

基于生态复垦的铜矿排土场污染土壤修复效应研究

程 睿 *

深圳市如茵生态环境建设有限公司，深圳 518057

摘要：酸性矿山废水 (acid mine drainage, AMD) 污染是阻碍矿山生态自然恢复的最大难题。利用以植物修复为主的生物策略控制矿山潜在污染的效费比更好且更可持续，但修复土壤存量污染、遏制增量污染仍是首要问题。其中土壤存量污染是短期内植被恢复能否成功的决定因素，而增量污染是植被恢复能否持续的决定因素。本文以铜矿排土场为例，采用石灰 + 鸡粪 + 钙镁磷肥 + 微生物的原位综合改良方法与栽植乔灌木袋苗 + 混播乔灌草种子的直接植被快速重建模式，开展了基于生态复垦的污染土壤综合改良修复效应研究。结果显示：综合改良修复后的土壤 pH 由改良前的 2.84 上升到 7.83，生态复垦 1 a 后则轻微下降到 6.72，而土壤阳离子交换量 (CEC)、有机质 (OM)、全氮 (TN)、全磷 (TP)、全钾 (TK) 等含量相比改良前分别增加 1.98 倍、32.96 倍、11.74 倍、2.38 倍、3.64 倍，生态复垦 1 a 后除 TK 含量略有下降外，CEC、OM、TN、TP 含量相比改良后则分别增加了 1.08 倍、1.29 倍、1.25 倍、1.03 倍；综合改良修复后的土壤净产酸量 (net acid generation, NAG)、酸性中和能力 (acid neutralizing capacity, ANC)、NAG-pH 值分别由改良前的 $17.33 \text{ kg} \cdot \text{t}^{-1}$ (以 H_2SO_4 计)、 $-23.67 \text{ kg} \cdot \text{t}^{-1}$ (以 H_2SO_4 计) 和 2.53 显著 ($P < 0.05$) 提高到 $0 \text{ kg} \cdot \text{t}^{-1}$ 、 $38.33 \text{ kg} \cdot \text{t}^{-1}$ 和 8.43，其中土壤 NAG-pH 和 ANC 在生态复垦 1 a 后相比改良后显著 ($P < 0.05$) 降低到 5.9 和 $0.13 \text{ kg} \cdot \text{t}^{-1}$ (以 H_2SO_4 计)，但土壤 NAG 则无显著变化；综合改良和生态复垦 1 a 后的铜 (Cu)、锌 (Zn)、镉 (Cd)、铅 (Pb) 等重金属全量相比原始土壤均无显著性变化，但其残渣态比例均呈增大趋势，而且也均是其主要赋存形态。在 AMD 污染严重且富硫化矿业废弃地中，借助基于综合改良和直接植被的生态复垦技术，重建可自维持的土壤 - 微生物 - 植物生态系统是非常必要且有效的。

关键词：铜矿排土场；土壤改良；产酸潜力；重金属形态；生态复垦

Study on remediation effects of contaminated soil in copper mine waste-dumps based on ecological reclamation

CHENG Rui*

Shenzhen Ruyin Ecological Construction Co., Ltd., Shenzhen 518057, China

Abstract: *Background, aim, and scope* The exploitation of mineral resources has inevitably caused substantial damage and serious pollution to the ecological environment. To manage the problems of ecological degradation and environmental pollution, restoration mine ecology is considered to be highly necessary and effective.

收稿日期：2021-10-11；录用日期：2021-12-30；网络出版：2022-01-14

Received Date: 2021-10-11; **Accepted Date:** 2021-12-30; **Online first:** 2022-01-14

基金项目：江铜集团科技项目（2018012）

Foundation Item: Technology Development Project of Jiangxi Copper Co., Ltd. (2018012)

通信作者：程 睿，E-mail: chengrui99888@163.com

Corresponding Author: CHENG Rui, E-mail: chengrui99888@163.com

引用格式：程 睿. 2022. 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, 13(5): 631–640.

Citation: Cheng R. 2022. Study on remediation effects of contaminated soil in copper mine waste-dumps based on ecological reclamation [J]. *Journal of Earth Environment*, 13(5): 631–640.

However, acid mine drainage (AMD) pollution is the major obstacle to the ecological natural restoration of metal mines. Bioremediation based on phytoremediation has been considered appropriate, since it is a cost effective and sustainable strategy. However, remediating pollution and curbing its increase are the keys to solving the problems of mine reclamation. Among various factors, soil stock pollution is the decisive factor for the restoration of vegetation, and incremental pollution is the decisive factor for the sustainability of vegetation restoration. To biologically control potential pollution, this paper utilized the Yangtaowu Dump of Dexing Copper Mine in Jiangxi Province, as the research object, conducted an ecological reclamation experiment and analyzed the remediation and control effect of a soil *in-situ* comprehensive improvement method and the rapid reconstruction model of vegetation to remove mine pollution from the perspective of ecological engineering. **Materials and methods** This study adopted an *in-situ* comprehensive improvement method of lime, chicken feces, calcium magnesium phosphate fertilizer, and microorganisms to repair pollution and reconstruct the environment of contaminated soil in the waste dumps. Vegetation restoration technology of planting arbor and shrub seedlings and sowing seeds for trees, shrubs and grasses to quickly restore diverse vegetation communities was utilized. The characteristics of changes in the soil physical and chemical properties, acid production potential and heavy metal before and after comprehensive improvement and the ecological reclamation of copper mine dump. **Results** After comprehensive improvement, the soil pH increased from 2.84 to 7.83 and decreased to 6.72 one year after ecological reclamation. The contents of soil cation exchange capacity (CEC), organic matter (OM), total nitrogen (TN), total phosphorus (TP) and total potassium (TK) increased by 1.98-, 32.96-, 11.74-, 2.38- and 3.64-fold, respectively, after improvement. Except that the TK content decreased slightly, the CEC, OM, TN and TP increased by 1.08-, 1.29-, 1.25- and 1.03-fold, respectively, after one year. The soil net acid generation (NAG), acid neutralization capacity (ANC) and NAG-pH increased significantly from $17.33 \text{ kg} \cdot \text{t}^{-1}$ (calculated by H_2SO_4), $-23.67 \text{ kg} \cdot \text{t}^{-1}$ (calculated by H_2SO_4) and 2.53 to $0 \text{ kg} \cdot \text{t}^{-1}$, $38.33 \text{ kg} \cdot \text{t}^{-1}$ and 8.43 after comprehensive improvement ($P < 0.05$). After one year, the NAG-pH and ANC decreased significantly to 5.9 and $0.13 \text{ kg} \cdot \text{t}^{-1}$ ($P < 0.05$), but the NAG did not change significantly. The total amount of Cu, Zn, Cd and Pb did not change significantly after improvement and one year later, but the proportion of residual states increased. These were also the main forms that occurred. **Discussion** From the temporal and spatial changes of soil environmental quality, the *in-situ* comprehensive improvement measures significantly improved the soil ANC and NAG-pH reduced the NAG, and improved the physical and chemical properties of soil. After one year of ecological reclamation, the soil ANC decreased significantly and was accompanied by the restoration of net acid production potential. However, the soil still maintained a neutral environment and did not appear to be acidified. The results show that *in-situ* comprehensive improvement measures can quickly repair soil pollution and reconstruct the soil environment in a short period of time. In view of the timeliness of some soil improvement materials, it is necessary to increase the amount of materials. The biological strategy based on vegetation restoration also effectively controlled the potential mine pollution and consolidated or even strengthened the effect of remediation of soil pollution. Even if the soil has a net acid production potential, the vegetation rapid reconstruction model can quickly restore the diversified vegetation in 2—3 months and effectively prevent soil acidification. **Conclusions** The bioremediation strategy involves reconstructing a stable soil-microorganism-vegetation system in the mine waste dumps with serious pollution and large amounts of sulfide. This approach is necessary and effective with the help of soil comprehensive improvement technology and a vegetation rapid restoration model based on a strategy of manual intervention. **Recommendations and perspectives** The high acid potential of mine sulfide rich soil results in a short “window period” of vegetation restoration. Thus, efficient manual intervention measures are critical. This study can provide a reference for studies of contaminated soil remediation technology or intervention technology in mine waste dumps based on the strategy of biologically controlling potential pollution.

Key words: copper mine dump; soil improvement; acid production potential; heavy metal form; ecological reclamation

当前,我国正处于工业化中期,对矿产资源需求量不断增长。据《中国矿产资源报告2021》(中华人民共和国自然资源部,2021),我国作为全球第一大矿产资源生产和消费国,包括十种有色金属在内的多种矿产资源产销量均居全球首位。然而,矿产资源开发带来了严重的生态破坏、环境污染、土地占损等问题(韩煜等,2016;张进德和郗富瑞,2020)。我国重点金属矿山中约90%都是露天开采,土地压占和土壤破坏问题尤为严重,其中约占矿业废弃地两成多的排土场更是矿区污染的主要源头之一。研究表明:矿山污染范围可达其占地面积的10倍左右(黄铭洪,2003)。因此,开展污染修复和生态复垦工作成为矿山可持续发展的关键。

我国金属矿山多为原生硫化物矿床,因废弃地长期裸露造成土壤酸性和重金属污染的问题普遍存在(韩玉立等,2015)。多污染因素叠加且水平极端、营养极度贫瘠、立地条件复杂多变成为金属矿山土壤破坏的典型特征,也显著增加了矿山生态复垦的难度。其中,酸性矿山废水(AMD)不仅是矿山普遍面临的最严重的污染问题,更是阻碍其生态自然恢复的最大难题。矿山生态复垦的终极目标是重建生态系统,恢复其生态功能,而修复矿区污染、重构土壤环境是生态重建的基础。增加人工植被,强化土壤和植被联合演替是恢复矿山生态系统的关健(王洪丹等,2016)。近年来,国内外学者在矿山土壤修复和生态复垦领域取得了新的研究进展(韩煜等,2016; Flores-Alvarez et al, 2018; 胡梦凌等,2020)。Randelović et al (2014)发现铜矿废弃地土壤质地及复垦技术能显著影响植物定植和植被组成。Damian et al (2018)发现有机沸石对铜矿排土场土壤改良和植被恢复具有积极意义。Golos et al (2019)和Golos et al (2021)发现利用表土改良废石场土壤能促进植被恢复。张瑶等(2018)发现施用石灰改良酸性土壤的效果最好。Jambhulkar and Kumar (2019)发现采用综合生物技术法更利于在矿山排土场建立一个能自我维持的土壤-植物系统。对于普遍存在硫化物等活性矿物的矿山,采用生物控制潜在污染和逆转硫化物氧化成为一种效费比更好和更生态化的策略(Valente et al, 2012),而必要的技术干预显然能强化自然植被修复AMD污染的效果(Kalinand Wheeler, 2011; 张进德和郗富瑞, 2020)。目

前,国内基于生物控制或修复矿区污染的干预技术仍以单一的土壤改良措施或生物修复策略为主(刘勇等,2019; 曾秀君等,2020; 张莹等,2020),对AMD污染严重、养分极度贫瘠、土壤微生态环境破坏彻底的富硫化物排土场的修复效果不仅有限而且不可持续,难以有效地兼顾解决AMD的存量污染和潜在增量污染以及土壤环境重构等一系列问题。本研究选取德兴铜矿杨桃坞排土场开展了基于生态复垦的污染土壤修复效应实验,旨在研究综合改良修复方法和植被群落快速重建模式对排土场土壤污染修复、主要理化性质改良,以及重建能够稳定维持和正向演替的土壤-微生物-植被系统的必要性和有效性,为生物控制或修复同类型矿区污染提供依据。

1 材料和方法

1.1 研究区概况

德兴铜矿位于江西省德兴市泗洲镇,是我国最大的露采斑岩铜矿,伴生钼(Mo)、硫(S)、金(Au)、银(Ag)等元素。研究区域(图1)位于德兴铜矿杨桃坞排土场+200—+246的坡面,面积约1 hm²。研究区域内地形起伏不定,坡度在15°—50°,高差30—45 m,由采矿剥离的碎石废渣堆积而成,主要组成是风化蚀变的千枚岩及亚黏土,金属硫矿物含量较多。土壤结构性差,养分贫瘠,产酸微生物活跃,极端的AMD污染使排土场几乎无植被,坡面遍布“V”型侵蚀沟壑,呈现金属矿山排土场典型的污染和破坏特征。雨季常有暗红色AMD浸出甚至积聚,Cu²⁺、Zn²⁺、Fe³⁺、Cd²⁺、Al³⁺、Pb²⁺等多种有害重金属离子被持续浸出并向环境释放。本研究选取研究区超标较为严重的Cu²⁺、Zn²⁺、Cd²⁺、Pb²⁺作为研究对象。

1.2 实验方法

1.2.1 土壤原位综合改良及生态复垦方法

原位综合改良是在机械修整排土场地形地貌并构筑必要截排水设施的基础上,沿坡面纵向每隔50 cm沿等高线横向人工开挖台阶,对坡面松土备耕。之后分步按35 t·hm⁻²用量沿坡面均匀撒施石灰粉(CaO),按350 m³·hm⁻²用量撒施烘干的半腐熟态的纯鸡粪,按750 kg·hm⁻²用量撒施钙镁磷肥(P₂O₅ 15%, CaO 45%, SiO₂ 20%, MgO 12%),各改良材料剂量均是基于大量复垦实践证明能够确保修复效果的较佳剂量。改良

材料撒施完后对10—15 cm表土层进行人工松耙，将改良材料与表土混拌后，再喷施可溶性土壤修复菌剂。土壤修复菌剂为市场购买的成品，主要成分包括放线菌(*Actinomycetes*)、光合细菌(*Photosynthetic bacteria*)、芽孢杆菌(*Bacillus*)、酵母菌(*Saccharomyces*)、乳酸菌(*Lactic acid bacteria*)、硅酸盐细菌(*Silicate bacteria*)、假单胞菌(*Pseudomonas adaceae*)等菌群，有效活菌数 $\geq 2 \times 10^{10}$ cfu·g⁻¹，用量为7.5 kg·hm⁻²。最后采用栽植乔灌木袋苗(株高0.5—1 m)+混播乔灌草种子模式恢复植被，并用稻草(3 t·hm⁻²)遮盖以保温保湿防鸟啄。所用乔灌木袋苗主要是湿地松(*Pinus elliottii*)、长叶女贞(*Ligustrum compactum*)、大花栀子

(*Gardenia jasminoides ‘Grandiflorum’*)、锦绣杜鹃(*Rhododendron × pulchrum*)、红叶石楠(*Photinia × fraseri*)等，平均栽植密度约2—3株·m⁻²；先锋草本主要是狗牙根(*Cynodon dactylon*)、黑麦草(*Lolium perenne*)、长柔毛野豌豆(*Vicia villosa*)，种子用量0.5—1 g·m⁻²不等；乔灌木种子主要是多花玉兰(*Yulania multiflora*)、盐麸木(*Rhus chinensis*)、刺槐(*Robinia pseudoacacia*)、苎麻(*Boehmeria nivea*)等，用量2—5 g·m⁻²不等。直接栽植乔灌木袋苗+混播种子的植被快速建植技术一般只需2—3个月即可重建起乔灌草立体型植被群落，若单纯依靠播种则需要2—3 a甚至更久。土壤改良所用干鸡粪化学性质见表1。

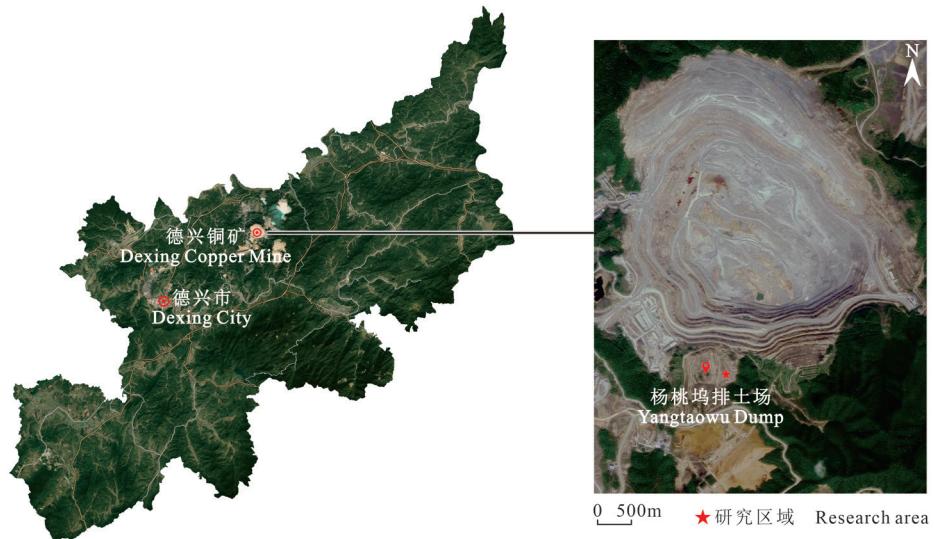


图1 德兴铜矿区位及研究区域卫星图
Fig. 1 Satellite map of Dexing Copper Mine location and research area

表1 干鸡粪化学性质

Tab. 1 Chemical properties of dried chicken feces

参数 Parameter	干鸡粪 Dried chicken feces
pH	7.40
有机质 OM/%	32.04
阳离子交换量 CEC/(cmol·kg ⁻¹)	7.35
全氮 TN /%	2.10
全磷 TP /%	0.23
全钾 TK /%	1.90
总铜 Cu _{total} /(mg·kg ⁻¹)	25.47
总锌 Zn _{total} /(mg·kg ⁻¹)	72.06
总镉 Cd _{total} /(mg·kg ⁻¹)	0.23
总铅 Pb _{total} /(mg·kg ⁻¹)	57.19

1.2.2 土壤样品采集

2017年11月20日至2018年1月25日完成治理区场地修整、截排水、土壤综合改良及袋苗栽植、种子撒播等生态复垦工作后进入养护期。广泛的生态复垦实践表明：复垦的第一年尤为关键，尤其是修复后的土壤经历第一个雨季未产生新的AMD污染，并确保植被群落系统能够持续、稳定的恢复1 a以上，之后基本不存在因内源性AMD污染造成植被恢复失败的问题。因此，样品采集时间安排在土壤改良前、综合改良后、生态复垦1 a后，具体时间为2017年11月15日、

2018年1月5日、2019年3月6日,期间经历最低气温-4℃,最高气温33.8℃,累计降雨量约1900 mm。采用梅花布点法在研究区域选取5个土壤采样点,其中+242设2个样点,+220设3个样点,+200设2个样点,每个样点由随机采集的3个土样混合而成,均一次性采样。采样深度为0—20 cm,剔除草根、石块等杂物后,用四分法舍去多余土样并保留1 kg,随后将土样放入自封袋内。土样在室内自然风干,粉碎、过筛后低温保存备用。

1.2.3 样品检测及分析

采用电位法测定土壤pH,醋酸铵法测定土壤CEC(鲍士旦,2000),重金属全量检测参照GB 36600—2018中所述方法。OM、TN、TP、TK分析参照《土壤农业化学分析方法》(鲁如坤,2000)。NAG与ANC测定分别采用H₂O₂氧化后标准NaOH溶液滴定法和Sobek酸碱计数(ABA)法(Lawrence and Scheske, 1997; Miller et al., 1997)。

NAG-pH与NAG(kg·t⁻¹,以H₂SO₄计)测定:取2.5 g土样到500 mL锥形瓶并加入250 mL 150 g·L⁻¹的H₂O₂,通风橱中放置24 h后煮沸1 h除去残余H₂O₂,冷却后所测pH即为NAG-pH,再用0.1 mol·L⁻¹的NaOH滴定至pH为7,通过公式(1)计算NAG:

$$\text{NAG} = (0.1 \times v \times 98 \times 10^{-6}) \div (2 \times m) \quad (1)$$

式中:v为NaOH的用量,单位mL;m为土样重

量,单位g。

ANC(kg·t⁻¹,以H₂SO₄计)测定:取2 g土样于250 mL烧杯并加入50 mL 0.2 mol·L⁻¹的HCl,80—90℃下加热2 h后冷却消解1 h,再用0.2 mol·L⁻¹的NaOH滴定过量的HCl,通过公式(2)计算ANC:

$$\text{ANC} = [(50 - m) \times 0.2 \times 98 \times 10^{-6}] \div (2 \times v \times 10^{-6}) \quad (2)$$

式中:v为NaOH的用量,单位mL;m为土样重量,单位g。

重金属Cu、Cd、Pb、Zn化学形态即酸提取态(F_{ACID}),可还原态(F_{RED}),可氧化态(F_{OX})及残渣态(F_{RES})的提取采用改进的欧盟BCR连续提取法(Cuong and Obbard, 2006)。采用SPSS 19.0对数据进行统计分析,采用Excel 2007制图。

2 结果与分析

2.1 土壤理化性质时空变化特征

研究区域的土壤理化性质时空变化特征如表2所示,改良后的土壤pH均值由改良前的2.84显著上升到7.83,生态复垦1 a后则轻微下降到6.72;而改良后的土壤CEC、OM、TN、TP、TK等含量相比改良前分别增加了1.98倍、32.96倍、11.74倍、2.38倍、3.64倍,生态复垦1 a后,除TK含量略微降低到改良后的0.95倍外,CEC、OM、TN、TP含量相比刚改良后则分别增加了1.08倍、1.29倍、1.25倍、1.03倍。

表2 土壤理化性质时空变化
Tab. 2 Physical and chemical properties of the mine dump soil

参数 Parameter	改良前 Before improvement			改良后 After improvement			生态复垦1 a后 After one year of reclamation		
	均值 AVG	标准差 SD	变异系数 CV/%	均值 AVG	标准差 SD	变异系数 CV/%	均值 AVG	标准差 SD	变异系数 CV/%
	2.84	0.92	32.39	7.83	0.25	3.19	6.72	0.21	3.13
阳离子交换量 CEC/(cmol·kg ⁻¹)	5.72	0.97	16.96	11.35	0.67	5.90	12.29	0.78	6.35
有机质 OM/(g·kg ⁻¹)	1.80	0.46	25.46	59.33	1.53	2.57	77.00	8.00	10.39
全氮 TN/(mg·kg ⁻¹)	81.03	8.72	10.76	951.33	60.62	6.37	1187.67	92.55	7.79
全磷 TP/(mg·kg ⁻¹)	241.10	37.36	15.50	574.67	21.20	3.69	593.33	39.63	6.68
全钾 TK/(mg·kg ⁻¹)	354.35	16.52	4.67	1287.33	92.63	7.20	1225.33	202.52	16.53

另由表2可知:改良前土壤各理化性质变异系数的变化范围在4.67%—32.39%,改良后大幅缩小至2.57%—7.20%,生态复垦1 a后其变异系数

变化范围相对改良后小幅扩大至3.13%—16.53%。其中,生态复垦1 a后,以土壤pH变异系数变化幅度最小而且是略微缩小;以土壤OM变异系数

变化幅度最大，相比改良后增大了4.04倍；此外，以TK变异系数变化幅度次之，相比改良后增大了2.29倍，对比同期的TK含量也是略有下降。

2.2 土壤产酸潜力变化特征

土壤产酸潜力时空变化特征如表3所示，综合改良前排土场原始土壤的ANC、NAG-pH都较低，其中ANC为 $-23.67 \text{ kg} \cdot \text{t}^{-1}$ ，NAG-pH值为2.53。

Liao et al (2007) 研究表明： $2.5 < \text{NAG-pH} < 5$ 虽处于低产酸阈值范围，但排土场原始土壤仍具备持续酸化的能力。另外，改良前土壤NAG比

较高，达到 $17.33 \text{ kg} \cdot \text{t}^{-1}$ ，即每吨原始表土彻底氧化后可产生17.33 kg的硫酸，酸化潜力大，加之不具备酸性中和能力，面临持续酸化风险。经过综合改良后，土壤ANC、NAG-pH均显著提高($P < 0.05$)，NAG则显著降低0；生态复垦1 a后，土壤ANC、NAG-pH相比改良后均显著降低($P < 0.05$)，其中ANC由改良后的 $38.33 \text{ kg} \cdot \text{t}^{-1}$ 显著降低到 $0.13 \text{ kg} \cdot \text{t}^{-1}$ ，NAG-pH值由改良后的8.43降低到5.90，而生态复垦1 a后的NAG则由 $0 \text{ kg} \cdot \text{t}^{-1}$ 上升到 $0.37 \text{ kg} \cdot \text{t}^{-1}$ ，但相比改良后变化并不显著。

表3 土壤产酸潜力变化
Tab. 3 Change of soil acid production potential

参数 Parameter	改良前 Before improvement	改良后 After improvement	生态复垦1 a后 After one year of reclamation
NAG/(kg·t ⁻¹)	$17.33 \pm 2.03\text{a}$	$0.00 \pm 0.00\text{b}$	$0.37 \pm 0.22\text{b}$
ANC/(kg·t ⁻¹)	$-23.67 \pm 1.77\text{a}$	$38.33 \pm 3.53\text{b}$	$0.13 \pm 1.24\text{c}$
NAG-pH	2.53±0.09a	8.43±0.18b	5.90±0.70c

表中数据为平均值±标准差，小写字母表示不同处理在 $P < 0.05$ 水平上差异显著， $n=5$ 。下同。

The data in the table are the mean ± standard deviation, different lower case letters in the same row indicate significant differences ($P < 0.05, n=5$). The same below.

2.3 土壤重金属全量及化学形态分布变化特征

土壤中的Cu、Zn、Cd、Pb四种重金属全量检测结果如表4所示：相比原始土壤，综合改良后Cu、Zn、Cd、Pb全量分别降低了2.5%、1.9%、1.5%、2.8%，生态复垦1 a后则分别降低了8.6%、4.7%、6.9%、6.5%。尽管土壤重金属全量在综合改良和生态复垦1 a后均呈现不同程度的下降，甚至1 a后其下降有扩大趋势，但分析显示相比原始土壤均无显著性差异($P > 0.05$)。

图2显示：四种重金属的化学形态在改良前、改良后和生态复垦1 a后呈现出不同的分布趋势，但整体呈现残渣态(F_{RES})、可氧化态(F_{OX})含量增大，而酸溶态(F_{ACID})、可还原态(F_{RED})

含量减小的趋势。其中，综合改良后Cu由改良前以可还原态为主(占比36%)变为以残渣态为主(占比43%)，生态复垦1 a后进一步增加到46%；Zn在综合改良前以残渣态为主，占比56%，改良后进一步增加到61%，生态复垦1 a后达到62%；Cd由改良前以酸溶态为主(占比40%)变为改良后以残渣态为主(占比44%)，生态复垦1 a后进一步增加到46%；Pb在综合改良前以残渣态为主，占比44%，改良后达到54%，生态复垦1 a后则达到58%。由此可见，不管是综合改良后还是生态复垦1 a后，四种重金属的残渣态占比均呈增大趋势，而且也均是其主要赋存形态。

表4 土壤重金属含量变化
Tab. 4 Change of soil heavy metals content

参数 Parameter	改良前 Before improvement /(mg·kg ⁻¹)	改良后 After improvement /(mg·kg ⁻¹)	生态复垦1 a后 After one year of reclamation /(mg·kg ⁻¹)
Cu	$1298.31 \pm 67.67\text{a}$	$1266.21 \pm 60.93\text{a}$	$1186.09 \pm 27.03\text{a}$
Zn	$746.17 \pm 55.43\text{a}$	$732.05 \pm 96.04\text{a}$	$711.18 \pm 38.16\text{a}$
Cd	$2.62 \pm 0.27\text{a}$	$2.58 \pm 0.25\text{a}$	$2.44 \pm 0.15\text{a}$
Pb	$217.03 \pm 23.13\text{a}$	$211.10 \pm 25.11\text{a}$	$203.15 \pm 21.38\text{a}$

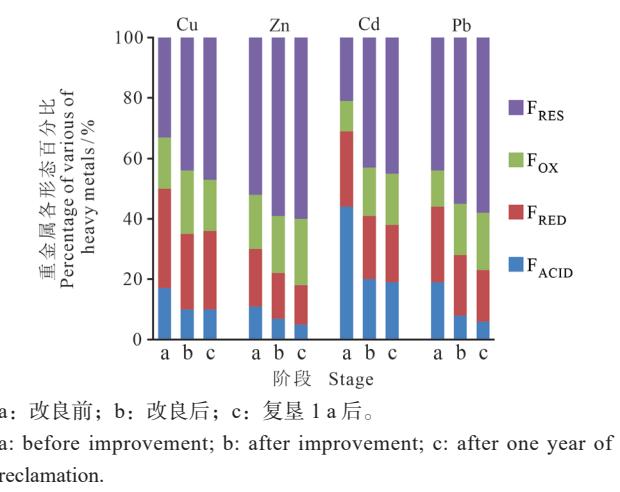


图2 土壤重金属化学形态分布特征
Fig. 2 Distribution characteristics of chemical forms of soil heavy metals

3 讨论

富硫化矿业废弃地不仅污染水平极端，而且其污染持续时间更是可达数十年甚至上百年。尽管利用以植物修复为主的生物策略控制矿山潜在污染的效费比更好也更可持续，但修复土壤污染仍是首要问题。在人工干预修复矿山生态实践中，极端的环境条件和高产酸潜力留给植被恢复的“窗口期”较短。在此期间，若存量污染治理不彻底则植被难以恢复，而增量污染不能及时遏制则植被恢复也难以为继。一般认为，修复酸性土壤的有效途径就是提高土壤 pH，增加土壤盐基阳离子，减少吸附性负电荷数量（韩煜等，2016）。由表 2 可见，排土场污染土壤经综合改良后其 pH 迅速由强酸调节至弱碱状态，而生态复垦 1 a 后仅微弱下降至弱酸状态。本研究认为：在强酸化及富硫化排土场采用综合改良措施不仅是有效的，而且考虑土壤的高产酸潜力及部分改良材料可能的流失或失效，适当地过量使用石灰等酸性中和材料是必要的。另外，综合改良后土壤 CEC、OM、TN、TP、TK 等含量明显提高，生态复垦 1 a 后除 TK 外其他理化指标再次得到不同程度的改善（表 2），表明基于有机、无机改良及微生物修复的综合措施在短期内对改善土壤主要理化性质具有显著效果，而一年期的植被恢复也对土壤保肥及增肥起到了积极作用。前人研究表明：施用石灰及钙镁磷肥可以显著提高酸性土壤 pH 值和 CEC（范美蓉等，2012）。其中，碱性钙镁磷肥不仅能提供磷等多种营养元素，其酸中和效应甚

至可达 CaCO_3 的 3 倍左右（Wong, 2003），对改良矿区酸化土壤和促进植被恢复均具有重要作用（Bolan et al, 2003）；土壤 CEC 的增加不仅更利于提高土壤保肥能力（康玲玲等，2003），还与重金属迁移性密切相关，一般 CEC 越高重金属的迁移能力越差（Yang et al, 2009）；微生物群落在改善土壤微生态循环系统的同时还能分泌土壤酶以增加土壤有效养分供给（禹朴家等，2018）。可见，排土场土壤主要理化性质在短期内得到显著改善是多种改良措施或材料综合作用的结果，综合改良措施有效地重构了土壤环境，为植被恢复重建了良好的土壤条件。此外，各理化指标的变异系数在综合改良后均大幅降低，在生态复垦 1 a 后整体呈小幅变化态势（表 2），表明研究区域内的土壤理化性质经过短期的综合改良和一年期的生态复垦后整体趋于一致，尤以 pH 最为明显。由表 2 可见：除 pH 以外其他理化指标的变异系数在生态复垦 1 a 后呈一定幅度的扩大趋势，尤其是 OM 和 TK 变异系数的扩大态势更为明显。初步认为是由排土场边坡地形因素造成，即不同微地形条件下的土壤保肥、增肥或养分淋溶流失能力可能有所差异，如有机质、枯枝落叶显然更易向坡体下方或洼地流失，而钾肥相比氮、磷肥也更易迁移或流失，相比之下土壤 pH 一般不受地形因素影响，但地形因素对土壤理化性质的改良效果产生多大程度的影响有待深入研究。

由表 3 可知：综合改良后的土壤酸性中和能力得到了显著提升，净产酸潜力也得到明显改善，甚至使土壤在短期内失去净产酸能力（NAG=0），NAG-pH 值也由 2.53 显著上升到 8.43，说明短期的综合改良措施有效地解决了 AMD 存量污染问题。生态复垦 1 a 后土壤 ANC 出现显著下降，而 NAG 也出现上升并再次大于 0，表明土壤重新具备净产酸潜力，存在再次酸化风险。本研究发现：石灰、钙镁磷肥等改良剂的酸性中和能力具有一定的时效性，随着时间的推移存在一定程度的流失或失效，然而，根据表 2 中生态复垦 1 a 后的土壤 pH 值仍处于中性环境来看，即便土壤酸性中和能力显著下降并伴随恢复净产酸潜力，但土壤并未出现明显酸化，表明综合改良措施加上快速的生态复垦措施在一年期内有效遏制了潜在的增量污染。据此说明，即便土壤具备一定的净产

酸潜力，但只要修复措施得当未必一定发生土壤酸化。另外，本研究认为：综合改良措施在富硫化物排土场的短期修复效果虽好但显然不具有持续性，快速的生态复垦措施才是巩固或强化土壤修复效果的重要举措。广泛的复垦实践表明：直接栽植乔灌木营养袋苗加同时混播乔灌草种子的直接植被快速建植模式，仅需要 2—3 个月即可建立起具备一定多样性的乔灌草立体型植被群落，其优势远非至少需要 2—3 a 的单纯播种复垦模式所能比。显然，乔灌草立体型植被群落的快速重建更利于重构健康的土壤微生态环境并抑制产酸微生物活动，进而促进土壤-微生物-植被系统稳定维持并正向演替，同时加速林下枯枝落叶、有机质及植被根系层与土壤形成新的残落物层（O 层）和泥炭层（H 层），促进土壤发育和植被重建。另外，在复垦实践中发现：当植被系统在富硫化物排土场的局部出现裸露斑秃并长时间得不到及时治理时，其裸露处多会产生“癌细胞式”扩散效应，造成裸露面的持续扩大同时伴随土壤的复酸化。可见，快速恢复植被并重建土壤-微生物-植被系统是生物控制矿山潜在污染的行之有效的方法，对持续抑制或延缓矿区富硫化土壤中的硫矿物氧化酸化具有积极作用，但其抑制机理仍有待深入研究。

由表 4 可知：综合改良及生态复垦一年期的土壤重金属全量整体处于稳定状态，并没有发生显著性的迁移或流失。另由图 2 可见：综合改良和生态复垦 1 a 后，四种重金属的残渣态含量均明显增加，而酸溶态含量均明显降低。由此可见，尽管短期的改良措施并不会对土壤重金属全量产生根本影响，但能显著提高土壤 pH 并促使重金属向稳定态转化。前人研究表明：石灰和碱性钙镁磷肥均能钝化土壤重金属并降低其生物毒性（田发祥等，2016；曹胜等，2018）和迁移淋溶能力（刘勇等，2019）；鸡粪等有机肥除富含的羟基、羧基、烷基等活化官能团能与重金属发生络合、螯合、吸附等反应（Keilweitz and Kleber, 2009；金晓丹等，2019），还能通过增加土壤表面可变负电荷，提高土壤胶体对重金属的固定化和稳定化能力（张莹等，2020）；另外，在土壤-微生物-植被系统中，植物根系分泌的有机配体也能与重金属发生螯合、络合与沉淀反应（Seshadri et al., 2015）；而微生物既能强化植物修复重金属

的能力，还能通过氧化还原反应、形成难溶复合物等方式直接固定重金属（Kang et al., 2015）。因此，基于综合改良与植被恢复的生态复垦措施对修复土壤重金属污染、降低其生物有效性具有综合效应。

4 结论

本研究利用原位综合改良与直接植被技术，在完全不具备自然修复能力的矿业废弃地上进行了生态复垦试验，分析了基于人工干预的生态复垦措施对矿山污染土壤的修复效应。结果表明：石灰 + 纯鸡粪 + 钙镁磷肥 + 微生物的综合改良修复方法能在短期内有效地修复土壤污染，改善土壤主要理化性质，重构土壤环境，为植被恢复创造条件；而栽植乔灌木袋苗加同时混播乔灌草种子的直接植被建植模式，通过快速重建乔灌草立体型植被群落系统有效遏制了潜在的增量污染，巩固甚至强化了排土场污染土壤的修复效果。因此，借助基于原位综合改良和直接植被的生态复垦技术，在 AMD 污染严重且富硫化的矿业废弃地上重建可自维持的土壤-微生物-植物系统是非常必要且有效的。

参考文献

- 鲍士旦. 2000. 土壤农化分析 [M]. 第 3 版. 北京: 中国农业出版社: 30–163. [Bao S D. 2000. Analysis of soil agrochemical analysis [M]. 3rd edition. Beijing: China Agriculture Press: 30–163.]
- 曹胜, 欧阳梦云, 周卫军, 等. 2018. 石灰对土壤重金属污染修复的研究进展 [J]. 中国农学通报, 34(26): 109–112. [Cao S, Ouyang M Y, Zhou W J, et al. 2018. Remediation of heavy metal contaminated soils by lime: a review [J]. *Chinese Agricultural Science Bulletin*, 34(26): 109–112.]
- 范美蓉, 罗琳, 廖育林, 等. 2012. 不同改良剂对镉污染土壤的改良效果和对水稻光合特性的影响 [J]. 湖南农业大学学报 (自然科学版), 38(4): 430–434. [Fan M R, Luo L, Liao Y L, et al. 2012. Effects of different soil amendments on the remediation of Cd-contaminated soil and the photosynthetic characteristics of rice plant [J]. *Journal of Hunan Agricultural University (Natural Sciences)*, 38(4): 430–434.]
- 韩玉立, 王琼, 韩烈保. 2015. 德兴铜矿不同年份废石产酸规律研究 [J]. 环境科学学报, 35(3): 805–811. [Han Y L, Wang Q, Han L B. 2015. Acid production rules of

- waste rocks in different years from Dexing copper mine [J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 35(3): 805–811.]
- 韩 煜, 全占军, 王 琦, 等. 2016. 金属矿山废弃地生态修复技术研究 [J]. 环境保护科学, 42(2): 108–113, 128. [Han Y, Quan Z J, Wang Q, et al. 2016. Research of ecological restoration of metal mine abandoned lands [J]. *Environmental Protection Science*, 42(2): 108–113, 128.]
- 胡梦凌, 曾和平, 董达诚, 等. 2020. 腐殖质改良植物修复重金属污染土壤的研究进展 [J]. 生态与农村环境学报, 36(3): 273–280. [Hu M L, Zeng H P, Dong D C, et al. 2020. Humic substances amendments for improving phytoremediation of heavy metal polluted soils: a review [J]. *Journal of Ecology and Rural Environment*, 36(3): 273–280.]
- 黄铭洪. 2003. 环境污染与生态恢复 [M]. 北京: 科学出版社: 137–141. [Huang M H. 2003. Pollution ecology and ecological restoration [M]. Beijing: Science Press: 137–141.]
- 金晓丹, 马华菊, 曾广庆, 等. 2019. 新型土壤改良剂修复水体-土壤复合重金属污染效果及机理探讨 [J]. 环境工程, 37(5): 17–22. [Jin X D, Ma H J, Zeng G Q, et al. 2019. Discussion on remediation effect and mechanism of new soil amendment on water-soil compound heavy metal pollution [J]. *Environmental Engineering*, 37(5): 17–22.]
- 康玲玲, 王云璋, 刘 雪, 等. 2003. 水土保持措施对土壤化学特性的影响 [J]. 水土保持通报, 23(1): 46–48, 55. [Kang L L, Wang Y Z, Liu X, et al. 2003. Effect of soil and water conservation measures on soil chemical properties [J]. *Bulletin of Soil and Water Conservation*, 23(1): 46–48, 55.]
- 刘 勇, 刘 燕, 朱光旭, 等. 2019. 石灰对 Cu、Cd、Pb、Zn 复合污染土壤中重金属化学形态的影响 [J]. 环境工程, 37(2): 158–164. [Liu Y, Liu Y, Zhu G X, et al. 2019. Effects of lime on chemical forms of heavy metals under combined pollution of Cu, Cd, Pb and Zn in soils [J]. *Environmental Engineering*, 37(2): 158–164.]
- 鲁如坤. 2000. 土壤农业化学分析方法 [M]. 北京: 中国农业科技出版社: 146–226. [Lu R K. 2000. Methods of soil agricultural chemical analysis [M]. Beijing: China Agricultural Science and Technology Press: 146–226.]
- 田发祥, 纪雄辉, 谢运河, 等. 2016. 碱性缓释肥对水稻吸收积累 Cd 的影响 [J]. 农业环境科学学报, 35(11): 2116–2122. [Tian F X, Ji X H, Xie Y H, et al. 2016. Alkaline slow-release fertilizer decreased rice Cd uptake at Cd-contaminated paddy fields [J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 35(11): 2116–2122.]
- 王洪丹, 王金满, 曹银贵, 等. 2016. 黄土区露天煤矿排土场土壤与地形因子对植被恢复的影响 [J]. 生态学报, 36(16): 5098–5108. [Wang H D, Wang J M, Cao Y G, et al. 2016. Effect of soil and topography on vegetation restoration in an opencast coal mine dump in loess area [J]. *Acta Ecologica Sinica*, 36(16): 5098–5108.]
- 禹朴家, 范高华, 韩可欣, 等. 2018. 基于土壤微生物生物量碳和酶活性指标的土壤肥力质量评价初探 [J]. 农业现代化研究, 39(1): 163–169. [Yu P J, Fan G H, Han K X, et al. 2018. Soil quality assessment based on soil microbial biomass carbon and soil enzyme activities [J]. *Research of Agricultural Modernization*, 39(1): 163–169.]
- 曾秀君, 程 坤, 黄学平, 等. 2020. 石灰、腐植酸单施及复配对污染土壤铅镉生物有效性的影响 [J]. 生态与农村环境学报, 36(1): 121–128. [Zeng X J, Cheng K, Huang X P, et al. 2020. Effect of single and multiple application of lime and humic acid on the bioavailability of lead and cadmium in contaminated soil [J]. *Journal of Ecology and Rural Environment*, 36(1): 121–128.]
- 张进德, 鄒富瑞. 2020. 我国废弃矿山生态修复研究 [J]. 生态学报, 40(21): 7921–7930. [Zhang J D, Xu F R. 2020. Study on ecological restoration of abandoned mines in China [J]. *Acta Ecologica Sinica*, 40(21): 7921–7930.]
- 张 瑶, 邓小华, 杨丽丽, 等. 2018. 不同改良剂对酸性土壤的修复效应 [J]. 水土保持学报, 32(5): 330–334. [Zhang Y, Deng X H, Yang L L, et al. 2018. Effects of different amendments application on remediation of acidic soil [J]. *Journal of Soil and Water Conservation*, 32(5): 330–334.]
- 张 莹, 吴 萍, 孙庆业, 等. 2020. 长期施用生物炭对土壤中 Cd 吸附及生物有效性的影响 [J]. 农业环境科学学报, 39(5): 1019–1025. [Zhang Y, Wu P, Sun Q Y, et al. 2020. Effect of long-term application of biochar on Cd adsorption and bioavailability in farmland soils [J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 39(5): 1019–1025.]
- 中华人民共和国自然资源部. 2021. 中国矿产资源报告 2021 [R]. 北京: 地质出版社. [Ministry of Natural Resources of the People's Republic of China. 2021. China mineral resources 2021 [S]. Beijing: Geology Press.]
- Bolan N S, Adriano D C, Naidu R. 2003. Role of phosphorus in (Im)mobilization and bioavailability of heavy metals in the soil-plant system [J]. *Reviews of Environmental*

- Contamination and Toxicology, 177: 1–44.
- Cuong D T, Obbard J P. 2006. Metal speciation in coastal marine sediments from Singapore using a modified BCR-sequential extraction procedure [J]. *Applied Geochemistry*, 21(8): 1335–1346.
- Damian G, András P, Damian F, et al. 2018. The role of organo-zeolitic material in supporting phytoremediation of a copper mining waste dump [J]. *International Journal of Phytoremediation*, 20(13): 1307–1316.
- Flores-Alvarez J L, Ladd B, Velez-Azañero A, et al. 2018. Using knowledge of plant persistence traits to optimize strategies for post-mine ecological restoration on the Peruvian altiplano [J]. *Mountain Research and Development*, 38(2): 135–142.
- Golos P J, Commander L E, Dixon K W. 2019. The addition of mine waste rock to topsoil improves microsite potential and seedling emergence from broadcast seeds in an arid environment [J]. *Plant and Soil*, 440(1/2): 71–84.
- Golos P J, Merino-Martín L, Commander L E, et al. 2021. Interactions between soil covers and rainfall affect post-mining plant restoration in a semi-arid Banded Iron Formation [J]. *Ecological Engineering*, 159: 106101. DOI: 10.1016/j.ecoleng.2020.106101.
- Jambhulkar H P, Kumar M S. 2019. Eco-restoration approach for mine spoil overburden dump through biotechnological route [J]. *Environmental Monitoring and Assessment*, 191(12): 772. DOI: 10.1007/s10661-019-7873-6.
- Kalin M, Wheeler W N. 2011. Ecological perspectives in restoring mine waste management areas [J]. *Procedia Environmental Sciences*, 9: 90–95.
- Kang C H, Oh S J, Shin Y, et al. 2015. Bioremediation of lead by ureolytic bacteria isolated from soil at abandoned metal mines in South Korea [J]. *Ecological Engineering*, 74: 402–407.
- Keilweit M, Kleber M. 2009. Molecular-level interactions in soils and sediments: the role of aromatic pi-systems [J]. *Environmental Science & Technology*, 43(10): 3421–3429.
- Lawrence R W, Scheske M. 1997. A method to calculate the neutralization potential of mining wastes [J]. *Environmental Geology*, 32(2): 100–106.
- Liao B, Huang L N, Ye Z H, et al. 2007. Cut-off net acid generation pH in predicting acid-forming potential in mine spoils [J]. *Journal of Environmental Quality*, 36(3): 887–891.
- Miller S, Robertson A, Donahue T. 1997. Advances in acid drainage prediction using the net acid generation (NAG) test [C]// Proceedings of the Forth International Conference on Acid Rock Drainage. Vancouver: Natural Resources Canada: 533–549.
- Randelić D, Cvjetković V, Mihailović N, et al. 2014. Relation between edaphic factors and vegetation development on copper mine wastes: a case study from Bor (Serbia, SE Europe) [J]. *Environmental Management*, 53(4): 800–812.
- Seshadri B, Bolan N S, Naidu R. 2015. Rhizosphere-induced heavy metal(loid) transformation in relation to bioavailability and remediation [J]. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition*, 15(2): 524–548.
- Valente T, Gomes P, Pamplona J, et al. 2012. Natural remediation of mine waste-dumps: mapping the evolution of vegetation cover in distinctive geochemical environments [J]. *Journal of Geochemical Exploration*, 123: 152–161.
- Wong M H. 2003. Ecological restoration of mine degraded soils, with emphasis on metal contaminated soils [J]. *Chemosphere*, 50(6): 775–780.
- Yang J S, Lee J Y, Baek K, et al. 2009. Extraction behavior of As, Pb, and Zn from mine tailings with acid and base solutions [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 171(1/2/3): 443–451.