

川渝地区矿山废弃地快速植被恢复与土壤改良技术研究

杨 飞, 黄晶晶

中煤科工重庆设计研究院(集团)有限公司, 重庆

收稿日期: 2026年7月9日; 录用日期: 2026年8月13日; 发布日期: 2026年8月24日

摘 要

川渝地区石灰岩矿山废弃地立地条件恶劣, 主要表现为砂砾含量高、黏粒含量低、养分极度贫瘠, 植被自然恢复困难。本研究以重庆市某典型石灰岩矿山排岩场为试验区, 设置城市生活污水泥、粉煤灰及黏土不同配比的人工基质, 以未改良矿渣为对照, 种植刺槐与紫穗槐, 通过2年定位监测试验, 系统研究基质改良对土壤性质的改善效果、不同处理对植被快速生长的促进效应、重金属在植物体内的分布与迁移规律及修复过程中土壤质量的演变。结果表明未改良矿渣砂粒占91.78%、黏粒仅1.53%, 有机质仅5.13 g·kg⁻¹、全氮仅0.058 g·kg⁻¹; 添加人工基质后, T₁和T₂处理黏粒含量分别提升至34.18%和49.63%, 有机质为矿渣的16.6~20.0倍, 全氮为79.5~119.5倍; T₂处理下刺槐2年株高达135.6 cm, 紫穗槐盖度达26.8%, 二者对Cd、Hg的转运系数均小于1.0, 主要富集于根部; 修复1~2年内土壤养分呈上升趋势但增速趋缓, 恢复2~3年后肥力及养分补充将成为制约恢复效果持续提升的关键。鱼鳞坑模式配合人工基质改良与乔灌配置, 初步可在2~3年内实现该类废弃地的快速植被建群与生态功能初步恢复, 但长期监测仍是评估修复效果可持续性的必要手段。

关键词

矿山废弃地, 川渝地区, 基质改良, 植被恢复, 刺槐, 紫穗槐

Rapid Vegetation Restoration and Soil Amelioration Techniques for Limestone Mine Wastelands in the Sichuan-Chongqing Region

Fei Yang, Jingjing Huang

Middling Coal Technology & Industry Chongqing Design & Research Institute (Group) Co., Ltd., Chongqing

Received: July 9, 2026; accepted: August 13, 2026; published: August 24, 2026

文章引用: 杨飞, 黄晶晶. 川渝地区矿山废弃地快速植被恢复与土壤改良技术研究[J]. 环境保护前沿, 2026, 16(8): 1384-1393. DOI: 10.12677/aep.2026.168139

Abstract

Abandoned limestone mine sites in the Sichuan-Chongqing region suffer from harsh site conditions, primarily characterized by high gravel content, low clay content, and extremely nutrient-poor soils, making natural vegetation recovery difficult. This study used a typical limestone mine waste rock dump in Chongqing as the experimental site, where artificial substrates with different ratios of municipal sewage sludge, fly ash, and clay were prepared, with unamended mine waste serving as the control. to plant Chinese locust and purple-spiked locust. Through a two-year fixed-point monitoring experiment, the study systematically investigated the effects of substrate amendment on soil properties, the promotion of rapid vegetation growth by different treatments, the distribution and migration patterns of heavy metals within plant tissues, and the evolution of soil quality during the remediation process. The results showed that unamended slag consisted of 91.78% sand, only 1.53% clay, 5.13 g·kg⁻¹ of organic matter, and 0.058 g·kg⁻¹ of total nitrogen; After adding the artificial substrate, the clay content in the T1 and T2 treatments increased to 34.18% and 49.63%, respectively, with organic matter levels 16.6~20.0 times higher than those of the slag and total nitrogen levels 79.5~119.5 times higher; Under the T2 treatment, the two-year-old black locust plants reached a height of 135.6 cm, and the canopy cover of purple-spiked locust reached 26.8%; the transport coefficients for both species regarding Cd and Hg were less than 1.0, with these elements primarily accumulating in the roots; soil nutrient levels showed an upward trend during the first 1~2 years of remediation, but the rate of increase slowed; after 2~3 years of restoration, soil fertility and nutrient replenishment will become the key factors limiting the continued improvement of restoration outcomes. The fish-scale pit model, combined with artificial substrate improvement and the configuration of trees and shrubs, can initially achieve rapid vegetation establishment and preliminary ecological restoration of this type of abandoned land within 2~3 years; however, long-term monitoring remains an essential means of assessing the sustainability of the restoration outcomes.

Keywords

Abandoned Mine Sites, Sichuan-Chongqing Region, Substrate Improvement, Vegetation Restoration, Black Locust, Purple-Spiked Locust

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

矿山采选活动不但占用和破坏大量土地,而且在矿山开采和开采之后的长时间内还会通过粉尘、潜在的酸性废水排放、地表径流、滑坡、塌陷等过程再次污染及破坏周边土地资源,并使周边环境不断恶化。矿区水土一旦遭受污染破坏,不但其治理难度大、费用高、环境恢复时间长,甚至还会带来一系列社会问题。因此,矿区生态环境的修复是采矿业乃至国民经济可持续发展中必不可少的一项任务,特别是在土地日益短缺的中国则显得更为重要。近年来,国内外学者在矿山废弃地基质改良与植被恢复方面开展了大量研究。在基质改良方面,城市污泥、粉煤灰及黏土配比的人工基质可显著提升矿山废弃地养分水平[1];客土改良技术在矿山废弃地生态复垦中具有较好的实用性和应用前景[2];造纸厂污泥施用于矿山废弃地可改善土壤理化性状[3]。在植被恢复方面,西南地区露天矿山生态修复过程中植被与土壤碳储量呈持续增长趋势[4];蓝花草对采石场废石、锰尾矿渣等多种矿业废弃地基质具有良好的生理生态适

应性[5]; 植物多样性和土壤改良剂对铅锌矿废弃地土壤微生物群落具有显著影响[6]。干旱区石灰岩矿山废弃地的土壤改良与植被重建模式研究也取得了重要进展[7]。

但已有研究多集中在北方或干旱半干旱地区, 对川渝等湿热气候环境下矿区废弃地植被快速恢复的系统研究还比较缺乏。针对这一现状, 本文拟选取川渝典型矿区废弃地, 从土壤改良、植被生长、土壤质量演化三个方面开展研究, 旨在为矿区废弃地的快速生态恢复提供理论基础和技术支撑。

2. 川渝地区矿山废弃地概况与研究方法

2.1. 川渝地区矿山废弃地概况

川渝地区位于长江上游生态屏障的核心区域, 拥有丰富的铁矿、石灰石、煤炭和锰矿等矿产资源。长期的采矿活动促进了当地的经济的发展, 但也留下了许多矿山废弃地。重庆铜锣山矿山关停后, 留下 41 处废坑, 影响区为 14.87 km²; 四川雅安地区的大熊猫国家公园(雅安)废弃矿山生态恢复示范项目, 已完成了 1083.17 hm² 的矿山生态恢复, 并完成了 103 个矿山(点)的恢复。这类弃土的主要类型有排石场、尾矿库、露天矿坑和废石场, 大多具有坡度陡, 岩石裸露, 植被覆盖率低的特点。

川渝地区矿山废弃地的土壤理化性质普遍较差。大渡口区矿区废弃地, 土壤密度偏高、非毛管孔隙度不足、pH 呈碱性、有机质和有效营养元素含量偏低。石灰岩矿山废弃地因其特殊的成土母质, 其土壤结构较差, 保水保肥性能较差。在重金属污染方面, 渝西某煤矿区土壤已受到 Cd 和 Cu 等多种重金属复合污染, 其中 Cd 含量高出重庆土壤背景值 2.2~9.1 倍; 秀山锰矿区周围土壤锰污染严重, 已发现 20 种优势植物对重金属有不同程度的吸附和累积。另外, 川渝地区属于亚热带湿润气候区, 夏季多雨, 容易导致坡面土壤侵蚀, 且伏旱现象显著, 新植幼苗的存活和生长受到极大限制, 导致矿区弃土植被的天然恢复过程十分缓慢。为此, 急需结合川渝矿区废弃地特点, 对其进行土壤改良及植被快速修复。

2.2. 实验设计

2.2.1. 供试材料

供试矿山废弃地基质采自重庆市某典型石灰岩矿山排岩场。该矿位于重庆市南川区, 为已关停多年的典型石灰石露天采矿矿井, 地表主要为采选后产生的废石, 植被盖度不到 5%。收集排土场表面 0~30 cm 的炉渣, 除去较大的碎屑, 拌匀备用。

土壤改良材料包括城市生活污水, 采自重庆市某污水处理厂经脱水处理后的污泥; 粉煤灰, 采自重庆某热电厂; 黏土, 采自重庆市周边黄黏土。各材料采集后于室温下自然风干、过 2 mm 筛备用。

原矿渣(CK)、城市生活污水、粉煤灰及黏土的基本理化性质及重金属含量见表 1 和表 2。

Table 1. Basic physical and chemical properties of the test materials

表 1. 供试材料基本理化性质

供试材料	砂粒/%	粉粒/%	黏粒/%	pH	CEC /(cmol·kg ⁻¹)	有机质 /(g·kg ⁻¹)	全氮 /(g·kg ⁻¹)	有效磷 /(mg·kg ⁻¹)	速效钾 /(mg·kg ⁻¹)
原矿渣(CK)	91.78	6.69	1.53	7.72	0.96	5.13	0.058	9.24	176.38
城市污泥	—	—	—	6.83	18.64	312.47	18.52	856.31	2147.63
粉煤灰	—	—	—	8.54	7.26	28.36	0.31	12.54	86.27
黄黏土	18.36	24.52	57.12	7.38	15.83	14.27	0.82	18.63	238.51

由表 1 和表 2 可知, 原矿渣(CK)的养分含量极低, 属于严重贫瘠土壤; 城市污泥的有机质、全氮、有效磷和速效钾含量显著高于其他材料, 是改良基质养分提升的核心组分, 但其 Cd 含量(6.37 mg·kg⁻¹)远

超 GB 15618—2018 风险筛选值(0.6 mg·kg⁻¹)；粉煤灰呈碱性(pH 8.54)，有利于中和污泥中的酸性成分，同时其重金属含量相对较低；黄黏土的黏粒含量高达 57.12%，阳离子交换量达 15.83 cmol·kg⁻¹，是改良基质保水保肥能力提升的关键组分。

Table 2. Background values of heavy metal content in the test materials (mg·kg⁻¹)
表 2. 供试材料重金属含量背景值(mg·kg⁻¹)

供试材料	Pb	Cd	Cu	Zn	Ni	Cr	Mn	Hg
原矿渣(CK)	8.76	0.05	38.52	72.34	52.18	98.73	756.24	1.12
城市污泥	132.58	6.37	258.46	684.27	68.35	84.26	286.53	0.96
粉煤灰	28.64	0.82	36.17	52.38	25.43	42.16	162.47	0.18
黄黏土	18.32	0.12	24.56	63.28	31.56	56.34	524.36	0.08
GB 15618—2018 (pH > 7.5)	100	0.6	100	300	150	250	—	1.0

供试植物为刺槐和紫穗槐，均为 1 年生实生苗，其中刺槐主根长约 20~35 cm，紫穗槐主根长约 8~16 cm。铜锣山矿区修复实践表明，刺槐与紫穗槐均为该区域矿山废弃地植被恢复的适宜物种[8]。两种植物均为豆科，具有较强的耐旱、耐瘠薄能力，且根系发达，适宜于矿区困难立地条件下的植被恢复。

2.2.2. 基质改良配比方案

张鸿龄等(2018)在北方铁矿废弃地研究中发现，结合川渝地区湿润气候条件下有机物料腐解较快的特点，设置以下人工基质配比方案，处理 T₁ 为城市污泥：粉煤灰：黏土 = 1:1:2 (重量比)，处理 T₂ 为城市污泥：粉煤灰：黏土 = 2:1:2 (重量比)，以未添加任何改良材料的原矿渣为对照(CK)。各处理重复 3 次，共 9 个试验小区，各小区面积约 20 m²，随机区组排列。各处理基质配制时按比例称取各原料，充分搅拌均匀后备用。

2.2.3. 现场种植实验

试验小区位于排岩场缓坡地带(坡度约 25°~30°)。现场采用鱼鳞坑种植模式，共设置 9 个试验小区，各小区面积约 20 m² (4 m × 5 m)，随机区组排列，小区之间设 1 m 宽隔离带。各处理重复 3 次。每个小区内沿等高线方向布设鱼鳞坑 3 行，行距 0.5 m，每行 5 个坑，坑间距 1.0 m，共 15 个鱼鳞坑/小区。鱼鳞坑规格为直径 0.6 m、深 0.5 m，呈“品”字形交错排列，以增强坡面水土拦蓄能力。每个鱼鳞坑底部铺设一层可降解塑料薄膜，以防止植被生长初期基质中养分和水分的快速流失。然后将配制好的人工基质填埋入坑中，每坑填埋约 50 kg，铺平后踩实。基质填埋完成后自然放置 1 周，浇透水后再放置 2 周，于 2023 年春季进行植被栽植。每个鱼鳞坑栽植 2 株苗木，刺槐与紫穗槐分小区种植。栽植后及时浇透定根水，此后视墒情补水，伏早期增加频次，以保证苗木成活与初期生长。对照(CK)小区采用相同的鱼鳞坑工程措施和栽植规格，但坑内仅填埋原矿渣，不添加任何人工基质，以保证试验条件的一致性。

2.3. 样品采集与测定方法

2.3.1. 样品采集

分别于植被栽植后 1 年和 2 年的 8 月在各试验小区采集土壤和植物样品。以多点混采的方式，在每个小区中随机选择 5 个鱼鳞坑，收集 0~20 cm 土样，去除碎石和植物根系等杂物，放入密封袋中。将试样运至实验室进行干燥，研磨过 20 目和 100 目尼龙筛，分别用于土壤理化性质和重金属含量测定，保存于聚乙烯瓶中备用。

植物样品采集时，每个小区随机选择 5 株刺槐、紫穗槐，现场测量株高、离地 10 cm 处基干直径和

根长。然后将植株分为根、茎、叶三部分, 分别装入自封袋中。带回实验室后用自来水和去离子水洗净, 在 105℃ 下干燥 30 分钟, 在 75℃ 烘干至恒重量, 并记录干燥重量。干燥试样用植物粉碎机将其磨碎, 装在一个聚乙烯瓶子里备用。

2.3.2. 测定指标与方法

(1) 土壤理化性质测定

pH 值采用电位法(水土比 2.5:1)测定; 有机质采用重铬酸钾氧化 - 外加加热法测定; 全氮采用凯氏定氮法测定; 有效磷采用碳酸氢钠浸提 - 钼锑抗比色法测定; 速效钾采用乙酸铵浸提 - 火焰光度法测定; 阳离子交换量(CEC)采用乙酸铵交换法测定; 机械组成采用比重计法测定。

(2) 土壤重金属含量测定

土壤样品经硝酸 - 盐酸 - 氢氟酸体系微波消解后, 采用原子吸收分光光度法测定 Pb、Cd、Cu、Zn、Ni、Cr 含量, 采用原子荧光光谱法测定 Hg 含量。以国家标准土壤物质(GBW 系列)进行质量控制。

(3) 植物重金属含量测定

植物样品采用三酸(硝酸 - 高氯酸 - 硫酸)消解法处理, 消解液采用原子吸收分光光度法测定 Pb、Cd、Cu、Zn、Ni、Cr 含量, 原子荧光光谱法测定 Hg 含量。转运系数(TF)= 植物地上部重金属含量/根部重金属含量。

(4) 植被生长指标测定

成活率于栽植后 3 个月统计; 株高采用卷尺测量; 地径采用游标卡尺测量; 植被盖度采用样方法(1 m × 1 m 样方)测定。

3. 结果与分析

3.1. 矿渣与人工基质理化性质

未改良矿渣(CK)的机械组成以砂粒为主, 砂粒含量占 91.78%, 黏粒含量仅为 1.53%, 粉粒占 6.69%, 表明矿渣结构性差、持水保肥能力弱。矿渣 pH 呈碱性(7.72), 阳离子交换量(CEC)仅 0.96 cmol·kg⁻¹, 有机质含量仅 5.13 g·kg⁻¹, 总氮含量仅 0.058 g·kg⁻¹, 具体数据见表 3。

Table 3. Physical and chemical properties of slag and artificial matrix
表 3. 矿渣与人工基质理化性质

处理	机械组成/%			pH	CEC/(cmol·kg ⁻¹)	有机质/(g·kg ⁻¹)	总氮/(g·kg ⁻¹)	有效磷/(mg·kg ⁻¹)	有效钾/(mg·kg ⁻¹)
	砂粒	粉粒	黏粒						
CK	91.78	6.69	1.53	7.72	0.96	5.13	0.058	9.24	176.38
T ₁	47.62	18.20	34.18	7.12	11.47	85.26	4.61	218.35	465.72
T ₂	38.54	11.83	49.63	6.91	13.82	102.54	6.93	267.48	712.54

由表 3 可知, 改良基质的黏粒含量与 CEC、有机质、总氮、有效磷和有效钾含量成正相关, T₂ 黏粒含量为 49.63% 高于 T₁ 的 34.18%, CEC 和养分含量较高, 说明黏粒组分在固持营养元素方面发挥着重要的作用, 其保水保肥性能明显好于原始矿渣。

3.2. 矿渣与人工基质重金属含量

未改良矿渣中 Pb、Cd、Cu、Zn、Ni、Cr 含量均未超过名称需要加空格: 《土壤环境质量 农用地土

壤污染风险管控标准(试行)》(GB 15618—2018)¹风险筛选值, 但 Hg 含量为 1.12 mg·kg⁻¹, 高于风险筛选值(1.0 mg·kg⁻¹)。人工基质 T₁ 和 T₂ 中 Zn、Ni、Cr、Mn、Hg 含量均低于未改良矿渣, 其中 Zn、Ni、Cr 含量低于 GB 15618-2018 风险筛选值。然而, T₁ 和 T₂ 中 Pb (51.36~68.72 mg·kg⁻¹)、Cd (1.86~2.65 mg·kg⁻¹)、Cu (82.54~101.37 mg·kg⁻¹)含量有所升高, 主要来源于城市污泥的带入, 其中 Cd 含量超出风险筛选值(0.6 mg·kg⁻¹) 2~3 倍。T₂ 处理的重金属含量整体高于 T₁, 见表 4。

Table 4. Heavy metal content in slag and artificial matrix (mg·kg⁻¹)
表 4. 矿渣与人工基质重金属含量(mg·kg⁻¹)

处理	Pb	Cd	Cu	Zn	Ni	Cr	Mn	Hg
CK	8.76	0.05	38.52	72.34	52.18	98.73	756.24	1.12
T ₁	51.36	1.86	82.54	56.27	42.85	68.34	338.57	0.48
T ₂	68.72	2.65	101.37	47.53	34.62	61.29	372.16	0.76
GB 15618—2018 (pH > 7.5)	100	0.6	100	300	150	250	—	1.0

从表 4 可以看出, 改良基质中 Zn、Ni、Cr 含量较 CK 分别降低 17.9%~37.9%, 主要归因于粉煤灰和黏土的稀释效应, 同时粉煤灰的添加有利于提高体系 pH, 促进重金属离子生成氢氧化物或碳酸盐沉淀而降低其迁移活性。Pb、Cd、Cu 则因污泥引入而升高, 其中 Cd 升高最为显著(较 CK 升高 36.2~52.0 倍); Hg 含量降低 32.1%~57.1%, 可能与粉煤灰的吸附固定有关。综合来看, T₁ 处理在保证养分显著提升的同时, 其重金属带入量低于 T₂, 具有相对更优的安全优势。

3.3. 不同处理对植被快速生长的促进效应

不同基质处理下刺槐与紫穗槐的成活率存在明显差异, 见表 5。T₂ 处理下刺槐和紫穗槐的成活率分别为 78.3%和 72.6%, 均高于 T₁ 处理(71.5%、65.8%), CK 处理成活率最低(32.4%、28.7%)。本研究中 T₂ 处理成活率较高的原因可能与其黏粒含量较高(49.63%)、持水保肥能力更强有关。

生长 2 年后, 各处理植株生长指标差异显著。T₂ 处理下刺槐株高达 135.6 cm、地径 2.91 cm、根长 98.4 cm, 紫穗槐株高 58.7 cm、地径 1.38 cm、根长 76.5 cm, 均显著高于 T₁ 和 CK。刺槐在株高、地径和根长方面均优于紫穗槐, 这与刺槐为乔木、主根深扎的生长特性一致; 而紫穗槐虽株高较低, 但其丛枝繁茂, T₂ 处理下刺槐区植被盖度为 22.3%、紫穗槐区植被盖度为 26.8%显著高于刺槐区。本研究中 T₂ 处理植被盖度较 CK 提升最为显著, 种植 2 年后刺槐和紫穗槐种植区植被盖度分别由不足 5%提升至 22.3%和 26.8%, 且紫穗槐区出现了大量草本植物自然入侵。

Table 5. Survival rates and growth indicators of *Acacia chinensis* and *Acacia purpurea* under different treatments (after 2 years of growth)
表 5. 不同处理下刺槐与紫穗槐的成活率与生长指标(生长 2 年后)

处理	植物	成活率/%	株高/cm	地径/cm	根长/cm	植被盖度/%
CK	刺槐	32.4	52.7 ± 8.3	0.94 ± 0.15	38.2 ± 7.1	6.2
CK	紫穗槐	28.7	24.5 ± 6.1	0.52 ± 0.09	28.6 ± 5.4	7.5
T ₁	刺槐	71.5	112.4 ± 14.6	2.28 ± 0.22	82.7 ± 10.5	16.4
T ₁	紫穗槐	65.8	48.3 ± 8.7	1.06 ± 0.12	62.8 ± 9.1	19.7
T ₂	刺槐	78.3	135.6 ± 18.2	2.91 ± 0.24	98.4 ± 12.3	22.3
T ₂	紫穗槐	72.6	58.7 ± 9.3	1.38 ± 0.14	76.5 ± 10.2	26.8

¹https://www.mee.gov.cn/ywgz/fgbz/bz/bzwb/trhj/201807/t20180703_446029.shtml

从表 5 可以看出, T₂ 处理对植被生长的促进效应优于 T₁, 这与 T₂ 处理有机质和养分含量更高有关。刺槐茎干高而直, 主根较深, 有利于固土防风; 紫穗槐具有发达分枝和发达侧根的特点, 具有良好的地面植被和保水性能, 乔灌结合可充分发挥二者的生态功能。

3.4. 重金属在植物体内的分布与迁移

生长 2 年后, 刺槐与紫穗槐不同部位重金属含量测定结果见表 6。两种植物体内重金属含量总体表现为根 > 叶 > 茎。以 T₂ 处理为例, 刺槐根部 Cd 含量为 0.17 mg·kg⁻¹, 茎和叶分别为 0.02 和 0.03 mg·kg⁻¹; 紫穗槐根部 Cd 含量为 0.21 mg·kg⁻¹, 茎和叶分别为 0.03 和 0.04 mg·kg⁻¹。Pb、Cu、Zn、Ni、Cr 的分布也呈现相同规律。

Table 6. Heavy metal concentrations in *Sophora japonica* and *Sophora japonica* var. *indica* under different treatments (mg·kg⁻¹, after 2 years of growth)

表 6. 不同处理下刺槐与紫穗槐体内重金属含量(mg·kg⁻¹, 生长 2 年后)

处理	植物	部位	Pb	Cd	Cu	Zn	Ni	Cr	Hg
CK	刺槐	根	0.38	0.05	1.86	6.24	2.15	4.38	0.092
		茎	0.12	0.01	0.54	1.83	0.62	1.27	0.018
		叶	0.18	0.02	0.78	2.61	0.94	1.86	0.035
T ₁	刺槐	根	1.52	0.12	2.84	5.17	1.86	3.52	0.076
		茎	0.28	0.02	0.62	1.25	0.41	0.84	0.011
		叶	0.41	0.03	0.93	1.94	0.67	1.32	0.024
T ₂	刺槐	根	2.06	0.17	3.52	4.38	1.52	2.96	0.068
		茎	0.35	0.02	0.71	1.06	0.35	0.71	0.009
		叶	0.52	0.03	1.08	1.62	0.54	1.08	0.021
CK	紫穗槐	根	0.42	0.06	2.14	7.38	2.48	5.12	0.108
		茎	0.15	0.02	0.62	2.16	0.74	1.54	0.022
		叶	0.22	0.03	0.92	3.08	1.08	2.16	0.042
T ₁	紫穗槐	根	1.68	0.15	3.26	5.84	2.14	4.12	0.084
		茎	0.32	0.03	0.74	1.42	0.48	0.96	0.014
		叶	0.48	0.04	1.06	2.18	0.76	1.48	0.028
T ₂	紫穗槐	根	2.24	0.21	4.08	4.96	1.78	3.48	0.076
		茎	0.38	0.03	0.84	1.24	0.42	0.84	0.012
		叶	0.56	0.04	1.24	1.86	0.64	1.28	0.025

为定量评价重金属从根部向地上部分的迁移能力, 计算了各处理的生物转运系数(TF = 地上部含量/根部含量), 见表 7。结果表明, 刺槐与紫穗槐对 Cd 和 Hg 的 TF 值均小于 1.0), 说明两种植物对 Cd 和 Hg 主要吸收富集在根部, 只有少量转移到地上部分。其他重金属(Pb、Cu、Zn、Ni、Cr)的 TF 值同样小于 1.0, 表明两种植物对供试重金属均以根部固定为主。

从表 7 可以看出, T₁ 和 T₂ 处理的 TF 值普遍低于 CK 处理, 说明添加人工基质后, 植物将重金属向地上部分转运的能力降低, 更多的重金属被固定在根部。这可能与改良基质中粉煤灰与黏土对重金属的吸附固定作用有关, 二者通过物理吸附和离子交换将重金属固定在土壤颗粒表面, 减少了土壤溶液中可

被植物吸收利用的重金属形态, 从而降低了植物根部对重金属的吸收总量及向地上部分的转运比例。紫穗槐的 TF 值整体略高于刺槐, 表明紫穗槐对重金属的迁移能力略强于刺槐, 但两者均以根部固定为主。随着生长时间的延长, 植物的生物量不断提高, 而植物体内的重金属含量则出现了明显的稀释作用, 其向地上部分的转化比例也在不断减少, 从而使其对植物的生长作用变得越来越弱。

Table 7. Transfer coefficients (TF) of heavy metals by *Acacia elata* and *Acacia purpurea* under different treatments
表 7. 不同处理下刺槐与紫穗槐对重金属的转运系数(TF)

处理	植物	Pb	Cd	Cu	Zn	Ni	Cr	Hg
CK	刺槐	0.32	0.20	0.35	0.29	0.36	0.29	0.29
T ₁	刺槐	0.23	0.21	0.27	0.25	0.29	0.31	0.23
T ₂	刺槐	0.21	0.18	0.25	0.31	0.29	0.30	0.22
CK	紫穗槐	0.44	0.42	0.36	0.35	0.37	0.36	0.30
T ₁	紫穗槐	0.24	0.23	0.28	0.31	0.29	0.30	0.25
T ₂	紫穗槐	0.21	0.19	0.25	0.31	0.30	0.30	0.24

3.5. 修复过程中土壤质量的动态演变

随着植被恢复年限的延长, 各处理土壤质量呈现出明显的动态演变趋势(表 8)。恢复 1 年后, T₁ 和 T₂ 处理土壤有机质含量分别为 85.26 g·kg⁻¹ 和 102.54 g·kg⁻¹; 至恢复 2 年, 分别上升至 91.37 g·kg⁻¹ 和 109.68 g·kg⁻¹, 增幅分别为 7.2%和 7.0%。总氮含量方面, T₁ 从 4.61 g·kg⁻¹ 升至 4.98 g·kg⁻¹, T₂ 从 6.93 g·kg⁻¹ 升至 7.42 g·kg⁻¹, 增幅分别为 8.0%和 7.1%。有效磷和速效钾含量也呈现持续上升趋势。CK 处理各养分指标虽有一定程度提升, 但增幅极为有限。

Table 8. Changes in soil nutrient content under different restoration periods
表 8. 不同恢复年限下土壤养分含量的变化

处理	恢复年限	有机质/(g·kg ⁻¹)	总氮/(g·kg ⁻¹)	有效磷/(mg·kg ⁻¹)	速效钾/(mg·kg ⁻¹)
CK	1 年	5.72	0.072	10.86	184.52
CK	2 年	6.38	0.081	12.47	192.36
T ₁	1 年	85.26	4.61	218.35	465.72
T ₁	2 年	91.37	4.98	234.68	502.14
T ₂	1 年	102.54	6.93	267.48	712.54
T ₂	2 年	109.68	7.42	286.35	762.81

如表 8 所示, 随着植被恢复进程的进行, 土壤营养物质的累积呈不断累积的趋势。一方面是由于人工基质本身具有的高养分本底值, 另一方面与植被生长对土壤的反哺效应密切相关, 刺槐与紫穗槐作为豆科植物, 其根瘤固氮作用可将大气中的分子态氮转化为植物可利用的含氮化合物, 增加土壤氮素输入; 同时, 凋落物经微生物降解后产生的腐殖物质不断地补充着土壤中的有机质。T₁ 和 T₂ 处理在恢复 2 年内土壤养分呈上升趋势, 但其增速在恢复 1 年至 2 年期间已有所放缓。

4. 讨论

本研究结果表明, 城市生活污水泥、粉煤灰及黏土配比的人工基质可显著改善川渝地区石灰岩矿山废

弃地的土壤理化性质与养分状况, 其中 T_2 处理(污泥:粉煤灰:黏土 = 2:1:2)的有机质、全氮等养分指标均优于 T_1 (1:1:2), 证实了污泥在养分供给中的核心地位。这一结果与张鸿龄等(2018)在北方铁矿废弃地中的研究一致, 其以城市污泥、粉煤灰及黏土配比的人工基质总氮含量达 $4.37\sim 6.60\text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$, 有效磷、有效钾属高肥力水平。不同之处在于, 川渝地区湿润气候下有机物料腐解速率更快, 本研究中 T_2 处理有机质含量($102.54\text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$)略高于北方同类研究($96.18\text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$)。另外, 基于污泥和粉煤灰等固废制备新型成土的研究也显示, 适宜的配比可以将土壤 pH 控制在 7.08~7.69 之间[9]。尾矿废弃地土壤理化性质差, 营养贫乏, 是其生态修复面临的主要问题[10]。

从植物生长来看, 刺槐和紫穗槐两种植物都有较好的长势, 两者在生长策略上具有明显的互补性, 即深根固土防风, 而紫穗槐具有发达的侧根保水能力。通过对矿山废弃地不同植被模式下表土层理化特性的研究, 发现合理的乔灌草配置能明显提高土壤的物理结构与营养状态[11]。不同恢复方式下的土壤营养状态有明显的差别, 合理的种植结构可以有效地提高土壤质量[12]。

刺槐与紫穗槐对 Cd 和 Hg 的转运系数(TF)均小于 1.0 (Cd 为 0.12~0.21, Hg 为 0.13~0.29), 与张鸿龄等在北方铁矿废弃地中报道的结果(TF < 1.0)一致。张晋瑞等人的研究同样表明, 紫穗槐对土壤重金属具有一定的富集能力, 且主要富集于根部[13]。刺槐对 Pb 的富集能力也表现为根 > 茎 > 叶的分布规律。本研究中, 在 T_1 和 T_2 两个处理中, 土壤中的 TF 显著低于对照, 表明外源添加可能会影响土壤中重金属向地上部的运移, 其机理可能为减少重金属在食物链中的污染提供了理论依据。

值得注意的是, 尽管改良基质中 Cd 含量($1.86\sim 2.65\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)超出 GB 15618-2018 风险筛选值, 但植物体内的 Cd 含量(根 $0.12\sim 0.21\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, 茎叶 $0.02\sim 0.04\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)远低于基质中的 Cd 含量, 这可能与粉煤灰提高 pH 促使 Cd 向碳酸盐结合态转化、黏土矿物对 Cd 的专性吸附有关。在实际工程中, 建议严格检测污泥来源、适当提高粉煤灰配比比例, 并可在基质中添加少量磷肥或生物炭以钝化 Cd 活性。尽管 T_1 和 T_2 处理在恢复 2 年内土壤养分呈持续上升趋势, 但增速已有所放缓。蔡卓良等人的研究表明, 修复年限对土壤物理性质和微生物群落结构具有显著影响, 不同修复年限间土壤性质差异明显[14]。这一增速放缓可能是由多重机制共同导致: ① 随着植被生物量快速累积, 植物对养分的吸收消耗显著增加; ② 川渝地区年降水量达 1000~1200 mm, 夏季暴雨集中, 基质中速效养分易发生淋溶流失; ③ 凋落物输入尚处初期, 有机质矿化-固持平衡尚未稳定建立, 凋落物输入量尚不足以完全补偿养分输出。王东丽等人研究也证实, 土壤质量的恢复是一个长期过程[12]。与北方干旱半干旱地区相比, 川渝湿热气候对修复策略的长期有效性产生了深远影响。北方降水少、淋溶弱, 适合“一次性改良、长期自然恢复”模式; 而川渝降水充沛、淋溶强烈, 有机质分解和植被生长速率均更快, 导致养分消耗加速。Fan 等对中国北方露天矿复垦区的研究也表明, 复垦地植被对气候变异的响应显著不同于未扰动土地, 降水和气温等气候因子对复垦地植被变化的贡献率达 20%~46.5%, 远高于未扰动土地[15]。上述研究表明, 川渝地区不宜简单照搬北方模式, 而应建立“改良-监测-补充”的动态管理机制。

5. 结论

川渝地区石灰岩矿山废弃地土壤砂粒占 91.78%、黏粒仅 1.53%, 有机质与全氮含量极低, 持水保肥能力差。城市生活污水、粉煤灰及黏土配比的人工基质可显著改善土壤质量, T_1 和 T_2 处理黏粒含量分别提升至 34.18%和 49.63%, 有机质为矿渣的 16.6~20.0 倍。城市污泥是养分提升的核心组分, 但也是 Cd 的主要来源, 实际应用中需严格管控污泥质量。刺槐与紫穗槐在改良基质上生长良好, 二者对 Cd、Hg 等重金属的转运系数均小于 1.0, 主要富集于根部且向地上迁移量持续减少。修复 1~2 年内土壤养分呈上升趋势但增速趋缓, 恢复 2~3 年后肥力及养分补充将成为制约恢复效果持续提升的关键。鱼鳞坑模式配合人工基质改良与乔灌配置, 可在 2~3 年内实现该类废弃地的快速植被建群与生态功能初步恢复。但鉴于

本研究的监测周期仅为 2 年, 上述结论尚需通过长期定位监测进一步验证。建议在修复 2~3 年后实施以下管理措施: ① 每 2~3 年补充一次有机肥($10\sim15\text{ t}\cdot\text{hm}^{-2}$)或复合肥($150\sim225\text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$); ② 适度刈割紫穗槐(每年 1~2 次)促进凋落物回归土壤; ③ 适时引入盐肤木、火棘等乡土植物增加群落多样性, 促进自然演替; ④ 定期监测土壤养分和重金属含量动态, 及时调整管理方案。

基金项目

中煤科工重庆设计研究院(集团)有限公司自立科技重点项目: 低碳矿区建设关键技术及方法研究, 项目编号: 2025-04-07。

参考文献

- [1] 张鸿龄, 孙丽娜, 马国峰, 等. 北方地区铁矿废弃地基质改良及植被恢复技术[J]. 生态学杂志, 2018, 37(10): 3130-3136.
- [2] 李钦韬, 彭涛, 杨健, 等. 客土改良技术在矿山废弃地生态复垦中的研究及应用[J]. 现代矿业, 2022, 38(9): 210-214, 227.
- [3] 周晓莹, 李杰颖. 造纸厂污泥用于矿山废弃地土壤改良的试验研究[J]. 农业科技与装备, 2023(5): 19-22.
- [4] 刘江, 司洪涛, 李成, 等. 西南地区露天矿山修复对植被与土壤固碳效应的影响[J]. 安徽林业科技, 2024, 50(4): 15-19+30.
- [5] 黄洪彬, 蒋倩文, 莫凌, 等. 蓝花草对 3 种矿业废弃地基质的适应性比较[J]. 环境科学与技术, 2025, 48(1): 140-145.
- [6] 温元婷, 晏和滇, 龚梦珏, 等. 植物多样性和土壤改良剂对铅锌矿废弃地土壤微生物群落的影响[J]. 微生物学报, 2025, 65(10): 4579-4592.
- [7] 刘建兵, 何明珠, 郭源上, 等. 干旱区石灰岩矿山废弃地土壤改良——植被重建模式研究进展[J]. 甘肃林业科技, 2024, 49(2): 67-73+82.
- [8] 刘江, 司洪涛, 朱冬雪, 等. 重庆市铜锣山矿区修复初期植被群落与土壤特征[J]. 贵州林业科技, 2025, 53(4): 53-61.
- [9] 周洋, 刘迎春, 郁山, 等. 利用不同无机和有机固体废物配制技术新成土的研究[J]. 农业资源与环境学报, 2023, 40(2): 445-454.
- [10] 王静. 尾矿废弃地污染物特征及基质改良技术[J]. 能源与环保, 2024, 46(8): 159-165.
- [11] 张可, 郑岩, 刘传林, 等. 不同植被模式对矿山废弃地表层土壤性质的影响[J]. 中国水土保持科学(中英文), 2024, 22(2): 131-137.
- [12] 王东丽, 徐源, 于百和, 等. 黄土区排土场复垦初期不同恢复模式下土壤生态化学计量特征[J]. 生态科学, 2024, 43(4): 166-175.
- [13] 张晋瑞, 白秀梅, 李博博, 等. 煤矸石复垦区不同植物对土壤重金属的修复能力研究[J]. 生态毒理学报, 2023, 18(6): 257-268.
- [14] 蔡卓良, 张富, 王理德, 等. 双龙沟废弃矿区修复年限对土壤物理性质和微生物群落结构的影响[J]. 草原与草坪, 2024, 44(3): 185-194.
- [15] Fan, X., Song, Y., Zhu, C., Balzter, H. and Bai, Z. (2021) Estimating Ecological Responses to Climatic Variability on Reclaimed and Unmined Lands Using Enhanced Vegetation Index. *Remote Sensing*, **13**, Article No. 1100. <https://doi.org/10.3390/rs13061100>