赵 莉,詹良通,游雨晴,等.山谷型填埋场溢流式 PRB 净化地下水氨氮研究 [J]. 中国环境科学, 2025,45(11):6230-6240.
Zhao L, Zhan L T, You Y Q, et al. Investigation on groundwater NH_4^+-N purification by passive overflow-PRB at valley-type landfill sites [J]. China Environmental Science, 2025,45(11):6230-6240.

山谷型填埋场溢流式 PRB 净化地下水氨氮研究

赵 莉[1,2],詹良通[2*],游雨晴[3],潘 倩[1],陈 成[4](1.浙江水利水电学院建筑工程学院,浙江 杭州 310018；2.浙江大学,软弱土与环境土工教育部重点实验室,浙江 杭州 310058；3.天府永兴实验室,地热勘探开发与综合利用研究中心,四川 成都 610213；4.浙大城市学院工程学院,浙江 杭州 310015)

摘要：山谷型生活垃圾填埋场通常具有水力梯度大、地下水流速高和污染迁移快等特点,传统结构的可渗透反应墙(PRB)难以高效捕获地下水污染羽.针对山谷型填埋场地下水污染迁移特征,提出了溢流式 PRB 新型结构.溢流式 PRB 由低渗透性阻隔墙和高渗透性 PRB 组成,PRB 位于阻隔墙中间区段的上部.阻隔墙可汇聚上游地下水并雍高水位,迫使污染地下水通过 PRB 区段进行净化.溢流式 PRB 适于修建在山谷的下游出流口处,可防止污染羽进一步向场区外运移,并解决所需 PRB 建造深度过大的问题.为验证溢流式 PRB 的有效性,以广东省和浙江省两处山谷型填埋场下游地下水氨氮为净化对象,采用 NaCl 改性沸石作为 PRB 填料,应用 MODFLOW 和 MT3DMS 模型预测布设溢流式 PRB 后的集流和净化效果.模拟结果显示:在山谷型填埋场下游布设溢流式 PRB 可有效阻滞污染羽进一步向下游迁移,5 年内两处溢流式沸石 PRB 下游氨氮浓度低于 20.0mg/L 或 1.5mg/L.

关键词：生活垃圾填埋场；山谷型；污染地下水；可渗透反应墙；氨氮；溢流
中图分类号：X523 **文献标识码**：A **文章编号**：1000-6923(2025)11-6230-11

Investigation on groundwater NH_4^+-N purification by passive overflow-PRB at valley-type landfill sites.

ZHAO Li[1,2], ZHAN Liang-tong[2*], YOU Yu-qing[3], PAN Qian[1], CHEN Cheng[4] (1.College of Civil Engineering and Architecture, Zhejiang University of Water Resources and Electric Power, Hangzhou 310018, China；2.Key Laboratory of Soft Soils and Geo-environmental Engineering, Ministry of Education, Zhejiang University, Hangzhou 310058, China；3.Research Center for Geothermal Resource Exploration, Development, and Comprehensive Utilization, Tianfu Yongxing Laboratory, Chengdu 610213, China；4.School of Engineering, Hangzhou City University, Hangzhou 310015, China). *China Environmental Science*, 2025,45(11)：6230~6240

Abstract：Valley-type municipal solid waste (MSW) landfill sites were characterized by a large hydraulic gradient, high groundwater flow velocity and rapid contamination migration. It was challenging for traditional permeable reactive barriers (PRBs) to efficiently capture contamination plumes under these conditions. According to the contamination migration characteristics of valley-type landfill sites, a novel passive overflow-PRB was proposed in this paper. The passive overflow-PRB was composed of a low-permeability cutoff wall and a high-permeability PRB, with the PRB situated in the upper-middle section of the cutoff wall. Upstream groundwater would be captured by the cutoff wall, then the groundwater level would be elevated and the contaminated groundwater would be forced through the PRB for remediation. This design was suitable for installation at the downstream outflow of a valley, effectively preventing further migration of the contamination plume off-site, and solving the problem of excessive construction depth required for the PRB. To validate the effectiveness of the passive overflow-PRB, the groundwater ammonium nitrogen (NH_4^+-N) from two valley-type landfill sites in Guangdong Province and Zhejiang Province was taken as the remediation target. NaCl-modified zeolite was applied as the reactive material of the PRB, and MODFLOW and MT3DMS models were employed to simulate the collection and remediation effects after construction of passive overflow-PRB. The simulation results indicated that the passive overflow-zeolite PRB could effectively prevent the further migration of NH_4^+-N contamination plume to the downstream, maintaining concentrations below 20.0mg/L or 1.5mg/L for 5years.

Key words: municipal solid waste landfill; valley-type; contaminated groundwater; permeable reactive barrier; ammonium nitrogen; overflow

山谷型填埋场是我国南方数量最多的生活垃圾填埋场类型[1-2],我国约有 40%的垃圾填埋场建在山谷或丘陵地带[3],其地形地貌起伏变化较大,通常地层倾角 $\alpha \geqslant 15°$,地下水水力梯度 $I>0.02$[4].受水动力

收稿日期：2025-03-20
基金项目：四川省区域创新合作项目(2024YFHZ0172);浙江省自然科学基金资助项目(LHY22E080002);国家自然科学基金资助项目(42307210);浙江省自然科学基金资助项目(LQ24E080016)
* 责任作者, 教授, zhanlt@zju.edu.cn

条件影响,山谷型填埋场中渗滤液渗漏和污染迁移速度较快,一旦下游地下水受到污染,需及时采取风险管控措施.填埋场污染地下水可通过竖井抽提、阻隔墙和可渗透反应墙(PRB)等管控措施实现污染阻控[5].其中,竖井抽提通常将污染地下水从井中泵送至地表,经由渗滤液处理站等对地下水进行净化处理,适用于地下水污染浓度较高、含水层渗透性良好的场地[6].但由于需要持续性外源动力,通常用于污染场地应急处理[7].阻隔墙应用其填充材料的低渗透性和化学相容性实现污染控制,可分为嵌入式和悬挂式[8-9].PRB 应用其填充材料的高渗透性和除污净化效果实现低浓度污染地下水的净化,主要包括连续墙式和隔水漏斗-导水门式等结构类型[10-11],选型需综合考虑场地水文地质特征和地下水污染羽分布特征[12].PRB 具有原位被动修复、技术简易和环保可持续等优点,但通常适用于污染范围较小的情况,且墙体须囊括整个污染羽的宽度和深度[13].因此,当污染羽规模较大、地下水及基岩埋深较大时,传统结构类型 PRB 的开挖和支护难度大,建设成本将大幅度提高,污染羽浓度分布不均也将导致填料利用率降低[14].由于材料成本和容量的限制,基于山谷型填埋场地下水污染特征,提出创新型 PRB 结构并开展设计验证具有重要意义.

为提高传统结构类型 PRB 的地下水污染净化效率,已有研究提出将水力调控措施和 PRB 结构联合应用[15-17].通过人为控制和干预污染地下水的水力特性,使更多污染地下水流经 PRB,提高受污染地下水的捕获和净化效率[14].近年来的研究倾向于将高渗透性汇流结构、低渗透性阻隔或吸附屏障等联合,以在含水层中实现污染地下水的聚集与原位修复[15-18].例如,通过交替井柱形成低渗透性阻隔漏斗和高渗透性闸门结构[15]、结合排水系统与填充活性炭的可渗透屏障[16-17],以及与减压集流系统耦合的PRB[18]等,均体现了通过"汇聚—截流—处理"协同机制来突破低渗透场地修复瓶颈的思路.然而,山谷型填埋场通常具有地下水埋藏深、流速快、污染易向周边迁移的特点[4],上述新型管控措施仍难以高效且经济地捕获地下水污染羽.

受隔水漏斗-导水门式PRB的启发[19-20],为提高 PRB 对山谷型填埋场污染地下水的捕获效率,本研究提出溢流式 PRB 新型结构.溢流式 PRB 由低渗透性阻隔墙和高渗透性 PRB 两部分组成,PRB 位于阻隔墙中间区段的上部.阻隔墙迫使地下水位雍高并溢流通过 PRB,其内部反应填料可净化目标污染物,适用于所需 PRB 建造深度过大的情况,可降低风险管控成本.以广东省和浙江省两处不同水文地质条件和氨氮污染程度的山谷型填埋场为研究对象,开展自然衰减和溢流式 PRB 管控工况的模拟对比.分别应用 MODFLOW 和 MT3DMS 模型针对溢流式 PRB 的水力集流和氨氮净化效果进行模拟验证,为山谷型填埋场地下水氨氮净化工作提供了思路.

1　场地特征

1.1　填埋场地一

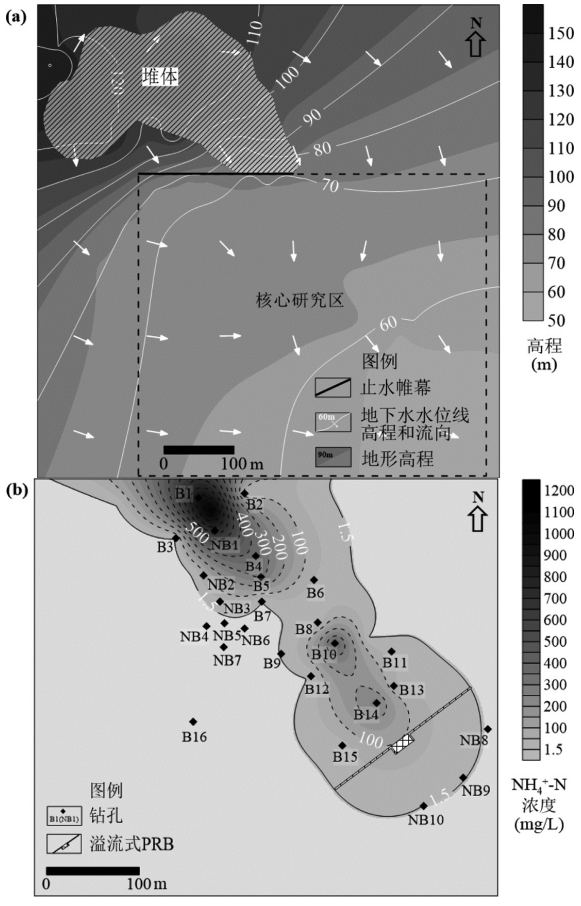


图 1　广东研究区域水文地质-地形图(a)和核心研究区地下水 NH_4^+-N 浓度分布(b)[14]

Fig.1　Hydrogeology-landform map in the study region (a) and concentration distribution of groundwater NH_4^+-N in the core study region in Guangdong(b)[14]

填埋场地一位于广东省,为山谷型简易生活垃圾填埋场.填埋场于 2004 年投产,2013 年 8 月实施封

场,占地面积约 7.2 万 m^2,总填埋垃圾量约 97.2 万 m^3,累计填埋垃圾约 80 万 t,简易封场覆土约 5.5 万 t.填埋场下游位于场区东南段,地表高程和地下水位分布如图 1(a)所示,多年平均降雨量约为 1933mm.

由于场地早期建设未采取水平防渗措施,封场也未采用覆盖膜,致使填埋场封场后仍持续污染堆体下游地下水[21].选取堆体下游邻近区域作为核心研究区域(图 1(a)中虚线矩形框),平均水力梯度约为 0.062,布设 B1~B16 和 NB1~NB10 总计 26 处钻孔,钻孔深度为 22.0~27.0m,以开展水文地质和污染运移调查.根据现场钻孔水质调查,判断 NH_4^+-N 从堆体区向东南邻区输送,存在渗滤液泄漏通道,导致堆体下游地下水水质明显恶化.地下水 NH_4^+-N 污染情况尤为严重(图 1(b)),NH_4^+-N 的浓度范围为 0~1092.0mg/L.其中,B1、B10 和 B14 三处监测井的 NH_4^+-N 浓度较高.以Ⅳ类地下水 NH_4^+-N 浓度限值 1.5mg/L 为污染羽边界值[22],研究区 NH_4^+-N 浓度超标污染面积约为 65430m^2.地下水 pH 值范围为 6.2~8.3,NO_2^--N 和 NO_3^--N 浓度均低于地下水质量标准Ⅳ类限值,且氮元素主要以 NH_4^+-N 形式存在.虽然此填埋场已停用十年,但下游高浓度污染羽仍持续影响下游地下水,亟待采取处置措施.

1.2 填埋场地二

填埋场地二位于浙江省,为山谷型生活垃圾填埋场.一期填埋场于 1991 年投入使用,为简易填埋场,占地面积约 21.5 万 m^2,于 2007 年停止运行,累计填埋垃圾 900 万 m^3.二期填埋场位于一期填埋场下游,为卫生填埋场,于 2007 年开始填埋,占地面积约 54.8 万 m^2,已填埋垃圾 2000 万 m^3.目前,填埋场已完成封场覆盖,填埋场地表高程和地下水位分布如图 2(a)所示,多年平均降雨量约为 1510mm.

由于填埋场止水帷幕和下游调节池存在渗漏,填埋场停止填埋后仍持续污染堆体下游地下水[23].选取填埋场堆体下游大坝和调节池周边区域作为核心研究区域(图 2(a)中虚线矩形框),平均水力梯度约为 0.023,布设 B1~B20 和 NB1~NB2 总计 22 处调查点.钻孔建井使用内径为 75mm 的 uPVC 管,管周填充碎石滤料,顶部装有防水盖.根据原位水质测井调查结果,判断调节池周边存在持续渗漏污染,且二期膜下水绕流大坝底部止水帷幕,由东南至西北方向补给并影响下游水质.地下水 NH_4^+-N 污染较为严重,浓度范围为 0~163.7mg/L(图 2(b)).其中,调节池上边界 B10 的 NH_4^+-N 浓度最高,NH_4^+-N 超标面积约为 43800m^2.地下水 pH 值范围为 7.1~8.5,NO_2^--N 和 NO_3^--N 浓度范围分别为 0~0.01mg/L、0~2.78mg/L,且氮元素以 NH_4^+-N 赋存形式为主.填埋场下游地下水污染严重,需要及时采取必要管控措施.

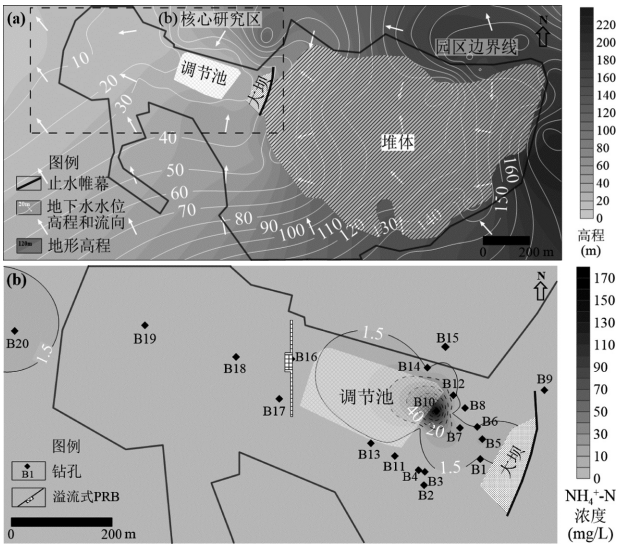


图 2 浙江研究区域水文地质-地形(a)和核心研究区地下水 NH_4^+-N 平均浓度分布(b)[23]

Fig.2 Hydrogeology-landform map in the study region (a) and the average concentration distribution of groundwater NH_4^+-N in the core study region[23](b) in Zhejiang

2 溢流式 PRB 概念模型

2.1 结构原理

当污染羽规模较大、地下水埋深及基岩埋深较大时,传统结构类型的 PRB 开挖和支护难度大,建设成本将大幅度提高,污染羽浓度分布不均也将导致反应性填料利用率较低.针对传统 PRB 结构存在的问题,本研究提出了溢流式PRB结构形式(图3),可解决传统 PRB 结构净化深层污染地下水存在的开挖埋深大和建设成本高等问题.溢流式 PRB 包括低渗透性阻隔墙和高渗透性 PRB 两部分,低渗透性阻隔墙用于迫使地下水位雍高并溢流通过 PRB,PRB 内的反应填料实现对目标污染物的净化.

阻隔墙可布设在山谷型填埋场下游地下水出流口处,需囊括最大宽度的污染羽,或嵌入垃圾填埋场两侧的山体.PRB 设置在阻隔墙中间的上部,PRB 的上表面和低渗透性阻隔墙的上表面齐平.

当 PRB 有地下水流出时,阻隔墙上游水头低于周边受污染地下水的水头,产生水头差,阻隔墙将受污染地下水捕获并雍高至 PRB 的设置高度.水头差驱动阻隔墙周边受污染的地下水流经 PRB,使污染羽的规模缩小、浓度分布趋于均匀,提高 PRB 净化效率.溢流式 PRB 结构的阻隔墙采用土-膨润土、水泥-膨润土或注浆帷幕等低渗透性材料填筑形成.PRB 水位线以下反应段可填充沸石、活性炭或石灰石等反应性填料,用于净化地下水中的目标污染物.PRB 水位线以上非反应段可填充粗砂或砾石等非反应性填料,用于保持反应填料结构稳定[24].通过布设此组合结构,可减少受污染的孔隙介质或裂隙介质地下水绕流,并实现填埋场下游地下水污染羽的高效捕获.

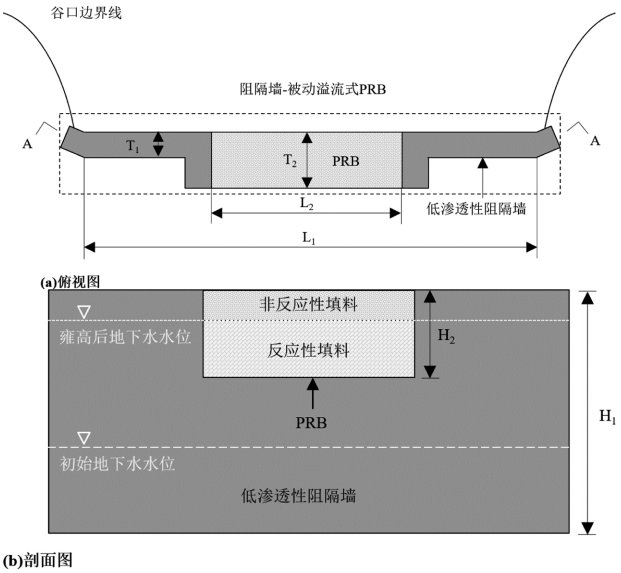


图 3　溢流式 PRB 概念

Fig.3　Conceptual model of the passive overflow-PRB

2.2　结构参数设计

溢流式 PRB 建议选址于山谷型填埋场下游谷口处,即填埋场下游含水层过水断面最小位置处.阻隔墙和 PRB 均垂直于地下水流向设置,尽可能多地捕获污染地下水.根据选址处地下水水位和水量平衡情况,结合地下水污染羽宽度和目标污染物总量,从而设计阻隔墙和 PRB 的结构尺寸.阻隔墙长度(L_1)需大于下游污染羽的最大横向宽度或谷口的横向距离,建议两侧嵌入山体基岩>0.5m.阻隔墙厚度(T_1)根据阻隔材料性能、水头高度和墙体服役年限等进行综合设计,一般为 0.6~1.2m.阻隔墙嵌入相对隔水层,阻隔墙深度(H_1)和 PRB 深度(H_2)的比例建议为 6:1~10:1,PRB 深度不宜超过 5m.PRB 长度(L_2)和厚度(T_2)需根据填料性能、场地实际流速和污染物信息等进行综合设计.

PRB 厚度 T_2 的计算方法主要包括停留时间法和最大吸附量法等[11-13],分别表示为式(1)和式(2).

$$T_{2-1} = v \cdot t \cdot \mathrm{SF} \tag{1}$$

$$T_{2-2} = \frac{C_0 \cdot Q \cdot T_s}{q_{\max} \cdot H_2 \cdot L_2 \cdot \rho \cdot (1-\theta)} \tag{2}$$

式中:$T_{2\text{-}1}$ 和 $T_{2\text{-}2}$ 分别是基于停留时间和最大吸附量计算的 PRB 厚度值,m;v 为地下水流经填料的流速,由填料的渗透系数和场地水力梯度共同决定,m/d;t 为反应时间,d.反应时间 t 取决于 PRB 入流浓度 C_0 和出流浓度 C_t,mg/L,t=[−ln(C_t/C_0)/k_1],k_1 为填料净化污染物的一阶反应速率常数,d^{-1};SF 为安全系数,如温度校正因子 u_1,通常取值 2.0~2.5,密度校正因子 u_2,通常取值 1.5~2.0.Q 为服役期间通过 PRB 过水断面的地下水流量,m^3/d;T_s 为 PRB 服役期限,d;$q_{\max}$ 为填料除污最大吸附量,mg/g;ρ 为填料的干密度,g/cm^3;θ 为孔隙度;H_2 和 L_2 分别为 PRB 的深度和长度,m.

3　集流和净化效果研究方法

3.1　数学模型

为了进一步验证溢流式 PRB 对地下水的集流和净化效果,根据两处案例场地的水文地质和污染信息,采用数值模拟方法分析地下水渗流场和污染羽浓度场情况,对未来的溶质分布和变化动态进行预测.首先建立地下水渗流模型,并在简化水流模型的基础上耦合污染物运移方程,以得到地下水溶质运移数值模型,开展地下水氨氮污染迁移预测.渗流模拟采用 MODFLOW-2005 模型,计算求解过程采用有限差分法,偏微分方程如式(3)[25-26].

$$\frac{\partial}{\partial x}\left(K_{xx}\frac{\partial h}{\partial x}\right)+\frac{\partial}{\partial y}\left(K_{yy}\frac{\partial h}{\partial y}\right)+\frac{\partial}{\partial z}\left(K_{zz}\frac{\partial h}{\partial z}\right)+W=S_y\frac{\partial h}{\partial t} \quad (x,y,z)\in\Omega, t>0 \tag{3}$$

式中:K_{xx},K_{yy},K_{zz} 分别是沿 x、y 和 z 坐标轴的渗透系数值,m/s;h 为水头,m;W 为每单位体积含水层的源汇通量,s^{-1},W<0 表示流出地下水系统,W>0 表示流入地下水系统;S_y 为多孔介质的给水度,无量纲;t 为时间,s;Ω 为地下水渗流区域.

污染物在地下水中的运移模拟采用 MT3DMS

模型预测,如式(4).为保守预测污染羽运移情况,仅考虑污染物与反应性填料间的化学反应,不考虑污染物与天然含水层的交换、吸附、生物化学反应等作用[26-27].

$$\frac{\partial(\theta C^k)}{\partial t}=\frac{\partial}{\partial x_i}\left(\theta D_{ij}\frac{\partial C^k}{\partial x_j}\right)-\frac{\partial}{\partial x_i}(\theta v_i C^k)+q_s C_s^k+\sum R_n \quad (4)$$

式中:θ 为多孔介质材料的孔隙度;C^k 为地下水中溶质的浓度,mg/L;x_i 为沿各自笛卡尔坐标轴的距离,m;D_{ij}为水动力弥散系数,m^2/s;t 为时间,s;v_i为平均孔隙流速,m/s;q_s 代表地下水源或汇的含水层单位体积的体积通量,s^{-1};C_s^k 表示溶质 k 的源汇通量浓度 mg/L;ΣR_n为化学反应项,mg/L/s.

粒子跟踪模型 MODPATH 可用于预测流动路径和行程时间,给定单元格中 PRB 上游粒子的初始位置,即可显示单元格内沿流动路径线的任何其他点.MODPATH 采用半解析粒子跟踪方法,基于速度分量在网格单元内坐标方向上线性变化的假设,质量平衡方程表达式如下[28]:

$$\frac{\partial(nv_x)}{\partial x}+\frac{\partial(nv_y)}{\partial y}+\frac{\partial(nv_z)}{\partial z}=W \quad (x,y,z)\in\Omega \quad (5)$$

式中:v_x、v_y和 v_z分别是流速矢量在 x、y 和 z 方向坐标轴的分量,m/s;n 为多孔介质材料的有效孔隙率.

3.2 参数取值

3.2.1 水文地质参数 基于现场勘探结果和文献调研[21,29],填埋场地的含水层和各结构类型组合管控措施的水文地质参数取值如表 1 所示.由于场地一部分钻孔未揭露全风化花岗岩,且填土层多高于地下水水位,模拟计算时将填土层、冲洪积层和全风化花岗岩层合并为上覆土层,含水层自上而下依次概化为上覆土层、强风化花岗岩层和中风化花岗岩层.场地二的含水层自上而下概化为上覆土层、强风化及破碎带层和中风化层.其中,中风化层根据岩石的风化程度,细分为短柱状岩石层 3-1 和长柱状岩石层 3-2,长柱状中风化层 3-2 为底部隔水层.阻隔墙和 PRB 水文地质参数分别参考龚锐等[30]和 Zhan 等[14]测试结果.

3.2.2 溶质运移参数 为实现地下水 NH_4^+-N 污染羽的净化过程模拟,考虑污染溶质与反应性填料之间的等温吸附和动力学反应,暂不考虑填料饱和或效率衰减等影响.鉴于 NH_4^+-N 为广东省和浙江省两处山谷型填埋场地下水的主要污染物,采用沸石吸附法净化污染地下水.选用 NaCl 改性沸石作为 PRB 的反应材料[13,31-32],吸附参数取值基于 Zhan 等[14]和游雨晴[33]室内试验结果(图 4).NaCl 改性沸石去除 NH_4^+-N 的最大吸附量可达 16.393mg/g,Langmuir 等温线吸附模型常数 K_L 为 0.062L/mg,模型拟合的相关系数>0.99.将沸石吸附 NH_4^+-N 的反应动力学过程简化为一阶动力学过程[12,34],当初始浓度为 100mg/L 时,去除 NH_4^+-N 的一阶速率常数 k_1 为 $0.094h^{-1}$.

表 1 水文地质参数取值表

Table 1 Values of hydrogeological parameters

项目	区域	主要岩性	渗透系数 (m/s)	给水度	贮水率 (1/m)	孔隙度
场地一	层 1	杂填土	1.00×10^{-6}	0.100	4.50×10^{-3}	0.391
	层 2	强风化花岗岩	1.00×10^{-5}	0.250	7.00×10^{-5}	0.306
	层 3	中风化花岗岩	1.00×10^{-7}	0.050	3.00×10^{-6}	0.170
场地二	层 1	粘性土夹碎石	1.24×10^{-6}	0.290	1.76×10^{-4}	0.447
	层 2	碎块状石英砂岩	4.80×10^{-6}	0.220	1.39×10^{-5}	0.342
	层 3-1	短柱状石英砂岩	8.38×10^{-7}	0.144	2.08×10^{-6}	0.170
	层 3-2	长柱状石英砂岩	1.00×10^{-8}	0.106	1.30×10^{-7}	0.050
管控措施	PRB	沸石	1.00×10^{-4}	0.200	1.00×10^{-5}	0.450
	阻隔墙	土-膨润土	2.36×10^{-9}	0.050	1.00×10^{-6}	0.300

土-膨润土吸附参数取值基于龚锐等[30]试验结果.在 298.15K 反应温度条件下,改性土-膨润土吸附 NH_4^+-N 的最大吸附量 q_{max} 达 10.463mg/g,Langmuir 等温吸附模型常数 K_L 为 0.001L/mg,模型拟合的相关系数为 0.962.当初始浓度为 100mg/L 时,改性土-膨润土吸附 NH_4^+-N 的一阶速率常数 k_1 为 $0.240h^{-1}$.

弥散度受实验或观测尺度影响[29],本案例的模拟尺度为千米级别,溶质运移参数取值如表 2 所示.其中,横向弥散度的取值比纵向弥散度小一个数量级,垂向弥散度比纵向弥散度小两个数量级.由于未开展溶质运移参数现场测试工作,弥散度等运移参数存在一定不确定性.后续 NH_4^+-N 污染模拟均基于经验参数或实验室尺度参数开展,参数不确定性可能使模拟结果与真实情况存在差异.

3.2.3 溢流式 PRB 尺寸参数 填埋场地一中溢流式 PRB 设置在填埋场下游出流口处(图 1(b)),水力梯度约为 0.03,迫使下游污染地下水水位雍高通过 PRB.阻隔墙和 PRB 均垂直于水流方向设置,以最大限度捕获污染地下水.选址处最大 NH_4^+-N 浓度应低于沸石 PRB 的处理能力,在 NH_4^+-N 最高浓度

≤100mg/L 的垂直流向位置处布设.由图 1(b)可知,NH_4^+−N 浓度≥25.0mg/L 的污染羽最大宽度约为 125m,NH_4^+−N 浓度≥0mg/L 的污染羽最大宽度约为 178m,考虑两侧污染羽绕流影响,设置阻隔墙长度(L_1)为 180.0m;阻隔墙厚度根据材料性能、水头高度和墙体服役年限等综合设计,一般为 0.6~1.2m,本研究中阻隔墙厚度(T_1)设置为 0.6m.在垂直方向上,阻隔墙嵌入相对隔水层 0.5~1.0m,阻隔墙深度(H_1)平均约为 20.0m.PRB 长度(L_2)参考污染羽分布和阻隔墙长度情况设计,取值 40.0m;深度(H_2)为 5.0m;根据式(4)和式(5)获得 PRB 计算厚度 $T_{2\text{-}1}$ 和 $T_{2\text{-}2}$ 别为 4.68m 和 4.15m,厚度(T_2)取值为 5.0m.

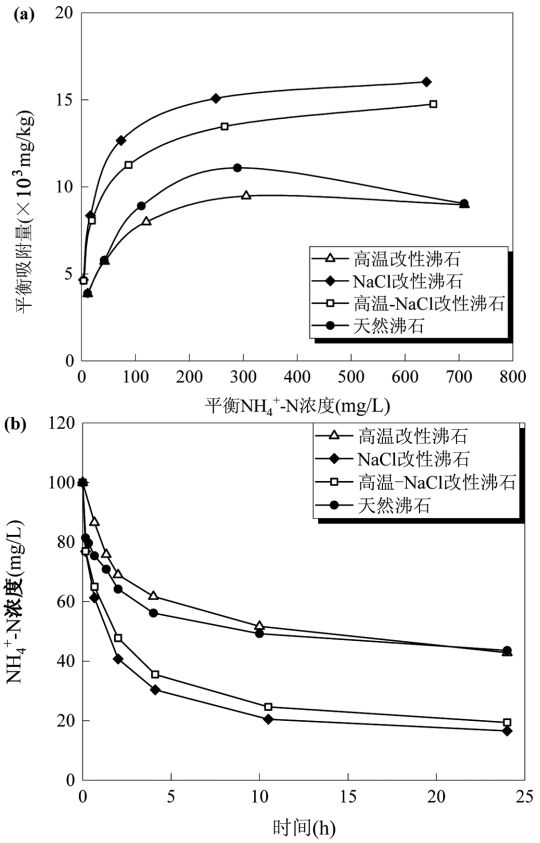


图 4　缙云沸石针对不同平衡氨氮浓度的等温吸附曲线(a)及去除 100mg/L 氨氮的动力学曲线(b)[14]

Fig.4　Jinyun zeolite for adsorption isotherm of different equilibrium NH_4^+−N concentrations (a) and kinetic curves of removing 100mg/L NH_4^+−N (b)[14]

根据前人地下水污染羽识别研究可知[23],填埋场地二下游存在止水帷幕底部绕流和调节池渗漏两处长期污染.虽然已有污染羽可通过自然衰减实现净化,但为防止污染羽进一步向下游迁移,需布设风险管控措施.基于上述污染情况,考虑在调节池下游谷口处布设溢流式 PRB(图 2(b)).场区下游谷口处水力梯度约 0.023,横向距离约为 208m.根据选址处地下水水位和水量情况,结合污染羽宽度和目标污染物总量,沿南北走向布设阻隔墙,长度(L_1)为 210.0m,底部嵌入相对隔水层 0.5~1.0m,深度(H_1)平均约为 48.0m,阻隔墙厚度(T_1)设计为 0.6m.PRB 的长度(L_2)为 40.0m,深度(H_2)为 5.0m,厚度(T_2)为 2.0m.

表 2　溶质运移参数取值表

Table 2　Values of solute transport parameters

项目	区域	纵向弥散度 (m)	水平/纵向弥散度	垂向/纵向弥散度
场地一	层 1, 2	10	0.1	0.01
	层 3	6×10^{-3}		
场地二	层 1, 2, 3−1	10	0.1	0.01
	层 3−2	6×10^{-3}		
管控措施	PRB	10	0.1	0.01
	阻隔墙	8×10^{-4}		

3.3　数值模型的建立

(1)填埋场地一

数值模型平面尺寸约为 500m×450m,平均垂直厚度约为 15m,自上而下由三层组成(表 2).模型区域由 100 行和 100 列单元组成,拟设置 PRB 位置处的网格细化因子设置为 2.为了确保网格垂向分布均匀,将三层区域的细化因子分别设置为 10、5 和 2(图 5(a)).考虑到现场调查于 2021 年 7 月进行,模拟时间设定为 2021 年 7 月 1 日至 2026 年 7 月 1 日.

在确定数值模型的边界条件时,将止水帷幕(边界 a)设置为零流量边界,其余边界条件的设定参考丰水期现场监测地下水位.边界条件分别由零流量边界(a、c、e 和 g)和定水头边界(b、d 和 f)设置(图 5(b)).初始水头遵循插值后现场监测的地下水位.根据钻孔地下水水质测试结果,将核心研究区的 NH_4^+−N 插值浓度赋值给模型作为初始浓度条件(图 5(b)).根据现场试验结果[21],层 1 和层 2 为 NH_4^+ −N 主要污染层,现场已建立止水帷幕来阻滞污染物迁移,将上游边界条件下的地下水 NH_4^+ −N 源设为非连续性补给.

将丰水期核心研究区的 12 口地下水监测井作为观测井,观测水头与计算水头的相关系数达到

0.95 以上[14].此外,观测水头与计算水头之间的相对误差小于 4.8%,该模型在一定程度上可刻画核心研究区的地下水高程和流向[35],可预测研究区 NH_4^+-N 的自然衰减和净化效果.

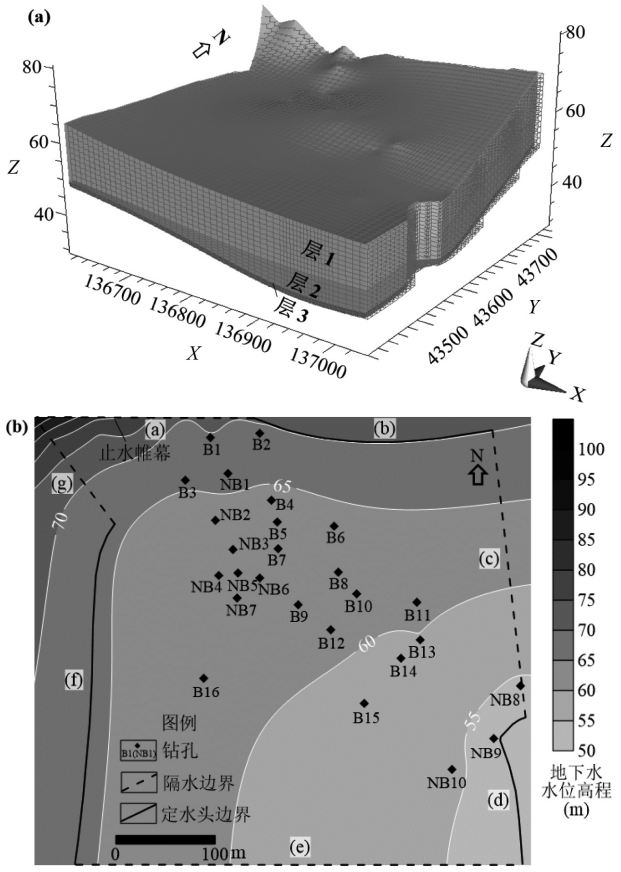


图 5 广东某山谷型填埋场的(a)数值模型及(b)水力边界条件[14]

Fig.5 Numerical model (a) and Hydraulic boundary conditions (b) in valley-type landfill site in Guangdong Province

(2)填埋场地二

数值模型平面尺寸约为 600m×450m,平均垂直厚度约为 50m,自上而下由三层组成(表 2).其中,底部中风化层主要由浅部短柱状石英砂岩和深部长柱状石英砂岩组成.模型区域由 100 行和 100 列单元组成,拟设置 PRB 位置处设置网格细化因子.为了确保网格垂向分布均匀,将中风化层的细化因子设置为 5,模型结构如图 6(a)所示.考虑到现场调查于 2021 年 11 月进行,模拟时间设定为 2021 年 11 月 1 日至 2026 年 11 月 1 日.

基于丰水期研究区地下水位现场监测情况,边界条件分别由零流量边界(a 和 c)和定水头边界(b 和 d)设置(图 6(b)),初始水头遵循插值后现场测量的地下水位分布.NH_4^+-N 初始浓度根据现场水质测试和测井数据的插值结果赋值.现场地下水污染追踪结果显示[23],调节池于钻孔 B10 周边存在渗漏.根据 B10 钻孔水位和调节池内液位,沿渗漏方向的平均水力梯度约为 0.680,渗漏量约为 0.3m^3/d.污染源(调节池内渗滤液)NH_4^+-N 实测浓度约为 1930mg/L,渗漏源通过设置注水井来实现模拟.

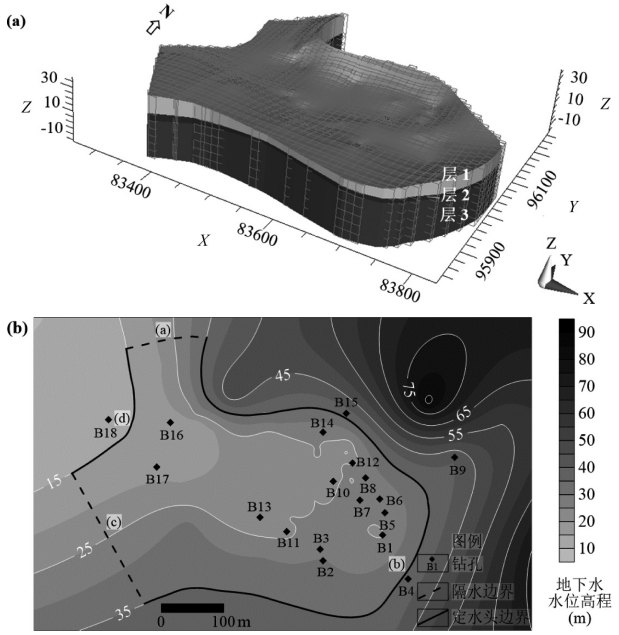


图 6 浙江某山谷型填埋场的数值模型(a)及水力边界条件(b)

Fig.6 Numerical model (a) and Hydraulic boundary conditions (b) in valley-type landfill site in Zhejiang Province

将丰水期钻孔观测水位与模型域内 12 口观测井的计算水头进行识别校准,观测井的校准水头和观测水头相关系数达 0.96(图 7),说明该模型在一定程度上可刻画整个模型区域的地下水高程和流向[35].然而,下游观测井 B7 和 B12 的计算水头和观测水头偏差较大.其成因一方面可能是区域含水层流向和实际观测流向存在差异,且实际含水层渗透系数存在比数值模拟中更小尺度的变异性[36];另一方面,模拟过程中模型参数的不确定性也会对结果产生影响,如渗透系数和给水度等参数,若仅依据经验或有限的现场试验确定,与场地真实参数可能存在偏差,导致计算水头和观测水头出现差异.

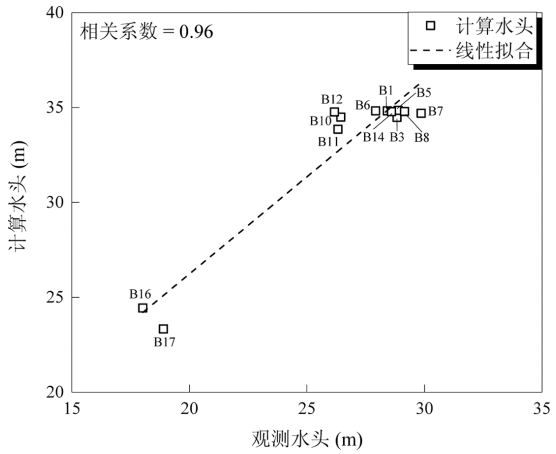


图 7　浙江省某山谷型填埋场计算水头和观测水头相关性

Fig.7　The correlation between calculated head and observed head at the valley-type landfill site in Zhejiang Province

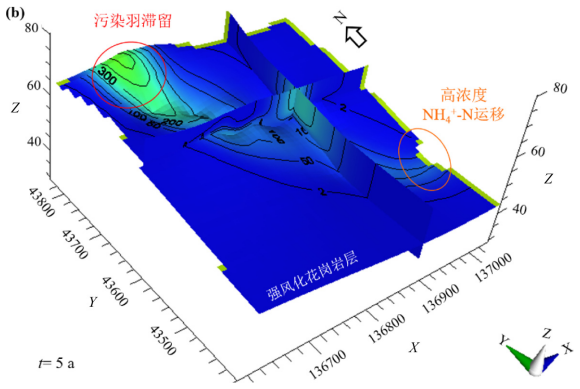


图 8　广东省某山谷型填埋场自然衰减 5 年后的 NH_4^+-N 浓度分布:(a)强风化花岗岩层(b)三维切片[14]

Fig.8　NH_4^+-N distribution after 5years of natural attenuation at the valley-type landfill site in Guangdong Province: (a)Highly weathered granite layer (b)Three-dimensional slice[14]

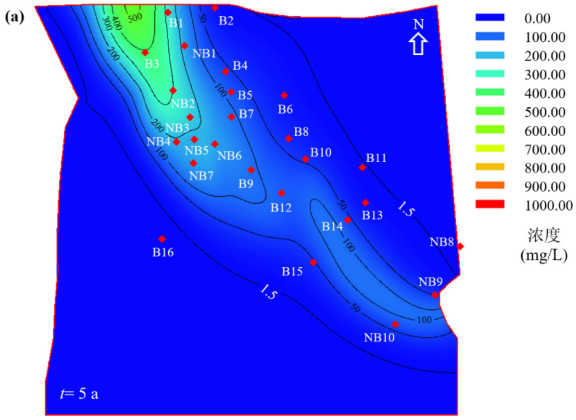
4　结果与讨论

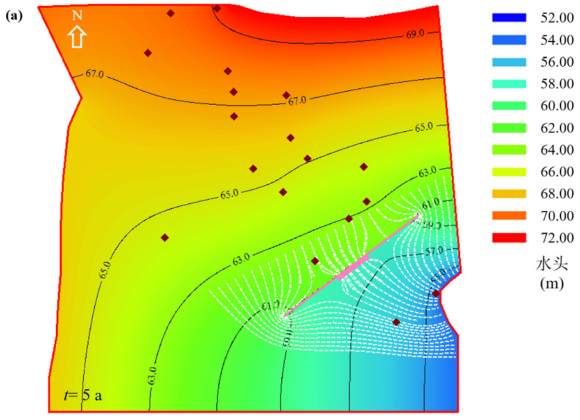
4.1　填埋场地一模拟结果

4.1.1　自然衰减　高渗透性强风化花岗岩层为填埋场地一的主要渗流通道,将强风化花岗岩层地下水中的 NH_4^+-N 污染作为重点分析对象.自然衰减模拟结果表明,NH_4^+-N 污染羽通常随含水层中的地下水流动而移动.1a 后,Ⅳ类地下水边界线迁移超过 50m.5a 后,运移距离超过 200m,高浓度污染羽(≥100mg/L)超出了核心研究区.受上游止水帷幕的影响,NH_4^+-N 污染羽在西北角滞留(图 8(a)~(b)).场区东南角污染羽由于地下水稀释作用,自然衰减速度较快.地下水中 NH_4^+-N 自然衰减的模拟结果表明,场区下游地下水水质污染恢复缓慢,NH_4^+-N 污染将长期存在.以 1.5mg/L 的 NH_4^+-N 浓度作为污染羽边界(图 8(a)),NH_4^+-N 污染羽仍在下游区域分布较大面积.

4.1.2　溢流式 PRB 净化效果　地下水渗流场模拟结果如图 9(a)所示,拟建溢流式 PRB 上游地下水水位由初始 56.8~57.5m 雍高至 58.6~61.3m,水位雍高约 1.8~3.8m.粒子追踪结果显示,PRB 区段由于填料的高渗透性而具有集流污染地下水的效果.PRB 上下游水位和流线分布相对均匀,越靠近阻隔墙和 PRB 接壤处,流线越密集,即流速越大.

溢流式 PRB 净化污染地下水 5 年后的 NH_4^+-N 浓度场如图 9(b)所示,PRB 下游 NH_4^+-N 浓度约为 1.5~20.0mg/L.采用溢流式 PRB 管控措施后,将 NH_4^+-N 浓度场与图 8(a)自然衰减情况对比,下游出流口地下水的 NH_4^+-N 浓度显著降低,核心研究区的污染风险随之降低.低渗透性阻隔墙可使上游来水汇聚雍高,迫使污染地下水通过 PRB 进行净化,有效阻滞了上游高浓度污染羽进一步迁移至下游研究区以外,提高了 PRB 填料的利用率和污染羽净化效率.





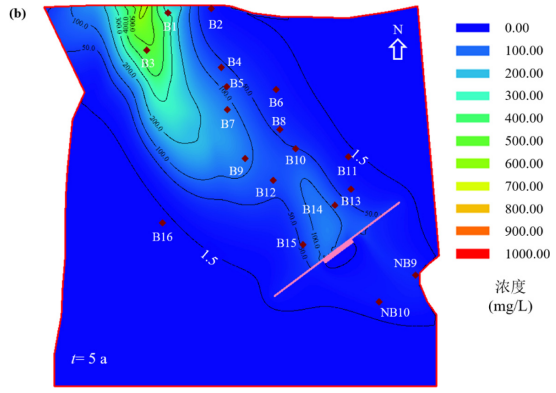


图 9 广东省某山谷型填埋场溢流式 PRB 净化 5 年后地下水渗流场及粒子追踪结果(a)和强风化花岗岩层 NH_4^+-N 浓度场(b)

Fig.9 Groundwater seepage field and particle tracking results (a) and NH_4^+-N concentration field in highly weathered granite layer (b) in the valley-type landfill site in Guangdong Province after 5 years

4.2 填埋场地二模拟结果

4.2.1 自然衰减 填埋场地二 NH_4^+-N 污染羽初始分布如图 2(b)所示,堆体下游Ⅴ类地下水区域面积约为 50600m^2.强风化及破碎带层为填埋场地二下游的高渗透性通道,将该层地下水中的 NH_4^+-N 污染作为重点分析对象.在未采取管控措施的条件下, NH_4^+-N 污染羽逐渐向西北方向迁移.100d 后,Ⅳ类地下水边界线迁移约 150m,超出模拟边界.5a 后,低浓度 NH_4^+-N 污染羽(≥1.5mg/L)仍持续运移至核心研究区以外.受调节池上边界持续渗漏的影响, NH_4^+-N 污染羽集中在调节池东北角(图 10(a)~(b)).模拟结果表明,场区下游污染地下水的水质恢复缓慢,且受渗漏点污染影响,NH_4^+-N 污染羽将持续影响超过 20a.以 1.5mg/L 的 NH_4^+-N 浓度作为污染羽边界(图 10(a)), NH_4^+-N 污染羽仍在下游区域分布较大面积.

4.2.2 溢流式PRB净化效果 地下水渗流场模拟结果如图 11(a)所示,拟建溢流式 PRB 上游地下水水位由初始 24.2~27.0m 雍高至 24.4~31.5m,水位雍高约 0.2~4.5m.PRB 区段为溢流式 PRB 水头最低区段,水位<25.0m,促进阻隔墙雍高后的地下水溢流和净化.

溢流式PRB净化污染地下水5年后的NH_4^+-N浓度场如图11(b)所示,强风化及破碎带层的PRB下游地下水 NH_4^+-N 浓度<1.5mg/L.与图 10(a)自然衰减情况下的NH_4^+-N浓度场对比,堆体下游地下水NH_4^+-N污染羽阻控在园区红线以内,且溢流式 PRB 下游 NH_4^+-N 浓度 5 年内始终满足地下水Ⅳ类质量标准.

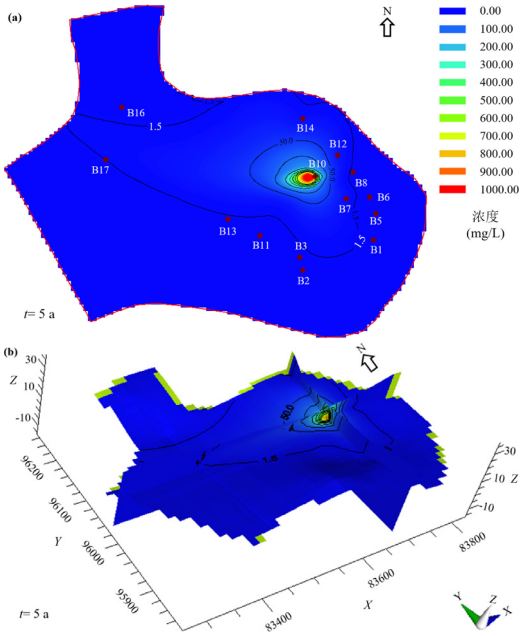


图 10 浙江省某山谷型填埋场自然衰减 5 年后强风化及破碎带层(a)及三维切片(b)的 NH_4^+-N 浓度分布

Fig.10 NH_4^+-N distribution after 5years of natural attenuation at the valley-type landfill site in Zhejiang Province:(a)Highly weathered sandstone and fractured zone layer(b) Three-dimensional slice

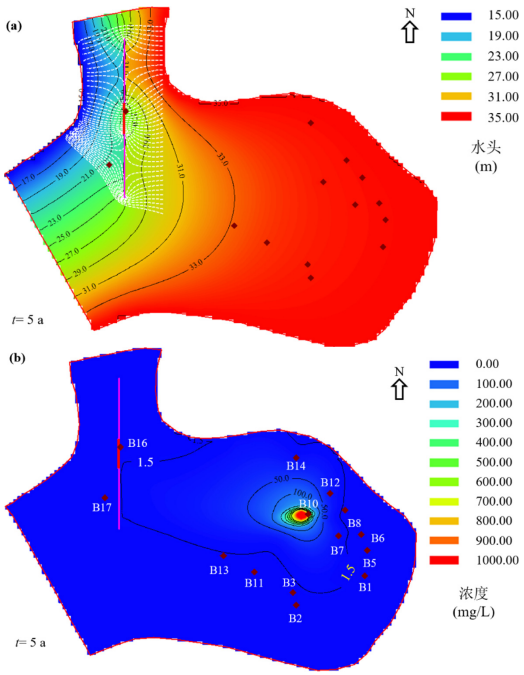


图 11 浙江省某山谷型填埋场溢流式 PRB 净化 5 年后地下水渗流场及粒子追踪结果(a)和强风化及破碎带层 NH_4^+-N 浓度场(b)

Fig.11 The effect of the passive overflow PRB purification at the valley-type landfill site in Zhejiang Province after 5years: (a)Groundwater seepage field and particle tracking results(b) NH_4^+-N concentration field in highly weathered sandstone and fractured zone layer

需说明的是,本文地下水污染溶质运移模拟结果均基于经验参数或实验室尺度参数,实际净化效果可能受参数不确定性影响.

5　结论

5.1　提出溢流式 PRB 新型管控结构.溢流式 PRB 由低渗透性阻隔墙和高渗透性 PRB 两部分组成,PRB 位于阻隔墙中间区段的上部.阻隔墙可导致汇聚上游来水,迫使污染地下水雍高并通过 PRB 实现净化,阻止污染羽进一步向场区外运移.

5.2　广东省某山谷型填埋场案例模拟结果表明:溢流式 PRB 净化污染地下水 5a 后,PRB 下游 NH_4^+-N 浓度约为 1.5~20.0mg/L,而自然衰减情况的下游 NH_4^+-N 浓度最高约为 100mg/L,核心研究区的污染风险显著降低.

5.3　浙江省某山谷型填埋场案例模拟结果表明:堆体下游 NH_4^+-N 污染羽 5a 后迁移至模拟边界以外,布设溢流式 PRB 后污染羽主要集中在溢流式 PRB 上游区域,下游地下水浓度始终<1.5mg/L.

5.4　通过在山谷型填埋场下游出流口设置溢流式 PRB,可有效避免地下水污染羽运移至场区外,并解决 PRB 修建埋深过大的问题.

参考文献：

[1] 周　睿,吴　玲,簿　丝,等.深圳简易垃圾填埋场水土环境污染指标识别 [J]. 中国环境科学, 2022,42(3):1287-1294.
Zhou R, Wu L, Bu S, et al. Pollutant identification of water and soil of uncontrolled landfills in Shenzhen [J]. China Environmental Science, 2022,42(3):1287-1294.

[2] 刘一民,汪　洋,王　济,等.山谷型填埋场地下水污染特征分析及健康风险评价 [J]. 环境化学, 2022,41(8):2540-2550.
Liu Y M, Wang Y, Wang J, et al. Pollution characteristics and health risk assessment of groundwater in a valley type landfill [J]. Huanjing Huaxue-Environmental Chemistry, 2022,41(8):2540-2550.

[3] Xiang S, He X, Yang Q, et al. Migration and natural attenuation of leachate pollutants in bedrock fissure aquifer at a valley landfill site [J]. Environmental Pollution, 2024,362:124963.

[4] Zhan L T, Wu L B, Han H, et al. Hydrogeological classification of municipal solid waste landfill sites in China and correlation with groundwater contaminant migration [J]. Hydrogeology Journal, 2023, 31(3):771-787.

[5] Hudak P F. Evaluation of non-pumped wells with slurry cutoff walls for containing and removing contaminated groundwater [J]. Environmental Earth Sciences, 2016,75(1):67.

[6] USEPA (United States Environmental Protection Agency). A citizen's guide to pump and treat [R]. 2012:United States.

[7] Kontos Y N. A simulation-optimization model for optimal aquifer remediation, using genetic algorithms and MODFLOW [J]. Hydrology, 2024,11(5):60.

[8] 潘　倩.土—膨润土竖向隔离墙力学行为及其对防污性能影响 [D]. 杭州:浙江大学, 2016.
Pan Q. Mechanical behavior of soil-bentonite cutoff walls and its impact on contaminant control [D]. Hangzhou: Zhejiang University, 2016.

[9] 杨孔立.建筑渣土-膨润土回填料防渗性能的试验研究 [D]. 杭州:浙江大学, 2019.
Yang K L. Experimental study on water permeability of waste soil-bentonite backfill [D]. Hangzhou: Zhejiang University, 2019.

[10] USEPA (United States Environmental Protection Agency). Permeable reactive barrier technologies of contaminant remediation: EPA/600/R-98/125 [R]. 1998: United States.

[11] 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.
Chen Z R, Zhang C B, Li H Y, et al. On the structure and design of permeable reactive barrier [J]. Journal of Safety and Environment, 2012,12(4):56-61.

[12] ITRC (Interstate Technology & Regulatory Council). Permeable reactive barrier: Technology update. PRB-5 [R]. Washington, D.C.: Interstate Technology & Regulatory Council, PRB: Technology Update Team, 2011.

[13] Obiri-Nyarko F, Grajales-Mesa S J, Malina G. An overview of permeable reactive barriers for in situ sustainable groundwater remediation [J]. Chemosphere, 2014,111:243-259.

[14] Zhan L T, Zhao L, Wu L B, et al. A passive sink-zeolite permeable reactive barrier to control NH_4^+-N pollution plume within groundwater: Conceptual design and numerical modeling [J]. Chemosphere, 2023,334:138965.

[15] Guan Q H, Li F L, Chen X Q, et al. Assessment of the use of a zero-valent iron permeable reactive barrier for nitrate removal from groundwater in the alluvial plain of the Dagu River, China [J]. Environmental Earth Sciences, 2019,78(7):244.

[16] Bortone I, Chianese S, Erto A, et al. An optimized configuration of adsorptive wells for the remediation of an aquifer contaminated by multiple aromatic hydrocarbon pollutants [J]. Science of the Total Environment, 2019,696:133731.

[17] Bortone I, Santonastaso G, Erto A, et al. An innovative in-situ DRAINage system for advanced groundwater reactive TREATment (in-DRAIN-TREAT) [J]. Chemosphere, 2021,270:129412.

[18] 罗兴申,郑凯旋,许芳铭,等.数值模拟减压集流式可渗透反应墙技术修复地下水 [J]. 中国环境科学, 2021,41(12):5728-5735.
Luo X S, Zheng K X, Xu F M, et al. Numerical simulation for remediation of polluted ground water by a novel convergent flow permeable reactive barrier [J]. China Environmental Science, 2021, 41(12):5728-5735.

[19] Bekele D N, Du J h, de Freitas L G, et al. Actively facilitated permeable reactive barrier for remediation of TCE from a low permeability aquifer: Field application [J]. Journal of Hydrology, 2019,572:592-602.

[20] Wang X Y. Field test investigation of the pile jacking performance for

prefabricated square rigid-drainage piles in saturated silt sandy soils [J]. Advances in Civil Engineering, 2019,2019:4587929.

[21] Wu L B, Zhan L T, Lan J W, et al. Leachate migration investigation at an unlined landfill located in granite region using borehole groundwater TDS profiles [J]. Engineering Geology, 2021,292: 106259.

[22] GB/T14848-2017 地下水质量标准 [S].
GB/T14848-2017 Standard for Groundwater Quality [S].

[23] Zhao L, Zhan L T, Zhang H H, et al. Tracking groundwater pollution plumes at landfill sites using borehole hydrochemical and hydrodynamic profile (BHHP) method [J]. Journal of Environmental Management, 2023,345:118860.

[24] 詹良通,赵 莉,游雨晴,等.适用于深层地下水净化的阻隔墙-可渗透反应墙组合结构:中国, CN202310858832.6 [P]. 2023-11-10.
Zhan L T, Zhao L, You Y Q, et al. Cutoff wall-permeable reactive barrier combination structure for deep groundwater purification: China, CN202310858832.6 [P]. 2023-11-10.

[25] Harbaugh A W. MODFLOW-2005, The U.S. Geological Survey modular ground-water model—the ground-water flow process [R]. Washington: U.S. Geological Survey, 2005.

[26] Anderson M P, Woessner, W W, Hunt, R J. Applied groundwater modeling: Simulation of flow and advective transport. [M]. 2nd ed. Amsterdam: Academic Press, 2015:71-77.

[27] Zheng C M, Wang P P. MT3DMS: A modular three-dimensional multispecies transport model for simulation of advection, dispersion, and chemical reactions of contaminants in groundwater systems [M]. Vicksburg:U.S. Army Engineer Research and Development Center, 1999.

[28] Pollock D W. Extending the MODPATH algorithm to rectangular unstructured grids [J]. Groundwater, 2016,54(1):121-125.

[29] Gelhar L W, Welty C, Rehfeldt K R. A critical-review of data on field-scale dispersion in aquifers [J]. Water Resources Research, 1992,28(7):1955-1974.

[30] 龚 锐,叶长文,程 蓉,等.改性土-膨润土阻隔墙阻控离子型稀土矿氨氮污染 [J]. 环境工程学报, 2020,14(5):1394-1403.
Gong R, Ye C W, Chen R, et al. Resistance and control of ammonia nitrogen pollution of ionic rare earth ores with modified soil-bentonite barrier [J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2020,14(5): 1394-1403.

[31] Dong Y, Yuan H, Zhang R, Zhu N. Removal of ammonia nitrogen from wastewater: a review [J]. Transactions of the Asabe, 2019,62(6): 1767-1778.

[32] Zhan L T, You Y Q, Zhao L, et al. A study on the competitive adsorption process of NH_4^+ and Zn^{2+} on activated carbon and zeolite [J]. International Journal of Environmental Science and Technology, 2023,20(6):6039-6052.

[33] 游雨晴.地下水复合污染物的多层可渗透性反应墙净化方法及应用 [D]. 杭州:浙江大学, 2023.
You Y Q. Study and application of multi-layered permeable reactive barrier in remediating groundwater contaminated by landfills [D]. Hangzhou: Zhejiang University, 2023.

[34] Park E, Zhan H B. One-dimensional solute transport in a permeable reactive barrier-aquifer system [J]. Water Resources Research, 2009, 45:W07502.

[35] Mizan S A, Sonkamble S, Sharadha A, et al. Decision support system for sustainable groundwater management in crystalline hard rocks: Implications for sugarcane agriculture, Southern India [J]. Environmental Monitoring and Assessment, 2022, 194(12):918.

[36] Yihdego Y, Drury L. Mine water supply assessment and evaluation of the system response to the designed demand in a desert region, central Saudi Arabia [J]. Environmental Monitoring and Assessment, 2016, 188(11):619.

作者简介：赵 莉(1998-),女,吉林长春人,讲师,博士,主要从事环境岩土工程科研工作.发表论文 10 余篇.zhaoli@zjweu.edu.cn.