

文章编号:1000-8551(2020)11-2578-09

添加菌糠对鸡粪-烟末堆肥腐熟度及污染气体排放的影响

张邦喜^{1,2} 罗文海² 杨仁德¹ 柳玲玲¹ 魏全全¹ 李国学^{2,*}(¹贵州省农业科学院农业资源与环境研究所,贵州 贵阳 550006; ²中国农业大学资源与环境学院,北京 100193)

摘要:为探索鸡粪-烟末混合堆肥体系合适的菌糠投入量,减轻堆肥过程中污染气体的排放,通过 35 d 的堆肥试验,设置 3 个菌糠投入量[0(CK)、5%、10%],研究鸡粪-烟末堆肥条件下添加菌糠对堆肥腐熟度和污染气体排放的影响。结果表明,堆肥处理堆体温度均能在 55℃ 持续 8 d 以上,达无害化标准。与 CK 相比,添加 5%、10% 菌糠处理堆肥产品对作物生长无毒害作用,腐熟度得到有效改善,但均未达到腐熟标准;添加 5% 菌糠处理总有机碳(TOC)损失降低了 2.39 个百分点,总氮(TN)损失降低了 8.92 个百分点;添加 10% 菌糠处理 TOC 损失增加了 0.27 个百分点,但 TN 损失降低了 11.89 个百分点。综合考虑堆肥腐熟度、碳氮损失和环境效应,添加菌糠作为膨松剂能够提升堆肥腐熟度并减少污染气体排放,更有利于农业废弃物肥料化的可持续发展。

关键词:鸡粪-烟末;堆肥;腐熟度;排放特征

DOI:10.11869/j.issn.100-8551.2020.11.2578

堆肥化是集有机废弃物处理和有机肥生产于一体的生物化学过程,具有成本低、除臭灭菌效果好、水分含量低、体积小等优点,契合可持续农业的发展方向^[1]。不同地区在堆肥工艺、堆肥原料类型、水分调节材料混合比例选择等方面差异较大^[2]。北方平原地区由于农作物秸秆产量大、收集方便、成本较低,一般将其作为畜禽粪便堆肥的主要辅料。而南方丘陵山区由于地块零碎、作物秸秆收集成本较高,往往以量多且易收集的加工副产物(如烟末、菌渣等)为辅料用于畜禽粪便堆肥^[3-4]。据估算,西南地区特种经济作物加工产业链中每年会产生上百万吨烟末、菌渣等副产物^[5]。这些副产物粒径小且含水率高,会导致堆肥过程中堆体升温慢、水分去除难、腐熟周期延长等问题。这不仅会造成碳、氮等营养元素的流失,还会产生二次污染^[6],最终影响堆肥技术的推广与应用。

研究表明,堆肥过程中的营养损失主要通过 NH₃、N₂O 和 CH₄ 3 种气体排放的形式产生,其中约有 40%

~80% 的氮素通过 NH₃ 挥发的形式损失、约 0.2% ~ 9.9% 的氮素以 N₂O 排放的形式损失、约 0.1% ~ 6.0% 的氮素通过 CH₄ 排放的形式损失^[7-9]。因此,这类物料堆肥通常需要添加木屑、秸秆、菌糠、花生壳和谷壳等结构膨松、C/N 比适宜的物料来改善堆体孔隙度、调节水分,从而改变物料降解动力学并缩短堆肥周期^[10-12]。Iqbal 等^[11]研究表明,在生活垃圾堆肥过程中添加 40% 锯末作为膨松剂能使混合物料含水率降至 60%。杨帆^[10]在餐厨垃圾堆肥过程中增加 15% 木屑、秸秆、菌糠作为膨松剂,不仅提高了堆肥效率,降低了氮素损失,而且缩短了堆肥周期并提升了堆肥产品的腐熟度。但目前有关菌糠对鸡粪-烟末联合堆肥腐熟度、氨挥发以及温室气体(N₂O、CH₄)排放等方面综合影响的研究报道尚鲜见。因此,本研究以鸡粪-烟末联合堆肥为研究对象,探究添加不同质量比菌糠对堆肥腐熟度及典型污染气体(NH₃、N₂O 和 CH₄)排放的影响,以期为实际生产提供科学依据。

收稿日期:2019-09-24 接受日期:2020-01-03

基金项目:黔科合支撑(2018)2341号,黔科服企[2018]4008,国家重点研发计划项目(2016YFD0800601)

作者简介:张邦喜,男,副研究员,主要从事农业废弃物资源化利用方面研究。E-mail:zbx@cau.edu.cn

* 通讯作者:李国学,男,教授,主要从事固体废弃物资源化利用方面的研究。E-mail:ligx@cau.edu.cn

1 材料与amp;方法

1.1 试验材料

试验所用鸡粪和菌糠取自中国农业大学上庄实验站,菌糠为片状,粒径约 2 cm;烟末取自贵州省开阳县南江现代农业发展有限公司,呈粉末状,粒径约 1.5 mm。初始物料基本理化性质见表 1。

表 1 堆肥初始物料基本性状

Table 1 Key physiochemical characteristics of raw composting materials

| 项目 Item | 总碳 TOC/(g·kg ⁻¹) | 总氮 TN/(g·kg ⁻¹) | 含水率 Moisture content/% | pH 值 pH value | 电导率 EC/(mS·cm ⁻¹) | 碳氮比 C/N |
|--------------------------------|---------------------------------|--------------------------------|---------------------------|------------------|----------------------------------|------------|
| 鸡粪 Chicken manure | 378.9±2.0 | 25.2±0.0 | 77.3±1.1 | 7.9±0.1 | 7.0±0.1 | 15.1 |
| 烟末 Tobacco wastes | 389.3±1.1 | 30.3±0.2 | 7.9±0.4 | 6.0±0.1 | 9.0±0.0 | 13.0 |
| 菌糠 Spent mushroom substrate | 367.1±1.1 | 20.7±0.1 | 12.8±0.9 | 7.7±0.0 | 2.3±0.0 | 18.3 |

注:TOC:总有机;TN:总氮;EC:电导率。TOC 和 TN 均为干基含量。

Note: TOC: The total organic carbon. TN: Total nitrage. EC: Electrical conductivity. The total organic and total nitrogen were dry basis content.

1.2 试验设计

在不改变鸡粪-烟末湿重 7:3 配比的前提下,选择粒径相对较大的菌糠作为膨松剂来改善鸡粪烟末混料容积密度。通过添加蒸馏水将鸡粪、烟末和菌糠混合物的含水率调至 60%,装入 60 L(半径 0.36 m,高 0.6 m)密闭式发酵罐中^[13],压实。发酵罐内底采用多孔筛板支撑物料,双层隔热不锈钢制成,并连接温度反馈自动控制系统,底部连接空气泵,顶部设置安全瓶,末端采气口用于采集气体样品(图 1)。试验设计 3 个处理:1)不添加菌糠处理(CK);2)添加 5% 菌糠处理(5% SMS);3)添加 10% 处理菌糠(10% SMS),具体添加量如表 2 所示。堆置期间采取强制通风+人工翻堆方式进行供氧,通风方式为间歇通风,即通风 30 min/停止 30 min,通风速率为 0.4 L·kg⁻¹·min⁻¹,堆肥周期

为 35 d。分别在第 0、第 3、第 7、第 14、第 21、第 28、第 35 天进行翻堆、取样,每次随机选取 5 个点取样,取样量 200~300 g,均分为 2 份,一份于 4℃ 条件下储存待用;另一份自然风干、粉碎后过 0.5 mm 筛待用。

表 2 不同处理堆肥物料添加量

Table 2 Adding of different amount of composting materials

| 处理 Treatment | 鸡粪+烟末 Chicken manure + tobacco wastes | 菌糠 Spent mushroom substrate |
|-----------------|---|-----------------------------------|
| CK | 35.0 | 0.0 |
| 5% SMS | 33.2 | 1.8 |
| 10% SMS | 31.5 | 3.5 |

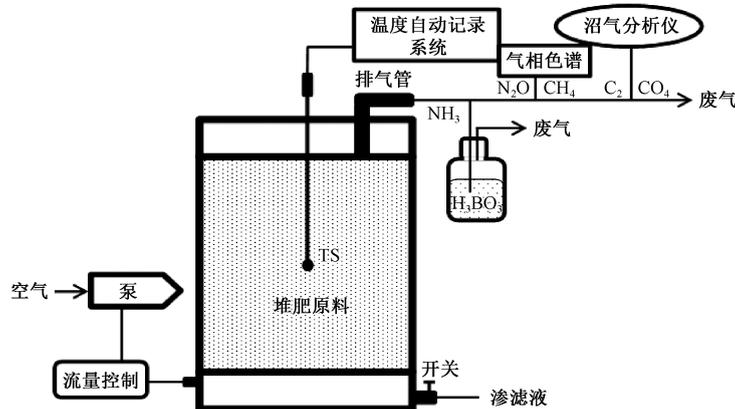


图 1 发酵装置

Fig.1 Schematic diagram of composting reactor

1.3 测定项目与方法

堆体温度通过连接电脑的温度传感器直接读取;堆肥鲜样测定 pH 值、电导率 (electrical conductivity, EC)、铵态氮 (ammonium, NH_4^+-N) 含量、小白菜种子发芽指数 (germination index, GI); 气体样品测定氨气 (ammonia, NH_3)、甲烷 (methane, CH_4)、氧化亚氮 (nitrous, N_2O)、氧气 (oxygen, O_2) 含量; 堆肥干样测定 TOC 和 TN 含量。所有指标参照文献 [10, 13-15] 进行测定, GI 计算公式:

$$\text{GI} = \frac{\text{堆肥产品浸提液的种子发芽率} \times \text{种子根长}}{\text{蒸馏水的种子发芽率} \times \text{种子根长}}$$

$\times 100\%$ 。

1.4 数据分析

采用 SPSS 16.0 对数据进行统计分析, 采用 Origin 8.5 制图。

2 结果与分析

2.1 堆肥过程中温度和氧浓度变化特征

由图 2 可知, 所有堆肥处理第 2 天堆肥温度迅速升高, 呈先升高后波动变化, 最终降低的趋势。其中 CK 的堆肥温度在第 5 天达到 50°C 以上, 第 9 天上升至最高温度 (64.9°C), 整个堆肥周期内高温期 (55°C 以上) 累积达 13 d; 添加菌糠处理堆体温度均在堆肥第 1 天上升至 50°C 以上, 在第 9 天上升至最高温度, 分别为 65.4°C 和 66.2°C (5% SMS 和 10% SMS), 高温期累积分别达 15 和 16 d, 至 35 d 堆肥结束时, 堆体温度趋近于环境温度, 所有处理的高温期天数均超过 GB 7959-2012^[16] 中规定的 8 d 以上, 处理之间差异不显著 ($P>0.05$)。添加菌糠能够提高堆肥温度、延长堆肥高温期, 这主要是因为添加菌糠改善了鸡粪-烟末混合物料的通风状况, 从而提高了物料降解速率, 加速了

微生物代谢水平, 导致产热量更多。结合整个堆肥周期内 O_2 浓度变化情况来, 堆肥前期 (0~4 d), 由于有机物分解消耗大量 O_2 , 添加菌糠处理的 O_2 浓度从 21% 迅速降低至 14%, 随着可降解有机物减少, 微生物对 O_2 的需求量逐渐降低, O_2 浓度又开始回升, 至堆肥 35 d, O_2 浓度上升至环境 O_2 浓度 (21%)。

2.2 堆肥腐熟度分析

由图 3 可知, 堆肥物料初始 pH 值在 7.1~7.4 之间, 而后随着堆肥物料中大部分有机氮耗尽, NH_3 持续挥发, 至堆肥结束 (35 d) 时, 堆肥产品 pH 值上升至 9.1~9.4。EC 则受添加膨松剂比例的影响有所不同, 初始物料 EC 在 $7.6\sim 8.0\text{ mS}\cdot\text{cm}^{-1}$ 之间, 至堆肥 35 d 时, EC 下降至 $7.0\sim 7.7\text{ mS}\cdot\text{cm}^{-1}$, 添加 10% 菌糠处理 EC 接近 CK, 而添加 5% 菌糠处理的 EC 略高于 CK, 但各处理之间差异均不显著 ($P>0.05$), 总体变化趋势基本一致。堆肥过程中 NH_4^+-N 含量变化趋势与 pH 值和 EC 不同, 堆肥前期, 添加菌糠处理的 NH_4^+-N 含量迅速升高, 在第 3 天达到峰值。5% SMS 和 10% SMS 的 NH_4^+-N 含量分别达 9.4 和 $8.1\text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$; 随着堆肥时间的延长, 各处理的 NH_4^+-N 含量均呈下降趋势, 其中至堆肥 35 d 时 5% SMS 和 10% SMS 的 NH_4^+-N 含量均降至 $2.1\text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$, 与初始物料相比, 分别降低了 69.85% 和 46.10%。可见, 在鸡粪-烟末细颗粒物料联合堆肥过程中添加菌糠作为膨松剂能够有效促进 NH_4^+-N 的转化。GI 方面, 在堆肥前期 (0~7 d), 各处理堆肥产品 GI 变化较小, 均处于较低水平, 可能因为堆肥前期有机酸和铵含量过高, 抑制了种子发芽; 至堆肥中期 (7~21 d), 随着物料中有害物质逐步降解, 所有堆肥处理的 GI 均呈上升趋势, 添加菌糠处理的 GI 均明显高于 CK; 堆肥后期 (21~35 d), 添加菌糠处理的 GI 均达到 40% 以上, 满足堆肥产品对作物生长无毒害作用的要求, 且 10% SMS 所需堆肥处理时间更短,

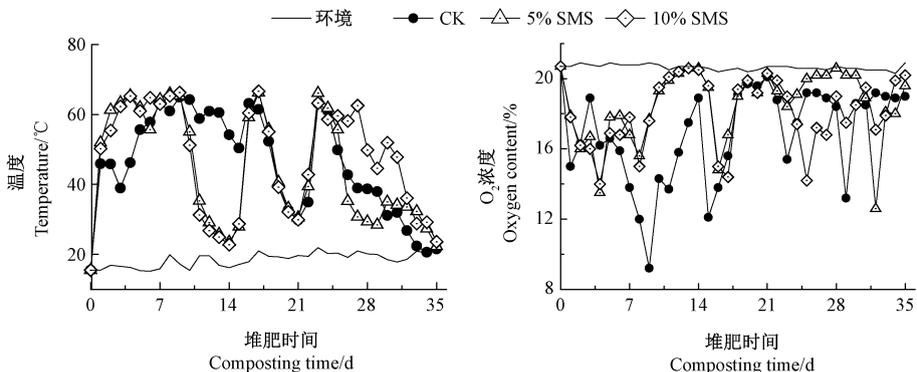


图 2 堆肥过程中温度和氧气浓度的变化

Fig. 2 Changes of temperature and oxygen concentration during composting

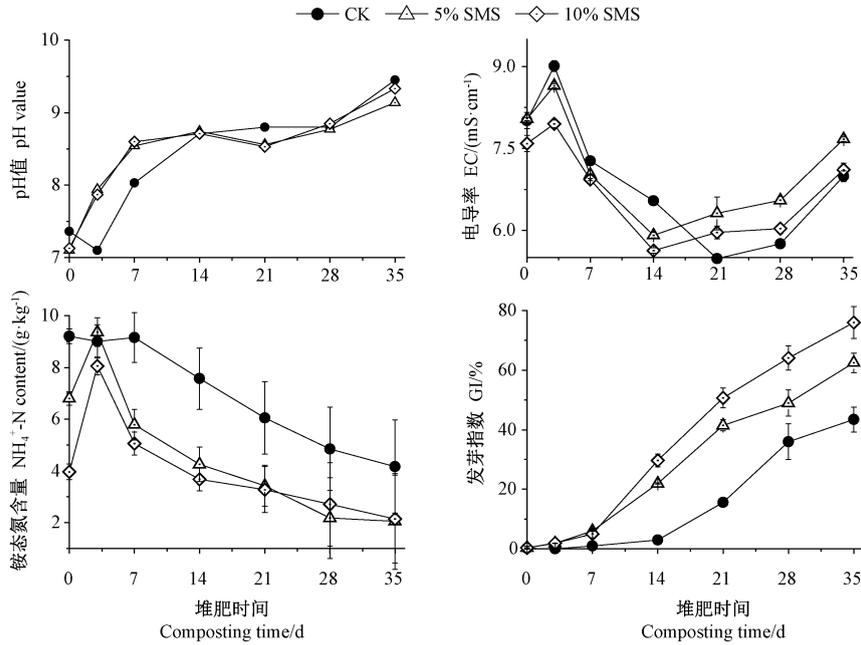


图3 堆肥化学性质和腐熟度指标变化

Fig.3 Change of chemical characteristics and germination index during composting

表明添加菌糠可以明显改善鸡粪-烟末堆肥的腐熟度,但所有处理 GI 值均低于 80%,主要是因为烟末粒径细小,易包裹鸡粪,形成局部厌氧环境,影响有机酸和铵的转化。

2.3 堆肥过程中污染气体排放特征

2.3.1 CH₄ 整个堆肥周期内 CH₄ 排放规律如图 4 所示,各处理 CH₄ 排放主要集中在堆肥 0~3 d 和 21~26 d,这主要是因为堆肥前期(0~3 d)各处理堆体温度迅速升高,有机物降解较快,耗氧量逐渐增大,导致堆体呈现厌氧环境,CH₄ 排放速率升高。第 3 天翻堆活动改善了堆体通风状况,O₂ 浓度逐渐回升,堆体 CH₄ 排放速率降低。第 4~第 20 天堆体 CH₄ 排放速率一直持续在较低水平,每次翻堆后有所增加。堆肥 21~26 d 时堆体 CH₄ 排放速率迅速升高,表明在好氧

堆肥过程中,CH₄ 排放高峰不仅出现在堆肥前期,当高温期较长时,堆肥后期也会出现 CH₄ 排放高峰。堆肥 27~35 d 时,随着可降解有机物减少,微生物对 O₂ 的需求量逐渐减少,堆体氧含量升高,CH₄ 排放量逐渐降低。堆肥 35 d 后,CK、5%SMS 和 10%SMS 3 个处理的 CH₄ 累积排放量分别为 38.19、34.36、43.85 mg·kg⁻¹。与 CK 相比,5% SMS 固碳减排效果最好,CH₄ 累积排放量降低了 10.03%,而 10% SMS 的 CH₄ 累积排放量略有升高。可见,菌糠作为鸡粪-烟末联合堆肥的膨松剂,在适宜的添加质量比条件下,能够降低堆肥过程中 CH₄ 累积排放量。

2.3.2 N₂O 堆肥过程中各处理 N₂O 排放情况如图 5 所示。所有堆肥处理 N₂O 排放主要集中在前 10 d,CK 的 N₂O 排放峰值出现在第 1 天(119.61 mg·kg⁻¹·d⁻¹),

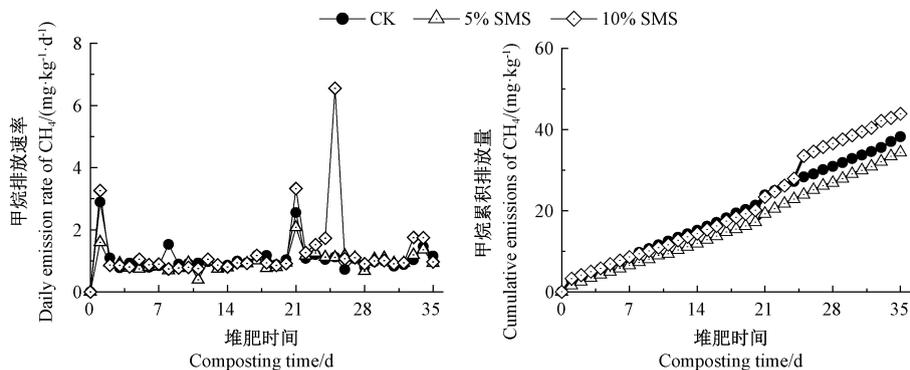
图4 添加不同比例菌糠处理堆肥 CH₄ 排放规律

Fig.4 Methane emissions during composting with different additions of SMS

5% SMS 和 10% SMS 的 N_2O 排放峰值均出现在第 4 天,峰值分别为 86.51 和 $91.09 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ 。高温期后,随着堆肥物料的降解, N_2O 又出现 1~2 次小的排放峰值。整个堆肥过程中添加菌糠处理的 N_2O 排放速率略有不同,但均与 CK 差异显著 ($P < 0.05$),而 5% SMS 与 10% SMS 差异不显著 ($P > 0.05$),这可能与添加膨松剂降低了堆肥物料中 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 、硝态氮 ($\text{NO}_3^- \text{-N}$) 浓度有关。

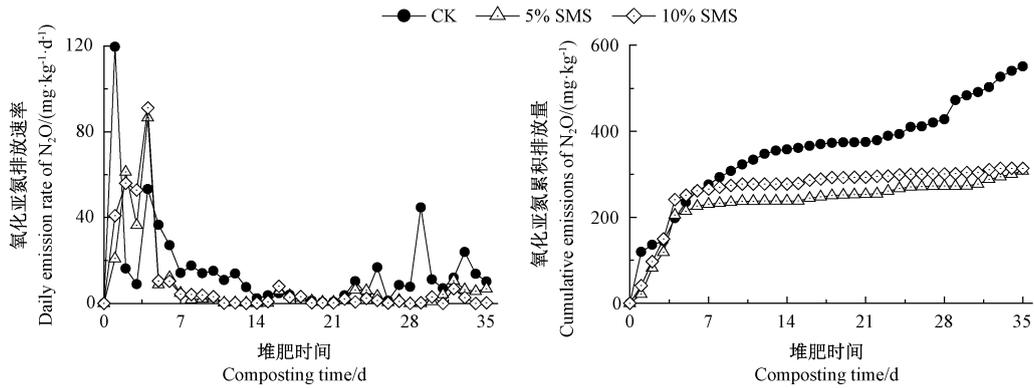


图 5 添加不同比例菌糠处理堆肥 N_2O 排放规律

Fig.5 Nitrous oxide emission during composting with different additions of SMS

2.3.3 NH_3 结合图 2、图 6 可知,堆肥前 2 d 堆体温度较低, NH_3 产生量小,随着堆体温度升高, NH_3 排放速率也随之增加,在整个堆肥过程中各处理 NH_3 排放速率与堆体温度呈显著正相关 ($P < 0.05, R^2 = 0.93$)。在整个堆肥过程中,CK 的 NH_3 排放速率最大峰值出现在第 30 天 ($0.67 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$);5% SMS 和 10% SMS 的 NH_3 排放速率最大峰值分别前移至第 9 和第 6 天,分别为 0.85 和 $0.48 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ 。可见,添加菌糠处理的 NH_3 挥发主要集中在堆肥高温期,CK 的 NH_3 排放

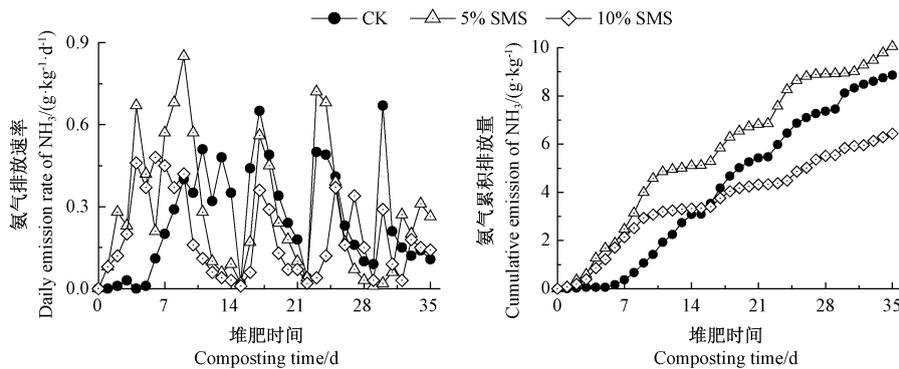


图 6 添加不同比例菌糠处理堆肥 NH_3 排放规律

Fig.6 Ammonia emissions during composting with different additions of SMS

2.4 堆肥过程中物料碳、氮损失分析

由表 3 可知,鸡粪-烟末联合堆肥过程中碳素损失主要以 $\text{CO}_2\text{-C}$ 的形式释放,占堆肥混料总有机碳的

18.63%~32.26%,仅有 0.01% 碳素以 $\text{CH}_4\text{-C}$ 形式损失。氮素损失水平为 32.62%~44.51%,其中以 $\text{NH}_3\text{-N}$ 形式损失占 18.61%~26.37%,以 $\text{N}_2\text{O-N}$ 形式损失

高峰期明显滞后于添加菌糠处理。堆肥 35 d 后,CK、5% SMS 和 10% SMS 的 NH_3 累积排放量分别为 8.86 、 10.05 和 $6.43 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$,CK 与 5% SMS 差异不显著 ($P > 0.05$),但均显著高于 10% SMS ($P < 0.05$)。与 CK 相比,5% SMS 在堆肥过程中的 NH_3 累积排放量增加了 13.48%,而 10% SMS 的 NH_3 累积排量降低了 27.41%。可见,菌糠作为鸡粪-烟末联合堆肥的膨松剂,适宜的添加量可有利于 NH_3 的减排。

18.63%~32.26%,仅有 0.01% 碳素以 $\text{CH}_4\text{-C}$ 形式损失。氮素损失水平为 32.62%~44.51%,其中以 $\text{NH}_3\text{-N}$ 形式损失占 18.61%~26.37%,以 $\text{N}_2\text{O-N}$ 形式损失

占 0.66%~1.09%。另外,添加菌糠的处理可有效减少 N_2O-N 损失,10% SMS 处理还可有效减少 NH_3-N 损失,整体而言,添加菌糠处理的 TN 损失量相较 CK 减少了 8.92~11.89 个百分点,这可能是由于添加菌糠改善了堆体透气性,有利于提升微生物活性,发生氨化、硝化/反硝化反应。可见添加菌糠作为膨松剂能够缓解堆肥氮素流失问题,且 5% SMS 的综合效果优于 10% SMS。

表 3 堆肥温室气体排放效应分析

Table 3 Analysis of total greenhouse gas emissions during composting / %

| 处理 Treatments | 碳素平衡 Carbon balance | | | 氮素平衡 Nitrogen balance | | |
|------------------|------------------------|--------------------|--------------------|--------------------------|--------------------|------------------|
| | CH ₄ -C | CO ₂ -C | TOC 损失 TOC loss | N ₂ O-N | NH ₃ -N | TN 损失 TN loss |
| CK | 0.01 | 32.26 | 38.27 | 1.09 | 21.06 | 44.51 |
| 5% SMS | 0.01 | 18.63 | 35.88 | 0.66 | 26.37 | 35.59 |
| 10% SMS | 0.01 | 22.89 | 38.54 | 0.77 | 18.61 | 32.62 |

3 讨论

本试验以粒径细小的鸡粪和烟末为发酵原料,添加粒径较大的菌糠作为膨松剂,经过 35 d 好氧堆肥,所有处理堆体高温期(55℃以上)均持续 10 d 以上,且堆肥产品满足无害化标准要求。反应结束时,所有处理堆肥体系内 O₂ 浓度也趋近环境氧浓度(21%),这与 Guo 等^[17]研究结果一致。在堆肥初始阶段(0~4 d),堆体 O₂ 浓度为 21%~12%,表明堆体迅速进入反应剧烈期,微生物好氧代谢活性较高。这与 Magalhaes 等^[18]关于堆体逸出 O₂ 浓度为 10%~18%时,物料中微生物活性最佳,有机物迅速降解,耗氧量逐渐增大的研究结论一致。Guo 等^[17]和 Jiang 等^[14]也得到了相同的研究结果。

堆肥产品的 pH 值、EC、NH₄⁺-N 含量和 GI 是评价堆肥进程和堆肥腐熟度的重要指标^[19]。堆肥物料初始 pH 值在 7.1~7.4 之间,至堆肥 35 d 结束时,堆肥产品 pH 值上升至 9.1~9.4,高于 NY 525-2012^[20]标准对堆肥产品酸碱度的规定(pH 值 5.5~8.5),也高于 Masó 等^[21]研究中提出的堆肥产品 pH 值的理想范围(pH 值 7.0~8.5),其原因可能是堆肥过程中碳源不足,且物料空隙较小,从而使产生的 NH₃ 大量吸附在堆体内部,导致堆肥产品 pH 值升高。EC 是评价堆肥产品对植物生长产生抑制作用或生物毒性的重要指

标之一^[19]。研究表明,当堆肥产品 EC 高于 4 mS·cm⁻¹时会对植物生长产生抑制作用^[22]。本研究中,各处理在堆肥结束时 EC 均高于 4 mS·cm⁻¹,其原因主要是堆肥原料鸡粪(7.0 mS·cm⁻¹)和烟末(9.0 mS·cm⁻¹)的 EC 均较高,且粒径细小,造成堆体结构比较致密,导致堆肥产品 EC 偏高。添加菌糠有利于缓解鸡粪、烟末等堆肥原料 EC 较高的问题。此外,堆肥前期,添加菌糠处理的 NH₄⁺-N 含量迅速升高至第 3 天达到峰值,这可能是堆体内高温或高浓度 NH₄⁺-N 抑制硝化微生物活性造成的,因而硝化作用减弱而反硝化作用增强会造成 NO_x⁻-N 消耗^[23-24]。堆肥 35 d 后,各处理 NH₄⁺-N 含量均呈下降趋势,与初始物料相比,添加菌糠的堆肥产品, NH₄⁺-N 含量分别降低了 69.9% 和 46.1% (5% SMS 和 10% SMS),这与 Sánchez-Monedero 等^[25]的研究结果一致。在整个堆肥过程中,各处理的 GI 均呈上升趋势,添加菌糠处理的 GI 均明显高于 CK,说明添加菌糠可以明显改善鸡粪-烟末堆肥的腐熟度,但均未到达 GI>80% 的腐熟要求。已有研究结果表明,低 C/N 堆肥产品浸提液中高浓度的 NH₄⁺、有机酸和盐基离子等抑制了种子发芽^[26-27]。综上,添加菌糠能够改善堆体孔隙度,给微生物提供适宜的环境,从而提高堆肥腐熟度,缓解鸡粪-烟末等原料 NH₄⁺、EC 含量高对种子发芽的抑制作用^[28],但受堆肥原料鸡粪、烟末高 NH₄⁺、高 EC 的影响,堆肥产品均未达到腐熟标准,故采用鸡粪-烟末联合堆肥时,需要进一步调节鸡粪、烟末的用量,从而提高堆肥腐熟度。

整个堆肥周期内,CH₄ 排放主要集中在堆肥前期和后期,这与 Jiang 等^[29]研究结果一致。但在堆肥中期(4~20 d),堆体 CH₄ 排放速率一直维持在较低水平,每次翻堆后有所增加,这主要是因为低 C/N 物料堆肥过程中会产生大量铵态氮(NH₄⁺-N),但温度过高抑制了产甲烷菌的活性^[14],翻堆可降低堆体温度,产甲烷菌活性增强而造成一定量 CH₄ 排放;当堆肥进行到第 21~第 26 天时,堆体 CH₄ 排放速率迅速升高。江滔^[30]的研究进一步表明,通风间歇期,堆体内产 CH₄ 过程被堆体表层甲烷氧化菌发生氧化作用而阻断,导致 CH₄ 排放量逐渐降低直至为零,而当翻堆等通风充足时,可恢复 CH₄ 排放量。堆肥过程中 N₂O 主要通过硝化和反硝化两种途径产生^[31]。本研究中,所有堆肥处理的 N₂O 排放主要集中在前 10 d,这种排放模式同前人研究结果相似^[32-33]。高温期后,随着堆肥物料的降解,N₂O 又出现 1~2 次小的排放峰值,这种现象与 El Kader 等^[33]的研究结果相似,主要是因为翻

堆活动改善了堆体局部氧气含量,堆体内 $\text{NO}_2^-/\text{NO}_3^-$ 可通过不完全的反硝化反应生产 N_2O 。 NH_3 的排放规律与 CH_4 、 N_2O 有所不同,在整个堆肥过程中各处理的 NH_3 排放速率与堆体温度呈显著正相关 ($P < 0.05$, $R^2 = 0.092$),这与 Pagans 等^[34]的研究结果一致。添加菌糠处理的 NH_3 挥发主要集中在堆肥高温期,CK 的 NH_3 排放高峰期明显滞后于添加菌糠处理,这与杨帆^[10]的研究结果相似。El Kader 等^[33]和 Pagans 等^[34]研究也证实,添加剂会对堆肥物料 NH_4^+ 的吸收率产生影响,进而影响堆肥过程中 NH_3 的排放量。因此,添加菌糠作为鸡粪-烟末联合堆肥的膨松剂,能够改善混料 pH 值及吸附氮的能力,从而降低堆肥过程中 NH_3 的排放。

Zhou 等^[35]研究表明,整个堆肥过程中,大部分碳素以 CO_2 、 CH_4 等气体形式释放,有机碳损失率达 31%~68%。本研究中,经过 35 d 的好氧堆肥,鸡粪-烟末联合堆肥过程中以 CO_2 -C 形式损失占堆肥混料总有机碳的 18.63%~32.26%,这一损失水平远低于 Wolter 等^[36]和 Jiang 等^[14]的研究结果,可能是受堆肥物料影响,鸡粪、烟末本身 C/N 较低所致。堆肥过程中氮素主要以 NH_3 、 N_2O 、 N_2 等形式损失^[37]。前人研究表明,堆肥物料中氮素主要通过有机氮矿化、硝化/反硝化作用,以 NH_3 挥发的形式排放到大气中,损失率达 13%~78%^[7,38]。本研究中,氮素损失水平为 32.62%~44.51%,低于 Nakhshinieva 等^[7]和黄向东等^[38]的研究结果,可能是因为添加菌糠改善了堆体透气性,有利于提升微生物活性,发生氨化、硝化/反硝化反应。此外,整个堆肥过程以 N_2O -N 形式损失的氮素占堆肥总氮损失的 0.66%~1.09%,这与 Wolter 等^[36]的研究结果相似(0.1%~1.9%)。因此,添加菌糠的堆肥过程,可有效减少碳、氮素损失,提升堆肥产品质量,同时对降低农业源污染气体排放具有具有要的意义。

4 结论

经过 35 d 的好氧堆肥,相比于 CK,添加 5% 菌糠处理固碳(TOC)、保氮(TN)效果明显,而添加 10% 菌糠处理虽然 TOC 损失微弱增加,但 TN 损失量降幅大大提高,因而可以确定在 5%~10% 之间,存在最大程度保留 TOC 和 TN 的菌糠添加比例。除 CK 堆肥产品 $\text{GI} < 50\%$ 外,其余处理堆肥产品 GI 达 50%~70%,满足堆肥产品对作物生长无毒害的要求。综合堆肥腐熟度、碳氮损失及污染气体减控效果来看,添加适宜的菌

糠有利于改善鸡粪-烟末联合堆肥腐熟度并减少碳氮流失。

参考文献:

- [1] Bustamante M A, Paredes C, Marhuenda-Egea F C, Pérez-Espinoza A, Bernal M P, Moral R. Co-composting of distillery wastes with animal manures: Carbon and nitrogen transformations in the evaluation of compost stability[J]. *Chemosphere*, 2008, 72(4): 551-557
- [2] 徐同宝, 李吕木, 甌长丰, 孙林, 付弘赞, 张晓. 不同微生物对猪粪堆肥过程及其养分状况的影响[J]. *农业工程学报*, 2008, 24(11): 217-221
- [3] 李少明, 汤利, 范茂攀, 肖靖秀, 王自林, 芮晓林. 不同微生物腐熟剂对烟末高温堆肥腐熟进程的影响[J]. *农业环境科学学报*, 2008, 27(2): 783-786
- [4] 徐智, 范茂攀, 王宇蕴, 汤利, 李季. 废烟末袋式堆肥基础工业参数研究[J]. *云南农业大学学报*, 2013, 28(4): 607-611
- [5] Yin R X, Qin S, Wang W H, Liu L L, Fan C W, Zhou R R, Zheng Y L. Evaluation on resource utilization potential of typical agricultural waste in southwest China [J]. *Meteorological and Environmental Research*, 2018, 9(6): 73-78
- [6] Mao H, Lv Z Y, Sun H D, Li R H, Zhai B N, Wang Z H, Awasthi M K, Wang Q, Zhou L N. Improvement of biochar and bacterial powder addition on gaseous emission and bacterial community in pig manure compost[J]. *Bioresource Technology*, 2018, 258: 195-202
- [7] Nakhshinieva B, Perera C, Biddinika M K, Gonzales H B, Sumida H, Yoshikawa K. Reducing ammonia volatilization during composting of organic waste through addition of hydrothermally treated lignocellulose[J]. *International Biodeterioration and Biodegradation*, 2014, 96: 58-62
- [8] Szanto G L, Hamelers H V M, Rulkens W H, Veeken A H M. 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] 王权. 添加剂对猪粪好氧堆肥过程的影响及其机制研究[D]. 杨凌: 西北农林科技大学, 2018
- [10] 杨帆. 生活垃圾堆肥过程污染气体减排与管理的生命周期评价研究[D]. 北京: 中国农业大学, 2014
- [11] Iqbal M K, Shafiq T, Ahmed K. Characterization of bulking agents and its effects on physical properties of compost [J]. *Bioresource Technology*, 2010, 101(6): 1913-1919
- [12] Shen Y J, Ren L M, Li G X, Chen T G, Guo R. Influence of aeration on CH_4 , N_2O and NH_3 emissions during aerobic composting of a chicken manure and high C/N waste mixture [J]. *Waste Management*, 2011, 31(1): 33-38
- [13] 吴娟. 过磷酸钙对猪粪堆肥碳、氮转化及减缓有机质降解技术机制研究[D]. 北京: 中国农业大学, 2017
- [14] Jiang T, Ma X G, Tang Q, Yang J, Li G X, Schuchardt F. 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

- [15] Luo Y M, Li G X, Luo W H, Schuchardt F, Jiang T, Xu D G. Effect of phosphogypsum and dicyandiamide as additives on NH_3 , N_2O and CH_4 emissions during composting [J]. *Journal of Environmental Science*, 2013, 25(7): 1338-1345
- [16] 中国疾病预防控制中心环境与健康相关产品安全所. GB 7959-2012 粪便无害化卫生要求[S]. 北京: 中国标准出版社, 2013
- [17] Guo R, Li G X, Jiang T, Schuchardt F, Chen T B, Zhao Y Q, Shen Y J. Effect of aeration rate, C/N ratio and moisture content on the stability and maturity of compost [J]. *Bioresource Technology*, 2012, 112: 171-178
- [18] Magalhaes A M T, Shea P J, Jawson M D, Wicklund E A, Nelson D W. Practical simulation of composting in the laboratory [J]. *Waste Management and Resource*, 1993, 11(2): 143-154
- [19] 李春萍, 李国学, 李玉春, 李彦富, 潘玲阳. 北京南宫静态堆肥隧道仓不同区间的垃圾堆肥腐熟度模糊评价 [J]. *农业工程学报*, 2007, 23(2): 201-106
- [20] 全国农业技术推广服务中心, 南京农业大学, 安徽省土壤肥料总站, 吉林省土壤肥料总站. NY 525-2012 有机肥料[S]. 北京: 中国农业出版社, 2012
- [21] Masó M A, Blasi A B. Evaluation of composting as a strategy for managing organic wastes from a municipal market in Nicaragua [J]. *Bioresource Technology*, 2008, 99(11): 5120-5124
- [22] 李赞, 袁京, 李国学, 张地方, 王国英, 张邦喜, 宫小燕. 辅料添加对厨余垃圾快速堆肥腐熟度和臭气排放的影响 [J]. *中国环境科学*, 2017, 37(3): 1031-1039
- [23] Huang G F, Wong J W C, Wu Q T, Nagar B B. Effect of C/N on composting of pig manure with sawdust [J]. *Waste Management*, 2004, 24(8): 805-813
- [24] Andersen J K, Boldrin A, Christensen T H, Scheutz C. Mass balances and life cycle inventory of home composting of organic waste [J]. *Waste Management*, 2011, 31(9/10): 1934-1942
- [25] Sánchez-Monedero M A, Serramiá N, Fernández-Hernández A, Roig A. Greenhouse gas emissions during composting of two-phase olive mill wastes with different agro-industrial by-products [J]. *Chemosphere*, 2010, 81(1): 18-25
- [26] Kapanen A, Itävaara M. Ecotoxicity tests for compost application [J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2001, 49(1): 1-16
- [27] 罗渊, 袁京, 李国学, 李怨艳, 江滔, 谭钧, 邢文军. 种子发芽试验在低碳氮比堆肥腐熟度评价方面的适用性 [J]. *农业环境科学学报*, 2016, 35(1): 179-185
- [28] 杨帆, 欧阳喜辉, 李国学, 罗文海, 杨青原. 膨松剂对厨余垃圾堆肥 CH_4 、 N_2O 和 NH_3 排放的影响 [J]. *农业工程学报*, 2013, 29(18): 226-233
- [29] Jiang T, Schuchardt F, Li G X, Guo R, Luo Y M. Gaseous emission during the composting of pig feces from Chinese Ganqinfen system [J]. *Chemosphere*, 2013, 90(4): 1545-1551
- [30] 江滔. 堆肥化过程中温室气体产生机理及减排技术研究 [D]. 北京: 中国农业大学, 2009
- [31] Philippe F X, Laitat M, Nicks B, Cabaraux J F. Ammonia and greenhouse gas emissions during the fattening of pigs kept on two types of straw floor [J]. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 2012, 150: 45-53
- [32] Yamulki S. Effect of straw addition on nitrous oxide and methane emissions from stored farmyard manures [J]. *Agriculture Ecosystems and Environment*, 2006, 112(2/3): 140-145
- [33] El Kader N A, Robin P, Paillat J M, Leterme P. Turning, compacting and the addition of water as factors affecting gaseous emissions in farm manure composting [J]. *Bioresource Technology*, 2007, 98(14): 2619-2628
- [34] Pagans E, Barrena R, Font X, Sánchez A. Ammonia emissions from the composting of different organic wastes, dependency on process temperature [J]. *Chemosphere*, 2006, 62(9): 1534-1542
- [35] Zhou Y, Selvam A, Wong J W C. Evaluation of humic substances during co-composting of food waste, sawdust and Chinese medicinal herbal residues [J]. *Bioresource Technology*, 2014, 168: 229-234
- [36] Wolter M, Prayitno S, Schuchardt F. Greenhouse gas emission during storage of pig manure on a pilot scale [J]. *Bioresource Technology*, 2004, 95(3): 235-244
- [37] Liu Z A, Yang J P, Yang Z C, Zou J L. Effects of rainfall and fertilizer types on nitrogen and phosphorus concentrations in surface runoff from subtropical tea fields in Zhejiang, China [J]. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 2012, 93(3): 297-307
- [38] 黄向东, 薛冬. 添加竹炭对猪粪堆肥过程中升温脱水及氮素损失的影响 [J]. *应用生态学报*, 2014, 25(4): 1057-1062

Effects of Spent Mushroom Substrate on the Maturity and Gaseous Emissions in Co-Composting of Chicken Manure and Tobacco Wastes

ZHANG Bangxi^{1,2} LUO Wenhai² YANG Rende¹ LIU Lingling¹
WEI Quanquan¹ LI Guoxue^{2,*}

(¹ Institute of Agricultural Resources and Environment, Guizhou Academy of Agricultural Sciences, Guiyang, Guizhou 550006; ² College of Resources and Environmental Sciences, China Agricultural University, Beijing 100193)

Abstract: This study investigated the performance of spent mushroom substrate (SMS) as a bulking agent to alleviate gaseous emissions and optimize product maturity in co-composting of chicken manure and tobacco wastes. SMS were mixed completely into composting piles for 35 days at three addition ratios (i.e. 0%, 5%, and 10% of total wet weight of raw composting materials). Results showed that the composting temperature for all treatments could maintain at above 55°C for more than 8 days, which conforms to the Chinese Hygienic Standards for Non-hazardous Disposal of Night Soil. Although adding 5% or 10% SMS to composting piles could effectively improve the compost maturity and exert no toxic effects on crop growth, all treatments failed to meet the maturity standard. Moreover, compared with the control treatment, treatments with 5% SMS addition reduced the TOC and TN losses by 2.39 and 8.9 percent, respectively. By contrast, TOC loss was enhanced by 0.27 percent while TN loss was reduced by 11.89 percent when the SMS addition was increased by 10%. Results obtained from this study suggested that SMS as a bulking agent at a suitable addition proportion could efficiently improve composting performance in terms of gaseous emissions and maturity in chicken manure and tobacco wastes co-composting. It provides important reference value for the utilization of agricultural organic wastes in composting and the reduction of agricultural pollution gas emission.

Keywords: chicken manure and tobacco wastes, composting, maturity, emission characteristics