

猪粪堆肥化处理过程中的氮素转变及腐熟度研究*

黄国锋^{1,2*} 钟流举¹ 张振铎¹ 吴启堂²

(¹ 广东省环境科学研究所, 广州 510045; ² 华南农业大学资源与环境学院, 广州 510642)

【摘要】 经过 63d 堆肥化处理, 猪粪与木屑混合堆肥及猪粪、木屑与树叶混合堆肥的 T-N 分别从开始的 1.57% 和 1.78% 增加到 2.0% 和 2.11%; 水溶性 NO_3^- -N/水溶性 T-N 均从接近于 0 的水平增加到 3% 左右; 水溶性有机 N/水溶性 T-N 分别增加到 70% 和 76%; 水溶性 NH_4^+ -N/水溶性 T-N 则分别从开始的 52% 和 61% 下降至堆肥结束时的 30% 和 24%。种子发芽系数的测定结果表明, 加入树叶有利于猪粪的腐熟化, 可使猪粪堆肥化处理所需的时间从 42d 缩短至 35d。化学指标与种子发芽系数的相关分析结果表明, 水溶性 NH_4^+ -N/水溶性 T-N、水溶性 NO_3^- -N/水溶性 T-N 和水溶性有机 N/水溶性 T-N 均与种子发芽系数呈显著相关, 可作为堆肥的腐熟度评价指标。

关键词 猪粪 堆肥化 N 腐熟度

文章编号 1001-9332(2002)11-1459-04 中图分类号 S141.4 文献标识码 A

On nitrogen transformations and maturity during composting of pig manure. HUANG Guofeng¹, ZHONG Liu-ju¹, ZHANG Zhen-tian¹, WU Qitang² (¹Institute of Environmental Science Guangdong Province, Guangzhou 510045; ²College of Natural Resources and Environment, South China Agricultural University, Guangzhou 510642). - Chin. J. Appl. Ecol., 2002, 13(11): 1459~1462.

The contents of T-N, the ratios of soluble NO_3^- -N/soluble T-N and soluble organic N/soluble T-N increased after co-composting for 63 days of pig manure and sawdust with or without additional leaves, while the ratios of soluble NH_4^+ -N/soluble T-N decreased. In this study, addition of leaves was beneficial for maturation of pig manure composting, and it could shorten the composting time from 42d to 35d. The ratios of soluble NH_4^+ -N/soluble T-N, soluble NO_3^- -N/soluble T-N and soluble organic N/soluble T-N correlated with seed germination index (GI) significantly, and it could be used for maturity evaluation.

Key words Pig manure, Composting, Nitrogen, Maturity.

1 引言

随着禽畜业集约化生产的快速发展, 禽畜粪便的产生量与日俱增, 这些固体废弃物含有大量的病原菌, 易腐烂, 还会产生强烈的恶臭, 因而引发一系列的环境问题。堆肥化是资源化、减量化和无害化处理有机固体废弃物的有效方法之一。成熟的堆肥不仅可以提高作物的产量, 改善农产品的品质, 还能改善土壤的物理化学性质, 是一种优良的土壤改良剂^[11, 15]。但是, 不成熟的堆肥施入土壤后, 由于新鲜有机质的强烈分解而产生大量具有植物毒性的物质, 如有机酸和 NH_3 等; 另外, 微生物的强烈活动与作物竞争土壤中的 N, 并在根际形成厌氧环境而抑制了作物的正常生长^[10], 所以堆肥腐熟度是衡量堆肥产品质量的一个重要指标, 同时也是堆肥产品安全施用的保证。

N 是有机固体废弃物堆肥化处理过程中影响堆肥质量的一个重要因素。由于微生物的分解, 部分 N 素在堆肥过程中转化成 NH_3 的形式挥发而损失。据研究表明, 城市垃圾堆肥化处理过程中 N 的损失量

为 50%~60%^[4, 7], 污泥约为 68%^[13], 粪便最高, 达 77%^[9]。堆肥的 pH、温度、供氧水平、调理剂对 NH_3 的吸附性能以及微生物的种类等, 都会影响堆肥过程中 NH_3 的转化和挥发^[14]。研究表明, 木屑在猪粪堆肥过程中对 NH_3 有很强的吸持能力^[2]。 NH_3 的挥发不仅损失了大量的 N 素营养, 还会引起周围环境的污染, 因而有必要对堆肥过程中 N 的转变进行研究。

2 材料与方法

2.1 堆肥

堆肥实验在香港嘉道理农场进行。猪粪采自香港大埔猪场, 木屑购自深圳一个木材加工厂。为使起始 C/N 比达到 30, 需在猪粪中添加一定量高 C/N 比的调理剂。处理 1 中猪粪与木屑的鲜重比为 3:2, 而处理 2 中猪粪、木屑与树叶的鲜重比为 3:1:1。垛堆的体积为 8m^3 , 并加入 10% (体积比) 的木块作膨胀剂, 以增加堆内的空隙。堆肥开始时, 调节混合物料的水分含量至 60%~70%。为增加堆内的氧气量, 堆肥

* 美国洛克菲勒基金资助项目。

** 通讯联系人。

2001-04-28 收稿, 2001-09-07 接受。

前 6 周每 3d 机械翻动 1 次, 之后每 5d 翻 1 次. 通过插入堆体的温度计记录每天早晚的温度, 并取其算术平均值描述堆肥过程中的温度变化. 在 0、3、7、14、21、35、49 和 63d 分别采集 3 个约 1 kg 的重复样品, 每个样品由垛形堆前后两侧随机各取 3 点混合而成, 各点的采样深度约为 80cm. 样品在现场保存于 4℃ 冰箱中, 部分样品风干后研磨, 过 0.25mm 筛, 于干燥器中保存备用. 堆肥物料的部分物理化学性质见表 1.

表 1 堆肥物料的物理化学性质
Table 1 Physical and chemical properties of raw materials

指标 Index	猪粪 Pig manure	木屑 Saw dust	树叶 Leaves
pH	8.12	5.55	6.68
EC ($\text{dS} \cdot \text{m}^{-1}$)	2.90	0.02	0.83
水分 Moisture content (%)	68.3	8.12	61.5
T-C (%)	36.6	46.5	23.2
T-N (%)	3.24	0.07	1.15
C/N 比 C/N ratio	11.3	664	20.2

2.2 测定方法

新鲜堆肥样品用去离子水按土水比 1: 10(以干重计) 浸提 1 h 后, 用 Orion920 ISE pH 计测定悬浮液的 pH 值. 然后, 在 4℃ 低温条件下, 以 $12000\text{r} \cdot \text{min}^{-1}$ 的速度离心 15min, 过 0.45 μm 纤维树脂滤膜, 收集滤液用作以下项目的分析. 水溶性 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 用靛酚蓝比色法直接测定, 水溶性 $\text{NO}_3^+\text{-N}$ 以镉柱还原法测定, 水溶性 T-N 用以上滤液经消化后用靛酚蓝比色法测定. 其中, 水溶性有机 N = 水溶性 T-N - 水溶性 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ - 水溶性 $\text{NO}_3^+\text{-N}$. 堆肥样品的 T-C 以风干样用重铬酸钾外加热法测定, T-N 用凯氏定氮法测定.

2.3 种子发芽系数的测定

培养皿内垫上一张滤纸, 均匀放入 10 颗水芹(ress) 种子, 加入以上浸提滤液 5.0ml, 在 25℃ 黑暗的培养箱中培养 48h 后, 计算发芽率, 并测定根长, 每个样品作 3 次重复, 同时用去离子水作空白试验, 然后用以下公式计算种子的发芽系数^[16]:

发芽系数 (%) = $\frac{\text{处理的发芽率} \times \text{处理的根长}}{\text{空白的发芽率} \times \text{空白的根长}} \times 100$

3 结果与分析

3.1 温度与 pH 的变化

堆肥开始后(图 1a), 两个处理的温度都迅速升高并于第 3d 进入高温分解阶段(> 50℃). 在这个过程中, 微生物消耗部分水溶性有机物和环境的养分, 而活动强烈并大量繁殖, 有机质在氧气充足的条件下强烈分解, 由此产生大量的热量及 CO₂. 处理 1 的高温阶段持续到 40d, 之后温度快速下降, 45d 时已下降至 37℃, 处理 2 的温度在 38d 时急剧下降至 43d 的 38℃, 至此, 堆肥开始进入冷却和后熟阶段. 有些研究表明, 堆肥的最适温度为 50~ 60℃, 但也有人认为城市固体废物堆肥化处理的最佳温度为 65~ 70℃^[1]. 堆肥温度过低会导致有机物的分解缓慢, 堆肥温度过高则会抑制并杀死部分有益的微生物,

均不利于有机固体废物的堆肥化处理. 本研究的最高温度在 65~ 69℃ 之间, 根据温度的指示, 在高温阶段通过翻堆的方式将堆肥温度控制在 60℃ 左右, 图 1a 中温度的波动由翻堆引起.

两个处理的 pH 均在堆肥开始时快速上升, 而在堆肥结束时显著下降(图 1b). 随着堆肥温度的升高, 两个处理的 pH 值均迅速提高, 并在 14d 时到达最大值. 处理 1 的 pH 值从 0d 的 7.89 迅速上升至 14d 的 8.40, 而处理 2 则从 6.94 上升至 8.22. pH 值的升高是由于有机质在微生物的强烈作用下分解产生大量 NH₃ 引起^[3]. 经过 35 d 的堆肥后, 两个处理的 pH 值逐步下降, 至 63d 堆肥结束时, 处理 1 和 2 的 pH 值分别为 7.69 和 7.24. 堆肥后阶段 pH 值的下降是由于 NH₃ 挥发速率降低以及 NO₃⁻-N 形成并不断增多造成的^[5], 另外微生物活动产生的大量有机酸也会引起堆肥后阶段 pH 值的降低^[10].

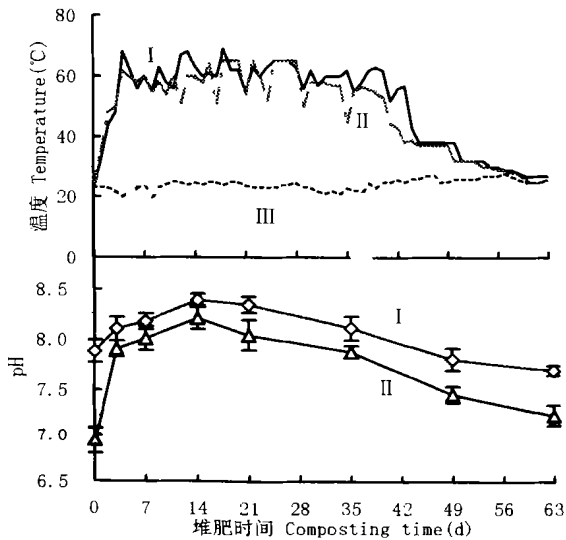


图 1 堆肥过程中温度和 pH 的变化
Fig. 1 Changes of temperature and pH during composting.
I. 处理 1 Treatment 1, II. 处理 2 Treatment 2, III. 环境温度 Ambient temperature. 下同 The same below.

3.2 T-N 的变化

堆肥前 14d, T-N 略有减少, 这是由于此过程中有机 N 强烈分解产生大量的 NH₃, 并在碱性环境中挥发而损失(图 2). 但总体上, T-N 在经过 63d 堆肥化处理后有所升高(图 2). 处理 1 的 T-N 从开始的 1.57% 上升到结束时的 2.0%, 处理 2 则从 1.78% 上升到 2.11%. 这是由于有机质不断分解成 CO₂ 和 H₂O 而散失, 垛形堆的体积随之减小, T-N 因此被浓缩而含量略有增加^[6]. 在整个堆肥过程中, 处理 2 的 T-N 浓度比处理 1 高, 这可能是由于处理 2 中加入的树叶含有较高的 N 所致.

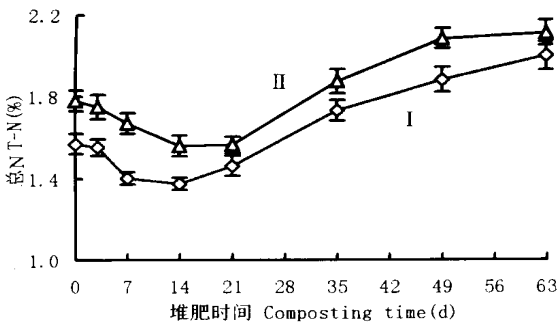


图2 堆肥过程中 T-N 的变化
Fig. 2 Changes of T-N during composting.

3.3 水溶性 $\text{NH}_4\text{-N}$ 的变化

在堆肥开始的前 14d, 处理 1 和 2 的水溶性 $\text{NH}_4\text{-N}$ / 水溶性 T-N 分别从 0d 的 52% 和 61% 上升到最高点 67% 和 69% (图 3), 这是由于微生物的生长和繁殖加剧了有机 N 的分解, 从而产生了大量 NH_3 而引起的^[8]. 随着硝化作用的增强, $\text{NH}_4\text{-N}$ 转化成 $\text{NO}_3\text{-N}$ 的量不断增加, 水溶性 $\text{NH}_4\text{-N}$ / 水溶

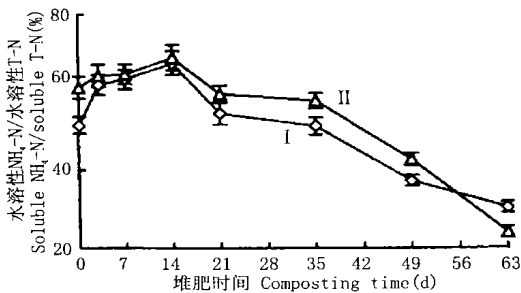


图3 堆肥过程中水溶性 $\text{NH}_4\text{-N}$ / 水溶性 T-N 的变化
Fig. 3 Changes of soluble $\text{NH}_4\text{-N}$ / soluble T-N during composting.

性 T-N 在堆肥的最后阶段急剧下降, 至堆肥 63d 结束时分别为 30% 和 24% .

3.4 水溶性 $\text{NO}_3\text{-N}$ 的变化

水溶性 $\text{NO}_3\text{-N}$ 在堆肥最初阶段的含量很低, 高温阶段之后才迅速增加 (图 4). 在堆肥前 21d, 两个处理的水溶性水溶性 $\text{NO}_3\text{-N}$ / 水溶性 T-N 几乎为 0, 63d 时均迅速上升至 3% 左右. 在高温和高浓度 NH_3 的条件下, 硝化细菌的生长活动受到强烈抑

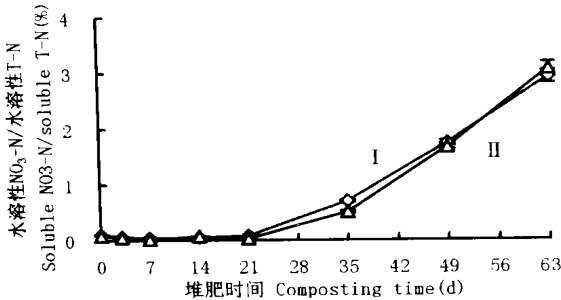


图4 堆肥过程中水溶性 $\text{NO}_3\text{-N}$ / 水溶性 T-N 的变化
Fig. 4 Changes of soluble $\text{NO}_3\text{-N}$ / soluble T-N during composting.

制, 因而水溶性 $\text{NO}_3\text{-N}$ 在堆肥初始和高温阶段含量很低. 堆肥 21d 后, 由于硝化细菌的快速生长和大量繁殖, $\text{NO}_3\text{-N}$ 的含量也开始不断升高^[12].

3.5 水溶性有机 N 的变化

水溶性有机 N / 水溶性 T-N 在堆肥开始的前 7d 有所减少, 之后逐渐升高 (图 5). 处理 1 和 2 分别从 0d 的 48% 和 38% 下降至 7d 的 33% 和 31%. 这可能是在堆肥开始阶段, 为满足微生物生长活动的需要, 水溶性有机 N 在微生物的作用下被分解成无机养分而减少^[8]. 堆肥 7d 之后, 水溶性有机 N 的含量逐渐升高, 到堆肥结束时分别达到 70% 和 76%, 这可能是由于在堆肥的后阶段部分无机 N 转变成有机 N, 而被同化固定下来的缘故.

3.6 种子发芽系数的变化

处理 1 的种子发芽系数从 0d 的 14% 下降到 14d 的 3%, 处理 2 从 2% 下降到 0 (图 6), 可能是由于前 14d 产生的高浓度 NH_3 抑制了种子的发芽^[6]. 随着堆肥的进行, 种子发芽系数不断上升, 到堆肥结束时处理 1 达 85%, 处理 2 更高达 117%. Zucconi 等^[16]报道, 水芹种子的发芽系数能有效地反映堆肥的植物毒性大小, 可用于堆肥腐熟度的评价, 它不仅考虑了种子的发芽率, 还考虑了植物毒性物质对种

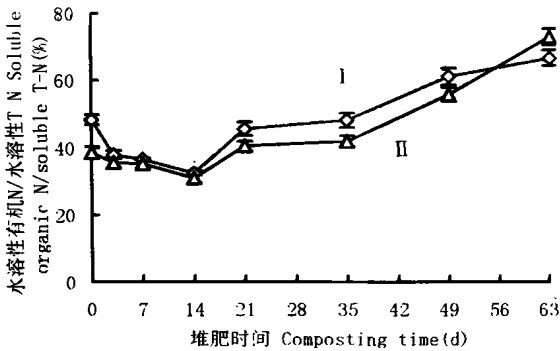


图5 堆肥过程中水溶性有机 N / 水溶性 T-N 的变化
Fig. 5 Changes of soluble organic N / soluble T-N during composting.

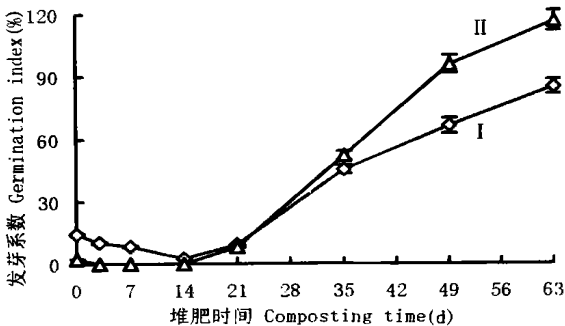


图6 堆肥过程中种子发芽系数的变化
Fig. 6 Changes of seed germination index during composting.

子生根的影响. 他同时指出, 当水芹种子的发芽系数大于 50% 时, 表示堆肥已腐熟, 这是一个使用比较普遍的评价指标. 意大利政府已将该标准用作有机固体废弃物堆肥产品的腐熟标准. 根据这一标准, 处理 1 需要堆沤 42d 左右才达到腐熟, 而处理 2 仅需 35d 便可达到腐熟的要求, 表明加入一定量的树叶有助于缩短猪粪堆肥化处理所需的时间.

3.7 化学指标与种子发芽率的相关分析

由于堆肥产品最终都要作为有机肥用于农业生产中, 因而种子发芽系数被认为是最有效、最能反映堆肥产品植物毒性大小的腐熟度评价指标^[16]. 由表 2 可见, 水溶性 NH₄-N/水溶性 T-N 与种子发芽系数呈显著负相关, 水溶性 NO₃-N/水溶性 T-N 和水溶性有机 N/水溶性 T-N 均与种子发芽系数呈显著正相关. 因而, 它们可作为猪粪堆肥化处理的腐熟度评价指标. 但是, 不同来源不同性质的堆肥原料会直接影响堆肥产品中水溶性 NH₄-N、NO₃-N 和有机 N 的含量, 因而, 其腐熟度评价标准还有待进一步研究.

表 2 化学指标与种子发芽系数的相关分析
Table 2 Correlative analysis between chemical parameters and seed germination index

处理 Treatment	A	B	C
1	- 0.9266 ^{**}	0.9673 ^{**}	0.9266 ^{**}
2	- 0.9417 [*]	0.9499 ^{**}	0.9417 [*]

** P< 0.05. A: 水溶性 NH₄-N/水溶性 T-N Soluble NH₄-N/soluble T-N; B: 水溶性 NO₃-N/水溶性 T-N Soluble NO₃-N/soluble T-N; C: 水溶性有机 N/水溶性 T-N Soluble organic N/soluble T-N.

4 结 论

经过 63d 堆肥化处理后, 猪粪与木屑以及猪粪、木屑与树叶混合堆肥中的 T-N 含量、水溶性 NO₃-N/水溶性 T-N 与水溶性有机 N/水溶性 T-N 均有不同程度的提高. 水溶性 NH₄-N/水溶性 T-N 在堆肥第 14d 达到最大值, 之后迅速下降, 并在堆肥结束时达到一个较低的水平. 种子发芽系数的测定结果表明, 加入树叶有助于缩短猪粪混合堆肥处理所需

的时间. 相关分析结果表明, 水溶性 NH₄-N/水溶性 T-N, 水溶性 NO₃-N/水溶性 T-N 和水溶性有机 N/水溶性 T-N 均与种子发芽系数呈显著相关, 可作为堆肥腐熟度的评价指标, 但其评价标准还有待进一步研究.

参考文献

1 Bach PD, Shoda M, Kubota H. 1984. Rate of composting of dewatered sewage sludge in continuously mixed isothermal reactor. *J Ferment Technol*, **62**: 285~ 292

2 Bhamidimarri SMR, Pandey SP. 1996. Aerobic thermophilic composting of piggery solid wastes. *Water Sci Technol*, **33**: 89~ 94

3 Bishop PL, Godfrey C. 1983. Nitrogen transformations during sludge composting. *Biocycle*, **24**: 34~ 39

4 Brink N. 1995. Composting of food waste with straw and other carbon sources for nitrogen catching. *Acta Agric Scandinave (Section B)*, **45**: 118~ 123

5 Eklind Y and Kirchmann H. 2000. Composting and storage of organic household waste with different litter amendments II. Nitrogen turnover and losses. *Bioresour Technol*, **74**: 125~ 133

6 Fang M, Wong JWC, Ma KK, et al. 1999. Co-composting of sewage sludge and coal fly ash: Nutrient transformations. *Bioresour Technol*, **67**: 19~ 24

7 Kirchmann H, Widen P. 1994. Separately collected organic household wastes, chemical composition and composting characteristics. *Swedish J Agric Res*, **3**: 3~ 12

8 Mahimairaja S, Bolan NS, Hedley MJ, et al. 1994. Losses and transformation of nitrogen during composting of poultry manure with different amendments: an incubation experiment. *Bioresour Technol*, **47**: 265~ 273

9 Martins O, Dewes T. 1992. Loss of nitrogenous compounds during composting of animal wastes. *Bioresour Technol*, **42**: 103~ 111

10 Mathur SP. 1991. Composting processes. In: Martin AM ed. *Bio-conversion of Waste Materials to Industrial Products*. New York: Elsevier. 147~ 186

11 McConnell DD, Shiralipour A, Smith WH. 1993. Compost application improves soil properties. *Biocycle*, **34**: 61~ 63

12 Moriaki N, Phae CG, Nakasaki K, et al. 1989. Nitrogen transformation during thermophilic composting. *J Ferment Biengin*, **67**: 57~ 61

13 Witter E, Lopez-Real J. 1988. Nitrogen losses during the composting of sewage sludge. *Biol Wast*, **23**: 279~ 294

14 Witter E, Kirchmann H. 1989. Peat, zeolite and basalt as adsorbents of ammoniacal nitrogen during manure decomposition. *Plant Soil*, **115**: 43~ 52

15 Wong JWC, Li GX, Wong MH. 1996. The growth of *Brassica chinensis* in heavy metal-contaminated sewage sludge compost from Hong Kong. *Bioresour Technol*, **58**: 309~ 313

16 Zucconi F, Forte M, Monac A, et al. 1981. Biological evaluation of compost maturity. *Biocycle*, **22**: 27~ 29

作者简介 黄国锋, 男, 1974 年生, 博士, 工程师, 主要从事固体废弃物的农业资源化处理与利用、环境质量评价和重金属污染与防治方面的研究. E-mail: naphonhuang@ yahoo.com