



文章栏目：固体废物处理与资源化

DOI 10.12030/j.cjee.202103205

中图分类号 X71

文献标识码 A

贺仕磊, 周倩倩, 弓亚方, 等. 基于麦饭石与添加剂不同联用方式对猪粪堆肥过程的调控[J]. 环境工程学报, 2021, 15(7): 2417-2426.

HE Shilei, ZHOU Qianqian, GONG Yafang, et al. Regulation of the pig manure composting process based on the different combined methods of medical stone and additives[J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2021, 15(7): 2417-2426.

基于麦饭石与添加剂不同联用方式对猪粪堆肥过程的调控

贺仕磊^{1,2}, 周倩倩², 弓亚方², 周莉娜², 毛晖^{1,2,*}

1. 农业农村西部植物营养与农业环境重点实验室, 杨凌 712100

2. 西北农林科技大学资源环境学院, 杨凌 712100

第一作者: 贺仕磊(1997—), 男, 硕士研究生。研究方向: 废物资源化。E-mail: 1358672247@qq.com

*通信作者: 毛晖(1977—), 男, 博士, 教授。研究方向: 农业废弃物资源化。E-mail: maohui@nwsuaf.edu.cn

摘要 针对单一添加剂施用于堆肥中作用有限, 且多种添加剂混合施用效果不明的问题, 向猪粪堆肥中添加麦饭石, 以及其与竹炭和高温好氧菌剂的不同联用处理; 通过对理化性质以及门水平上微生物群落的测定, 了解各添加剂处理对堆肥过程的改善效果, 并用冗余分析探究了微生物群落变化与环境因子的多元关系。结果表明, 添加麦饭石及其联用剂对理化性质的优化不明显, 尤其未明显加快堆肥速率; 在堆肥过程中, 门水平上的 4 种优势菌落数量均发生了变化, pH 是该堆肥化过程微生物改变的主要驱动因素; 堆肥过程 CO₂、CH₄、NH₃ 及 N₂O 的排放主要与厚壁菌门和拟杆菌门的菌落活动相关。该研究结果可为堆肥生产中添加剂的混合施用提供参考。

关键词 麦饭石; 堆肥化; 温室气体; 厚壁菌门

据统计, 全国每年禽畜粪便量达 40×10^8 t, 而猪粪占比为 36.71%^[1]。为避免猪粪处理不当造成环境问题及危及人群健康, 需要及时合理地对其进行处置^[2]。堆肥被认为是低成本且危害小的禽畜粪便处理方式^[3], 但堆肥化易产生氨气等气体对环境形成胁迫^[4-5], 在一定程度上会限制好氧堆肥处理技术的发展。

有研究表明, 在堆肥过程中加入麦饭石等添加剂能够有效调控堆肥化过程。例如, LUO 等^[6]以 10% 的比例使用磷石膏作为添加剂, 显著降低了猪粪堆肥过程中的 NH₃ 和 CH₄ 排放; 添加双氰胺和 10% 的磷石膏则进一步减少了 N₂O 的排放。YANG 等^[7]发现, 磷石膏和超磷酸盐的加入大大减少了厨房垃圾堆肥过程中 CH₄ 和 NH₃ 排放量, 但 N₂O 的排放量有所增加。LIU 等^[8]将物料干质量 7.5% 的过磷酸钙加入到鸡粪、牛粪和麦秸混合物堆肥中, 结果是添加过磷酸钙的处理组温室气体排放量相较于对照组有所上升。在实际生产应用中, 施用单一添加剂作用有限, 需施用多种添加剂对堆肥化过程进行调控。然而在一些研究中, 添加剂的单一或混合施用在不同实验条件下表现作用相异, 因此还需对堆肥过程添加剂的混用进行多尝试, 以获得最优的堆肥效果。

收稿日期: 2021-03-30; 录用日期: 2021-06-11

基金项目: 陕西省科技重大专项 (2020zdzx03-02-01)

在本研究中,向猪粪堆肥中添加麦饭石,以及其与竹炭和高温好氧菌剂的不同联用处理,通过对理化性质以及门水平上微生物群落的测定,了解各添加剂处理对堆肥过程的改善效果,并探讨微生物群落变化与环境因子的多元关系。该研究结果可为堆肥生产中添加剂的混合施用提供参考。

1 材料与方法

1.1 基本物料

猪粪取自西北农林科技大学某生态实验农场;木屑收集自陕西杨凌某木材加工厂。加入木屑将堆肥混合物的体积湿度调整至约60%、碳氮比(C/N)至35、密度至 $0.5 \text{ kg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。高温好氧微生物菌剂取自西安交通大学;竹炭为商用竹炭,颗粒直径为2~3 mm、比表面积为 $54.5 \text{ m}^2\cdot\text{g}^{-1}$ 、总孔容为 $0.025 \text{ cm}^3\cdot\text{g}^{-1}$;麦饭石含水率为0.05%、pH为9.76、有机物和总凯氏氮(TKN)含量为 $0 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。堆肥原物料的理化性质见表1。

表1 堆肥原物料的理化性质
Table 1 Physical and chemical properties of compost raw materials

供试原料	含水率/%	pH	TKN/($\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$)	有机物/($\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$)	C/N
猪粪	76.46±0.12	8.26±0.02	28.42±0.34	742.3±1.5	15.15±0.16
木屑	10.54±0.08	6.56±0.01	1.86±0.13	852.3±3.2	265.8±1.2
竹炭	0.35±0.08	8.42±0.02	1.21±0.03	915.5±8.6	438.9±2.3
麦饭石	0.05	9.76	—	—	—

1.2 堆肥制作

堆肥装置为实验室规模的玻璃瓶反应装置(高27.5 cm,直径17 cm),按照添加剂混合施用方式分为5组:CK、CK+MS、CK+MS+BC、CK+MS+B、CK+MS+BC+B。分别对应:不施用任何添加剂的对照组、添加麦饭石处理组、添加麦饭石和竹炭处理组、添加麦饭石和菌剂处理组、添加麦饭石、竹炭及菌剂处理组。猪粪和木屑5:1混合,以将混合物含水率调至60%左右。麦饭石以及竹炭以混合物干重5%进行添加并完全混合,混合物重量约3 kg。每个反应器设置3个孔,1个在瓶底,用于将空气泵入容器,其余2个在塑料盖上,1个用于空气流出,另1个用于温度测量,全过程每日都测量3次温度并取平均值,同时记录室温温度,所有处理重复3次。在堆肥过程中,通风条件设置为:通风量为 $0.35 \text{ m}^3\cdot\text{min}^{-1}$,频率为每日2次,每次30 min,时间固定为9:00和15:00,堆肥过程持续36 d。在第1、3、5、7、9、12、16、25和36 d于12:00采集堆肥均质样品约160~200 g;所取样品分为2部分,1份保存在4℃中以备分析;另1份风干并通过0.1 mm的筛以备后续分析;并将第9 d和第36 d的新鲜样品冷冻以备测定。

1.3 采样测定

每日采用水银温度计于堆体中部测温,同时测定环境温度。pH的测定取鲜样5 g按水样质量比10:1振荡2 h后使用MP521 pH测定仪测定。TOC的测定采用马弗炉灼烧法(550℃),称取5 g样品于坩埚中,放入500℃马弗炉中灼烧6 h称重。TN用凯氏定氮法测定。气体样品用1-L Tedlar®PLV气体采样袋采集^[9], N_2O 、 CO_2 和 CH_4 的气体排放量采用气相色谱法(Agilent 7890A, US)测定, NH_3 采用硼酸溶液中吸收,用 $1 \text{ mol}\cdot\text{L}^{-1}$ HCl溶液进行滴定。使用FastDNA土壤旋转试剂盒从堆肥样品中提取DNA(MP Biomedicals LLC, Ohio, USA),按说明书要求提取DNA干样0.5 g。用分光光度计测定提取DNA的数量和质量(Thermo Fisher Scientific Inc., Waltham, MA, USA)。提取的DNA用琼脂糖凝胶电泳进行大小分级,用细菌通用引物515f(5'-GTGCCAGCMGCCG CGGT AAT-3')和806r(5'-GGACTACHVGG TWTCTAA-3')扩增出细菌总16SrDNA基因,微生物样品

均是送至专业商业实验室进行 16S rDNA 测定。

2 结果与讨论

2.1 添加剂对堆肥过程温度的影响

图 1 为各处理组温度的变化曲线。该温度曲线呈现出与众多堆肥过程相似的经典温度模式，即在堆肥开始 0~8 d 时间内 5 组堆体的温度均迅速上升并进入高温期 ($>50\text{ }^{\circ}\text{C}$)，升温期堆体中含有微生物生长活动所必需的营养物质。其中，易降解的有机物被微生物代谢所利用，从而释放大热量使得堆体温度快速上升^[10]。8~15 d 为堆体的高温期；15~30 d 为降温期；30 d 至堆肥结束为腐熟期，堆肥达到稳定。其中，在高温期内 8~12 d 时间段，各组温度有不同程度下降，同时室温也出现下降，而各组温度在 12~15 d 内又再次快速上升到 $65\sim 70\text{ }^{\circ}\text{C}$ 之间。用单因素方差法对 8~12 d 的各组温度进行分析，结果显示，与对照组相比，其余 4 个处理组的温度波动更大，即各添加剂处理均对该阶段堆体的温度变化产生了显著性影响 ($p<0.05$)。有研究表明，可降解难易程度相异的有机碳的质量与酶促反应的自由能及其温度敏感性呈反相关^[11-12]，因此施用麦饭石等添加剂对酶的环境温度敏感性产生了一定影响。此外，在高温阶段 5 组堆体的温度均高于 $55\text{ }^{\circ}\text{C}$ ，并且在此高温段持续超过 3 d，说明本实验得到了安全卫生的堆肥产品^[13]。

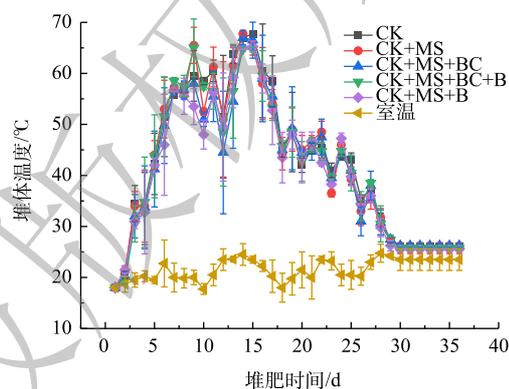


图 1 堆肥过程温度的变化

Fig. 1 Changes in temperature during composting

2.2 添加剂对堆肥过程 pH 的影响

图 2 为各处理组 pH 的变化曲线。各组 pH 变化均在 7.5~9.5 范围内，且趋势为在堆肥初期 0~7 d 内迅速上升至最高值 (>9.0)；7~9 d 内快速下降到 8.0~8.5 之间；9~16 d 内再次上升到最高值；在 16~25 d 内经历 1 次微幅降低后升至最高值。

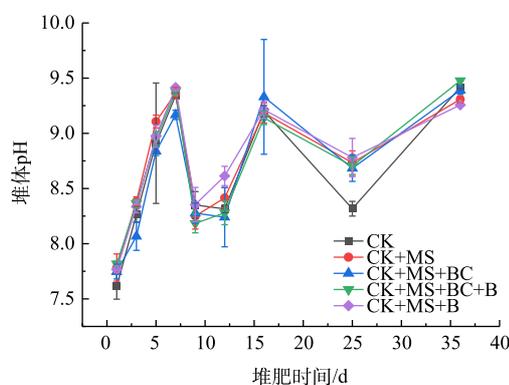


图 2 堆肥过程 pH 的变化

Fig. 2 Changes in pH during composting

本研究原物料及添加剂为碱性，且微生物在堆肥初期分解含氮有机物产生了大量的 NH_3 造成此阶段的 pH 快速上升^[14]。硝化菌的硝化作用产生了大量 H^+ ，且微生物对 TOC 和 TN 的连续降解生成碳酸盐及有机酸^[14-15]，这 2 个原因造成了 7~9 d 内 pH 的降低。易分解有机物趋于枯竭造成微生物活动减弱，使得各组堆体

氨挥发能力较弱形成了碳酸盐缓冲体系^[16]，因此 pH 会再次上升并维持在稳定范围内。对 5 组 pH 进行单因素方差分析，结果显示，施加添加剂并未对堆肥过程中 pH 变化产生显著性影响 ($p>0.05$)。此外，有研究^[17]发现，微生物在酸性环境中活性降低并导致酸性气体的产生，本实验的 pH 均在碱性范围，因此各组都呈现出良好的堆肥化过程。

2.3 添加剂对堆肥过程 TOC 的影响

图 3 为各处理组 TOC 的变化曲线。5 组 TOC 值呈现出相同的变化趋势，即在堆肥初期 0~10 d 内 TOC 含量迅速下降，此后以缓慢速度继续下降至堆肥化结束。

TOC 损失主要是微生物利用有机碳作为能源, 因此在整个堆肥过程中, TOC 伴随微生物活动不断下降^[18]。堆肥初期的微生物活动较强, 后期由于有机物较少导致微生物活动强度较低, 因此前期的下降速率更快。CK、CK+MS、CK+MS+BC、CK+MS+B、CK+MS+BC+B 的降幅分别为 21.88%、22.22%、22.94%、26.46%、29.84%, CK+MS+B 和 CK+MS+BC+B 的降幅明显更大, 这表明好氧菌剂的加入提高了有机碳的降解速率及降解程度。此外, 竹炭可以促进有机碳矿化并加剧 TOC 的还原, 同时也增加了堆肥基质孔隙率, 进而提高了微生物的活性^[19]。因此, CK+MS+BC 和 CK+MS+BC+B 组相较于对照组均表现出更好的降解能力。

2.4 添加剂对堆肥过程 TKN 的影响

图 4 为各处理组 TKN 的变化曲线。5 组 TKN 值在 0~5 d 内微幅下降; 在 5~16 d 内再大幅度上升至最高值; 最后保持稳定直至堆肥过程结束。硝化/反硝化作用受限于温度和 pH 条件^[20], 因此较高的温度及高 pH 值造成了堆肥初期 TKN 值下降。此后, TKN 值的增加可能是由于含氮有机物被微生物所降解、氨挥发减弱以及相关的浓度效应^[21-22]。对第 16 d 以后的结果进行单因素方差分析, 结果表明, 不同处理对高温期以后的 TKN 变化产生了显著影响 ($p < 0.05$)。其中, CK+MS+BC+B、CK+MS+B 的最高值分别为 $23.2 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ 、 $24.9 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$, 明显低于 CK 的最高值 $28.1 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$, 这可能是由于菌剂为好氧菌剂增大了 TKN 的降解程度。成熟阶段堆体温度降低导致氨挥发减弱^[20], 使得堆肥后期 TKN 值基本保持稳定。

2.5 添加剂对堆肥过程不同气体 (NH_3 、 N_2O 、 CO_2 、 CH_4) 排放的影响

1) 图 5(a) 为各处理组 NH_3 排放的变化曲线。各组趋势类似, 即在 0~9 d 内迅速上升并相继达到最高值, 此后迅速下降, 最后缓慢减少直至堆肥过程结束。这种变化趋势与温度变化趋势基本一致, 表明温度是其主要影响因素, 即微生物对含氮有机物的降解决定了 NH_3 排放。

对高温期的结果进行单因素方差分析, 结果显示, 施用添加剂对高温期 NH_3 的排放产生了显著影响 ($p < 0.05$), 4 个含添加剂实验组的 NH_3 最高排放值分别为 28.7、48.8、55.7、48.5 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 均低于对照组的排放峰值 58.7 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。这表明, 麦饭石和竹炭的添加可以抑制 NH_3 的排放, 这是因为麦饭石中含有大量 Ca^{2+} 与 Mg^{2+} 等离子, 与少量存在的 NH_4^+-N 结合使其更难向 NH_3-N 转化^[23]。此外, 菌剂与麦饭石、竹炭在该堆肥体系中表现为拮抗关系, 即添加该菌剂可以促进 NH_3 的排放。

2) 图 5(b) 为各处理组 N_2O 排放的变化曲线。在堆肥开始 7 d 内, 5 组值均小幅度下降; 7~16 d 内再次经历 1 次升降; 第 16 d 开始逐渐上升直至堆肥结束。

堆肥局部供氧不足而形成厌氧环境, 不利于微生物将铵态氮转化为硝态氮的硝化作用, 造成了初期 N_2O 的下降。升温期硝化菌活动较强且猪粪内部有机物丰富, 因此 N_2O 排放加强, 但高温

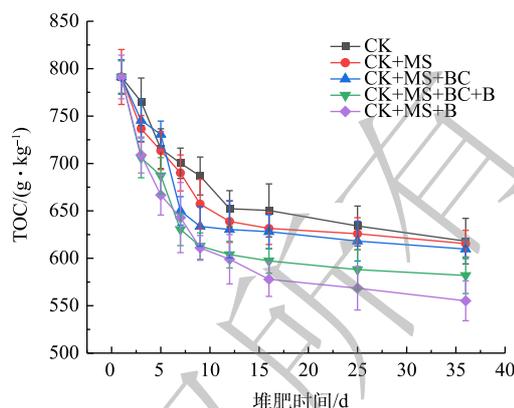


图 3 堆肥过程 TOC 的变化

Fig. 3 Changes in total organic carbon during composting

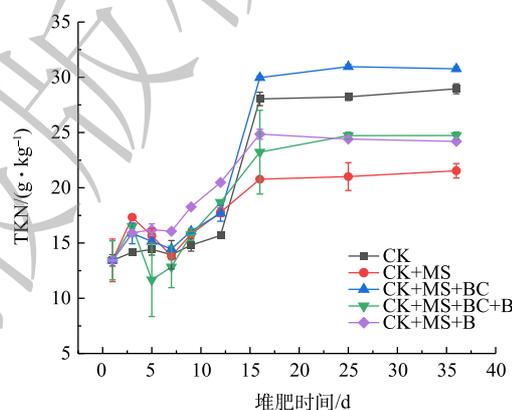


图 4 堆肥过程 TKN 的变化

Fig. 4 Changes in total Kjeldahl nitrogen during composting

(>40 °C) 会抑制硝化菌的硝化作用, 因此 N_2O 会下降^[5]。在本实验中, 高温期内各组均存在低水平的 N_2O 排放, 这不仅与堆体初始硝态氮浓度有关, 还可能是堆体中存在其他氧化菌能够在高温条件下实现对铵的氧化^[24]。据报道, 堆肥后期的反硝化阶段对产生 N_2O 贡献率更大^[25]。本实验堆肥后期微生物反硝化作用加强导致各组排放均有上升, 且相比于对照组更低, 这表明添加麦饭石可以有效降低 N_2O 排放。

3) CO_2 对温室效应贡献率最大, 其排放量远大于其他温室气体^[26]。图 5(c) 为各处理组 CO_2 排放的变化曲线。与温度变化趋势相似, CO_2 变化趋势较好地表征了堆体中微生物的活动强度。在高温期最高排放值在 CK+MS+BC 及 CK+MS+BC+B 中检测到, 如前述, 这是因为竹炭提高了微生物的活性^[19]。

4) CH_4 增温潜势是 CO_2 的 56 倍^[26], 亦是主要的温室气体。图 5(d) 为各处理组 CH_4 排放的变化曲线。在 0~5 d 内, CH_4 排放量出现 1 次快速升降; 从第 7 d 开始缓慢下降至 0 左右并维持该水平至堆肥结束。 CH_4 排放主要集中在升温期和高温前期, 这与向秋洁等^[27]的研究结果相似。

从图 5(d) 中看出, 对照组排放量低于其余组, 这表明施用麦饭石增强了 CH_4 的释放。这与涂志能^[28]的结果相异; 并且有研究认为, 甲烷氧化细菌的活性可能会因竹炭的加入而提高^[29], 本实验中麦饭石与竹炭虽然都是多孔结构, 但麦饭石与生物不相容, 因此降低了甲烷氧化菌的活性。此外, CK+MS+BC 堆体中检测出最高排放值, 而 CK+MS+BC+B 和 CK+MS+B 的最高排放值均低于前者。这是因为, 本实验用的高温好氧菌剂与产甲烷菌地位相当的优势菌, 二者形成了竞争关系, 从而导致了较低的 CH_4 排放^[30]。

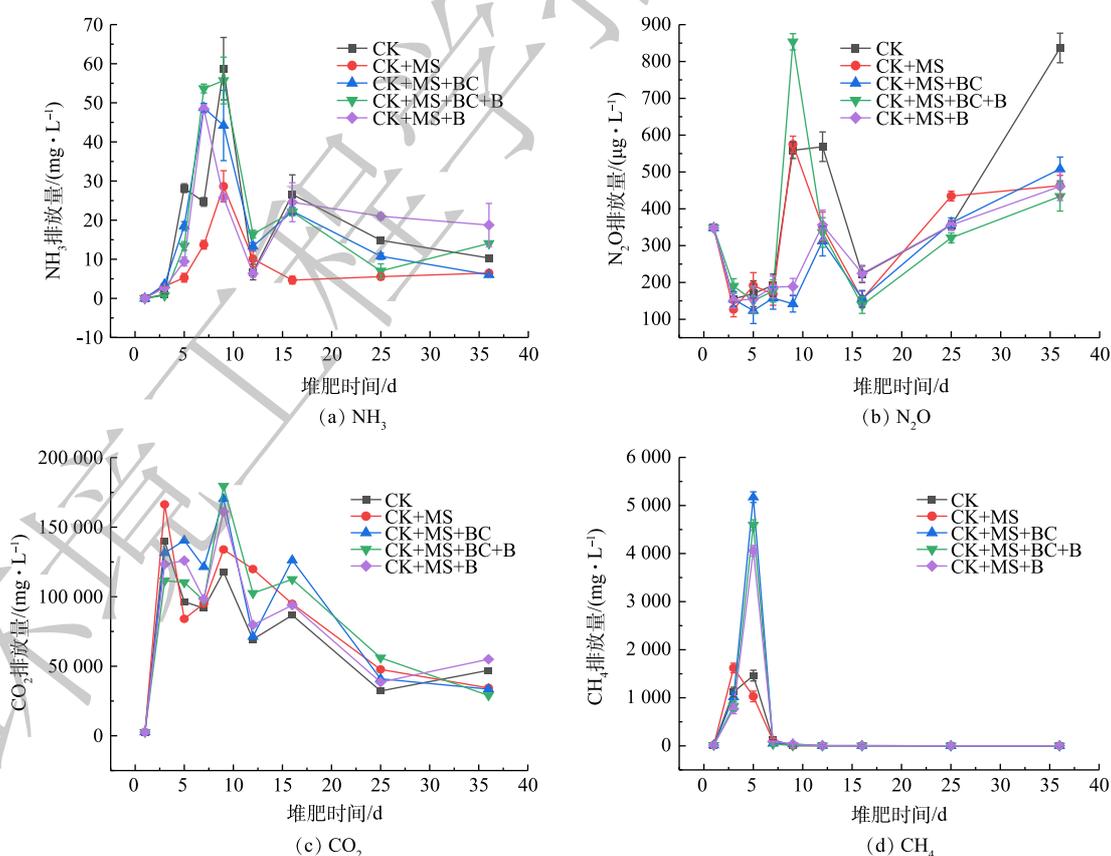


图 5 添加剂对堆肥中不同气体排放的影响

Fig. 5 Effects of additives on the emissions of different gases during composting

2.6 添加剂对堆肥过程微生物群落的影响

表2为样本Alpha多样性分析结果,图6为堆肥前后各组在门水平上微生物群落相对丰度条形图。表2中Chao1指数用来反映物种丰富度的指标,Shannon指数反映样品中微生物多样性,Coverage数值越高,则测序结果越能代表样本中微生物的真实情况。除CK+MS+BC、CK+MS+BC外,其余组的Chao1指数均下降,且在Shannon指数中,仅有CK+MS+BC+B、CK+MS+B两组增加。

表2 样本多样性分析(Alpha多样性)
Table 2 Sample diversity analysis (Alpha diversity)

指数	CK		CK+MS		CK+MS+BC		CK+MS+BC+B		CK+MS+B	
	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2
Chao 1	478	413	539	338	407	566	403	409	458	435
Coverage	0.9969	0.9984	0.9979	0.9984	0.9978	0.9975	0.9974	0.9982	0.9974	0.9970
Shannon	3.26	2.71	3.16	2.78	3.17	3.56	3.16	3.51	3.48	3.26

注:表中1、2表示在第9 d和第36 d采样。

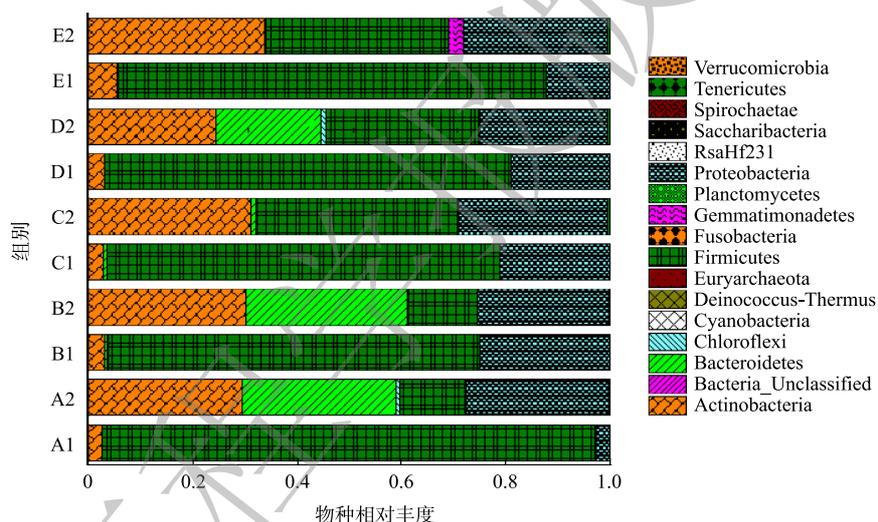


图6 堆肥中门水平上物种相对丰度

Fig. 6 Relative abundance of species at phylum level

5种堆体中的优势菌落有4种:放线菌门、拟杆菌门、厚壁菌门以及变形菌门。厚壁菌门是堆肥过程含量最高的优势菌门,这可能是因为在堆体中混合的木屑含有大量木质素,这有利于厚壁菌门中的菌类生存繁殖^[31];而到堆肥末期,木质素以及C、N等基本营养元素消耗殆尽,其含量均明显降低,可以解释为堆体理化性质的变化趋势主要由厚壁菌门造成。同时,相较于对照组,各处理组厚壁菌门的变化量均明显更低,这表明麦饭石及其联用剂有可能增强了该菌门的活动能力。其余3种菌门在经历堆肥过程后含量均显示出上升。此外,各堆体门水平上群落数均表现出降低,且堆肥末期CK的群落数明显少于其余各处理,这可能是麦饭石及其联用剂有可能改善了菌落生存环境。例如,周楫等^[32]发现,在污泥堆肥中添加竹炭可以使重金属有效态含量减少,钝化效果较好。而对于CK+MS+BC+B和CK+MS+B这2组来说,也可能是外源菌剂的引入与堆肥原有微生物形成竞争关系^[33],提高了后者的生存活动能力,这也解释了Shannon指数的变化;也有报道认为,竹炭是多孔且与生物相容的材料,因此可为微生物提供了生存繁殖场所^[34],这也解释了Chao1指数的变化。

2.7 微生物群落与环境因子及处理组别的多元关系

微生物推动堆肥化过程持续进行, 其变化受环境因素影响较大^[35], 为了解本实验堆肥化过程的驱动因素, 现对堆肥过程理化性质 (包括温度、pH、TOC、TKN)、气体排放 (包括 NH_3 、 N_2O 、 CH_4 、 CO_2) 以及微生物 (门水平) 3 项进行冗余分析 (RDA)。图 7 为堆肥过程各因素间的多元关系。蒙特卡洛检验结果表明, 微生物群落与环境因子在第一排序和总排序轴均具有统计学意义。

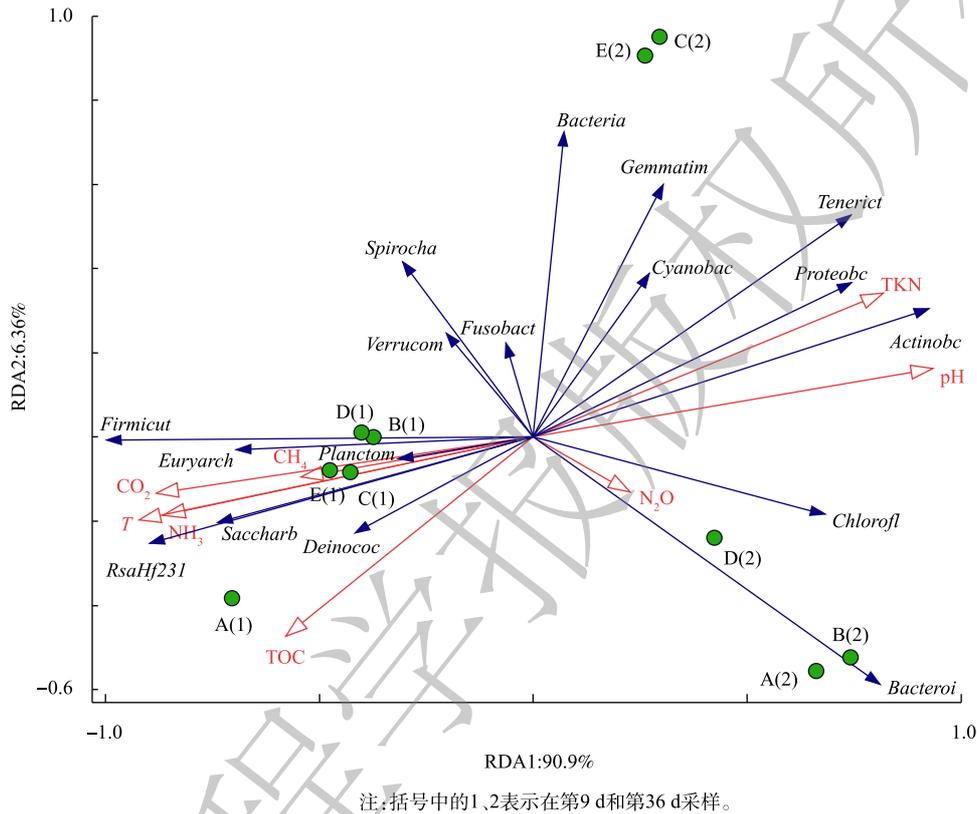


图 7 物种、理化性质及气体排放的冗余分析

Fig. 7 Redundancy analysis of species, physical and chemical properties and gas emissions

由图 7 可知, 前 2 轴对微生物群落变化的解释度为 97.26%。与第一排序轴相关性最高的因子, 即引起微生物群落变化的显著因子有温度、pH、 CO_2 、TKN 及 NH_3 ($p < 0.05$)。其中, pH 极为显著 ($p < 0.01$), 其对微生物群落变化的解释度为 79.4%, 即 pH 是堆肥过程主要的驱动因素, 这与张立华^[36]的研究结果类似。此外, TKN、pH、 N_2O 的变化与温度、 CO_2 等的变化呈反相关。5 种堆体升温期与稳定期的微生物群落均分列第一排序轴左右两边, 说明群落发生了明显变化。厚壁菌门是堆肥过程含量最高的优势菌门, 其与 pH 的变化呈反相关, 而与 CH_4 的变化呈正相关, 与温度、 CO_2 和 NH_3 的变化呈显著正相关 ($p < 0.05$), 可以认为 CO_2 、 CH_4 、 NH_3 的排放及理化性质的变化趋势主要由厚壁菌门的活动造成。此外, 拟杆菌门是堆肥末期含量明显上升的优势菌门, 其在三序图中显示与 N_2O 的夹角最小, 即可以认为其活动与后期 N_2O 的排放上升有关。

3 结论

1) 麦饭石的单一添加或与其他添加剂混用对该堆肥化过程调控效果并不明显, 未明显加快堆肥速率, 但整体上气体排放均下降, 并能够得到安全稳定的产物。菌剂与竹炭及麦饭石的联用在氨气排放方面表现出拮抗关系, 添加剂混用需注意。

2) 该堆肥化过程中 CO_2 、 CH_4 、 NH_3 排放及理化性质的变化趋势主要与厚壁菌门相关, 而拟杆菌门与 N_2O 的排放上升有关。pH 是该过程的主要驱动因素, 需要适当调整 pH, 以优化堆肥化过程。

3) 实验不足之处是未将微生物与环境因子的作用关系具体到属水平, 不利于添加剂精确施用及调整。

参考文献

- [1] 王星, 张良, 袁海荣, 等. 猪粪在管道抽吸过程中的非牛顿流体流动阻力特性[J]. *环境工程学报*, 2021, 15(1): 368-374.
- [2] LI R H, WANG J J, ZHANG Z Q, et al. Nutrient transformations during composting of pig manure with bentonite[J]. *Bioresource Technology*, 2012, 121: 362-368.
- [3] GITIPOUR A, EL BADAWY A, ARAMBEWELA M, et al. The impact of silver nanoparticles on the composting of municipal solid waste[J]. *Environmental Science & Technology*, 2013, 47(24): 14385-14393.
- [4] ABD EL KADER N, 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.
- [5] WANG M J, AWASTHI M K, WANG Q, et al. Comparison of additives amendment for mitigation of greenhouse gases and ammonia emission during sewage sludge co-composting based on correlation analysis[J]. *Bioresource Technology*, 2017, 243: 520-527.
- [6] LUO Y M, LI G X, LUO W H, et al. Effect of phosphogypsum and dicyandiamide as additives on NH_3 , N_2O and CH_4 emissions during composting[J]. *Journal of Environmental Sciences*, 2013, 25(7): 1338-1345.
- [7] 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.
- [8] LIU J S, XIE Z B, LIU G, et al. A holistic evaluation of CO_2 equivalent greenhouse gas emissions from compost reactors with aeration and calcium superphosphate addition[J]. *Journal of Resources and Ecology*, 2010, 1(2): 177-185.
- [9] AWASTHI M K, WANG Q, HUANG H, et al. Influence of zeolite and lime as additives on greenhouse gas emissions and maturity evolution during sewage sludge composting[J]. *Bioresource Technology*, 2016, 216: 172-181.
- [10] 席北斗, 李英军, 刘鸿亮, 等. 温度对生活垃圾堆肥效率的影响[J]. *环境污染治理技术与设备*, 2005, 6(7): 33-36.
- [11] DAVIDSON E A, JANSSENS I A. Temperature sensitivity of soil carbon decomposition and feedbacks to climate change[J]. *Nature*, 2006, 440(7081): 165-173.
- [12] CONANT R T, STEINWEG J M, HADDIX M L, et al. Experimental warming shows that decomposition temperature sensitivity increases with soil organic matter recalcitrance[J]. *Ecology*, 2008, 89(9): 2384-2391.
- [13] YU H Y, ZENG G M, HUANG H L, et al. Microbial community succession and lignocellulose degradation during agricultural waste composting[J]. *Biodegradation*, 2007, 18(6): 793-802.
- [14] 王义祥, 叶菁, 林怡, 等. 花生壳生物炭用量对猪粪堆肥温室气体和 NH_3 排放的影响[J]. 2021, 26(6): 114-125.
- [15] 李荣华, 张广杰, 秦睿, 等. 添加钝化剂对猪粪好氧堆肥过程中理化特性的影响[J]. *环境科学学报*, 2012, 32(10): 2591-

2599.

- [16] AWASTHI M K, WANG Q, AWASTHI S K, et al. Influence of medical stone amendment on gaseous emissions, microbial biomass and abundance of ammonia oxidizing bacteria genes during biosolids composting[J]. *Bioresource Technology*, 2018, 247: 970-979.
- [17] 毛晖, 李荣华, 黄懿梅, 等. 添加剂对猪粪好氧堆肥过程锌和铜形态的影响[J]. *农业机械学报*, 2013, 44(10): 164-171.
- [18] WANG X, SELVAM A, WONG J W C. Influence of lime on struvite formation and nitrogen conservation during food waste composting[J]. *Bioresource Technology*, 2016, 217: 227-232.
- [19] AWASTHI M K, WANG Q, CHEN H Y, et al. Beneficial effect of mixture of additives amendment on enzymatic activities, organic matter degradation and humification during biosolids co-composting[J]. *Bioresource Technology*, 2018, 247: 138-46.
- [20] WANG Q, AWASTHI M K, REN X N, et al. Comparison of biochar, zeolite and their mixture amendment for aiding organic matter transformation and nitrogen conservation during pig manure composting[J]. *Bioresource Technology*, 2017, 245: 300-308.
- [21] LI R H, WANG Q, ZHANG Z Q, et al. Nutrient transformation during aerobic composting of pig manure with biochar prepared at different temperatures[J]. *Environmental Technology*, 2015, 36(7): 815-826.
- [22] WONG J W C, FUNG S O, SELVAM A. Coal fly ash and lime addition enhances the rate and efficiency of decomposition of food waste during composting[J]. *Bioresource Technology*, 2009, 100(13): 3324-3331.
- [23] TORKASHVAND A M. Improvement of compost quality by addition of some amendments[J]. *Australian Journal of Crop Science*, 2010, 4(4): 252-257.
- [24] 罗一鸣, 李国学, 王坤, 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.
- [25] HE Y W, INAMORI Y H, MIZUOCHI M, et al. Nitrous oxide emissions from aerated composting of organic waste[J]. *Environmental Science & Technology*, 2001, 35(11): 2347-2351.
- [26] 谢军飞, 李玉娥, 董红敏, 等. 堆肥处理蛋鸡粪时温室气体排放与影响因子关系[J]. *农业工程学报*, 2003, 19(1): 192-195.
- [27] 向秋洁, 杨雨洛, 张成, 等. 不同用量竹炭对污泥堆肥过程温室气体排放的影响[J]. *环境科学*, 2017, 38(10): 4390-4397.
- [28] 涂志能. 炭载生物复合菌剂对猪粪好氧堆肥过程的调控[D]. 杨凌: 西北农林科技大学, 2019.
- [29] LIU N, ZHOU J L, HAN L J, et al. Role and multi-scale characterization of bamboo biochar during poultry manure aerobic composting[J]. *Bioresource Technology*, 2017, 241: 190-199.
- [30] MAO H, LV Z Y, SUN H D, et al. Improvement of biochar and bacterial powder addition on gaseous emission and bacterial community in pig manure compost[J]. *Bioresource Technology*, 2018, 258: 195-202.
- [31] BLANC M, MARILLEY L, BEFFA T, et al. Thermophilic bacterial communities in hot composts as revealed by most probable number counts and molecular (16S rDNA) methods[J]. *FEMS Microbiology Ecology*, 1999, 28(2): 141-149.
- [32] 周楫, 余亚伟, 蒋越, 等. 生物炭对污泥堆肥及其利用过程重金属有效态的影响[J]. *环境科学*, 2019, 40(2): 987-993.
- [33] 徐智, 张隗利, 张发宝, 等. 接种内外源微生物菌剂对堆肥效果的影响[J]. *中国环境科学*, 2009, 29(8): 856-860.
- [34] MALINOWSKI M, WOLNY-KOŁADKA K, VAVERKOVÁ M D. Effect of biochar addition on the OFMSW composting

process under real conditions[J]. *Waste Management*, 2019, 84: 364-372.

[35] WANG X Q, CUI H Y, SHI J H, et al. Relationship between bacterial diversity and environmental parameters during composting of different raw materials[J]. *Bioresource Technology*, 2015, 198: 395-402.

[36] 张立华. 基于纳米材料调控的农业废物堆肥化性能及相关功能微生物研究[D]. 长沙: 湖南大学, 2019.

(责任编辑: 金曙光)

Regulation of the pig manure composting process based on the different combined methods of medical stone and additives

HE Shilei^{1,2}, ZHOU Qianqian², GONG Yafang², ZHOU Lina², MAO Hui^{1,2,*}

1. Key Laboratory of Plant Nutrition and the Agri-Environment in Northwest China, Ministry of Agriculture, Yangling 712100, China

2. College of Resources and Environmental Science, Northwest A&F University, Yangling 712100, China

*Corresponding author, E-mail: maohui@nwsuaf.edu.cn

Abstract In view of the limited effect of a single additive in composting in practical applications, and the combined effects of multiple additives are unknown. Medical stone was added to pig manure compost, as well as its combination with bamboo charcoal and high-temperature aerobic bacteria. Through the determination of the physical and chemical properties and the microbial community at the phylum level, the improvement effect of each additive treatment on the composting process was recognized, and then redundant analysis was used to explore the multi-relationship between the change of the microbial community and environmental factors. The results showed that the addition of medical stone and its combination agent did not significantly optimize the physical and chemical properties, especially the composting rate was not significantly accelerated. The number of four dominant colonies at the phylum level changed during the composting process, pH was the main driving factor for microbial changes in the composting process, and the CO₂, CH₄, NH₃ and N₂O emissions during the composting process were mainly related to the activities of *Firmicutes* and *Bacteroidetes*. This result can provide a reference for the combined use of additives in compost production.

Keywords medical stone; composting; greenhouse gas; *Firmicutes*