

doi:10.11835/j.issn.1674-4764.2013.05.021

碱矿渣复合胶凝材料固化 Sr^{2+} 的效率及机理

杨长辉, 于泽东, 陈雅蓉, 陈科, 王新

(重庆大学材料科学与工程学院, 重庆 400045)

摘要:通过浸出率试验、SEM及吸附试验,研究了碱矿渣复合胶凝材料固化 Sr^{2+} 的效率,分析其固化机理。结果表明,碱矿渣复合胶凝材料固化 Sr^{2+} 的效率受碱种类、碱当量以及矿物掺合料的影响。在3.0%~6.0%范围内,随着碱当量的增加,碱矿渣复合胶凝材料固化 Sr^{2+} 的效率逐渐提高; Na_2O 当量相同时,水玻璃作碱组分的胶凝材料固化 Sr^{2+} 的效率优于NaOH作碱组分的胶凝材料;硅藻土部分替代矿渣所得胶凝材料固化 Sr^{2+} 的效果优于高岭土、沸石粉,且随着硅藻土掺量的增加,固化基体对 Sr^{2+} 的固化效果逐渐增强。其原因为硅藻土对 Sr^{2+} 的吸附效果较好并能有效改善固化基体的微观结构。

关键词:碱矿渣胶结材;固化;浸出率

中图分类号: TU528 **文献标志码:** A **文章编号:** 1674-4764(2013)05-0125-07

Effect and Mechanisms of Composite Binders of Alkali-Activated Slag in Immobilizing of Sr^{2+}

Yang Changhui, Yu Zedong, Chen Yarong, Chen Ke, Wang Xin

(College of Materials Science and Engineering, Chongqing University, Chongqing 400045, P. R China)

Abstract: The effect of composite binders based on alkali-activated slag on the immobilization of Sr^{2+} were investigated and mechanisms were analyzed, by way of leaching test, SEM and adsorption test. Results show that the ability of the composite binders on the immobilization of Sr^{2+} are influenced by the type and amount of alkalis as well as type of mineral admixtures. The effect of the composite binder on the immobilization of Sr^{2+} increased with amount of alkalis increased in the range of 3.0% to 6.0% (count as Na_2O equivalent). The binder used water glass as alkalis performed better effect on the immobilization of Sr^{2+} than that used NaOH as alkalis. In comparison to kaolin and zeolite minerals, binders contain diatomite has best effect on the immobilization of Sr^{2+} . Reasons lie in that diatomite has the highest ability on the adsorption of Sr^{2+} and could improve microstructure of solidified substrate effectively.

Key words: Alkali-activated slag binder; Solidification; Leaching rate

能源是人类赖以生存和发展不可或缺的物质基础,随着全球石油、天然气和煤炭资源的日趋短缺以及对京都协议的贯彻执行,核能已经被很多国家视

为最重要、最有潜力的新型能源之一,并且核能的和平利用被认为是“二十世纪人类伟大成就”^[1]。核技术的开发利用给人类带来巨大经济效益和社会效益

收稿日期:2013-01-11

基金项目:国际科技合作计划项目(科技部)(国发2009-612);教育部博士点基金(20120191120056);重庆大学中央高校基本科研业务费(CDJZR12130041);重庆大学大型仪器设备开放基金(2013063010)

作者简介:杨长辉(1965-),男,教授,博士生导师,主要从事新型环保胶凝材料研究,(E-mail)yehh@cqu.edu.cn。

的同时,必然产生一定的核废料,也就是放射性废料^[2]。这些放射性废料对于人体和环境都有着很大的危害。所以,如何安全处理放射性废料已经成为关系核能源安全利用的至关重要的问题^[3]。

对于放射性废料的处置,人们认为最合理的措施是首先将放射性废料进行固化处理,然后将得到的放射性废料固化体进行最终的地质处置。目前的固化方法主要有玻璃固化、陶瓷固化及水泥固化等。在放射性废料水泥固化材料的研究方面,各国都进行了一定的研究。其中美国橡树岭国家实验室用页岩裂缝灌注法对中、低放废物固化处置研究已进行多年^[4],该技术是用高压泵将中、低放废物、水泥和其他辅助材料制成的混合浆体打入页岩裂缝,灌注的基体材料是由波特兰水泥、粉煤灰、黏土及核素离子滞留剂组成。萨凡纳河工厂将低水平放射性废物与粒化高炉矿渣和水泥混合制成一种浇注浆体,然后把这种浆体通过高压泵打入钢筋混凝土容器中,凝固后成为一种盐石固化体^[5]。李玉香等人在实验室研制出新型放射性废物固化材料——富铝碱矿渣黏土矿物胶凝材料^[6],它具有高强、低孔隙率、少有害孔、抗硫酸盐侵蚀和耐辐照性能好的特点,且以此为基材的模拟放射性废物固化体 Sr^{2+} 和 Cs^{+} 浸出率低。严生、赵怀红^[7]在研究高放废液萃取和离子交换去除超铀元素和 Sr、Cs 后变成中低放废液固化时提出沸石基碱矿渣水泥大体积浇注固化方法,在废物包容量为 20% (以固形物计) 时,泥浆流动度为 190 mm,固化体 28 d 抗压强度达 10.3 MPa, Sr^{2+} 和

Cs^{+} 浸出率低于标准规定限值,且固化体具有良好的热稳定性和耐辐射性。沈晓冬等^[8]研究表明,以碱矿渣水泥为基体,掺入适量沸石和硅灰,采用特殊工艺,在废物包容量小于 25% 时。固化体抗压强度 65~100 MPa,孔隙率小于 10%,核素 Cs 和 Sr 离子浸出率仅为 $10^{-5} \text{g} \cdot \text{cm}^{-2}/\text{d}$ 和 $10^{-6} \text{g} \cdot \text{cm}^{-2}/\text{d}$,与现有玻璃固化体性能相近。Silsbee 等^[9]认为,矿渣在高碱水泥(碱含量 1.02%)中替代量为 65% 时,水化 28 d 后孔溶液碱含量降低了 2/3 (从 0.78 mol/L 降至 0.25 mol/L)。近 20 年来,国内外通常将硅酸盐水泥及粘土矿物材料(如膨润土、高岭土、凹凸棒石粘土等)或沸石进行复合^[10-13],以期增强复合材料对核素的吸附能力,从而达到滞留核素离子的目的。

本研究旨在利用活性矿物掺合料对 Sr^{2+} 的吸附能力和对碱矿渣胶凝材料硬化体微观结构的改善作用,提高碱矿渣复合胶凝材料对 Sr^{2+} 的固化效率,为含放射性核素 Sr^{2+} 的废物处置和治理提供技术基础。

1 原材料及试验方法

1.1 原材料

1.1.1 矿渣 重庆钢铁集团水淬高炉矿渣,表观密度为 $2.90 \text{g}/\text{cm}^3$,比表面积为 $500 \text{m}^2/\text{kg}$ 。化学成分见表 1。

1.1.2 水泥 重庆拉法基水泥厂生产的拉法基 42.5 水泥(OPC),比表面积为 $300 \text{m}^2/\text{kg}$ 。水泥的化学成分及基本性能分别见表 1 和 2。

表 1 胶凝材料化学成分

胶凝材料	CaO	SiO ₂	Al ₂ O ₃	MgO	Fe ₂ O ₃	Na ₂ O	K ₂ O	MnO	SO ₃	Loss
矿渣	36.90	26.53	13.55	9.34	2.51	2.45	0.76	0.44	—	—
水泥	57.37	19.52	6.48	3.37	3.21	0.28	1.14	—	—	1.58

表 2 水泥基本性能

稠度/%	安定性	初凝 min	终凝 min	抗折/MPa		抗压/MPa		比表面积/ ($\text{cm}^2 \cdot \text{g}^{-1}$)	密度/ cm^3
				3 d	28 d	3 d	28 d		
25.8	合格	2:05	3:45	5.1	8.7	29.1	55.1	3 945	3.09

1.1.3 激发剂 1) 水玻璃,重庆井口化工厂生产,化学成分见表 3。

2) 氢氧化钠:重庆川江化学试剂厂生产,含量 $\geq 99.8\%$ 。

表 3 水玻璃的化学成分

种类	SiO ₂ /%	Na ₂ O/%	模数	密度/ ($\text{g} \cdot \text{cm}^{-3}$)	含水率/ %
2.6~2.9	19.05	10.76	2.79	1.43	46.86

1.1.4 矿物掺合料 详见表 4。

表 4 矿物掺合料矿物组成及特征

样品名称	矿物组成	特征	产地
高岭土	埃洛石	灰白色、土状	四川
硅藻土	硅藻土	白色、粉末状	市售
沸石	沸石粉	白色、粉末状	人工合成

1.1.5 氯化铯 纯度不小于 99%。

1.1.6 拌合用水 去离子水和自来水。

2.2 试验方法

2.2.1 Sr²⁺ 浸出率 试验方法参照 HJ/T 300—2007《固体废物—浸出毒性浸出方法—醋酸缓冲溶液法》进行。

2.2.2 Sr²⁺ 吸附试验 试验采用紫外-可见吸收光谱法测定 Sr²⁺ 的吸附量,仪器为日本岛津 UV—260 紫外-可见分光光度计。

2.2.3 SEM 试验 将试件进行破型,取得 5 mm 大小的颗粒。用无水乙醇浸泡 24 h 以终止水化。然后

取出在烘箱中烘干至恒重。送样检测。

2 矿物掺合料-碱矿渣复合胶凝材料对 Sr²⁺ 固化效果研究

试验配比如表 5,其中水灰比为 0.35, SrCl₂ 掺量以胶凝材料质量百分比计为 3%;浸泡龄期为 3、7 d; NH2 试件养护龄期为 3、7、14、28 d,其余试件养护龄期皆为 7 d。

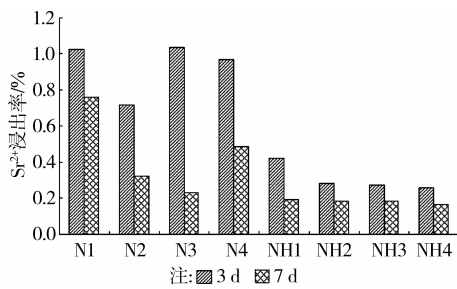
表 5 试验配比

编号	胶凝材料	硅藻土	高岭土	沸石粉	Na ₂ O(%)	M
N1		\	\	\	\	\
N2	水泥	5%	\	\	\	\
N3		\	5%	\	\	\
N4		\	\	5%	\	\
NH1		\	\	\	4%	\
NH2		5%	\	\	4%	\
NH3		10%	\	\	4%	\
NH4		15%	\	\	4%	\
NH5		\	5%	\	4%	\
NH6		\	\	5%	4%	\
NH7		5%	\	\	3%	\
NH8		5%	\	\	5%	\
NH9		5%	\	\	6%	\
WG1	矿渣	\	\	\		
WG2		5%	\	\		
WG3		10%	\	\		
WG4		15%	\	\		
WG5		\	5%	\		
WG6		\	\	5%		1.5
WG7		2.5%	2.5%	\	4%	
WG8		2.5%	\	2.5%		
WG9		\	2.5%	2.5%		
WG10		1.67%	1.67%	1.67%		
WG11		5%	\	\		1.0
WG12		5%	\	\		2.0

2.1 不同固化基体对 Sr²⁺ 的固化效果研究

采用普通硅酸盐水泥、碱矿渣水泥以及矿物掺合料与胶凝材料复合的固化基体,其固化 Sr²⁺ 的效果如图 1。结果表明,碱矿渣胶凝材料体系中 Sr²⁺ 的浸出率较普通硅酸盐水泥体系中 Sr²⁺ 的浸出率低。这说明,碱矿渣胶凝材料体系对 Sr²⁺ 的固化能

力要比普通硅酸盐水泥体系的固化能力强;对掺矿物掺合料的碱矿渣胶凝材料体系的固化能力也比掺矿物掺合料的水泥体系的固化能力强。这可能是由于碱矿渣胶凝材料具有良好的抗渗性能^[14-16],对 Sr²⁺ 具有良好的固化效果。

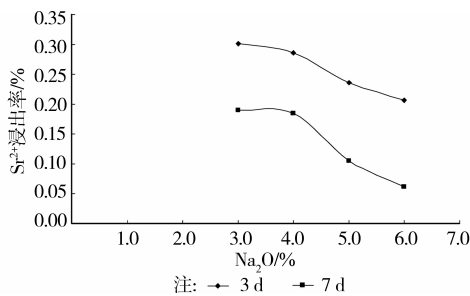
图 1 不同固化基体 Sr²⁺ 浸出率比较

2.2 碱当量对基体固化 Sr²⁺ 效果的影响

试验以 NaOH 为碱组分,研究了碱当量对矿物掺合料-碱矿渣胶凝材料体系对 Sr²⁺ 固化效果的影响,结果如图 2 所示。

结果表明,在 3%~6% 范围内,随着碱当量的增加,固化体的浸出率逐渐减小。当碱当量为 3.0% 时,其 3、7 d 的浸出率分别为 0.301% 和 0.190%;当碱当量为 5.0% 时,其 3、7 d 的浸出率分别为 0.207% 和 0.061%。这说明,随着碱当量的增加,矿物掺合料-碱矿渣胶凝材料体系对 Sr²⁺ 的固化效果逐渐增强。

这是由于碱当量的提高,矿渣水化程度提高,硬化体强度增长,内部孔隙细化,因此对 Sr²⁺ 的固化效果更好。

图 2 碱当量对基体固化 Sr²⁺ 效果的影响

2.3 碱种类、水玻璃模数对基体固化 Sr²⁺ 效果的影响

以 NaOH、水玻璃(M=1.0、1.5、2.0)作为研究对象,研究了碱组分种类及水玻璃模数对矿物掺合料-碱矿渣胶凝材料体系固化 Sr²⁺ 效果的影响,结果如图 3、4。

结果表明,Na₂O% 为 4.0%,水玻璃为碱组分时,矿物掺合料-碱矿渣胶凝材料固化体的 Sr²⁺ 浸出率较 NaOH 为碱组分时低。这说明 WG-矿物掺合料-矿渣胶凝材料体系作为固化基体固化 Sr²⁺ 的效果较 NaOH-矿物掺合料-矿渣胶凝材料体系作为固化基体时好。这可能是由于水玻璃对碱矿渣的激发效果更好,使得碱矿渣水泥净浆强度更高,内部结构

更加密实,从而提高了其对 Sr²⁺ 的固化作用。这与刘浩、陈胡星等^[17] 研究结果一致。

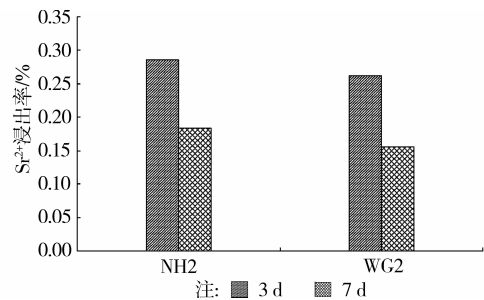
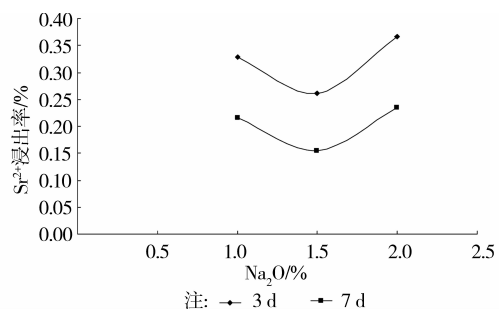
图 3 碱组分种类对基体固化 Sr²⁺ 效果的影响图 4 水玻璃模数对基体固化 Sr²⁺ 效果的影响

图 4 的结果表明,Na₂O% 为 4.0%、水玻璃模数为 1.5 时,矿物掺合料-碱矿渣胶凝材料固化体的 Sr²⁺ 浸出率较模数为 1.0、2.0 时低。这说明 WG1.5-矿物掺合料-矿渣胶凝材料体系固化 Sr²⁺ 的效果最好。这是由于模数为 1.5 的水玻璃激发矿渣的效果最好,碱矿渣水泥净浆的强度高,内部结构更加密实,从而使得其对 Sr²⁺ 的固化效果最佳。

2.4 矿物掺合料种类、掺量及其复掺对基体固化 Sr²⁺ 效果的影响

试验研究了矿物掺合料种类、掺量以及复掺对固化基体固化 Sr²⁺ 效果的影响。结果如图 5、6 及表 6。

图 5 表明,硅藻土作为矿物掺合料掺加到碱矿渣胶凝材料中,对增强固化基体固化 Sr²⁺ 的固化能力最强,高岭土的效果居中,沸石粉的效果最差。究其原因,可能是因为硅藻土对 Sr²⁺ 具有较好的吸附作用。文献表明^[18-20],硅藻土具有比表面积大,吸附能力强以及溶液中表面呈现负电性等独特的物理化学性质,对重金属离子有良好的吸附效果。

图 6 表明,随着硅藻土掺量的增加,固化基体对 Sr²⁺ 的固化效果逐渐增强,但掺量达到 15.0% 时,固化基体 Sr²⁺ 的浸出率趋于平衡。因此,硅藻土的适宜掺量在 5.0%~10.0%。

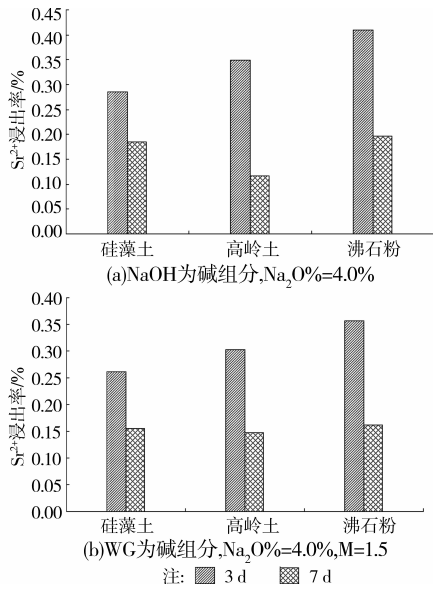


图 5 矿物掺合料种类对基体固化 Sr²⁺ 效果的影响

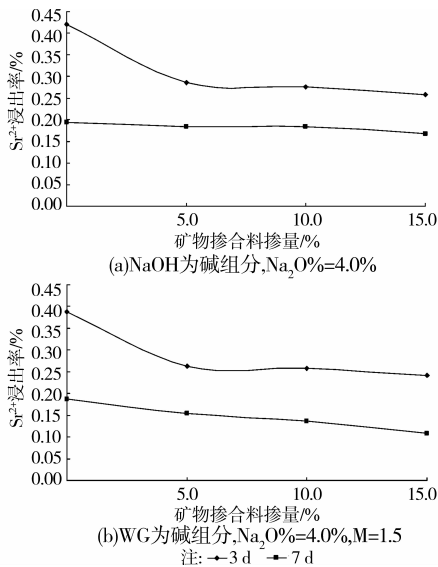


图 6 矿物掺合料掺量对基体固化 Sr²⁺ 效果的影响

表 6 矿物掺合料复掺对基体固化 Sr²⁺ 效果的影响

编号	Sr/(mg · g ⁻¹)		浸出率/%	
	3 d	7 d	3 d	7 d
WG7	1.77	/	0.108	/
WG8	3.07	/	0.219	/
WG9	2.48	/	0.175	/
WG10	<0.01	/	<0.01	/

表 6 的结果说明,将硅藻土、高岭土以及沸石粉进行复掺,其作用效果会明显增强,三者复掺对固化基体增强效果最佳,此时 3 d 浸出率测试结果小于 0.01%,7 d 几乎测试不到 Sr²⁺。所以,硅藻土、高岭土和沸石粉复合掺入碱矿渣水泥,是提高固化体固结 Sr²⁺ 的有效技术途径。

2.5 养护龄期对基体固化 Sr²⁺ 效果的影响

试验测试了固化基体标准养护不同龄期的浸出率,结果如图 7。结果表明,随着养护龄期的延长,固化基体 Sr²⁺ 的浸出率逐渐降低。这是由于随着养护龄期的增长,固化基体的强度逐渐增长,结构更加密实,更有利于固化基体对 Sr²⁺ 的固化作用。另外,随着水化反应的不进行,硬化体自由水含量逐渐减少,可供金属发生腐蚀反应的自由水液相环境缩小,避免了在养护后期固化基体内发生金属腐蚀,进一步增强了固化效果^[21]。

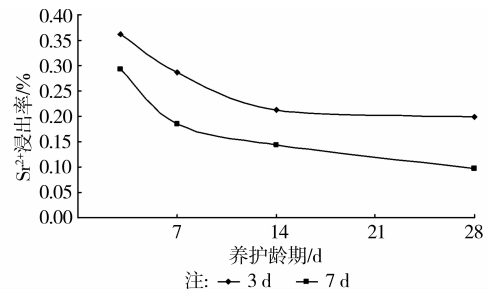


图 7 养护龄期对基体固化 Sr²⁺ 效果的影响

3 矿物掺合料-碱矿渣复合胶凝材料对 Sr²⁺ 固化机理分析

3.1 固化基体水化产物形貌及结构

试验选取了 NaOH 为碱组分的矿物掺合料-碱矿渣复合胶凝材料固化基体,借助 SEM 观察了固化基体不同养护龄期时水化产物形貌及微观组织结构。试验配比见表 5 中编号 NH1、NH2 所对应的配比。结果见图 8。

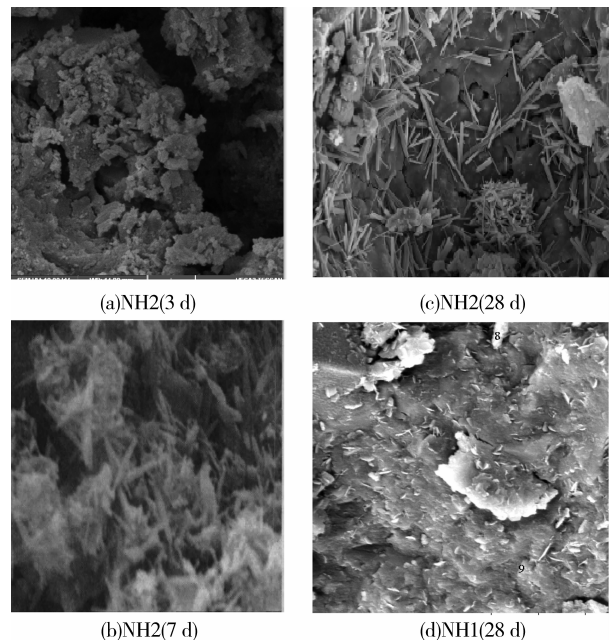


图 8 固化基体 SEM 照片

由图 8 中(a)、(b)、(c)可知,水化龄期 3 d 时,体系的水化产物形态主要为絮状或者棉球状胶凝颗粒集合体,并且已经形成了比较密实的凝聚结构。水化 7 d 时,水化产物明显增多,除了絮状形态产物外,还出现很多棒状晶体。随着水化的不断进行,至 28 d 龄期时,矿渣颗粒周围的这些水化产物相互交织越来越紧密,形成一个密实的整体,增加结构致密性,提高固化体对 Sr^{2+} 的滞留能力。

图 8(c)中钙矾石类水化产物相当丰富,其结晶发育得更加成熟,可起到补偿收缩作用,增加结构致密性,提高固化体对 Sr^{2+} 的滞留能力。

3.2 固化基体对 Sr^{2+} 的吸附性能研究

试验选用 WG1、WG2、WG5、WG6 进行吸附性试验,以探讨矿物掺合料提高固化基体固化能力的机理,结果如图 9。

结果表明,掺入硅藻土的固化基体对 Sr^{2+} 的吸附能力最好,其次为高岭土,再次为沸石粉。这可能是由于硅藻土是以硅藻遗骸(壳体)为主的一种生物沉积岩,对阳离子的吸附主要表现为物理吸附。高岭土是以埃洛石、高岭石、多水高岭石为主要矿物的粘土矿,埃洛石的吸附性能较差是由于不具同晶置换、层间可交换性阳离子,仅依靠断键产生的可变负电荷和分子吸附的缘故^[22]。虽然沸石比表面积较大,吸附能力较强,同时沸石吸附 Sr、Cs 的形式主要表现为化学吸附^[23],但由于沸石参与水化反应的能力弱,固化体综合固化效果较差。具体原因有待进一步研究。

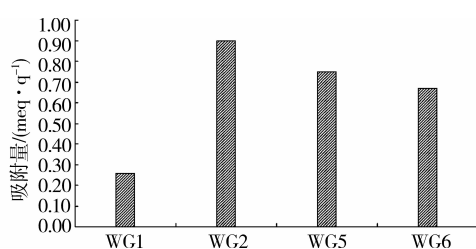


图 9 固化基体对 Sr^{2+} 吸附试验结果

4 结 论

1) 碱矿渣胶凝材料体系对 Sr^{2+} 的固化效果优于普通硅酸盐水泥体系。

2) 碱矿渣复合胶凝材料对 Sr^{2+} 的固化效率受碱组分种类和碱当量的影响。在 3.0%~6.0% 范围内,碱矿渣胶凝材料固化 Sr^{2+} 的效果随着碱当量提高而增强; Na_2O 当量相同时,水玻璃为碱组分的固化基体对 Sr^{2+} 的固化效果优于以 NaOH 为碱组分的固化基体。

3) 与高岭土和沸石粉相比,硅藻土部分替代矿渣所得碱矿渣固化基体固化 Sr^{2+} 的效果较好,且随着硅藻土掺量提高,固化基体对 Sr^{2+} 的固化效果逐渐增强;主要原因在于其掺入能有效改善固化基体的微观结构,且自身具有较强吸附 Sr^{2+} 的能力。

4) 随着养护龄期的延长,固化基体固化 Sr^{2+} 的效果逐渐增强。

参考文献:

- [1] 世界核电现状[J]. 国际原子能机构通报,1999, 41(2).
The status of nuclear power in the world [J]. IAEA Bulletin, 1999, 41(2).
- [2] 罗上庚. 核废物的安全与环境影响[J]. 安全与环境学报,2001,1(2):16-17.
Luo S G. Safety and environmental impact of nuclear waste [J]. Journal of safety and environment, 2001, 1(2):16-17.
- [3] 谭街霖,翟建平,余光平,等. 核能利用与我国可持续发展战略的关系 [J]. 电力环境保护,2000,16(1): 39-44.
Tan J L, Zai J P, Yu G P, et al. The relationship between the use of nuclear energy and sustainable development strategy of our country Electric power environmental protection, 2000,16(1): 39-44.
- [4] Glasser F P. Progress in the immobilization of radioactive wastes in cement [J]. Cement and Concrete Research, 1992; 22(2/3):201-216.
- [5] Mcvay G V. Sci basis for nucl waste management VIII [M]. MRS Proc. Elsevier, NY, 1983;575-582.
- [6] 李玉香,易发成,钱光人. 新型放射性废物固化胶凝材料的研究[J]. 西南工学院学报,1999,14(2):25-30.
Li Y X, Yi F C, Qian G R. Study on a new type of cementations materials for immobilization of radioactive wastes [J]. Journal of Southwest Institute of Technology, 1999,14(2):25-30.
- [7] 赵怀红. 中低放废液大体积浇注水泥固化及铯固化机理[D]. 南京:南京大学,2002.
- [8] 沈晓冬,严生,吴学权,等. 碱矿渣水泥固化模拟高放废液的研究[J]. 核科学与工程,1992,12(4): 364-372.
Shen X D, Yan D, Wu X Q, et al. Study of high-level radioactive waste by alkali activated slag cement [J]. Nuclear science and Engineering, 1992, 12(4): 364-372.
- [9] Silsbee M, Maler R I A, Roy D M. Composition of Pore fluids extruded form slag-cement Pastes [C]//In: Proc. 8th Int. Cong. Chem. Cem, Rio de Janeiro, Brazil,1956:263
- [10] Plecas I, Pavlovic R, Pavlovic S. Leaching behavior of ⁶⁰Co and ¹³⁷ from spent ion exchange resins in cement-bentonite clay matrix [J]. Journal of Nuclear

- Materials, 2004, 327(2-3):172-174.
- [11] Plecas I, Peric A, Kostodinovic A, et al. Leaching behavior of ⁶⁰Co and ¹³⁷Cs from spent ion exchange resins in cement-bentonite clay matrix [J]. Cement and Concrete Research, 1992, 22(5):937-940.
- [12] Muroi M, Aoki M, Takizaa M, et al. Ion-migration through bentonite/zeolite and bentonite/quartz sand mixture [C]//Waste Management '84, Proceedings of the Symposium: Waste Isolation in Us Technical Programs and Public Education, Tucson, AZ, USA, 1984:495-501.
- [13] Olson R A, Tennis P D, Bonen D, et al. Early containment of high-alkaline solution simulating low-level radioactive waste in blend cement [J]. Journal of Hazardous Materials, 1997, 52:223-236.
- [14] 蒲心诚. 碱矿渣(JK)高级水泥研究(鉴定资料)[J]. 重庆建筑工程学院, 1991, 3, 2-15.
Pu X C. Study of Alkali-activated slag cement (JK) advanced(materials of identification) [J]. Chongqing Institute of architecture and Engineering, 1991, 3, 2-15.
- [15] 吕晓姝. 碱矿渣水泥的理论基础[J]. 本溪冶金高等专科学校学报, 2001, 3(4):7-9.
Lv X S. The theoretical basis of alkali slag cement [J]. Journal of Benxi Technical College of metallurgy, 2001, 3(4):7-9.
- [16] 蒲心诚等. 碱矿渣(JK)混凝土的性能研究(鉴定资料)[R]. 重庆建筑大学, 1987.
- [17] 刘浩, 陈胡星, 徐小希, 等. 碱矿渣胶凝材料固化/稳定化铬污染土壤[J]. 环境工程, 2012:308.
Liu H, Chen H X, Xu X X, et al. Stabilization/Solidification of chromium-contaminated soil using alkali-activated slag binder [J]. Environmental Engineering, 2010:308.
- [18] 廖经慧. 硅藻土吸附剂的制备及其对重金属离子吸附性能的研究[D]. 北京:中国地质大学, 2012.
- [19] 张焯. 硅藻土的深度物化改性及其对 Cd²⁺、Pb²⁺ 吸附性能研究[D]. 长沙:中南林业科技大学, 2012.
- [20] 史明明, 刘美艳, 曾佑林, 等. 硅藻土和膨润土对重金属离子 Zn²⁺、Pb²⁺ 及 Cd²⁺ 的吸附特性[J]. 环境化学. 2012(2):35-38.
Shi M M, Liu M Y, Zeng Y L, et al. Study on adsorption of Zn²⁺, Pb²⁺ and Cd²⁺ on diatomite and bentonite [J]. Environmental Chemistry, 2012(2):35-38.
- [21] 石拥军. 低碱度碱矿渣水泥固化放射性废物性能研究[D]. 重庆:重庆大学, 2007.
- [22] 易发成, 陈廷芳, 汪建中, 等. 四川北川埃洛石矿物学特征及工业利用前景[J]. 矿物岩石, 1997, 69(3):11-15.
Yi F C, Chen Y F, Wang J Z. The prospect of halloysite mineralogical characteristics and industrial in Sichuan Beichuan [J]. Mineral, 1997, 69(3):11-15.
- [23] 金承黎. 模拟放射性核素与固化基材的作用机理研究[D]. 绵阳:西南科技大学, 2004.

(编辑 胡玲)