

渗滤液回灌量对其特性及填埋场稳定化的影响

邓舟¹, 蒋建国¹, 杨国栋¹, 黄中林², 冯向明², 周胜勇²

(1. 清华大学环境科学与工程系, 北京 100084; 2. 深圳下坪固体废弃物填埋场, 深圳 518019)

摘要: 采用 4 座规模为 42m³ 的模拟实验柱, 1 号、2 号和 3 号实验柱每周分别回灌填埋垃圾量 5.3%、2.7% 和 0.67% 的渗滤液, 4 号实验柱每周回灌填埋垃圾量 0.33% 的清水作为控制柱进行对比研究回灌量对渗滤液特性和填埋场稳定化进程的影响。结果表明, 5.3% 的渗滤液回灌比能更大程度地加速填埋场的稳定化进程, 使有机物在更短的时间内释放, 减小产甲烷的迟滞时间。采用 2.7% 回灌比的实验柱能形成更好的微生物环境, 反应器温度保持在 35℃, 对渗滤液有最好的处理效果, COD 和 BOD₅ 的去除率分别达到了 77% 和 88%, 同时还具有最好的抗冲击负荷能力。在实际工程中, 应该根据填埋场设计的目标来选择合适的渗滤液回灌量。

关键词: 生物反应器填埋场; 渗滤液; 回灌; 填埋场稳定化; 生活垃圾

中图分类号: X705 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2006)01-0184-05

Effects of Leachate Recirculation Volume on Its Characteristic and Landfill Stabilization Rate

DENG Zhou¹, JIANG Jian-guo¹, YANG Guo-dong¹, HUANG Zhong-lin², FENG Xiang-ming², ZHOU Sheng-yong²

(1. Department of Environmental Science and Engineering, Tsinghua University, Beijing 100084, China; 2. Shenzhen Xiaping Sanitary Landfill, Shenzhen 518019, China)

Abstract Impacts of recirculation volume on leachate characteristic and landfill stabilization rate were studied. Four simulated bioreactor landfill columns were operated weekly with different recirculation ratios, respectively 5.3%, 2.7%, 0.67% leachate and 0.33% water, in this comparative research. The results indicate that simulated reactor with 5.3% recirculation ratio has the most rapidly stabilization rate and release the most organic pollutant. The shortest methane generation delay was also observed in this column. While simulated reactor with 2.7% recirculation ratio formed the best microbe environment and kept the highest reactor temperature 35℃. It also had the best impactive load capacity and treating efficiency to leachate, and removal of COD was 77% and BOD₅ was 88% respectively. In actual projects, appropriate leachate recirculation volume should be chosen according to design purpose of landfill sites.

Key words: bioreactor landfill; leachate; recirculation; stabilization; municipal solid waste (MSW)

填埋场的稳定化进程可分为初始调节阶段、过渡阶段、产酸阶段、加速产甲烷阶段和稳定阶段, 稳定化速率受到众多因素的影响, 其中含水率是影响垃圾降解和稳定化速率的主要因素^[1,2]。渗滤液回灌是一种简单易行的增加填埋场内部湿度、加速填埋场稳定化进程的操作方法, 同时还能降低渗滤液污染物浓度, 加速填埋气体产生^[3,4]。采用渗滤液回灌技术的生物反应器填埋场已经由实验室、中试规模实验走向全规模实验并得到实际应用。截至 1993 年, 在美国、德国、英国和瑞典, 已经有将近 20 个生物反应器填埋场^[5]。北美固体废弃物组织 1997 年的调查结果表明, 在美国境内, 超过 130 个填埋场已经实行了渗滤液回灌^[6], 积累了相当丰富的运行管理经验。

选择合适的回灌负荷, 是获得最优的渗滤液处理和填埋场稳定化效果的必要条件, 也是设计和运

行生物反应器填埋场的前提条件。目前对于渗滤液回灌的负荷和频率对回灌效果的影响已经有一些研究, 但这些研究规模不大, 缺乏实际指导意义, 而且结果有很大的出入, 最佳的回灌比从 13% 到 30% 不等^[7~10]。本实验通过 4 个规模为 42m³ 的生物反应器填埋场模拟柱的中试实验(每座实验柱有效垃圾填埋量为 30t), 研究不同的回灌负荷对出流渗滤液特性和填埋场稳定化进程的影响, 寻找最佳的回灌条件。

1 材料与方法

1.1 实验装置

收稿日期: 2004-11-21; 修订日期: 2005-03-10

基金项目: 2002 深圳科技局项目

作者简介: 邓舟(1981~), 男, 硕士研究生, 主要研究方向为固体废物处理处置技术, E-mail: dengz02@mails.tsinghua.edu.cn

本实验由 4 个平行的中试规模实验柱和相应的集水池组成, 实验柱结构如图 1 所示。

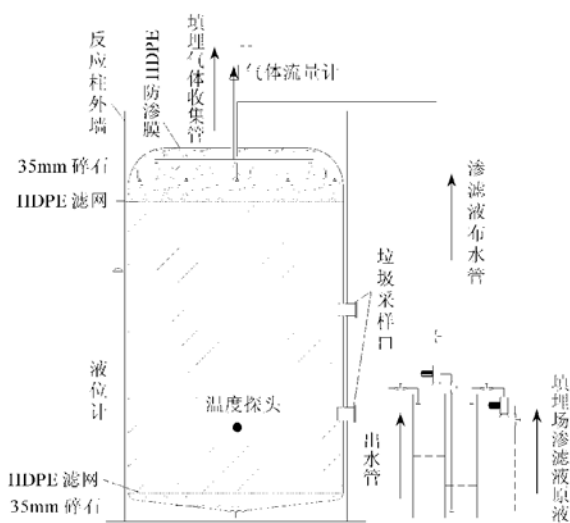


图 1 中试实验柱结构示意图

Fig. 1 Schematic of simulated bioreactor column

实验柱规模为 $2.5\text{ m} \times 3\text{ m} \times 5.5\text{ m}$, 池壁在不同高度设有采样口 2 个, 并设置有温度探头. 各实验柱中均填入净高 4m 的垃圾, 垃圾的下部和上部均有 HDPE 网和砾石作为导水和导气层, 实验柱内壁以及顶部均用 HDPE 膜焊接密封. 上层砾石中埋有渗滤液布水管和填埋气体收集管, 渗滤液布水管连接到渗滤液调节池, 填埋气体收集管接有阀门和累积型气体流量计. 下层砾石中埋有渗滤液出水管, 用于收集实验柱产生的渗滤液, 出水管上设置有液位计, 用于观察垃圾体中水位高度。

1.2 实验材料

实验所用垃圾取自深圳市当日收集的新鲜垃圾, 垃圾被压缩车送来后, 均匀地填入 4 个实验柱中, 并人工压实, 填埋垃圾组分见表 1. 4 个实验柱的垃圾密度均接近 1 t/m^3 , 此密度参考了深圳下坪固体废弃物填埋场实际垃圾填埋密度。

考虑到实际填埋场实际操作方式, 本实验所采用的回灌渗滤液为填埋场渗滤液调节池的原渗滤液, 此渗滤液为弱碱性, 具有补充碱度和接种的作用。

表 1 反应柱垃圾组分

Table 1 Composition of MSW from simulated reactors

组分	厨余	竹木	织物	纸张	泡沫	塑料	玻璃	陶瓷	金属
质量分数/%	67.0	3.7	2.3	2.6	1.8	19.9	1.8	0.9	

1.3 实验方法

1 号、2 号和 3 号实验柱分别回灌 1.6 m^3 , 0.8 m^3 , 0.2 m^3 的渗滤液, 其回灌量分别为垃圾填埋量的 5.3%、2.7% 和 0.67%; 4 号实验柱作为控制柱回灌 0.1 m^3 的清水, 其回灌量为垃圾填埋量的 0.33%. 回灌每周进行 1 次。

实验期间定期采样分析和记录进出流渗滤液有机污染物浓度、实验柱温度和填埋气体产生情况。

2 结果与讨论

渗滤液的主要监测指标包括 COD, BOD_5 , 总有机酸和乙酸浓度, 同时对实验柱温度和填埋气体产生量也进行监测。

实验结果见图 2~ 图 8 所示。

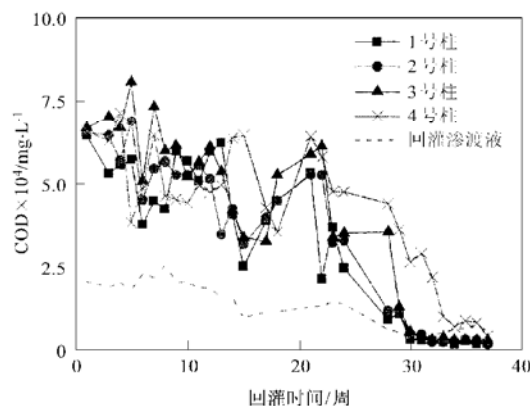


图 2 渗滤液 COD 浓度变化

Fig. 2 Variation of COD concentrations from simulated reactors

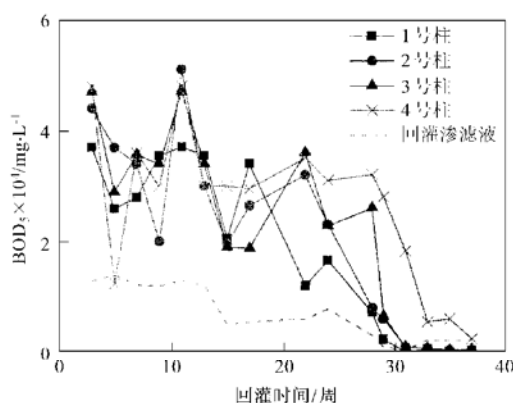


图 3 渗滤液 BOD_5 浓度变化

Fig. 3 Variation of BOD_5 concentrations from simulated reactors

2.1 回灌量对稳定化进程影响

由图 2 可以看出, 回灌初期, 回灌柱和控制柱的 COD 和 BOD_5 浓度都很高, 分别维持在 $40\,000\text{ mg/L}$ 和 $30\,000\text{ mg/L}$ 上下. 随着回灌量的增大, COD 浓度更早和更快地下降. 1 号实验柱回灌 22 周以后

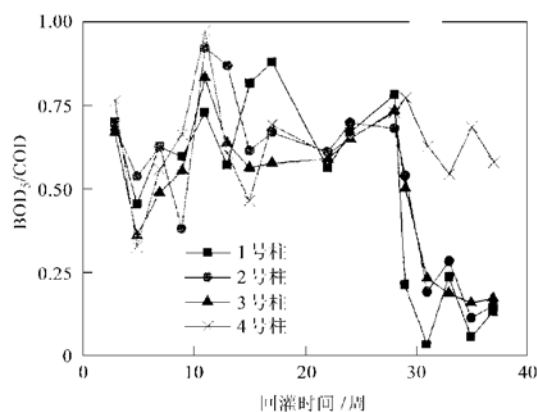
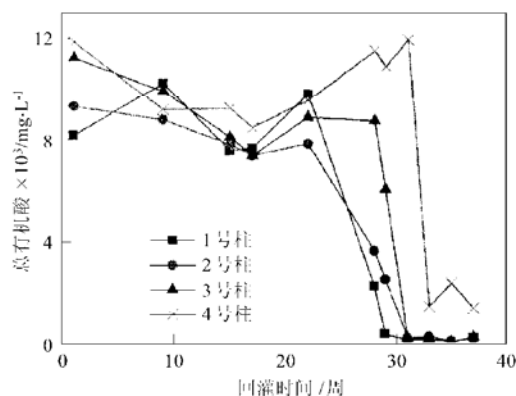
图4 渗滤液 BOD₅/COD 值变化Fig. 4 Variation of BOD₅/COD value from simulated bioreactors

图5 渗滤液总有机酸浓度变化

Fig. 5 Variation of total organic acids concentrations from simulated reactors

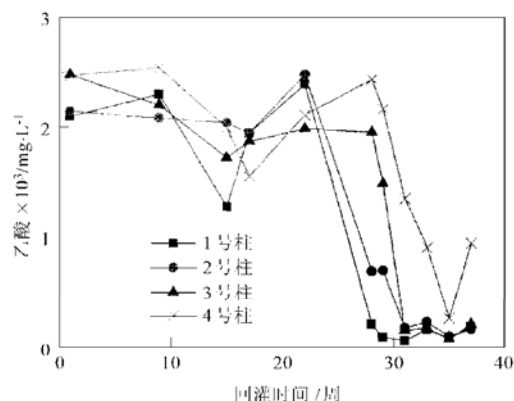


图6 渗滤液乙酸浓度变化

Fig. 6 Variation of acetic concentrations from simulated reactors

COD 浓度开始迅速下降,而 1 号柱的 BOD₅ 浓度在 17 周时就开始明显下降, BOD₅ 比 COD 浓度下降得

更早,说明 17 周时微生物对易降解组分的利用开始增加,结合乙酸浓度变化(图 6)可以发现,1 号柱出流乙酸浓度在这个时候相应地大幅度下降,说明利用乙酸的微生物种群开始加速发展.在厌氧产甲烷条件下,有 70% 的甲烷是由产甲烷菌分解乙酸产生的^[11],乙酸的大量减少,正是产甲烷菌大量增长的表现,1 号柱填埋气体产生量在 17 周的增长趋势证明了这一点.从 17 周到 22 周,是 1 号柱产甲烷微生物迅速发展成熟的阶段.回灌 32 周以后,1 号柱出流渗滤液的 COD 浓度趋于稳定,而且明显低于回灌渗滤液的浓度,说明实验柱内部垃圾的可溶性易降解组分已基本消耗殆尽,有机物水解速率成为限制环节,渗滤液中的有机物开始作为微生物生长所需碳源,出流渗滤液呈现出污染物浓度较低、可生化性差的老龄填埋场渗滤液特点,实验柱已经进入稳定阶段.

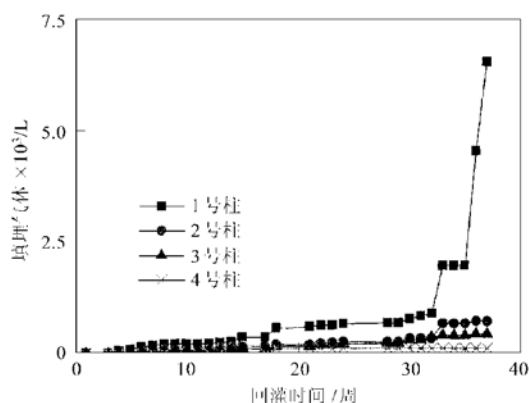


图7 填埋气体产生量

Fig. 7 Landfill gas quantities from simulated reactors

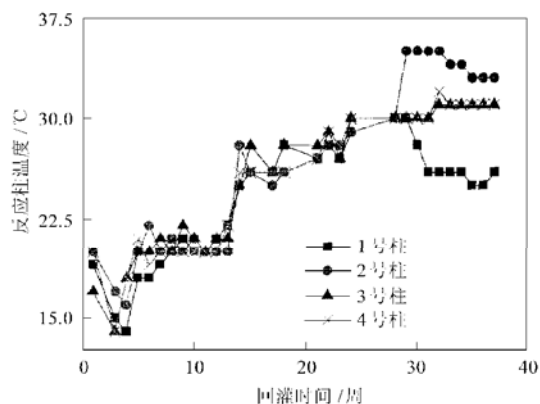


图8 实验柱温度变化

Fig. 8 Variation of reactor temperatures

2 3 号实验柱各种污染物浓度下降规律类似于

1 号柱, 但产甲烷微生物发展和稳定的时间要依次晚一些. 由图 2~7 可知, 随着回灌量的减小, 出流渗滤液的有机物浓度下降变慢, 而产气量也依次减小. 中等回灌量的 2 号柱直到 33 周时, 填埋气体增长趋势才开始加速, 而回灌量最小的 3 号柱则直到实验末期仍然保持缓慢增长的趋势, 产甲烷氛围并没有很好地形成.

出流渗滤液浓度并不能完全代表污染物的排出量, 因为不同的回灌量作用下有不同的出流渗滤液产生量. 垃圾体中所含有机物的总量是一定的, 所以可以通过物料衡算的方法来衡量垃圾稳定化的程度和剩余的产甲烷潜能. 以实验柱为一个封闭系统, 流入这个系统的有机组分为回灌的渗滤液, 流出这个系统的为出流渗滤液和填埋气体. 流出系统的有机物越多, 留在系统内部的可降解物质越少, 稳定化进程也越彻底. 由于流入流出的有机物组成不相同, COD 可以被当作等价物进行对比. 填埋气体按照 1 kg COD 产生 350 L 甲烷和 350 L 二氧化碳折算. 由此方法所计算的 4 个实验柱的净流出 COD 总量如表 2 所示.

表 2 实验柱出流 COD 量

Table 2 COD outflow from simulated reactors

实验柱	1 号	2 号	3 号	4 号
净 COD 流出量/kg	915.4	506.9	155.8	125.4

从表 2 的结果可以看出, 随着回灌量的增大, 回灌时间内的反应器 COD 流出量几乎呈线性增长. 1 号实验柱已经流出近 1 t 的 COD, 在大量的有机物流失后, 垃圾的矿化程度随之增大, 实验柱更快地达到稳定.

综上所述, 要达到更快的稳定速度, 就应该采用比较大的回灌量, 但在回灌进行的初期, 这会造成更大的渗滤液出流量, 更大的有机污染物冲击负荷, 给后续处理带来压力. 虽然大回灌量能使实验柱更早的稳定而进入产甲烷阶段, 但是有机质的大量流失, 势必造成产气总量的减少, 降低了有机质能源的回收效率.

2.2 回灌量对系统稳定性影响

从填埋场调节池引入的渗滤液能给垃圾体带来必要的碱度和厌氧微生物, 起到加速微生物种群发展的作用. 但同时, 渗滤液的冲刷作用也会带走一部分微生物和热量, 在微生物增长的速度大于渗滤液流失的速度时, 系统才能有足够的微生物浓度, 产生

足够热量保持恒定温度, 才能保持稳定. 回灌初期, 垃圾还处于产酸阶段, 养料充足, 微生物增长迅速, 活性很强, 增长量大于渗滤液的携带量. 而回灌后期, 从垃圾中可以利用的可溶性有机物浓度大大降低, 回灌渗滤液作为主要的碳源, 产酸底物成为系统的限制因素之一, 微生物总量和活性都会降低, 特别是产甲烷细菌世代时间长, 增长速度慢, 受温度影响较大, 更易受到抑制. 在回灌量过大, 遭受抑制物质冲击等突发情况下, 穿流的渗滤液会带走过多的产甲烷菌而使系统微生物缺乏, 生物反应减缓, 产气停止.

从图 8 的温度监测结果可以看出, 回灌的初始阶段, 各回灌量的实验柱和控制柱温度同步缓慢上升, 到第 25 周时, 达到稳定值, 这个温度上升的过程也是产酸和产甲烷微生物增长的过程. 4 个实验柱温度在第 30 周左右出现较大的差别. 1 号柱温度开始下降, 2 号柱则继续升温, 而 3、4 号反应柱仍然保持稳定的温度. 因为 1 号柱有更快的稳定进程, 所以这个降温代表 1 号柱的有机物底物浓度已经不足, 微生物活性开始下降, 微生物反应减缓. 而 2 号柱则因为有充足的接种量、碱度和营养物质, 微生物反应进一步加快, 实验柱稳定在较高温度. 1 号柱温度在下降到 25℃时, 开始保持稳定, 这是以渗滤液为底物的微生物反应所能维持的系统温度. 这个温度低于回灌量较小的实验柱温度, 温度越低, 微生物活性越差, 在冲击负荷下更加不稳定.

在本实验中, 2 号柱的回灌量能够保证充分的调节和接种作用, 不会带走过多的微生物, 系统稳定温度较高, 承受冲击负荷的能力较强. 回灌量最大的 1 号柱在实验末期稳定在较低温度, 不利于抵抗冲击负荷.

2.3 回灌量对渗滤液处理效果的影响

回灌的一个主要作用就是处理额外的渗滤液, 降低渗滤液污染物浓度, 方便后续处理. 回灌初期的产酸阶段, 渗滤液出水浓度很高, 但仅仅是一个短期过程, 在填埋场的运行中不会带来太大的问题, 更值得关注的是在稳定产甲烷阶段的回灌效果. 在第 37 周时, 采用渗滤液回灌的实验柱已经基本形成成熟产甲烷菌群, 出流渗滤液的 COD、BOD₅ 浓度与 36 周时所回灌渗滤液浓度对比如表 3 所示. 1、2、3 号实验柱对回灌渗滤液均有较高的净化效果, 其对 BOD₅ 的去除率要明显高于 COD 的去除率, 说明实验柱的净化作用主要是微生物的降解作用, 对成熟垃圾体回灌渗滤液对渗滤液中有机污染物有较好的

去除效果.

表 3 回灌 37 周时 COD 和 BOD₅ 去除率

Table 3 Decrease ratio of COD and BOD₅ at the 37th week

实验柱	1 号	2 号	3 号	4 号	回灌渗滤液
COD/mg•L ⁻¹	2 110	1 770	3 040	4 250	7 810
BOD ₅ /mg•L ⁻¹	282	267	527	2 475	2 163.5
COD 去除率/%	73	77	61		
BOD ₅ 去除率/%	87	88	76		

从表 3 分析结果可以看出,采用 0.8 m³ 回灌量的 2 号柱有最好的处理效果,结合反应器温度变化情况可以看出,2 号实验柱温度最高,生物反应活性最好,所以对回灌渗滤液有最好的处理效果,COD 和 BOD₅ 的去除率分别达到了 77% 和 88%.采用最大回灌量的 1 号实验柱 BOD₅ 的去除率与 2 号柱基本相同,达到 87%,而 COD 去除率只有 74%,证明有一部分难降解的有机物在 1 号实验柱中不能被分解,而在微生物活动比较剧烈的 2 号实验柱能被降解.从渗滤液的处理效果来说,2 号柱是最好的,1 号柱次之.

3 结论

(1) 较高的渗滤液回灌量能达到更好的加速稳定化作用.本实验中,每周回灌垃圾湿重 5.3% 渗滤液的 1 号实验柱最快达到加速产甲烷阶段,在回灌到 37 周后,释放出的 COD 高于回灌量较低的 2 号和 3 号反应柱,垃圾矿化程度最高.

(2) 采用每周回灌垃圾湿重 2.7% 的渗滤液的 2 号实验柱能形成更好的微生物环境,有更活跃的微生物活动,实验柱温度最高,能稳定在 35℃ 左右,能承受最大的冲击负荷.

(3) 2.7% 的渗滤液回灌量在垃圾体厌氧产甲烷环境形成后有最好的渗滤液处理效果,COD 和 BOD₅ 的去除率分别达到了 77% 和 88%.

(4) 较高的渗滤液回灌量能最快地缩短垃圾稳

定化时间,减小了长期监测费用和填埋场的再利用周期.但其在短期内释放了更多的有机污染物,给后续处理带来了压力,也减小了能源的回收效率.更大的回灌量需要更大的调节池容量和回灌系统布水能力,给防渗系统也会带来更大风险.在填埋场实际设计和运行中,应该按照填埋场自身特点选择回灌的目标,从而选定合适的回灌量,在实际应用中推荐采用 2.7% 的渗滤液回灌量.

参考文献:

[1] Debra R Reinhart, A Basel A FYousfi. The impact of leachate recirculation on municipal solid waste landfill operating characteristics [J]. Waste Management & Research, 1996, 14 (4): 337~ 346.

[2] Debra R Reinhart, Philip T McCreanor, Timothy Townsend. The bioreactor landfill: its status and future [J]. Waste Management & Research, 2002, 20 (2): 172~ 186.

[3] Rinav C Mehta. Refuse decomposition in the presence and absence of leachate recirculation [J]. Journal of Environmental Engineering, 2002, 128 (3): 228~ 236.

[4] Pohland E G. Sanitary landfill stabilization with leachate recycle and residual treatment [R]. Cincinnati, Ohio. U. S. EPA, EPA-600/2-75-043, 1975.

[5] Debra R Reinhart, Townsend T G. Landfill bioreactor design & operation [M]. Boca Raton, FL: Lewis Publishers, 1998.

[6] Gou B, Guzzone B. State survey on leachate recirculation and landfill bioreactors [M]. Maryland: Silver Springs, 1997.

[7] 欧阳峰, 李启彬, 刘丹. 生物反应器填埋场渗滤液回灌影响特性研究 [J]. 环境科学研究, 2003, 16 (5): 52~ 54.

[8] Irem San, Turgut T Onay. Impact of various leachate recirculation regimes on municipal solid waste degradation [J]. Journal of Hazardous Materials, 2001, 87 (1~ 3): 259~ 271.

[9] Chugh S, Clarke W. Effect of recirculated leachate volume on MSW degradation [J]. Waste Management & Research, 1998, 16 (6): 564~ 573.

[10] Delia Teresa Sponza, Osman Nuri Agdag. Impact of leachate recirculation and recirculation volume on stabilization of municipal solid wastes in simulated anaerobic bioreactors [J]. Process Biochemistry, 2004, 39 (12): 2157~ 2165.

[11] 胡纪萃, 周孟津, 左剑恶, 等. 废水厌氧生物处理理论与技术 [M]. 北京: 中国建筑工业出版社, 2003.