

DOI: 10.11779/CJGE201401001

环境土工基本理论及工程应用

陈云敏^{1, 2}

(1. 浙江大学软弱土与环境土工教育部重点实验室, 浙江 杭州 310058; 2. 浙江大学岩土工程研究所, 浙江 杭州 310058)

摘要: 随着工业化和城市化的快速发展, 各类固体废弃物产量迅速增大, 地下水土污染不断加剧, 人类赖以生存的环境日益恶化。岩土工程研究者力图利用岩土工程的原理和方法来研究和解决这样的环境问题, 并逐步形成了岩土工程学科的一个新兴分支——环境土工。环境土工问题伴随着生化反应、物理变化和机械运动等过程, 目前国内外尚未建立统一的基本理论体系。该文论述了土体的生化反应、骨架变形、孔隙水运移、溶质迁移和孔隙气运移机理, 并建立了考虑生化反应-骨架变形-水气运移-溶质迁移耦合作用的模型及其控制方程, 界定并明确了模型参数及测试方法; 揭示了高厨余城市固体废弃物填埋场存在严重的生化降解酸化抑制、骨架弱化和液气传导相互阻滞现象, 以及城市固体废弃物压缩变形和液气产生及运移、污染物迁移与土体固结相互作用、污染物击穿防污屏障及覆盖屏障防水闭气的内在机理; 结合笔者研究团队近二十年的环境土工研究和工程实践积累, 总结了所提出的填埋场固废降解程度、渗滤液产量、填埋气收集率、填埋体沉降与填埋场容量、填埋场边坡稳定、防污屏障服役寿命评价方法以及所研发的填埋场液气立体导排、新型防污屏障和TDR污染土勘察技术的合理性和可靠性, 并给出了工程应用实例。

关键词: 环境土工; 生化反应; 骨架变形; 水气运移; 溶质迁移; 耦合作用

中图分类号: TU43 文献标识码: A 文章编号: 1000-4548(2014)01-0001-46

作者简介: 陈云敏(1962-), 男, 浙江温岭人, 博士, 长江学者特聘教授, 国家杰出青年基金获得者, 973 项目首席科学家, 长期从事环境土工与软弱土灾变控制的研究和教学, 发表学术论文 288 篇, 其中 SCI 收录 78 篇, 主编国家行业标准《生活垃圾卫生填埋场岩土工程技术规范》(CJJ176—2012), 研究成果获国家科技进步二等奖 3 项, 培养博士生 36 人, 其中 2 人分别获全国优秀博士学位论文及提名论文。E-mail: chenyunmin@zju.edu.cn。



A fundamental theory of environmental geotechnics and its application

CHEN Yun-min^{1, 2}

(1. MOE Key Laboratory of Soft Soils and Geoenvironmental Engineering, Zhejiang University, Hangzhou 310058, China; 2. Institute of Geotechnical Engineering, Zhejiang University, Hangzhou 310058, China)

Abstract: With the rapid development of industrialization and urbanization, a large quantity of solid wastes have been produced, the groundwater and subsurface soils are seriously contaminated, and the environment which peoples rely on is getting worse. The researchers in geotechnical engineering make efforts to use the theories and approaches of geotechnical engineering to study and solve these environmental problems, and a new branch of geotechnical engineering discipline—environmental geotechnics has come into being. The problems of environmental geotechnics involve many processes including biochemical reaction, physical change and mechanical motion. A unified framework of the basic theories for environmental geotechnics has not been established currently. The mechanisms of biochemical reaction, soil skeleton deformation, pore water and gas transport and solute migration in soils are described. A coupled model and the relevant governing equations for biodegradation, mechanical deformation, fluid flow and contaminant transport in soils are established. The parameters in this model and their measuring methods are also addressed. The phenomena, serious acid inhibition caused by biochemical degradation, skeleton weakening and liquid-gas mutual blocking in the landfills of municipal solid wastes with high food content, are revealed. The mechanisms, including compression deformation and liquid/gas generation and transport in municipal solid wastes, interaction between pollutant migration and soil consolidation, pollutant penetration of barrier and prevention of water infiltration and gas escape in landfill covers, are demonstrated. Based on nearly

基金项目: 国家重点基础研究发展计划(973)项目(2012CB719800);
国家自然科学基金国际合作与交流项目(51010008)

收稿日期: 2013-12-10

twenty-year researches and practical works by the author's research group in environmental geotechnics, the proposed assessment approaches for the degradation degree of municipal solid wastes, leachate production, collection efficiency of landfill gas, landfill settlement and capacity, landfill stability and serving time of barriers in landfills are summarized, and the proposed techniques, including three-dimensional leachate and gas drainage system, new pattern of barriers and TDR survey technology for contaminated soils are validated.

Key words: environmental geotechnics; biochemical reaction; soil skeleton deformation; pore water and gas; transport; solute migration; coupled behaviour

0 引 言

20世纪80年代以来,中国工业化和城市化高速发展,随之产生大量固体废弃物,目前每年产生城市生活垃圾 2.4×10^8 t、污泥 2.2×10^6 t、工业固体废弃物 1.9×10^9 t、尾矿 6×10^8 t和核废料 1.0×10^3 t,各类固体废弃物积存量超过 2.82×10^{10} t。固体废弃物处置以填埋为主,全国填埋场数量达2万多座,填埋处置污染控制是亟需解决的环境问题。另一方面,长期以来中国产业布局不当且污染控制不足,导致土壤污染严重,近年来随着城市化发展加快,大量搬迁或废弃的有毒有害工业场地被再利用,场地土体污染是其再利用的主要障碍。同时,地下水污染十分严重,90%浅层地下水受污染,其中37%达到了不适合作为饮用水的程度^[1];江河湖海受污染底泥达数百亿立方米,成为上覆水体的内污染源,威胁生物和人类健康。近年来,政府对固体废弃物处置和地下水土污染问题日益重视,进行了一系列部署。2005年颁布了《中华人民共和国固体废物污染环境防治法》;2006年国家环保总局(现环境保护部)和国土资源部联合启动了全国土壤污染状况及其预防措施的调查工作;2008年环境保护部发布《关于加强土壤污染防治工作的意见》,并明确提出了2015年中国土壤污染防治目标。

随着固体废弃物处置和地下水土污染等环境问题日益突出,逐渐形成了岩土工程学科的一个新兴分支——环境土工。1987年,国际土力学及岩土工程学会(ISSMGE)成立环境土工专业委员会(TC5,现改为TC215),并确定了环境土工的主要目标,即采用岩土工程和环境工程的联合技术解决污染场地和废弃物处置问题。从1994年至今国际环境土工专业委员会组织召开了6届国际环境土工大会(International Congress on Environmental Geotechnics),2014年将于澳大利亚墨尔本举行第7届会议,笔者两次受邀分别作大会邀请报告和主题报告^[2-3]。从近几届国际环境土工大会的主题看,环境土工的主要研究内容包括:①高污染性固体废弃物填埋处置及工程屏障;②地下污染物迁移和扩散;③土体污染评价及防治;④地下水污染评价及防治;⑤水下底泥污染评价及防治;⑥矿区环境土工问题及尾矿处置;⑦低污染性固体废弃物在土工

中再利用;⑧岩土环境风险评价、管理和可持续发展等。经过多年实践,环境土工研究者应用岩土工程的基本原理和方法解决了许多环境问题,并逐步成为岩土工程学科的研究热点。1997年美国土木工程师学会(ASCE)会刊《Journal of Geotechnical Engineering》改名为《Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering》;2013年英国土木工程师学会(ICE)创立环境土工专业期刊《Environmental Geotechnics》。

中国环境土工研究始于20世纪末,在近20年里取得了快速发展。自1999年第八届全国土力学及岩土工程学术会议开始设置环境土工方面的主题报告,笔者受邀在第九届(2003年)、第十届(2007年)和第十一届(2011年)会议上作了环境土工方面的主题报告^[4-6]。2012年中国土木工程学会土力学及岩土工程分会成立了环境土工专业委员会。目前,环境土工的主要研究方向从早期的城市固体废弃物处置逐渐扩展至地下水土评价和防治、污泥等低污染性固体废弃物处置和利用,研究内容逐渐从固体废弃物、污染土的力学和环境特性向岩土介质与生化物质的相互作用和多场耦合行为转变。同时,环境土工研究者在工程实践上也取得了较大进展,通过深圳下坪、上海老港、杭州天子岭、苏州七子山、成都长安、西安江村沟等国内大型填埋场的液气导排综合治理、边坡稳定控制、水平和竖向扩建、渗沥液产量评估等工程实践,针对高厨余固废、高渗沥液水位填埋场的灾变控制和资源化技术水平取得显著提升,并颁布了国家行业标准《生活垃圾卫生填埋场岩土工程技术规范》(CJJ176—2012);在污染场地控制治理方面,北京、上海等地率先进行了竖向围封、气相抽提、稳定固化、热脱附等方法的多项现场工程实践,为即将大范围开展的污染土体治理提供了重要的技术积累。

与传统岩土工程相比,环境土工研究对象除土体的固、液、气三相物质外,还包括土体中的生化物质,着重研究生化物质在土体中迁移、生化反应及其引起的土体工程力学特性变化及效应。如图1所示,所考虑的土中物质变化和运动可分成3个层次:①生化反应,在此过程中一个或一个以上物质经由生化反应转化为不同于原物质的产物,涉及原物质的消耗和新物

质的产生;②物理变化,在此过程中物质存在形式(即固态、液态和气态)产生转变,同时包括固相物质吸附液相溶质以及液相溶质和气体组分在孔隙水与孔隙气中扩散;③机械运动,在此过程中物质在力的作用下相对于参照时间和参照构形运动,即土体中三相物质(固相骨架、孔隙液体和孔隙气体)在力的作用下(骨架应力、孔隙水压力和孔隙气压力)而产生的宏观机械运动(骨架变形、水气运移和溶质迁移)。土体中生化反应、物理变化和机械运动之间的耦合作用是环境土工的关键科学问题。国内外学者对该关键科学问题的研究取得了一定进展:针对固体废弃物填埋处置,建立了生化降解-骨架变形-水气运移耦合模型,初步揭示了填埋场固液气相互作用机理^[7-9];对于土中污染物运移,在土和屏障材料中污染物的扩散和对流运移行为^[10-13]和考虑地质化学的土中污染物运移^[14]等方面取得了较大进展,但针对土中有机污染物的生化反应和液气运移行为研究还十分有限。目前环境土工的基本理论体系还不完善,有待于研究者从工程实践出发,通过岩土工程与环境工程、化学和化学工程、生物工程等学科的交叉寻求突破。

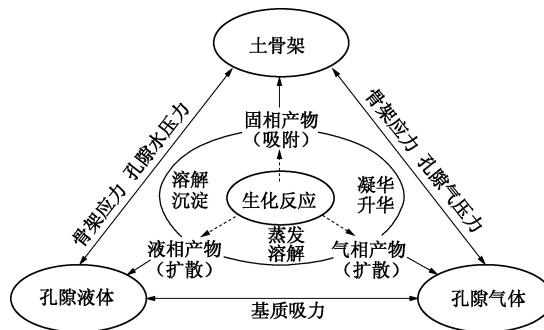


图1 土体中的物质变化和运动过程

Fig. 1 Process of mass change and transport in soils

本文力图勾画环境土工问题的基本理论框架,建立相对完善的模型及控制方程,揭示固体废弃物及污染土在生化反应、骨架变形、孔隙水运移、溶质迁移和孔隙气运移耦合过程中的重要现象及规律。结合笔者研究团队近20年的环境土工研究和工程实践积累,总结和评价针对城市固体废弃物填埋和土体污染控制所提出的方法和技术的可靠性及有效性。

1 基本理论及控制方程

针对环境土工的关键科学问题,本节详细论述土体的生化反应、骨架变形、孔隙水运移、溶质迁移和孔隙气运移机理,并建立控制方程,形成考虑生化反应-骨架变形-水气运移-溶质迁移耦合作用的环境土工理论框架。

1.1 基本假定

土体中生化反应、物理变化和机械运动间的耦合作用过程十分复杂,本文基于连续介质理论建立环境土工基本理论框架。除满足连续介质的基本假定外,本文还假定:

(1) 土体中固相颗粒本身不可压缩,固体骨架变形与其本身的几何尺寸相比很小。

(2) 孔隙水在土体中连通,溶质对孔隙水的质量密度、体积和渗透性等物理力学特性的影响可以忽略不计,孔隙水和溶质本身不可压缩。

(3) 孔隙气体在土体中连通,孔隙气体各组分满足理想气体状态方程。

(4) 不考虑耦合作用过程中热的产生、消耗与传递及温度变化对物质存在状态和耦合作用的影响。

(5) 不考虑机械作用下的物质相间变化。

1.2 生化反应

土体中的生物化学反应过程伴随着固、液、气三相物质的生成与消耗。每组反应都有一个限制性底物,它是微生物直接作用的反应物,直接为微生物繁殖提供营养源(如碳、氮等),或者受微生物分泌的酶所作用而能加快与其它反应物的反应过程。因此,限制性底物是该组化学反应过程中对反应快慢起决定性作用的反应物。如果某化学反应不受微生物的影响,则限制性底物定义为易被消耗的那种反应物^[15]。下面论述生化反应过程中各物质的质量变化规律。

首先,生化反应过程必须满足质量守恒,通常用化学平衡方程式表示,即参与生化反应的反应物和生成物的质量变化满足方程式所描述的物质转化比例关系。设土体中共有m个反应过程发生,涉及n个化学物质。如图2所示,基于化学平衡方程式,将m个生化反应过程统一用这n个化学物质参与的质量守恒方程表示。以限制性底物为基准,反应过程中各物质的转换比例系数,即各物质的质量变化量与限制性底物质量变化量的比值,可表示为

$$\mathbf{C} = \mathbf{C}_c \cdot \mathbf{C}_m, \quad (1)$$

$$\mathbf{C}_c = \begin{bmatrix} c_{1,1} & \cdots & c_{1,i} & c_{1,n} \\ \vdots & \cdots & \cdots & \vdots \\ c_{j,1} & \cdots & c_{j,i} & c_{j,n} \\ c_{m,1} & \cdots & c_{m,i} & c_{m,n} \end{bmatrix}, \quad (2)$$

$$\mathbf{C}_m = \begin{bmatrix} m_{1,1} & \cdots & m_{1,i} & m_{1,n} \\ \vdots & \cdots & \cdots & \vdots \\ m_{j,1} & \cdots & m_{j,i} & m_{j,n} \\ m_{m,1} & \cdots & m_{m,i} & m_{m,n} \end{bmatrix}, \quad (3)$$

式中, \mathbf{C}_c 和 \mathbf{C}_m 分别为质量守恒方程的配平系数矩阵及摩尔质量比值系数矩阵,其中 $c_{j,i}$ 代表第 j 组化学反应过程中第 i 个化学物质的配平系数 (mol/mol),未

参加反应的化学物质的配平系数为 0, 各反应中限制性底物的配平系数为-1; $m_{j,i}$ 代表第 j 组化学反应过程中第 i 个化学物质与该反应中限制性底物的摩尔质量比值($\text{kg}\cdot\text{mol}^{-1}/(\text{kg}\cdot\text{mol}^{-1})$)。

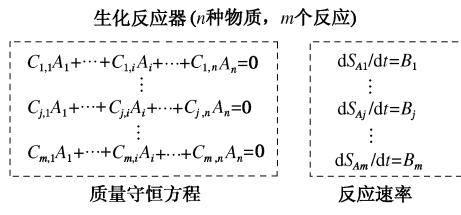


图 2 生化反应框图

Fig. 2 Framework of biochemical reaction

其次, 生化反应快慢满足一定的动力学规律, 各物质含量的变化速率可表示为

$$\frac{dS}{dt} = \mathbf{B} \quad , \quad (4)$$

$$\mathbf{S} = \begin{Bmatrix} S_1 & \cdots & S_i & S_n \end{Bmatrix}^T \quad , \quad (5)$$

$$\mathbf{B} = \begin{Bmatrix} B_1 & \cdots & B_i & B_n \end{Bmatrix}^T \quad . \quad (6)$$

式中 \mathbf{S} 为化学物质浓度矩阵, S_i 代表第 i 种化学物质浓度 (kg/m^3), 即单位体积土体中该物质的质量, 考虑到液相溶质浓度变化通常指单位体积溶剂中溶质的质量变化, 本节定义液相溶质类物质浓度为单位体积孔隙水中该溶质的质量; \mathbf{B} 为化学反应速率系数矩阵, B_i 为第 i 种化学物质的反应速率系数 ($\text{kg}/\text{m}^3\text{s}$), 代表第 i 种化学物质浓度的变化速率, 其数值为所有化学反应中该化学物质的反应速率系数之和:

$$B_i = \beta_i \sum_{j=1}^m B_{j,i} \quad (i=1,2,\cdots,n) \quad , \quad (7)$$

式中, $B_{j,i}$ 为第 j 组生化反应中第 i 种化学物质的反应速率系数; β_i 为化学物质浓度单位转换系数, 对液相溶质类物质其值等于 $1/\theta$, 对其它物质其数值为 1, θ 是体积含水率。

以限制性底物为基准, 基于各组反应中的质量守恒(式(1)), $B_{j,i}$ 等于该物质的转化比例系数 $C_{j,i}$ ($C_{j,i}=c_{j,i}m_{j,i}$) 与限制性底物的反应速率 R_j 的乘积:

$$B_{j,i} = C_{j,i} R_j \quad (i=1,2,\cdots,n) \quad . \quad (8)$$

式中 R_j 代表第 j 组化学反应限制性底物的反应速率, 其数值主要受到两方面的影响: ①该组化学反应独立开展时的反应速率; ②其它同时开展的化学反应对该化学反应过程的影响, 这里仅考虑与该化学反应使用相同限制性底物的其他化学反应的竞争影响。 R_j 可以进一步表示为

$$R_j = \phi_j \varphi_j \quad , \quad (9)$$

$$\varphi_j = f(S, T, \text{pH}, w, \cdots) \quad . \quad (10)$$

式中 φ_j 为第 j 组化学反应独立开展时限制性底物的

反应速率, 与物质浓度 S 、温度 T 、pH 值和含水率 w 等因素相关; ϕ_j 为相同限制性底物生化反应的竞争分配因子, 可以将其简化为 φ_j 与所有具有相同限制性底物的生化反应独立开展时限制性底物反应速率之和的比值^[16]。

生化反应过程引起的固、液、气三相物质的总体质量变化可表示为

$$f_{sd} = \sum_{i=1}^{n_1} \frac{dS_{si}}{dt} \quad , \quad (11)$$

$$f_{ld} = \theta \sum_{j=1}^{n_2-1} \frac{dS_{lj}}{dt} + \frac{dS_w}{dt} \quad , \quad (12)$$

$$f_{ad} = \sum_{k=1}^{n_3} \frac{dS_{gk}}{dt} \quad . \quad (13)$$

式中 f_{sd} 、 f_{ld} 和 f_{ad} 分别是 t 时刻单位体积土体中固相、液相、气相物质的质量变化速率, S_{si} 、 S_{lj} 和 S_{gk} 分别代表参与生化反应的第 i 种固相(共 n_1 种)、第 j 种液相(共 n_2 种, 其中 1 种为孔隙水, 其余 n_2-1 种为液相溶质)、第 k 种气相(共 n_3 种)物质的浓度 (kg/m^3)。

总体而言, 生化反应引起固、液、气三相物质的生成与消耗, 形成水气运移和溶质迁移的源或汇, 造成固相组成的改变及土体工程特性的不断变化, 导致固液气相互作用比传统的土体更为复杂。

1.3 骨架变形

土体固相组分在应力作用下发生滑动及重组, 宏观表现为土骨架的变形。与传统土体不同, 生化反应会引起土体固相组分和粒径分布的改变, 导致骨架抵抗变形能力的改变。

定义应力以拉为正, 根据土单元体总体平衡可得

$$\mathbf{P}\boldsymbol{\sigma}+\mathbf{b}=0 \quad , \quad (14)$$

$$\boldsymbol{\sigma} = \begin{Bmatrix} \sigma_x & \sigma_y & \sigma_z & \tau_{xy} & \tau_{xz} & \tau_{yz} \end{Bmatrix}^T \quad , \quad (15)$$

$$\mathbf{P} = \begin{bmatrix} \frac{\partial}{\partial x} & 0 & 0 & \frac{\partial}{\partial y} & \frac{\partial}{\partial z} & 0 \\ 0 & \frac{\partial}{\partial y} & 0 & \frac{\partial}{\partial x} & 0 & \frac{\partial}{\partial z} \\ 0 & 0 & \frac{\partial}{\partial z} & 0 & \frac{\partial}{\partial x} & \frac{\partial}{\partial y} \end{bmatrix} \quad , \quad (16)$$

$$\mathbf{b} = \rho g \mathbf{a} \quad , \quad (17)$$

式中, $\boldsymbol{\sigma}$ 为总应力矢量 (Pa), \mathbf{P} 为一个线性算子, \mathbf{b} 为体力矢量 (N/m^3), σ_x 、 σ_y 和 σ_z 为正应力 (Pa), τ_{xz} 、 τ_{xy} 和 τ_{yz} 为剪应力 (Pa), g 为重力加速度 (N/kg), \mathbf{a} 为重力场方向矢量, 当 z 正向与重力场方向一致时,

$$\mathbf{a} = \{0, 0, 1\}^T \quad . \quad (18)$$

单元体的质量密度 ρ 可表示为

$$\rho = \rho_s(1-n) + \rho_l S n + \rho_a(1-S)n \quad , \quad (19)$$

式中, ρ_s 、 ρ_l 和 ρ_a 分别为土体中固相颗粒、孔隙液体和孔隙气体的质量密度 (kg/m^3), n 为孔隙率, S 为饱和度。

根据小变形假定, 土骨架应变分量与位移分量满足:

$$\boldsymbol{\varepsilon} = \mathbf{P}^T \mathbf{u} , \quad (20)$$

$$\boldsymbol{\varepsilon} = \{\varepsilon_x, \varepsilon_y, \varepsilon_z, \varepsilon_{xy}, \varepsilon_{xz}, \varepsilon_{yz}\}^T , \quad (21)$$

$$\mathbf{u} = \{u_x, u_y, u_z\}^T , \quad (22)$$

式中, $\boldsymbol{\varepsilon}$ 为应变矢量, \mathbf{u} 为位移矢量。

基于 Fredlund 的非饱和土力学理论^[17], 取净应力和基质吸力为独立应力变量, 则 t 时刻土体应变可表示为

$$\boldsymbol{\varepsilon} = \mathbf{f}(\bar{\boldsymbol{\sigma}}, s, t) = \mathbf{S}_{\bar{\boldsymbol{\sigma}}}^S \bar{\boldsymbol{\sigma}} + \mathbf{S}_s^S s , \quad (23)$$

$$\bar{\boldsymbol{\sigma}} = \boldsymbol{\sigma} - \mathbf{m} u_a , \quad (24)$$

$$\mathbf{m} = \{1, 1, 1, 0, 0, 0\}^T , \quad (25)$$

$$s = u_a - u_w , \quad (26)$$

式中, $\bar{\boldsymbol{\sigma}}$ 为净应力矢量, s 为基质吸力 (Pa), $\mathbf{S}_{\bar{\boldsymbol{\sigma}}}^S$ 和 \mathbf{S}_s^S 分别为与净应力和基质吸力相关的柔度系数矩阵, u_w 和 u_a 分别为孔隙液压力和孔隙气压力 (Pa)。由于生化反应会引起组成土骨架固相物质的改变, $\mathbf{S}_{\bar{\boldsymbol{\sigma}}}^S$ 和 \mathbf{S}_s^S 与生化反应过程相关, 概括为时间的函数。

对式 (23) 求全微分, 可得增量型本构关系:

$$d\boldsymbol{\varepsilon} = \mathbf{S}_{\bar{\boldsymbol{\sigma}}} d\bar{\boldsymbol{\sigma}} + \mathbf{S}_s ds + \mathbf{S}_t dt , \quad (27)$$

式中,

$$\mathbf{S}_{\bar{\boldsymbol{\sigma}}} = \frac{\partial \mathbf{f}}{\partial \bar{\boldsymbol{\sigma}}} = \mathbf{S}_{\bar{\boldsymbol{\sigma}}}^S + \bar{\boldsymbol{\sigma}} \frac{\partial \mathbf{S}_{\bar{\boldsymbol{\sigma}}}^S}{\partial \bar{\boldsymbol{\sigma}}} , \quad (28)$$

$$\mathbf{S}_s = \frac{\partial \mathbf{f}}{\partial s} = \mathbf{S}_s^S + s \frac{\partial \mathbf{S}_s^S}{\partial s} , \quad (29)$$

$$\mathbf{S}_t = \frac{\partial \mathbf{f}}{\partial t} = \frac{\partial \mathbf{S}_{\bar{\boldsymbol{\sigma}}}^S}{\partial t} \bar{\boldsymbol{\sigma}} + \frac{\partial \mathbf{S}_s^S}{\partial t} s , \quad (30)$$

其中, $\mathbf{S}_{\bar{\boldsymbol{\sigma}}}$ 为净应力增量引起的骨架应变增量所对应的系数矩阵, \mathbf{S}_s 为基质吸力增量引起的骨架应变增量所对应的系数矩阵, \mathbf{S}_t 为生化反应改变骨架抵抗变形能力引起的骨架应变增量所对应的系数矩阵。式 (27) 中 $\mathbf{S}_t dt$ 表示应力水平保持不变的情况下, 生化反应引起骨架抵抗变形能力改变而产生的土骨架应变增量。

将式 (20)、(27) 代入式 (14) 可得以骨架位移表示的运动控制方程:

$$\mathbf{C}_{ua} \frac{\partial u_a}{\partial t} + \mathbf{C}_{uw} \frac{\partial u_w}{\partial t} + \mathbf{C}_{uu} \frac{\partial \mathbf{u}}{\partial t} = \mathbf{P} \mathbf{S}_{\bar{\boldsymbol{\sigma}}}^{-1} \mathbf{S}_t - \frac{\partial \mathbf{b}}{\partial t} , \quad (31)$$

式中,

$$\mathbf{C}_{ua} = -\mathbf{P} \mathbf{S}_{\bar{\boldsymbol{\sigma}}}^{-1} (\mathbf{S}_s - \mathbf{S}_{\bar{\boldsymbol{\sigma}}} \mathbf{m}) , \quad (32)$$

$$\mathbf{C}_{uw} = \mathbf{P} \mathbf{S}_{\bar{\boldsymbol{\sigma}}}^{-1} \mathbf{S}_s , \quad (33)$$

$$\mathbf{C}_{uu} = \mathbf{P} \mathbf{S}_{\bar{\boldsymbol{\sigma}}}^{-1} \mathbf{P}^T . \quad (34)$$

式中, \mathbf{C}_{ua} 、 \mathbf{C}_{uw} 和 \mathbf{C}_{uu} 为关于空间坐标的算子矩阵。

1.4 孔隙水运移

本节孔隙水实为孔隙液, 为了与传统岩土工程中相一致, 这里仍将孔隙液称为孔隙水, 并假定溶质不改变孔隙水的力学性质。土体中孔隙水的运移由孔隙水压力梯度引起的对流产生。假设孔隙水对流符合达西定律, 则孔隙水渗流速度可以表示为

$$\mathbf{v}_w = -\frac{1}{\rho_w g} \mathbf{k}_w \nabla u_w - \mathbf{k}_w \mathbf{a} , \quad (35)$$

式中,

$$\mathbf{v}_w = \{v_{wx}, v_{wy}, v_{wz}\}^T , \quad (36)$$

$$\mathbf{k}_w = \frac{\rho_w g}{\mu_w} \mathbf{k}_i \mathbf{k}_{rw} , \quad (37)$$

$$\mathbf{k}_i = \begin{bmatrix} k_{ix} & 0 & 0 \\ 0 & k_{iy} & 0 \\ 0 & 0 & k_{iz} \end{bmatrix} , \quad (38)$$

$$\mathbf{k}_w = \begin{bmatrix} k_{wx} & 0 & 0 \\ 0 & k_{wy} & 0 \\ 0 & 0 & k_{wz} \end{bmatrix} , \quad (39)$$

$$\mathbf{k}_{rw} = \begin{bmatrix} k_{rwx} & 0 & 0 \\ 0 & k_{rwy} & 0 \\ 0 & 0 & k_{rwz} \end{bmatrix} , \quad (40)$$

$$\nabla = \left\{ \frac{\partial}{\partial x}, \frac{\partial}{\partial y}, \frac{\partial}{\partial z} \right\}^T . \quad (41)$$

其中, \mathbf{v}_w 为孔隙水的渗流速度矢量 (m/s), \mathbf{k}_i 、 \mathbf{k}_w 和 \mathbf{k}_{rw} 分别为固有渗透系数矩阵、孔隙水渗透系数矩阵和孔隙水相对渗透系数矩阵 (m/s), k_{wx} 、 k_{wy} 和 k_{wz} 分别为 x 、 y 和 z 方向孔隙水的渗透系数 (m/s), k_{ix} 、 k_{iy} 和 k_{iz} 分别为 x 、 y 和 z 方向的固有渗透系数 (m^2), k_{rwx} 、 k_{rwy} 和 k_{rwz} 分别为 x 、 y 和 z 方向的孔隙水相对渗透系数。其中, 固有渗透系数由土体本身的几何特性决定, 包括孔隙的几何特性和固相颗粒的几何特性, 与流体性质无关; 孔隙水相对渗透系数主要受到土体饱和度的影响^[17]。

根据单元体孔隙水质量守恒有:

$$\frac{\partial(\rho_w V_w / V_0)}{\partial t} = -\nabla \cdot (\rho_w \mathbf{v}_w) + f_w , \quad (42)$$

式中, ρ_w 为孔隙水的质量密度, V_w 和 V_0 分别为孔隙水体积和单元体的初始总体积, f_w 是单位体积土体中孔隙水的源项或汇项 ($\text{kg}/\text{m}^3/\text{s}$)。只考虑生化反应引起的孔隙水质量变化时, 基于式 (12), f_w 可表示为

$$f_w = \frac{dS_w}{dt} . \quad (43)$$

基于 Fredlund 的非饱和土力学理论^[17], 孔隙水体

积变化可表示为独立应力变量净应力和基质吸力所引起的孔隙水体积变化之和。与常规非饱和土不同的是, 生化反应过程持续改变土体的力学性质。考虑生化反应影响的孔隙水体积变化可以表示为

$$\frac{dV_w}{V_0} = \mathbf{R}_\sigma d\bar{\sigma} + R_s ds + R_t dt, \quad (44)$$

$$R_t = \frac{\partial \mathbf{R}_\sigma}{\partial t} \bar{\sigma} + \frac{\partial R_s}{\partial t} s, \quad (45)$$

式中, \mathbf{R}_σ 和 R_s 分别代表与净应力相关的孔隙水体积变化系数矩阵以及和基质吸力相关的孔隙水体积变化系数 (Pa^{-1}), 两者均与生化反应过程相关, R_t 代表净应力和基质吸力水平保持不变时, 生化反应导致土体孔隙水体积变化特性改变而引起孔隙水体积变化相对应的系数 (Pa^{-1})。

假设孔隙水的质量密度为常量, 将式(20)、(27)、(44)代入式(42)可以得到孔隙水运移的控制方程:

$$C_{wa} \frac{\partial u_a}{\partial t} + C_{ww} \frac{\partial u_w}{\partial t} + \mathbf{C}_{wu} \frac{\partial \mathbf{u}}{\partial t} = -\nabla \cdot \mathbf{v}_w + C_w, \quad (46)$$

式中,

$$C_{wa} = R_s - \mathbf{R}_\sigma \mathbf{S}_\sigma^{-1} \mathbf{S}_s, \quad (47)$$

$$C_{ww} = -R_s + \mathbf{R}_\sigma \mathbf{S}_\sigma^{-1} \mathbf{S}_s, \quad (48)$$

$$\mathbf{C}_{wu} = \mathbf{R}_\sigma \mathbf{S}_\sigma^{-1} \mathbf{P}^T, \quad (49)$$

$$C_w = f_w / \rho_w + (\mathbf{R}_\sigma \mathbf{S}_\sigma^{-1} \mathbf{S}_t - R_t). \quad (50)$$

式(50)中, 右端第一项代表生化反应直接引起的源或汇, 第二项代表生化反应引起土体变形和持水能力改变产生的源或汇。

1.5 液相溶质迁移

除了随着孔隙水的对流运移而传播外, 孔隙水中的溶质自身也具有运移能力, 这使得溶质传播可以超出孔隙水运移所影响的范围。液相溶质自身的迁移主要由分子扩散和机械弥散引起; 同时固相对溶质有吸附作用, 阻滞溶质扩散。

分子扩散的驱动力是化学势(浓度)梯度(图3), 即当某一溶质在孔隙水中分布不均匀, 即使孔隙液体没有整体的流动, 该溶质也会从化学势高的地方扩散到化学势低的地方, 最终在空间上分布均匀。研究表明分子扩散引起的溶质运移通量与溶质浓度梯度成正比, 其比例系数即分子扩散系数^[18]。相比纯液相环境, 土体中分子扩散系数还受到土颗粒存在的影响: ①土颗粒的存在使得任意截面上溶质扩散截面积相应变小; ②由于土颗粒的不均匀分布, 孔隙液体在土体中是迂回前进的, 使得溶质扩散的路径延长。因此, 土体孔隙水中溶质扩散系数是体积含水率 θ 及孔隙通道曲折度 τ 的函数^[11]:

$$\mathbf{D}_i^{id} = f(\theta, \tau) \mathbf{D}_0^{id}, \quad (51)$$

$$\mathbf{D}_0^{id} = \begin{bmatrix} D_{0x}^{id} & 0 & 0 \\ 0 & D_{0y}^{id} & 0 \\ 0 & 0 & D_{0z}^{id} \end{bmatrix}, \quad (52)$$

式中, \mathbf{D}_i^{id} 为第 i 种溶质的分子扩散系数矩阵 (m^2/s), \mathbf{D}_0^{id} 为第 i 种溶质纯液相环境中的扩散系数矩阵, $f(\theta, \tau)$ 为溶质分子扩散影响系数。

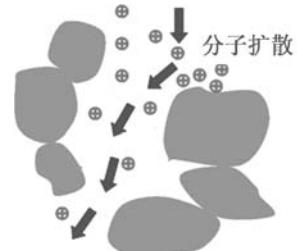


图 3 液相溶质分子扩散示意图

Fig. 3 Molecular diffusion of solute in water

机械弥散是由于孔隙中微观流速变化而引起的溶质迁移。由于孔隙分布的不均匀以及孔隙几何形状和大小的不同, 水流的局部微观流速在大小和方向上发生着变化(图4): ①孔隙水的中心和边缘的流速不同; ②不同孔径孔隙中的流速不同; ③孔隙的弯曲程度不同以及封闭孔隙或团粒内部孔隙水流基本不运动, 而使微观流速不同。研究表明机械弥散引起的溶质运移通量与溶质的浓度梯度成正比, 其比例系数即机械弥散系数。机械弥散系数与孔隙水流速及孔隙几何特性相关, 可表示为^[19]

$$\mathbf{D}_i^{im} = \alpha_i \bar{v}_w, \quad (53)$$

式中, \mathbf{D}_i^{im} 为第 i 种溶质的机械弥散系数矩阵 (m^2/s), α_i 是纵向弥散度 (m), 与孔隙的几何特性有关, \bar{v}_w 为孔隙水实际平均流速 (m^2/s), $\bar{v}_w = v_w / \theta$ 。

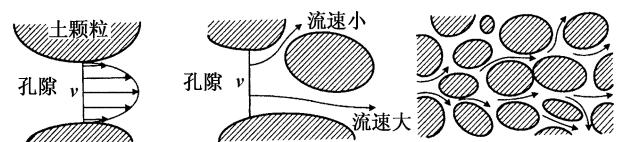


图 4 微观流速变化原因示意图^[20]

Fig. 4 Variation of microscopic velocity

此外, 如图5所示, 由于分子引力及化学反应等作用, 固相可以吸附溶液中的溶质(包括离子), 固相吸附量的增加或减少分别对应吸附或解吸附行为, 这是一个固相和液相间分配溶质的动态平衡过程。当土体中液相溶质达到吸附平衡时, 吸附速度和解吸附速度相同, 此时固相吸附的溶质质量与液相中溶质浓度存在一定关系^[21]。由于吸附平衡所需时间与实际工程中污染物扩散的时间相比很小, 本文假设吸附平衡瞬间完成, 用吸附函数 $c_s^i = c_s^i(c_1^i)$ 描述吸附过程, 吸附/解吸附引起的液相溶质质量变化可以表示为

$$\frac{\partial c_s^i}{\partial t} = \frac{\partial c_s^i}{\partial c_1^i} \frac{\partial c_1^i}{\partial t}, \quad (54)$$

式中, c_s^i 为单位体积固相所吸附的第 i 种溶质的质量 (kg/m^3), c_l^i 为第 i 种溶质的液相浓度。

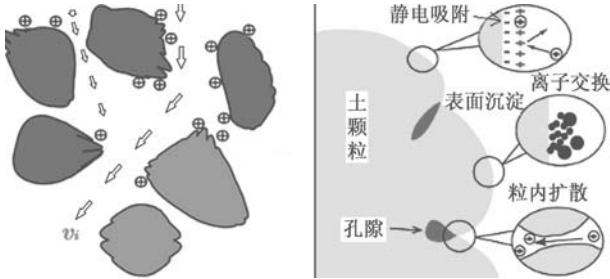


图 5 液相溶质吸附机理示意图

Fig. 5 Adsorption mechanism of liquid solute

综上, 在如图 6 所示的单元体中, 第 i 种液相溶质的质量变化由对流和扩散/机械弥散引起的液相溶质流入流出、吸附解吸附引起的液相溶质质量变化以及液相溶质的源项或汇项造成。

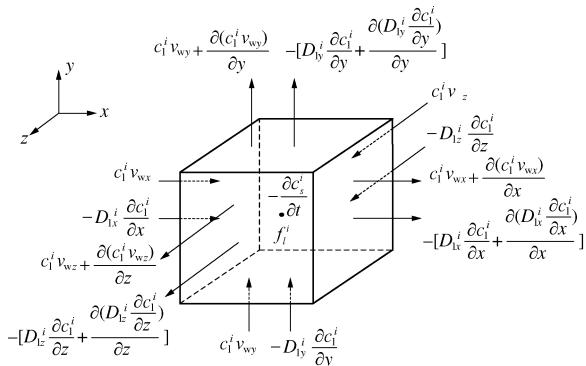


图 6 液相溶质质量守恒 (第 i 种溶质)

Fig. 6 Liquid solute mass conservation (i^{th} component)

根据单元体中第 i 种液相溶质的质量守恒有:

$$\frac{\partial \left(c_l^i \frac{V_w}{V_0} \right)}{\partial t} = -\nabla \cdot (c_l^i \mathbf{v}_w) + \nabla \cdot (\mathbf{D}_l^i \nabla c_l^i) - \frac{\partial [(1-n)c_s^i]}{\partial t} + f_l^i, \quad (55)$$

$$\mathbf{D}_l^i = \mathbf{D}_l^{\text{id}} + \mathbf{D}_l^{\text{im}}, \quad (56)$$

式中, \mathbf{D}_l^i 为第 i 种溶质的分子扩散/机械弥散系数矩阵, f_l^i 为单位体积土体中第 i 种溶质的源项或汇项。只考虑生化反应引起的溶质源项或汇项时, 基于式 (12), f_l^i 可以表示为

$$f_l^i = \theta \frac{dS_{li}}{dt}, \quad (57)$$

式中, S_{li} 代表第 i 种液相溶质的浓度。

将式 (20)、(27)、(44) 代入式 (55) 可得第 i 种溶质运移的控制方程:

$$C_{lc}^i \frac{\partial c_l^i}{\partial t} + C_{la}^i \frac{\partial u_a}{\partial t} + C_{lw}^i \frac{\partial u_w}{\partial t} + C_{lu}^i \frac{\partial u}{\partial t} = -\nabla \cdot (c_l^i \mathbf{v}_w) + \nabla \cdot (\mathbf{D}_l^i \nabla c_l^i) + C_l^i, \quad (58)$$

式中,

$$C_{lc}^i = \theta + (1-n) \frac{\partial c_s^i}{\partial c_l^i}, \quad (59)$$

$$C_{la}^i = c_l^i (R_s - \mathbf{R}_\sigma \mathbf{S}_\sigma^{-1} \mathbf{S}_s), \quad (60)$$

$$C_{lw}^i = -c_l^i (R_s - \mathbf{R}_\sigma \mathbf{S}_\sigma^{-1} \mathbf{S}_s), \quad (61)$$

$$C_{lu}^i = c_l^i \mathbf{R}_\sigma \mathbf{S}_\sigma^{-1} \mathbf{P}^T, \quad (62)$$

$$C_l^i = f_l^i + c_l^i (\mathbf{R}_\sigma \mathbf{S}_\sigma^{-1} \mathbf{S}_t - R_t). \quad (63)$$

式 (63) 中, 右端第一项代表生化反应直接引起的源或汇, 第二项代表生化反应引起土体变形和持水能力改变产生的源或汇。

1.6 孔隙气运移

孔隙气体的运移由对流和扩散所引起, 下面分别论述气体的对流和扩散机理。

以一维通道中的二元组分 (气体1和气体2) 孔隙气运移为例, 对流引起的气体1和气体2的运移通量可以表示为

$$N_1^v = X_1 N^v, \quad (64)$$

$$N_2^v = X_2 N^v, \quad (65)$$

$$N^v = N_1^v + N_2^v = \bar{v}_a n_a, \quad (66)$$

$$X_1 + X_2 = 1. \quad (67)$$

式中, N^v 为单位时间内对流引起的通过单位面积通道的孔隙气总摩尔数 (即对流通量) ($\text{mol}/\text{m}^2/\text{s}$), N_1^v 和 N_2^v 分别是气体1和气体2的对流通量, \bar{v}_a 为孔隙气整体实际平均流速, n_a 为所有气体的摩尔浓度 (mol/m^3), X_1 和 X_2 分别是气体1和气体2占孔隙气总摩尔数的比例。

孔隙气的扩散按驱动力的不同分为两种^[22], 如图 7 所示: ①气体分子间碰撞引起的体相扩散; ②气体分子与孔壁间的碰撞引起的努森扩散。

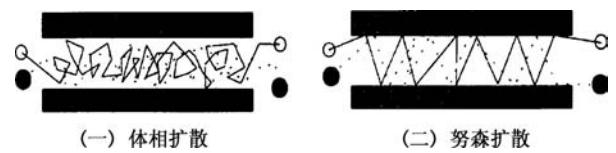


图 7 气体扩散机理^[22]

Fig. 7 Mechanism of gas diffusion^[22]

体相扩散引起的单位体积孔隙气中气体2对气体1的阻滞力为

$$f_{g12} = \frac{1}{D_{12}} X_1 X_2 \bar{u}_a (\bar{v}_{g2} - \bar{v}_{g1}), \quad (68)$$

式中, D_{12} 为二元组分孔隙气的扩散系数 (m^2/s), 只与气体1和气体2本身的性质有关 (表6), \bar{u}_a 为孔隙气总气压 (绝对气压) (Pa), \bar{v}_{g1} 和 \bar{v}_{g2} 分别为气体1和气体2的实际运移速度 (m/s)。

基于式 (68), 只考虑体相扩散时, 根据气体间阻滞力与气体分压力的力学平衡有:

$$X_2 N_{1m}^D - X_1 N_{2m}^D = -D_{12} \frac{\partial n_{gm}^1}{\partial x} , \quad (69)$$

式中, N_{1m}^D 和 N_{2m}^D 分别为气体1和气体2的体相扩散通量 ($\text{mol}/\text{m}^2/\text{s}$), n_{gm}^1 代表经由体相扩散的气体1的摩尔浓度。

只考虑努森扩散时, 气体1的努森扩散通量为

$$N_{1w}^D = -D_{1M} \frac{\partial n_{gw}^1}{\partial x} , \quad (70)$$

式中, N_{1w}^D 为气体1的努森扩散通量, D_{1M} 为气体1的努森扩散系数 (m^2/s), n_{gw}^1 代表经由努森扩散的气体1的摩尔浓度。

由于同时存在体相扩散和努森扩散, 气体1的体相扩散通量与努森扩散通量相等, 引起体相扩散和努森扩散的浓度梯度之和等于气体1的浓度梯度^[23], 有:

$$N_{1w}^D = N_{1m}^D = N_1^D , \quad (71)$$

$$\nabla n_g^1 = \nabla n_{gm}^1 + \nabla n_{gw}^1 = -\frac{X_2 N_1^D - X_1 N_2^D}{D_{12}} - \frac{N_1^D}{D_{1M}} . \quad (72)$$

气体的总通量可以表示为对流通量与扩散通量之和, 对于气体1有:

$$N_1 = N_1^v + N_1^D . \quad (73)$$

基于理想气体状态方程有

$$n_g^1 = \frac{u_g^1}{RT} , \quad (74)$$

式中, n_g^1 和 u_g^1 分别为气体1的摩尔浓度 (mol/m^3) 和分压 (Pa)。

将式(64)、(66)、(73)和(74)代入至式(72)可得:

$$-\frac{1}{RT} \frac{\partial u_g^1}{\partial x} + \frac{X_1 \bar{u}_a}{D_{1M}} \frac{\bar{u}_a}{RT} = \frac{X_2 N_1 - X_1 N_2}{D_{12}} + \frac{N_1}{D_{1M}} , \quad (75a)$$

$$-\frac{1}{RT} \frac{\partial u_g^2}{\partial x} + \frac{X_2 \bar{u}_a}{D_{2M}} \frac{\bar{u}_a}{RT} = \frac{X_1 N_2 - X_2 N_1}{D_{12}} + \frac{N_2}{D_{2M}} , \quad (75b)$$

式中, R 为气体状态常数 ($\text{m}^3/\text{Pa}\cdot\text{K}/\text{mol}$), T 为气体温度 (K), D_{2M} 为气体2的努森扩散系数 (m^2/s), u_g^2 为气体2的分压 (Pa)。

上述两式给出了各气体分压 (u_g^1 和 u_g^2) 和各气体通量 (N_1 和 N_2) 的关系。将上述一维通道中的二元组分孔隙气运移推广至三维土体中的多组分气体运移, 可得土体中第 i 种组分孔隙气体的运移通量:

$$-\frac{\nabla u_g^i}{RT} + \frac{X_i \bar{u}_a}{D_{iM}} \frac{\bar{u}_a}{RT} = \sum_{j=1, j \neq i}^{n_3} \frac{X_j N_g^i - X_i N_g^j}{D_{ij}^e} + \frac{N_g^i}{D_{iM}^e} , \quad (76)$$

式中,

$$D_{iM}^e = \begin{bmatrix} D_{iMx}^e & 0 & 0 \\ 0 & D_{iMy}^e & 0 \\ 0 & 0 & D_{iMz}^e \end{bmatrix} , \quad (77)$$

$$D_{ij}^e = \begin{bmatrix} D_{ijx}^e & 0 & 0 \\ 0 & D_{ijy}^e & 0 \\ 0 & 0 & D_{ijz}^e \end{bmatrix} , \quad (78)$$

$$N_g^i = \{N_{gx}^i, N_{gy}^i, N_{gz}^i\}^T , \quad (79)$$

其中, N_g^i 为第 i 种组分气体的通量, u_g^i 为气体 i 的分压 (kPa), D_{ij}^e 为土体中 i, j 两元气体系统中的有效扩散系数矩阵, D_{iM}^e 为土体中第 i 种组分气体的有效努森扩散系数矩阵, D_{ij}^e 和 D_{iM}^e 与土体孔隙和固相颗粒的几何特性以及土体的饱和度相关, v_a 为孔隙气整体平均流速, 基于达西定律, 可以表示为

$$v_a = -\frac{k_i k_{ra}}{\mu_a} \nabla u_a , \quad (80)$$

$$k_{ra} = \begin{bmatrix} k_{rax} & 0 & 0 \\ 0 & k_{ray} & 0 \\ 0 & 0 & k_{raz} \end{bmatrix} , \quad (81)$$

式中, k_{ra} 为气相相对渗透系数矩阵, μ_a 为孔隙气整体的黏滞度 ($\text{kg}/\text{m}\cdot\text{s}$)。

式(76)给出了多组分气体中各组分气体通量与各组分气体分压的关系, 将其联立写成矩阵形式, 可进一步显式求得各气体组分的运移通量:

$$N_g = -B^{-1} \frac{\nabla u_g}{RT} + B^{-1} \frac{v_a \bar{u}_a}{RT} Y , \quad (82)$$

式中,

$$N_g = \{N_g^1, N_g^2, \dots, N_g^{n_3}\}^T , \quad (83)$$

$$B = \begin{bmatrix} B_{11} & B_{12} & \dots & B_{1n_3} \\ B_{21} & B_{22} & \dots & B_{2n_3} \\ \vdots & \vdots & \ddots & \vdots \\ B_{n_31} & B_{n_32} & \dots & B_{n_3n_3} \end{bmatrix} , \quad (84)$$

$$B_{ii} = \frac{1}{D_{iM}^e} + \sum_{k=1, k \neq i}^{n_3} D_{ik}^e , \quad (85)$$

$$B_{ij(i \neq j)} = -\frac{X_i}{D_{ij}^e} , \quad (86)$$

$$u_g = \{u_g^1, u_g^2, \dots, u_g^{n_3}\}^T , \quad (87)$$

$$Y = \left\{ \frac{X_1}{D_{1M}^e}, \frac{X_2}{D_{2M}^e}, \dots, \frac{X_{n_3}}{D_{n_3M}^e} \right\}^T . \quad (88)$$

式(82)右端第一项描述了气体分压 u_g 对通量的贡献, 第二项描述了气体总压 \bar{u}_a 对通量的贡献。

忽略固相对各组分孔隙气的吸附作用, 根据单元体中第 i 种孔隙气体的质量守恒有:

$$\frac{\partial (c_g^i V_a / V_0)}{\partial t} = -\nabla \cdot (M_g^i N_g^i) + f_g^i , \quad (89)$$

式中, c_g^i 为第 i 种组分气体的气相浓度, V_a 是孔隙气

整体体积, \mathbf{N}_g^i 为第 i 种组分气体的扩散通量矩阵, M_g^i 为第 i 种组分气体的摩尔质量, f_g^i 代表单位体积土体中第 i 种组分气体的源项或汇项。只考虑生化反应引起的气体源项或汇项时, 基于式 (13), f_g^i 可表示为

$$f_g^i = \frac{dS_{gi}}{dt} \quad . \quad (90)$$

由于土体总的体变等于固、液、气三相体积变化之和, 因此有:

$$dV_a = dV_t - dV_s - dV_w \quad . \quad (91)$$

其中, 土体总体积变化可以表示为

$$\frac{dV_t}{V_0} = -d\varepsilon_v = -d\nabla \cdot \mathbf{u} \quad . \quad (92)$$

假设固相不可压缩, 惰性固相的体积为常量, 只考虑生化反应引起的固相体积变化, 有:

$$\frac{dV_s}{V_0} = \frac{d(V_{sd} + V_{si})}{V_0} = \frac{dV_{sd}}{V_0} = \frac{d(m_{sd}/\rho_{sd})}{V_0} \quad , \quad (93)$$

式中, V_{sd} 和 V_{si} 分别是 t 时刻可变固相和惰性固相的体积, m_{sd} 和 ρ_{sd} 分别是 t 时刻可变固相的质量和密度。

基于理想气体状态方程有:

$$c_g^i = \frac{u_g^i M_g^i}{RT} \quad (94)$$

将式 (20)、(27)、(46)、(91) ~ (94) 代入式 (89) 可得第 i 种组分气体运移的控制方程:

$$\begin{aligned} C_{gg}^i \frac{\partial u_g^i}{\partial t} + C_{ga}^i \frac{\partial u_a}{\partial t} + C_{gw}^i \frac{\partial u_w}{\partial t} + \mathbf{C}_{gu1}^i \frac{\partial \mathbf{u}}{\partial t} + C_{gu2}^i \frac{\partial \nabla \cdot \mathbf{u}}{\partial t} \\ = -RT \nabla \cdot \mathbf{N}_g^i + C_g^i \quad , \end{aligned} \quad (95)$$

式中,

$$C_{gg}^i = \theta_a \quad , \quad (96)$$

$$C_{ga}^i = u_g^i (\mathbf{R}_{\bar{\sigma}} \mathbf{S}_{\bar{\sigma}}^{-1} \mathbf{S}_s - R_s) \quad , \quad (97)$$

$$C_{gw}^i = -u_g^i (\mathbf{R}_{\bar{\sigma}} \mathbf{S}_{\bar{\sigma}}^{-1} \mathbf{S}_s - R_s) \quad , \quad (98)$$

$$\mathbf{C}_{gu1}^i = -u_g^i \mathbf{R}_{\bar{\sigma}} \mathbf{S}_{\bar{\sigma}}^{-1} \mathbf{P}^T \quad , \quad (99)$$

$$C_{gu2}^i = -u_g^i \quad , \quad (100)$$

$$C_g^i = \frac{RT}{M_g^i} f_g^i - u_g^i \left[\mathbf{R}_{\bar{\sigma}} \mathbf{S}_{\bar{\sigma}}^{-1} \mathbf{S}_t - R_t - \frac{d(m_{sd}/\rho_{sd})}{V_0 dt} \right] \quad . \quad (101)$$

基于道尔顿定律, 孔隙气整体压力 \bar{u}_a 等于各组分气体的分压之和, 即

$$\bar{u}_a = u_a + u_{atm} = \sum_{i=1}^{n_3} u_g^i \quad , \quad (102)$$

式中, u_{atm} 为大气压力。

各组分气体运移的控制方程 (式 (97)) 相加后, 可得孔隙气总体的运移方程:

$$\begin{aligned} C_{aa} \frac{\partial u_a}{\partial t} + C_{aw} \frac{\partial u_w}{\partial t} + \mathbf{C}_{au1} \frac{\partial \mathbf{u}}{\partial t} + C_{au2} \frac{\partial \nabla \cdot \mathbf{u}}{\partial t} \\ = RT \nabla \cdot \mathbf{N}_a + C_a \quad , \end{aligned} \quad (103)$$

式中,

$$C_{aa} = \theta_a + \bar{u}_a (\mathbf{R}_{\bar{\sigma}} \mathbf{S}_{\bar{\sigma}}^{-1} \mathbf{S}_s - R_s) \quad , \quad (104)$$

$$C_{aw} = -\bar{u}_a (\mathbf{R}_{\bar{\sigma}} \mathbf{S}_{\bar{\sigma}}^{-1} \mathbf{S}_s - R_s) \quad , \quad (105)$$

$$\mathbf{C}_{au1} = -\bar{u}_a \mathbf{R}_{\bar{\sigma}} \mathbf{S}_{\bar{\sigma}}^{-1} \mathbf{P}^T \quad , \quad (106)$$

$$C_{au2} = -\bar{u}_a \quad , \quad (107)$$

$$C_a = \frac{RT}{M_a} f_a - \bar{u}_a \left[\mathbf{R}_{\bar{\sigma}} \mathbf{S}_{\bar{\sigma}}^{-1} \mathbf{S}_t - R_t - \frac{d(m_{sd}/\rho_{sd})}{V_0 dt} \right] \quad . \quad (108)$$

将各组分气体扩散通量 (式 (82)) 叠加后可得式 (103) 中的孔隙气总体通量 \mathbf{N}_a :

$$\mathbf{N}_a = -\mathbf{AB}^{-1} \frac{\nabla \mathbf{u}_g}{RT} + \mathbf{AB}^{-1} \frac{\mathbf{v}_a \bar{u}_a}{RT} \mathbf{Y} \quad , \quad (109)$$

$$\mathbf{A} = \underbrace{\{1, 1, \dots, 1\}}_{n_3} \quad . \quad (110)$$

若考虑单一组分气体有:

$$\mathbf{B}^{-1} = \mathbf{D}_{IM}^e \quad . \quad (111)$$

由式 (109) 可得孔隙气总体通量:

$$\mathbf{N}_a = \frac{\bar{u}_a \mathbf{v}_a}{RT} - \frac{\mathbf{D}_{IM}^e \nabla \mathbf{u}_a}{RT} \quad . \quad (112)$$

式 (112) 包括对流项和努森扩散项。常规土中, 气体运移一般只考虑对流, 忽略了努森扩散对气体运移的阻滞。

1.7 生化反应 - 骨架变形 - 水气运移 - 溶质迁移耦合模型控制方程及特点

基于上述生化反应、骨架变形、水气运移和溶质迁移的控制方程, 建立的生化反应 - 骨架变形 - 水气运移 - 溶质迁移耦合模型控制方程由如下 3 个骨架运动控制方程 (式 (113))、1 个孔隙水运移控制方程 (式 (114))、 n_2-1 个液相溶质迁移控制方程 (式 (115))、及 n_3 个孔隙气体运移控制方程 (式 (116)) 共 n_2+n_3+3 个控制方程构成:

$$\mathbf{C}_{ua} \frac{\partial u_a}{\partial t} + \mathbf{C}_{uw} \frac{\partial u_w}{\partial t} + \mathbf{C}_{uu} \frac{\partial \mathbf{u}}{\partial t} = \mathbf{PS}_{\bar{\sigma}}^{-1} \mathbf{S}_t - \frac{\partial \mathbf{b}}{\partial t} \quad , \quad (113)$$

$$\mathbf{C}_{wa} \frac{\partial u_a}{\partial t} + \mathbf{C}_{ww} \frac{\partial u_w}{\partial t} + \mathbf{C}_{ww} \frac{\partial \mathbf{u}}{\partial t} = -\nabla \cdot \mathbf{v}_w + C_w \quad , \quad (114)$$

$$\begin{aligned} C_{lc}^i \frac{\partial c_1^i}{\partial t} + C_{la}^i \frac{\partial u_a}{\partial t} + C_{lw}^i \frac{\partial u_w}{\partial t} + \mathbf{C}_{lu}^i \frac{\partial \mathbf{u}}{\partial t} \\ = -\nabla \cdot (c_1^i \mathbf{v}_w) + \nabla \cdot (\mathbf{D}_l^i \nabla c_1^i) + C_1^i \quad (i=1, 2, \dots, n_2-1), \end{aligned} \quad (115)$$

$$\begin{aligned} C_{gg}^i \frac{\partial u_g^i}{\partial t} + C_{ga}^i \frac{\partial u_a}{\partial t} + C_{gw}^i \frac{\partial u_w}{\partial t} + \mathbf{C}_{gu1}^i \frac{\partial \mathbf{u}}{\partial t} + C_{gu2}^i \frac{\partial \nabla \cdot \mathbf{u}}{\partial t} \\ = -RT \nabla \cdot \mathbf{N}_g^i + C_g^i \quad (i=1, 2, \dots, n_3) \quad . \end{aligned} \quad (116)$$

耦合方程涉及 3 类共 n_2+n_3+3 个状态变量, 包括 3 个位移 (\mathbf{u})、1 个孔隙水压力 (u_w)、 n_2-1 个液相溶质浓度 (c_1^i) 及 n_3 个孔隙气分压 (u_g^i)。

耦合方程所描述的固液气相互作用问题涉及以下 7 类本构关系, 需通过相应的试验来确定相关的特性参数: ①生化反应特性 (有关 φ_j 和 ϕ_j); ②应力应变特性 (有关 \mathbf{S}_σ , \mathbf{S}_s 和 \mathbf{S}_t); ③水气渗透特性 (有关 \mathbf{k}_i , \mathbf{k}_{rw} 和 \mathbf{k}_{ra}); ④孔隙水体积变化特性 (有关 \mathbf{R}_σ 、 R_s 和 R_t); ⑤溶质扩散、弥散特性 (有关 \mathbf{D}_i^{id} 和 \mathbf{D}_i^{im}); ⑥溶质的吸附/解吸附特性 (有关 $c_s^i(c_j^i)$); ⑦孔隙气扩散特性 (有关 \mathbf{D}_g^e 和 \mathbf{D}_{fm}^e)。

总体而言, 所建立的耦合方程有以下 3 方面特点:

(1) 相对于传统土力学中考虑骨架变形及水气运移的耦合作用, 还考虑了土体中的生化反应及多组分液气污染物的迁移。

(2) 生化反应通过两个方面与骨架变形、水气运移及溶质迁移相耦合: ①生化反应引起固、液、气三相物质的生成与消耗, 为水气运移和溶质迁移提供相应的源项或汇项; ②生化反应引起固相组成以及土体孔隙和固相颗粒几何特性的改变, 影响骨架变形特性、孔隙水体积变化特性、水气渗透特性、溶质扩散/机械弥散特性以及气体扩散特性。

(3) 由式 (113)、(114) 可知, 骨架和孔隙水的运动与各液相溶质的浓度无关; 受孔隙气体总体压力的直接影响, 与各组分孔隙气体的分压呈弱耦合的关系 (式 (103) 和 (109))。因此, 可先根据式 (113)、(114) 和 (103) 3 个控制方程, 求得位移 \mathbf{u} 、孔隙水压力 u_w 和孔隙气总体压力 u_a 这 3 类状态变量, 代入各组分孔隙气运移控制方程 (式 (116)), 通过弱耦合迭代求解各组分孔隙气的分压 u_g^i 。各液相溶质的浓度 c_i^i 可根据 \mathbf{u} , u_w 和 u_a 直接由液相溶质迁移控制方程 (式 (115)) 求得。

2 城市固体废弃物生化降解

填埋是目前世界各国处置城市固废的主要方法^[24]。城市固体废弃物填埋后, 其中的有机质在微生物的作用下发生剧烈的生化降解, 导致固相质量损失, 产生大量的渗滤液、填埋气和污染物。填埋场既是一个土工构筑物, 也是一个生化反应器。本节利用上节的基本方程, 力图描述作为生化反应器的填埋场中各物质质量的定量变化关系, 为填埋场的固结及稳定分析提供研究基础。

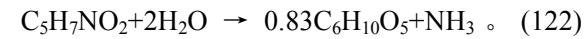
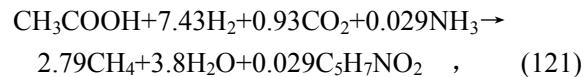
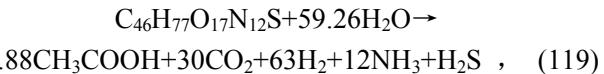
2.1 城市固体废弃物填埋场生化降解控制方程

城市固体废弃物中绝大部分可降解的固相有机物为总糖、蛋白质、脂肪和纤维素 (含半纤维素)。总糖、蛋白质和脂肪主要来自厨余类固废, 纤维素则主要来自于纸类、庭院、木材和织物类固废。值得指出的是, 厨余类固废 (如瓜果蔬菜) 含有大量未破裂的细胞,

细胞液中的水被细胞壁禁锢在细胞内部, 无法自由的运移。这部分水区别于固废孔隙间的自由水, 在此称之为胞内水。

厌氧降解为填埋场中主导的生化反应, 可分为水解、酸化、乙酸化和甲烷化 4 个阶段。相对于水解阶段, 酸化和乙酸化阶段持续时间显著较短, 可以将城市固体废弃物的降解简化为水解-甲烷化二阶段形式^[7]。在水解阶段, 总糖、蛋白质、脂肪和纤维素 4 大类固相物质, 在微生物的作用下水解为可溶的挥发性脂肪酸 (VFA) 和氢气、二氧化碳等, 同时造成固相质量的损失。纤维素为细胞壁的主要成分, 纤维素的水解引起细胞壁的破裂, 从而其中的胞内水释放出来, 导致降解产水。这里假定胞内水来自果蔬类固废, 按纤维素的降解比例释放。在甲烷化阶段, 水解生成的中间产物在甲烷菌作用下进一步转化为甲烷和二氧化碳等, 导致降解产气。甲烷菌作为一种生物体, 其生命周期有限, 按照一定规律衰亡。

城市固体废弃物填埋场的生化反应方程式为



式 (117) 右端的水为细胞壁破裂释放的胞内水, λ_w 为释放的胞内水与降解纤维素的质量比; 式 (118) 和 (122) 中的 $\text{C}_6\text{H}_{10}\text{O}_5$ 为总糖。

反应共涉及纤维素 ($\text{C}_6\text{H}_{10}\text{O}_5$)、总糖 ($\text{C}_6\text{H}_{10}\text{O}_5$)、蛋白质 ($\text{C}_{46}\text{H}_{77}\text{O}_{17}\text{N}_{12}\text{S}$)、脂肪 ($\text{C}_{55}\text{H}_{104}\text{O}_6$)、水 (H_2O)、VFA (以 CH_3COOH 为代表)、溶解氨 (NH_3)、甲烷菌 ($\text{C}_5\text{H}_7\text{NO}_2$)、二氧化碳 (CO_2)、硫化氢 (H_2S)、甲烷 (CH_4) 和氢气 (H_2) 这 12 种物质, 分别记为 $i=1,2,\dots,12$; 共包括不同可降解物质的 4 个水解反应 (式 (117) ~ (120))、中间产物的 1 个甲烷化反应 (式 (121)) 和甲烷菌的 1 个衰亡反应 (式 (122)), 相应的限制性底物依次是纤维素、总糖、蛋白质、脂肪、VFA 和甲烷菌。式 (117) ~ (122) 的化学反应方程配平系数矩阵 \mathbf{C}_c 和化学反应中各物质摩尔质量比值系数矩阵 \mathbf{C}_m 如下所示, 其中化学反应系数矩阵 \mathbf{C} 由 \mathbf{C}_c 和 \mathbf{C}_m 点乘得到:

$$C_c = \begin{pmatrix} -1 & 0 & 0 & 0 & \lambda_w - 5 & 1 & 0 & 0 & 4 & 0 & 0 & 8 \\ 0 & -1 & 0 & 0 & -5 & 1 & 0 & 0 & 4 & 0 & 0 & 8 \\ 0 & 0 & -1 & 0 & -59.26 & 7.88 & 12 & 0 & 30 & 1 & 0 & 63 \\ 0 & 0 & 0 & -1 & -78 & 13 & 0 & 0 & 29 & 0 & 0 & 104 \\ 0 & 0 & 0 & 0 & 3.8 & -1 & -0.029 & 0.029 & -0.93 & 0 & 2.79 & -7.43 \\ 0 & 0.83 & 0 & 0 & -2 & 0 & 1 & -1 & 0 & 0 & 0 & 0 \end{pmatrix}, \quad (123)$$

$$C_m = \begin{pmatrix} 1 & 1 & 6.80 & 5.31 & 0.11 & 0.37 & 0.10 & 0.70 & 0.27 & 0.21 & 0.099 & 0.012 \\ 1 & 1 & 6.80 & 5.31 & 0.11 & 0.37 & 0.10 & 0.70 & 0.27 & 0.21 & 0.099 & 0.012 \\ 0.15 & 0.15 & 1 & 0.78 & 0.016 & 0.054 & 0.015 & 0.10 & 0.040 & 0.031 & 0.015 & 0.002 \\ 0.19 & 0.19 & 1.28 & 1 & 0.021 & 0.070 & 0.020 & 0.13 & 0.051 & 0.040 & 0.019 & 0.002 \\ 2.7 & 2.7 & 18.35 & 14.33 & 0.30 & 1 & 0.28 & 1.88 & 0.73 & 0.57 & 0.27 & 0.033 \\ 1.43 & 1.43 & 9.74 & 7.61 & 0.16 & 0.53 & 0.15 & 1 & 0.39 & 0.30 & 0.14 & 0.018 \end{pmatrix}, \quad (124)$$

$$C = \begin{pmatrix} -1 & 0 & 0 & 0 & 0.11\lambda_w - 0.56 & 0.37 & 0 & 0 & 1.08 & 0 & 0 & 0.10 \\ 0 & -1 & 0 & 0 & -0.56 & 0.37 & 0 & 0 & 1.08 & 0 & 0 & 0.10 \\ 0 & 0 & -1 & 0 & -0.97 & 0.43 & 0.19 & 0 & 1.20 & 0.03 & 0 & 0.11 \\ 0 & 0 & 0 & -1 & -1.63 & 0.91 & 0 & 0 & 1.48 & 0 & 0 & 0.24 \\ 0 & 0 & 0 & 0 & 1.14 & -1 & -0.008 & 0.055 & -0.68 & 0 & 0.74 & -0.25 \\ 0 & 1.19 & 0 & 0 & -0.32 & 0 & 0.15 & -1 & 0 & 0 & 0 & 0 \end{pmatrix}. \quad (125)$$

降解所涉及的 6 个反应, 限制性底物各不相同, 因此每个反应的相同限制性底物生化反应的竞争分配因子 ϕ_j 均为 1。4 个水解反应 (式 (117) ~ (120)) 的反应速率可由一级动力学方程描述^[25-27]:

$$R_j = -k_{H_j} f_w f_{lh} S_j, \quad (126)$$

$$f_w(\theta) = \begin{cases} 0 & (\theta < \theta_{\min}) \\ \frac{\theta - \theta_{\min}}{\theta_{\max} - \theta_{\min}} & (\theta_{\min} \leq \theta \leq \theta_{\max}) \\ 1 & (\theta > \theta_{\max}) \end{cases}, \quad (127)$$

$$f_{lh}(S_6) = \frac{1}{1 + (S_6/K_h)^{n_h}}. \quad (128)$$

式中 R_j 为各水解反应中所对应的限制性底物的反应速率 ($\text{kg}/\text{m}^3/\text{d}$), $j=1,2,3,4$; t 为时间 (d); k_{H_j} 为限制性底物 j 的水解速率常数 (d); f_w 为含水率影响函数; f_{lh} 为 VFA 水解抑制函数; θ 为固废体积含水率, 即单位体积固废中水的体积; θ_{\min} 为水解反应发生所需体积含水率的最小值; θ_{\max} 为含水率影响水解的上限值, 即超过该值后, 水分不再限制水解。 f_{lh} 为非竞争性抑制函数的改进形式, K_h 为水解抑制常数 (kg/m^3); n_h 为水解抑制指数。

甲烷菌以 VFA 为底物繁殖 (式 (121)) 的反应速率可用 Monod 方程描述^[25, 28]:

$$R_s = \theta \frac{1}{Y} \frac{k_{m\max} S_8}{K_s + c} f_{lm} S_6, \quad (129)$$

$$f_{lm}(S_6) = \frac{1}{1 + (S_6/K_m)^{n_m}}. \quad (130)$$

式中 $k_{m\max}$ 为甲烷菌的最大繁殖速率 (d); K_s 为甲烷

菌繁殖半饱和速率常数 (kg/m^3); f_{lm} 为 VFA 对甲烷菌繁殖的抑制函数, 反映了 VFA (pH) 对甲烷化过程的影响。 f_{lm} 形式上与 VFA 对水解的抑制函数相同, K_m 为甲烷化抑制常数 (kg/m^3); n_m 为甲烷化抑制指数。

甲烷菌衰亡 (式 (122)) 的反应速率可由一级动力学方程描述:

$$R_6 = \theta k_d S_8, \quad (131)$$

式中, k_d 为甲烷菌的衰亡速率 (d^{-1})。

由式 (8)、(125)、(126)、(129) 和 (131) 可得城市固体废弃物生化降解控制方程:

$$\frac{dS_i}{dt} = \alpha_i \sum_{j=1}^6 (C_{j,i} R_j) \quad (i=1,2,\dots,12), \quad (132)$$

上述控制方程描述了反应器内物质的生成与消耗, 控制变量为参与生化降解的 12 种化学物质的浓度。

与已有生化降解模型^[7, 28]相比, 上述模型对城市固体废弃物按物质组成进行了更全面的分类, 考虑了总糖与纤维素降解的区别、固废降解释放胞内水、VFA (pH) 同时对水解和甲烷化过程的影响。

求解式 (132) 可得:

(1) 单位固废体积中固、水、气三相质量的变化率

$$f_{sd} = \sum_{i=1}^4 \frac{dS_i}{dt}, \quad (133)$$

$$f_{wd} = \frac{dS_5}{dt}, \quad (134)$$

$$f_{gd} = \sum_{i=9}^{12} \frac{dS_i}{dt}. \quad (135)$$

(2) 单位液相体积中污染物 VFA 的质量变化率

$$f_{ad} = dS_6 / dt \quad \text{。} \quad (136)$$

(3) 单位固废体积中气相产物二氧化碳、硫化氢和甲烷的质量变化率

$$f_{cd} = dS_9 / dt \quad , \quad (137)$$

$$f_{hd} = dS_{10} / dt \quad , \quad (138)$$

$$f_{md} = dS_{11} / dt \quad 。 \quad (139)$$

已有研究表明控制方程(式(132))中一部分参数基本为定值^[7, 29-30]。本节研究中, 这些参数的取值保持不变: $\theta_{min}=12\%$, $\theta_{max}=45\%$, $K_h=10 \text{ kg/m}^3$, $n_h=4$, $K_m=5 \text{ kg/m}^3$, $n_m=3$, $Y=0.08$ 。

控制方程中另一部分参数的取值需根据实际降解条件下的试验确定。其中, 可降解物质间水解速率常数 k_{Hi} 受其尺寸、形态影响很大, 通常颗粒越细, 水解越快; 甲烷菌的最大繁殖速率 k_{mmax} 和衰亡速率 k_d 受固废样组分的影响, 该变化可能是由于菌群的不同引起。可通过产甲烷速率试验测得上述参数^[31]。

2.2 城市固体废弃物生化降解规律

表1和表2为中国和美国典型固体废弃物的物理组分和含水率。中国城市固废厨余含量很高, 美国城市固废含有大量纸张。文献[32, 33]分别进行了中美城市固废的室内填埋柱降解试验(下文分别以柱1和柱2表示)。两柱均为封闭降解单元, 不与外界发生物质交换, 且未施加外部荷载。试验结果如图8~13所示。

表 1 中美城市固废物理组分比例

Table 1 Composition of Chinese and American municipal solid wastes (MSWs) (%)

组分	厨余	纸类	塑料	织物	其他
中国 ^[34]	53.0	22	16.0	3	6.0
美国 ^[35]	5.8	60	15.6	5*	13.6*

注: *未测试, 为估算值。

表 2 中美城市固废各组分含水率^[34]

Table 2 Water content of components in Chinese and American MSWs (%)

组分	厨余	纸类	塑料	织物	其他
中国	85	20	5	15	20
美国	70	5	2	10	8

下面采用式(132)分析填埋柱1和2生化降解过程中各物质量的变化规律。固废初始降解条件如表3所示, 其他相关参数取值: $K_{H1}=0.03 \text{ d}^{-1}$, $K_{H2}=0.03 \text{ d}^{-1}$, $K_{H3}=0.003 \text{ d}^{-1}$, $K_H=0.003 \text{ d}^{-1}$, $K_{mmax}=0.05 \text{ d}^{-1}$, $K_d=0.005 \text{ d}^{-1}$, $\lambda_w=9.9/0.93*$ (分别为中国/美国固废胞内水释放系数)。填埋柱1的初始重度为 8 kN/m^3 , 柱2的初始重度为 6 kN/m^3 。固相质量损失、产胞内水质量、液相VFA浓度、pH值、产甲烷量和产 H_2S 量分析结果如图8~13所示。

表 3 固废单元初始降解条件

Table 3 Initial degrading conditions of MSW elements (kg/m³)

初始条件*	S_1	S_2	S_3	S_4	S_5^{**}	S_8
柱 1	30	65	8	8	0.30	0.01
柱 2	90	8	5	5	0.36	0.01

注: *表中未列出的其余物质的初始浓度为0, **仅考虑自由水。

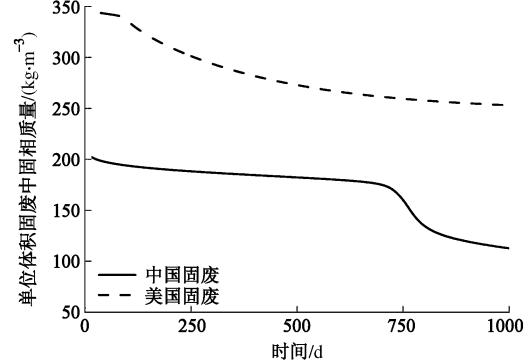


图 8 单位体积固废中固相质量

Fig. 8 Solid mass per unit MSW volume

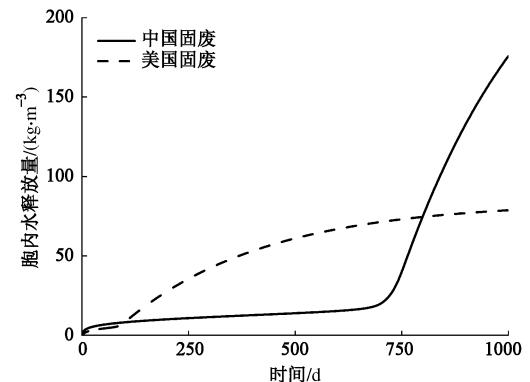


图 9 单位体积固废中胞内水释放量

Fig. 9 Released cellular water per unit MSW volume

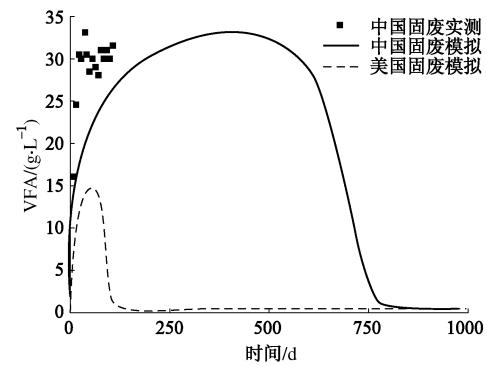


图 10 渗滤液 VFA 浓度

Fig. 10 VFA concentration in leachate

从试验和模拟结果可见, 降解初期易降解物质快速水解, 产生大量VFA, 而此时甲烷化的环境还未形成, VFA无法得到及时转化。因此, VFA将累积, 进而抑制反应的进行, 即酸化抑制现象。中国城市固废中厨余类的比例远大于西方发达国家固废, 含有大量的易降解物质。因此, 酸化程度更为显著, 降解长期处于水解酸化阶段, 无法顺利进入甲烷化, 具体表现

为降解基本停滞、液相 VFA 浓度很高 (pH 很低) 和几乎不产气。典型中国固废的酸化抑制时间长达 600 d, 而典型美国固废抑制时间小于 100 d, 抑制程度也明显较小。本模型既能描述低厨余含量固废的降解行为, 也能较好的反映中国高厨余含量固废降解过程中酸化抑制较严重的现象。

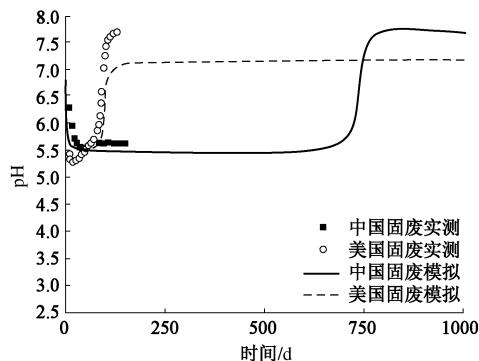


图 11 渗滤液 pH

Fig. 11 pH of leachate

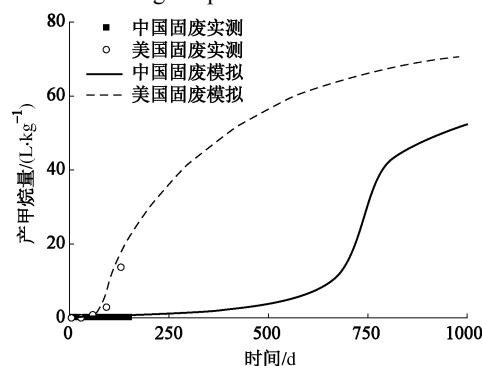


图 12 单位质量固废产甲烷量

Fig. 12 Methane production per unit MSW mass

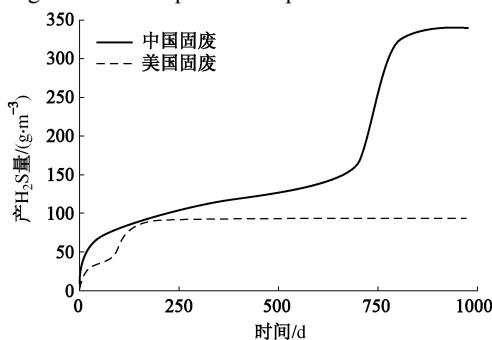


图 13 单位体积固废中 H_2S 释放量

Fig. 13 Hydrogen sulfide production per unit MSW volume

2.3 城市固体废弃物降解程度评价及加速降解

城市固体废弃物填埋后, 其降解行为持续数年乃至几十年, 因此在很长一段时间内需对填埋场进行管理和维护, 如对填埋气进行收集利用、对渗滤液进行导排处理等。另外, 固废降解会引起填埋场封场后的沉降, 不利于填埋场土地资源的恢复和再次开发。因此, 相应的出现以下两个设计和管理者所关心的问题: ①评估城市固体废弃物的降解程度, 预测后续降解行为; ②

加速城市固体废弃物降解, 减少填埋场运营成本。

纤维素/木质素 (C/L) 可作为城市固体废弃物降解程度的有效表征指标^[36-37]。纤维素作为填埋场中主要的降解物质 (即使对中国高厨余类固废, 纤维素也为中长期降解的主要物质), 具有降解速率相对稳定、降解时间长的特点。木质素在填埋场环境下基本不降解, 在结构上和纤维素相互依存, 可以作为很好的参照物, 减小取样不均匀造成的纤维素测试误差。此外, 该指标在工程上较为方便实用, 通过填埋场固废钻孔取样, 采用范氏纤维洗涤法^[38-39]即可简单快速的测得其 C/L 。图 14 为采用此方法测得的中国高厨余含量城市固体废弃物在加速降解条件下的 C/L ^[40]。固废基本不再降解产生液、气及污染物时为基本稳定, 固废完全“矿化”时为完全稳定, 建议取 0.3 和 0.15 分别作为相应的 C/L 取值, 其所对应的时间 (分别记作 $t_{0.3}$ 和 $t_{0.15}$) 分别代表基本稳定时间和完全稳定时间。

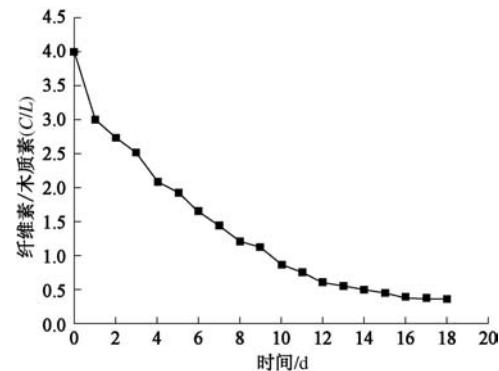


图 14 实验室实测固废样 C/L 随降解变化^[40]

Fig. 14 Measured C/L of MSW samples

图 15 给出了填埋场城市固体废弃物降解程度评价与预测的方法。首先测试新鲜固废组分及 C_0/L_0 ; 然后, 通过钻孔取样获得填埋场某一龄期的固废样, 测得其 C_t/L_t , 以此评价其降解程度; 再根据式 (132) 利用固废组分信息及 C_0/L_0 和 C_t/L_t 率定降解参数; 最后对固废剩余产气潜力等指标进行预测。

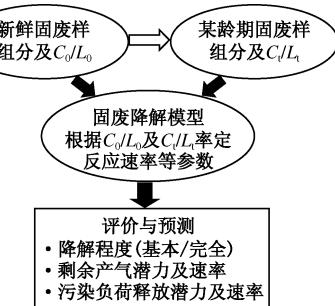


图 15 城市固废降解程度评价与预测流程图

Fig. 15 Evaluation and prediction of degree of MSW degradation

从中美城市固体废弃物降解实例中可以看出, 显著酸化是阻碍高厨余含量固废降解的主要原因。甲烷

菌浓度过低导致未能及时消耗所产生的VFA, 从而导致了酸化抑制的产生。因此在填埋场中注入高甲烷菌浓度、高碱度的渗滤液成为避免和解除酸化抑制的有效调控手段, 可以加速固废的降解。

以杭州市天子岭废弃物填埋场为例, 由于固废厨余类比例高, 发生较明显的酸化抑制现象。选取一填埋单元 ($10 \times 10^4 \text{ m}^3$), 采用生物预处理渗滤液在甲烷代谢填埋体中回灌(增加了渗滤液的甲烷菌浓度和碱度)的方式加速其降解^[41]。同时对新鲜至填埋龄1 a的固废进行了取样, 测试其降解物质, 评价降解程度。由于进行了回灌, 整个填埋单元的降解环境较均一; 利用式(132), 对该示范单元进行降解程度的评价和预测, 并评估了调控方法的有效性。

初始降解条件: $S_1=61.6 \text{ kg/m}^3$, $S_2=9 \text{ kg/m}^3$, $S_3=7.2 \text{ kg/m}^3$, $S_4=60 \text{ kg/m}^3$, $S_5=0.40 \text{ kg/m}^3$, $S_8=0.5/0.01 \text{ kg/m}^3$

(0.5和0.01为调控和不调控时所取的甲烷菌浓度值)。根据固废取样得到的 C/L_t 确定了动力学参数: $k_{H1}=0.02 \text{ d}^{-1}$, $k_{H2}=0.02 \text{ d}^{-1}$, $k_{H3}=0.009 \text{ d}^{-1}$, $k_{H4}=0.009 \text{ d}^{-1}$, $k_{m\max}=0.1 \text{ d}^{-1}$, $k_d=0.01 \text{ d}^{-1}$ 。未列出的参数取值同前。

现场实测和模拟结果表明(图16~19):

(1) 调控后渗滤液VFA的模拟结果与实测结果(COD数据估算值)吻合较好。根据预测, 固废基本稳定时间 $t_{0.3}$ 为 900 d, 完全稳定时间 $t_{0.15}$ 为 9.4 a。现场测得 920 d 左右产气基本停止, 与模拟的基本稳定时间相符, 验证了该降解程度评价和预测方法的可行性。

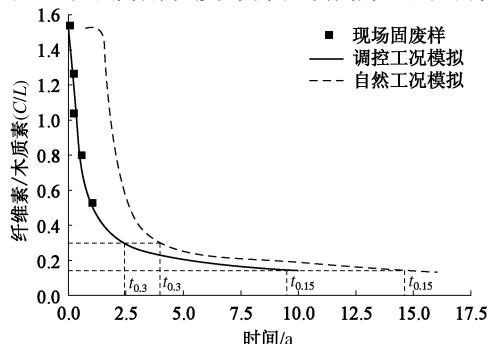


图 16 降解过程中固废样纤维素/木质素

Fig. 16 C/L of MSW during degradation

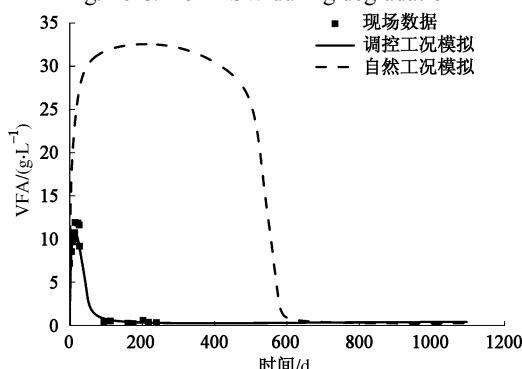


图 17 渗滤液 VFA 浓度

Fig. 17 VFA concentrations in leachate

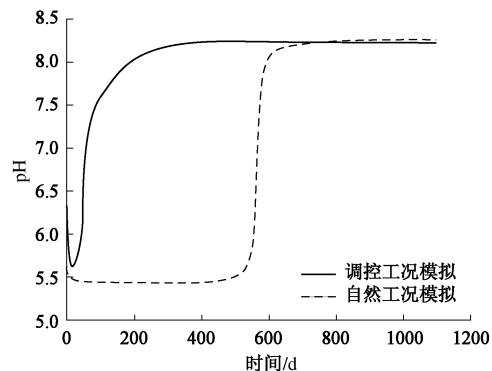


图 18 渗滤液 pH

Fig. 18 pH of leachate

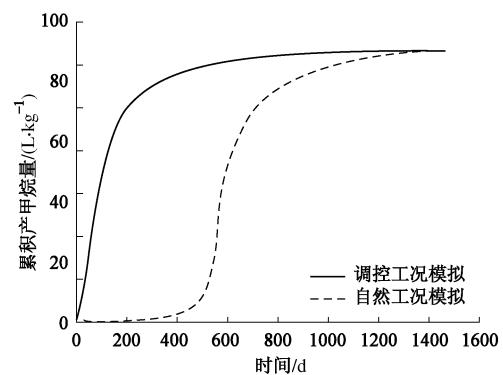


图 19 累积产甲烷量

Fig. 19 Methane production per unit MSW mass

(2) 对自然降解固废(未调控)进行了模拟预测, 结果表明此种情况下存在约 500 d 的严重酸化抑制阶段, 渗滤液污染物处于较高水平。固废基本稳定时间 $t_{0.3}$ 为 3.9 a, 完全稳定时间 $t_{0.15}$ 为 15 a, 远大于调控情况下的完全稳定时间 9.4 a, 反映了渗滤液预处理回灌解除酸化抑制、加速固废降解的有效性。

3 城市固体废弃物填埋场的固结及稳定

国内已建成和正在运行的固废填埋场主要存在以下环境土工问题: ①填埋气泄露和爆炸; ②渗滤液渗漏与扩散; ③填埋体变形大、不均匀沉降显著; ④填埋体失稳。对以上灾害机理的认识不足, 以及现有城市固废填埋场设计、施工、运营和管理中的不合理, 是这些问题的根本原因。本节总结了城市固废生化降解、压缩变形、水气渗透、孔隙水体积变化及强度特性方面的研究成果, 在此基础上利用第1节控制方程分析了城市固废填埋场生化降解-压缩变形-水气运移耦合作用规律, 提出了填埋场环境土工问题的产生机理, 为填埋场设计、施工、运营和管理提供依据。

3.1 城市固废生化降解-压缩变形-水气运移耦合模型

前面第1节建立了土体生化反应-骨架变形-水

气运移-溶质迁移耦合模型, 本节将其退化为针对城市固废的生化降解-压缩变形-水气运移耦合模型, 以分析城市固废填埋场的固、液、气相互作用, 研究固废填埋场环境土工问题的内在机理。

假设不考虑液相溶质的迁移, 并将各气体组分简化为单一气体, 且不考虑气体的努森扩散, 得到由固相骨架运动方程、孔隙水运移方程和气相总体运移方程所组成的城市固废生化降解-骨架变形-水气运移耦合模型:

$$C_{ua} \frac{\partial u_a}{\partial t} + C_{uw} \frac{\partial u_w}{\partial t} + C_{uu} \frac{\partial \mathbf{u}}{\partial t} = \mathbf{P} \mathbf{S}_{\bar{\sigma}}^{-1} \mathbf{S}_t - \frac{\partial \mathbf{b}}{\partial t}, \quad (140)$$

$$C_{wa} \frac{\partial u_a}{\partial t} + C_{ww} \frac{\partial u_w}{\partial t} + C_{wu} \frac{\partial \mathbf{u}}{\partial t} = -\nabla \cdot \mathbf{v}_w + \mathbf{C}_w, \quad (141)$$

$$\begin{aligned} C_{aa} \frac{\partial u_a}{\partial t} + C_{aw} \frac{\partial u_w}{\partial t} + C_{au1} \frac{\partial \mathbf{u}}{\partial t} + C_{au2} \frac{\partial \nabla \cdot \mathbf{u}}{\partial t} \\ = RT \nabla \cdot \mathbf{N}_a + C_a, \end{aligned} \quad (142)$$

式中: $C_{ua} = \mathbf{P} \mathbf{S}_{\bar{\sigma}}^{-1} (\mathbf{S}_s - \mathbf{S}_{\bar{\sigma}} \mathbf{m})$, (143)

$$C_{uw} = \mathbf{P} \mathbf{S}_{\bar{\sigma}}^{-1} \mathbf{S}_s, \quad (144)$$

$$C_{uu} = \mathbf{P} \mathbf{S}_{\bar{\sigma}}^{-1} \mathbf{P}^T, \quad (145)$$

$$C_{wa} = \mathbf{R}_s - \mathbf{R}_{\bar{\sigma}} \mathbf{S}_{\bar{\sigma}}^{-1} \mathbf{S}_s, \quad (146)$$

$$C_{ww} = -\mathbf{R}_s + \mathbf{R}_{\bar{\sigma}} \mathbf{S}_{\bar{\sigma}}^{-1} \mathbf{S}_s, \quad (147)$$

$$C_{wu} = \mathbf{R}_{\bar{\sigma}} \mathbf{S}_{\bar{\sigma}}^{-1} \mathbf{P}^T, \quad (148)$$

$$C_w = f_w / \rho_w + (\mathbf{R}_{\bar{\sigma}} \mathbf{S}_{\bar{\sigma}}^{-1} \mathbf{S}_t - R_t), \quad (149)$$

$$C_{aa} = \theta_a + \bar{u}_a (\mathbf{R}_{\bar{\sigma}} \mathbf{S}_{\bar{\sigma}}^{-1} \mathbf{S}_s - R_s), \quad (150)$$

$$C_{aw} = -\bar{u}_a (\mathbf{R}_{\bar{\sigma}} \mathbf{S}_{\bar{\sigma}}^{-1} \mathbf{S}_s - R_s), \quad (151)$$

$$C_{au1} = -\bar{u}_a \mathbf{R}_{\bar{\sigma}} \mathbf{S}_{\bar{\sigma}}^{-1} \mathbf{P}^T, \quad (152)$$

$$C_{au2} = -\bar{u}_a, \quad (153)$$

$$C_a = \frac{RT}{M_a} f_a - \bar{u}_a \left[\mathbf{R}_{\bar{\sigma}} \mathbf{S}_{\bar{\sigma}}^{-1} \mathbf{S}_t - R_t - \frac{d(m_{sd} / \rho_{sd})}{V_0 dt} \right]. \quad (154)$$

上述耦合方程含有 u_a , u_w 和 \mathbf{u} 这 5 个状态变量, 方程系数项涉及城市固废生化降解、压缩变形、孔隙水体积变化及水气渗透特性, 需通过试验确定相关特性参数。生化降解特性及相关参数的研究已在第 2 节介绍, 以下介绍城市固废压缩变形、孔隙水体积变化、水气渗透及强度特性的试验研究^[42]。

相比于已有的填埋场固废生化降解-压缩变形-水气运移耦合模型^[7-9, 43-45], 该耦合模型的生化降解描述更全面, 能够揭示不同组分固废不同降解环境条件下的生化降解规律 (比如中国高厨余固废, 详见第 2 节), 且考虑了生化降解过程对固废工程特性的影响 (包括压缩特性、水气渗透特性、孔隙水体积变化特性等, 详见 3.2 节)。

3.2 城市固废压缩变形、水气渗透、孔隙水体积变化及强度特性

城市固废中固、液、气三相物质的体积质量关系如图 20 所示。骨架由惰性组分和可降解组分组成, 孔隙中充满孔隙水和孔隙气。惰性组分为固相, 可降解组分由可降解固相和胞内水两部分组成。虽然胞内水以液相形式存在, 但它存在于可降解组分内部, 因此不参与孔隙水运移。胞内水会通过生化降解过程析出, 从而转变成孔隙水。为了与传统土力学保持一致, 将城市固废中固、液、气三相的质量和体积分别定义为骨架 (含胞内水)、孔隙水 (不包括胞内水)、孔隙气的质量和体积。

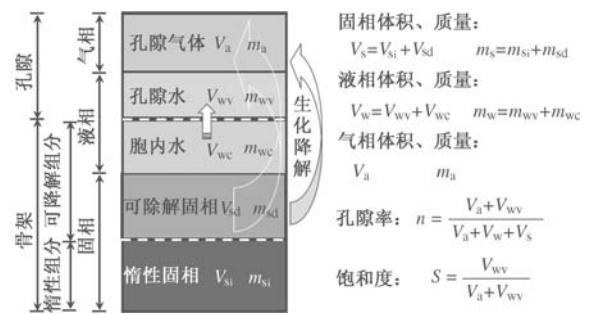


图 20 城市固废组成及体积质量关系

Fig. 20 MSW composition and volume-mass relationship

(1) 压缩变形特性

城市固废的压缩变形在时间尺度上通常呈一定阶段性。首先是主压缩, 它是固相骨架的整体刚度在上覆应力作用下的一种响应。通常认为主压缩在上覆应力作用后的几天到几十天内完成^[46]。随后是次压缩, 由生化降解引起的骨架弱化以及应力蠕变压缩所引起。由于城市固废含有大量可降解组分, 生化降解引起的压缩在次压缩中占主导地位, 而蠕变压缩量相对较小。生化降解引起的次压缩历时较长, 对于一般传统卫生填埋场可长达几十年。

针对中国典型组分城市固废, 开展了室内一维应力压缩试验以及抑制降解和加速降解条件下的长期一维压缩试验^[47-50]。其中加速降解 (渗透液回灌和污泥接种) 条件下 3 组不同应力水平的一维压缩试验研究结果表明: 上覆应力对降解产气过程无明显影响 (图 21 (a)); 固废主压缩变形完成时间约为 7 d, 次压缩应变量可达 8%~17% (图 21 (b)); 对于相同时刻相同应力水平条件下的不同固废样, 不同应力和降解路径下压缩试验获得的总压缩量基本相同 (图 21 (c))。抑制降解长期压缩试验表明, 蠕变引起的次压缩量相对生化降解引起的次压缩量可忽略不计。

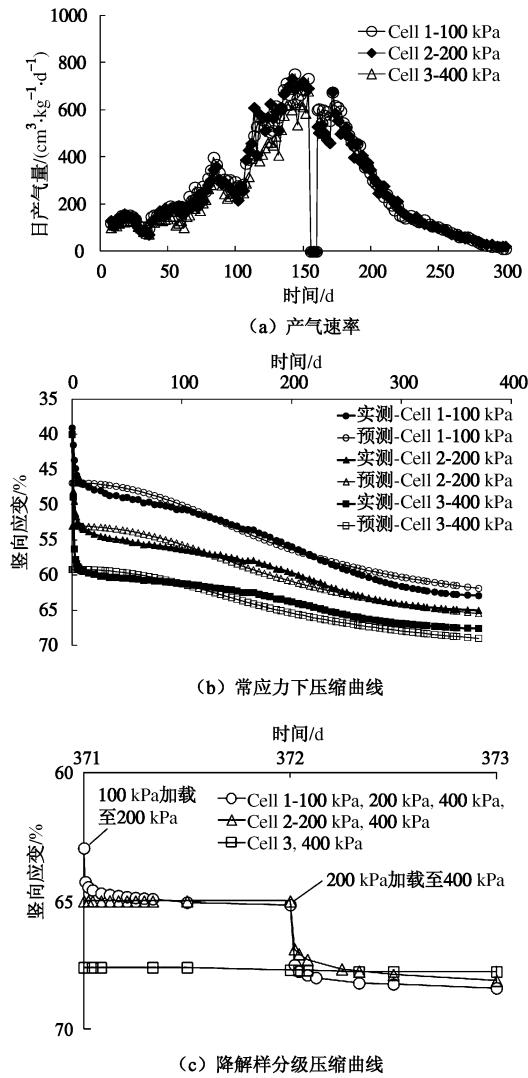


图 21 城市固废不同应力水平下长期降解压缩试验

Fig. 21 Long-term degradation compression tests on MSWs under different constant stresses

基于上述试验研究, 提出了城市固废应力 - 龄期耦合一维压缩模型^[51]:

$$\varepsilon = \varepsilon_p(\sigma) + \varepsilon_s(\sigma, t) \quad , \quad (155)$$

$$\varepsilon_p(\sigma) = C'_c \lg \frac{\sigma}{\sigma_0} \quad , \quad (156)$$

$$\varepsilon_s(\sigma, t) = \varepsilon_{s\infty}(\sigma) [1 - \exp^{-c_s(t-t_p)}] \quad , \quad (157)$$

$$\varepsilon_{s\infty}(\sigma) = \varepsilon_{s\infty}(\sigma_0) + (C'_{c\infty} - C'_c) \lg \frac{\sigma}{\sigma_0} \quad . \quad (158)$$

式中, ε 是总压缩应变; ε_p 为主压缩应变; C'_c 和 $C'_{c\infty}$ 分别为新鲜和完全降解固废的修正主压缩指数 ($\varepsilon - \lg \sigma$ 压缩曲线的斜率, 图 22 (a)); σ_0 为先期固结应力, 取为新鲜固废主压缩曲线与对应零压缩应变的应力坐标交点处的应力, ε_s 是次压缩应变; $\varepsilon_{s\infty}$ 是最终次压缩应变, 可由图 21 (b) 中新鲜和完全降解样主压缩曲线的差值所确定; c_s 是次压缩应变速率系数 (s^{-1}), 与生化降解速率相关, 需通过现场长期沉降

监测数据率定; t_p 是主压缩完成时间 (s)。

该模型假设: ①蠕变引起的次压缩与生化降解引起的次压缩可合并考虑, 次压缩以生化降解引起的次压缩为主, 并可通过一阶动力学模型表示, 见式(157); ②固废的生化降解速率与应力水平无关; ③固废 t 时刻的总压缩应变与应力历史无关, 仅与 t 时刻的应力水平及降解时间 (降解程度) 相关 (图 22 (b))。

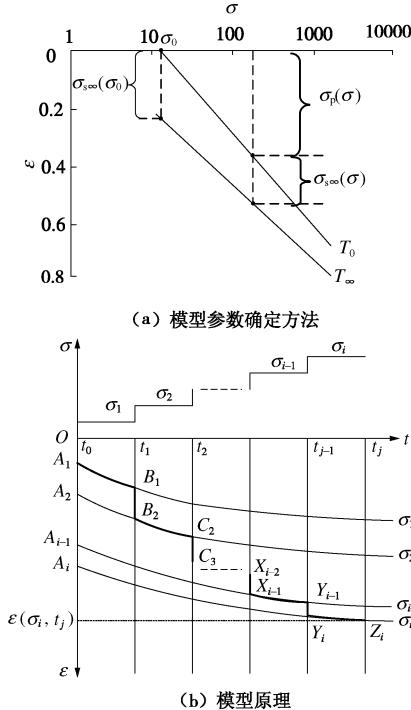


图 22 城市固废压缩模型

Fig. 22 Compression model for MSWs

通过新鲜固废一维压缩试验、降解样的分级压缩试验以及长期降解压缩试验, 可获得城市固废的该模型参数。与图 21 试验结果相对应的模型参数为: $C'_c = 0.20$, $C'_{c\infty} = 0.10$, $\sigma_0 = 0.5$ kPa, $\varepsilon_{s\infty}(\sigma_0) = 0.42$, $c_s = 0.006 d^{-1}$ 。

考虑到城市固废固相组分尺寸较大, 假设基质吸力对骨架变形的影响可以忽略; 此外, 由于上述压缩模型建立在室内压缩试验基础上, 无论有无降解产气, 试验过程中均设置了排气条件。因此, 压缩模型采用净应力作为变量。根据式 (155) ~ (158), 可得一维条件下城市固废的应变增量本构关系:

$$d\varepsilon_z = \frac{C'_c + (C'_{c\infty} - C'_c) [1 - \exp^{-c_s(t-t_p)}]}{\bar{\sigma}_z \ln 10} d\bar{\sigma}_z + [\varepsilon_{s\infty}(\bar{\sigma}_{0z}) + (C'_{c\infty} - C'_c) \lg \frac{\bar{\sigma}_z}{\bar{\sigma}_{0z}}] c_s e^{-c_s(t-t_p)} dt \quad . \quad (159)$$

基于式 (159) 可得一维条件下应变增量系数:

$$S_{\bar{\sigma}}(\bar{\sigma}_z, t) = \frac{C'_c + (C'_{c\infty} - C'_c) [1 - \exp^{-c_s(t-t_p)}]}{\bar{\sigma}_z \ln 10} \quad , \quad (160)$$

$$S_s = 0 \quad , \quad (161)$$

$$S_t(\bar{\sigma}_z, t) = \left[\varepsilon_{ts}(\bar{\sigma}_{0z}) + (C'_{C\infty} - C'_C) \lg \frac{\bar{\sigma}_z}{\bar{\sigma}_{0z}} \right] c_s e^{-c_s(t-t_p)} \quad (162)$$

(2) 孔隙水体积变化特性

考虑固废生化降解影响的孔隙水体积变化可以表示式 (44)。假设由净应力、基质吸力和体积含水率构成的水相本构面，在常含水率条件下为平面，相同含水率下孔隙水体积变化系数相等^[17]。对于一定降解程度的固废，在一维情况下，孔隙水体积变化系数 $R_{\bar{\sigma}}$ 可通过饱和固废侧限压缩排水试验获得； R_s 可通过常应力下土水特征曲线测试获取，其数值等于土水特征曲线的斜率 ($\theta - s$ 曲线，体积含水率不包括胞内水)。 R_t 可根据生化降解对 $R_{\bar{\sigma}}$ 和 R_s 的影响而确定。

目前，还缺乏不同降解程度固废的应力压缩排水试验和土水特征曲线测试研究。一维情况下，基于上述本构面假设，忽略基质吸力对固废压缩特性的影响，考虑生化降解影响的 $R_{\bar{\sigma}}$ 可简化为 $-S_{\bar{\sigma}}$ 。利用填埋场不同埋深处（不同龄期）的钻孔样，开展了一维应力压缩^[49]和土水特征曲线试验^[52]。考虑到钻孔样的龄期均大于 1 a，可降解组分中胞内水已释放，所测得的含水率不含胞内水。如图 23 (a) 和 23 (b) 所示，相同应力水平条件下，随着城市固废埋深（龄期）的增加， $R_{\bar{\sigma}} < 0$ 和 $R_s < 0$ 均有逐渐增大的趋势，即与净应力和基质吸力相关的孔隙水体积变化能力均逐渐减弱。

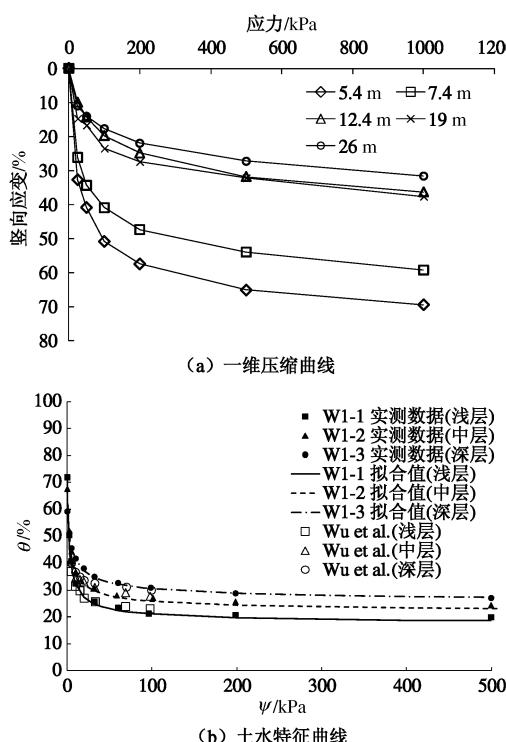


图 23 不同埋深城市固废一维压缩曲线^[36]和土水特征曲线^[39]

Fig. 23 MSWs at different depths one-dimensional compression curve and soil-water characteristic curve

(3) 水气渗透特性

土体的固有渗透系数与孔隙的几何特性有关，与流体的性质无关。利用填埋场不同埋深处（不同龄期）的钻孔样开展了饱和样的液相渗透试验和干样的气体渗透试验，研究了城市固废的竖向固有渗透系数 k_i ^[53-55]。试验结果表明竖向固有渗透系数随着龄期的增加以及孔隙率的减小而减小（图 24），在此基础上建立了与孔隙率和龄期相关的关系：

$$k_i = A_0 \exp^{-c_k t} \frac{n^B}{(1-n)^2} \quad , \quad (163)$$

式中， k_i 为竖向固有渗透系数 (m^2)， A_0 为初始固有渗透系数 (m^2)， B 和 c_k 为模型参数，其中 c_k 为固有渗透系数衰减系数 (s^{-1})，与生化降解速率相关。式 (163) 中，与图 24 相对应的模型参数为： $A_0=7.0 \times 10^{-9} \text{ m}^2$ ， $B=15$ ， $c_k=6.8 \times 10^{-4} \text{ d}^{-1}$ 。

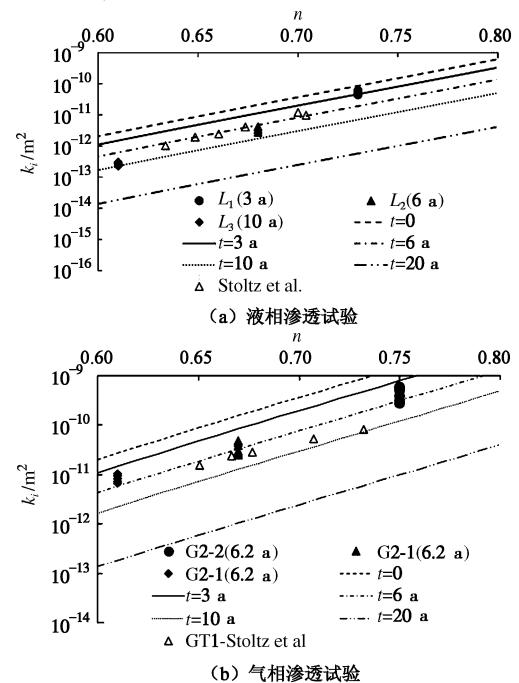


图 24 不同埋深城市固废固有渗透系数

Fig. 24 Intrinsic permeability coefficient of MSWs at different depths

土体的液气相对渗透系数与体积含水率或饱和度相关。由于土水特征曲线反映土体的持水特性，因此液气相对渗透系数可通过土水特征曲线确定^[17]。

图 23 (b) 试验结果可利用 van-Genuchten 模型^[56]表达^[57]：

$$\theta_e = \frac{\theta - \theta_r}{\theta_s - \theta_r} = \left(1 + |\alpha_v \psi|^{n_v} \right)^{-m_v} \quad , \quad (164)$$

式中， θ_e 是有效体积含水率， ψ 是基质吸力 (Pa)， θ ， θ_r 和 θ_s 分别是体积含水率、残余体积含水率及饱和体积含水率， α_v ， n_v 和 m_v 是 van-Genuchten 模型参数 ($m_v=1-1/n_v$)。经拟合填埋场中部钻孔固废样的模型参数为： $m_v=0.33$ ， $\theta_s=0.67$ ， $\theta_r=0.21$ 。

竖向液气相对渗透系数可利用 van-Genuchten-Mualem 模型^[56, 58]表达为

$$k_{rw} = \theta_e^{\gamma_v} [1 - (1 - \theta_e^{1/m_v})^{m_v}]^2, \quad (165)$$

$$k_{ra} = (1 - \theta_e)^{\gamma_v} (1 - \theta_e^{1/m_v})^{2m_v}. \quad (166)$$

式中, k_{rw} 和 k_{ra} 分别为竖向液相和气相相对渗透系数, γ_v 是 van-Genuchten-Mualem 模型参数。图 25 给出了上式预测结果与室内试验结果的比较, 其中 $\gamma_v = 2.7$ 。可见: 基于土水特征曲线的竖向气相相对渗透系数模拟结果与实测结果较吻合; 随着含水率的增加, 竖向气相相对渗透系数逐渐减小, 而竖向液相相对渗透系数逐渐增加; 在高饱和度时, 竖向气相相对渗透系数随含水率增加而减小的趋势更为明显。

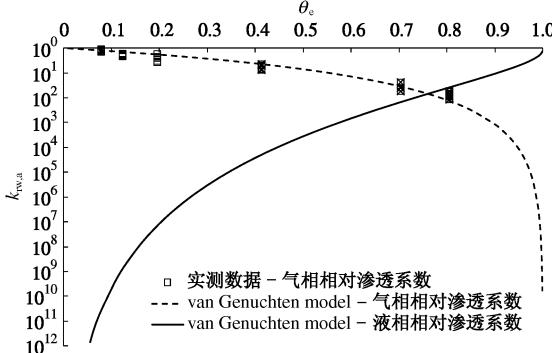


图 25 城市固废液气相对渗透系数

Fig. 25 Relative liquid and gas permeabilities of MSWs

(4) 城市固废强度特性

利用填埋场不同埋深处的钻孔样, 通过改装的三轴压缩剪切仪开展了不同填埋龄期垃圾原状样的室内三轴固结排水试验, 着重研究填埋龄期对垃圾抗剪强度的影响规律^[59-61]。试验结果表明: 垃圾土抗剪强度参数不仅与破坏应变取值相关, 而且与填埋龄期之间有较好的规律性。如图 26 所示, 随着填埋龄期的增加, 垃圾中加筋成分(塑料及纤维等)减少, 而渣土成分显著增加, 导致其凝聚力随龄期增加而减小, 而摩擦角随龄期增加而变大。因此, 进行垃圾堆体稳定分析时, 不仅要选择合适的破坏应变水平, 也要根据填埋龄期分层取抗剪强度参数值。

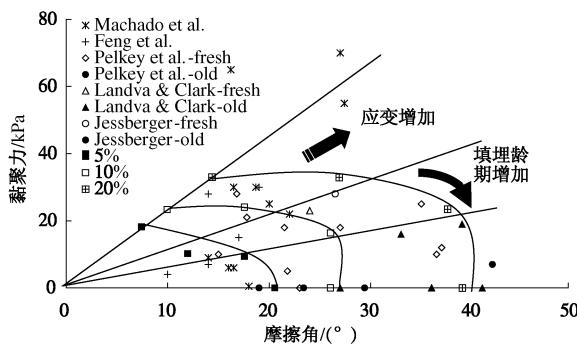


图 26 城市固废抗剪强度

Fig. 26 Shear strength of MSWs

3.3 高厨余城市固废填埋场的固液气相互作用机理

中国城市固废不同于西方发达国家, 厨余类含量较高, 本节利用 3.1 节模型及 3.2 节模型参数, 重点揭示高厨余城市固废填埋场的固、液、气相互作用机理和典型环境土工问题。

(1) 填埋气积聚阻碍孔隙水运移

如图 27 所示的一维算例, 填埋体底部不透水不透气, 顶部降雨入渗和自由排气, 不考虑固废降解产水, 计算了固废降解产气和不产气两种工况以分析填埋气积聚对降雨入渗的影响。

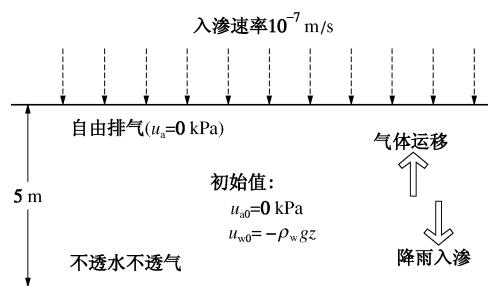


图 27 填埋气积聚阻碍孔隙水运移一维算例

Fig. 27 One-dimensional case of pore water transport impeded by landfill gas (LFG) accumulation

填埋体中部 ($z=2.5$ m) 水分累计下渗量分析结果

(以竖直向下的渗流为正) 如图 28 所示: 考虑降解产气时, 初期(前 8 d) 累计下渗量为负值(渗流方向竖直向上), 这是由于降解产出的气体在孔隙内积聚, 并向顶部自由排气边界运移, 驱动了部分孔隙水向上流动; 此外, 考虑降解产气情况下出现向下渗流的起始时刻约为 8 d, 要晚于不考虑降解产气的情况。这是由于积聚的填埋气对降雨入渗有阻滞作用; 考虑降解产气情况下的孔隙水累计下渗量总体小于不考虑降解产气的情况, 这也说明固废填埋场的填埋气导排不畅引起气体淤积的同时会阻碍渗滤液的导排收集。

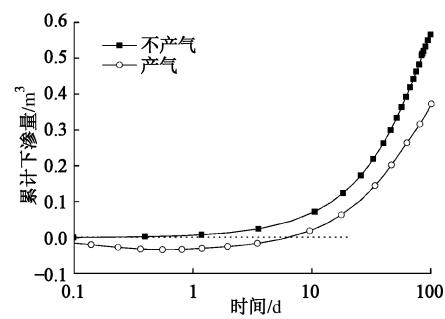


图 28 填埋气积聚阻碍孔隙水运移一维算例 ($z=2.5$ m)

Fig. 28 Retardation of pore water transport induced by LFG accumulation

(2) 骨架弱化、渗滤液水位雍高及填埋气导排阻滞

如图 29 所示的一维算例, 填埋体底部不透水不透

气, 顶部不透水自由排气, 考虑固废降解产水产气, 计算了高厨余固废和低厨余固废两种工况, 以分析高厨余固废填埋场的固、液、气相互作用特点。

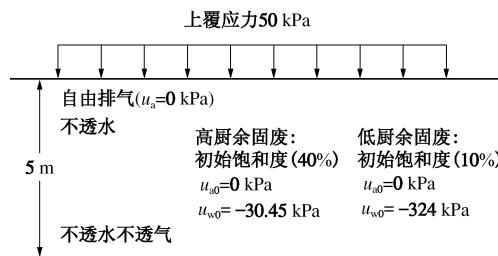


图 29 不同厨余含量固废对比一维算例

Fig. 29 One-dimensional case of MSWs with different food contents

沉降计算结果如图 30 所示, 由于高厨余固废含有更多的可降解组分, 其后期沉降量和沉降速率显著高于低厨余固废。另一方面, 高厨余固废在较低应力水平下骨架弱化现象 (孔隙率随时间逐渐增加) 相对低厨余固废更加明显, 特别是在填埋后期 (图 31)。这种骨架弱化现象可能会造成填埋体在持续填高过程中发生突然塌陷现象。

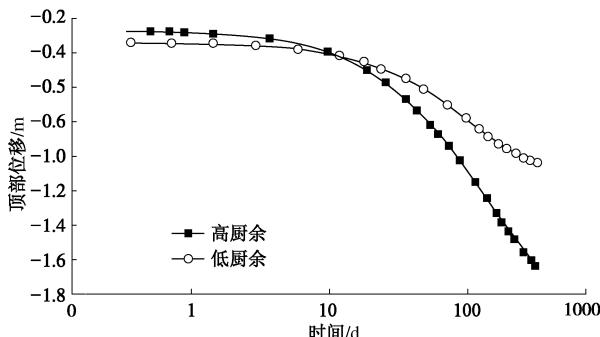


图 30 不同厨余含量固废沉降对比

Fig. 30 Settlements of MSWs with different food contents

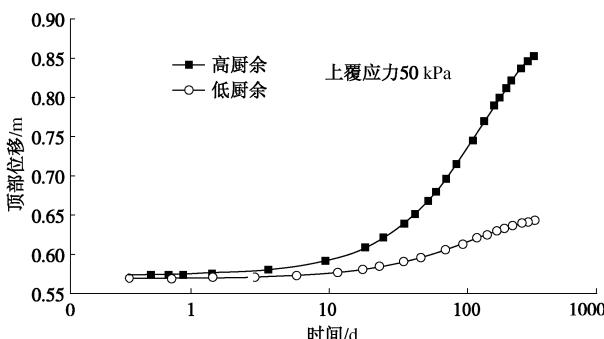


图 31 不同厨余含量固废孔隙率对比 ($z=2.5$ m)

Fig. 31 Porosities of MSWs with different food contents

填埋柱的饱和度变化如图 32 所示, 可见固废填埋后高厨余固废饱和度随时间增加较明显, 填埋体底部饱和度接近饱和, 渗滤液水位淤积显著, 这是由于其初始饱和度较高, 且降解导致其含有的大量胞内水释

放; 而低厨余固废由于初始饱和度低, 且胞内水含量少导致降解产水量小, 填埋后仍处于相对较干的状态。

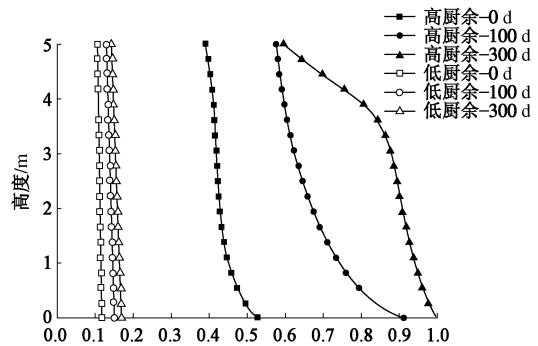


图 32 不同厨余含量固废饱和度对比

Fig. 32 Saturations of MSWs with different food contents

固废填埋体孔隙气压对比结果如图 33 所示, 分析结果表明: 低厨余固废降解产气过程中, 填埋气的积聚并不明显, 这是由于填埋体整体含水率较低 (图 32), 气体渗透系数较大, 产出的填埋气可以顺利排出填埋体外; 高厨余固废填埋后气压增加明显, 这主要是由于填埋体饱和度高导致气体渗透系数低, 对降解产出的填埋气的导排有阻滞作用, 其后期 (100~300 d) 饱和度增加的同时孔隙气压有所减小, 这主要是由于后期产气速率的降低。

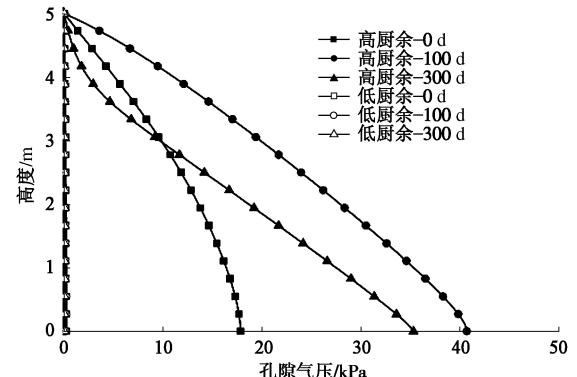


图 33 不同厨余含量固废孔隙气压对比

Fig. 33 Pore air pressures of MSWs with different food contents

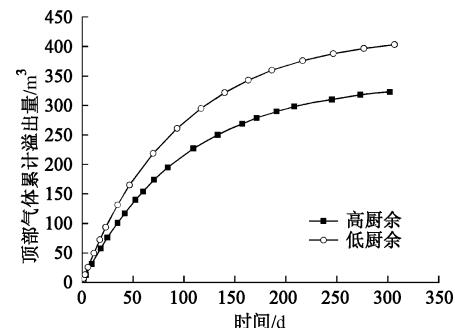


图 34 不同厨余含量固废气体顶部溢出量对比

Fig. 34 Gas collection amounts of MSWs with different food contents

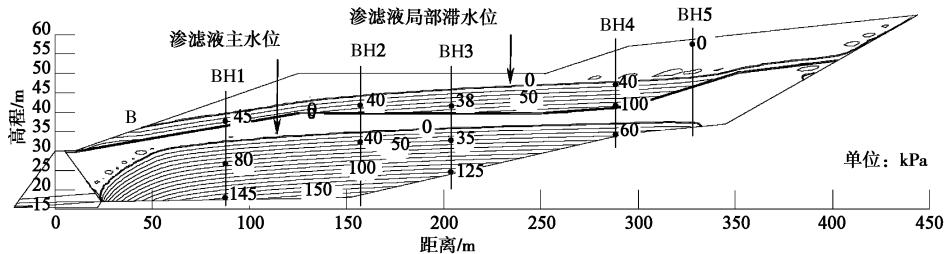


图 35 中国高厨余固废填埋场渗滤液水位高

Fig. 35 Leachate mounds in landfills of MSWs with high food content

此外,由图 34 也可以看出高厨余固废填埋气收集量小于低厨余固废,这主要是由于高厨余固废的初始含水率高、降解产水量大,导致渗滤液淤积,阻滞了填埋气的导排。

以上数值分析表明,高厨余固废填埋后沉降较大、骨架弱化现象较明显,而且降解产水量大导致渗滤液淤积及水气阻滞现象较显著。高厨余固废在不断填高过程中由于水分累积和骨架持续压缩造成水位雍高。

中国南方某城市固废填埋场孔压实测结果如图 35 所示^[62-63]。实测结果与数值模拟分析表明该填埋场存在较高的渗滤液主水位和局部滞水位。而高水位会加剧渗滤液污染物的渗漏和扩散,阻滞填埋气的导排,进而导致填埋气淤积;复杂的水气存在形式及高水气压力也增大了填埋体失稳风险。

3.4 工程应用

中国城市固废高厨余高含水率组分的特点决定了填埋体存在强烈的固、液、气相互作用,沿用欧美发达国家“干垃圾”填埋技术无法解决固废填埋场上上述环境土工问题。本节在城市固废生化降解-骨架变形-水气运移耦合理论基础上,针对填埋场工程特点,总结和评价了所提出的渗滤液产量、填埋气收集率、填埋场沉降与库容、填埋场边坡稳定评估方法以及液气立体导排技术。

(1) 渗滤液产量

中国填埋场渗滤液产量大,渗滤液处理厂及调蓄池设计规模往往小于实际需求,造成渗滤液无法有效处理。根据第 2 节固废降解产水规律的研究,考虑中国城市固废初始含水率高且降解释放大量胞内水的特点(图 32),对现有渗滤液产量计算方法(浸出系数法)进行修正,提出考虑城市固废自身析出水分的渗滤液产量公式^[64]:

$$Q = \frac{I(C_{L1}A_1 + C_{L2}A_2 + C_{L3}A_3)}{1000} + \frac{M_d(W_c - F_c)}{\rho_w} \quad (167)$$

式中, Q 为日均渗滤液产量 (m^3/d), I 为日均降雨量 (mm/d), A_1 为填埋作业区域汇水面积 (m^2), C_{L1} 为填埋作业区域渗出系数, A_2 为中间覆盖区域汇水面

积, C_{L2} 为中间覆盖区域渗出系数, A_3 为终场覆盖区域汇水面积, C_{L3} 为终场覆盖区域渗出系数, W_c 为固废初始含水率, F_c 为完全降解固废田间持水率, M_d 为日均填埋量 (t/d), ρ_w 为水的密度 (t/m^3)。

该方法评估上海老港四期填埋场、广州兴丰填埋场渗滤液产量接近于实测产量(图 36),而以往规范的浸出系数法评价结果严重偏小。该方法已被编入《生活垃圾卫生填埋场岩土工程技术规范》(CJJ176—2012),为渗滤液处理厂设计规模的确定提供了依据。

(2) 填埋气收集率

中国现有 935 个填埋场每年至少产生 $50 \times 10^4 \text{ m}^3$ (相当于 $10 \times 10^4 \text{ m}^3$ 天然气资源),但因高渗滤液水位造成固废导气性能低下,难以有效收集。基于第 2 节固废降解产气规律和前面渗滤液淤积对填埋气运移影响规律研究,将填埋场整体产气模型简化为一阶动力学模型,提出考虑渗滤液水位影响的填埋场填埋气收集量计算模型:

$$C_n = \eta_n \varphi_n \sum_{t=1}^{n-1} [M_t L_{0t} c_a \exp^{-c_a(n-t)}] \quad (n \leq t_f) \quad (168)$$

$$C_n = \eta_n \varphi_n \sum_{t=1}^{t_f} [M_t L_{0t} c_a \exp^{-c_a(n-t)}] \quad (n > t_f) \quad (169)$$

式中 C_n 为填埋场投运后第 n 年的填埋固废填埋气收集量 (m^3/a); n 为自填埋场投运后至计算年的年数; φ 为固废可降解有机碳的转化系数; M_t 为填埋场投运后第 t 年填埋的固废量; L_0 为单位质量固废的最终产气潜力 (m^3/t); t_f 为填埋场封场时的填埋年数; η 为考虑渗滤液水位影响的填埋场固废填埋气收集率,

$$\eta = 85\% - \sum_{i=1}^6 \chi_i - \xi \quad (170)$$

其中, χ_i 是对应于填埋场运行情况的填埋气收集率折减系数,按表 4 取值, ξ 是对应于填埋场渗滤液水位高度的填埋气收集率折减系数。基于城市固废生化降解-骨架变形-水气运移耦合模型,对不同渗滤液水位条件下抽气井的收集率进行了数值分析^[65],得到了不同渗滤液水位时 ξ 的取值(表 4)。

(3) 填埋体沉降及填埋场容量

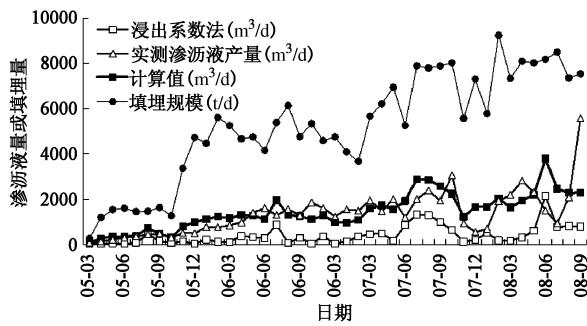


图 36 上海老港四期填埋场渗滤液产量分析

Fig. 36 Leachate production of Laogang Landfill (IV), Shanghai

表 4 填埋气收集率折减系数

Table 4 Discounts to collection efficiency of landfill gas

折减系数	填埋场运行情况 和渗滤液水位高度	取值 /%
χ_1	填埋垃圾未定期压实	2~4
χ_2	填埋场无集中垃圾倾倒区域	4~8
χ_3	垃圾平均填埋厚度10 m以下	6~10
χ_4	新填埋垃圾未临时覆盖	6~10
χ_5	已填埋至中期或设计标高的区域 未中期/封场覆盖	4~6
χ_6	填埋场底部未铺设土工膜 或黏土防渗层	3~5
	$h/H < 30\%$	0
ζ^*	$30\% < h/H < 70\%$	0~25
	$h/H > 70\%$	25~40

注: *有配套渗滤液水位降低措施时, ζ 取小值; h/H 代表渗滤液水位高度与垃圾填埋厚度比值。

合理利用填埋体的沉降可大幅提高填埋场容量。基于上述城市固废应力-龄期耦合一维压缩模型, 将整个填埋体划分成若干填埋柱, 得到填埋体沉降计算公式^[66-68]:

$$S = \sum_{i=1}^n (S_{pi} + S_{si}) \quad , \quad (171)$$

$$S_{pi} = H_i \varepsilon_{pi} \quad , \quad (172)$$

$$S_{si} = H_i \varepsilon_{si} \quad , \quad (173)$$

式中, S 为固废堆体表面沉降, S_{pi} 和 S_{si} 分别为第 i 层固废的主压缩沉降和次压缩沉降, H_i 为第 i 层固废初始填埋厚度, ε_{pi} 和 ε_{si} 分别为第 i 层固废的主压缩应变和次压缩应变。

利用该模型对上海老港某填埋单元的沉降进行了预测分析, 预测与现场沉降监测数据较吻合^[69](图 37)。

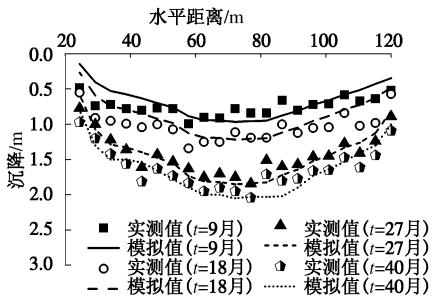


图 37 上海老港填埋场某填埋单元沉降

Fig. 37 Settlements of a unit in Laogang Landfill, Shanghai

填埋场的固废填埋容量计算应考虑填埋过程中固废的沉降量, 因此基于上述沉降计算模型提出固废填埋容量计算公式:

$$W = \sum_{i=1}^n (A_i \sum_{j=1}^m \gamma_{0ij} H_{ij}) \quad , \quad (174)$$

$$\sum_{j=1}^m (H_{ij} - S_{ij}) = D_i \quad . \quad (175)$$

式中 W 是填埋场填埋容量; n 是填埋场被划分的区域总数; A_i 是区域 i 的平面面积; m 是区域 i 分层填埋的总层数; γ_{0ij} 是区域 i 第 j 层填埋固废初始重度; H_{ij} 是不考虑压缩时区域 i 第 j 层固废的初始填埋厚度; D_i 是区域 i 堆体的平均设计有效填埋高度, $D_i = V_i'/A_i$, 其中 V_i' 为区域 i 的有效库容; S_{ij} 是区域 i 填埋至 D_i 高度时第 j 层固废的压缩量。

利用上述填埋量计算公式, 对上海老港填埋场四期的库容进行了预测分析, 预测结果与实测数据较吻合(图 38)。为了进一步评价填埋场库容的使用效率, 提出了城市固废减量率指标(即填埋体降解及压缩消耗的固废总体积与填埋固废初始总体积的比值), 分析了不同埋深下中国典型组分固废的填埋减量率, 以及填埋场整体减量率与固废填埋总高度的关系(图 39)。分析结果表明: 固废填埋减量率随着埋深的增加而增加, 在埋深大于 20 m 后增加更为明显; 填埋场整体堆高达 80 m 时, 固废减量率增加至约 56%, 大幅提高单位土地面积填埋量及土地利用率。

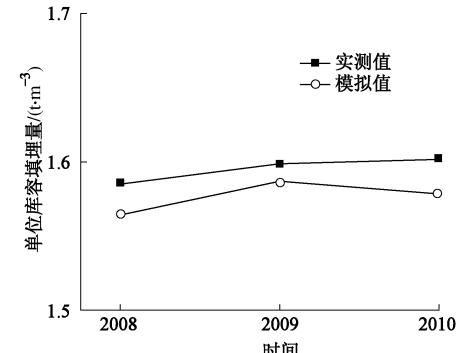
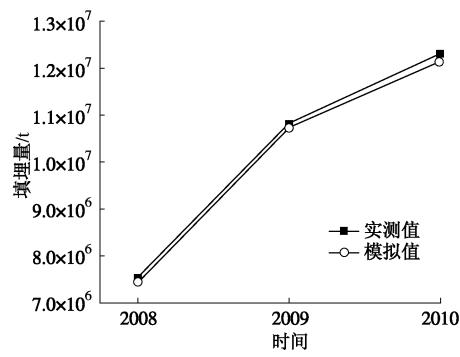


图 38 上海老港填埋场四期 2008 年—2010 年库容分析

Fig. 38 Capacity analysis of Laogang Landfill, Shanghai during 2008—2010

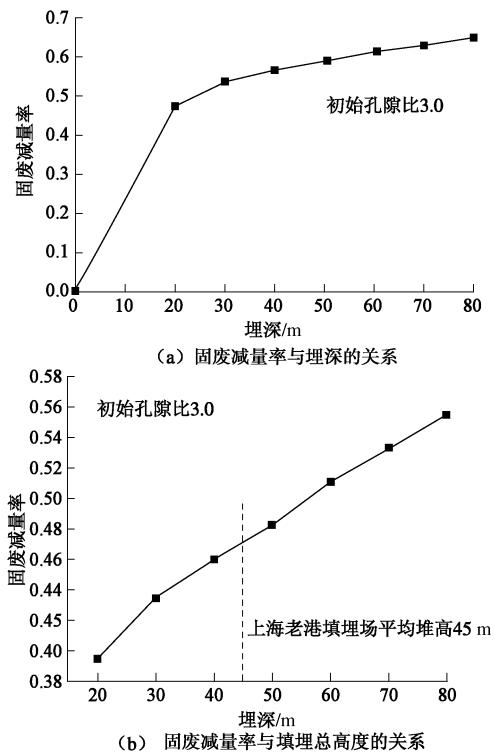


图 39 城市固废填埋减量率与埋深、填埋总高度的关系

Fig. 39 Relationship between capacity reduction rate and waste depth, total height of landfill

(4) 高水位填埋场边坡稳定控制及增容

填埋场渗滤液存在形式复杂、水位高,新建卫生填埋场场底防污屏障存在多层薄弱界面,导致填埋场失稳滑坡。现场监测与渗流分析表明,高水位填埋场渗滤液有3种主要存在形式^[2]:渗滤液主水层、局部滞水层和导排层水。结合城市固废强度特性(图26)和防污屏障界面软化特性^[70-72](图40),通过非饱和渗流模拟分析和边坡稳定分析发现,渗滤液诱发填埋场失稳存在3种主要模式:主水层引发沿堆体内部深层整体失稳、滞水层引发浅层局部失稳和导排层水与主水层连通引发沿防污屏障界面整体失稳(图41),并提出填埋场边坡稳定控制的警戒水位确定方法,通过离心模型试验及对实际失稳案例的反分析验证了警戒水位确定方法的合理性(图42)^[73-74]。该警戒水位确定方法已被(CJJ176—2012)作为强制性条文采纳。

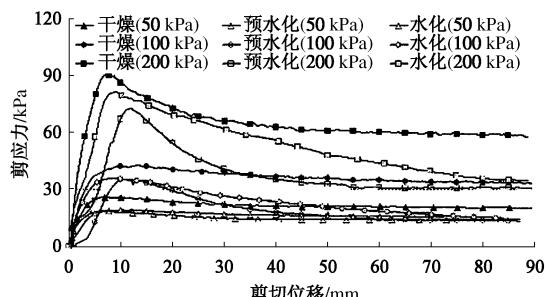


图 40 防污屏障(土工膜/GCL)界面软化特性

Fig. 40 Softening properties of barrier interface (geomembrane/GCL)

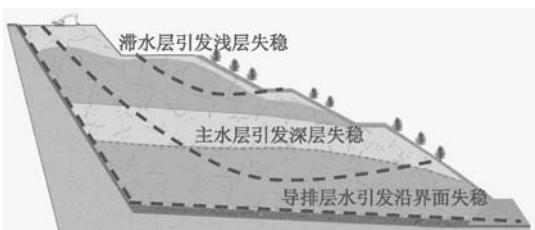


图 41 渗滤液诱发填埋场失稳的三种模式

Fig. 41 Slope failure induced by leachate in MSW landfills

苏州七子山填埋场扩建工程是在原有80 m高垃圾堆体上扩建增高40 m。为增强其稳定性,在扩建堆体坡脚增设120 m长、20 m高的固废反压层,并将原设计的土工膜/GCL防污衬垫结构改为糙面土工膜/压实黏土。按上述方法确定扩建堆体警戒水位为堆体高度的0.5倍(图43)。采用立体导排系统控制水位小于该警戒水位,工程实践表明基于该方法的增容效果较显著(由21 t/m²提高至41 t/m²)。



图 42 离心模型试验验证填埋体失稳警戒水位

Fig. 42 Centrifuge verification of warning leachate level for slope failure

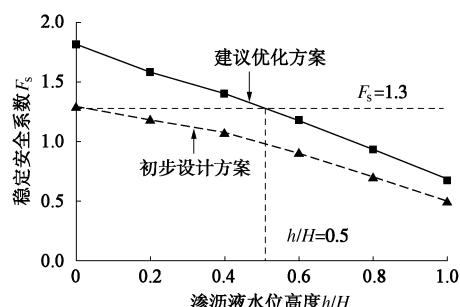


图 43 固废堆体主水位上升对填埋场安全系数的影响

Fig. 43 Effect of main leachate level on safety factor

(5) 填埋场液气立体导排

如前所述,高水位填埋场存在渗滤液渗漏、填埋体失稳风险高及填埋气收集率低等问题。渗滤液水位降低会提高填埋体的稳定性,且有利于填埋气的导排收集。基于固废液相水平渗透系数大于竖向渗透系数及填埋体深部液相渗透系数小的特点^[75],设计研发了渗滤液立体导排系统^[2, 76]:①通过水平导排盲沟降低填埋体浅层水位;②通过深层抽排竖井降低深层水位;③基于渗滤液水位降低后填埋体气体渗透系数提高的特点,设计兼具渗滤液和填埋气导排功能的抽排竖井。

上述液气立体导排系统在南方某填埋场的稳定安全控制和填埋气收集中得到成功应用。该填埋场渗滤

液水位雍高显著, 最高达填埋面以下 2 m。2008 年雨季期间高达 60 m 的堆体边坡出现了滑坡险情, 约 $1.5 \times 10^4 \text{ m}^2$ 边坡发生了显著滑移, 最大滑移速率达 75 cm/d, 累积滑移量高达 4 m, 导致 $6 \times 10^4 \text{ m}^3$ 渗滤液和污泥泄露 (图 44), 极可能发展为 $9.8 \times 10^6 \text{ t}$ 固废堆体整体滑坡。



图 44 填埋场局部滑移、失稳造成渗滤液和污泥泄露

Fig. 44 Sludge and leachate leakage due to slope failure

为解决上述问题, 在失稳滑移区域打设了 14 口渗滤液抽排竖井, 15 d 内迫降水位 3~5 m, 堆体水平位移速率从 75 cm/d 降至 0.1 cm/d, 有效控制了滑坡险情; 此后, 全场建设了 10 条水平导排盲沟与 88 口液气联合抽排竖井所组成的液气立体导排系统 (图 45), 半年内渗滤液水位降幅达 10 m, 治理后 4 a 填埋场水位一直控制在警戒水位以下, 保障了该场长期安全运行; 此外, 抽排竖井收集的填埋气量相比立体导排实施前提高了 2.6 倍 (图 46), 可满足 8 台机组满负荷运行, 碳减排量每天新增 970 t, 碳交易每天增收 5842 欧元。

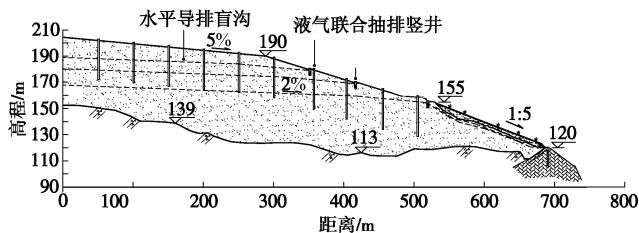


图 45 填埋场液气立体导排系统

Fig. 45 Three-dimensional liquid-gas drainage system

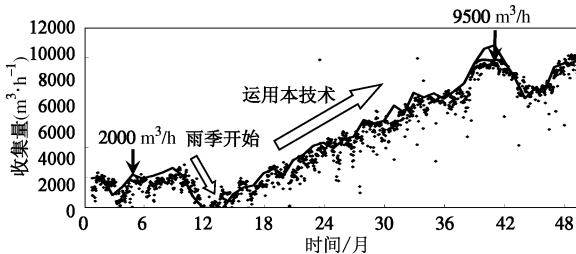


图 46 填埋场液气立体导排实施前后填埋气收集量

Fig. 46 Landfill gas collection before and after implementation of three-dimensional leachate/gas drainage system

4 土体污染及控制

当外部污染源作用于土体时, 污染物以液相和气

相的形式在土体内发生迁移, 引起土体、地下水、大气的环境破坏。本节在第 1 节控制方程的基础上, 给出了污染物迁移方程, 总结了土的环境土工特性测试方法, 描述了土体渗流、变形和污染物扩散的耦合行为; 并以此为基础, 提出了防污屏障被污染物击穿的机理和设计方法, 以及污染土的勘测和评价方法。

4.1 土中污染物迁移方程

土体中污染物的迁移过程, 通常并不伴随土颗粒自身的生化降解, 故可以忽略由于骨架弱化而引起的应力应变关系的变化以及液相水体积变化系数的改变, 即 $S_t=0$, $R_t=0$ 。此外, 土体中固相颗粒、水、液相溶质、气相组分均不再生成或消耗, 即 $f_w=0$, $f_i^i=0$, $f_g^i=0$ 。从式 (31)、(48)、(58)、式 (95) 可得, 土中污染物迁移的控制方程:

$$C_{ua} \frac{\partial u_a}{\partial t} + C_{uw} \frac{\partial u_w}{\partial t} + C_{uu} \frac{\partial u}{\partial t} = - \frac{\partial \mathbf{b}}{\partial t} , \quad (176)$$

$$C_{wa} \frac{\partial u_a}{\partial t} + C_{ww} \frac{\partial u_w}{\partial t} + C_{wu} \frac{\partial u}{\partial t} = - \nabla \cdot \mathbf{v}_w , \quad (177)$$

$$C_{lc}^i \frac{\partial c_1^i}{\partial t} + C_{la}^i \frac{\partial u_a}{\partial t} + C_{lw}^i \frac{\partial u_w}{\partial t} + C_{lu}^i \frac{\partial u}{\partial t} = - \nabla \cdot (c_1^i \mathbf{v}_w) + \nabla \cdot (D_1^i \nabla c_1^i) \quad (i=1,2,\dots,n_2-1) , \quad (178)$$

$$C_{gg}^i \frac{\partial u_g^i}{\partial t} + C_{ga}^i \frac{\partial u_a}{\partial t} + C_{gw}^i \frac{\partial u_w}{\partial t} + C_{gul}^i \frac{\partial u}{\partial t} + C_{gu2}^i \frac{\partial \nabla \cdot \mathbf{u}}{\partial t} = - RT \nabla \cdot N_g^i \quad (i=1,2,3,\dots,n_3) . \quad (179)$$

式 (176) ~ (179) 由 3 个变形方程、1 个孔隙水运移方程、 n_2-1 个液相溶质运移方程及 n_3 个孔隙气运移方程等 n_2+n_3+3 个方程构成。独立的控制变量有 3 个位移变量 \mathbf{u} , 1 个液相压力 u_w , n_2-1 个液相溶质浓度 c_1^i 以及 n_3 个气相压力 u_g^i , 总共也是 n_2+n_3+3 个。

由式 (176) ~ (179) 可见, 骨架变形引起孔隙率的变化, 导致土体渗透性的改变, 从而影响水气运移以及污染物迁移; 水气运移引起水气压力的变化, 进而引起土体有效应力和基质吸力的改变, 导致骨架变形; 同时, 水气运移产生的流体渗流, 也会引起或者加速污染物迁移。由于假定溶质迁移不影响骨架变形和流体运移, 因此控制变量 c_1^i 仅在式 (178) 中存在; 气相组分分压 u_g^i 与骨架变形和孔隙水运移呈弱耦合关系。在求解时, 先根据骨架变形方程、孔隙水运移方程及气相总体运移方程 (式 (103)) 来求解 u_a , u_w 和 \mathbf{u} 这 3 类状态变量, 然后将其代入液相溶质迁移控制方程和气相各组分运移控制方程, 求得 c_1^i 和 u_g^i 。

本文的控制方程式 (176) ~ (179) 综合考虑了骨架变形、液体运移、液相溶质迁移和气相溶质运移等 4 种运动间的耦合关系, 且还能考虑气体内不同组分各自的运移通量。若将这 4 种运动进行组合, 可以

得到土中污染物迁移控制方程的不同退化形式, 每种退化形式对应着不同的工程问题。下面给出几个典型问题的一维控制方程。

(1) 考虑固结的非饱和土液相污染物迁移

如果不考虑气相中每个组分的运移, 把所有气体组分认为是单一气体, 与固结变形、液体运移、溶质迁移进行耦合之后, 可以得到考虑固结的非饱和土液相污染物迁移方程:

$$C_{ua} \frac{\partial u_a}{\partial t} + C_{uw} \frac{\partial u_w}{\partial t} + C_{uu} \frac{\partial u_z}{\partial t} = -\frac{\partial b}{\partial t} , \quad (180)$$

$$C_{wa} \frac{\partial u_a}{\partial t} + C_{ww} \frac{\partial u_w}{\partial t} + C_{wu} \frac{\partial u_z}{\partial t} = -\frac{\partial v_{wz}}{\partial z} , \quad (181)$$

$$\begin{aligned} C_{lc}^i \frac{\partial c_l^i}{\partial t} + C_{la}^i \frac{\partial u_a}{\partial t} + C_{lw}^i \frac{\partial u_w}{\partial t} + C_{lu}^i \frac{\partial u_z}{\partial t} \\ = -\frac{\partial}{\partial z} (c_l^i v_{wz}) + \frac{\partial}{\partial z} \left(D_{lz}^i \frac{\partial c_l^i}{\partial z} \right) , \end{aligned} \quad (182)$$

$$\begin{aligned} C_{ga} \frac{\partial u_a}{\partial t} + C_{gw} \frac{\partial u_w}{\partial t} + C_{gu1} \frac{\partial u_z}{\partial t} + \\ C_{gu2} \frac{\partial^2 u_z}{\partial t \partial z} = -RT \frac{\partial N_g}{\partial z} , \end{aligned} \quad (183)$$

式中,

$$C_{ga} = \theta_a + \bar{u}_a (R_{\bar{\sigma}} S_{\bar{\sigma}}^{-1} S_s - R_s) , \quad (184)$$

$$C_{gw} = -\bar{u}_a (R_{\bar{\sigma}} S_{\bar{\sigma}}^{-1} S_s - R_s) , \quad (185)$$

$$C_{gu1} = -\bar{u}_a R_{\bar{\sigma}} S_{\bar{\sigma}}^{-1} P^T , \quad (186)$$

$$C_{gu2} = -\bar{u}_a . \quad (187)$$

Seetharam 推导了热传导 - 液体运移 - 溶质迁移 - 骨架变形的控制方程^[14], 若将热力学部分退化并不考虑气体的溶解, 则其与式 (180) ~ (183) 不考虑土体对液相溶质吸附的情况相同。

(2) 考虑固结的饱和土液相污染物迁移

如果土体是饱和的, 即 $u_a = u_w$, $s = 0$ 。式 (176) ~ (179) 可退化为

$$C_{uw} \frac{\partial u_w}{\partial t} + C_{uu} \frac{\partial u_z}{\partial t} = -\frac{\partial b}{\partial t} , \quad (188)$$

$$C_{wu} \frac{\partial u_z}{\partial t} = -\frac{\partial v_{wz}}{\partial z} , \quad (189)$$

$$C_{lc}^i \frac{\partial c_l^i}{\partial t} + C_{lu}^i \frac{\partial u_z}{\partial t} = -\frac{\partial}{\partial z} (c_l^i v_{wz}) + \frac{\partial}{\partial z} \left(D_{lz}^i \frac{\partial c_l^i}{\partial z} \right) , \quad (190)$$

式中,

$$C_{uw} = P . \quad (191)$$

Peters 也得到了该问题的基本方程^[77], 与式 (188) ~ (190) 基本相同, 主要区别是在计算固结时, Peters 控制方程采用太沙基固结方程, 而式 (188) ~ (190) 采用的是 Biot 固结方程。

(3) 不考虑固结的非饱和土污染物迁移

假设土骨架没有压缩, 即 $u_z = 0$, 可以得到不考虑固结的非饱和土污染物迁移方程:

$$C_{wa} \frac{\partial u_a}{\partial t} + C_{ww} \frac{\partial u_w}{\partial t} = -\frac{\partial v_{wz}}{\partial z} , \quad (192)$$

$$\begin{aligned} C_{lc}^i \frac{\partial c_l^i}{\partial t} + C_{la}^i \frac{\partial u_a}{\partial t} + C_{lw}^i \frac{\partial u_w}{\partial t} = \\ -\frac{\partial}{\partial z} (c_l^i v_{wz}) + \frac{\partial}{\partial z} \left(D_{lz}^i \frac{\partial c_l^i}{\partial z} \right) , \end{aligned} \quad (193)$$

$$C_{gg}^i \frac{\partial u_g^i}{\partial t} + C_{ga}^i \frac{\partial u_a}{\partial t} + C_{gw}^i \frac{\partial u_w}{\partial t} = -RT \frac{\partial N_g^i}{\partial z} . \quad (194)$$

如果假定气相压力始终为一个大气压且土对污染物为线性吸附, 则可以变化到Rowe^[78]中的非饱和土污染物迁移方程。

(4) 不考虑固结的饱和土液相污染物迁移

当只考虑液体运移和溶质迁移这两种运动时, 由于土体没有压缩, 故不存在位移, $u_z = 0$, 此外, 没有气相组分, $u_a = u_w$ 。此时方程可以退化为不考虑固结的饱和土液相污染物迁移控制方程:

$$0 = -\frac{\partial v_{wz}}{\partial z} , \quad (195)$$

$$C_{lc}^i \frac{\partial c_l^i}{\partial t} = -\frac{\partial}{\partial z} (c_l^i v_{wz}) + \frac{\partial}{\partial z} \left(D_{lz}^i \frac{\partial c_l^i}{\partial z} \right) . \quad (196)$$

将各个系数代入式 (195)、(196), 只考虑单种污染物时可以得到:

$$\left(n + (1-n) \frac{\partial c_s}{\partial c_l} \right) \frac{\partial c_l}{\partial t} = -v_{wz} \frac{\partial c_l}{\partial z} + D_{lz} \frac{\partial^2 c_l}{\partial z^2} . \quad (197)$$

如果假定土体与污染物的吸附关系为线性吸附, 式 (197) 可以进一步表示为

$$\frac{\partial c_l}{\partial t} = -\frac{v_s}{R_d} \frac{\partial c_l}{\partial z} + \frac{D^*}{R_d} \frac{\partial^2 c_l}{\partial z^2} + \frac{\alpha_l v_s}{R_d} \frac{\partial^2 c_l}{\partial z^2} , \quad (198)$$

$$R_d = 1 + \frac{\rho_d}{n} K_p , \quad (199)$$

$$\frac{D_{lz}}{n} = D^* + \alpha_l v_s . \quad (200)$$

式中, v_s 为渗流速度, ρ_d 为土颗粒干密度, K_p 为分配系数 (m^3/kg), α_l 为纵向弥散度 (与水流方向平行), D^* 为有效扩散系数。将式 (198) 与传统的饱和土中污染物迁移方程^[19]对比, 两者完全相同。

如果不考虑吸附, 即 $K_p = 0$, 可以得到:

$$\frac{\partial c_l}{\partial t} = -v_s \frac{\partial c_l}{\partial z} + D^* \frac{\partial^2 c_l}{\partial z^2} + \alpha_l v_s \frac{\partial^2 c_l}{\partial z^2} . \quad (201)$$

在此基础上, 如果土体内不存在渗流, 则 $v_s = 0$, 式 (201) 可以写为纯扩散的形式:

$$\frac{\partial c_l}{\partial t} = D^* \frac{\partial^2 c_l}{\partial z^2} . \quad (202)$$

(5) 不考虑固结的非饱和土气相污染物迁移

当只考虑液体运移和气相运移这两种运动时, 由于土体没有压缩, 故不存在位移, $u_z=0$ 。此时方程可以退化为不考虑固结的非饱和土气相污染物迁移的控制方程:

$$C_{\text{wa}} \frac{\partial u_a}{\partial t} + C_{\text{ww}} \frac{\partial u_w}{\partial t} = -\frac{\partial v_{wz}}{\partial z}, \quad (203)$$

$$C_{\text{gg}}^i \frac{\partial u_g^i}{\partial t} + C_{\text{ga}}^i \frac{\partial u_a}{\partial t} + C_{\text{gw}}^i \frac{\partial u_w}{\partial t} = -RT \frac{\partial N_g^i}{\partial z}. \quad (204)$$

假设气体为单一组分, 式 (204) 可以写为

$$C_{\text{ga}} \frac{\partial u_a}{\partial t} + C_{\text{gw}} \frac{\partial u_w}{\partial t} = -RT \frac{\partial N_g}{\partial z}. \quad (205)$$

式 (203) ~ (205) 与现有的用于分析覆盖层水气运移规律的方程相同^[79]。

4.2 土对污染物的吸附及扩散特性

第1节阐述了土对液相污染物和气相污染物扩散和吸附的物理本质, 如何测定土对污染物的扩散和吸附特性参数是利用4.1节理论和控制方程研究土体中污染物迁移规律的关键。因问题的复杂性, 研究土对液相污染物的扩散和吸附特性时仅考虑饱和土的情况。研究土对气相污染物的扩散特性仅考虑干土的情况, 对一定饱和度的非饱和土可通过饱和度修正得到^[78]。

根据式 (198), 饱和土中液相溶质污染物迁移主要包含对流、分子扩散、机械弥散以及吸附作用4个过程。对流主要由渗流速度描述, 根据达西定律 $v_s = k/n$, 即 v_s 取决于土的液相渗透系数 k 、孔隙率 n , 以及水力梯度 i ; 描述分子扩散的主要参数为有效扩散系数 D^* , 主要取决于土的表观弯曲因子 τ_a 和溶质在自由水中的扩散系数 D_0 , $D^* = \tau_a D_0$; 描述机械弥散的主要参数为机械弥散系数 D_m , 通常认为它是平均孔隙流速 v_s 的线性函数, $D_m = \alpha_1 v_s$, α_1 为纵向弥散度^[19, 80]; 描述吸附的主要参数为阻滞因子 R_d , 与土的干密度, 体积含水率以及溶质在土与孔隙水间的分配系数 K_p 有关, $R_d = 1 + K_p \rho_d / n$, 其中 ρ_d 为土的干密度。

上述污染物运移参数可通过室内实验分步骤测定^[81]。首先, 对于渗透系数, 可通过渗透实验测得。其次, 通过无吸附性离子 (也称惰性离子) 在一维土柱中的纯扩散实验 (无水头作用, 称为扩散实验), 可以测得该离子的有效扩散系数, 进而根据其在溶液中的自由扩散系数算得土的表观弯曲因子。通常认为渗透系数和表观弯曲因子均为土体本身的性质参数, 与溶质种类无关^[12]。然后, 在以上实验的基础上, 通过有水头、无吸附性离子在一维土柱中的迁移实验, 即通常所说的土柱实验, 测得机械弥散系数。最后, 通过有吸附性离子的纯扩散实验或土柱实验测定目标离子在土柱中运移时的阻滞因子。如果要考虑土体的非线性吸附, 可通过Batch试验测定。

(1) 液相溶质的分子扩散特性测试

离子在土中的扩散特性一般通过惰性离子的一维扩散实验进行测试。如图47所示, 扩散实验在密闭的有机玻璃筒内进行。筒中溶液选用不被土体吸附的惰性离子如氯离子等, 浓度为 C_0 。筒中土样经固结后制得, 为饱和土样。筒下端出水口用镊子夹紧, 无水流。实验开始后, 溶质只在分子扩散的作用下在土样中运移。一定时间 t 后将土样从筒中取出, 测试不同深度 z 处孔隙水中溶质浓度 C 。经式 (202) 的解析解反算得到溶质在土中的有效扩散系数 D^* 。

表5给出了常见离子在自由水中的扩散系数 (如 Cl^- 的 D_0 为 $20.3 \times 10^{-10} \text{ m}^2/\text{s}$), 根据 D^* 和 D_0 求出土的表观弯曲因子。

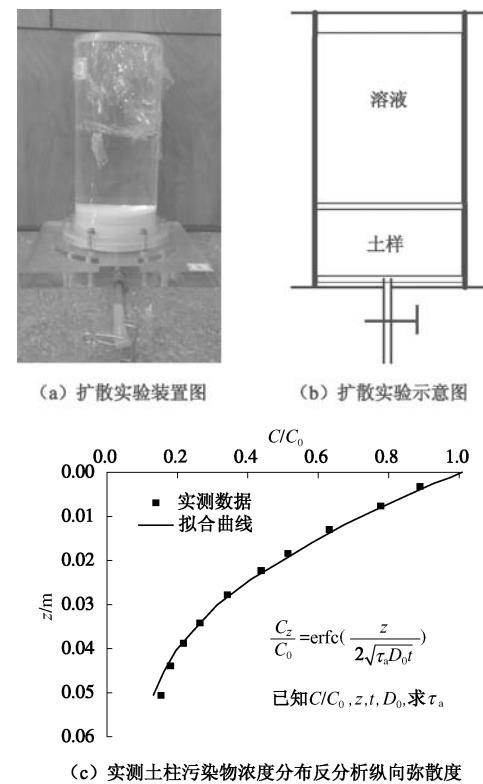


图47 液相溶质机械弥散特性测试与分析

Fig. 47 Tests and analyses of solute mechanical dispersion

表5 常见的离子在自由水中的扩散系数 D_0 (25°C)

Table 5 Free diffusion coefficient D_0 of ions in water (25°C)
($10^{-10} \text{ m}^2/\text{s}$)

阴离子	D_0	阳离子	D_0	有机物	D_0
F^-	14.70	H^+	93.10	苯酚	9.68
Cl^-	20.30	Na^+	13.30	二氯甲烷	12.60
Br^-	20.80	K^+	19.60	苯	11.60
OH^-	52.70	NH_4^+	19.80	三氯乙烯	9.93
SO_4^{2-}	10.70	Mg^{2+}	7.05	乙酸	11.90
CO_3^{2-}	9.50	Ca^{2+}	7.93	丙酮	12.80
PO_4^{2-}	6.12	Pb^{2+}	9.45	甲苯	9.68

土的表观弯曲因子与土的种类、孔隙比等土的性质有关。文献中报道的不同种土类表观弯曲因子的大小如图 48 所示^[82]。表观弯曲因子的典型值在 0.15~0.44 之间。对于黏性土来说, 表观弯曲因子的典型值在 0.15~0.35 范围内。对于具体土样的表观弯曲因子需通过实验具体确定。

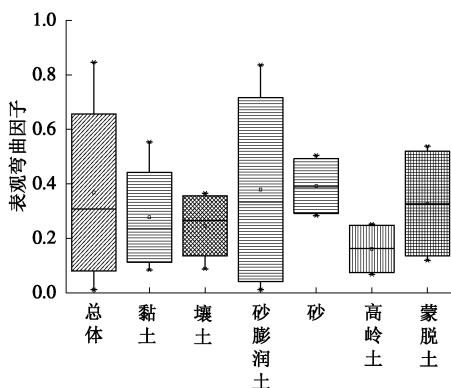
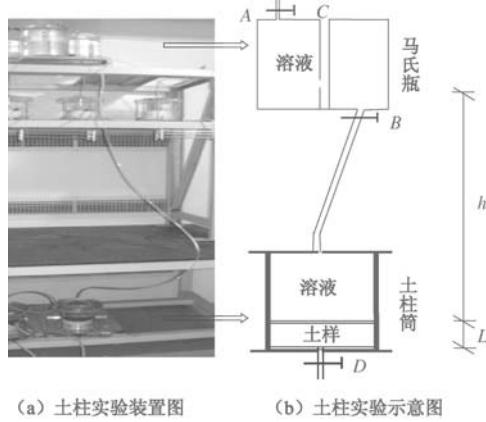


图 48 不同类型土的表观弯曲因子汇总

Fig. 48 Summary of apparent tortuosity in soils

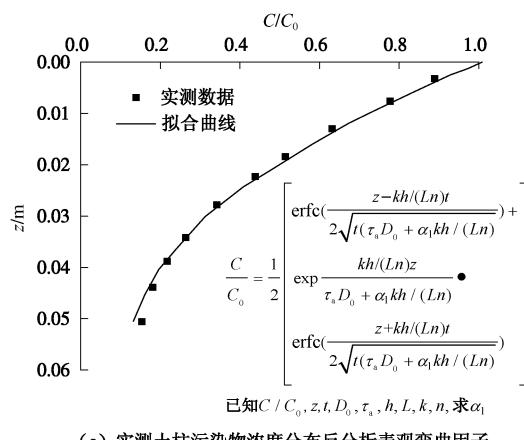
(2) 液相溶质机械弥散特性测试

污染物在土中的机械弥散系数一般通过惰性离子的一维土柱实验进行测试。如图 49 所示, 由上至下土柱实验装置主要包括: 供液并保持常水头装置马氏瓶,



(a) 土柱实验装置图

(b) 土柱实验示意图



(c) 实测土柱污染物浓度分布反分析表观弯曲因子

图 49 液相溶质分子扩散特性测试与分析

Fig. 49 Tests and analyses of solute molecular diffusion

连接导管和有机玻璃筒。马氏瓶中溶质浓度为 C_0 。筒中土样经固结后制得, 为饱和土样。溶质在土样中经对流、扩散和机械弥散共同作用下运移。一定时间 t 后将土样从筒中取出, 测试不同深度 z 处孔隙水中溶质浓度 C 。经式 (201) 的解析解反算得到溶质在土中的纵向弥散度 α_1 。

根据所研究对象的不同, 现场的 α_1 要比实验室所得到的 α_1 大 1~3 个量级^[20, 83], Gelhar 等^[84]提出了估计 α_1 与尺度 x 的经验关系式。

(3) 液相溶质的吸附特性测试

通过前述实验得到土的渗透系数、表观弯曲因子、纵向弥散度等参数后, 可根据吸附性离子 (如重金属离子) 的扩散实验或土柱实验测得土对目标离子的阻滞因子。吸附性离子的扩散实验或土柱实验中溶质迁移过程的同时发生吸附作用, 利用污染物浓度沿土柱分布的测试数据及式 (198) 的解析解得到阻滞因子 R_d 。常见的金属离子在土中的阻滞因子如图 50 所示^[82], 土颗粒对重金属离子的阻滞因子大多在 3~40 之间, 其对重金属离子 Pb 和 Cd 的吸附量相对较大, 如 Pb 的阻滞因子典型值为 30~300。

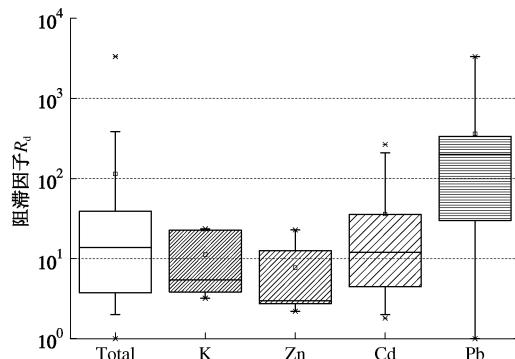


图 50 常见金属离子在土中的阻滞因子

Fig. 50 Retardation factors of metal ions in soils

对一般情况:

$$R_d = 1 + \frac{\rho_d}{n} \frac{\partial S}{\partial C} \quad (206)$$

单位体积固相吸附溶质的质量 S 与孔隙水中溶质浓度 C 的关系有多种模式, 如线性吸附 $S=K_pC$ 、Freundlich 等温吸附、Langmuir 等温吸附^[85], 以及分段式等温吸附^[86], 相应的阻滞因子和分配系数可通过 Batch 实验测得^[85]。

图 51 总结了有机污染物在土中的分配系数, 各种不同的有机污染物的分配系数在 0.5~5 mL/g 之间。土颗粒对不同有机污染物的吸附能力差别也较大, 如甲苯的分配系数典型值在 1~10 之间, 而二氯甲烷的典型值则在 0.2~0.5 之间^[82]。

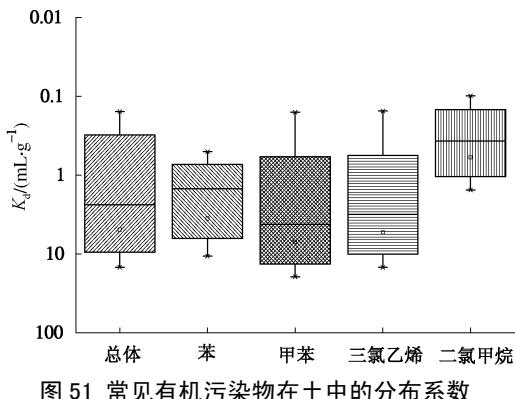


图 51 常见有机污染物在土中的分布系数

Fig. 51 Distribution coefficients of typical organic pollutants in soils

如图 52 所示, 扩散实验、土柱实验和 Batch 实验测得的不同离子的分配系数相差较大, 一般来说 Batch 实验的结果明显要大于扩散实验, 而扩散试验结果则大于土柱试验^[82]。

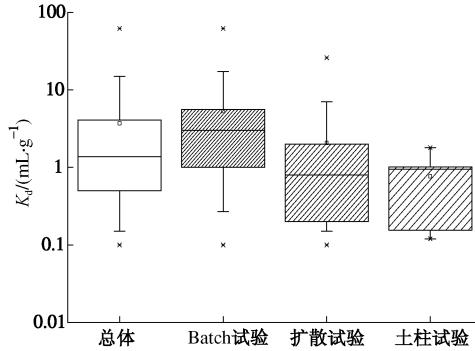


图 52 不同实验方法测得的有机污染物分配系数

Fig. 52 Distribution coefficients of typical organic pollutants by three different tests

(4) 气体在土中扩散特性

描述土体的气体扩散特性参数: 二元组分气体的有效扩散系数 D_{ij}^e 和有效努森扩散系数 D_{iM}^e , 分别取决于土的孔隙率 n 、曲折因子 τ 、二元组分扩散系数及努森扩散系数。在干土中, D_{ij}^e 和 D_{iM}^e 可以表示为^[22]

$$D_{ij}^e = (n / \tau) D_{ij} \quad , \quad (207)$$

$$D_{iM}^e = (n / \tau) D_{iM} \quad . \quad (208)$$

常见的二元组分扩散系数 D_{ij} 见表 6。

表 6 常见二元气体扩散系数^[87]Table 6 Binary gas diffusion coefficients ($10^{-4} \text{ m}^2/\text{s}$)

气体组分	二元扩散系数	气体组分	二元扩散系数
$\text{N}_2\text{-O}_2$	0.2083	$\text{O}_2\text{-Ar}$	0.1928
$\text{N}_2\text{-CO}_2$	0.1649	$\text{O}_2\text{-CH}_4$	0.2263
$\text{N}_2\text{-Ar}$	0.1954	$\text{CO}_2\text{-Ar}$	0.1525
$\text{N}_2\text{-CH}_4$	0.2173	$\text{CO}_2\text{-CH}_4$	0.1705
$\text{O}_2\text{-CO}_2$	0.1635	Ar-CH_4	0.2045

努森扩散系数由气体的性质以及土的孔径决定,

$$D_{iM} = \frac{d_0}{3} \sqrt{\frac{8RT}{\pi M_i}} \quad , \quad (209)$$

式中, d_0 为土体的平均孔径, 可以用压汞法测得, M_i 为 i 气体的摩尔质量。

图 53 给出了曲折因子 τ 的测试方法。水平双室扩散池中左右两边为等体积的封闭室, 室内装有风扇, 保持封闭室内部气体均匀; 两室中间装有待测土样。

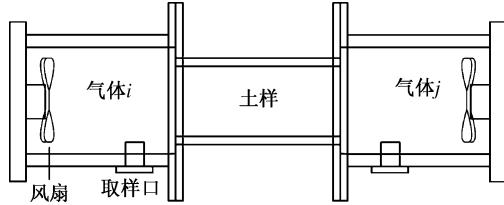
图 53 水平双室扩散池试验装置示意图^[88]

Fig. 53 Apparatus of two-chamber diffusion system

试验开始时往左右两室充入等体积的气体 i 和 j , 此时, 气体在土体中发生扩散, 试验过程中分别监测左右两室中气体 i 和气体 j 的浓度。气体 i 的扩散用下式描述:

$$N_i = D_i^* \frac{\partial c_g^i}{\partial z} \quad , \quad (210)$$

式中, c_g^i 为气体 i 的浓度, N_i 为单位土截面的 i 气体通量。

根据在不同时间测得的室内气体 i 浓度, 可以反算求得 D_i^* 。根据式 (76) 可得 D_i^* 与 D_{ij}^e 、 D_{iM}^e 的关系:

$$D_i^* = \frac{D_{ij}^e D_{iM}^e}{D_{ij}^e + D_{iM}^e} \quad . \quad (211)$$

再将代入式 (207)、(208), 求得 τ 的表达式:

$$\tau = \frac{D_{ij} D_{iM}}{D_{ij} + D_{iM}} \frac{n}{D_i^*} \quad . \quad (212)$$

一般干土中土体气体扩散的曲折因子为 2 左右^[89]。

4.3 土体渗流、变形和污染物扩散的耦合行为

污染物迁移过程受骨架变形、液相水运移和气体运移的影响, 下面通过两个算例揭示这种影响。

(1) 算例一

2 m 厚的土层, 顶部存在浓度 c_0 的污染源, 底部浓度边界条件为 $\frac{\partial c}{\partial z} = 0$, 土层的基本参数见表 7。考虑 3 种工况, 其初始条件和其他边界条件如图 54 所示。

表 7 算例基本参数

Table 7 Basic parameters

名称	符号	数值
初始孔隙率	n_0	0.25
有效扩散系数	D_e	$8.0 \times 10^{-10} \text{ m}^2/\text{s}$
干密度	ρ_d	2.03 g/cm^3
液相渗透系数	K_v	$1.05 \times 10^{-7} \text{ cm/s}$
固结系数	C_v	$1.40 \times 10^{-3} \text{ cm}^2/\text{s}$
水头高度	H_w	5 m
上部荷载	P	150 kPa

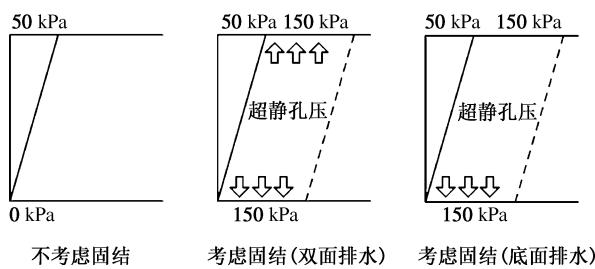


图 54 3 种工况下的孔压边界和初始条件

Fig. 54 Pore water pressure boundary conditions and initial conditions for 3 cases

图 55,56 分别给出了 3 种工况下土层底部污染物浓度随时间变化以及 $T=1$ a 时污染物随深度的分布。从图中可以可以看出, 根据排水条件的不同, 固结对于污染物迁移有不同的影响。当土层为单面 (底面) 排水固结时, 固结引起的渗流方向与污染物迁移方向均向下, 因此有加速的作用。当土层为双面排水固结时, 在土层上半部分由固结引起的渗流方向向上, 与污染物迁移方向相反, 固结渗流起到了阻滞的作用。虽然土层下半部分的渗流方向与迁移方向相同, 能加速污染物迁移, 但在过程中影响相对较小。故从整体上看, 双面排水下的固结对污染物迁移有阻滞的作用。

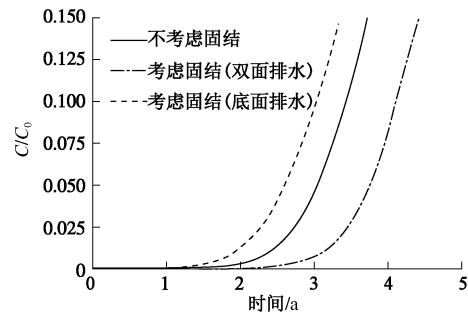


图 55 土层底部的污染物浓度随时间变化曲线

Fig. 55 Contaminant concentration versus time at bottom of soils

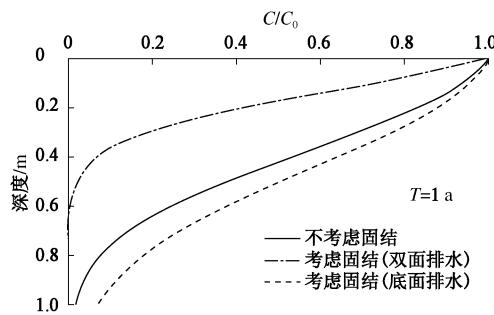
图 56 $T=1$ a 时污染物随深度的分布曲线

Fig. 56 Contaminant concentration versus depth at 1 a

(2) 算例二

土层条件和污染物浓度如算例一。考虑 4 种工况, 如表 8 所示。

表 8 4 种工况说明表

Table 8 Description of four calculation cases

工况编号	水头 /m	荷载 /kPa	饱和条件	考虑固结	排水条件
1	5	150	饱和土	是	双面排水
2	0	200	饱和土	是	底面排水
3	0	200	饱和土	否	—
4	0	200	0~0.5 m 饱和区 0.5~2 m 非饱和区	否	—

工况 4 的土层底部饱和度为 40%, 初始饱和度线性分布。土体非饱和区的有效扩散系数计算参考文献[78]。

图 57,58 分别给出了 4 种工况下土层底部污染物浓度随时间变化以及 $T=2$ a 时污染物随深度的分布。从图中可以看出: ①对比工况 1 和工况 3 的情况, 可以发现土体内的渗流对于污染物迁移有加速作用; ②对比工况 3 和工况 4, 可以发现土中的气体存在会对污染物迁移有阻滞作用; ③对比工况 2 和工况 3, 在底面排水的条件下, 如果不考虑变形与污染物迁移的耦合作用, 则会明显低估污染物迁移速率。

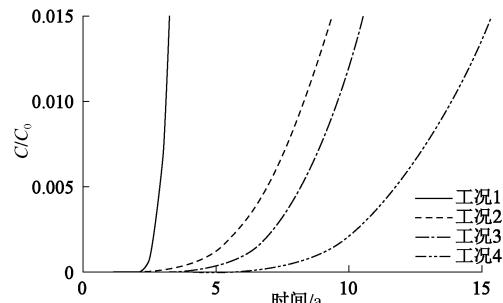


图 57 土层底部的污染物浓度随时间变化曲线

Fig. 57 Contaminant concentration versus time at bottom of soils

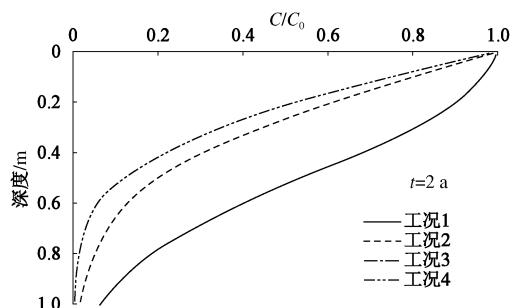
图 58 $T=2$ a 时污染物随深度的分布曲线

Fig. 58 Contaminant concentration versus depth at 2 a

4.4 防污屏障及服役性能

防污屏障是用于防止水、空气及污染物扩散的土工结构。根据其布置形式及功能分为水平屏障、竖向屏障及覆盖屏障。填埋场通常在底部设置水平屏障,

或在周边设置竖向屏障, 封场后在顶部设置覆盖屏障。污染物击穿防污屏障且击穿浓度达标准的浓度阈值所需的时间称为击穿时间 (breakthrough time), 是反映屏障服役性能的重要指标。

(1) 水平防污屏障

图 59 是水平防污屏障结构形式, 其中渗滤液导排层的作用是收集和排出渗滤液, 控制填埋场渗滤液水头; 防渗层的作用是防止未及时排走的渗滤液发生渗漏。防污屏障的服役寿命即为污染物运移击穿屏障所需的时间, 应大于填埋场运营期与固体废弃物稳定化时间之和, 通常长达 50 a。

水平防渗材料包括土工膜 (Geomembrane, 简称 GM), 土工聚合黏土衬垫 (Geosynthetic Clay Liner, 简称 GCL), 压实黏土衬垫 (Compacted Clay Liner, 简称 CCL), 以及天然土壤保护层 (Attenuation liner, 简称 AL)。其中土工膜为一种柔性聚合材料, 渗透性极低, 渗透系数达 0.5×10^{-13} cm/s; GCL 由土工织物夹膨润土制成, 膨润土遇水膨胀, 渗透系数达 $1 \times 10^{-8} \sim 1 \times 10^{-10}$ cm/s。通常要求 GCL 渗透系数不得大于 5×10^{-9} cm/s, CCL 不得大于 1×10^{-7} cm/s, AL 不得大于 1×10^{-5} cm/s。图 60 为典型的几种水平屏障结构形式, 其中 60 (a) ~60 (d) 为国家标准 (CJJ 113—2007) 推荐, 60 (e) 为美国 EPA 推荐。

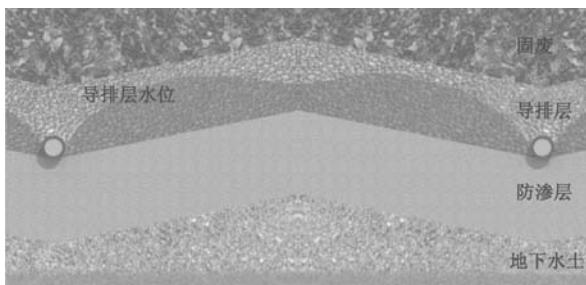


图 59 水平防污屏障结构形式

Fig. 59 Structure of horizontal barriers

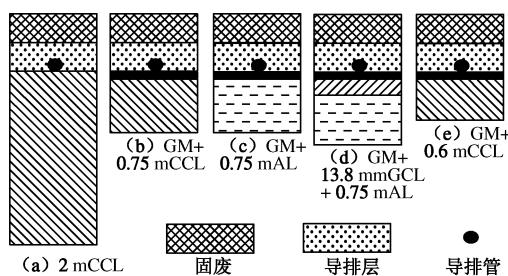


图 60 典型水平防污屏障结构形式

Fig. 60 Typical horizontal barrier structures

填埋场导排层渗滤液水位直接影响着污染物的击穿时间, 世界各国均规定导排层水位不得高于 0.3 m。中国填埋场渗滤液产量大, 导排层负荷高, 极易产生

淤堵, 导致导排层水位大于控制标准。本课题组曾测得某填埋场导排层水位高达 8 m。

针对不同污染物种类、防污屏障结构、水头高低、结构完好程度以及各结构层间接触情况, 污染物击穿屏障的主导因素相差很大。完整的土工膜渗透性很低, 其被污染物击穿主要靠分配作用和扩散作用^[90-91]。分配作用是污染物在土工膜与邻界流体的界面行为, 分配系数指污染物在土工膜与邻界流体中浓度比值, 反映了污染物与土工膜亲和的难易程度, 污染物与土工膜分子结构越相似其分配系数越大^[92]。疏水性有机物的分配系数 (10~300) 大于亲水性有机物的分配系数 (0.01~0.2), 远大于氯离子等无机成分的分配系数 (0.0001~0.001)^[82]。

由于施工等原因, 实际填埋场屏障中土工膜往往存在一些漏洞。对于有缺陷的土工膜组成的复合衬垫, 水头作用下污染物会发生渗漏, 渗漏速率随水头的增加而增大^[93]。此外, 土工膜和下伏结构层接触不紧密会使污染物击穿时间变短^[94]。

结合不同结构形式的防污屏障, 基于式 (197) 得到了重金属和有机污染物在不同工况下的运移解答, 包括单层压实黏土屏障考虑黏土最大吸附量的两阶段吸附和扩散耦合作用解^[95]; 土工膜与 CCL 组成的屏障考虑渗漏-分子扩散-对流-机械弥散-吸附耦合作用解^[96]; GCL 与 CCL 组成的屏障考虑对流-分子扩散-机械弥散-吸附耦合作用解^[97]; GM 与 GCL、CCL 组成的屏障考虑有机物污染物运移的扩散-吸附耦合作用解^[98]。表 9 比较了 4 种屏障结构的防污性能^[99]。可见, GM+GCL 对重金属离子具有较好的防污性能, 但对有机物防污性能很差; 2 m CCL 对有机污染物的防污性能较好, 其击穿时间要比 GM+GCL 大 2~3 个数量级; 对高水头情况, GM+CCL 的防污性能优于 2 m 黏土; GM+AL 的防污性能较差。渗滤液水头对屏障防污性能的影响很大, 10 m 水头作用下 4 类屏障有机污染物的击穿时间均未能达到服役寿命大于 50 a 的要求。

表 9 4 种衬垫被 Cd^{2+} 和苯击穿时间的比较^[99]

Table 9 Penetration time of Cd^{2+} and benzene in 4 types of liners^[99]

衬垫 类型	击穿时间/a			
	重金属 Cd^{2+}		有机污染物 苯	
	h_w =0.3 m	h_w =10 m	h_w =0.3 m	h_w =10 m
GM + 0.75 m CCL	57.4	19.8	35.0	25.50
GM + 0.75 m AL	10.7	3.5	8.70	6.70
GM+GCL	77.1	72.6	0.37	0.37
2 mCCL	31.1	13.6	52.0	17.50

为了提高防污屏障服役寿命,一方面应对防污屏障材料改性降低渗透系数、提高吸附能力从而延长击穿时间^[100-102]。另一方面应控制导排层水头小于0.3 m,该水头取决于导排层的渗透系数和导排管间距^[103]。填埋场运行时,由于导排层和导排管淤堵,往往造成导排层水位上升,应对导排层水头进行监测,如图61所示。一旦水位上升,应对导排管淤堵进行反冲洗,如图62所示。

(2) 竖向防污屏障

竖向屏障是指采用防渗防污性能良好的材料或结构将污染土体围封,使其与外界环境隔绝,达到防止污染物扩散的效果。如图63所示,污染物迁移通过竖向屏障,主要发生对流、分子扩散、机械弥散和吸附这4个过程。当污染物迁移使屏障外侧达到国家评价标准规定的浓度阈值时,即认为屏障被污染物击穿。

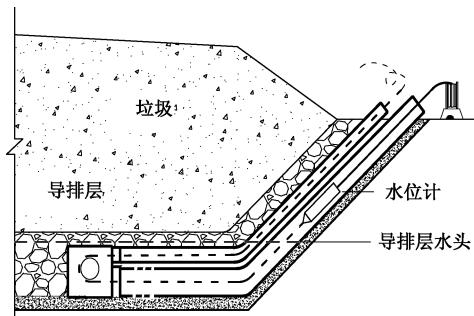


图 61 导排层渗沥液水头监测

Fig. 61 Monitoring of leachate head

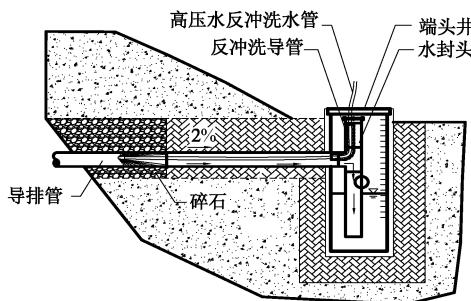


图 62 导排管淤堵反冲洗

Fig. 62 Clogging wash of drainage pipes

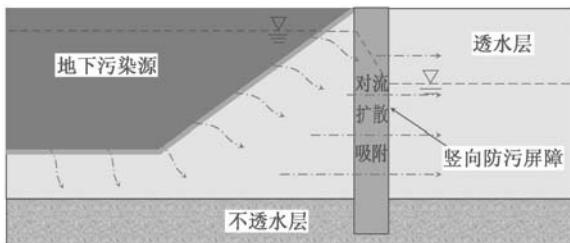


图 63 竖向屏障控制地下水土污染

Fig. 63 Vertical barrier to control underground pollution

当竖向屏障打入不透水层形成全封闭防污结构

时,污染物在屏障中的运移是一维问题,可求解式(198),获得污染物浓度随时间和墙厚的分布^[104]。图64是防污屏障下游边界浓度随运移时间变化曲线,其中Ogata解^[105]是半无限条件下式(198)的解析解, Van Genuchten解^[106]是式(198)在有限土层厚度下的解析解,谢海建解^[86]是式(198)在分段吸附模式下的解析解。可见边界条件及吸附模式对击穿时间影响很大。原因在于Ogata解的下边界为污染物零浓度边界(第一类边界条件)^[107],而Van Genuchten解的下边界为污染物零浓度梯度边界导致污染物浓度累积,因而Van Genuchten解得到的击穿时间比Ogata解短;谢海建解考虑屏障材料对污染物有最大吸附值,达到最大吸附值后该位置处的屏障材料就不再吸附污染物了,污染物立即向前运移,因而谢海建解比线性吸附的Ogata解和Van Genuchten解的运移速度快,击穿时间短。

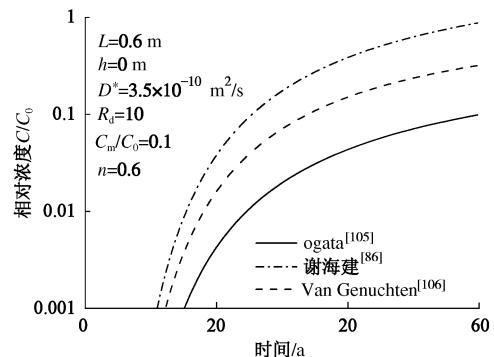
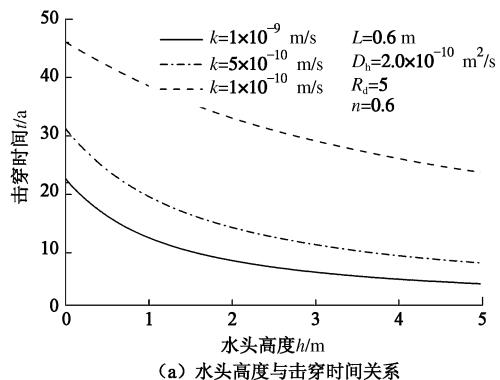


图 64 运移时间与浓度关系

Fig. 64 Relationship between concentration and migration time

图65给出了有限厚度条件下,击穿时间随墙两侧水头差、屏障材料渗透系数、阻滞因子、水动力弥散系数的变化关系,其中,击穿时间以10%的相对浓度定义。可见,渗透系数和阻滞因子是影响击穿时间的关键因素;水动力弥散系数仅在渗透系数较大时才对击穿时间有较大影响;水头高度仅在较小时,其变化对击穿时间影响较大。因此要增加防污屏障的服役寿命,可以降低屏障材料渗透系数,增大屏障材料阻滞因子,同时采取降水措施降低屏障内侧水头高度。



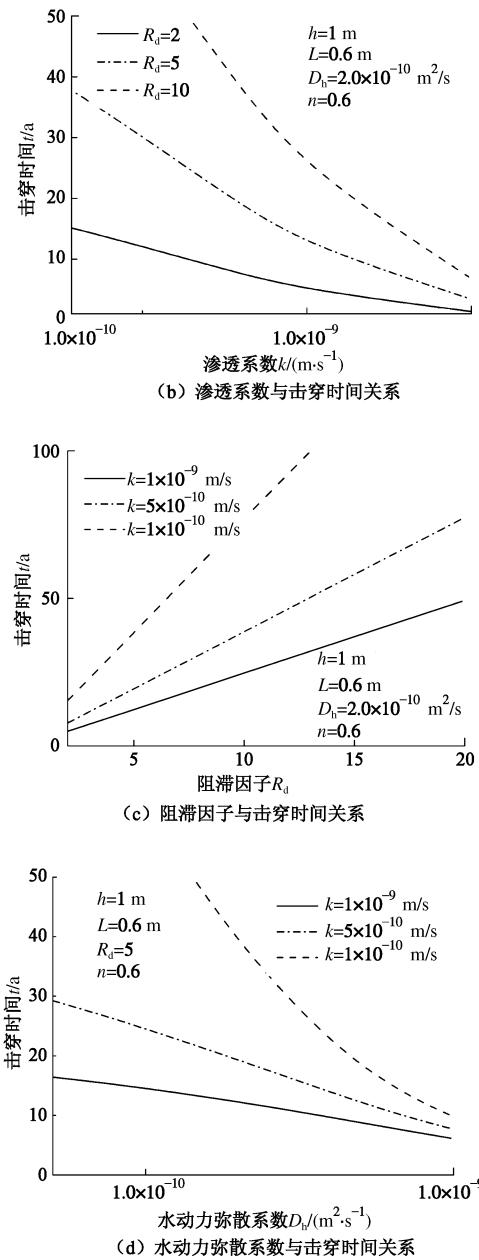


图 65 击穿时间影响因素分析

Fig. 65 Analysis of factors affecting penetration time

受水利工程防渗墙设计和施工经验影响, 目前中国大多采用塑性混凝土作为竖向屏障墙体材料。塑性混凝土具有抗渗性好、强度高、抗水力劈裂性能好的特点, 但费用相对较高。也有采用水泥搅拌桩墙、注浆帷幕作为竖向屏障, 但由于成墙质量难以控制, 渗透系数大, 难以满足服役寿命要求。土-膨润土墙由于防渗性能及化学相容性好, 在国外用得较为普遍。中国膨润土储量占世界总量的 60%, 该屏障结构型式在中国具有良好应用前景。

对于渗透系数较大的粉土、粉砂土地基, 污染物扩散问题严重。图 66 给出了粉土、黄土和不同膨润土掺量粉土的渗透系数与固结压力的关系。可见, 同一

配合比粉土-膨润土试样的渗透系数随着有效固结应力减小而增大; 粉土中膨润土掺量大于 4%时, 该土-膨润土墙体材料渗透系数能够达到 $10^{-9} m/s$ 及以下; 黄土的渗透系数比粉土约低一个数量级。图 67 和表 10 给出了粉土、黄土、膨润土和黄土改良土-膨润土 (BLS) 对 Pb (II) 的等温静态吸附试验结果。可见, 黄土对 Pb (II) 的吸附能力远大于粉土和膨润土; 黄土掺量为 20%的 BLS 对 Pb (II) 的阻滞因子大致是粉土的 4 倍。

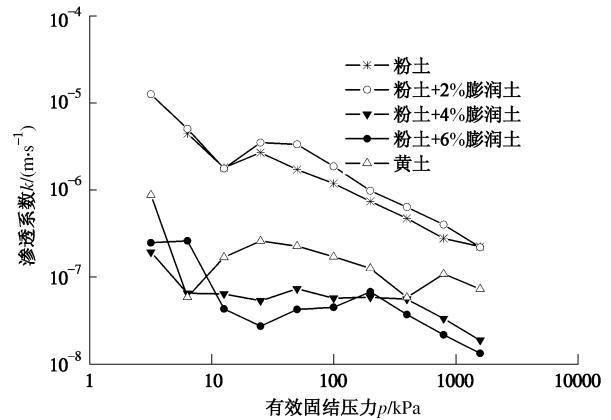


图 66 渗透系数与有效固结压力关系

Fig. 66 Relationship between hydraulic conductivity and effective consolidation pressure

表 10 静平衡吸附试验结果

Table 10 Results of equilibrium adsorption tests

土类	$K_d/(mL \cdot g^{-1})$	R_d
粉土	20	60
BLS	80	240
黄土	200	600
膨润土	40	120

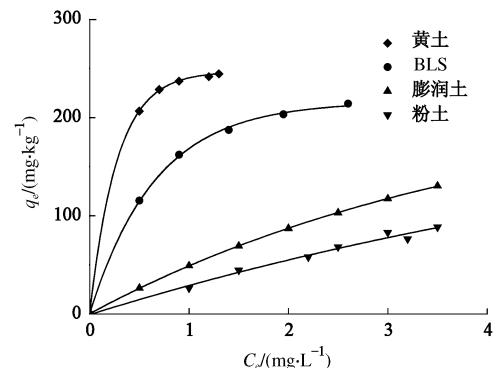


图 67 静平衡吸附曲线

Fig. 67 Equilibrium adsorption isotherms

根据上述试验结果, 以粉土为母土, 掺入 4%~6%膨润土和 20%黄土所组成的防污屏障材料, 其渗透系数能够从母土的 $10^{-5} cm/s$ 降低到 $10^{-7} cm/s$, 阻滞因子增大到原来 4 倍, 大大增加了防污屏障服役寿命。

上述通过防污屏障材料改良、按服役寿命设计竖

向屏障的方法已编入《生活垃圾卫生填埋场岩土工程技术规范》(CJJ176—2012)。

如果在实际工程中不透水层埋深较深,设计时可采用悬挂式防污屏障。此时竖向屏障没有完全截断地下水渗流通道,污染物在土层中的运移是二维的,除了穿过竖向屏障水平运移,可能绕过屏障底部污染下游水土。因此,设计悬挂式屏障时击穿时间要取浅部水平向击穿和底部绕流击穿这两种情况的较小值。此外,土-膨润土墙成墙稳定性对保证墙体质量非常重要^[108-109]。

(3) 覆盖屏障

覆盖屏障的主要功能:①减少降雨和其他外来水侵入垃圾堆体内,从而降低填埋场的渗滤液产量;②阻止填埋场中填埋气无组织释放,污染大气,为填埋气的收集提供缓冲时间和抽气区域。

覆盖屏障从最初的简易覆土到最近基于水分储存-释放原理的土质覆盖层,已有近40 a的发展历史^[110]。土质覆盖层通过降雨时储存水分,随后由地表蒸发和植被蒸腾向外界排出水分来降低渗漏量^[111],同时通过其低气体渗透性来减少填埋气的释放。它主要可以分为两种类型:单层土质覆盖层(一层细粒土构成)和毛细阻滞型覆盖层(细粒土层下卧粗粒土层构成)。毛细阻滞型覆盖层利用粗细两种土之间非饱和水力特性的差异减少细粒土层的水分向粗粒土层的入渗,从而使上层细粒土存储更多的水分,其防渗闭气性能更好,因此近些年毛细阻滞型覆盖层被广泛地研究^[112]。

土质覆盖层防渗闭气原理见图68:①在a阶段,无降雨时,土质覆盖层内含水率较少,释放出少量的填埋气;②在b阶段,发生降雨入渗,由于水气运移的相互阻滞作用,造成气压累积,填埋气的释放速率降低;③在c阶段,持续降雨使得覆盖层表面接近饱和,此时覆盖层各深度处气压相等,填埋气不能释放;④在d阶段,降雨仍然持续,覆盖层表面完全饱和,造成覆盖层各深度处气压积累到土壤的进气值,此时,填埋气会击穿表面饱和水层而释放,表层气压恢复到大气压,同时该阶段湿润锋到达防渗层底部,渗漏量开始产生;⑤在e阶段,如果持续降雨,则恢复到第c阶段,c,d和e这3个阶段一直往复进行,在这个往复过程中,渗漏也持续产生;⑥在f阶段,当降雨停止,覆盖层各深度处的气压会逐渐恢复到线性分布,填埋气的释放量相对增多,渗漏量则逐渐减小。

下面以西安江村沟填埋场两种土质覆盖层为例,分析其防渗闭气性能,结构形式见图69。分析基于前文水-气二相流控制方程式(203)和(205)。降雨采用2008年西安情况,年降雨总量为525 mm,如图70所示。土质覆盖层中细粒土采用黄土。本课题组对压实黄土的土水特征曲线、饱和渗透系数和气的渗透系

数进行了测试^[113]。其土水特征曲线见图71。实测饱和渗透系数为 1.95×10^{-7} m/s、黄土残余含水率所对应的气体渗透系数为 1.76×10^{-7} m/s,采用V-G模型计算导水和导气系数。碎石的相关参数参考文献获得^[114-115]。

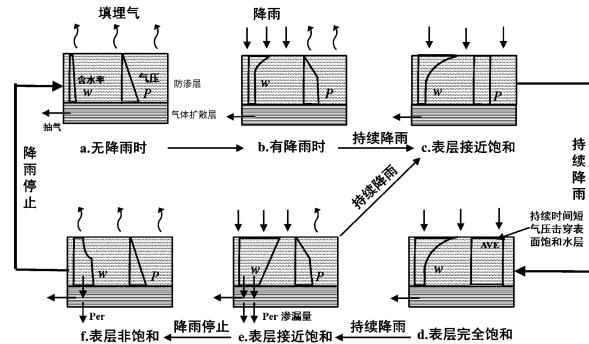


图68 土质覆盖层水气二相流原理

Fig. 68 Mechanism of water-gas two phase flow in earthen final cover

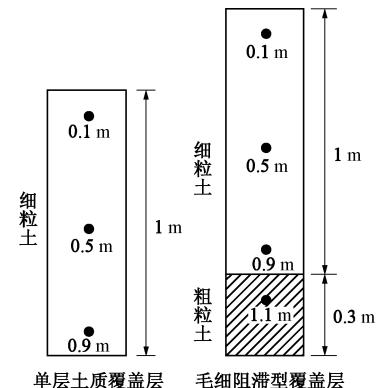


图69 两种土质覆盖层结构形式示意图

Fig. 69 Schematic diagrams of 2 earthen final covers

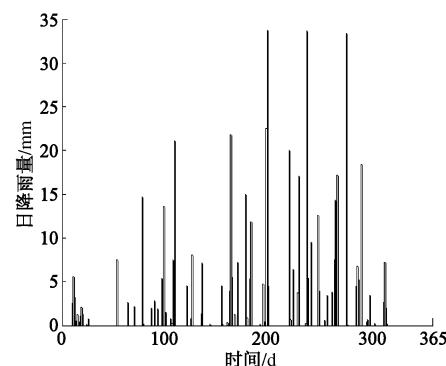


图70 西安市2008年日降雨量

Fig. 70 Daily rainfall of Xi'an in 2008

两种土质覆盖层中黄土和碎石的初始含水率分别定为20%和5%,而初始孔隙气压力的分布底部为0.75 kPa(参考规范CJJ112—2007)线性减少到表层大气压。上边界取为图70中的降雨流量边界,下边界孔隙水压力梯度为0;上边界气压不超过黄土的进气值2

kPa, 一旦超过该值, 填埋气击穿覆盖屏障, 释放到大气中, 气压变为 0 kPa, 下边界气压保持常值 0.75 kPa。

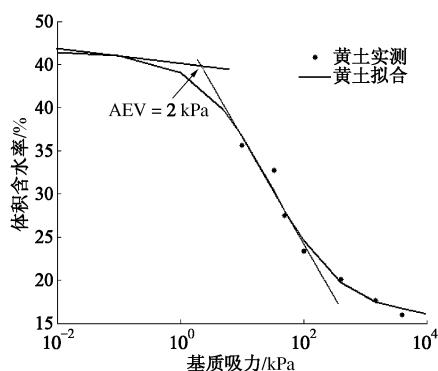
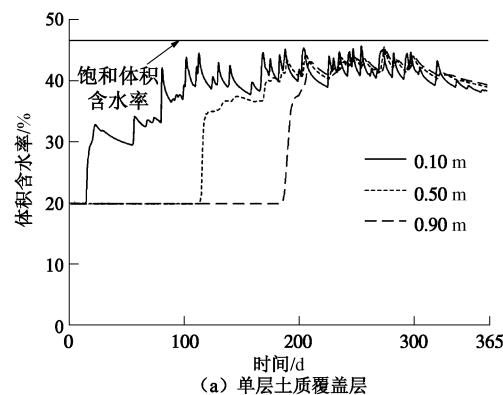


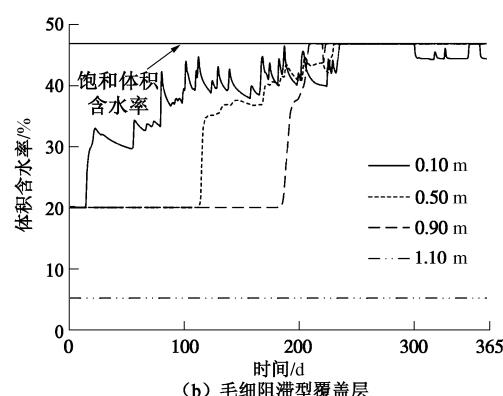
图 71 压实黄土的土水特征曲线

Fig. 71 Soil-water characteristic curve for loess

图 72, 73 分别给出了两种土质覆盖层各深度处体积含水率和孔隙气压力随时间变化。可见, 在前 200 d, 两种土质覆盖层各深度处的体积含水率几乎相同; 200 d 后, 单层土质覆盖层各深度处的体积含水率在饱和值以下波动, 而毛细阻滞型覆盖层上层持续储存水分, 上层各深度处长期维持饱和。从图 72 (b) 中还可以看出, 由于毛细阻滞作用和气压的影响, 很少水分进入碎石层。



(a) 单层土质覆盖层



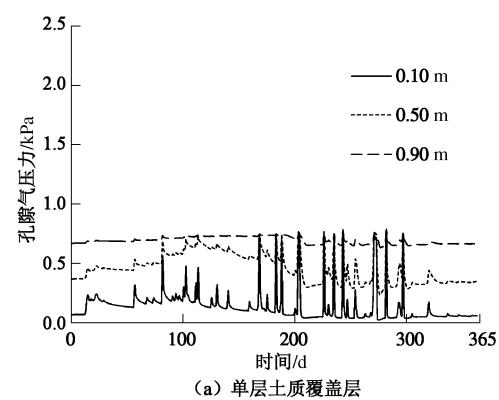
(b) 毛细阻滞型覆盖层

图 72 两种土质覆盖层不同深度处体积含水率随时间的变化

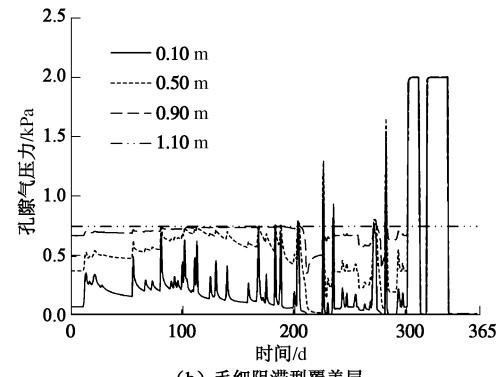
Fig. 72 Variation of volumetric water contents at different depths with time for 2 earthen final covers
with time for 2 earthen final covers

从图 73 可知, 降雨时, 两种土质覆盖层各深度处的孔隙气压力随之升高; 单层土质覆盖层在降雨期间会发生渗漏, 以至各深度处的孔隙气压力最大只能积累到 0.75 kPa; 而毛细阻滞型覆盖层在后期, 由于各深度处长期饱和, 气压积累明显, 达到进气值 2 kPa。

图 74, 75 分别给出了两种土质覆盖层渗漏量和填埋气释放量随时间的变化。单层土质覆盖层和毛细阻滞型覆盖层一年中每平方米填埋气的释放总量分别为 57 kg 和 53 kg, 渗漏总量分别为 248 mm 和 0 mm。由此可知, 相比较单层土质覆盖层, 毛细阻滞型覆盖层的防渗闭气性能更加优越。



(a) 单层土质覆盖层



(b) 毛细阻滞型覆盖层

图 73 两种土质覆盖层不同深度处孔隙气压力随时间的变化

Fig. 73 Variation of pore gas pressures at different depths with time of 2 earthen final covers
with time of 2 earthen final covers

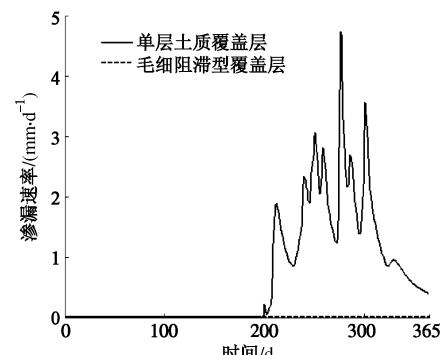


图 74 两种土质覆盖层渗漏量随时间的变化

Fig. 74 Variation of percolation with time of 2 earthen final covers

当降雨量增大时,如湿润气候区,毛细阻滞型覆盖层的入渗量随之增大,通过在粗细土层间增设导排层,可有效减少渗漏量^[116]。图76给出了含导排层毛细阻滞型覆盖层模型试验装置示意图^[117-118],覆盖层由0.2 m厚的粉土层、0.1 m厚的砂土导排层与0.1 m厚的碎石层组成,边坡坡度为1V:3H。通过在粉土中添加不同掺量的膨润土来调节降雨入渗量。共进行3组试验,试验I为基本工况,试验II和III在粉土中添加不同掺量的膨润土,试验中降雨强度65~76 mm/h,3组试验实际入渗量见表11。土层中埋设张力计测试基质吸力的变化。

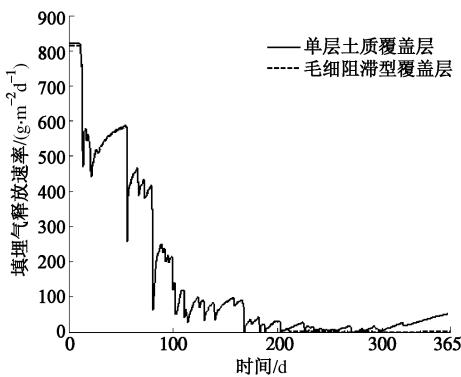


图75 两种土质覆盖层填埋气释放速率随时间的变化

Fig. 75 Variation of landfill gas emission rate with time of 2 earthen final covers

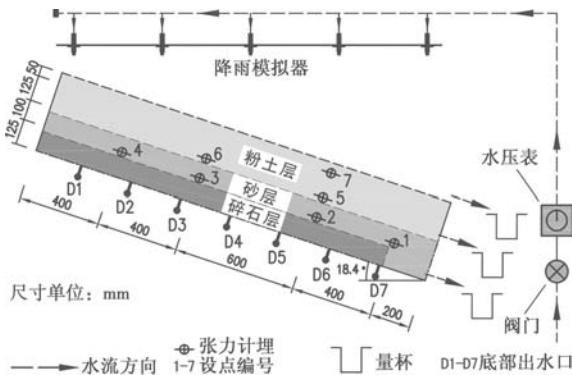


图76 模型试验装置示意图

Fig. 76 Schematic diagram of test apparatus

图77给出了试验I中覆盖层7个位置处基质吸力的变化。从图77可知, #7张力计最先开始变化,并很快达到饱和; #5张力计随后发生变化; #1张力计响应时间明显快于#2、#3及#4,表明有水分朝模型的坡脚方向运移。表11给出了3组实验的水量平衡结果。可见,毛细阻滞型覆盖层渗漏量很小,最大小于入渗量的10%;降雨量较大时,砂土导排层发挥了一定的作用,导排量达10%以上;大部分水量储存于粉土层中。行业建设标准《生活垃圾卫生填埋场岩土工程技术规范》已给出了毛细阻滞型覆盖层的设计方法。

(4) 屏障服役寿命的离心模拟验证

20世纪80年代末90年代初,Arulanandan等开始应用离心模型试验研究污染物在土体中的运移。利用高速旋转的长臂离心机,产生N倍的重力加速度g,加速污染物在土体中的运移。污染物在模型中以对流、分子扩散、机械弥散和吸附的形式运移。由于模型尺度缩小N倍,液体的流速增加到N倍,模型中污染物对流和分子扩散时间缩短为原型的1/N²^[119-121]。由于流速的增大,模型中污染物的机械弥散作用增大,吸附作用减小,模型和原型间不存在简单的相似关系。下面介绍本课题组利用试验研究低渗透性高岭土中机械弥散与吸附作用离心机模拟相似性的结果^[122-123]。

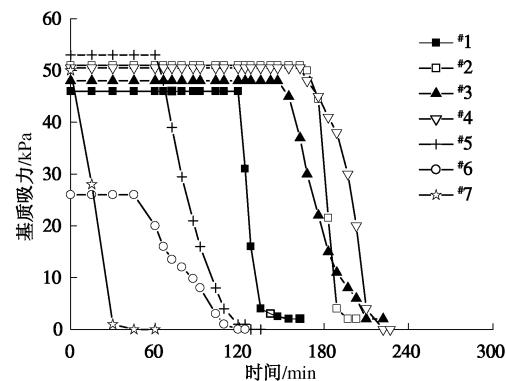


图77 试验I实测基质吸力随时间的变化

Fig. 77 Change of matric suction in Test I

表11 三组试验水量平衡表

Table 11 Water balance of 3 tests

实验 编号	降雨 总量	径流量	入渗量	粉土 导排	砂层 导排	土层 储存	渗漏 量
I	1240.5	861.6	378.9	0.2	43.1	299.1	36.5
II	1571.2	1203.7	367.5	0	54.4	300.0	13.1
III	1764.4	1625.4	139.0	0	19.0	120.0	0

a) 机械弥散作用的离心机模拟相似性

图78给出了高岭土常重力土柱试验和超重力离心机土柱试验获得的水动力弥散系数 D_h 与流速 v_s 的关系,其中示踪离子为氯离子。可见,随着流速越大,对应的 D_h 也越大,弥散度 $\alpha=0.000924$ m。

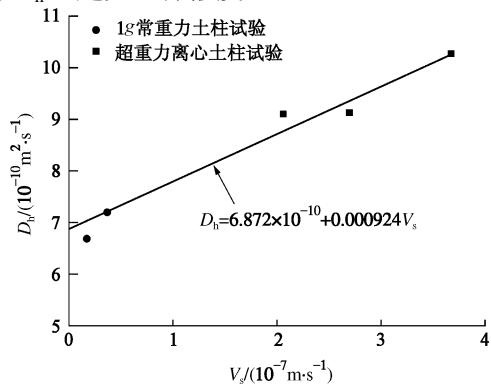


图78 水动力弥散系数与流速的关系

Fig. 78 Relationship between hydrodynamic dispersion coefficient and pore velocity

前人^[124]定义 $Pe = v_s d / D_d$, 则

$$\frac{D_h}{D_d} = \tau + Pe \frac{\alpha}{d}, \quad (213)$$

式中, D_d 为纯溶液分子扩散系数。图 79 给出了图 78 所示高岭土的 D_h/D_d -Pe 关系图, 其中平均粒径 $d=0.003 \text{ mm}$, 模型的弯曲因子 $\tau=0.339$ 。

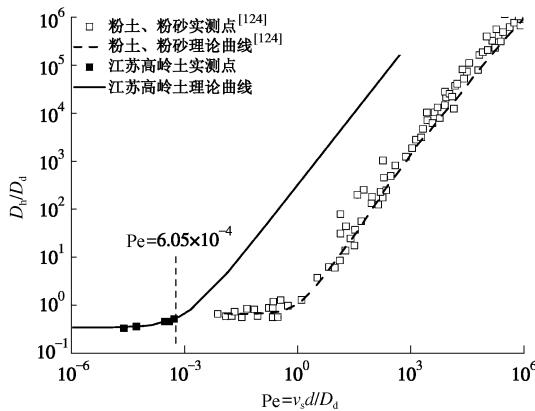


图 79 D_h/D_d 与 Pe 的关系图

Fig. 79 Relationship between D_h/D_d and Pe

图 79 还给出了文献[124]粉土和粉砂的土柱试验结果。可见当 Pe 小于某一临界值时, D_h/D_d 基本保持为常数, 离心模型满足机械弥散相似的要求。对于粉土和粉砂, 该临界值约等于 1。对于高岭土, 该临界值 $Pe=6.05\times 10^{-4}$, 相应的模型最大容许流速 $v_s=4.09\times 10^{-7} \text{ m/s}$ 。

根据最大容许流速及离心模型试验水头可确定临界的离心加速度, 试验时离心加速度小于该值时, 渗流速度对水动力弥散作用的影响可忽略。以 2 m 厚高岭土衬垫为例, 当水头差为 10 m 时, 对应的临界离心加速度为 50g, 此时获得的击穿时间为 1 a, 当击穿浓度控制在 4% 的初始浓度时, 屏障的击穿时间为 1.97 a。若水头差控制在 0.3 m, 屏障击穿时间为 30.5 a。

b) 吸附作用的离心机模拟相似性

同研究机械弥散作用相似性类似, 图 80 给出了土柱试验获得的重金属离子阻滞因子随流速的变化关系^[123, 125-126]。可见, 溶液流速增大, 吸附的阻滞因子变小; 对不同的土和不同的重金属离子, 流速对阻滞因子的影响程度不同; 超重力离心加速度增大了溶液的流速, 使得土颗粒对重金属的吸附能力变小。因此离心模型试验和原型相比, 吸附阻滞作用变小, 获得的屏障击穿时间偏小。屏障击穿时间离心模拟试验时, 可利用低流速的土柱试验得到的阻滞因子对高流速的离心模型试验结果进行修正。

c) 屏障击穿时间的离心模型试验

本课题组开展了高水头条件下氯离子击穿低渗透

性高岭土屏障的离心机模型试验研究^[127]。原型土质屏障厚度 2 m, 水头差 12 m, 采用离心加速度 50g。离心模型采用高含水率的高岭土泥浆固结制成, 高度 4 cm, 模型水头差 24 cm, 示踪离子为氯离子, 离心试验历时 3.52 h。衬垫模型的运移参数: $\alpha=0.0038 \text{ m}$, $k=3.2\times 10^{-9} \text{ m/s}$, $D_d^*=4\times 10^{-10} \text{ m}^2/\text{s}$, $D_h=5.7\times 10^{-9} \text{ m}^2/\text{s}$ 。试验后, 经切片分析获得氯离子浓度随深度的分布, 结果如图 81 所示。

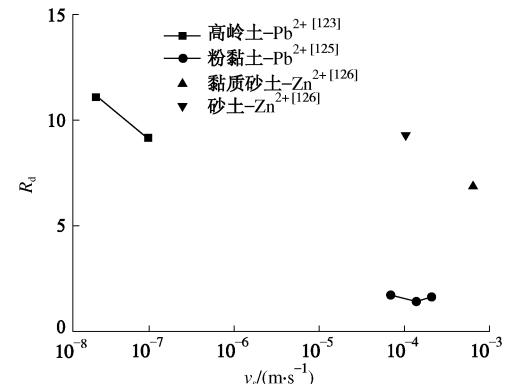


图 80 阻滞因子随流速的变化

Fig. 80 Retardation factors for varied contact times

图 81 还给出了利用运移参数计算得到浓度分布曲线, 当击穿浓度控制在 4% 的初始浓度时, 屏障的击穿时间为 1 a, 当击穿浓度控制在 10% 的初始浓度时, 障的击穿时间为 1.97 a。若水头差控制在 0.3 m, 屏障击穿时间为 30.5 a。

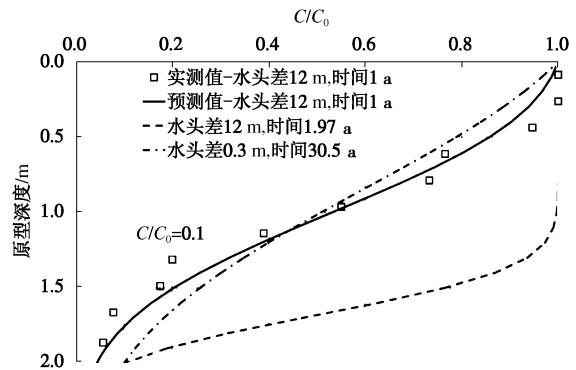


图 81 氯离子浓度剖面及击穿时间模拟

Fig. 81 Measured Cl^- concentration profile and predicted penetration time

综上所述, 对流和分子扩散作用满足离心模拟相似要求, 离心机试验可有效用于以对流作用或分子扩散作用为主导的污染物运移研究。流速增大, 使机械弥散作用偏大, 吸附作用偏小, 离心试验获得的屏障击穿时间偏小, 用于设计偏安全, 可通过 1g 常重力土柱试验结果加以修正。

4.5 土体污染勘察和评价

(1) 土体污染勘察方法

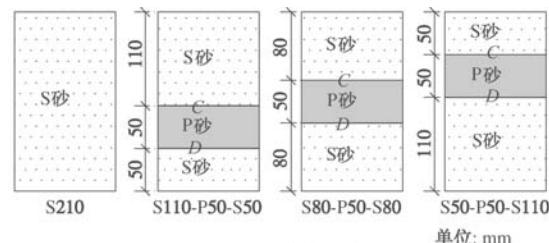
土体污染勘察的目的是查清土体污染的范围、深度及污染程度。传统的手段主要包括现场取样和室内测试分析。取样点的平面布置和深度确定取决于调查区域的环境污染状况。要求取样器不仅能保持土样的物理原状性，而且也要保持化学原状性。污染土各项指标的室内测试分析方法很多，如样品的消解可以用传统消解法，也可以用微波消解法；重金属测定可以用原子吸收法，也可以用原子发射光谱法。不同的测试方法所得到的结果差异较大。

近年来，随着化工产业的发展，非水相液体（NAPLs）及重金属离子对土壤及地下水的污染问题逐渐凸显出来。该类型的污染场地空间分布离散性大、污染物迁移深度深，造成勘察困难增大。物探初勘-触探快速筛查-钻探取样相结合的勘察方法是一个新的发展方向。首先通过物探的方法（如探地雷达、高密度电法等）对场地进行初勘，界定污染区域的平面位置。其次利用原位连续贯入技术对污染场地进行深度方向的筛查。最后利用保持土样物理、化学原状性的取样器进行有针对性的钻探取样测试，进一步确定污染区域的范围与污染程度。物探方法，如探地雷达、高密度电法等勘察污染土的敏感性及最大勘察深度已获得了较好的验证^[128-129]。

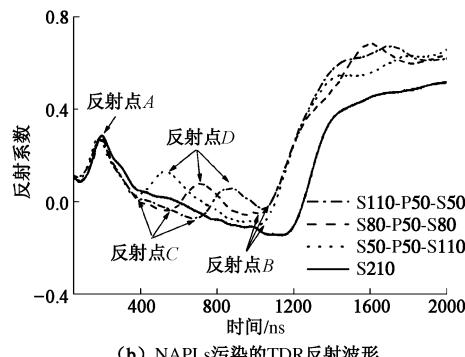
同轴电缆电磁波反射（TDR）技术是正在发展的一种污染土勘察触探技术。TDR 通过信号发射器发出电磁脉冲，该脉冲沿着传输线传播，当遇到阻抗不连续时发生反射，通过分析该反射波形计算土体电学参数：介电常数和电导率^[130]。目前，TDR 技术在岩土工程领域得到了广泛的应用，如：滑坡监测^[131-132]，一般岩土介质中含水率及干密度的监测^[133-135]，高电导率岩土介质含水率的监测^[136-138]等。

图 82 验证了利用 TDR 技术探测 NAPLs 污染土的可行性^[139]。其中 S210 表示高度为 210 mm 的饱和砂土试样；S50-P50-S110 表示一个分层的试样，第一层为高 50 mm 的饱和砂土，中间层为高 50 mm 的 NAPLs 污染砂土层，最下层为 110 mm 高的饱和砂土层；试样 S80-P50-S50、S110-P50-S50 含义与上述相同。从图 82 (b) 和 82 (c) 可见，反射点 A, B 为 TDR 探头首尾端反射点，反射点 C, D 为污染土层上下界面反射点（如图 82 (a) 所示），TDR 反射波形清晰的反映了污染土层的上下界面；污染试样的介电常数相比于未污染试样，其介电常数显著减小。因此利用 TDR 技术可敏感地发现饱和污染土层中 NAPLs 的存在。

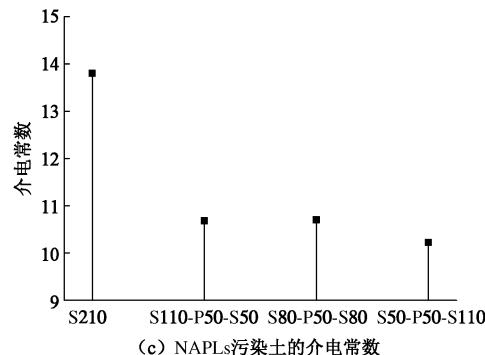
图 83 给出了 TDR 监测离子型污染土的结果^[140]。当土体中侵入 CuSO₄ 溶液，污染峰经过#1, #2 和 #3 TDR 探头时，测得的电导率急剧上升。因此，利用 TDR 技术可敏感的探测离子型污染土。



(a) NAPLs 污染土试验工况



(b) NAPLs 污染的 TDR 反射波形

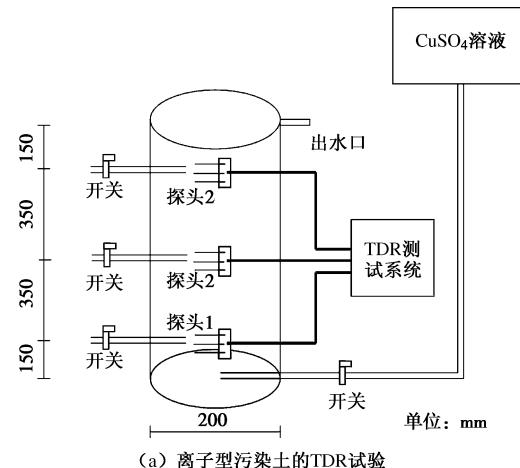


(c) NAPLs 污染土的介电常数

图 82 TDR 测试 NAPLs 污染土

Fig. 82 Detection of NAPLs contamination soils using TDR

传统 TDR 探头无法连续贯入测试，限制了它在污染场地勘察中的应用。TDR 触探头将 TDR 电极附着于绝缘棒，随着绝缘棒连续地贯入土体，通过测试贯入过程中触探到土体的介电常数和电导率判别土体的污染程度。由于绝缘棒的引入降低了 TDR 测试目标介质的敏感性，从而使测试精度降低。因此，如何优化电极分布是提高测试精度的关键。



(a) 离子型污染土的 TDR 试验

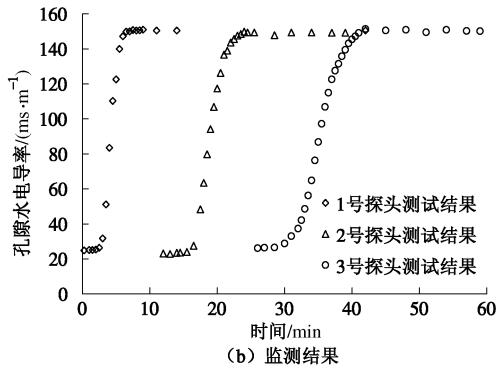
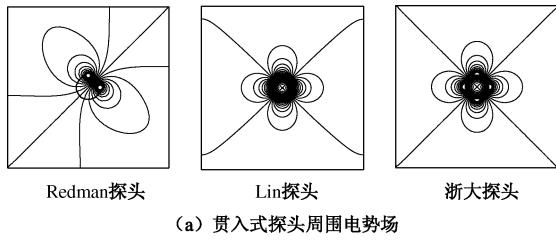


图 83 离子型污染土的 TDR 监测

Fig. 83 Detection of ionic contamination soils using TDR

图 84 给出了贯入式探头的电极优化分析结果^[141]。可见, 浙大探头^[142]和 Lin 探头^[143]在目标测试介质中的能量分布比例为 57.42%、47.17% 及 26.91%, 探头结构形式的优化明显地提高了其敏感性。



(a) 贯入式探头周围电势场

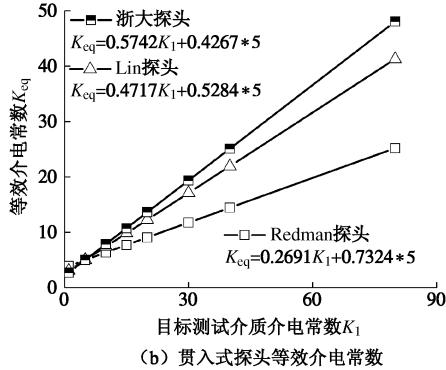


图 84 贯入式 TDR 探头电极优化

Fig. 84 Optimization of electrode array for TDR penetrometer

(2) 土体污染的评价和控制

场地土体受到污染后, 对人类健康带来极大威胁和隐患, 它的风险大小取决于污染物的种类及其污染程度。土体污染评价还处于探索阶段, 每个国家都有各自的标准和尺度。目前主要采用的评价方法有土壤质量标准法^[144]、地累积指数法^[145]、富集系数法^[146]、潜在生态危害指数法^[147]和有机指数法^[148]。根据场地土体评价结果, 一般应进一步对污染的发展进行预测, 基于场地的使用目的, 决定是否采取降低水位、设置竖向防污屏障等控制土体污染的手段, 并在土体污染得到有效控制后进行修复。

淮南填埋场位于淮南市的东南方向, 离市区约 5 km。填埋场南面有舜耕山、大通山, 北边 6 km 外有淮河, 地势南高北低, 坡度约为 0.4%。填埋场填埋区

面积约 30000 m², 已运行 17 a, 堆体平均高度为 15 m。通过对该填埋场地质勘查, 其 1~2 m 厚为耕植土层、2~4 m 厚为粉质黏土层、5~8 m 厚为老黏土层、9 m 以下为基岩。该填埋场的污染土钻探取样布置见图 85。

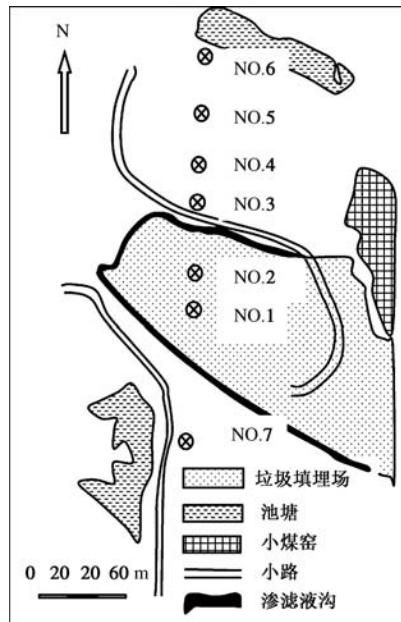


图 85 钻孔布置图

Fig. 85 Locations of soil sampling at contaminated site

针对重金属, 共测试分析了 Cu、Pb、Zn、Cr 等 4 种离子。图 86 为 Cu、Pb 的测试结果^[149], 其中 NO.7 孔在填埋场上游, 且远离填埋场, 其深部土层的重金属含量测试结果可作为背景值(即 NO.7 的测试结果)。以 Cu 为例, 图 86(a) 可看出, 深度方向上, Cu 在 0~2 m 深度含量较高, 2 m 以下逐渐降低并接近背景值。因此, Cu 击穿了浅部渗透系数较大的耕植土层。该填埋场深部的低渗透性粉质黏土和老黏土层因具有良好防扩散性能, Cu 未能击穿该土层。水平方向上, 渗滤液中 Cu 迁移至距填埋场边缘 35 m 的 NO.4 钻孔处。此外, 随着水平距离的增加 (NO.3~NO.6), Cu 含量呈降低趋势, 且其含量峰值出现的深度也逐步变深, 这与地下水位逐渐降低的趋势类似。Pb 的情况也相似。

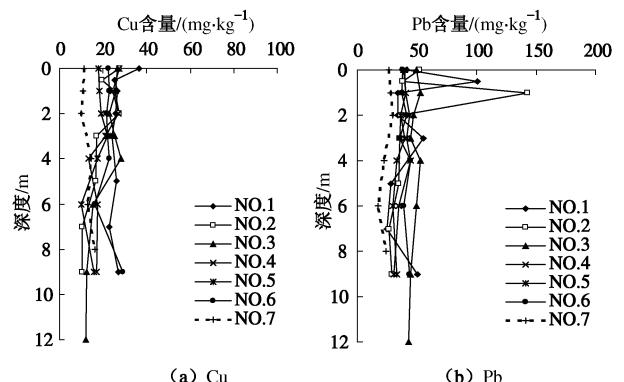


图 86 勘察孔中重金属总含量沿深度分布

Fig. 86 Variation of heavy metal contents with depth

图 87 给出了填埋场内外各土层有机质含量沿深度的分布。图中 NO.1、NO.2 孔地表处土样有机质含量分别为 3.89% 和 4.64%，NO.3 为 2.31%。随深度增加，有机质含量显著下降，到 1 m 深度已降至 1% 以下，到 2 m 深度以下基本维持较低水平并趋于背景值。填埋场外部 NO.4、No.5、No.6 孔表层土有机质在 1% 附近，随深度增加也呈下降趋势，到 2 m 深度后有机质含量趋于背景值。

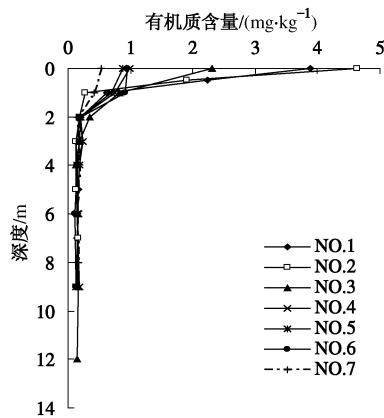


图 87 各土层有机质含量垂直方向分布

Fig. 87 Variation of organic contents with depth

针对以上勘测结果，采用质量标准法对重金属污染进行了评价，结果均满足二级标准要求^[49]。采用有机指数法对有机物污染进行评价，填埋场底部表层土及场外 NO.3 表层土有机指数较大，属于Ⅳ类有机污染，填埋场内 0.5~2 m 深度属于Ⅲ类污染，2 m 以下属于有机污染较轻部位。此外，也给出了地累积指数法、富集系数法、生态危害指数法的评价结果^[150]。

图 88 对场地污染的发展进行了进一步的预测^[151]。可见，填埋场运行 17 a 后氯离子分布的现场勘察结果与运行 20 a 后的预测结果接近；50 a 后该填埋场渗滤液在深度方向继续向下运移至 4~5 m，在水平方向往下游运移至 40 m。从长期看，该填埋场应采取污染控制措施。

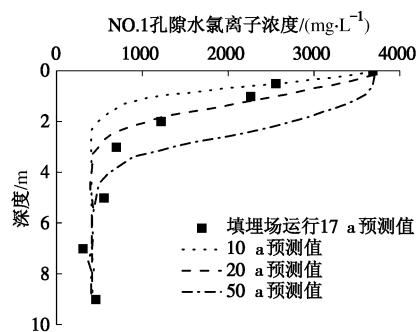


图 88 氯离子浓度分布预测与实测值比较

Fig. 88 Prediction and measurement of concentration of Cl⁻

5 结 语

本文建立了环境土工的基本理论和控制方程。与

仅考虑骨架变形和水气运移的传统土力学理论相比，该理论还考虑了土体的生化反应及多组分液气污染物迁移，描述了生化反应过程中固、液、气三相物质的生成与消耗以及由此引起的土体骨架变形特性、孔隙水体积变化特性和渗透特性等的变化。

利用该理论，揭示了高厨余城市固体废弃物填埋场存在严重的酸化抑制、骨架弱化和液气传导相互阻滞现象，为中国填埋场环境灾害防控提供了依据；提出了填埋场固废压缩变形及液气产生机理，以及污染物运移与土体固结相互作用、污染物击穿防污屏障和覆盖屏障防水闭气的原理；形成了系统的工程方法和技术，应用于工程实践，取得了良好的技术效果和环境效益。

随着人类自身生存环境不断恶化，新的环境土工问题将进一步出现，如核废料填埋。希望本文起到抛砖引玉作用，有更多的岩土工程工作者加入该领域研究。本文不当之处望批评指正。

致 谢：感谢土力学与岩土工程界各位同仁的信任，使本人有机会作黄文熙讲座；感谢浙江大学岩土工程研究所各位同事的长期大力支持，特别是凌道盛教授、詹良通教授、柯瀚教授、李育超副教授、谢海建副教授、林伟岸博士、兰吉武博士，他们对本文提出了很多有价值的建议和修改意见；感谢博士后徐晓兵，博士生刘海龙、郭汝阳、潘倩、曾兴、邱清文，硕士生王誉泽、穆青翼、张旭俊等为本文整理给予的帮助。感谢国家自然科学基金委对笔者环境土工研究的持续资助。

参 考 文 献：

- [1] LI W. China to spend billions cleaning up groundwater[J]. Science, 2011, 334: 745.
- [2] CHEN Y M, ZHAN T, LI Y C. Development of leachate mounds and control of leachate-related failures at MSW landfills in humid regions (Invited Lecture) [C]// Proceedings of the 6th international congress on environmental geotechnics. New Delhi, 2010.
- [3] Theme speech on the 7th international congress on environmental geotechnics [RB/OL]. <http://www.7iceg2014.com/theme-speakers/>. 2014.
- [4] 陈云敏, 唐晓武. 环境岩土工程的进展和展望 (综述报告)[C]// 中国土木工程学会第九届土力学及岩土工程学术会议论文集. 北京: 清华大学出版社, 2003. (CHEN Yun-min, TANG Xiao-wu. Progress and prospect of geo-environmental engineering(General Report)[C]// Proceedings of Ninth Conference of Soil Mechanics and Geotechnical Engineering of China Civil Engineering Society.

- Beijing: Tsinghua University Press, 2003. (in Chinese))
- [5] 陈云敏, 张建红, 施建勇, 等. 中国环境岩土工程的进展(综述报告) [C]// 中国土木工程学会第十届土力学及岩土工程学术会议论文集. 重庆: 重庆大学出版社, 2007. (CHEN Yun-min, ZHANG Jian-hong, SHI Jian-yong, et al. Progress of Chinese geo-environmental engineering(General Report) [C]// Proceedings of Tenth Conference of Soil Mechanics and Geotechnical Engineering of China Civil Engineering Society. Chongqing: Chongqing University Press, 2007. (in Chinese))
- [6] 陈云敏, 施建勇, 朱伟, 等. 中国环境岩土工程的进展(综述报告) [C]// 中国土木工程学会第十一届土力学及岩土工程学术会议论文集. 兰州, 2011. (CHEN Yun-min, SHI Jian-yong, ZHU Wei, et al. Progress of Chinese geo-environmental engineering (General Report) [C]// Proceedings of Eleventh Conference of Soil Mechanics and Geotechnical Engineering of China Civil Engineering Society. Lanzhou, 2011. (in Chinese))
- [7] McDougall J. A hydro-bio-mechanical model for settlement and other behaviour in landfilled waste[J]. Computers and Geotechnics, 2007, **34**(4): 229 - 246.
- [8] LIU X D, SHI J Y, QIAN X D, et al. One-dimensional model for municipal solid waste (MSW) settlement considering coupled mechanical-hydraulic-gaseous effect and concise calculation[J]. Waste Management, 2011, **31**(12): 2473 - 2483.
- [9] CHEN Y M, XU X B, ZHAN L T. Analysis of solid-liquid-gas interactions in landfilled municipal solid waste by a bio-hydro-mechanical coupled model[J]. Science China-Technological Sciences, 2012, **55**(1): 81 - 89.
- [10] ROWE R K, QUIGLEY R M, BRACHMAN R W I, et al. Barrier systems for waste disposal facilities[M]. Oxford: Taylor & Francis Books Ltd, 2004.
- [11] SHACKELFORD C D, DANIEL D E. Diffusion in saturated soil: 1 background[J]. Journal of Geotechnical Engineering, ASCE, 1991a, **117**(3): 467 - 484.
- [12] SHACKELFORD C D, DANIEL D E. Diffusion in saturated soil: 2 results for compacted clay[J]. Journal of Geotechnical Engineering, ASCE, 1991b, **117**(3): 485 - 506.
- [13] CHEN Y M, XIE H J, KE H, et al. An analytical solution for one-dimensional contaminant diffusion through multi-layered system and its applications[J]. Environmental Geology, 2009, **58**(5): 1083 - 1094.
- [14] SEETHARAM S C, THOMAS H R, CLEALL P J. Coupled thermo/hydro/chemical/mechanical model for unsaturated soils-Numerical algorithm[J]. International Journal for Numerical Methods in Engineering, 2007, **70**(12): 1480 - 1511.
- [15] VOET D, VOET J G. Biochemistry[M]. Hoboken: John Wiley & Sons Inc, NJ, 2011.
- [16] HAARSTRCK A, HEMPEL D C, OSTERMANN L, et al. Modelling of the biodegradation of organic matter in municipal landfill [J]. Waste Manage Res, 2001, **19**(4): 320-331.
- [17] FREDLUND D G, RAHARDJO H. Soil mechanics for unsaturated soils [M]. Hoboken: John Wiley & Sons Inc, 1993.
- [18] BIRD R B, STEWART W E, LIGHTFOOT E N. Transport phenomena[M]. New York: Wiley, 1960.
- [19] BEAR J. Dynamics of fluids in porous media[M]. 1972.
- [20] 李韵珠, 李保国. 土壤溶质运移[M]. 北京: 科学出版社, 1998. (LI Yun-zhu, LI Bao-guo. Soil solute transport[M]. Beijing: Science Press, 1998. (in Chinese)).
- [21] YONG R N, MOHAMED A O, WARKENTIN B P. Principles of contaminant transport in soils[M]. Amsterdam: Elsevier Science, 1992.
- [22] KRISHNA R, WESSELINGH J A. The Maxwell-Stefan approach to mass transfer[J]. Chemical Engineering Science, 1997, **52**(6): 861 - 911.
- [23] MASON E A, MALINAUSKAS A P. Gas transport in porous media: the dusty gas model[M]. Amsterdam: Elsevier, 1983.
- [24] 陈云敏, 朱斌. 中国大陆环境土工的研究和应用[C]//第四届海峡两岸结构与岩土工程学术研讨会论文集. 杭州: 浙江大学出版社, 2007. (CHEN Yun-min, ZHU Bin. Research and application of environmental geotechnics in mainland China[C]//Proceedings of 4th Cross-strait Conference on Structural and Geotechnical and Engineering. Hangzhou: Zhejiang University Press, 2007. (in Chinese))
- [25] CHEN Y M, GUO R Y, LI Y C, et al. A model for anaerobic degradation of municipal solid waste[J]. Coupled Phenomena in Environmental Geotechnics, 2013: 365.
- [26] POMMIER S, CHENU D, QUINTARD M, et al. A logistic model for the prediction of the influence of water on the solid waste methanization in landfills[J]. Biotechnology and Bioengineering, 2007, **97**(3): 473 - 482.
- [27] VAVILIN V A, RYTOV S V, LOKSHINA L Y, et al.

- Distributed model of solid waste anaerobic digestion: effects of leachate recirculation and pH adjustment[J]. *Biotechnology and Bioengineering*, 2003, **81**(1): 66 – 73.
- [28] WHITE J, ROBINSON J, REN Q. Modelling the biochemical degradation of solid waste in landfills[J]. *Waste Management*, 2004, **24**(3): 227-240.
- [29] DANHAMER H, DACH J, JAGER J. Deponieverhalten mechanisch-biologisch und thermisch behandelten Restabfalls[J]. *Mechanisch-biologische Restabfallbehandlung unter Einbindung thermischer Verfahren für Teilfraktionen*, Schriftenreihe WAR der TU Darmstadt. 1998: 105.
- [30] MEIMA J A, NARANJO N M, HAARSTRICK A. Sensitivity analysis and literature review of parameters controlling local biodegradation processes in municipal solid waste landfills[J]. *Waste Management*, 2008, **28**(5): 904-918.
- [31] 李启彬, 刘丹, 欧阳峰. 生物反应器填埋场固相垃圾的水解速率)[J]. 西南交通大学学报, 2005, **40**(1): 126 – 130. (LI Qi-bin, LIU Dan, OUYANG Feng. Hydrolysis Rate of Solid Waste in Bioreactor Landfill[J]. *Journal of Southwest Jiaotong University*, 2005, **40**(1): 126 – 130. (in Chinese)).
- [32] 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.
- [33] HE P, QU X, SHAO L, et al. Leachate pretreatment for enhancing organic matter conversion in landfill bioreactor[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2007, **142**(1): 288 – 296.
- [34] HOSSAIN M S, PENMETHSA K K, HOYOS L. Permeability of municipal solid waste in bioreactor landfill with degradation[J]. *Geotechnical and Geological Engineering*, 2009, **27**(1): 43 – 51.
- [35] 何品晶, 冯肃伟, 邵立明. 城市固体废物管理[M]. 北京: 科学出版社. 2003. (HE Pin-jing, FENG Su-wei, SHAO Li-ming. *Municipal Solid Waste Management*[M]. Beijing: Science Press, 2003. (in Chinese))
- [36] JONES K L, GRAINGER J M. The application of enzyme activity measurements to a study of factors affecting protein, starch and cellulose fermentation in domestic refuse[J]. *European Journal of Applied Microbiology and Biotechnology*, 1983, **18**(3): 181 – 185.
- [37] BARLAZ M A, HAM R K, SCHAEFER D M. Mass-balance analysis of anaerobically decomposed refuse[J]. *Journal of Environmental Engineering*, 1989, **115**(6): 1088 – 1102.
- [38] VAN SOEST P J, WINE R H. Use of detergents in the analysis of fibrous feeds. IV Determination of plant cell-wall constituents[J]. *J Assoc Off Anal. Chem*, 1967, **50**(1): 50 – 55.
- [39] VAN SOEST P J. Development of a comprehensive system of feed analyses and its application to forages[J]. *Journal of animal Science*, 1967, **26**(1): 119 – 128.
- [40] 王文芳. 不同降解龄期下城市固体废弃物渗透性研究[D]. 杭州: 浙江大学, 2012. (WANG Wen-fang. *Laboratory research on saturated hydraulic conductivity of municipal solid waste under different degradation age*[D]. Hangzhou: Zhejiang University, 2012. (in Chinese))
- [41] 同济大学, 杭州市天子岭废弃物处理总场, 中国环境科学研究院, 等. 生活垃圾厌氧型生物反应器填埋成套技术及示范[R]. 2008. (Tongji University, Hangzhou Tianziling Municipal Solid Waste Disposal Center, Chinese Academy of Environmental Sciences, et al. Whole sets of technology and demonstration of MSW anaerobic bioreactor[R]. 2008. (in Chinese))
- [42] CHEN Y M, ZHAN L T. Geoenvironmental issues associated with landfills of municipal solid wastes (Keynote Lecture) [C]// *Proceedings of 13th Asian Regional Conference on Soil Mechanic and Geotechnical Engineering*. Kolkata, 2007.
- [43] 陈云敏, 谢焰, 詹良通. 城市生活垃圾填埋场固液气耦合一维固结模型[J]. *岩土工程学报*, 2006, **28**(2): 184 – 190. (CHEN Yun-min, XIE Yan, ZHAN Liang-tong. One-dimensional consolidation model for landfills considering solid-liquid-gas interaction[J]. *Chinese Journal of Geotechnical Engineering*, 2006, **28**(2): 184 – 190. (in Chinese))
- [44] DURMUSOGLU E, CORAPCIOGLU M, TUNCAY K. Modelling of settlement in saturated and unsaturated municipal landfills[J]. *International Journal of Geomechanics*, 2006, **6**(4): 269 – 278.
- [45] HETTIARACHCHI H, MEEGODA J, HETTIARATCHI P. Effects of gas and moisture on modeling of bioreactor landfill settlement[J]. *Waste Management*, 2009, **29**(3): 1018 – 1025.
- [46] WALL D K, ZEISS C. Municipal landfill biodegradation and settlement[J]. *Journal of Environmental Engineering*, 1995, **121**(3): 214 – 224.
- [47] 谢焰, 陈云敏, 唐晓武, 等. 城市生活垃圾降解压缩试验仪研制及应用[J]. *岩土工程学报*, 2005, **27**(5): 571 – 576. (XIE Yan, CHEN Yun-min, TANG Xiao-wu et al.

- Development and application of biodegradation-compression test apparatus for municipal solid waste[J]. Chinese Journal of Geotechnical Engineering, 2005, **27**(5): 571 - 576. (in Chinese))
- [48] 詹良通, 魏海云, 陈云敏, 等. 垃圾原状样的力学压缩性及其与填埋龄期的关系[J]. 浙江大学学报(工学版), 2008, **42**(2): 353 - 358. (ZHAN Liang-tong, WEI Hai-yun, CHEN Yun-min et al. Mechanical compressibility of in-situ municipal solid wastes and its relationship to fill ages[J]. Journal of Zhejiang University (Engineering Science), 2008, **42**(2): 353 - 358. (in Chinese))
- [49] CHEN Y M, ZHAN T L T, WEI H Y, et al. Aging and compressibility of municipal solid wastes[J]. Waste management, 2009, **29**(1): 86 - 95.
- [50] 柯瀚, 刘骏龙, 陈云敏, 等. 不同压力下垃圾降解压缩试验研究[J]. 岩土工程学报, 2010, **32**(10): 1610 - 1615. (KE Han, LIU Jun-long, CHEN Yun-min, et al. Biodegradation-compression tests on municipal solid waste subjected to different vertical pressures[J]. Chinese Journal of Geotechnical Engineering, 2010, **32**(10): 1610 - 1615. (in Chinese))
- [51] CHEN Y M, KE H, FREDLUND D G et al. Secondary compression of municipal solid wastes and a compression model for predicting settlement of MSW landfills[J]. Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering, ASCE, 2010, **136**(5): 706 - 717.
- [52] 魏海云, 詹良通, 陈云敏, 等. 城市生活垃圾持水曲线的试验研究[J]. 岩土工程学报, 2007, **29**(5): 712 - 716. (WEI Hai-yun, ZHAN Liang-tong, CHEN Yun-min, et al. Experimental study on soil water characteristic curve of municipal solid waste[J]. Chinese Journal of Geotechnical Engineering, 2007, **29**(5): 712 - 716. (in Chinese))
- [53] 柯瀚, 冉龙, 陈云敏, 等. 垃圾体渗透性试验及填埋场水文分析研究[J]. 岩土工程学报, 2006, **28**(5): 631-634. (KE Han, RAN Long, CHEN Yun-min, et al. Study on MSW filtration experimentation and landfill hydrologic analysis[J]. Chinese Journal of Geotechnical Engineering, 2006, **28**(5): 631 - 634. (in Chinese))
- [54] 魏海云, 詹良通, 陈云敏. 城市生活垃圾的气体渗透性试验研究[J]. 岩石力学与工程学报, 2007, **26**(7): 1408 - 1415. (WEI Hai-yun, ZHAN Liang-tong, CHEN Yun-min. Experimental study on gas permeability of municipal solid waste[J]. Chinese Journal of Rock Mechanics and Engineering, 2007, **26**(7): 1408 - 1415. (in Chinese))
- [55] 张文杰, 陈云敏, 邱战洪. 垃圾土渗透性和持水性的试验研究[J]. 岩土力学, 2009, **30**(11): 3313 - 3317. (ZHANG Wen-jie, CHEN Yun-min, QIU Zhan-hong. Laboratory and field tests on hydraulic properties of landfilled waste[J]. Rock and Soil Mechanics, 2009, **30**(11): 3313 - 3317. (in Chinese))
- [56] VAN GENUCHTEN M T. A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils[J]. Soil Science Society of America Journal, 1980, **44**(5): 892 - 898.
- [57] XU X B, ZHAN T L T, CHEN Y M, et al. Intrinsic and relative permeabilities of municipal solid wastes at the Suzhou landfill, China[J]. Canadian Geotechnical Journal, 2013.
- [58] MUALEM Y. A new model for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated porous media[J]. Water Resources Research, 1976, **12**(3): 513 - 522.
- [59] 冯世进, 陈云敏, 高丽亚, 等. 城市固体废弃物的剪切强度机理及本构关系[J]. 岩土力学, 2007, **28**(12): 2524 - 2528. (FENG Shi-jin, CHEN Yun-min, GAO Ya-li, et al. Shear strength mechanism and constitutive model of municipal solid waste[J]. Rock and Soil Mechanics, 2007, **28**(12): 2524 - 2528. (in Chinese))
- [60] ZHAN T L T, CHEN Y M, LIN W A. Shear strength characterization of municipal solid waste at the Suzhou landfill, China[J]. Engineering Geology, 2008, **97**(3): 97 - 111.
- [61] 陈云敏, 林伟岸, 詹良通, 等. 城市生活垃圾抗剪强度与填埋龄期关系的试验研究[J]. 土木工程学报, 2009, **42**(3): 111 - 117. (CHEN Yun-min, LIN Wei-an, ZHAN Liang-tong, et al. A study on the relationship between the shear strength of municipal solid waste and the fill stage[J]. China Civil Engineering Journal, 2009, **42**(3): 111 - 117. (in Chinese))
- [62] 张文杰, 詹良通, 陈云敏, 等. 垃圾填埋体中非饱和-饱和渗流分析[J]. 岩石力学与工程学报, 2007, **26**(1): 87 - 93. (ZHANG Wen-jie, ZHAN Liang-tong, CHEN Yun-min. Unsaturated-saturated seepage analysis of municipal solid wastes[J]. Chinese Journal of Rock Mechanics and Engineering, 2007, **26**(1): 87 - 93. (in Chinese))
- [63] 张文杰, 林伟岸, 陈云敏. 垃圾填埋场孔压监测及边坡稳定性分析[J]. 岩石力学与工程学报, 2010, **29**(A02): 3628 - 3632. (ZHANG Wen-jie, LIN Wei-an, CHEN Yun-min. Pore

- pressure monitoring and slope stability analysis of a waste landfill[J]. *Chinese Journal of Rock Mechanics and Engineering*, 2010, **29**(A02): 3628 – 3632. (in Chinese))
- [64] 兰吉武, 詹良通, 李育超, 等. 填埋垃圾初始含水率对渗滤液产量的影响及修正渗滤液产量计算公式[J]. *环境科学*, 2012, **33**(4): 1389 – 1396. (LAN Ji-wu, ZHAN Liang-tong, LI Yu-chao, et al. Impacts of initial moisture content of MSW waste on leachate generation and modified formula for predicting leachate generation[J]. *Chinese Journal of Environmental Science*, 2012, **33**(4): 1389 – 1396. (in Chinese))
- [65] ZHAN T L T, XU X B, CHEN Y M, et al. Dependence of gas collection efficiency on leachate level at wet landfills of municipal solid wastes and its improvement methods in China[J]. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering*, 2013. (Accepted)
- [66] 谢 焰, 陈云敏, 柯 瀚. 考虑降解和分级堆填的填埋场一维沉降计算[J]. *水文地质工程地质*, 2008, **1**: 102 – 106. (XIE Yan, CHEN Yun-min, KE Han. One-dimentional calculation method for landfill settlement considering the influences of biodegradation and multi-stage filling[J]. *Hydrogeology and Engineering Geology*, 2008, **1**: 102 – 106. (in Chinese))
- [67] 柯 瀚, 陈云敏, 谢 焰, 等. 适宜降解条件下填埋场的沉降模型及案例分析[J]. *岩土工程学报*, 2009, **31**(6): 929 – 938. (KE Han, CHEN Yun-min, XIE Yan, et al. Settlement analysis of landfill under optimal decomposition conditions and case study[J]. *Chinese Journal of Geotechnical Engineering*, 2009, **31**(6): 929 – 938. (in Chinese))
- [68] 柯 瀚, 王耀商, 陈云敏, 等. 分层堆填条件下填埋场沉降计算及实例分析[J]. *岩土工程学报*, 2011, **33**(7): 1029 – 1035. (KE Han, WANG Yao-shang, CHEN Yun-min, et al. Settlement calculation of landfills under layerwise summation and case study[J]. *Chinese Journal of Geotechnical Engineering*, 2011, **33**(7): 1029 – 1035. (in Chinese))
- [69] 徐晓兵, 詹良通, 陈云敏, 等. 城市生活垃圾填埋场沉降监测与分析[J]. *岩土力学*, 2011, **32**(12): 3721 – 3727. (XU Xiao-bing, ZHAN Liang-tong, CHEN Yun-min, et al. Field monitoring and analysis of municipal solid waste landfill settlement[J]. *Rock and Soil Mechanics*, 2011, **32**(12): 3721 – 3727. (in Chinese))
- [70] 林伟岸, 朱 斌, 陈云敏, 等. 考虑界面软化特性的垃圾填埋场斜坡上土工膜内力分析[J]. *岩土力学*, 2008, **29**(8): 2063 – 2069. (LIN Wei-an, ZHU Bin, CHEN Yun-min, et al. Tension analysis of geomembrane in landfill slope considering interface strain-softening[J]. *Rock and Soil Mechanics*, 2008, **29**(8): 2063 – 2069. (in Chinese))
- [71] 林伟岸, 詹良通, 陈云敏, 等. 含土工复合排水网衬里的界面剪切特性研究[J]. *岩土工程学报*, 2010, **32**(5): 693 – 697. (LIN Wei-an, ZHAN Liang-tong, CHEN Yun-min, et al. Interface shear strength of liners with geocomposite[J]. *Chinese Journal of Geotechnical Engineering*, 2010, **32**(5): 693 – 697. (in Chinese))
- [72] CHEN Y M, LIN W A, ZHAN T L T. Investigation of mechanisms of bentonite extrusion from GCL and related effects on the shear strength of GCL/GM interfaces[J]. *Geotextiles and Geomembranes*, 2010, **28**(1): 63 – 71.
- [73] 冯世进, 陈云敏, 高广运. 垃圾填埋场沿底部衬垫系统破坏的稳定性分析[J]. *岩土工程学报*, 2007, **29**(1): 20 – 25. (FENG Shi-jin, CHEN Yun-min, GAO Guang-yun, et al. Analysis on translational failure of landfill along the underlying liner system[J]. *Chinese Journal of Geotechnical Engineering*, 2007, **29**(1): 20 – 25. (in Chinese))
- [74] 詹良通, 管仁秋, 陈云敏, 等. 某填埋场垃圾堆体边坡失稳过程监测与反分析[J]. *岩石力学与工程学报*, 2010, **29**(8): 1697 – 1705. (ZHAN Liang-tong, GUAN Ren-qiu, CHEN Yun-min, et al. Monitoring and back analyses of slope failure process at a landfill[J]. *Chinese Journal of Rock Mechanics and Engineering*, 2010, **29**(8): 1697 – 1705. (in Chinese))
- [75] 詹良通, 徐 辉, 兰吉武, 等. 填埋垃圾渗透特性室内外测试研究[J]. *浙江大学学报(工学版)*, 2013. (录用待刊) (ZHAN Liang-tong, XU Hui, LAN Ji-wu, et al. Indoor and outdoor test of municipal solid waste permeability[J]. *Journal of Zhejiang University (Engineering Science)*, 2013. (in Chinese))
- [76] 张文杰, 陈云敏. 垃圾填埋场抽水试验及降水方案设计[J]. *岩土力学*, 2010, **31**(1): 210 – 215. (ZHANG Wen-jie, CHEN Yun-min. Pumping tests and leachate drawdown design in a municipal solid waste landfill[J]. *Rock and Soil Mechanics*, 2010, **31**(1): 210 – 215. (in Chinese))
- [77] PETERS G P, SMITH D W. Solute transport through a deforming porous medium[J]. *International Journal for*

- Numerical and Analytical Methods in Geomechanics, 2002, **26**(7): 683 – 717.
- [78] ROWE R K, BADV K. Advective-diffusive contaminant migration in unsaturated sand and gravel[J]. Journal of Geotechnical Engineering, 1996, **122**(12): 965.
- [79] GEO-SLOPE International Ltd. Air flow modeling withAIR/W 2007. Canada, 2008.
- [80] FREEZER A, CHERRY J A. Ground water[M]. Englewood Cliffs: Prentice-Hall Inc., 1979.
- [81] 钟孝乐.重金属在高岭土中对流-弥散参数的测试研究[D]. 杭州: 浙江大学, 2013. (ZHONG Xiao-le. A study of testing advection and dispersion parameter of heavy metals in kaolin[D]. Hangzhou: Zhejiang University, 2013. (in Chinese))
- [82] 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 Hai-jian. A study on contaminant transport in layered medial and the performance of landfill liner systems[D]. Hangzhou: Zhejiang University, 2008. (in Chinese))
- [83] SHACKELFORD C D, ROWE R K. Contaminant transport modeling[C]// Proc 3rd Int congress on environmental geotechnics. Rotterdam, 1998: 939 – 956.
- [84] GELHAR L, WELTY C, REHFELDT K. A critical review of data on field-scale dispersion in aquifers[J]. Water Resource Research, 1992, **28**(7): 1955–1974.
- [85] DO D D. Adsorption analysis: equilibria and kinetics[M]. London: Imperial College Press, 1998.
- [86] XIE H J, CHEN Y M, LOU Z H, et al. An analytical solution to contaminant diffusion in semi-infinite clayey soils with piecewise linear adsorption[J]. Chemosphere, 2011, **85**(8): 1248 – 1255.
- [87] THORSTENSON D C, POLLOCK D W. Gas transport in unsaturated zones: multicomponent systems and the adequacy of Fick's laws[J]. Water Resources Research, 1989, **25**(3): 477 – 507.
- [88] JIN Y, YURY W A. Characterizing the dependence of gas diffusion coefficient on soil properties[J]. Soil Science Society of America Journal. 1996, **60**(1): 66 – 71.
- [89] MOLDRUP P, OLESEN T, KOMATSU T, et al. Tortuosity, diffusivity, and permeability in the soil liquid and gaseous phases[J]. Soil Science Society of America Journal, 2001, **65**(3): 613 – 623.
- [90] PARK J K, NINRAS M. Mass flux of organic chemicals through polyethylene geomembranes[J]. Water Environmental Research, 1993, **65**(3): 227 – 237.
- [91] PRASAD T V, BROWN K W, THORMAS J C. Diffusion coefficients of organics in high density polyethylene (HDPE) [J]. Waste Management and Research, 1994, **12**(1): 61 – 71.
- [92] ROGRERS C E. Permeation of gases and vapors in polymers[M]. London: Elsevier Applied Science Publisher, 1985.
- [93] 钱学德, 郭志平, 施建勇, 等. 现代卫生填埋场的设计与施工[M]. 北京: 中国建筑工业出版社, 2001. (QIAN Xue-de, GUO Zhi-ping, SHI Jian-yong, et al. The design and construction of modern municipal landfill[M]. Beijing: China Building Industry Press, 2001. (in Chinese))
- [94] DANIEL D E, KOERNER R M, BONAPARTE R. Slope stability of geosynthetic clay liner test plots[J]. Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering, 1998, **124**(7): 628 – 637.
- [95] XIE H J, CHEN Y M, LOU Z H, et al. An analytical solution to contaminant diffusion in semi-infinite clayey soils with piecewise linear adsorption[J]. Chemosphere, 2011, **85**(8): 1248 – 1255.
- [96] XIE H J, CHEN Y M, LOU Z H. An analytical solution to contaminant transport through composite liners with geomembrane defects[J]. Science China Technological Sciences, 2010, **53**(5): 1424 – 1433.
- [97] XIE H J, LOU Z H, CHEN Y M, et al. An analytical solution to contaminant advection and dispersion through a GCL/AL liner system[J]. Chinese Science Bulletin, 2011, **56**(8): 811 – 818.
- [98] XIE H J, CHEN Y M, KE H, et al. Analysis of diffusion adsorption equivalency of landfill liner systems for organic contaminants[J]. Journal of Environmental Sciences, 2009, **21**(4): 552 – 560.
- [99] 谢海建, 詹良通, 陈云敏, 等. 我国四类衬垫系统防污性能的比较分析[J]. 土木工程学报, 2011, **44**(7): 133 – 141. (XIE Hai-jian, ZHAN Liang-tong, CHEN Yun-min, et al. Comparison of the performance of four types of liner systems in China[J]. China Civil Engineering Journal, 2011, **44**(7): 133 – 141. (in Chinese))
- [100] WANG Y, TANG X W, CHEN Y M, et al. Adsorption behavior and mechanism of Cd(II) on loess soil from

- China[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2009, **172**(1): 30 - 37.
- [101] LI Z Z, TANG X W, CHEN Y M, et al. Activation of Firmiana Simplex leaf and the enhanced Pb(II) adsorption performance: Equilibrium and kinetic studies[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2009, **169**(1-3): 386 - 394.
- [102] LI Z Z, TANG X W, CHEN Y M, et al. Removal of Zn(II) from aqueous solution with natural Chinese loess: Behaviors and affecting factors[J]. *Desalination*, 2009, **249**(1): 49 - 57.
- [103] KE H, CHEN Y M, HUANG C B. Estimation of maximum liquid depth in layered drainage blankets over landfill barriers[J]. *Journal of Environmental Engineering, ASCE*, 2008, **134**(1): 67 - 76.
- [104] 詹良通, 刘伟, 曾兴, 等. 垃圾填埋场污染物击穿竖向防渗帷幕时间的影响因素分析及设计厚度的简化计算公式[J]. *岩土工程学报*, 2013, **35**(11): 1988 - 1996. (ZHAN Liang-tong, LIU Wei, Zeng Xing, et al. Parametric study on breakthrough time of vertical cutoff wall for MSW landfills and simplified design formula for wall thickness[J]. *Chinese Journal of Geotechnical Engineering*, 2013, **35**(11): 1988 - 1996. (in Chinese))
- [105] OGATA A, BANKS R B. A solution of the differential equation of longitudinal dispersion in porous media[M]// US Geological Survey Professional Paper 411-A, Washington: U S Government Printing Office, 1961.
- [106] VAN G M T. Analytical solutions for chemical transport with simultaneous adsorption, zero-order production, and first order decay[J]. *Journal of Hydrology*, 1981, **49**(3-4): 213 - 233.
- [107] SHARMA H D, REDDY K R. Geoenvironmental engineering: site remediation, waste containment, and emerging waste management technologies[M]. New York: Wiley, 2004.
- [108] LI Y C, PAN Q, CHEN Yun-min. Stability of slurry trenches with an inclined surface[J]. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering*, 2013, **139**(9): 1617 - 1619.
- [109] LI Y C, PAN Q, CLEALL P J, et al. Stability analysis of slurry trenches in similar layered soils[J]. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering*, 2013, **139**(12): 1 - 6.
- [110] BENSON C H. Final coves for waste containment systems: a north american perspective[C]// XVII Conference of Geotechnics of Torino Control and Management of Subsoil Pollutants. Torino, 1999: 23 - 25.
- [111] ZORNBERG J G, LAFOUNTAIN L, CALDWELL J A. Analysis and design of evapotranspirative cover for hazardous waste landfill [J]. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering*, 2003, **129**(5): 427 - 438.
- [112] 詹良通, 贾官伟, 邓林恒, 等. 湿润气候区固废堆场封场土质覆盖层性状研究[J]. *岩土工程学报*, 2012, **34**(10): 1812 - 1818. (ZHAN Liang-tong, JIA Guan-wei, DENG Lin-heng, et al. Performance of earthen final covers of landfills in humid areas[J]. *Chinese Journal of Geotechnical Engineering*, 2012, **34**(10): 1812 - 1818. (in Chinese))
- [113] ZHAN T L T, YANG Y B, CHEN R, et al. Experimental study on the gas permeability of an unsaturated loess as a final cover soil for landfills[J]. Submitted to Canadian Geotechnical Journal, 2013.
- [114] ROESLER A C, BENSON C H, ALBRIGHT W H. Field hydrology and model predictions for final covers in the alternative assessment program-2002[M]// *Geo-Engineering Report No. 02-08*. Madison: University of Wisconsin, WI, 2002: 279.
- [115] SCANLON B R, NICOT J P, MASSMANN J W. Soil gas movement in unsaturated systems[M]. CRC Press LLC, 2002.
- [116] STORMONT J C. Unsaturated drainage layers for diversion of infiltrating water[J]. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 1997, **123**(5): 364-366.
- [117] 邓林恒, 詹良通, 陈云敏, 等. 含非饱和导排层的毛细阻滞型覆盖层性能模型试验研究[J]. *岩土工程学报*, 2012, **34**(1): 75 - 80. (DENG Lin-heng, ZHAN Liang-tong, CHEN Yun-min, et al. Model tests on capillary-barrier cover with unsaturated drainage layer[J]. *Chinese Journal of Geotechnical Engineering*, 2012, **34**(1): 75 - 80. (in Chinese))
- [118] ZHAN T L T, LI H, JIA G W, et al. Study of lateral diversion by inclined capillary barrier covers made of silt, sand and gravel under humid climate conditions[J]. Submitted to Canadian Geotechnical Journal, 2013.
- [119] ARULANANDAN K, THOMPSON P Y, KUTTER B L, et al. Centrifuge modeling of transport processes for pollutants in soils[J]. *Journal of Geotechnical Engineering, ASCE*, 1988, **114**(2): 185 - 205.

- [120] HENSLEY P J, SCHOFIELD A N. Accelerated physical modelling of hazardous-waste transport[J]. *Géotechnique*, 1991, **41**(3): 447 – 465.
- [121] TAYLOR R N. *Geotechnical centrifuge technology*[M]. London: Blackie Academic and Professional, 1995.
- [122] 詹良通, 曾 兴, 钟孝乐, 等. 惰性污染物在低渗透性粘土中弥散作用离心模拟的相似研究[C]// 第七届全国岩土工程物理模拟学术研讨会论文集. 杭州: 浙江大学, 2013. (ZHAN Liang-tong, ZENG Xing, ZHONG Xiao-le, et al. Similarity of centrifuge modeling of dispersion for non-adsorbable pollutant in low permeability clay[C]// Proceedings of 7th Symposium on Physical Modelling in Geotechnics. Hangzhou: Zhejiang University, 2013. (in Chinese))
- [123] 钟孝乐, 詹良通, 龚 标, 等. 我国三种典型高岭土渗透、固结及吸附特性的试验研究[J]. 浙江大学学报(工学版). (ZHONG Xiao-le, ZHAN Liang-tong, GONG Biao, et al. Permeability, consolidation and adsorption properties of three kinds of typical kaolin clay[J]. *Journal of Zhejiang University (Engineering Science)*. (in Chinese))
- [124] BEAR J, VERRUIJT A. *Modeling groundwater flow and pollution*[M]. Dordrecht: Reidel Publishing Company, 1987.
- [125] BASFORD J, GOODINGS D J, TORRENTS A. Fate and transport of lead through soil at 1g and in the centrifuge[C]// Proceedings of Physical Modelling in Geotechnics. Newfoundland, 2002.
- [126] GURUNG S B, ALMEIDA M S S, BICALHO K V. Migration of zinc through sedimentary soil models[C]// Proceedings of CENTRIFUGE 98. Tokyo, 1998.
- [127] 詹良通, 曾 兴, 李育超, 等. 高水头条件下氯离子击穿高岭土衬垫的离心模型试验研究[J]. 长江科学院院报, 2012, **29**(2): 83 – 89. (ZHAN Liang-tong, ZENG Xing, LI Yu-chao, et al. Centrifuge modeling for breakthrough of chloride in a Kaolin clay liner subject to a high hydraulic head[J]. *Journal of Yangtze River Scientific Research Institute*, 2012, **29**(2): 83-89. (in Chinese))
- [128] BERNARD H K, REDMAN D, ROBERT C S, et al. A field experiment to study the behavior of tetrachloroethylene below the water table: spatial distribution of residual and pooled DNAPL [J]. *Ground Water*, 1993, **31**(5): 756-766.
- [129] BREWSTER M L, ANNAN A P, GREENHOUSE J P, et al. Observed migration of a controlled DNAPL release by geophysical methods[J]. *Ground Water*, 1995, **33**(6): 977 – 987.
- [130] 陈云敏, 边学成, 陈仁朋, 等. 电磁波在三相土介质中的传播[J]. 应用数学和力学, 2003, **24**(6): 611 – 618. (CHEN Yun-min, BIAN Xue-cheng, CHEN Ren-peng, et al. The transmission of electromagnetic wave in three-phase soil medium[J]. *Applid mathematics and Mechanics*, 2003, **24**(6): 611 – 618. (in Chinese))
- [131] 陈云敏, 陈 赞, 陈仁朋, 等. 滑坡监测 TDR 技术的试验研究[J]. 岩石力学与工程学报, 2004, **23**(16): 2748 – 2755. (CHEN Yun-min, CHEN Yun, CHEN Ren-peng, et al. Testing study on application of time domain reflectometry to slope monitoring[J]. *Chinese Journal of Rock Mechanics and Engineering*, 2004, **23**(16): 2748 – 2755. (in Chinese))
- [132] 梁志刚, 陈云敏, 陈仁朋, 等. 同轴电缆电磁波反射技术监测滑坡研究[J]. 岩土工程学报, 2005, **27**(4): 453 – 458. (LIANG Zhi-gang, CHEN Yun-min, CHEN Ren-peng, et al. Studying on applications of coaxial-cable electromagnetic wave reflection technique in monitoring slope stability[J]. *Chinese Journal of Geotechnical Engineering*, 2005, **27**(4): 453 – 458. (in Chinese))
- [133] 陈仁朋, 王进学, 陈云敏, 等. TDR 技术在石灰炉渣加固土中的应用[J]. 岩土工程学报, 2007, **29**(5): 676 – 683. (CHEN Ren-peng, WANG Jin-xue, CHEN Yun-min, et al. Application of TDR in LKD modified soils[J]. *Chinese Journal of Geotechnical Engineering*, 2007, **29**(5): 676 – 683. (in Chinese))
- [134] 陈仁朋, 陈 伟, 王进学, 等. 饱和砂性土孔隙水电导率特性及监测技术[J]. 岩土工程学报, 2010, **32**(5):780 – 783. (CHEN Ren-peng, CHEN Wei, WANG Jin-xue, et al. Electrical conductivity of pore water in saturated sand and its measurement technology[J]. *Chinese Journal of Geotechnical Engineering*, 2010, **32**(5): 780 – 783. (in Chinese))
- [135] 陈 赞, 陈 伟, 陈仁朋, 等. TDR 联合监测土体含水量和干密度的传感器的设计及应用[J]. 岩石力学与工程学报, 2010, **30**(2): 418 – 426. (CHEN Yun, CHEN Wei, CHEN Ren-peng, et al. Design of TDR sensor for joint measurement of soil water content and dry density and its application[J]. *Chinese Journal of Rock Mechanics and Engineering*, 2010, **30**(2): 418 – 426. (in Chinese))
- [136] CHEN R P, DRNEVICH V P, XIONG Y, et al. Time domain reflectrometry surface reflections for dielectric constant in

- highly conductive soils[J]. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering*, 2007, **133**(12): 1597 – 1608.
- [137] CHEN R P, XU W, CHEN Y M. Measuring dielectric constant in highly conductive soils based on surface reflection coefficients[J]. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering*, 2009, **135**(12): 1883 – 1891.
- [138] CHEN R P, CHEN Y, CHEN W, et al. Time domain reflectometry for water content measurement of municipal solid waste[J]. *Environmental Engineering Science*, 2012, **29**(6): 486 – 93.
- [139] ZHAN L T, MU Q Y, CHEN Y M, et al. Experimental study on applicability of using time-domain reflectometry to detect NAPLs contaminated sands[J]. *Science China Technological Sciences*, 2013, **56**(6): 1534 – 1543.
- [140] CHEN R P, CHEN Y M, XU W, et al. Measurement of electrical conductivity of pore water in saturated sandy soils using time domain reflectometry(TDR) method[J]. *Candian Geotechnical Journal*, 2010, **47**(2): 197 – 206.
- [141] 詹良通, 穆青翼, 陈云敏. 三针式 TDR 探头测试范围分析及试验验证[J]. 岩土工程学报. (ZHAN Liang-tong, MU Qing-yi, CHEN Yun-min. The analysis method for the sample area of three-rod time domain reflectometry probe and verification by experiment[J]. *Chinese Journal of Geotechnical Engineering* (accepted). (in Chinese))
- [142] LIN C P, CHUNG C C, TANG S H. Development of TDR penetrometer through theoretical and laboratory investigation: measurement of soil electrical conductivity[J]. *Geotechnical Testing Journal*, 2006, **29**(4): 314 – 321.
- [143] REDMAN J D, DERYCK S M. Monitoring nonaqueous phase liquids in the subsurface with multilevel time domain reflectometry probes[C]// Symposium and Workshop on Time domain Reflectometry in Environmental, Infrastructure and Mining Applications. Evanston: U S Bur of Mines, 1994.
- [144] GB 15618—1995 土壤环境质量标准[S]. 北京: 中国标准出版社, 1995. (GB 15618—1995 Environmental quality standard for soils[S]. Beijing: China Standard Press, 1995. (in Chinese))
- [145] HABES G, NIGEM Y. Assessing Mn, Fe, Cu, Zn, and Cd pollution in bottom sediments of Wadi Al-Arab Dam, Jordan[J]. *Chemosphere*, 2006, **65**(11): 2114 – 2121.
- [146] SCHIFF K C, WEISBERG S B. Iron as a reference element for determining trace metal enrichment in Southern California coast shelf sediments[J]. *March Environmental*, 1999, **48**(2): 161 – 176.
- [147] HAUSMANN M N. *Engineering principles of ground modification*[M]. New York: McGraw-Hill Inc, 1990.
- [148] 隋桂荣. 太湖表层沉积物中 OM、TN、TP 的现状与评价. *湖泊科学*, 1996, **8**(4): 319 – 324. (SUI Gui-rong. The status and evaluation for OM, TN, TP in the deposit of Lake Taihu. *Journal of Lake Science*, 1996, **8**(4): 319 – 324. (in Chinese))
- [149] 詹良通, 陈如海, 陈云敏, 等. 重金属在某简易垃圾填埋场底部及周边土层扩算勘查与分析[J]. 岩土工程学报, 2011, **33**(6): 853 – 861. (ZHAN Liang-tong, CHEN Ru-hai, CHEN Yun-min et al. Migration of heavy metals in soil strata below and around a simple dump of MSWs[J]. *Chinese Journal of Geotechnical Engineering*, 2011, **33**(6): 853 – 861. (in Chinese))
- [150] 陈如海. 污染液在地基土中迁移及控制研究[D]. 杭州: 浙江大学, 2011. (CHEN Ru-hai. Study of pollutant migration in soil strata underground and engineering control [D]. Hangzhou: Zhejiang University, 2011. (in Chinese))
- [151] 詹良通, 刘伟, 陈云敏, 等. 某简易垃圾填埋场渗滤液在场地天然土层迁移模拟与长期预测[J]. 环境科学学报, 2011, **31**(8): 1714 – 1723. (ZHAN Liang-tong, LIU Wei, CHEN Yun-min, et al. Numerical simulation and prediction of migration of leachate into natural soil strata under a simple MSW dump[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2011, **31**(8): 1714 – 1723. (in Chinese))