

厌氧-好氧生物反应器填埋工艺特性研究

陈朱蕾¹, 周传斌², 刘婷¹, 江娟¹, 曹丽¹, 吕志中¹, 李希堃¹, 黎小保¹

(1. 华中科技大学环境科学与工程学院, 武汉 430074; 2. 中国科学院生态环境研究中心, 北京 100085)

摘要: 基于生物反应器填埋技术, 研究 1 种填埋场地循环操作的厌氧-好氧生物反应器填埋工艺, 设计了该工艺模拟装置并研究了其运行工艺特性. 厌氧阶段主要通过渗滤液回灌控制反应器工艺条件, 主要试验结果为, pH 值, R1 在 6 周后可上升至 6.7~7.8, R2 在 17 周内一直低于 6.8; 渗滤液 COD 浓度, R1 在 13 周时下降至 10 617 mg/L, R2 在 5 周后上升至 60 000 mg/L 后长期趋于稳定; 填埋气累计产量, R1 在 8 周达到 44%, R2 几乎不产气. 衡量稳定化可以分别采用渗滤液 pH、COD 浓度及 BOD₅/COD 的减少率、填埋气的累计产率等指标来判断, 并据此转换为好氧填埋运行. 好氧阶段主要是通过强制通风来减少恶臭和水分, 主要试验结果为, 通风 19d 氨气浓度降为 1.16 mg/m³, 通风 23d 后恶臭浓度降为 19; 通风 14d 后含水率降为 26%. 完成此阶段的工艺指标值可依据矿化垃圾开采的最终用途确定. 对主要试验数据进行了数值模拟. 厌氧-好氧填埋过程的微生物演替经 RISA 分析, 有 4 个优势菌群, 一些兼性菌群在厌氧-好氧阶段起着重要的承前启后作用.

关键词: 生活垃圾; 生物反应器填埋; 厌氧-好氧

中图分类号: X705 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2007)04-0891-06

Study on Technological Characters of Anaerobic-Aerobic Bioreactor Landfill

CHEN Zhu-lei¹, ZHOU Chuan-bin², LIU Ting¹, JIANG Juan¹, CAO Li¹, LÜ Zhi-zhong¹, LI Xi-kun¹, LI Xiao-bao¹

(1. Department of Environmental Science and Engineering, Huazhong University of Science and Technology, Wuhan 430074, China; 2. Research Center for Eco-Environmental Sciences, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100085, China)

Abstract: A technology of anaerobic-aerobic landfill bioreactor aimed at reusing landfill site is studied, and it's based on landfill bioreactor technology. A set of stimulating equipment is designed, and the technology characters are studied. In the anaerobic period, technological conditions are controlled by the means of leachate recirculation. The main experimental results are: pH, R1 rises to 6.7~7.8 in 6 weeks, and R2 is under 6.8 in 17 weeks; COD concentration of leachate, R1 declines to 10 617 mg/L in 13 weeks, while R2 rises to 60 000 mg/L in 5 weeks, and keeps stabilization in long time; the cumulating methane production, R1 reaches 44% in 8 weeks, while R2 almost cannot produce methane. The stabilization can be evaluated by pH of leachate, COD and BOD₅/COD decreasing ratio, and cumulating methane production. They are main evidences to transform anaerobic period to aerobic period. In the aerobic period, odor and moisture are reduced by the means of aeration. The main experimental results are: ammonia concentration reduces to 1.16 mg/m³ in 19 days, and the odor concentration reduces to 19 in 23 days; the moisture of the wastes reduces to 26% in 14 days. The technological indexes to evaluate finishing of this period can be determined by the ultimately purpose of exploited wastes. Numerical modeling has been researched with the use of experimental data. The succession of microbes in the anaerobic-aerobic course is studied by RISA (ribosomal intergenic spacer analysis) analysis. There are 4 preponderant groups in this course, and some facultative anaerobes play important roles in the transition of anaerobic period to aerobic period.

Key words: municipal solid waste; landfill bioreactor; anaerobic-aerobic

生物反应器填埋技术是在传统的卫生填埋技术基础上发展起来的^[1~4], 通过强化填埋垃圾中微生物的生物活动, 从而加快垃圾生物降解速度、提高气体产量和产率、加速填埋场稳定化等^[5~7]. 另一方面, 一些老垃圾填埋场为了筛分矿化垃圾作为肥料或为了搬迁等目的, 运用了填埋场开采技术. 目前研究较多的厌氧生物反应器填埋工艺, 垃圾稳定化后往往含有较高浓度恶臭和较高水分, 短期内难以实现开采.

本实验基于生物反应器填埋技术, 研究开发 1 种填埋场地循环操作的厌氧-好氧生物反应器填埋新工艺, 设计了该工艺模拟装置并研究了其运行工

艺特性, 对主要试验数据进行了数值模拟.

1 工艺设计

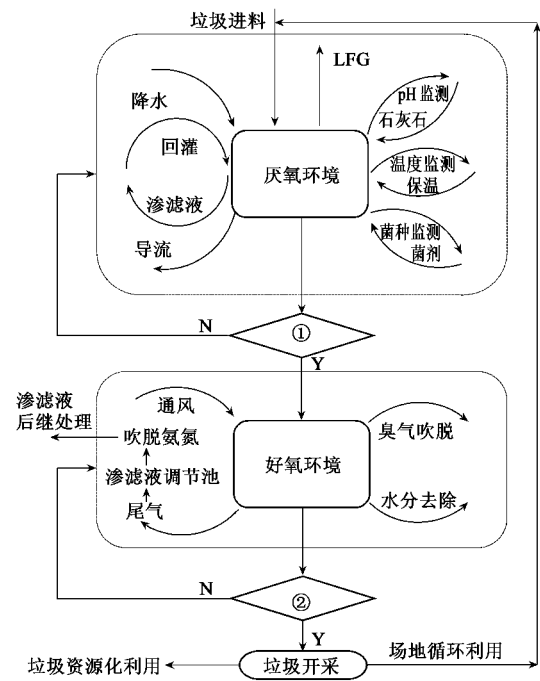
厌氧-好氧生物反应器填埋工艺分为厌氧、好氧 2 个阶段. 厌氧阶段的主要控制手段为渗滤液回灌, 旨在促进垃圾降解、加速垃圾稳定化进程, 提高产气速率, 同时降低渗滤液浓度和减重. 采用气、固、液的有关测定指标来确定填埋物趋于稳定化、转换为好

收稿日期: 2006-04-18; 修订日期: 2006-08-20

基金项目: 武汉市重点科技攻关项目(20056002052)

作者简介: 陈朱蕾(1955~), 男, 教授, 主要研究方向为固体废物处理与环境生物技术, E-mail: chenzhulei@263.net

氧填埋工况的周期. 好氧阶段的主要控制手段为强制通风, 旨在快速去除垃圾的高水分、显著降低恶臭, 有利于矿化垃圾开采, 达到减量化、资源化、循环利用填埋场地的目的. 同时好氧阶段还研究渗滤液氨氮吹脱的效果. 所述工艺的系统流程如图 1 所示.



①为厌氧-好氧转换工艺条件;②为工艺结束条件
图 1 厌氧-好氧循环填埋工艺流程

Fig.1 Flow chart of anaerobic-aerobic circular landfill

2 材料与方法

2.1 模拟填埋反应器

本实验采用自行研究设计的模拟厌氧-好氧生物反应器(R1), 模拟装置包括填埋柱、渗滤液调节池及污水泵、风机等其它设备(图 2). 另外设计 1 套模拟传统卫生填埋的对照装置(R2).

模拟填埋柱垃圾处理量设计每批次为 100 kg, 人工压实, 设计压实密度为 0.6 t/m³左右, 填埋柱的有效容积约为 0.15 m³, 柱底层设置填料导流层, 柱上层设置气室及渗滤液的回灌, 据此厌氧填埋柱设计为总高1 700 mm, 直径 400 mm 的圆柱形结构.

填埋柱由 4 节圆柱体组成嵌套结构以方便进料、压实及调整反应容积. 侧壁不同高度设观察取样口, 渗滤液回灌口、气体测试口、测温仪口位于顶盖.

2.2 进料垃圾特性

实验进料为校园内的食堂、宿舍、果壳箱等不同产生源的生活垃圾, 模拟武汉市的生活垃圾组成成

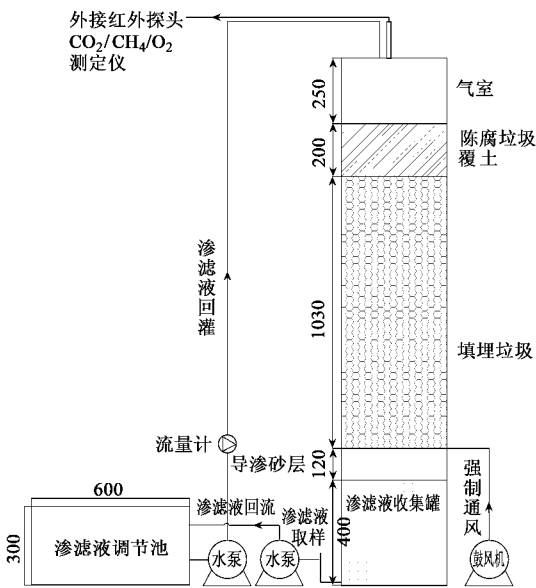


图 2 模拟装置示意

Fig.2 Schematic diagram map of simulating equipment

分比例混合, 垃圾特性值控制在垃圾含水率为 60% 左右, VS 为 40% 左右.

2.3 取样及检测方法

2.3.1 取样方法

渗滤液取自反应器底部的渗滤液收集罐, 每次 100 ~ 300 mL; 垃圾取自反应器上、中、下不同高度取样口, 每个取样口每次取样 100 g; 填埋气组成变化检测填埋柱顶部气室.

2.3.2 检测方法

(1) 渗滤液 COD: 重铬酸钾消解法; NH₃-N: 纳氏试剂分光光度法; pH: PHS-25 型酸度检测仪; BOD: ET99724A-12 微电脑 BOD 测量仪.

(2) 填埋气体 MODEL 9000D 型取样器.

(3) 垃圾堆体 水分: 75 ℃ 烘箱烘干 24 h; 挥发分: 600 ℃ 马弗炉 2 h; 减重: 体积和重量测定.

(4) 其它 氨气浓度: 利用纳氏试剂比色法测定吸收液中氨氮浓度, 换算成单位气体氨气浓度, 单位为 mg/m³; 恶臭浓度: 按标准 GB/T 14675^[8] 所述方法检测; 垃圾浸出液: 垃圾 50 g 加入 1 L 去离子水, 室温振荡 8 h, 振荡频率为 (110 ± 10) 次/min, 振幅 40 mm, 静置 16 h 后过滤得到浸出液.

2.4 试验方法

2.4.1 模拟降水及试验环境

1 ~ 7 周每周向 R1 填埋柱回灌清水 5 L 以模拟降雨, 共回灌清水 35 L, 渗滤液贮存在调节池. 运行时间为 5 ~ 10 月, 室温在 20 ~ 35 ℃, 未进行温度

调节.

2.4.2 厌氧阶段回灌量及回灌频率

工艺控制渗滤液回灌量及回灌频率,使垃圾层含水率达到适宜的含水率 60% ~ 75%^[9].测定垃圾最大持水能力为 54%,每次回灌需补充水分 9% ~ 21%.日常操作中以 40 L/h 的流速回灌 15 ~ 20 min,控制回灌量为 10 ~ 13 L,每日回灌 1 次.空白对照装置不回灌.

2.4.3 好氧阶段通风量及风压

工艺控制通风量及风压,使反应器内氧气成分持续控制在 15% 以上.模拟装置的风机与填埋柱直接用软管相接,管路压力损失忽略不计,堆体压力损失根据下式估算^[10],通风量为 $6 \times 10^{-3} \sim 8 \times 10^{-3}$ m³/min,额定压强为 2 N·cm⁻²,每日通风 10 h.

$$\Delta p = \left[\frac{150\mu(1-\omega)^2w_0}{D^2\omega^3} + \frac{1.75\rho(1-\omega)w_0^2}{D\omega^3} \right] L$$
$$= 1\,500\text{ Pa}$$

式中:Δ*p* 为垃圾堆体压力损失,μ 为空气粘度,ρ 为空气密度,ω 为垃圾层孔隙率, *w*₀ 为截面空气流速, *L* 为填埋体高度, *D* 为当量直径.

2.4.4 RISA 分析

采用核糖体基因间区分析(ribosomal intergenic spacer analysis, RISA)方法对生态填埋过程的微生物演替作了初步研究.RISA 以细菌 16S rDNA 和 23S rDNA 间隔片段(ITS)为研究对象.在厌氧-好氧不同阶段取垃圾渗滤液,提取总 DNA,提取方法参见文献[11].ITS 片段的 PCR 扩增参见文献[12],扩增出的 ITS 混合物用 2% 琼脂糖凝胶电泳分离,经溴化乙锭染色和凝胶成像系统拍照储存.

3 结果与分析

3.1 厌氧填埋运行阶段

3.1.1 渗滤液 pH

图 3 中,反应器填埋启动初期渗滤液的 pH 在 5.5 ~ 6.5 之间.采取回灌后渗滤液 pH 值逐步上升,6 周后上升到 6.7 ~ 7.8.13 ~ 15 周 pH 略有下降.16 ~ 17 周 pH 又升高至 8.0 以上.空白对照装置 17 周内 pH 一直低于 6.8.试验过程没有进行化学法 pH 调节.

3.1.2 渗滤液 COD 浓度

图 4 为 R1 及 R2 渗滤液 COD 浓度变化趋势.起始渗滤液 COD 浓度均为 28 000 mg/L 左右.3 周时 R1 的 COD 浓度升至峰值 48 120 mg/L,3 周后 R1 渗滤液 COD 浓度持续下降,13 周时渗滤液 COD 浓度下降至

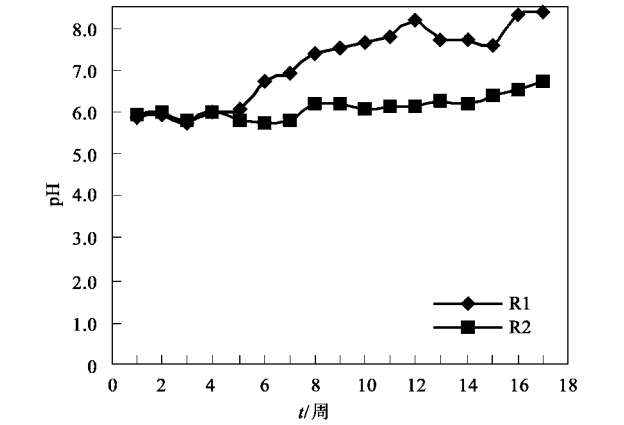


图 3 渗滤液 pH 的变化
Fig.3 Variation of pH in leachate

10 617 mg/L.试验 1 ~ 7 周 COD 浓度具有一定程度的波动,这可能是回灌清水所致.14 ~ 17 周,渗滤液 COD 浓度趋于稳定,而且渗滤液的浊度、色度及臭气明显下降,呈土黄色,半透明,略有臭味.

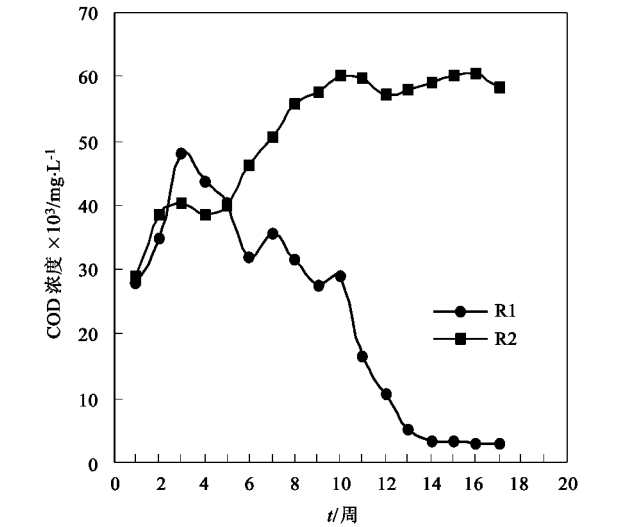


图 4 渗滤液 COD 浓度的变化
Fig.4 Variation of COD concentration in leachate

反应器 R2 产生渗滤液的 COD 浓度在 2 ~ 5 周经历了 1 个平缓期后逐步上升至 60 000 mg/L,然后增长速度趋于平缓,渗滤液为黑褐色混浊、恶臭液体.

R1 反应器 7 ~ 15 周后 BOD₅/COD 值从 0.314 降至 0.218,15 ~ 17 周降为 0.107.

以上实验结果说明,在填埋起始阶段,反应器 R1 有机污染物的溶出速度明显高于 R2,3 周后反应器内垃圾快速降解,至 17 周 COD 降解率由 52.5%

下降至 1.4%. 渗滤液浓度比 R2 的少 19 倍. R1 的渗滤液 COD(M_1)降解分段方程为:

$$\begin{cases} M_1 = 59\,591 - 3\,695.6 \cdot t & 0 \leq t \leq 11 (R^2 = 0.981\,6) \\ M_1 = 10\,938 \cdot e^{-0.6742 \cdot (t-11)} + 2\,684 & t \geq 11 (R^2 = 0.929\,7) \end{cases}$$

可以采用渗滤液 COD(M_1)降解方程及 COD 值趋于稳定(降解率幅度低于 2%/周)作为指标之一来表征反应器填埋物的降解速率和基本稳定化,同时辅以渗滤液浊度、色度及臭气的感官定性来判断.

BOD₅/COD 值下降到 0.1 左右,渗滤液可生物降解性非常差,不适宜继续通过回灌降解.

3.1.3 渗滤液 NH₃-N 浓度

图 5 为渗滤液 NH₃-N 浓度变化趋势. 反应器 R1 与 R2 产生的渗滤液 NH₃-N 浓度均有一定程度的不规则波动变化. R1 的 NH₃-N 浓度略低于 R2, 可能是回灌渗滤液中携带少量的空气使少量 NH₃-N 完成“硝化-反硝化”过程而去除,也可能是由于渗滤液 pH 值中性偏碱,贮存在调节池中与大气接触而挥发出来. 回灌对渗滤液中的 NH₃-N 没有明显去除效果.

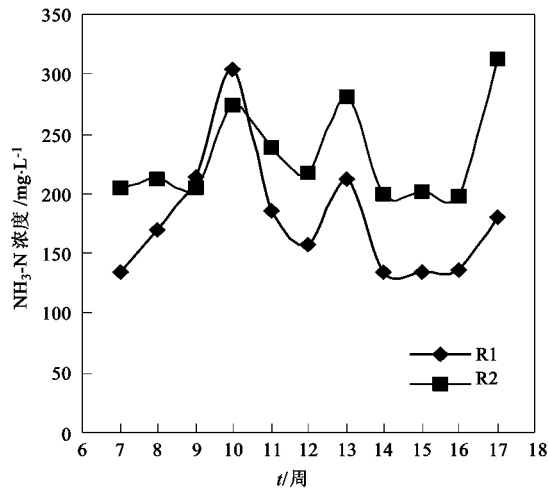


图 5 渗滤液 NH₃-N 浓度的变化

Fig.5 Variation of NH₃-N concentration in leachate

3.1.4 填埋产气

填埋气体累计成分变化见图 6. R1 中 CH₄ 逐步升高后趋于稳定, 2~8 周 CH₄ 产生速率较大, 上升至 33.4% 后缓慢升高至 44% 并趋于稳定.

对照试验表明: 填埋反应器产 CH₄ 过程快速进入稳定期, 累计产气率至少是传统填埋方式的 1 倍. 当产气速度滞缓, CH₄ 产量增长幅度低于 1%/周时, 可指示工艺结束厌氧填埋阶段.

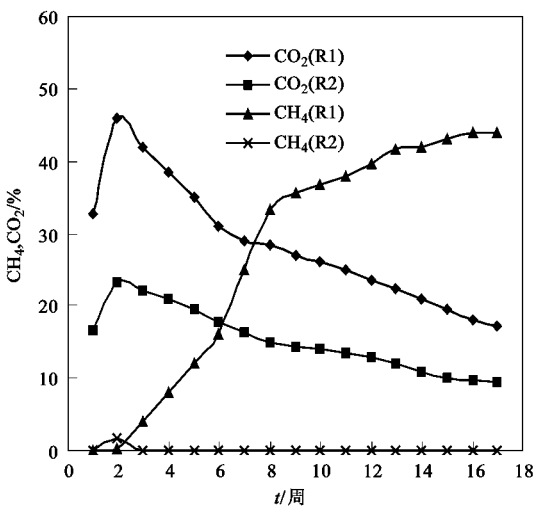


图 6 CH₄ 和 CO₂ 随时间变化

Fig.6 Variation of CH₄ and CO₂ proportion

研究反应器的累计产甲烷(以 % 表示)模型为:
 $M_m = 0.45 \cdot \exp[-\exp(1.608\,6 - 0.343\,4t)]$
($R^2 = 0.987\,7$)

3.1.5 堆体中挥发性有机固体成分(VS)

图 7 为堆体中挥发性有机固体变化趋势. 1~8 周填埋柱内的 VS 从进料时的 40% 持续下降至 20% 左右, 第 8 周后逐步趋于稳定. 空白对照的 VS 变化速度缓于回灌型反应器.

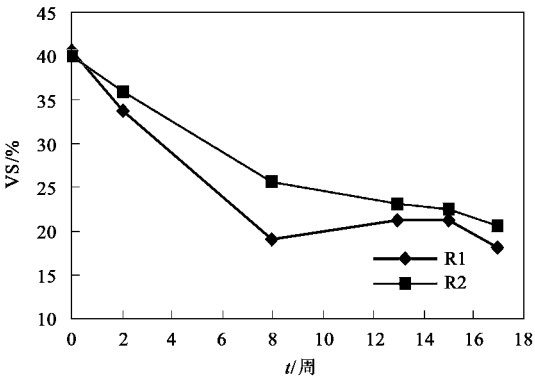


图 7 挥发性有机固体的变化趋势

Fig.7 Variation of volatile solids

结果表明, VS 趋于稳定难以表征填埋物的稳定化, 原因主要是固相匀质性差, 反应器周边取样缺乏代表性, 与产气量和渗滤液浓度变化不对应.

3.2 好氧填埋运行阶段

3.2.1 好氧脱臭效果

厌氧填埋产生以氨气、硫化氢及甲硫醇为主的恶臭气体, 选择氨气和臭气浓度作为恶臭污染物的

监测指标,厌氧填埋反应器结束时的氨气浓度高达 350 mg/m³左右.好氧通风可遏制臭气的产生、吹脱恶臭.图 8 为通风时间与氨气及臭气浓度的变化.结果表明,通风 14 d(140 h)和 19 d(190 h)左右,吹脱气体中氨气的浓度可分别降至 4.6 mg/m³和 1.16 mg/m³,分别达到恶臭污染物厂界的排放三级和二级标准^[13].而臭气浓度只有在 21 d(210 h)通风后才降到 70,达到三级标准.但是 23 d(230 h)通风后氨气和恶臭浓度均可降至二级标准.

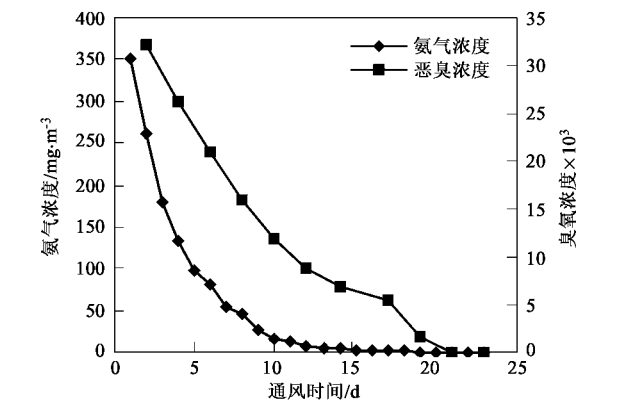


图 8 氨气及恶臭浓度的变化

Fig.8 Variation of ammonia and odor concentration

研究反应器的 NH₃ 吹脱模型为:

$$M_g = 347.3 \cdot e^{-0.0308 \cdot t} \quad (R^2 = 0.9790)$$

3.2.2 通风除水效果

为方便分析强制通风对垃圾堆体中水分含量的影响,将测定的含水率转换后得到以垃圾干重表示的垃圾层水分质量(S).

垃圾堆体的除水效果见图 9.每 h 通风可去除水分为 0.002 57S~0.005 32S,且每 h 除水量逐步下降.9 d 后含水率低于 35%,已达到一般好氧堆肥的产品含水率要求.14 d 后含水率进一步降低到 26%,除水率高达 63%.

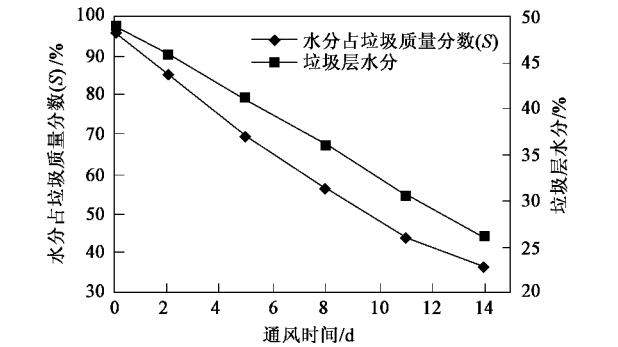


图 9 通风除水效果

Fig.9 Effects of blowing off moisture

3.2.3 好氧填埋结束工艺特征

好氧阶段的工艺参数表明,好氧通风 9 d(90 h)后脱水效果显著,通风 14 d(140 h)后脱臭效果显著.完成好氧阶段的工艺指标值和周期可依据矿化垃圾开采的环境评价要求和最终用途确定.

好氧通风后矿化垃圾明显呈黑褐色,无恶臭气味.垃圾浸出液水质(表 1)表明垃圾中含有一定比例的水溶性有机质和氮元素,且 pH 值中性偏碱,符合植物生长条件^[14].本工艺处理后的垃圾利用渠道还有待进一步研究.

表 1 垃圾浸出液水质
Table 1 Leachate quality of solid waste

项目	指标	测定值
固相	VS/%	18.1
浸出液	pH	8.3
	BOD ₅ /mg·L ⁻¹	180
	COD/mg·L ⁻¹	725
	氨氮/mg·L ⁻¹	35

3.3 减重效果

进料垃圾层的高度是 108 cm(含 1 a 陈腐垃圾 20 cm),实验结束后沉降量为 40 cm,体积沉降比大概是 37%,不计陈腐垃圾大概是 51%.出料称重结果为垃圾层质量减重为 42%.

观察取样口显示,减重主要发生在厌氧阶段.

3.4 厌氧-好氧转换的生物相变化

厌氧-好氧不同阶段微生物 RISA 图谱(图 10)可以看出,厌氧填埋开始时条带较少,微生物的种类相对较少;随着厌氧发酵的进行条带逐渐增多,微生物的种类增多;到产甲烷最多时,RISA 图谱有 4 条明显的亮带,至少有 4 个优势类群;转变为好氧后,较大的那条条带消失了,这个条带应该是一些严格厌氧菌的 ITS 片段,4 号还有 3 个主要条带与 3 号的主条带相同,很可能是一些兼性菌类群,它们在环境氧含量强烈改变的时候起着重要的承前启后的作用,很有可能在好氧阶段仍发挥重要的作用.

3.5 渗滤液氨氮吹脱

采用导管将好氧通风产生的尾气回至渗滤液调节池中,成为渗滤液简易氨氮吹脱池.渗滤液经厌氧回灌原位处理及好氧氨氮吹脱 2 阶段反应后,COD、BOD、NH₃-N 浓度均大幅削减,pH 值中性偏碱(表 2).调节池中氨氮的吹脱率 20 h 后降低到 32 mg/L,吹脱率可达 80%.

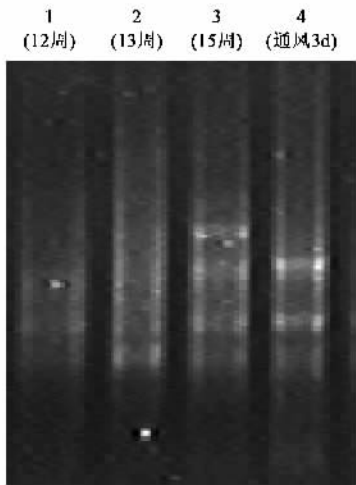


图 10 不同填埋时期微生物的 RISA 图谱

Fig.10 RISA fingerprints of microbial communities in different landfill periods

表 2 渗滤液水质变化

Table 2 Variation of leachate quality

项目	COD /mg•L ⁻¹	BOD /mg•L ⁻¹	NH ₃ -N /mg•L ⁻¹	pH ¹⁾
峰值水质	48 120	11 132	304	5.88
出水水质	3 008	381	32	8.24
降解率/%	94	97	89	—

1)pH 为酸性最大时的值

4 结论

(1)厌氧阶段衡量稳定化可以分别采用渗滤液 pH、COD 浓度及 BOD₅/COD 的减少率、填埋气的累计产率等指标来判断.挥发性有机固体降解率不宜作为厌氧阶段结束的判断指标,厌氧阶段结束后渗滤液不宜继续通过回灌降解.

(2)好氧阶段通风 9 d(90 h)后脱水效果显著,通风 14 d(140 h)后脱臭效果显著.完成好氧阶段的工艺指标值和周期宜依据矿化垃圾开采的环境评价要求和最终用途确定.

(3)厌氧阶段至少有 4 个优势菌群,其中兼性菌

群在厌氧-好氧阶段均起着重要的承前启后作用.

(4)渗滤液经厌氧回灌原位处理及好氧氨氮吹脱 2 阶段反应后,COD、BOD、NH₃-N 浓度均大幅削减,其中氨氮的吹脱率可达 80%.厌氧-好氧反应器减量化效果显著.

参考文献:

[1] Wang Hao, Xing Kai, Anthony Adzomani. Bioreactor Landfill [J]. Geosci. Res. NE Asia, 2004, 7(1): 85 ~ 91.

[2] Pohland F G. Landfill bioreactors: Fundamentals and Practice [J]. Water Quality International, 1996, 9(10): 18 ~ 22.

[3] Reinhart, Debra R, McCreanor, *et al.* The bioreactor landfill: Its Status and Future [J]. Waste Management and Research, 2002, 20 (2): 172 ~ 186.

[4] Mostafa Warith. Bioreactor landfills: experimental and field results [J]. Waste Management, 2002, 22(1): 7 ~ 17.

[5] Phaneuf R J. Landfill Bioreactor Design and Operation: A New York State Regulatory Perspective [A]. In: Landfill Bioreactor Design and Operation [C]. Washington: Seminar Publication, 1995.185 ~ 193.

[6] Pacey J G. Landfill Gas Enhancement Management [A]. In : Landfill Bioreactor Design and Operation [C]. Washington: Seminar Publication, 1995.175 ~ 184.

[7] Pohland F G. Landfill Bioreactor: Historical Perspective, Fundamental Principle, and New Horizons [A]. In: Landfill Bioreactor Design and Operation [C]. Washington: Seminar Publication, 1995.9 ~ 24.

[8] GB/T 14675, 空气质量——恶臭的测定 三点比较式臭袋法 [S].

[9] 沈东升,何若,刘宏远.生活垃圾生物处理技术[M].北京:化学工业出版社,2003.303 ~ 304.

[10] 高家锐.动量、热量、质量传输原理[M].重庆:重庆大学出版社,2000.

[11] Zhou J Z, Bruns M A, Tiedie J M. DNA recovery from soils of diverse composition[J]. Appl. Environ. Microbial., 1996, 62: 316 ~ 322.

[12] 田扬捷. 用 RISA 法评估地下水细菌群落结构差异及变化 [J].微生物学报, 2004, 5(44): 676 ~ 678.

[13] GB 14554-93, 恶臭污染物排放标准[S].

[14] 郭亚丽,赵由才.生活垃圾填埋场陈垃圾基本特性及再利用 [J].再生资源研究, 2004,5: 11 ~ 15.