

厌氧-准好氧运行加速生物反应器填埋场垃圾稳定的研究

李启彬, 刘丹, 欧阳峰, 韩志勇

(西南交通大学环境科学与工程学院, 成都 610031)

摘要: 通过厌氧型、好氧型和准好氧型生物反应器填埋场的比较, 提出了厌氧-准好氧联合运行加速生物反应器填埋场垃圾降解和稳定的填埋场运行方法, 并通过模拟试验进行了研究. 结果表明, 按厌氧方式运行 710 d 的模拟垃圾柱改为按准好氧方式运行 360 d 后, 每天回灌 1 次的 D1 柱和每周回灌 2 次的 D4 柱渗滤液 COD 浓度分别由 705 mg/L 和 669 mg/L 下降到 135 mg/L 和 178 mg/L, 氨氮浓度由 650 mg/L 和 877 mg/L 降到不能检出水平; 而继续按厌氧方式运行的垃圾柱 D2 和 D3 的渗滤液 COD 浓度仅分别由 435 mg/L 和 852 mg/L 下降到 295 mg/L 和 596 mg/L, 氨氮浓度由 654 mg/L 和 1 107 mg/L 下降到 469 mg/L 和 783 mg/L. 模拟厌氧型生物反应器填埋场垃圾柱稳定后期改为按准好氧方式运行, 能加快渗滤液 COD 和氨氮浓度的衰减速率, 而较高的渗滤液回灌频率更能强化这一优势.

关键词: 生物反应器填埋场; 厌氧-准好氧运行; 渗滤液回灌; 稳定; 城市垃圾

中图分类号: X705 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2006)02-0371-05

Acceleration the Stabilization of Waste in Bioreactor Landfill by Sequential Anaerobic and Semi-Aerobic Operation

LI Qibin, LIU Dan, OUYANG Feng, HAN Zhiyong

(School of Environmental Science and Engineering, Southwest Jiaotong University, Chengdu 610031, China)

Abstract: Based on the comparison between anaerobic, aerobic and semi-aerobic bioreactor landfill, the method to acceleration the stabilization process of waste in bioreactor landfill by sequential anaerobic and semi-aerobic operation mode was brought forward and put into practice in simulated experiment. When the operation mode was changed from anaerobic mode to semi-aerobic mode in the 710th day, the COD concentration of simulated bioreactor landfill column D1 (leachate recirculation once everyday) and D4 (leachate recirculation twice every week) was dropped from 705mg/L, 669mg/L to 135mg/L, 178mg/L and the ammonia-N concentration was dropped from 650mg/L, 877mg/L to undetectable level after 360 days. At the same time, the COD concentration of control column D2 and D3 was dropped from 435mg/L, 852mg/L to 295mg/L, 596mg/L and the ammonia-N concentration was dropped from 654mg/L, 1 107mg/L to 469mg/L, 783mg/L. The rate of COD and ammonia-N concentration drop in leachate was enhanced largely after the operation mode of simulated bioreactor landfill column was changed from anaerobic mode to semi-aerobic mode. It was also shown that higher leachate recirculation frequency is more favorable for this process.

Key words: bioreactor landfill; sequential anaerobic and semi-aerobic operation; leachate recirculation; stabilization; municipal solid waste

卫生填埋在城市垃圾处理中的重要地位不容置疑, 但其仍凸现渗滤液难处理、垃圾稳定速率慢等不足. 为此, 有关生物反应器填埋场技术的研究正在国内外大量开展^[1~4]. 通过渗滤液回灌、供氧等运行手段, 生物反应器填埋场能大大加速填埋垃圾的降解和稳定^[5,6].

按照运行方式的不同, 生物反应器填埋场可分为厌氧型、好氧型和准好氧型 3 类. 厌氧型生物反应器填埋场采取了渗滤液回灌等措施, 具有加速填埋垃圾稳定、降低渗滤液污染强度、可回收利用甲烷气体等优点, 但其渗滤液氨氮浓度长期偏高、后期 COD 浓度衰减缓慢^[7~9]; 好氧型生物反应器填埋场通过强制通风手段来保持填埋垃圾的好氧降解状

态, 垃圾稳定速率快, 渗滤液污染浓度衰减迅速^[10], 但需配套通风设备并消耗较多的能源, 不太适合我国国情; 准好氧型生物反应器填埋场是通过自然通风手段保持填埋场的局部好氧状态, 比厌氧型稳定速率快, 渗滤液氨氮浓度低, 同时不需通风设备和消耗能源, 但直接排放的气体中甲烷含量仍然较高, 易造成二次污染^[11,12]. 在生物反应器填埋场的 3 种运行方式中, 厌氧型和准好氧型都是比较适合我国国情的选择.

收稿日期: 2004-11-28; 修订日期: 2005-03-02

基金项目: 国家自然科学基金项目(40302033)

作者简介: 李启彬(1969~), 男, 博士, 讲师, 研究方向为固体废物处理及资源化.

由于厌氧型和准好氧型生物反应器填埋场各具优势和不足,为此,能否就一个填埋场,先按厌氧方式运行以利用甲烷气体,待产甲烷速率下降到不再具备回收利用价值后,再将其改为按准好氧方式运行,以发挥准好氧填埋场加速剩余垃圾降解和稳定速率、加快渗滤液 COD 和氨氮浓度衰减的优势,同时减少甲烷排放量. 本文通过模拟试验对生物反应器填埋场的厌氧-准好氧联合运行进行研究.

1 材料与方法

1.1 试验装置

试验采用内径为 $\phi 259\text{ mm}$ 的钢柱作模拟生物反应器填埋场(见图 1),柱高 80 cm,从柱顶部回灌渗滤液和收集气体,从底部收集渗滤液,渗滤液收集管、气体收集管管径均为 15 mm. 试验在室内完成,试验期间温度在 4.1~ 30.8 $^{\circ}\text{C}$ 间波动.

1.2 垃圾装填

试验采用人工配置垃圾,在各垃圾柱中分别加入由青草 3.5 kg,菜根 3.4 kg,煤渣 9.9 kg 和填埋时间半年的陈腐生活垃圾 9.5 kg 组成的混合垃圾,共计 26.3 kg. D4 柱中还加入了 3.5 kg 含水率为 86.2% 的污水处理厂消化池干化污泥. 各柱垃圾层

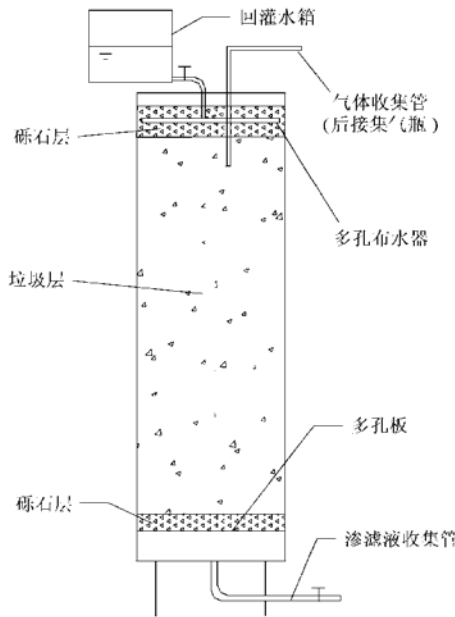


图 1 实验装置结构

Fig. 1 Experimental instrument structure

厚度为 65.5 cm,垃圾体积为 34.5 L. 由于模拟生物反应器填埋场垃圾柱尺寸较小,试验前将所有垃圾切成 5 cm 大小,混合均匀后再装入柱中. 各垃圾柱装填情况见表 1.

表 1 模拟垃圾柱装填及运行情况

Table 1 Summary of simulating experimental garbage column

垃圾柱 编号	装填重量 / kg	密度 / $\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}$	含水率 / %	运行方式	
				阶段 I (710 d 前)	阶段 II (710 d 后)
D1	26.3	761.9	46.2	厌氧运行,每天回灌 1 次	准好氧运行,每天回灌 1 次
D2	26.3	761.9	46.2	厌氧运行,每天回灌 1 次,回灌前对渗滤液进行加热	厌氧运行,每天回灌 1 次
D3	26.3	761.9	46.2	厌氧运行,每周回灌 2 次	厌氧运行,每周回灌 2 次
D4	29.8	863.3	50.9	厌氧运行,每天回灌 1 次	准好氧运行,每周回灌 2 次

1.3 试验运行

试验开始时,向各垃圾柱中加入自来水,以使其产生约 1.8 L 渗滤液. 试验过程中,若因监测取样和蒸发导致渗滤液产量低于 1.5 L 时,补充自来水以保持较稳定的渗滤液产量.

试验分 2 阶段进行(表 1),试验开始至第 710 d 为阶段 I,710 d 后为阶段 II.

(1) 运行阶段 I 各垃圾柱在阶段 I 均按厌氧方式运行. 回灌时将底部阀门打开,放出全部渗滤液,再倒入上部水箱进行回灌,回灌完毕关闭除气体收集管外的所有阀门,每次回灌历时约 15 min. 回灌后,超过垃圾体持水能力的渗滤液从垃圾层底部流出,保存在垃圾柱下部的渗滤液贮存段内. 当渗滤

液 pH 值低于 6.80 时,加入石灰使该垃圾柱回灌渗滤液的 pH 值达到 8.0 左右;当渗滤液 pH 值高于 6.80 时,不再进行 pH 值的调节. 试验过程中,先用水浴锅将垃圾柱 D2 的渗滤液加热到 37 $^{\circ}\text{C}$ 再回灌,垃圾柱 D3 每周一和周四回灌 2 次.

(2) 运行阶段 II 试验开始 710d 后,D2 和 D3 柱作为对照柱,继续按厌氧方式运行,但回灌前不再对 D2 柱的渗滤液进行加热,同时由于产甲烷速率较小,不再监测产甲烷速率;D1 和 D4 柱则改为按准好氧方式运行,其上部的渗滤液回灌阀和下部的渗滤液收集阀均保持常开状态.

1.4 监测指标及方法

试验期间,分别对各垃圾柱渗滤液的 COD、氨

氮、 Cl^- 和 SO_4^{2-} 浓度进行监测. 监测时每次取样约 60 mL, 监测频率为每 2 周 1 次. 其中, COD 采用标准重铬酸钾法, 氨氮采用纳式试剂光度法, Cl^- 采用硝酸银滴定法, SO_4^{2-} 采用重量法进行测定^[13].

在运行阶段 I, 还用排水法对各垃圾柱的产甲烷速率进行监测.

2 结果与讨论

2.1 渗滤液 Cl^- 浓度变化趋势

图 2 表示的是各模拟垃圾柱渗滤液 Cl^- 浓度的变化趋势. 与传统填埋场不同, 由于渗滤液回灌, 生物反应器填埋场渗滤液中保守性 Cl^- 浓度保持相对稳定. 试验前期, 由于 D2、D4 柱相继发生故障, 渗滤液流出柱外, 重新补充自来水后其渗滤液 Cl^- 浓度都出现了一个较大的下降台阶.

试验过程中, 由于取样分析(各柱累计取样约 4.8 L)、蒸发等原因导致各垃圾柱渗滤液量有所减少, 因而需补充自来水以使各垃圾柱每次产生约 1.8 L 渗滤液. 因加入自来水的 Cl^- 浓度只有 30 mg/L 左右, 随着试验的进行, 各垃圾柱渗滤液 Cl^- 浓度逐步降低. 加入的自来水越多, 渗滤液 Cl^- 浓度下降就越快. 从图 2 可看出, 各垃圾柱渗滤液 Cl^- 浓度下降幅度相差不多, 表明各垃圾柱中加入的自来水水量差异并不太大, 补充水分的稀释效应对渗滤液中各污染组分浓度差异的影响也不大.

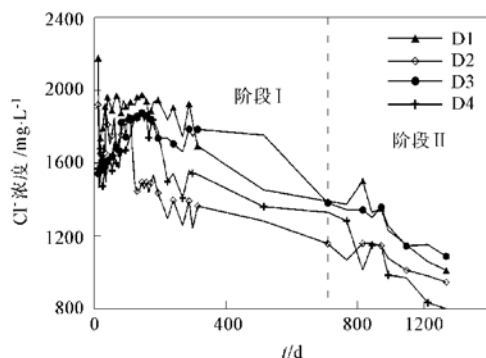


图 2 渗滤液 Cl^- 浓度变化趋势

Fig. 2 Changes of leachate Cl^- concentration

2.2 渗滤液 SO_4^{2-} 浓度变化趋势

图 3 表示的是各垃圾柱渗滤液 SO_4^{2-} 浓度的变化趋势.

试验初期, 受垃圾装填时掺混氧气的影响, 各垃圾柱属好氧状态, SO_4^{2-} 浓度较高; 随着分子氧被耗尽, 各垃圾柱迅速转变为缺氧状态, 在硫酸盐还原菌

的作用下, SO_4^{2-} 被快速还原. 当渗滤液中的 SO_4^{2-} 被全部还原后, 模拟生物反应器填埋场垃圾柱就进入严格厌氧状态了.

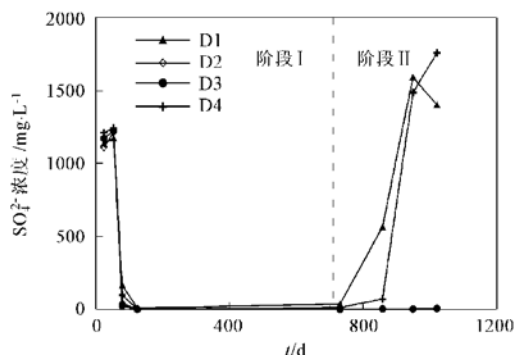


图 3 渗滤液 SO_4^{2-} 浓度变化趋势

Fig. 3 changes of leachate SO_4^{2-} concentration

当垃圾柱 D1 和 D4 由厌氧改为准好氧运行后, 垃圾柱中先前被还原的硫化物重新被氧化, 因而渗滤液 SO_4^{2-} 浓度又回升到 1 500 mg/L 以上, 而同期继续按厌氧方式运行的 D2 和 D3 柱渗滤液 SO_4^{2-} 浓度仍然很低, 表明垃圾柱 D1 和 D4 已由厌氧状态转变成氧化状态. 从图 3 还可看出, 每天回灌 1 次的垃圾柱 D1 比每周回灌 2 次的 D4 柱 SO_4^{2-} 浓度先行回升.

2.3 渗滤液 COD 浓度变化趋势分析

图 4 表示试验期间各模拟垃圾柱渗滤液 COD 浓度的变化趋势. 试验开始后, 由于固相垃圾水解, 各模拟垃圾柱渗滤液 COD 浓度逐渐升高, 当试验进行到 47, 54, 54 和 68 d 时, 模拟垃圾柱 D1、D2、D3 和 D4 渗滤液的 COD 浓度分别上升到试验期间的最高点, 即分别达到了 53 700, 47 400, 41 300 和 49 000 mg/L.

此后, 由于产甲烷活动开始(图 5), 各垃圾柱渗

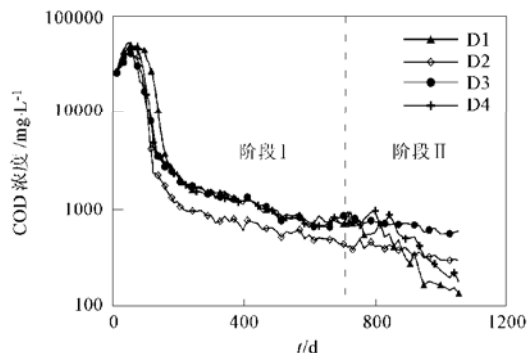


图 4 渗滤液 COD 浓度变化趋势

Fig. 4 Changes of leachate COD concentration

滤液 COD 浓度又相继开始快速下降, 降到 3 000 mg/L 左右时, 其衰减速度又变得非常缓慢. 到 710d 时, 垃圾柱 D1、D2、D3 和 D4 的渗滤液 COD 浓度分别降到 705、435、852 和 669 mg/L.

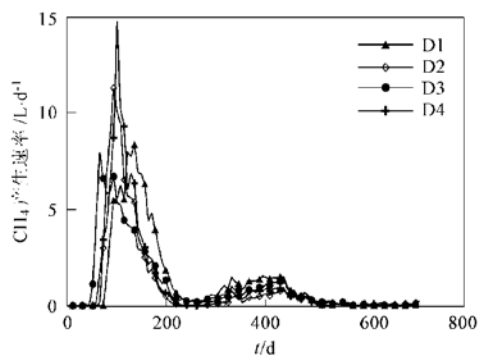


图 5 阶段 I CH_4 产生速率变化趋势

Fig. 5 Changes of CH_4 generation rate during operation phase I

垃圾柱 D1 和 D4 的运行方式由厌氧改为准好氧后, 渗滤液 COD 浓度相继出现了一个短暂的上升阶段, 其原因可能在于垃圾柱中部分难厌氧降解固相有机物被好氧微生物简单分解后, 暂时以中间污染物的形式呈现在渗滤液中, 致使渗滤液 COD 浓度不降反升. 此外, 改变运行方式后, 恰逢实验室温度上升, 对渗滤液 COD 浓度(包括继续按厌氧方式运行的 D2 和 D3 柱)的升高也有一定影响. 随着好氧降解的继续进行, 2 垃圾柱渗滤液 COD 浓度最终都出现了较大幅度的下降. 尽管继续按厌氧方式运行的垃圾柱 D2 和 D3 渗滤液 COD 浓度总体上也呈下降态势, 但降低幅度远较 D1 和 D4 柱小得多.

改变运行方式 197 d 和 255 d 后, 垃圾柱 D1 和 D4 的渗滤液 COD 浓度就分别由厌氧运行结束时的 705 和 669 mg/L 降到 300 mg/L 以下, 达到了 GB16889-1997 对渗滤液 COD 浓度的二级排放标准要求. 试验结束时(即改变运行方式 360 d 后), 模拟垃圾柱 D1、D2、D3 和 D4 渗滤液 COD 浓度分别为 135、295、596 和 178 mg/L, 分别比改变运行方式前下降了 80.84%、32.17%、30.04% 和 73.38%, 其中按准好氧方式运行的垃圾柱 D1 和 D4 渗滤液的 COD 浓度已接近一级排放标准要求.

每天回灌的垃圾柱 D1 比每周回灌 2 次的 D4 柱渗滤液 COD 浓度先开始快速下降, 同时下降幅度更大, 故在准好氧运行期间, 施行高频率回灌对加速填埋垃圾稳定更具优势.

2.4 渗滤液氨氮浓度变化趋势分析

图 6 表示的是各模拟垃圾柱在试验期间渗滤液氨氮浓度的变化趋势. 试验开始后, 随着氨化反应的进行, 渗滤液氨氮浓度有所升高. 随后, 由于产甲烷过程中微生物的同化作用消耗了部分氨氮, 加之补充水分的稀释影响, 各垃圾柱渗滤液氨氮浓度均逐渐下降, 但下降幅度相对较小.

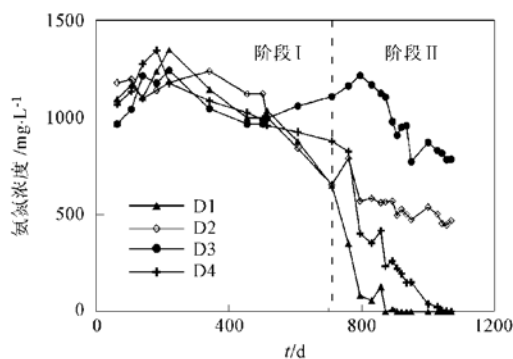


图 6 渗滤液氨氮浓度变化趋势

Fig. 6 Changes of leachate ammonia_N concentration

垃圾柱 D1 和 D4 的运行方式由厌氧改为准好氧后, 由于补充水分的稀释效应以及回灌操作时部分氨氮的挥发, 继续按厌氧方式运行的垃圾柱 D2 和 D3 渗滤液氨氮浓度总体上仍呈缓慢下降态势, 但按准好氧方式运行的垃圾柱 D1 和 D4 渗滤液氨氮浓度下降得更加迅速. 改变运行方式 200 d 后, 在垃圾柱 D1 产生的渗滤液中已检测不到氨氮, 而垃圾柱 D4 渗滤液中检测不到氨氮的时间是改变运行方式后 360 d. 在试验结束时, 继续按厌氧方式运行的垃圾柱 D2 和 D3 的渗滤液氨氮浓度仍分别高达 469.0 和 783.1 mg/L.

试验结果表明, 厌氧生物反应器填埋场稳定后期改为准好氧方式运行, 有利于渗滤液氨氮浓度的快速衰减. 按准好氧方式运行的 2 个垃圾柱渗滤液氨氮被去除的直接原因在于: 渗滤液中的氨氮与从垃圾柱下部进入柱中的氧气发生硝化反应并转化为 NO_3^- 后, 回灌到垃圾柱中, 途经缺氧带时, 发生反硝化反应转化为氮气而被去除. 每天回灌 1 次的垃圾柱 D1 渗滤液氨氮浓度比每周回灌 2 次的垃圾柱 D4 下降更快.

3 结论

(1) 模拟厌氧型生物反应器填埋场垃圾柱稳定后期按准好氧方式运行后, 迅速由厌氧还原状态转变为好氧状态, 渗滤液 COD 浓度衰减速率大幅提高, 氨氮浓度快速降低到不能检出水平, 填埋垃圾的

稳定进程明显加快;同时,较高的渗滤液回灌频率更能强化上述优势.

(2) 该研究为解决厌氧型生物反应器填埋场稳定后期渗滤液 COD 浓度衰减较慢、氨氮浓度持续偏高的问题提供了参考,但因实际填埋场的规模远比试验垃圾柱大,渗滤液收集管和导气管所能作用的范围又相对有限,改变运行方式对实际厌氧型生物反应器填埋场渗滤液水质改善的效果如何,仍有待更大规模试验的检验,切换 2 种运行方式的时机也需进一步研究.

参考文献:

- [1] Brrsheim H, Reinhart D R. Full-scale experiences with leachate recirculating landfills: case studies [J]. Waste Management and Research, 1996, **14**: 347~ 365.
- [2] Warith M. Bioreactor landfills: experimental and field results [J]. Waste Management, 2002, **22**: 7~ 17.
- [3] 何若,沈东升. 生物反应器-填埋场处理渗滤液的试验 [J]. 环境科学, 2001, **22**(6): 99~ 102.
- [4] 王琪,董路,李姐,等. 垃圾填埋场渗滤液回流技术的研究 [J]. 环境科学研究, 2000, **13**(3): 1~ 5.
- [5] U S EPA. Alternative Liner Performance, Leachate Recirculation, and Bioreactor Landfills: Request for Information and Data [R]. Federal Register, 2000, **65**(67): 18014~ 18018.
- [6] Pohland F G. Landfill Bioreactors: Historical Perspective, Fundamental Principle, and New Horizons in Design and Operations [A]. In: Seminar Publication: Landfill Bioreactor Design and Operation [C]. Washington: US Environmental Protection Agency, 1995. 9~ 24.
- [7] Pohland F G. Leachate Recycle as Landfill Management Option [J]. Journal of the Environmental Engineering Division, ASCE, 1980, **106**(EE6): 1057~ 1069.
- [8] Pohland F G, Kim J C. In situ anaerobic treatment of leachate in landfill bioreactors [J]. Water Science and Technology, 1999, **40**(8): 203~ 210.
- [9] Chugh S, Clarke W. Effect of recirculated leachate volume on MSW degradation [J]. Waste Management and Research, 1998, **16**(6): 564~ 573.
- [10] Adam D R. Aerobic landfill test cells and their implications for sustainable waste disposal [J]. The Geographical Journal, 2001, **167**(9): 235~ 241.
- [11] Sangchul P, Tetsuya K, Takayuki S, Yasushi M. Simulation on Behaviors of Pollutants in Semi-aerobic Landfill Layers [J]. Journal of the Japan Society of Waste Management Experts, 1997, **8**(4): 147~ 156.
- [12] Nobutoshi T. Quantity and Quality Issues on Landfill Leachate and the Function of Semi-aerobic Landfill [J]. Waste Management Research, 1993, **4**(1): 41~ 46.
- [13] 国家环境保护总局,《水和废水监测分析方法》编委会编. 水和废水监测分析方法(第四版) [M]. 北京: 中国环境科学出版社, 2002. 179~ 284.
- [14] Veeken A, Hamelers B. Effect of temperature on hydrolysis rates of selected biowaste components [J]. Bioresource Technology, 1999, **69**: 249~ 254.