

渗透系数的空间变异性对污染物运移的影响研究

阎婷婷, 吴剑锋

(南京大学地球科学系, 江苏 南京 210093)

摘要: 随机水文地质学方法, 较传统的确定性方法而言, 是解决非均质含水层中水流和溶质运移问题的一种更为合理的手段。据以往研究, 假设渗透系数场遵循对数正态分布, 利用直接傅立叶变换方法来生成渗透系数随机场。应用基于随机理论的蒙特卡罗方法, 来研究渗透系数的空间变异性对污染物运移结果的影响。实例研究表明, 污染物在含水层中运移过程中污染羽的展布范围(二阶矩)随着渗透系数空间变异方差的增大而扩大, 而污染羽在空间上的质心位置(一阶矩)基本不受方差的影响, 仅取决于渗透系数随机场的均值大小。另外还分析了污染羽在各点的浓度变化方差和变异系数分别随渗透系数变异方差的变化状况。

关键词: 非均质; 渗透系数; 空间变异性; 污染物运移; 污染羽评估; 随机模拟

中图分类号: P641; X523 **文献标识码:** A **文章编号:** 1001-6791(2006)01-0029-08

确定性方法是解决地下水水量水质模拟问题的传统方法, 迄今已有大量的成果, 并且已付诸实际应用^[1,2]。然而, 由于含水层中的水流和化学物质在迁移过程中总存在一些不确定的因素, 使得通过确定性方法得到的结果在应用上受到一定的限制。此时, 引入随机方法解决水文地质问题成为一种必然。

概括说来, 研究地下水系统过程中的不确定性因素有两种: 一种是系统本身所固有的不确定因素, 这种不确定性无法避免, 也无法减小; 另一种是由于系统信息的缺乏而造成的不确定性, 这种不确定性可以通过各种方法来减小甚至克服^[3]。采用数学模型研究水文地质问题时, 因信息的缺乏造成的不确定性因素主要包括模型参数、定解条件和源汇项等 3 个方面^[4]。

在影响地下水系统的所有不确定因素中, 含水层参数的随机性是造成污染物运移不确定性的主要原因^[5]。其中渗透系数又是表征含水层特性的一个关键要素, 它在空间上的分布变化极其复杂, 具有随机性和结构性。确定性方法以一些确定的水文地质参数值来代表整个含水层或某一区域上所有点的参数值, 由此得到的解也是确定的, 这显然不能合理地体现野外的实际情况, 因而确定性方法在表现含水层的空间变异性上存在一定的缺陷, 描述多孔介质中水分及污染物运移的随机方法成为进行野外实际模拟的重要手段^[6]。

大量研究证明多孔介质的渗透系数可用对数正态分布来描述^[7~9]。渗透系数对数场的方差是表现其空间变异性的一个重要参数。本文的主要目的是通过蒙特卡罗方法, 研究渗透系数的空间变异性对污染物运移结果的影响。

1 渗透系数的空间变异性

1.1 渗透系数的分布特征

由于含水层在沉积过程的随机性, 含水层的水文地质特征具有非常明显的空间变异性。对某一特定的含水

收稿日期: 2004-09-03; 修订日期: 2004-11-30

基金项目: 国家自然科学基金资助项目 (40002022; 40472130)

作者简介: 阎婷婷(1979-), 女, 江苏南京人, 美国 Arizona 大学水文与水资源学系博士研究生。主要从事地下水流数值模拟研究。E-mail: jfwu@nju.edu.cn

层而言, 在任一空间点的含水层性质是确定的, 如果能够得到空间上每一点的测量数据, 那么含水层性质的空间分布也是完全确定的。但在实际中, 不可能得到含水层参数在空间每一点上的数据资料, 只能通过有限的参数样本来推断含水层参数在空间上的分布特征。

含水层参数尤其是渗透系数在空间上的变异性是影响污染物在地下水中运移产生不确定性的主要原因。因此, 含水层渗透性在空间上的随机结构和变异特性是随机水文地质学研究的中心课题, 许多学者都对此进行了相关研究^[7~11]。Freeze^[7]通过统计大量饱和带渗透系数和孔隙度的空间变异特征, 认为多孔介质渗透系数的空间变异性可以用对数正态分布来描述, 这一结论被后来的研究进一步证实并在地下水研究中得到广泛应用^[12,13]。本文即以对数正态分布为前提来研究渗透系数的空间变异性对污染物(溶质)运移结果的影响。

1.2 渗透系数分布场的产生

根据渗透系数的空间分布特征, 同时结合研究区的实际监测资料, 可以利用不同的方法来产生渗透系数场的空间分布, 以进一步研究渗透系数的变化对污染物运移结果的影响。考虑到本次研究的目的, 采用 Robin 等^[14]提出的直接傅立叶变换方法来生成渗透系数的随机场。

直接傅立叶变换以“直接的”幂谱估计方法为基础, 由实际数据来估计参数的谱密度函数, 直接通过傅立叶逆变换就可以产生需要的参数随机场, 而不需要通过自相关函数作为中间步骤来实现。因此, 这种方法使用简单, 运算效率高, 需要的矩阵存储空间相对较少。利用这种算法产生的参数随机场要求实现的网格是规则的, 即在每个网格点的间距是固定的, 但在不同的方向可以不同, 这样可以很容易处理介质的各向异性。具体应用产生渗透系数场时, 只需要输入渗透系数的地质统计参数, 包括渗透系数的均值、方差、变异函数的类型、各个方向的相关长度等, 就能够快速地产生所需要的渗透系数随机场。

由于 Robin 等^[14]的方法对 Gutjahr^[15]的方法作了改进, 因此, 该方法利用交叉谱能够直接产生互为相关的两个参数随机场, 这在处理多个不同性质介质场的互层中非常有用。本文不讨论这一问题, 有兴趣的读者可以参看文献^[14]。

2 污染物运移及其结果评估

2.1 污染物运移的模拟方法

简单条件下的污染物(溶质)运移可以通过解析方法来计算, 但由于本文要讨论渗透系数在空间上的变化对污染物运移结果的影响, 因此, 只有通过数值方法才能实现这一目的。当然, 无论是有限单元或有限差分方法, 首先要通过地下水流模拟地下水的速度场才能由运移模型得到污染物运移的模拟结果。目前较为常用的模拟模型有水流模拟模型 MODFLOW^[16]和溶质运移模型 MT3DMS^[17]。

2.2 污染羽的空间矩评估

污染物在空间上的变化特征常常可以通过刻画污染羽随时间变化的空间矩来评价。污染羽在空间上的零阶矩表示污染物总的质量; 一阶矩表示污染羽的质心位置; 二阶矩表示污染羽围绕质心的分布范围(各个方向的协方差)^[18,19]。由于本次研究不考虑污染物的化学反应, 污染物零阶矩(质量)不会随着渗透系数场的变化而发生变化, 因此, 仅考虑污染羽的一阶矩和二阶矩随渗透系数场的空间变异特征。

污染羽在任一时刻 t 关于原点的一阶矩, 即污染羽质心坐标 $(\tilde{u}_1, \dots, \tilde{u}_n)$ 可以表示为

$$\tilde{u}_i = \frac{1}{M} \int c(u, t) u_i dV \quad i = \{1, \dots, n\} \quad (1)$$

式中 \tilde{u}_i 为污染羽质心在 i 方向的坐标分量; M 为污染物的总质量(零阶矩); $c(u, t)$ 为 t 时刻污染物在空间点 $u = (u_1, \dots, u_n)$ 处的浓度; n 为空间的维数, 可以是 2 或者 3; V 为含水层在空间点 $u = (u_1, \dots, u_n)$ 处的有效孔隙度; $c(u, t)$ 指污染物的浓度分布区域。

污染羽在空间上关于质心的二阶矩可以表示为协方差张量 U :

$$U = \begin{bmatrix} \tilde{u}_{11} & \dots & \tilde{u}_{1n} \\ \dots & & \dots \\ \tilde{u}_{n1} & \dots & \tilde{u}_{nn} \end{bmatrix} \quad (2)$$

$$\text{其中} \quad \tilde{u}_{ij} = \frac{1}{M} \int c(u, t) u_i u_j d - \tilde{u}_i \tilde{u}_j \quad i, j \in \{1, \dots, n\} \quad (3)$$

式中 \tilde{u}_{ij} 为二阶空间矩张量 U 在 t 时刻沿着各个方向的协方差。

2.3 渗透系数的变异性对污染物运移结果的影响评估

前已述及，利用傅立叶变换可以快速地产生渗透系数的随机场，但是，对于不同的种子数，在其它输入参数（如方差、相关长度等）完全相同的情况下，每次产生的渗透系数随机场是不同的。因此，需要评价渗透系数场的多次实现对污染物运移结果的综合影响。一般说来，评价渗透系数的不确定性对污染物运移结果的影响有两种方法：参数完全分布分析以及一阶和二阶矩分析^[3]。对于数值模拟，参数完全分布分析常通过蒙特卡罗方法来评估参数的不确定性。而应用一阶和二阶矩分析方法评价参数的不确定性具有较大的局限性^[3, 20]。因此，本次研究采用蒙特卡罗方法来定量评估渗透系数的变异性对污染物运移结果的影响。蒙特卡罗方法是一种基于计算机模拟的统计试验方法，该方法假定随机变量（如渗透系数）的概率分布函数以及随机变量之间的相关结构都是已知的，利用伪随机数生成足够多组服从给定分布规律的随机变量（如渗透系数），然后对每组输入变量分别运行数值模型，再评价这些足够多组随机变量所对应的模拟结果即可获得模拟结果的不确定性。

虽然蒙特卡罗方法需要的计算量较大，但它是目前处理地下水模型中参数不确定性的最可靠方法。本文采用蒙特卡罗方法评价渗透系数的变异性对污染物运移结果的影响大致分为以下 4 个步骤：利用直接傅立叶变换在空间离散的网格节点上随机产生一个符合给定分布特征的渗透系数场，即完成渗透系数场的 1 次实现。

根据生成的渗透系数场，运行对应条件下的水流模型和运移模型，以获得研究区污染物的浓度分布场。

重复步骤 1 和 2，重复的次数由渗透系数随机场的实现次数所决定。根据经验与有关文献^[20]，100~200 次的实现虽然与 300~500 次以上的实现有一定差异，但还是基本能够反映参数的随机变化特征。最后对以上所有实现的结果进行统计和分析对比。

3 实例研究

3.1 算例概况

研究实例为一假想二维承压非均质各向同性矩形含水层，研究区面积为 250 m × 155 m。图 1 为含水层的平面以及对应的有限差分网格图（正方形网格，边长为 5 m）。含水层左右边界为隔水边界，上下边界均为给定水头边界，水头分别为 50.0 m 和 48.3 m。假设整个研究区没有其它源汇项。含水层渗透系数为一随机变量，且服从对数正态分布，其它参数均为常数。其中，含水层厚度为 5 m，有效孔隙度为 0.1，纵向弥散度和横向弥散度分别为 1 m 和 0.1 m。

含水层中的水流作稳定运动，假设某一时刻在污染源区发生泄漏，造成地下水污染，其初始浓度为 800 mg/L。下面就利用水流和模拟模型（MODFLOW^[16]和 MT3DMS^[17]）来研究污染物在渗透系数场影响下运移 100 d 后的分布状况。

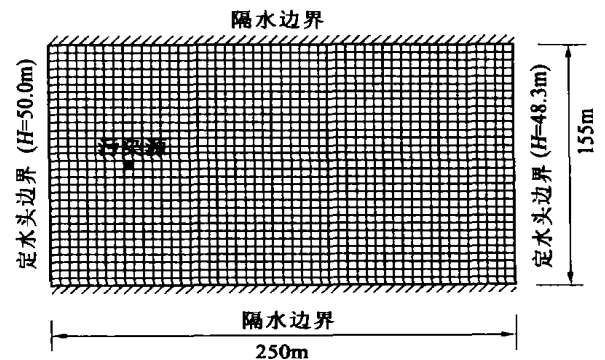


图 1 研究算例平面图及差分网格

Fig. 1 Plan view of the aquifer configuration and the model mesh

3.2 模拟结果与分析讨论

模型中渗透系数($\ln K$)的均值取 2.5, 在 x , y 方向上的相关长度均为 10 m。考虑到本次研究的目的, 在此主要研究渗透系数场的方差变化对污染物运移结果的影响。下面分别研究渗透系数方差 ($\sigma_{\ln K}^2$) 为 0.05、0.1、0.2、0.5 等 4 种不同情况。很显然, 随着方差的增大, 渗透系数的非均质性表现得越来越明显。图 2 为以上不同方差在其它条件都相同的情况下所得到的渗透系数场的一次实现。由于定义的相关长度相同, 因此它们的分布形状类似, 只是随着方差的增大, 渗透系数的取值范围(最大值与最小值之差)加大, 非均质性愈加明显。可以预见, 利用蒙特卡罗方法每次产生的对应方差条件下的渗透系数随机场都与此类似, 只是每次产生的渗透系数场中高渗透性与低渗透性的位置不同(随机分布)。

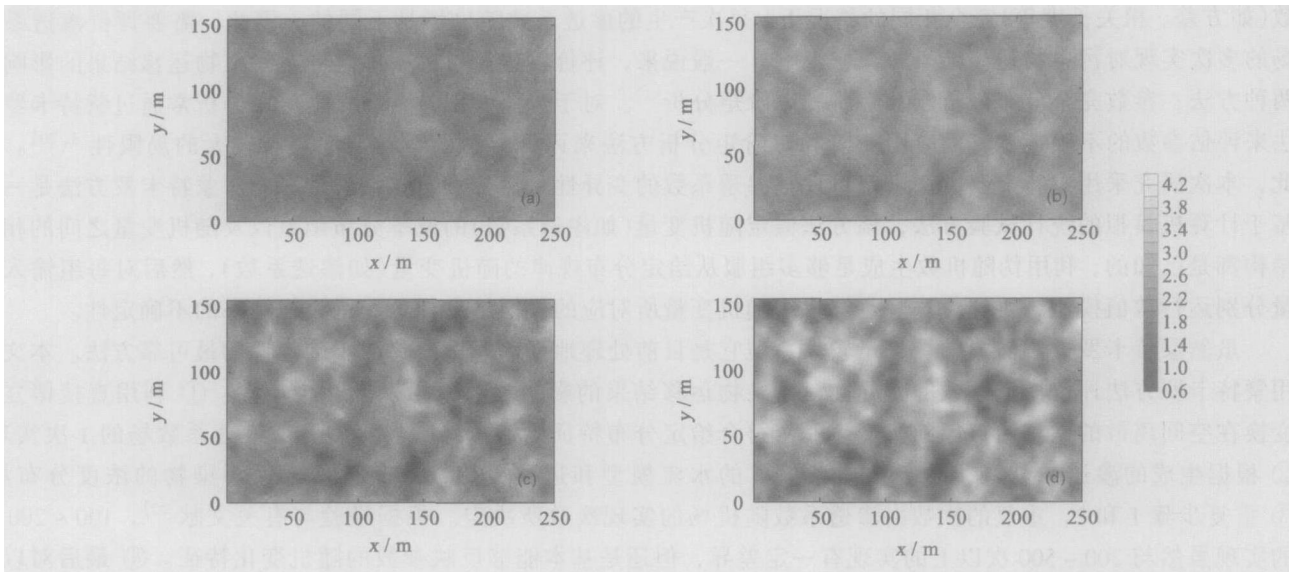


图 2 不同方差条件下 $\ln K$ 场的一次实现 (a) 方差为 0.05; (b) 方差为 0.1; (c) 方差为 0.2; (d) 方差为 0.5

Fig. 2 One realization of stochastic $\ln K$ -field for different variance of $\ln K$

不同方差条件下, 利用蒙特卡罗方法由直接傅立叶变换模拟生成渗透系数(为尽可能反映参数的随机特征, 本次研究取 500 次模拟), 污染物在含水层中运移 100 d 后所得到的平均浓度分布如图 3 所示。为便于对比, 图 3 中还绘制出了均质条件下污染物浓度的分布(灰度充填)。由图 3 可以看出, 随着渗透系数方差的增加(不确定性的加大), 在相同的条件下, 污染物扩散的范围增大, 浓度的峰值减小, 浓度等值线的密度降低。由于各曲线间浓度差相同, 所以由图 3(a) ~ 图 3(d) 可知, 随着渗透系数方差的增加, 污染物运移范围内的浓度梯度不断减小。通过对污染羽的空间矩评估(表 1)也证实了随着渗透系数方差的增大, 污染羽在空间上的二阶矩也随之升高, 表明污染物围绕中心的扩散范围不断加大。另外, 渗透系数对数场的方差变大时, 污染羽分布的大致形状不会改变。但与图 3 中由灰度充填的椭圆形(均质情况下的污染羽)相比, 图 3 中由等值线所示的污染物分布形状在上游变得愈加尖锐, 而在下游则变宽。并且随着方差增大, 其形状变得不规则, 体现了空间变异性和污染物运移结果不确定性的增加, 尤其是当方差增大到 0.5(图 3(d))时表现得更为明显。

图 4 为污染物运移 100 d 后, 在不同的方差条件下污染羽在各个节点上通过蒙特卡罗模拟出来的浓度的方差变化。与图 3 类似, 随着渗透系数变异方差的增大, 污染物浓度的变化方差变得越来越不规则。在同一污染羽中, 污染羽由中心往外围沿浓度等值线减小方向, 各节点的浓度方差大致逐渐减小, 但是浓度方差最大的点都不是出现在污染羽的中心。而对于不同方差的各种情况(图 4(a) ~ 图 4(d)), 在相同位置节点处浓度的方差也并不完全随着渗透系数方差的增大而单调地表现为增大或减小。所以, 单纯从方差的角度很难反映浓度空间变异性的状况。而考虑各节点浓度的变异系数, 即各点浓度变化的标准差除以该点浓度多次实现的均值, 它可

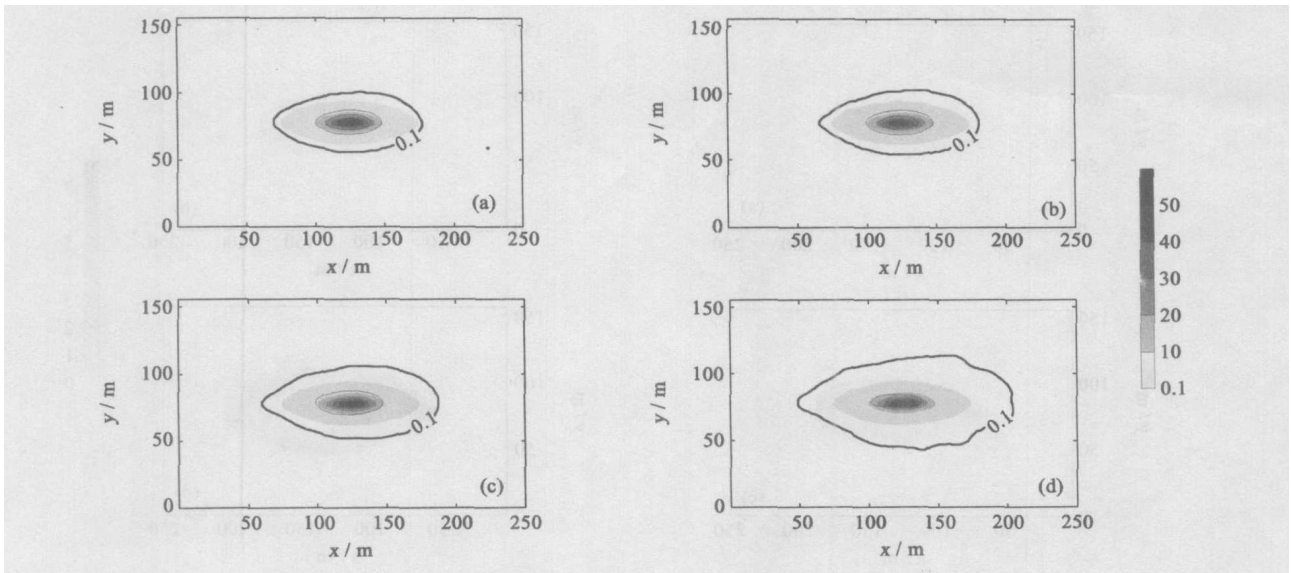


图 3 不同方差条件下污染物在第 100 d 时的浓度等值线对比(各图对应的 $\ln K$ 方差与图 2 相同, 而填充部分表示均值情况)
 Fig. 3 Comparison of concentration contours for different variance of $\ln K$ at the end of 100th day. The gray-scale-filled contour map represents the corresponding concentration distribution output regarding homogeneous $\ln K$ -field. All variances of $\ln K$ are the same as defined in Fig. 2

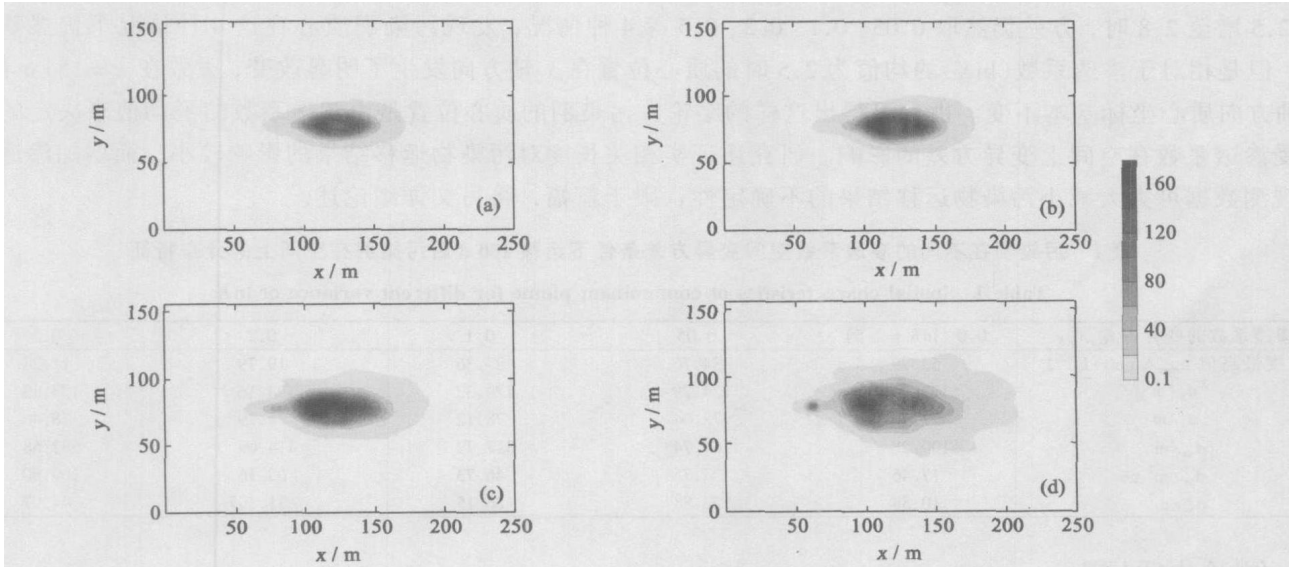


图 4 不同方差条件下污染物在第 100 d 时的浓度变化方差对比(各图对应的 $\ln K$ 方差与图 2 相同)

Fig. 4 Comparison of variance of concentration variation obtained using Monte Carlo method for different variance of $\ln K$ at the end of 100th day. All variances of $\ln K$ are the same as defined in Fig. 2

以更好地反映浓度的变异性。从图 5 (a) ~ 图 5 (d) 中发现, 同一污染羽由中心往外浓度的变异系数逐渐增大。在外围节点浓度的变异系数比较大, 主要是由于这些点的浓度值很小, 即使浓度有很小的波动(介质的非均质性和数值方法的近似性都能造成这种变化), 也可能使得其变异系数很大。但不管怎样, 在不同的方差条件下, 随着渗透系数空间变异方差的增大, 污染羽在对应节点上浓度的变异系数加大。也就是说, 污染物在各个节点的浓度变异系数变化反映了渗透系数场的非均质变化。

表 1 中还有一个值得关注的现象就是, 随着渗透系数方差的增大, 污染羽在空间上的质心坐标(一阶矩)基

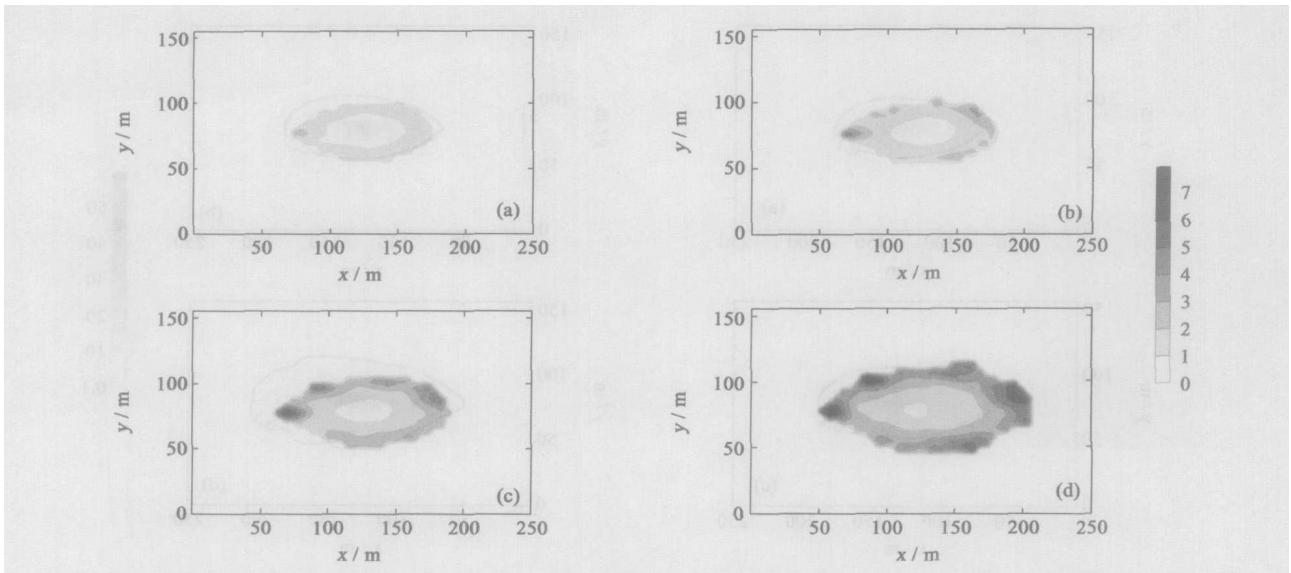


图 5 不同方差条件下污染物在第 100 d 时的浓度变化的变异系数对比 (各图对应的 $\ln K$ 方差与图 2 相同)

Fig. 5 Comparison of coefficient of variation per node concentration obtained by multiple realizations using Monte Carlo method for different variance of $\ln K$ at the end of 100th day. All variances of $\ln K$ are the same as defined in Fig. 2

本保持不变, 这说明污染物运移的质心与渗透系数在空间上的变异方差没有关系。而把渗透系数 ($\ln K$) 的均值, 从 2.5 增至 2.8 时, 方差仍然取 0.05、0.1、0.2、0.5 等 4 种情况, 发现污染羽质心在这 4 种情况下仍然基本重合, 但是相对于渗透系数 ($\ln K$) 的均值为 2.5 时的质心位置在 x 轴方向发生了明显改变, 大致在 $x = 154$ m 附近; y 轴方向质心坐标基本不变。由此可得出这样的结论: 污染羽的质心位置是由渗透系数的平均值来决定的, 而不受渗透系数在空间上变异方差的影响。研究还证实相关长度对污染物运移结果的影响较小, 而增加渗透系数的观测数据可大大减小污染物运移结果的不确定性, 限于篇幅, 将另文详细论述。

表 1 污染物在不同的渗透系数空间变异方差条件下运移 100 d 后污染羽在空间上的分布特征

Table 1 Spatial characteristics of contaminant plume for different variance of $\ln K$

渗透系数的变异方差 $\sigma_{\ln K}^2$	0.0 ($\ln K=2.5$)	0.05	0.1	0.2	0.5
浓度最高值 $c_{\max}/(\text{mg L}^{-1})$	53.29	34.76	27.36	19.79	11.28
\tilde{u}_x/m	124.64	124.29	124.32	124.16	123.13
\tilde{u}_y/m	77.66	78.04	78.12	78.29	78.46
$\tilde{\sigma}_x/\text{m}^2$	199.28	264.74	317.72	414.09	682.58
$\tilde{\sigma}_y/\text{m}^2$	17.46	37.75	46.73	62.16	109.90
$\tilde{\sigma}_\theta/\text{m}^2$	10.88	22.88	26.15	31.197	44.97

4 结论与展望

(1) 渗透系数的空间变异性对污染物的运移结果具有很大的影响。在其他条件相同的情况下, 渗透系数对数场的方差越大, 污染物分布的浓度梯度越小, 浓度的峰值越低, 污染物运移的范围越大, 而且污染羽的形状越来越不规则, 同时污染物在相同位置处浓度的变异系数也越大。渗透系数的相关长度对污染物运移结果的影响相对较小, 污染物浓度的变异方差也不能完全反映渗透系数场的变化。

(2) 渗透系数的空间变异方差虽然影响着污染羽在空间上的展布范围(二阶矩), 但是它对污染羽的质心位置(一阶矩)基本没有影响, 污染羽在迁移过程中随时间变化的质心位置主要由渗透系数场的均值大小来决定。

(3) 由以上结论可进一步推断, 在一定均值渗透系数的地下水污染系统中, 同一地点(监测井)检出污染物的时间主要受渗透系数的变异性方差影响, 即介质变化的方差越大, 监测井检出污染物的时间越早; 反之, 介

质的方差越小, 污染物检出的时间越晚。而在相同均值的渗透系数随机场中, 从统计学的观点来看, 不管其变异方差如何变化, 同一地点(监测井) 检出污染物浓度出现峰值的时间应该是基本一致的。

(4) 文中结论是在渗透系数服从对数正态分布的前提下所得到的, 同时对数场的方差小于 0.5。对于方差更大的、非均质性更强的情形, 本文所得结论是否适用还有待进一步研究。另外, 本文讨论的渗透系数场都是没有已知观测点的非条件蒙特卡罗模拟, 相对来说污染物运移的不确定性大(浓度的方差大), 今后应重点研究给定位渗透系数已知条件下的污染物运移以及迁移结果的不确定性。

参考文献:

- [1] 孙讷正. 地下水污染——数学模型和数值方法[M]. 北京:地质出版社, 1989.
- [2] 朱学愚, 谢春红. 地下水运移模型[M]. 北京: 建筑工业出版社, 1990.
- [3] Dettinger M D, Wilson J L. First order analysis of uncertainty in numerical models of groundwater flow, Part 1: Mathematical development [J]. *Water Resources Research*, 1981, 17(1):149 - 161.
- [4] 姚磊华. 地下水水质模型的 Taylor 展开随机模拟方法[J]. *工程勘察*, 1998(2):25 - 28.
- [5] Meyer P D, Eheart J W, Ranjithan S, *et al.* Design of Groundwater monitoring networks for landfills[A]. In: Kundzewicz Z W eds. *Proceedings of the International Workshop on New Uncertainty Concepts in Hydrology and Water Resources*[C]. Cambridge University Press, 1995, 190 - 196.
- [6] Tiedeman C, Gorelick S M. Analysis of uncertainty in optimal groundwater contaminant capture design[J]. *Water Resources Research*, 1993, 29(7): 2139 - 2154.
- [7] Freeze R A. A stochastic conceptual analysis of one-dimensional groundwater flow in non-uniform homogeneous media[J]. *Water Resources Research*, 1975, 11(5):725 - 741.
- [8] Gelhar L W. Stochastic subsurface hydrology from theory to applications[J]. *Water Resources Research*, 1986, 22(9):135 - 145.
- [9] Anderson M P. Characterization of geological heterogeneity[A]. In Dagan G and Neuman S P eds. *Subsurface Flow and Transport: A Stochastic Approach*[C]. Cambridge University Press, UK, 1997, 23 - 43.
- [10] Drazer G, Koplik J. Tracer dispersion in two-dimensional rough fractures[J]. *Physical Review E*, 2001, 63(5), Art.No.056104. doi:10.1103/phys.Re.E.63.056104.
- [11] Andrade Jr J S, Almeida M P, Filho J M, *et al.* Fluid flow through porous media: the role of stagnant zones[J]. *Physical Review Letters*, 1997, 17, 3901 - 3904.
- [12] Tompson A F B, Gelhar L W. Numerical simulation of solute transport in three-dimensional, randomly heterogeneous porous media[J]. *Water Resources Research*, 1990, 26(10):2541 - 2562.
- [13] Koltermann C E, Gorelick S M. Heterogeneity in sedimentary deposits: A review of structure-imitating, process-imitating, and descriptive approaches[J]. *Water Resources Research*, 1996, 32(9):2617 - 2658.
- [14] Robin M J L, Gutjahr A L, Sudicky E A, *et al.* Cross-correlated random field generation with the direct Fourier transform method[J]. *Water Resources Research*, 1993, 29(7):2385 - 2397.
- [15] Gutjahr A L. Fast Fourier transform for random field generation, project report for Los Alamos grant, contract 4-R58-2690R[R]. New Mexico: New Mexico Institute of Mining and Technology, Socorro, 1989.
- [16] McDonald M G, Harbaugh A W. A modular three-dimensional finite-difference ground water flow model[R]. *USGS Techniques of Water Resources Investigations*, Book 6, 1988.
- [17] Zheng C, Wang P P. MT3DMS: A modular three-dimensional multispecies transport model for simulation of advection, dispersion and chemical reactions of contaminants in ground water systems: Documentation and user's guide, Contract Report SERDP-99-1[R]. U S Army Engineer Research and Development Center, Vicksburg, Mississippi, 1999 (available at <http://hydro.geo.ua.edu/mt3d>).
- [18] Freyberg D L. A natural gradient experiment on solute transport in a sand aquifer: 2. Spatial moments and the advection and dispersion of non-reactive tracers[J]. *Water Resources Research*, 1986, 22(13):2031 - 2046.
- [19] Ezzedine S, Rubin Y. Analysis of the Cape Cod tracer data[J]. *Water Resources Research*, 1997, 33(1):1 - 11.
- [20] Kunstmann H, Kinzelbach W. Computation of stochastic wellhead protection zones by combining the first-order second-moment method and Kolmogorov backward equation analysis[J]. *Journal of Hydrology*, 2000, 237: 127 - 146.

Impacts of the spatial variation of hydraulic conductivity on the transport fate of contaminant plume^{*}

YAN Ting-ting, WU Jian-feng

(Department of Earth Sciences, Nanjing University, Nanjing 210093, China)

Abstract : Compared with commonly used deterministic methods, the stochastic hydrogeology method is a more rational resort for solving the flow and transport problems in the heterogeneous aquifers. On the assumption that the hydraulic conductivity field follows a lognormal distribution, the direct Fourier transform is introduced to generate multiple realizations of hydraulic conductivity field. Then the Monte Carlo method, based on the stochastic theory, is applied to investigate the effect of the spatial variation of hydraulic conductivity on the fate of contaminant plume. For the contaminant plume examined in this synthetic example study the spatial second moments defining the spread of the contaminant plume around its centroid increase with the enlargement of the variance of hydraulic conductivity distribution, while the first moment specifying the centroid of the plume is not influenced by the variance of hydraulic conductivity but dominated by the mean of hydraulic conductivity. Additional analysis demonstrates the sensitivity of both variance and coefficient of variation of plume concentration to the various variances of hydraulic conductivity field.

Key words : heterogeneity; hydraulic conductivity; spatial variation/variability; transport of contaminant; contaminant plume estimation; stochastic modeling

《水科学进展》再次荣获“百种中国杰出学术期刊”称号

科技论文是科技产出的重要指标之一,是中国国际学术地位不断提高、国际影响不断扩大,科学技术总体水平不断进步的最好见证。

国家科技部中国科技信息研究所从 1987 年起对中国科技人员发表论文的数量和被引用情况进行统计分析,并利用统计数据建立了中国科技论文与引文数据库(CSTPCD),并逐年出版“中国科技论文统计与分析”年度报告,为国家科技部等各有关单位提供了各类论文基础数据和期刊评估指标,受到了社会各界的普遍重视和广泛好评。

2005 年 12 月 6 日在北京国际会议中心举行了第 13 届“中国科技论文统计结果发布会”,这是科技界一年一度的盛会,受到了全国各地科研管理者、期刊编辑部门和广大科技工作者的关注。

会上就中国科技论文统计与分析和扩大国内学术机构的国际影响、中国科技期刊定性评估与定量评估相结合以及已形成的网络、光盘、纸本等服务模式等问题进行了专题发言和交流。会上特别介绍了近两年来,先后以期刊评估为主题召开了 10 余次不同学科、不同层面的专家讨论会。年前再次召集专家会议,综合分析了期刊指标体系实施应用以来我国科学技术期刊的变化趋势和实际状况,对期刊的指标进行了重新核定,在此基础上从中国科技论文 1608 种统计源刊中推出了第四届“百种中国杰出学术期刊”。《水科学进展》又获此殊荣。这是广大水利科学工作者、作者、审者和编者共同努力的结果。

落实科学发展观,对科技界而言,就要大力提高自主创新能力,以适应全球向知识经济过渡的大趋势,让我们共同脚踏实地,与时俱进,争取在“十一五”规划期间取得更骄人的成绩。

《水科学进展》编辑部

* The study is financially supported by the National Natural Science Foundation of China (No. 40002022 & No. 40472130).