

# 膨润土对水泥固化体中 Pb(II), Zn(II), Cd(II) 及 Cr(VI) 浸出的影响

阚黎黎<sup>1</sup>, 朱璠<sup>1</sup>, 陶毅晨<sup>1</sup>, 施惠生<sup>2</sup>

(1. 上海理工大学 环境与建筑学院, 上海 200093; 2. 同济大学 先进土木工程材料教育部重点实验室, 上海 200092)

**摘要:** 为了确保含重金属废弃物在水泥基材料中的安全资源化利用, 研究了在不同 pH 条件下纯水泥对 Pb(II)、Zn(II)、Cd(II) 及 Cr(VI) 等重金属的固化效果及加入膨润土后的影响。结果表明: 除 Cr(VI) 之外, 纯水泥对 Pb(II)、Zn(II) 及 Cd(II) 的固化效果较好, 当重金属的掺量达到 5% 时, 即便在 pH = 3 的强酸条件下, 其浸出毒性仍然低于国家标准。加入膨润土后, 可进一步降低水泥基材料中各重金属的浸出率, 当膨润土掺量为 30%、酸性条件下, 28d 龄期固化体中 Zn(II)、Cd(II)、Cr(VI) 的浸出浓度分别降低了 60.9%、51.3% 及 53.3%, CH 峰值下降、AF<sub>i</sub> 峰值明显增高, 但膨润土对 Pb(II) 有负效应, 酸性溶液中的浸出量高于中性溶液。

**关键词:** Pb(II); Zn(II); Cd(II); Cr(VI); 膨润土; 水泥固化; 重金属浸出率; 重金属固化

中图分类号: TQ424.24

文献标识码: A

文章编号: 1672-643X(2017)02-0216-06

## Influence of bentonite on Pb(II), Zn(II), Cd(II) and Cr(VI) concentrations in the leachate of hardened cement pastes

KAN Lili<sup>1</sup>, ZHU Jin<sup>1</sup>, TAO Yichen<sup>1</sup>, SHI Huisheng<sup>2</sup>

(1. School of Environment and Architecture, University of Shanghai for Science and Technology, Shanghai 200093, China;  
2. Key Laboratory of Advanced Civil Engineering Materials of Education Ministry, Tongji University, Shanghai 200092, China)

**Abstract:** In order to ensure the security utilization of heavy metal wastes used in cement-based materials, the solidification effects of cement and the influence of adding bentonite on Pb(II), Zn(II), Cd(II) and Cr(VI) concentrations in the leachate under different pH conditions were investigated. The results showed that, solidification effects of cement on Pb(II), Zn(II) and Cd(II) were better than on Cr(VI). When heavy metal content reached 5%, pH value was kept at 3, the leaching toxicity was still lower than the national standard. After adding the bentonite, the concentrations of heavy metals in the leachate can be further reduced. When the mixing amount of bentonite was 30% and under acid condition, the concentrations of Zn(II), Cd(II) and Cr(VI) in the hardened cement pastes which have been cured for 28 days were reduced by 60.9%, 51.3% and 53.3%, respectively. CH peak value decreased significantly but AF<sub>i</sub> increased significantly. However, bentonite had the opposite effects on Pb(II). The concentrations of heavy metals in acid solution were higher than the neutral solution.

**Key words:** Pb(II); Zn(II); Cd(II); Cr(VI); bentonite; cement solidification; heavy metal leaching rate; solidification of heavy metal

## 1 研究背景

当前,越来越多的工业副产品和废弃物被利用到水泥基材料中,这不仅大大减轻了环境的负荷,而且有效地提高了经济效益。然而,某些工业废弃物

中不可避免地包含有对自然环境和人类生存有着很大危害作用的 Pb(II)、Zn(II)、Cd(II) 和 Cr(VI) 等重金属离子,并且随着工业的飞速发展,包含有这些重金属的废弃物的排放量日益增多。这些重金属废弃物如果不经处理直接排放到自然环境中,将会严

收稿日期:2016-08-08; 修回日期:2016-10-31

基金项目:国家自然科学基金项目(51172164); 云南省应用基础研究基金面上项目(2013FB023)

作者简介:阚黎黎(1980-),女,云南宣威人,博士,副教授,硕士生导师,研究方向:新型水泥基材料、固废处理处置及资源化综合利用。

重威胁到人类赖以生存的自然环境及人体健康<sup>[1]</sup>,并将制约社会的发展。例如,Pb(II)影响儿童的生长及大脑发育,对人体神经系统、血液系统、心血管系统、骨骼系统产生严重危害<sup>[2]</sup>。Cd(II)是一种典型的致癌物,能长久地富集在肝、肾中,同时能使人体的骨骼疏松、萎缩、变形<sup>[3]</sup>。因此,对重金属废弃物的有效处置一直是人们所关注的热点问题。膨润土是一种以蒙脱石为主要成分的天然硅酸盐矿物,具有很高的离子交换性、特殊的吸附性、可塑性及黏性、具有成本低、易获取、来自天然、环境友好等特性,这些特性使其在环保中有着巨大的应用潜力<sup>[4-9]</sup>。其作用机理是依据其高比表面积和特殊的晶型结构,通过离子交换作用和表面沉淀作用,改变重金属的存在形态,从而控制重金属迁移、扩散及危害等<sup>[10-11]</sup>。Li Jiaying 等<sup>[12]</sup>研究了膨润土对Cu(II)的吸附,结果表明:当 pH < 7 时,吸附效率和 pH 值呈正相关;当 pH > 7 时,吸附效率则基本保持不变。Naseem 等<sup>[13]</sup>研究了粒度为 30 目的商品膨润土在水和酸性溶液中对 Pb(II)的吸附能力。Tahir 等<sup>[14]</sup>的研究表明膨润土对制革污水中 Cr(III)的吸附率可达 93% 以上。同时,膨润土对水泥基材料的一些力学性能也有一定的改善作用。因此,当把一些具有胶凝活性的含重金属废弃物作为辅助胶凝材料而在水泥基材料中应用时,可以通过掺加膨润土的方法达到改善水泥基材料力学性能和固化重金属的双重目的。

鉴于此,本文选取了 Pb(II)、Zn(II)、Cd(II) 及 Cr(VI) 等典型的重金属为研究对象,研究了膨润土对水泥固化体中这 4 种重金属浸出的影响,结合 XRD 分析讨论了重金属对水泥固化体矿物组成的影响,研究结果可为重金属废弃物在水泥基材料中的资源化利用提供科学理论依据。

## 2 实验

### 2.1 原材料

实验用水泥为江南小野田水泥有限公司生产的 525#普通硅酸盐水泥。膨润土取自上海某金属铸造厂,其化学成分见表 1。经 X 射线衍射分析(图 1)可知,膨润土的主要矿物是伊利石和蒙脱石。

表 1 膨润土的化学组成 %

SiO <sub>2</sub>	CaO	MgO	Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	TiO <sub>2</sub>	L. O. I <sup>a</sup>
59.36	8.08	1.45	5.63	16.87	0.35	4.64

注:a 表示烧失量。

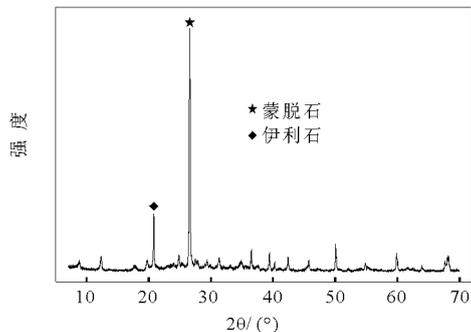


图 1 膨润土的 X 射线衍射图

### 2.2 试剂及仪器

实验试剂 Pb(NO<sub>3</sub>)<sub>2</sub>、Zn(NO<sub>3</sub>)<sub>2</sub>、K<sub>2</sub>Cr<sub>2</sub>O<sub>7</sub>、HCl 及 NaOH 由国药集团上海化学试剂公司提供,Cd(NO<sub>3</sub>)<sub>2</sub>从亭新化工试剂厂购置。K<sub>2</sub>Cr<sub>2</sub>O<sub>7</sub> 为 GR 级,其余试剂均为 AR 级。上海精密科学仪器有限公司生产的数显 pH 计(型号:Phs-25)、紫外分光光度计(型号:751GD)、PerkinElmer 公司生产的原子吸收分光光度计(型号:Pe5100pc)及 X 射线衍射(X-ray diffraction, XRD)仪(Rigaku 旋转阳极;铜靶,λ = 0.154 nm;0.02°步长;2 秒停留时间)用于本实验中。

### 2.3 实验方法

固化体中重金属的掺量按照重金属:固化体 = 1%,3%,5%的比例加入。固定重金属的掺量为 5%时,改变膨润土的掺量 10%,20%,30%,按标准稠度用水量混合,制成 2 cm × 2 cm × 2 cm 的水泥净浆试件。不掺重金属的水泥试样,24 h 后脱模,密封养护至 3 d、7 d 及 28 d 龄期,分别测定它们在 pH = 3 和 pH = 7 的溶液中各重金属的浸出浓度。硬化水泥浆体浸出液的制备按照 HJ 557-2010《固体废物 浸出毒性浸出方法 水平振荡法》进行,用 GB5085.3-2007《危险废物鉴别标准 浸出毒性鉴别》中所列附录 D《金属元素的测定 火焰原子吸收光谱法》测定滤液中 Pb(II)、Zn(II) 和 Cd(II) 的浓度,Cr(VI) 浓度测定方法按照 GB/T 15555.4-1995《固体废物 六价铬的测定 二苯碳酰二肼分光光度法》进行测定。

## 3 结果与讨论

### 3.1 纯水泥对 Pb(II)、Zn(II)、Cd(II) 及 Cr(VI) 的固化

掺 Pb(NO<sub>3</sub>)<sub>2</sub>、Zn(NO<sub>3</sub>)<sub>2</sub>、Cd(NO<sub>3</sub>)<sub>2</sub> 及 K<sub>2</sub>CrO<sub>7</sub> 的配合比设计详见表 2~5。P1、P2、P3 代表膨润土的掺量分别为 10%、20% 和 30%,Pb1、Pb3、Pb5 分

别代表 Pb 的掺量为 1‰、3‰和 5‰(以下同)。

表 2 掺  $\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$  的配合比设计 g

试样号	水泥	膨润土	$\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$
Pb1	500		0.7995
Pb3	500		2.3985
Pb5	500		3.9975
Pb5 + P1	450	50	3.9975
Pb5 + P2	400	100	3.9975
Pb5 + P3	350	150	3.9975

表 3 掺  $\text{Zn}(\text{NO}_3)_2$  的配合比设计 g

试样号	水泥	膨润土	$\text{Zn}(\text{NO}_3)_2$
Zn1	500		2.2846
Zn3	500		6.8539
Zn5	500		11.4231
Zn5 + P1	450	50	11.4231
Zn5 + P2	400	100	11.4231
Zn5 + P3	350	150	11.4231

表 4 掺  $\text{Cd}(\text{NO}_3)_2$  的配合比设计 g

试样号	水泥	膨润土	$\text{Cd}(\text{NO}_3)_2$
Cd1	500		1.3750
Cd3	500		4.1250
Cd5	500		6.8750
Cd5 + P1	450	50	6.8750
Cd5 + P2	400	100	6.8750
Cd5 + P3	350	150	6.8750

表 5 掺  $\text{K}_2\text{CrO}_7$  的配合比设计 g

试样号	水泥	膨润土	$\text{K}_2\text{CrO}_7$
Cr1	500		1.4135
Cr3	500		4.2400
Cr5	500		7.0673
Cr 5 + P1	450	50	7.0673
Cr 5 + P2	400	100	7.0673
Cr 5 + P3	350	150	7.0673

图 2 列出了在不同 pH 条件下 3 d、7 d 及 28 d 龄期硬化水泥浆体中  $\text{Pb}(\text{II})$ 、 $\text{Zn}(\text{II})$ 、 $\text{Cd}(\text{II})$  及  $\text{Cr}(\text{VI})$  的浸出量。由图 2 可以看出,浸出液中各重金属离子的浓度随着其掺入量的增大而增大。实验时除了控制 pH = 7 的中性条件外,为了模拟工程实际环境中酸雨的极限情况,本研究还进行了 pH = 3 的强酸条件下的浸出实验。硬化浆体中各重金属离子无论是在强酸还是在中性条件下,浸出液浓度随

着龄期的延长都是逐渐降低的。相同龄期条件下,在强酸条件下的浸出量大于中性条件下。在 pH = 3 的强酸条件下, $\text{Pb}(\text{II})$ 、 $\text{Zn}(\text{II})$ 、 $\text{Cd}(\text{II})$  及  $\text{Cr}(\text{VI})$  的掺入量达到 5‰时,3d 龄期固化体浸出液中各离子的浓度分别为:0.66 mg/L、0.052 mg/L、0.122 mg/L、241.88 mg/L,28d 时降至 0.45 mg/L、0.046 mg/L、0.113 mg/L、218.87 mg/L,分别下降了 31.82%、11.54%、7.38% 及 9.51%,除了  $\text{Cr}(\text{VI})$  以外,均低于相应的标准要求,说明水泥对  $\text{Pb}(\text{II})$ 、 $\text{Zn}(\text{II})$ 、 $\text{Cd}(\text{II})$  的固化稳定化效果较佳。同时,从图 2 (d) 可以发现,纯水泥对  $\text{Cr}(\text{VI})$  的固化效果不理想,即使  $\text{Cr}(\text{VI})$  掺量仅为 1‰,在 pH = 7 的中性条件下,28 d 硬化浆体中  $\text{Cr}(\text{VI})$  的浸出量仍高达 11.12 mg/L,远远高于相应的标准要求。

### 3.2 膨润土对 $\text{Pb}(\text{II})$ 、 $\text{Zn}(\text{II})$ 、 $\text{Cd}(\text{II})$ 及 $\text{Cr}(\text{VI})$ 浸出的影响

加入膨润土后,水泥固化体中各重金属离子的浸出浓度变化详见图 3(a) ~ (d)。可以发现,各离子的浸出浓度随着龄期的增长而逐渐降低,在 pH = 3 酸性条件下的浸出量仍然大于 pH = 7 中性条件。从图 3 (a) 中可看出,在水泥中加入膨润土后, $\text{Pb}(\text{II})$  的浸出浓度反而大于纯水泥固化时的浓度。尽管在水溶液中,膨润土对  $\text{Pb}(\text{II})$  的吸附效果很好,但是在水泥中加入膨润土后对  $\text{Pb}(\text{II})$  的稳定化反而起到了负效应。 $\text{Zn}(\text{II})$  的浸出浓度与纯水泥相比有所减小,随着膨润土掺量的逐渐增加而减小,尤其在 28 d 龄期时,30% 掺量下,中性溶液中下降了 65.7%,酸性条件下下降了 60.9% (图 3 (b))。当膨润土的掺量为 10% 时,无论是中性还是酸性条件下, $\text{Cd}(\text{II})$  的 28 d 浸出浓度和使用纯水泥时相当,几乎没有变化。当掺量增加到 20% 和 30% 时,在酸性条件下,28 d  $\text{Cd}(\text{II})$  的浸出浓度分别降低了 38.9%、51.3%,效果比较明显 (图 3 (c))。从图 3 (d) 中可看出,加入膨润土后, $\text{Cr}(\text{VI})$  的浸出浓度与纯水泥相比明显减小,且随着掺量的增加而逐渐减小,以掺入 30% 膨润土为例,在中性和酸性条件下,28 d  $\text{Cr}(\text{VI})$  的浸出浓度分别降低了 58% 及 53.3%。可以看出,虽然膨润土对于稳定化  $\text{Cr}(\text{VI})$  起到了一定的作用,但溶液中  $\text{Cr}(\text{VI})$  的浸出浓度仍然远远高于相应的标准要求。因此,必须寻找更好的方法对膨润土进行改性,或者结合其它的吸附剂共同使用,也可以将  $\text{Cr}(\text{VI})$  用铁盐还原为  $\text{Cr}(\text{III})$  再用膨润土进行吸附处理,尽可能使溶液中  $\text{Cr}(\text{VI})$  的浸出低于相关国家标准。

### 3.3 重金属对水泥固化体矿物组成的影响

28 d 掺与不掺 Pb(II)、Zn(II)、Cd(II) 及 Cr

(VI) 的水泥浆体及加入膨润土后水泥固化重金属体系的 XRD 分析结果如图 4~5。

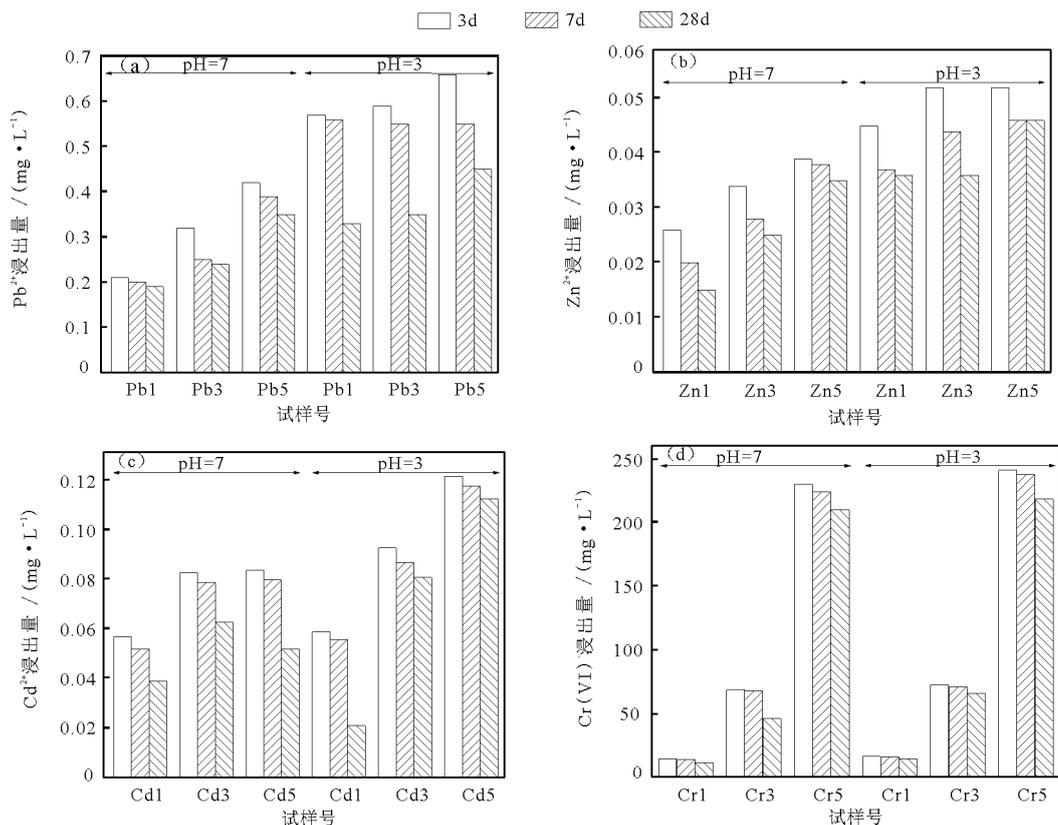


图 2 不同 pH 条件下不同龄期硬化水泥浆体中 Pb(II)、Zn(II)、Cd(II) 和 Cr(VI) 的浸出量

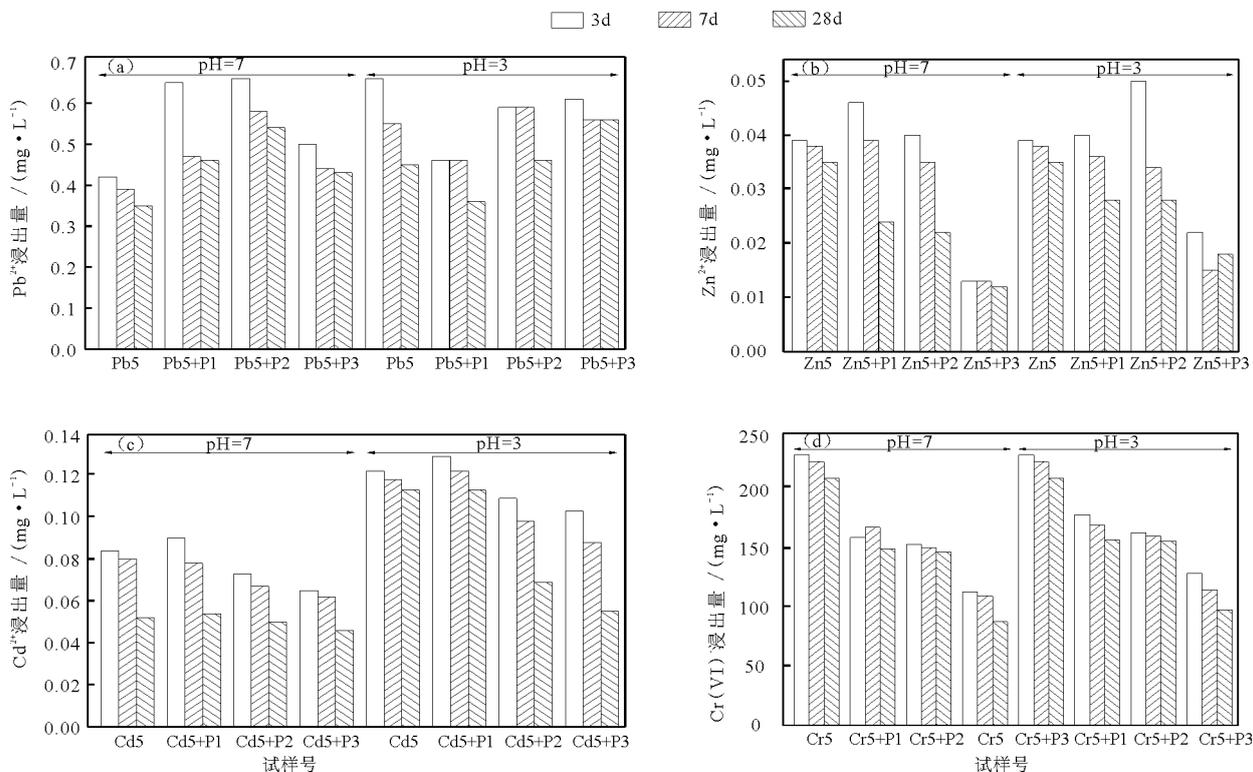


图 3 加入膨润土后不同 pH 条件下不同龄期硬化水泥浆体中 Pb(II)、Zn(II)、Cd(II) 和 Cr(VI) 的浸出量

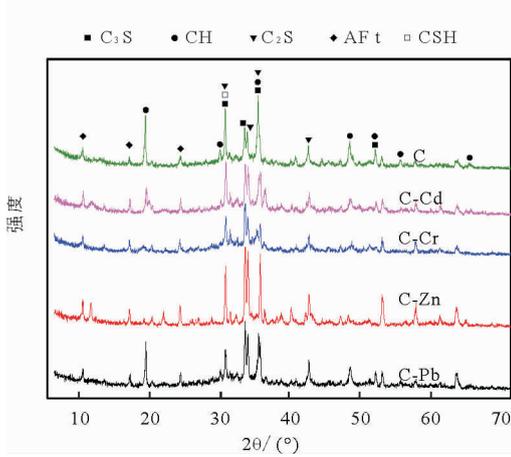


图4 掺与不掺重金属的水泥浆体 28d XRD 图

图4表明,与纯水泥试样对比,可以看出,掺入重金属后的 XRD 图谱具有以下特征:

(1) CH 峰值降低:尤其是 Zn 和 Cr,几乎看不到 CH 峰;

(2) AF<sub>t</sub> 峰值增高。这些特征说明随着水化龄期的延长,水泥矿物的水化程度逐渐提高,重金属 Zn 和 Cr 与 CH 发生反应生成新的矿物相,这与 Poon<sup>[15]</sup>的研究结果一致,Poon 等研究了水泥固化 Zn 的作用机理,结果表明水泥硬化体中没有 CH,因此他们认为 CH 起到了固定 Zn 的作用,从而难以观察到 CH 晶体。

加入膨润土后,28 d 水泥固化重金属体系的 XRD 分析结果见图5。可以发现,掺入膨润土后,与纯水泥净浆试样相比,除了出现伊利石和蒙脱石的特征峰以外,各重金属体系中均出现 CH 峰值明显下降(特别是 Zn 和 Cr)、AF<sub>t</sub> 峰值明显增高现象。

袁玲<sup>[16]</sup>在研究垃圾焚烧飞灰对水泥基材料的性能影响时,成功地观察到在 28 d CSH 中固溶有 Zn 等重金属。从掺加 20% 焚烧飞灰水化 28 d BSE 图像中可以看到体系中除了孔洞以外主要有三个典型衬度<sup>[16]</sup>:最亮的尺寸较大的为未水化熟料,稍暗的为 CH,最暗的为 CSH。经 EDS<sup>[16]</sup>分析,28 d CSH 中固溶包裹有 Zn 等重金属,说明焚烧飞灰中重金属已进入了水泥水化产物,但这是由于物理吸附,还是化学结合作用还有待进一步研究。

## 4 结论

(1) 纯水泥对 Pb(II)、Zn(II)、Cd(II) 的处理效果较理想,当重金属的掺量达到 5‰ 时,即便在 pH = 3 的强酸条件下,其浸出毒性仍然低于国家标准;对 Cr(VI) 的处理效果则不是很理想,即便掺量仅为

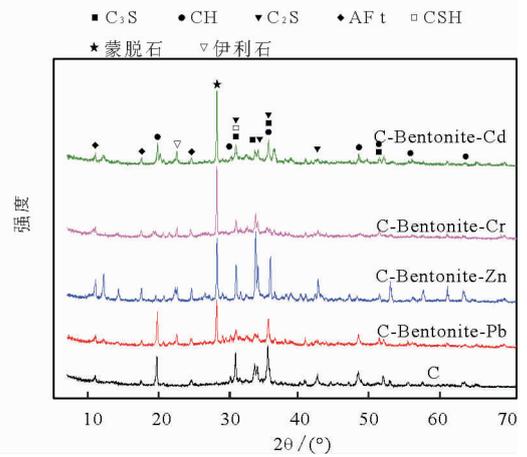


图5 28 d 水泥 - 膨润土 - 重金属体系 XRD 图

1‰,在 pH = 7 的中性条件下,28 d 硬化浆体中的浸出量仍远远高于相应的标准要求。

(2) 在水泥中加入膨润土后,除 Pb(II) 以外,其他重金属的浸出浓度随其掺量基本上呈下降趋势,30% 掺量、酸性条件下,28d 龄期固化体中 Zn(II)、Cd(II)、Cr(VI) 的浸出浓度分别降低了 60.9%、51.3% 及 53.3%,所有试样中重金属在浸出液为 pH = 3 的酸性溶液中的浸出量要高于普通的去离子中性水。

(3) 加入膨润土后,28 d 水泥固化重金属体系中的 CH 峰值明显下降、AF<sub>t</sub> 峰值明显增高。

## 参考文献:

- [1] Gupta V K, Ali I. Removal of lead and chromium from wastewater using bagasse fly ash - a sugar industry waste [J]. Journal of Colloid and Interface Science, 2004, 271 (2): 321 - 328.
- [2] 周航,周歆,曾敏,等. 2 种组配改良剂对稻田土壤重金属有效性的效果 [J]. 中国环境科学, 2014, 34(2): 437 - 444.
- [3] Patrick L. Toxic metals and antioxidants: Part II. The role of antioxidants in arsenic and cadmium toxicity [J]. Alternative Medicine Review, 2003, 8(2): 106 - 128.
- [4] Inglezakis V J, Stylianou M A, Gkantou D, et al. Removal of Pb(II) from aqueous solutions by using clinoptilolite and bentonite as adsorbents [J]. Desalination, 2007, 210 (1): 248 - 256.
- [5] 王洪水,乔学亮,王小健,等. 载银沸石抗菌剂的制备及其抗菌性能 [J]. 材料科学与工程学报, 2006, 24(1): 40 - 43.
- [6] Babel S, Kurniawan T A. Low-cost adsorbent for heavy metals uptake from contaminated water: a review [J]. Journal of Hazardous Materials, 2003, 97(1 - 3): 219 -

- 243.
- [7] 苏伟, 窦天军, 潘社奇, 等. 沸石对溶液中铈离子的吸附性能[J]. 材料科学与工程学报, 2011, 29(4): 592 - 595.
- [8] 张平萍, 陈雪刚, 程继鹏, 等. 以坡缕石为原料制备方沸石[J]. 材料科学与工程学报, 2010, 28(4): 501 - 504.
- [9] Shabani K S, Ardejani F D, Badii K, et al. Preparation and characterization of novel nano-mineral for the removal of several heavy metals from aqueous solution: batch and continuous systems [J]. Arabian Journal of Chemistry, 2013, 12(1): 1 - 20.
- [10] 马先伟, 李静, 武双磊, 等. 含铬熟料的烧成、水化及其浸出毒性[J]. 材料科学与工程学报, 2015, 33(6): 795 - 799.
- [11] 吕焕哲, 张建新. 黏土矿物原位修复 Cd 污染土壤的研究进展[J]. 中国农学通报, 2014, 30(12): 24 - 27.
- [12] Li Jiaying, Hu Jun, Sheng Guodong, et al. Effect of pH, ionic strength, foreign ions and temperature on the adsorption of Cu(II) from aqueous solution to GMZ bentonite [J]. Colloids & Surfaces A: Physicochemical & Engineering Aspects, 2009, 349(1-3): 195 - 201.
- [13] Naseem R, Tahir S S. Removal of Pb(II) from aqueous/acidic solutions by using bentonite as an adsorbent [J]. Water Research, 2001, 35(16): 3982 - 3986.
- [14] Tahir S S, Naseem R. Removal of Cr(III) from tannery wastewater by adsorption onto bentonite clay [J]. Separation & Purification Technology, 2007, 53(3): 312 - 321.
- [15] Poon C S, Peters C J, Perry R, et al. Mechanisms of metal stabilization by cement based fixation processes [J]. Science Total Environment, 1985, 41(1): 55 - 71.
- [16] 袁玲. MSWI 飞灰在水泥基材料中的资源化利用及重金属的影响与控制研究[D]. 上海: 同济大学, 2004.

(上接第 215 页)

- [4] Ghestem M, Veylon G, Bernard A. Influence of plant root system morphology and architectural traits on soil shear resistance [J]. Plant and Soil, 2014, 377(1): 43 - 61.
- [5] 胡宁, 刘静, 张永亮, 等. 含水率对 2 种根-土复合体残余强度的影响 [J]. 江苏农业科学, 2013, 41(12): 337 - 340.
- [6] 刘小光, 冀晓东, 赵红华, 等. 油松根系与土壤摩擦性能研究 [J]. 北京林业大学学报, 2012, 34(6): 63 - 67.
- [7] Hamza O, Bengough A G, Bransby M F, et al. Mechanics of root-pullout from soil: A novel image and stress analysis procedure [J]. Eco-and Ground Bio-Engineering: The use of vegetation to improve slope stability. 2007: 213 - 221.
- [8] 李为萍, 史海滨, 梁建财, 等. 基于三轴试验的根土复合体抗剪性能试验研究 [J]. 灌溉排水学报, 2013, 32(2): 128 - 130.
- [9] Zhang Chaobo, Chen Lihua, Liu Yaping, et al. Triaxial compression test of soil-root composites to evaluate influence of roots on soil shear strength [J]. Ecological Engineering, 2010, 36(1): 19 - 26.
- [10] Cundall P A, Strack O D L. The distinct numerical model for granular assemblies [J]. Géotechnique. 1979, 29(1): 47 - 65.
- [11] Bourrier F, Kneib F, Chareyre B, et al. Discrete modeling of granular soils reinforcement by plant roots [J]. Ecological Engineering, 2013, 61(1): 646 - 657.
- [12] Mao Zhun, Yang Ming, Bourrier F, et al. Evaluation of root reinforcement models using numerical modeling approaches [J]. Plant and soil, 2014, 381(1): 249 - 270.
- [13] Jiang Mingjing, Shen Zhifu, Wang Jianfeng. A novel three-dimensional contact model for granulates incorporating rolling and twisting resistance [J]. Computers and Geotechnics, 2015, 65: 147 - 163.
- [14] Jiang M J, Konrad J M, Leroueil S. An efficient technique for generating homogeneous specimens for DEM studies [J]. Computers and Geotechnics, 2003, 30(7): 579 - 597.
- [15] 周朔. 林木根系拉伸力学特性研究 [D]. 北京: 北京林业大学, 2011.