

DOI:10.3969/j.issn.1003-5060.2023.10.001

基于 LCA 的 2 种餐厨垃圾处理工艺环境影响分析

熊鸿斌, 孔子逸

(合肥工业大学 资源与环境工程学院, 安徽 合肥 230009)

摘要:文章采用生命周期评价(life cycle assessment, LCA)法,选择我国比较典型的餐厨垃圾处理方式厌氧消化工艺和厌氧消化-好氧堆肥组合处理工艺作为研究对象,并基于实际工程案例,评估并对比这 2 种工艺的环境影响。结果表明,厌氧消化工艺和厌氧消化-好氧堆肥组合工艺处理餐厨垃圾时的总环境影响潜值分别为 4.88×10^{-12} 、 8.20×10^{-12} ,厌氧消化工艺的环境效益更好。敏感性分析表明,合理规划餐厨垃圾收运距离和降低能耗可有效降低处理工艺的环境影响。在排除生物 CO_2 的影响后,2 种处理工艺的全球变暖环境影响指标均明显降低,其中厌氧消化-好氧堆肥组合工艺降幅更大。研究结果可为餐厨垃圾处理工艺的选择和优化提供参考。

关键词:餐厨垃圾;厌氧消化;好氧堆肥;生命周期评价(LCA);环境影响

中图分类号:X799.3 **文献标志码:**A **文章编号:**1003-5060(2023)10-1297-10

Environmental impact analysis of two food waste treatment processes based on LCA

XIONG Hongbin, KONG Ziyi

(School of Resources and Environmental Engineering, Hefei University of Technology, Hefei 230009, China)

Abstract:In this paper, the anaerobic digestion process and anaerobic digestion-aerobic composting combined treatment process, which are the typical food waste treatment methods in China, were selected as the research objects. Based on actual engineering cases, the environmental impact of the two processes was evaluated and compared by the method of life cycle assessment (LCA). The results showed that the total environmental impact potentials of the anaerobic digestion process and the anaerobic digestion-aerobic composting process were 4.88×10^{-12} and 8.20×10^{-12} , respectively, and the environmental benefit of the anaerobic digestion process was better. Sensitivity analysis showed that reasonable planning of food waste collection and transportation distance and reduction of energy consumption could effectively reduce the environmental impact of the treatment processes. After excluding the influence of biological CO_2 , the environmental impact of the two treatment processes regarding global warming was significantly reduced, and the anaerobic digestion-aerobic composting process had a greater decrease. The results can provide reference for the selection and optimization of the food waste treatment process.

Key words: food waste; anaerobic digestion; aerobic composting; life cycle assessment (LCA); environmental impact

餐厨垃圾包括餐饮垃圾和厨余垃圾,其中,餐饮垃圾指餐馆、食堂等的饮食剩余物,果蔬、肉、油脂、面点等加工废弃物以及过期食品等;厨余垃圾

指家庭日常生活中丢弃的果蔬、瓜果皮、食物方面的下脚料及剩菜剩饭等易腐有机垃圾^[1]。餐厨垃圾组成复杂,水分和有机物含量高,如何妥当处理

收稿日期:2022-08-08;修回日期:2022-10-28

基金项目:安徽省科技攻关计划重大科技专项资助项目(08010302114)

作者简介:熊鸿斌(1963—),男,安徽合肥人,博士,合肥工业大学教授,博士生导师。

餐厨垃圾是一个复杂的问题^[2]。餐厨垃圾产生量日益增加,在垃圾分类和“无废城市”的背景下,迫切需要无害化、资源化程度更高的餐厨垃圾处理工艺。传统的填埋和焚烧处理方法,由于环境污染和资源回收效率低,已经不适合处理餐厨垃圾^[3-4]。当前世界上许多国家都已经颁布禁止餐厨垃圾进入垃圾填埋场的法规,因而促进了厌氧消化、堆肥、饲料、繁殖昆虫、高附加值化学品转化等餐厨垃圾资源化处理技术的发展^[5-6]。国内餐厨垃圾的处理技术主要有厌氧消化(76.1%)、堆肥(14.1%)和饲料化(6.4%)^[7],其中厌氧消化是使用比例最高的技术。此外,不同地区的餐厨垃圾组分、产生量和经济水平不同,研究人员开发了一些组合处理技术,如厌氧消化-好氧堆肥工艺和厌氧消化-饲料化工艺等适用于当地实际条件的餐厨垃圾组合处理工艺。

厌氧消化是在无氧环境下,多种专性及兼性厌氧菌降解有机质的过程,最后生成以甲烷为主要成分的混合气;其优点是能回收生物质能、无二次污染,缺点是沼液量大、难处理,工程投资大,运营成本高^[7]。好氧堆肥是利用微生物的新陈代谢活动将有机质降解的过程,最终生成稳定的富含腐殖质的有机肥料;其优点是成本较低,操作相对简单,最终产品也可以带来收益,缺点是堆肥过程中大量臭气和温室气体的排放对周边环境的影响大。两者组合的厌氧消化-好氧堆肥处理工艺,是将餐厨垃圾进行预处理后,液相厌氧发酵,固相好氧堆肥,其优点是既可以增加厌氧消化系统的稳定性,又可以产生高附加值的有机肥料,在有稳定销路的地区,能带来额外收益。此外,与单一的厌氧消化相比,其厌氧发酵底物减少,沼气产量也相应减少。但是,厌氧消化和厌氧消化-好氧堆肥处理中所产生的沼液、沼渣、温室气体和臭气等污染物,若不经适当处理,则会对环境造成不利影响。选择一个合适的处理模式,能显著减少餐厨垃圾造成的危害。因此,需要一个综合的方法来评价这些处理模式对环境的影响。

当前对环境影响进行评估的手段主要有传统的环境影响评价、清洁生产审核和生命周期评价(life cycle assessment, LCA)等。传统的环境影响评价狭义上是指对拟建设的项目在建设前,对其选址、设计、施工等过程,以及运行和生产阶段可能带来的环境影响进行预测和分析,提出相应的防治措施;该环境影响评价通常用来分析预测项目中单个工艺运行过程所产生的污染物质,很

少用来对比 2 个工艺。清洁生产审核是对整个生产过程进行全过程控制,以实现废弃物排放最小化与生态效率最大化,进而从根本上解决工业生产造成的环境问题^[8]。清洁生产审核程序包括 7 个阶段,分别为筹划与组织、预审核、审核、方案产生与筛选、可行性分析、方案的实施、持续清洁生产^[9]。清洁生产审核的评价指标众多,且程序复杂,需要取得企业领导参与。LCA 是一种识别和量化不同废物处理方案全过程潜在环境影响的工具,其基础是污染物排放和资源消耗的“从摇篮到坟墓”清单^[10]。LCA 可以将所收集的污染物在总量分析对比的基础上,转化为对环境的具体影响,如 CO₂、CH₄ 等温室气体排放量可以量化为对全球变暖的影响。LCA 的程序较为简单,难度在于清单数据的收集和筛选,环境影响评价可以借助软件完成,相比于清洁生产审核更加便利。因此,LCA 作为对处理工艺的环境影响进行评估的工具,具有一定的优势,也可以作为其他方法的前端研究或者补充。LCA 能从全生命周期的系统视角出发,评估产品或服务对环境产生的潜在影响,可用于评估政策在制定及实施过程中产生的环境影响,并将评价结果应用于决策中,确保在决策前控制或减少环境污染与生态破坏。文献^[11]指出,LCA 用于政策环境影响评价具有以下重要意义:① 有助于政策环境影响识别;② 可以量化政策实施的生态环境影响风险;③ 通过 LCA 结果分析,明确政策整个生命周期不同阶段的环境影响,评估政策不同阶段产生的环境影响,并优化改进导致不利环境影响较严重的政策内容。

近年来,国内外研究者对餐厨垃圾处理技术进行了大量的 LCA 研究,并对比分析不同餐厨垃圾处理工艺的环境影响。从原料特性角度,文献^[12]用餐厨垃圾替代传统的厌氧消化原料,结果表明,可以避免温室气体相当于 163.33 kg 当量 CO₂ 的排放;文献^[13]分析厌氧共消化(餐厨垃圾和污泥)的环境影响,并将其与当前的废物处理工艺进行比较,发现除人类毒性外,厌氧共消化在所有模型类别中的环境影响都较小;文献^[14]以餐厨垃圾收集与运输及厌氧消化过程的数据作为生命周期清单,进行 LCA 分析,评估在厌氧消化过程中用餐厨垃圾替代能源作物(如玉米)的环境和经济效益;文献^[15]分析对比 4 种餐厨垃圾处理技术(厌氧消化、好氧堆肥、焚烧和填埋)的环境影响,结果表明,在其研究考虑的环境影响类别中,厌氧消化处理每 t 餐厨垃圾的环境影响最低;

文献[16]研究单相厌氧消化和两相厌氧消化在处理餐厨垃圾时的环境和经济效益,发现单相厌氧比双相厌氧能产生更多的沼气,但预处理耗电量更多;文献[17]采用 LCA 法评估餐厨垃圾联产沼气和生物柴油与厌氧消化技术的环境影响和经济效益。此外,很多研究以焚烧、填埋、厌氧消化和好氧堆肥等单一处理工艺作为研究对象,分析对比这些处理工艺的环境影响,而对组合处理工艺的相关研究较少。

本文采用 LCA 法,基于合肥市某餐厨垃圾处理厂的数据,运用 eBalance 软件建立模型,对目前国内 2 种主要的餐厨垃圾处理工艺——厌氧消化和厌氧消化-好氧堆肥处理工艺的环境影响进行定量评价;通过参考已有相关研究成果,确立本研究中 LCA 的功能单位和影响类别;为了保证研究结果的可靠性,选择运输距离和电力输入作为单因素,进行敏感性分析。研究结果可为餐厨垃圾处理工艺的选择和优化提供参考。

1 研究对象与方法

1.1 研究对象

合肥市作为生活垃圾分类试点城市,餐厨垃圾分类后单独处理,其工艺具有一定的代表性。本研究选取合肥市实际运营的某 2 座餐厨垃圾处理厂作为研究对象,其餐厨垃圾原料成分相似。2 座处理厂(案例 1、案例 2)代表 2 种处理工艺。2 种餐厨垃圾处理工艺简化流程如图 1 所示。

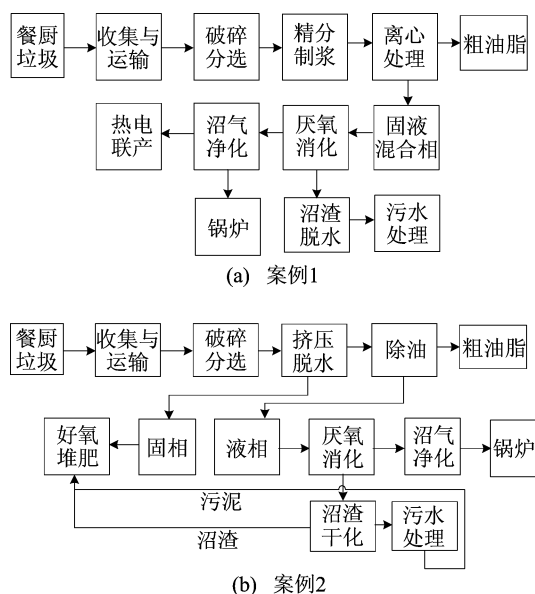


图 1 2 种餐厨垃圾处理工艺简化流程

1) 案例 1。餐厨垃圾处理项目设计规模为

600 t/d,主体处理工艺为“预处理+厌氧消化”。预处理系统分离的粗油脂在厂区暂存后外售,厌氧消化系统的沼气用作锅炉燃料和发电,电力厂区自用。污泥和沼渣等固体废弃物运往其他垃圾焚烧厂处理,不在厂区处理。

2) 案例 2。餐厨垃圾处理项目设计规模为 200 t/d,餐厨垃圾主体处理工艺为“预处理+厌氧消化-好氧堆肥”。预处理系统分离的粗油脂在厂区暂存后外售,厌氧消化系统的沼气用作锅炉燃料,好氧堆肥系统产生的固态有机肥暂存后外售。污泥和沼渣等固体废弃物处理后,回收用做好氧堆肥原料。

1.2 研究方法

本研究按照 LCA 的原则对餐厨垃圾处理工艺的生命周期进行评价,分为目标和范围的确定、清单分析、影响评价及结果解释 4 个阶段。

1) 环境影响指标选取。在中国知网(<https://www.cnki.net/>)和科学网(Web of Science, WOS) (<https://www.webofscience.com/>)文献数据库网站,进行“餐厨垃圾处理工艺”“生命周期评价”“food waste technology”和“LCA”的关键词检索,近 4 年(2022 年、2021 年、2020 年和 2019 年)国内外相关研究文献见表 1 所列。由表 1 可知,许多文献选择全球变暖潜值(global warming potential, GWP)、酸化潜值(acidification potential, AP)、富营养化潜值(eutrophication potential, EP)、人体健康潜值(human health potential, HTP)作为环境影响评价指标,这些指标可以清楚反映对空气、水和人类的污染和损害。由于本研究所使用的 eBalance 软件内置的评价指标中未设置 HTP 指标,而可吸入无机物(respiratory inorganics, RI)表示可吸入无机物对人体健康造成的损害,一定程度上可以代表 HTP 指标,因此选择 GWP、AP、EP 和 RI 作为本文的评价指标。

2) LCA 软件选择及使用。LCA 常用软件有 GaBi、SimaPro 和 eBalance 等。eBalance 软件由成都亿科环境科技有限公司(IKE)设计开发,内置 Ecoinvent、欧洲生命周期数据库(European life cycle database, ELCD)和中国生命周期数据库(Chinese life cycle database, CLCD),与其他软件相比,eBalance 的 CLCD 更能代表中国的实际情况。因此,本文选用 eBalance 软件进行餐厨垃圾处理工艺 LCA 分析。

首先,借助 eBalance 软件建立相应的模型,根据工厂的实际数据,部分缺失的数据从相关文

献、CLCD 等补充,建立生命周期清单;然后通过软件所建立的模型及清单数据,采用 AP、EP、GWP 和 RI 4 种环境影响评价指标,经过特征化运算可以获得对应的环境影响潜值。

通过将环境影响评价指标与各自的归一化基准进行运算,计算出每个评价指标的归一化

值,再对归一化后的各环境影响评价指标进行赋权计算,最终求和得到处理工艺的总环境影响。运算过程由 eBalance 软件进行,在此不做赘述。

最后,基于生命周期清单和生命周期影响评价,对全生命周期影响结果进行解释。

表 1 近 4 年餐厨垃圾处理工艺 LCA 的相关研究文献

| 年份 | 国别 | 功能单元 | 软件类型 | 处理工艺 | 环境影响评价指标 | 影响评估结果 | 文献 |
|------|------|----------|------------|--------------------------|--------------------------------------|---|--------|
| 2022 | 马来西亚 | 1 t 餐厨垃圾 | SimaPro | 厌氧消化、好氧堆肥、饲料化、开放式填埋、卫生填埋 | GWP、AP、EP、HTP、ETP、PMFP | 通过厌氧消化将餐厨垃圾转化为电能是最有利的选择 | 文献[18] |
| 2022 | 中国 | 1 t 餐厨垃圾 | SimaPro | 厌氧消化、填埋、焚烧 | GWP、AP、EP、HTP、ODP、POCP、ETP、PMEP、LU | 厌氧消化可以最大程度地减少不利影响,电力消耗占造成的环境影响 50% 以上 | 文献[19] |
| 2022 | 中国 | 1 t 餐厨垃圾 | GaBi | 干式厌氧消化、湿式厌氧消化 | GWP、AP、EP、HTP、ETP、POCP | 干式厌氧消化净环境效益最好,每 t 餐厨垃圾处理后可减少 195 kg CO ₂ | 文献[20] |
| 2022 | 中国 | 1 t 餐厨垃圾 | eFootprint | 厌氧消化、焚烧、填埋 | GWP、AP、EP、PMFP、ODP、POCP | 厌氧消化每 t 餐厨垃圾通过沼气发电、输电和生产生物柴油可节省 1 140 MJ 能量消耗 | 文献[21] |
| 2022 | 中国 | 1 t 餐厨垃圾 | OpenLCA | 厌氧消化、焚烧 | GWP、AP、EP、ETP、RI、ODP、HTP | 厌氧消化在多个环境类别上都具有积极的环境效益 | 文献[22] |
| 2021 | 新加坡 | 1 t 餐厨垃圾 | GaBi | 厌氧消化、焚烧 | GWP、PMFP、ADP、AP、EP、ODP、POCP | 厌氧消化总体上比焚烧更环保 | 文献[23] |
| 2021 | 中国 | 1 t 餐厨垃圾 | eBalance | 液相厌氧消化、固液混合厌氧消化 | GWP、EP、AP、ODP、POCP、HTP | 固液混合厌氧消化比液相厌氧消化具有更小的环境影响 | 文献[24] |
| 2021 | 德国 | 1 t 餐厨垃圾 | OpenLCA | 厌氧消化、水热碳化、焚烧 | GWP、EP、AP、ODP、HTP、WU | 厌氧消化是优先处理途径 | 文献[25] |
| 2021 | 中国 | 1 t 餐厨垃圾 | GaBi | 厌氧消化 | GWP、AP、EP、ADP、HTP、POCP | 餐厨垃圾厌氧消化过程表现出较强的节能减排效应 | 文献[26] |
| 2021 | 中国 | 1 t 餐厨垃圾 | | 厌氧发酵、分散式好氧发酵 | GWP、AP、EP | 分散式好氧发酵相对于厌氧发酵环境影响低 | 文献[27] |
| 2021 | 中国 | 1 t 餐厨垃圾 | | 厌氧消化 | GWP、AP、EP、HTP | 厌氧消化全周期具有较好的节能减排效果 | 文献[28] |
| 2021 | 中国 | 1 t 餐厨垃圾 | SimaPro | 厌氧消化 | GWP、AP、EP、HTP、ETP、ODP、LU、POCP、PED、RI | 厌氧消化联产沼气及生物柴油相对于单一厌氧消化对环境更有益 | 文献[17] |
| 2020 | 新加坡 | 1 t 餐厨垃圾 | GaBi | 厌氧消化 | GWP、AP、EP、HTP、ETP、WU | 活性炭添加对餐厨垃圾厌氧消化 LCA 结果有显著影响 | 文献[29] |

续表

| 年份 | 国别 | 功能单元 | 软件类型 | 处理工艺 | 环境影响评价指标 | 影响评估结果 | 文献 |
|------|-----|----------|----------|-----------------|---|---|--------|
| 2020 | 卡塔尔 | 1 t 餐厨垃圾 | SimaPro | 窗口式堆肥、厌氧消化结合堆肥 | GWP、EP、AP、ODP、HTP、ETP、POCP | 厌氧消化结合堆肥比窗口式堆肥带来的环境影响更小 | 文献[30] |
| 2020 | 中国 | 1 t 餐厨垃圾 | OpenLCA | 单相厌氧消化、两相厌氧消化 | GWP、EP、AP | 单相厌氧消化在温室气体和节能方面表现良好,两相厌氧消化酸化潜力降低较大 | 文献[15] |
| 2020 | 中国 | 1 t 生物炭 | eBalance | 水热碳化、热解 | GWP、AP、EP、POCP、RI | 两者都具有较好的温室气体减排潜力,水热碳化在多个影响类别中表现更好 | 文献[31] |
| 2020 | 中国 | 1 t 易腐垃圾 | GaBi | 阳光房厌氧发酵、好氧堆肥、填埋 | GWP、AP、EP、ODP、ETP、HTP、POCP | 好氧堆肥对于环境的负荷最低,其次是填埋处置方案,阳光房厌氧发酵处置方案对环境的负荷最高 | 文献[32] |
| 2019 | 英国 | 1 t 餐厨垃圾 | GaBi | 厌氧消化、好氧堆肥、焚烧、填埋 | GWP、AP、EP、ODP、POCP、PMFP、ETP、HTP、WU、LU、PED | 厌氧消化在大多数影响类别中对环境影响最小 | 文献[14] |
| 2019 | 中国 | 1 t 餐厨垃圾 | GaBi | 厌氧消化-好氧堆肥、焚烧、填埋 | GWP、AP、EP、ETP、HTP、POCP | 厌氧消化-好氧堆肥对环境的影响最小 | 文献[33] |

注:ODP 表示臭氧层损耗潜值(ozone depletion potential);ETP 表示生态毒性潜值(ecotoxicity potential);POCP 表示光化学烟雾生成潜值(photochemical ozone creation potential);PED 表示一次能源消耗(primary energy demand);PMFP 表示细颗粒物形成潜值(particulate matter formation potential);LU 表示土地使用(land use);WU 表示水资源使用(water use);ADP 表示非生物资源枯竭潜值(abiotic depletion potential)。

1.3 目标和范围的确定

本研究目的是计算并分析对比 2 种餐厨垃圾处理工艺的环境影响。整个工艺系统范围包括餐厨垃圾收集与运输、垃圾处理过程及后续产品回收整个过程。电力和蒸汽能源被输入到系统;输

出包括电力、粗油脂、有机肥及环境排放,其中环境排放包括收集运输、预处理、厌氧消化、好氧堆肥、废物处理及热电联产过程中产生的大气和水体污染物。2 种餐厨垃圾处理工艺系统边界如图 2 所示。

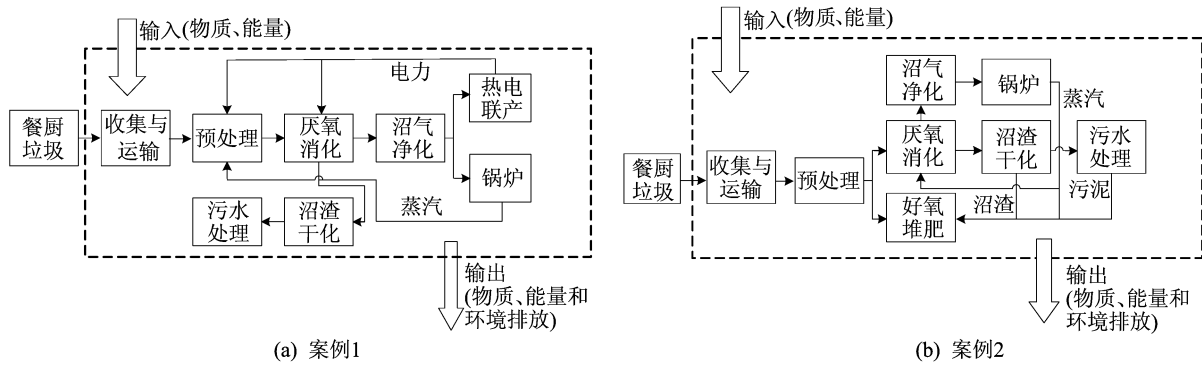


图 2 2 种餐厨垃圾处理工艺的系统边界

1.4 清单分析

为方便分析整个工艺的环境影响,将系统边

界分为 4 个单元,即能源消耗单元 U1、收集与运输单元 U2、处理单元 U3、产品回收单元 U4。功

能单位为处理 1 t 餐厨垃圾,数据均来自餐厨垃圾项目环境影响评价报告书和 eBalance 软件内置数据库,运算均借助软件完成。

1) 能源消耗单元 U1。能源消耗简称“能耗”。U1 为整个系统范围的能耗,包括电能和蒸汽。其运算过程是从 eBalance 软件的 CLCD 数据库中获取中国平均电网电力和蒸汽的环境污染物单位排放值,再将排放值与系统所消耗的能源相乘,最终结果即为 U1 的清单数据。基于处理 1 t 餐厨垃圾,案例 1、案例 2 的电能输入量分别为 107、111 kW·h,蒸汽输入量分别为 273、323 kg。

2) 收集与运输单元 U2。收集与运输简称“收运”。选用 CLCD 数据库中的中型柴油货车(运载量为 8 t)作为餐厨垃圾收运车,其单位距离排放污染值与运输距离相乘即为 U2 的清单数据,运输距离取 20 km。

3) 处理单元 U3。U3 的清单数据包括预处理、厌氧消化、好氧堆肥、沼气净化和利用、沼渣干化及废物处理阶段所排放的污染物数据。需要注意的是,案例 1 中的沼渣和污泥等固体废弃物不在厂区处理,不计入本研究。

4) 产品回收单元 U4。U4 的清单数据是沼气在厂区发电和作为锅炉的燃料利用所产生的电能和蒸汽量。根据常见的 LCA 报告,正值表示环境负担,负值表示环境效益^[20]。清单数据在软件运算过程中输入为正,输出为负。该单元输出能源,属于资源回收利用,产生环境效益。此外,粗油脂和肥料外售之后的处理在本研究中不做分析。

基于处理 1 t 餐厨垃圾,案例 1 电能输出量为 60 kW·h,案例 2 无电能输出;案例 1、案例 2 的蒸汽输出量分别为 273、323 kg。

2 种餐厨垃圾处理工艺 U2、U3 单元污染物排放量的生命周期清单见表 2 所列。

表 2 2 种处理工艺处理 1 t 餐厨垃圾 U2、U3 单元污染物排放量的生命周期清单 单位:kg

| 物质类别 | 案例 1 | | 案例 2 | |
|--------------------|----------|----------|----------|----------|
| | U2 | U3 | U2 | U3 |
| CO ₂ | 2.72 | 2.85E+01 | 2.72 | 3.20E+01 |
| CO | 1.35E-02 | 1.50E-01 | 1.35E-02 | 1.50E-01 |
| CH ₄ | 1.17E-02 | 9.52E-01 | 1.17E-02 | 1.51 |
| SO ₂ | 2.98E-03 | 3.93E-03 | 2.98E-03 | 4.00E-03 |
| H ₂ S | 3.74E-06 | 4.93E-04 | 3.74E-06 | 9.97E-06 |
| NH ₃ | 4.64E-06 | 1.65E-02 | 4.64E-06 | 3.65E-02 |
| NO _x | 1.35E-02 | 3.91E-02 | 1.35E-02 | 3.00E-02 |
| N ₂ O | 1.35E-02 | 6.85E-05 | 1.35E-02 | 2.70E-02 |
| TSP | 6.62E-06 | 5.12E-03 | 6.62E-06 | 2.40E-03 |
| COD | 1.00E-03 | 2.37E-01 | 1.00E-03 | 2.39E-01 |
| NH ₃ -N | 1.69E-04 | 2.56E-02 | 1.69E-04 | 2.19E-02 |
| TN | 1.49E-08 | 5.48E-03 | 1.49E-08 | 3.99E-02 |
| TP | | 4.38E-03 | | 4.64E-03 |

注:TSP 表示总悬浮颗粒物(total suspended particulates);COD 表示化学需氧量(chemical oxygen demand);TN 表示总氮(total nitrogen);TP 表示总磷(total phosphorus)。

2 结果与分析

2.1 特征化结果

特征化结果是反映环境影响绝对量大小的参数。各种环境排放物对各种环境影响类别的潜在贡献,即环境排放影响潜值。通过运行 eBalance 软件得到 2 种餐厨垃圾处理工艺的特征化结果,见表 3 所列。

由表 3 可知,案例 1、案例 2 的环境影响评价指标存在一定的差异,案例 1 在 AP、EP、GWP、

RI 4 个指标上均占优势。虽然案例 1 中处理单元 U3 产生的 NO_x 高于案例 2,但案例 2 堆肥过程中产生大量的 NH₃-N 和 NH₃,导致案例 1 的 AP、EP 小于案例 2。案例 1 中的沼气通过热电联产提供电能和热能,抵消了部分系统造成的环境影响;案例 2 的沼气仅用作锅炉燃料,同时堆肥过程会排放较多的 CO₂ 和 CH₄,导致案例 2 的 GWP 和 RI 高于案例 1。

4 个单元占餐厨垃圾处理工艺生命周期环境影响的贡献度如图 3 所示。

表 3 2 种餐厨垃圾处理工艺的特征化结果

| 环境影响评价指标 | 单位 | 案例 1 | 案例 2 |
|----------|-------------------------------------|----------|----------|
| AP | kg SO ₂ eq | 2.97E-01 | 6.24E-01 |
| EP | kg PO ₄ ³⁻ eq | 6.59E-02 | 1.05E-01 |
| GWP | kg CO ₂ eq | 5.91E+01 | 8.97E+01 |
| RI | kg PM _{2.5} eq | 3.60E-02 | 7.16E-02 |

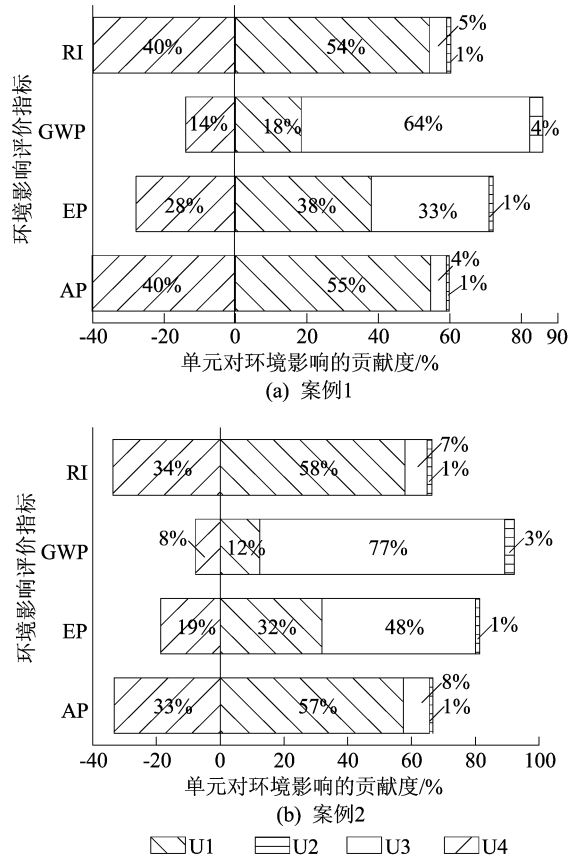


图 3 2 种处理工艺下 4 个单元特征化环境影响占比

由图 3 可知,产品回收单元 U4 对于各项环境影响评价指标会产生正面影响,其余 3 个单元会对环境影响评价指标造成负面影响。案例 1 中对 AP、EP、RI 贡献度最高的均是能耗单元 U1,对 GWP 贡献度最高的是处理单元 U3。案例 2 中能耗单元 U1 对 AP、RI 的贡献度最大,处理单元 U3 对 EP、GWP 的贡献度最大。由此可见,能耗中上游污染物的排放对环境的影响较大,需进一步研究分析能耗改变后,案例 1、案例 2 的环境影响评价指标变化。

2.2 归一化及加权结果

数据归一化主要有 2 个目的:① 归一化后易于比较各种影响类型的贡献大小;② 为进一步评价提供依据。数据归一化后可反映潜在影响的相对大小,但 2 种不同类型的环境影响潜值经过归一化后的影响潜值相同时,并不说明两者的潜在

环境影响同等严重。因此,需要对不同的环境影响评价指标进行严重性的排序,赋予其不同权重,再进行比较。通过 eBalance 软件内置的归一化基准和权重,计算可得环境影响评价指标归一化及加权后的结果,见表 4 所列。不同环境影响评价指标的贡献度如图 4 所示。

表 4 2 种餐厨垃圾处理工艺的归一化及加权结果

| 案例 | 环境影响评价指标 | 归一化值/10 ⁻¹² | 加权值/10 ⁻¹³ |
|------|----------|------------------------|-----------------------|
| 案例 1 | AP | 8.16 | 8.41 |
| | EP | 17.50 | 29.10 |
| | GWP | 5.61 | 9.76 |
| | RI | 1.92 | 1.49 |
| 案例 2 | AP | 17.10 | 17.50 |
| | EP | 28.00 | 46.60 |
| | GWP | 8.51 | 14.80 |
| | RI | 3.80 | 2.97 |

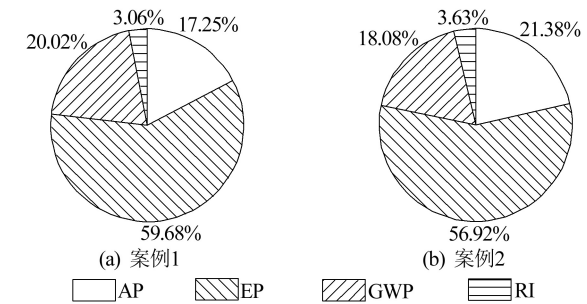


图 4 2 种处理工艺下 4 种环境影响评价指标的贡献度

根据表 4 结果,对案例 1、案例 2 的各项环境影响评价指标的加权结果进行合计计算,则案例 1、案例 2 的总环境影响潜值分别为 4.88×10^{-12} 、 8.20×10^{-12} 。由此可见,案例 1 的餐厨垃圾处理工艺对环境更加友好,其环境影响也更低。

由图 4 可知:案例 1、案例 2 中 EP 的贡献度最高,分别为 59.68%、56.92%,其环境负荷主要来自餐厨垃圾处理过程中所释放的 NH₃ 和 NH₃-N;AP 的贡献度分别为 17.25%、21.38%,能源上游中国电网发电间接排放的 SO₂、NO_x 和 H₂S 是主要的酸化影响贡献者;GWP 的贡献度分别为 20.02%、18.08%,其环境负荷主要来自处理单元 U3 中释放的 CO₂、CH₄ 等温室气体,减少厌氧发酵过程中沼气的泄露、加强堆肥设施的管理,可有效降低全球变暖的环境影响;RI 的贡献度分别为 3.06%、3.63%,主要是能耗单元 U1 排放的 NO_x 和 TSP 所造成的。

2.3 敏感性分析

在 LCA 模型中,关键参数的不确定性会影响清单数据,因此需要进行敏感性分析。敏感性

分析是研究制约系统表现的相关系数发生特定变动时,对系统表征指标影响程度的一种系统分析方法^[34]。在对餐厨垃圾处理工艺进行 LCA 研究时,收运距离和能耗常用作敏感性分析的单因素^[21,23,35]。本研究在清单分析中,餐厨垃圾收运距离选取的是 20 km,实际运营中,不同地区的餐厨垃圾收集点与餐厨垃圾处理厂之间距离不同,因此,在敏感性分析中选取 5、30 km 作为餐厨垃圾收运距离进行分析。此外,根据 2.1 节的影响评价结果,能耗单元 U1 对全生命周期的环境影响贡献度较大,故将耗电量减少 10%,分析最终评价指标的变化。以 TEI 表示餐厨垃圾处理工艺的总环境影响(total environmental impact),正值代表环境影响增加,负值代表环境影响减少。2 种餐厨垃圾处理工艺的环境影响评价指标敏感性分析结果如图 5 所示。

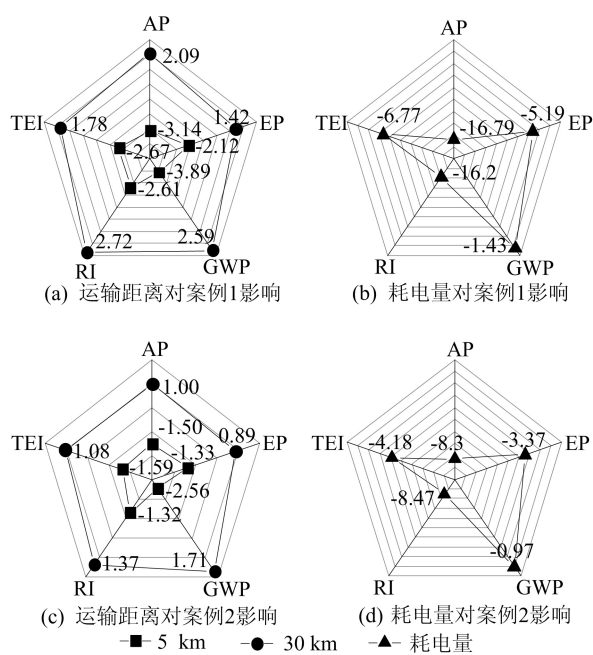


图 5 2 种餐厨垃圾处理工艺的敏感性分析结果

1) 当餐厨垃圾收运距离发生改变时,对比 2 种处理工艺的评价指标,GWP 变化最大,AP、EP 和 RI 变化幅度基本相同。由于餐厨垃圾在收运过程中,运输车燃烧柴油所排放的废气中 CO_2 、 CH_4 和 N_2O 占比较大,而 CO_2 、 CH_4 和 N_2O 是 GWP 主要的污染物因子,当餐厨垃圾收运距离改变时,GWP 受影响最大。

2) 降低餐厨垃圾厌氧消化处理的耗电量时,4 种环境影响评价指标中,AP 和 RI 变化幅度较大,其次是 EP,变化幅度最小的是 GWP。这是由

于电力生产过程排放的大量污染气体中,有大量的 SO_2 、 NO_x 和 CO_2 ,并且餐厨垃圾厌氧消化处理全生命周期中 AP、EP 和 RI 的最大贡献单元均是能耗单元 U1,当降低耗电量时,AP、EP 和 RI 的减少幅度较大。GWP 减少幅度较低,是由于餐厨垃圾厌氧消化处理全生命周期中 GWP 的最大贡献单元是处理单元 U3,耗电量减少所带来的 GWP 变化值相对于处理单元 U3 的 GWP 值较小。

因此,合理规划餐厨垃圾收运路线、从优选择餐厨垃圾处理厂的地址、使用节能设备及减少不必要耗电环节均能有效降低厌氧消化工艺全生命周期的环境影响。此外,本文所选择的电力结构是 CLCD 数据库的中国平均电网电力,火力发电占比达到 60% 以上,若能降低燃煤发电占比,提高水力发电、风力发电等清洁能源的使用比例,会有效降低餐厨垃圾处理行业以及需要大量消耗电能的行业的环境影响。

3 讨论

《巴黎协定》确立了将全球平均地表温度升幅控制在 2°C (与工业化前水平相比) 以内,并努力控制在 1.5°C 以内的目标,为实现气候治理目标,全球要“在 21 世纪下半叶实现温室气体源的人为排放与汇的清除之间的平衡”,即实现“碳中和”^[36]。 CO_2 占据温室气体的很大一部分,并且是导致全球变暖的主要因素,而据美国环境保护署的观点,来自生物过程的 CO_2 排放不被认为是全球变暖的贡献,原因是这种碳有一个生物起源,即这种碳以前是生物固定的^[30]。同样地,在政府间气候变化专门委员会的指导方针中,也将生物排放不包括在内,原因是生物源的排放已经完全包括在农业、林业和其他土地利用中^[30]。因此,生物能一直被称为碳中性能源,并作为化石燃料的替代品而被推广。此外,在 LCA 软件中(如 SimaPro、GaBi)评估全球变暖影响时,通常不包括生物源 CO_2 排放,甚至将生物源 CO_2 排放视为负面影响。

本文基于上述观点,在假设餐厨垃圾中全部碳元素均为生物碳的基础上,将 CO_2 分为生物 CO_2 和化石 CO_2 ^[37]。在本文中,厌氧消化和好氧堆肥过程中所产生的 CO_2 来源于生物作用,可以排除在对全球变暖的影响之外,因此全球变暖的影响结果将会发生改变。2 种餐厨垃圾处理工艺包含和不包含 CO_2 的 GWP 如图 6 所示。厌氧消

化-好氧堆肥工艺比厌氧消化工艺对环境的全球变暖影响减少得更加明显,说明好氧堆肥过程所排放的 CO_2 对厌氧消化-好氧堆肥工艺 GWP 的贡献度较高。在去除生物 CO_2 影响后,厌氧消化工艺的 GWP 值依然低于厌氧消化-好氧堆肥工艺,主要是由于前者产品回收单元 U4 的电能输出带来一部分积极的环境效益。

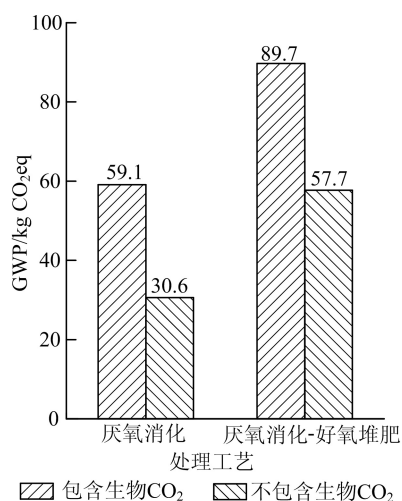


图 6 2 种餐厨垃圾处理工艺包含和不包含 CO_2 的 GWP

4 结 论

1) 基于生命周期评价法,采用 eBalance 软件建立餐厨垃圾处理工艺生命周期模型,结果表明:厌氧消化工艺在酸化潜值、富营养化潜值、全球变暖潜值和可吸入无机物这 4 项环境影响评价指标上均低于厌氧消化-好氧堆肥工艺,经过加权后的总环境影响潜值分别为 4.88×10^{-12} 、 8.20×10^{-12} ,厌氧消化处理工艺比厌氧消化-好氧堆肥处理工艺对环境的影响更小,具有更好的环境效益。

2) 餐厨垃圾厌氧消化处理工艺中,能耗单元对环境的主要影响为酸化、富营养化和可吸入无机物,处理单元在全球变暖潜值上贡献度最高。厌氧消化-好氧堆肥处理工艺中,酸化潜值和可吸入无机物的最大贡献单元是能耗单元,对全球变暖潜值和富营养化潜值影响最大的是处理单元。

3) 在敏感性分析中对餐厨垃圾收运距离和能耗进行分析,结果表明,餐厨垃圾收运距离对全球变暖潜值的影响较大,耗电量减少可有效降低酸化潜值和富营养化潜值。此外,在排除生物 CO_2 的影响后,全球变暖的环境影响明显降低。这说明餐厨垃圾处理厂的选址以及选择新能源供

电方式,在今后餐厨垃圾处理行业中是需要关注的。

4) 在资源短缺的背景下,新能源普及的相关政策和设施尚不够完善,可加强餐厨垃圾的前端分类工作,从而提高后续厌氧消化等生物处理的效率。此外,提高厌氧消化产沼气效率、选用电效率高的沼气发电机组等措施,可提高回收能源的利用率,带来环境和经济效益。

采用 LCA 来评估环境影响尚有局限性,如国内、国外不同的餐厨垃圾特性、不同的模型参数和部分数据难以获取等情况,都会导致结果的差异。因此,未来需要大量的实际案例和报告,来丰富国内的 LCA 数据库,从而提高结果的准确性。此外,本研究数据有限,只对餐厨垃圾处理工艺的环境影响进行研究,未涉及淡水、土地等资源消耗和经济效益方面。后续研究可以补充相关数据,从而建立完整的资源-环境-经济集成 LCA 模型。

[参 考 文 献]

- [1] 城市建设研究院. 餐厨垃圾处理技术规范: CJJ 184—2012 [S]. 北京: 中国建筑工业出版社, 2013: 2.
- [2] LI Y Y, JIN Y Y, BORRION A, et al. Current status of food waste generation and management in China [J]. *Bioresource Technology*, 2019, 273: 654-665.
- [3] DE LERCQ D, WEN Z G, FAN F, et al. Biomethane production potential from restaurant food waste in megacities and project level-bottlenecks: a case study in Beijing [J]. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 2016, 59: 1676-1685.
- [4] NGHIEM L D, KOCH K, BOLZONELLA D, et al. Full scale co-digestion of wastewater sludge and food waste; bottlenecks and possibilities [J]. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 2017, 72: 354-362.
- [5] COZZOLINO R, LOMBARDI L, TRIBIOLI L. Use of biogas from biowaste in a solid oxide fuel cell stack; application to an off-grid power plant [J]. *Renewable Energy*, 2017, 111: 781-791.
- [6] XIONG X, YU I K M, TSANG D C W, et al. Value-added chemicals from food supply chain wastes; state-of-the-art review and future prospects [J]. *Chemical Engineering Journal*, 2019, 375: 121983.
- [7] 王凯军, 王婧瑶, 左剑恶, 等. 我国餐厨垃圾厌氧处理技术现状分析及建议 [J]. *环境工程学报*, 2020, 14(7): 1735-1742.
- [8] 王甜甜. 清洁生产审核方法在铸造企业的应用研究 [D]. 大连: 大连交通大学, 2019.
- [9] 梁凯铭. 基于 LCA 的清洁生产审核方法研究 [D]. 大连: 大连理工大学, 2015.
- [10] BUTTOL P, MASONI P, BONOLI A, et al. LCA of integrated MSW management systems; case study of the Bolo-

- gna District[J]. Waste Management, 2007, 27: 1059-1070.
- [11] 苏丽娟, 杨轶婷, 徐鹤, 等. 生命周期评价在政策环评中的应用: 以海水淡化政策环评为例[J]. 环境影响评价, 2022, 44(5): 17-22.
- [12] PEREZ-CAMACHO M N, CURRY R, CROMIE T. Life cycle environmental impacts of substituting food wastes for traditional anaerobic digestion feedstocks[J]. Waste Management, 2018, 73: 140-155.
- [13] EDWARDS J, OTHMAN M, CROSSIN E, et al. Life cycle inventory and mass-balance of municipal food waste management systems: decision support methods beyond the waste hierarchy [J]. Waste Management, 2017, 69: 577-591.
- [14] BARTOCCI P, ZAMPILLI M, LIBERTI F, et al. LCA analysis of food waste co-digestion[J]. Science of the Total Environment, 2020, 709: 136187.
- [15] SLORACH P C, JESWANI 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.
- [16] YU Q Q, LI H, DENG Z, et al. Comparative assessment on two full-scale food waste treatment plants with different anaerobic digestion processes[J]. Journal of Cleaner Production, 2020, 263: 121625.
- [17] 刘航驿, 颜蓓蓓, 林法伟, 等. 生命周期视角下 2 种餐厨垃圾资源化处理方案的对比分析[J]. 环境工程, 2021, 39(9): 169-175.
- [18] LIN Z C, OOI J K, WOON K S. An integrated life cycle multi-objective optimization model for health-environment-economic nexus in food waste management sector[J]. Science of the Total Environment, 2022, 816: 151541.
- [19] LIU M, OGUNMOROTI A, LIU W, et al. Assessment and projection of environmental impacts of food waste treatment in China from life cycle perspectives[J]. Science of the Total Environment, 2022, 807: 150751.
- [20] XIAO H P, ZHANG D Q, TANG Z H, et al. Comparative environmental and economic life cycle assessment of dry and wet anaerobic digestion for treating food waste and biogas digestate[J]. Journal of Cleaner Production, 2022, 338: 130674.
- [21] HUANG Y F, ZHAO C, GAO B, et al. Life cycle assessment and society willingness to pay indexes of food waste-to-energy strategies[J]. Journal of Environmental Management, 2022, 305: 114364.
- [22] FEI X H, JIA W B, CHEN T, et al. Life cycle assessment of food waste anaerobic digestion with hydrothermal and ionizing radiation pretreatment[J]. Journal of Cleaner Production, 2022, 338: 130611.
- [23] TIAN H L, WANG X N, LIME Y, et al. Life cycle assessment of food waste to energy and resources: centralized and decentralized anaerobic digestion with different downstream biogas utilization [J]. Renewable and Sustainable Energy Reviews, 2021, 150: 111489.
- [24] FEI X H, JIA W B, CHEN T, et al. Life-cycle assessment of two food waste disposal processes based on anaerobic digestion in China [J]. Journal of Cleaner Production, 2021, 293: 126113.
- [25] MAYER F, BHANDARI R, GAETH S A. Life cycle assessment on the treatment of organic waste streams by anaerobic digestion, hydrothermal carbonization and incineration[J]. Waste Management, 2021, 130: 93-106.
- [26] 汪涛. 餐厨垃圾厌氧消化处理全过程综合评价研究[D]. 杭州: 浙江大学, 2021.
- [27] 张仲君. 分散式餐厨垃圾好氧处理技术与设备集成[D]. 北京: 北京化工大学, 2021.
- [28] 贾如月, 胡术刚, 耿姣. 湖州市餐厨垃圾产沼气发电生命周期评价[J]. 能源环境保护, 2021, 35(5): 48-54.
- [29] ZHANG J X, TIAN H L, WANG X N, et al. Effects of activated carbon on mesophilic and thermophilic anaerobic digestion of food waste: process performance and life cycle assessment [J]. Chemical Engineering Journal, 2020, 399: 125757.
- [30] AL-RUMAIHI A, MCKAY G, MACKEY H R, et al. Environmental impact assessment of food waste management using two composting techniques[J]. Sustainability, 2020, 12(4): 1595.
- [31] 吕秋颖. 餐厨垃圾水热碳化和热解及其生命周期评价[D]. 重庆: 重庆大学, 2020.
- [32] 李楠. 生活垃圾分类收集与处置案例分析与生命周期评价[D]. 杭州: 浙江大学, 2020.
- [33] ZHANG Z L, HAN W Y, CHEN X P, et al. The life-cycle environmental impact of recycling of restaurant food waste in Lanzhou, China[J]. Applied Sciences, 2019, 9(17): 3608.
- [34] 李书华. 电动汽车全生命周期分析及环境效益评价[D]. 长春: 吉林大学, 2014.
- [35] OLDFIELD T L, WHITE E, HOLDEN N M. An environmental analysis of options for utilising wasted food and food residue[J]. Journal of Environmental Management, 2016, 183: 826-835.
- [36] 张浩楠, 申融容, 张兴平, 等. 中国碳中和目标内涵与实现路径综述[J]. 气候变化研究进展, 2022, 18(2): 240-252.
- [37] 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.

(责任编辑 张淑艳)