

硫化铜矿酸性废水固体废弃物资源化利用

韩华钦¹, 薛锦春¹, 蔡若妍¹, 赵珠宇², 谭力³

(1. 江西理工大学 能源与机械工程学院, 江西 南昌 330013; 2. 中国石油大学
(华东) 石油工程学院, 山东 青岛 266580; 3. 汕头市濠江区应急管理局,
广东 汕头 515071)

摘要: 硫化铜矿固体废弃物作为代表性的大宗固体废弃物, 其资源化利用与处置一直是矿山和矿业领域的研究热点。为满足硫化铜矿矿山复垦与生态修复对大量植生基质的需求, 通过对酸性废水底泥进行增肥修复, 从而替代土壤作为植生基质进行生态修复, 实现硫化铜矿酸性废水固体废弃物资源化利用。同时, 在矿区植物资源调查的基础上, 采用底泥堆土实验与地栽实验验证其可行性并筛选出底泥生态恢复适生植物。研究表明: 经调理剂增肥修复后的底泥具有理想的植物营养特性, 且配置方法简易。研究还筛选出了玉米草、黑麦草、红叶石楠、大叶女贞、刺槐、毛白杨作为底泥生态恢复的适生植物。本研究结果可为同类型矿山固体废弃物资源化利用提供参考。

关键词: 硫化铜矿; 固体废弃物; 底泥; 植物筛选; 生态修复

doi:10.3969/j.issn.1000-6532.2025.02.005

中图分类号: TD982 文献标志码: A 文章编号: 1000-6532 (2025) 02-0031-06

引用格式: 韩华钦, 薛锦春, 蔡若妍, 等. 硫化铜矿酸性废水固体废弃物资源化利用[J]. 矿产综合利用, 2025, 46(2): 31-36.

HAN Huaqin, XUE Jinchun, CAI Ruoyan, et al. Recycling utilization of copper sulfide mining solid waste[J]. Multipurpose Utilization of Mineral Resources, 2025, 46(2): 31-36.

硫化铜矿固体废弃物是指铜矿在开采及选矿过程中产生的固体废弃物, 包括开采产生的废石、选矿产生的铜尾矿、铜矿冶炼产生的铜渣和铜矿废水处理产生的底泥等^[1-2]。目前, 铜矿固体废弃物资源化利用手段主要有有价组分的再选回收、制备混凝土、矿山采空区充填、生产建筑材料等^[3-7], 尽管利用这些方法能消耗部分硫化铜矿固体废弃物, 然而综合利用率依旧处于较低水平, 根据全国矿产资源节约与综合利用报告(2019), 2018年我国铜尾矿年产量约为3.02亿t, 然而铜尾矿利用率不足15%^[7-8]。大量固废物的堆放保存, 不仅占用宝贵的矿山土地资源, 对矿区及周边生态系统产生极大的影响, 且随着降雨冲

刷及截(排)水系统失效等因素的影响, 易造成坡面形成冲沟或发生泥石流等危害, 严重威胁人的生命及财产安全^[9-10]。

硫化铜矿酸性废水底泥是指铜矿开采过程中产生的酸性水经废水工艺处理后产生的底渣。现行工艺所产生的底泥(HDS)其主要成分是硫酸钙、氢氧化铁等, 铜、铅、锌等金属含量均低于一级标准(GB 8978—1996), 危害成份项目经过北京矿冶研究总院环境影响评价中心检测均低于国家一级标准(GB 8978—1996), 属于I类工业固体废物。江西省硫化铜矿酸性水处理年产生底泥约100万t, 根据《尾矿库安全技术规程》(AQ 2006—2005), 底泥不能排放入尾矿库, 避免影响尾

收稿日期: 2022-07-18

基金项目: 江西省重点研发计划项目(20212BBG73013); 德兴铜矿酸性废水底泥生态复垦排土场试验研究(赣科技合字2017-3607-09)

作者简介: 韩华钦(1998-), 男, 硕士研究生, 主要从事矿山生态修复方面研究。

通信作者: 薛锦春(1969-), 男, 教授, 博士, 从事矿山生态修复及边坡防护方面研究。

矿库的安全运行，现行主要措施是堆存于废石场，大量底泥堆存占用宝贵的矿山空间。目前，已有部分研究表明，矿山尾矿在进行增肥修复后种植耐性植物可有效实现尾矿的资源化利用^[11-14]。如针对铁尾矿中养分缺乏、重金属含量高，不适于植物生长等问题，提出利用绿肥粘合污泥堆肥的方式来辅助铁尾矿进行生态修复；泥炭对铅锌矿尾矿中植物生长及铅锌植物稳定的影响并对 18 种初选的耐性植物进行了筛选，其研究结果表明，铅锌尾矿中的泥炭改良剂显著改善了植物的生长，特别是一年生草本植物^[15-17]。因此，从理论上讲，将硫化铜矿酸性废水底泥进行增肥修复后可以作为植生基质进行矿山生态修复。基于这种思想，我们研究出了一种硫化铜矿酸性废水底泥修复治理用调理剂及其配制方法。并进一步通过堆土种植实验和地栽实验，证明增肥修复后的底泥可以用于矿山土地复垦和生态修复，既解决底泥无处堆放、二次污染的问题，又解决矿山生态修复对植物生长基质的巨大需求及避免客土造成的二次生态环境破坏，从而实现“以废治废”、节省矿山复垦项目成本，经济效益、生态效益和社会效益显著。

1 材料与方法

1.1 底泥基本理化性质

酸性废水底泥取自德兴硫化铜矿酸性水处理厂，送至江西省分析测试中心，检测、分析底泥主要化学成分，底泥中常规指标、常量养分、有机物指标，底泥水分，pH 值，检测结果见表 1。根据检测报告，底泥为弱酸性，底泥含有的各种

植物生长所需的微生物指标、常量养分、然而有机物指标极低，且结晶水含量高，底泥板结严重，必须通过实施人工增肥修复才能基本满足植物生长需要^[18]。

表 1 调理前底泥危害成分浸出总量

Table 1 Total leaching number of hazardous components from bottom sediment before conditioning

危害成分	浸出总量/ (mg/L)	浸出液中 浓度限值/(mg/L)	GB 8978—1996 一级标准
铜	0.036	100	0.5
锌	<0.067	100	2.0
镉	<0.001 3	1	0.1
铅	<0.018 7	5	1.0
铬	<0.003	15	1.5
汞	0.000 49	0.1	0.05
铍	<0.000 2	0.02	0.005
钡	<0.006 2	100	
镍	<0.005	5	1.0
银	<0.009 1	5	0.5
砷	<0.000 001	5	0.5
硒	<0.000 1	1	0.1
无机氟化物	4.63	100	10
氰化物	<0.002	5	0.5

由表 2 可得，原始底泥的有机质含量仅为 1.48 g/kg，对植物的生存发育存在着一定的影响。植物生长过程中的形态和营养合成阶段容易受到植生基质内全氮、全磷、全钾、有效磷、有效钾含量的影响，经表调理前底泥基本理化性质检测结果分析可得，原始底泥中各营养物质均较为匮乏，不适宜直接作为植生基质。故需通过对底泥进行增肥修复，增强底泥中的各常量养分。

表 2 调理前底泥基本理化性质

Table 2 Basic physical and chemical properties of bottom mud before conditioning

pH值	EC /(mS/m)	CEC /(cmol/kg)	有机质 /(g/kg)	含水率 /%	全氮 /(g/kg)	全磷 /(g/kg)	全钾 /(g/kg)	有效磷 /(mg/kg)	有效钾 /(mg/kg)	碱解氮 /(mg/kg)
6.55±.13	221.86±5.46	14.16±1.82	1.48±.72	63.76	0.09±.02	0.03±.01	0.11±.04	0.54±.06	3.3±.94	3.96±1.84

1.2 底泥增肥修复调理剂组分的确定

针对底泥营养元素、微生物含量极低及易板结等问题，加入泥炭、有机肥、秸秆等材料。泥炭营养元素含量丰富、有机质含量高，其内部的介孔结构可为底泥中微生物提供良好的“庇护所”，有利于微生物活动；有机肥富含大量有益物质，可为植物提供全面营养，同时增加底泥中的

微生物含量；秸秆中有机质、N、P、K 等含量丰富具有养分效应。另外泥炭、有机肥、秸秆均可有效改善底泥板结情况。

针对底泥中含有微量重金属元素及其酸性性质，考虑添加麦饭石和方解石。麦饭石呈多孔海绵状结构，可有效吸附重金属元素，对底泥起净化作用；方解石作为一种传统而有效的酸性土壤

改良剂，可有效改善底泥酸性环境，并向底泥补充钙元素；添加乳香作为底泥调理剂的母料对各种酶起催化作用，使得各种矿物质达到转化机能；添加保水剂可有效抑制底泥中水分蒸发，提高底泥饱和含水量，减少底泥中水分的渗透和流失。添加粘结剂可有效增强底泥粘度。

通过反复实验研究，得出硫化铜矿酸性废水底泥增肥修复治理用调理剂。照以下质量百分比配置调理剂混合物：20%~60%泥炭、1%~6%麦饭石、1%~6%方解石、0.5%~3%乳香、20%~50%有机肥、10%~30%秸秆、0.5%~3%保水剂、0.5%~3%粘结剂。

1.3 底泥增肥修复调理剂的配制

底泥增肥修复调理剂的配置步骤：将环境温度控制在 15 ℃ 左右，将调理剂混合物加入搅拌机内进行搅拌均匀，而后加水至饱和，在搅拌过程

中持续加温至水蒸汽中闻到氨气为止，停止加温，自然冷却到室内常温。每千公斤底泥加入本调理剂 20 公斤，施用在硫化铜矿酸性废水底泥中，均匀搅拌，堆放一周后以上，用作矿山生态修复的植生基质。

2 结果与分析

2.1 增肥修复后的底泥理化性质

底泥经调理剂修复后的理化性质见表 3。对比于修复前，底泥的 pH 值提升了 0.88 个单位，原因是调理剂中的麦饭石属于碳酸钙矿物，溶于水后呈一定的碱性，麦饭石属于硅酸盐矿物，本身就呈碱性。二者叠加故对于底泥的 pH 值起到一定的提升作用。修复后底泥含水率的下降是由于方解石与麦饭石等矿物质的添加，从而增加了底泥的有效孔隙率。

表 3 增肥修复后底泥理化性质

Table 3 Physical and chemical properties of bottom mud after fertilizer restoration

理化性质	pH值	EC /(mS/m)	CEC /(cmol/kg)	有机质 /(g/kg)	含水率 /%	全氮 /(g/kg)	全磷 /(g/kg)	全钾 /(g/kg)	有效磷 /(mg/kg)	有效钾 /(mg/kg)	碱解氮 /(mg/kg)
底泥	7.43±.42	234.86±13.82	26.71±3.36	4.27±.58	54.92	0.24±.07	0.05±.024	0.20±.08	1.12±.09	6.4±1.65	8.35±2.71

由于调理剂中含有大量腐熟发酵后的秸秆、有机肥、泥炭、乳香，故增肥修复后的底泥常量养分均有了一定程度的提升。修复后的底泥有机质含量较修复前提升了 188%，CEC、全氮、全磷、全钾、有效磷、有效钾、碱解氮分别提升了 89%、167%、67%、82%、107%、94%、117%。

2.2 现场实验效果

选择硫化铜矿排土场 2 600 m² 底泥实验区进行平整规划作为大规模生态修复实验场地，利用工程机械在德兴硫化铜矿排土场敷设面积为 2 600 m²，厚度 0.8 m 的底泥实验场地，进行平整并划分对比实验区域，共使用底泥 2 080 m²，建立硫化铜矿酸性废水底泥大规模生态修复实验场地。

2.2.1 植物成活率筛选预实验

在研究过程中，我们选择了江西省德兴市德兴铜矿酸性水处理厂产生的底泥及其废弃地为实例，根据上述所提出的硫化铜矿酸性废水底泥修复治理用调理剂及其制备方法，首先通过堆土种植实验对底泥生态修复适生植物种类进行筛选，然后利用筛选出的适生植物，通过地栽实验对修复后的底泥作为植生基质进行生态修复的效果进

行验证和分析。实验初期两个星期内，每天早晚对植物进行一次补水，直到植物长势稳定。

依据植物种类的生态适应性原则、抗逆性原则、乡土与外来植物相结合原则、植物多样性原则等，选取选择 9 种抗逆性较强的植物进行底泥堆土种植多种植物成活率先期小型实验，分别为草本植物：玉米草 (*Dracocephalum moldavica*)、黑麦草 (*Lolium perenne L.*)、平车前 (*Plantago depressa Willd.*)；灌木：红叶石楠 (*Photinia fraseri Dress*)、大叶女贞 (*Ligustrum compactum*)、小叶女贞 (*Ligustrum quihoui Carr.*)；乔木，刺槐 (*Robinia pseudoacacia*)、铁树 (*Cycas revoluta*)、毛白杨 (*Populus tomentosa*)。

草本植物连续观察 90 d，灌木与乔木连续观察 150 d，各种植物在观察期内的成活率、株高等生长发育情况见表 4。综合分析，草本植物：黑麦草与玉米草成活率更高，达到 90% 以上，且根系发达能有效改善底泥板结状况，较为适合在实验的底泥上生长；灌木：红叶石楠和大叶女贞成活率更高、前期生长速度快、植株更为高大且两种植物景观效果良好，生长发育情况明显优于小叶

女贞，更为适合在供试底泥上生长；乔木：刺槐前期生长速度快，且其根部有根瘤，固氮能力强，可作为先锋树种。毛白杨后期生长速度快，植株高大，根系发达有效改善底泥板结情况。

2.2.2 地栽实验

杨桃坞排土场实验场地生态复垦多样性植物系统构建情况。课题组 2019 年 8 月对实验区种植的灌、乔木的生长情况进行采样测定。主要测定

内容包括植株高度、植株冠幅以及植株胸径。测定结果见表 5。底泥基质经过改良后，所种植的红叶石楠、大叶女贞、刺槐、毛白杨，涨势良好，株高最高分别为 230.2、193.4、615.4、638.6 cm，可以达到正常株高水平并保持稳定。证明底泥基质经改良后，其肥效以及酸碱度均得到改善，适合植物正常生长。

表 4 底泥堆土种植实验效果
Table 4 Soil piled test results of sediments

植物种类	种植方式	年龄/d	成活率/%	株高/cm	生长周期/d	其他说明
玉米草 (<i>Dracocephalum moldavica</i>)	撒种子	30		30.3~36.4	180~230	叶宽大，覆盖面积广，根系发达，有效改善底泥板结，
		60	92.5	80.5~86.5		
		90		117.8~126.4		
黑麦草 (<i>Lolium perenne</i> L.)	撒种子	30		15.4~21.0	20~25	生长茂盛，根系覆盖面积广，且出现大量菌丝
		60	98.1	29.4~32.9		
		90		62.7~64.1		
平车前 (<i>Plantago depressa</i> Willd.)	移栽	30		12.6~15.8	330~360	植株体型小，植物覆盖面积小
		60	80.2	18.4~22.5		
		90		24.1~26.7		
红叶石楠 (<i>Photinia fraseri</i> Dress)	扦插	30		17.2~22.4	120~180	从30天开始生长速度增快，景观效果良好
		90	92.5	105.7~109.3		
		150		151.3~159.3		
大叶女贞 (<i>Ligustrum compactum</i> (Wall.e x G.Don)Hook.f)	移栽	30		27.5~31.4	300~330	观察期内持续增长，景观效果良好
		90	91.7	69.2~73.8		
		150		113.1~118.6		
小叶女贞 (<i>Ligustrum quihoui</i> Carr.)	移栽	30		23.2~28.1	300~360	快速增长后期较晚，景观效果一般
		90	88.3	38.1~43.7		
		150		79.1~86.2		
刺槐 (<i>Robinia pseudoacacia</i>)	扦插	30		83.3~90.0	360~720	前期生长速度快，120天后生长速度开始减慢，根部有根瘤。
		90	78.2	256.1~263.2		
		150		360.0~379.9		
铁树 (<i>Cycas revoluta</i>)	移栽	30		112.4~112.6	120~180	生长缓慢，且成活率低
		90	51.7	112.8~113.0		
		150		113.2~113.5		
毛白杨 (<i>Populus tomentosa</i>)	扦插	30		153.1~155.2	180~360	后期生长速度快，植株高大，根系发达
		90	75.3	200.7~206.7		
		150		370.4~383.1		

表 5 各类适生植物生长情况
Table 5 Growth status of various suitable plants

序号	植物名称	规格/cm		
		高度	冠幅	胸径
01	红叶石楠	208.5~250.2	83.5~108.5	—
02	大叶女贞	180.2~193.4	100.2~119.3	—
03	刺槐	558.9~615.6	181.6~246.7	4.45±1.38
04	毛白杨	586.6~638.3	140.8~196.3	4.84±0.99

3 结 论

(1) 硫化铜矿酸性废水底泥经增肥修复后, 经植物栽种实验验证, 可以完全满足植物生长的需求, 利用增肥修复后的底泥可 100% 替代土壤作为植生基质进行生态恢复, 可有效利用和处置硫化铜矿固体废弃物, 以及减少硫化铜矿固体废弃物大量堆存所带来的潜在环境污染问题和降低发生地质灾害的风险。

(2) 通过底泥堆土种植实验, 分析对比了 9 种耐性植物的成活率及生长情况, 综合比较观测结果, 最终筛选出草本植物: 玉米草、黑麦草; 灌木: 红叶石楠、大叶女贞; 乔木: 刺槐、毛白杨作为底泥生态恢复适生植物。另外玉米草和黑麦草, 成活率高、生物量大且对底泥的板结有一定的改善, 因此可作为底泥生态恢复的先锋植物。

(3) 针对硫化铜矿酸性废水底泥的资源化利用问题, 采用底泥地栽实验的方式进行了初步探索, 验证了利用增肥修复后的底泥作为植生基质进行生态恢复的可行性, 取得了一些初步成果。今后应着重研究植物修复酸性废水底泥的作用机理以及不同植物对底泥水力特性的影响, 以满足底泥用于不同地形地貌矿山废弃地的生态恢复。

参考文献:

[1] 潘自维. 新疆难处理铜矿浮选实验研究与应用[J]. *矿产综合利用*, 2019(3):31-35.
PAN Z W. Experimental study and application of flotation of complex refractory copper ore in Sin Kiang[J]. *Multipurpose Utilization of Mineral Resources*, 2019(3):31-35.

[2] 孙若凡, 刘丹, 杜钰, 等. 黄铜矿、方铅矿分离研究现状及进展[J]. *矿产综合利用*, 2021(4):80-86.
SUN R F, LIU D, DU Y, et al. Research status and development of separation of chalcopyrite and galena[J]. *Multipurpose Utilization of Mineral Resources*, 2021(4):80-86.

[3] 韩彬, 童雄, 杨波, 等. 澳大利亚某铜尾矿硫化铁矿物高效回收实验研究[J]. *矿产综合利用*, 2015(1):31-34.
HAN B, TONG X, YANG B, et al. Experimental study on high efficiency recovery of iron sulfide from an Australian copper tailings[J]. *Multipurpose Utilization of Mineral Resources*, 2015(1):31-34.

[4] Yanchun Li, Ruijun Guo, Wenhui Lu, et al. Research progress on resource utilization of leather solid waste[J].

Journal of Leather Science and Engineering, 2019, 1(1).

[5] 钱嘉伟, 倪文, 许国东, 等. 天然石膏对铜尾矿加气混凝土强度的影响研究[J]. *硅酸盐通报*, 2013, 32(1): 117-120+125.
QIAN J W, NI W, XU G D, et al. Effect of natural gypsum on strength of aerated concrete with copper tailings [J]. *Bulletin of the Silicate*. 2013, 32(1): 117-120+125.

[6] Kengni B, Mostert H. Regulation and remediation of the impacts of mine wastes on land and water in South Africa[J]. *Journal of Energy & Natural Resources Law*, 2021: 1-24.

[7] 王圳, 张均, 陈芳, 等. 贵州省磷矿固体废弃物治理现状与建议[J]. *矿产综合利用*, 2019(1): 11-15.
WANG Z, ZHANG J, CHEN F, et al. Present situation and suggestion of management of phosphate rock solid waste[J]. *Multipurpose Utilization of Mineral Resources*, 2019(1): 11-15.

[8] 庞杰, 郑永兴, 戈保梁, 等. 难选氧化铜矿选冶联合技术研究现状与进展[J]. *矿产综合利用*, 2019(5):1-5.
PANG J, ZHENG Y X, GE B L, et al. Research status and development of the dressing-metallurgy combination processing of refractory copper oxides[J]. *Multipurpose Utilization of Mineral Resources*, 2019(5):1-5.

[9] 王海军, 王伊杰, 李文超, 等. 全国矿产资源节约与综合利用报告(2019)[M] 北京: 地质出版社, 2019.
WANG H J, WANG Y J, LI W C, et al. National report on conservation and comprehensive utilization of mineral resources [M]Beijing: Geological Publishing House, 2019.

[10] 印万忠, 徐东, 杨耀辉, 等. 承德某钒钛磁铁矿尾矿资源化利用技术研究[J]. *矿产综合利用*, 2020(6):37-42.
YIN W Z, XU D, YANG Y H, et al. Research on the recycling technology for a vanadium-titanium magnetite tailings in Chengde[J]. *Multipurpose Utilization of Mineral Resources*, 2020(6):37-42.

[11] 徐正震, 梁精龙, 李慧, 等. 含钒废弃物中钒的回收研究现状及展望[J]. *矿产综合利用*, 2020(3):8-13.
XU Z Z, LIANG J L, LI H, et al. Research status and prospects of vanadium recovery in vanadium containing wastes[J]. *Multipurpose Utilization of Mineral Resources*, 2020(3):8-13.

[12] 敖顺福. 有色金属矿山尾矿综合利用进展[J]. *矿产保护与利用*, 2021, 41(3):94-103.
AO S F. Progress in comprehensive utilization of non-ferrous metal mine tailings[J]. *Mineral Protection and Utilization*, 2021, 41(3):94-103.

[13] 王丹丹. 矿山固废堆积体生态修复与耕植技术研究[D]西安: 西京学院, 2020.
WANG D D. Research on ecological restoration and cultivation

technology of mine solid waste accumulation [D]. Xi'an Xijing University, 2020.

[14] 柴志伟, 俞炎良. 金属矿山选矿尾矿及废水处理关键技术分析[J]. 世界有色金属, 2018(6): 87+89.

CHAI Z W, YU Y L. Analysis of key technologies of metal mine dressing tailings and wastewater treatment [J]. World Non-Ferrous Metals, 2018(6): 87+89.

[15] 艾艳君. 绿肥辅助钒钛磁铁矿尾矿生态修复研究[D]. 唐山: 华北理工大学矿业工程学院, 2016: 1-2.

AI Y J. Study on ecological restoration of vanadium titanomagnetite tailings assisted by green manure [D]. Tangshan: School of Mining Engineering, North China University of Science and Technology, 2016: 1-2.

[16] Tang C, Chen Y, Zhang Q, et al. Effects of peat on plant growth and lead and zinc phytostabilization from lead-zinc

mine tailing in southern China: Screening plant species resisting and accumulating metals[J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2019, 176:42-49.

[17] 李小生. 德兴铜矿废水处理系统的 HDS 工艺改造[J]. 金属矿山, 2010(2):179-181.

LI X S. HDS process renovation of wastewater treatment system in Dexing Copper Mine[J]. *Metal mine*, 2010(2):179-181.

[18] 蔡若妍, 赵珠宇, 谭力, 等. 硫化铜矿酸性环境调节技术研究[J]. 环境监测管理和技术, 2024, 36(5):1-6+12.

CAI R, ZHAO Z, TAN L, et al. Research on acidic environment regulation technology of copper sulphide mines[J]. *Environmental Monitoring Management and Technology*, 2024, 36(5):1-6+12.

Recycling Utilization of Copper Sulfide Mining Solid Waste

HAN Huaqin¹, XUE Jinchun¹, CAI Ruoyan¹, ZHAO Zhuyu², TAN Li³

(1.School of Energy and Mechanical Engineering, Jiangxi University of Science and Technology, Nanchang 330013, Jiangxi, China; 2.School of Petroleum Engineering, China University of Petroleum (East China), Qingdao 266580, Shandong, China; 3.Emergency Management Administration of Shantou Haojiang District, Shantou 515071, Guangdong, China)

Abstract: Copper sulfide solid waste as a representative bulk solid waste, its resource utilization and disposal have always been a research hotspot in the field of mining and mining. In order to meet the demand of copper sulfide mine reclamation and ecological restoration for a large number of plant-derived substrates, remediating the bottom sludge of acidic wastewater by increasing fertilizer, thereby replacing the soil as a plant substrate for ecological restoration. Realized the resource utilization of acid wastewater solid waste from copper sulfide mine at the same time, based on the investigation of plant resources in the mining area, the feasibility of the method was verified by the bottom sediment pile soil test and the ground planting test, and the suitable plants for the ecological restoration of the bottom sediment were screened out. The results showed that the sediment with the addition of the conditioner had ideal vegetative characteristics, and the method of disposition was simple. In addition, zeamexicana, ryegrass, photiniafrase, ligustrumlucidum, false acacia and aspen were selected as suitable plants for the ecological restoration of sediment. The results of this study can provide reference to the same type of mining solid waste resource utilization.

Keywords: Copper sulfide mines; Solid waste; Sediment; Plant screening; Ecological restoration