

DOI :10.3969/j.issn.1004-6933.2011.04.005

Visual Modflow 在地下水污染物运移模拟中的应用

尉鹏翔

(山西省水文水资源勘测局太原分局,山西 太原 030002)

摘要 建立北京某污染场区水文地质概化模型,运用国际通用可视化标准软件 Visual Modflow 对研究区地下水污染物运移规律进行分析。结果表明,污染物在地下水迁移过程中,由于弥散和对流的共同作用,其污染范围形状由最初近似圆形逐渐变为近似椭圆形,其长轴方向与水流流向一致。模拟结果可以为该污染场区地下水环境评价和治理提供科学依据。

关键词 地下水;污染物;数值模拟;visual mudflow 软件

中图分类号 X523 **文献标识码** A **文章编号** 1004-693X(2011)04-0019-03

Application of Visual Modflow to simulation of groundwater contamination migration

WEI Peng-xiang

(Taiyuan Branch Bureau, Shanxi Provincial Bureau of Hydrology and Water Resources Survey, Taiyuan 030002, China)

Abstract : A hydrogeological conceptual model for a contaminated site in Beijing City was established. The migration rule of groundwater contamination was simulated using the Visual Modflow software. The results show that, due to the interaction of diffusion and convection, the shape of contaminated area gradually changes from initial approximate circle to approximate ellipse, and its long axis direction is same as the flow direction. The results can provide a scientific basis for environmental assessment and treatment of groundwater in the contaminated site.

Key words : groundwater; contamination; numerical simulation; Visual Modflow software

近年来,人们普遍注意到由于超量开采地下水和水质污染,地下水生态环境受到破坏,且日趋严重。应用科学有效的计算方法寻找处理地下水污染问题的方法,对于地下水的污染防治有着极其重要的作用^[1]。目前地下水系统数值模拟方法主要有有限差分法(FDM)、有限单元法(FEM)、边界元法(BEM)和有限分析法(FAM)等,可以用来研究海水入侵、地面沉降、地下水位降低、地下水过量开采和地下水污染等问题。随着计算机技术的快速发展,数值计算方法在地下水资源分析评价中得到广泛应用。笔者拟借助 Visual Modflow 商业化软件研究北京某污染场区地下水溶质运移问题。

1 研究区概况

所研究污染场区位于北京市区东南部,地貌上属于永定河冲洪积扇的中下部,场区地形基本平坦,地面以下 30 m 深度范围内一般存在 2 个含水层,局部区域有上层滞水,单层含水层厚度一般小于 10 m,仅部分地区大于 10 m。本文只研究埋深在 10~20 m 的含水层和埋深在 25 m 左右的承压含水层以及它们之间的黏土弱透水层。鉴于此,模型在空间上概化为 3 层:潜水含水层、弱透水层和承压含水层。

场区目前潜水流向由北向南,北部边界是侧向补给边界,主要接受侧向补给,南部边界为整个含水

基金项目:中国科学院工程地质力学重点实验室开放基金

作者简介:尉鹏翔(1962—),男,山西运城人,工程师,主要从事水文水资源研究。E-mail: weipengx@126.com

层系统的微量流出边界,由于地下水整体流向由北向南,故模拟区东、西两侧可以流线为边界,将它们设为隔水边界。承压含水层水流向由西北向东南,西北部为侧向补给边界,主要接受侧向补给,东南部为侧向流出边界,含水层底部大多为透水性较差的黏土地层,对系统内部影响很小,定义为隔水边界。

场区含水层分布广、厚度大,在常温常压下地下水运动符合达西定律,考虑浅、深层之间的流量交换以及软件的特点,地下水运动可概化成空间三维流;地下水系统的垂向运动主要是层间的越流,三维立体结构模型可以很好地解决越流问题,地下水系统的输入和输出随时间、空间变化,故地下水为非稳定流,参数随空间的变化体现了系统的非均质性,但没有明显的方向性,所以参数概化成各向同性。

2 地下水污染数值模拟

2.1 数学模型的建立

计算采用 Visual Modflow 软件进行模拟,在进行地下水模拟前,首先必须对模拟区进行矩形剖分。数值模型分潜水含水层、弱透水层和承压含水层共剖分 $50 \times 50 \times 3$ 个单元。此外,研究重点是第四系松散孔隙潜水和第一承压含水层含水系统。系统的水均衡要素的补给项主要考虑大气降水入渗、边界侧向补给等,其他形式的补给作用相对较弱,排泄项主要考虑蒸发和边界侧向流出。

在不考虑水的密度变化条件下,孔隙介质中地下水在三维空间的流动可用偏微分方程来表示^[2-3]:

$$\frac{\partial}{\partial x} \left(K_{xx} \frac{\partial h}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(K_{yy} \frac{\partial h}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(K_{zz} \frac{\partial h}{\partial z} \right) - W = S_s \frac{\partial h}{\partial t} \quad (1)$$

式中: K_{xx} 、 K_{yy} 、 K_{zz} 分别为渗透系数在 x 、 y 、 z 方向上的分量; h 为水头; W 为在非均衡状态下通过均质、各向同性土壤介质单位体积通量,即地下水的源和汇; S_s 为孔隙介质储水率; t 为时间。

2.2 定解条件的处理

污染物在地下水中运移转化的过程是极其复杂的,不仅有对流、弥散作用,而且可能有离子交换、化学反应、微生物降解等化学和生物化学作用,在不同的环境下这些作用的方向和强度又有很大不同,本文只考虑对流和弥散作用。

地下水溶质运移满足下面的对流弥散方程:

$$\frac{\partial c}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x_i} \left(D_{ij} \frac{\partial c}{\partial x_j} \right) - \frac{\partial}{\partial x_i} (V_i c) + \frac{q_s}{Q} c_s + \sum R_k \quad (2)$$

式中: c 为地下水中污染物浓度; x_i 为沿坐标轴各方向的距离; D_{ij} 为水力扩散系数; V_i 为地下水渗流速

度; q_s 为源和汇的单位流量; c_s 为源和汇的浓度; Q 为含水层孔隙率; $\sum R_k$ 为化学反应项。

2.3 污染物质的确定

现场调查和地下水水质分析表明,研究区的污染情况相当复杂,并非仅有一个明显的污染源,而是可能存在一个主要的污染源和多个次要的污染源,可能的污染源主要来自管道渗漏和不符合标准的工业废水直接排放。参照美国 EPA 标准确定的严重污染物,研究区水质分析结果表明场区地下水的污染以单环芳烃和多环芳烃等特征污染物的污染最为突出,其中最为严重的是苯和萘 2 种污染物,利用 Visual Modflow 的 MT3D 模块对这 2 种污染物进行模拟。

2.4 模型的识别与验证

模型的识别与验证过程是整个模拟过程中的重要步骤,通常要进行反复修改参数和调整某些源汇项才能达到较为理想的拟合结果。模型的识别和验证主要遵循以下 2 个原则: ① 模拟的地下水流场要与实际地下水流场基本一致,即要求地下水模拟等值线与实测地下水位等值线形状相似; ② 识别的水文地质参数要符合实际水文地质条件。

根据以上原则,对模型进行识别,先给出各个参数的范围值,采用自动和手动相结合的方法,通过实际水位和计算水位的拟合分析判断,如果计算水位与实测水位相差大,则根据参数的变化范围和实际水位差值,再试给另一组参数,直至二者拟合较好为止,通过反复调整参数和均衡要素,识别水文地质条件,确定模型结构、参数和均衡要素。

2.5 参数的选取

因为本次模拟只考虑了对流和弥散的作用,所以溶质运移模型中系数的选取也只考虑弥散度、扩散系数和孔隙度。弥散度是建立地下水溶质运移模型中最难以确定的系数,一个重要原因是它的尺度效应,因此它的取值是当今弥散理论研究的一个热点,如李国敏等^[4]综合世界范围内百余个水质模型中所使用的纵向弥散度与空间尺度的关系,认为水动力弥散的尺度效应具有分形特征,并给出了不同模型纵向弥散度尺度。综上所述,本次溶质运移模拟中拟采用的相关参数为:有效孔隙度 0.1 ~ 0.35;有效扩散系数 $1.5 \times 10^{-5} \text{ m}^2/\text{d}$;纵向弥散度 10 ~ 30 m;垂向弥散度与纵向弥散度之比 0.1;水平向弥散度与纵向弥散度之比 0.1;降水入渗系数 0.15;蒸发系数 0.02。

3 模拟结果分析

根据目前该研究区污染物浓度,对苯和萘 2 种污染物分别进行预测,预测结果见图 1、图 2。

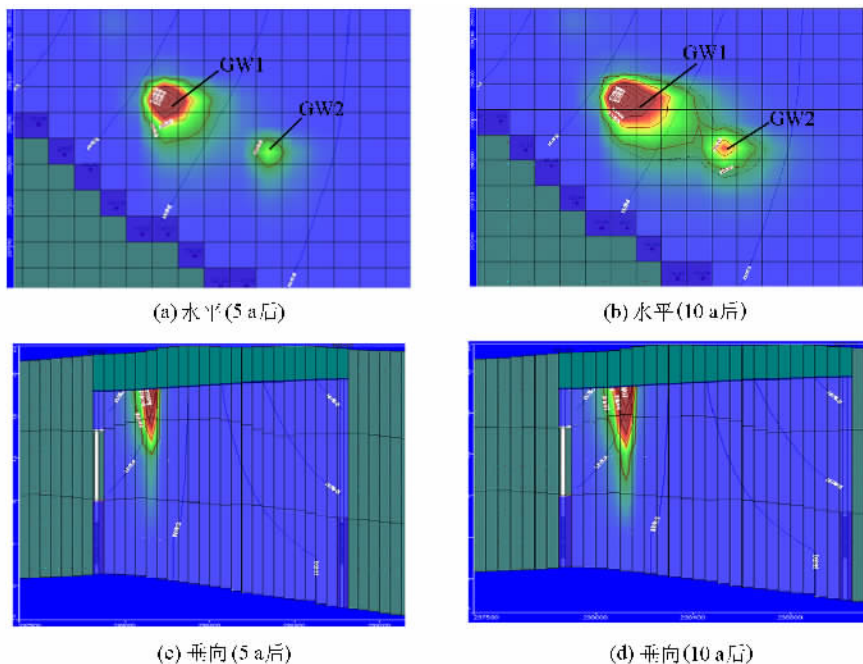


图 1 苯的污染羽迁移模拟结果

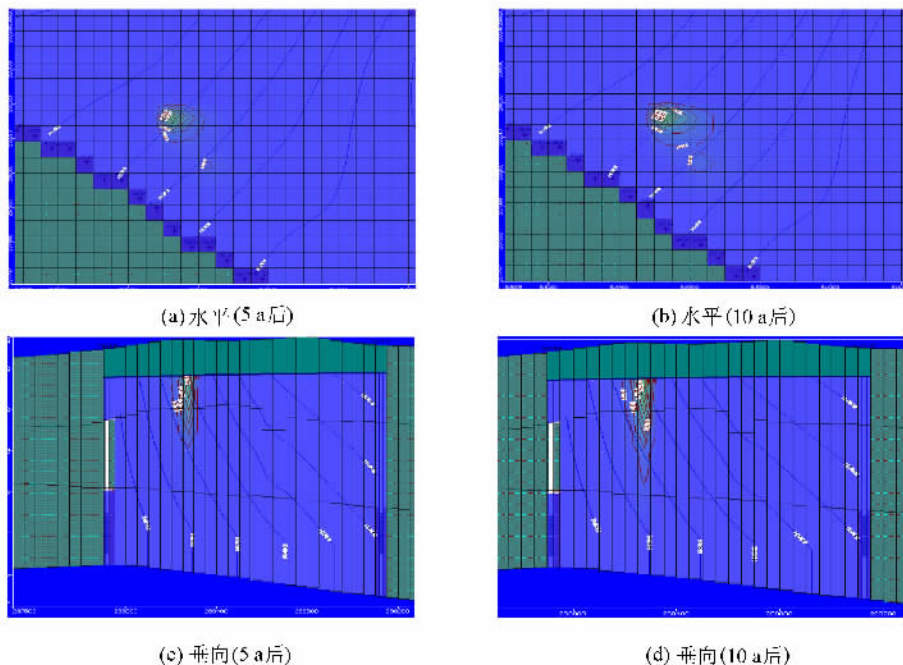


图 2 萘的污染羽迁移模拟结果

根据模型预测结果,由图 1(a)(b)可见,监测点 GW1 苯的污染羽比监测点 GW2 的污染羽大,运移到第 10 年的时候,前者沿水流方向总的污染距离约 150 m,后者沿水流方向总的污染距离约 80 m,这是因为监测点 GW1 的现状污染程度比 GW2 的现状污染程度大。从图 1(c)(d)可见,苯的污染羽在垂向上的迁移是从第一层慢慢向下面含水层渗透,在第 6 年的时候穿透中间的隔水层开始渗入到承压含水层。

从图 2(a)(b)可见,萘的污染羽随时间逐渐增大,但是相对于同一监测点 GW1 中萘的污染羽比苯

的污染羽要小得多,运移到第 10 a 的时候萘沿水流方向的污染距离约 100 m,小于苯的 150 m,这是因为萘的现状污染程度比苯的污染程度小。从图 2(c)(d)萘的污染羽在垂向上的迁移状况可见,萘的污染羽也是从第一层慢慢向下迁移,但是由于现状污染程度比较小,运移 10 年时没有穿透隔水层。

4 结 论

a. 污染物在地下水迁移过程中,由于机械弥散和对流的共同作用,污染范围的形状(下转第 41 页)

化花岗岩和冲积黏土的渗透性为“微透水”,前者为区内基岩可作为低中放废物处置场的隔水底板,后者则可作为处置单元的回填和覆盖材料;中风化花岗岩为“弱透水”层,当微风化花岗岩埋深较大时亦可作为处置底板的备选层;强风化花岗岩、全风化花岗岩和冲积粗砂为中等透水层,应在处置场地的设计和环境评价过程中应予以重视,特别是局部分布的冲积粗砂,由于其渗透性能良好,应在处置场设计和废物处置的过程中杜绝放射性核素渗漏到该层的可能性;另外,尽管残、坡积黏土层渗透性较低,但由于其分布的不连续且厚度较薄,因此不具备作为处置场底板的条件,可作为备选的回填材料。

5 结 论

研究结果表明采用单一的试验方法所求得的渗透系数变化较大,容易导致较大的不确定性。采用多种方法综合研究则可有效降低所求参数的不确定性,获得较为准确的渗透参数。案例研究结果表明预选场区内微风化花岗岩和冲积黏土渗透性最低,为微透水层(渗透系数 10^{-6} cm/s 量级),可分别作为低中放废物处置场的隔水底板和回填覆盖材料;中风化花岗岩为“弱透水”层(渗透系数 10^{-5} cm/s 量级),可作为处置底板的备选层;强风化花岗岩、全风化花岗岩和冲积粗砂为中等透水层(渗透系数 $10^{-5} \sim 10^{-3}$ cm/s),在处置场地的设计和建设中应避免放射性核素渗漏到该层的可能性;坡残积黏土渗透性较低(渗透系数 10^{-5} cm/s 量级),可作为备选的回填材料。本次研究为正确获取各类场地岩土层的渗透

性能提供了行之有效的借鉴方法。

参考文献：

[1] HAN K W, HEINONEN J, BONNE A. Radioactive waste disposal: global experience and challenges[J]. IAEA Bulletin, 1997, 39(1): 33.

[2] 刘平辉, 管太阳, 王勇, 等. 陆地中低放核废物地质处置的发展与现状[J]. 华东地质学院学报, 2000, 23(3): 229-234.

[3] 王驹. 中国高放废物地质处置[R]. Beijing: IAEA Training Course on Geological Disposal, 2009.

[4] IAEA. Characterization of groundwater flow for near surface disposal facilities[R]. Austria: IAEA-TECDOC-1199, 2001.

[5] 王大纯, 张人权, 史毅虹, 等. 水文地质学基础[M]. 北京: 地质出版社, 1998.

[6] HEER W, HADERMANN J. Modelling radionuclide migration field experiment[R]. Wettingen, Switzerland: Nagra Technical Report NTB 94-18, 1996.

[7] ZHENG C, BENNETT G D. Applied contaminant transport modeling[M]. 2 ed. New York: John Wiley & Sons, Inc, 2002.

[8] 王榕树, 冯为. 放射性核素运移在地质介质中的运移研究[J]. 核化学与放射化学, 1994, 16(2): 117-121.

[9] 钱天伟, 李书绅, 武贵宾. 地下水多组分反应溶质运移模型的研究进展[J]. 水科学进展, 2002, 13(1): 116-121.

[10] SL345—2007 水利水电工程注水试验规程[S].

[11] DL/T5331-2005 水利水电工程钻孔压水试验规程[S].

[12] 薛禹群, 李同斌, 贾贵庭, 等. 地下水动力学[M]. 北京: 地质出版社, 1997.

[13] SL237-014-1999 土工试验规程[S].

(收稿日期: 2011-02-22 编辑: 高渭文)

(上接第 21 页)

由最初近似圆形逐渐变为长轴方向与水流向一致的近似椭圆形。

b. 污染物在含水层中随着地下水而迁移, 在迁移过程中随着时间变化, 苯和萘的污染羽中心都在随着地下水的流向迁移, 污染范围逐渐增大。

c. 溶质运移模拟显示, 研究区最主要的污染源可能是位于 GW1 点周围的区域, 另外可能还存在多处小的污染源。

d. 污染场地的污染源不完全是点源, 而本次模拟时按照点源(有限面源)的方式作了简化处理, 降低了污染风险, 建议尽早对该污染场地的地下水进行治理, 以防污染物通过运移进入到承压含水层, 造成更大的危害。

参考文献：

[1] 王克三. 地下水污染及其监测治理问题[J]. 水文地质工程地质, 1998(5): 46-47.

[2] 郭卫星, 卢国平. 模块化三维有限差分地下水流动模型: 美国地质调查局水资源调查技术丛书之六[M]. 南京: 南京大学出版社, 1999.

[3] MC DONALD M G, HARBAUGH A W. A modular three-dimensional finite-difference ground-water flow model: U S Geological Survey Techniques of Water-Resources Investigations [M]. Reston, Virginia: USGS, 1988.

[4] 李国敏, 陈崇希. 空隙介质水力弥散尺度效应的分形特征及弥散度初步估计[J]. 地球科学-中国地质大学学报, 1995, 20(4): 405-409.

(收稿日期: 2010-06-03 编辑: 徐娟)