

DOI: 10.11779/CJGE201611004

基于优势流及各向异性随上覆压力变化的填埋体饱和渗流模型

柯瀚¹, 吴小雯^{*1}, 张俊², 陈云敏¹, 胡杰¹

(1. 浙江大学岩土工程研究所, 浙江 杭州 310058; 2. 浙江省丽水市环境监测中心站, 浙江 丽水 323000)

摘要: 生活垃圾由于组成成分的多样性及分层填埋, 其孔隙呈不均匀分布, 并且水平向多于竖向。填埋体中的渗流存在明显的优先流效应, 各向异性显著并受上覆压力等因素影响。基于 Poiseuille 方程, 根据上覆压力作用下生活垃圾孔隙形状、孔隙尺寸分布及孔隙排列方向分布特征, 提出了基于优先流及各向异性的饱和渗流模型。揭示了新鲜生活垃圾分布变化规律, 0~200 kPa, 大孔隙逐渐消失, 平均孔隙直径与可排水孔隙率呈指数下降, 孔隙排列角度逐渐水平向倾斜。采用新建饱和渗流模型进行分析计算, 确定采用可排水孔隙率可比总孔隙率更好地模拟垃圾孔隙渗流特性。渗流由大孔隙优先流主导, 0~600 kPa 内计算获得新鲜垃圾水平向饱和渗透系数变化范围为 $10^{-2} \sim 10^{-5}$ cm/s。给出了渗流各向异性值的计算公式, 渗流各向异性值大体随上覆压力增加而增大, 并与初始孔隙排列角度相关; 0~600 kPa 内计算得新鲜垃圾渗流各向异性值变化范围为 1~10。

关键词: 生活垃圾; 上覆压力; 孔隙分布; 优先流; 各向异性; 饱和渗流模型

中图分类号: TU443 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-4548(2016)11-1957-08

作者简介: 柯瀚 (1975-), 男, 博士, 教授, 主要从事基础工程和环境土工方面的研究。E-mail: boske@126.com。

Modeling saturated permeability of municipal solid waste based on compression change of its preferential flow and anisotropy

KE Han¹, WU Xiao-wen¹, ZHANG Jun², CHEN Yun-min¹, HU-Jie¹

(1. Institute of Geotechnical Engineering, Zhejiang University, Hangzhou 310058, China; 2. Lishui Environmental Monitoring Central Station, Lishui 323000, China)

Abstract: It is generally accepted that landfilled municipal solid waste (MSW) exhibits heterogeneity and anisotropy because of the diverse composition and the layered placement, causing that the distribution of pores prefers to be horizontal. In the landfill, the preferential flow is obvious, and the anisotropy is significantly affected by the overburden pressure. According to the changes of pore shape, pore size distribution and pore alignment under compression, a saturated permeability model is derived based on the Poiseuille equation, which mainly relates to the dominant flow and its anisotropy. The pore distribution changes of fresh MSW are revealed. Under the overburden pressure of 0~200 kPa, with the collapse of larger pores, the pore average size and drainable porosity decrease according to the negative exponent, and the pore alignment tends to be horizontal. When calculated by the new model, the drainable porosity can well simulate the variation of permeability. The preferential flow is dominated by the large pores. Under the overburden pressure of 0~600 kPa, the saturated horizontal permeability of fresh MSW is in the range of $10^{-2} \sim 10^{-5}$ cm/s. The formula for the permeability anisotropy is given. The calculated permeability anisotropy of fresh MSW increases for the correction to the direction of pore alignment. Under the overburden pressure of 0~600 kPa, the value is in the range of 1~10.

Key words: MSW; compression; pore distribution; preferential flow; anisotropy; saturated permeability model

0 引言

填埋处理是国内外常用的垃圾处置方法。随着垃圾产量日益增加, 填埋场向大型化和集约化方向发展。垃圾堆体内过高的水位易诱发填埋场边坡失稳, 并且制约填埋期内沉降量, 从而减小填埋容量^[1]。国内外

常采用竖井抽水降低堆体内水位高度, 但实际降水效果往往因为竖井所在位置及深度不同而产生较大差

基金项目: 国家自然科学基金项目 (51578503); 国家重点基础研究发展计划 (“973” 计划) 项目 (2012CB719801)

收稿日期: 2015-12-14

***通讯作者 (E-mail:** wuxiaowen923@163.com)

异，并与设计值存在偏差^[2]。

填埋体的渗流特性是影响填埋场内堆体水位及运移的关键影响因素，国内外许多学者在这方面做了大量的研究工作。室内常规渗透^[3-6]、三轴测试^[7-9]和现场试验^[10-12]测得垃圾饱和渗透系数随深度和上覆压力增加而减小，水平向渗透系数往往比竖向大。国内规范推荐垃圾饱和水力渗透系数随深度变化取值为 $10^{-2} \sim 10^{-7}$ cm/s^[13]，范围非常广，且不考虑渗流的各向异性。

生活垃圾组分多样，其复杂的颗粒形状、粒径大小引起孔隙不均质分布，多尺寸孔隙并存，导致渗滤液分布及其渗流具有不均质性，并且由大孔隙优先流主导^[14]。拉长或扁平的编织物和分层填埋方式使得渗流通道水平化，从而引起垃圾渗流的各向异性^[2, 15]。现场测试及数值模拟表明，填埋体竖井抽水量、周边水位降深、回灌量等受优先流和各向异性影响非常显著^[16]。采用传统的渗流模型通常难以解释渗透性及其各向异性随上覆压力的变化，因此无法很好地模拟填埋场内的渗流场以及竖井和盲沟的排水效果。

为深入认识填埋体渗滤液运移规律，需进一步加强对垃圾优先流及渗流方向性特征的机理研究。本文基于 Poiseuille 方程，根据上覆压力作用下生活垃圾孔隙形状、孔隙尺寸分布及排列方向分布特征，提出基于优先流及各向异性的饱和渗流模型。采用该模型研究了生活垃圾水平向与竖向饱和水力渗透性随压力的变化，通过对文献室内外试验数据，验证了模型的可靠性，为进一步模拟填埋场中的渗流场及优化降水措施提供了理论参考。

1 生活垃圾饱和渗流模型基本思路

1.1 生活垃圾渗流的原有模型

渗透系数是表征介质孔隙被流体通过的能力。针对多孔介质关于渗透性能与孔隙之间的关系，Kozeny 等^[17]考虑多孔介质孔隙率和颗粒的平均有效直径得到渗透率半经验半理论的统一公式。Tavenas 等^[18]通过室内试验，并结合多种渗透系数与孔隙比之间的经验关系，提出渗透系数与孔隙比在半对数坐标 ($\lg k - e$) 中呈线性关系。传统渗流模型假设所有孔隙为统一截面的毛细管道，部分学者考虑垃圾的孔隙优先流特性，将渗流分为大孔隙流及基质流，采用两域模型进行分析。目前用于模拟 MSW 孔隙渗流的模型有：Ugucchion 等^[19]根据 Poiseuille 方程修正 PREFLO 模型，假定大孔隙通道为圆柱形管道，液体流动为稳态层流；Bendz 等^[20]采用波动模型认为大孔隙流为蠕动流，假定孔隙通量与参与渗流的孔隙含水率呈指数关

系；Obermann^[21]提出了大孔隙域和基质域中流动均符合达西定律的两域模型，将渗流场中每点赋予不同渗透系数；在上述基础上，Fellner 等^[22]建立了二维的两域模型，包括竖向优先流及水平向基质流，两者之间的渗流交换通过基质吸力引导。

上述用于分析填埋体的优先流模型主要参照了土体及岩石裂隙方面的渗流模型。和一般土体及岩石不同，垃圾体孔隙比较大，在堆填过程中经历了巨大的压缩，总的孔隙减少量可以达到 70% 以上^[23]。因此，压缩引起的孔隙优先流（大小和方向）变化不能忽略。

1.2 新建饱和渗流模型基本思路和假定

考虑不同上覆压力作用下生活垃圾孔隙重分布引起渗流能力变化，建立饱和渗流模型。首先根据垃圾土 CT 扫描结果^[24]，确定 MSW 孔隙尺寸的初始概率分布。其次基于孔隙直径与上覆应力的关系，给出各孔隙直径在压缩过程中的变化。MSW 孔隙尺寸分布如图 1 (a) 所示，多尺寸孔隙分布，随上覆压力增加，孔隙尺寸减小，大孔隙通道逐渐消失，并伴随总孔隙体积减小。

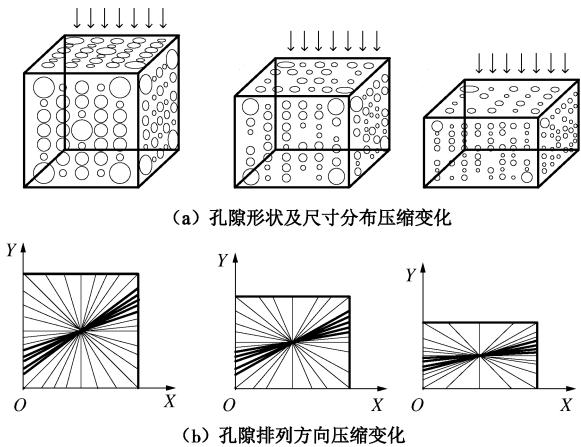


图 1 压缩作用下生活垃圾孔隙分布示意图

Fig. 1 Pore distribution of MSW under compression

对于给定孔径的渗流能力，可以采用 Poiseuille 方程进行描述：

$$q = \frac{\pi \gamma i}{8\mu} r^4 \quad , \quad (1)$$

式中， γ 为液体的重度， i 为作用在单孔隙上的水力梯度， r 为孔隙管道半径， μ 为液体的黏滞动力系数。基于前面获得的不同压力条件下的孔隙概率分布，可通过积分获得垃圾试样的总导排能力，确定垃圾体的渗透系数。

上覆压力条件下 MSW 的孔隙排列方向是决定填埋体渗流特性的另一个关键影响因素，它决定了填埋体渗流的各向异性。首先根据填埋体初始各向异性值确定填埋孔隙方向的初始分布，然后基于一维压缩确

定填埋孔隙在应力压缩下的方向分布。在此基础上获得填埋体不同方向的渗流能力。图 1(b)反映了 MSW 孔隙排列方向随上覆压力变化, 孔隙排列角度密集区域表示出现概率较大的倾斜方向, 在上覆压力作用下排列方向趋于水平。假定孔隙排列角度在 $0^\circ \sim 360^\circ$ 范围内镜像对称^[25], 只需对 $0^\circ \sim 90^\circ$ 范围内孔隙排列角度进行分析。

本文建立渗流模型依据的主要假定条件如下: ①垃圾土为饱和状态; ②外部荷载为竖向, 加载和变形瞬时完成, 不考虑次压缩过程和降解影响; ③孔隙均长并呈单通道分布, 形状为等截面圆柱形, 液体流动为黏性不可压缩流体的定常层流动, 符合达西定律和 Poiseuille 方程; ④孔隙尺寸和排列方向随压力变化, 规律参照 $e - lgp$ 压缩曲线, 不考虑压缩过程中固废颗粒变形。

2 生活垃圾孔隙分布随应力变化

上覆压力作用下生活垃圾孔隙分布特征主要包括孔隙形状及尺寸分布、孔隙体积和排列方向随压力的变化规律。这是本文模型构建的基础。

2.1 孔隙形状和尺寸分布初始状态

孔隙结构测试多采用室内扫描电子显微镜技术及现场压汞法、吸附法^[26]。Concha 等^[27]采用 UCT 进行了垃圾柱水平向和竖向测试, 可区分 MSW 颗粒及孔隙形态。Woodman^[24]通过冷冻技术结合 CT 扫描测试 35 L (直径 300 mm, 高 500 mm) 自制新鲜饱和垃圾柱, 得到孔隙微观结构及其尺寸分布情况, 如图 2(a)所示, 单孔隙大体呈圆柱形。为简化分析, 本文假设 MSW 孔隙通道为等截面圆柱形, 在上覆压力作用下, 直径 d 减小, 长度 l 与试样等长 (图 2(b))。

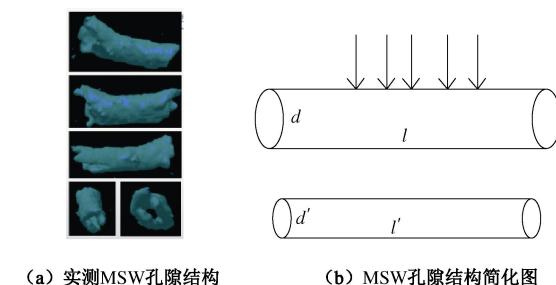


图 2 生活垃圾孔隙形状示意图

Fig. 2 Pore shape of MSW

图 3 数据点给出了 Woodman^[24]所测的初始状态下 MSW 孔隙尺寸分布情况, 直径大小为 $0.001 \sim 10$ mm。针对该分布曲线进行拟合, 本文建立孔隙尺寸概率分布函数为

$$F(x) = 1 - e^{(-\lambda x - x^2)} , \quad (2)$$

式中, λ 为孔隙尺寸分布曲线变化系数。拟合初始状

态下新鲜垃圾孔隙尺寸分布, 得 $\lambda = 1$, 拟合相关系数 $R^2 = 0.995$ (图 3)。对公式 (2) 求导, 可得孔隙尺寸分布概率密度函数为

$$f(x) = \frac{dF}{dx} = \exp(-\lambda x - x^2)(\lambda + 2x) , \quad (3)$$

$$d(u) = \int_{d_{\min}}^{d_{\max}} xf(x) dx , \quad (4)$$

式中, $d(u)$ 表示平均孔径, d_{\max} , d_{\min} 分别为试样最大、最小孔径。

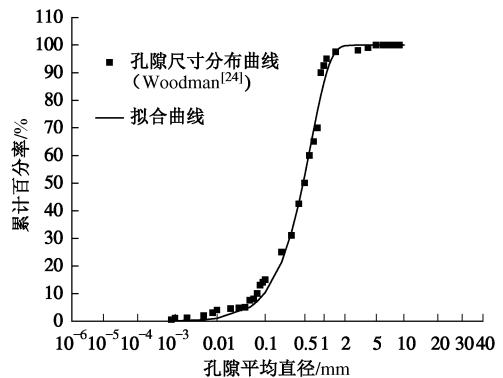


图 3 生活垃圾孔隙尺寸分布及拟合

Fig. 3 Pore-size distribution of MSW with model fitting

2.2 孔隙形状、尺寸和排列方向随压力的变化

(1) 孔隙形状及尺寸分布随上覆压力变化

上覆压力增加, 孔隙压缩, 直径逐渐减小。参照 $e - lgp$ 压缩曲线, 单孔隙直径与压力对数呈线性关系^[28]:

$$d = d_{50} - C_{cd} \ln\left(\frac{\sigma}{50}\right) , \quad (5)$$

式中, d_{50} 为上覆压力 50 kPa 作用下的孔径, C_{cd} 为孔隙尺寸压缩系数, 反映孔隙直径的压缩变化程度。

结合式 (5), 平均孔隙直径可以通过式 (4) 求解, 孔隙的平均直径与压力呈负指数关系, 并与试样压缩特性相关:

$$d(u) = C'_c \cdot e^{(-\lambda)} = C'_c \cdot e^{\left(-\frac{\sigma}{50}\right)} , \quad (6)$$

式中, C'_c 为试样修正主压缩指数, 参照《生活垃圾卫生填埋场岩土工程技术规范》^[13], 本文新鲜垃圾试样取值为 0.35。

不同压力下孔隙直径的变化表征了孔隙尺寸的重分布情况, 根据式 (6), 可得孔隙尺寸分布曲线变化系数 λ 与施加的上覆压力相关:

$$\left. \begin{array}{ll} \lambda = 1 & (\sigma \leq 50 \text{ kPa}), \\ \lambda = \sigma / 50 & (\sigma > 50 \text{ kPa}). \end{array} \right\} \quad (7)$$

参照土体的孔隙分类^[29], 将 MSW 孔隙按大小分为大孔隙 (≥ 1 mm)、中孔隙 ($0.1 \sim 1$ mm)、小孔隙 (≤ 0.1 mm)。将不同上覆压力下对应的 λ 值代入式

(3) 分段积分, 可以得到大孔隙、中孔隙和小孔隙数量随上覆压力 σ 的变化, 如图 4 所示。大孔隙在压力作用下被优先压缩, 中孔隙逐渐转变成小孔隙。根据式(6), 图 4 还给出总孔隙平均直径 $d(u)$ 随上覆压力 σ 的变化趋势, 0~200 kPa 伴随大孔隙消失, 孔隙平均直径迅速减小, 200 kPa 后下降速度变慢, 可见大孔隙显著影响平均孔隙直径的变化。孔隙尺寸随上覆压力的重分布情况与此对应, 如图 5 所示。压力增加, 孔径逐渐减小, 孔隙尺寸分布曲线向左移动, 曲线变陡。

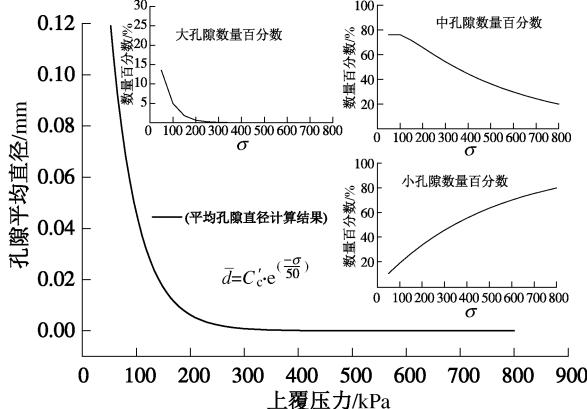


图 4 生活垃圾压缩下平均孔径变化

Fig. 4 Change of average pore size of MSW with stress

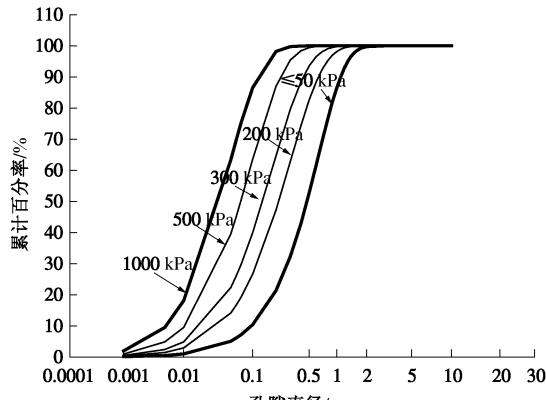


图 5 生活垃圾压缩下孔隙尺寸重分布

Fig. 5 Redistribution of pore size of MSW with stress

(2) 总孔隙和可排水孔隙体积随上覆压力变化

与均质土体不同, 生活垃圾中的水分常滞留在持水性较高的组分(纸张、织物等)里, 或封闭在瓶罐内, 导致该部分水分难以流动。参照给水度概念, 定义生活垃圾单位体积内可自由导排的水量为可排水孔隙率, 具体数值可通过室内试验, 现场抽水或水量平衡方法确定^[23]。

Beaven 等^[23]和 Woodman^[7]完成室内大模型渗透试验, 研究不同压力作用下现场、自制新鲜垃圾总孔隙体积和可排水孔隙体积随压力的变化规律。如图 6 所示, 0~200 kPa 总孔隙率 n_t 下降明显, 200 kPa 后曲线平缓, 压缩作用减弱。城市固废组分中的塑料、纸张、织物和气体易形成封闭孔隙, 阻止孔隙间的貫

通。如图 7 所示, 可排水孔隙率 n_d 为 15%~30%, 坚向压力 100 kPa 时, 可排水孔隙率迅速减小, 200 kPa 后趋于稳定, 约为 1%~2%。

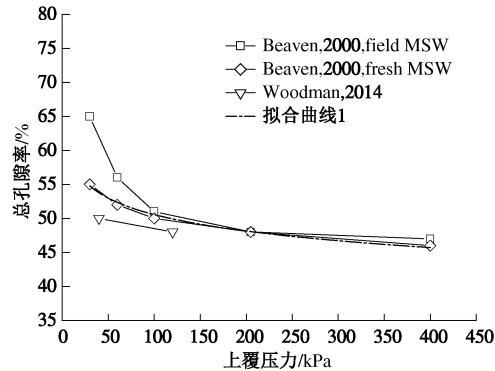


图 6 生活垃圾总孔隙率压缩变化

Fig. 6 Relationship between total porosity and stress

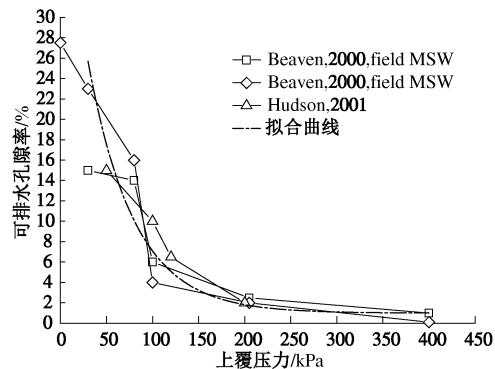


图 7 生活垃圾可排水孔隙率压缩变化

Fig. 7 Relationship between drainable porosity and stress

参照孔隙比随上覆压力的变化公式, 拟合文献试验数据, 新鲜垃圾总孔隙率及可排水孔隙率随上覆压力的变化规律为

$$n_t = n_{t0} - AC_c \ln\left(\frac{\sigma}{50}\right) \quad , \quad (8)$$

$$n_d = BC'_c \cdot e^{\frac{-\sigma}{50}} \quad . \quad (9)$$

式中 n_t 、 n_{t0} 和 n_d 分别为试样总孔隙率、50 kPa 作用下的总孔隙率和可排水孔隙率; A 、 B 为拟合参数, 新鲜垃圾试样取值 3.84, 1.29; 拟合相关性系数分别为 0.991, 0.890; C_c 为试样主压缩指数。

通过对比可以发现, 生活垃圾可排水孔隙率与压力近似呈负指数关系。总的来看, 大孔隙显著影响可排水孔隙体积, 在 0~200 kPa 区间, 伴随大孔隙逐渐消失, 平均孔隙直径迅速减小, 可排水孔隙率也明显下降。

(3) 孔隙排列方向随上覆压力变化

孔隙管道的排列方向决定渗滤液水平向和竖向渗流通量的差异。取孔隙排列平均角度表征试样孔隙排列分布情况。排列角度随压力变化参照 $e - lgp$ 压缩曲线^[28], 针对新鲜垃圾孔隙排列角度随上覆压力变化规律可表示为

$$\alpha = \alpha_{50} - A C_c \ln\left(\frac{\sigma}{50}\right) , \quad (10)$$

式中, α 为孔隙排列平均角度, α_{50} 为试样上覆压力 50 kPa 作用下的排列平均角度, 新鲜垃圾 A 值取 3.84 (式 (8)), 具体分析见 4.1 节。

3 生活垃圾饱和渗流模型建立

基于生活垃圾在不同压力作用下的孔隙分布特征, 可展开饱和渗流模型建立。根据式 (1) 计算得单孔隙渗流能力, 对于孔隙尺寸 r 到 $(r+dr)$ 区间的所有孔隙渗流通量为

$$Q = \frac{Vnf(x)dx}{V_i} q_i . \quad (11)$$

式中 V 是试样总体积; n 为孔隙率; q_i , V_i 分别对应半径为 r 的单孔隙渗流通量和体积, $Vnf(x)dx/V_i$ 为孔隙尺寸 r 到 $(r+dr)$ 区间的所有孔隙数量。

考虑到由于孔隙排列角度 α 引起的水平向和竖向渗流差异, 每个孔隙水平向和竖向的渗流通量如下:

$$\begin{cases} q_x = q \cos \alpha , \\ q_y = q \sin \alpha , \end{cases} \quad (12)$$

式中, 作用在单孔隙水平向和竖向渗流的水力梯度 i 与多孔介质总水力梯度 I 的关系分别为

$$\begin{cases} i = I \cos \alpha , \\ i = I \sin \alpha . \end{cases} \quad (13)$$

根据上述公式计算, 可得总体积内孔隙水平向饱和渗流模型:

$$Q_x = \int_{d_{min}}^{d_{max}} \frac{Vnf(x)q_i \cos \alpha}{V_i} dx . \quad (14)$$

将式 (1)、(13) 代入式 (14) 可得

$$Q_x = \frac{Vn\gamma I}{32\mu l} \int_{d_{min}}^{d_{max}} x^2 f(x) dx \cos^2 \alpha . \quad (15)$$

孔隙竖向饱和渗流模型为

$$Q_y = \frac{Vn\gamma I}{32\mu l} \int_{d_{min}}^{d_{max}} x^2 f(x) dx \sin^2(\alpha(u)) . \quad (16)$$

根据流量计算孔隙渗透率为

$$K_x = \frac{Q_x \mu}{A I \gamma} = \frac{n \cdot 10^{-6}}{32} \int_{d_{min}}^{d_{max}} x^2 f(x) dx \cos^2 \alpha , \quad (17)$$

$$K_y = \frac{n \cdot 10^{-6}}{32} \int_{d_{min}}^{d_{max}} x^2 f(x) dx \sin^2 \alpha . \quad (18)$$

式中, K_x , K_y 单位为 m^2 。标准温度 20℃ 下, 垃圾中水平向和竖向饱和水力渗透系数可以通过下式计算^[6]:

$$\begin{cases} k_x = K_x \cdot 10^9 (\text{cm/s}) , \\ k_y = K_y \cdot 10^9 (\text{cm/s}) . \end{cases} \quad (19)$$

式中, A 为试样渗流截面积, α 取值参照公式 (10)。

根据水平向与竖向渗透性 (式 (17)、(18)) 比值可得到饱和渗流各向异性值 γ_k 计算公式:

$$\gamma_k = \frac{k_x}{k_y} = \cot^2(\alpha) . \quad (20)$$

上式中孔隙率 n 是模型的关键参数, 其取值是按照式 (8) 取总孔隙率 n_t 还是按照式 (9) 取可排水孔隙率 n_d 差别很大。根据已有文献, 多数渗流模型^[17, 19, 21-22]采用总孔隙率计算饱和渗流通量; 考虑到垃圾渗流存在明显的优先流效应, 一些渗流模型^[20]只考虑参与渗流的孔隙。据此, 本文拟分别采用总孔隙率和可排水孔隙率模拟垃圾饱和水力渗透系数, 根据计算结果确定孔隙率 n 的取值。

4 生活垃圾渗透性及其各向异性模拟

4.1 生活垃圾饱和渗透系数计算结果

将不同上覆压力条件下计算获得的孔隙尺寸、平均角度及孔隙率 (分别取总孔隙率 n_t 和可排水孔隙率 n_d) 代入本文提出的饱和渗流模型计算, 假设总孔隙与可排水孔隙的尺寸分布及平均排列角度一致, 可得试样竖向和水平向饱和水力渗透系数值随上覆压力的变化。

(1) 竖向渗透性与上覆压力的相关性

图 8 给出了竖向饱和渗透系数值的计算结果, 0~200 kPa 伴随大孔隙消失, 渗透系数快速下降, 200 kPa 后下降速度减缓。对比文献试验数据, 采用总孔隙率计算的竖向渗透系数值偏大, 变化范围为 $10^{-2} \sim 10^{-4}$ cm/s, 可排水孔隙率在常规^[3-7]与三轴^[8-9]渗透试验结果之间, 为 $10^{-2} \sim 10^{-6}$ cm/s。其中常规渗透受侧壁流影响, 导致测试结果偏大, 三轴排水一般采用小尺寸试样, 由于颗粒粒径影响, 数值往往偏小^[30]。由上可知, 采用可排水孔隙率可较好地模拟生活垃圾竖向饱和渗透系数随上覆压力的变化, 即填埋体中大部分孔隙 (非排水孔隙) 较少参与渗流, 可视为基质。忽略孔隙长度差异, 导排渗流由大孔隙占主导, 饱和初始状态下接近总水量 90% 的水分通过大孔隙 (约占 50% 总体积) 流动, 这进一步反映了生活垃圾的优先流特性。

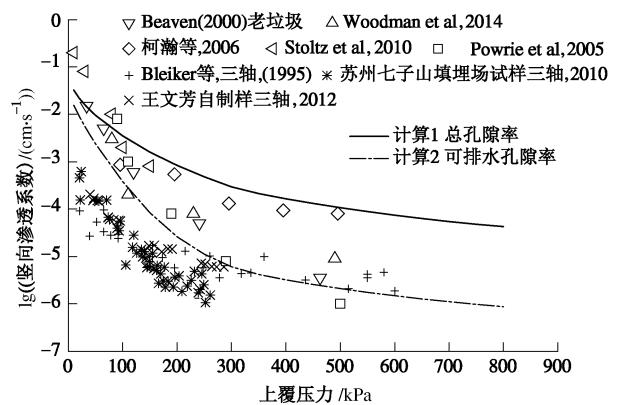


图 8 生活垃圾竖向渗透系数对比

Fig. 8 Comparison between calculated vertical permeability of MSW and other researchers' results

表 1 生活垃圾孔隙物理特性文献汇总^[31~33]

Table 1 Pore characteristics of MSW from literatures

试样	Landva 现场样	Hudson 现场样	Hudson 自制样	Munnich 自制样	本文推荐值
$\alpha_{50}(^\circ)$	28.10	35	20.7	21.03	30
e_0	3.21	1.71	1.1	1.90	3.0
C_c	1.47	0.95	0.70	1.01	1.40

(2) 水平向渗透性与上覆压力的相关性

图 9 给出了 0~600 kPa, 采用总孔隙率计算得到水平向饱和水力渗透系数变化范围为 $10^{-1} \sim 10^{-3}$ cm/s, 根据可排水孔隙率计算的结果为 $10^{-2} \sim 10^{-5}$ cm/s。后者位于现场抽水回灌^[10~12]与室内水平向渗透^[31~32]测试结果之间, 与试验数据相吻合。对比竖向渗透系数值, 水平向渗透系数随上覆压力增加的变化规律类似, 但数值较大, 显示出垃圾体明显的各向异性。计算表明采用可排水孔隙率可较好地模拟竖向和水平向饱和水力渗透系数随上覆压力的变化。因此, 在有关填埋场渗滤液运移分析时, 本文模型建议采用可排水孔隙率进行相关计算。

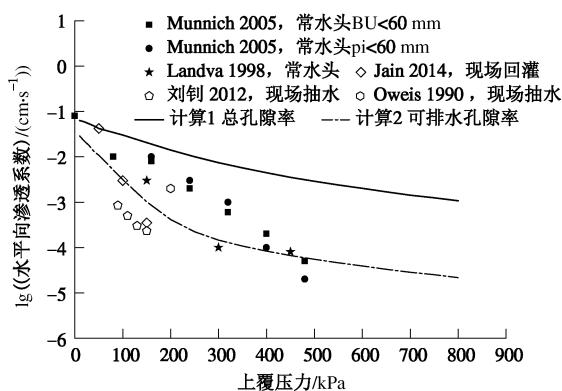


图 9 生活垃圾水平向渗透系数对比

Fig. 9 Comparison between calculated horizontal permeability of MSW and other researchers' results

4.2 生活垃圾饱和渗流各向异性模拟

目前针对填埋体渗流各向性的研究, 主要采用室内双向渗流试验测试。Munnich 等^[31]对比了垃圾颗粒处理前后水平向和竖向渗透系数, 测得各向异性值为 10。Landva 等^[32]取现场垃圾试样进行水平向和竖向渗透试验, 得到对应各向异性值 4~8; Hudson 等^[33]采用大型圆柱进行室内分级荷载下的渗透试验表明各向异性值为 2~10, 均随竖向压力增加而增大。汇总文献研究, 垃圾渗透系数的初始各向异性值较离散, 并随压力变化。

饱和渗流各向异性值 γ_k 计算公式 (式 (20)) 表明试样渗流各向异性值与其排列角度 α 相关。不同上覆压力下排列角度由 α_{50} 及主压缩指数 C_c 决定 (式 (10))。 α_{50} 可根据试样初始各向异性值反算, 按照

式 (20), 文献[31~33]的反算结果主要集中在 $20^\circ \sim 35^\circ$, 具体见表 1。 C_c 取值参照《生活垃圾卫生填埋场岩土工程技术规范》^[13], 本文新鲜垃圾试样修正压指数 C'_c 统一取为 0.35。在已知试样初始孔隙比情况下, 可计算得到对应的 C_c 值, 如表 1 所示。

将不同试样对应的 α_{50} 及主压缩指数 C_c 代入式 (9)、(20), 得到不同上覆压力下渗流各向异性值。如图 10 所示, 试样各向异性的计算结果与其室内试验测试值^[32~33]相接近。随上覆压力增加孔隙向水平倾斜, 平均排列角度减小, 从而使各向异性值增大。在缺省情况下, 本文建议 α_{50} 取为 30° , $0 \sim 600$ kPa 内, 计算获得的各向异性值变化范围为 1~10, 可作为实用时参考值。

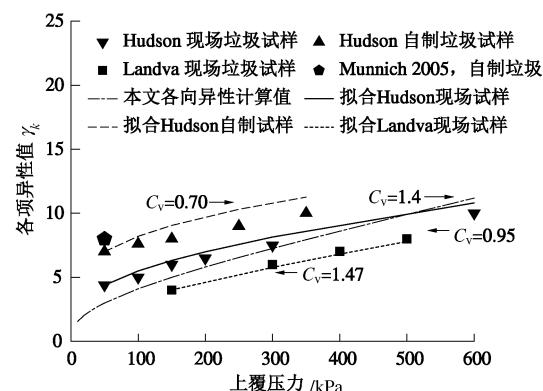
图 10 生活垃圾各向异性值 γ_k 对比

Fig. 10 Comparison between calculated permeability anisotropy (γ_k) of MSW and other researchers' results

5 结 论

在考虑生活垃圾孔隙分布随上覆压力变化的情况下, 基于 Poiseuille 方程, 本文建立的垃圾饱和渗流模型能较好地反映孔隙分布与优先流及各向异性特征之间的关系, 得到以下 3 点结论。

(1) 生活垃圾孔隙尺寸分布不均匀, 多尺寸孔隙并存, 大孔隙影响显著。上覆压力作用下大孔隙被优先压缩, 200 kPa 后基本消失。新鲜垃圾孔隙平均直径和可排水孔隙率随上覆压力呈指数下降。孔隙渗流主要通过可排水孔隙, 大孔隙占主导, 表现为明显的优先流特征; 随上覆压力增加, 大孔隙消失, 渗透系数明显减小。

(2) 生活垃圾孔隙排列方向离散, 水平向分布多于竖向, 引起渗流各向异性。随着上覆压力增加, 孔隙通道与水平向夹角逐渐减小, 导致各向异性值增大。不同上覆压力下的各向异性值与孔隙排列角度随压力变化相关。

(3) 根据孔隙分布预测多孔介质渗流特性可以反映优先流、各向异性与组构变化之间的关系。但目前针对生活垃圾孔隙分布的测试结果较少, 仍需进一步的加强试验研究和验证。

参考文献:

- [1] 陈云敏, 王立忠, 胡亚元, 等. 城市固体垃圾填埋场边坡稳定性分析[J]. 土木工程学报, 2000, 33(3): 92–97. (CHEN Yun-min, WANG Li-zhong, HU Ya-yuan, et al. Analysis on slope stability of municipal solid waste landfill[J]. Chinese Journal of Civil Engineering, 2000, 33(3): 92–97. (in Chinese))
- [2] BURROWS M R. Landfill hydrogeology and the hydraulic properties of in situ landfilled material[D]. London: Royal Holloway, University of London, 1998.
- [3] 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))
- [4] BLEIKER D E, MCBEAN E, FARQUHAR G. Refuse sampling and permeability testing at the Brock West and Keele Valley landfills[C]// 1993: 548–548.
- [5] POWRIE W, BEAVEN R P. Hydraulic properties of household waste and implications for landfills[J]. Proceedings of the ICE-Geotechnical Engineering, 1999, 137(4): 235–247.
- [6] STOLTZ G, GOURC J P, OXARANGO L. Liquid and gas permeabilities of unsaturated municipal solid waste under compression[J]. Journal of Contaminant Hydrology, 2010, 118(1): 27–42.
- [7] WOODMAN N D, REES-WHITE T C, STRINGFELLOW A M, et al. Investigating the effect of compression on solute transport through degrading municipal solid waste[J]. Waste Management, 2014, 34(11): 2196–2208.
- [8] 柯瀚, 王文芳, 魏长春, 等. 填埋体饱和渗透系数影响因素室内研究[J]. 浙江大学学报, 2013, 47(7): 1164–1177. (KE Han, WANG Wen-fang, WEI Chang-chun, et al. Experimental study on saturated hydraulic conductivity of MSW under different conditions[J]. Chinese Journal of ZheJiang University, 2013, 47(7): 1164–1177. (in Chinese))
- [9] 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, 2014, 48(3): 478–486. (ZHAN Lang-tong, XU Hui, LAN Ji-wu, et al. Field and laboratory study on hydraulic conductivity of MSW[J]. Chinese Journal of Zhejiang University, 2014, 48(3): 478–486. (in Chinese))
- [10] OWEIS I S, SMITH D A, ELLWOOD R B, et al. Hydraulic characteristics of municipal refuse[J]. Journal of Geotechnical Engineering, 1990, 116(4): 539–553.
- [11] JAIN P, POWELL J, TOWNSEND T G, et al. Estimating the hydraulic conductivity of landfilled municipal solid waste using borehole permeameter test[J]. Journal of Environmental Engineering, ASCE, 2006, 132(6): 645–653.
- [12] 刘钊. 填埋垃圾渗透特性测试及抽排竖井渗流分析[D]. 杭州: 浙江大学, 2012. (LIU Zhao. Experimental study on hydraulic conductivity of municipal solid waste and analysis of pumping vertical well [D]. Hangzhou: Zhejiang University, 2009. (in Chinese))
- [13] CJJ 176—2012 生活垃圾卫生填埋场岩土工程技术规范[S]. 2012. (CJJ 176—2012 Technical code for geotechnical engineering of municipal solid waste sanitary landfills[S]. 2012. (in Chinese))
- [14] ROSQVIST H, DESTOUNI G. Solute transport through preferential pathways in municipal solid waste[J]. Journal of Contaminant Hydrology, 2000, 46(1): 39–60.
- [15] ZEKKOS D. Experimental evidence of anisotropy in municipal solid waste[C]// Coupled Phenomena in Environmental Geotechnics. Torino, 2013: 69–77.
- [16] SINGH K, KADAMBALA R, JAIN P, et al. Anisotropy estimation of compacted municipal solid waste using pressurized vertical well liquids injection[J]. Waste Management & Research, 2014, 32(6): 482–491.
- [17] CARMAN P C. Permeability of saturated sands, soils and clays[J]. The Journal of Agricultural Science, 1939, 29(2): 262–273.
- [18] TAVENAS F, JEAN P, LEBLOND P, et al. The permeability of natural soft clays Part II: Permeability characteristics[J]. Canadian Geotechnical Journal, 1983, 20(4): 645–660.
- [19] UGUCCIONI M, ZEISS C. Comparison of two approaches to modeling moisture movement through municipal solid waste[J]. Journal of Environmental Systems, 1997, 25(1): 41–63.
- [20] BENDZ D, SINGH V P, ROSQVIST H, et al. Kinematic

- wave model for water movement in municipal solid waste[J]. Water Resources Research, 1998, **34**(11): 2963 – 2970.
- [21] OBERMANN I. Modellierung des Wasserhaushaltes von Deponien vorbehandelter Siedlungsabfälle[D]. Darmstadt: Technische Universität Darmstadt, 2004. (OBERMANN I. Modeling the waster balance of landfills containing pre-treated waste[D]. Darmstadt: Technical University of Darmstadt, 2004. (in German))
- [22] FELLNER J, BRUNNER P H. Modeling of leachate generation from MSW landfills by a 2-dimensional 2-domain approach[J]. Waste Management, 2010, **30**(11): 2084 – 2095.
- [23] BEAVEN R P, POWRIE W, ZARDAVA K. Hydraulic properties of MSW[J]. Geotechnical Special Publication, 2008, **48**: 1 – 43.
- [24] WOODMAN N D. Modelling of transport in highly heterogeneous porous media, with application to the flushing of waste[D]. London: University of London, 2008.
- [25] 孔令荣, 黄宏伟, HICHER P Y, 等. 上海淤泥质黏土微结构特性及固结过程中的结构变化研究[J]. 岩土力学, 2008, **29**(12): 3287 – 3292. (KONG Ling-long HUANG Hong-wei, HICHER P Y, et al. The microstructure property on Shanghai mucky clay and its structural evolution during one dimensional consolidation[J]. Rock and Soil Mechanics, 2008, **29**(12): 3287 – 3292. (in Chinese))
- [26] DELAGE P, LEFEBVRE G. Study of the structure of a sensitive Champlain clay and of its evolution during consolidation[J]. Canadian Geotechnical Journal, 1984, **21**(1): 21 – 35.
- [27] CONCHA D M C, WATSON G, RICHARDS D, et al. Exploring the use of micro-focus computed tomography for a better conceptual understanding of structure in landfilled waste in the context of post-closure management for landfills[J]. Sustainable Environment Research, 2011, **21**(4): 259 – 268.
- [28] YANG Y, APLIN A C. Influence of lithology and compaction on the pore size distribution and modelled permeability of some mudstones from the Norwegian margin[J]. Marine and Petroleum Geology, 1998, **15**(2): 163 – 175.
- [29] BEVEN K, GERMANN P. Macropores and water flow in soil[J]. Water Resources Research, 1982, **18**(5): 1311 – 1325.
- [30] 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))
- [31] MÜNNICH K, BAUER J, FRICKE K. Investigation on relationship between vertical and horizontal permeabilities of MBT wastes[C]// Tenth International Waste Management and Landfill Symposium. Sardinia, 2005.
- [32] LANDVA A O, PELKEY S G, VALSANGKAR A J. Coefficient of permeability of municipal refuse[C]// Proceedings of the 3rd International Congress on Environmental Geotechnics. Lisbon, 1998: 63 – 68.
- [33] HUDSON A P, BEAVEN R P, POWRIE W. Assessment of vertical and horizontal hydraulic conductivities of household waste in a large scale compression cell[C]// Proceedings of the 12th Waste Management and Landfill Symposium. Sardinia, 2009: 641 – 642.