

引文格式:郝国栋,王晨,杨振,等. 基于层次分析法的重金属污染土固化效果评价[J]. 太原理工大学学报, 2026, 57(4): 720-727.

HAO Guodong, WANG Chen, YANG Zhen, et al. Assessment of stabilization effect on heavy metal-contaminated soil through analytic hierarchy process[J]. Journal of Taiyuan University of Technology, 2026, 57(4): 720-727.

基于层次分析法的重金属污染土固化效果评价

郝国栋¹, 王 晨¹, 杨 振¹, 刘晓勇³, 董晓强^{1,2}

(1. 太原理工大学 土木工程学院, 山西 太原; 2. 土木工程防灾与控制山西省重点实验室, 山西 太原;
3. 中铁城建集团第一工程有限公司, 山西 太原)

摘 要:【目的】针对新型固化剂(赤泥+电石渣+磷石膏)在不同重金属污染土固化效果综合评价中未形成统一的评价体系, 构建评价模型, 厘清评价指标权重。【方法】基于“赤泥+钙基+磷基”型固化剂, 针对不同高浓度重金属污染土, 采用层次分析法, 研究了重金属污染土性能评价主要影响因素, 建立了重金属污染土固化剂固化效果评价模型, 计算了固化效果评价指标权重, 并结合微观分析与重金属形态分析对研究结论进行验证, 结果可靠性高。【结果】研究表明, 重金属污染土固化剂固化效果评价指标排序为: 抗压强度>渗透系数>pH值>环境危害度>固化效率, 权重指标分别为0.320、0.320、0.164、0.160、0.036。

关键词: 固化/稳定技术; 重金属污染土; 层次分析法; 固化效果

中图分类号: X53 **文献标识码:** A

DOI: 10.16355/j.tyut.1007-9432.20240666

文章编号: 1007-9432(2026)04-0720-08

Assessment of Stabilization Effect on Heavy Metal-Contaminated Soil Through Analytic Hierarchy Process

HAO Guodong¹, WANG Chen¹, YANG Zhen¹, LIU Xiaoyong³, DONG Xiaoqiang^{1,2}

(1. College of Civil Engineering, Taiyuan University of Technology, Taiyuan, Shanxi, China; 2. Shanxi Key Laboratory of Civil Engineering Disaster Prevention and Control, Taiyuan, Shanxi, China; 3. China Railway Urban Construction Group First Engineering Co., Ltd, Taiyuan, Shanxi, China)

Abstract:【Purposes】In view of the lack of a unified evaluation system for comprehensively assessing the solidification performance of the novel curing agent (red mud + carbide slag + phosphogypsum) on soils contaminated with different heavy metals, in this study, an evaluation model is established and the weight of each evaluation index is clarified. 【Methods】In this study, a “red mud + calcium-based + phosphorus-based” stabilizer was used to examine the performance of soils contaminated with high concentrations of various heavy metals, and the Analytic Hierarchy Process (AHP) was employed to identify the primary factors influencing stabilization effectiveness. An evaluation model was developed to assess the stabilization performance of the contaminated soils, and the weights of the evaluation indices were determined. The study’s conclusions were validated through microscopic analyses and speciation analyses of heavy metals, confirming the high reliability of the results. 【Results】The study results indicate that the factors influencing the evaluation of heavy metal soil stabilizers ef-

收稿日期: 2024-08-27; 修回日期: 2024-11-03

基金项目: 国家自然科学基金资助项目(52378360, 51978438)

第一作者: 郝国栋, 硕士研究生, (E-mail) 1459211387@qq.com

通信作者: 董晓强, 博士, 教授, 主要从事岩土工程研究, (E-mail) dongxiaoqiang@tyut.edu.cn

fectiveness are as follows: compressive strength > permeability coefficient > pH value > environmental hazard > stabilization efficiency, with corresponding weight coefficients of 0.320, 0.320, 0.164, 0.160, and 0.036, respectively.

Keywords: stabilization/solidification (S/S) technology; heavy metal-contaminated soil; analytic hierarchy process; solidification effectiveness

固化/稳定技术因其低成本、高效率、高适用性而在国内外重金属污染治理领域得到广泛应用^[1-2]。其作用原理主要是加入固化剂改变土壤的理化性质,或直接与重金属发生沉淀、吸附、络合与氧化还原等作用改变重金属形态,降低重金属浓度、迁移性及生物有效性^[3]。

作为一种常见且广泛使用的建筑材料,水泥作为固化剂曾广泛用于重金属污染土治理^[4]。然而在某些重金属高度污染土壤中,水泥固化效果并不理想,且具有耗能高、性能低等缺点,因而有必要提出替代固化剂。部分学者研究表明各类工业废弃物对重金属离子具有强吸附作用,且不同工业固废间存在材料协同互补作用,多种材料组成的复合固化剂相对于单一的固化剂有更好的修复效果^[5]。Liang等^[6]研究赤泥作为污染土壤修复剂的适用性,认为经改良的赤泥有助于降低污染土壤中的有毒元素;Hao等^[7]采用赤泥、低活性钢渣与脱硫石膏制备胶凝材料,发现赤泥高碱性可有效提高材料中硅铝化合物的活性与水化产物含量。

针对于高浓度重金属污染场地,Suo等^[8]提出“赤泥+钙基+磷基”固化剂的新思路,通过力学、渗透、微观、光学等方法开展系统研究,研制出适用于不同重金属的新型固化剂(即赤泥-电石渣-磷石膏固化剂,后文简称C-RCP)配比。在不同重金属污染土(铜^[8]、锌^[9]、镉^[10]、铅^[11])固化最优配比下,C-RCP均展现出优良的固化效果,且固化后的污染土具备优良的力学性能与理化性质。然而,对于C-RCP在不同重金属污染土固化效果综合评价上,并未形成统一评价体系。

层次分析法(analytic hierarchy process, AHP)^[12]是一种定性兼定量的多指标、多准则网络系统权重分析法。该方法建立在测量模型的基础之上,将某个复杂问题分解为各个组成因素,并将这些因素按照内部关系分解为目标层、准则层和次准则层,通过数据模型对上述层次进行定性及定量的分析计算,从而形成有序的阶梯层次。通过对作用于具体问题的各类因素及相互关系的剖析,使用少量的定量信息将决策过程数学化,从而为解决没有结构特

征的复杂决策问题提供一种简约的逻辑决策^[13]。

本文选用AHP层次分析法,基于四种重金属污染土最优固化剂配比,以固化土抗压强度、渗透系数、pH值、重金属离子环境污染危害度(土壤污染风险筛选值)、固化效率为评价指标,构建判断矩阵并得出各指标权重系数,对C-RCP固化四种重金属离子效果进行综合评价,并结合微观机理与重金属形态分析对评价结果进行验证分析。

1 试验部分

1.1 试验材料

试验土体取自山西省太原市某工地,去除杂质自然风干后破碎过2 mm筛进行备用。土体比重2.7,最大干密度 $1.65 \text{ g} \cdot \text{cm}^{-3}$,最优含水率15.98%,土体塑性指数11.6,类型为粉质黏土。

本试验所用水泥为42.5#普通硅酸盐水泥;赤泥类型为拜耳法赤泥,取自山西太原某铝业公司;电石渣细度400目,购于河南省郑州市;磷石膏为山东某化工厂生产。材料主要化学成分见图1。另对土体、赤泥、电石渣、磷石膏和水泥的颗粒级配曲线进行了检测,检测结果见图2。由图可知,土体颗粒级配良好。

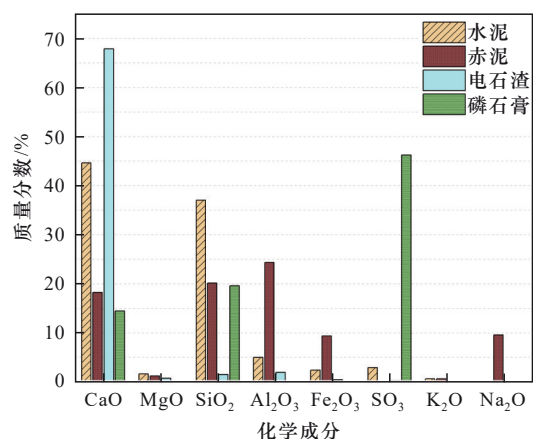


图1 固化剂材料主要化学成分

Fig. 1 Main chemical compositions of curing agent materials

土体受到重金属离子污染后,其物理、化学性质发生很大变化:一方面土颗粒之间的胶结盐类被溶蚀,胶结强度大幅度丧失,盐类在水的作用下逐

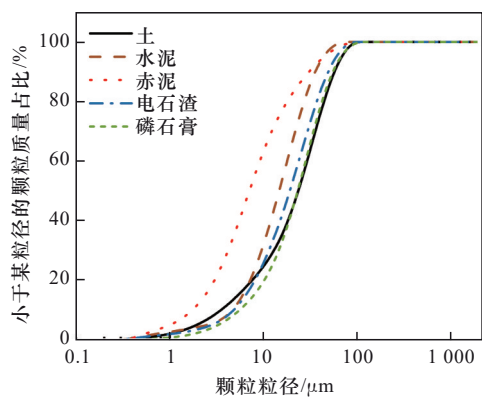


图2 固化剂材料颗粒级配曲线
Fig. 2 Particle size distribution curves of the materials

渐溶解流失,造成土颗粒间空隙增多,无侧限抗压强度显著下降;另一方面金属污染物与土颗粒之间发生各种复杂的化学反应,导致沉淀结晶的形成,结晶体嵌入到土颗粒中并不断膨胀,破坏原有土颗粒结构^[14]。为了尽量减少重金属离子浓度等其他无关因素对试验的影响,达到控制变量的目的,本次试验采用人工添加污染源制备高浓度重金属污染土,模拟实际工程中重金属污染区域土体情况。研究表明,硝酸盐类重金属试剂在水中的溶解性较好,并且硝酸根离子对固化剂的反应的影响较小^[15,16],因此本试验选用硝酸铅、硝酸镉、硝酸锌、硝酸铜为模拟重金属离子污染源,用以制备重金属污染土。

1.2 试验方案

本试验基于规范《土壤环境质量标准 农用地土壤污染风险管控标准》(GB 15618—2018),参考实际工程中高浓度重金属离子污染浓度的大小,在规范限值的基础上扩大25倍作为重金属离子添加量,模拟制备高浓度重金属污染土。硝酸铅、硝酸镉、硝酸铜、硝酸锌的添加量分别选为12 500、25、10 000、125 000 mg/kg。依据《公路工程无机结合料稳定材料试验规程》(JTG 3441—2024)对重金属污染固化土进行轻型击实试验。由于固化剂内部的水化反应会导致土体需水量增加,进而影响土体的最优含水量,因此需在击实试验结果基础上适当提高试块的含水量^[17]。四种重金属污染土含水量设置与最大干密度见表1,固化各重金属污染土最优配比见表2。

表1 重金属污染土含水量与最大干密度				
Table 1 Water content and maximum dry density of soil contaminated with heavy metals				
测试项目	铜	锌	铅	镉
w(水)/%	16.81	16.81	12.21	13.02
最大干密度/(g·cm ⁻³)	1.68	1.68	1.80	1.87

表2 固化剂材料组成及占干土比例				
Table 2 Compositions of curing agent materials and their proportions in dry soil/%				
污染类型	w(材料掺量)/%			
	水泥	赤泥	电石渣	磷石膏
铜 ^[8]	11	4	3	2
锌 ^[9]	11	4	3	2
镉 ^[10]	9	5	1	1
铅 ^[11]	10	2.5	1.25	1.25

将试验材料处理完毕后,分别按照其设计的质量称取蒸馏水、土体、固化剂及重金属试剂。搅拌均匀后,将重金属污染土装入袋中焖料24 h以上,从而使重金属试剂与土壤充分接触。按照《土壤固化剂应用技术标准》(CJJ/T286—2018)的要求采用静压成型法制备为φ50 mm×50 mm的圆柱形试块,脱模编号后装入密封袋。将试件置于温度为20(±2)℃、湿度≥95%的养护箱中进行标准养护。在养护至7 d龄期时,对不同的固化剂配比进行优选,选取各自最优对比对重金属污染土进行固化后再进行长龄期14、28、60、90 d试验。制备及养护过程均参照《公路工程无机结合料稳定材料试验规程》(JTG E51—2009)。

1.3 试验分析方法

无侧限抗压强度试验参照JTG E51—2009测定,本试验使用YHS-229WJ-50kN型微机控制电子万能试验机,选择位移控制,速率为1 mm/min。采用美国GEOEQUIP公司生产的PN3230M柔性壁渗透仪测量渗透系数。据《危险废物鉴别标准 腐蚀性鉴别》(GB 5085.1—2007),按照《固体废物 腐蚀性测定 玻璃电极法》(GB/T 15555.12—1995)使用PSC-pH测试仪测量滤出液pH值。本次试验在28 d龄期时采用型号为JSM-IT200型的扫描电子显微镜进行观察,从微观角度分析对比固化剂固化四种重金属污染土形态。采用Tessier五步连续提取法,利用电感耦合等离子体光谱仪来测定不同重金属离子在各形态下的含量。

2 C-RCP固化效果评价指标

2.1 抗压强度

基于C-RCP固化铅、镉、铜、锌重金属污染固化土的最优配比见表2,分别测试其养护7、14、28、60、90 d的无侧限抗压强度,如图3所示。由图可得,铜、铅、锌、镉四种污染土无侧限抗压强度均随养护龄期增加呈上升趋势。其中镉、铅、铜三种污染固化土强度增长效果明显,经90 d标准养护,无侧限

抗压强度分别由4.03、2.52、1.70 MPa增长至8.03、5.96、4.72 MPa,增长率分别为199.18%、236.51%、277.75%。而锌离子污染固化土无侧限抗压强度始终低于1 MPa,养护龄期对其无侧限抗压强度影响较弱。

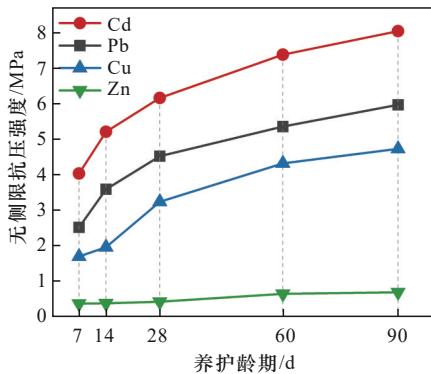


图3 无侧限抗压强度随养护龄期变化

Fig. 3 Effect of curing age on unconfined compressive strength

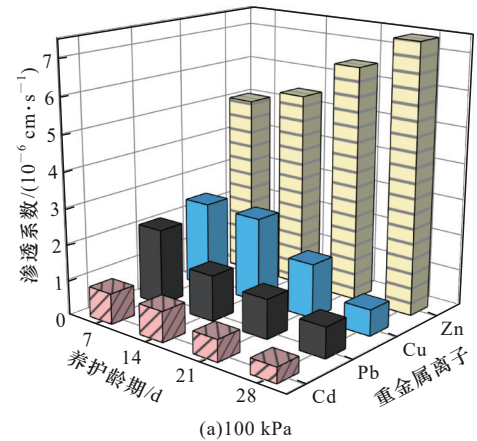
在全养护周期内,四种污染固化土无侧限抗压强度始终保持镉>铅>铜>锌的趋势。对养护龄期28 d时强度进行分析,镉、铅、铜、锌四种污染固化土无侧限抗压强度分别为6.15 MPa>4.52 MPa>3.24 MPa>0.43 MPa。表明C-RCP在四种重金属离子固化最优配比下,镉污染土固化效果最好,铅污染土和铜污染土次之,锌污染土固化效果最差。

2.2 渗透系数

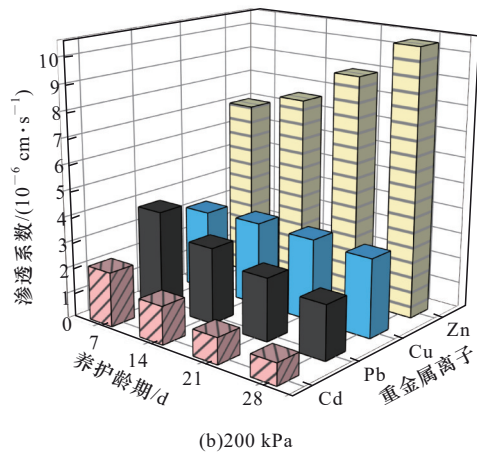
四种重金属污染固化土在100、200、300 kPa渗透压强下,渗透系数随龄期变化的曲线,如图4所示。不同渗透压下,四种污染固化土的渗透系数均随渗透压增大而减小。相同渗透压时,镉、铅、锌污染固化土渗透系数随养护龄期增加而降低,而锌污染固化土的渗透系数随龄期的增加而升高。表明锌离子对土壤颗粒间胶结盐类溶蚀效果最强,且随着养护龄期增加,锌离子与土体内部化学物质持续反应,生成的结晶体极大破坏原有土颗粒结构,造成渗透系数持续增大的宏观现象。渗透压相同时,在全养护周期内,四种离子污染固化土渗透系数基本有以下规律:锌>铜>铅>镉。仅在养护龄期7 d时,铅污染固化土渗透系数略大于铜。因而C-RCP固化剂固化效果基本有如下规律:镉污染固化土>铅污染固化土>铜污染固化土>锌污染固化土。

2.3 pH值

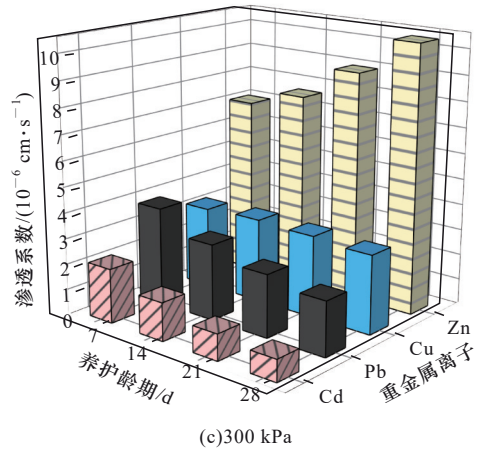
图5所示为重金属污染固化土在标准养护环境下浸出液pH值随着养护龄期变化曲线。由图5可知,铅污染固化土和镉污染固化土的浸出液pH值随着龄期的增加不断升高,而铜污染固化土和锌污染固化土浸出液pH值则随养护龄期的增加不断降



(a)100 kPa



(b)200 kPa



(c)300 kPa

图4 不同渗透压下渗透系数随养护龄期变化

Fig. 4 Effects of curing age on permeability coefficient with different osmotic pressures

低;不同重金属污染固化土浸出液的pH值均小于《危险废物鉴别标准 腐蚀性鉴别》(GB 5085.1—2007)规范要求的限值12.5,不具有腐蚀性,并且其浸出液pH值在7到28 d养护龄期之间均有以下规律:镉污染固化土>铅污染固化土>铜污染固化土>锌污染固化土,因此铜、锌污染固化土相对铅、镉污染固化土腐蚀性更低,对环境更加友好。

2.4 重金属离子环境危害度

依据《土壤环境质量 农用土壤污染风险管控标

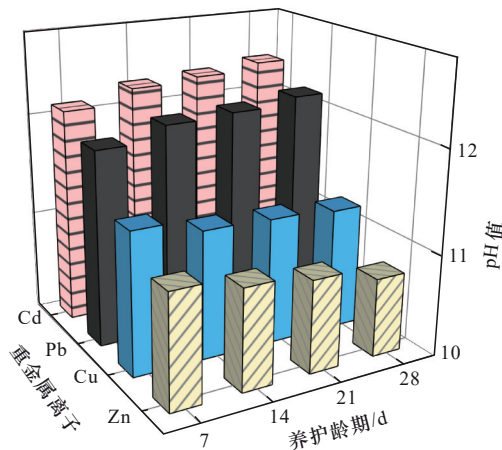


图5 pH值随养护龄期变化
Fig. 5 Effect of curing age on pH value

准》(GB 15618—2018),重金属离子的风险筛选值可表征重金属离子污染固化土对周围环境污染危害程度,风险筛选值越大,其对环境危害程度越深。结果见表3。

表 3 农用地土壤污染风险筛选值
Table 3 Screening values for soil pollution risk in agricultural land

污染类型	风险筛选值			
	$\text{pH}\leq 5.5$	$5.5<\text{pH}\leq 6.5$	$6.5<\text{pH}\leq 7.5$	$\text{pH}>7.5$
镉	0.3	0.3	0.6	0.8
铅	70	90	120	170
铜	50	50	100	100
锌	200	200	250	300

2.5 固化效率

定义固化效率为固化剂材料占固化土比例,赋值为 k ,如式(1)。式中 φ 为材料掺量(%)。 k 值越大,即固化等体积重金属污染土所需固化剂材料量越多,即固化效率越低。由表2可知,铜、锌、镉、铅污染固化土 k 值分别为0.2、0.2、0.16、0.15。

$$k=(\varphi_{\text{水泥}}+\varphi_{\text{赤泥}}+\varphi_{\text{电石渣}}+\varphi_{\text{磷石膏}})/1. \quad (1)$$

3 基于AHP的固化效果综合评价

3.1 固化效果层次分析模型的建立

目前影响评价C-RCP固化不同重金属污染土效果的影响因素较多,全方位综合考虑C-RCP对重金属污染土固化效果评价可行性较低。为综合评价固化剂对不同高浓度重金属污染土的固化效果,选取以下因素指标,包括抗压强度(28 d)、渗透系数(渗透压100 kPa)、pH值、重金属离子环境危害度(风险筛选值)以及固化效率(k)。综上,利用上述因素指标对C-RCP固化不同高浓度重金属污染土

的固化效果进行综合评价,构建C-RCP固化不同高浓度重金属污染土固化效果综合评价的层次分析模型,如图6所示。

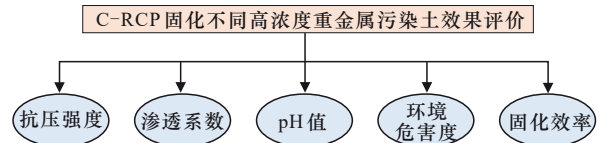


图6 C-RCP固化重金属污染土综合评价层次分析模型图
Fig. 6 Analytic hierarchy process model for comprehensive evaluation of C-RCP solidification of heavy metal contaminated soil

3.2 判断矩阵的建立及权重分析

为了建立符合工程实际意义的判断矩阵,本文以《土壤环境质量 农用土壤污染风险管控标准》(GB 15618—2018)等规范为依据,对各个指标权重进行综合评价分析。

在AHP层次分析法中,每项指标均采用数值1~9及其倒数对不同因素间重要程度进行标度,若因素 m 相对于因素 n 比较判断为 x ,因素 n 相对于因素 m 比较判断则为 $1/x$ 。表4为重要性及其标度对应关系,与固化效果评价指标比较重要性赋值见表5。

表 4 重要性与标度对应关系
Table 4 Correspondence between importance and scale

重要性	标度
同等重要	1
稍微重要	3
重要	5
强烈重要	7
极端重要	9
介于两者之间	2、4、6、8

表 5 C-RCP固化重金属污染土效果评价指标两两比较重要性赋值

Table 5 Comparative importance assignment of evaluation indicators for the effectiveness of C-RCP solidification of heavy metal contaminated soil

项目	抗压强度	pH值	渗透系数	污染土危害	固化效率
抗压强度	1	3	1	3	7
pH值	1/3	1	1/3	1	5
渗透系数	1	3	1	3	7
污染土危害	1/3	1	1/3	1	5
固化效率	1/7	1/5	1/7	1/5	1

固化效果综合评价指标判断矩阵如下:

$$A=\begin{bmatrix} 1 & 3 & 1 & 3 & 7 \\ 1/3 & 1 & 1/3 & 1 & 1 \\ 1 & 3 & 1 & 3 & 7 \\ 1/3 & 1 & 1/3 & 1 & 5 \\ 1/7 & 1/5 & 1/7 & 1/5 & 1 \end{bmatrix}. \quad (2)$$

对上述判断矩阵进行归一化处理:

$$a_{xy}=a_{xy}/\sum_{x=1}^na_{xy} \quad (3)$$

将归一化的矩阵逐行求和:

$$a_x\sum_{y=1}^na_{xy} \quad (4)$$

对向量 $a=(a_1,\cdots,a_n)$ 进行标准化处理得到特征向量 w_x , 特征向量 w_x 即为权向量。

$$w_x=a_x/\sum_{x=1}^na_x \quad (5)$$

得到矩阵的最大特征值:

$$\lambda_{\max}=\sum_{x=1}^n(Aw_x)/nw_x \quad (6)$$

根据层次权重对不一致程度指标进行计算得到权重一致性指标 CI:

$$CI=(\lambda_{\max}-n)/(n-1) \quad (7)$$

如果一致性指标 $CI \neq 0$, 进一步计算一致性比率 CR, 其中计算过程中涉及的平均随机一致性指标 (RI) 的取值经查表可知为 1.12。

对矩阵的随机一致性比例 CR 值进行检验:

$$CR=CI/RI \quad (8)$$

研究发现 CR 值为 $0.008\ 12 < 0.1$, 因此上述判断矩阵 A 的不一致程度在可接受的范围内。经过上述计算后得到可表示指标重要性系数, 在标准化后得到的权重占比向量如下所示: $w=(0.320, 0.164, 0.320, 0.160, 0.036)^T$

3.3 评价指标数值标准化及综合评价

对于 C-RCP 而言, 重金属离子环境危害度越高, 则对固化效果综合评价时分值越高, 其评分取值为规范《土壤环境质量标准 农用地土壤污染风险管控标准》(GB 15618—2018) 对重金属污染土污染物限值的倍数。此外由于固化土整体呈碱性, 因此固化土的 pH 值越高对周围环境影响越大, 则固化土的酸碱性越接近中性值, 综合评价时分值越高。C-RCP 在固化重金属污染土时固化剂的使用量可表征固化剂的固化效率 k , 使用量越少, 表明固化剂固化效率越高, 综合评价时分值越高。

总体来说对于 C-RCP 固化重金属污染土而言, 抗压强度和重金属离子环境危害度是正向指标, 而渗透系数、pH 值以及固化效率则是逆向指标 (数值越小越好)。

为此采用线性比例变换法标准化处理指标, 所用公式如下所示:

对于正向指标, 取数据标准化后的值为

$$y_i=x_i/\max_{1 \leq i \leq n} x_i \quad (9)$$

对于逆向指标, 取数据标准化后的值为

$$y_i=\min_{1 \leq i \leq n} x_i/x_i \quad (1 \leq i \leq n) \quad (10)$$

式中, n 为数据的总数, i 为数据从小到大的排序位数。

计算 C-RCP 固化不同高浓度重金属污染土得分 U 如下列公式所示:

$$U=\bar{y}^T w \quad (11)$$

式中, $\bar{y}$ 可对应着 C-RCP 固化不同重金属污染土标准化后的指标参数向量, w 对应着相应的评价指标权重向量。

从表 6 中可以发现, 对于 C-RCP 而言, 其对镉污染土的综合固化效果评价得分最高 (80.84), 铅污染土次之 (70.01), 锌污染土固化效果的综合评价得分最低 (44.99)。C-RCP 对镉污染土固化效果好、评分高来源之一在于镉离子对固化剂的水化反应影响较小, 从而使得镉污染固化土的抗压强度和渗透系数最优, 此外, 其利用的固化剂也相对较少, 对污染土的固化效率相对铜、锌污染固化土较高, 同时固化剂中水泥仅占干土比例的 9%, 是所有固化剂配比中对水泥利用量最少的, 减少了生产水泥带来的氮氧化物、二氧化硫等有毒气体的排放以及二氧化碳温室气体的排放。

表 6 C-RCP 固化不同高浓度重金属污染土各指标参数得分
Table 6 Scores of various index parameters for C-RCP solidification of high concentration heavy metal polluted soil

污染土 类型	各评价指标得分					总得分
	抗压强度	pH 值	渗透系数	环境危害度	固化效率	
Pb	24.70	23.42	6.56	11.73	3.60	70.01
Cd	31.99	22.54	16.35	6.59	3.37	80.84
Cu	17.69	28.72	4.51	16.07	2.70	69.69
Zn	2.37	31.99	1.34	6.59	2.70	44.99

4 固化机理

4.1 微观形貌分析

图 7 展示了在标准养护下 28 d 龄期时, 7 000 倍放大的 SEM 微观形貌图, 涉及四组重金属污染固化土样品, 分析 C-RCP 固化四种重金属离子效果差异成因。在镉污染固化土 (图 7(a)) 中, 可以观察到大量光滑的层状水化物 A。这些水化物结构有序且密实, 形成较为连续的封闭孔隙空间, 显著促进了无侧限抗压强度的提升和抗渗性能的优化。相比之下, 铅污染固化土 (图 7(b)) 虽然也形成了一些层状水化产物 A 和大量的絮状微粒团块 B, 但其结构相对较松散, 无法形成大型连接区域, 这可能是其强度相对较弱的原因。

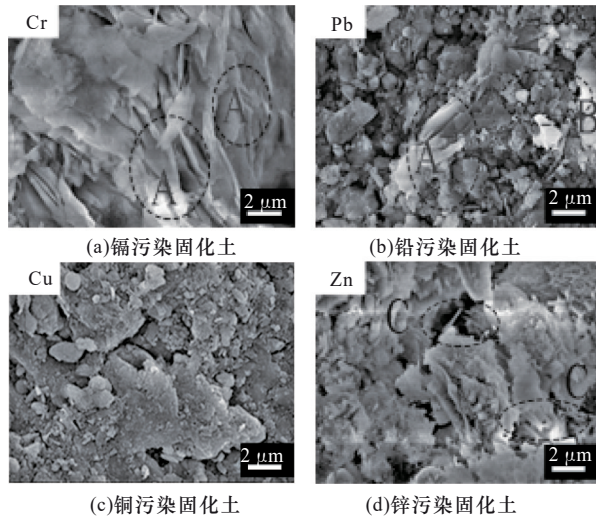


图 7 重金属污染固化土的微观形貌图(28 d)

Fig. 7 SEM images of heavy metal contaminated solidified soil (28 d)

进一步来看,铜污染固化土(图 7(c))表现出更为松散的结构和更多的粗糙表面,其微观形态提供了强度减弱的直接证据。与此同时,锌污染固化土(图 7(d))中的微粒团块数量最少,显示出其较低的结构强度。其内部的无序的针状或团簇状结构 C,可能是由于钙矾石(Aft)的产生,这种产物增大了比表面积并产生较大的膨胀应力^[18],从而导致微裂缝的生成和强度的降低,同时增加了渗透性。这一现象与第 2.1 节和第 2.2 节的结论相吻合。

4.2 固化污染土重金属形态

本文采用 Tessier 连续提取法测定 4 种固化土中重金属离子的化学形态。该方法将重金属形态分为可交换态、碳酸盐结合态、铁锰氧化态、有机态和残余态 5 种。其中可交换态和碳酸盐结合态较不稳定,有机态和残余态的迁移率、生物利用度和毒性较低,铁锰氧化态的离子键较强,相对比较稳定。因而将可交换态和碳酸盐结合态称为有效态,铁锰氧化态、有机态、残余态称为稳定态^[19,20]。选用养护龄期 28 d 的 C-RCP 固化土为研究对象,选用等比例水泥固化污染土(SN)为对照组。

如图 8 所示分别为 4 种重金属污染土固化前后可交换态、碳酸盐结合态、铁锰氧化态、有机态、残余态质量占比。由图可知,相比传统水泥固化方式,在使用 C-RCP 固化后,四种重金属离子污染土中重金属离子形态稳定态质量占比上升,表明 C-RCP 的掺入使得四种污染土中重金属离子形态由有效态逐渐转化为稳定态,有效降低离子在土壤环境中的迁移性。且相较于传统水泥固化重金属污染土,C-RCP 的加入会显著提升固化效果,四种重金属污染土中稳定态质量分数提升幅度分别为 Cd (16.37%)>Pb(15.27%)>Cu(5.89%)>Zn(5.78%),表明 C-RCP 对镉离子污染土固化效果最佳,铅污染土次之,锌离子污染土最差。

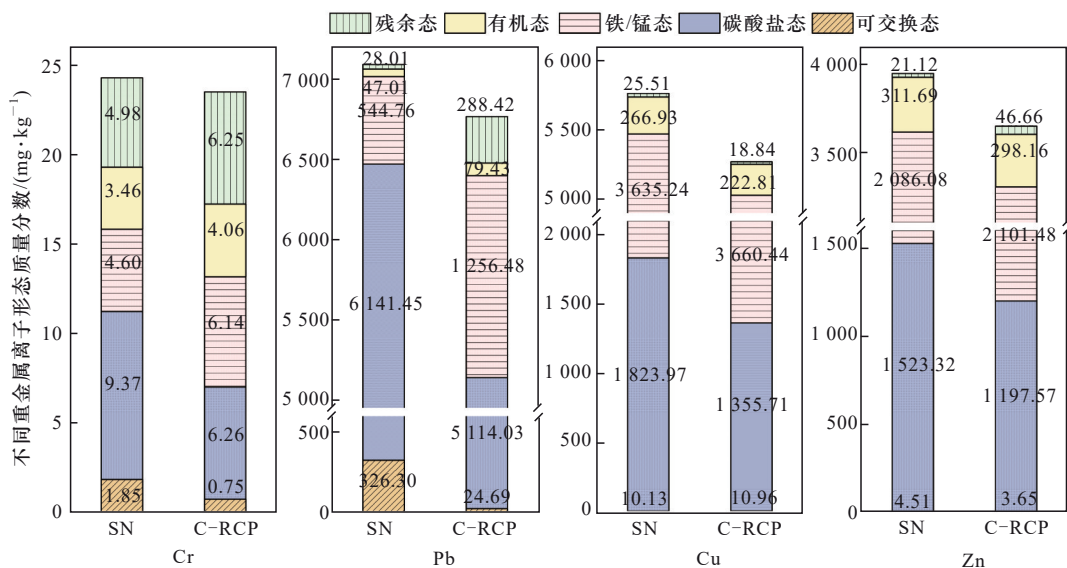


图 8 污染土重金属形态质量占比

Fig. 8 Proportions of heavy metal forms in contaminated soil

5 结论

本文基于 AHP 层次分析法,对 C-RCP 固化镉、铅、铜、锌四种高浓度重金属污染土效果进行综合

评价,并结合微观机理与重金属形态分析对评价结果进行验证,得到以下结论:

1) 抗压强度、渗透系数、pH 值、环境危害度及固化效率影响因素权重分别为 0.320、0.164、0.320、

0.160、0.036。C-RCP固化效果评价指标排序为:抗压强度>渗透系数>pH值>环境危害度>固化效率。

2)构建C-RCP固化镉、铅、铜、锌四种重金属污染土效果评估模型,并基于判断矩阵权重值量化对其固化不同重金属污染土效果进行评分。得分排序为: Cd(80.85)>Pb(70.00)>Cu(69.68)>Zn(44.98)。

3)固化镉污染土时,生成层状致密水化产物最

多且有序,铅与铜污染土表现为相对松散的絮状结构,锌污染土存在大量无序针棒状与团簇状结构。宏观表现为镉固化土抗压强度与抗渗性能较高,铅与铜固化土次之且较为接近,锌固化土最差。

4)重金属形态分析结果表明相较于传统水泥固化剂,固化高浓度重金属污染土时选用C-RCP效果更佳,且稳定态质量分数提升幅度排序为镉>铅>铜>锌,与层次分析法评估结果吻合。

参考文献:

- [1] Gu Y C, Li J L, Peng J K, et al. Immobilization of hazardous ferronickel slag treated using ternary limestone calcined clay cement [J]. Construction and Building Materials, 2020, 250: 118837.
- [2] Li Y C, Min X B, Ke Y, et al. Immobilization potential and immobilization mechanism of arsenic in cemented paste backfill [J]. Minerals Engineering, 2019, 138: 101-107.
- [3] Kamal N L M, Beddu S, Syamsir A, et al. Immobilization of heavy metals for building materials in the construction industry - an overview [J]. Materials Today Proceedings, 2019, 17: 787-791.
- [4] Du Y J, Jiang N J, Liu S Y, et al. Engineering properties and microstructural characteristics of cement-stabilized zinc-contaminated kaolin [J]. Canadian Geotechnical Journal, 2014, 151(3): 289-302.
- [5] 郭明帅, 潘浩, 王菲. 赤泥基固化剂固化/稳定铅锌镉污染土的强度及浸出特性研究 [J]. 岩石力学与工程学报, 2021, 40(S1): 2968-2975.
- [6] Liang L S, Zhang J Y, Fang P Y, et al. Study on properties of copper-contaminated soil solidified by solid waste system combined with cement [J]. Sustainability, 2022, 14(9): 5604.
- [7] Hao X S, Liu X M, Zhang Z Q, et al. In-depth insight into the cementitious synergistic effect of steel slag and red mud on the properties of composite cementitious materials [J]. Journal of Building Engineering, 2022, 52(Svpl C): 104449.
- [8] Suo C X, Fang P Y, Cao H Y, et al. Influence and microscopic mechanism of the solid waste-mixture on solidification of Cu²⁺-contaminated soil [J]. Construction and Building Materials, 2021, 305(Svpl C): 124651.
- [9] 彭晓闯, 解钧, 陈涛, 等. 赤泥基固化铜离子污染黄土状粉土的电化学阻抗谱特性分析 [J/OL]. 太原理工大学学报, 2024-07-08. <https://link.cnki.net/urlid/14.1220.N.20240705.1158.009>
- [10] 曹家玮, 曹洪雨, 索崇娴, 等. 水泥-赤泥-电石渣-磷石膏固化镉污染土壤 [J]. 化工环保, 2022, 42(4): 435-41.
- [11] Zhang J Y, Yang F, Yao X, et al. The synergistic action mechanisms of ternary industrial waste stabilized lead ion contaminated soil [J]. Construction and Building Materials, 2023, 409(Svpl C): 133827.
- [12] Saaty T L. Decision making — the analytic hierarchy and network processes (AHP/ANP) [J]. Journal of Systems Science and Systems Engineering, 2004, 13(1): 1-35.
- [13] Holder R D. Some comments on the analytic hierarchy process [J]. Journal of the Operational Research Society, 1990, 41(11): 1073-1076.
- [14] 李江山, 张亭亭, 王平, 等. 土壤有机质对铅污染土固稳特性的影响规律及微观机理 [J]. 东南大学学报(自然科学版), 2016, 46(A1): 57-62.
- [15] Cuisinier O, Le B T, Deneele D, et al. Quantification of the effects of nitrates, phosphates and chlorides on soil stabilization with lime and cement [J]. Engineering Geology, 2011, 117(3/4): 229-235.
- [16] Yang Z P, Li X Y, Wang Y, et al. Trace element contamination in urban topsoil in China during 2000-2009 and 2010-2019: Pollution assessment and spatiotemporal analysis [J]. Science of the Total Environment, 2021, 758: 143647.
- [17] Cui X Z, Yan S R, Zhang X N, et al. Research on the coupled dynamic response of vibratory roller-unsaturated subgrade under different compaction and moisture content states [J]. Transportation Geotechnics, 2024, 46: 101252.
- [18] Zhou Q, Lachowski E E, Glasser F P. Metaettringite, a decomposition product of ettringite [J]. Cement and Concrete Research, 2004, 34(4): 703-710.
- [19] Gujre N, Mitra S, Soni A, et al. Speciation, contamination, ecological and human health risks assessment of heavy metals in soils dumped with municipal solid wastes [J]. Chemosphere, 2021, 262: 128013.
- [20] Yang Z P, Chang J Z, Li X Y, et al. The effects of the long-term freeze-thaw cycles on the forms of heavy metals in solidified/stabilized lead-zinc-cadmium composite heavy metals contaminated soil [J]. Applied Sciences, 2022, 12: 2934.

(编辑:贾丽红)