

非线性吸附条件下填埋场污染物运移过程二维数值分析

张金利, 杨庆, 栾茂田

(1. 大连理工大学海岸和近海工程国家重点实验室, 辽宁 大连 116024; 2. 大连理工大学土木水利学院土木水利学院岩土工程研究所, 辽宁 大连 116024)

摘要: 假设填埋场下部为三层结构体系, 且渗流场稳态, 建立了污染物二维运移控制方程。在控制方程中分别考虑垃圾降解效应、压实黏土衬里的非线性吸附特性、滞水层与含水层的线性吸附特性及各向异性。采用数值分析方法对某一假设填埋场进行具体计算。通过变动参数计算与分析, 计算结果表明: 压实黏土衬里和滞水层的垂直弥散系数为污染物二维运移的敏感因素。仅考虑压实黏土衬里的非线性吸附特性下, 复合参数 S_{lm} 为污染物运移的敏感因素, 当 S_{lm} 取值较大时, 污染物的水平向运移能力增强, 而对吸附强度 K_{li} 不敏感。滞水层线性吸附对污染物运移影响显著而含水层吸附性影响较弱。

关键词: 二维数值分析; 层状结构体系; 非线性吸附; 填埋场

中图分类号: TU75

文献标识码: A

文章编号: 1000-4548(2008)03-0354-07

作者简介: 张金利 (1964-), 男, 吉林东辽人, 博士, 副教授, 主要从事环境岩土工程方面研究工作。E-mail: zhangjinli7910@sina.com。

Two-dimensional numerical analysis of landfill contaminant migration considering non-linear adsorption

ZHANG Jin-li, YANG Qing, LUAN Mao-tian

(1. State Key Laboratory of Coastal and Offshore Engineering, Dalian University of Technology, Dalian 116024, China; 2. Institute of Geotechnical Engineering, School of Civil and Hydraulic Engineering, Dalian University of Technology, Dalian 116024, China)

Abstract: A two-dimensional contaminant migration governing equation was established considering the waste degeneration, the non-linear adsorption characteristics of the compacted clay liners (CCL), the linear adsorption characteristics and the anisotropy of the aquitards and the aquifers and assuming that the lower part of the landfill should have three layers of soil, and the seepage field should be steady. The numerical analysis was carried out as regards some imaginary landfills. Through the computation and the analysis of change parameters, the contaminant concentration contours were obtained. The results indicate that the vertical hydrodynamic dispersion coefficient of CCL and the aquitards is the sensitive factor for the contaminant migration process. Only considering the non-linear adsorption characteristics of CCL, the combined parameter S_{lm} is the sensitive factor for the contaminant migration. When the value of S_{lm} is larger, the lateral migration ability of the contaminant increases, but is not sensitive to adsorption intensity K_{li} . The effect of the linear adsorption of the aquitards on the contaminant migration is remarkable, that of the aquifer is weaker.

Key words: two-dimensional numerical analysis; layer of soil; non-linear adsorption; landfill

0 引言

陆地卫生填埋法广泛用于处置城市生活垃圾。考虑到填埋后的垃圾以厌氧降解为主, 固化稳定过程缓慢, 因此, 填埋场渗滤液运移过程与时间相关, 为非稳态过程。在进行渗滤液一维运移分析时, 假设渗滤液在竖直方向运移起控制作用, 忽略其他两个方向影响。而简化的一维分析方法, 无法描述岩土介质的各向异性。由于垃圾填埋场占地面积较大, 场地的水文地质和工程地质条件复杂, 简化的一维分析方法无法

对此进行有效评价。

污染物在多孔介质中运移问题, 在过去的 30 年中, 已经进行了广泛而深入的研究, 提出了大量数学模型及相应的计算方法。针对垃圾填埋场渗滤液过量

基金项目: 国家自然科学基金资助项目 (50679015); 中国科学院武汉岩土力学研究所湖北省环境岩土工程重点实验室开放课题资助项目 (T110504)

收稿日期: 2007-03-24

排放可对地下水产生污染, 分析与预测渗滤液在多孔介质中的运移也成为近年来的研究热点问题。Rowe 与 Booker^[1-9]在平衡线性吸附假设下, 以半解析法、数值方法等方法, 分析渗滤液在层状土层与裂隙土层中的运移问题, 提出了有限层理论。Batu; Ellsworth 与 Butters; Bining 与 Celia; Daus 与 Frid; Sun 与 William 等^[10-14]在平衡线性吸附假设下, 用 Green 函数法、有限元法、Eulerian-Lagrangian 有限元法等分别给出污染物运移的二维与三维问题的解析解、有限元解。上述研究成果未考虑土颗粒对污染物的非线性吸附特性。由于土颗粒吸附特性在污染物运移过程中, 有时往往起支配作用, 大量试验表明^[15-19], 土颗粒对污染物的吸附往往表现出强烈的非线性关系。

假设填埋场下部为压实黏土衬里 (compacted clay liner: CCL)、滞水层、含水层三层结构体系, 建立污染物二维运移控制方程。主要考虑岩土介质的各向异性、CCL 对污染物的平衡非线性吸附特性、滞水层和含水层的线性吸附特性、垃圾的生物降解效应等。并对某一假想填埋场, 进行具体计算与分析, 以探讨渗滤液在二维空间中的运移特性。

1 控制方程

假设 (1) 填埋场下部由 CCL、滞水层和含水层三层结构构成, 且处于饱和状态, 渗流场为稳态, 如图 1 所示; (2) CCL 为均质各向同性、滞水层和含水层为均质各向异性。取空间坐标与弥散张量的主轴同向; (3) 填埋场水位不变; (4) 在含水层中不考虑弥散影响。

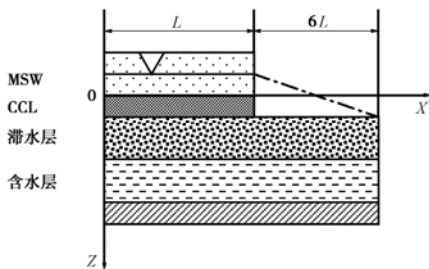


图 1 计算模型简化示意图

Fig. 1 Computation model

为叙述方便, 用参数下标 $1, t, a$ 分别代表 CCL、滞水层和含水层。设 n_i, h_i, ρ_i 分别表示有效孔隙率, 厚度, 密度 ($i=1, t, a$)。

污染物在多孔介质中运移机制为对流、弥散和地球化学反应。弥散采用 Fick 定律来描述。在第 i ($i=1, t, a$) 层中, 沿 x, z 轴方向的质量通量可表示为

$$f_{x,i} = n_i v_{x,i} c - n_i D_{x,i} \frac{\partial c}{\partial x}, \quad (1a)$$

$$f_{z,i} = n_i v_{z,i} c - n_i D_{z,i} \frac{\partial c}{\partial z}, \quad (1b)$$

应用质量守恒定律, 可得到

$$\frac{\partial f_{x,i}}{\partial x} + \frac{\partial f_{z,i}}{\partial z} + n_i \frac{\partial c}{\partial t} + g = 0, \quad (2)$$

将式 (1) 代入式 (2) 得到

$$n_i \frac{\partial c}{\partial t} + g = n_i D_{z,i} \frac{\partial^2 c}{\partial z^2} + n_i D_{x,i} \frac{\partial^2 c}{\partial x^2} - n_i v_{z,i} \frac{\partial c}{\partial z} - n_i v_{x,i} \frac{\partial c}{\partial x} \quad (i=1, t, a), \quad (3)$$

式中 $c, n_i, v_{ix}, v_{iz}, D_{ix}, D_{iz}$ 分别表示污染物浓度, 有效孔隙率, x, z 方向上的渗流速度和弥散系数。 g 表示地球化学反应所产生的污染物质量损失。大量试验表明, 土颗粒对有机污染物, 特别是亲水的有机污染物和重金属的吸附行为往往表现出强烈的非线性性质, 一般可采用 Langmuir, Frundlich 等温吸附线方程及其混合型来描述。这里采用 Langmuir 等温吸附线方程来描述土颗粒对污染物的非线性吸附特性, 其方程为

$$S = \frac{K_1 K_2 c}{1 + K_1 c}, \quad (4)$$

式中 S 表示固相污染物浓度; K_1, K_2 分别表示吸附强度和吸附能力。

在平衡吸附条件下 g 可表示为

$$g = \rho \frac{\partial S}{\partial t} = \rho \frac{K_1}{(1 + K_1 c)^2} \frac{\partial c}{\partial t}, \quad (5)$$

将式 (5) 代入到式 (3) 得到

$$\left[1 + \frac{\rho K_1 K_2}{n_i (1 + K_1 c)^2} \right] \frac{\partial c}{\partial t} = n_i D_{z,i} \frac{\partial^2 c}{\partial z^2} + n_i D_{x,i} \frac{\partial^2 c}{\partial x^2} - n_i v_{z,i} \frac{\partial c}{\partial z} \quad (i=1, t, a). \quad (6)$$

式 (6) 为考虑非线性吸附条件下的污染物二维运移控制方程。对于上述泛定方程, 需要给出定解条件。

2 控制方程的定解条件

考虑到问题的对称性, 将坐标原点设在填埋场中心, 如图 1 所示。

假设在计算初始时刻 CCL、滞水层和含水层均未被污染, 即

$$c = 0, z > 0, x \in R, t = 0. \quad (7)$$

设填埋场沿 x 轴方向的宽度为 $2L$ 。在垃圾与 CCL 接触面处 (即 $z = 0$), 考虑垃圾的生物降解效应, 假设污染物的浓度仅为时间的指数衰减函数, 与空间坐标无关^[20-24], 则

$$c(x, 0, t) = \begin{cases} ax^{bt}, & x \in [0, L], z = 0, t \in [0, \infty), \\ 0, & x \notin [0, L], z = 0, t \in [0, \infty). \end{cases} \quad (8)$$

式中 a, b 为垃圾生物降解生成某种污染物的降解参数, 由试验确定。

此处将含水层处理为边界条件, 假设由滞水层流出的污染物全部进入含水层 (高估污染物对含水层影响, 偏于保守)。在含水层中忽略吸附效应, 由质量守恒定律, 可得到

$$c_a = \int_0^t \left[\frac{f_{in}}{h_a n_a} - \frac{v_a}{n_a} \frac{\partial c_a}{\partial x} + D_{a,x} \frac{\partial^2 c_a}{\partial x^2} \right] d\tau \quad (9)$$

式中 c_a 为含水层中污染物浓度; f_{in} 为由滞水层进入含水层的污染物质量通量。

假设在距填埋场中心的某一个有限长度 L_c (例如选取 $L_c=7L$) 水平方向污染物质量通量为零或常量。即在 $x=L_c$ 处, 满足下列条件

$$\begin{cases} f_{x,i} = n_{x,i} v_{x,i} c - n_{x,i} D_{ax,i} \frac{\partial c}{\partial x} = 0, \\ x = L_c, z \in [0, H], t \in [0, \infty) \end{cases} \quad (10)$$

式中 $H=h_1+h_i+h_a$

由于 z 轴为对称轴, 则在 $x=0$ 处的边界条件为 $\frac{\partial c}{\partial z} = 0, x \in [0, L_c], z = 0, t \in [0, \infty)$ 。 (11)

层间接触面需保证质量通量和流量的连续性。

3 控制方程求解

3.1 控制方程离散

采用有限差分法求解前几节所建立的控制方程。首先将式 (6) 在空间与时间轴上, 按 Crank-Nicholson 格式离散, 分别以 i, j, k 表示, 空间与时间坐标采用等步长。设空间和时间步长分别为 $\Delta x, \Delta z, \Delta t$, 计算域为 $x \in [0, L_c], z \in [0, h_1+h_i], t \in [0, T]$, 用 $c_{i,j}^k$ 表示离散点处未知函数值。

在计算时, 采用交替方向法 (ADI)。采用不同时间层交替格式法离散控制方程, 可得到

$$\frac{c_{i,j}^{2k+1} - c_{i,j}^{2k}}{\Delta t} \left[1 + \frac{w}{(1 + k_1 c_{i,j}^{2k})^2} \right] + v_x \frac{c_{i+1,j}^{2k+1} - c_{i-1,j}^{2k+1}}{2\Delta x} + v_z \frac{c_{i,j+1}^{2k} - c_{i,j-1}^{2k}}{2\Delta z} = D_x \frac{c_{i+1,j}^{2k+1} - 2c_{i,j}^{2k+1} + c_{i-1,j}^{2k+1}}{\Delta x^2} + D_z \frac{c_{i,j+1}^{2k} - 2c_{i,j}^{2k} + c_{i,j-1}^{2k}}{\Delta z^2} \quad (12a)$$

$$\frac{c_{i,j}^{2k+2} - c_{i,j}^{2k+1}}{\Delta t} \left[1 + \frac{w}{(1 + k_1 c_{i,j}^{2k+1})^2} \right] + v_x \frac{c_{i+1,j}^{2k+1} - c_{i-1,j}^{2k+1}}{2\Delta x} + v_z \frac{c_{i,j+1}^{2k+2} - c_{i,j-1}^{2k+2}}{2\Delta z} = D_x \frac{c_{i+1,j}^{2k+1} - 2c_{i,j}^{2k+1} + c_{i-1,j}^{2k+1}}{\Delta x^2} + D_z \frac{c_{i,j+1}^{2k+2} - 2c_{i,j}^{2k+2} + c_{i,j-1}^{2k+2}}{\Delta z^2} \quad (12b)$$

式中, $w=\rho_i K_1 K_2 / n_i$ 。

左侧边界、右侧边界、上部边界条件的数学表达

较为简单, 这里不给详细的离散公式。对于底部边界条件, 首先将式 (9) 对时间求导数, 可得到

$$\frac{\partial c_a}{\partial t} = \frac{f_{in}}{h_a n_a} - \frac{v_{a,x}}{n_a} \frac{\partial c_a}{\partial x} + D_{a,x} \frac{\partial^2 c_a}{\partial x^2} \quad (13)$$

经离散后, 可得到

$$\frac{c_{ai,j}^{k+1} - c_{ai,j}^k}{\Delta t} = \frac{1}{h_a n_a} \left[n_i v_i c_{i,j}^k - n_i D_i \frac{c_{i,j-1}^k - c_{i,j}^k}{\Delta z} \right] - \frac{v_{a,x}}{n_a} \frac{c_{ai,j}^k - c_{ai-1,j}^k}{\Delta x} + D_{a,x} \frac{c_{ai+1,j}^k - 2c_{ai,j}^k + c_{ai-1,j}^k}{(\Delta x)^2} \quad (14)$$

3.2 渗流场求解

在求解污染物运移控制方程时, 需要预先计算 CCL、滞水层和含水层三层体系中的渗流场。对于三层结构体系下的二维稳态渗流场, 空间任意点渗流速度需要通过求解相应的渗流控制方程。建立渗流控制方程较为简单, 不再详细推导。这里采用数值方法求解渗流控制方程。在进行渗流场计算时, 假设填埋场内水位保持不变 (计算时取填埋场水位为 10 m), 计算参数见表 1。

计算结果表明, 填埋场水位保持恒定时, 渗流速度尽管在空间上有一定差异, 但差别较小, 因此经平均得到渗流场见表 2。

表 1 计算参数

Table 1 Computation parameters

分层	厚度/m	垂直渗透系数 $K_v/(\text{m} \cdot \text{a}^{-1})$	水平渗透系数 $K_h/(\text{m} \cdot \text{a}^{-1})$	孔隙率 n
CCL	2.0	0.01	0.01	0.38
滞水层	16.0	1.00	0.10	0.32
含水层	2.0	0.01	0.10	0.45

表 2 渗流速度计算结果

Table 2 Computed seepage velocity

分层	垂直方向渗流速度 $v_z/(\text{m} \cdot \text{a}^{-1})$	水平方向渗流速度 $v_x/(\text{m} \cdot \text{a}^{-1})$
CCL	1.72×10^{-2}	0.1337
滞水	1.71×10^{-2}	0.1153
层含水层	6.44×10^{-3}	0.1022

4 计算结果与分析

对假想填埋场污染物运移进行具体计算, 所给出的计算结果为 500 a 时刻, 污染物的相对浓度在空间上的分布。

4.1 弥散系数影响分析

在进行三层结构体系的弥散系数敏感性分析时, 仅考虑 CCL 的非线性吸附特性, 并取 $S_{l,m}=1$, ($S_{l,m}=\rho_l K_{l,1} K_{l,2}$), $K_{l,1}=0.5$, 忽略其他两层吸附性。

(1) CCL 水平方向弥散系数对污染物运移的影响

在计算中, 取 CCL、滞水层、含水层竖向弥散系

数分别为 $D_{1,z}=0.1\text{m}^2/\text{a}$, $D_{1,x}=1\text{m}^2/\text{a}$, $D_{a,z}=0.0001\text{m}^2/\text{a}$, 滞水层与含水层水平向弥散系数分别为 $D_{t,x}=10\text{m}^2/\text{a}$, $D_{a,x}=100\text{m}^2/\text{a}$ 。为分析 CCL 水平向弥散系数对污染物运移影响, 变动 CCL 水平向弥散系数, 并与竖向弥散系数具有一定比例关系, 变动方式为: ① $D_{1,x}/D_{1,z}=1$, $D_{1,x}=0.1\text{m}^2/\text{a}$; ② $D_{1,x}/D_{1,z}=10$, $D_{1,x}=1\text{m}^2/\text{a}$; ③ $D_{1,x}/D_{1,z}=100$, $D_{1,x}=10\text{m}^2/\text{a}$ 。污染物运移位置随时间不断变化, 为表达污染物运移状况, 以下给出的计算结果均 500 年时, 污染物分布等值线图。上述三种情况的计算结果如图 2 所示。

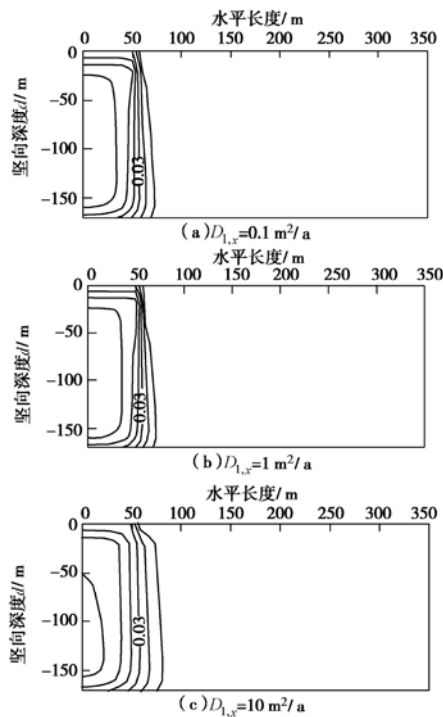


图 2 CCL 水平向弥散系数对污染物运移影响

Fig. 2 Effect of horizontal hydrodynamic dispersion coefficient of CCL on contaminant migration

固定 CCL 竖向弥散系数, 变动水平向弥散系数, 两者间比例关系为 $D_{1,x}/D_{1,z}=1, 10, 100$, 水平向弥散系数变化较大, 由图 2 可见, 在 CCL 水平向弥散系数显著高于竖向弥散系数的条件下, 对污染物运移影响不大, 三种情况下的浓度分布等值线图基本接近。因此, 对于具有三层结构体系下的填埋场渗滤液二维运移问题, CCL 水平向弥散系数对渗滤液运移不敏感。

(2) CCL 竖向弥散系数对污染物运移的影响分析

取 CCL 水平向弥散系数 $D_{1,x}=10\text{m}^2/\text{a}$, 其它参数不变, 竖向弥散系数按三种方式变动: ① $D_{1,x}/D_{1,z}=10$, $D_{1,z}=1\text{m}^2/\text{a}$; ② $D_{1,x}/D_{1,z}=100$, $D_{1,z}=0.1\text{m}^2/\text{a}$; ③ $D_{1,x}/D_{1,z}=1000$, $D_{1,z}=0.01\text{m}^2/\text{a}$ 。对上述 3 种情况进行具体计算, 计算结果如图 3 所示。由图可见, 当 CCL 水平向弥散系数取值较大时, 对于具有较小竖向弥散

系数情况, 污染物在竖直向运移速度较低, 水平向运移速度加快, 最大水平位移可达到 100 m 以上。与 CCL 水平向弥散系数变化相比, 竖向向弥散系数对污染物运移影响较为显著。由此可见, 对于污染物二维运移问题, CCL 竖向弥散系数显著影响污染物侧向运移, 是污染物运移过程中的控制性因素和敏感因素。

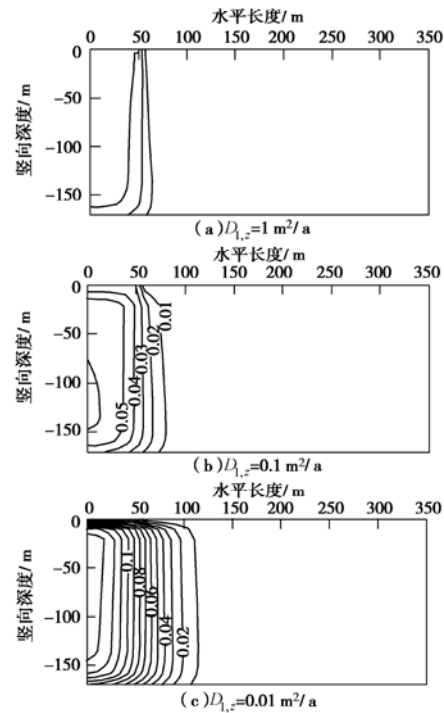


图 3 CCL 竖向弥散系数对污染物运移影响

Fig. 3 Effect of vertical hydrodynamic dispersion coefficient of CCL on contaminant migration

(3) 滞水层弥散系数对污染物运移影响分析

取 CCL 与含水层的水平向与竖向弥散系数分别为 $D_{1,x}=1\text{m}^2/\text{a}$, $D_{1,z}=0.1\text{m}^2/\text{a}$; $D_{a,x}=100\text{m}^2/\text{a}$, $D_{a,z}=0.0001\text{m}^2/\text{a}$, 滞水层的水平向弥散系数 $D_{t,x}=10\text{m}^2/\text{a}$, 且保持不变。滞水层竖向弥散系数按如下 4 种方式变动: ① $D_{t,x}/D_{t,z}=1$, $D_{t,z}=10\text{m}^2/\text{a}$; ② $D_{t,x}/D_{t,z}=10$, $D_{t,z}=1\text{m}^2/\text{a}$; ③ $D_{t,x}/D_{t,z}=100$, $D_{t,z}=0.1\text{m}^2/\text{a}$; ④ $D_{t,x}/D_{t,z}=1000$, $D_{t,z}=0.01\text{m}^2/\text{a}$ 。对上述 4 种情况分别进行具体计算, 污染物分布计算结果如图 4 所示。由图可见, 当滞水层的竖向弥散系数取值不断降低时, 在竖直方向上, 污染物运移能力逐渐降低, 而水平向运移能力逐渐提高, 特别是, 滞水层的 $D_{t,z}=0.01\text{m}^2/\text{a}$ 时, 污染物经 500 a 运移, 竖直向运移距离不到 150 dm, 而水平向运移距离接近 200 m。由此可见, 填埋场下卧土层具有层状特性的情况下, 尽管 CCL 的渗透系数符合规范要求, 但污染物因弥散作用, 可在水平方向产生较大位移。因此, 在二维空间下的污染物运移问题, 滞水层的水平向与竖向弥散系数比值, 显著影响污染物水平向运移能力。

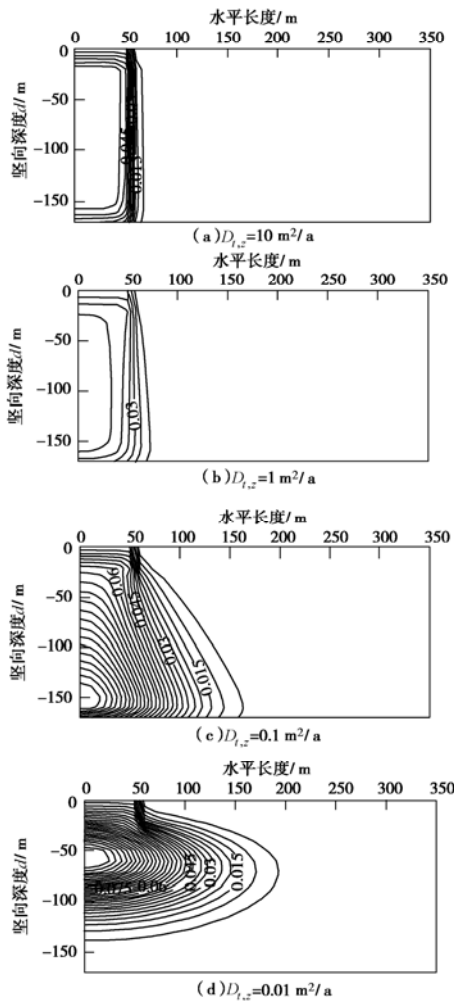


图4 滞水层竖向弥散系数对污染物运移影响

Fig. 4 Effect of horizontal hydrodynamic dispersion coefficient of aquitards on contaminant migration

4.2 吸附对污染物运移影响分析

在计算中分别取 CCL、滞水层、含水层水平向与竖向弥散系数为： $D_{t,x}=1\text{m}^2/\text{a}$ ， $D_{t,z}=0.1\text{m}^2/\text{a}$ ； $D_{t,x}=10\text{m}^2/\text{a}$ ， $D_{t,z}=1\text{m}^2/\text{a}$ ； $D_{a,x}=100\text{m}^2/\text{a}$ ， $D_{a,z}=0.0001\text{m}^2/\text{a}$ 。

(1) CCL 吸附特性对污染物运移影响分析

在忽略滞水层和含水层吸附性的条件下，针对 CCL 的不同吸附特性，进行具体计算与分析。①不考虑吸附， $K_{l,1}=0$ ， $S_{l,m}=0$ ；②线性吸附， $K_{l,1}=0$ ， $S_{l,m}=1$ ；③非线性吸附特性。计算结果如图 5~7 所示。

对比图 5 与图 6 可见，当 CCL 的线性吸附能力较小时，吸附对污染物运移影响不大，污染物浓度分布等值线图与不考虑吸附情况相近。考虑 CCL 的非线性吸附特性时，为分析吸附参数的影响，在固定 CCL 的吸附强度参数 $K_{l,1}=0.5$ 时，变动参数 ($S_{l,m}=0.5, 5$)，计算结果如图 7 所示。

由图可见，当 $S_{l,m}$ 取值较大时，污染物竖向与侧向运移能力显著提高，表明复合参数 $S_{l,m}$ 为污染物二维

运移过程的控制性参数。固定复合参数 $S_{l,m}=1$ ，变动吸附强度参数 ($K_{l,1}=0.5, 1, 10$)，进行计算，计算结果如图 8 所示。尽管参数 $K_{l,1}$ 的变动幅度较大，污染物经 500 a 运移后，在空间所形成的浓度分布等值线图，形状、位置基本接近。因此，在污染物的二维运移过程中，CCL 的吸附参数 $K_{l,1}$ 对污染物运移影响较小。在污染物一维运移分析时，也得到相同结论^[25]。

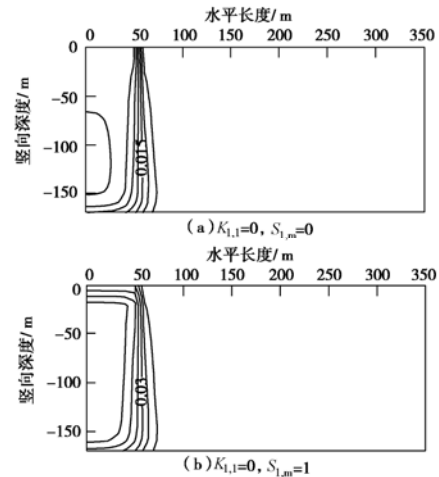


图5 不考虑 CCL 吸附性下 500 a 时污染物浓度等值线图

Fig. 5 Contaminant concentration contours after 500 years without considering adsorption of CCL

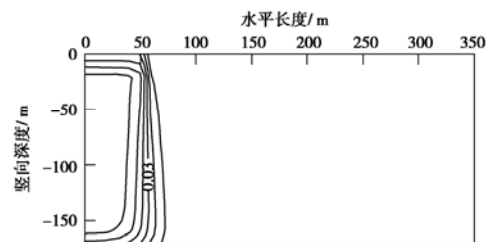


图6 考虑 CCL 线性吸附下 500 a 时污染物浓度等值线图

Fig. 6 Contaminant concentration contours after 500 years considering linear adsorption of CCL

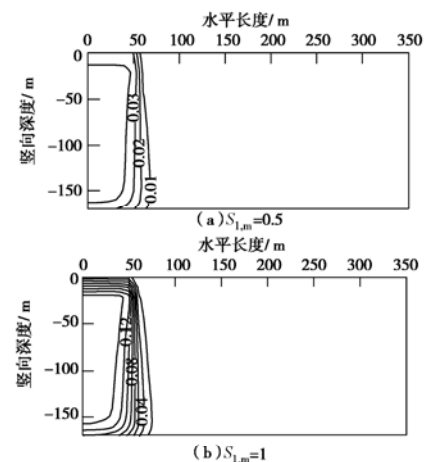
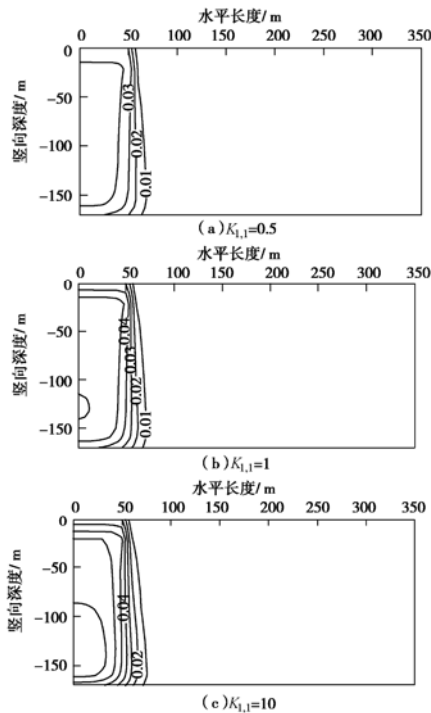
图7 复合参数 $S_{l,m}$ 变化对污染物运移影响

Fig. 7 Effect of variation of combined parameter $S_{l,m}$ on contaminant migration

图8 参数 $K_{l,1}$ 变化对污染物运移影响Fig. 8 Effect of variation of parameter $K_{l,1}$ on contaminant migration

(2) 滞水层与含水层线性吸附对污染物运移影响
在考虑 CCL 的非线性吸附特性 ($S_{l,m}=1$, $K_{l,1}=0.5$) 的条件下, 针对①考虑滞水层线性吸附 ($K_{t,l}=0$, $S_{t,m}=0.5$) 而忽略含水层吸附性; ②滞水层与含水层均具有线性吸附性 ($K_{t,l}=0$, $S_{t,m}=0.5$; $K_{a,l}=0$, $S_{a,m}=0.25$) 等两种情况进行分析, 计算结果如图 9 与图 10 所示。

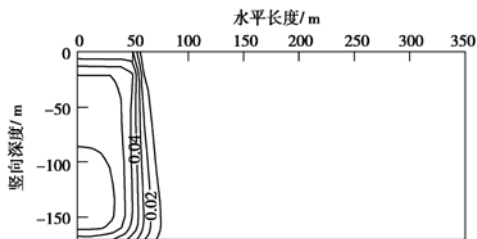


图9 滞水层线性吸附对污染物运移的影响

Fig. 9 Effect of linear sorption of aquitard on contaminant migration

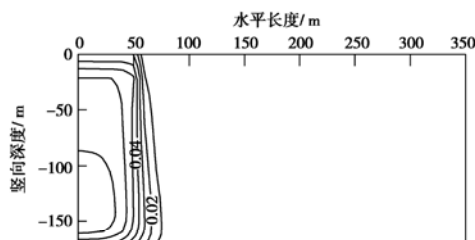


图10 滞水层与含水层线性吸附对污染物运移的影响

Fig. 10 Effect of linears adsorption of aquitards and aquifers on contaminant migration

由图 8 (a) 与图 9 可见, 当同时考虑 CCL 的非线性吸附特性和滞水层的线性吸附特性时, 污染物在水平方向上的运移能力增强, 对污染物运移影响较为显著。当同时考虑三个结构层均具有吸附特性时, 由图 10 可见, 含水层的吸附性对于污染物在空间运移影响较小。在污染物运移的一维分析时, 也得到相似结果^[26]。

5 结 论

考虑填埋场下部由 CCL、滞水层、含水层三层结构体系构成, 假设 CCL 为均质各向同性、滞水层和含水层为均质各向异性, 在稳态渗流下, 建立了污染物在三层结构体系中二维运移控制方程。在控制方程中, 分别考虑了 CCL 的非线性吸附特性、滞水层或含水层的线性吸附特性、垃圾的生物降解效应。采用数值方法求解控制方程, 并对某一假想填埋场, 进行具体计算。通过变动参数计算与分析, 详细地探讨了各参数对污染物运移影响, 可得到以下结论。

(1) CCL 与滞水层竖向弥散系数是污染物运移的控制因素, 并与 D_x/D_z 比值有关。

(2) CCL 的复合参数 $S_{l,m}$ 为污染物运移的敏感因素, 当 $S_{l,m}$ 取值较大时, 污染物的水平向运移能力显著增加。

(3) 滞水层线性吸附对污染物运移影响显著而含水层吸附性影响较弱。

参考文献:

- [1] ROWE R K, BOOKER J. Pollutant migration through liner underlain by fractured soil[J]. Journal of Geotechnical Engineering, 1991, 117(12): 1902 - 1919.
- [2] ROWE R K, BOOKER J. 1-D pollutant in soils of finite depth[J]. Journal of Geotechnical Engineering, 1985, 111(4): 479 - 499.
- [3] ROWE R K, BOOKER J. Modelling of two-dimensional contaminant migration in a layered and fractured zone beneath landfill[J]. Canadian Geotechnical Journal, 1991, 28: 338 - 352.
- [4] ROWE R K, BOOKER J. Contaminant migration through fractured till into an underlying aquifer[J]. Canadian Geotechnical Journal, 1990, 27: 484 - 495.
- [5] ROWE R K, BOOKER J. Modeling impacts due to multiple landfill cells and clogging of leachate collection systems[J]. Canadian Geotechnical Journal, 1998, 35: 1 - 14.
- [6] ROWE R K, BOOKER J. Contaminant migration in a regular two- or three-dimensional fractured network: reactive contaminants[J]. International Journal for Analytical Methods in Geomechanics, 1990, 14: 401 - 425.

- [7] ROWE R K, BOOKER J. A finite layer technique for calculating three-dimensional pollutant migration in soil[J]. *Geotechnique*, 1986, **36**(2): 205 - 214.
- [8] WANG J C, BOOKER J. A Fourier-Laplace transform finite element method (FLFEM) for the analysis of contaminant transport in porous media[J]. *International Journal for Analytical Methods in Geomechanics*, 1999, **23**: 1763 - 1796.
- [9] ROWE R K, BOOKER J. A semi-analytic model for contaminant migration in a regular two- or three-dimensional fractured network conservative contaminants[J]. *International Journal for Analytical Methods in Geomechanics*, 1989, **13**: 531 - 550.
- [10] BATU E. A generalized two-dimensional analytical solute transport model in bounded media flux-type finite multiple sources[J]. *Water Resources Research*, 1993, **29**(8): 2881 - 2892.
- [11] ELLSWORTH T R, BUTTERS G L. Three-dimensional analytical solutions to the advection-dispersion equation in arbitrary Cartesian coordinates[J]. *Water Resources Research*, 1993, **29**(9): 3215 - 3225.
- [12] BINNING P, CELIA M A. A forward particle tracking Eulerian-Lagrangian localized adjoint method for solution of the contaminant transport equation in three dimensions[J]. *Advances in Water Resources*, 2002, **25**: 147 - 157.
- [13] DAUS A D, FRIND E O. An alternating direction Galerkin technique for simulation of contaminant transport in complex ground water system[J]. *Water Resources Research*, 1985, **21**(5): 653 - 664.
- [14] SUN Ne-zheng, WILLIAM W G Yeh. A proposed upstream weight numerical method for simulating pollutant transport in groundwater[J]. *Water Resources Research*, 1983, **19**(6): 1489 - 1500.
- [15] KARPANGIOTI H K, KLEINEIDAM S, GRATHWOHL P, LIGOUIS B. Impacts of heterogeneous organic matter on phenanthrene sorption: equilibrium and kinetic studies with aquifer material[J]. *Environmental Science and Technology*, 2000, **34**(2): 406 - 414.
- [16] DEITSCH J J, SMITH J A, CULVER T B, BROWN R A, RIDDLE S A. Distributed-rate model analysis of 1, 2-dichlorobenzene batch sorption and desorption rates for five natural sorbents[J]. *Environmental Science and Technology*, 2000, **34**(8): 1469 - 1476.
- [17] 李学垣. 土壤化学[M]. 北京: 高等教育出版社, 2001. (LI Xue-yuan. Soil chemistry[M]. Beijing: Higher Education Press, 2001. (in Chinese))
- [18] HEADLEY J V, BOLDT-LEPPIN B E J, HAUG M D, PENG J. Determination of diffusion and adsorption coefficients for volatile organic in an organophilic clay-sand-bentonite liner[J]. *Canadian Geotechnical Journal*, 2001, **38**: 809 - 817.
- [19] 吴平霄. 黏土矿物材料与环境修复[M]. 北京: 化学工业出版社, 2004. (WU Xiao-ping. Clay material and remediation of environmental[M]. Beijing: Chemical Industry Press, 2004. (in Chinese))
- [20] REITZEL S, FARQUHER G, MCBEAN E. Temporal characterization of municipal solid waste leachate[J]. *Canadian Journal Civil Engineering*, 1992, **19**: 668 - 679.
- [21] EL-FADEL M, BOU-ZEID E, CHAHINE W, ALAYLI B. Temporal variation of leachate quality from pre-sorted and baled municipal solid waste with high organic and moisture content[J]. *Waste Management*, 2002, **22**: 269 - 282.
- [22] ZHAO You-cai, LIU Jiang-ying, HUANG Ren-hua, et al. Long-term monitoring and prediction for leachate concentration in Shanghai refuse landfill[J]. *Water, Air Soil Pollution*, 2000, **122**: 281 - 297.
- [23] ZHAO You-cai, LIU Jiang-ying, HUANG Ren-hua, et al. A comparison of refuse attenuation in laboratory and field scale lysimeters[J]. *Waste Management*, 2002, **22**: 29 - 35.
- [24] 张振营, 吴世明, 陈云敏. 天子岭填埋场有机物降解规律的研究[J]. *岩土力学*, 2002, **23**(1): 60 - 62. (ZHANG Zhen-ying, WU Shi-ming, CHEN Yun-min. The study on degradation law of organic substance of Tianziling MSW (municipal solid waste) landfill[J]. *Rock and Soil Mechanics*, 2002, **23**(1): 60 - 62. (in Chinese))
- [25] 栾茂田, 张金利, 杨庆. 非平衡-非线性吸附情况下填埋场污染物运移分析[J]. *岩土力学*, 2004, **25**(12): 1855 - 1861. (LUN Mao-tian, ZHANG Jin-li, YANG Qing. Numerical analysis of contaminant transport process through landfill considering nonequilibrium and nonlinear sorption behaviour[J]. *Rock and Soil Mechanics*, 2004, **25**(12): 1855 - 1861. (in Chinese))
- [26] 栾茂田, 张金利, 杨庆. 污染物运移过程的一维数值分析[J]. *岩土工程学报*, 2005, **27**(2): 185 - 189. (LUN Mao-tian, ZHANG Jin-li, YANG Qing. One-dimensional numerical analyses of migration process of pollutants through a clay liner considering sorption of aquifer[J]. *Chinese Journal of Geotechnical Engineering*, 2005, **27**(2): 185 - 189. (in Chinese))