

基于生命周期分析的禽畜养殖厂沼气工程性能评价

李金平^{1 2 3 4}, 吴文君^{1 2 3 4}, 张 涵^{1 2 3 4}, 杨 瑞⁴, 黄娟娟^{1 2 3}

(1. 兰州理工大学 西部能源与环境研究中心, 兰州 730050; 2. 西北低碳城镇支撑技术协同创新中心, 兰州 730050; 3. 甘肃省生物质能与太阳能互补供能系统重点实验室, 兰州 730050; 4. 兰州理工大学 能源与动力工程学院, 兰州 730050)

摘 要: 为对比研究大型沼气工程不同沼液处理方式造成的综合性能差异, 文章以某禽畜养殖厂沼气工程为例, 以生命周期评价法为基础, 对发酵出料直接排放及固液分离后排放两种情况进行对比。在此基础上从经济、能效和环境影响 3 个方面进行评价。设定情况一为发酵出料排放灌溉; 情况二为固液分离后沼渣作为有机肥基质出售。结果表明, 经济性方面, 当沼渣售价为 $300 \text{ 元} \cdot \text{m}^{-3}$ 时, 情况二下动态投资回收期 9.8 年、自筹资金动态投资回收期 3.21 年, 明显优于情况一的无法在运行周期 20 年内收回成本、自筹资金投资回收期 9.7 年; 当沼渣售价低于 $90 \text{ 元} \cdot \text{m}^{-3}$ 时, 情况一有更好的经济性。能效评价中可得情况一、情况二能量产出比分别为 7.75、17.26, 情况二较情况一单位能耗升高 26.2%, 单位产能增加 2.8 倍。环境影响分析结果表示环境一、情况二的综合环境影响潜力为 0.072、0.067。综合考虑经济、能效及环境影响三方面因素, 情况二是经济、节能、相对环境友好的沼气工程运行模式。

关键词: 生命周期评价; 沼气工程; 经济性; 能效分析; 环境影响

中图分类号: S216.4; X713 **文献标志码:** B **文章编号:** 1000-1166(2018)05-0093-07

Biogas Engineering Performance Evaluation of Livestock Breeding Plant Based on Animal Life Cycle Assessment / LI Jin-ping^{1 2 3 4}, WU Wen-jun^{1 2 3 4}, ZHANG Han^{1 2 3 4}, YANG Rui⁴, HUANG Juan-juan^{1 2 3} / (1. Western China Energy & Environment Research Center, Lanzhou University of Technology, Lanzhou 730050, China; 2. China Northwestern Collaborative Innovation Center of Low-carbon Urbanization Technologies, Lanzhou 730050, China; 3. Gansu Key Laboratory of Complementary Energy System of Biomass and Solar Energy, Lanzhou 730050, China; 4. College of Energy and Power Engineering, Lanzhou University of Technology, Lanzhou 730050, China.)

Abstract: In this study, in order to compare the differences in economic, energy efficiency and environmental impact caused by different biogas slurry treatment methods in large-scale biogas projects, taking a biogas project of a livestock breeding factory as an example, and based on the life cycle assessment, two different discharge methods of biogas slurry were compared, namely: 1. discharging slurry directly (irrigation as fertilizer), 2. discharging after solid-liquid separation (solid residue was for sale as organic fertilizer). The evaluation was made from three aspects: economy, energy efficiency and environmental impact. The results showed that, in aspect of economic, when the biogas solid residue was $300 \text{ yuan} \cdot \text{m}^{-3}$, the method 2 of solid separation had a dynamic investment payback time of 9.8 years, with 3.21 years of payback time for self-fund dynamic investment, which were obviously better than the method 1 of direct discharge for irrigation, that were 20 years and 9.7 years, respectively. When the biogas solid residue was less than $90 \text{ yuan} \cdot \text{m}^{-3}$, the method 1 had a better economic situation. The energy efficiency evaluation showed that the energy output ratio of method 1, and method 2 were 7.75 and 17.26 respectively. The energy consumption per unit of method 2 increased by 26.2% comparing with method 1, and the productivity per unit increased by 2.8 times. The results of environmental impact analysis indicated that the comprehensive environmental impact potential of method 1 and method 2 were 0.072 and 0.067 respectively. Taking economic, energy efficiency and environmental impact into consideration, the method 2 was more economic, energy-saving and relatively environment-friendly biogas project.

Key words: LCA; biogas project; economy; energy efficiency analysis; environmental impact

收稿日期: 2018-02-28 修回日期: 2018-03-29

项目来源: 国家“863”计划课题(2014AA052801); 甘肃省杰出青年基金(2012GS05601); 兰州理工大学“红柳杰出人才计划”(Q201101); 甘肃省建设科技攻关项目(JK2010-29)

作者简介: 李金平(1977-), 男, 宁夏中宁人, 博士生导师, 主要从事先进可再生能源系统方面的研究等工作, E-mail: lijinp77@163.com

随着养殖规模的不断扩大,畜禽养殖业逐渐从个体化、独立化向规模化、集中化发展,养殖业的迅速发展带来了农民收入的增加和人民生活水平的提高。但是,畜禽养殖业的规模化也带来了不可忽视的环境污染问题^[1]。随着大中型沼气工程的出现,在解决规模化养殖所带来的污染问题的同时,进行热、电、气、肥的四位一体供应^[2-3]。相对于传统堆肥,既有效地控制了甲烷和氮氧化物等温室气体的肆意排放,还能生成对农作物有益的有机肥料。农业部的统计数据表明,目前全国沼气年生产能力为160多亿 m^3 ,可减排二氧化碳5000多万吨,每年生产有机沼肥近4亿吨,可减少20%以上的化肥施用量,在保护生态环境和节能减排上,具有良好的生态、环境效益^[4]。但目前由于沼液沼渣综合利用率低、沼气发电技术不成熟及售电价低等多方面因素,我国沼气工程基本依赖政府投资,自身造血能力差,从而大大挫伤了投资者的积极性^[5]。沼气工程的收益仅仅局限于经济性是不全面的,故研究沼气工程的经济、能效及环境效益,从而选择较好的运行模式,是极有必要的。Pra-pasongsa^[6]等基于生命周期评价比较了养猪场废弃物的12种不同综合处理方式的环境影响,研究结果表明全球变暖潜势、水体富营养化和可吸入无机物是猪粪处理过程中最重要的环境影响因素;罗一鸣^[7]等对养猪场现行四中堆肥方式的环境影响进行分析,基于生命周期评价法得出其能源投入类型和堆肥过程中的气体排放与其环境影响关系密切,并得出了堆肥适宜翻堆时间;王效琴^[8]等应用生命周期评价方法,建立了奶牛养殖系统温室气体排放量评估方法,并以此方法分析了西安郊区典型的规模化奶牛场的奶牛养殖系统温室气体排放特点和排放量。

随着沼气技术的利用和影响扩大,逐渐得到国家的重视和关注,近年来随着《生物质能发展“十三五”规划》、《到2020年化肥使用量零增长行动方案》的颁布,各地积极响应,纷纷出台新的能源补贴政策,为大中型沼气工程刮来一阵春风。为顺应这个大背景使禽畜养殖场沼气工程的经济、能效、生态效益并存,客观评价其不同运行方式的性能,选择较优的运行方式。本研究以某养殖场沼气工程为例,就新常态下禽畜养殖大中型沼气工程进行生命周期分析,对比分析两种沼渣处理方式,对其生命周期建立详细的经济清单、能效清单及环境清单,对其运行过程中的经济性和能量效率及对环境的影响进行定

量分析,从而比较二者的优劣。

1 研究对象及系统边界

1.1 研究对象

沼气工程采用USR升流式固体厌氧发酵工艺,建有2座容积 600 m^3 发酵罐,发酵温度 37°C 。工程的工艺流程如图1所示。新鲜牛粪由场区收集运输至进料房,牛粪通过旋转进料器和格栅处理去除较大杂质,经过调浆池、酸化池预处理。预处理后的料液由浓浆泵从发酵罐底部加压进料,上部溢流料。假设溢出的沼液进行好氧处理后达标排放。发酵产生的沼气经过脱水、脱硫处理后进入储气罐。沼气发电机燃烧沼气发电,产生电量并网供养殖场生产生活消耗,发电机余热用于维持中温发酵。

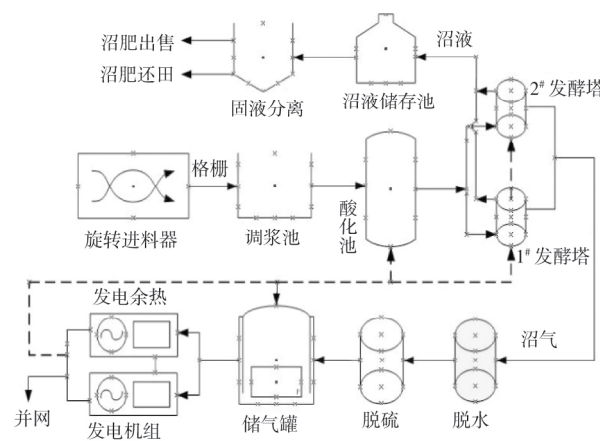


图1 沼气发电工程工艺流程图

物料水力滞留期(HRT)为15 d,日进料量 80 m^3 ,消耗TS为20%的牛粪大约 22 m^3 。牛粪产气量为 $0.3\text{ m}^3\cdot\text{kg}^{-1}$ 干物质,产气量为 $1320\text{ m}^3\cdot\text{d}^{-1}$ 。发电设备为捷克TEDOM公司生产的Cento T88 SPE BIO型,配置2台76 kW发电机组。发电机额定输出:120/96 kVA/kW;电压:400 V;频率:50 Hz。发电机组电气比为 $1.4\text{ kWh}\cdot\text{m}^{-3}$ 。机组运行电效率为24.4%,热效率为40.5%,总效率为64.9%。

1.2 目的定义及范围确定

本研究采用生命周期分析法,设定情况一为系统满负荷运行情况,发酵出料处理达标后排放灌溉牧草;情况二为在情况一的基础上,购置固液分离机,将分离后的沼渣作为有机肥基质出售给生物有机肥生产厂。对比分析情况一、情况二运行过程能源消耗、经济效益及运行过程中所排放污染物造成的环境效应。沼气工程的发酵原料牛粪的来源为配套的奶牛养殖区域,故忽略原料收集及运输过程中

对环境造成的影响,设定生命周期起始边界设定为牛粪收集输送至进料区域,终止边界为固液分离后肥料基质成型,废水达标排放(见图2)。

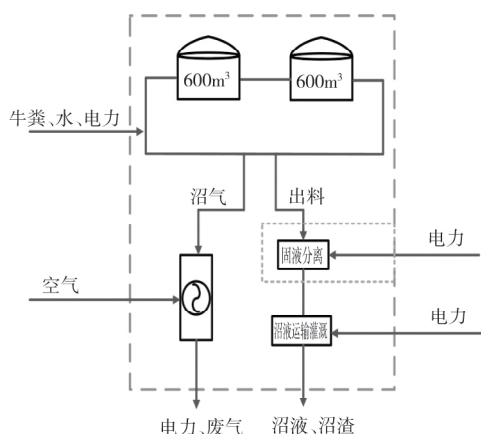


图2 生命周期系统边界图

1.3 功能单位及评价方法

根据国际标准 ISO14040《生命周期评价原则及框架》^[9], 本研究选取 1 t 牛粪为生命周期评价的功能单元(Functional unit ,FU) ,沼气的功能单位取为 m^3 ,能耗的功能单位取为 MJ。对比分析两种沼渣处理方式下的经济、能源投入产出、污染物排放情况 ,通过能源、经济状况及环境影响的大小比较两种方式下的优劣。

2 清单分析

2.1 经济清单分析

制定经济分析清单,根据该工程的年运行成本及经济收益,得出工程年净收益。其中工程收益主要体现在节省电费、节省排污费以及沼液沼肥销售费;运行成本主要为运行人员人工工资、维修维护费等。

该沼气工程总投资 680 万元,其中政府出资 450 万元,其余企业自筹 230 万元。奶牛排污费为每头每月 7 元,按照每年平均存栏 3500 头计算。发电机余热经回收后通过加热盘管对发酵罐进行加热可保证中温发酵,无其他增温方式。运行成本主要是指沼气工程系统运行保养费用及工人工资,维修费每年 6 万元/年,配件费年均 7 万元,油料、保温等耗材每年 3 万元,清池、清塔等费用每年 1 万元。沼气站配置 3 个工作人员,人均月薪为 2500 元。系统运行自耗电为 $243.8 \text{ kWh} \cdot \text{d}^{-1}$,电费以 $0.6 \text{ 元} \cdot \text{kWh}^{-1}$ 计。

情况二下增加两台固液分离装置,运行参数为

7.5 kW, 33.7 r·min⁻¹ ,配套的沼液提升泵运行参数为 3 kW, 1450 r·min⁻¹ ,价格 4 万元。处理能力为 15 m³·h⁻¹ ,故每日两台固液分离装置运行 2.5 小时。对发酵后产物进行固液分离后所得含水率 60% 沼渣作为生产生物有机肥的基质出售给化肥厂,售价为 300 元·m⁻³。系统运行各部运行耗电详情见表 1,工程在情况一及情况二下生命周期内经济清单见表 2。

表 1 系统各部运行详情

名 称	功率	数量	运行时间
	kW	个	h
螺旋进料器	2.2	1	4
进料泵	29.4	2	4
一次循环泵	1.5	2	12
二次循环泵	3.0	1	12
污水泵	42.5	2	1
冷却水泵	1.5	1	12
固液分离机	7.5	2	2.5
沼液提升泵	3.0	2	2.5

表2 工程运行生命周期内年均经济清单 (万元)

	项 目	情况一	情况二
收入	节省电费	40.5	40.5
	节省排污费	29.4	29.4
	销售沼液沼渣	0	104
支出	支付工资	9	9
	折旧费	10.9	11.0
	机油运行费用	3	3
	系统维修保养费用	14	14.5
	电费	5.3	6.4

2.2 能效清单分析

用能量清单来分析沼气生产生命周期过程中的能量输入和能量输出,计算产生 1 m^3 沼气所需能量。单位能耗是指生产 1 m^3 沼气需要的能量投入,单位产能指生产 1 m^3 沼气带来的能量效益。在计算能量的投入与产出时需要分析原料的预处理过程、发酵过程、沼气发电、沼肥制备四个过程中涉及的能量输入与输出,这些过程中涉及的能量输入主要为系统内部的电力消耗,运行人员的人工消耗。能量的输出主要为沼气发电、沼液及沼肥。在生命周期分析中的4个过程详细能量输入如下。

(1) 原料预处理过程中增温所需热量来自于系统内部发电机余热, 酸化池不配备搅拌设施。所涉

及到的能量输入为水力消耗及进料泵运行期间所消耗的电力。

(2) 发酵过程的主能量输入为维持中温发酵所需要的热量,该热量由系统内部的发电机余热提供;以及发酵罐底部增强回热回质的回流泵所消耗的电力。

(3) 沼气发电过程中能量输入为发电机余热利用系统中循环水泵用电,及发电机内部用电。

(4) 沼渣的处理过程中主要消耗的能量为固液分离机所消耗的电力。

系统运行期间所输出的能量为向外输出的电能、沼气,产生的生物有机肥基质。

表3 工程运行生命周期内能效清单

项 目		情况一	情况二
能量投入/d	总投资/万元	680	688
	日产沼气/ m^3	1320	1320
	总能耗/MJ	862.48	1083.7
	电力消耗/MJ	844.9	1066.2
	人力消耗/MJ	17.58	17.58
	单位能耗/ $(\text{MJ}\cdot\text{m}^{-3})$	0.65	0.82
能量产出/d	总产能/MJ	6649	18676
	沼气发电产能/MJ	6649	6649
	沼渣产能/MJ	0	12027
	单位产能/ $(\text{MJ}\cdot\text{m}^{-3})$	5.04	14.15
能量产出比		7.75	17.26

工程日产气量 1320 m^3 ,沼气能量折算系数为 $20920\text{ kJ}\cdot\text{m}^{-3}$;日发电量 $1848\text{ kW}\cdot\text{h}$,电力能量折算系数为 $3598.24\text{ kJ}\cdot\text{kWh}^{-1}$ [10]。假设每日发酵出料经过固液分离后得到含水率为60%的沼渣,沼渣能量折算系数为 $1.266\text{ MJ}\cdot\text{kg}^{-1}$ [11];人力投入能量折算按照 $732.7\text{ kJ}\cdot\text{h}^{-1}$ 计算 [12]。

2.3 环境清单分析

针对沼气工程对环境影响评价时,将不进行沼液固液分离(情况一)、对沼液进行固液分离(情况二)进行对比,针对环境排放清单,重点是计算整个发酵、发电、沼液沼渣处理过程中造成的污染物排放。

2.3.1 排放清单分析

2.3.1.1 厌氧发酵过程

牛粪浆料通过两台 7.5 kW 螺杆浓浆泵进料,在罐底和中部之间设置回流泵以加强传热传质。电力的主要用于驱动进料泵、沼气增压装置、回流泵。电力生产过程中的污染物排放见表4。

2.3.1.2 沼气发电过程

通过设定运行数据可知功能单位发电量为 $92.4\text{ kW}\cdot\text{h}$ 。根据中华人民共和国农业行业标准 NY/T 1704-2009 沼气电站技术规范,选取甲烷含量为50%~60%时,沼气中 H_2S 的含量不得超过 $250\text{ mg}\cdot\text{m}^{-3}$ 。假设沼气经过净化能够满足要求,则沼气燃烧发电过程中 SO_2 功能单位排放量为 28.2 g 。沼气燃烧过程中的 CO_2 排放量采用王革华 [14] 的计算方法,公式如下:

$$C_{BG} = B_G \times 0.209 \times 15.3 \times 44/12 = 11.725B_G$$

式中: C_{BG} 为燃烧沼气的 CO_2 排放量, t ; B_G 是沼气消耗量, 万 m^3 ; 0.209 是沼气热值, $\text{TJ}\cdot\text{万 m}^{-3}$; 15.3 是天然气碳排放系数, $\text{t}\cdot\text{TJ}^{-1}$ 。计算得沼气燃烧过程中 CO_2 的功能单位排放量为 43.1 kg 。

表4 电力生产过程中污染物排放 [13] ($\text{kg}\cdot\text{kWh}^{-1}$)

CO_2	SO_2	NO_x	CO	CH_4	烟尘
1.07	9.93×10^{-3}	6.46×10^{-3}	1.55×10^{-3}	2.60×10^{-3}	2.02×10^{-2}

2.3.1.3 沼液沼渣处理及有机肥基质制备

情况一:对厌氧发酵的出料未进行固液分离,沼液溢流经好氧处理达标后由水泵运输至厂外排放灌溉。沼液好氧处理中主要排放的污染物为 CO_2 ,计算可得功能单位 CO_2 的排放量为 355.83 kg [15]。

情况二:厌氧发酵后的出料进行固液分离,分离后沼液经好氧处理达标后,被泵至厂外灌溉牧草,固液分离后固体作为肥料基质出售给肥料厂。分离后沼液处理阶段的功能单位 CO_2 排放量为 147.67 kg [16]。

此环节其他污染来自于固液分离、水泵等设备的电力消耗排放的污染物。沼液排放需达到《畜禽养殖业污染物排放标准》(GB 18596-2001)的要求,则其中 BOD_5 , COD , SS , $\text{NH}_3\text{-N}$, TP 在情况一下的功能单位排放量为 0.315 , 0.84 , 0.42 , 0.168 , 0.0168 kg ;在情况二下功能单位排放量分别为 0.252 , 0.672 , 0.336 , 0.1344 , 0.0134 kg 。具体污染物排放生命周期清单见表5。

2.3.2 特征化

特征化的目的是将每一个影响类目中的不同物质转化和汇总成为统一的单元。本文中主要考虑全球变暖潜力(GWP),环境酸化潜力(AP)及富营养化潜力(EP)。影响评价采用相关因子方法来计算,结果由排放的相关气体与对应的相关因子相乘得到。全球变暖以 CO_2 为参照物, CO , NH_4 和 NO_x 的

表5 污染物排放生命周期清单

项 目	污染物	情况一	情况二
污染物排放量/kg	CO ₂	405.749	199.277
	CH ₄	0.093	0.076
	CO	0.01	0.01
	NO _x	0.041	0.051
	SO ₂	5.475	5.475
	NH ₃	—	—
	BOD ₅	0.315	0.252
	COD	0.84	0.672
	SS	0.42	0.336
	NH ₃ -N	0.168	0.1344
	TP	0.0168	0.0134
能源消耗/(kW·h)	电力	6.37	7.95

当量系数分别为 2 21 310^[17]; 环境酸化潜力以 SO₂ 为参照物, NO_x, NH₃ 的当量系数分别为 0.7, 1.89^[18]; 富营养化以 PO₄³⁻ 为参照物, NO_x, NO₃-N, NH₃ 的当量系数为 0.1 0.42 0.35^[6]。

2.3.3 标准化及加权

为了将全球性、地区性以及局地性影响在同一水平上进行比较, 本文采用 Stranddorf et al^[19] 2005 年 11 月发布的世界人均环境影响潜力作为环境影响基准。确定各种环境影响类型的权重时, 参考王明新^[20] 等设置的权重系数, 进行归一化后取值。具体数据见表 6。

表6 世界人均环境影响潜力

影响因素	人均当量	权重
全球变暖/(kgCO ₂ eqv·a ⁻¹)	8700	0.32
环境酸化/(kgSO ₂ eqv·a ⁻¹)	35	0.36
富营养化/(kgNO ₃ ⁻ eqv·a ⁻¹)	59	0.32

3 结果与分析

3.1 经济性分析

收回原投资所需的时间是评价项目的一个非常重要的因素, 是指从项目投建之日起, 用项目所得的净现金流量回收原始投资所需要的年限。它代表了预期投资回本的年数。假设运行期间每年现金流量相等。

净现值计算公式表示为:

$$NPV = (CI - CO)_i / (1 + R)^i$$

式中: CI 和 CO 为第 i 年的现金流入、现金流出; R 为基准折现率, 根据资金来源情况, 扶持资金约占 66%, 可视其成本为 0; 自筹资金占 34%。假

设机会成本为 10%, 则基准折现率为: 66% × 0 + 34% × 10% = 3.4%。

动态投资回收期(P_t , 年) 是指收回成本需要的年数, 计算公式如下:

$$P_t = A - 1 + \frac{E}{F}$$

式中: A 为累计效益净现值出现正值的年份; E 为第 A - 1 年累计效益净现值的绝对值; F 为第 A 年累计效益净现值。

通过对其动态回收期的计算可得情况一在工程生命周期 20 年内无法回收投资, 净现值为 -282.73 万元 < 0, 若仅计算自筹资金投资回收期, 则自筹资金动态投资回收期为 9.7 年。情况二下在生命周期 20 年内净现值为 1227.77 万元, 动态投资回收期为 9.8 年, 自筹资金动态回收期为 3.21 年。

以上结果均是在沼渣售价为 300 元·m⁻³ 的基础上得到的。经计算, 当沼渣售价降低至 90 元·m⁻³ 时, 情况二的经济性失去优势, 与情况一相持平。当沼渣售价继续下降, 沼渣收入无法抵消由于加入固液分离设备用电量的额外支出, 导致在此情景下在情况一运行模式将获得相对较高的收益。

3.2 能效分析

从能效角度分析, 通过计算情况一与情况二的单位能耗为 0.65 MJ·m⁻³ 0.82 MJ·m⁻³, 单位产能为 5.04 MJ·m⁻³ 及 14.15 MJ·m⁻³, 能效产出比分别为 7.75 和 17.26。该沼气工程的能量投入产出比均为正值, 证明两种运行方案均具有可行性; 情况二与情况一相比产出比提高 2.2 倍, 原因在于通过增加固液分离装置, 使得原本废弃的沼液沼渣在系统中得到了利用, 由于系统日产固液分离后沼渣 9.5m³, 其中蕴含相当可观的能量, 这部分能量大大提高了系统的能量产出比。在情况二运行模式下仅需要增加 0.17 MJ·m⁻³ 的能量投入, 即可增加 9.11 MJ·m⁻³ 单位产能。从能量投入构成来看, 不管是情况一还是情况二的数据表示超过九成的能量投入为系统所消耗的电力。这是由于该系统采用热电联供发电机组, 沼气发电余热用于加热料液及发酵罐的增温保温, 节省了大量其他形式能源作为沼气工程热源的消耗。

3.3 环境影响分析

经分析可知, 情况一、情况二的环境综合影响潜

力分别为 0.072 和 0.067,即分别通过两种方式处理 1 t 牛粪所产生的全球变暖、环境酸化及富营养化潜力相当于世界人均影响潜力的 7.2% 和 6.7%。具体数据详见表 7。

表 7 情况一和情况二的综合环境影响值

项 目	全球变暖	环境酸化	富营养化	综合影响
权 重	0.32	0.36	0.32	—
情况一	0.0481	0.157	0.0013	0.072
情况二	0.0243	0.165	0.0010	0.067

根据研究结果显示,在全球变暖潜力方面情况一与情况二相差 2.38%,这是由于虽然情况二加入了固液分离设备导致系统用电量略大于情况一,使得在电力消耗中排放的污染物有所增加,但是由于固液分离后的沼液中各种有机质含量都有所下降,导致在沼液后续处理环节的排放也同时大大下降,导致情况一中 CO_2 排放量远大于情况二。故在全球变暖指标中所显示的结果为情况二优于情况一。两者的环境酸化指标与富营养化指标所得结果都非常相近,这是因为在沼气发电的预处理环节对沼气进行脱硫,降低了环境酸化主要影响物 SO_2 的排放量;沼液处理后达标排放,对富营养化指标影响较小。

4 讨论与结论

在基于生命周期分析的基础上对分别对该沼气的经济、能效及环境影响进行评价。在经济性方面,情况二以动态投资回收期 9.8 年、自筹资金动态投资回收期 3.21 年明显优于情况一,情况一无法在运行周期 20 年内收回成本,自筹资金投资回收期 9.7 年。在仅考虑经济性的情况下情况二是理想的沼气工程运行模式。在能效评价中可知,不论是情况一还是情况二都具有能效方面的可行性,情况二的能耗高于情况一 $0.17 \text{ MJ} \cdot \text{m}^{-3}$,但单位产能即可增加 $9.11 \text{ MJ} \cdot \text{m}^{-3}$ 。环境影响分析结果表示情况一的综合环境影响潜力大于环境二,增加电力带来的环境影响没有大幅减弱系统的环境表现,情况二对环境的影响更小。因此,在设定运行情况下综合考虑经济、能效及环境影响三方面因素得到情况二是经济、节能、环境友好的沼气工程运行模式。

从沼气的众多评价研究中可以看出,发展沼气工程关键在于是否能取得较好的效益。虽然在政策扶持下工程建造初期能获得数目可观的政府投资,但自身的造血能力关系着后续运行之中企业的维护和持续投资的积极性。故甄选一种可行的、经济、节能并且环境友好的运行模式,对推动我国大中型沼气工程由主要依赖政府资金扶持的瘸腿状态转型为能为企业带来红利的生产模式,是极其有必要的。在沼肥可带来稳定收益的前提下,沼渣作为生物有机肥基质可从源头上解决经济性问题、提高能源产出率、降低一定的环境负荷。笔者对禽畜养殖场沼气的两种处理模式从经济、能效、环境影响三方面进行了清单分析和影响评价,可为沼气的工艺流程选择提供科学依据,并为开展禽畜粪便资源化利用综合评价提供数据参考。

参考文献:

- [1] 杨飞,杨世琦,诸云强,等.中国近 30 年畜禽养殖量及其耕地氮污染负荷分析[J].农业工程学报,2013,29(5):1-11.
- [2] Afazeli H, Jafari A, Rafiee S, et al. An investigation of biogas production potential from livestock and slaughterhouse wastes[J]. Renewable and Sustainable Energy Reviews, 2014, 34: 380-386.
- [3] Lema J M, Omil F. Anaerobic treatment: a key technology for sustainable management of wastes in Europe[J]. Water Science and Technology, 2001, 44(8): 133-140.
- [4] 吴进,黄忱忱,宁睿婷,等.以新发展理念创新沼气科技在生态循环农业的支撑引领作用[J].中国沼气,2016,34(6):121-124.
- [5] 刘畅,王俊,浦绍瑞,等.中德万头猪场沼气工程经济性对比分析[J].化工学报,2014,65(5):1835-1839.
- [6] Prapasongsa T, Christensen P, Schmidt J H, et al. LCA of comprehensive pig manure management incorporating integrated technology systems. [J]. Journal of Cleaner Production, 2010, 18(14): 1413-1422.
- [7] 罗一鸣,张丽丽,李国学,等.规模养猪场粪便堆肥处理生命周期评价实例分析[J].农业环境科学学报,2014,33(11):2254-2259.
- [8] 王效琴,梁东丽,王旭东,等.运用生命周期评价方法评估奶牛养殖系统温室气体排放量[J].农业工程学

- 报, 2012, 28(13): 179–184.
- [9] Institution B S. Environmental management-Life cycle assessment-Principles and framework [M]. British: BSI, 2006.
- [10] 国家统计局. 中国能源统计年鉴 – 2013 [M]. 北京: 中国能源统计出版社, 2013.
- [11] 贺晓燕. 山西晋中发展“四位一体”生态农业模式研究 [D]. 杨凌: 西北农林科技大学, 2005.
- [12] 骆世明. 农业生态学 [M]. 北京: 中国农业出版社, 2001.
- [13] 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.
- [14] 王革华. 农村能源建设对减排 SO_2 和 CO_2 贡献分析方法 [J]. 农业工程学报, 1999, 15(1): 169–172.
- [15] Gioelli F, Dinuccio E, Balsari P. Residual biogas potential from the storage tanks of non-separated digestate and digested liquid fraction [J]. Bioresource Technology, 2011, 102(22): 10248–51.
- [16] 张 颖, 夏训峰, 李中和, 等. 规模化养牛场粪便处理生命周期评价 [J]. 农业环境科学学报, 2010, 29(7): 1423–1427.
- [17] IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) Climate Change 1995: The Science of Climate Change [M]. Cambridge: Cambridge University Press, 1996.
- [18] Brentrup F, Kusters J, Lammel J, et al. Environmental impact assessment of agricultural production systems using the life cycle assessment (LCA) methodology. II. The application to N fertilizer use in winter wheat production systems [J]. Oxford Review of Economic Policy, 2004, 20(3): 265–279.
- [19] Heidi K. Strand dorf, Leif Hoffmann Anders Schmidt. Update on impact categories, normalization and weighting in LCA. Danish Environmental Protection Agency [R]. Version 1.0 November, 2005.
- [20] 王明新, 包永红, 吴文良, 等. 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.