提供营养物质; 微生物可影响植物对重金属的吸收、转运, 减少重金属氧化胁迫, 活化重金属, 帮助植物从土壤中吸收有益元素	耐铅乳酸菌与黑麦草联合修复; 生物炭基微生物菌剂与印度芥菜的联合施用	15%~25%; 197.61 mg/kg	[42-43]
Cr-Pb 复合	淋洗-植物联合修复技术	将经淋洗处理后的土壤利用植物进一步进行重金属的去除	EDTA-Zn5 和 PASP-Zn5 处理	根部 Pb 含量增加 44.65% 和 35.29%	[44]
U			利用黑麦草和印度芥菜提取土壤 U, 加入柠檬酸	U 提取率分别为 3.5% 和 4.6%	[45]
Cr, Cd/Zn	动物-植物联合修复技术	利用土壤中的低等生物(蚯蚓等)对重金属的直接吸收、转化, 或者改善土壤理化性质, 促进微生物生长, 增加土壤肥力, 从而增加植物对重金属的吸收	蚯蚓(赤子爱胜蚓、威廉环毛蚓)+植物(黑麦草、玉米); 伴矿景天+赤子爱胜蚓	88.44%; Cd 和 Zn 吸收量分别提高了 72.0% 和 36.0%	[46-47]
Zn, Cd	植物-植物联合修复技术	通过两种或者两种以上超富集植物联合提取, 构建物种间(垂直)的群落结构, 提高植物提取污染土壤重金属的效率	水杉+黑麦草; 东南景天和 一些田间蔬菜(如空心菜或小白菜)进行轮作	26.24%, 56.5%	[48-49]

了近年来低碳化淋洗、微生物修复、植物修复、联合修复等重金属绿色修复技术。

2.1 低碳化淋洗技术

土壤淋洗通常是指用不同的萃取剂从土壤中去除重金属，具有高效性、强适应性以及操作简便等优势。该技术适用于重金属浓度高、污染活性强、结构松散、团聚体少、植物难以生长的酸性或中性尾矿及表层土壤。目前常用化学淋洗剂有无机淋洗剂、螯合剂、表面活性剂和复配淋洗剂^[50]，在实际使用的过程中均存在一定的局限性。因此，筛选高效、经济的环境友好型淋洗剂至关重要。

乙酸、草酸、柠檬酸和酒石酸等有机酸是具有低毒性、高去除效能的环境友好型淋洗剂^[28, 50]。在淋洗过程中，各类试剂之间不同的反应类型和溶剂效应导致其淋洗效果差异较大，重金属淋洗率为 48%~98%^[26-29]。因此，深入研究淋洗剂的作用机制，优化淋洗条件，提高去除效率，仍是当前的研究重点。研究发现，氯化铁、草酸、盐酸对 Pb 的淋洗效果较好，且复合淋洗剂效果优于单一淋洗剂^[50]。此外，研究表明，柠檬酸与 FeCl₃ 复配体积比为 1 : 4 时，对 Cu、Ni、Cd、Pb、Zn 的淋洗效率分别可达 84.7%、75.7%、88%、74.3%、78%^[51]。Yang 和 Hodson^[52]发现，人工合成腐殖酸可以将土壤中的 Cu、Zn、Ni 和 Pb 分别去除 45.2%、34.6%、42.2% 和 15.6%。另有研究人员通过提取市政污泥中的腐殖酸对云南文山某金属冶炼厂周边的 Pb-Cr 复合污染土壤进行淋洗处理，结果显示在土壤与腐殖酸淋洗剂固液比为 1 : 30 时对 Pb 的去除效果最好，Cr 的去除效果与土壤和腐殖

酸的固液比成正比^[53]。

尽管土壤淋洗对重金属具有较高的去除效率，但其过程会产生大量含重金属废液，若未妥善处理，易引发二次污染。研究表明，采用分步连续沉淀法可实现草酸的回收(适用于高浓度 Sb-As 复合污染土壤)，并同步净化淋洗废液，有助于显著降低综合修复成本^[54]。由于西南矿区普遍缺乏工业化配套设施，小规模修复场地多采用“直接收集+临时储存”的方式处置废液，环境风险较高。为此，建议建设移动式废液处理站，其具备成本低、运输便捷等优势，适用于分散型矿区。针对 EDTA 等螯合剂难降解问题，可通过以下策略降低其环境风险和修复成本：一是开发可生物降解的新型螯合剂(如次氨基三乙酸、乙二胺二琥珀酸三钠、谷氨酸二乙酸等)，并通过与廉价有机酸复配、精准投加或吸附回收等手段优化使用；二是将 EDTA 与有机酸或表面活性剂联合使用，在提高淋洗效率的同时减少 EDTA 投入量。此外，将低能耗的物理技术(如电渗透、重力分离)与绿色化学过程(如低温催化氧化)联用，有助于降低碳排放和能耗，推动重金属污染场地修复向绿色低碳方向发展。

2.2 植物修复技术

作为生物修复技术的一种，植物修复的核心在于依靠植物吸收并固定土壤中的各类污染物，借助植物挥发、提取和稳定等途径，促使土壤环境中重金属含量降低甚至完全清除(图 2)。其适用于中低污染、具备一定养分和土层厚度的坡面及丘陵台地型矿区土壤。该技术成本低、绿色生态、生物产量可观、不会引发二次污染。

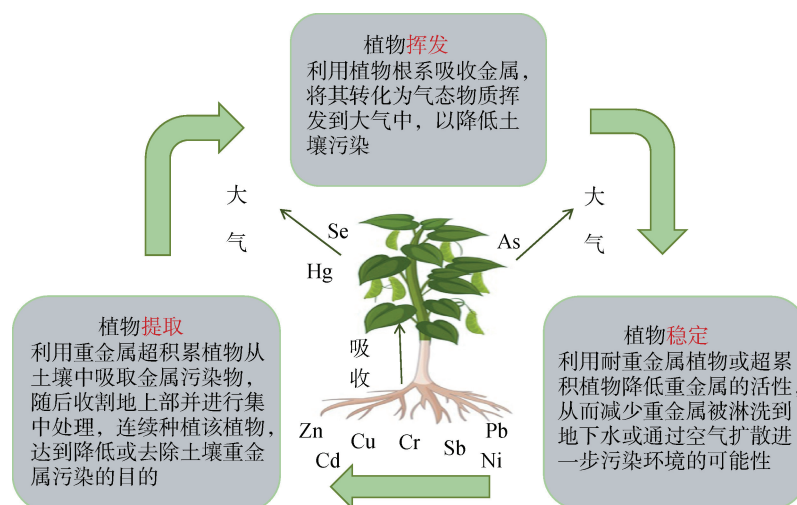


图 2 植物修复过程及原理

Fig. 2 Phytoremediation processes and mechanisms

蜈蚣草、龙葵等超富集植物已广泛应用于我国西南矿区重金属污染场地的植物修复实践中,其中蜈蚣草对 As 具有极强的富集能力。王琳等^[55]发现贵州汞矿区蜈蚣草对 Pb、Zn、As 等有良好的富集作用,对 As 的总富集量最高可达 254.52 mg/kg。对云南会泽铅锌矿区废弃地的草本植物的优势度分析结果表明,狗脊、水蓼和狗牙根对 Cu、Cd 和 Pb 的富集能力较强,对 Mn 的转运效果也较好,可作为构建植物修复群落的优势物种组合^[56]。此外,对贵州湘江锰矿区土壤及 13 种优势植物进行研究发现,垂序商陆、小蓬草、酸模叶蓼、苍耳具有较强的重金属富集能力^[57]。

然而,不同植物对西南矿区重金属污染的修复原理差异较大。其中,藿香蓟、苦草、黑藻可通过植物提取的方式达到修复目标,对 Cd、Pb、Cu 的去除率分别可达 15.6%、53.1%、72.3%^[33-35]。而拟南芥、印度芥菜、芦竹可通过植物挥发的方式来消减土壤污染,对 Hg、Se、As 的去除率分别为 80%、48%、75%^[36-38]。其次,植物修复周期较长,且受环境因素影响较大,如土壤性质、气候条件等。通过施用有机肥、调整土壤 pH 等方式可改善植物生长环境,增强其修复能力。此外,在修复过程中,如何处理富集重金属的植物残体,避免二次污染,也是需要解决的问题。对于金属含量高、运输可控的矿区,如贵州汞矿、云南铅锌矿等,可采用高温焚烧的方式。在西南矿区,结合实际条件,推荐采用高浓度污染时“焚烧减量+金属回收”与低浓度污染时“生物质炭转化”并行的策略,以实现污染治理与资源回收的双重目标。

2.3 微生物修复技术

微生物修复指重金属被微生物吸收或转化为低毒产物的过程,是一种绿色无污染的技术手段。其可改善土壤结构和质量,增加土壤的碳汇,在不同地质和气候条件下具有高度的适应性,尤其是在无客土条件下。微生物修复可有效应对露天矿高陡边坡生态修复中的多重难题,尤其在控制重金属污染、改善土壤肥力及支持植被恢复方面效果显著。

植物的某些内生菌(如芽孢杆菌属、巴氏微杆菌属等)可通过转变重金属形态来降低其毒性。研究表明,假单胞菌可将钴胺素转化为甲基钴胺素,甲基钴胺素与 Hg 结合生成甲基汞,从而促进植物对 Hg 的吸收^[58]。西南矿区开采引发的水土流失与土壤沙化,使高温胁迫成为生态修复的主要限制因素。丛枝菌根真菌(AMF)接种可促进植物生长,改善光合作用与抗病性,缓解氧化与高温胁迫,有效提升矿区生态修复效率^[59]。西部煤矿区广泛定殖于植物根系的内生真

菌可增强植物对干旱、重金属等非生物胁迫的耐受性,采用菌液浸种、固体菌剂和叶面肥涂抹等方式有助于保留其活性,充分发挥其生态功能^[60],但长期生态效应仍需探索。此外,近期有研究人员从矿区硅酸盐岩中分离出菌株 NLX-4,其可产生吡啶乙酸及铁载体这两种促进植物生长的物质,为缓解岩石矿区水土流失和裸岩暴露等问题提供了优良菌种资源和新的修复思路^[61]。

可见,微生物可通过转变重金属形态等机制降低土壤中重金属的毒性及含量,为削减土壤重金属污染风险提供技术支撑。尽管微生物修复技术在西南矿区的研究取得了一定进展,但仍存在一些挑战,如修复周期较长、复合污染修复效果有限等问题,因而不适于单独修复,多考虑与植物修复、工程修复技术等结合以提升修复效果。后期应优化微生物菌种的筛选以获得高耐受性菌种^[62]。实现规模化生产菌种与合理管理供应链是微生物修复技术得以大规模应用的重要一环。

2.4 联合修复技术

在西南矿区重金属污染土壤修复实践中,单一的修复技术往往存在一定的局限性而不能满足修复需求,因此可采用多种修复技术相结合的联合修复方法相互补充以达到最佳修复效果^[63]。常见的联合修复技术包括微生物-植物联合修复、淋洗-植物联合修复、动物-植物联合修复、植物-植物联合修复等(表 1)。

单一微生物修复技术往往会暴露出如修复效率不高、适用范围有限等短板。为克服该问题,微生物-植物联合修复技术得到了广泛应用,于矿区周边农田重金属污染土壤中具有有良好的应用前景。植物通过光合作用、根系分泌物及落叶残体改善根际土壤环境,为微生物提供营养,促进其生长繁殖^[64];反之,微生物可调节植物对重金属的吸收与转运,缓解氧化胁迫,并促进重金属的活化与迁移(图 3)。根瘤菌与豆科植物共生利于植物吸收营养元素,外生菌根真菌如褐环乳牛肝菌可增强宿主植物的生物量和抗逆能力。Jing 等^[65]从矿区毛竹根际土壤中分离出耐 Cd、耐 Pb 菌株 JYX10 和 JYX7,与油菜联合修复 Cd、Pb 污染土壤,研究表明,接种后油菜根系周围产生有机酸和铁载体,改善了土壤理化性质,增强了油菜的生物量及对重金属吸收能力。

此外,利用植物联合化学淋洗技术可高效去除土壤中重金属。已有研究以稀土尾矿污染土壤为对象,评估化学淋洗与黑麦草联合修复效果。结果表明,黑麦草可在柠檬酸淋洗后的土壤中正常生长,同时施用

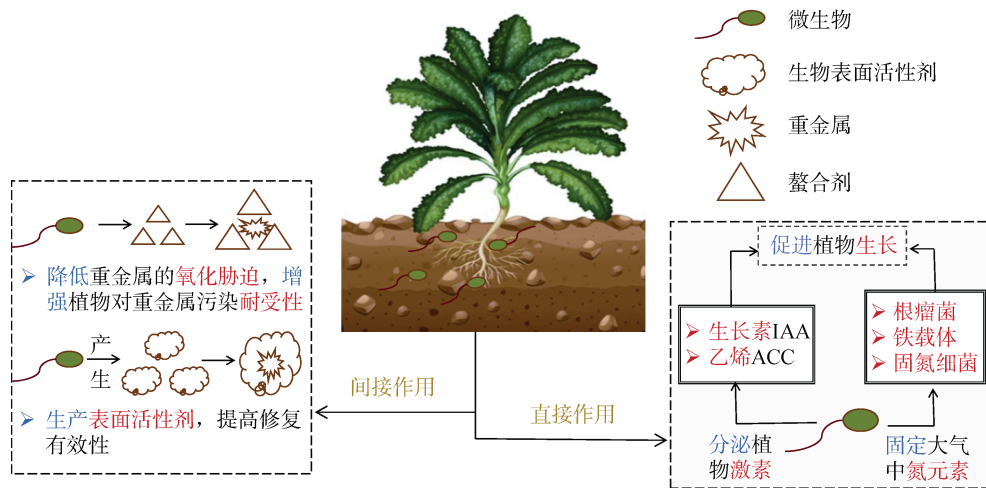


图 3 根际微生物-植物联合修复原理
 Fig. 3 Mechanisms of rhizosphere microorganism-plant combined remediation

油茶果壳堆肥与硝化抑制剂后,进一步增强了其对重金属的富集能力^[66]。动物-植物联合修复主要依赖如蚯蚓等土壤动物,直接吸收转化重金属或通过改善土壤理化性质,促进植物对重金属的吸收。例如,印度芥菜与线虫在 Cd 污染土壤中共同作用时,印度芥菜地上部分的 Cd 含量比单独种植时提高了 20%~40%^[67]。此外,在修复西南地区 Cd²⁺ 污染红黏土中,蚯蚓与君子兰联合可促进植株生长(高 9.6%),且对中层土壤修复效果较好;进一步添加鸡粪生物质炭后,三者协同修复效果最显著^[68]。

植物-植物联合修复可借助两种及以上超富集植物间的协同作用,有效去除或降低土壤中的污染物,形成物种间的垂直分布,避免生态位竞争。对云南城门山铜矿排土场植物群落结构研究发现,刺槐-田菁-苜蓿-狗牙根、刺槐-苜蓿-田菁和刺槐-狗牙根-苜蓿 3 种植物配置模式因垂直分布,修复效果较好,可为云南铜矿废弃地污染修复与植被恢复提供参考^[69]。

西南矿区重金属污染情况复杂,应根据污染程度与生态条件分区施策:高污染区域宜采用低碳化淋洗联合植物修复;中污染区适合植物与微生物协同修复;生态缓冲带或边缘区域可单独采用植物或微生物修复;而在污染元素多样或土壤空间异质性强的区域,采用植物-植物联合修复有助于发挥不同植物的协同优势。在整个修复过程中,可结合土壤调理剂(如生物质炭、有机肥等)提高系统稳定性与修复成效。

3 土壤生态-生产功能重构技术

3.1 土壤生产功能重构技术

西南矿区土壤生产功能的破坏已成为限制土地持续利用的主要障碍之一。生产功能重构技术旨在恢

复受损土壤的生产力、生态功能和环境质量,其主要手段包括土体重构、结构调控与肥力提升。重金属污染背景下的土壤重构过程复杂,需综合物理、化学和生物措施,重建土壤结构与养分循环功能,推动其向适宜植物生长和生态平衡的状态转化。

3.1.1 土体重构技术 我国西南矿区部分矿山采用露天开采方式,剥离表层土壤和覆盖层,破坏了原有土层结构。地下采空形成的塌陷与裂缝进一步割裂土体连续性,导致土壤物理结构严重受损,难以支撑植被生长和保持水土,碳储能力也随之下降甚至丧失。因此,土体重构成为恢复生态功能的关键环节。

土体重构技术通过物理手段对受损土体进行重新铺设、分层与深度处理,以改善其结构与功能,推动“碳源型”用地向“碳汇型”转变。当前的技术体系包括表土剥离与存放、剖面重构、土壤改良、植被配置、水土保持与人工管护等步骤^[70](图 4)。表土剥离是指将受重金属污染的表层土壤从污染区域清除,以减少其在土壤-植物系统中的迁移与累积,降低对

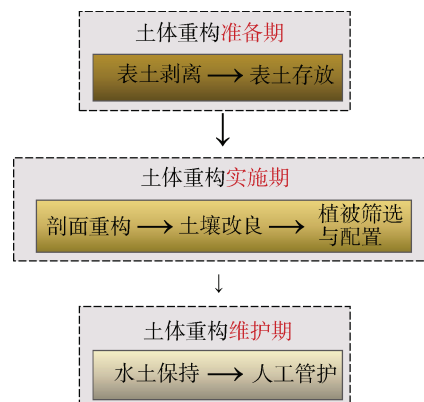


图 4 土体重构技术体系阶段划分图
 Fig. 4 Stage division of soil reconstruction technology system

生态系统和人类健康的风险。剥离土壤应暂存于高位、排水良好且远离水体和生态敏感区的位置,并在存放期间实施必要的养护管理,防止养分流失与结构退化。

土壤剖面重构通过不同层次土体的重新组合及地形改造,构建具有良好通透性和水分调控能力的土壤环境。重构过程中遵循“由下至上”分层的排砌原则,需控制堆置高度、坡度与颗粒结构,避免后期沉降风险以增强土层稳定性与生态适宜性。

3.1.2 土壤结构改良 土壤结构改良旨在增强土壤团聚体结构,提高土壤的通气性、透水性和根系生长条件。这些技术包括添加改良剂、机械改良和生物措施。其中,土壤结构改良剂是修复受损土壤与改善现有土壤结构的重要措施。土壤结构改良剂包括高分子类、有机类、矿物类和其他结构改良剂^[71]。

施用土壤结构改良剂可有效改善土壤的物理性质(如团聚性、孔隙度、容重等),调节化学特性(如 pH),提高有机碳含量,降低重金属污染,并促进植物根系生长。其中,土壤团聚体数量是衡量土壤结构改善效果的重要指标。据报道,施用蘑菇废料、氰氨化钙、活性炭、石灰和黑炭等结构改良剂可提高土壤水稳性团聚体含量,增强结构稳定性,同时降低容重、提高孔隙度^[72]。另有研究表明,高聚物能够吸附分散的土粒,促进团粒结构的生成^[73]。而表面活性剂类改良剂能增加土壤水稳性大团聚体的数量,并提高土壤含水率^[74]。

考虑喀斯特地区土壤石砾多、有机质少、酸性强等特点,可选择适配性强的改良剂如石灰(中和酸性)、生物质炭(提升保水保肥能力)、膨润土(改善团粒结构)等进行调理。

3.1.3 土壤肥力改良 西南矿区部分重金属污染土壤肥力呈下降趋势,土壤中氮、磷、钾等主要养分的有效性显著降低。提高土壤肥力是土壤生产功能重构的核心。

施用土壤改良剂可以吸附和活化营养元素,避免肥料结块及养分的流失,又能发挥养分转化的作用,有效保持土壤肥力^[75]。胡振琪等^[76]研究表明,把风化煤、粉煤灰之类的工业废渣按特定比例掺入土壤,同时搭配适量化学肥料,就能给土壤“增肥”,有效提升土壤肥力,促进复垦。相关研究表明,施加生物质炭可提升喀斯特坡耕地黄壤中溶解性有机碳(DOC)、磷和钾的养分水平,其中 1.25% 的生物质炭添加量更有利于维持 DOC 含量稳定^[77]。聚丙烯酰胺与肥料混合施入土壤可有效降低肥料磷和钾的淋

溶损失^[78]。此外,施加土壤改良剂还可调节土壤酸碱度,改善作物的生长环境。Ma 等^[79]发现,在我国西南矿区的铊污染土壤中,通过施用由不同硅酸盐矿物合成的碱性改良剂,土壤 pH 上升了 0.46~2.13 个单位。

使用土壤改良剂的同时,采用土壤养分管理及生物肥力改良相配合,可达到低碳化重构土壤生产功能的效果。

3.2 土壤生态功能重构技术

修复后土壤的生态功能重构是我国西南矿区重金属污染土壤持续利用的关键环节。近年来,国内研究热点由采煤塌陷地的综合利用逐渐转变为综合治理、生态恢复与重建。生态功能重构技术是在土地生产能力恢复的基础上,构建与周边环境相融且具有稳定生物群落的不低于甚至优于原生态系统的人工土壤生态系统^[80],以此达成土地、环境以及景观等生态系统诸多要素的全方位恢复,让受损区域重现生机。

3.2.1 生物群落构建 构建生物群落、恢复土壤生物多样性是矿区生态重建的关键。植物筛选是其中核心环节,应结合西南矿区的物候和地理特征,合理配置乔木、灌木与草种,形成结构稳定、协同共生的植物群落。优先选择根系发达、水土保持性强、生长周期长、再生力强的乡土先锋植物,待其稳定后逐步引入适应性强的沙棘、刺槐、松树、杨树等后续物种,建立乔灌草结合的复合生态系统^[81]。近年来,张立刚^[82]构建了矿山生态修复植被配置优化筛选体系,得出植被优化配置的种群结构顺序为乔木<乔草<乔灌<乔灌草。

土壤微生物在物质循环与能量流动中发挥重要作用。可从矿区周边筛选耐重金属、具分解能力的优势菌株(如芽孢杆菌),扩培后接种至修复区,以提升微生物数量和多样性。研究表明,巨大芽孢杆菌与本土微生物联合接种可使土壤中速效钾和有效磷含量分别提升 16.5% 和 33.1%^[83]。同时,施用复合微生物菌剂或生物有机肥有助于重建土壤微生物群落结构,增强其生态功能。

在生态重建后期,可适度引入传粉昆虫(如蜜蜂、蝴蝶)及小型哺乳动物与鸟类,以促进植物繁殖、控制害虫、推动物质循环,进一步完善生态系统结构(图 5)。

3.2.2 群落演替 在重金属污染土壤中的生物群落演替是一个长期而缓慢的过程,需通过减少人为干扰、营造适宜环境等手段加以促进。例如,在污染较轻的土壤中,可以种植耐重金属的植物,通过植物的

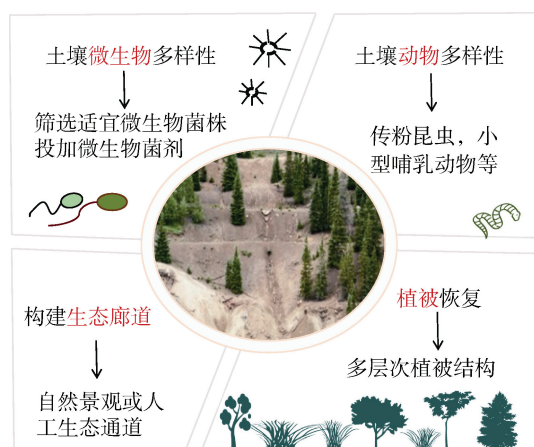


图5 生态廊道构建及群落演替

Fig. 5 Construction of ecological corridors and community succession

吸收和转化作用, 逐渐降低土壤中的重金属含量。随着土壤环境的改善, 更多的植物和微生物将逐渐定居并繁衍, 形成更加稳定的生物群落。然而, 在某些情况下, 自然演替过程可能过于缓慢或无法达到预期效果。此时考虑采取人工引导演替, 如接种特定的微生物、移植耐重金属的植物等。

土壤生态功能重构的最终目标是恢复矿区生态系统的功能和稳定性, 提高生物多样性, 实现生态、经济和社会的可持续发展。这需要综合运用多种技术手段, 长期持续地投入和努力, 让曾经遭受破坏的矿区重新焕发生机, 成为人与自然和谐共生的新典范。

4 展望

尽管近年来重金属污染土壤的绿色修复及生产-生态功能重构得到了较快的发展, 但针对西南矿区严峻的重金属污染状况, 未来仍需进一步深化西南矿区土壤重金属修复与碳减排相关研究, 为制定有效的“固碳消污”策略提供理论依据; 开发如新型生物质炭、纳米材料、生物修复剂、新型固化剂等高效、低成本、环境友好的修复材料; 借助物联网、大数据、人工智能等技术全过程智能化监测和管理重金属污染土壤; 选择宜时宜地的农作物品种, 运用智慧农业技术生产, 提高农产品的经济效益和产品竞争力, 带动当地就业和经济发展, 实现社会、经济、生态效益高度统一。需指出, 未来研发基于土壤重金属原位转化与农作物生产的持续利用新技术是实现我国西南矿区土壤生态-生产功能转型与资源化持续利用的关键, 对实现西南矿区耕地资源拓展具有重要意义。

参考文献:

- [1] Chen J, Zhang J L, Qu M K, et al. Pollution characteristics and risk assessment of soil heavy metals in the areas affected by the mining of metal-bearing minerals in southwest China[J]. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 2021, 107(6): 1070–1079.
- [2] 张健琳, 瞿明凯, 陈剑, 等. 中国西南地区金属矿开采对矿区土壤重金属影响的 Meta 分析[J]. *环境科学*, 2021, 42(9): 4414–4421.
- [3] 姚波, 杨爱萍, 陈华毅, 等. 珠江流域上游云贵地区农田土壤重金属污染状况及其风险性分析[J]. *农业环境科学学报*, 2020, 39(10): 2259–2266.
- [4] 陈英. 铅锌矿区土壤重金属污染及生态修复技术研究进展[J]. *中国战略新兴产业*, 2024(32): 122–124.
- [5] 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.
- [6] 胡亮, 贺治国. 矿山生态修复技术研究进展[J]. *矿产保护与利用*, 2020(4): 40–45.
- [7] Wu Y F, Li X, Yu L, et al. Review of soil heavy metal pollution in China: Spatial distribution, primary sources, and remediation alternatives[J]. *Resources, Conservation and Recycling*, 2022, 181: 106261.
- [8] Cheng X F, Danek T, Drozdova J, et al. Soil heavy metal pollution and risk assessment associated with the Zn-Pb mining region in Yunnan, Southwest China[J]. *Environmental Monitoring and Assessment*, 2018, 190(4): 194.
- [9] 窦韦强, 安毅, 秦莉, 等. 农田土壤重金属垂直分布迁移特征及生态风险评价[J]. *环境工程*, 2021, 39(2): 166–172.
- [10] 雷冬梅, 段昌群, 王明. 云南不同矿区废弃地土壤肥力与重金属污染评价[J]. *农业环境科学学报*, 2007, 26(2): 612–616.
- [11] 张德刚, 袁寒, 刘艳红. 云南锡矿尾矿库土壤肥力特征与重金属污染分析[J]. *西南农业学报*, 2017, 30(5): 1158–1161.
- [12] 孙庆业, 蓝崇钰, 杨林章. 铅锌尾矿废弃地的化学性质研究[J]. *农村生态环境*, 2000, 16(4): 36–39, 44.
- [13] 刘哲荣, 燕玲, 贺晓, 等. 采煤沉陷干扰下土壤理化性质的演变——以大柳塔矿采区为例[J]. *干旱区资源与环境*, 2014, 28(11): 133–138.
- [14] 凌云, 刘汉焱, 张小婷, 等. 西南地区典型土壤酸化特征及其与重金属形态活性的耦合关系[J]. *环境科学*, 2023, 44(1): 376–386.
- [15] 唐舒庭, 肖盛柏, 崔浩, 等. 酸化对重金属铅和镉在土壤团聚体中分配与有效性的影响[J]. *环境科学*, 2025, 46(2): 1107–1117.
- [16] Zeng L S, Liao M, Chen C L, et al. Effects of lead contamination on soil enzymatic activities, microbial biomass, and rice physiological indices in soil-lead-rice (*Oryza sativa* L.) system[J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2007, 67(1): 67–74.
- [17] Lorenz N, Hintemann T, Kramarewa T, et al. Response of microbial activity and microbial community composition in soils to long-term arsenic and cadmium exposure[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2006, 38(6): 1430–1437.

- [18] 赵永红, 张静, 周丹, 等. 赣南某钨矿区土壤重金属污染状况研究[J]. 中国环境科学, 2015, 35(8): 2477–2484.
- [19] Bhaduri D, Sihi D, Bhowmik A, et al. A review on effective soil health bio-indicators for ecosystem restoration and sustainability[J]. *Frontiers in Microbiology*, 2022, 13: 938481.
- [20] Abdu N, Abdullahi A A, Abdulkadir A. Heavy metals and soil microbes[J]. *Environmental Chemistry Letters*, 2017, 15(1): 65–84.
- [21] Liu X, Ju Y W, Mandzhieva S, et al. Sporadic Pb accumulation by plants: Influence of soil biogeochemistry, microbial community and physiological mechanisms[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2023, 444: 130391.
- [22] Punshon T, Dickinson N M. Acclimation of *Salix* to metal stress[J]. *New Phytologist*, 1997, 137(2): 303–314.
- [23] Wan B B, Liu T, Gong X, et al. Energy flux across multitrophic levels drives ecosystem multifunctionality: Evidence from nematode food webs[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2022, 169: 108656.
- [24] 王巨, 谢世友, 戴国富. 西南岩溶区土壤生态系统退化研究[J]. 中国农学通报, 2011, 27(32): 181–185.
- [25] 向昌国, 宋林华, 张平究, 等. 中国西南喀斯特生态环境与土壤生物初步研究[J]. 资源科学, 2004, 26(S1): 98–103.
- [26] Maity J P, Huang Y M, Hsu C M, et al. Removal of Cu, Pb and Zn by foam fractionation and a soil washing process from contaminated industrial soils using soapberry-derived saponin: A comparative effectiveness assessment[J]. *Chemosphere*, 2013, 92(10): 1286–1293.
- [27] Yang R X, Luo C L, Zhang G, et al. Extraction of heavy metals from e-waste contaminated soils using EDDS[J]. *Journal of Environmental Sciences*, 2012, 24(11): 1985–1994.
- [28] 方兴斌, 黄雅楠, 姚振楠. 化学淋洗修复重金属砷污染土壤工程应用案例[J]. 化工管理, 2024(29): 72–74, 87.
- [29] 高建明, 蔡宗平, 孙水裕, 等. 磷酸二氢钙淋洗修复矿区周边镉污染土壤[J]. 有色金属(冶炼部分), 2022(11): 113–119, 140.
- [30] 张林, 魏书奇, 毕馥漩, 等. 功能化菌剂钝化土壤铅及促进黄瓜生长研究[J]. 农业环境科学学报, 2023, 42(8): 1729–1738.
- [31] 何小三. 耐镉菌株 TCd-1 对水稻镉污染的修复效应及机理研究[D]. 福州: 福建农林大学, 2018.
- [32] 周高婷, 杜剑波. 硫酸盐还原菌 WH16-1 对烟草吸收镉的影响[J]. 工业微生物, 2023, 53(6): 170–174.
- [33] Priyadarshane M, Das S. Biosorption and removal of toxic heavy metals by metal tolerating bacteria for bioremediation of metal contamination: A comprehensive review[J]. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 2021, 9(1): 104686.
- [34] 张云霞, 宋波, 宾娟, 等. 超富集植物藿香蓟(*Ageratum conyzoides* L.)对镉污染农田的修复潜力[J]. 环境科学, 2019, 40(5): 2453–2459.
- [35] 王岩, 高桂青, 吕顺华, 等. 不同种植模式下沉水植物对 Cu、Pb 污染底泥的修复效果[J]. 南昌工程学院学报, 2020, 39(1): 48–52, 59.
- [36] 方兴斌, 顾晓晨. 汞污染土壤淋洗修复工程应用分析[J]. 环境科技, 2024, 37(4): 30–33.
- [37] 马永和, 许瑞, 王丽敏, 等. 植物修复重金属污染土壤研究进展[J]. 矿产保护与利用, 2021, 41(4): 12–22.
- [38] Guarino F, Miranda A, Castiglione S, et al. Arsenic phytovolatilization and epigenetic modifications in *Arundo donax* L. assisted by a PGPR consortium[J]. *Chemosphere*, 2020, 251: 126310.
- [39] Sylvain B, Mikael M H, Florie M, et al. Phytostabilization of As, Sb and Pb by two willow species (*S. viminalis* and *S. purpurea*) on former mine technosols[J]. *Catena*, 2016, 136: 44–52.
- [40] Adhikari T, Kumar A. Phytoaccumulation and tolerance of *riccinus communis* L. to nickel[J]. *International Journal of Phytoremediation*, 2012, 14(5): 481–492.
- [41] Udoka O C, Ekanem E O, Harami M D, et al. Phytoaccumulation potentials of *Tamarindus Indica*[J]. *International Journal of Innovation and Scientific Research*, 2014, 11(1): 72–78.
- [42] 裴佳楠. 微生物强化植物修复铅污染土壤研究[J]. 工业微生物, 2024, 54(1): 54–56.
- [43] 杜志敏, 赵晶玉, 丁娅, 等. 生物炭基微生物菌剂修复重金属污染土壤研究[J]. 应用化工, 2024, 53(5): 1160–1165.
- [44] 田甜, 于彦航, 张丽华, 等. 螯合锌肥对小白菜生长、品质、吸收镉铅及土壤酶活性的影响[J]. 三明学院学报, 2024, 41(3): 101–111.
- [45] 薛雨, 范润川, 丁爱中, 等. 螯合诱导植物修复铀污染土壤的研究进展[J]. 环境科学研究, 2024, 37(8): 1798–1809.
- [46] 张维兰, 张悦, 刘萍, 等. 蚯蚓在植物修复重金属污染土壤中的研究进展[J]. 环境科学与技术, 2022, 45(8): 155–165.
- [47] 王孜楠, 李柱, 刘鸿雁, 等. 不同类型污染土壤中赤子爱胜蚓对伴矿景天重金属吸收的影响初报[J]. 生物工程学报, 2020, 36(3): 549–559.
- [48] 杨春懿. 锌污染农用地土壤的植物修复工程实践及效果评价[D]. 上海: 华东师范大学, 2023.
- [49] 肖政, 李云桂, 陈璐, 等. 镉污染土壤的植物修复研究进展[J]. 环境科学与管理, 2024, 49(8): 157–162.
- [50] 李青, 赵秋利. 不同淋洗剂对铅污染土壤的淋洗效果及其影响因素分析[J]. 贵州农业科学, 2022, 50(1): 124–130.
- [51] Xia Z H, Zhang S R, Cao Y R, et al. Remediation of cadmium, lead and zinc in contaminated soil with CETSA and MA/AA[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2019, 366: 177–183.
- [52] Yang T, Hodson M E. Investigating the potential of synthetic humic-like acid to remove metal ions from contaminated water[J]. *Science of the Total Environment*, 2018, 635: 1036–1046.
- [53] 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.
- [54] 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.

- [55] 王琳, 周红韵, 徐晓航, 等. 贵州省汞矿区蜈蚣草及其根际土壤中重金属的分布特征研究[J]. 环境污染与防治, 2023, 45(12): 1695–1698.
- [56] 袁鑫奇, 俞乃琪, 郭兆来, 等. 会泽铅锌矿区废弃地优势草本植物的重金属富集特征[J]. 生态与农村环境学报, 2022, 38(3): 399–408.
- [57] 程俊伟, 蔡深文, 黄明琴. 贵州湘江锰矿区优势植物重金属富集特征研究[J]. 生态环境学报, 2021, 30(8): 1742–1750.
- [58] Qian X L, Xu X H, Wu Y G, et al. Absorption and accumulation of mercury and methylmercury by naturally settling plants in the abandoned Wanshan mercury mine site in Guizhou [J]. *Journal of Ecology*, 2019, 38(2): 558–566.
- [59] 毕银丽, 薛子可. 丛枝菌根真菌提高植物高温胁迫抗性以及在矿区生态修复应用展望[J]. 中国科学基金, 2021, 35(6): 933–939.
- [60] 毕银丽, 彭苏萍, 王淑惠. 西部煤矿区深色有隔内生真菌修复机理与生态应用模式[J]. 煤炭学报, 2022, 47(1): 460–469.
- [61] 吴雁雯, 张金池, 郭晓平, 等. 应用于矿山修复的高效菌株鉴定与溶岩机制: 基于增强回归树分析[J]. 环境科学, 2017, 38(1): 283–293.
- [62] Song P P, Xu D, Yue J Y, et al. Recent advances in soil remediation technology for heavy metal contaminated sites: A critical review[J]. *Science of the Total Environment*, 2022, 838: 156417.
- [63] 瞿攀, 伏毅, 刘绵学, 等. 植物-微生物联合修复镍污染土壤研究进展[J]. 土壤, 2019, 51(1): 11–18.
- [64] Bulgarelli D, Rott M, Schlaeppi K, et al. Revealing structure and assembly cues for *Arabidopsis* root-inhabiting bacterial microbiota[J]. *Nature*, 2012, 488(7409): 91–95.
- [65] Jing Y X, Yan J L, He H D, et al. Characterization of bacteria in the rhizosphere soils of *Polygonum pubescens* and their potential in promoting growth and Cd, Pb, Zn uptake by *Brassica napus*[J]. *International Journal of Phytoremediation*, 2014, 16(4): 321–333.
- [66] 吴金霏. 化学淋洗及黑麦草联合修复稀土尾矿污染土壤的效应研究[D]. 南昌: 江西农业大学, 2023.
- [67] 林淑芬, 李辉信, 胡锋. 蚓粪对黑麦草吸收污染土壤重金属铜的影响[J]. 土壤学报, 2006, 43(6): 911–918.
- [68] 刘亚男, 强毅, 牛玉彪, 等. 生物炭和动植物联合修复 Cd²⁺污染红黏土[J]. 化工矿物与加工, 2022, 51(10): 1–4, 8.
- [69] 韩煜, 赵伟, 张淇翔, 等. 不同植被恢复模式下矿山废弃地的恢复效果研究[J]. 水土保持研究, 2018, 25(1): 120–125.
- [70] 胡振琪. 矿山复垦土壤重构的理论与方法[J]. 煤炭学报, 2022, 47(7): 2499–2515.
- [71] 韩小霞. 土壤结构改良剂研究综述[J]. 安徽农学通报(上半月刊), 2009, 15(19): 110–112.
- [72] Karami A, Homae M, Afzalinia S, et al. Organic resource management: Impacts on soil aggregate stability and other soil physico-chemical properties[J]. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2012, 148: 22–28.
- [73] 聂天宏, 杨兴, 李永春, 等. 高分子材料在土壤物理性质改良方面的研究进展[J]. 土壤通报, 2020, 51(6): 1504–1512.
- [74] 马征, 姚海燕, 张柏松, 等. 保水剂对粘质潮土团聚体分布、稳定性及玉米养分积累的影响[J]. 水土保持学报, 2017, 31(2): 221–226.
- [75] 况欣宇, 曹银贵, 罗古拜, 等. 基于不同重构土壤材料配比的草木樨生物量差异分析[J]. 农业资源与环境学报, 2019, 36(4): 453–461.
- [76] 胡振琪, 康惊涛, 魏秀菊, 等. 煤基混合物对复垦土壤的改良及苜蓿增产效果[J]. 农业工程学报, 2007, 23(11): 120–124.
- [77] 张连波, 毛天旭, 王爽, 等. 生物质炭添加对喀斯特坡耕地黄壤养分淋失的影响[J]. 江西农业大学学报, 2025, 47(1): 267–276.
- [78] 陈晓佳, 吕晓男, 麻万诸. 保水剂对肥料淋失和百喜草生长的影响[J]. 浙江农业科学, 2004, 45(3): 130–131.
- [79] Ma Z Y, Liu H Y, Mi Z R, et al. Climate warming reduces the temporal stability of plant community biomass production[J]. *Nature Communications*, 2017, 8: 15378.
- [80] 刘飞, 陆林. 采煤塌陷区的生态恢复研究进展[J]. 自然资源学报, 2009, 24(4): 612–620.
- [81] 魏洪斌, 罗明, 张世文, 等. 不同生态修复模式对矿业废弃地重金属-微生物影响分析[J]. 地学前缘, 2023, 30(5): 541–552.
- [82] 张立刚. 露天废弃矿山生态修复与重构技术研究[J]. 能源与环保, 2023, 45(12): 175–181.
- [83] 甄文郡. 矿区生态重建中生物多样性与可持续发展[J]. 农业灾害研究, 2024, 14(7): 104–106.

(责任编辑: 毛小芳)