

煤矸石 - 粉煤灰 - 牛粪协同改良对重金属浸出行为的影响

付知鑫^{1,2}, 徐秀月^{1,2*}, 王 宏^{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9日; 录用日期: 2026年6月30日; 发布日期: 2026年7月21日

摘 要

为探究煤矸石、粉煤灰与牛粪协同改良的土壤化效果, 本研究设置不同配比处理, 分析其对基质中Al、Cd、Mn、Cu、Fe、Zn等重金属浸出行为的影响。结果表明, 各处理对重金属浸出的影响呈元素特异性: CS4 (煤矸石:粉煤灰:有机质 = 5:4:1)对Al、Mn、Cu的抑制效果最佳, 而CS9 (4:1:5)虽有机质含量高, 却导致Al大量释放; Fe和Zn在各处理中表现稳定, 与对照无显著差异; Cd在有机质较高处理中浸出受抑制。适量粉煤灰可有效固定多数重金属, 但过量有机质可能通过络合作用活化部分元素。CS4是控制重金属复合污染风险的优选配比, 研究结果为煤矸石堆场的生态修复提供了理论依据。

关键词

煤矸石, 牛粪混合物, 粉煤灰, 重金属

Effect of Synergistic Amendment of Coal Gangue, Fly Ash, and Cattle Manure on Heavy Metal Leaching Behavior

Zhixin Fu^{1,2}, Xiuyue Xu^{1,2*}, Hong Wang^{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, Guizhou Education University, Guiyang Guizhou

Received: May 9, 2026; accepted: June 30, 2026; published: July 21, 2026

*通讯作者。

文章引用: 付知鑫, 徐秀月, 王宏, 霍莹莹. 煤矸石-粉煤灰-牛粪协同改良对重金属浸出行为的影响[J]. 土壤科学, 2026, 14(3): 181-190. DOI: 10.12677/hjss.2026.143018

Abstract

To investigate the soil-forming effects of the synergistic amendment of coal gangue, fly ash, and cattle manure, this study established different mixing ratios and analyzed their impacts on the leaching behavior of heavy metals such as Al, Cd, Mn, Cu, Fe, and Zn from the substrate. The results showed that the effects of different treatments on heavy metal leaching were element-specific. CS4 (coal gangue:fly ash:organic matter = 5:4:1) exhibited the best inhibition effects on Al, Mn, and Cu. In contrast, although CS9 (4:1:5) had a high organic matter content, it led to substantial Al release. Fe and Zn showed stable performance across all treatments, with no significant differences compared to the control. Cd leaching was suppressed in treatments with higher organic matter content. An appropriate amount of fly ash effectively immobilized most heavy metals, while excessive organic matter potentially activated certain elements through complexation. CS4 is the optimal ratio for controlling the risk of combined heavy metal pollution. These findings provide a theoretical basis for the ecological restoration of coal gangue dumps.

Keywords

Coal Gangue, Cow Manure Mixture, Fly Ash, Heavy Metal

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

煤炭作为中国主要的能源来源，消费量已经超过 35 亿 t，占世界消费量的 50.2% [1]。煤矸石作为煤炭开采过程中产生的大宗固体废弃物，其长期堆存不仅占用大量土地资源，还会通过扬尘、淋溶等方式对周边土壤、水体和大气环境造成严重污染。本研究以煤矸石为研究对象，从土壤化处置基质的物理性质、化学性质以及微生物指标入手，探究粉煤灰和牛粪混合物对煤矸石基质土壤化效果的影响。通过本研究，预期能够实现“以废治废”的循环经济理念，将农业固废的资源化潜力与工业固废的基质化改造有机结合，形成可持续的生态修复模式。

煤矸石是煤炭开采和洗选过程中产生的固体废弃物，煤炭在开采过程中会产生大量的煤矸石，一般每生产 1 t 原煤会产生 0.15~0.2 t 煤矸石 [2]。据不完全统计，我国煤矸石地面堆叠量达到 70 亿 t，堆场面积更是高达 1.5 万公顷 [3]，煤矸石大量堆积，造成严重的土地浪费和环境污染，同时制约了矿山的发展，并且煤矸石堆存量逐年递增，被利用的所占比例较低 [4]。类似地，由于粉煤灰没有得到很好的开发利用，再加之为了保护生态环境不被破坏，人们常常会通过建设贮灰场来对大量闲置的粉煤灰进行贮存 [5]，传统处置方法如填埋和堆放不仅占用大量土地，还存在二次污染风险。近年来，土壤化处置作为一种“变废为宝”的策略受到关注，即通过物理、化学和生物手段将工业固废改良为植物可生长的基质。然而，单一改良方法往往效果有限，如何通过多技术协同实现煤矸石和粉煤灰的同步治理仍是一个挑战。

根据 2020 年统计数据，我国主要畜禽的粪便年产量在 11 亿吨以上，其中牛粪占比达到 46% 以上 [6]。牛粪中氮、磷、钾等营养元素和有机质，是宝贵的农业资源，具有极高的资源化利用潜力 [7]。我国是世界上最大的农作物秸秆产生国。全国每年秸秆产生量约 8.6 亿吨，其中玉米、水稻和小麦秸秆占比超过 80% [8]。研究发现，作物秸秆和动物粪便还田可有效改善土壤理化性状，提高土壤保水保肥能力，优化

农田生态环境[9]。农业固体废弃物如菌渣、畜禽粪便、作物秸秆等含有丰富的有机质和养分元素，可作为廉价的土壤改良剂。研究表明：1) 菌渣能显著提高土壤氮素含量，在煤矸石修复中使全氮和碱解氮分别增加[10]；2) 牛粪处理可提升植物叶绿素含量，在巨菌草/苜蓿间作下使叶绿素 a 含量达到了 1.323 mg/g [11]；3) 有机无机配施能激发微生物活性，使微生物量碳提高[12]。这些研究为农业固废“以废治废”提供了科学依据，但针对煤矸石-粉煤灰-牛粪混合物协同改良机制尚待深入探索。

因此，本研究旨在探索一种新的治理策略，基于煤矸石、粉煤灰、秸秆、牛粪等协同利用的高效土壤化技术，通过系统研究不同原料配比、微生物活化工艺及重金属稳定化方法，构建具有优良理化性质和生态功能的人工重构土壤。以煤矸石作为基础基质，并结合粉煤灰、牛粪和秸秆作为改良剂，致力于将煤矸石转化为适合种植的土壤，优化煤矸石、粉煤灰、秸秆及牛粪的配比方案，筛选出适宜植物生长的配方，以期煤矸石-粉煤灰-牛粪混合物土壤化利用提供一种高效、可持续的解决方案。同时，该项目的实施也将促进农业固废的资源化利用，推动循环经济的发展。

2. 实验材料与方法

2.1. 实验材料

- 1) 煤矸石：采自贵州某煤矿废弃堆场，风干后破碎，过 5 mm 筛备用。
- 2) 粉煤灰：取自贵州某燃电厂。
- 3) 牛粪混合物：将 3000 g 新鲜牛粪、600 g 秸秆、600 g 凋落物充分混合，喷水湿润后，堆置发酵一周，期间翻堆两次。发酵结束后风干、粉碎、过 2 mm 筛备用。

2.2. 实验设计

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

2.3. 浸出实验设计

称取土壤干样 10 g(精确至 0.001 g), 置于 150 ml 聚乙烯离心管中, 固液比 1:10, 放置进入水平恒温水浴振荡器, 按照 25℃ ± 1℃ 的温度, 110 ± 10 r·min⁻¹ 的转速, 振荡 8 h 进行充分振荡, 静置 16 h 后, 对浸出液进行检测。采用电感耦合等离子体发射光谱仪(ICP-OES)测定浸提液中 Al、Cd、Mn、Cu、Fe 和 Zn 几种元素的浓度。

2.4. 数据处理与分析

使用 IBM SPSS statistics 26 进行数据统计与分析, 采用 Origin 2021 作图。

3. 结果与分析

不同配比条件对基质中重金属释放的影响

不同处理组中浸出液 Al 浓度的变化如图 1 所示, 与对照组(CK, 10.38 mg/L)相比, 各配比处理显著改变了 Al 的释放行为。在固定有机质含量(CS1~CS5)下, 随煤矸石与粉煤灰比例从 8:1 降至 4:5, Al 浓度先升后降再回升, 其中 CS2 (7:2:1)升至 13.72 mg/L, CS3 (6:3:1)降至 4.56 mg/L, CS4 (5:4:1)进一步降至最低值 1.86 mg/L (显著低于 CK), 而 CS5 (4:5:1)又回升至 8.87 mg/L, 表明适当增加粉煤灰(CS3, CS4)可有效抑制 Al 浸出, 过量则效果减弱。在固定粉煤灰含量(CS6~CS9)下, 随煤矸石与有机质比例从 7:2 降至 4:5, Al 浓度先降后升: CS7 (6:1:3)降至 3.72 mg/L, 但 CS8 (5:1:4)回升至 9.72 mg/L, CS9 (4:1:5)急剧上升至最高值 18.67 mg/L (显著高于 CK), 说明较低有机质比例有利于固定 Al, 而过量有机质可能通过络合或竞争吸附等机制显著活化 Al。

综上, 处理 CS4 (煤矸石:粉煤灰:有机质 = 5:4:1)和 CS7 (6:1:3)的 Al 浸出浓度最低, 是控制 Al 迁移风险的优选配比; 而 CS9 虽有机质含量高, 却导致 Al 大量释放, 需警惕其潜在环境风险。实验数据清晰地揭示了煤矸石、粉煤灰与有机质三者的非线性交互作用, 建议后续结合浸出液 pH、有机酸组成及其他元素数据进一步验证机理。

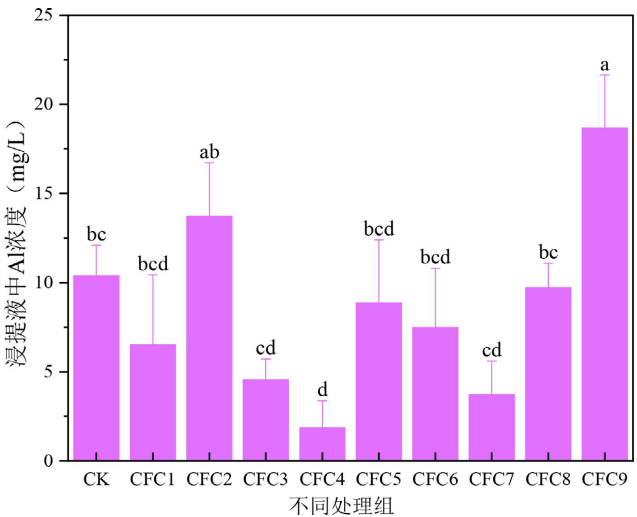


Figure 1. Changes in Al concentration in leachate under different mixing ratios. Different lowercase letters indicate significant differences among treatments ($P < 0.05$). The same below

图 1. 不同配比条件下浸提液中 Al 浓度变化。不同小写字母表示处理间存在显著差异($P < 0.05$), 下同

浸出液中 Cd 的浓度变化如图 2 所示。与 CK (0.096 mg/L)相比,不同配比处理对 Cd 的浸出行为影响差异显著。在固定有机质含量的处理中,CS2 (煤矸石:粉煤灰:有机质 = 7:2:1)的 Cd 浓度升至 0.160 mg/L,为所有处理中的最高值,表明该配比显著促进了 Cd 的释放;而 CS4 (5:4:1)的 Cd 浓度降至 0.057 mg/L,低于 CK 处理。在固定粉煤灰含量的处理中,CS7 (6:1:3)、CS8 (5:1:4)和 CS9 (4:1:5)的 Cd 浓度分别为 0.057、0.053 和 0.051 mg/L,均低于 CK,且随有机质比例增加呈缓慢下降趋势,表明较高比例的有机质对 Cd 的浸出具有一定抑制作用。整体来看,CS2 是 Cd 释放风险最高的配比,而 CS8 和 CS9 等有机质较高的处理 Cd 浸出风险较低,这一规律与 Al 的浸出特征存在明显差异,反映了不同重金属在固液分配行为上的差异。

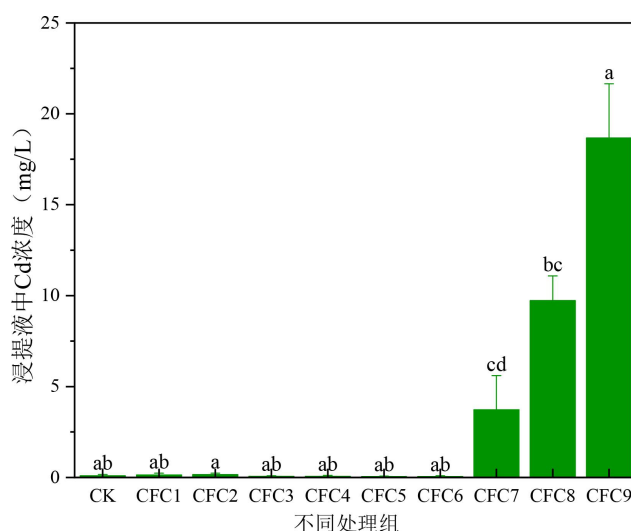


Figure 2. Changes in Cd concentration in leachate under different mixing ratios
图 2. 不同配比条件下浸提液中 Cd 浓度变化

与对照组 CK (4.57167 mg/L)相比,所有处理组的 Mn 浸出浓度均极显著降低,如图 3 所示,降幅达 90%以上,表明煤矸石、粉煤灰与有机质的任何配比组合均能有效抑制 Mn 的释放。在固定有机质含量的处理中(CS1~CS5),Mn 浓度随粉煤灰比例增加呈先降后升趋势:CS1 (8:1:1)为 0.509 mg/L,CS2 (7:2:1)降至 0.380 mg/L,CS3 (6:3:1)进一步降至 0.124 mg/L,CS4 (5:4:1)降至最低值 0.032 mg/L,而 CS5 (4:5:1)回升至 0.116 mg/L。在固定粉煤灰含量的处理中(CS6~CS9),Mn 浓度随有机质比例增加同样呈先降后升趋势:CS6 (7:1:2)为 0.221 mg/L,CS7 (6:1:3)降至 0.139 mg/L,CS8 (5:1:4)略有回升至 0.161 mg/L,CS9 (4:1:5)显著回升至 0.433 mg/L。

综上,CS4 (煤矸石:粉煤灰:有机质 = 5:4:1)对 Mn 的抑制效果最佳(0.032 mg/L),而 CS1 和 CS9 的抑制效果相对较弱。所有处理均对 Mn 有极好的固定效果,建议优先采用 CS4 配比以最大限度降低 Mn 的浸出风险。

不同处理组中 Cu 浓度变化如图 4 所示,与 CK 相比,不同处理组中 Cu 浓度均不同程度的释放,表明煤矸石、粉煤灰与有机质的混合配比促进了 Cu 的浸出。在固定有机质含量的处理中(CS2~CS5),Cu 浓度随粉煤灰比例增加呈先降后升趋势,在固定粉煤灰含量的处理中(CS6~CS9),Cu 浓度随有机质比例增加波动较大:CS6 (7:1:2)为 0.081 mg/L,CS7 (6:1:3)降至 0.041 mg/L,CS8 (5:1:4)升至最高值 0.126 mg/L。综上,CS4 (5:4:1)对 Cu 的抑制效果最佳(0.015 mg/L),而 CS8 (5:1:4)的 Cu 释放风险最高(0.126 mg/L),需警惕该配比下 Cu 的活化风险。与 Al、Cd、Mn 的规律不同,Cu 在对照组中未检出,说明原始煤矸石中

Cu 的浸出能力较弱, 但混合配比可能通过改变体系 pH、有机络合或离子交换等机制诱导了 Cu 的释放。

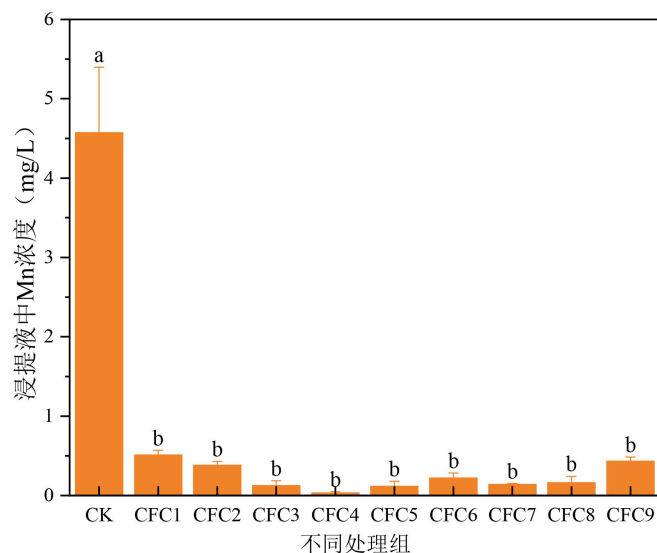


Figure 3. Changes in Mn concentration in leachate under different mixing ratios

图 3. 不同配比条件下浸提液中 Mn 浓度变化

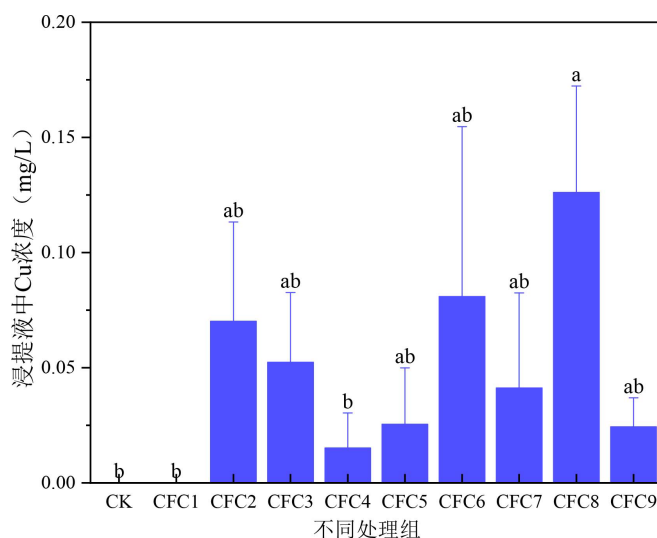


Figure 4. Changes in Cu concentration in leachate under different mixing ratios

图 4. 不同配比条件下浸提液中 Cu 浓度变化

与对照组 CK (0.479 mg/L)相比, 不同处理组中 Fe 浓度与 CK 处理组无显著影响(图 5), 这表明煤矸石、粉煤灰与有机质的不同配比组合对 Fe 的浸出行为未产生明显影响。在固定有机质含量的处理组中 (CS1~CS5), Fe 浓度依次为: CS1 (0.677 mg/L)、CS2 (0.625 mg/L)、CS3 (0.915mg/L)、CS4 (0.834mg/L)、CS5 (0.527 mg/L)。其中 CS3 的数值虽相对略高, 但仍与 CK 处于同一统计水平, 未构成显著差异。在固定粉煤灰含量的处理组中(CS6~CS9), Fe 浓度分别为: CS6 (0.739 mg/L)、CS7 (0.425 mg/L)、CS8 (0.569 mg/L)、CS9 (0.580 mg/L), 同样均与 CK 无显著差异。

总体来看, Fe 在各处理组中的浸出行为表现出较强的稳定性, 不同配比既未显著促进也未明显抑制

Fe 向液相中的迁移。这一特征与其他元素(如 Al、Cd、Mn)的浸出规律形成鲜明对比,可能的原因是 Fe 在煤矸石中主要以稳定的氧化物形态赋存,在当前实验设定的 pH 条件与振荡强度下难以被有效释放。

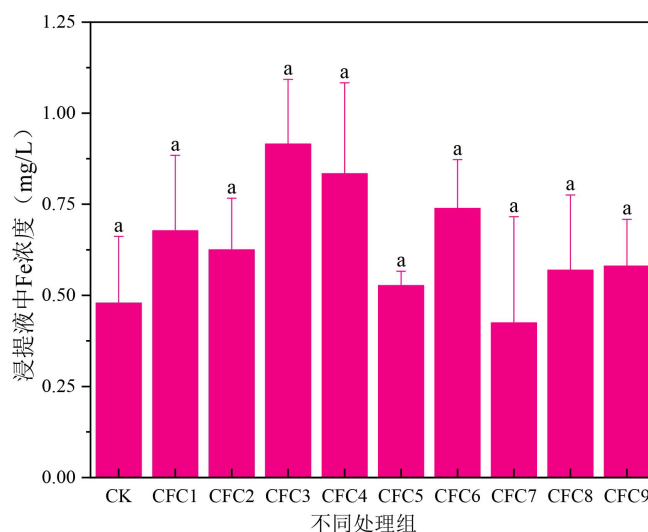


Figure 5. Changes in Fe concentration in leachate under different mixing ratios

图 5. 不同配比条件下浸提液中 Fe 浓度变化

与对照组 CK (0.152 mg/L)相比,各处理组的 Zn 浸出浓度在统计上均未表现出显著差异(图 6),说明煤矸石、粉煤灰与有机质的不同配比组合对 Zn 的释放行为并未产生明显的促进或抑制作用。在有机质含量固定的处理组中(CS1~CS5),Zn 浓度依次为 CS1 (0.235 mg/L)、CS2 (0.270 mg/L)、CS3 (0.101 mg/L)、CS4 (0.223 mg/L)和 CS5 (0.133 mg/L)。可以看到,CS2 的浓度略高于 CK,CS3 则略低一些,但整体波动幅度有限,均落在同一统计水平范围内。而在粉煤灰含量固定的处理组中(CS6~CS9),Zn 浓度分别为 CS6 (0.158 mg/L)、CS7 (0.180 mg/L)、CS8 (0.118 mg/L)和 CS9 (0.257 mg/L),同样与 CK 之间没有出现显著性差异,变化趋势相对平缓。

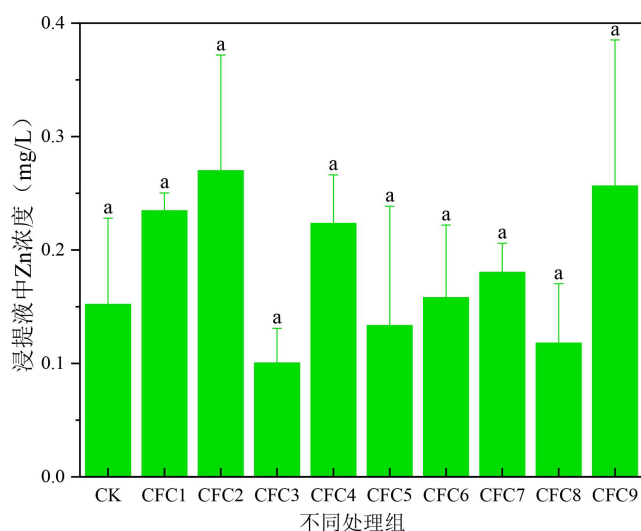


Figure 6. Changes in Zn concentration in leachate under different mixing ratios

图 6. 不同配比条件下浸提液中 Zn 浓度变化

总体来看, Zn 在各处理组中的浸出行为表现出较强的稳定性, 不同配比组合既未显著促进 Zn 向液相的释放, 也未明显抑制其浸出。这一特征与 Al、Cd、Ti 等元素对配比变化高度敏感的表现形成对比, 暗示 Zn 在煤矸石-粉煤灰-有机质混合体系中的地球化学行为相对保守。可能的原因包括: Zn 在该体系 pH 条件下主要以不易溶出的形态存在(如残渣态或铁锰氧化物结合态), 或受有机质络合作用的影响较小。

4. 讨论

本研究中, 煤矸石、粉煤灰与有机质的不同配比组合对重金属的浸出行为产生了复杂且元素特异性的影响。Al、Cd、Mn、Cu 等元素对配比变化表现出高度敏感性, 而 Fe 和 Zn 则相对稳定, 这一分异特征反映了不同重金属在固液分配过程中的地球化学行为差异。在固定有机质含量的处理组中, 随粉煤灰比例增加, 多数重金属呈现出非线性变化趋势, 以 Al 和 Mn 为例, 两者均在 CS4(煤矸石:粉煤灰:有机质 = 5:4:1)达到最低浸出浓度(Al 为 1.86 mg/L, Mn 为 0.032 mg/L), 表明适宜比例的粉煤灰能够有效抑制这两种元素的释放。这一现象可从粉煤灰的理化特性角度解释, 粉煤灰具有较大的比表面积和丰富的活性位点, 可通过吸附、共沉淀及表面络合等作用将重金属固定在固相中[13]; 同时, 粉煤灰中的碱性物质能够提高体系 pH, 进一步降低多数重金属的溶解度和迁移性[14]。已有研究表明, 粉煤灰合成沸石对 Cr(III)具有良好的吸附稳定化效果, 其机制涉及离子交换、静电引力和沉淀等物理化学作用的综合[15]。类似地, 在煤矸石基质改良研究中, 添加菌渣和酒厂污泥可显著提高渗滤液 pH 并降低总 Fe、Mn、Cu 等重金属浓度[16]。然而, 当粉煤灰比例继续增加至 CS5 (4:5:1)时, Al 和 Mn 的浸出浓度反而回升, 这可能与过量粉煤灰导致体系 pH 越过最佳吸附范围、或引入竞争性阳离子(如 Ca^{2+} 、 Mg^{2+})置换吸附位点有关。

在固定粉煤灰含量的处理组中, 有机质比例的变化同样对重金属浸出产生了显著影响, 但其作用方向因元素而异。对于 Cd 而言, 随有机质比例增加(CS7 至 CS9), 其浸出浓度呈缓慢下降趋势(从 0.057 降至 0.051 mg/L), 表明较高比例的有机质对 Cd 具有一定的固定作用。这可能归因于有机质上官能团(如羧基、酚羟基)对 Cd^{2+} 的强络合能力, 形成稳定的有机-金属络合物而被截留于固相[17]。研究表明, 土壤溶解性有机质(DOM)含有羟基、羧基、羰基、氨基等多种活性官能团, 能与重金属发生络合作用, 改变重金属的活性和迁移行为[18]。然而, Al 却呈现出截然相反的变化规律: CS9 (4:1:5, 有机质占比高达 50%)时, Al 的浸出浓度飙升至全实验最高值 18.67 mg/L, 这一反差揭示了有机质对重金属活化的双刃剑效应。适量的有机质可通过络合作用固定部分重金属, 但在高有机质条件下, 溶解性有机质的大量存在反而可能成为重金属的载体, 通过形成可溶性的有机-金属络合物促进其从固相向液相的迁移[19]。值得注意的是, Cu 在 CS8 (5:1:4)也出现了全实验最高值 0.126 mg/L, 而对照组中 Cu 未检出, 说明混合配比本身即可诱导 Cu 的释放, 这可能与有机质对 Cu 的强亲和力及其形成的可溶性络合物有关。综合来看, Fe 和 Zn 在所有处理组中均表现出稳定的浸出行为, 与对照组无显著差异。这一特征与其他元素形成了鲜明对比, 暗示两者在该混合体系中具有独特的存在形态与环境行为。Fe 在煤矸石和粉煤灰中主要以赤铁矿、磁铁矿等稳定氧化物形态赋存, 这些矿物在近中性至弱碱性条件下溶解度极低, 不易受到有机质络合或 pH 波动的影响[20]。从环境风险管控的角度出发, CS4 (5:4:1)在 Al、Mn、Cu 等多种重金属的抑制上均表现优异, 是控制重金属复合污染风险的优选配比; 而 CS2 和 CS6 (尤其是 CS6 在 Cu 上的高释放)以及 CS9 (Al 的剧烈释放)则应作为高风险配比予以规避。总体而言, 煤矸石、粉煤灰与有机质三者的交互作用并非简单的线性叠加, 而是受体系 pH、有机质含量与性质、重金属赋存形态及竞争吸附等多重因素共同调控的非线性过程[17]。

研究表明, 基质 pH 与溶解性有机碳(DOC)的耦合调控是造成不同重金属浸出分异的核心原因, 同时基质阳离子交换性能(CEC)的改变进一步调控了重金属固液分配规律[21]。本试验体系中, 粉煤灰掺量提

升可显著优化基质酸碱环境、增大基质胶体比表面积与 CEC 吸附容量, 体系弱碱性环境可促使 Mn、Al 离子形成氢氧化物沉淀, 同时丰富的吸附位点可固持重金属阳离子, 这也是中高粉煤灰配比 CS4 处理 Mn、Al 浸出量显著降低的核心机制。而有机质梯度添加带来的 DOC 含量动态变化, 对不同重金属表现出显著的差异化络合效应: 低、中有机质配比下, DOC 含量适中, 有机质羧基、酚羟基官能团可与 Cd^{2+} 结合生成稳定难溶性络合物, 固持于基质固相, 有效降低 Cd 浸出风险; 但高有机质 CS9 处理基质 DOC 大幅累积, 大量小分子有机酸不仅会轻微降低基质 pH、弱化沉淀钝化效果, 还可与晶格态 Al、惰性结合态 Cu 形成高溶解性有机络合物, 破坏原有矿物稳定结构, 大幅促进 Al、Cu 溶出迁移[22] [23]。这种由 pH、CEC 与 DOC 协同介导的“钝化-活化”双向调控机制, 精准解释了本研究不同配比下各重金属差异化、非线性的浸出响应规律, 从微观机理层面印证了煤矸石、粉煤灰与有机质三者交互作用的复杂性, 有效弥补了单一表面现象分析的不足。

后续研究应进一步结合浸出液的 pH、溶解性有机碳(DOC)、有机酸组成以及重金属的形态分级分析, 深入揭示不同配比条件下重金属活化的微观机制, 为煤矸石堆场的生态修复与基质改良提供更加精准的科学依据。

基金项目

贵州师范学院大学生创新创业训练计划项目(NO:S2025142232246)。

参考文献

- [1] 芮玥纪, 王兴明, 陈继旺. 粉煤灰堆放对周边环境危害的研究进展[J]. 农业与技术, 2024, 44(3): 98-101.
- [2] 顾成, 李宇. 煤基固体废物综合利用研究进展[J]. 煤炭与化工, 2020, 43(9): 98-101, 106.
- [3] 孙铠兵, 李亦增, 刘汉涛. 煤矸石分级分质产物的理化特性[J]. 当代化工, 2026, 55(2): 361-364.
- [4] 李启辉. 煤矸石的性质及综合利用研究进展[J]. 应用化工, 2023, 52(5): 1576-1581.
- [5] 毕伟刚. 火电厂粉煤灰场的岩土环境工程问题[J]. 中国新技术新产品, 2014(24): 132.
- [6] 张一楠, 熊小鹤, 郭富文, 等. 生物质牛粪掺烧污染物的减排与降碳特性[J/OL]. 化工进展: 1-13. <https://link.cnki.net/doi/10.16085/j.issn.1000-6613.2025-1778>, 2026-05-08.
- [7] 郑海英, 高丽娟, 王梓, 等. 牛粪资源化利用与蚯蚓生态养殖高效结合技术[J]. 中国牛业科学, 2026, 52(2): 71-77.
- [8] 林东, 张智琦, 张友, 等. 中国农田秸秆还田的有机碳组分效应评估及其影响因素[J/OL]. 农业环境科学学报: 1-29. <https://link.cnki.net/urlid/12.1347.S.20260427.1331.002>, 2026-05-05.
- [9] 孟艳, 刘振, 李耕, 等. 牛粪秸秆混合替代部分化肥提高深层土壤含水量和玉米光合效能[J]. 植物营养与肥料学报, 2025, 31(11): 2241-2251.
- [10] 张礼华. 菌渣替代部分化肥对水稻生长和土壤养分含量的影响[J]. 福建稻麦科技, 2024, 42(4): 28-32.
- [11] 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.
- [12] 任思雨, 刘雨涵, 刘颖慧, 等. 复合微生物菌剂对退化草地植物生长和土壤质量的影响[J]. 生态学报, 2025, 45(7): 3240-3251.
- [13] 张鹏, 陈星月, 李素芹, 等. 粉煤灰制备沸石的技术及应用现状[J]. 材料导报, 2024, 38(7): 110-123.
- [14] 李博琦, 谢贤, 吕晋芳, 等. 粉煤灰资源化综合利用研究进展及展望[J]. 矿产保护与利用, 2020, 40(5): 153-160.
- [15] 李喜林, 仝重凯, 刘玲, 等. 粉煤灰合成沸石对铬污染土壤中 Cr(III) 的吸附稳定化效果及机制研究[J]. 安全与环境学报, 2021, 21(3): 1240-1248.
- [16] 卢雨霞, 朱健, 曾维, 等. 不同改良方式协同黑麦草对煤矸石堆场生态修复效果[J]. 草业科学, 2024, 41(9): 1991-2002.
- [17] 张蕾, 刘春江, 陈雅, 王琪, 宋瑞康, 黄鹏程. 矿区煤矸石污染土壤修复药剂的制备及机理分析[J]. 矿业安全与环保, 2025, 52(1): 160-166.

- [18] 夏伟霞. 垃圾渗滤液中溶解性有机质与重金属相互作用行为特征研究[D]: [硕士学位论文]. 长沙: 湖南师范大学, 2014.
- [19] 李廷强, 杨肖娥. 土壤中水溶性有机质及其对重金属化学与生物行为的影响[J]. 应用生态学报, 2004, 15(6): 1083-1087.
- [20] 郑利霞, 张晶, 葛静, 田宗泽. 生物炭负载粉煤灰制备复合炭材料原位固化土壤中的重金属研究[J]. 环境工程, 2023, 41(S2): 687-692.
- [21] 康得军, 张芳, 吕芷芷, 等. 浸泡淋滤作用下煤矸石重金属元素的释放规律及特征研究[J]. 环境科学研究, 2023, 36(1): 54-62.
- [22] 廉梅花, 李佳慧, 孙继宸. 溶解性有机质对土壤中 Cd 解吸和植物富集的影响[J]. 沈阳理工大学学报, 2021, 40(4): 60-65, 72.
- [23] 祝亮, 伍钧, 周江敏, 等. 溶解性有机质对 Cu 在土壤中吸附-解吸行为的影响[J]. 农业环境科学学报, 2008, 27(5): 1779-1785.