

翻堆频率对猪粪条垛堆肥过程温室气体和氨气排放的影响

赵晨阳^{1,2} 李洪枚¹ 魏源送^{2*} 钟佳² 郑嘉熹² 韩圣慧^{3*} 万合锋²

(1. 首都经济贸易大学安全与环境工程学院,北京 100070; 2. 中国科学院生态环境研究中心,北京 100085; 3. 中国科学院大气物理研究所,北京 100029)

摘要: 我国畜禽粪便堆肥过程中有关温室气体(CH_4 、 N_2O)和 NH_3 排放的基础数据十分缺乏,难以满足我国畜禽粪便温室气体减排的需求. 本研究以猪粪为研究对象,通过现场试验和原位观测,考察翻堆频率对猪粪条垛堆肥过程中温室气体和氨气排放的影响. 结果表明,翻堆频率对猪粪条垛堆肥过程的温室气体(CH_4 、 N_2O)和氨气排放均具有显著影响,不仅提高了温室气体和氨气的排放,而且加大了氨气排放所占总氮损失的比例(对照组 42.2%、试验组 70.05%). 与 N_2O 相比, CH_4 是猪粪条垛堆肥过程中 CO_2 排放当量的主要贡献者.

关键词: 猪粪堆肥; 翻堆; 氨气; 温室气体

中图分类号: X16 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2014)02-0533-08

Effects of Turning Frequency on Emission of Greenhouse Gas and Ammonia During Swine Manure Windrow Composting

ZHAO Chen-yang^{1,2}, LI Hong-mei¹, WEI Yuan-song², ZHONG Jia², ZHENG Jia-xi², HAN Sheng-hui³, WAN He-feng²

(1. School of Safty and Environmental Engineering, Capital University of Economic and Business, Beijing 100070, China; 2. Research Center for Eco-Environmental Sciences, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100085, China; 3. Institute of Atmospheric Physics, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100029, China)

Abstract: It is of great concern for greenhouse gas (GHG) reduction of animal manure management in China due to the extreme lack of GHG emission data during animal manure composting. Therefore, the purpose of this study was to investigate the effects of turning frequency on the emission of GHG (CH_4 , N_2O) and NH_3 during swine manure windrow composting through on-site observation of a full scale test in Beijing. Results showed that the turning frequency had significant impacts on the emission of both GHG and ammonia, which did not only increase the emission of GHG and ammonia, but also increased the percentage of total nitrogen loss due to NH_3 emission (42.2% at turning once a week and 70.05% at turning twice a week, respectively). Compared with N_2O emission, CH_4 emission was the main contributor to Global Warming Potentials (GWPs).

Key words: swine manure composting; turning; ammonia; greenhouse gas

我国是畜禽养殖大国,畜禽粪便产生量大. 2009 年全国畜禽粪便产生量 20.8 亿 $\text{t}^{[1]}$. 据统计,我国肉猪产量全球第一^[2],2011 年我国肉猪出栏头数 6.62 亿头,年底存栏头数 4.68 亿头^[3]. 按照每万头生猪存栏养猪场日均粪便排放量 17.5 $\text{t}^{[4]}$ 计算,预计全国日产猪粪 81.9 万 t . 畜禽粪便富含有机质及营养成分,我国每年有机肥提供氮素 3 050.8 万 t ,其中人畜粪尿占 81.2%^[5]. 农业部发布的《畜禽粪便无害化处理技术规范》推广畜禽粪便的堆肥处理方式,并取得了广泛应用. 畜禽粪便经堆肥处理后,不但可以达到无害化、稳定化,而且其中的速效养分更利于植物吸收,堆肥产生的腐殖质能改良土壤^[6],可作为优良的有机肥.

然而,堆肥过程中会产生大量的氨气(NH_3)与

温室气体(CH_4 、 N_2O)^[7],不仅带来环境问题,也会造成氮素严重损失. 温室气体(CH_4 、 N_2O)的全球增温潜势(global warming potentials,GWP)分别为 CO_2 的 25 和 298 倍^[8]. 现有研究表明,猪粪堆肥过程中因 NH_3 和 N_2O 的排放导致了氮素严重损失,其中 NH_3 排放导致的氮素损失可达 32.3%~50.0%的总氮损失^[9,10], N_2O 排放导致的氮素损失可达 0.09%~3.8%的总氮损失^[11,12]. 此外, NH_3 不仅是酸雨的重要影响因素,而且是堆肥工厂臭味物质

收稿日期: 2013-06-23; 修订日期: 2013-08-05

基金项目: 国家自然科学基金项目(41075090); 公益性行业(农业)科研专项(201303091)

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物资源化. E-mail: cyzhao89@163.com

* 通讯联系人. E-mail: yswel@rcees.ac.cn

的主要成分,我国 1993 年颁布的《恶臭污染物排放标准》(GB 14554-93)将氨气列入首要恶臭污染物。所以,堆肥过程中氨气和温室气体(CH_4 、 N_2O)的排放不仅降低了其土地利用价值,而且还会产生恶臭、酸雨、温室效应等新的生态环境问题,并危害人畜健康^[13,14]。

目前堆肥过程中固氮、温室气体减排的研究主要如下:调节含水率^[10,15]、C/N 比、pH 值^[16];加入镁盐^[17]以及控制堆体温度。然而,对于条垛堆肥系统来说,有关翻堆频率对堆肥过程中温室气体和氨气排放影响的研究还相对较少。翻堆可调节堆体含水率、温度、含氧量,加速微生物反应^[18-20],是条垛堆肥过程关键控制手段之一。因此,本研究以猪粪条垛堆肥为对象,通过原位观测,考察猪粪条垛堆肥过程中翻堆频率对氨气和温室气体排放的影响,以期对猪粪堆肥工艺的优化和氨气、温室气体减排提供科技支撑。

1 材料与方法

1.1 猪粪条垛堆肥工艺

供试验所用的猪粪来自于位于北京市通州区某大型养猪场,调理剂采用蘑菇渣,试验场地为京郊某大型露天猪粪堆肥厂。猪粪、蘑菇渣和堆料的初始特征如表 1 所示。

表 1 猪粪条垛堆肥试验的堆料特性
Table 1 Composition and properties of materials
for swine manure windrow composting

项目	指标	原料		初始混料
		猪粪	蘑菇渣	
	电导率/ $\text{mS}\cdot\text{cm}^{-1}$	1.86	1.55	2.92
	pH	6.67	5.97	6.54
	含水率/%	76.89	40.70	60.04
指标	有机质/%	81.02	89.12	75.18
	C/N 比	8.70	20.28	15.39
	总氮/ $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$	42.73	19.88	19.98
	总磷/ $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$	29.14	0.87	27.08
配料	蘑菇渣:猪粪(体积比)	—	—	4:1
	猪粪/kg	—	—	2 230
	蘑菇渣/kg	—	—	1 720
	总计/kg	—	—	3 950

堆肥试验于 2012 年 10 月底~12 月中下旬进行,堆体呈三棱柱形,堆体(长×宽×高)约 $25\text{ m}\times 1.5\text{ m}\times 0.6\text{ m}$,体积约为 11.25 m^3 ,质量约为 3.95 t 。其中试验组高温期(前 4 周 28 d)由翻堆机(Backhus 16.0 德国 Backhus 公司)每周翻堆 2 次;对照组高温期由上述翻堆机每周翻堆一次,后腐熟期均不翻堆,

整个试验持续 55 d,其中后腐熟期 27 d。

1.2 样品采集与分析

1.2.1 气体样品

温室气体(CH_4 、 N_2O)样品采集采用静态箱平衡法^[21]。将覆有铝箔的采样箱(PVC,长×宽×高= $34\text{ cm}\times 22\text{ cm}\times 16\text{ cm}$)扣置于堆体上,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 CH_4 和 N_2O ,分别采用 FID(Flame Ionization Detector)和 ECD(Electron Capture Detector)检测器检测 CH_4 和 N_2O 浓度,结合检测气峰面积与标气峰面积比值,分别换算出 CH_4 和 N_2O 浓度。检测系统参数设置如下:①FID 检测器温度 250°C ,色谱柱内径 2 mm,填充 60/80 目 13XMS 不锈钢柱,分析柱温 55°C ;载气:高纯 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 $30\text{ cm}^3\cdot\text{min}^{-1}$ 。②ECD 检测器温度 350°C ,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°C ;载气为 Ar- CH_4 (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。

氨气样品采集采用通气法^[22,23]: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($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)。

温室气体与氨气的布点方式和采样频率相同。试验组与对照组堆体均设置 4 个采样点,分别位于距堆体端点 5 m、10 m、15 m、20 m 的位置,且 1 号、3 号同位于三棱柱堆体一侧,2 号、4 号同位于另一侧,堆体的温室气体与氨气排放通量为 4 个采样点的均值。采样频率为初期(前 14 d)每周 3 次,随后每周 2 次。此外,在第 2 次气体采样时考察翻堆前后试验组气体排放情况,第 4 次采样时考察对照组翻堆前后气体排放情况,第 10 次采样时(随后进入腐熟期)同时考察试验组与对照组翻堆前后气体排放情况。具体方法为在翻堆前采样一次,翻堆

后立即再采样一次. 以下为温室气体和氨气排放通量的计算公式.

(1) 累积排放量 3 种气体(NH_3 、 CH_4 、 N_2O)的累积排放量均按照公式(1)计算.

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

式中, Q 为气体累积排放量, mg ; S 为堆体总表面积, m^2 ; Δf_i 为第*i*-1至第*i*次采样期间平均排放通量, $\text{mg} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h})^{-1}$; $\Delta f_i = (f_{i-1} + f_i) / 2$, f_i 为第*i*次采样的排放通量, $\text{mg} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h})^{-1}$, 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) 氨气排放通量按公式(2)计算.

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

式中, f_{NH_3} 为氨气排放通量, $\text{mg} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h})^{-1}$; A 为海绵有效面积, m^2 ; t 为采样时间, h ; c 为浸润液的氨氮浓度, $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$; V 为浸润液体积, L .

(3) 温室气体(CH_4 、 N_2O)排放通量按照公式(3)计算.

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

式中, f_i 为 CH_4 或 N_2O 排放通量, $\text{mg} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h})^{-1}$; h 为采样箱高度, m ; $\Delta c / \Delta t$ 是箱内温室气体摩尔浓度随时间的变化率, $\text{mol} \cdot (\text{L} \cdot \text{min})^{-1}$; M 为每 mol 温室气体对应C或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

固体样品的采样布点与气体采样布点相同,试验组与对照组均采集4个点,每个采样点均采集堆体表层(堆料表面以下10~20 cm)、中心区域和底部的堆料,混合均匀后采用四分法取样并将样品冷藏带回实验室分析. 采样频率如下,前两周每周采集2次,之后每周采集1次. 由于堆肥结束时堆体

与环境温度均过低(-10°C),堆体完全冰冻,未能采集到堆肥结束(第55 d)固样. 所有数据均应用SPSS 20.0 (Chicago, USA)进行统计分析.

2 结果与分析

2.1 有机质、含水率、pH、电导率和堆体温度的变化

如图1、图2所示,试验组与对照组的堆料含水率和有机质均随着堆肥时间的增加而降低,在堆肥第12 d下起了中雨,由于露天堆肥,堆料的含水率与有机质出现较为明显的波动,此后逐渐走低,对照组中有机质在高温期呈波浪状变化,这可能是由于堆肥期间对照组的翻堆频率低于试验组,导致堆料均匀性低于试验组. 对比看来,降雨对试验组含水率和有机质去除效果影响较小,可能与翻堆更为频繁,加快水分蒸发有关. 堆肥结束后,试验组的含水率和有机质的去除率分别达到了21.07%和28.82%,而对照组的含水率和有机质的去除率分别仅为10.43%和26.61%. 上述结果表明,科学增加翻堆频率利于堆料中水分和有机质的去除,但并不显著(t 检验, $P=0.37$ 和 $P=0.82$). 随着堆肥时间加长,试验组与对照组堆料pH均由约6.5缓慢上升至9.5左右,且无显著差别(t 检验, $P=0.61$); 两组堆料电导率均呈现缓慢下降趋势,均由 $2.9 \text{ mS} \cdot \text{cm}^{-1}$ 降至 $1.7 \text{ mS} \cdot \text{cm}^{-1}$ 左右. 堆温方面,堆体中层温度普遍高于表层和底层温度,试验组和对照组在高温阶段均能维持较高的堆体温度,中层甚至达到接近 70°C 的高温,然而,进入后腐熟期,特别是堆肥35 d以后,试验组和对照组均呈现明显的降温趋势,特别是对于试验组而言,降温趋势更为明显,最终堆体温度 9.31°C 的平均堆温也明显低于对照组的 26.75°C ,可见增加高温期翻堆频率可使腐

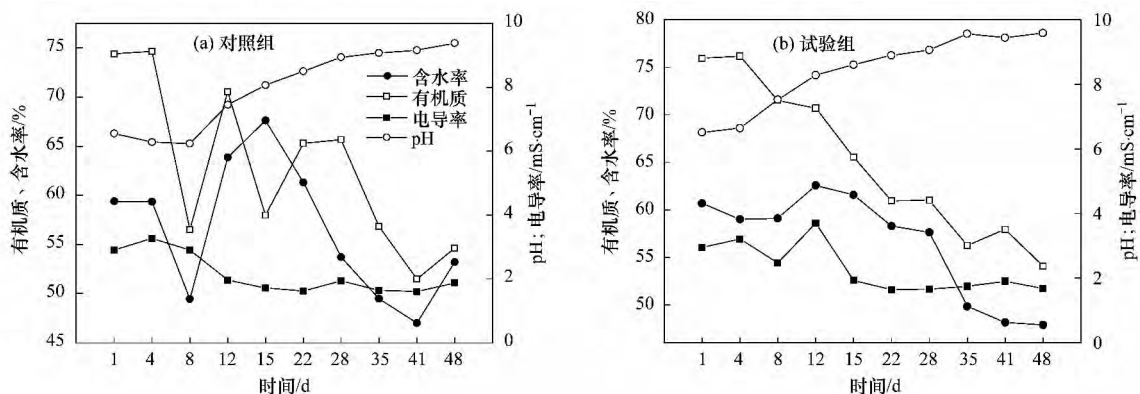


图1 猪粪条垛堆肥过程的堆料含水率、有机质、pH值和电导率变化

Fig. 1 Changes of pH value, electric conductivity, moisture content and organic matter during the swine manure windrow composting

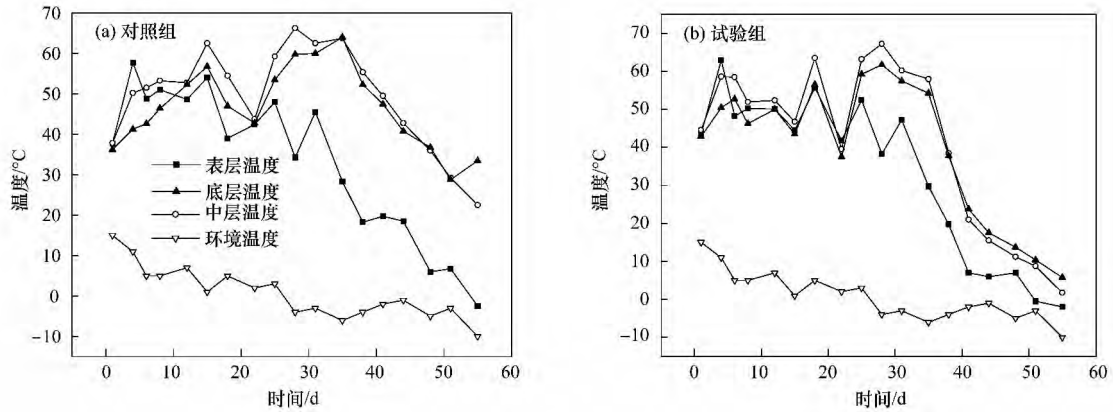


图2 猪粪条垛堆肥过程的堆温变化

Fig. 2 Change of pile temperatures and ambient temperature during the swine manure windrow composting

熟期较快降温,两者存在显著性差异(t 检验, $P = 0.01$).

2.2 温室气体与氨气的排放

如图3所示,试验组 CH_4 排放通量在高温期逐渐升高,第25 d 出现一次峰值 [$1205.67 \text{ mg} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h})^{-1}$]; 后腐熟期第31 d 出现峰值 [$1188.34 \text{ mg} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h})^{-1}$],随后逐渐下降. 对照组 CH_4 排放通量在高温期第18 d 达到了最大峰值 [$608.04 \text{ mg} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h})^{-1}$] 随后缓慢下降; 后腐熟期也相对平缓,未能出现峰值. 同对照组相比,试验组 CH_4 的排放通量峰值出现较晚,除个别采样时间

(第8、18 d) 以外,其余采样时间的排放通量均高于对照组,试验组排放通量均值高达 [$2127.80 \text{ mg} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h})^{-1}$], 高于对照组 [$828.46 \text{ mg} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h})^{-1}$]. 试验组 C 元素累积排放量 [14.64 kg] 占原料中总碳 (TC) 损失 [277.08 kg] 的 5.28%, 也高于对照组 C 元素累积排放量 [5.28 kg] 占原料中总碳 (TC) 损失 [336.52 kg] 的 1.57%. t 检验结果表明,试验组和对照组的 CH_4 排放通量存在显著性差异 ($P = 0.034$).

试验组 N_2O 排放通量在高温期第22 d 达到一次峰值 [$8.36 \text{ mg} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h})^{-1}$], 其余时间的排放通量均

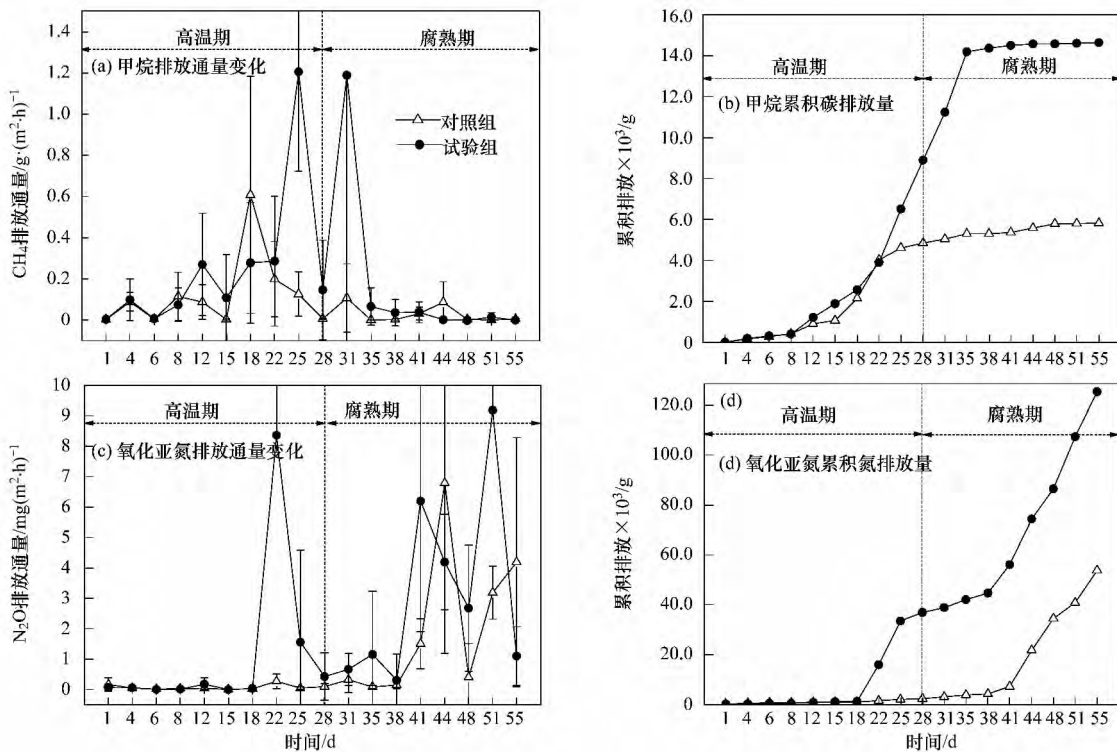


图3 猪粪条垛堆肥过程温室气体 (CH_4 、 N_2O) 排放特征

Fig. 3 Fluxes and accumulative emissions of CH_4 and N_2O during swine manure windrow composting

较低; 在后腐熟期排放通量逐渐升高并于第 41 d 和第 51 d 达到峰值, 分别为 $6.20 \text{ mg} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h})^{-1}$ 、 $9.19 \text{ mg} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h})^{-1}$, 排放通量最大值出现在第 51 d. 对照组 N_2O 排放通量在高温期均较低且平缓; 进入后腐熟期后呈逐渐上升趋势, 在第 44 d 达到最大值 [$6.79 \text{ mg} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h})^{-1}$], 在堆肥结束当天达到第二次峰值 [$4.19 \text{ mg} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h})^{-1}$], 且仍处于较高的水平. 同对照组相比, 试验组 N_2O 排放通量峰值出现较早, 且除个别采样时间(第 44 d、第 55 d) 以外, 其余采样时间的排放通量均高于对照组, 试验组排放通量均值高达 [$2.01 \text{ mg} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h})^{-1}$], 高于对照组 [$0.97 \text{ mg} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h})^{-1}$]. 试验组 N 元素累积排放量 [125.36 g] 占原料中总氮(TN) 损失 [$18\,625.59 \text{ g}$] 的 0.67%, 高于对照组 N 元素累积排放量 [53.69 g] 占原料中总氮(TN) 损失 [$20\,328.34 \text{ g}$] 的 0.26%. *t* 检验分析结果表明, 这两者的 N_2O 排放通量不存在显著性差异 ($P=0.074$).

从累积排放量来看, ① CH_4 : 试验组和对照组在

高温期的累积排放量分别占总累积排放量的 60.8% 和 83.2%, 说明 CH_4 排放主要发生在高温期; ② N_2O : 试验组和对照组在后腐熟期的累积排放量分别占总累积排放量的 70.4% 和 96.1%, 说明 N_2O 排放量主要发生在后腐熟期. *t* 检验分析结果表明, CH_4 和 N_2O 的累积排放量均存在显著性差异. ($P=0.000$ 和 $P=0.004$)

如图 4 所示, 试验组和对照组的氨气排放出现过几次较大波动(如第 15 d), N 元素累积排放量分别为 14.24 kg 和 7.67 kg, 且均在堆肥第 15 d 排放通量出现最大值 [分别为 $1\,246.59 \text{ mg} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h})^{-1}$ 和 $353.82 \text{ mg} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h})^{-1}$]. 整体对比而言, 试验组氨气排放均高于对照组, 且 *t* 检验分析结果表明, 氨气排放通量和累积排放量均存在显著性差异 ($P=0.038$ 和 $P=0.002$). 这与试验组翻堆频率增加, 供氧条件好, 促进微生物氨化作用, 氨气作为微生物反应产物排放增加有关; 另一方面翻堆加快了堆体内部的水汽和气体挥发速度, 加速了氨气的排放^[24].

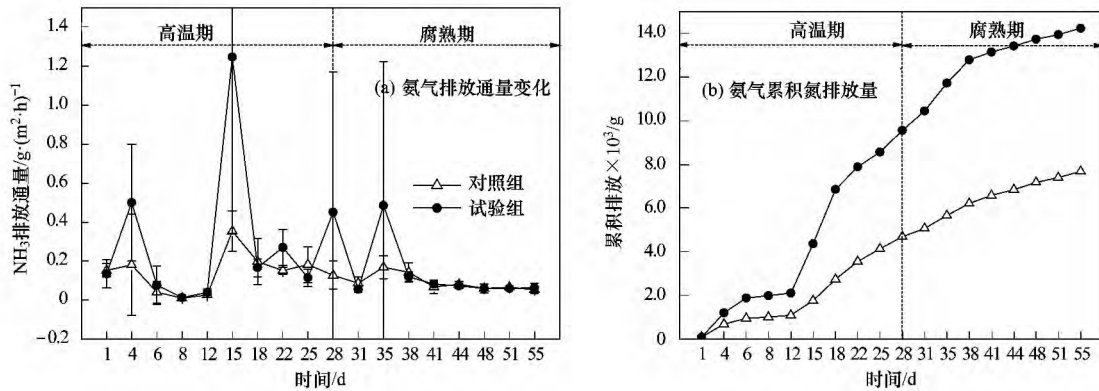


图 4 猪粪条垛堆肥过程的氨气排放特征

Fig. 4 Fluxes and accumulative of NH_3 emissions during the swine manure windrow composting

翻堆前后温室气体 (CH_4 、 N_2O) 以及氨气的排放情况如表 2 所示. 为了观测高温期翻堆前后气体排放变化, 采集建堆后第一次(试验组为第 4 d, 对照组为第 8 d) 翻堆前后和最后一次翻堆前后气体

样品进行检测. CH_4 翻堆后排放整体呈下降趋势(除第 28 d 对照组), 可见翻堆改善了堆体内部的氧含量, 厌氧区域减少; 翻堆后 N_2O 与氨气的排放较翻堆前均呈明显的上升趋势(氨气除第 4 d 试验组).

表 2 翻堆前后猪粪条垛堆肥的气体排放状况

Table 2 Emission fluxes of CH_4 , N_2O and NH_3 before and after turning during the swine manure windrow composting

类别	指标	第 4 d			第 28 d		
		翻堆前	翻堆后	涨幅/%	翻堆前	翻堆后	涨幅/%
试验组	$\text{CH}_4 / \text{mg} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h})^{-1}$	98.48	70.18	-0.29	146.89	55.71	-0.62
	$\text{N}_2\text{O} / \mu\text{g} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h})^{-1}$	64.44	427.1	5.63	427.95	4\,789.92	10.19
	$\text{NH}_3 / \text{mg} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h})^{-1}$	499.76	66.12	-0.87	451.91	1\,314.19	1.91
类别	指标	第 8 d			第 28 d		
		翻堆前	翻堆后	涨幅/%	翻堆前	翻堆后	涨幅/%
对照组	$\text{CH}_4 / \text{mg} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h})^{-1}$	115.64	18.78	-0.84	7.17	17.29	1.41
	$\text{N}_2\text{O} / \mu\text{g} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h})^{-1}$	33.17	97.31	1.93	95.82	1\,189.24	11.41
	$\text{NH}_3 / \text{mg} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h})^{-1}$	14.7	33.29	1.26	127.9	2\,749.11	20.49

有研究表明通风率增加条件下(每 kg 干料 $0.24 \sim 0.72 \text{ L} \cdot \text{min}^{-1}$) 会增加 N_2O 的排放损失 ($1.5\% \sim 2.1\%$ TN 增加至 $5.2\% \sim 7.3\%$ TN) ,且抑制 CH_4 排放 ($>6.4\%$ TC 降低至 $<4.2\%$ TC) [25]. 可见翻堆一方面改善了堆体内部含氧量,促进了氨化作用使之释放了更多的氨气,另一方面人为扰动可以加速堆体内部气体的挥发. 现场采集气体气密性较差,操作难度较大以及气体不易保存可能是少数数据与整体规律不符的主要原因.

2.3 氮素变化

如图 5 所示,试验组与对照组堆料中水溶性氨、硝态氮、亚硝态氮、总氮等指标变化趋势相似. 水溶性氨与硝态氮总体呈比较均匀的下降趋势,对照组水溶性氨和硝态氮在堆肥结束时分别下降了 88.60% 和 81.47% ,试验组则分别下降了 90.93% 和 83.56% ,可见加大高温期翻堆频率对堆体中水溶性氨和硝态氮的下降有促进作用. 对

照组和试验组的亚硝态氮在堆肥高温期均含量较低且变化不大,待堆肥进入后腐熟期其含量开始缓慢上升并呈加速上升趋势,这一方面是由于高温期堆体温度高于 40°C ,亚硝化菌受到抑制,亚硝化反应受阻,造成堆体亚硝酸盐含量较低,另一方面由于后腐熟期停止翻堆,堆体内氧含量急剧下降,堆体温度回落,亚硝化细菌活性得以增加,但由于含氧量较低,硝化反应受阻,导致反应堆体内部亚硝酸盐含量升高. 最终对照组和试验组的亚硝态氮含量分别是堆肥开始的 13.18 倍和 11.54 倍,试验组亚硝酸盐增长相对较低,可以推断在后腐熟期,试验组氧气含量相对较高,前期的高翻堆频率对于增加堆体内部氧含量以及增加堆体自由空域有积极作用. 对照组总氮含量呈持续地下降趋势,试验组总氮呈先上升后下降的趋势,最终对照组和试验组总氮分别下降 18.1% 和 19.8% ,未见明显的差别 (t 检验, $P=0.99$).

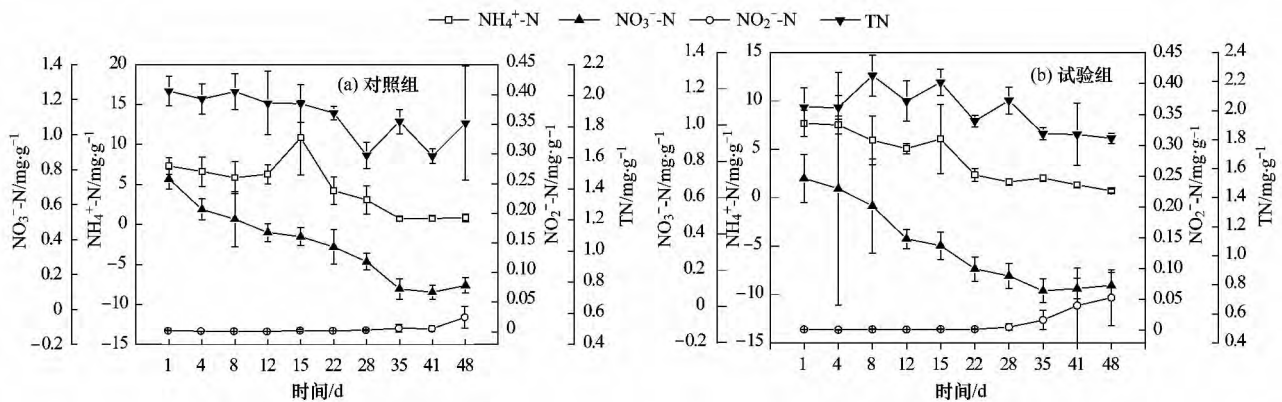


图 5 猪粪条垛堆肥过程的氨氮、硝态氮、亚硝态氮、总氮变化

Fig. 5 Changes of NH_4^+-N , NO_3^--N , NO_2^--N and TN during the swine manure windrow composting

3 讨论

3.1 温室气体排放

对于 CH_4 而言,从试验组和对照组每日排放通量对比来看,除个别天数(8 d、18 d)以外,其他采样时间试验组的排放通量均高于对照组,试验组的累积总排放量也明显高于对照组. CH_4 的排放主要是由于堆体中氧气浓度不足,微生物发生厌氧消化,微生物在厌氧条件下将有机物分解产生 CH_4 . 试验组采用高温期每周翻堆两次的堆肥方式,对照组采用每周一次的翻堆方式,试验组堆体内部的氧气浓度应该相对较高,然而却观测到了 CH_4 排放较高. 已有研究也同样观测到类似现象: De Guardia 等 [26] 则发现通风量越高(以干污泥计 $3.25 \sim 16.63$

$\text{L} \cdot (\text{h} \cdot \text{kg})^{-1}$), CH_4 累积排放量呈线性增加 ($1.0 \sim 16.6 \text{ g CH}_4\text{-C}$). Hao 等 [27] 观测到机械翻堆的条垛猪粪堆肥的 CH_4 排放量高于被动通风堆肥系统(不翻堆). 分析原因可能缘于: ①由于本次堆肥期间温度较低,堆肥结束时环境温度甚至达到 -10°C ,观察发现堆体表面会结成一层类似于结痂的物质(质硬),有可能阻碍 CH_4 的排放,而较为频繁的翻堆破坏了结痂物质,增加了对堆体的扰动,反而促进了 CH_4 的排放(CH_4 排放主要存在于翻堆期间); ②与堆体内部含氧量相比,人为扰动才是堆体 CH_4 排放的主要影响因素. 也有研究表明,调整辅料比为 $0.23 \text{ g} \cdot \text{cm}^{-3}$ 和 $0.44 \text{ g} \cdot \text{cm}^{-3}$,使含水率自 76% 下降至 35% 增加了堆料自由空域,可显著减少 CH_4 的排放 [28]. 这说明甲烷在腐熟期的排放下降一方面是

由于停止翻堆减少了扰动,另一方面是由于含水率下降,增加了堆体的自由空域。

对于 N_2O 而言,从试验组和对照组每日排放通量对比来看,结果与 CH_4 排放相似,除个别天数(44 d、55 d)以外,其他采样时间试验组的排放通量均高于对照组,试验组的累积总排放量也明显高于对照组。有研究表明:通风率增加条件下[0.24~0.72 $L \cdot (kg \cdot dm \cdot min)^{-1}$]会增加 N_2O 的排放损失(1.5%~2.1% TN增加至5.2%~7.3% TN)^[25],本试验组翻堆次数较多,增大了堆体内部的自由空域,改善了通风条件,氧含量升高造成微生物反硝化作用更为剧烈,导致最终 N_2O 排放增加。此外后腐熟期 N_2O 排放明显增加,主要由于堆温高于40℃(高温期)时不利于 N_2O 产生,这是因为高温期硝化菌的活性受抑制,减少了 N_2O 排放通量^[29],而后腐熟期堆温下降后,硝化菌的活性增强,进而导致 N_2O 排放通量升高^[30]。

根据IPCC中明确的温室气体增温潜势表示方式,以 CO_2 当量($kg eCO_2$)表示温室气体所产生的全球增温潜势,以干猪粪计算,分别得出试验组的 CO_2 当量为327.30 $kg \cdot t^{-1}$ 干猪粪(其中包括19.52 $kg CH_4$ 和393.98 $g N_2O$),对照组的 CO_2 当量为154.68 $kg \cdot t^{-1}$ 干猪粪(其中包括7.76 $kg CH_4$ 和168.75 $g N_2O$),仅为试验组的0.47,说明增加高温期翻堆频率将显著地增加温室气体排放,进而增加温室气体所产生的全球增温潜势。

3.2 氮素保存

堆料中的氮素以 NH_4^+ 形态为主,起初对照组和试验组的铵态氮分别占到总氮的28.7%和29.6%,对照组和试验组堆体总氮随着氨气的排放而逐渐降低, t 检验存在显著性差异(P 值分别为0.05、0.017)。根据物料衡算,对照组和试验组的总氮损失分别为18.1%和19.8%。对照组和试验组通过氨气形式共排放7.68 kg 和14.24 kg 的氮元素,分别占堆体初始总氮的7.62%和13.88%,且分别占到总氮损失的42.2%和70.05%,有研究表明堆肥过程主要的氮素损失源于气态 NH_3 (46.8%~77.4% TN)^[7,31];且翻堆频率的增加不利于氮素保存和 NH_3 的减排^[32],与本试验结果相符。通过 N_2O 形式分别仅排放26.58 g 和13.29 g 的氮元素,几乎可以忽略不计。显而易见,增加翻堆频率将会增加氨气的排放,总氮损失略有增加但并不显著(t 检验 $P=0.99$)。此外,分析表明堆体物料的pH值与其硝态氮含量呈明显的线性相关性, $pH=9.89-$

$5.13 \times NO_3^-$,可见硝态氮含量的变化是堆体pH变化的主要影响因素(回归方程 $P < 0.001$)。

4 结论

(1) 翻堆频率对猪粪条垛堆肥过程的温室气体排放具有显著影响。试验组的温室气体(CH_4 、 N_2O)的C、N元素累积排放量(分别为14.63 kg 和125.36 g)均明显高于对照组(分别为5.82 kg 和53.69 g),进而加大了全球增温潜势(以 eCO_2 /干猪粪计,试验组和对照组分别为327.30、154.68 $kg \cdot t^{-1}$)。 CH_4 排放主要来自于高温期(试验组和对照组分别占总排放的60.8%和83.2%), N_2O 排放主要来自于后腐熟期(试验组和对照组分别占总排放的70.4%和96.1%)。

(2) 增加高温期翻堆频率增加了氨气排放(试验组和对照组的氮素总累积排放量分别为14.24 kg 和7.68 kg),氮素损失主要源于氨气排放(试验组、对照组分别达到42.2%和70.05%的总氮损失)。可见加大翻堆频率将导致氨气排放加剧,并提高了氨气排放占总氮损失的比例,但氨气排放占总氮损失的比例没有显著性差异(试验组和对照组分别为19.8%和18.1%)。

参考文献:

- [1] 张田,卜美东,耿维. 中国畜禽粪便污染现状及产沼气潜力[J]. 生态学杂志,2012,31(5): 1241-1249.
- [2] FAO. The state of food and agriculture of the united nations[EB/OL]. <http://www.fao.org/docrep/009/a0800e/a0800e00.htm>.
- [3] 中华人民共和国国家统计局. 中国统计年鉴2012[M]. 北京: 中国计划出版社,2012. 1782-1785.
- [4] 辛总秀. 减轻畜禽粪便对环境污染的现状及技术探索[J]. 青海畜牧兽医杂志,2004,34(4): 35-37.
- [5] 李玲玲. 有机肥氮素有效性和替代化肥比例研究[D]. 北京: 中国农业科学院,2011. 31-34.
- [6] 李铁民,马溪平,刘宏生. 环境微生物资源原理与应用[M]. 北京: 北京化学工业出版社,2005. 8-11.
- [7] Szanto G L, Hamelers H V M, Rulkens W H, et al. NH_3 , N_2O and CH_4 emissions during passively aerated composting of straw-rich pig manure[J]. Bioresource Technology, 2007, 98(14): 2659-2670.
- [8] IPCC. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change[M]. New York: Nature Publishing Group, 2007. 987-995.
- [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. 18-23.
- [10] El Kader N A, Robin P, Paillat J M, et al. Turning, compacting and the addition of water as factors affecting gaseous emissions in farm manure composting[J]. Bioresource Technology, 2007, 98

- (14): 2619-2628.
- [11] 郑嘉熹,魏源送,吴晓凤,等. 猪粪堆肥过程保氮固磷及温室气体(N_2O)减排研究[J]. 环境科学, 2011, **32**(7): 2047-2055.
- [12] Fukumoto Y, Suzuki K, Osada T, *et al.* Reduction of nitrous oxide emission from pig manure composting by addition of nitrite-oxidizing bacteria[J]. Science of the Total Environment, 2006, **40**(21): 6787-6791.
- [13] Olesen J E, Sommer S G. Modelling effects of wind speed and surface cover on ammonia volatilization from stored pig slurry[J]. Atmospheric Environment Part A General Topics, 1993, **27**(16): 2567-2574.
- [14] Zhang R H, Day D L, Christianson L L, *et al.* A computer model for predicting ammonia release rates from Swine Manure Pits[J]. Journal of Agricultural Engineering Research, 1994, **58**(4): 223-229.
- [15] Tamura T, Osada T. Effect of moisture control in pile-type composting of dairy manure by adding wheat straw on greenhouse gas emission [J]. International Congress Series, 2006, **1293**(1): 311-314.
- [16] Zhang Y, He Y. Co-composting solid swine manure with pine sawdust as organic substrate[J]. Bioresource Technology, 2006, **97**(16): 2024-2031.
- [17] 杨宇,魏源送,刘俊新. 不同通风方式对添加镁盐后猪粪堆肥过程中氮磷保存的影响[J]. 环境科学, 2009, **30**(4): 1238-1243.
- [18] 化党领,刘方,李国学,等. 翻堆与覆盖工艺对猪粪秸秆堆肥性质的影响[J]. 农业工程学报, 2011, **27**(12): 210-217.
- [19] 刘方. 翻堆覆盖工艺及季节对槽式堆肥的影响[D]. 郑州: 河南农业大学, 2011. 32-35.
- [20] Larney F J, Olson A F, Carcamo A A, *et al.* Physical changes during active and passive composting of beef feedlot manure in winter and summer [J]. Bioresource Technology, 2000, **75**(2): 139-148.
- [21] 王艳强. 川中丘陵区草地土壤-植物系统 CO_2 、 N_2O 和 CH_4 通量研究[D]. 重庆: 西南农业大学, 2005. 26-28.
- [22] 万合锋. 猪粪堆肥及其在蔬菜地利用全过程中温室气体(N_2O 、 CH_4)和 NH_3 排放特征研究[D]. 南昌: 南昌大学, 2012. 18-23.
- [23] 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.
- [24] 李冰,王昌全,江连强,等. 化学改良剂对稻草猪粪堆肥氨气释放规律及其腐熟进程的影响[J]. 农业环境科学学报, 2008, **27**(4): 1653-1661.
- [25] Jiang T, Schuchardt F, Li G, *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.
- [26] 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.
- [27] Hao X, Xu S, Larney F J, *et al.* Inclusion of antibiotics in feed alters greenhouse gas emissions from feedlot manure during composting [J]. Nutrient Cycling in Agroecosystems, 2011, **89**(2): 257-267.
- [28] Sommer S G, Møller H B. Emission of greenhouse gases during composting of deep litter from pig production – effect of straw content [J]. Journal of Agricultural Science, 2000, **134**(3): 327-335.
- [29] Etinger T R. A Comparative study of nitrification in soils from arid and semi-arid areas of israel [J]. Journal of Soil Science, 1969, **20**(2): 307-315.
- [30] Hao X Y, Chang C, Larney F J. Carbon, nitrogen balances and greenhouse gas emission during cattle feedlot manure composting [J]. Journal of Environmental Quality, 2004, **33**(1): 37-44.
- [31] Martins O, Dewes T. Loss of nitrogenous compounds during composting of animal wastes [J]. Bioresource Technology, 1992, **42**(2): 103-111.
- [32] Parkinson R, Gibbs P, Burchett S, *et al.* Effect of turning regime and seasonal weather conditions on nitrogen and phosphorus losses during aerobic composting of cattle manure [J]. Bioresource Technology, 2004, **91**(2): 171-178.