

不同对比对煤矸石及巨菌草体内重金属含量的影响

王 宏^{1,2}, 徐秀月^{1,2*}, 付知鑫^{1,2}, 霍莹莹^{1,2}

¹贵州师范学院地理与资源学院, 贵州 贵阳

²贵州省流域地理国情监测重点实验室, 贵州 贵阳

收稿日期: 2026年5月8日; 录用日期: 2026年6月30日; 发布日期: 2026年7月30日

摘 要

为探究煤矸石、粉煤灰与有机质不同对比对基质重金属含量及巨菌草(*Pennisetum giganteum*)茎部重金属富集的影响, 设置CK (纯煤矸石)及CS1~CS9共9个复配处理(总质量1500 g), 分析基质与植物茎中Fe、Cu、Zn、Mn四种元素含量及其相关性。结果表明: 基质中, CS2 (7:2:1)处理有利于Fe、Cu富集, CS3 (6:3:1)处理有利于Zn富集, CS6 (7:1:2)处理有利于Mn富集; 有机质添加整体抑制Cu、Zn积累。植物茎中, CS4 (5:4:1)处理促进Cu富集(59.91 mg/kg), CS2处理促进Zn富集(580.52 mg/kg), 复配处理均显著降低Mn含量(降幅86%以上), Fe含量处理间无显著差异。相关性分析显示, 基质Fe与茎Fe($r = 0.623$)、基质Zn与茎Zn($r = 0.715$)呈显著或极显著正相关, Cu、Mn未达显著水平。综合考量, CS8 (5:1:4)和CS9 (4:1:5)配比在促进植物生长的同时能有效抑制重金属向地上部分迁移, 具有较好应用潜力。

关键词

煤矸石, 粉煤灰, 有机质, 重金属, 巨菌草

Effects of Different Proportions on Heavy Metal Contents in Coal Gangue and *Pennisetum giganteum*

Hong Wang^{1,2}, Xiuyue Xu^{1,2*}, Zhixin Fu^{1,2}, Yingying Huo^{1,2}

¹School of Geography and Resources, Guizhou Education University, Guiyang Guizhou

²Guizhu Provincial Key Laboratory of Geographic State Monitoring of Watershed, Guiyang Guizhou

Received: May 8, 2026; accepted: June 30, 2026; published: July 30, 2026

*通讯作者。

文章引用: 王宏, 徐秀月, 付知鑫, 霍莹莹. 不同对比对煤矸石及巨菌草体内重金属含量的影响[J]. 矿山工程, 2026, 14(4): 1168-1180. DOI: 10.12677/me.2026.144115

Abstract

To investigate the effects of different proportions of coal gangue, fly ash, and organic matter on heavy metal contents in the substrate and the enrichment of heavy metals in the stem of *Pennisetum giganteum*, nine treatments, including CK (pure coal gangue) and CS1 to CS9 (total mass 1500 g), were established. The contents of Fe, Cu, Zn, and Mn in the substrate and plant stems, as well as their correlations, were analyzed. The results showed that in the substrate, the CS2 (7:2:1) treatment facilitated the enrichment of Fe and Cu, the CS3 (6:3:1) treatment facilitated the enrichment of Zn, and the CS6 (7:1:2) treatment facilitated the enrichment of Mn. Organic matter addition generally inhibited the accumulation of Cu and Zn. In plant stems, the CS4 (5:4:1) treatment promoted Cu accumulation (59.91 mg/kg), and the CS2 treatment promoted Zn accumulation (580.52 mg/kg). All compound treatments significantly reduced Mn content (by more than 86%), while no significant difference in Fe content was observed among treatments. Correlation analysis revealed that substrate Fe was significantly positively correlated with stem Fe ($r = 0.623$), and substrate Zn was highly significantly positively correlated with stem Zn ($r = 0.715$), while Cu and Mn did not reach significant levels. Overall, the CS8 (5:1:4) and CS9 (4:1:5) ratios promoted plant growth while effectively inhibiting the migration of heavy metals to the aboveground parts, demonstrating good application potential.

Keywords

Coal Gangue, Fly Ash, Organic Matter, Heavy Metal, *Pennisetum giganteum*

Copyright © 2026 by author(s) and Hans Publishers Inc.

This work is licensed under the Creative Commons Attribution International License (CC BY 4.0).

<http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>



Open Access

1. 引言

当前新能源正处于发展阶段，在全球能源供应中仍存在一定缺口。煤炭等传统资源仍在全球能源供应中发挥着重要作用。我国作为煤炭生产大国，年产量高达 47 亿吨[1]。煤矸石是煤炭开采与洗选加工过程中产生的一种岩石，从来源来看，它主要可分为煤巷矸石、水洗矸石、岩巷矸石、自燃矸石、手选矸石及剥离矸石，这也使得煤矸石的来源极为广泛[2]。作为煤炭工业排放量最大的固体废物，煤矸石的产量约占原煤总产量的 10%~25%，同时它也是我国占地面积最大的工业固体废物之一，在全国工业固体废物总量中的占比超过 20% [3]。现阶段我国煤矸石主要存储方式是堆积，形成规模较大的煤矸石山超过 2600 座[4]。煤矸石的堆积不仅会占用大量的土地资源，而且不合理的堆放方式还会导致滑坡和自燃的风险，并且煤矸石含有硫和重金属等污染物，释放会污染环境[5]。

粉煤灰是煤炭燃烧后产生的细微颗粒[6]，其大量堆放会对周边的水体、大气、土壤及人体健康造成一定危害[7]。尽管粉煤灰目前已在农业、有价值元素提取及建材等领域得到应用，但现有利用方式普遍存在利用率不高、技术水平较低、产品附加值低等问题，难以满足日益增长的粉煤灰治理需求[8]。目前对于煤矸石和粉煤灰联合治理已有大量研究，Du 等[9]进行了一项优化配比试验，探索了煤矸石 - 土壤混合物、玉米秸秆、粉煤灰和保水剂的组合效果，结果表明这些材料的配合使用能有效改善基质理化性质，促进植物生长，并保证适宜的土壤养分配比。范秋运等[10]研究了粉煤灰用于煤矸石基质改良，结果表明其可作为植物生长基质，有利于煤矸石的处理和土壤质量的改善。基于此，本研究采用不同配比的煤矸石、粉煤灰与有机质制备生态土，以巨菌草为供试植物，探讨植物修复效果，旨在为矿区生态修复提供

理论依据。

2. 材料与方法

2.1. 实验材料

- 1) 煤矸石：取自贵州省毕节市大方县小屯乡矸石堆场。
- 2) 粉煤灰：取自贵州某发电厂。
- 3) 供试植物：巨菌草种子购于网上农资专卖店。
- 4) 有机质：牛粪与凋落物和秸秆混合，牛粪、秸秆购于网上农资专卖店，凋落物取自贵州师范学院，凋落的枫叶经洗涤、烘干、研磨后备用。

2.2. 试验设计

为研究不同基质配比中植物体内重金属含量的影响，本研究共设置 9 个处理，分别编号为 CS1~CS9。每个处理的总基质质量固定为 1500 g，由煤矸石、粉煤灰和有机质三种组分混合而成。处理 CS1~CS5 保持有机质含量不变(150 g，占比 10%)，依次调整煤矸石与粉煤灰的比例，质量比分别为 8:1、7:2、6:3、5:4、4:5；处理 CS6~CS9 保持粉煤灰含量不变(150 g，占比 10%)，依次调整煤矸石与有机质的比例，质量比同样为 7:2、6:3、5:4、4:5。每个处理均设置 3 个重复，本研究另设对照组(CK)，各实验配比如表 1 所示。

Table 1. Proportions of each substance in different treatment groups
表 1. 不同处理组中各物质配比

处理编号	煤矸石(g)	粉煤灰(g)	有机质(g)	质量配比	总质量(g)
CK	1500	0	0	-	1500
CS1	1200	150	150	8:1:1	1500
CS2	1050	300	150	7:2:1	1500
CS3	900	450	150	6:3:1	1500
CS4	750	600	150	5:4:1	1500
CS5	600	750	150	4:5:1	1500
CS6	1050	150	300	7:1:2	1500
CS7	900	150	450	6:1:3	1500
CS8	750	150	600	5:1:4	1500
CS9	600	150	750	4:1:5	1500

盆栽实验：将 10 个处理按配比分别配制，充分混匀后浇透水，静置一周。巨菌草种子先用清水浸泡 12 小时。选取带有饱满芽的种子，使芽朝上，以 45°角斜插入基质中，覆盖 2~3 cm 厚的生态土，每盆种植 3 粒。

2.3. 样品采集与分析

植物生长 90 d 后，用不同的不锈钢剪刀，将植物的地上部分与地下部分分离后用去离子水洗干净，再用吸水纸将表面的水吸干，然后至于 105℃的烘箱内杀青 0.5 h，然后在 75℃下烘到恒重，并研磨过 100 目备用。

用硝酸-氢氟酸-高氯酸高温溶解土壤样品和植物样品进行消解，使用电感耦合等离子体质谱仪(iCAP RQ，赛默飞世)测定土壤和植物的 Mn、Cu、Fe、Zn 的含量。

2.4. 数据处理与分析

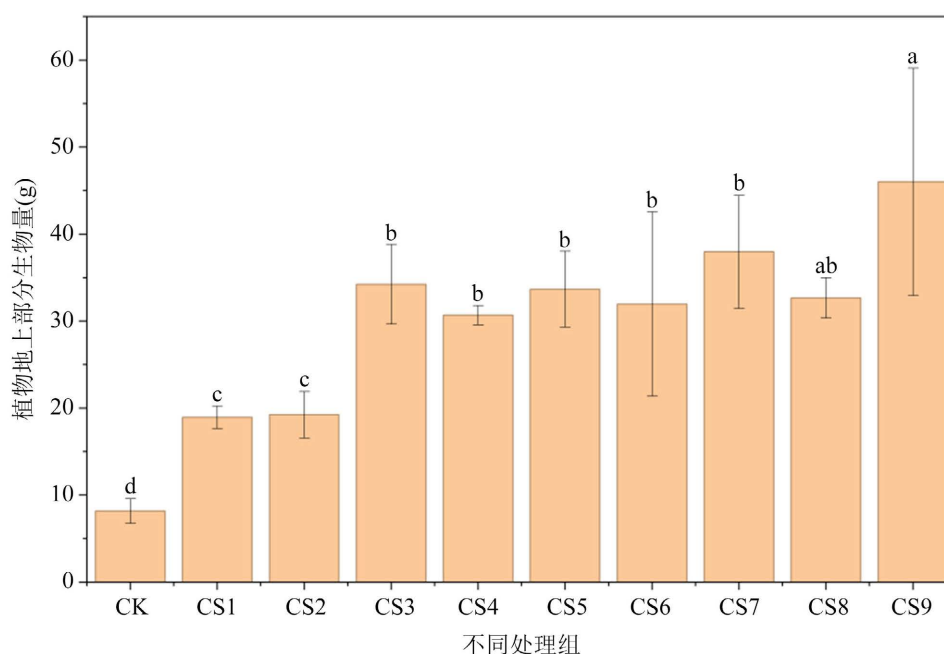
使用 IBM SPSS statistics 26 进行数据统计与分析, 利用 Origin 2021 作图。采用富集系数、转运系数对巨菌草的富集能力及转运能力进行分析与评价。

3. 结果与分析

3.1. 不同处理组中植物生物量的变化

植物生物量的多少是衡量植物生长状况的重要指标[11]。在重金属的胁迫下, 巨菌草的生长会受到抑制, 生物量会下降[12]。各处理与地上部分生物量之间的关系如图 1 所示, 不同配比处理对植物地上部分生物量均有一定的影响。其中, CK 处理组的生物量最低, 为 8.17 g, 显著低于其他处理组($P < 0.05$)。在有机质固定为 150 g 的处理中(CS1~CS5), CS1 (8:1:1)与 CS2 (7:2:1)生物量接近, 二者无显著差异; CS3 (6:3:1)、CS4 (5:4:1)及 CS5 (4:5:1)生物量显著提升至 30.7~34.2 g ($P < 0.05$), 但三者间差异不显著, 表明在有机质较低时, 煤矸石比例降至 60%以下即可获得较高的促生效果, 进一步增加粉煤灰并无额外增益。

在煤矸石与粉煤灰比例相对固定而有机质递增的处理中(CS6~CS9), 生物量随有机质增加整体呈上升趋势。CS6 (7:1:2)和 CS7 (6:1:3)生物量(32.0~38.0 g)与 CS3~CS5 处于同一水平。CS8 (5:1:4)生物量为 32.67 g, 与 CS3~CS7 及 CS9 均无显著差异。CS9 (4:1:5)生物量最高(46.00 g), 显著高于除 CS8 外的所有处理($P < 0.05$)。综上, 以 CS9 (煤矸石:粉煤灰:有机质 = 4:1:5)配比促进效果最优, CS8 次之且稳定性更佳。



注: 不同小写字母表示处理间存在显著差异($P < 0.05$), 下同。

Figure 1. Aboveground biomass of plants in different treatment groups

图 1. 不同处理组中植物地上部分生物量

3.2. 不同处理中重金属富集的影响

3.2.1. 不同处理中基质的重金属含量变化

各处理基质中 Mn 含量如图 2 所示。不同配比处理对基质 Mn 含量影响显著($P < 0.05$)。CK 处理组中

基质 Mn 含量为 336.72 mg/kg, 与 CS4 处理(314.78 mg/kg)处于同一水平, 二者间差异不显著($P > 0.05$), 且均显著低于 CS1、CS2、CS3、CS5、CS6、CS8、CS9 等处理($P < 0.05$)。

在有机质固定为 150 g、煤矸石与粉煤灰比例递减的处理(CS1~CS5)中, CS1、CS2、CS3 和 CS5 的 Mn 含量分别为 462.20 mg/kg、474.90 mg/kg、476.42 mg/kg 和 484.32 mg/kg, 四者间差异不显著($P > 0.05$), 但均显著高于 CK 和 CS4 ($P < 0.05$)。上述结果表明, 在有机质固定的条件下, 粉煤灰比例从 1:1 递增至 5:1 时, 除煤矸石与粉煤灰比例为 5:4 (CS4)外, 其余配比均显著提高了基质 Mn 含量, 且 CS4 与其他粉煤灰占比较高处理间存在显著差异, 提示该配比下可能存在某种抑制 Mn 释放的机制。

当粉煤灰固定为 150 g, 有机质由 150 g 递增至 750 g 的处理(CS6~CS9)中, CS6 的 Mn 含量最高, 达 527.02 mg/kg, 显著高于其他所有处理($P < 0.05$)。CS7 的 Mn 含量为 393.35 mg/kg, 与 CK 及 CS4 差异不显著($P > 0.05$), 但显著低于 CS6 ($P < 0.05$)。CS8 和 CS9 的 Mn 含量分别为 444.60 mg/kg 和 444.22 mg/kg, 二者间差异不显著($P > 0.05$), 且与 CS1、CS2、CS3、CS5 处于同一水平。上述结果表明, 当有机质比例较低时, 基质 Mn 含量显著升高; 随着有机质比例进一步增加, Mn 含量先下降后回升, 但均未超过 CS6 的水平。

综上所述, 不同配比处理对基质 Mn 含量的调控作用存在明显差异。CS6 (煤矸石:粉煤灰:有机质 = 7:1:2)处理显著促进了基质中 Mn 的积累, 为最高值组; 而 CK 与 CS4 处理 Mn 含量最低, 显著抑制了 Mn 的富集。其余处理(CS1, CS2, CS3, CS5, CS8, CS9)的 Mn 含量处于中等水平且组间差异不显著。

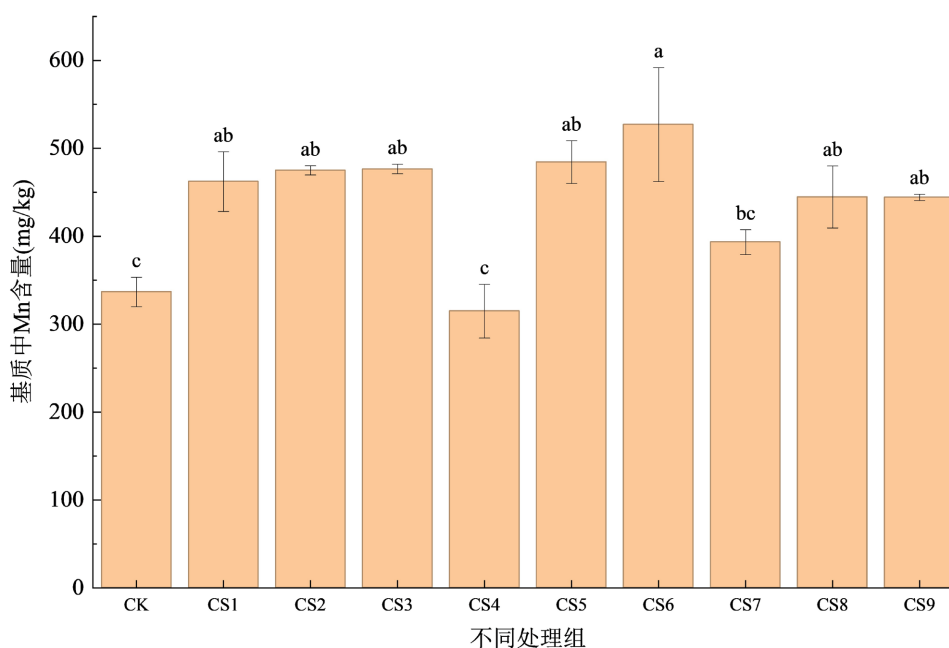


Figure 2. Changes in Mn content in the substrate under different treatment groups

图 2. 不同处理组中基质 Mn 的含量变化

各处理基质中 Cu 含量的变化如图 3 所示。在有机质添加量恒定为 150 g、逐步以粉煤灰替代煤矸石的处理(CS1~CS5)中, 基质 Cu 含量呈现波动变化。CS2 (煤矸石 1050 g、粉煤灰 300 g)的 Cu 含量最高, 达到 253.40 mg/kg, 显著高于其他各处理($P < 0.05$)。CS1 (煤矸石 1200 g、粉煤灰 150 g)的 Cu 含量为 203.57 mg/kg, 与 CS2 处于同一统计水平($P > 0.05$)。当粉煤灰用量增至 450 g (CS3)和 750 g (CS5)时, Cu 含量分别降至 157.48 mg/kg 和 158.30 mg/kg, 二者无显著差异($P > 0.05$), 但均显著高于 CS4 ($P < 0.05$)。CS4 (煤矸石 750 g、粉煤灰 600 g)的 Cu 含量最低, 仅为 92.12 mg/kg。由此可见, 粉煤灰用量为 300 g 时最有利

于基质 Cu 的富集, 而用量达到 600 g 时反而表现出明显的抑制效应。

随着有机质用量的增加, 各处理组中 Cu 含量呈逐渐降低趋势(CS6~CS9)。CS6 (有机质 300 g)的 Cu 含量为 195.73 mg/kg, 与 CS1、CS2 水平相当($P > 0.05$)。当有机质用量提升至 450 g (CS7)、600 g (CS8)和 750 g (CS9)时, Cu 含量分别下降至 99.67 mg/kg、104.20 mg/kg 和 96.72 mg/kg, 三者与 CK 处理组均无显著差异($P > 0.05$), 且显著低于 CS6 ($P < 0.05$)。说明有机质用量超过 300 g 后, 基质对 Cu 的保持能力明显减弱。

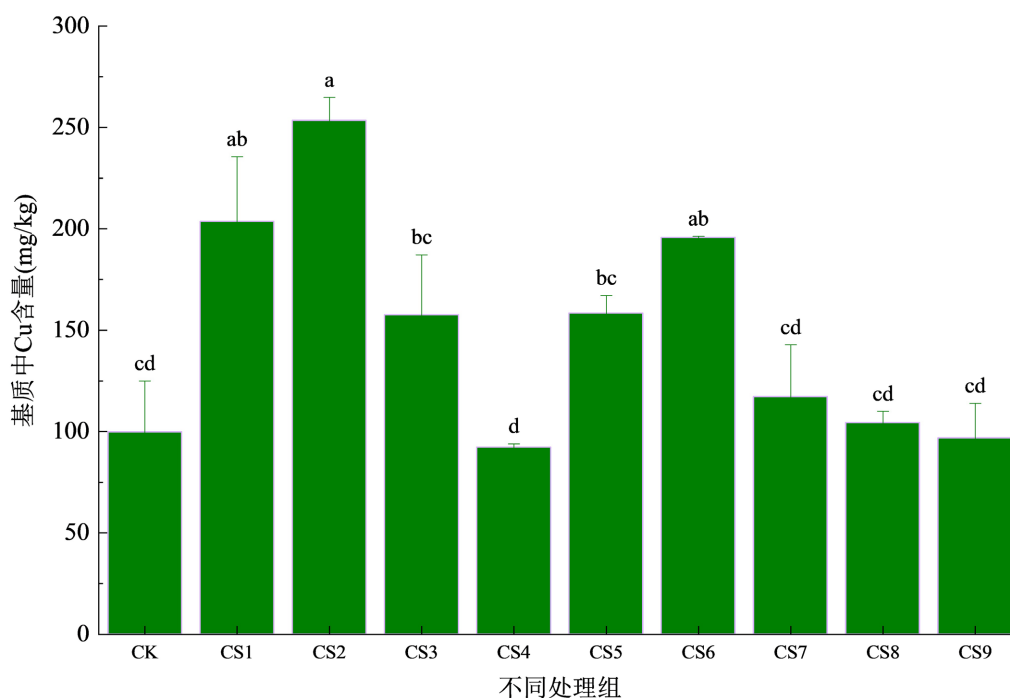


Figure 3. Changes in Cu content in the substrate under different treatment groups

图 3. 不同处理组中基质 Cu 的含量变化

各处理基质中 Fe 含量的变化如图 4 所示, CK 处理组中 Fe 含量为 25,170 mg/kg, 明显低于其它处理组中 Fe 的含量($P < 0.05$)。随着粉煤灰添加量的逐渐增加, Fe 含量表现出先升高后略有波动的趋势。CS2 (煤矸石 1050 g、粉煤灰 300 g)的 Fe 含量最高, 达到 36,855 mg/kg, 显著优于其他所有处理($P < 0.05$)。CS1 (煤矸石 1200 g、粉煤灰 150 g)、CS3 (煤矸石 900 g、粉煤灰 450 g)、CS4 (煤矸石 750 g、粉煤灰 600 g)和 CS5 (煤矸石 600 g、粉煤灰 750 g)的 Fe 含量分别为 32,795 mg/kg、31,415 mg/kg、34,010 mg/kg 和 34,892 mg/kg, 四者处于同一统计水平($P > 0.05$), 且均明显高于 CK 处理组。上述结果提示, 当粉煤灰用量达到 300 g 时, 基质 Fe 富集能力最强; 粉煤灰用量在 150~750 g 范围内, Fe 含量整体维持较高水平且波动不大, 说明粉煤灰的掺入对 Fe 具有普遍的提升作用。

在粉煤灰添加量一定的条件下, 提高有机质用量的处理(CS6~CS9), Fe 含量呈现相对平稳的态势。CS6 (有机质 300 g)、CS7 (有机质 450 g)、CS8 (有机质 600 g)和 CS9 (有机质 750 g)的 Fe 含量分别为 29,330 mg/kg、33,260 mg/kg、30,325 mg/kg 和 33,305 mg/kg, 四者之间均未达到显著性差异($P > 0.05$), 表明有机质用量的改变对基质 Fe 含量未产生明显的扰动效应。其中 CS6 和 CS8 略低, 但与 CS7、CS9 相比差异不显著。CK 中 Fe 含量最低, 显著低于 CS1~CS5 及 CS7、CS9 ($P < 0.05$), 进一步验证了粉煤灰添加对提升基质 Fe 含量的关键作用。

综上, 基质 Fe 含量主要受粉煤灰用量的影响, 粉煤灰掺入后 Fe 含量普遍升高, 其中以 300 g 粉煤灰处理效果最佳; 有机质用量的增减对 Fe 含量的影响较为有限。

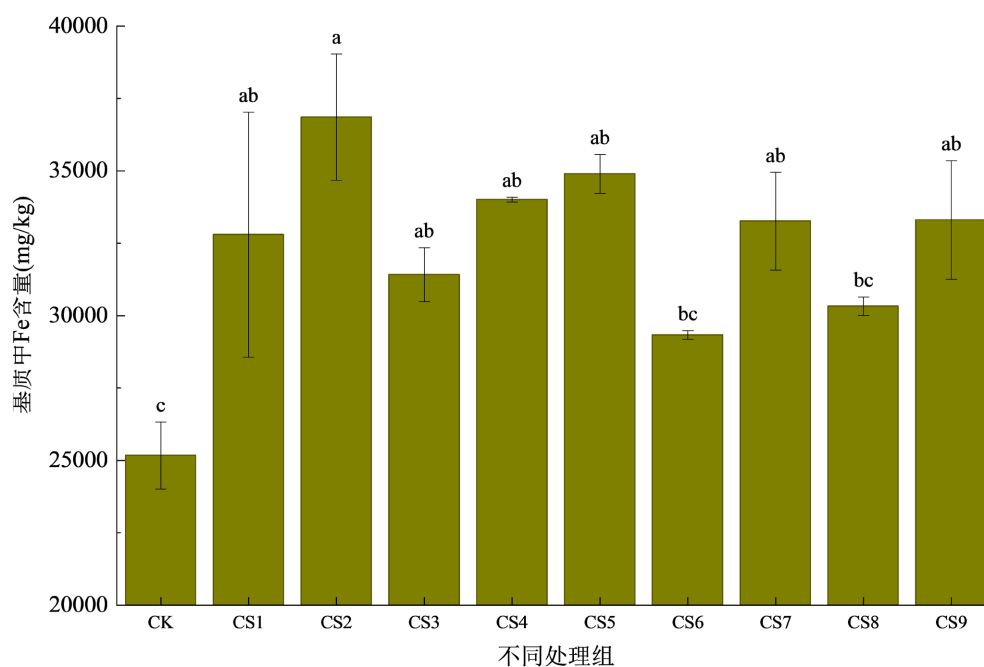


Figure 4. Changes in Fe content in the substrate under different treatment groups

图 4. 不同处理组中基质 Fe 的含量变化

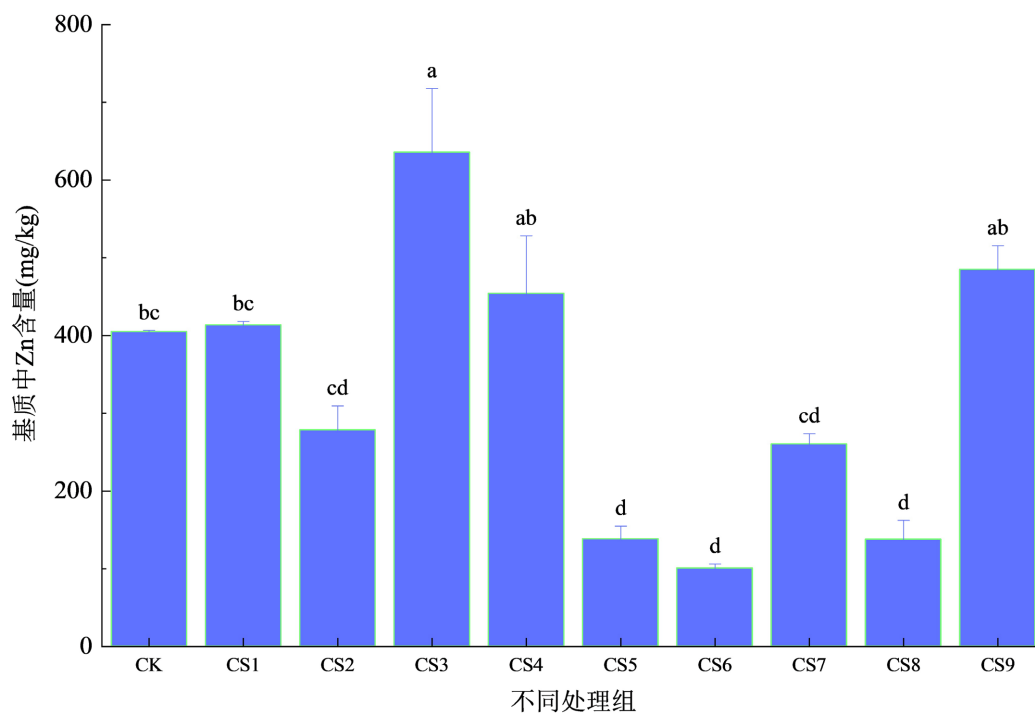


Figure 5. Changes in Zn content in the substrate under different treatment groups

图 5. 不同处理组中基质 Zn 的含量变化

方差分析结果表明,不同处理间基质 Zn 含量存在极显著差异($P < 0.01$) (图 5)。CS3 处理(煤矸石 900 g、粉煤灰 450 g、有机质 150 g)的 Zn 含量最高,为 635.70 mg/kg,显著高于其他所有处理($P < 0.05$)。CS4 (453.85 mg/kg)与 CS5 (484.93 mg/kg)两个处理组中基质的 Zn 含量与 CS3 的差异未达显著水平($P > 0.05$),表明粉煤灰用量在 450~750 g 范围内, Zn 含量维持在较高水平且无显著波动。CK (404.78 mg/kg)、CS1 (404.78 mg/kg)及 CS2 (413.45 mg/kg)三者间差异不显著($P > 0.05$),三个处理组中 Zn 含量显著低于 CS3 ($P < 0.05$),但与 CS4、CS5 无统计学差异。

有机质添加处理(CS6~CS9)整体表现为最低水平。CS6 (100.33 mg/kg)、CS8 (137.60 mg/kg)及 CS9 (138.05 mg/kg)三者间差异不显著($P > 0.05$),但显著低于所有其他处理($P < 0.05$)。CS7 (260.22 mg/kg)虽显著高于 CS6、CS8、CS9 ($P < 0.05$),但仍显著低于 CS1~CS5 及 CK ($P < 0.05$)处理组。因此,粉煤灰用量达到 450 g 时基质 Zn 含量显著升高,而有机质添加(≥ 300 g)普遍抑制 Zn 的积累。

3.2.2. 不同处理中巨菌草茎中重金属的含量

在利用植物修复污染土壤时,植物对重金属的富集能力是一项核心评价指标。巨菌草的地上部分占据了植株总生物量的绝大部分,是其发挥生理功能与利用价值的核心载体,因此本研究对巨菌草地上部分的重金属含量进行了测量分析[13]。研究发现,巨菌草对煤矸石、粉煤灰复合基质中的重金属具有较强耐受性。已有研究表明,巨菌草可通过自身调节适应重金属环境,在矿区废弃地修复中表现出良好潜力[14];其生长快、生物量大的特点,能稳定吸收土壤中的重金属,是污染土壤修复的优选物种[15];搭配改良剂使用,还能进一步提升修复效果,为这类复合基质的污染治理提供了可行思路[16]。

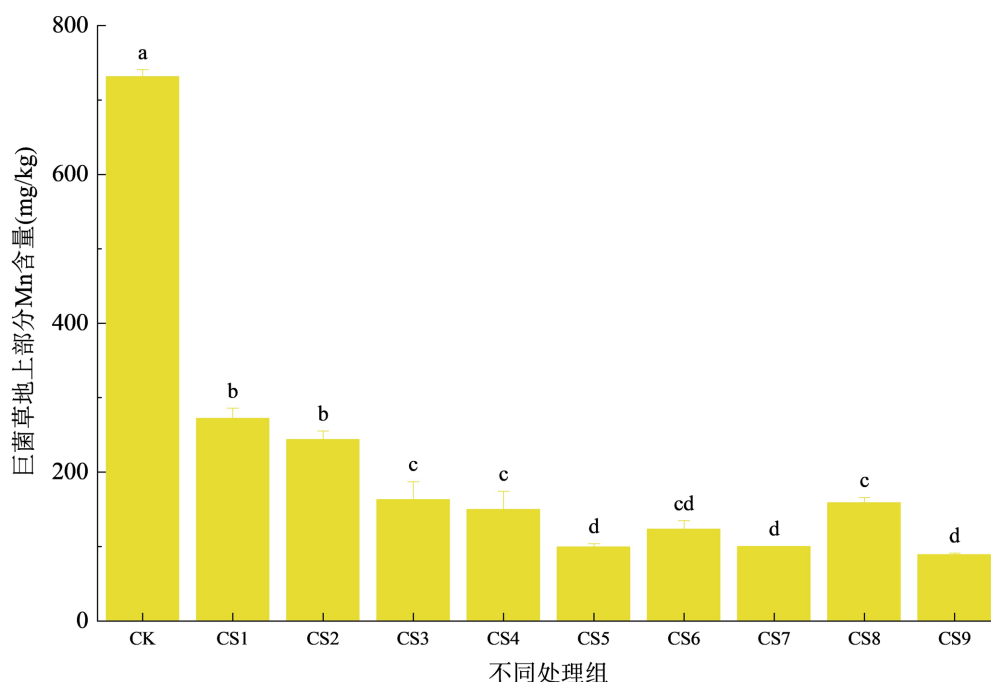


Figure 6. Variation characteristics of Mn content in plant aboveground parts

图 6. 植物地上部分 Mn 含量变化特征

如图 6 所示,不同处理间茎中 Mn 含量存在极显著差异($P < 0.01$)。CK 处理组中 Mn 含量最高,为 731.03 mg/kg,显著高于其他处理组($P < 0.05$)。CS1 (271.88 mg/kg)与 CS2 (243.02 mg/kg)之间差异不显著($P > 0.05$),但二者均显著低于 CK ($P < 0.05$)。CS3 (162.18 mg/kg)、CS4 (148.94 mg/kg)与 CS8 (158.20 mg/kg)

三者间差异不显著($P > 0.05$), 且均显著低于 CS1 和 CS2 ($P < 0.05$)。CS5 (98.61 mg/kg)、CS7 (99.24 mg/kg) 与 CS9 (88.34 mg/kg) 三者间差异不显著($P > 0.05$), 为全处理最低水平。

从配比规律来看, 在有机质固定为 150 g 的处理中(CS1~CS5), 随着粉煤灰用量由 150 g 增至 750 g, 茎中 Mn 含量由 271.88 mg/kg 持续下降至 98.61 mg/kg, 呈明显剂量-效应关系。在煤矸石与粉煤灰比例相对固定、有机质由 150 g 递增至 750 g 的处理中(CS6~CS9), 各处理 Mn 含量均处于较低水平(88.34~158.20 mg/kg), 显著低于 CK, 但有机质用量变化未表现出明显规律性。综上, 复配处理均显著降低了茎中 Mn 含量, 其中以 CS5、CS7、CS9 抑制效果最为显著。

方差分析表明(图 7), 不同处理间茎中 Cu 含量差异极显著($P < 0.01$)。CS4 处理(煤矸石 750 g、粉煤灰 600 g、有机质 150 g)的 Cu 含量达 59.91 mg/kg, 为所有处理中最高, 与其他处理差异均达显著水平($P < 0.05$)。CS2 (35.46 mg/kg) 与 CS3 (40.73 mg/kg) 水平相当, 二者无统计差异($P > 0.05$), 但均明显高于 CS1、CS5、CS7、CS9 等处理。CS6 (13.17 mg/kg) 与 CS8 (17.70 mg/kg) 的 Cu 含量处于低位, 其中 CS6 为全处理最低。CS1 (27.30 mg/kg)、CS5 (24.29 mg/kg)、CS7 (26.21 mg/kg) 及 CS9 (26.37 mg/kg) 四者数值接近, 彼此间无显著差异($P > 0.05$)。

在有机质恒为 150 g 的条件下(CS1~CS5), 随着粉煤灰用量从 150 g 逐步提高至 600 g, 茎中 Cu 含量持续增加, 至 CS4 达到峰值; 继续增加粉煤灰至 750 g (CS5) 则出现回落, 提示粉煤灰对 Cu 积累的促进作用存在阈值。相比之下, 有机质梯度增加的处理(CS6~CS9)整体 Cu 含量偏低, 未表现出随有机质用量变化的明显趋势。总体来看, CS4 是实现茎中 Cu 富集的最优配比, 而过量粉煤灰或较高有机质添加均不利于 Cu 的进一步积累。

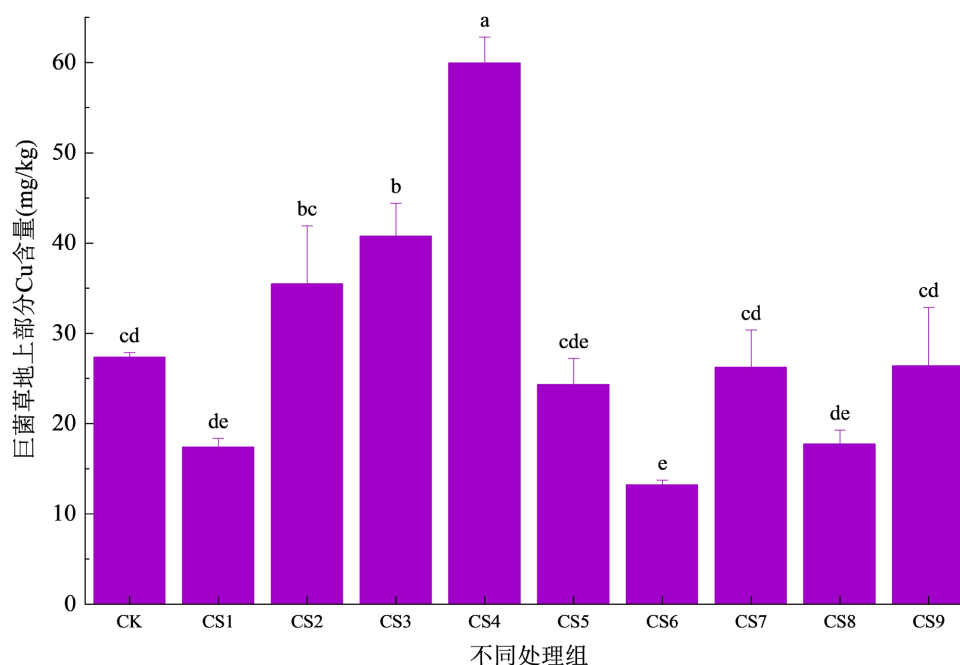


Figure 7. Variation characteristics of Cu content in plant aboveground parts

图 7. 植物地上部分 Cu 含量变化特征

方差分析结果表明(图 8), 各处理间茎中 Fe 含量差异未达到显著水平($P > 0.05$)。CS7 处理 Fe 含量最高(634.75 mg/kg), CS6 处理最低(372.38 mg/kg), 其余处理介于 407.10~607.77 mg/kg 之间。尽管不同处理组中 Fe 含量有一定的差异性, 但多重比较显示所有处理间均无统计学差异。

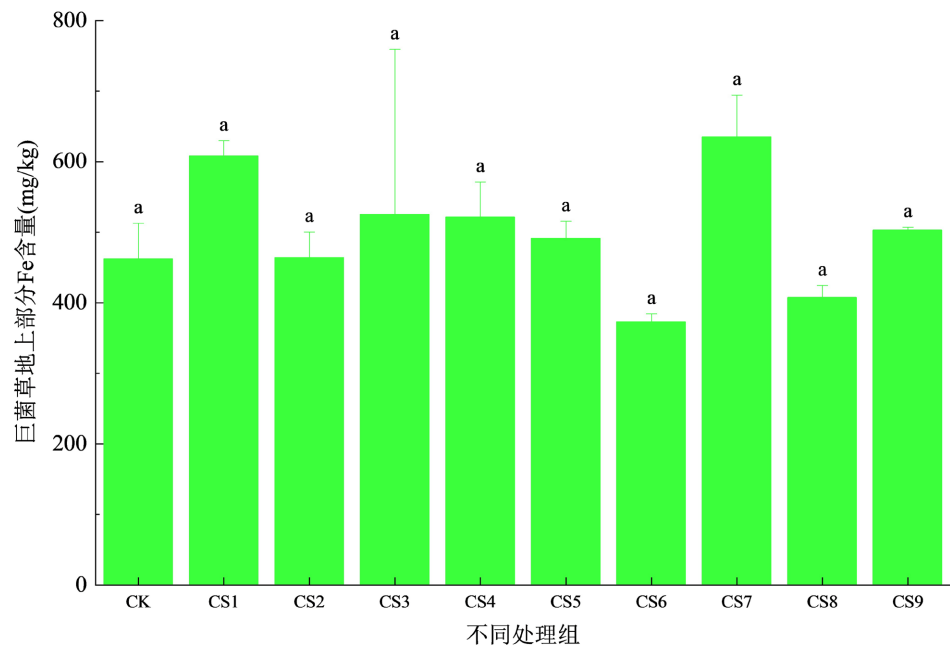


Figure 8. Variation characteristics of Fe content in plant aboveground parts
图 8. 植物地上部分 Fe 含量变化特征

在有机质的添加量固定为 150 g 的处理中(CS1~CS5), Fe 含量未呈现随粉煤灰用量变化的明确趋势。而在有机质递增的处理中(CS6~CS9), Fe 含量同样未表现出剂量 - 效应关系。CK 中的 Fe 含量为 461.80 mg/kg, 与各复配处理之间亦无显著差异。综上, 在本试验条件下, 不同配比处理未对茎中 Fe 积累产生实质性调控作用。

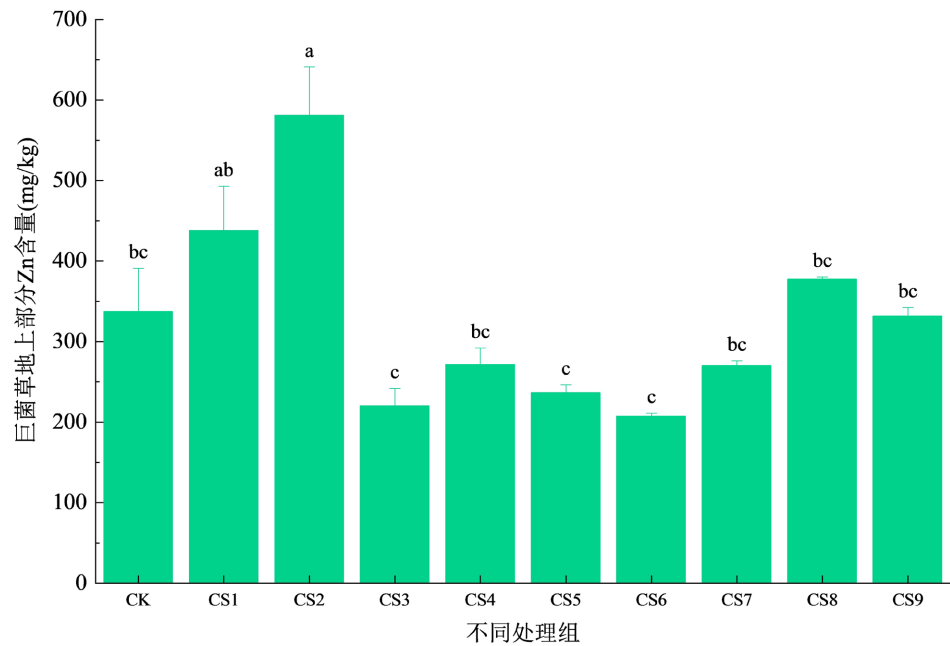


Figure 9. Variation characteristics of Zn content in plant aboveground parts
图 9. 植物地上部分 Zn 含量变化特征

巨菌草体内 Zn 含量如图 9 所示, 不同处理间茎中 Zn 含量具有一定的差异性。CS2 处理中的 Zn 含量最高, 达到 580.52 mg/kg, 显著高于其余各处理($P < 0.05$)。CS1 处理(437.60 mg/kg)次之, CS3 (219.55 mg/kg)、CS5 (235.98 mg/kg)和 CS6 (206.80 mg/kg)三者处于最低水平, 显著低于 CS1 及 CS2 ($P < 0.05$)。CK (336.70 mg/kg)、CS4 (271.05 mg/kg)、CS7 (269.68 mg/kg)、CS8 (377.05 mg/kg)和 CS9 (331.10 mg/kg)居中, 相互之间无显著差异($P > 0.05$)。

在对于有机质恒定系列(CS1~CS5)中, 当粉煤灰用量从 150 g 升至 300 g 时, Zn 含量由 437.60 mg/kg 增至 580.52 mg/kg; 继续增加粉煤灰至 450 g 及以上, Zn 含量反而降至 220~236 mg/kg, 说明过高粉煤灰用量不利于茎中 Zn 积累。对于有机质逐渐增加的系列(CS6~CS9), Zn 含量始终在 207~377 mg/kg 区间浮动, 与低粉煤灰用量的 CS3~CS5 水平相当, 显示出有机质添加对 Zn 积累的促进作用不突出。总体而言, CS2 配比最有利于茎中 Zn 富集, 而粉煤灰用量超过 300 g 或添加有机质均未产生更优效果。

4. 讨论

本研究通过设置不同配比的煤矸石、粉煤灰与有机质组合, 系统分析了基质中 Mn、Cu、Fe 和 Zn 四种重金属元素的含量变化规律, 并探究了巨菌草茎部对上述元素的富集特征。结果表明, 不同对比对基质重金属含量及植物吸收转运能力均产生显著影响, 且元素间响应规律存在明显差异。

不同配比下基质 pH 与溶解性有机碳(DOC)的差异是驱动重金属活化分异的核心调控因子[17]。粉煤灰本身呈碱性, 掺入后可提升基质 pH、改变金属离子沉淀平衡, 而有机质添加能够显著提高基质 DOC 含量, 小分子有机酸可与重金属形成可溶性络合物, 促进金属元素溶出活化[18]。本试验所有复配处理均出现 Cu 普遍活化现象, 根源在于粉煤灰多孔结构具备强离子交换能力, 可破坏煤矸石中惰性硅酸盐结合态 Cu; 低有机质组(CS1~CS5)基质 pH 偏高, 难以生成氢氧化铜沉淀, 进一步维持活性 Cu 浓度; 高有机质组虽 DOC 升高可络合部分 Cu, 但粉煤灰持续释放活性 Cu 的效应占主导, 因此各组基质 Cu 含量均高于 CK [19]。

在基质层面, Fe、Cu、Zn、Mn 四种元素对配比变化的响应不尽相同。本研究中, 基质 Fe 含量主要受粉煤灰用量的影响, 粉煤灰掺入后 Fe 含量普遍升高, 这一现象与粉煤灰自身富含铁氧化物有关。研究表明, 粉煤灰中 Fe_2O_3 含量较高, 其添加可显著提升基质的铁供应能力[17]。相比之下, 有机质用量的增减对基质 Fe 含量的影响较为有限, 这可能是因为有机质对铁的络合作用与粉煤灰释放铁的效应相互抵消所致[18]。基质 Cu 含量在 CS2 处理(粉煤灰 300 g)中含量最高(253.40 mg/kg), 而 CS4 处理(粉煤灰 600 g)降至最低(92.12 mg/kg)。这可能与粉煤灰中 Cu 的存在形态有关。基质 Zn 含量的变化规律与 Cu 相似, CS3 处理(粉煤灰 450 g)中 Zn 含量达峰值(635.70 mg/kg), 而有机质添加组(CS6~CS9)则普遍抑制 Zn 积累, 这可能是由于有机质对 Zn 的吸附固定作用增强了其稳定性, 从而降低了基质中可提取态 Zn 的含量[19]。基质 Mn 含量方面, CS6 处理(有机质 300 g)表现突出(527.02 mg/kg), 显著高于其他处理, 提示适量的有机质添加可促进 Mn 的释放, 而过量有机质则可能因形成有机-金属络合物而降低 Mn 的有效性[20], Lawton [21]的研究也表明, 有机质的分解会促使 Mn 的氧化还原, 但有机质超过 15%时, 则有效锰含量下降。

在植物吸收方面, 巨菌草茎中重金属含量呈现出与基质不同的响应特征。茎中 Mn 含量以 CK 处理最高(731.03 mg/kg), 随粉煤灰或有机质添加显著下降, 复配处理均有效抑制了 Mn 向地上部分的转运。这一现象说明煤矸石本身富含 Mn, 而复配基质的稀释作用及有机质的络合固定作用共同降低了 Mn 的生物有效性[22]。茎中 Cu 含量则以 CS4 处理(粉煤灰 600 g)最高(59.91 mg/kg), 暗示该配比下 Cu 的形态可能更易于被植物吸收利用。茎中 Fe 含量在各处理间无显著差异($P > 0.05$), 尽管基质 Fe 含量波动较大, 但巨菌草茎部 Fe 含量相对稳定(372.38~634.75 mg/kg), 表明巨菌草对 Fe 的吸收存在一定的稳态调节机

制,这与其作为禾本科植物的生理特性相符[23]。茎中 Zn 含量以 CS2 处理最高(580.52 mg/kg),且与基质 Zn 含量变化趋势基本一致,说明 Zn 在基质-植物系统中的迁移关联较强。

综上所述,矿区废弃地修复及煤矸石、粉煤灰等固体废弃物资源化利用具有良好应用前景。本研究发现,CS8 (5:1:4)和 CS9 (4:1:5)等对部分重金属(如 Mn)的积累具有明显抑制效果,这对于控制重金属向地上部分迁移、降低生态风险具有重要意义。因此,本研究推荐 CS8 (5:1:4)或 CS9 (4:1:5)配比作为兼顾植物生长与重金属污染控制的优化方案,但后续仍需结合根际土壤理化性质、重金属形态分析及长期定位试验进一步验证其稳定性与适用性。

5. 结论

1) 不同配比处理对基质及巨菌草茎中重金属含量影响显著。基质中,CS2 (7:2:1)有利于 Fe、Cu 富集,CS3 (6:3:1)有利于 Zn 富集,CS6 (7:1:2)有利于 Mn 富集;有机质添加整体抑制 Cu、Zn 积累。

2) 巨菌草茎中重金属富集与基质配比密切相关。CS4 (5:4:1)促进茎中 Cu 积累,CS2 (7:2:1)促进 Zn 积累;复配处理均显著降低茎中 Mn 含量,降幅达 86%以上;各处理对茎中 Fe 无显著影响。

3) 综合植物生长与重金属富集特征,CS8 (5:1:4)和 CS9 (4:1:5)配比既能促进生物量积累,又能有效抑制重金属向地上部分迁移,具有较好的应用潜力。

基金项目

贵州师范学院大学生创新创业训练计划项目(NO: S2025142232253)。

参考文献

- [1] 王翔冬,刘永德,赵强,等. 硫酸盐还原菌对煤矸石堆土壤垂直剖面微生物群落结构和功能的影响[J]. 微生物学报, 2026, 66(6): 2757-2774.
- [2] 范晓平,刘京,康哲,等. 煤矸石综合利用与矿山生态修复的战略思考[J]. 环境卫生工程, 2023, 31(1): 8-15.
- [3] 张华林,滕泽栋,江晓亮,等. 废弃煤矸石资源化利用研究进展[J]. 环境化学, 2024, 43(6): 1778-1791.
- [4] 齐文跃. 煤矿井下矸石充填体环境效应试验研究[D]: [博士学位论文]. 徐州: 中国矿业大学, 2019.
- [5] 原野,宋慧平,张圆圆,等. 煤矸石综合利用政策及生态回填技术进展[J]. 环境工程技术学报, 2025, 15(3): 788-797.
- [6] 湛燕. 粉煤灰综合利用研究进展[J]. 山东化工, 2024, 53(17): 119-122.
- [7] 洪于巍,王树宇,陈焱,等. “双碳”背景下粉煤灰综合利用研究进展与挑战[J/OL]. 矿产综合利用, 1-14. <https://link.cnki.net/urlid/51.1251.TD.20251218.1916.006>, 2026-05-07.
- [8] 姜龙,何川,李金晶. 粉煤灰用于碳捕集、利用及封存的研究进展[J]. 环境科学, 2023, 44(2): 1139-1148.
- [9] Du, T., Wang, D., Bai, Y. and Zhang, Z. (2020) Optimizing the Formulation of Coal Gangue Planting Substrate Using Wastes: The Sustainability of Coal Mine Ecological Restoration. *Ecological Engineering*, **143**, Article ID: 105669. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2019.105669>
- [10] 范秋运,张超英,耿玉清,等. 添加粉煤灰对煤矸石基质性质和植物生长的影响[J]. 中国水土保持科学(中英文), 2022, 20(5): 85-92.
- [11] 束美艳,陈向阳,王喜庆,等. 基于高光谱数据的玉米叶面积指数和生物量评估[J]. 智慧农业(中英文), 2021, 3(1): 29-39.
- [12] 王丽萍. 巨菌草对镉污染土壤的修复特性研究[D]: [硕士学位论文]. 雅安: 四川农业大学, 2016.
- [13] 王靖宇,王崴,高欣梅,等. 巨菌草的饲用价值及生态功能研究进展[J]. 农学学报, 2023, 13(3): 76-81.
- [14] 李莹,和成忠,陈大环,等. 不同改良剂协同巨菌草对煤矸石堆的生态修复研究[J]. 农业环境科学学报, 2025, 42(1): 197-205.
- [15] 叶萍,崔红标,程洁钰,等. 不同植物对污染土壤中铜和镉的生物移除效率[J]. 生态与农村环境学报, 2024, 40(8): 1113-1120.

-
- [16] 李杨莉, 庞龙, 和成忠, 等. 巨菌草/苜蓿间作下不同改良剂对煤矸石堆土壤性质的影响及植物生长生理响应[J]. 农业资源与环境学报, 2025, 42(5): 1342-1353.
 - [17] 杨洁, 瞿攀, 王金生, 等. 土壤中重金属的生物有效性分析方法及其影响因素综述[J]. 环境污染与防治, 2017, 39(2): 217-223.
 - [18] 王晓睿, 高秉婷, 吴永贵, 等. 粉煤灰堆场基质-农作物系统中重金属生态风险及健康风险评价[J]. 有色金属(矿山部分), 2021, 73(6): 116-124.
 - [19] 张明亮. 粉煤灰对煤矸石酸性重金属淋滤液的修复作用[J]. 煤炭学报, 2011, 36(4): 654-658.
 - [20] 康秦豪, 毛笑. 粉煤灰特性及其资源化利用中存在的问题探讨[J]. 粉煤灰综合利用, 2020, 34(4): 107-111.
 - [21] Lawton, K. (1955) Chemical Composition of Soils. In: Bear, F.E., Ed., *Chemistry of the Soil* (ACS Monograph No. 126), Reinhold Publishing Corporation, 53-84.
 - [22] 李思民, 王豪吉, 朱曦, 等. 土壤 pH 和有机质含量对重金属可利用性的影响[J]. 云南师范大学学报(自然科学版), 2021, 41(1): 49-55.
 - [23] 王丹, 田秀平, 张之一. 白浆土各形态 Fe、Mn、Cu 和 Zn 分布及其与有机质间的关系[J]. 天津农学院学报, 2016, 23(1): 14-17+22.