高炉矿渣协同处理垃圾渗滤液的性能研究

李卓文，谭 林，何 昀，朱书景
（湖北大学 资源与环境学院，湖北 武汉 430061）

摘要：针对生活垃圾填埋场渗滤液含盐量、COD（化学需氧量）高的特点，本文提出一种可行的垃圾填埋场渗滤液固化方法，通过调整固化剂的掺量、组成和配比，控制渗滤液与固化基质的质量比（液固比），实现垃圾渗滤液的无害化、稳定化处理。结果表明：当高炉矿渣与硅酸盐水泥的配比为2∶3，固液比为0.9时，生活垃圾渗滤液中COD的固定率最高，为68.74%，电导率最低，为16.7。通过粉煤灰替代一部分矿渣水泥固化基，并利用适量的水玻璃进行碱激发后得到碱激发矿渣，可提高COD的固定率至87.41%，同时使电导率降低至10.02，对Cl^-的固定率达到73.62%。合理利用冶金废料进行固化可降低渗滤液的危害，使固化基的污染物浸出质量浓度达到安全填埋的要求。本文成果可为高COD、高盐渗滤液的处理提供一种可行方法。

关键词：高炉矿渣；生活垃圾填埋场；渗滤液；碱激发矿渣；COD；固化剂
中图分类号：TF09；TQ172.4+4；X703 **文献标识码**：A **文章编号**：1000-8764(2022)06-0146-08
doi：10.13403/j.sjqt.2022.06.096

Research on performance of treating landfill leachate with blast furnace slag

LI Zhuowen, TAN Lin, HE Yun, ZHU Shujing
(*Faculty of Resources and Environment, Hubei University, Wuhan* 430061, *Hubei, China*)

Abstract: Aiming at the characteristics of high salt content and COD(chemical oxygen demand) of landfill leachate in domestic waste landfin, a feasible landfill leachate solidification method is proposed in this paper. By adjusting the dosage, composition and proportion of curing agent, the mass ratio of leachate to solidified matrix(liquid-solid ratio) can be controlled to realize harmless and stable treatment of landfill leachate. The results show that when the ratio of blast furnace slag to portland cement is 2∶3 and the solid-liquid ratio is 0.9, the COD fixation rate in domestic waste landfill leachate is the highest, which is 68.74%, and the conductivity is the lowest, which is 16.7. By replacing a part of slag cement curing base with fly ash, and using a proper amount of water glass for alkali excitation, the alkali-activated slag can be obtained, which can increase the fixation rate of COD to 87.41%, reduce the conductivity to 10.02, and the fixation rate of Cl^- to 73.62%. The rational use of metallurgical waste for curing can reduce the harm of leachate, so that the leaching concentration of pollutants of the curing base can meet the requirements of safe landfill. The results of this paper can provide a feasible method for the treatment of high COD and high salinity leachate.

Key words: blast furnace slag; domestic waste landfill; leachate; alkali-activated slag; COD; curing agent

生活垃圾渗滤液（Domestic Waste Landfill Leachate，DWLL）是一种具有高COD（化学需氧量）、高盐量和难以直接降解等特点的废液[1]，如未有效处理则会对环境造成巨大污染[2]。利用水泥固化或稳定生活垃圾渗滤液是目前应用最为广泛且成本较低的技术，但是固化过程中水泥的添加量很大。然而水泥的生产会排放大量二氧化碳，给环境带来巨大负荷。此外，水泥的抗盐性较差，使得固化体存在二次释放污染物的风险[3]。因此，寻求一种水泥用量少、

收稿日期：2022-08-11；**修回日期**：2022-08-22
作者简介：李卓文（1998—），男，硕士研究生，从事固废处理方面的研究。
通信作者：朱书景（1981—），男，教授，从事三废协同处理方面的研究工作。

(C)1994-2023 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

抗盐性强的固化方式来处理生活垃圾渗滤液成为当前迫切需求。

高炉矿渣是冶炼生铁时高炉排出的熔融态炉渣，它是来不及结晶就进行急冷时得到的以玻璃态为主的具有较高潜在水硬性的物质[4]。高炉矿渣经碱激发剂(氢氧化钠、氢氧化钾、硅酸钠等)活化后，玻璃体的铝氧四面体、铝氧八面体以及硅氧四面体等网络结构会被破坏，从而激发起其水硬特性。与最常用的硅酸盐水泥相比，矿渣基胶凝材料具有水化热低、抗化学腐蚀性好(抗硫酸等)、密实度高等优点[5]。与水泥相比，矿渣基胶凝材料固化浆体的水化产物为 C-S-H(水化硅酸钙)，它是一种具有低硅聚合度的层状硅酸钙，比表面积高，拥有高密度的不规则氢键，从而具有较强的化学吸附作用；同时，其水化时会产生更多的 AFt 相和 AFm 相等水化产物，可以加强对污染物的固定并提高固化块的耐盐性[6]。粉煤灰是煤粉进入 1 300 ~ 1 500 ℃的炉膛后，在悬浮燃烧条件下经受热面吸热后冷却而形成的，属于结晶体和玻璃体的机械混合物，表面呈多孔蜂窝状，具有强吸附能力[7]。此外，推进高炉矿渣、粉煤灰等工业废渣的减量化、无害化和资源化是十四五时期“无废城市”建设的关键环节。

基于此，本文以矿渣、粉煤灰等工业废渣为主要原料制备水泥替代材料，开展工业废渣协同固化生活垃圾渗滤液的研究，在减少水泥用量、降低二氧化碳排放的同时提升污染物的固化性能。

1　试验原料与方法

1.1　试验原料

试验所用生活垃圾渗滤液取自湖北某生活垃圾填埋场。本文采用 pH 计(inoLab pH 7110)、电导率计(inoLab Cond 7110)分别检测其 pH 值和电导率，采用快速消解 - 分光光度法和伏尔哈德滴定法分别测定 COD 和 Cl^- 的质量浓度，结果如表 1 所示。由表 1 可知：所处理的渗滤液中 COD、Cl^- 质量浓度远高于市政污水处理厂的进水标准(COD 质量浓度 < 500 mg/L，Cl^- 质量浓度 < 250 mg/L)。

表 1　生活垃圾填埋场渗滤液的特性

Table 1　Characteristics of leachate from domestic waste landfill

pH 值	COD/(mg·L^{-1})	Cl^-/(mg·L^{-1})	EC/(mS·cm^{-1})
7.93	12 377	9 893	88.6

试验所用高炉矿渣(BFS)、粉煤灰(FA)、硅酸盐水泥(PO)的主要化学成分如表 2 所示。由表 2 可知，与 PO 相比，BFS 和 FA 具有更高质量分数的 SiO_2 和 Al_2O_3。试验采用水玻璃(WAS)的模数为 1.6。

表 2　固化材料的主要化学成分(质量分数)

Table 2　Main chemical composition of curing materials　　%

材料名称	CaO	SiO_2	Al_2O_3	MgO	SO_3	Fe_2O_3	K_2O	TiO_2
BFS	34.00	34.50	17.70	6.01	1.64	1.03	—	—
PO	46.34	30.36	8.12	2.35	2.34	3.45	—	—
FA	3.81	56.71	26.89	—	—	5.32	2.17	1.16

1.2　试验方法

1.2.1　固化试验

(1) BFS 与 PO 的最佳配比试验。具体试验方案如表 3 所示。在(25 ± 2) ℃下进行固化试验，将原料按照设定比例配制成固化基体，将固化基体在温度为(20 ± 2) ℃、相对湿度为 90% 的条件下进行标准养护 24 h 后脱模，然后将其移至养护箱中养护 7 d；7 d 后，利用干燥后的固化块进行浸出试验。

(2) 在最佳 BFS 和 PO 配比的条件下，探究渗滤液与固化基质的最佳质量比(液固比)。设置 5 组不同液固比(0.5、0.7、0.9、1、1.2)进行固化试验，步骤与第一步相同。

(3) FA 替代 BFS/PO 的性能强化试验，具体配比如表 3 所示。F_5、F_{10}、F_{15} 组试验添加 3%、5%、7%、9% 的水玻璃进行碱激发，共

(C)1994-2023 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved.　http://www.cnki.net

得到12个(3×4)试件。每组试验设置BFS/PO固化渗滤液和去离子水的对照组，后续固化试验与第一步相同。试验中，设置3个养护期(1、7、14 d)探究污染物的固定情况。

表4 最佳配比和性能强化试验配比方案

Table 4 Ratio of optimum proportion and reinforcement test

试验名称	试验编号	配比(质量分数)/%			液固比
		BFS	PO	FA	
BFS与PO的最佳配比试验	1	0	100	—	1.0
	2	25	75	—	
	3	40	60	—	
	4	50	50	—	
	5	60	40	—	
	6	75	25	—	
FA替代BFS/PO的性能强化试验	F_5	38	57	5	0.9
	F_{10}	36	54	10	
	F_{15}	34	51	15	

1.2.2 浸出试验

根据固体废物浸出毒性的浸出方法水平振荡法(HJ 557—2010)，测量其污染物(COD、盐和Cl^-)的质量浓度。生活垃圾渗滤液中污染物的固定率按下列公式计算。

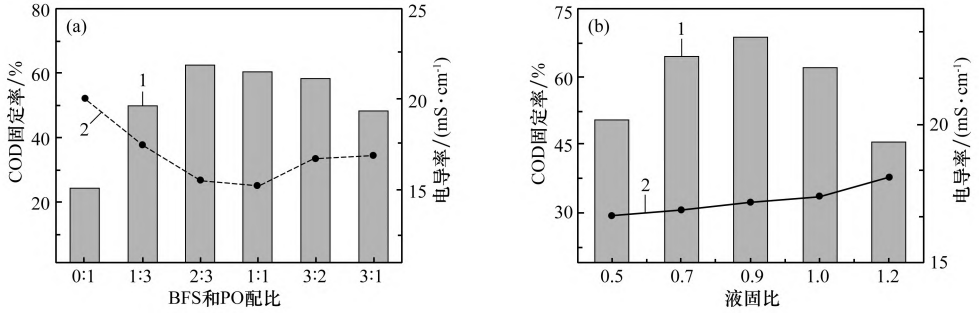
$$\eta_r=\left(\frac{C_0\times V_1-C_i\times V_2\times\frac{m_1}{m_2}}{(C_0\times V_1)}\right)\times 100\%$$

式中：η_r为渗滤液中COD的固定率和电导率的降低程度,%；C_0为渗滤液中污染物的初始质量浓度，mg/L；C_i为固化块浸出液中的污染物质量浓度，mg/L；V_1为加入固化体系的渗滤液体积，mL；V_2为养护块浸出液的体积(200 mL)，mL；m_1为养护块的总质量(200 g)，g；m_2为用于浸出试验中破碎养护块的质量(10 g)，g。

2 结果与讨论

2.1 固化配方优化

研究BFS和PO的最佳配比、添加渗滤液的最佳液固比，结果如图1所示。由图1(a)可知，BFS和PO的配比为2∶3时达到最佳COD固定率，为62.25%；同时电导率也和最低值差异不大。这是因为当添加矿渣配比较高时，水泥水化过程中析出的$Ca(OH)_2$不足，导致矿渣的潜在活性没有被充分激发，降低了污染物的固定效果[8]。由图1(b)可知，COD的固定率随着液固比先增大后减小。在最佳液固比为0.9时，可得到最佳COD固定率，为68.74%。对于电导率，其最低值为16.7 mS/cm。当液固比为0.9时，电导率为17.2 mS/cm，其与最低的电导率相比差异不大。因此BFS和PO配比、液固比的最佳值分别为为2∶3和0.9。



(a) BFS和PO配比；(b) 液固比

1—COD固定率；2—电导率。

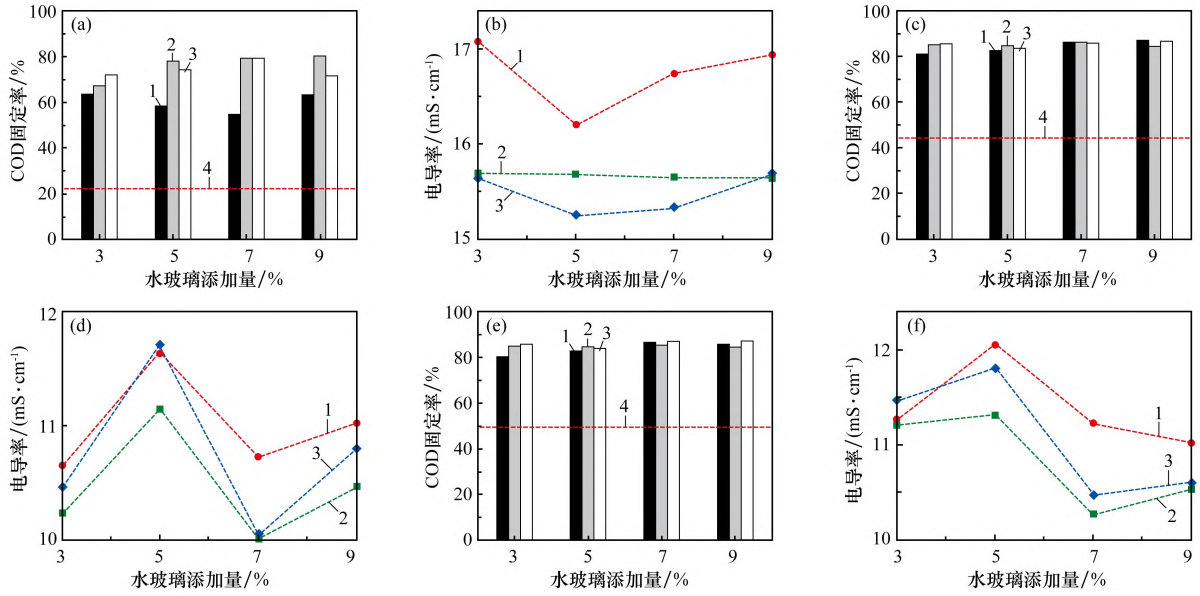
图1 BFS和PO配比以及液固比对COD和盐的固定率的影响

Fig. 1 Influence of m(BFS)/m(PO) and liquid-solid ratio on fixation rates of COD and salt

研究FA替代BFS/PO的性能强化，结果如图2所示。由图2(a)、(b)可知：在第一个养护周期之中，当水玻璃添加量为3%时，COD固定率随着FA质量分数的增加而增加，电导率呈下降趋势，这主要和FA的吸附作用有关。随着碱当量的增加，COD固定率随着FA的增加先增加再降低。这说明在水化初期，FA与水玻璃之间存在拮抗作用，FA起主要作用。随着碱

(C)1994-2023 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

当量的增加，粉煤灰的吸附作用受到抑制，导致 COD 固化速率下降。由图 2(c)、(d)可知，在接下来的两个固化周期(7、14 d)内，COD 固化率的变化趋势趋于平缓，各组的固化率均达到 80% 以上且差异不大。固化 7 d 后，当水玻璃添加量为 9% 时，F_5 试件的 COD 固化率达到最大值 87.41%。固化 14 d 后，当水玻璃添加量为 7% 时，F_5 试件的 COD 固化率最高为 87.76%。在第一个周期中，F_{15}试件的电导率值普遍较低。这说明在水化初期，盐的固定主要依靠 FA 的吸附作用。在 7 d 的固化周期内，添加 7% 的 F_{10} 试件的电导率达到最小值 10.02。与图 1 中最高 COD 固定率和最低电导率分别为 68.74% 和 16.7 mS/cm 相比，COD 固定率提高了约 30%，电导率降低了约 40%。因此，在固化过程中添加 FA 和水玻璃有利于 COD 和盐分的固定，其中，添加 7% 水玻璃的 F_{10}试件为最佳试件。



(a) 养护 1 d 试件的 COD 固化率；(b) 养护 1 d 试件的电导率；(c) 养护 7 d 试件的 COD 固化率；(d) 养护 7 d 试件的电导率；(e) 养护 14 d 试件的 COD 固化率；(f) 养护 14 d 试件的电导率

1—F_5；2—F_{10}；3—F_{15}；4—空白组。

图 2　引进 FA 后 COD 和盐的固化效果

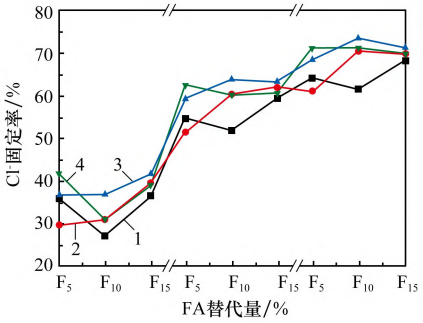
Fig. 2　Curing effect of COD and salt after the introduction of FA

2.2　固化块的 Cl^- 固定特征

研究添加不同量的水玻璃后 F_5、F_{10}、F_{15}固化块的 Cl^- 固化特征，结果如图 3 所示。由图 3 可知：在 3 个固化周期(1、7、14 d)中，Cl^- 的固定率随 FA 和水玻璃添加量的变化而变化。在每个相同的固化周期内，Cl^- 的结合能力随着水玻璃添加量的增加而增加。在第一个固化周期中，向 F_5 组试件中添加 9% 水玻璃时，Cl^- 固化率最高达到 41.83%。这是因为水玻璃作为碱活化剂提供了大量的 SiO^{4-}，使固化基团的水化反应更加强烈，产生更多的凝胶吸附了 Cl^-[9]。此外，向 F_{10}、F_{15}组试件中添加 7% 水玻璃时，Cl^- 固定率最高，这同样是固化早期 Cl^- 与 FA 的拮抗作用导致的。在后两个固化周期内，水玻璃添加量为 7% 的 F_{10}组试件，Cl^- 固定率都达到最高值，分别为 63.92% 和 73.62%。另一方面，在所有相同的固化周期中，在水玻璃添加量不变的情况下，随着 FA 质量分数的增加，Cl^- 的固定率呈现先增加然后下降的趋势，这也是 FA 与水玻璃之间的相互作用导致的[10]。总的来说，Cl^- 的固定率随着固化时间的延长而增加。在第三个固化周期内，添加 7% 水玻璃的 F_{10}试件的 Cl^- 固定率达到最大值。这可能是由于固化时间增加，固化基团的水化反应更彻底，

(C)1994-2023 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved.　http://www.cnki.net

水化反应产生的弗里德尔盐与 Cl^- 结合[11]。以上结果表明，添加 7% 的水玻璃后，F_{10} 试件的 Cl^- 固定率最佳。



水玻璃添加量/%：1—3；2—5；3—7；4—9。

图 3 引进粉煤灰后氯离子的固定率

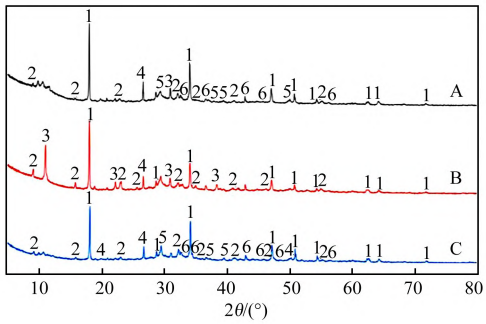
Fig. 3 Fixation rate of chloride ions after the introduction of fly ash

（注：图中横轴 3 段分别代表 1、7、14 d 固化周期）

3 试验机理

3.1 物相分析

采用 X 射线衍射法对 BFS/PO 固化去离子水和渗滤液的样品进行矿物学分析，结果如图 4 所示。由图 4 可知：去离子水固化样品中检测到的主要水合物包括 C-S-H、$Ca(OH)_2$、SiO_2、$CaCO_3$、Ca_2SiO_4。渗滤液固化样品的初始水化产物与去离子水固化样品相同。但随着固化时间的延长，部分水化产物与 Cl^- 反应生成弗里德尔盐，在 11.5°、22.4°、30.9° 和 38.6° 出现了新的峰，这与刘晶晶等[12]和万晓梅等[13]的研究结果相似。水化产物主要为 $Ca(OH)_2$、弗里德尔盐和 C-S-H，符合微观结构特征。



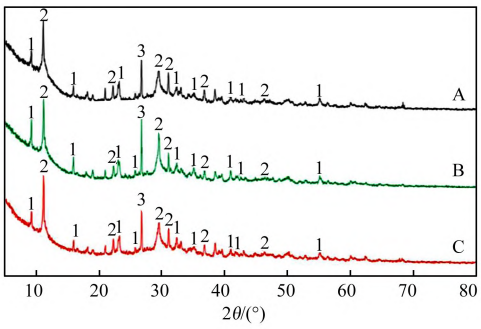
A—固化去离子水样品；B—14 d 后水泥固化渗滤液样品；C—1 d 水泥固化渗滤液样品

1—$Ca(OH)_2$；2—C-S-H；3—弗里德尔盐；4—SiO_2；5—$CaCO_3$；6—Ca_2SiO_4。

图 4 BFS/PO 样品的 XRD 图谱

Fig. 4 XRD patterns of BFS/PO samples

对添加不同碱当量的 F_{10} 试件在养护 14 d 后进行 X 射线衍射分析，结果如图 5 所示。由图 5 可以看出，与 BFS/PO 固化去离子水和渗滤液试样相比，其衍射峰宽且较弱，它们的水化产物主要是 C-S-H 和水滑石，两者都含有弗里德尔盐。与图 4 相比，图 5 样品中弗里德尔盐的质量分数更高，这可能是 Cl^- 与含铝相水化产物化学结合的结果[14]。由图 5 还可以看出，随着水玻璃质量分数的增加，水化产物的峰值也更高。其原因可能是水玻璃激发矿渣产生更多的水化产物，且大量的水化产物被包裹在其他水化产物的表面，聚合度更高，结构更致密，更容易保留 Cl^-。结合 XRD 谱图和 Cl^- 固定曲线，发现弗里德尔盐的特征峰强度和 Cl^- 固定率不随碱当量的增加而变化。因此推测碱当量的变化主要影响碱激发矿渣对 Cl^- 的物理吸附，适宜的碱当量会促进碱激发矿渣的水化，生成更多的凝胶产物 C-S-H 吸附 Cl^-，而过高的碱当量会抑制粉煤灰对 Cl^- 的吸附作用。



F_{10} 试件中碱当量/%：A—5；B—7；C—9

1—C-S-H；2—弗里德尔盐；3—水滑石。

图 5 不同碱当量的样品 XRD 图谱

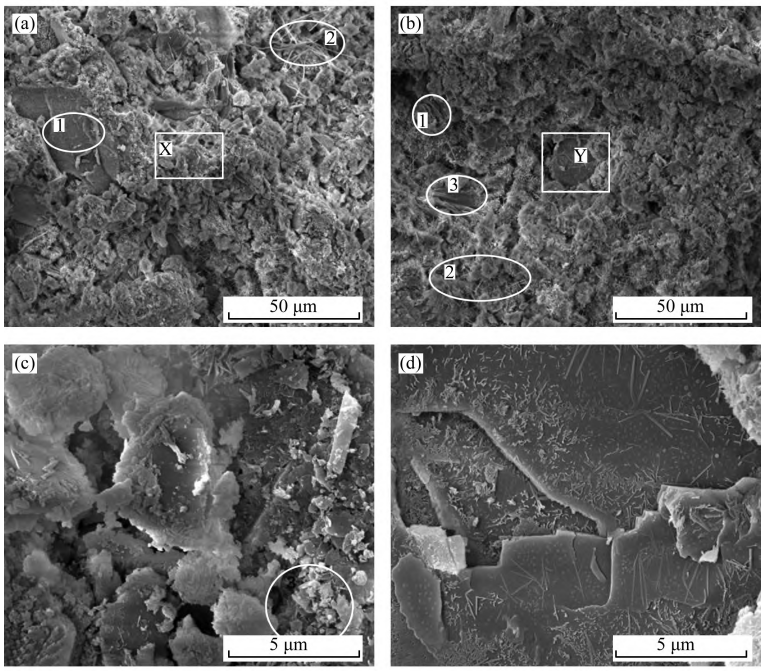
Fig. 5 XRD patterns of samples with different alkali equivalents

3.2 形貌分析

BFS/PO 固化去离子水和渗滤液后的 SEM 分析如图 6 所示。由图 6 可以明显观察到大量堆叠的水化凝胶产物（C-S-H 和硅酸钙晶体）。图 6(a) 中的区域 1、图 6(b) 中的区域 Y 和区域 3 都是 C_3S 在 PO 中水化反应生成的 $Ca(OH)_2$ 晶

(C)1994-2023 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

体。放大图 6(a)中的 X 区域后，可以看到大量的 $CaCO_3$ 晶体附着在 $Ca(OH)_2$ 晶体的表面，其中的区域 3 是少量的 SiO_2。图 6(a)、(b)中的区域 2 代表钙矾石，图 6(b)中的钙矾石质量分数明显高于图 6(a)，这是由于渗滤液中提供的 SO_4^{2-} 促进了钙矾石的形成[15]。与图 6(a)相比，弗里德尔盐出现在图 6(b)(区域 1)中，这主要是因为渗滤液的加入为水合反应提供了 Cl^-[16]。



(a) BFS/PO 固化去离子水(2 000 倍)；(b) BFS/PO 固化渗滤液(2 000 倍)；
(c) X 区域放大图(20 000 倍)；(d) Y 区域放大图(20 000 倍)

图 6　BFS/PO 固化去离子水和渗滤液样品的 SEM 图谱

Fig. 6　The SEM image of BFS/PO cured deionized water and leachate

采用不同碱当量的 F_{10} 试件养护 14 d 后的 SEM 分析如图 7 所示。在图 7(a)中的 1、3 区以及图 7(b)中的 1 ~ 3 区，可以找到类似弗里德尔盐的多边形结晶体，且明显多于图 6，这与 XRD 分析结果一致。这是因为固化时间较长，固化基团中的水化反应更彻底。将 W 和 Z 区域放大[图 7(c)、(d)]，可以看到 2 和 4 区域都是类似水滑石的化合物。由水玻璃提供的可溶性硅酸盐导致覆盖在渣颗粒表面的致密凝胶相快速沉淀，限制了 Mg^{2+} 和 Al^{3+} 的进一步释放[17]，导致这些凝胶与 C-S-H 凝胶混合形成水滑石化合物[18]。

4　结　论

本文利用水玻璃作为激发剂制备矿渣(BFS)/粉煤灰(FA)聚合物对生活垃圾渗滤液进行固化，得出以下结论。

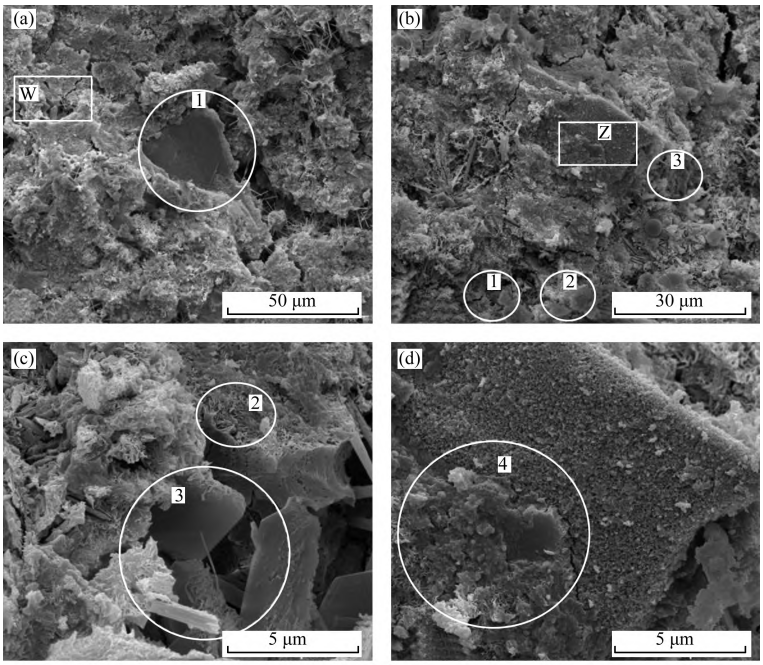
(1) 碱活化的 BFS/FA 聚合物对 Cl^- 的结合能力比传统水泥更强，Cl^- 在 BFS/FA 聚合物中的结合机制包括物理吸附和化学吸附，其中物理吸附占主导地位。矿渣/粉煤灰体系可有效地固定 Cl^-。

(2) 随着养护周期的增加，碱激发矿渣固化样品会形成不同的水化产物固化污染物，但与物理吸附机制相比，化学吸附对 Cl^- 结合的影响相对较小。

(3) 固化结果表明，矿渣/粉煤灰体系可以利用垃圾渗滤液的高盐度和高有机质产生稳定的水化产物，借此有效地固定渗滤液中的污染物。

利用工业废渣(矿渣和粉煤灰)进行碱激发固化垃圾渗滤液是一种可行的处理高盐度、高有机物废水的方法，在达到降低碳排放的同时可获得高于水泥固化渗滤液的效果。

(C)1994-2023 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved.　http://www.cnki.net



(a) 添加7%水玻璃的F_{10}试件(2 000倍);(b) 添加9%水玻璃的F_{10}试件(5 000倍);(c) W区域放大图(20 000倍);(d) Z区域放大图(2 000倍)

图7 添加7%和9%水玻璃的F_{10}试件的SEM图谱

Fig. 7 SEM image of F_{10} specimen with 7% and 9% WAS added

参考文献:

[1] SILVA T F, SILVA M E, CUNHA Q A C, et al. Multistage treatment system for raw leachate from sanitary landfill combining biological nitrification-denitrification/solar photo-Fenton/biological processes at a scale close to industrial-biodegradability enhancement and evolution profile of trace pollutants [J]. Water Res, 2013, 47(16): 6167 – 6186.

[2] PARVIN F, SHAFI M T. Impact of landfill leachate contamination on surface and groundwater of Bangladesh: A systematic review and possible public health risks assessment[J/OL]. Applied Water Science, 2021, 11(6): 17[2021 – 05 – 29]. https://doi.org/10.1007/s13201 – 021 – 01431 – 3.

[3] AMJAD K, MOHAMED E, ISMAIL T. Co-management of landfill leachate concentrate with brick waste by solidification/stabilization treatment. Arabian Journal of Geosciences, 2017, 10(4): 12[2017 – 02 – 15]. https://doi.org/10.1007/s12517 – 017 – 2871 – x.

[4] 袁润章,高琼英. 矿渣的结构特性对其水硬活性的影响[J]. 武汉建材学院学报,1982(1):7 – 13.
YUAN Runzhang, GAO Qiongying. Effect of structural properties of slag on its hydraulic activity[J]. Journal of Wuhan University of Technology, 1982(1): 7 – 13.

[5] 邵雁. 矿渣基胶凝材料固化稳定化垃圾焚烧飞灰机理研究[D]. 武汉:武汉大学,2014.
SHAO Yan. Immobilization mechanisms of solidified municipal solid waste incineration fly ash using blast furnace slag based cementitious material[D]. Wuhan: Wuhan University, 2014.

[6] REMOND S, BENTZ D P, PIMIENTA P. Effects of the incorporation of municipal solid waste incineration fly ash in cement pastes and mortars II: Modeling[J]. Cement and Concrete Research, 2002, 32(4): 565 – 576.

[7] 魏风艳,吕忆农,兰祥辉,等. 粉煤灰水泥基材料的水化产物[J]. 硅酸盐学报,2005(1):52 – 56.
WEI Fengyan, LÜ Yinong, LAN Xianghui, et al. Hydration products of fly ash cement-based material[J]. Journal of the Chinese Ceramic Society, 2005(1): 52 – 56.

[8] 陈忠林,王斌远,李金春子,等. 普通硅酸盐水泥及碱激发水泥固定铬渣的毒性浸出比较[J]. 东南大学学报(自然科学版),2014,44(4):871 – 875.
CHEN Zhonglin, WANG Bingyuan, LI Jinchunzi, et al. Comparison of toxicity characteristic leaching from solidified chromite ore processing residue by ordinary Portland cement and alkali-activated slag cement[J]. Journal of Southeast University (Natural Science Edition), 2014, 44(4): 871 – 875.

[9] 史天尧,陈星宇,张敏,等. 水泥基材料中氯离子结合机理及其影响因素研究进展[J]. 硅酸盐通报,2021,40(1):13 – 24.
SHI Tianyao, CHEN Xingyu, ZHANG Min, et al. Mechanism of chloride binding and its influence factors in cement-based materials[J]. Journal of the Chinese Ceramic Society, 2021, 40(1): 13 – 24.

(C)1994-2023 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

[10] 李东,朱月圆,耿健,等. 矿物掺合料和 CLDH 对水泥基材料氯离子固化性能研究[J]. 西安建筑科技大学学报(自然科学版),2019,51(3):344 - 349.
LI Dong,ZHU Yueyuan,GENG Jian,et al. A study on curing characteristics of chloride ions binding in cement-based materials with mineral admixture and CLDH[J]. Journal of Xi'an University of Architecture & Technology,2019,51(3):344 - 349.

[11] ZHANG Jian,SHI Caijun,ZHANG Zuhua. Chloride binding of alkali-activated slag/fly ash cements[J]. Construction and Building Materials,2019,226(C):21 - 31.

[12] LIU Jingjing,ZHA Fusheng,LONG Xu,et al. Effect of chloride attack on strength and leaching properties of solidified/stabilized heavy metal contaminated soils[J]. Engineering Geology,2018,246:28 - 35.

[13] 万小梅,韩笑,于琦,等. 碱激发矿渣净浆对氯离子的固化作用[J]. 建筑材料学报,2021,24(5):952 - 960.
WAN Xiaomei,HAN Xiao,YU Qi,et al. Solidification of chloride ions in alkali-activated slag paste[J]. Journal of Building Materials,2021,24(5):952 - 960.

[14] 勾密峰,黄飞,管学茂. 矿渣对氯离子的固化作用[J]. 材料导报,2014,28(10):120 - 122;144.
GOU Mifeng,HUANG Fei,GUAN Xuemao. The binding effect of slag on the chloride ions[J]. Materials Reports & Mater Rep,2014,28(10):120 - 122;144.

[15] 马大伟. 硬石膏溶解特性及其对钙矾石形成的影响[D]. 上海:华东理工大学,2020.
MA Dawei. Anhydrite solubility and its influence on the formation of Ettringite[D]. Shanghai:East China University of Science and Technology,2020.

[16] 蔡跃波,罗睿,王昌义. 水泥 - 磨细矿渣水化产物:F 盐的微结构分析[J]. 水利水运工程学报,2001(1):45 - 49.
CAI Yuebo,LUO Rui,WANG Changyi. Microstructure analysis on Friedel's salt in hydrate of cement and GGBS[J]. Hydro-Science and Engineering,2001(1):45 - 49.

[17] HAHA M B,G. SAOUT G L,WINNEFELD F,et al. Influence of activator type on hydration kinetics,hydrate assemblage and microstructural development of alkali activated blast-furnace slags[J]. Cement and Concrete Research,2010,41(3):301 - 310.

[18] YANG Tao,ZHANG Zuhua,ZHANG Feng,et al. Chloride and heavy metal binding capacities of hydrotalcite-like phases formed in greener one-part sodium carbonate-activated slag cements[J]. Journal of Cleaner Production,2020,253:120047.

(上接第 38 页)

WANG Chao,ZHANG Wei,WANG Hui,et al. Effect of fine aggregate of gas quenched steel slag on mechanical properties of concrete[J]. Journal of north China university of science and technology(natural science edition),2019,41(2):13 - 17;59.

[33] 魏环,常锦才,薄惠丰. 量纲分析理论在气淬钢渣粒化度问题中的运用[J]. 华北理工大学学报(自然科学版),2016,38(3):14 - 19.
WEI Huan,CHANG Jincai,BO Huifeng. Application of dimensional analysis theory in graining degree of gas quenched steel slag[J]. Journal of north China university of science and technology(natural science edition),2016,38(3):14 - 19.

[34] 王雪. 钢渣碳化潜能评估及脱硫石膏激发钢渣碳化建材的制备[D]. 北京科技大学,2022.
WANG Xue. Evaluation of steel slag carbonization potential and preparation of steel slag carbonization building materials stimulated by desulfurized gypsum[D]. University of Science and Technology Beijing,2022.

[35] 马卓慧. 钢渣/电石渣矿化固定 CO_2 及钢渣脱除 SO_2 协同提硅研究[D]. 太原:山西大学,2021.
MA Zhuohui. Study on the synergism of steel slag/calcium carbide slag mineralization fixation CO_2 and steel slag removal SO_2[D]. Taiyuan:Shanxi University,2021.

[36] 黄辉. 正交法研究钢渣中提取 Ca^{2+} 的可行性[J]. 粉煤灰综合利用,2011(5):31 - 34.
HUANG Hui. Study on the feasibility of extracting Ca^{2+} from steel slag by orthogonal method[J]. Comprehensive utilization of fly ash,2011(5):31 - 34.

[37] ATSUSHI L,MINORU F,AKIHIRO Y,et al. Development of a new CO_2, sequestration process utilizing the carbonation of waste cement[J]. Industrial & Engineering Chemistry Research,2004,43(24):7880 - 7887.

[38] SATOSHI K,TAIKI N,NAOKI Y,et al. Development of a new pH-swing CO_2, mineralization process with a reeyclable reaction solution[J]. Energy,2008,33(5):776 - 784.

[39] BOONE M,NIELSEN P,KOCK T,et al. Monitoring of stainless-steel slag carbonation using X-ray computed microtomography[J]. Environment Science and Technology,2013,48(1):674 - 680.

[40] CHANG E,PAN S,CHEN Y,et al. Accelerated carbonation of steelmaking slags in a high-gravity rotating packed bed[J]. Journal of Hazardous Materials,2012,227 - 228:97 - 106.

[41] HUIJGEN W J J,COMANS R N J. Carbonation of steel slag for CO_2 sequstration: leaching of products and reaction mechanisms[J]. Environmental science & technology,2006,40(8):2790 - 2796.

[42] 魏欣蕾,倪文,王雪,等. 钢渣碳化技术研究进展[J]. 矿产保护与利用,2019,39(3):99 - 104.
WEI Xinlei,NI Wen,WANG Xue,et al. Research progress of steel slag carbonization technology[J]. Mineral Resources Protection and Utilization,2019,39(3):99 - 104.

(C)1994-2023 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved.　http://www.cnki.net