

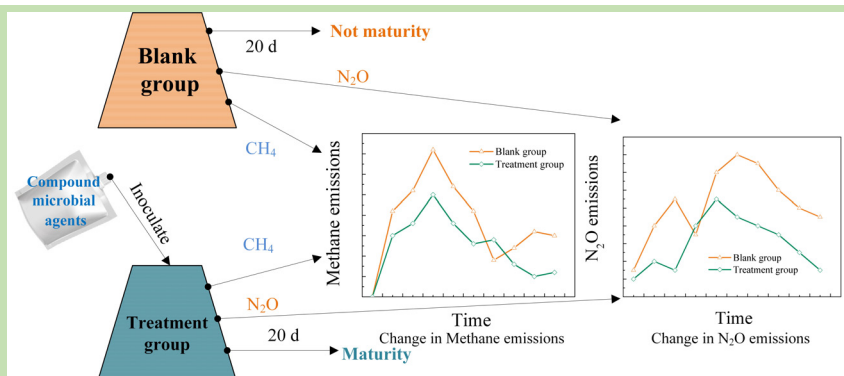
Effects of compound microbial agents on high-temperature composting process and harmful gas emissions

Bin LU, Xiaoyuan WU*

Taiyuan Research Institute of Environmental Sciences, Taiyuan, Shanxi 030002, China

Abstract: High-temperature composting is a common way to treat agricultural solid waste, but its composting process is slow. A large amount of harmful gases pollute the environment during the process. The impact of compound microbial agents applied to high-temperature compost on the process of composting and harmful gas emissions during the period were studied. In this experiment, cattle manure and rice husk were used as raw materials to set up a treatment group inoculated with a composite microbial agent and a control blank group, and to compare the physical, chemical, and biological parameters of the compost, and the emission of harmful gases (methane, N_2O). It can be seen that the inoculation of the compound microbial agent can accelerate the temperature rise of the reactor body, prolong the duration of the high temperature of the reactor body, shorten the composting time, and reduce the emission of harmful gases (methane, N_2O).

Key words: compound microbial agents; composting; maturity; harmful gas



收稿: 2018-04-03, 修回: 2018-08-28, 网络发表: 2018-10-12, Received: 2018-04-03, Revised: 2018-08-28, Published online: 2018-10-12

基金项目: 辽宁省沈阳市科技攻关项目(编号: F-13-144-3-00)

作者简介: 卢彬(1982-), 男, 重庆市武隆区人, 硕士, 高级工程师, 环境科学专业, E-mail: 25203897@qq.com; 武肖媛, 通讯联系人, E-mail: wswxn@sina.com.

引用格式: 卢彬, 武肖媛. 复合微生物菌剂对高温堆肥进程及有害气体排放的影响. 过程工程学报, 2018, 18(增刊 1): 122-128.

Lu B, Wu X Y. Effects of compound microbial agents on high-temperature composting process and harmful gas emissions (in Chinese). Chin. J. Process Eng., 2018, 18(S1): 122-128, DOI: 10.12034/j.issn.1009-606X.20180115.

复合微生物菌剂对高温堆肥进程及有害气体排放的影响

卢彬, 武肖媛*

太原市环境科学研究院, 山西 太原 030002

摘 要: 研究了复合微生物菌剂用于高温堆肥对堆肥进程及期间有害气体排放量的影响. 以牛粪与稻壳为原料, 分别设置接种复合微生物菌剂的处理组和空白对照组, 对比了堆肥中各物理、化学和生物学指标及有害气体(甲烷和 N_2O)排放量. 结果表明, 接种复合微生物菌剂可以加快堆体升温, 延长堆体高温持续时间, 缩短堆肥腐熟时间, 减少有害气体(甲烷和 N_2O)的排放.

关键词: 复合微生物菌剂; 堆肥; 腐熟度; 有害气体

中图分类号: X71 文献标识码: A 文章编号: 1009-606X(2018)S1-0122-07

1 前言

我国是一个农业大国, 农业废弃物对环境的污染不容忽视^[1,2]. 我国每年产生的畜禽粪污约 38 亿吨, 每年产生秸秆近 9 亿吨^[1], 这些农业废弃物量大面广, 随意堆放、焚烧, 给城乡生态环境造成了严重影响. 我国对农业废弃物的资源化利用十分重视, 国家鼓励利用各种技术手段将农业废弃物变废为宝, 其中通过堆肥化对农业废弃物进行处理是一种应用广泛的处理方式^[3,4].

堆肥化^[5,6]可缩小农业废弃物的体积达到减量化效果, 堆肥产生的高温杀灭其中的草籽及有害菌达到无害化效果, 堆肥产品可用于农田施肥, 达到了资源化效果. 传统的好氧堆肥主要靠原料中的自然微生物实现堆肥腐熟, 进程缓慢, 不利于工业化生产. 研究者通过接种外源菌剂加快堆肥的反应进程, 周营等^[7]通过微生物菌剂强化了餐厨垃圾好氧堆肥的效果, 加快了堆肥的反应进程; 梁文涓等^[8]通过在牛粪中接种复合微生物菌剂使堆肥反应进程加快, 腐熟程度提高; 李璐^[9]在鸡粪中接种自制微生物菌剂, 延长了堆体的高温持续时间, 使堆肥进程加快, 产品达到了国家有机肥标准.

堆肥过程中有甲烷和 N_2O 等有害气体产生, 是温室气体一个重要的排放源^[10-14]. 研究者^[15-18]认识到了高温堆肥化过程中甲烷和 N_2O 等气体排放对环境中温室气体的贡献. 堆肥中甲烷产生量是堆肥初始总碳量的 0.1%~12.6%, N_2O 产生量是堆肥初始总氮量的 0.02%~9.9%^[15], 这两种气体是堆肥过程中形成的二次污染^[16]. 一些研究通过在堆肥中添加微生物菌剂的方法减少有害气体的排放, 但效果不一. 李舒清等^[18]研究发现接种复合微生物菌剂的堆肥甲烷气体排放量显著下降, 但 N_2O 的排放量几乎无变化; Fukumogto 等^[19]研究发现在猪粪堆肥中接种硝化细菌 N_2O 排放量降低至对照组 20%以下.

本工作研究了实验室自制的复合微生物菌剂对堆肥进程和有害气体(甲烷、 N_2O)排放的影响, 为优化该菌剂与堆肥处理牛粪等农业固体废弃物提供理论依据及支持.

2 实验

2.1 材料与试剂

堆肥材料(本溪市某牛场的脱水牛粪), 堆肥辅料稻壳(沈阳应用生态研究所), 处理组所用微生物菌剂为复合微生物菌剂(沈阳应用生态研究所), 具有较强的纤维素降解能力.

堆肥物料的主要理化性质见表 1.

表 1 堆肥物料主要理化性质
Table 1 The main physical and chemical properties of composting materials

| Experiment material | Moisture content/% | C/wt% | N/wt% | C/N |
|---------------------|--------------------|-------|-------|-------|
| Cow dung | 71.81 | 23.14 | 1.30 | 17.8 |
| Rice husk | 9.32 | 43.43 | 0.56 | 77.55 |

Note: Total nitrogen and total carbon content are air-dried samples, C/N is the mass ratio of carbon to nitrogen.

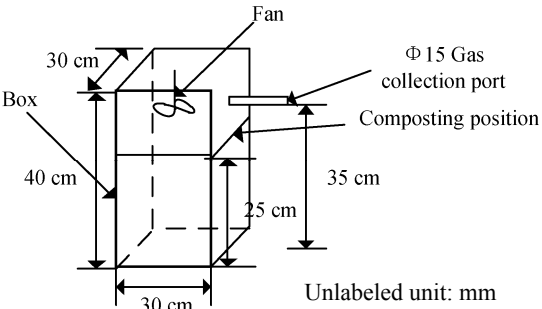


图 1 气体采样箱示意图

Fig.1 Diagram of the chamber for gas sampling

2.2 实验设备与分析仪器

BCD-201E/A 冰箱(海信容声冰箱有限公司), 电热恒温水浴锅(天津市泰斯特仪器有限公司), BS210S 电子

分析天平(北京赛多利斯天平有限公司), DPX-650 恒温培养箱(沈阳医疗器械厂), 自制气体采样箱如图 1 所示. 安捷伦 7890b 气相色谱仪(美国惠普-安捷伦公司), UV-1100 紫外-可见分光光度计(上海美普达仪器有限公司).

2.3 实验

2.3.1 堆肥实验设计

堆肥的初始 C/N(质量比)宜为 30~35, 堆肥初始含水率宜为 50%~60%^[4,5], 堆肥材料中牛粪与稻壳的质量比约为 2:1 可满足上述条件.

采用条垛式好氧堆肥, 共设置两组: 空白组为自然堆肥(即不接种微生物菌剂)和处理组(实验组, 接种自制微生物菌剂). 空白组: 200 kg 牛粪+100 kg 稻壳; 处理组: 200 kg 牛粪+100 kg 稻壳+3 wt%复合微生物菌剂.

两组堆肥的堆宽为 100 cm, 高为 80 cm, 堆顶应尽量平整. 遇到雨天时, 用塑料膜覆盖, 防止雨水冲刷.

堆肥实验时间为 2014 年 5 月 10 日至 2014 年 5 月 29 日, 共 20 d. 在堆肥进行到第 4, 7, 10 和 15 d 时进行翻堆.

2.3.2 堆肥理化指标的测定

用酒精温度计测定堆体的温度, 同时记录气温. 温度测定时间为每天上午 8:30, 下午 4:00, 在堆肥的上层(15~30 cm)、中层(30~45 cm)和下层(45~60 cm) 测定温度, 每层选择 3 处测量, 取平均值作为当天的堆体温度.

采用烘干称重法测定样品含水率, 铝盒洗净并烘至恒重, 冷却后放入样品约 10~15 g, 将铝盒放入 105 °C 的烘箱内约 2 h, 放入干燥器冷却称量, 再放入烘箱内烘干, 重复上述操作, 直至恒重.

制备堆肥样品的浸提液, 用 pH 酸度计测定其 pH 值, 重复 3 次取平均值. 取 3 g 样品, 用 30 mL 无菌水稀释, 采用平板菌落计数法测定样品中菌落数. 根据《农用微生物菌剂》(GB20287-2006)^[20]测定纤维素酶活. 氮氮测定参考《土壤理化分析》方法^[21]. 参考《有机肥料》(NY525-2012)中重铬酸钾容量法^[22]测定有机质含量. 全氮测定参考《有机肥料》(NY525-2012)方法^[22].

2.3.3 有害气体(甲烷与 N₂O)采集与测定

气体样品的采集采用静态暗箱法^[23,24]. 采样箱材质为 PVC, 箱体为立方体(30 cm×30 cm×40 cm), 采样时间设在堆肥开始后第 1 d, 之后每隔 1 d 采样. 每次采样时间在上午 10~11 点. 采集的气体样品用集气袋(规格为 1 L)收集贮存, 短时间内检测, 分别使用氢火焰离子化检测器(FID)和气相色谱仪对甲烷和 N₂O 气体进行检测.

3 结果与讨论

3.1 堆体中温度和含水率的变化

堆体温度和含水率是判定堆肥腐熟的重要表观指标. 图 2 为堆体温度随堆肥时间的变化. 从图可看出, 两组堆体温度变化趋势基本相同, 均经历了升温、高温和降温阶段. 升温阶段, 处理组堆体温度在第 2 d 达 54.7 °C, 空白组堆体温度在第 3 d 升至 52.5 °C, 处理组进入高温阶段的时间要早于空白组, 表明接种菌剂可促使堆肥快速启动, 有利于缩短堆肥时间, 加快堆肥的腐熟^[25]. 处理组与空白组高温持续时间分别为 9 和 7 d, 处理组较空白组高温保持时间较长, 表明接入菌剂促进了堆肥中有机成分的降解, 有利于发酵产热^[24], 加快堆肥进程. 从第 10 d 开始, 两组堆肥进入降温阶段, 处理组降温速度明显快于空白组, 且在第 16 d 后, 处理组温度基本处于环境温度, 表明处理组堆肥中大部分有机物已被降解, 堆肥已经腐熟; 而空白组在堆肥结束时堆体温度依然在 40 °C 以上, 高于环境温度仍未达到腐熟. 高温持续期堆体温度微小波动是翻堆所致; 从环境温度与堆体温度的相关性分析可知, 气温与堆体温度呈弱相关性($|r| < 0.3$), 原因是环境温度大于 15 °C 时不再影响堆体温度^[19].

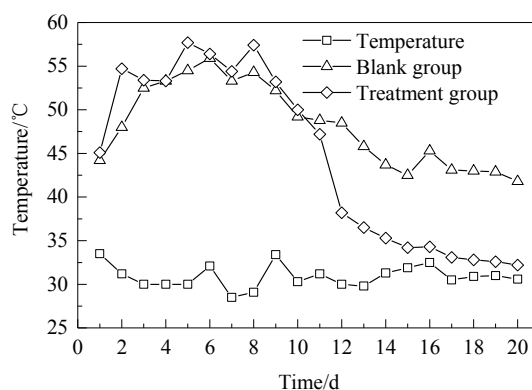


图 2 堆肥过程中温度变化

Fig.2 Change of temperature during composting

空白组与处理组的初始含水率分别为 69.65%和 70.26%. 从图 3 可看出, 经过一段时间的反应, 堆肥的含水率开始降低. 对照图 2 可看出, 堆温升高越快, 水分减少越快, 表明接种菌剂能加速微生物活动, 使堆体温度升高, 加速脱水, 提高堆肥的发酵速度. 第 5 d 时两组堆肥含水率均突然升高, 原因是当天有降雨, 虽然用塑料膜盖堆肥, 但会有雨水通过塑料膜缝隙及地表雨水径流进入堆体.

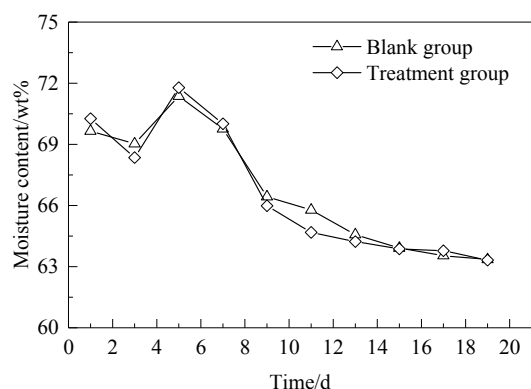


图3 堆肥过程中含水率变化

Fig.3 Change of moisture content during composting

3.2 细菌量和纤维素酶活变化

堆肥是微生物利用营养物质在各种生物酶作用下发生的反应, 因此微生物量和生物酶活性直接影响堆肥

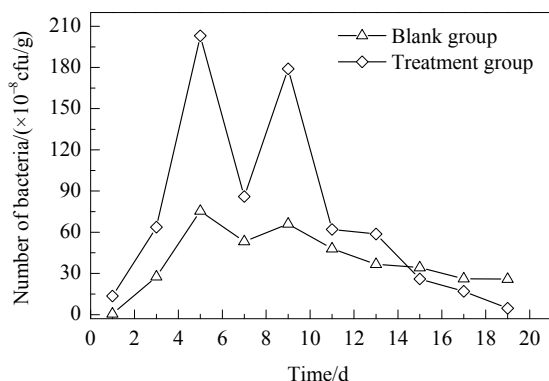


图4 细菌数量随时间的变化

Fig.4 Change of number of bacteria with time during composting

的发酵进程^[4,5]. 主要堆料牛粪中纤维素占比较大, 处理组接种的菌剂主要是细菌, 通过观察堆肥中细菌量及纤维素酶活变化, 比较处理组与空白组的堆肥效果.

从图4可看出, 堆肥的前14 d, 处理组细菌数明显高于空白组, 表明接种了菌剂的处理组细菌增长速度快于空白组. 堆肥过程中细菌量出现波动, 原因是初期堆肥中营养物质充裕, 细菌大量繁殖, 促使堆温迅速上升; 第5 d, 由于温度升高, 一些嗜温菌休眠或死亡, 细菌数开始下降; 第7 d经翻堆后堆温下降, 堆体内营养物质进行了均一化, 有利于细菌繁殖, 细菌数又开始上升; 第9 d后, 随堆肥营养物质及水分减少, 细菌数又开始下降. 堆肥结束时, 随营养物质消耗, 堆肥中细菌数保持较低水平, 处理组的细菌数低于空白组, 表明处理组堆肥腐熟程度高于空白组, 与张建峰等^[27]的研究结果一致.

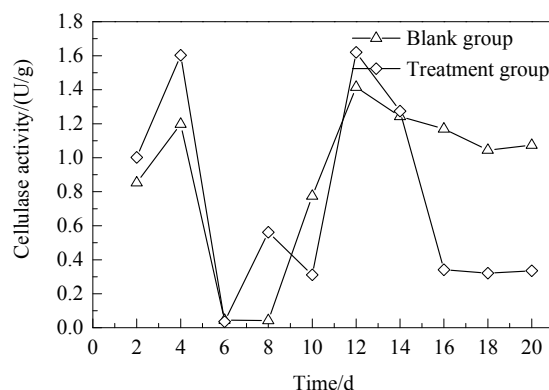


图5 纤维素酶活随时间的变化

Fig.5 Change of cellulase activity with time during composting

从图5可以看出, 两组堆肥纤维素酶活变化趋势基本一致, 第1个峰值出现在第4 d, 空白组与处理组的纤维素酶活分别为1.198和1.603 U/g; 第2个峰值出现在第12 d, 空白组与处理组的纤维素酶活分别为1.415和1.62 U/g. 处理组的纤维素酶活峰大于空白组, 表明在堆肥中接种微生物菌剂有利于纤维素酶活提高. 堆肥结束时, 处理组与空白组的纤维素酶活分别为0.335和1.074 U/g, 空白组纤维素酶活性仍保持较高水平, 表明其未完全腐熟^[28].

3.3 堆肥氨氮及 C/N 变化

堆肥氨氮及 C/N 随时间的变化如图6所示. 从图6(a)可看出, 两组堆肥氨氮的变化趋势基本一致, 0~7 d 氨氮含量迅速降低, 11 d后氨氮含量趋于稳定. 主要原

因是开始堆肥时, 堆料中氨气大量挥发, 造成氨氮大量损失; 随堆肥进行, 硝化菌增多, 通过硝化作用将氨氮转化为硝态氮, 氨氮含量趋于稳定^[4]. 堆肥初始, 处理组氨氮含量下降速度快于空白组, 表明接种微生物菌剂可达到更好的除臭效果, 加速堆肥腐熟.

空白组与处理组的初始 C/N 分别为34.84和32.22, 随堆肥进行 C/N 不断下降, 结束时空白组与处理组 C/N 分别为21.9和17.9, 与开始相比, 分别下降了37.7%和44.44%. 处理组在第17 d时, C/N 值已小于20 (C/N < 20 可认为堆肥腐熟^[4,5]), 堆肥结束时空白组仍未达到腐熟, 表明接种复合微生物菌剂的处理组的堆肥效果优于空白组, 堆肥腐熟时间短.

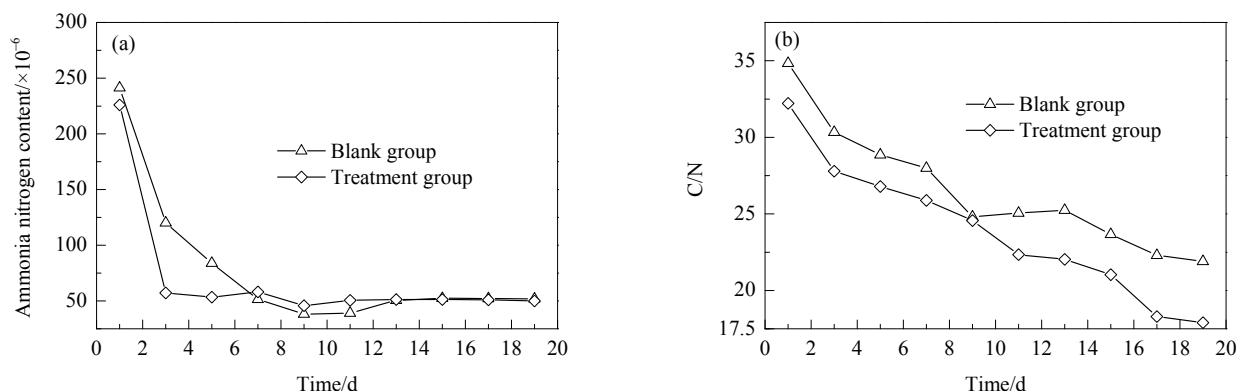
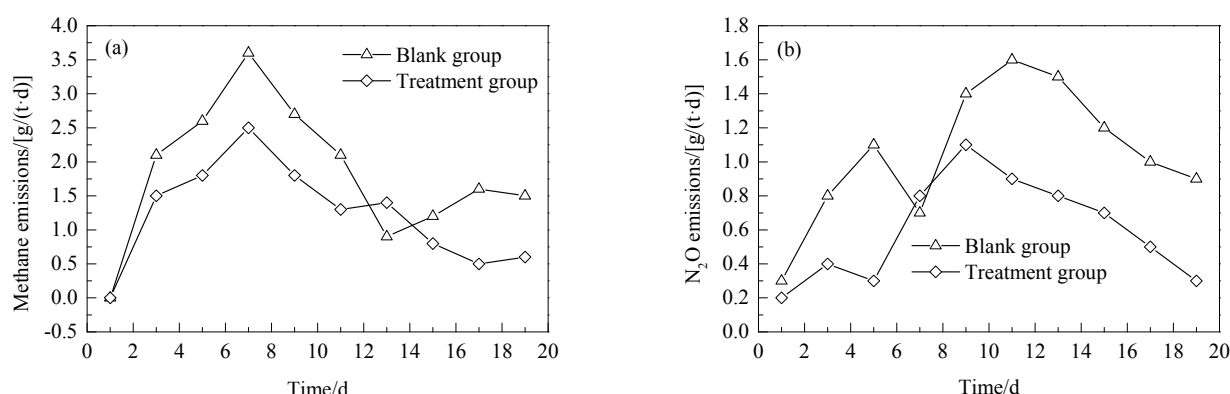


图 6 堆肥中氨氮含量和 C/N 随时间的变化

Fig.6 Change of ammonia nitrogen and C/N with time during composting

图 7 甲烷和 N_2O 气体排放量变化Fig.7 Change of methane and N_2O emissions

3.4 有害气体排放量变化及与腐熟度指标相关性分析

3.4.1 有害气体排放量变化

甲烷和 N_2O 排放随时间的变化如图 7 所示。气体甲烷的排放主要是堆肥中厌氧反应的结果。从图 7(a)可看出,堆肥第 1~7 d,甲烷气体的排放量逐渐增加,由于第 4 d 堆肥进行了翻堆,减缓了堆体的厌氧反应,在第 3~5 d 甲烷排放增速放缓。7 d 后两组堆肥的甲烷气体排放量都开始下降,表明甲烷气体随着堆肥的腐熟,排放量逐渐降低。处理组甲烷排放量均低于空白组甲烷排放量,处理组甲烷排放量比空白组减少了 33%,表明通过在堆肥中接种复合微生物菌剂可减少堆肥过程中甲烷的排放,主要原因可能是在堆肥中接种菌剂抑制了产甲烷菌的活动,与李舒清等^[18]的研究结果一致。

堆肥中 N_2O 气体主要来源于微生物硝化及反硝化过程。硝化反应阶段, N_2O 是 NH_4^+ 氧化生成 NH_2OH 过程中生成的副产物, NH_2OH 不完全硝化是 N_2O 排放的主要原因^[15,17]。反硝化反应是在缺氧或无氧环境下, NO_3^- , NO_2^- , NO 和 N_2O 在微生物还原酶作用下发生的还原反应,最终生成物为 N_2 ,此过程中 N_2O 会作为中

间产物被排出^[19]。硝化菌的反硝化过程产生的 N_2O 量非常大^[12-15]。从图 7(b)中可看出,两组堆肥 N_2O 排放量变化趋势基本相同, N_2O 排放量经历了 2 次高峰,空白组与处理组第 1 次高峰出现的时间分别为第 5 d 和第 3 d;第二次高峰分别出现在第 11 d 和第 9 d。第二次的峰值明显高于第一次,表明 N_2O 排放量高峰出现在堆肥腐熟中后期,腐熟后期 N_2O 排放量逐渐降低。处理组 N_2O 的排放量比空白组减少了 45%。统计分析表明二者差异性显著($P=0.0112<0.05$);处理组的两次 N_2O 排放量峰值均小于空白组表明接种微生物菌剂可减少堆肥过程中 N_2O 的排放量。

3.4.2 有害气体排放速率与腐熟度指标相关性分析

甲烷和 N_2O 排放速率与腐熟度指标的相关性如表 2 所示。甲烷排放速率与堆肥的温度及细菌数量呈极显著正相关,与 C/N 呈显著负相关,相关系数分别为 0.785, 0.789 和 -0.632; N_2O 排放速率与堆肥中的氨氮含量呈显著负相关,相关系数为 -0.760,与其它指标无显著相关性。通过有害气体的排放速率与腐熟度指标的显著相关性分析可知,甲烷气体的排放速率主要受堆体温度、C/N

和细菌数影响，N₂O 排放速率主要受堆体中氨氮含量的影响。

表 2 堆肥过程中甲烷、N₂O 排放速率与腐熟度指标相关性分析

| Table 2 Correlation analysis of methane and N ₂ O emission rate and maturity index in composting process | | | | | |
|---|-------------|------------------|---------|------------------|--------------------|
| Harmful gas | Temperature | Moisture content | C/N | Ammonia nitrogen | Number of bacteria |
| Methane | 0.785** | 0.341 | -0.632* | -0.555 | 0.789** |
| N ₂ O | 0.836 | -0.465 | -0.167 | -0.760* | 0.093 |

Note: **P*<0.05, ***P*<0.01.

4 结 论

设置空白组(不接种菌剂)和处理组(接种 3%复合微生物菌剂)两组堆肥，考察了堆肥过程中物理、化学、生物指标变化及有害气体(甲烷、N₂O)排放量变化，研究复合微生物菌剂对高温堆肥进程及有害气体排放的影响，得到如下结论：

(1) 处理组堆肥的最高温和高温持续时间(57.7℃，9 d)优于空白组(55.9℃，7 d)；处理组中细菌量初始增长速度快于空白组，且在堆肥前期及中期处理组的细菌数均高于空白组；处理组的纤维素酶活最大值(1.62 U/g)大于空白组(1.415 U/g)；处理组初始氨氮含量降低的速度快于空白组；空白组与处理组结束时比初始时 C/N 质量比分别降低 37.7%和 44.44%。接种微生物菌剂能提高纤维素酶活性，使堆肥快速启动，加快堆肥进程，延长高温持续时间，缩短堆肥腐熟时间。

(2) 接种微生物菌剂甲烷和 N₂O 排放量分别减少 33%和 45%。

(3) 甲烷气体排放速率主要受到堆肥温度、C/N 和细菌数影响，N₂O 排放速率主要受堆肥中氨氮含量影响。

参考文献

[1] 中华人民共和国农业部. 关于推进农业废弃物资源化利用试点的方案 [EB/OL].
http://www.moa.gov.cn/govpublic/FZJHS/2016/t20160919_5277846.htm. [2017-12-25].
Ministry of Agriculture of the People's Republic of China. The plan to promote the pilot utilization of agricultural waste resources [EB/OL].
http://www.moa.gov.cn/govpublic/FZJHS/201609/t20160919_5277846.htm. [2017-12-25].

[2] National Development and Reform Commission. China's policies and actions for addressing climate change [EB/OL].
<http://qhs.ndrc.gov.cn/gzdt/201710/W020171107337942328686.pdf>. [2017-12-20].

[3] 朱启红. 畜禽粪便的综合利用 [J]. 农机化研究, 2007, (8): 236-238.
Zhu Q H. Comprehensive utilization of livestock manure [J]. Agricultural Mechanization Research, 2007, (8): 236-238.

[4] 李吉进. 畜禽粪便高温堆肥机理与应用研究 [D]. 北京: 中国农业大学, 2004: 18.
Li J J. Study on mechanism of high temperature composting of livestock manure and its application [D]. Beijing: China

Agricultural University, 2004: 18.

[5] 王亮. 牛粪好氧堆肥中微生物多样性及生产应用研究 [D]. 北京: 北京林业大学, 2012: 20.
Wang L. Manufacture and application of microbial diversity in aerobic composting of cattle manure [D]. Beijing: Beijing Forestry University, 2012: 20.

[6] Haug R T. The practical handbook of compost engineering [M]. London: Lewis Publishers, 1993: 1-10.

[7] 周营, 朱能武, 刘博文, 等. 微生物菌剂复配及强化厨余垃圾好氧堆肥效果分析 [J]. 环境工程学报, 2018, 12(1): 294-303.
Zhou Y, Zhu N W, Liu B W, et al. Analyze the effect of aerobic composting with microbial inoculum and food waste reinforcement [J]. Journal of Environmental Engineering, 2018, 12(1): 294-303.

[8] 梁文涓, 牛明芬, 武肖媛, 等. 复合微生物菌剂和纤维素酶制剂在牛粪堆肥中的应用效果 [J]. 江苏农业科学, 2016, 44(1): 362-365.
Liang W J, Niu M F, Wu X Y, et al. Application effect of compound microbial agents and cellulase preparations in cow manure composting [J]. Jiangsu Agricultural Sciences, 2016, 44(1): 362-365.

[9] 李璐. 复合微生物菌剂制备与促进鸡粪堆肥作用研究 [D]. 北京: 清华大学, 2014: 30.
Li L. Study on preparation of compound microbial agent and promotion of composting of chicken manure [D]. Beijing: Tsinghua University, 2014: 30.

[10] IPCC Fourth Assessment Report Climate Change 2007: contribution of working group i to the fourth assessment report of the intergovernmental panel on climate change [M]. London: Cambridge University Press, 2007: 84-85.

[11] Petersen S O, Blanchard M, Chadwick D, et al. Manure management for greenhouse gas mitigation [J]. Animal, 2013, 7: 266-282.

[12] Dave C, Sven S, Rachel T, et al. Manure management: implications for greenhouse gas emissions [J]. Animal Feed Science and Technology, 2011, 2: 166-177, 514-631.

[13] Khalil M A K, Rasmussen R A. The global sources of nitrous oxide [J]. Journal of Geophysical Research, 1992, 97: 14561-14660.

[14] Wang Y, Dong H M, Zhu Z P. Research progress on C, N related gas emissions and mitigation technology in animal waste management [J]. Journal of Agricultural Science and Technology, 2013, 15(5): 143-149.

[15] Yang F, Li G X, Jiang T, et al. Vermicomposting treatment of vegetable waste and its greenhouse gas emissions [J]. Transaction of the Chinese Society of Agricultural Engineering, 2012, 28(16): 190-196.

[16] Jiang T, Schuchardt F, Li G X. et al. 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.

- [17] Shen Y J, Ren L M, Li G X, et al. 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: 33–38.
- [18] 李舒清, 张镜丹, 纪程, 等. 接种复合菌剂对牛粪好氧堆肥进程及温室气体(CH_4 和 N_2O)排放的影响 [J]. *南京农业大学学报*, 2017, 40(6): 1041–1050.
- LI S Q, Zhang J D, Ji C, et al. Effects of inoculation of complex microbial inoculants on the process and greenhouse gas (CH_4 and N_2O) emissions of cattle manure composting [J]. *Journal of Nanjing Agricultural University*, 2017, 40(6): 1041–1050.
- [19] 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(21): 6787–6791.
- [20] 国家质量监督检验检疫总局, 国家标准化管理委员会. 农用微生物菌剂: GB20287-2006 [S]. 北京: 中国标准出版社, 2006: 8.
- State Administration of Quality Inspection and Quarantine, National Standardization Management Committee. *Agricultural microbial agents: GB20287-2006* [S]. Beijing: China Standard Press, 2006: 8.
- [21] 中国科学院南京土壤研究所. 土壤理化分析 [M]. 上海: 上海科学技术出版社, 1978: 63.
- Nanjing Institute of Soil Science. *Physical and chemical analysis of soil* [M]. Shanghai: Shanghai Science and Technology Press, 1978: 63.
- [22] 中华人民共和国农业部. 有机肥料: NY525-2012 [S]. 2012: 1–12.
- Ministry of Agriculture; People's Republic of China. *Organic Fertilizer: NY525-2012* [S]. 2012: 1–12.
- [23] 刘飞. 预堆置过程中温室气体排放调控研究 [D]. 阿拉尔: 塔里木大学, 2015: 14.
- Liu F. *The study of wood vinegar control technique on greenhouse gas emission from stored dairy manure* [D]. Alar: Tarim University, 2015: 14.
- [24] 王业键. 奶牛粪便自然堆放过程中温室气体和氨气排放模拟试验研究 [D]. 北京: 中国农业大学, 2016: 34.
- Wang Y J. *Experimental study on the emissions of GHG and ammonia from stockpiled dairy manure* [D]. Beijing: China Agricultural University, 2016: 34.
- [25] 勾长龙, 高云航, 刘淑霞, 等. 微生物菌剂对堆肥发酵影响的研究进展 [J]. *湖北农业科学*, 2013, 52(6): 1244–1247.
- Gou C L, Gao Y H, Liu S X, et al. Investigation and application progress of inoculating microbes on aerobic composting of manure [J]. *Hubei Agricultural Sciences*, 2013, 52(6): 1244–1247.
- [26] 刘佳, 李婉, 许修宏, 等. 接种纤维素降解菌对牛粪堆肥微生物群落的影响 [J]. *环境科学*, 2011, 32(10): 3073–3081.
- Liu J, Li W, Xu X H, et al. Effect of cellulose-decomposing strain on microbial community of cow manure compost [J]. *Environmental Science*, 2011, 32(10): 3073–3081.
- [27] 张建峰. 东北地区秸秆降解工程菌的选育及速腐菌剂的研制 [D]. 长春: 吉林农业大学, 2012: 38.
- Zhang J F. *Breeding of engineering bacteria and developing of speed rot agents using for straw degradation in northeast China* [D]. Changchun: Jilin Agricultural University, 2012: 38.
- [28] 李洪涛, 王涵, 臧翔云, 等. 堆肥过程中纤维素酶活与纤维素降解相关研究 [J]. *东北农业大学学报*, 2016, 47(6): 33–40.
- Li H T, Wang H, Zang X Y, et al. Correlation study on cellulose activities and lignocellulose degradation during composting [J]. *Journal of Northeast Agricultural University*, 2016, 47(6): 33–40.