

梅振然,赵中秋,杨 侨,等.全固废材料土壤重构对土壤质量和龙葵生长的影响 [J]. 中国环境科学, 2025,45(5):2608-2619.

Mei Z R, Zhao Z Q, Yang Q, et al. Research on soil reconstruction and growth response of *Solanum nigrum* based on fully solid waste materials [J]. China Environmental Science, 2025,45(5):2608-2619.

## 全固废材料土壤重构对土壤质量和龙葵生长的影响

梅振然<sup>1</sup>,赵中秋<sup>1,2,3\*</sup>,杨 侨<sup>2,4</sup>,贺 莹<sup>1</sup>,柏 航<sup>1</sup>,史孟超<sup>1</sup> (1.中国地质大学(北京)土地科学技术学院,北京 100083; 2.自然资源部土地整治重点实验室,北京 100035; 3.自然资源部矿区生态修复工程技术创新中心,北京 100035; 4.自然资源部国土整治中心,北京 100035)

**摘要:**以粉煤灰、高炉渣、脱硫石膏、污泥、稻草秸秆、锯末为原材料,按照不同配比混匀后选用龙葵为试验材料进行室内盆栽试验.以农田土壤和某金属矿区废弃地污染土壤为对照,采用方差分析和 Mantel 检验,分析不同配比下龙葵生长特性、重构土壤理化性质及不同基质材料对其影响关系,并通过土壤质量评价最小数据集和熵权 TOPSIS 综合评价法确定最优配比方案.结果表明:不同固废材料配比形成的重构土壤质地疏松,持水保墒能力强;有机质含量高,范围介于 39.01~70.03g/kg 之间;不同固废基重构土壤均能适应龙葵生长,生物量介于 0.11~3.18g/pot;基于叶绿素含量、株高、pH 值及 0.5~1mm 水稳性团聚体四项关键指标,构建了用于评价固废基重构土壤质量的最小数据集并通过熵权 TOPSIS 综合评价模型,对重构土壤的综合质量进行了系统分析,筛选出最佳固废组合配比方案,即粉煤灰、高炉渣、脱硫石膏、污泥和秸秆按 4:2:1:1:2 的质量比为最优组合.

**关键词:** 废弃地生态修复; 固体废弃物综合利用; 土壤重构; 综合评价体系

中图分类号: X705 文献标识码: A 文章编号: 1000-6923(2025)05-2608-12

**Research on soil reconstruction and growth response of *Solanum nigrum* based on fully solid waste materials.** MEI Zhen-ran<sup>1</sup>, ZHAO Zhong-qiu<sup>1,2,3\*</sup>, YANG Qiao<sup>2,4</sup>, HE Ying<sup>1</sup>, BAI Hang<sup>1</sup>, SHI Meng-chao<sup>1</sup> (1.School of Land Science and Technology, China University of Geosciences (Beijing), Beijing 100083, China; 2.Key Laboratory of Land Consolidation and Rehabilitation, Ministry of Natural Resources, Beijing 100035, China; 3.Technology Innovation Center for Ecological Restoration in Mining Areas, Ministry of Natural Resources, Beijing 100035, China; 4.Land Consolidation and Rehabilitation Center, Ministry of Natural Resources, Beijing 100035, China). *China Environmental Science*, 2025,45(5): 2608~2619

**Abstract:** In this study, fly ash, blast furnace slag, desulfurization gypsum, sludge, straw, and sawdust were utilized as raw materials. These materials were mixed at varying ratios, and *Solanum nigrum* was selected as the experimental plant for indoor pot trials. Farmland soil and contaminated soil from a metal mining wasteland were employed as controls. Variance analysis and Mantel tests were employed to analyze the effects of substrate ratios on *Solanum nigrum* growth characteristics, physicochemical properties of reconstructed soil, and relationships between substrate materials. A minimum dataset (MDS) for soil quality evaluation and entropy-weighted TOPSIS were applied to identify optimal substrate ratios. The results demonstrated that reconstructed soils formed by different solid waste ratios exhibited loose textures and enhanced water retention. Organic matter content was measured within a range of 39.01~70.03g/kg. All solid waste-based reconstructed soils were found to support *Solanum nigrum* growth, with biomass ranging from 0.11 to 3.18g/pot. A minimum dataset for soil quality assessment was established based on four critical indicators: chlorophyll content, plant height, pH, and water stability of 0.5~1mm aggregates. Subsequently, the entropy-weighted TOPSIS model was applied to systematically evaluate the comprehensive quality of the reconstructed soils. The optimal combination ratio, identified as fly ash : blast furnace slag : desulfurization gypsum : sludge : straw at a mass ratio of 4:2:1:1:2, demonstrated superior performance in both plant growth and soil functionality.

**Key words:** ecological restoration of waste land; comprehensive utilization of solid waste; soil reconstruction; comprehensive evaluation system

土壤重构是土地复垦的核心,重构土壤质量直接决定土地复垦状况<sup>[1]</sup>.表土是土壤重构过程中的首要选择,但矿区土壤发育不良等自然因素及采矿活动造成的排土场等废弃地导致许多矿区表土稀缺问题严重<sup>[2-3]</sup>.我国矿区多位于山区,普遍存在表土

资源短缺、生长基质贫瘠恶劣的问题,在表土稀缺矿区的土地复垦过程中,土壤重构问题最不容易解决,

收稿日期: 2024-10-11

基金项目: 国家重点研发计划项目(2020YFC1807604)

\* 责任作者, 教授, zqzhao@cugb.edu.cn

因此对于表土稀缺矿区土壤重构的实质在于人工构造并改良表层土壤,为植物定植提供先决条件。土壤重构过程中所用到的材料主要是开采前剥离的表土,但在没有足够的表土时,也会使用各类成土母质或固体废弃物,也称为“表土替代材料”或“新土源”等<sup>[4-6]</sup>。近年来,随着固体废物产量的持续增加,高效、清洁的固体废物处置技术逐渐成为研究的热点领域。许多固体废物因具有良好的物理性质或富含养分及有机质而广泛用于土壤改良,如粉煤灰、污泥、秸秆等多元固废的定向配比可通过协同增效作用实现土壤理化性质与生态功能的同步优化<sup>[7-9]</sup>。其作用机制包括通过有机-无机复合体形成改善土壤孔隙结构,增强保水保肥能力<sup>[10-11]</sup>;利用碱性材料(如粉煤灰)中和酸性土壤,促进 pH 值中性化<sup>[12]</sup>。在土壤重金属污染治理方面,粉煤灰、钢渣、污泥和秸秆等固体废物因具有丰富的孔隙结构和吸附特性也被广泛应用<sup>[13]</sup>。此外也有研究表明利用矿山和其他废弃物制备土壤(Technosol)进行矿山生态修复,能抵消高达 60%的二氧化碳排放<sup>[14]</sup>。尽管已有研究证实了大宗固废如粉煤灰、污泥和秸秆等材料对土壤理化性质的改善作用,并在矿山废弃地的植被恢复和生态系统固碳中展现出显著成效,但目前大部分研究侧重于固废的土壤改良功能,在实际应用中仍面临成本高、效果不稳定等问题,而且对于固废基重

构土壤的效果和机制研究仍显不足,特别是在重构土壤的改良效果与植物生长的相关性方面缺乏细致的分析和标准化评价。这种不足使得固废基重构土壤的生态修复潜力未能得到系统验证,也制约了其在更大范围内的推广应用。

因此本文针对矿山废弃地生态修复过程中表土严重破坏扰动、生长基质极端贫瘠恶劣等影响植物生长的主要限制因素,从大宗固体废物资源化利用出发,充分利用固体废弃物的成本低廉性、资源价值可利用性,根据自然土壤的理化性质,研究不同固体废物的搭配组合在土壤理化性质以及先锋植物的生物量、抗逆性等生物指标上与自然土壤的拟合度,探索不同基质材料对重构土壤理化性质和植物生长的相关性,并通过主成分分析、相关性分析筛选土壤质量评价最小数据集,通过熵权 TOPSIS 综合评价法确定最优配比方案。本文旨在降低矿区废弃地生态修复的经济和时间成本,同时解决粉煤灰、秸秆等工农业大宗固体废物堆置造成的环境问题,为如何将安全高效处理处置固体废物和低成本环境友好型解决表土稀缺问题提供更多新的选择。

## 1 材料与方法

### 1.1 试验材料

表 1 不同材料的重金属含量及理化性质

Table 1 Heavy metal content and physical and chemical properties of different materials

材料	pH 值	铅	汞	铬	镉	镍	锡	锑	铜									
		(mg/kg)									MgO	CaO	Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	SiO <sub>2</sub>	Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	TC	TN	TK
											(%)							
FA	10.03	12.0	0.54	46.54	0.14	12.04	4.99	0.28	13.61	0.34	2.59	10.04	51.85	2.29	-	-	-	-
BFS	8.95	5.84	0.01	16.82	0.03	2.84	2.19	0.27	8.32	0.74	30.50	0.92	0.15	0.22	-	-	-	-
DG	8.43	4.66	1.41	14.03	0.09	3.56	0.98	0.76	2.95	9.70	34.93	11.77	35.70	0.46	-	-	-	-
SS	7.58	13.70	5.12	42.10	0.55	20.80	7.64	0.37	86.60	-	-	-	-	-	58.61	1.78	0.16	2.49
SA	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	43.22	5.61	0.22	0.04
ST	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	60.63	0.92	1.38	0.37

注:表中“-”表示未检测,“%”为干基质量百分比。

试验材料包括粉煤灰(FA)、高炉渣(BFS)、脱硫石膏(DG)、杨树锯末(SA)、城市污泥(SS)和稻草秸秆(ST),其中粉煤灰、高炉渣和脱硫石膏来自略图精细化工(河北)有限公司;杨树锯末、稻草秸秆(以下简称锯末、秸秆)来自鱼台县佳垚农产品有限公司,经风干后用大型磨粉机磨碎至 2mm 粉末状备用;污泥来自北京某污泥处置分公司,经过 50~60℃ 条件下条

垛式堆肥处理后自然脱水,约 25~30d 有效去除病原体、寄生虫卵和杂草种子后腐熟成为干污泥。不同材料的重金属含量和理化性质见表 1。试供土壤样本中,农用土壤(CK)采集自北京市顺义区某农用地 0~20cm 的耕层土壤,土壤质地为壤土;金属尾矿废弃地土壤(DBS)采集自广东省某金属矿区尾矿废弃地 0~20cm 土壤,土壤质地为黏土,其中 As 含量为

1910.85mg/kg, Pb 含量 5080.5mg/kg, 有机质含量较低, 为 8.75g/kg. 土壤样本采集回来后自然风干, 然后磨碎, 过 2mm 筛备用.

龙葵种子选用山东寿光欣欣园艺公司生产的紫黑色龙葵种子, 其纯度 $\geq 98.0\%$ , 发芽率 $\geq 85\%$ , 水分 $\leq 7.0\%$ . 龙葵种子先经过 10%  $H_2O_2$  溶液消毒 20min, 之后用去离子水冲洗 3 遍, 然后温水浸泡 12h, 最后用湿毛巾包起来置于 25℃ 以上催芽, 待种子发芽后播种至重构土壤中.

## 1.2 实验设计

试验于中国地质大学(北京)校内温室花房(109°47'05.04"E, 39°32'59.21"N)内进行, 整个试验周期为 150d. 按照不同配比进行盆栽实验, 试验共 14 个处理, 每个处理重复 3 次, 配比如表 2 所示. 选择内径为 15cm, 底径 11.5cm, 高度 18cm 的花盆, 每个花盆共计装 1kg 材料, 百分比按照质量换算. 试验过程中, 为确保配比的均匀度, 采用的混合方式为: 将各个材料依次称量倒在铺好的塑料布上, 之后将材料自下而上翻动, 重复多次使得材料混合均匀. 选用农用土壤(CK)和金属矿废弃地土壤(DBS)进行对照实验. 每个处理均设置 3 个重复, 在每个盆在上进行编号处理, 随机区组排列. 混合均匀装盆后, 定期浇水, 经过干湿交替, 老化培养.

表 2 混合盆栽试验方案  
Table 2 Mixed pot trial program

组别	FA	BFS	DG	SS	SA	ST
C1	50	10	10	20	10	-
C2	40	20	10	20	10	-
C3	30	30	10	20	10	-
C4	20	40	10	20	10	-
C5	15	35	20	20	10	-
C6	25	25	20	20	10	-
C7	35	15	20	20	10	-
T1	50	10	10	10	-	20
T2	40	20	10	10	-	20
T3	30	30	10	10	-	20
T4	20	40	10	10	-	20
T5	15	35	20	10	-	20
T6	25	25	20	10	-	20
T7	35	15	20	10	-	20

注: 表中“-”表示未添加.

选择龙葵作为实验植物, 重构土壤老化 60d 后, 开展龙葵盆栽试验. 每盆放 5 粒催芽萌发种子, 选择长势较好的 1 株幼苗进行培育. 采用称重法进行水

分管理, 保证田间持水量的 25% 左右, 龙葵生长周期为 90d.

## 1.3 测定项目与方法

1.3.1 土壤样品采集和测定 重构土壤土样利用 100cm<sup>3</sup> 体积的环刀采取, 用于测定土壤容重、饱和含水量、毛管持水量及田间持水量. 另分别采集两份土样, 一部分土样风干后剔除杂物过 2mm 筛, 用于分析重构土壤有机质、碱解氮、有效磷、速效钾; 另一部分土样用于分析土壤颗粒组成和 pH 值. 土壤颗粒组成采用 MicrotracS3500 激光粒度分析仪测定, 土壤容重、饱和含水量、毛管持水量及渗透性采用环刀法测定, 土壤水稳性团聚体采用湿筛法测定<sup>[15]</sup>. 重构土壤有机质采用重铬酸钾容量法测定, 碱解氮采用碱解扩散法测定, 有效磷采用  $NaHCO_3$  浸提-钼锑抗比色法测定, 速效钾采用  $NH_4OAc$  浸提-火焰光度计法测定, 土壤 pH 值采用 pH 计(水土比 2.5:1)测定<sup>[16]</sup>.

1.3.2 植物样品采集和测定 叶片的 SPAD 值采用 SPAD-502 型便携式叶绿素仪测定; 株高采用直尺测量其自然高度; 90d 收获时用剪刀将出土点剪断, 分为地上部和地下部. 地上部和地下部取出后, 用清水洗净表面, 而后用去离子水冲洗, 并用吸水纸吸干表面水分, 测定鲜重. 随后将植株样本放入烘箱, 65℃ 烘干, 室温下回潮, 105℃ 杀青 30min, 调温至 70℃, 烘干至恒重, 获得地上部分生物量. 根系及叶片用水洗净后先扫描成 TIF 图像文件, 然后用 WinRHIZO 软件处理, 分析叶面积、根长等指标. 采用试剂盒(南京建成生物工程研究所, 南京, 中国)测定植物超氧化物歧化酶(SOD)活性、过氧化物酶(POD)活性和过氧化氢酶活性(CAT).

## 1.4 重构土壤质量评价

1.4.1 最小数据集构建 对选取的指标进行主成分分析, 选取特征值大于 1 的主成分, 将在同一主成分上因子载荷大于 0.5 的指标归为一组. 如果某种指标的因子载荷在不同的主成分中都大于 0.5, 则需对其进行相关性分析, 将其归并到与其它指标相关性较低的一组. 分组后, 确定每组中指标之间的相关性, 如果某种指标与该组中其它指标之间的相关系数都小于 0.3, 说明其它指标均不能代表该指标中所包含的土壤质量信息, 将该指标从该组中分离出来独立形成一组. 各组 Norm 值在最高总分值 10% 范围内的指标被选中, 进一步对选中的指标进行相关分析,

指标之间的相关系数大于 0.5,选择 Norm 值最高的指标进入最小数据集(MDS),指标之间的相关系数小于 0.3,将这些指标都选入 MDS<sup>[17]</sup>。

其中,Norm 值越大,表示该指标对所有主成分的综合载荷越大,该指标承载的土壤质量信息就越大.Norm 值的计算公式如下:

$$N_{ik} = \sqrt{\sum_{i=1}^k (u_{ik}^2 e_i)} \quad (1)$$

式中: $N_{ik}$  为第  $i$  个指标在特征值大于 1 的前  $k$  个主成分的 Norm 值; $u_{ik}$  为第  $i$  个指标在第  $k$  个主成分上的

因子载荷; $e_k$  为第  $k$  个主成分的特征值。

1.4.2 基于熵权的 TOPSIS 综合模型构建 熵权法能够消除主观因素的影响,是一种根据评价指标反馈的信息量来确定指标权重的方法,熵值越小权重越大.TOPSIS 模型是 C.L.Hwang 和 K.Yoon 于 1981 年首次提出,又叫做“逼近理想解排序法”其根据评价对象与理想化目标的接近程度进行排序,是一种距离综合评价方法<sup>[18]</sup>。本研究运用熵权 TOPSIS 法对不同材料配比的重构土壤进行综合评价研究,具体步骤如表 3。

表 3 基于熵权 TOPSIS 法的评价步骤  
Table 3 Evaluation steps based on entropy weight TOPSIS method

步骤	公式	含义
(1)构建评价矩阵	$A = (x_{ij})_{m \times n}$	$x_{ij}$ 是初始矩阵中的值( $i=1, \dots, m; j=1, \dots, n$ )
(2)数据标准化	$z_i = x_{ij} / \sqrt{\sum_{i=1}^n x_{ij}^2}$	$x_{ij}$ 是原矩阵的指标值; $z_i$ 为标准化处理后的指标值。
(3)计算第 $j$ 项指标下第 $i$ 个方案的值占该指标的比重	$P_{ij} = z_i / \sum_{i=1}^m z_i, (j = 1, 2, \dots, m)$	计算第 $j$ 项指标下第 $i$ 个方案的值占该指标的比重 $P_{ij}$
(4)计算各项指标熵值	$E_j = -\frac{1}{\ln n} \sum_{i=1}^m z_i, (j = 1, 2, \dots, m)$	计算各项指标熵值 $E_j$ , 当 $P_{ij}=0$ 时, $P_{ij} \ln P_{ij}=0$ ,
(5)计算各指标的权重	$W_j = \frac{1 - E_j}{\sum_{j=1}^m 1 - E_j}$	计算各指标的权重 $W_j$
(6)构建评价指标加权规范化矩阵	$(Z_{ij})_{mn} = \begin{pmatrix} w_1 \cdot z_{11} & \dots & w_n \cdot z_{1m} \\ \vdots & \ddots & \vdots \\ w_1 \cdot z_{n1} & \dots & w_m \cdot z_{nm} \end{pmatrix}$	$W$ 为熵权法构建的权重向量; $Z_{ij}$ 为第 $i$ 个对象的第 $j$ 个指标经加权规范化后的指标值
(7)利用 TOPSIS 法确定正、负理想解	$Z_j^+ = (Z_{1j}^+, Z_{2j}^+, \dots, Z_{mj}^+)$ $= (\max \{z_{11}, \dots, z_{n1}\}, \dots, \max \{z_{1m}, \dots, z_{nm}\})$ $Z_j^- = (Z_{1j}^-, Z_{2j}^-, \dots, Z_{mj}^-)$ $= (\min \{z_{11}, \dots, z_{n1}\}, \dots, \min \{z_{1m}, \dots, z_{nm}\})$	$Z_j^+, Z_j^-$ 分别表示第 $j$ 个指标在第 $i$ 个对象取得的最偏好方案值和最不偏好方案值
(8)使用欧式距离计算评价对象与正、负理想解的距离	$D_i^+ = \sqrt{\sum_{j=1}^m (z_{ij}^+ - z_{ij}^+)^2}$ $D_i^- = \sqrt{\sum_{j=1}^m (z_{ij}^- - z_{ij}^-)^2}$	$D_i^+$ 表示第 $j$ 个指标与正理想解 $Z_j^+$ 的距离, $D_i^-$ 表示第 $j$ 个指标与负理想解 $Z_j^-$ 的距离
(9)计算相对贴近度	$S_i = \frac{D_i^-}{D_i^+ + D_i^-}$	式中相对贴近度 $S_i$ 表示所评价对象与理想状态的差距,其值介于 0~1 之间

1.5 数据处理

试验数据利用 Microsoft Excel 2021 软件进行数据归纳整理和作图,采用 SPSS 软件进行主成分分析和单因素方差分析,不同处理间采用 Duncan 法检验各处理平均数在  $P < 0.05$  水平的差异显著性,利用

Pearson 相关分析检验生物量与土壤性质指标间的相关性,用 R 4.3.3 做 Mantel 检验并制图。

2 结果与分析

2.1 不同材料配比下重构土壤理化性质

2.1.1 重构土壤物理性质 不同重构土壤物理性质见表 4.其中各材料配比处理容重在  $0.82\sim 1.00\text{g}/\text{cm}^3$ 与对照处理的农用地土壤(CK)和金属矿废弃地土壤(DBS)相比,不同材料配比下重构土壤的容重显著降低,其中 C6 处理容重最小,较 CK 处理下降了 41.84%,但各组间土壤容重差异不显著.不同配比处理下重构土壤的饱和含水量和毛管持水量较 CK 组显著提高,分别提高 98.88%~196.93%和 147.56%~266.81%,其中 T4 处理的饱和含水量和 T5 处理的毛管持水量最高,较 CK 组分别提高 196.93%和 266.81%.当脱硫石膏质量比为 10%和 20%时,C 组饱和含水量差异均不显著且当脱硫石膏质量比为 10%,T 组毛管持水量差异不显著.在土壤渗透性方面,重构土壤渗透性显著低于 CK,但组内不同配比无显著差异.由此可见,以全固废材料重构土壤使得土壤容重显著降低,保水储水能力显著提高,能够为

龙葵生长发育提供良好环境.

土壤团聚体作为土壤结构的基本单元,常被作为评价土壤抗蚀能力的重要指标,对土壤的孔隙性、持水性、渗透性和抗蚀性有极大影响,其稳定性是决定土壤抗侵蚀能力和退化速率的重要因素.不同配比的重构土壤水稳性团聚体含量显著高于对照组,其中 1~2、2~5、>5mm 的水稳性团聚体含量较对照组最为显著.同时,T、C 组内>5mm 的水稳性团聚体含量差异也较为显著,当脱硫石膏添加 10%时,T 组>5mm 含量随高炉渣增加和粉煤灰的减少而显著降低,C 组则呈相应增加趋势;当脱硫石膏添加 20%时,T、C 组>5mm 含量随高炉渣增加和粉煤灰的减少而增加.此外,当脱硫石膏的比例为 20%时,T 组重构土壤 0.5~1、1~2、2~5mm 以及当脱硫石膏的比例为 10%时,T 组 2~5mm 和 C 组 0.5~1mm 含量差异均不显著.

表 4 不同配比下重构土壤物理性质

Table 4 Reconstructed soil physical properties at different ratios

编号	容重 ( $\text{g}/\text{cm}^3$ )	饱和含水量 (%)	毛管持水量 (%)	渗透性 $K_{10}$ (mm/min)	水稳性团聚体(%)				
					0.2~0.5mm	0.5~1mm	1~2mm	2~5mm	>5mm
CK	1.41±0.04a	29.40±0.28e	15.79±0.28c	0.71±0.04a	6.90±0.19d	5.94±0.20f	1.26±0.05e	0.94±0.04c	1.76±0.05g
DBS	1.50±0.02a	28.25±1.91e	16.28±0.48c	0.14±0.01c	12.25±0.59a	12.55±0.52a	13.45±0.78ab	9.55±0.88b	3.65±0.51g
T1	0.92±0.09b	80.43±2.82bcd	49.23±0.33ab	0.17±0.03bc	5.86±0.71e	6.39±0.51ef	14.32±1.18a	19.11±0.69a	40.10±2.07a
T2	0.95±0.04b	83.66±2.82abc	50.31±1.97ab	0.20±0.01b	5.88±0.58e	7.04±0.22de	11.83±0.44bc	20.54±2.63a	31.02±0.31d
T3	0.91±0.07b	85.75±5.06ab	51.64±1.06ab	0.16±0.02bc	6.53±0.13de	8.56±0.65c	10.72±1.63cd	20.92±0.30a	26.78±0.76e
T4	0.94±0.06b	87.30±0.32a	53.69±0.28a	0.20±0.02b	7.23±0.22bcd	10.92±0.31b	9.52±0.22d	20.96±1.05a	24.68±1.78f
T5	1.00±0.07b	82.71±3.79abc	53.92±2.36a	0.22±0.03b	7.14±0.09cd	7.73±0.25cd	10.61±0.82cd	20.33±0.73a	37.33±1.54b
T6	0.92±0.05b	79.33±0.74cd	49.33±1.29ab	0.16±0.06bc	7.74±0.47bc	7.76±1.39cd	11.12±1.82cd	20.67±2.65a	34.97±1.07c
T7	0.91±0.07b	75.47±4.65d	48.59±6.60b	0.18±0.05bc	7.98±0.23b	7.47±0.19cd	11.07±0.43cd	20.76±0.28a	27.09±1.06e
CK	1.41±0.04a	29.40±0.28d	15.79±0.28e	0.71±0.04a	6.90±0.19g	5.94±0.20e	1.26±0.05f	0.94±0.04e	1.76±0.05g
DBS	1.50±0.02a	28.25±1.91d	16.28±0.48e	0.14±0.01bc	12.25±0.59a	12.55±0.52a	13.45±0.78bc	9.55±0.88d	3.65±0.51f
C1	0.93±0.07b	61.63±2.16abc	40.59±0.78cd	0.15±0.02bc	9.36±0.39b	8.84±0.29cd	11.08±0.61e	15.47±0.66c	14.95±0.61cde
C2	0.88±0.05b	62.33±0.48ab	44.24±1.66ab	0.12±0.02c	8.92±0.27bc	8.52±0.4cd	12.47±0.61cd	20.32±1.01ab	15.93±0.48bc
C3	0.92±0.09b	64.22±1.00a	44.71±1.72ab	0.13±0.01c	7.92±0.30de	8.47±0.82cd	14.05±0.85b	22.24±1.26a	16.57±1.07b
C4	0.91±0.07b	64.77±3.11a	46.60±1.64a	0.17±0.02b	6.36±0.24g	8.19±0.26d	15.52±0.72a	22.35±0.62a	17.86±0.54a
C5	0.84±0.06b	61.68±0.98abc	43.29±0.28bc	0.13±0.03c	6.40±0.27g	8.63±0.22cd	11.78±0.47de	19.13±2.67b	15.56±0.89bcd
C6	0.82±0.04b	59.71±0.31bc	40.72±3.86cd	0.14±0.01bc	7.58±0.22ef	9.18±0.70c	14.14±0.30b	19.41±0.71b	14.34±0.31de
C7	0.86±0.03b	58.47±3.75c	39.09±1.14d	0.14±0.01bc	8.40±0.93cd	11.24±0.50b	15.35±0.50a	22.40±0.31a	14.15±1.15e

注:数据为平均值±标准偏差( $n=3$ ),不同字母表示同组处理间土壤物理性质指标具有显著差异( $P<0.05$ ), $K_{10}$ 是10℃时的渗透系数,mm/min.

通过分析不同配比下重构土壤的颗粒组成(表 5)可知,除 T5、C5 外重构土壤基本以粉(砂)壤土为主,与农田土壤(CK)相比,0.05~0.002mm 和 <0.002mm 的颗粒显著提高.这可能是因为重构土壤

老化时间不足,秸秆、锯末未充分与其他无机材料反应,使得重构土壤样本过 2mm 筛时,秸秆、锯末和其他无机材料分离而造成的现象.T 组中当脱硫石膏占比分别为 10%和 20%时,不同配比的重构土壤在

各颗粒组成间均无显著差异.C 组中,当脱硫石膏占比分别为 10%和 20%时,重构土壤的 0.05~0.002 和 <0.002 的颗粒占比分别随着高炉渣减少、粉煤灰的增加而对应的呈现出增加和减少的趋势;当脱硫石膏占比为 20%时,则对应呈现减少和增加的趋势.

**2.1.2 重构土壤化学性质** 不同材料配比的重构土壤化学性质如图 1 所示.不同重构土壤的 pH 值在 8.5~9.32 之间,呈弱碱性,较对照组显著提高但各组间差异不显著.

在土壤养分方面,重构土壤养分含量显著优于尾矿库土壤(DBS);且 T、C 组配比的有机质均显著优于农田土壤(CK),其中 T5 组的有机质含量最高,相较于 CK 处理增加了 133.98%,但在有效磷、碱解氮和速效钾含量上低于对照组 CK.此外,T2、T3、T4 处理在水解氮含量方面与 CK 无显著差异.T、C 组内养分含量差异显著,当脱硫石膏占比分别为 10%时,有机质、水解氮、有效磷、速效钾含量在各组内均呈现出随着高炉渣增加、粉煤灰的减少而呈现出增加的趋势;当脱硫石膏占比 20%时,则相应呈现减少的趋势.

表 5 不同配比下重构土壤的颗粒组成

Table 5 Particle composition of reconstituted soil with different ratios

组别	颗粒组成(%)			土壤质地
	0.05~2mm	0.002~0.05mm	<0.002mm	
CK	47.44±2.33a	45.28±1.07d	7.28±1.29e	壤土
DBS	7.06±0.08b	51.58±0.24cd	41.36±0.20a	(砂)质黏土
T1	7.21±3.05b	70.59±8.62ab	22.20±8.55bcd	粉(砂)壤土
T2	8.67±6.78b	71.72±12.65ab	19.61±6.10cd	粉(砂)壤土
T3	8.50±2.42b	73.72±7.33ab	17.78±6.16cd	粉(砂)壤土
T4	7.98±4.38b	78.51±9.91a	13.51±6.02de	粉(砂)壤土
T5	6.38±2.53b	69.58±2.38ab	24.04±2.54bc	粉(砂)质黏壤土
T6	12.11±3.15b	61.36±6.24bc	26.53±4.47bc	粉(砂)壤土
T7	5.56±2.93b	63.29±1.92bc	31.15±1.62b	粉(砂)壤土
CK	47.44±2.33a	45.28±1.07e	7.28±1.29e	壤土
DBS	7.06±0.08b	51.58±0.24de	41.36±0.21a	(砂)质黏土
C1	9.03±0.72b	81.11±2.75a	9.86±3.43de	粉(砂)土
C2	8.58±1.82b	74.31±8.36abc	17.12±8.74cd	粉(砂)壤土
C3	5.79±2.91b	67.11±1.83c	27.10±4.70bc	粉(砂)壤土
C4	5.72±1.45b	67.07±9.87c	27.21±8.44bc	粉(砂)壤土
C5	5.40±3.71b	77.12±3.03ab	17.48±6.63cd	粉(砂)质黏壤土
C6	7.42±2.17b	68.84±5.7bc	23.74±4.46c	粉(砂)壤土
C7	7.81±2.29b	57.39±1.55d	34.80±3.84ab	粉(砂)壤土

注:数据为平均值±标准偏差(n=3),不同字母表示同组处理间土壤颗粒组成具有显著差异(P< 0.05).

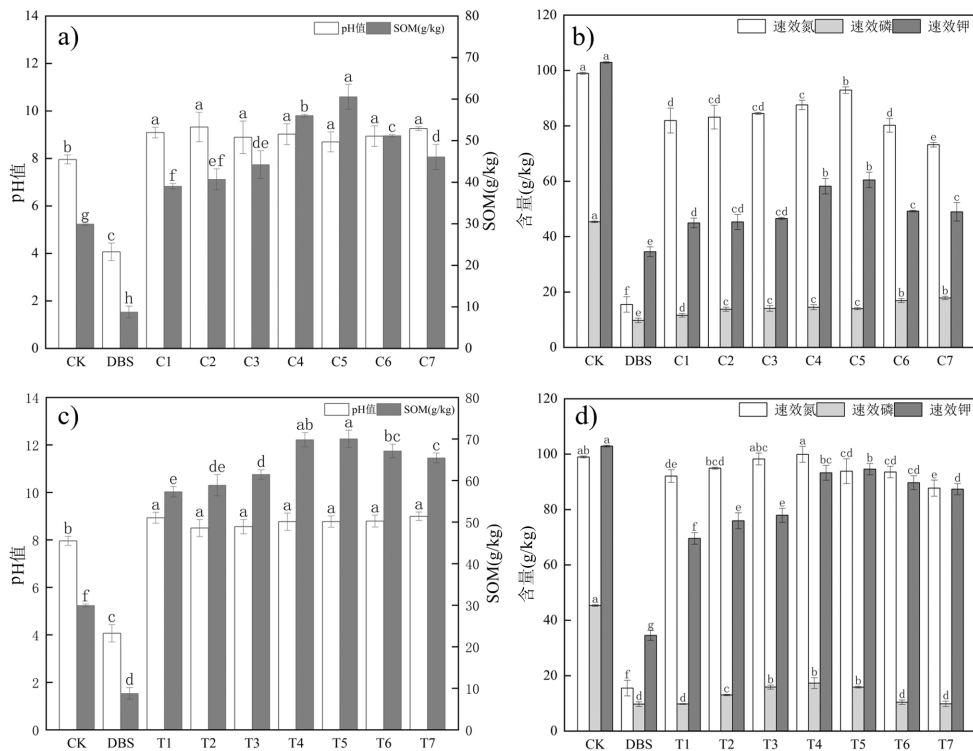


图 1 重构土壤化学性质

Fig.1 Reconstructed soil chemical properties

不同字母表示同组处理间土壤 pH 值和养分含量组成具有显著差异(P<0.05)

## 2.2 不同重构土壤对龙葵生长指标的影响

结果表明,以金属矿废弃地土壤为对照的处理(DBS)不能为龙葵生长提供必要条件,但不同固废材料配比的重构土壤均能够适应龙葵的生长,通过分析不同重构土壤对龙葵生长指标的影响(表 6)可知,T2、T4 处理的株高、叶面积和生物量指标显著优于 CK 处理,其中 T2 处理的株高和叶面积、T4 处理的生物量达到最大值,较 CK 分别提高了 18.58%、62.19%和 41.51%。C 组重构土壤龙葵的根长、株高、生物量、叶面积和叶绿素指标值均随着高炉渣的增加和粉煤灰的降低而增加,龙葵的抗逆性指标除 C5、C6、C7 的 SOD 指标差异不显著外,但 CAT 和 POD 指标随着高炉渣的增

加和粉煤灰的降低而降低。此外,T 组 T1-T4 的 CAT、SOD、POD 活性均随高炉渣比例增加而提高,这可能是高炉渣通过提供钙镁离子改善了土壤结构和矿物养分供给,从而减轻了污泥所带来的盐胁迫对植物的影响<sup>[19-20]</sup>。这说明利用粉煤灰、高炉渣、脱硫石膏、污泥、秸秆或锯末 6 种材料混合得到的重构土壤能够优化土壤质量,增强植物抗氧化能力,但要求这些材料以一定的比例进行混合,从方差分析结果来看,重构土壤中的秸秆和脱硫石膏用量是影响龙葵生长状况的关键变量。从植物生物量来看,当粉煤灰、高炉渣、脱硫石膏、污泥、秸秆按 4(2):2(4):1:1:2 混合得到的重构土壤,较为适合龙葵生长。

表 6 不同配比下龙葵生长指标  
Table 6 Growth indexes of Lobelia under different ratios

组别	株高(cm)	根长(cm)	生物量(g)	叶面积(cm <sup>2</sup> )	叶绿素(SPAD)	CAT(U/g)	SOD(U/g)	POD(U/g)
CK	66.85±1.65c	11.03±0.49a	1.86±0.41b	38.88±2.82c	35.96±0.79c	124.32±10.26e	637.80±41.3e	98.21±9.9e
DBS	0±0g	0±0g	0±0e	0±0g	0±0e	0±0f	0±0f	0±0f
T1	25.63±3.17f	2.71±0.36f	1.19±0.04c	10.61±1.59f	25.81±2.52d	132.11±12.15e	881.41±52.44d	316.62±4.57c
T2	79.27±1.92a	8.16±0.63c	3.11±0.22a	63.06±2.05a	39.21±0.36b	179.11±16.57d	963.25±78.67cd	330.41±25.21bc
T3	44.82±3.41e	5.42±0.45e	1.56±0.06b	32.39±1.61d	34.44±1.69c	236.09±14.38c	1049.55±32.11abc	376.26±28.51a
T4	74.34±3.38b	9.55±0.48b	3.18±0.39a	54.15±2.62b	45.89±1.79a	288.98±27.10ab	1111.80±92.79ab	389.07±44.19a
T5	53.83±3.52d	9.31±0.50b	1.74±0.17b	34.77±1.64d	39.60±0.43b	322.51±31.54a	863.10±22.52d	273.68±11.99d
T6	42.71±2.18e	7.45±0.55c	0.80±0.02d	20.82±1.2e	36.15±2.48c	270.89±29.79b	1030.78±56.76bc	386.48±30.76a
T7	27.06±1.47f	6.52±0.12d	0.45±0.13d	11.85±1.31f	34.18±0.77c	206.54±15.79cd	1143.05±67.35a	368.22±20.64ab
CK	66.85±1.65a	11.03±0.49a	1.86±0.41a	38.88±2.82a	35.96±0.79a	124.32±10.26d	637.8±41.30c	98.21±9.90d
DBS	0±0g	0±0f	0±0d	0±0f	0±0e	0±0e	0±0d	0±0e
C1	17.48±1.13e	2.64±0.24e	0.11±0.01d	3.54±0.06e	24.58±1.93d	777.87±113.72a	1036.43±39.68a	412.82±45.20a
C2	18.86±1.65e	3.43±0.38d	0.18±0.03d	5.81±0.15d	25.43±0.57d	746.66±50.77a	986.96±68.21ab	333.56±11.87b
C3	19.14±3.19e	3.99±0.45cd	0.25±0.03cd	6.10±0.57d	30.95±1.15c	565.64±52.64b	980.85±22.64ab	310.37±17.15bc
C4	33.34±2.84c	4.35±0.44c	0.48±0.04bc	13.16±1.45c	31.82±1.41c	532.87±62.58bc	942.72±77.43b	289.74±33.35c
C5	41.71±1.60b	5.37±0.44b	0.63±0.04b	17.03±0.75b	33.78±1.43b	528.91±48.48bc	998.6±62.37ab	312.14±18.00bc
C6	23.77±1.96d	4.26±0.58c	0.25±0.01cd	6.37±0.26d	25.56±0.49d	462.28±11.80c	956.78±29.90ab	405.75±24.50a
C7	13.57±1.96f	2.46±0.11e	0.14±0.01d	3.59±0.34e	24.15±1.00d	609.73±30.61b	940.59±40.06b	415.17±12.75a

注:数据为平均值±标准偏差(n=3),不同字母表示同组处理间植物指标具有显著差异(P<0.05)。

## 2.3 土壤、植物与重构土壤材料相关分析

将重构土壤材料按基质划分为无机材料(粉煤灰、高炉渣和脱硫石膏)和有机材料(污泥、锯末和秸秆)分别与重构土壤理化性质和植物生长因子进行 Mantel 检验,分析了重构土壤材料矩阵与土壤、植物因子矩阵的相关性,明确了影响土壤理化性质和植物生长的材料因子(图 2)。相关系数越大,Mantel 检验的 P 值越小,说明材料对土壤理化性质和植物生长的影响越大。

如图 2 所示,有机材料对重构土壤理化性质和植物生长的影响相较于无机材料更为显著,在重构土壤理化性质方面,有机材料对水解氮、有机质、容重、饱和含水量、毛管持水量、渗透性和>5mm 的水稳性团聚体含量均显著相关;在植物生长指标方面,有机材料对植物生物量,CAT,根长和叶面积呈显著相关。土壤理化性质与植物生长指标相关性分析表明,在本项研究中重构土壤 pH 值、容重和 2~5mm 水稳性团聚体含量与植物生长的株高、根长和叶面积无显著性关系;

同时,重构土壤、pH 值、容重、2~5mm 和 0.5~1mm 的水稳性团聚体重量与植物生物量无显著关系。

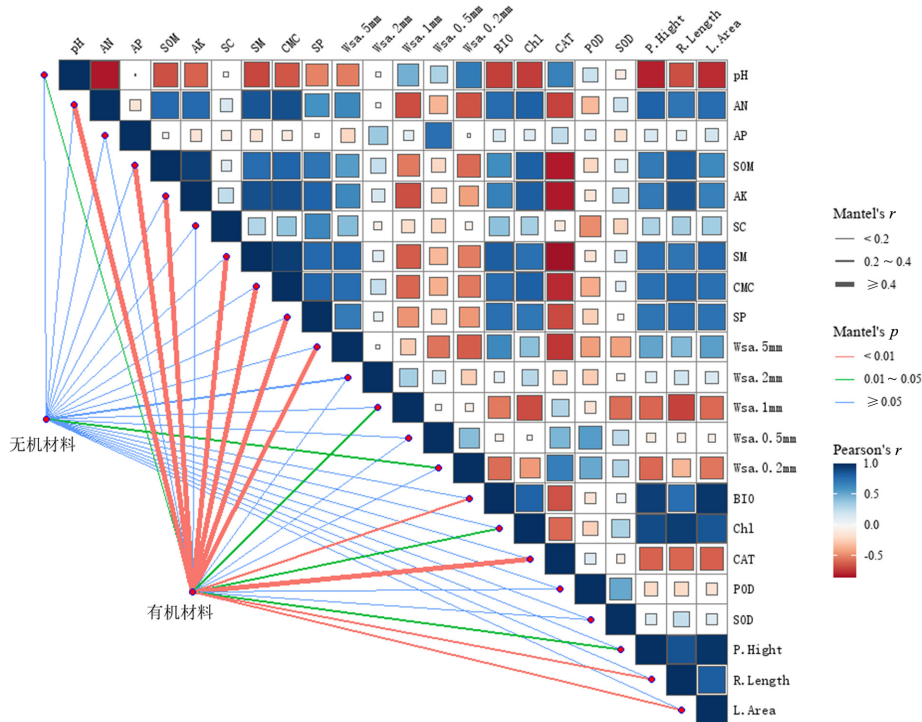


图 2 不同基质材料与土壤理化性质及植物生长因素相关性分析

Fig.2 Correlation analysis of different substrate materials with soil physicochemical properties and plant growth factors

2.4 不同重构土壤生态修复效果评价

2.4.1 基于指标数据集的指标筛选 在进行主成分分析前进行 KMO 抽样 Bartlett 球形度检验,其中 KMO=0.803>0.5,sig<0.01,说明可以基于选定的指标进行主成分分析.特征值大于 1 的 4 个主成分累

积方差解释率为 91.293%,方差解释率分别是 44.829%,31.266%,10.416%,4.782%.证明在本次分析选取的主成分可解释原始理化指标的大部分信息,用于不同材料配比下重构土壤综合评价的结果是可行的。

表 7 MDS 及权重确定  
Table 7 MDS and weight determination

指标	组别	主成分				Norm 值	最小数据集	熵值	权重
		1	2	3	4				
叶绿素	1	0.925	0.262	-0.111	0.144	2.995	进入	0.970	0.023
有机质	1	0.923	-0.189	0.160	-0.037	2.950			
水解氮	1	0.911	0.169	-0.327	-0.073	2.939			
毛管持水量	1	0.819	-0.493	0.210	0.001	2.896			
饱和含水率	1	0.852	-0.346	0.340	-0.010	2.871			
SOD	1	0.829	-0.349	-0.346	0.078	2.809			
根长	1	0.660	0.679	-0.014	0.126	2.734			
容重	1	-0.625	0.696	0.227	-0.034	2.703			
速效钾	1	0.655	0.640	0.152	-0.118	2.667			
0.2~0.5mm	1	-0.815	-0.162	0.114	0.222	2.61			
生物量	1	0.612	0.561	0.382	0.272	2.504			
>5mm	1	0.727	-0.237	0.465	-0.358	2.497			
株高	2	0.694	0.624	0.156	0.237	2.747	进入	0.927	0.493
2~5mm	2	0.525	-0.773	0.165	0.096	2.627			

续表 7

指标	组别	主成分				Norm 值	最小数据集	熵值	权重
		1	2	3	4				
POD	2	0.655	-0.591	-0.239	0.165	2.606			
叶面积	2	0.623	0.594	0.322	0.311	2.567			
渗透性	2	0.009	0.921	-0.314	-0.104	2.465			
1~2mm	2	-0.140	-0.870	0.235	-0.037	2.35			
有效磷	2	-0.019	0.813	-0.495	0.100	2.263			
pH 值	3	0.743	-0.319	-0.527	-0.038	2.605	进入	0.962	0.258
CAT	3	0.046	-0.587	-0.677	0.284	1.877			
0.5~1mm	4	-0.520	-0.329	0.267	0.665	2.010	进入	0.993	0.046
特征值		10.130	6.471	2.393	1.044				
方差贡献率(%)		46.046	29.412	10.876	4.744				
累计贡献率(%)		46.046	75.458	86.335	91.078				

依照前述方法,将 22 个土壤和植物指标分为 4 组,如表 7 所示,叶绿素、有机质、水解氮、毛管持水量、饱和含水率、SOD、根长、容重、速效钾、0.2~0.5mm、生物量、>5mm 为第一组,株高、2~5mm、POD、叶面积、渗透性、1~2mm、有效磷为第二组,pH 和 CAT 为第三组,0.5~1mm 独立为第四组,进一步依照上述方法,第一组叶绿素、第二组株高、第三组 pH 值和第四组 0.5~1mm 指标进入 MDS。这些指标中,叶绿素和株高是植物生长的重要指标,其中叶绿素是植物进行光合作用必要的催化剂,对植物抗氧化活性等具有重要影响;pH 值和粒径 0.5~1mm 的水稳性大团聚体是评价土壤质量的重要指标,能够直接影响植物生长以及土壤结构、形状和肥力。

**2.4.2 效果评价** 基于最小数据集筛选的结果,计算每个指标与正理想解和负理想解之间的欧式距离  $D^+$  和  $D^-$ ,以及与最优解的接近度  $S_i$ ,并按  $S_i$  进行排序得到各配比方案的最终得分和排序(表 8)。在不同固废配比的重构土壤中,T 组得分在 0.379~0.881 之间整体上高于 C 组 0.246~0.559,其中 T2、T4 以及 CK 处理得分均大于 0.8,T2 得分略高于 CK,T4 次之,DBS 处理分值最低仅为 0.031。对于不同配比的重构土壤,当粉煤灰、高炉渣和脱硫石膏比例一定时,“污泥+秸秆”组合效果通常优于“污泥+锯末”,这表明秸秆在重构土壤结构形成,肥力释放和持水供水能力上更有效。同时,综合评价得分也从侧面验证了利用固体废弃物资源特性,按照不同比例配置重构土壤用于表土稀缺区生态修复具有一定可行性。结合重构土壤理化指标、龙葵生长数据以及不同配比方案的综合评价,结果表明 T2 处理能够形成稳定的土壤结构,为植物定植建立良好的土壤环境。

表 8 不同配比下重构土壤方案评价结果

Table 8 Evaluation results of reconfigured soil program with different ratios

组别	正理想解距离 $D^+$	负理想解距离 $D^-$	相对接近度 $S_i$	排序
T1	0.169	0.103	0.379	10
T2	0.034	0.252	0.881	1
T3	0.107	0.162	0.601	5
T4	0.049	0.237	0.828	3
T5	0.088	0.181	0.672	4
T6	0.118	0.152	0.563	6
T7	0.164	0.11	0.401	9
C1	0.194	0.081	0.294	13
C2	0.195	0.077	0.282	14
C3	0.184	0.096	0.342	12
C4	0.148	0.121	0.449	8
C5	0.119	0.15	0.559	7
C6	0.174	0.099	0.362	11
C7	0.208	0.068	0.246	15
CK	0.04	0.232	0.852	2
DBS	0.267	0.009	0.031	16

### 3 讨论

#### 3.1 不同土壤重构材料特性的差异和互补性质

利用不同固体废弃物配比重构土壤的关键是研究不同配比下的土壤理化性质与自然土壤的拟合度从而寻找最佳配比。由于质地、结构、养分含量和矿物特征等方面的差异,粉煤灰、高炉渣、脱硫石膏、污泥、秸秆和锯末在土壤养分和水土保持方面具有不同的特性。已有研究表明粉煤灰、高炉渣和脱硫石膏作为土壤改良材料,能够通过提供矿物养分、调节土壤酸碱性、改善结构和保水性等方式促进植物生长和改善土壤质量<sup>[21-25]</sup>。已有研究表明粉煤灰、高炉渣和石膏的协同作用能显著提高基质的抗压强度,其中高炉渣通过钙化作用增强了土壤的结构

稳定性,粉煤灰则通过促进硅酸盐凝胶的快速形成增强土壤强度<sup>[26]</sup>。此外,上述无机材料均具有活性吸附表面,能够通过表面吸附的方式固化水体或土壤中的重金属<sup>[27-29]</sup>。但也有研究指出粉煤灰等无机材料中可能含有潜在的有毒污染物,可能会对土壤健康和植物生长产生有害影响,因此确定粉煤灰等无机材料中固有污染物的水平对于评估其作为土壤改良剂的适用性至关重要<sup>[30]</sup>。污泥、秸秆和锯末作为有机废弃物,含有丰富的有机质和养分,可改善土壤的结构和保水性,提高土壤的肥力;同时秸秆和锯末具有较高的孔隙率,与无机材料的混合有助于改善土壤的通气性和水分保持能力<sup>[31-32]</sup>。因此,基于不同固体废弃物之间互补的特性,如将粉煤灰与污泥混合应用可以兼顾土壤的无机成分和有机质含量并降低金属溶解度进一步降低植物体内的金属含量<sup>[33]</sup>;秸秆和锯末的添加则可以提高土壤的有机质含量,改善土壤的通透性和保水性<sup>[34]</sup>。本研究通过对不同固废的合理搭配和混合利用,形成了更为综合有效的重构土壤基质,为矿区废弃地的生态修复提供了可行性和新思路。

### 3.2 不同对比对土壤理化性质的影响

本研究中基于不同材料配制的重构土壤均能够促进植物生长,但在土壤理化性质和植物生长指标方面差异显著。有机质以及氮、磷、钾等矿物质元素是植物生长的必要条件,本研究中重构土壤有机质和速效氮含量均达到较高水平,这可能是由于秸秆和锯末的分解使重构土壤富集有机质<sup>[35]</sup>。试验结果中 T 组有机质含量高于 C 组,这种差异可能与秸秆和锯末中纤维素和木质素的分解特性密切相关。秸秆中较高的纤维素含量更易被霉菌和放线菌分解,释放养分较快,从而促进有机质积累;而锯末中的木质素分解较慢,主要依赖白腐真菌等真菌作用,导致养分释放速率较低<sup>[36]</sup>。

有研究认为在土壤中使用秸秆是改善土壤结构、土壤有机碳和作物产量的最佳策略<sup>[37]</sup>,这与本研究结论一致,尤其在水稳性团聚体含量方面显著优于对照组,不过从试验过程来看这也有可能是因为重构土壤老化时间不够长,秸秆中的纤维素和锯末中的木质素未能充分降解,在重构土壤水稳性大团聚体颗粒上呈现出粉煤灰等无机材料充填在秸秆或锯末的混合结构中。但 Guan 等<sup>[38]</sup>的研究表明即使

有机物中的不稳定有机化合物被部分分解,大团聚体中仍含有较高含量的 SOC。此外,本研究中大团聚体(>1mm)显示出更高的有机质含量,这与之前的研究一致,这些研究表明大团聚体比微团聚体含有更多的有机碳<sup>[38-39]</sup>,而且不易分解的有机物会缓慢且持久地促进团聚体稳定使得重构土壤在较长时间内保持较高的有机质含量<sup>[40]</sup>。

土壤 pH 值是土壤酸度的重要参数,通常作为矿山土壤修复的质量指标。一些研究人员发现向土壤中添加粉煤灰可以逐渐增加酸性土壤的 pH 值<sup>[41]</sup>,这与本研究结果类似,并且本研究中无机材料的比例变化并不会对重构土壤 pH 值产生显著影响。已有研究表明,粉煤灰等无机材料用于土壤改良时能够改善土壤容重、质地和持水能力<sup>[42]</sup>,但本研究中重构土壤渗透性低于对照组,一方面可能是因为无机材料的质量比高、比表面积大多孔性结构等,改变了重构土壤的微观孔径分布,堵塞了基质的毛孔,从而降低了渗透性,这与 Wang 等<sup>[43]</sup>的研究结果一致,另一方面可能是因为秸秆和锯末的体积占比高,在增加重构土壤持水能力的同时也降低了其渗透性<sup>[44]</sup>。重构土壤的低容重是粉煤灰等无机材料和秸秆等有机材料共同作用的结果<sup>[45-46]</sup>。

### 3.3 不同对比对植物生物学特征的影响

植物生长(株高、根长、叶面积和干重)的变化能够反应表明植物生长的环境和养分的变化。本研究中, T 组的植物生长显著优于 C 组,这可能是由于秸秆处理的土壤微生物较为活跃,对土壤有机质的分解程度更高,能够在较短时间内释放营养<sup>[47]</sup>。在植物抗氧化酶活性表现中,研究发现龙葵重构土壤中的抗氧化酶活性高于对照组。这可能是因为无机材料的使用,使得基质中微量元素过高,植物在收到逆境胁迫后,会引起它对其它胁迫的抗性增强。在以锯末充填的基质组中龙葵 CAT 活性显著高于以秸秆为充填的基质组,除秸秆和锯末材料的改变,可以推断污泥用量的增加是这一变化的重要原因。通常,污泥的盐度远远高于土壤或常规基质中的盐度,已有研究表明污泥回收到土壤中会随着土壤盐度的增加而显著抑制植物生长<sup>[19]</sup>, Cheng 等<sup>[48]</sup>人的研究也证实污泥中高浓度的可溶性盐对植物生长产生了有害的渗透胁迫。因此在植物体中,盐胁迫引发的离子胁迫和渗透胁迫会导致代谢失衡和 ROS 毒性积

累,诱发氧化损伤并引起植物抗氧化酶基因表达的改变<sup>[49]</sup>。植物抗氧化酶活性的变化表明,高炉渣、粉煤灰与污泥的合理配比能够有效改善土壤质量,为植物提供更稳定的生长环境,但需要控制污泥比例以避免盐胁迫过高。

本研究结果均来自室内盆栽试验,应当开展野外小范围修复试验,以研究最佳方案在野外是否适用。另外本研究并未研究重构土壤微生物群落结构、土壤酶活性等指标,在野外实验可以设置更长的时间跨度和更多的指标来反映重构土壤的理化性质及养分保持能力,如测定不同提取态素以反映磷素流失情况。

## 4 结论

**4.1** 本研究结果表明利用大宗廉价易得固废:粉煤灰、高炉渣、脱硫石膏、污泥、锯末和秸秆六种材料复合成不同配比的重构土壤的理化性质和养分含量能够适应植物生长,具有作为表土稀缺矿区生态修复表土替代物的可行性。

**4.2** Mantel 检验表明有机材料(污泥、锯末和秸秆)对重构土壤理化性质和植物生长的影响相较于无机材料(粉煤灰、高炉渣和脱硫石膏)更为显著。

**4.3** 根据熵权 TOPSIS 综合评价结果,综合指数  $S_i$  主要为 0.264~0.881。通过重要性值与模型评分排名相结合,确定粉煤灰、高炉渣、脱硫石膏、污泥和秸秆施用质量比为 4:2:1:1:2 是本研究的最佳方案。

### 参考文献:

- [1] 白中科,周伟,王金满,等.再论矿区生态系统恢复重建[J]. 中国土地科学, 2018,32(11):1-9.  
Bai Z K, Zhou W, Wang J M, et al. Rethink on ecosystem restoration and rehabilitation of mining areas [J]. China Land Science, 2018, 32(11):1-9.
- [2] Robson T, Golos P J, Stevens J, et al. Enhancing tailings revegetation using shallow cover systems in arid environments: Hydrogeochemical, nutritional, and ecophysiological constraints [J]. Land Degradation & Development, 2018,29(9):2785-2796.
- [3] Hu Z, Zhu Q, Liu X, et al. Preparation of topsoil alternatives for open-pit coal mines in the Hulunbuir grassland area, China [J]. Applied Soil Ecology, 2020,147:103431.
- [4] 苏迪.煤矸石基人造土壤制备工艺及性能研究[D]. 太原:山西大学, 2021.  
Su D. Study on preparation technology and properties of artificial soil based on coal gangue. [D]. Taiyuan: Shanxi University, 2016.
- [5] 张鸿龄,孙丽娜,孙铁珩.粉煤灰钝化污泥人工土壤理化性质研究[J]. 环境科学, 2008,(7):2068-2072.  
Zhang H L, Sun L N, Sun T H. Principal physicochemical properties of artificial soil composed of sewage sludge stabilized by fly ash [J]. Environmental Science, 2008,(7):2068-2072.
- [6] 况欣宇.基于采矿固废的东部草原表土稀缺矿区土壤重构试验研究[D]. 北京:中国地质大学(北京), 2020.  
Kuang X Y. Research on soil reconstruction of eastern grassland surface scarce mining area based on mining solidwaste. [D]. Beijing: China University of Geosciences (Beijing), 2020.
- [7] 温芳悦,张羽,陈尚才,等.秸秆还田对黑土中磷素吸附特性及释放风险研究[J]. 中国环境科学, 2024,44(8):4475-4483.  
Wen F Y, Zhang Y, Chen S C, et al. Characterization of phosphorus adsorption and risk of phosphorus release from black soil by returning straw to the field [J]. China Environmental Science, 2024,44(8):4475-4483.
- [8] 石庆红,杨秀娟,赵一之,等.工业废渣-过硫酸钠协同固化/稳定化石油污染土配比优选研究[J]. 中国环境科学, 2023,43(4):1791-1801.  
Shi Q H, Yang X J, Zhao Z, et al. Optimization ratio of industrial waste and sodium persulfate for synergy in solidification/stabilization of petroleum-contaminated soil [J]. China Environmental Science, 2023,43(4):1791-1801.
- [9] 陈贵屏.利用固体废弃物制备人工土壤的可行性研究[D]. 扬州:扬州大学, 2016.  
Chen G P. Feasibility study on artificial soils made of solid wastes. [D]. Yangzhou: Yangzhou University, 2016.
- [10] Feng Y J, Li F, Wang X L, et al. Principal chemical properties of artificial soil composed of fly ash and furfural residue [J]. Pedosphere, 2006,16(5):668-672.
- [11] 荣颖,王淳,孙光林,等.不同重构土壤材料配比的土壤改良和苜蓿生长效应研究[J]. 金属矿山, 2022,(6):197-204.  
Rong Y, Wang C, Sun G L, et al. Research on effect of different ratios of reconstructed soil materials on soil improvement and alfalfa growth [J]. Metal Mine, 2022,(6):197-204.
- [12] Asensio V, Vega F A, Andrade M L, et al. Technosols made of wastes to improve physico-chemical characteristics of a copper mine soil [J]. Pedosphere, 2013,23(1):1-9.
- [13] Zhang Y L, Fu P F, Ni W, et al. A review of solid wastes-based stabilizers for remediating heavy metals co-contaminated soil: Applications and challenges [J]. Science of the Total Environment, 2024,920:170667.
- [14] Ruiz F, Safanelli J L, Perlatti F, et al. Constructing soils for climate-smart mining [J]. Communications Earth & Environment, 2023,4(1):1-6.
- [15] Hillel D. Fundamentals of Soil Physics [M]. New York: Academic Press, 1980.
- [16] 鲍士旦.土壤农化分析[M]. 北京:中国农业出版社, 2000.  
Bao S D. Soil and agricultural chemistry analysis [M]. Beijing: China Agriculture Press, 2000.
- [17] 张福平,高张,马倩倩,等.面向敦煌市绿洲土壤质量评价的最小数据集构建研究[J]. 土壤通报, 2017,48(5):1047-1054.  
Zhang F P, Gao Z, Ma Q Q, et al. Construction of minimum data set for soil quality assessment in the Dunhuang Oasis [J]. Chinese Journal of Soil Science, 2017,48(5):1047-1054.
- [18] Liu J, Zhang S W, Li E W, et al. Effects of cubic ecological restoration of mining wasteland and the preferred restoration scheme [J]. Science of the Total Environment, 2022,851:158155.
- [19] Reddy N, Crohn D M. Compost induced soil salinity: A new prediction method and its effect on plant growth [J]. Compost Science and Utilization, 2012,20(3):133-140.
- [20] 何哲祥,肖威,李翔.基于高炉渣的土壤重金属稳定/固化剂[J]. 中南大学学报(自然科学版), 2017,48(7):1957-1963.  
He Z X, Xiao W, Li X. Soil heavy metal solidification/stabilization agent based on blast furnace slag [J]. Journal of Central South

- University (Science and Technology), 2017,48(7):1957-1963.
- [21] 毛玉梅,李小平.烟气脱硫石膏对滨海滩涂盐碱地的改良效果研究[J]. 中国环境科学, 2016,36(1):225-231.  
Mao Y M, Li X P. Amelioration of flue gas desulfurization gypsum on saline-sodic soil of tidal flats and its effects on plant growth. [J]. China Environmental Science, 2016,36(1):225-231.
- [22] 陈炳铭,冯文婷,王玉刚,等.脱硫石膏在碱土改良中的无机固碳作用[J]. 土壤学报, 2024,61(1):247-257.  
Chen B M, Feng W T, Wang Y W, et al. Inorganic carbon sequestration effect of desulfurized gypsum in alkaline soil improvement [J]. Acta Pedologica Sinica, 2024,61(1):247-257.
- [23] Shaheen S M, Hooda P S, Tsadilas C D. Opportunities and challenges in the use of coal fly ash for soil improvements – A review [J]. Journal of Environmental Management, 2014,145:249-267.
- [24] Haynes R J, Zhou Y F, Weng X. Formulation and use of manufactured soils: A major use for organic and inorganic wastes [J]. Critical Reviews in Environmental Science and Technology, 2022,52(22):4113-4133.
- [25] Zoca S M, Penn C. Chapter One – An important tool with no instruction manual: A review of gypsum use in agriculture [J]. Academic Press, 2017,144:1-44.
- [26] Parhizkar A, Nazarpour A, Khayat N. Investigation of geotechnical and microstructure characteristics of gypsum soil using ground granulated blast-furnace slag (GGBS), fly ash, and lime [J]. Construction and Building Materials, 2024,418:135358.
- [27] 徐霖浩,郑博英,杨龙生,等.粉煤灰基介孔铝取代托贝莫来石去除水中  $Cd^{2+}$  [J]. 中国环境科学, 2023,43(4):1663-1671.  
Xu L H, Zheng B Y, Yang L S, et al. Removal of  $Cd^{2+}$  from water by fly ash-based mesoporous aluminum-incorporated tobermorite [J]. China Environmental Science, 2023,43(4):1663-1671.
- [28] Gong Y Y, Zhao D Y, Wang Q L. An overview of field-scale studies on remediation of soil contaminated with heavy metals and metalloids: Technical progress over the last decade [J]. Water Research, 2018, 147:440-460.
- [29] Huang X R, Zhao H H, Zhang G B, et al. Potential of removing Cd(II) and Pb(II) from contaminated water using a newly modified fly ash [J]. Chemosphere, 2020,242:125148.
- [30] Usman M, Anastopoulos I, Hamid Y, et al. Recent trends in the use of fly ash for the adsorption of pollutants in contaminated wastewater and soils: Effects on soil quality and plant growth [J]. Environmental Science and Pollution Research, 2023,30(60):124427-124446.
- [31] Bai Y C, Zang C Y, Gu M H, et al. Sewage sludge as an initial fertility driver for rapid improvement of mudflat salt-soils [J]. Science of the Total Environment, 2017,578:47-55.
- [32] 黎明,王彬,朱静平,等.川西平原还田秸秆 DOM 对矿物细颗粒吸附 SMX 的影响 [J]. 中国环境科学, 2016,36(11):3441-3448.  
Li M, Wang B, Zhu J P, et al. Effect of DOM derived from straw in West Sichuan plain on fine mineral particle adsorbing SMX. China Environmental Science, 2016,36(11):3441-3448.
- [33] Mujtaba Munir M A, Liu G, Yousaf B, et al. Synergistic effects of biochar and processed fly ash on bioavailability, transformation and accumulation of heavy metals by maize (*Zea mays* L.) in coal-mining contaminated soil [J]. Chemosphere, 2020,240:124845.
- [34] Yin H J, Zhao W Q, Li T, et al. Balancing straw returning and chemical fertilizers in China: Role of straw nutrient resources [J]. Renewable and Sustainable Energy Reviews, 2018,81:2695-2702.
- [35] Zhang F G, Che Y Y, Xiao Y. Effects of rice straw incorporation and N fertilizer on ryegrass yield, soil quality, and greenhouse gas emissions from paddy soil [J]. Journal of Soils and Sediments, 2019,19(3):1053-1063.
- [36] Reichel R, Wei J, Islam M S, et al. Potential of wheat straw, spruce sawdust, and lignin as high organic carbon soil amendments to improve agricultural nitrogen retention capacity: An incubation study [J]. Frontiers in Plant Science, 2018,9:900.
- [37] Chen L M, Yao B, Peng Y T, et al. Effects of straw return and straw biochar on soil properties and crop growth: A review [J]. Frontiers in Plant Science, 2022,13:986763.
- [38] Guan S, Dou S, Chen G, et al. Isotopic characterization of sequestration and transformation of plant residue carbon in relation to soil aggregation dynamics [J]. Applied Soil Ecology, 2015,96:18-24.
- [39] O'Brien S L, Jastrow J D. Physical and chemical protection in hierarchical soil aggregates regulates soil carbon and nitrogen recovery in restored perennial grasslands [J]. Soil Biology and Biochemistry, 2013,61:1-13.
- [40] Diacono M, Montemurro F. Long-term effects of organic amendments on soil fertility. A review [J]. Agronomy for Sustainable Development, 2010,30(2):401-422.
- [41] Fernández-delgado Juárez M, Fabiani G, Mazzier T, et al. Reclamation of acid soils with biomass ashes from pyrolytic wood liquefaction [J]. Waste and Biomass Valorization, 2020,11(9):5067-5078.
- [42] Jambhulkar H P, Shaikh S M S, Kumar M S. Fly ash toxicity, emerging issues and possible implications for its exploitation in agriculture; Indian scenario: A review [J]. Chemosphere, 2018,213: 333-344.
- [43] Wang J M, Qin Q, Hu S J, et al. A concrete material with waste coal gangue and fly ash used for farmland drainage in high groundwater level areas [J]. Journal of Cleaner Production, 2016,112:631-638.
- [44] Du T, Wang D M, Bai Y J, et al. Optimizing the formulation of coal gangue planting substrate using wastes: The sustainability of coal mine ecological restoration [J]. Ecological Engineering, 2020,143:105669.
- [45] Pandey V C, Singh N. Impact of fly ash incorporation in soil systems [J]. Agriculture, Ecosystems & Environment, 2010,136(1):16-27.
- [46] Blanco-canqui H, Lal R. Crop Residue removal impacts on soil productivity and environmental quality [J]. Critical Reviews in Plant Sciences, 2009,28(3):139-163.
- [47] 陈莺燕,刘文深,丁铿博,等.有机改良剂及生物炭对离子型稀土矿尾砂地生态修复的改良探究 [J]. 环境科学学报, 2018,38(12):4769-4778.  
Chen Y Y, Liu W S, Ding K B, et al. Effects of organic amendments and biochar on ecological remediation of ionic rare earth mine tailings [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2018,38(12):4769-4778.
- [48] Cheng H F, Xu W P, Liu J L, et al. Application of composted sewage sludge (CSS) as a soil amendment for turfgrass growth [J]. Ecological Engineering, 2007,29(1):96-104.
- [49] Yang Y Q, Guo Y. Unraveling salt stress signaling in plants [J]. Journal of Integrative Plant Biology, 2018,60(9):796-804.

**作者简介:** 梅振然(1999-),男,安徽亳州人,中国地质大学(北京)博士研究生,主要研究方向为矿山生态修复.发表论文 2 篇.meizr@email.cugb.edu.cn.