江　滔, 常佳丽, 马旭光,等. 堆肥中不同氮素原位固定剂的综合比较研究[J]. 农业环境科学学报, 2018, 37(2): 369-375.
JIANG Tao, CHANG Jia-li, MA Xu-guang, et al. Comprehensive comparison of different nitrogen *in situ* conservation agents during composting[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2018, 37(2): 369-375.

堆肥中不同氮素原位固定剂的综合比较研究

江　滔[1,2], 常佳丽[1], 马旭光[1], 李国学[2*]

(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:为综合比较磷酸+氧化镁(PMO)、过磷酸钙(SP)和磷酸(PA)等 3 种氮素原位固定剂在堆肥化过程中对氮素损失控制、温室气体排放、堆肥品质以及成本的差异,进而选择合适的氮素原位固定剂,试验以猪粪和玉米秸秆为原料,采用强制通风模式(通风率均为 0.25 $L\cdot kg^{-1}$ $DW\cdot min^{-1}$),在 60 L 发酵罐中进行模拟堆肥。结果表明,PMO 处理能降低 55.4%的 NH_3 排放,但对 N_2O 和 CH_4 排放无显著影响;PMO 堆肥产品充分腐熟,最终产品的晶体中鸟粪石相对含量达到 78.3%。SP 处理能降低 37.5%的 NH_3 和 76.4%的 CH_4 排放,对 N_2O 无显著影响;氮素主要以氨氮形式固定。SP 处理的成本最低,计算固定营养元素的价值后可实现利润 4.0 元$\cdot t^{-1}$。PA 的 NH_3 挥发率最低,仅为初始总氮的 12.4%,但因氨氮积累导致堆肥未能彻底腐熟。鸟粪石沉淀技术是控制堆肥化过程中氮素损失的重要技术,在未来的研究中应当寻找磷酸的替代材料,以降低该技术的成本。

关键词:堆肥;氨气;鸟粪石;温室气体;成本
中图分类号:X71　　**文献标志码**:A　　**文章编号**:1672-2043(2018)02-0369-07　　doi:10.11654/jaes.2017-0996

Comprehensive comparison of different nitrogen *in situ* conservation agents during composting

JIANG Tao[1,2], CHANG Jia-li[1], MA Xu-guang[1], LI Guo-xue[2*]
(1.College of Chemistry, Leshan Normal University, Leshan 614004, China; 2.College of Resources and Environment Sciences, China Agricultural University, Beijing 100193, China)

Abstract: Different nitrogen *in situ* conservation agents, including H_3PO_4+MgO(PMO), superphosphate(SP), and phosphoric acid(PA), were systematically evaluated in terms of their effects on nitrogen loss control, greenhouse gas emissions during composting, and compost product quality and cost. Pig feces and maize straw were chosen as the raw materials. Sixty-liter composting vessels were used and the aeration rates were all set to 0.25 $L\cdot kg^{-1}$ $DW\cdot min^{-1}$. The application rate of the PMO and PA treatments was 15%(mole ratio) of initial total nitrogen. Compared with the CK treatment(without any additives), the PMO treatment could reduce the NH_3 emissions by 55.4%, but showed no significant effect on the N_2O and CH_4 emissions. The composting product of the PMO treatment could be thoroughly decomposed, with the relative quantity of struvite reaching 78.3%. The SP treatment could reduce the NH_3 and CH_4 emissions by 37.5% and 75.0%, respectively, without any influence on N_2O emissions. Calculation of the cost of nutrients conserved in the compost showed that the highest profit of 4 CNY$\cdot t^{-1}$ was obtained in the SP treatment. Although the PA treatment had the lowest NH_3 emission rate(12.4% of initial TN), it conserved the nitrogen in the form of ammonium, which caused the premature termination of the compost. Even though struvite precipitation technology plays a key role in nitrogen loss control during composting, the high cost of PA prevents widespread utilization of this technology. In general, it is necessary to find cheaper alternative materials as alternatives to PA in future studies.

Keywords: composting; ammonia; struvite; greenhouse gas; cost

堆肥是解决畜禽养殖粪便污染、充分利用秸秆资源的重要手段,是实现种植业和养殖业产业循环的关键环节[1]。但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,不仅造成营养元素丢

收稿日期:2017-07-16　　**录用日期**:2017-09-19
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
基金项目:国家自然科学基金(41201282);国家重点研发计划项目(2016YFD0800601)
Project supported: The National Natural Science Foundation of China(41201282); National Key Research and Development Program(2016YFD0800601)

失,还产生二次污染,阻碍了堆肥技术更广泛的应用。CH_4 和 N_2O 均是重要的温室气体,其 100 年全球增温潜势(GWP_{100})分别为等质量二氧化碳(CO_2)的 28 倍和 265 倍[2],N_2O 扩散到平流层后还会破坏臭氧层[3]。NH_3 是堆肥化过程中排放的最主要污染气体,不仅产生恶臭等直接污染[4-6],还成为空气中细颗粒物($PM_{2.5}$)的重要来源[4,7]。

降低 NH_3 排放一直是堆肥技术研究的热点[5,8-11],其中添加过磷酸钙、酸性物质和鸟粪石($MgNH_4PO_4 \cdot 6H_2O$)沉淀等 3 种技术研究最为广泛[4,8],但目前缺乏对这些技术综合性对比评价分析。本研究将从氮素损失控制、温室气体减排、堆肥质量、成本控制等多方面,对这 3 种常见氮素原位固定技术进行综合分析,为有机肥生产企业选择合适的氮素损失控制技术提供参考。

1 材料与方法

1.1 材料与设备

研究选取猪粪作为主要原材料,猪粪取自北京市海淀区苏家坨养猪场(育肥猪),该养猪场采用干清粪模式,猪粪存放时间约为 10 d。采用玉米秸秆为调理剂,玉米秸秆取自中国农业大学上庄试验站,自然风干后,经过粉碎机切割为 5~10 cm 左右的小段。将猪粪和玉米秸秆按湿重比 7:1 均匀混合,每个处理重量均控制为 30 kg,混合后的物料性质见表 1。堆肥采用 60 L 发酵罐,发酵罐配有自动通风系统和温度记录系统,其结构参见文献[4]。堆肥添加的过磷酸钙为市售产品,其 P_2O_5 含量为 12%。浓磷酸和氧化镁均为化学纯试剂。

1.2 试验设计与堆肥方法

试验共设 4 个处理,分别向堆肥原料中添加 H_3PO_4+MgO(PMO)、过磷酸钙(SP)和 H_3PO_4(PA),未添加任何氮素原位固定剂的处理为对照处理(CK),每个处理设 3 个重复。PMO 处理的添加量设定为初始总氮的 15%(摩尔比)[4]。PA 和 SP 的添加量参照 PMO 处理,其有效磷的添加量为堆肥初始总氮的 15%(摩尔比)。其中过磷酸钙的添加量相当于堆肥干物质的 4%,与罗一鸣等[8]的添加水平基本一致。所有处理均采用连续强制通风,通风率为 0.25 $L \cdot kg^{-1}$ DW$\cdot min^{-1}$。

表 1 初始物料性质

Table 1 The characters of the raw materials

物料	TOC/g·kg^{-1} DW	TN/g·kg^{-1} DW	NH_4^+/g·kg^{-1} DW	NO_3^-/mg·kg^{-1} DW	含水率/%
猪粪	349±22.1	26.5±2.1	6.1±1.2	116.2±15.1	77.8±2.1
玉米秸秆	419±8.2	9.9±0.7	0	0	9.3±0.2
混合物	374.8±11.8	20.4±2.9	3.8±0.9	73.8±10.2	69.2±3.8

注:TOC-总有机碳;TN-总氮;DW 代表干重。

堆肥共进行 35 d,分别在第 4、10、18、26 d 翻堆,并在第 0、4、10、18、26、35 d 采样。每次采样 100 g 左右,分两类保存,一类自然风干、粉碎,过 200 目筛后,用于测定总有机碳(TOC)、总氮含量(TN)等指标;另一类将鲜样-4 ℃储存,用于测定含水率、NH_4^+、NO_3^-、发芽率指数(GI)等指标。

1.3 测定和分析方法

CH_4 和 N_2O 采用气相色谱法测定[12]。氨气使用2%的硼酸吸收,然后用 0.05 $mol \cdot L^{-1}$ 的 H_2SO_4 滴定[1]。氧气(O_2)含量采用便携式沼气分析仪(Biogas5000,英国 Geotech)测定。气体排放率在堆肥的第1~2 周,每日测定 1 次;在堆肥的第 3~5 周,每周测定 3~4 次。累计排放量为当日排放量相加,未测定日的排放量,取前后两日的平均值[4]。

堆肥的 TOC 和 TN 含量,采用元素分析仪测定(Elementar vario MACRO cube,德国)。矿物组成测定采用 X 射线衍射仪(Rigaku Dmax 12kW,日本)。

鲜样与去离子水按照 1:10 的比例混匀(质量比),振荡 30 min,取上清液过滤,用于测定 GI。取上述浸提液 8 mL 于垫有滤纸的培养皿中,放置 10 粒饱满甘蓝种子于滤纸上,将培养皿放入(20±1)℃的培养箱中培养,分别在 24、96 h 测定发芽率。

GI(%)=(浸提液种子发芽率×根长)×100/(对照种子发芽率×根长)。

鲜样与 2 $mol \cdot L^{-1}$ KCl 溶液按 1:20(质量比)混匀,充分振荡后取上清液,通过流动分析仪(Technicon Autoanalyser Ⅱ system,德国)测定 NH_4^+ 和 NO_3^- 浓度。所有数据经 Excel 标准化处理后,用 SPSS 17.0 软件进行差异性分析。

2 结果与讨论

2.1 堆肥温度和 O_2 变化趋势

堆肥开始后,各处理的温度迅速增加(图 1A)。PA 处理在堆肥初期的温度显著低于其他处理。添加 H_3PO_4 会降低堆肥的初始 pH 值(图 2A),抑制堆肥中微生物的活性,进而导致 PA 处理升温慢、温度低。低 pH 值不仅会直接抑制堆肥中微生物的活性,而且会导致挥发性脂肪酸和氨氮在堆肥中的累积,从而进一

步抑制有机物的降解[4]。堆肥温度在高温期保持 2 周左右，随后可利用碳源逐渐耗尽，堆肥温度开始逐渐下降，到第 4 周结束后，所有处理的温度均接近室温。

与温度的变化趋势相反，堆肥开始后，各处理堆体的 O_2 浓度迅速下降至 10%~15%。一周后，由于易降解有机物的逐渐耗尽，堆肥反应速率降低，O_2 浓度开始逐渐上升[13]。第 4 周结束后有机物降解基本停滞，发酵罐出口的 O_2 浓度接近 20%。PMO 和 CK 处理的 O_2 浓度无显著差异（P=0.860），表明添加 H_3PO_4+MgO 对堆肥反应进程无显著影响。PA（P<0.001）和 SP（P=0.002）处理的 O_2 浓度在高温期（取第 3~17 d 计算）均显著低于 CK，添加 H_3PO_4 和过磷酸钙均会对堆肥反应产生抑制作用。每次翻堆后，O_2 浓度有明显的下降。翻堆时，未完全降解的原料被转移至 O_2 充足的区域，并快速降解，使得 O_2 消耗增加[11]。到堆肥结束时，SP 处理的氧气浓度仍然低于 20%。这表明，添加过磷酸钙不仅会抑制堆肥初期的活性，也会延长堆肥的降解周期。

2.2 堆肥化学性质变化

如图 2A 所示，添加 H_3PO_4 和过磷酸钙后，PA 和 SP 处理的初始 pH 值显著低于 CK。堆肥开始后，由于

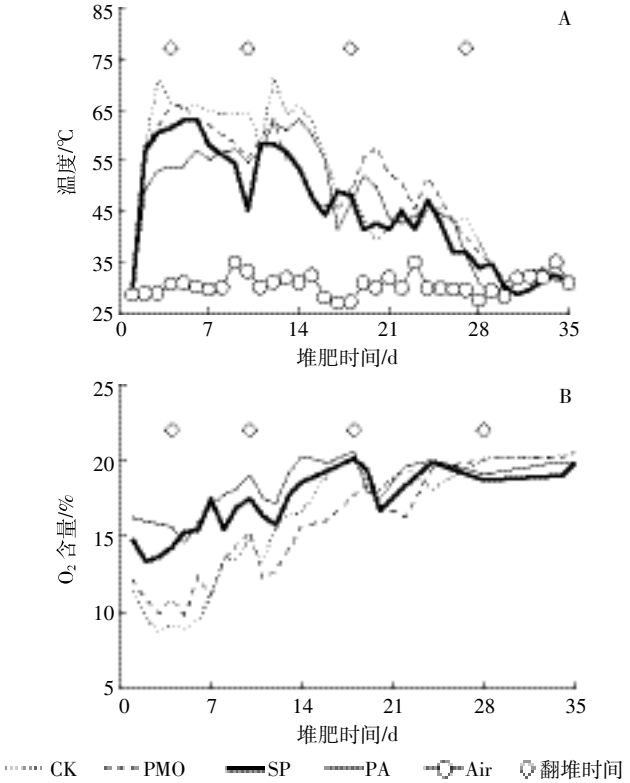


图 1 堆肥温度（A）和氧气（B）含量变化曲线

Figure 1 Temperature（A）and O_2 content（B）evolution during the composting

含氮有机物（如尿素、蛋白质等）的快速降解产生 NH_4^+，各处理的 pH 值均小幅增加[4]。第 1 次翻堆后，随着堆肥温度的迅速增加，NH_3 快速挥发（图 3A），堆肥 pH 值开始逐渐降低。堆肥进入腐熟期，各处理的 pH 值趋于稳定。堆肥结束后 PA 和 SP 处理的 pH 值低于 CK。初始低 pH 值将导致低分子有机酸的累积，这又进一步降低堆肥的 pH 值。添加 H_3PO_4+MgO（PMO 处理）对堆肥 pH 值的影响不显著（P=0.821）。

由于 NH_3 的快速挥发，堆肥的 TN 在第一次翻堆时小幅下降（图 2B）。而后，尽管 NH_3 持续挥发，但堆肥的 TN 含量却逐渐增加，其主要原因是含碳有机物的降解速率高于氮素损失速率[12-13]。堆肥结束后 PMO 处理的 TN 显著高于 CK（P<0.001）。尽管 PA 和 SP 处理的 NH_3 排放率也较 CK 低（图 3A），但这 2 个处理的有机物的降解率也呈现下降，其 TOC 含量高于 CK 处理（图 2E），这导致 PA 和 SP 处理的 TN 含量与 CK 差异不显著。

高 NH_4^+ 含量和高有机酸含量导致堆肥高温期的 GI 低于 50%[14]。第 1 次翻堆后，随着 NH_4^+ 含量的降低和小分子脂肪酸的逐步降解，堆肥 GI 开始逐渐增加；到第 4 次翻堆时，除 PA 处理外，各处理的 GI 均超过80%。图 2C、图 2D 和图 2F 到堆肥结束后，PMO 处理的 GI 超过 100%，且比 CK 处理更高，表明添加 H_3PO_4+MgO 和过磷酸钙对堆肥的腐熟度无不利影响。

堆肥结束后，PA 处理的 GI 低于 80%，堆肥未充分腐熟。低 pH 值导致堆肥产品中 NH_4^+ 含量和低分子脂肪酸浓度增加，进而降低了堆肥的 GI。有研究表明，NH_4^+ 含量与 GI 呈显著负相关关系（r=0.556，P=0.037）[14]。SP 处理的最终 NH_4^+ 含量与 PA 处理无显著差异（P=0.395），但其 GI 却显著高于 PA 处理，其主要可能原因是 SP 处理的降解率高于 PA 处理，减少了挥发性脂肪酸的积累[4]。

2.3 NH_3 排放规律与氮素平衡

堆肥开始后，各处理的 NH_3 排放率迅速增加（图 3A），并在第 1 次翻堆后达到最大值。尿素和易降解物质的快速降解，以及伴随而来的高温、高 pH 值和高 NH_4^+ 含量是 NH_3 排放率迅速上升的主要原因[4]。在高温期，有机物降解最活跃时期往往伴随着高 NH_4^+ 含量[15]。

NH_3 排放率在整个高温期均维持在较高水平（2~9 $g \cdot d^{-1}$）。第 3 次翻堆后，随着易降解物质的逐渐耗尽，堆肥进入腐熟期，NH_4^+ 含量逐渐稳定，堆肥温度逐

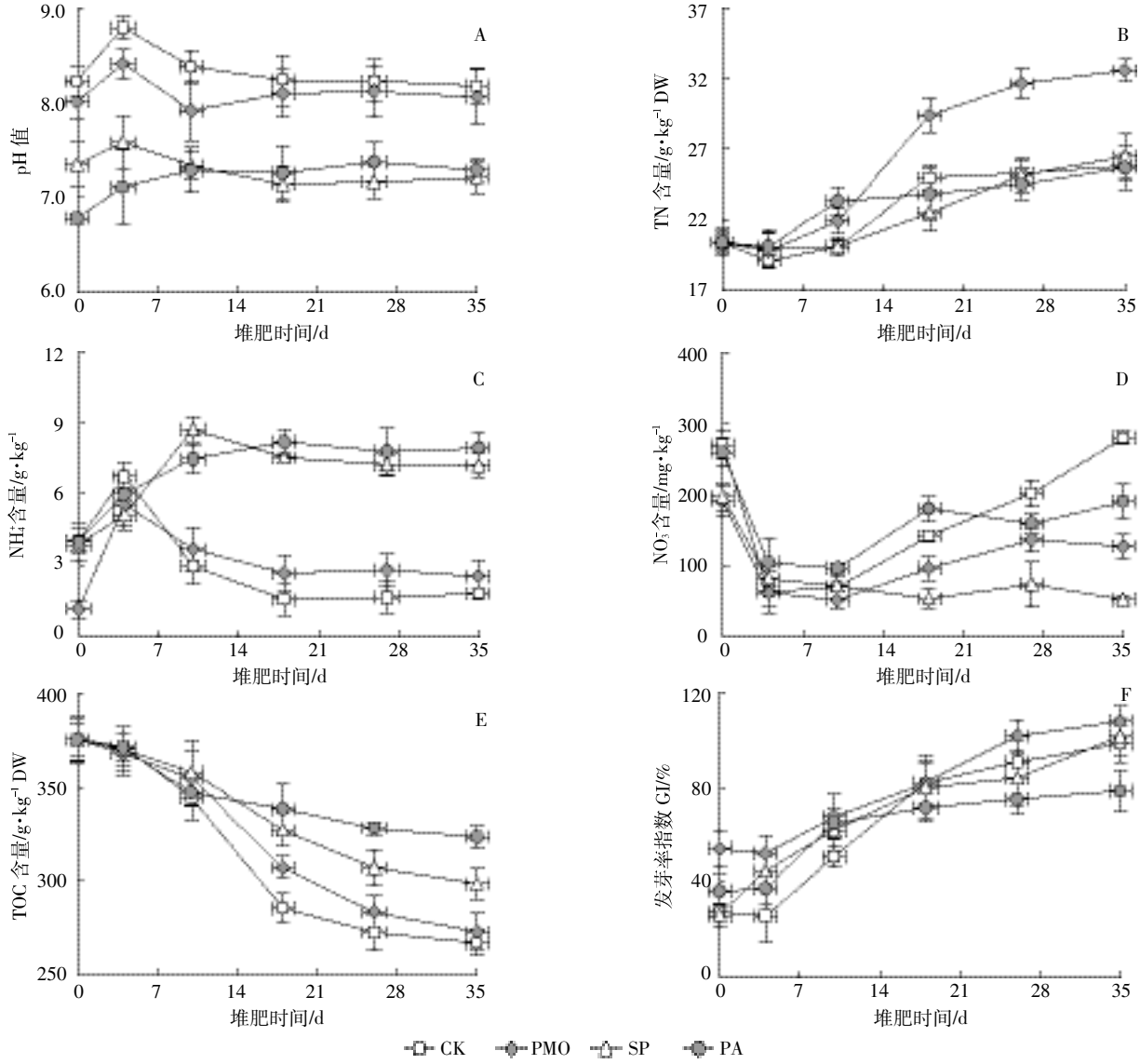


图 2 堆肥化学性质变化

Figure 2 Evolution of chemical property during composting

渐趋近于室温，NH_3 排放也几乎趋于零。与条垛式翻堆系统相比较，强制通风系统会加速堆肥的反应进程，导致高温降解周期缩短[11]。

PMO 处理的 NH_3 排放模式与 CK 基本一致，但其排放率显著降低（P=0.023）。到堆肥结束时，PMO 处理的累计 NH_3 排放较 CK 处理下降 55.4%（表 2）。磷酸盐和镁盐在 NH_4^+ 存在的条件下生成鸟粪石（$MgNH_4PO_4 \cdot 6\ H_2O$）沉淀，减少游离 NH_4^+，进而降低 NH_3 排放[9]。矿物组成分析结果表明 PMO 处理的矿物组成中鸟粪石的相对含量高达 78.3%（表 3）。在堆肥结束时 PMO 处理的 NH_4^+ 含量略高于 CK 处理，但差异性不显著（P=0.882）。有研究表明，鸟粪石途径沉淀会显著增加堆肥中的 NH_4^+ 含量[5,16]。在 Fukumoto 等[5]研究中采用稀硫酸作提取剂，不但能浸提出堆肥中的游离 NH_4^+，也能将鸟粪石结晶中的 NH_4^+ 浸提出。由于本研究采用 2.0 mol·L^{-1} KCl 作为浸提剂，不能将鸟粪石晶体中的铵态氮浸提出，因此 NH_4^+ 含量并未有显著升高[5]。

PA 处理的总 NH_3 排放率比 CK 处理下降61.8%。低 pH 值会抑制 NH_3 的挥发，导致 NH_4^+ 在 PA 处理中的累积[16]。此外，低 pH 值也将抑制堆肥反应进程，到堆肥结束时，PA 处理的碳素损失仅为 42.2%，较 CK 处理降低 22.7%（表 2），分解率降低导致 NH_3 总产生量下降。SP 处理的 NH_3 排放率比 PMO 处理更高，但低于 CK。到堆肥结束时，其总 NH_3 排放率与 CK 处理相比下降 37.5%。

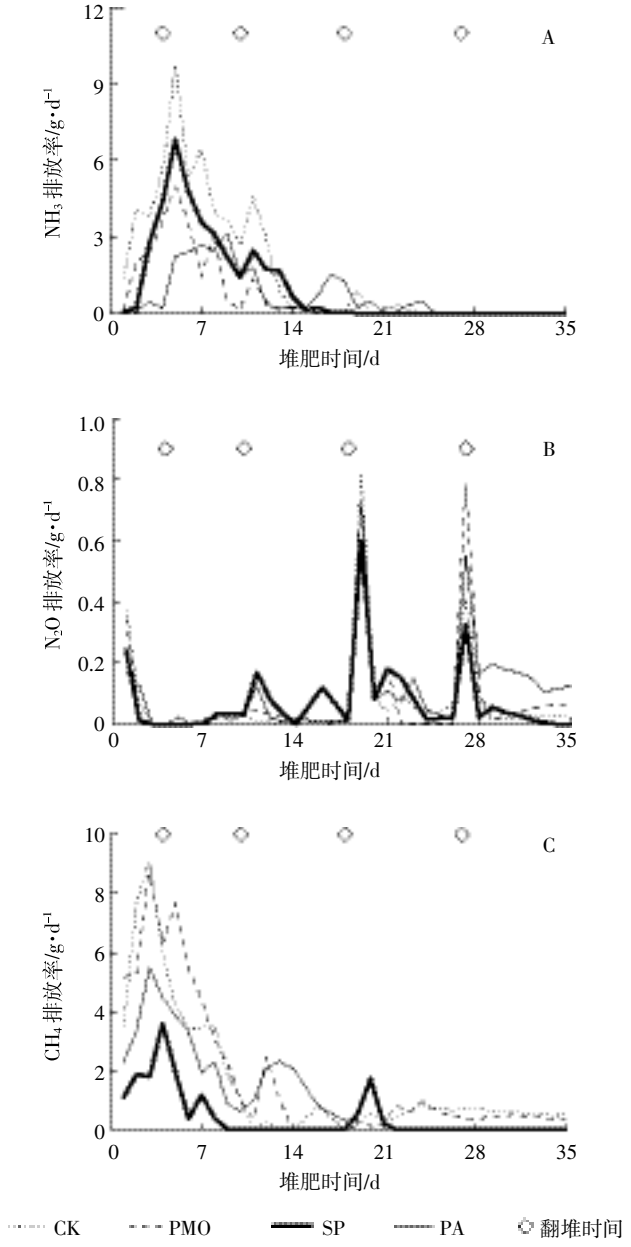


图 3　堆肥化过程中 NH_3(A)、N_2O(B)、CH_4(C)排放规律

Figure 3　NH_3(A), N_2O(B), and CH_4(C) emission changes during composting

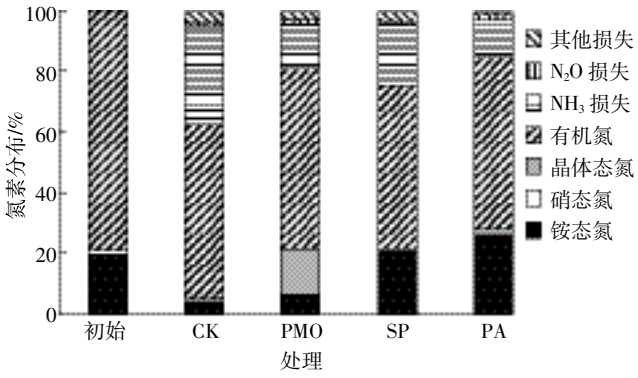
与添加 H_3PO_4(PA)相类似，添加过磷酸钙(SP)处理降低 NH_3 排放的机理主要有两个：一是降低堆肥 pH 值进而减少 NH_3 挥发；二是过磷酸钙降低堆肥降解率，进而减少 NH_3 的产生。SP 和 PA 处理的堆肥中鸟粪石晶体的相对含量分别为 15.3%和 20.7%(表 3)。其产生的主要原因是添加的 H_3PO_4 或过磷酸钙中的游离酸与堆肥原料中的 NH_4^+、Mg^{2+}形成鸟粪石晶体(图 4)。

表 3　堆肥产品矿物组成分析

Table 3　Mineral composition of the final compost product

矿物组成	CK	PMO	SP	PA
鸟粪石/%	5.7±0.6	78.3±5.3	15.3±5.3	20.7±3.6
方解石/%	9.3±0.6	3.0±0	7.7±1.3	5.3±0.6
石英/%	48.0±3.9	10.7±0.7	45.0±3.3	43.0±1.0
斜长石/%	26.7±1.2	7.3±1.5	21.0±1.0	22.3±2.6
滑石/%	4.0±1.0	—	1.7±0.3	1.0±0.3
石膏/%	1.3±0.6	—	7.0±0.6	1.0±0.3
蒙脱石/%	3.3±0.6	—	1.0±0.6	1.0±0
迪磷镁铵石/%	0.7±0.6	1.0±0	—	2.7±0
透钙磷石/%	1.3±0.6	—	1.3±0	3.0±0.3

注：所有值均为相对含量。



氮素平衡中有机氮=总氮-铵态氮-硝态氮-晶体态氮；铵态氮、硝态氮均为实测值；晶体态氮=堆肥产品中晶体的相对含量×晶体总质量。其他损失主要包括取样损失和以其他气态形式挥发

图 4　氮素平衡图

Figure 4　Nitrogen balance

表 2　碳氮平衡分析

Table 2　The balance of nitrogen and carbon

处理	碳素平衡		氮素损失		
	CH_4 挥发/%	总碳素损失/%	N_2O 损失/%	NH_3 损失/%	总氮素损失/%
CK	1.7±0.3	64.9±5.1	1.5±0.1	32.5±3.3	37.5±3.2
PMO	1.8±0.2	63.1±3.3	1.4±0.1	14.5±2.1	18.8±2.3
SP	0.4±0.1	54.0±4.6	1.4±0.2	20.3±2.7	24.8±3.6
PA	1.1±0.3	42.2±5.6	2.0±0.2	12.4±2.5	15.5±2.8

注：总碳素损失=初始碳含量×初始干重-结束碳含量×结束干重；总氮素损失=初始氮含量×初始干重-结束氮含量×结束干重。

2.4 温室气体排放

堆肥开始后，各处理均有明显的 N_2O 的排放（图 3B），类似的排放规律与许多研究[4,17-19]相类似。El Kader 等[18]认为，堆肥初期排放的 N_2O 在原料中已经产生。而 Jiang 等[19]的研究发现，即使在高浓度的硝化抑制剂作用下，堆肥初期的 N_2O 排放与 CK 处理也无显著性差异，因此堆肥初期的 N_2O 主要源于反硝化作用。短暂的 N_2O 排放后，随着 NO_3^- 的耗尽，反硝化反应停滞，N_2O 排放几乎下降到零。

进入高温期，由于温度的上升和 NH_4^+ 含量的增加，硝化细菌的活性受抑制[4,19]，N_2O 的排放率始终维持在极低水平。第 2 次翻堆结束后，随着堆肥温度的下降和 NH_4^+ 含量的降低，硝化反应开始逐渐进行，NO_3^- 含量开始逐渐增加（图 2D）。在第 3、4 次翻堆后，均监测到显著的 N_2O 排放。NO_3^- 在翻堆过程中被转移至厌氧区域，并通过反硝化反应产生 N_2O[11,18]。Maeda 等[20]发现，翻堆后反硝化反应过程非常迅速，N_2O 在翻堆后很快就能检测到，这与本研究结果相吻合。

从图 3B 可知堆肥结束后，CK 处理的总 N_2O 排放率为初始总氮的 1.45%，与 PMO 和 SP 处理无显著差异。PA 处理的总 N_2O 排放率较 CK 增加 35.2%，其主要原因是，在堆肥腐熟期，PA 处理的 NH_4^+ 在微生物的作用下继续被硝化，产生 N_2O。

如图 3C 所示，试验开始后，随着温度的增加和 O_2 含量的下降，CH_4 的排放率迅速上升，并在第 4~6 d 达到排放最大值。1 周后，由于易降解碳源（可溶性糖、低分子有机酸等）的耗尽，CH_4 排放率逐渐降低；第 3 次翻堆后，CH_4 排放趋于零。CK 和 PMO 处理在堆肥腐熟期也有 CH_4 排放，其主要原因是这 2 个处理降解率高，产生大量水分。在堆肥腐熟期温度下降后，这些水分累积在发酵罐内，导致堆肥物料含水率增加（接近 70%），形成大量厌氧区域。

本研究中所有处理排气口中 O_2 浓度均超过8%，SP 和 PA 处理的 O_2 浓度甚至超过 15%（图 1B），但仍然有较高的 CH_4 排放率。其主要原因是猪粪易团聚成粒径为 5~10 cm 的颗粒，而在自然条件下，空气只能渗透到猪粪颗粒表面以下 1~3 mm，因此猪粪颗粒内部存在大量的厌氧区域，进而产生 CH_4[12]。

SP 处理的总 CH_4 排放率较 CK 处理降低76.4%。过磷酸钙中的硫酸盐是抑制堆肥过程中 CH_4 产生的主要因素[6,8]。首先在厌氧条件下，硫酸盐还原菌和产甲烷菌竞争营养源，并且硫酸盐还原菌在竞争中占据优势[4]；第二，含硫化合物（SO_4^{2-}、S_2^-、SO_3^{2-}）在厌氧条件下对产甲烷菌具有毒性[6]；第三，硫酸盐的还原过程将刺激 CH_4 的氧化，进而减少 CH_4 排放。PA 处理的 CH_4 排放率较 CK 处理相比下降 35.3%。如前文所讨论，添加 H_3PO_4 降低了堆肥的 pH 值，对堆肥反应有所抑制，堆肥降解速率降低，这导致堆肥内 O_2 浓度升高（图 1B），进而抑制了厌氧产甲烷菌的活性。

2.5 成本分析

各处理的成本如表 4 所示，PMO 处理的成本最高，达到了 53.7 元·t^{-1}，其中最主要的成本为磷酸，占总成本约 94%。PA 处理的成本为 50.4 元·t^{-1}，SP 处理的成本最低，仅为 23.3 元·t^{-1}。如果计算堆肥中增加养分的价值，则 PMO 处理的成本为 11.5 元·t^{-1}，比 PA 处理的 20.2 元·t^{-1} 更低。SP 处理的成本仍然最低，甚至可以实现 4.0 元·t^{-1} 的利润。鸟粪石沉淀是解决堆肥化过程中氮素损失较为理想的技术，不但能有效降低堆肥过程中的 NH_3 损失，而且还能产生鸟粪石这一优质缓释肥料，且堆肥反应不受抑制，堆肥产品能充分腐熟。但磷酸较高的价格阻碍了该技术的广泛应用。为此，今后应探索和挖掘磷酸的替代材料，进而降低鸟粪石沉淀固氮技术的成本。

3 结论

（1）在 H_3PO_4+MgO（PMO 处理）添加水平为初始总氮的 15%（摩尔比）条件下，鸟粪石沉淀能够降低堆肥化过程中 55.4%的 NH_3 排放，且不会对堆肥反应

表 4 成本分析

Table 4 Cost balance

处理	固氮材料成本/元·t^{-1}				增加的营养元素价值/元·t^{-1}			净成本/元·t^{-1}
	磷酸	氧化镁	过磷酸钙	成本合计	N	P	Mg	
CK	—	—	—	0	—	—	—	0
PMO	50.4	3.3	—	53.7	5.9	23.3	13.1	11.5
SP	—	—	23.3	23.3	4.0	23.3	—	-4.0
PA	50.4	—	—	50.4	6.9	23.3	—	20.2

注：固氮材料成本计算基于每吨堆肥原料。添加原位固氮材料后增加的营养元素价值折算方式如下：氮素折算为相同含量尿素的价格，磷折算为等同有效磷含量的过磷酸钙的价格；镁盐折算为等量硫酸镁的价格。所有化学试剂价格均来自于阿里巴巴（http://www.1688.com/）。

产生显著抑制。PMO 处理减排的 NH_3 分别以鸟粪石和 NH_4^+ 的形式保存在堆肥中；腐熟堆肥中鸟粪石晶体的相对含量达到 78.3%。鸟粪石沉淀途径不会对 N_2O 和 CH_4 的排放产生显著影响。

（2）添加磷酸（PA 处理）会显著降低堆肥的 pH 值，进而影响到堆肥反应进程，其 NH_3 挥发率仅为初始总氮的 12.4%，减排的氮素主要以氨氮形式保存在堆肥中，导致堆肥未能彻底腐熟。

（3）添加过磷酸钙（SP 处理）能降低 37.5% 的 NH_3 排放和76.4%的 CH_4 排放，对 N_2O 的排放无显著影响。SP 处理减排的 NH_3，主要以氨氮形式保存在堆肥中。SP 处理的成本最低，如计算增加营养元素的价值，甚至能实现 4.0 元·t^{-1} 的营利，该技术在现阶段具有较强的推广价值。

（4）应当探索使用其他价格更低的磷酸盐进行鸟粪石沉淀，在降低 NH_3 损失的同时，提高堆肥品质。

参考文献：

[1] 江　滔, Schuchardt F, 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 Chinese Society of Agricultural Engineering*, 2011, 27(10): 212-217.

[2] IPCC Core Writing Team. Climate change 2014: Synthesis report: Contribution of Working Groups Ⅰ, Ⅱ and Ⅲ to the fifth assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change[R]. Geneva: IPCC, 2014.

[3] Ravishankara A R, Daniel J S, Portmann R W. Nitrous oxide (N_2O): The dominant ozone-depleting substance emitted in the 21st Century [J]. *Science*, 2009, 326(5949): 123-125.

[4] 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.

[5] Fukumoto Y, Suzuki K, Kuroda K, et al. Effects of struvite formation and nitratation promotion on nitrogenous emissions such as NH_3, N_2O and NO during swine manure composting[J]. *Bioresource Technology*, 2011, 102: 1468-1474.

[6] Yang F, Li G X, Shi H, et al. Effects of phosphogypsum and superphosphate on compost maturity and gaseous emissions during kitchen waste composting[J]. *Waste Management*, 2015, 36: 70-76.

[7] Li X R, Wang Y S, Guo X Q, et al. Seasonal variation and source apportionment of organic and inorganic compounds in $PM_{2.5}$ and PM_{10} particulates in Beijing, China[J]. *Journal of Environmental Sciences*, 2013, 25(4): 741-750.

[8] 罗一鸣, 李国学, Schuchardt F, 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 NH_3, N_2O and CH_4 emissions during pig manure composting[J]. *Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering*, 2012, 28(22): 235-242.

[9] 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.

[10] 江　滔, 李国学, 唐　琼, 等. 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[J]. 农业环境科学学报, 2015, 34(7): 1363-1367.
JIANG Tao, LI Guo-xue, TANG Qiong, et al. Effect of screen residue of matured compost on greenhouse gas emissions and nitrogen losses during the composting[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2015, 34(7): 1363-1367.

[11] 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.

[12] 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(5): 124-132.

[13] Nasini L, Luca G D, Ricci A, et al. Gas emissions during olive mill waste composting under static pile conditions[J]. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 2016, 107: 70-76.

[14] Guo R, Li G X, Jiang T, et al. Effect of aeration rate, C/N ratio and moisture content on the stability and maturity of compost[J]. *Bioresource Technology*, 2012, 112: 171-178.

[15] Chan M T, Selvam A, Wong J W. Reducing nitrogen loss and salinity during 'struvite' food waste composting by zeolite amendment[J]. *Bioresource Technology*, 2015, 200: 838-844.

[16] Ren L M, Schuchardt F, Shen Y J, et al. Impact of struvite crystallization on nitrogen losses during composting of pig manure and cornstalk [J]. *Waste Management*, 2010, 30(5): 885-892.

[17] Jiang T, Schuchardt F, Li G X, 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.

[18] 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.

[19] 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.

[20] Maeda K, Toyoda S, Shimojima R, et al. Source of nitrous oxide emissions during the cow manure composting process as revealed by isotopomer analysis of and *amoA* abundance in betaproteobacterial ammonia-oxidizing bacteria[J]. *Applied & Environmental Microbiology*, 2010, 76(5): 1555-1562.