

DOI: 10.11779/CJGE20220773

反应参数衰减时复合衬垫有机污染物运移半解析模型

蔡佩孚^{1,2}, 丁昊^{1,2}, 杨旦荻², 石阳辉², 谢海建^{*2}, 金爱民¹, 陈贊³

(1. 浙江大学海洋学院, 浙江 舟山 316021; 2. 浙江大学平衡建筑研究中心, 浙江 杭州 310028; 3. 浙江大学建筑设计研究院有限公司, 浙江 杭州 310028)

摘要: 为了研究土工膜下卧黏土衬垫中有机污染物的吸附与降解等反应参数随深度衰减特性对复合衬垫防污性能的影响, 将反应参数的衰减用具体函数表示, 通过拉氏变换得到了有机污染物在复合衬垫中的一维运移半解析解。通过现场试验数据验证了该半解析模型。无量纲分析结果表明, 压实黏土衬垫 CCL 中参数衰减较快时 ($\beta=0.1$), 能使击穿时间缩短 68%; 当扩散和降解作用主导时 (如 $Pe_2 \leq 1$ 和 $Q \geq 10$), 衰减效应对通量和浓度影响能超过 40%, 但当对流作用占主导并且降解较弱时 (如 $Pe_2 \geq 10$ 和 $Q \leq 1$), 反应参数的衰减效应可以忽略。不考虑反应参数的衰减时, 亲水性有机污染物和疏水性有机污染物的击穿浓度可分别低估近 61%倍和 37%。该解能更好地模拟现场监测数据, 评估填埋场衬垫的有效性, 可用于复合衬垫的设计和复杂数值模型的验证。

关键词: 填埋场; 复合衬垫; 有机污染物; 衰减; 降解; 吸附; 无量纲分析

中图分类号: TU449 文献标识码: A 文章编号: 1000-4548(2023)08-1684-09

作者简介: 蔡佩孚(1998—), 男, 硕士研究生, 主要从事环境土工等方面的研究工作。E-mail: 22034159@zju.edu.cn。

Semi-analytical model for transport of organic contaminants in composite liners considering attenuation of reaction parameters

CAI Peifu^{1,2}, DING Hao^{1,2}, YANG Dandi², SHI Yanghui², XIE Haijian², JIN Aimin¹, CHEN Yun³

(1. Ocean College, Zhejiang University, Zhoushan 316021, China; 2. Center for Balance Architecture, Zhejiang University, Hangzhou 310028, China; 3 The Architectural Design and Research Institute of Zhejiang University Co., Ltd., Hangzhou 310028, China)

Abstract: In order to investigate the influences of the attenuating characteristics of reaction parameters including adsorption and degradation in the clay liners under the geomembrane on the antifouling performances of composite liners, the attenuation of reaction parameters is expressed as a specific function. The one-dimensional semi-analytical solution for transport of organic contaminants in composite liners is obtained by the Laplace transformation. The semi-analytical model is validated through the field test data. The results of dimensionless analysis show that when the reaction parameters in CCL decrease rapidly with the increase of depth (e.g., $\beta=0.1$), the breakthrough time can be reduced by 68%. The bottom concentrations and fluxes can be reduced by 40% when the diffusion and degradation dominate transport of contaminants (e.g., $Pe_2 \leq 1$ and $Q \geq 10$). The attenuation effects of the reaction parameters can be ignored when the advection is the dominant process (e.g., $Pe_2 \geq 10$ and $Q \leq 1$). Without considering the attenuation of reaction parameters, the breakthrough concentration of hydrophilic organic contaminants and hydrophobic organic contaminants can be underestimated by 61% and 37% respectively. The field monitoring data can be better fitted by the proposed model, and it can be used to evaluate the effectiveness of landfill liners. It can also be used for the design of composite liners and the verification of complex numerical models.

Key words: landfill; composite liner; organic contaminant; attenuation; degradation; adsorption; dimensionless analysis

0 引言

中国的城市固体废弃物填埋场存在严重的渗滤液渗漏问题, 对地下水和生态环境造成污染^[1]。中国的垃圾填埋场渗滤液中, 有机污染物往往严重超标。Shu 等^[2]对中国 6 个典型填埋场渗滤液中污染物浓度进行测试, 发现化学需氧量 COD (Chemical Oxygen Demand) 超过我国生活饮用水卫生标准的界限浓度的 900 倍。为

了防止地下水和生态环境被污染, 有效的衬垫系统能发挥相当大的作用。在中国, 土工膜 (geomembrane,

基金项目: 国家重点研发计划课题 (2018YFC1802303); 浙江省 2022 年度“尖兵”“领雁”研发攻关计划项目 (2022C03051); 国家自然科学基金项目 (41977223, 41931289); 浙江省杰出青年科学基金项目 (LR20E080002)

收稿日期: 2022-06-17

*通信作者 (E-mail: xiehaijian@zju.edu.cn)

GMB) 和压实黏土衬垫 (compacted clay liner, CCL) 组合而成的复合衬垫是垃圾填埋场主要的衬垫型式^[3]。因此, 研究有机污染物在复合衬垫中的运移至关重要。

目前, 有不少研究致力于有机污染物在复合衬垫中的对流、扩散和反应 (降解和吸附等) 过程^[4-8]。其中增强吸附可以显著减缓污染物的传输^[8], 并且由于有机污染物的生物降解, 污染物浓度将在一定时间内迅速降低^[9]。土壤对有机污染物的吸附和降解往往是随深度不断变化的, 并与土壤有机质含量和微生物活性有关^[10-11]。然而, 对土质衬垫中非均匀吸附和降解过程的研究相对较少。

已有的研究表明, 填埋场土质衬垫中的有机质含量和微生物数量是随深度衰减的^[12-14]。有机质是土壤吸附有机污染物的主要成分, 其含量与土壤吸附能力直接相关^[10]。因此, 通常在浅层土质衬垫中, 衬垫达到对有机污染物最大吸附容量。土壤微生物生物量和活性与有机质含量呈正相关^[11]。由于有机物的丰富性和填埋物质的复杂性, 各种微生物在垃圾填埋场中大量繁殖, 因此, 填埋场已被视为微生物池^[15]。一般来说, 衬垫顶部的湿度和有机质含量很高, 有利于微生物的生长^[16]。因此降解和吸附在填埋场土质衬垫中的衰减是普遍存在且不容忽视的。

Flury等^[10]用特定的函数表示降解系数和分布系数随深度的变化, 并通过拉普拉斯变换法得到污染物在土中的一维运移解析解; Gao等^[17]拓展了Flury等^[10]的工作, 考虑了与时间相关的入口边界条件、与深度相关的反应参数以及出口边界条件对污染物运移的影响, 得到了污染物在土中的一维运移解析解, 并利用希腊东北部农业区进行的田间除草剂和示踪剂浸出实验的观测浓度数据来验证模型的实用性。然而他们的研究只停留于农业领域, 还未有学者给出考虑反应参数衰减时污染物在复合衬垫中的运移解析解。

本文研究目的是在考虑反应参数随深度变化的基础上, 建立有机污染物在复合衬垫的运移半解析模型并通过数值模型和现场试验来验证本文模型。基于本文解进行无量纲分析, 揭示各参数的内在规律, 以期为复合衬垫的设计提供参考。

1 数学模型

1.1 基本假设

基于以下假设, 建立有机污染物通过土工膜有缺陷的复合衬垫的一维运移模型, 如图1所示。

- (1) 污染物通过复合衬垫中的运移是一维的。
- (2) 污染物在复合衬垫中的扩散系数为常数, 扩散系数不随时间、空间变化。
- (3) 各层介质 (GM, CCL) 是均质的, 由于填

埋场渗沥液水位往往较高, 所以假设CCL为饱和的。

(4) 因为土工膜很薄 (小于10 mm), 污染物通过其的运移很快, 可以假设污染物通过土工膜为一维稳态过程^[18]。

(5) 介质对污染物的吸附作用均为平衡线性吸附, 且其分布系数 K_d 按一定函数关系随深度不断衰减的, 其衰减过程满足函数^[10]:

$$K_d(z) = K_0 \cosh^{-2}[(z - L_{gm})/z_0] \quad . \quad (1)$$

式中: K_0 为CCL表面的分布系数; z_0 定义为运移深度, 决定了分布系数随深度衰减的快慢程度^[17]。

(6) 考虑生物降解对污染物在介质中迁移的影响, 降解系数 μ 由下式确定:

$$\mu = \ln 2 / t_{1/2} \quad , \quad (2)$$

式中: $t_{1/2}$ 为污染物在土质衬垫中的降解半衰期。并且降解系数按一定函数关系随深度衰减, 其衰减过程满足函数^[10]:

$$\mu(z) = \mu_0 \cosh^{-2}[(z - L_{gm})/z_0] \quad , \quad (3)$$

式中, μ_0 为CCL表面的降解系数。

(7) 土工膜的厚度为 L_{gm} , CCL的厚度为 L_{ccl} , 衬垫系统的总厚度为 L 。渗滤液中污染物浓度保持不变为 C_0 , 坚直向下为 z 的正方向, 且 z 轴的原点在土工膜的上表面。

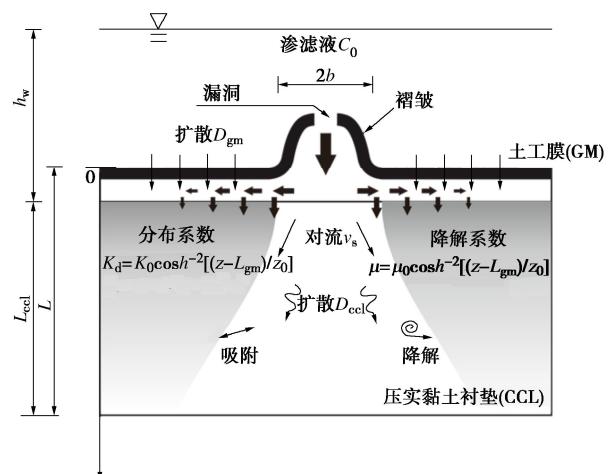


图1 有机污染物通过土工膜有缺陷复合衬垫的一维运移模型

Fig. 1 One-dimensional transport model for organic pollutants through composite liners with geomembrane defects

1.2 控制方程及边界条件

污染物通过土工膜的控制方程为^[18]

$$D_{gm} \frac{\partial^2 C_{gm}}{\partial z^2} - v_a \frac{\partial C_{gm}}{\partial z} = 0 \quad , \quad (4)$$

下层CCL的控制方程为^[19]

$$R_d(z) \frac{\partial C_{ccl}}{\partial t} = D_{ccl} \frac{\partial^2 C_{ccl}}{\partial z^2} - v_s \frac{\partial C_{ccl}}{\partial z} - \mu(z) C_{ccl} \quad , \quad (5)$$

式中: D_{gm} 为污染物通过土工膜的扩散系数; D_{ccl} 为污染物通过CCL的有效扩散系数; C_{gm} 为土工膜中的污

染物浓度; C_{ccl} 为CCL中的污染物浓度; v_a 为复合衬垫的达西流速, 由复合衬垫的渗漏率 Q_L 确定。假设相邻的褶皱之间没有相互作用 Q_L 可为^[20]

$$Q_L = 2 \frac{h_w L}{L_{\text{ccl}}} \left[kb + \sqrt{k L_{\text{ccl}} \theta} \right] \quad . \quad (6)$$

式中: L 为连接的褶皱长度; b 为褶皱宽度的一半; θ 为土工膜与CCL之间界面的水力传导系数; k 为CCL的水力传导率; h_w 为复合衬垫的水头损失。得到复合衬垫的渗漏率 Q_L 之后, 达西流速 v_a 为^[21]

$$v_a = \frac{m Q_L}{A} \quad . \quad (7)$$

式中: m 为土工膜中单位面积的漏洞个数; A 为计算区域的横截面面积; v_s 为水流通过土体的实际渗流速度, 由下式确定:

$$v_s = \frac{v_a}{n} \quad , \quad (8)$$

其中, n 为CCL的孔隙率。 R_d 为CCL的阻滞因子,

$$R_d = 1 + \frac{\rho_b K_d(z)}{n} \quad , \quad (9)$$

其中, ρ_b 为CCL的干密度。

假设在初始时刻, 污染物在CCL中的含量为0, 即

$$C_{\text{ccl}}(z, 0) = 0 \quad , \quad (10)$$

上边界条件为^[4]

$$C_{\text{gm}}(0, t) = C_0 S_{0, \text{GM}} \quad , \quad (11)$$

其中, $S_{0, \text{GM}}$ 为土工膜和渗滤液中污染物之间的分配系数。下边界条件为零浓度边界条件:

$$C_{\text{ccl}}(L, t) = 0 \quad , \quad (12)$$

或半无限边界条件

$$\frac{\partial C_{\text{ccl}}(\infty, t)}{\partial z} = 0 \quad , \quad (13)$$

在土工膜与CCL的交界面处, 满足污染物的浓度和通量连续^[4]:

$$\frac{C_{\text{gm}}(L_{\text{gm}}, t)}{S_{\text{ccl, gm}}} = C_{\text{ccl}}(L_{\text{gm}}, t) \quad , \quad (14)$$

$$D_{\text{gm}} \frac{\partial C_{\text{gm}}(L_{\text{gm}}, t)}{\partial z} = n D_{\text{ccl}} \frac{\partial C_{\text{ccl}}(L_{\text{gm}}, t)}{\partial z} \quad , \quad (15)$$

式中, $S_{\text{ccl, gm}}$ 为污染物在土工膜和CCL孔隙水之间的分配系数。

2 模型求解及无量纲化

式(4)的通解形式为

$$C_{\text{gm}}(x, t) = A_1(t) + A_2(t) \exp(v_a x / D_{\text{gm}}) \quad . \quad (16)$$

将式(11), (14)代入式(16)得

$$A_1 = \frac{C_0 S_{0, \text{gm}} \exp(v_a x / D_{\text{gm}}) - S_{\text{ccl, gm}} C_{\text{ccl}}(L_{\text{gm}}, t)}{\exp(v_a x / D_{\text{gm}}) - 1} \quad , \quad (17)$$

$$A_2 = \frac{S_{\text{ccl, gm}} C_{\text{ccl}}(L_{\text{gm}}, t) - C_0 S_{0, \text{gm}}}{\exp(v_a x / D_{\text{gm}}) - 1} \quad . \quad (18)$$

将式(16)~(18)代入式(15)得浓度在边界 $z=L_{\text{gm}}$ 的关系:

$$C_{\text{ccl}}(L_{\text{gm}}, t) = \eta_1 C_0 + \eta_2 \frac{\partial C_{\text{ccl}}(L_{\text{gm}}, t)}{\partial z} \quad , \quad (19)$$

$$\eta_1 = \frac{S_{0, \text{gm}}}{S_{\text{ccl, gm}}} \quad , \quad (20)$$

$$\eta_2 = \frac{n D_{\text{ccl}} [\exp(v_a x / D_{\text{gm}}) - 1]}{v_a S_{\text{ccl, gm}} \exp(v_a x / D_{\text{gm}})} \quad . \quad (21)$$

将式(5), (12), (13), (19)进行拉普拉斯转换后得

$$D_{\text{ccl}} \frac{\partial^2 \overline{C}_{\text{ccl}}}{\partial z^2} - v_s \frac{\partial \overline{C}_{\text{ccl}}}{\partial z} - \left[s + s \frac{\rho_b}{n} K_d(z) + \mu(z) \right] \overline{C}_{\text{ccl}} = 0 \quad , \quad (22)$$

$$\overline{C}_{\text{ccl}}(L, s) = 0 \quad , \quad (23)$$

$$\frac{\partial \overline{C}_{\text{ccl}}(\infty, s)}{\partial z} = 0 \quad , \quad (24)$$

$$\overline{C}_{\text{ccl}}(L_{\text{gm}}, s) = \eta_1 \frac{C_0}{s} + \eta_2 \frac{\partial \overline{C}_{\text{ccl}}(L_{\text{gm}}, s)}{\partial z} \quad . \quad (25)$$

引入以下无量纲参数: $C_N = \frac{C_{\text{ccl}}}{C_0}$, $F_N = \frac{J_{\text{ccl}} L_{\text{ccl}}}{n D_{\text{ccl}} C_0}$,

$$T = \frac{v_s t}{L_{\text{ccl}}} \quad , \quad \alpha_1 = \frac{L_{\text{gm}}}{L} \quad , \quad \alpha_2 = \frac{L_{\text{ccl}}}{L} \quad , \quad \beta = \frac{z_0}{L} \quad , \quad Z = \frac{z}{L} \quad ,$$

$$K = \frac{S_{0, \text{gm}}}{S_{\text{ccl, gm}}} \quad , \quad W = \frac{S_{\text{ccl, gm}} D_{\text{gm}}}{n D_{\text{ccl}}} \quad , \quad Pe_1 = \frac{v_a L_{\text{gm}}}{D_{\text{gm}}} \quad , \quad Pe_2 =$$

$$\frac{v_s L_{\text{ccl}}}{D_{\text{ccl}}} \quad , \quad Q = \frac{\mu_0 L_{\text{ccl}}^2}{D_{\text{ccl}}} \quad , \quad R_0 = 1 + \frac{\rho_b}{n} K_0 \quad , \quad \text{对模型进行无量纲化}$$

纲化。其中, C_N 为无量纲浓度; F_N 为无量纲通量; T 为无量纲时间, S 为无量纲时间 T 在拉普拉斯域的表示形式; K 为 $S_{0, \text{gm}}$ 与 $S_{\text{ccl, gm}}$ 的比值; R_0 为CCL表层的阻滞因子; α_1 为土工膜的无量纲长度; α_2 为CCL的无量纲长度; β 为运移深度与复合衬垫总厚度的比值, 可用来表征反应参数的衰减强度; W 为污染物分别在土工膜和CCL中扩散系数的比值, 用来表征污染物的亲、疏水性; Pe_1 , Pe_2 分为污染物通过土工膜、CCL的Peclet数, 用来表征污染物分别在有缺陷土工膜与CCL中的对流强弱; Q 为CCL表层的Damköhler数, 用来表征CCL中污染物降解强弱。

2.1 零浓度边界

式(22)的无量纲浓度通解形式为

$$\overline{C}_N = C_1(S) F[a, b; c; y] \exp(\lambda Z) +$$

$$C_2(S) y^{1-c} F[a-c+1, b-c+1; 2-c; y] \exp(\lambda Z) \quad , \quad (26)$$

其中,

$$C_1 = \frac{KP_4}{S(P_1P_4 - P_2P_3)} , \quad (27)$$

$$C_2 = \frac{KP_3}{S(P_2P_3 - P_1P_4)} , \quad (28)$$

$$P_1 = (1 - \eta_2\lambda) \exp(\lambda\alpha_1) F[a, b; c; y(\alpha_1)] + \frac{2ab\eta_2}{c\beta} y(\alpha_1)(1 - y(\alpha_1)) \exp(\lambda\alpha_1) F[a+1, b+1; c+1; y(\alpha_1)], \quad (29)$$

$$P_2 = y(\alpha_1)^{1-c} \exp(\lambda\alpha_1) \left[\left(1 - \eta_2\lambda + \frac{2\eta_2}{\alpha_3}(1 - y(\alpha_1))(1 - c) \right) F[a - c + 1, b - c + 1; 2 - c; y(\alpha_1)] + \frac{2\eta_2(a - c + 1)(b - c + 1)}{\alpha_3(2 - c)} y(\alpha_1)(1 - y(\alpha_1)) \cdot F[a - c + 2, b - c + 2; 3 - c; y(\alpha_1)] \right] , \quad (30)$$

$$P_3 = \exp(\lambda) F[a, b; c; y(1)] , \quad (31)$$

$$P_4 = y(1)^{1-c} \exp(\lambda) F[a - c + 1, b - c + 1; 2 - c; y(1)] , \quad (32)$$

$$\eta_2 = \frac{\alpha_1 [\exp(Pe_1) - 1]}{WPe_1 \exp(Pe_1)} , \quad (33)$$

$$y = [1 + \exp[2(Z - \alpha_1)/\alpha_3]]^{-1} , \quad (34)$$

$$a = \frac{1}{2} + \sqrt{\frac{1}{4} - \frac{\alpha_3^2 [Pe_2 S(R_0 - 1) + Q]}{\alpha_2^2}} , \quad (35)$$

$$b = \frac{1}{2} - \sqrt{\frac{1}{4} - \frac{\alpha_3^2 [Pe_2 S(R_0 - 1) + Q]}{\alpha_2^2}} , \quad (36)$$

$$c = 1 + \frac{\alpha_3 \sqrt{Pe_2^2 + 4SPe_2}}{2\alpha_2} , \quad (37)$$

$$\lambda = \frac{Pe_2 - \sqrt{Pe_2^2 + 4SPe_2}}{2\alpha_2} . \quad (38)$$

对于零浓度边界, 本文主要研究无量纲参数对其底部平衡无量纲通量的影响。通量公式的拉普拉斯域形式如下:

$$\overline{J(z, s)} = -nD_{\text{cel}} \frac{\partial \overline{C_{\text{cel}}(z, s)}}{\partial z} + nv_s \overline{C_{\text{cel}}(z, s)} . \quad (39)$$

根据式(26)和(39)得到无量纲通量的拉普拉斯域形式:

$$\begin{aligned} \overline{F_N} &= \lambda \exp(\lambda Z) C_1(S) \left[(Pe_2 - \alpha_2) F[a, b; c; y] + \right. \\ &\quad \left. \frac{2ab\alpha_2}{ca_3} F[a+1, b+1; c+1; y] y(1 - y) \right] + \\ &\quad \exp(\lambda Z) y^{1-c} C_2(S) \left[\left(\frac{2\alpha_2(1 - c)(1 - y)}{\alpha_3} - \alpha_2\lambda + 1 \right) \right. \\ &\quad \left. F[a - c + 1, b - c + 1; 2 - c; y] + (y - y^2) \cdot \right. \end{aligned}$$

$$\left. \frac{2\alpha_2(a - c + 1)(b - c + 1)}{\alpha_3(2 - c)} F[a - c + 2, b - c + 2; 3 - c; y] \right] . \quad (40)$$

2.2 半无限边界

将式(26)代入(24)得 $C_2(S)=0$ ^[17], 式(22)的通解形式变为

$$\overline{C_N} = C_1(S) F[a, b; c; y] \exp(\lambda Z) , \quad (41)$$

其中,

$$C_1 = \frac{K}{SP_1} , \quad (42)$$

$$P_1 = (1 - \eta_2\lambda) \exp(\lambda\alpha_1) F[a, b; c; y(\alpha_1)] + \frac{2ab\eta_2}{c\beta} .$$

$$y(\alpha_1)(1 - y(\alpha_1)) \exp(\lambda\alpha_1) F[a+1, b+1; c+1; y(\alpha_1)] , \quad (43)$$

式中, 参数 λ , η_1 , y , a , b 和 c 与零浓度边界相同。

根据上述过程推导出控制方程在拉普拉斯域中的解, 通过解析或数值反演的方法可得到时域解。由于本问题的拉普拉斯域的解含有超几何分布函数, 很难通过解析方式得到时域解, 因此, 本文使用数值反演方法来得到半解析解。半解析解提供了一种研究溶质运移的便捷方法, 可为更通用的数值模型的验证提供基准^[17]。

本文选用的数值反演方法为Talbot方法, 根据以下公式^[22]编制Matlab R2021a程序:

$$f_b(t, M) = \frac{2}{5t} \sum_{k=0}^{M-1} \text{Re} \left[\gamma_k \hat{f} \left(\frac{\delta_k}{t} \right) \right] , \quad (44)$$

其中

$$\delta_0 = \frac{2M}{5} , \quad (45)$$

$$\delta_k = \frac{2k\pi}{5} (\cot(k\pi/M) + i) \quad (0 < k < M) , \quad (46)$$

$$\gamma_0 = \frac{e\delta_0}{2} , \quad (47)$$

$$\gamma_k - \left\{ 1 + i \left(\frac{k\pi}{M} \right) \left[1 + \cot^2 \left(\frac{k\pi}{M} \right) \right] - i \cot \left(\frac{k\pi}{M} \right) \right\} e^{\delta_k} = 0 \quad (0 < k < M) , \quad (48)$$

$$\text{Re} \left\{ \sum_{k=0}^{M-1} \gamma_k \right\} \approx 10^{-0.6M} . \quad (49)$$

式中: $i = \sqrt{-1}$; $f_b(t, M)$ 为实值; \hat{f} 为拉普拉斯域的值; M 为正整数, 用于控制结果的精度。

3 模型的验证

3.1 与数值方法的比较

以甲苯作为渗滤液中的代表污染物, 在土工膜与CCL中的参数取值见表1^[19]。

假设漏洞频率为20个/ ha ^[23], 褶皱宽度 $2b$ 取0.3 m ^[24], 褶皱长度500 m ^[24]。当不考虑CCL的干燥以及显

著褶皱的情形，只考虑CCL轻微不平整性，且土工膜与CCL接触较好时，界面水力传导系数 θ 假设为 $1.6 \times 10^{-8} \text{ m}^2/\text{s}$ ^[25]。微生物含量及降解能力和土壤对有机污染物的吸附能力与土壤有机质含量(SOM)密切相关，因此将土壤有机质含量数据作为迁移深度 z_0 取值的依据。用本文使用的衰减函数与Zhan等测得的土壤有机质含量(SOM)数据进行拟合，得 $z_0=0.47\sim0.64$ ^[12]，此处 z_0 取0.5 m。渗透液水头假设为1 m。污染物的半衰期假设为1。假设 $S_{\text{cel},\text{gm}}$ 与 $S_{0,\text{gm}}$ 相等。

表1 甲苯在各介质中的参数取值

Table 1 Values of parameters of toluene in GM and CCL

介质	厚度/m	孔隙率	分配系数	渗透系数/ $(\text{m} \cdot \text{s}^{-1})$	$K_d/(\text{mL} \cdot \text{g}^{-1})$	干密度/ $(\text{g} \cdot \text{cm}^{-3})$
土工膜	0.0015	—	112	—	—	—
压实黏土	0.75	0.35	—	1.0×10^{-9}	1.86	1.66

基于上述半解析解在Matlab R2021a中编制程序，并与COMSOL Multiphysics 5.6的有限元方法(FEA)模拟结果进行对比，结果如图2所示，图2(a)，(b)为半无限和零浓度下边界条件下，分别在1, 2, 5 a时，本文解和COMSOL模拟得到的CCL孔隙水中甲苯浓度剖面的对比。由图2可知，基于本文解得到的污染物浓度剖面与COMSOL Multiphysics 5.6得到的浓度剖面吻合得很好。说明本文解是合理可靠的。

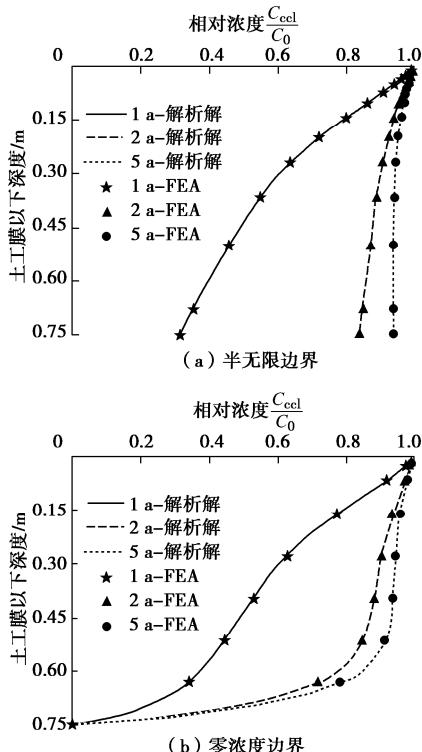


图2 本文解析解计算结果与FEA计算结果的比较

Fig. 2 Comparison of calculated results between proposed analytical solution and FEA

3.2 与现场试验的比较

本文选用了Zhan等^[12]在淮南填埋场的现场数据。淮南垃圾填埋场位于中国安徽省东南约5 km处。填埋场面积约为3 ha，从1990年开始接受城市固体废物(MSW)，到2007年，填埋场最高堆填厚度达到了15 m。填埋场渗滤液水位近8 m，但其既无衬垫系统也无渗滤液收集系统，城市固体废物直接填埋在天然土体上^[12]。

Zhan等^[12]将土层分为3层，每层用不同的参数去控制污染物的迁移，并用Pollute v7与现场数据进行拟合，有较好的结果。本文无需将土体分层，控制方程、边界条件和初始条件与原文相同，考虑对流、扩散和吸附，不考虑降解。因为该填埋场渗滤液水头较高，假设土体饱和。时间 $t=17$ a； z_0 取0.55 m；扩散系数为 $8 \times 10^{-10} \text{ m}^2/\text{s}$ ^[19]；土层的孔隙率、干密度为Zhan等文中的数据经过加权平均得到，孔隙率取0.4，干密度取 1.65 g/cm^3 ；其他参数均取自Zhan等^[12]，达西流速为 $5 \times 10^{-10} \text{ m/s}$ ，渗滤液中COD浓度为 3380 mg/L ，孔隙水浓度初始值为 167 mg/L ，阻滞因子为5。

图3(b)为COD的拟合结果。决定系数 r^2 为

$$r^2 = 1 - \frac{\sum_{i=1}^N (C_{i0} - C_{ie})^2}{\sum_{i=1}^N (C_{i0} - \bar{C}_{i0})^2} \quad . \quad (50)$$

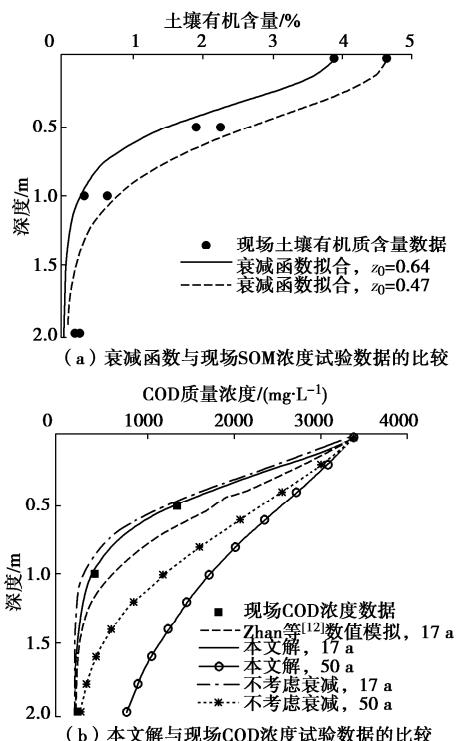


图3 (a) 衰减函数与现场SOM浓度试验数据的比较；(b) 本文解与现场COD浓度试验数据的比较

Fig. 3 (a) Comparison between attenuation function and field test data of SOM concentration; (b) Comparison between proposed analytical solution and filed test data of COD concentration

式中: C_{i0} 为现场观测点数据; C_{ie} 为模拟的数据; \bar{C}_{i0} 为现场观测点数据均值。如图3(b)所示, 本文解的 r^2 为0.998; Zhan等^[12]的 r^2 为0.94, 可以看出本文解结果优于Zhan等^[12]的数值模拟结果。用本文解对填埋场进行环境影响评估, 在其他参数相同的情况下, 不考虑反应参数衰减对COD浓度的低估会随着时间不断变大。由于该填埋场附近地下水水位在-1.5~ -2.5 m, 以2 m深度处的COD浓度为例, 当填埋场运行50 a后, 不考虑衰减相比于本文解低估了69%。

4 无量纲分析

本文研究了无量纲参数 Pe_1 , Pe_2 , β , Q 和 W 对复合衬垫防污的影响。 Pe_1 , Pe_2 分为污染物通过土工膜、CCL的Peclet数, 用来表征污染物分别在有缺陷土工膜与CCL中的对流强弱。本文假设 $Pe_2 \leq 1$ 时为弱对流工况, 此时对应的工程情况约为2.5~5个/ha的漏洞频率, 褶皱长度和宽度约为250, 0.4 m, 而这是需要很严格的施工质量保证的。中国建设完成的多数填埋场, 其漏洞频率约为19个/ha^[23]; 通过现场的试验, 当温度达到30°C以上60°C以下时, 太阳辐射达到600~1100 W/m²时, 褶皱长度能达到500 m以上^[25], 这时 Pe_2 约为10。而国内一些失控的填埋场都远超这个范围, 本文假设 $Pe_2 \geq 10$ 为强对流工况。 β 为运移深度与复合衬垫总厚度的比值, 表征反应参数的衰减强度, 当 $\beta \geq 0.5$ 时, 认为此时为弱衰减工况, 超过一半的CCL能有效降解吸附有机污染物, 而 $\beta \leq 0.1$ 时, 为强衰减工况, 仅有表层的CCL能发挥降解吸附作用。 Q 为CCL表层的Damköhler数, 表征CCL中污染物降解强弱, 本文假设当 $Q \geq 10$ 为强降解工况, 此时污染物的半衰期约为20 a以内, 而 $Q \leq 1$ 为弱降解工况, 此时污染物的半衰期超过200年。 W 为污染物分别在土工膜和CCL中扩散系数的比值, 表征污染物的亲、疏水性。此外, 引入半无限边界条件下的底部平衡无量纲浓度 C_b 、零浓度边界条件下的底部平衡无量纲通量 F_b 和无量纲击穿时间 T_b 来研究衬垫系统的防污性能。击穿时间被定义为污染物底部浓度达到最大允许浓度时的时间^[26]。在本研究中, 击穿时间和浓度均进行了无量纲化, 假设无量纲浓度 $C_N = 0.1$ 时对应的无量纲时间 T 为无量纲击穿时间 T_b 。

4.1 无量纲参数 Pe_2 、 β 和 Q 分析

根据多数污染物在土工膜与CCL中运移的相关参数的取值^[19], 可以得到有缺陷土工膜无量纲参数 Pe_1 的典型取值范围为5~30, 此处 Pe_1 取15; 本节 R_0 取10; W 的典型取值范围为0.01~0.06, 此处取0.03; 对于稀释水溶液, 可以认为 $S_{0, gm} \approx S_{ccl, gm}$ ^[19], 因此本文 K 取1。

图4为无量纲浓度和无量纲通量击穿曲线与无量纲参数 Pe_2 和 β 的关系。由图4(a), 弱衰减工况($\beta \geq 0.5$)能有效提高无量纲击穿时间 T_b , 而且在对流较弱时($Pe_2 \leq 1$)不能忽略参数衰减对底部平衡无量纲浓度 C_b 的影响。例如, Pe_2 分别为10, 1, 0.1时, $\beta=0.5$ 工况相比于 $\beta=0.1$ 工况, T_b 均增大了66%左右, C_b 则分别降低了3%, 11%和14%。减弱衰减能大幅度提高无量纲击穿时间 T_b 是因为减弱衰减能增大复合衬垫整体的降解吸附强度, Xie等同样发现: 当阻滞因子从1增加到10时, 击穿时间从7 a增加到约60 a^[18]。

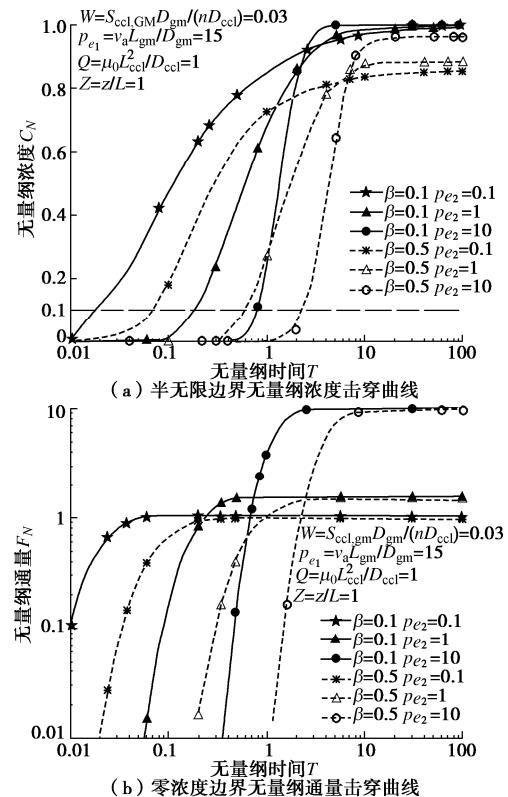


图4 击穿曲线与无量纲参数 Pe_2 和 β 的关系

Fig. 4 Breakthrough curves with different dimensionless parameters Pe_2 and β

而反应参数衰减快慢 β 对 C_b 的影响随CCL中对流增强而增大是因为在弱对流条件下, 有利于污染物的吸附和降解, 此时减弱衰减对浓度的影响相比于强对流工况更大, 因此为了充分发挥微生物对有机污染物的降解作用及有机质对污染物的吸附作用, 需尽量减小 Pe_2 。值得注意的是, 反应参数衰减强弱 β 对 F_b 的影响则相对较小。如图4(b), $Pe_2=10$ 时, $\beta=0.5$ 相比于 $\beta=0.1$ 时的 F_b 降低了3%; 当 Pe_2 分别减小到1, 0.1时, 同样对比工况下 F_b 也仅下降了7%左右。通量受 β 影响较小是因为土工膜存在漏洞、褶皱的情况下, 对流通量占主导, 受CCL中对流强弱 Pe_2 影响会更大, 并且图4中工况均为较弱的降解环境, 当CCL中降解较强时, β 对 F_b 的影响很大, 下文将提到这一现象。

图5中假设CCL中对流强弱 Pe_2 取1, 研究了降解强弱 Q 、反应参数衰减快慢 β 对 C_b 、 F_b 和 T_b 的影响。 Q 与 β 都决定了衬垫系统降解的强度, 随着 Q 和 β 的增大, C_b 和 F_b 会减小, 但与 β 不同的是, Q 对无量纲击穿时间 T_b 几乎没有影响。结合图4可知在强降解弱对流($Q \geq 10$, $Pe_2 \leq 1$)环境下, 反应参数衰减强弱 β 对 C_b 和 F_b 的影响增加, 例如, 当 $Pe_2=1$, $Q=10$ 时, $\beta=0.5$ 工况比 $\beta=0.1$ 工况的 C_b 和 F_b 分别减小了62%和46%, 这与前文提到的弱降解弱对流工况下 β 对 F_b 的影响很小的情况不同, 因为当CCL表层降解很弱时, 衰减强弱并不能大幅度影响CCL层整体的降解强度, 只有当表层降解能力较强, 减弱衰减强度才能整体提升CCL的降解能力, 加上CCL的厚度一般超过1 m, 能更好地控制污染物在迁移深度内被降解吸附, 有效增强其防污能力。

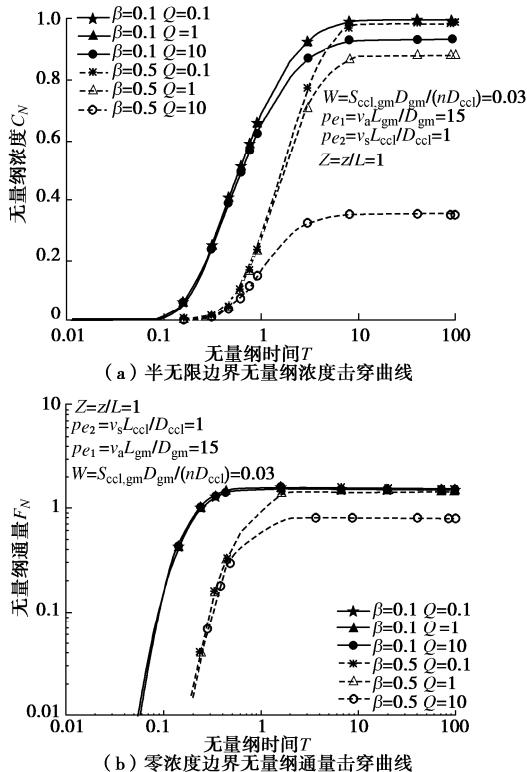


图5 击穿曲线与无量纲参数 Q 和 β 的关系

Fig. 5 Breakthrough curves with different dimensionless parameters Q and β

4.2 无量纲参数 Pe_1 、 W 和 β 分析

本文与土工膜相关的无量纲参数主要为 K 、 W 和 Pe_1 。土工膜分配系数主要与污染物特性有关^[19]。污染物的亲、疏水性可以用正辛醇-水分配系数来表示, 其量化了化学物质在正辛醇相和水相之间的分配平衡。对于有机污染物, 土工膜分配系数 $S_{0, gm}$ 随着污染物的分子量和疏水性增加而增加^[27]。由于亲水性污染物 W 的取值与疏水性污染物有很大的不同, 本节将分别对亲水性污染物和疏水性污染物进行分析。考虑CCL中为弱对流弱降解工况, 相关参数取值: $Pe_2=1$, $Q=1$,

$R_0=10$ 。并采用Xie等^[28]提出的双层介质有机污染物对流扩散运移模型作为不考虑衰减工况进行对比。

(1) 亲水性污染物

亲水性污染物的 $S_{0, gm}$ 值较小, W 的值多在 $10^{-5} \sim 10^{-4}$ 。如图6 (a), 当 $W=1 \times 10^{-4}$, $Pe_1=1.5$ 时, 不考虑衰减的工况相比于 $\beta=0.5$ 的工况, C_b 减小了61%, 可以看出不考虑反应参数的衰减对击穿浓度的影响很大。并且 Pe_1 越小, β 的影响越大, 这与前文提到的CCL中的弱对流工况类似, 因为 Pe_1 越小, 土工膜生产施工质量越好, 土工膜中对流越弱, 在弱对流条件下, 有利于污染物的吸附、降解, 此时不考虑 β 对 C_b 的影响相比强对流工况更大。对于亲水性污染物, 其无量纲浓度受 Pe_1 、 W 的影响很大, 即土工膜的生产施工质量和污染物透过土工膜的分配系数大小。如图6 (a), 当 $\beta=0.5$, $W=1 \times 10^{-4}$ 时, Pe_1 从15减小到1.5, C_b 减小了68%; 当 $\beta=0.5$, $Pe_1=1.5$ 时, W 从 1×10^{-4} 减小到 1×10^{-5} , C_b 减小了87%。因此复合衬垫对亲水性污染物有很好的阻隔效果, 但前提是复合衬垫系统在生产施工时严格执行相关质量标准, 尽量减小 Pe_1 到1.5以下。

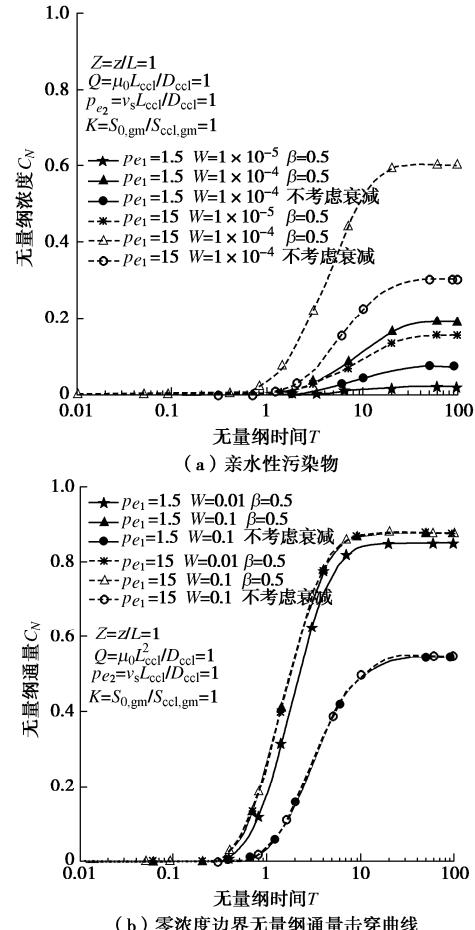


图6 半无限边界无量纲浓度击穿曲线与无量纲参数 Pe_1 和 W 的关系

Fig. 6 Dimensionless concentration breakthrough curves of semi-infinite bottom boundary with different dimensionless parameters Pe_1 and W

(2) 疏水性污染物

疏水性污染物的 $S_{0, gm}$ 值较大, W 的值多在0.01~0.1。从图6(b)可以看出疏水性污染物运移也不能忽略反应参数衰减的影响, 当 $W=0.1$, $Pe_1=1.5$ 时, 不考虑衰减的工况相比与 $\beta=0.5$ 的工况, C_b 减小了近37%。但与亲水性污染物不同的是, 疏水性污染物的运移受 Pe_1 和 W 的影响很小。如图6(b), 改变 Pe_1 或 W , C_b 的变化都在5%以内。这是因为本文仅考虑溶解于孔隙水中的有机污染物运移, 疏水性污染物较少溶解于水中, 这部分污染物通过土工膜运移的方式主要以渗透分子在聚合物结构中的扩散^[19]为主。

5 结 论

本文在假设有机污染物通过有缺陷土工膜的运移为稳态过程, 通过CCL的运移考虑随深度衰减的降解与吸附的基础上, 给出了有机污染物在复合衬垫中的一维渗漏扩散半解析解; 并采用现场试验验证了该模型的有效性; 分析了无量纲参数 Pe_2 , β , Q , K , Pe_1 和 W 对无量纲浓度和无通量的影响规律, 得到以下4点结论。

(1) 考虑降解和吸附随深度衰减的半解析解能更好地模拟现场监测数据, 且可将成层问题简化成单层问题。忽略反应参数衰减对污染物环境影响的低估随着衬垫系统服役时间的增加而愈加明显, 在运行50 a后甚至达到69%。

(2) 弱衰减工况($\beta \geq 0.5$)相比于强衰减工况($\beta=0.1$)使击穿时间延长68%。在弱对流, 强降解环境下($Pe_2 \leq 1$, $Q \geq 10$)衬垫底部浓度受反应参数衰减的影响可达80%, 通量可达60%, 因为此时对流较弱, 有利于污染物的吸附、降解, 而反应参数衰减强弱与复合衬垫整体的降解吸附强度密切相关。当对流较强, 降解较弱时($Pe_2 \geq 10$, $Q \leq 1$), 衬垫底部浓度和通量受反应参数衰减的影响小于10%。

(3) 当衬垫浅层降解速率很小时($Q \leq 0.1$), 此时减弱反应参数的衰减并不能有效增大衬垫整体的降解速率; 当反应参数衰减很快时($\beta \leq 0.1$), 只增大浅层的降解速率也不能有效增大衬垫整体的防污性能。当 Q 达到10且 β 为0.5时, 相比于 β 为0.1时的强衰减工况, 复合衬垫的防污性能有较大的提升, 能使污染物浓度减小62%, 通量减小46%。

(4) 亲水性污染物与疏水性污染物的运移均不能忽略反应参数衰减的影响。当 $Pe_1 \leq 1.5$ 时, 不考虑反应参数的衰减对亲水性有机污染物和疏水性有机污染物的击穿浓度相比于 $\beta=0.5$ 的工况分别低估可达61%和37%。

参考文献:

- [1] 陈云敏, 谢海建, 张春华. 污染物击穿防污屏障与地下水土污染防控研究进展[J]. 水利水电科技进展, 2016, **36**(1): 1-10. (CHEN Yunmin, XIE Haijian, ZHANG Chunhua. Review on penetration of barriers by contaminants and technologies for groundwater and soil contamination control[J]. Advances in Science and Technology of Water Resources, 2016, **36**(1): 1-10. (in Chinese))
- [2] SHU S, ZHU W, WANG S W, et al. Leachate breakthrough mechanism and key pollutant indicator of municipal solid waste landfill barrier systems: Centrifuge and numerical modeling approach[J]. Science of the Total Environment, 2018, **612**: 1123-1131.
- [3] DU Y J, SHEN S L, LIU S Y, et al. Contaminant mitigating performance of Chinese standard municipal solid waste landfill liner systems[J]. Geotextiles and Geomembranes, 2009, **27**(3): 232-239.
- [4] KALBE U, MÜLLER W W, BERGER W, et al. Transport of organic contaminants within composite liner systems[J]. Applied Clay Science, 2002, **21**(1/2): 67-76.
- [5] FOOSE G J. Transit-time design for diffusion through composite liners[J]. Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering, 2002, **128**(7): 590-601.
- [6] PENG M Q, FENG S J, CHEN H X, et al. Analytical model for organic contaminant transport through GMB/CCL composite liner with finite thickness considering adsorption, diffusion and thermodiffusion[J]. Waste Management, 2021, **120**: 448-458.
- [7] YAN H X, WU J W, THOMAS H R, et al. Analytical model for coupled consolidation and diffusion of organic contaminant transport in triple landfill liners[J]. Geotextiles and Geomembranes, 2021, **49**(2): 489-499.
- [8] XIE H J, DING H, YAN H X, et al. A semi-analytical solution to organic contaminants transport through composite liners considering a single crack in CCL[J]. Environmental Science and Pollution Research, 2022, **29**(27): 40768-40780.
- [9] YU C, LIU J F, MA J J, et al. Study on transport and transformation of contaminant through layered soil with large deformation[J]. Environmental Science and Pollution Research, 2018, **25**(13): 12764-12779.
- [10] FLURY M, WU Q J, WU L S, et al. Analytical solution for solute transport with depth-dependent transformation or sorption coefficients[J]. Water Resources Research, 1998,

- 34(11): 2931-2937.
- [11] VRYZAS Z, PAPADAKIS E N, ORIAKLI K, et al. Biotransformation of atrazine and metolachlor within soil profile and changes in microbial communities[J]. *Chemosphere*, 2012, 89(11): 1330-1338.
- [12] ZHAN T L T, GUAN C, XIE H J, et al. Vertical migration of leachate pollutants in clayey soils beneath an uncontrolled landfill at Huainan, China: a field and theoretical investigation[J]. *The Science of the Total Environment*, 2014, 470/471: 290-298.
- [13] BREZA-BORUTA B, LEMANOWICZ J, BARTKOWIAK A. Variation in biological and physicochemical parameters of the soil affected by uncontrolled landfill sites[J]. *Environmental Earth Sciences*, 2016, 75(3): 201.
- [14] REGADÍO M, RUIZ A I, DE SOTO I S, et al. Pollution profiles and physicochemical parameters in old uncontrolled landfills[J]. *Waste Management*, 2012, 32(3): 482-497.
- [15] SONG L Y, WANG Y Q, ZHAO H P, et al. Composition of bacterial and archaeal communities during landfill refuse decomposition processes[J]. *Microbiological Research*, 2015, 181: 105-111.
- [16] DONG J, DING L J, WANG X, et al. Vertical profiles of community abundance and diversity of anaerobic methanotrophic Archaea (ANME) and bacteria in a simple waste landfill in North China[J]. *Applied Biochemistry and Biotechnology*, 2015, 175(5): 2729-2740.
- [17] GAO G Y, FU B J, ZHAN H B, et al. Contaminant transport in soil with depth-dependent reaction coefficients and time-dependent boundary conditions[J]. *Water Research*, 2013, 47(7): 2507-2522.
- [18] 谢海建, 陈云敏, 楼章华. 污染物通过有缺陷膜复合衬垫的一维运移解析解[J]. 中国科学: 技术科学, 2010, 40(5): 486-495. (XIE Haijian, CHEN Yunmin, LOU Zhanghua. Analytical solution of one-dimensional migration of pollutants through defective membrane composite liner[J]. *Scientia Sinica (Technologica)*, 2010, 40(5): 486-495. (in Chinese))
- [19] ROWE R K, QUIGLEY R M, BRACHMAN R W I, et al. Barrier Systems for Waste Disposal[M]. London and New York: E & FN Spon, 2004.
- [20] ROWE R K, ABDELATTY K. Modeling contaminant transport through composite liner with a hole in the geomembrane[J]. *Canadian Geotechnical Journal*, 2012, 49(7): 773-781.
- [21] 谢海建. 成层介质污染物的运移机理及衬垫系统防污性能研究[D]. 杭州: 浙江大学, 2008. (XIE Haijian. A Study on Contaminant Transport in Layered Media and the Performance of Landfill Liner Systems[D]. Hangzhou: Zhejiang University, 2008. (in Chinese))
- [22] ABATE J, WHITT W. A unified framework for numerically inverting Laplace transforms[J]. *INFORMS Journal on Computing*, 2006, 18(4): 408-421.
- [23] 徐亚, 能昌信, 刘玉强, 等. 垃圾填埋场 HDPE 膜漏洞密度及其影响因素的统计分析[J]. 环境工程学报, 2015, 9(9): 4558-4564. (XU Ya, NAI Changxin, LIU Yuqiang, et al. Statistical analysis on density of accidental-hole in landfill liner system[J]. *Chinese Journal of Environmental Engineering*, 2015, 9(9): 4558-4564. (in Chinese))
- [24] ROWE R K, BRACHMAN R W I. Assessment of equivalence of composite liners[J]. *Geosynthetics International*, 2004, 11(4): 273-286.
- [25] ROWE R K, CHAPPEL M J, BRACHMAN R W I, et al. Field study of wrinkles in a geomembrane at a composite liner test site[J]. *Canadian Geotechnical Journal*, 2012, 49(10): 1196-1211.
- [26] ZHAN L T, CHEN C, WANG Y, et al. Failure probability assessment and parameter sensitivity analysis of a contaminant's transit time through a compacted clay liner[J]. *Computers and Geotechnics*, 2017, 86: 230-242.
- [27] SANGAM H P, ROWE R K. Migration of dilute aqueous organic pollutants through HDPE geomembranes[J]. *Geotextiles and Geomembranes*, 2001, 19(6): 329-357.
- [28] XIE H J, JIANG Y S, ZHANG C H, et al. Steady-state analytical models for performance assessment of landfill composite liners[J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2015, 22(16): 12198-12214.