DOI: 10.13758/j.cnki.tr.2020.01.021
王乐，郭小平，韩祖光，等. 基于废弃物的潞安煤矿废弃地改良土壤基质配比研究. 土壤，2020，52(1)：145–152

基于废弃物的潞安煤矿废弃地改良土壤基质配比研究①

王 乐[1]，郭小平[1*]，韩祖光[1]，邓 川[1]，王 川[1]，曾 旸[1]，李 峰[2]，程冀南[2]

(1 北京林业大学水土保持学院，北京 100083；2 山西潞安园林绿化公司，山西长治 046200)

摘 要：为解决潞安矿区煤矸石山、塌陷地生态修复缺土少肥问题，本研究将粉煤灰、污泥与垃圾堆肥以 5%、10%、20% 体积比例正交混合配制改良土壤基质进行盆栽试验，观测不同配比土壤的理化性质、养分及重金属含量、高羊茅与紫叶小檗生长状况，并用主成分-聚类分析法筛选最优配比。结果表明：添加垃圾堆肥可以提高土壤有效养分与有机质含量，对土壤理化性质改良有明显效果；添加污泥仅提升土壤有效磷含量；添加粉煤灰在降低土壤容重、增大总孔隙度与非毛管孔隙度上效果明显，但对土壤 pH、阳离子交换量(CEC)与碱解氮的改良具有显著负效应。各废弃物改良基质的碱解氮、有效磷、速效钾、有机质等含量均较高，土壤重金属含量也处在安全范围，而土壤容重、非毛管孔隙、pH、电导率(EC)与 CEC 等指标性质较优的处理组为粉煤灰：污泥：垃圾堆肥：土=5%：20%：20%：55%、10%：10%：20%：60%、20%：5%：20%：55% 3 个处理。经过综合筛选，本研究基质最优混合配比为粉煤灰：污泥：垃圾堆肥：土=5%：20%：20%：55%，可作为当地矿区废弃地生态修复客土材料推荐方案。

关键词：固体废弃物；改良土壤；理化性质；植物生长；最佳配比

中图分类号：X752；S731.6 **文献标志码：**A

Study on Formula of Soil Substrates for Improving Abandoned Lands in Lu'an Coal Mine

WANG Le[1], GUO Xiaoping[1*], HAN Zuguang[1], DENG Chuan[1], WANG Chuan[1], ZENG Yang[1], LI Feng[2], CHENG Jinan[2]

(1 *College of Soil and Water Conservation*, *Beijing Forestry University*, *Beijing* 100083, *China*; 2 *Shanxi Lu'an Garden Landscape Company*, *Changzhi*, *Shanxi* 064200, *China*)

Abstract: In order to solve the problem of soil-lack and water-shortage in ecological restoration of coal gangue hill and subsidence land in Lu'an mining area, in this study, the modified soil substrates were prepared by orthogonal mixing of 5%, 10% and 20% (volume %) of fly ash, sludge and waste compost, their effects on soil physiochemical properties and nutrient conditions, heavy metal accumulation, and the growth of *Festuca elata* and *Berberis thunbergii* were studied, and then the optimal formula of soil substrate was determined by principal component - cluster analyses. The results showed that the addition of waste compost not only improved available nutrient and organic matter contents, but also promoted soil physiochemical properties. Adding sludge only increased available P content. Adding fly ash reduced bulk density, increased total porosity and non-capillary porosity significantly, but deteriorated pH, CEC and available nitrogen. The available N, P, K and organic matter contents of all soil substrates were higher, while bulk density, non-capillary pore, pH, EC and CEC and other indicators of substrates of fly ash：sludge：waste compost=5%：20%：20%：55%、10%：10%：20%：60%、20%：5%：20%：55% were better. The contents of heavy metals in all soil substrates were lower than those of the "Greening Planting Soil Standard" (CJ/T340—2016). By comprehensive consideration, substrate L3 has the best effects on soil physiochemical properties, fertility and plant growth, thus, the optimal formula of soil substrate is fly ash：sludge：waste compost：soil = 5%：20%：20%：55%.

Key words: Solid waste; Soil improvement; Physiochemical properties; Plant growth; Optimal formula

近年来，随着煤炭资源的大幅度开采，矿区矸石山、塌陷地等被生产占用及破坏的废弃地数量与面积急剧增大[1-3]，而矿区废弃地表土资源匮乏或覆盖土壤贫瘠，生态修复需要大量客土；另一方面矿区生产生活形成大量富含有机质、营养元素的粉煤灰、污泥和生活垃圾堆弃占压土地、污染环境。因而，为修复

①基金项目：国家重点研发计划项目(2017YFC0504406)、北京市科委项目(D08040903690000)资助。

* 通讯作者(guoxp@bjfu.edu.cn)

作者简介：王乐(1991—)，男，山西代县人，硕士研究生，研究方向为水土保持与生态修复。E-mail：13549048400@163.com

矿区废弃地土壤环境，重构废弃地生态系统，减少废弃物填埋占压土地资源，降低生态修复成本，就如何循环利用矿区现有的废弃物作为矿区土壤修复材料已成为研究热点之一。已有的研究表明，强碱性的粉煤灰与污泥或垃圾堆肥混合使用可以改善土壤理化性质，增强土壤肥效，达到园林和农业施用标准的要求[4-18]。但目前关于粉煤灰、污泥与垃圾堆肥 3 种废弃物联合改良土壤的研究较少，因此，本试验主要通过研究潞安矿区现有粉煤灰、污泥与垃圾堆肥不同配比对矿区土壤理化性质、养分、重金属含量以及植物生长的影响，筛选 3 种废弃物联合改良土壤最优基质配方，为废弃物在潞安矿区煤矸石山、塌陷地等废弃地生态修复工程提供安全客土材料与技术依据。

1 材料与方法

1.1 试验地与试验材料

试验地位于山西长治潞安矿区上村苗圃，上党盆地之内，地理坐标是 36.314928° N，112.999260° E，属温带大陆性气候。每年 11 月至次年 5 月为旱季，6—8 月为雨季，年均降水量 678.65 mm，多集中在 6—9 月，占全年降雨量的 57%。

污泥(含水率 65%)、粉煤灰、垃圾堆肥分别取自山西潞安五阳矿区污水处理厂、热电厂与襄垣县生活垃圾处理厂。供试土壤采自潞安集团上村取土场，为废弃地绿化常用土，土壤质地为壤土，土壤粒径组成(以质量分数计)为砂粒(2 ~ 0.02 mm)53.7%，粉粒(0.02 ~ 0.002 mm)32.1%，黏粒(<0.002 mm)14.2%，土壤容重 1.29 g/cm^3。供试植物分别选择高羊茅(*Festuca elata*)和紫叶小檗(*Berberis thunbergii*)，高羊茅种子千粒重 2.5 g，紫叶小檗为长势均等的扦插苗木，平均苗高 14.40 ± 2.20 cm，地径 1.12 ± 0.15 cm，均由山西潞安园林绿化公司提供。

供试土壤、粉煤灰、污泥、垃圾堆肥理化性质见表 1。

表 1 供试土壤、粉煤灰、污泥与垃圾堆肥基础理化性质
Table 1 Physiochemical properties of tested raw materials

指标	供试土壤	粉煤灰	污泥	垃圾堆肥	CJ/T340—2016 [19]
容重(g/cm^3)	1.29 ± 0.03	0.83 ± 0.01	0.80 ± 0.01	0.77 ± 0.02	<1.35
孔隙度(%)	52.37 ± 0.23	66.21 ± 0.85	51.04 ± 1.37	70.28 ± 2.14	–
EC(μS/cm)	229.20 ± 7.40	315.00 ± 8.30	1 240.00 ± 15.30	5 340.00 ± 23.10	150-900
CEC(cmol/kg)	15.28 ± 0.25	4.51 ± 0.17	43.55 ± 0.28	16.63 ± 0.12	⩾10
pH	8.86 ± 0.01	9.48 ± 0.03	6.56 ± 0.02	7.62 ± 0.01	5.0 ~ 8.3

注：表中 EC 表示电导率，CEC 表示阳离子交换量。

1.2 试验设计

由表 1 可知，供试土壤养分较好，与当地农业土壤[20-21]相近；而所用废弃物理化性质与供试土壤相比，优劣共存，存在配比互补、部分替代或改良客土土壤的可行性。因此，本研究将粉煤灰、污泥与垃圾堆肥按照 5%、10% 与 20% 的体积比例，进行正交试验设计，与土壤混合配制基质配方，形成 9 个试验样本，并以废弃地绿化用土作为对照进行盆栽试验。污泥选用粉碎机打成的小块，垃圾堆肥选用过 5 mm 筛后的筛下物，按自然方体积称量，将粉煤灰、污泥、垃圾堆肥 3 种废弃物和供试土壤采用小型搅拌机进行搅拌混匀，每种配比搅拌 10 min，按固定质量装盆。

供试紫叶小檗栽植于 83 cm × 30 cm × 24 cm 规格的长方形塑料大花盆中，各配比基质土样总重 65.0 kg ± 0.5 kg。供试高羊茅撒播于外口径 25 cm、内口径 21.5 cm、高 16.5 cm、底部直径 13 cm 的圆形小花盆中，各配比基质土样总重 4.2 kg ± 0.1 kg。每个处理 3 次重复，共设置 60 个花盆。土壤基质配制完成后，装盆浇水静置 48 h 后，栽植植物。每个大花盆中各栽植 5 株长势相当的紫叶小檗幼苗，每个小花盆中各撒播 150 粒高羊茅种子。各处理基质配比如表 2 所示。

表 2 土壤基质试验样本配比表(*V*/*V*，%)
Table 2 Formulas of prepared soil substrates

基质编号	粉煤灰	污泥	垃圾堆肥	供试土壤
L1	5	5	5	85
L2	5	10	10	75
L3	5	20	20	55
L4	10	5	10	75
L5	10	10	20	60
L6	10	20	5	65
L7	20	5	20	55
L8	20	10	5	65
L9	20	20	10	50
CK	0	0	0	100

1.3　试验样品检测方法

土壤容重、孔隙度、毛管孔隙度、阳离子交换量(CEC)、电导率(EC)、有效磷、碱解氮测定参照《土壤农业化学分析方法》[22]进行，速效钾测定采用火焰原子吸收分光光度法(NY/T 889—2004)[23]，有机质测定采用硫酸亚铁滴定法(NY/T 1121.6—2006)[24]；重金属总铅、总镉测定采用石墨炉原子吸收分光光度法(GB/T 17141—1997)[25]，总砷、总汞测定采用原子荧光法(GB/T 22105.2—2008)[26]，总铬和铜、锌含量测定采用火焰原子吸收分光光度法(HJ 491—2009)[23]。

高羊茅、紫叶小檗生长指标采用种子发芽率(苗木成活率)、生物量干重。植物生物量测定在植物种植一年后进行。为综合评价基质，在主成分-聚类分析中，加入了高羊茅和紫叶小檗生长数据。为保证植物生长周期一致，种植高羊茅处理从 2016 年 5 月 31 日撒播种子，6 月 10 日开始记录发芽数量，每 5 d 记录一次，记录至 8 月 20 日；种植紫叶小檗处理从 2016 年 5 月 31 日栽植苗木，到 2017 年 10 月 20 日计算成活率。保留植物观察植物越冬后的开春生长情况，并在生长满一年后于 2017 年 5 月 31 日开始开挖，清洗，105℃杀青，80℃烘干至恒重，称量生物量干重。

1.4　绿化土壤评价标准

绿化种植土壤各项评价指标参考住建部标准 CJ/T340—2016《绿化种植土壤》[19]。

1.5　数据处理

采用 SPSS19.0 软件进行数据间的多重比较与相关性分析，采用主成分-聚类分析法对试验混配基质进行评价，筛选可供生态修复的最优配方。

2　结果与分析

2.1　不同土壤基质的物理性质

土壤容重与孔隙度分别反映土壤紧实程度与植物根部呼吸和可利用水分含量，容重减小有利于土壤疏松，增大通气与毛管孔隙(土壤持水孔隙)，利于植物生长。本试验不同土壤基质的物理性质及土壤质地见表 3、表 4，废弃物添加水平与指标间相关性分析见表 5。

表 3　不同土壤基质的物理性质

Table 3　Physical properties of different soil substrates

处理	容重(g/cm^3)	总孔隙度(%)	毛管孔隙度(%)	非毛管孔隙(%)	孔隙比
L1	1.38 ± 0.01 b	46.29 ± 3.13 bc	33.13 ± 2.11 cde	13.16 ± 1.02 de	2.54 ± 0.04
L2	1.42 ± 0.02 b	46.12 ± 1.07 bc	37.07 ± 1.02 abc	9.05 ± 0.05 fg	4.11 ± 0.11
L3	1.23 ± 0.01 de	52.22 ± 2.21 ab	38.13 ± 1.97 ab	14.09 ± 0.24 d	2.71 ± 0.15
L4	1.37 ± 0.01 b	50.96 ± 3.08 ab	40.73 ± 0.89 a	10.23 ± 2.19 ef	4.10 ± 0.74
L5	1.27 ± 0.03 cd	51.19 ± 2.14 ab	35.30 ± 1.21 bcd	15.89 ± 0.93 cd	2.19 ± 0.08
L6	1.49 ± 0.02 a	43.06 ± 3.05 c	37.05 ± 2.01 abc	6.01 ± 1.04 g	6.25 ± 0.72
L7	1.31 ± 0.01 c	51.13 ± 2.12 ab	38.23 ± 2.07 ab	12.90 ± 0.05 de	2.92 ± 0.16
L8	1.28 ± 0.02 cd	51.04 ± 3.00 ab	33.51 ± 1.44 cde	17.53 ± 1.56 b	1.84 ± 0.15
L9	1.19 ± 0.02 e	53.25 ± 2.19 a	32.31 ± 2.16 de	20.94 ± 0.03 ab	1.52 ± 0.09
CK	1.29 ± 0.03 c	52.19 ± 1.22 ab	29.25 ± 1.09 e	22.94 ± 0.13 a	1.26 ± 0.03
CJ/T340—2016	<1.35	–	–	5 ~ 25	–

注：同列不同小写字母代表不同处理间差异性显著(P<0.05)。

由表 3 可看出，各基质配比处理容重在 1.23 ~ 1.49 g/cm^3，较 CK 变化较大，L9、L3 处理显著小于 CK(P<0.05)，L5、L8、L7 处理与 CK 差异不明显(P>0.05)，其余处理的容重显著大于 CK(P<0.05)。总孔隙度 L9、L3、L4、L5、L7、L8 处理与对照差异不明显，其余处理显著大于 CK。各基质配比处理毛管孔隙度介于 32% ~ 40%，非毛管孔隙度介于 6% ~ 21%，L2 ~ L7 处理毛管孔隙度显著高于 CK (P<0.05)，L1、L8、L9 处理与 CK 差异不明显。非毛管孔隙只 L9 处理与 CK 差异不显著，其余处理明显小于 CK。

根据国际制土壤质地分级标准，从表 4 可知，L1 处理和 CK 均为壤土，在添加废弃物后，土壤均沙化，转为砂质黏壤土再到砂质壤土。粉煤灰 5% 时，随污泥和垃圾堆肥添加量增加供试土壤由壤土转为砂质黏壤土到砂质壤土。粉煤灰添加 10% 和 20% 时，各配比土壤均保持砂质壤土质地，相互间变化不大，说明添加废弃物可以促使土壤沙化。

表 4 不同土壤基质的颗粒含量及质地(%)
Table 4 Soil particle contents and texture of different soil substrates

粒径	L1	L2	L3	L4	L5	L6	L7	L8	L9	CK
<0.002 mm	7.14	15.10	0.89	7.99	10.02	8.00	10.03	9.00	5.95	14.20
0.002 ~ 0.02 mm	37.38	29.42	18.22	25.34	22.31	26.40	25.39	23.30	22.28	32.10
0.02 ~ 2 mm	55.47	55.48	80.89	66.67	67.67	65.61	64.58	67.70	71.76	53.70
质地	壤土	砂质黏壤土	砂质壤土	砂质壤土	砂质壤土	砂质壤土	砂质壤土	砂质壤土	砂质壤土	壤土

从表 5 可知，土壤容重与总孔隙度呈显著负相关。且粉煤灰与垃圾堆肥是改善土壤物理性质的主要原材料。L9、L3、L5、L8、L7 处理容重与总孔隙度与 CK 差异不明显或优于 CK，毛管孔隙度大于 CK，持水性增强。这些处理均为粉煤灰添加 20% 或垃圾堆肥 20% 的配比组，说明添加 20% 的粉煤灰与垃圾堆肥对土壤容重与孔隙改良效果较好。其中 L3、L5、L7 处理土壤孔隙比(毛管孔隙/非毛管孔隙)介于 2 ~ 4，土壤通气性与持水性协调[27]。因此土壤通气性与持水性较优的处理组为 L3、L5、L7，且满足《绿化种植土壤》标准相关要求。

表 5 土壤基质的物理指标相关性
Table 5 Correlation between physical indexes of different soil substrates

指标	容重	总孔隙度	毛管孔隙度	非毛管孔隙度
粉煤灰	–0.437*	0.435*	–0.295	0.559**
污泥	–0.214	0.032	–0.142	0.120
垃圾堆肥	–0.495**	0.482*	0.345	0.180
总孔隙度	–0.745**	1.000		
毛管孔隙度	0.321	–0.278	1.000	
非毛管孔隙度	–0.789**	0.664**	–0.732**	1.000

注：**、*分别表示在 $P<0.01$ 水平(双侧)、$P<0.05$ 显著相关，表 7 同。

2.2 不同土壤基质的化学性质

土壤 pH 与 EC 分别代表土壤酸碱程度与土壤盐分含量，是判断土壤是否利于植物生长的关键化学指标，也是土壤养分供应和化学缓冲能力的重要参考指标。CEC 则代表土壤保肥能力的强弱，CEC 越高，土壤保肥能力越强。如表 6 所示，9 个基质配比处理土壤 pH 均呈弱碱性，均显著小于 CK($P<0.05$)；土壤 EC 介于 123.2 ~ 245.4 μS/cm，除 L3、L7 处理与 CK 差异不明显外($P>0.05$)，其余处理均显著小于 CK($P<0.05$)；土壤 CEC 介于 10.60 ~ 15.23 cmol/kg，保肥能力中等或较强，L1 ~ L6 处理 CEC 与 CK 相比差异不明显($P>0.05$)，L7、L8、L9 处理显著低于 CK($P<0.05$)。

从表 7 可以看出，在改善土壤化学性质方面，垃圾堆肥起主要作用，污泥作用不显著，粉煤灰负面效应明显。垃圾堆肥用量与 pH 存在显著负相关，污泥用量则与之不显著，由此可以判断土壤 pH 降低主要由于垃圾堆肥存在稀释作用或与粉煤灰和供试土壤发生化学反应。对各配比处理 EC 增大的影响垃圾堆肥>污泥>粉煤灰。各废弃物本底 EC 大于供试土壤，在加入土壤后，各配比处理 EC 除了 L3、L7 处理与 CK 差异不显著外，其余处理明显低于 CK，这主要是由于废弃物中可溶性盐溶解渗滤所致[28]。粉煤灰添加量与 CEC 存在极显著负相关，尤以 20% 粉煤灰的配比土壤保肥能力较 CK 明显降低，这与粉煤灰 CEC 含量低直接相关。就化学性质而言，L1 ~ L6 处理与 CK 差异不大或优于 CK，而 L1 处理 EC 不满足《绿化种植土壤》标准相关要求，因此化学性质较优为 L2 ~ L6 处理。

表 6 不同土壤的基质化学性质
Table 6 Chemical properties of different soil substrates

处理	L1	L2	L3	L4	L5	L6	L7	L8	L9	CK	CJ/T340—2016
pH	7.94±0.01 cd	7.83±0.00 ef	7.77±0.02 f	7.85±0.03 e	7.84±0.05 ef	7.83±0.02 ef	7.90±0.03 de	8.14±0.02 b	7.98±0.03 c	8.86±0.01 a	5.0 ~ 8.3
EC(μS/cm)	123.2±11.1 e	177.5±9.2 cd	233.4±12.4 a	203.0±7.3 bc	168.7±8.0 d	185.2±10.1 cd	245.4±12.1 a	123.9±4.1 e	140.4±3.8 e	229.2±8.1 ab	150 ~ 900
CEC(cmol/kg)	14.93±0.42 ab	13.90±0.10 abc	15.12±0.61 a	14.96±0.44 ab	15.23±0.60 a	13.71±0.66 abc	13.44±0.42 bc	10.60±1.10 d	12.84±0.14 c	15.28±0.31 a	≥10
有效磷(mg/kg)	32.2±1.1 e	48.0±3.0 d	64.7±1.5 b	58.2±2.0 c	61.4±1.9 bc	51.8±1.3 d	50.7±2.0 d	32.8±1.2 e	72.5±1.7 a	29.9±2.1 e	5 ~ 60
速效钾(mg/kg)	197.0±3.0 f	204.2±2.0 ef	262.0±1.0 a	239.0±4.0 b	223.0±2.0 c	212.0±2.0 d	260.0±1.0 a	160.0±3.0 g	209.0±4.0 de	159.0±2.0 g	60 ~ 300
碱解氮(mg/kg)	98.9±0.3 e	105.0±1 d	109.0±1.6 c	115.0±0.6 a	91.7±0.7 f	93.2±0.3 f	112.0±1.4 b	50.0±0.4 i	78.7±1.0 g	75.3±0.5 h	40 ~ 200
有机质(g/kg)	26.3±0.1 f	42.1±0.8 a	38.2±0.3 c	34.7±0.1 d	33.2±0.4 e	18.5±0.2 h	35.3±0.3 d	22.6±0.2 g	39.7±0.1 b	15.2±0.1 i	20 ~ 80

注：同行不同小写字母代表不同处理组间差异性显著($P<0.05$)。

表 7　不同废弃物添加水平与基质化学属性的相关性

Table 7　Correlation between different waste addition levels and chemical indexes of soil substrates

	pH	EC	CEC	有效磷	速效钾	碱解氮	有机质
粉煤灰	0.673**	–0.101	–0.709**	0.067	–0.177	–0.540**	–0.097
污泥	–0.186	0.027	–0.094	0.548**	0.043	–0.223	–0.004
垃圾堆肥	–0.487*	0.691**	0.408*	0.547**	0.778**	0.461*	0.575**

植物生长所需养分主要为氮、磷、钾。全量与有效氮、磷、钾含量分别代表土壤养分供应潜在力与直接供应水平。土壤中有机质为土壤养分来源，可以同时维持土壤结构与微生物活性，含量越高，植物生长初始环境越好。从表 6 可以看出，9 个基质配比处理有效养分、有机质含量均较高，除 L3、L5、L9 处理有效磷含量超出《绿化种植土壤》标准外，均满足相关要求。与 CK 相比，除 L1 处理有效磷含量与 CK 差异性不明显(P>0.05)，L8 处理有效磷、速效钾含量与 CK 差异不明显(P>0.05)、碱解氮含量显著低于 CK(P<0.05)外，其余处理的有效磷、速效钾、碱解氮、有机质含量均显著高于于 CK(P<0.05)，分别较 CK 提高 60.5%～142.5%、28.3%～83.6%、4.5%～52.7%，21.7%～176.0%。污泥与垃圾堆肥中富含有机质与有效养分，混入土壤后，可以有效提升土壤养分含量。

由表 7 可知，垃圾堆肥养分总体贡献度大于污泥，粉煤用量与碱解氮含量呈显著负相关。添加垃圾堆肥可以明显提高土壤有机质与有效养分含量，污泥对有效磷含量的增加效果明显。添加粉煤灰对土壤碱解氮含量的提升具有明显负效应。因此垃圾堆肥是提高配比土壤养分的主要因素。污泥添加对改良配比土壤效果不显著，这可能是由于试验使用的供试污泥未完全干化，黏性较大，在与土壤、垃圾堆肥混配时未能充分混合，且在浇水后污泥内部的养分溶解融入土壤较少，效果不如预期。L3、L5 处理土壤有效磷含量略超出《绿化种植土壤》标准相关要求，由于矿区废弃地土壤养分缺乏，因此略微超出有效磷标准的客土材料可以整体提升土壤肥力，而 L9 处理土壤有效磷含量超出较大，应注意养分流失、水体富营养化问题。

综合以上可知，垃圾堆肥是提升配比土壤理化性质与养分含量的主要因子；粉煤灰在降低容重和增大孔隙度方面有正效应，而对 pH、EC、CEC 存在负面效应；污泥则仅对有效磷提升效果明显。

2.3　不同土壤基质的重金属风险

为评估各配比土壤重金属含量对土壤环境的影响，对各配比土壤中汞(Hg)、铅(Pb)、镉(Cd)、砷(As)、铬(Cr)、铜(Cu)、锌(Zn)等 7 种常见污染重金属含量进行检测，结果如表 8 所示，可以看出，除 As 外，供试土壤重金属含量均大于 1995 年公布的山西土壤重金属背景值[29-30]。在添加废弃物后，各个配比土壤 7 种主要重金属含量均有不同程度的增加，但均小于《绿化种植土壤》标准的Ⅱ级标准值，污染危害较小。以《绿化种植土壤》标准重金属Ⅱ级标准做参比，用 Hakanson 潜在生态危害指数法计算各配比重金属潜在生态危害指数，结果见表 9。由表 9 可知，9 个配比处理的土壤多种重金属综合潜在生态危害指数 RI<40，为轻微生态危害。

表 8　不同土壤基质的重金属含量(mg/kg)

Table 8　Heavy metal contents in different soil substrates

处理	Hg	Pb	Cd	As	Cr	Cu	Zn
L1	0.061 ± 0.011	32.5± 0.2	0.19 ± 0.01	10.40 ± 1.60	69.40 ± 2.18	27.4 ± 1.2	83.2 ± 2.2
L2	0.084 ± 0.008	30.5 ± 0.3	0.21 ± 0.03	10.20 ± 1.10	70.80 ± 1.02	26.4 ± 0.9	82.6 ± 1.4
L3	0.129 ± 0.003	35.3 ± 0.3	0.19 ± 0.02	10.40 ± 0.80	68.80 ± 1.45	21.2 ± 1.1	84.2 ± 3.1
L4	0.585 ± 0.139	36.1 ± 0.1	0.17 ± 0.03	9.96 ± 0.60	68.50 ± 1.07	26.5 ± 0.4	77.4 ± 1.2
L5	0.123 ± 0.020	30.4 ± 0.4	0.18 ± 0.02	10.60 ± 0.70	70.70 ± 0.95	27.1 ± 1.4	87.6 ± 2.7
L6	0.234 ± 0.042	30.5 ± 0.2	0.19 ± 0.02	9.67 ± 0.90	71.70 ± 1.12	39.5 ± 1.5	80.2 ± 1.3
L7	0.246 ± 0.022	44.1± 0.4	0.17 ± 0.01	9.31 ± 0.60	72.00 ± 2.09	48.1 ± 1.6	80.2 ± 2.1
L8	0.148 ± 0.018	36.7 ± 0.2	0.19 ± 0.01	8.96 ± 1.20	69.40 ± 1.61	34.9 ± 1.2	71.2 ± 1.4
L9	0.283 ± 0.021	46.7 ± 0.2	0.17 ± 0.02	8.32 ± 1.00	72.70 ± 1.26	48.2 ± 2.1	96.2 ± 1.9
CK	0.053 ± 0.011	28.5 ± 0.2	0.14 ± 0.01	8.86± 1.60	64.80 ± 2.18	24.3 ± 1.1	72.7 ± 1.5
山西土壤重金属背景值[29-31]	0.020	9.1	0.1	14.7	55.3	22.9	63.5
CJ/T340—2016Ⅱ级标准	≤1.2	≤300	≤0.8	≤30	≤200	≤300	≤350

表 9 不同土壤基质的重金属潜在生态危害指数(E_r^i)

Table 9 Potential ecological risk indexes of heavy metals of different soil substrates

重金属	L1	L2	L3	L4	L5	L6	L7	L8	L9
Hg	2.03	2.80	4.30	19.50	4.10	7.80	8.20	4.93	9.43
Pb	0.54	0.51	0.59	0.60	0.51	0.51	0.74	0.61	0.78
Cd	7.13	7.88	7.13	6.38	6.75	7.13	6.38	7.13	6.38
As	3.47	3.40	3.47	3.32	3.53	3.22	3.10	2.99	2.77
Cr	0.69	0.71	0.69	0.69	0.71	0.72	0.72	0.69	0.73
RI	13.86	15.29	16.17	30.48	15.60	19.37	19.13	16.35	20.09

注： E_r^i 指金属 i 的潜在生态危害系数。RI 为基质中多种重金属综合潜在生态危害指数[31]。

2.4 不同土壤基质对高羊茅、紫叶小檗生长的影响

为判断基质配比是否适合植物生长，本试验分别观测高羊茅种子发芽率与生物量干重及紫叶小檗成活率与生物量干重等指标，通过植物长势来反映基质适宜状况，结果如图 1 所示。从图 1 可知，高羊茅发芽率从大到小排序为 L8=CK>L1>L3>L9>L2>L4>L6>L5=L7，除 L1、L3、L8 处理相比 CK 差异性不显著(P>0.05)外，其余处理发芽率均受固体废弃物添加影响显著低于 CK(P<0.05)，且只有 L1、L2、L3、L4、L8、L9 与 CK 处理大于 80%。紫叶小檗成活率除 L3、L9 处理小于 CK 外，其余处理均显著高于 CK(P<0.05)。高羊茅生物量变化趋势与紫叶小檗变化趋势相似。高羊茅生物量以 L4 处理最大，明显高于 CK(P<0.05)，其余处理与 CK 间差异不显著，紫叶小檗则是以 L3 处理最优，L4 处理次之，二者明显高于其余处理(P<0.05)，其余处理与 CK 间差异性不显著。

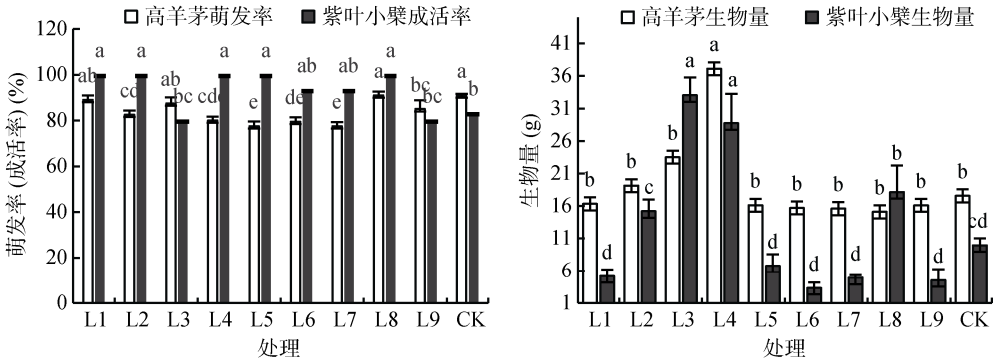

图 1 高羊茅与紫叶小檗成活率及生物量

Fig.1 Survival rates and bomass of Festuca elata and Berberis thunbergii of different soil substrates

3 最优基质配方筛选

在分析不同废弃物配比处理对土壤理化性质、养分以及植物生长反应基础上，为了全面、综合评价以筛选最适宜基质配比，本试验采用主成分分析与聚类分析法[32-33]对试验所测指标进行降维分析，并以最终综合得分对试验混配基质进行筛选。试验主成分特征值与方差贡献率见表 10。确定的 4 个主成分 F_1 ~ F_4 方差贡献率累计达 80.851%，可以代表各配方 15 项指标信息。

表 10 主成分载荷、特征值与方差贡献率

Table 10 Principal component load, eigenvalue and variance contribution rate

主成分	F_1	F_2	F_3	F_4
特征值	5.459	3.153	2.111	1.404
贡献率(%)	36.394	21.023	14.074	9.36
累计贡献率(%)	36.394	57.417	71.491	80.851

用每个指标分别对应于 4 个主成分的载荷值，除以主成分相对应的特征值，开平方根绝对值即可得每个指标分别对应的 4 个主成分的特征值系数。用对应主成分特征值系数与标准化后数据相乘后求和，则得主成分表达式(以 F_1 为例)：$F_1=0.178ZX_1-0.362ZX_2-0.152ZX_3+0.382ZX_4-0.360ZX_5+0.110ZX_6+0.111ZX_7+0.2547ZX_8-0.277ZX_9+0.344ZX_{10}+0.363ZX_{11}-0.243ZX_{12}+0.187ZX_{13}-0.099ZX_{14}+0.137ZX_{15}$，$F_i$ 表示第 i 个主成分得分，ZX_1 ~ ZX_{17} 分别代表各配比处理容重、pH、孔隙度、毛管孔隙度、非毛管孔隙、EC、CEC、有机质、有效磷、速效钾、碱解氮、高羊茅发芽率与生物量、紫叶小檗成活率与生物量标准化后数据。

综合评分结果计算表达式：$F=[r_1/(r_1+r_2+r_3+r_4)F_1+[r_2/(r_1+r_2+r_3+r_4)]F_2+[r_3/(r_1+r_2+r_3+r_4)]F_3+[r_4/(r_1+r_2+r_3+r_4)]F_4=0.450F_1+0.260F_2+0.174F_3+0.116F_4$。通过主成分和综合评价函数表达式计算得出各配比的主成分得分和综合得分，结果见表 11。从表 11 可看出，各处理综合得分从优到劣排序为 L3>L4>L7>L9>L5>L2>CK>L6>L1>L8。将各处理的主成分得分作为新指标对各处理配比进行衡量分级，以欧氏距离衡量各处理间差异大小，用最短距离法将各处理效果按相似程度进行系统聚类，得出各处理聚类结果见图 2。结合图 2 聚类结果与表 11 综合评分，将配比基质分为 7 级， L3、L4 处理为第一级，L7、L5 处理为第二级，L9 处理为第三级，L2 处理为第四级，CK 处理为第五级，L6、L1 处理为第六级，L8 处理为第七级，效果较差。因此根据聚类结果可知，试验基质配比较优前三处理是 L3、L4、L7。经与《绿化种植土壤》相比，L4 处理容重指标超出标准上限，且重金属 Hg 含量较高，因此最终选定 L3 处理为最优配比，即粉煤灰：污泥：垃圾堆肥：土=5%：20%：20%：55%，L7 处理为备选项。

表 11　各处理主成分得分与排序

Table 11　Scores and ranks of main components of different soil substrates

处理	F1		F2		F3		F4		F	
	得分	排序	得分	排序	得分	排序	得分	排序	得分	排序
L1	–0.477 8	8	–0.510 5	9	–0.087 2	7	–0.002 6	6	–1.078 8	9
L2	0.619 9	3	–0.468 5	8	–0.004 3	5	–0.067 3	7	–0.039 7	6
L3	1.043	2	0.478 4	2	0.247 7	2	–0.053 4	6	1.750 1	1
L4	1.162 9	1	–0.004 2	7	0.233 8	3	–0.164 9	8	1.264 1	2
L5	0.196 1	5	0.003 7	6	–0.079	6	0.042 3	4	0.067 5	5
L6	–0.150 2	6	–0.806 8	10	0.007 3	4	0.097 7	2	–0.787 3	8
L7	0.593 3	4	0.189 7	4	–0.156 4	8	0.259 6	1	0.985	3
L8	–1.142 1	9	0.051 9	5	–0.400 1	10	–0.202 5	9	–1.619 7	10
L9	–0.241 5	7	0.798 5	1	–0.396 4	9	0.038 6	5	0.129 7	4
CK	–1.603 6	10	0.267 9	3	0.634 6	1	0.052 5	3	–0.670 9	7

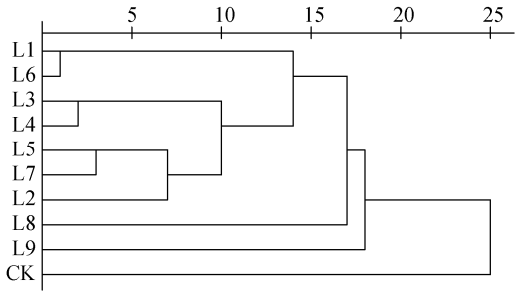

图 2　各处理聚类树状图

Fig. 2　Clustering tree of different soil substrates

废弃物随着来源、地域、产生时段与利用前处理方式等不同，其组成与性状有较大变化。当被用作土壤改良剂、替代组成等成分加入土壤后，对土壤的影响主要通过改变土壤物质组成与土壤性状而影响土壤质量。本试验通过盆栽试验筛选出的不同废弃物混合改良客土的最优配比，还应继续通过大田模试验对筛选结果进行验证。由于污泥与垃圾堆肥中可能含有大量重金属和有机污染物，因此在以后试验中应认真监测、评估使用废弃物可能带来的二次污染风险。

4　结论

1) 垃圾堆肥是改善配比土壤理化性质与养分含量的主要因子，添加垃圾堆肥可以降低土壤容重与 pH，增大总孔隙度、EC、CEC、有效养分和有机质含量。添加污泥只对有效磷提升明显，效果不及垃圾堆肥。添加粉煤灰主要改善土壤物理性质，降低土壤容重，增大总孔隙度，而对土壤 pH、CEC 与碱解氮的改良具有负效应。

2) 各配比土壤基质中 L3 处理土壤理化性质、养分含量、植物生长均为较优，综合为最优。最终筛选最优配方为粉煤灰：污泥：垃圾堆肥：土比例为 5%：20%：20%：55%。

3) 各基质配方土壤重金属含量低于 CJ/T340—2016《绿化种植土壤标准》Ⅱ级标准值，因此利用 3 种固体废弃物混合改良矿区废弃地土壤是可行的，筛选配方可以作为矿区废弃地生态修复客土基质的推荐方案。

参考文献：

[1] 苏光全, 何书金, 郭焕成. 矿区废弃土地资源适宜性评价[J]. 地理科学进展, 1998, 17(4): 39–46.

[2] 李永庚, 蒋高明. 矿山废弃地生态重建研究进展[J]. 生态学报, 2004, 24(1): 95–100.

[3] 苏迪. 济宁市采煤塌陷地综合治理存在问题与对策研究[D]. 山东泰安: 山东农业大学, 2016.

[4] Mahale N K, Patil S D, Sarode D B, et al. Effect of fly ash as an admixture in agriculture and the study of heavy metal accumulation in wheat (*Triticumaestivum*), mung bean (*Vignaradiata*), and urad beans (*Vignamungo*)[J]. Polish Journal of Environmental Studies, 2012, 21(6): 1713–1719.

[5] Adrianodc, Weberj, Bolanns, et al. Effects of high rates of coal fly ash on soil, turfgrass and groundwater quality[J]. Water, Air & Soil Pollution, 2002, 139(1/2/3/4): 365–385.

[6] Yuan J, Liu F. The environmental impact of fly ash on turfgrass growth[J]. Environmental Protection and Technology, 2008, 14(1): 16–18.

[7] 马娜, 陈玲, 何培松, 等. 城市污泥资源化利用研究[J]. 生态学杂志, 2004, 23(1): 86–89.

[8] Lavado R S. Effects of sewage-sludge application on soils and sunflower yield: quality and toxic element accumulation[J]. Journal of Plant Nutrition, 2006, 29(6): 975–984.

[9] 王博宇, 郭建斌. 不同配比污泥基质对 2 种草本植物生长的影响[J]. 中国农学通报, 2015, 31(28): 29–33.

[10] 赵亮, 唐泽军, 刘芳. 粉煤灰改良沙质土壤水分物理性质的室内试验[J]. 环境科学学报, 2009, 29(9): 1951–1957.

[11] Ram L C，Masto R E. Fly ash for soil amelioration: a review on the influence of ash blending with inorganic and organic amendments[J]. Earth -Science Reviews, 2014,128: 52–74.

[12] Warman P R, Termeer W C. Evaluation of sewage sludge, septic waste and sludge compost applications to corn and forage: Yields and N, P andK content of crops and soils[J]. Bioresource Technology, 2005, 96(8): 955–961.

[13] 金奕胜. 添加垃圾腐殖土和堆肥对土壤物理性质及紫穗槐生长影响研究[D]. 北京: 北京林业大学, 2014.

[14] 蔡函臻, 宁西翠, 王权, 等. 碱性固体对污泥的调质堆肥影响及产品对土壤的改良潜力[J]. 环境科学, 2016, 37(12): 4848–4856.

[15] 刘荷芳, 荆志林, 张克, 等. 不同污泥的复混基质性质及对牧草生长的影响[J]. 北京农学院学报, 2015, 30(3): 96–102.

[16] 郑九华. 沉陷地复垦机制效应与重金属元素的植物修复研究[D]. 山东泰安: 山东农业大学, 2008.

[17] 徐良骥, 许善文, 杨秀芳, 等. 粉煤灰充填复垦地理化特性与重金属分布特征研究——以淮南洛河电厂粉煤灰复垦地为例[J]. 农业环境科学学报, 2012, 31(12): 2352–2360.

[18] 季慧慧, 黄明丽, 何键, 等. 粉煤灰对土壤性质改善及肥力提升的作用研究进展. 土壤, 2017, 49(4): 665–669.

[19] 中华人民共和国住房和城乡建设部.绿化种植土壤: CJ/T340-2016[S]. 北京: 中国标准出版社, 2016.

[20] 解文艳, 周怀平, 关春林, 等. 山西省主要农田土壤速效养分状况与分布. 山西农业科学, 2011, 39(10): 1083–1087.

[21] 刘蝴蝶, 李晓萍, 赵国平, 等. 山西主要耕作土壤肥力现状及变化规律. 山西农业科学, 2010, 38(1): 73–77.

[22] 鲁如坤. 土壤农业化学分析方法[M]. 北京: 中国农业科技出版社, 2000.

[23] 中华人民共和国农业部. 火焰原子吸收分光光度法: NY/T 889—2004[S]. 北京:中国标准出版社, 2005.

[24] 中华人民共和国农业部. 土壤有机质的测定. 硫酸亚铁铵滴定法: NY/T 1121.6—2006[S]. 北京: 中国标准出版社, 2006.

[25] 国家环境保护局. 土壤质量 铅、镉的测定. 石墨炉原子吸收分光光度法: GB/T 17141—1997[S]. 北京: 中国标准出版社, 2006.

[26] 中华人民共和国国家质量监督检验检疫总局, 中国国家标准化管理委员会. 土壤质量 总汞、总砷、总铅的测定.原子荧光法: GB/T 22105.2—2008[S]. 北京: 中国标准出版社, 2008.

[27] 朱莉, 贾小红, 王克武. 北京地区土壤肥力与施肥变化//中国化肥 100 年回眸：化肥在中国应用的 100 年纪念. 北京: 中国农业科学技术出版社, 2002: 257–266.

[28] 王晓玲, 冯永军, 康惊涛, 等. 采煤沉陷地一种复垦基质植物生长试验研究[J]. 农业工程学报, 2006, 22(4): 62–65.

[29] 史崇文, 赵玲芝, 郭新波, 等. 山西省土壤元素背景值的分布规律及其影响因素[J]. 农业环境保护, 1996, 15(1): 24–28.

[30] 高鹏, 刘勇, 苏超. 太原城区周边土壤重金属分布特征及生态风险评价[J]. 农业环境科学学报, 2015, 34(5): 866–873.

[31] 徐争启, 倪师军, 庹先国, 等. 潜在生态危害指数法评价中重金属毒性系数计算[J].环境科学与技术, 2008, 31(2): 112–115.

[32] 陈欢, 曹承富, 张存岭, 等. 基于主成分-聚类分析评价长期施肥对砂姜黑土肥力的影响[J]. 土壤学报, 2014, 51(3): 609–617.

[33] 陈留美, 桂林国, 吕家珑, 等. 应用主成分分析和聚类分析评价不同施肥处理条件下新垦淡灰钙土土壤肥力质量[J]. 土壤, 2008, 40(6): 971–975.