◆健康保育与环境修复◆

河南露天矿山不同生态修复区土壤–植被协同恢复研究

杜小冲[1,2,3]，毕广旭[1,2,3]，李会杰[1,2,3]，郝　珺[1,2,3]，余　萌[1,2,3]，琚艺萌[1,2,3]

（1. 河南省地质研究院，河南 郑州　450016；2. 自然资源部黄河流域中下游水土资源保护与修复重点实验室，河南 郑州 450016；3. 河南省自然资源科技创新中心（水土生态修复治理研究），河南 郑州　450016）

［摘　要］以河南省4个典型露天矿山生态修复区为研究对象，设置98个样地（总面积8 876 m²），通过实地样地调查、植物群落组成与多样性指标测定、土壤pH、有机质、养分、重金属含量及物理结构参数等实验方法，系统揭示不同修复模式下土壤与植被之间的相互作用机制。结果表明：一方面，植物群落中共记录122种植物，其中乔木和草本分别占33.6%和66.4%，不同用地类型中，人工恢复与自然恢复模式下的优势种构成存在显著差异，草本群落在矿山修复初期表现出较高的丰富度和多样性，为后续乔木群落的建立提供了生态基础；另一方面，土壤理化性质显示，不同用地的pH、养分含量以及有机质水平呈现复杂的时空变化，部分指标如全磷在修复过程中得到改善，而有机质和全氮则部分下降。同时，重金属含量在园地和林地中普遍下降，土壤物理结构也发生显著变化，如砾石比例和容重的提升表明修复后土壤趋于紧实。总体而言，本研究证明了生态修复措施对矿山区域土壤质量和植物多样性均有积极影响，并为制定科学合理的矿山生态修复管理策略提供了理论依据和实践指导。

［关键词］露天矿山；生态修复；土壤理化性质；植物多样性；恢复用地类型

［中图分类号］X53　　［文献标志码］A　　［文章编号］2097-4566（2026）05-0096-12

Synergistic soil-regetation restoration in different ecological restoration areas of open-pit mine in Henan province

DU Xiaochong[1,2,3], BI Guangxu[1,2,3], LI Huijie[1,2,3], HAO Jun[1,2,3], YU Meng[1,2,3], JU Yimeng[1,2,3]

(1. *Henan Academy of Geology, Zhengzhou* 450016, *China*; 2. *Key Laboratory of Water and Soil Resources Conservation and Restoration in the Middle and Lower Reaches of Yellow River Basin, MNR, Zhengzhou* 450016, *China*; 3. *Henan Province Natural Resources Science and Technology Innovation Center* (*Research on Soil and Water Ecological Restoration Governance*), *Zhengzhou* 450016, *China*)

Abstract: Four typical ecological restoration areas of open-pit mines in Henan province is investigated by establishing 98 plots covering a total area of 8 876 m². Through field surveys and experimental analyses—including assessments of plant community composition and diversity indices, soil pH, organic matter, nutrient content, heavy metal concentrations, and physical structure parameters—the interaction mechanisms between soil and vegetation under different restoration models are systematically elucidated. The results reveale that 122 plant species are recorded across the study sites, with trees and herbaceous plants accounting for 33.6% and 66.4%, respectively. Significant differences are observed in the dominant species composition between artificial and natural restoration models. Herbaceous communities exhibit higher richness and diversity during the initial stages of mine restoration, providing a foundational ecological framework for subsequent tree community establishment. In terms of soil physicochemical properties, pH, nutrient content, and organic matter levels displayed complex spatiotemporal dynamics across different land-use types. While certain indicators, such as total phosphorus improve during the restoration process, levels of organic matter and total nitrogen showes partial declines. Additionally, heavy metal concentrations generally decrease in orchards and forestlands, while notable changes in soil physical structure are observed. For instance, increases in gravel content and bulk density indicate a trend toward soil compaction post-restoration. Overall, this study demonstrates the positive

收稿日期：2025-09-16

作者简介：杜小冲（1980—　），男，河南南阳人，高级工程师，从事地下水污染调查、生态修复相关工作。

基金项目：2024年度河南省地质研究院地质科技攻关项目（2024-906-XM10）；河南省自然资源部省合作科技项目（豫部省合作2024-2）；2023年度自然资源部省合作试点项目（2023ZRBSHZ014）

impact of ecological restoration measures on both soil quality and plant diversity in mining areas, providing theoretical support and practical guidance for the development of scientifically grounded mine ecological restoration strategies.

Key words: open-pit mine; ecological restoration; soil physicochemical properties; plant diversity; land use types

0　引言

随着生态环境保护意识不断增强以及美丽中国建设持续推进，矿山生态修复逐渐成为生态修复研究的重要方向[1]。矿山生态修复不仅需要注重土壤环境质量的改善，而且应以生态系统功能的全面恢复为核心目标。传统上，生物多样性恢复作为矿山修复的核心内容之一，通过分析植物群落的物种组成、群落结构及多样性指标来衡量修复效果[2]。然而，由于土壤是生态系统的重要组成部分，其理化性质直接影响植物的生长发育和群落演替[3]，单纯的植被多样性评价难以全面反映矿山生态系统的恢复状况。

以生物多样性为基础构建矿山修复效果评价体系，是保障生态修复成果的重要手段；同时，土壤理化指标作为生态系统健康状况的重要参数，同样不容忽视[4–5]。近年来，越来越多的研究开始关注土壤养分、pH、全氮、全磷以及重金属污染等指标与植被恢复之间的相互关系[6]。这种关系的核心是“土壤—植被”双向反馈机制：修复前，退化矿区的土壤条件对植被生长构成单向的严重制约关系；成功的修复旨在将此转变为正反馈关系，即以植被的定居与演替为核心驱动因素，通过凋落物分解、根系分泌等生物过程，改善土壤理化性质；而土壤性质的改善又反过来支持更复杂的植被群落，形成协同恢复的良性循环。本研究关注的具体修复模式包括人工辅助恢复（如植树、种草）与自然恢复（依赖自然演替），但这两种模式如何影响该机制的建立，其具体过程和效果仍需深入研究[7]。

目前，国内关于矿山生态修复的研究多集中于植物群落多样性沿环境梯度及群落演替过程中的变化，而对于不同土地利用方式（园地、林地、草地、耕地）和修复模式下，土壤理化性质的动态变化（具体指pH、有机质、氮磷钾养分、重金属含量、容重及砾石比例等指标的演变）及其与植被恢复（具体指植物群落组成、多样性及优势物种演替）的相互作用的系统性对比研究仍较为匮乏[8–9]。

因此，本研究以河南省多个典型露天矿山生态修复区为对象，针对园地、林地、草地、耕地等不同恢复用地类型，系统比较人工恢复与自然恢复两种模式，开展土壤理化指标与植物多样性特征的综合调查。研究旨在揭示不同修复模式下土壤质量改善与植被恢复之间的相互作用机制，为矿山生态修复效果的全面评价及后续管理提供理论支撑和实践指导。

1　研究区概况

本研究选取河南省4个典型的露天矿山生态修复区作为研究区域。选择这些区域主要基于以下原则：（1）代表性。4个矿区均被纳入省级或国家级重点生态修复工程，如南太行地区山水林田湖草生态保护修复工程、黄河流域生态保护和高质量发展项目等，能够代表河南省矿山修复的重点区域和主要挑战。（2）多样性。研究区涵盖了不同的矿产类型和地理单元，为研究不同背景下的修复机制提供了多样化的样本。

南太行南麓济源铝土矿露天矿山生态修复区（海拔272 m）与三门峡市陕州区杜家沟铝土矿露天矿山生态修复区（海拔623 m）均为铝土矿区；巩义市小关镇露天矿山生态修复区（海拔545 m）为嵩山北麓水源涵养区内的历史遗留废弃采石场（主要开采石灰岩等建筑材料）；南阳市卧龙区塔子山露天矿山生态修复区（海拔216 m）为花岗岩矿区，修复前石漠化问题突出。研究区属亚热带季风性湿润气候，四季分明，冬季干冷，春季气温逐渐回升，夏季高温多雨，秋季凉爽少雨；年平均气温普遍在15 ℃左右，7月气温最高，最高温度40 ℃，1月最冷，最低温度–14 ℃；年平均无霜期230～245 d，平均年降水量约为600.0 mm，年平均相对湿度约为68%。

2　研究方法

2.1　样地设置与调查

样地的选择与设置遵循“代表性”与“可行性”相结合的原则。由于各矿区原始地质背景、开采方式及地方社会经济目标不同，其修复后的土地利用规划也存在差异。因此，本研究中的用地类型（园地、林地、草地、耕地）是根据各矿区修复规

划的最终目标和实际恢复现状而设定的，旨在研究该区域修复后最主要的土地利用模式下的“土壤—植被”协同恢复机制。这种设计虽在不同矿区之间存在用地类型的差异，但这恰好能体现河南省不同区域、不同矿种的矿山在修复路径上的多样性。济源铝土矿区设置“园地”：该区域属于南太行生态修复区，“生态修复+产业导入”是当地典型的修复模式，旨在将废弃矿山转变为具有经济效益的“花果山”。因此，选择“园地”能够代表该区域兼顾生态与经济效益的修复方向。南阳卧龙区未设置“耕地”：该区为花岗岩矿，修复前石漠化极其严重，其首要修复目标是通过植树造林快速恢复植被覆盖、防治水土流失，恢复为农业耕地的难度极大且并非优先方向。因此，该区域的观测样地以林地和草地为主。

4个矿山生态修复区的样地调查概况见表1，各矿山恢复区的土地利用类型主要分为园地、林地、草地、耕地4种类型。2024年10月中下旬对4个露天矿山生态修复区开展了样方调查试验，选择远离主干道且坡度坡向相似区域设置样方，按照恢复情况分为生态恢复植被群落以及自然植被群落。样地调查采用标准方法，在研究区不同土地利用类型中选择典型样地进行植被调查。乔木群落样方大小设置为20 m × 20 m，草本群落样方大小为1 m × 1 m，在各样方中记录乔木的物种种类、树高（使用测高器实测）、枝下高、冠幅、胸径，以及草本植物的种类、高度（采用直尺测量样方内优势种平均自然高度）、盖度（目估法）、多度、频度、物候、生长状况，同时记录各修复区的经纬度、海拔、坡度以及坡向等特征[10-11]

表1 不同矿山生态修复区调查样地的基本情况

Table 1 Basic situation of survey sample in different mine ecological restoration areas

矿山生态修复区	土地利用类型	样方植被类型	恢复类型	样方数量/个	单个样方面积/m²
南太行南麓济源铝土矿露天矿山生态修复区	林地	乔木	人工恢复	4	400
			自然对照	5	
	林地	草本	人工恢复	5	1
			自然对照	3	
	园地	乔木	人工恢复	4	400
			自然对照	1	
	园地	草本	人工恢复	4	1
			自然对照	1	
	耕地	草本	人工恢复	5	1
			自然对照	1	
三门峡市陕州区杜家沟铝土矿露天矿山生态修复区	草地	草本	人工恢复	3	1
			自然对照	3	
	耕地		人工恢复	15	
			自然对照	3	
巩义市小关镇露天矿山生态修复区	林地	乔木	人工恢复	3	400
			自然对照	1	
	林地	草本	人工恢复	9	1
			自然对照	3	
	草地	草本	人工恢复	3	1
			自然对照	3	
南阳市卧龙区塔子山露天矿山生态修复区	林地	乔木	人工恢复	3	400
			自然对照	1	
	林地	草本	人工恢复	3	1
			自然对照	3	
	草地	草本	人工恢复	6	1
			自然对照	3	

2.2 土壤采样与理化指标测定方法

本研究针对河南省典型露天矿山生态修复区中不同土地利用类型（园地、林地、草地、耕地）的土壤理化性质进行综合调查。为确保样本的代表性，所有土壤采样、流转、制备和保存均严格参照《土壤环境监测技术规范》（HJ/T 166—2004）执行。针对不同测定指标的特性，采用了相应的采样和处理方法。针对土壤pH、有机质、氮、磷、钾及大部分重金属（Cr、Ni、Cd、Pb、Cu、Zn、Al、As）等稳定性较好的指标，在每个样方内采用“梅花”或“S”形布点法取5个子样（0～20 cm），现场去除石块、根系等杂物后，充分混合制成复合样。样品装入聚乙烯自封袋，贴好标签。对于土壤容重样品，采用环刀法采集原状土，在每个样方选取3个代表性点位，将标准体积的环刀垂直压入土壤剖面，取0～20 cm土层，小心削去多余土壤后，密封带回实验室用于容重和物理结构分析。对于含汞（Hg）样品，由于汞的挥发性，其样品单独采集，使用专用采样铲在每个样方采集表层土，迅速装入棕色广口玻璃瓶中，密封、避光冷藏保存，以减少挥发和光化学反应带来的损失。

所有土壤样品依据相应国家标准进行前处理与测定。样品消解方面，除铝（Al）元素外，所有待测金属元素总量的消解均采用《土壤和沉积物 金属元素总量的消解 微波消解法》（HJ 832—2017）进行。根据该标准，针对不同元素的稳定性，采用了两种消解体系：方法一（硝酸–盐酸–氢氟酸体系），用于Cr、Ni、Cd、Pb、Cu、Zn等元素的消解；方法二（硝酸–盐酸体系，即王水），用于As、Hg等易挥发元素的消解。在元素测定方面，Cr、Ni、Cd、Pb、Cu、Zn的测定采用《土壤和沉积物 19种金属元素总量的测定 电感耦合

等离子体质谱法》（HJ 1315—2023）。As和Hg的测定采用《土壤和沉积物　汞、砷、硒、铋、锑的测定　微波消解/原子荧光法》（HJ 680—2013）。铝（Al）由于其在土壤中含量高且性质稳定，采用《土壤和沉积物　11种元素的测定　碱熔–电感耦合等离子体发射光谱法》（HJ 974—2018）进行前处理与测定，以确保结果的准确性。质量控制：整个分析过程严格按照各标准方法中的质控要求执行，包括空白实验、平行样测定和有证标准物质的使用。所有批次样品的加标回收率均控制在85%～115%，标准物质的测定值与保证值范围相符，确保了数据的准确可靠。

采集的土壤样品经过现场去除杂物后，送至实验室后在通风处自然风干，并用2 mm筛网过筛，土壤pH按土水质量比1:2.5混合后，利用pH计直接测定，以反映土壤酸碱性变化。有机质含量采用改良的酸性重铬酸钾法，通过氧化还原反应定量分析土壤有机质含量，评价土壤肥力水平。碱解全氮利用碱解扩散法测定，反映土壤中可供作物吸收的氮素水平；有效全磷采用Olsen法（碳酸氢钠提取–钼锑抗比色法）提取并用比色法定量，评估土壤中磷的有效性；速效全钾采用火焰光度法测定，反映土壤中钾的供应情况；全氮、全磷、全钾分别通过凯氏定氮法、分光光度法和火焰光度法等标准方法进行测定[12-14]。重金属含量以铬（Cr）、镍（Ni）、镉（Cd）、铅（Pb）、铜（Cu）、锌（Zn）、铝（Al）、砷（As）和汞（Hg）等为代表，先采用酸消解法处理样品，然后采用原子吸收分光光度法或电感耦合等离子体质谱法（ICP-MS）进行测定[15]。采用核心取样法测定土壤容重；利用筛分法测定土壤中砾石比例，以进一步反映土壤物理结构的变化。

2.3　数据统计分析

植物群落多样性作为生态系统特性的关键指标，反映了群落结构及其与环境变量的相互影响，为理解生态系统功能与结构变化提供依据和科学基础[1,16]。为评估不同生态恢复区的植被恢复水平，选取了包括物种丰富度（S）、物种多样性指数（Shannon-Wiener指数（H）和Simpson指数（D））、Pielou均匀度指数（E）以及各个物种的重要值作为核心评价指标，其计算公式分别如下：

相对密度 =（某物种的个体数/全部物种的个体数之和）×100%；　（1）

相对高度 =（某物种的高度/全部物种的高度之和）×100%；（2）

相对盖度 =（某物种的盖度/全部物种的盖度之和）×100%；（3）

相对显著度 =（某物种的胸高断面积/全部物种的胸高断面积之和）×100%；　（4）

乔木重要值 =（相对多度+相对高度+相对显著度）/3；　（5）

草本重要值 =（相对多度+相对高度+相对盖度）/3；　（6）

S = 样方中物种总数；　（7）

$H = 1-\sum_{i=1}^{S} P_i \ln P_i$；　（8）

$D = 1-\sum_{i}^{S} P_i \ln P_i^2$；　（9）

$E = \frac{H}{H_{max}}$。　（10）

其中，P_i为样方中某一物种的个体数占样方群落中总个体数的比例，H为实际观察的物种多样性指数，H_{max}为最大的物种多样性指数，$H_{max} = \ln S$。

所有数据采用SPSS 26.0软件进行统计分析。采用单因素方差分析（One-way ANOVA）检验在同一矿区、同一用地类型下，生态恢复群落（C）与自然植被群落（CK）之间各植物多样性指标（物种丰富度、Shannon-Wiener指数、Simpson指数及Pielou均匀度指数）的差异显著性，显著性水平设置为$p < 0.05$。对于土壤理化性质指标，由于部分自然对照组在特定生境下难以找到足够数量的重复样地（如部分样地n=1），无法进行全面的方差分析，因此本文侧重于对其进行描述性统计与趋势比较分析。

3　结果与分析

3.1　不同恢复用地的植物群落物种组成及重要值分析

各研究区的生态修复普遍采用了工程措施与生物措施相结合的综合治理模式。工程措施主要包括对破损山体进行边坡整形、场地平整以及土壤重构等，为植被恢复创造基础立地条件。在此基础上，根据不同的土地利用规划实施针对性的生物措施：（1）林地和园地的人工干预主要为“绿化”，通过种植适应性强的乡土乔木（如刺槐、侧柏）或经济树种（如梨、苹果）以快速恢复林分结构；（2）草地则通过撒播草籽（如狗牙根等）快速实现地表覆盖，防止水土流失；（3）耕地则是在土地平整后进行农业种植，部分边坡辅以护坡草种。本研究中的“人工恢复”即指上述以植树、种草、耕种等为主的人为干预措施，而“自然恢复”则指在无人工干预下植被自然演替的区域。

本研究从草本和乔木两个角度进行分析。草本植物通常作为先锋物种，在恢复初期迅速定居，对改良土壤微环境和稳定基质起到关键作用；而乔木的成功定居和生长则标志着生态系统向更稳定、更复杂的阶段演替。因此，分别评估两者的群落特

征，能更全面地揭示恢复的动态过程。

河南省4个典型露天矿山生态修复区的植物群落调查结果见表2，共记录植物122种，涉及41科、97属，其中乔木类植物41种（约占33.61%），草本植物81种（约占66.39%）。调查数据显示，不同恢复用地（园地、林地、草地、耕地）在物种组成上具有显著差异。例如，在园地中，部分恢复样地中草本植物的种类较少，但乔木种类较为单一，优势种主要集中于梨、苹果以及女贞等经济与生态效益兼具的树种；而在耕地和草地中，草本植物往往占据主导地位，出现了狗牙根、牛筋草、鬼针草等快速建立群落的先锋物种，其物种丰富度明显高于乔木。调查还表明，不同恢复模式下，生态恢复植被群落通常呈现出人工引入与自然演替相结合的特征，其中人工恢复模式倾向于选用少数速生树种和耐贫瘠的草本植物，而自然恢复模式则在长期演替过程中形成了较为复杂的群落结构。各样地的群落组成不仅反映了当地的生态环境条件，还揭示了矿山修复过程中人类干预与自然演替之间的动态平衡[17]。总体来看，物种组成的数据为深入理解矿山生态修复过程中生物多样性演替规律提供了基础，也为后续探讨不同恢复模式下植物群落的稳定性与生态功能奠定了数据支撑。

在不同生态恢复区中，植物群落的物种组成和优势种存在较大差异[18]。根据图1调查结果，在林地和园地中，多采用单一乔木种植，如济源地区主要种植梨、苹果、中华金叶榆和侧柏，其相对重要值分别约为52%、48%、37%和14%，显示出在人工恢复下经济与生态效益兼备的特点；而自然恢复区中，榆、黄荆和中华金叶榆的最大相对重要值分别达到45%、16%和14%，表明这些物种在恶劣环境下具有较强的适应能力，能充分利用有限资源。总体而言，尽管各区因地区条件和修复策略不同，生态恢复植被中的乔木优势种呈现出较大分化，但自然恢复群落中优势种构成则较为统一，有利于群落长期稳定。

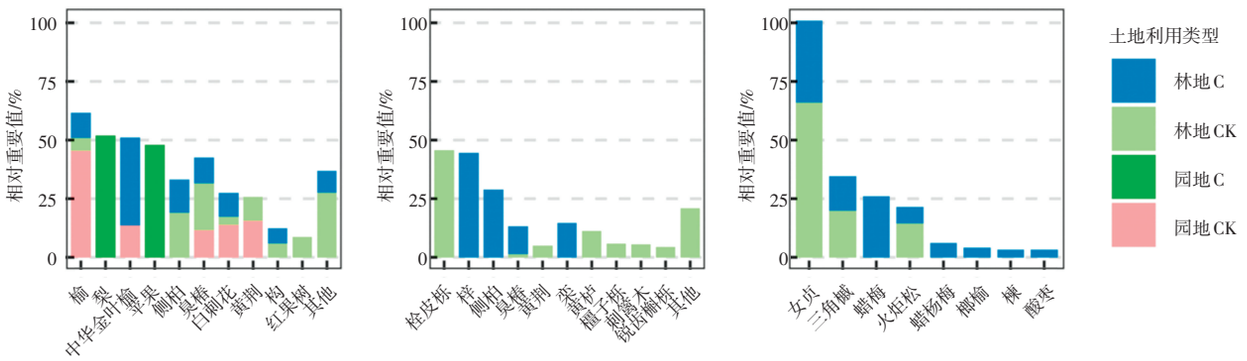
草本群落方面，由于部分恢复区原生条件较差，草本种类较少，群落结构简单。4个典型露天矿山生态修复区样地草本植物群落物种重要值调查结果见图2，在耕地生态恢复样地中，葱、白酒草和小蓬草的最大相对重要值分别约为42%、17%和12%，既能提高土壤肥力，又为后续其他植被演替创造条件；样地中记录的草本植物主要为农田伴生杂草或田埂、边坡的护坡草种，如在自然对照的田埂上，济源样点的黄花蒿和苋草的相对重要值均达50%左右，反映出在恶劣环境下少数优势种形成

表2 不同矿山生态修复区样地植物群落物种组成

Table 2 Species composition of community in different mine ecological restoration areas

地点	用地类型	草本			乔木		
		种(占比/%)	属(占比/%)	科(占比/%)	种(占比/%)	属(占比/%)	科(占比/%)
南太行南麓济源铝土矿露天矿山生态修复区	园地C	8（6.56）	5（5.15）	8（19.51）	2（1.64）	1（1.03）	2（4.88）
	园地CK	3（2.46）	2（2.06）	3（7.32）	5（4.10）	4（4.12）	4（9.76）
	林地C	8（6.56）	4（4.12）	8（19.51）	8（6.56）	6（6.19）	7（17.07）
	林地CK	9（7.38）	6（6.19）	9（21.95）	15（12.30）	11（11.34）	13（31.71）
	耕地C	12（9.84）	8（8.25）	10（24.39）			
	耕地CK	2（1.64）	2（2.06）	2（4.88）			
巩义市小关镇露天矿山生态修复区	林地C	19（15.57）	8（8.25）	17（41.46）	4（3.28）	4（4.12）	4（9.76）
	林地CK	7（5.74）	5（5.15）	7（17.07）	16（13.11）	12（12.37）	13（31.71）
	草地C	11（9.02）	4（4.12）	9（21.95）			
	草地CK	14（11.48）	4（4.12）	14（34.15）			
南阳市卧龙区塔子山露天矿山生态修复区	林地C	4（3.28）	2（2.06）	4（9.76）	8（6.56）	8（8.25）	8（19.51）
	林地CK	7（5.74）	3（3.09）	7（17.07）	3（2.46）	3（3.09）	3（7.32）
	草地C	10（8.2）	3（3.09）	8（19.51）			
	草地CK	2（1.64）	2（2.06）	2（4.88）			
三门峡市陕州区杜家沟铝土矿露天矿山生态修复区	耕地C	25（20.49）	10（10.31）	21（51.22）			
	耕地CK	15（12.3）	8（8.25）	12（29.27）			
	草地C	12（9.84）	5（5.15）	10（24.39）			
	草地CK	8（6.56）	3（3.09）	6（14.63）			

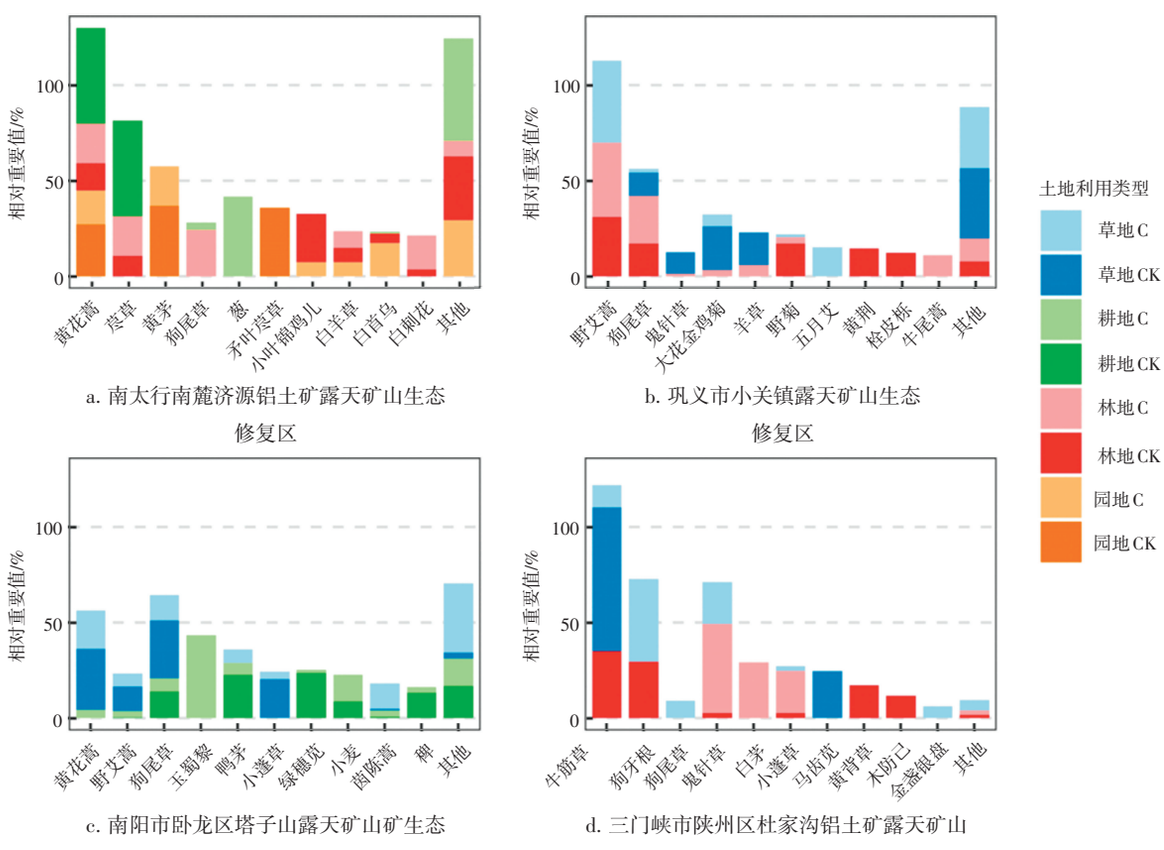
注：C代表生态恢复植被群落；CK代表自然植被群落。



a. 南太行南麓济源铝土矿露天矿山生态修复区　b. 巩义市小关镇露天矿山生态修复区　c. 南阳市卧龙区塔子山露天矿山矿生态修复区

图1　不同矿山生态修复区样地乔木群落物种重要值

Fig. 1　Important values of tree community species in different mine ecological restoration areas



a. 南太行南麓济源铝土矿露天矿山生态修复区　b. 巩义市小关镇露天矿山生态修复区　c. 南阳市卧龙区塔子山露天矿山矿生态修复区　d. 三门峡市陕州区杜家沟铝土矿露天矿山生态修复区

图2　不同矿山生态修复区样地草本植物群落物种重要值

Fig. 2　Important values of herbaceous community species in different mine ecological restoration areas

了稳定群落。此外，草地恢复区中，狗牙根、鬼针草、牛筋草和狗尾草的相对重要值分别约为43%、22%、11%和9%，显示这些耐旱耐踩物种能迅速占据空旷地带；对照样地中，南阳地区牛筋草的相对重要值甚至高达75%，成为建群种。园地草本样地中，黄茅与黄花蒿的相对重要值分别约为37%和27%。总体来看，草本群落在不同用地和恢复模式中各具特色，这些数据为揭示矿山生态修复中植物群落演替规律及优化修复措施提供了科学依据

3.2　不同恢复用地的物种多样性分析

通过对不同用地类型（园地、林地、草地、耕地）样地的调查与统计，结果见表3、图3。总体

来看，在同一生态修复区内，不同土地利用方式对植物群落的多样性指标具有显著影响[19-20]。草本层的物种丰富度和多样性指数（如Shannon-Wiener指数、Simpson指数）均高于乔木层，这主要是因为草本植物具有较强的适应能力，能在贫瘠、破碎的土壤条件下迅速建立群落[21]。以济源矿山生态修复区为例，园地中生态恢复植被的草本群落丰富度相对较低，而自然对照样地则表现出更高的物种多样性；在耕地和草地中，先锋草本植物如狗牙根、牛筋草等通过其较高的出现频率和相对多度，在群

表3　不同矿山生态修复区样地物种多样性指数

Table 3　Species diversity index of different mine ecological restoration areas

地点	土地利用类型	丰富度		Shannon-Wiener指数		Simpson指数		Pielou指数	
		草本	乔木	草本	乔木	草本	乔木	草本	乔木
南太行南麓济源铝土矿露天矿山生态修复区	园地C	3.00 ± 0.82	2	0.86 ± 0.31	纯林	0.51 ± 0.15	纯林	0.81 ± 0.16	纯林
	园地CK	3	5	1.06	1.47	0.64	0.74	0.97	0.91
	林地C	3.80 ± 1.10ns	4.50 ± 1.00ns	1.14 ± 0.25ns	1.02 ± 0.2*	0.64 ± 0.07ns	0.53 ± 0.09*	0.88 ± 0.04ns	0.68 ± 0.09*
	林地CK	3.33 ± 1.15	5.80 ± 1.64	1.05 ± 0.4	1.44 ± 0.25	0.6 ± 0.17	0.71 ± 0.07	0.90 ± 0.06	0.83 ± 0.07
	耕地C	5.60 ± 1.67	—	1.09 ± 0.35	—	0.53 ± 0.17	—	0.63 ± 0.14	—
	耕地CK	2	—	0.68	—	0.49	—	0.99	—
巩义市小关镇露天矿山生态修复区	林地C	5.33 ± 1.53ns	2.67 ± 1.15	1.07 ± 0.19ns	0.86 ± 0.26	0.61 ± 0.07*	0.54 ± 0.08	0.8 ± 0.16*	0.95 ± 0.05
	林地CK	4.22 ± 1.48	16	1.59 ± 0.25	1.81	0.78 ± 0.05	0.71	0.97 ± 0.01	0.65
	草地C	5.67 ± 3.06ns	—	1.23 ± 0.27ns	—	0.63 ± 0.08ns	—	0.77 ± 0.07ns	—
	草地CK	5.00 ± 1.00	—	1.08 ± 0.47	—	0.55 ± 0.17	—	0.64 ± 0.08	—
南阳市卧龙区塔子山露天矿山生态修复区	林地C	3.33 ± 0.58ns	3.67 ± 2.08	0.84 ± 0.3ns	0.70 ± 0.21	0.48 ± 0.18ns	0.38 ± 0.11	0.69 ± 0.2ns	0.62 ± 0.14
	林地CK	3.33 ± 1.15	3	0.62 ± 0.45	0.66	0.32 ± 0.25	0.38	0.5 ± 0.26	0.60
	草地C	4.00 ± 0.89*	—	0.81 ± 0.34ns	—	0.44 ± 0.20ns	—	0.6 ± 0.24ns	—
	草地CK	2	—	0.55 ± 0.2	—	0.37 ± 0.17	—	0.8 ± 0.29	—
三门峡市陕州区杜家沟铝土矿露天矿山生态修复区	耕地C	1.33 ± 0.23ns	—	1.06 ± 0.59ns	—	0.53 ± 0.29ns	—	0.75 ± 0.09ns	—
	耕地CK	7.00 ± 1.73	—	1.14 ± 0.37	—	0.55 ± 0.16	—	0.58 ± 0.11	—
	草地C	6.00 ± 1.00ns	—	1.43 ± 0.15*	—	0.70± 0.05ns	—	0.81 ± 0.09ns	—
	草地CK	3.67 ± 1.53	—	0.86 ± 0.25	—	0.52 ± 0.12	—	0.73 ± 0.11	—

注：C代表生态恢复植被群落；CK代表自然植被群落；*代表在土地利用类型组内的C和CK之间有显著差异（$p < 0.05$）；ns代表没有显著差异（$p > 0.05$）。

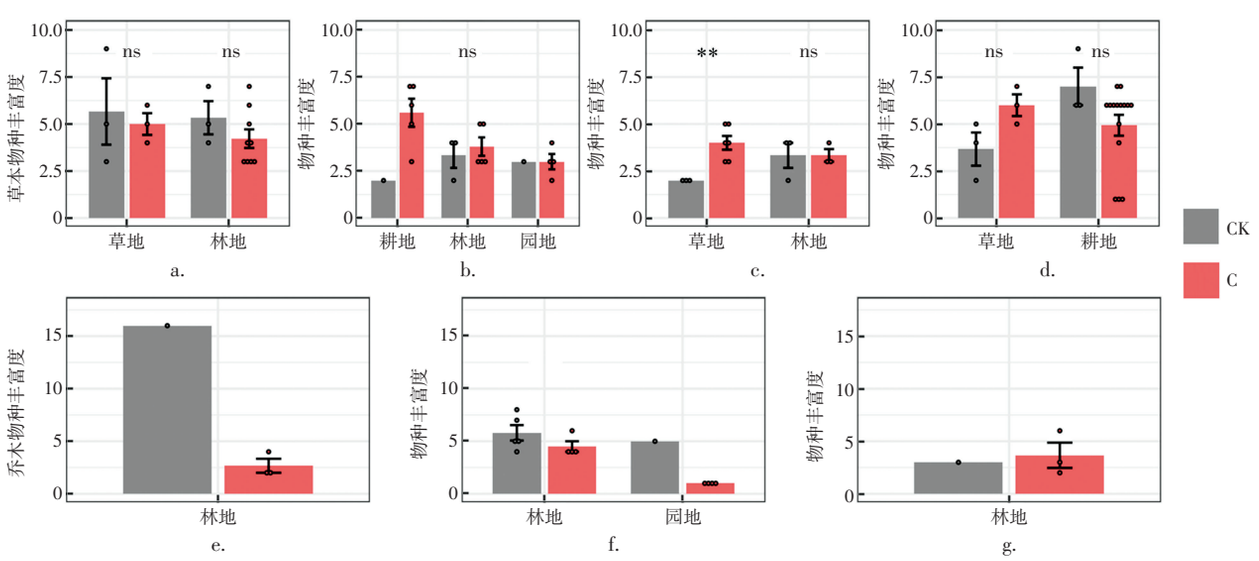


图3　不同矿山生态修复区样地草本植物群落物种丰富度

Fig. 3　Species richness of herbaceous community species in different mine ecological restoration area

注：a.、e. 巩义市小关镇露天矿山生态修复区；b.、f. 南太行南麓济源铝土矿露天矿山生态修复区；c.、g. 南阳市卧龙区塔子山露天矿山生态修复区；d. 三门峡市陕州区杜家沟铝土矿露天矿山生态修复区。

落中占据优势，从而使得草本层的多样性指标显著高于乔木层。另一方面，乔木群落在人工恢复模式下常由少量速生树种构成，种类单一，导致其群落结构较为简单；而自然恢复模式下，经过长期自然演替后，乔木群落呈现出更为丰富的物种组合和复杂的结构，体现出较高的物种丰富度和多样性指数[22]。通过对不同用地类型的统计对比，可以看出，恢复初期草本植物的快速覆盖和较高多样性为后续乔木群落的逐步演替奠定了基础，同时也揭示了恢复策略在不同用地类型上应采取差异化的措施，以更好地提升整体群落多样性和生态功能。

在不同生态修复区间的比较中，虽然各区域地形和土壤条件等方面存在差异，但总体上植物群落的多样性指数差异并不明显，反映出恢复效果在区域尺度上具有一定的普适性。例如，济源、巩义、南阳和三门峡4个矿山生态修复区在物种多样性指标（包括物种丰富度、Shannon-Wiener指数、Simpson指数等）的数值上存在一定波动，但这些指标均显示出自然植被群落比生态恢复植被群落具有更高的多样性，特别是在乔木层中，自然恢复区中经过长期演替后的群落结构更为复杂，优势种分布趋于稳定，显示出较高的群落均匀性。而在草本层中，尽管各修复区在先锋种构成上有所差异，但普遍表现出高物种丰富度和多样性，这与各区域在恢复初期快速占据空旷生境的特性密切相关。不同区域之间的对比分析还揭示，虽然恢复策略（人工与自然恢复）的具体实施细节有所不同，但自然恢复过程中的演替机制使得各区最终形成的群落结构在物种多样性方面趋于一致。这一结果不仅验证了自然演替对矿山生态系统恢复的重要作用，也为区域间推广应用统一的修复模式提供了理论支持。通过综合比较不同生态修复区的群落多样性特征，本研究为制定区域性、差异化的生态恢复策略提供了科学依据，提示未来在恢复工程中应结合区域特点灵活调整植被恢复方案，以实现矿山生态系统的全面稳定发展。

3.3　不同恢复用地的土壤理化性质分析

不同矿山生态修复区样地土壤肥力指标的调查结果见图4。在各恢复用地中，pH、有机质及主要营养元素的含量均呈现出明显的差异性。以济源地区为例，耕地的pH为8.25，而修复后耕地的pH为7.53，显示出修复措施对土壤酸碱性调节具有一定效果，但不同点位间仍存在波动。此外，对照组w(有机质）为14.8 g/kg，而修复组上升至22.5 g/kg，表明在部分耕地恢复用地中，有机质的提升较为明显，这可能与土壤翻耕及植被更替有关。碱解全氮

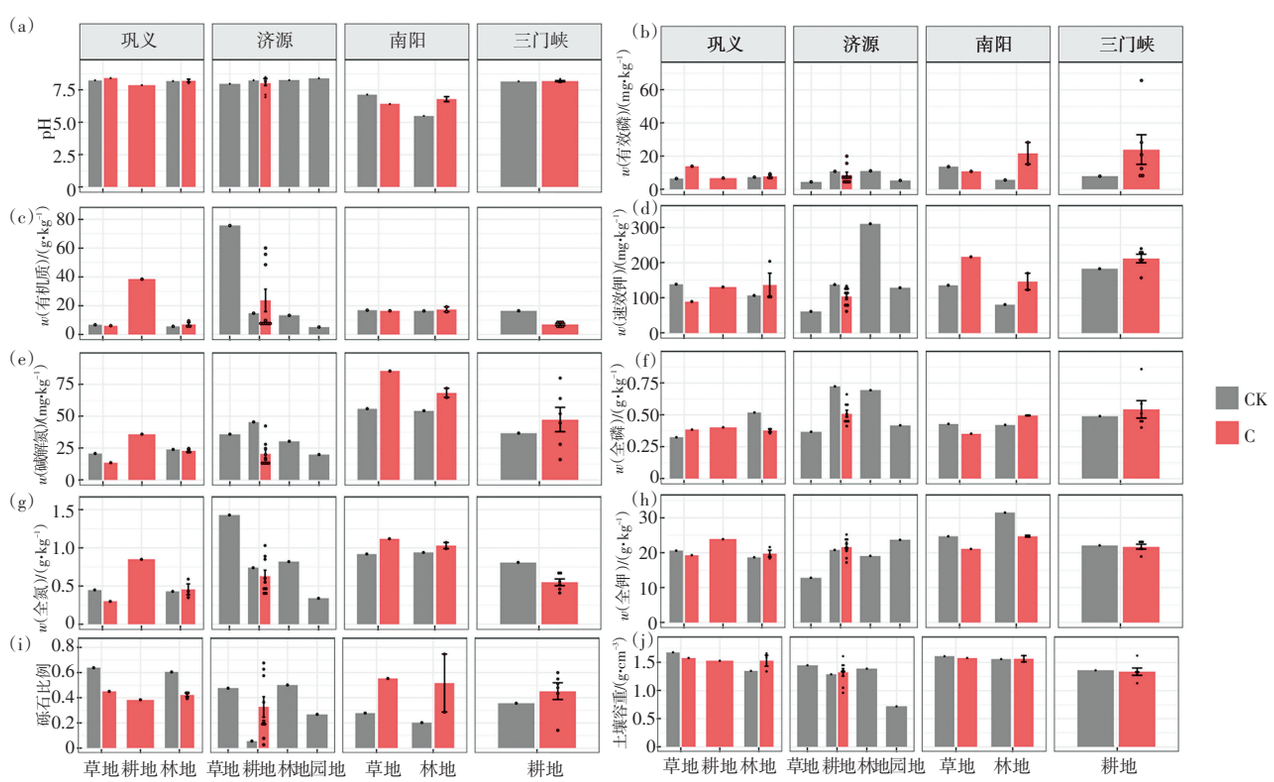


图4　不同矿山生态修复区样地部分土壤肥力指标

Fig. 4　Soil fertility indexes of plots in different mine ecological restoration areas

方面，对照组测得w（碱解氮）45.6 mg/kg，而修复组均值下降为20.0 mg/kg，显示出不同恢复措施下氮素供应的差异；有效全磷质量分数由对照组的10.9 mg/kg下降至修复组的9.7 mg/kg，速效全钾方面，对照组w（速效钾）为138 mg/kg，而修复组为95.3 mg/kg，数值略有下降。总体来看，土壤化学性质数据反映出在人工干预和自然演替共同作用下，不同用地类型的pH和养分含量呈现复杂变化趋势，既有部分指标的改善，也存在局部养分下降现象。这些数据综合表明，恢复措施在改善土壤肥力方面具有一定正面效应，但同时也暴露出不同用地之间管理措施的不均衡，提示后续修复工程需针对性地加强土壤有机质和养分的补充与维持，以实现长效稳定的矿山生态修复。

重金属含量作为评价土壤污染及修复效果的重要指标，其变化情况在不同恢复用地中也呈现多样性[23]。不同矿山生态修复区样地土壤重金属含量调查结果见图5。以铬（Cr）为例，在济源地区，耕地对照组的铬质量分数为63.25 mg/kg，而修复后耕地组下降至45.28 mg/kg，表明修复措施在一定程度上降低了土壤中铬的积累；而在园地和林地样品中，镍（Ni）、铅（Pb）、铜（Cu）和锌（Zn）等重金属的含量较对照组普遍下降5%～15%，这说明通过植物吸收、土壤改良和水分管理等措施，有害重金属的迁移和淋洗作用得到了部分抑制。另外，耕地和草地中部分点位因局部施肥或灌溉管理不当，部分重金属（如镉Cd和铅Pb）的含量略有上升，但总体仍控制在安全范围内。综合各项重金属指标的数据分析显示，不同恢复区和不同用地类型在重金属动态变化上存在显著区域性和管理性差异，反映出矿山生态修复工程在降低土壤重金属污染方面取得了一定成效，但同时也需要持续监控和针对性调控，以防止局部污染风险的积累，并保障恢复区生态环境的长期健康。

在土壤物理结构方面，砾石比例和土壤容重的变化同样为评价修复效果提供了有力依据[24]。据图4不同矿山生态修复区样地砾石比例和土壤容重的调查结果显示，在济源地区，耕地对照组的砾石比例为5.63%，而修复组中砾石比例显著提高，增加了32.44百分点，反映出修复过程中土壤颗粒组成发生了明显变化。土壤容重方面，对照组容重为1.25 g/cm^3，修复组提升至1.33 g/cm^3，这表明修复后土壤结构趋于紧实，孔隙率降低，有助于水分和养分的保持，但也可能影响根系的扩展和通气性。整体上，砾石比例的增加可能改善了土壤的排水性和抗侵蚀能力，而土壤容重的提高则反映出土壤质

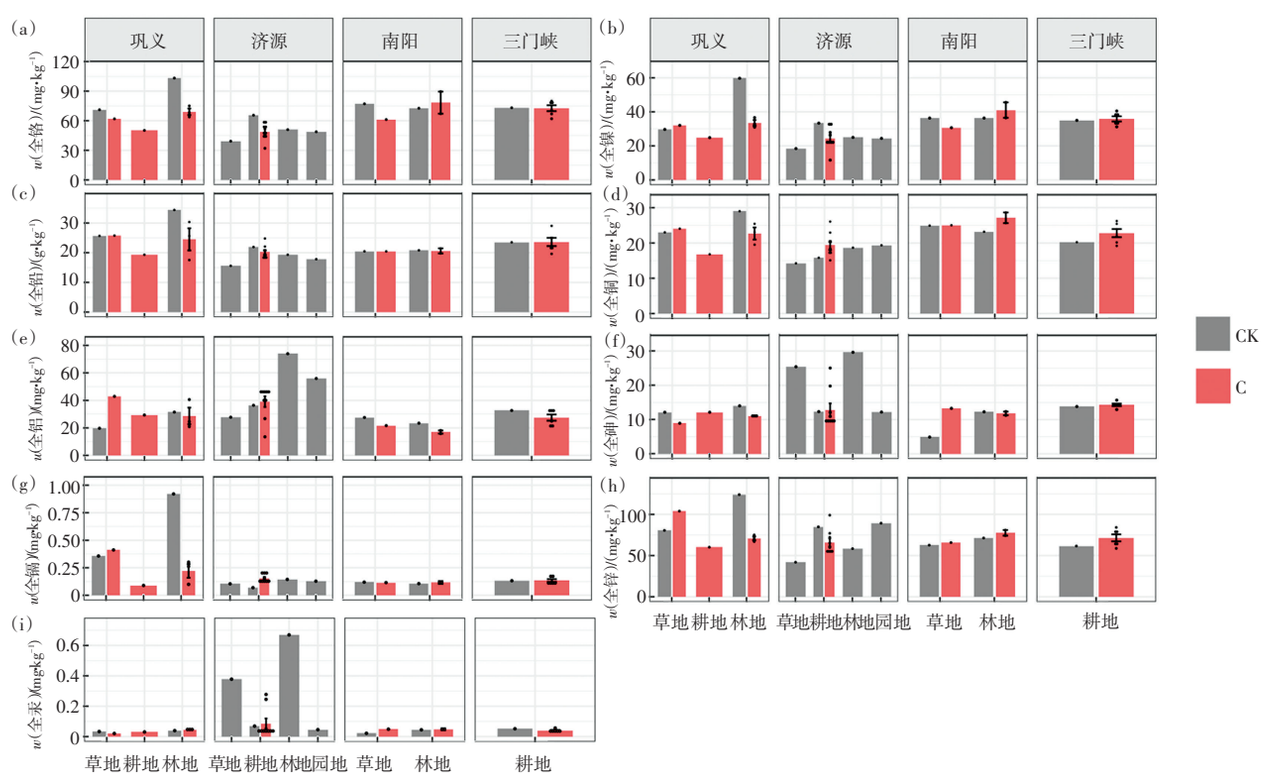


图5　不同矿山生态修复区样地土壤重金属含量

Fig. 5　Heavy metal content in the soil samples of different mine ecological restoration areas

地由疏松向紧实转变，这在一定程度上有利于构建稳定的物理环境，从而促进植物生长。综合分析显示，恢复用地在土壤物理结构改善上取得了显著进展，但同时也提示需要在修复过程中平衡好土壤紧实度与孔隙率，确保既能保持充足的水分和养分，又能为植物根系提供良好的生长空间。这些数据为矿山生态修复中土壤物理改良措施的优化提供了实证依据，并为后续管理策略的制定提供了重要参考。

4　讨论

通过对河南省典型露天矿山生态修复区的植物群落组成、物种重要值及多样性特征的分析，可以看出，不同用地类型和恢复方式对植被多样性和群落结构的影响显著。本研究的结果揭示了矿山生态修复过程中植被演替与土壤性质变化的复杂相互作用。研究表明，草本群落作为恢复先锋，其较高的物种丰富度和多样性不仅是恢复初期的直观体现，更是“土壤—植被”正反馈协同机制启动的关键。以狗牙根和牛筋草等为代表的先锋草本植物，通过其发达的根系固定了松散的矿山废弃基质，减少了水土流失，其凋落物的分解是土壤有机质（SOM）原始积累的主要来源[25]。这种有机质的增加，一方面改善了土壤团聚体结构，另一方面也为微生物活动提供了能量，从而启动了土壤的养分循环[26]。这种由植被建立驱动的土壤改良过程，为后续演替阶段中更为需肥的乔木（如栓皮栎）的定居创造了有利条件，这体现了植被恢复与土壤肥力提升之间的正相关关系[27-28]。相较而言，人工恢复模式多采用少量速生树种，群落结构单一，限制了其多样性的进一步提升。

在土壤理化性质方面，本研究发现修复措施对土壤环境产生了多方面的“正面效应”。首先，在土壤酸碱性调节方面，本研究区的矿山土壤普遍呈碱性（pH > 8.0），植被的建立通过两种途径对其进行调节：一是凋落物分解过程中会释放腐植酸等有机酸，对土壤的碱性具有一定的缓冲作用；二是根系分泌物和微生物活动也能局部酸化根际土壤[29]。本研究中部分修复样地的pH出现小幅度下降，即这种调节作用的体现。尽管这种调节程度尚不显著，且短期内不存在“反酸化”风险，但它标志着土壤环境正向着更适宜大多数植物生长的中性范围演变。另外，养分有效性的改善也是一个重要效应，如有效磷含量增加，这可能与植被根系分泌的有机酸（如柠檬酸、苹果酸）活化了土壤中固定的磷酸盐有关[30]。然而，部分样地有机质和全氮含量下降，也反映出在恢复初期，植被生长对养分的消耗速率可能高于土壤有机质的积累和固氮速率，提示了在后续管理中补充氮肥和有机肥的必要性。

土壤物理结构的改变同样揭示了恢复过程中的双重影响。本研究中，修复后土壤容重普遍提高和砾石比例的变化，表明土壤正在从松散的废弃矿渣向结构化的方向发展，这在一定程度上增强了土壤的保水保肥能力和抗侵蚀能力[31]。然而，过度的土壤紧实（即容重过高）则可能带来负面影响。当土壤容重超过一定阈值时（通常>1.6 g/cm^3），土壤的孔隙度，特别是大孔隙比例会显著下降，这会直接影响根系的扩展和通气性[32]。一方面，物理性的挤压会阻碍植物根系向更深层次的土壤中穿透；另一方面，孔隙度降低限制了土壤中的气体交换，导致根系缺氧，抑制其呼吸作用和养分吸收能力[33]。因此，虽然当前土壤的紧实化趋势在宏观上是积极的，但必须警惕过度压实对未来乔木群落稳定性和生态系统功能长期发展可能带来的限制。这提示在未来的修复工程中，应在边坡稳定和防止压实之间寻求平衡，例如通过深耕或添加有机改良剂等措施来优化土壤的物理结构。

5　结论

本研究综合分析了露天矿山生态修复区不同恢复模式和用地类型下的植被群落及土壤理化性质，揭示了二者之间的内在联系与相互影响。研究结果表明，在矿山修复初期，草本群落凭借对贫瘠环境的适应能力和快速覆盖的特点，迅速改善了局部生态环境，为后续乔木群落的逐步建立提供了良好基础；而在长期自然演替过程中，自然恢复模式下的乔木群落在物种丰富度、多样性指数以及群落稳定性方面均优于人工恢复模式，体现了自然演替在促进生态系统复杂性构建中的优势。与此同时，土壤分析结果显示，生态修复措施对土壤酸碱性、养分含量及重金属污染具有一定改善作用，但不同用地类型间仍存在显著差异，部分指标如有机质和氮素含量在恢复过程中出现下降现象，而土壤物理结构的改变也提示需要进一步平衡水分、养分保持与通气条件。综上所述，本研究为矿山生态修复提供了科学依据，建议在初期修复中通过引入适应性强的草本植物快速改善环境，后期则结合自然恢复促进乔木群落多样性和稳定性；同时，在土壤管理上，应注重长期有机质和养分的维护，并针对不同用地特点采取差异化改良措施。未来矿山修复工程应兼顾人工恢复的快速启动优势与自然恢复的长期演替

效应，实现矿山生态系统的全面重建与可持续发展，同时为其他退化生态系统的修复提供借鉴。

[参考文献]

[1] 哈文秀,肖桂英,曹建华,等.喀斯特断陷盆地区不同恢复阶段群落物种组成与多样性特征[J].生态学杂志，2020，39(1)：36-45.
HA W X，XIAO G Y，CAO J H，et al. Species composition and diversity of plant community at different restoration stages of karst graben basin [J]. Chinese Journal of Ecology，2020，39(1)：36-45.

[2] 南益聪,杨永刚,王泽青,等.煤矸石对矿区土壤特性与植物生长的影响[J].应用生态学报，2023,34(5)：1253-1262.
NAN Y C，YANG Y G，WANG Z Q，et al. Effects of coal gangue on soil property and plant growth in mining area [J]. Chinese Journal of Applied Ecology，2023,34(5)：1253-1262.

[3] 林雅超,郭小平,李文烨,等.煤矿排矸场对周边土壤种子库及植被分布格局的影响[J].应用生态学报，2024，35(1)：95-101.
LIN Y C，GUO X P，LI W Y，et al. Effects of coal mine waste dump on soil seed bank and vegetation distribution pattern [J]. Chinese Journal of Applied Ecology，2024,35(1)：95-101.

[4] 杜康硕,鲁明星,刘硕,等.矿山迹地生态修复效果评价及应用研究：以涞源县南马庄乡矿山为例[J].矿业安全与环保,2024，51(3)：172-178.
DU K S，LU M X，LIU S，et al. Study on evaluation and application effect of mine slash：Take the mine of Nanmazhuang Township in Laiyuan County as an example[J]. Mining Safety & Environmental Protection,2024,51(3)：172-178.

[5] 岳永胜,罗志远,姬霖.矿山生态修复监测指标体系构建与应用[J].测绘通报，2022(12)：136-140.
YUE Y S，LUO Z Y，JI L. Construction and application of monitoring index for mine ecological restoration [J]. Bulletin of Surveying and Mapping，2022(12)：136-140.

[6] 李潇,吴克宁,刘亚男,等.基于生态系统服务的山水林田湖草生态保护修复研究——以南太行地区鹤山区为例[J].生态学报，2019，39(23)：8806-8816.
LI X，WU K N，LIU Y N，et al. Ecological protection and restoration of mountains-rivers-forests-farmlands-lakes-grasslands based on ecosystem services-utilizing Heshan section of the south Taihang area as an example[J]. Acta Ecologica Sinica，2019，39(23)：8806-8816.

[7] 裴佐海,谭岷山,蔡海珍,等.祁连山区矿山废弃地土壤养分恢复效果评价[J].人民黄河,2025,47(2)：119-123.
PEI Z H，TAN M S，CAI H Z，et al. Evaluation of soil nutrient restoration effect in abandoned mining land in Qilian Mountains [J]. Yellow River，2025,47(2)：119-123.

[8] 张鸿龄,孙丽娜,孙铁珩,等.矿山废弃地生态修复过程中基质改良与植被重建研究进展[J].生态学杂志，2012，31(2)：460-467.
ZHANG H L，SUN L N，SUN T H，et al. Substrate amelioration and vegetation reconstruction in ecological remediation of abandoned mines：Research advances [J]. Chinese Journal of Ecology，2012，31(2)：460-467.

[9] 罗琳,杨璐,谢红彬,等.生态修复背景下矿山公园生态系统服务价值研究——以福建紫金山为例[J].生态学杂志，2022，41(11)：2171-2179.
LUO L，YANG L，XIE H B，et al. Ecosystem service value of mine park under ecological restoration background：A case study of Zijin Mountain in Fujian Province [J]. Chinese Journal of Ecology，2022，41(11)：2171-2179.

[10] 吴翊平,周国驰,杨卓,等.高寒地区煤矿排土场植被恢复研究——以内蒙古扎哈淖尔煤矿为例[J].生态学报，2022，42(24)：10088-10097.
WU Y P，ZHOU G C，YANG Z，et al. Plant rehabilitation at dump sites of open pit mine in alpine region：Acase study of Inner Mongolia Zhahanaoer Mine [J]. Acta Ecologica Sinica，2022，42(24)：10088-10097.

[11] 张进德,郗富瑞.我国废弃矿山生态修复研究[J].生态学报，2020，40(21)：7921-7930.
ZHANG J D，XI F R. Study on ecological restoration of abandoned mines in China[J]. Acta Ecologica Sinica，2020，40(21)：7921-7930.

[12] 傅绍清,宋金玉.土壤有效磷的测定方法及其与磷素形态关系的研究[J].土壤学报,1982(3)：305-310.
FU S Q，SONG J Y. The study on the method of determination of soil available phosphorus in relation to the phosphorus forms[J]. Acta Pedologica Sinica，1982(3)：305-310.

[13] 毛俊强,高明,柳青山,等.红壤区输变电工程塔基扰动迹地土壤改良下的植被恢复效果研究[J].江西农业学报,2023,35(5)：156-162.
MAO J Q，GAO M，LIU Q S，et al. Study on effect of vegetation restoration under soil improvement of disturbed ground for power transmission and transformation project in red soil region [J]. Acta Agriculturae Jiangxi，2023,35(5)：156-162.

[14] 于方明,袁月,曾梦,等.氮源添加对重金属污染土壤氨氧化微生物的影响[J].生态环境学报,2024,33(5)：771-780.
YU F M，YUAN Y，ZENG M，et al. Variations on the ammonia oxidizers under different nitrogen fertilization regimes in heavy metal-contaminated soil [J]. Ecology and Environmental Sciences，2024,33(5)：771-780.

[15] 谭昭,赵清英,张泽民,等.南丹锑矿区不同工业场地植物群落特征[J].环境工程技术学报,2024,14(4)：1374-1384.
TAN Z，ZHAO Q Y，ZHANG Z M，et al. Characteristics of plant communities in different industrial sites in Nandan Antimony Mining Area [J]. Journal of Environmental Engineering Technology,2024,14(4)：1374-1384.

[16] 郭源上,何明珠,韩国君,等.宁夏干旱区石灰岩矿山废弃地土壤改良及修复植物优选[J].植物资源与环境学报，2024，33(6)：44-55.
GUO Y S，HE M Z，HAN G J，et al. Soil amelioration and restorative plant optimization for wasteland of limestone mine sites in arid region of Ningxia[J]. Journal of Plant Resources and Environment，2024，33(6)：44-55.

[17] 蒋文翠,冉江华,王铭明,等.生态修复废弃矿山植被群落结构特征研究[J].环境监测管理与技术,2024,36(2)：69-73.
JIANG W C，RAN J H，WANG M M，et al. Research on vegetation community structure characteristics in abandoned mines for ecological restoration [J]. The Administration and

Technique of Environmental Monitoring, 2024,36(2):69-73.

[18] 杨鑫光,李希来,金立群,等.不同人工恢复措施下高寒矿区煤矸石山植被和土壤恢复效果研究[J].草业学报,2019,28(3):1-11.
YANG X G, LI X L, JIN L Q, et al. Effectiveness of different artificial restoration measures for soil and vegetation recovery on coal mine tailings in an alpine area [J]. Acta Prataculturae Sinica, 2019,28(3):1-11.

[19] 赵阳,王若鉴,李波,等.退化人工云杉林次生演替阶段木本植物优势种群生态位特征[J].中南林业科技大学学报,2024,44(4):96-105.
ZHAO Y, WANG R J, LI B, et al. Dominant woody plant population niche characteristics in secondary succession stage of degraded artificial Picea asperata forest [J]. Journal of Central South University of Forestry & Technology, 2024, 44(4):96-105.

[20] 孙玉真,王志泰,包玉,等.城市遗存山体植被群落特征对不同人为干扰方式及强度的响应[J].生态学报,2023,43(11):4632-4650.
SUN Y Z, WANG Z T, BAO Y, et al. Response of plant community characteristics of urban remnant mountains to different ways and intensity of artificial disturbance [J]. Acta Ecologica Sinica,2023,43(11):4632-4650.

[21] 迪力夏旦木·塔什买买提,刘会良.荒漠一年生植物异时萌发研究进展[J].植物生态学报,2023,47(12):1611-1628.
TASHINMAIMAITI D, LIU H L. Review of research on germination heterochrony of desert annual plants [J]. Chinese Journal of Plant Ecology, 2023,47(12):1611-1628.

[22] 樊荣,徐含锋,李超,等.亚热带林地恢复过程的植物多样性与水分利用效率变化[J].地理研究,2024,43(3):776-790.
FAN R, XU H F, LI C, et al. Changes in plant diversity and water use efficiency during the restoration process of subtropical forests[J]. Geographical Research, 2024,43(3):776-790.

[23] 罗洋,刘方,任军.重金属污染土壤的植物修复效果评价方法研究进展[J].应用化工,2020,49(3):755-760.
LUO Y, LIU F, REN J. Research progress on evaluation methods of phytoremediation effectiveness of soil contaminated with heavy metal[J]. Applied Chemical Industry, 2020,49(3):755-760.

[24] 宋百敏,刘建,张玉虎,等.废弃采石场自然恢复过程中土壤和植被特征[J].山东大学学报(理学版),2022,57(1):8-19.
SONG B M, LIU J, ZHANG Y H, et al. Characteristics of soil and vegetation during natural restoration process in abandoned quarry [J]. Journal of Shandong University (Natural Science), 2022,57(1):8-19.

[25] 阿合江·赛力克,孙琳,王绒,等.黄土丘陵区恢复草地土壤团聚体组成及全氮分布特征[J].生态学报,2023,43(24):10065-10080.
SAILIKE A H J, SUN L, WANG R, et al. Restoration of grassland soil aggregate composition and total nitrogen distribution characteristics in Loess Hilly Area [J]. Acta Ecologica Sinica, 2023,43(24):10065-10080.

[26] 赵勇强,阎玺羽,谢加琪,等.退化喀斯特森林自然恢复中不同生活史阶段木本植物物种多样性与群落构建[J].生物多样性, 2024, 32(5):72-83.
ZHAO Y Q, YAN X Y, XIE J Q, et al. Species diversity and community assembly of woody plants at different life history stages during the natural restoration of degraded karst forests[J]. Biodiversity Science, 2024, 32(5):72-83.

[27] 李丽娟,谢婷婷,张松林,等.三峡库区消落带4种适生植物根际与非根际土壤养分与酶活性特征研究[J].生态学报,2020, 40(21):7611-7620.
LI L J, XIE T T, ZHANG S L, et al. Characteristics of nutrient content and enzyme activity in the rhizosphere and bulk soils of four suitable plant species in the hydro-fluctuation zone of the Three Gorges Reservoir [J]. Acta Ecologica Sinica, 2020, 40(21):7611-7620.

[28] 邓杨,王瑶,郭洋楠,等.干旱胁迫下柳枝稷在露天矿区土壤中的种子萌发和生长特性[J].生态学报, 2022, 42(22):9175-9185.
DENG Y, WANG Y, GUO Y N, et al. Effect of drought stress on the seed germination and growth characteristics of switchgrass [J]. Acta Ecologica Sinica,2022,42(22):9175-9185.

[29] 程睿.基于生态复垦的铜矿排土场污染土壤修复效应研究[J].地球环境学报,2022,13(5):631-640.
CHENG R. Study on remediation effects of contaminated soil in copper mine waste-dumps based on ecological reclamation [J]. Journal of Earth Environment, 2022,13(5):631-640.

[30] 赵宽,周葆华,马万征,等.不同环境胁迫对根系分泌有机酸的影响研究进展[J].土壤,2016,48(2):235-240.
ZHAO K, ZHOU B H, MA W Z, et al. The influence of different environmental stresses on root-exuded organic acids: a review[J]. Soils, 2016,48(2):235-240.

[31] 闫烨琛,赵廷宁,张艳,等.不同植物恢复措施对采石矿废弃地土壤物理性质的改良效果及评价[J].浙江农林大学学报,2019,36(6):1062-1068.
YAN Y C, ZHAO T N, ZHANG Y, et al. Improvements and evaluation of soil physical properties with different plant types in an abandoned quarry [J]. Journal of Zhejiang A&F University, 2019,36(6):1062-1068.

[32] 张方博,侯玉雪,敖园园,等.土壤紧实胁迫下根系-土壤的相互作用[J].植物营养与肥料学报,2021,27(3):531-543.
ZHANG F B, HOU Y X, AO Y Y, et al. Root-soil interaction under soil compaction [J]. Journal of Plant Nutrition and Fertilizers,2021,27(3):531-543.

[33] 张玉锴,阎凯,李博,等.中国土壤重构及其土水特性研究进展[J].农业资源与环境学报,2023,40(3):511-524.
ZHANG Y K, YAN K, LI B, et al. Research progress on soil reconstruction and soil-water characteristics in China[J]. Journal of Agricultural Resources and Environment, 2023, 40(3):511-524.