



不同供氧方式对液体粪污贮存过程中氮养分变化的影响

曹体智^{1,2}, 徐鹏翔^{1,3,✉}, 丁京涛^{1,3}, 王妍玮², 周海宾^{1,3}, 侯善策¹, 张明月^{1,3}, 刘悦², 沈玉君^{1,3}

1. 农业农村部规划设计研究院农村能源与环保研究所, 北京 100125; 2. 黑龙江八一农垦大学工程学院, 大庆 163319; 3. 农业农村部资源循环利用技术与模式重点实验室, 北京 100125

摘要 近年来, 随着中国畜牧业的快速发展, 畜禽粪污的处理和利用越来越受到人们的重视。规模化养殖场中, 液体粪污的产生量占粪污产生总量的近 60%, 是近年来畜禽粪污处理的研究难点和热点。为探索不同通风方式对液体粪污贮存过程中氮养分变化的影响, 本研究以猪场全量收集的液体粪污为研究对象, 进行了为期 180 d 的贮存发酵试验。试验设置了自然贮存、机械搅拌和强制曝气 3 个处理, 分析了液体粪污贮存过程中 NH_3 、TN、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 、Organic-N 等指标变化规律。研究表明: 与自然贮存相比, 机械搅拌处理与强制曝气处理对于氮养分固持与 NH_3 减排方面具有较好的效果, 强制曝气处理相较于机械搅拌处理 TN 含量提高了 9.89%, Organic-N 含量提高了 13.46%, $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 含量降低了 37.62%, $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量降低了 16.78%, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量降低了 3.11%, NH_3 排放量减少了 60.73%。各处理中 TN 含量随贮存时间的增加而逐渐下降, 其损失率变化为自然贮存>机械搅拌>强制曝气。各处理中 NH_3 随贮存时间的增加而逐渐增加, 强制曝气处理的 NH_3 减排率远高于自然贮存与机械搅拌。整体来看, 液体粪污贮存过程中强制曝气处理可显著减少 NH_3 的排放量, 有利于氮养分的留存。

关键词 供氧方式; 液体粪污; 贮存; 氮养分变化

随着中国经济的不断增长, 推动了畜禽养殖业向集约化、规模化方向快速发展, 随之产生的畜禽粪污资源化利用问题得到了社会各界的广泛关注^[1]。据第二次全国污染源普查测算, 我国畜禽粪污年产量约为 $30.5 \times 10^8 \text{ t}$ ^[2], 其中有近 60% 以上的粪污为液体粪污。液体粪污是尿液、粪便、冲洗水以及消毒液的混合物, 成分复杂, 含有大量的致病菌, 如果不及时妥善处理, 会造成环境污染^[3]。同时, 液体粪污中也含有大量的有机质和氮、磷、钾、钙等营养物质, 合理处理和利用液态粪污既可以减少环境污染风险, 也可以提高畜禽粪污的资源化利用效率, 推动养殖业可持续发展^[4-6]。

目前, 我国针对液体粪污的处理方式主要有自然贮存^[7]、厌氧发酵^[8]、好氧贮存^[9]和达标排放等工艺, 其中自然贮存处理存在贮存时间长、无害化效果差, 对环境影响较大等问题^[10]; 厌氧发酵处理虽然处理效果较好, 可以产生沼气实现能源回收利用, 但存在处理成本高、稳定运行难和受环境温度影响较大等问题^[11]; 达标排放可减少液体粪污的消纳压力, 但存在处理成本高、资源化利用率低等问题; 而液体粪污的好氧贮存处理具有处理效率高、无害化效果好、操作方便和肥料化价值高等特点^[12-13]。液体粪污好氧贮存处理原理主要以增加粪污与空气的接触、促进好氧细菌的生长为主, 在有氧环境使微生物快速代谢为有机酸、醛、醇、挥发性胺类、酚类等有机物, 并将它们转换为无味的物质, 如二氧化碳和水, 使有机物更易分解, 这在一定程度上可减少氨的排放^[14]。粪水中氮素包括有机态氮和无机态氮 ($\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2^-\text{-N}$) 等, 在粪水贮存过程中, 通过氨化、硝化、反硝化等作用过程, 导致粪水中的氮养分大量损失^[6]。目前在液体粪污贮存发酵技术研究中, 研究人员发现供氧措施可以提高粪水无害化处理效率。在液体粪污贮存过程中注入氧气,

收稿日期: 2023-12-21 录用日期: 2024-02-29

基金项目: 河北省重点研发计划项目 (21327304D); 农业农村部废弃物肥料化利用重点实验室开放课题资助项目 (KLF202102)

第一作者: 曹体智 (1997—), 男, 硕士研究生, a2642286617@163.com ✉通信作者: 徐鹏翔 (1980—), 男, 博士, 高级工程师, xpx527@126.com

会促进含氮有机物的降解,抑制 NH_3 的产生,增强氮素的固持效果。文献研究表明,液体粪污贮存发酵供氧方式主要有自然通风^[15-16]、被动通风^[17]、强制通风^[18-19]和机械搅拌^[20-22]等类型,合理的通风供氧可以降低液体粪污贮存中 NH_3 排放及氮素的损失^[23]。AMON等^[24]比较了牛粪厌氧发酵和间歇曝气条件下的 NH_3 排放量,发现厌氧发酵模式下 NH_3 排放量为 $41\text{ g}\cdot\text{m}^{-3}$,间歇曝气模式下 NH_3 排放量为 $209\text{ g}\cdot\text{m}^{-3}$ 。MOSTAFA等^[25]对生猪粪污贮存过程中进行曝气处理,发现当曝气量为 $0.32\text{ mg}\cdot\text{m}^{-3}$ 时, NH_3 的排放量最低为 $3.2\text{ g}\cdot\text{m}^{-3}$ 。盛婧等^[26]研究发现,在 $20\sim 25\text{ }^\circ\text{C}$ 条件下,露天贮存90d可使液体粪污中TN、总磷和总钾浓度分别降低39%~77%、61%~78%和23%~54%。STELT等^[27]研究了混合粪浆贮存过程中温度对 NH_3 挥发的影响,发现 NH_3 挥发随粪浆温度的升高而增加。综上所述,目前研究表明通风供氧对液体粪污贮存过程中 NH_3 的产生具有一定影响,但针对不同供氧方式对液体粪污贮存中理化性质与氮素变化规律的研究较少。

本研究以猪场液体粪污为研究对象,分析了不同供氧方式对液体粪污贮存过程中 NH_3 排放和氮养变化规律的影响,以期为液体粪污的资源化利用提供参考。

1 材料与方法

1.1 实验原料

该试验在农业农村部规划设计研究院(双桥院区)中试车间进行,试验所用粪污为北京市顺义区某猪场水泡粪工艺的全量液体粪污,基础理化性质见表1。

1.2 实验装置

本研究试验装置图如图1所示,主要由贮存桶、机械搅拌系统、曝气处理系统、氨气收集系统等4部分组成。

1.3 实验方法

本试验共设置了3个处理,分别为自然贮存(T1)、机械搅拌(T2)和强制曝气(T3),每个处理3组重复。试验方法如下:在容积为150L的贮存桶中放入120L全量液体粪污,贮存桶桶盖上留有2个孔道,左侧孔为进气孔,右侧孔通过管道与气泵相连,通过气泵将粪污贮存过程中产生的 NH_3 送入到装有硫酸稀释液的氨气收集桶中,使 NH_3 被桶内的硫酸吸收,气泵在整个试验期间不间断运行。T1为自然贮存处理,粪污贮存过程中保持自然通风状态;T2为机械搅拌处理,使用搅拌轴进行搅拌,每30d搅拌1次,每次搅拌时长为10min,搅拌频率为 $3\ 000\text{ r}\cdot\text{min}^{-1}$;T3为强制曝气处理,将连接气泵的曝气管插入粪污贮存桶内,通过强制曝气以达到供氧效果,曝气在整个试验期间保持不间断运行,曝气量为 $5\text{ L}\cdot\text{min}^{-1}$ ^[28]。

试验周期为180d,分别在贮存期的第0、30、60、90、120、150、180d在贮存桶的上、中、下层分别采集样品,每次取样50mL。液体粪污检测指标包括pH、总固形物(TS)、可挥发性固形物(VS)、总氮(TN)、铵态氮($\text{NH}_4^+\text{-N}$)、硝态氮($\text{NO}_3^-\text{-N}$)、亚硝态氮($\text{NO}_2^-\text{-N}$)、有机氮(Organic-N)和氨气(NH_3)等。试

表1 液体粪污理化性质

Table 1 Basic physical and chemical properties of slurry manure

指标	上层 (0~20 cm)	中层 (20~40 cm)	下层 (40~60 cm)
pH	7.7±0.11	7.8±0.13	7.8±0.14
TS/%	13.12±0.66	13.54±0.69	13.11±0.54
VS/%	67.69±0.43	70.97±0.41	72.12±0.43
$\text{NH}_4^+\text{-N}/(\text{g}\cdot\text{L}^{-1})$	5.78±0.25	5.86±0.21	5.62±0.31
$\text{NO}_3^-\text{-N}/(\text{mg}\cdot\text{L}^{-1})$	281±13.98	292±12.67	289±12.11
$\text{NO}_2^-\text{-N}/(\text{mg}\cdot\text{L}^{-1})$	1.51±0.12	1.58±0.10	1.54±0.11
TN/ $(\text{g}\cdot\text{L}^{-1})$	15.36±0.77	15.52±0.75	15.81±0.66

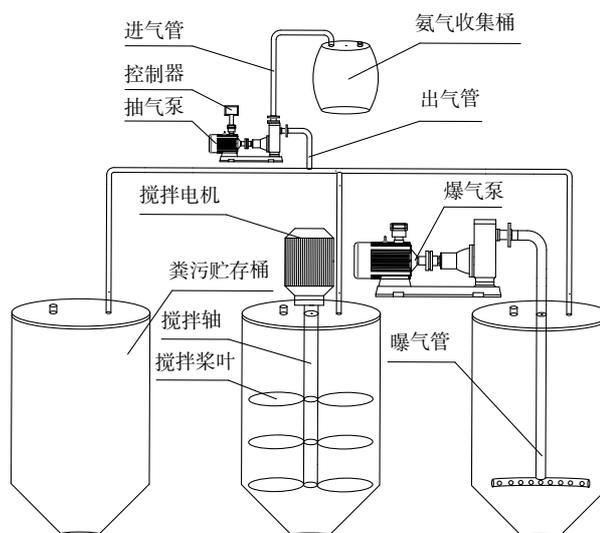


图1 试验装置图

Fig. 1 Test device diagram

验期间内，记录环境温度变化情况，具体如下：贮存期 0~30 d（平均气温 19 ℃），贮存期 30~60 d（平均气温 10 ℃），贮存期 60~90 d（平均气温 5 ℃），贮存期 90~120 d（平均气温 5 ℃），贮存期 120~150 d（平均气温 7 ℃），贮存期 150~180 d（平均气温 15 ℃）。

1.4 分析方法

pH 值采用上海雷磁 PHS-3C 型 pH 计进行测定；EC 值采用笔式电导率仪 SX-650 进行测定；TS 值采用烘干-衡重法进行测定^[29]；VS 采用直接灰分法进行测定^[30]；TN 采用还原消化法进行测定^[31]； $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 采用纳氏试剂法进行测定^[32]； $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 采用紫外分光光度法进行测定^[33]； $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 采用 N-(1-萘基)-乙二胺光度法进行测定^[34]；Organic-N 采用插值法进行计算； NH_3 采用凯氏定氮法进行测定^[35]。

试验测得数据利用 Excel 2021 (microsoft, USA) 进行预处理，利用 Origin 2021 进行图像处理与分析。

2 结果与分析

2.1 pH 变化

不同处理贮存过程中粪污的 pH 值变化情况如图 2 所示。粪污初始 pH 值范围为 7.6~7.9，所有处理粪污贮存过程中 pH 值均呈上升趋势^[36]。在贮存 30 d 时，T1 和 T2 处理的 pH 值下降至 7.0~7.4，这是由于在粪污贮存前期，粪污中微生物大量繁殖促使有机物快速分解，产生大量的有机酸，不仅中和了粪污降解产生的铵盐，还降低了粪污的 pH 值^[37]，而 T3 处理的上层和中层粪污 pH 值呈逐渐上升的趋势，pH 值范围为 8.3~8.5。整体来看，T3 处理的 pH 值显著高于 T1 和 T2 处理，这可能是由于强制曝气能够促进微生物的好氧代谢，加快含氮有机物的降解速率，从而产生更多的铵盐，促使 pH 值升高。直至贮存结束时不同处理下的粪污 pH 值逐渐升高，其 pH 值范围在 7.6~9.2 之间。在相同处理中不同深度粪污的 pH 值大小为：上层 > 中层 > 下层，这是由于粪污下层氧气溶解量较小，含氮有机物降解不彻底而产生有机酸^[38]，故 pH 值最低，此结果与 KAFLE 等^[39] 的研究结果基本一致。

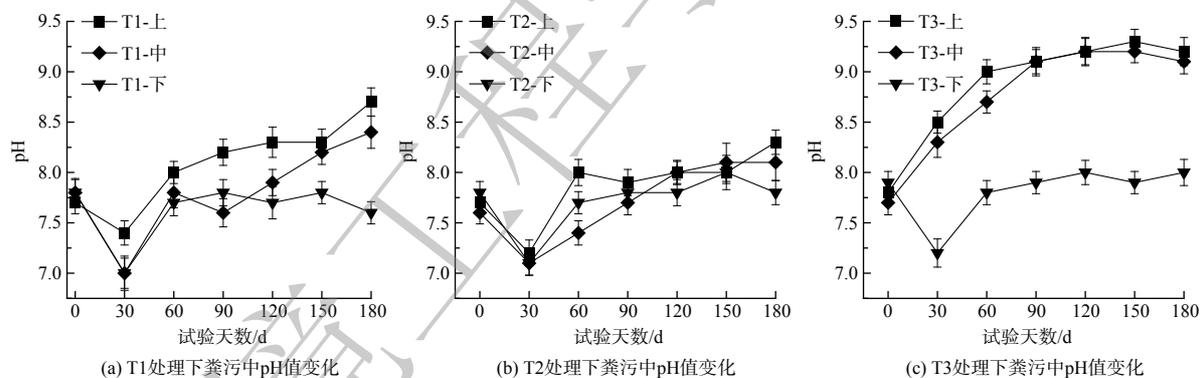


图 2 不同处理下粪污中 pH 值变化

Fig. 2 Changes of pH in feces under different treatments

2.2 TS 含量变化

不同处理贮存过程中粪污的 TS（总固形物）变化情况如图 3 所示。在整个贮存过程中，所有处理粪污上层和中层的 TS 整体呈逐渐下降趋势，而粪污下层 TS 呈逐渐上升趋势。贮存初期，T1、T2 和 T3 处理的上层和中层粪污 TS 为 12.89%~14.01%，下层粪污的 TS 为 13.11%、13.54% 和 12.98%。而在贮存结束时，上层和中层的 TS 范围为 2.08%~3.19%，下层的 TS 分别为 14.81%、14.23% 和 15.47%，这是由于在贮存过程中粪污中的固形物随着时间的推移累积沉降在下层位置，导致上层与中层的固形物逐渐降低。所有处理中粪污下层的 TS 显著高于上层和上层，该趋势在各处理间无显著差异。

2.3 VS 含量变化

不同处理贮存过程中粪污的 VS（可挥发性固型物）变化情况如图 4 所示。在整个贮存过程中，所有处理粪污上层和中层的 VS 均呈逐渐下降趋势，而粪污下层的 VS 整体呈贮存上升趋势。贮存初期，T1、

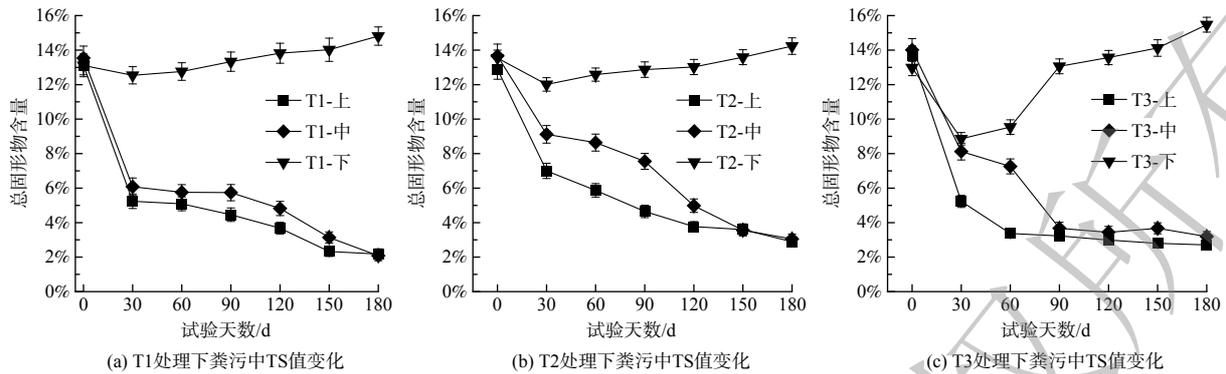


图3 不同处理下粪污贮存过程中TS值变化

Fig. 3 Changes of TS value in feces under different treatments

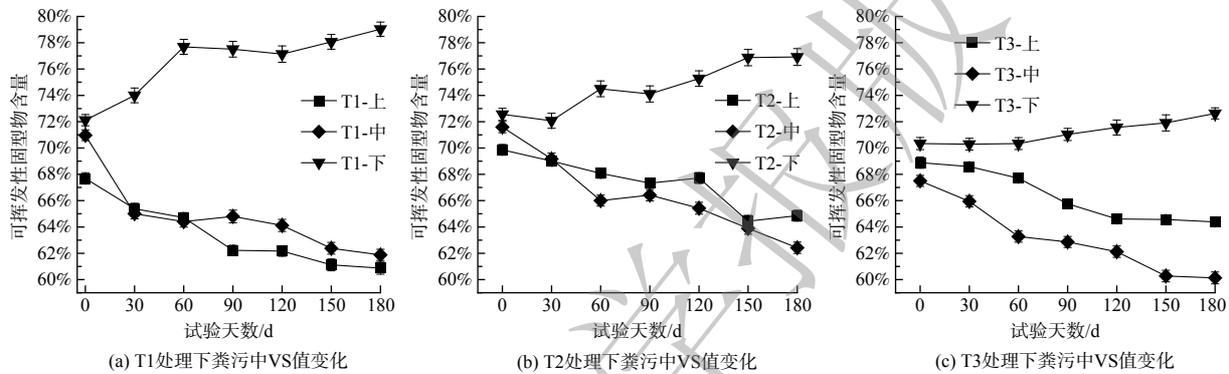


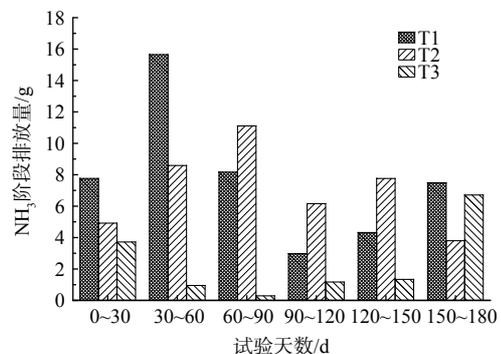
图4 不同处理下粪污贮存过程中VS值变化

Fig. 4 Changes of VS values in feces under different treatments

T2 和 T3 处理的上层和中层粪污 VS 含量为 67.50%~71.59%，下层粪污的 VS 含量为 72.12%、72.56% 和 70.34%。而在贮存结束时，上层和中层粪污的 VS 含量为 60.13%~64.86%，下层粪污的 VS 含量分别为 79.03%、76.92% 和 72.63%。这是由于粪污上层和中层的溶解氧含量高于下层，有机物降解速率快，可降解的有机物逐渐减少；另一方面随着贮存时间的增长，有机物发生沉降，导致 VS 含量呈下降趋势^[40]。T3 处理中层和下层的 VS 含量小于 T2 处理，这是由于强制曝气为粪污中下层提供了大量的氧气，使下层粪污中的有机物得到充分降解。在相同处理中粪污下层的 VS 含量显著高于上层和中层，这是由于随着贮存时间的增加，在重力作用下固体物质逐渐发生沉降，即可挥发性物质堆积在下层导致的^[41]。

2.4 NH₃ 排放量变化

NH₃ 是粪污贮存过程中排放量最大的气体，也是粪污贮存中氮养分损失的主要形态。不同处理贮存过程中粪污的 NH₃ 排放量变化情况如图 5 所示。整体来看，各处理在整个贮存期间内 NH₃ 的排放规律差异较大，在无供氧措施下，0~90 d 内为 NH₃ 的快速排放期^[40]，强制曝气能够显著减少 NH₃ 的排放。T1 处理在 0~90 d 贮存期间内 NH₃ 的排放特征为先上升后下降，在 90 d 之后再缓慢上升，贮存第 30~60 d 内 NH₃ 的排放量达到 15.65 g，占 0~90 d 内 NH₃ 排放量的 49.56%，占整个贮存期间内 NH₃ 排放量的 33.75%；在自然贮存条件下，0~90 d 内 NH₃ 的排放量主要与液体粪污中 NH₄⁺-N 的浓度相关，随着贮存时间的增

图5 不同处理下粪污中NH₃排放量的变化Fig. 5 Changes of NH₃ emission in manure under different treatments

加, 贮存桶内开始出现固液分离现象, 液体粪污中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的含量逐渐减少, 当液体粪污中有机态氮向 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的转化速率低于 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 向 NH_3 的转化速率时, NH_3 的排放量开始逐渐下降; 在贮存 90 d 后, 由于环境温度逐渐升高, 液体粪污中微生物的活性逐渐增强, 加速了 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的转化, 因此 NH_3 的排放量再次呈现逐渐增加的趋势。T2 处理中, 0~90 d 贮存期间内 NH_3 的排放特征为逐渐上升, 在 90 d 之后表现为缓慢上升又下降的规律, 贮存第 30~90 d 期间 NH_3 的排放量达到 19.70 g, 占整个贮存期间内 NH_3 排放量的 46.53%; 在机械搅拌条件下, 液体粪污中固形物得到充分混合, 避免了固液分离现象, 促进了固形物中有机态氮向 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的转化, 从而延长了 NH_3 的排放期, 表现为在 0~90 d 贮存期内排放量逐渐增加; 在贮存 90 d 后, 受液体粪污中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度和环境温度下降双重因素影响, NH_3 的排放量有所下降, 整体变化比较平稳。T3 处理中, 0~90 d 贮存期间内 NH_3 的排放特征为逐渐下降, 在 90 d 之后表现为逐渐上升的变化规律; 贮存前 90 d 内, 在曝气措施下, 液体粪污整体处于微氧环境, 同时受环境温度逐渐降低的影响, 抑制了液体粪污中氨化作用的进行, 减少了 NH_3 的排放; 贮存第 90 d 后, 随着液体粪污中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度和环境温度的逐渐升高, NH_3 的排放量逐步上升。

不同处理贮存过程中粪污的 NH_3 累计排放量变化如图 6 所示。T1、T2 和 T3 处理的 NH_3 累计排放量分别为 46.37、42.34 和 14.18 g。可以看出 T3 处理可有效抑制 NH_3 的排放, 而 T2 处理对 NH_3 的抑制效果较差, 其累计排放量与自然贮存相近^[42]; 在贮存 150 d 后 T2 处理的 NH_3 排放量明显上升, 这可能是由于随着环境温度的升高, 机械搅拌作用促进了液体粪污中 NH_3 的快速排放导致的。与 T1 处理相比, T2 和 T3 处理 NH_3 排放量分别减少 8.69% 和 69.42%, 由此可知 T3 处理的减排效果显著优于 T2 处理。

2.5 粪污中氮养分变化规律

2.5.1 TN 变化

氮素 (TN) 是衡量粪污养分的主要指标之一, 而降低粪污中 TN 的损失不仅有助于提高粪污的肥料化利用价值, 更有利于降低因氮素损失造成的大气污染。不同处理贮存过程中粪污的 TN 变化情况如图 7 所示。粪污贮存过程中, 除 T3 处理的上层 TN 含量持续下降外, 所有处理中粪污上层和中层 TN 含量均呈先上升后下降的趋势, 而粪污下层 TN 含量呈逐渐上升趋势^[36]。在贮存初期, 各处理 TN 含量的范围为 13.79~17.28 $\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 。贮存结束时, T1、T2 和 T3 处理的上层 TN 含量分别为 5.98、9.3 和 10.77 $\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, 下降幅度分别为 61.07%、46.18% 和 23.89%; T1、T2 和 T3 处理的中层 TN 含量分别为 11.4、11.78 和 11.1 $\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, 下降幅度分别为 26.55%、14.58% 和 28.75%; T1、T2 和 T3 处理的下层 TN 含量分别为 18.4、18.45 和 21.21 $\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, 上升幅度分别为 16.38%、19.57% 和 33.48%。可以看出在粪污贮存后期各处理不同深度的 TN 含量大小为: 下层>中层>上层, 这可能是由于粪污在贮存过程中发生沉降所导致的。此结果与 MOSTAFA 等^[43]的研究结果基本一致。

2.5.2 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 变化

$\text{NH}_4^+\text{-N}$ 是粪污中氮养分的主要形态, 不同处理粪污贮存过程中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 变化情况如图 8 所示。所有处理中粪污的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量整体呈先上升后下降的趋势^[28]。T1、T2 和 T3 处理的初始 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量为

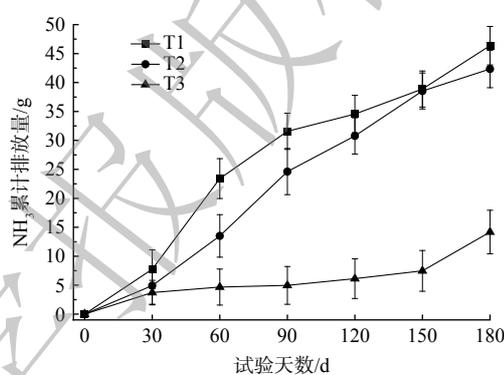


图 6 不同处理下粪污中 NH_3 累计排放量的变化

Fig. 6 Changes of NH_3 cumulative emissions in manure under different treatments

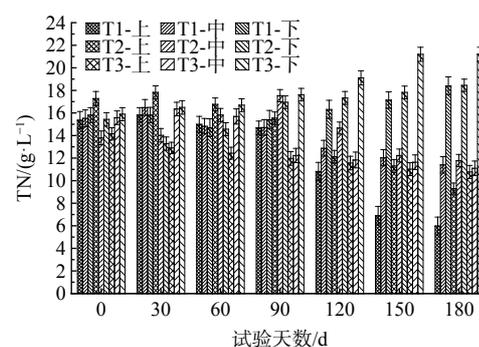


图 7 不同处理下粪污贮存过程中 TN 含量变化

Fig. 7 Changes of mass concentration of TN in feces under different treatments

4.99~5.86 g·L⁻¹；在贮存 30 d 时，所有处理 NH₄⁺-N 含量均达到最大值，T1 处理的 NH₄⁺-N 含量为 5.53~6.02 g·L⁻¹，上升幅度为 2.56%~4.15%；T2 处理的 NH₄⁺-N 含量为 5.78~5.85 g·L⁻¹，上升幅度为 5.05%~7.93%；T3 处理的 NH₄⁺-N 含量为 5.04~5.66 g·L⁻¹，上升幅度为 1.00%~4.89%。贮存结束时，T1、T2 和 T3 处理的 NH₄⁺-N 含量为 2.00~2.98 g·L⁻¹，与贮存初期相比下降 42.08%~61.07%。由上述结果分析可知，在贮存 30 d 时，NH₄⁺-N 的含量略高于初始含量，原因可能是由于贮存前期粪污中含氮有机物快速降解，使得 NH₄⁺-N 含量略有升高^[44]。随着贮存时间的增长，有机酸降解产生 NH₃，使得 NH₄⁺-N 含量贮存下降，各处理间无显著性差异。从粪污利用价值和环保的角度来看，粪污中的 NH₃ 排放到环境中不仅造成了养分损失，同时污染了环境空气，因此在粪污贮存过程中应尽可能降低粪污中氮素损失量，提高粪污肥料化利用价值，此结果与 ALITALO 等^[45]的研究结果基本一致。

2.5.3 NO₃⁻-N 变化

粪污中 NO₃⁻-N 是作物可直接利用的一种氮养分形态，对粪污肥料化利用具有重要价值^[46]。不同处理贮存过程中粪污的 NO₃⁻-N 变化情况如图 9 所示。随着贮存时间的增加，所有处理中除 T1 下层粪污的 NO₃⁻-N 含量均呈先上升后下降趋势，而 T1 下层中粪污的 NO₃⁻-N 含量呈逐渐上升趋势。T1、T2 和 T3 处理的初始 NO₃⁻-N 含量为 279~301 mg·L⁻¹；在贮存 30 d 时，各处理的 NO₃⁻-N 含量为 315~382 mg·L⁻¹，上升幅度为 6.41%~32.63%。贮存结束时，T1、T2 和 T3 处理的上层 NO₃⁻-N 含量分别为 98、212 和 163 mg·L⁻¹，下降幅度分别为 65.12%、24.01% 和 42.2%；T1、T2 和 T3 处理的中层 NO₃⁻-N 含量分别为 121、162 和 162 mg·L⁻¹，下降幅度分别为 58.56%、43.75% 和 45.08%；T1、T2 处理的下层 NO₃⁻-N 含量分别为 389 mg·L⁻¹ 和 311 mg·L⁻¹，上升幅度分别为 34.6% 和 3.32%，T3 处理的下层 NO₃⁻-N 含量为 258 mg·L⁻¹，下降幅度为 12.84%。这是因为在贮存初期，由于大量含氮有机物降解而产生 NH₄⁺-N，在氧气充足的条件下，NH₄⁺-N 发生硝化反应，进而形成 NO₃⁻-N，从而使各处理 NO₃⁻-N 的含量略高于初始含量^[44]。而粪污中 NO₃⁻-N 的转化主要与粪污中溶解氧含量和 NH₄⁺-N 总量相关，溶解氧含量越高，硝化细菌活性越高，粪污中 NH₄⁺-N 会通过硝化反应产生更多的 NO₃⁻-N。同时从化学动态平衡的角度看，粪污中 NH₄⁺-N 浓度越大，越易促进粪污中的氮素从 NH₄⁺-N 向 NO₃⁻-N 转化。此结果与陈广银等^[36]的研究结果基本一致。

2.5.4 NO₂⁻-N 变化

NO₂⁻-N 也是粪污中氮养分的一种形态，粪污贮存过程中 NO₂⁻-N 含量较少。不同处理贮存过程中粪污的 NO₂⁻-N 变化情况如图 10 所示，粪污贮存过程中，T1 和 T2 处理下层粪污的 NO₂⁻-N 整体呈先上升后下降的趋势，而 T1 和 T2 上层呈逐渐

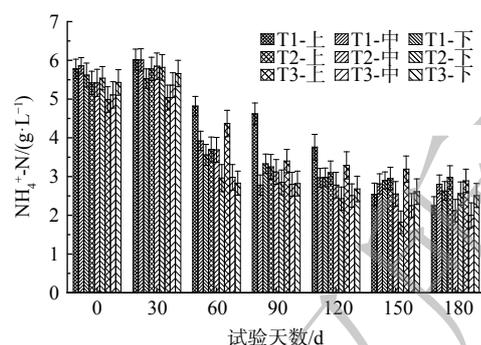


图 8 不同处理下粪污中 NH₄⁺-N 含量变化

Fig. 8 Changes of mass concentration of NH₄⁺-N in feces under different treatments

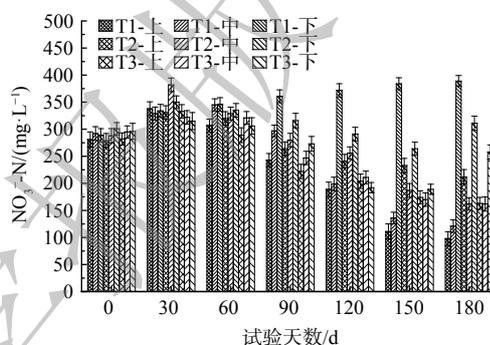


图 9 不同处理下粪污贮存过程中 NO₃⁻-N 含量变化

Fig. 9 Changes of mass concentration of NO₃⁻-N in fecal waste under different treatments

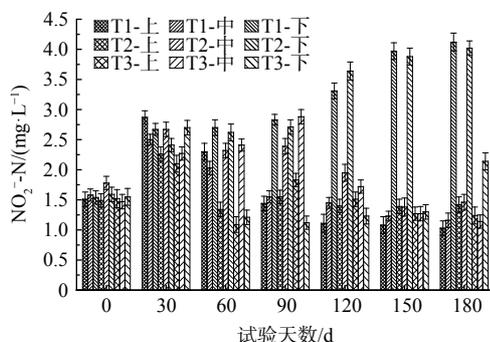


图 10 不同处理下粪污贮存过程中 NO₂⁻-N 含量变化

Fig. 10 Changes of mass concentration of NO₂⁻-N in fecal waste under different treatments

上升的趋势。T1、T2 和 T3 处理的初始 NO_2^- -N 含量为 $1.47\sim 1.78 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ；在贮存 30 d 时，各处理的 NO_2^- -N 含量范围为 $2.10\sim 2.87 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ，上升幅度为 $38.16\%\sim 90.07\%$ 。贮存结束时，T1、T2 和 T3 处理的上层 NO_2^- -N 含量分别为 1.03 、 1.4 和 $1.24 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ，下降幅度分别为 31.78% 、 4.69% 和 18.42% ；T1、T2 和 T3 处理的中层 NO_2^- -N 含量分别为 1.16 、 1.46 和 $1.14 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ，下降幅度分别为 26.58% 、 17.97% 和 22.45% ；T1、T2 和 T3 处理的下层 NO_2^- -N 含量分别为 4.12 、 4.0 和 $2.14 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ，上升幅度分别为 167.53% 、 152.83% 和 38.06% 。因 NO_2^- -N 是硝化和反硝化过程的中间产物，所以其含量变化与 NO_3^- -N 含量变化相似^[44]。

2.5.5 Organic-N 变化

粪污中除 NH_4^+ -N、 NO_3^- -N、 NO_2^- -N 外，还有大量的 Organic-N，约占粪污中氮素总量的 $60.69\%\sim 68.63\%$ ，粪污中 Organic-N 降解率的高低是衡量粪污肥效的重要指标之一。一般认为 Organic-N 降解率越高，粪污中可利用氮素越高，粪污速效肥效越好，但从粪污氮素固持的角度看，Organic-N 降解越快，粪污中氮素损失越多，故减少粪污贮存中 Organic-N 的转化有利于使粪污在贮存中固持更多的养分。不同处理贮存过程中粪污的 Organic-N 变化情况如图 11 所示。所有处理中粪污上层和中层的 Organic-N 整体呈先上升后下降的趋势，而下层呈逐渐上升的趋势^[36]。各处理的初始 Organic-N 含量为 $8.37\sim 11.86 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ 。T1、T2 和 T3 处理在贮存 60~90 d 时上层和中层的 Organic-N 含量达到峰值，其范围为 $8.06\sim 14.41 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ ，与贮存初始 Organic-N 含量相比升高了 $6.19\%\sim 72.16\%$ ，而下层的 Organic-N 含量仍在上升阶段。贮存结束时，T1、T2 和 T3 处理的上层 Organic-N 含量分别为 3.73 、 6.32 和 $7.88 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ ，下降幅度分别为 61.06% 、 46.71% 和 13.97% ；T1 和 T3 处理的中层 Organic-N 含量分别为 $8.6 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $9.1 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ ，下降幅度分别为 10.97% 和 13.09% ；T2 处理的中层 Organic-N 含量为 $9.66 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ ，上升幅度为 15.41% ；T1、T2 和 T3 处理的下层 Organic-N 含量分别为 15.77 、 15.89 和 $18.70 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ ，上升幅度分别为 54.76% 、 60.67% 和 78.78% ；可以看出各处理的 Organic-N 含量大小为：T3>T2>T1；在相同处理下不同深度粪污的 Organic-N 含量为：下层>中层>上层，与其他处理相比下层的 Organic-N 上升幅度也是最大的，这是因为粪污发生沉降现象导致的，此结果与李静^[36]的研究结果基本一致。

3 讨论与结论

3.1 讨论

通过本试验可以看出，机械搅拌与强制曝气处理均可降低粪污贮存中 NH_3 的产生，与自然贮存相比，其减排率分别为 8.69% 和 69.42% 。两者效果相差较大，强制曝气处理的减排效率要远大于机械搅拌处理，这可能是因为曝气能将空气通入到粪污中，促进好氧细菌的生长，进而影响氮养分的分解转化过程^[47]。在好氧环境中，曝气更易促进有机物的分解，有氧环境使微生物快速代谢为有机酸、醛、醇、挥发性胺类、酚类等有机物，这在一定程度上可减少氨的排放^[48]。而机械搅拌处理对于 NH_3 的减排效率较弱，与自然贮存的 NH_3 排放较为接近，可能是因为搅拌时虽对粪污进行混合但与空气接触不足，内部有机物分解后与氧气接触较少，所以转化较少的二氧化碳和水，故对 NH_3 减排效果不足。

在液体粪污的贮存过程中主要涉及微生物的好氧或厌氧作用，这是因为液体粪污为微生物提供了一种复杂的环境条件，不仅具有好氧微生物所需的环境，同时亦为厌氧微生物提供了所需的生存环境，此过程是液体粪污中有机物降解的主要途径，同样是氮素形态转化的主要方式^[23]。液体粪污中的氮主要包含有机态氮和无机态氮，而无机态氮中主要包含有 NH_4^+ -N、 NO_3^- -N 和少量 NO_2^- -N，以 NH_4^+ -N 为主，其中 Organic-N 和 NH_4^+ -N 占粪污中 TN 质量分数的 96% 以上。粪污中氮素形态主要通过微生物作用和化学平衡作用进行

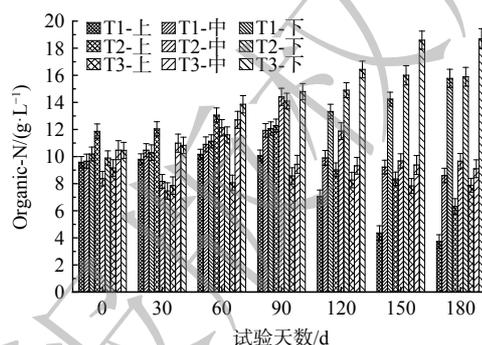


图 11 不同处理下粪污贮存过程中 Organic-N 含量变化

Fig. 11 Changes of mass concentration of Organic-N in manure under different treatments

转化, Organic-N 在粪污贮存过程中通过微生物的矿化作用向 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 转化, 一部分 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 在好氧条件下通过亚硝化细菌的作用下转化为 $\text{NO}_2^-\text{-N}$, 而 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 在硝化细菌的作用下转化为 $\text{NO}_3^-\text{-N}$, 同时, 粪污中的少量的 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 会在厌氧条件下通过微生物的作用转化为 $\text{NO}_2^-\text{-N}$, 另一部分 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 在化学平衡为主的作用下以 NH_3 的形式散逸到环境中, 此外, 还有少量的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 在固氮微生物的作用下转化成 Organic-N。

从养分指标来看, 如表 2 所示。在液体粪污贮存过程中 TN、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量均呈下降趋势, 在氮元素各形态中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的损失最为突出, 同样是氮元素最主要的损失途径, 这与贮存过程中 NH_3 的排放量紧密相关。同时微生物在粪污发酵过程中可以将 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 作为作用底物, 将 Organic-N 转化为可溶性 $\text{NH}_4^+\text{-N}$, 两者互相作用使得 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量降低。而 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量变化与微生物的硝化作用有关, 在贮存过程中 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 可能会在厌氧微生物和化学平衡作用下向 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 转化, 使得 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量下降^[49]。

表 2 各处理贮存期间氮素指标汇总

Table 2 Summary of nitrogen indexes during storage of each treatment

氮素指标		0 d	30 d	60 d	90 d	120 d	150 d	180 d
TN/(g·L ⁻¹)	T1	15.56	16.04	14.83	14.93	13.33	12.02	11.93
	T2	15.5	15.04	15.71	16.67	14.7	13.78	13.18
	T3	15.21	15.25	14.94	13.94	14.17	14.62	14.36
$\text{NH}_4^+\text{-N}$ /(g·L ⁻¹)	T1	5.75	5.85	4.1	3.58	3.24	2.75	2.56
	T2	5.46	5.82	3.45	3.07	2.77	2.44	2.55
	T3	5.18	5.35	3.39	3.01	2.83	2.68	2.47
$\text{NO}_3^-\text{-N}$ /(mg·L ⁻¹)	T1	287.33	333.67	332.67	300.33	253.33	210.33	202.67
	T2	289.33	354.33	328	286.67	262.67	228	228.33
	T3	291	323.33	305.33	247.33	202.33	177.67	194.33
$\text{NO}_2^-\text{-N}$ /(mg·L ⁻¹)	T1	1.54	2.68	2.34	1.94	1.96	2.09	2.1
	T2	1.62	2.45	2.09	2.22	2.33	2.22	2.3
	T3	1.51	2.36	1.57	1.94	1.49	1.28	1.51
Organic-N/(g·L ⁻¹)	T1	9.81	10.19	10.73	11.36	10.1	9.27	9.37
	T2	10.04	9.22	12.26	13.6	11.93	11.34	10.62
	T3	10.03	9.89	11.54	10.93	11.34	11.93	11.89

综上所述, 对液体粪污进行强制曝气会使粪水在贮存发酵时处于微氧环境, 增加液体粪污中氧气的供给, 促进了好氧细菌对有机物的降解, 同时抑制了氨化作用, 降低了有机态氮向 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的转化, 从而减少了 NH_3 的排放^[43]。相对于自然贮存, 强制曝气处理的 NH_3 、 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量降低, 而 TN、Organic-N 含量升高; 搅拌处理的 NH_3 、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量降低, 而 TN、Organic-N、 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量升高。其中强制曝气处理的 TN、Organic-N 含量较机械搅拌处理更高, 对氮素固持效果更好, NH_3 减排效果更佳。因此, 强制曝气处理对液体粪污提高粪水养分固持率具有明显作用, 对减少环境污染具有重要意义。

3.2 结论

1) 强制曝气处理的 pH 上升幅度要大于机械搅拌处理与自然贮存处理, 而对于 TS 和 VS 来说各处理的变化趋势相似, 而机械搅拌和强制曝气处理可减少贮存阶段 8.69% 和 69.42% 的 NH_3 排放, 其中强制曝气处理对于 NH_3 减排更加有效。

2) 在液体粪污贮存过程中强制曝气处理可降低 20.4% 的 TN 损失, 而机械搅拌处理仅可降低 10.48% 的 TN 损失。 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 在各处理间无显著差异, 各处理 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 和 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 的含量大小影响因素顺序为: 机械搅拌>自然贮存>强制曝气; 各处理 Organic-N 含量大小影响因素顺序为: 强制曝气>机械搅拌>自然贮存。强制曝气处理更有助于减少含氮有机物的矿化作用, 从而减少粪污中有机态氮向无机态氮的转化, 减

少粪污中氮素的损失。

3) 强制曝气处理可以显著降低粪污中的 NH_3 排放和氮素损失, 与机械搅拌处理相比, 强制曝气处理可提高氮养分的在固持效率、减少环境污染, 建议在养殖液体粪污贮存过程中辅以曝气处理措施。

参考文献

- [1] 牛新胜, 巨晓棠. 我国有机肥料资源及利用[J]. 植物营养与肥料学报, 2017, 23(6): 1462-1479.
- [2] 农业部关于印发《种养结合循环农业示范工程建设规划(2017—2020年)》的通知[J]. 中华人民共和国农业部公报, 2017(9): 42-55.
- [3] 丁京涛, 张朋月, 赵立欣, 等. 养殖粪水长期贮存过程理化特性变化规律[J]. 农业工程学报, 2020, 36(14): 220-225.
- [4] 燕海朋, 沈玉君, 丁京涛, 等. 液体猪粪肥特性及还田利用技术现状研究[C]// 中国环境科学学会 2022 年科学技术年会——环境工程技术创新与应用分会场论文集(三): 《工业建筑》杂志社有限公司, 2022.
- [5] 祝国强, 王宇, 刘轩溢, 等. 猪粪水密闭贮存过程中理化特性变化分析[J]. 黑龙江畜牧兽医, 2022(3): 53-58+63.
- [6] 陈广银, 董金竹, 吴佩, 等. 不同贮存方式对猪粪水理化特性的影响[J]. 华南农业大学学报, 2022, 43(4): 38-46.
- [7] JI Z Y, ZHANG L Y, LIU Y W, et al. Evaluation of composting parameters, technologies and maturity indexes for aerobic manure composting: A meta-analysis[J]. *Science of the Total Environment*, 2023, 886: 163929.
- [8] ALYNE M M, MARCELO O H, VANESSA P D R, et al. Life cycle assessment of milk production system in Brazil: Environmental impact reduction linked with anaerobic treatment of dairy manure[J]. *Sustainable Energy Technologies and Assessments*, 2022, 54: 102883.
- [9] KARN T, NOR A A, ALI Y, et al. The storage of dried aerobic granular sludges under ambient condition[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2023, 383: 135401.
- [10] 薛同宣, 张开心, 李成浩, 等. 规模化养猪场粪水处理和资源化利用关键技术[J]. 农业工程, 2019, 9(9): 63-66.
- [11] 彭思毅, 蒲施桦, 简悦, 等. 规模养殖场粪污资源化利用技术研究进展[J]. 中国畜牧杂志, 2022, 58(12): 47-54.
- [12] 曹哲统, 冷治涛, 杨远文, 等. 好氧堆肥技术在畜禽粪污资源化利用中的研究进展[J]. 中国乳业, 2021(11): 65-72.
- [13] 沈玉君, 张朋月, 孟海波, 等. 通风方式对猪粪堆肥主要臭气物质控制的影响研究[J]. 农业工程学报, 2019, 35(7): 203-209.
- [14] AMBROSE H W, DALBY F R, FEILBERG A, et al. Additives and methods for the mitigation of methane emission from stored liquid manure[J]. *Biosystems Engineering*, 2023, 229: 209-245.
- [15] 徐鹏翔, 王越, 杨军香, 等. 好氧堆肥中通风工艺与参数研究进展[J]. 农业环境科学学报, 2018, 37(11): 2403-2408.
- [16] NEKIYUDOW D A, FEDOTOV N G, IVANKIN N A. Aerobic processing of organic waste into composts[J]. Pleiades Publishing Ltd, 2006, 42(4): 341-353.
- [17] LYNCH N J, CHERRY R S. Design of passively aerated compost piles: Vertical air velocities between the pipes[J]. Wiley, 1996, 12(5): 624-629.
- [18] 王永江. 猪粪堆肥过程有机质降解动力学模型研究[D]. 北京: 中国农业大学, 2014.
- [19] 张锐, 韩鲁佳. 好氧堆肥反应器系统在废弃物处理中的应用[J]. *农机化研究*, 2006(10): 173-175+178.
- [20] 王子龙. 好氧堆肥系统的设计及实验研究[D]. 塔里木: 塔里木大学, 2016.
- [21] 伍恒. 好氧堆肥反应器装置的设计与试验研究[D]. 塔里木: 塔里木大学, 2019.
- [22] 缪宏, 杨铮, 王蒙, 等. 螺旋-螺杆式搅拌好氧堆肥反应器研制及应用效果[J]. *农业工程学报*, 2018, 34(24): 232-238.
- [23] 张朋月, 丁京涛, 孟海波, 等. 牛粪水酸化贮存过程中氮形态转化的特性研究[J]. 农业工程学报, 2020, 36(8): 212-218.
- [24] AMON B, KRYVORUCHKO V, AMON T, et al. Methane, nitrous oxide and ammonia emissions during storage and after application of dairy cattle slurry and influence of slurry treatment[J]. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 2005, 112(2): 153-162.
- [25] MOSTAFA E, SELDERS A, BUESCHER W. Aeration of pig slurry affects ammonia and greenhouse gases emissions[J]. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 2019, 16(11): 7327-7338.
- [26] 盛婧, 周炜, 王子臣, 等. 畜禽养殖粪污工程化处理对污水理化性状的影响[J]. 中国生态农业学报, 2018, 26(6): 877-883.
- [27] STELT D V B, TEMMINGHOFF E, VLIET V P, et al. Volatilization of ammonia from manure as affected by manure additives, temperature and mixing[J]. *Bioresource Technology*, 2006, 98(18): 3449-3455.
- [28] MOLODOVSKAYA M, SINGURINDY O, RICHARDS K B, et al. Nitrous oxide from aerated dairy manure slurries: Effects of aeration rates and oxic/anoxic phasing[J]. *Bioresource Technology*, 2008, 99(18): 8643-8648.
- [29] 国家技术监督局. 水质 悬浮物的测定重量法: GB/T 11901-1989[S]. 1989.
- [30] 中华人民共和国农业部. 有机肥料粗灰分的测定: NY/T 303-199[S]. 1995.
- [31] 中华人民共和国国家质量监督检验检疫总局, 中国国家标准化管理委员会. 复混肥料中总氮含量的测定 蒸馏后滴定法: GB/T 8572-2010[S]. 2010.
- [32] 中华人民共和国自然资源部. 氨氮的测定 纳氏试剂分光光度法: DZ/T 0064.57-2021[S]. 2009.
- [33] 中华人民共和国自然资源部. 硝酸盐的测定紫外分光光度法: DZ/T 0064.59-2021[S]. 2021.
- [34] 国家技术监督局. 水质 苯胺类化合物的测定 N-(1-萘基)乙二胺偶氮分光光度法: GB/T 11889-1989[S]. 1989.
- [35] 英国标准学会. 肥料. 第 4 部分: 化学分析. 第 1 节: 氮含量测定. 第 2 小节: 氨态氮的测定(蒸馏后滴定法): BS 5551 SubSec. 4.1. 2-1982[S]. 1982.
- [36] 李静. 供氧操作变量对有机液肥好氧发酵的影响[D]. 太原: 山西农业大学, 2019.
- [37] 亓守贺, 祝国强, 徐钰娇, 等. 奶牛粪水密闭贮存过程中理化特性变化分析[J]. 畜牧与兽医, 2022, 54(6): 40-46.
- [38] FANGUEIRO D, HJORTH M, GIOELLI F. Acidification of animal slurry—a review[J]. *Journal of Environmental Management*, 2015, 149: 46-56.
- [39] KAFLE K G, CHEN L, GLAZE B, et al. Aerobic treatment of liquid swine manure using polymer: Evaluation for ammonia emissions reduction and nitrogen retention[J]. *Engineering in Agriculture, Environment and Food*, 2016, 9(3): 257-263.
- [40] CHEN F, YIN H J, HAN L J, et al. Effects of semi-permeable membrane covering coupled with intermittent aeration on gas emissions during aerobic composting from the solid fraction of dairy manure at industrial scale[J]. *Waste Management*, 2021, 131: 1-9.

- [41] WANG K, LI W, GUO J H, et al. Spatial distribution of dynamics characteristic in the intermittent aeration static composting of sewage sludge[J]. *Bioresource Technology*, 2011, 102(9): 5528-5532.
- [42] 黄丹丹, 罗皓杰, 应洪仓, 等. 沼液贮存中甲烷和氨气排放规律实验[J]. *农业机械学报*, 2012, 43(S1): 190-193.
- [43] MOSTAFA S, MOHAMED S G, HAN T T, et al. Nutrients recovery from fresh liquid manure through an airlift reactor to mitigate the greenhouse gas emissions of open anaerobic lagoons[J]. *Journal of Environmental Management*, 2021, 294: 112956-112956.
- [44] TSUTSUI H, FUJIWARA T, MATSUKAWA K, et al. Nitrous oxide emission mechanisms during intermittently aerated composting of cattle manure[J]. *Bioresource Technology*, 2013, 141: 205-211.
- [45] ALITALO A, ALAKUKKU L, AURA E. Process design and dynamics of a series of continuously fed aerated tank reactors treating dairy manure[J]. *Bioresource Technology*, 2013, 144: 350-359.
- [46] 申丽敏, 赵同科, 安志装, 等. 土壤硝态氮淋溶及氮素利用研究进展[J]. *中国农学通报*, 2010, 26(11): 200-205.
- [47] FELIX G O, EMILIO G. Bioreactor scale-up and oxygen transfer rate in microbial processes: An overview[J]. *Biotechnology Advances: An International Review Journal*, 2009, 27(2): 153-176.
- [48] 李省, 赵升吨, 贾良肖, 等. 有机肥好氧发酵原理及工艺合理性探讨[J]. *现代农业科技*, 2014(16): 186-188.
- [49] SHA W, DAVID R C, BARBARA A, et al. Comparison of nitrogen losses from different manure treatment and application management systems in China[J]. *Journal of Environmental Management*, 2022, 306: 114430.

(责任编辑: 金曙光)

Effects of different oxygen supply modes on nitrogen nutrients changes during storage of liquid manure

CAO Tizhi^{1,2}, XU Pengxiang^{1,3,*}, DING Jingtao^{1,3}, WANG Yanwei², ZHOU Haibin^{1,3}, HOU Shance¹, ZHANG Pengyue^{1,3}, LIU Yue², SHEN Yujun^{1,3}

1. Institute of Energy and Environmental Protection, Academy of Agricultural Planning & Engineering, Ministry of Agriculture and Rural Affairs, Beijing 100125, China; 2. College of Engineering, Heilongjiang Bayi Agricultural Reclamation University, Daqing 163319, China; 3. Key Laboratory of Technology and Model for Cyclic Utilization from Agricultural Resources, Ministry of Agriculture and Rural Affairs, Beijing 100125, China

*Corresponding author, E-mail: xpx527@126.com

Abstract In recent years, with the rapid development of animal husbandry in China, the treatment and utilization of livestock manure have received increasing attention. In large-scale breeding farms, the excretion of liquid manure accounts for nearly 60% of all livestock manure, which has become a research hotspot in recent years. To investigate the effects of different ventilation methods on nitrogen nutrient changes during the storage of liquid manure, this study conducted a pig slurry manure storage experiment which lasted for 180 days. The experiment involved three treatments: natural storage, mechanical stirring, and forced aeration, and analyzed the changes of nitrogen nutrients such as ammonia, total nitrogen, ammonium nitrogen, nitrate nitrogen, nitrite nitrogen and organic nitrogen. The results showed that compared with natural storage, mechanical stirring and forced aeration treatment had better effects on nitrogen retention and ammonia emission reduction. Compared with mechanical stirring treatment, forced aeration treatment increased the total nitrogen by 9.89%, increased the organic nitrogen content by 13.46%, decreased the nitrite nitrogen content by 37.62%, decreased the nitrate nitrogen content by 16.78%, decreased the ammonium nitrogen content by 3.11%, and decreased the ammonia emissions by 60.73%. The total nitrogen content in each treatment gradually decreased with the increase of storage time, and the loss rate changes as follows: natural storage>mechanical stirring>forced aeration. The ammonia gradually increased with the increase of storage time, and the ammonia emission reduction rate of forced aeration treatment was much higher than that of natural storage and mechanical stirring. Overall, the forced aeration treatment can significantly reduce ammonia emissions during the storage of liquid manure and is beneficial to the retention of nitrogen nutrients.

Keywords oxygen supply modes; liquid manure; storage; nitrogen nutrients changes