

城市生活垃圾持水曲线的试验研究

魏海云, 詹良通*, 陈云敏, 张泉芳

(浙江大学岩土工程研究所, 浙江 杭州 310027)

摘要: 城市生活垃圾的持水曲线是垃圾填埋场水气运移分析的重要参数。本文介绍了采用 Tempe 仪和压力板仪测试杭州城市生活垃圾持水曲线的方法与结果; 通过对比试验, 研究了垃圾的组份和孔隙比对垃圾持水曲线的影响。通过对试验结果的分析, 获得垃圾持水曲线的特征指标。结果表明: 垃圾的进气值 ψ_a 接近 0 kPa, 残余体积含水量 θ_r 为 25%~35%, 对应的基质吸力 ψ_r 为 10~40 kPa; 垃圾田间持水量为 31%~46.5%, 对应的质量含水率 w 为 52%~130%, 与现场垃圾含水率的测试结果比较一致。

关键词: 城市生活垃圾; 持水曲线; 垃圾组分; 进气值; 田间持水量

中图分类号: X705

文献标识码: A

文章编号: 1000-4548(2007)05-0712-05

作者简介: 魏海云(1978-), 男, 博士研究生, 主要从事非饱和土与环境土工研究。E-mail: levy2003@zju.edu.cn。

Experimental study on soil water characteristic curve of municipal solid waste

WEI Hai-yun, ZHAN Liang-tong, CHEN Yun-min, ZHANG Quan-fang

(Institute of Geotechnical Engineering, Zhejiang University, Hangzhou 310027, China)

Abstract: The soil water characteristic curve (SWCC) of municipal solid waste (MSW) is an important parameter for the flow analysis of gas and water in landfill. The SWCC of MSW from Hangzhou was measured by the use of Tempe cell and pressure plate. The influences of composition and void ratio on SWCC were investigated. It was shown that the air-entry value of the MSW was close to 0 kPa, the residual water content was 25%~35%, and the corresponding suction was between 10~40 kPa, depending on composition and void ratio. The field capacity of the MSW fell into the range between 31% and 46.5%, and the corresponding gravity water content was 52%~130%, which was consistent with the range of in-situ water content measured at Tianziling Landfill.

Key words: municipal solid waste; soil water characteristic curve; composition of MSW; air-entry value; field capacity

0 引言

垃圾填埋场是城市化发展产生的新型土工构筑物, 城市生活垃圾是该土工构筑物的主体材料。城市生活垃圾^[1]收集时是非饱和的, 填埋后也处于非饱和状态, 气体主要是垃圾中的有机物降解产生的填埋气体^[2]。垃圾填埋场水气运移分析是研究填埋场的水头高度、填埋气体的收集以及填埋场稳定性的基础。垃圾填埋场水气运移分析需要两组参数, 即持水曲线和导水系数。垃圾的持水曲线指体积含水量与吸力(或气压)的关系, 是衡量垃圾的持水能力的重要曲线, 也是垃圾填埋场的水分平衡分析的必要参数。垃圾导水系数是体积含水量(或吸力)的函数, 非饱和导水系数直接测试较困难, 许多研究者利用持水曲线和饱和导水系数来间接预测^[3]。Y. S. Jang^[4]通过改进的 Tempe 仪测量垃圾的持水曲线, 分析了垃圾的压实度对垃圾持水曲线的影响。

本文采用 Tempe 仪和压力板仪^[3], 对杭州市城市

生活垃圾的持水曲线进行测试, 研究了垃圾组份和孔隙比对垃圾持水曲线的影响, 获得垃圾持水曲线的特征指标(包括进气值 ψ_a 、饱和体积含水量 θ_s 、残余体积含水量 θ_r 和对应的基质吸力 ψ_r)。利用垃圾持水曲线试验结果预测垃圾田间持水量, 并与现场垃圾含水率实测结果进行了比较。这些结果为垃圾填埋场水气运移分析提供依据。

1 试样制备与试验方法

1.1 试样制备

试验所采用的垃圾样是按照杭州市城市生活垃圾的组分配制, 同时考虑了该填埋场垃圾孔隙比随填埋深度的分布特点。垃圾组分见表 1, 组分 1 为 2000 年

基金项目: 国家自然科学基金重点资助项目(50538080); 国家自然科学基金资助项目(50408023)

收稿日期: 2006-04-18

*通讯作者: zhanlt@zju.edu.cn

表 1 杭州市城市生活垃圾成分表
Table 1 Components of municipal solid waste of Hangzhou

年份	易腐垃圾/%						煤渣类/%			废品/%						
	菜叶	肉骨	粮食类	其他	果皮	合计	渣砾	灰土	合计	纸类	纺织物	塑料橡胶	金属	玻璃	竹木	合计
2000	31.4	4.1	1.0	1.4	14.0	51.9	9.9	8.5	18.3	12.3	1.0	13.8	0.8	1.1	0.8	29.7
1992	6.8	10.3				17.1	17.4	39.8	57.2	4.2	7.6	7.3	1.2	0.5	4.5	25.3

的杭州市城市生活垃圾成分^[5], 组分 2 为 1992 年的杭州市城市生活垃圾成分^[6-7]。从两种组分的对比可看出: 1992 年~2000 年, 城市生活垃圾中的动植物类有机物含量从 17.1% 增加到 51.9%, 灰土、煤渣和瓦砾等无机物含量下降很多, 这跟近年城市燃气化率提高有关系。同时垃圾中的可回收物含量总体有增加的趋势, 尤其是纸类和塑料橡胶。该填埋场垃圾孔隙比的分布见图 1^[6-7], 现场垃圾孔隙比 e 在 2~4 之间, 在填埋场顶部, 孔隙比 e 为 3 左右。在填埋场中下部, 孔隙比 e 为 2 左右。

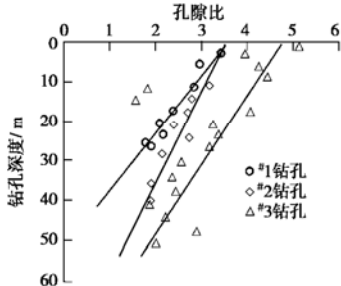


图 1 杭州市天子岭填埋场垃圾孔隙比分布^[6]

Fig. 1 Variation of void ratio with depth from boreholes at Tianziling Landfill^[6]

试验采用静力压实方法制样(事先烘干)。试样的尺寸有两种, 第一种是用于 Tempe 仪的直径 5.39 cm、高 6.0 cm 的圆柱样, 第二种是用于压力板仪的 5 个直径 5.7 cm、高 5.0 cm 的圆柱样。试样的孔隙比 e 为 2, 3 和 4。每个试样分 3 层压实, 然后抽真空饱和。

试验包括 2 组持水曲线测试, 详见表 2。第一组试验的主要目的: 获得垃圾持水曲线的特性, 并研究垃圾的孔隙比对垃圾持水曲线的影响。试样按表 1 中的组分 1 配制, 垃圾孔隙比为 2.0, 3.0 和 4.0, 测试气压范围为 0~100 kPa 和 0~500 kPa。第二组试验是为了与第一组试验做比较, 研究垃圾的组份对垃圾持水曲线的影响。试样按表 1 中的组分 2 配制, 垃圾孔隙比为 2.0, 测试气压为 0~30 kPa 和 0~100 kPa。

1.2 试验方法

本试验采用 Cat. No. 1400 Tempe 仪(1 bar 高流量)和 Cat. No. 1600 压力板仪(5 bar)测试干燥过程中垃圾试样的持水曲线。测试原理: 采用轴平移技术, 对仪器压力室施加气压, 气压将垃圾试样中的孔隙水排出, 封闭在仪器底座的陶土板只允许水通过(自由气体过不去), 同时陶土板下端的排水管与大气相通,

表 2 垃圾持水曲线试验方案

Table 2 Scheme of SWCC tests

试样类别	试样编号	孔隙比 e	测试气压范围/kPa
组分 1	Sd-1	2.0	0~100
	Sd-2	3.0	0~100
	Sd-3	4.0	0~100
	Sd-4	2.0	0~500
	Sd-5	3.0	0~500
组分 2	Sf-1	2.0	0~30
	Sf-2	2.0	0~30
	Sf-3	2.0	0~100

保证了试样中的孔隙水压力为 0 kPa, 平衡时试样的吸力就等于该级气压, 然后测量垃圾的体积含水量, 重复施加各级气压, 最后得到垃圾的持水曲线^[3]。最大气压为 500 kPa 的试验(即 Sd-4 和 Sd-5)使用压力板仪, 由于压力板仪的陶土板渗透系数小, 试验周期较长; 为了缩短试验周期, 其余试验都使用 Tempe 仪。

压力板仪试验方法^[3]是: 把饱和垃圾试样放在压力板仪中(放试样前, 陶土板要事先饱和), 为了确保试样的底端和陶土板完好接触, 用重块压住试样, 重块与试样之间放置一块多孔板, 然后安装仪器的其余部件并确保仪器的密封性, 接着分级施加气压, 试样中的水会在气压作用下排出。由于垃圾中的孔隙比较大, 所以垃圾中的孔隙水在气压作用下很快排出。本试验采用的排水稳定标准是: 在 24 h 内, 垃圾试样的质量含水率变化小于 0.2%。对每一级施加的压力达到平衡后都要立即释放仪器中的气压, 为了避免垃圾试样掉落和保持试样与陶土板良好接触, 将带有试样的陶土板一起取出称重, 然后再将带有试样的陶土板重新放入压力板仪中, 施加下一级气压。当施加了最大气压后, 释放仪器中的气压, 将垃圾试样取出, 放在烘箱内烘干(烘箱的温度控制在 60℃), 测定最大气压下的垃圾体积含水量。利用这一体积含水量和前面各级测定的重量变化, 反推前面各级气压下的体积含水量。然后绘制气压与体积含水量关系曲线, 从而得到垃圾的持水曲线。

Tempe 仪和压力板仪试验步骤基本一样。不同点是: Tempe 仪的每级气压达到平衡后不用释放仪器中的气压, 而是直接称量带垃圾试样的仪器重量; 只有当施加了最大气压后, 才释放仪器中的气压, 将垃圾试样取出, 放在烘箱内烘干(烘箱的温度控制在 60℃), 测定最大气压下的垃圾体积含水量。

2 试验结果分析与讨论

2.1 城市生活垃圾的持水曲线

图 2 给出了城市生活垃圾的持水曲线(试样水压力 u_w 为 0), 为了比较, 给出了粉土和细砂的土水特征曲线^[8-9]。土水特征曲线有三个特征参数: 进气值 ψ_a 、饱和体积含水量 θ_s 和残余体积含水量 θ_r 。进气值 ψ_a 定义为气体进入土体中的最大孔隙时必须达到的气压力值, 即冒泡压力。残余体积含水量 θ_r 定义为当体积含水量低于该值时, 基质吸力的增加并不引起体积含水量的显著变化。

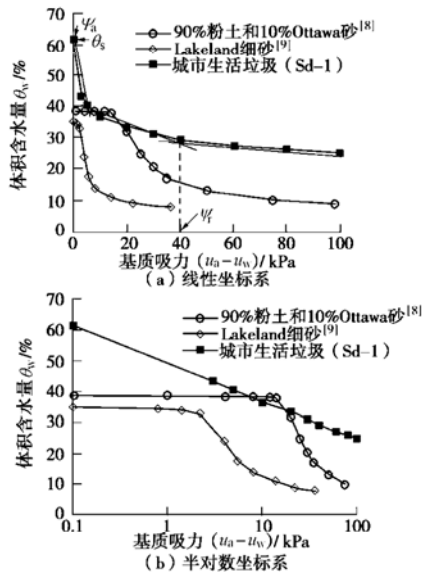


图 2 城市生活垃圾和一般土的持水曲线的对比

Fig. 2 Comparison of SWCCs between MSW and noncohesive soils

从图 2 可知: 在线性和半对数坐标系中, 城市生活垃圾的持水曲线分别为双曲线和近似斜直线, 粉土和细砂的土水特征曲线都为‘S’型。同时可看出: 城市生活垃圾的进气值 ψ_a 接近于 0 kPa, 比细砂的还小; 且在很小的气压力范围内 (0~10 kPa), 体积含水量随气压增加而显著下降, 这与垃圾中大孔隙有关, 该点与细砂比较类似。城市生活垃圾的饱和体积含水量 θ_s 和残余体积含水量 θ_r 分别为 61% 和 30%, 比粉土和细砂的高很多; 高的饱和体积含水量 θ_s 与垃圾中大孔隙有关, 高的残余体积含水量 θ_r 与垃圾中有机物的持水有关。

2.2 城市生活垃圾组份对持水曲线的影响

图 3 是两种不同组份的城市生活垃圾的持水曲线的比较。从表 1 和 2 可知: 两者的孔隙比 e 都等于 2, Sd-1 试样的有机物含量比 Sf-3 的大很多。从图 3 可看出: Sd-1 和 Sf-3 的进气值 ψ_a 均接近于 0 kPa, 饱和体积含水量 θ_s 都接近于 61%, 残余体积含水量 θ_r 对应的

气压力 ψ_r 分别为 40 kPa 和 10 kPa, 这说明 Sd-1 的孔隙水比 Sf-3 的更难排出。在气压大于 40 kPa (即两条持水曲线的交点) 后, Sd-1 体积含水量 θ_w 比 Sf-3 的低。这是因为 Sf-3 的渣土(细粒成分)含量高, 使得 Sf-3 具有较高基质吸力势, 从而导致在较大气压下(如大于 40 kPa), Sf-3 体积含水量变化比 Sd-1 体积含水量变化小。由此可见: 对于相同孔隙比 e 的垃圾, 在 0~ ψ_r 吸力范围内, 有机物含量越高, 对应于相同吸力的体积含水量越高。

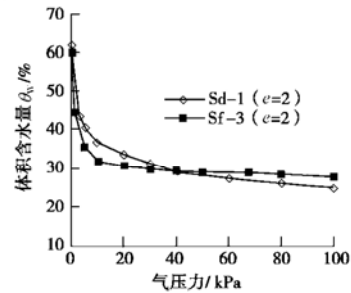


图 3 不同组份的城市生活垃圾持水曲线对比

Fig. 3 Comparison of SWCCs for MSW with different compositions

图 4 给出了两种组份的新鲜城市生活垃圾的持水曲线。从图 4 中看出, 2000 年的新鲜垃圾的孔隙比和残余体积含水量都比 1992 年的新鲜垃圾高。这是由于垃圾中有机质内的水大部分属于细胞组织内的水(特别是新鲜的菜叶和果皮), 在气压力作用下很难排出, 在制样过程中的轻型击实(即击实能量低)作用下也不易排出, 这部分水也占据垃圾的一部分体积。图 3 中的垃圾为了控制孔隙比都事先烘干, 只有在饱和时, 垃圾的有机质吸收少量水。实际填埋场的垃圾的有机质也含有细胞组织内的水, 这部分水会增加垃圾的残余体积含水量。从上述分析可知, 对于实际填埋场中的垃圾, 有机物含量越高, 则残余体积含水量越高。

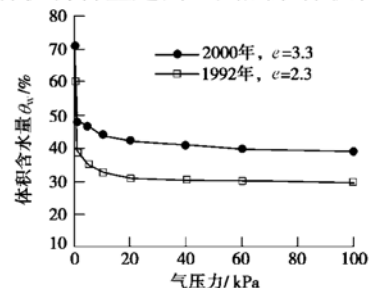


图 4 不同组份的新鲜城市生活垃圾持水曲线

Fig. 4 SWCCs for new MSW with different compositions

2.3 孔隙比对持水曲线的影响

图 5 给出了 Sd-1~Sd-5 试样的持水曲线。从表 2 可知, Sd-1~Sd-5 都是按 2000 年的杭州市城市生活垃圾组分配制的, Sd-1~Sd-3 孔隙比 e 分别为 2.0, 3.0 和 4.0, 试验最大气压为 100 kPa; Sd-4 和 Sd-5 的孔隙比 e 分别为 2.0 和 3.0 的, 试验最大气压为 500 kPa。

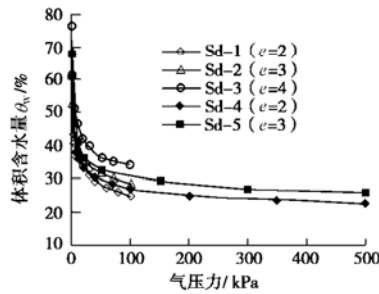


图5 不同孔隙比的城市生活垃圾持水曲线对比

Fig. 5 Comparison of SWCCs for MSW with different void ratios

由图5中可知: Sd-1~Sd-5 试样进气值 ψ_a 都接近于 0 kPa, 残余体积含水量 θ_r 对应的气压力 ψ_r 在 40 kPa 左右。同时看出: 随着孔隙比 e 的增加, Sd-1~Sd-3 的饱和体积含水量 θ_s 和残余体积含水量 θ_r 逐渐增大。由此可见, 在常见的垃圾孔隙比 e 的范围内 (即 $e=2.0\sim4.0$), 对于相同组分的垃圾, 孔隙比 e 越大, 则垃圾的饱和体积含水量 θ_s 和残余体积含水量 θ_r 越大。高孔隙比 e 垃圾中有机物的高持水量导致了垃圾的高残余体积含水量 θ_r 。

在图5中, 无论比较 Sd-1 和 Sd-4 的持水曲线, 还是比较 Sd-2 和 Sd-5 的持水曲线, 都可得出: 1 bar Tempe 仪和 5 bar 压力板仪测得的持水曲线基本上是一致的。垃圾的残余体积含水量 θ_r 对应的气压力都在 40 kPa 左右, 明显小于 1 bar。基于这两点, 可考虑单独使用 1 bar 试验来测量垃圾的持水曲线, 通过测量的数据外推大于 100 kPa 的曲线段, 可大大缩短试验周期 (因为压力板仪的陶土板渗透系数小, 且试验过程中发现 5 bar 试验耗时是 1 bar 试验的 2 倍多)。

图6给出了本文试验结果和 Y. S. Jang^[4] 的比较。图中压实度为 80%, 100% 和 120% 的垃圾持水曲线为 Y. S. Jang 通过改进的 Tempe 仪测得的 (Tempe 仪直径 7.2 cm、高 12 cm, 陶土板的进气值为 5 bar, 试验方法和条件与本文相似)。Y. S. Jang 的垃圾成分包括 30% 的渣土、20% 的塑料橡胶、15% 的纸类废品、5% 的玻璃、5% 的木材以及 25% 其他物质。由此可知, 本文的垃圾试样中有机物含量明显高于 Y. S. Jang 的。

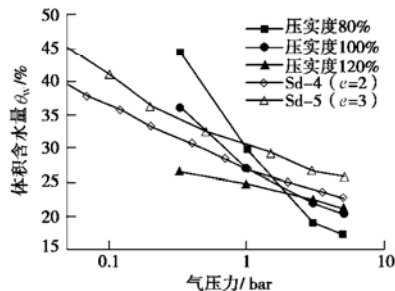


图6 本文与文献[4]城市生活垃圾持水曲线的对比

Fig. 6 Comparison of SWCCs for MSW with the data in Reference 4

从图6可看出: 在整个 0~5 bar 气压范围内, 本文的垃圾持水曲线没有相交, 且垃圾体积含水量 θ_w 都

随孔隙比 e 的减小 (或压实度的增加) 而减小。Y. S. Jang 的持水曲线在 2 bar 气压附近相交, 在气压小于 2 bar 时, 垃圾体积含水量 θ_w 随压实度的增加而减小, 这点与本文的结果有些相似; 而在气压大于 2 bar 时, 垃圾体积含水量 θ_w 随压实度的增加而增加, 这点与本文的结果相反。Y. S. Jang 的垃圾的渣土成分含量较高, 造成高压实度的垃圾具有较高的基质吸力势, 从而导致在高气压下 (如大于 2 bar), 高压实度的垃圾体积含水量变化比低压实度的垃圾体积含水量变化小。由此可见, 垃圾成分的不同是导致两者的垃圾持水曲线有所区别的主因。

2.4 现场城市生活垃圾的田间持水量预测

田间持水量通常是指土壤剖面中根层经灌溉或降水彻底湿润以后, 剖面排水率变得微不足道时的土壤体积含水量。田间持水量可定义为: 在长期的重力排水条件下垃圾持有的体积含水量 θ_w , 一般采用 0.1~0.33 bar 吸力对应的体积含水量 θ_w ^[4,10]。垃圾体积含水量超过田间持水量的那部分水叫重力水, 这部分水在重力作用下很容易排出。图7列出了气压力对城市生活垃圾体积含水量分布的影响。

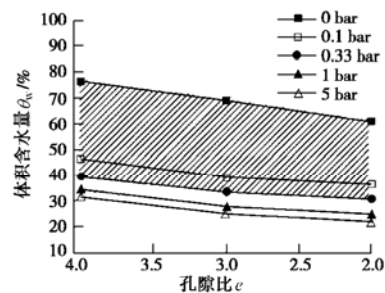


图7 气压力对城市生活垃圾体积含水量分布的影响

Fig. 7 Distribution of water content of MSW with different gas pressures

从图7可看出: 气压力对垃圾体积含水量分布的影响很大, 图中阴影区是气压力从 0 bar 增加到 0.33 bar 引起的垃圾体积含水量的减少量, 这远大于气压力从 0.33 bar 增加到 5 bar 引起垃圾体积含水量的减少量。可见 0~0.33 bar 范围内的气压力对垃圾体积含水量的影响显著。

如果垃圾田间持水量采用 0.33 bar 气压力时, 对于孔隙比 e 为 2.0, 3.0, 4.0 的垃圾田间持水量分别为 31%, 33.5%, 39.4%; 如果采用 0.1 bar 气压力时, 则对应的垃圾田间持水量分别为 36.6%, 39.2%, 46.5%。由此可见, 垃圾的田间持水量应该在 31%~46.5%。根据质量含水率 w 和体积含水量 θ_w 的换算关系 (即 $w = \theta_w (1 + e) / \rho_s$, 垃圾的比重 ρ_s 取 1.78), 与垃圾田间持水量对应的质量含水率 w 应该在 52%~130%。在排水畅通的条件下, 这应该是填埋场的垃圾含水率分布

范围,这与图 8 中的杭州市天子岭卫生填埋场的垃圾含水率 w 的实测结果比较一致^[7]。

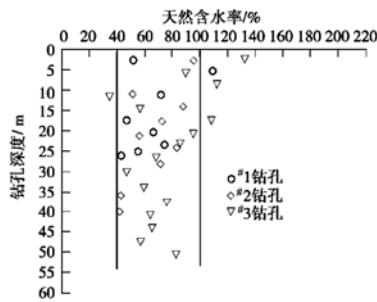


图 8 城市生活垃圾的现场含水率 w 分布^[7]

Fig. 8 Distribution of in-situ water content of MSW^[7]

从图 8 中可以看出:现场垃圾的含水率主要分布在 40%~110%,并且填埋场上部的含水率高,下部的含水率低。根据垃圾持水曲线的孔隙比影响和垃圾田间持水量分析,也可得到:填埋场上部的孔隙比大,对应的田间持水量高;而下部的孔隙比小,对应的田间持水量低。由此可见,用垃圾的持水曲线预测的田间持水量和填埋场的现场含水率很吻合。

3 结论与建议

(1) 城市生活垃圾的进气值 ψ_a 接近于 0 kPa,饱和和体积含水量 θ_s 和残余体积含水量 θ_r 都比一般无黏性土的大很多,而且残余体积含水量 θ_r 对应的基质吸力 ψ_r (或气压力) 为 10~40 kPa。

(2) 对于相同孔隙比的垃圾,有机物含量越高,对应于相同吸力的体积含水量越高。

(3) 对于相同组分的垃圾,孔隙比 e 越大,则饱和和体积含水量 θ_s 和残余体积含水量 θ_r 越大。

(4) 对于本文研究的孔隙比 e 为 2~4 的垃圾的田间持水量为 31%~46.5%,对应的质量含水率 w 应该在 52%~130%之间,这与现场垃圾含水率的测试结果比较一致。

(5) 垃圾的 5 bar 和 1 bar 试验结果比较一致,而且垃圾的残余体积含水量 θ_r 对应的气压力都在 40 kPa 左右,可考虑只采用 Tempe 仪做垃圾的 1 bar 试验,这样可以大大缩短试验周期。

考虑到现场垃圾的有机质中的水存在形式和垃圾的降解特性,可进一步研究垃圾填埋龄期(特别是有机物含量的变化)对垃圾持水特征曲线的影响。可考虑采用本文的垃圾持水曲线,建立垃圾渗透系数与其持水能力(即基质吸力或体积含水量)的定量关系。

参考文献:

[1] 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. Design and construction of modern sanitary landfill[M]. Beijing: China Architecture & Building Press, 2001. (in Chinese))

[2] PROSSER R, JANECEK A. Landfill gas and groundwater contamination. Landfill closure-environmental protection and land recovery[J]. ASCE, Geotechnical Special Publication, 1995, 53: 258 - 271.

[3] FREDLUND D G. 非饱和土力学[M]. 陈仲颐,等译.北京:中国建筑工业出版社,1997: 157 - 163. (FREDLUND D G. Soil mechanics for unsaturated soils[M]. CHEN Zhong-yi, et al, trans. Beijing: China Architecture & Building Press, 1997: 157 - 163. (in Chinese))

[4] 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.

[5] 北京有色冶金设计研究总院,杭州市环境卫生科学研究所.杭州市第二垃圾填埋场可行性研究报告[R]. 2001. (China Nonferrous Engineering and Research Institute, Hangzhou Environmental Sanitation Science and Research Institute. Report of feasibility research of the 2nd landfill of Hangzhou[R]. 2001. (in Chinese))

[6] 张振营.城市生活垃圾的压缩性及填埋场的沉降研究[R].杭州:浙江大学岩土工程研究所,2005. (ZHANG Zhen-ying. Research on compressibility of municipal solid waste and settlement of landfill[R]. Hangzhou: Institute of Geotechnical Engineering, Zhejiang University, 2005. (in Chinese))

[7] 张振营,吴世明,陈云敏.城市生活垃圾土性参数的室内试验研究[J].岩土工程学报,2000,22(1): 35 - 39. (ZHANG Zhen-ying, WU Shi-ming, CHEN Yun-min. Experimental research on the parameter of life rubbish in city[J]. Chinese Journal Of Geotechnical Engineering, 2000,22(1): 35 - 39. (in Chinese))

[8] FREDLUND D G, WONG D K H. Calibration of thermal conductivity sensors for measuring soil suction[J]. ASTM Geotech J, 1989, 12(3): 188 - 194.

[9] ELZEFTAWY A, CARTWRIGHT K. Evaluating the saturated and unsaturated hydraulic conductivity of soils[C]// Permeability and Groundwater contaminant Transport, Amer Soc Testing and Materials, 1981: 168 - 181.

[10] 雷志栋,等.土壤水动力学[M].北京:清华大学出版社,1988. (LEI Zhi-dong, et al. Soil hydrodynamic[M]. Beijing: Tsinghua University Press, 1988. (in Chinese))