

通风量对餐厨垃圾堆肥中氮素转化及 N_2O 释放的影响

何明浩, 徐超, 李兵*, 胡甜甜, 石志华

(宁波大学 土木与环境工程学院, 浙江 宁波 315211)

摘要: 通风量对餐厨垃圾好氧堆肥过程中氮素的演变和氧化亚氮(N_2O)释放均有重要影响. 研究以通风量作为影响因子, 设置3组初始温度均为35℃的餐厨垃圾好氧堆肥化实验, 其通风量分别为(A)0.2 L·min⁻¹、(B)0.4 L·min⁻¹、(C)0.6 L·min⁻¹, 分析餐厨垃圾堆肥过程中温度、pH、 NH_4^+-N 、 $NO_3^- -N$ 和 N_2O 等参数变化. 结果表明: B、C组堆肥均能在50℃保持5d以上; B、C组氧容量在10.87%~18.62%之间能够满足微生物活动需要; 3组实验结束时的pH值在7.32~8.10之间, 符合相关堆肥产品的要求; 各组 NH_4^+-N 与 $NO_3^- -N$ 含量分别为0.48、0.68、0.52 g·kg⁻¹和0.09、0.12、0.11 g·kg⁻¹; 各组 N_2O 总排放量为464.07、293.92、313.99 g. 综上所述, 通风量0.4 L·min⁻¹能够较好地促进生化反应过程, 对氮素进行有效地矿化与保留, 对 N_2O 排放取得相对明显的控制效果, 可为 N_2O 减排提供参考依据.

关键词: 好氧堆肥; 餐厨垃圾; 通风量; 氮素; 氧化亚氮

中图分类号: X705

文献标志码: A

文章编号: 1001-5132(2021)06-0114-07

随着经济建设的快速发展, 人们开始追求更高品质的生活质量, 同时有机固体废弃物产生量也在日益激增. 餐厨垃圾是有机固体废弃物的重要组成部分^[1]. 据统计, 我国餐厨垃圾年产生量在 $6.00 \times 10^7 \sim 9.24 \times 10^7$ t之间^[2], 其有机质、含水率、盐分和油分等含量较高, 易腐败, 且易滋生病原菌, 因此需及时妥善地处置. 好氧堆肥化是处理餐厨垃圾的有效技术之一, 其利用微生物将餐厨垃圾中的有机质快速分解矿化, 使之转变成类腐殖物质, 最终形成安全、稳定的物料返入田地. 该技术既减轻了环境压力, 又产生了一定经济效益.

氮素对植物的生长发育具有良好的促进作用, 同样也是影响堆肥进程和肥料质量的重要因素^[3]. 餐厨垃圾氮素含量较高, 在堆肥过程中容易造成氮素的损失, 从而降低堆肥产品的发酵程度和农用价值. 因此, 对于堆肥过程中氮素转化研究一直都备受学者的关注. He等^[4]通过向餐厨垃圾中加入泥炭的方式研究了堆肥过程中氮素转换情况, 结果表明泥炭的添加有效减少了氨气排放, 并提高

了堆体总氮的含量. 马强等^[5]将腐熟污泥与生活垃圾进行堆肥, 得出堆肥过程中含氮气体的排放量随着腐熟污泥添加量的增加而减小的结论. 杨延梅^[6]对餐厨垃圾进行堆肥研究, 发现不同菌剂的添加都可减少餐厨垃圾堆肥过程中氨的挥发, 其中菌剂与化学药剂联合添加的效果最好. 此外, 堆肥过程中部分氮素会以温室气体形式释放, 造成大气污染. N_2O 作为重点温室气体之一, 其单分子增温潜势是 CO_2 的296倍^[7]. 相关研究表明, 1%~10%的氮素会在硝化和反硝化的作用下以 N_2O 的形式损失^[8], 但也有研究发现, 如果堆肥过程操作不当, N_2O 的排放量会超过氨气, 进而成为氮素损失的主要形式^[9]. 通风量是控制堆体氮素损失及气体排放的关键影响因素^[10]. 但当前研究多注重于通风量对堆体氨氮等气体排放的影响^[11-13], 对堆肥过程中 N_2O 的排放控制研究还不深入.

综上所述, 本文以通风量作为影响因子, 研究餐厨垃圾堆肥过程中氮素转换及 N_2O 释放通量的变化规律. 通过分析堆肥反应过程中物理与化学

收稿日期: 2021-01-27.

宁波大学学报(理工版)网址: <http://journal.lg.nbu.edu.cn/>

基金项目: 国家自然科学基金(60874083); 浙江省教育厅科研项目(Y200907622); 宁波大学科技学院预研项目(003-21021003).

第一作者: 何明浩(1995-), 男, 浙江兰溪人, 在读硕士研究生, 主要研究方向: 固体废弃物处理及水利工程. E-mail: 779533922@qq.com

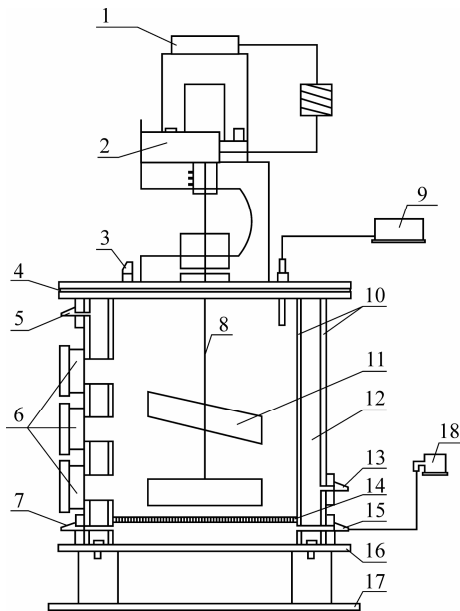
*通信作者: 李兵(1977-), 男, 江苏姜堰人, 副教授, 主要研究方向: 固体废弃物处理及渗滤液处理. E-mail: libing@nbu.edu.cn

参数的变化情况, 为反应器堆肥工艺、堆体氮素转换以及 N₂O 减排提供参考依据.

1 材料与方法

1.1 发酵装置

反应器堆肥具有堆肥品质高, 受外部因素影响小, 条件易控制等优点, 因此受到广泛关注^[14-15]. 本研究采用自制堆肥反应器. 如图 1 所示, 整体由有机玻璃制成, 反应容量为 30 L. 装置上部设有搅拌装置、电子温度感应计和集气口, 桶壁开设 3 个取样口. 反应仓与容器外壁之间具有 1.5 cm 夹套层, 用于温度控制. 底部设有 多孔板, 用于通风供氧以及渗滤液的排放.



1:电动机; 2:搅拌开关; 3:集气口; 4:硅胶垫圈; 5:夹套层进水口; 6:取样孔; 7:反应仓出水口; 8:金属搅拌棍; 9:温度感应计; 10:有机玻璃隔板; 11:金属板; 12:夹套层; 13:夹套层出水口; 14:多孔板; 15:反应仓出水口; 16:上支撑底座; 17:下支撑底座; 18:鼓风机.

图 1 好氧堆肥发酵设备构造图

1.2 实验原料

餐厨垃圾取自宁波某大学食堂. 周俊等^[16]认为物料的性质对生物过程、反应器类型、运行稳定性等都有较大影响. 因此通过人工筛选的方式, 去除较大固体废弃物并均匀混合, 以减少对实验的影响. 原料的理化性质见表 1.

研究表明^[17], 物料初始 C/N 比大于 35 时, 会造成有机质降解缓慢; 而 C/N 比低于 20 时, 会导致氮素的流失, 且不利于无害化处理. 本实验物料 C/N

表 1 实验原料理化特性

实验原料	含水率/ %	pH	TOC/%	TN/%	C/N 比	蛋白质/ %
餐厨垃圾	75.80	5.80	43.20	2.03	21.28	27.37

注: 碳、氮含量以堆料干基计, 含水率以湿基计.

比为 21.28, 可作为良好的堆肥原料.

1.3 实验过程

共设 3 组实验, 每组处理餐厨垃圾量均为 10 kg, 堆肥化周期设置为 14 d. 利用数显恒温水浴锅和循环泵控制初始温度为 35 ℃; 通过小型空气泵和气体流量计设置通风量分别为(A)0.2 L·min⁻¹、(B)0.4 L·min⁻¹、(C)0.6 L·min⁻¹, 采用持续供氧方式. 于 0、1、2、3、4、5、6、7、8、10、12、14 d 的 10:00 进行气体采样. 11:00 进行固体取样, 取样前通过搅拌使物料充分混合, 每次采集约 70 g, 一式两份. 一份用烘箱在 105 ℃条件下烘干, 用于 TOC、NO₃⁻-N、NH₄⁺-N、TN 的测定; 另一份贮存在-2 ℃冰箱中待用, 测定含水率和 pH 值. 同时每天 7:00 与 19:00 记录环境温度取平均值作为当日室温. 实验方案如图 2 所示.

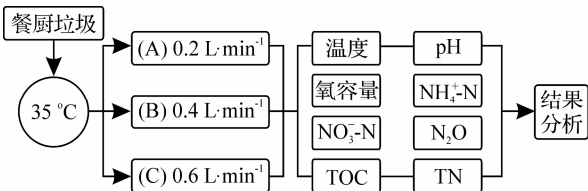


图 2 实验方案

2 检测与分析方法

检测与分析方法见表 2. 采用 Excel 2019、Origin 2018b 等软件进行数据的处理以及图形的绘制与分析.

表 2 检测与分析方法

指标	方法
温度	反应器顶部温度感应计
含氧量	生物气体测定仪测定 ^[13]
含水率	105 ℃减重法 ^[18]
pH	梅特勒-托利多 pH 计测定 ^[19]
TOC	重铬酸钾外加热容量法测定 ^[20]
NH ₄ ⁺ -N	纳氏试剂分光光度法 ^[21]
NO ₃ ⁻ -N	紫外分光光度法 ^[21]
TN	CJ/T 96-2013 半微量开氏法

续表

指标	方法
蛋白质	考马斯亮蓝法 ^[22]
N ₂ O	Agilent 6890 GC-5973 MS 气质联用仪 ^[23]

3 结果与分析

3.1 温度的变化

在堆肥反应过程中, 3 组堆体的温度均呈现为上升、波动、下降趋势(图 3), 这与好氧堆肥过程中的中温期、高温期、降温腐熟期 3 个阶段的温度变化相对应。其中, B、C 组堆体温度大于 50 °C 的天数分别为 6 d 和 5 d, 且最高温分别为第 6 天的 57.2 °C 与第 4 天的 59.0 °C, 符合无害化处理标准(DB11/T 272-2014)。而 A 组仅有 1 d 达到 50 °C。第 6 天后, A、C 组堆体温度相近, 但 B 组堆体温度仍保持在一个相对较高的温度水平。由此可得, 通风量 0.4 L·min⁻¹ 能够较好地维持微生物的反应活动, 提高有机质的分解速率。

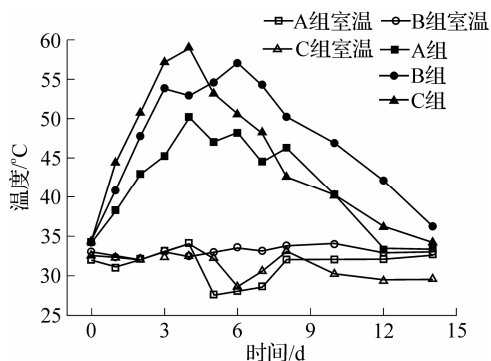


图3 好氧堆肥过程中堆体温度的变化

3.2 氧含量的变化

如图 4 所示, 3 组氧气浓度与堆体温度变化呈相反趋势。前 6 d 氧气容量均呈下降趋势, 之后缓慢增长。研究表明, 好氧堆肥需氧量在 8%~18%^[13]。

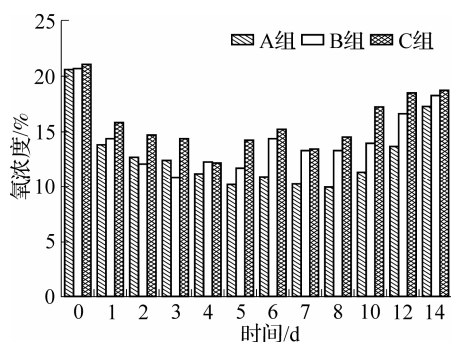


图4 堆肥过程氧气浓度变化

反应过程中 A 组氧气容量最低值为 9.80%。B、C 组氧含量最低值分别为 10.87%和 12.16%, 总体水平高于 A 组。这是由于大通风量促进了氧气的传递, 及时补充了微生物反应时的耗氧量。

3.3 pH 值的变化

如图 5 所示, 初始原料 pH 值都小于 7, 呈弱酸性。3 组实验的 pH 值变化可分为 3 个阶段。第 1 阶段为上升期(0~3 d), B、C 组第 3 天时 pH 值较 A 组分别高出 0.49 和 0.74。第 2 阶段为短暂下降期(持续 1~2 d), 期间 3 组实验 pH 分别下降了 0.27、0.53 和 0.58, 且 C 组下降最快。第 3 阶段为稳定期(5~14 d), 3 组实验在该阶段均未出现较大波动。堆肥结束时, 3 组实验 pH 值在 7.32~8.10 之间, 符合腐熟物料 pH 值在 5.5~8.5 的要求。

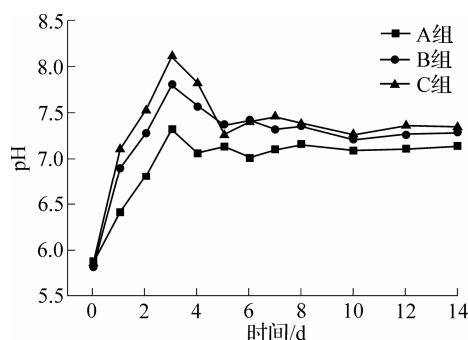
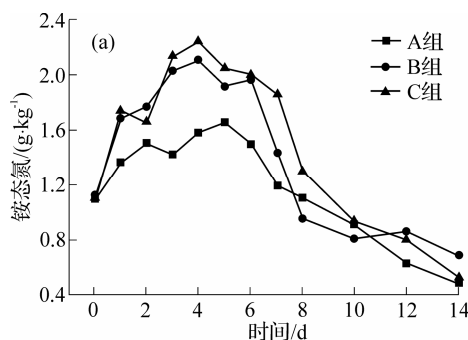
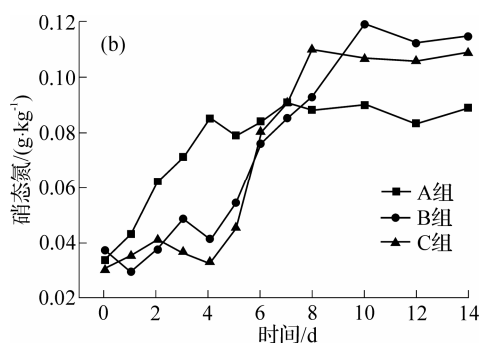


图5 pH 值的变化趋势

3.4 NH₄⁺-N 与 NO₃⁻-N 的变化

NH₄⁺-N 含量的变化与温度、pH 值变化有着一定的联系(图 6)。在温度上升的前 4 d, 3 组 pH 值均达峰值, 3 组实验 NH₄⁺-N 含量在第 4 天左右到达峰值, 分别为 1.65、2.10、2.24 g·kg⁻¹, 表明通风量越大会促进 NH₄⁺-N 的生成。此后 NH₄⁺-N 含量呈现下降趋势, 直至堆肥结束, 最终各实验组 NH₄⁺-N 含量分别 0.48、0.68、0.52 g·kg⁻¹。由此可得, 适中的通风量可有效促进 NH₄⁺-N 的转化与累积。

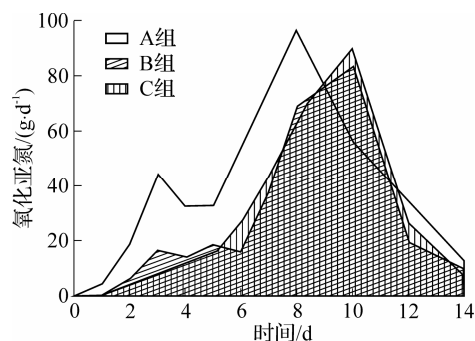


图6 反应过程 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 与 $\text{NO}_3\text{-N}$ 的变化

各组 $\text{NO}_3\text{-N}$ 含量总体为上升趋势, 这与以往的研究报道相同^[24]. B、C 组 $\text{NO}_3\text{-N}$ 含量最高值分别为 0.12 、 $0.11 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$, 最低值均为 $0.03 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$, 分别相差 75% 和 73%. 而 A 组最高值与最低值为 0.09 、 $0.03 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$, 相差 66%. 至堆肥反应结束, 各组 $\text{NO}_3\text{-N}$ 含量为 0.09 、 0.12 、 $0.11 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$. 可以得出 B、C 组通风量能够较好地起到良好的转化与积累效果.

3.5 N_2O 的变化

如图 7 所示, 3 组实验的 N_2O 排放速率均在第 8 天左右出现最大峰值. A 组在前 9 d N_2O 的排放速率一直高于其余 2 组, 第 8 天达到最高释放速率 ($96.40 \text{ g}\cdot\text{d}^{-1}$), B、C 组在第 10 天达到峰值, 释放速率分别为 83.59 、 $89.32 \text{ g}\cdot\text{d}^{-1}$. B、C 组 N_2O 释放在 $40.00 \text{ g}\cdot\text{d}^{-1}$ 以上的累积天数为 2 d 和 3 d, 而 A 组共有 5 d. 说明 A 组通风量不能够良好地控制堆肥过程中 N_2O 的排放. 各组总排放量分别为 464.07 、 293.92 、 313.99 g . 由此可得 B 组通风量能够对 N_2O 排放进行有效的控制.

图7 反应过程 N_2O 的变化

3.6 堆肥前后 TOC 与 TN 的变化

如图 8 所示, TOC 指标在堆肥反应后为下降趋势, 各处理组分别下降 15.56%、28.94%、30.30%, C

组下降幅度最大, A 组最小. TN 与初始值相比均有增长, 增长幅度分别为 7.41%、11.33%、10.71%. 可以看出通风量的增大会促进 TOC 降解, 同样有助于 TN 提升, 这与聂二旗等^[25]的研究结果相似, 但通风量与 TN 的增加程度并不成正比.

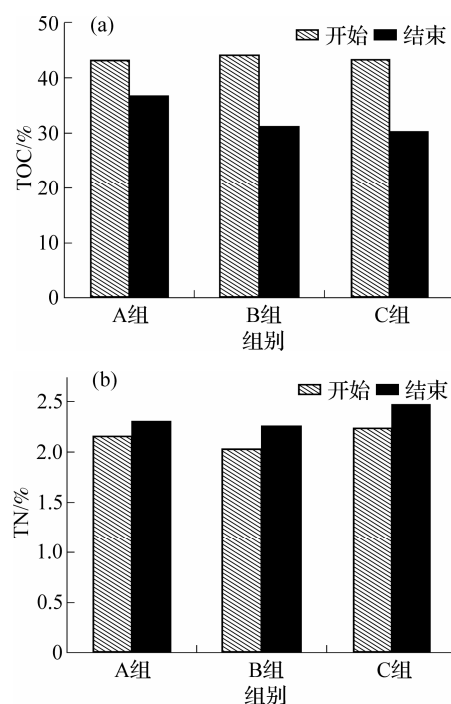


图8 堆肥前后 TOC 与 TN 的变化

4 讨论

4.1 通风量对腐熟度指标的影响

温度是反应堆肥过程中微生物活性的一个重要指标^[24]. 3 组实验在前 4 d 均达到较高的反应温度, 这是由于初始温度 35°C 的设置提升了堆体微生物的活性, 从而提高了有机质的分解速率. 现有研究表明, 环境温度为 35°C 时, 微生物的多样性最高^[26]. 即在 35°C 的反应条件下, 有效地促进了堆体嗜温细菌 ($30\sim 40^\circ\text{C}$) 生长与繁殖, 而嗜温细菌作为堆肥前期的优势菌种对分解有机质发挥着重要的作用. 因此, 前期温度快速上升. A 组堆温不高的原因是低通风量无法对氧气进行快速地传递, 致使微生物在生化过程中出现缺氧现象, 从而降低了微生物的活性, 堆温无法升高. C 组温度在前 3 d 迅速上升的原因是大通风量满足了反应前期微生物活动所需的氧含量, 促使其与有机质进行有效反应, 而后快速下降是由于大通风量满足前阶

段反应的同时,也容易带走水分和热量,不利于菌体生化反应的持续,故其相对于B组表现出了上升快、持续时间短、下降快的特点。各组反应经过高温期后,堆体内的有机物几乎被分解殆尽,微生物由此在缺乏营养物的环境下进行内源呼吸,并逐步死亡,导致堆体温度的下降,直至反应结束趋近于室温。

氧气是好氧堆肥反应的重要条件^[14]。由图4可以看出,有机质快速反应阶段为前6d,各组氧容量也在此期间出现明显下降。B、C组氧容量分别于第4天和第5天开始回升,原因是2组实验通风量较高,在反应前期带来了充足氧气,以致堆体有机质的分解程度高于A组,因此其能够较早地恢复堆体内的氧气容量。但B、C组氧容量在反应后期出现波动,可能是因为堆体温度的下降使得嗜温菌活性再次提升,进而对堆体中剩余的有机质进行分解,从而造成对氧气的消耗。A组在反应全过程呈现为先下降后上升,原因在于A组通风量不利于补充微生物反应过程的氧气,而堆体中大量的有机质等待分解,需氧量供不应求,导致堆体氧气容量一直都处于较低水平。

pH是能够揭示堆肥反应较直观的参数^[27],它能够影响微生物活性和有效氮含量的累积^[24]。3组pH值均在前3d快速上升,原因是堆体中含氮有机质在微生物的活跃下进行了矿质氨氧化反应,导致铵根离子的释放速率远大于糖类、淀粉类物质被转化为小分子脂肪酸的速率,从而使得pH值快速上升。A组在前3d上升率较低,原因是低通风量未能满足微生物反应需氧量,有机酸和无机酸产出量大于其余2组,导致pH值上升幅度较小。之后3组pH均出现下降,是由于在堆肥腐熟期,硝化与反硝化细菌活性开始逐渐增强, NO_3^- -N的含量也随之增加,致使pH值下降。6d以后的3组pH存在小幅度变化的原因可能是堆温下降,使得氨化菌和硝化菌均有较强活性,以致 NH_4^+ -N和 NO_3^- -N进行相互转化,造成pH值的波动。

堆肥过程中,微生物通过利用碳源进行能量的释放,从而促进物料的腐熟^[28]。反应前后,A组TOC下降最少,B、C结果近似。其原因是B、C组通风量保证了微生物对有机质的反应需求,促进了分解。堆体碳素在代谢过程中不断转化为小分

子物质,或转化为气体散失,由此导致堆体有机质总量不断降低。A组通风量未能对微生物活动期间提供充足的氧气,从而造成微生物对碳源分解不充分。

4.2 通风量对氮素转化的影响

氮素的转化与微生物活动息息相关。3组总氮均呈现上升趋势,其原因是一方面微生物每固定1份氮需要消耗30份碳^[29],因此造成碳消耗比氮消耗要多,浓缩效应使得TN含量上升;另一方面铵态氮与碳源代谢的中间产物 α -酮戊二酸在谷氨酸合成酶的作用下合成有机氮^[30],使得TN含量上升。反应结束以A组TN变化最小,原因是低通风量和堆温难以促进氮素的转化,以及产生更多的气体排放,导致堆体C、N素的降低,故难以对元素进行有效的保持。

NH_4^+ -N与 NO_3^- -N能够良好地指示堆肥反应过程中无机氮的变化情况^[31]。3组 NH_4^+ -N含量在前5d均趋向峰值,这是由于堆体反应前期大量易降解的含氮有机物被分解,致使pH上升,同时氨化细菌在碱性环境下也容易促进氮素的矿化,使得 NH_4^+ -N含量上升。A组 NH_4^+ -N含量低的原因是通风量不足,导致堆体区域厌氧化,有机酸富集的同时,既减缓了pH值的上升,又抑制了氨化反应,因此含量低于B、C组。3组 NH_4^+ -N含量在反应初期小幅度下降的原因可能是通风供养具有不均衡性,在反应过程中堆体温度表现为中层>下层>上层,由此上、下层中仍存在具有一定活性的硝化细菌,从而将 NH_4^+ -N转化为 NO_3^- -N,导致含量的变化。进入腐熟期后,在硝化和反硝化细菌的作用下, NH_4^+ -N浓度开始下降。B、C组 NO_3^- -N含量变化趋势表现为初期小幅度波动,中后期迅速上升,并保持稳定。其原因可能是堆温设置为35℃,没有对硝化菌的活动产生抑制作用,同时,堆温渐层现象使堆体温度在快速上升后仍有部分区域存在具有一定活性的硝化菌,故 NO_3^- -N含量在前期有所波动。之后在堆温下降的过程中,伴随着氨化菌作用的减弱,硝化菌活性开始上升,从而将大量的 NH_4^+ -N转化为 NO_3^- -N,使得其含量迅速上升。而A组峰值早于其余2组,且含量较低,原因是其堆温处于35~50.2℃之间,温度较低,硝化菌丰度高,能够尽可能地转化堆体中矿化的 NH_4^+ -N为 NO_3^- -N,

但实验全过程中的 NH_4^+-N 含量不高,故 $NO_3^- -N$ 的转化率也不高。

4.3 通风量对 N_2O 释放的影响

现有研究表明, N_2O 主要产生于堆肥过程中的硝化和反硝化反应^[32]。B、C组 N_2O 排放量在反应初期小幅上升,后期出现峰值。有研究认为, $NO_2^- -N$ 在亚硝酸盐还原酶的影响下产生还原作用,会导致 N_2O 的积累,因此 N_2O 排放速率前期呈现小幅上升趋势^[21]。A组至第8天一直具有较高的排放量,其原因是堆体内 $NH_4^+ -N$ 会通过不完全硝化作用产生 N_2O ,同时又由于氧气的不充足, $NO_3^- -N$ 会通过不完全的反硝化形成 N_2O ^[33]。第4、5天出现小幅度下降的原因是氨化反应剧烈,致使大量的铵根离子累积,抑制了硝化与反硝化反应,从而出现下降。之后3组实验随着堆温降低,硝化反应增强 N_2O 产生量逐步达到峰值。之后又随着氨化菌与硝化菌活性的降低, N_2O 的排放量也逐渐降低,直至反应结束。

5 结论

(1)通风量 $0.4\text{ L}\cdot\text{min}^{-1}$ 和 $0.6\text{ L}\cdot\text{min}^{-1}$ 能够较好地提高并维持反应微生物活性,推动发酵进程,且通风量越大,堆体氧容量恢复速率越快。

(2)通风量与氮素转换具有相关性。通风量越大,铵态氮转化速率越高,硝态氮转化程度越高。通风量增大会促进TOC降解,同样有助于TN的提升,但不成正比。

(3)堆体 N_2O 的产生与反应环境中的氧气含量具有一定联系,通风量越大, N_2O 排放量越少。

(4)通风量 $0.4\text{ L}\cdot\text{min}^{-1}$ 具有较好的氮素转化与保持能力,能够作为良好反应器堆肥以及温室气体减排的控制条件。

参考文献:

- [1] 杨娜,邵立明,何晶晶.我国城市生活垃圾组分含水率及其特征分析[J].中国环境科学,2018,38(3):1033-1038.
- [2] 邴君妍,罗恩华,金宜英,等.中国餐厨垃圾资源化利用系统建设现状研究[J].环境科学与管理,2018,43(4):39-43.
- [3] 赵梦竹,潘燕辉,马金珠,等.餐厨垃圾和污泥联合好氧堆肥中的氮素转化及损失[J].兰州大学学报(自然科学版),2016,52(3):301-306;312.
- [4] He Z H, Li Q, Zeng X Y, et al. Impacts of peat on nitrogen conservation and fungal community composition dynamics during food waste composting[J]. Applied Biological Chemistry, 2020, 63(1):72-84.
- [5] 马强,孙英杰,王华伟,等.添加腐熟污泥对生活垃圾堆肥氮素转化与损失的影响[J].环境工程学报,2017,11(7):4325-4330.
- [6] 杨延梅.添加剂对厨余垃圾堆肥氮素转化与氮素损失的影响[J].生态与农村环境学报,2012,28(3):282-287.
- [7] 余震,周顺桂.超高温好氧发酵技术:堆肥快速腐熟与污染控制机制[J].南京农业大学学报,2020,43(5):1-12.
- [8] 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.
- [9] Kader N A E, 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.
- [10] Diaz M J, Madejón E, López F, et al. Optimization of the rate vinasse/grape marc for co-composting process[J]. Process Biochemistry, 2002, 37(10):1143-1150.
- [11] 杨延梅.通风量对厨余堆肥氮素转化及氮素损失的影响[J].环境科学与技术,2010,33(12):1-4;19.
- [12] 张玉冬.厨余垃圾堆肥过程中 H_2S 和 NH_3 的减排技术研究[D].吉林:吉林农业大学,2016.
- [13] 张红玉.通风量对厨余垃圾堆肥腐熟度和氨气排放的影响[J].环境工程,2013,31(S1):483-486.
- [14] 李思敏,党娅倩,唐锋兵,等.基于通风频率控制的好氧堆肥评价指标优化研究[J].中国土壤与肥料,2020,6(3):182-188.
- [15] 张云龙,宋明淦,李秀芬,等.磷酸盐添加对快速好氧堆肥过程pH及腐熟效果的影响[J].环境化学,2020,39(7):1996-2004.
- [16] 周俊,王梦瑶,王改红,等.餐厨垃圾资源化利用技术研究现状及展望[J].生物资源,2020,42(1):87-96.
- [17] 李孟婵.不同原料组合堆肥过程中碳转化特征及腐殖质含量与组分的变化规律研究[D].兰州:甘肃农业大学,2018.
- [18] 曹云,黄红英,吴华山,等.猪粪稻秸超高温预处理促进后续堆肥腐殖化条件优化[J].中国环境科学,2019,39(5):2055-2062.
- [19] 李甲琳.农村生活有机垃圾与人粪便堆肥过程及其微生物特性研究[D].南京:东南大学,2019.
- [20] 刘岳贞,陈倩倩,陈晓暘,等.棉渣堆肥过程理化性质

- 变化及腐熟度评价[J]. 浙江农业学报, 2016, 28(10): 1764-1771.
- [21] 王晓斌, 郭颖, 颜开红. 超高温自发热好氧堆肥工艺处理生活垃圾的探究[J]. 环境工程, 2020, 38(10):183-189.
- [22] Zhao Z, Sun W B, Ji Y R, et al. Effect of temperature on the determination of protein concentration by Coomassie bright blue method[J]. Agricultural Science and Technology, 2015, 16(2):209-213.
- [23] 王成. 堆肥过程 N_2O 减排控制与木质纤维素降解微生物机理研究[D]. 杭州: 浙江大学, 2014.
- [24] 刘艳婷, 郑莉, 宁寻安, 等. 微生物菌剂对畜禽粪便好氧堆肥过程中重金属钝化与氮转化的影响[J]. 环境科学学报, 2020, 40(6):2157-2167.
- [25] 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.
- [26] 潘攀, 王晓昌, 李倩, 等. 初始温度对人粪好氧堆肥过程的影响[J]. 环境工程学报, 2015, 9(2):939-945.
- [27] 李承强, 魏源送, 樊耀波, 等. 不同填充料污泥好氧堆肥的性质变化及腐熟度[J]. 环境科学, 2001, 3(3):60-65.
- [28] Duan M L, Zhang Y H, Zhou B B, et al. Effects of *Bacillus subtilis* on carbon components and microbial functional metabolism during cow manure straw composting[J]. Bioresource Technology, 2020, 303(1): 122-130.
- [29] 余雨泽. 作物废弃物与禽畜粪便堆肥效果的研究[D]. 北京: 北京林业大学, 2017.
- [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.
- [31] 黄国锋, 吴启堂, 黄焕忠. 有机固体废弃物好氧高温堆肥化处理技术[J]. 中国生态农业学报, 2003, 1(1):165-167.
- [32] 吴伟祥, 李丽劫, 吕豪豪, 等. 畜禽粪便好氧堆肥过程氧化亚氮排放机制[J]. 应用生态学报, 2012, 23(6): 1704-1712.
- [33] 谢军飞, 李玉娥. 不同堆肥处理猪粪温室气体排放与影响因子初步研究[J]. 农业环境科学学报, 2003, 22(1): 56-59.

The influence of ventilation rate on nitrogen conversion and N_2O releasing in composting of kitchen waste

HE Minghao, XU Chao, LI Bing*, HU Tiantian, SHI Zhihua

(School of Civil and Environmental Engineering, Ningbo University, Ningbo 315211, China)

Abstract: The ventilation rate may have an important effect on the evolution of N element and the release of nitrous oxide (N_2O) during the aerobic composting process of kitchen waste. The ventilation rate was chosen as the influencing factor in the present study. Three groups of aerobic composting experiments of kitchen waste were conducted that were set at 35 °C and with ventilation rate of (A) 0.2 L·min⁻¹, (B) 0.4 L·min⁻¹ and (C) 0.6 L·min⁻¹ respectively. Parameters including temperature, pH, NH_4^+-N , NO_3^--N , N_2O were analyzed. The results show that the temperature of group B and group C could be kept over 50 °C for more than 5 days. The oxygen capacity of group B and group C ranged from 10.87% to 18.62% which met the needs of microbial activities. The pH of the three groups ranged from 7.32 to 8.10 at the end of the experiments, which met the requirements of relevant composting products. The contents of NH_4^+-N and NO_3^--N were 0.48, 0.68, 0.52 g·kg⁻¹ and 0.09, 0.12, 0.11 g·kg⁻¹ in each group. The total emissions of N_2O in each group were 464.07, 293.92, 313.99 g, respectively. In conclusion, the ventilation rate of 0.4 L·min⁻¹ can effectively promote the biochemical reaction process. It can also produce effective mineralization and retention of nitrogen, and provide obvious emission control of N_2O .

Key words: aerobic composting; food waste; ventilation rate; nitrogen; nitrous oxide

(责任编辑 章践立)