

腐熟堆肥筛上粗颗粒对堆肥化过程中温室气体排放的影响

江滔^{1,2}, 李国学^{2*}, 唐琼¹, 马旭光¹, 王钢¹

(1. 乐山师范学院化学学院, 四川 乐山 614004; 2. 中国农业大学资源与环境学院, 北京 100193)

摘要:以猪粪和玉米秸秆按湿重 7:1 混合为原料, 研究腐熟堆肥粗颗粒在堆肥化过程中减排温室气体作用。试验在 1.2 m³ 发酵仓中进行, 采用自然通风, 每周翻堆一次, 设混匀、覆盖、覆混、对照 4 种处理。试验结果表明: 混匀处理能提高堆体的通气性能, 提高堆肥产品的腐熟度, 同时降低 CH₄ 排放 41.8%, 但不能显著降低 NH₃ 排放。覆盖处理能降低 NH₃ 排放 49.1%; 腐熟堆肥覆盖层具有 CH₄ 氧化能力, 降低 CH₄ 排放 67.4%。覆混处理既能在堆肥翻堆前降低氨气排放 (22.7%), 又能在堆肥翻堆后减低甲烷排放 (46.6%)。同对照相比, 混匀和覆混处理分别减少 N₂O 排放 35.7% 和 74.1%。腐熟堆肥粗颗粒中含有大量亚硝酸盐氧化菌, 混入堆肥后可促使亚硝酸盐向硝酸盐的转化, 减少通过反硝化途径产生 N₂O, 但是在堆肥初期将促进硝化途径产生 N₂O。堆肥结束后, 覆盖、混匀、覆混处理的总温室气体排放分别下降 35.2%、50.4% 和 58.1%。覆混处理因其操作便捷性、良好的减排效果, 可以在实际生产中推广应用。

关键词: 温室气体; 氨气; 粗颗粒; 腐熟堆肥; 堆肥

中图分类号: X71 文献标志码: A 文章编号: 1672-2043(2015)07-1363-08 doi:10.11654/jaes.2015.07.019

Effect of Adding Coarse Materials from Matured Compost on Greenhouse Gas Emissions from Organic Wastes During Composting

JIANG Tao^{1,2}, LI Guo-xue^{2*}, TANG Qiong¹, MA Xu-guang¹, WANG Gang¹

(1. College of Chemistry, Leshan Normal University, Leshan 614004, China; 2. College of Resources and Environment Sciences, China Agricultural University, Beijing 100094, China)

Abstract: Greenhouse gas emissions often occur during organic waste composting. However, covering the wastes with matured composts may reduce greenhouse gas emissions. In the present study, a mixed material of pig feces and corn stalks (7:1 by wet weight) were composted in 1.2 m³ rotting boxes for 70 d (turned weekly) to examine the reduction of greenhouse gas emissions by adding coarse materials from matured compost (CMMC). The composted coarse materials were applied in 3 different ways: surface covering, mixture with composting materials, and surface covering plus mixture with composting materials at the first turning, with no CMMC addition as a control (CK). Results showed that surface covering with CMMC reduced NH₃ emissions by 49.1%, compared with CK. The total NH₃ losses were 6.1% and 22.7% lower in the mixture and covering-mixture treatments than that of CK, respectively. In the mixture and covering-mixture treatments, nitrite-oxidizing bacteria in CMMC oxidized NO₂⁻-N to NO₃⁻-N, reducing denitrification and in turn N₂O production significantly. At the end of the experiment, the total N₂O losses were 35.7% and 74.1% lower in the covering-mixture and mixture treatments than in CK treatment, respectively. The covering treatment decreased CH₄ emissions by 67.4, due to the oxidation in the surface layer. The CH₄ emissions also reduced by 41.8% in the mixture treatment, maybe own to reduced anaerobic zones. Together, CMMC surface covering, mixture and covering-mixture

收稿日期: 2015-03-06

基金项目: 国家自然科学基金(41201282); 十二五科技支撑项目(2012BAD14B01/18); 乐山师范学院基金(Z1159)

作者简介: 江滔(1981—), 男, 四川广汉人, 博士, 副教授, 研究方向为固体废弃物资源化。E-mail: composting@163.com

* 通信作者: 李国学 E-mail: ligx@cau.edu.cn

treatments reduced total GHG emissions by 35.2%, 50.4% and 58.1% over the control, respectively. These findings indicate that covering-mixture with coarse material from matured compost could be applied to reduce the secondary pollution from organic waste composting.

Keywords: greenhouse gas; ammonia; composted coarse material; matured compost; composting

堆肥技术由于其相对简单的工艺和较低的成本被广泛应用于处理农业有机废弃物和市政有机垃圾。堆肥化处理后,有机废弃物被转化为稳定的、富含腐殖质的有机肥,实现了有机废弃物的循环利用^[1]。但是堆肥化过程中排放的氨气(NH_3)、氧化亚氮(N_2O)、甲烷(CH_4)等气体,不但造成氮等营养物质的流失,还产生二次污染,影响堆肥技术更广泛的应用。研究表明堆肥化过程中 9.6%~46%的初始总氮以 NH_3 形式挥发,占堆肥过程中总氮损失的 79%~94%^[2-4]。由于硝化和反硝化作用,堆肥初始总氮的 0.1%~9.9%将以 N_2O 损失^[2,4-5]。 CH_4 的产生在堆肥化过程中不可避免,在良好的生产工艺条件下, CH_4 损失占堆肥总有机碳的 0.01%~0.02%^[6],而当厌氧严重时 CH_4 的排放可达总有机碳的 12.4%^[5]。 CH_4 和 N_2O 均是重要的温室气体(GHG),其 100 年的增温潜势分别是等摩尔量二氧化碳的 25 倍和 298 倍^[7]。此外, N_2O 还是重要的臭氧层破坏气体^[8]。 NH_3 也可在大气中部分转化为 N_2O ,造成间接温室效应,转化后 NH_3 的 100 年增温潜势分别是等摩尔量二氧化碳的 3.86 倍^[9]。目前针对堆肥化过程中 NH_3 和 GHG 减排的研究很多,例如物理吸附、化学沉淀、添加微生物等^[9-10],但普遍存在成本高、生产操作繁琐等缺点,因此在我国并没有被大量推广。

腐熟堆肥在国内外被广泛地作为生物滤池填料和填埋场覆盖材料使用^[11-12]。Barlaz 等利用庭院垃圾堆肥作为填埋场覆盖层材料时发现,该覆盖层的 CH_4 氧化率约为 55%,高于土壤覆盖层的 21%^[13]。有研究表明,向堆肥中添加亚硝酸盐硝化菌后堆肥的 N_2O 排放率显著降低,堆肥中的硝酸盐含量迅速增加^[14]。堆肥腐熟后将进行筛分,筛下细颗粒作为商品有机肥进入市场销售,而筛上物往往被作为废弃物进行填埋或者焚烧。腐熟堆肥的筛上粗颗粒质地松软、结构疏松、有较强的吸附能力,在含水量变化较大时仍能保持一定的孔隙度,利于覆盖层的气体扩散,同时含有大量微生物如甲烷氧化菌、硝化细菌等。因此,利用腐熟堆肥筛上粗颗粒减少堆肥化过程 NH_3 和 GHG 排放不但理论可行,而且成本低,充分实现了废弃物的再利用,具有重要意义。本文以猪粪和玉米秸秆为原料,研究条垛式堆肥过程中添加腐熟堆肥筛上粗颗粒(以下简称粗颗粒)对 GHG 排放及腐熟度的影响,为减轻堆

肥化过程中的二次污染提供理论支持。

1 材料与方法

1.1 材料与设备

试验所用猪粪取自北京市海淀区苏家坨养猪场,该养猪场采用干清粪模式。玉米秸秆取自中国农业大学上庄试验站,玉米秸秆自然风干后被粉碎为 3 cm 左右的小段,其基本性状见表 1。腐熟堆肥粗颗粒的生产工艺与本研究相同,翻堆频率为每周 1 次,发酵 70 d。本次选用的粗颗粒粒径>1 cm,亚硝酸盐氧化菌的含量为 1×10^6 MPN·g⁻¹ 湿物质,其他性质见表 1。

表 1 初始物料性质
Table 1 Characters of raw materials for composting

项目	TOC	TKN	$\text{NH}_4\text{-N}$	含水率/%	C/N
	/g·kg ⁻¹ dm				
猪粪	359.1	26.5	9.1	71.3	13.6
玉米秸秆	408.8	9.3	ND	9.3	44.0
混合物	374.6	21.2	6.3	63.6	17.7
粗颗粒	285.3	18.2	0.6	41.1	15.7

注:TKN 为总凯氏氮;TOC 为总有机碳;dm 为干物质;ND:Not detected。

堆肥在模拟发酵池中进行,其尺寸为 1.04 m×0.8 m×1.4 m(长×宽×高),体积为 1.2 m³。发酵池整体为砖混结构,顶部为开放式。底部有带有通风小孔的强化塑胶板用于自然通风,小孔直径 3 mm,其底部的孔面积为总面积的 5%。发酵仓前部由 7 块可装卸木板组成,便于进出料和翻堆^[10]。发酵池用于模拟条垛式堆肥氧气最为缺乏的中央部分。

1.2 试验设计与堆肥方法

试验共设计对照、混匀、覆盖以及先覆盖后混匀(简称覆混,下同)等 4 个处理,每个处理 3 个重复,如表 2 所示。对照处理:直接使用堆肥原料堆肥。覆盖处理:在堆肥表层添加一层粗颗粒,每次翻堆时表层粗颗粒单独翻堆,翻堆后粗颗粒继续覆盖在堆肥表面。混匀处理:试验开始时将粗颗粒与堆肥原料即混合。覆混处理:在堆肥开始时添加一层粗颗粒(同覆盖处理),但是在第一次翻堆时,将粗颗粒与堆肥物料混合均匀,覆混处理实际为覆盖处理和混匀处理的结合。研究表明,垃圾填埋场的 CH_4 氧化主要发生在覆盖材

表 2 试验设计及处理方式

Table 2 Experimental design

处理	试验开始	第一次翻堆后
对照	▣	▣
混匀	▤	▤
覆盖	▥	▥
覆混	▥	▤

图例说明:▣ 堆肥原料;▤ 腐熟堆肥粗颗粒;▥ 腐熟堆肥粗颗粒与堆肥原料混合。

料表层的 0~30 cm 的范围内^[15-16]。因此,各处理添加的粗颗粒厚度为 30 cm,其重量约为初始堆肥物料总重的 15%。

堆肥采用自然通风方式,分别在第 9、15、22、29、36、43、51、58 d 翻堆,每次翻堆时取样 200 g 左右用于测量,堆肥周期为 70 d。

1.3 测定和分析方法

在堆肥的前 10 d, GHG、NH₃ 排放率, 氧气(O₂)浓度每天测定 1 次, 随后每周测定 2~3 次, 并确保在翻堆前后均有测定。GHG 和 NH₃ 的排放率测定采用静态箱法^[17]。试验时, 用透明塑料箱(30 cm×20 cm×15 cm, 长×宽×高)盖于堆肥表面, 四周覆盖严实, 分别在第 0、5、10、20、30 min 取样测定。气体浓度和时间之间服从二次多项式 $C=a+bx+cx^2$ (C : 温室气体浓度; x : 时间)。每日测定分别在早晨(7:00—8:00)和傍晚(15:00—16:00)进行, 二者取均值为该日的平均排放率。总排放量为每日排放量相加, 未测定天的值为相邻两天的均值。CH₄ 和 N₂O 浓度用安装有火焰电离检测器(Flame ionization detector, FID)和电子捕获检测器(Electron capture detector, ECD)的气相色谱(北分, 3420A)测定。NH₃ 浓度含量采用硼酸吸收法测定^[10]。

O₂ 含量由氧气测定仪(Umwelt Electronic CM-37, 德国)直接测定, 测定点位于堆体中心。温度由 Testo 温度自动记录仪在每天的 23:00 测定。总有机碳(TOC)和总氮(TN)由元素分析仪测定。氨氮(NH₄⁺-N)、硝态氮(NO₃⁻-N)、pH 值、发芽率指数(GI)的测定参见文献[18]。亚硝酸盐氧化菌的测定方法参见文献[14]。数据采用单因素方差分析(ANOVA)进行 LSD-t 检验, 分析软件为 SPSS 17。

2 试验结果与讨论

2.1 温度和氧气含量变化

如图 1 所示, 试验开始后由于堆肥物料的迅速分解产生大量热量导致所有处理的温度均迅速上升。各处理在 60 ℃以上高温期均大于 20 d, 确保堆肥取得良好的无害化效果。第 28 d 以后, 随着有机碳源的逐渐耗尽, 温度开始下降。第 50 d 后, 所有处理的温度均下降到室温, 堆肥反应基本停滞。对照处理在第 5 周后温度又重新上升, 其主要原因是, 在本次翻堆后向堆体添加了适量的水分, 堆体内的微生物在水分合适的条件下继续分解未被完全降解的原料。

同堆肥温度变化趋势相反, 堆肥中心的 O₂ 浓度在堆肥开始后迅速下降, 到第 3 d 时, 所有处理的 O₂ 浓度均下降到 3% 以下。易降解物质的快速降解导致在前 14 d 所有处理的 O₂ 浓度均保持在 5% 以下。第 2 次翻堆结束后, 随着易降解物质逐渐耗尽, 堆肥反应速率下降, O₂ 浓度开始逐渐上升, 并在第 3 次翻堆后上升到 10% 以上。第一次翻堆结束后, 混匀处理的氧气含量显著高于覆盖($P=0.000$)和对照处理($P=0.016$)。粗颗粒的添加有效地提高了堆肥的孔隙度, 改善了堆体的供气条件, 进而提高了堆体的氧气含量。

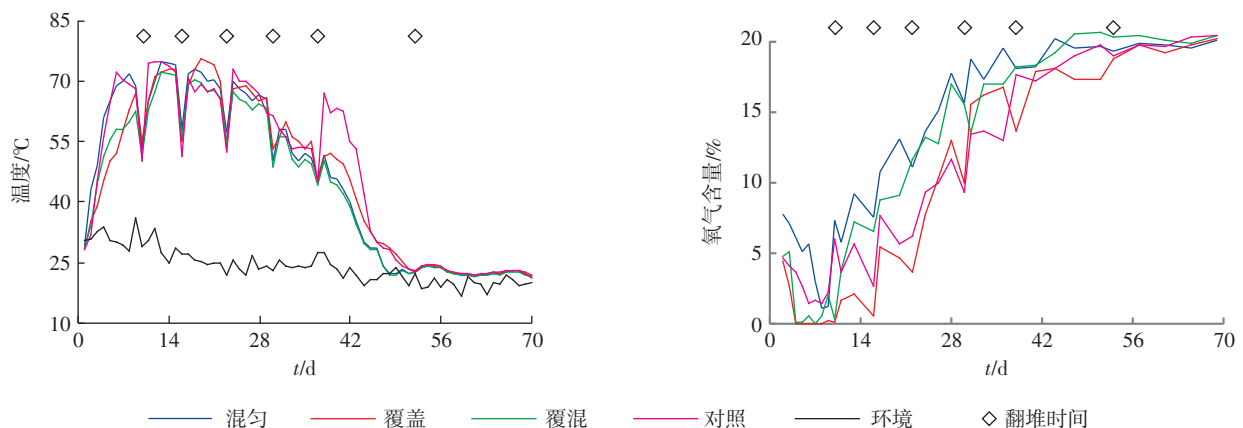


图 1 堆肥温度和氧气变化曲线

Figure 1 Dynamics of temperature and oxygen concentrations of organic wastes during composting

2.2 堆肥生物化学性质变化

虽然随着 NH_3 的大量挥发,堆肥氮素的总质量逐渐降低,但由于堆肥有机质降解的速率高于堆肥氮素损失的速率,各处理的 TKN 含量在整个堆肥过程中逐渐升高。覆盖降低了堆肥表面的气体挥发速率,降低氮素损失,因此到堆肥结束时覆盖处理的 TKN 含量高于对照处理。各处理的 NH_4^+-N 含量动态变化规律基本一致(图2)。堆肥开始后,由于尿素等易降解氮源的迅速分解,堆体中的 NH_4^+-N 含量逐渐增加,并在第 15~21 d 时达到最大值。混匀处理的 NH_4^+-N 含量最高峰出现比对照处理早 6 d,其主要原因是粗颗粒混入堆肥后,提高了堆体的通气性能,加快了堆肥的降解速率。第 21 d 后,随着尿素等易降解氮源的逐渐耗尽和 NH_3 的持续快速挥发,各处理的 NH_4^+-N 开始逐渐下降,并在 42 d 后基本稳定。堆肥结束后,覆盖处理的氨氮含量显著高于对照处理($P=0.019$)。该结果与使用土工布作为覆盖材料相类似,覆盖层不但降低了氨气的挥发速率,也延长了堆肥的氨化反应期,最终提高了覆盖处理的氨氮含量^[19]。

试验开始后,粗颗粒中含有大量的 NO_3^--N ,导致

混匀处理的初始 NO_3^--N 含量比对照处理高。由于反硝化作用,所有处理的 NO_3^--N 含量在堆肥开始后下降到非常低的水平($0.03\sim0.07\text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 干物质)。在第 21 d 以后,由于温度的下降,硝化反应开始逐渐增强;到堆肥第 35 d 以后,随着堆肥通气性能的逐渐改善,各处理的 NO_3^--N 含量均逐渐上升。到堆肥结束时,混匀处理和覆混处理的 NO_3^--N 含量显著高于对照处理($P=0.006$)。粗颗粒与堆肥原料混匀后,将提高堆体的通气能力,进而促进堆肥的硝化反应。同时,粗颗粒中含有的亚硝酸盐氧化细菌也能减少 NO_2^--N 含量,增加 NO_3^--N 含量^[14]。覆盖处理在堆肥初期,由于粗颗粒对堆体顶部气体交换的影响,导致堆体内氧气供应受阻,其 NO_3^--N 含量较对照处理更低。

如图 2 所示,堆肥开始后,堆肥的 GI 略有下降。其主要原因是堆肥初期厌氧条件下产生大量的低分子挥发性有机酸(主要是乙酸)^[1]。研究表明,氨氮含量是影响 GI 的重要因素,两者显著负相关($R=-0.556, P=0.037$), NH_4^+-N 含量越高则 GI 越低。第 22 d 后,由于脂肪酸的分解和 NH_3 的大量挥发,GI 开始迅速上升。到第 42 d 时,所有处理的 GI 均高于 80%,堆肥基

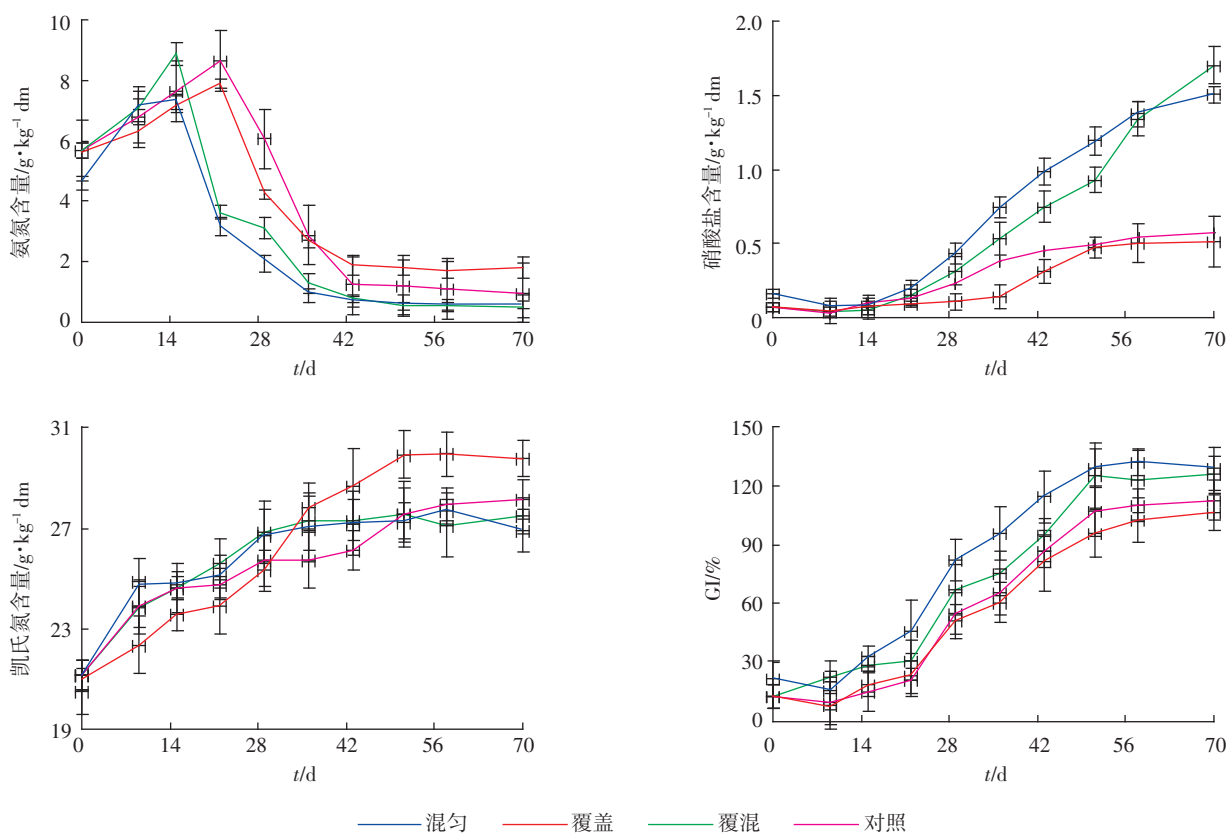


图2 堆肥生物化学性质变化

Figure 2 Changes in chemical characteristics of organic wastes during composting

本腐熟。混匀处理的 GI 在第 28 d 时已超过 80%。粗颗粒相对干燥的物理结构提高了堆体的通风性能,减少了其中厌氧区域,提高了 NH_3 的挥发率,堆体内的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量降低,这些作用提高了混匀处理的 GI。

2.3 氨气排放动态变化

如图 3 所示,各处理的 NH_3 排放的动态变化基本一致:在堆肥开始后随着易降解有机物的迅速分解和温度的上升, NH_3 排放也逐渐升高。在第 14~28 d,所有处理的 NH_3 排放达到最大值,第 28 d 后随着可降解氮源的逐渐耗尽及温度的下降, NH_3 排放迅速回落。覆盖处理的 NH_3 排放率显著低于对照处理($P=0.000$),其主要原因是粗颗粒对 NH_3 的吸附作用。有研究表明,在堆肥表层添加腐熟堆肥作为覆盖物后,堆肥系统出口空气的 NH_3 浓度由 $196 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-3}$ 下降至 $62 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-3}$ [21]。堆肥结束后,物料平衡分析结果显示(表 3),覆盖处理的总氮损失显著高于 NH_3 排放量,其主要原因是堆肥产生的 NH_3 在表层被粗颗粒吸收。

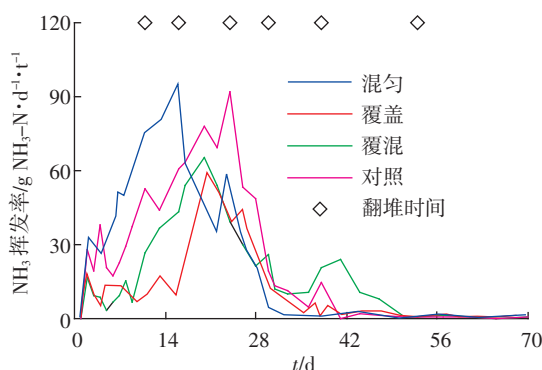


图 3 氨气排放动态变化曲线

Figure 3 Dynamics of NH_3 emissions in organic wastes during composting

同对照处理相比,混匀处理由于腐熟粗颗粒的混入,显著改善了堆肥通气条件,堆肥降解速率提高,因此在堆肥的前 21 d,混匀处理的 NH_3 挥发率高于对照处理,并且其 NH_3 排放高峰也较对照处理提前 1 周。覆混处理的 NH_3 挥发在第一次翻堆前与覆盖处理相同,翻堆后与混匀处理相似,粗颗粒改善堆体的供氧条件, NH_3 挥发迅速增加。覆混处理在堆肥腐熟期(第 42 d 后)仍有明显 NH_3 排放,其原因可能是粗颗粒及其吸附的氮素在堆肥腐熟期被解析、分解。

2.4 氧化亚氮排放动态变化

如图 4 所示,各处理的 N_2O 排在堆肥开始后逐步上升,在第 8~10 d 达到顶峰,并在第一次翻堆后迅

速下降。这种排放规律同 Yamulki^[6]的研究结论一致。在堆肥早期,由于表层的氧气含量较高、温度相对较低,为硝化反应提供了有利条件,堆肥表层的硝化反应是这一时期 N_2O 产生的主要因素^[5,17]。在第一次翻堆前,覆混和覆盖处理的 N_2O 排放均低于对照处理。30 cm 厚的粗颗粒覆盖层阻碍了堆肥表层的氧气交换,导致硝化反应速率减慢,是这一阶段覆混与覆盖处理 N_2O 排放降低的主要原因。混匀处理的 N_2O 排放第一次翻堆前,由于粗颗粒的添加改善了堆体的供氧条件,促进硝化反应并增加 N_2O 排放。

第一次翻堆后,各处理 N_2O 的排放量迅速下降。其主要原因是表层的硝化细菌,翻堆后转移至堆肥内部,被高温和大量自由氨所抑制^[20]。覆混和混匀处理在第一次翻堆后, N_2O 排放迅速下降至非常低的水平,并且持续到试验结束,同 Fukumoto 等^[14]的研究结论一致。在该研究中,经过驯化处理的腐熟堆肥(亚硝酸盐氧化菌含量= $1 \times 10^7 \text{ MPN} \cdot \text{g}^{-1}$ 湿物质)在 N_2O 排放的高峰期被添加混入堆肥。结果表明,添加腐熟堆肥后,堆肥的硝酸盐含量迅速增加、亚硝酸盐含量则迅速下降。亚硝酸盐氧化细菌降低了通过反硝化途径产生 N_2O 。到堆肥结束时, N_2O 的总排放率由对照处理的 $88.5 \text{ g N-N}_2\text{O} \cdot \text{kg}^{-1} \text{ TN}_{\text{initial}}$,下降到 $20.2 \text{ g N-N}_2\text{O} \cdot \text{kg}^{-1} \text{ TN}_{\text{initial}}$ 。

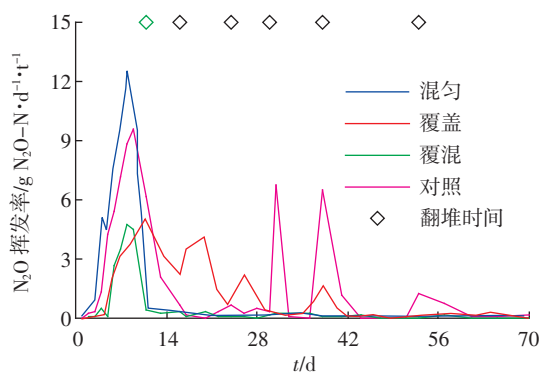


图 4 氧化亚氮排放动态变化曲线

Figure 4 Dynamics of N_2O emissions in organic wastes during composting

与混匀处理不同的是,第一次翻堆后,覆盖处理的 N_2O 仍然维持在较高水平。这一时期由于高温和高氨氮含量,硝化反应被抑制;同时,硝酸盐含量也很低,反硝化反应也不能进行。但是有报道表明,由于氨气分子与 CH_4 分子结构类似,在高温条件下 CH_4 氧化菌能够实现对 NH_3 的氧化^[5]。因此,这一时期的 N_2O 排放可能是由于甲烷氧化菌对 NH_3 的氧化形成的。该

时期覆盖处理的 CH_4 排放显著低于对照处理(图5),也间接证明甲烷氧化菌的活跃。

对照处理和覆盖处理在堆肥的后期,在翻堆后分别出现了2次排放的小高峰。这些小高峰出现的原因是氧化产生的硝酸盐和亚硝酸盐,翻堆后被转移至堆肥中央缺氧区域,反硝化产生 N_2O ^[19,22]。数据分析结果显示覆混处理的 N_2O 排放显著低于对照处理($P=0.001$)。

2.5 甲烷排放动态变化

如图5所示,堆肥开始后各处理的 CH_4 排放随着堆肥温度的升高和堆体内 O_2 的缺乏而逐渐上升,并在第10~20 d时达到排放最大值。各处理的 CH_4 排放主要产生在堆肥高温期,与 Jiang 等^[3]和 Szanto 等^[5]的研究结论类似。在堆肥高温期氧气的消耗速率高于氧气的补充速率造成堆体内氧气缺乏,加上 CO_2 的产生使堆体内迅速出现厌氧区域。这些条件不仅有利于 CH_4 的产生,也有利于 CH_4 的稳定^[17],因而该时期 CH_4 产生量较大。之后,随着易降解物质的逐渐耗尽,堆体内的 O_2 含量逐步升高,同时堆肥物料含水率逐渐下降,堆体内的厌氧情况得到极大改善,第28 d后 CH_4 的排放基本消失。

在堆肥第一次翻堆前,同对照处理相比,覆盖和覆混处理的 CH_4 排放率没有显著降低。其主要原因是覆盖材料的含水率偏高(35.1%)。Whalen 等的研究表明, CH_4 氧化的最佳环境湿度为10%~20%,过高的湿度将降低 CH_4 的氧化速率,当湿度达到35%时, CH_4 氧化速率极低^[23]。岳波等的研究结果也表明,填埋场覆盖层的最佳含水率在25%左右^[16]。土壤含水量的提高制约了空气在土壤中的传输,从而制约了 CH_4 的氧化,同时也抑制了其他各种微量气体的降解^[16]。

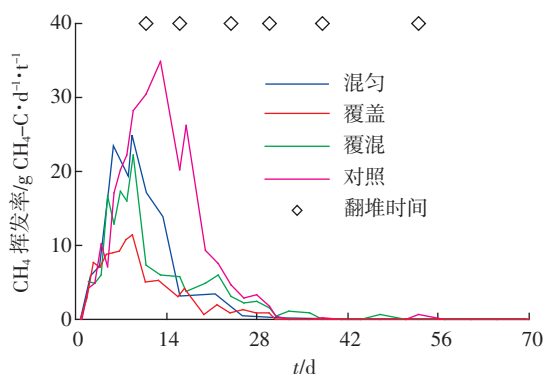


图5 甲烷排放动态变化曲线

Figure 5 Dynamics of CH_4 emissions in organic wastes during composting

王云龙等认为在高湿度条件下, CH_4 和氧气的扩散限制了 CH_4 的氧化,同时这种高湿度环境 NH_4^+ 的积累也抑制了 CH_4 的氧化。随着堆肥的逐渐进行,在高温条件下,水分不断损失,腐熟堆肥的含水率逐渐下降,其氧化能力也逐渐增强^[24]。

在第一次翻堆后,覆盖处理的 CH_4 排放率显著低于对照处理。尤其是在第15~21 d,覆盖处理的 CH_4 排放率仅为对照处理的20%。这表明覆盖层能够对排放的 CH_4 产生氧化作用。随着堆肥反应的进行,覆盖层的水分不断降低是 CH_4 氧化作用增强的主要原因。张相锋等的研究表明,纯堆肥几乎无 CH_4 氧化作用,而按1:1与陶粒混合后其氧化能力显著增强^[25]。该研究认为陶粒的添加改善了覆盖材料层内的气体传输性能,进而提高 CH_4 氧化效率。在该研究中,堆肥粒径偏小是造成纯堆肥材料 CH_4 氧化性能偏低的主要原因。数据分析结果显示,覆盖处理能显著降低 CH_4 排放($P=0.008$)。

混匀和覆混处理的 CH_4 排放率在翻堆后也比对照处理低。其主要原因是混匀后堆肥物料的孔隙度提高,堆肥体内含水率下降,供氧条件得到提高,厌氧区域减少,进而导致 CH_4 排放降低。杨帆等向厨余垃圾堆肥中添加菌糠(15%~35%)也取得了类似的效果, CH_4 排放率下降27%~65%^[26]。

2.6 总温室效应分析与讨论

堆肥化过程产生温室气体排放中 CO_2 排放的绝对量最大,但由于堆肥原料均为植物源,通过光合作用利用 CO_2 形成。从光合作用形成到堆肥过程排放,这是个闭合的周期,大气中的温室气体量没有变化,因此不予以计算^[27]。

如表3所示,试验结束后覆盖处理的总温室气体排放下降30.6%,其中 CH_4 和 N_2O 排放量分别下降67.4%和37.3%。与混匀处理不同的是,覆盖处理的 N_2O 减排主要发生在堆肥的升温期。覆盖材料阻碍了堆肥表层的 O_2 供给速率进而减少了硝化反应产生的 N_2O 。混匀处理在试验结束后,总温室气体排放率降低了35.2%,其中减排效率最高的为 CH_4 (41.8%)。覆混的总温室气体排放量与对照相比下降58.1%,覆混处理的减排主要来源于 N_2O ,与对照处理相比其 N_2O 排放总量下降74%。粗颗粒中含有的亚硝酸盐氧化菌在翻堆后与堆肥物料混合后,堆肥物料中的亚硝酸盐被进一步氧化,最终导致腐熟期反硝化产生 N_2O 的途径受抑制^[14]。罗一鸣等研究表明,添加5%的过磷酸钙可降低总温室气体31.3%,其中 CH_4 和 N_2O 排放量分别

表 3 碳氮平衡和总温室气体效应分析
Table 3 Nitrogen and carbon balance and total greenhouse gas emissions

处理	碳素平衡 Initial C/%		氮素平衡 Initial N/%			温室气体排放/kg CO ₂ -eq·t ⁻¹			
	CH ₄ -C	总素损失	NH ₃ -N	N ₂ O-N	总素损失	CH ₄	NH ₃	N ₂ O	总温室气体
混匀	0.17±0.00	54.7±2.1	19.0±1.3	0.85±0.09	21.6±1.5	21.7±0.4	8.9±1.0	30.6±3.2	61.2±4.5
覆盖	0.10±0.01	52.0±1.1	10.3±1.7	0.83±0.07	18.9±1.5	12.2±1.0	4.8±0.5	29.8±2.6	46.8±4.1
覆混	0.16±0.02	56.7±2.7	15.7±2.4	0.34±0.05	21.8±2.1	19.9±2.2	7.3±1.2	12.3±2.0	39.6±5.5
对照	0.30±0.01	55.8±1.5	20.3±1.8	1.32±0.16	24.3±1.7	37.3±1.4	9.5±0.7	47.5±5.7	94.3±7.8

下降 62.5%和 22.2%^[10]。与该研究相比,覆混处理的 CH₄ 减排率较低,而 N₂O 的减排率更高,总温室气体减排率提高 26.8%。因此,堆肥化过程中利用腐熟堆肥粗颗粒可以替代过磷酸钙进行温室气体减排,且成本更低。

在实际生产中,腐熟堆肥中的粗颗粒由于在后续的造粒或者包装过程不便,会被筛分出来,不会被直接作为商品销售,将这部分粗颗粒物作为腐熟材料添加到堆肥中其成本极低。同时,大颗粒腐熟堆肥对 CH₄ 氧化效果比细颗粒效果更好^[25]。因此,利用腐熟堆肥粗颗粒,通过覆混方式处理,既能在堆肥初期发挥覆盖材料的吸附能力,又能在堆肥腐熟期抑制 N₂O 的产生,温室气体减排效果最佳。覆混处理方式操作方便,还能提高最终堆肥产品的腐熟度,可以在现实生产中推广应用。

3 结论

(1)腐熟堆肥大颗粒覆盖在堆肥表面,能显著降低堆肥化过程中氨气的排放。同时,也能在堆肥的中后期,在温度和湿度均适合时,氧化 CH₄,降低 CH₄ 排放率。

(2)粗颗粒中含有大量亚硝酸盐氧化菌,混匀后能促使亚硝酸盐向硝酸盐的转化,降低反硝化途径产生 N₂O。

(3)粗颗粒肥同堆肥原料混匀后能够有效地改善堆肥的物理结构,提高堆体的通气性能,并最终提高堆肥产品的腐熟度。

(4)粗颗粒(粒径≥10 mm)在堆肥开始时覆盖在堆肥表面,翻堆后与堆肥原始物料混合的处理方式可以显著降低堆肥化过程中 GHG 的排放,减少氮素损失。该方式操作简单,成本低廉,可以在实际生产中推广。

参考文献:

[1] Guo R, Li G, Jiang T, et al. Effect of aeration rate, C/N ratio and moisture content on the stability and maturity of compost[J]. *Bioresource Technol-*

ogy, 2012, 112: 171–178.
[2] 秦莉,沈玉君,李国学,等. 不同 C/N 比对堆肥腐熟度和含氮气体排放变化的影响[J]. *农业环境科学学报*, 2009, 28(12): 2668–2673.
QIN Li, SHEN Yu-jun, LI Guo-xue, et al. The impact of composting with different C/N on maturity variation and emission of gas concluding N[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2009, 28(12): 2668–2673.
[3] Jiang T, Schuchardt F, Guo R, 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 Science*, 2011, 23(10): 1754–1760.
[4] 沈玉君,李国学,任丽梅,等. 不同通风速率对堆肥腐熟度和含氮气体排放的影响[J]. *农业环境科学学报*, 2010, 29(9): 1814–1819.
SHEN Yu-jun, LI Guo-xue, REN Li-mei, et al. The impact of composting with different aeration rates on maturity variation and emission of gas concluding N[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2010, 29(9): 1814–1819.
[5] Szanto G L, Hamelers H M, Rulkens W H, et al. NH₃, N₂O and CH₄ e-missions during passively aerated composting of straw-rich pig manure[J]. *Bioresource Technology*, 2007, 98(14): 2659–2670.
[6] 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.
[7] IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). Climate Change 2007: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change[R]. Geneva, Switzerland, 2007: 104.
[8] Ravishankara A R, Daniel J S, Portmann R W. Nitrous oxide(N₂O): The dominant ozone-depleting substance emitted in the 21st century[J]. *Science*, 2009, 326: 123–125.
[9] 罗一鸣,李国学, Frank Schuchardt,等. 过磷酸钙添加剂对猪粪堆肥温室气体和氨气减排的作用[J]. *农业工程学报*, 2012, 28(22): 235–242.
LUO Yi-ming, LI Guo-xue, Schuchardt F, et al. Effects of additive superphosphate on NH₃, N₂O and CH₄ emissions during pig manure composting[J]. *Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering(Transactions of the CSAE)*, 2012, 28(22): 235–242.
[10] 杨延梅,刘鸿亮,杨志峰,等. 控制堆肥过程中氮素损失的途径和方法综述[J]. *北京师范大学学报(自然科学版)*, 2005, 41(2): 213–216.
YANG Yan-mei, LIU Hong-liang, YANG Zhi-feng, et al. Methods and techniques in the control of nitrogen loss during the composting a review[J]. *Journal of Beijing Normal University(Natural Science)*, 2005,

- 41(2):213-216.
- [11] Tanthachoon N, Chiemchaisri C, Chiemchaisri W, et al. Methane oxidation in compost-based landfill cover with vegetation during wet and dry conditions in the tropics[J]. *Journal of the Air & Waste Management Association*, 2008, 58:603-612.
- [12] Abichou T, Mahieu K, Yuan L, et al. Effects of compost biocovers on gas flow and methane oxidation in a landfill cover[J]. *Waste Management*, 2009, 29:1595-1601.
- [13] Barlaz M A, Green R B, Chanton J P, et al. Evaluation of a biologically active cover for mitigation of landfill gas emissions[J]. *Environmental Science and Technology*, 2004, 38:4891-4899.
- [14] Fukumoto Y, Suzuki K, Osada T, et al. Reduction of nitrous oxide emission from pig manure composting by addition of nitrite-oxidizing bacteria[J]. *Environmental Science & Technology*, 2006, 40:6787-6791.
- [15] 朱磊, 张相锋, 董世魁, 等. 垃圾填埋场新型覆盖层材料厚度对甲烷氧化行为的影响[J]. *生态环境学报*, 2009, 18(6):2122-2126.
- ZHU Lei, ZHANG Xiang-feng, DONG Shi-kui, et al. Effects of thickness of new landfill cover material on the methane oxidation[J]. *Ecology and Environmental Sciences*, 2009, 18(6):2122-2126.
- [16] 岳波, 林晔, 黄泽春, 等. 垃圾填埋场的甲烷减排及覆盖层甲烷氧化研究进展[J]. *生态环境学报*, 2010, 19(8):2010-2016.
- YUE Bo, LIN Hua, HUANG Ze-chun, et al. Methane emission reduction in MSW landfills and methane oxidation in landfill covers: A review[J]. *Ecology and Environmental Sciences*, 2010, 19(8):2010-2016.
- [17] Hao X Y, Chang C, Larney F J, et al. Greenhouse gas emissions during cattle feedlot manure composting[J]. *Journal of Environmental Quality*, 2001, 30(2):376-386.
- [18] Jiang T, Schuchardt F, Li G X, et al. Gaseous emission during the composting of pig feces from Chinese Ganqinfen system[J]. *Chemosphere*, 2013, 90:1545-1551.
- [19] 江滔, Frank Schuchardt, 李国学. 冬季堆肥中翻堆和覆盖对温室气体和氨气排放的影响[J]. *农业工程学报*, 2011, 27(10):212-217.
- JIANG Tao, Schuchardt F, LI Guo-xue. Effect of turning and covering on greenhouse gas and ammonia emissions during the winter composting[J]. *Transactions of the CSAE*, 2011, 27(10):212-217.
- [20] Fukumoto Y, Osada T, Hanajima D, et al. Patterns and quantities of NH_3 , N_2O and CH_4 emissions during swine manure composting without forced aeration—effect of compost pile scale[J]. *Bioresource Technology*, 2003, 89(2):109-114.
- [21] Maeda K, Morioka R, Osada T. Effect of covering composting piles with mature compost on ammonia emission and microbial community structure of composting process[J]. *Journal of Environmental Quality*, 2009, 38:598-606.
- [22] 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.
- [23] Whalen S C, Reeburgh W S, Sandbeck K A. Rapid methane oxidation in a landfill top cover soil[J]. *Applied and Environmental Microbiology*, 1990, 56:3405-3411.
- [24] 王云龙, 郝永俊, 吴伟祥, 等. 填埋覆土甲烷氧化微生物及甲烷氧化作用机理研究进展[J]. *应用生态学报*, 2007, 18(1):199-204.
- WANG Yun-long, HAO Yong-jun, WU Wei-xiang, et al. Research progress on methane oxidation in landfill cover soil[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2007, 18(1):199-204.
- [25] 张相锋, 杨文静, 董世魁, 等. 生物覆盖层基质对垃圾填埋场甲烷氧化的影响[J]. *生态环境学报*, 2010, 19(1):72-76.
- ZHANG Xiang-feng, YANG Wen-jing, DONG Shi-kui, et al. Effects of matrix factors on methane oxidation of landfill bio-cover[J]. *Ecology and Environmental Sciences*, 2010, 19(1):72-76.
- [26] 杨帆, 欧阳喜辉, 李国学, 等. 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.
- YANG Fan, OUYANG Xi-hui, LI Guo-xue, et al. Effect of bulking agent on CH_4 , N_2O and NH_3 emissions in kitchen waste composting[J]. *Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering(Transactions of the CSAE)*, 2013, 29(18):226-233.
- [27] Rabl A, Benoist A, Dron D, et al. How to account for CO_2 emissions from biomass in an LCA[J]. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 2007, 12(5):281.