

垃圾填埋场渗沥液水位壅高及工程控制

陈云敏^{1,2}, 兰吉武^{1,2}, 李育超^{1,2}, 詹良通^{1,2}, 柯瀚^{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: 我国垃圾填埋场渗沥液水位普遍壅高, 严重影响安全运行。测试和总结垃圾的持水特性、饱和渗透系数以及渗沥液导排层渗透和淤堵特性。通过数值分析, 揭示垃圾初始含水率、持水特性以及垃圾和导排层渗透系数对填埋场水位的影响规律。结果表明, 垃圾饱和渗透系数随深度和龄期减小、导排层淤堵、垃圾初始含水率高导致水位明显壅高; 而垃圾饱和渗透系数较小时, 堆体内易形成局部滞水。结合实际工程, 验证数值模拟结果, 提出并实施水位壅高控制的工程措施, 效果十分显著。

关键词: 渗流力学; 填埋场; 渗沥液水位壅高; 滞水; 初始含水率; 田间持水量; 渗透系数; 淤堵

中图分类号: O 35

文献标识码: A

文章编号: 1000 - 6915(2014)01 - 0154 - 10

DEVELOPMENT AND CONTROL OF LEACHATE MOUND IN MSW LANDFILLS

CHEN Yunmin^{1,2}, LAN Jiwu^{1,2}, LI Yuchao^{1,2}, ZHAN Liangtong^{1,2}, KE Han^{1,2}

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

Abstract: High leachate mound is a common problem affecting safe operations in Chinese municipal solid waste(MSW) landfills. The water-retention characteristic, saturated hydraulic conductivity of MSWs and the clogging characteristics of leachate drainage layers are then summarized based on the data measured and from literatures. The influences of initial moisture content, water-retention characteristic and saturated hydraulic conductivities of MSWs and leachate drainage layers on water level of landfill are demonstrated by numerical analysis of moisture transport in landfills. The obtained results show that high leachate mound in the landfills is primarily caused by the decrease of permeability of MSWs with embedment depth and fill age, clogging of leachate collection layers and high initial moisture content of MSWs. Perched water in a landfill occurs in the case that MSWs have low permeability. The numerical analysis result is verified by the monitoring data in a landfill in southern China. The measures to control leachate mound of landfill are presented and put into practice.

Key words: seepage mechanics; landfill; leachate mound; perched water; initial moisture content; field capacity; hydraulic conductivity; clogging

1 引言

与欧美“干坟墓”型填埋场不同, 我国垃圾填埋场渗沥液水位普遍偏高。2010年, 笔者现场调研

了成都、广州、西安、苏州、杭州、上海、宁波等地的大型填埋场, 渗沥液水位大多在填埋面以下3~5 m, 边坡出现多处出溢点。

渗沥液水位高严重影响填埋场安全运行, 造成垃圾堆体失稳^[1-3]、地下水土污染^[4]、填埋气无法有

收稿日期: 2012 - 11 - 25; **修回日期:** 2013 - 10 - 13

基金项目: 国家自然科学基金资助项目(10972195, 51010008); 国家重点基础研究发展计划(973)项目(2012CB719800)

作者简介: 陈云敏(1962 -), 男, 1989年于浙江大学土木工程系岩土工程专业获博士学位, 现任长江学者特聘教授、博士生导师, 主要从事环境土工和土动力学方面的教学与研究。E-mail: chenyunmin@zju.edu.cn

效收集等问题^[5-6]。2000年, 菲律宾Payatas填埋场由于堆体水位高, 发生大面积滑坡, 造成278人死亡^[7]。2008年, 我国南方某填埋场边坡出现明显滑移, 滑动面积约 $3 \times 10^4 \text{ m}^2$, 最大滑动距离超过4 m。高水位也显著增加了渗沥液渗漏和污染物运移速率, 增大污染风险^[8], 如, H. J. Xie等^[4]对比计算了我国规范推荐采用的4种衬垫系统在不同水位条件下的渗沥液渗漏速率, 发现渗漏速率随水位增高而明显增大。高水位显著降低垃圾的气体渗透系数, 影响填埋气体有效收集^[9-11], 进而造成填埋体内气压增高^[12]。国外刚施工完成的一水平井, 由于气压大, 渗沥液喷射距离达13 m^[13]; 在我国深圳下坪填埋场竖井钻孔时, 水气混合物垂直喷出高度达到5 m。

研究填埋场水位壅高的机制和影响因素是实现水位有效控制的基础。J. R. McDougall等^[14]建立了填埋场饱和-非饱和渗流数值模型, 模拟了水分在填埋场中的运移和排放, 但未考虑饱和和渗透系数和持水能力随填埋深度变化。D. E. Bleiker等^[15]研究了沉降对底部垃圾渗透系数减小的影响, 并利用HELP模型(hydraulic evaluation of landfill performance model, 填埋场水力评估模型)模拟了底部垃圾的水位壅高现象。G. E. Blight等^[16]针对半干旱地区填埋场的研究表明, 中间覆盖层的设置形式和材料特性对堆体内水分分布有显著影响。张文杰等^[17]研究了填埋单元内水分运移规律以及中间覆盖层上局部滞水形成规律。目前, 包括我国在内的发展中国家生活垃圾填埋场, 其渗沥液水位普遍很高的原因及机制尚不清楚。

本文通过现场和室内测试手段, 对垃圾和导排层水力特性进行了测试; 结合以往的研究, 确定了填埋垃圾的持水特性、饱和和渗透系数以及导排层渗透系数等随填埋时间和填埋深度的变化规律。基于此变化规律, 确定适宜的参数取值, 利用SEEP/W软件进行数值模拟, 分项对比以研究各可能因素对水位壅高的影响规律。最后结合实际工程, 提出并实施了控制填埋场水位壅高的工程措施。

2 填埋垃圾和导排层水力特性

2.1 填埋垃圾的初始含水率和持水特性

垃圾中水分存在形式与土不同, 除以结合水、自由水形式存在外, 还有以胞内水形式存在于有机质细胞内部。垃圾中的高含水率有机物组分, 如厨

余、果皮等, 含有大量胞内水。胞内水在重力条件或气压力条件下无法运移, 因此其存在和转化规律直接影响了垃圾的持水特性。初始填埋时, 垃圾有机质组分和胞内水含量高, 垃圾持水能力强; 随垃圾力学压缩和有机质组分降解, 胞内水逐渐释放, 垃圾持水能力将降低。释放的水成为自由水, 是渗沥液的重要来源之一。垃圾的持水能力常用持水曲线和田间持水量表征。持水曲线是指垃圾含水率与基质吸力的关系。田间持水量指饱和垃圾经长时间重力排水后所能保持的含水率。

西方发达国家填埋垃圾的初始含水率平均为27%, 而中国10个不同地区填埋垃圾的初始含水率平均52%, 南方湿润地区垃圾初始含水率接近60%^[18]。中国填埋垃圾初始含水率远高于西方发达国家的主要原因是我国混合收集垃圾, 厨余、果皮等高含水率物质含量较高。

魏海云等^[9]测量了根据1992年和2000年新鲜垃圾组分配制试样的持水曲线和田间持水量, 结果表明: 1992年试样有机含量为43%, 2000年试样有机含量为82%, 后者持水曲线上各基质吸力对应的含水率均高于前者。1992年组分试样田间持水量为32.9%, 2000年组分试样的田间持水量为44.1%, 有机质含量高的试样田间持水量大。

G. E. Blight等^[16]测试了龄期为1~7 a垃圾的田间持水量。结果表明, 龄期和应力状态越大, 田间持水量越低; 分布范围为70%~33%。

2.2 填埋垃圾的饱和渗透系数

通过现场抽水试验和室内渗透试验, 对填埋垃圾饱和和渗透系数进行测试。

抽水试验是垃圾饱和和渗透系数现场测试的重要方法。钻孔构建抽水井和监测井, 以一定流量在抽水井中进行长时间抽水, 在井周边形成降水漏斗。通过观测抽水井及监测井在抽水和水位恢复过程中的水位变化, 得到抽水井和监测井的降深-时间曲线、各监测孔的降深-距离曲线, 利用Theis-Jacob直线图解法计算渗透系数。

室内渗透试验利用改造的三轴仪进行。将取得的垃圾样, 除去尖锐物, 剪至直径2 cm以内, 制备成直径100 mm、高160 mm的圆柱状试样, 并控制试样的容重接近现场实际容重值。测试时, 三轴仪压力室在相应围压 σ 作用下排水固结基本完成后, 施加一定的渗透压力 u (由底部进水口进入, 透过透水石后作用于试样上), 测定试样在该围压和渗透压

力下的稳定渗流速度，计算得到渗透系数。

通过现场抽水试验，测试得到苏州七子山填埋场垃圾的饱和渗透系数；从苏州七子山填埋场、成都长安填埋场现场取得垃圾试样，进行了室内渗透试验^[19]；现场和室内测试结果如图 1 所示。

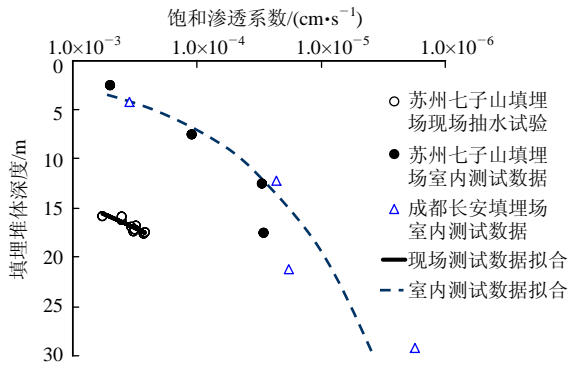


图 1 填埋垃圾饱和渗透系数测试结果汇总

Fig.1 Summary of test results of hydraulic conductivity of saturated wastes

现场抽水试验测得垃圾饱和渗透系数分布范围为 $2.6 \times 10^{-4} \sim 5.8 \times 10^{-4}$ cm/s，随填埋深度增加，饱和渗透系数降低；室内饱和渗透系数分布范围为 $1.8 \times 10^{-6} \sim 5.0 \times 10^{-4}$ cm/s，同样表现出随应力状态(填埋深度)增加，饱和渗透系数降低的规律。现场和室内测试结果与国外研究类似^[20-26]。

对比现场抽水试验结果与室内渗透试验结果可见，相同埋深或应力状态下，现场试验结果比室内测试结果高一个数量级。除测试方法的影响外，垃圾的各向异性可能是造成渗透系数差别的重要原因。

2.3 渗沥液导排层的饱和渗透系数

我国规范要求，渗沥液导排层初始饱和渗透系数不应低于 1.0×10^{-1} cm/s。但是，随填埋场运行时间增长，导排层渗透系数易因淤堵(包括物理、化学，生物淤堵)而逐渐降低。

导排层各个组成部分淤堵程度通常不一样。R. M. Koerner 和 G. R. Koerner 等^[27]研究表明，运行 6 a 后，土工布反滤层淤堵严重，渗透系数由 4.2×10^{-2} cm/s 降至 3.1×10^{-6} cm/s。T. Bouchez 等^[28]研究表明，运行 5 a 后，排水主管淤堵超过 80%。深圳下坪填埋场运行 10 a 后，排水主管完全淤堵，底部导排层失效。

通过室内渗透柱试验^[29]，并采用定量回灌渗沥液原液方法，研究砂砾导排层材料长时间淤堵性状，结果如图 2 所示。粒径为 2~5 mm 的砂砾导排材料

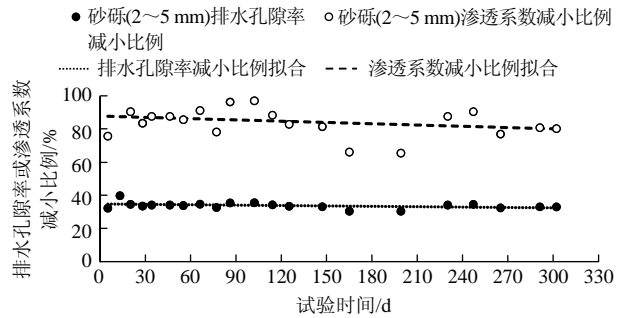


图 2 渗沥液导排层淤堵室内试验结果

Fig.2 Laboratory test result of clogging of leachate drainage layer

初始排水孔隙率为 36%，302 d 试验后排水孔隙率减小至 33%，减小约 10%。根据上述数据，估算其饱和渗透系数减小约 20%。目前该试验还在继续中，试图揭示更长时间的导排层淤堵规律。

图 3 为国内外渗沥液导排层饱和渗透系数室内模拟试验和现场实测结果^[27, 30-36]汇总(图中，文献序号 1~8 分别对应曹丽文等^[30]，R. K. Rowe 等^[31]，R. K. Rowe 等^[32]，R. K. Rowe 和 M. Reagan^[33]，M. Reagan 和 R. K. Rowe^[34]，I. R. Fleming 等^[35]，R. M. Koerner 和 G. R. Koerner^[27]，G. R. Koerner 等^[36])。室内模拟试验结果表明，经多年运行，导排层饱和渗透系数降低了 1~5 个数量级，从 $1.0 \times 10^{-3} \sim 1.0 \times 10^{-1}$ cm/s 降低至 $1.0 \times 10^{-7} \sim 1.0 \times 10^{-2}$ cm/s；各模拟试验结束时，渗透系数平均值约为 5.0×10^{-4} cm/s。

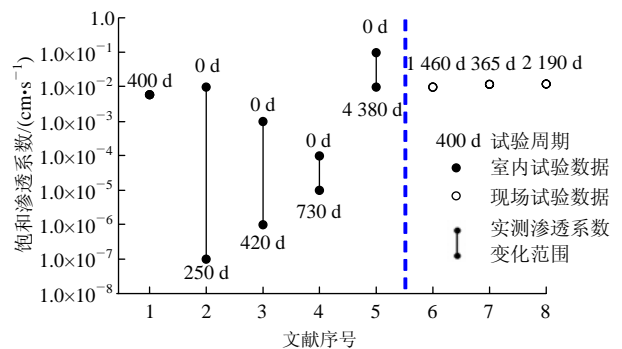


图 3 渗沥液导排层饱和渗透系数

Fig.3 Hydraulic conductivity of saturated leachate drainage layer

对运行时间分别为 365，1 460 和 2 190 d 的实际渗沥液导排层进行测试^[27, 35-36]，得到渗透系数分别为 1.20×10^{-2} ， 1.00×10^{-2} 和 1.23×10^{-2} cm/s，均接近 1.00×10^{-2} cm/s。

3 填埋场渗沥液水位壅高及数值分析

3.1 分析模型及参数取值

参照我国南方的一个高水位填埋场——深圳下坪填埋场，建立如下分析模型(见图 4)：长 400 m，填埋堆体高 50 m，堆体底部设置 600 mm 的碎石渗沥液导排层，渗沥液导排层底部及垃圾坝内侧为不透水防渗层；50 m 的垃圾堆体分为 5 层，逐层堆高填埋，每 2 a 堆高 1 层，共填埋 10 a。

模型顶部覆盖层为渗流边界，分为降雨入渗量不同的日覆盖、中间覆盖和封场覆盖 3 个区域。渗沥液仅可通过穿坝渗沥液导排管或垃圾坝顶部堆体坡脚排出库区。

模型输入水量包括：(1) 降雨入渗量，取决于降雨量和覆盖层情况，根据实测气象资料和覆盖层型式确定；(2) 垃圾自身渗沥液产量，取决于填埋垃圾初始含水率和填埋后垃圾田间持水量的差值，根据节 2.1 所述资料确定。

模型流出水量为穿坝渗沥液导排管出流量或垃圾坝顶部堆体坡脚出流量。若导排管未完全淤堵，渗沥液自导排管流出库区，计算时将图 4 中渗沥液导排层前端区域 1 范围内的压力水头设为 0，即在该区域内水分可自由出流。若导排管完全淤堵，由于模型底部和垃圾坝内侧均为不透水的防渗层，堆体渗沥液无法排出，水位必然壅高超过垃圾坝，并自垃圾坝顶部的堆体坡脚处流出，在这种情况下，将图 4 中区域 2 范围内的压力水头设为 0。

模拟分析时，每填高一层作为一个计算阶段，并假定同层垃圾具有相同水力特性(包括持水曲线、渗透系数)；填埋垃圾水力特性根据龄期确定，即各计算阶段相同龄期的填埋层具有相同的水力特性。不同计算阶段各层垃圾的龄期如表 1 所示。

(1) 降雨入渗量

降雨入渗量取决于气象条件和覆盖类型。运行中的填埋场，存在 3 种覆盖类型，即填埋作业面、中间覆盖面和封场覆盖面。笔者取深圳市的实际气象条件，对这 3 种覆盖类型的降雨入渗量进行了模拟计算，结果分别为 1 273.9，140.2 和 10.2 mm/d^[18]。

参考国内填埋场实际覆盖情况，计算时，上边界填埋作业面、中间覆盖面、封场覆盖面所占比例为 1：1：1。

(2) 填埋垃圾初始含水率

垃圾初始含水率越高，填埋后因降解、压缩析出的渗沥液量通常越大。为分析填埋垃圾初始含水率的对堆体渗沥液水位的影响，借鉴中国和欧美垃圾初始含水率统计资料，分别考虑 27%，40%，50%，60% 四种工况(分别为工况 1，2，3，4)。

(3) 持水曲线

根据魏海云等^[9]测试的新鲜垃圾和取自苏州七子山填埋场龄期 3 a 垃圾的持水曲线^[17]，可将持水曲线中基质吸力 10 kPa 对应的含水率视为其田间持水量^[9]，参考 G. E. Blight 等^[16, 37-39]的研究，确定 1，3，5，7 和 9 a 垃圾的田间持水量分别为 39%，35%，34%，33% 和 32%，据此推出各龄期填埋垃圾持水曲线，如图 5 所示。

(4) 垃圾饱和渗透系数

为分析垃圾饱和渗透系数对堆体渗沥液水位的影响规律，确定垃圾饱和渗透系数的 4 种对比计算工况(分别为工况一、二、三、四)。各工况第 1 层(平均龄期 1a)垃圾饱和渗透系数取值分别为 1.25×10^{-1} ， 2.50×10^{-2} ， 5.00×10^{-3} 和 1.00×10^{-3} cm/s (见图 6)，即分别约为苏州实测数据(5.6×10^{-3} cm·s⁻¹)的 25，5，1 和 1/5 倍。每种工况中，其余各龄期(各层)垃圾渗透系数与埋深关系参考现场实测结果确定。

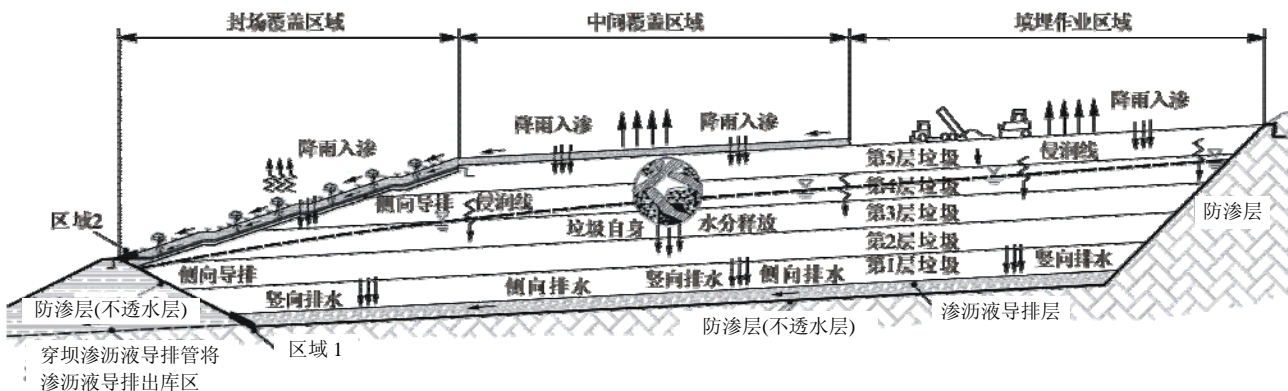


图 4 山谷型填埋场水量平衡各组成示意图

Fig.4 Sketch of components of water balance for a canyon-fill landfill

表 1 不同计算阶段填埋垃圾层序和龄期
Table 1 Layer number and age of waste at different calculating stages

模拟计算阶段	每层垃圾的填埋龄期/a				
	第一层	第二层	第三层	第四层	第五层
1(0~2 a)	1	-	-	-	-
2(2~4 a)	3	1	-	-	-
3(4~6 a)	5	3	1	-	-
4(6~8 a)	7	5	3	1	-
5(8~10 a)	9	7	5	3	1

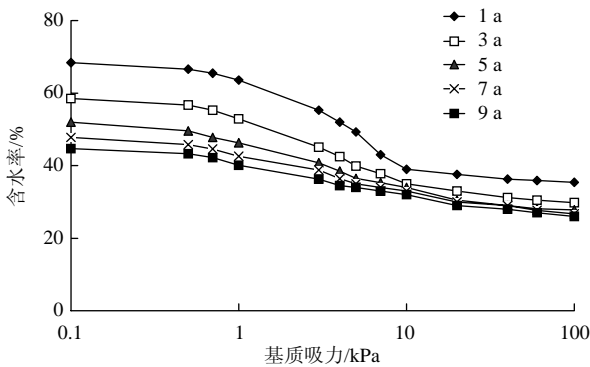


图 5 不同龄期填埋垃圾的持水曲线

Fig.5 Water retention curves for wastes at different ages

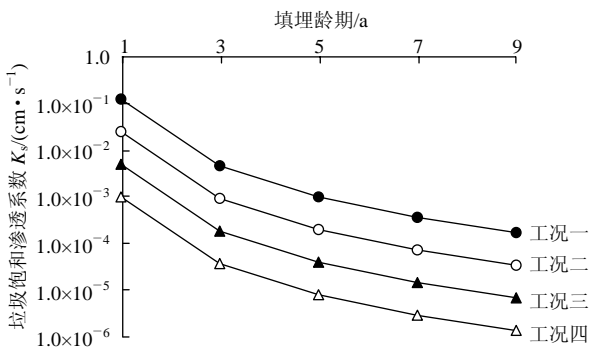


图 6 不同龄期垃圾渗透系数

Fig.6 Hydraulic conductivity for wastes at different ages

(5) 渗沥液导排层饱和渗透系数

根据节 2.3 研究资料, 选取图 7 所示的 4 种工况(分别为工况 1', 2', 3', 4')对比分析渗沥液导排层渗透系数对堆体渗沥液水位壅高的影响。

工况 1'采取了较好反冲洗维护措施, 5 个计算阶段渗沥液导排层渗透系数均为 $1 \times 10^{-2} \text{ cm/s}$ 。工况 2', 3'和 4'考虑未采取维护措施情况下, 导排层渗透系数降低速率不同, 即分别按逐阶段 2, 5 和 10 倍速率降低。

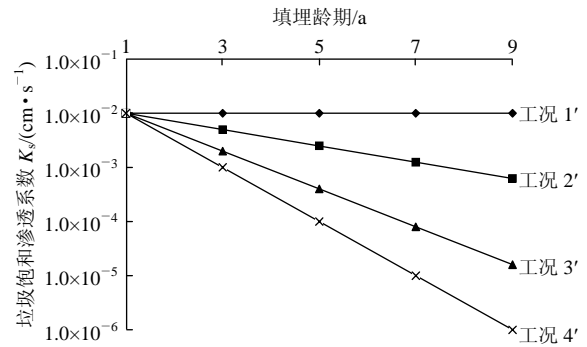


图 7 不同填埋阶段导排层渗透系数

Fig.7 Hydraulic conductivity for drainage layer at different ages

3.2 分析计算及结果

采用饱和非饱和渗流分析工具 SEEP/W 进行分析, 其控制方程为

$$\frac{\partial}{\partial x} \left(k_x \frac{\partial H}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(k_y \frac{\partial H}{\partial y} \right) + Q = m_w \gamma_w \frac{\partial H}{\partial t} \quad (1)$$

式中: H 为总水头; k_x, k_y 分别为 x, y 方向的饱和和非饱和渗透系数; Q 为边界入渗流量; m_w 为垃圾的土水特征曲线在某一特定孔隙水压力处的斜率; γ_w 为水的容重; t 为时间。

计算时考虑同一层垃圾的 x, y 方向的饱和渗透系数相同, 并按图 6 取值; 非饱和渗透系数选用软件内置的 van Genuchten 方法, 由饱和渗透系数和持水曲线自动推导。各层(各龄期)垃圾持水曲线按图 5 取值。将各覆盖条件的降雨入渗量和各龄期(层)垃圾自身渗沥液产量求和, 作为计算边界入渗流量输入。各龄期(各层)垃圾自身渗沥液产量根据其初始含水率、各龄期田间持水量计算。

确定一个标准工况, 考察某个参数的影响时, 仅改变该参数取值, 其他参数均按标准工况取值。各参数标准工况值如下: 填埋垃圾初始含水率 50%, 填埋垃圾渗透系数按图 6 工况 2 取值, 渗沥液导排层渗透系数按图 7 工况 1 取值。

分 5 个阶段逐步进行数值计算, 前一阶段计算结果作为后一阶段的计算初始值。最后对比分析各个计算工况第 5 阶段(填埋 10 a 后)堆体主水位高度。当堆体内形成明显的滞水饱和区域时, 引入滞水饱和区面积比例用以描述滞水饱和区域面积大小, 如图 8 所示, 所谓滞水饱和区面积比例, 即滞水饱和区面积 $S1$ 所占主水位之上总面积 $S2$ 的百分比。

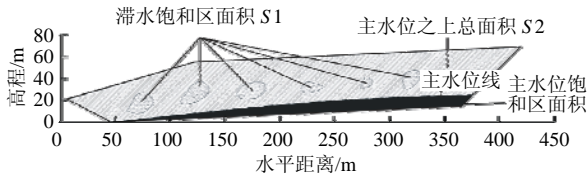


图 8 滞水饱和区和面积比例计算示意图

Fig.8 Schematic diagram for calculation of perched water saturated area percent

垃圾初始含水率、垃圾饱和渗透系数、渗沥液导排层饱和渗透系数对填埋场渗沥液水位影响规律的计算结果分别如下：

(1) 垃圾初始含水率

填埋垃圾初始含水率分别取 27%，40%，50%，60% 四种工况(分别为工况 1，2，3，4)，其余参数按标准工况取值，模拟堆体水位壅高状况，结果如图 9 所示。填埋垃圾初始含水率越高，填埋 10 a 之后堆体主水位越高。垃圾初始含水率为 27%(西方国家平均值)时，运行 10 a 后最高堆体主水位为 0；垃圾初始含水率为 60%时，最高堆体主水位可达 9.3 m。我国多数填埋场垃圾初始含水率为 50%~60%，在降解压缩作用下，产生的渗沥液大，堆体水位更易壅高。可见，高初始含水率是我国填埋场水位壅高的重要原因之一。

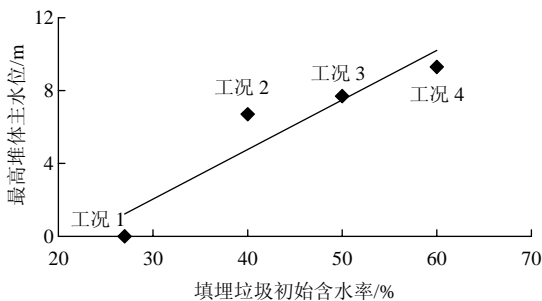


图 9 不同初始含水率条件下最高堆体主水位

Fig.9 Calculated main height of leachate level for different initial moisture contents of wastes

(2) 垃圾饱和渗透系数

分 4 种工况分析填埋垃圾饱和渗透系数的影响，其中，工况三各阶段垃圾饱和渗透系数根据实测数据取值，工况一、二、四渗透系数分别为工况三的 25，5，1/5 倍(见图 6)；垃圾初始含水率、渗沥液导排层渗透系数按标准工况取值。非饱和渗透系数根据持水曲线确定。4 种工况下分析结果如图 10 所示。

可见，随着各阶段(各层)垃圾饱和渗透系数减小，最高堆体主水位先升高后降低，滞水饱和区和面

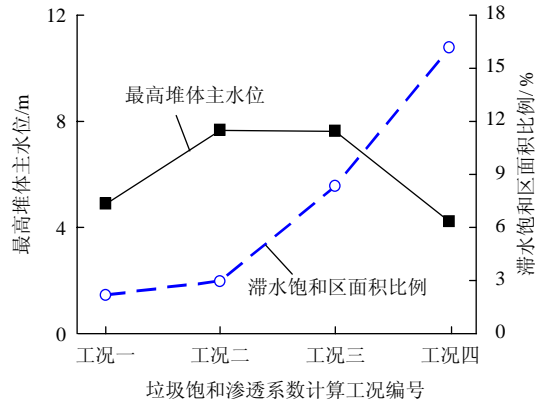


图 10 垃圾饱和和渗透系数变化最高堆体主水位和滞水饱和区和面积

Fig.10 Calculated main leachate level height and perched water saturated area percent for different hydraulic conductivities of wastes

积比例逐步增大。龄期 5 a(第 3 层)垃圾饱和渗透系数由 $1 \times 10^{-3} \text{ cm/s}$ 降低至 $2 \times 10^{-4} \text{ cm/s}$ ，最高堆体主水位由 4.90 m 提高至 7.65 m，滞水饱和区和面积比例由 2.2% 略增至 2.9%。龄期 5 a 垃圾饱和渗透系数由 $2 \times 10^{-4} \text{ cm/s}$ 降低至 $4 \times 10^{-5} \text{ cm/s}$ ，最高堆体主水位由 7.65 m 略降至 7.62 m，但滞水饱和区和面积比例由 2.9% 明显增至 8.3%。龄期 5 a 垃圾饱和渗透系数由 $4 \times 10^{-5} \text{ cm/s}$ 降低至 $8 \times 10^{-6} \text{ cm/s}$ ，最高堆体主水位高度由 7.62 m 明显降至 4.23 m，滞水饱和区和面积比例由 8.3% 继续大幅增加至 16.2%。可见，存在一个形成明显滞水的垃圾饱和渗透系数阈值，本文算例接近 $2 \times 10^{-4} \text{ cm/s}$ 。当垃圾饱和渗透系数高于该阈值时，不易形成明显滞水，随垃圾饱和渗透系数减小，渗沥液渗流速度减慢，表现为最高堆体主水位。当垃圾饱和渗透系数低于该阈值时，容易形成滞水，此时随垃圾饱和渗透系数减小，底部垃圾渗透能力降低，在底部形成主水位的水量反而减少，表现为堆体滞水区域增加，主水位降低。

(3) 渗沥液导排层淤堵的影响

按图 7 所示的 4 种工况分析渗沥液收集与导排系统淤堵的影响，结果见图 11。工况 1'中。渗沥液导排层渗透系数取现场实测平均值并随时间保持不变，10 a 后最高堆体主水位 7.65 m；工况 2'，3'，4'导排层渗透系数逐阶段分别按 2，5 和 10 倍速率递减时，最高堆体主水位呈提高趋势。当导排层渗透系数按 5，10 倍速度递减后，第 5 阶段导排层渗透系数仅为 1.6×10^{-5} ， $1.0 \times 10^{-6} \text{ cm/s}$ ，低于底层垃圾饱和渗透系数 $3.43 \times 10^{-5} \text{ cm/s}$ ，此时渗沥液直接通过

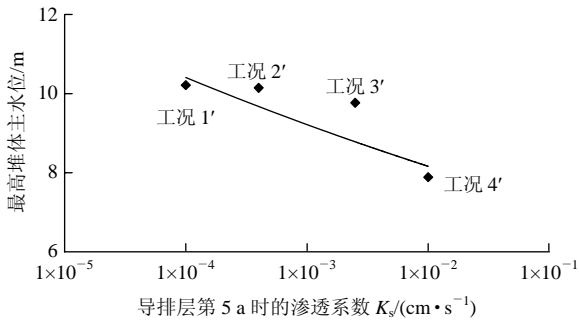


图 11 导排层不同程度淤堵时最高堆体主水位

Fig.11 Calculated main leachate level heights for different clogging degrees of drainage materials

底层垃圾渗流至泄水点。若底层垃圾饱和渗透系数仍小于导排层，堆体最高堆体主水位将继续明显提高。

由上述分析结果可见，填埋垃圾初始含水量越高，造成渗沥液产量越大；渗沥液导排层淤堵和垃圾渗透系数变小，会使渗沥液渗透过流能力降低；渗沥液产量增加，过流能力降低，易造成堆体水位壅高。当分层填埋垃圾饱和渗透系数降低到一定阈值时，堆体内易形成滞水，此时水位壅高形式变得更加复杂。基于上述渗沥液水位壅高机制和水位壅高形式的分析，可采取针对性工程措施以降低堆体水位。

4 下坪填埋场水位模拟以及控制措施

笔者取得了深圳下坪填埋场的实测水位数据，

对堆体水位壅高进行了数值模拟，分析了水位壅高的机制，在此基础上提出了水位控制措施。

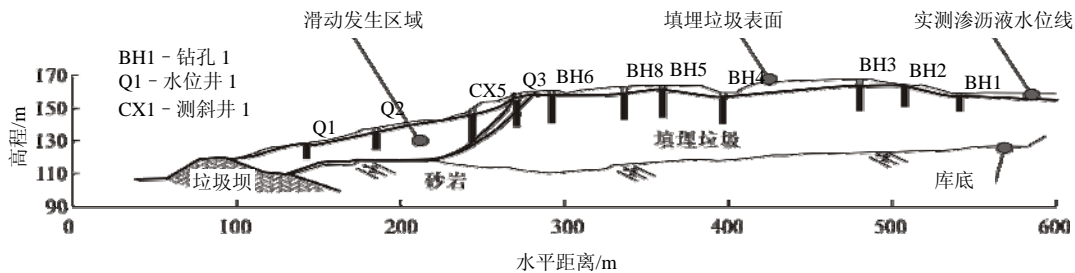
4.1 水位监测及模拟

2008年6月，下坪填埋场所在深圳市单月降水量达到1 395.3 mm，强降水导致堆体水位显著升高。如图12(a)所示，堆体后部水位埋深5 m左右，堆体边坡水位埋深小于2 m，局部位置形成溢流。由于堆体水位过高，堆体边坡出现了明显滑移，滑移面积约3×10⁴ m²，最大滑移超过4 m，滑坡体前端隆起，后端出现陡坎。

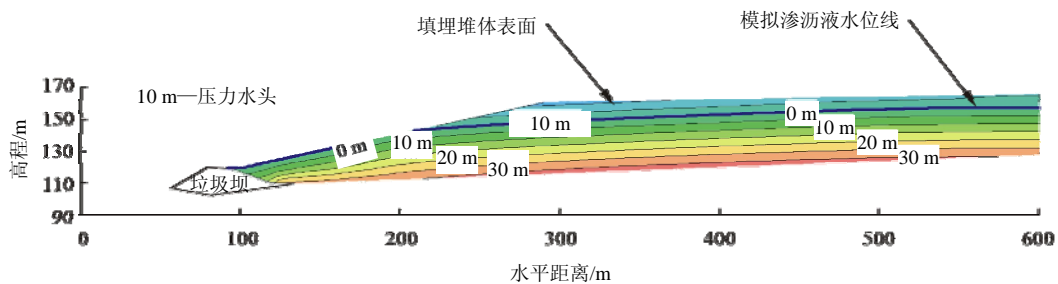
本文对该填埋场水位壅高进行了分析。降雨量、垃圾初始含水率和雨污分流状况(关系到模型上边界输入水量的大小)均采用实测数据，持水曲线、垃圾渗透系数采用上文计算的标准值。该场运行超过 10 a，渗沥液导排主管已完全淤堵失效，计算时出溢点为垃圾坝顶部堆体坡脚区域。分析结果如图 12(b)所示，堆体渗沥液水位高度和存在形式与现场实测较为接近。

4.2 水位控制工程措施

分析结果表明，填埋场渗沥液产量大，底部渗沥液导排层设计导排能力不足且淤堵严重，是造成堆体水位壅高的主要原因。由于场底渗沥液导排系统已不可修复，笔者除立即要求实施封场与中间覆盖，减少降雨入渗量外，还设计了堆体水位控制设施，实现水位长期控制。堆体水位控制设施主要包括抽排竖井和水平导排盲沟，具体布置见图 13。



(a) 实测渗沥液水位及滑坡区域



(b) 渗沥液水位模拟结果

图 12 深圳下坪填埋场实测渗沥液水位与模拟结果

Fig.12 Monitored and calculated leachate level for Shenzhen Xiaping landfill

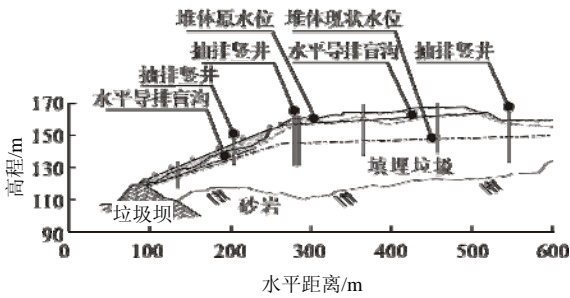


图 13 深圳下坪填埋场渗沥液水位控制措施及实施效果

Fig.13 Leachate level control measures implemented in Shenzhen Xiaping landfill and their effects

抽排竖井可改变渗沥液运移方向，其影响范围内渗沥液侧向运移至井内，实现快速抽排，有效降低影响范围内的渗沥液水头和孔隙水压力。国外已有利用抽排竖井降低渗沥液水位的报道^[39]，但所采用竖井井径一般较小，井管多采用HDPE材质，易弯曲失效。在该填埋场建设的是大口径抽排竖井，其结构详图如图 14 所示。井外壁直径 1 m，以碎石层和土工复合排水网作为反滤层，可使用高压水进行反冲洗，抗淤堵能力强。井管采用高强度镀锌钢管，抗不均匀沉降能力强。大口径抽排竖井影响半径为 20~30 m，抽排水量 20~50 m³/d，截止目前已持续运行近 3 a，未发生淤堵或倾斜失效。

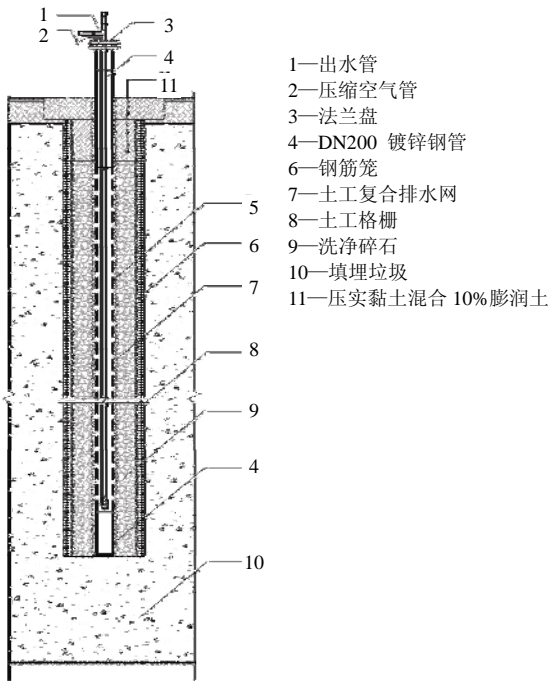


图 14 深圳下坪填埋场应用的抽排竖井结构详图

Fig. 14 Structural diagram of pumping well utilized in Shenzhen Xiaping landfill

水平导排盲沟可有效收集其上侧影响范围内渗沥液，缩短竖向渗流距离，实现快速导排，对堆体主水位和滞水位的控制均适用。在该填埋场建设的盲沟结构如图 15 所示。断面尺寸不小于 2 m²，长度 150~300 m，每 150 m 长设置一座检修维护竖井。水平导排盲沟水平向影响半径 15~20 m，竖向影响距离 10~15 m，长 100 m 的水平导排盲沟最大导排水量可达 100~150 m³/d。

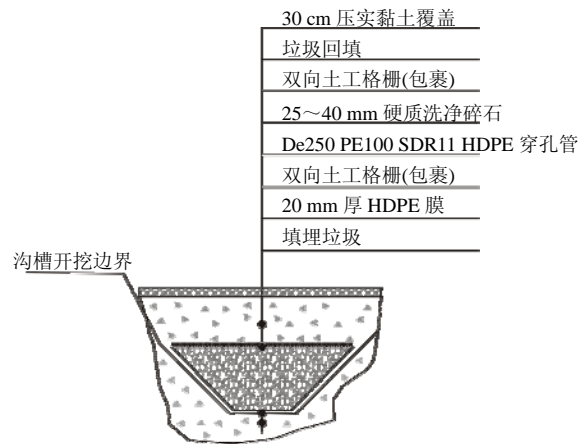


图 15 深圳下坪填埋场水平导排盲沟详图

Fig.15 Diagram of horizontal trench in Shenzhen Xiaping landfill

该场实施完成抽排竖井和水平导排盲沟等设施后，堆体渗沥液水位得到了有效控制。如图 13 所示，边坡部分水位降至堆体表面以下 5~10 m，堆体后部水位降至表面以下 10~15 m。自水位控制措施完工以来，该场已安全度过了 2009~2011 年雨季，未出现类似 2008 年的安全隐患。另外，值得一提的是，该填埋场水位降低后，填埋气收集量比以前提高了 2 倍多。

5 结 论

(1) 由于组分、压实情况和降解程度各异，垃圾饱和和渗透系数分布较广，为 $1 \times 10^{-7} \sim 1 \times 10^{-1} \text{ cm/s}$ 。同一组试验中均表现出，渗透系数随埋深或应力增加而减小的规律；相同埋深或应力条件下，现场试验结果比室内测试结果高一个数量级。

(2) 我国规范规定导排层渗透系数应为 $1 \times 10^{-2} \text{ cm/s}$ ，但导排层长期运行后，由于淤堵，平均渗透系数会低至 $1 \times 10^{-2} \text{ cm/s}$ 。

(3) 垃圾持水能力随填埋龄期和应力状态(埋深)增加而降低；填埋后随降解和压缩的进行，高初始含

水率垃圾的水分会随田间持水量降低而逐渐析出。

(4) 垃圾填埋场渗沥液主要来自降雨入渗和垃圾自身压缩降解析出, 其产量取决于填埋场雨污分流效果以及垃圾的初始含水率和填埋后持水能力变化。中国填埋垃圾初始含水率高, 填埋后渗沥液产量大。

(5) 填埋垃圾初始含水率高, 渗沥液产量增加, 可导致渗沥液水位显著壅高。垃圾饱和渗透性随填埋深度减小, 不仅引起堆体主水位壅高, 还造成滞水饱和区域增加, 使水位壅高形式更加复杂。底部渗沥液导排层淤堵, 出流能力降低, 易导致填埋场渗沥液水位壅高。

(6) 大口径抽排竖井、水平导排盲沟是既有填埋场渗沥液水位控制的有效措施。

今后宜进一步开展导排层淤堵试验, 提出控制新建填埋场渗沥液水位的有效方法。

参考文献(References):

- [1] KOERNER R M, SOONG T Y. Stability analyses of ten landfill failures[C]// The 2nd Austrian Geotechnical Congress. Eschenbachgasse, Vienna: Austrian Engineering and Architects Society, 1999: 9 - 50.
- [2] BLIGHT G. Slope failures in municipal solid waste dumps and landfills: a review[J]. Waste Management and Research, 2008, 26(5): 448 - 463.
- [3] KOERNER R M, SOONG T Y. Leachate in landfills: the stability issues[J]. Geotextiles and Geomembranes, 2000, 18(5): 293 - 309.
- [4] 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): 1 424 - 1 433.
- [5] ROWE R K, NADARAJAH P. Estimating leachate drawdown due to pumping wells in landfills[J]. Canadian Geotechnical Journal, 1996, 33(1): 1 - 10.
- [6] JANG Y S. Analysis of flow behavior in a landfill with cover soil of low hydraulic conductivity[J]. Environmental Geology, 2000, 39(3/4): 292 - 298.
- [7] MERRY S M, KAVAZANJIAN E, FRITZ W U. Reconnaissance of the July 10, 2000 Payatas landfill failure[J]. Journal of Performance of Constructed Facilities, 2005, 19(2): 100 - 107.
- [8] ROWE R K. Geosynthetics and the minimization of contaminant migration through barrier systems beneath solid waste[C]// The 6th International Conference on Geosynthetics. Minneapolis: International Geosynthetics Society, 1998: 27 - 102.
- [9] 魏海云, 詹良通, 陈云敏, 等. 城市生活垃圾持水曲线的实验研究[J]. 岩土工程学报, 2007, 29(5): 712 - 716.(WEI Haiyun, ZHAN Liangtong, CHEN Yunmin, 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)).
- [10] EL-FADEL M, FINDIKAKIS A N, LECKIE J O. Gas simulation models for solid waste landfills[J]. Critical Reviews in Environmental Science and Technology, 1997, 27(3): 237 - 283.
- [11] TOWNSEND T G, WISE W R, JAIN P. One-dimensional gas flow model for horizontal gas collection systems at municipal solid waste landfills[J]. Journal of Environmental Engineering, ASCE, 2005, 131(12): 1 716 - 1 723.
- [12] MERRY S M, FRITZ W U, BUDHU M, JESIONEK K. Effect of gas on pore pressures in wet landfills[J]. Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering, ASCE, 2006, 132(5): 553 - 561.
- [13] BEAVEN R P, COX S E, POWRIE W. Operation and performance of horizontal wells for leachate control in a waste landfill[J]. Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering, ASCE, 2007, 133(8): 1 040 - 1 047.
- [14] MCDUGALL J R, SARSBY R W, HILL N J. A numerical investigation of landfill "hydraulic" using variably saturated flow theory[J]. Geotechnique, 1996, 46(2): 329 - 341.
- [15] BLEIKER D E, FARQUHAR G, MCBEAN E. Landfill settlement and the impact on site capacity and refuse hydraulic conductivity[J]. Waste Management and Research, 1995, 13(6): 533 - 554.
- [16] BLIGHT G E, BALL J M, BLIGHT J J. Moisture and suction in sanitary landfills in semiarid areas [J]. Journal of Environmental Engineering, 1992, 118(6): 865 - 877.
- [17] 张文杰, 詹良通, 陈云敏, 等. 垃圾填埋体中非饱和-饱和和渗流分析[J]. 岩石力学与工程学报, 2007, 26(1): 87 - 93.(ZHANG Wenjie, ZHAN Liangtong, CHEN Yunmin, et al. Unsaturated-saturated seepage analysis of municipal solid wastes[J]. Chinese Journal of Rock Mechanics and Engineering, 2007, 26(1): 87 - 93.(in Chinese))
- [18] CHEN Y M, ZHAN L T, LI Y C. Development of leachate mounds and control of leachate-related failures at MSW landfills in Humid Regions[C]// Proceedings of the 6th International Congress on Environmental Geotechnics. New Delhi, India: Tata McGraw Hill Education Private Limited, 2010: 76 - 98.
- [19] 刘 钊. 填埋垃圾渗透特性测试及抽排竖井渗流分析[硕士学位论文][D]. 杭州: 浙江大学, 2010.(LIU Zhao. Experimental study on hydraulic conductivity of municipal solid waste and analysis of pumping vertical well[M. S. Thesis][D]. Hangzhou: Zhejiang University,

- 2010.(in Chinese))
- [20] POWRIE W, BEAVEN R P. Hydraulic properties of household waste and applications for landfills[J]. *Proceedings of the Institute of Civil Engineers: Geotechnical Engineering*, 1999, 137(4): 235 - 247.
- [21] POWRIE W, BEAVEN R P. Hydraulic properties of household waste and implications for landfills[J]. *Proceedings of the Institution of Civil Engineers: Geotechnical Engineering*, 2009, 137(4): 235 - 247.
- [22] ENMETHSA K K. Permeability of municipal solid waste in bioreactor landfill with degradation[M. S. Thesis][D]. Arlington: The University of Texas at Arlington, 2007.
- [23] ETTALA M. Infiltration and hydraulic conductivity at a sanitary landfill[J]. *Aqua Fennica*, 1987, 17(2): 231 - 237.
- [24] LANDVA A O, CLARK J I. Geotechnics of waste fill[C]// *Geotechnics of waste fill-theory and practice: ASTM STP 1070*. LANDVA A O, KNOWLES G D, ed. Philadelphia: American Society for Testing and Materials, 1990: 86 - 103.
- [25] PRADEEP J, JON P, TIMOTHY G, et al. Estimating the hydraulic conductivity of landfilled municipal solid waste using the borehole permeameter test[J]. *Journal of Environmental Engineering, ASCE*, 132(6): 645 - 652.
- [26] SHANK K L. Determination of the hydraulic conductivity of the Alachua County Southwest Landfill[M. S. Thesis][D]. Florida: University of Florida, 1993.
- [27] KOERNER R M, KOERNER G R. Leachate clogging assessment of geotextile(and soil) landfill filters[R]. Washington, DC: US Environmental Protection, 1995.
- [28] BOUCHEZ T, MUNOZ M L, VESSIGAUD S, et al. Clogging of MSW landfill leachate collection systems: prediction methods and in situ diagnosis[C]// *The 9th International Waste Management and Landfill Symposium*. Cagliari, Italy: [s. n.], 2003(CD-ROM).
- [29] 顾高莉. 填埋场导排层淤堵实验研究及淤堵条件下最高水位计算[硕士学位论文][D]. 杭州: 浙江大学, 2011.(GU Gaoli. Laboratory research of clogging of landfill and analysis of maximum liquid depth in landfill drainage layers under clogging conditions[M. S. Thesis][D]. Hangzhou: Zhejiang University, 2011.(in Chinese))
- [30] 曹丽文, 姜振泉, 张静, 等. 垃圾填埋场排水层淤堵实验特征[J]. *重庆大学学报: 自然科学版*, 2007, 30(8): 75 - 80.(CAO Liwen, JIANG Zhenquan, ZHANG Jing, et al. Experimental features on clogging of drainage layer in waste sanitary landfill[J]. *Journal of Chongqing University: Natural Science*, 2007, 30(8): 75 - 80.(in Chinese))
- [31] ROWE R K, ARMSTRONG MD, CULLIMORE D R. Mass loading and the rate of clogging due to municipal solid waste leachate[J]. *Canadian Geotechnical Journal*, 2000, 37(2): 355 - 370.
- [32] ROWE R K, ARMSTRONG MD, CULLIMORE D R. Particle size and clogging of granular media permeated with leachate[J]. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering, ASCE*, 2000, 126(9): 775 - 786.
- [33] ROWE R K, REAGAN MCISAAC. Clogging of tire shreds and gravel permeated with landfill leachate[J]. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering, ASCE*, 2005, 131(6): 682 - 693.
- [34] MCISAAC REAGAN, ROWE R K. Clogging of gravel drainage layers permeated with landfill leachate[J]. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering, ASCE*, 2007, 133(8): 1 026 - 1 039.
- [35] FLEMING I R, ROWE R K, CULLIMORE D R. Field observations of clogging in a landfill leachate collection system[J]. *Canadian Geotechnical Journal*, 1999, 36(4): 685 - 707.
- [36] KOERNER G R, KOERNER R M, MARTIN J P. Design of landfill leachate-collection filters[J]. *Journal of Geotechnical Engineering, ASCE*, 1994, 120(10): 1 792 - 1 803.
- [37] ZORNBERG J G, JERNIGAN B L, SANGLERAT T R, et al. Retention of free liquids in landfills undergoing vertical expansion[J]. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering*, 1999, 125(7): 583 - 594.
- [38] JANG Y S, KIM Y W, LEE S I. Hydraulic properties and leachate level analysis of Kimpo metropolitan landfill, Korea[J]. *Waste Management*, 2002, 22(3): 261 - 267.
- [39] OWEIS I S, SMITH D A, ELLWOOD R B, GREENE D. Hydraulic characteristic of municipal refuse[J]. *Journal of Geotechnical Engineering*, 1990, 116(4): 539 - 553.