

DOI: 10.13671/j.hjkxxb.2019.0230

雷鸣,程于真,苗娜,等.2019.黄土及其他添加物对猪粪贮存过程氨气和温室气体排放的影响[J].环境科学学报,39(12):4132-4139

Lei M, Cheng Y Z, Miao N, et al. 2019. Effects of mixing loess and other additives with pig manure on ammonia and greenhouse gas emissions during storage[J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 39(12):4132-4139

黄土及其他添加物对猪粪贮存过程氨气和温室气体排放的影响

雷鸣^{1,2},程于真^{1,2},苗娜^{1,2},周建斌^{1,2},陈竹君^{1,2,*}

1. 西北农林科技大学资源环境学院,杨凌 712100

2. 农业部西北植物营养与农业环境重点实验室,杨凌 712100

摘要: 畜禽粪肥在贮存阶段养分损失严重,是 CO₂、CH₄、NH₃ 和 N₂O 等大气污染物的重要排放来源。本文采用室内培养方法,研究了添加黄土、秸秆、生物炭和膨润土对猪粪贮存过程中氨气及温室气体排放的影响。结果表明,添加 10% 用量的生物炭和膨润土处理的 CO₂ 累积排放量与不添加任何添加物的猪粪对照相比分别降低了 15.4% 和 20.9%, N₂O 累积排放量分别降低了 19.8% 和 37.6%。添加膨润土处理的 NH₃ 损失量显著增加,但添加生物炭和膨润土处理的综合温室效应与猪粪对照相比均显著降低。添加 10% 秸秆处理的 CH₄ 和 NH₃ 累积排放量分别较猪粪对照降低了 56.8% 和 95.8%,但其综合温室效应与对照相比差异不显著。模拟黄土垫圈过程添加黄土处理的氨气及温室气体累积排放量均显著降低,综合温室效应显著低于其他处理($p < 0.05$)。可见,黄土垫圈是保蓄粪肥碳、氮养分的有效措施,猪粪贮存阶段添加少量生物炭、膨润土对于减少粪肥综合温室效应具有积极作用。

关键词: 猪粪; 秸秆; 生物炭; 膨润土; 温室气体; 氨挥发

文章编号: 0253-2468(2019)12-4132-08

中图分类号: X705

文献标识码: A

Effects of mixing loess and other additives with pig manure on ammonia and greenhouse gas emissions during storage

LEI Ming^{1,2}, CHENG Yuzhen^{1,2}, MIAO Na^{1,2}, ZHOU Jianbin^{1,2}, CHEN Zhujun^{1,2,*}

1. College of Natural Resources and Environment, Northwest A&F University, Yangling 712100

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

Abstract: Significant amount of gaseous pollutants like CO₂, CH₄, NH₃ and N₂O are released during manure management such as its storage and transportation. An incubation experiment was carried out to investigate the influence of addition of loess, straw, biochar and bentonite on ammonia and greenhouse gas emissions during pig manure storage. The results showed that the cumulative CO₂ emissions of biochar and bentonite treatments decreased by 15.4 and 20.9% compared to the control (pig manure without additives), and the cumulative N₂O emissions by 19.8% and 37.6%, respectively. Although NH₃ volatilization in bentonite treatment was significantly increased, the global warming potential of biochar and bentonite treatments were both lower than pig manure. Compared with control, the cumulative emissions of CH₄ and NH₃ from straw treatment were decreased by 56.8% and 95.8%, respectively. While there was no significant difference in greenhouse gas emissions between the two treatments. Compared with biochar and bentonite treatments, adding loess treatment significant reduced ammonia volatilization and global warming potential. It is concluded that adding loess to livestock housing is an effective method to conserve nutrients and reduce global warming potential from manure; and adding low rates of biochar or bentonite also has positive effects to reduce emissions of greenhouse gases during manure storage.

Keywords: pig manure; straw; biochar; bentonite; greenhouse gases; ammonia volatilization

1 引言 (Introduction)

近年来,随着我国畜牧业生产规模的不断扩大,畜禽养殖业正逐渐从散户养殖向集约化模式转

变,随着规模化养殖水平的提高,产生了大量养殖废弃物,由此带来了愈发严峻的环境问题(国务院办公厅,2017)。据统计,当前我国每年畜禽粪污产生量约为 38×10^8 t,综合利用率不到 60% (农业部办公

收稿日期: 2019-04-29

修回日期: 2019-06-14

录用日期: 2019-06-14

基金项目: 国家自然科学基金(No.41671295); 国家重点研发计划课题(No.2017YFD0200106)

作者简介: 雷鸣(1994—),男,E-mail:hnsxlm@foxmail.com; * 责任作者, E-mail: zjchen@nwsuaf.edu.cn

厅,2017).如何做好畜禽粪便的综合管理工作以减少畜禽粪污导致的农业面源污染和温室气体排放问题值得关注.

我国典型的畜禽废弃物管理过程可分为畜禽粪便的产生、室内或室外的贮存堆置、室外处理(好氧堆肥、沼气发酵等)和肥料化还田(山楠,2018),其中,处理与贮存阶段是养分损失的主要阶段(Wang *et al.*, 2017).据《中国气候变化第二次国家信息通报》(2013)数据显示,畜禽粪便管理过程中氧化亚氮排在自然风干和固体贮存阶段排放最高,分别占总排放量的46.4%和12.7%.对养殖场畜禽粪污进行适当的贮存管理不仅便于集中处理与季节性贮存,避免养分损失,还可以防止畜禽随意进行粪污排放造成的土壤、水体和大气污染问题,是实现畜禽废弃物农田利用和无害化处理的源头与关键(张淑芬等,2016).当前我国在有机资源利用方面多关注回田阶段的方式与效果,忽视了有机肥料在贮存阶段的养分损失,不利于养分资源的综合管理(牛新胜等,2017).

20世纪五六十年代,有机粪肥为中国的作物种植提供了超过90%的养分(杨兴明等,2008).黄土垫圈作为一种有效的增产增肥手段曾在我国北方地区被广泛使用,与当前国内外推广的发酵床养殖技术具有相近的管理方式,将熟化后的垫料还田,不仅有助于降低规模养殖场的环境污染风险,还可以实现资源的高效循环利用(董立婷等,2016;沈琦等,2019).沿用黄土堆肥的保蓄机理,在畜禽粪便贮存阶段施用保蓄效果更好的添加物以改良贮存环境、减少粪肥贮存阶段环境污染的思路值得借鉴(师倩云等,2016).添加物目前广泛应用于作物种植与畜禽粪便堆肥过程中,可有效改善土壤理化性质和堆肥品质.有研究发现,有机物料的添加可以改变粪肥贮存阶段碳、氮等物质的质量分数和贮存条件,影响温室气体及氨气的排放(朱海生等,2017);生物炭和膨润土由于其特殊结构,具有丰富的孔隙结构和良好的吸附能力,可有效降低畜禽粪便利用阶段的养分损失及利用风险,具有很大的减排潜力(Troy *et al.*, 2013; Wang *et al.*, 2017; 武岩等,2018).但涉及畜禽粪肥贮存阶段的温室气体排放及施用添加物是否具有显著作用,尚鲜见相关报道.基于此,本试验利用室内培养的方式,在评价加土垫圈对温室气体排放影响的基础上,探究在猪粪贮存阶段加入秸秆、生物炭和膨润土等添加物对畜禽粪

肥养分及温室气体排放的影响,以期为控制有机肥贮存阶段的温室气体排放,促进畜禽养殖废弃物的资源化利用提供理论依据.

2 材料与方法(Materials and methods)

2.1 供试材料

供试黄土采自陕西省杨凌示范区崔西沟,采集的黄土风干除杂后过2 mm筛并于4℃下保存备用,其基本理化性质为:有机质 $3.24 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$,全氮 $0.51 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$,速效磷 $9.11 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,速效钾 $152 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,比表面积 $26.1 \text{ m}^2 \cdot \text{g}^{-1}$, $\text{pH}=8.47$.

供试秸秆为采自西北农林科技大学农作一站的当季小麦秸秆,碳含量为 $402 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$,氮含量为 $11.0 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$,C/N为36.7, $\text{pH}=7.86$.生物炭为陕西亿鑫生物能源科技开发有限公司以果木于550℃温度下热裂解所制,碳含量为 $448 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$,氮含量为 $15.7 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$,C/N为28.6, $\text{pH}=10.6$,比表面积为 $67.8 \text{ m}^2 \cdot \text{g}^{-1}$.膨润土购自山东潍坊华潍有限公司,碳含量为 $2.24 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$,氮含量为 $0.32 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$,C/N为7.00, $\text{pH}=7.60$,比表面积为 $42.5 \text{ m}^2 \cdot \text{g}^{-1}$.上述材料经粉碎后过2 mm备用.

供试的新鲜猪粪采自西北农林科技大学畜牧教学试验基地,取存放时间不超过24 h的鲜样,其基本理化性质为:有机碳 $302 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$,全氮 $32.1 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$,碳氮比9.43,含水率70.5%, $\text{pH}=8.83$.

2.2 试验设计

试验共设置5个处理,分别为:①对照(T1),即不添加任何添加物的猪粪;②猪粪+黄土(T2), $m(\text{猪粪}):m(\text{黄土})=1:2$;③猪粪+猪粪鲜重10%的小麦秸秆(T3);④猪粪+猪粪鲜重10%的生物炭(T4);⑤猪粪+猪粪鲜重10%的膨润土(T5).

为了准确测定试验过程中氨气及温室气体排放情况及试验过程中粪肥理化性质的变化状况,分别进行了3个平行试验.

①温室气体测定试验:按照上述比例将鲜粪与各添加物混合,置于150 mL锥形瓶中,在25℃条件下培养35 d.在培养开始的第1、2、3、5、7、10、13、16、19、23、27、31、35 d采集气体样品,测定 CO_2 、 CH_4 和 N_2O 释放量.

②氨损失监测试验:按比例将新鲜粪肥与添加物混合,置于50 mL小培养瓶中.另取一小烧杯,移入20 mL $0.5 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1}$ 硼酸,与装好样品的培养瓶一起置于500 mL广口塑料瓶中,并设置只放入硼酸的

空白对照,置于 25 ℃ 培养箱中恒温培养.培养期间,在培养开始后的第 2、4、6、9、12、15、18、22、26、30、35 d 更换小烧杯中的吸收液,并用 0.01 mol·L⁻¹ 盐酸滴定测定氨气释放量.

③理化性质测定试验:按相同比例称取粪肥与添加物混合置于 500 mL 培养瓶中,在培养开始的第 1、5、9、15、21、28、35 d 采集瓶内样品,测定样品硝铵态氮及 pH 变化.

各试验具体方案见表 1.各培养瓶用带有透气孔的封口膜封口,以在保障好气环境的同时防止水分散失.各处理在培养期间利用称重法保持其原始含水量.

表 1 试验设计方案

Table 1 Experimental design

处理	温室气体测定试验		氨气测定试验		理化性质测定试验	
	猪粪/g	添加物/g	猪粪/g	添加物/g	猪粪/g	添加物/g
T1	15	0	15	0	200	0
T2	15	30	15	30	100	200
T3	15	1.5	15	1.5	200	20
T4	15	1.5	15	1.5	200	20
T5	15	1.5	15	1.5	200	20

2.3 采样方法与室内分析

采集气体样品前,将装有样品的锥形瓶置于通气环境中 30 min,使瓶内气体浓度与室内大气浓度基本平衡.采样时在瓶塞的玻璃管外端套上带有三通阀的软管,并用同样带有三通阀的注射器抽取 30 mL 瓶内气体,抽气前反复推拉注射器以混匀瓶内气体.第一次取样完成后利用注射器抽取 30 mL 室内空气注入瓶内以补充之前瓶中的气体损失 (Plaza-Bonilla *et al.*, 2014),之后密闭培养 1 h,按上述同样方法进行第二次抽样.采样结束后将瓶塞打开,通气并封口后放入培养箱中继续进行培养.采集的气体样品存于抽成真空的采气袋中保存待测.

气体样品在气相色谱仪 (Agilent 7890B) 上测定,CH₄与 CO₂检测器为火焰离子化检测器 (FID),检测器温度为 250 ℃,载气为 N₂,流速为 30 mL·min⁻¹;电子捕获检测器 (ECD) 测定 N₂O,检测器温度为 300 ℃,载气为 N₂,流速为 2 mL·min⁻¹;柱温为 55 ℃.

温室气体累积排放量按以下公式计算:

$$F = \rho \times (\Delta c / \Delta t) \times (V / m) \times (273 / 273 + T) \quad (1)$$

$$M = \sum [(F_1 + F_2) / 2] \times 24 \times t \times m \quad (2)$$

式中, F 为 CO₂、CH₄、N₂O 排放通量,单位分别为

mg·kg⁻¹·h⁻¹、μg·kg⁻¹·h⁻¹和 μg·kg⁻¹·h⁻¹; ρ 为标准状况下气体密度,CO₂、CH₄和 N₂O 的气体密度分别为 1.977、0.717 和 1.977 kg·m⁻³; Δc 是 Δt 时间内培养瓶中气体的浓度变化,CO₂、CH₄和 N₂O 的单位分别为 ppm·h⁻¹、ppb·h⁻¹和 ppb·h⁻¹; V 是培养瓶中气体的有效空间体积 (m³); T 是培养时的温度 (°C); 各处理 CO₂、CH₄和 N₂O 的累积排放量 M 通过相邻 2 次气体平均排放速率与排放时间的乘积累加计算得出,单位分别为 mg、μg 和 μg; t 为两次气体测定的间隔时间 (d); m 为各培养瓶中样品的烘干重 (g).

由于 CO₂、CH₄和 N₂O 的增温效应不同,在大气中的停留时间也不同,因此,计算其综合温室效应 (GWP) 以评估不同体系的温室气体综合效应.据 IPCC 预估,在 100 年的时间范围内,若以 CO₂ 的 GWP 值为 1,则 CH₄ 的 GWP 值为 28, N₂O 的 GWP 值为 265, NH₃ 的 GWP 为 3.43 (NH₃-N 对 N₂O-N 的贡献系数约为 0.01) (IPCC, 2006; 2007). 各处理综合温室效应 GWP₁₀₀ 按式 (3) 计算,培养过程中氨气释放量 R (mg·kg⁻¹) 按式 (4) 计算.

$$GWP_{100} = M(CO_2) + M(CH_4) \times 28 + M(N_2O) \times 265 +$$

$$M(NH_3) \times 3.43 \quad (3)$$

$$R = C \times (V_1 - V_2) \times 1000 \times 17 / m \quad (4)$$

式中, C 为盐酸浓度 (mol·L⁻¹); V_1 为试验处理硼酸所消耗盐酸的体积 (mL); V_2 为空白对照滴定硼酸所消耗盐酸的体积 (mL); m 为培养时样品质量 (g).

粪肥碳素保蓄率为培养结束后有机碳含量与培养初期有机碳含量之比.各处理碳、氮损失率为碳、氮以气体形式的损失量占培养前总碳、全氮的百分比.各常规指标测定方法依照农业行业标准《NY525—2012》及《土壤农化分析》(鲍士旦, 2000) 进行分析测定.

2.4 数据处理

采用 Microsoft Excel 2016 进行数据整理与表格制作, SigmaPlot 12.0 进行图形绘制, SPSS 20.0 进行不同处理间的单因素方差分析; 利用最小显著性差异法 (LSD) 进行显著性检验 ($p < 0.05$); 结果数据以平均值 ± 标准差的形式表达.

3 结果与分析 (Results and analysis)

3.1 不同处理 pH 和电导率的变化

培养期间各处理 pH 在 8.0~10.0 之间波动, 添加黄土、秸秆和生物炭处理培养后 pH 均与猪粪对

照差异显著 ($p < 0.05$). 从变化趋势上看, 添加秸秆、生物炭、膨润土及猪粪处理的 pH 均显著高于各处理初始 pH, 这是由于反应期间存在化学平衡 $[CO_3^{2-} + H^+ \rightleftharpoons HCO_3^-]$, $HCO_3^- + H^+ \rightleftharpoons CO_2(aq) + H_2O(l)$, $CO_2(aq) \rightleftharpoons CO_2(g)]$, 随着试验过程中 CO_2 的排放, 各处理 pH 逐渐升高. 添加黄土处理 pH 在培养期间变化幅度较小, 培养结束时 pH 显著低于初始 pH 值 (图 1a), 这与黄土中碳酸盐含量较高起到的缓冲作用及后期有机酸的产生有关.

各处理培养期间 EC 的动态变化不同并存在一

定的波动 (图 1b), 这主要与培养期间氨挥发、较高的 pH 造成矿物盐的沉淀及有机质的分解有关. 与猪粪对照相比, 添加生物炭处理的 EC 初始含量增加了 1.26 倍, 在培养期间 EC 不断降低, 较培养前共下降 22.8%, 但仍显著高于其他处理. 添加黄土、秸秆及膨润土处理 EC 均表现出先降低后升高的趋势, 其中, 添加秸秆处理在培养结束时 EC 显著高于猪粪对照, 添加黄土和膨润土处理与猪粪对照相比差异不显著. 试验期间各处理 EC 值均低于 $4.0 \text{ mS} \cdot \text{cm}^{-1}$, 不会对后续利用造成毒害 (Zhang *et al.*, 2006).

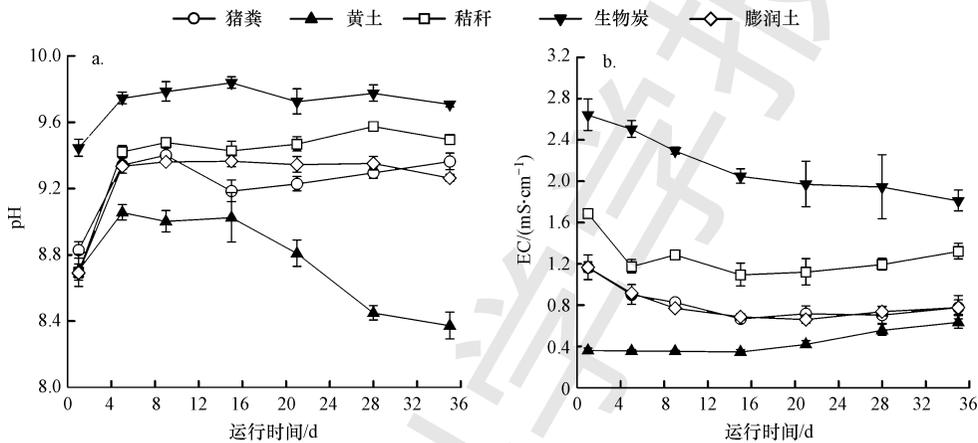


图 1 不同处理 pH(a) 和 EC(b) 的变化

Fig.1 Changes of pH(a) and EC(b) in each treatment during incubation

3.2 不同处理矿质态氮变化

试验初期随着有机质在微生物作用下的矿化分解, NH_4^+ -N 含量首先达到最大值, 各处理 NH_4^+ -N 含量均呈现快速升高, 在第 7 d 达到峰值后迅速降低并趋于稳定 (图 2a). 添加不同添加物处理的矿化趋势存在差异, 猪粪及添加膨润土处理的铵态氮峰值最高, 较初始值分别提高了 4.1 和 5.1 倍; 添加黄

土处理的铵态氮峰值最低, 仅为猪粪对照的 16.6%. 培养期间猪粪、添加生物炭及膨润土处理的 NO_3^- -N 含量在培养期间于 $22.2 \sim 70.7 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 之间波动, 随时间延长变化不大 (图 2b). 添加黄土及秸秆处理在培养前期硝化作用较弱, 15 d 后开始快速上升, 培养结束时硝态氮含量分别达到 384 和 $261 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 较培养前分别增加了 12.7 和 8.4 倍, 显著高于猪粪对照.

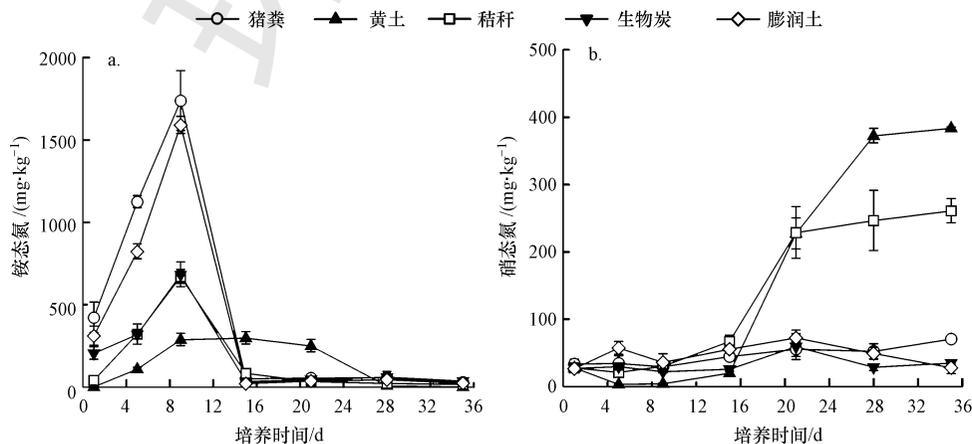


图 2 不同处理铵态氮(a) 和硝态氮(b) 的变化

Fig.2 Changes of mineral nitrogen in each treatment during incubation

3.3 不同处理 TC、TN、DOC 和 C/N 的变化

秸秆、生物炭作为富碳物质,添加后显著提高了各处理 TC 含量与 C/N 值,而 TN 与 DOC 含量有所降低.黄土与膨润土由于自身 C、N 含量较低,添加后 TC、TN 和 DOC 含量均低于猪粪对照(表 2).培

养后各处理 TC 的保蓄率为 79.9%~96.8%,其中,秸秆处理的 TC 损失量最大.添加黄土和生物炭处理在培养前后 C/N 均显著高于猪粪对照,表明其施用可以有效调节贮存粪肥的碳氮比,添加生物炭对 DOC 的保蓄作用也显著优于其他处理.

表 2 培养前后各处理 TC、TN、DOC、C/N 变化

Table 2 Changes of TC, TN, DOC and C/N in different treatments before and after incubation

处理	TC		TN		DOC/(g·kg ⁻¹)		C/N	
	培养前	培养后	培养前	培养后	培养前	培养后	培养前	培养后
T1	30.20%±0.96% ^c	25.40%±0.38% ^{b*}	3.21%±0.11% ^a	2.79%±0.05% ^{a*}	14.90±0.2 ^{1a}	3.67±0.36 ^{b*}	9.43±0.10 ^c	9.11±0.21 ^c
T2	2.72%±0.06% ^c	2.63%±0.05% ^d	0.20%±0.01% ^c	0.25%±0.01% ^{d*}	1.11±0.08 ^d	0.38±0.04 ^{c*}	13.50±0.70 ^a	10.60±0.55 ^{b*}
T3	32.70%±0.32% ^b	26.10%±0.29% ^{b*}	2.59%±0.01% ^c	2.89%±0.01% ^{a*}	12.88±0.67 ^{bc}	3.05±0.42 ^{b*}	12.60±0.08 ^b	9.02±0.17 ^{c*}
T4	36.90%±0.48% ^a	30.40%±1.42% ^{a*}	2.87%±0.02% ^b	2.49%±0.11% ^{b*}	13.70±0.09 ^b	9.10±0.98 ^{a*}	12.80±0.20 ^b	12.20±0.08 ^{a*}
T5	21.60%±1.13% ^d	17.70%±0.74% ^{c*}	2.32%±0.05% ^d	1.99%±0.10% ^{c*}	12.39±0.30 ^c	2.89±1.18 ^{b*}	9.31±0.29 ^c	9.01±0.23 ^c

注:培养前与培养后分别指代培养开始的第 1 d 与培养的第 35 d;同列标有不同小写字母者表示在同一培养时期的处理间差异显著($p<0.05$);*表示同一指标培养后与培养前结果相比差异显著($p<0.05$).

3.4 不同处理 CO₂ 与 CH₄ 的累积排放量

整个培养期内,各处理 CO₂ 累积排放量随培养时间的延长不断增加,变化趋势表现出前期增长速率较快、后期变化相对平缓的规律,培养结束时 CO₂ 累积排放量大小顺序为:猪粪>秸秆>生物炭>膨润土>黄土(图 3a).与猪粪处理相比,添加生物炭、膨润土及黄土处理的 CO₂ 累积排放量显著降低,降低幅度分别为 15.4%、20.9%和 51.6%,而添加秸秆处

理的 CO₂ 排放量与猪粪对照无显著差异.

各处理 CH₄ 累积排放量与 CO₂ 存在差异,猪粪及添加膨润土处理的 CH₄ 累积排放量最高,培养期间其 CH₄ 累积排放量均显著高于其他处理(图 3b).添加黄土、秸秆与生物炭均对降低猪粪 CH₄ 排放具有较好的效果,其中,添加黄土与秸秆处理的 CH₄ 排放降低了 95%以上,这与添加黄土与秸秆改善了猪粪的通气状况有关.

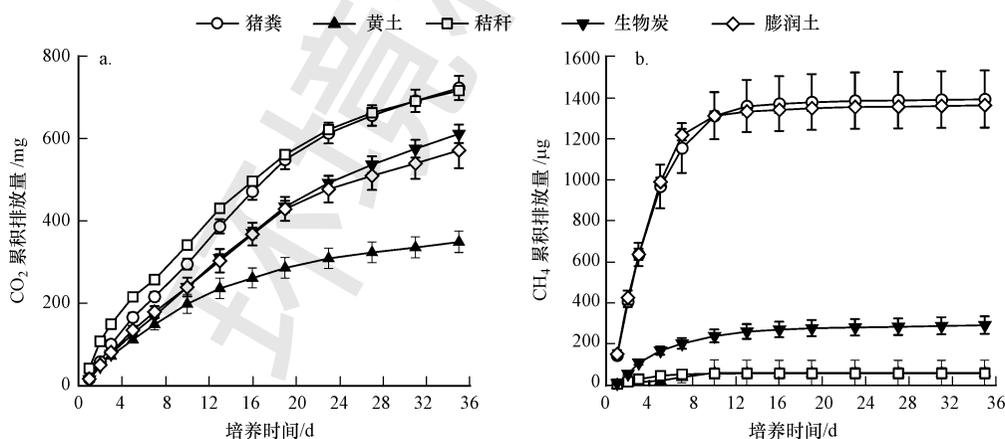


图 3 各处理 CO₂(a) 与 CH₄(b) 的累积排放量变化

Fig.3 Dynamic changes of cumulative emission of CO₂(a) and CH₄(b) in different treatments

3.5 不同处理 NH₃ 与 N₂O 的累积排放量

各处理 NH₃ 累积排放量在培养期间的变化趋势基本一致,NH₃ 排放主要集中在前期,后期排放水平较低,但各处理间 NH₃ 排放量存在显著差异(图 4a).添加秸秆及黄土处理的 NH₃ 累积排放量分别降

低了 56.8%和 84.3%,而膨润土处理的 NH₃ 累积排放量则显著增加.

各处理 N₂O 排放速率在培养期间存在波动,表现出不同的 N₂O 释放规律.添加黄土处理的 N₂O 排放速率在第 1 d 即达峰值 1.87 mg·kg·d⁻¹,在试验前

7 d N_2O 累积排放量最高,之后排放速率显著下降,培养结束时较猪粪处理累积排放量降低了 67.7%. 添加黄土、秸秆、生物炭和膨润土均具有较好的减

少猪粪 N_2O 排放的效果,其中,添加生物炭的效果最好,可降低 81.7% 的 N_2O 排放总量,与其他处理相比差异显著.

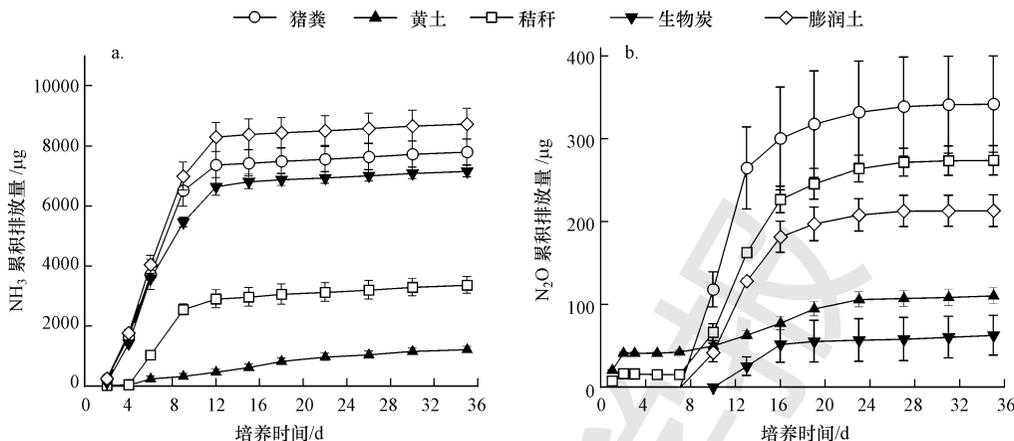


图 4 各处理 NH_3 (a) 与 N_2O (b) 的累积排放量变化

Fig.4 Dynamic changes of cumulative emission of NH_3 (a) and N_2O (b) in different treatments

3.6 不同处理气体形态碳、氮损失率与综合温室效应

由表 3 可知,各处理气体形态总碳损失以 CO_2 排放为主, CO_2 -C 损失率为 11.3%~22.1%,添加黄土、秸秆、生物炭和膨润土均可显著降低猪粪的 CO_2 -C 损失率.气态氮素损失主要以氨挥发为主,与猪粪处理相比,添加膨润土增加了 13.4% 的 NH_3 -N 损失率,其余各处理 NH_3 -N 损失率相较猪粪对照降低了 25.0%~66.7%.各处理以 CH_4 和 N_2O 形态的损失量较低,最高仅为 0.230%.

表 3 各处理气体形态 C、N 损失率

Table 3 Loss of carbon and nitrogen of gases in different treatments

处理	损失率			
	CO_2 -C	CH_4 -C	NH_3 -N	N_2O -N
T1	22.1% ^a	0.117% ^a	6.79% ^b	0.230% ^a
T2	15.8% ^c	0.008% ^b	2.26% ^d	0.157% ^c
T3	14.8% ^c	0.003% ^b	2.65% ^d	0.167% ^c
T4	11.3% ^d	0.015% ^b	5.09% ^c	0.034% ^d
T5	17.9% ^b	0.110% ^a	7.70% ^a	0.145% ^b

注:同列标有不同小写字母者表示处理间差异显著($p < 0.05$).

从综合温室效应来看,整个培养期内不添加任何添加物的猪粪处理综合温室效应最高,添加秸秆显著降低了处理中 CH_4 与 NH_3 对温室效应的贡献,但与猪粪对照相比两者的综合温室效应差异未达显著水平(图 5).添加黄土、生物炭和膨润土均显著降低了处理的综合温室效应,较猪粪处理分别降低

了 55.6%、23.7% 和 19.6%,其中,添加黄土处理的综合温室效应最低,显著低于添加生物炭和膨润土处理.从各温室效应气体及氨气对综合温室效应的贡献考虑, CO_2 与 N_2O 是主要的贡献源,对综合温室效应的贡献可达 90.2%~98.5%(图 5).

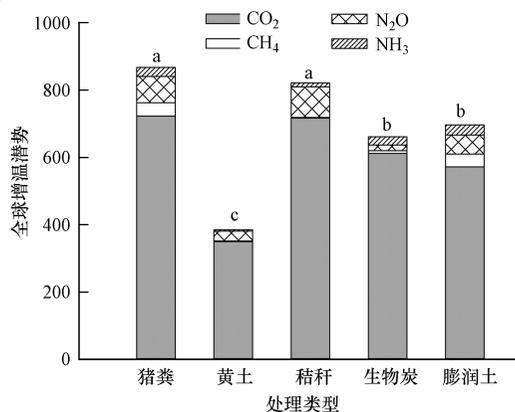


图 5 各处理综合增温潜势

Fig.5 The global warming potential and the contribution of gases in different treatments

4 讨论 (Discussion)

4.1 添加黄土对猪粪氨气和温室气体排放的影响

本研究中添加黄土处理的综合增温潜势最低,说明添加黄土、堆制土粪不仅具有保蓄粪肥中碳、氮养分的作用(师倩云,2016),其对降低粪肥贮存过程中温室气体及氨气排放的作用也不容忽视.这

主要与土壤中的粘土矿物和铁、铝氧化物可以与有机质结合成有机-无机复合物,进而对有机物质产生物理保护作用有关(Mikutta *et al.*, 2009).除土壤的物理保护作用外,土壤对有机质的化学与生物学保护作用也会对外源有机质的分解与转化造成影响(魏小波等,2010).畜禽粪便中铵态氮浓度是影响氨气排放的最主要因素(李雪姣,2018),CH₄的排放主要在厌氧条件下发生.加土垫圈在一定程度上降低了粪肥的养分初始含量,改善了猪粪的通气条件与理化性状,影响了微生物活动进程,也对这一过程中的养分转化和氨气及甲烷的排放产生影响(Li *et al.*, 2010; Møller *et al.*, 2014).

当前我国农业废弃物资源化利用率普遍较低,仍存在大面积的畜禽粪肥露天堆放现象,其中,农村劳动力缺乏是当前有机肥不能有效利用的重要原因之一(Chadwick *et al.*, 2015).由于有机肥运输及施用的机械化需求难以得到满足,黄土垫圈保蓄养分的效果与其降低粪肥养分含量的缺陷是其长久的难以调和的矛盾(师倩云等,2016),使得黄土垫圈、堆制土粪在当前实际应用中的局限性日益突出,难以作为大规模养殖中减少畜禽粪肥贮存阶段环境污染风险的有效措施进行推广.但对于小规模养殖户而言,加土垫圈仍是一种值得推荐的减少粪肥养分损失和温室气体及氨气排放的有效措施.

4.2 添加秸秆、生物炭和膨润土对猪粪氨气和温室气体排放的影响

本研究表明,施用10%秸秆、生物炭和膨润土分别降低了猪粪处理5.3%、23.7%、19.6%的综合温室效应,这表明猪粪存贮过程中添加物的施用可以有效改变畜禽粪便在贮存阶段的转化过程,有利于减少畜禽粪肥贮存阶段对环境的负面影响.

畜禽粪便中碳素损失的主要途径有畜禽粪便有机物质的好氧分解和有机质厌氧发酵产生挥发性脂肪酸、甲烷和二氧化碳的过程(Philippe *et al.*, 2015).添加10%生物炭对减少猪粪CO₂与CH₄的排放均具有较好的效果,一方面是由于生物炭对猪粪的结构产生影响,加强了微生物对氮的固定作用并改善了通气供氧能力,减少了CH₄的排放(陶金沙等,2014);另一方面,DOC作为生物周转过程的重要底物,易被微生物分解以CO₂的形式释放出来(李彬彬等,2014),但生物炭中有机物大多较为稳定,减少了微生物可利用碳的有效性(付祥峰等,2017).本试验结束时添加生物炭处理的DOC含量最高,说

明生物炭添加后减少了微生物对DOC的利用量,降低了猪粪中有机物质特别是易被微生物利用的可溶性有机物的矿化,进而影响了CH₄和CO₂的排放.秸秆的添加优化了内部的好氧条件,有利于降低CH₄的排放,但其引入了新的碳源,促进了微生物活动导致CO₂的排放量升高(朱海生等,2017).

畜禽粪便贮存过程中的氮素损失途径主要以NH₃挥发为主(图4),秸秆与生物炭作为富碳物质,其减排机理有相似之处(Chowdhury *et al.*, 2014; 付祥峰等,2017).培养期间添加秸秆与生物炭处理的铵态氮变化趋势基本一致(图2a),但添加秸秆减少氨气排放的作用更显著,这可能是由于生物炭施用增加了培养期间猪粪的pH(图1a),进而增加了NH₃排放.试验中施用生物炭处理的硝态氮动态变化与秸秆处理明显不同,说明施用生物炭处理和秸秆处理可能具有不同的N₂O排放机理.一般认为,生物炭对铵态氮具有较强的吸附能力,但王月玲等(2016)研究发现生物炭用量过高反而增加了增温潜势,尤其是增加了N₂O的排放,可见生物炭的吸附效果是有限的,不能把生物炭对氮素的保蓄作用完全归因于吸附性(潘凤娥等,2016).有研究表明,生物炭施用可以减少N₂O氧化菌的数量并增加N₂O还原菌的数量,这可能也是影响N₂O排放的重要因素(Wang *et al.*, 2013).

添加膨润土处理的铵态氮含量较高而硝态氮含量较低,可能是由于游离的NH₄⁺更易被膨润土吸附,减少了硝化作用可利用的铵态氮底物含量(武岩等,2018).Wang等(2017)研究发现,在堆肥过程中添加10%膨润土有效降低了N₂O排放及综合温室效应,但会增加NH₃的排放,这是由于膨润土的施用加快了堆体的腐熟进程造成的,这与本研究添加膨润土处理的NH₃和N₂O排放情况一致.也有研究发现,堆肥过程中施加10%膨润土利于微生物对氨的吸附,降低了氨化率并延缓了硝化作用的进行(Wang *et al.*, 2016).但由于添加膨润土有利于提高厌氧消化过程中挥发性脂肪酸、可溶性有机物的代谢稳定性,可能会促进厌氧消化作用并提高CH₄的排放(潘君廷等,2016).因此,施用膨润土能否在不同区域不同条件下的养殖环境中具有应用价值仍需进一步研究.

5 结论(Conclusions)

猪粪贮存期间添加黄土处理的CO₂、CH₄、N₂O

和 NH_3 累积排放量均显著降低,综合温室效应较猪粪处理降低了 55.6%,可见从整体环境效益角度进行评价,黄土垫圈模式具有较好的环境效益,在农业面源污染问题日益突出、区域系统性治理相对不足的今天,以一家一户为主要养殖单位的地区仍可以提倡这种养殖模式.沿用加土垫圈思路与堆肥过程中施用添加物的经验,在畜禽粪肥贮存过程中添加 10%用量的秸秆、生物炭和膨润土均不同程度地对猪粪的氨气及温室气体排放产生了影响.与猪粪处理相比,添加 10%用量的生物炭和膨润土处理的 CO_2 累积排放量分别降低了 15.4%和 20.9%, N_2O 累积排放量分别降低了 19.8%和 37.6%,综合温室效应显著低于猪粪处理.添加 10%秸秆处理的综合温室效应与猪粪处理相比无显著差异,但显著降低了 CH_4 和 NH_3 的排放.可见在猪粪贮存阶段施用添加物具有较好的减少温室气体及氨气排放的作用,在未来的研究中可在不同区域进行更大规模的试验,为添加物在实际生产中的应用提供更有力的论据.

参考文献 (References):

- 鲍士旦. 2000. 土壤农化分析(第 3 版) [M]. 北京: 中国农业出版社
- Chadwick D, Jia W, Tong Y, *et al.* 2015. Improving manure nutrient management towards sustainable agricultural intensification in China [J]. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 209: 34-46
- Chowdhury M A, Neergaard A D, Jensen L S. 2014. Composting of solids separated from anaerobically digested animal manure: Effect of different bulking agents and mixing ratios on emissions of greenhouse gases and ammonia [J]. *Biosystems Engineering*, 124: 63-77
- 董立婷, 朱昌雄, 张丽, 等. 2016. 微生物异位发酵床技术在生猪养殖废弃物处理中的应用研究 [J]. *农业资源与环境学报*, 33 (6): 540-546
- 付祥峰, 刘琪琪, 李恋卿, 等. 2017. 生物炭对猪粪堆肥过程中氮素转化及温室气体排放的影响 [J]. *农业环境科学学报*, 36 (9): 1893-1900
- 国家发展和改革委员会应对气候变化司. 2013. 中华人民共和国气候变化第二次国家信息通报 [M]. 北京: 中国经济出版社
- 国务院办公厅. 2017. 国务院办公厅关于加快推进畜禽养殖废弃物资源化利用的意见 [OL]. 2019-04-29. http://www.gov.cn/xinwen/2017-06/12/content_5201839.htm
- IPCC. 2007. Working group I Report: The physical Science Basis [R]. Geneva: IPCC
- IPCC. 2006. 2006 Guidelines for national greenhouse gas inventories: Agriculture, forestry and other land use [OL]. 2019-04-29. <https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/vol4.html>
- Li H, Xin H. 2010. Lab-scale assessment of gaseous emissions from laying-hen manure storage as affected by physical and environmental factors [J]. *Transactions of the Asabe*, 53 (2): 593-604
- Mikutta R, Schaumann G E, Gildemeister D, *et al.* 2009. Biogeochemistry of mineral-organic associations across a long-term mineralogical soil gradient, Hawaiian Island [J]. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 73 (7): 20
- Møller H B, Sommer S G, Ahring B K. 2004. Biological degradation and greenhouse gas emissions during pre-storage of liquid animal manure [J]. *Journal of Environmental Quality*, 33 (1): 27-36
- 牛新胜, 巨晓棠. 2017. 我国有机肥料资源及利用 [J]. *植物营养与肥料学报*, 23 (6): 1462-1479
- 农业部办公厅. 2017. 重点流域农业面源污染综合治理示范工程建设规划 (2016-2020) [OL]. 2019-04-29. http://www.moa.gov.cn/nybg/2017/dsiqu/201712/t20171230_6133444.htm
- 潘凤娥, 胡俊鹏, 索龙, 等. 2016. 添加玉米秸秆及其生物炭对砖红壤 N_2O 排放的影响 [J]. *农业环境科学学报*, 35 (2): 396-402
- 潘君廷, 马俊怡, 郗天磊, 等. 2016. 膨润土改善鸡粪厌氧消化产酸产甲烷特性 [J]. *农业工程学报*, 32 (8): 246-252
- Philippe F X, Nicks B. 2015. Review on greenhouse gas emissions from pig houses: Production of carbon dioxide, methane and nitrous oxide by animals and manure [J]. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 199: 10-25
- Plaza-Bonilla D, Cantero-Martínez C, Álvaro-Fuentes J. 2014. Soil management effects on greenhouse gases production at the macroaggregate scale [J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 68 (1): 471-481
- 山楠. 2018. 畜禽养殖固体废物不同堆置条件下碳氮气体排放规律研究 [D]. 北京: 中国农业大学
- 沈琦, 叶世豪, 孙宏, 等. 2019. 畜禽异位发酵床中垫料和微生物的研究概述 [J]. *浙江农业科学*, 60 (3): 476-479
- 师倩云. 2016. 加入黄土对家畜粪肥碳氮养分保蓄的影响 [D]. 杨凌: 西北农林科技大学
- 师倩云, 李雪松, 孟延, 等. 2016. 加入不同比例黄土对粪肥碳、氮养分保蓄的影响 [J]. *农业环境科学学报*, 35 (5): 999-1005
- 陶金沙, 李正东, 刘福理, 等. 2014. 添加小麦秸秆生物炭对猪粪堆肥腐熟程度及温室气体排放的影响 [J]. *土壤通报*, 45 (5): 1233-1240
- Troy S M, Lawlor P G, Flynn C J O, *et al.* 2013. Impact of biochar addition to soil on greenhouse gas emissions following pig manure application [J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 60: 173-181
- Wang C, Lu H, Dong D, *et al.* 2013. Insight into the effects of biochar on manure composting: evidence supporting the relationship between N_2O emission and denitrifying community [J]. *Environmental Science & Technology*, 47 (13): 7341-7349
- Wang M, Awasthi M K, Wang Q, *et al.* 2017. Comparison of additives amendment for mitigation of greenhouse gases and ammonia emission during sewage sludge co-composting based on correlation analysis [J]. *Bioresource Technology*, 243: 520-527
- Wang Q, Li R, Cai H, *et al.* 2016. Improving pig manure composting efficiency employing Ca-bentonite [J]. *Ecological Engineering*, 87: 157-161
- Wang Y, Dong H, Zhu Z, *et al.* 2017. Mitigating greenhouse gas and ammonia emissions from swine manure management: A system analysis [J]. *Environmental Science & Technology*, 51 (8): 4503-4511
- 王月玲, 耿增超, 王强, 等. 2016. 生物炭对壤土土壤温室气体及土壤理化性质的影响 [J]. *环境科学*, 37 (9): 3634-3641
- 魏小波, 何文清, 黎晓峰, 等. 2010. 农田土壤有机碳固定机制及其影响因子研究进展 [J]. *中国农业气象*, 31 (4): 487-494
- 武岩, 红梅, 林立龙, 等. 2018. 3 种土壤改良剂对河套灌区玉米田温室气体排放的影响 [J]. *环境科学*, 39 (1): 310-320
- 杨兴明, 徐阳春, 黄启为, 等. 2008. 有机(类)肥料与农业可持续发展 and 生态环境保护 [J]. *土壤学报*, 45 (5): 925-932
- 张淑芬, 付龙, 丁颖颖. 2016. 寒区畜禽养殖场粪污的贮存技术 [J]. *中国畜牧杂志*, 52 (10): 65-67
- Zhang Y, He Y. 2006. Co-composting solid swine manure with pine sawdust as organic substrate [J]. *Bioresource Technology*, 97 (16): 2024-2031
- 朱海生, 左福元, 董红敏, 等. 2017. 锯末添加比例对牛粪贮存过程中氨气和温室气体排放的影响 [J]. *西南大学学报(自然科学版)*, 39 (3): 34-40