

# 连续流强制通风槽式污泥堆肥工艺的温室气体和氨气排放特征

赵晨阳<sup>1,2</sup> 魏源送<sup>1,5\*</sup> 葛振<sup>1</sup> 钟佳<sup>1</sup> 才兴<sup>3</sup> 张媛丽<sup>4</sup> 李洪枚<sup>2</sup>

(1. 中国科学院生态环境研究中心,北京 100085; 2. 首都经济贸易大学安全与环境工程学院,北京 100070; 3. 沈阳环境科学研究院,沈阳 110016; 4. 沈阳振兴污泥处置有限公司,沈阳 110000; 5. 鄂尔多斯固体废弃物资源化工程技术研究所,鄂尔多斯 017000)

**摘要:** 我国污泥堆肥过程中温室气体( $\text{CH}_4$ 、 $\text{N}_2\text{O}$ )和氨气( $\text{NH}_3$ )排放的基础数据十分缺乏. 本研究以连续流强制通风槽式污泥堆肥工艺为对象,通过现场试验和观测,考察不同操作参数下堆肥过程中温室气体和氨气的排放特征. 结果表明,减小辅料投加比例不利于有机质的转化(试验组和对照组的有机质降幅分别为 1.38%、8.85%),较低的 C/N 比虽小幅增加了氨气的排放量(高于对照组 8.68%),却有助于减少总氮损失(试验组 16.1%、对照组 21.8%),并可减少污泥堆肥过程的温室气体排放(以  $\text{eCO}_2/\text{DC}$  计,试验组为  $1.70 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 、对照组为  $2.85 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ ). 采用“初期降低,末期升高”的通风方式,尽管增加了污泥堆肥过程中温室气体排放的  $\text{CO}_2$  当量(高于对照组 55.1%),却减少了氨气累积排放量(试验组  $66.86 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}$ ,对照组  $72.04 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}$ ),进而降低了总氮损失(为对照组的 51.34%).

**关键词:** 污泥堆肥; 工况条件; 氨气; 温室气体

中图分类号: X16; X703 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2014)07-2798-09 DOI: 10.13227/j.hjxx.2014.07.051

## Emissions of Greenhouse Gas and Ammonia from Sewage Sludge Composting by Continuous Aerated Turning Pile

ZHAO Chen-yang<sup>1,2</sup>, WEI Yuan-song<sup>1,5</sup>, GE Zhen<sup>1</sup>, ZHONG Jia<sup>1</sup>, CAI Xing<sup>3</sup>, ZHANG Yuan-li<sup>4</sup>, LI Hong-mei<sup>2</sup>

(1. Research Center for Eco-Environmental Sciences, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100085, China; 2. School of Safety and Environment Engineering, Capital University of Economic and Business, Beijing 100070, China; 3. Shenyang Academy of Environmental Sciences, Shenyang 110016, China; 4. Shenyang Zhenxing Sludge Disposal Company, Shenyang 110000, China; 5. Ordos Institute of Solid Waste Technology, Ordos 017000, China)

**Abstract:** There is a lack of observation data on greenhouse gas (GHG) and ammonia emissions from sewage sludge composting, though the emissions can result in environmental issue and nitrogen loss. In this study, GHG and ammonia emissions were monitored under different operating parameters during sludge composting with continuous aerated turning pile at full scale. Results illustrated that the reduction of amendment addition could result in low organic matter transformation (1.38% and 8.85% for the test group and the control group, respectively). Though low C/N ratio might slightly increase the ammonia emission (8.68% higher than the control group), it was helpful to reduce both GHG emission ( $1.70 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$  DC for the test group and  $2.85 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$  DC for the control group, respectively) and total nitrogen loss (16.1% and 21.8% for the test and control groups, respectively). Through applying an aeration strategy in which the airflow rate was lower in the beginning and higher in the end of sludge composting, a higher GHG emission and a lower ammonia emission were observed in the test group, e. g., 55.1% higher of GHG emission than the control, and  $66.86 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}$  and  $72.04 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}$  of ammonia emission in the test and the control, respectively. And a good conversation of total nitrogen thus occurred in the test as a result of such aeration strategy, with only 51.34% of TN loss as compared to the control.

**Key words:** sludge composting; operational conditions; ammonia; greenhouse gas

2012 年全国城镇污水处理量达到 684.6 亿  $\text{t}^{[1]}$ , 预计 2015 年我国污泥(含水率 80%)产量将不低于 2.615 亿  $\text{t}^{[2]}$ , 而且每年还将以大约 10% 的速度增长<sup>[3]</sup>. 然而, 由于过去存在的“重水轻泥”现象, 面对与日俱增的污泥产量, 我国的污泥处理处置设施能力还十分落后. 我国在污泥处理处置方面的投资仅占污水处理厂总投资的 20% ~ 50%, 而欧美国家则为 50% ~ 70%<sup>[4]</sup>. “十二五”全国城镇污水处

理及再生利用设施建设规划<sup>[5]</sup>明确指出: 到 2015 年, 直辖市、省会城市和计划单列市的污泥无害化处理处置率达到 80%, 其他设市城市达到 70%, 县城及重点镇达到 30%, 需新建污泥处理处置规模

收稿日期: 2013-12-14; 修订日期: 2014-01-24

基金项目: 国家水体污染控制与治理科技重大专项(2012ZX07208-07); 国家自然科学基金项目(21377151)

作者简介: 赵晨阳(1989~), 男, 硕士研究生, 主要研究方向为有机固体废弃物资源化, E-mail: cyzhao89@163.com

\* 通讯联系人, E-mail: yswel@rcees.ac.cn

(以干泥计) 518 万 t·a<sup>-1</sup>. 因此,我国污泥处理处置任重道远.

堆肥是常见的污泥处理处置方式,可实现污泥的减量化、稳定化、无害化和资源化,堆肥产品可作为很好的土壤改良剂或有机肥料进行土地利用<sup>[6-9]</sup>. 然而,污泥堆肥过程中存在着大量氨气(NH<sub>3</sub>)与温室气体(CH<sub>4</sub>、N<sub>2</sub>O)排放,不仅带来大量的氮素损失,降低堆肥产品利用价值,还将导致温室效应、恶臭以及酸雨等环境问题,并损害人体健康. 已有研究表明:污泥堆肥过程中 NH<sub>3</sub> 和 N<sub>2</sub>O 排放导致的氮素损失可分别高达堆料初始总氮的 60% 以上和 2.2%<sup>[9-13]</sup>. 此外,氨气不仅将导致酸雨的产生,更是工厂恶臭的主要贡献者,在《恶臭污染物排放标准》(GB 14554-93)中被列为首要恶臭污染物<sup>[14]</sup>,并对皮肤组织有腐蚀和刺激作用.

影响堆肥效果的因素主要包括辅料种类与投加比例(初始 C/N<sup>[10]</sup>、含水率<sup>[15,16]</sup>、自由空域<sup>[17]</sup>)、通风方式(翻堆、强制通风)<sup>[18-20]</sup>、堆体温度<sup>[21]</sup>等. 在实际生产中,由于受到经济因素、操作可行性等影响,往往存在辅料投加量较小以至初期含水率较高、C/N 较低,初期堆料混合不均等,这很可能导致堆肥过程未处于最佳的操作参数,加大了温室

气体排放和氮素损失,进而带来环境问题并降低堆肥产品质量. 然而目前有关实际污泥堆肥过程中温室气体和氨气排放的研究较少,特别是连续流强制通风槽式污泥堆肥工艺,无法满足实际应用的需求. 因此,本研究以连续流强制通风槽式污泥堆肥工艺为对象,通过现场生产试验,考察不同工况下污泥堆肥过程的氨气与温室气体排放特征,以期为进一步优化运行和提高产品质量提供技术支撑.

### 1 材料与方 法

本文以位于我国东北某大型污泥处置厂的连续流强制通风槽式污泥堆肥工艺[图 1(a)]为对象,槽体总长 91.5 m(包括长度为 6 m 的混料区),槽宽 3.050 m,堆体高度 2.5 m,横截面呈长方形. 连续进料,每日约 120 t,采用机械翻堆+强制通风的操作方式,机械翻堆频率每日 1 次,通过翻堆将堆料每日前移 4 m,保证污泥堆料经过 22 d 的堆肥周期流出堆肥槽. 通过安装在堆肥槽下的 6 台大型风机(2 000 m<sup>3</sup>·h<sup>-1</sup>,TKS Solutions 公司,德国)进行强制通风,按照进料顺序,曝气的 6 台风机分别控制 A、B、C、D、E、F 这 6 个工段,它们分别长 10、10、13.5、16、16、20 m[图 1(b)].

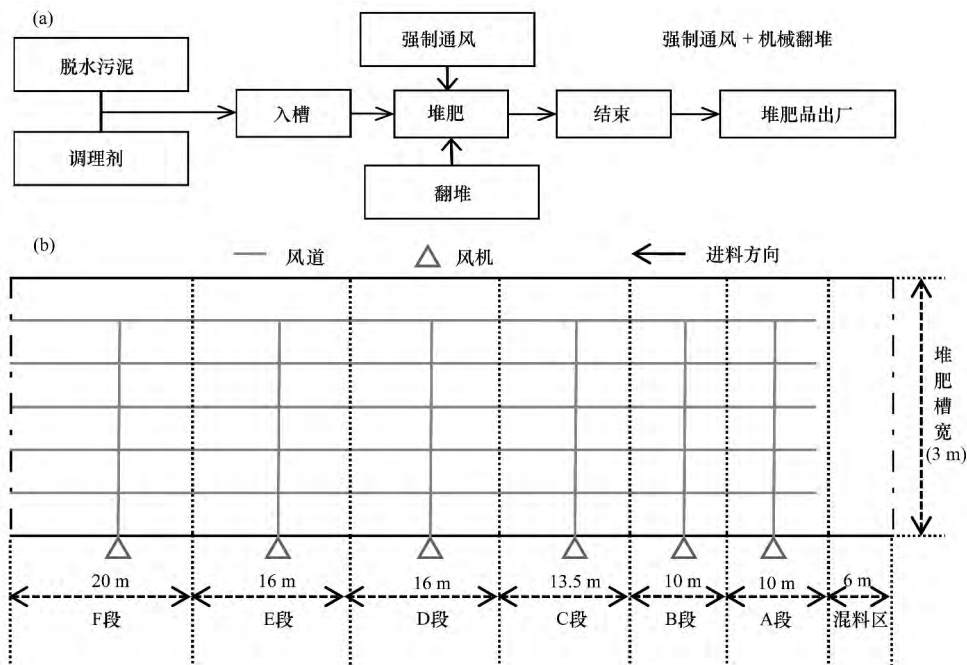


图 1 污泥堆肥工艺流程及堆肥槽示意

Fig. 1 Diagram of sewage sludge composting test

#### 1.1 材料与试验安排

试验分 3 组进行,包括 1 个对照组和 2 个试验组,试验操作参数设置如表 1 所示,温度传感器

(TKS Solutions 公司,德国)置于堆肥槽边壁,距离堆体顶部约 1.5 m. 堆料和调理剂的理化特征如表 2 所示.

表 1 污泥堆肥试验操作参数设置<sup>1)</sup>

Table 1 Operating parameters of sewage sludge composting test

| 项目    | 混料比例<br>辅料:污泥<br>(体积比) | 强制通风操作方式   |   |  |  |  |  |
|-------|------------------------|--|---|--|--|--|--|
|       |                        | A 段  | B 段   | C 段  | D 段  | E 段                                      | F 段                                      |
| 对照组   | 4:1                    | tc 模式, $\rho_c: 2 \text{ min}\cdot\text{h}^{-1}$ ;<br>t: 高于 45℃ 启动 | tc 模式, $\rho_c: 10 \text{ min}\cdot\text{h}^{-1}$ ;<br>t: 高于 45℃ 启动 | c 模式, $15 \text{ min}\cdot\text{h}^{-1}$                           | c 模式, $15 \text{ min}\cdot\text{h}^{-1}$                           | c 模式, $15 \text{ min}\cdot\text{h}^{-1}$ | c 模式, $10 \text{ min}\cdot\text{h}^{-1}$ |
| 试验组 1 | 3:1                    | tc 模式, $\rho_c: 2 \text{ min}\cdot\text{h}^{-1}$ ;<br>t: 高于 45℃ 启动 | tc 模式, $\rho_c: 10 \text{ min}\cdot\text{h}^{-1}$ ;<br>t: 高于 45℃ 启动 | c 模式, $15 \text{ min}\cdot\text{h}^{-1}$                           | c 模式, $15 \text{ min}\cdot\text{h}^{-1}$                           | c 模式, $15 \text{ min}\cdot\text{h}^{-1}$ | c 模式, $10 \text{ min}\cdot\text{h}^{-1}$ |
| 试验组 2 | 4:1                    | c 模式, $2 \text{ min}\cdot\text{h}^{-1}$                            | tc 模式, $\rho_c: 5 \text{ min}\cdot\text{h}^{-1}$ ;<br>t: 高于 50℃ 启动  | tc 模式, $\rho_c: 5 \text{ min}\cdot\text{h}^{-1}$ ;<br>t: 高于 60℃ 启动 | tc 模式, $\rho_c: 5 \text{ min}\cdot\text{h}^{-1}$ ;<br>t: 高于 60℃ 启动 | c 模式, $15 \text{ min}\cdot\text{h}^{-1}$ | c 模式, $15 \text{ min}\cdot\text{h}^{-1}$ |

1) t 代表温度控制  $\rho_c$  代表时间循环模式  $\rho_c$  代表温度时间联合控制

表 2 污泥堆料特性参数<sup>1)</sup>

Table 2 Properties of raw materials for sewage sludge composting

| 理化指标                                | 原料    |       | 混合物料  |           |
|-------------------------------------|-------|-------|-------|-----------|
|                                     | 污泥    | 稻壳    | 试验组 1 | 对照组、试验组 2 |
| 电导率/ $\text{mS}\cdot\text{cm}^{-1}$ | 0.24  | 0.46  | 1.25  | 1.13      |
| pH                                  | 7.28  | 6.70  | 7.75  | 7.33      |
| 含水率/%                               | 80.24 | 10.58 | 68.37 | 67.48     |
| 有机质/%                               | 61.43 | 84.86 | 73.09 | 74.70     |
| C/N 比                               | 6.29  | 39.50 | 8.36  | 9.65      |
| 总氮/ $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$   | 3.82  | 0.17  | 3.68  | 3.41      |

1) 稻壳与污泥的混合比例(体积比): 试验组 1 为 3:1; 试验组 2、对照组均为 4:1

## 1.2 样品采集与分析

### 1.2.1 气体

温室气体( $\text{CH}_4$ 、 $\text{N}_2\text{O}$ ) 样品采集采用静态箱平衡法<sup>[22]</sup>: 将覆有铝箔的采样箱(PVC, 长×宽×高 = 34 cm×22 cm×16 cm) 置于堆体上, 严防扰动堆体并做好密封, 每隔 3 min 用 60 mL 注射器采集一次, 共 4 次, 在 24 h 内完成样品测试. 气样采用气相色谱仪(Agilent 4890, USA) 同时分析  $\text{CH}_4$  和  $\text{N}_2\text{O}$ , 分别采用 FID (flame ionization detector) 和 ECD (electron capture detector) 检测器检测  $\text{CH}_4$  和  $\text{N}_2\text{O}$  浓度. 结合检测气峰面积与标气峰面积的比值, 分别换算出  $\text{CH}_4$  和  $\text{N}_2\text{O}$  浓度. 检测系统参数设置如下: ① FID 检测器温度 250℃, 色谱柱内径 2 mm, 填充 60/80 目 13XMS 不锈钢柱, 分析柱温 55℃; 载气: 高纯  $\text{N}_2$  气 (>99.999%) 流速 30  $\text{cm}^3\cdot\text{min}^{-1}$ ; 载气有洁净空气和制备氢气(高纯氢气发生器 HG-1803A 科普生, 中国), 流量分别为 400  $\text{cm}^3\cdot\text{min}^{-1}$  和 30  $\text{cm}^3\cdot\text{min}^{-1}$ . ② ECD 检测器温度 350℃, 前置内径 2 mm 不锈钢填充柱, 填入 80/100 目 Porapak Q 分子筛; 分析柱为内径 2 mm、80/100 目 Porapak Q 分子筛填充柱, 柱温 55℃; 载气为 Ar-CH<sub>4</sub>(10%) 流速 30  $\text{mL}\cdot\text{min}^{-1}$ . 样品分析进气 15 mL, 定量阀控制 10 mL 气样进入检测器分析.

由于受现场试验条件限制, 采集的温室气体样品只能带回北京实验室进行检测, 然而考虑到气体样品保留时间过长不利于样品检测和连续流强制通风槽式污泥堆肥工艺的特点, 同一条堆肥槽上同时存在从堆肥第 1~21 d 的堆料, 因此温室气体样品在试验最后 1 d 统一采集, 分别采集堆肥开始后第 1、3、5、7、10、14、17、21 d 的温室气体样品, 采样点位于每日堆料区域(4 m×3 m) 的对角线交点位置.

氨气样品采集采用通气法<sup>[23, 24]</sup>: 在两片圆形海绵上分别均匀喷洒 15 mL 磷酸甘油溶液并将其装配入 PC 材质塑料管(内部直径 16 cm, 高 15 cm) 内, 上层海绵置于管顶以隔绝外界气体干扰, 下层海绵距底面 4 cm 以收集氨气. 将该装置置于采样点约 1 h, 取出下层海绵浸泡于 1  $\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$  的氯化钾溶液中振荡 1 h, 测量浸润液体积  $V$  (mL), 并按照国家环境保护标准(HJ 535-2009) 测定浸润液中氨氮浓度 ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ).

氨气采样频率为堆肥开始后第 1、3、5、7、10、14、17、21 d, 并在现场进行检测. 采样点随着堆料的前进而前进, 以确保采样堆料的一致性. 每次采集堆体表面区域(4 m×3 m) 对角线上的 3 个等分采样点, 并确保采样点距离槽壁大于 0.5 m 以避免边壁效应. 相邻两次采样交换采样对角线, 以保证采样的全面性, 氨气排放通量为 3 个采样点的均值. 受制于现场工况, 翻堆时间的不确定以及翻堆机形式的特殊性, 本研究未能监测翻堆前后的气体排放.

(1) 累积排放量 3 种气体( $\text{CH}_4$ 、 $\text{N}_2\text{O}$  和  $\text{NH}_3$ ) 的累积排放量均按照公式(1) 计算得出:

$$Q = S \times \sum \Delta f_i t_i \quad (1)$$

式中,  $S$  为堆体总表面积,  $\text{m}^2$ ;  $\Delta f_i$  为第  $i-1$  至第  $i$  次采样期间平均排放通量,  $\text{mg}\cdot(\text{m}^2\cdot\text{h})^{-1}$ ;  $\Delta f_i = \frac{1}{2}$

$(f_{i-1} + f_i) f_0$  取 0;  $t_i$  为第  $i-1$  至第  $i$  次采样间隔时间( $t_0$  代表建堆当天)  $h$ .

(2) 氨气排放通量 堆体的  $\text{NH}_3$  排放通量按公式(2) 计算得出:

$$f_{\text{NH}_3} = C \times V / (A \times t) \quad (2)$$

式中  $f_{\text{NH}_3}$  为氨气排放通量 ( $\text{NH}_3$  分子质量),  $\text{mg} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h})^{-1}$ ;  $A$  为海绵有效面积,  $\text{m}^2$ ;  $t$  为采样时间  $h$ ;  $C$  为浸润液中氨氮浓度,  $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ;  $V$  为浸提液的体积,  $\text{L}$ .

(3) 温室气体 ( $\text{CH}_4$ 、 $\text{N}_2\text{O}$ ) 排放通量 温室气体 ( $\text{CH}_4$ 、 $\text{N}_2\text{O}$ ) 的排放通量按照公式(3) 计算得出:

$$f_i = h \times (\Delta c / \Delta t) \times M \times 60 \times 273 / [273 + (T_1 + T_2 + T_3 + T_4) / 4] \quad (3)$$

式中  $h$  为采样箱高度,  $\text{m}$ ;  $(\Delta c / \Delta t)$  是箱内温室气体摩尔浓度随时间的变化率,  $\mu\text{mol} \cdot (\text{L} \cdot \text{min})^{-1}$ ;  $M$  为每  $\text{mol}$  温室气体对应  $\text{C}$  或  $\text{N}$  元素的摩尔质量;  $273 / [273 + (T_1 + T_2 + T_3 + T_4) / 4]$  为温度校正系数,  $T_1 \sim T_4$  分别表示采气时箱内的温度,  $^\circ\text{C}$ .

### 1.2.2 固体样品采集与分析

固体的采样点为堆体表面区域 ( $4 \text{ m} \times 3 \text{ m}$ ) 双对角线上的 5 个等分采样点 (含一个中心交叉点), 每个采样点均采集堆体表层 (堆料表面以下  $10 \sim 20 \text{ cm}$ ) 堆料, 并确保采样点距离槽壁大于  $0.5 \text{ m}$  以避免壁效应. 混合均匀后采用四分法取样. 采样频率为堆肥开始后第 1、3、5、10、17、21 d. 现场检测指标有: 含水率、pH 值、有机质、 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 、 $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 、 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 、 $\text{PO}_4^{3-} \text{-P}$ . 称取  $5.0 \text{ g}$  左右鲜样  $105^\circ\text{C}$  烘 24 h, 测其含水率, 再  $600^\circ\text{C}$  下灼烧 6 h, 测其有机质. 分别称取约  $3.0 \text{ g}$  鲜样, 以  $1 \text{ g} : 9 \text{ mL}$  的比例分别加入  $27 \text{ mL}$  的去离子水和  $2 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1}$   $\text{KCl}$  溶液, 手扶振荡  $30 \text{ s}$ ,  $150 \text{ r} \cdot \text{min}^{-1}$  下振荡 1 h,  $4000 \text{ r} \cdot \text{min}^{-1}$  离心  $10 \text{ min}$ , 抽滤上清液. 取加入去离子水的上清液用 pH 计测 pH 值, 取加入  $\text{KCl}$  溶液的上清液用分光光度法分别测  $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 、 $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 、 $\text{PO}_4^{3-} \text{-P}$ . 氨氮采用纳氏试剂分光光度法 ( $420 \text{ nm}$ ),  $\text{NO}_2^- \text{-N}$  采用  $N$ -(1-萘基)-乙二胺光度法 ( $540 \text{ nm}$ ),  $\text{NO}_3^- \text{-N}$  采用紫外分光光度法 ( $220 \text{ nm}$ 、 $275 \text{ nm}$ ),  $\text{PO}_4^{3-} \text{-P}$  用钼锑抗比色法 ( $700 \text{ nm}$ ). TP、TN、TC 指标需将样品冷冻带回实验室后检测. 样品在经过  $-50^\circ\text{C}$  冻干后, 研磨过 100 目筛, 用元素分析仪 (型号 Varion EL III, 德国 Elementar 公司) 测定 TN 和 TC, TP 采用  $\text{HClO}_4 \text{-H}_2\text{SO}_4$  红外消煮-分光光度法测定. 固体样品各指标 (除含水率、pH、有机质之外) 的数据均以干

重计, 并应用 SPSS 20.0 (Chicago, USA) 进行统计分析. 堆体单位面积碳、氮元素的损失根据 TN、TC 变化以及堆体干重计算得出; 气体排放系数根据气体累积排放量以及堆体干重计算得出. 如公式(4)、(5) 所示.

$$L_i = (C_{bi} - C_{fi}) \times W_{\text{dry}} / A \quad (4)$$

式中  $L_i$  为 TN、TC 单位面积损失量,  $\text{mg} \cdot \text{m}^{-2}$ ;  $C_{bi}$ 、 $C_{fi}$  分别为起始与堆肥结束堆料 TN、TC 含量,  $\text{mg} \cdot \text{g}^{-1}$ ;  $W_{\text{dry}}$  为堆料总干重,  $\text{g}$ ;  $A$  为堆体表面积,  $\text{m}^2$ .

$$F_i = Q_i \times A / W_{\text{dry}} \quad (5)$$

式中  $F_i$  为气体排放系数,  $\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$ ;  $Q_i$  为单位面积气体累积排放量,  $\text{g} \cdot \text{m}^{-2}$ ;  $A$  为堆体表面积,  $\text{m}^2$ ;  $W_{\text{dry}}$  为堆料总干重,  $\text{g}$ .

## 2 结果与讨论

### 2.1 含水率、有机质、pH 和堆体温度的变化

含水率、有机质变化如图 2 所示. 对照组、试验组 1、试验组 2 的初始含水率分别为  $68.0\%$ 、 $68.4\%$  和  $66.9\%$ , 随后整体均呈下降趋势, 最终含水率分别为  $54.8\%$ 、 $54.0\%$ 、 $52.1\%$ , 降幅分别为  $19.4\%$ 、 $21.0\%$  和  $22.2\%$ , 可见改变通风策略对于堆料的水分去除有一定的促进作用, 但配对  $t$  检验结果表明, 试验组 1 和试验组 2 与对照组均为不显著  $n. s.$ . 本试验堆料初始含水率未能达到理想的试验条件 ( $60\%$ ), 一方面是来自不同污水处理厂的脱水污泥含水率不均匀, 另一方面受限于工厂的实际操作条件, 缺少混料机, 由人工操控铲车混料, 导致堆料混合不均匀.

堆料初始有机质含量分别为  $73.51\%$ 、 $73.09\%$  和  $75.88\%$ , 随着堆肥的进行, 逐渐下降至  $67.63\%$ 、 $72.08\%$  和  $69.16\%$ , 降幅分别为  $8.01\%$ 、 $1.38\%$  和  $8.85\%$ . 配对  $t$  检验结果表明, 试验组 1 的有机质变化与对照组为极显著 ( $P < 0.01$ ), 但试验组 2 则与对照组为不显著  $n. s.$ . 试验组 1 堆温下降过快, 微生物活性下降是其有机质去除率低的主要原因. 截至堆肥结束, 3 组试验的平均有机质为  $69.62\%$ , 仍处于较高水平, 这与堆肥周期较短有关, 堆体内部仍有一部分易降解的有机质存在, 如能再经过  $30 \text{ d}$  左右的后腐熟期, 将会进一步降解, 利于污泥堆肥品的稳定.

pH 值、堆体温度的变化如图 3 所示, 其中 pH 值整体均呈先上升后下降趋势, 大致在  $7.4 \sim 8.0$  的范围变化. 配对  $t$  检验结果表明, 试验组 1、试验组 2

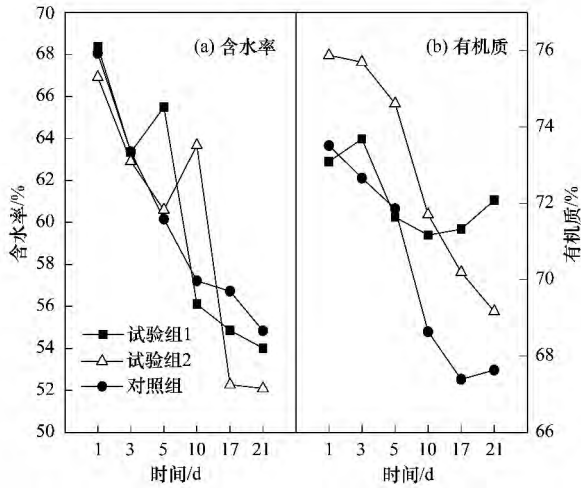


图2 污泥堆肥过程含水率、有机质变化  
Fig. 2 Changes of moisture content and organic matter during sludge composting

与对照组均不显著 *n. s.*. 堆肥槽位于室内,环境温度始终保持在 10 ~ 15℃ 之间,堆体温度为堆体表面以下 1.2 m 处温度,可基本反映堆体内部温度. 在堆肥开始时,对照组和试验组 1、2 的堆温分别为 62、56 和 68℃,并且随着堆肥的进行逐渐升高,其中造成开始时堆温如此高的原因在于堆肥槽有一个混料区,堆温在混料区已有明显上升. 虽然试验组 1 的堆温在第 7 d 就很明显地下降至 10℃,试验组 2 的堆温在第 17 d 下降至 12℃,而对照组的堆温在第 21 d 才下降至 24℃,然而配对 *t* 检验结果表明,试验组 1 和试验组 2 的堆温与对照组均为不显著 *n. s.*. 对于试验组 1,可能是辅料投加比例过小造成堆料含水率过大,自由空域降低,含氧量不足,阻碍了微生物反应;对于试验组 2,其堆肥末期的堆温下降稍早可能是由于试验组 2 改变了强制通风策略,堆肥末期的曝气量(以干重计,下同) [0.23 ~ 0.29 m<sup>3</sup>·(kg·d)<sup>-1</sup>] 大于对照组 [0.15 ~ 0.19 m<sup>3</sup>·(kg·d)<sup>-1</sup>],加快了堆体降温速率.

2.2 氮素变化

图 4 显示了污泥堆肥过程中对照组、试验组 1、2 堆料的氨氮、硝态氮、亚硝态氮和总氮含量的变化. 氨氮整体略有起伏,在堆肥结束时,对照组的氨氮含量为 1.89 mg·g<sup>-1</sup>,最终增幅 7.09%;试验组 1 的氨氮含量为 1.80 mg·g<sup>-1</sup>,增幅较大(34.83%);试验组 2 的氨氮含量 1.84 mg·g<sup>-1</sup>,低于初始浓度(2.01 mg·g<sup>-1</sup>),降幅 12.66%. 配对 *t* 检验结果表明,试验组 1 与对照组的氨氮含量呈极显著(*P* < 0.01),而试验组 2 与对照组为不显著 *n. s.*.

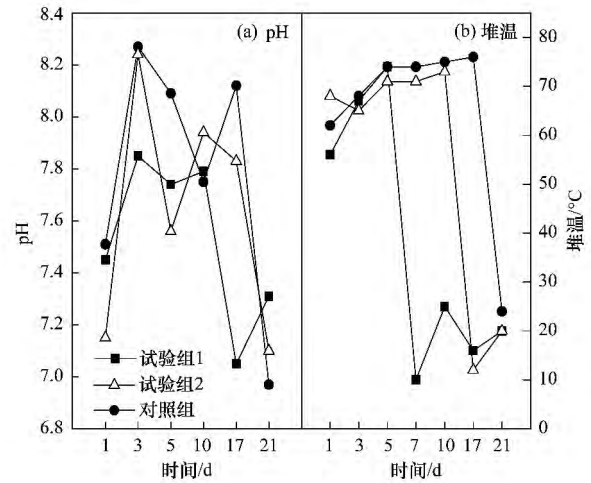


图3 污泥堆肥过程 pH 值和堆体温度变化  
Fig. 3 Changes of pH and pile temperature during sludge composting

硝态氮含量在堆肥过程中变动较大,堆肥结束时对照组的硝态氮含量达到 231.49 μg·g<sup>-1</sup>,降幅 10.29%;试验组 1 的硝态氮含量达到 236.06 μg·g<sup>-1</sup>,增幅较大(36.79%);试验组 2 的硝态氮含量为 249.63 μg·g<sup>-1</sup>,降幅 12.59%. 配对 *t* 检验结果表明,试验组 1、2 与对照组的硝态氮含量均为不显著 *n. s.*.

亚硝态氮 3 组变化趋势较为一致,前期变化不大,后期明显上涨,最终对照组、试验组 1、试验组 2 的亚硝态氮含量分别增长了 178、494 和 136 倍. 堆肥前期堆体温度较高(>40℃),亚硝化菌受到抑制,亚硝化反应受阻,堆料中的亚硝酸盐浓度较低,而堆肥后期堆体温度急速下降,亚硝化细菌活性增加,造成堆料亚硝酸盐含量显著提升,堆温下降最早

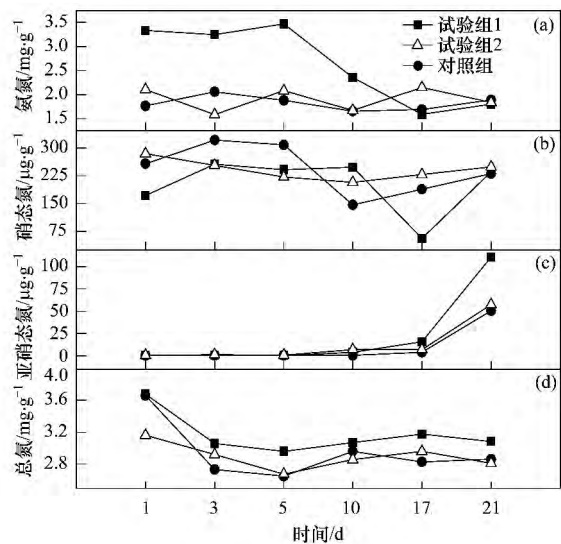


图4 污泥堆肥过程堆料氨氮、硝态氮、亚硝态氮、总氮的变化  
Fig. 4 Changes of NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N, NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N and TN contents during sludge composting

的试验组 1 亚硝酸盐增长倍数也更大. 配对  $t$  检验结果表明, 试验组 1、2 与对照组均为不显著  $n. s.$ .

3 组试验的总氮含量均呈下降趋势, 最终对照组和试验组 1、2 的总氮含量分别降至 2.86、3.09 和 2.81  $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$ , 降幅分别达到 21.68%、16.10% 和 11.13%, 其中试验组 1 的平均 C/N 比 (9.21) 明显低于对照组 (9.60), 其 TN 降幅也相对较低, 说明堆料的平均 C/N 比较低有助于缓解氮素损失. 更改通风策略后, 其总氮损失仅为对照组的 51.34%, 说明“前期降低, 后期增加”的通风策略有助于减少总氮损失. 配对  $t$  检验结果表明, 试验组 1、2 的总氮含量与对照组均为不显著  $n. s.$ .

### 2.3 温室气体 ( $\text{CH}_4$ 、 $\text{N}_2\text{O}$ ) 排放

甲烷的碳元素排放通量变化及单位面积碳元素累积排放量如图 5 所示, 对照组和试验组 1、试验组 2 均在堆肥第 1 d 出现了较高的甲烷碳元素排放通量, 分别为 28.79、29.16、178.92  $\text{mg}\cdot(\text{m}^2\cdot\text{h})^{-1}$ . 这是因为试验初期堆料含水率较高、曝气量不足, 导致堆体内部存在厌氧区域, 造成了甲烷的排放.

对照组: 在堆肥开始第 1 d、第 5 d 排放通量较高 [28.79  $\text{mg}\cdot(\text{m}^2\cdot\text{h})^{-1}$ 、101.91  $\text{mg}\cdot(\text{m}^2\cdot\text{h})^{-1}$ ], 随后未观测到明显的甲烷排放, 其甲烷单位面积的碳元素累积排放量为 7.38  $\text{g}\cdot\text{m}^{-2}$ , 仅占单位面积总碳 (TC) 损失 (2.89  $\text{kg}\cdot\text{m}^{-2}$ ) 的 0.26%.

试验组 1: 仅在堆肥第 1 d 甲烷碳元素排放通量较高 [29.16  $\text{mg}\cdot(\text{m}^2\cdot\text{h})^{-1}$ ], 随后未观测到明显的

甲烷排放. 在堆肥第 7 d 堆温迅速低至  $10^\circ\text{C}$ , 至堆肥结束也未能超过  $30^\circ\text{C}$ , 说明堆体内微生物反应近乎停滞, 并且低温严重降低了产甲烷菌的活性, 所以后期未能观测到明显的甲烷排放. 甲烷单位面积累积碳排放量为 3.72  $\text{g}\cdot\text{m}^{-2}$ , 仅占单位面积 TC 损失 (1.09  $\text{kg}\cdot\text{m}^{-2}$ ) 的 0.34%. 与对照组相比, 它的甲烷排放通量没有显著性差异, 这是由于堆肥周期较短, 采样频率低, 致使样本数少, 导致瞬时排放通量的差异不显著  $n. s.$ , 而从累积排放量的配对  $t$  检验结果, 可以得出二者的差异极显著 ( $P < 0.01$ ).

试验组 2: 在堆肥第 1 d 的甲烷碳元素排放通量 [178.92  $\text{mg}\cdot(\text{m}^2\cdot\text{h})^{-1}$ ] 明显高于试验组 1 和对照组, 随后未见明显的甲烷排放. 由于 3 组试验堆肥开始时的堆温均较高, 且与对照组的通风策略相比, 试验组 2 在堆肥初期的曝气时间更少 (每小时曝气 2 min, 对照组为每小时曝气 2 min 且堆温高于  $40^\circ\text{C}$  持续曝气), 这导致试验组 2 的堆体内部存在更大的厌氧区域, 造成了较高的甲烷排放通量, 其甲烷单位面积累积碳排放量为 23.05  $\text{g}\cdot\text{m}^{-2}$ , 占单位面积 TC 损失 (1.92  $\text{kg}\cdot\text{m}^{-2}$ ) 的 1.2%, 高于对照组. De Guardia 等<sup>[25]</sup> 研究发现, 当干污泥通风量由 3.25  $\text{L}\cdot(\text{h}\cdot\text{kg})^{-1}$  增加至 16.63  $\text{L}\cdot(\text{h}\cdot\text{kg})^{-1}$  时,  $\text{CH}_4\text{-C}$  的累积排放量由 1.0 g 线性增加至 16.6 g, 其变化趋势与本研究的结果一致. 然而, 与对照组相比, 试验组 2 的甲烷排放通量及其总累积碳排放量均为不显著  $n. s.$ .

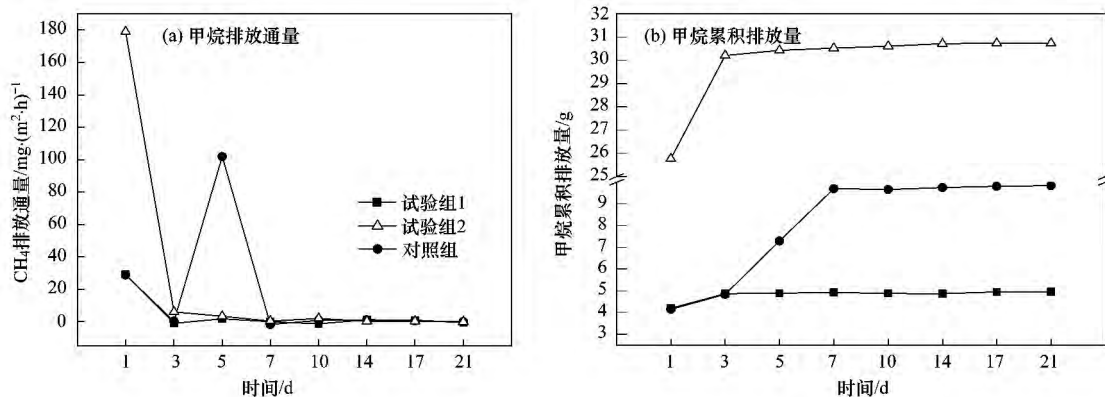


图 5 污泥堆肥过程甲烷排放变化

Fig. 5 Fluxes and accumulative emissions of  $\text{CH}_4$  during sludge composting

氧化亚氮的氮元素排放通量变化及单位面积氮元素累积排放量如图 6 所示, 对照组的氧化亚氮排放通量在堆肥第 3 d、第 17 d 出现峰值 [5.34  $\text{mg}\cdot(\text{m}^2\cdot\text{h})^{-1}$ 、11.10  $\text{mg}\cdot(\text{m}^2\cdot\text{h})^{-1}$ ], 并且在第 14 d 出现了较为明显的负通量 [-1.74

$\text{mg}\cdot(\text{m}^2\cdot\text{h})^{-1}$ ]. 单位面积累积氮排放为 1.50  $\text{g}\cdot\text{m}^{-2}$ , 占单位面积总氮 (TN) 损失 (264.37  $\text{g}\cdot\text{m}^{-2}$ ) 的 0.57%.

试验组 1 的氧化亚氮排放通量在堆肥前期较为平缓且较低, 在堆肥第 17 d 开始呈上升趋势并在堆肥第

21 d 达到峰值 [ $10.83 \text{ mg} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h})^{-1}$ ]. 单位面积累积氮排放为  $0.95 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$ , 占单位面积 TN 损失 ( $197.28 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$ ) 的  $0.48\%$  低于对照组. 与对照组相比, 其排放通量、累积排放量均未呈现显著性差异 *n. s.*.

试验组 2 的氧化亚氮排放通量前期相对平缓且较低, 在第 10 d 达到一次峰值 [ $6.80 \text{ mg} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h})^{-1}$ ] 并在第 14 d 后呈上升趋势, 在第 21 d 达到最大值 [ $13.47 \text{ mg} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h})^{-1}$ ]. 单位面积累积氮排放为  $1.51 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$ , 占单位面积 TN 损失 ( $117.37 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$ ) 的  $1.29\%$  高于对照组. 与对照组

相比, 其排放通量、累积排放量均未呈现显著性差异 *n. s.*. 受堆体温度影响, 堆肥前期堆温较高 ( $>40^\circ\text{C}$ ), 硝化菌受到抑制, 而堆肥末期堆温下降, 硝化菌活性增加, 这可能是导致堆肥后期  $\text{N}_2\text{O}$  排放增加的原因之一. 此外, Jiang 等<sup>[26]</sup> 的研究表明, 通风强度与  $\text{N}_2\text{O}$  排放有一定的正相关关系, 这与本研究结果相一致. 受前期强制通风量降低影响,  $\text{N}_2\text{O}$  排放低于对照组, 而末期增大通风频率后,  $\text{N}_2\text{O}$  排放增加, 总累积排放最终与对照组几乎持平 (试验组  $1.505 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$ , 对照组  $1.502 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$ ).

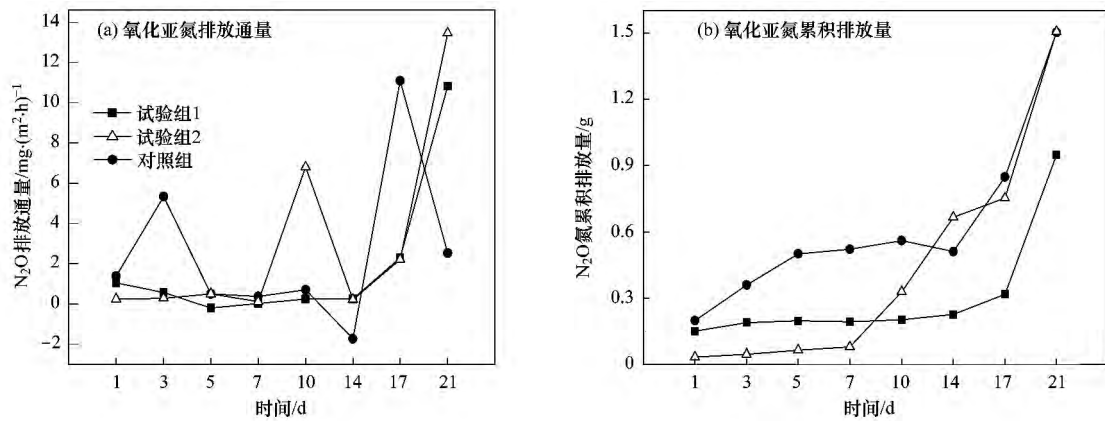


图 6 污泥堆肥过程氧化亚氮排放变化

Fig. 6 Fluxes and accumulative emissions of  $\text{N}_2\text{O}$  during sludge composting

对照组、试验组 1、试验组 2 堆肥过程单位质量干堆料 (dried compost, DC) 的累积  $\text{CO}_2$  排放当量 (以  $\text{eCO}_2/\text{DC}$  计, 下同) 分别为  $2.85 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$  ( $118.03 \text{ g CH}_4$  和  $28.32 \text{ g N}_2\text{O}$ )、 $1.70 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$  ( $59.54 \text{ g CH}_4$  和  $17.87 \text{ g N}_2\text{O}$ ) 和  $4.42 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$  ( $368.78 \text{ g CH}_4$  和  $28.39 \text{ g N}_2\text{O}$ ). 试验组 1 的累积  $\text{CO}_2$  排放当量明显低于对照组, 可见采取相同的通风策略, 虽然降低辅料添加比例不利于堆温保持、有机质转化等, 却有助于减少污泥堆肥过程的温室气体排放. 试验组 2 的累积  $\text{CO}_2$  排放当量则明显高于对照组, 可见当辅料添加比例相同时, 采用降低堆肥初期的曝气时间和加大堆肥末期曝气量的通风策略, 将增大污泥堆肥过程中的温室气体排放. 有研究发现, 强制通风静态污泥堆肥过程中温室气体 ( $\text{CH}_4$ 、 $\text{N}_2\text{O}$ ) 的综合排放因子可达到  $12.47 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ <sup>[27]</sup>, 高于本研究结果, 可见连续流强制通风槽式堆肥工艺在温室气体减排方面具有一定优势.

#### 2.4 氨气排放

氨气的排放通量变化和单位面积氨气累积排放量排放见图 7, 对照组与两组试验组的氨气排放通

量均在堆肥过程整体呈下降趋势, 并表现出比较明显的上下起伏现象. 对照组的最大氨气排放通量出现在堆肥第 1 d [ $0.42 \text{ g} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h})^{-1}$ ], 堆肥结束时降至  $0.017 \text{ g} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h})^{-1}$ , 平均排放通量为  $0.19 \text{ g} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h})^{-1}$ . 单位面积累积氮元素排放量达到  $72.04 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$ , 占对照组单位面积总氮损失 ( $264.37 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$ ) 的  $27.27\%$ .

试验组 1: 在堆肥第 5 d 达到氨气排放通量的最大值 [ $0.43 \text{ g} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h})^{-1}$ ], 第 10 d 出现最小值 [ $0.044 \text{ g} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h})^{-1}$ ], 堆肥结束时上升至  $0.15 \text{ g} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h})^{-1}$ , 平均排放通量达到  $0.21 \text{ g} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h})^{-1}$ , 高于对照组  $8.68\%$ . 单位面积累积氮元素排放达到  $73.76 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$ , 占总氮损失 ( $197.28 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$ ) 的  $37.35\%$ . *t* 检验分析结果表明, 试验组 1 的氨气排放通量和累积排放量与对照组为不显著 *n. s.*. 试验组 1 的堆温在第 7 d 就出现了明显的下降, 平均堆温  $38.29^\circ\text{C}$ , 远低于对照组的  $64.71^\circ\text{C}$ , 然而试验组 1 的初始 C/N 比 ( $8.36$ ) 低于对照组 ( $8.98$ ), 这说明堆料低 C/N 比是氨气排放的主导因素之一, 钟佳<sup>[9]</sup> 的研究中同样发现了类似现象.

试验组 2 的氨气排放通量最大值出现在堆肥第 1 d ( $0.41 \text{ g} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h})^{-1}$ ), 最小值出现在第 14 d [ $0.003 \text{ g} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h})^{-1}$ ] 堆肥结束时小幅上升至  $0.015 \text{ g} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h})^{-1}$ , 平均排放通量为  $0.18 \text{ g} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h})^{-1}$ , 低于对照组 6.25%。总累积氮元素排放达到  $66.86 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$ , 占试验组 2 总氮损失 ( $117.37 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$ ) 的 56.75%。t 检验分析结果表明, 试验组 2 的氨气排放

通量和总累积排放量与对照组均为不显著 n. s.。试验组 2 的初始堆料配比与对照组相同, 说明调整过的通风策略有助于降低氨气排放。

与氧化亚氮的排放对比而言, 氨气对于堆体氮素损失的贡献更大。此外, 堆肥过程中产生的渗滤液可能也是导致氮素损失的重要原因之一, 且需进一步研究。

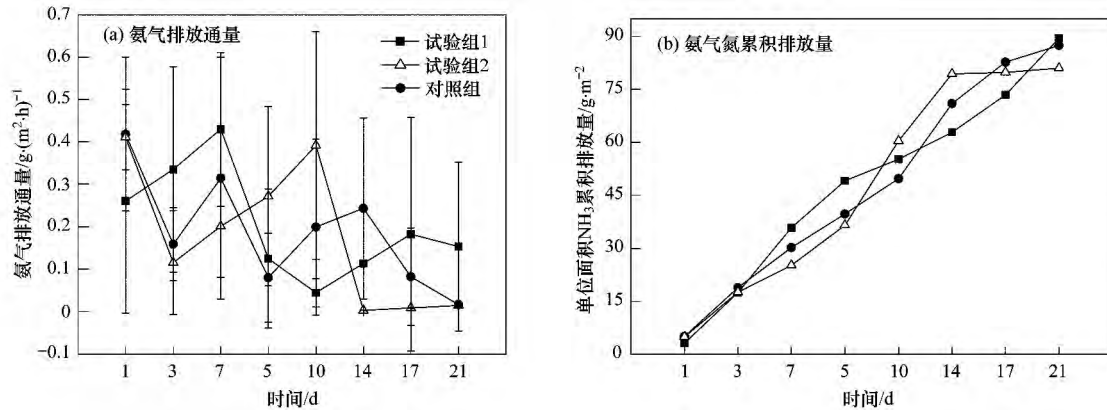


图7 污泥堆肥过程的氨气排放变化

Fig. 7 Fluxes and accumulative of  $\text{NH}_3$  emission during sludge composting

### 3 结论

(1) 减小辅料投加比例不利于有机质转化, 试验组和对照组(辅料与污泥的体积比分别为 3:1 和 4:1) 的有机质降幅分别为 1.38% 和 8.85%。

(2) 较低的 C/N 比(9.21) 有助于降低 TN 损失(对照组 TN 损失 21.68%、试验组 16.10%), 并减少污泥堆肥过程温室气体排放的  $\text{CO}_2$  当量(对照组为  $2.85 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ 、试验组为  $1.70 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ ), 却小幅增加了氨气的排放(高于对照组 8.68%)。

(3) 采用降低堆肥初期的曝气时间和加大堆肥末期曝气量的通风策略, 可明显降低堆肥周期总氮损失(仅为对照组的 51.34%), 却将增大污泥堆肥过程中温室气体排放的  $\text{CO}_2$  当量(对照组为  $2.85 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ 、试验组  $4.42 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ ), 降低堆肥周期平均堆温(试验组  $54.29^\circ\text{C}$ 、对照组  $64.71^\circ\text{C}$ ), 进而降低氨气累积排放量(试验组  $66.86 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$ 、对照组  $72.04 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$ )。

#### 参考文献:

[1] 中华人民共和国环境保护部. 2012 中国环境状况公报[M]. 北京: 中华人民共和国环境保护部, 2012.  
[2] 中国水网. 2011 中国污泥处理处置市场分析报告[EB/OL]. <http://www2.h2o-china.com/report/2012/2012wunireport/.html>, 2011.  
[3] 马娜, 陈玲, 何培松, 等. 城市污泥资源化利用研究[J]. 生

态学杂志, 2004, 23(1): 86-89.

- [4] 王守仁, 王增长, 宋秀兰. 污泥处理技术发展[J]. 水资源保护, 2010, 26(1): 80-83.  
[5] 国务院办公厅. “十二五”全国城镇污水处理及再生利用设施建设规划[J]. 中国环保产业, 2012. 4-13.  
[6] 张宗国, 吴永丽, 何梦玲. 城市污水处理厂污泥的土地利用[J]. 青岛建筑工程学院学报, 2004, 25(2): 78-81.  
[7] 汪群慧. 固体废物处理及资源化[M]. 北京: 化学工业出版社, 2004.  
[8] 李铁民, 马溪平, 刘宏生, 等. 环境微生物资源原理与应用[M]. 北京: 化学工业出版社, 2005.  
[9] 钟佳. 污泥/猪粪堆肥化及其土地利用全过程的温室气体与氨气排放特征研究[D]. 北京: 中国科学院生态环境研究中心, 2013.  
[10] Pagans E, Barrena R, Font X, et al. Ammonia emissions from the composting of different organic wastes. Dependency on process temperature [J]. Chemosphere, 2006, 62(9): 1534-1542.  
[11] Czepiel P, Douglas E, Harriss R, et al. Measurements of  $\text{N}_2\text{O}$  from composted organic wastes [J]. Environmental Science & Technology, 1996, 30(8): 2519-2525.  
[12] Witter E, Lopez-Real J. Nitrogen losses during the composting of sewage sludge, and the effectiveness of clay soil, zeolite, and compost in adsorbing the volatilized ammonia [J]. Biological Wastes, 1988, 23(4): 279-294.  
[13] Doublet J, Francou C, Poitrenaud M, et al. Sewage sludge composting: Influence of initial mixtures on organic matter evolution and N availability in the final composts [J]. Waste Management, 2010, 30(10): 1922-1930.



- [14] GB 14554-1993. 恶臭污染物排放标准[S].
- [15] Liang C, Das K C, McClendon R W. The influence of temperature and moisture contents regimes on the aerobic microbial activity of a biosolids composting blend [J]. *Bioresource Technology*, 2003, **86**(2): 131-137.
- [16] 赵丽君, 杨意东, 胡振苓. 城市污泥堆肥技术研究[J]. *中国给水排水*, 1999, **15**(9): 58-60.
- [17] Ruggieri L, Gea T, Artola A, *et al.* Air filled porosity measurements by air pycnometry in the composting process: A review and a correlation analysis [J]. *Bioresource Technology*, 2009, **100**(10): 2655-2666.
- [18] Charest M H, Beauchamp C J. Composting of de-inking paper sludge with poultry manure at three nitrogen levels using mechanical turning: behavior of physico-chemical parameters [J]. *Bioresource Technology*, 2002, **81**(1): 7-17.
- [19] Schloss P D, Chaves B, Walker L P. The use of the analysis of variance to assess the influence of mixing during composting [J]. *Process Biochemistry*, 2000, **35**(7): 675-684.
- [20] 魏源送, 李承强, 樊耀波, 等. 不同通风方式对污泥堆肥的影响[J]. *环境科学*, 2001, **22**(3): 54-59.
- [21] 徐红, 樊耀波, 贾智萍, 等. 时间温度联合控制的强制通风污泥堆肥技术[J]. *环境科学*, 2000, **21**(6): 51-55.
- [22] 王艳强. 川中丘陵区草地土壤-植物系统 CO<sub>2</sub>、N<sub>2</sub>O和 CH<sub>4</sub> 通量研究[D]. 重庆: 西南农业大学, 2005.
- [23] 万合锋. 猪粪堆肥及其在蔬菜地利用全过程中温室气体 (N<sub>2</sub>O、CH<sub>4</sub>) 和 NH<sub>3</sub> 排放特征研究[D]. 南昌: 南昌大学, 2012.
- [24] 王朝辉, 刘学军, 巨晓棠, 等. 田间土壤氮挥发的原位测定——通气法[J]. *植物营养与肥料学报*, 2002, **8**(2): 205-209.
- [25] De Guardia A, Petiot C, Rogeau D. Influence of aeration rate and biodegradability fractionation on composting kinetics [J]. *Waste Management*, 2008, **28**(1): 73-84.
- [26] Jiang T, Schuchardt F, Li G X, *et al.* Effect of C/N ratio, aeration rate and moisture content on ammonia and greenhouse gas emission during the composting [J]. *Journal of Environmental Sciences*, 2011, **23**(10): 1754-1760.
- [27] 钟佳, 魏源送, 赵振凤, 等. 污泥堆肥及其土地利用全过程的温室气体与氨气排放特征[J]. *环境科学*, 2013, **34**(11): 4186-4194.