

DOI: 10.11779/CJGE2020S1047

赤泥基土壤聚合物固化重金属的机理研究

周 显¹, 胡 波¹, 童 军¹, 侯浩波², 张 婷³, 万 沙², 耿军军^{*2}

(1. 长江科学院水利部岩土力学与工程重点实验室, 湖北 武汉 430010; 2. 武汉大学资源与环境科学学院, 湖北 武汉 430010;
3. 安徽建筑大学环境与能源工程学院, 安徽 合肥 230601)

摘要: 工业固体废弃物可以作为硅源和铝源, 参与土壤聚合物反应。为了同时实现废弃物资源化和污染控制, 通过机械力化学-碱激发赤泥-煤矸石土壤聚合物前驱体, 固化稳定化生活垃圾焚烧飞灰中的重金属。采用 TCLP 浸出试验和分布提取试验评价重金属固化效率, 并对固化体的结构采用 XRD、EDS、FTIR 等方法进行表征。结果表明: 当土壤聚合物前驱体掺量高于 60%时, 飞灰中重金属固化率超过 99.6%; 土壤聚合物对垃圾焚烧飞灰中的重金属固化效果为: $Pb > Zn > Cr > Cd$ 。除发生土壤聚合反应以外, 固化体中的飞灰也会参与水化反应生成 C-S-H 凝胶和沸石, 增加固化体的结构稳定性, 促进重金属由有效态转变为稳定态, 提高固化体的强度和重金属固化效率。赤泥-煤矸石土壤聚合物能用于垃圾焚烧飞灰的固化稳定化中, 降低重金属的有效性和浸出浓度。

关键词: 土壤聚合物; 赤泥; 生活垃圾焚烧飞灰; 重金属; 固化稳定化

中图分类号: X705 文献标识码: A 文章编号: 1000-4548(2020)S1-0239-05

作者简介: 周 显(1988—), 男, 博士, 主要从事固体废弃物处理和环境岩土方面的科研工作。E-mail: zhouxian@whu.edu.cn。

Mechanism of heavy metal stabilization by red mud-based geopolymers

ZHOU Xian¹, HU Bo¹, TONG Jun¹, HOU Hao-bo², ZHANG Ting³, WAN Sha², GENG Jun-jun²

(1. Key Laboratory of Geotechnical Mechanics and Engineering of the Ministry of Water Resources, Changjiang River Scientific Research Institute, Wuhan 430010, China; 2. School of Resource and Environmental Science, Wuhan University, Wuhan 430079, China; 3. School of Environment and Energy Engineering, Anhui Jianzhu University, Hefei 230601, China)

Abstract: It has been shown that the industrial wastes as the sources of silica and alumina can participate in a geopolymers reaction. In this research, Bayer red mud and coal gangue is prepared as an geopolymers precursor (RG) through mechanochemistry-alkali activation, which is used for municipal solid waste incinerators fly ash (MSWIFA) solidification/stabilization (S/S) to achieve a win-win goal of waste recovery and pollution control. The TCLP tests and sequential extraction tests are used to evaluate the effectiveness and stability of the geopolymers S/S regent. The XRD, SEM-EDS and FTIR are conducted for characterization of the geopolymers S/S solid samples. The results show that more than 99.6 percent of the heavy metal in geopolymers S/S solid can be immobilized when the RG content exceeds 60%. The S/S effectiveness decreases in the order of $Pb > Zn > Cr > Cd$. According to the XRD results, MSWI fly ash can participate in the hydration process to generate C-S-H and zeolite phase which, together with the geopolymers, enhances the structural stability and improves the compressive strength of the geopolymers S/S solid. In consequence, most heavy metals in the geopolymers S/S solid are immobilized in the hydration phases and geopolymers structure, transform from the available fractions into the stable fractions. It is finally concluded that the Bayer red mud and coal gangue-based geopolymers are useful in reducing the availability and leaching of heavy metals in MSWIFA.

Key words: geopolymers; red mud; municipal solid waste incinerator fly ash; heavy metal; solidification/stabilization

0 引言

生活垃圾焚烧能缓解城市土地资源日益紧张的压力, 已逐渐成为许多城市生活垃圾的首选处置方式。垃圾焚烧产生的飞灰 (MSWIFA)^[1]因富集多种重金属而被列为危险废物。许多国家都将飞灰都列入危险

废物管理名录, 需要进行无害化处理处置, 才能进入

基金项目: 中央级公益性科研院所基本科研业务费项目 (CKSF 2019168/YT, CKSF2019527/YT)

收稿日期: 2020-06-02

*通信作者 (E-mail: whugenjunjun@163.com)

卫生填埋场。

固化稳定化技术一直以来被认为是处理重金属污染固体废弃物的最佳途径,也是国内外广泛使用的飞灰无害化处理手段^[2]。近年来,土壤聚合物(简称土聚物)作为一种低碳胶凝材料,在重金属固化稳定化领域逐渐受到关注。以固体废弃物为原料开发土聚物固化重金属污染废弃,可同时实现工业废弃物的资源化和重金属污染治理的双重目标。赤泥作为大宗固体废弃物,具备一定活性态 Si 和 Al,成为制备土聚物的研究热点^[3-4]。煤矸石激发可产生活性偏高岭土,调节体系 Si/Al 比,可以作为制备土聚物的辅料。固体废弃物的活性较低,因此往往需要对赤泥进行高温煅烧处理提高其活性^[5]。煅烧能耗较高,限制了赤泥的利用,鲜有直接针对非煅烧的原料进行激发的研究。

本文采用赤泥和煤矸石为原料,以机械力化学的方式制备土聚物前驱体,采用水玻璃和 NaOH 激发制备土聚物,并用于 MSWIFA 中重金属的固化稳定化,研究固化体不同龄期抗压强度变化、重金属浸出毒性及形态分布特征,揭示该土聚物固化重金属的规律,并借助固化体物相分析、化学键分析及微观结构组成分析探究其材料固化稳定化机制,为赤泥-煤矸石基土聚物固化稳定化飞灰提供数据支撑和理论参考。

1 试验材料和方法

1.1 试验材料

赤泥(拜耳法, RM)取自中铝集团山东分公司,煤矸石(CG)取自山西省阳泉煤业集团,工业水玻璃(工业纯)及氢氧化钠颗粒(分析纯)购于国药集团。两种垃圾焚烧飞灰分别取自于重庆(M1)和广东(M2)某生活垃圾焚烧厂。原材料的化学组成见表 1。赤泥主要化学组成为 Al₂O₃、SiO₂、Na₂O 及 Fe₂O₃,占比超过 70%,适合制备硅铝基土聚物;煤矸石中 Al₂O₃ 和 SiO₂ 占比接近 70%,同时还含有 11.37% 的碳;两种飞灰都属于高钙贫硅铝体系,富含氯化物和硫酸盐。

表 1 原材料的的化学组成

Table 1 Chemical composition of raw martials (%)

主要成分	RM	CG	M1	M2
Na ₂ O	10.85	0.33	7.26	9.07
MgO	0	0.40	1.30	1.53
Al ₂ O ₃	20.26	22.21	1.97	2.18
SiO ₂	12.83	45.69	8.22	3.35
P ₂ O ₅	0.17	0.12	0.77	0.45
SO ₃	0.60	3.06	7.25	9.04
K ₂ O	0	0	7.10	5.58
CaO	0.87	0.98	33.45	38.64
Fe ₂ O ₃	33.39	5.49	1.42	0.69
Cl	0	0	24.45	28.32
烧失量 LOI	12.28	19.82	4.07	2.68

分别采用消解 ICP 元素分析和 TCLP 法测试飞灰中重金属含量分布和浸出特性,试验结果见表 2。飞

灰 M1 特征污染重金属是 Cr, Zn 和 Cd; M2 特征污染重金属是 Pb 和 Cd。因此,选取 Pb、Cr、Zn、Cd 为飞灰固化稳定化研究的特征重金属。

表 2 两种垃圾焚烧飞灰重金属污染特征

Table 2 Heavy metal pollution characteristics of two FA samples

重金属	总量/(mg·kg ⁻¹)		浸出浓度/(mg·L ⁻¹)		
	M1	M2	M1	M2	Limit*
Pb	88.4	1.05×10 ³	0.08	1.35	0.25
Cr	3.98×10 ³	385	35.1	2.35	4.5
Zn	1.40×10 ⁴	8.59×10 ³	135	97.2	100
Cd	230	203	1.01	0.76	0.15

注: *生活垃圾填埋场污染控制标准 GB 16889—2008。

1.2 土聚物制备及自稳定性试验

土聚物制备工艺^[6]为赤泥和煤矸石(8:2)在高速行星磨中以 2000 r/min 混磨 5 min 后,加入 3.4 mol/L 水玻璃与 5 mol/L NaOH 溶液共混溶液(1.66:1)作为碱激发剂;液固比为 0.4,倒入 2 cm×2 cm×2 cm 试模中成型。浆体预养护条件为 80℃恒温养护 24 h,将固化体脱模后,继续标准养护至 7, 14, 28 d,土聚物试样编号为 R8G2。在赤泥-煤矸石 8:2 共混体中直接投加质量为 0.5%, 1%, 1.5% 及 2% 的 Pb(NO₃)₂ 和 K₂Cr₂O₇ 粉末,编号为 F1、F2、F3、F4 和 F5、F6、F7、F8,进行土聚物自稳定性试验,其他过程与土聚物制备工艺相同,采用 TCLP 浸出毒性检测方法和 Tessier 五步连续提取法^[7]研究不同龄期固化体的重金属固化效果。将重金属 *i* 浸出系数 L_{r*i*} 定义为

$$L_{r_i} = \frac{\text{TCLP 浸出液中重金属 } i \text{ 的含量 (g)}}{\text{原始固体中重金属 } i \text{ 的含量 (g)}} \times 100\% \quad (1)$$

以不添加激发剂的赤泥-煤矸石共混前驱体 R8G2 作为对照组试验,添加同样的重金属进行浸出试验。

1.3 土聚物固化飞灰试验方法

两种垃圾焚烧飞灰(M1 与 M2)与土聚物前驱体的掺合比设置 5 个水平(8:2, 6:4, 5:5, 4:6, 2:8),试样编号为 M1-1、M1-2、M1-3、M1-4、M1-5 和 M2-1、M2-2、M2-3、M2-4、M2-5,其他过程与土聚物制备工艺相同,测试固化体各期抗压强度和 TCLP 浓度。分别采用 X 射线衍射仪(D8 Advance)、扫描电镜(JSM-5610LV)和傅里叶变换红外光谱仪(Nexus)测试原料和固化体的矿物组成、形貌及官能团。

2 结果与讨论

2.1 土聚物自固化性能

表 3 给出了土聚物前驱体和土聚物固化体中重金属 Pb 和 Cr 的浸出浓度及浸出系数。从表 3 中浸出系数可看出,未碱激发的土聚物前驱体也可捕集部分

表 3 土聚物前驱体及土聚物自固化的重金属 Pb 和 Cr 的浸出浓度

Table 3 Leaching concentrations of heavy metals Pb and Cr out of precursor and blend samples after TCLP tests

重金属	样品编号	重金属含量/(mg·kg ⁻¹)	浸出浓度/(mg·L ⁻¹)			浸出系数/%				
			前驱体	土聚物	前驱体	土聚物	土聚物	土聚物		
				7 d	14 d	28 d	7 d	14 d	28 d	
Pb	F1	3156	42.07±1.266	10.11±0.303	未检出	未检出	26.68	6.41	0	0
	F2	6286	125.82±2.150	27.15±1.052	12.16±0.193	1.04±0.055	40.06	8.64	3.87	0.33
	F3	9416	194.12±1.620	41.26±1.280	30.93±0.210	1.84±0.021	41.26	8.77	6.57	0.39
	F4	12546	317.20±2.875	41.27±2.326	40.01±1.520	3.98±0.115	50.60	6.58	6.38	0.63
Cr	F5	2423	40.08±0.085	9.25±0.127	2.03±0.010	0.51±0.002	45.58	10.52	2.31	0.58
	F6	4193	91.76±0.762	11.44±0.085	3.15±0.022	1.87±0.032	64.07	7.99	2.20	1.31
	F7	5963	132.71±1.340	22.30±0.050	12.15±0.650	4.99±0.265	66.85	11.23	6.12	2.51
	F8	7733	213.40±1.265	26.83±0.140	19.57±0.432	12.69±0.035	84.09	10.57	7.71	5.00

重金属。这可能是因为原材料粉末颗粒在机械力化学作用下微细化和凝胶化, 产生晶体缺陷或畸变^[8], 部分重金属离子可以吸附在前驱体表面缺陷点位上, 或者与胶凝活化的物质发生化学反应, 从而难以浸出。

土聚物与其前驱体相比, 重金属 Pb 和 Cr 的浸出系数显著降低。各土聚物试样在不同龄期重金属的浸出系数均低于 10%。养护 28 d 后, 各试样重金属 Pb 和 Cr 的浸出系数分别低于 1% 和 5%。

R8G2 前驱体及土聚物中重金属形态分布见图 1。离子交换态和碳酸盐结合态重金属在酸性环境下可能向环境中释放, 可称为有效态; 可还原态和硫酸盐结合态与渣态较为稳定, 酸性环境中较难浸出, 可称为稳定态。从图 1 (a) 中可以看出, 随着土聚物养护龄期的增长, F2 和 F6 中有效态 Pb 和 Cr 逐渐向稳定态转变。与 Cr 相比, 土聚物中的 Pb 在稳定态分布的比例更高, 因此浸出系数也更低。土聚物中重金属的稳定态比例随着重金属掺量的增加而增加 (图 1 (b))。当 Cr 盐掺量高于 1% 时, 离子交换态和碳酸盐结合态的 Cr 显著增加。因此与 Pb 相比, Cr 更易从土聚物中浸出^[9]。

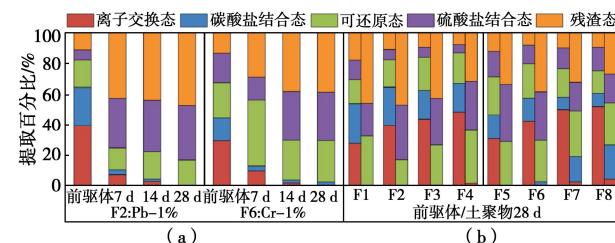


图 1 F2 和 F6 试样前驱体和土聚物不同龄期及前驱体和土聚物
养护 28 d 试样中重金属分布特征

Fig. 1 Chemical speciation of heavy metals in F2/F6 precursor and blend samples at different curing ages, and F1-F8 precursor and blend samples curing for 28 d

重金属 Pb 和 Cr 添加的土聚物 XRD 见图 2。F2

试样中硅铝酸钠和霞石因参与土聚物反应^[10], 其特征峰随着养护龄期的增长逐渐消失。Pb 进入土聚物结构中被固化^[11], 含 Pb 的结晶物质峰消失。当 Pb 盐的添加量增加到 1.5% 时 (F3), 土聚物固化体矿物相中出现了难溶物 Pb_3SiO_5 的衍射峰, 表明 Pb 也可以难溶的硅酸盐形态被固化稳定化^[12]。Cr 盐添加的土聚物 (图 2 (b)) 固化过程与 Pb 类似。然而, 当 Cr 盐的添加量增加到 1.5% 时 (F7), 土聚物固化体矿物相中出现了 Na_2CrO_4 的衍射峰, 尽管添加的是重铬酸盐, 在合适的 Eh-pH 条件下, CrO_4^{2-} 会转化成 $Cr_2O_7^{2-}$ ^[13], 在养护过程中与碱激发剂中的 Na^+ 离子结合析出 Na_2CrO_4 。 Na_2CrO_4 属于易溶盐, 是有效态 Cr, 容易浸出。

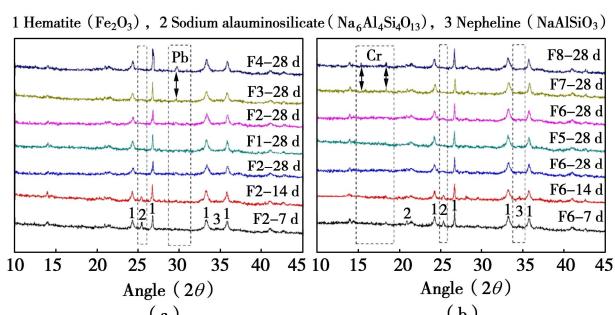


图 2 土聚物试样自固化重金属 Pb 和 Cr 的 XRD 图

Fig. 2 XRD patterns of geopolymers containing Pb and Cr

2.2 固化体的毒性浸出特征

固化体 TCLP 毒性浸出试验结果见图 3。随着龄期和土聚物掺量增加, 固化体中 4 种重金属浸出浓度均呈下降趋势。飞灰固化体养护 28 d 后, 当土聚物掺量 $\geq 50\%$ 时, 各固化体重金属浸出浓度均能达到《生活垃圾填埋场污染控制标准 GB16889—2008》的要求。当土聚物掺量 $\geq 60\%$ 时, 各固化体中重金属的浸出系数都低于 0.4%。M1 和 M2 固化体中特征重金属的浸出系数 L_{r_i} 从小到大分别为 $Zn < Cr < Cd$ 和 $Pb < Zn < Cd$, 综合来看, 重金属浸出系数依次为 $Pb < Zn <$

Cr< Cd。

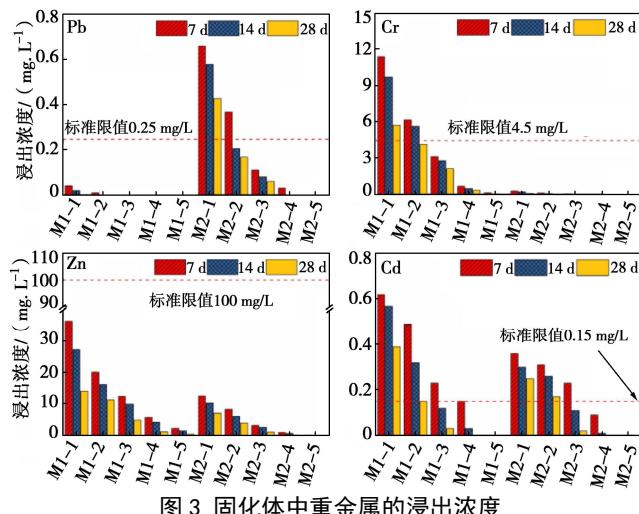


图 3 固化体中重金属的浸出浓度

Fig. 3 Concentrations of heavy metals leaching from S/S solid

2.3 固化体的力学性能

土聚物-飞灰固化体抗压强度试验结果见图 4。固化体的抗压强度随着龄期的增加而增大, 随着飞灰掺量的增加而减小。因为飞灰掺入后会影响体系的 Si/Al 比和 Na/Al 比, 从而影响土聚物缩聚反应。此外, 飞灰中氯化物也会阻碍固化体强度的发展。值得注意的是, 飞灰 M2 固化体强度大约是飞灰 M1 同土聚物掺量同龄期固化体强度的两倍, 表明飞灰自身也有一定活性, 可参与水化反应, 有利强度发展。

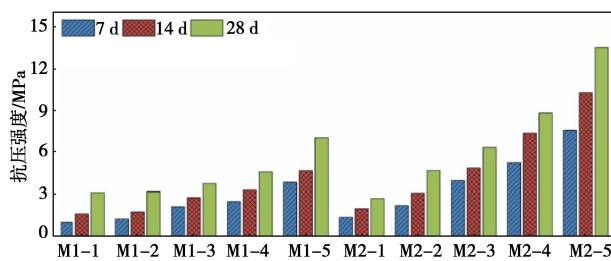


图 4 土聚物固化体不同龄期抗压强度的变化

Fig. 4 Development of compressive strength of the geopolymeric

S/S solid samples curing for 7, 14, 28 d

2.4 固化体结构表征

飞灰原样及各固化体养护 28 d 的 XRD 见图 5。

1 Quartz (SiO_2), 2 Calcite (CaCO_3), 3 Anorthite ($\text{CaAl}_2\text{Si}_2\text{O}_8$), 4 Sylvite (KCl), 5 Halite (NaCl), 6 Hematite (Fe_2O_3), 7 Nepheline (NaAlSiO_4), 8 Sodium aluminosilicate (NaAlSiO_4), 9 Calcium aluminate Hydrate ($\text{Ca}_2\text{Al(OH)}_3\text{H}_2\text{O}$), 10 C-S-H, 11 Anhydrite (CaSO_4)

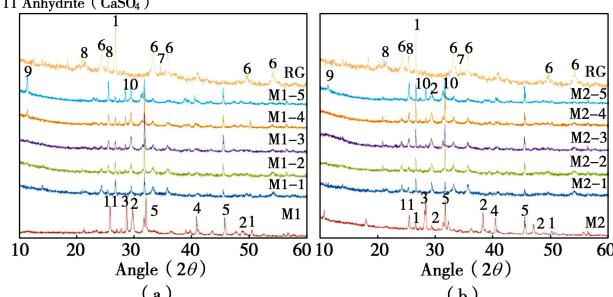


图 5 飞灰原样和土聚物固化体的 XRD 图谱

Fig. 5 XRD patterns of MSWI fly ash and S/S solid samples

两种飞灰的主要矿物相均为石英、碳酸钠、钙长石、氯化钾和氯化钠。土聚物中主要矿物相为原材料中未参与反应的赤铁矿、石英、霞石、硅铝酸钠以及无定型土聚物 (22° ~ 40° 之间的驼峰) [14]。从 XRD 中可以看出, 土聚物掺量 $\leq 40\%$, 液态 Si 源趋向与飞灰中的 CaSO_4 反应生成 C-S-H 凝胶, 原料中活性 Al 源与离子态的 Ca^{2+} 反应生成 $\text{CaAl(OH)}_3\text{H}_2\text{O}$; 随着土聚合掺量增加, 活性 Al 源和活性 Si 源趋向于再聚合形成无定型土聚物。

图 6 是试样 M1-3 和 M2-3 试样不同龄期的红外光谱曲线。位于 $450\text{--}470\text{ cm}^{-1}$ 和 $960\text{--}1005\text{ cm}^{-1}$ 附近的特征峰分别是 $[\text{SiO}_4]^{4-}$ 或 $[\text{AlO}]^{5-}$ 四面体中 Si-O-Si(Al) 的伸缩和不对称弯曲振动峰, 常用来确定无定型物质的形成[15]。随着龄期的增长, M1-3 和 M2-3 两个试样的 Si-O-Si (Al) 伸缩及弯曲振动峰均逐渐加强, 表明体系中生成的硅铝酸盐结构不断完善。M2-3 试样养护 28 天后 Si-O-Si (Al) 弯曲振动峰较 M1-3 更加尖锐, 表明 M2-3 发生了从无定形态土聚物到沸石结构的转变。

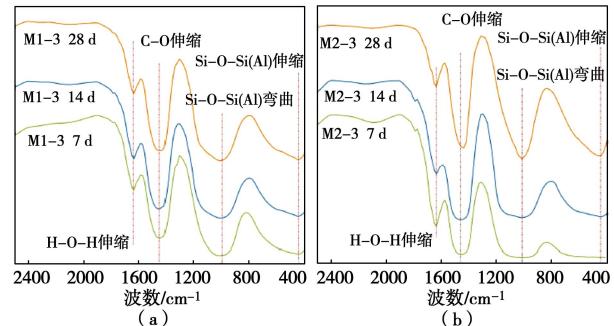


图 6 M1-3 和 M2-3 试样不同养护龄期红外光谱

Fig. 6 FT-IR patterns of M1-3 and M2-3 curing for 7, 14, 28 d

飞灰 M1 和 M2、土聚物及其飞灰固化体 M1-3 和 M2-3 的微观形貌见图 7。

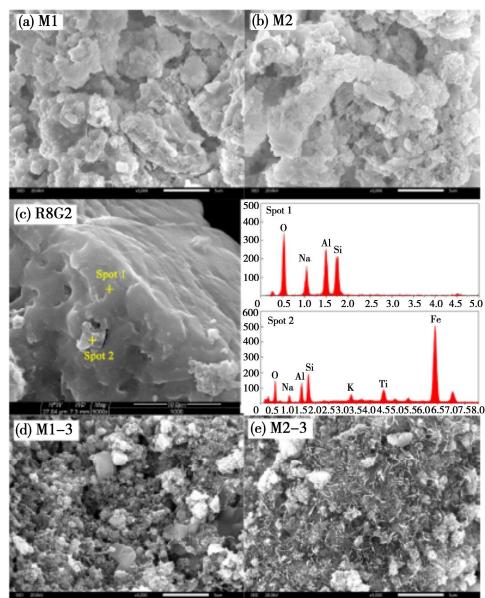


图 7 原飞灰及固化体 M1-3 和 M2-3 的扫描电镜图

Fig. 7 SEM images of fly ashes and geopolymeric S/S solids

图 7 (c) 中致密体 (Spot 1) 主要由 Na、Al、Si 和 O 组成, 是土聚物的主要构成元素^[16]; 其表面镶嵌的颗粒 (Spot 2) 主要组成元素为 Fe 和 O 及微量的 Na、Al、Si 和 Ti, 可能是赤泥中赤铁矿微粒, 证明土聚物对其他矿物具有包裹作用。图 7 (d) 和 7 (e) 分别为 M1-3 和 M2-3 固化体养护 28 d 后的微观形貌。原始飞灰 M1 (图 7 (a)) 和 M2 (图 7 (b)) 中松散团聚结构的颗粒物已经镶嵌于土聚物的网状结构中。M2-3 的结构较 M1-3 更为致密, 因此 M2-3 具有更高的强度和更好的重金属稳定化效果。

3 结 论

(1) 赤泥-煤矸石共混形成的土聚物结构能有效固化重金属 Pb 和 Cr。Pb 还能与土聚物前驱体碱溶过程的活性 Si 反应生成难溶的 Pb_3SiO_5 被固定下来。

(2) 土聚物-飞灰固化体中飞灰掺量在 40% 以内时, 可满足《生活垃圾填埋场污染控制标准》GB16889—2008, 对飞灰中重金属的固化效果为 $Pb > Zn > Cr > Cd$ 。当土聚物掺量大于 60% 时, 飞灰固化体养护 28 d 后, 重金属的固化率都高于 99.6%。

(3) 赤泥-煤矸石共混土聚物对于飞灰中重金属的固化稳定化, 除了无定型态土聚物的稳定化作用以外, 飞灰 M2 中活性组分也能在碱激发作用下水化生成 C-S-H 凝胶和沸石相, 对飞灰中重金属起到包覆和吸附的作用, 使得飞灰中重金属由有效态向稳定态进行转变, 进一步降低其浸出浓度。

参考文献:

- [1] CHANDLER A J, EIGHMY T T, HARTLTN J, et al. Municipal Solid Waste Incinerator Residues[M]. The Netherlands: Elsevier Science, 1997: 15–21.
- [2] ZACCO A, BORGESE L, GIANONCELLI A, et al. Review of fly ash inertisation treatments and recycling[J]. Environmental Chemistry Letters, 2014, 12(1): 153–175.
- [3] ZHAN X, WANG L, HU C, et al. Co-disposal of MSWI fly ash and electrolytic manganese residue based on geopolymeric system[J]. Waste Management, 2018, 82: 62–70.
- [4] ZHANG M, EL-KORCHI T, ZHANG G P, et al. Synthesis factors affecting mechanical properties, microstructure, and chemical composition of red mud-fly ash based geopolymers[J]. Fuel, 2014, 134: 315–325.
- [5] SUN H H, FENG X P, LIU X M, et al. The influence of mechanochemistry on the structure speciality and cementitious performance of red mud[J]. Rare Metal Materials and Engineering, 2007, 36(S2): 568–570.
- [6] GENG J, ZHOU M, LI Y, et al. Comparison of red mud and coal gangue blended geopolymers synthesized through thermal activation and mechanical grinding preactivation[J]. Construction and Building Materials, 2017, 153: 185–192.
- [7] CHOU J D, WEY M Y, CHANG S H. Evaluation of the distribution patterns of Pb, Cu and Cd from MSWI fly ash during thermal treatment by sequential extraction procedure[J]. Journal of Hazardous Materials, 2009, 162(2/3): 1000–6.
- [8] LEE S, SEO M-D, KIM Y-J, et al. Unburned carbon removal effect on compressive strength development in a honeycomb briquette ash-based geopolymer[J]. International Journal of Mineral Processing, 2010, 97(1/2/3/4): 20–25.
- [9] DEJA J. Immobilization of Cr⁶⁺, Cd²⁺, Zn²⁺ and Pb²⁺ in alkali-activated slag binders[J]. Cement and Concrete Research, 2002, 32(12): 1971–1979.
- [10] LIEW Y M, HEAH C Y, MOHD MUSTAFA A B, et al. Structure and properties of clay-based geopolymer cements: A review[J]. Progress in Materials Science, 2016, 83: 595–629.
- [11] ZHENG L, WANG W, GAO X. Solidification and immobilization of MSWI fly ash through aluminate geopolymers: based on partial charge model analysis[J]. Waste Management, 2016, 58: 270–279.
- [12] PALOMO A, PALACIOS M. Alkali-activated cementitious materials: Alternative matrices for the immobilisation of hazardous wastes[J]. Cement and Concrete Research, 2003, 33(2): 289–295.
- [13] ZHOU X, ZHOU M, WU X, et al. Reductive solidification/stabilization of chromate in municipal solid waste incineration fly ash by ascorbic acid and blast furnace slag[J]. Chemosphere, 2017, 182: 76–84.
- [14] NIE Q, HU W, AI T, et al. Strength properties of geopolymers derived from original and desulfurized red mud cured at ambient temperature[J]. Construction and Building Materials, 2016, 125: 905–911.
- [15] GRANIZO M L, ALONSO S, BLANCO-VARELA M T, et al. Alkaline activation of metakaolin: effect of calcium hydroxide in the products of reaction[J]. Journal of the American Ceramic Society, 2010, 85(1): 225–231.
- [16] HE J, JIE Y X, ZHANG J H, et al. Synthesis and characterization of red mud and rice husk ash-based geopolymers composites[J]. Cement & Concrete Composites, 2013, 37: 108–118.

(编校: 黄贤沙)