

牛粪垫料再生系统温室气体排放及其对环境的影响

曾雅琼^{1,2} 施正香^{1*} 王盼柳¹

(1. 中国农业大学 农业部设施农业工程重点实验室/北京市畜禽健康养殖环境工程技术研究中心,北京 100083;
(2. 重庆市畜牧科学院 畜牧工程研究所,重庆 402460)

摘要 为深入了解牛床垫料再生系统的工艺技术特点及对环境的影响程度,对垫料再生系统处理过程中物料特性和温室气体排放进行测试。结果表明:BRU系统的核心—发酵仓,其运行过程基本不改变物料的理化特性,随着出料流量的增大,仓内温度和CO₂、CH₄及N₂O的排放速率均显著降低,而相对湿度则明显提高;牛场粪污固液分离后经垫料再生系统处理,每1.00 t牛粪的CO₂、CH₄、N₂O气体排放量分别为2.15~5.04 kg、1.95~7.25 g、27.09~58.11 mg,1.00 t鲜牛粪温室气体排放量相当于3.60 kg CO₂当量。BRU系统和好氧发酵2种垫料生产系统的生命周期评价结果显示,BRU系统对环境的影响远小于好氧发酵系统,仅为好氧发酵系统的9%,其环境友好性优于好氧发酵系统。

关键词 奶牛场;牛床垫料再生系统;温室气体;环境影响;生命周期评价

中图分类号 S8 **文章编号** 1007-4333(2018)07-0066-09 **文献标志码** A

Research on greenhouse gas emissions of bedding recovery unit system and its impact on environment

ZENG Yaqiong^{1,2}, SHI Zhengxiang^{1*}, WANG Panliu¹

(1. Key Laboratory of Agricultural Engineering in Structure and Environment/Animal Health Farming Environmental Engineering Technology Research Center of Beijing, China Agricultural University, Beijing 100083, China;
2. Livestock Engineering Institute, Chongqing Academy of Animal Sciences, Chongqing 402460, China)

Abstract Bedding recovery unit (BRU) has been applied in some dairy farms, which not only reduces the cost of cattle farms, but also turns wastes into measure, thus improves the utilization efficiency of the solid cow manure resources. In order to understand the technical features and environmental impacts of the BRU system, the material characteristics and greenhouse gas emissions during system operation are investigated in this study. The results show that: The core of the BRU system, dry drum, doesn't change the physical and chemical properties of the manure, and with the increasing of discharge flow, the temperature in dry drum and the emission rates of CO₂, CH₄ and N₂O are significantly reduced, while its relative humidity is significantly increased; After the process of solid-liquid separation and BRU system, one ton manure releases CO₂, CH₄ and N₂O in the levels of 2.15–5.04 kg, 1.95–7.25 g and 27.09–58.11 mg, respectively. The total greenhouse gas emission of the BRU system is 3.60 kg CO₂ equivalent per ton fresh manure. Based on the result of the life cycle assessment, it is concluded that the environmental impact contribution of the BRU system is only 9% of the aerobic composting system, which means the BRU system is more environment-friendly than the aerobic composting system.

Keywords dairy farm; bedding recovery unit; greenhouse gas; environmental impact; life cycle assessment

近年来,随着奶牛养殖业的快速发展和规模化程度的不断提高,奶牛粪便的排放量和集中程度也

越来越高。2015年我国奶牛存栏量1 507万头,其中存栏100头以上的近50%^[1];粪便产生量约1.8

收稿日期:2017-12-08

基金项目:公益性行业(农业)科研专项(201303091);现代农业(奶牛)产业技术体系建设专项资金(CARS-36)

第一作者:曾雅琼,硕士研究生,E-mail:zengyaqionghai@163.com

通讯作者:施正香,教授,博士生导师,主要从事畜禽养殖工艺与环境研究,E-mail:shizhx@cau.edu.cn

亿 t^[2],其中 50%的粪便集中于全国 1.53 万个大中型规模化奶牛场周围^[3]。2013 年全国畜禽养殖业化学需氧量和氨氮排放分别为 1 071.7 万和 60.4 万 t,占全国总排放量的 45.6%和 24.6%,是工业排放量的 3.4 和 2.5 倍,畜禽粪便已成为环境污染的主要来源^[4-5],从而成为妨碍产业本身发展的重要因素。

奶牛粪便也是一种有价值的资源。国内外研发出堆肥发酵制作有机肥、厌氧发酵生产沼气、生物处理生产动物蛋白、制作动物饲料、用作燃料能源等各种工艺技术及设备^[6-21]。其中,以固液分离后将固体粪污堆肥发酵,制作成为有机肥出售或直接用于农田施肥的固体粪污处理工艺较为普遍。

将奶牛场粪污经固液分离后,固体部分可通过处理作牛床垫料。固体牛粪用作牛床垫料为奶牛养殖场降低了生产成本,一定程度上解决了粪污处理的问题。目前针对牛粪作牛床垫料的处理工艺研究甚少^[22-23],主要研究牛粪固液分离后堆肥发酵再用作垫料,而有关牛场固废再生垫料处理过程温室气体排放的研究尚未见报道。因此,本研究拟以牛粪垫料再生系统为研究对象,分析系统工艺技术并对系统生产过程中物料特性、温室气体(CH₄、CO₂、N₂O)排放进行测试,最后采用生命周期评价方法评价该系统的环境影响,以期系统了解该工艺的技术特点并为今后的研究提供基础数据和理论借鉴。

1 材料与方法

1.1 试验材料

试验地点在天津神驰农牧发展有限公司所属奶牛场,试验时间为 2016 年 2 月 27 日—2016 年 4 月 18 日;该场存栏奶牛 2 400 头,日产粪污量约 92 t。试验牛舍采用小型铲车清粪,铲车将牛粪运送到牛舍一端铺有漏缝地板的暗渠,再用牛床垫料再生系统(Bedding recovery unit, BRU)处理后的污水进行冲洗,输送到集粪池。牛床垫料再生系统利用牛粪污生产牛床垫料,其主要设备包括 1 台螺旋挤压分离器和 1 套发酵干燥滚筒(发酵仓),还包括控制面板、输料设备、潜水泵、搅拌机等配件。

垫料再生系统粪污处理工艺流程:收集的粪污经螺旋挤压机械固液分离,分离后的固体部分进入发酵仓,在发酵仓内进行高温好氧自发酵,进入发酵仓的固体粪污含水率在 60%左右,在 4 台电机的驱动下,发酵仓内固体不断翻转,有机物在微生物的好

氧发酵作用下产生 65 ℃左右的高温,反应持续 12~18 h,输出物料含水率为 50%左右,由输送装置将处理后的物料输送至垫料库,再由抛洒车运输抛洒至牛床作垫料。

1.2 气体采集与分析

BRU 系统包含 1 个进气口(发酵仓进气口)和 2 个排气口(发酵仓排气口、出料排气口)温室气体主要产生于发酵仓。系统主要进排气口均为规则的圆形截面管道,气体样品采样点和管道流速测量测点的确定均依据网格法等截面划分原则:将圆形截面划分为若干个等面积的同心圆环,再将每个圆环分成相等面积的两部分,测点位于分成的 2 个同心圆的分界线上。每个截面取 5 个采样点,其中气体使用微型气泵采样,样品为 5 个采样点的混合样;气体流速用智能型热式风速风量仪测定,每个采样点取 5 个值的均值。气体流量计算^[24]:

$$Q = \bar{w}FG = \rho Q = \rho \bar{w}F \quad (1)$$

式中:Q 为流体的体积流量, m³/s; \bar{w} 为沿通道横截面上的流体平均速度, m/s; F 为与 \bar{w} 相垂直的通道横截面积, m²; G 为质量流量, kg/s; ρ 为流体密度, kg/m³。

由于生产原因, BRU 系统早上开启晚上关闭,因此采样选取开机后 3~4 h,待机器运行稳定后(发酵仓频率 58 Hz,固液分离机频率 43 Hz,污泥泵频率 32 Hz,风机频率 23 Hz)采用完全随机的试验设计,每天随机取样 5 频次,每次每个采样点取样品 100 mL,同时测流速,试验共 3 个周期,每个周期 3 d。气体浓度检测仪器为安捷伦 7890A 气相色谱仪,CO₂ 先经过 Ni 催化剂在 375 ℃下被 H₂ 还原为 CH₄ 后再用 FID(Flame ionization detector)检测,CH₄ 采用氢火焰离子检测器 FID 检测,N₂O 采用微电子捕获检测器 μ ECD(Electron capture detector)检测;常温进样,载气为 N₂,CH₄、CO₂、N₂O 进气流量分别为 20 mL/min、25 mL/min、25 mL/min,测定相对误差分别为 <1%、<1%、<1.5%。气体排放速率计算^[25]:

$$F = \frac{\rho V \frac{dC}{dt} \times \frac{273}{(273 + T)}}{m} \quad (2)$$

式中:F 为气体排放速率, mg/(kg·h); ρ 为气体标准状态下密度, kg/m³; V 为取样箱顶部空间体积, m³; $\frac{dC}{dt}$ 为取样箱中气体浓度变化率; T 为采样过程中

采样箱内气体平均温度, °C; m 为堆放牛粪的质量, kg。

1.3 物理想化特性及系统产出率分析

粪污经 BRU 处理后理化性质会发生相应改变, 试验对新鲜粪便、固液分离后粪便、出料口垫料、垫料库垫料及在牛床上铺设 3 d 后垫料的理化特性以及系统产出率进行了分析, 主要测试指标及方法如下^[26]:

1) 含水率、干物质含量: 烘干法 $[(105 \pm 2)^\circ\text{C}$ 烘干至恒重](SFS SFS-EN 12048-1996);

2) 灰分、可挥发性固体(Volatile solid, VS)含量: 马弗炉灼烧重量法(550 °C 灼烧 4 h)(GB T 23530—2009);

3) 物料与水 1: 10(质量比)混合, 测定 pH^[27];

4) 总氮(Total nitrogen, TN): 元素分析法;

5) 产出率: 模拟筛分法估算垫料系统产出率。

1.4 生命周期评价

生命周期评价方法(Life cycle assessment, LCA)是一种用于综合评价环境的方法, 它能够评价产品、活动或工艺过程从原材料的采集和加工开始, 一直到生产、运输、销售、使用等一系列过程的整个生命周期系统^[28]。实际生产中, 也可进行某一阶段的生产过程中污染排放对环境的影响或者对局部

的环境影响评价^[29]。生命周期评价框架为目标和范围的确定、清单分析、影响评价和结果解释 4 个有机结合的部分。为客观地理解垫料再生系统在牛场粪污处理和资源化利用中的环境友好性, 本研究运用生命周期评价的方法, 将该系统与传统好氧发酵制作牛床垫料工艺进行了比较。

2 结果与分析

2.1 不同阶段固体物理想化特性及系统产出率分析

2.1.1 不同阶段固体物理想化特性分析

奶牛粪便在处理过程中经过固液分离、高温发酵、垫料存储并最终用作奶牛卧床垫料, 奶牛固体粪便随着所处阶段的不同, 其理化特性也发生相应变化, 这种变化一方面能够反映每个阶段固体牛粪的基本状态, 另一方面也能体现出粪便处理对粪便理化特性指标的改变程度, 以及处理过程对外界环境物质排放的基本情况。试验对新鲜牛粪、固液分离机出口、发酵仓出料口、垫料储存库和在奶牛卧床共 5 个不同位置处的固体牛粪进行采样, 测定了不同采样位置固体牛粪的水分、VS、TN、pH 等指标(表 1)。

表 1 不同阶段牛粪的理化特性

Table 1 Physical and chemical properties of solid materials of different stages

| 采样位置 Sampling position | 含水率/% Moisture content | 挥发性固体/ (g/kg) Total volatile solids | 总氮/% Total solid nitrogen | pH |
|--|---------------------------|---|---------------------------------|--------------|
| 新鲜牛粪 Fresh manure | 84.21±2.61 a | 886.72±29.86 | 2.51±0.18 a | — |
| 固液分离后 After solid-liquid separation | 59.66±4.99 bcd | 891.77±27.16 | 1.56±0.08 bcd | 9.00±0.14 ab |
| 发酵仓出口 Outlet of the dry drum | 57.92±0.31 bd | 914.30±57.33 | 1.50±0.03 cd | 8.98±0.05 ab |
| 垫料储存库 Bedding repository | 57.18±0.08 ce | 887.32±31.87 | 1.50±0.11 d | 8.95±0.05 b |
| 铺设 3 d 后 Lay three days on cow bed | 43.41±10.13 de | 868.24±33.31 | 2.05±0.02 e | 9.54±0.17 c |

注: 同一列小写字母不同表示处理间差异达 5% 显著水平。下同。

Note: Values followed by different small letters within same column mean significant differences at 5% level. The same bellow.

经过固液分离处理,固体物料含水率下降了24.55%,经过发酵仓处理后,物料含水率下降1.74%,说明再生垫料系统固液分离是去除水分的主要过程,发酵仓处理在此基础上进一步减少水分含量。牛床上铺设3 d后的垫料含水率比出料口处垫料含水率下降了14.51%,这是由于垫料在开放式牛舍牛床上使用时水分蒸发所致。各采样区域VS含量差异不显著($P>0.05$),说明系统处理过程对牛粪可挥发性固体含量几乎无影响。

经再生垫料系统处理后,不同位置处牛粪TN含量差异极显著($P<0.01$),鲜牛粪的TN含量最高,为 $2.51\pm 0.18\%$ TS(Total solid),经固液分离处理后,TN降低为 $1.56\pm 0.08\%$ TS,氮素主要随固液分离后液体流失,发酵仓处理后TN为 $1.50\pm 0.03\%$ TS,发酵仓处理前后TN差异不显著($P>0.05$),而在牛床上使用3 d后TN含量上升为 $2.05\pm 0.02\%$ TS,这可能是由于垫料在使用过程中微生物作用、奶牛躺卧活动以及牛体或粪便中的含N物质进入垫料所致。不同位置处牛粪的pH差异极显著($P<0.01$),其中卧床上使用3 d垫料的pH最高,为 9.54 ± 0.17 ,这可能是由于奶牛的躺卧活动使得垫料中微生物活动频繁等因素导致,固液分离机出

料口、发酵仓出料口、垫料库3处牛粪的pH无显著性差异($P>0.05$),分别为 9.00 ± 0.14 、 8.98 ± 0.05 、 8.95 ± 0.05 ,经过发酵仓处理,固体牛粪pH基本无变化。

综上所述,垫料再生系统水分去除及N流失主要在固液分离过程,发酵仓处理过程对粪便理化特性影响不大。

2.1.2 垫料系统产出率和物料成分分析

通过模拟筛分法测得筛分后牛粪干物质含量为 98.85 ± 1.69 g/kg湿基,出料口垫料干物质含量为 420.77 ± 2.50 g/kg湿基,由于干物质含量相等,计算可得1.00 kg鲜牛粪经固液分离后固体为0.25 kg,再经发酵仓处理,产垫料约0.23 kg。

鲜牛粪经固液分离及发酵仓处理各阶段物料成分分析如图1,1.00 kg鲜牛粪经固液分离后,产生0.25 kg固体牛粪,损失水分29.51%,C流失62.24%,N流失75.65%,此阶段水分及C、N元素主要随固液分离后的液体流失;再经发酵仓处理后,产生0.23 kg垫料,水分损失0.77%,C流失0.77%,N流失8.01%,此阶段各成分的损耗主要由发酵仓处理过程中气体及水蒸气挥发所致。

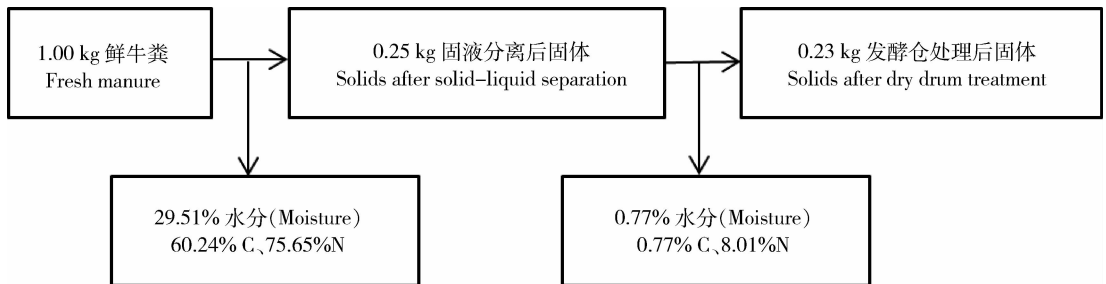


图1 各阶段物料成分分析

Fig. 1 Analysis of the material component at various stages

2.2 出料流量对发酵仓内环境参数及气体排放速率的影响

出料流量是指牛粪污经BRU系统处理后单位时间内产生的垫料总量,单位 m^3/d 。该BRU系统额定出料流量为 $45 \text{ m}^3/\text{d}$,但在实际运行中,由于混合粪污理化特性的不同,集污池粪污量的多少,以及污泥泵、固液分离机等机械设备实际运行情况的波动,使得系统出料流量在 $25\sim 65 \text{ m}^3/\text{d}$ 之间波动(试验期间)。

本试验对BRU运行过程中温室气体(CO_2 、

CH_4 和 N_2O)的排放速率进行测试,同时在系统控制面板读取仓内温湿度、出料流量等参数,分析不同出料流量时仓内环境参数及气体排放情况(表2)。

2.2.1 出料流量对仓内温湿度的影响

发酵仓内固体牛粪的出料流量对仓内温湿度有显著影响,流量越大,仓内温度越低,相对湿度越高,当物料流量分别在 $25\sim 45 \text{ m}^3/\text{d}$ (额定范围内)和 $45\sim 65 \text{ m}^3/\text{d}$ (超出额定范围)范围内时,仓内温度分别为 $45.5\pm 1.0 \text{ }^\circ\text{C}$ 和 $43.0\pm 1.3 \text{ }^\circ\text{C}$,其中流量为 $45\sim 65 \text{ m}^3/\text{d}$ 时的仓内温度显著低于 $25\sim 45 \text{ m}^3/\text{d}$

时的情况($P < 0.05$);仓内湿度分别为 $7.1 \pm 1.0\%$ 和 $9.6 \pm 0.8\%$,其中流量为 $45 \sim 65 \text{ m}^3/\text{d}$ 时的仓内湿度显著高于 $25 \sim 45 \text{ m}^3/\text{d}$ 时的情况($P < 0.05$)。该结果说明,在发酵仓设定运行参数一定的情况下,

出料流量越大,仓内的实际温度越低,相对湿度越高。这可能是由于集粪池内粪污较多时,进入发酵仓的低温牛粪量增大,使发酵仓内形成低温高湿的环境所致。

表2 出料流量对发酵仓内环境参数及气体排放的影响

Table 2 Effect of dry manure flow rate on cabin environmental parameters and gases volatile

| 出料流量/ (m^3/d) Discharge flow | 发酵仓内温度/ $^{\circ}\text{C}$ Temperature in the dry drum | 发酵仓内湿度/ $\%$ Humidity in the dry drum | CO_2 排放速率/ ($\text{kg}/(\text{t} \cdot \text{h})$) CO_2 emission rate | CH_4 排放速率/ ($\text{kg}/(\text{t} \cdot \text{h})$) CH_4 emission rate | N_2O 排放速率/ ($\text{g}/(\text{t} \cdot \text{h})$) N_2O emission rate |
|--|--|---|---|---|--|
| 25~45 | $45.5 \pm 1.0 \text{ a}$ | $7.1 \pm 1.0 \text{ a}$ | $1694.5 \pm 85.65 \text{ a}$ | $2.05 \pm 0.26 \text{ a}$ | 20.3 ± 3.5 |
| 45~65 | $43.0 \pm 1.3 \text{ b}$ | $9.6 \pm 0.8 \text{ b}$ | $1361.2 \pm 108.2 \text{ b}$ | $1.24 \pm 0.28 \text{ b}$ | 17.4 ± 3.6 |

2.2.2 出料流量对系统温室气体排放速率的影响

发酵仓内固体牛粪的出料流量对发酵仓内 CO_2 、 CH_4 和 N_2O 的排放速率均有显著影响,且流量越大,3种温室气体的排放速率越小。当物料流量为 $25 \sim 45 \text{ m}^3/\text{d}$ (额定范围内)时,发酵仓内 CO_2 和 CH_4 气体排放速率均显著高于($P < 0.05$)物料流量 $45 \sim 65 \text{ m}^3/\text{d}$ (超出额定范围)时的值,这是由于大量低温牛粪进入发酵仓后,使得发酵仓内温度降低、固体牛粪增多,从而减缓高温发酵及烘干速率,导致发酵产生的温室气体排放速率下降;而2种流量范围时 N_2O 气体排放速率无显著差异($P > 0.05$),这可能是由于 N_2O 气体排放总量较少,随物料流量变化不明显。该结果说明,在发酵仓设定运行参数一定的情况下,流量越大,发酵仓内3种气体的排放速率越小,这是由于较大出料流量时发酵仓内的高温发酵速率小于较小流量时,使得出料流量较大时发酵产生的温室气体排放速率较小。

综合以上结果可以看出,发酵仓内固体牛粪的实际出料流量对发酵仓内的温热环境和温室气体排放速率均有显著影响,且随着物料流量的增大,仓内温度和温室气体(CO_2 、 CH_4 和 N_2O)排放速率均降低,相对湿度增大。在实际应用中,为了保证固液分离后固体牛粪的充分干燥和发酵进而制成合格的牛床垫料,可通过观察物料的实际流量来掌握发酵仓对固体牛粪的处理速度和效果,并采取有效措施进行调控。

2.3 垫料再生系统的 CO_2 排放当量

垫料再生系统运行过程中温室气体总排放量以

CO_2 为参照当量^[30]计算, CH_4 和 N_2O 的当量系数^[31]分别为 25、298。由于 BRU 系统额定出料流量为 $45 \text{ m}^3/\text{d}$,因此以表 2 中流量为 $25 \sim 45 \text{ m}^3/\text{d}$ 时的气体排放进行估算,得 1.00 t 鲜牛粪 CO_2 排放量为 $3.48 \pm 0.18 \text{ kg}$ 、 CH_4 排放量为 $4.22 \pm 1.10 \text{ g}$ 、 N_2O 排放量为 $41.23 \pm 58.11 \text{ mg}$ 。BRU 系统处理 1.00 t 鲜牛粪总温室气体排放量为 3.60 kg CO_2 当量。

2.4 牛粪垫料市场需求及成本分析

与传统的沙子、秸秆、木屑等牛床垫料相比,牛粪垫料由于其低成本、易获取、安全舒适及可回收利用等优势,已应用于国内外许多奶牛场,目前我国尚无成套的牛粪垫料生产设备(天津、上海、新疆引进国外设备并投入使用),通过晾晒、固液分离、发酵等方式生产的垫料在国内应用较多。此外,以牛粪作垫料可大大节约牛场垫料成本,以 3 000 头奶牛场为例,每头牛每天补充垫料 0.1 m^3 ,每年需垫料 10.9 万 m^3 ,与木屑垫料($80 \text{ 元}/\text{m}^3$)相比,使用牛粪垫料每年可节约生产成本 870 万元,成本优势显著^[32]。

3 2种垫料生产系统的生命周期评价

3.1 目标和范围的确定

对 BRU 牛床垫料再生系统和传统固液分离后固体好氧发酵制作牛床垫料 2 种系统,开展生命周期环境影响评价,以期比较分析 2 种垫料生产系统的环境影响程度,为实际生产提供理论借鉴。

以 1.00 t 牛粪为评价的功能单位(Function

unit, FU),其他辅料及能源投入、污染排放等均基于每处理 1.00 t 鲜牛粪进行估算。垫料系统和好氧发酵系统起始边界均为牛粪运输到粪污处理区;终止边界均为牛粪经处理成为可利用的牛床垫料,不考虑运输过程。所选择的环境影响类型为:全球变暖、环境酸化、富营养化。

3.2 清单分析

好氧堆肥系统处理过程中的环境排放主要包括堆肥过程中温室气体排放和翻堆机械耗能。本研究参照 Maeda 等^[33]的研究结果,牛粪单独堆肥 25 d 后 1.00 kg 的 VS 温室气体 CO₂、CH₄、N₂O 排放量分别为 424.40 ± 214.90 g、20.80 ± 1.30 g 和 7.40 ± 2.60 g,由文中牛粪单独堆肥组鲜牛粪平均质量、TS、VS 分别为 4 126.70 kg、25.20% 和 73.00% TS,估算可得 1.00 t 牛粪 CO₂、CH₄、N₂O 的排放量分别为 78.10 ± 39.50 kg、3.80 ± 0.20 kg

和 1.40 ± 0.50 kg,堆肥过程中 1.00 Mg 堆料的翻堆机械耗能^[34]为 13.59 kWh,即 1.00 t 牛粪的翻堆机械耗能为 13.59 kWh。

垫料系统的温室气体排放量根据本研究的测试结果确定,1.00 t 牛粪的 CO₂、CH₄、N₂O 排放量分别为 3.48 ± 0.18 kg、4.22 ± 1.10 g 和 41.23 ± 58.11 mg,存储过程(存储 3 d 左右即使用于牛床)分别为 2.24 kg、0.28 g 和 11.07 mg;二次固液分离处理粪污量约为进料的 10%,分离后的固体在肥料库储存约 1~2 个月,存储期排放量根据 David 等^[35]的研究,文中对固液分离后固体部分存储 48 d 的温室气体排放进行检测,估算得 1.00 t 牛粪二次固液分离后固体的 CO₂、CH₄、N₂O 排放量分别为:9.17 kg、101.33 g 和 4.59 g。BRU 系统功率为 25 kW,处理 1.00 t 牛粪总耗能约为 6.46 kWh。由此得到表 3 的排放清单。

表 3 粪便处理后产品生命周期污染物排放清单

Table 3 Life cycle emission inventory of disposal manure product

| 项目 Item | 污染物 Contaminant | 垫料系统 Bedding recovery unit | 好氧堆肥 Aerobic composting |
|---|--------------------|-------------------------------|----------------------------|
| 污染物排放/kg Emissions of pollutants | CO ₂ | 14.89 | 78.10 |
| | CH ₄ | 1.06 × 10 ⁻¹ | 3.80 |
| | NO _x | 4.64 × 10 ⁻³ | 1.40 |
| 电力污染物排放/kg Emissions of electricity pollutants | CO ₂ | 6.91 | 14.54 |
| | SO ₂ | 0.06 | 0.13 |
| | NO _x | 0.04 | 0.09 |
| | CO | 0.01 | 0.02 |
| | CH ₄ | 0.02 | 0.04 |

注:电力污染物排放来源于金晶等^[36]。

Note: Emissions of electricity pollutants are adapted from reference [36].

3.3 生命周期影响评价及解释

采用当量系数法将清单数据特征化,再以世界人均环境影响潜力为基准值^[37]进行数据标准化: Ni=Ci/Si(式中 N 为标准化结果, C 为参数类型结果, S 为标准化基准值, i 为环境影响类型),按王新明等^[38]的权重系数加权后,得到垫料系统和好氧堆肥 2 种处理工艺的综合环境影响值(表 4)。

垫料系统的环境影响贡献远小于好氧堆肥系统的环境影响贡献,垫料系统的综合环境影响相对值为 0.001 9,好氧堆肥系统的综合环境影响相对值为 0.022 0,好氧堆肥系统的综合环境影响值

为垫料系统综合环境影响值的 11 倍,说明垫料系统的环境友好性优于好氧堆肥系统,这主要是由于垫料系统只是将牛粪中大部分水分去除,对其化学特性并无影响,而好氧堆肥是在氧气充足的条件下,好氧菌将牛粪中有机物进行吸收、氧化及分解,最终成为腐熟状态的有机肥,此过程使得牛粪发生一系列化学反应,产生大量温室气体,故垫料系统环境友好性更优。垫料系统对全球变暖、环境酸化和富营养化的贡献均小于好氧堆肥系统。但就总体而言,2 种处理工艺对环境影响的贡献率均很有限。

表4 垫料系统、好氧堆肥的综合环境影响值

Table 4 Life cycle environmental impact index of bedding recovery unit and aerobic composting

| 项目 Item | 基准值/ (kg/(人·年)) Value | 评价指标 Index | 权重 Weight value | 环境影响潜值 | |
|----------------------------------|-----------------------------|----------------------------------|-----------------------|---------------------------------|----------------------------|
| | | | | Environmental impact potentials | |
| | | | | 垫料系统 BRU | 好氧堆肥 Aerobic composting |
| 全球变暖 Global warming potential | 8 700 | CO ₂ -eq | 0.32 | 0.002 9 | 0.028 7 |
| 环境酸化 Acidification potential | 35 | SO ₂ -eq | 0.36 | 0.002 6 | 0.033 5 |
| 富营养化 Eutrophication potential | 59 | NO ₃ ⁻ -eq | 0.32 | 0.000 1 | 0.002 5 |
| 综合影响 Comprehensive effect | — | — | — | 0.001 9 | 0.022 0 |

4 结 论

1) 垫料再生系统处理粪污时水分去除和 N 流失主要在固液分离过程, 发酵仓处理过程对粪便理化特性影响不大。

2) 牛床垫料再生系统发酵仓内固体牛粪的实际出料流量对发酵仓内的温热环境和温室气体排放速率均有显著影响, 当流量为 25~65 m³/d、仓内温度 43.4~45.9 °C、湿度 7.3~10.4% 时, 1.00 t 牛粪的 CO₂、CH₄、N₂O 气体排放量分别为 2.15~5.04 kg、1.95~7.25 g、27.09~58.11 mg。

3) 垫料再生系统处理 1.00 t 鲜牛粪 CO₂ 排放量为 3.48±0.18 kg、CH₄ 排放量为 4.22±1.10 g、N₂O 排放量为 41.23±58.11 mg, 总温室气体排放量 CO₂ 当量为 3.60 kg。

4) 垫料系统的环境友好性优于好氧堆肥系统。垫料系统的环境影响贡献远小于好氧堆肥系统的环境影响贡献, 垫料系统的综合环境影响值为好氧堆肥系统的 9%。

参考文献 References

[1] 高洪宾. 关于目前奶业形势和未来走势的判断[J]. 中国奶牛, 2016(6):5-9
Gao H B. The judgment about the current situation of dairy industry and future trends[J]. *China Dairy Cattle*, 2016(6):5-9 (in Chinese)

[2] 栾冬梅, 李士平, 马君, 孙黎, 李文哲. 规模化奶牛场育成牛和泌

乳牛产排污系数的测算[J]. 农业工程学报, 2012, 28(16):185-189

Luan D M, Li S P, Ma J, Sun L, Li W Z. Calculation of pollutants producing and discharging coefficients of heifers and lactating dairy cows in large-scale dairy farms[J]. *Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering*, 2012, 28(16):185-189 (in Chinese)

[3] 施正香, 王盼柳, 张丽, 刘志丹. 我国奶牛场粪污处理现状与综合治理技术模式分析[J]. 中国畜牧杂志, 2016, 52(14):62-66
Shi Z X, Wang P L, Zhang L, Liu Z D. State of dairy waste treatment and comprehensive management mode in China[J]. *Chinese Journal of Animal Science*, 2016, 52(14):62-66 (in Chinese)

[4] 中国环境年鉴编辑委员会. 中国环境年鉴 2014[M]. 北京: 中国环境年鉴社, 2014:626-654
China Environmental Yearbook Editorial Board. *China Statistical Year Book on Environment 2014* [M]. Beijing: Society of China Environmental Year Book. 2014:626-654 (in Chinese)

[5] 耿维, 胡林, 崔建宇, 卜美东, 张蓓蓓. 中国区域畜禽粪便能源潜力及总量控制研究[J]. 农业工程学报, 2013, 29(1):171-179
Geng W, Hu L, Cui J Y, Bu M D, Zhang B B. Biogas energy potential for livestock manure and gross control of animal feeding in region level of China[J]. *Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering*, 2013, 29(1):171-179 (in Chinese)

[6] 施正香, 孙飞舟, 刘志丹, 邓书辉, 张书仪, 卢海凤. 我国奶牛养殖粪污综合治理和资源有效利用的现状与对策[J]. 中国畜牧杂志, 2013, 49(20):35-40
Shi Z X, Sun F Z, Liu Z D, Deng S H, Zhang S Y, Lu H F. Present situation and countermeasure of comprehensive utilization of dung manure in dairy cattle breeding and effective

- utilization of resources in China [J]. *Chinese Journal of Animal Science*, 2013, 49(20): 35-40 (in Chinese)
- [7] 林清, 咎林森. 规模化牛场粪污无害化处理及资源化利用方法探讨[J]. 家畜生态学报, 2011, 32(1): 73-75
Lin Q, Zan L S. The methods of dung hazard-free treatment and reclamation utilization in large-scale cattle farm [J]. *Journal of Domestic Animal Ecology*, 2011, 32(1): 73-75 (in Chinese)
- [8] 王浚峰, 高继伟, 冯英, 曹凯军, 张雷雷. 现代化牧场的粪污处理[J]. 中国奶牛, 2011(2): 60-63
Wang J F, Gao J W, Feng Y, Cao K J, Zhang L L. Manure treatment of modern pastures [J]. *China Dairy Cattle*, 2011(2): 60-63 (in Chinese)
- [9] 曹士明, 马满友, 王永红. 大型奶牛养殖场粪污处理系统与泌乳牛舍饲养环境控制新技术的应用[J]. 中国奶牛, 2011(17): 46-49
Cao S M, Ma M Y, Wang Y H. Application of new technology for dairy waste treatment system and lactating cattle feeding environment control in large dairy farm [J]. *China Dairy Cattle*, 2011(17): 46-49 (in Chinese)
- [10] 丁林鹏. 粪污处理区土建施工的质量控制[J]. 中国奶牛, 2010(5): 53-54
Ding L P. Quality control of civil construction in fecal treatment area [J]. *China Dairy Cattle*, 2010(5): 53-54 (in Chinese)
- [11] 畜禽粪污处理主推技术[J]. 甘肃畜牧兽医, 2014, 44(2): 44-46
The major technology of livestock and poultry manure treatment [J]. *Gansu Animal and Veterinary Sciences*, 2014, 44(2): 44-46 (in Chinese)
- [12] 粪污处理主推技术(二): 牛场粪污处理主推技术应用实例[J]. 中国畜牧业, 2014(14): 47-50
The major technology of livestock and poultry manure treatment: Application example of major technology in cattle manure treatment [J]. *China Animal Industry*, 2014(14): 47-50 (in Chinese)
- [13] 南国良, 程景林, 马宗虎, 马荣华. 规模奶牛场粪污处理系统 CDM 项目开发案例分析[J]. 可再生能源, 2008, 26(4): 96-100
Nan G L, Cheng J L, Ma Z H, Ma R H. Case study on CDM project about AWMS of large-scale dairy farm [J]. *Renewable Energy Resources*, 2008, 26(4): 96-100 (in Chinese)
- [14] 刘福元, 王学进, 张云峰, 梁志峰, 李吉堂, 武飞, 王宏伟, 刘正山, 赵宏. 寒冷地区规模化奶牛场建设及粪污处理示范的调查分析[J]. 草食家畜, 2013(6): 20-25
Liu F Y, Wang X J, Zhang Y F, Liang Z F, Li J T, Wu F, Wang H W, Liu Z S, Zhao H. Investigation and analysis on construction and waste treatment of large-scale dairy farms in cold areas [J]. *Grass-Feeding Livestock*, 2013(6): 20-25 (in Chinese)
- [15] 钟静宁, 梁丽娟, 李铭, 廖晓光, 滕少花. 浅析规模牛场粪污处理及循环经济利用模式[C]//第八届中国牛业发展大会论文集. 昌吉: 中国畜牧业协会, 2013(7): 560-562
Zhong J N, Liang L J, Li M, Liao X G, Teng S H. Analysis on the manure treatment and circulation economy utilization pattern of scale cattle farms [C]. In: *Proceedings of the Eighth China National Cattle Industry Development conference*. Changji: China Animal Agriculture Association, 2013(7): 560-562 (in Chinese)
- [16] 刘瑞鑫. 广西奶牛场粪污处理模式浅析[J]. 上海畜牧兽医通讯, 2011(1): 64
Liu R X. Analysis of manure treatment model of dairy farm in Guangxi [J]. *Shanghai Journal of Animal Husbandry and Veterinary Medicine*, 2011(1): 64 (in Chinese)
- [17] 汤继顺, 贾玉堂, 李立冰, 徐磊, 阮永明. 肉牛养殖场适宜的粪污处理技术和经济效益分析[C]//2011 第六届中国牛业发展大会论文集. 重庆: 中国畜牧业协会, 2011(5): 405-410
Tang J S, Jia Y T, Li L B, Xu L, Ruan Y M. Appropriate manure treatment technology and economic benefit analysis of beef cattle farms [C]. In: *Proceedings of the Sixth China National Cattle Industry Development Conference 2011*. Chongqing: China Animal Agriculture Association, 2011(5): 405-410 (in Chinese)
- [18] 章保. 规模化奶牛养殖场粪污处理应用研究[D]. 武汉: 华中科技大学, 2007
Zhang B. Study on application of manure treatment in large scale dairy farm [D]. Wuhan: Huazhong University of Science and Technology, 2007 (in Chinese)
- [19] 关正军, 李文哲, 杨柏松, 郑国香. 牛粪螺旋压榨固液分离工艺参数优化[J]. 农业工程学报, 2010, 26(12): 276-279
Guan Z J, Li W Z, Yang B S, Zheng G X. Optimization on parameters of solid-liquid separation process of dairy manure by screw press [J]. *Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering*, 2010, 26(12): 276-279 (in Chinese)
- [20] 关正军, 李文哲, 郑国香, 毕兰平. 牛粪固液分离液两相厌氧发酵技术[J]. 农业工程学报, 2011, 27(7): 300-305
Guan Z J, Li W Z, Zheng G X, Bi L P. Technology for two-phase anaerobic fermentation by solid-liquid separated solution of dairy manure [J]. *Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering*, 2011, 27(7): 300-305 (in Chinese)
- [21] 关正军, 李文哲, 郑国香, 毕兰平. 固液分离对牛粪利用效果的影响[J]. 农业工程学报, 2011, 27(4): 259-263
Guan Z J, Li W Ze, Zheng G X, Bi L P. Effect of solid-liquid separation on utilization of dairy manure [J]. *Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering*, 2011, 27(4): 259-263 (in Chinese)
- [22] 马常宝, 史梦雅. 我国主要畜禽粪便资源利用现状与分析研究[J]. 中国农技推广, 2016, 32(11): 7-11
Ma C B, Shi M Y. Present situation and analysis of manure resource utilization of main livestock and poultry in China [J]. *China Agricultural Technology Extension*, 2016, 32(11): 7-11 (in Chinese)
- [23] 侯会利. 牛粪固体物堆肥制作卧床垫料的效果及其低温纤维素降解菌的筛选[D]. 呼和浩特: 内蒙古农业大学, 2015

- Hou H L. The effect of using cattle solids manure composting product as bed mat and screening of cold-adapted cellulose degrading bacteria[D]. Hohhot: Inner Mongolia Agricultural University, 2015 (in Chinese)
- [24] 赵勇纲. 短管道中气相及气固两相平均流速测量方法研究与应用[D]. 北京: 华北电力大学, 2014
Zhao Y G. Investigation on measurement methodologies of gas and gas-solid two phase average velocities in a short duct[D]. Beijing: North China Electric Power University, 2014 (in Chinese)
- [25] Sommer S G, Møller H B. Emission of greenhouse gases during composting of deep litter from pig production - effect of straw content[J]. *Journal of Agricultural Science*, 2000, 134(3): 327-335
- [26] 段池清, 王嘉珺, 姬亚芹. 基于静态箱法的堆放奶牛粪便甲烷排放速率研究[J]. 南开大学学报: 自然科学版, 2010, 43(1): 87-92
Duan C Q, Wang J J, Ji Y Q. Study on methane emissions rate from untreated storage dairy cow manure by static chamber technique [J]. *Acta Scientiarum Naturalium Universitatis Nankaiensis*, 2010, 43(1): 87-92 (in Chinese)
- [27] 冯璐. 不同堆放方式下猪粪温室气体及氨气排放特征[D]. 武汉: 华中农业大学, 2014
Feng L. Emission of greenhouse gases and ammonia from swine manure storage[D]. Wuhan: Huazhong Agricultural University, 2014 (in Chinese)
- [28] 裴忠良. 集约化猪场粪便处理的生命周期评价[D]. 哈尔滨: 东北农业大学, 2012
Pei Z L. Life cycle assessment of manure treatment in intensive pig farm[D]. Harbin: Northeast Agricultural University, 2012 (in Chinese)
- [29] 籍春蕾. 规模化养殖场两种粪便处理系统环境影响生命周期评价[D]. 南京: 南京农业大学, 2011
Ji C L. Two large-scale farm manure disposal system ' environmental impact assessment of life cycle [D], Nanjing: Nanjing Agricultural University, 2011 (in Chinese)
- [30] Ahn H K, Mulbry W, White J W, Kondrad S L. Pile mixing increases greenhouse gas emissions during composting of dairy manure[J]. *Bioresource Technology*, 2011, 102(3): 2904-2909
- [31] Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). *Climate Change 2007: Changes in Atmospheric Constituents and in Radiative Forcing* [M]. Geneva: IPCC, 2007
- [32] 王盼柳, 施正香, 曾雅琼, 冯英. 牛床再生垫料生产技术模式和产业需求分析[J]. 中国畜牧杂志, 2017, 53(3): 147-153
Wang P L, Shi Z X, Zeng Y Q, Feng Y. Analysis of production technology models and industry demand of recycled manure solids as bedding [J]. *Chinese Journal of Animal Science*, 2017, 53(3): 147-153 (in Chinese)
- [33] Maeda K, Hanajima D, Morioka R, Toyoda S, Yoshida N, Osada T. 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
- [34] Liu J S, Xie Z B, Liu G, Zhang J B, Bei Q C, Huang P, Sun H F, Xu Y P, Zhu J G, Kang H Y. A holistic evaluation of CO₂ equivalent greenhouse gas emissions from compost reactors with aeration and calcium superphosphate addition[J]. *Journal of Resources and Ecology*, 2010, 1(2): 177-185
- [35] David F, Joao C, Dave R C. Effect of cattle slurry separation on greenhouse gas and ammonia emissions during storage [J]. *Journal of Environmental Quality*, 2008, 37(6): 2322-2331
- [36] 金晶. 脱硫石膏综合利用途径及环境影响评价[D]. 北京: 北京科技大学, 2007
Jin J. Comprehensive utilization of desulphurized gypsum and its environmental impact assessment[D]. Beijing: University of Science & Technology Beijing, 2007 (in Chinese)
- [37] Stranddorf H K, Hoffmann L, Schmidt A. Impact categories, normalisation and weighting in LCA[J]. *Environmental News*, 2005(78): 90
- [38] 王明新, 包永红, 吴文良, 刘文娜. 华北平原冬小麦生命周期环境影响评价[J]. 农业环境科学学报, 2006, 25(5): 1127-1132
Wang M X, Bao Y H, Wu W L, Liu W N. Life cycle environmental impact assessment of winter wheat in North China Plain [J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2006, 25(5): 1127-1132 (in Chinese)

责任编辑: 杨爱东