

DOI: 10.13718/j.cnki.xdzk.2017.03.006

# 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<sup>①</sup>

朱海生<sup>1</sup>, 左福元<sup>1</sup>, 董红敏<sup>2</sup>, 栾冬梅<sup>3</sup>

1. 西南大学(荣昌校区)动物科学系, 重庆 402460; 2. 中国农业科学院 农业环境与可持续发展研究所, 北京 100081;  
3. 东北农业大学 动物科学技术学院, 哈尔滨 150030

**摘要:** 为了研究添加锯末对牛粪堆积过程中气体排放的影响, 试验采用静态箱技术探讨了牛粪单独贮存、牛粪和锯末质量比为 2:1 和 1:1(干物质基础)对贮存过程中氨气和温室气体排放的影响. 结果表明: 在 90 d 贮存期内, 牛粪单独贮存、牛粪锯末质量比为 2:1 和 1:1 的氨气累积排放量分别为 16.00, 4.54 和 7.05 mg/kg, 氧化亚氮累积排放量分别为 11.23, 19.83 和 6.86 mg/kg, 甲烷累积排放量分别为 839.87, 81.24 和 65.69 mg/kg, 二氧化碳累积排放量分别为 8.41, 59.76 和 83.83 g/kg. 添加锯末显著降低了牛粪贮存过程中氨气和甲烷的排放量( $p < 0.05$ ), 但同时也显著增加了二氧化碳的排放量( $p < 0.05$ ). 牛粪锯末质量比为 2:1 时, 氧化亚氮排放量显著增加( $p < 0.05$ ), 牛粪锯末质量比为 1:1 时氧化亚氮排放量却显著降低( $p < 0.05$ ). 牛粪单独贮存、牛粪锯末质量比为 2:1 和 1:1 时的总温室气体排放量分别为 26.55, 7.55 和 3.68 g/kg(CO<sub>2</sub> 基础), 与牛粪单独贮存相比, 牛粪锯末质量比为 2:1 和 1:1 处理组的总温室气体排放量分别降低了 71.57%(2:1)和 86.13%(1:1).

**关键词:** 牛粪; 添加锯末; 贮存; 氨气和温室气体

中图分类号: S811.1

文献标志码: A

文章编号: 1673-9868(2017)03-0034-07

中国畜禽养殖业每年产生约 12 亿 t 的固体粪便, 大约 80% 的固体粪便会在舍外堆积或处理<sup>[1]</sup>. 粪便在贮存过程中会产生大量的氨气和温室气体, 对环境造成严重的危害. 过度排放的氨气会导致土壤酸化和富营养化<sup>[2]</sup>. 甲烷和氧化亚氮是 2 种重要的温室气体, 其全球增温潜势分别是二氧化碳的 28 和 265 倍<sup>[3]</sup>. 而且, 氧化亚氮会导致臭氧层的破坏<sup>[4]</sup>. 据报道, 全球约有 1/3 的氧化亚氮和 9% 的甲烷产生于畜禽粪便的管理过程中<sup>[5-6]</sup>.

粪便贮存过程中氨气和温室气体排放受粪便性质、环境温度、堆积高度及覆盖等多种因素的影响<sup>[7-13]</sup>. 粪便中添加稻草等有机物质可以改变堆体氮、碳等物质的质量分数和贮存条件, 因而导致在贮存过程中气体排放量的变化<sup>[14]</sup>. 此方面的研究多以氨气减排为目的, 而添加有机物质对粪便贮存过程中温室气体排放的影响的研究却较少<sup>[15-16]</sup>. 为此, 本研究以牛粪为研究对象, 探讨锯末添加对牛粪贮存过程中氨气和温室气体排放的影响, 为氨气和温室气体减排措施的制定提供参考.

## 1 材料和方法

### 1.1 试验设计

试验在西南大学荣昌校区牧业工程实验室进行, 试验从 2014-09-27 开始, 至 2014-12-25 日结束,

① 收稿日期: 2015-11-24

基金项目: 国家自然科学基金(31201807); 中央高校基本科研业务费专项(XDJK2015C127).

作者简介: 朱海生(1976-), 男, 黑龙江巴彦人, 博士, 副教授, 主要从事农业生物环境研究.

试验期为 90 d. 试验过程中的平均环境温度为 $(16.5 \pm 4.3)^\circ\text{C}$ , 最高温度为 $24.6^\circ\text{C}$ , 最低温度为 $7.2^\circ\text{C}$ .

试验设置 3 个处理, 每个处理设置 3 个重复, 分别为: ① 牛粪, 不添加锯末(CM); ② 牛粪与锯末质量比为 2:1(M2S1, 干物质基础); ③ 牛粪与锯末质量比为 1:1(M1S1, 干物质基础). 试验用新鲜牛粪取自西南大学荣昌校区实习牧场, 将牛粪和锯末充分混合后, 按照试验设计分别装填于 9 个小桶(内径 24.2 cm, 高 45 cm)内, 粪便堆积高度为 45 cm, CM, M2S1 和 M1S1 处理组物料质量分别为 18, 14.34 和 12.00 kg, 整个试验期间不翻堆.

## 1.2 气体采集与分析

试验采用静态箱方法测量气体排放. 静态箱的详细设置见文献[11]. 采气时, 将静态箱罩在小桶上, 然后密封静态箱底部, 开始测量气体质量浓度. 先使用注射器—三通—采气袋抽取密闭箱内气体作为本底值, 然后间隔 20 min 测量箱里的气体质量浓度 1 次, 总计采集气体 3 次, 每次采集 500 mL. 根据桶内气体质量浓度随时间的变化计算粪便气体的排放速率. 采样时间在早上 9:00—10:00, 采样结束后打开密闭箱进行通气. 气体质量浓度使用 INNOVA 1412 红外光声光谱气体监测仪(LumaSense Technologies A/S, Ballerup, Denmark)进行测量. 牛粪气体的排放通量由公式(1)计算得出.

$$F = \rho \cdot V \cdot (dC/dt) \cdot 273/(273 + T)/A \quad (1)$$

式中:  $F$  为单位质量牛粪的气体排放通量, 单位为  $\text{mg}/(\text{kg} \cdot \text{h})$ ;  $\rho$  为标准状态下气体的密度, 单位为  $\text{mg}/\text{m}^3$ ;  $V$  为密闭箱内气体的有效体积, 单位为  $\text{m}^3$ ;  $A$  为初始粪便质量, 单位为  $\text{kg}$ ;  $dC/dt$  为单位时间内密闭箱内气体的变化量;  $T$  为密闭箱内温度, 单位为  $^\circ\text{C}$ .

## 1.3 粪便的特性分析

试验开始前充分混合牛粪, 采集大约 500 g 牛粪样品, 分析其干物质(dry matter, DM,  $105^\circ\text{C}$  烘干 24 h)、挥发性固体(volatile solid, VS,  $550^\circ\text{C}$  灼烧 4 h)、总氮(total nitrogen, TN,  $\text{H}_2\text{SO}_4$ -混合加速剂蒸馏法)及有机碳(total organic carbon, TOC, 高温外热重铬酸钾氧化容量法)质量分数. 分析结果见表 1.

表 1 贮存前后牛粪的理化性质

处理	干物质/ ( $\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ )	挥发性固体/ ( $\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ )	总氮/ ( $\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ )	总有机碳/ ( $\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ )	碳氮比 C/N
CM	$174.82 \pm 3.34$	$142.05 \pm 2.09$	$3.20 \pm 0.23$	$86.88 \pm 4.55$	27.15
M2S1	$223.30 \pm 4.31$	$193.16 \pm 5.26$	$2.92 \pm 0.28$	$123.79 \pm 6.74$	42.39
M1S1	$279.60 \pm 2.46$	$252.52 \pm 3.22$	$2.60 \pm 0.31$	$178.23 \pm 9.31$	68.55

## 1.4 数据处理与统计分析

采用 Microsoft Office Excel 2003 进行数据处理, SPSS16.0 软件进行  $p < 0.05$  水平的显著性检验.

# 2 结果与讨论

## 2.1 氨气排放速率

3 个处理组氨气排放呈现出相同的趋势, 先升高然后下降(图 1). 在试验后的第 36 d, 排放质量分数较低, 超出了仪器的检测下限. 在 36 d 的试验期内, CM, M2S1 和 M1S1 处理组氨气的累积排放量分别为 16.00, 4.54 和 7.05  $\text{mg}/\text{kg}$ , 以氨气形式排放的氮分别占初始牛粪总氮的 0.41%, 0.13% 和 0.23%(表 2). 混合锯末可以显著降低牛粪氨气累积排放量( $p < 0.05$ ). 这可能是由于锯末增加了物料中的可降解碳和孔隙度, 为微生物同化  $\text{NH}_4^+$  提供了能量和氧气, 增强了同化作用, 减少了氨气排放<sup>[17]</sup>. 同时, 锯末可以吸附粪便中的  $\text{NH}_4^+$ , 减少氨气排放. 以前的研究也证实了添加富含碳的物质可以降低粪便氨气排放量<sup>[18-20]</sup>. 此外, M1S1 处理组氨气累积排放量显著高于 M2S1 处理组( $p < 0.05$ ), 这可能是由于物料的孔隙度随着锯末添加量的增加而增大, 加大了气体交换, 从而增加了氨气的排放.

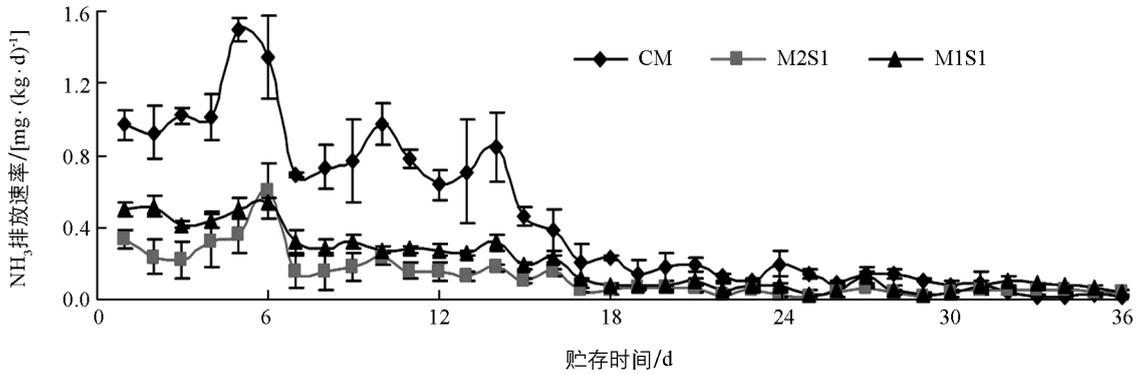
图 1  $\text{NH}_3$  排放速率

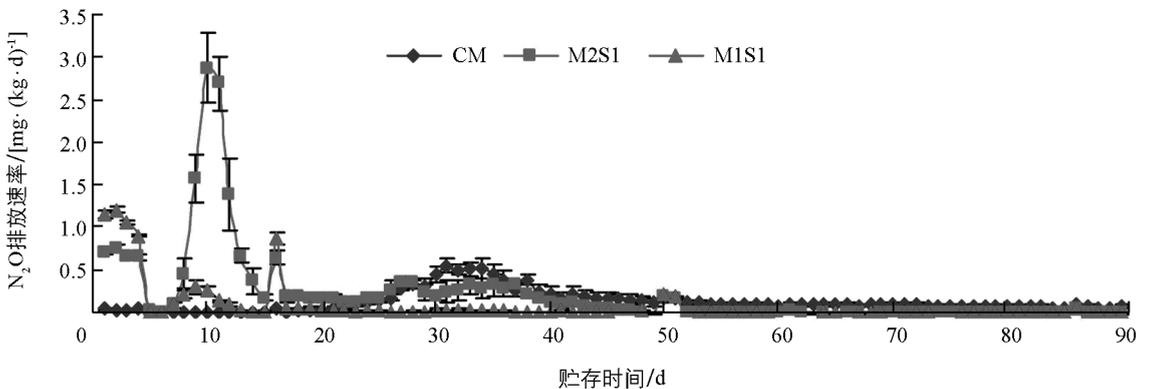
表 2 气体累积排放量

处 理	累 积 排 放 量			
	$\text{NH}_3/(\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1})$	$\text{N}_2\text{O}/(\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1})$	$\text{CH}_4/(\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1})$	$\text{CO}_2/(\text{g} \cdot \text{kg}^{-1})$
CM	$16.00 \pm 1.29\text{a}$	$11.23 \pm 1.52\text{b}$	$839.87 \pm 52.56\text{a}$	$8.41 \pm 0.81\text{c}$
M2S1	$4.54 \pm 0.62\text{c}$	$19.83 \pm 1.57\text{a}$	$81.24 \pm 13.52\text{b}$	$59.76 \pm 1.22\text{b}$
M1S1	$7.05 \pm 0.15\text{b}$	$6.86 \pm 0.19\text{c}$	$65.69 \pm 3.89\text{b}$	$83.83 \pm 3.15\text{a}$

注: 同列不同字母的处理间差异具有统计学意义( $p < 0.05$ ), 下同。

## 2.2 氧化亚氮排放速率

氧化亚氮的排放趋势如图 2 所示, CM 处理组贮存初期氧化亚氮排放量相对较低, 大约 20 d 后逐渐升高, 至试验后的第 31 d 达到最大值[0.55  $\text{mg}/(\text{kg} \cdot \text{d})$ ], 此后逐渐下降. M1S1 处理组氧化亚氮的排放量在贮存后第 2 d 达到最大值[1.21  $\text{mg}/(\text{kg} \cdot \text{d})$ ], 而 M2S1 处理组的排放高峰[2.88  $\text{mg}/(\text{kg} \cdot \text{d})$ ]出现在第 10 d. 在 90 d 的试验期内, CM, M2S1 和 M1S1 处理组氧化亚氮累积排放量分别为 11.23, 19.83 和 6.86  $\text{mg}/\text{kg}$ , 以氧化亚氮形式排放的氮分别占初始牛粪总氮的 0.22%, 0.43% 和 0.17% (表 2). 粪便氧化亚氮是在微生物作用下, 通过硝化作用和反硝化作用产生的, 严格的好氧条件和厌氧条件都不利于微生物产生氧化亚氮. M1S1 处理组氧化亚氮累积排放量显著低于 CM 处理组 ( $p < 0.05$ ), 这可能是由于较多锯末的添加增强了好氧条件, 不利于氧化亚氮的产生<sup>[21]</sup>. Yamulki<sup>[22]</sup> 的研究也发现, 添加稻草降低了牛粪贮存过程中氧化亚氮的排放. 然而, M2S1 处理组氧化亚氮累积排放量却显著增加 ( $p < 0.05$ ), 产生相反的结果可能是因为锯末添加量相对较少, 更易形成好氧-厌氧相结合的区域, 导致氧化亚氮排放量增加<sup>[23]</sup>.

图 2  $\text{N}_2\text{O}$  排放速率

## 2.3 甲烷排放速率

CM 处理组甲烷的排放呈现出升高-降低-再升高-再降低的趋势, 最大排放量出现在贮存后的第 52 d[25.93  $\text{mg}/(\text{kg} \cdot \text{d})$ ]. 而 M2S1 和 M1S1 处理组甲烷排放呈现出前期高、后期低的趋势, M2S1 和

M1S1 处理组甲烷排放高峰分别出现在贮存后的第 1 d[16.58 mg/(kg·d)]和第 2 d[17.05 mg/(kg·d)], 此后逐渐下降, 保持在较低的排放水平(图 3). 在 90 d 的试验期内, CM, M2S1 和 M1S1 处理组甲烷累计排放量分别为 839.87, 81.24 和 65.69 mg/kg, 以甲烷形式排放的碳分别占初始牛粪总有机碳的 0.73%, 0.05% 和 0.03%(表 2). 混合锯末显著降低了甲烷排放量( $p < 0.05$ ), 这是因为甲烷的产生是在厌氧条件下, 厌氧微生物分解粪便有机物的产物<sup>[24]</sup>, 而添加锯末增加了粪便中的空隙度和氧气质量分数, 大大地弱化了厌氧条件, 不利于厌氧微生物的活动, 导致甲烷排放量降低, 以前的研究结果也印证了这一点<sup>[24-25]</sup>. 虽然 M2S1 和 M1S1 处理组之间甲烷排放量的差异不具有统计学意义( $p > 0.05$ ), 但随着锯末添加量的增加, 甲烷排放量有下降的趋势. 由于添加锯末使混合物料的碳氮比增加, 而较高的碳氮比不利于牛粪的矿化作用, 因而减少了甲烷排放.

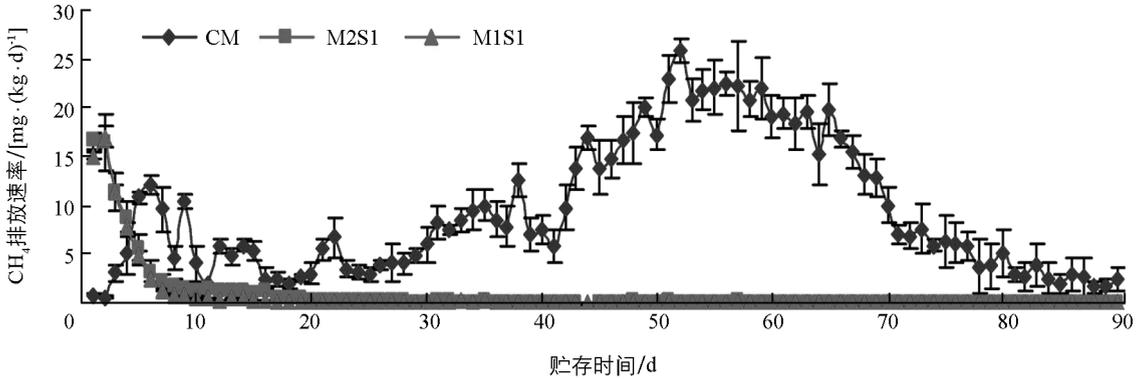


图 3 CH<sub>4</sub> 排放速率

## 2.4 二氧化碳排放速率

试验开始后, CM 处理组二氧化碳的排放维持在较低水平, 平均日排放量为 0.09 [g/(kg·d)], 最大值为 0.16 [g/(kg·d)], 最小值为 0.04 [g/(kg·d)]. 而 M2S1 和 M1S1 处理组在试验初期二氧化碳排放量较高, 此后逐渐下降. M2S1 和 M1S1 处理组二氧化碳排放顶峰都出现在试验后的第 2 d, 分别为 1.92 和 2.98 [g/(kg·d)](图 4). CM, M2S1 和 M1S1 处理组 90 d 的二氧化碳累积排放量分别为 8.41, 59.76 和 83.83 g/kg, 以二氧化碳形式排放的碳分别占初始牛粪总有机碳的 2.64%, 13.17% 和 12.83%(表 2). 锯末添加显著增加了二氧化碳累积排放量( $p < 0.05$ ), 随着添加量的增加, 二氧化碳排放量随之增大. 固体粪便二氧化碳的产生主要来源于微生物好氧分解有机物质<sup>[26]</sup>, 碳水化合物在通气条件良好, 温度适宜和微生物的作用下, 会分解为二氧化碳和水, 同时释放出大量的热能. 锯末的添加增加了粪便中空隙和氧气质量分数, 强化了好氧条件, 有利于微生物活动, 所以产生了较多的二氧化碳.

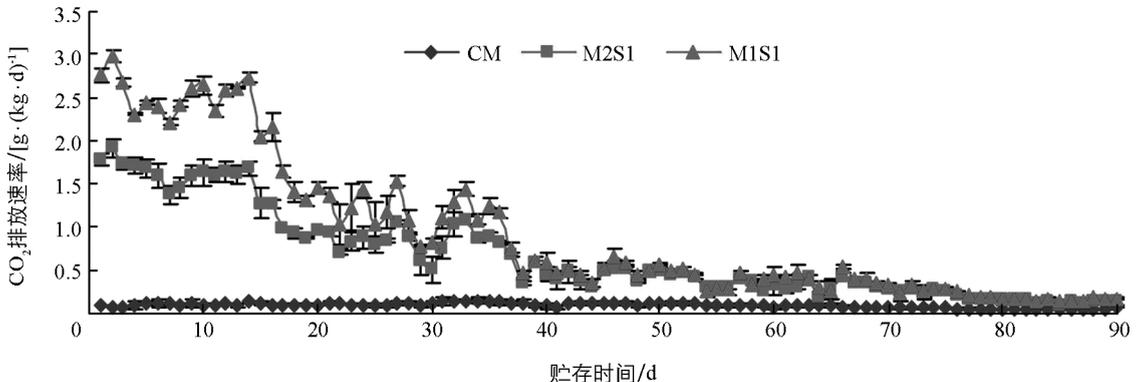


图 4 CO<sub>2</sub> 排放速率

## 2.5 总的温室气体排放

氧化亚氮、甲烷和二氧化碳都是重要的温室气体. 然而, IPCC(2007)指出, 当二氧化碳来源于微生物

呼吸作用时,应该将其产生的温室效应排除在外<sup>[27]</sup>.因此,本研究在计算总温室气体排放时不包括二氧化碳.根据甲烷和氧化亚氮在100 a尺度上的增温潜势分别为二氧化碳的28倍和265倍,得出每千克牛粪CH<sub>4</sub>和N<sub>2</sub>O排放量的CO<sub>2</sub>当量.此外,考虑到沉降的NH<sub>3</sub>-N会有1%转化为N<sub>2</sub>O-N<sup>[28]</sup>,因此先将NH<sub>3</sub>-N转化为N<sub>2</sub>O-N,再计算出每千克牛粪总的温室气体排放量(式2).CM,M2S1和M1S1处理组总温室气体排放量分别为26.55,7.55和3.68 g/kg(表3),混合锯末显著降低牛粪总温室气体排放量达71.57%和86.13%( $p < 0.05$ ).

$$E_{\text{CO}_2\text{eq}} = 28E_{\text{CH}_4} + 265(E_{\text{N}_2\text{O}} + 0.01 E_{\text{NH}_3\text{-N}} \times 44/28) \quad (2)$$

式中: $E_{\text{CO}_2\text{eq}}$ 为总温室气体排放量,g/kg,以CO<sub>2</sub>计; $E_{\text{CH}_4}$ 为CH<sub>4</sub>的累积排放量,g/kg; $E_{\text{N}_2\text{O}}$ 为N<sub>2</sub>O的累积排放量,g/kg; $E_{\text{NH}_3\text{-N}}$ 为NH<sub>3</sub>-N的累积排放量,g/kg.

表3 牛粪总温室气体的排放量

处 理	总的温室气体排放量/ (g · kg <sup>-1</sup> , Based on CO <sub>2</sub> )	占总温室气体排放的比例/%		
		NH <sub>3</sub>	N <sub>2</sub> O	CH <sub>4</sub>
CM	26.55 ± 1.67a	0.21 ± 0.02	11.20 ± 1.23	88.60 ± 1.21
M2S1	7.55 ± 0.28b	0.21 ± 0.02	69.65 ± 5.00	30.14 ± 5.00
M1S1	3.68 ± 0.14c	0.66 ± 0.02	49.41 ± 1.35	49.93 ± 1.36

### 3 结 论

1) 与牛粪单独贮存相比,牛粪和锯末质量比为2:1和1:1(干物质基础)混合显著减少牛粪氨气排放量达71.63%和55.94%,甲烷排放量显著降低了90.33%和92.18%,但二氧化碳排放量却显著增加了6.11倍和8.97倍;牛粪和锯末质量比为2:1混合时,氧化亚氮排放量显著增加了76.58%,然而当混合比例为1:1时,氧化亚氮排放量却减少了38.91%.

2) 甲烷和氧化亚氮是牛粪贮存过程中排放的主要温室气体,氨气的温室效应很小.牛粪单独贮存、牛粪锯末质量比为2:1和1:1混合总温室气体排放量分别为26.55,7.55和3.68 g/kg,添加锯末显著降低牛粪贮存过程中总温室气体排放量达71.57%(2:1)和86.13%(1:1).

### 参考文献:

- [1] DONG Hong-min, ZHU Zhi-ping, ZHOU Zhong-kai, et al. Greenhouse Gas Emissions from Swine Manure Stored at Different Stack Heights [J]. *Animal Feed Science and Technology*, 2011, 166(7): 557—561.
- [2] SOMMER S G, PEDERSEN S O, SOGAARD H T. Greenhouse Gas Emissions from Stored Livestock Slurry [J]. *J Environ Qual*, 2000, 29(3): 744—751.
- [3] IPCC. Climate Change 2013: The Physical Science Basis [M]. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, Cambridge: Cambridge University Press, 2013.
- [4] 联合国环境规划署. 削减一氧化二氮排放保护臭氧层和缓解气候变化 [O/L]. 2013—11—13. <http://www.mofcom.gov.cn/article/i/dxfw/gzzd/201311/20131100401340.shtml>.
- [5] MOSIER A, KROEZE C, NEVISON C, et al. Closing the Global N<sub>2</sub>O Budget: Nitrous Oxide Emissions Through the Agricultural Nitrogen Cycle-OECD/IPCC/IEA Phase II Development of IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventory Methodology [J]. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 1998, 52(2/3): 225—248.
- [6] STEED J, HASHIMOTO A G. Methane Emissions from Typical Manure Management-Systems [J]. *Bioresource Technology*, 1994, 50(2): 123—130.
- [7] LI Hong, XIN Hong-wei. Lab-Scale Assessment of Gaseous Emissions from Laying-Hen Manure Storage as Affected by Physical and Environmental Factors [J]. *Transactions of the American Society of Agricultural and Biological Engineers*, 2010, 53(2): 593—604.
- [8] 游玉波,董红敏,朱志平,等.堆积肉牛粪便甲烷排放影响因子试验 [J]. *农业工程学报*, 2008, 24(12): 168—172.

- [9] 陆日东, 李玉娥, 石 锋, 等. 不同堆放方式对牛粪温室气体排放的影响 [J]. 农业环境科学学报, 2008, 27(3): 1235—1241.
- [10] WANG Jia-jun, DUAN Chi-qing, JI Ya-qin, et al. Methane Emissions During Storage of Different Treatments from Cattle Manure in Tianjin [J]. Journal of Environmental Science, 2010, 22(10): 1564—1569.
- [11] 朱海生, 董红敏, 左福元, 等. 覆盖及堆积高度对肉牛粪便温室气体排放的影响 [J]. 农业工程学报, 2014, 30(24): 225—231.
- [12] VIGURIA M, SANZ-COBEÑA A, MARÍA L D, et al. Ammonia and Greenhouse Gases Emission from Impermeable Covered Storage and Land Application of Cattle Slurry to Bare Soil [J]. Agriculture, Ecosystems and Environment, 2015(199): 261—271.
- [13] BROWNE J D, GILKINSON S R, FROST J P. The Effects of Storage Time and Temperature on Biogas Production from Dairy Cow Slurry [J]. Biosystems Engineering, 2015, 129(1): 48—56.
- [14] SMITH K A, BREWER A J, CRABB J, et al. A Survey of the Production and Use of Animal Manure in England and Wales. III. Cattle Manure [J]. Soil Use Manage, 2001, 17(2): 77—87.
- [15] PETERSEN S O, LIND A M, SOMMER S G. Nitrogen and Organic Matter Losses During Storage of Cattle and Pig Manure [J]. J Agric Sci, 1998, 130(1): 69—79.
- [16] YAMULKI S. Effect of Straw Addition on Nitrous Oxide and Methane Emissions from Stored Farmyard Manures [J]. Agriculture, Ecosystems and Environment, 2006, 112(2/3): 140—145.
- [17] CHADWICK D R. Emissions of Ammonia, Nitrous Oxide and Methane from Cattle Manure Heaps: Effect of Compaction and Covering [J]. Atmospheric Environment, 2005, 39(4): 787—799.
- [18] CHOWDHURY M A, DE NEERGAARD A, JENSEN L S. 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, 2014, 124(8): 63—77.
- [19] STEINER C, DAS K C, MELEAR N, et al. Reducing Nitrogen Loss During Poultry Litter Composting Using Biochar [J]. Journal of Environmental Quality, 2010, 39(4): 1236—1242.
- [20] 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, 97(1): 16—25.
- [21] MAEDA K, HANAJIMA D, MORIOKA R, et al. Mitigation of Greenhouse Gas Emission from the Cattle Manure Composting Process by Use of a Bulking Agent [J]. Soil Science and Plant Nutrition, 2013, 59(1): 96—106.
- [22] YAMULKI S. Effect of Straw Addition on Nitrous Oxide and Methane Emissions from Stored Farmyard Manures [J]. Agriculture, Ecosystems and Environment, 2006, 112(2/3): 140—145.
- [23] WRAGE N, VELTHOF G L, VAN BEUSICHEM M L, et al. Role of Nitrifier Denitrification in the Production of Nitrous Oxide [J]. Soil Biology and Biochemistry, 2001, 33(12/13): 1723—1732.
- [24] AMON B, AMON T, BOXBERGER J, et al. Emissions of  $\text{NH}_3$ ,  $\text{N}_2\text{O}$  and  $\text{CH}_4$  from Dairy Cows Housed in a Farmyard Manure Tying Stall (Housing, Manure Storage, Manure Spreading) [J]. Nutr Cycl Agroecosyst, 2001, 60(1/2/3): 103—113.
- [25] PATTEY E, TRZCINSKI K K, DESJARDINS R L. Quantifying the Reduction of Greenhouse Gas Emissions as a Result of Composting Dairy and Beef Cattle Manure [J]. Nutrient Cycling in Agroecosystems, 2005, 72(2): 173—187.
- [26] HELLMANN B, ZELLES L, PALOJARVI A, et al. Emission of Climate Relevant Trace Gases and Succession of Microbial Communities During Open-Window Composting [J]. Appl Environ Microbiol, 1997, 63(3): 1011—1018.
- [27] IPCC. Climate Change 2007: The Physical Science Basis [C]. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, Cambridge: Cambridge University Press, 2007.
- [28] HAYASHI K, NISHIMUR S, YAGI K. Ammonia Volatilization from a Paddy Field Following Applications of Urea: Rice Plants Are Both an Absorber and an Emitter for Atmospheric Ammonia [J]. Science of the Total Environment, 2008, 390(2/3): 485—494.

# Effects of Sawdust Addition and the Mixing Ratio on Ammonia and Greenhouse Gas Emission from Stored Cattle Manure

ZHU Hai-sheng<sup>1</sup>, ZUO Fu-yuan<sup>1</sup>,  
DONG Hong-min<sup>2</sup>, LUAN Dong-mei<sup>3</sup>

1. Department of Animal Science, Southwest University (Rongchang Campus), Rongchang Chongqing 402460, China;

2. Institute of Environment and Sustainable Development in Agriculture, Chinese Academy of Agricultural Sciences, Beijing 100081, China;

3. College of Animal Science and Technology, Northeast Agricultural University, Harbin 150030, China

**Abstract:** Solid manure heaps can be a significant source of ammonia, nitrous oxide and methane emissions. Nitrous oxide and methane are important greenhouse gases with respective global warming potentials 265 and 28 times higher than that of carbon dioxide. Nitrogen losses via ammonia volatilization during storage may contribute to eutrophication and acidification of the ecosystems. Ammonia and greenhouse gas emission can be influenced by promoting aerobic decomposition during storage. Addition of C-rich bulking agents, such as sawdust, may provide an approach to the reduction of ammonia and greenhouse gas emissions. In a laboratory experiment reported in this paper, the static chamber technique was used to investigate the effects of mixing ratios of sawdust on ammonia and greenhouse gas emissions from stored cattle manure. Three treatments were made: cattle manure without sawdust addition (CM), sawdust addition to the cattle manure at a manure-to-sawdust ratio of 2 : 1 (M2S1) or 1 : 1 (M1S1), (W/W, DM basis). Nine polyvinylchloride cylindrical (30 cm in diameter and 90 cm in height) static vessels were used to measure NH<sub>3</sub> and greenhouse gas emissions. Fresh cattle manure was collected from the Experimental Farm of Rongchang Campus of Southwest University in Chongqing. Having been thoroughly mixed, cattle manure was filled into 9 barrels (24.2 cm in diameter). The barrels were enveloped by static vessels while gaseous emission was measured. The stacking process commenced on September 27, 2014, and gaseous emissions were measured from 9:00 a. m. to 10:00 a. m. for 90 days. The air temperature was 16.5 °C (Maximum: 24.6 °C, Minimum: 7.2 °C), and the relative humidity was 92.6% (Maximum: 96.1%, Minimum: 77.1%) during the period of storage. The results showed that sawdust addition significantly affected NH<sub>3</sub> and greenhouse gas emissions from cattle manure during storage. Compared with CM, cumulative emissions of NH<sub>3</sub> and CH<sub>4</sub> from M2S1 and M1S1 were significantly smaller, and cumulative emissions were 16.00, 4.54, and 7.05 mg/kg for NH<sub>3</sub> ( $p < 0.05$ ), and 839.87, 81.24, and 65.69 mg/kg for CH<sub>4</sub> ( $p < 0.05$ ) respectively. Conversely, cumulative emissions of CO<sub>2</sub> increased significantly with increasing sawdust addition, and were 8.41, 59.76, and 83.83 g/kg for CM, M2S1 and M1S1, respectively. Cumulative emission of N<sub>2</sub>O was significantly higher for M2S1 (19.83 mg/kg), but was significantly lower for M1S1 (6.86 mg/kg) than that of CM (11.23 mg/kg). On the basis of 100-year global warming potential for CH<sub>4</sub> and N<sub>2</sub>O, total greenhouse gas emissions were 26.55, 7.55 and 3.68 g/kg of manure weight based on CO<sub>2</sub> for CM, M2S1 and M1S1, respectively. Mixing with sawdust significantly decreased total greenhouse gas emissions from cattle manure by 71.57% for M2S1 and by 86.13% for M1S1 compared with CM. Mixing with sawdust during storage of cattle manure was shown to be an effective manure management practice to reduce ammonia and greenhouse gas emissions.

**Key words:** cattle manure; sawdust addition; storage; ammonia; greenhouse gas

