

引文格式: 邓琪, 包立, 秦芙蓉, 等. 生石灰—丛枝菌根真菌对酸性锡尾矿化学性质及 6 种草本植物生长的影响[J]. 云南农业大学学报(自然科学), 2024, 39(1): 168–174. DOI: [10.12101/j.issn.1004-390X\(n\).202210044](https://doi.org/10.12101/j.issn.1004-390X(n).202210044)

生石灰—丛枝菌根真菌对酸性锡尾矿化学性质及 6 种草本植物生长的影响*

邓琪¹, 包立^{1,2}, 秦芙蓉¹, 吴慧¹, 夏云霓³, 岳献荣⁴, 夏运生^{1,2**}

(1. 云南农业大学 资源与环境学院, 云南 昆明 650201; 2. 云南省土壤培肥与污染修复工程研究中心, 云南 昆明 650201; 3. 中南大学 轻合金研究院, 湖南 长沙 410083; 4. 云南农业大学 马克思主义学院, 云南 昆明 650201)

摘要:【目的】研究生石灰—丛枝菌根真菌(arbuscular mycorrhizal fungi, AMF)—草本植物协同作用对酸性锡尾矿的改良效应, 筛选酸性锡尾矿适生优势植物。【方法】采用盆栽试验研究生石灰与 AMF 混合菌剂对锡尾矿上黄茅 [*Heteropogon contortus* (L.) Beauv.]、香根草 [*Chrysopogon zizanioides* (L.) Roberty]、狗牙根 [*Cynodon dactylon* (L.) Pers.]、苜蓿 [*Medicago sativa* L.]、狗尾草 [*Setaria viridis* (L.) Beauv.] 和黑麦草 [*Lolium perenne* L.] 生长、重金属累积和根际主要理化性状的影响。【结果】与对照处理相比, 添加生石灰—AMF 可提高尾矿 pH 值、有机质和速效养分含量, 且显著增加 6 种草本植物生物量, 尤以黑麦草增加最多。所有复合处理中, 生石灰处理下黄茅根际尾矿 pH 值最高, 较改良前提高了 0.92; 生石灰—AMF 处理下, 香根草根际尾矿有机质含量较高, 较改良前提高了 7.6 倍; 苜蓿和黑麦草根际尾矿碱解氮和速效磷含量相对较高, 分别较改良前提高约 14 倍和 21 倍。生石灰—AMF—草本植物组合可有效降低根际尾矿有效态 Cu、Pb 含量, 分别降低了 15.66~17.07 和 1.43~1.48 mg/kg, 而仅有生石灰—AMF—狗尾草或黑麦草组合可有效降低有效态 Cd 含量, 降低了 0.58~0.59 mg/kg。【结论】生石灰—AMF—草本植物协同有助于锡尾矿的改良。在生石灰—AMF 组合改良下, 建议推荐黑麦草、黄茅、香根草和苜蓿为酸性锡尾矿植被恢复的先锋植物。

关键词: 锡尾矿; 生石灰; 丛枝菌根真菌(AMF); 协同改良; 草本植物

中图分类号: S154.39

文献标志码: A

文章编号: 1004-390X(2024)01-0168-07

Effects of the Quicklime-Arbuscular Mycorrhizal Fungi on Main Chemical Properties of Acid Tin Tailings and Plant Growth for Six Kinds of Herbs

DENG Qi¹, BAO Li^{1,2}, QIN Furong¹, WU Hui¹, XIA Yunni³, YUE Xianrong⁴, XIA Yunsheng^{1,2}

(1. College of Resources and Environment, Yunnan Agricultural University, Kunming 650201, China;

2. Yunnan Research Center of Soil Fertility and Pollution Remediation, Kunming 650201, China;

3. Light Alloy Research Institute, Central South University, Changsha 410083, China;

4. College of Marxism, Yunnan Agricultural University, Kunming 650201, China)

Abstract: [Purpose] To study the synergistic improvement effects of the quicklime-arbuscular mycorrhizal fungi (AMF)-herbs on the acid tin tailings, selecting the suitable dominant plants for the

收稿日期: 2022-10-21

修回日期: 2024-03-04

网络首发日期: 2024-03-26

*基金项目: 国家重点研发计划项目(2018YFC1802603); 云南省科技人才与平台计划项目(202405AM340004)。

作者简介: 邓琪(1998—), 女, 江西宜春人, 在读硕士研究生, 主要从事矿区生态修复研究。

E-mail: 3405789938@qq.com

**通信作者 Corresponding author: 夏运生(1975—), 男, 湖南益阳人, 博士, 教授, 主要从事菌根生理及矿

区生态修复研究。E-mail: yshengxia@163.com

网络首发地址: <https://link.cnki.net/urlid/53.1044.S.20240325.1633.003>



improvement. [Methods] A pot experiment was used to study the effects of quicklime and AMF on the growth of plant, accumulation of heavy metal, and rhizosphere physicochemical properties of *Heteropogon contortus* (L.) Beauv., *Chrysopogon zizanioides* (L.) Roberty, *Cynodon dactylon* (L.) Pers., *Medicago sativa* L., *Setaria viridis* (L.) Beauv., *Lolium perenne* L. on tin tailings. [Results] Compared with the control treatment, complex addition of quicklime and AMF increased the pH value, organic matter and available nutrient contents of tailings, and significantly increased the biomass of six herbaceous plants, especially the increase of biomass for *L. perenne* was most. Among complex treatments, under quicklime treatment, the pH value of *H. contortus* rhizosphere soil was the highest, increased by 0.92 comparing with the test tailing before improvement; under the quicklime-AMF treatment, the organic matter content of *C. zizanioides* rhizosphere soil was the highest, increased by 7.6 times comparing with the test tailing before improvement, and the content of alkali-hydrolyzed nitrogen and available phosphorus in *M. sativa* and *L. perenne* rhizosphere soil was relatively high, increased by about 14 times and 21 times comparing with the test tailing before improvement, respectively. The combination treatments of quicklime-AMF-herbs had a more reduction of available Cu and Pb content in the rhizosphere tailings, reduced by 15.66-17.07 and 1.43-1.48 mg/kg, respectively; but for the available Cd, reduced by 0.58-0.59 mg/kg only under the treatment of quicklime-AMF-*S. viridis* or *L. perenne*. [Conclusion] Quicklime-AMF-herbs can help to improve the tin tailings. *L. perenne*, *H. contortus*, *C. zizanioides* and *M. sativa* are recommended as pioneer plants for vegetation restoration in tin tailings under the combination of quicklime-AMF.

Keywords: tin tailings; quicklime; arbuscular mycorrhizal fungi (AMF); synergistic improvement; herbs

来利山锡尾矿位于腾冲—梁河锡成矿带,具备丰富的锡储备^[1]。随着矿山超负荷开采,大量锡尾矿被露天堆存。由于锡尾矿存在极端低 pH 值、低养分含量、高重金属 (Cu、Cd 和 Pb) 含量等一系列问题^[2],导致该区域植物难以存活,植被覆盖率低,遇到风雨天气极易造成污染物扩散,并通过沉降、径流、渗漏等方式对周边水体、农田土壤等造成危害,因此,其生态恢复迫在眉睫。草本植物具有生长速度快、生长周期短、能大面积覆盖地面等优势,常作为先锋植物用于矿业废弃地生态恢复,但尾矿环境不利于植物生长,因而在基质改良基础上筛选与应用优势草本植物能更好地实现尾矿的植被恢复^[3]。

生石灰能够改良土壤 pH 值,但单施于含重金属污染残留的尾矿堆区基质效果不佳^[4]。丛枝菌根真菌 (arbuscular mycorrhizal fungi, AMF) 是土壤微生物生态群落的重要结构成分,能与 90% 以上的陆生高等植物根系建立长期共生关系,形成菌根共生体,是矿区强化植物修复的常用真菌^[5-6]。在矿区极端贫瘠条件下,添加 AMF 能加

快植物种植基质强化改良过程,并增强宿主植物对土壤重金属胁迫的耐受性^[7],从而提高植物成活率^[8],促进矿区环境植被恢复进程。

目前已报道 AMF 能够促进植物生长,但在生石灰改良条件下,研究 AMF 混合菌剂对锡尾矿上草本植物生长、重金属累积及土壤主要理化性状的影响却鲜见报道。本研究在生石灰和 AMF 混合菌剂协同作用下,研究 6 种矿区修复常用草本植物对酸性锡尾矿化学性质、有效态重金属含量和重金属累积的影响,探讨 AMF 与生石灰协同对草本植物适应锡尾矿改良的贡献,筛选出最优改良剂—植物组合,以期锡矿废弃地的生态恢复提供科学依据和技术支持。

1 材料与方法

1.1 供试尾矿

供试尾矿采自云南省梁河县来利山锡尾矿 (24°31'~24°58'N, 98°06'~98°31'E)。尾矿 pH 值为 3.13, 有机质含量 3.50 g/kg, 全氮 (N) 含量 0.89 g/kg, 碱解氮含量 4.67 mg/kg, 全磷 (P) 含量 0.32 g/kg,

速效磷含量 1.98 mg/kg, 全钾 (K) 含量 5.66 g/kg, 速效钾含量 209.80 mg/kg, 阳离子交换量 20.74 cmol/kg, 全量铜 (Cu)、镉 (Cd) 和铅 (Pb) 含量分别为 514.00、1.50 和 163.00 mg/kg, HCl 可提取态 Cu、Cd 和 Pb 含量分别为 17.09、0.64 和 1.66 mg/kg。供试尾矿全量 Cu、Cd 和 Pb 含量分别高出云南省重金属背景值 11.10 倍、6.80 倍和 4.09 倍; 参照《土壤环境质量标准》(GB 15618—2018), 全量 Pb 含量超过土壤环境质量一级标准, 全量 Cu 和 Cd 含量远超过土壤环境质量三级标准。尾矿经自然风干后磨碎, 过 2 mm 筛, 进行高压灭菌 (121 °C 间歇灭菌 2 h) 杀灭土壤中的微生物。

1.2 供试改良剂

本试验所用试剂均为优级纯, 用水为去离子水; 生石灰: 由昆明市安宁石灰厂制造; AMF 混合菌剂: 采集云南省昆明市官渡区小哨乡 (25°16'N, 102°96'E) 玉米间作大豆试验田的根围土壤, 与河沙按质量比 1:1 混匀, 经 121 °C 间歇灭菌 2 h, 混合基质晾干后, 以玉米和三叶草为寄主植物进行扩繁, 培育 5 个月后收获包含 AMF 侵染根段、菌丝片段和真菌孢子的菌剂, 其中每 100 g 菌剂含有 1.2×10^3 个 AMF 孢子。2 种改良剂主要化学性质见表 1。

表 1 供试改良剂的主要化学性质
Tab. 1 Main chemical properties of the tested amendments

改良剂 amendments	pH	重金属全量/ (mg·kg ⁻¹) total amount of heavy metal			全量/(g·kg ⁻¹) total amount			有机质/ (g·kg ⁻¹) organic matter
		Cu	Cd	Pb	N	P	K	
生石灰 quicklime	10.47	ND	0.34	3.60	—	—	—	—
AMF菌剂 arbuscular mycorrhizal fungi inoculants	7.60	5.80	0.18	9.40	4.88	4.02	40.23	15.26

注: ND. 未检出; —. 未检测。

Note: ND. not detected; —. no detection.

1.3 供试草本植物

供试草本植物为黄茅 [*Heteropogon contortus* (L.) Beauv.]、香根草 [*Chrysopogon zizanioides* (L.) Roberty]、狗牙根 [*Cynodon dactylon* (L.) Pers.]、苜蓿 (*Medicago sativa* L.)、狗尾草 [*Setaria viridis* (L.) Beauv.] 和黑麦草 (*Lolium perenne* L.)。试验前分别选取 6 种草本植物种子, 用 10% H₂O₂ 表面消

毒 10 min, 用蒸馏水冲洗干净后分别单独均匀平铺在垫有滤纸的培养皿 (直径 10 cm) 中, 置于恒温箱中催芽, 待种子露白约 1 cm 时移栽。

1.4 试验设计

盆栽试验于 2019 年 8 月在云南农业大学后山科研大棚内进行, 棚内温度 24~28 °C, 自然采光。将过筛混匀灭菌后的锡尾矿 1 kg 装入塑料花盆中, 为控制各处理水分和养分条件的一致性, 在塑料花盆内衬 1 个塑料袋。共设置 4 个处理: ① 对照处理 (CK): 每盆加入 AMF 菌剂过滤液 (AMF 菌剂通过 11 mm 滤纸后的蒸馏水滤液) 30 mL 和高温灭菌的菌剂基质 30 g; ② 生石灰处理: 每盆加入生石灰 3 g、AMF 菌剂过滤液 30 mL 和高温灭菌的菌剂基质 30 g; ③ AMF 处理: 每盆加入 AMF 菌剂 30 g; ④ 生石灰—AMF 处理: 每盆加入生石灰 3 g 和 AMF 菌剂 30 g; 每处理 4 次重复。混匀稳定 1 周后, 将露白出芽约 1 cm 的 6 种草本植物 (狗牙根、苜蓿、黄茅、黑麦草、香根草、狗尾草) 种子分别与灭菌河沙混匀后以 30 g/m² 均匀单播。采用称重法保持试验期间盆栽土壤含水量为田间持水量的 60%~70%。

1.5 样品采集及指标测定

植株样品为生长 5 个月后收获的植物; 土壤样品为收获植物时, 通过剔除根系周围杂物、采用抖土法收集的根际土壤。参照文献 [9] 测定土壤化学性质 (pH 值以及有机质、碱解氮和速效磷的含量) 及有效态重金属 (Cu、Cd 和 Pb) 含量; 参照文献 [10] 测定植物中 Cu、Cd 和 Pb 的含量。其中, 相关重金属指标检测由中国冶金地质总局昆明地质勘察院完成, 为保证测试分析的可靠性, 分析测试过程中采用空白样、平行双样、国家标准样品 [土壤样品 (GBW07406 GSS-6)、植物样品 (GBW07603 GSV-2)] 进行质量保证和质量控制。按照公式计算重金属累积量: 重金属累积量=生物量×植物中重金属含量^[11]。

1.6 数据处理及分析

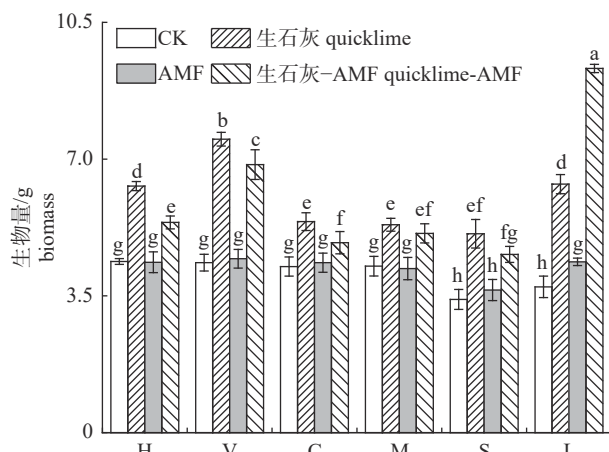
采用 Excel 2016 计算试验数据均值; 采用 Origin 2021 作图; 采用 SPSS 23 对试验数据进行 LSD 多重比较, 检验各处理间的差异显著性。

2 结果与分析

2.1 生石灰与 AMF 对草本植物生长的影响

由图 1 可知: 与 CK 相比, 生石灰—AMF 处

理可显著提高6种草本植物的生物量,其中,以生石灰—AMF改良处理下的黑麦草植株生物量最高,较CK处理增加了73.2%,生石灰改良处理下的香根草植株生物量次之。



注: H. 黄茅, V. 香根草, C. 狗牙根, M. 苜蓿, S. 狗尾草, L. 黑麦草; 不同字母表示差异显著 ($P<0.05$); 下同。

Note: H. *Heteropogon contortus*, V. *Chrysopogon zizanioides*, C. *Cynodon dactylon*, M. *Medicago sativa*, S. *Setaria viridis*, L. *Lolium perenne*; different letters indicate significant differences ($P<0.05$); the same as below.

图1 不同处理下6种植物的生物量

Fig. 1 Biomass of six plants under different treatments

2.2 生石灰与AMF对草本植物铜、镉和铅重金属吸收与累积的影响

由图2可知:同种基质改良处理下,不同植物对Cu、Cd和Pb的累积效果有所差异。在CK处理中,狗牙根对Cu、Cd和Pb的累积效果最好;在生石灰处理中,黄茅和狗牙根对Cu和Pb的累积效果最好,香根草和黑麦草对Cd的累积效果最好;在AMF处理中,狗牙根和狗尾草对Cu、Cd和Pb的累积效果最好。与CK处理相比,生石灰—AMF组合处理均可显著增加植物对Cu、Cd和Pb的累积,其含量分别为0.46~1.92、0.24~0.37和0.24~1.69 mg,其中,狗牙根对Cu和Pb的累积量最大,分别增加了3.8倍和6.9倍;狗尾草对Cd的累积量最大,增加了1.6倍。

2.3 生石灰与AMF对锡尾矿的改良

2.3.1 pH值

供试尾矿pH值为3.13,添加生石灰可提高尾矿pH值(图3)。在生石灰处理下,黄茅根际土壤pH值最高,较改良前提高了0.92;而生石灰—AMF处理下,则是黄茅和黑麦草的根际土壤pH值相对较高。与CK处理相比,生石灰处理和生

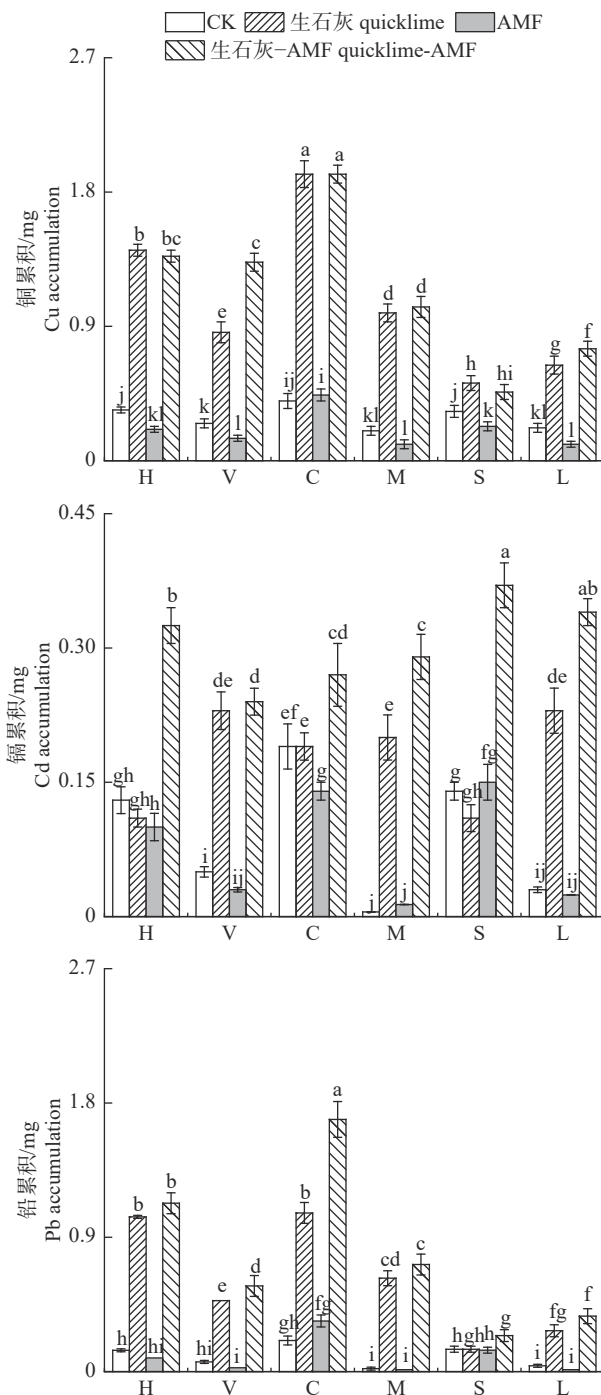


图2 不同处理下6种植物的Cu、Cd和Pb累积量

Fig. 2 Accumulation of Cu, Cd and Pb by six plants under different treatments

石灰—AMF处理均显著提高根际土壤pH值;但AMF处理对根际土壤pH值提升不明显。说明AMF在改良土壤酸性环境中可能不起主要作用,生石灰对改良土壤酸性环境更重要。

2.3.2 有机质

供试尾矿有机质含量为3.5 g/kg,各改良处理

均能提高尾矿有机质含量(图 4)。在生石灰—AMF 处理下, 种植香根草的根际土壤有机质含量较改良前提高效果最好, 约提高了 7.6 倍, 其次为黑麦草。与 CK 处理相比, AMF 处理和生石灰—AMF 处理均可显著提高根际土壤有机质含量。总体来看, 不同处理均能提高土壤有机质含量, 生石灰—AMF 处理较单一处理改良效果更好。

2.3.3 土壤速效养分

供试尾矿碱解氮含量为 4.67 mg/kg, 速效磷含量为 1.98 mg/kg, 各改良处理均能提高尾矿碱解氮和速效磷含量(图 5)。在生石灰—AMF 处理下, 种植苜蓿和黑麦草的根际土壤碱解氮和速效磷含量显著高于其他植物, 较改良前分别提高了约 14 倍和 21 倍。总体来看, 不同处理对基质的

影响在不同指标上存在差异, 添加生石灰不一定能提高根际土壤的碱解氮和速效磷含量, 但添加 AMF 均能提高根际土壤的碱解氮和速效磷含量。

2.4 生石灰与 AMF 对锡尾矿根际有效态重金属含量的影响

供试尾矿有效态 Cu 含量为 17.09 mg/kg, 有效态 Cd 含量为 0.64 mg/kg, 有效态 Pb 含量为 1.66 mg/kg, 各改良处理对尾矿有效态 Cu、Cd 和 Pb 含量的影响有所差异(表 2)。生石灰—AMF 处理对降低尾矿有效态 Cu 和 Pb 含量的效果较好, 其中, 种植黑麦草对降低尾矿有效态 Cu 含量的效果较好, 降低了 1.0 倍; 种植狗尾草对降低尾矿有效态 Cd 含量的效果较好, 降低了 0.9 倍; 种植黄茅对降低尾矿有效态 Pb 含量的效果较好, 降低了 0.9 倍。与 CK 处理相比, 生石灰处理下黄茅、香根草、狗牙根种植显著提高尾矿

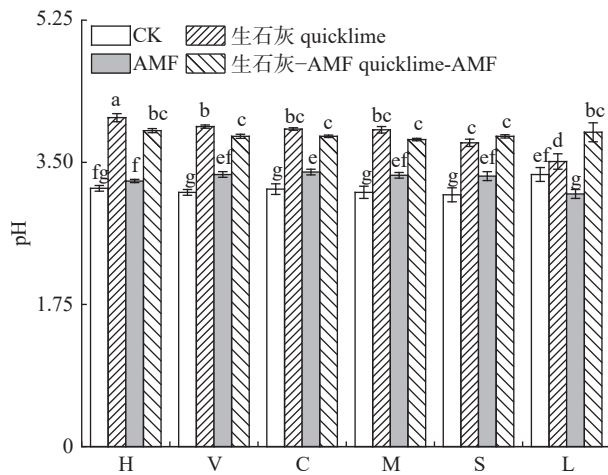


图 3 不同处理下 6 种植物的根际 pH 值

Fig. 3 Rhizosphere pH value of six plants under different treatments

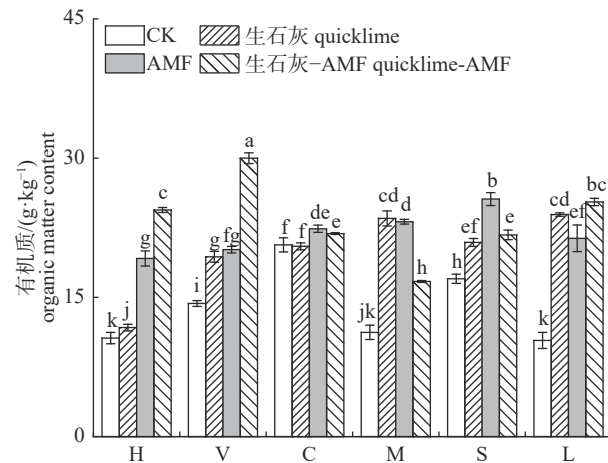


图 4 不同处理下 6 种植物根际的有机质含量

Fig. 4 Organic matter content of six plants rhizosphere under different treatments

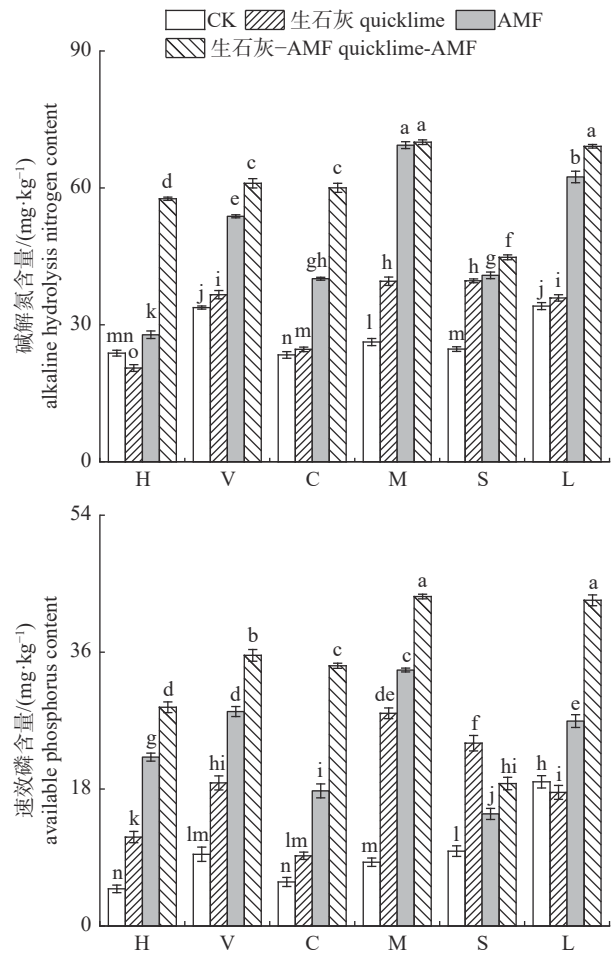


图 5 不同处理下 6 种植物根际的碱解氮和速效磷含量

Fig. 5 Alkali-hydrolyzable nitrogen and available phosphorus content of six plants rhizosphere under different treatments

表 2 不同处理下 6 种植物根际的重金属有效态含量

Tab. 2 Available content of heavy metals of six plants rhizosphere under different treatments

mg/kg

重金属 heavy metal	处理 treatment	黄茅 <i>Heteropogon contortus</i>	香根草 <i>Chrysopogon zizanioides</i>	狗牙根 <i>Cynodon dactylon</i>	苜蓿 <i>Medicago sativa</i>	狗尾草 <i>Setaria viridis</i>	黑麦草 <i>Lolium perenne</i>
Cu	CK	2.95±0.42 f	4.26±0.61 c	2.59±0.29 hi	2.82±0.34 g	2.51±0.38 i	5.26±0.74 a
	生石灰 quicklime	3.66±0.51 d	4.60±0.64 b	2.95±0.24 f	2.62±0.33 h	2.84±0.43 g	3.30±0.54 e
	AMF	0.54±0.06 o	2.24±0.31 j	2.24±0.21 j	2.09±0.25 k	1.75±0.26 l	2.12±0.32 k
	生石灰—AMF quicklime-AMF	1.07±0.15 n	1.01±0.12 n	0.03±0.00 p	0.03±0.00 p	1.43±0.21 m	0.02±0.00 p
Cd	CK	0.23±0.03 ef	0.13±0.02 g	0.17±0.02 fg	0.14±0.02 g	0.25±0.04 ef	0.55±0.08 c
	生石灰 quicklime	0.65±0.08 bc	0.91±0.12 a	0.45±0.06 d	0.70±0.11 b	0.25±0.03 ef	0.06±0.01 h
	AMF	0.12±0.01 gh	0.21±0.03 f	0.11±0.01 gh	0.11±0.02 gh	0.90±0.14 a	0.25±0.03 ef
	生石灰—AMF quicklime-AMF	0.43±0.06 d	0.60±0.09 c	0.27±0.03 ef	0.28±0.04 e	0.05±0.01 h	0.06±0.01 h
Pb	CK	0.61±0.09 a	0.55±0.07 b	0.50±0.06 b	0.53±0.08 b	0.45±0.07 c	0.36±0.05 d
	生石灰 quicklime	0.38±0.05 d	0.37±0.04 d	0.29±0.04 e	0.20±0.03 f	0.19±0.03 f	0.20±0.02 f
	AMF	0.45±0.06 c	0.36±0.05 d	0.36±0.04 d	0.33±0.04 de	0.29±0.04 e	0.42±0.05 cd
	生石灰—AMF quicklime-AMF	0.18±0.02 f	0.19±0.03 f	0.19±0.02 f	0.21±0.03 f	0.22±0.03 f	0.23±0.02 f

注: 不同字母表示同一重金属的所有处理间存在显著差异 ($P<0.05$)。Note: Different letters indicate there are significant differences among all treatments for the same heavy metal ($P<0.05$).

有效态 Cu 和 Cd 含量, 而显著降低尾矿有效态 Pb 含量; 在生石灰—AMF 处理下狗尾草和黑麦草种植对降低尾矿有效态 Cu 和 Cd 含量效果更好, 而在生石灰处理下对降低尾矿有效态 Pb 含量的效果更好。

3 讨论

3.1 生石灰与 AMF 对草本植物生长状况的影响

本研究发现, 不同改良处理对植物生长影响不同, 其中生石灰—AMF 处理显著增加了 6 种草本植物的生物量。这主要是由于极端酸化的土壤不仅会降低土壤中某些营养元素的有效性^[12], 还会影响微生物活性及作物正常生长发育^[13], 而添加生石灰后土壤 pH 大幅提高, 降低了土壤中活性氢离子和交换性铝含量, 改善了植物生长环境, 再加上 AMF 的作用, 从而协同促进植物的生长^[14-15]。因此, 如果不先改良极端酸性环境, AMF 自身生存也会受到影响, 进而导致对植物的促生作用得不到充分发挥^[16], 这与邓杰等^[17]的研究结果一致。

3.2 生石灰与 AMF 对植物累积重金属的影响

修复植物常用于修复重金属污染土壤, 修复植物对重金属的提取量受修复植物生物量和重金属富集转运能力的影响^[11], 在修复植物未受到重金属胁迫时, 植物对重金属的累积作用随生物量的增加而变强^[18]。草本植物对重金属 Cu 和 Pb 的累积量在改良剂施用后有不同程度提高, 尤其是在生石灰—AMF 组合处理下植物对重金属的累

积效果相对较好, 说明本研究选用的草本植物具有一定程度的重金属累积和胁迫耐受性。此外, 同一改良处理下不同植物对重金属的累积效果有较大差异, 这可能与不同植物自身重金属吸收累积特性以及菌根侵染状况不同有关^[19]。

3.3 生石灰与 AMF 对根际尾矿理化性质的影响

添加生石灰明显改善了根际尾矿 pH 值, 而生石灰—AMF 处理可提高草本植物根际尾矿有机质、速效磷和碱解氮的含量, 一方面, 可能由于施用适量生石灰能改善酸化土壤环境, 提高微生物活性, 从而提高尾矿中养分的有效性^[20]; 另一方面可能是 AMF 混合菌剂自身含有养分, 且其含有的菌根结构、根外菌丝、孢子等通过与不同植物共生产生的分泌物也能改善养分有效性^[21-22]。

3.4 生石灰与 AMF 对根际尾矿重金属含量的影响

生石灰—AMF 处理对降低尾矿重金属有效态含量的效果较好。一方面, 可能与生石灰可以通过增加土壤表面的可变负电荷, 降低氢离子的竞争作用, 促进土壤胶体与重金属离子结合, 从而使重金属有效性降低^[23]有关; 另一方面, 可能与菌根共生体中不同 AMF 菌丝及其分泌的球囊霉素相关蛋白有关, 它能与土壤中重金属离子络合, 通过提高土壤颗粒对重金属离子的吸附结合作用, 达到降低土壤重金属生物有效性的目的^[24-25]。当生石灰的施用超过合适用量时, 土壤中的重金属活性反而增强, 本研究显示: 在生石灰处理中, 种植黄茅、香根草、狗牙根和苜蓿的有效态 Cd 含量反而增加, 这与丁凌云等^[26]的研究结果一致。

4 结论

在生石灰—AMF—草本植物协同作用下, 锡尾矿植物根际土壤极端酸性得到改善, 根际土壤有效态 Cu 和 Pb 含量降低, 养分含量提高。综合分析植株生长情况、锡尾矿区土壤酸度、肥力和重金属有效态含量的变化情况, 生石灰和 AMF 协同为较好的改良剂组合, 适生优势植物为黑麦草、黄茅、香根草和苜蓿。

[参考文献]

- [1] WU H Y, DENG J, WANG Q F, et al. SIMS U-Pb zircon geochronological and geochemical study of the Sn deposits in Tengchong, north of the Southeast Asian metallogenic belt: implications for the timing of mineralization and ore genesis[J]. *Ore Geology Reviews*, 2019, 111: 102954. DOI: [10.1016/j.oregeorev.2019.102954](https://doi.org/10.1016/j.oregeorev.2019.102954).
- [2] 秦芙蓉, 张仕颖, 夏运生, 等. 来利山锡尾矿区优势植物调查与生态修复潜力分析[J]. *环境科学*, 2021, 42(8): 3963. DOI: [10.13227/j.hjcx.202009008](https://doi.org/10.13227/j.hjcx.202009008).
- [3] LEE S H, JI W, LEE W S, et al. Influence of amendments and aided phytostabilization on metal availability and mobility in Pb/Zn mine tailings[J]. *Journal of Environmental Management*, 2014, 139: 15. DOI: [10.1016/j.jenvman.2014.02.019](https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2014.02.019).
- [4] HOULE D, DUCHESNE L, MOORE J D, et al. Soil and tree ring chemistry response to liming in a sugar maple stand[J]. *Journal of Environmental Quality*, 2002, 31(6): 1993. DOI: [10.2134/jeq2002.1993](https://doi.org/10.2134/jeq2002.1993).
- [5] 王发园, 林先贵, 尹睿. 丛枝菌根真菌对海州香薷生长及其Cu吸收的影响[J]. *环境科学*, 2006, 26(5): 174. DOI: [10.13227/j.hjcx.2005.05.035](https://doi.org/10.13227/j.hjcx.2005.05.035).
- [6] LIU Y, ZHU Y G, CHEN B D, et al. Influence of the arbuscular mycorrhizal fungus *Glomus mosseae* on uptake of arsenate by the As hyperaccumulator fern *Pteris vittata* L.[J]. *Mycorrhiza*, 2005, 15(3): 187. DOI: [10.1007/s00572-004-0320-7](https://doi.org/10.1007/s00572-004-0320-7).
- [7] 罗巧玉, 王晓娟, 林双双, 等. AM真菌对重金属污染土壤生物修复的应用与机理[J]. *生态学报*, 2013, 33(13): 3898. DOI: [10.5846/stxb201206260900](https://doi.org/10.5846/stxb201206260900).
- [8] 毕银丽, 解琳琳. 丛枝菌根真菌与深色有隔内生真菌生态修复功能与作用[J]. *微生物报*, 2021, 61(1): 58. DOI: [10.13343/j.cnki.wsxb.20200171](https://doi.org/10.13343/j.cnki.wsxb.20200171).
- [9] 吴慧, 吴程龙, 张仕颖, 等. 施用有机—无机改良剂对锡尾矿化学属性的影响[J]. *生态环境学报*, 2021, 30(11): 2244. DOI: [10.16258/j.cnki.1674-5906.2021.11.015](https://doi.org/10.16258/j.cnki.1674-5906.2021.11.015).
- [10] 黄建洪, 伏江丽, 严鑫睿, 等. 羽序灯心草作为酸性矿山废弃地先锋植物潜力[J]. *环境科学*, 2020, 41(8): 3829. DOI: [10.13227/j.hjcx.202001129](https://doi.org/10.13227/j.hjcx.202001129).
- [11] 冯嘉仪, 阮可瑾, 苏思宁, 等. 构树的污泥适应性及养分和重金属吸收累积特征[J]. *应用生态学报*, 2022, 33(6): 1629. DOI: [10.13287/j.1001-9332.202206.030](https://doi.org/10.13287/j.1001-9332.202206.030).
- [12] 梅旭阳, 高菊生, 杨学云, 等. 红壤酸化及石灰改良影响冬小麦根际土壤钾的有效性[J]. *植物营养与肥料学报*, 2016, 22(6): 1568. DOI: [10.11674/zwylf.16093](https://doi.org/10.11674/zwylf.16093).
- [13] 胡苑柳, 陈国茵, 陈静文, 等. 模拟酸沉降对南亚热带季风常绿阔叶林土壤微生物群落结构的长期影响[J]. *植物生态学报*, 2021, 45(3): 298. DOI: [10.17521/cjpe.2020.0217](https://doi.org/10.17521/cjpe.2020.0217).
- [14] 杜志敏, 向凌云, 杜凯敏, 等. 磷灰石、石灰对Cd胁迫下黑麦草根形态及Cd吸收影响研究[J]. *农业环境科学学报*, 2021, 40(1): 92. DOI: [10.11654/jaes.2020-0376](https://doi.org/10.11654/jaes.2020-0376).
- [15] 胡敏, 向永生, 鲁剑巍. 石灰用量对酸性土壤酸度及大麦幼苗生长的影响[J]. *中国农业科学*, 2016, 49(20): 3896. DOI: [10.3864/j.issn.0578-1752.2016.20.004](https://doi.org/10.3864/j.issn.0578-1752.2016.20.004).
- [16] 孙红, 郑玉龙, 林炎丽, 等. 生物炭、磷及AMF对Cd胁迫下柳枝稷生长及土壤性质的影响[J]. *草业学报*, 2021, 30(12): 71. DOI: [10.11686/cyxb2020461](https://doi.org/10.11686/cyxb2020461).
- [17] 邓杰, 李芳, 古丽君, 等. 不同土壤pH下AM真菌对苜蓿苗期生长的影响[J]. *草业科学*, 2019, 36(11): 2854. DOI: [10.11829/j.issn.1001-0629.2019-0083](https://doi.org/10.11829/j.issn.1001-0629.2019-0083).
- [18] NISSIM W G, PALM E, MANCUSO S, et al. Trace element phytoextraction from contaminated soil: a case study under Mediterranean climate[J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2018, 25(9): 9114. DOI: [10.1007/s11356-018-1197-x](https://doi.org/10.1007/s11356-018-1197-x).
- [19] 曾加会, 李元媛, 阮迪申, 等. 植物根际促生菌及丛枝菌根真菌协助植物修复重金属污染土壤的机制[J]. *微生物学通报*, 2017, 44(5): 1214. DOI: [10.13344/j.microbiol.china.160507](https://doi.org/10.13344/j.microbiol.china.160507).
- [20] 周武先, 何银生, 朱盈徽, 等. 生石灰和钙镁磷肥对酸化川党参土壤的改良效果[J]. *应用生态学报*, 2019, 30(9): 3224. DOI: [10.13287/j.1001-9332.201909.008](https://doi.org/10.13287/j.1001-9332.201909.008).
- [21] SHABANI L, SABZALIAN M R, MOSTAFAVI P S. Arbuscular mycorrhiza affects nickel translocation and expression of ABC transporter and metallothionein genes in *Festuca arundinacea*[J]. *Mycorrhiza*, 2016, 26(1): 67. DOI: [10.1007/s00572-015-0647-2](https://doi.org/10.1007/s00572-015-0647-2).
- [22] GARCIA K G V, MENDES F P F, PINHEIRO J I, et al. Attenuation of manganese-induced toxicity in *Leucaena leucocephala* colonized by arbuscular mycorrhizae[J]. *Water Air and Soil Pollution*, 2020, 231(1): 22. DOI: [10.1007/s11270-019-4381-9](https://doi.org/10.1007/s11270-019-4381-9).
- [23] DAI Z M, ZHANG X J, TANG C, et al. Potential role of biochars in decreasing soil acidification: a critical review[J]. *Science of the Total Environment*, 2016, 581/582: 601. DOI: [10.1016/j.scitotenv.2016.12.169](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.12.169).
- [24] WU Z P, MCGROUTHER K, HUANG J D, et al. Decomposition and the contribution of glomalin-related soil protein (GRSP) in heavy metal sequestration: field experiment[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2014, 68: 283. DOI: [10.1016/j.soilbio.2013.10.010](https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2013.10.010).
- [25] 赵麒麟, 吴鹏, 刘鸿高, 等. 食用菌修复重金属污染土壤研究进展[J]. *西南林业大学学报(自然科学)*, 2022, 42(2): 180. DOI: [10.11929/j.swfu.202106034](https://doi.org/10.11929/j.swfu.202106034).
- [26] 丁凌云, 蓝崇钰, 林建平, 等. 不同改良剂对重金属污染农田水稻产量和重金属吸收的影响[J]. *生态环境*, 2006, 15(6): 1204. DOI: [10.16258/j.cnki.1674-5906.2006.06.016](https://doi.org/10.16258/j.cnki.1674-5906.2006.06.016).

责任编辑: 何承刚