

通风方式对牛粪堆肥氨气排放与氮素转化的影响

王友玲^{1,2} 邱慧珍^{1,2} PHILIP Ghanney¹ 李孟婵¹ 张春红¹

(1. 甘肃农业大学资源与环境学院, 兰州 730070;

2. 甘肃省畜禽废物资源化利用工程研究中心, 兰州 730070)

摘要: 为揭示通风方式对好氧堆肥过程中氮素转化及损失的影响,设置连续通风 T1(通风速率 0.2 L/(min·kg))和间歇通风 T2(平均通风速率 0.2 L/(min·kg),通风 10 min,间歇 10 min)2 个处理,以牛粪和玉米秸秆为原料在反应器中进行好氧堆肥试验。结果表明,堆肥结束后 T1 和 T2 处理总氮(TN)损失分别占初始 TN 23.25% 和 21.12%,TN 的损失以 NH₃ 挥发为主,分别占 TN 损失的 74.76% 和 61.84%,而以 N₂O 排放损失的氮仅占 TN 损失的 1.12% 和 1.37%。NH₃ 挥发主要集中在堆肥初期,主要是因为较高的温度和 pH 值所致,至堆肥结束时 T2 处理 NH₃ 累积排放量比 T1 处理少 24.37%。不同通风方式对堆肥过程中 NH₄⁺-N 和 NO₃⁻-N 的含量变化也产生显著影响,到堆肥结束时,T2 处理相比 T1 处理,其 NH₄⁺-N 含量低 11%,而 NO₃⁻-N 含量高 6.7%,T2 处理酸解总有机氮含量比 T1 处理高 12.4%,说明间歇通风有利于硝化作用和氨同化作用的进行。结构方程模型(SEM)显示,T2 处理不同有机氮对 NH₄⁺-N 含量的总影响从大到小顺序为:酰胺态氮(1.006)、氨基糖态氮(0.485)、酸解未知态氮(0.034)、氨基酸态氮(-0.852),说明 NH₄⁺-N 来源于酰胺态氮、氨基糖态氮和酸解未知态氮,同时 NH₄⁺-N 可以通过氨同化作用生成氨基酸态氮,间歇通风能促进 NH₄⁺-N 向氨基酸态氮的转化。间歇通风方式通过抑制有机氮向 NH₄⁺-N 的转化,降低堆肥过程中由 NH₃ 排放造成的氮素损失。

关键词: 牛粪好氧堆肥; 通风方式; 有机氮; 氨挥发; 氮素转化; 结构方程模型

中图分类号: X713 文献标识码: A 文章编号: 1000-1298(2020)11-0313-08

OSID:



Influence of Ventilation Modes on Ammonia Emission and Nitrogen Conversion in Cattle Manure Composting

WANG Youling^{1,2} QIU Huizhen^{1,2} PHILIP Ghanney¹ LI Mengchan¹ ZHANG Chunhong¹

(1. College of Resources and Environmental Sciences, Gansu Agricultural University, Lanzhou 730070, China

2. Engineering Research Center for the Resource Utilization of Livestock and Poultry Wastes in Gansu Province, Lanzhou 730070, China)

Abstract: To reveal the influence of different ventilation modes on nitrogen conversion and loss during the aerobic composting process, the experiment with cattle manure and corn stalk was conducted in the reactor under two different treatments of ventilation modes (continuous ventilation T1 and intermittent ventilation T2). The results showed that the losses of total nitrogen in T1 and T2 accounted for 23.25% and 21.12% of the initial total nitrogen, respectively. Total nitrogen loss was dominated by NH₃ volatilization. The nitrogen loss of T1 and T2 treatment from NH₃ volatilization accounted for 74.76% and 61.84% and from N₂O emission accounted for 1.12% and 1.37% of the total nitrogen loss. NH₃ volatilization mainly occurred in the early stage of composting. The cumulative NH₃ emissions of T2 treatment was 24.37% less than that in T1 treatment. Different ventilation modes also had significant influences on the content of NH₄⁺-N and NO₃⁻-N during composting. At the end of composting, compared with T1 treatment, the content of NH₄⁺-N in T2 treatment was 11% lower, while the content of NO₃⁻-N in T2 treatment was 6.7% higher and the content of total acid-hydrolyzed organic nitrogen was 12.4% higher than that in T1 treatment. T2 treatment could promote the nitrification reaction and ammonia assimilation. Structural equation modeling (SEM) indicated that the total effects of different types of

收稿日期: 2020-08-20 修回日期: 2020-09-12

基金项目: 甘肃农业大学科技创新基金项目(GSAU-XKJS-2018-204)和国家重点研发计划项目(2017YFD0800200)

作者简介: 王友玲(1980—),女,博士生,高级实验师,主要从事农业废弃物资源化利用研究,E-mail: wangyouling@gsau.edu.cn

通信作者: 邱慧珍(1961—),女,教授,博士生导师,主要从事根际调控与农业废弃物资源化利用研究,E-mail: hzqiu@gsau.edu.cn

organic nitrogen on the content of $\text{NH}_4^+\text{-N}$ during composting was decreased as follows: amine nitrogen (1.006), amino sugar nitrogen (0.485), hydrolyzable unknown nitrogen (0.034), and amino acid nitrogen (-0.852). Amino sugar nitrogen, hydrolyzable unknown nitrogen and amine nitrogen were most easily converted into $\text{NH}_4^+\text{-N}$, while amino acid nitrogen was synthesized from $\text{NH}_4^+\text{-N}$ during composting. T2 treatment could facilitate the transformations from $\text{NH}_4^+\text{-N}$ to amino acid nitrogen. Intermittent ventilation could stimulate the growth and activity of microorganisms, and so increasing the accumulation of amino sugar nitrogen. Intermittent ventilation should inhibit the conversion of organic nitrogen to $\text{NH}_4^+\text{-N}$, thus reducing the nitrogen loss caused by NH_3 emission in the composting process.

Key words: cattle manure aerobic composting; ventilation modes; organic nitrogen; ammonia volatilization; nitrogen conversion; structural equation modeling

0 引言

好氧堆肥因其处理效率高、成本低、可资源化利用等特点而广泛应用于有机废弃物的处理^[1]。然而,堆肥过程中氨气(NH_3)和氧化亚氮(N_2O)的产生会导致大量氮素损失。据资料统计,堆肥过程中,以 NH_3 形式损失的氮占 TN 的 9.6% ~ 46%^[2],占氮素总损失量的 79% ~ 94%;以 N_2O 形式损失的氮占氮素总损失量的 0.1% ~ 5%^[3]。不仅造成了环境二次污染,而且降低了堆肥成品有机肥的品质^[4-5]。因此,探明堆肥过程中影响氮素转化和氨挥发的因素和机理、减少堆肥过程中含氮气体的排放、控制氮素损失是当前亟待解决的问题。

研究表明,好氧堆肥过程中氮素损失主要是由于持续性氨的挥发、反硝化产生的氮氧化物气体、含氮有机酸挥发以及少量的渗滤液造成的^[6-7]。目前,关于氮素转化的研究大多集中在无机氮对氨气排放的影响^[8],而关于有机氮组分的转化是否会影响氨气的排放尚不清楚。有机氮是堆肥原料中氮的主要形式,可以在蛋白质、多肽、氨基酸、核酸、氨基糖等多种分子形式中存在^[9]。在微生物的作用下,有机氮会转化为无机氮,在这一过程中会形成氨基酸、酰胺等中间产物^[10]。文献^[11]研究表明,堆肥

过程中有机氮可以通过 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 同化作用合成,也可以通过生化反应分解成 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 。堆肥过程受碳氮比(C/N)、温度、pH 值、含水率、通风速率与通风方式、添加剂添加量等因素的影响,其中通风是重要的影响因素。适当的通风方式有助于加速堆肥过程,提高堆肥产品品质,并减少温室气体排放。已有研究^[12]表明,在鸡粪好氧堆肥过程中通风速率为 $0.2\text{ m}^3/(\text{m}^3\cdot\text{min})$ 时氮素损失最少。与连续通风方式相比,采用间歇通风方式能减少温室气体和 NH_3 排放,并能节约能源^[13-14]。目前关于通风方式对有机氮与 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 之间转化影响的研究鲜见报道。

因此,本文采用牛粪和玉米秸秆进行好氧堆肥试验,设置间歇通风和连续通风 2 种通风方式,研究不同通风方式对牛粪堆肥过程中有机氮与 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的转化、氨气排放及氮素损失的影响,以期为牛粪堆肥过程中通风工艺参数优化提供参考依据。

1 材料与方法

1.1 试验材料

堆肥试验在反应器中进行。供试牛粪由甘肃省白银鑫昊奶牛场提供,玉米秸秆取自甘肃省榆中县农田,并粉碎成 1 ~ 2 cm 的小段。供试材料的基本理化特性见表 1。

表 1 堆肥物料的理化性质
Tab.1 Physical and chemical properties of composting materials

材料	MC 质量分数/%	TOC 质量分数/%	TN 质量分数/%	碳氮比	pH 值
牛粪	63.93 ± 0.49	40.83 ± 3.10	2.02 ± 0.21	20.30 ± 1.11	7.60 ± 0.17
玉米秸秆	7.26 ± 0.22	43.75 ± 1.78	0.72 ± 0.04	60.78 ± 0.59	7.10 ± 0.10
混合后物料	60.22 ± 1.18	42.38 ± 1.01	1.45 ± 0.13	29.35 ± 2.20	7.53 ± 0.04

1.2 堆肥试验

试验在图 1 所示的密闭式强制通风反应器系统中进行。反应器有效容积约 60 L,采用温度传感器记录温度数据。试验以牛粪和玉米秸秆为原料,调节物料碳氮比为 29,含水率为 60% 进行好氧发酵试验。

试验设置连续通风和间歇通风 2 个处理,记为

T1、T2 处理。通风速率采用小型反应器堆肥中的推荐值 $0.2\text{ L}/(\text{min}\cdot\text{kg})$ ^[15]。已有研究^[16-17]表明,在连续通风 10 min 的时间内,通风后期的 O_2 浓度变化很小,说明通风 10 min 堆体内的 O_2 供应充分。通风结束后,10 min 内堆体 O_2 消耗速度最快,之后 O_2 消耗速度较慢,故设置间歇通风处理通风 10 min,停止 10 min。每个处理设置 3 个重复。

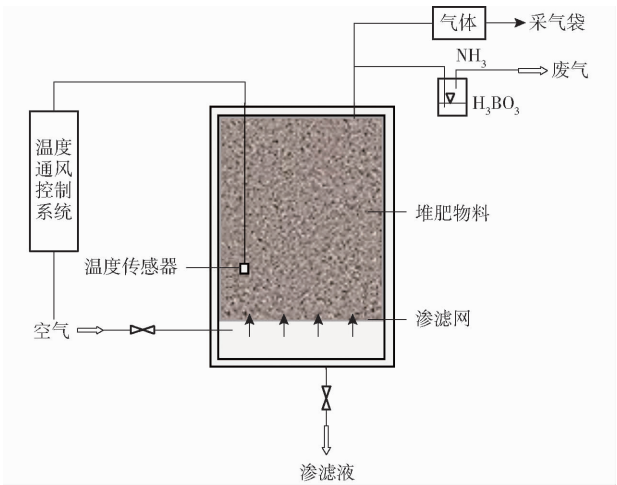


图 1 堆肥反应器示意图

Fig.1 Sketch of composting vessel

1.3 试验样品采集

1.3.1 固体样品采集

分别在试验第 0、2、4、6、8、12、16、20 天进行多点混合取样,每个反应器中取 100 g 固体样品。样品分为 3 份,1 份在 4℃ 下保存备用,用于分析 pH 值、NO₃⁻-N 含量和 NH₄⁺-N 含量;1 份风干并磨碎过 1 mm 筛,用于测定 TN 含量;1 份风干粉碎过 0.149 mm 筛,用于测定有机氮组分。

1.3.2 气体样品采集

气体样品(N₂O)用注射器收集到 0.2 L 的采气袋里备用。前 10 d 每天收集,后 10 d 隔天收集,每天 08:00 采样,没有测定日期的数据通过对最近前后测量日进行平均计算得出,累积排放量则是通过日通量计算得出。

1.4 测定指标与分析方法

TN 含量采用 H₂SO₄-H₂O₂ 消煮-凯氏定氮法测定^[18];pH 值采用 pH 计(上海雷磁 PHS-3C 型,中国)测定;NH₄⁺-N 和 NO₃⁻-N 含量使用连续流量分析仪(Skalar San++ 型,荷兰)测定;NH₃ 采用 2% 硼酸吸收,然后用 0.05 mol/L H₂SO₄ 滴定;N₂O 含量使用气相色谱仪(Agilent 7890B 型,美国)测定;有机氮及其组分测定采用 Bremner^[19] 酸解法。

1.5 氮素损失计算方法

TN 损失率计算公式为

$$X = \frac{C_0 M_0 - C_1 M_1}{C_0 M_0} \times 100\%$$

式中 X——TN 损失率, %

C₀——初始 TN 质量比, g/kg

C₁——结束时 TN 质量比, g/kg

M₀——初始物料干质量, kg

M₁——结束时物料干质量, kg

1.6 数据分析

试验数据采用 SPSS 22.0 软件进行单因素方差

分析(One-Way ANOVA),并对各指标进行显著性检验(P < 0.05)。利用 Origin 2018 软件制图。使用 AMOS 21.0 软件分析有机氮和 NH₄⁺-N 之间的转化。

2 结果分析

2.1 堆肥过程中温度和 pH 值的变化

2.1.1 温度

如图 2 所示,在堆肥初期,T1、T2 处理的温度迅速升高并在第 2 天达到峰值 70.77、69.15℃。这是由于强制曝气促进了有机物质的降解,导致温度迅速升高^[14]。T2 处理温度低于 T1 处理,是因为在升温阶段 O₂ 消耗速度很快^[16],T2 处理可能因为缺氧而影响微生物的活性,进而影响堆体的升温。随后堆体温度逐渐下降,到堆肥结束时,易分解有机物质基本完全降解,微生物代谢活动减弱,2 个处理的温度接近环境温度,均低于 30℃。可能因为 T2 处理较高的瞬时曝气速率造成更多的热量和水分损失,使得 T2 处理温度低于 T1 处理。2 个处理高温期(温度大于 50℃)持续时间均为 9 d,达到《畜禽粪便无害化处理技术规范》^[20] 规定的密闭仓式堆肥保持发酵温度 50℃ 以上不少于 7 d 的要求。

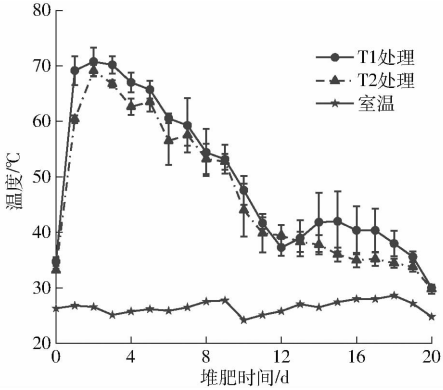


图 2 堆肥过程中温度的变化曲线

Fig.2 Change curves of temperature during composting

2.1.2 pH 值

pH 值不仅影响堆肥过程中微生物的活性,而且是控制氨气挥发的关键参数^[3]。堆肥初期 pH 值上升会促使氨化和有机氮矿化过程中氨的释放^[21]。本研究 2 个处理 pH 值在第 4 天迅速上升到 9.05、8.88(图 3),这是因为随着堆体温度升高氨化作用增强,促进了有机氮向 NH₄⁺-N 的转化,导致 pH 值迅速上升^[12]。随着氨气的挥发、有机酸和无机酸的产生,pH 值开始下降,然后趋于稳定。堆肥结束后 T1 和 T2 处理 pH 值分别为 8.85 和 8.82,2 个处理之间没有显著性差异(P > 0.05)。

2.2 堆肥过程中 TN 含量的变化

由图 4 可见,T1 和 T2 处理 TN 含量呈先下降后

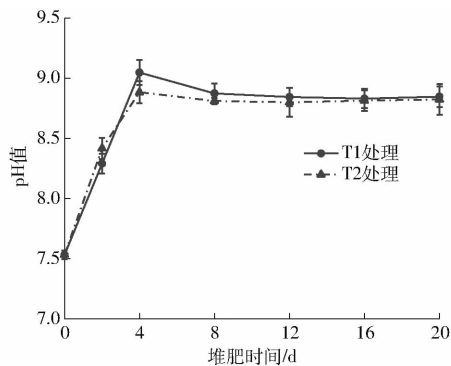


图3 堆肥过程中pH值的变化曲线

Fig.3 Change curves of pH value during composting

上升的趋势。T2 处理 TN 含量高于 T1 处理。2 个处理 TN 含量均随温度升高而下降,主要是由于高温和高 pH 值条件下有机氮的分解和 NH_3 的挥发^[22]。到堆肥结束时,2 个处理 TN 质量比均高于初始值并达到峰值,分别为 15.91、16.35 g/kg。已有研究^[23-24]表明,TN 含量增加的主要原因是浓缩效应,因为堆肥质量减少的速度比氮素减少的速度更快,导致堆肥过程中氮相对富集。在本研究中,T1 处理 TN 显著增加,说明有机碳化合物的强烈降解可能也是 TN 含量增加的原因^[25]。试验结束后,T2 处理 TN 含量高于 T1 处理,说明通风方式可能也是造成这一差异的原因。

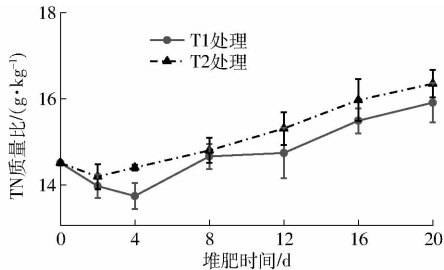


图4 堆肥过程中TN含量的变化曲线

Fig.4 Change curves of TN during composting

2.3 堆肥过程中无机态氮的变化

2.3.1 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$

$\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 含量的变化如图 5 所示。从堆肥开始,T1 处理的 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 含量高于 T2,并于第 2 天达到峰值,处理间的差异达最大值,说明连续通风处理较高的温度和 pH 值有利于有机氮矿化生成 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ ^[26],其后 T1 和 T2 处理 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 含量均出现下降趋势,这是因为肥堆的高 pH 值引发氨挥发,同时还因为硝化作用和生物固定化作用所致^[11]。当堆肥进行至第 5 天时,二者间的差异缩小并一直维持到堆肥结束。与初始 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 含量相比,至堆肥结束时,T1 和 T2 处理 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 含量分别下降了 37.4% 和 48.4%,间歇通风处理比连续通风处理下降增加 11 个百分点,这主要是由于 T2 处理 30℃ 左右的温度

更适合硝化细菌的生长^[27],从而增强了硝化作用,促进了 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 向 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 的转化。另外,可能是由于 T2 处理在氨同化作用下更多的 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 转化为有机态氮,致使 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 含量下降,这和 2.3.3 节的结果一致。

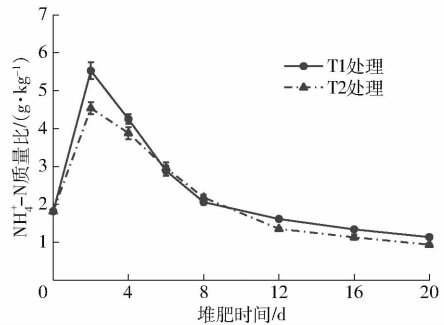


图5 堆肥过程中NH₄⁺-N含量的变化曲线

Fig.5 Change curves of $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ during composting

2.3.2 $\text{NO}_3^- \text{-N}$

由图 6 可知,T1 和 T2 处理 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 含量在前 8 d 基本维持在 0.17 g/kg 的水平,这是因为高温和高 pH 值限制了硝化细菌的活性^[28],致使 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 含量保持较低的水平。第 8 天以后随着温度降低,硝化作用加剧, $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 含量逐渐增加,这是因为堆体内的有机质分解基本完全,氨化作用减弱,加速了 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 向 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 的转化^[12]。第 12 天后 T2 处理 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 含量高于 T1 处理,这是因为在腐熟期 T2 处理较高的瞬时通风速率,导致热量损失更多,致使堆体温度更低,而 30℃ 左右是硝化细菌的最适温度^[27],因此间歇通风方式增强了硝化作用,促进了 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 向 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 的转化。到堆肥结束时,T1 处理 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 质量比为 0.45 g/kg,T2 处理为 0.48 g/kg,这和文献[15]关于间歇曝气工艺在堆肥过程中有利于硝态氮形成的研究结果一致。

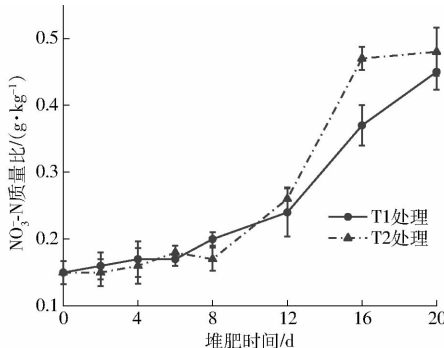


图6 堆肥过程中NO₃⁻-N含量的变化曲线

Fig.6 Change curves of $\text{NO}_3^- \text{-N}$ during composting

2.3.3 氨气的排放

堆肥过程中 NH_3 的排放会造成氮素损失和环境污染^[24]。如图 7 所示,堆肥初期,随着温度和 pH 值的升高, NH_3 排放急剧增加,并在第 3 天达到峰

值,T1 和 T2 处理 NH_3 排放量最大值分别为 1 120.01、701.17 $\text{mg}/(\text{kg}\cdot\text{d})$,T1 处理比 T2 处理高 37.4%。结果表明,间歇通风能够有效降低 NH_3 排放,这和文献[14]报道的猪粪堆肥过程中间歇通风降低 NH_3 排放的研究结果一致。与间歇通风相比,连续通风更高的 NH_3 排放量可能是由于其更高的温度和 pH 值以及 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量所致^[24]。另外,也可能是因为连续通风的供氧条件较好,微生物的氨化反应加强,氨气作为微生物的反应产物排放量增加^[3]。随着堆肥温度的降低,2 个处理的 NH_3 排放量逐渐降低。14 d 后, NH_3 的排放几乎在 2 个处理中都检测不到。和 T1 处理相比,T2 处理的 NH_3 累积排放量减少了 24.37%。说明间歇通风方式有利于减少氨气排放和氮素损失。

2.4 堆肥过程中有机态氮的转化

2.4.1 酸解总有机氮

堆肥材料中的氮素多以有机氮形态存在。根据 Bremner 酸解法将有机氮划分为非酸解氮 (UTHN)

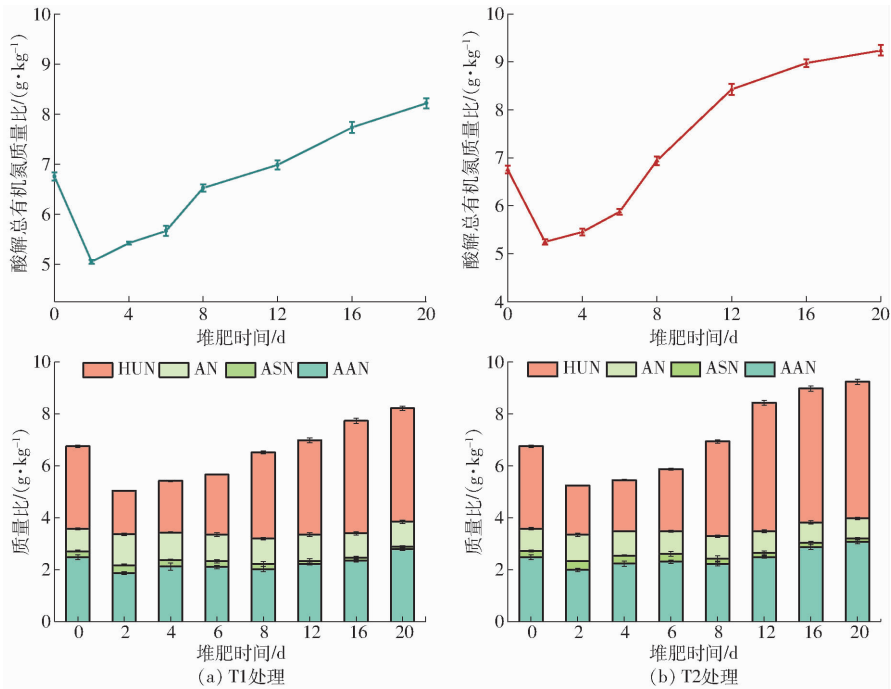


图 8 堆肥过程中 AAN、ASN、AN、HUN 和 THN 含量的变化

Fig.8 Changes of AAN, ASN, AN, HUN and THN during composting

2.4.2 氨基酸态氮

氨基酸态氮占酸解总有机氮的比例约为 35%，2 个处理氨基酸态氮含量变化如图 8 所示。在堆肥初期,T1 和 T2 处理的氨基酸态氮明显下降,并在第 2 天达到最小值,较初始状态分别损失了 24.6%、19.8%,其原因可能是微生物对堆肥原料中含氨基酸氮的蛋白质物质的利用和分解^[11]。随着堆肥过程的进行,物料中易利用有机物大量消耗,微生物逐渐死亡,氨基酸态氮开始积累,含量逐渐增加。到堆

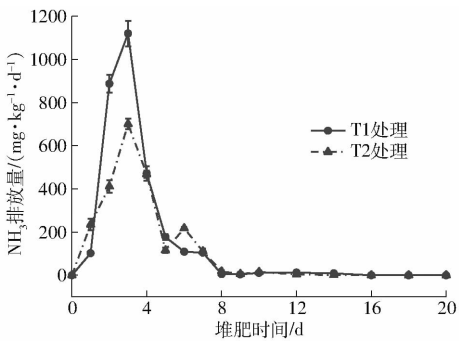


图 7 堆肥过程中 NH_3 排放量的变化曲线

Fig.7 Change curves of NH_3 during composting

和酸解总有机氮 (THN)。酸解总有机氮主要包括氨基酸态氮 (AAN)、氨基糖态氮 (ASN)、酸解氨氮 (AN) 和酸解未知态氮 (HUN),本研究中酸解总有机氮约占 TN 45%,各种酸解有机氮含量的变化情况见图 8。2 个处理的酸解总有机氮在堆肥初期下降,之后逐渐上升。堆肥结束时 T1、T2 处理的酸解总有机氮含量分别为 8.22、9.24 g/kg ,说明 T2 处理具有更强的连续供氮能力。

肥结束时,T1 和 T2 处理的氨基酸态氮质量比分别是 2.80 g/kg 和 3.07 g/kg 。这说明间歇曝气促进了 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 向氨基酸态氮的转化,增加了氮的固定,减少了氮素损失。这和 T2 处理的氮素损失量小于 T1 处理的结果一致(图 9、10)。

2.4.3 氨基糖态氮

氨基糖态氮是微生物的重要组成部分,其含量与微生物的生物量有关^[26]。如图 8 所示,T1 和 T2 处理氨基糖态氮占酸解有机氮的比例约为 3%,氨

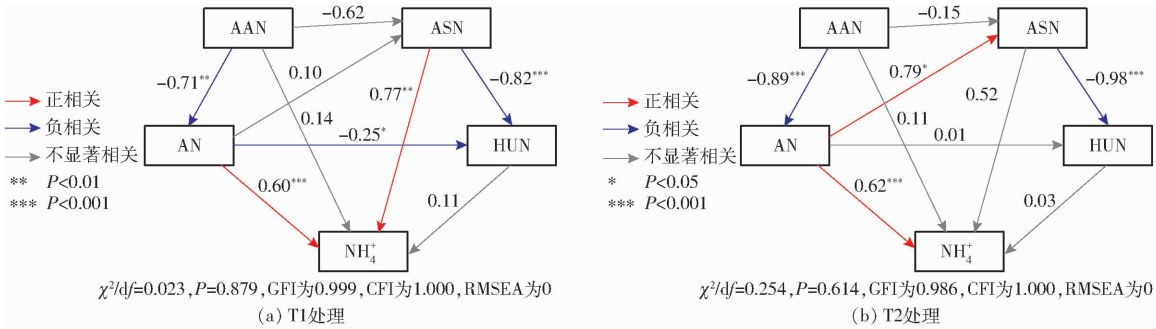


图 9 堆肥过程中氮素组分的转化相关性
Fig. 9 Transformation correlation of nitrogen component during composting

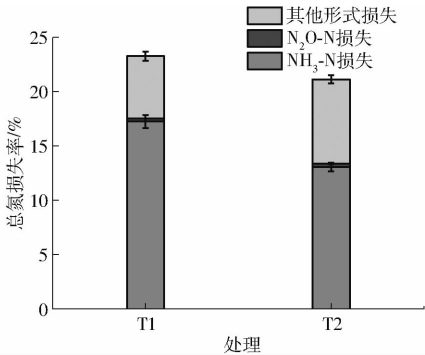


图 10 堆肥过程中氮素损失
Fig. 10 Losses of nitrogen during composting

基糖态氮含量呈先上升后下降的趋势,最后达到一个相对稳定的水平,这和堆肥过程的温度变化(图 2)是一致的。T1 和 T2 处理的氨基糖态氮质量比在第 2 天达到最大值 0.31 g/kg 和 0.34 g/kg,这是由于充足的氮、碳和营养物质,增加了微生物的生物量,从而增加了氨基糖态氮含量^[11]。T2 处理的氨基糖态氮含量高于 T1 处理,说明间歇曝气能促进微生物的生长和活性,有利于氨基糖态氮的积累。随着可利用有机物质的消耗,导致微生物的死亡和分解,氨基糖态氮含量降低^[29]。

2.4.4 酰胺态氮

如图 8 所示,T1 和 T2 处理的酰胺态氮质量比在堆肥初期呈上升趋势,并在第 2 天达到最高值 1.18、1.01 g/kg。这可能是由于物料中由脱氨基或水解产生的氨基糖和氨基酸合成了酰胺态氮^[30]。随着堆肥的进行,酰胺态氮含量逐渐下降,这主要是由于微生物代谢导致酰胺态氮降解^[11]。酰胺态氮是堆肥过程中氨挥发的主要来源之一^[29],酰胺态氮可以向铵态氮转化,并以氨气形式挥发^[30],这和图 9 的分析结果一致。到堆肥结束时,T2 处理的酰胺态氮含量低于 T1 处理。说明间歇曝气可以抑制氨挥发。酰胺态氮约占酸解有机氮 15%。

2.4.5 酸解未知态氮

酸解未知态氮的成分到目前为止还不是很清楚。它可能包括核酸及其衍生物、磷脂、维生素和其

他衍生物^[29,31]。本研究酸解未知态氮约占酸解有机氮 45%。如图 8 所示,T1 和 T2 处理的酸解未知态氮和酸解有机氮变化趋势相似,均在堆肥初期下降,后呈逐渐上升趋势。酸解未知态氮含量在堆肥初期降低的原因可能是高 pH 值和高温促进了有机氮向 NH₄⁺-N 的转化^[11]。堆肥结束时,T2 处理的酸解未知态氮含量高于 T1 处理。表明间歇曝气能抑制堆肥过程中酸解未知态氮向其他形态酸解有机氮的转化,这和图 9 的分析结果一致。

2.5 堆肥过程中氮素转化机理

结构方程模型 (Structure equation modeling, SEM) 是一种将数据拟合到表达因果假设的模型中,探索变量之间因果关系的方法,这种关系用因果模型、路径图等形式加以表述^[32]。由于有机氮转化过程的复杂性,不同的生化反应可能产生协同或抑制作用。因此,采用 SEM 可以使不同有机氮组分之间的转化关系更加直观。SEM 分析结果表明,该模型的拟合指标已达到估计指标理想拟合的标准($\chi^2/df < 2$, $P > 0.05$, GFI (拟合优度指数) 大于 0.950, CFI (比较拟合指数) 大于 0.900 和 RMSEA (渐进残差均方和平方根) 小于 0.05)。因此,本试验中 SEM 可以有效地研究有机氮组分的转化。

如图 9 和表 2 所示,T1 处理中 ASN (0.77) 和 AN (0.60) 含量对 NH₄⁺-N 含量有显著的直接影响 ($P < 0.01$)。AAN 含量对 NH₄⁺-N 含量没有显著的直接影响,但它可以影响 AN 间接影响 NH₄⁺-N。T1 处理所有变量对 NH₄⁺-N 含量的总影响从大到小顺序为: ASN (0.675)、AN (0.636)、HUN (0.114)、AAN (-0.732)。T2 处理中 AN (0.62) 含量对 NH₄⁺-N 含量有显著的直接影响 ($P < 0.001$),AAN 含量通过影响 AN 含量显著间接影响 NH₄⁺-N 含量,其间接影响值为 -0.966 (表 2)。T2 处理所有变量对 NH₄⁺-N 含量的总影响从大到小顺序为: AN (1.006)、ASN (0.485)、HUN (0.034)、AAN (-0.852)。结果表明,NH₄⁺-N 主要来源于氨基糖态氮、酰胺态氮和酸解未知态氮,同时 NH₄⁺-N 可以

通过氨同化作用生成氨基酸态氮。T1 处理中, AN (0.597) 和 ASN(0.768) 含量都显著直接影响 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量, T2 处理中只有 AN (0.623) 显著直接影响 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量, 说明连续通风条件下 AN 和 ASN 可以转化为 $\text{NH}_4^+\text{-N}$, 而间歇通风条件下 AN 最容易转化为 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 。T1 处理中 AN(-0.25) 显著直接影响 HUN, 说明连续通风条件下, HUN 可以转化成 AN。T2 处理中, AN(0.790) 直接显著影响 ASN, 说明间歇通风条件下 AN 可以转化成 ASN。因此, 间歇通风方式可以抑制有机氮向 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的转化, 从而降低堆肥过程中由 NH_3 排放造成的氮素损失。

表 2 堆肥过程中有机氮组分转化对 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的直接、间接和总影响结果

Tab.2 Direct, indirect and total effects of organic nitrogen fractions transformation on $\text{NH}_4^+\text{-N}$ during composting

酸解有机 氮类型	直接影响		间接影响		总影响	
	T1 处理	T2 处理	T1 处理	T2 处理	T1 处理	T2 处理
AAN	0.139	0.114	-0.872	-0.966	-0.732	-0.852
AN	0.597	0.623	0.039	0.383	0.636	1.006
ASN	0.768	0.518	-0.093	-0.034	0.675	0.485
HUN	0.114	0.034	0.000	0.000	0.114	0.034

2.6 氮素损失

由图 10 可知, T1 和 T2 处理 TN 损失分别占初

始 TN 的 23.25% 和 21.12%。TN 损失的主要原因是 NH_3 挥发。T1 和 T2 处理中通过 NH_3 挥发损失的氮占 TN 的损失率分别为 74.76% 和 61.84%。而 N_2O 排放损失的氮分别仅占 TN 损失的 1.12% 和 1.37%。这一结果与文献[33]研究结果类似。说明减少 NH_3 排放是保氮的关键。

3 结论

(1)堆肥结束后, T1 和 T2 处理的 TN 损失率较高, 主要以 NH_3 挥发为主。 NH_3 挥发主要集中在堆肥初期。T2 处理的 NH_3 累积排放量比 T1 处理少 24.37%, 间歇通风方式有利于减少 NH_3 挥发。

(2)堆肥结束时, T2 处理的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量低于 T1 处理, 而 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量和酸解总有机氮含量高于 T1 处理, 因此间歇通风处理有利于促进硝化作用和氨同化作用的进行。

(3)连续通风条件下 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 主要来源于 AN 和 ASN, 而间歇通风条件下 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 主要来源于 AN。间歇通风能促进 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 向氨基酸态氮的转化、促进微生物的生长和活性, 有利于氨基糖态氮的积累。间歇通风方式可以抑制有机氮向 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的转化, 从而降低堆肥过程中由 NH_3 排放造成的氮素损失。

参 考 文 献

[1] 沈玉君, 张朋月, 孟海波, 等. 通风方式对猪粪堆肥主要臭气物质控制的影响研究[J]. 农业工程学报, 2019, 35(7): 203 - 208.
SHEN Yujun, ZHANG Pengyue, MENG Haibo, et al. Effects of ventilation modes on control of main odor substances in pig manure composting [J]. Transactions of the CSAE, 2019, 35(7): 203 - 208. (in Chinese)

[2] JIANG T, MA X G, YANG J, et al. Effect of different struvite crystallization methods on gaseous emission and the comprehensive comparison during the composting[J]. Bioresource Technology, 2016, 217:219 - 226.

[3] 朱新梦, 董雯怡, 王洪媛, 等. 牛粪堆肥方式对温室气体和氨气排放的影响[J]. 农业工程学报, 2017, 33(10): 258 - 264.
ZHU Xinmeng, DONG Wenyi, WANG Hongyuan, et al. Effects of cattle manure composting methods on greenhouse gas and ammonia emissions [J]. Transactions of the CSAE, 2017, 33(10): 258 - 264. (in Chinese)

[4] 马双双, 孙晓曦, 韩鲁佳, 等. 功能膜覆盖好氧堆肥过程氨气减排性能研究[J/OL]. 农业机械学报, 2017, 48(11): 344 - 349.
MA Shuangshuang, SUN Xiaoxi, HAN Lujia, et al. Reduction of ammonia emission during membrane-covered aerobic composting[J/OL]. Transactions of the Chinese Society for Agricultural Machinery, 2017, 48(11):344 - 349. http://www.j-csam.org/jcsam/ch/reader/view_abstract.aspx?file_no=20171142&flag=1&journal_id=jcsam. DOI:10.6041/j.issn.1000-1298.2017.11.042. (in Chinese)

[5] TONG B X, WANG X, WANG S Q, et al. Transformation of nitrogen and carbon during composting of manure litter with different methods[J]. Bioresource Technology, 2019, 293:122046.

[6] 贺琪, 李国学, 张亚宁, 等. 高温堆肥过程中的氮素损失及其变化规律[J]. 农业环境科学学报, 2005, 24(1): 169 - 173.
HE Qi, LI Guoxue, ZHANG Yaning, et al. N loss and its characteristics during high temperature composting[J]. Journal of Agro-Environment Science, 2005, 24(1): 169 - 173. (in Chinese)

[7] 吴传栋. 基于碳源调控的污泥堆肥氮素转化及氨同化作用机制研究[D]. 哈尔滨: 哈尔滨工业大学, 2018.
WU Chuandong. Study on nitrogen transformation and ammonia assimilation during sewage sludge composting based on carbon source control[D]. Harbin: Harbin Institute of Technology, 2018. (in Chinese)

[8] WANG X, BAI Z H, YAO Y, et al. Composting with negative pressure aeration for the mitigation of ammonia emissions and global warming potential[J]. Journal of Cleaner Production, 2018, 195:448 - 457.

[9] ZHOU H X, ZHAO Y, YANG H Y, et al. Transformation of organic nitrogen fractions with different molecular weights during different organic wastes composting[J]. Bioresource Technology, 2018, 262:221 - 228.

[10] 张雪辰, 王旭东. 畜禽粪便快速发酵过程中的氮素转化及损失[J]. 农业环境科学学报, 2014, 33(3): 458 - 464.
ZHANG Xuechen, WANG Xudong. Nitrogen transformation and loss in livestock and poultry manure mixture during rapid

- composting process[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2014, 33(3): 458–464. (in Chinese)
- [11] REN X N, WANG Q, ZHANG Y, et al. Improvement of humification and mechanism of nitrogen transformation during pig manure composting with Black Tourmaline[J]. *Bioresource Technology*, 2020, 307:123236.
- [12] 聂二旗,郑国砥,高定,等. 适量通风显著降低鸡粪好氧堆肥过程中氮素损失[J]. *植物营养与肥料学报*, 2019, 25(10):1773–1780.
NIE Erqi, ZHENG Guodi, GAO Ding, et al. Moderate intensity of ventilation can significantly reduce nitrogen loss during aerobic composting of chicken manure [J]. *Journal of Plant Nutrition and Fertilizers*, 2019, 25(10): 1773–1780. (in Chinese)
- [13] TSUTSUI H, FUJIWARA T, MATSUKAWA K, et al. Nitrous oxide emission mechanisms during intermittently aerated composting of cattle manure[J]. *Bioresource Technology*, 2013,14:205–211.
- [14] JIANG T, LI G X, TANG Q, et al. Effects of aeration method and aeration rate on greenhouse gas emissions during composting of pig feces in pilot scale[J]. *Journal of Environmental Sciences*, 2015,31:124–132.
- [15] 徐鹏翔. 反应器堆肥过程中氮素的转化特征及工艺优化研究[D]. 北京:中国农业大学, 2019.
XU Pengxiang. Study on nitrogen conversion characteristics and process optimization during composting in reactors[D]. Beijing: China Agricultural University,2019. (in Chinese)
- [16] 陈同斌,郑玉琪,高定,等. 猪粪好氧堆制不同阶段氧气含量变化特征[J]. *应用生态学报*, 2004, 15(11): 2179–2183.
CHEN Tongbin, ZHENG Yuqi, GAO Ding, et al. Variation of oxygen concentration during aerobic composting of pig manure [J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2004, 15(11): 2179–2183. (in Chinese)
- [17] 郑玉琪,陈同斌,高定,等. 猪粪快速好氧堆肥过程中氧气浓度的变化[J]. *生态学报*, 2002, 22(5): 747–751.
ZHENG Yuqi, CHEN Tongbin, GAO Ding, et al. Oxygen variation in aerobic composting process of pig manure[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2002, 22(5): 747–751. (in Chinese)
- [18] 中华人民共和国农业部. 有机肥料:NY 525—2012[S]. 北京:中国标准出版社,2012.
- [19] BREMNER J M. Organic forms of nitrogen[J]. *Methods of Soil Analysis: Part 2 Chemical and Microbiological Properties*, 1965, 9: 1238–1255.
- [20] 中华人民共和国农业部. 畜禽粪便无害化处理技术规范:NY/T 1168—2006 [S]. 北京:中国标准出版社,2006.
- [21] ZHANG W M, YU C X, WANG X J, et al. Increased abundance of nitrogen transforming bacteria by higher C/N ratio reduces the total losses of N and C in chicken manure and corn stover mix composting [J]. *Bioresource Technology*, 2020, 297: 122410.
- [22] PAN J T, CAI H Z, ZHANG Z Q, et al. Comparative evaluation of the use of acidic additives on sewage sludge composting quality improvement, nitrogen conservation, and greenhouse gas reduction [J]. *Bioresource Technology*, 2018,270:467–475.
- [23] CHAN M T, SELVAM A, WONG J W. Reducing nitrogen loss and salinity during ‘struvite’ food waste composting by zeolite amendment[J]. *Bioresource Technology*, 2016, 200:838–844.
- [24] YANG Y J, AWASTHI M K, DU W, et al. Compost supplementation with nitrogen loss and greenhouse gas emissions during pig manure composting[J]. *Bioresource Technology*, 2020,297:122435.
- [25] JIANG T, MA X G, TANG Q, et al. Combined use of nitrification inhibitor and struvite crystallization to reduce the NH_3 and N_2O emissions during composting [J]. *Bioresource Technology*, 2016,217:210–218.
- [26] CHEN M L, WANG C, WANG B R, et al. Enzymatic mechanism of organic nitrogen conversion and ammonia formation during vegetable waste composting using two amendments [J]. *Waste Management*, 2019, 95:306–315.
- [27] 刘宁,周嘉良,马双双,等. 生物炭对鸡粪好氧堆肥主要氮素形态含量影响与保氮机制 [J/OL]. *农业机械学报*, 2016, 47(12): 233–239.
LIU Ning,ZHOU Jialiang,MA Shuangshuang, et al. Impacts of biochar on major forms contents and conservation mechanism of nitrogen during aerobic composting of chicken manure[J/OL]. *Transactions of the Chinese Society for Agricultural Machinery*, 2016,47(12): 233–239. http://www.j-csam.org/jcsam/ch/reader/view_abstract.aspx?file_no=20161228&flag=1&journal_id=jcsam. DOI:10.6041/j.issn.1000-1298.2016.12.028. (in Chinese)
- [28] YUAN J, LI Y, CHEN S, et al. Effects of phosphogypsum, superphosphate, and dicyandiamide on gaseous emission and compost quality during sewage sludge composting [J]. *Bioresource Technology*, 2018, 270:368–376.
- [29] YU H Y, XIE B T, KHAN R, et al. The changes in carbon, nitrogen components and humic substances during organic-inorganic aerobic co-composting [J]. *Bioresource Technology*, 2019, 271:228–235.
- [30] 周海瑛,邱慧珍,杨慧珍,等. C/N 比对好氧堆肥中 NH_3 挥发损失和含氮有机物转化的影响[J]. *干旱地区农业研究*, 2020, 38(2): 69–77.
ZHOU Haiying, QIU Huizhen, YANG Huizhen, et al. Effects of C/N ratio on NH_3 volatilization loss and nitrogen-containing organic compounds conversion in aerobic composting[J]. *Agricultural Research in the Arid Areas*, 2020, 38(2): 69–77. (in Chinese)
- [31] 马丽红. 牛粪高温堆肥化中氮素转化的微生物机理研究[D]. 杨凌:西北农林科技大学, 2009.
MA Lihong. Study on microboal mechanism of nitrogen transformation during cow manure [D]. Yangling: Northwest A&F University, 2009. (in Chinese)
- [32] EISENHAEUER N, BOWKER M A, GRACE J B, et al. From patterns to causal understanding: structural equation modeling (SEM) in soil ecology [J]. *Pedobiologia*,2015, 58(2–3): 65–72.
- [33] YUAN J, CHADWICK D, ZHANG D F, et al. Effects of aeration rate on maturity and gaseous emissions during sewage sludge composting [J]. *Waste Management*,2016, 56:403–410.