



文章栏目：固体废物处理与资源化

DOI 10.12030/j.cjee.202111084 中图分类号 X754 文献标识码 A

嵇鹰, 蒲奋飞, 刘博鑫, 等. 水泥窑协同处置含锌粉尘对水泥熟料性能及环境安全性的影响[J]. 环境工程学报, 2022, 16(3): 946-953. [J]
Ying, PU Fenfei, LIU Boxin, et al. Effect of cement kiln co-processing of Zinc-containing powders on clinker performance and leaching[J].
Chinese Journal of Environmental Engineering, 2022, 16(3): 946-953.]

水泥窑协同处置含锌粉尘对水泥熟料性能及环境安全性的影响

嵇鹰^{1,✉}, 蒲奋飞¹, 刘博鑫¹, 王建礼², 李榛², 冯云²

1. 西安建筑科技大学材料科学与工程学院, 西安 710055; 2. 西安尧柏环保科技有限公司, 西安 710100

摘要 利用水泥窑协同处置技术对含锌粉尘进行了处置。通过掺入不同量的含锌粉尘煅烧成水泥熟料, 探讨含锌粉尘中重金属离子对水泥熟料性能和环境安全性的影响。结果表明, 含锌粉尘中的 Zn 离子可以被有效固化在水泥熟料中, 固化率最高可达 98.11%; Zn 离子在水泥净浆中的浸出浓度低于工业固体废弃物浸出毒性鉴别标准的规定限值, 故水泥熟料固化的危险废物在使用中不会对环境造成二次污染。此外, 含锌粉尘的加入降低了 f-Cao 的质量分数, 改善了水泥生料的易烧性; 在熟料中, 各矿物相对重金属元素的固化存在选择性, Zn 离子在中间相中的固化率至少为 73.04%, 远高于其在硅酸盐相中的固化率; 同时, 背散射图像也表明, Zn 离子主要存在于中间相。以上研究结果可为水泥窑协同处置含锌粉尘提供参考。

关键词 含锌粉尘; 水泥熟料; 重金属; 固化; 浸出

随着工业化的快速发展, 在社会生产中产生的废弃物总量也在逐年增加^[1-3]。随着钢铁资源的需求快速增长, 钢铁企业每年都会消耗大量资源, 并排出大量的固体废弃物^[4]。烧结、高炉、炼钢等生产过程产生的冶金粉尘, 是钢铁企业主要废弃物之一^[5]。由于粉尘中含有锌、铅、铬等重金属, 1980 年美国环保署 (USEPA) 将其划分为有毒固体废物^[6]; 2016 年我国将电炉粉尘和污泥列入《国家危险废物名录》^[7]。含锌粉尘的简单堆积会造成资源浪费, 而且其含有的重金属和有毒有害物质会随雨水渗入地下, 造成地下水污染^[8]; 若粉尘再次回配进入烧结工序中, 将使炉内锌不断循环富集, 导致锌负荷超标。同时, 粉尘中的锌和碱金属元素对高炉而言属于有害元素, 还会对企业的生产安全造成不良影响^[9]。为响应发展循环经济和资源综合利用的要求, 含锌粉尘的利用越来越受到相关企业和政府生态环境管理部门的重视^[10]。

传统的粉尘处置方式分为湿法和火法工艺两种, 湿法工艺是通过酸法或碱法制备浸出液, 回收浸出液中的锌^[11]; 火法工艺是利用锌沸点低且高温易挥发的性质, 通过还原使粉尘中的锌再富集回收^[12]。但含锌粉尘质量远比不上传统炼锌原料, 故提锌价值有限且两种处理工艺都存在缺点。水泥窑协同处置技术因具有处置对象广、处置规模大、成本低、无次生危废等优势, 被认为是一种高效处理固体废弃物的工艺方法^[13]。回转窑内温度可高达 1 600 ℃, 物料在其中停留 30 min, 可以有效地焚烧固体废弃物^[14-16]。由于我国对水泥、混凝土等基础型建筑材料需求巨大, 水泥窑协

收稿日期: 2021-11-16; 录用日期: 2021-12-22

基金项目: 陕西省重点研发计划 (2019TSLGY05-04)

第一作者: 嵇鹰 (1966—), 男, 博士, 教授, 1127621310@qq.com; ✉通信作者

同处置技术有很好的发展前景。目前, 水泥窑协同处置含重金属的废弃物已经被广泛研究^[17-19]。NAVARRO等^[20]对普通硅酸盐水泥固化 Zn 和 Cu 进行了探索, 发现 Zn^{2+} 和 Cu^{2+} 可被稳定的固化在水泥中。LIU等^[21]发现, Cr、Cu、Zn 主要以金属硅酸盐的形式加入熟料中。孙胜龙等^[22]通过在水泥中单独掺加化学试剂和混合掺加化学试剂重金属元素, 发现熟料试样在水化 28 d 时, 各种重金属的浸出量低于工业固体废物浸出毒性鉴别标准规定的限值, 不存在二次污染问题。

综上所述, 水泥窑协同处置含重金属的废弃物是可行的。因此, 本研究通过在生料中掺入不同量的含锌粉尘后烧制成熟料, 通过 f-CaO 测定、X 射线衍射 (XRD)、分相萃取、电感耦合等离子体质谱 (ICP-MS) 和扫描电镜等测试手段, 探究含锌粉尘的掺入对水泥熟料的煅烧温度、熟料中重金属的固化效果及其相分布, 以及水泥净浆中重金属浸出浓度的影响, 以期为水泥生产过程中更好地利用含锌粉尘提供参考。

1 材料与方法

1.1 实验原料

实验用水泥生料和含锌粉尘均取自西安某水泥厂, 含锌粉尘是该水泥厂处置的危险废物, 来自当地某钢铁厂。水泥生料化学组成如表 1 所示, 含锌粉尘的化学成分如表 2 所示。ZnO 的含量最多, 其次为 Fe_2O_3 和 Na_2O , 同时还有少量的 CaO 和 SiO_2 。

表 1 生料的化学组成

Table 1 Chemical compositions of cement raw material

Table 1 Chemical compositions of cement raw material								%	
CaO	SiO_2	Fe_2O_3	Al_2O_3	MgO	K_2O	P_2O_5	Na_2O		
42.75	13.96	2.35	3.33	0.97	0.89	0.75	0.66		

表 2 含锌粉尘化学组成

Table 2 Contents of chemical components in Zinc-containing powders

Table 2 Contents of chemical components in Zinc-containing powders														%	
ZnO	Fe_2O_3	Na_2O	CaO	SiO_2	F	Cl	MgO	Al_2O_3							
28.49	22.09	16.24	8.94	6.13	3.14	3.14	2.06	1.74							

1.2 样品制备

含锌粉尘在 100 °C 下干燥 24 h, 冷却后用球磨机磨细混匀后过 200 目筛备用。含锌粉尘在生料中的掺加量为 2%、4%、6%、8%、10%。将水泥生料和含锌粉尘按比例配制好后, 用行星式球磨机混合 1 h。将混合物在 5 kN 下压成高度 18 mm、直径 40 mm 的规则圆柱体状, 将样品在室温下干燥 1 d 后放入高温炉中。从室温以 10 °C·min⁻¹ 的速度加热至 950 °C, 并保温 0.5 h 后, 以 5 °C·min⁻¹ 的速度分别加热到 1 300、1 350、1 400 和 1 450 °C, 并保温 3 h。将烧成后的样品利用风机使其快速冷却至室温, 然后研磨至通过 200 目筛备用。

1.3 分析检测方法及仪器

全消法用 HCl-HNO₃-HF 溶液 (HCl:HNO₃:HF=3:1:1) 对制备的熟料进行消解, 用电感耦合等离子体质谱 (OPTIMA 8000DV 型, 美国铂金埃尔默有限责任公司) 检测滤液中重金属的浓度; 根据《水泥化学分析方法》(GB/T 176-2017)^[23] 测定熟料中的游离氧化钙; 将熟料研磨至 20 μm, 采用 X 射线衍射仪 (D/MAX 2200 型, 日本理学 Rikagu 公司) 检测熟料的矿物相, 测试参数为 Cu 靶 K α 线, 管压 40 kV, 管流 30 mA, 扫描范围为 20 °~80 °, 连续扫描方式, 扫描速率为 1 °·min⁻¹; 用电子扫描显微镜 (Quanta200 型, 美国 FEI 公司) 分析 1 450 °C 下烧制的熟料样品做背散射电子图谱和面分布图像, 加速电压为 20 kV, 采用低真空模式, 样品用环氧树脂封装并磨平。

分相萃取法。中间相的萃取: 称取熟料 2 g, 湿磨至 5 μm, 加入萃取液 (20 g 水杨酸和 200 mL 甲醇, 称为 SAM 溶液) 中, 30 °C 的水浴中磁力搅拌 2 h 后, 静置、过滤、干燥, 得到中间相。硅酸盐相的萃取: 称取熟料 3 g, 湿磨至 5 μm, 加入萃取液 (10 g KOH 和 10 g 蔗糖溶解在 100 mL 去离子水中, 称为 KSOH 溶液) 中, 在 95 °C 的水浴中磁力搅拌 5 min, 迅速过滤, 干燥, 得到硅酸盐相。用全消法消解制好的中间相和硅酸盐相, 滤液中重金属的浓度通过 ICP-MS 测定。

浸出实验。烧制好的水泥熟料中加入质量分数为5%的石膏磨制成水泥粉末。用制好的水泥做成净浆试块，养护7和28 d后，根据《固体废物浸出毒性浸出方法-水平振荡法》(HJ 557-2010)^[24]进行重金属浸出实验，浸出液中重金属浓度用ICP-MS测定。

1.4 计算方法

水泥熟料中重金属固化率的计算方法见式(1)和式(2)。水泥熟料中不同矿物相的重金属固化率的计算方法见式(3)。

$$G = \frac{K}{M} \times 100\% \quad (1)$$

$$M = \frac{S}{1 - Loss} \quad (2)$$

式中： G 为固定化率； $Loss$ 为烧失量，计算得为0.365； K 表示熟料中的Zn离子质量分数， $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ； S 为混合物(包括原料)的Zn离子质量分数， $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ； K 与 S 值均为实际测量值。

$$R = \frac{a_i \times b_i}{c} \times 100\% \quad (3)$$

式中： R 为相对固化率； i 是中间相和硅酸盐相； a_i 是矿物相 i 中的重金属质量分数， $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ； b_i 是熟料中矿物相 i 的质量分数， $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ； c 是熟料中重金属质量分数， $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。

2 结果与讨论

2.1 Zn离子在水泥熟料中的固化率

水泥熟料中重金属固化率计算结果如表3所示。Zn离子在水泥熟料中的固化率在75%以上，最高可达到98%。随着含锌粉尘掺量的增加，Zn离子的固化率呈现先升高后降低的趋势，且在掺量为8%时达到最高。这说明，当粉尘掺量达到8%时，可能达到Zn离子在熟料中的存在阈值^[25]。同时，Zn离子为低挥发性重金属，其理论固化率可达99%以上。但由于实际生产使用的回转窑密闭性好，且处于负压、强氧化环境，加之窑内粉尘浓度高，且与原料接触充分，故有利于重金属与熟料充分结合，Zn离子的实际固化率接近理论值；而实验室所用的高温炉在各方面的性能较回转窑要差，所以，在实验中所得到的固化率低于理论值，也低于工业窑炉的实际固化率^[26]。

2.2 Zn离子在水泥净浆中的浸出行为

重金属浸出实验可以有效测定水泥制品中的重金属在环境中的浸出量，并对环境安全进行评估。图1为加入含锌粉尘的熟料制成的水泥净浆中Zn离子7和28 d的浸出浓度。Zn离子的最大浸出浓度为 $14.56 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ，而《危险废物鉴别标准浸出毒性鉴别》(GB 5085.3-2007)^[27]中对浸出液中Zn离子的限值为 $100 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。同

表3 Zn离子在水泥熟料中的固化率

Table 3 Solidification rate of Zn ions in cement clinker

样品编号	含锌粉尘掺量/%	Zn离子质量分数/($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)		固化率/%
		混合物中	熟料中	
Z1	2.0	5 155.45	6 247.58	76.95
Z2	4.0	6 178.89	7 783.14	79.99
Z3	6.0	12 463.09	17 841.35	90.90
Z4	8.0	16 116.91	24 901.39	98.11
Z5	10.0	19 770.73	25 130.50	80.71

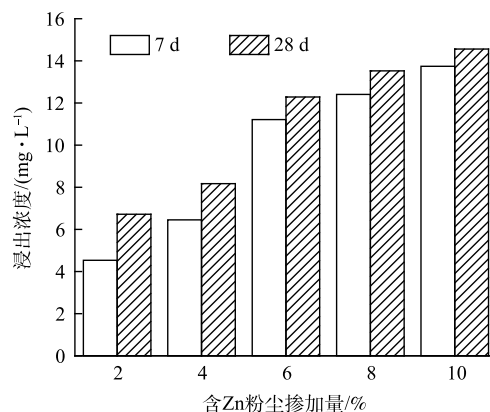


图1 水泥净浆中Zn离子的浸出浓度

Fig. 1 Concentration of Zn ions leached in cement mortar

时, 净浆中其他重金属元素浸出浓度亦极低, 如 Cr 离子最大浸出浓度为 $1.28 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, Pb 离子最大浸出浓度为 $0.25 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 均远低于国标规定的限值。随着粉尘掺量的增加, 熟料中 Zn 离子质量分数随之增加, 水泥净浆中 Zn 离子的浸出浓度也随之增加。但随着粉尘掺量的增加, 净浆中 Zn 离子浸出浓度的增长趋势逐渐减缓; 同时, 水泥净浆中 28 d 时的 Zn 离子的浸出浓度均比 7 d 时的浸出浓度要高, 但增长幅度不大。这说明, Zn 离子可以很好地固化在水泥净浆中, 且随着时间的增加, 没有大量重金属逸出, 不会对环境造成二次污染。

2.3 熟料性能分析

1) 熟料中 f-CaO 分析。图 2 是含锌粉尘加入生料后烧制的水泥熟料中 f-CaO 的质量分数测定结果。随着煅烧温度的升高, 熟料中 f-CaO 的质量分数均有大幅度的降低, 最低可降至 0.06%。在 1300 °C 时, 熟料的液相反应不完全, 所以 f-CaO 的质量分数最高, 空白样最高达到 8.06%。随着粉尘掺量的增加, f-CaO 质量分数大幅降低, 在粉尘掺量为 8% 时, 其 f-CaO 的质量分数仅为 0.58%, 已经低于 1450 °C 时空白样 (1.21%)。在 1350 °C 时, 粉尘掺量为 4% 的熟料中 f-CaO 的质量分数已降低至 0.58%。在 1400 °C 时, 粉尘掺量为 2% 的熟料 f-CaO 的质量分数降低至 0.68%。这说明, 含锌粉尘的加入可以有效降低熟料中 f-CaO 的质量分数, 且在低温区 (1300 °C) 时, 对熟料中 f-CaO 的质量分数降低效果最明显, f-CaO 的质量分数从空白样的 8.06% 降低到 0.58%。随着温度的升高, 熟料烧成品质越好, 其降低幅度变小, 但整体仍处于降低状态。黄洋洋等^[28]的研究结果表明, ZnO 可以改善生料的易烧性, 在较低温下明显促进 f-CaO 的吸收; 不同煅烧温度下, 随着 ZnO 掺量的增加, 熟料中铝相减少, 铁相增加, C_3S 矿物相增多。含锌粉尘的加入往生料中带入了大量的 Zn 离子, 在熟料煅烧过程中可以降低熟料中矿物相的形成温度, 并有效降低熟料中 f-CaO 的质量分数, 从而显著改善熟料的易烧性。

2) 不同温度下熟料煅烧样品的 XRD 结果。由图 3 可知, 在 1300 °C 时, 空白组的水泥熟料中 C_3S 、 C_2S 、 C_4AF 、 C_3A 矿物相的衍射峰都较弱且峰高较低。掺加含锌粉尘后, 水泥熟料中各矿物相的衍射峰都有增强, 其中, C_3S 、 C_2S 和 C_4AF 的衍射峰增强最为明显, 并且随着粉尘掺量的增大, 矿物相衍射峰的增强越明显。在 1350 和 1400 °C 时, 水泥熟料中的矿物相依旧是 C_3S 、 C_2S 、 C_4AF 、 C_3A 和少量的 f-CaO。随着粉尘掺量的增加, C_3S 矿物相的衍射峰增强最为明显, C_4AF 矿物相的衍射峰也有所增强, 含锌粉尘的加入会促进铁相的生成, 降低液相黏度。且当 1400 °C 时, 熟料中矿物相衍射峰的强度变化不大。这说明, 该温度下熟料已经基本烧制成型。在 1450 °C 时, 水泥熟料的主要矿物相为 C_3S 和 C_2S , 且随着粉尘掺量的增加, 各衍射峰的强度变化不明显。这说明, 水泥熟料各矿物相生长良好, 熟料烧制完全成型, 含锌粉尘的加入也没有新物质的生成, 没有改变熟料的矿物相。结合熟料中 f-CaO 的质量分数变化规律, 可认为含锌粉尘的加入, 在水泥生料中引入了多种微量的金属元素, 降低了熟料中的低共熔点, 促使液相生成, 也使熟料中主要矿物相 C_3S 的形成温度降低, 改善了熟料的易烧性。同时, 因含锌粉尘的掺量较少, 引入到熟料中的 Zn 离子的质量分数较低, 且 Zn 离子以固溶体的形式存在于水泥熟料中, 所以没有改变熟料原有的矿物相。

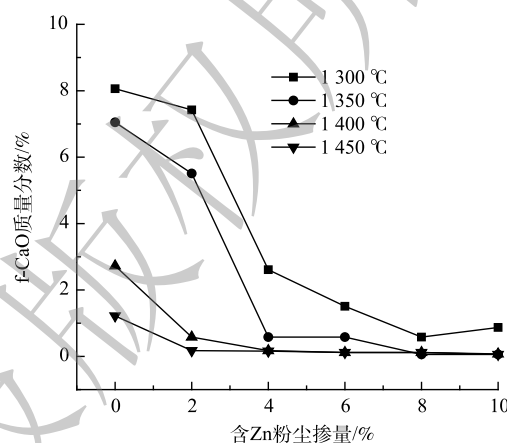


图 2 熟料中 f-CaO 的测定结果

Fig. 2 F-CaO content measured in clinker

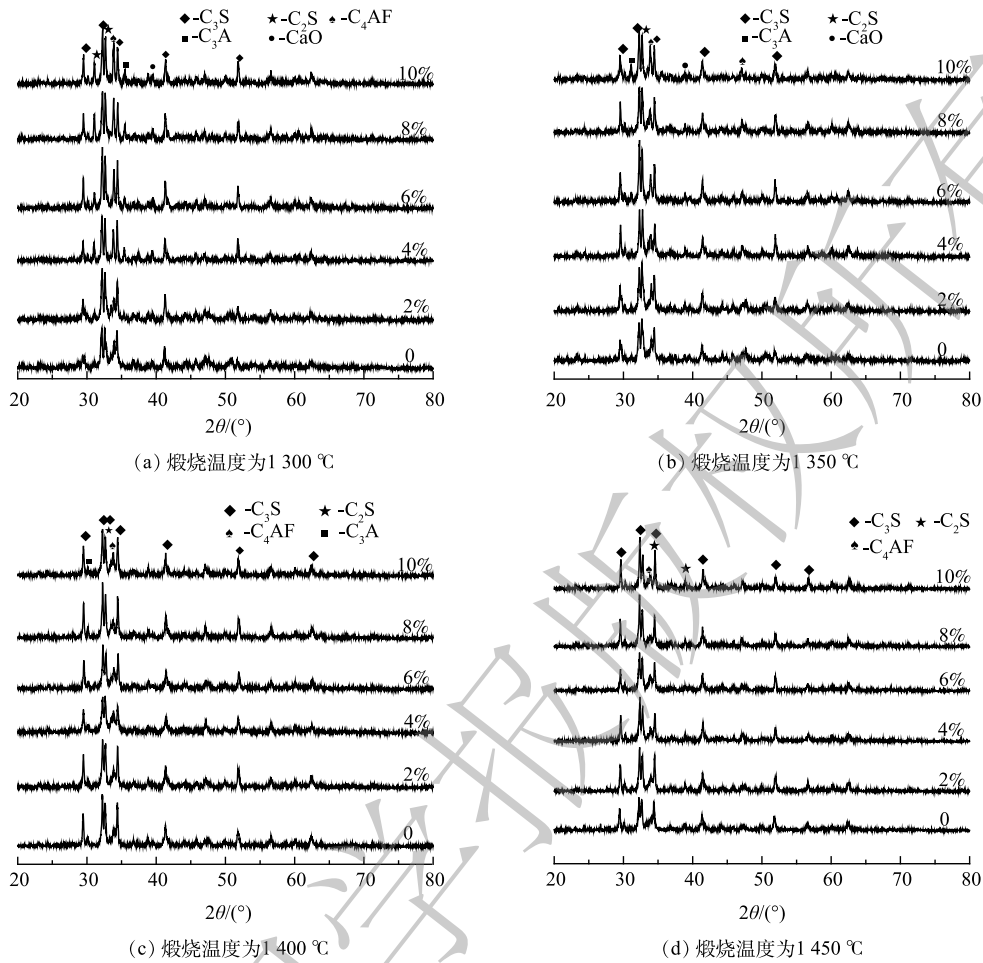


图3 不同温度下不同含锌粉尘掺量的水泥熟料 XRD 谱图

Fig. 3 XRD patterns of cement clinker as produced with various contents of Zinc-containing powders at different temperatures

2.4 水泥熟料中 Zn 元素的取向行为

1) 熟料分相萃取分析。采用分相萃取法研究了 Zn 元素在熟料中的固溶取向性。表 4 为中间相和硅酸盐相的质量分数。熟料的中间相中, Zn 的质量分数约为 21%, 硅酸盐相中 Zn 的质量分数约为 77%。

将提取的硅酸盐相和中间相酸消解后通过 ICP-MS 检测, 表 5 为中间相和硅酸盐相中 Zn 离子质量分数及相对固化率。熟料中的 Zn 离子在中间相中固化率约为 75%, 硅酸盐相固化率约为 25%。Zn 离子在熟料中间相的固化率远大于其在硅酸盐相的固化率, 这说明熟料的中间相对于 Zn 离子的固化能力强, Zn 离子主要存在于中间相中。

图 4 为中间相和硅酸盐相的 XRD 谱图。中间相的衍射峰只有 C_4AF 和 C_3A , 加入含锌粉尘后 C_4AF 峰值变高, 硅酸盐相中 C_3S 峰值在加入含锌粉尘后也有所增高。这同样说明, 含锌粉尘的加入促进液相的生成, 降低液相黏度, 有利于 C_3S 的形成。

2) 熟料扫描电镜分析。为深入研究 Zn 元素在水泥熟料矿物中分布规律, 对 1450 °C 烧制成的含锌粉尘掺量为 10% 的水泥熟料样品进行了背散射图像扫描, 并对 Ca、Si、Fe、Al、Zn 等做元素分布的面扫描图像 (见图 5)。根据熟料的矿物形貌可以推断出, 图中呈形状明显的多边形矿物为熟料中硅酸盐相。其中, 多边形矿物周围的无定形状矿物为熟料的中间相, 而由于元素的原子序数

表 4 中间相和硅酸盐相的质量分数

Table 4 Mass fraction of interstitial phase and silicate phase

样品编号	含锌粉尘掺量/%	Zn的质量/g			Zn的质量分数/%	
		熟料	中间相	硅酸盐相	中间相	硅酸盐相
R-I	0	2.009	0.416	-	20.71	-
R-S	0	3.014	-	2.375	-	78.79
Z1-I	2.0	2.019	0.428	-	21.20	-
Z2-I	4.0	2.014	0.434	-	21.55	-
Z3-I	6.0	2.016	0.419	-	20.78	-
Z4-I	8.0	2.018	0.439	-	21.75	-
Z5-I	10.0	2.015	0.425	-	21.09	-
Z1-S	2.0	3.016	-	2.334	-	77.39
Z2-S	4.0	3.014	-	2.337	-	77.54
Z3-S	6.0	3.017	-	2.361	-	78.26
Z4-S	8.0	3.020	-	2.339	77.46	-
Z5-S	10.0	3.019	-	2.342	-	77.58

注：样品编号中，R为空白组、Z为掺加含锌粉尘的样品组、I为中间相、S为硅酸盐相

的不同，背散射图像中发亮部分为原子序数较大的重金属元素聚集区域，熟料中重金属元素主要集中在中间相中。由图 5(f) 可知，Zn 在熟料中主要集中在熟料中 Fe 和 Al 富集的区域，同时，熟料中的 Fe 和 Al 主要存在于铁铝酸盐相中。这说明 Zn 主要存在于铁铝酸盐相中，与之前分相萃取计算结果一致。外来离子在晶体中发生固溶取代，占据的晶格位置与离子半径、电价、极性、配位数、电负性等化学结构参数有关。离子电价和电负性相近

表 5 中间相和硅酸盐相中 Zn 离子的固化率

Table 5 Content of Zn ions in different phases of clinker

样品编号	含锌粉尘掺量/%	Zn离子固化质量分数/(mg·kg ⁻¹)			相对固化率/%	
		中间相	硅酸盐相	熟料	中间相	硅酸盐相
Z1	2.0	21 953.88	2 045.37	6 247.58	74.50	25.34
Z2	4.0	26 378.89	2 526.14	7 783.14	73.04	25.17
Z3	6.0	67 441.98	4 525.63	17 841.35	78.55	19.85
Z4	8.0	85 692.36	7 936.47	24 901.39	74.85	24.69
Z5	10.0	88 502.11	8 246.33	25 130.50	74.27	25.45

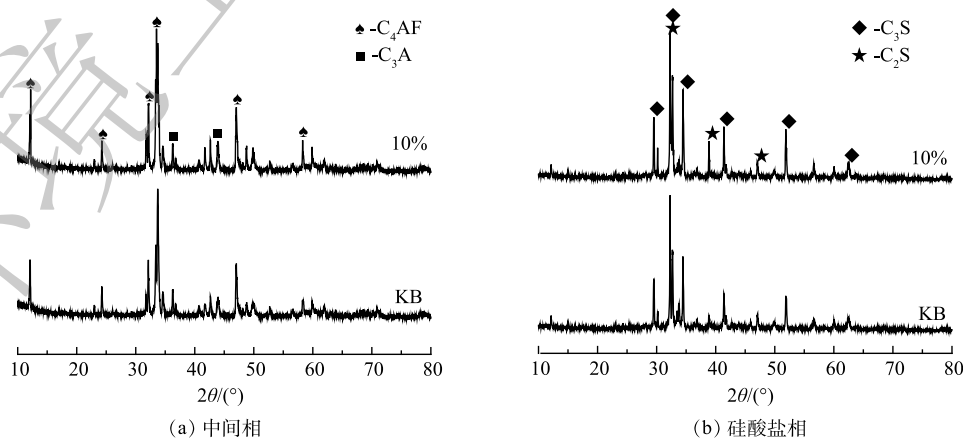


图 4 中间相和硅酸盐相的 XRD 图谱

Fig. 4 XRD patterns of interstitial phase and silicate phase

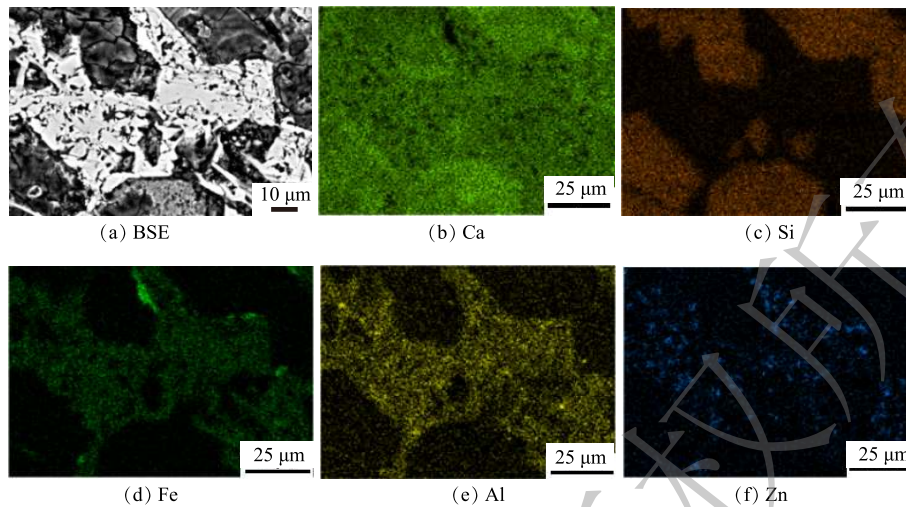


图5 熟料背散射图像及相应区域的元素分布图

Fig. 5 Distribution of heavy metals in BSE image

的元素易发生固溶取代，而 Zn 和 Fe 都属于过渡性阳离子，他们的离子半径和电负性非常相近，Zn 易与 Fe 发生固溶取代，从而存在于中间相中形成固溶体^[29-31]。

3 结论

1) 含锌粉尘中 Zn 离子在水泥熟料中的固化率随着含锌粉尘掺量的增加呈先增高后降低的趋势。当粉尘掺量为 8% 时，固化率最高可达 98.11%。水泥净浆中 Zn 离子的浸出浓度随含锌粉尘的增加而增加。当含锌粉尘掺量超过 6% 后，浸出浓度增长速率逐渐变小；同时，最大浸出浓度为 $14.56 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。这说明 Zn 离子可以有效固化在水泥净浆中。

2) 含锌粉尘的加入在很大程度上降低了熟料中 f-CaO 的质量分数，显著改善了水泥熟料的易烧性。在低温煅烧时，对 f-CaO 质量分数降低最为明显；同时，含锌粉尘的加入可以降低熟料液相形成温度，从而降低熟料的煅烧温度。

3) 熟料中 Zn 离子主要存在于中间相中。Zn 离子在中间相中的相对固化率最低为 73.04%，远高于硅酸盐相。Zn 离子与 Fe 离子由于离子半径和电负性相近，易发生固溶取代形成固溶体存在于中间相中。

参考文献

- [1] CHENG J H, SHI F Y, YI J H, et al. Analysis of the factors that affect the production of municipal solid waste in China[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2020, 259: 120808.
- [2] 王金星, 李长宽, 孙宇航. 固体废弃物处理研究[J]. *东北电力技术*, 2019, 40(5): 49-51.
- [3] WANG B M, FAN C C. Hydration behavior and immobilization mechanism of $\text{MgO}-\text{SiO}_2-\text{H}_2\text{O}$ cementitious system blended with MSWI fly ash[J]. *Chemosphere*, 2020, 250: 126269.
- [4] 马星宇, 彭军, 张芳, 等. 高炉粉尘有价元素提取的技术现状分析[J]. *中国铸造装备与技术*, 2021, 56(1): 53-60.
- [5] 殷磊明. 煅烧含锌粉尘回转窑结圈的研究[D]. 马鞍山: 安徽工业大学, 2017.
- [6] 杨冬伟, 郭键柄, 张琪, 等. 钢铁厂含锌粉尘的危害与处理技术[J]. *甘肃冶金*, 2017, 39(4): 82-85.
- [7] 生态环境部、国家发展和改革委员会、公安部、交通运输部、国家卫生健康委员会. 国家危险废物名录(2021年版)[EB/OL]. [2020-11-27]. https://www.mee.gov.cn/xxgk/xxgk/xxgk02/202011/t20201127_810202.html, 2020.
- [8] 田玮, 彭霖, 王晟, 等. 含锌电炉粉尘处理技术的研究进展[J]. *环境工程*, 2019, 37(2): 144-147.
- [9] 谭宇佳, 郭宇峰, 姜涛, 等. 含锌电炉粉尘处理工艺现状及发展[J]. *矿产综合利用*, 2017(3): 44-50.
- [10] 张伟, 赵德胜, 刘宝奎, 等. 工业化含锌粉尘处理技术现状及分析[J]. *鞍钢技术*, 2018(2): 10-15.
- [11] 谢泽强, 郭宇峰, 陈凤, 等. 钢铁厂含锌粉尘综合利用现状及展望[J]. *烧结球团*, 2016, 41(5): 53-56+61.
- [12] 王天才. 回转窑处理钢铁含锌粉尘关键技术探析[J]. *中国资源综合利用*, 2019, 37(7): 181-184.

- [13] JIN R, ZHAN J Y, LIU G R, et al. Profiles of polychlorinated biphenyls (PCBs) in cement kilns co-processing solid waste[J]. *Chemosphere*, 2017, 174: 165-172.
- [14] 朱增银, 徐洁, 陈高, 等. 水泥窑协同处置固体废弃物的研究进展[J]. *环境科技*, 2020, 33(2): 76-80.
- [15] 范兴广, 杨玉飞, 刘锋, 等. 水泥窑共处置废物过程中重金属的流向分布[J]. *环境工程学报*, 2014, 8(11): 4907-4912.
- [16] YANG Z Z, WANG C, WANG J F, et al. Investigation of formation mechanism of particulate matter in a laboratory-scale simulated cement kiln co-processing municipal sewage sludge[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2019, 234: 822-831.
- [17] KOSAJAN V, WEN Z, FEI F, et al. Comprehensive assessment of cement kiln co-processing under MSW sustainable management requirements[J]. *Resources Conservation and Recycling*, 2021, 174(2): 105816.
- [18] KOSAJAN V, WEN Z, ZHENG K F, et al. Municipal solid waste (MSW) co-processing in cement kiln to relieve China's MSW treatment capacity pressure[J]. *Resources, Conservation & Recycling*, 2021, 167: 105384.
- [19] CLAVIER K A, WATTS B, LIU Y, et al. C, et al. Risk and performance assessment of cement made using municipal solid waste incinerator bottom ash as a cement kiln feed[J]. *Resources, Conservation & Recycling*, 2019, 146: 270-279.
- [20] NAVARRO A, CARDELLACH E, CORBELLA M. Immobilization of Cu, Pb and Zn in mine-contaminated soils using reactive materials[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2011, 186(2/3): 1576-1585.
- [21] LIU W, CAO H H, XU J C, et al. Effects of municipal sewage sludge on fixation of Cr, Ni, Cu, and Zn during co-processing of heavy metal-containing waste in cement kilns[J]. *Journal of Wuhan University of Technology-Mater. Sci. Ed*, 2018, 33(4): 892-900.
- [22] 孙胜龙, 白殿罡, 满文慧, 等. 水泥回转窑固化处理废弃重金属元素的实验研究[J]. *环境工程学报*, 2007(8): 106-110.
- [23] 中华人民共和国国家质量监督检验检疫总局, 中国国家标准化管理委员会. 水泥化学分析方法: GB/T 176-2017[S]. 北京: 中国标准出版社, 2017.
- [24] 环境保护部. 固体废物 浸出毒性浸出方法 水平振荡法: HJ 557-2010[S]. 北京: 中国环境科学出版社, 2010.
- [25] GINEYS N, AOUAD G, SORRENTINO F, et al. Incorporation of trace elements in Portland cement clinker: Thresholds limits for Cu, Ni, Sn or Zn[J]. *Cement and Concrete Research*, 2011, 41(11): 1177-1184.
- [26] YANG Y F, XUE J C, HUANG Q F. Studies on the solidification mechanisms of Ni and Cd in cement clinker during cement kiln co-processing of hazardous wastes[J]. *Construction and Building Materials*, 2014, 57: 138-143.
- [27] 国家环境保护总局, 国家质量监督检验检疫总局. 危险废物鉴别标准 浸出毒性鉴别: GB 5058.3-2007[S]. 北京: 中国环境科学出版社, 2007.
- [28] 黄洋洋, 齐砚勇, 邓磊. ZnO对硅酸盐水泥熟料矿物组成影响的研究[J]. *硅酸盐通报*, 2017, 36(5): 1567-1572.
- [29] 崔素萍, 兰明章, 张江, 等. 废弃物中重金属元素在水泥熟料形成过程中的作用及其固化机理[J]. *硅酸盐学报*, 2004(10): 1264-1270.
- [30] 张文生, 任雪红, 欧阳世翕. 离子固溶对硅酸三钙结构及性能影响的研究进展[J]. *硅酸盐学报*, 2011, 39(10): 1666-1672.
- [31] 魏丽颖, 刘姚君, 汪澜, 等. 重金属在水泥熟料矿物中的固溶机理研究进展[J]. *硅酸盐通报*, 2014, 33(10): 2541-2546.

(责任编辑: 金曙光)

Effect of cement kiln co-processing of Zinc-containing powders on clinker performance and leaching

JI Ying^{1,*}, PU Fenfei¹, LIU Boxin¹, WANG Jianli², LI Zhen², FENG Yun²

1. College of Materials Science and Engineering, Xi'an University of Architecture and Technology, Xi'an 710055, China; 2. Xi'an Yaobai Environmental Protection Technology Engineering Co., Ltd, Xi'an 710100, China

*Corresponding author, E-mail: 1127621310@qq.com

Abstract An experimental study to handle Zinc-containing powders by cement kiln technology was presented in the paper. Cement clinker was produced with raw meal after adding various amount of Zinc-containing powders; the effect of heavy metal ions confined in Zinc-containing powders on the properties of clinker, and its impact on environment, were then discussed. The results showed that about 98.11% Zn ions in Zn-contained powders could be solidified into clinker minerals; the concentration of Zn ions leached in cement paste was lower than the requirements as specified in the Standard i.e., hazardous elements as solidified in cement clinker will not lead to secondary pollution to the environment. The addition of Zinc-containing powders reduced the mass fraction of f-Cao and improved the burnability of the cement raw meal. Heavy metal elements could be solidified in various degrees into different minerals. Zn ions solidification rate in the mesophase was greater than 73.04%, which was much higher than the rate in the silicate phase. This study can provide a reference for the co-processing of Zinc-containing powders in cement kilns.

Keywords zinc-containing powders; cement clinker; heavy metals; solidification; leaching