

郑凯旋,李义豪,李富丽,等.减压汇流式 PRB 污染物迁移阻控性能研究 [J]. 中国环境科学, 2025,45(2):829-840.

Zheng K X, Li Y H, Li F L, et al. Study on the pollutant migration interception performance of passive convergence-permeable reactive barrier [J]. China Environmental Science, 2025,45(2):829-840.

减压汇流式 PRB 污染物迁移阻控性能研究

郑凯旋¹,李义豪¹,李富丽²,陈平³,区杰泳¹,雷蕾¹,陈岩赞¹,王炜¹,丁洁^{1*},彭香琴^{1**},刘娜²,温勇¹,刘晓文¹,王洪涛⁴ (1.生态环境部华南环境科学研究所,国家环境保护环境污染健康风险评估重点实验室,广东 广州 510655; 2.暨南大学生命科学技术学院,广东 广州 510632; 3.广东工业大学环境科学与工程学院,广东 广州 510006; 4.清华大学环境学院,北京 100084)

摘要: 减压汇流式渗透性反应墙(PC-PRB)是一种绿色可持续的地下水原位修复技术.本研究基于地下水运动和污染物迁移数学模型,创新性地提出网格自适应细化算法,并开发了基于此算法的污染物对流-弥散数值模拟软件 PRB-Trans;利用 PRB-Trans 解析了减压汇流过程对 PC-PRB 污染物捕集性能的影响规律;在给定模拟污染源条件下,与连续式 PRB(C-PRB)相比,PC-PRB 所需的 PRB 长度 L_{PRB} 和 PRB 高度 H_{PRB} 分别减少 40.0%和 70.0%;PC-PRB 平面和剖面污染物处理效率分别增加 102.9%和 348.3%.影响因素探究结果表明,随着导水管长度 L_p 的增加,PC-PRB 所需的 L_{PRB} 和 H_{PRB} 减少,但减少幅度逐渐降低,同时,PRB 厚度 H_{PRB} 显著增加,导致 PRB 填料体积增大.为避免此情况出现,建议 L_p/L_{PRB} 比值小于 2.此外,由于减压汇流井的混合调配功能和缓冲层的均匀布水功能,PC-PRB 可有效解决 C-PRB 填料利用率低和局部击穿等问题,显示出其在地下水修复领域的应用潜力.

关键词: 渗透性反应墙; 减压汇流; 污染物迁移阻控; 数值模拟; 影响因素分析

中图分类号: X523 文献标识码: A 文章编号: 1000-6923(2025)02-0829-12

Study on the pollutant migration interception performance of passive convergence-permeable reactive barrier. ZHENG Kai-xuan¹, LI Yi-hao¹, LI Fu-li², CHEN Ping³, OU Jie-yong¹, LEI Lei¹, CHEN Yan-zhi¹, WANG Wei¹, DING Jie^{1*}, PENG Xiang-qin^{1**}, LIU Na², WEN Yong¹, LIU Xiao-wen¹, WANG Hong-tao⁴ (1.State Environmental Protection Key Laboratory of Environmental Pollution Health Risk Assessment, South China Institute of Environmental Science, Ministry of Ecological Environment, Guangzhou 510655, China; 2.College of Life Science and Technology, Jinan University, Guangzhou 510632, China; 3.School of Environmental Science and Engineering, Guangdong University of Technology, Guangzhou 510006, China; 4.School of Environment, Tsinghua University, Beijing 100084, China). *China Environmental Science*, 2025,45(2): 829-840

Abstract: Passive convergence-permeable reactive barrier (PC-PRB) is an eco-friendly and sustainable in-situ groundwater remediation technology. Based on mathematical models of groundwater flow and contaminant transport, this study innovatively proposed a grid self-adaptive refinement algorithm and developed a contaminant convection-diffusion numerical simulation software PRB-Trans. Utilizing PRB-Trans, the impact of the decompression convergence process on the contaminant capture performance of PC-PRB was analyzed. Under given simulation contaminant source conditions, compared with the continuous permeable reactive barrier (C-PRB), the required PRB length (L_{PRB}) and PRB height (H_{PRB}) of PC-PRB were reduced by 40.0% and 70.0%, respectively. The PC-PRB's planar and cross-sectional contaminant treatment efficiencies were increased by 102.9% and 348.3%, respectively. The results of the investigation of influencing factors show that with the increase of the drainage pipe length (L_p), the required L_{PRB} and H_{PRB} of PC-PRB decreased, but the reduction rate gradually decreased. Simultaneously, the PRB thickness (H_{PRB}) increased significantly, leading to an increase in the PRB filler volume. To avoid this situation, it is recommended that the L_p/L_{PRB} ratio is less than 2. In addition, due to the mixing and matching function of the decompression convergence wells and the uniform water distribution function of the buffer layer, PC-PRB can effectively solve the problems of low filler utilization rate and local breakthrough of C-PRB, demonstrating its application potential in the field of groundwater remediation.

Key words: permeable reactive barrier; passive convergence; pollutant migration interception; numerical simulation; influencing factors analysis

收稿日期: 2024-07-10

基金项目: 国家重点研发计划项目(2018YFC1802300);中央级公益性科研院所基本科研业务专项(PM-zx703-202406-192)

* 责任作者, 工程师, dingjie@scies.org; ** 工程师, pengxiangqin@scies.org

渗透性反应墙技术(PRB)的工作原理是在污染羽流动路径上设置含有特定活性填料的渗透性反应区,污染物与反应区内的填料接触时,通过吸附、沉淀或降解等作用实现污染物的去处或截留^[1-4].与其它地下水修复技术相比,PRB技术具有无需外源动力和地面装置、运行寿命长、维护费用低等优点^[5-8].典型的PRB结构类型主要包括连续式PRB(C-PRB)、漏斗导水门式PRB和非连续式PRB等^[9-13].然而,在实际应用中,这些PRB结构类型面临着一系列挑战,例如开挖工程量大、填料利用率低、对地下水流场干扰大以及应用范围受限等^[14-18].

减压汇流式渗透性反应墙技术(PC-PRB)是一种绿色可持续的地下水原位修复技术,可有效克服传统PRB技术存在的开挖工程量大、填料利用率低、对地层结构破坏严重和应用范围受限等局限性^[19].PC-PRB技术通过在PRB上游适当位置布设若干井,利用导流管的引流减压效应调控井内水头,促使受污染地下水从四周向井中汇聚并导向PRB系统,从而达到阻控污染物迁移、缩小PRB规模和提高污染物处理效率的目的^[19].PC-PRB技术由减压汇流系统和PRB系统共同构成.减压汇流系统包括减压汇流井、导流管和缓冲布水层.PRB系统内填充能够拦截或去除受污染地下水中污染物的活性填料.

在前期研究中,我们基于地下水渗流及流函数微分方程,开发了渗流模拟软件PRB-Flow,实现了PC-PRB渗流调控过程的精准模拟^[20].同时,利用PRB-Flow探究了PC-PRB的渗流调控机制及其主要影响因素.研究表明,导流管的引流减压作用使得减压井内产生降深,促使井周围地下水在水头差的驱动下向井内汇聚,从而显著提升了PC-PRB的水力捕集性能^[20].然而,减压汇流过程对PC-PRB污染物迁移阻控性能的影响规律有待进一步研究.本文基于地下水运动和溶质迁移数学模型,开发嵌入网格自适应细分算法的污染物对流-弥散数值模拟软件PRB-Trans,利用PRB-Trans解析减压汇流过程对PC-PRB污染物迁移阻控性能的影响规律.本文研究结果以期PC-PRB技术的工程应用提供参考.

1 PRB-Trans 模型开发

基于二维地下水运动和溶质迁移数学模型,运用标准 Galerkin 有限单元法求解 PC-PRB 修复受污

染地下水过程中水运动和污染物迁移问题的数值解,同时引入网格自适应细分算法,开发了非稳态多组分污染物对流-弥散数值模拟软件 PRB-Trans.其假设条件和数学模型如下:

1)含水介质与参数:研究域 G 由非均质各向异性承压含水层或潜水含水层构成,水运动和污染物迁移参数已知,包括渗透系数 K ,含水层厚度 b ,承压含水层厚度 M ,弹性贮水系数 S ,给水度 S_y ,纵向弥散度 α_L 和横向弥散度 α_T ,有效孔隙度 n ,化学反应常数 k 等,各参数可以是常数,也可以是分片常数或者是空间坐标 (x, y) 的已知函数.滞留因子 R_d 则由等温吸附模式确定,通常也是时间和空间变量的函数.

2)水运动和污染物迁移条件:平面二维稳定流或非稳定流;平面二维非稳定污染物迁移.

3)源汇条件:研究域中存在源汇的作用,强度为 W_M ,可包含点源汇、线源汇和面源汇、河流补给、管道渗漏、降雨补给、越流补给、蒸发排泄等.源汇的作用可以是源(补给作用),也可以是汇(排泄作用).

4)初始条件:初始时刻全域 G 上水头 $H_0(x, y)$ 和污染物浓度 $C_0(x, y)$ 的分布已知.

5)边界条件:研究域的边界可以是第一类、第二类、第三类(仅溶质迁移问题)边界及其组合,也可以有内边界.对于给定边界类型,边界条件已知.

6)流体的密度保持不变.对于承压含水层,贮水量的改变通过孔隙度和含水层厚度的改变实现;贮水量由孔隙水量和弹性贮水量组成;对于潜水含水层,仅考虑可给出水(可运动水),忽略不可运动水的作用.

二维地下水运动问题的微分方程为:

$$E \frac{\partial H}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x} \left(K_x b \frac{\partial H}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(K_y b \frac{\partial H}{\partial y} \right) - W_0 - W_E + W_1(x, y) \in G, \quad t > 0 \quad (1)$$

式中: H 为待求水头,m; E 为贮水系数,承压水 $E=S$,潜水 $E=S_y$; S 为弹性贮水系数; S_y 为给水度; K_x 、 K_y 分别为 x 和 y 方向上的渗透系数分量,m/d; b 为含水层厚度,m,承压水 $b=M$,为给定值,潜水 $b=H-z$, z 为潜水含水层底板高度, m; W_0 为面汇排水强度,m/d,指单位时间单位面积的排水量,排水所含污染物浓度与含水层污染物浓度相同; W_E 为蒸发强度,m/d,指单位时间单位面积的蒸发量, W_E 中不含污染物; W_1 为面源注水强度,m/d,指单位时间单位面积的注水量,注水所含污染物浓度已知.

二维溶质迁移问题的微分方程为:

$$R_d n b \frac{\partial C}{\partial t} + L(C) - I = 0 \quad (x, y) \in G, \quad t > 0 \quad (2)$$

式中: $I = W_1 C_1$, L 为算子, 即:

$$L(C) = -\frac{\partial}{\partial x} \left(D_x \frac{\partial C}{\partial x} \right) - \frac{\partial}{\partial y} \left(D_y \frac{\partial C}{\partial y} \right) + q_x \frac{\partial C}{\partial x} + q_y \frac{\partial C}{\partial y} + WC$$

$$W = R_d \frac{\partial n b}{\partial t} - E \frac{\partial H}{\partial t} + R_d k n b + W_1 - W_e \quad (3)$$

式中: C 为待求污染物浓度, mg/L; R_d 为滞留因子; n 为有效孔隙度; D_x 、 D_y 分别为 x 和 y 方向上的水动力弥散系数分量, m^2/d ; q_x 、 q_y 分别为 x 和 y 方向上的单宽流量, m^2/d ; C_1 为注入水 W_1 所含污染物浓度, mg/L; k 为一级反应速率常数, d^{-1} ; $C_0(x, y)$ 为给定研究域上污染物初始浓度, mg/L.

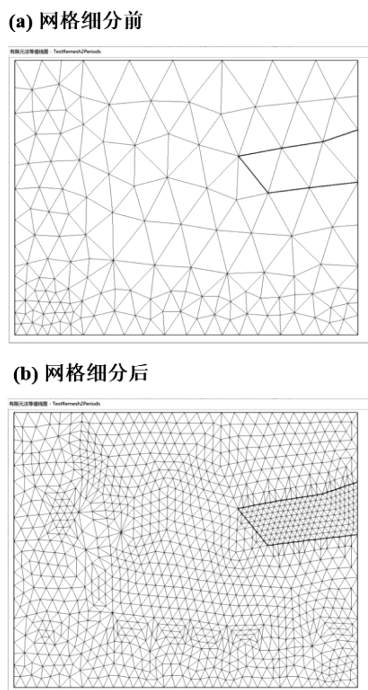


图1 PRB-Trans 中对流为主网格的自动识别与细分
Fig.1 Automatic identification and subdivision of convection-dominated grids in PRB-Trans

和传统溶质迁移模型相比, PRB-Trans 具有以下特点: (1) 针对以对流为主的污染物迁移问题, 提出网格自适应细分算法, 通过自主搜索对流为主的网格并实施精细剖分(图 1), 保证单元的 Peclet 数小于 2, 从而克服了传统模型采用标准 Galerkin 方法和上游加权方法所带来的数值解的振动和数值弥散大等问题; (2) 针对 PRB 活性填料对渗滤液中不同污染

物去除机理的差异性, 引入非线性等温模式和一级化学反应方程; (3) 考虑到 PRB 活性填料的渗透性能和反应活性会随着运行时间有所下降, 渗透系数、衰变常数和吸附常数等参数均可以设置为时间变量的函数.

2 PC-PRB 和 C-PRB 污染物迁移阻控性能比较

2.1 模拟区域与输入条件

利用 PRB-Trans 比较 PC-PRB 和 C-PRB 在平面含水层和剖面含水层中的污染物迁移阻控性能. PRB-Trans 模型输入条件如下:

2.1.1 研究域及网格剖分 平面含水层长和宽分别为 400m 和 200m(图 2(a)), 剖面含水层长和高分别为 400m 和 50m(图 2(b)). 图 2 还展示了模拟区域的有限元网格剖分情况. 剖分网格时应遵循越靠近 PC-PRB, 有限元网格尺寸越小的原则.

2.1.2 含水介质参数 两个含水层均是均质性和各向同性的(即理想含水层), 含水介质为粉砂, 渗透系数和有效孔隙度分别为 1m/d 和 0.46.

2.1.3 减压汇流系统和 PRB 系统参数 采用优先流模型来描述减压汇流过程对地下水流场和溶质运移的影响, 即将其视为含水层中具有高渗透系数和高孔隙度的优先流动路径. 减压汇流系统的渗透系数为 80000m/d, 有效孔隙度为 1.00. PRB 系统的渗透系数为含水介质的 10 倍, 即 10m/d, 有效孔隙度为 0.40.

2.1.4 边界条件 平面含水层的南、北边界为隔水边界, 东、西边界为定水头边界, 其水头值分别为 10m 和 6m, 因此水力梯度为 0.01; 剖面含水层的顶部、底部边界为隔水边界, 东、西边界为定水头边界, 其水头值同样分别为 10m 和 6m.

2.1.5 污染物迁移初始条件 目标污染物为氨氮, 初始时刻研究域上各点氨氮浓度为 0mg/L.

2.1.6 污染物迁移边界条件 第一类边界条件, 即给定浓度边界. 在平面含水层中, 污染源为宽度 40m 的线性源, 其中心坐标为(0m, 200m); 在剖面含水层中, 污染源为深度 15m 的线性源, 其中心坐标为(0m, 42.5m); 两个污染源在模拟时间内连续释放氨氮, 浓度为 200mg/L.

2.1.7 有限元方程 SOR 迭代求解参数 水头有限元方程和溶质迁移有限元方程 SOR 最大迭代次数均为 900 万次, 收敛误差均为 10^{-7} .

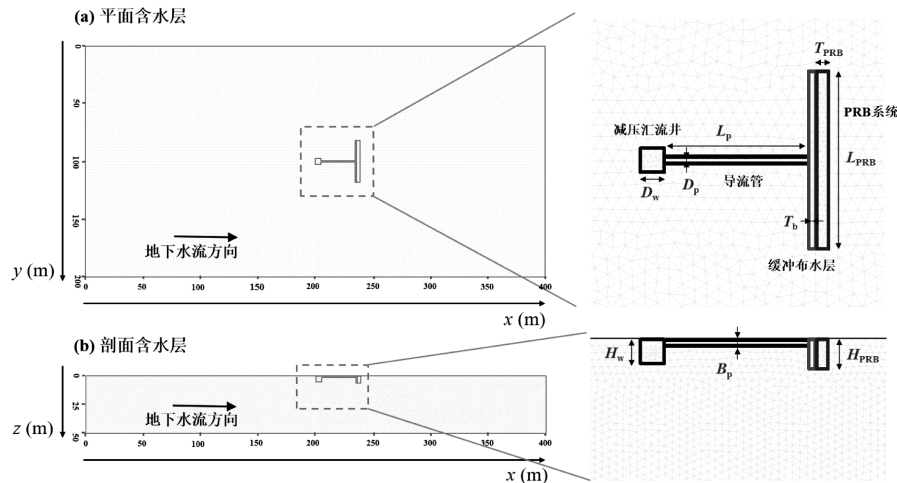


图2 PRB-Trans 模型中 PC-PRB 概化及其主要设计参数

Fig.2 PC-PRB simulation in the PRB-Trans model and its main design parameters

2.2 评价指标定义及估算方法

为了评估和比较 PC-PRB 和 C-PRB 对污染物的迁移阻控性能,本研究共设有 9 个评价指标(表 1),可分为 3 类:(1)PRB 尺寸参数,即完全截获污染羽所需要的最小 PRB 长度(L_{PRB})和高度(H_{PRB});(2)水力捕集性能评价指标,包括通过 PRB 的地下水

流量(Q),通过单位 PRB 长度/高度的地下水通量(q),通过 PRB 的地下水实际流速(u)和 PRB 水力停留时间(t); (3)污染物处理性能评价指标,包括流入 PRB 的污染物平均浓度(C)、通过 PRB 的污染物通量(F)和通过单位 PRB 长度或高度的污染物通量(f)。

表 1 PC-PRB 和 C-PRB 性能评价指标及其评估方法

Table 1 PC-PRB and C-PRB performance evaluation indicators and their evaluation methods

评价指标	定义	单位	估算方法	
L_{PRB} 、 H_{PRB}	完全拦截污染羽流所需的最小 PRB 长度或高度	m	PRB-Trans 溶质迁移模块	
Q	单位时间内进入 PRB 的地下水体积	m^3/d	PRB-Trans 区域水均衡模块	
q	单位时间内通过单位 PRB 长度或高度的地下水体积	m^2/d	$q_h = Q_h / L_{PRB}$	$q_v = Q_v / H_{PRB}$
u	通过 PRB 的地下水实际流速	m/d	$u_h = Q_h / L_{PRB} \cdot n$	$u_v = Q_v / H_{PRB} \cdot n$
t	PRB 中污染物与活性填料的接触时间	d	$t_h = T_{PRB} / u_h$	$t_v = T_{PRB} / u_v$
C	流入 PRB 的受污染地下水中氨氮浓度	mg/L	PRB-Trans 溶质迁移模块	
F	单位时间内进入 PRB 的氨氮质量	g/d	$F_h = C_h / Q_h$	$F_v = C_v / Q_v$
f	单位时间内进入单位 PRB 长度或高度的氨氮质量	$g/(m \cdot d)$	$f_h = F_h / L_{PRB}$	$f_v = F_v / H_{PRB}$

注:各指标下标h表示平面二维指标,v表示剖面二维指标。

2.3 平面污染物迁移阻控性能分析

图 3 展示了 PC-PRB 和 C-PRB 在平面含水层中截获污染羽的对比情况。表 2 列出了两种类型 PRB 在各评价指标上的模拟值。结果表明,在处理同一污染羽(线源宽度为 40m、浓度为 200mg/L)时,采用 PC-PRB 所需的 L_{PRB} 同比 C-PRB 减少 20.0m,降幅为 40.0%。这一结果表明,PC-PRB 能够显著降低 L_{PRB} 需求,实现对污染羽的集中高效处理。这是由于 PC-PRB 利用减压汇流效应,从水平方向上对污染羽进行汇聚,使得其宽度有效缩小^[20]。

与 C-PRB 相比,PC-PRB 的 Q_h 略有下降,降幅为 7.8%。尽管 PC-PRB 的水力捕集能力略差于 C-PRB,但是两者的污染羽迁移阻控效果相当。这是由于 PC-PRB 对污染羽具有捕集和迁移阻隔的双重阻控作用,即不仅可以有效收缩和集中处理污染羽,还可以通过被动降低减压井的水头以形成水力原位屏障,进而遏制污染羽向下游迁移的速度。PC-PRB 与 C-PRB 的 Q_h 差值 ΔQ_h 可以定量表征 PC-PRB 对污染羽的阻控作用大小。若 ΔQ_h 为负值,则表示 PC-PRB 对污染羽存在阻控作用,且 ΔQ_h 越小,表明阻控

作用越强。PC-PRB 的 q_h 同比 C-PRB 增加 53.7%, 表明 PC-PRB 的水力捕集效率(即单位 PRB 长度水力捕集能力)明显优于 C-PRB。这一显著提升主要归因于平面方向上的减压汇流效应, 该效应使得减压井内水头下降, 从而促使井周围的受污染地下水在水头差的驱动下向井中汇流, 并且经由导流管和缓冲布水层流入 PRB 进行集中处理。另外, 在图 3(b)中, 水头值为 8.0m 的等值线较图 3(a)明显向井左侧弯曲, 也进一步证实了减压井内水头低于其周围水头的现象。PC-PRB 的减压汇流效应使得通过 PRB 的 u_h 同比 C-PRB 增加 53.7%, t_h 相应的有所下降, t_h 平均降低率为 35.0%。与 C-PRB 相比, PC-PRB 的 C_h 、 F_h 和 f_h 均有所增加, 增幅依次为 31.0%、21.7% 和 102.9%。这一结果说明 PC-PRB 的污染物处理效率均明显优于 C-PRB。

为了进一步比较 PC-PRB 和 C-PRB 各个性能评价指标在 PRB 横向方向上的分布情况, 将 PRB 等分为 5 个区域, 即 1 区、2 区、3 区、4 区和 5 区。表

2 结果显示, 在水力性能评价指标方面, C-PRB 在不同 PRB 分区上的 Q_h 、 q_h 和 u_h 均呈现出中间小两侧大的分布特征, 而 t_h 恰好与之相反; 而由于缓冲布水层的均匀布水作用, PC-PRB 在不同 PRB 分区上的 Q_h 、 q_h 、 u_h 和 t_h 未见显著差异。在污染物处理性能评价指标方面, C-PRB 在不同 PRB 分区上的 C_h 、 F_h 和 f_h 则呈现出中间高两侧低的分布特征。这与污染羽本身污染物浓度分布不均(中心区域浓度高、周围区域浓度低)有关。而 PC-PRB 在各 PRB 分区上的 C_h 、 F_h 和 f_h 则较为一致。这得益于减压汇流井的混合调配功能, 即能够对含有不同污染物浓度的地下水进行均一化处理。C-PRB 在 PRB 横向方向上流速和污染物浓度均存在不均匀现象, 这可能造成 PRB 系统的局部击穿和活性填料利用率低等问题^[20]; 而 PC-PRB 有助于缓解因污染羽污染物浓度分布不均导致的 PRB 填料利用率低和局部击穿等问题。此外, 与 C-PRB 相比, PC-PRB 中通过 PRB 的污染物浓度有所提升。

表 2 PC-PRB 和 C-PRB 平面性能指标对比表

Table 2 Comparison of PC-PRB and C-PRB planar performance indicators

指标	类型	1 区	2 区	3 区	4 区	5 区	总和	均值
L_{PRB}	C-PRB	10.0	10.0	10.0	10.0	10.0	50.0	-
	PC-PRB	6.0	6.0	6.0	6.0	6.0	30.0	-
Q_h	C-PRB	0.12	0.11	0.11	0.11	0.12	0.55	-
	PC-PRB	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.51	-
q_h	C-PRB	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	-	0.01
	PC-PRB	0.02	0.02	0.02	0.02	0.02	-	0.02
u_h	C-PRB	0.03	0.03	0.03	0.03	0.03	-	0.03
	PC-PRB	0.04	0.04	0.04	0.04	0.04	-	0.04
t_h	C-PRB	100.68	113.77	114.57	113.77	100.68	-	108.29
	PC-PRB	70.43	70.43	70.43	70.43	70.43	-	70.43
C_h	C-PRB	40.79	54.85	60.00	55.43	40.79	-	50.26
	PC-PRB	65.83	65.83	65.83	65.83	65.83	-	65.83
F_h	C-PRB	4.86	5.79	6.28	5.85	4.86	27.64	-
	PC-PRB	6.73	6.73	6.73	6.73	6.73	33.65	-
f_h	C-PRB	0.49	0.58	0.63	0.59	0.49	-	0.55
	PC-PRB	1.12	1.12	1.12	1.12	1.12	-	1.12

为了达到相同的处理目标, 不可避免地需要增加 PRB 厚度。PRB 厚度的计算方法有停留时间法和最大吸附法, 两者的计算式如下^[10]:

$$T_{PRB} = u \cdot t_R \cdot SF$$

$$t_R = \frac{-\ln(C_s/C_0)}{k} \quad (4)$$

式中: T_{PRB} 为 PRB 厚度, m; t_R 为污染物降低至目标浓

度水平所需的停留时间, d; C_0 、 C_s 分别为 PRB 进水和目标出水浓度, mg/L; k 为一级反应速率常数, h^{-1} ; SF 为安全系数, 通常取 3~5。

在 PRB 工程设计中, PRB 厚度应由不同 PRB 分区计算出的最大 PRB 厚度值确定^[21]。基于式(4), 以 1.5mg/L 为氨氮出水目标浓度(即地下水 IV 类水质标准), 计算出 PC-PRB 所需 PRB 厚度是 C-PRB 的 1.59

倍,增幅为 58.9%.对于 PC-PRB,减压汇流井的混合调配过程使得污染羽中污染物的峰值浓度降低,从而降低污染物浓度达到目标水平所需的水力停留时间.这在一定程度上可以抵消 PC-PRB 污染物捕集能力增强造成 PRB 厚度增大的负面效果.

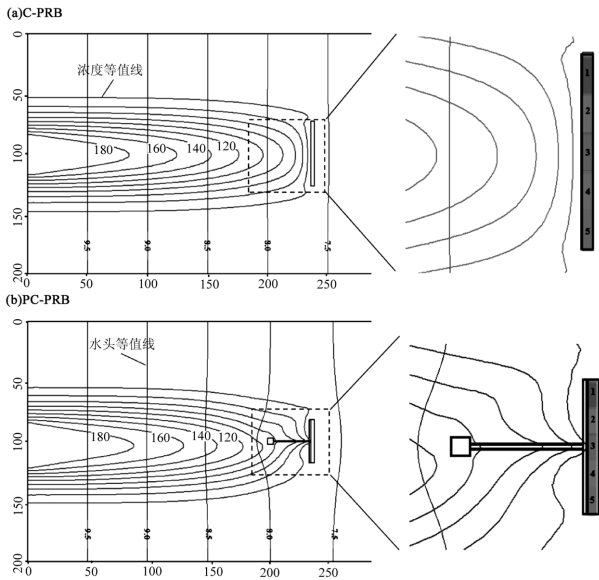


图 3 平面含水层中不同类型 PRB 污染羽分布特征对比
Fig.3 Comparison of the plume distribution characteristics of different PRB types in planar aquifer

2.4 剖面污染物迁移阻控性能分析

图 4 展示了 PC-PRB 和 C-PRB 在剖面含水层中截获污染羽的对比情况.表 3 列出了两种类型 PRB 在不同评价指标上的模拟值.结果表明,当处理线源深度为 15m、浓度为 200mg/L 的污染羽时,采用 PC-PRB 所需的 H_{PRB} 相较于 C-PRB 减少 14.0m,降幅达到了 70.0%.这表明 PC-PRB 同样能够从垂直方向上有效汇聚污染羽并缩小其深度,从而显著降低所需 H_{PRB} .虽然采用 PC-PRB 所需 H_{PRB} 减少量相比于 L_{PRB} 减少量较小,但其降幅却更为显著.

与 C-PRB 相比,PC-PRB 的 Q_v 下降 13.3%,表明 PC-PRB 在剖面方向上对污染羽的阻控作用较平面上更强.虽然 PC-PRB 的总水力捕集能力低于 C-PRB,但是两种类型 PRB 对污染羽的拦截效果相当.这是由于 PC-PRB 不仅可以通过减压汇流机制汇聚收缩污染羽,还可以通过被动降低减压汇流井的水头形成水力原位阻隔,进而遏制污染羽的绕流迁移速度,即 PC-PRB 具有污染羽阻隔效应.同样可以用 ΔQ_v 来定量表征 PC-PRB 对污染羽的阻隔作用大小. ΔQ_v 与

ΔQ_h 相比降幅更大,说明 PC-PRB 在剖面方向上的污染羽阻隔能力更强.PC-PRB 的 q_v 同比 C-PRB 增长 189.0%,表明 PC-PRB 的剖面水力捕集效率相比于 C-PRB 有显著提高.这同样归因于剖面方向上的减压汇流效应,该效应使得减压井内水头低于其底部,从而促使井底部的受污染地下水在水头差的驱动下向井中汇流,并且经由导流管和缓冲布水层流入 PRB 进行集中处理.图 4(b)中水头值为 8.0m 的等值线较图 4(a)明显向左弯曲,也进一步证明了减压井内水头低于周围水头.PC-PRB 剖面方向上的减压汇流效应使得通过 PRB 的平均 u_v 同比 C-PRB 增加 189.0%,平均 t_h 降低 65.4%.与 C-PRB 相比,PC-PRB 的 C_v 、 F_v 和 f_v 均有所增加,增幅依次为 55.1%、34.5%和 348.3%.这一结果说明 PC-PRB 在剖面方向上的污染物捕集能力和污染物捕集效率均显著高于 C-PRB.

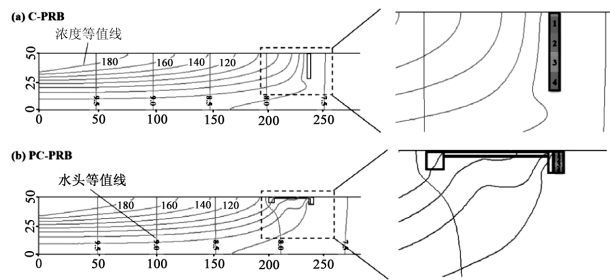


图 4 剖面含水层中不同类型 PRB 污染羽分布特征对比
Fig.4 Comparison of the plume distribution characteristics of different PRB types in cross-sectional aquifer

表 3 PC-PRB 和 C-PRB 剖面性能指标对比表

Table 3 Comparison of PC-PRB and C-PRB cross-sectional performance indicators

指标	类型	1 区	2 区	3 区	4 区	总和	均值
H_{PRB}	C-PRB	5.0	5.0	5.0	5.0	20.0	-
	PC-PRB	1.5	1.5	1.5	1.5	6.0	-
Q_v	C-PRB	0.05	0.05	0.05	0.06	0.22	-
	PC-PRB	0.05	0.05	0.05	0.05	0.19	-
q_v	C-PRB	0.01	0.01	0.01	0.01	-	0.01
	PC-PRB	0.03	0.03	0.03	0.03	-	0.03
u_v	C-PRB	0.03	0.03	0.03	0.03	-	0.03
	PC-PRB	0.08	0.08	0.08	0.08	-	0.08
t_v	C-PRB	115.08	114.35	111.90	93.36	-	107.87
	PC-PRB	37.33	37.33	37.33	37.33	-	37.33
C_v	C-PRB	53.15	48.85	41.54	32.28	-	43.95
	PC-PRB	68.19	68.19	68.19	68.19	-	68.19
F_v	C-PRB	2.77	2.56	2.23	2.07	9.78	-
	PC-PRB	3.29	3.29	3.29	3.29	13.15	-
f_v	C-PRB	0.55	0.51	0.45	0.42	-	0.49
	PC-PRB	2.19	2.19	2.19	2.19	-	2.19

为了进一步比较两种类型 PRB 的各个评价指标在 PRB 垂直方向上的分布情况,将 PRB 等分为 4 个区域,即 1 区、2 区、3 区和 4 区.表 3 结果显示,在水力性能指标方面,C-PRB 在不同 PRB 垂向分区上的 Q_v 、 q_v 和 u_v 呈现上小下大的分布特征,而 t_v 恰好与之相反.由于缓冲布水层的均匀布水作用,PC-PRB

在不同 PRB 垂向分区上的 Q_v 、 q_v 、 u_v 和 t_v 没有显著差异.在污染物处理性能指标方面,C-PRB 在不同 PRB 垂向分区上的 C_v 、 F_v 和 f_v 则呈现出上大下小的分布规律.这同样和污染羽本身污染物浓度分布不均有关(垂直方向上靠近污染源的区域浓度较高,远离的区域浓度较低).

3 PC-PRB 污染物迁移阻控性能影响因素分析

3.1 导流管长度的影响

3.1.1 导流管长度对平面性能的影响 图 5 展示了 L_p 在 10~60m 范围内变化对 PC-PRB 平面污染物迁移阻控性能的影响规律.如图 5(a)所示,随着 L_p 的增加,PC-PRB 所需的 L_{PRB} 呈现出减小的趋势,但减小幅度逐渐降低.在同一 L_p 水平下,当污染源的宽度或浓度增加时,PC-PRB 完全拦截污染羽所需的 L_{PRB} 也相应增大.这是因为污染源宽度越大,污染羽在横向方向上的扩展面积越大;而当污染源浓度增加时,一方面由于浓度梯度增加,溶质分子的扩散速率增加,使得污染羽在横向方向上变宽;另一方面由于污染物浓度增加,在 PRB 绕流量不变的情况下,绕流水体的浓度变高,因此要达到相同的污染物迁移阻控效果, L_{PRB} 必须增大.

如图 5(b)所示,在 L_p 逐渐增大的过程中, Q_h 呈现出先下降后上升的变化趋势,对于 3 种污染情景 $P_{h,1}$ 、 $P_{h,2}$ 和 $P_{h,3}$, Q_h 分别在 L_p 为 40,30 和 30m 时达到最小.这一现象形成的原因在于,PC-PRB 水力捕集能力是决定其污染物迁移阻控能力的基础.前期研究结果表明, L_{PRB} 和 L_p 是影响 PC-PRB 平面水力性能的两个主要影响因素,且 L_{PRB} 的影响程度大于 L_p ^[20].在保持 L_{PRB} 不变的前提下,PC-PRB 水力捕集性能随着 L_p 的增加而提升.然而,在处理同一污染羽时,随着 L_p 的增加,所需 L_{PRB} 随之减小,这又反过来会降低 PC-PRB 的水力捕集性能.当 L_p 不超过与 Q_h 为最小值对应的 L_p 值时, L_{PRB} 随着 L_p 的增加

而明显减少,导致 PC-PRB 的水力捕集性能下降;随后当 L_p 继续增加时, L_{PRB} 的减少幅度减缓,使得 PC-PRB 的水力捕集性能有所回升.此外,对于 3 种污染情景 $P_{h,1}$ 、 $P_{h,2}$ 和 $P_{h,3}$,当 L_p 分别低于 60,50 和 60m 时,PC-PRB 的捕集流量低于 C-PRB,即 ΔQ_h 为负值,此时表明 PC-PRB 对污染羽存在阻控作用.当 L_p 分别为 40,30 和 30m,即 L_p 与污染源宽度相等时, ΔQ_h 达到最小值,此时 PC-PRB 对污染羽的阻控作用最强.当 L_p 继续增加时, ΔQ_h 逐渐增大至正值,表明阻控作用逐渐减弱甚至消失.这是由于当 L_p 不大于与 ΔQ_h 为最小值对应的 L_p 值时, L_p 的增加使得井内降深增大(图 5(c)),并且此时 L_{PRB} 尚且较大,故 PC-PRB 的阻控作用增强;当 L_p 继续增加时,此时降深的增幅减缓以及 L_{PRB} 较小,因此导致阻控作用又逐渐减弱.

PC-PRB 对污染羽的阻控作用大小变化可以通过减压井的降深进行解释.如图 5(c)所示,随着 L_p 的增加,即使 L_{PRB} 减小,减压井的降深亦逐渐升高.这一结果表明 L_p 对降深的影响显著大于 L_{PRB} .然而,PC-PRB 对污染羽的阻控作用大小随着 L_p 的增加呈现先增后减的趋势.因此可以推断,PC-PRB 对污染羽迁移的阻控作用大小不仅取决于水头降深,还与 L_{PRB} 有密切关系.以降深均为 0.25m 为例,可以计算出对应的 L_{PRB} 分别约为 20,10 和 42m.结合图 5(c)发现, L_{PRB} 越大, ΔQ_h 越小.故在同一降深下, L_{PRB} 越大,PRB 对污染羽的迁移阻控作用越强.

如图 5(d)和图 5(e)所示,随着 L_p 的增加,PC-PRB 所处理的污染物浓度 C_h 和污染物通量 F_h 均呈现增加趋势.在同一污染情景下, L_p 的增加意味着减压汇流井与污染源的距離缩短,这将导致井中汇聚的受污染地下水中的污染物浓度 C_h 升高.在同一 L_p 水平下,污染源的宽度或浓度增加时,PC-PRB 所处理的污染物浓度 C 和污染物通量 F 也相应增大.与此同时,PC-PRB 所需 PRB 厚度与 C-PRB 所需 PRB 厚度的比值 T_{PC-PRB}/T_{C-PRB} 随着 L_p 的增加而显著提升(见图 5(f)),而 L_{PRB} 减少幅度逐渐减缓.这将导致 PC-PRB 所需的填料体积显著提升,进而增加修复成本.以 PC-PRB 填料体积估算值的增幅小于 50% 为设计目标时, L_p/L_{PRB} 不超过 2.

3.1.2 导流管长度对剖面性能的影响 图 6 展示了 L_p 在 10~60m 范围内变化对 PC-PRB 剖面污染物

迁移阻控性能的影响规律.如图 6(a)所示,随着 L_p 的增加, H_{PRB} 呈现出减小的趋势,但减小幅度逐渐降低.这和平面情景中 L_{PRB} 的变化趋势类似.在同一 L_p 水平下,当污染源的深度或浓度增加时,PC-PRB 从剖面方向上完全拦截污染羽所需的 H_{PRB} 也相应增大.如图 6(b)所示, Q_v 随着 L_p 的增加呈现出先下降后上升的变化规律.对于 3 种污染情景 $P_{v,1}$ 、 $P_{v,2}$ 和 $P_{v,3}$, Q_v

均在 L_p 为 30m 时达到最小.这一现象形成的原因是, H_{PRB} 和 L_p 是影响 PC-PRB 剖面水力性能的两个主要影响因素,且 H_{PRB} 的影响程度大于 L_p ,当 L_p 小于 30m 时, H_{PRB} 随 L_p 的增加而显著减少,导致 PC-PRB 的剖面水力性能下降;而当 L_p 继续增大时, H_{PRB} 的降低幅度逐渐减缓,使得 PC-PRB 的剖面水力性能有所回升.

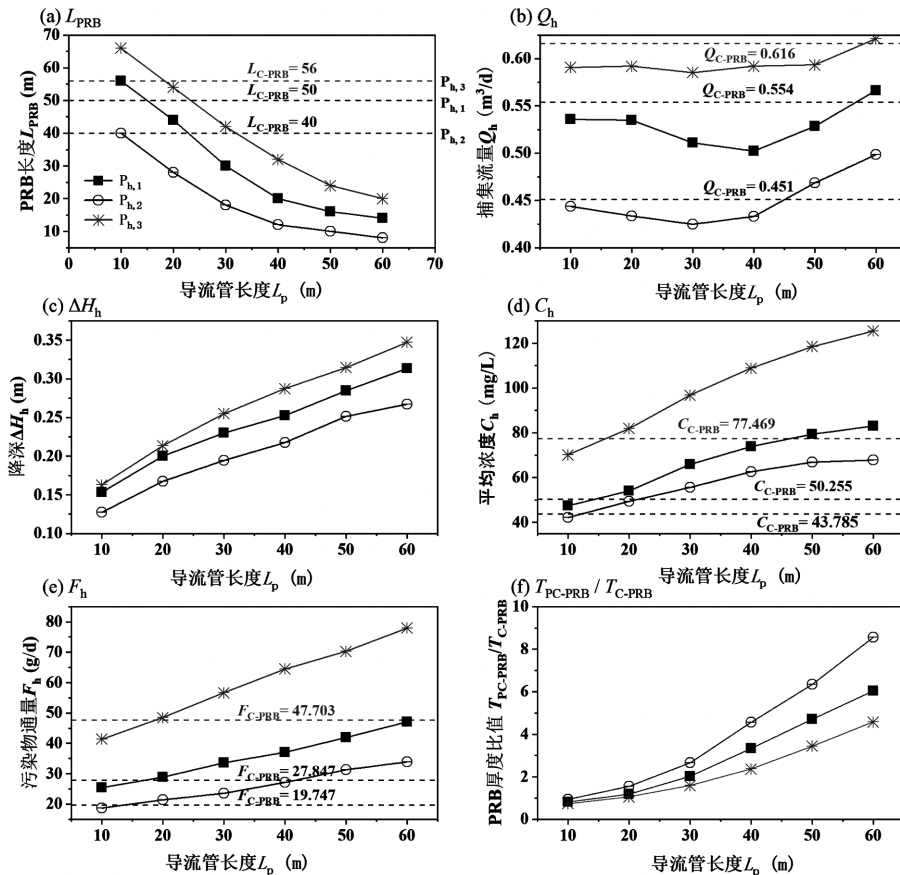


图 5 导水管长度与 PC-PRB 平面性能的影响关系

Fig.5 Effect of water pipe length variation on PC-PRB planar performance

此外,对于 3 种污染情景 $P_{v,1}$ 、 $P_{v,2}$ 和 $P_{v,3}$,当 L_p 分别低于 50,40 和 50m 时,PC-PRB 的剖面捕集流量低于 C-PRB,即 ΔQ_h 为负值,此时表明 PC-PRB 对污染羽具有阻控作用.三者的 ΔQ_v 随 L_p 增加的变化规律与 Q_v 一致,当 L_p 为 30m 时达到最小,表明此时 PC-PRB 从剖面方向上对污染羽的阻控作用最强.当 L_p 继续增加时, ΔQ_v 逐渐增大至正值,表明阻控作用逐渐减弱甚至消失.这是由于当 L_p 不超过 30m 时, L_p 的增加使得井内降深增大,并且此时 H_{PRB} 尚且较大,故 PC-PRB 对污染羽的阻控作用增强;当 L_p 继续增加时,此时降深的增幅减缓以及 H_{PRB} 较小,因此导

致阻控作用逐渐减弱.如图 6(c)所示,随着 L_p 的增加,即使 H_{PRB} 减小,减压井的降深亦逐渐升高.这一结果表明 L_p 对降深的影响大于 H_{PRB} .

如图 6(d)和图 6(e)所示,随着 L_p 的增加,PC-PRB 所处理的污染物浓度 C_v 和污染物通量 F_v 均呈现增加趋势.与此同时,PC-PRB 所需 PRB 厚度与 C-PRB 所需 PRB 厚度的比值 T_{PC-PRB} / T_{C-PRB} 随着 L_p 的增加而显著提升(见图 6(f)),而 H_{PRB} 随着 L_p 的增加减少幅度减缓.这将导致 PC-PRB 所需的填料体积显著提升,进而增加修复成本.以 PC-PRB 填料体积估算值的增幅小于 50%为设计目标时, L_p / H_{PRB} 不超过 2.

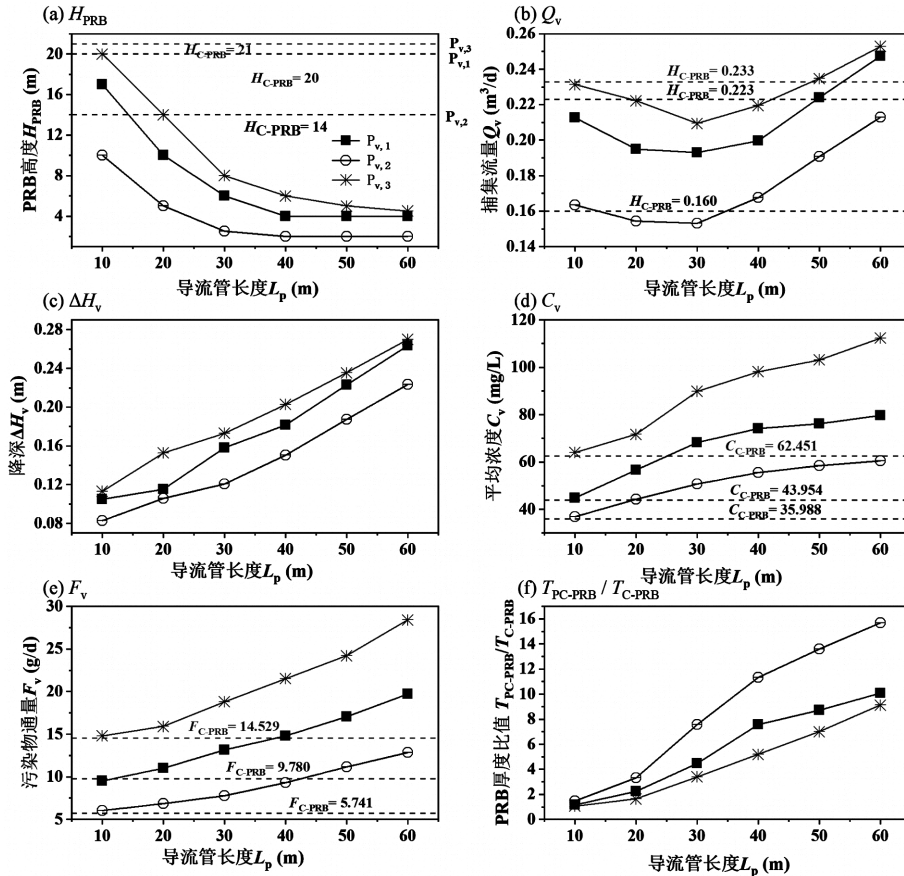


图 6 导水管长度与 PC-PRB 剖面性能的影响关系

Fig.6 Effect of water pipe length variation on PC-PRB cross-sectional performance

3.2 减压汇流井横向范围(多井问题)的影响

图 7 展示了 TD_w 在 4~50m 范围内变化对 PC-PRB 平面污染物迁移阻控性能的影响规律.如图 7(a) 所示,随着 TD_w 的增加,PC-PRB 所需的 L_{PRB} 呈现先减少后增大的变化规律,但后续增加幅度不明显.对于 3 种污染情景 $P_{h,1}$ 、 $P_{h,2}$ 和 $P_{h,3}$, L_{PRB} 分别在 L_p 为 30, 20 和 30m 时达到最小.这一现象产生的原因是,增加 TD_w 扩大了减压汇流井的汇水面积,进而提高了减压汇流井的汇流量.但是由于 PC-PRB 后端处理能力有限,井中汇流量的增加会引起井内降深减少(图 7(c)),导致井和其下游的水头差降低甚至可能超过下游水头,从而造成井内汇聚的受污染地下水直接向下游溢流的风险.因此,当 TD_w 继续增大时,反而需要更大的 L_{PRB} 拦截来自井中直接溢流的受污染地下水.

如图 7(b)所示,当 TD_w 小于与 L_{PRB} 为最小值所对应的 TD_w 值时, TD_w 的增加对 Q_h 影响不大,而当 TD_w 大于该 TD_w 值后, Q_h 随着 TD_w 的增加而显著升高.这是由于在后述情形下, TD_w 的增加导致所需的

L_{PRB} 增大,进而影响了 Q_h 的变化趋势.对于 3 种污染情景 $P_{h,1}$ 、 $P_{h,2}$ 和 $P_{h,3}$,当 TD_w 分别低于 40,30 和 40m 时,PC-PRB 的捕集流量低于 C-PRB,即 ΔQ_h 为负值,此时表明 PC-PRB 对污染羽存在阻控作用.当 TD_w 增加时, ΔQ_h 逐渐增大至正值,表明阻控作用逐渐减弱甚至消失,这与减压井降深随着 TD_w 的增加而逐渐减小有关(图 7(c)).

如图 7(d)所示,随着 TD_w 的增加,PC-PRB 所处理的污染物浓度 C_h 呈现先增加后降低的变化规律.对于 3 种污染情景 $P_{h,1}$ 、 $P_{h,2}$ 和 $P_{h,3}$, C_h 分别在 TD_w 为 12,12 和 20m 时达到最大.当 TD_w 小于与 C_h 为最大值所对应的 TD_w 值时,更多含高浓度污染物的地下水汇入井中,导致 C_h 随着 TD_w 的增加而增大;但是当 TD_w 超过该 TD_w 值后,减压井汇流面积的增加反而会将含低浓度污染物的地下水甚至未受污染的地下水汇入井中,从而造成 C_h 下降.PC-PRB 所处理的污染物通量 F_h 随着 TD_w 的增加而略有上升(图 7(e)),这是由于尽管 TD_w 增加导致后期 C_h 有所下降,但是 Q_h 的增幅更为显著.此外, T_{PC-PRB}/T_{C-PRB} 随着

TD_w 的增加呈现先增大后减小的变化规律(如图 7(f) 所示).

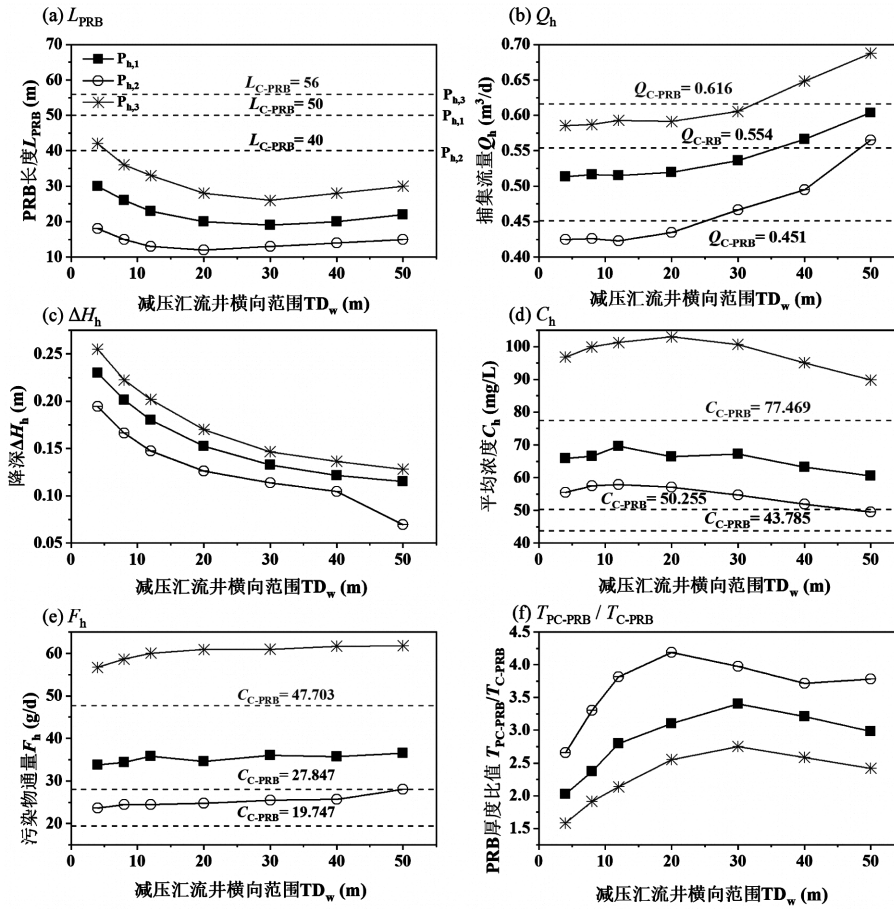


图 7 减压汇流井横向范围与 PC-PRB 平面性能的影响关系
 Fig.7 Effect of passive well horizontal range variation on PC-PRB planar performance

3.3 减压汇流井深度的影响

图 8 展示了 H_w 在 4~25m 范围内变化对 PC-PRB 剖面污染物迁移阻控性能的影响规律.如图 8(a) 所示, H_w 的变化对 PC-PRB 所需 H_{PRB} 的影响相对较小.对于污染情景 $P_{v,1}$ 和 $P_{h,3}$,随着 H_w 的增加, H_{PRB} 呈现先减少后增加的变化规律,且在 H_w 为 12m 时达到最小.这一现象产生的原因是,增加 H_w 扩大了减压汇流井的汇水深度,进而提高了减压汇流井在剖面方向上的汇流量.井中汇流量的增加会引起井内降深减少(图 8(c)),导致井内汇聚的受污染地下水直接向下游溢流的风险增大.因此,当 H_w 继续增大时,反而需要更大的 H_{PRB} 拦截来自井中直接溢流的受污染地下水.对于污染情景 $P_{v,2}$, H_{PRB} 几乎不随 H_w 的增加而变化.在同一 H_w 水平下,污染源的深度或浓度越大,PC-PRB 所需要的 H_{PRB} 越大.

如图 8(b)所示,随着 H_w 的增加, Q_v 逐渐增大.

对于污染情景 $P_{v,1}$ 、 $P_{v,2}$ 和 $P_{v,3}$,当 H_w 分别低于 40,12 和 30m 时,PC-PRB 的剖面捕集流量低于 C-PRB,即 ΔQ_v 为负值,表明 PC-PRB 在剖面方向上对污染羽的迁移扩散存在阻控作用.当 H_w 增加时, ΔQ_v 逐渐增大至正值,表明阻控作用逐渐减弱甚至消失,这与减压井的降深随着 H_w 的增加而逐渐减小有关(图 8(c)).

如图 8(d)所示,随着 H_w 的增加,PC-PRB 所处理的污染物浓度 C_v 呈现先增加后降低的变化规律.对于污染情景 $P_{v,1}$ 和 $P_{v,2}$, C_v 分别在 H_w 为 8 和 6m 时达到最大.对于污染情景 $P_{v,3}$, C_v 随 H_w 的增加呈现逐渐减小的变化趋势.当 H_w 小于与 C_v 为最大值所对应的 H_w 值时,更多含高浓度污染物的地下水汇入井中,导致 C_v 随着 H_w 的增加而增大;但是当 H_w 超过该 H_w 值后,减压井汇流面积的增加反而会含低浓度污染物的地下水甚至未受污染的地下水汇入井中,从

而造成 C_v 下降.此外,随着 H_w 的增加,PC-PRB 所处理的污染物通量 F_v 变化不明显(如图 8(e)所示),而

T_{PC-PRB} / T_{C-PRB} 呈现先增大后减小的变化规律(如图 8(f)所示).

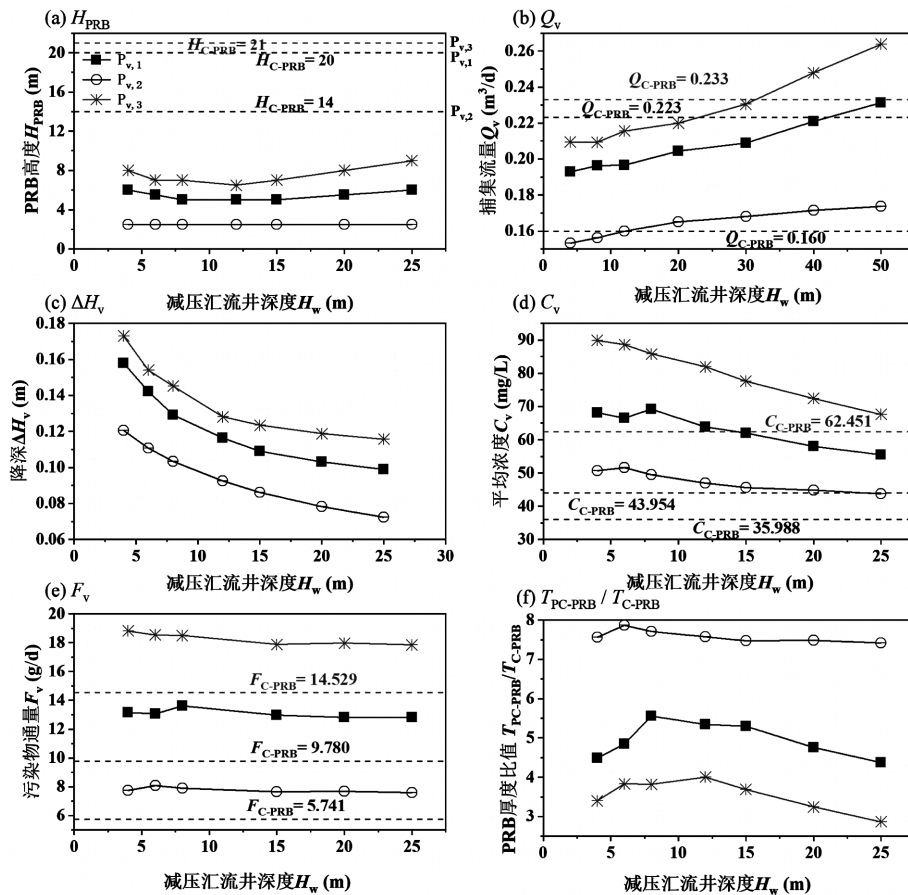


图 8 减压汇流井深度与 PC-PRB 剖面性能的影响关系

Fig.8 Effect of passive well depth variation on PC-PRB cross-sectional performance

4 结论

4.1 基于地下水运动和多组分污染物迁移数学模型,创新性地提出网格自适应细分算法,开发了污染物对流-弥散数值模拟软件 PRB-Trans. 网格自适应细分算法通过搜索对流为主的网格实施精细剖分,保证单元的 Peclet 数小于 2,为克服传统数值方法在求解对流为主的污染物迁移问题时所面临的困难提供了一种有效解决方法.

4.2 PC-PRB 污染物迁移阻控性能相较于 C-PRB 有显著提升.在给定模拟污染源条件下,与 C-PRB 相比,PC-PRB 所需的 L_{PRB} 和 H_{PRB} 分别减少 40.0%和 70.0%,PC-PRB 平面和剖面污染物处理效率分别增加 102.9%和 348.3%.由于减压汇流井的混合调配功能和缓冲层的均匀布水功能,PC-PRB 可有效解决

C-PRB 填料利用率低和局部击穿等问题.

4.3 当处理同一污染羽时,随着 L_p 的增加,PC-PRB 所需的 L_{PRB} 和 H_{PRB} 减少,但减少幅度逐渐降低,与此同时,PC-PRB 所需的 T_{PRB} 显著增加,导致 PRB 填料体积增大.为避免这一情况出现,建议 L_p / L_{PRB} 小于 2.

4.4 随着 TD_w 和 H_w 的增加,PC-PRB 所需的 L_{PRB} 和 H_{PRB} 呈现先减后增的变化规律.当 TD_w 和 H_w 分别超过 L_{PRB} 和 H_{PRB} 时,井内受污染地下水直接向下游溢流的风险增大,此时 PC-PRB 反而需要更大的 L_{PRB} 和 H_{PRB} 拦截受污染地下水.为降低溢流风险,建议 TD_w / L_{PRB} 和 H_w / H_{PRB} 均小于 1.

参考文献:

- [1] 严芳敏,郭明帅,王 菲. 炭铁材料修复三氯乙烯污染地下水的性能[J]. 中国环境科学, 2024,44(2):825-831.

- Fan F M, Guo M S, Wang F. The performance of biochar/nZVI composite in remediating trichloroethylene contaminated groundwater [J]. *China Environmental Science*, 2024,44(2):825-831.
- [2] 陈睿鑫,姜美洋,王菲.炭铁可渗透反应墙修复氯代烃及淤堵性能研究 [J]. *中国环境科学*, 2024,44(2):825-831.
- Chen R X, Jiang M Y, Wang F. The remediation and clogging performance of chlorinated hydrocarbons treated by biochar-iron permeable reactive barrier [J]. *China Environmental Science*, 2023, 43(9):4578-4584.
- [3] 杨茸茸,周军,吴雷,等.可渗透反应墙技术中反应介质的研究进展 [J]. *中国环境科学*, 2021,41(10):4579-4587.
- Yang R R, Zhou J, Wu L, et al. Research progress of reaction mediums in permeable reaction barrier technology [J]. *China Environmental Science*, 2021,41(10):4579-4587.
- [4] Gibert O, Assal A, Devlin H, et al. Performance of a field-scale biological permeable reactive barrier for in-situ remediation of nitrate-contaminated groundwater [J]. *Science of The Total Environment*, 2019,659:211-220.
- [5] Jiang Y, Xi B, Li R, et al. Advances in Fe(III) bioreduction and its application prospect for groundwater remediation: A review [J]. *Frontiers of Environmental Science & Engineering*, 2019,13(6):89.
- [6] 郑凯旋,黄俊龙,罗兴申,等.数值模拟在可渗透反应墙设计中的应用研究进展 [J]. *环境工程*, 2022,40(6):22-30.
- Zheng K X, Huang J L, Luo X S, et al. Application progress of numerical simulation in permeable reaction barrier engineering design [J]. *Environmental Engineering*, 2022,40(6):22-30.
- [7] Falciglia P P, Gagliano E, Brancato V, et al. Microwave based regenerating permeable reactive barriers (MW-PRBs): Proof of concept and application for Cs removal [J]. *Chemosphere*, 2020,251: 126582.
- [8] 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.
- Qian C, Zhang W M. Progress of application of PRB reaction medium materials in remediation of contaminated groundwater [J]. *Environmental Engineering*, 2018,36(6):1-5.
- [9] Bekele D N, Du J, 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.
- [10] 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.
- [11] Thakur A K, Vithanage M, Das D B, et al. A review on design, material selection, mechanism, and modelling of permeable reactive barrier for community-scale groundwater treatment [J]. *Environmental Technology & Innovation*, 2020,19:100917.
- [12] Higgins M, Olson T. Life-cycle case study comparison of permeable reactive barrier versus pump-and-treat remediation [J]. *Environmental science & technology*, 2009,43:9432-9438.
- [13] 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.
- [14] Torregrosa M, Schwarz A, Nancucheo I, et al. Evaluation of the bio-protection mechanism in diffusive exchange permeable reactive barriers for the treatment of acid mine drainage [J]. *Science of The Total Environment*, 2019,655:374-383.
- [15] Santonastaso G, Bortone I, Chianese S, et al. Application of a discontinuous permeable adsorptive barrier for aquifer remediation. A comparison with a continuous adsorptive barrier [J]. *Desalination and Water Treatment*, 2015:1-10.
- [16] 刁文钦,宋健,王琳,等.利用生物渗透性反应墙修复地下水Cr(VI)污染的数值模拟 [J]. *中国环境科学*, 2022,42(7):3234-3243.
- Diao W Q, Song J, Wang L, et al. Numerical simulation of groundwater remediation of hexavalent chromium contaminated site by the bio-permeable reactive barrier [J]. *China Environmental Science*, 2022,42(7):3234-3243.
- [17] Bortone I, Di Nardo A, Di Natale M, et al. Remediation of an aquifer polluted with dissolved tetrachloroethylene by an array of wells filled with activated carbon [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2013,260: 914-920.
- [18] Liu S, Xingang L, Wang H. Hydraulics analysis for groundwater flow through permeable reactive barriers [J]. *Environmental Modeling & Assessment*, 2011,16:591-598.
- [19] 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.
- [20] Painter B D. Optimisation of permeable reactive barrier systems for the remediation of contaminated groundwater [D]. Lincoln: Lincoln University, 2005.
- [21] Zhan L, Zhao L, Wu L, et al. A passive sink-zeolite permeable reactive barrier to control $\text{NH}_4^+\text{-N}$ pollution plume within groundwater: Conceptual design and numerical modeling [J]. *Chemosphere*, 2023,334:138965.

作者简介: 郑凯旋(1995-),男,湖北咸宁人,助理研究员,博士,主要从事地下水污染模拟与控制研究.发表论文 10 余篇.kaixuan_zh18@163.com.