

沸石和过磷酸钙对鸡粪条垛堆肥甲烷排放的影响及其机制^①

李慧杰^{1,2}, 王一明^{1*}, 林先贵¹, 彭 双¹, 孙蒙猛³

(1 土壤与农业可持续发展国家重点实验室(中国科学院南京土壤研究所), 南京 210008; 2 中国科学院大学, 北京 100049;

3 红塔烟草(集团)有限责任公司, 云南玉溪 653100)

摘 要: 为研究沸石和过磷酸钙对畜禽粪便高温好氧堆肥过程中甲烷(CH₄)排放的影响, 选用蛋鸡粪和米糠为试验材料, 以沸石和过磷酸钙为堆肥添加剂, 进行了 46 d 的好氧堆肥试验, 监测了堆肥试验过程中 CH₄ 排放通量的变化, 并通过 PCR-DGGE 和荧光定量 PCR 方法对产甲烷菌群落结构和数量进行了分析。结果表明: CH₄ 的排放主要集中在堆肥中后期的腐熟阶段, 添加沸石和过磷酸钙延后了 CH₄ 排放的高峰期, 并且削减了 CH₄ 排放的峰值, 对照处理在堆肥第 31 天达到排放峰值(CH₄ 66.08 g/(m²·d)) 沸石处理和过磷酸钙处理的排放峰值分别在堆放第 35 天和 39 天, 分别为 CH₄ 30.24 g/(m²·d) 和 27.38 g/(m²·d), 添加沸石和过磷酸钙分别降低 47.23% 和 56.20% 的 CH₄ 排放总量, 减排效果显著。添加沸石和过磷酸钙均没有对产甲烷古菌的群落结构造成显著影响; 但是添加沸石和过磷酸钙可以增大堆肥后期透气性, 提高堆肥后期 CO₂/CH₄ 比, 降低产甲烷古菌的绝对数量。因此, 沸石和过磷酸钙能够作为工厂化鸡粪条垛堆肥添加剂, 有效削减 CH₄ 排放, 且过磷酸钙效果更佳。

关键词: 鸡粪堆肥; 甲烷; 减排; 产甲烷古菌

中图分类号: S141.4 **文献标识码:** A

甲烷(CH₄)是一种重要的温室气体, 其全球增温潜势(global warming potentials, GWP)为等摩尔量二氧化碳(CO₂)的 25 倍^[1]。农业生产是 CH₄ 的重要排放源, 全球范围内农业排放的 CH₄ 占人类活动排放总量的 50%^[2]。在 CH₄ 的农业排放源中, 畜禽粪便是最为重要的排放源之一, 畜禽粪便的管理和应用过程中排放的生物性 CH₄ 占全球 CH₄ 排放量的 9%^[3]。我国是畜禽养殖大国, 畜禽粪便产生量大, 张田等^[4]估算得 2009 年中国畜禽粪便(粪+尿)排放量为 32.64 亿 t 鲜重, 是同期工业固体废物排放总量的 1.6 倍。据预测, 到 2020 年中国畜禽粪便排放量将达到 42.44 亿 t^[5], 这势必会造成 CH₄ 排放的进一步增加。

高温好氧堆肥是一种目前被广泛应用的畜禽粪便处理方式, 畜禽粪便堆肥产品可作为优质有机肥料, 用于提高土壤肥力和改良土壤^[6-7]。但在堆肥过程中, 由于通风和翻堆工艺的限制, 氧气的扩散距离有限, 堆体局部厌氧状况普遍存在, 导致 CH₄ 大量产生。有研究表明, 堆肥过程中 CH₄ 的产生量约占堆肥总碳质量的 0.8% ~ 6%^[8-9]。因此, 在不断提高

堆肥工艺水平的同时, 减少畜禽粪便堆肥过程的 CH₄ 排放, 对于堆肥的工程化应用和环境保护具有重要意义, 受到越来越多的关注。

近年来, 国内外对如何减少畜禽粪便堆肥过程中 CH₄ 的排放开展了大量试验研究, 包括: 调节堆肥工艺参数, 如翻堆频率^[10]、通风方式^[11]、堆肥物料含水率^[12-13]和碳氮比(C/N)^[14]等。赵晨阳等^[15]研究发现, 高温期(前 28 d)每周翻堆一次 CH₄ 排放通量较每周翻堆两次的处理降低 59% 的 CH₄ 排放通量; 而江滔等^[16]研究表明, 冬季堆肥过程中与翻堆处理相比, 不翻堆处理的 CH₄ 排放更高, 其主要原因是由高湿物料组成的底层导致堆体底部通风效果极差, 烟囱效应被削弱。接种功能微生物改良剂^[17]。高丹等^[18]在堆肥过程中同时添加外源菌剂(SUKAZYE-MW011BC 固体菌剂)和使用循环热风, 减少了 66% 的 CH₄ 排放。添加堆肥调理剂、吸附剂, 如生物炭^[19]、改性赤泥和改性镁橄榄石^[16]等。Hao 等^[20]发现, 添加 10% ~ 30%(以干重计)的磷石膏能够减少牛粪堆肥 58% 以上的温室气体排放, 并且对 CH₄ 的减

基金项目: 中国科学院战略性先导科技专项(XDA05020803, XDA05020800)和国家科技支撑计划项目(2013BAD11B01)资助。

* 通讯作者(ymwang@issas.ac.cn)

作者简介: 李慧杰(1989—), 男, 山东临沂人, 硕士研究生, 研究方向为固体废物资源化及其清洁生产。E-mail: hjli@issas.ac.cn

排效果尤为明显,减少了 82% 以上的 CH₄ 排放。

当前,堆肥添加剂对 CH₄ 排放影响的试验结果大多是在实验室通过小型模拟试验获得的,且不同学者得到的试验结果存在较大差异,更重要的是缺乏在实际生产条件下的应用效果研究。同时,基于目前国内有机肥生产企业的现状,来源广泛且相对廉价的堆肥添加剂仍是首选,例如沸石和过磷酸钙。沸石是一种架状结构的多孔穴和通道的硅铝酸盐,具有良好的吸附性能^[21];过磷酸钙含有磷酸、硫酸等游离酸,可通过调节堆肥物料含水率和 pH 而减少氨气挥发^[22]。已有研究表明沸石和过磷酸钙对减少氮素损失能够起到一定的作用^[23],但是二者对堆肥 CH₄ 的排放影响、区别及可能的机制尚不明确。针对以上问题,本研究在工厂化条垛堆肥条件下,研究并比较添加沸石和过磷酸钙对鸡粪堆肥过程中 CH₄ 排放的影响,并比较其对主要的产甲烷微生物产甲烷古菌的影响。

1 材料与方法

1.1 供试材料

试验设在广东省惠州市惠东县海纳生物有机肥有限公司,堆肥原料选用新鲜鸡粪和米糠,鸡粪取自惠州市当地养殖场,原料基本性状见表 1。以沸石、过磷酸钙为堆肥添加剂,沸石购自博罗公庄沸石粉厂,过磷酸钙购自广东广业云硫矿业有限公司,P₂O₅ 质量分数≥12%。

1.2 试验设计

试验于 2014 年 7 月 14 日开始,共设 3 个处理(表 2),堆肥材料为鲜质量比 4:1 的新鲜鸡粪和米糠,调节堆体含水率在 60% 左右,设置成长 7 m,高 1.1~1.2 m,底部宽 2.0~2.2 m 的三棱柱型条垛。

表 1 堆肥物料基本性状
Table 1 Properties of compost materials

原料	总有机碳 (g/kg)	总氮 (g/kg)	pH	水分(g/kg)
鸡粪	371.6	21.9	7.56	800.0
米糠	413.0	9.8	7.29	50.8

表 2 不同处理物料组成(kg)
Table 2 Material composition in different treatments

处理	鸡粪+米糠	沸石	过磷酸钙
对照(CK)	7 000	0	0
沸石(F)	7 000	350	0
过磷酸钙(G)	7 000	0	350

条垛期,采用翻堆机进行统一翻堆,每 2 d(约 48 h)翻堆 1 次,翻堆后立即将静态箱底座插入堆体

中,固定时间进行 CH₄ 气体样品的采集。条垛期结束后,采用静置堆肥法进行后熟,并将静态箱底座插入堆体顶部,底座在整个后熟期间不移动,直至堆肥结束。整个试验持续时间为 46 d,其中条垛期 15 d,后熟期 31 d。堆肥期间每天 9:00 和 16:00 用温度计测定堆体中心温度(深度 30 cm),取平均温度作为当天的堆肥温度,同时测定当天环境温度。

1.3 样品采集及分析

1.3.1 气体样品 试验采用静态箱法采集气体样品。根据条垛堆肥的特点,条垛期沿条垛长度方向共设置 4 个重复采样点,采样时间为每次翻堆后 18~20 h。采集气体样品时,分别在扣箱的第 0、5、10、15 和 20 min 分别用针管采集 30 ml 箱内气体,然后注入已抽真空的真空瓶中保存。后熟期同样设 4 个重复采样点,按同样方法采集样品。采气的同时记录该时间点箱内的温度。

气体测定采用气相色谱仪(Agilent 7890A, USA),CH₄ 检测器为氢火焰离子化检测器(FID),检测器温度 250℃,柱温 55℃。载气为 N₂ (40 ml/min),燃气为 H₂ (40 ml/min),助燃气体为空气(380 ml/min)。

CH₄ 排放通量(F):

$$F = \rho \times V/A \times dc/dt \times 273/T \quad (1)$$

式中:F 单位为(CH₄, g/(m²·d)); ρ 为标准状态下 CH₄ 密度,其值为 0.714 kg/m³;V 是采样箱体内有效体积,单位为 m³;A 是采样箱所覆盖的面积,单位为 m²;dc/dt 为单位时间采样箱内 CH₄ 浓度的变化,单位为 $\mu\text{l}/(\text{L} \cdot \text{d})$;T 为采样箱内温度,单位为 K。

1.3.2 固体样品 气体样品采集完成后,用 PVC 圆管采集堆肥样品。样品采集时首先除去堆体表层物料,再将圆管插入条垛中采集样品。样品一部分于-30℃冰箱内保存,用于 DNA 的提取。一部分 4℃冷藏,用于测定 pH 等理化性质。

DNA 的提取:取 0.5 g 解冻后的堆肥样品提取总 DNA,提取方法参照 FastDNA[®]SPIN Kit for Faces(MP Biomedicals, Santa Ana, CA)试剂盒,用 70 μl DES 缓冲液洗脱,并用核酸蛋白质分析仪 NanoDrop ND-1000(NanoDrop Technologies, Wilmington, DE)测定提取的 DNA 浓度,DNA 样品于-20℃保存待测。

实时荧光定量 PCR(quantitative Real-time PCR):使用 SYBR Premix Ex Taq[™] Kit(TaKaRa)试剂盒进行样品中产甲烷古菌的定量,引物采用 1106F(5'-TTWA GTCAGGCAACGAGC-3'),1378R(5'-TGTGCAAGGA GCAGGGAC-3')^[24]。qPCR 采用 20 μl 体系,内含 SYBR[®]Premix Ex Taq[™] 10 μl ,上下游引物 0.2 μl ,10 倍稀释的 DNA 模板 2 μl ,无菌水 7.6 μl 。PCR 扩

增条件为：95℃变性 3 min，95℃熔解 30 s，55℃退火 45 s，72℃延伸 45 s，40 个循环之后 72℃延伸 7 min。阴性对照中，用灭菌双蒸水代替 DNA 模板。

PCR-DGGE 指纹图谱分析：产甲烷古菌 16S rRNA 基因片段采用特异性引物 1106F-GC/1378R 进行扩增，引物序列为 1106F-GC(5'-CGCCCGCCGC GCGCGGCGGGCGGGGCGGGGGCACGGGGGGG TTWAGTCAGGCAACGAGC-3')，1378R(5'-TGTGCA AGGAGCAGGGAC-3')^[25]。PCR 反应应用试剂盒 Premix Taq® Version 2.0 Kit (TaKaRa)，50 μl 的 PCR 体系添加 50 ng 的 DNA 模板量。PCR 反应条件：95℃变性 5 min，95℃熔解 30 s，50℃退火 30 s，72℃延伸 30 s，40 个循环之后 72℃延伸 5 min。PCR 扩增产物用 1% 琼脂糖凝胶电泳验证。采用 BIO-RAD Dcode 系统 (Bio-Rad, CA, USA) 对产甲烷古菌 16S rRNA 基因片段 PCR 产物进行 DGGE 指纹图谱电泳。使用 8% 聚丙烯酰胺凝胶，电泳缓冲液为 0.5×TAE，变性梯度 55%~63%；PCR 产物上样量为 200 ng DNA；电压 55 V，60℃，电泳 16 h；用 SYBR Green I (Invitrogen) (1:10000, v/v) 染色 30 min，后用 Gel DocTMEQ imager (Bio-Rad) 成像拍照^[25]。

使用 Excel 2007 计算数据的平均值及标准偏差，使用 SPSS 13.0 计算数据在 $P<0.05$ 水平上的显著性差异 (Duncan 新复极方差)，使用 Origin 8.6 进行绘图。

2 结果与讨论

2.1 堆体温度的变化

在堆肥初期，各处理的温度均快速上升 (图 1)，第 1 天所有处理的温度均超过 50℃。F 和 CK 处理温度上升较快，在第 6 天就分别达到最高温度 (79.5℃ 和 79℃)，F 处理的温度在堆肥前期略高于 CK，表明沸石的加入不仅不会影响堆肥的高温进程，可能还略有刺激。这与罗一鸣等^[26]在鸡粪与玉米秸秆混合堆肥发酵中加入沸石的堆肥结果一致。G 处理温度上升速度较慢，在第 16 天才达到堆肥最高温度 77℃。罗一鸣等^[27]发现猪粪堆肥中当过磷酸钙添加量达到和超过初始物料干质量的 6.6% 时，堆体内在升温阶段起主导作用的嗜热微生物活性可能受到了一定抑制，造成堆肥升温缓慢。本研究结果与之相类似，表明过磷酸钙的添加对于鸡粪堆肥中的微生物活性同样具有一定的抑制效果。

温度被认为是堆肥稳定度评价最简捷的物理指标，也是判断堆肥能否达到无害化要求的最重要的指标之一^[28]。不同处理堆肥过程中的温度变化如图 1

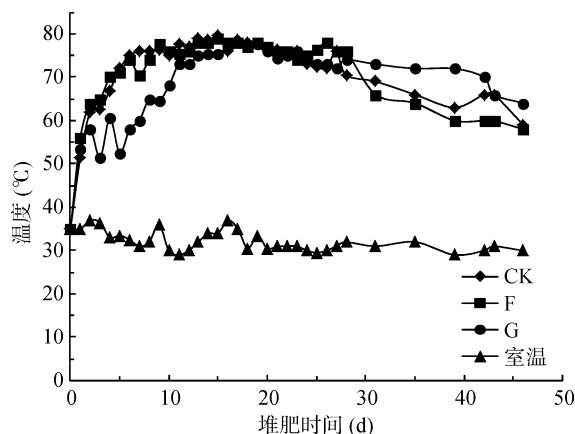


图 1 堆肥过程中的温度变化

Fig. 1 Temperature changes under different composting treatments

所示。各处理均经历 3 个阶段，即升温阶段、高温阶段和降温阶段。各处理的高温阶段持续时间相似，到堆肥结束时各处理的温度均高于 50℃，这可能是由于鸡粪和米糠中含有大量的可分解的有机质，堆体中的高温菌活跃，降解有机质时产生热量，同时可能与环境温度有关，堆肥试验时为夏季，环境温度高于 30℃。堆肥过程中，各处理 >55℃ 的天数为 45 d，远远超过了无害化要求中规定的 7 d^[29]。

2.2 堆体 pH 的变化

各处理堆肥过程中的 pH 变化趋势见图 2。3 个处理的 pH 变化呈现两种明显不同的趋势：CK 和 F 处理：堆肥 pH 一开始就有明显上升，然后回落，第 5 天 pH 突升，F 处理的 pH 在第 5 天直接从 7.30 上升到 9.10，CK 处理的 pH 也跃升到 8.87；而后，一直维持在较高水平 (pH ≥ 8.70)，直到堆肥过程结束。这可能是因为堆肥过程中在微生物的作用下，含氮有机物质大量分解，产生大量氨氮，导致堆肥 pH 的升高。自堆肥第 13 天起，F 处理的 pH 一直高于 CK 处理，可能是由于沸石是一种硅酸盐矿物，自身呈现碱性，并且沸石能够吸附堆肥过程中产生的氨氮^[30]，也可能与添加沸石后物料分解更剧烈有关。G 处理：整个堆肥过程，pH 一直维持中性略偏碱，最高时的 pH 为 7.97，到堆肥结束时的 pH 为 7.33。这是因为过磷酸钙中含有 3.5%~5.0% 的游离硫酸和磷酸，通过酸碱中和反应，阻止了堆肥的 pH 持续升高，同时也因为添加过磷酸钙后对于微生物活性有一定的影响 (图 1)，有机物料的分解矿化作用没有 CK 和 F 处理剧烈。pH 是影响堆肥过程中微生物生长和活性的重要因素之一，堆肥中微生物的生存环境以中性为宜，最适 pH 一般为 6.0~8.0，过高或过低都会影响微生物的生长和活性，进而影响堆肥反应的正常进行，也会影响 CH₄ 排放^[31]。

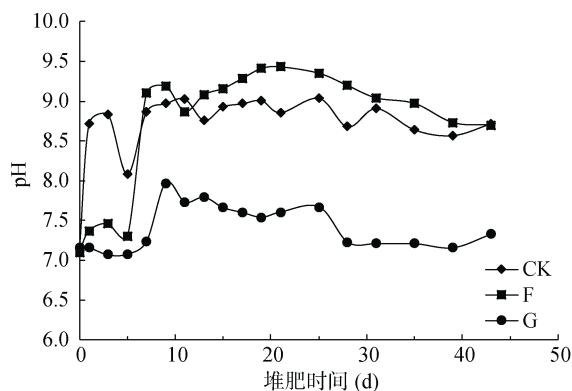
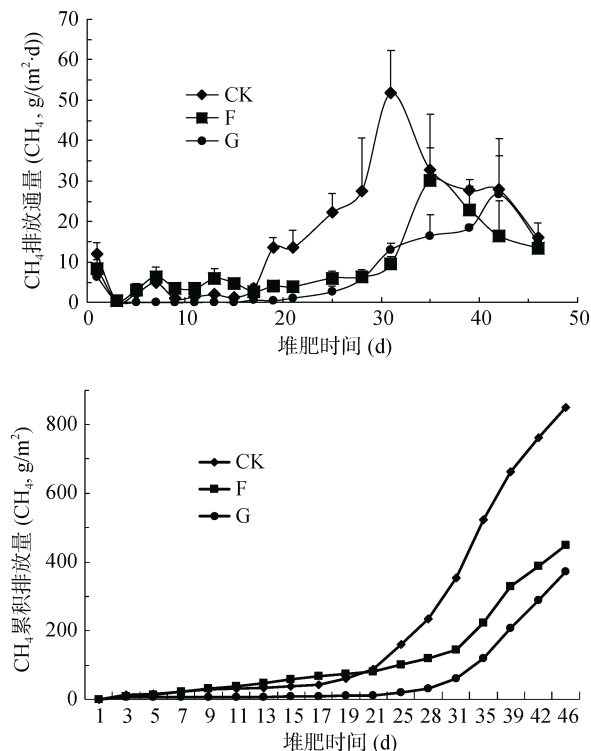


图 2 堆肥过程中的 pH 变化

Fig. 2 pH changes under different composting treatments

2.3 堆体 CH₄ 排放特征

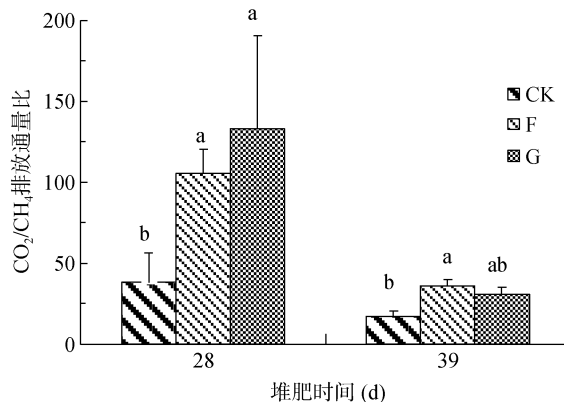
图 3 是各个处理的 CH₄ 排放通量动态变化。各处理条垛期 CH₄ 排放通量都很低, CH₄ 排放主要集中在后熟期, 后熟期 CH₄ 的排放占整个堆肥过程中 CH₄ 排放总量的 86% 以上; 到堆肥末期, CH₄ 排放通量逐渐下降。

图 3 不同处理堆肥过程中的 CH₄ 排放变化Fig. 3 Changes of CH₄ emission fluxes under different composting treatments

条垛期, 虽然各个处理的 CH₄ 排放通量都很低, 但 CK 处理和 F 处理的 CH₄ 排放通量明显高于 G 处理, 累积排放通量分别为 38.23、59.11 g/m², 远高于 G 处理的 8.14 g/m²。堆肥第 17 天, 即后熟期第 2 天开始, CK 处理的 CH₄ 排放通量开始明显上升, 并在

堆肥第 31 天达到排放高峰。而 F 和 G 处理的 CH₄ 排放通量缓慢增加, 并且排放峰期明显延后, F 处理在第 35 天达到排放高峰, G 处理在第 39 天达到排放高峰, 且 CH₄ 排放通量峰值也明显低于 CK。比较不同处理的 CH₄ 累积排放量, 可以发现 F 和 G 处理的 CH₄ 累积排放量明显低于 CK, 分别为 448.44 g/m² 和 372.16 g/m², 较对照(849.78 g/m²)分别减少 47.23% 和 56.20%。罗一鸣等^[27]研究发现, 添加初始物料干质量的 3.3% 和 6.6% 过磷酸钙可减少猪粪堆肥 62.9% 和 22.4% 的 CH₄ 排放, 并且延后了 CH₄ 排放峰值, 与本研究结果相近。Hao 等^[20]认为过磷酸钙(含硫酸钙组分)增加了堆肥中的 SO₄²⁻ 离子浓度, 影响了堆体中碳的代谢, 并对产甲烷古菌产生抑制作用是 CH₄ 排放减少的主要原因。本研究中 G 处理的 CH₄ 排放量低于 CK 处理, 其原因推测与之相同; 而添加沸石处理(F)的减排原因推测可能是因为沸石具有多孔结构, 可以有效提高堆体材料的孔隙度, 提高局部环境的好氧程度。

微生物在有氧条件下进行好氧发酵, 产生 CO₂, 若堆肥过程中通气不良, 出现局部厌氧环境, 则有机物在分解过程中被堆体内的产甲烷古菌等还原为 CH₄。堆肥条垛期, 翻堆频率高, 堆体透气性好; 后熟期为静置堆肥, 空气从堆肥孔隙中扩散到堆体内部, 堆体孔隙度大小决定着空气通量的大小。对不同处理后熟期的 CO₂/CH₄ 排放比例进行了比较, 如图 4 所示。在堆肥第 28 天和第 39 天, 两种添加剂处理的 CO₂/CH₄ 排放比例均高于 CK, 表明使用添加剂可以改善堆体的好氧环境, 进而降低 CH₄ 的排放。



(图中不同小写字母表示同一时间点的不同处理在 $P < 0.05$ 水平差异显著, 下同)

图 4 堆肥后期不同处理的 CO₂/CH₄ 排放比Fig. 4 CO₂ and CH₄ emission proportion of later composting stage

2.4 堆体产甲烷菌 RCR-DGGE 指纹图谱分析

PCR-DGGE 指纹图谱可以通过比较不同处理的

条带数量和光密度值分析不同处理及不同时间点的产甲烷古菌群落组成的差异。分别选取堆肥开始(堆肥第 1 天)、条垛转后熟(堆肥第 15 天)、和 CH_4 排放速率上升最快(堆肥第 28 天)进行产甲烷古菌群落多样性分析比较,结果如图 5 所示:在堆肥第 1 天各处理条带数量一致,条带 6 亮度最高,表明堆肥起始时候 3 个处理之间的产甲烷古菌群落结构相似。堆肥第 15 天,不同处理的主条带(条带 6)亮度都很高,并都

出现了新的条带(条带 7),且处理之间的条带没有差异。堆肥第 28 天,没有出现新的条带,但是 3 个处理的条带 4 的条带亮度明显减弱,CK 处理和 G 处理的条带 6 亮度也明显减弱。上述 DGGE 结果表明,在同一堆肥时间点,不同处理之间的产甲烷古菌的群落组成差异很小。因此,推测不同处理之间的 CH_4 排放量差异与产甲烷古菌的群落组成差异变化关系不大。

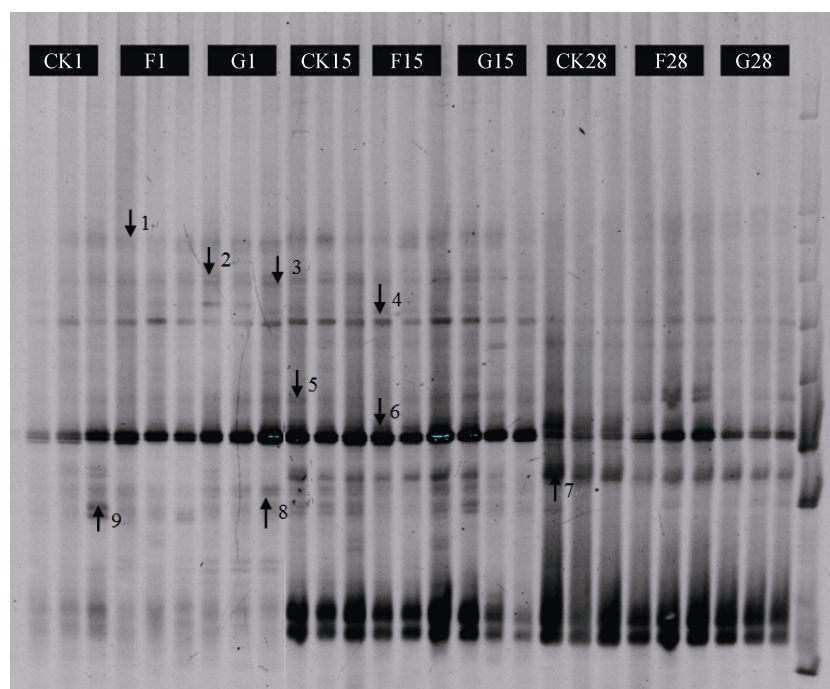


图 5 产甲烷古菌基因片段的 DGGE 指纹图谱

Fig. 5 DGGE fingerprinting profiles of methanogenic archaeal gene fragments

2.5 堆体产甲烷古菌数量和活性

堆肥中 CH_4 的排放是由产甲烷古菌活动产生的,产甲烷古菌的数量与反应堆肥过程中 CH_4 的排放量直接相关。由图 6A 可以看出,条垛期各处理产甲烷古菌的数量较低,到了堆肥后熟期产甲烷古菌数量明显增多,产甲烷古菌数量变化趋势与 CH_4 的排放通量变化趋势(图 3)相类似。堆肥第 1 天,不同处理的产甲烷古菌数量依次为 CK(1.51×10^7 拷贝数) > F(1.32×10^7 拷贝数) > G(1.04×10^7 拷贝数),各处理之间无明显差异。整个条垛期各处理的产甲烷古菌数量保持相近的较低水平。后熟期,从第 15 天(转后熟第 1 天)开始,不同处理的产甲烷古菌数量出现明显上升。堆肥第 28 天,CK 处理的产甲烷古菌数量达到最大值,不同处理的产甲烷古菌数量依次为 CK(5.31×10^8 拷贝数) > F(2.48×10^8 拷贝数) > G(2.08×10^8 拷贝数),CK 处理的产甲烷古菌数量明显高于添加剂处

理。与不同添加剂处理 CH_4 排放峰值低于 CK 而且较 CK 处理延后(图 3)一致,添加剂处理的产甲烷古菌数量的峰值也同样低于 CK,且延后。相关性分析表明,产甲烷古菌数量与 CH_4 排放通量之间极显著性正相关(0.894^{**})。

为了比较不同处理间产甲烷古菌活性的差异,选择堆肥关键时期同一时间点的 CH_4 排放量和产甲烷古菌数量进行比值,不同处理产甲烷古菌产甲烷活性(比活力)变化如图 6B 所示:堆肥第 1 天,各处理的产甲烷古菌产甲烷比活力较强,不同处理的产甲烷古菌活性依次为 F($7.92 \times 10^{-7} \text{ g}/(\text{m}^2 \cdot \text{d} \cdot \text{copy})$) > CK($7.89 \times 10^{-7} \text{ g}/(\text{m}^2 \cdot \text{d} \cdot \text{copy})$) > G($6.45 \times 10^{-7} \text{ g}/(\text{m}^2 \cdot \text{d} \cdot \text{copy})$),但各处理间不存在显著差异。产甲烷古菌活性很高的原因可能是堆肥试验开始前,鸡粪静置堆放,堆体高度厌氧。堆肥开始后各处理产甲烷菌活性均降低。在堆肥第 15 天和第 28 天,各处理的产甲烷古菌的活性明显

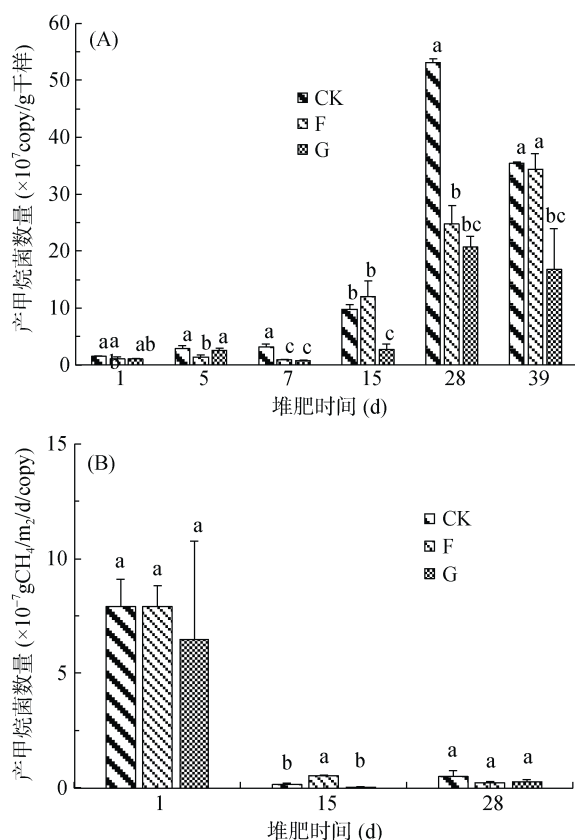


图 6 添加剂对产甲烷菌数量(A)和活性(B)的影响
Fig. 6 Quantities and activities of methanogens under different composting treatments

低于堆肥第 1 天；不同处理间的活性差异不大。不同处理的产甲烷古菌活性变化及差异与堆肥过程中 CH₄ 的排放通量变化趋势明显不同，因此，可以推测沸石和过磷酸钙这两种添加剂处理主要是通过降低产甲烷古菌的数量来减少 CH₄ 排放的。

结合前面的研究结果，推测两种添加剂削减 CH₄ 排放的机制可能为：过磷酸钙主要通过增加堆肥中的 SO₄²⁻ 离子浓度、影响堆体的氧化还原电位来抑制产甲烷菌数量的增加，从而导致 CH₄ 排放降低；沸石主要通过增加堆体 pH 至偏碱性(9.0 左右)的环境，以及提高堆体孔隙度增加局部好氧环境，来降低产甲烷菌的数量，从而抑制 CH₄ 排放。

3 结论

1) 添加沸石或过磷酸钙均明显减少了堆肥过程中的 CH₄ 排放总量，延后了 CH₄ 的排放高峰期，并且降低了 CH₄ 的排放峰值，CH₄ 排放总量比 CK 分别减少了 47.23%、56.20%。

2) CH₄ 的排放集中在堆肥中后期的腐熟阶段，与 CK 相比，添加沸石或过磷酸钙均增加了该时期堆体的透气性，改变了堆体的厌氧环境，降低了产甲烷古

菌的数量，但对产甲烷古菌群落的多样性和产甲烷活性没有明显影响。

3) 与 CK 相比，添加沸石降低了后熟期堆体的温度，增加了堆体的 pH，而过磷酸钙则与之相反；但两者均可以有效地降低 CH₄ 的排放。推测这两种理化性质存在明显不同的调理剂的 CH₄ 减排机制可能存在差异。因此，在实际堆肥过程中，沸石和过磷酸钙可以作为有效的 CH₄ 减排添加剂使用；同时根据不同添加剂的性质特点，调整堆肥工艺流程可能更大程度上削减 CH₄ 的排放。

参考文献：

- [1] 陈瑞蕊, 王一鸣, 胡君利, 等. 畜禽粪便管理系统中甲烷的产排特征及减排对策[J]. 土壤学报, 2012, 49(4): 815–823
- [2] IPCC. Climate Change 2007: Mitigation of climate change. Contribution of working group III to the fourth assessment report of the intergovernmental panel on climate change[M]. Cambridge, United Kingdom: Cambridge University Press, 2007: 63–67
- [3] Steed J, Hashimoto A G. Methane emissions from typical manure management-systems[J]. Bioresource Technology, 1994, 50(2): 123–130
- [4] 张田, 卜美东, 耿维. 中国畜禽粪便污染现状及产沼气潜力[J]. 生态学杂志, 2012, 31(5): 1241–1249
- [5] 朱凤连, 马友华, 周静, 等. 我国畜禽粪便污染和利用现状分析[J]. 安徽农学通报, 2008, 14(13): 48–50
- [6] Wei Y S, Fan Y B, Wang M J, et al. Composting and compost application in China[J]. Resources, Conservation and Recycling, 2000, 30(4): 277–300
- [7] 郑嘉熹, 魏源送, 吴晓凤, 等. 猪粪堆肥过程保氮固磷及温室气体(N₂O)减排研究[J]. 环境科学, 2011, 32(7): 2047–2055
- [8] 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
- [9] Hao X Y, Chang C, Larney F J. Carbon, nitrogen balances and greenhouse gas emission during cattle feedlot manure composting[J]. Journal of Environmental Quality, 2004, 33(1): 37–44
- [10] Ahn H K, Mulbry W, White J W, et al. Pile mixing increases greenhouse gas emissions during composting of dairy manure[J]. Bioresource Technology, 2011, 102: 2904–2909
- [11] Park K H, Jeon, J H, Jeon, K H, et al. Low greenhouse gas emissions during composting of solid swine manure[J]. Animal Feed Science and Technology, 2011, 166–167: 550–556
- [12] El Kader N A, Robin P, Paillat J M, et al. Tilling, compacting and the addition of water as factors affecting gaseous emissions in farm manure composting[J]. Bioresource Technology, 2007, 98(14): 2619–2628
- [13] Tamura T, Osada T. Effect of moisture control in pile-type composting of dairy manure by adding wheat straw on

- greenhouse gas emission[J]. International Congress Series, 2006, 1293(1): 311–314
- [14] Jiang T, Li G X, Tang Q, 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 Sciences 2011, 23(10): 1754–1760
- [15] 赵晨阳, 李洪枚, 魏源送, 等. 翻堆频率对猪粪条垛堆肥过程温室气体和氨气排放的影响[J]. 环境科学, 2014, 35(2): 533–540
- [16] 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
- [17] 李艳波, 史怀, 陈峥, 等. 发酵床养殖陈化垫料堆肥过程中的温室气体排放[J]. 福建农业学报, 2015, 30(11): 1097–1101
- [18] 高丹, 张红玉, 李国学, 等. 余热和菌剂对垃圾堆肥效率及温室气体减排的影响[J]. 农业工程学报, 2010, 26(10): 264–271
- [19] Chowdhury M A, de Neergaard A, Jensen L S. Potential of aeration flow rate and bio-char addition to reduce greenhouse gas and ammonia emissions during manure composting[J]. Chemosphere, 2014, 9: 16–25
- [20] Hao X Y, Larney F J, Chang C, et al. The effect of phosphor-gypsum on greenhouse gas emissions during cattle manure composting[J]. Journal of Environmental Quality, 2005, 34(3): 774–781
- [21] 李德生, 黄晓东, 王占生. 生物沸石反应器在微污染水源水处理中的应用[J]. 环境科学, 2009, 32(3): 130–138
- [22] 林小凤, 李国学, 任丽梅, 等. 氯化铁和过磷酸钙控制堆肥氮素损失的效果研究[J]. 农业环境科学学报, 2008, 27(4): 1662–1666
- [23] 黄向东, 韩志英, 石德智, 等. 畜禽粪便堆肥过程中氮素的损失与控制[J]. 应用生态学报, 2010, 21(1): 247–254
- [24] Feng Y Z, Lin X G, Yu Y C, et al. Elevated ground-level O₃ negatively influences paddy methanogenic archaeal community. archaeal community[J]. Scientific Reports, 2013 3: 3193
- [25] Feng Y Z, Xu Y P, Yu Y C, et al. Mechanisms of biochar decreasing methane emission from Chinese paddy soils[J]. Soil Biology & Biochemistry, 2012, 46: 80–88
- [26] 罗一鸣, 魏宗强, 孙钦平, 等. 沸石作为添加剂对鸡粪高温堆肥氨挥发的影响[J]. 农业工程学报, 2011, 27(2): 243–247
- [27] 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
- [28] 吴银宝, 汪植三, 廖新伟, 等. 猪粪堆肥腐熟指标的研究[J]. 农业环境科学学报, 2003, 22(2): 189–193
- [29] 李国学, 张福锁. 固体废物堆肥化与有机复混肥生产[M]. 北京: 化学工业出版社, 2000: 5–14
- [30] 黄懿梅, 曲东, 李国学. 调理剂在鸡粪锯末堆肥中的保氮效果[J]. 环境科学, 2003, 24(2): 156–160
- [31] 王悦, 董红敏, 朱志平. 畜禽废弃物管理过程中碳氮气体排放及控制技术研究进展[J]. 中国农业科技导报, 2013, 15(5): 143–149

Effects of Adding Zeolite and Superphosphate on Greenhouse Gas Emission and Methanogens During Chicken Manure Composting

LI Huijie^{1,2}, WANG Yiming^{1*}, LIN Xiangui¹, PENG Shuang¹, SUN Mengmeng³

(1 State Key Laboratory of Soil and Sustainable Agriculture, Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, China; 2 University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China; 3 Hongta Tobacco Group Co. Ltd., Yuxi, Yunnan 653100, China)

Abstract: To study the effects of zeolite and superphosphate amendments on CH₄ emission during the high-temperature composting, an outdoor pilot scale experiment was carried out for 46 days. The composting materials were chicken manure and rice bran, and the adding amendments were zeolite and superphosphate. The study detected CH₄ emission and analyzed the structure of methanogens through PCR-DGGE and the numbers of methanogens through Quantitative Real-time PCR. The results indicated that there was more CH₄ emission during the middle and late composting maturing phase, zeolite and superphosphate amendments delayed and cut CH₄ emission peak. CH₄ emission peak of the control treatment occurred on the 31th day of the composting (CH₄, 66.08 g/(m²·d)), while occurred on the 35th and 39th day in zeolite and superphosphate treatments, respectively (CH₄ 30.24 g/(m²·d) and 27.38 g/(m²·d)), and CH₄ emission was reduced by 47.23% and 56.20% with zeolite and superphosphate amendments. There was no significant difference of community structure of methanogens between zeolite and superphosphate treatments, but the adding amendments of zeolite and superphosphate increased the air permeability during the late composting maturing phase, increased CO₂ and CH₄ emission proportion and reduced the concentration of methanogens. So, zeolite and superphosphate could reduce CH₄ emission in chicken manure composting effectively, and superphosphate is better on CH₄ emission reduction.

Key words: Chicken manure composting; Methane; Emission reduction; Methanogens