

中低放射性废物固化技术特征与研究进展

朱全政¹, 魏 鑫², 张 栋², 江国平^{2,3}, 刘啸尘²

(1. 中国铀业股份有限公司, 北京 100013;

2. 核工业北京化工冶金研究院, 北京 101149;

3. 中南大学 资源加工与生物工程学院, 湖南 长沙 410083)

摘要: 在核能开发与应用中, 中低放射性废物(中低放废物)的固化处理是确保环境与公众健康安全的关键环节。中低放废物核素组成复杂、伴生有害物质、产生量大且分布分散, 一般需进行固化处理。本研究通过系统分析当前主流固化技术, 重点阐述了水泥固化技术的原理、技术特点、性能参数、研究进展及局限性, 并分析了沥青固化技术的优缺点、国内国际研究进展及核心性能指标。面对废物成分复杂、固化体性能要求严苛、成本与环境管控压力较大, 以及监管标准更新等挑战, 未来的中低放废物固化技术将聚焦于新型固化材料研发、创新固化工艺开发、废物最小化与资源化利用、智能化与自动化深度融合, 以及加强国际合作与标准化建设, 以期实现更高效、经济、环保、安全的目标, 为核能的可持续发展提供有力支撑。

关键词: 中低放射性废物; 固化技术; 放射性核素; 水泥固化; 沥青固化; 研究进展

中图分类号: TL941 **文献标志码:** A **文章编号:** 1000-8063(2026)03-0139-13

DOI: 10.13426/j.cnki.yky.2026.03.07

中低放废物是国际原子能机构(IAEA)依据放射性活度、半衰期以及潜在危害性进行的分类, 一般包含 2 类: 1) 低放废物(LLW)。放射性水平相对较低, 半衰期较短, 处理时无需重型屏蔽。2) 中放废物(ILW)。放射性水平较高, 需要进行屏蔽, 但通常不会产生显著的衰变热^[1]。中低放废物在放射性固体废物中的体积占比约为 99%, 但其放射性活度仅占总放射性活度的 1%, 固化是中低放废物处理的关键技术手段^[2]。核电厂运行及检修环节所产生的放射性废物主要分为高放废物和中低放废物两类, 中低放废物占比高达 97%^[3], 是核电厂放射性废物的主要构成类型。尽管中低放废物放射性水平较低, 但因其数量庞大且存在潜在辐射风险, 仍需严格管理, 以保障环境与公众健康的安全^[4-7]。

固化处理是借助化学或物理手段, 将放射性有害物质转化为理化性质稳定的惰性形态, 使其具备良好的力学稳定性并降低有害组分的浸出风险, 从而达到资源化利用或最终处置的要求。

1 中低放废物特性与固化技术体系

1.1 中低放废物特性

中低放废物的主要存在形态为固态, 部分中低放废物也呈液态和污泥态。中低放废物的核心特性主要有: 1) 核素组成极为复杂。其中既包含天然重原子放射性核素, 如铀、钍及其衰变形成的子体; 也包含人工核素, 如⁹⁹Sr、¹³⁷Cs 等。这些核素的半衰期分布范围极广, 短则数天, 长则可达数百万年^[8]。2) 伴生有害物质。此类废物常含有重金属、腐蚀性物质和有机污染物等成分, 这些伴生物质的存在进一步加大了其对环境的风险。3) 产量大、分布散。中低放废物的产生源头涵盖核能工业、核技术应用及部分非核工业领域。核能发电方面, 核电站运行与检修产生的废弃树脂、浓缩液、过滤器滤芯、受污染工具及防护衣物, 以及反应堆退役拆卸的管道和混凝土碎块等均属此类。核燃料循环前端(铀矿开采与冶炼)产生含放射性核素的尾矿和废石, 后端(乏燃料后处理)则产生

收稿日期: 2026-03-13; 修回日期: 2026-04-07

基金项目: 低品位铀金多金属矿高效富集与分离提取技术(2023YFC2907800)

通信作者: 魏鑫

萃取残液、废有机溶剂及工艺废水。核技术应用中,放射性同位素药物、工业探伤与测井用密封放射源、农业科研示踪实验等会产生废弃放射源、受污染器皿及动物尸体。非核工业中,伴生放射性矿(如稀土、铌钽、锆英砂、磷酸盐)的开采与加工过程产生含铀、钍及其衰变产物的废渣和粉尘;钢铁或煤炭冶炼因原料含微量放射性核素,其烟尘或炉渣也可能成为中低放废物。此外,核设施退役清理出的土壤、建筑材料和废弃设备,以及废旧放射源的整备与封存,同样是不可忽视的源头。这些产生源在规模、工艺和用途等方面存在显著差异。相较于高放废物,中低放废物处置的技术要求比较宽松,但由于其体量巨大,因此实际面临的处置工作任务非常艰巨^[9]。

1.2 固化技术体系

放射性废物固化技术主要分为水泥固化、沥青固化、塑料固化、玻璃固化和陶瓷固化^[10]。各方法的适用范围、优缺点如下:

1)水泥固化。水泥固化是将放射性废液与水泥混合制成固化体的方法,适用于处理中低放废物(如浓缩液、泥浆、树脂)。优点:工艺简单、安全、常温操作、成本低、固化体机械强度高且抗辐照。缺点:核素浸出率较高、减容比 <1 、高盐废物影响固化强度、对 pH 要求高。该技术已在工程领域成熟应用^[11-13]。

2)沥青固化。沥青固化是将放射性废物分散于熔融沥青中,冷却后形成均质固化体的方法,适用于处理中高放废物。优点:浸出率比水泥固化体低 1~2 个数量级,减容比 >1 ,减容效果好;固化体稳定性好,耐酸碱盐。缺点:工艺设备复杂、操作难度大;受大辐照时结构破坏并膨胀;存在硝酸盐等氧化剂时有燃烧风险。该技术工业化应用成熟^[14-15]。

3)塑料固化。塑料固化是将放射性废物包藏于热固性树脂交联孔隙中或分散于熔融热塑性树脂中的方法,适用于处理含盐蒸发残液、废树脂、沉淀泥浆等中低放废物。优点:废物包容量大、轻质、增容比小;常温常压操作;固化体机械性能优于水泥,抗水性、热稳定性及耐放射性好,浸出率极低。缺点:耐老化性能差,长期易退化;不同树脂性能差异大(如脲醛树脂抗浸出差);辐照下可能降解,长期稳定性有待研究。该技术的长期可

靠性仍需验证^[16-17]。

4)玻璃固化。玻璃固化是将高放废液与玻璃基材高温熔融,将核素固定在玻璃体中的处理技术,是国际上最成熟的高放废物固化方法。优点:固化体具有良好的抗化学侵蚀性、辐照稳定性、热稳定性及机械稳定性。缺点:玻璃属亚稳态,存在反玻璃化风险(浸出率升高);对硫、钼、铬等元素包容能力有限;对高温熔制设备要求高、能耗大。工艺上已发展出罐式法、两步法、焦耳加热陶瓷熔炉及冷坩埚法等,其中冷坩埚技术是主流方向^[18-19]。

5)陶瓷固化。陶瓷固化是将放射性核素固溶于热力学稳定的陶瓷晶格中,主要适用于高放废物,特别是锕系核素的固化。以人造岩石多相钛酸盐陶瓷为代表,通过高温固相反应制备。优点:核素浸出率比玻璃固化低 1~2 个数量级,化学与抗辐照稳定性优异;体积小、废物掺量高;热力学稳定性强,适合深地质处置。缺点:单一矿物无法包容全部废物,需多相组合;制备工艺复杂(严格温控);对某些核素(如铯)固定效果不佳。目前尚处研发阶段,但被认为有望取代玻璃固化成为新一代高放废物固化技术^[20-22]。

当前,全球针对放射性废物的处置思路大体一致,核心处置手段以深层填埋为主。在中低放核废物处理方面,中国严格遵循国际原子能机构的安全标准《放射性废物处置的安全全过程系统分析与安全评价》(SSG-23)与《放射性废物近地表处置设施》(SSG-29),以及国内标准《放射性废物管理规定》(GB 14500—2002),先对各类废弃物实施固化处理,再将其封装于不锈钢容器内,送至浅地层处置库进行安全处置。目前,针对中低放废物的主流固化技术主要有水泥固化和沥青固化,这两种方法是当前工业规模固化中低放废物的主要手段^[23-24]。

2 中低放废物主流固化技术研究进展

2.1 水泥固化技术

水泥固化技术作为应用最为广泛的中低放废物固化技术,自 20 世纪 50 年代实现工程化应用以来,已在全球数百座核设施中得到应用^[25]。该技术的原理是,将放射性废物与硅酸盐水泥等胶凝材料按配比加水混合,通过水化反应形成三维网状结构,进而对废物颗粒进行包容或吸附固定(图 1)^[26]。

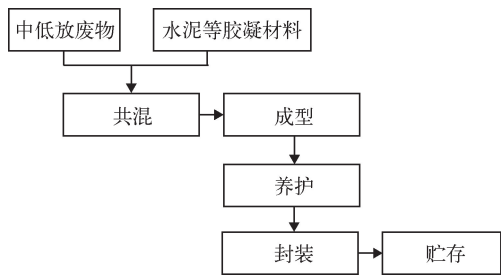


图 1 水泥固化工艺流程

Fig. 1 Process flow of cement solidification

水泥固化工艺的遴选通常需统筹考量经济性与技术可行性。在经济性层面,废物包容量是核心评价指标,较高的包容量能显著缩减固化体的体积与质量,从而降低后续运输负荷并提升单位空间的废物贮置密度。在技术可行性层面,理想的工艺须具备流程简约、易于实现自动化控制及设备适配性高等特征,这是保障操作安全性与长期可靠性的前提。

综上,对放射性废物的有效固化需达成三重目标:1)实现废物形态的转化,即从液态或固态前驱体转化为适宜于运输、暂存及永久处置的稳定固化体;2)实现对核素的有效阻滞,即将放射性核素牢固固化于基材晶格或结构内部,抑制其迁移与浸出;3)实现废物的体积减容,即在满足安全标准的前提下尽可能缩减废物体积^[27-29]。

水泥固化是中低放废物处置领域应用最成熟的技术路线之一,而水泥品种直接决定固化体的力学性能、化学稳定性与核素包容能力。放射性废物管理中常用的水泥品种及其特点见表 1。为进一步提升水泥固化体的核素阻滞能力与工程适配性,通常需在固化配方中引入各类功能性添加剂。中低放废物水泥固化体系中常用添加剂及其作用见表 2。

表 1 放射性废物固化常用水泥品种

Table 1 Commonly used cement in radioactive waste management

水泥品种	特点
普通硅酸盐水泥	技术最成熟,工艺、设备简单,成本低廉,应用广泛;适用于对成本敏感、废物成分简单且对长期隔离性能要求不高的场景
碱矿渣水泥	核素滞留能力强,对 Cs ⁺ 、Sr ²⁺ 等关键核素具有极佳的固封能力,能有效降低浸出率;特别适用于大体积浇注处理中低放废液
硫铝酸盐水泥	包容量大,早期强度高,凝结硬化快;适用于处理含硼、高盐等难处理废物,以及对包容量有较高要求的场景
磷酸盐水泥	辐照稳定性优异,具有快凝快硬、高强度、低孔隙率、与多种废物兼容性好等特点;适用于处理高 α 放射性废物,以及退役产生的放射性混凝土
高铝水泥	辐照产氢极低,适用于对辐照产气量有最高要求的特殊场景

表 2 中低放废物水泥固化常用添加剂及其作用

Table 2 Commonly used additives and their functions in cement solidification of intermediate and low level radioactive waste

添加剂类型	常见添加剂	主要作用	作用机理
矿物添加剂	蛭石、沸石、硅藻土	降低核素浸出率,提高机械强度,吸收游离水	具有多孔结构或离子交换能力,能有效吸附固化体中的关键放射性核素,如铯-137、锶-90,将其牢牢固定在内部,显著降低核素进入环境的风险。同时,还能优化固化体的内部结构,使其更致密、更坚固
	聚羧酸盐减水剂	改善工作性能	在保证流动性的前提下,减少拌合用水量,从而降低固化体的孔隙率,提高产品的密实度和强度
其他功能性添加剂	缓凝剂	控制凝结时间	用于大体积浇注或需要较长操作时间的场景,延缓水泥的凝结硬化过程
	吸油材料、微硅粉、活性炭等	处理特殊废物	用于解决含油或有机物质废物在固化时难以成型、强度降低等问题

2.1.1 水泥固化技术体系

1) 硅酸盐水泥固化

硅酸盐水泥(亦称波特兰水泥),是国际上应用广泛的中低放废物固化基材。硅酸盐水泥对重金属离子的固化效果主要归因于其物理封装、物理吸附及化学结合机制^[30]。物理封装作用依赖于水泥基材固化后形成的高致密基体,通过降低总孔隙率、优化孔径分布来显著增强对离子扩散的阻滞能力,从而有效限制核素的迁移浸出。吸附固化本质上依赖于水泥水化产物巨大的比表面积和表面活性,通过物理或化学吸附将核素保留在产物相中。化学固化是3种机制中最有效的固定机制,指放射性核素离子在水泥水硬化过程中直接参与反应,通过晶格固融或化学键合形成新的、更稳定的物相,从而被牢固地结合于硬化体结构内。

在实际应用中,硅酸盐水泥因其水化后形成的高pH环境,能使多数重金属离子以不溶性的氢氧化物或金属硅酸盐等形式稳定沉淀于水泥基体中,表现出优异的固化效能。然而,放射性废物来源广泛、组分复杂,废物中常含有多种干扰水泥正常水化的组分。这些物质的存在可能改变水泥的凝结硬化过程,对水泥浆体与废物之间的物理化学相容性产生不利影响,进而削弱固化体的长期稳定性。

2) 碱矿渣水泥固化

碱矿渣水泥具备以下显著特征:固化体力学强度高、微观结构致密;主要水化产物稳定性高且溶解度较低;水化放热速率平缓,抗化学侵蚀性能优良,且材料成本相对较低。该水泥的水化产物以低钙硅比的水化硅酸钙凝胶及沸石类矿物为主,这两种矿物对核素离子均表现出良好的吸附固定能力。目前,采用碱矿渣水泥对中低放废物实施固化处理已取得良好工程效果^[31]。

基于碱矿渣水泥的高放废液固化创新工艺^[32],以碱矿渣水泥为基体材料,掺入适量沸石与硅灰,无须施加外部热压条件,可在体积受限条件下促使水泥基体致密化。试验结果显示,该固化体表现出优异的力学性能、耐热稳定性及抗浸出能力。在废物体包容量达25%时,固化体28 d抗压强度为65~100 MPa,孔隙率低于10%,Cs⁺浸出率低于 1.0×10^{-5} cm²/d, Sr²⁺浸出率低于 1.0×10^{-7} cm²/d。采用80%(质量比)沸石高掺

量碱矿渣水泥对模拟中低放废液实施大体积浇注固化^[33],所制备的水泥浆体流动性良好,满足浇注工艺要求。在去离子水浸泡条件下,固化体42 d的Cs⁺、Sr²⁺浸出率分别为 2.5×10^{-5} 、 1.3×10^{-2} cm²/d, 28 d抗压强度达10.3 MPa。针对模拟高放废液的碱矿渣水泥固化体稳定性研究^[34],采用沸石与硅灰对水泥配方进行改性,激发剂选用Na₂SiO₃·H₂O,水灰比为0.25。结果表明:初压成型制备的固化体表现出良好的热稳定性,经500℃高温焙烧后,其28 d抗压强度为17.3 MPa,强度损失率不超过17%,且无明显开裂现象;相比之下,振动成型固化体的强度损失较为显著,最高达31%。上述研究表明,水泥固化工艺对碱矿渣水泥固化体的热稳定性具有显著影响。

3) 硫铝酸盐水泥固化

硫铝酸盐水泥作为一种新型水硬性胶凝材料,具备高强度、高抗渗性、高抗冻融性、耐化学腐蚀以及低碱度等特性。近年来,围绕硫铝酸盐水泥在放射性废物固化领域的研究取得了重要进展。采用该水泥体系对废树脂进行固化处理,树脂体积包容量为42%~48%(质量分数),固化体28 d抗压强度可稳定在20 MPa左右^[35]。

以硫铝酸盐水泥为基材,开展的废树脂水泥固化试验^[36],初始配方下(1 000 g 硫铝酸盐水泥、500 g 脱水树脂),可制备抗压强度达20 MPa的固化体;通过优化配方后,废树脂体积包容量为45%~50%,对应固化体28 d抗压强度达19.5 MPa。沸石掺量对废树脂硫铝酸盐水泥固化体力学性能及核素滞留能力也有影响^[37],当沸石掺量达20%时,Cs⁺浸出量明显减少;继续增加沸石掺量虽提升Cs⁺滞留能力,但会导致固化体抗压强度显著下降。以粉煤灰为混合材料,采用硅酸盐水泥对含⁶⁰Co和¹³⁷Cs的阳离子交换树脂进行固化^[38],结果显示粉煤灰掺量为15%~30%时可有效降低核素浸出率。以硫铝酸盐水泥固化模拟放射性废树脂,研究水胶比对浆料流动度、凝结时间及固化体抗压强度的影响,并探讨羧系减水剂UNF-5的作用。结果表明:水胶比从0.25升至0.35时,流动度线性增大,凝结时间延长,28 d抗压强度线性下降^[39]。

4) 磷酸盐水泥固化

磷酸盐水泥是一种通过酸碱化学反应实现快

速固化的新型胶凝材料,其核心原理是磷酸根离子与 Mg^{2+} 、 Ca^{2+} 、 Al^{3+} 等金属离子发生反应,生成具有三维网络结构的磷酸盐胶结相^[40]。该材料具有以下优势:凝结硬化速度极快、早期强度较高;可在低温甚至零下温度环境下施工,与旧混凝土、金属等材料的粘结力较强;具备优异的耐高温与耐腐蚀性能,还可用于重金属及放射性废物的固化处理,且具有低碳环保特性。其不足之处主要体现为:凝结速度过快导致可操作时间较短,耐水性一般,长期浸水易出现强度衰减现象;原料成本相对较高,且水化热较大,厚大构件易发生开裂^[41]。因此,磷酸盐水泥多用于抢修、加固及特种工程领域。

对磷酸镁水泥包覆放射性废物开展的相关研究显示,金属铀与普通硅酸盐水泥的相容性欠佳,而磷酸镁水泥与废物的相容性较好;在较低 pH 范围内,磷酸镁水泥对金属铀具有良好的包容性,且不会产生较多气体。目前,磷酸镁水泥的研究主要集中于高放射性废物、废离子交换材料的固化及大件物体的包覆处理等方面,磷酸镁水泥具备良好的固化性能,浸出率等指标完全符合性能要求^[42]。当前研究主要聚焦于宏观性能层面,针对核素对磷酸镁水泥性能的影响及核素固化机理等方面的研究相对较少。

5)高铝水泥固化

高铝水泥是一种以铝矾土和石灰石为原料制

备的铝酸盐系胶凝材料,具有快硬早强、水化热集中、耐高温及抗硫酸盐侵蚀等特性。不过,它在常温环境下会发生水化产物晶型转变,导致后期强度倒缩。在中低放废物固化领域,高铝水泥的突出优势在于其孔溶液碱度较低,能有效抑制含铝金属废物的腐蚀产氢,且主要水化产物的辐照稳定性极佳。此外,它还具备良好的核素吸附固定能力与耐热抗冻性能,可配制低 pH 水泥基材料以减轻对处置库工程屏障的碱性侵蚀,也可用于废树脂等易溶胀废物的快速固化,但成本相对较高^[43]。

当前,该领域在多个方面取得了积极进展。材料创新层面,磷酸盐改性铝酸盐水泥作为新型胶凝材料,通过铝酸盐水泥与可溶性磷酸盐的反应生成具有胶结性的难溶性磷酸盐;配方优化层面,在硫铝酸盐水泥中掺入纤维和辅助胶凝材料,可系统优化固化体的性能^[44]。

2.1.2 水泥固化技术特点与性能参数

水泥固化技术的核心优势在于工艺成熟、成本低,原料易得且设备简单,适合处理各类固态、液态及污泥态中低放废物,尤其适用于铀尾矿、污染土壤等大宗废物^[45]。根据《低、中水平放射性废物固化体性能要求 水泥固化体》(GB 14569.1—2011),其核心性能指标要求见表 3^[46]。

表 3 中低放射性水平废物水泥固化体性能要求

Table 3 Performance requirements for cement solidified waste of intermediate and low level radioactive waste

检测项目	性能指标要求
游离液体	在室温、密闭条件下,经过养护后的水泥固化体不应存在泌出的游离液体
机械强度	28 d 抗压强度 ≥ 7 MPa
抗冲击性	从 9 m 高处竖直自由下落到混凝土地面上的水泥固化体试样或带包装容器的固化体不应有明显的破碎
抗浸出性(25 ℃去离子水中浸出)	核素 42 d 的浸出率应满足下列限值: ^{60}Co , $\leq 2 \times 10^{-3}$ cm/d; ^{137}Cs , $\leq 4 \times 10^{-3}$ cm/d; ^{90}Sr , $\leq 1 \times 10^{-3}$ cm/d; ^{239}Pu , $\leq 1 \times 10^{-5}$ cm/d;其他 β/γ 核素(不包含 ^3H), $\leq 4 \times 10^{-3}$ cm/d; α 核素, $\leq 1 \times 10^{-5}$ cm/d
累积浸出分数	核素 42 d 的累计浸出分数应满足: ^{137}Cs , ≤ 0.26 cm;其他放射性核素(不包含 ^3H), ≤ 0.17 cm
抗浸泡	90 d 浸泡无明显裂缝,强度损失 $\leq 25\%$
抗冻融	30 次循环无开裂,强度损失 $\leq 25\%$ (年均温 >0 ℃可免测)
耐 γ 辐照	外观无裂缝或龟裂,强度损失 $\leq 25\%$ (固化体 300 年内累积吸收剂量 $\leq 1 \times 10^4$ Gy 时,可免测)

2.1.3 研究进展与局限性

近年来,研究者致力于通过改性手段优化水泥基材料的固化性能。在水泥体系中掺入沸石、膨润土等功能性吸附材料,可显著降低放射性核

素的浸出率,引入碳纤维等增强组分则有助于提升固化体的力学强度。含硼水泥固化体系在处理模拟核电站含硼废液时,可使 Cs^{2+} 的 42 d 浸出率降至 5.18×10^{-4} cm/d,同时固化体 28 d 抗压强

度达 16.53 MPa^[47]。然而该技术仍存在固有局限性:1)长期稳定性不足,硫酸盐侵蚀或碳酸化作用易诱发固化体开裂乃至解体;2)抗辐射性能有限,高剂量辐照可能导致水化产物发生分解;3)对高盐分及高有机物含量废液的适应性较差,常出现凝结过程受阻等问题。

富铝碱矿渣-黏土矿物复合胶凝材料体系,具有高强度、低孔隙率、良好的耐辐照稳定性,固化体中 Sr^{2+} 和 Cs^+ 浸出率均维持在较低水平^[48]。以⁹⁰Sr、¹³⁷Cs 为放射性指示剂,分别均匀掺入富铝碱矿渣水泥与 525 号普通硅酸盐水泥,制成标准圆柱形固化体,⁹⁰Sr、¹³⁷Cs 在富铝碱矿渣固化体中的浸出率比在 525 号固化体低 1~2 个数量级,阻浸能力大幅提升,核素迁移速率显著降低^[49]。碱矿渣水泥体系作为核废物固化基材,可满足核废物固化要求的基本性能^[50]。

在英国,水泥固化技术已广泛应用于放射性废物的安全处置,尤其在含中放水平废液处理方面获得普遍认可。在普通硅酸盐水泥中掺入适量矿渣及硅灰可有效调控固化体的宏观性能,确保其在各处置阶段保持性能稳定,且废物组分与固化基材间的相互作用不会对固化体完整性造成损害^[51]。粉煤灰、粒化高炉矿渣、托勃莫来石、硬硅钙石及斜发沸石对 Cs^+ 吸附行为与浸出特性的研究表明, Cs^+ 在不同矿物基质中的反应动力学存在显著差异,其中粉煤灰与矿渣对 Cs^+ 的吸附能力主要取决于其玻璃相组分的表面特性^[52]。

在美国,用水泥基材料处理有害废物已有数十年的工程实践^[53]。在其已投运的核电站中,绝大部分中低放废液采用水泥固化工艺进行处理,该技术既适用于泥浆类残渣,也可用于废离子交换树脂的固化^[54]。橡树岭国家实验室开发了一种将中低放废物、波特兰水泥及多种辅助材料(粉煤灰、黏土矿物等)混合后制备浆体,并通过高压注浆将其注入页岩裂隙的原位处置工艺,该工艺在改善浆体流变性能的同时有效降低了核素离子的浸出水平^[55]。

尽管水泥固化技术已实现工程化应用,但目前仍面临若干亟待深入研究的科学问题。当前水泥固化工艺的主要不足体现在:1)对核素离子与水泥基体间的固化机理认知尚不完善;2)对固化体在多元环境因素长期作用下的演化行为缺乏系统评估,特别是当固化体结构完整性受损时,有害

组分可能重新释放并造成不可预见的环境影响;3)现有水泥固化体系的废物包容量普遍偏低,固化产物体积膨胀效应显著,给后续运输及处置带来挑战;4)当废料处理负荷过大导致体系中可溶性盐分大量富集时,普通硅酸盐水泥的凝结硬化过程易出现异常,从而导致固化体性能劣化。

2.2 沥青固化技术

沥青固化技术由比利时于 20 世纪 60 年代研发,其核心工艺是将放射性废物在 150~200 °C 高温条件下与沥青基质均匀掺混,经冷却后形成低孔隙率、高密度的固化体^[56],其具体工艺流程见图 2。根据运行方式的不同,该工艺可划分为间歇式与连续式两大类。间歇式工艺是将放射性废物引入定量的熔融沥青中,混合物温度维持在 180~200 °C,当废物投加量达到预设指标后停止进料,待体系内水分充分蒸发后将熔融混合物排入接收容器,经自然冷却得到固化产品。连续式工艺则采用恒定流速同步投加废物与沥青,二者在流动状态下完成混合,最终产物以稳定流速持续排入产品容器。

沥青固化的主要技术优势^[57-59]:1)固化体孔隙率极低,核素包封效果优良;2)对放射性废物的体积包容量较高,产物增容比小,具备显著的经济性;3)固化体对地下水侵蚀及微生物作用表现出较强的耐受能力。然而,相较于水泥固化技术,该工艺亦存在若干缺陷^[60-62]:1)操作流程复杂,易引发二次污染,且设备投资成本较高;2)沥青固化体在长期贮存过程中遇水可能发生体积膨胀,最终导致结构破坏;3)沥青属易燃物质,在高温操作条件下存在燃烧乃至爆炸风险,工艺安全性面临严峻挑战。上述技术局限性严重制约了沥青固化工艺在实际工程中的推广应用。

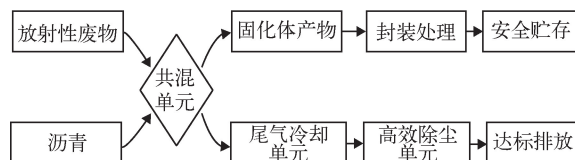


图 2 沥青固化工艺流程

Fig. 2 Process flow of bitumen solidification

2.2.1 沥青固化研究进展与局限性

中国中低放废物沥青固化技术研究起步较晚,但近年来快速发展,重点解决高盐高有机废物

的适应性处理和工程应用问题。沥青固化技术主要研究机构包括中国原子能科学研究院、中国核动力研究设计院和清华大学等。针对中低放废物的多样性,相关学者开展了改性沥青配方研究。通过添加 SBS 等聚合物和 SiO₂ 纳米填料,提高了沥青的热稳定性和抗辐射性能,固化体抗拉强度提升 20% 以上^[63]。热塑性沥青与冷沥青的混合固化研究显示,冷沥青可降低挥发性有机物排放达 30%,适用于盐基废物^[64]。法国

CEA 的 Pierre Marin 等开发了改性沥青-聚合物复合材料,添加环氧树脂后,固化体耐 γ 辐射能力提升 50%,亦可适用于高放废物固化^[65]。用沥青固化技术处理中低放废物具有一定局限性(表 4)。

2.2.2 沥青固化技术特点与性能参数

根据《低、中水平放射性废物固化体性能要求 沥青固化体》(GB 14569.3—1995),其核心性能指标要求见表 5^[66]。

表 4 中低放废物沥青固化技术局限性

Table 4 Technical limitations of bitumen solidification for intermediate and low level radioactive waste

局限性类别	具体表现	关键数据/特征	影响说明
热与环境稳定性	高温易软化导致核素迁移,遇水膨胀、老化开裂,存在生物降解与化学侵蚀风险	长期贮存温度需≤60℃	影响长期处置可靠性,增加核素释放风险
耐辐照能力	辐解产生可燃气体,沥青断链交联、力学性能下降,无法适配高活度废物	不适用于比活度>3.7×10 ⁹ Bq/kg 的废物,辐解产气以氢气为主	存在燃爆隐患,限制应用场景,难以处理中高放混合废物
安全与工艺风险	高温操作易引发火灾,不适用于特定类型废物,设备与运行成本较高	操作温度 150~220℃,成本高于水泥固化	安全管控要求高,提升处置成本,限制工艺适用性
废物适应性	不适用于高盐、高钙、高有机物废物,核素包容能力有限,固化体修复困难	铜系、超铀核素包容能力弱,无成熟商业化修复工艺	适用废物范围窄,后续维护难度大,影响技术推广
法规与接受度	部分国家限制使用,长期处置数据不足,标准体系不完善	相较于水泥、玻璃固化,行业认可度较低	影响技术规模化应用,需完善标准提升接受度

表 5 中低放射性水平废物沥青固化体性能要求

Table 5 Performance requirements for bitumen solidified waste of intermediate and low level radioactive waste

检测项目	性能指标要求
不均匀度	废物分布不均匀度≤20%
含水率	浓缩废液沥青固化体含水率≤固化体质量的 1%,废树脂沥青固化体含水率≤固化体质量的 3%
废物包容量	≤固化体质量的 50%
软化点	≥55℃
抗浸出性(25℃去离子水中浸出)	核素 42 d 浸出率应满足: ⁶⁰ Co,≤2×10 ⁻⁴ cm/d; ¹³⁷ Cs,≤1×10 ⁻³ cm/d; ⁹⁰ Sr,≤2×10 ⁻⁴ cm/d; ²³⁹ Pu,≤1×10 ⁻⁵ cm/d;其他 β/γ 核素(不包含 ³ H),≤4×10 ⁻⁴ cm/d;其他超铀核素,≤1×10 ⁻⁵ cm/d
抗浸泡性	90 d 抗浸泡试验后体积膨胀率≤10%
起始放热温度	>240℃
燃点	>300℃
耐 γ 辐照性	γ 辐照试验后固化体的体积增加≤10%(固化体 300 年内累积吸收剂量≤1×10 ⁴ Gy 时,可免测)

3 中低放废物固化技术的挑战与展望

3.1 中低放废物固化技术主要挑战

中低放废物固化的核心目标在于将放射性废物转化为稳定且耐久的固化体,以实现长期安全

储存与最终处置。当前,该技术面临的挑战贯穿废物预处理、固化过程及后续监管全流程,主要集中于以下 4 个方面:

1)废物成分复杂多样增加处理难度。中低放废物来源广泛,涵盖核电站等核相关场所,成分复

杂多样。固化体成分差异大,含无机物等多种物质;放射性核素种类多、活度不均,部分有机废物中核素易溶于水,加大固化难度。针对不同成分废物需开发针对性预处理技术,增加了工艺复杂性和处理成本。

2)固化体性能要求严苛且存在技术瓶颈。中低放废物需长期安全储存或最终处置,对固化体性能要求高。性能上,固化体须具备多种优异性能;技术效率上,提高密度、降低体积比是关键。但部分现有固化技术易致体积膨胀,制约了固化效率。另外,现有固化技术普适性不足,固化体有尺寸和核素分布要求,增加了技术实施难度。

3)成本控制与环境影响管控压力大。中低放废物固化技术规模化应用面临成本与环境双重压力。成本方面,高性能固化材料价格高,全流程能耗大、操作复杂、生产成本低。环境影响方面,预处理产生二次废物,需进一步处理;固化过程需严控放射性物质泄漏,对环保防控技术和设备要求高,间接增加了处理成本。

4)监管标准严苛且更新带来适配挑战。中低放废物固化技术应用需遵循国际国内相关监管要求和技术标准,标准严苛且动态更新带来适配挑战。国际要符合国际组织标准,国内各国制定针对性法规规范。随着技术发展和认识深化,标准持续更新,现有固化技术需调整优化,增加了研发和应用的适配成本与难度。

3.2 中低放废物固化技术的未来展望

尽管中低放废物固化技术面临诸多挑战,但伴随材料科学、工程技术及智能化技术的持续进步,该领域正朝着更高效、更经济、更环保、更安全的方向演进,未来应用前景颇为广阔。结合当前技术发展态势,其未来展望主要聚焦于以下 5 个方面:

1)新型固化材料研发与应用是核心导向。新型固化材料研发突破是化解现有固化技术瓶颈、提升成效的关键,未来将围绕高性能、低成本、环境友好开展研发。一是开发高性能固化剂,如掺杂高性能添加剂的新型水泥基固化剂、化学和辐射稳定性更强的聚合物基固化剂、天然或合成矿物基固化剂;二是研发功能化固化剂,通过材料改性选择性吸附或配合特定放射性核素,提高固化效率、缩减废物体积、降低处置成本。

2)创新固化工艺开发与优化可提升处理效

能。针对现有工艺不足,未来将着重开发创新工艺并优化整合,提升处理效能与适用性。一是发展原位固化技术,针对特定场景开发原位注入固化材料技术,降低二次污染风险、削减处理成本;二是构建多技术集成方案,针对复杂中低放废物整合多步骤、多技术,实现最优固化效果、提升普适性。

3)废物最小化与资源化利用是发展趋向。在环保与成本驱动下,中低放废物最小化与资源化利用将成为重要方向。一方面优化先进预处理技术,减少需固化处置的废物量、降低成本和环境负荷;另一方面研发放射性核素分离技术,回收利用废物中有价值的核素,剩余少量废物再固化处置,实现资源循环利用。

4)智能化与自动化技术融合可提升安全与效率。未来将推广自动化固化生产线,引入机器人和自动化设备取代人工操作,降低放射性暴露风险、实现精准控制和高效运行、提高生产效率。一是引入数字孪生技术,构建固化体质量的预测与优化系统。通过建立固化工艺全流程的高保真数字孪生模型,集成历史生产数据与实时传感器参数(如温度、压力、料液配比等),可实现对固化体抗浸出性、机械强度等关键质量指标的虚拟预测与反向优化。例如,在配方调整前,系统可先行在数字空间中进行仿真运行,预判潜在质量偏差并自动推荐最优工艺参数,从而将质量管控模式从“事后检测”升级为“事前预控”。二是深化工业机器人在高辐射环境下的工程应用。当前,耐辐射工业机器人已逐步从简单的物料搬运向复杂操作拓展,如远程核废料固化装置的维护、固化桶自动抓取与码垛、放射性料液精准取样等。未来将推广具备力觉反馈与远程遥操作功能的重载机器人,在高放射性区域实现设备检修、管道疏通等高危操作,进一步降低人员暴露风险,同时通过视觉引导和路径规划算法,实现固化生产线全流程的无缝自动化衔接。

5)加强国际合作与标准化建设可促进技术推广。中低放废物安全处置是全球性问题,加强国际合作与标准化建设是推动固化技术应用的保障。未来需要强化各国在研发、经验共享、人才培养等方面的合作,整合资源、加速新技术研发与应用。同时,推动制定普适、前瞻的技术标准和评估方法,统一性能要求、工艺规范和安全标准,减少

壁垒、促进规范化和规模化应用。

4 结语

中低放物固化技术作为核废物安全处置的核心支撑,当前面临着废物成分复杂、固化体性能要求严苛、成本与环境压力较大、监管标准动态更新等多方面挑战。这些挑战也成为推动技术创新的重要动力。未来,随着新型固化材料的研发与应用、创新固化工艺的优化升级、废物最小化与资源化利用的推进、智能化自动化技术的深度融合,以及国际合作与标准化建设的不断深化,中低放物固化技术将逐步突破现有瓶颈,朝着更安全、更经济、更环保、更高效的方向发展。该技术的持续进步,将为核能的可持续发展提供坚实保障,也将为全球核废物的妥善管理、守护生态环境和人类健康奠定重要基础,是实现核能安全利用、践行可持续发展理念的必然要求。

参考文献:

- [1] Sinha P K, Shanmugamani A G, Renganathan K, et al. Fixation of radioactive chemical sludge in a matrix containing cement and additives[J]. *Annals of Nuclear Energy*, 2008, 36(5): 620-625.
- [2] 孙奇娜, 李俊峰, 王建龙. 放射性废物水泥固化研究进展[J]. *原子能科学技术*, 2010, 44(12): 1427-1435.
Sun Qina, Li Junfeng, Wang Jianlong. Research progress in cementation of radioactive wastes[J]. *Atomic Energy Science and Technology*, 2010, 44(12): 1427-1435.
- [3] 马骏彪, 韩买良. 核电站废料处理技术[J]. *华电技术*, 2009, 31(12): 70-72.
Ma Junbiao, Han Mailiang. Waste treatment technology of nuclear power plant[J]. *Huadian Technology*, 2009, 31(12): 70-72.
- [4] 芦令超, 沈晓东, 严生, 等. 水泥固化高放射性废物的研究进展[J]. *硅酸盐通报*, 1996, 15(4): 39-43.
Lu Lingchao, Shen Xiaodong, Yan Sheng, et al. The progress of research on cement immobilization of high radioactive waste[J]. *Bulletin of the Chinese Ceramic Society*, 1996, 15(4): 39-43.
- [5] 王尔奇, 张天祝, 徐广震, 等. 我国核设施退役和放射性废物治理现状[J]. *铀矿冶*, 2013, 32(3): 158-160.
Wang Erqi, Zhang Tianzhu, Xu Guangzhen, et al. Decommissioning of nuclear facilities and radioactive waste management in China[J]. *Uranium Mining and Metallurgy*, 2013, 32(3): 158-160.
- [6] 陈松, 李玉香. 高放废料固化基材的研究现状[J]. *材料导报*, 2005, 19(11): 53-56.
Chen Song, Li Yuxiang. Research actualities on high-level waste forms[J]. *Materials Reports*, 2005, 19(11): 53-56.
- [7] 李玉香, 全明, 易发成, 等. 水泥固化体中 Cs^+ 浸出行为研究[J]. *原子能科学技术*, 2011, 45(3): 282-287.
Li Yuxiang, Quan Ming, Yi Facheng, et al. Leaching behavior of Cs^+ in cement-solidified waste forms[J]. *Atomic Energy Science and Technology*, 2011, 45(3): 282-287.
- [8] 袁涛, 王晓宇, 栗再新, 等. 核废物处理途径的探讨[J]. *科学技术与工程*, 2004, 4(10): 861-867.
Yuan Tao, Wang Xiaoyu, Li Zaixin, et al. Discussion of radioactive waste disposal approach[J]. *Science Technology and Engineering*, 2004, 4(10): 861-867.
- [9] 罗上庚. 放射性废物处理与处置[M]. 北京: 中国环境科学出版社, 2007.
- [10] 谭宏斌, 李玉香. 放射性废物固化方法综述[J]. *云南环境科学*, 2004, 23(4): 1-3.
Tan Hongbin, Li Yuxiang. Summary of solidification measures of radioactive waste[J]. *Yunnan Environmental Science*, 2004, 23(4): 1-3.
- [11] 多彤欣, 牛洁, 王扬, 等. 铀尾矿(渣)的回填及安全处置技术[J]. *铀矿冶*, 2025, 44(3): 136-146.
Duo Tongxin, Niu Jie, Wang Yang, et al. Backfilling and safe disposal technology of uranium tailings (slag)[J]. *Uranium Mining and Metallurgy*, 2025, 44(3): 136-146.
- [12] 刘晓超, 曹凤波, 徐乐昌, 等. 中国铀矿冶放射性废物管理战略研究[J]. *铀矿冶*, 2024, 43(4): 72-75.
Liu Xiaochao, Cao Fengbo, Xu Lechang, et al. Strategy research on radioactive waste management of uranium mining & metallurgy in China[J]. *Uranium Mining and Metallurgy*, 2024, 43(4): 72-75.
- [13] 刘新凤, 李春光, 刘龙成, 等. 低中水平放射性废液水泥固化材料研究进展[J]. *核科学与工程*, 2025, 45(1): 176-184.
Liu Xinfeng, Li Chunguang, Liu Longcheng, et al. Study progress of cement solidification materials for low and intermediate level radioactive waste liquids[J]. *Nuclear Science and Engineering*, 2025, 45(1): 176-184.

- [14] 刘圣洁, 曹旭, 张钰林, 等. 水性环氧树脂复合改性乳化沥青固化行为及性能研究[J]. 材料导报, 2024, 38(24): 269-275.
Liu Shengjie, Cao Xu, Zhang Yulin, et al. Research on curing behavior and performance of waterborne epoxy resin composite modified emulsified asphalt[J]. Materials Reports, 2024, 38(24): 269-275.
- [15] 李元奎, 赵刚. 放射性废树脂处理技术研究进展[J]. 化学工程师, 2023, 37(12): 81-85.
Li Yuankui, Zhao Gang. Research progress of radioactive spent resin treatment[J]. Chemical Engineer, 2023, 37(12): 81-85.
- [16] 杨小燕, 许宁, 关琦, 等. 脲醛模塑料固化剂筛选及对成型性能的影响[J]. 塑料工业, 2010, 38(增刊1): 96-98.
Yang Xiaoyan, Xu Ning, Guan Qi, et al. Selection of curing agent of urea-formaldehyde moulding material and its effect on the formation properties[J]. China Plastics Industry, 2010, 38(S1): 96-98.
- [17] Zhang A H, Jin W L, Li G B, et al. Behavior of pre-loaded RC beams strengthened with CFRP laminates[J]. Journal of Zhejiang University: Science A (Applied Physics & Engineering), 2006, 7(3): 436-444.
- [18] 宁海霞, 黄佳鑫, 罗欣, 等. 钡硼硅酸盐低温玻璃固化体的制备与性能[J]. 武汉理工大学学报, 2025, 47(9): 7-12.
Ning Haixia, Huang Jiaxin, Luo Xin, et al. Preparation and properties of barium borosilicate low-temperature glass waste forms[J]. Journal of Wuhan University of Technology, 2025, 47(9): 7-12.
- [19] 刘丽君, 郗东生, 周慧, 等. 高硫高钠高放废液玻璃固化的配方验证[J]. 核化学与放射化学, 2014, 36(3): 163-168.
Liu Lijun, Qie Dongsheng, Zhou Hui, et al. Verification experiment research of glass formulation for high sodium and high sulfur bearing HLLW[J]. Journal of Nuclear and Radiochemistry, 2014, 36(3): 163-168.
- [20] 卫紫君, 孙世宽, 司卫征, 等. 用于高放射性废物处理陶瓷固化体的研究进展[J]. 核科学与工程, 2025, 45(1): 185-194.
Wei Zijun, Sun Shikuan, Si Weizheng, et al. The study progress on ceramic wastefoms for solidification of high-level radioactive waste[J]. Nuclear Science and Engineering, 2025, 45(1): 185-194.
- [21] 潘社奇, 苏伟, 赵玉杰, 等. 模拟铀系高放废液铁磷酸盐玻璃陶瓷固化[J]. 环境科学与技术, 2014, 37(6): 64-67.
Pan Sheqi, Su Wei, Zhao Yujie, et al. Solidification of simulated α -HLLW in iron phosphate glass ceramics[J]. Environmental Science & Technology, 2014, 37(6): 64-67.
- [22] 孟保健, 朱永昌, 邢庆立, 等. 高放废物玻璃陶瓷固化基材研究进展[J]. 玻璃, 2020, 47(12): 10-15.
Meng Baojian, Zhu Yongchang, Xing Qingli, et al. Review of the glass-ceramics for immobilization of high level radioactive waste[J]. Glass, 2020, 47(12): 10-15.
- [23] 车春霞, 滕元成, 桂强. 放射性废物固化处理的研究及应用现状[J]. 材料导报, 2006, 20(2): 94-97.
Che Chunxia, Teng Yuancheng, Gui Qiang. Research and application status of radioactive waste solidification[J]. Materials Reports, 2006, 20(2): 94-97.
- [24] 陈雅兰, 李玉香, 钱光人, 等. 新型放射性废物固化胶凝材料浆体对铯的吸附研究[J]. 西南工学院学报, 2000, 15(1): 15-19.
Chen Yalan, Li Yuxiang, Qian Guangren, et al. Sorption of Sr, Cs on the pastes of new type composite cementitious materials for immobilization of radioactive wastes[J]. Journal of Southwest China Institute of Technology, 2000, 15(1): 15-19.
- [25] 丁芸, 周东升, 谢华, 等. 放射性重金属浓缩液的水泥固化配方设计及性能稳定性评价[J]. 原子能科学技术, 2025, 59(7): 1465-1473.
Ding Yun, Zhou Dongsheng, Xie Hua, et al. Design of cement-curing formulations for radioactive heavy metal concentrated solution and evaluation of performance stability[J]. Atomic Energy Science and Technology, 2025, 59(7): 1465-1473.
- [26] 金承黎, 易发成, 李玉香. 碱矿渣水泥固化核废物研究现状[J]. 核科学与工程, 2004, 24(1): 27-30.
Jin Chengli, Yi Facheng, Li Yuxiang. Status of study on immobilization of radioactive waste with alkali activated slag cement[J]. Nuclear Science and Engineering, 2004, 24(1): 27-30.
- [27] Ying G X, Jin B L, Qiong L M, et al. Application of mixture design to optimize cementation of simulated spent radioactive ion exchange resins[J]. Nuclear Science and Techniques, 2005, 16(3): 160-166.
- [28] 李江波, 石正坤, 苑国琪, 等. 硅灰在放射性废物水泥固化中的应用[J]. 中国非金属矿工业导刊, 2006

- (5):17-20.
- Li Jiangbo, Shi Zhengkun, Yuan Guoqi, et al. Applications of microsilica to cement solidification of radwaste[J]. China Non-Metallic Minerals Industry, 2006(5):17-20.
- [29] Shi C J, Fernandez-Jimenez A. Stabilization/solidification of hazardous and radioactive wastes with alkali-activated cements[J]. Journal of Hazardous Materials, 2006, 137(3):1656-1663.
- [30] Glasser F P, Zhang L. High-performance cement matrices based on calcium sulfoaluminate-belite compositions[J]. Cement and Concrete Research, 2001, 31(12):1881-1886.
- [31] Li J F, Zhao G, Wang J L. Solidification of low-level-radioactive resins in ASC-zeolite blends[J]. Nuclear Engineering and Design, 2004, 235(7):817-820.
- [32] 沈晓冬, 严生, 吴学权, 等. 高放废液碱矿渣水泥固化体中矿渣反应程度研究[J]. 硅酸盐通报, 1996, 15(2):4-7.
- Shen Xiaodong, Yan Sheng, Wu Xuequan, et al. Study on the reaction degree of slag in high level radioactive waste by alkali activated slag cement[J]. Bulletin of the Chinese Ceramic Society, 1996, 15(2):4-7.
- [33] 赵怀红, 严生. 大体积浇注碱矿渣水泥中低放废液固化研究[J]. 南京工业大学学报(自然科学版), 2002, 24(6):20-25.
- Zhao Huaihong, Yan Sheng. Study on large volume poured alkali-activated slag cement based on low and intermediate level radioactive waste[J]. Journal of Nanjing Tech University (Natural Science Edition), 2002, 24(6):20-25.
- [34] 芦令超, 沈晓冬, 严生, 等. 模拟高放废液碱矿渣水泥固化体稳定性的研究[J]. 硅酸盐通报, 1999, 18(6):13-16.
- Lu Lingchao, Shen Xiaodong, Yan Sheng, et al. The stability of alkali activated slag cement solidified waste form for simulating high level radioactive waste[J]. Bulletin of the Chinese Ceramic Society, 1999, 18(6):13-16.
- [35] 李元奎, 赵刚. 放射性废树脂处理技术研究进展[J]. 化学工程师, 2023, 37(12):81-85.
- Li Yuankui, Zhao Gang. Research progress of radioactive spent resin treatment[J]. Chemical Engineer, 2023, 37(12):81-85.
- [36] 周耀中, 叶裕才, 云桂春, 等. 特种水泥固化放射性废离子交换树脂的初步研究[J]. 辐射防护, 2002, 22(4):225-230.
- Zhou Yaozhong, Ye Yucai, Yun Guichun, et al. Study on solidification of spent ion exchange resin using ASC cement[J]. Radiation Protection, 2002, 22(4):225-230.
- [37] 李俊峰, 王建龙, 叶裕才. 模拟放射性废树脂的沸石和特种水泥混合物固化[J]. 原子能科学技术, 2006, 40(3):288-291.
- Li Junfeng, Wang Jianlong, Ye Yucai. Solidification of radioactive resins by using ASC cement and zeolite blends[J]. Atomic Energy Science and Technology, 2006, 40(3):288-291.
- [38] Osmanlioglu A E. Progress in cementation of reactor resins[J]. Progress in Nuclear Energy, 2006, 49(1):20-26.
- [39] 孙奇娜, 李俊峰, 王建龙. 水胶比对水泥固化放射性废树脂的影响[J]. 原子能科学技术, 2012, 46(11):1301-1306.
- Sun Qina, Li Junfeng, Wang Jianlong. Effect of water/binder ratio on cementation of radioactive spent resin[J]. Atomic Energy Science and Technology, 2012, 46(11):1301-1306.
- [40] 赖振宇, 钱觉时, 梁攀, 等. 磷酸盐水泥对⁹⁰Sr固化性能的研究[J]. 环境科学学报, 2011, 31(12):2792-2797.
- Lai Zhenyu, Qian Jueshi, Liang Pan, et al. Study of solidification performance of phosphate cement to ⁹⁰Sr[J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2011, 31(12):2792-2797.
- [41] Yuan J, Zhang Z P, Chen X, et al. Microstructures and properties of modified magnesium phosphate cement mortar prepared at low temperatures and subjected to freeze-thaw cycling at early Ages[J]. Journal of Wuhan University of Technology (Materials Science), 2025, 40(2):427-438.
- [42] Covill A, Hyatt N C, Hill J, et al. Development of magnesium phosphate cements for encapsulation of radioactive waste[J]. Advances in Applied Ceramics, 2011, 110(3):151-156.
- [43] 韦琦, 耿海宁, 马浩森, 等. 低碱度水泥基材料固化模拟放射性焚烧灰性能与机理研究[J]. 硅酸盐通报, 2022, 41(1):182-191.
- Wei Qi, Geng Haining, Ma Haosen, et al. Properties and mechanism of solidification of simulated radioactive incineration ash with low alkalinity cement-based materials[J]. Bulletin of the Chinese

- Ceramic Society, 2022, 41(1):182-191.
- [44] Zhao K, Zhong J C, Yan Y J, et al. Study on the de-stabilizing damage precursors of cemented tailings backfill based on critical slowing down theory combined with multiple denoising algorithms under consideration of initial defect conditions[J]. Journal of Central South University, 2026, 33(1):375-399.
- [45] 谭宏斌, 李玉香. 硅灰对铀(VI)与硅酸盐水泥反应产物的影响[J]. 核技术, 2005, 28(10):779-782.
- Tan Hongbin, Li Yuxiang. Effect of silica fume on reaction products of uranium(VI) with portland cement[J]. Nuclear Techniques, 2005, 28(10):779-782.
- [46] GB 14569.1—2011 低、中水平放射性废物固化体性能要求 水泥固化体[S].
- [47] 吴明慧. 核电站模拟含硼中低放废物的水泥固化技术研究[D]. 北京: 中国建筑材料科学研究总院, 2011.
- [48] 李玉香, 易发成, 陈雅斓, 等. Sr、Cs 在碱矿渣-粘土复合水泥水化物粉体中的吸附行为[J]. 四川大学学报, 2005, 37(4):59-64.
- Li Yuxiang, Yi Facheng, Chen Yalan, et al. Adsorption behavior of Sr and Cs in hydrated paste powder of alkali-activated slag-clay minerals composite cement[J]. Journal of Sichuan University, 2005, 37(4):59-64.
- [49] 康厚军, 石正坤, 张东, 等. ^{90}Sr 、 ^{137}Cs 在水泥固化体中的浸出研究[J]. 化学研究与应用, 2006, 18(3):252-256.
- Kang Houjun, Shi Zhengkun, Zhang Dong, et al. ^{90}Sr 、 ^{137}Cs leaching behavior in solidified cement product of radioactive waste[J]. Chemical Research and Application, 2006, 18(3):252-256.
- [50] 杨长辉, 于泽东, 陈雅蓉, 等. 碱矿渣复合胶凝材料固化 Sr^{2+} 的效率及机理[J]. 土木建筑与环境工程, 2013, 35(5):125-131.
- Yang Changhui, Yu Zedong, Chen Yarong, et al. Effect and mechanisms of composite binders of alkali-activated slag in immobilizing of Sr^{2+} [J]. Journal of Civil, Architectural & Environment Engineering, 2013, 35(5):125-131.
- [51] 易发成, 李玉香, 石正坤, 等. 矿物材料对核素 Sr、Cs 的吸附及其固化材料的性能研究[J]. 西南科技大学学报, 2006, 17(4):1-7.
- Yi Facheng, Li Yuxiang, Shi Zhengkun, et al. Study on the adsorptive capabilities of mineral materials and properties of solidifying materials for radionuclide Sr, Cs[J]. Journal of Southwest University of Science and Technology, 2006, 17(4):1-7.
- [52] McCulloch C E, Angus M J. Cements in radioactive waste disposal: Some mineralogical considerations[J]. Mineralogical Magazine, 1982, 46(337):319-326.
- [53] McDaniel E W, Tallent O K, Sams T L, et al. Basis for selecting cement-based waste forms for immobilizing radioactive waste [J]. Mrs Proceedings, 1988, 127:421.
- [54] Bentz D P, Geiker M R, Hansen K K. Shrinkage-reducing admixtures and early-age desiccation in cement pastes and mortars[J]. Cement and Concrete Research, 2001, 31(7):1075-1085.
- [55] Zhou Q, Milestone N B, Hayes M. An alternative to Portland cement for waste encapsulation: The calcium sulfoaluminate cement system[J]. Journal of Hazardous Materials, 2006, 136(1):120-129.
- [56] 宋建军, 吴少鹏, 卓武极, 等. 环氧沥青流变性能及固化特性研究[J]. 武汉理工大学学报, 2025, 49(1):155-159.
- Song Jianjun, Wu Shaopeng, Zhuo Wuji, et al. Study on rheological properties and curing characteristics of epoxy asphalt[J]. Journal of Wuhan University of Technology, 2025, 49(1):155-159.
- [57] 刘圣洁, 曹旭, 张钰林, 等. 水性环氧树脂复合改性乳化沥青固化行为及性能研究[J]. 材料导报, 2024, 38(24):273-279.
- Liu Shengjie, Cao Xu, Zhang Yulin, et al. Research on curing behavior and performance of waterborne epoxy resin composite modified emulsified asphalt [J]. Materials Reports, 2024, 38(24):273-279.
- [58] 朱留毓. 改性聚乙烯增韧环氧沥青的制备与性能研究[D]. 西安: 长安大学, 2023.
- [59] 惠冰, 李扬, 张炎棣, 等. 水性环氧乳化沥青固化-破乳速率调控效能及作用机理[J]. 材料导报, 2022, 36(16):49-54.
- Hui Bing, Li Yang, Zhang Yandi, et al. Regulation efficiency and mechanism of curing-demulsification rate of waterborne epoxy emulsified asphalt [J]. Materials Reports, 2022, 36(16):49-54.
- [60] 谢邦柱. 固化剂乳化型水性环氧乳化沥青及稀浆混合料性能研究[J]. 北方交通, 2022(3):39-42.
- Xie Bangzhu. Research on performance of curing agent emulsifying-type waterborne epoxy emulsified asphalt and slurry mixture[J]. Northern Communications, 2022(3):39-42.
- [61] 姚娜, 夏建陵, 李梅, 等. 油脂基环氧沥青固化剂的应用性能研究[J]. 热固性树脂, 2022, 37(1):

- 28-32.
Yao Na, Xia Jianling, Li Mei, et al. Research on application performance of grease-based curing agent for epoxy asphalt [J]. Thermosetting Resin, 2022, 37(1):28-32.
- [62] 刘文磊,贾占举,冉洛东,等.放射性湿废物固化处理技术发展现状与展望[J].四川环境,2023,42(4):351-359.
- Liu Wenlei, Jia Zhanju, Ran Mingdong, et al. Current situation and prospect of radioactive wet waste immobilization treatment technology [J]. Sichuan Environment, 2023, 42(4):351-359.
- [63] 王晓峰. SEBS 改性沥青胶浆和沥青混合料的性能研究[D]. 长春:吉林大学, 2018.
- [64] 李晓辉,易红玲,郑柏存.端环氧基聚氨酯的合成及其与环氧树脂共混物的性能[J].材料科学与工程学报,2016,34(1):68-74.
- Li Xiaohui, Yi Hongling, Zheng Baicun. Synthesis of liquid epoxy-terminated polyurethane (ETPU) and mechanical properties of epoxy resin blend with ETPU [J]. Journal of Materials Science and Engineering, 2016, 34(1):68-74.
- [65] Wang J W, Zhang P Y, Chen S, et al. The application and prospect of stabilization/solidification technology for hazardous waste in China [J]. Science & Technology Vision, 2011(23):57-58.
- [66] GB 14569.3—1995 低、中水平放射性废物固化体性能要求 沥青固化体[S].

Characteristics and Research Progress of Solidification Technology for Intermediate and Low Level Radioactive Waste

ZHU Quanzheng¹, WEI Xin², ZHANG Dong², JIANG Guoping^{2,3}, LIU Xiaochen²

(1. China National Uranium Co., Ltd., Beijing 100013, China;

2. Beijing Research Institute of Chemical Engineering and Metallurgy, CNNC, Beijing 101149, China;

3. School of Minerals Processing and Bioengineering, Central South University, Changsha 410083, China)

Abstract: Intermediate and low level radioactive waste accounts for the vast majority of the volume in nuclear energy development and application, but has relatively low radioactivity. Its solidification treatment is a key process for ensuring environmental and public health safety. This research deeply investigated the core characteristics of intermediate and low level radioactive waste, including complex nuclide composition, associated harmful substances, and large production volume with wide distribution. It also analyzed mainstream solidification technologies, focusing on cement solidification and bitumen solidification. The principles, technical features, performance parameters, research progress, and limitations of cement solidification were elaborated. The advantages and disadvantages of bitumen solidification, as well as its domestic and international research progress and key performance indicators, were analyzed. In response to challenges such as the complexity of waste composition, stringent requirements for solidified waste forms, cost and environmental control pressures, and updated regulatory standards, future LILW solidification technologies will focus on the development of novel solidification materials, innovative solidification processes, waste minimization and resource utilization, deep integration of intelligence and automation, and strengthen international cooperation and standardization. These efforts aim to achieve more efficient, economical, environmentally friendly, and safe solutions, providing strong support for the sustainable development of nuclear energy.

Key words: intermediate and low level radioactive waste; solidification technology; radionuclide; cement solidification; bitumen solidification; research progress