

2 种 MSW 好氧生物反应器型填埋方式的对比实验

李兵^{1,2}, 董志颖¹, 赵勇胜³, 赵由才², 牛冬杰²

(1. 宁波大学建筑工程与环境学院, 宁波 315211; 2. 同济大学环境科学与工程学院, 上海 200092; 3. 吉林大学环境与资源学院, 长春 130026)

摘要:在系统分析现有 MSW 生物反应器型填埋方法优缺点基础上, 对其改进, 将强制通风好氧和渗滤液循环 2 种方式有机结合组成新的反应器(称之为反应器 A), 与只有强制通风好氧的反应器(称之为反应器 B)作对比. 实验过程中对 2 反应器中 NH_3 、 CH_4 、 CO_2 、pH、温度、电导率及沉降进行控制和监测, 对渗滤液中 Fe^{3+} 和 NH_4^+ 进行监测与分析, 研究 2 种 MSW 好氧生物反应器对所填垃圾降解及所产生渗滤液中 COD、 Fe^{3+} 和 NH_4^+ 的去除效果, 探讨两者对所填垃圾降解和渗滤液中所测参数去除机理, 从而得出反应器 A 比反应器 B 对垃圾和渗滤液有更好的降解和去除效果.

关键词:城市固体废物; 好氧生物反应器; 渗滤液; 循环; 强制通风

中图分类号: X705 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2005)03-0180-06

Contrasting Experiment of Two Types of MSW Aerobic Bioreactor Landfill

LI Bing^{1,2}, DONG Zhi-ying¹, ZHAO Yong-sheng³, ZHAO You-cai², NIU Dong-jie²

(1. College of Constuction Engineering & Environment, Ningbo University, Ningbo 315211, China; 2. College of Environment Science & Engineering, Tongji University, Shanghai 20092, China; 3. College of Environment & Resources, Jilin University, Changchun 130026, China)

Abstract: Bioreactor landfill is an emerging landfilling method, which represents the newest developing aspect of Municipal Solid Wastes (MSW) treatment. On basis of analyzing the merits and defects of present bioreactor landfilling methods, the paper improves these methods and combines organically aeration and leachate recirculation into a new reactor (called reactor A), which is contrasted with bare aerobic landfill (called reactor B). During the course of experiment, NH_3 , CH_4 , CO_2 , pH, temperature and electric conductivity in the two bioreactors were controlled and detected, meanwhile, COD, Fe^{3+} , NH_4^+ in the leachate were detected and analyzed. The paper researches on the wastes degradation and the COD, Fe^{3+} and NH_4^+ removal of the two bioreactors, probes into the mechanics of wastes and leachate degradation. Finally the paper draws a conclusion that the effect of degrading wastes and leachate of bioreactor A is better than that of bioreactor B.

Key words: municipal solid waste (MSW); aerobic bioreactor; leachate; recirculation; forced aeration

生物反应器型填埋方式代表了垃圾填埋的最新发展^[1,2]. 当前存在 3 种反应器型填埋方法, 即城市固体废弃物 (MSW) 准好氧填埋法、具有渗滤液循环的填埋法和强制通风好氧填埋法. 前两者降解过程较迅速、稳定化时间较短、降解较彻底, 渗滤液中所含物质浓度相对较低, 因而具有使渗滤液较易处理且处理费用相对较低等优点. 但二者也存在一定的缺陷, 如 MSW 准好氧填埋不便对垃圾层进行水分、pH 值及营养调节, 在一定程度上会抑制好氧微生物的活性, 而且填埋层中存在大量的厌氧微生物, 这会使降解速度变慢; 而具有渗滤液循环的填埋方法虽然能够对所填埋的垃圾进行水分、pH 值及营养调节, 但填埋层中降解垃圾的微生物大多数是厌氧微生物, 这同样也使得降解速度变慢.

目前国外有学者正在研究强制通风好氧填埋方法, 其处理 MSW 有如下优点^[3]: ① LFG 的问题得以解决, 好氧填埋场不产生或很少产生甲烷; ② 渗滤

液中挥发性有机化合物可更快地减少, 降低了其挥发对空气及周围水体的不利影响, 减少 MSW 填埋场的恶臭; ③ 能够使填埋场内温度升高, 渗滤液的挥发性增强, 而且温度的升高有利于垃圾中有机组分的降解, 同时也能够降解渗滤液中有机组分, 降低渗滤液后续处理压力; ④ MSW 沉降比较高, 这有利于延长填埋场的寿命; ⑤ 好氧填埋提供了长期、持续管理 MSW 的可能性. 但也可以看出强制通风好氧填埋不能对垃圾层进行水分、pH 值及营养调节, 在一定程度上也会抑制好氧微生物的活性.

本研究将现有方法加以改进, 将强制好氧填埋和渗滤液循环这 2 种填埋方式结合起来, 组成新的

收稿日期: 2004-06-30; 修订日期: 2004-09-16

基金项目: 国家科技部科技攻关项目 (2003BA808A17); 国家高技术研究发展计划 (863) 项目部分资助; 宁波大学科研基金 (0311057 和 ss2004014)

作者简介: 李兵 (1977~), 男, 博士研究生, 从事固体废弃物资源化和垃圾填埋场污染控制研究.

反应器(反应器 A),其本质是通过强制通风供氧,借助渗滤液的循环,提供垃圾填埋场内充足的水分,发挥填埋场内好氧微生物的性能,人工调控其影响因素如 pH 值、营养配比、MSW 的透气性、温度等,激发好氧微生物的降解机能,从而使 MSW 尽快降解,反应器中所填垃圾尽快达到稳定。

1 实验装置及方法

1.1 实验装置

设计了 2 组实验装置:强制通风好氧和渗滤液循环结合的反应器 A 和单纯 MSW 强制通风好氧填埋的反应器 B。装置 A 和装置 B 的设计都模拟实际垃圾填埋场,它们的长×宽×高为:90cm×50cm×80cm。

装置 A 中有布水槽、布气管、渗滤液循环系统、气体收集系统,如图 1 所示。装置 B 中有布气管、渗滤液收集口、气体收集口,如图 2 所示。

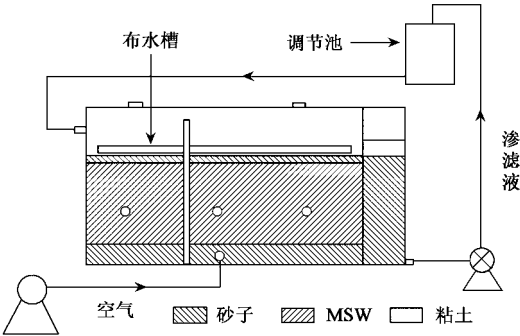


图 1 反应器 A 装置示意图
Fig.1 The reactor A sketch map

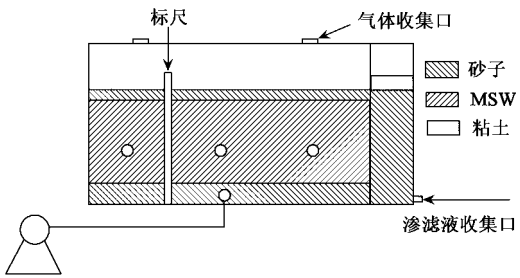


图 2 反应器 B 装置示意图
Fig.2 The reactor B sketch map

反应器 A 中布水槽长×高×宽为 86cm×4cm×46cm,槽的底部布满直径为 0.15cm 的小孔,并在该槽的底部平铺滤纸,其目的是使渗滤液经小孔缓慢下滴,保证装置布水均匀。

2 装置采用相同的布气管,如图 3 所示。布气管的干管外径为 4cm;支管外径为 1cm。2 相邻支管中

心距都是 12cm;干管和支管上都开有小孔,相邻小孔之间夹角为 0°且中心距都为 12cm。该设计的目的是使布气管能够布气均匀。

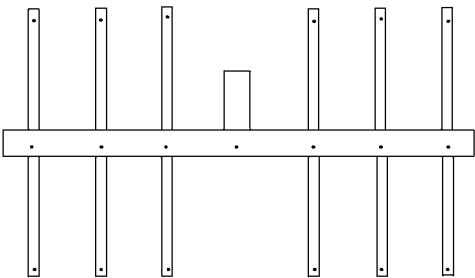


图 3 2 装置布气系统示意图
Fig.3 The charge pipe sketch map

1.2 实验样品采集及预处理

本实验用垃圾均取自长春市石碑岭垃圾场。采样时在垃圾场设计了 5 个垃圾采样点,将所取样混在一起合成总样。所取回的垃圾样用 10mm 的筛子进行筛选,将小石块、塑料袋的小碎片、小金属块剔除掉,保留其它组分。通过实验测定出该垃圾样的含水率为 9.1%,有机垃圾组分为 9.87%。

1.3 实验方法

1.3.1 分析方法

渗滤液的 COD、BOD₅、NH₄⁺、NO₃⁻、Fe³⁺、pH、Eh(氧化还原电位)参照文献[4]中有关监测分析方法,其中 NH₄⁺、NO₃⁻ 分别采用可见分光光度法、紫外分光光度法测定,Fe³⁺ 采用邻菲罗啉分光光度法测定;对填埋气体(CO₂、CH₄、NH₃)采用参考文献[5]中介绍的好氧枪进行气体收集,然后将所收集的气体注入气质联机进行分析;MSW 有机质含量依据参考文献[6]中介绍的灼烧法进行测定。

1.3.2 装样

反应器 A 和反应器 B 的装样过程基本一致。首先在装置底部安装布气管,在其上铺 10cm 厚的砂子,使其覆盖整个布气管。然后在砂面上进行垃圾装样,每称 8kg 的垃圾进行一次压实。完成装样后,每个反应器内都装了 115kg 的垃圾,在垃圾面上每隔 3cm 打一 φ3mm 通孔,以有助于气体扩散;并在垃圾平面上平铺一层铜丝网。随后在铜丝网上再平铺 5cm 厚的砂子,到此时反应器 B 装样完毕。反应器 A 在砂子上放置布水槽,并使布水槽呈水平状态。最后联结好 2 实验中所需要的各种管件。

为了使实验正常运转,必须确保反应器 A 内的水量与垃圾量之比在 50%~55%之间,反应器 B 内

水量与垃圾量之比保持在 40 % 左右^[5,7,8],因而分别向 2 装置内加入 53 kg 和 35.5 kg 的水.具体参数

见表 1 .
1.3.3 需氧量的确定

表 1 反应器 A 和 B 的运行参数

Table 1 Operation parameters of experimental reactor A and reactor B						
反应器类别	密度/ $t \cdot m^{-3}$	压实高度/cm	通风方式	通气频率	控制方式	水量与垃圾量之比/%
A	1.02	25	强制通风	12 h 1 次	人工控制	55
B	1.02	25	强制通风	12 h 1 次	人工控制	40

本次实验中,强制通风采用时间控制法和温度控制法相结合的方法.

MSW 好氧降解的理论需氧量^[9]为:

$$D = kmc(0.0012t + 0.28)/12$$

式中, D 为理论需氧量(mol);

k 为调节系数,一般为 0.5 ~ 1.5 ;

m 为 MSW 的质量(g);

t 为温度 ($^{\circ}C$);

c 为 MSW 中的总有机碳的百分含量 ;

12 为 1 mol 碳原子的质量(g/ mol).

k 的经验取值为 1.0.本次实验中 MSW 的有机质含量为 9.87 %, t 值根据当天所测温度确定 ;通气时考虑了氧损失情况,因而实际通气时间要适当延长一些.

1.3.4 反应器运行

(1) 反应器 A 的运行 实验开始之后,每天收集渗滤液 40 L,并进行渗滤液循环回灌,回灌的速率为 12.43 mL/s.在实验开始阶段每 2 d 分析一次渗滤液 ;当实验进行到第 22 d 时,每 3 d 分析一次渗滤液,分析所用的渗滤液为 250 mL,同时取 250 mL 的去离子水补充进收集的渗滤液中(使装置含水率保持在 55 %) 一并进行循环.由于所加入去离子水的量与装置中渗滤液的总量相比较小,所以加入的去离子水对渗滤液的稀释作用较小.当收集的渗滤液全都回灌至装置中后,根据当天测定的装置内温度值算出所需氧量,并换算成所需空气量,进行强制通风,通风速率为 0.9 m³/h.给装置内通入空气时,对进入收集系统中的渗滤液有一个充氧的过程,使渗滤液也能充分且快速地降解.从实验开始的第 3 d 开始收集气体样,由于实验装置是由有机玻璃制成的,当装置内压力过大时,装置易变形,气体样的收集比较困难,因而定为每 5 d 收集一次样.

(2) 反应器 B 的运行 实验开始之后,每天取 250 mL 渗滤液用作分析,然后取 250 mL 去离子水补充到反应器 B 内.由于反应器 B 内水量较少,渗滤液产生量也较少,因此取样频率不高.反应器 B 以同样的频率与反应器 A 同时通风,且对气体样的

收集频率也与反应器 A 相同.

2 实验结果分析

对实验过程中对所取的气体样分析了 CH₄、NH₃、CO₂ 3 个指标,结果表明几乎全是 CO₂,没有发现 CH₄ 和 NH₃ 的存在.本次实验历时 73 d.

2.1 温度

由图 4 可以看出,在实验过程中,反应器 A、B 中温度都在 20 $^{\circ}C$ ~ 30 $^{\circ}C$ 且基本上高于室温.本次实验中温度比较低是因为所用 MSW 中有机物含量比较低,所取垃圾的可生化降解性差.反应器 A 中温度在绝大部分时间内都低于装置 B 的温度,而理论上反应器 A 中的温度应该高于反应器 B 中的温度,因为从好氧堆肥的观点看^[10],50 % ~ 60 % 的含水率是堆肥的最佳含水率,在这种含水率条件下温度是最高的 ;而反应器 A 中含水率为 55 %,大于反应器 B 中的含水率,因而其温度应该较高.出现此现象是由于在进行渗滤液循环回灌的过程中,会带走大量热能,而且渗滤液需要在调节池内停留一段时间,这就导致了重新回灌到反应器 A 中的渗滤液温度已远远低于反应器 A 内部温度,造成反应器 A 内的温度比反应器 B 的低.

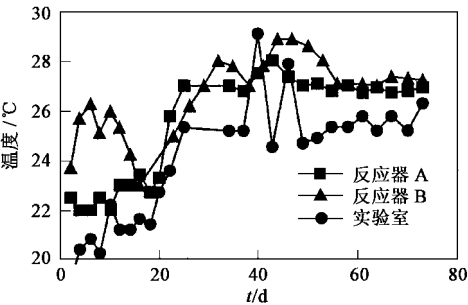


图 4 反应器 A 和 B 及实验室中温度对比

Fig. 4 The contrast of temperature among the reactor A, B and Lab

2.2 pH 值

由图 5 可以看出,在实验开始时,渗滤液中的 pH 都低于 7,因为在实验之初,刚装入 2 反应器内

的 MSW 是新鲜垃圾,这时产生的渗滤液呈酸性^[11],而且对反应器内部充氧是一个循序渐进的过程,填埋层处于半好氧状态,甚至厌氧状态,因而 pH 值较低.随着装置内空气的通入,反应器 A、B 中的 pH 均上升,图 5 显示反应器 A、B 中的 pH 都维持在 7.5 左右.而在好氧条件下,渗滤液中 pH 值一般都在 7.0~8.5 之间,这说明 2 反应器中 pH 值在其范围之内.

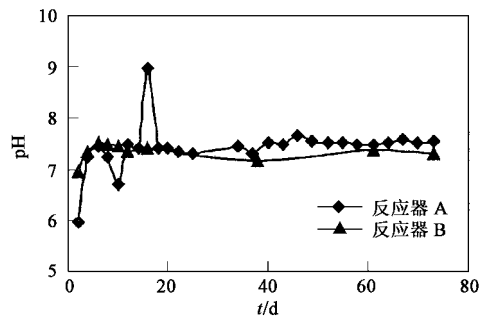


图 5 反应器 A 和 B 中 pH 值对比

Fig. 5 The contrast of pH between the reactor A and B

2.3 COD 的降解

由图 6 可以看出,在实验初始阶段,反应器 A、B 中的 COD 值都很快达到最高,但反应器 A 的 COD 峰值没有装置 B 的大.这是由于反应器 A 中的水量比反应器 B 中的大,COD 在一定程度上被稀释的缘故.随着实验的进行,反应器 A 中 COD 下降很快,且幅度很大,到实验结束时(第 73d) COD 总量仅为 $64.94 \times 10^5 \text{ mg}$,去除率达到 96.34%.而反应器 B 中的 COD 虽下降幅度也较大,但其下降速率没有 A 快,且当实验结束时,B 中的 COD 还维持在较高水平,当达到与装置 A 同样的降解程度时,将消耗更多的时间.2 反应器都采用了强制通风,使两者都处于好氧状态,从而使所填埋垃圾中的有机物在好氧微生物的作用下能够更好地降解^[12].但反应器 A 中又采用了渗滤液循环回灌,不仅给微生物提供了丰富的营养,而且增大填埋层的孔隙率,有利于空气的流通,从而有利于好氧微生物的生长、发育和繁殖;而且微生物的种类也得到增加,会出现一定数量的原生动物和大量菌胶团,这样的填埋层相当于一个好氧生物滤池^[13,14],对有机物有很强的降解作用.

2.4 NH_4^+ 的变化

由图 7 可知,在实验的初始阶段,由于反应器 A 中水量较大,所以将填埋层中 NH_4^+ 很快淋滤下来,反应器 B 中 NH_4^+ 是逐步被淋滤下来,因而反应器

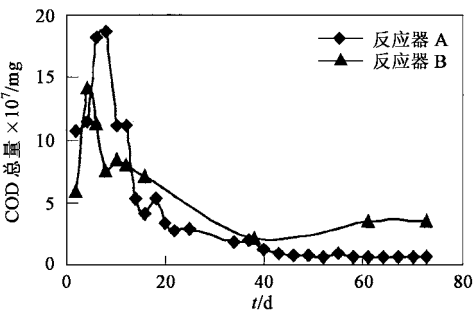


图 6 反应器 A、B 中 COD 降解对比

Fig. 6 The contrast of COD between the reactor A and B

A 中的 NH_4^+ 实验开始时就达到最高,而反应器 B 中 NH_4^+ 在经过 10 多天后才达到最大值.从图 7 还可以看出,实验开始后反应器 A 中 NH_4^+ 下降得很快,这是因为实验过程中的强制通风使装置中的亚硝化细菌和硝化细菌大量繁殖,而在这 2 种细菌的作用下, NH_4^+ 发生硝化反应生成 NO_2^- 和 NO_3^- ;而且强制通风好氧对渗滤液中的氨存在吹脱过程,这也能使其浓度得到降低.从图 7 还可以看出,反应器 A 在实验中后期 NH_4^+ 变化不大,这是因为在该阶段 C 源营养不足所致.反应器 B 中的 NH_4^+ 浓度变化也呈下降趋势但波动较大,因为反应器 B 中没有采用渗滤液循环,填埋层空隙比反应器 A 少且发育较差,空气在填埋层中的流通没有在反应器 A 中容易,所以好氧微生物的新陈代谢没有反应器 A 中频繁,反应器 B 中的硝化反应没有反应器 A 中强烈,因而反应器 B 中 NH_4^+ 浓度变化波动较大.但当实验结束时(第 73d),2 装置中的 NH_4^+ 浓度相当,说明反应器 A 中的渗滤液循环只对反应器 A 中通气性能产生好的影响,对 NH_4^+ 去除帮助不大.另外,MSW 填埋层中的颗粒也对 NH_4^+ 进行吸附,使 NH_4^+ 浓度降低,但吸附不是主要作用.

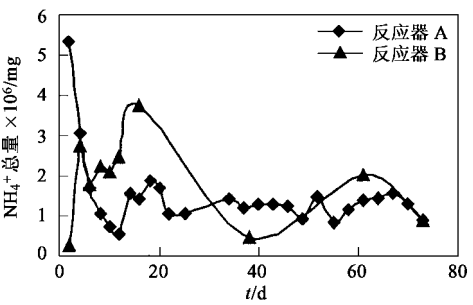


图 7 反应器 A 和 B 中 NH_4^+ 影响对比

Fig. 7 The contrast of NH_4^+ between the reactor A and B

2.5 滤液中 Fe^{3+}

在实验所测金属离子中, Fe^{3+} 含量最大且是唯一超标的离子. 由图 8 可知, 在实验起始阶段, 反应器 A、B 中的 Fe^{3+} 总量大致相同. 反应器 A、B 内都强制通风, MSW 填埋层中的氧含量较高, 好氧微生物活动比较频繁, Fe^0 及 Fe^{2+} 易被氧化形成 Fe^{3+} , 所以反应器 A、B 渗滤液中的铁是以 Fe^{3+} 存在的. 随着实验的进行, 渗滤液中 Fe^{3+} 都在增加. 但反应器 A 中的 Fe^{3+} 总量远远小于反应器 B 中的 Fe^{3+} 总量, 这是因为反应器 A 中采用渗滤液循环, 使孔隙发育良好, 有助于气体的流通, 为好氧微生物提供更好的生长、繁殖的环境, 又由于同一时期反应器 A 中 pH 值比反应器 B 中的高, 有更多的 OH^- 与 Fe^{3+} 反应生成氢氧化物沉淀, 这是主要原因; 反应器 A 中有渗滤液循环, 加快了 MSW 腐殖化进程, 而腐殖酸易与 Fe^{3+} 形成很稳定的螯合物和络合物; 虽 B 中也有腐殖质形成, 但其形成的速度远小于 A. 这 2 个原因使得反应器 A 中的 Fe^{3+} 浓度最高值小于反应器 B 中的 Fe^{3+} 浓度, 而且随着时间的推移, 使得反应器 A 中的 Fe^{3+} 浓度值也愈来愈低. 因而实验结束时, A 中的 Fe^{3+} 浓度值远远小于 B. 如果 B 中的 Fe^{3+} 也去除达到与反应器 A 同样的水平, 将需要更长的时间.

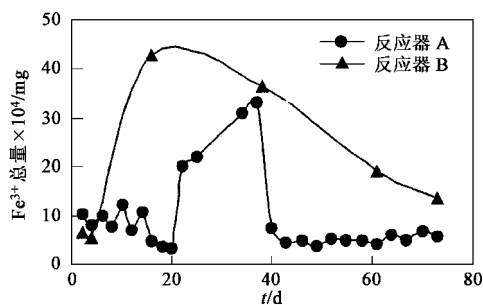


图 8 反应器 A 和 B 中 Fe^{3+} 总量值对比

Fig. 8 The contrast of Fe^{3+} between the reactor A and B

2.6 电导率

电导率是反映溶液导电性能的一个参数, 溶液导电能力的大小与电导率的大小成正比. 在实验开始时, 由于反应器 A 中的含水率大于 B 中含水率, 所以在离子数相当情况下, 反应器 A 中的离子浓度低, 因而电导率低. 从图 9 可以看出, 反应器 A 中电导率下降的趋势比反应器 B 中的电导率大. 这说明反应器 A 中的离子浓度下降速度大于反应器 B 中的离子浓度下降速度, 其原因在于随着时间的推移, 反应器 A 有带负电荷的腐殖质出现, 它不仅能够与

重金属形成难溶的螯合物和络合物, 而且易吸附 Na^+ 、 K^+ 等阳离子, 反应器 A 中的重金属离子与 OH^- 结合生成难溶的氢氧化物较反应器 B 中多, 离子消耗多, 反应器 A 中的电导率下降快.

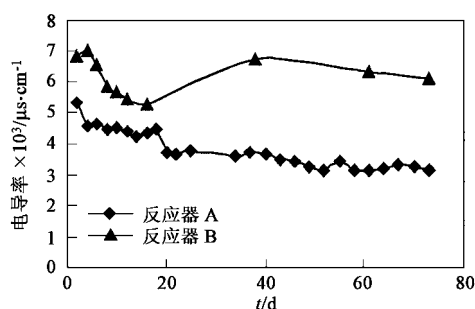


图 9 反应器 A、B 中电导率对比

Fig. 9 The contrast of electric conductivity between the reactor A and B

2.7 沉降比

本次实验运行前反应器 A、B 中 MSW 的高度都是 25 cm; 实验结束时, 反应器 A 中 MSW 的高度为 20.3 cm, B 中为 22.7 cm. 沉降比分别为 13.4 % 和 6.57 %, 反应器 A 中的沉降比是反应器 B 中沉降比的 2 倍多. 这是因为反应器 A 中既采用了强制通风又采用了渗滤液循环, 所以它比只采用强制通风的反应器 B 对垃圾降解能力更强, 到实验结束时降解的物质更多, 因而沉降比也更大.

另外, 强制通风好氧处理过程能够降低氨等有臭味的组分, 也能使渗滤液中的挥发性有机物 (Volatile Organic Compounds, VOCs) 更快地减少, 有利于降低非甲烷有机化合物 (NMOCs) 挥发对空气的影响^[9], 而且在实验进行过程中所产生的渗滤液没产生恶臭或难闻的气味; 同时, 在强制通风条件下, 可减少甚至不产生温室气体 CH_4 , 这在一定程度上也降低对大气的影响.

3 结论与建议

(1) 与传统 MSW 厌氧填埋相比, 2 种反应器对所填垃圾及渗滤液都有较好的降解效果.

(2) 与反应器 B 相比, 反应器 A 对所填垃圾及产生渗滤液中 COD、 Fe^{3+} 具有更好地去除效果, 但对 NH_4^+ 去除效果相当.

(3) 与反应器 B 相比, 反应器 A 能够更迅速地使所填埋的垃圾得到降解, 形成更大沉降, 从而使填埋场的使用寿命更长, 所填埋的垃圾能尽快地达到稳定.

(4) 与反应器 B 相比,由于 MS W 好氧生物反应器填埋方式使所填埋的垃圾在较短时间之内基本上得以降解,渗滤液中的污染物浓度也相应地较低,因而所产生的渗滤液不需要或稍作处理后即可排放,这样可节省因处理渗滤液所需要的大量资金.

(5) 测定总碳和总氮含量,在渗滤液循环过程中按比例进行营养调节,2 反应器中好氧微生物的营养更充分和协调,从而对所填埋的垃圾和渗滤的具有更高的降解效率.

(6) 能够在实验过程中测定气体产率和总量,以便更全面了解 2 种 MS W 好氧生物反应器填埋方式中所填埋垃圾的降解过程.

参考文献:

[1] 李秀金. 生物反应器型垃圾填埋场技术特点和应用前景[J]. 农业工程学报,2002,18(1):111~114.

[2] 何若,沈东升,方程冉. 生物反应器填埋场系统的特性研究[J]. 环境科学学报,2001,21(6):763~767.

[3] Tohn Bowders, Mark hudgings, Ehet Mclaughlin, *et al.* Proceedings of the Session: Bioreactor Landfills[J]. Bioreactor Landfills Session Summary, 2000,7:17~18.

[4] 国家环境保护局《水和废水监测分析方法》编委会. 水和废水监测分析方法(第三版)[M]. 北京:中国环境科学出版社,

1989.90~454.

[5] 聂永丰. 三废处理工程技术手册(固体废物卷)[M]. 北京:化学工业出版社,2000.248~250.

[6] 佩奇(美). 土壤分析法[M]. 北京:中国农业科技出版社,1991.150~154.

[7] Barlaz. Methane production from municipal refuse: a review of enhancement techniques and microbial dynamics[J]. Critical Reviews in Environmental of Control, 1990, 19(3):557~584.

[8] Mark Hudgins, John March. In-situ Municipal Solid Waste Composting Using an Aerobic Landfill System[J]. AMERICAN TECHNOLOGIES, INC., 1998,7:23~65.

[9] 朱国营. 城市固体废物好氧填埋方式的研究[D]. 长春:吉林大学,2001.

[10] 赵由才,宋立杰,张华. 实用环境工程手册(固体废物污染控制与资源化)[M]. 北京:化学工业出版社,2002,362~390.

[11] 赵勇胜,郑连阁,朱国营. 城市垃圾的地质处置[J]. 世界地质,1999,19(2):73~82.

[12] 陈满江,李国建. 高温好氧法处理生活垃圾中的供氧与通风控制[J]. 环境卫生工程,2001,8(1):24~26.

[13] 徐迪民,李国建,于晓华,等. 垃圾填埋场渗滤液回灌技术的研究 I. 垃圾渗滤水填埋场回灌的影响研究[J]. 同济大学学报,1995,23(4):371~375.

[14] 王琪,董路,李姝. 垃圾填埋场渗滤液回流技术研究[J]. 环境科学研究,2000,13(3):1~5.