



城市多源有机固体废弃物协同厌氧消化处理全流程碳排放分析

王航^{1,2}, 王先恺^{1,2}, 李锐^{1,2}, 乔雪园^{1,2}, 刘枫^{1,2}, 江涛^{1,2}, 陈祥^{1,2,✉}

1. 长江经济带生态环境国家工程研究中心, 武汉 430014; 2. 中国长江三峡集团有限公司长江生态环境工程研究中心, 北京 100038

摘要 针对城市多源有机固废协同处理行业碳排放水平不清、碳减排路径不明等问题, 通过构建适用于城市多源有机固废协同处理处置的碳排放核算方法, 以九江市城镇污泥和餐厨垃圾协同厌氧消化工程项目为案例, 系统评估城市多源有机固废全生命周期的碳排放。结果表明: 该工艺路线全流程总净碳排放为 $1\,337.06\text{ kgCO}_2\text{-eq}\cdot\text{tDS}^{-1}$ 。污泥脱水环节的碳排放强度与处理规模呈负相关, 其中电力排放占脱水单元碳排放的 86.4%~94.6%。厌氧消化处理环节的碳排放 92.7% 来源于间接碳排放, 分别为电力 (74%)、燃油 (18%) 和药剂 (0.7%) 消耗所产生的碳排放。沼渣低温干化单元 (33.4%)、沼液处理单元 (20.8%)、供热单元 (18.1%) 和除臭单元 (13.6%) 产生的碳排放占整个厌氧消化过程的 85.9%, 是碳减排的重点关注对象。处理产物土地利用环节产生的碳补偿为 $-313.72\text{ CO}_2\text{-eq}\cdot\text{tDS}^{-1}$ 。通过精准识别高排放单元从而制定相应的碳减排措施, 包括降低工艺设备的电耗、提高系统沼气产量减少燃油消耗、选择绿色低碳脱水药剂替代传统药剂以及采用更加节能低耗的沼液处理工艺等措施来实现碳减排。本研究可为城市有机固废处理行业节能降耗、减污降碳提供参考。

关键词 城市有机固体废弃物; 多源协同; 市政污泥; 餐厨垃圾; 碳排放; 温室气体

随着城市化进程的加速, 人类生产生活中产生的各类废弃物数量也日益增加。其中城市有机固体废弃物 (例如市政污泥、餐厨垃圾等, 以下统称城市有机固废), 不仅对环境造成污染, 还对人类健康造成威胁, 必须安全妥善处置^[1]。以往, 这些城市有机固废处理工程项目往往单独建设、运行、管理。近年来, 随着“双碳”战略的持续深入推进, 以及“无废城市”建设^[2]和垃圾分类政策的推行, 以创新、协调、绿色、开放、共享的新发展理念为引领, 越来越多的城市多源有机固废协同处理工程项目建成投运^[3], 如何评估其全流程的碳排放水平, 衡量其碳减排效益, 成为当下面临的新技术难题。

近年来, 很多学者根据政府间气候变化专门委员会国家温室气体排放清单编制指南 (IPCC), 针对单一物料的城市有机固废处理处置开展了碳排放评估工作^[4-8], 取得了一定研究进展。PARRAVICINI 等^[9]对欧洲城市污水处理厂的温室气体排放进行评估, 研究得出欧洲污水处理产生的温室气体排放量约为 $50\sim125\text{ kg CO}_2\cdot\text{人}^{-1}\cdot\text{年}^{-1}$; KIM 等^[10]分析了韩国首尔地区不同餐厨垃圾处理方式的全生命周期成本, 针对处理产物副产品的市场价格和通过减少温室气体排放而产生的环境经济效益进行评估, 发现填埋处置的收益成本比最低, 加工为湿饲料的收益成本比最高; 郝晓地等^[11]评估了餐厨垃圾不同处置方式的碳排放水平, 结果表明厌氧消化产沼气在资源化和碳减排方面更具优势; 赵刚等^[12]调研分析了中美两国不同典型污泥处理处置工艺的碳排放特征, 提出污泥厌氧消化和产物土地资源化利用是碳减排的关键; 李爱民等^[13]对无锡市 3 种主要的污泥处理处置技术路线进行了碳排放核算, 发现碱性热水解—土地利用技术路线的碳排放量最低为 $1\,080.64\text{ kg CO}_2\cdot\text{tDS}^{-1}$; 但是目前针对城市多源有机固废处理处置全流程碳排放核算方法体系尚未真正建立。一是由于城市有机固废来源广, 协同处理工艺环节复杂, 不同处理单元的碳排放核算与单一物料有所差异; 二是现有研究往往主要针对工艺路线中的处理环节, 缺失产生/处置环节的碳排放核算^[14-15]。综上所述, 目前城市多源有

收稿日期: 2024-07-09 录用日期: 2024-10-07

基金项目: 国家重点研发计划资助项目 (2020YFC1908700); 中国长江三峡集团有限公司资助项目 (NBWL202300013)

第一作者: 王航 (1992—), 女, 博士, 高级工程师, 研究方向为固废处理及资源化, wang_hang1@ctg.com.cn

✉通信作者: 陈祥 (1983—), 男, 硕士, 正高级工程师, 研究方向为固废处理及资源化, chen_xiang11@ctg.com.cn

机固废协同处理处置存在碳排放核算体系缺失、核算边界不完善、核算方法不规范等问题,导致评估结果无法真实表征其全生命周期的碳排放水平。

针对城市多源有机固废协同处理行业碳排放水平不清、碳减排路径不明等问题,本研究通过构建适用于城市多源有机固废协同处理处置的碳排放核算方法,以九江市城镇污泥和餐厨垃圾协同厌氧消化工程项目为案例,系统评估城市多源有机固废涵盖“产生—运输—处理—处置”全生命周期的碳排放水平,通过精准划分不同处理单元的碳排放边界,识别高排放单元从而制定相应的碳减排措施,以期在城市有机固废处理行业节能降耗、减污降碳提供参考。

1 材料与方法

1.1 研究对象

本研究以九江市城镇污泥和餐厨垃圾处理处置工程项目(简称“九江污泥餐厨项目”)为工程案例,该项目设计规模为 $350\text{ t}\cdot\text{d}^{-1}$ (其中餐饮垃圾 $150\text{ t}\cdot\text{d}^{-1}$,厨余垃圾 $50\text{ t}\cdot\text{d}^{-1}$,生活污水 $150\text{ t}\cdot\text{d}^{-1}$),2024年3月试运营,实际处理规模约 $94\text{ t}\cdot\text{d}^{-1}$ (其中餐饮垃圾 $24\text{ t}\cdot\text{d}^{-1}$,含水率77%,厨余垃圾暂未接收;生活污水 $70\text{ t}\cdot\text{d}^{-1}$,含水率85%),合计约 $16\text{ tDS}\cdot\text{d}^{-1}$ 。项目采用“餐厨废弃物源头预处理+污泥-餐厨废弃物协同厌氧消化+离心脱水+低温干化”的工艺技术路线,处理产物含水率降低至40%以下后可作为生物炭土用于园林绿化。

1.2 碳排放核算边界与单元

九江市城镇污泥和餐厨垃圾处理处置工程工艺流程和碳排放核算边界如图1所示。为了评估污泥和餐厨

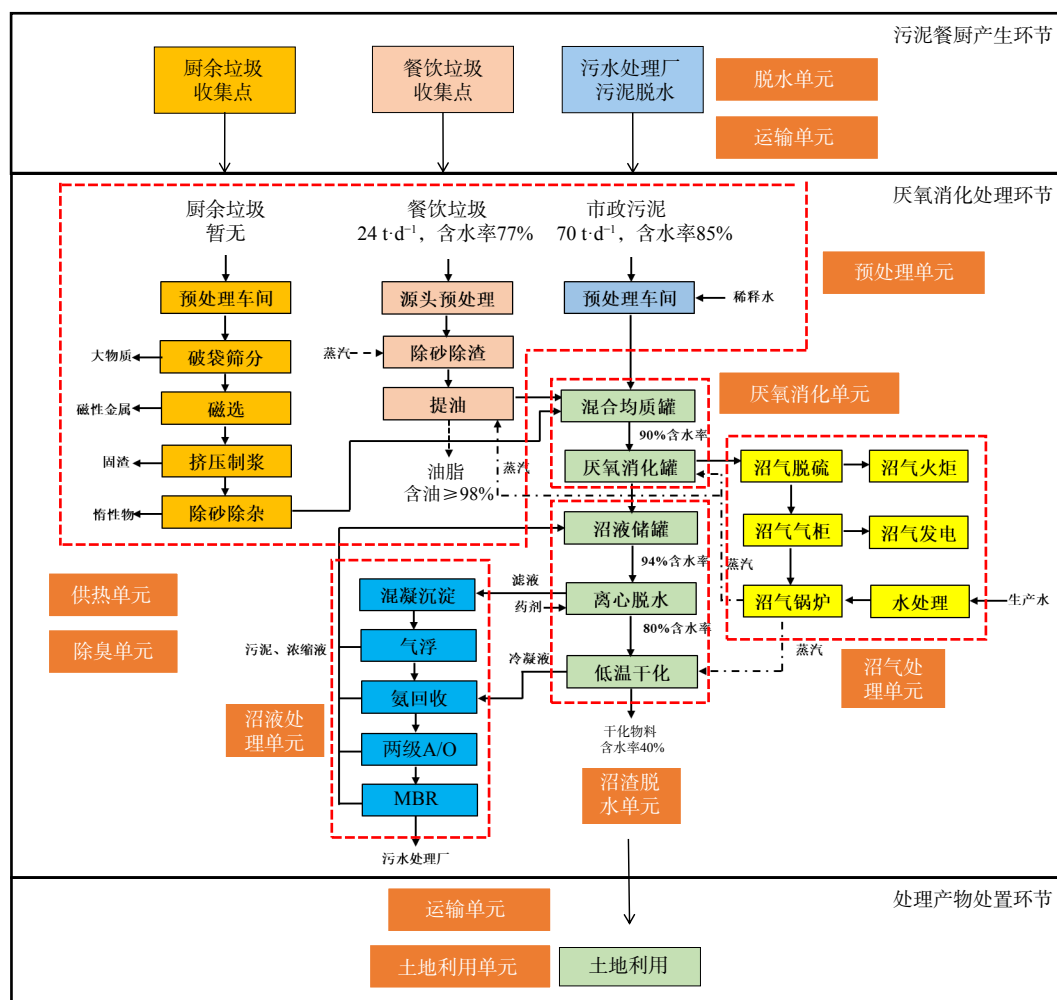


图1 九江市城镇污泥和餐厨垃圾处理处置工程工艺流程和碳排放核算边界图

Fig. 1 Process flow and carbon emission accounting boundary diagram of sewage sludge and kitchen waste treatment and disposal project in Jiujiang City

垃圾处理处置全流程的碳排放水平，将污泥和餐厨垃圾从产生端开始到处理产物处置端结束，以单位质量干物质（1 tDS）为基准，将所有温室气体的排放以 CO₂ 当量（CO₂-eq）形式归一化处理，核算处理处置全过程的碳排放。具体可划分为以下 3 个环节。

1）污泥餐厨产生环节：各个餐饮垃圾收集点作为餐饮垃圾产生端（九江项目暂无厨余垃圾），通过餐厨垃圾收运车将餐饮垃圾运至厌氧消化协同处理厂。该环节餐饮垃圾碳排放核算单元包括运输单元，各个污水处理厂作为市政污泥的产生端，污水处理厂内剩余污泥经过离心脱水至含水率为 85% 左右，由车辆运输至厌氧消化协同处理厂，该环节市政污泥碳排放核算单元包括 2 个环节（①脱水单元；②运输单元）。

2）厌氧消化处理环节：餐厨垃圾和市政污泥运至厌氧消化处理厂后经过一系列的处理实现稳定化和无害化，该环节碳排放核算根据不同的工艺流程可划分为 7 个单元（①预处理单元；②厌氧消化单元；③沼气处理单元；④沼液处理单元；⑤沼渣脱水单元；⑥供热单元；⑦除臭单元）。

3）处理产物处置环节：餐厨垃圾和市政污泥经过厌氧消化后的沼渣经过脱水干化至含水率为 40% 左右，作为生物炭土进行土地利用。该环节碳排放核算单元包括 2 个环节（①运输单元；②土地利用单元）。

1.3 碳排放核算清单与方法

市政污泥和餐厨垃圾协同厌氧消化工艺路线各环节的温室气体排放核算基于对不同排放源的排放核算，包括直接碳排放、间接碳排放以及碳补偿。

直接碳排放主要是污泥和餐厨垃圾处理处置过程中，有机质和含氮元素通过不同途径产生的逸散性 CH₄、N₂O 等温室气体并排放到大气中产生的碳排放；间接碳排放主要是不同工艺单元中消耗的能源和资源（如化学品药剂等）产生的碳排放；碳补偿主要是通过沼气利用和沼渣土地利用实现资源替代产生的碳减排。需要说明的是，根据 IPCC 指南^[16]，污泥在处理处置过程中产生的生物源 CO₂ 被认为是碳中性的，不增加大气温室效应，因此不纳入温室气体排放核算体系。

污泥和餐厨垃圾产生环节、污泥和餐厨垃圾厌氧消化处理环节、处理产物沼渣土地利用环节的碳排放核算清单及核算方法分别见表 1、2、3 所示。

表 1 污泥餐厨产生环节碳排放核算清单及核算方法		
Table 1 Carbon emission inventory and accounting method for municipal sludge and food waste production		
碳排放清单	计算公式	参数解释
间接碳排放	脱水 药剂 $E_{m,CO_2} = \sum K_{mi} \times EF_{mi}$	E_{m,CO_2} 为使用药剂产生的 CO ₂ 排放量，kg； K_{mi} 为 i 药品消耗量，kg； EF_{mi} 为 i 药品 CO ₂ 碳排放系数，kg CO ₂ ·kg ⁻¹ ，PAM 取值为 2.62。
	脱水 电力 $E_{e,CO_2} = \sum K_{ei} \times EF_{ei}$	E_{e,CO_2} 为耗电产生的 CO ₂ 排放量，kg； K_{ei} 为耗电量，kW·h，直接通过电表监测数据，也可通过比能耗×干基（DS）计算得出； EF_{ei} 为电力 CO ₂ 碳排放系数，kg CO ₂ ·(kW·h) ⁻¹ ，取 0.583 9。
	车辆 运输 $E_{t,CO_2} = \sum D_{ti} \times EF_{ti}$	E_{t,CO_2} 为运输产生的 CO ₂ 排放量，kg； D_{ti} 为运输距离（往返），km； EF_{ti} 为大型柴油车（>2.0 L）排放因子，kgCO ₂ -eq·km ⁻¹ ，取 0.235 63。

表 2 厌氧消化处理环节碳排放核算清单及核算方法		
Table 2 Carbon emission inventory and accounting method for anaerobic digestion processes		
碳排放清单	计算公式	参数解释
间接碳 排放	药剂 $E_{m,CO_2} = \sum K_{mi} \times EF_{mi}$	E_{m,CO_2} 为使用药剂产生的 CO ₂ 排放量，kg； K_{mi} 为 i 药品消耗量，kg； EF_{mi} 为 i 药品 CO ₂ 碳排放系数 ^[17] ，kg CO ₂ ·kg ⁻¹ ，PAM 取值为 2.62，FeCl ₃ 取值为 8.3， 石灰取值为 1.74，NaOH 取值为 1.17，Ca(OH) ₂ 取值为 0.975，活性炭取值为 6。

续表 2		
碳排放清单	计算公式	参数解释
间接碳 排放	电力 $E_{e,\text{CO}_2} = \sum K_{ei} \times \text{EF}_{ei}$	E_{e,CO_2} 为耗电产生的CO ₂ 排放量, kg; K_{ei} 为耗电量, kW·h, 直接通过电表监测数据, 也可通过比能耗×干基(DS)计算得出; EF_{ei} 为电力CO ₂ 碳排放系数, kg CO ₂ ·(kW·h) ⁻¹ , 取0.583 9。
	燃油 $E_{h,\text{CO}_2} = \sum K_{hi} \times \text{EF}_{hi}$	E_{h,CO_2} 为燃油产生的CO ₂ 排放量, kg; K_{hi} 为燃油消耗量, kg; EF_{hi} 为燃油碳排放系数, 柴油的IPCC推荐值为3.16 kg CO ₂ -eq·kg ⁻¹ 。
直接碳 排放	CH ₄ 泄漏 $E_{\text{CH}_4} = \eta \times Q_{\text{CH}_4} \times 16/22.4 \times 21$	E_{CH_4} 为厌氧消化过程中CH ₄ 不可控泄漏产生的碳排放量, kg; η 为沼气收集管路中CH ₄ 不可控泄漏量, 取0.05%; Q_{CH_4} 为厌氧消化CH ₄ 产量, 由沼气产量×CH ₄ 比例计算得出, m ³ ; 16/22.4为CH ₄ 质量与CH ₄ 体积的换算系数, kg·m ⁻³ ; 21为CH ₄ 温室气体增温潜势。
	N ₂ O 逸散 $E_{\text{N}_2\text{O}} = Q_1 \times (\text{TN}_{\text{in}} - \text{TN}_{\text{out}}) \times \text{EF}_{\text{N}_2\text{O}} / 1000 \times 44/28 \times 298$	$E_{\text{N}_2\text{O}}$ 为沼液处理过程产生的N ₂ O直接排放量, kg; Q_1 为沼液处理单元进水量, m ³ ; TN_{in} 为沼液处理单元平均进水TN质量浓度, mg·L ⁻¹ ; TN_{out} 为沼液处理单元平均出水TN质量浓度, mg·L ⁻¹ ; $\text{EF}_{\text{N}_2\text{O}}$ 为N ₂ O排放因子, 取值为0.016 kg N ₂ O·(kg TN) ⁻¹ ; 44/28为N ₂ O和N ₂ 分子量之比; 298为N ₂ O温室气体增温潜势。
碳减排	沼气 供热 $E_{h,-\text{CO}_2} = \frac{V \times H_{\text{biogas}} \times \eta_h}{H_{\text{coal}} \times \eta_{\text{coal}}} \times \text{EF}_{\text{coal}}$	$E_{h,-\text{CO}_2}$ 为沼气替代煤炭供热产生的CO ₂ 减排量, kg; V 为产生的沼气体积, Nm ³ ; H_{biogas} 为沼气低位热值, GJ·Nm ⁻³ ; η_h 为燃气锅炉的热效率, %; H_{coal} 为煤炭低位热值, GJ·t ⁻¹ ; η_{coal} 为燃煤锅炉的热效率, %; EF_{coal} 为煤炭燃烧的温室气体排放因子, kg CO ₂ -eq·kg ⁻¹ 。
	沼气 发电 $E_{e,-\text{CO}_2} = V \times H_{\text{biogas}} \times 277.8 \times \eta_e \times \text{EF}_{ei}$	$E_{e,-\text{CO}_2}$ 为沼气发电产生的CO ₂ 减排量, kg; V 为产生的沼气体积, Nm ³ ; H_{biogas} 为沼气低位热值, GJ·Nm ⁻³ ; 277.8为1 GJ=277.8 kW·h; η_e 为燃气锅炉的热效率, %; EF_{ei} 为电力CO ₂ 碳排放系数, kg CO ₂ ·(kW·h) ⁻¹ , 取0.583 9。
	沼气 并网 $E_{n,-\text{CO}_2} = V \times \eta_n \times \text{EF}_{\text{ng}}$	$E_{n,-\text{CO}_2}$ 为沼气提纯天然气并网产生的CO ₂ 减排量, kg; V 为产生的沼气体积, Nm ³ ; η_n 为提纯并网天然气的比例, %; EF_{ng} 为天然气生产利用过程的温室气体排放因子, kg CO ₂ -eq·Nm ⁻³ 。

表 3 处理产物土地利用环节碳排放核算清单及核算方法		
Table 3 Carbon emission inventory and accounting method for land utilization of digestate residue		
碳排放清单	计算公式	参数解释
直接碳排放	CH ₄ 排放 $E_{l,\text{CH}_4} = M_l \times \text{EF}_{l,\text{CH}_4} \times 21$	E_{l,CH_4} 为沼渣土地利用产生的CO ₂ 排放量, kg; M_l 为土地利用的沼渣干基质量, kg; $\text{EF}_{l,\text{CH}_4}$ 为单位干基沼渣土地利用CH ₄ 碳排放系数, 0.02 kg CH ₄ ·kg ⁻¹ [18]; 21为CH ₄ 温室气体增温潜势。

续表 3		
碳排放清单	计算公式	参数解释
直接碳排放	$E_{l,N_2O} = M_l \times TN \times \eta_{N_2O} \times 44/28 \times 298$	E_{l,N_2O} 为沼渣土地利用处理过程产生的 N_2O 直接排放量, kg;
		M_l 为土地利用的沼渣干基质量, kg;
		TN 为沼渣含有的总氮, %;
		η_{N_2O} 为土地利用时 N_2O 转化率, 取值为 $0.01 \text{ kg } N_2O\text{-N}\cdot(\text{kgN})^{-1}$;
		44/18 为 N_2O 和 N_2 分子量之比;
		298 为 N_2O 温室气体增温潜势。
间接碳方法	$E_{t,CO_2} = \sum D_{it} \times EF_{it}$	E_{t,CO_2} 为运输产生的 CO_2 排放量, kg;
		D_{it} 为运输距离 (往返), km;
		EF_{it} 为大型柴油车 ($>2.0 \text{ L}$) 排放因子, $\text{kgCO}_2\text{-eq}\cdot\text{km}^{-1}$, 取 0.235 63。
碳减排	$E_{f,-CO_2} = \sum \frac{M_l \times W_i}{F_i \times \phi_i} \times EF_{fi}$	$E_{f,-CO_2}$ 为沼渣替代化肥土地利用的 CO_2 减排量, kg;
		M_l 为土地利用的沼渣干基质量, kg;
		W_i 为沼渣干基中氮/磷/钾元素的质量分数, %;
		F_i 为化肥中氮/磷/钾元素的质量分数, %;
		ϕ_i 为化肥中氮肥/磷肥/钾肥有效组分的纯度, %;
		EF_{fi} 为生产单位质量氮肥/磷肥/钾肥的温室气体排放因子, 单位为 $\text{kg } CO_2\text{-eq}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。

2 结果与讨论

2.1 污泥和餐厨垃圾产生环节碳排放评估

1) 市政污泥碳排放。污泥在污水处理厂内离心脱水至含水率为 80%~85%, 然后通过车辆运输至厌氧消化处理厂, 九江城区 4 座污水处理厂污泥脱水和运输的碳排放如表 4 和图 2 所示。其中白水湖污水处理厂 (规模: $1.62 \text{ tDS}\cdot\text{d}^{-1}$) 的污泥脱水碳排放水平最高为 $435.96 \text{ kgCO}_2\text{-eq}\cdot\text{tDS}^{-1}$; 鹤问湖污水处理厂 (规模: $6.86 \text{ tDS}\cdot\text{d}^{-1}$) 的污泥脱水碳排放水平最低为 $125.05 \text{ kgCO}_2\text{-eq}\cdot\text{tDS}^{-1}$ 。表明单位质量污泥脱水的碳排放强度

表 4 污泥脱水和运输单元碳排放评估
Table 4 Carbon emission assessment of sludge dewatering and transportation units

参数	两河污水处理厂	白水湖污水处理厂	芳兰污水处理厂	鹤问湖污水处理厂
污泥产量/(t·d ⁻¹)	19.47	14.7	10.44	46.32
含水率	86.32%	88.95%	88.62%	85.19%
污泥干重/(tDS·d ⁻¹)	2.66	1.62	1.19	6.86
单程运输距离/km	24	23	13	28
车次/d	2	1	1	3
大型柴油车排放因子/(kgCO ₂ -eq·km ⁻¹)	0.235 63			
运输碳排放/(kgCO ₂ -eq·tDS ⁻¹)	8.49	6.67	5.16	5.77
脱水电耗/(kWh·tDS ⁻¹)	350	711	440	185
电力排放因子/(kgCO ₂ -eq·kWh ⁻¹)	0.583 9			
电力碳排放/(kgCO ₂ -eq·tDS ⁻¹)	204.37	415.15	256.92	108.02
PAM用量/(kg·tDS ⁻¹)	7	7.94	5.57	6.5
PAM排放因子/(kgCO ₂ -eq·kg ⁻¹)	2.62			
药剂碳排放/(kgCO ₂ -eq·tDS ⁻¹)	18.34	20.80	14.59	17.03
脱水碳排放/(kgCO ₂ -eq·tDS ⁻¹)	222.71	435.96	271.51	125.05
间接碳排放/(kgCO ₂ -eq·tDS ⁻¹)	231.20	442.63	276.67	130.82

通常与污泥处理规模呈负相关。电力排放是脱水环节主要的碳排放来源，占脱水单元碳排放的 86.4%~94.6%。运输单元产生的碳排放与运输距离相关，4 个污水处理厂距离厌氧消化处理厂 13~28 km，单位质量污泥运输碳排放水平为 5.16~8.49 kgCO₂-eq·tDS⁻¹。

2) 餐饮垃圾碳排放。九江污泥餐厨项目收运 4 个区的部分餐饮垃圾(表 5)，单位质量餐饮垃圾运输单元产生的碳排放为 22.27 kgCO₂-eq·tDS⁻¹。

2.2 厌氧消化处理环节碳排放评估

餐厨垃圾和市政污泥(统称城市有机固废)协同厌氧消化处理过程共划分为 7 个单元：①预处理单元；②厌氧消化单元；③沼气处理单元；④沼液处理单元；⑤沼渣脱水单元；⑥供热单元；⑦除臭单元。本研究以九江污泥餐厨项目 2024 年 03 月份的生产数据日均值(表 6)作为碳排放核算依据。

1) 不同工艺单元碳排放。城市有机固废协同厌氧消化处理环节的碳排放核算结果如表 7 所示。结果表明，九江污泥餐厨项目厌氧消化处理环节的碳排放为 1 391.09 kgCO₂-eq·tDS⁻¹，高于文献报道的厌氧消化工艺路线的碳排放水平^[19]。这主要是因为目前九江项目试运营阶段实际处理规模尚不到设计规模的 1/3，随着项目运营规模的不断提升，通过规模效应和产物资源化利用等方面的促进作用，单位质量有机固废厌氧消化产生的碳排放将会逐渐降低。

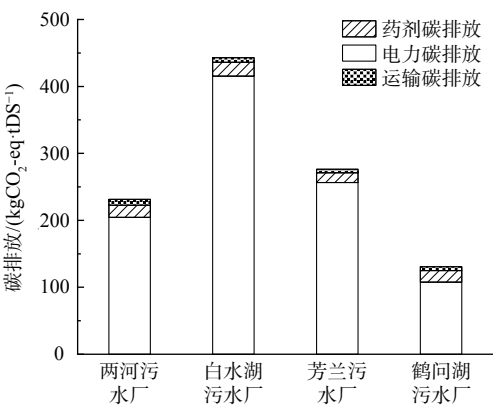


图 2 九江市污水处理厂污泥产生环节碳排放评估
Fig. 2 Carbon emissions from the sludge production process of the wastewater treatment plant in Jiujiang City

表 5 九江市餐饮垃圾运输单元碳排放评估

Table 5 Carbon emission assessment of kitchen waste transportation units in Jiujiang City

参数	浔阳区	濂溪区	八里湖新区	经开区
餐饮垃圾产量/(t·d ⁻¹)	4.09	10.92	4.79	4.18
含固率	18.90%	22.02%	26.40%	24.22%
有机质含量	91.7%	86.43%	91.75%	91.20%
往返收运距离/km	142	190	111	74
总收运距离/km	517			
大型柴油车排放因子/ (kgCO ₂ -eq·km ⁻¹)	0.235 63			
运输碳排放/(kgCO ₂ -eq·tDS ⁻¹)	22.27			

表 6 生产数据日均值统计表

Table 6 Statistical table of daily average production data

进料量		产出物			能耗/物耗					
餐厨/t	污泥/t	毛油/t	碳土/t	沼气量/m ³	电量/(kW·h)	柴油/L	沼气自用/m ³	自来水/m ³	絮凝剂/kg	工业盐/kg
69.26	24.09	1.52	12.22	4 199	20 855	1 518.76	4 547	337.04	62	0.11

九江项目工程采用中温厌氧消化((35±2)℃)，各个工艺单元的能耗、物耗水平不同，碳排放差异显著。如图 3 所示，评估结果显示：厌氧消化单元(包括沼气处理系统)碳排放为 131.69 kgCO₂-eq·tDS⁻¹，占全过程碳排放总量的 9.5%。沼渣低温干化单元的碳排放最高为 464.72 kgCO₂-eq·tDS⁻¹，占全过程碳排放总量的 33.4%。其次是沼液处理单元的碳排放 289.02 kgCO₂-eq·tDS⁻¹，占全过程碳排放总量的 20.8%。因此，沼渣和沼液处理产生的碳排放放在厌氧消化工艺全过程中占比 54.2%，是碳减排的重点关注对象。此外，作为整个工艺的辅助单元，供热单元碳排放 251.70 kgCO₂-eq·tDS⁻¹(占比 18.1%)和除臭单元碳排放 189.48 kgCO₂-eq·tDS⁻¹(占比 13.6%)，两者合计占全过程碳排放总量的 31.7%，同样具有较大的碳减排潜力。

2) 不同来源类别碳排放。厌氧消化工艺各单元的碳排放包括电力、燃油、药剂产生的间接碳排放，以及 CH₄ 逸散和 N₂O 逸散产生的直接碳排放。各单元的碳排放来源如图 4 所示。预处理单元、厌氧消化单元、沼渣低温干化单元和除臭单元的碳排放全部来源于电力。因此，这 4 个单元的碳减排核心在于降低工艺设备的电耗，实现节能减排；供热单元的碳排放 251.70 kgCO₂-eq·tDS⁻¹ 几乎全部来自于燃油(电力碳排放仅

表 7 厌氧消化处理环节碳排放评估

Table 7 Carbon emission assessment of anaerobic digestion treatment process $\text{kgCO}_2\text{-eq}\cdot\text{tDS}^{-1}$

环节	间接碳排放			直接碳排放		碳排放
	电力	燃油	药剂	CH_4 逸散	N_2O 逸散	
预处理单元	18.36					18.36
厌氧消化单元（含沼气系统）	131.69					131.69
沼气泄漏直接排放				21.32		21.32
沼液处理单元	209.02		0.11		79.90	289.02
沼渣脱水单元-离心脱水	14.70		10.11			24.80
沼渣干化单元-低温干化	464.72					464.72
供热单元	0.94	250.76				251.70
除臭单元	189.48					189.48
总计	1 028.90	250.76	10.21	21.32	79.90	1 391.09

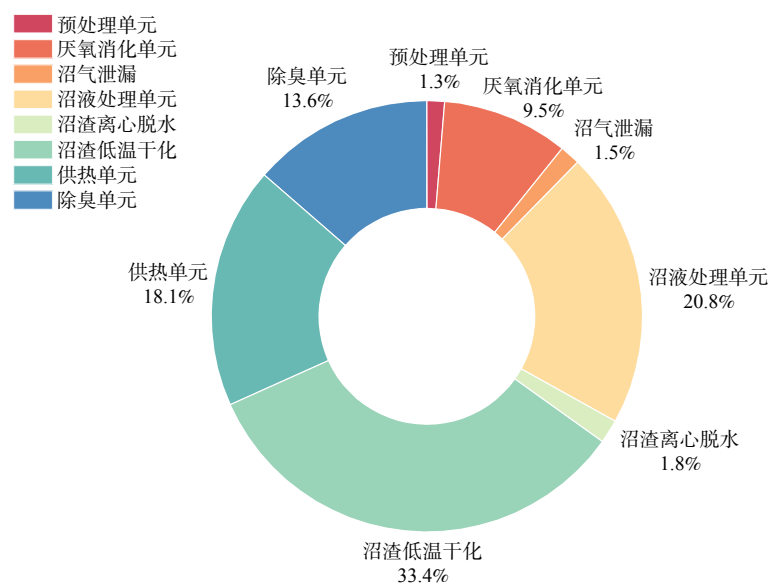


图 3 厌氧消化工艺不同单元碳排放占比

Fig. 3 Proportion of carbon emissions from different units of anaerobic digestion process

为 $0.94 \text{ kgCO}_2\text{-eq}\cdot\text{tDS}^{-1}$ ），因此，提高系统沼气产量减少燃油消耗，可降低供热单元的碳排放；沼渣离心脱水单元碳排放包括药剂碳排放 $10.11 \text{ kgCO}_2\text{-eq}\cdot\text{tDS}^{-1}$ （占比 40.7%）和电力碳排放 $14.70 \text{ kgCO}_2\text{-eq}\cdot\text{tDS}^{-1}$ （占比 59.3%），该环节可采取使用绿色低碳脱水药剂替代等碳减排措施；沼液处理环节碳排放包括来源于电力（ $209.02 \text{ kgCO}_2\text{-eq}\cdot\text{tDS}^{-1}$ ，占比 92.3%）和药剂（极少， $0.11 \text{ kgCO}_2\text{-eq}\cdot\text{tDS}^{-1}$ ）的间接碳排放，以及 N_2O 逸散产生的直接碳排放（ $79.90 \text{ kgCO}_2\text{-eq}\cdot\text{tDS}^{-1}$ ，占比 27.6%），其中 N_2O 逸散直接碳排放主要产生于污水生物处理段中，因此，采用更为节能低耗的沼液处理工艺是碳减排的关键。

厌氧消化处理工艺路线不同类别的碳排放占比如图 5 所示。整体而言，厌氧消化处理工艺路

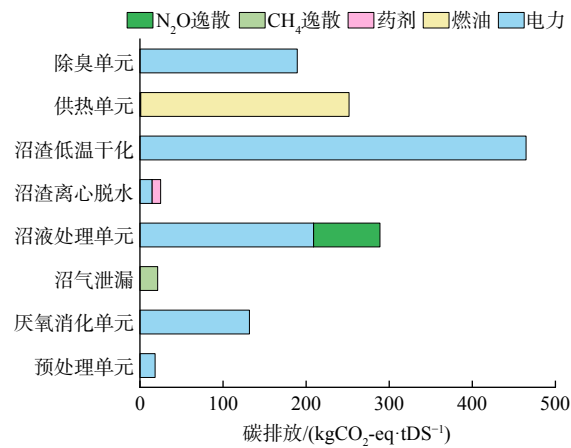


图 4 厌氧消化工艺各单元碳排放来源类别

Fig. 4 Classification of carbon emission sources for each unit of anaerobic digestion process

线总碳排放的 92.8% 来源于间接碳排放, 其中电力产生的碳排放最高, 占厌氧消化处理工艺路线碳排放总量的 74%。其次是燃油, 占碳排放总量的 18%。药剂产生的碳排放最少, 仅占 0.7%; 直接碳排放占厌氧消化处理工艺路线碳排放总量的 7.2%, 分别为沼气中 CH₄ 逸散引起的碳排放 (占比 5.7%) 和沼液处理环节 N₂O 逸散产生的碳排放 (占比 1.5%)。

2.3 处理产物处置环节碳排放评估

1) 土地利用碳排放。厌氧消化产物沼渣经过低温干化至含水率 40% 后作为生物碳土进行土地利用, 若生物碳土直接就地利用, 则暂不考虑运输产生的碳排放。九江工程项目生物碳土产量为 12.22 t·d⁻¹, 含水率 26.3%, 合计干重 9.01 tDS·d⁻¹。经检测生物碳土中营养元素含量如下: 总氮 2%, 总磷 (以 P₂O₅ 计) 5.5%, 总钾 (以 K₂O 计)

0.85%。根据表 3 处理产物土地利用环节碳排放核算方法, 计算得出土地利用环节碳排放结果: N₂O 直接碳排放 52.48 kgCO₂-eq·tDS⁻¹, CH₄ 直接碳排放 0.42 kgCO₂-eq·tDS⁻¹, 合计碳排放 52.90 kgCO₂-eq·tDS⁻¹。

2) 替代化肥碳减排。生物碳土进行土地利用可替代部分化肥, 这部分化肥生产过程中的温室气体排放量就是沼渣土地利用的温室气体减排量。因此, 可以根据沼渣中氮磷钾营养元素的含量, 推算出可替代的常见化肥使用量, 其碳减排评估结果 (表 8) 表明, 沼渣土地利用可实现 313.72 kgCO₂-eq·tDS⁻¹ 的碳减排, 具有良好的负碳效益。其中, 沼渣含氮量为 2%, 单位质量干基沼渣可替代 34.31 kg 尿素, 减排量为 266.23 kgCO₂-eq·tDS⁻¹, 大约占总减排量的 84.9% 贡献度最高; 沼渣含磷量为 5.5%, 单位质量干基沼渣可替代 181.03 kg 重过磷酸钙, 减排量为 38.91 kgCO₂-eq·tDS⁻¹, 大约占总减排量的 12.4%; 沼渣含钾量为 0.85%, 单位质量干基沼渣可替代 13 kg 氯化钾, 减排量为 8.58 kgCO₂-eq·tDS⁻¹, 大约占总减排量的 2.73%。

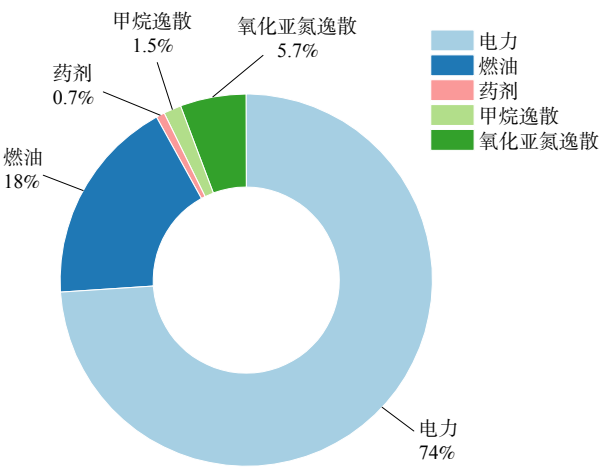


图 5 厌氧消化处理工艺路线不同来源类别的碳排放占比
Fig. 5 Proportion of carbon emissions from different source categories in anaerobic digestion treatment processes

表 8 处理产物土地利用环节碳减排评估

Table 8 Assessment of carbon emission reduction for land utilization of digestate residue

化肥种类	化学式	有效组分	营养元素质量分数	碳排放系数/ (kgCO ₂ -eq·kg ⁻¹) ^[7]	化肥替代量/ (kg·tDS ⁻¹)	减排量/ (kgCO ₂ -eq·tDS ⁻¹)	碳减排/ (kgCO ₂ -eq·tDS ⁻¹)
尿素	CO(NH ₂) ₂		含氮量46.67%	7.76	34.31	266.23	
重过磷酸钙	Ca(H ₂ PO ₄) ₂ ·CaHPO ₄	70%	含磷量24.32%	0.215	181.03	38.91	313.72
氯化钾	KCl		含钾量52.35%	0.66	13.00	8.58	

因此, 沼渣作为生物碳土进行土地利用, 可产生的净碳减排量为 313.72-52.90=260.82 kgCO₂-eq·tDS⁻¹。

2.4 全流程碳排放评估

九江市政污泥和餐饮垃圾协同厌氧消化处理工艺全流程碳排放如图 6 所示。整体而言, 厌氧消化工艺路线涵盖“产生环节-处理环节-处置环节”全流程的总碳排放为 1 650.78 kgCO₂-eq·tDS⁻¹。目前沼气全部厂区自用, 尚无额外的碳减排效益, 考虑到沼渣土地利用可替代部分化肥带来碳补偿-313.72 kgCO₂-eq·tDS⁻¹, 因此该工艺路线全流程总净碳排放为 1 337.06 kgCO₂-eq·tDS⁻¹。

值得注意的是, 沼渣低温干化、沼液处理和供热单元碳排放水平最高, 三者之和 (1 005.44 kgCO₂-eq·tDS⁻¹) 占全流程碳排放总额的 60%, 是碳减排的核心关键单元。其中, 除了沼液处理单元 N₂O 逸散产生的直接碳排放 (79.90 kgCO₂-eq·tDS⁻¹, 占比 4.8%) 之外, 其他全部是来自于能源和资源消耗产生的间接碳排放。因此, 可采取降低工艺设备电耗、减少燃油消耗、选择低碳节能的沼液处理工艺等措施来实现厌氧消

化处理全流程的节能减排。

3 结论

1) 以九江污泥餐厨协同厌氧消化项目作为工程案例, 评估城市多源有机固废“产生-处理-处置”全流程碳排放为 $1\,650.78\text{ kgCO}_2\text{-eq}\cdot\text{tDS}^{-1}$, 沼渣土地利用碳补偿为 $-313.72\text{ CO}_2\text{-eq}\cdot\text{tDS}^{-1}$, 该工艺路线全流程总净碳排放为 $1\,337.06\text{ kgCO}_2\text{-eq}\cdot\text{tDS}^{-1}$ 。

2) 污泥产生环节的碳排放 95%~98% 来自污泥脱水单元。污泥脱水的碳排放强度与处理规模呈负相关, 其中电力排放占脱水单元碳排放的 86.4%~94.6%, 是最主要的碳排放来源。

3) 厌氧消化处理环节的碳排放 92.7% 来源于间接碳排放, 分别为电力 (74%)、燃油 (18%) 和药剂 (0.7%) 消耗所产生的碳排放。该环节碳

减排的核心在于降低工艺设备的电耗以实现节能减排; 提高系统沼气产量减少燃油消耗, 降低供热单元碳排放; 可选择绿色低碳脱水药剂替代传统药剂, 以及采用更加节能降耗的沼液处理工艺等措施来实现碳减排。

4) 沼渣低温干化单元 (33.4%) 和沼液处理单元 (20.8%) 产生的碳排放占厌氧消化工艺全过程的 54.2%, 是碳减排的重点关注对象。其次是辅助单元如供热单元 (18.1%) 和除臭单元 (13.6%), 合计占整个厌氧消化过程碳排放总量的 31.7%, 同样具有很大的碳减排潜力。

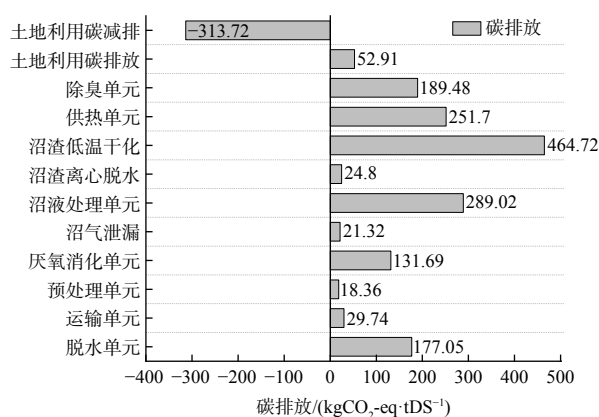


图6 厌氧消化处理工艺全流程碳排放

Fig. 6 Carbon emissions of the whole process of anaerobic digestion treatment

参考文献

- [1] CHEN S, YU L, ZHANG C, et al. Environmental impact assessment of multi-source solid waste based on a life cycle assessment, principal component analysis, and random forest algorithm[J]. *Journal of Environmental Management*, 2023, 339: 117942.
- [2] 牛国帅, 郭玉洁, 许金超, 等. "无废城市"建设策略探讨——以聊城市一般工业固体废物管理为例[J]. *环境工程学报*, 2024: 1-7.
- [3] 刘丽薇, 旦增, 周文武, 等. 餐厨垃圾协同其他有机废物处理研究现状及进展[J]. *环境生态学*, 2022, 4(8): 91-96.
- [4] 盛德洋, 朱洁, 安东璇, 等. 基于碳减排的污水厂污泥处理处置全流程最佳技术路线分析[J]. *净水技术*, 2023, 42(1): 75-82.
- [5] 翟明洋, 周长波, 李晟昊, 等. 污水处理行业温室气体核算模型开发及减排潜力分析[J]. *中国环境管理*, 2022, 14(6): 55-64.
- [6] TWAGIRAYEZU E, FAN L, LIU X, et al. Comparative life cycle assessment of sewage sludge treatment in Wuhan, China: Sustainability evaluation and potential implications[J]. *Science of the Total Environment*, 2024, 913: 169686.
- [7] YANG H, GUO Y, FANG N, et al. Life cycle assessment of sludge anaerobic digestion combined with land application treatment route: Greenhouse gas emission and reduction potential[J]. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 2023, 11(6): 111255.
- [8] 彭洁, 袁兴中, 江洪伟, 等. 城市污水污泥处置方式的温室气体排放比较分析[J]. *环境工程学报*, 2013, 7(6): 2285-2290.
- [9] PARRAVICINI V, NIELSEN P H, THORNBORG D, et al. Evaluation of greenhouse gas emissions from the European urban wastewater sector, and options for their reduction[J]. *Science of the Total Environment*, 2022, 838(4): 156322.
- [10] KIM M H, SONG Y E, SONG H B, et al. Evaluation of food waste disposal options by LCC analysis from the perspective of global warming: Jungnang case, South Korea[J]. *Waste Management*, 2011, 31(9-10): 2112-2120.
- [11] 郝晓地, 周鹏, 曹达启. 餐厨垃圾处置方式及其碳排放分析[J]. *环境工程学报*, 2017, 11(2): 673-682.
- [12] 赵刚, 唐建国, 徐竟成, 等. 中美典型污泥处理处置工程能耗和碳排放比较分析[J]. *环境工程*, 2022, 40(12): 9-1-16.
- [13] 李爱民, 李羽志, 宋联, 等. 无锡市典型污泥处理处置全过程碳排放特征研究[J]. *给水排水*, 2022, 48(11): 28-34.
- [14] 夏雪, 邵钱祺, 曹悦, 等. 不同处理模式下污泥厌氧消化的能源回收与碳排放分析[J]. *环境工程*, 2023, 41(7): 1-7, 13.
- [15] PIIPPO S, LAURONEN M, POSTILA H. Greenhouse gas emissions from different sewage sludge treatment methods in north[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2018, 177: 483-492.
- [16] IPCC. 2019 Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventory[R]. 2019.
- [17] 王航, 王先恺, 陈祥, 等. 城市有机固体废物协同处置碳排放分析[J]. *环境工程*, 2024, 42(2): 66-72.
- [18] 潘煜, 黄群星, 刘格菲, 等. 一种基于碳溯源的污泥碳排放因子核算方法: ZL202211333496.5[P]. 2023-03-21.
- [19] 胡月. 污泥与餐厨混合厌氧消化项目碳减排预测研究[J]. *城市道桥与防洪*, 2022(7): 230-233, 246.

(责任编辑: 陶雪)

Carbon emission analysis of the whole process of collaborative anaerobic digestion treatment of municipal multi-source organic solid waste

WANG Hang^{1,2}, WANG Xiankai^{1,2}, LI Kun^{1,2}, QIAO Xueyuan^{1,2}, LIU Feng^{1,2}, JIANG Tao^{1,2}, CHEN Xiang^{1,2,*}

1. National Engineering Research Center for Ecological Environment of Yangtze River Economic Belt, Wuhan 430014, China;

2. YANGTZE Eco-Environment Engineering Research Center, China Three Gorges Corporation, Beijing 100038, China

*Corresponding author, E-mail: chen_xiang11@ctg.com.cn

Abstract To address the issues of unclear carbon emission levels and absence of clear paths for carbon reduction in the urban multi-source organic solid waste collaborative treatment industry, this study developed a carbon emission accounting method tailored for this sector. Using the urban sludge and kitchen waste collaborative anaerobic digestion project in Jiujiang City as a case study, this research systematically evaluated the carbon emissions throughout the entire life cycle of urban multi-source organic solid waste. The findings indicated that the total net carbon emissions for the entire process route amounted to 1 337.06 kgCO₂-eq·tDS⁻¹. The carbon emission intensity of the sludge dewatering process exhibited a negative correlation with treatment scale, with electricity emissions contributing to 86.4%~94.6% of the dewatering unit's emissions. Indirect carbon emissions accounted for 92.7% of overall anaerobic digestion treatment emissions, primarily resulting from electricity (74%), fuel (18%), and chemicals (0.7%). Carbon emissions from low-temperature drying of digestate residue (33.4%), biogas slurry treatment (20.8%), heating (18.1%), and deodorization (13.6%) units collectively accounted for 85.9% of carbon emissions during the anaerobic digestion, representing prime targets for carbon reduction. The carbon offset from the land application of digestate residue was -313.72 CO₂ eq·tDS⁻¹. By precisely identifying units with high emissions, this study can develop appropriate carbon reduction strategies. These strategies encompassed reducing power consumption in process equipment, enhancing biogas production within the system to decrease fuel consumption, substituting traditional agents with green, low-carbon dewatering agents, and implementing more energy-efficient biogas slurry treatment processes to achieve carbon reduction goals. This research offers insights for energy conservation, pollution control, and carbon reduction in the urban organic waste treatment industry.

Keywords municipal organic solid waste; multi-source collaboration; municipal sludge; kitchen waste; carbon emissions; greenhouse gas