

文章栏目: 固体废物处理与资源化

DOI 10.12030/j.cjee.201808009 中图分类号 X705 文献标识码 A

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.

BIAN Xiao, GONG Hui, YAN Zhong, et al. Comparison of carbon emission estimation among different “collection-disposal” modes for food waste[J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2019, 13(2): 449-456.

餐厨垃圾不同“收集-处理”模式的碳排放估算对比

边潇, 宫徽, 阎中, 王凯军*

清华大学环境学院, 环境模拟与污染控制国家重点联合实验室, 北京 100084

第一作者: 边潇(1993—), 女, 硕士研究生。研究方向: 环境基础设施生命周期评价。E-mail: bianxiao8@126.com

*通信作者: 王凯军(1960—), 男, 博士, 研究员。研究方向: 污(废)水和生物质废弃物处理等。E-mail: wkj@tsinghua.edu.cn

摘要 为明确我国餐厨垃圾不同处理模式下碳排放情况, 以中国南方某城市为研究对象, 结合实地调研数据, 对比研究了集中式好氧堆肥、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。结果表明, 集中式好氧堆肥的碳排放总量最高, 而集中式厌氧发酵碳排放总量最低。此外, 分散式好氧堆肥的主要优势在于可减少收集运输过程的碳排放且可避免其他温室气体的无组织排放; 在先进节能手段和控制电耗的措施下, 相比于集中式好氧堆肥模式, 分散式模式可实现760.91 kg的碳减排(以CO₂计)。然而, 餐厨垃圾厌氧发酵模式因其可实现有机质产沼气, 总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, 对实现餐厨垃圾资源化、无害化和减量化具有现实意义。

关键词 餐厨垃圾碳排放; 集中式好氧堆肥; 分散式好氧堆肥; 集中式厌氧发酵; 碳排放量减量

我国餐厨垃圾产量大、增速快。据统计, 我国餐厨垃圾年产量达 6.0×10^7 t以上^[1], 约占生活垃圾的50%^[2], 并预计以超过10%的速度增长^[3]。餐厨垃圾得不到有效处理处置不仅污染环境, 甚至引发“垃圾猪”和“地沟油”等乱象, 危害居民饮食安全。

目前, 餐厨垃圾处理流程主要包括源头收集运输和末端处理处置2部分。其中, 收集运输方式可分为集中式和分散式^[4]。集中式处理具有大型工程的规模效应, 单位能耗低、资源化利用高、经济效益好; 但有物料运输距离长、工程投资高、占地大等缺点。分散式处理设施采用小型化堆肥设备, 占地面积小、处理速度快, 人员配备少, 其投资和收运成本都能大幅度降低; 缺点是处理量小、单位处理成本高。处理技术包括填埋、焚烧、厌氧发酵、好氧堆肥等^[5]。由于我国餐厨垃圾有机物和含水率高^[6], 采用基于生化过程的厌氧或好氧处理是其资源化利用的优势技术。但餐厨垃圾生物处理过程中的碳排放问题易被忽略。

长期以来, 环境行业以削减污染物为基本任务, 对碳减排的关注程度有限。事实上, 由于密集的能量投入, 环保类设施建设、运行过程中的碳排放问题逐渐得到社会越来越多的重视。据欧洲统计办公室统计报告^[7], 废物处理行业(包括污水处理与固体废弃物处理)已经成为第5大碳排放行业, 占全社会总碳排放量3.3%。环境行业碳减排是未来的必然要求。因此, 对比研究符合我国国情和城市特点的餐厨垃圾处理模式碳排放模型, 对推动我国生态文明建设具有重要意义。

收稿日期: 2018-08-02; 录用日期: 2018-12-24

基金项目: 国家科技支撑计划(2014BAC27B01)

迄今,国内外对餐厨垃圾生物处理过程的碳排放已经开展了大量研究工作。EVANS^[8]综述了餐厨垃圾的处置、管理方法,初步对比了填埋、厌氧发酵、好氧堆肥等技术的碳排放特点。BECKER等^[9]利用生命周期评价(LCA)方法比较了利用厌氧膜生物反应器、传统活性污泥及高速活性污泥法协同处理餐厨垃圾和污水,以及后续餐厨垃圾的填埋、堆肥、厌氧消化的3种技术。沈洪艳等^[10]利用控制通气流向的好氧堆肥装置,研究了餐厨垃圾堆肥过程中温室气体排放的变化规律。郝晓地等^[11]利用全生命周期方法,分析了填埋、好氧堆肥、粉碎直排、厌氧消化产沼气及综合处置5种不同餐厨垃圾处置方式在分别单独处置同一社区餐厨垃圾时体现出的全生命周期碳排放情况。然而,目前的研究多关注“收集”或者“处理”等单一环节的碳排放情况,分析尺度也多局限于社区等小型区域。结合模型计算和实际调研数据,在城市尺度上对餐厨“收集-处理”模式进行全流程碳排放系统评估的研究尚不多见。

本研究以中国南方某县级市为例,通过实地调研获得餐厨产量、收集量、运输量、餐厨垃圾组成等实际数据,基于实地调研数据对集中式好氧堆肥、集中式厌氧发酵、分散式好氧堆肥3种处理模式的碳排放进行定量计算,并对碳排放影响因素进行系统分析,为餐厨垃圾处理处置过程碳减排提供依据。

1 研究边界及基本参数

某市位于中国南方沿江,总面积约987 km²,总人口约2.12×10⁶人。自2008年以来,生活垃圾形成了“以焚烧发电为主,卫生填埋为辅”的处理模式。近年来,生活垃圾产量不断增长,随着填埋场封场以及垃圾焚烧发电厂长期超负荷运行,餐厨垃圾的生化处理成为新的选择。

集中式收集处理方式首先将餐厨垃圾从各处收集后运输至区域的中转站,随后统一转运至集中式大型处理站进行厌氧发酵或好氧堆肥处理(图1(a))。对于分散式模式,假设在11个行政区内建设了餐厨垃圾收集处理设施,区域范围内收集后运送至垃圾转运站,利用现有基础设施将餐厨垃圾即时处理(图1(b))。各行政区餐厨垃圾收集量、收集点至中转站距离以及中转站至处置点运输里程等数据均为实际调研所得。研究边界如图2所示。



注:D1~D11为11个行政区。

图1 某市餐厨垃圾处理模式示意图

Fig.1 Schematic process diagram of food waste treatment model

2 碳排放估算

估算温室气体排放量的排放因子参数主要参考《2006年IPCC国家温室气体清单指南》^[12](简称

IPCC指南)。

2.1 集中式好氧处理模式

2.1.1 收集运输过程的碳排放

收集运输过程共分为2个阶段。第1阶段,柴油货车将餐厨垃圾汇集到各中转站,碳排放主要来自运输货车油耗^[13]。经调研该阶段柴油车运行时单位油耗为 $3.91 \text{ L} \cdot \text{t}^{-1}$ 。忽略货车不同载重及速度的油耗差异。该阶段 CO_2 排放量为:

$$E_{\text{CO}_2, \text{collection1}} = WC_{\text{diesel}} \alpha \quad (1)$$

式中: $E_{\text{CO}_2, \text{collection1}}$ 为收集运输第1阶段 CO_2 排放量, kg; W 为该市各小区收集的餐厨垃圾总量, kg; C_{diesel} 为运输货车单位消耗, 取 $3.91 \text{ L} \cdot \text{t}^{-1}$; α 为柴油的 CO_2 排放因子, 根据BP中国碳排放计算器, 取 $2.63 \text{ kg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。

第2阶段, 货车将餐厨垃圾从中转站转移至集中处理点, 此过程为“点对点”运输, CO_2 排放量为:

$$E_{\text{CO}_2, \text{collection2}} = \sum 2L_i \chi \quad (2)$$

式中: $E_{\text{CO}_2, \text{collection2}}$ 为收集运输第2阶段 CO_2 排放量, kg; L_i 为各中转站至集中处理点的距离, km; χ 为重型货车 CO_2 排放因子, $0.598 \text{ kg} \cdot \text{km}^{-1}$ ^[14]; 数字2为该阶段每次运输按照往返两程计算。

2.1.2 集中式好氧堆肥过程的碳排放

堆肥过程中碳排放来源主要包括设备运行电耗及其他温室气体排放。集中式堆肥过程需配套翻抛、强制通风、除臭等耗电设备^[15], 由设备电耗等造成 CO_2 排放量为:

$$E_{\text{CO}_2, \text{aerobic1}} = WC_{\text{electricity}} \beta \quad (3)$$

式中: $E_{\text{CO}_2, \text{aerobic1}}$ 为集中堆肥过程中电耗产生的 CO_2 排放量, kg; $C_{\text{electricity}}$ 为集中式好氧堆肥的单位电耗。目前我国实际运行的餐厨垃圾集中堆肥项目数量有限, 基于实地调研某200 t餐厨垃圾堆肥项目, 单位电耗取值 $76 \text{ kWh} \cdot \text{t}^{-1}$, 然而我国集中式污泥堆肥项目较多, 其工艺与餐厨垃圾堆肥相近, 电耗值处于 $40 \sim 80 \text{ kWh} \cdot \text{t}^{-1}$ 之间, 可以作为参考; β 为电的 CO_2 排放因子, 根据BP中国碳排放计算器, 取 $0.997 \text{ kg} \cdot (\text{kWh})^{-1}$ 。

由于好氧堆肥过程堆体内易形成局部厌氧环境, 因而产生量少且不易收集的 CH_4 和 N_2O 等温室气体^[16]。 CH_4 和 N_2O 的全球变暖潜能值分别是 CO_2 的28、310倍^[12]。由 CH_4 和 N_2O 导致的碳排放为:

$$Q_{\text{ECi}} = W_0 Q_{\text{EFi}} \lambda_i \quad (4)$$

式中: Q_{ECi} 为 CH_4 或 N_2O 的碳排放总量, 以 CO_2 计, kg; W_0 为好氧堆肥处理有机物的质量, 经对堆肥产物的测试, 式中有有机物占餐厨垃圾质量的88.2%, kg; Q_{EFi} 为堆肥处理的排放因子, IPCC推荐 CH_4 的排放因子为 $4 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ 垃圾, N_2O 的排放因子为 $0.30 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ 垃圾; λ_i 为 CH_4 或 N_2O 的 CO_2 折算系数。

2.1.3 堆肥产物资源化利用过程的碳减排效应

化肥生产是高能耗、高碳排放过程。餐厨垃圾经微生物降解形成绿色有机肥, 可以代替化肥进行土地利用, 避免了化肥生产过程中能量消耗及碳排放, 从而起到碳减排效果^[17]。由 N_2O 无组织逸散造

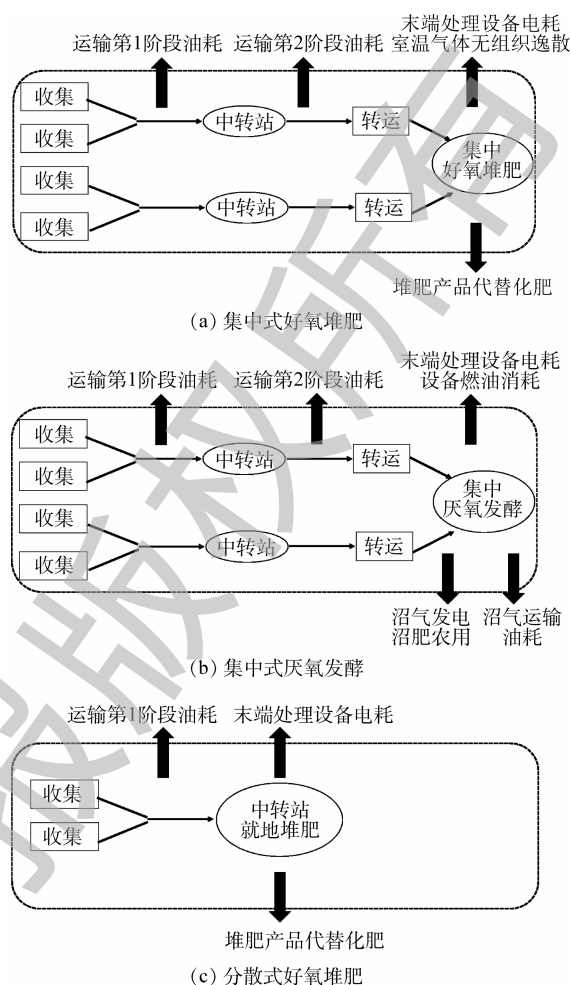


图2 3种模式碳排放研究边界
Fig.2 Carbon emission research boundaries
of three models

成的N素损失小于5%，忽略不计。同时不考虑堆肥产物资源化利用过程中的额外运输(假设货车往返运输过程中一程运输收集的餐厨垃圾，另一程将堆肥产物随车运回)。则由餐厨垃圾产生的有机肥料等同于尿素量：

$$W_U = W_0 \theta C_N (M_{\text{urea}} / M_C) \rho \quad (5)$$

式中： W_U 为餐厨垃圾产生有机肥料等同的尿素量； θ 为堆肥产品产率，调研结果为5%； C_N 为堆肥产品中氮元素含量，调研结果为3.08%； M_{urea} 、 M_C 分别为尿素和碳的分子质量； ρ 为堆肥产品的有效利用率，调研结果为70%。

对应碳减排量^[18]为：

$$E_{\text{CO}_2, \text{reduction1}} = W_U (\phi \gamma + \sigma \beta) \quad (6)$$

式中： $E_{\text{CO}_2, \text{reduction1}}$ 为堆肥产品利用引起的 CO_2 减排量，kg； ϕ 为尿素的煤耗系数，取1.55； γ 为标准煤的 CO_2 排放因子，根据BP中国碳排放计算器，取2.493； σ 为尿素的电耗系数， $0.45 \text{ kWh} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。

2.2 集中式厌氧处理模式

2.2.1 收集运输过程的碳排放

在集中式厌氧模式中，收集运输过程与集中式好氧模式一致，油耗碳排放的计算方法参见2.1.1。

2.2.2 餐厨垃圾厌氧处理过程的碳排放

集中式厌氧发酵采用密封方式，故不考虑温室气体的无组织排放，主要分析搅拌、保温等设备电耗引起的碳排放。厌氧过程碳排放量为：

$$E_{\text{CO}_2, \text{anaerobic}} = WC'_{\text{electricity}} \beta \quad (7)$$

式中： $E_{\text{CO}_2, \text{anaerobic}}$ 为厌氧消化过程电耗产生的 CO_2 排放量，kg； $C'_{\text{electricity}}$ 为集中式厌氧工程的单位电耗。由于工艺条件的差异，实地调研获得的单位电耗值处于 $25 \sim 38 \text{ kWh} \cdot \text{t}^{-1}$ 之间。基于实地调研的某日处理能力200 t餐厨垃圾厌氧发酵项目，取值 $32 \text{ kWh} \cdot \text{t}^{-1}$ 。

此外，需要通过燃油对厌氧设备加温，由此造成的碳排放为：

$$E_{\text{CO}_2, \text{desiel}} = WC'_{\text{desiel}} \alpha \quad (8)$$

式中： $E_{\text{CO}_2, \text{desiel}}$ 为厌氧消化过程燃油消耗产生的 CO_2 排放量，kg； C'_{desiel} 为锅炉加热的柴油消耗，取 $0.3 \text{ L} \cdot \text{t}^{-1}$ 。

2.2.3 厌氧产物资源化利用的碳减排效应

餐厨垃圾厌氧处理产生沼气、沼液等产物可进一步资源化利用。沼气主要成分包括 CH_4 、 CO_2 及少量的 H_2S 和 NH_3 ， CH_4 是重要的清洁能源气体，可以替代化石燃料发电，从而减少化石燃料燃烧的碳排放^[19-20]。由厌氧沼气发电带来的碳减排量为：

$$E_{\text{CO}_2, \text{reduction2}} = W \mu \nu \zeta \phi \beta \quad (9)$$

式中： $E_{\text{CO}_2, \text{reduction2}}$ 为沼气发电利用引起的 CO_2 减排量，kg； μ 为集中式餐厨垃圾厌氧工程的沼气产率，参考同类实际工程，取值 $80 \text{ m}^3 \cdot \text{t}^{-1}$ ； ν 为沼气中甲烷含量，调研结果为60%； ζ 为沼气用于发电的有效利用率，调研结果为80%； ϕ 为甲烷燃烧代替发电系数，假设在标准状况下，由甲烷热值推算， $11 \text{ kWh} \cdot \text{L}^{-1}$ 。

沼液、沼渣含有植物生长所必需的氮、磷、钾等营养物质，可以代替化肥进行土地利用，进而避免了化肥生产过程中的能量消耗及碳排放，从而实现碳减排效果^[21]。根据N元素核算沼液沼渣代替化肥带来的碳减排量，方法同2.1.3。考虑到沼液的液体特性，不能随餐厨运输车带回，需专门的货车运输，由此增加1倍运输油耗。此外本研究忽略沼肥农业利用时造成的碳排放^[22]。

2.3 分散式好氧处理模式

2.3.1 收集运输油耗碳排放

在分散式好氧堆肥模式中,收集运输过程与集中模式的第1阶段一致,无转运环节,油耗碳排放的计算方法参见2.1.1。

2.3.2 分散式堆肥过程的碳排放

目前分散式餐厨垃圾堆肥设备往往采用一体化设计,堆肥过程搅拌充分,故忽略其 CH_4 、 N_2O 产生及逸散,处理过程的碳排放主要考虑设备能耗。该过程 CO_2 排放量为:

$$E_{\text{CO}_2, \text{aerobic2}} = W N_i \beta \quad (10)$$

式中: $E_{\text{CO}_2, \text{aerobic2}}$ 为分散堆肥电耗产生 CO_2 排放量, kg; N_i 为分散式堆肥设备单位电耗。由于工艺条件和设备设计水平不同,实地调研获得的单位电耗值处于 $60 \sim 200 \text{ kWh} \cdot \text{t}^{-1}$ 之间。该值浮动范围较大,分析是由处理过程对设备的加热程度不同所造成的。由于电耗是本研究中最重要因素,直接影响比较结果,因此,分为低能耗和高能耗2种情景,在计算时分别取值 $60 \text{ kWh} \cdot \text{t}^{-1}$ (情景1, 计算与讨论的基准情景)及 $200 \text{ kWh} \cdot \text{t}^{-1}$ (情景2)。

2.3.3 堆肥产物资源化利用过程的碳减排效应

分散式好氧堆肥产物资源化利用过程与集中式好氧堆肥一致,碳减排效应的计算方法参见2.1.3。

3 结果与讨论

3.1 碳排放总量计算结果

情景1计算结果如图3所示。从净排放角度分析,集中式好氧堆肥>集中式厌氧发酵>分散式好氧堆肥。3种模式中末端处理设备电耗都是碳排放的最主要因素。此外,集中式堆肥的反应过程中会产生 CH_4 、 N_2O 的无组织逸散,集中式厌氧设备需要加温、搅拌等辅助设施,增加了碳排放^[23-24]。从减排效应分析,集中式厌氧发酵>分散式好氧堆肥=集中式好氧堆肥。本研究认为好氧堆肥技术其在不同规模实现同等处理效果,即分散式与集中式的堆肥产物相同。堆肥产物可作为有机肥替代化肥进行土地利用以减少化肥生产和使用的碳排放。厌氧发酵产物沼液、沼渣可作为有机肥代替化肥使用,更重要的是厌氧发酵气体产物沼气是一种清洁能源,可以替代燃煤发电,碳减排效果明显,整体来看其碳排放总量为负值^[11,25]。结合碳排放和碳减排效应,得到不同模式的综合碳排放总量,集中式好氧堆肥>分散式好氧堆肥>集中式厌氧发酵。

3.2 分散式与集中式对比

对于相同的处理技术,采用不同的收集方式会造成碳排放的明显差异。如图4所示,餐厨垃圾收集运输的第1阶段的 CO_2 排放量为 503.72 kg 、第2阶段为 315.60 kg ,因此,对于分散式,其运输环节总 CO_2 排放量为 503.72 kg ,集中式运输环节总 CO_2 排放量为 819.32 kg 。此外,集中式堆肥容易造成局部厌氧环境,产生不可忽略且难收集的 CH_4 及 N_2O ;且反应过程中机械搬运、翻抛、除臭等工序增加了额外的电耗。分散式堆肥情况下,餐厨垃圾收集后经过短距离运输即可就地处理,节约了燃油造成的碳排放,同时有效避免了长距离运输造成的泄漏及大气污染。此外,由于处理量较少,混合较均匀,氧气较充足,其 CH_4 、 N_2O 产生及逸散量可忽略。分散式模式在

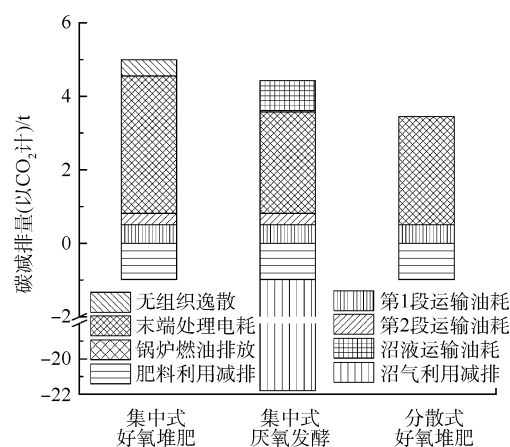


图3 不同餐厨垃圾处理模式碳排放总量(情景1)

Fig.3 Total carbon emission from food waste disposal with three models(scenario 1)

以上2个环节所节约的碳排放量为760.91 kg。

然而目前市面上分散式设备鱼龙混杂,能耗水平参差不齐,在 $60\sim 200\text{ kWh}\cdot\text{t}^{-1}$ 范围内波动较大。以目前最低的能耗水平计算,与集中式堆肥相比具有一定的碳排放量优势;但若其电耗不能得到有效控制,由目前的 $60\text{ kWh}\cdot\text{t}^{-1}$ 增长至 $91.5\text{ kWh}\cdot\text{t}^{-1}$ 以上时,其运输等环节所节约的碳排放优势将被抵消,此时集中式处理设备将开始发挥其“规模效应”优势——集中处理大量餐厨垃圾以节省单位用电,集中式总碳排放将低于分散式。若采用电耗为 $200\text{ kWh}\cdot\text{t}^{-1}$ 的设备,分散式总碳排放量是集中式的2.4倍,明显失去以上优势(图5)。因此,建议餐厨垃圾总产量较大的城市采取集中处理设施,在经济上相对合理;而对于垃圾总产量较小的城市,可以推广采用分散式就地处理,若采用分散式,必须严格控制其电耗,采用先进的节能手段,才能够发挥其分散式运输以及减少无组织排放等方面的优势。

3.3 好氧与厌氧对比

在相同的收集模式下,厌氧发酵处理技术碳减排优势明显于好氧堆肥技术。2种集中模式的收集运输过程碳排放量相同,尽管厌氧模式锅炉加热及沼液运输等环节增加了排放量,但其设备电耗相对较低且减少了温室气体无组织排放。厌氧发酵产物可以进行充分的资源化利用,除了利用沼液、沼渣代替化肥进行农用之外,由甲烷作为清洁能源代替燃煤进行发电,对碳减排有大量贡献,理想情况下其总碳减排空间是好氧堆肥的22倍(见图6)。因此,从碳排放的角度分析,厌氧发酵是一种绿色的、低碳的餐厨垃圾处理方式。此外,本研究中沼气的产率为 $80\text{ m}^3\cdot\text{t}^{-1}$,甲烷的含量为60%,替代燃煤发电有效利用率为80%,与相关研究及实际的同类工程^[26-27]近似。若能通过厌氧发酵技术以及沼气提纯的技术以增加甲烷代替燃煤发电的有效利用率,则厌氧技术的碳减排空间可以进一步提升。

本研究仅从碳排放角度分析了以上3种餐厨垃圾处理模式。在实际应用中,应综合考虑城市的规模大小、生活水平、社会状况及经济发展等因素选择适合的技术与模式。

4 结论

1) 以中国南方某市为例,结合实际调研数据及模型计算,对比了3种餐厨垃圾处理模式的碳排放水平。结果表明碳排放总量,集中式好氧堆肥>分散式好氧堆肥>集中式厌氧发酵。

2) 分散式模式在运输等方面具有碳减排优势,且无其他温室气体的无组织逸散,可减少碳排放(以

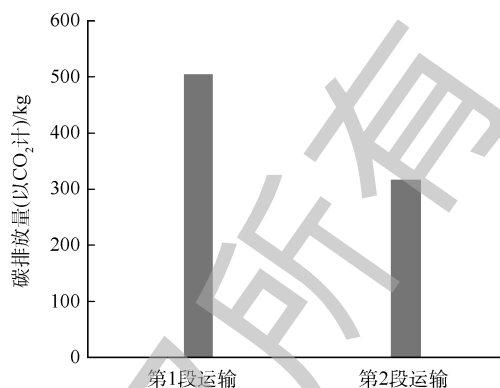


图4 运输环节不同阶段碳排放量

Fig.4 Carbon emission at different transportation stages

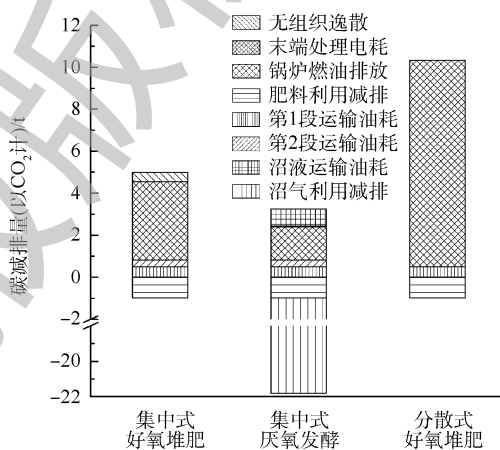


图5 不同餐厨垃圾处理模式碳排放总量(情景2)

Fig.5 Total carbon emission from food waste disposal with three models(scenario 2)

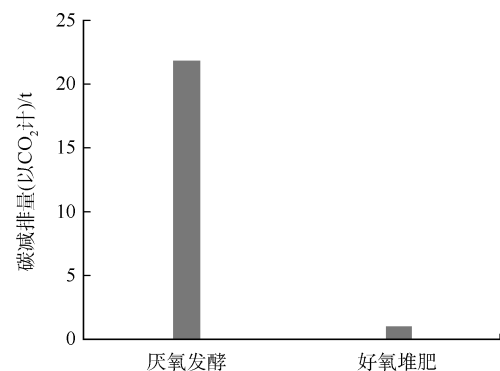


图6 不同餐厨垃圾处理技术碳减排空间

Fig.6 Carbon emission space from food waste disposal with different treatment technologies

CO₂计)760.91 kg。但如果单位电耗由目前的60 kWh·t⁻¹增长至91.5 kWh·t⁻¹以上时,运输等环节所节约的碳排放优势将被抵消,因此必须采用先进的节能手段,严格控制电耗。

3) 厌氧发酵技术碳排放量低且减排效应显著,理想情况下其碳减排空间是好氧堆肥的22倍。因此是一种绿色、低碳的餐厨垃圾处理方式。

参 考 文 献

- [1] 刘建伟,何岩.餐厨垃圾两相厌氧发酵技术研究和应用进展[J].科学技术与工程,2017,17(6):188-196.
- [2] 贡协伟,刘响响.餐厨垃圾处理技术研究进展[J].绿色科技,2016(6):62-63.
- [3] 张庆芳,杨林海,周丹丹.餐厨垃圾废弃物处理技术概述[J].中国沼气,2012,30(1):22-26.
- [4] MAEDEH P, SHAHA B, ADAM M, et al. Comparative economic and environmental assessments of centralized and decentralised seawater desalination options [J]. Desalination, 2015, 376(16): 25-34.
- [5] 郑巧利,王国芳,刘婷婷.餐厨垃圾资源化处理技术研究进展[J].科技创新导报,2018,15(7):143-144.
- [6] AHAMED A, YIN K, NG B, et al. Life cycle assessment of the present and proposed food waste management technologies from environmental and economic impact perspectives[J]. Journal of Cleaner Production, 2016, 131: 607-614.
- [7] 王洪臣.污水处理行业如何实现碳减排[EB/OL]. [2018-08-01]. <http://www.tanjiaoyi.com/article-20283-1.html>, 2017.
- [8] EVANS T D. Climate change impacts of food waste diversion to anaerobic digesters[J]. Proceedings of the Water Environment Federation, 2009, 3: 1056-1076.
- [9] BECKER A M, YU K, STADLER L B, et al. Co-management of domestic wastewater and food waste: A life cycle comparison of alternative food waste diversion strategies[J]. Bioresource Technology, 2017, 223: 131-140.
- [10] 沈洪艳,张相锋,董世魁,等.餐厨垃圾和绿化废弃物好氧堆肥过程中温室气体排放研究[J].河南农业大学学报,2013,47(2):202-205.
- [11] 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.
- [12] LUBETSKY J, STEINER B A, LANZA R. 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories[M]. Kanagawa: Institute for Global Environmental Strategies, 2006.
- [13] BERNSTAD A K, JANSEN J L C. Review of comparative LCAs of food waste management systems: Current status and potential improvements [J]. Waste Management, 2012, 32(12): 2439-2455.
- [14] 彭美春,李嘉如,胡红斐.营运货车道路运行油耗及碳排放因子研究[J].汽车技术,2015(4):37-40.
- [15] 孟潇,韩涛,任连海,等.通风量对餐厨垃圾好氧堆肥的影响[J].食品科学技术学报,2008,26(3):4-8.
- [16] 潘玲阳,叶红,黄少鹏,等.北京市生活垃圾处理的温室气体排放变化分析[J].环境科学与技术,2010,33(9):116-124.
- [17] KIBLER K M, REINHART D, HAWKINS C, et al. Food waste and the food-energy-water nexus: A review of food waste management alternatives[J]. Waste Management, 2018, 74: 52-62.
- [18] 刘洪涛,陈同斌,杭世珩,等.不同污泥处理与处置工艺的碳排放分析[J].中国给水排水,2010,26(17):106-108.
- [19] NGNIKAM E, TANAWA E, ROUSSEAU P, et al. Evaluation of the potentialities to reduce greenhouse gases (GHG) emissions resulting from various treatments of municipal solid wastes (MSW) in moist tropical climates: Application to Yaounde [J]. Waste Management & Research, 2002, 20(6): 501-513.
- [20] YASIN N H M, MUMTAZ T, HASSAN M A, et al. Food waste and food processing waste for biohydrogen production: A review[J]. Journal of Environmental Management, 2013, 130(1): 375-385.

- [21] INGRAO C, FACCILONGO N, DI G L, et al. Food waste recovery into energy in a circular economy perspective: A comprehensive review of aspects related to plant operation and environmental assessment[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2018, 196: 869-892.
- [22] 李欢, 金宜英, 李洋洋. 生活垃圾处理的碳排放和减排策略[J]. *中国环境科学*, 2011, 31(2): 259-264.
- [23] SAER A, LANSING S, DAVITT N H, et al. Life cycle assessment of a food waste composting system: environmental impact hotspots[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2013, 52(4): 234-244.
- [24] BRITO L, COUTINHO J, SMITH S. Methods to improve the composting process of the solid fraction of dairy cattle slurry[J]. *Bioresource Technology*, 2008, 99(18): 8955-8960.
- [25] ENRIQUE C G, WALL D M, O'SHEA R, et al. An economic and carbon analysis of biomethane production from food waste to be used as a transport fuel in Mexico[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2018, 196: 852-862.
- [26] 张国华, 张志红, 黄江丽, 等. 餐厨垃圾厌氧发酵连续产氢产甲烷的试验研究[J]. *中国沼气*, 2016, 34(4): 8-12.
- [27] 张存胜. 厌氧发酵技术处理餐厨垃圾产沼气的研究[D]. 北京: 北京化工大学, 2013.

(本文编辑: 金曙光, 郑晓梅, 张利田)

Comparison of carbon emission estimation among different “collection-disposal” modes for food waste

BIAN Xiao, GONG Hui, YAN Zhong, WANG Kaijun*

State Key Joint Laboratory of Environment Simulation and Pollution Control, School of Environment, Tsinghua University, Beijing 100084, China

* Corresponding author, E-mail: wkj@tsinghua.edu.cn

Abstract In order to illustrate carbon emissions from food waste disposal, a city of southern China was taken as a research objective. In combination with its field survey data, the carbon emission amounts from three typical food waste disposal modes, such as centralized aerobic composting, centralized anaerobic digestion, and decentralized aerobic composting, were compared and studied. Results show that the total carbon emission of the centralized composting was the highest, while the centralized anaerobic was the lowest among three modes. Decentralized disposal mode reduced the unorganized and transportation carbon emission. Under the measures of advanced energy saving and power consumption control, it could realize 760.91 kg (calculated as CO₂) carbon emission reduction compared with centralized aerobic composting mode. The biogas production in anaerobic digestion alleviated the carbon emission from food waste. Ideally, its carbon emission reduction space could reach 22 times that of aerobic composting, which rendered anaerobic digestion a green and low-carbon disposal option for the practices of resources, harmlessness and reduction of food waste.

Keywords food waste carbon emission; centralized aerobic composting; decentralized aerobic composting; centralized anaerobic digestion; carbon emission reduction