

中国农业沼气工程生命周期评价

党乐¹, 胡文博^{2,3}, 邱泽晶^{2,3}, 佟敏¹, 崔亚茹¹, 刘华财⁴

(1. 国网内蒙古东部电力有限公司电力科学研究院, 内蒙古 呼和浩特 010020; 2. 国网电力科学研究院有限公司, 江苏 南京 210000; 3. 国网电力科学研究院武汉能效测评有限公司, 湖北 武汉 430074; 4. 中国科学院广州能源研究所, 中国科学院可再生能源重点实验室, 广东 广州 510640)

摘要: 文章系统回顾了中国农业沼气工程的生命周期评估(LCA)研究,以生产利用1 MJ 沼气为统一功能单位,对其环境影响进行了定量的对比分析。研究表明:受系统边界和参考系统选择等因素的影响,中国农业沼气工程 LCA 研究的结果差别很大,但大都能显著减少化石能源消耗和温室气体(GHG)排放;中国农业沼气工程生命周期能耗为0.01~0.76 MJ/MJ,节能收益最高可达2.27 MJ/MJ,利用煤炭加热保温是能耗的最主要因素;中国农业沼气工程生命周期的 GHG 排放为9~219 g/MJ, GHG 减排收益为33~787 g/MJ,其在环境酸化、富营养化和光化学氧化等环境影响方面的效益有待更多的研究确认。

关键词: 农业沼气工程; 厌氧发酵; 生命周期; 环境影响

中图分类号: TK6 **文献标志码:** A **文章编号:** 1671-5292(2023)04-0442-10

DOI:10.13941/j.cnki.21-1469/tk.2023.04.017

0 引言

中国每年都会产生大量的有机废弃物资源,年可收集有机废弃物资源的能源潜力高达22.67 EJ^[1],折合标煤7.73亿t,其中农作物秸秆、农产品加工废弃物和禽畜粪便等农业废弃物的占比超过70%^[1]。农业废弃物处置利用不当不仅会严重浪费资源,还会造成严重的环境污染,如农作物秸秆就地焚烧可能引发雾霾天气,禽畜粪污如果得不到有效处理会对土壤、空气和水源造成严重污染。

沼气化利用是农业废弃物循环利用的重要途径之一,能够实现农业废弃物无害化处理及资源化综合利用,其减污减排效果已得到广泛研究和认可。农业废弃物沼气生产从规模上可分为户用沼气工程和大中型农业沼气工程^[2]。自2013年起,随着城镇化、农业生产规模化和农村商品能源普及化的发展,中国户用沼气工程的产量和比重逐年下降,而农业沼气工程的产量和比重有明显的提升^[2]。2017年中国农业沼气工程达10.97万处,年产气量237亿m³^[3]。

生命周期评价(LCA)是对产品、过程以及活动的环境影响进行评价的最好方法之一。有许多学者对中国农业沼气工程进行了LCA研究,但不

同研究结果之间差别较大^[4-7]。沼气生产的环境效益受地域、原料类型、发酵技术、沼液沼渣处理方法等诸多因素影响。除了沼气工程因素,LCA的结果还受系统边界、分配、参考系统和数据质量等方法因素的影响,其解释和对比比较困难。目前,还没有对中国农业沼气工程LCA结果进行系统性评估的研究。本文拟对中国农业沼气工程LCA进行对比分析,研究其结果差异性和影响因素,从而为中国农业沼气工程的环境性能提供全面客观的信息。为了方便比较,本文利用所考察文献中的原料消耗量、沼气产率、沼气中的CH₄含量、沼气热值等参数,将LCA结果数据的功能单位统一为生产利用1 MJ 沼气(不包括系统自消耗部分)。

1 中国农业沼气工程 LCA 概况

目前,关于中国农业沼气工程LCA的研究并不多,本文检索了2010年至今的相关期刊文献,从中筛选出数据相对完善的进行综述分析。对于包含多个系统或场景研究的文献,只选取其中的农业沼气工程结果进行分析。农业沼气工程LCA研究中的原料分布如图1所示。由图1可知,农业沼气工程LCA研究涉及猪粪污、牛粪污、秸秆、粪污/秸秆混合物等原料。中国农业沼气工程的最初发展是为了解决规模化养殖的污染物排放问题。

收稿日期: 2021-08-04。

基金项目: 国家电网公司科技项目(5400-202031205A-0-0-00)。

通讯作者: 刘华财(1984-),男,博士,副研究员,主要从事生物质能利用研究。E-mail:liuhc@ms.giec.ac.cn

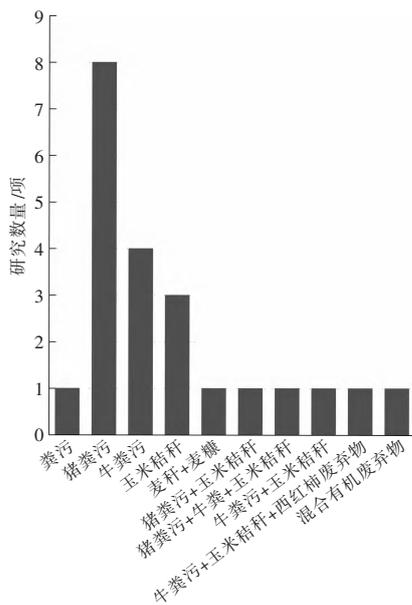


图1 农业沼气工程 LCA 研究中的原料分布
Fig.1 Comparison of effective thermal efficiency

2000 年以来,随着人们生活水平的提高和对畜禽产品需求的持续增长,中国畜禽养殖业以较高的速度增长,规模化养殖逐渐取代散养方式,为此,以畜禽粪污为原料的沼气工程得到迅速发展^[8]。中国出台了一系列政策扶持沼气工程产业的发展,比如农业部 2000 年制定的《大中型畜禽养殖场能源环境工程建设规划》和 2005 年制定的《2006-2010 年全国农村沼气建设规划》。2009 年,以秸秆为原料的沼气工程有了初步发展,建成并正常运行的规模化秸秆沼气工程约有 10 处^[9]。2012 年《秸秆沼气工程工艺设计规范》出台,为秸秆沼气工程的规范化建设提供了依据。畜禽粪污与秸秆等有机废弃物混合发酵具有提高营养物的平衡、增强微生物的协同效应、稀释有毒化合物进而提高有机质厌氧转化效率^[10]等优点。在畜禽粪污与有机废弃物混合发酵领域,中国做了不少研究工作^[11],但沼气工程的实际应用还鲜见报道。

生命周期影响评价方法主要可以分为中间类型(Midpoint)方法和终点类型(Endpoint)方法。中间类型方法偏向阐释具体污染物质及其带来的直接环境影响,将清单结果转化成若干影响类型,如全球变暖、酸化、人体毒性等。终点类型方法则将清单结果转化成对最终保护领域(人体健康、自然环境、自然资源和人造环境)的破坏^[12]。中间类型方法的难度及结果不确定性较低,被大多数 LCA

研究采用。在所考察的农业沼气工程 LCA 文献中,只有一项研究采用了终点类型方法^[13]。在采用中间类型方法的研究中,有一部分只考察了能耗和碳排放^[14-17]。由于沼气工程存在沼液处理和排放问题,所以大部分研究将环境酸化和富营养化这两个重要指标纳入了考察范围。此外,也有部分研究计算了臭氧层消耗、光化学氧化、人体毒性等其它环境影响潜值^{[4],[5],[18],[19]}。

2 生命周期能耗

生物质能源产业发展的两大驱动力是减少化石能源消耗和应对全球气候变化。中国农业沼气工程 LCA 研究中对能源消耗的关注相对较少。文献[7],[18]计算了化石能源耗竭系数,但未给出能耗的具体过程数据和对应的特征化因子,难以和其它研究结果进行对比。文献[14]分析了沼气替代化石能源和沼渣有机肥替代化肥带来的节能效益,但未考虑系统能耗投入。文献[19]分析了沼气发电和提纯生物天然气两个系统的能耗,但未考虑系统的节能效益。也有研究给出了相对详细的能耗和节能数据^{[4],[5],[13],[17]}。沼气工程的能耗主要来自原料收集和预处理、发酵过程的加热和搅拌、沼液沼渣的处理和运输等^[20]。

中国农业沼气工程的生命周期能耗和节能效益如图 2 所示。

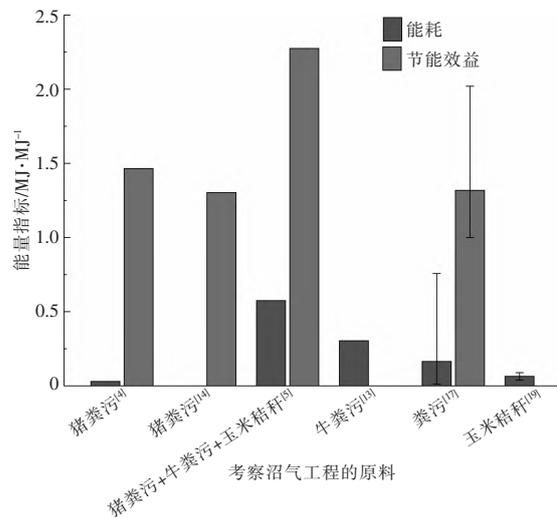


图2 中国农业沼气工程的生命周期能耗和节能效益
Fig.2 Life cycle energy consumption and energy saving potential of agricultural biogas plants in China

由图 2 可知,中国农业沼气工程的生命周期能耗为 0.01~0.76 MJ/MJ。在中国农业沼气工程中,能耗最低的是内蒙古某发电工程^[17],该工程采

用了从德国引进的全套技术和设备,并利用发电余热进行加热保温,日产沼气 1.2 万 m³;能耗最高的是北京某集中供气工程^[7],该工程在冬季要利用燃煤锅炉进行加热保温。南方地区的沼气工程由于不需要或只需要很少量的能量进行加热,能耗普遍较低,广东和浙江省的沼气工程的能耗低于 0.15 MJ/MJ,海南省的沼气工程的能耗低至 0.07 MJ/MJ^[7]。北方地区由于需要加热保温,能耗普遍较高,比如北京延庆某沼气工程的能耗为 0.58 MJ/MJ,加热能耗占厌氧发酵过程能耗的 81%,占系统总能耗的 66%^[13]。如果加热所需能量由系统自供,则能耗会大幅降低。陕西省某沼气工程所耗热电全部由系统自供,仅有沼渣运输所需能源由外部提供,该工程的能耗低至 0.03 MJ/MJ^[4]。

在农业沼气工程 LCA 研究中,秸秆原料收储运阶段的能耗可占系统总能耗的 26%^[9]。沼气净化提纯阶段的能耗也不容忽视,文献[19]发现,净化所消耗的纯碱脱硫剂在沼气发电系统的能耗占比为 15%,而压力水洗法提纯沼气的耗电量在生物天然气系统的能耗占比高达 51%。沼液沼渣的运输能耗取决于运输距离,在所考察文献中,其能耗占比为 6%~30%。文献[5]还考察了工程建设的能耗,得出建材生产能耗为 0.01 MJ/MJ,能耗占比约为 1%。

沼气可以替代常规化石能源用于发电、供热

或提供生活用能;沼渣沼液可以作为有机肥料替代化肥,沼气工程的节能收益就来自这两类替代。本文以每生产利用 1 MJ 沼气可节省/替代的一次化石能源消耗量对沼气工程的节能收益进行计量。由图 2 可知,所考察的沼气工程(北京延庆某沼气工程)的节能收益最高可达 2.27 MJ/MJ。上述节能收益由两部分组成,一是作为煤或天然气的替代品,生产利用 1 MJ 沼气可节省一次化石能源约 1.08 MJ^{[5],[14]};二是该工程的沼渣沼液得到充分利用,替代化肥可节能 1.19 MJ/MJ。以污水达标排放为主要目标的沼气工程,没有对沼渣沼液进行利用,只能获得能源替代收益。沼气工程的能源收益还和当地的能源结构密切相关,文献[20]对比分析了沼气在德国的不同利用途径,发现替代天然气比替代电网电力的节能收益高 65%。

总体而言,沼气工程最主要的能耗来自厌氧发酵过程的加热保温,在加热所需能量由系统自供或不需要加热的情况下,与能源替代和化肥替代所带来的节能收益相比,沼气工程的生命周期能耗基本可以忽略,节能效果显著。

3 生命周期 GHG 排放

中国农业沼气工程生命周期的 GHG 排放和减排效益(以单位质量的 CO₂ 当量进行计量,单位为 g/MJ)如图 3 所示。图 3 所示的沼气工程,除了一个位于华东^[6],其余均分布在长江以北,如陕

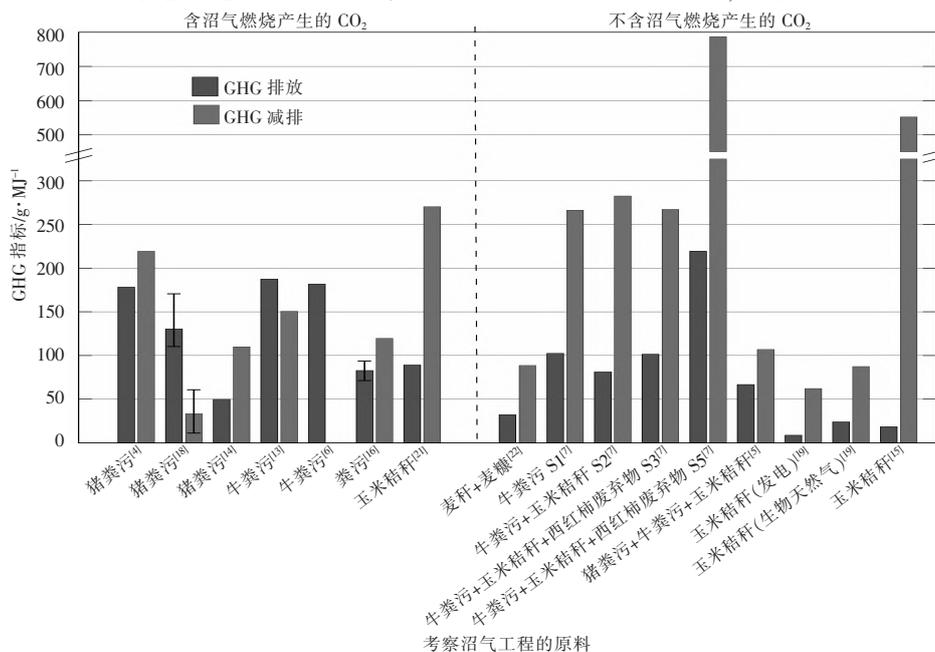


图 3 中国农业沼气工程生命周期 GHG 排放和减排效益

Fig.3 Life cycle GHG emissions and GHG mitigation potential of agricultural biogas plants in China

西省^[4]、北京市^[5]、^[18]、河北省^[14]、^[15]、^[19]、山东省^[13]、^[21]、河南省^[22]和甘肃省^[16],这些地区所处纬度相近,可比性较强。沼气工程生命周期的 GHG 排放主要包括工程建设、原料收集和预处理、发酵过程、沼气配送、沼液沼渣的处理和运输等过程的直接和间接排放。有研究将从田间移除秸秆所造成的养分损失也折算成对应的 GHG 排放计入最终结果^[7]。在 LCA 研究中,通常把粪污沼气(即粪污发酵产生的沼气)燃烧利用时产生的 CO₂ 排放计入系统最终排放,把能源作物和秸秆原料视为碳中性,将其发酵产生的沼气燃烧利用时产生的 CO₂ 排放取为零。也有研究把秸秆沼气(即秸秆发酵产生的沼气)燃烧利用时产生的 CO₂ 排放计入最终结果,而把秸秆生长阶段的 CO₂ 吸收作为减排效益^[21]。在对沼气工程生命周期的 GHG 排放进行对比时,要特别注意这一点。

从图 3 可以看出,包含沼气燃烧产生的 CO₂ 的中国农业沼气工程生命周期的 GHG 排放为 50~187 g/MJ。在所考察的沼气工程中,GHG 排放最低的是河北某沼气工程,原因是该工程只计算了 CO₂ 排放,没有计算 CH₄ 和 N₂O 排放,也没有考虑系统逸散排放^[14]。GHG 排放最高的是山东某沼气工程,高达 21.86% 的沼气泄漏损失是导致该工程 GHG 排放最高的主要原因^[13]。在农业沼气工程 LCA 研究中,系统自消耗部分的沼气燃烧产生的 CO₂ 可占系统总 GHG 排放的 85% 以上^[14]、^[21];原料收集阶段的 GHG 排放为 0~24 g/MJ,占比最高可达 13%^[14];沼渣沼液储存过程的逸散排放也不可忽视,占比最高可达 21%^[14]。文献[22]还计算了沼气工程主要建筑材料,如钢材、水泥、和砖等的生命周期 GHG 排放,得出建设阶段的 GHG 排放为 17 g/MJ。

从图 3 还可以看出:不含沼气燃烧产生的 CO₂ 的中国农业沼气工程生命周期的 GHG 排放为 9~219 g/MJ;与其它研究相比,文献[7]得出的 GHG 排放(81~219g/MJ)较高,其中厌氧发酵过程的 GHG 排放的占比为 26%~94%。沼气净化提纯所造成的 GHG 排放也比较显著,其中文献[19]得出的结果为 17 g/MJ,可占系统总 GHG 排放的 73%。

沼气工程的 GHG 减排主要来自能源替代和化肥替代,也有研究将粪污处理的 GHG 减排^[4]计

入减排收益。粪污沼气工程避免了粪污的直排或简单处理所导致的 GHG 排放,带来的减排收益甚至比能源替代和化肥替代更高^[4]。秸秆沼气工程大都没有计算化肥替代的减排收益^[21]、^[22],在包含沼气燃烧产生的 CO₂ 的情况下,可以把避免秸秆就地焚烧所产生的 GHG 排放^[15]或秸秆生长吸收的 CO₂^[21]计入减排收益。在文献[7]中,GHG 排放结果不包含沼气燃烧产生的 CO₂,但 GHG 减排收益里包含了避免秸秆焚烧所产生的 GHG 排放。

由图 3 可知,中国农业沼气工程生命周期的 GHG 减排收益为 33~283 g/MJ。在文献[7]中,粪污被用于生产沼气而秸秆主要被用于堆肥,故以生产利用 1 MJ 沼气为计量单位的减排收益高达 787 g/MJ。沼气工程的 GHG 减排收益大都大于对应沼气工程的 GHG 排放。在文献[13]中,沼气工程的 GHG 减排收益低于其 GHG 排放,主要原因是沼气泄漏损失过高。文献[18]计算了沼气能源替代和沼渣沼液化肥替代,但得出的 GHG 减排收益远低于 GHG 排放,可能原因为所替代能源排放因子的选择与其他文献不同。

4 其它生命周期环境影响

对系统进行全面的影响评估有助于避免出现环境负担转移^[23]。本文所考察的文献大部分计算了环境酸化和富营养化的环境影响潜值,也有部分研究计算了臭氧层消耗、光化学氧化、人体毒性等的环境影响潜值。中国农业沼气工程生命周期的环境效益如表 1 所示。

环境酸化主要由含 N 和 S 的气体(NO_x,NH₃和 SO₂等)造成。文献[19]发现,沼气发电替代煤电和沼气提纯后的天然气替代民用散煤的环境酸化净效益为负,沼气工程造成的环境酸化主要来自厌氧发酵和沼气净化/提纯过程的 SO₂ 排放。文献[18]发现,能源替代和化肥替代的环境酸化净效益为负,造成环境酸化的主要来源是堆肥过程的 NH₃ 排放。有的研究仅考虑了能源替代^[13]、^[22],但仍得出正值的环境酸化净效益。不同研究的最终结论不一样,造成环境酸化的主要来源也不一致。文献[13]未考虑工程建设阶段,得出造成环境酸化的主要来源是厌氧发酵过程的煤炭燃烧。文献[22]的系统边界包含工程建设在内,得出造成环境酸化的主要来源是工程建设材料的生产。文献

表 1 中国农业沼气工程生命周期的环境效益
Table 1 Life cycle environmental benefits of agricultural biogas plants in China

| 替代类型 | 原料 | 文献 | 环境酸化 | 富营养化 | 光化学烟雾/光化学氧化 | 气溶胶/颗粒物 | 人体毒性 | 土壤毒性 | 生态毒性 |
|--------------------|--------------------|------|------|------|-------------|---------|------|------|------|
| 能源替代 | 玉米秸秆(发电) | [19] | + | + | - | + | + | | |
| | 玉米秸秆(生物天然气) | [19] | + | + | - | - | + | | |
| | 麦秆+麦糠 | [22] | - | | - | + | - | | |
| | 牛粪污 | [13] | - | - | + | + | | | |
| 能源替代+化肥替代 | 猪粪污 | [18] | + | + | | | | | |
| 化肥替代+传统原料处理替代 | 猪粪污+牛粪污+玉米秸秆 | [5] | - | - | - | | + | + | |
| 能源替代+化肥替代+传统原料处理替代 | 猪粪污 | [4] | - | - | + | | + | | |
| | 牛粪污 S1 | [7] | - | - | | | | | - |
| | 牛粪污+玉米秸秆 S2 | [7] | - | - | | | | | - |
| | 牛粪污+玉米秸秆+西红柿残余物 S3 | [7] | - | - | | | | | - |
| | 牛粪污+玉米秸秆+西红柿残余物 S5 | [7] | + | + | | | | | + |

注: +代表系统排放大于减排效益; -代表系统排放小于减排效益; 空白代表没有数据或没有进行对比。

[5]也考察了工程建设阶段,但得出造成环境酸化的主要来源为厌氧发酵过程的煤炭和电力消耗造成的 SO₂ 和 NO_x 的排放。文献[7]研究了不同的沼气工程技术路线, 研究结果显示, 堆肥过程的 NH₃ 排放是造成环境酸化的最主要因素。

富营养化主要由 N 和 P 的排放造成, 有些研究只计入了 NO_x 的排放^{[13]、[19]}, 有些研究还考虑了 NH₃^[7], COD^{[5]、[18]}和 PO₄^[4]的排放。沼液沼渣储存或沼渣堆肥过程中的 NH₃ 排放是造成富营养化的主要因素^{[5]、[7]}, 将沼液用于肥田, 回收其中的 N 和 P 能大幅降低富营养化的环境影响潜值^[18], 厌氧发酵过程的煤炭和电力消耗造成的 NO_x 排放也是造成富营养化重要因素^[5]。造成富营养化和环境酸化的主要来源相似, 各沼气工程的净效益结果也基本一致。

光化学烟雾或光化学氧化主要由沼气燃烧产生的挥发性有机化合物(VOC)^[4]、厌氧发酵和沼气净化/提纯过程中能源消耗所产生的 VOC^[19]以及煤炭燃烧产生的 HC^{[13]、[22]}造成。人体毒性主要考察了 SO_x, NO_x, CO^{[19]、[22]}以及 PM₁₀^[4]的影响。由于不同研究的系统边界、数据来源和参考系统不一样, 得出的光化学烟雾和人体毒性的环境效益结果也不一样。文献[7]评估了生态毒性的影响, 造成生态毒性的主要来源为原料运输、预处理和秸秆移除导致的养分损失, 而化肥替代贡献了 55%~95% 的生态毒性减免收益。

5 生命周期评价方法和假设

5.1 系统边界

系统边界决定 LCA 研究包含哪些单元过程。一个完整的沼气工程系统边界应该包括农业阶段(农作物种植或畜禽养殖)、原料收集和预处理、厌氧发酵、沼气净化/提纯、沼渣沼液处理、沼气/沼肥运输、沼气燃烧/发电、沼肥施用以及相关设施设备的生产建设等单元过程。由于研究目的、数据可获得性和系统差异等因素, 不同研究选择的系统边界可能差别很大。

评估能源作物沼气工程时通常将农业阶段包含在系统边界内, 而评估粪污沼气工程时一般不考虑农业阶段^[24]。文献[18]将猪养殖阶段包含在系统边界内, 得出猪养殖阶段在系统全球变暖、环境酸化和富营养化影响的贡献占比分别为 93%, 84%和 94%。对秸秆沼气工程的评估可基于研究目的和参考系统等因素选择是否包含农业阶段。本文所考察的秸秆沼气 LCA 大多不包含农业阶段, 文献[21]将玉米种植包含在系统边界内, 但只计算了植株生长过程的 CO₂ 吸收。另外, 在对 GHG 排放结果进行对比时, 需要考虑沼气燃烧产生的 CO₂ 是否包含在内。粪污沼气燃烧产生的 CO₂ 排放通常会会计入系统排放^{[4]、[6]}, 而秸秆可被视为碳中性, 故将秸秆沼气燃烧产生的 CO₂ 排放取为零^{[5]、[19]}。文献[21]则把秸秆沼气燃烧产生的 CO₂ 排放计入最终结果, 而把秸秆生长过程中吸收的

CO₂ 作为减排效益。

设施设备的生产建造被大部分研究排除在系统边界外,仅有 3 项研究将其包含在内。文献[7]发现,工程建造过程的材料和能源消耗主要造成资源耗竭影响。文献[5]发现,建材生产过程主要造成人体毒性影响,此外,该过程的 CO₂ 排放仅占系统 GHG 排放总额(不含沼气燃烧产生的 CO₂)的 7%。国际上的一些研究也得到了类似结果。Fuchsz M 发现,建造过程的 CO₂ 排放在能源作物沼气工程 CO₂ 排放中的占比不到 1%,在粪污沼气工程 CO₂ 排放中的占比可达 7.75%,原料的能量密度越低,建造过程造成的环境影响的占比就越高^[24]。Whiting A 发现,设施建造主要造成毒性相关影响和金属资源耗竭^[25]。Singh A D 发现,建造过程在富营养化方面的影响也不可忽视^[26]。文献[22]列出了中国某秸秆沼气工程的建设材料清单及其排放参数,得出建设单元在全球变暖、环境酸化和人体毒性方面的贡献占比高达 50%~70%。关于设施设备生产建造的环境影响,不同研究的结果可能相差很大,LCA 研究中需要尽可能获取详细可靠的数据,以对其进行准确评估。

在原料收集预处理方面,粪污通常使用罐车或管道输送,然后通过栅格、沉砂池或螺旋分离器去除较大杂质和砂石^[27]。秸秆原料资源丰富但季节性较强,收集和储存不易,在所考察文献中,秸秆运输距离为 10~30 km。除了常规的干储存方式外,秸秆还能采用青贮法,且青贮之后的原料更容易降解,干物质损失较少^[28]。在进入厌氧发酵罐之前,粪污还需要经过调浆池、酸化池等,秸秆还需要经过破碎和其它方式的预处理。由于粪污沼气工程大多为养殖场的配套,其原料预处理过程比较简单,所考察文献大多将粪污收集预处理作为厌氧发酵过程的一部分,而不是作为单独的单元过程进行分析。秸秆收集和预处理阶段的能耗较高,一般对其进行单独分析。在文献[19]中,秸秆运输阶段在沼气发电系统的全球变暖潜值的贡献为 7%,秸秆破碎预处理阶段在全球变暖、环境酸化和人体毒性潜值的贡献占比均为 7%左右。

在燃烧利用前,沼气需要进行脱硫、脱水、提纯或加压等处理,大部分研究未将沼气净化作为单独的单元过程进行分析^[6]。文献[19]计算了沼气发电系统中的脱硫塔风机能耗、脱硫剂和加压风

机能耗,以及沼气提纯天然气系统中的提纯能耗,得出净化和提纯是沼气工程对全球变暖、环境酸化、富营养化和人体毒性影响的最主要来源。沼气在经过净化后一般就地使用或通过管网进行输送,管网输送过程中会产生泄漏/逸散排放,所考察文献大多未将沼气输送作为单独的单元过程进行分析。沼肥一般通过车辆运输至农田施用,所考察文献中沼肥的运输距离为 1~25 km。有些研究未将沼气燃烧利用包含在系统边界内^[7],或是将原料视为碳中性,将沼气燃烧产生的 CO₂ 排放取为零^{[5],[15],[19]}。但沼气燃烧除了释放大量的 CO₂ 之外,还会产生相当数量的 VOC,NO_x 和 CO^{[4],[5],[22]}。将沼气燃烧利用单元包括在系统边界内,结合能源替代对沼气工程进行评估会更全面准确。

沼液经过处理后可以排放,或经加工后用作肥料、农药等。将沼液进行好氧处理会产生 CO₂ 排放^[6],沼液储存过程中还会产生 CH₄ 和 NO_x 等逸散排放^[29]。沼渣通常被制成有机肥料,在沼渣储存和堆肥过程中会产生 CH₄ 和 NH₃ 等逸散排放^{[7],[18],[19]}。文献[4],[29]考察了沼肥施用单元,沼肥施用后会产生 N,P 流失和 NH₃,CH₄ 等气体排放,但受农作物种类、施用方式、气候和土壤特性等因素影响很大。沼液沼渣储存处理和沼肥施用最主要的环境影响来自 N 元素的相关排放^[30],其造成的环境酸化和全球变暖影响不可忽视。

5.2 功能单位、参考系统和分配方法

功能单位是对产品系统输出功能的量度,为有关的输入和输出提供参照基准,以保证 LCA 结果的可比性。选择合适的功能单位是沼气工程和参考系统进行结果对比的关键,不同的选择可能导致不同的结果,应基于 LCA 的目标和范围选择功能单位。生物质能源系统中使用的功能单位可以分为 4 种类型:输入相关单位、输出相关单位、农业用地单位和年份^[31]。对给定的生物质原料转化技术路线进行对比时,输入相关单位是最佳选择;对不同原料使用某特定技术进行转化利用的效果进行对比时,输出相关单位是最佳选择;当原料为专门种植的能源作物时,农业用地单位通常是最佳选择^[31]。

本文所考察文献大部分选择了年份(1 a)作为功能单位。文献[7]对不同的技术路线进行了对比,采用了 1 t 牛粪污作为功能单位。也有研究选

用 1 m^3 沼气^[17]或 1 t 沼渣沼液^[5]作为功能单位。以年份作为功能单位时, 由于沼气工程的规模可能差别很大, 不同沼气工程的评估结果难以进行对比。以单位质量的原料为功能单位有利于不同技术路线之间的对比, 由于粪污的含水量可能差别很大, 所以单位质量的干物质是更好的选择。以单位体积沼气作为功能单位有利于不同原料使用某特定技术转化利用的效果进行对比。由于沼气的 CH_4 浓度可能差别较大 (通常为 50%~70%), 因此, 以单位能量的沼气作为功能单位是更好的选择。由于所考察文献中的沼气工程的原料和规模各不相同, 本文将结果数据的功能单位统一为生产利用 1 MJ 沼气(不包括系统自消耗部分), 以便于对不同沼气工程的环境效益进行对比。

沼气工程的环境效益主要来自沼气替代化石能源和沼肥替代化肥, 本文所考察文献大多将化石能源和化肥作为参考系统, 也有研究将粪污处理^[4]和秸秆就地焚烧^{[7]、[15]}作为参考系统。文献[16]考察了农村沼气集中供气工程的环境效益, 以包括薪柴、煤炭、秸秆和电能等在内的传统炊事能源作为参考系统。LCA 研究应该基于当地情况选择沼气工程所替代或最可能替代的产品系统作为参考系统; 原料的最初用途或处理方法也应列入参考系统^[32]。参考系统应该具有与沼气工程相同的功能单位和 LCA 方法, 如系统边界、分配程序、影响评估等。

分配是指在同一系统的不同产品直接对环境负担的分配, 进行 LCA 要尽量避免进行分配。可以将要分配的单元过程进一步划分为两个或更多的子过程, 并对这些子过程收集输入输出数据, 或是把产品系统加以扩展, 将与副产品有关的功能包括进来。其中, 系统扩展是最常用的方法, 子过程划分只能用于包含物理或经济独立的单功能子过程的划分^[31]。沼气工程可能涉及的分配包括畜禽产品与粪污、沼气与沼肥、秸秆与谷物之间的分配^[33]。本文所考察的文献大多未考虑畜禽养殖和秸秆生产单元, 同时采用系统扩展法把沼肥系统包括在内, 将化石能源系统与化肥系统同时作为参考系统, 所以避免了分配问题。文献[18]考虑了猪养殖单元, 但未将此单元的 GHG 排在猪与粪污之间进行分配。文献[21]考虑了玉米种植单元, 基于秸秆含碳量计算了 CO_2 吸收量作为减排

收益, 这实际上是基于碳元素将 CO_2 吸收在玉米果实和玉米秸秆之间进行了分配。

5.3 系统逸散排放

沼气生产过程中可能会产生大量的逸散排放。厌氧发酵和沼气输送利用过程中也可能发生沼气泄漏。堆肥是一个好氧反应过程, 除了释放较多的 CO_2 外, 还会产生 CO 、 NH_3 、 CH_4 、 N_2O 、 H_2S 、 NO_x 和 VOC 等气体排放^[34]。在粪污和沼液沼渣运输储存过程中也会产生类似的排放。另外, 沼肥施用后会产生 CH_4 和 NH_3 等气体排放。

沼气泄漏可能发生的位置包括发酵罐、安全阀、储气柜、净化设备、压缩机、压力表和法兰开关等。Scheutz C 对丹麦的 13 个农业沼气工程进行了为期 5 a 的监测, 得出 CH_4 泄漏损失占沼气总产量的 0.4%~8.6%, 平均损失率为 2.4%^[35]。Bakkaloglu S 对英格兰南部的 7 个农业沼气工程进行了为期 3 a 的监测, 得出 CH_4 泄漏损失率为 0.3%~8.1%, 平均损失率为 4.8%^[36]。总体来说, 工程规模越大, 泄漏损失率越低。徐攀监测了北京某猪场的完全混合式厌氧反应器和升流式固体厌氧反应器沼气工程, 结果显示其泄漏比例分别为 0.6%和 3%^[37]。联合国政府间气候变化专门委员会给出的厌氧发酵和堆肥过程 CH_4 逸散排放因子(以每 t 湿原料损失的 CH_4 质量进行计量)分别为 1 kg/t 和 4 kg/t ^[38]。

本文所考察文献采用的沼气泄漏损失率大部分为 1%~3%, 在系统 GHG 排放中的占比最高超过 70%, 但也有研究未考虑沼气泄漏损失。文献[5]所考察沼气的沼气损失率为 14.3%, 包括沼气生产及输送过程的 10%和沼渣沼液储存过程的 4.3%。文献[13]所考察沼气的沼气损失率高达 21.86%。在沼气泄漏之外, 文献[4], [29]还计量了粪污和沼渣沼液的 CH_4 、 CO_2 、 NO_x 和 NH_3 等逸散排放。

不同沼气的沼气泄漏情况可能差别极大, 而粪污和沼液沼渣运输储存以及堆肥过程的气体排放会随着原料性质和外界条件等因素变化。由于沼气逸散排放的测量还没有相关标准, 这方面的研究比较少, LCA 研究引用的排放因子各不相同, 有必要对其进行敏感性分析。

6 结论

本文系统回顾了中国农业沼气工程 LCA 研

究,以生产利用 1 MJ 沼气为统一功能单位,对其环境影响进行了定量对比分析,得出以下结论。

①中国农业沼气工程生命周期能耗为 0.01~0.76 MJ/MJ,节能收益最高可达 2.27 MJ/MJ。使用煤炭作为加热保温燃料是高能耗的最主要因素;在加热所需能量由系统自供或不需要加热的情况下,与节能收益相比,生命周期能耗基本可以忽略。

②中国农业沼气工程生命周期的 GHG 排放为 9~219 g/MJ,主要来自沼气燃烧、能源使用、沼气泄漏、工程建设和沼气净化提纯等;中国农业沼气工程生命周期的 GHG 减排收益为 33~787 g/MJ,以沼肥替代化肥,或将沼气工程避免的粪污处理和秸秆焚烧产生的 GHG 排放纳入考虑,能显著提高沼气的减排收益。

③中国农业沼气工程在环境酸化、富营养化、臭氧层消耗、光化学氧化和人体毒性等环境影响方面的效益有待进一步的研究确认。

④LCA 研究结果受系统边界、功能单位和参考系统选择等诸多因素的影响。为了更好地支持政策的评估和制定,对中国农业沼气工程进行评估需要更高的 LCA 方法标准,并在简便性和准确性之间寻求适当的平衡。

参考文献:

[1] Kang Y T, Yang Q, Bartocci P, et al. Bioenergy in China: Evaluation of domestic biomass resources and the associated greenhouse gas mitigation potentials [J]. *Renewable & Sustainable Energy Reviews*, 2020, 127: 109842.

[2] 陈利洪,闫云,李莹. 我国农业废弃物沼气生产现状·模式·主要问题分析[J]. *安徽农业科学*, 2017, 45(30): 67-70.

[3] 屈冬玉. 中国农业统计资料 2017[M]. 北京: 中国农业出版社, 2018.

[4] Wang Y, Wu X H, Tong X G, et al. Life cycle assessment of large-scale and household biogas plants in northwest China[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2018, 192: 221-235.

[5] 衣瑞建,张万钦,周捷,等. 基于 LCA 方法沼渣沼液生产利用过程的环境影响分析[J]. *可再生能源*, 2015, 33(2): 301-307.

[6] 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.

[7] Li Y Y, Manandhar A, Li G X, et al. Life cycle assessment of integrated solid state anaerobic digestion and composting for on-farm organic residues treatment [J]. *Waste Management*, 2018, 76: 294-305.

[8] 王飞,蔡亚庆,仇焕广. 中国沼气发展的现状、驱动及制约因素分析[J]. *农业工程学报*, 2012, 28(1): 184-189.

[9] 陈羚,赵立欣,董保成,等. 我国秸秆沼气工程发展现状与趋势[J]. *可再生能源*, 2010, 28(3): 145-148.

[10] Neshat S A, Mohammadi M, Najafpour G D, et al. Anaerobic co-digestion of animal manures and lignocellulosic residues as a potent approach for sustainable biogas production [J]. *Renewable & Sustainable Energy Reviews*, 2017, 79: 308-322.

[11] 李轶,刘雨秋,张镇,等. 玉米秸秆与猪粪混合厌氧发酵产沼气工艺优化 [J]. *农业工程学报*, 2014, 30(5): 185-192.

[12] Pennington D W, Potting Finnveden J G, et al. Life cycle assessment Part 2: Current impact assessment practice[J]. *Environment International*, 2004, 30(5): 721-739.

[13] 阚士亮,张培栋,孙荃,等. 大中型沼气工程生命周期能效评价[J]. *可再生能源*, 2015, 33(6): 908-914.

[14] Duan N, Lin C, Wang P Z, et al. Ecological analysis of a typical farm-scale biogas plant in China [J]. *Frontiers of Earth Science*, 2014, 8(3): 375-384.

[15] 王磊,高春雨,毕于运,等. 大型秸秆沼气集中供气工程温室气体减排估算 [J]. *农业工程学报*, 2017, 33(14): 223-228.

[16] 仲声. 甘肃省大中型沼气集中供气系统碳足迹分析及过程优化研究[J]. *中国沼气*, 2020, 38(2): 52-59.

[17] 张艳丽,任昌山,王爱华,等. 基于 LCA 原理的国内典型沼气工程能效和经济评价[J]. *可再生能源*, 2011, 29(2): 119-124.

[18] Luo Y M, Stichnothe H, Schuchardt F, et al. Life cycle assessment of manure management and nutrient recycling from a Chinese pig farm [J]. *Waste Management & Research*, 2014, 32(1): 4-12.

[19] 吴媛媛,常旭宁,张佳维. 基于 LCA 方法的秸秆沼气发电和制备生物天然气的环境排放评价 [J]. *中国沼气*, 2020, 38(1): 59-65.

[20] Pöschl M, Ward S, Owende P. Evaluation of energy efficiency of various biogas production and utilization pathways[J]. *Applied Energy*, 2010, 87(11): 3305-3321.

[21] 赵兰,冷云伟,任恒星,等. 大型秸秆沼气集中供气工程生命周期评价 [J]. *安徽农业科学*, 2010, 38(34):

- 19462-19494, 19495.
- [22] 王红彦,王亚静,高春雨,等. 基于 LCA 的秸秆沼气集中供气工程环境影响评价[J].农业工程学报,2017,33(21):237-243.
- [23] Perez-Camacho M N, Curry R, Cromie T. Life cycle environmental impacts of biogas production and utilisation substituting for grid electricity, natural gas grid and transport fuels[J].Waste Management, 2019, 95:90-101.
- [24] Fuchs M, Kohlheb N. Comparison of the environmental effects of manure- and crop-based agricultural biogas plants using life cycle analysis [J].Journal of Cleaner Production, 2015, 86:60-66.
- [25] Whiting A, Azapagic A. Life cycle environmental impacts of generating electricity and heat from biogas produced by anaerobic digestion[J].Energy, 2014, 70:181-193.
- [26] Singh A D, Upadhyay A, Shrivastava S, et al. Life-cycle assessment of sewage sludge-based large-scale biogas plant[J].Bioresource Technology, 2020, 309:123373.
- [27] 李伟,吴树彪, Bah H, 等. 沼气工程高效稳定运行技术现状及展望 [J]. 农业机械学报, 2015, 46(7):187-196, 202.
- [28] Shinnars K J, Binversie B N, Muck R E, et al. Comparison of wet and dry corn stover harvest and storage[J].Biomass & Bioenergy, 2007, 31(4):211-221.
- [29] 靳红梅,常志州,马艳,等. 基于集约化农区种养结合的猪粪处理模式生命周期评价 [J]. 农业环境科学学报, 2015, 34(8):1625-1632.
- [30] Rehl T, Muller J. Life cycle assessment of biogas digestate processing technologies [J].Resources Conservation and Recycling, 2011, 56(1):92-104.
- [31] Cherubini F, Strømman A H. Life cycle assessment of bioenergy systems; State of the art and future challenges [J].Bioresource Technology, 2011, 102(2):437-451.
- [32] Gnansounou E, Dauriat A, Villegas J, et al. Life cycle assessment of biofuels; Energy and greenhouse gas balances [J].Bioresource Technology, 2009, 100(21):4919-4930.
- [33] Timonen K, Sinkko T, Luostarinen S, et al. LCA of anaerobic digestion; Emission allocation for energy and digestate [J].Journal of Cleaner Production, 2019, 235:1567-1579.
- [34] Onwosi C O, Igbokwe V C, Odimba J N, et al. Composting technology in waste stabilization; On the methods, challenges and future prospects [J].Journal of Environmental Management, 2017, 190:140-157.
- [35] Scheutz C, Fredenslund A M. Total methane emission rates and losses from 23 biogas plants [J].Waste Management, 2019, 97:38-46.
- [36] Bakkaloglu S, Lowry D, Fisher R E, et al. Quantification of methane emissions from UK biogas plants [J].Waste Management, 2021, 124:82-93.
- [37] 徐攀,田立,马宗虎,等. 规模猪场沼气工程泄漏监测 [J].中国沼气, 2013, 31(4):32-36, 53.
- [38] Eggleston H S, Buendia L, Miwa K, et al. 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories[R]. Kanagawa: Institute for Global Environmental Strategies, 2006.

Review of life cycle assessment of agricultural biogas plants in China

Dang Le¹, Hu Wenbo^{2,3}, Qiu Zejing^{2,3}, Tong Min¹, Cui Yaru¹, Liu Huacai⁴

(1.State Grid East Inner Mongolia Electric Power Research Institute, Huhhot 010020, China; 2.State Grid Electric Power Research Institute, Nanjing 210000, China; 3.State Grid Electric Power Research Institute Wuhan Efficiency Evaluation Co. Ltd., Wuhan 430074, China; 4.Guangzhou Institute of Energy Conversion, Key Laboratory of Renewable Energy, Chinese Academy of Sciences, Guangzhou 510640, China)

Abstract: A comprehensive review of life cycle assessment (LCA) of agricultural biogas plants in China is presented in this study. The LCA results were quantitatively and comparatively analyzed with a unified functional unit of 1 MJ biogas output. Despite there is a high variability of LCA results caused by factors such as selection of system boundary and reference system, significant fossil energy saving and greenhouse gas (GHG) emission reduction have been found for most of the biogas plants. The primary fossil energy consumptions range from 0.01~0.76 MJ/MJ while the largest energy saving potential reaches up to 2.27 MJ/MJ. Coal consumption for digester heating is the biggest contributor to high energy consumption. The GHG emission is in the range of 9~219 g/MJ while the GHG mitigation potential is in the range of 33~787 g/MJ. The environmental benefits in terms of acidification, eutrophication and photochemical oxidation are still controversial and need to be confirmed by more studies.

Key words: agricultural biogas plants; anaerobic digestion; life cycle assessment; environmental impacts