

模拟结构用混凝土核废物高温熔融处理研究

刘春雨¹, 袁誉坤¹, 李丽丽¹, 方 广², 徐 凯²

(1. 中广核研究院有限公司放废与放化研究所, 深圳 518028; 2. 武汉理工大学硅酸盐建筑材料国家重点实验室, 武汉 430070)

摘要:核设施退役过程中会产生大量污染或活化的低放射性混凝土核废物, 相比于传统的水泥固化, 玻璃材料因对放射性元素包容广、化学稳定性优良而被广泛应用于固化处理放射性废物。本文通过高温熔融的方法玻璃固化处理模拟结构用混凝土核废物, 在混凝土中添加一定量玻璃添加剂(包括 SiO₂、B₂O₃ 及 Na₂O, 其在玻璃固化体中质量分数分别为 ~26%、~13% 及 ~6%), 于 1 300 °C 下将混凝土核废物转化为熔融态玻璃, 获得的玻璃固化体化学稳定性满足国际低放废物固化体处置抗浸出标准, 同时分析了模拟核素在高温熔融过程中的挥发行为及在固化体中的赋存状况。本研究可为混凝土核废物熔融固化提供基础数据支持。

关键词:核设施退役; 放射性固体废物; 混凝土; 玻璃固化; 化学稳定性; 挥发

中图分类号: TL941

文献标志码: A

文章编号: 1001-1625(2023)08-2781-06

High Temperature Melting Treatment of Simulated Structural Concrete Nuclear Waste

LIU Chunyu¹, YUAN Yukun¹, LI Lili¹, FANG Guang², XU Kai²

(1. Department of Radioactive Waste Technology and Radiochemistry Research, China Nuclear Power Technology Research Institute Co., Ltd., Shenzhen 518028, China; 2. State Key Laboratory of Silicate Materials for Architectures, Wuhan University of Technology, Wuhan 430070, China)

Abstract: A large amount of low-level radioactive concrete nuclear waste with contamination and activation will be generated when the nuclear facilities are decommissioned. Glass material has been used to immobilize kinds of radioactive wastes because of its wide incorporation to radioactive elements and excellent chemical durability, compared with traditional cement solidification. In this paper, the simulated structural concrete nuclear waste was treated by high temperature melting. The concrete was vitrified with the glass additive (~26% (mass fraction) SiO₂, ~13% (mass fraction) B₂O₃ and ~6% (mass fraction) Na₂O) at 1 300 °C, and the chemical durability of thus resulted glass waste form meets the disposal requirements for low-level waste form. The volatilization behavior of the simulated nuclides at high temperature and their local structure in the glass were finally discussed. The results can provide the basic information to vitrify the concrete nuclear waste.

Key words: decommissioning of nuclear facility; radioactive solid waste; concrete; vitrification; chemical durability; volatility

0 引 言

在核设施建设过程中, 采用大量混凝土构筑防辐射的大型防护体, 有的厚达几米, 因此在设施退役过程中, 放射性废混凝土是主要的放射性固体废物类型之一^[1-2]。用于建设核设施厂房、地面、反应堆安全壳的混凝土都可能出现不同程度的放射性污染。以 M310 堆型为例, 若退役立即拆除, 机组将产生极低放射性非金属材料约 1 130 t (565 m³), 包括混凝土、抹布、衣物等。

收稿日期: 2023-03-18; 修订日期: 2023-05-20

基金项目: 国家重点研发计划(2018YFB1900203)

作者简介: 刘春雨(1976—), 男, 博士, 高级工程师。主要从事放射性废物处理技术、放射化学和辐射屏蔽等方面的研究。E-mail: liuchunyu@cgnpc.com.cn

通信作者: 徐 凯, 博士, 研究员。E-mail: kaixu@whut.edu.cn

放射性废物的处理方法包括固化、压缩减容和焚烧等^[3]。目前国内核电站采用较多的固化工艺是水泥固化工艺,通过水泥固化工艺处理浓缩液、废滤芯、废树脂等工艺废物,但水泥固化工艺会增大放射性废物的体积,增加放射性废物的处置成本^[4];压缩和超级压缩工艺得到的废物货包的化学稳定性较差^[5];焚烧工艺主要用于处理可燃的技术废物,通过焚烧实现可燃固体废物的大幅度减容。此外,针对放射性不可燃固体废物,如玻璃纤维、土壤等已开展了高温熔融玻璃固化处理研究^[6]。

随着未来退役核设施逐渐增多,大量放射性混凝土核废物有待进一步处理。目前对放射性混凝土核废物的处理,多采用固化暂存,然后送到处置场处置。常规的固化方式主要通过水泥或者沥青对废物进行包裹,以阻止核素向外界迁移,但得到的废物固化体体积增大,且水泥致密性差,沥青高温易燃烧,这两种固化方法产生的固化体化学稳定性较差,在长期地质环境中,固化体易腐蚀分解,核素溢出^[7]。

高温熔融玻璃固化技术是指在高温条件下通过添加一定的玻璃固化配方,使固体废物熔融,生成玻璃固化体。经高温熔融形成的玻璃固化体耐久性优良,有害物质稳定,放射性核素被固定在玻璃网络结构中,从而实现放射性污染物的稳定化处理^[8-11]。因此,本文利用高温熔融的方法对模拟结构用混凝土核废物进行熔融固化处理,研究了升温过程中混凝土核废物的热学性能及物相变化特征,同时基于混凝土成分特点开展了混凝土熔融配方研究,获得了合适的熔融配方,并利用产品一致性检测方法测试固化体化学稳定性,最后分析了模拟核素在高温熔融过程中的挥发行为及在固化体中的赋存状况。本文研究表明了高温熔融处理混凝土核废物的可行性,并为混凝土核废物熔融固化处理提供了基础数据支持。

1 实验

1.1 模拟结构用混凝土核废物热处理实验

以核电厂模拟结构用混凝土核废物为研究对象,取约5 g 粉碎混匀后的模拟混凝土核废物粉体于10 mL 刚玉坩埚内,将装有样品的刚玉坩埚置于马弗炉中,以5 °C/min 的升温速率从室温升至目标温度后取出,在200 ~ 1 300 °C 每100 °C 取一个样。待样品冷却至室温,利用分析天平(METTLER TOLEDO, ME204)称取热处理残渣的质量。

利用热重质谱联用分析仪(TG-DSC-GC-MS, NETZSCH, STA449F3)测试样品在室温至1 300 °C 间质量变化、吸放热行为及气体析出规律。升温速率为5 °C/min,测试气氛为氮气。

1.2 成分及物相分析

利用X 射线荧光光谱(XRF, Malvern Panalytical, Zetium)定量分析模拟混凝土核废物中元素含量。

利用X 射线衍射仪(XRD, Bruker, D8 Discovery)对不同温度热处理后的模拟混凝土核废物样品进行分析,研究混凝土在升温过程中物相的转变。利用Cu K_α 射线($\lambda = 0.15418 \text{ nm}$)照射样品,扫描范围为 $2\theta = 10^\circ \sim 70^\circ$,扫描步长为 0.02° 。根据衍射峰的相对强度,利用Jade6.0 软件对反应过程产生的物相进行半定量分析。

1.3 模拟结构用混凝土核废物熔融实验

依据模拟结构用混凝土核废物 XRF 成分测试结果,按玻璃添加剂(其中 SiO₂ 以氧化物的形式引入, B₂O₃ 和 Na₂O 分别以 H₃BO₃ 及 Na₂CO₃ 的形式引入,所用试剂均为分析纯级,购于国药集团化学试剂有限公司)与混凝土核废物占比设计配伍(固化体中模拟核素 Co₂O₃、SrO 及 Cs₂O 添加量均为0.2% (质量分数),其中 Co₂O₃ 以氧化物的形式引入, SrO 及 Cs₂O 以碳酸盐代替,所用试剂均为分析纯级,购于上海麦克林生化科技有限公司),并开展熔融实验。用天平称取约50 g 配合料置于混样机混合均匀。将混合均匀的配合料置于100 mL 刚玉坩埚内,并移至1 300 °C 马弗炉中保温1 h 后,将玻璃液迅速取出淬冷,制得废物玻璃样品。

1.4 固化体性能表征

1.4.1 减容比

利用减容比衡量模拟混凝土核废物玻璃固化后的体积变化,减容比的计算公式如式(1)所示。

$$D = \frac{V_1}{V_2} \quad (1)$$

式中: V_1 为混凝土原样体积, V_2 为混凝土玻璃固化后体积。

1.4.2 化学稳定性

利用产品一致性检测(product consistency test, PCT)方法^[12]对玻璃固化体进行化学稳定性测试。利用电感耦合等离子发射光谱仪(ICP-OES, LEEMAN LABS, Prodigy 7)及原子吸收光谱(AAS, Analytik Jena AG, CONTRAA-700,用于Cs含量测试)检测浸出液中元素含量。

各元素PCT 7 d归一化浸出值 r_i (g/m^2)的计算公式如式(2)所示。

$$r_i = \frac{C_i}{f_i(A/V)} \quad (2)$$

式中: C_i 表示*i*元素在浸出液中的浓度(ICP-OES及AAS测试值), g/m^3 ; f_i 表示*i*元素在固化体中的质量比; A 表示颗粒表面积, m^2 ; V 表示浸出液体积, m^3 。

1.5 核素迁移及赋存状态实验

依据1.3节中熔制的废物玻璃,增加模拟核素在玻璃固化体中的添加量(Co_2O_3 、 SrO 及 Cs_2O 各质量分数增至1.0%),以减少核素迁移及赋存状态测试误差。制备约5 g配合料于10 mL刚玉坩埚内,将装有样品的刚玉坩埚置于马弗炉中,以 $5\text{ }^\circ\text{C}/\text{min}$ 的升温速率从室温升至目标温度后取出,在 $800\sim 1\ 300\text{ }^\circ\text{C}$ 每 $100\text{ }^\circ\text{C}$ 取一个样,称取并记录热处理前后样品质量变化,经消解后,利用ICP-OES及AAS测试样品中核素保留量。

各模拟核素的保留量 R 计算如式(3)^[13-14]所示。

$$R = \frac{c_T m_T}{c_o m_o} \quad (3)$$

式中: c_T 表示对应温度 T 下各核素的质量分数,为ICP-OES与AAS的测试值,%; m_T 表示对应温度 T 下样品的实际质量,g; c_o 表示模拟核素在样品中的名义质量分数,%; m_o 表示样品在室温下的原始质量,g。

利用拉曼光谱仪对玻璃固化体进行结构测试,研究模拟核素在玻璃体中的结构状况。测试所用激光器波长为 532 nm ,测试波数为 $750\sim 1\ 200\text{ cm}^{-1}$ 。

2 结果与讨论

2.1 模拟结构用混凝土核废物特征分析

2.1.1 成分分析

利用XRF对模拟结构用混凝土核废物进行成分分析,结果见表1,模拟混凝土核废物中主要无机成分为 CaO 、 SiO_2 、 Al_2O_3 及 MgO ,质量分数分别为69.60%、17.18%、5.22%及4.82%。

表1 模拟混凝土核废物成分

Table 1 Composition of simulated concrete nuclear waste

Composition	CaO	SiO ₂	Al ₂ O ₃	MgO	Fe ₂ O ₃	Na ₂ O	SO ₃	Others	SUM
Mass fraction/%	69.60	17.18	5.22	4.82	1.25	0.71	0.44	0.78	100.00

注:Others包括 K_2O 、 TiO_2 及 P_2O_5 。

2.1.2 热处理实验结果分析

图1为坩埚法测试模拟结构用混凝土核废物质量随温度的变化,混凝土经热处理后在 $800\sim 1\ 100\text{ }^\circ\text{C}$ 时有约35%的质量损失,与图2中TG显示的质量损失一致。图2中DSC曲线于 $716\text{ }^\circ\text{C}$ 处有明显吸热峰,与GC-MS中 CO_2 逸出温度($711\text{ }^\circ\text{C}$)一致,表明混凝土在热处理过程中质量损失主要由碳酸钙热分解、 CO_2 逸出所致。TG-DSC-GC-MS结果中 CO_2 逸出温度较坩埚法低近 $200\text{ }^\circ\text{C}$,一方面由于坩埚法所用样品量较大,而TG-DSC-GC-MS测试仅取约50 mg样品,传热效率高,样品分解温度低于坩埚法;另一方面由于TG-DSC-GC-MS

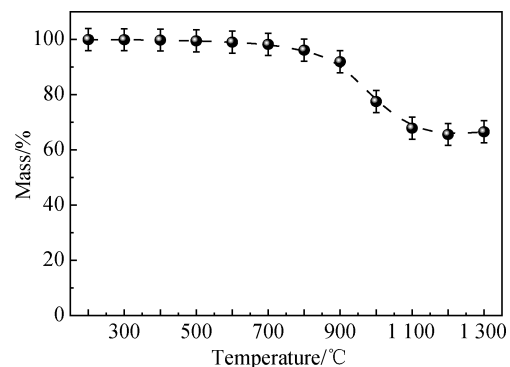


图1 模拟混凝土核废物质量随温度的变化(坩埚法)
Fig. 1 Mass of simulated concrete nuclear waste as function of temperature by crucible test

测试时通入氮气保护气氛,促进了碳酸盐的热分解。

模拟混凝土核废物在 200 ~ 1 300 °C 热处理后 XRD 半定量分析结果如图 3 所示。200 ~ 700 °C 时,物相以 CaCO_3 (PDF#72-1937)、 SiO_2 (PDF#46-1045) 及滑石 ($\text{Mg}_3\text{Si}_4\text{O}_{10}(\text{OH})_2$, PDF#13-0558) 为主,且各物相含量基本保持不变;800 ~ 900 °C 时, CaCO_3 含量大幅度减少,滑石相基本消失, CaO (PDF#82-1690) 出现,与混凝土坩埚法热重实验所测热分解温度基本一致;1 000 ~ 1 200 °C 时, CaCO_3 分解产生的 CaO 与混凝土中的 SiO_2 反应产生 Ca_2SiO_4 (PDF#33-0303);当温度大于 1 200 °C 时, SiO_2 、 CaO 和 Ca_2SiO_4 等仍然以晶态存在,且伴有非晶相产生。

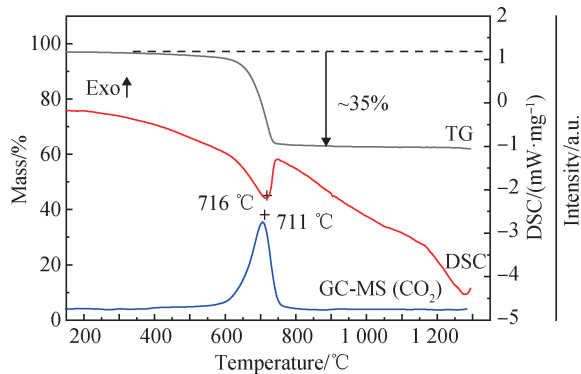


图2 模拟混凝土核废物 TG-DSC-GC-MS 曲线

Fig. 2 TG-DSC-GC-MS curves of simulated concrete nuclear waste

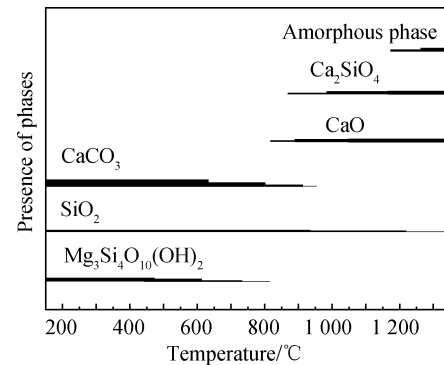


图3 模拟混凝土核废物 200 ~ 1 300 °C 热处理后物相占比

Fig. 3 Proportion of phases in simulated concrete nuclear waste after being heat-treated from 200 °C to 1 300 °C

2.2 模拟结构用混凝土核废物熔融实验结果分析

由 2.1 节可知,模拟结构用混凝土核废物中 CaO 质量占比接近 70%,而 SiO_2 不足 20%,因此需补充一定量的玻璃网络形成体 SiO_2 与 B_2O_3 ,使其形成玻璃固化体并保证一定的化学稳定性,同时通过添加玻璃网络修饰体 Na_2O ,调节玻璃熔体黏度,降低玻璃熔制温度,模拟混凝土核废物玻璃配方设计及熔融实验结果如表 2 所示。当废物玻璃对模拟混凝土核废物包容率(废物包容率是指模拟混凝土核废物成分在最终玻璃固化体中的质量占比,其中各成分均以氧化物计)大于 55% 时,玻璃设计组分中较高 CaO 占比使其熔制温度升高,无法在 1 300 °C 熔融。其中,HN-2 废物玻璃熔制效果较好,且具有较高的废物包容率(约 55%),即废物形成玻璃需要的玻璃添加剂含量较少,对废物增容较小,因此,选取 HN-2 配方做进一步测试。

表 2 模拟混凝土核废物玻璃配方设计及熔融实验结果

Table 2 Formula design and results of melting experiment of simulated concrete nuclear waste glass

Composition	HN-1		HN-2		HN-3		HN-4	
	Glass additive mass fraction/%	Concrete mass fraction * /%	Glass additive mass fraction/%	Concrete mass fraction * /%	Glass additive mass fraction/%	Concrete mass fraction * /%	Glass additives mass fraction/%	Concrete mass fraction * /%
SiO_2	25.16	8.43	25.73	9.34	13.48	11.29	13.64	11.81
B_2O_3	12.58		12.86		13.48		13.64	
Na_2O	12.58	0.35	6.44	0.39	6.73	0.47	3.44	0.49
CaO		34.15		37.83		45.73		47.82
Al_2O_3		2.56		2.83		3.43		3.59
MgO		2.37		2.62		3.17		3.31
Fe_2O_3		0.62		0.68		0.83		0.85
SO_3		0.22		0.25		0.27		0.31
Others		0.38		0.43		0.52		0.5
SN		0.60		0.60		0.60		0.60
SUM	50.33	49.67 [#]	45.03	54.97 [#]	33.69	66.31 [#]	30.72	69.28 [#]
Result	Glass form	Glass form	Not melt	Not melt				

注:Others 包括 K_2O 、 TiO_2 及 P_2O_5 ;SN 代表模拟核素(simulated nuclides),其中 Co_2O_3 、 SrO 及 Cs_2O 在玻璃固化体中质量分数各为 0.2%;

* 混凝土组分以氧化物计,去除碳酸物及 H_2O ;#包容率(waste loading)。

2.3 固化体性能分析

依据阿基米德排水法对 HN-2 配方固化体进行密度测试,结果为 2.69 g/cm^3 ,采用式(1)计算,HN-2 配方制备的玻璃固化体减容比为 1,即混凝土熔融固化后体积不变。

表 3 为 HN-2 玻璃固化体 PCT 7 d 测试各元素浸出实验结果。其中,易浸出元素 B、Na、K 浸出值分别为 0.0946 、 0.1091 、 0.6184 g/m^2 ,模拟核素 Co、Sr 浸出值分别为 0.0009 、 0.0527 g/m^2 。各元素浸出值均小于 1 g/m^2 ,低于美国低活性废物玻璃固化体 2 g/m^2 的要求^[15],表明采用 HN-2 配方获得的玻璃固化体符合核废物玻璃固化处置标准要求。

表 3 HN-2 玻璃固化体 PCT 7 d 各元素浸出实验结果

Table 3 Leaching results of each element of PCT 7 d of HN-2 glass waste form

Element	B	Na	K	Co	Sr
$r_i / (\text{g} \cdot \text{m}^{-2})$	0.0946	0.1091	0.6184	0.0009	0.0527

2.4 核素迁移及赋存状态

图 4 为模拟核素在 HN-2 配方中的保留量随温度的变化。Co 与 Sr 在 HN-2 配方中的保留量随温度变化不明显,而 Cs 挥发行为受温度影响明显,如 Cs 在 $1100 \text{ }^\circ\text{C}$ 时开始挥发, $1200 \text{ }^\circ\text{C}$ 时挥发不足 10%,而 $1300 \text{ }^\circ\text{C}$ 时挥发超过 30%。因此,为降低核素在熔制过程中的挥发迁移,需严格控制熔制温度。

图 5 为 HN-2 配合料于 $1300 \text{ }^\circ\text{C}$ 热处理后在 $750 \sim 1200 \text{ cm}^{-1}$ 拉曼去卷积积分峰拟合图谱。拉曼去卷积积分峰结果为:NA- $1300 \text{ }^\circ\text{C}$ 样品中 Q_2 及 Q_3 占比分别为 72.66% 与 27.34%,A- $1300 \text{ }^\circ\text{C}$ 样品中 Q_2 及 Q_3 占比分别为 87.19% 与 12.81%。相比于未掺杂核素的混凝土配方热处理样品 (NA- $1300 \text{ }^\circ\text{C}$),掺杂核素 (A- $1300 \text{ }^\circ\text{C}$) 后引起 Q_2 占比增多, Q_3 占比减小,表明核素在玻璃中主要起网络修饰体作用,破坏 Si—O 键,导致非桥氧键增加。

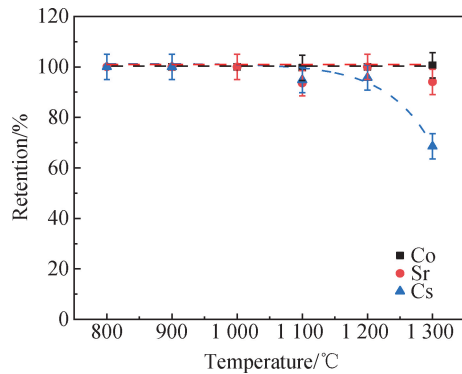


图 4 模拟核素在 HN-2 配方中的保留量随温度的变化

Fig. 4 Simulated nuclides retention in HN-2 formula versus temperature

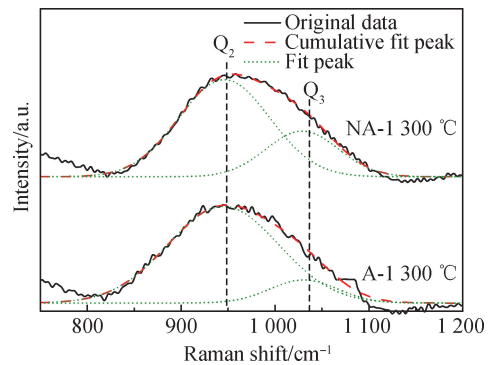


图 5 HN-2 配合料于 $1300 \text{ }^\circ\text{C}$ 热处理后在 $750 \sim 1200 \text{ cm}^{-1}$ 拉曼去卷积积分峰拟合图谱 (A: 添加模拟核素; NA: 未添加模拟核素)

Fig. 5 Deconvolution of Raman spectra at 750 cm^{-1} to 1200 cm^{-1} of HN-2 feed after heat treatment at $1300 \text{ }^\circ\text{C}$ (A: with simulated nuclides; NA: without simulated nuclides)

3 结 论

1) 由模拟结构用混凝土核废物热处理实验结果可得,混凝土中 CaCO_3 的热分解温度集中在 $800 \sim 1100 \text{ }^\circ\text{C}$,质量损失约为 35%。当温度升至 $1300 \text{ }^\circ\text{C}$ 时,混凝土中仍存在大量晶态 SiO_2 、 CaO 及 Ca_2SiO_4 。

2) 模拟结构用混凝土核废物熔融实验表明,混凝土与玻璃添加剂(包括 SiO_2 、 B_2O_3 及 Na_2O ,在玻璃固化体中质量分数分别为 $\sim 26\%$ 、 $\sim 13\%$ 及 $\sim 6\%$)混合,在 $1300 \text{ }^\circ\text{C}$ 下可转化为玻璃态,Co、Sr 在整个熔融过程中挥发不明显,而 Cs 挥发较为显著, $1300 \text{ }^\circ\text{C}$ 时,挥发超过 30%。所制备的玻璃固化体化学性能稳定,满足放

射性废物固化体处置要求,表明高温熔融处理混凝土核废物方法的可行性。

3)玻璃固化体拉曼测试结果表明,核素在玻璃网络中起修饰体作用。采用高温熔融可有效对混凝土核废物进行固化,相比于现行的水泥固化无增容效果,且化学稳定性良好,满足后续处置需求。

参 考 文 献

- [1] 朱航征. 核电站报废时放射性混凝土的处理技术[J]. 建筑技术开发, 2013, 40(3): 72-74 + 76.
ZHU H Z. Treatment technology of radioactive concrete when nuclear power plant is scrapped[J]. Building Technique Development, 2013, 40(3): 72-74 + 76 (in Chinese).
- [2] 杜旭光, 刘学军. 基于核退役的放射性废物管理技术现状及问题[C]//中国核科学技术进展报告(第三卷). 哈尔滨, 2013: 150-155.
DU X G, LIU X J. Technical status and problems of radioactive waste management based on nuclear decommission[C]//Progress Report on China Nuclear Science & Technology (Vol.3). Harbin, 2013: 150-155 (in Chinese).
- [3] 潘跃龙, 刘夏杰, 喻翠云. 放射性废物减容与减害技术研究[J]. 中国基础科学, 2021, 23(4): 41-51.
PAN Y L, LIU X J, YU C Y. Research on volume and hazard reduction technology for radioactive waste[J]. China Basic Science, 2021, 23(4): 41-51 (in Chinese).
- [4] 常 胜. 中低放射性废物减容及固化技术探析[J]. 环境与生活, 2014(20): 199.
CHANG S. Discussion on volume reduction and solidification technology of medium and low level radioactive waste[J]. Green Living, 2014(20): 199 (in Chinese).
- [5] 陈明周, 张瑞峰, 吕永红, 等. 放射性固体废物玻璃固化技术综述[J]. 热力发电, 2012, 41(3): 1-6 + 21.
CHEN M Z, ZHANG R F, LV Y H, et al. A sammy of glass-solidification technology for radioactive solid wastages[J]. Thermal Power Generation, 2012, 41(3): 1-6 + 21 (in Chinese).
- [6] 刘春雨, 周东升, 李丽丽. 模拟不可燃放射性废物等离子体熔融处理试验研究[J]. 核化学与放射化学, 2022, 44(5): 542-548.
LIU C Y, ZHOU D S, LI L L. Experimental study on plasma melting treatment of simulated non-combustible radioactive waste[J]. Journal of Nuclear and Radiochemistry, 2022, 44(5): 542-548 (in Chinese).
- [7] 李坤锋, 王子凡, 刘春雨, 等. 核屏蔽材料铅硼聚乙烯高温熔融处理研究[J]. 硅酸盐通报, 2020, 39(2): 552-555.
LI K F, WANG Z F, LIU C Y, et al. High-temperature melting treatment of nuclear shielding lead-boron polyethylene[J]. Bulletin of the Chinese Ceramic Society, 2020, 39(2): 552-555 (in Chinese).
- [8] 徐 凯. 核废料玻璃固化国际研究进展[J]. 中国材料进展, 2016, 35(7): 481-488 + 517.
XU K. Review of international research progress on nuclear waste vitrification[J]. Materials China, 2016, 35(7): 481-488 + 517 (in Chinese).
- [9] 林 鹏, 陆 杰, 刘夏杰, 等. 核电厂典型中低放射性废物等离子体熔融处理试验研究[J]. 中国材料进展, 2016, 35(7): 504-508 + 517.
LIN P, LU J, LIU X J, et al. Investigation of thermal plasma melting of typical intermediate and low level radioactive wastes from nuclear power plant[J]. Materials China, 2016, 35(7): 504-508 + 517 (in Chinese).
- [10] OJOVAN M I. Handbook of advanced radioactive waste conditioning technologies[M]. Cambridge, UK: Woodhead Pub, 2011.
- [11] OJOVAN M I, LEE W E. Introduction to immobilisation[M]//An Introduction to Nuclear Waste Immobilisation. Amsterdam: Elsevier, 2005: 1-8.
- [12] Standard test methods for determining chemical durability of nuclear, hazardous, and mixed waste glasses and multiphase glass ceramics: the product consistency test (PCT); ASTM C1285—14[S]. ASTM International, 2014.
- [13] WANG Z F, LIU C Y, FANG G, et al. Vitrification of nuclear contaminated lead-boron polyethylene[J]. Journal of Non-Crystalline Solids, 2021, 564: 120832.
- [14] NIU C C, ZHAO C, ZHOU X, et al. Immobilization of technetium-99 in a lead borosilicate glass[J]. Journal of Non-Crystalline Solids, 2023, 603: 122110.
- [15] VIENNA J, KIM D, HRMA P. Database and interim glass property models for Hanford HLW and LAW glasses[R]. PNNL-14060, Pacific Northwest National Laboratory, Richland, WA, 2002.