

通风方式对高含水率垃圾生物干化的影响

黄文雄^{1,2*}, 苏红玉², 黄丹丹², 尹然², 袁松², 梁前芳² (1.北京科技大学土木与环境工程学院, 北京 100083; 2.城市建设研究院, 北京 100029)

摘要: 以高含水率混合收集生活垃圾为研究对象,研究了不同的通风方式(间隙通风 10min/20min、间隙通风 5min/25min、40℃热空气通风和间隙-连续通风)对生物干化影响。结果表明,40℃热空气通风和间隙-连续通风可提高产物含水率下降幅度、单位质量垃圾水分去除率、单位有机物降解脱水容量、产物低位热值;但堆体高温持续时间短,VS 消耗量小,并且有机物稳定化程度低。经过 18d 的干化试验,4 组试验产物含水率分别为 39.6%,34.4%,23.7%,24.5%,相应的单位去除率(以原生垃圾质量计)为 0.437,0.476,0.523,0.517kg/kg,低位热值为 11954,12994,15760,14801kJ/kg,与原生垃圾相比,热值分别提高了 121%、140%、191%及 173%,以 40℃空气通风产物热值最高。

关键词: 生物干化; 通风方式; 含水率; 低位热值

中图分类号: X705 文献标识码: A 文章编号: 1000-6923(2012)08-1480-07

Effect of aeration modes on high water content municipal solid waste bio-drying. HUANG Wen-xiong^{1,2*}, SU Hong-yu², HUANG Dan-dan², YIN Ran², YUAN Song², LIANG Qian-fang² (1.Civil and Environmental Engineering School, University of Science and Technology Beijing, Beijing 100083, China; 2.China urban construction and Research Institute, Beijing 100029, China). *China Environmental Science*, 2012,32(8): 1480~1486

Abstract: Aeration methodologies for bio-drying of high-water-content municipal solid waste (MSW) was tested. Four respective trials were conducted with different aeration methodologies (intermittent aeration 10min/20min; intermittent aeration 5min/25min, 40℃ air intermittent aeration and intermittent-continuous aeration). The results showed that the last two modes lead to more effective water content evaporation, increased dehydration ratio of per raw wet waste, water removal capacity of per organic waste decomposition and output lower heat value (LHV). However, it also resulted in shorter period of biomass high-temperature (above 60℃) stage, fewer volatile solid (VS) consumption, and lower rate of organic stabilization. After 18d bio-drying, the water content of four trials output were 39.6%, 34.4%, 23.7% and 24.5%, respectively. Water removal per initial raw waste was 0.437, 0.476, 0.523, and 0.517kg/kg, respectively. The output LHV was 11954, 12994, 15760 and 14801kJ/kg, respectively. Compared with that of the initial waste, the LHV enhanced 121%, 140%, 191% and 173%, respectively. The highest output LHV was that of 40℃ air aeration mode.

Key words: Bio-drying; aeration mode; water content; lower heat value

含水率高,厨余类有机物含量高,发热量低,是我国城市生活垃圾的基本特征^[1]。这种高含水率的混合垃圾如果用于填埋会释放大量的渗滤液和温室气体,增加二次污染潜力;如果用于焚烧,会降低生活垃圾低位热值,致使焚烧热能利用效率降低,甚至需要添加辅助燃料;同时,高含水率还使得垃圾不同组分相互粘连,机械分选效果差,限制了通过分选实现垃圾处理过程优化的可能性。因此,在生活垃圾分类收集难以全面展开的前提下,迫切需要开发降低垃圾含水率的技术^[2]。

生物干化是近几年来逐步兴起的一种预处

理手段,与热干化不同,它无需消耗外界热能,而利用垃圾中可生物降解的有机物好氧分解释放的热量,使得垃圾中水分汽化,通过强制通风对流,将汽化后的水蒸气带出^[3]。这种方式既不消耗外界热能,又提高垃圾低位热值^[4];还能使可生物降解有机物部分稳定化^[5-6],减少后续处理过程污染物产生潜力。一些学者开展了如何提高生物干

收稿日期: 2011-11-28

基金项目: 国家“973”项目(2006BAJ04A06);国家科研院所专项基金项目

* 责任作者,高级工程师, my_address@163.com

化的速率的研究^[7],如控制通风量^[8]、分阶段干化^[9]和产物接种、渗滤液回喷^[10]等.虽然国内外对通风方式对垃圾堆肥的影响报道较多^[11],但鲜见通风方式对生物干化效果影响的报道.

本研究针对我国混合收集的高含水率生活垃圾,在不同通风方式下,开展垃圾含水率变化、有机质含量变化、堆体质量变化、热值变化等研究,以期为生物干化技术工艺参数优化提供依据.

1 材料与方法

1.1 试验材料

试验开始于3月份,室内平均气温20℃左右,室内空气平均相对湿度约20%~28%.所用生活垃圾采自北京市朝阳区某居民小区垃圾收集桶,经简单人工破袋后,混匀备用.根据生物降解特性,将垃圾分为厨余、塑料、纸张和其他(表1).

表 1 试验垃圾组分和含水率

Table 1 Waste components and water content

组分	湿基组成(%)	含水率(%)	干基组成(%)	VS(%)
厨余	50.44	76.21	31.17	89.00
塑料	29.97	53.21	36.42	88.33
纸	13.83	42.30	20.73	85.46
其他	5.76	21.93	11.68	59.16
混合	100	61.50	100	84.54

1.2 试验装置

试验装置如图1所示.其中干化反应器为圆柱形PVC容器,高2.0m,内径0.8m,外层包裹30mm厚的聚氨酯用于保持与外界绝热.容器底部设一定倾角的实心板,从一侧接出直径为40mm的PVC管用于渗滤液导排.底部的另一侧接直径40mm的PVC通风管,该通风管在容器内部长800mm,上面等间距布置多个通风孔,通风管在反应器内部一端封口,入口一端接旋涡风机(台湾亚力达)和转子气体流量计,分别用于强制通风和流量监测.距底部200mm设一圆板,上面均匀布满多个小孔(孔径约5mm),穿孔隔板上部填充生活垃圾,填充高度为1.3m;将混匀备用的垃圾分多批次等量依次填入4组反应器中,以保证每组反应器中物料性质均匀.完成垃圾填充后,上覆一定厚度的稻草垫,用于吸收排气中的水蒸汽,防止冷凝后

重新回到堆体.反应器顶端密封,接出排气管,远端接负压抽风装置,保持排气管出口微负压.采用定制的电阻丝加热空气的加热装置使空气加热到预定温度,并用调压器进行温度调节,使得空气温度能在短时间内(<1min)达到设置温度.

在堆体内距多孔板1.0,0.7,0.3m处设置温度传感器,以监测堆体上、中、下3点的温度变化.本研究自行设计了一套多功能数据采集和控制系統,能实现堆体温度、氧浓度、通风时间等参数在线测量和反馈,从而实现系统的自动控制,具有数据连续测量、存储以及查询等功能,并可实现多种不同通风方式的调节.自控系统采用上下位机两级控制策略,上位机为PC机,安装组态软件,下位机为西门子S7-200系列PLC,上位机可以显示并保存下位机传输上来的数据,也可以实现对下位机下达指令.

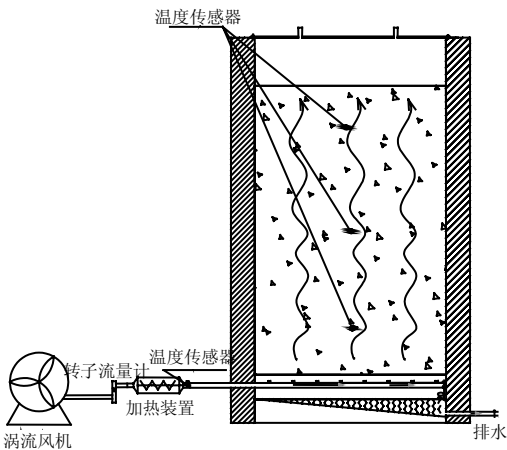


图1 试验装置示意

Fig.1 Schematic diagram of the experimental equipment

1.3 试验方法

设4组平行试验,各组的物料重量、通风条件、通风温度及通风时间如表2所示.1#、2#采用传统的间隙(30min为一个周期)-室温通风方法,但通风时间不一致;3#采用间歇(10min/20min)-40℃空气(利用加热装置)通风;4#采用先间隙通风(10min/20min)后连续通风,为了堆体能快速达到高温阶段,试验前3d采用间隙通风(10min/20min),达到60℃后,采用连续通风.4组试

验通风速率均为 $0.077\text{m}^3/(\text{min}\cdot\text{m}^3)$ 垃圾,每 3d 进行 1 次人工翻堆,4 组试验生物干化时间均为 18d.

1.4 测试方法

垃圾堆体温度采用温度传感器(Pt100)连续监测,每 10min 读取数据存储于计算机中.从试验开始,每 3d 在翻堆的同时从试验装置中取样,每次取样量不小于 2kg,测定物料含水率 $[(100\pm 5)^{\circ}\text{C}$ 烘干至恒重]、固相挥发性固体 VS 含量(干化样品 550°C 灼烧 2h 恒重法)、堆体重量(磅秤称重)、热值(氧弹燃烧法,美国 PARR 1356)^[12].采用常温下重铬酸钾氧化有机质的方法测定垃圾中可生物降解的有机质 BDM 含量^[13].含水率、热值、VS、BDM、热值等指标测定采用平行试验,使得两次试验结果偏差不大于 10%,取 2 次算术平均值为测量值.

表 2 通风试验条件				
Table 2 Aerobic condition of 4 experiments				
条件	1#	2#	3#	4#
初始重量(kg)	198.4	207.45	206.75	191.25
初始密度(kg/m ³)	303.77	317.63	316.56	292.83
控制条件(启动/停机)	间隙 10min/20min	间隙 5min/25min	间隙 10min/20min	前 3d 间隙 (10min/20min) 后 15d 连续
翻堆频率	3d	3d	3d	3d
进风温度	室温	室温	40℃	室温
通风速率 m ³ /(min·m ³)	0.077	0.077	0.077	0.077
通风时间 (min)	8100	4240	8100	12315

2 结果

2.1 堆体温度

图 2 为 PLC 连续记录堆体内中心点温度的变化,其中出现温度突降是由于翻堆的缘故.由图 2 可见,室温基本维持在约 20℃,4 组试验起始温度均接近室温,随后逐渐上升,3#、4#升温较快,至第 2d 时便进入高温阶段(>60℃),而 1#、2#稍慢,但在第 3d 也进入了高温阶段.4 组试验物料在高温阶段分别停留了 18,17,12,10d,且最高温度都达到 70℃,表明垃圾堆体生物反应比较旺盛.

由图 2 可看出,1#与 2#试验温度变化较为相似,高温阶段保持的时间较长,至试验结束时仍然维持在在 60℃左右,未出现明显下降.3#堆体温度在第 4 次翻堆后便快速下降,主要原因是较高的进风温度使得堆体水分散失较快,低含水率限制了有机物降解放热,有机物降解放热小于气体带走的热量,导致温度降低.4#为先间歇通风后连续通风,与 1#、2#对比,4#堆体温度下降明显,这与其通风较长时间有关,长时间的通风不利于保持温度,且水分散失较快.

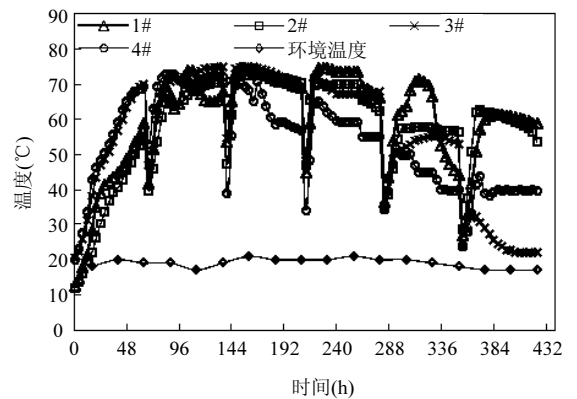


图 2 物料温度变化

Fig.2 Temporal evolution of temperature during biodrying

2.2 含水率变化

生物干化过程中由于好氧发酵,使垃圾中生物物质组分的细胞结构破坏,田间持水量下降,少量水可渗出垃圾基质^[14],在生物干化反应器底部作为渗滤液收集,但以这种形式去除的水分较少^[15].水分去除大部分是依靠对流蒸发带出,本次试验中未见渗滤液排出.

由图 3 可知,在开始的前 3d,垃圾含水率变化较小,主要是由于此阶段处于升温期,微生物尚处于适应驯化阶段,生物反应不够旺盛,放出热量较少,干化以空气对流蒸发带走的水分为主.因此,表现为前期含水率未出现大幅度下降.

由表 3 可见,随着生物干化的进行,垃圾含水率出现了明显的下降过程,其中 3#、4#水分散失较快,到试验结束时平均含水率分别达到 23.72% 和 24.50%,比 1#和 2#产物的平均含水率降低了

近 13%.3#试验脱水效果好,其水分去除率和单位去除率均最高,4#次之,但其水分去除率和单位去除率仍远高于 1#和 2#,说明 3#、4#的通风方式可明显提高水分去除率和干化效果.

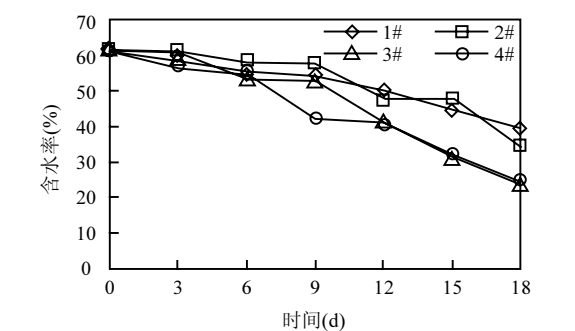


图 3 物料含水率的变化

Fig.3 Temporal evolution of water content during biodrying

表 3 试验结束时物料含水率与水分变化
Table 3 Variation of water content in materials after biodrying

指标	试验组			
	1#	2#	3#	4#
产物含水率(%)	39.58	34.44	23.72	24.5
产物质量(kg)	89.45	83.75	80.22	76.11
水分去除率(%)	70.98	77.39	85.04	84.15
水分去除量(kg)	86.61	98.74	108.12	98.97
单位去除率(kg/kg)	0.437	0.476	0.523	0.517

对比 1#和 2#,尽管二者通风量相差较大,但是 1#含水率变化却与 2#基本一致(图 3),这是因为 1#和 2#试验的通风量与挥发垃圾中水分所需要的通风量相比较小,总通风量仍相对不足,通风量已不是影响二者生物干化效果的最主要因素.

2.3 质量损失

生物干化过程中质量平衡如图 4 所示.由于本试验中未见渗滤液产生,因此物料的质量总损失为水分去除和可生物降解有机物降解量之和.

由图 5 可见,随着生物干化的进行,由水分挥发导致原生垃圾质量损失的贡献率(去除率)、由有机物降解而导致的质量损失贡献率(降解率)以及总去除率(二者之和)均不断上升.到实验后期,3#、4#的水分去除率和总损失率均大于 1#和 2#,而有机质的降解率却小于 1#和 2#.

到试验结束时,3#、4#水分去除率(按原生垃圾质量计)为 52.30%、52.18%,相当于全部含水量的 85.04%和 84.84%被去除,而 1#、2#的水分去除率为 43.66%和 47.60%,仅相当于全部含水量的 70.99%和 77.39%被去除.从有机物降解上看,3#、4#降解率(按原生垃圾总干重计)为 23.12%、25.40%,而 1#、2#降解率为 29.25%、31.25%.证明 3#和 4#的通风模式更有利于水分蒸发,消耗更少的有机物.

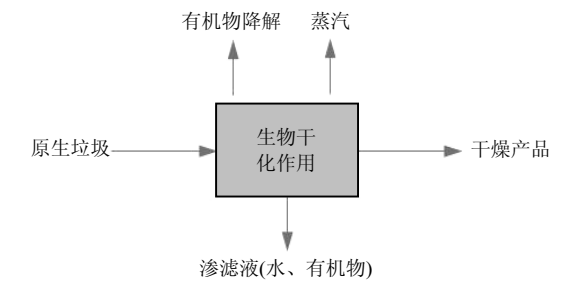


图 4 生物干化示意

Fig.4 Schematic representation of biodrying

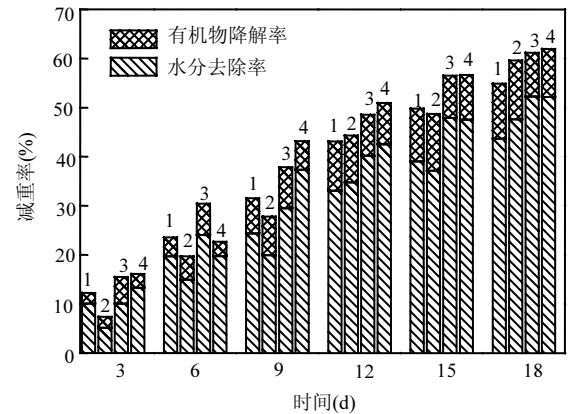


图 5 物料减重率变化

Fig.5 Temporal evolution of the mass reduction ratio during biodrying

此外,生物干化过程中,由于水分挥发导致质量损失远大于由于有机物的降解导致的质量损失.4 组实验的有机物平均降解率(按原生垃圾质量计)为 10.5%,而水分的平均去除率(按原生垃圾质量计)高达 48.9%.

为了更好地说明生物干化过程中水分去除与有机物降解的关系,研究了 4 组试验单位质量的有机物消耗所对应的脱水能力变化如图 6 所

示.该曲线呈现先升高然后降低最后趋于平缓的趋势,这是由于试验前期,分子间游离水较多,容易被对流蒸发去除,之后水分主要以细胞内水的形式存在,随着通风供氧,温度显著上升,进入高温阶段,较易降解的有机物(如糖类)快速消耗,游离水逐渐减少,细胞内水开始被去除,但总去除量有所降低.从图 6 可知,如果采用 1#、2#的通风方式,每消耗单位质量的有机物可以去除 3.88 和 3.96 倍质量的水分,而如果采用 3#或 4#的通风方式时,每消耗单位质量的有机物可以去除 5.87 和 5.34 倍质量的水分.

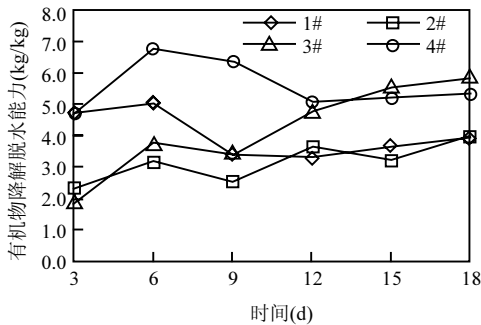


图 6 生物干化过程中单位有机物消耗脱水能力

Fig.6 Temporal evolution of water removal capacity per organic matter consumption during biodrying

2.4 VS 和 BDM 的变化

生物干化利用生活垃圾中可生物降解有机物发酵释放热量,使得垃圾中水分汽化蒸发,这一过程是水分与可降解的有机质同时作用的结果,而惰性物质(其他)和不可生物降解的有机物(塑料等)在此过程中基本没有变化,因此需同时考察可降解的有机物降解过程,以说明物料含水率的变化机制.本研究单独将生活垃圾中的可生物降解组分(厨余+纸张)分离出来,单独分析其挥发性固体(VS)的变化规律,如图 7 所示.

VS 包含可生物降解和不可生物降解部分,而在生物干化过程中,只有可生物降解部分才能分解,故有必要单独考察可生物降解部分的降解程度.评价可生物降解有机物降解程度(生物活性)的指标有很多^[16],如 AT_4 ^[17]、 $SOUR$ ^[18]等,这些指标通过监测有机物的耗氧量来间接反映,本文采用可生物降解物质(BDM)含量^[13]

的变化直接表征可降解有机物降解程度.物料中厨余组分是最易生物降解的部分,因此采用试验前后厨余垃圾的 BDM 变化情况来看表征生物降解程度(图 8).

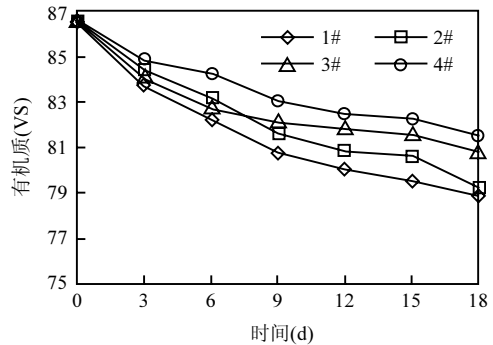


图 7 物料可生物降解组分 VS 的变化

Fig.7 Temporal evolution of Volatile solid of biodegradable components during biodrying

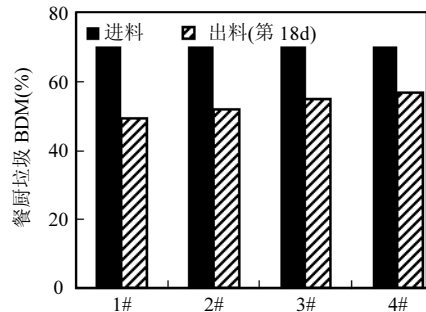


图 8 试验前后厨余组分 BDM 的变化

Fig.8 Food waste BDM variation before and after biodrying

由图 7 可见,物料中可生物降解组分初始 VS 为 86.5%,随着生物干化的进行,各组试验物料 VS 均呈下降趋势.在 4 组试验中,1#、2#物料有机份 VS 下降幅度比 3#、4#大,到反应终点时 4 组试验出料的可生物降解部分 VS 分别为 78.9%、79.2%、80.9%和 81.5%,说明 1#、2#试验的通风条件有利于有机物降解.对于 3#、4#试验而言,虽然较高的进风温度使得微生物繁衍迅速或者长时间通风保证了堆体较高的氧浓度,但是不利于维持堆体温度,水分下降较快,导致有机物降解较慢,这与堆肥的原理是一致的.

由图 8 可知,试验结束时,1#厨余垃圾的

BDM 最低,2#、3#次之,4#最高,达到 56.8%。证明 1#物料降解较完全,其稳定度最高,2#、3#、4#依次递减,这与 VS 消耗结果相吻合。

2.5 垃圾低位热值变化

由图 9 可知,随着生物干化的进行,各组试验物料的低位热值均呈上升的趋势,进料时垃圾的低位热值为 5413kJ/kg,当实验进行到第 6d 时,产物热值超过 7000kJ/kg,达到经济焚烧的热值要求;当试验进行 18d 时,各组试验的干化产物低位热值分别为 11954kJ/kg、12994kJ/kg、15760kJ/kg、14801kJ/kg,与原生垃圾相比,热值分别提高了 121%、140%、191%及 173%,达到制作固体衍生燃料(SRF)的热值要求^[19]。4 组试验相比,3#、4#热值较 1#与 2#提高更多,其热值比 1#分别提高了 32%和 24%,主要原因是 3#、4#的通风模式以较少的有机物降解获得了较多的水分去除(图 6)。

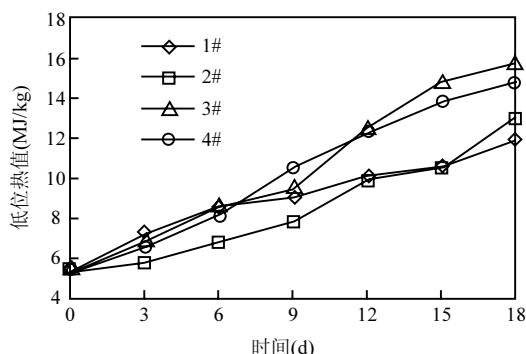


图 9 低位热值变化

Fig.9 Temporal evolution of material lower heat value during biodrying

3 讨论

3.1 生物干化产物利用方式

生物干化的产物可用于卫生填埋^[21],以减少填埋过程二次污染物产生;也可以作为焚烧预处理手段,改善焚烧性能^[2],还可以作为 SRF 原料替代化石燃料^[22]。不同的产物利用方式应对应不同的干化策略。我国城市生活垃圾平均含水率超过了 50%,平均低位热值仅有 4000kJ/kg 左右,如果作为焚烧预处理方式,需要将垃圾热值提高到 6000~7000kJ/kg,以达到经济焚烧要求。从本试验结果来看,干化第 6d,4 组试验物料热值均超过

7000kJ/kg,进场垃圾可不经料坑储存直接焚烧。如果作为填埋的预处理方式,应以有机物更稳定和含水率较低为目标,减少填埋后的温室气体和渗滤液排放。而如果作为原料制作 SRF 立即使用,应以较低的含水率和较高的低位热值为目标,有机物稳定化程度可不作为其目标^[5]。从本试验结果看,1#和 2#试验含水率大幅下降(图 3)、VS 消耗较大(图 7)、相对更为稳定(图 8),可作为填埋预处理方式;而 3#和 4#试验单位总重量的水分去除率更高(表 3),热值提高更多(图 9),其产物可作为 SRF 原料。

3.2 生物干化过程中通风对水分去除机理

生物干化过程中,堆体的水分降低主要通过两步完成^[3]:(1)垃圾进行好氧发酵,通过生物质组分降解,产生热量驱动水分蒸发,使得水分子从垃圾颗粒表面蒸发至空气中;(2)通过主动通风,使得蒸发水分以蒸汽的形式从垃圾堆体穿过,随废气排出。上述两个步骤的脱水效果均与水分的饱和蒸汽压相关,由于饱和蒸汽压随着温度升高而升高,第一步中,有机物好氧分解释放热量,使得堆体升温,堆体中水分在较高的温度下更易于汽化;第二步中,由于空气携带水蒸气的容量是有限的,对于相对湿度确定的空气,其可持有的水蒸气量随着温度的升高而增加^[22]。

从试验结果来看,3#的水分去除能力和产物热值都最高,而有机物的降解却较少,这是由于 3#试验的通风温度要高于 1#和 2#的缘故,较高的通风温度其单位体积携带水蒸气的容量大。然而,对于生物干化而言,过高的通风温度会导致堆体温度超过高温微生物的耐受范围,微生物繁殖环境难以建立,不利于有机物降解放热,从而变为热干化过程。因此,对于高含水率的生活垃圾,干化效果最佳的通风温度仍然需要进一步研究。4#试验通风时间长,通风量大,结果呈现出水分去除能力也较强(表 3)。虽然 1#与 2#堆体高温段保持更长,但由于总通风量相对不足,通过通风所携带的水蒸气量也小,因而水分去除能力较 3#和 4#低。从堆体温度上看,1#与 2#保持高温时间长也证明了其适宜的含水率条件。

3#和 4#通风方式虽然能明显改进垃圾的水

分去除能力,但这是以比 1#与 2#更大的能耗为代价的.因此,对于通风方式的选择需要进行进一步能量和经济的评价.

4 结 论

4.1 对于高含水率生活垃圾的生物干化,其水分挥发导致的质量损失远大于有机物降解导致的质量损失.干化 18d 后,水分的平均去除率(按原生垃圾质量计)为 48.9%,是有机物平均降解率的 4.66 倍.

4.2 采用高温通风的生物干化,增加了单位体积空气携带水蒸气的容量,提高了单位重量的水分去除率及产物低位热值,降低了 VS 消耗和有机质稳定度.

4.3 高含水率生活垃圾经过 18d 的生物干化,4 种不同通风方式产物的平均热值为 13877kJ/kg,其中采用 40℃间隙通风和间隙-连续通风的产物热值达到 15760kJ/kg、14801kJ/kg,比原生垃圾热值提高 191%、173%,可作为生产 SRF 原料.

参考文献:

- [1] 郭燕锋,李 东,孙永明,等.梧州市生活垃圾高固体厌氧发酵产甲烷 [J]. 中国环境科学, 2011,31(3):412-416.
- [2] 何品晶,陈 淼,杨 娜,等.我国生活垃圾焚烧发电过程中温室气体排放及影响因素——以上海某城市生活垃圾焚烧发电厂为例 [J]. 中国环境科学, 2011,31(3):402-407.
- [3] Velis C A, Longhurst P J, Drew G H, et al. Biodrying for mechanical-biological treatment of wastes: A review of process science and engineering [J]. *Bioresource Technology*, 2009, 100:2747-2761.
- [4] Sugni M, Calcaterra E, Adani F. Biostabilization-biodrying of municipal solid waste by inverting air-flow [J]. *Bioresource Technology*, 2005,96:1331-1337.
- [5] Tambone F, Scaglia B, Scotti S, et al. Effects of biodrying process on municipal solid waste properties [J]. *Bioresource Technology*, 2011,102:7443-7450.
- [6] 何品晶,邵正浩,张冬青,等.垃圾生物稳定化预处理中填埋污染潜力的变化 [J]. 同济大学学报(自然科学版), 2009,37(6): 791-795
- [7] Rada E C, Franzinelli A, Taiss M, et al. Lower heating value dynamics during municipal solid waste biodrying [J]. *Environ. Technol.*, 2007,28:463-469.
- [8] Adani F, Baido D, Calcaterra E, et al. The influence of biomass temperature on biostabilization biodrying of municipal solid waste [J]. *Bioresource Technology*, 2002,83(3):173-179.
- [9] Zhang D Q, He P J, Shao L M, et al. Biodrying of municipal solid waste with high water content by combined hydrolytic-aerobic technology [J]. *J. Environ. Sci.*, 2008,20:1534-1540.
- [10] Zhang D Q, He P J, Yu L Z, et al. Effect of inoculation time on the bio-drying performance of combined hydrolytic-aerobic process [J]. *Bioresource Technology*, 2009,100:1087-1093.
- [11] Sesay A A, Lasaridi K E, Stentiford E I. Aerated static pile composting of municipal solid waste (MSW): a comparison of positive pressure aeration with hybrid positive and negative aeration [J]. *Waste Management and Research*,1998,16:264-272.
- [12] ASTM. Standard test: methods for gross calorific value of refuse derived fuel by the bomb calorimeter [S]. 1996.
- [13] 贾传兴,彭绪亚,袁荣焕,等.生物可降解度判定生活垃圾堆肥处理的稳定性 [J]. 中国给水排水, 2006,22(5):68-70.
- [14] 张衍国,李海清,龚伯勋.垃圾堆放发酵机理与应用工艺研究 [J]. 环境污染治理技术与设备, 2005,6(10):69-72.
- [15] 邵立明,金泰峰,何品晶,等.产物循环对生活垃圾好氧生物处理过程的影响 [J]. 环境工程学报, 2008,2(9):1231-1234.
- [16] Gómez R B, Lima F V, Ferrer A S. The use of respiration indices in the composting process: a review [J]. *Waste Manage Res.*, 2006,24:37-47.
- [17] European Union (2001) Working Document. Biological treatment on biowaste, second draft, February [EB/OL]. http://europa.eu.int/common/environment/waste/facts_en.htm. 2007-01-05.
- [18] Lasaridi K E, Stentiford E I. A simple respirometric technique for assessing compost stability [J]. *Water Research*, 1998,32:3717-3723.
- [19] European Committee for Standardisation. Solid recovered fuels—Specifications and classes (DD CEN/TS 15359:2006) [S]. London, 2006.
- [20] Norbu T, Visvannathan C, Bansnayake B. Pretreatment of municipal solid waste prior to landfilling [J]. *Waste Management*, 2005,25:997-1003.
- [21] Velis C A, Longhurst P J, Drew G H, et al. Production and quality assurance of solid recovered fuels using mechanical-biological treatment (MBT) of waste: A comprehensive assessment [J]. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 2010,40:979-1105.
- [22] Basu S, Shivhare U S, Mujumdar A S. Models for sorption isotherms for foods: a review [J]. *Dry Technol.*, 2006,24,917-930.

作者简介: 黄文雄(1975-),男,湖北黄梅人,高级工程师,博士生,主要从事固体废物处理与资源化研究.发表论文 10 余篇.