



餐厨垃圾收运及处置一体化模式生命周期评价： 以天津市为例

邵志飞^{1,2}, 呼和涛力^{1,2,3,✉}, 孟晓山^{2,3}, 吴丹^{1,2,3}, 雷廷宙^{1,2,3}, 陈勇^{2,3,4}

1. 常州大学环境科学与工程学院, 常州 213164; 2. 常州大学城乡矿山研究院, 常州 213164; 3. 常州市生物质绿色安全高值利用技术重点实验室, 常州 213164; 4. 中国科学院广州能源研究所, 广州 510651

摘 要 在我国生活垃圾分类和“无废城市”建设持续推进背景下, 餐厨垃圾收运与处置利用一体化成为了城市固废资源化产业链的重要环节。本研究以天津市为例, 利用地理信息系统 (ArcGIS) 空间分析天津市餐饮垃圾产排特征, 通过实地调研获得收运方式信息并归纳出 4 条处理技术路线, 分别是高温发酵、焚烧发电、单独厌氧以及协同厌氧, 并采用生命周期评价方法 (LCA) 选取 6 种影响类型为评价指标对餐厨垃圾收运及处置一体化模式进行了环境影响评价。结果显示, 4 条技术路线均具有环境效益, 净环境影响潜力由低到高分别是高温发酵路线 (-0.030 8)、协同厌氧路线 (-0.029 9)、单独厌氧路线 (-0.024 5)、焚烧发电路线 (-0.005 7)。敏感性分析表明, 提高餐厨垃圾提油率, 减少收运距离均能降低环境影响潜力, 优化三相分离技术提高提油率是一种更加可行高效的方式。

关键词 生命周期评价; 餐厨垃圾; 环境影响; 敏感性分析

随着城市化进程的推进和居民生活水平的提高, 餐厨垃圾总产生量和人均量持续增长, 给城市固废收运和处置体系带来越来越大的压力和挑战。“十二五”期间, 国家发展改革委等部门批复了全国首批 33 个餐厨废弃物资源化利用和无害化处理试点城市 (区) 及实施方案^[1], 规划了完善的餐厨废弃物收集、运输、处理和利用体系, 探索了餐厨废弃物资源化利用和无害化处理的治本之策。2021 年生态环境部印发的《“无废城市”建设指标体系》中 60 项三级指标有 13 项指标与餐厨垃圾一体化建设直接或间接相关, 包括垃圾产生量、居民小区垃圾分类覆盖率、无害化技术标准、全流程信息监管建设等^[2]。

在推行生活垃圾分类和“无废城市”建设的持续推进背景下, 餐厨垃圾收运与处置模式、关键技术路线等方面的评价工作成为研究重点。边潇等^[3]对比研究了餐厨垃圾集中式好氧堆肥、集中式厌氧发酵和分散式好氧堆肥 3 种处理模式下的碳排放量, 结果显示厌氧发酵模式的碳减排空间是好氧堆肥的 22 倍, 是一种绿色、低碳的餐厨垃圾处理方式。徐涛^[4]采用生命周期评价方法对 6 种收运和处置模式进行了评价, 研究表明垃圾分类后的餐厨垃圾, 其处理过程造成环境影响明显低于未分类的混合垃圾, 人类主动参与垃圾分类活动能够降低垃圾处理产生的环境污染, 同时厌氧消化和集中式堆肥工艺可作为未来餐厨垃圾综合处理的方式。KHOO 等^[5]对比评估了焚烧、好氧堆肥、厌氧消化 3 种工艺, 结果显示厌氧消化可以将餐厨垃圾的回收利用率提高到 30%, 同时减少对全球变暖的影响。JIN 等^[6]评估了餐厨垃圾厌氧消化产沼系统, 得出预处理子系统 and 厌氧消化子系统分别占总能源消耗的 47.76% 和 31.30%, 是造成环境影响的关键系统, 可以通过回收沼气和废弃油脂减少环境影响。张慧等^[7]采用环境生命周期评价和烟生命周期评价方法评价了 4 类典型餐厨垃圾处置工艺, 在所有技术中厌氧消化沼渣堆肥的环境影响和累积烟消耗效率表现最佳。根据上述, 国内外学者对餐厨垃圾的工艺做了大量评价研究, 但是多数研究围绕餐厨垃圾处置工艺及技术进行评价。

本研究基于 GIS 空间分析天津市餐饮垃圾的产排特征, 通过实地调研获得收运模式信息, 全面梳理终端

收稿日期: 2023-11-28 录用日期: 2024-02-08

基金项目: 中国工程院高端智库专项研究项目 (2021-GDZK-16); 天津市科技计划项目 (22ZLGCX00030); 江苏省自然科学基金资助项目 (BK20230645)

第一作者: 邵志飞 (1998—), 男, 硕士研究生, 568115054@qq.com ✉通信作者: 呼和涛力 (1977—), 男, 博士, 研究员, hhtaoli@cczu.edu.cn

资源化利用及末端无害化处置技术路线，运用生命周期评价方法对餐厨垃圾收运及处置一体化模式的综合效益进行评价，以此支撑城市生活垃圾分类及餐厨垃圾收运处置路径的选择。

1 天津市餐厨垃圾产排及处置现状

1.1 餐厨垃圾产排特征

餐厨垃圾是指家庭、餐馆、饭店、单位食堂等的饮食剩余物以及厨房的果蔬、肉食、油脂、面点等的加工过程废弃物，包括餐饮垃圾和厨余垃圾^[8]。目前，我国垃圾分类处于起步阶段，难以从混合收集的生活垃圾中剥离出餐厨垃圾产生量进行准确计算，因此通过查阅统计年鉴和检索文献的方式估算天津市餐厨垃圾产生量。相关研究表明天津市餐厨垃圾占生活垃圾比例为 50.80%^[2]，结合天津市生活垃圾清运量得出餐厨垃圾日产生量和人均日产量。2012 年到 2021 年之间，天津市餐厨垃圾日产生量从 2 588 t·d⁻¹ 增长至 4 672 t·d⁻¹，增长了 1.8 倍，人均日产生量也从 0.19 kg·(人·d)⁻¹ 增长至 0.34 kg·(人·d)⁻¹。

为获得天津市餐饮垃圾产生分布情况，本研究以餐饮服务为检索关键词，使用 Python 抓取天津市各区的餐饮店分布和数量，POI (point of interest) 数据来自于高德地图，使用 GIS 制作天津市餐厨垃圾产生分布图 (图 1)。截至到 2023 年 7 月天津市共有 52 821 家餐饮单位，其中滨海新区餐饮数量最多，占全市 15.74%，宁河区为最少仅占 1.91%，且分布较为分散，不利于餐厨垃圾的收集运输。结合图 1 和天津市人口数量，天津市中心六区 (红桥区、南开区、和平区、河西区、河东区、河北区) 人口占全市 28.05%，而餐饮单位占比 32.29%；环城四区 (东丽区、西青区、北辰区、津南区) 人口占 29.26%，餐饮单位占 28.43%；远郊五区 (蓟州区、宝坻区、武清区、静海区、宁河区) 人口占 27.78%，餐饮单位数量占 23.53%。目前天津市一共有 9 家餐厨垃圾处理厂，累计设计处理规模 2 400 t·d⁻¹，其中厨余垃圾占 600 t·d⁻¹。对此，中心六区、环城四区和滨海新区可以利用餐饮密集的优势推动垃圾分类、统一收运、集中资源化处置，利于“喂饱”现有餐厨垃圾处理厂；远郊五区可以通过推行分散式餐厨垃圾处理设施或采取餐厨垃圾与其他有机废弃物联合处理来降本增效。另外，从上述产排特征及设计处理规模，结合《餐厨垃圾处理技术规范》餐厨垃圾计算公式可得出天津市厨余垃圾目标分拣率约为 19%。然而，大部分餐厨垃圾处理厂的实际处理量只有设计规模的 10%~70%，天津市厨余垃圾分拣率可能仅有 1.90%~13.30%。

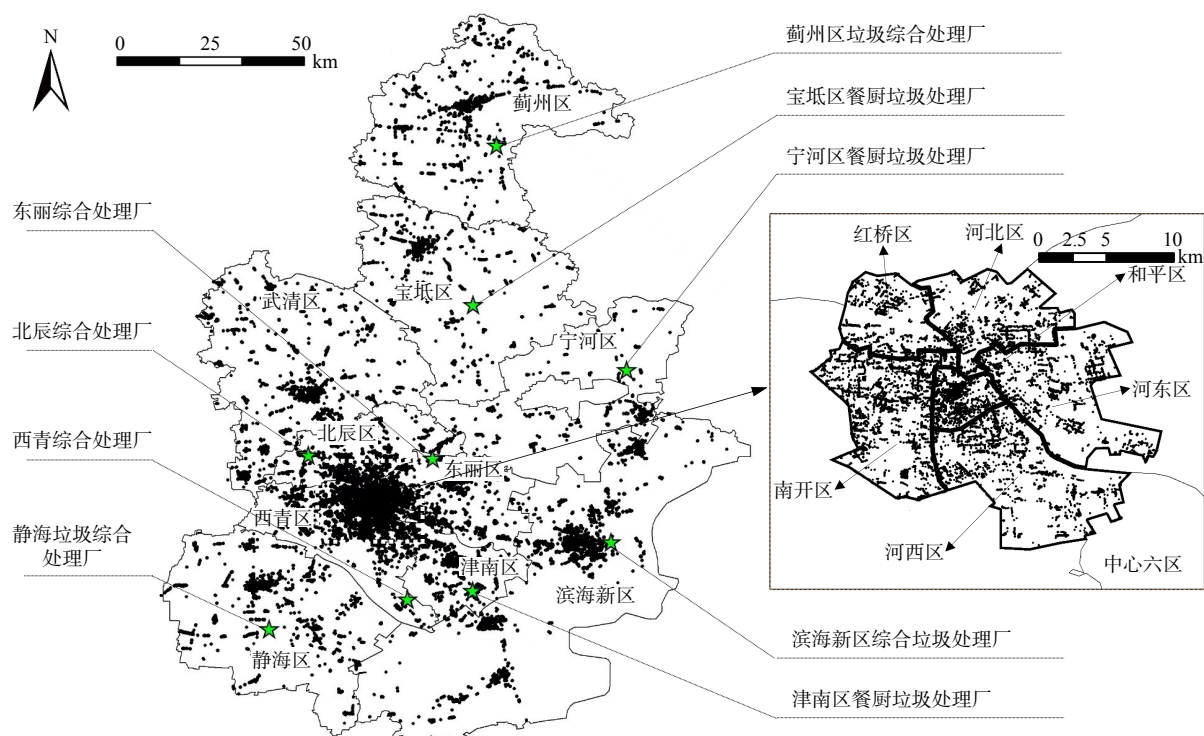


图 1 天津市餐饮单位及餐厨垃圾处理厂分布

Fig. 1 Distribution of catering units and food wastes treatment plants in Tianjin city

1.2 餐厨垃圾收运情况

天津市目前主要有 2 种餐厨垃圾收运方式，即政府主导的环卫部门收运和由企业主导的市场化收运（表 1）。政府主导的收运方式具有权威性、执法监督便捷的优势，但存在管理环节复杂、政府财政压力大的缺点。企业主导的收运模式可利用市场刺激推动餐厨垃圾的收运工作，提高餐厨垃圾收运单位的积极性，政府负责收运过程的监督和执法工作，相较于政府主导的收运方式更加经济高效^[9]。同时，负责终端处置的企业可以根据处置需求与餐厨垃圾产生单位进行直接沟通协调，提高餐厨垃圾收运质量，益于后续的资源化处置。市场化收运模式可减少政府的财政和管理压力，并提高政府的监督效率。天津市中心六区、环城四区和滨海新区餐厨垃圾产生量大且分布较为集中，由一家拥有特许经营权的企业收运为主，政府环卫部门收运为辅。远郊五区餐饮单位分布较为分散，区域较大，由各区环卫部门负责收运，送往对应的餐厨垃圾处理厂。

表 1 天津市餐厨垃圾收运方式现状
Table 1 Current situation of food wastes collection and transportation methods in Tianjin city

方式	地区	收运单位	优点	缺点
政府主导	远郊五区	各区城市管理委员会	具有权威性、收运体系成熟	财政压力大、管理环节复杂
企业主导	中心六区、环城四区、滨海新区	具有特许经营资质的企业	科学高效、各环节连续、收运质量好	体系不成熟、需要政策支撑

根据图 1 对各区餐厨垃圾处理厂收运半径进行测算，西青区、蓟州区、宁河区、静海区的处理厂平均收运半径定为 20 km；东丽区、北辰区、滨海新区，宝坻区处理厂平均收运半径 30 km；由于津南区处理厂负责处理全市主要大型餐饮单位、食堂等产生的餐厨垃圾，平均收运半径较大，约为 50 km。

1.3 餐厨垃圾处置情况

根据《天津市环卫设施布局规划（2019—2035 年）》，餐厨垃圾处理范围覆盖全市 16 个区，规划原则以中心四区和环城六区统筹考虑，远郊五区和滨海新区依据各区实际情况科学规划餐厨垃圾处理厂和处理规模^[10]。天津市餐厨垃圾处理项目的处理现状如表 2 所示，共有 9 家处理厂涉及餐厨垃圾处置业务，按照处理工艺可分为高温发酵、厌氧消化、焚烧发电 3 种主要技术方向，餐饮垃圾设计处理能力 1 800 t·d⁻¹，厨余垃圾设计处理能力 600 t·d⁻¹，共计 2 400 t·d⁻¹。采用高温发酵工艺的处理量为 600 t·d⁻¹，厌氧消化工艺的为 1 250 t·d⁻¹，其余采用焚烧发电工艺。从区域上看，中心六区、环城四区、滨海新区采用厌氧消化和高温发酵的资源化工艺，远郊五区采用以焚烧发电为主的减量化技术，造成该差异的原因可能是远郊五区的收运量有限、含油率低、杂质多、有机质含量不高，提油后的固渣与生活垃圾焚烧更为经济。目前大部分餐厨垃圾处

表 2 天津市餐厨垃圾处理厂现状
Table 2 Status of food wastes treatment plant in Tianjin city

序号	厂名	负责范围	处理规模/（t·d ⁻¹ ）	主要技术方向
1	津南区餐厨垃圾处理厂	中心六区和环城四区及滨海新区	600	高温发酵
2	滨海新区综合垃圾处理厂	滨海新区	400	厌氧消化（协同）
3	东丽综合处理厂	东丽区，河东区	400	厌氧消化（协同）
4	北辰综合处理厂	北辰区、武清区部分	200	厌氧消化
5	西青综合处理厂	西青区及部分滨海新区	200	厌氧消化
6	静海垃圾综合处理厂	静海区	50	厌氧消化
7	蓟州区垃圾综合处理厂	蓟州区	200	焚烧
8	宁河区餐厨垃圾处理厂	宁河区	200	焚烧
9	宝坻区餐厨垃圾处理厂	宝坻区	150	焚烧
合计	—	16个区	2 400	—

理厂的处理量远未达到设计值，一方面由于厨余垃圾分拣率不高，实际收运量不足，另一方面实际分配到每个厂的餐厨垃圾收运量差异较大，严重偏离其设计能力。

2 材料与方法

2.1 目标与范围

生命周期评价（life cycle assessment, LCA）适用于环境影响分析，其优势在于对废物管理系统的流程提供全面、透明的概述，并对废物管理体系的环境消耗进行量化^[1]。本研究通过总结各处理厂的技术工艺将其归纳为 3 类，其中厌氧消化分为单独厌氧和协同厌氧，一共 4 条处理路线，分别对其评价分析。系统输入考虑餐厨垃圾处理阶段的能量消耗、物质消耗，系统输出包括能量产出、污染物排放、物质回收等，选取 1 t 餐厨垃圾作为功能单元，系统边界如图 2 所示。

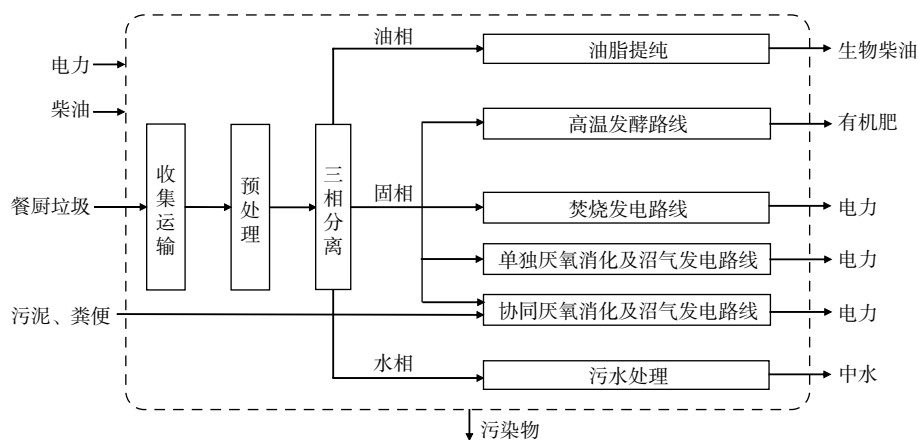


图 2 餐厨垃圾处理路线系统边界

Fig. 2 Boundary of disposal route system for food wastes

2.2 清单分析

本研究 4 条路线的物质能量输入输出数据来源包括实际工程运行数据、环评报告以及文献参考。共有技术单元中的能量消耗结合设备功率和运行时长进行确认，总能量消耗与实际工程数据一致。协同厌氧路线中餐厨垃圾和污泥粪便的掺混比例为 1:1，污泥粪便经压榨脱水后进入调浆池，后续固渣处置不在本研究范围，不做考虑。

1) 共有技术单元。收集运输。收运单元的污染物排放主要来自车辆的柴油消耗，不同处理厂所处区域和收集范围造成收运距离不同，根据图 1 所示的餐饮单位和处理厂位置对 4 种路线的收运半径进行测算。高温发酵路线的收运半径为 50 km、焚烧发电路线收运半径 20 km、单独厌氧消化及沼气发电路线（单独厌氧路线）收运半径 20 km、协同厌氧消化及沼气发电路线（协同厌氧路线）收运半径 30 km。使用载重 5 t 的餐厨垃圾收运车收运^[12]，平均油耗 $0.22 \text{ L} \cdot \text{km}^{-1}$ ，柴油排放数据参考国内餐厨垃圾收运车柴油生命周期清单数据^[12-13]，收运过程无组织排放气体难以收集与定量，暂不作考虑。

预处理。餐厨垃圾预处理系统分为餐饮垃圾预处理系统和厨余垃圾预处理系统。餐饮垃圾预处理采用“接收斗收料+螺旋大物质分拣+破碎制浆分选+除砂除杂”工序，厨余垃圾预处理采用“接收斗受料+粗破碎+螺旋大物质分拣+破碎制浆分选+除砂+除杂”工序，主要涉及的设备有抓斗起重机、喂料斗、挤压脱水机、输送机、除杂分离机等。协同厌氧路线需要对污泥、粪便进行固液分离，浆液送入粪污缓冲池，再与餐厨垃圾浆液一起进入调浆池，分离出的固渣经挤压脱水，最后送入焚烧发电单元。污泥、粪便仅考虑预处理单元，后续固渣外运，与本研究关注的餐厨垃圾处置评价无关，暂不作考虑。依据环评报告，预处理阶段的污染物排放包括 NH_3 、 H_2S 气体，在负压下收集效率为 95%，无组织排放的 NH_3 、 H_2S 气体则按照收集总量的 5% 计算。焚烧发电路线预处理电耗 $7.98 \text{ kWh} \cdot \text{t}^{-1}$ ，高温发酵路线与单独厌氧路线的预处理电耗均为 $5.04 \text{ kWh} \cdot \text{t}^{-1}$ ，协同厌氧路线预处理电耗 $6 \text{ kWh} \cdot \text{t}^{-1}$ 。

三相分离。餐厨垃圾浆液加热后泵送入三相离心机,被分成粗油脂、固渣和有机废水3个部分。废水进入废水池暂存,部分送至破碎制浆机参与调浆,剩余废水送至匀浆池与固渣(及其他垃圾浆液)混匀后送至厌氧消化系统。三相分离单元设备主要有制浆机和三相分离机。高温发酵路线和焚烧发电路线在本阶段的电耗均为 $9.14 \text{ kWh}\cdot\text{t}^{-1}$,单独厌氧路线在该阶段的电耗为 $9.81 \text{ kWh}\cdot\text{t}^{-1}$,协同厌氧路线的则为 $14.80 \text{ kWh}\cdot\text{t}^{-1}$ 。

油脂提纯。油脂提纯系统是对粗油脂进行提纯,将少量的固渣和水分离出去,使毛油纯度达到98%以上。主要设备包括立式提油机、输油泵等。4条路线油脂提纯单元的电耗均为 $1.04 \text{ kWh}\cdot\text{t}^{-1}$ 。4条路线的处理厂由于收运区域、管理模式以及政策支持等多方面原因造成餐厨垃圾油脂产出差异,高温发酵路线负责收运区域餐饮单位多,餐厨垃圾含油率高,同时采取收运企业主导的收运模式,具有较高的收运效率和收运质量。焚烧发电路线负责收运区域餐饮单位数量较少,分布较为分散,主要以厨余垃圾为主,餐厨垃圾含油率低。

污水处理。由于各路线污水处理单元采用技术工艺不同,该单元以机器功率和运行时间作为评价依据^[14],将电力消耗和污染物排放作为清单数据,污染物排放数据来自工程环评报告。高温发酵路线和焚烧发电路线污水处理的电耗为 $19.47 \text{ kWh}\cdot\text{t}^{-1}$,单独厌氧路线、协同厌氧路线三相分离的电耗分别为 $7.90 \text{ kWh}\cdot\text{t}^{-1}$ 与 $13.48 \text{ kWh}\cdot\text{t}^{-1}$ 。

2) 不同技术单元。高温发酵。高温发酵技术是利用微生物在适宜的温度、湿度、含氧量等条件下对餐厨垃圾(或和其他有机废弃物)进行快速发酵,使各种有机物得到降解和转化,产品可作为饲料、有机肥、土壤改良剂等^[15]。该路线通过调整菌种、辅料、原料的含水率以及C/N和工艺参数既可以满足蛋白饲料的生产,也可以实现生物有机肥的制备,本研究设定全部生产有机肥,即餐厨垃圾经过三相分离后的固相采用高温发酵制取有机肥。1t餐厨垃圾可产生200kg有机肥,按照其氮、磷、钾含量,可以替代40%的工艺氮肥、100%的工业磷肥和工业钾肥^[16],环境影响因子来自eBlance-CLCD Database^[17]。根据高温发酵路线的收运区域,结合相同模式处理厂餐厨垃圾的含油率6%,1t粗油脂可以生产803kg生物柴油^[18],生物柴油热量在 $38.81\sim 46.27 \text{ MJ}\cdot\text{kg}^{-1}$ 之间^[19],典型值取平均数 $42.54 \text{ MJ}\cdot\text{kg}^{-1}$,柴油热值 $46.27 \text{ MJ}\cdot\text{kg}^{-1}$,故1kg生物柴油可以替代0.92kg柴油。

焚烧发电。焚烧发电是一种高效的垃圾减量化处理路线,但是餐厨垃圾含水量高、热值低,导致其直接焚烧较为困难。本研究中焚烧发电路线的某处理厂设计处理能力餐饮垃圾和厨余垃圾各 $100 \text{ t}\cdot\text{d}^{-1}$,餐厨垃圾经过预处理和三相分离工序分离出的油脂泵入室外储油罐,作为副产品外售,水相泵送至污水处理系统进一步处理,固相和其他工序分离出的固渣共计 $0.58 \text{ t}\cdot\text{FU}^{-1}$,随生活垃圾进入焚烧炉焚烧。焚烧过程由燃烧、热交换、烟气处理和发电等环节组成,产生的能量根据固渣的热值和焚烧炉的产电效率进行测算,固渣的热值 $2100 \text{ KJ}\cdot\text{kg}^{-1}$,发电效率30%^[20],固渣发电 $101.50 \text{ kWh}\cdot\text{t}^{-1}$ 。

单独厌氧消化及沼气发电。厌氧消化技术具有生物质能回收、二次污染轻及占地面积小等优势被广泛应用于餐厨垃圾处理^[21],是餐厨垃圾资源化利用的重点方向。天津市某单独厌氧路线处理厂由于收运量严重不足,实际处理量仅为设计规模的20%左右。本研究假设随着垃圾分类的推进,各处理路线会达到设计规模处理量并以此进行计算。通过调研与核算,单独厌氧路线用电消耗为 $36.36 \text{ kWh}\cdot\text{t}^{-1}$,与李欢等^[22]的报道的 $32 \text{ kWh}\cdot\text{t}^{-1}$ 相近。此过程还产生 87.50 m^3 沼气和 0.39 t 沼渣,沼气通过“湿法脱硫+干法脱硫”的组合工艺脱硫后用来发电。沼渣与预处理阶段分离出的固体杂质进入生活垃圾焚烧厂焚烧发电。

协同厌氧消化及沼气发电。协同厌氧路线不同于单独厌氧路线,采用和污泥、粪便等厌氧共消化的方式处理餐厨垃圾。该技术不仅能解决餐厨垃圾单一厌氧消化容易酸化的问题,还可以实现有机废弃物的协同处理和高效资源回收,被认为是改良传统厌氧消化的前景性技术^[23-24]。根据WANG等^[25]的研究,餐厨垃圾和污泥共消化不仅获得更高的有机物转化效率,同时还可节省 $108 \text{ 元}\cdot\text{t}^{-1}$ 的运营成本。协同厌氧路线中餐厨垃圾和污泥粪便的掺混比例为1:1,以此互补各底物中缺少的营养成分,调节消化底物的C/N至厌氧消化的适宜范围,提高底物降解效率。污泥粪便经压榨脱水后进入调浆池,污水进入污水处理系统,由于是其他有机废弃物的污水,其后续处置在本研究中不做考虑。协同厌氧路线处理厂采取湿式中温厌氧消化工艺,产生 $91.19 \text{ m}^3\cdot\text{FU}^{-1}$ 的沼气用于发电, $0.40 \text{ t}\cdot\text{FU}^{-1}$ 沼渣进入生活垃圾焚烧单元焚烧发电。

3) 数据汇总与清单分析。综合上述共有技术工艺与4条不同技术单元的生命周期分析,数据清单如表3所示。

表 3 生命周期数据清单
Table 3 Life cycle data inventory

输入/输出		单位	高温发酵路线	焚烧发电路线	单独厌氧路线	协同厌氧路线
输入	餐厨垃圾	t	1	1	1	1
	污泥/粪便	—	—	—	—	(1)
	柴油	L	4.40	1.76	1.76	3.52
	电力	kWh	61.49	38.42	35.36	44.25
输出	CO ₂	kg	5.62×10	3.51×10	3.23×10	3.96×10
	CO	kg	1.18×10 ⁻²	1.74×10 ⁻²	4.58×10 ⁻²	4.78×10 ⁻²
	CH ₄	kg	2.60×10 ⁻³	4.47×10 ⁻²	2.00×10 ⁻³	2.00×10 ⁻³
	SO ₂	kg	3.20×10 ⁻³	1.74×10 ⁻²	2.10×10 ⁻²	2.05×10 ⁻²
	NH ₃	kg	1.97×10 ⁻¹	1.58×10 ⁻¹	2.04×10 ⁻²	2.55×10 ⁻¹
	H ₂ S	kg	1.97×10 ⁻¹	2.40×10 ⁻³	8.40×10 ⁻⁵	9.58×10 ⁻³
	NO _x	kg	3.86×10 ⁻²	4.09×10 ⁻¹	3.54×10 ⁻²	7.98×10 ⁻²
	HCl	kg	3.05×10 ⁻²	3.86×10 ⁻²	1.28×10 ⁻²	1.02×10 ⁻²
	N ₂ O	kg	—	1.28×10 ⁻³	2.91×10 ⁻³	2.91×10 ⁻³
	COD	kg	3.01×10 ⁻¹	1.32×10 ⁻³	3.01×10 ⁻¹	7.12×10 ⁻²
	BOD	kg	2.54×10 ⁻²	3.95×10 ⁻⁴	1.43×10 ⁻¹	2.54×10 ⁻³
	NH ₃ -N	kg	—	1.44×10 ⁻⁴	2.39×10 ⁻²	4.70×10 ⁻³
	TN	kg	—	1.54×10 ⁻²	4.37×10 ⁻²	2.67×10 ⁻²
	有机肥	kg	200	—	—	—
	发电量	kWh	—	101.50	239.36	248.39
	油脂	kg	60	8	25.60	50

注：“—”表示该系统无对应物质或能量的输入输出，或未收集到相关数据；“(1)”表示输入1 t污泥粪便，但输出不计入。

2.3 影响评价

影响评价是对清单分析阶段的数据进行定性和定量排序。本研究根据餐厨垃圾研究系统的特征、目标，考虑温室气体排放，大气和水体污染，以及生产活动对人体健康影响，选取全球变暖潜力（GWP）、酸化潜力（AP）、富营养化（EP）、光化学烟雾（PS）、人体毒性（HTP）、颗粒物（Particle）6 种环境影响类型作为评价指标，并对各阶段的数据进行整理，通过对各影响因子特征化计算得出各阶段的环境影响潜力，再通过归一化及加权的方法计算出各阶段的环境影响指数，以此建立评价模型，模型包括 2 个技术步骤^[26]：

1）特征化。特征化计算的目的是将每种环境影响类型中的不同物质以同一参数转化为统一的单元便于后续的加权计算。采用当量系数法进行计算，各影响类型所对应的当量系数来自相关文献^[27]，其计算公式如式 (1) 所示。

$$C_j = x_z \cdot X_j \tag{1}$$

式中：C 表示特征化数值；j 表示环境影响类型；x 表示污染物排放量数值；z 表示归属于同一环境影响类型的不同物质；X 表示当量系数。

2）归一化与加权。采用中国 1990 年环境影响负荷作为加权计算的基准值，对特征化计算得到的环境潜力进行归一化和加权赋值计算，全球变暖、酸化、富营养化、光化学烟雾、人体毒性以及颗粒物分别以 CO₂、SO₂、NO₃⁻、C₂H₄、1,4-二氯苯（1,4-DCB）和 PM10 为参照物。6 种影响类型的人均当量、基准单位和权重如表 4 所示。

归一化计算公式如式 (2) 所示。

$$N_j = \frac{C_j}{S_j} \quad (2)$$

加权计算公式如式 (3) 所示。

$$R = N_j \cdot w \quad (3)$$

式中: N 表示归一化数值; j 表示环境影响类型; C 表示特征化数值; S 表示基准值; R 表示环境影响指数; w 表示权重系数。

3 结果与讨论

3.1 环境影响潜力分析

通过物料清单与能量消耗, 各环境影响类型经过影响因子特征化、标准化和赋权后, 最终相加得到总环境影响潜力, 4 条路线环境影响潜力见图 3。

全球变暖潜力与 CO_2 、 CH_4 、 N_2O 、 NO_x 等温室气体排放密切相关。4 条路线的全球变暖潜力主要来自于收运环节的柴油燃烧和处置过程中的电力消耗, 与 ARYAN 等^[29] 研究结果相同。因此, 通过提高餐厨垃圾收运质量、减少机器电耗、优化电力结构有利于降低全球变暖潜力。高温发酵路线产生的环境效益最好, 每处理 1 t 餐厨垃圾可以减排 206.10 kg $\text{CO}_2\text{-eq}$, 主要得益于高温发酵回收的有机肥和油脂能够抵消大量温室气体排放负担, 提升餐厨垃圾处理全过程的碳减排效益。对比单独厌氧和协同厌氧的全球变暖潜力发现, 虽然协同厌氧在收运、预处理和污水处理环节消耗了更多的能量, 但是由于回收了更多的电力和油脂, 使得协同厌氧的碳减排量大于单独厌氧, 有更明显的碳减排效益, 其中油脂的回收效益明显, 是造成这一差异的主要因素。

影响酸化和富营养化的主要受到 SO_2 、 H_2S 、 NH_3 、 NO_x 等物质的影响。收运环节的柴油燃烧会产生 SO_2 、 NO_x 等气体, 是造成酸化影响的主要来源。杜欣等^[30] 的研究结果也指出餐厨垃圾处理过程中的电耗和油耗是造成酸化潜力的主要原因。其次预处理和高温发酵过程中也会逸出 H_2S 、 NH_3 等气体, 高温发酵路线收运半径最远, 油耗最多, 因此具有最高的酸化和富营养化潜力。对于富营养化潜力, COD、BOD 等指标也是主要因素, 集中在污水处理环节, 向环境中排放含氮物质较多的废水。除此之外, 电力消耗也是富营养化的原因之一。

光化学烟雾主要受到 CH_4 、CO、VOCs 等物质的影响。在 4 种路线中, 焚烧路线的光化学潜力最高, 达到 0.08 kg $\text{C}_2\text{H}_4\text{-eq}$, 环境影响潜力占总的 23.40%, 原因在于焚烧单元逸出了较多的 CH_4 、CO 等气体, 可以通过优化焚烧设备烟气净化系统的性能减少光化学烟雾影响。不考虑收运阶段, 单独厌氧路线和协同厌氧路线均产生 0.06 kg $\text{C}_2\text{H}_4\text{-eq}$, 高于高温发酵的 0.02 kg $\text{C}_2\text{H}_4\text{-eq}$, 因为沼渣焚烧单元中较高温发酵路线产生了更多的 CO 气体。

人体毒性和颗粒物受到 NO_x 、 SO_2 、PM10 等物质的影响, 在总环境影响潜力中占主导地位, 主要是由于我国主要以火力发电为主, 电力生产过程中产生了大量 PM10、 NO_x 、 SO_2 等物质。XU 等^[31] 研究表明, 使用更加清洁的混合发电相较于火力发电可以减少 11.59% 的 1,4-DB eq 和 23.88% 的 PM10 eq。由此可见, 优化用电结构有利于减少餐厨垃圾处理的上游污染物排放。高温发酵路线具有最高的颗粒物影响潜力, 产生 8.05 kg PM10 eq, 全部来自电力消耗。焚烧发电路线具有最高的人体毒性影响潜力, 产生 0.72 kg 1,4-

表 4 中国环境影响潜力标准: 人均当量基准值和权重^[28]

Table 4 Environmental impact potential standard in China: Equivalent reference value and weight per capita

影响类型	人均当量	基准单位	权重
全球变暖	8 700	kg $\text{CO}_2\text{-eq}$	0.208
酸化	41	kg $\text{SO}_2\text{-eq}$	0.200
富营养化	51	kg $\text{NO}_3\text{-eq}$	0.128
光化学烟雾	0.48	kg $\text{C}_2\text{H}_4\text{-eq}$	0.158
人体毒性	6.11	kg 1,4-DCB-eq	0.348
颗粒物	18	kg PM10-eq	0.148

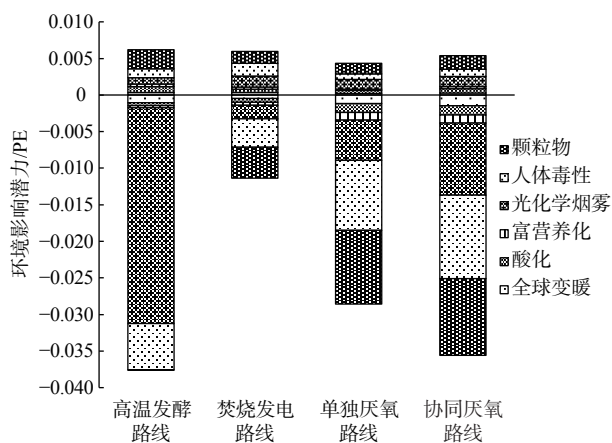


图 3 各路线影响类型的环境影响潜力

Fig. 3 Environmental impact potential of each impact type

DCB eq。沼气发电和焚烧阶段也是废气污染物排放的关键环节，通过调节燃烧温度、烟气中氧浓度、烟气在高温区的停留时间等方法来抑制 NO_x 的生成或削减已产生的 NO_x ，可减少环境影响。

3.2 环境影响贡献分析

随着环保可持续性需求的深入，不同处理路线与技术单元存在差异性，针对不同路线需要完善具体技术单元细节分析，4 个路线不同处理单元的环境影响负荷贡献占比如表 5 所示。高温发酵路线中环境影响潜力贡献较大的是高温发酵单元，原因在于高温发酵过程中加热蒸发能耗较高，温室气体和臭气逸出较多。此外，由于高温发酵路线收运半径最大，收运环节柴油燃烧排在生命周期中占比也较高，可以通过优化收运路线或使用新能源收运车替代柴油车来减少污染物排放。焚烧发电路线中焚烧单元贡献占比达到 51.06%，主要是焚烧过程中产生大量烟气和有毒有害物质，提高了焚烧单元环境影响潜力占比；其次是污水处理环节，影响潜力占全生命周期计算的 28.53%，主要原因在于污水负荷高，较其他路线消耗更多的电力。单独厌氧和协同厌氧路线的环境影响排在三相分离和厌氧单元表现明显，主要是能源消耗和污染物排放集中在这 2 个单元，而 2 种路线中环境影响潜力贡献占比差异则体现在收运和预处理单元，协同厌氧路线的收运半径较大，需要消耗更多的柴油，预处理环节也需消耗额外电力对餐厨垃圾和污泥进行调浆。

3.3 能量消耗

图 4 对 4 种处理路线的能量消耗和产出进行了分析，高温发酵路线的能耗主要集中在高温发酵单元，占全流程能耗的 43.58%，其原因在于这一过程由高温发酵机和输送机完成，需要消耗大量的能源，而主要产物有机肥无能量产出。焚烧发电路线的能耗主要集中在污水处理阶段，占到总能耗的 50.68%，采用“CSTR 厌氧+预处理（混凝+离心+气浮）+MBR+纳滤+反渗透”处理工艺，需要消耗更多电力。单独厌氧路线和协同厌氧路线能耗最大技术单元为三相分离单元，分别占总路线的 27.74% 和 33.45%，其原因在于厌氧消化对进料要求严格，需要对餐厨垃圾进行破碎制浆和除砂除杂。焚烧路线、单独厌氧路线和协同厌氧路线均有能量产出可以项目自用，分别产生 63.08、203.99 和 204.14 $\text{kWh}\cdot\text{t}^{-1}$ 额外电力。从能量产出来看，3 条路线均具有能量效益，其中协同厌氧路线最佳，可以通过和园区内其他有机废弃物处理项目联合共建来发挥其能量产出的优势^[32]。

3.4 一体化处置技术路线综合评价

图 5 显示 4 种处理路线的排放与回收影响潜力。4 种餐厨垃圾处理路线的总环境影响潜力均为

表 5 各技术单元环境排放

Table 5 Environmental emissions inventory for each technical unit

流程	高温发酵路线	焚烧发电路线	单独厌氧路线	协同厌氧路线
收运	1.51×10^{-3}	6.05×10^{-4}	6.05×10^{-4}	1.21×10^{-3}
预处理	4.64×10^{-4}	7.35×10^{-4}	4.64×10^{-4}	5.53×10^{-4}
三相分离	8.42×10^{-4}	8.42×10^{-4}	9.04×10^{-4}	1.36×10^{-3}
油脂提纯	9.58×10^{-5}	9.58×10^{-5}	9.58×10^{-5}	9.58×10^{-5}
厌氧消化	—	—	1.46×10^{-3}	1.49×10^{-3}
高温发酵	2.64×10^{-3}	—	—	—
焚烧	—	2.38×10^{-3}	7.28×10^{-5}	7.28×10^{-5}
沼气发电	—	—	1.23×10^{-4}	1.23×10^{-4}
污水处理	1.79×10^{-3}	1.79×10^{-3}	7.28×10^{-4}	1.24×10^{-3}

注：“—”表示该路线无对应单元。

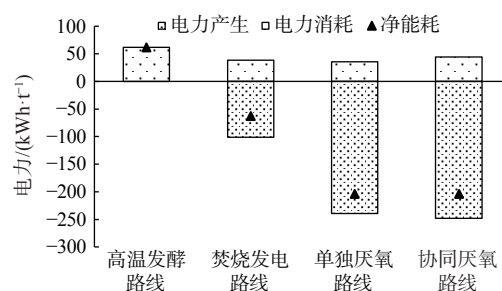
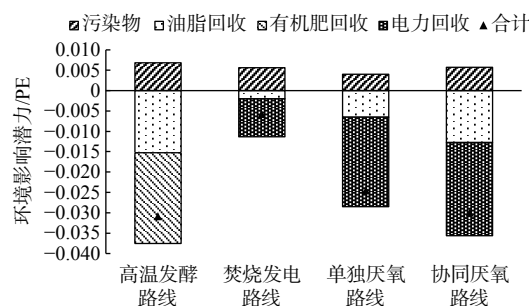


图 4 各路线处理阶段能量输入产出

Fig. 4 Energy input and output at each route treatment stage



注：污染物包括直接排放和电力带来的间接排放；回收包括回收电力，有机肥替代化肥避免的环境排放，油脂替代生物柴油的环境排放；合计为净环境影响潜力。

图 5 各处理路线的排放与回收影响潜力

Fig. 5 Emissions and recycling impact potential for each processing route

负,表明各路线的资源化产物均能抵消餐厨垃圾处理过程中的污染物排放和能量消耗。其中,高温发酵路线的综合环境影响潜力最好,该处理厂收集到的餐厨垃圾有机质含量高、含油率高,高效回收其中的有机质和油脂能抵消更多的环境负荷,有机肥的回收效益最大,占到总回收效益的 59.43%。焚烧发电路线的电力消耗最少,净环境影响潜力高于单独厌氧路线和协同厌氧路线,对比张慧等^[7]研究结果在焚烧发电路线的净环境影响潜力有所不同,主要是由于系统边界,回收产物以及选取影响类型的差异,厌氧消化仍是优于焚烧发电工艺。协同厌氧路线较单独厌氧路线消耗了更多的电力,增加了环境排放,但是协同厌氧路线的净环境影响潜力比单独厌氧路线低 20.25%,说明餐厨垃圾与其他有机废弃物一同共消化不仅可节省单独处置餐厨垃圾的基础设施,亦可提高污泥厌氧消化能量转化效率。同时,协同厌氧路线能够产生 69.69 kg CO₂-eq 的碳减排效益,与 IORDAN 等^[33]关于协同厌氧 64.79 kg CO₂-eq 的研究结果接近。

3.5 敏感性分析

敏感性分析是对系统中一个或多个可能影响最终评价结果的因素进行影响程度分析。在清单分析中,4条餐厨垃圾处置路线具体收运和处置情况不同造成生命周期评价的结果有明显差异,其中餐厨垃圾的收运半径和含油率对评价结果影响较大,这与餐厨垃圾的政策支持、管理模式、产排特征、处理规模等紧密相关。因此,在敏感性分析中以各路线收运半径 30 km 和餐厨垃圾含油率 4% 作为计算基准,分别以 20、40 km 作为收运距离进行敏感性分析(图 6),以 3% 和 5% 作为餐厨垃圾含油率进行敏感性分析(图 7),正值代表环境影响增加,负值代表环境影响减少。收运距离增加 10 km 对焚烧发电路线影响最大,环境影响潜力增加 2.23%;对单独厌氧和协同厌氧路线影响最小,仅增加 1.09%。当餐厨垃圾含油率降低 1% 时,焚烧发电路线的环境影响潜力增加 18.72%,单独厌氧路线的环境影响潜力增加 9.12%。结果说明,优化餐厨垃圾三相分离技术,提高餐厨垃圾的提油率,是一种对企业而言更可行高效的减少环境影响的方式。

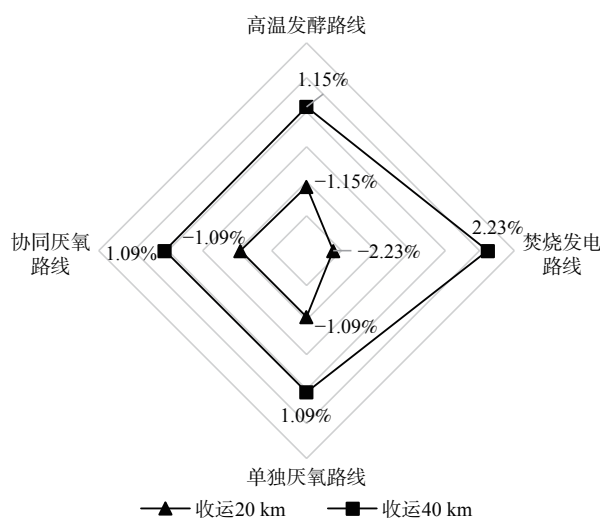


图 6 收运距离敏感性分析

Fig. 6 Sensitivity analysis of transport distance

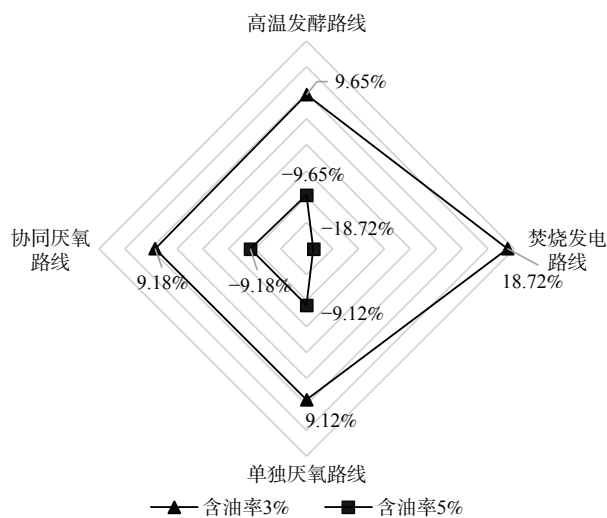


图 7 餐厨垃圾含油率敏感性分析

Fig. 7 Sensitivity analysis of oil content of food wastes

4 结论与建议

本研究在量化餐厨垃圾产排特征基础上与终端处理规模进行对比得出天津市厨余垃圾分拣率在 1.90%~13.30% 之间;梳理出 4 种餐厨垃圾收运与处置一体化技术路线,通过生命周期评价得出高温发酵技术路线具有最低的环境影响潜力(-0.030 8),主要是油脂和有机肥的环境替代效益,同时具有较好的经济效益;协同厌氧和单独厌氧技术路线的环境影响潜力位居其次,分别为-0.029 9 和-0.024 5,具有较好的能量效益,分别贡献 204.14 kWh·t⁻¹ 和 203.99 kWh·t⁻¹ 外输电力;焚烧发电路线环境影响潜力最高(-0.005 7),敏感性分析显示,在 4 种路线中油脂含量低和收运距离远都会明显增加技术路线的环境影响潜力,优化三相分离技术,提高餐厨垃圾提油率是一种更可行高效的降低环境影响的方式。最后针对天津市

餐厨垃圾处理企业普遍存在处理量不能满足设计规模的问题,建议相关部门在收运环节不断完善管理,同时加强资源化利用与无害化处置技术路线的引导,以此实现协同治理、降本增效以及综合效益的最大化。

参考文献

- [1] 国家发展改革委、财政部、住房城乡建设部确定首批 33 个餐厨废弃物资源化利用和无害化处理试点城市(区)[EB/OL]. [2023-08-31]. <https://www.gov.cn/gzdt/2011-08/02/content-1918332.html>.
- [2] 王小铭,陈江亮,谷萌,等.“无废城市”建设背景下我国餐厨垃圾管理面临机遇、挑战与对策[C].重庆市第二届生态环境技术大会暨重庆市环境科学学会 2019 年学术年会论文集,重庆,2019: 158-171.
- [3] 边潇,宫徽,阎中,等.餐厨垃圾不同“收集-处理”模式的碳排放估算对比[J].环境工程学报,2019,13(2): 449-456.
- [4] 徐涛.餐厨垃圾生命周期评价[D].武汉:华中科技大学,2013.
- [5] KHOO H H, LIM T Z, TAN R B H. Food waste conversion options in Singapore: environmental impacts based on an LCA perspective[J]. Science of the Total Environment, 2010, 408(6): 1367-1373.
- [6] JIN Y, CHEN T, CHEN X, et al. Life-cycle assessment of energy consumption and environmental impact of an integrated food waste-based biogas plant[J]. Applied Energy, 2015, 151: 227-236.
- [7] 张慧,池涌,王立贤,等.典型厨余垃圾处置利用技术的环境与烟生命周期评价[J].环境工程学报,2022,16(6): 2088-2098.
- [8] 中华人民共和国住房和城乡建设部.餐厨垃圾处理技术规范: bCJJ 184-2012 [S].北京:中国环境科学出版社,2012.
- [9] 李蕾.餐厨垃圾收运与集中处置一体化体系构建研究——以深圳市为实证分析[C].2016 中国城市规划年会论文集,沈阳,2016: 242-252.
- [10] 天津市城市管理委员会.《天津市环卫设施布局规划(2019—2035 年)》[EB/OL]. [2023-08-31]. https://csgl.tj.gov.cn/zwgk_57/zcwj/bzgf/202207/t20220701_5923272.html.
- [11] CHRISTENSEN T H, DAMGAARD A, LEVIS J, et al. Application of LCA modelling in integrated waste management[J]. Waste Management, 2020, 118: 313-322.
- [12] 肖锋.餐厨垃圾生产车用燃气的生命周期评价[D].桂林:广西大学,2018.
- [13] 欧洲民,张希良,常世彦.多种新能源公交车能耗与主要污染物排放全生命周期对比分析[J].汽车与配件,2008,52: 16-20.
- [14] FRANCHETTI M. Economic and environmental analysis of four different configurations of anaerobic digestion for food waste to energy conversion using LCA for: A food service provider case study[J]. Journal of Environmental Management, 2013, 123: 42-48.
- [15] 周挺进.高温好氧发酵系统在餐厨垃圾就地处理中的应用[J].广东化工,2021,48(8): 225-226.
- [16] SLORACH P C, JESSWANI H K, CUELLAR-FRANCA R, et al. Environmental and economic implications of recovering resources from food waste in a circular economy[J]. Science of the Total Environment, 2019, 693: 133516.
- [17] IKE. eBlance-CLCD Database[Z]. <http://www.ike-global.com/>.
- [18] 韩文艳.餐厨垃圾资源化利用的资源环境影响及联合效应研究[D].兰州:兰州大学,2018.
- [19] 申加旭,李法社,王华各,等.生物柴油调和燃料理论热值比对分析[J].中国油脂,2017,42(11): 45-48,69.
- [20] 夏顺丽.厨余垃圾综合处理工艺设计及其能量和物料平衡研究[D].济南:山东大学,2018.
- [21] LOMBARDI L, CARNEVAL E, CORTI A. A review of technologies and performances of thermal treatment systems for energy recovery from waste[J]. Waste Management, 2015, 37: 26-44.
- [22] 李欢,周颖君,刘建国,等.我国厨余垃圾处理模式的综合比较和优化策略[J].环境工程学报,2021,15(7): 2398-2408.
- [23] ZHOU H, YANG Q, GUL E, et al. Decarbonizing university campuses through the production of biogas from food waste: An LCA analysis[J]. Renewable Energy, 2021, 176: 565-578.
- [24] 闵海华,刘凯丽,吕龙义,等.餐厨垃圾厌氧共消化研究进展[J].环境工程学报,2022,16(8): 2457-2466.
- [25] WANG Y, LI W, WANG Y, et al. Anaerobic co-digestion of food waste and sewage sludge in anaerobic sequencing batch reactors with application of co-hydrothermal pretreatment of sewage sludge and biogas residue[J]. Bioresource Technology, 2022, 364: 128006.
- [26] 方志聪,呼和涛力,袁汝玲,等.规模化立体生猪养殖系统环境影响评价[J].生态与农村环境学报,2022,38(11): 1491-1500.
- [27] 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.
- [28] 邓南圣,王小兵.生命周期评价[M].北京:化学工业出版社,2003: 9-13.
- [29] ARYAN Y, KUMAR A, SAMADDER S R. Environmental and economic assessment of waste collection and transportation using LCA: A case study[J]. Environmental Research, 2023, 231: 116108.
- [30] 杜欣,陈婷,李欢,等.2 种典型餐厨垃圾资源化处理工艺的环境影响分析[J].环境工程学报,2010,4(1): 189-194.
- [31] XU C, SHI W, HONG J, et al. Life cycle assessment of food waste-based biogas generation[J]. Renewable and Sustainable Energy Reviews, 2015, 49: 169-177.
- [32] 郝晓地,周鹏,曹达啓.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.
- [33] IORDAN C, LAUSSELET C, CHERUBINI F. Life-cycle assessment of a biogas power plant with application of different climate metrics and inclusion of near-term climate forcers[J]. Journal of Environmental Management, 2016, 184: 517-527.

(责任编辑:金曙光)

Life cycle assessments of the integrated model for collection, transportation and disposal of food wastes: A case study of Tianjin city

SHAO Zhifei^{1,2}, HUHE Taoli^{1,2,3,*}, MENG Xiaoshan^{2,3}, WU Dan^{1,2,3}, LEI Tingzhou^{1,2,3}, CHEN Yong^{2,3,4}

1. School of Environmental Science and Engineering, Changzhou University, Changzhou 213164, China; 2. Institute of Urban & Rural Mining Research, Changzhou University, Changzhou 213164, China; 3. Changzhou Key Laboratory of Biomass Green Safe & High Value Utilization, Changzhou 213614, China; 4. Guangzhou Institute of Energy Conversion, Chinese Academy of Sciences, Guangzhou 510651, China

*Corresponding author, E-mail: hhtaoli@cczu.edu.cn

Abstract Under the background of the continuous promotion of garbage classification and the construction of “zero-free city” in China, the integration of collection, transportation, disposal and utilization for food wastes has become an important link in the industry chain of urban solid waste recycling. Taking Tianjin City as an example, this study used Geographic information System (ArcGIS) to analyze the characteristics of food wastes production and discharge in Tianjin City, obtained the information of collection and transportation mode through field investigation, and summarized four treatment technical routes, which are high-temperature fermentation, incineration power generation, anaerobic and co-anaerobic digestion. Life cycle assessment (LCA) was used to evaluate the environmental impacts of the integrated mode of collection, transportation and disposal for food wastes. The results indicated that all four routes had environmental benefits, and the value of net environmental impact potential from low to high were high-temperature fermentation route (−0.030 8), co-anaerobic route (−0.029 9), mono-anaerobic route (−0.024 5) and incineration route (−0.005 7), respectively. The sensitivity analysis indicated that increasing the oil extraction rate from food wastes and reducing the transportation distance could both reduce the environmental impact potential. Besides, optimizing the three-phase separation technology to enhance the oil extraction rate is identified as a more feasible and efficient approach to reduce the environmental impact potential.

Keywords life cycle assessment; food waste; environmental impact; sensitivity analysis