• 28 •

式.这个模式正确地解释了下沉气流中大气 扩散的实验结果.

下沉气流必将大大加重高架源对地面附 近的大气污染,这已为实验结果所证实,也由 本文的理论模式所确证.

在复杂地形区域,小尺度流场经常是不 水平的,所以正确地探测和估算垂直气流分 量是大气污染工作者不容忽视的重要方面。 而本文的结果将为这些区域的大气污染评价 提供重要的理论基础.

#### ▶ 考 文 献

- [1] 施介宽等,兰州大学学报, 21(4), 84-90(1985).
- [2] Overcamp, T., J., J. Appl. Met., 15, 1167-1171. (1976).
- [3] 黄建国等,中国环境科学,5(3),19-25(1985).

# 地下水污染的数值模拟及应用实例

## 吕贤 弼 (清华大学水利系)

地下水由于是赋存在地下孔隙介质中, 人们不可能象对待地表水那样,可以直接从 水的气味,颜色等现象迅速发现和判断水质 是否异常以及污染的范围,而只能通过监测 孔的水样分析来了解.但是,监测孔分布的 密度是有限的,地下水流速又很小,所以一旦 发现水质异常时,污染范围已经扩大,污染历 时已经很长了.地下水污染的这样一种特殊 性质使得水质模拟技术的应用显得更加重 要.地下水污染的数学模拟方法中包括有黑 箱模拟方法,理论解析解方法和数值模拟方 法,其中以数值模拟方法应用最为普遍.本 文讨论地下水污染数学模型和数值模拟方法 以及有关研究动态,并就一具体实例说明数 值模拟的应用.

### 一、地下水污染的数学模型

地下水污染的模拟,要求同时建立地下 水流动的数学模型和地下水污染物运移的数 学模型.

地下水流动的一般数学表达式在直角坐

标系中为:

$$S_s \frac{\partial h}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x_i} \left( K_{ij} \frac{\partial h}{\partial x_j} \right) + \varepsilon \qquad (1)$$

i, j = 1, 2, 3

其中 h 为水头, k 为渗透系数, ε 为源汇项, S,为贮水率.

当水头分布已知时,可按达西定律求解 流速:

$$v_i = \frac{1}{n} \left( K_{ij} \frac{\partial h}{\partial x_j} \right) \quad i, j = 1, 2, 3 \quad (2)$$

其中 v 为孔隙流速, n 为有效孔隙率.

污染物运移的一般数学表达式为

$$\frac{\partial c}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x_i} \left( D_{ij} \frac{\partial c}{\partial x_j} \right) - \frac{\partial}{\partial x_i} \left( c v_i \right) + R \quad (3)$$

i, j = 1, 2, 3

其中 c 为污染物浓度,D 为弥散系数, v 为孔 隙流速,R 为源汇项.

一般情形中污染物的浓度较低,地下水 的密度和粘滞性不受污染运移过程的影响, 流动模型和运移模型可以独立求解.如果出 现相反的情况,则两个模型应当联合求解,此

源汇情形	数学表达式	注 释
污染物随注水或抽水 进出	$R = Q_{w}\delta(x_{1} - x_{1Q}, x_{2} - x_{2Q}, x_{3} - x_{3Q})c'/n$	Quo 为注水或抽水流量, xiQ 为源汇点 坐标, c'为源汇中的浓度, n为孔隙率.
盲端孔隙影响	$R = -\frac{1-f}{f} \frac{\partial c_d}{\partial t}$	c <sub>a</sub> 为盲端孔隙中污染物浓度,f 为可流 通的孔隙体积在整个孔隙体积中所占的比 例.r 为传输系数,由试验确定.
<b>污染</b> 物可降 <b>解</b>	$R = -k_{s}c^{s}$	$k_s$ 为反应速率. $n = 1$ 时为一阶动力 反应 对于放射性物质 $R = -\lambda c_{,\lambda}$ 为半 衰期.
吸附作用	$R = -\frac{1}{n} \frac{\partial S}{\partial t}$ 其中 S 与 c 的关系有	"为孔隙率, a, b, k, m 等常数通过 试验确定.
	兰茂尔公式 $S = \frac{ac}{1 + bc}$ 弗洛尹德利希公式 $S = kc^m$	

S = kc

表1 有关源汇项 R的几种情形

时要求引进必要的状态方程 如关于 密度的  $\rho = \rho(c)$  和关于粘滞性的  $\mu = \mu(c)$ 等.相 应地,渗透系数K以  $k_0 \rho g / \mu$  代替,  $k_0$  为渗透 率.上述两种情况分别称为示踪运移和非示 踪运移.

享利公式

式(3)中的源汇项*R*根据不同情况有不同的具体表达形式(表 1).

以上所列公式可参考文献[1],[2].

吸附模式一直是地下水污染数学模型研究的一个重点.因为吸附模式既与污染物性质有关也与孔隙介质性质有关,所以许多研究工作是针对具体污染问题进行的.表中所列吸附公式是局部平衡吸附公式,在实际中较常应用.但是实际发生的吸附作用并非都是平衡吸附,因此平衡吸附和非平衡吸附的判别也是一个值得重视的问题.Valocchi<sup>[3]</sup>应用 Aris 矩法对一维线性吸附的局部平衡和非平衡解进行了分析,认为二者的区别主要表现在二阶和三阶时间浓度矩上,并提出了定量判别方法.

污染物不同组分在地下水中的反应往往 很复杂,目前除了以可降解形式表达外,还有 套用吸附模式的. Barovic<sup>[4]</sup>采用了线性吸附 模式表示两种组分的反应.浓度分别为 *c*<sub>A</sub> 和 *c* B 的两种组分,通过反应产生了新的物质,这 类似于 *A* 和 *B* 组分被介质所吸附,可表示为

$$\frac{\partial S_A}{\partial t} = K_{A1}c_Bc_A - K_{A2}S_A$$
$$\frac{\partial S_B}{\partial t} = K_{B1}c_Ac_B - K_{B2}S_B$$

 $\frac{\partial S_A}{\partial t}$ 和  $\frac{\partial S_B}{\partial t}$ 的关系通过 A和 B 组分的反应方

程式确定.

在地下水污染数学模型研究中的另一个 重要课题是弥散系数的尺度效应问题.试验 表明,弥散系数与示踪剂运移的尺度有关.野 外试验所得弥散率可以从几十厘米至数百 米,而室内试验结果往往在数厘米以下.对 于这种现象有不同的解释,至今仍未有一致 的结论. Molz<sup>51</sup>等提出尺度效应问题与含水 层水平流速沿厚度分布不均匀以及与垂向混 合有关的论断,导出了定量计算公式.尽管 所提出的公式合理性值得研究,但其思路是 有启发性的.

## 二、地下水污染的数值模拟

在地下水污染数值模拟中,目前应用较 普遍的是有限差法和有限元法.有限差法具

学

有简单明瞭特点,但在不规则边界形状的处 理上和非第一类边界问题的处理上很不简 便.有限元法对边界条件的适应较为灵活. 在有限元法中以伽辽金法应用最为普遍,因 为变分有限元法应用于解移流弥散方程受到 一定的限制.

无论有限差法或有限元法,在地下水污 染的模拟中一般都遇到了数值弥散和数值振 荡的困难,当移流作用超过弥散作用时,这个 问题更加突出.为了克服这一困难,常采用 调整节点间距和时间步长,选择适当的时间 差分权重和差分格式,选择适当的基函数形 式等办法.这些措施都能程度不同地改善数 值模拟的近似特性.在有限差法和有限元法 不断改进的同时,出现了特征线法的应用以 及对特征线法加以改进的随机走动法.

特征线法在数值计算上的具体实施是首 先将流动区域划分为网格,计算开始前在每 一网格内均匀布置示踪质点,根据初始条件 确定每一质点所代表的浓度.计算过程的第 一步是根据流速场在选定的 Δι 时段内移动 质点,在所有质点都移动后重新计算各网格 中心固定节点的浓度;第二步计算由于弥散 作用而引起的各固定节点的浓度变化,这一 步可应用有限差法.根据各固定节点的新浓 度值计算各示踪质点所代表的新浓度值,由 此进入下一个时段的计算.



图1 随机走动法

由于移流作用通过质点的移动来计算, 所以特征线法克服了数值弥散的困难,数值 振荡也大大减弱.但是每个网格都要求布 置示踪质点,计算工作量较大.T.A.Prickett<sup>[6]</sup>提出了随机走动法,企图克服特征法 应用上的弱点.随机走动法在数值计算上的 实施也是分两个步骤.第一步和特征法的第 一步相类似,使质点作随流移动;第二步让质 点作随机移动,在坐标方向上移动的距离 P<sub>x</sub> 和 P<sub>y</sub> 按下式计算(参见图 1);

$$\begin{cases} P_{x} \\ P_{y} \end{cases} = \begin{cases} \frac{u_{x}}{u} & \frac{u_{y}}{u} \\ \frac{u_{y}}{u} & -\frac{u_{x}}{u} \end{cases} \begin{bmatrix} P_{L} \\ P_{T} \end{bmatrix}$$
(4)

其中  $P_L = A_n \sqrt{2a_L u \Delta t}$ ,  $P_T = A'_n \sqrt{2a_T u \Delta t}$ ,  $u = \sqrt{u_x^2 + u_y^2}$ ,  $a_L \ Q \ a_T$  为纵向弥散率和 横向弥散率,  $\Delta t$  为时间步长;  $A_n$  和  $A'_n$  为 均值等于 0, 标准差等于 1 的正态分 布 随 机 数, 可借助计算机产生.

应用随机走动法可以不必在所有网格上都布置示踪质点,计算过程大大简化,计算速度得到提高.它和特征线法一样不产生数值弥散.最主要的缺点是浓度分布曲线的光滑性较差,虽然如此,随机走动法不失为地下水污染数值模拟的一种新途径.

## 三、数值模拟的应用及实例

地下水污染的数值模拟主要用于定量查 明污染的范围,污染的程度,污染源的位置和 分布;预测污染的发展;评价污染治理措施的 效果以及反求有关参数等.

一个地下水污染数值模型的建立需要进 行以下三项主要的工作:(1)基本资料准备. 包括建立流动模型所需要的水文地质条件和 参数以及建立污染物运移模型所需要的污染 物特性,污染现状和弥散率;(2)建立数学模 型.即需要确定流动模型是承压的或非承压 的,恒定的或非恒定的;污染物运移模型中的 源汇项应具体确定;同时明确是示踪运移或 非示踪运移并选择模型维数;(3)选定数值方 法,这与模型大小,边界几何形状以及计算机 容量和速度等因素有关.数值模型初步建立 后还应进行调试,即通过重演历史实测情形 调整有关参数. 以下以符尔别尔克自来水厂污染的模拟 来加以具体说明.这是在西德汉诺威大学水 利研究所进修时所进行的一项研究工作\*.

符尔别尔克位于汉诺威市北部,这一带 是该市的主要水源地. 自七十年代以来,发 现这里地下水的硬度和硫酸根离子浓度有逐 渐增加的趋势,1983 年春季在该水厂4号井 检出硫酸根离子浓度达到 472mg/l,远超过 欧洲饮用水标准(250mg/l),因此引起有关 部门的重视.

符尔别尔克所处的北德地区农业比较发达,由于施肥的原因,有大量硝酸盐进入土壤.根据这一情况,这一带地下水的污染应当主要是氮的污染.但是实测资料表明,地下水中硝酸根离子的含量每升仅有数毫克. 有关研究人员认为<sup>(7)</sup>,土壤中存在一个强烈的脱氮过程,而这与孔隙介质中的黄铁矿 (FeS<sub>2</sub>)成份有密切的关系.经铵化作用和硝 化作用形成的硝酸根离子在噬硫杆菌的作用 下与 FeS<sub>2</sub>发生如下反应:

 $5 \text{FeS}_2 + 14 \text{NO}_3^- + 4 \text{H}^+ = 7 \text{N}_2$ 

+ 10SO<sup>2-</sup> + 5Fe<sup>2+</sup> + 2H<sub>2</sub>O 二价铁还可能和硝酸根离子继续发生反应:

$$5Fe^{2+} + NO_3^- + 7H_2O = 5FeOOH$$

 $+ 0.5N_{2} + 9H^{+}$ 

因此,初步认为地下水中 SO<sup>2-</sup> 增高的原 因是农业活动所致,特别是这一地区有不少 草地、森林改作耕地.

模拟区域位于符尔别尔克镇以北 3km 处,面积约 3.5 × 2.0km<sup>2</sup>,包括符尔别尔克 水厂的 4 号,1 号和 2 号井. 含水层厚约 23.0m,主要是砂和砂砾石,渗透系数约为 1.9-2.3 · 10<sup>-3</sup>m/s,有效孔隙率为 0.25. 没 有实测的弥散率资料,参考相近含水层特性 的试验数据选用纵向弥散率为 30m,横向弥 散率为 10m. 模拟区域内的 SO<sup>2+</sup>污染范围 如图 2 所示,有关草地、森林改为耕地的变迁 如图 3 所示. 模拟的目的是确定 SO<sup>2+</sup>污染 源的位置和分布.



图 2 SO 污染分布



图 3 森林、草地还耕情况

数学模型和模拟方法

考虑到含水层厚度远小于模型的平面尺度,采用平面二维模型.式(1)、(2)和(3)应 用于二维情形分别表示为:

$$\frac{\partial}{\partial x} \left( T_{xx} \frac{\partial h}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left( T_{yy} \frac{\partial h}{\partial y} \right) + \varepsilon$$
$$= S \frac{\partial h}{\partial t}$$
(5)

$$q_x = -T_{xx} \frac{\partial h}{\partial x}, \ q_y = -T_{yy} \frac{\partial h}{\partial y}$$
 (6)

$$\frac{\partial}{\partial x} \left( D_{xx} \frac{\partial c}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial x} \left( D_{xy} \frac{\partial c}{\partial y} \right) \\ + \frac{\partial}{\partial y} \left( D_{yx} \frac{\partial c}{\partial x} \right) \\ + \frac{\partial}{\partial y} \left( D_{yy} \frac{\partial c}{\partial y} \right) - q_x \frac{\partial c}{\partial x}$$

\* 该工作曾得到霍夫曼教授的帮助和支持.

(7)

学

$$-q_{y}\frac{\partial c}{\partial y}-\frac{\partial}{\partial t}\left(n\cdot mc\right)$$

式(7)中弥散系数可进一步表示为

-Qc'=0

$$D_{xx} = D_L \frac{q_x q_x}{q^2} + D_T \frac{q_y q_y}{q^2}$$
$$D_{yy} = D_L \frac{q_y q_y}{q^2} + D_T \frac{q_x q_x}{q^2}$$
$$D_{yx} = D_{yx} = (D_L - D_T) \frac{q_x q_y}{q^2}$$

以上各式中T为导水系数,S为贮水系数,q为单位宽度渗透流量, $D_L = a_Lq$ , $D_T = a_Tq$ , m为含水层厚度,其余符号如前所注.

数值近似采用伽辽金有限元法.对于式 (5)和式(7)选用试探解为

$$h \simeq \hat{h} = \sum_{i=1}^{n} H_i(t)\phi_i(x, y) \qquad (8)$$

$$c \simeq \hat{c} = \sum_{i=1}^{n} C_i(t)\phi_i(x, y) \qquad (9)$$

其中  $\phi_i(x, y)$  为基函数,  $H_i(t)$  和  $C_i(t)$ 为待定系数亦即节点 i 的水头和浓度近似值, n 为节点数.

据伽辽金原理,试探解的选择应使得下 式成立:

$$\int_{A} L_{n}(\hat{h})\phi_{i}dA = 0 \quad i = 1, 2, \cdots, n \quad (10)$$
$$\int_{A} L_{c}(\hat{c})\phi_{i}dA = 0 \quad i = 1, 2, \cdots, n \quad (11)$$

其中 L<sub>n</sub>和 L<sub>c</sub>为相应于式(5)和(7)的微分算 子, A 为模拟面积.

将式(8)和(9)分别代入式(10)和(11), 并对二阶导数项应用分部积分和格林定理, 最后可得如下矩阵方程

$$[K]{H} + [S] \left\{\frac{dH}{dt}\right\} + \{F\} = 0 (12)$$
$$[D]{C} + [M]\left\{\frac{dC}{dt}\right\} + \{R\} = 0 (13)$$

系数矩阵 [K], [S], {F}, [D], [M] 和 {R} 的典型元素为:

$$k_{ij} = \iint_{A} \left( T_{xx} \frac{\partial \phi_{i}}{\partial x} \frac{\partial \phi_{i}}{\partial x} + T_{yy} \frac{\partial \phi_{i}}{\partial y} \frac{\partial \phi_{i}}{\partial y} \right) dxdy$$

$$s_{ij} = \iint_{A} S\phi_{j}\phi_{i}dxdy$$

$$f_{i} = -\iint_{A} \varepsilon\phi_{i}dxdy - \int_{I} \left( T_{xx} \frac{\partial \hat{h}}{\partial x} n_{x}^{0} + T_{yy} \frac{\partial \hat{h}}{\partial y} n_{y}^{0} \right) \phi_{i}dl$$

$$d_{ij} = \iint_{A} \left( D_{xx} \frac{\partial \phi_{i}}{\partial x} \frac{\partial \phi_{i}}{\partial x} + D_{xy} \frac{\partial \phi_{i}}{\partial y} \frac{\partial \phi_{i}}{\partial x} + D_{yx} \frac{\partial \phi_{i}}{\partial y} \frac{\partial \phi_{i}}{\partial y} \right) dxdy$$

$$m_{ij} = \iint_{A} m \cdot n\phi_{i}\phi_{j}dxdy$$

$$r_{ij} = -\iint_{A} \phi_{i}Qc'dxdy - \int_{I} \left[ \left( D_{xx} \frac{\partial \hat{c}}{\partial x} - \int_{yy} \frac{\partial \hat{c}}{\partial y} + D_{yy} \frac{\partial \hat{c}}{\partial y} - \int_{yy} \frac{\partial \hat{c}}{\partial y} \right] dxdy$$

$$h = D_{yx} \frac{\partial \hat{c}}{\partial y} n_{x}^{0} + \left( D_{yy} \frac{\partial \hat{c}}{\partial y} - \int_{yy} \frac{\partial \hat{c}}{\partial y} \right] dxdy$$

其中 / 为第二类边界, n<sup>0</sup>和 n<sup>0</sup>,为边界 / 的外 法线矢量方向余弦.

考虑到模拟区域形状基本规则,采用矩 形单元和线性基函数.节点间距和时间步长 通过一维情形的解析解和数值解的比较确 定,单元边长不超过纵向弥散率的5倍,时间 步长 $\Delta t$  取  $\leq \frac{\Delta x}{v} \times 0.16 (v$  为平均孔隙流 速),以避免出现较大的数值弥散和数值振 荡.为此,整个模拟区域共划分为 327 个单 元包括 365 个节点.

地下水流动的模拟

考虑到模拟时段内降雨量和开采量年平 均值变化不大,采用恒定流动模型.地下水 的补给主要是入境迳流,因区域面积有限,忽 略降雨垂向补给.地下水的排泄主要是水厂 的开采.模型边界节点的水头按多年平均实 测值给定,即均为第一类边界条件.开采水 量亦按多年平均值.通过渗透系数的局部调

学

到污染的情况出入较大.

整最终得到计算等水位线和实测值拟合较好的结果(图 4).



图 4 地下水等水位线的拟合



<u>≱→</u>污染源

#### 图5 等浓度线 1 = 1800 天







污染物运移的模拟

根据有关研究报告<sup>177</sup>,首先认定 污染 源 位于西北边界和部分北部边界,沿这部分边 界浓度为已知. 南部边界地下水未受污染, 浓度为 0,其余边界根据对实测浓度 分 布 的 分析按  $\frac{\partial c}{\partial n} = 0$  考虑. 区域内初始浓度为 0. 图 5 为模拟历时 t = 1800 日的浓度分布, 图 6 为 15%  $c_0$  浓度的推进情况. 由图 5 和图 6 可知, 在水厂的三个开采井中, 只有 1 号井受 到污染, 根据趋势污染推算也不可能扩展到 4 号井. 这种计算结果与实测的 4 号井已受





图 8 15%等浓度线的推移污染源分布经调整

根据图 3 的草地森林还耕分布,对污染 源位置和分布进一步作了调整,如图 7 所示, 影射表示 *c* = *c*₀ 的污染带,区域内其余部 份初始浓度仍为 0. 计算结果如图 7 和 8 所 示,与实测结果比较一致.

根据上述模拟结果,进一步查明了污染 源的位置和分布,但还需通过对有关地带地 下水的水质分析加以验证.(下转第48页)

学

由于铬酸铅的溶解度并不是特别小,而 铅盐本身也有毒,显然不能单纯依靠加入过 量较多的铅盐来除去废水的铬(VI).因此,我 们采用限量加入铅盐的办法来沉淀铬(VI). 滤出 PbCrO,沉淀后的水再用 FeS 作转化剂 进行处理,结果发现水中的残余 Pb<sup>3+</sup> 可被转 化除去,就是废水中残存的少量铬(VI)也 可以被"完全"除去.这可能是在酸性介质中 铬(VI)化合物具有较强的氧化性、与 FeS 发生了下列氧化还原反应:

 $Cr_2O_7^{2-} + 2FeS + 14H^+$ 

→ 2Cr<sup>3+</sup> + 2Fe<sup>3+</sup> + 2S↓ + 7H<sub>2</sub>O 当废水的 pH 值升高时,大部分 Cr<sup>3+</sup> 将与 Fe<sup>3+</sup> 一起形成氢氧化物沉淀而被除去.

近年来,在合成离子交换材料研究中,在 离子交换材料骨架上接上巯基.例如,用接 上巯基的纤维来处理含汞废水效果很好.这 是因为在这类交换材料中,交换基的给电子 对原子属于软碱,而 Hg<sup>2+</sup> 为软酸,它们的交 换结合属于"软亲软"的匹配,符合软硬酸碱 的匹配原则.所以除汞效果很好.可以预 计,用这类材料来处理含软酸重金属离子、或 软度较大的交界酸重金属离子废水,其效果 也可能较好.

此外,在含磷废水处理研究中,我们根据 软硬酸碱原则选用碳酸镁作沉淀转化剂,把 PO<sup>1-</sup>转变成磷酸镁沉淀而被除去.

 $3M_{gCO_{3}}(固) + 2PO_{4}^{3-}$ 

 $\implies$  Mg<sub>3</sub>(PO<sub>4</sub>)<sub>2</sub>  $\downarrow$  + 3CO<sub>3</sub><sup>2-</sup>

(上接第33页)

#### 参考文献

- [1] J. J. Fried, Groundwater Pollution, pp. 13-21, Elscier Amsterdam, 1975.
- [2] 雅·贝尔(许涓铭等译),地下水水力学,183-186
   页,地质出版社,1985年.
- [3] A. J. Valocchi, Water Resources Research, 21(6), 808-820 (1985).

实验结果表明,碳酸镁转化除磷的效果较好. 这是硬度较大的硬碱 PO<sup>(-)</sup> 取代了 CO<sup>(-)</sup>,所 形成的磷酸镁更符合软硬酸碱的匹配原则.

最后应当指出,软硬酸碱 (SHAB) 原则 是从大量实验事实中归纳出来的,其后有许 多学者进行了大量的研究,我国学者在酸碱 软硬度的定量标度方面做了一些工作,取得 了一定的进展<sup>[15,40]</sup>.但目前尚未有一个完整 的统一标度,所以仍然是一个定性的经验规 则,对有些问题尚不能作出满意的解释,也存 在一些例外情况,还需深入进行研究.

#### 参考文献

- [1] 柯世超,环境污染与防治, 1,15(1983)
- [2] 曾桓兴,环境科学,4(4),60(1983).
- [3] Pearson, R. G., Hard and Soft Acids and Bases, Dowden, Hutchinson and Ross, Stroudburg, Pa., USA (1973).
- [4] 南京大学无机化学组,化学通报,(5),55(1976).
- [5] 同上书, (0),46(1976).
- [6] 张祥麟,络合物化学,132-135页,冶金工业出版 社,北京,(1979).
- [7] 沈宏康,化学通报, 5, 35(1976).
- [8] 周金中,化学通报, 6, 32(1983).
- [9] 周天泽,环境科学,2(3),68(1981).
- [10] 黄琼玉 傳 贤 书,西 安 冶 金 建 筑 学 院 学 报, 2, 94(1982).
- [11] 黄琼玉 傅贤书,环境工程, 2,6(1983).
- [12] 傅贤书 黄琼玉,中国环境科学 3(4),34(1983).
- [13] 傳贤书 黄琼玉,环境化学, 3(6),10(1984).
- [14] 傅贤书 黄琼玉,中国环境科学,6(6),59(1986).
- [15] 刘祁涛,化学通报,6,26(1976).
- [16] 戴安邦,化学通报, 1,26(1978).
- [4] G. Barovic, Mitteilungen des Instituts jür Wasserwirtschaft, Uni. Hannover, 46, 165-167 (1979).
- [5] F. J. Molz, et al., Ground Water, 21(6), 715-725 (1983).
- [6] T. A. Prickett, et al., Bulletin, 65, Illinois, 7-14 (1981).
- [7] W. Kölle, et al., Denitrifikation in einem reduzierenden Grundwasserleiter, Stadtwerke Hannover AG, 5-6, 1983.