

DOI: 10.11779/CJGE202111003

# 填埋场好氧修复三维沉降变形特性及加速稳定化分析

冯世进<sup>1, 2</sup>, 白真白<sup>2</sup>, 郑奇腾<sup>2</sup>

(1. 岩土及地下工程教育部重点实验室, 上海 200092; 2. 同济大学地下建筑与工程系, 上海 200092)

**摘要:** 沉降变形是重要的填埋场稳定化指标, 对于稳定化进程的评估具有重要意义, 然而, 由于氧浓度分布的不均匀, 曝气作用下填埋场内生化降解和沉降变形高度耦合且极为复杂, 已有厌氧填埋场沉降模型难以适用。建立了考虑厌氧-好氧生化降解、液气运移、多组分扩散和弹塑性-降解骨架变形的填埋场多场耦合三维模型, 采用有限体积法和开源计算平台 OpenFoam 进行编程求解, 揭示了垃圾填埋场好氧修复的沉降变形特性。结果表明, 曝气易导致填埋场产生显著的不均匀沉降和垃圾体-曝气井相对位移, 可高达约 0.7 m (模型为 10 m×10 m×高 15 m), 最大不均匀沉降出现在曝气中间阶段; 依据填埋场土地高度利用的国家标准, 好氧修复可降低 88% 的后期维护运营时间, 建议采用填埋场 90% 降解度作为好氧修复的终止标准, 以保证修复后沉降速率满足标准。

**关键词:** 填埋场; 好氧修复; 多场耦合; 沉降变形; 加速稳定化

中图分类号: TU43 文献标识码: A 文章编号: 1000-4548(2021)11-1976-10

作者简介: 冯世进(1978—), 男, 博士, 教授, 博士生导师, 主要从事环境岩土工程、土动力学的教学与科研工作。

E-mail: fsjgly@tongji.edu.cn.

## Three-dimensional settlement characteristics and accelerated stabilization of landfills under aerobic remediation

FENG Shi-jin<sup>1, 2</sup>, BAI Zhen-bai<sup>2</sup>, ZHENG Qi-teng<sup>2</sup>

(1. Key Laboratory of Geotechnical and Underground Engineering, Ministry of Education, Shanghai 200092, China; 2. Department of Geotechnical Engineering, Tongji University, Shanghai 200092, China)

**Abstract:** The settlement is an important index for evaluating the stabilization of a landfill. However, the settlement of an aerated landfill is extremely complex and highly coupled with waste biodegradation due to non-homogeneous distribution of oxygen. Thus, the traditional models for settlement of anaerobic landfills are not applicable to aerobic ones. A three-dimensional multi-field coupled model for landfills is established considering anaerobic-aerobic biodegradation, liquid-gas migration, multi-component diffusion and elastic-plastic-degradation skeleton deformation. The finite volume method and the open source computing platform OpenFoam are used to solve the model, and the settlement and deformation characteristics of an aerobic landfill are revealed. The results show that the aeration can easily induce significant uneven settlement and relative displacement of waste-aeration well, e.g., reaching up to 0.7 m for a 10 m×10 m×15 m model in this paper, and the largest uneven settlement occurs at the intermediate stage of aeration. According to the China's national standard of highly utilizing landfills, the aerobic remediation can reduce the post-maintenance time of landfills by 88%, and a termination condition of 90% degradation degree is suggested for aerobic remediation of landfills to satisfy the criteria in terms of post-aeration settlement rate.

**Key words:** landfill; aerobic remediation; multi-field coupling; settlement; stabilizing acceleration

## 0 引言

生活垃圾卫生填埋场的沉降是目前填埋场的主要岩土工程问题之一, 但是不同于传统土, 垃圾有机质含量高、易降解, 其沉降变形主要受生化降解、物理压缩、颗粒错动等的影响<sup>[1]</sup>。据统计, 填埋场最大沉降量可达原高度的 50%, 其中杭州天子岭填埋场在运行十年后沉降了 40%。填埋场沉降变形易引发一系列

工程问题, 譬如破坏底部衬垫和顶部覆盖系统的完整性, 造成有害物质泄露<sup>[2]</sup>; 同时, 不均匀沉降可能导致填埋场内液气回收系统变形过大并失效, 积聚的高液气压力极可能诱发边坡失稳。但是, 由于垃圾厌氧

基金项目: 国家自然科学基金杰出青年基金项目(41725012); 国家自然科学基金重点项目(41931289); 上海市科委社发领域项目(20dz1203402)  
收稿日期: 2021-03-29

降解速率相对缓慢, 填埋场沉降变形往往持续 30~50 a, 导致封场后土地难以再利用。因此, 加速填埋场的生化降解和沉降变形, 使其满足后续再利用标准, 可以有效节约和利用土地资源。

生物反应器填埋场通过渗滤液回灌(厌氧型)或曝气(好氧型)加速垃圾降解速率和沉降稳定化, 厌氧型稳定时间约 15~20 a, 而好氧型可达到 1~2 a。已有填埋场的好氧修复工程案例和填埋柱模型试验揭示了垃圾体好氧降解变形的两个主要特征。

### (1) 加速沉降

室内<sup>[3-4]</sup>和现场<sup>[5]</sup>试验发现好氧降解垃圾的沉降速率是厌氧降解的 5~10 倍, 且氧气浓度越大, 沉降速率越大。

### (2) 不均匀沉降

好氧降解速率主要受氧浓度影响, 且差异性较大; 但曝气竖井周边的氧气分布明显不均, 不同区域的沉降速率差异显著<sup>[5-6]</sup>。

沉降变形是填埋场稳定化的重要判定指标, 准确预测有助于优化填埋场设计, 判断防渗结构的不协调变形, 从而减少土地占用量, 减轻生态环境压力。国内外许多学者提出了生活垃圾沉降模型, 主要包含瞬时压缩、机械蠕变和降解相变<sup>[7-8]</sup>, 其中瞬时压缩是垃圾自重沉降<sup>[9-10]</sup>, 蠕变和降解相变是竖向应力作用下的时间依赖项<sup>[8, 11-13]</sup>。基于土体本构理论, 部分学者提出了考虑加筋、降解或蠕变应变的垃圾土力学本构模型<sup>[14-17]</sup>。但是, 上述沉降和本构模型主要适用于传统填埋场和厌氧型生物反应器填埋场, 难以描述好氧型生物反应器填埋场的加速沉降。同时, 模型多为一维条件, 无法分析三维条件下不均匀变形。因此, 本文考虑垃圾厌氧-好氧生化降解、液气运移、多组分扩散和弹性-降解骨架变形, 建立了填埋场好氧修复多场耦合三维模型, 揭示填埋场好氧修复的沉降变形特性, 最后提出填埋场好氧修复加速稳定化的评价和终止指标, 为填埋场曝气工程提供参考。

## 1 填埋场厌氧-好氧多场耦合模型建立

城市生活垃圾是一种由固相骨架和孔隙组成的多孔介质材料, 孔隙通道由气、液占据, 在压力梯度驱动下发生渗流。针对垃圾土的复杂材料和结构, 本文采用连续介质方法, 构建代表性体积单元的质量、动量和能量守恒方程, 组成填埋场多场耦合模型, 包括生化降解、液气运移、骨架变形和多组分气体扩散等。

### 1.1 液相和气相运移方程

多孔介质内液气运移质量守恒方程可以表示为

$$\frac{\partial(nS_w\rho_w)}{\partial t} + \nabla \cdot (nS_w\rho_w\mathbf{v}_w) = Q_w, \quad (1)$$

$$\frac{\partial(nS_g\rho_g)}{\partial t} + \nabla \cdot (nS_g\rho_g\mathbf{v}_g) = Q_g. \quad (2)$$

式中 下标 w 和 g 分别代表液相和气相; n 为孔隙率; t 为时间 (s); S 为饱和度; ρ 为密度 (kg/m<sup>3</sup>); v 为孔隙中流体速度 (m/s); Q 为质量源项 (kg/m<sup>3</sup>/s), 涉及厌氧-好氧降解、液相蒸发和甲烷氧化等作用。

填埋场系统产生的液气压力和温度对渗滤液密度的影响非常小, 因此液相密度近似为常数; 根据理想气体定律, 混合气体的密度可表示为

$$\rho_g = \rho_g RT / M_g, \quad (3)$$

式中, p<sub>g</sub> 为气压 (Pa), T 为温度 (K), R 为理想气体常数 (8.314 J/mol/K), M<sub>g</sub> 为混合气体平均摩尔质量 (g/mol)。

采用广义 Darcy 定律描述流体速度和压力梯度的关系, 则达西速度  $\bar{v}_r$  可以表示为

$$\bar{v}_{rw} = -Kk_{rw} / \mu_w \cdot (\nabla p_w - \rho_w g) = v_w \cdot (nS_w), \quad (4)$$

$$\bar{v}_{rg} = -Kk_{rg} / \mu_g \cdot (\nabla p_g - \rho_g g) = v_g \cdot (nS_g). \quad (5)$$

式中 K 为垃圾骨架固有渗透系数或渗透矩阵 (m<sup>2</sup>); k<sub>rw</sub>, k<sub>rg</sub> 分别为液、气相对渗透系数; μ<sub>w</sub>, μ<sub>g</sub> 分别为液、气动力黏度 (kg/m/s); p<sub>w</sub> 为液压 (Pa); g 为重力加速度 (m/s<sup>2</sup>)。为了简化控制方程, 引入相动量 M:

$$\left. \begin{aligned} M_w &= Kk_{rw} / \mu_w, \\ M_g &= Kk_{rg} / \mu_g. \end{aligned} \right\} \quad (6)$$

采用 van Genuchten-Mualem 模型描述相对渗透系数与含水率的关系:

$$\left. \begin{aligned} k_{rg} &= (1 - S_{w,eff})^{1/2} \left[ 1 - (S_{w,eff})^{1/m} \right]^{2m}, \\ k_{rw} &= (S_{w,eff})^{1/2} \left\{ 1 - \left[ 1 - (S_{w,eff})^{1/m} \right]^m \right\}^2, \end{aligned} \right\} \quad (7)$$

$$S_{w,eff} = (S_w - S_{w,r}) / (S_{w,m} - S_{w,r}), \quad (8)$$

式中, S<sub>w,eff</sub> 为液相有效饱和度, m 为无量纲参数, S<sub>w,m</sub>, S<sub>w,r</sub> 为垃圾最大和残余液相饱和度。基质吸力与液相有效饱和度的关系为

$$p_c = \begin{cases} p_g - p_w = \frac{\rho_w g}{\alpha} \left[ (S_{w,eff})^{-1/m} - 1 \right]^{1-m} (p_g > p_w), \\ 0 \quad (p_g \leq p_w) \end{cases}, \quad (9)$$

其中, p<sub>c</sub> 为基质吸力 (Pa), α 为模型常数 (m<sup>-1</sup>)。据此可以推导 S<sub>w</sub> 与 p<sub>c</sub> 的导数关系, 代入式 (1), (2), 可获得以液气压力为主要变量的液气控制方程。

### 1.2 多组分气体扩散方程

气相运移方程可以描述混合气的速度和压力, 但是难以分析不同气体组分 (CH<sub>4</sub>, CO<sub>2</sub>, O<sub>2</sub>, N<sub>2</sub>) 在孔隙所占体积和质量。因此, 建立表征单元体中各气相组分的质量守恒方程:

$$\frac{\partial(nS_g\rho_g^k)}{\partial t} + \nabla \cdot (nS_g\rho_g^k\mathbf{v}_g) = \nabla \cdot (J_g^k) + Q_g^k, \quad (10)$$

式中,  $\rho_g^k = y_g^k \rho_g$  代表气相组分  $k$  的密度 ( $\text{kg}/\text{m}^3$ ),  $y_g^k$  为组分  $k$  的质量分数,  $J_g^k$  为组分  $k$  对混合气体的扩散通量,  $Q_g^k$  为单元体中因降解、甲烷氧化和蒸发造成的组分  $k$  质量源项 ( $\text{kg}/\text{m}^3/\text{s}$ )。

混合气体的摩尔质量  $M_g$  为

$$M_g = \sum_k (x_g^k M_g^k) = \left( \sum_k (y_g^k / M_g^k) \right)^{-1}, \quad (11)$$

式中,  $x_g^k$  为组分  $k$  的摩尔 (体积) 分数,  $M_g^k$  为组分  $k$  的摩尔质量 ( $\text{g/mol}$ )。根据道尔顿分压定律, 组分  $k$  的分压  $p_g^k$  与总气压  $p_g$  之间的关系为

$$p_g = \sum_k p_g^k = p_g^k / x_g^k. \quad (12)$$

同时, 组分  $k$  的密度与总气体密度保持质量守恒关系:

$$\rho_g = \sum_k \rho_g^k = \rho_g^k / y_g^k. \quad (13)$$

考虑浓度梯度和分子热运动导致的扩散, 混合气体中单一组分  $k$  的质量通量  $J_g^k$  可以表示为

$$J_g^k = \tau_g D_g^k \rho_g \nabla x_g^k, \quad (14)$$

式中,  $\tau_g$  为气相扩散弯曲因子,  $D_g^k$  为组分  $k$  在自由混合气体中的分子扩散系数 ( $\text{m}^2/\text{s}$ ),

$$D_g^k = (1 - x_g^k) / \sum_{j \neq k} \frac{x_g^j}{D_{kj}}, \quad (15)$$

其中,  $D_{kj}$  为组分  $k$  和  $j$  的二元 Fickian 扩散系数 ( $\text{m}^2/\text{s}$ )。

### 1.3 垃圾体生化反应方程

#### (1) 降解模式判别条件

通过曝气或准好氧, 氧气仅存在于填埋场内有限区域, 反应模式和速率取决于局部氧浓度。因此, 好氧填埋场同时存在厌氧和好氧降解模式, Kim 等<sup>[18]</sup> 建议采用氧气分压 100 Pa 作为反应模式判别条件, 即

$$p_g^{O_2} = x_g^{O_2} p_g \begin{cases} \geq 100(\text{Pa}) \rightarrow \text{好氧} \\ < 100(\text{Pa}) \rightarrow \text{厌氧} \end{cases}.$$

#### (2) 好氧-厌氧反应方程

本文模型采用 Monod 类动力方程描述填埋场内细菌的繁殖过程, 假设生化反应速率与微生物浓度变化率相等, 则厌氧微生物生产率  $R_N$  ( $\text{kg}/\text{m}^3/\text{d}$ ) 和好氧微生物生成率  $R_A$  ( $\text{kg}/\text{m}^3/\text{d}$ ) 可表示为

$$R_N = \frac{\partial X_N}{\partial t} = k_{m,N} k_{temp,N} \frac{S}{k_{s,N} + S} X_N - R_{D,N}, \quad (16)$$

$$R_A = \frac{\partial X_A}{\partial t} = k_{m,A} k_{temp,A} \frac{S}{k_{s,A} + S} \frac{x_g^{O_2}}{K_{O_2} + x_g^{O_2}} X_A - R_{D,A}, \quad (17)$$

式中, 下标 N 和 A 分别代表厌氧和好氧反应,  $X$  为微生物浓度 ( $\text{kg}/\text{m}^3$ ),  $k_m$  为最大降解常数 ( $\text{d}^{-1}$ ),  $k_{temp}$  为微生物温度修正因子,  $k_s$  为生长率半饱和常数 ( $\text{kg}/\text{m}^3$ ),  $K_{O_2}$  为  $O_2$  半饱和常数,  $R_D$  为微生物衰减率 ( $\text{kg}/\text{m}^3/\text{d}$ ),  $S$  为垃圾单位体积有机物含量 ( $\text{kg}/\text{m}^3$ )。

厌氧菌和好氧菌的衰减速率分别表示为<sup>[18]</sup>

$$\left. \begin{aligned} R_{D,N} &= 0.05 k_{m,N} (X_N - X_{N,0}), \\ R_{D,A} &= 0.05 k_{m,A} (X_A - X_{A,0}), \end{aligned} \right\} \quad (18)$$

式中,  $X_{N,0}$ ,  $X_{A,0}$  为初始厌氧菌和好氧菌浓度 ( $\text{kg}/\text{m}^3$ ), 当厌氧菌处于好氧环境或好氧菌处于厌氧环境, 相应生化反应停止, 菌落生成率为

$$\left. \begin{aligned} R_N &= \frac{\partial X_N}{\partial t} = -R_{D,N}, \\ R_A &= \frac{\partial X_A}{\partial t} = -R_{D,A}. \end{aligned} \right\} \quad (19)$$

采用纤维素 ( $C_6H_{10}O_5$ ) 表征有机物, 厌氧反应式为<sup>[19]</sup>



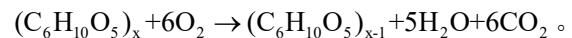
$CH_4$ ,  $CO_2$  产生率与厌氧菌生成率存在如下关系:

$$\frac{R_{CO_2}}{3 \frac{M_{CO_2}}{M_{MSW}}} = \frac{R_N}{Y_{S/B,N}} = k_{m,N} \frac{S}{k_{s,N} + S} X_N / Y_{S/B,N}, \quad (20)$$

$$\frac{R_{CH_4}}{3 \frac{M_{CH_4}}{M_{MSW}}} = \frac{R_N}{Y_{S/B,N}} = k_{m,N} \frac{S}{k_{s,N} + S} X_N / Y_{S/B,N}, \quad (21)$$

式中,  $R_{CO_2}$  和  $R_{CH_4}$  为  $CO_2$  和  $CH_4$  产生率 ( $\text{kg}/\text{m}^3/\text{d}$ ),  $Y_{S/B,N}$  为厌氧菌产出系数 ( $\text{kg}/\text{kg}$ ), 取 0.05。

垃圾有机物好氧反应式为



$O_2$  消耗率、 $CO_2$  产生率和好氧菌生成率存在如下关系:

$$\frac{R_{O_2}}{6 \frac{M_{O_2}}{M_{MSW}}} = \frac{R_A}{Y_{S/B,A}} = k_{m,A} \frac{S}{k_{s,A} + S} \frac{x_g^{O_2}}{K_{O_2} + x_g^{O_2}} X_A / Y_{S/B,A}, \quad (22)$$

$$\frac{R_{CO_2}}{6 \frac{M_{CO_2}}{M_{MSW}}} = \frac{R_A}{Y_{S/B,A}} = k_{m,A} \frac{S}{k_{s,A} + S} \frac{x_g^{O_2}}{K_{O_2} + x_g^{O_2}} X_A / Y_{S/B,A}, \quad (23)$$

式中,  $R_{O_2}$  为  $O_2$  消耗率 ( $\text{kg}/\text{m}^3/\text{d}$ ),  $Y_{S/B,A}$  为好氧菌产出系数 ( $\text{kg}/\text{kg}$ ), 取 0.1。

#### (3) 甲烷氧化反应方程

除了垃圾有机物厌氧-好氧反应, 好氧填埋场内存在甲烷氧化反应, 即在甲烷氧化菌的作用下, 氧气将甲烷氧化为二氧化碳和水蒸气, 并释放热量:



$CH_4$  氧化速率  $R_{oxi,CH_4}$  ( $\text{kg}/\text{m}^3/\text{s}$ ) 可以采用双底物 Michaelis-Menten 动力方程描述<sup>[20]</sup>:

$$R_{oxi,CH_4} = f_{V,w} V_{max} \frac{x_g^{CH_4}}{D_{CH_4} + x_g^{CH_4}} \cdot \frac{x_g^{O_2}}{D_{O_2} + x_g^{O_2}}, \quad (24)$$

式中,  $V_{max}$  为最大  $CH_4$  消耗速率 ( $\text{kg}/\text{m}^3/\text{s}$ ),  $D_{CH_4}$ ,  $D_{O_2}$  分别为甲烷氧化的  $CH_4$  和  $O_2$  半饱和常数,  $f_{V,w}$  为含水率修正因子, 根据室内试验可以表示为<sup>[20]</sup>

$$f_{V,w} = \begin{cases} 0 & (\theta_w \leq \theta_{w,i}) \\ (\theta_w - \theta_{w,i}) / (\theta_{fc} - \theta_{w,i}) & (\theta_{w,i} < \theta_w \leq \theta_{fc}) \\ 1 & (\theta_{fc} < \theta_w < \theta_{w,m}) \end{cases}, \quad (25)$$

式中,  $\theta_{w,m}$  为垃圾饱和体积含水率,  $\theta_{w,i}$  为萎蔫含水率, 当含水率低于该值时甲烷氧化反应停止,  $\theta_{f,c}$  为田间持水率。垃圾田间持水率和萎蔫含水率分别对应基质吸力  $p_c=33 \text{ kPa}$  和  $p_c=1500 \text{ kPa}$ <sup>[21]</sup>。

甲烷氧化反应中  $\text{O}_2$  消耗率  $R_{\text{oxi},\text{O}_2}$  ( $\text{kg}/\text{m}^3/\text{s}$ ) 和  $\text{CO}_2$  生成率  $R_{\text{oxi},\text{CO}_2}$  ( $\text{kg}/\text{m}^3/\text{s}$ ) 可以表示为

$$\left. \begin{aligned} R_{\text{oxi},\text{O}_2} &= 2R_{\text{oxi},\text{CH}_4} \frac{M_{\text{O}_2}}{M_{\text{CH}_4}}, \\ R_{\text{oxi},\text{CO}_2} &= R_{\text{oxi},\text{CH}_4} \frac{M_{\text{CO}_2}}{M_{\text{CH}_4}}. \end{aligned} \right\} \quad (26)$$

#### 1.4 垃圾体骨架变形方程

生活垃圾骨架动量守恒可表示为增量平衡方程:

$$\nabla \cdot (\text{d}\sigma) + \text{d}F = \nabla \cdot (\text{d}\sigma) + \text{d}(\rho g) = 0, \quad (27)$$

式中,  $\text{d}\sigma$ ,  $\text{d}F$  分别为总应力增量 ( $\text{Pa}$ ) 和体力增量 ( $\text{N}$ )。根据多孔介质有效应力原理,  $\text{d}\sigma$  表示为

$$\text{d}\sigma = \text{d}\sigma' + bIdp = \text{d}\sigma' + bId(p_w S_w + p_g S_g), \quad (28)$$

其中,  $dp$  为平均孔压增量 ( $\text{Pa}$ )。垃圾骨架的弹塑性本构关系采用增量形式表示为

$$\text{d}\varepsilon = \frac{1}{2}(\nabla(\text{d}u) + \nabla(\text{d}u)^T), \quad (29)$$

$$\begin{aligned} \text{d}\sigma' &= 2\mu d\varepsilon^e + \lambda \text{tr} d\varepsilon^e \\ &= 2\mu(d\varepsilon - d\varepsilon^{ne}) + \lambda \text{tr}(d\varepsilon - d\varepsilon^{ne}), \end{aligned} \quad (30)$$

其中,  $\text{d}u$  为骨架位移增量向量 ( $\text{m}$ ),  $d\varepsilon$  为骨架应变增量,  $\mu$ ,  $\lambda$  为拉梅常数,  $d\sigma'$  为有效应力增量 ( $\text{Pa}$ ),  $d\varepsilon^e$  为力学压缩引起的弹性应变增量,  $d\varepsilon^{ne}$  为非弹性应变增量。垃圾骨架总应变  $\varepsilon$  主要包括弹性应变  $\varepsilon^e$  和非弹性应变  $\varepsilon^{ne}$ , 后者包括塑性应变  $\varepsilon^p$  和生化降解引起的应变  $\varepsilon^b$ , 可表示为

$$d\varepsilon = d\varepsilon^e + d\varepsilon^{ne} = d\varepsilon^e + d\varepsilon^p + d\varepsilon^b. \quad (31)$$

将式 (28) ~ (30) 代入式 (27) 得到了以位移增量  $\text{d}u$  为核心变量的垃圾体沉降变形方程:

$$\begin{aligned} \nabla \cdot [\mu \nabla(\text{d}u) + \mu \nabla(\text{d}u)^T + \lambda I \text{tr}(\nabla(\text{d}u))] - \\ \nabla \cdot [2\mu(d\varepsilon^{ne}) + \lambda I \text{tr}(d\varepsilon^{ne})] = -\nabla \cdot (bIdp) - d\rho g. \end{aligned} \quad (32)$$

#### (1) 生活垃圾塑性应变计算

垃圾塑性应变  $\varepsilon^p$  的计算采用莫尔-库仑本构模型, 屈服函数  $f(\text{MC})$  和塑性势函数  $g(\text{MC})$  为

$$\left. \begin{aligned} f(\text{MC}) &= (\sigma'_1 - \sigma'_3) + (\sigma'_1 + \sigma'_3) \sin \varphi - 2c \cos \varphi, \\ g(\text{MC}) &= (\sigma'_1 - \sigma'_3) + (\sigma'_1 + \sigma'_3) \sin \psi, \end{aligned} \right\} \quad (33)$$

式中,  $\sigma'_1$ ,  $\sigma'_3$  分别为最大和最小有效主应力,  $c$ ,  $\varphi$  和  $\psi$  为垃圾黏聚力、内摩擦角和剪胀角。根据硬化准则, 塑性应变可以修正为

$$\left. \begin{aligned} d\varepsilon^p &= \langle \delta\kappa \rangle \frac{\partial g(\text{MC})}{\partial \sigma'}, \\ \langle \delta\kappa \rangle &= \begin{cases} 0 & (f(\text{MC}) < 0) \\ \delta\kappa & (f(\text{MC}) = 0) \end{cases} \end{aligned} \right\} \quad (34)$$

其中,  $\delta\kappa$  为塑性因子, 采用回退算法进行计算:

$$\delta\kappa = \frac{f(\sigma^{\text{trial}})}{(\partial f(\text{MC})/\partial \sigma) : C : (\partial g(\text{MC})/\partial \sigma)}, \quad (35)$$

其中,  $\sigma^{\text{trial}}$  为弹性试应力,  $C$  为弹性刚度矩阵,  $C=2\mu I+\lambda J \otimes I$ 。

#### (2) 生活垃圾降解应变计算

定义垃圾生化降解度  $D_d$  为

$$D_d = (S_0 - S(t)) / S_0 \times 100\%, \quad (36)$$

式中,  $S_0$  为垃圾单位体积初始有机物含量 ( $\text{kg}/\text{m}^3$ )。因降解减少的垃圾固相体积增量  $\text{d}V_s$  ( $\text{m}^3$ ) 为

$$\text{d}V_s = V_0 \text{d}S / \rho_s = -V_0 S_0 \text{d}D_d / \rho_s = V_{\text{std}} \text{d}S / S_0, \quad (37)$$

其中,  $V_0$  为表征单元体初始总体积 ( $\text{m}^3$ ),  $V_{\text{std}}$  为初始可降解垃圾体积 ( $\text{m}^3$ ),  $\rho_s$  为垃圾固相密度 ( $\text{kg}/\text{m}^3$ )。

McDougall<sup>[15]</sup>采用两相变化比率  $A$  描述垃圾土的孔隙体积变化, 即

$$\text{d}V_v = A \text{d}V_s, \quad (38)$$

式中,  $\text{d}V_v$  为孔隙减少体积。不同  $A$  值代表了不同相变规律,  $A=-1$  代表固相降解损失全部转化为孔隙体积, 即垃圾体骨架最疏松的工况。

因此, 垃圾降解引起的体应变增量  $\text{d}\varepsilon_v^b$  表示为

$$\text{d}\varepsilon_v^b = -\frac{1+A}{V_0} \text{d}V_s = -\frac{(1+A)}{(1+e_0)} \frac{V_{\text{std}}}{V_{S0}} \cdot \frac{\text{d}S}{S_0}, \quad (39)$$

式中,  $V_{S0}$  为初始固相总体积 ( $\text{m}^3$ ),  $V_{\text{std}}/V_{S0}$  为初始有机质含量 (%)。

#### 1.5 核心控制变量及方程

填埋场厌氧-好氧多场耦合模型包括液气运移方程、多组分气体扩散方程、垃圾体生化反应方程和骨架变形方程, 共 7 个核心变量, 见表 1。

表 1 垃圾体好氧反应多场耦合模型的核心变量

Table 1 Key variables of coupled model for anaerobic-aerobic landfill

| 核心变量                               | 符号                                     | 单位          |
|------------------------------------|--|-------------|
| 液相和气相压力                            | $p_w, p_g$                             | $\text{Pa}$ |
| 气相 $\text{CH}_4, \text{CO}_2$ 质量分数 | $y_g^{\text{CH}_4}, y_g^{\text{CO}_2}$ | —           |
| 气相 $\text{O}_2, \text{N}_2$ 质量分数   | $y_g^{\text{O}_2}, y_g^{\text{N}_2}$   | —           |
| 骨架位移增量                             | $\text{d}u$                            | $\text{m}$  |

整理得到多场耦合模型的主要控制方程:

#### (1) 液相运移方程

$$\frac{1}{\rho_w} \nabla \cdot (\rho_w M_w (-\nabla p_w + \rho_w g)) + n \frac{\partial S_w}{\partial t} = \frac{Q_w}{\rho_w}. \quad (40)$$

#### (2) 气相运移方程

$$\begin{aligned} \frac{nS_g}{\rho_g} \frac{\partial p_g}{\partial t} + \frac{1}{\rho_g} \nabla \cdot (\rho_g M_g (-\nabla p_g + \rho_g g)) - n \frac{\partial S_w}{\partial t} + \\ \frac{nS_g}{M_g} \frac{\partial M_g}{\partial t} = \frac{Q_g}{\rho_g}. \end{aligned} \quad (41)$$

(3) 多组分气体扩散方程 ( $k$  为  $\text{CH}_4, \text{O}_2, \text{N}_2, \text{CO}_2$ )

$$\begin{aligned} & nS_g \rho_g \frac{\partial y_g^k}{\partial t} + \nabla \cdot (nS_g y_g^k \rho_g v_g) - \nabla \cdot (J_g^k) + \\ & y_g^k \left( \frac{nS_g}{p_g} \frac{\partial p_g}{\partial t} - n \frac{\partial S_w}{\partial t} + \frac{nS_g}{M_g} \frac{\partial M_g}{\partial t} \right) = Q_g^k. \quad (42) \end{aligned}$$

#### (4) 骨架变形

$$\begin{aligned} & \nabla \cdot [\mu \nabla (\mathbf{d}u) + \mu \nabla (\mathbf{d}u)^T + \lambda I \operatorname{tr}(\nabla (\mathbf{d}u))] - \\ & \nabla \cdot [2\mu(\mathbf{d}\varepsilon^{ne}) + \lambda I \operatorname{tr}(\mathbf{d}\varepsilon^{ne})] = -\nabla \cdot (bIdp) - d\rho g. \quad (43) \end{aligned}$$

## 2 填埋场厌氧-好氧多场耦合模型求解

填埋场厌氧-好氧多场耦合控制方程组具有较强的非线性，已有商业软件难以求解。因此，基于开源计算平台 OpenFOAM，本文采用有限体积法离散控制方程，结合改进 Picard 迭代方法，编写自定义求解器程序，具有求解效率高、计算能力强等优势。

### 2.1 控制方程顺序迭代思路

采用顺序迭代方法，第  $t+1$  时刻、第  $i+1$  迭代的控制方程可以离散表示如下：

液相运移方程，

$$A_w \frac{\partial p_w^{t+1,i+1}}{\partial t} - \nabla \cdot (B_w \nabla p_w)^{t+1,i+1} + C_w \frac{p_g^{t+1,i+1} - p_g^t}{\Delta t} = R_w. \quad (44)$$

气相运移方程，

$$A_g \frac{\partial p_g^{t+1,i+1}}{\partial t} - \nabla \cdot (B_g \nabla p_g)^{t+1,i+1} + C_g \frac{p_w^{t+1,i+1} - p_w^t}{\Delta t} = R_g. \quad (45)$$

多组分气体扩散方程，

$$\begin{aligned} A_g^k \frac{\partial (y_g^k)^{t+1,i+1}}{\partial \Delta t} - \nabla \cdot (B_g^k \nabla y_g^k)^{t+1,i+1} + \nabla \cdot (C_g^k y_g^k)^{t+1,i+1} + \\ D_g^k (y_g^k)^{t+1,i+1} = R_g^k \quad (k=1,2,3,4). \quad (46) \end{aligned}$$

骨架变形过程，

$$\nabla \cdot [A_u \nabla (\mathbf{d}u^{t+1,i+1})] - \nabla \cdot [B_u \nabla (\mathbf{d}u^{t+1,i})] = R_u. \quad (47)$$

式中  $A$ ,  $B$ ,  $C$ ,  $D$  和  $R$  为各方程系数，通过上一时刻或迭代步的显式计算获得。

### 2.2 有限体积法离散和求解过程

有限体积法将空间变量所在区域划分成多个网格单元，并将时间域划分成一系列时间步  $\Delta t$ 。为了将控制方程组离散成一组离散方程，将偏微分方程在任一控制体积和任一时间间隔内作空间和时间的高斯积分。通过上个时间步和上个迭代步的结果，计算显示项和离散方程系数，随后计算隐式变量。

#### (1) 矩阵化求解

引入边界条件后，每一控制方程最终被离散为单个控制体中心  $M$  上的线性方程：

$$\alpha_M^{(x)}(x)_M + \sum_N \alpha_N^{(x)}(x)_N = r_M^{(x)}, \quad (48)$$

式中， $\alpha_M$ ,  $\alpha_N$ ,  $r_M$  分别为未知场量  $x$  时空离散后的

对角系数、相邻系数和源项。

在空间所有控制体上离散各未知场量方程，组合得到该未知场量  $x$  的线性方程组：

$$[A][x]=[b], \quad (49)$$

式中， $[A]$  为代数方程组的系数矩阵， $[x]$  为物理量的未知矢量， $[b]$  为离散后源项矢量。求解精度设为  $10^{-9}$ 。

#### (2) 模型总求解步骤

某一时间步内，填埋场厌氧-好氧多场耦合模型的迭代过程如图 1。已知模型完成上一时间  $t$  的迭代，程序进行到  $t+1$  的时间步计算。

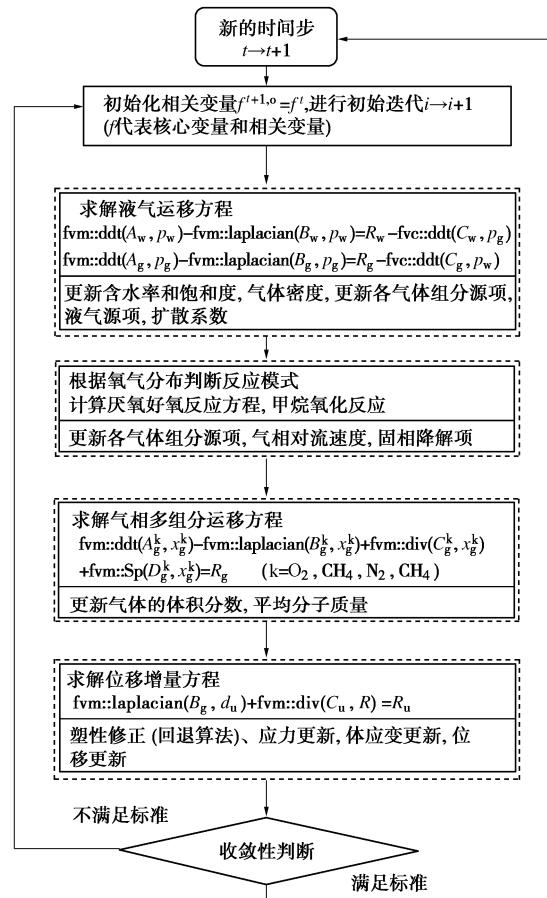


图 1 填埋场耦合模型求解示意图

Fig. 1 Solution procedures of proposed coupled model for landfills

步骤①：根据上一时刻的已知变量结果，更新相关变量，并将核心变量结果赋值到当前第  $i$  次迭代。

步骤②：在初始迭代中，已知第  $i$  次迭代结果，通过矩阵求解第  $i+1$  次迭代结果，首先计算液气运移方程，更新含水率、饱和度、气体密度和扩散系数等。

步骤③：进行生化反应计算，通过氧气浓度空间分布判定生化反应模式，并计算甲烷氧化反应和各气体组分源项等。

步骤④：求解多组分气体扩散方程，包括 4 种组分，并更新气体体积分数和平均分子质量。

步骤⑤：求解位移增量方程，更新应力、体应力

和位移。

步骤⑥: 获得了第  $t+1$  时刻和第  $i+1$  次迭代的核心变量值, 将本次和第  $i$  次迭代结果进行收敛性判断, 若满足, 则进行下一时间步  $t+2$  的计算, 若不满足, 将持续迭代, 直到满足收敛判断。

### (3) 收敛判断准则

本文采用绝对收敛和相对收敛两个标准, 同时满足才可进入下一时间步计算, 判断表达式为

$$\left. \begin{aligned} \max \left| x^{t+1,i+1} - x^{t+1,i} \right| &\leq \varepsilon_\phi, \\ \max \left| \frac{x^{t+1,i+1} - x^{t+1,i}}{x^{t+1,i+1}} \right| &\leq \zeta_\phi, \end{aligned} \right\} \quad (50)$$

式中,  $\varepsilon_\phi$ ,  $\zeta_\phi$  为变量  $x$  收敛判别的绝对精度和相对精度, 不同物理场可根据其分布范围选择小于 4~6 个数量级作为绝对精度, 并以  $10^{-4}$  作为相对精度。

### (4) 有限体积法边界推导

为了模拟填埋场顶部覆盖层的降雨或竖井固定流量曝气, 将流量边界转化为压力的表达式。根据达西定律, 单位面积的固定流量可以表示为

$$\begin{aligned} q(t) &= \bar{v}_{\alpha r} \cdot n = -M_\alpha \nabla p_\alpha \cdot n + M_\alpha \rho_\alpha g \cdot n \\ &= -M_{\alpha,n} \nabla p_\alpha \cdot n + M_\alpha \rho_\alpha g \cdot n, \end{aligned} \quad (51)$$

式中,  $q(t)$  为指定流量, 可以为常数或时间  $t$  的函数,  $n$  为网格外法向的单位向量,  $\alpha$  代表液相或气相,  $M_{\alpha,n}$  为  $M_\alpha$  沿表面的法向分量。因此, 液相和气相场的边界设为基于压力的 Neumann 边界:

$$\nabla p_\alpha \cdot n = M_\alpha \rho_\alpha g \cdot n / M_{\alpha,n} - q(t) / M_{\alpha,n}。 \quad (52)$$

为了模拟上覆压力, 采用显式-隐式迭代计算, 将应力增量  $dt$  转化为位移增量  $du$  的 Neumann 边界:

$$\begin{aligned} &\underbrace{\nabla(2\mu + \lambda)\nabla(du) \cdot n}_{\text{隐式}} \\ &= dt - \underbrace{(\mu\nabla(du) \cdot n + \lambda \operatorname{tr}(\nabla(du))n - (\mu + \lambda)\nabla(du) \cdot n)}_{\text{显示非线性耦合}} + \\ &\quad \underbrace{(2\mu d\varepsilon^{\text{ne}} \cdot n + \lambda \operatorname{tr}(d\varepsilon^{\text{ne}})n)}_{\text{显示压力耦合}} + bdpn - d\rho g。 \quad (53) \end{aligned}$$

## 3 好氧条件下填埋场沉降变形分析

### 3.1 模型边界条件和参数

考虑曝气井和气体回收井布置的对称性, 可以将填埋场好氧修复工况简化为图 2, 模型尺寸为  $10 \text{ m} \times 10 \text{ m} \times 15 \text{ m}$  (即井间距为  $20 \text{ m}$ )。模型网格数量为  $40 \times 40 \times 60$ , 曝气井的开孔长度为  $7 \text{ m}$ , 回收井的开孔长度为  $3 \text{ m}$ ; 同时, 嵌入“动网格”程序, 使每一时间步的位移更新在网格上, 模拟好氧修复的垃圾骨架变形。

模型边界条件见表 2。曝气压力采用  $6 \text{ kPa}$ , 介于国际上普遍的  $2\sim8 \text{ kPa}$  范围内, 井边气体组分质量分

数与空气的相同。曝气井和回收井的液相速度为  $0 \text{ m/s}$ , 代表不透水边界, 模型四周为对称边界。对于沉降变形, 顶部为  $0 \text{ Pa}$  应力边界, 不考虑上部结构和堆载, 底部和竖井边界位移固定, 四周采用滑移边界, 即法向位移等于零而切向位移(即竖向沉降)不为零。

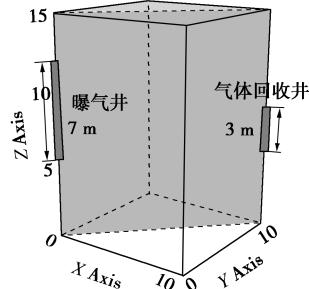


图 2 填埋场好氧修复的几何示意图

Fig. 2 Schematic of aerobic remediation of landfill

模型中垃圾孔隙率为  $0.61$ , 干密度为  $900 \text{ kg/m}^3$ , 固有渗透系数为  $3 \times 10^{-12} \text{ m}^2$ , 各向异性系数为  $3$ 。垃圾液气相对渗透系数采用 van-Genuchten 模型计算, 参数  $\alpha$  和  $m$  分别取  $2 \text{ m}^{-1}$  和  $0.5$ , 液相最大和残余饱和度设为  $0.99$ ,  $0.2$ 。垃圾生化反应和甲烷氧化参数见表 3。由于本文主要关注填埋场好氧沉降, 假设通过回灌将垃圾温度控制在  $50^\circ\text{C}$  以下, 即忽略温度变化。

表 2 填埋场好氧修复的边界条件

Table 2 Boundary conditions of aerobic remediation of landfill

| 边界  | $P_g$ | $P_w$ | $y_g^{\text{CH}_4}, y_g^{\text{CO}_2}$ | $y_g^{\text{O}_2}$ | $y_g^{\text{N}_2}$ | $d_u$      |
|-----|-------|-------|--|--------------------|--------------------|------------|
| 顶部  | 0 Pa  | 不透水   | 零梯度                                    | 零梯度                | 零梯度                | 应力<br>0 Pa |
| 底部  | 不透气   | 自由排水  | 零梯度                                    | 零梯度                | 零梯度                | 固定         |
| 曝气井 | 6 kPa | 不透水   | 0%                                     | 26.6%              | 73.4%              | 固定         |
| 回收井 | 0 Pa  | 不透水   | 零梯度                                    | 零梯度                | 零梯度                | 固定         |
| 四周  |       |       |  |                    |                    | 对称边界<br>滑移 |

对于垃圾体沉降变形, 降解两相变化比率  $A$  设为  $0.8$ , 垃圾颗粒和水的体积模量分别设为  $1.0 \times 10^{12}$ ,  $2.0 \times 10^9 \text{ Pa}$ 。垃圾体骨架的弹性模量和泊松比分别设为  $5 \times 10^6 \text{ Pa}$  和  $0.3$ , 黏聚力和内摩擦角分别设为  $10 \text{ kPa}$  和  $30^\circ$ 。模型初始假设垃圾堆体内处于厌氧反应阶段(填埋气为等体积的  $\text{CO}_2$  和  $\text{CH}_4$ ), 初始有机质含量为  $10\%$ , 气压为  $0 \text{ Pa}$ , 含水率为  $0.4$  且位移为  $0 \text{ m}$ 。

表 3 垃圾生化反应和甲烷氧化参数

Table 3 Waste biodegradation and  $\text{CH}_4$  oxidation parameters

| 参数   | 单位                              | 值                    |
|--|---------------------------------|----------------------|
| 好氧和厌氧降解常数 $k_{m,A}, k_{m,N}$               | $\text{d}^{-1}$                 | 0.1, 0.01            |
| 好氧和厌氧生长率半饱和常数 $k_{s,A}, k_{s,N}$           | $\text{kg}/\text{m}^3$          | 100                  |
| 好氧反应氧气半饱和常数 $K_{\text{O}_2}$               | —                               | 0.07                 |
| 初始好氧菌和厌氧菌浓度 $X_{A,0}, X_{N,0}$             | $\text{kg}/\text{m}^3$          | 0.15                 |
| 最大 $\text{CH}_4$ 消耗速率 $V_{\text{max}}$     | $\text{kg}/\text{m}^3/\text{s}$ | $0.6 \times 10^{-5}$ |
| 甲烷氧化 $\text{O}_2$ 半饱和常数 $D_{\text{O}_2}$   | —                               | 0.012                |
| 甲烷氧化 $\text{CH}_4$ 半饱和常数 $D_{\text{CH}_4}$ | —                               | 0.0066               |

### 3.2 好氧填埋场沉降变形的空间分布

图 3 为初始和曝气 60 d 后填埋场沉降变形的空间分布, 网格形变即为填埋场变形。可以发现, 60 d 好氧修复后填埋场出现不均匀沉降, 左侧靠近曝气井的沉降量最大, 达到 0.8 m, 而右侧靠近回收井的沉降仅为 0.05 m。沉降是由垃圾有机物降解消耗导致的颗粒间错动和空间坍缩, 而不均匀沉降是因为近曝气井处供氧量充足, 有机物降解速率较远端更快。因此, 填埋场埋置的水平管线应具备一定柔韧性, 避免因不均匀沉降导致管道大量破损。此外, 曝气井上端垃圾体的沉降要大于下端的, 当垃圾与井紧密贴合时, 较大相对位移将产生显著的侧摩阻力, 导致曝气井破损。

图 4 为修复 200 d 内曝气井-回收井对角线平面上的垃圾变形分布。可以发现, 随着氧气从左侧曝气井向右迁移扩散, 垃圾堆体的沉降变形也逐渐向右发展, 而由于氧气难以运移到深层垃圾, 深层垃圾难以发生好氧反应, 几乎不发生变形。依据网格的几何形变, 填埋场中部垃圾体除了发生竖向沉降, 也产生了向左侧挤压的变形趋势。

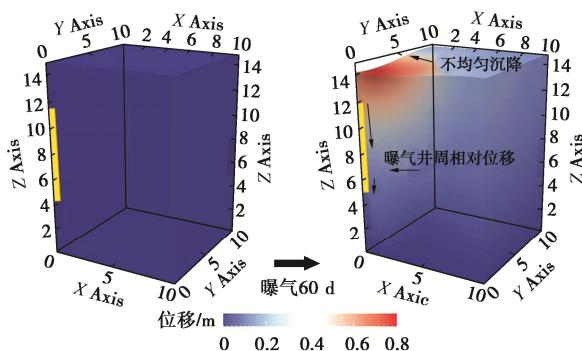


图 3 曝气条件下填埋场的沉降变形空间分布

Fig. 3 Spatial distribution of deformation in landfill under aeration

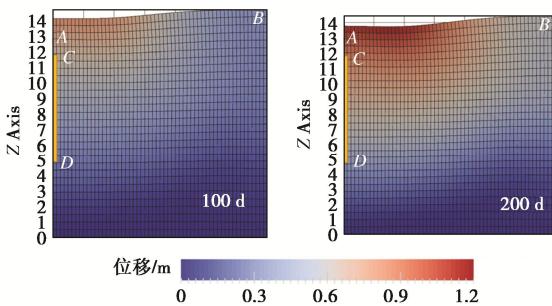


图 4 好氧修复过程中垃圾体沉降变形网格示意图

Fig. 4 Grid diagram of waste deformation under aeration

为了深入研究填埋场曝气过程中的不均匀沉降和垃圾体-曝气井相对位移, 选取图 4 中 A, B, C, D 点进行数据分析, AB 竖向位移之差为最大不均匀沉降量, CD 竖向位移之差为垃圾体-曝气井相对位移。

### 3.3 好氧填埋场的不均匀沉降分析

#### (1) 最大不均匀沉降

图 5 展示了曝气过程中 A, B 沉降量及 AB 不均匀沉降量随时间的变化。A, B 沉降均随时间逐渐增大, 由于 A 点靠近曝气井, 初期沉降速率较快, 200 d 内达到 1.1 m; 随着垃圾好氧降解速率受到反应底物的抑制, A 点沉降速率逐渐减慢, 200 d 后的沉降量仅 0.1 m。B 点距曝气井处较远, 氧浓度较低, 沉降速率较缓, 500 d 累计沉降量为 0.6 m。因此, AB 点的不均匀沉降量约在第 200 d 达到最大 0.7 m, 但是随着 A 点反应速率减缓、B 点逐渐发生好氧反应, AB 不均匀沉降在第 500 天减少至 0.5 m。因此, 填埋场内最大的不均匀沉降量出现在曝气中间阶段。此外, 通过参数分析表明, 垃圾初始有机含量越高, 不均匀沉降量越显著, 且峰值越晚出现; 曝气压力越大, 不均匀沉降越小, 特别是在曝气后期, 因为供氧量和好氧影响半径增大, 利于远端垃圾堆体发生好氧反应。

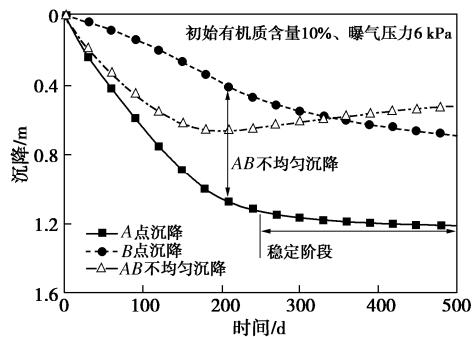


图 5 不均匀沉降量随时间的变化规律

Fig. 5 Variation of uneven settlement over time

#### (2) 垃圾体-曝气井相对位移

图 6 展示了 C, D 点沉降量和曝气井-垃圾相对位移 (CD 沉降量之差) 随时间的变化。D 点位于曝气井下端, 前期沉降较为缓慢, 后期略有增加, 但最终沉降量仅为 0.1 m。这说明氧气主要以横向运移为主, 仅有少量运移至曝气井下端, 导致此处垃圾好氧降解速率缓慢。在曝气前期, 垃圾体-曝气井相对位移迅速增大, 在第 200 天达到了 0.4 m, 但是随着反应底物的消耗, 增速逐渐变缓, 在曝气第 500 天稳定在 0.5 m。

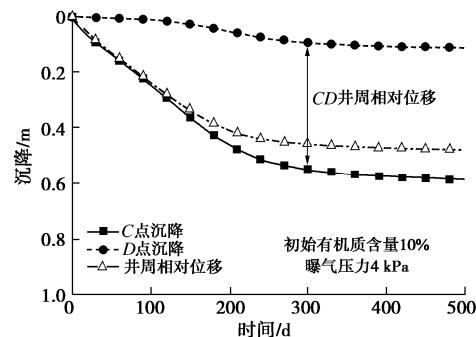


图 6 曝气井-垃圾相对位移随时间的变化

Fig. 6 Variation of relative displacement of well-waste over time

图 7 为曝气井-垃圾相对位移随曝气压力的变化,

当曝气压力从 4 kPa 增到 8 kPa, 井周垃圾有机物的充分降解导致相对沉降量增大, 增幅达 42%。以 4 kPa 曝气为基准, 曝气压力与井周相对沉降量可表示为

$$l(t)/l_0(t) = 0.608 + 0.1p_{\text{aer}}, \quad (54)$$

式中,  $l$  为井周相对沉降量 (m),  $l_0$  是 4 kPa 曝气工况的井周相对沉降量, 且  $p_{\text{aer}}$  为曝气压力 (kPa)。因此, 若已知 4 kPa 曝气工况的填埋场相对沉降曲线, 可近似评估其他曝气压力条件下填埋场沉降稳定。

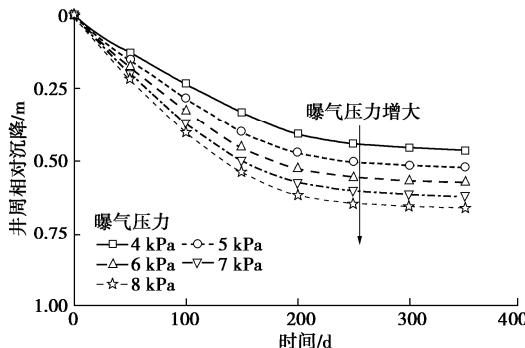


图 7 曝气压力对井周相对沉降量的影响

Fig. 7 Effects of aeration pressure on relative settlement of well

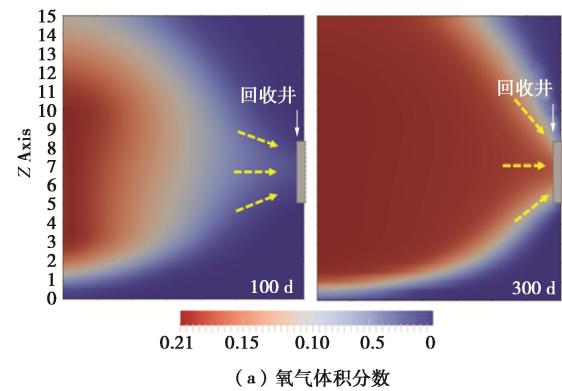
### (3) 不均匀沉降控制

提高曝气压力难以有效解决垃圾填埋场好氧修复的不均匀沉降, 而这本质上是因为垃圾有机物的不充分降解。图 8 展示了曝气 100 d 和 300 d 时的氧浓度和垃圾土降解度分布, 可以发现, 两者密切相关, 氧气流向 (黄色箭头) 和分布决定了垃圾土降解程度。一定程度上, 回收井控制了氧气流向, 若开孔段过短, 氧气流经区域向开孔段收缩, 上端和下端区域将出现曝气“死角” (图 8 (a) 第 300 天蓝色区域), 即使延长曝气时间或加大曝气压力也无法改善。通过加长回收井开孔段, 扩大氧气流经区域, 改变流动轨迹, 可以有效减少曝气“死角”体积, 达到减少不均匀沉降的目的。

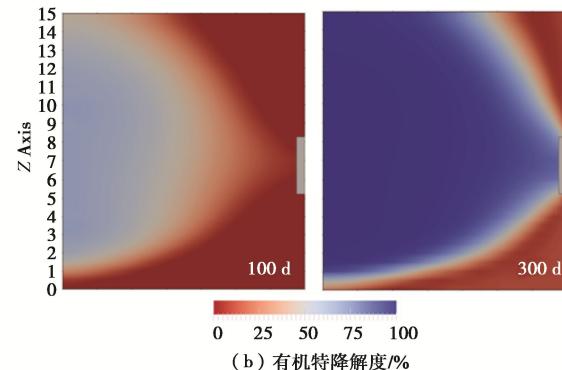
## 4 好氧条件下填埋场加速稳定化分析

沉降变形速率可作为填埋场好氧修复终止的判定依据, 我国国家标准《生活垃圾填埋场稳定化场地利用技术要求》提出当填埋场年沉降量  $\leq 5 \text{ cm}$  时, 场地满足高度利用标准; 若年沉降量介于  $10 \sim 30 \text{ cm}$ , 则满足中度利用标准。

以上海老港垃圾填埋场为例, 郭亚丽等<sup>[22]</sup>发现其 6~10 a 龄期填埋垃圾的有机质含量仅从 10.47% 降至 9.69%, 说明自然厌氧条件下垃圾降解缓慢。为了研究其好氧加速稳定化, 选取 9.69% 初始垃圾有机质含量进行模拟, 模型其他设置与前文相同。图 9 为好氧修复和自然降解条件下填埋场地表平均沉降量随时间



(a) 氧气体积分数



(b) 有机特降度/%

图 8 氧浓度和有机物降解度  $D_d$  的空间分布

Fig. 8 Distribution of  $O_2$  concentration and degradation degree  $D_d$  的变化。可以发现, 自然厌氧降解模式下的填埋场沉降近似直线, 500 d 内仅沉降了 40 cm, 年沉降量接近 30 cm, 不满足场地高度利用标准。然而, 好氧修复导致填埋场沉降在前 300 d 内迅速发展至 1.4 m, 然后逐渐趋于稳定, 最终的年沉降量仅为 3 cm, 满足高度利用标准, 若承载力满足可建设一般仓储或工业用房。

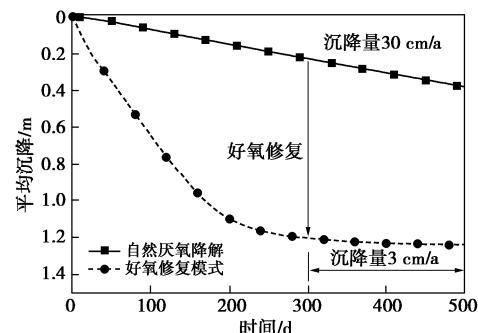


图 9 两种降解模式下填埋场沉降速率

Fig. 9 Settlement rates of landfill under two degradation modes

为了评价填埋场的加速稳定化效果, 本文提出了沉降加速评价参数  $A$ :

$$A = (T_{\text{an}} - T_a)/T_{\text{an}}, \quad (55)$$

式中,  $T_{\text{an}}$ ,  $T_a$  为自然厌氧和好氧修复模式下填埋场满足场地高度利用标准的时间 (即沉降速率  $\leq 5 \text{ cm/a}$ )。以图 9 为例, 厌氧稳定时间为 7.9 a, 而好氧修复仅需 0.9 a, 则沉降加速参数  $A = 88\%$ , 表示好氧修复可减少 88% 的后期维护运营时间。

为了保证填埋场好氧修复后相关指标满足利用标准, 图 10 分析了不同好氧修复终止条件(降解度)对工后地表沉降的影响。可以发现, 由于曝气单元的有机物降解不均匀, 工后仍会出现不均匀沉降, 选取首年沉降速率进行判别。若在 85% 降解度终止曝气, 填埋场首年地表最大沉降达到了 10 cm, 而平均沉降则为 5 cm; 若在 90% 降解度终止曝气, 沉降值较小, 首年地表最大沉降量为 7 cm, 而平均沉降量为 3 cm。因此, 通过历时 1 a 的曝气修复, 采用填埋场 90% 的降解度作为终止标准, 工后沉降指标均满足高度利用标准, 若终止标准低于 85% 降解度, 终止后第 1 年的沉降量将会大于土地高度利用标准。

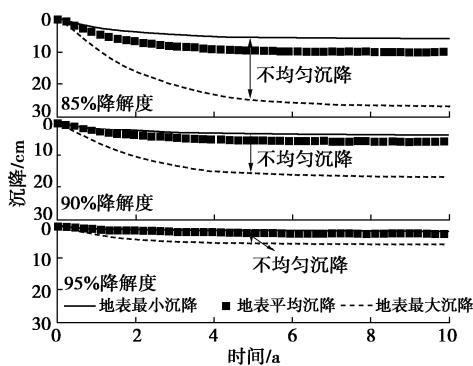


图 10 好氧修复后地表沉降随时间的变化

Fig. 10 Change of surface subsidence over time after aeration

## 5 结 论

依托有限体积法和开源 OpenFoam 软件平台, 本文建立了考虑厌氧-好氧生化降解、液气运移、多组分扩散和弹塑性-降解骨架变形的填埋场多场耦合三维模型, 揭示了垃圾填埋场好氧修复的沉降变形特性, 特别是不均匀沉降, 提出了好氧修复加速稳定化的评价和终止指标, 得到 5 点结论。

(1) 由于曝气过程中氧浓度分布不均, 不同位置的垃圾降解度差异显著, 近曝气井处的沉降速率较快, 远端较慢, 最终导致地表沉降不均匀, 可达 0.7 m。

(2) 随着持续曝气, 氧气将逐渐运移至远离曝气井的垃圾, 加速其降解速率, 因此不均匀沉降呈先增大后减小的趋势, 最大值出现在曝气中间阶段。

(3) 氧气流向和分布决定了垃圾土降解程度, 延长气体回收井的开孔段, 有助于扩大氧气流经区域, 减少曝气“死角”, 有助于降低最终的不均匀沉降量。

(4) 由于曝气井上下垃圾降解速率的不同, 垃圾体与曝气井将产生显著的相对位移, 最大可达 0.67 m, 应予以关注, 避免较大的侧摩阻力导致井破损。

(5) 依据国家规范对填埋场土地高度利用的沉降指标, 高龄填埋场自然厌氧需 7.9 a, 好氧修复仅需 0.9

年(减少 88%); 建议采用 90% 降解度作为填埋场好氧修复的终止标准, 以保证工后沉降速率满足标准。

## 参 考 文 献:

- [1] 孔宪京, 孙秀丽. 城市固体废弃物沉降模型研究现状及其进展[J]. 大连理工大学学报, 2006, 46(4): 615–624.  
KONG Xian-jing, SUN Xiu-li. Current situation and advance of research on settlement model for municipal solid wastes[J]. Journal of Dalian University of Technology, 2006, 46(4): 615–624. (in Chinese)
- [2] 李秀兰, 刘东燕, 罗云菊. 山地城市垃圾填埋场渗滤液环境问题的探讨[J]. 地下空间与工程学报, 2006, 2(5): 855–858. (LI Xiu-lan, LIU Dong-yan, LUO Yun-ju. Discussion on the environmental problems from leachate of solid waste in mountainous city[J]. Chinese Journal of Underground Space and Engineering, 2006, 2(5): 855–858. (in Chinese))
- [3] NIKOLAOU A, GIANNIS A, GIDARAKOS E. Comparative studies of aerobic and anaerobic treatment of MSW organic fraction in landfill bioreactors[J]. Environmental Technology, 2010, 31(12): 1381–1389.
- [4] KO J H, MA Z Y, JIN X, et al. Effects of aeration frequency on leachate quality and waste in simulated hybrid bioreactor landfills[J]. Journal of the Air & Waste Management Association, 2016, 66(12): 1245–1256.
- [5] RAGA R, COSSU R. Landfill aeration in the framework of a reclamation project in Northern Italy[J]. Waste Management, 2014, 34(3): 683–691.
- [6] HEYER K U, HUPE K, RITZKOWSKI M, et al. Pollutant release and pollutant reduction - Impact of the aeration of landfills[J]. Waste Management, 2005, 25(4): 353–359.
- [7] HOSSAIN M S, GABR M A, BARLAZ M A. Relationship of compressibility parameters to municipal solid waste decomposition[J]. Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering, 2003, 129(12): 1151–1158.
- [8] MARQUES A C M, FILZ G M, VILAR O M. Composite compressibility model for municipal solid waste[J]. Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering, 2003, 129(4): 372–378.
- [9] BEAVEN R, POWRIE W. Determination of the hydrogeological and geotechnical properties of refuse in relation to sustainable landfilling[C]// Proceedings of the Annual Madison Waste Conference, 1996, Madison.
- [10] BAREITHER C A, BENSON C H, EDIL T B. Compression

- behavior of municipal solid waste: immediate compression[J]. Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering, 2012, **138**(9): 1047 – 1062.
- [11] BAREITHER C A, BENSON C H, EDIL T B. Compression of municipal solid waste in bioreactor landfills: mechanical creep and biocompression[J]. Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering, 2013, **139**(7): 1007 – 1021.
- [12] SIVAKUMAR BABU G L, REDDY K R, CHOUKSEY S K. Constitutive model for municipal solid waste incorporating mechanical creep and biodegradation-induced compression[J]. Waste Management, 2010, **30**(1): 11 – 22.
- [13] OLIVIER F, GOURC J P. Hydro-mechanical behavior of Municipal Solid Waste subject to leachate recirculation in a large-scale compression reactor cell[J]. Waste Management, 2007, **27**(1): 44 – 58.
- [14] MACHADO S L, CARVALHO M F, VILAR O M. Constitutive model for municipal solid waste[J]. Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering, 2002, **128**(11): 940 – 951.
- [15] MCDougall J. A hydro-bio-mechanical model for settlement and other behaviour in landfilled waste[J]. Computers and Geotechnics, 2007, **34**(4): 229 – 246.
- [16] SIVAKUMAR BABU G L, REDDY K R, CHOUSKEY S K, et al. Prediction of long-term municipal solid waste landfill settlement using constitutive model[J]. Practice Periodical of Hazardous, Toxic, and Radioactive Waste Management, 2010, **14**(2): 139 – 150.
- [17] 柯瀚, 董鼎, 陈云敏, 等. 考虑剪缩性的城市固体废弃物非线性弹性模型[J]. 浙江大学学报(工学版), 2017, **51**(11): 2158 – 2164. (KE Han, DONG Ding, CHEN Yun-min, et al. Nonlinear elastic model for municipal solid waste considering dilatancy effect[J]. Journal of Zhejiang University (Engineering Science), 2017, **51**(11): 2158 – 2164. (in Chinese))
- [18] KIM S Y, TOJO Y, MATSUTO T. Compartment model of aerobic and anaerobic biodegradation in a municipal solid waste landfill[J]. Waste Management & Research, 2007, **25**(6): 524 – 537.
- [19] THEMELIS N J, KIM Y H. Material and energy balances in a large-scale aerobic bioconversion cell[J]. Waste Management & Research, 2002, **20**(3): 234 – 242.
- [20] ABICHOU T, MAHIEU K, CHANTON J, et al. Scaling methane oxidation: From laboratory incubation experiments to landfill cover field conditions[J]. Waste Management, 2011, **31**(5): 978 – 986.
- [21] SPOKAS K, BOGNER J, CHANTON J. A process-based inventory model for landfill CH<sub>4</sub> emissions inclusive of seasonal soil microclimate and CH<sub>4</sub> oxidation[J]. Journal of Geophysical Research: Biogeosciences, 2011, **116**(G4): G04017.
- [22] 郭亚丽, 赵由才, 徐迪民. 上海老港生活垃圾填埋场陈垃圾的基本特性研究[J]. 上海环境科学, 2002, **21**(11): 669 – 671. (GUO Ya-li, ZHAO You-cai, XU Di-ming. Study on basic characteristics of aged refuse at Shanghai Laogang landfill[J]. Shanghai Environmental Sciences, 2002, **21**(11): 669 – 671. (in Chinese))