

# 通风方式对厨余垃圾堆肥 H<sub>2</sub>S 和 NH<sub>3</sub> 排放的影响

张红玉<sup>1\*</sup> 王桂琴<sup>2</sup> 顾军<sup>1</sup> 李国学<sup>3</sup>

(1. 北京建筑材料科学研究总院 固废资源化利用与节能建材国家重点实验室, 北京 100041;

2. 北京市环境卫生设计科学研究所, 北京 100028;

3. 中国农业大学 资源与环境学院, 北京 100193)

**摘要** 为减少厨余垃圾堆肥过程中恶臭物质的排放,设计通风方式对 H<sub>2</sub>S 和 NH<sub>3</sub> 排放影响的进行研究。厨余垃圾和玉米秸秆按照湿基比例 85:15 进行充分混合后作为堆肥原料,堆肥试验在 100-L 的密闭发酵罐中进行,堆肥周期为 30 d。堆肥试验分别设置 2.2(T1,持续通风)、3.3(T2,通风 40 min,停 20 min)和 6.6 m<sup>3</sup>/(m<sup>3</sup>·h)(T3,通风 20 min,停 40 min)3 种通风方式。结果表明:3 个堆肥处理均满足无害化和堆肥腐熟的要求;在总通风量相同的情况下,间歇通风方式有利于降低 H<sub>2</sub>S 排放,但是过大的通风量会增加堆肥过程中的总硫损失;通风量对 NH<sub>3</sub> 的排放影响较大,通风量越大,NH<sub>3</sub> 的排放量越高,通风方式对 NH<sub>3</sub> 的排放几乎没有影响。综合堆肥的无害化指标、H<sub>2</sub>S 和 NH<sub>3</sub> 的排放以及最终堆肥产品的品质,本试验条件下通风量为 3.3 m<sup>3</sup>/(m<sup>3</sup>·h)的间歇通风方式既能有效控制 H<sub>2</sub>S 和 NH<sub>3</sub> 的排放,减少 N 和 S 营养元素损失,又能满足堆肥的无害化和堆肥产品的腐熟。

**关键词** 厨余垃圾; 堆肥; 通风方式; H<sub>2</sub>S; NH<sub>3</sub>

中图分类号 X705

文章编号 1007-4333(2017)12-0124-07

文献标志码 A

## Effect of ventilation mode on H<sub>2</sub>S and NH<sub>3</sub> emissions during kitchen waste composting

ZHANG Hongyu<sup>1\*</sup>, WANG Guiqin<sup>2</sup>, GU Jun<sup>1</sup>, LI Guoxue<sup>3</sup>

(1. Beijing Building Materials Academy of Science Research/State Key Laboratory of Solid Waste Reuse for Building Material, Beijing 100041, China;

2. Beijing Environmental Sanitation Engineering Research Institute, Beijing 100028, China;

3. College of Resource and Environment Science, China Agricultural University, Beijing 100193, China)

**Abstract** In order to reduce odor substances emissions during kitchen waste composting process, experiments were designed to investigate the effects of ventilation mode on H<sub>2</sub>S and NH<sub>3</sub> emissions. Aerobic composting of kitchen waste and cornstalks was conducted at a ratio of 85:15(wet weight basis)in 100-L reactors for 30 days. The gas emissions were analyzed with a force aeration at rates of 2.2(T1,continuous ventilation),3.3(T2,run 40 min and stop 20 min)and 6.6(T3,run 20 min and stop 30 min)m<sup>3</sup>/(m<sup>3</sup>·h),respectively. The results showed all compost products met with national sanitation standard and reached maturity according to composting temperature. In the case of the same total air volume for three treatments,intermittent ventilation was beneficial to reduce H<sub>2</sub>S emission,but excessive ventilation increased the total sulfur loss during composting process. The NH<sub>3</sub> emission reduced as the ventilation decreased,and ventilation mode had little effect on NH<sub>3</sub> emission. Taking comprehensive consideration of non-hazard index,H<sub>2</sub>S and NH<sub>3</sub> emissions,and compost quality,the ventilation mode of 3.3 m<sup>3</sup>/(m<sup>3</sup>·h)(run 40 min and stop 20 min) was recommended to be applied to control H<sub>2</sub>S and NH<sub>3</sub> emissions during kitchen waste composting process.

**Keywords** kitchen waste; composting; ventilation mode; H<sub>2</sub>S; NH<sub>3</sub>

收稿日期: 2016-11-16

基金项目: 北京市自然科学基金资助项目(8144050); 国家科技支撑计划(2012BAC15B04); 国家自然科学基金项目(41275161); 2017 年北京市生活垃圾产生量现状调查分析(SC1708A)

第一作者: 张红玉,高级工程师,E-mail:zhyyjcj6688@163.com

随着能源结构的改变和居民生活水平的提高,中国城市生活垃圾中厨余垃圾所占的比例明显上升<sup>[1-2]</sup>。在一些大城市,由于生活垃圾中含有大量水果皮、蔬菜和食品类废弃物,从而使得厨余垃圾所占生活垃圾的比例已经高达 60%<sup>[3-4]</sup>。厨余垃圾的特点是含水率和有机物含量高、热值低、含盐量高、易腐败,直接焚烧会消耗大量的能量,直接填埋会带来渗滤液等二次污染。厨余垃圾的资源化就是要充分处理和再利用其中的有机物。

堆肥化可以实现厨余垃圾的无害化和减量化,同时可以将其中的有机物转化为安全的、稳定的、富含营养元素的有机肥或土壤改良剂<sup>[7-8]</sup>。但是由于厨余垃圾的碳氮比较低、含水率高和容重较大等原因,在厨余垃圾堆肥过程中会释放大量恶臭气体和渗滤液,极大限制了厨余垃圾堆肥的资源化处理<sup>[9-11]</sup>。张红玉等<sup>[12]</sup>的研究表明厨余垃圾堆肥过程中共排放 43 种恶臭物质,其中 NH<sub>3</sub> 和 H<sub>2</sub>S 的排放浓度最高, H<sub>2</sub>S 对总臭气浓度的贡献最大。因此从提高堆肥养分含量和减少恶臭污染角度而言,降低厨余垃圾堆肥过程中 H<sub>2</sub>S 和 NH<sub>3</sub> 的排放尤为重要。

堆肥过程中的好氧环境是决定废气排放种类和浓度的关键影响因素<sup>[13-14]</sup>。H<sub>2</sub>S 是有机物在厌氧或者氧气不足的情况下发酵产生的副产物<sup>[15-16]</sup>。已有研究表明提高堆肥过程中的通风量可以降低 H<sub>2</sub>S 的排放,Rajamäeki 等<sup>[17]</sup>的研究表明厨余垃圾堆肥中高通风量处理约 9.0 L/min 的 H<sub>2</sub>S 排放浓度明显高于低通风量约 0.5 L/min,Chen 等<sup>[18]</sup>的研究表明维持堆体内氧气浓度 >14% 可以降低污泥堆

肥中 H<sub>2</sub>S 的产生。然而堆肥中通风量增加后又会引起 NH<sub>3</sub> 排放量的增加<sup>[19-20]</sup>。Shen 等<sup>[21]</sup>的研究发现鸡粪和高碳氮比废弃物联合堆肥中当通风量 > 0.2 m<sup>3</sup>/(min·m<sup>3</sup>) 会明显增加 NH<sub>3</sub> 的排放。

目前对于厨余垃圾堆肥过程中 NH<sub>3</sub> 和 H<sub>2</sub>S 同时控制的通风策略的研究鲜有报道。堆肥过程中通风方式又分为持续通风和间歇通风,通风方式不同也会影响堆肥废气排放的种类和浓度<sup>[22-23]</sup>。本课题组前期的研究表明厨余垃圾堆肥过程中每立方米堆肥物料的通风量为 2.2 m<sup>3</sup>/h(持续强制通风)可有效控制 H<sub>2</sub>S 和 NH<sub>3</sub> 的排放<sup>[24]</sup>。本研究基于此研究结果,进一步探讨通风方式对厨余垃圾堆肥过程中 H<sub>2</sub>S 和 NH<sub>3</sub> 排放的影响,旨在为进一步优化厨余垃圾堆肥工艺参数提供参考依据。

## 1 材料与方 法

### 1.1 堆肥材料

采集北京市南城地区马家楼转运站筛分的 15~80 mm 粒径段垃圾,经人工进一步大类粗分为厨余垃圾、其他垃圾和可回收垃圾,将厨余垃圾作为堆肥原料。厨余垃圾的物理组成为(湿基):蔬菜 67.24%,果皮 19.16%,主食 2.79%,肉类 2.2%,蛋壳 2.91%、骨头 0.24%,果壳和果核为 5.46%。堆肥选用玉米秸秆作为调理剂,玉米秸秆取自中国农业大学上庄试验站,经风干后粉碎至 2~3 cm 备用。玉米秸秆的添加比例为 15%(占初始物料总质量的百分比,湿基),本课题组前期的研究结果证明该添加比例可以避免厨余垃圾堆肥过程中渗滤液的产生。各堆肥物料的基本性状见表 1。

表 1 堆肥初始物料的基本性状

Table 1 Characters of the initial material of the composting

物料 Compost material	总有机碳/% Total organic carbon	总氮/% Total nitrogen	总硫/% Total sulfur	固相碳氮比 C/N ratio	容重/(kg/m <sup>3</sup> ) Bulk density	含水率/% Moisture content
厨余垃圾	35.49±3.01	1.75±0.42	0.50±0.01	20.28	702.30±8.79	78.90±5.32
玉米秸秆	41.72±1.88	1.21±0.11	0.38±0.02	34.59	100.00±11.83	7.43±0.11
厨余垃圾+玉米秸秆	36.42±3.11	1.75±0.20	0.48±0.03	20.81	392.50±13.82	62.04±3.69

注:质量含水率和容重以湿基计算;总有机碳、总氮和总硫均为干基含量。

Note: The moisture content and bulk density are calculated on wet basis; The total organic carbon, total nitrogen and total sulfur are dry basis content.

### 1.2 试验设计和堆肥方法

本试验通风控制设计为连续通风和间歇通风的

机械强制通风,共设置 3 个处理分别标记为 T1、T2 和 T3。T1 为连续通风,通风量为 2.2 m<sup>3</sup>/(h·m<sup>3</sup>);

T2 为间歇通风,通风 40 min,停 20 min,通风量为  $3.3 \text{ m}^3/(\text{h} \cdot \text{m}^3)$ ; T3 为间歇通风,通风 20 min,停 40 min,通风量为  $6.6 \text{ m}^3/(\text{h} \cdot \text{m}^3)$ ; 3 个处理的总通风量相同。将厨余垃圾和玉米秸秆充分混合后装填在 100 L 密闭堆肥化装置中进行高温好氧堆肥(混合物料的含水率为 62.04%),发酵罐结构见参考文献[24]。试验于 2014 年 12 月 24 日—2015 年 1 月 22 日进行,共 30 d,每天从发酵罐顶部排气口采集气体样品,测定整个堆肥阶段  $\text{H}_2\text{S}$ 、 $\text{NH}_3$  和氧气( $\text{O}_2$ )含量。堆置过程中每周翻堆 1 次,翻堆是将发酵罐中的堆肥物料全部倒入一个敞口的椭圆形的塑料容器中,在塑料容器中将堆肥物料反复多次翻搅混合后铺平,翻堆的同时采用多点取样的方法(以铺平的椭圆形面为基准)取固体样 150 g 左右用于后续固体指标的测定。

### 1.3 测定项目和分析方法

堆肥温度,通过连接电脑的温度传感器直接读取(温度传感器放置在堆肥堆体中部中心处)。堆肥物料的总有机碳(TOC)、总氮(TN)、含水率、EC 值和 GI 的测定参考文献[25]。堆肥反应器废气排放口通过橡胶管连接到装有 100 mL 硼酸溶液(2%)的洗气瓶上,洗气瓶用橡胶塞密封,在橡胶塞上打 2 个孔,每个孔都插入一段玻璃管,作为堆肥废气进入和排出洗气瓶的通道。堆肥过程排放的废气直接排入装有硼酸溶液的洗气瓶,废气中的氨气被硼酸溶液吸收后(15 min),采用  $\text{H}_2\text{SO}_4$  滴定法测定并计算氨气的浓度;堆肥过程中的  $\text{H}_2\text{S}$  和氧气( $\text{O}_2$ )采用生物气体测定仪测定(biogas, britain, geotech),堆肥废气排放口通过橡胶管直接连接到生物测定仪的气体接收管道,生物测定仪有内置的抽气泵,抽气约 1 min 后, $\text{H}_2\text{S}$  和  $\text{O}_2$  含量的数据基本趋于稳定,可

直接从测定仪的数据窗口读取 2 种气体的浓度。

统计分析采用 SPSS 16.0 完成,各堆肥处理间的差异采用方差分析进行比较。

## 2 结果与分析

### 2.1 堆肥过程中温度和 $\text{O}_2$ 的变化

各处理的温度变化趋势如图 1(a)所示,3 个处理的温度均呈现先升后降的趋势,T1、T2 和 T3 分别在堆肥的第 2、3 和 4 天达到  $55^\circ\text{C}$  以上,说明低通风量持续通风的方式促进了堆体的快速升温。但是从 3 个处理的整体温度变化来看,在堆肥的前 2 周,T1 和 T2 处理的温度变化趋势极为相近,T3 处理的温度明显低于 T1 和 T2 处理。堆肥 2 周后,3 个处理温度的分层极为明显,T1 处理的温度最高,其次是 T3 处理,T2 处理的温度最低,并且在堆肥的 18 d 后 T2 处理堆体温度就接近于室温,表明有机物分解基本趋于稳定。随着堆肥的进行 T1 和 T3 处理的温度缓慢降低并且不断接近室温,但是经过翻堆后堆体温度仍有小幅上升的趋势,这一现象并没有在 T2 中出现。总体来看,所有处理在高温期( $>55^\circ\text{C}$ )均持续了 5~7 d,根据生活垃圾堆肥厂运行管理规范,均达到无害化的要求。方差分析表明 4 个处理之间温度的差异显著( $P=0.01$ )。

3 个处理出口  $\text{O}_2$  浓度的变化与温度的变化趋势正好相反(图 1(a)和 1(b))。在堆肥的 3~10 d 各处理的  $\text{O}_2$  浓度呈明显下降的趋势,随后随着温度的降低  $\text{O}_2$  浓度逐渐上升,这主要是因为堆肥初期(0~5 d),有机物降解剧烈,消耗大量的  $\text{O}_2$ ,并释放出大量的热能,从而使得堆肥温度快速升高[26]。随着嗜热微生物活性的降低, $\text{O}_2$  消耗量降低,出口

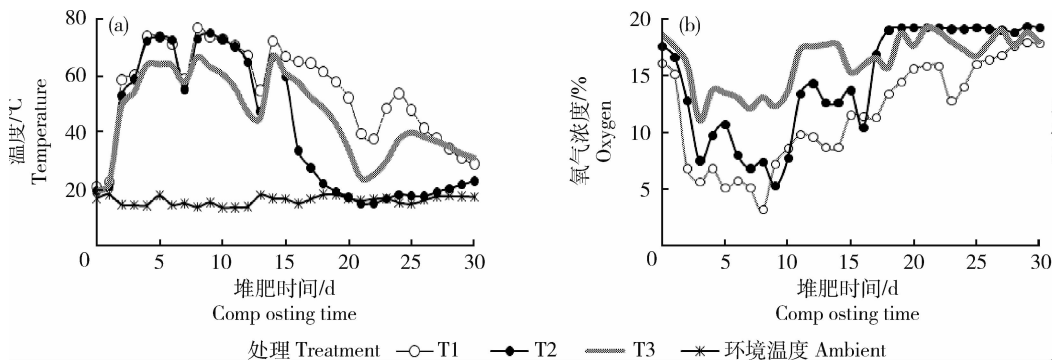


图 1 不同堆肥处理温度和氧气浓度的变化

Fig. 1 Dynamic changes of temperature and oxygen during kitchen waste composting

O<sub>2</sub> 浓度又开始上升,而堆体温度随之降低,统计分析表明温度和 O<sub>2</sub> 浓度极显著负相关( $R = -0.807$ ,  $P = 0.000$ )。堆肥的前两周,通风量越低,堆体出口 O<sub>2</sub> 浓度越低,通风量越大,堆体出口 O<sub>2</sub> 浓度越高, O<sub>2</sub> 浓度的大小与通风启停时间无关。堆肥后 2 周,各处理堆体出口的 O<sub>2</sub> 浓度 T2 最高, T3 居中, T1 仍然最低,可见通风方式对堆体出口 O<sub>2</sub> 浓度和温度的影响是一致的。统计分析表明各堆肥处理出口的 O<sub>2</sub> 浓度差异极显著( $P = 0.000$ )。

## 2.2 堆肥过程中 H<sub>2</sub>S 排放浓度的变化

H<sub>2</sub>S 已经被视为堆肥过程中主要的恶臭物质<sup>[27-28]</sup>。图 2(a)是各处理 H<sub>2</sub>S 的排放情况,可以看出在堆肥初期 3 个处理的 H<sub>2</sub>S 排放浓度均较低。随着堆肥的进行,在堆肥的 5~10 d 达到最大排放浓度,这主要是因为 3 个处理在该堆肥时段的 O<sub>2</sub>

浓度均较低(图 1(b)),而 H<sub>2</sub>S 正是在这种氧气不足或者厌氧条件下产生的。堆肥 10 d 以后, T2 和 T3 处理再未检出 H<sub>2</sub>S,而 T1 处理在第 14 天的翻堆处理后又达到第 3 个排放高峰,直到堆肥 15 d 后 T1 处理的 H<sub>2</sub>S 排放才接近零。通过图 2(b)的累积排放量可以明显看出,尽管 3 个处理的总通风量一样,但是不同通风方式对 H<sub>2</sub>S 累积排放量影响较大,间歇通风方式有利于降低 H<sub>2</sub>S 排放,并且高通风量的间歇通风会进一步降低 H<sub>2</sub>S 的排放量。与 T1 相比, T2 和 T3 处理的 H<sub>2</sub>S 累积排放量分别降低了 25.3% 和 37.7%。统计分析表明各处理间 H<sub>2</sub>S 的排放差异极显著( $P = 0.005$ ),但是 T2 和 T3 处理间 H<sub>2</sub>S 的排放差异不显著( $P = 0.225$ )。说明在间歇通风方式下通风量  $> 3.3 \text{ m}^3/(\text{h} \cdot \text{m}^3)$  就可以降低 H<sub>2</sub>S 的排放。

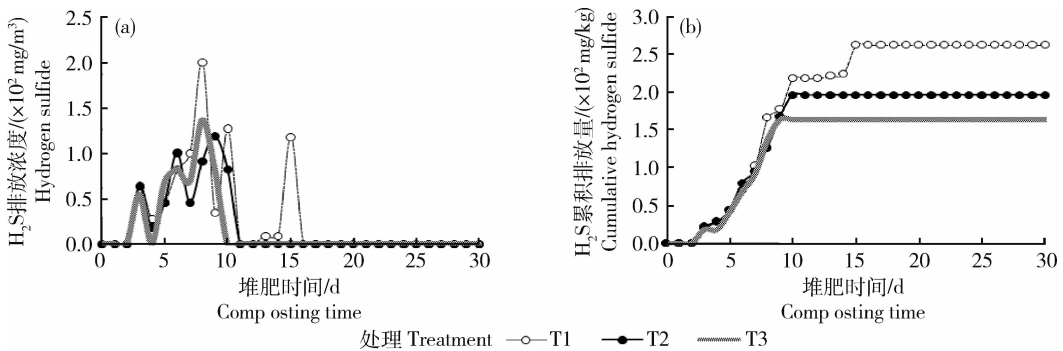


图 2 不同堆肥处理 H<sub>2</sub>S 浓度和累积排放量的变化

Fig. 2 Changes of hydrogen sulfide concentration and cumulative of different treatments during composting

## 2.3 堆肥过程中 NH<sub>3</sub> 排放浓度的变化

NH<sub>3</sub> 主要是含氮有机物的氧化分解过程中形成的产物,生物降解和氨化作用主要依赖于 O<sub>2</sub> 的供给。堆肥过程中 NH<sub>3</sub> 的排放浓度如图 3(a)所示,堆肥初期各处理的 NH<sub>3</sub> 排放浓度均较低,随着有机物的快速分解,堆体温度的不断升高,导致 NH<sub>3</sub> 挥发速率也逐渐增加(图 1(a))。3 个处理 NH<sub>3</sub> 的排放均集中在堆肥的 5~20 d,因此 NH<sub>3</sub> 减排措施应该重点考虑这一堆肥阶段。随后伴随易降解、可降解有机物的消耗, NH<sub>3</sub> 的排放速率逐渐降低。从 NH<sub>3</sub> 累积排放量来看(图 3(b)),通风方式对 NH<sub>3</sub> 的累积排放量影响不大,但是单位时间的通风量对 NH<sub>3</sub> 的累积排放量影响较大,通风量越大, NH<sub>3</sub> 的累积排放量越高,这种影响在 T2 和 T3 2 个间歇通风方式的处理间体现的更为明显。由于 T1 和 T2 单位时间的通风量相差较小,因此 2 种通风

方式下 NH<sub>3</sub> 的累积排放量相差不大。统计分析结果显示,各处理间 NH<sub>3</sub> 的排放差异极显著( $P < 0.01$ ),但是 T1 和 T2 处理间 NH<sub>3</sub> 的排放差异不显著( $P > 0.05$ )。

## 2.4 堆肥过程中电导率和发芽率的变化

通常采用电导率(EC)和发芽率指数(GI)作为堆肥生物毒性的检测指标<sup>[29]</sup>。EC 是衡量堆肥含盐量的重要参数,能在一定程度上指示堆肥产品的植物毒性及其对植物生长的抑制作用大小<sup>[30]</sup>。堆肥期间各处理 EC 的变化如图 4(a)所示,总体来看,随着堆肥的进行,由于垃圾中有毒有害物质的不断分解,3 个处理的 EC 值均呈下降的趋势,堆肥结束时,3 个处理的 EC 值均  $< 3 \text{ mS/cm}$ ,在作物生长安全范围之内,可以排除对作物的毒害作用。统计分析表明各处理间 EC 变化差异显著( $P < 0.05$ )。

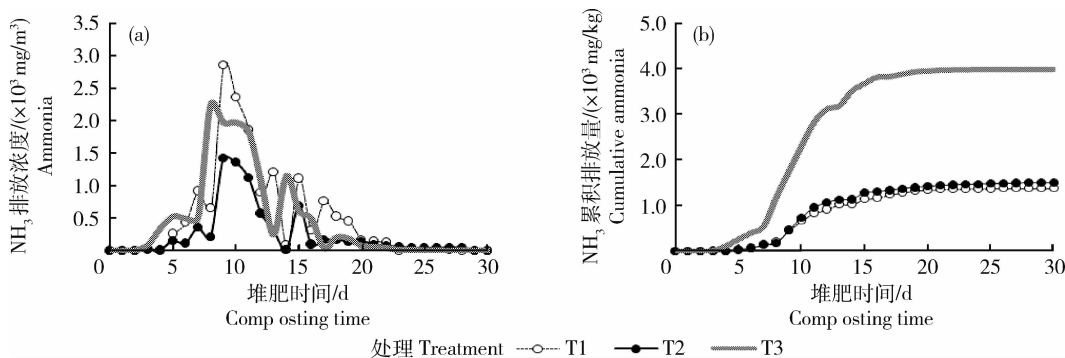
图3 不同堆肥处理 NH<sub>3</sub> 浓度和累积排放量的变化

Fig. 3 Changes of ammonia concentration and cumulative of different treatments during composting

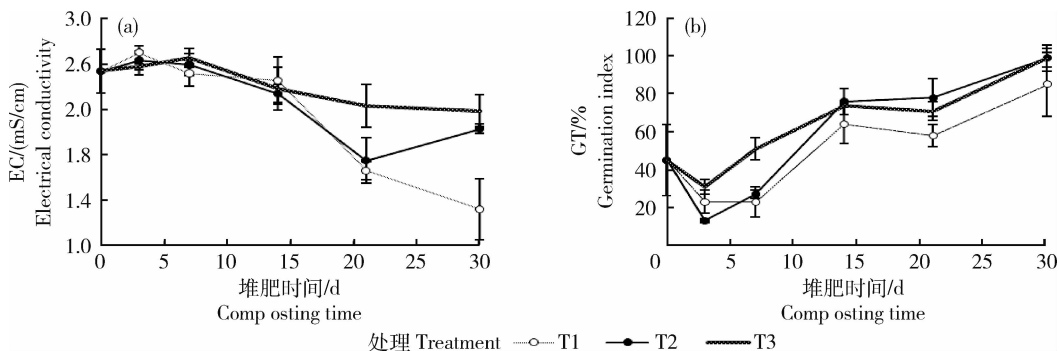


图4 不同堆肥处理 EC 和 GI 的变化

Fig. 4 Changes of electrical conductivity and germination index of different treatments during composting

Neyla 等<sup>[31]</sup>的研究表明,发芽率 $>50\%$ 的堆肥产品被认为无毒害,发芽率 $>80\%$ 的堆肥产品达到完全腐熟。堆肥过程中3个物料水浸提液的GI随堆肥时间的变化趋势如图4(b)所示,可以看出在堆肥的第3天各处理的GI均明显降低,这可能是在堆肥的第3天,随着有机物的不断分解,垃圾中的有毒有害物质大量释放从而导致GI快速降低。随着堆肥的进行,这些有毒有害物质也不断进行分解转化,使得GI出现不断上升的趋势。堆肥结束时,T1、T2和T3的GI值分别为85%、99%和99%,各处理的堆肥产品均达到无害化要求,并且通风量的增加一定程度促进了堆肥无害化的进行。统计分析表明,各处理间GI变化差异显著( $P<0.05$ )。

## 2.5 堆肥前后物料和元素平衡分析

堆肥过程中各处理的物质和元素平衡如表2所示。3个处理的干物质损失率在23.03%~33.61%,其中T2的干物质损失率最小,T1的干物质损失率最大。堆肥过程中水分可以通过蒸发水和渗滤液2种形式损失,本研究3个堆肥处理均未产生渗滤液,水分均以蒸发冷凝水形式损失。T1的水

分损失率最低,T3处理冷凝水的损失率最高,因此在厨余垃圾堆肥过程中,采取高通风量的情况下就要加强冷凝水的收集措施。

堆肥过程中T3处理的N素总损失率最大,T2最小,说明在总通风量不变的情况下,通风量越大,N素的总损失越高。 $\text{NH}_3$ 挥发是氮素损失的一个重要途径,3个堆肥处理以 $\text{NH}_3$ 形式造成的N素损失分别为29.25%、24.70%和31.98%,3个堆肥处理的N素总损失分别为35.28%、34.21%和39.18%,进一步核算3个堆肥处理由 $\text{NH}_3$ 释放造成的N素损失占整个堆肥处理的N素总损失的比例分别为82.96%、72.36%和82.38%。因此降低堆肥过程中的 $\text{NH}_3$ 挥发是减少堆肥N素损失和提高堆肥产品养分含量的关键。

堆肥过程中的S素损失的重要途径是 $\text{H}_2\text{S}$ 的排放。3个堆肥处理以 $\text{H}_2\text{S}$ 形式造成的S素损失分别为5.25%、3.92%和3.27%,堆肥过程中的S素总损失分别为11.27%、8.77%和12.29%,可见以 $\text{H}_2\text{S}$ 形态释放的S素占总硫素损失的26.60%~46.58%。在总通风量一致的情况下,间歇通风方

式有利于降低堆肥过程中总硫损失和 H<sub>2</sub>S 的排放。在间歇通风的情况下,增大通风量尽管降低了 H<sub>2</sub>S 的累积排放量,但是增加了堆肥过程中的总硫损失,这可能是因为该通风量条件下(T3)堆

体中产生的其他含硫臭气的浓度较高,如甲硫醇、甲硫醚等,由此造成总硫损失较大。因此在厨余垃圾堆肥过程中,在优化通风量的同时要优化通风方式。

表 2 堆肥过程中的物质和元素平衡

Table 2 Nitrogen, sulphur and mass balances of different treatments during composting

处理 Treatment	干物质 Dry matter balance			水分 Moisture balance			氮素平衡 Nitrogen balance		硫素平衡 Sulfur balance	
	初始 值/kg Initial	结束 值/kg Final	损失 率/% Loss	初始 值/kg Initial	结束 值/kg Final	损失率/ % Loss	氮素总 损失/% Ammonia-N Total nitrogen loss	硫素总 损失/% Total sulphur loss	H <sub>2</sub> S-S/%	
T1	16.42	10.63	33.61	24.74	16.22	34.44	29.25	35.28	5.25	11.27
T2	15.17	11.10	23.03	23.23	14.80	36.28	24.70	34.21	3.92	8.77
T3	15.85	9.82	31.25	25.07	14.68	40.46	31.98	39.18	3.27	12.29

注:干物质和水分损失率为损失量占堆肥初始物料(湿基)的百分比,%;氮、硫素平衡为氮、硫损失占初始总氮、硫的百分比,%。

Note: Loss ratio means the loss as a percentage of composting raw materials(wet basis),%; The nitrogen and sulfur balance is the nitrogen and sulfur loss as a percentage of initial nitrogen and sulfur,%.

### 3 结 论

1)从温度变化来看,通风方式对 3 个堆肥处理的温度影响较大,堆肥前 2 周高通风量的间歇通风方式(T3)的堆体温度明显低于其余 2 个处理,堆肥的后 2 周低通风量的间歇通风方式(T2)的堆体温度下降最快并且温度最低,就温度指标来说可以缩短堆肥周期。总体来看所有处理在高温期均持续了 5~7 d,达到了无害化的要求。

2)从 H<sub>2</sub>S 排放来看,在总通风量相同的情况下,间歇通风方式有利于降低 H<sub>2</sub>S 排放,在间歇通风方式下每立方米堆肥物料通风量>3.3 m<sup>3</sup>/(h·m<sup>3</sup>)就可以降低 H<sub>2</sub>S 的排放,但是过大的通风量会增加堆肥过程中的总硫损失。

3)从 NH<sub>3</sub> 排放来看,在总通风量相同的情况下,单位时间的通风量对 NH<sub>3</sub> 排放的影响较大,通风量越大,NH<sub>3</sub> 的排放量越高。

4)从毒性指标 EC 和 GI 的变化来看,3 种通风方式下的堆肥产品均达到完全腐熟的要求,在保持总通风量不变的情况下,采用间歇方式一定程度促进了堆肥产品的无害化和腐熟。

总体来看,采用通风量为 3.3 m<sup>3</sup>/(h·m<sup>3</sup>),每通气 40 min 停 20 min 的通风方式,可以实现 H<sub>2</sub>S 和 NH<sub>3</sub> 的同时减排,降低堆肥过程中 N、S 营养元

素的损失,同时提高了堆肥产品品质。

### 参考文献 References

- [1] Xu D, Shen D H, Feng, H J. Discussion on characteristics and resource recycling technology of food residue[J]. *Bulletin of Science and Technology*, 2011, 27(1): 130-135
- [2] Sheng L. *China Statistical Yearbook 2011*[M]. Beijing: China Statistics Press, 2015
- [3] Lin J, Zuo J, Gan L, Li P, Liu F, Wang K, Chen L, Gan H. Effects of mixture ratio on anaerobic co-digestion with fruit and vegetable waste and food waste of China[J]. *Journal of Environmental Science*, 2011, 23(8): 1403-1408
- [4] 王桂琴. 不同分类模式下城乡结合部生活垃圾管理体系研究[D]. 北京: 中国农业大学, 2009  
Wang G Q. The study on solid waste management system in rural-urban fringe by HaiDian district based on different classification model [D]. Beijing: China Agricultural University, 2009(in Chinese)
- [5] 刘秀珍. 城市厨余垃圾资源化的潜力分析[J]. 现代经济信息, 2015, (10): 390-392  
Liu X Z. Potential analysis the resource utilization of kitchen waste[J]. *Modern Economic Information*, 2015, (10): 390-392 (in Chinese)
- [6] 熊晨. 厨余垃圾水热处理制取有机肥的试验研究[D]. 杭州: 浙江大学, 2015  
Xiong C. The experimental study on the preparation of organic fertilizer from hydrothermal of kitchen waste[D]. Hangzhou:

- Zhejiang University, 2015(in Chinese)
- [7] 邓兵. 基于干湿分离预处理的厨余垃圾处理模式研究[D]. 武汉: 华中科技大学, 2013
- Deng B. Dry-wet separation pretreatment-based research in the mode of food waste treatment [D]. Wuhan: Huazhong University of Science and Technology, 2013(in Chinese)
- [8] Nair J, Okamitsu K. Microbial inoculants for small scale composting of putrescible kitchen wastes[J]. *Waste Management*, 2010, 30(6): 977-982
- [9] Pagans E, Font X, Sanchez A. Emission of volatile organic compounds from composting of different solid wastes: abatement by biofiltration [J]. *Journal Hazard Material*, 2006, 131(1/2/3), 179-186
- [10] Bernardo P, Mehdi N, Sarah S, Claude L. Control of H<sub>2</sub>S emission from swine manure using Na-nitrite and Na-molybdate[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2008, 154(1/2/3): 300-309
- [11] Domingo J L, Nadal M. Domestic waste composting facilities: a review of human health risks[J]. *Environmental International*, 2009, 35: 382-389
- [12] 张红玉, 邹克华, 杨金兵, 李国学, 杨青原, 张锋. 厨余垃圾堆肥过程中恶臭物质分析[J]. *环境科学*, 2012, 33(8): 2563-2568
- Zhang H Y, Zou K H, Yang J B, Li G X, Yang Q Y, Zhang F. Analysis of odor pollutants in kitchen waste composting[J]. *Environmental Science*, 2012, 33(8): 2563-2568(in Chinese)
- [13] Haug R T. *The Practical Handbook of Compost Engineering* [M]. Boca Raton; Lewis Publishers, 1993: 261-286
- [14] Smet E, Van Langenhove H, De Bo I. The emission of volatile compounds during the aerobic and the combined anaerobic/aerobic composting of biowaste[J]. *Atmosphere Environmental*, 1999, 33: 1295-1303
- [15] Statheropoulos M, Agapiou A, Pallis G. A study of volatile organic compounds evolved in urban waste disposal bins[J]. *Atmosphere Environmental*, 2005, 39: 4639-4645
- [16] Higgins M J, Chen Y C, Yarosz D P. Cycling of volatile organic sulfur compounds in anaerobically digested biosolids and its implications for odors [J]. *Water Environmental Research*, 2006, 78: 243-252
- [17] Rajamäeki T, Arnold M, Venelampi O, Vikman M. Räsänen J, Itävaara M. An electronic nose and indicator volatiles for monitoring of the composting process[J]. *Water, Air, & Soil Pollution*, 2005, 162(1): 71-87
- [18] Chen J, Chen T B, Gao D, Lei M, Zheng G D, Liu H T, Guo S L, Cai L. Reducing H<sub>2</sub>S production by O<sub>2</sub> feedback control during large-scale sewage sludge composting [J]. *Waste Management*, 2011, 31: 65-70
- [19] Guardia A D, Petiot C, Rogeau D, Druilhe C. Influence of aeration rate on nitrogen dynamics during composting [J]. *Waste Management*, 2008, 28: 575-587
- [20] Kim K H, Pal R, Ahn J W, Kim Y H. Food decay and offensive odorants: A comparative analysis among three types of food [J]. *Waste Management*, 2009, 29: 1265-1273
- [21] Shen Y J, Ren L M, Li G X, Chen T B, Guo R. Influence of aeration on CH<sub>4</sub>, N<sub>2</sub>O and NH<sub>3</sub> emissions during aerobic composting of a chicken manure and high C/N waste mixture [J]. *Waste Management*, 2011, 31: 33-38
- [22] Elwell D L, Hong J H, Keener H M. Composting hog manure/sawdust mixtures using intermittent and continuous aeration; ammonia emissions [J]. *Compost Science and Utilization*, 2002, 10: 142-149
- [23] Keener H M, Elwell D L, Ekinci K, Hoitink H A J. Composting and value-added utilization of manure from a swine finishing facility[J]. *Compost Science & Utilization*, 2001, 9: 312-321
- [24] 张玉冬, 张红玉, 顾军, 王继红. 通风量对厨余垃圾堆肥过程中 H<sub>2</sub>S 和 NH<sub>3</sub> 排放的影响[J]. *农业环境科学学报*, 2015, 34(7): 1371-1377
- Zhang Y D, Zhang H Y, Gu J, Wang J H. Influence of Ventilation on Emissions of H<sub>2</sub>S and NH<sub>3</sub> during Kitchen waste Compositing[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2015, 34(7): 1371-1377(in Chinese)
- [25] Yang F, Li G X, Yang Q Y, Luo W H. Effect of bulking agents on maturity and gas-seous emissions during kitchen waste composting[J]. *Chemosphere*, 2013, 93: 1393-1399
- [26] Jolanun B, Towprayoon S, Chiemchaisri C. Aeration improvement in fed batch composting of vegetable and fruit wastes[J]. *Environmental Progress*, 2008, 27(2): 250-256
- [27] Higgins M J, Chen Y C, Yarosz D P, Novak J T. Cycling of volatile organic sulfur compounds in anaerobically digested biosolids and its implications for odors[J]. *Water Environment Research*, 2006, 78(3): 243-252
- [28] Malhautier L, Gracian C, Roux J C, Fanlo J L, Le C P. Biological treatment process of air loaded with an ammonia and hydrogen sulfide mixture[J]. *Chemosphere*, 2003, 50: 145-153
- [29] Sellami F, Hachicha S, Chtourou M, Medhioub K, Ammar E. Maturity assessment of composted olive mill wastes using UV spectra and humification parameters [J]. *Bioresource Technology*, 2008; 99: 6900-6907
- [30] Lin C. A negative-pressure aeration system for composting food wastes[J]. *Bioresource Technology*, 2008, 99(16): 7651-7656
- [31] Neyla S, Soulwene K, Fadhel M, Naceur J, Kmeriam M, Abdennaceur H, Hadda O. Microbiological parameters and maturity degree during composting of *Posidonia oceanica* residues mixed with vegetable wastes in semi-arid pedo-climatic condition [J]. *Journal of Environmental Science*, 2009, 21(10): 1452-1458