

伴生放射性废渣处置场核素迁移 控制技术研究及应用

杜 娟, 高 扬, 刘晓超, 张贺飞, 冀 东, 李 利

(中核第四研究设计工程有限公司, 河北 石家庄 050021)

摘要: 为解决伴生放射性废渣库设计难点, 保障废渣安全处置长期有效, 通过理论分析和试验研究, 开展了伴生放射性处置场核素迁移控制技术研究, 从源头、过程及末端维度建立了三位一体污染控制技术体系。通过开展废渣浸出试验, 筛选了稳定化药剂, 并以此为基础研发了新型稳定化复合材料, 在一定程度上解决了废渣反酸问题, 实现了源头控制。通过渗水过程阻断研究, 构建了三维防水入侵系统, 从多个维度阻断外界水的侵入。末端污染控制技术以某地天然黏土为例, 进行了土壤改性和阻滞试验, 确定了改性材料掺加比例及天然材料防渗层厚度。在某省伴生放射性废渣库的实际应用表明, 该三位一体污染防控技术能够对核素迁移起到关键控制作用。

关键词: 伴生放射性废渣; 处置场; 核素迁移; 稳定化; 改性; 阻滞; 防水; 放射性废物处置

中图分类号: TL942; X591 **文献标志码:** A **文章编号:** 1000-8063(2026)02-0125-09

DOI: 10.13426/j.cnki.yky.2025.10.09

中国伴生放射性矿产资源丰富, 在其采选、冶炼加工过程中产生大量伴生放射性固体废物。根据《伴生放射性物料贮存及固体废物填埋辐射环境保护技术规范(试行)》(HJ 1114—2020)^[1], 伴生放射性固体废物指核素比活度超过 1 Bq/g 的固体废物。2020 年生态环境部出台了“公告 2020 年第 54 号”^[2], 将稀土、铀、钍等 16 种矿产类别列入了辐射环境监督管理名录。当前, 中国伴生放射性废渣具有放射性水平范围宽、数量大、物理化学性质复杂等特点。废渣中核素的比活度从一到几百 Bq/g 不等, 甚至高达上千 Bq/g^[3], 其中超过 10 Bq/g 的达 200 余万吨^[4]; 废渣种类多^[5-6], 且大部分冶炼废渣未经中和处理, 还有部分废渣的重金属浸出性能超标^[7-8]。

伴生放射性废渣的不当处置, 会给周围环境造成一定的辐射污染^[9], 安全有效地处置该类废渣是当前伴生矿监管的首要问题。《伴生放射性物料贮存及固体废物填埋辐射环境保护技术规范(试行)》(HJ 1114—2020), 对废物填埋场的选址、设计与建设、运行等提出了严格的要求, 其中有废渣预处理和废渣库防渗条文, 要求结合项目特征进行具体设计。其中, 废渣预处理要求废物

填埋前应进行中和、稳定化等预处理, 降低放射性核素浸出性能; 废渣库防渗要求天然基础层与双人工防渗衬层之间应设置天然材料防渗层, 渗透系数不大于 1×10^{-7} cm/s, 厚度应根据天然放射性核素特征和天然材料防渗层核素阻滞性能确定。上述两点是废渣库设计的难点, 也是影响核素迁移以及废渣库建设有效性的关键问题。

废渣处置场设计的关键是降低核素的浸出、阻断其污染途径、减小其污染范围。基于设计的关键及难点, 笔者开展了伴生放射性处置场核素迁移控制技术研究, 分别从源头控制、过程阻断、末端减缓等方面, 研究控制核素迁移的技术及方法, 旨在为伴生放射性废渣处置场设置提供技术支持, 从而确保废物的有效安全处置。

1 国内外研究现状

1.1 国外 NORM 废物处理处置情况

国际上将人为活动引起的天然放射性照射水平升高的活动, 统称为 NORM 活动, 其过程产生的废物称为 NORM/TENORM 废物。

在荷兰, 将少量 NORM 废物采用与低中水平废物相同的工艺进行处置, 废物经干燥、压缩、

固化后装入圆筒,然后贮存于混凝土建筑物中;对大量极低水平的 NORM 废物,经过放射性评估后,可直接在危险化学品处置库中进行处置^[10]。在挪威,比活度 ≥ 10 Bq/g 的废弃物,必须在专门处置库中进行最终处置,废物经脱水处理后装入高密度聚乙烯容器中,最终放入处置巷道;比活度在 $1\sim 10$ Bq/g 的废物可在危险废物处置场中处置^[11]。法国的 NORM 废物在极低放废物场中进行处置,处置单元处于黏土层中,处置单元下方和周围填埋一定厚度黏土,单元底部及池壁覆盖防水膜,处置单元底部设置集水设施,废物装袋后填埋在其中,填满处置单元之后在其上覆盖黏土;运行期,在处置单元上设置移动防雨棚^[12]。

综上所述,国外对于低水平的 NORM 废物,经评估后允许在危险废物处置场或极低放废物处置场中直接填埋处置;对于较高水平的 NORM 废物,处置前通常经脱水、固化或包装等处理,但专门进行药剂稳定化处理的做法或研究较少。尽管处置场都会进行防水导水设计,但针对 NORM 废物特征,利用天然材料防渗层核素阻滞性能来优化防渗层设置的研究鲜有报道。

1.2 国内伴生放射性废物处置场设置情况

当前,内蒙古、甘肃等地建有稀土冶炼废渣处置场。这些处置场的废渣种类单一、性质较简单(出厂前进行了中和处理),且场址地处干旱少雨、地广人稀、地质条件良好的区域。在设计上,通过采用天然+双人工复合衬层防渗、截排洪、运行期覆盖、雨水导排等措施,减少外界水侵入处置库,阻滞核素向外迁移,降低其污染范围^[13-14]。

在广东、江西、湖南等地,建设区域性伴生放射性废渣库。因区域降水量大、地下水位浅、废渣来源广、废渣性质复杂,在设计上需重点考虑废渣的稳定化预处理、防雨导水设施设置、天然材料防渗层设置等内容,以降低放射性核素的浸出性能、阻断其污染途径、减小其污染范围。

2 处置场核素迁移控制技术研究路线

根据废渣处置场设计过程存在的难点,结合 HJ 1114—2020 标准要求和伴生放射性废渣的特征,分别从源头预处理控制、浸出介质过程阻断、核素末端迁移控制等方面构建三位一体污染防控技术体系。研究技术路线见图 1。

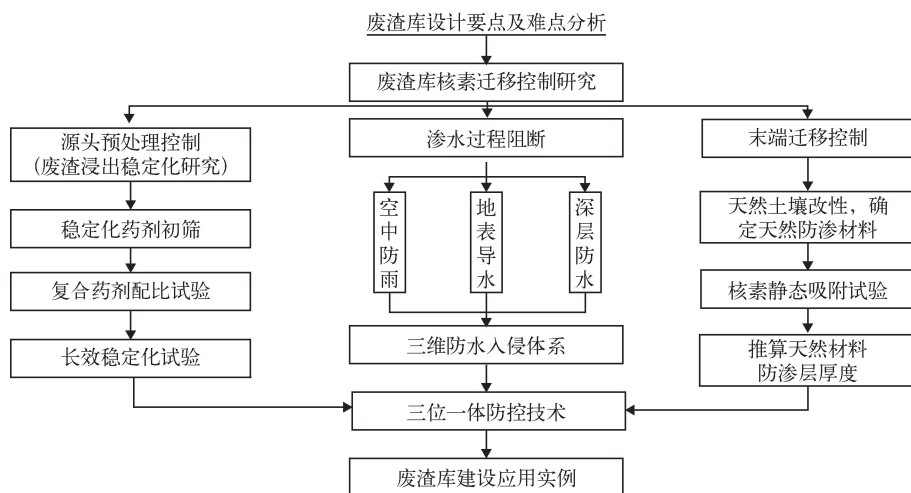


图1 研究技术路线图

Fig. 1 Research technical roadmap

3 结果及讨论

3.1 废渣浸出预处理控制技术研究

以稀土伴生矿企业产生的典型冶炼废渣为研究对象,开展废渣的稳定化效果试验。废渣经自然风干、混匀、破碎、过筛处理后作为待测样品,废渣 pH 为 1.9, ^{238}U 、 ^{232}Th 比活度分别为 12 Bq/g 和 46.2 Bq/g。

以去离子水为浸泡液,在固液比 1:1 kg/L 条件下开展浸出试验,浸泡周期 45 d,每天搅拌 1 次,取上清液用滤膜过滤后测定其中的 U、Th 浓度和 pH。经检测,浸出液中 $\rho(\text{U}) > 40$ mg/L, $\rho(\text{Th}) > 800$ mg/L, pH 稳定在 1.9 左右。

试验设备及器材:ST-5000 型 pH 计、ICP-MS7900 质谱仪、250 mL 广口锥形瓶。

3.1.1 稳定化药剂的筛选

借鉴重金属领域的常用药剂^[15-19]进行稳定化效果验证,并从中筛选出性能优异的几种药剂。稳定化材料包括生石灰、铁基材料、含磷材料、黏土矿物、工业废渣等。

采用静置浸出法进行初筛试验,按照废渣与药剂投加比 10 : 1(质量比)、固液比 1 : 1 kg/L 混合,经震荡后静置,分别于第 1、3、5、7、9 d 取样(5 mL/次),采用前述方法及仪器测定溶液中 U、Th 浓度和 pH。

经对比分析,在所测试的 18 种药剂中,对废渣中 U、Th 稳定效果最佳的材料为生石灰、磷灰石、磷酸氢二钠、海泡石、零价铁和亚硫酸钠。这几种材料均能将浸出液中 U、Th 质量浓度降到 2 mg/L 以下,将 pH 由 1.9 调节到 4.0 以上。优选材料的稳定化机理及特点见表 1。考虑到磷灰石价格较高、零价铁和亚硫酸钠在反应过程中具有特殊性,后续复合材料试验仅考虑生石灰、磷酸氢二钠和海泡石。

表 1 优选稳定化材料特点

Table 1 Characteristics of preferred stabilization materials

材料	稳定机理及特点
生石灰	碱性物质,中和效果良好;在酸雨、风化氧化等自然条件下易反酸
磷灰石	含磷材料,通过磷酸根离子对铀酰离子的强配合作用去除铀;稳定效果明显,但较其他材料价格高
磷酸氢二钠	含磷材料,起配合沉淀作用,有成矿作用,有一定的 pH 提升效果;单独使用时,长时间仍有反酸现象
海泡石	黏土矿物,纤维状的含水硅酸镁;吸附、矿化效果好
零价铁	通过还原、吸附、沉淀、微电解等机理去除放射性核素,但水解产生的水铁矿使体系变血红色
亚硫酸钠	反应过程释放有毒气体 H ₂ S

3.1.2 稳定化药剂复合材料研究

开展了不同石灰投加比(0.5%、2.5%、5.0%、7.5%)的静态浸出试验,结果发现 2.5% 的石灰投加比能满足废渣浸出液中 U、Th、pH 达标的要求;但浸出液 pH 随时间的延长而逐步下降,200 d 后投加 2.5% 石灰的浸出液 pH 下降至 6.0,见图 2。说明中和处理的废渣在堆存过程中,受外界环境碳化作用以及废渣残余酸释放的影响,pH 逐步下降,可能导致 U、Th 再浸出,出现反酸现象。因此,单独使用石灰时,长期稳定化效果不佳,需与其他材料协同处理伴生放射性废渣。

为解决上述反酸问题,将筛选的稳定化药剂配合具有一定缓释作用的 Mg(OH)₂ 组成复合材料,对独居石废渣进行稳定化处理。

1) 试验方法

材料:石灰、Mg(OH)₂、磷酸氢二钠、海泡石;投料比(相对于废渣的质量比):1.00%、1.75%、2.50%。进行材料、投料比四因素三水平正交试验(表 2),分别于第 1、5、15、40、60、90、120、165、210、255 d 进行取样,测定溶液中 U、Th 浓度和 pH。

表 2 正交试验方案设计

Table 2 Orthogonal experiment scheme design

序号	石灰投料比/%	Mg(OH) ₂ 投料比/%	磷酸氢二钠投料比/%	海泡石投料比/%
G1	1.00	1.00	1.00	1.00
G2	1.00	1.75	1.75	1.75
G3	1.00	2.50	2.50	2.50
G4	1.75	1.00	1.75	2.50
G5	1.75	1.75	2.50	1.00
G6	1.75	2.50	1.00	1.75
G7	2.50	1.00	2.50	1.75
G8	2.50	1.75	1.00	2.50
G9	2.50	2.50	1.75	1.00

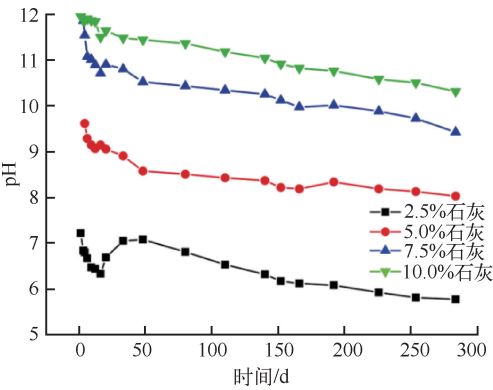


图 2 不同石灰投加比时浸出液 pH 随时间的变化

Fig. 2 Changes of leachate pH with time under different lime addition ratios

2) 试验结果

试验结果见图3。可以看出,随着浸泡时间延长,浸出液 pH 整体呈下降趋势,120 d 后趋稳;除 G1 试验组外,其他 8 组的浸出液 pH 均在较长时间内保持在 6~9。受 pH 为中性的影响,浸出液中 $\rho(\text{Th})$ 长期维持在较低水平;但随时间延长,

浸出液中 $\rho(\text{U})$ 整体呈上升趋势。其中, G3 和 G4 试验组的效果稳定,整个试验周期(260 d)内浸出液 $\rho(\text{U})$ 都维持在 0.1 mg/L 以内的较低水平,且变化幅度较小,因此 G3 和 G4 试验组对独居石废渣的稳定作用最佳。

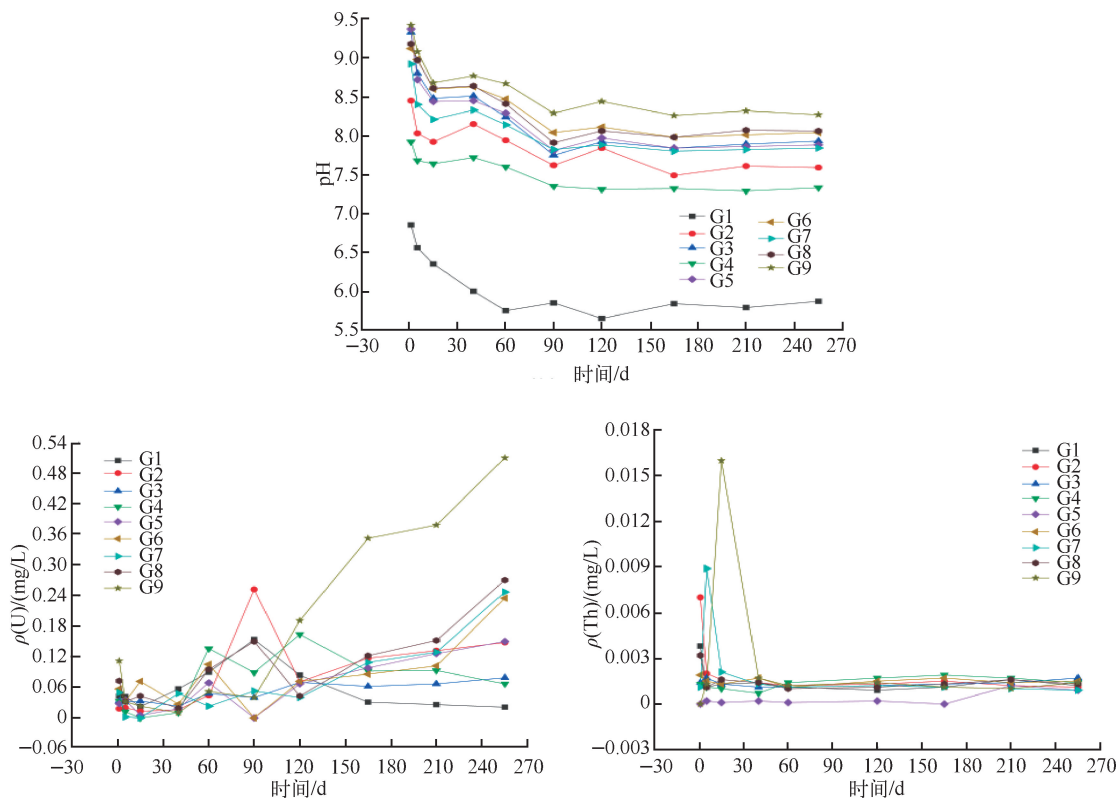


图3 投加复合材料后浸出液 pH 与 U、Th 浓度随时间的变化

Fig. 3 Changes in pH, U and Th concentrations of leachate with time after the addition of composite materials

对上述试验数据的极差分析表明,各因素对独居石废渣浸出液中 U 浸出的影响由大到小为:石灰、 $\text{Mg}(\text{OH})_2$ 、海泡石、磷酸氢二钠;最优配比为 1.0% 石灰+1.0% $\text{Mg}(\text{OH})_2$ +2.5% 磷酸氢二钠+2.5% 海泡石。

本研究在石灰中和技术基础上进行了新型稳定化药剂的研发,通过多种天然材料复合、协同作用,实现了废渣中核素的长效稳定,可有效应对废渣处置过程中的复杂情景。

3.2 渗水过程阻断体系构建

3.2.1 渗水过程阻断体系构成

废渣库渗水分别为物料自身水分、废渣库库坑范围内自然降水、库区汇水面积内地表客水及

地下渗流水等。通过严格控制废渣入库资格(HJ 1114—2020 中明确要求废渣含水率不大于 40%)可以降低物料自身水分。设计上主要从减少自然降水、阻断地表客水及地下渗流等途径采取措施,建立空间、地面、深层三维防水入侵系统(图4),阻断外界水的侵入。

3.2.2 空间防水入侵系统

1) 挡雨设施及措施。根据废渣库库体结构、材质及规模,设置挡雨设施或采取挡雨措施。在设计中,根据防滂雨、抗冰雹、抗风压、通风、采光等要求设置挡雨设施;针对大型的无法设置挡雨设施的废渣库,设置挡雨措施,主要采用不透水的防渗膜等材料覆盖废渣表面,以减少水的入渗量。

在挡雨设施设计中,按照相关规范进行结构及载荷设计,基本风压和基本雪压等按不低于50年重现期取值;永久性挡雨设施的材质使用寿命应不低于废渣库的设计使用年限。

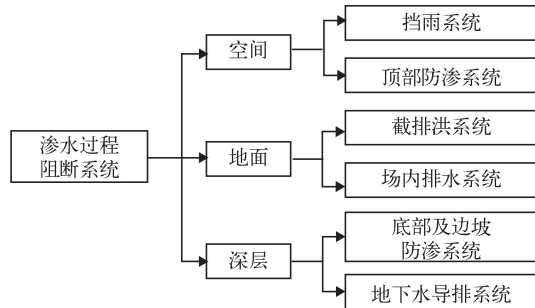


图4 渗水过程阻断体系构建

Fig. 4 Construction of water seepage process blocking system

2)顶部防渗系统。废渣库在完成填埋或达到设计寿期后,需进行顶部封场设计及施工。顶部防渗层的核心目的是阻止并导排封场后废渣库表面外界水的入侵,一般包括天然材料防渗层(兼做氡(钍)屏蔽层)、人工防渗衬层、排水层等,采用天然材料与人工材料相结合的形式。

3.2.3 地面防水入侵系统

1)截排洪系统。为阻止区域汇水面积内的雨水进入填埋区,减小对填埋设施的冲击并减少渗

水量,在填埋场周边根据相关标准规范设置截排洪沟,防止外部地表水进入。当前设计的废渣库,多按照百年一遇洪水考虑。

2)场内排水系统。废渣处置场内雨水采用地表排水沟的导排式,在场区范围内,特别是挡雨设施的周围设置盖板沟,导排场区内的雨水。

3.2.4 深层防水入侵系统

1)地下水导排系统。根据标准 HJ 1114—2020,填埋设施场址基础层底部应与地下水保持3 m 以上的距离,否则应采取导排水等措施或提高防渗设计标准。设计中应根据废渣库拟选场址的地下水水位情况,在废渣库库区防渗系统底部设置地下水导排系统,采用铺设渗透性能良好的天然材料(如卵石等)疏导地下水、采用抽排或重力流方式降低地下水位,同时也可降低地下水对防渗系统的压力。

2)底部防渗系统。根据标准 HJ 1114—2020,底部防渗系统包含天然基础层、天然材料防渗层和人工防渗层,由于天然放射性核素的长半衰期特性,设计过程中首选天然材料防渗层作为地下水污染防控的主要措施,其防护性能和布设厚度应严格按照放射性核素特征和防渗层核素阻滞性能进行确定。废渣库渗水过程阻断系统构造示意及建设效果见图5。

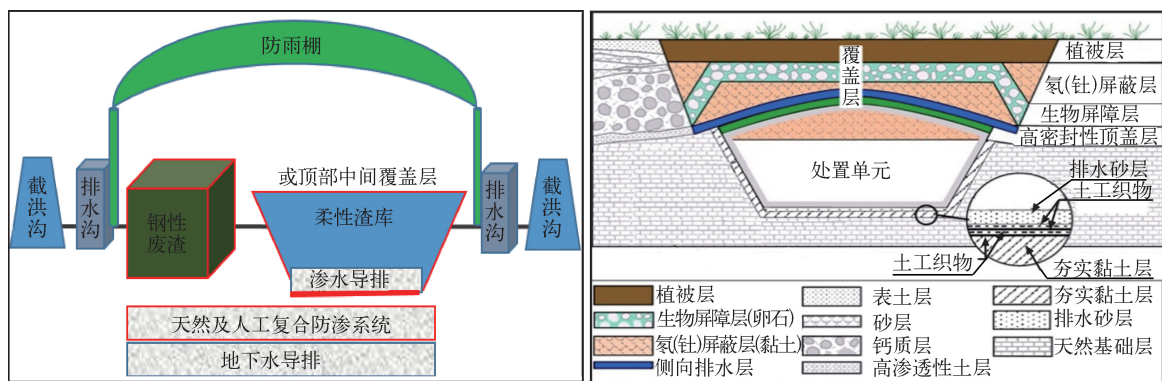


图5 废渣库渗水过程阻断系统构造示意图及建设效果图

Fig. 5 Schematic diagram and construction effect diagram of the blocking system for the seepage process of waste residue warehouse

设计时应结合项目实际情况,采取适宜的防水入侵措施。考虑天然核素的特点,优先采用性能良好的天然材料。在满足各项设计指标的前提下,需兼顾经济合理性。

3.3 浸出核素末端阻滞技术研究

某伴生放射性废渣库选定附近天然黏土作为库区底部天然材料防渗层的备用土壤,经检测,备用土壤的渗透系数约为 2.2×10^{-6} cm/s,不满足

HJ 1114—2020中渗透系数的要求($k \leq 1.0 \times 10^{-7} \text{ cm/s}$)。为确定天然材料防渗层的性能及布设厚度,进行备用土壤改性试验,并在此基础上利用改性土开展放射性核素的静态吸附试验,进而确定天然材料防渗层的厚度。

3.3.1 土壤改性试验

膨润土是天然矿物材料,与黏土相比,其吸水膨胀性好、吸附容量大、有一定的中和能力^[20-21]。因此,本试验选择膨润土作为改性材料。

按照钠基膨润土与备用土壤的掺加比 3%、5%、6%、7%、9%(质量比)进行改性试验,测试改性土的渗透系数,结果见图 6。可以看出,当膨润土掺加比为 7%时,改性土的渗透系数可以降低至 $1 \times 10^{-7} \text{ cm/s}$,满足标准 HJ 1114—2020 的要求,因此确定将该改性土用作天然材料防渗层。

3.3.2 阻滞性能试验

以典型伴生放射性废渣浸出液为原液,进行天然土及改性土对浸出液中特征污染物 U、Th 的静态吸附阻滞试验。

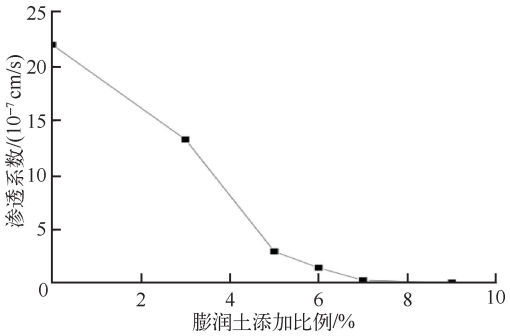


图 6 天然材料渗透性能改性试验结果

Fig. 6 Results of permeability modification of natural materials

1)不同 pH 下的静态吸附试验

称 0.1 g 原土和掺 7%膨润土的改性土各 2 份,分别放入 50 mL 取样管中,接着向取样管中分别加入 40 mL pH 为 3、6 的含 U、Th 的浸出液(固液比为 1 : 400),然后将取样管置于恒温振荡器中(25 ℃、120 r/min)振荡 2 h,静置,取样过滤后用于监测,结果见表 3。

表 3 不同 pH 下的静态吸附试验结果

Table 3 Static adsorption experimental results at different pH

样品名称	pH	检测方法	检测结果/(mg/L)	
			$\rho(\text{U})$	$\rho(\text{Th})$
原浸出液	3	HJ 700—2014	1.57	1.12
天然黏土吸附后的溶液			1.48	0.772
改性土吸附后的溶液			1.46	0.748
原浸出液	6	HJ 700—2014	0.943	<检出限
天然黏土吸附后的溶液			0.622	<检出限
改性土吸附后的溶液			0.560	<检出限

由表 3 可看出,改性土的吸附性能要高于天然黏土的吸附性能;中性条件下的吸附效果明显高于酸性条件下的吸附效果,说明酸度较低时不利于铀的吸附。

2)天然材料防渗层厚度推导

通过分配系数(K_d)计算公式以及阻滞系数(R_d)计算公式,得出原土以及改性土在不同 pH 条件下对 U、Th 的阻滞系数;同时结合达西定律的线性渗流公式,估算天然材料防渗层的厚度,结果见表 4。可以看出,土壤对 Th 元素的阻滞系数远大于对 U 元素的阻滞系数,按照对 U 的最小阻滞系数估算天然材料防渗层厚度,改性土至少需要 1 m 的厚度。最终确定在天然基础层与人工衬层之间,设置渗透系数不大于 $1 \times 10^{-7} \text{ cm/s}$ 、厚

度 1.5 m 的改性土层(考虑一定的安全系数)作为天然材料防渗层,理论上可以保障废渣库在较长时间内的防渗有效性。

表 4 天然土及改性土防渗层厚度

Table 4 Thickness of impermeable layer for natural soil and modified soil

样品名称	pH	对 U 的相关指标		对 Th 的相关指标	
		阻滞系数	防渗层厚度/m	阻滞系数	防渗层厚度/m
原土	3	122.6	1.26	902.6	0.17
改性土		151.8	1.02	995.8	0.16
原土	6	1 033	0.15		
改性土		1 369	0.11		

4 废渣库建设应用^[22]

某废渣库为典型的区域性伴生放射性废渣处置设施,地处南方多雨地区,收纳的废渣来自多家不同伴生矿冶炼加工企业,废渣种类多、性质复杂。因此,在处置之前需配套建设预处理设施,对废渣进行破碎、中和及稳定化预处理,待抽测合格后方可进行后续填埋处置,实现从污染物源头进行有效控制。

处置库整体采用灌注桩钢性支护+柔性天然人工复合材料防渗的结构;库区顶部及四周设置固定式挡雨棚(前后设卷帘式,可开启通风),场区周围设截排洪沟,场区内部设浆砌片石盖板沟,库区防渗层以下设天然材料地下水导排层;库区底部防渗结构由天然基础层($k \leq 1 \times 10^{-5}$ cm/s)+1.5 m厚改性天然材料防渗层($k \leq 1 \times 10^{-7}$ cm/s)+双人工防渗衬层($k \leq 1 \times 10^{-13}$ cm/s,厚度2 mm)组成,有良好的防渗效果;库区四周采用1 m厚的灌注桩围护,内部做双人工衬层,有良好的加固、支撑、垂直防渗以及辐射屏蔽等作用。

通过设置上述设施,从不同维度防止外界水进入库区,同时也能够有效阻滞核素向外迁移。环评显示:通过上述设计可确保事件情景下对地下水的影响可控。当前,该项目已顺利完成竣工验收。

5 结论

1)伴生放射性废渣具有来源广、放射性水平范围宽、物理化学性质复杂等特点,其安全处置的关键是降低废渣的浸出性能、阻断或减少浸出液的产生、控制核素的迁移速度及范围。通过试验分析、技术验证,分别从源头、过程、末端维度建立了三位一体的废渣处置场污染控制技术体系。

2)成功研发了稳定化复合药剂,其最佳配比为1.0%石灰+1.0% $\text{Mg}(\text{OH})_2$ +2.5%磷酸氢二钠+2.5%海泡石。该复合药剂对废渣酸碱度的维持效果较好,有助于从源头解决反酸问题。构建的三维防水入侵系统,可从多个维度阻断处置场渗水过程。以某地天然土为例,进行了土壤改性和阻滞试验,确定以厚度1.5 m、掺加7%钠基膨润土的天然土作为天然防渗材料,可获得良好的防渗效果。

3)某废渣库的实际应用显示,三位一体污染防治技术能够对核素迁移起到关键的控制作用。研究结果为促进伴生放射性废渣安全处置提供了基本思路。

参考文献:

- [1] 中华人民共和国生态环境部.伴生放射性废渣贮存及固体废物填埋辐射环境保护技术规范(试行):HJ 1114—2020[S].北京:中国环境出版集团,2020.
- [2] 中华人民共和国生态环境部.矿产资源开发利用辐射环境监督管理名录[Z].北京:生态环境部办公厅,2020.
- [3] 中核第四研究设计工程有限公司.第二次全国污染源普查伴生放射性矿普查数据统计分析报告[R].石家庄:中核第四研究设计工程有限公司,2020.
- [4] 中华人民共和国生态环境部,国家统计局,中华人民共和国农业农村部.第二次全国污染普查公报[Z].北京:生态环境部办公厅,2020.
- [5] 林河成.稀土生产中废渣的处置[J].上海有色金属,2008,29(4):190-193.
LIN Hecheng. Disposal of waste slag during production of rare earths[J]. Shanghai Nonferrous Metals, 2008, 29(4): 190-193.
- [6] 杜娟,张贺飞,柏学凯,等.中国稀土废渣时空分布与区域处置策略研究[J].铀矿冶,2024,43(2):90-95.
DU Juan, ZHANG Hefei, BAI Xuekai, et al. Spatio-temporal distribution and regional disposal strategy of rare earth waste residue in China[J]. Uranium Mining and Metallurgy, 2024, 43(2): 90-95.
- [7] 帅震清,谢家理.稀土工业固体废物的浸出特性研究[J].世界有色金属,2014,34(7):28-31.
SHUAI Zhenqing, XIE Jiali. Research on the leaching characteristics of solid waste from earth industry[J]. World Nonferrous Metals, 2014, 34(7): 28-31.
- [8] 陈志东,陈柏迪,邓飞,等.锆英砂类型伴生矿固体废物中核素与重金属释出的浸泡淋滤实验研究[J].核技术,2021,44(3):73-81.
CHEN Zhidong, CHEN Baidi, DENG Fei, et al. Soaking and leaching experimental study on nuclides and heavy metals from zircon sand type associated radioactivity solid wastes[J]. Nuclear Techniques, 2021, 44(3): 73-81.
- [9] 核工业二三〇研究所.湖南伴生放射性矿产资源开发利用尾渣现状调查(稀土类)[R].长沙:核工业二三〇研究所,2019.

- [10] ШТАНГЕЕВА ИРИНА ВЛАДИМИРОВНА, TURLER A, LIN X. Naturally Occurring Radioactive Material (NORM V) [J]. IAEA, 2008.
- [11] LILAND A, STRAND P, AMUNDSEN I, et al. Advances in NORM management in Norway and the application of ICRP's 2007 recommendation [J]. *Annals of the ICRP*, 2012, 41(3/4): 332-342.
- [12] IAEA. IAEA safety standards series No. RS-G-1.7: Application of the concepts of exclusion, exemption and clearance [M]. Vienna: IAEA, 2006.
- [13] 中核第四研究设计工程有限公司. 包头市稀土废渣库建设工程可行性研究报告[R]. 石家庄: 中核第四研究设计工程有限公司, 2019.
- [14] 中核第四研究设计工程有限公司. 甘肃稀土冶炼伴生放射性废渣处置库项目[R]. 石家庄: 中核第四研究设计工程有限公司, 2021.
- [15] 王浩铭, 常哲, 周书葵, 等. 铀尾矿库浅层土壤中核素U的析出及固定试验[J]. *科学技术与工程*, 2018, 18(11): 343-348.
WANG Haoming, CHANG Zhe, ZHOU Shukui, et al. Precipitation and immobilization test of nuclear U in shallow soil of uranium tailings pond [J]. *Science Technology and Engineering*, 2018, 18(11): 343-348.
- [16] 曾华, 高柏, 赵素芬, 等. 零价铁去除堆浸采铀工艺废水中U(VI)的研究[J]. *工业安全与环保*, 2015(11): 23-25.
ZENG Hua, GAO Bai, ZHAO Sufen, et al. Removal of U(VI) from leaching process wastewater by zero-valent Iron [J]. *Industrial Safety and Environmental Protection*, 2015(11): 23-25.
- [17] 范镇获. 磷酸盐作用下土壤对放射性核素U和Th的吸附与迁移转化的研究[D]. 南昌: 东华理工大学, 2018.
- [18] SUN Y, LI J, WANG X. The retention of uranium and europium onto sepiolite investigated by macroscopic, spectroscopic and modeling techniques [J]. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 2014, 140: 621-643.
- [19] 谢水波, 李仕友, 王清良, 等. 粉煤灰吸附铀的影响因素探讨[J]. *环境科学与技术*, 2007, 30(1): 3-4.
XIE Shuibao, LI Shiyu, WANG Qingliang, et al. Adsorption of uranium by fly ash [J]. *Environmental Science and Technology*, 2007, 30(1): 3-4.
- [20] 胡开亮, 陈艳, 翟志勇, 等. 膨润土在危废填埋场防渗系统粘土层改性中的应用[J]. *工业安全与环保*, 2022, 48(1): 85-88.
HU Kailiang, CHEN Yan, ZHAI Zhiyong, et al. Application of bentonite in the modification of clay layer of solid waste landfills impermeable system [J]. *Industrial Safety and Environmental Protection*, 2022, 48(1): 85-88.
- [21] 孙雪景, 王占华. 垃圾填埋场中改性粘土防渗层渗透性能研究[J]. *浙江水利水电学院学报*, 2018, 30(5): 59-62.
SUN Xuejing, WANG Zhanhua. On permeability of modified clay impervious layer in landfill site [J]. *Journal of Zhejiang University of Water Resources and Electric Power*, 2018, 30(5): 59-62.
- [22] 金伟, 董春明, 王黎斌. 某伴生放射性固废处置库建设方案选择[J/OL]. *铀矿冶*, 2025, 1-7 [2025-12-26]. <https://doi.org/10.13426/j.cnki.yky.2025.09.02>.
JIN Wei, DONG Chunming, WANG Libin. Selection of construction plan for a certain associated radioactive solid waste disposal facility [J]. *Uranium Mining and Metallurgy*, 2025, 1-7 [2025-12-26]. <https://doi.org/10.13426/j.cnki.yky.2025.09.02>.

Research and Application of Nuclide Migration Control Technology for Associated Radioactive Waste Disposal Site

DU Juan, GAO Yang, LIU Xiaochao, ZHANG Hefei, JI Dong, LI Li

(The Fourth Research and Design Engineering Corporation of CNNC, Shijiazhuang 050021, China)

Abstract: To address the challenges in the design of associated radioactive waste repository and ensure the long-term effectiveness of waste disposal, theoretical and experimental research were conducted on radionuclide migration control technologies for associated radioactive waste disposal sites. A three-dimensional pollution control technology system was established from three dimensions: source, process, and end. Through waste leaching experiments, stabilization agents were screened, and based on this, a new type of stabilization composite material was developed, which effectively resolved the acid rebound issue to a certain extent, achieving source control. Research on seepage process blockage constructed a three-dimensional waterproof intrusion system, blocking external water intrusion from multiple dimensions. For end-of-pipe pollution control technology, soil modification and retardation experiments were conducted using natural clay from a specific region, determining the optimal mixing ratio of modified materials and the thickness of the natural material anti-seepage layer. The practical applications were implemented for a provincial associated radioactive waste repository, and the results show the three-dimensional pollution prevention and control technology plays a critical role in controlling radionuclide migration.

Key words: associated radioactive waste; disposal site; nuclide migration; stabilization; modification; retardation; waterproof; radioactive waste disposal