



文章栏目：固体废物处理与资源化

DOI 10.12030/j.cjee.202209023 中图分类号 X523 文献标识码 A

李传维, 丁浩然, 陈成, 等. 可渗透反应墙技术在固废填埋场渗滤液处理中的应用[J]. 环境工程学报, 2023, 17(2): 625-634. [LI Chuanwei, DING Haoran, CHEN Cheng, et al. Application of permeable reactive barrier technology in treatment of solid waste landfill leachate[J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2023, 17(2): 625-634.]

可渗透反应墙技术在固废填埋场渗滤液处理中的应用

李传维^{1,2}, 丁浩然^{1,2}, 陈成^{1,2}, 宋少宇^{1,2}, 刘鹏^{1,2}, 李书鹏^{1,2}, 凌鹰^{1,2}, 郭亮^{1,2}, 黄志东¹

1. 北京建工环境修复股份有限公司, 北京 100015; 2. 污染场地安全修复技术国家工程实验室, 北京 100015

摘要 可渗透反应墙技术 (PRB) 是一种高效、节能、绿色、可持续的原位修复技术, 能有效治理垃圾渗滤液及污染地下水。由于固废填埋场渗滤液性质类似, PRB 技术也可用于固废填埋场渗滤液的原位处理。以重金属污染土壤经固化/稳定化修复后安全填埋产生的渗滤液为研究对象, 经前期调研筛选 PRB 反应介质, 采用静态批实验、动态柱实验评估反应介质的修复效果, 同时通过 PRB 设计、施工、运行监测等工程实践验证 PRB 技术处理渗滤液的可实施性。结果表明, 选择赤铁矿和石灰石作为 PRB 反应介质, 当赤铁矿:石灰石=2:1、反应时间为 12 h 时, 对镍、砷、镉吸附容量分别达到 499.31、494.32、18.63 mg·kg⁻¹。以赤铁矿:石灰石=2:1 作为柱实验填充材料时, 反应 0~28 d 溶液中砷、镉的浓度均远低于修复目标值, 镍的浓度在反应 0~14 d 内达标、21 d 后浓度急剧上升穿透 PRB 柱。采用上述填充材料建设与渗滤液收集池一体化的连续反应墙时, 设计墙体厚度 1.5 m。在工程运行初期, PRB 建成使用 1~3 月后, 场内监测井污染物数据均达到地下水 IV 类标准, 且下游监测井污染物数据施工前后无变化未造成二次污染。PRB 处理固废填埋场渗滤液具有一定应用前景。

关键词 可渗透反应墙; 重金属; 固废填埋场; 渗滤液; 原位处理

随着我国城市化进程加快, 土壤及地下水污染问题日益突出, 对人群健康、生态环境造成严重威胁, 污染修复工作亟需大力推进^[1]。目前, 针对土壤重金属污染修复技术主要包括固定化/稳定化技术、土壤淋洗技术、电动修复技术、植物修复技术、微生物修复技术以及联合修复技术等^[1-2]。其中, 固定化/稳定化技术作为一种热门修复技术, 常与安全填埋技术联合使用, 固定化/稳定化技术修复后的重金属污染土壤, 经鉴定为固体废物后可进行填埋处理。由于固废填埋渗滤液中污染物浓度高、毒性大、水量水质波动大、暴露风险大等特点^[3-4], 对周边地表水和地下水具有潜在威胁, 渗滤液处理是固体废物安全填埋的核心问题和重要保障^[5], 常见的固废填埋渗滤液处理技术主要有生物处理技术、物理化学处理技术和土地处理技术^[4-6]。

可渗透性反应墙 (permeable reactive barrier, PRB) 技术是一种经济、简易、高效、可持续、二次污染少的原位被动修复技术^[7-10]。1998 年美国环保署 (EPA) 发行《污染修复的 PRB 技术》手册定义该技术为: 在地下安装填充有活性反应材料的墙体拦截污染羽, 污染物与活性材料发生降解、吸附、沉淀、氧化还原等反应而被去除, 使污染物浓度达到环境标准值^[11]。近年来, PRB 技术可用

收稿日期: 2022-09-05; 录用日期: 2022-12-21

第一作者: 李传维 (1992—), 女, 硕士, 工程师, lichuanwei@bceer.com; 通信作者: 丁浩然 (1989—), 男, 硕士, 工程师, dinghaoran@bceer.com

于修复有机、石油类、重金属类污染地下水等^[12-15],已成为了国内外污染修复领域中的研究热点^[16-17]。例如钱程等^[18]利用PRB技术修复含有多种重金属、有机、氨氮等污染物的地下水发现均具有良好的去除效果;沈前等^[19]在岳阳市桃林铅锌矿区创建了地下水PRB示范基地。国内相关研究也论证了PRB技术治理污染垃圾渗滤液的可行性和有效性。例如崔海炜等^[20]对PRB技术治理垃圾渗滤液污染地下水进行了实验模拟研究,狄军贞等^[21]构建三重垂直流PRB强化砂箱模型对垃圾渗滤液进行连续动态处理研究。但是,目前针对PRB技术修复固废填埋场渗滤液的研究及工程应用却鲜有报道。由于固废填埋场渗滤液性质与污染地下水、垃圾渗滤液有一定相似性,综合了垃圾渗滤液集中收集、污染羽小,以及污染地下水的污染类型稳定、有机质含量少等特质,使得PRB技术修复固废填埋场渗滤液具备可行性、且预计修复效果良好。

本研究以固废填埋场渗滤液为研究对象,通过PRB反应介质筛选,开展静态批实验和动态柱实验;同时,经PRB结构设计、工程施工及运行监测等工程实践工作,拟论证PRB技术原位处理固废填埋场渗滤液的可行性和有效性。本研究拟为PRB技术处理固废填埋场渗滤液的研究和实践提供参考,并拓宽PRB技术在环境修复领域的应用范围。

1 材料与方法

1.1 研究对象

1) 工程概况。本研究所依托场地位于我国华中地区某退役冶炼厂地块,场地内土壤受砷、铜、镍、铅、镉、钴、锑等重金属污染。土壤污染深度为0~6 m、方量为48 884 m³,要求采用固化稳定化技术修复合格后,经鉴定为固废后转运至距离场地15 km的填埋场地进行阻隔填埋。场地污染土壤的pH平均值为6.44,含水率平均值16.98%,污染数据及修复合格标准详见表1。固化稳定化修复后土壤按《固体废物 浸出毒性浸出方法 硫酸硝酸法》(HJT299-2007)的方法^[22],浸出液污染物浓度要求满足《地下水质量标准》(GB/T14848-2017)中IV类标准限值^[23]。

固废填埋场位于山坡上,原为碎石厂废弃采场,经矿山地质环境修复治理后,山体坡面稳定性较好,经评估可作为固废填埋场使用。依据《一般工业固废贮存和填埋污染控制标准》(GB 18599-2020)^[24]等文件要求,固废填埋场将建设防渗系统、渗滤液收集和处理系统、雨水导排系统等,其中渗滤液处理单元将作为本研究主要研究单元。本工程填埋场结构设计如图1所示。

表1 土壤污染数据及修复目标

Table 1 Soil pollution data and remediation targets

污染物项目	总量超标率/%	浸出超标率/%	修复合格标准限值/(mg·L ⁻¹)
砷	33	58	0.05
镉	1	—	0.01
铜	2	—	1.50
铅	2	—	0.10
镍	11	4	0.10
锑	1	4	0.01
钴	2	—	0.10

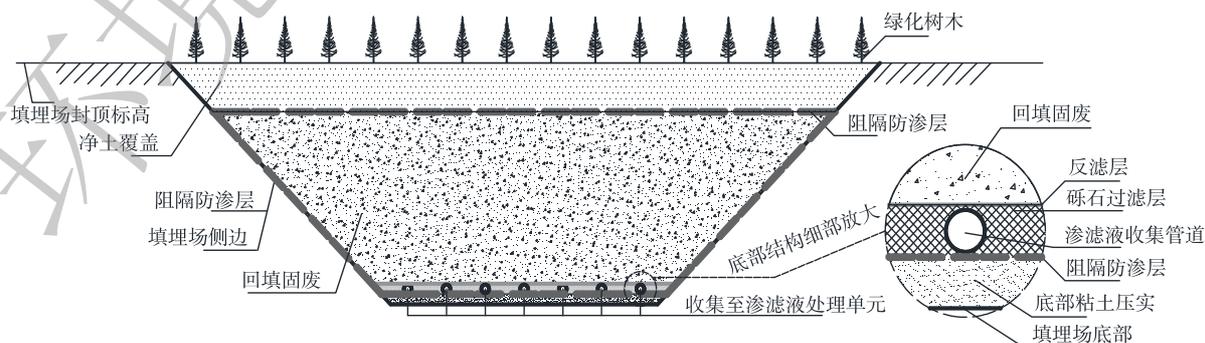


图1 填埋场结构设计示意图

Fig. 1 Schematic diagram of landfill structure

2) 固废填埋场渗滤液污染特征及负荷。根据《生活垃圾填埋场渗滤液处理工程技术规范》(HJ 564-2010)^[25]对本项目固废填埋场渗滤液产生量进行估算,采用经验公式法(浸出系数法)计算,见式(1):

$$Q = I \times (C_1 A_1 + C_2 A_2 + C_3 A_3) / 1000 \quad (1)$$

式中: Q 为渗滤液量, $\text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$; I 为多年平均日降雨量, $\text{mm} \cdot \text{d}^{-1}$; C_1 为正在填埋作业单元渗出系数,一般宜取 0.5~0.8; A_1 为正在填埋作业单元面积, m^2 ; C_2 为已经中间覆盖单元渗出系数,宜取 0.4~0.6 C_1 ; A_2 为已经中间覆盖单元面积, m^2 ; C_3 为已经终场覆盖单元渗出系数,一般宜取 0.1~0.2; A_3 为已经终场覆盖单元面积, m^2 。

根据黄石市所属国家气象观测站 1973—2019 年的逐日降水量资料,黄石市 47 年来年降水量的平均值为 1 479.778 mm^[26],日降水量 I 约 4.054 mm; 本项目回填期短,预计 3 个月内完成终场覆盖且工期避开雨季并及时覆盖, A_1 、 A_2 设为 0; 回填面积 A_3 约 16 000 m^2 ; 填埋场封场采取防渗阻隔(坡度 2%),并设雨水导排层与截洪沟减少雨水入渗,因此封场覆盖单元的渗出系数 C_3 取值 0.05。数值代入计算见表 2,得到渗滤液量估算值为 3.243 $\text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ 。由于回填物为固化稳定化后的重金属土壤,其有机质含量、含水率皆远低于生活垃圾,填埋场封场采取防渗阻隔(坡度 2%),并设雨水导排层与截洪沟且为一次性回填,雨水入渗少,实际渗滤液量将远低于估算值。

表 2 固废填埋场渗滤液产生量估算

$I/(\text{mm} \cdot \text{d}^{-1})$	C_1	C_2	C_3	A_1/m^2	A_2/m^2	A_3/m^2	$Q/(\text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1})$
4.054	—	—	0.050	0	0	16 000	3.243

综上所述,本研究的固废填埋场渗滤液主要污染成分为砷、镍、镉等重金属污染物,经固化/稳定化后土壤浸出液已达到相应标准,有机质含量、含水率远低于垃圾渗滤液,回填封场后渗滤液产生量少,污染负荷低。

渗滤液常见的处理形式包括回灌和独立污水处理站等场内处理以及场外处理、场内外联合处理形式,虽然回灌有利于系统循环运行但不能完全消除渗滤液及污染,独立污水处理站的建设、设备、运行、管理费用高且动态技术改造需求大^[6]。本项目固废填埋场地处山区离城市较远,入场道路条件较差,周边可接纳渗滤液的污水处理厂距离较远,渗滤液场外处理、场内外联合处理形式均不适用。PRB 技术经济适用、施工简易、绿色可持续,适用于原位修复固废填埋场渗滤液,预期修复效果良好。

1.2 反应介质材料

反应介质是决定 PRB 技术修复效果的关键因素^[7],PRB 反应介质材料类型筛选原则为:对污染组分具有高效的反应活性,具备良好的渗透性、长期稳定性和环境相容性,不产生二次污染,材料易大量获得确保可持续性使用^[11,27-28]。

本项目固废填埋场渗滤液中关注的污染组分为砷、铜、镍、铅、镉、钴、镉等重金属,根据 PRB 反应介质去除重金属原理可将材料划分为吸附型介质材料、氧化还原介质材料、沉淀型介质材料、降解型介质材料、复合型介质材料^[29-31]。表 3 总结了 PRB 反应介质材料的研究和应用,重点考察对砷、镍、镉等重金属污染物的去除。

综合表 3 所述材料,并考虑药剂本身可能的隐患^[29],仅考虑单一材料和 2 种材料组合作为备选——零价铁、石灰石(或石灰)+铁盐(含铁材料)、沸石+铁盐(含铁材料);表 4 采用综合指数法对以上材料和材料组合进行逐一分析,最终选择石灰石+铁盐(含铁材料)作为本项目固废填埋场渗滤液处理的 PRB 反应介质材料。天然矿物材料具有工艺简单、廉价易得、效果好且二次污染小等

表3 PRB反应介质材料研究

Table 3 Research on PRB reaction medium materials

反应介质材料	目标污染物	去除效果	去除机理	参考文献
石灰、硫化钠、 灰浆	铬(六价)、铜、铅、锌、镉、 镍、铀、硒、钴、汞、砷	处理速度快	化学沉淀	[32]
含铁材料	砷	三价铁>二价铁>铁氢氧化物、铁氧化 物、聚合硫酸铁	铁砷沉淀、离子交 换、吸附	[33]
铁盐	砷、锑	方解石颗粒强化除砷>99%	混凝	[34-35]
石灰石和赤泥	铜、锰、锌、镍	去除率很好	沉淀、吸附、共沉淀	[36]
沸石	铅、铜、镍、砷、镉、锌、铬(六价)	吸附能力较强	吸附	[7,18,37-38]
钢渣	铅、砷、锌、镉、铬、铜、锰、锌	—	吸附	[18]
零价铁	铬(六价)、镍、铅、铀、锑、铜、锰、 锌、铜、锰、锌、硒、汞、砷	—	氧化还原、共沉淀	[9,16]

表4 PRB反应介质材料比选表

Table 4 PRB reaction medium material selection table

评分指标	指标权重	零价铁评价分值	石灰石+赤铁矿评价分值	沸石+赤铁矿评价分值
良好的稳定性和环境相容性	0.25	8	7	8
不产生二次污染	0.25	8	8	8
材料价格低廉、经济性高	0.3	2	8	7
材料易大量获得	0.2	3	8	7
综合评分	—	5.2	7.75	7.5

特点^[8]，该组合材料中铁盐(含铁材料)采用赤铁矿。

石灰石、赤铁矿均为天然矿物，实验室选取其主要成分纯物质 Fe_2O_3 、 CaCO_3 作为实验材料，通过静态批实验可验证反应介质对目标污染物的去除能力^[16]。影响PRB反应介质活性的主要因素有材料类型、比表面积、颗粒尺寸、介质密度和渗透系数等^[9]，材料组配直接影响渗透系数、有效孔隙度^[8]，本实验将通过静态批实验确定最优材料组配。

1.3 静态批实验方法

称取1.0 g试验材料于离心管中，分别加入100 mL初始质量浓度为砷 $0.5 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、镍 $0.5 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、锑 $0.05 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ，pH为7.0的重金属溶液。置于恒温振荡器中 $25 \text{ }^\circ\text{C}$ 、 $200 \text{ r}\cdot\text{min}^{-1}$ 振荡12、24 h，过滤后收集滤液，测定滤液中砷、镍、锑的质量浓度，每个实验组设置3个平行样品(见表5)。通过比对各个实验组材料对渗滤液的处理效果，以确定反应介质类型、组配及反应时间。实验室检测方法参考《水质65种元素的测定电感耦合等离子体质谱法》(HJ 700-2014)^[39]。

1.4 动态柱实验方法

在反应介质筛选、静态批实验确定反应介质类型的基础上，进行室内PRB动态柱实验，模拟

表5 静态批实验设计分组

Table 5 Design of static batch test

实验组	$\text{Fe}_2\text{O}_3:\text{CaCO}_3$ 质量比	反应 时间/h	实验组	$\text{Fe}_2\text{O}_3:\text{CaCO}_3$ 质量比	反应 时间/h
1	1:1	12	6	1:1	24
2	2:1	12	7	2:1	24
3	1:2	12	8	1:2	24
4	1:0	12	9	1:0	24
5	0:1	12	10	0:1	24

实际固废填埋场情况、研究筛选反应介质对渗滤液中重金属的去除效果，为后续工程施工运用提供理论依据。设计定制直径8 cm、长度45 cm的亚克力柱子，两端开口连接硅胶软管作为进水口、出水口，如图2所示。柱内两端各填充厚度为10 cm的0.5~1 mm石英砂，中端填充厚度为25 cm的20目反应介质(质量约3 kg)，反应介质赤铁矿与石灰石的质量比为2:1。模拟废水质量浓度为砷 $0.5 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、镍 $0.5 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、镉 $0.05 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ，pH为7.0，设定流速为 $0.5 \text{ mL}\cdot\text{min}^{-1}$ ，出水稳定后留取运行0(出水稳定第1天)、7、14、28 d的出水样品进行检测。

1.5 反应墙结构形式

PRB技术在实际应用时，关键在于反应介质、墙体形式等参数设计^[17,40-41]，PRB墙体结构形式常见的有连续反应墙式和漏斗-导水门式^[42]，其中连续反应墙式干扰小、结构简单、易于设计但不适用于大型污染羽处理^[10,43]，应用相对更广泛^[11]。本次研究场地渗滤液产生量少、污染负荷低，前端配套建设的渗滤液收集单元可将渗滤液统一收集处理，因此PRB墙体形式选用连续反应墙式。

2 结果与讨论

2.1 静态批实验

由于反应介质复配比例和反应时间对材料去除重金属能力具有较大影响，本研究采用 $\text{Fe}_2\text{O}_3:\text{CaCO}_3$ 复配比例分别为1:1、2:1、1:2、1:0、0:1，反应时间设置为12和24 h，探究反应介质的最优复配比例与最佳反应时间。

1) 反应介质复配比例对重金属处理能力的影响。如图3所示，当 $\text{Fe}_2\text{O}_3:\text{CaCO}_3$ 复配比例为2:1和1:0时，材料对镍、砷、镉的去除效果最好，镍、砷的去除率分别高达99%、98%，且已达到修复目标值 0.1 、 $0.05 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。这表明 Fe_2O_3 、 CaCO_3 单一及复合材料均可有效去除镍、砷2种重金属，反应机理可能是沉淀、离子交换、吸附、混凝中的1种或多种^[39-43]，反应见式(2)~式(3)^[32-33]。



重金属镉修复目标值为 $0.01 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ，实验组均未达到修复目标值。但在 $\text{Fe}_2\text{O}_3:\text{CaCO}_3$ 复配比例为2:1和1:0时，镉的去除效果更佳，去除率达到50%，溶液中镉的质量浓度最低为 $17.27 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ ，已趋近于修复目标值。相比 CaCO_3 ， Fe_2O_3 去除镍、砷、镉能力更优，而镉的去除效果较差。这可能是由于 Fe_2O_3 去除镉时，产生的水解产物水合氧化铁络合吸附镉，使得镉的去除效果不理想^[35,44]。

2) 反应时间对材料去除重金属能力的影响。如图3所示，反应时间设置为12和24 h时， $\text{Fe}_2\text{O}_3:\text{CaCO}_3$ 复配材料对砷、镍的去除效果无明显影响，表明反应12 h时体系已基本达到平衡状态，此后增加反应时间也不影响材料对重金属砷、镍的去除效果。当 $\text{Fe}_2\text{O}_3:\text{CaCO}_3$ 复配比例为2:1时，反应12 h时，镍和砷的去除率分别为99.86%、98.86%；反应24 h时，镍、砷的去除率分别为99.94%、98.98%。

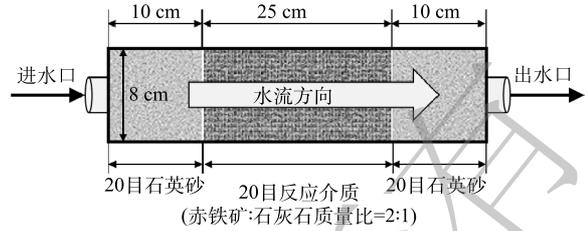


图2 PRB柱实验装置设计图

Fig. 2 Design scheme of the PRB column test

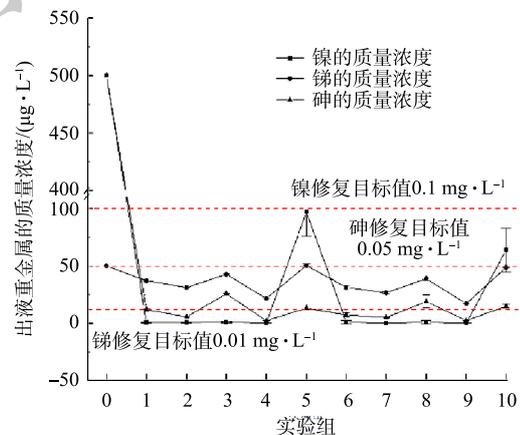


图3 静态批实验数据

Fig. 3 Experimental data of static batch

然而, 增加反应时间对重金属镉的去除效果有影响但不显著, 随着反应时间由 12 h 增加至 24 h 镉的质量浓度降低、去除率略有提升: 在 $\text{Fe}_2\text{O}_3:\text{CaCO}_3$ 复配质量比为 1:1 时, 镉的质量浓度由 $37.17 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 降至 $31.33 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, 镉的去除率 25.67% 提高至 37.33%; 在 $\text{Fe}_2\text{O}_3:\text{CaCO}_3$ 复配质量比为 2:1 时, 镉的质量浓度由 $31.37 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 降至 $26.63 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, 去除率从 37.27% 提高到 46.73%; 在 $\text{Fe}_2\text{O}_3:\text{CaCO}_3$ 复配质量比为 1:0 时, 镉的质量浓度由 $21.70 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 降至 $17.27 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, 去除率从 56.60% 升至 65.47%。

综上所述, 在 $\text{Fe}_2\text{O}_3:\text{CaCO}_3$ 复配比例 2:1 和 1:0 时, 反应介质对砷、镍、镉等重金属污染物的去除效果最好。考虑 2 种材料的可获得性和经济成本, CaCO_3 来源广且价格更低廉, 最终确定 $\text{Fe}_2\text{O}_3:\text{CaCO}_3$ 复配比例为 2:1。材料对砷、镍 2 种重金属去除反应在 12 h 已基本达到饱和, 随反应时间增加重金属的质量浓度不再降低; 材料对镉的去除随反应时间增加, 重金属的质量浓度逐渐降低; 在 $\text{Fe}_2\text{O}_3:\text{CaCO}_3$ 复配比例为 2:1、反应时间为 12 h, 材料对镍、砷、镉的吸附容量分别达到 499.31 、 494.32 、 $18.63 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。砷是本项目填埋场渗滤液主要成分, PRB 设计时参照砷的反应时间 12 h。实际工程运行中, 同时关注镉的质量浓度变化, 确保出水达标。

2.2 动态柱实验

在 PRB 反应介质筛选及静态批实验基础上, 再通过室内 PRB 动态柱实验模拟工程实际状况, 验证材料修复效果, 同时为工程设计及施工提供依据。在 PRB 动态柱运行出水稳定后, 留取水样进行检测, 出水重金属的质量浓度检测数据如图 4。

由图 4 可知, PRB 柱运行 0、7、14、21、28 d 时, 出水样品中镉的质量浓度分别为 0.25、1.78、2.21、4.03、 $3.67 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, 砷的质量浓度分别为 3.81、1.1、1.69、6.5、 $4.08 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, 均远低于修复目标值。出水样品中镍的质量浓度在 PRB 柱运行 0、7、14 d 分别为 1.42、4.86、 $32.9 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, 低于修复目标值 $0.1 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 但运行 21 d 和 28 d 后出水样品中镍的质量浓度明显增高, 分别达到 $326 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $341 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, 已超出修复目标值。这说明, 重金属镍出现穿透, 由此计算实际渗滤液处理时, 反应介质对重金属镍的饱和和吸附容量为 $0.8 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。PRB 动态柱实验结果表明材料筛选及静态批实验确定的反应介质可有效去除固废填埋场渗滤液中的重金属, 实际运用中需重点关注重金属镍的饱和情况。

2.3 PRB 设计、施工及运行监测

1) PRB 设计参数确定。PRB 技术应用于本项目中固废填埋渗滤液的原位处理, 结合填埋场的结构设计和前端渗滤液收集单元的施工特点, 将 PRB 置于渗滤液收集池内, 形成“收集池进水段→PRB 处理段→收集池出水段”一体化结构, 实现渗滤液收集与设计、施工整体性。收集池主要功能是调节水质水量、暂时存储渗滤液, 渗滤液日平均渗滤液产生量为 $3.243 \text{ m}^3\cdot\text{d}^{-1}$, 设计渗滤液存储时间为 15 d, 收集池容量根据式 (4) 进行计算。

$$V = Qnt \quad (4)$$

式中: V 为调节池容量大小; Q 为每天渗滤液产生量, $\text{m}^3\cdot\text{d}^{-1}$; n 为安全系数, 取 1.5; t 为储水时间, d。

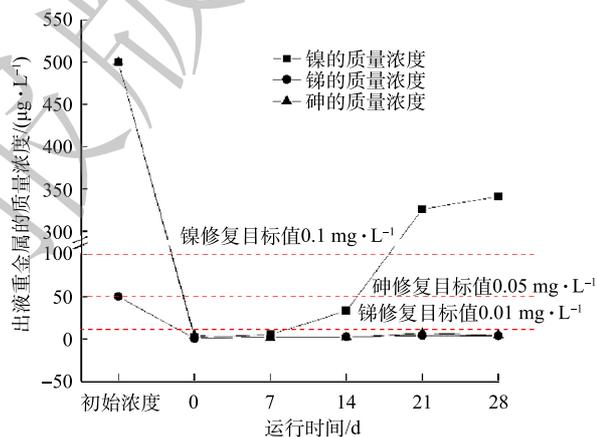


图 4 PRB 柱动态实验数据

Fig. 4 Experimental data of PRB column test

代入数值计算出收集池容量 $V=72.968 \text{ m}^3$ 。考虑基坑开挖施工安全和难度，收集池深度不宜过大。收集池长度、宽度直接决定渗滤液流速，尽量保证大的汇水面积可以降低流速确保反应充分。

PRB 反应墙体的关键参数包括深度、宽度、厚度，参数设计主要取决于污染物的三维空间分布和地下水特征，直接关系到工程成本^[22]。反应墙厚度设计尤为关键，直接影响污染物去除率^[9]，具体计算见式 (5)。

$$B = vtF_{s1} \tag{5}$$

式中： B 为墙体厚度， cm ； v 为墙体内地下水流速， $\text{cm}\cdot\text{s}^{-1}$ ； t 为水力停留时间， s ； F_{s1} 为安全系数。

在实际工程中，为确保处理效果通常原计算结果需乘以安全系数 F_{s1} ， F_{s1} 一般取 $1.5^{[45]}$ ；水力停留时间由污染物的反应速率决定，反应速率可通过动态柱实验获得。王照宜^[46] 的反应柱实验在停留时间 24 h 时，出水中镉、镍、铜、铬等 4 种重金属的去除率均超过 99.8% ；沈前^[19] 的钢渣对铅、锌、镉等重金属吸附实验中，停留时间达到 12 h 时污染几乎完全去除；同时，参照静态试验结果，水力停留时间 t 理论取值为 18 h ，实际工程的设计水力停留时间通常为实验数据乘以安全系数 $5.5^{[47-48]}$ 。本次 PRB 处理对象为固废填埋场渗滤液，不需要考虑墙体内地下水流速而是渗滤液流速，按照渗滤液产生量为 $3.243 \text{ m}^3\cdot\text{d}^{-1}$ ，渗滤液收集池的汇水面积 (长度 $7 \text{ m}\times$ 深度 $2 \text{ m}=14 \text{ m}^2$) 进行计算，渗滤液流速为 $0.232 \text{ m}^3\cdot\text{d}^{-1}$ 。代入以上数值计算，PRB 反应墙墙体厚度为 1.433 m ，实际工程时 PRB 墙体厚度设计为 1.5 m 。

2) PRB 施工参数确定。结合渗滤液收集池和 PRB 墙体厚度设计参数，对渗滤液收集池-PRB 反应墙设计进行结构设计，主要设计参数：收集池设计深度为 2 m 、设计长度为 7 m 、设计宽度为 6 m ；PRB 墙体厚度设计为 1.5 m ，并置于收集池中后段。图 5 为渗滤液收集池-PRB 反应墙结构设计图。

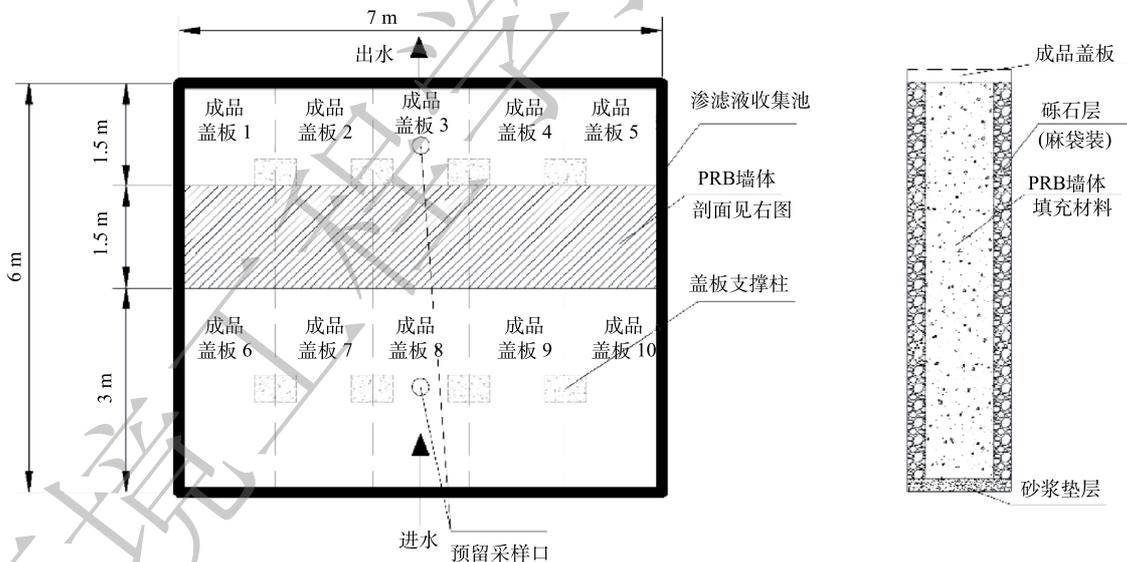


图 5 PRB 反应墙结构图

Fig. 5 PRB reaction wall structure diagram

PRB 反应墙的施工参数详见图 6，具体施工参数包括：收集池底部为 20 cm 厚水泥砂浆垫层、四周为砖砌体+水泥砂浆抹面结构，顶部盖板采购成品盖板，盖板支撑柱采用砖砌+水泥砂浆抹面，PRB 墙体上覆盖盖板采用活动盖板便于反应介质更换和检修，进水端、出水端设置活动孔，作为进水、出水监测采

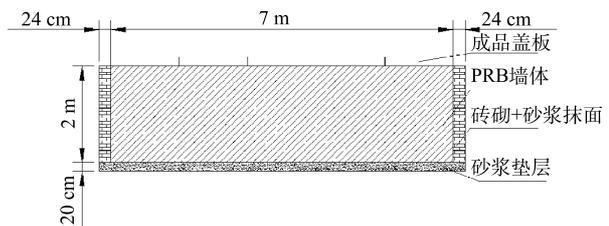


图 6 PRB 反应墙施工参数

Fig. 6 Construction parameters of PRB reaction wall

样口。

3) PRB 运行监测结果。PRB 在工程运行期间,进行污染物监测判定 PRB 对渗滤液的修复效果,监测井一般布设在 PRB 上游、下游、两侧和反应墙内部。本项目由于填埋场地处山坡,上游及两侧均为山体无法建井,在下游和内部设置监测井,运行初期的监测频率为每月 1 次,运行稳定和后期的监测频率为每季度 1 次。下游监测井数据已采集运行初期施工完成后 1~3 个月的 3 批数据,内部监测井由于初期渗滤液量极少仅采集到第 3 个月数据。

运行第 3 个月反应墙内部监测井数据表明:重金属铜、镍、镉、铅、镉、砷、钴出水的质量浓度分别为 1.66、1.69、2.6、0.12、0.14、3.6、0.21 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$,均远低于地下水质量标准限值。PRB 下游监测井数据显示,施工前后关注污染物浓度无明显变化,说明 PRB 施工对周边地下水未造成二次污染。PRB 施工运行监测的结果,验证了所选反应介质对工程实际固废填埋渗滤液的处理效果,以及动态柱实验中确定的设计参数科学合理、可行有效。

3 结论

1) 渗透性反应墙技术适用于固废填埋场渗滤液的原位处理。在重金属污染土壤安全填埋场建设连续反应墙式 PRB,墙体厚度为 1.5 m,填充质量比为 2:1 的赤铁矿、石灰石。工程运行初期填埋场渗滤液修复达标,证明了 PRB 技术运用于固废填埋场渗滤液原位处理的可行性和效果。

2) 渗透性反应墙技术处理固废填埋场渗滤液具备更优良的经济适用性。根据本工程应用的成本测算,采用外运处置、建设场内污水处理站、PRB 的建设成本分别为 5、35 和 15 万,5 年运行成本分别为 60、30 和 30 万,10 年运行成本分别为 120、60 和 60 万,PRB 技术综合效益更高。

3) 渗透性反应墙技术处理固废填埋场渗滤液具备更好的绿色可持续性。相较于场外处理、建立独立污水处理站,采用 PRB 技术原位处理渗滤液可降低能源供给、减少设备排放、优化空间利用。

4) 渗透性反应墙技术在污染修复领域具备广阔的运行前景。固定化/稳定化联合填埋技术常用于土壤重金属污染修复领域,采用 PRB 技术处理固废填埋场渗滤液,拓宽了该技术在污染修复领域的应用。

参考文献

- [1] 陈梦航. 我国工业污染场地土壤与地下水重金属修复技术综述[J]. 中国科学院院刊, 2014, 29(3): 327-335.
- [2] 杨国栋, 张梦竹, 冯涛, 等. 土壤重金属污染修复技术研究现状及展望[J]. 现代化工, 2020, 40(12): 50-54+58.
- [3] QURESHI T I, KIN H T, KIN Y J. UV-Catalytic Treatment of municipal solid-waste landfill leachate with hydrogen peroxide and ozone oxidation[J]. Chinese Journal of Chemical Engineering, 2002(04): 74-79.
- [4] 杨帆. 城市固体废物的渗滤液处理与处置研究[J]. 节能与环保, 2020(7): 82-83.
- [5] 王中琼. 固体废物填埋渗滤液处理专利技术分析[J]. 三峡环境与生态, 2011, 33(3): 37-39.
- [6] 肖峰. 浅谈垃圾填埋场渗滤液处理工艺和方式[J]. 环境科学与管理, 2008, 33(8): 187-191.
- [7] 祁宝川, 韩志勇, 陈吉祥. PRB 修复重金属污染地下水的反应介质研究进展[J]. 应用化工, 2017, 46(4): 749-754, 759.
- [8] 曾婧滢, 秦迪岚, 毕军平, 等. 天然矿物组合材料渗透反应墙修复地下水镉污染[J]. 环境工程学报, 2014, 8(6): 2435-2442.
- [9] 郭丽莉, 康绍果, 王祺, 等. 渗透式反应墙技术修复铬污染地下水的研究进展[J]. 环境工程, 2020, 38(6): 9-15.
- [10] 邱锦安, 张澄博, 李洪艺, 等. PRB 在地下水污染修复中的应用与研究进展[J]. 广东农业科学, 2011, 38(13): 144-146, 152.
- [11] USEPA. Permeable reactive barrier technologies for contaminant remediation[R]. EPA/600/R-98/125 September, 1998.
- [12] HENDERSON A D, DEMOND A H. Long-term performance of zero-valent iron permeable reactive barriers: a critical review[J]. Environmental Engineering Science, 2007, 24(4): 401-423.
- [13] Blowes D W, Ptacek C J, Benner S G, et al. Treatment of inorganic contaminants using permeable reactive barriers[J]. Journal of Contaminant Hydrology, 2000, 45(1-2): 123-137.

- [14] Suponik T. Groundwater treatment with the use of zero-valent iron in the permeable reactive barrier technology[J]. *Physicochemical Problems of Mineral Processing*, 2013, 49(1): 1643-1649.
- [15] 孟庆玲, 任群, 王显胜, 等. 组合材料渗透反应墙对硝基苯污染地下水的修复研究[J]. *北京大学学报(自然科学版)*, 2010, 46(3): 413-416.
- [16] 柏耀辉, 张淑娟. 地下水污染修复技术: 可渗透反应墙[J]. *云南环境科学*, 2005(4): 51-54.
- [17] 王泓泉. 污染地下水可渗透反应墙(PRB)技术研究进展[J]. *环境工程技术学报*, 2020, 10(2): 251-259.
- [18] 钱程, 张卫民. PRB反应介质材料在地下水污染修复中的应用研究进展[J]. *环境工程*, 2018, 36(6): 1-5.
- [19] 沈前. 铅锌矿多重金属污染地下水的原位渗透反应墙修复技术与示范[D]. 武汉: 华中农业大学, 2015.
- [20] 崔海炜, 孙继朝, 张英, 等. 可渗透反应墙原位修复垃圾渗滤液污染地下水[J]. *环境工程学报*, 2012, 6(8): 7.
- [21] 狄军贞, 戴男男, 江富, 等. 强化垂直流可渗透反应墙处理渗滤液污染物[J]. *环境工程学报*, 2015, 9(3): 1033-1037.
- [22] 国家环境保护总局. 固体废物 浸出毒性浸出方法 硫酸硝酸法: HJ/T299-2007[S]. 北京: 中国环境科学出版社, 2007.
- [23] 中华人民共和国国家质量监督检验检疫总局, 中国国家标准化管理委员会. 地下水环境质量标准: GB/T 14848-2017[S]. 北京: 中国环境出版集团, 2017.
- [24] 生态环境部, 国家市场监督管理总局. 一般工业固体废物贮存和填埋污染控制标准: GB 18599-2020[S]. 北京: 中国环境出版集团, 2020.
- [25] 环境保护部. 生活垃圾填埋场渗滤液处理工程技术规范(试行): HJ 564-2010[S]. 北京: 中国环境科学出版社, 2010.
- [26] 宋鸽, 罗嘉, 涂姗姗. 近47年黄石市降水变化特征分析[J]. *安徽农业科学*, 2022, 50(7): 207-210.
- [27] BLOWES D W, PTACEK C J, CHERRY J A, et al. Passive remediation of groundwater using in situ treatment curtains[J]. *Geoenvironment 2000*, Geotechnical Special Publication, ASCE, 1995, 46: 1588-1607.
- [28] BRONSTEIN K. Permeable reactive barriers for inorganic and radionuclide contamination[R]. Environmental Protection Agency, 2005.
- [29] 陈盼, 迟飞飞, 周芯. 地下水重金属污染修复技术研究进展[J]. *黑龙江科学*, 2019, 20: 70-71.
- [30] 杜连柱, 张兰英, 王立东, 等. PRB技术对地下水中重金属离子的处理研究[J]. *环境污染与防治*, 2007, 29(8): 578-582.
- [31] TEHRANI M R F, SHAMSAI A, VOSSUGHI M. In-situ Pb²⁺ remediation using nano iron particles[J]. *Journal of Environmental Health Science and Engineering*, 2015, 13(1): 1-8.
- [32] 王海兰. 惠州市大亚湾区地下水环境调查及污染环境修复技术研究(责任编辑: 金曙光)
- [33] 唐彬, 邱亚群, 胡立琼, 等. 含铁材料修复污染土壤的研究进展[J]. *安徽农业科学*, 2014, 42(12): 5.
- [34] SONG S, LOPEZ-VALDIVIESO A, HERNANDEZ-CAMPOS D J, et al. Arsenic removal from high-arsenic water by enhanced coagulation with ferric ions and coarse calcite[J]. *Water Research*, 2006, 40(2): 364-372.
- [35] 李志萍, 杨晶晶, 孙程奇, 等. 水中镉污染处理方法的研究进展[J]. *工业水处理*, 2018, 38(6): 12-16, 26.
- [36] KOMNITSAS K, BARTZAS G, PASPALIARIS I. Efficiency of limestone and red mud barriers: laboratory column studies[J]. *Minerals Engineering*, 2004, 17(2): 183-194.
- [37] VIGNOLA R, BAGATIN R, ADF D 'Auris, et al. Zeolites in a permeable reactive barrier (PRB): One-year of field experience in a refinery groundwater. Part 2: Zeolite characterization[J]. *Chemical Engineering Journal*, 2011, 178: 210-216.
- [38] PAWLUK K, FRONCZYK J, GARBULEWSKI K. Removal of dissolved metals from road runoff using zeolite PRBs[J]. *Chemical Engineering Transactions*, 2013, 32: 331-336.
- [39] 环境保护部. 水质65种元素的测定 电感耦合等离子体质谱法: HJ 700-2014[S]. 北京: 中国环境科学出版社, 2014.
- [40] Interstate Technology and Regulatory Council. Permeable reactive barrier: technology update. PRB-5[M]. Washington, D. C: Interstate Technology and Regulatory Council, PRB: Technology Update Team, 2011.
- [41] 邓一荣, 林挺, 肖荣波, 等. EKR-PRB耦合技术在污染场地修复中的应用研究进展[J]. *环境工程*, 2015, 32(10): 157-162.
- [42] 陈仲如, 张澄博, 李洪艺, 等. 可渗透反应墙的结构与设计研究[J]. *安全与环境学报*, 2012, 12(4): 56-61.
- [43] 刘玲, 徐文彬, 甘树福. PRB技术在地下水污染修复中的研究进展[J]. *水资源保护*, 2006, 22(6): 5.
- [44] 贺维鹏, 高源, 童丽, 等. 强化混凝过程絮体形态对镉(V)去除效果的影响[J]. *环境工程学报*, 2015, 9(10): 4773-4779.
- [45] 吴茜. 活性渗滤墙技术修复某垃圾填埋场地下水污染的研究[D]. 成都: 成都理工大学, 2016.
- [46] 王照宜. 污染场地铬、镍、铜、镉的垂向迁移及地下水可渗透反应墙修复技术[D]. 广州: 华南理工大学, 2016.
- [47] GAVASKAR A R. Design and construction techniques for permeable reactive barriers[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 1999, 68(1/2): 41.
- [48] 赵强, 王金生. 应用可渗透反应墙技术原位修复地下水污染[J]. *污染防治技术*, 2003, 16(4): 94-97.

Application of permeable reactive barrier technology in treatment of solid waste landfill leachate

LI Chuanwei^{1,2}, DING Haoran^{1,2,*}, CHEN Cheng^{1,2}, SONG Shaoyu^{1,2}, LIU Peng^{1,2}, LI Shupeng^{1,2}, LING Ying^{1,2}, GUO Liang^{1,2}, HUANG Zhidong¹

1. Beijing Construction Engineering Group Environmental Remediation Co. Ltd., Beijing 100015, China; 2. National Engineering Laboratory for Site Remediation Technologies, Beijing 100015, China

*Corresponding author, E-mail: dinghaoran@bceer.com

Abstract Percolation reactive wall (PRB) is an efficient, energy-saving, green and sustainable in-situ remediation technology, which can effectively treat landfill leachate and contaminated groundwater. Due to the similar properties of solid waste landfill leachate, PRB technology can also be applied to in-situ treatment of solid waste landfill leachate. In this study, the leachate produced by safe landfill after solidification/stabilization of heavy metal contaminated soil was taken as the research object. The PRB reaction medium was screened by preliminary investigation, static batch experiment and dynamic column experiment were used to evaluate the repair effect of reaction medium. At the same time, the feasibility of treating leachate by PRB technology was verified by engineering practice such as PRB design, construction and operation monitoring. The results show that when hematite: limestone = 2:1 and the reaction time was 12 h, the adsorption capacities of Ni, As and Sb reached $499.31 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, $494.32 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ and $18.63 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, respectively. When the reaction medium was used as the filling material for column experiment, the concentration of As and Sb in 0~28 d was far lower than the target value, and the concentration of Ni reached the standard within 0~14 d, and then the concentration increased sharply after 21 d to penetrate the PRB column. In this project, the above material was used to fill the permeable reactive barrier, and the PRB was integrated with leachate collection tank, the thickness of the barrier is 1.5 m. In the early stage of the project operation, after 3 months after the PRB construction, the pollutant data of the monitoring wells in the field reached the groundwater IV standard, and the pollutant data of the downstream monitoring wells had no change, so the project did not cause secondary pollution. Therefore, PRB is a feasible, effective and economical remediation technology to treat solid waste landfill leachate, and has good green sustainability and broad application prospect.

Keywords permeable reactive barrier; heavy metal; solid waste landfill; leachate; in-situ treatment