

养殖粪水长期贮存过程理化特性变化规律

丁京涛^{1,2}, 张朋月^{1,2}, 赵立欣¹, 孟海波^{1,2}, 沈玉君^{1,2*}, 刘森泓^{1,2}

(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 100121;

2. 农业农村部资源循环利用技术与模式综合性重点实验室, 北京 100121)

摘要: 目前中国中小规模畜禽养殖场主要采用自然贮存后还田的形式处理养殖粪水, 受场地制约, 养殖粪水贮存时间通常仅有1~2个月, 之后便直接还田利用, 贮存后的粪水理化特性变化尚不清楚, 是否适宜直接还田尚需研究。该研究以猪粪水和牛粪水为研究对象, 重点分析粪水在长期贮存中粪大肠菌群、电导率(Electrical Conductance, EC)以及化学需氧量(Chemical Oxygen Demand, COD)的变化, 分析粪水最佳贮存期及还田利用方式, 以期为粪水资源化及安全还田提供参考。结果表明, 粪水经自然贮存6个月, 铵态氮损失达68%以上, 不仅引起环境污染, 且降低了养分; 贮存后粪水基本可达到无害化要求, 但pH值、EC值以及COD浓度仍然偏高, 还田前应制定合理的粪水资源化利用方案; 固液分离可以有效降低粪水中的COD浓度和EC值, 促进粪水无害化进程。该研究为中国畜禽养殖粪水资源化利用探索了新的技术路径。

关键词: 粪; 贮存; 化学需氧量; 全盐量; 粪大肠菌群数

doi: 10.11975/j.issn.1002-6819.2020.14.027

中图分类号: S-3

文献标志码: A

文章编号: 1002-6819(2020)-14-0220-06

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.

doi: 10.11975/j.issn.1002-6819.2020.14.027 <http://www.tcsae.org>

Ding Jingtao, Zhang Pengyue, Zhao Lixin, et al. Change rule of physical and chemical properties of slurry in the process of long-term storage[J]. Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering (Transactions of the CSAE), 2020, 36(14): 220-225. (in Chinese with English abstract) doi: 10.11975/j.issn.1002-6819.2020.14.027 <http://www.tcsae.org>

0 引言

据统计, 中国每年产生约38亿t的畜禽粪污, 其中粪水量约20亿t^[1-2]。目前, 中国中小规模养殖场数量占全国规模养殖场的56.6%, 其养殖粪水处理利用已成为制约养殖场可持续发展的重要因素之一。

养殖粪水是尿液、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, 如不经处理直接施用于农田, 病原菌易通过食物链进入人体危害人体健康^[3-5]; 其次, 粪水中含有大量的盐分, 易导致作物“烧苗”^[6], 其中铵盐是粪水中盐分的主要成分, 粪水中的铵盐主要源自粪水中的尿液以粪便有机物的降解; 最后, 粪水中的有机质在土壤中降解可能会使土壤处于暂时性缺氧状态, 抑制作物生长。

中国养殖粪水的处理技术主要有物化法、生物法、自然生态处理法^[7-9]。2018—2019年2a畜禽粪污第三方评估数据显示, 中国83.34%的养殖场粪水采用自然贮存等简易方式处理, 不同养殖场粪水贮存时间有长有短, 大部分养殖粪水贮存2个月后还田施用, 目前中国对养

殖粪水贮存多长时间能达到无害化的研究仍然较少。本文以牛粪水和猪粪水为研究对象, 通过长期贮存试验, 分析粪水贮存过程中理化特性变化, 明确粪水贮存时间需求及其无害化效果, 以期为养殖粪水还田利用提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 试验材料

试验于2019年1月至2019年7月在农业农村部规划设计研究院(双桥院区)试验室进行, 试验用牛粪水为北京市顺义区某奶牛场经固液分离处理前、后的粪水, 猪粪水为北京市顺义区某猪场干清粪粪水、水泡粪粪水, 其基础理化性质见表1, 鉴于干清粪方式和固液分离方式均是养殖场的固体粪便和液体粪水分开处理, 本文中对干清粪方式和固液分离方式统称固液分离处理方式。

1.2 试验方法

将粪水置于50L(直径38cm、高58cm)的圆桶中, 敞口贮存, 模拟养殖场粪水自然贮存状态。试验处理详见表2。试验周期为6个月, 每15d测样分析pH值、电导率(Electrical Conductance, EC)、铵态氮、硝态氮、亚硝态氮, 每30d分析粪水中的化学需氧量(Chemical Oxygen Demand, COD), 并分别在粪水贮存第3个月和第6个月监测粪水贮存中粪大肠菌群数的变化情况。

1.3 环境条件

将盛有粪水的敞口圆桶静置于试验车间阳光能够照射到的区域, 每日可接受阳光照射时间4h左右; 实验室

收稿日期: 2020-03-19 修订日期: 2020-05-19

基金项目: 农业农村部规划设计研究院自主研发项目: 畜禽养殖粪水酸化贮存及施用技术研究(项目编号: 2018ZZYF0101)

作者简介: 丁京涛, 博士, 高级工程师, 主要从事农业废弃物资源化研究。

Email: dingjingtao@163.com

*通信作者: 沈玉君, 博士, 高级工程师, 主要从事农业废弃物资源化研究。

Email: shenyj09b@163.com

配有负压排风系统，用以模拟自然环境粪水表层空气流通；本试验未能对试验期间粪水贮存的环境条件进行恒温控制，在试验期间试验车间环境温度由（15±1）℃（1月份）逐渐上升至（29±1）℃（7月份）。

表 1 不同处理基础理化性质
Table 1 Basic physicochemical properties of different treatments

指标 Project	处理 Treatment			
	T1	T2	T3	T4
pH 值 pH value	6.88±0.22	6.92±0.27	7.23±0.14	7.32±0.23
电导率 (EC) Electrical conductance (mS·cm ⁻¹)	7.42±0.11	11.58±0.18	5.32±0.32	5.51±0.19
总固体 Total solid /%	0.51±0.13	1.55±0.21	2.61±0.32	4.52±0.38
总氮 Total nitrogen / (mg·L ⁻¹)	1 836.7±91.2	3 374.5±124.3	3 512.4±153.2	4 162.8±204.8
铵态氮 Ammonium nitrogen / (mg·L ⁻¹)	1 258.6±26.8	2 042.8±32.3	2 724.1±27.4	3 027.2±33.7
硝态氮 Nitrate nitrogen / (mg·L ⁻¹)	7.6±0.6	33.5±1.3	11.6±0.8	10.9±0.6
亚硝态氮 Nitrite nitrogen / (mg·L ⁻¹)	0.61±0.02	1.10±0.06	9.62±0.04	14.62±0.11
磷酸盐 Phosphate / (mg·L ⁻¹)	50.31±2.36	48.25±3.52	324.80±10.21	318.36±8.63

表 2 试验处理 Table 2 Test Treatment	
处理 Treatment	说明 Introduction
T1	干清粪猪粪水
T2	水泡粪猪粪水
T3	固液分离后牛粪水
T4	固液分离前牛粪水

1.4 分析方法

pH 值采用上海雷磁 PHS-3C 型 pH 计进行测定；铵态氮采用纳氏试剂法进行测定；硝态氮采用紫外分光光度法进行测定；亚硝态氮采用 N-（1-萘基）-乙二胺光度法进行测定，COD 采用重铬酸钾法 165℃加热 15min 后利用比色法测定；粪大肠菌群数委托华测检测认证集团北京有限公司进行分析。

2 结果与分析

2.1 COD 浓度的变化

COD 是反应粪水中能被氧化的还原性物质的量，这些还原性物质以有机物为主，分析粪水的 COD 浓度可以了解粪水中有机物质的质量浓度。从图 1 可以看出粪水在贮存的 180 d 中其 COD 浓度总体呈现降低趋势。猪粪水中的 COD 浓度从 1 352.6 和 5 186.9 mg/L 降至 948.7 和 4 415.8 mg/L，牛粪水中的 COD 浓度从 5 935.4 和 8 463.2 mg/L 降至 5 126.6 和 6 781.6 mg/L，COD 浓度降低了 14%~30%。养殖粪水作为液肥施用时，考虑到 COD 对农作物的影响，建议根据土地承载力，制定粪水施肥计划，一般全量粪水中的含氮

量例不宜超过土壤需肥量的 50%^[10]，固液分离后的粪水肥建议不超过土壤需肥量的 20%。

牛粪水中的 COD 浓度显著高于猪粪水，可能是由于牛粪水含固率较高的原因导致的，另外经固液分离处理后的粪水中的 COD 浓度明显低于未经固液分离的粪水，表明经固液分离处理方式收集粪水可以有效降低粪水中 COD 浓度。

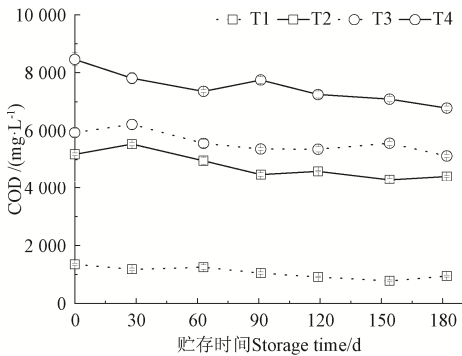


图 1 化学需氧量浓度随贮存时间的变化
Fig.1 Changes of chemical oxygen demand (COD) concentration with storage time

2.2 pH 值变化

粪水贮存过程中，pH 值始终呈上升的趋势，从图 2 可以看出，猪粪水和牛粪水在贮存期间其 pH 值分别从 6.88~6.92 和 7.23~7.32 上升到了 9.03~9.13 以及 8.33~8.66，贮存初期牛粪水 pH 值高于猪粪水，但猪粪水的 pH 值上升速度较快，贮存一周后猪粪水的 pH 值在贮存期显著高于牛粪水，一方面可能是由于牛粪水总固体质量浓度更高，其 pH 值缓冲性强于猪粪水，牛粪水贮存中含氮有机物降解产生的铵氮在短时间内难以改变牛粪水的 pH 值，另一方面可能是由于牛粪水因含有过高的含固率，导致粪水中有机物降解中产生厌氧环境生成少量有机酸^[11]，使牛粪水 pH 值上升速度不及猪粪水。参考沼肥^[12]中规定，沼液肥施用的 pH 值在 5~8 之间，在贮存后期，猪粪水的 pH 值已不再升高，呈现稳定并逐渐降低的趋势，但其 pH 值上高于 9，而牛粪水的 pH 值仍呈现继续上升的趋势，不宜直接还田施用。

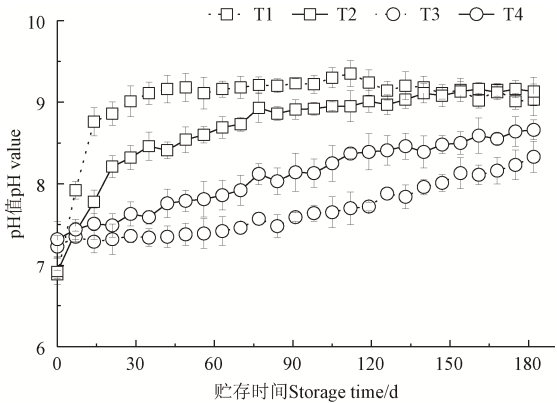


图 2 pH 值随贮存时间的变化
Fig.2 Changes in pH value with storage time

2.3 EC 值变化

EC 值是表征粪水盐分的直观指标,粪水盐分越高其 EC 值越高。从图 3 可以看出,本试验粪水贮存的 180 d 中猪粪水和牛粪水中的 EC 值呈逐渐降低的趋势,整体来看,猪粪水的 EC 值分别从 7.42 和 11.58 mS/cm 降到了 5.39 和 9.31 mS/cm,降幅分别为 27.4%以及 19.6%,牛粪水的 EC 值分别从 5.32 和 5.51 mS/cm 降到了 4.41 以及 4.85 mS/cm,降幅分别为 17.1%以及 12.0%,可见,粪水可以通过自然贮存的形式降低粪水所含的盐分。试验过程中,猪粪水中的电导率显著高于牛粪水,这说明猪粪水中含盐成分、含离子成分、含杂质成分多于牛粪水。经固液分离方式处理的粪水电导率要低于未经固液分离方式处理的粪水,特别是猪粪水差距显著,可能是粪便中溶解出大量的盐分进入粪水导致的,故固液分离的方式处理畜禽粪污对降低粪水全盐量具有积极作用。

土壤的 EC 值超过 2 mS/cm 的时候就会影响作物生长^[13],粪水长期施用应考虑电导率对作物的影响。目前粪水盐分在土壤的累积效应尚不清楚,需做长期定位试验分析粪水带入、作物吸收、盐分淋溶对土壤盐分累积的影响。

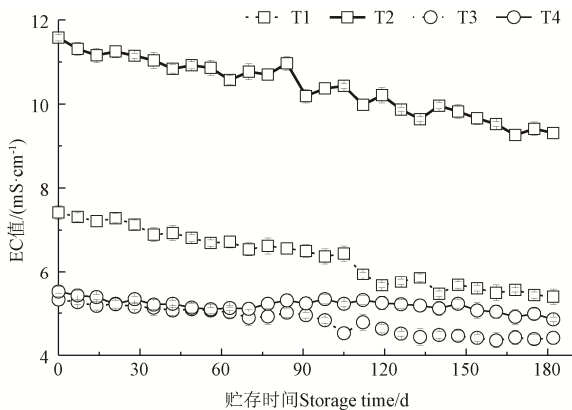


图 3 EC 值随贮存时间的变化

Fig.3 Changes in electrical conductivity with storage time

2.4 铵态氮变化

粪水在自然贮存过程中的铵态氮在碱性条件下以氨气的形式散逸的形式散逸到环境中,这是粪水 EC 值降低的主要原因之一。从图 4 可以看出猪粪水中的铵态氮呈逐渐降低的趋势,分别从 1 258.6 和 2 042.8 mg/L 降至 267.4 和 428.6 mg/L,降幅分别为 78.8%和 79.0%,牛粪水中的铵态氮分别从 2 724.1 和 3 027.2 mg/L 降至 741.9 和 948.5 mg/L,降幅分别为 72.8%和 68.7%,可以看出粪水中的铵态氮在 180 d 的贮存期内降低了 68%以上。此外,由于粪水中的固态有机物降解原因,经固液分离方式处理的粪水中铵态氮质量浓度显著低于未经固液分离方式处理的粪水。

从粪水利用价值和环保的角度来看,粪水中的氨气排放到环境中不仅损失了粪水的含氮量,同时污染了环境空气。故粪水还田之前,应考虑粪水贮存过程如何降低氮素损失量,提高粪水还田价值,减少粪水贮存中因氨气散逸造成的环境污染。

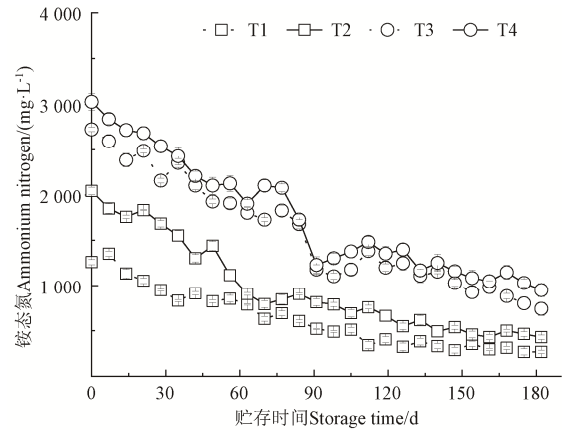


图 4 铵态氮质量浓度随贮存时间变化

Fig.4 Changes of ammonium nitrogen concentration with storage time

2.5 硝态氮变化

粪水中硝态氮质量浓度过高易导致养分淋溶造成损失^[14],从图 5 可以看出养殖粪水中的硝态氮质量浓度在 50 mg/L 以下,粪水贮存中其硝态氮质量浓度整体呈下降的趋势,其中 T2 处理的硝态氮质量浓度显著高于其他处理,贮存期间从 33.5 mg/L 逐渐降至 23.7 mg/L, T1、T3 和 T4 处理的硝态氮质量浓度差异较小,从 7.6~10.9 mg/L 逐渐降至 3.4~8.5 mg/L。粪水贮存中硝态氮不断降低可能是厌氧环境下反硝化细菌将硝态氮转化为氮气导致的。由于本试验中 T2 的硝态氮质量浓度显著高于其他处理,故在养殖粪污利用中应重点关注含固率较高的猪粪水还田引发的硝态氮淋溶风险。

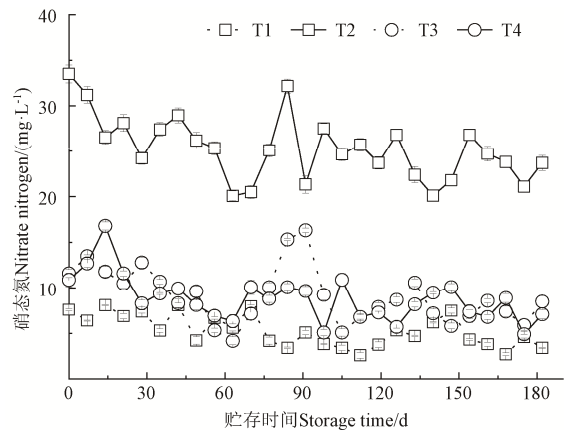


图 5 硝态氮质量浓度随贮存时间变化

Fig.5 Changes of nitrate nitrogen concentration with storage time

2.6 亚硝态氮变化

亚硝态氮进入人体后能使血液中正常携氧的低铁血红蛋白氧化成高铁血红蛋白,因而失去携氧能力而引起组织缺氧,虽然粪中亚硝态氮的质量浓度极少,但其通过土壤进入食物链对人或动物造成的危害不容忽视^[15-17]。从图 6 可以看出,固液分离后、前的猪粪水的亚硝态氮质量浓度在 0.31~0.74 mg/L 以及 0.68~1.14 mg/L 的范围内变化,固液分离后、前的牛粪水的亚硝态氮质量浓度在 6.18~11.50 mg/L 以及 10.10~15.20 mg/L 的范围内波动,其中牛粪水中的亚硝态氮质量浓度明显高于猪粪水中的亚硝态氮质量浓度,但猪粪水中的硝态氮质

量浓度不低于牛粪水, 导致牛粪水中亚硝态氮质量浓度升高的因素可能是牛粪水含固率显著高于猪粪水, 粪水有机物降解促使亚硝态氮质量浓度升高。此外, 从图 6 可以看出, 固液分离的方式处理的粪水中的亚硝态氮质量浓度明显低于未经固液分离处理的粪水, 故为降低粪水中亚硝态氮质量浓度建议以固液分离的方式处理粪水。

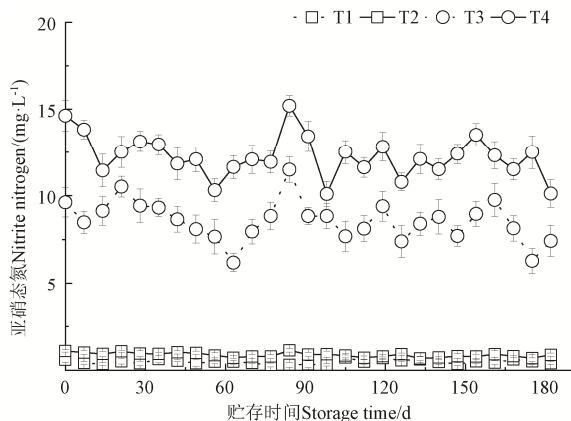


图 6 亚硝氮质量浓度随贮存时间变化

Fig.6 Changes of nitrite nitrogen concentration with storage time

2.7 粪大肠菌群数

粪大肠菌群数是直接反映粪水无害化程度的重点指标, 农田灌溉水质标准^[18]、畜禽养殖业污染物排放标准^[19]以及沼肥^[12]等标准中均对粪大肠菌群做出了明确限制, 其中沼肥标准是目前中国仅有的限制液态有机肥中粪大肠菌群数的标准, 其中规定的液肥中粪大肠菌群数不超过 100 000 个/L。从图 7 可以看出粪水初始的粪大肠菌群数均高于沼肥的规定, 分别为 180 000、540 000、2 400 000 以及 9 200 000 个/L, 在粪水贮存 3 个月时牛粪水中的粪大肠菌群数没有达到沼肥的规定, 但猪粪水已满足要求, 在贮存 6 个月时, 虽然 T4 处理中粪大肠菌群数为 92 000 个/L, 仍具有超标风险, 但整体上看, 猪粪水和牛粪水中的粪大肠菌群数基本满足了沼肥对于粪大肠菌群数的规定, 全部降至 100 000 个/L 以下。可以看出, 长期贮存有助于粪水自然灭活粪大肠菌群, 但低于 3 个月的粪水贮存期显然不足以使粪水完全达到相关要求, 为保证粪水完全达到沼肥中规定的要求, 粪水的贮存期应在 6 个月以上。

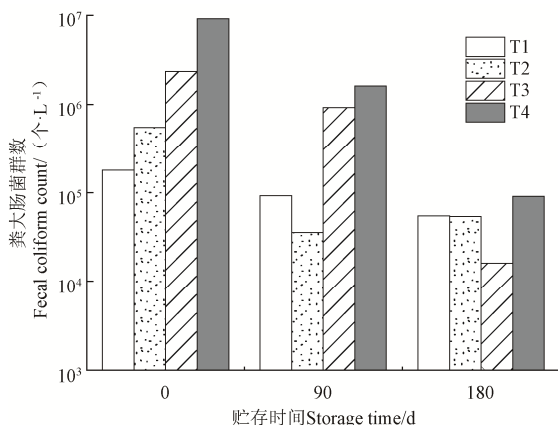


图 7 粪水中粪大肠菌群数随贮存时间的变化

Fig.7 Changes of fecal coliform count of slurry with storage time

3 讨论

粪水贮存中主要涉及微生物的厌氧或兼氧过程, 此过程是粪水中有有机物降解的主要途径, 是氮素转化的主要方式。温度是影响有机体生长与存活的最重要的因子之一, 温度每升高 10 °C, 生化反应速率增加一倍^[20], 本试验环境温度为 15~29 °C, 中国夏季平均气温为 21.5 °C, 春、秋平均气温在 11 °C 左右^[21], 粪水贮存温度相对更符合中国夏季粪水自然贮存环境温度水平, 故本试验结果更侧重于夏季粪水贮存中理化特性变化。

粪水资源化利用的关键从处理的角度看关键在无害化及降低含盐量, 同时降低粪水贮存期间的臭气排放, 从利用的角度避免氮素损失, 最大化提高粪水氮素利用率。

本试验重点分析了粪水贮存处理中的主要因素, 其中, 粪水的 pH 值和 EC 值均是由于粪水中含有大量铵态氮导致的, 直接施用存在烧苗的风险。COD 是表征水中有机物质量浓度的参数^[22], 一般而言农田的有机物质量浓度越高越有利于作物生长, 但研究表明水田作物在生长期施用含有质量浓度超过 200 mg/L 的 COD 灌溉水时会造成土壤暂时性缺氧, 抑制作物根系生长^[23], 而在旱田中几乎无不良影响, 可能是由于含粪水的灌溉水在应用到农田后水分会快速下渗, 几乎不会对土壤透气性造成影响。从粪水施用时间看, 粪水可在基肥期和追肥期施用, 作为追肥施用后粪水覆盖于土壤表层, 在施用量较大或粪水 COD 浓度较高的情况下及易造成土壤缺氧, 限制作物生长, 而作为基肥施用后, 可对农田进行翻耕, 一方面可以降低农田氨挥发损失, 另一方面将粪水附着的土壤均匀分布于土层中, 减少粪水中 COD 对农田作物带来的影响。从无害化处理的角度来看, 粪水中的粪大肠菌群在贮存 6 个月时基本可以达到沼液肥^[12]的相关要求, 达到无害化处理, 但未经固液分离的牛粪水仍有超标的风险, 这可能是由于未经固液分离的牛粪水中的含固率大于其他处理, 未经固液分离牛粪水中有有机物的降解过度消耗的粪水中的溶解氧, 而粪大肠菌则是以厌氧微生物为主的生物群落, 故牛粪水中的粪大肠菌群数难以降低, 因此养殖场的畜禽粪污建议以干清粪为主, 以更好地使粪水经自然贮存后粪大肠菌群达到沼肥的相关要求。

铵态氮是粪水中养分的主要成分之一, 粪水贮存中会释放大量以氨气为主的臭气^[24-26], 虽然贮存后粪水中的铵态氮降低有利于降低粪水的含盐量, 但却降低了粪水肥效, 严重影响了周边环境, 同时铵态氮转换成的氨气又是雾霾形成的主要因素之一^[27]。因此, 粪水贮存时, 可采取添加酸化剂或覆盖遮蔽物等方式加降低氨气排放, 强对粪水贮存中臭气排放的控制^[28]。

在粪水还田利用中应提高氮素利用率, 减少因氮素淋溶及氨挥发造成的养分损失及环境污染^[27]。目前降低氮素淋溶风险的措施可采取向粪水中添加硝化抑制剂降低铵态氮向硝态氮的转化^[29-31]; 粪水还田后的铵态氮同样是以氨气的形式挥发到环境空气而损失, 通常采取深

土注入施肥、拖尾软管施肥等施肥方式降低农田氨气挥发,另粪水在做基肥施用时需在土地翻耕前施用以达到降低铵氮损失的目的。

综上,养殖粪水在贮存自然贮存不低于 6 个月时可达到无害化处理,可以进行还田利用,但由于其 pH 值、EC 值、COD 浓度仍旧偏高,粪水还田前应制定合理的粪水施用方案,降低粪水施用风险;铵氮是粪水贮存中损失量最大的养分元素,建议贮存中向粪水中添加酸化剂或在粪水表层覆盖遮蔽物降低由于氨气挥发导致的铵氮损失;粪水施用前可添加少量硝化抑制剂减少氮素淋溶损失,施用时可采取深土注入施肥、拖尾软管施肥等方式进行施用,以降低养分损失。固液分离技术可以显著降低粪水中的 COD 含量,降低含固率对粪水无害化进程的影响,建议对养殖粪污进行固液分离处理。

4 结 论

1) 粪水经自然贮存 6 个月后基本可达到无害化处理,但其 pH 值、EC 值以及 COD 浓度仍然偏高,建议粪水还田前依据农田类型制定粪水施用方案,降低粪水施用风险。

2) 粪水贮存过程中铵态氮损失了 68%~80%,损失较大,不仅引起环境污染,且降低了养分,应采取控制措施降低粪水贮存中因氨气挥发导致的铵氮损失;还田前的粪水中含有大量铵态氮和硝态氮,还田利用前应考虑因粪水氮素淋溶造成的环境风险。

3) 固液分离可以显著降低粪水中 COD 浓度和 EC 值,降低含固率,促进粪水无害化进程,建议养殖粪污贮存前要进行固液分离处理。

[参 考 文 献]

- [1] 全国每年 38 亿吨畜禽废弃物综合利用率只有 6 成[J]. 家禽科学, 2018(3): 5.
- [2] 农业部办公厅关于印发《重点流域农业面源污染综合治理示范工程建设规划(2016—2020 年)》的通知[EB/OL]. [2020-01-09]. http://www.moa.gov.cn/nybg/2017/dsiqi/201712/t20171230_6133444.html.
- [3] 纪雄辉, 鲁艳红, 郑圣先. 湖南省畜禽粪便污染及其防治策略[J]. 湖南农业科学, 2006(3): 123-125.
- [4] 陈欣. 畜禽粪便中粪大肠菌群对蔬菜污染的研究[D]. 南京: 南京师范大学, 2007.
Chen Xin. Study on Vegetables Polluted by Fecal Coliform of Animal Slurry[D]. Nanjing: Nanjing Normal University, 2007. (in Chinese with English abstract)
- [5] 李刚, 杨克, 许方程, 等. 微生物菌剂处理规模化养猪场粪污水的研究进展[J]. 浙江农业科学, 2018, 59(11): 2115-2117.
- [6] 刘添传. 早育秧发生“烧苗”原因与防治[J]. 福建农业, 1997(1): 11.
- [7] 吕晓飞. 畜禽养殖废水处理技术研究进展[J]. 滁州学院学报, 2018, 20(2): 59-63.
Lv Xiaofei. Research advances of livestock wastewater treatment[J]. Journal of Chuzhou University, 2018, 20(2): 59-63. (in Chinese with English abstract)
- [8] 臧一天, 万红伟, 郝珊, 等. 畜禽养殖污水常用处理技术[J]. 江西畜牧兽医杂志, 2018(3): 29-31.
- [9] 张仕高, 袁福忠, 李绍义, 等. 浅谈养殖污水处理技术[J]. 中国畜牧兽医文摘, 2018, 34(6): 99-100.
- [10] 农业部办公厅关于印发《畜禽粪污土地承载力测算技术指南》的通知[EB/OL]. [2020-03-19]. http://www.moa.gov.cn/govpublic/XMYS/201801/t20180122_6135486.html.
- [11] Fanguero D, Hjorth M, Gioelli F. Acidification of animal slurry—a review[J]. Journal of Environmental Management, 2015, 149: 46-56.
- [12] 中华人民共和国农业部. 沼肥: NY/T 2596—2014[S]. 北京: 中国农业出版社, 2014.
- [13] 鲍士旦. 土壤农化分析[M]. 北京: 中国农业出版社, 2000.
- [14] 串丽敏, 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.
Chuan Limin, Zhao Tongke, An Zhizhuang, et al. Research advancement in nitrate leaching and nitrogen use in soils[J]. Chinese Agricultural Science Bulletin, 2010, 26(11): 200-205. (in Chinese with English abstract)
- [15] 郭一凡. 浅谈亚硝酸盐的危害[J]. 微量元素与健康研究, 2012, 29(6): 73-74.
- [16] 赵建勇, 李勇. 食品中亚硝酸盐对人体的危害[J]. 新疆畜牧业, 2004(6): 37.
- [17] 汪杨峻杰. 亚硝酸盐及其对人体的危害[J]. 化工管理, 2017(5): 118, 120.
- [18] 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. 农田灌溉水质标准: GB 5084—2005[S]. 北京: 中国标准出版社, 2005.
- [19] 国家环境保护总局. 畜禽养殖业污染物排放标准: GB 18596—2001[S]. 北京: 中国标准出版社, 2001.
- [20] 高艳玲, 许春生, 孙玉琦, 等. 低温条件下回流比对生物复合工艺的影响[J]. 哈尔滨商业大学学报: 自然科学版, 2008, 24(3): 316-319.
Gao Yanling, Xu Chunsheng, Sun Yuqi, et al. Influence on combined biological process by reflux ratio in condition of low temperature[J]. Journal of Harbin University of Commerce(Natural Sciences Edition), 2008, 24(3): 316-319. (in Chinese with English abstract)
- [21] 李莹, 曾红玲, 王国复, 等. 2019 年中国气候主要特征及主要天气气候事件[J]. 气象, 2020, 46(4): 547-555.
Li Ying, Zeng Hongling, Wang Guofu, et al. Climatic characteristics and major meteorological events over China in 2019[J]. Meteor Mon, 2020, 46(4): 547-555. (in Chinese with English abstract)
- [22] 柯细勇, 康旭, 赵志伟, 等. 水质指标 COD 的优缺点及其测量方法发展[J]. 环境科学与技术, 2011, 34(S1): 255-258.
Ke Xiyong, Kang Xu, Zhao Zhiwei, et al. Advantage/disadvantage of COD and its development[J]. Environmental Science & Technology, 2011, 34(S1): 255-258. (in Chinese with English abstract)
- [23] 王德荣, 崔淑贞. 处理水在农田灌溉中的应用研究: COD 对水稻的影响[J]. 环境科学, 1985(5): 15-17.
- [24] Sang Hyun Park, Bok Rye Lee, Kwang Hwa Jung, et al. Acidification of pig slurry effects on ammonia and nitrous

- oxide emissions, nitrate leaching, and perennial ryegrass regrowth as estimated by (15)N-urea flux[J]. *Asian-Australas J Anim Sci*, 2018, 31(3): 457-466.
- [25] Fanguero D, Pereira J L S, Macedo S, et al. Surface application of acidified cattle slurry compared to slurry injection: Impact on NH₃, N₂O, CO₂ and CH₄ emissions and crop uptake[J]. *Geoderma*, 2017, 306: 160-166.
- [26] Liu Z, Powers W, Mukhtar S. A review of practices and technologies for odor control in swine production facilities[J]. *Applied Engineering in Agriculture*, 2014, 30(3): 477-492.
- [27] 王艳, 段学军. 氨污染: 被忽视的雾霾元凶[J]. *生态经济*, 2017, 33(6): 6-9.
- [28] 李晨艳, 乔玮, 董仁杰. 养殖场粪污氨排放控制的管理对策分析[J]. *四川环境*, 2017, 36(3): 147-153.
Li Chenyan, Qiao Wei, Dong Renjie. Strategies of ammonia emission control of livestock manure[J]. *Sichuan Environment*, 2017, 36(3): 147-153. (in Chinese with English abstract)
- [29] 串丽敏, 安志装, 杜连凤, 等. 脲酶/硝化抑制剂对壤质潮土氮素淋溶影响的模拟研究[J]. *中国农业科学*, 2011, 44(19): 4007-4014.
- Chuan Limin, An Zhizhuang, Du Lianfeng, et al. Effects of urease/nitrification inhibitor on soil nitrogen leaching loss in loamy fluvo-aquic soil[J]. *Scientia Agricultura Sinica*, 2011, 44(19): 4007-4014. (in Chinese with English abstract)
- [30] 石艳星. 脲酶/硝化双抑制剂缓释肥对番茄产量、品质及氮素利用率的影响研究[D]. 保定: 河北农业大学, 2014.
Shi Yanxing. Effects of Urease/Nitrification Inhibitor Application on Tomato Yield, Quality and the Influence of Nitrogen Utilization Research [D]. Baoding: Hebei Agricultural University, 2014. (in Chinese with English abstract)
- [31] 卢杨. 脲酶/硝化双抑制剂配施对油菜生长及控氮效应的影响[D]. 保定: 河北农业大学, 2013.
Lu Yang. Effects of Urease/Nitrification Inhibitor Application on Growth of Rape and Nitrogen Control [D]. Baoding: Hebei Agricultural University, 2013. (in Chinese with English abstract)

Change rule of physical and chemical properties of slurry in the process of long-term storage

Ding Jingtao^{1,2}, Zhang Pengyue^{1,2}, Zhao Lixin¹, Meng Haibo^{1,2}, Shen Yujun^{1,2*}, Liu Senhong^{1,2}

(1. Institute of Energy and Environmental Protection, Academy of Agricultural Planning and Engineering, MARA, Beijing 100121, China;

2. Technology Management Division, Key Laboratory of Technologies and Models for Cyclic Utilization from Agricultural Resources, Ministry of Agriculture and Rural Affairs of the People's Republic of China, Beijing 100121, China)

Abstract: Agricultural waste can be in the form of a liquid, slurry, or solid, such as manure, one of which the slurry is a mixture of urine, feces, washing water and disinfectant, containing complex components and many pathogenic bacteria. If the slurry was directly applied to farmland without any treatment, some severe negative effects can occur in this case. Firstly, the pathogenic bacteria in the slurry can be easy to enter the human body via the food chain, particularly harmful to human health. Secondly, the slurry contains a large amount of salt easy to cause crop "seedling burning", where ammonium salt is the main component of the salt in the slurry, mainly produced from the urine in the slurry to degrade the fecal organic matter. Finally, the degradation of organic matter in the slurry can make the soil in a temporary anoxic state, thereby to inhibit the growth of crops. At present, the general treatment to the slurry can be returning to the field after natural storage in most small and medium-scale livestock and poultry farms in China. Prior to directly returning to the field, the storage time of the slurry is usually only 1-2 months, particularly restricted by the sites. It is necessary to examine whether the stored slurry is suitable for returning to the field directly. The evolution of physical and chemical characteristics of the slurry after storage still remained unclear. Taking summer as the time node, while pig and cow manure water as the research objects, this paper aims to analyze the changes of fecal coliform, electric conductivity (EC) and chemical oxygen demand (COD) in the long-term storage of slurry, in order to obtain the optimum storage period and utilization mode of slurry. The results showed that the loss of ammonium nitrogen was more than 68% after six months of natural storage, indicating that it caused environmental pollution, and further reduced the nutrient value of slurry. A suggestion can be made to cover the surface of slurry with shelter or add acidification agent, in order to reduce the ammonia emission in slurry storage. After that, the slurry can basically meet the requirements of harmless after storage, but the pH value, EC Value and COD content of slurry were still high unsuitable to use directly. The high value of pH and EC indicated that there was a high concentration of ammonium salt in the slurry, and the long-term unreasonable application of fecal sewage can lead to soil salinization. Moreover, the application of slurry with high COD content can inhibit the root growth of paddy crops, thereby to affect root respiration, leading to the reduction in the yield of paddy crops, but it has little effect on dry land crops. Therefore, it is necessary to make a reasonable plan for the utilization of manure water before applying manure water to farmland, in order to reduce the risk of manure water when directly returning to farmland. In addition, a solid-liquid separation can effectively reduce the COD content and EC value in the slurry, thereby to promote the process of harmless slurry. The finding can provide a sound reference for the utilization of slurry resource and safe returning to the field.

Keywords: manure; storage; chemical oxygen demand; total salt; fecal coliform count