

DOI:10.16030/j.cnki.issn.1000-3665.201809023

# 中试尺度下可渗透反应墙位置优化模拟 ——以铬污染地下水场地为例

吕永高, 蔡五田, 杨 骊, 边 超, 李敬杰

(中国地质调查局水文地质环境地质调查中心, 河北 保定 071051)

**摘要:** 可渗透反应墙 (PRB) 是一种高效的地下水污染原位修复技术。不同水文地质条件下, 污染场地墙体位置布置合理性影响其修复效果, 而利用地下水数值模拟可实现墙体位置优化。文章以某  $\text{Cr}^{6+}$  污染地下水场地为例, 基于 Visual Modflow 建立了研究区平面二维稳定流数值模型, 并通过模型检验。根据墙体的设计尺寸 (长 20 m × 宽 2 m × 深 12 m) 及填充材料的渗透系数 (80 m/d), 利用所建模型分别计算了 4 种布设方案 (墙体尺寸大小和填充材料渗透系数相同, 布设位置不同) 下墙体的捕获区宽度、粒子滞留时间和通过墙体的  $\text{Cr}^{6+}$  通量。结果表明: 4 种布设方案模拟的滞留时间和捕获区宽度取值差异性不大, 变异系数小于 2%;  $\text{Cr}^{6+}$  通量差别较大, 变异系数高达 76.32%, 主要由地下水中  $\text{Cr}^{6+}$  浓度空间分布不均引起。对比分析 4 种方案的各评价指标, 方案 2 求得的捕获区宽度为 21.9 m, 粒子滞留时间为 4.1 d,  $\text{Cr}^{6+}$  去除量可达 127.7 mg/d, 可作为最佳布设方案。本研究建立的地下水流数值模型符合场地实际情况, 可有效评估 PRB 截获污染羽的范围和去除目标污染物的能力, 为铬渣类污染场地 PRB 原位修复工程设计与实施提供技术支撑和参考依据。

**关键词:** 可渗透反应墙; 数值模拟; 铬污染; 污染场地; 原位修复

中图分类号: P641.73

文献标识码: A

文章编号: 1000-3665(2020)05-0189-07

## A numerical simulation study of the position optimization of a pilot-scale permeable reactive barrier: a case study of the hexavalent chromium contaminated site

LYU Yonggao, CAI Wutian, YANG Li, BIAN Chao, LI Jingjie

(Center for Hydrogeology and Environmental Geology Survey, China Geological Survey, Baoding, Hebei 071051, China)

**Abstract:** Permeable reactive barrier is an efficient in-situ remediation technology for groundwater pollution. The remediation effect is affected by the barrier position under different hydrogeological conditions of contaminated sites. However, the wall location can be optimized through groundwater numerical simulation. A 2D steady state numerical model for a hexavalent chromium contaminated site is established and identified by using Visual Modflow. Based on a designed barrier size (length of 20 m, width of 2 m and depth 12 m) and hydraulic conductivity (80 m/d) of the filled material, three indexes, the hydraulic capture zone width, residence time and hexavalent chromium flux of four schemes (the same barrier size and hydraulic conductivity of the reaction material, but different locations) are estimated via numerical simulation, respectively. The results show that there is no significant difference between the residence time and the hydraulic capture zone

收稿日期: 2019-09-15; 修订日期: 2019-12-16

基金项目: 中国地质调查局地质调查项目 (DD20160310; DD20190593); 水体污染控制与治理科技重大专项 (2018ZX07109-001)

第一作者: 吕永高 (1987-), 男, 硕士, 工程师, 主要从事地下水与土壤污染调查评价研究。E-mail: chegs\_lyyonggao@163.com

通讯作者: 蔡五田 (1962-), 男, 硕士, 教授级高工, 主要从事地下水与土壤污染调查评价研究。E-mail: 2365986444@qq.com

width of the four schemes, in which the coefficient of variation is less than 2%. However, the coefficient of variation of the hexavalent chromium fluxes is as high as 76.32%, which is mainly caused by the uneven spatial distribution of hexavalent chromium concentration in groundwater. By analyzing the indexes of four plans, scheme 2 is selected as the best design, in which the capture zone width is 21.9 m, the residence time is 4.1 days and the hexavalent chromium flux is 127.7 mg/d. The established model is suitable to the actual site situation, which can evaluate the width of PRB to intercept the pollution plume and the ability to effectively remove the target pollutant, and can also provide technical support and reference for the design and implementation of PRB in-situ remediation of chromium contaminated sites.

**Keywords:** permeable reactive barrier; numerical simulation; hexavalent chromium; contaminated site; in-situ remediation

可渗透反应墙(permeable reactive barrier, PRB)是指在地下水流动路径上设置反应材料的墙体,当污染物流经反应墙体时,与墙体内材料发生吸附、氧化还原、降解等一系列物理、化学及生物作用,污染组分被转化为无毒组分,或者滞留在墙体中,达到地下水修复的目的<sup>[1]</sup>。在 PRB 设计阶段,合理确定墙体尺寸、位置与填充材料是该项技术实施的关键问题之一。利用地下水数值模拟能够快速、灵活、准确地模拟墙体内外水流运动和溶质运移反应问题,为工程实施提供设计依据<sup>[2]</sup>。国外地下水 PRB 修复技术已发展成为一种成熟技术,有大量结合数值模拟指导墙体设计的案例,并取得良好效果。Starr 等<sup>[3]</sup>基于 FLONET 程序在某场地设计了堰坝式 PRB 尺寸并评价了反应材料渗透变化对墙体的影响。Shikaze 等<sup>[4]</sup>利用 FRAC3DVS 程序模拟了不同情景下悬挂堰坝式 PRB 周边地下水流场的变化,用于指导 PRB 设计施工。Gavaskar 等<sup>[5]</sup>基于 MODFLOW 和 FLOWPATH 程序归纳了均质含水层中连续式 PRB 和非均质各向同性含水层中堰坝式 PRB 捕获区的分布特征。Xu 等<sup>[6]</sup>利用改进的 MODFLOW 和 MT3DMS 程序模拟反应材料渗透系数变化对墙体运行的影响。Zingelmann 等<sup>[7]</sup>基于 FEFLOW 和 PHREEQC 程序合理设计了 PRB 的安装位置和尺寸,评估其有效性,以减小矿山开采的影响。但实际运用中,污染场地水文地质条件不同,目标污染物种类不同,PRB 墙体选用的类型、尺寸、安装位置和填充材料均有所不同<sup>[8]</sup>。其中,若墙体位置、填充材料渗透系数设计不合理,可导致 PRB 修复效果不佳,甚至引起墙体失效。因此,在不同水文地质条件的污染场地实施 PRB 修复技术,有必要开展墙体位置优化模拟。此外,以往研究中多以全尺度 PRB 墙体为研究对象,选取捕获区宽度和滞留时间作为确定墙体位置的参考指标,但是中式尺度下 PRB 墙体不能完全截获

污染羽,如何选取有效指标衡量不同布设方案的差异性,进而使墙体达到最佳修复效果的研究较少。

本文以  $\text{Cr}^{6+}$  污染地下水场地为例,基于场地水文地质概念模型,以及室内试验确定的 PRB 墙体尺寸和填充材料配比,采用地下水流数值模拟手段,将 PRB 设置在不同地下水水流和污染浓度环境中,对比分析 4 种情景设置下 PRB 在捕获区宽度、滞留时间和  $\text{Cr}^{6+}$  通量的处理能力,优选出 PRB 墙体的放置位置,为中式尺度下 PRB 工程实施提供技术依据。

## 1 场地水文地质概念模型

场地位于河南省北部某市郊区,原为一乡办铬盐厂,20 世纪 80 年代末期开始生产,90 年代初期关停,停产时铬渣堆残量约  $2 \times 10^4 \text{ t}$ ,铬渣堆位于生产车间北部约 100 m,占地约 6 000  $\text{m}^2$ (图 1)。由于铬渣堆长期露天堆放且无防渗处理,已经对周边土壤及地下水造成了严重污染。

依据场地详细调查建立的污染水文地质概念模型见图 2。图 2 表明,研究区埋深 50 m 以浅存在两个含水层,地下水水位埋深 2 ~ 3 m。铬渣堆在降水淋滤作用下, $\text{Cr}^{6+}$  垂向迁移至第一含水层,在地下水对流弥散作用下迁移扩散引起下游地下水污染。由于区内农灌井为混合开采, $\text{Cr}^{6+}$  迁移至混合井处发生串层迁移,造成第二含水层污染。此外,研究区主要接受侧向径流补给,自北向南径流,排泄于侧向径流和少量的农业开采,地下水流场基本处于天然状态。

考虑到沿地下水流向,含水层厚度逐渐增大,PRB 墙体施工难度大,拟在铬渣堆下游 200 m 处,即 PRB 修复技术示范区第 2 排与第 3 排监测井之间安装 PRB 墙体(平面位置见图 1,剖面位置见图 2)。

PRB 修复技术示范区 0 ~ 8 m 和 12 ~ 15 m 岩性为粉质黏土至黏土,可概化为相对隔水层;8 ~ 12 m 为中

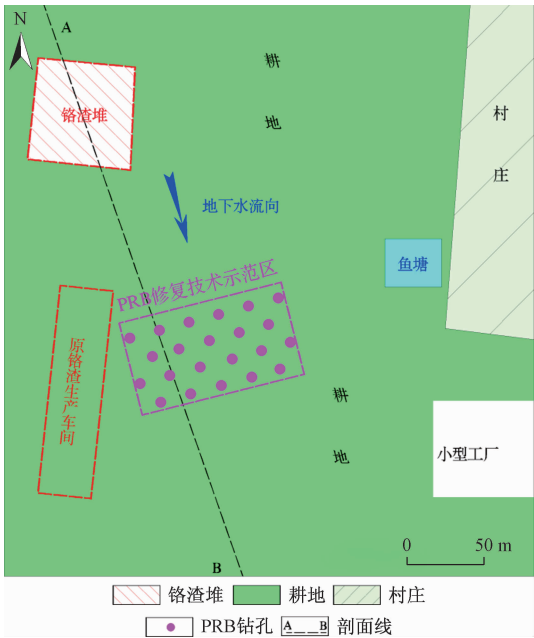


图 1 铬渣堆周边土地利用类型

Fig. 1 Land use around the chromium-slag dumping site

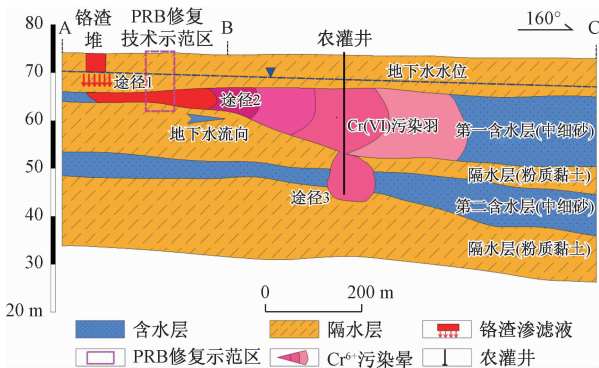


图 2 场地污染水文地质概念模型(据文献[9]改编)

Fig. 2 Hydrogeological conceptual model of the contaminated site

细砂,为第一含水层。根据第一含水层顶板和底板岩性、厚度及地下水埋藏特征,可将本层概化为无降水入渗和蒸发,无越流补给,流场基本处于天然状态的弱承压含水层。

2 地下水数值模型

2.1 水流方程

基于水文地质概念模型,可将第一含水层地下水概化为平面二维稳定流。利用地下水数值模拟软件 Visual Modflow 4.2 建立第一含水层地下水流数值模型<sup>[10-12]</sup>:

$$\frac{\partial}{\partial x}\left(K_x \frac{\partial H}{\partial x}\right) + \frac{\partial}{\partial y}\left(K_y \frac{\partial H}{\partial y}\right) = 0 \quad (1)$$

式中: $H$ ——第一含水层地下水的水头/m;

$K_x, K_y$ —— $x, y$  方向上的渗透系数/( $m \cdot d^{-1}$ )。

2.2 模型确定

由于在孔隙介质污染场地地下水流数值模拟中,模型范围通常难以到达天然边界,可以人为划定边界并赋予其意义,常用的处理方法为绘制地下水流场,分别在垂直和平行等水位线的方向上确定模拟范围<sup>[13-14]</sup>。基于 PRB 修复技术示范区 22 眼监测井绘制地下水流场,根据流场形状确定模型东西边界垂直地下水流向,南北边界平行地下水流向,模型范围见图 3。

平行于地下水位等水位线方向,可以将该边界概化为给定水头边界、定流量边界及通用水头边界;垂直于地下水等水位线方向的边界,可以作为隔水边界或者极小流量边界<sup>[15]</sup>。因此,模型中北部边界、南部边界处理为通用水头边界,东西边界定义为零流量边界。

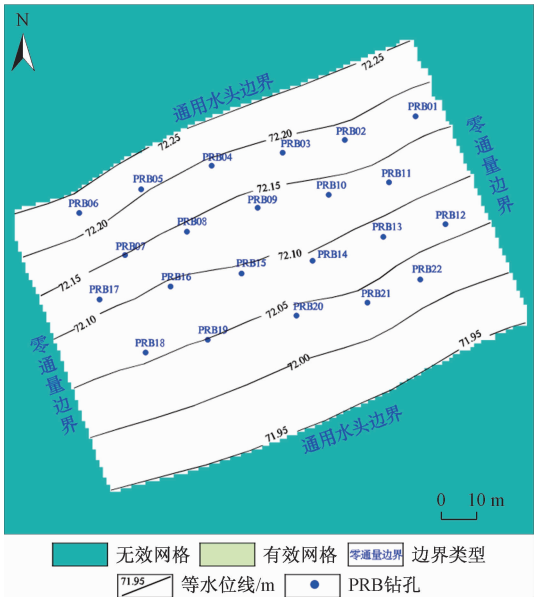


图 3 模型范围与边界条件

Fig. 3 Extent and boundary conditions of the model

一般网格剖分大小为  $1\text{ m} \times 1\text{ m}$ ,但考虑墙体尺寸小,模拟精度要求高,墙体拟布设位置所在行列的网格剖分大小为  $0.2\text{ m} \times 0.2\text{ m}$ 。

2.3 水文地质参数

基于 slug-test 试验求得 22 眼监测井的渗透系数,利用 Surfer13.0 进行克里金插值。渗透系数分区与赋值情况见图 4。

2.4 模型识别

采用试估-校正法对模型进行识别与检验,流场拟合情况见图 5,22 眼监测井水位拟合情况见图 6。图

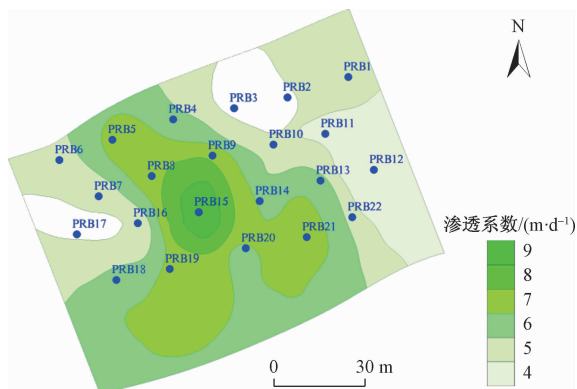


图4 渗透系数分区与赋值

Fig. 4 Division and values of hydraulic conductivity

5、图6表明模拟流场与实测流场趋势吻合,监测井模拟值与观测值的绝对误差均小于5 cm,所建模型基本符合实际情况,满足使用精度。

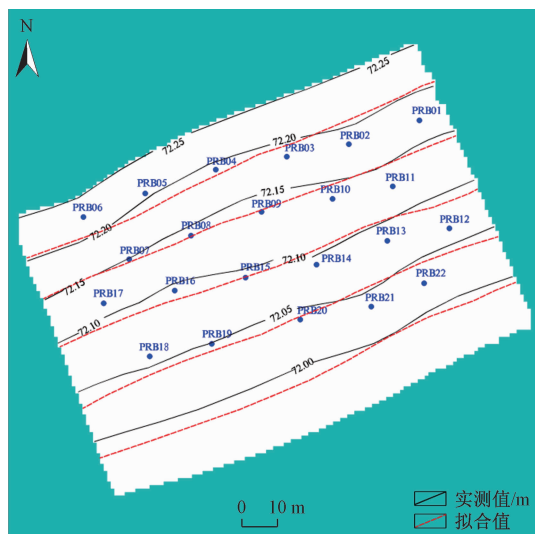


图5 地下水流场拟合情况

Fig. 5 Fitting results of the groundwater flow field

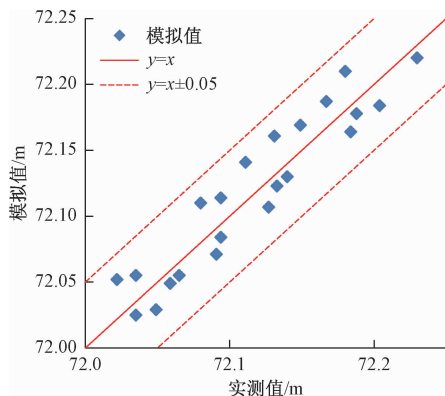


图6 监测井水头拟合情况

Fig. 6 Fitting results of hydraulic head of the monitoring wells

### 3 不同墙体位置布设方案对比

#### 3.1 墙体位置布设方案

为便于后期监测与评估,结合场地地下水流向,拟按4个方案布设PRB墙体位置,即各方案下墙体垂直于地下水流向,墙体类型均为连续式,且墙体尺寸大小一致,均为长20 m×宽2 m×深12 m,仅平面布设位置不同,模型中不同方案的墙体位置见图7。其中,墙体渗透系数 $K$ 是影响墙体运行的重要参数之一<sup>[16]</sup>,其填充材料由铸铁、活性炭和河沙按照一定比例混合组成<sup>[17]</sup>,由室内试验测得 $K$ 值为80 m/d。

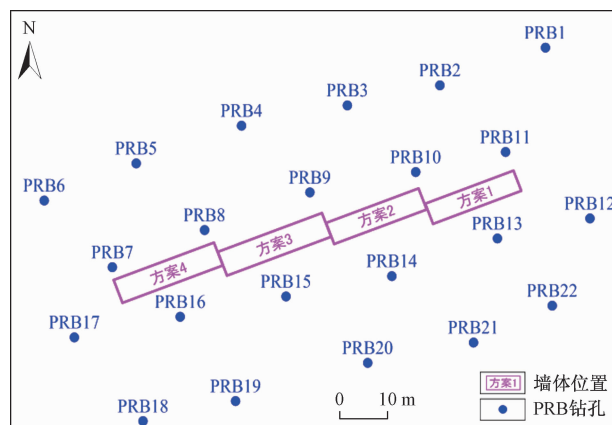


图7 墙体布设方案

Fig. 7 PRB's layout scheme

#### 3.2 评价指标确定

总结国内外PRB墙体设计经验,捕获区宽度 $D_{cap}$ 和滞留时间 $T_{res}$ 是衡量墙体设计的两个关键评价指标<sup>[18-19]</sup>,其定义见表1。 $D_{cap}$ 的物理意义是平面上墙体可截获的污染羽范围, $T_{res}$ 的物理意义是污染物与反应材料的接触时间。 $D_{cap}$ 和 $T_{res}$ 是墙体完全截获污染羽条件下考虑的重要指标参数,但本次研究是中试尺度,不能完全截获污染羽,需引入另一个评价指标,即墙体 $Cr^{6+}$ 通量 $M_{flu}$ ,其定义见表1,用于表征PRB墙体去除污染物能力。

#### 3.3 指标值计算

3个评价指标的计算方法见表1。 $D_{cap}$ 主要利用MODPATH模块计算墙体上游可以进入墙体的最大污染羽宽度。墙体长度为20 m,通过PARTICLES模块每2 m设置1个粒子,模型运行后11个粒子迹线见图8,求得平均滞留时间 $T_{ave}$ :

$$T_{ave} = \frac{t_1 + t_2 + t_3 + \cdots + t_{11}}{11} \quad (2)$$

式中:  $T_{ave}$ ——粒子平均滞留时间/d;  
 $t_1、t_2、\cdots、t_{11}$ ——每条流线上粒子的滞留时间/d。

表 1 评价指标定义及计算方法

| Table 1 Definitions and estimation methods of the evaluating indicators |                                       |                             |
|-------------------------------------------------------------------------|---------------------------------------|-----------------------------|
| 评价指标                                                                    | 定义                                    | 计算方法                        |
| 捕获区宽度<br>$D_{cap}$                                                      | 墙体上游平面上通过墙体的地下水流的最大宽度 <sup>[20]</sup> | MODPATH 模块                  |
| 滞留时间<br>$T_{res}$                                                       | 某粒子从进入墙体至完全穿出墙体所用的时间 <sup>[20]</sup>  | MODPATH、PARTICLES 模块,并结合式 2 |
| 墙体 $Cr^{6+}$ 通量 $M_{flu}$                                               | 单位时间内进入墙体的 $Cr^{6+}$ 质量               | ZONEBUDGET 模块,并结合式 3        |

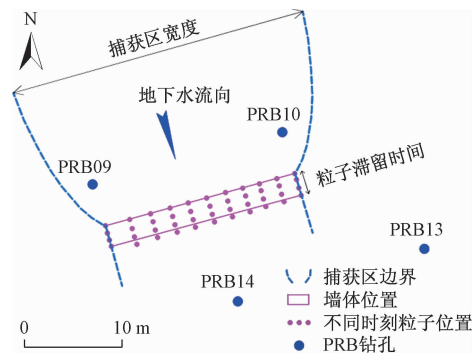


图 8 捕获区宽度与滞留时间示意图

Fig. 8 Schematic diagram of the width of the capture zone and residence time

由于场地介质的非均匀性,PRB 修复技术示范区  $Cr^{6+}$  浓度空间分布复杂,用溶质运移模块拟合实际的污染物浓度分布存在一定难度。

本研究计算  $M_{flu}$  采用的方法为:根据墙体上游 5 眼监测井 (PRB07 至 PRB11),每眼监测井 5 个深度 (2,4,6,8,10 m) 的  $Cr^{6+}$  浓度绘制等值线 (图 9)。分别求取 4 种布设方案下捕获区宽度内  $Cr^{6+}$  的平均浓度  $C_{ave}$ :

$$C_{ave} = \frac{c_1s_1 + c_2s_2 + c_3s_3 + \cdots + c_ns_n}{s_1 + s_2 + s_3 + \cdots + s_n}$$

(3)

式中:  $C_{ave}$ —— $Cr^{6+}$  平均浓度/( $mg \cdot L^{-1}$ );  
 $s_1、s_2、\cdots、s_n$ ——离散为  $n$  个单元后每个单元的面积/ $m^2$ ;  
 $c_1、c_2、\cdots、c_n$ ——分别为  $s_1、s_2、\cdots、s_n$  对应的  $Cr^{6+}$  浓度/( $mg \cdot L^{-1}$ )。

利用 ZONEBUDGET 模块计算各方案下单位时间内通过墙体的地下水体积,即墙体水流通量  $Q_{flu}$ ;  $C_{ave}$  与  $Q_{flu}$  相乘得到  $M_{flu}$ 。

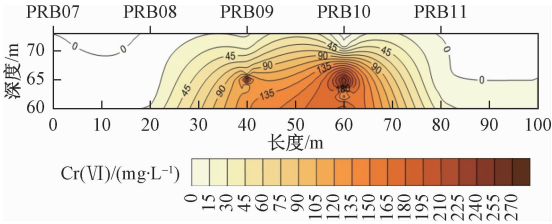


图 9 PRB07-PRB11 监测剖面  $Cr^{6+}$  浓度等值线

Fig. 9 Contour map of chromium concentration of the PRB07 to PRB11 monitoring profile

3.4 方案筛选

4 种布设方案求取的评价指标值见表 2。理论上,墙体捕获区宽度越大,粒子滞留时间越长,处理的污染物越多,则为最优方案。但实际上墙体捕获区宽度与滞留时间一般成反比<sup>[13]</sup>,原因为反应材料渗透系数增大,墙体捕获区宽度增大,粒子在墙体内部的滞留时间相对减小。因而方案筛选时,首先需要满足污染物在墙体内部的滞留时间,若滞留时间不能保证,即使墙体能够截获整个污染羽,污染物也不能达到有效去除。室内柱实验求得  $Cr^{6+}$  初始浓度 250  $mg/L$ 、进水流速 0.3  $m/d$  条件下,满足滞留时间大于 0.5 d,污染物去除率可高达 99%。4 种方案计算的滞留时间 4.0 ~ 4.2 d,均可满足  $Cr^{6+}$  与反应材料充分反应。若修复目标侧重墙体运行期间截获的污染羽范围,即捕获区宽度,由表 2 可知方案 1 在 4 种方案中较优;若修复目标侧重墙体对  $Cr^{6+}$  的处理能力,即  $Cr^{6+}$  通量,由表 2 可知方案 2 在 4 种方案中较优。为确定最终布设方案,统计各评价指标平均值与变异系数,结果见表 3。由表 3 可知,捕获区宽度、滞留时间平均值与实际值相差不大,变异系数小于 2%,是因为场地含水层厚度、渗透系数等参数相差不大,水流模型求解结果相似;墙体  $Cr^{6+}$  通量变异系数高达 76.32%,是因为通过墙体的水流通量相差不大,但  $Cr^{6+}$  浓度分布极不均匀,故  $Cr^{6+}$  通量相差悬殊。因此在做方案筛选时,墙体  $Cr^{6+}$  通量的权重应大于捕获区宽度。

表 2 不同布设方案求取的评价指标

| Table 2 Values of the evaluation indicators of different layout schemes |                      |                     |                                             |
|-------------------------------------------------------------------------|----------------------|---------------------|---------------------------------------------|
| 方案                                                                      | 捕获区宽度<br>$D_{cap}/m$ | 滞留时间<br>$T_{res}/d$ | 墙体 $Cr^{6+}$ 通量 $M_{flu}/(mg \cdot d^{-1})$ |
| 方案 1                                                                    | 22.1                 | 4.0                 | 48.6                                        |
| 方案 2                                                                    | 21.9                 | 4.1                 | 127.7                                       |
| 方案 3                                                                    | 21.5                 | 4.2                 | 73.3                                        |
| 方案 4                                                                    | 21.8                 | 4.1                 | 9.6                                         |

综上所述,方案 2 确定为布设墙体位置的最佳方

案。该布设方案下,墙体内部填充材料渗透系数为周边含水层渗透系数的 10 ~ 15 倍,捕获区宽度为 21.9 m;粒子平均滞留时间为 4.1 d,可满足墙体内部  $\text{Cr}^{6+}$  与填充材料充分发生反应,墙体对  $\text{Cr}^{6+}$  的去除能力可实现最大化。

表 3 评价指标统计值

Table 3 Statistical values of the evaluating indicators

| 评价指标                       | 捕获区宽度 $D_{\text{cap}}$ | 滞留时间 $T_{\text{res}}$ | 墙体 $\text{Cr}^{6+}$ 通量 $M_{\text{flu}}$ |
|----------------------------|------------------------|-----------------------|-----------------------------------------|
| 平均值 $\bar{X}_{\text{ave}}$ | 21.8 m                 | 4.1 d                 | 64.8 mg/d                               |
| 变异系数 $C_v$                 | 1.15%                  | 1.99%                 | 76.32%                                  |

## 4 结论

(1) 中试尺度下 PRB 墙体不能完全截获污染羽,在滞留时间和捕获区宽度评价指标基础上,将通过墙体的  $\text{Cr}^{6+}$  通量作为不同方案筛选的另一个关键指标。

(2) 不同布设方案模拟的滞留时间和捕获区宽度取值差异性不大,变异系数均小于 2%。通过墙体的  $\text{Cr}^{6+}$  通量差异性较大,变异系数高达 76.32%,主要由地下水中的  $\text{Cr}^{6+}$  浓度空间分布不均引起。

(3) 方案 2 计算的滞留时间满足污染物与填充材料充分反应,确定的捕获区宽度内可实现墙体对  $\text{Cr}^{6+}$  去除效率最大化,求得的捕获区宽度为 21.9 m,粒子滞留时间为 4.1 d,  $\text{Cr}^{6+}$  去除量可达 127.7 mg/d,可作为最佳布设方案。该研究为后期 PRB 修复技术的工程实施提供了理论依据。

## 参考文献 (References):

- [1] 李雅, 张增强, 沈锋, 等. 堆肥 + 零价铁可渗透反应墙修复黄土高原地下水中铬铅复合污染[J]. 环境工程学报, 2014, 8(1):110-115. [LI Y, ZHANG Z Q, SHEN F, et al. Remediation of Cr-Pb polluted groundwater using a mixed zero-valent iron-compost permeable reactive barrier in Loess Plateau area[J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2014, 8(1): 110-115. (in Chinese)]
- [2] 陈梦舫, 钱林波, 晏井春, 等. 地下水可渗透反应墙修复技术原理、设计及应用[M]. 北京: 科学出版社, 2017. [CHEN M F, QIAN L B, YAN J C, et al. Principle, design and application of permeable reactive barrier remedy technology for groundwater [M]. Beijing: Science Press, 2017. (in Chinese)]
- [3] STARR R C, CHERRY J A. In situ remediation of contaminated ground water: the funnel-and-gate system[J]. Ground Water, 1994, 32(3):465-476.
- [4] US AF. Three-Dimensional numerical modeling of groundwater flow in the vicinity of funnel-and-gate systems[R]. AL/EQ-TR-1997-0020/, 1997.
- [5] Gavaskar A R. Permeable barriers for groundwater remediation: design, construction, and monitoring [M]. Columbus: Battelle Press, 1998.
- [6] XU Z G, WU Y Q, YU F. A three-dimensional flow and transport modeling of an aquifer contaminated by perchloroethylene subject to multi-prb remediation[J]. Transport in Porous Media, 2012, 91(1):319-337.
- [7] ZINGELMANN M, SCHIPEK M, BITTNER A. Planning of reactive barriers - an integrated, comprehensive but easy to understand modeling approach[M]. Switzerland: Uranium Past and Future Challenges. Springer International Publishing, 2015.
- [8] 国家发展和改革委员会, 国家环境保护总局. 铬渣污染综合整治方案[EB/OL]. <http://www.docin.com/p-643362419.html>. [National development and reform commission, Ministry of Environmental Protection of China. Comprehensive control plan for chromium residue pollution[EB/OL], <http://www.docin.com/p-643362419.html>. (in Chinese)]
- [9] 李志红, 王广才, 康飞. 基于水化学和同位素特征的新乡某地下水污染场地水文地质概念模型细化[J]. 水文地质工程地质, 2017, 44(2):57-62. [LI Z H, WANG G C, KANG F. Boundary refine of hydrogeological conceptional model of a groundwater contaminated site in Xinxiang city based on the hydrochemistry and isotope evidence [J]. Hydrogeology & Engineering Geology, 2017, 44(2): 57-62. (in Chinese)]
- [10] 杨青春, 卢文喜, 马洪云. Visual Modflow 在吉林省西部地下水数值模拟中的应用[J]. 水文地质工程地质, 2005, 32(3):67-69. [YANG Q C, LU W X, MA H Y. Application of Visual Modflow in groundwater modeling in the Western of Jilin Province [J]. Hydrogeology & Engineering Geology, 2005, 32(3):67-69. (in Chinese)]
- [11] 薛禹群, 李同斌, 贾贵庭. 地下水动力学[M]. 北京: 地质出版社, 1997. [XUE Y Q, LI T B, JIA G T. Groundwater dynamics [M]. Beijing: Geological Press House, 1997. (in Chinese)]
- [12] 王涵, 刘琦, 张翼龙, 等. 数值模拟法划分地下饮用水源保护区——以内蒙古呼和浩特市城市水源地为为例[J]. 水文地质工程地质, 2018, 45(6):29-36. [WANG H, LIU Q, ZHANG Y L, et al. Division of the drinking groundwater protection area based on

- numerical methods; A case study near Hohhot in Inner Mongolia[J]. Hydrogeology & Engineering Geology, 2018, 45(6):29-36. (in Chinese)]
- [13] 郑李军. 污染场地地下水数值模拟的关键问题探讨[J]. 能源环境保护, 2015, 29(1):43-46. [ZHENG L J. Discussion on the key problems of numerical simulation of groundwater at contaminated sites[J]. Energy Environmental Protection, 2015, 29(1):43-46. (in Chinese)]
- [14] 沈媛媛, 蒋云钟, 雷晓辉, 等. 地下水数值模拟中人为边界的处理方法研究[J]. 水文地质工程地质, 2008, 35(6):12-15. [SHEN Y Y, JIANG Y ZH, LEI X H, et al. Research on disposal method of artificial boundary condition in numerical simulation of groundwater flow[J]. Hydrogeology & Engineering Geology, 2008, 35(6):12-15. (in Chinese)]
- [15] 卢文喜. 地下水运动数值模拟过程中边界条件问题探讨[J]. 水利学报, 2003, 34(3):33-36. [LU W X. Approach on boundary condition in numerical simulation of groundwater flows[J]. Journal of Hydraulic Engineering, 2003, 34(3):33-36. (in Chinese)]
- [16] 周宏博, 孙树林, 柏仇勇, 等. 悬挂式 PRB 几何尺寸对水文地质参数的敏感性[J]. 水文地质工程地质, 2012, 39(5):21-25. [ZHOU H B, SUN S L, BAI Q Y, et al. Sensitivity of hanging PRB geometry dimension on hydrogeological parameters[J]. Hydrogeology & Engineering Geology, 2012, 39(5):21-25. (in Chinese)]
- [17] 李敬杰, 蔡五田, 张涛, 等. 铸铁和椰壳活性炭混合介质修复高浓度 Cr(VI) 污染地下水研究[J]. 环境污染与防治, 2019, 41(5):551-555. [LI J J, CAI W T, ZHANG T, et al. Study on the remediation of high concentration Cr(VI) contaminated groundwater by mixed medium of cast iron and coconut shell activated carbon[J]. Environmental Pollution & Control, 2019, 41(5):551-555. (in Chinese)]
- [18] GAVASKAR A R. Design and construction techniques for permeable reactive barriers[J]. Journal of Hazardous Materials, 1999, 68(1/2):41.
- [19] US EPA. Permeable reactive barrier technologies for contaminant remediation[R]. EPA/600/R-98/125, 1998.
- [20] GUPTA N, FOX T C. Hydrogeologic modeling for permeable reactive barriers[J]. Journal of Hazardous Materials, 1999, 68(1/2):19-39.

编辑:张若琳