



文章栏目：固体废物处理与资源化

DOI 10.12030/j.cjee.201908144

中图分类号 X703.1

文献标识码 A

詹咏, 黄嘉良, 罗伟, 等. 上海市试点小区湿垃圾源头减量前后垃圾处理处置全链条碳足迹分析[J]. 环境工程学报, 2020, 14(4): 1075-1083.

ZHAN Yong, HUANG Jialiang, LUO Wei, et al. Full chain carbon footprint analysis of garbage disposal process before and after food waste in-situ reduction treatment in Shanghai pilot communities[J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2020, 14(4): 1075-1083.

上海市试点小区湿垃圾源头减量前后垃圾处理处置全链条碳足迹分析

詹咏¹, 黄嘉良¹, 罗伟², 董滨^{3,*}, 徐海斌⁴, 黄远东¹

1. 上海理工大学环境与建筑学院, 上海 200093

2. 北京京环智慧环保科技有限公司, 北京 100101

3. 同济大学环境科学与工程学院, 上海 200092

4. 攀钢集团西昌钢钒有限公司, 西昌 615000

第一作者: 詹咏(1971—), 女, 博士, 副教授。研究方向: 水污染控制等。E-mail: jannet6@163.com

*通信作者: 董滨(1978—), 男, 博士, 教授。研究方向: 城市污泥资源化等。E-mail: dongbin@tongji.edu.com

摘要 上海市于2019年7月率先开始实施垃圾分类工作, 湿垃圾的分类与处理是垃圾分类的痛点问题。在小区垃圾分类站, 采用食物垃圾粉碎处理器对湿垃圾进行固液分相处理是实现湿垃圾源头减量处理的试点措施。为了进一步探究在不同模式下垃圾源头减量处理前后的碳排放情况, 根据联合国气候变化政府间专家委员会(IPCC)制定的《2006年IPCC国家温室气体清单指南》(简称IPCC指南(2006)), 并通过生命周期法对上海市普陀区甘泉街道3个试点小区(2365户)进行传统混收混运处理和湿垃圾源头减量2种处理模式下为期1年的对比评估与分析。结果表明, 与传统混收混运处理模式相比, 湿垃圾源头减量模式处理1t原生垃圾可多发电7.8 kWh, 减少固体清运量0.3 t, 减少净碳排放量(CO₂)1.57×10⁻² t。以上海市垃圾产量2.1×10⁴ t·d⁻¹计, 该模式可多发电1.64×10⁵ kWh·d⁻¹, 减少固体清运量6300 t, 减少净碳排放量330.5 t CO₂。基于固液分相的湿垃圾源头减量处理模式, 对降低生活垃圾处理处置全链条碳排放具有重要作用。以上研究结果可为我国垃圾分类与处理提供必要的支撑。

关键词 垃圾分类处理; 湿垃圾源头减量; 固液分相; 全链条碳足迹

随着我国经济的快速发展以及居民生活质量的提升, 城市生活垃圾的产生量迅速增长, 截至2016年, 我国城市生活垃圾的清运量已达2.04×10⁸ t, 且仍在持续增长^[1]。为了对城市生活垃圾进行高效处理处置, 对其进行分类是首要处理步骤。上海市早在2000年就被列为国家首批生活垃圾分类试点城市之一^[2], 且在2019年7月1日率先正式实行《上海市生活垃圾管理条例》^[3](简称《条例》)。《条例》要求对生活垃圾进行强制分类处理, 主要分为干垃圾、湿垃圾、可回收垃圾和有害垃圾。在这些垃圾中, 湿垃圾的主要成分为餐厨垃圾, 餐厨垃圾具有产量高(年产量约为6.0×10⁷ t^[4])、

收稿日期: 2019-08-26; 录用日期: 2019-11-01

基金项目: 国家重点研发计划项目(2016YFC0402504, 2019YFC1906100, 2018YFC1900905); 上海技术带头人计划项目(17XD1420500); 上海市自然科学基金(18ZR1426100); 上海理工大学科技发展项目(2018KJFZ117); 上海大学生创新创业训练计划(XJ2019287)

有机质(尤其是油脂)含量高、含水率高、易生化、热值低和处理难度大等特点^[5],易对城市环境和居民的健康产生严重的影响。对湿垃圾的高效处理处置是我国亟待解决的难题。

《条例》实行之前,上海市普陀区甘泉街道提出了干湿垃圾分类处理的新模式——湿垃圾源头减量处理模式,即干垃圾进行焚烧,湿垃圾由小区垃圾分类站用食物垃圾粉碎处理器打碎后进行固液分相处理,挤压分相后,残渣就地发酵进行资源化利用,滤液经下水道排至污水处理厂进行处理。区别于传统混收混运模式与其他餐厨垃圾的末端处理方法,试点小区配备了将湿垃圾进行就地粉碎、排入下水道的装置,能够有效在源头减少垃圾清运量,同时对滤渣使用一体化小型设备进行就地好氧堆肥,以尽可能地对湿垃圾进行有效利用。

为了评估该新模式的可行性,本研究以上海市普陀区政府设置的甘泉街道3个小区为试点,探究了在湿垃圾源头减量处理后,该模式相比于传统混收混运模式,在垃圾处理处置全链条净碳排放量、垃圾含水率、焚烧发电量、城市固体垃圾清运量等方面的变化。本研究通过对2种不同垃圾处理模式进行对比,为我国垃圾分类与处理处置提供必要的数据支撑。

1 材料与方法

1.1 系统边界的确定

图1和图2分别为传统混收混运模式和湿垃圾源头减量处理模式对应的全链条系统清单。由图1和图2可以明显看出,干湿分离处理模式前后的不同特点。不同于传统混收混运模式,湿垃圾源头减量处理模式在源头上将干湿垃圾分离,干垃圾进行焚烧处理,而湿垃圾采用试点小区安装的食物垃圾处理器将湿垃圾进行粉碎处理,碎渣就地进行一体化堆肥处理,用于代替有机肥。通过对比可以较为清晰地看出,湿组分源头减量垃圾处理模式能更为充分地将湿垃圾进行源头减量,并且由于干湿垃圾的分离,清运过程未产生污水,对城市固体垃圾的运输具有积极影响,但

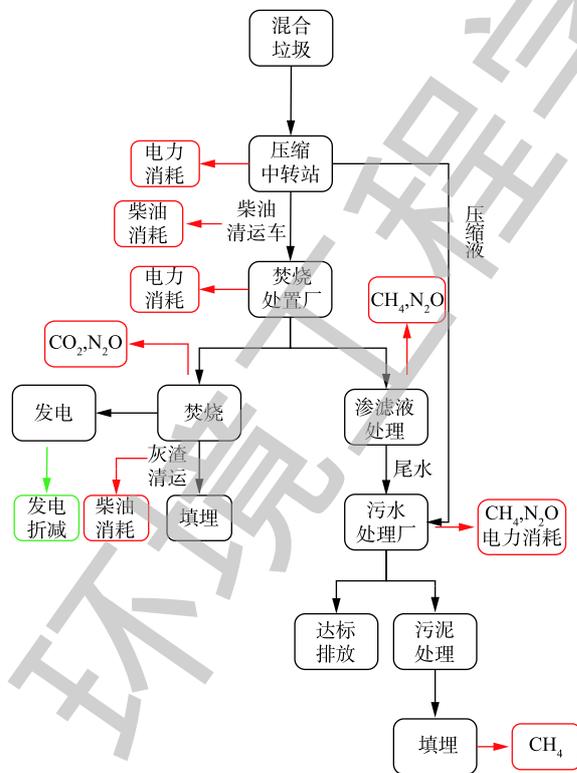


图1 传统混收混运处理模式清单边界

Fig. 1 Boundary list of traditional waste disposal mode

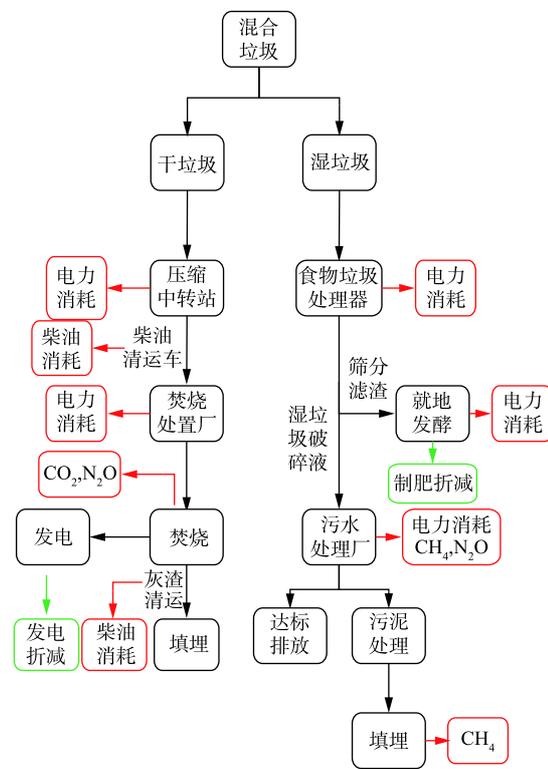


图2 湿垃圾源头减量处理模式清单边界

Fig. 2 Boundary list of wet waste in-situ reduction mode

是处理步骤较为复杂，且由于湿垃圾破碎的过程伴随着大量污水的产生，因此，对污水厂负荷有一定的影响^[6]。

1.2 系统清单的计算方法

2种处理模式下的运输垃圾均使用柴油清运车进行运输，运输过程中默认垃圾不产生碳排放，因此，此过程的碳排放主要为清运车消耗柴油间接产生的碳排放，其计算方法参照 IPCC 指南 (2006) 建立的二氧化碳排放公式 (如式 (1) 所示)。

$$D_t = \sum \varepsilon_i D_i \quad (1)$$

式中： D_t 为总 CO_2 排放量，kg； i 为第 i 种能源； ε_i 为第 i 种能源的 CO_2 排放因子， $\text{kg}\cdot\text{L}^{-1}$ ； D_i 为第 i 种能源消费量，L。

王星星^[7] 经过研究发现，消耗单位能源产生的 CO_2 排放量如下：汽油的 CO_2 排放因子为 $2.26 \text{ kg}\cdot\text{L}^{-1}$ ；柴油的 CO_2 排放因子为 $3.16 \text{ kg}\cdot\text{L}^{-1}$ ；生物质的 CO_2 排放因子为 $1.97 \text{ kg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。

此过程主要包括在 2 种模式中将干垃圾从压缩中转站运输至焚烧处理厂以及将焚烧灰渣运输至填埋场过程耗油产生的碳排放。

丁鹏玉等^[8] 的研究发现，城市污水厂在处理污水时， CH_4 的主要释放源包括厌氧池、好氧池、缺氧池和二沉池。本次污水厂处理污水计算方法根据《省级温室气体清单编制指南》(简称《指南》) 及 IPCC 指南 (2006)，处理生活污水产生的甲烷气体计算方法如式 (2) 所示。

$$E_{\text{CH}_4} = TB_0M \quad (2)$$

式中： E_{CH_4} 为甲烷排放量，kg； T 为污水中有机物总量 (以 BOD_5 计)， $\text{kg}\cdot\text{d}^{-1}$ ； B_0 为甲烷最大产生能力，即单位质量 BOD 可产生的甲烷量； M 为甲烷修正因子。根据《指南》，华东地区 BOD/COD 的推荐值为 0.43，生活污水中 1 kg BOD 产生的甲烷量 (B_0) 推荐值为 0.6 kg， M 取全国平均值 0.165。

污水处理厂在处理污水时，在进行好氧和脱氮过程中均会产生 N_2O 气体^[9]，因此，忽略氮在各个反应池的中间变化过程，以进水为起点，出水为终点，进行 N_2O 的核算。 N_2O 是生物脱氮过程的中间产物，主要受温度、pH、DO 等条件影响^[10]。 N_2O 的排放量无法通过化学计算式进行计算，因此，采用 IPCC 系数法计算， N_2O 计算方法如式 (3) 所示。

$$E_{\text{N}_2\text{O}} = \frac{Q_{\text{in}}(N_{\text{in}} - N_{\text{out}})E_i}{1000} \quad (3)$$

式中： $E_{\text{N}_2\text{O}}$ 为 N_2O 排放量， $\text{kg}\cdot\text{d}^{-1}$ ； Q_{in} 为污水进水量， $\text{m}^3\cdot\text{d}^{-1}$ ； N_{in} 为进水总氮浓度， $\text{mg}\cdot\text{d}^{-1}$ ； N_{out} 为出水总氮浓度， $\text{mg}\cdot\text{d}^{-1}$ ； E_i 为第 i 种脱氮工艺的 N_2O -N 排放因子，本次计算以传统硝化反硝化为取值标准，为 0.035。根据污水厂污水进出水的 TN 含量，可得出污水厂处理各节点产生污水时产生的 N_2O 排放量。

根据 IPCC 指南 (2006)，在污水处理阶段产生的 CO_2 为生物成因，不计入清单总量中。因此，忽略此过程中 CO_2 的产生量。在此过程中产生的污水包括压缩中转站产生的压缩液污水、垃圾渗滤液污水、渗滤液尾水、湿垃圾破碎液污水以及资源再生中心脱水产生的污水。各类污水处理过程中进出水水质如表 1 所示。

在污水处理过程中，需要从外界加入化学药剂来协助污水处理过程的顺利完成。其中包括污水絮凝过程加入的 FeCl_3 、污泥浓缩过程加入的 PAM、污泥稳定过程加入的石灰等，这些药品的生产、运输环节会产生能源和碳消耗，从而引起碳排放^[14]。计算方法如式 (4) 所示。

$$E_{\text{CO}_2} = KE_1 \quad (4)$$

式中： E_{CO_2} 为 CO_2 排放量，kg； K 为药剂的消耗量，kg； E_1 为药剂引起的二氧化碳当量排放系数。

消耗 1 kg 石灰相当于排放 1.74 kg CO₂, 消耗 1 kg PAM 相当于排放 20 kg CO₂, 消耗 1 kg 消毒剂相当于排放 1.4 kg CO₂。

药剂投加量一般按照产生污泥干固体重量的百分比计, 如 FeCl₃ 投加量为 5%~10% DS, 石灰投加量为 20%~40% DS, PAM 投加量为 0.1%~0.3% DS。因此, 在计算药剂投加量时根据干污泥产量进行投加。

垃圾焚烧发电引起的碳排放主要有: 生活垃圾中矿物质碳焚烧产生的碳排放被称为化石成因的碳排放, 应纳入 CO₂ 排放总量; 生物垃圾中生物质碳燃烧产生的 CO₂ 是生物成因的, 被认为可以不被纳入国家 CO₂ 排放总量估算清单中。废弃物焚烧产生的二氧化碳排放量估算如式 (5) 所示。

$$E_{\text{CO}_2} = \sum \frac{44}{12} W_i C_i F_i E \quad (5)$$

式中: E_{CO_2} 为 CO₂ 排放量, kg; W_i 为各组分垃圾的质量 (以湿基计), kg·d⁻¹; C_i 为垃圾各组分碳含量比例; F_i 为垃圾各组分中矿物碳在碳总量中的比例; E 为焚烧炉燃烧效率, 推荐生活垃圾燃烧效率为 100%; 44/12 为 CO₂/C 分子质量比。

垃圾焚烧过程中会产生烟气、飞灰、底渣。处理 1 t 生活垃圾产生的飞灰、底渣会分别为 0.2~0.9 kg CO₂ 和 1.1~3.9 kg CO₂^[15], 烟气处理过程中添加活性炭, 耗量较小, 且相关数据库未给出活性炭的温室气体排放系数, 故忽略处理过程中的温室气体排放。

垃圾经过中转站挤出部分压缩液, 在焚烧厂垃圾堆仓放置 5~7 d 后, 滤出渗滤液, 进入焚烧系统的垃圾产生的热量计算方法如式 (6) 所示。

$$Q = \sum E_i W_i - Q_{\text{水}} \quad (6)$$

式中: Q 为焚烧垃圾产生的热量, kJ; E_i 为对应垃圾组分的干基高位热值, kJ·kg⁻¹; W_i 为对应垃圾组分的处理量, kg; $Q_{\text{水}}$ 为垃圾中水分蒸发吸收的热量, kJ。

实际上, 在垃圾焚烧阶段, 烟气经过主燃室、再燃室后再到余热锅炉产生蒸汽, 高温高压蒸汽再被输送到气轮发电机组冲转机组发电, 并将能量转化为电能, 在这个能量的转换过程中, 能量损失是相当大的。火力发电厂的热能利用率一般为 20%~30%。垃圾焚烧发电厂由于机组容量小, 垃圾的热值比火力发电厂的燃料低很多, 因此, 垃圾焚烧发电厂的热能利用率更低, 一般为 18%~26%^[16]。本次计算设定热能利用率为 20%。

根据王磊^[17]的调研发现, 污水厂去除 1 kg BOD₅ 产生的干污泥量平均值为 1.34 kg, 一般污泥经过脱水后含水率达到 60%, 即可进入填埋场进行填埋^[18], 污泥填埋过程中主要产生 CH₄。CH₄ 排放量估算方法如式 (7) 所示。

$$D_m = WDD_f M_2 \quad (7)$$

式中: D_m 为可分解 DOC 质量, kg; W 为沉积的污泥质量, kg; D 为沉积年份的可降解有机碳比例; D_f 为可分解的 DOC 比例; M_2 为有氧分解的 CH₄ 修正因子。

同时, IPCC 指南 (2006) 给出的 CH₄ 排放量的计算方法如式 (8) 所示。

$$E_{\text{CH}_4} = \frac{16}{12} D_m F \quad (8)$$

式中: E_{CH_4} 为 CH₄ 产生量, kg; F 为产生的垃圾填埋气体中的 CH₄ 比例; 16/12 为 CH₄/C 分子质量比。

表 1 各类污水进出水水质

Table 1 Water quality of various types of sewage

类别	pH	COD/(mg·L ⁻¹)	TN/(mg·L ⁻¹)	SS/(mg·L ⁻¹)
压缩中转站污水 ¹⁾	5.6	24 700	500	29 360
焚烧厂垃圾渗滤液 ^[11]	4~5	60 000	1 000	9 000
垃圾渗滤液尾水 ^[12]	6~9	300	25	200
湿垃圾破碎液 ¹⁾	5~6	3 500	90	1 000
污水厂达标排水 ^[13]	6~9	50	15	10

注: 1) 为现场取样实测值。

污泥中的可降解有机碳含量取决于废水处理方法^[19]，对于生活污水缺省值为5%，本研究采用的值为35%。根据IPCC指南(2006)， D_f 的推荐缺省值是0.5， F 缺省值为0.5，甲烷校正因子选用已管理级-厌氧级别， M_2 为1.0。

与燃烧前的垃圾相比，焚烧后仍有30%的质量留在灰渣中。其中底渣占灰渣总量的80%，飞灰占灰渣的20%。飞灰、底渣填埋过程中会排放其他间接温室气体，在处理1t生活垃圾过程中，飞灰和底渣在填埋过程中产生的 CO_2 排放量分别为10~50 kg^[20]和5~18 kg^[21]。

在垃圾处理过程中，各处理设备及装置的耗电量所产生的碳排放计算公式如式(9)所示。

$$E_{CO_2} = WRE_3 \quad (9)$$

式中： W 为处理量， m^3 ； R 为单位处理过程的电耗， $kWh \cdot m^{-3}$ ； E_3 为由电力引起的碳排放的排放因子， $kg \cdot (kWh)^{-1}$ 。在计算 E_3 时可参考表2中的数据^[22]。

食物处理器处理湿垃圾之后会产生残渣及污水，若残渣随污水一起进入污水管网系统，会长时间堆积在下水道中，影响排水。因此，通过筛网将滤渣和污水分离，滤渣和不能粉碎的湿垃圾进行就地好氧发酵制肥。目前，大多采用一体化设备，搅拌比较充分且不产生 CH_4 、 N_2O 等气体。堆肥过程产生的 CO_2 认为是生物成因，故不列入计算清单内^[23]。

因此，堆肥阶段产生的碳排放量主要来自于一体化设备消耗的电量，同时堆肥产生的肥料可以代替化肥进行使用。由餐厨垃圾产生的有机肥等同尿素量，计算方法如式(10)所示。

$$Q = Q_0 \theta C_N (M_{\text{尿素}} / M_N) \rho \quad (10)$$

式中： Q 为湿垃圾产生有机肥等同的尿素量， kg ； Q_0 为进行堆肥的有机物含量， kg ，经调研，含量为进料的88.6%； θ 为堆肥产率，调研结果为5%； C_N 为堆肥产品中氮元素含量，为3.08%； $M_{\text{尿素}}/M_N$ 为尿素与氮分子质量比； ρ 为有效利用率，取70%。

产生的碳汇量计算方法如式(11)所示。

$$E_{CO_2} = Q(aA + bE) \quad (11)$$

式中： E_{CO_2} 为 CO_2 排放量， kg ； a 为尿素的煤耗系数，取1.55； A 为标准煤的排放因子，取值为2.493； b 为尿素的电耗系数，取值为0.45 $kWh \cdot kg^{-1}$ ； E 为电力引起的 CO_2 排放因子，取值为0.8046 $kg \cdot (kWh)^{-1}$ 。

2 结果与讨论

2.1 试点小区垃圾成分及分类情况分析

为得到相对精确的居民生活垃圾产生量和组分分布，对甘泉街道3个小区进行了基本的人口调研及其垃圾分类的统计。3个试点社区共2365户，社区A有612户，社区B有120户，社区C有1633户。首先将试点小区居民的所有生活垃圾经过破袋分类，垃圾组分图如图3所示。可以看出，上海市试点小区居民生活垃圾中主要成分为湿垃圾，占比达到56.86%；其次的生活垃圾主要为纸类、塑料、橡胶等。而湿垃圾由于难分离，导致在生活垃圾中难以被彻底分离，对湿垃圾源头减量存在一定影响；且小区中湿垃圾主要为厨余垃圾，具有相当高的含水率，若不能将其有效地与干垃圾进行分离处理，对城市清运与环境卫生存在一定压力。

表2 2017年度减排项目中国区域电网基准线排放因子

Table 2 China's regional grid baseline emission factor in the emission reduction projects of 2017

电网名称	覆盖省市	E_3
华北区域电网	北京、天津、河北、山西、山东、内蒙古	0.968 0
东北区域电网	辽宁、吉林、黑龙江	1.108 2
华东区域电网	上海、江苏、浙江、安徽、福建	0.804 6
华中区域电网	河南、湖北、湖南、江西、四川、重庆	0.901 4
西北区域电网	陕西、甘肃、青海、宁夏、新疆	0.915 5
南方区域电网	广东、广西、云南、贵州、海南	0.836 7

经垃圾分类后,对试点小区干湿垃圾桶中的垃圾组分分别进行了分析。图4为3个试点小区居民的干垃圾中湿组分的占比变化趋势,图5为湿垃圾中湿组分的占比变化趋势。由图4和图5可知,经过垃圾分类的宣传教育,上海市居民湿垃圾分类比较彻底。由图5可知,小区居民在经过干湿垃圾分类的宣传中取得的进步,在湿垃圾中湿组分平均约占其质量由原先的85.8%提高至90%,对厨余垃圾中干湿分类意识有了大幅度的进步。由图4可看出,收集的干垃圾中湿组分从平均约占其质量的53%降至40%,由于湿垃圾自身具有难分离性和高含水率,故使得干垃圾中的湿组分仍占有一定的比例。

2.2 居民生活垃圾产生量分析

各小区均只设1个垃圾投放点,每个投放点分别设置了干、湿垃圾桶。通过对3个试点小区进行为期1年的调研,截至2019年6月,试点小区居民干垃圾中干组分日产生量为473 kg,湿组分日产生量为315.33 kg;湿垃圾中干组分日产生量为40.11 kg,湿组分日产生量为361 kg,其中再次分离出来的湿组分(361 kg)全部通过食物垃圾粉碎处理器处理。

2.3 净碳排放量计算结果

2种垃圾处理处置全链条净碳排放量计算结果如图6所示。从净排放的角度分析,湿垃圾源头减量处理模式的净碳排放量低于传统混收混运模式。其中,污水处理、污泥填埋、垃圾焚烧过程产生的 CO_2 、 CH_4 、 N_2O 等温室气体的无组织逸散为碳排放的最主要因素,占全链条碳排放总量的70%左右。除此之外,处理过程中各类设备电量消耗也占有很大一部分比例。传统混收混运的垃圾处理模式在碳排放总量高于湿垃圾源头减量处理模式,并且后者的发电、好氧制肥等碳汇折减量更多,这在计算碳减排潜力上具有重要意义。

虽然湿垃圾源头减量处理模式在整体上的碳排放低于传统混收混运模式,但并非在每个环节都低于后者。如图6所示,在湿垃圾源头减量处理模式下的电力消耗和其他碳排放略有增加。不同于传统混收混运模式对干湿垃圾进行无差别的焚烧,将干湿垃圾进行分类并湿垃圾源头减量处理增加了对湿垃圾的处理系统,即在各个试点小区安装了一处食物垃圾处理站,包括对湿垃圾的粉碎处理和将碎渣进行就地好氧堆肥的装置。这增加湿垃圾处理时电量消耗。此外,对湿垃圾的

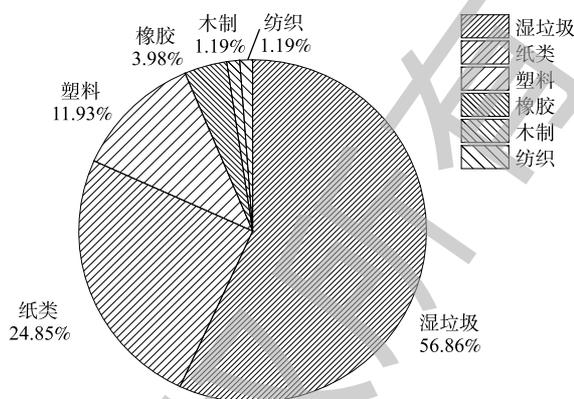


图3 居民生活垃圾组分

Fig. 3 Components of residential domestic waste

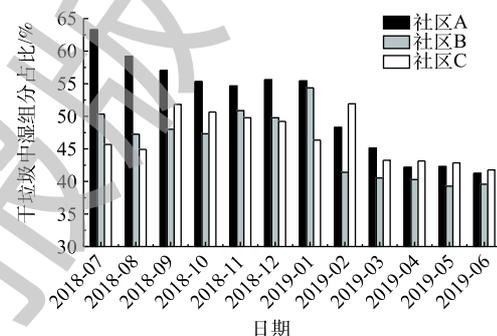


图4 各试点小区干垃圾中湿组分占比及趋势

Fig. 4 Trend and proportion of kitchen waste in domestic waste from different pilot community

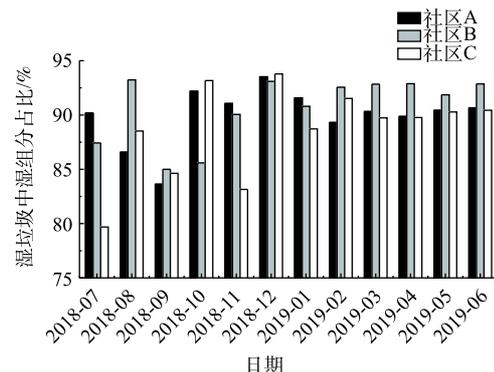


图5 试点小区中湿垃圾中湿组分占比及趋势

Fig. 5 Trend and proportion of wet waste in kitchen waste from different pilot community

粉碎需要加水冲洗，这也增加了碳排放。

尽管2种模式下运输消耗产生的碳排放在图6中一致，但在实际运输过程中，湿垃圾源头减量处理模式可带来大量湿组分的分离，使清运重量与清运次数减少，因而能够降低清运车的油耗，从而减少运输过程中的碳排放。

湿垃圾源头减量处理模式使大量高含水率的湿垃圾从干垃圾清运系统中分离，使清运过程中中转站压缩液和垃圾堆仓中渗滤液的产量相比于传统混收混运模式大幅降低。这些压缩液和渗滤液在污水处理过程中会产生 CH_4 和 N_2O ，无组织逸散时产生的温室效应远高于 CO_2 。尽管湿垃圾源头减量模式在分相过程中会产生污水，但是经过实测发现，其化学需氧量总量为 $5.96 \text{ kg}\cdot\text{d}^{-1}$ ，低于压缩液与渗滤液化学需氧量($8.11 \text{ kg}\cdot\text{d}^{-1}$)。因此，在无组织逸散方面，湿垃圾源头减量处理模式的碳排放量少于传统混收混运模式。

对湿垃圾粉碎分相后的滤渣进行就地一体化好氧堆肥，产出的有机肥能代替化肥进行土地利用，这能减少化肥的使用，从而减少化肥在生产过程中产生的碳排放。在干垃圾焚烧发电阶段，湿垃圾的分离去除使含水率降低、热值升高，不仅不需要额外的辅助燃料的使用，而且焚烧的发电量并不少于传统垃圾焚烧发电量。

2.4 垃圾含水率与发电量分析

2种垃圾处理模式干湿垃圾清运量、垃圾含水率、发电折减量之间的对比如表3所示。在湿垃圾源头减量处理模式下进入干垃圾清运系统的垃圾清运量比传统混收混运垃圾处理模式减少约30.35%，对减少城市固体垃圾清运减量、缓减城市道路压力具有重要意义。垃圾含水率低于40%则默认不主动产生污水，因此，湿垃圾源头减量处理模式的垃圾含水率不产生变化。将垃圾进行干湿分离、源头减量，可使原有垃圾中的水分进一步去除，焚烧垃圾的整体热值得到了提高。因此，尽管垃圾量减少了约30%，但垃圾焚烧发电量并未减少，以上海市垃圾产量 $2.1\times 10^4 \text{ t}\cdot\text{d}^{-1}$ 计，可多发电 $1.64\times 10^5 \text{ kWh}\cdot\text{d}^{-1}$ 。

表3 2种垃圾处理模式干垃圾清运量、含水率、发电量

Table 3 Dry waste transportation volume, water content, and power generation in different waste disposal modes

处理模式	干垃圾清运量/($\text{kg}\cdot\text{d}^{-1}$)	初始含水率/%	焚烧系统垃圾量/($\text{kg}\cdot\text{d}^{-1}$)	焚烧系统垃圾含水率/%	发电量/(kWh)
传统混收混运	1 189.44	49.47	1 023.23	41.30	580.6
湿垃圾源头减量	828.44	33.11	828.44	33.11	589.9

3 结论

1) 通过垃圾分类宣传教育，上海市居民湿垃圾分类比较彻底，湿垃圾中干组分仅占约10%，为湿垃圾的分类处理奠定了良好的基础；但是由于湿垃圾的难分离性，在干垃圾桶中湿组分仍占40%。

2) 基于固液分相的湿垃圾源头减量处理模式，相比于传统混收混运，原生垃圾可实现上网多发电 $7.8 \text{ kWh}\cdot\text{t}^{-1}$ ，同时减少 CO_2 排放量为 $1.57\times 10^{-2} \text{ t}$ 。

3) 湿垃圾源头减量处理模式具有较为显著的碳减排潜力，并且对减少生活垃圾清运量、降低

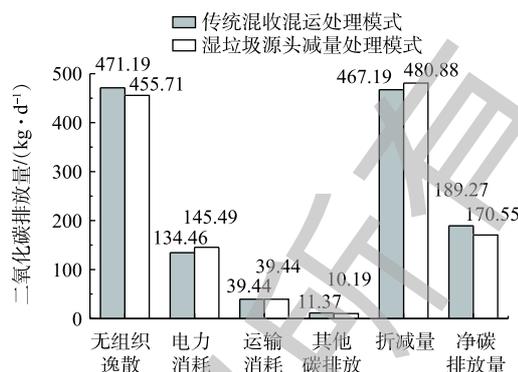


图6 不同模式下垃圾处理全链条净碳排放量

Fig. 6 Net carbon emissions of the full chain from waste treatment with different modes

垃圾整体含水率、提高焚烧垃圾的热值具有重要意义,对我国生活垃圾分类、湿垃圾源头减量具有重要的参考价值。

参考文献

- [1] 魏潇潇,王小铭,李蕾,等. 1979—2016年中国城市生活垃圾产生和处理时空特征[J]. 中国环境科学, 2018, 38(10): 235-245.
- [2] 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.
- [3] 上海市人民政府. 上海市生活垃圾管理条例[S]. 上海, 2019.
- [4] 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.
- [5] WEI Q Y, ZHANG W Q, GUO J B, et al. Performance and kinetic evaluation of a semi-continuously fed anaerobic digester treating food waste: Effect of trace elements on the digester recovery and stability[J]. *Chemosphere*, 2014, 117: 477-485.
- [6] 蔡博峰,高庆先,李中华. 中国城市污水处理厂甲烷排放因子研究[J]. 资源与环境, 2015, 25(4): 118-124.
- [7] 王星星. 城市社区垃圾收运过程的碳减排评价研究[D]. 武汉: 华中科技大学, 2012.
- [8] 丁鹏玉,张建,王金鹏,等. 城市污水处理厂甲烷的释放通量[J]. 环境工程学报, 2012, 6(3): 843-847.
- [9] 郑思伟,唐伟,徐海岚,等. 城市污水处理厂甲烷排放量估算及控制对策研究[J]. 水处理技术, 2016, 42(12): 46-49.
- [10] DAELMAN M R J, VOORTHUIZEN E M, DONGEN U, et al. Methane emission during municipal wastewater treatment[J]. *Water Research*, 2012, 46(11): 3657-3670.
- [11] 杨柳,耿晓丽. 城市生活垃圾焚烧厂渗滤液特点及处理现状[J]. 中国沼气, 2014, 32(4): 24-29.
- [12] 潘海东,王志强,张禹. 上海江桥生活垃圾焚烧厂渗滤液处理站性能测试试验分析[J]. 绿色科技, 2013(3): 194-196.
- [13] 生态环境部. 城镇污水处理厂污染物排放标准: GB 18918-2002[S]. 北京: 中国环境科学出版社, 2002.
- [14] MAYA-ALTAMIRA L, BAUN A, ANGEIDAKI I, et al. Influence of wastewater characteristics on methane potential in food-processing industry wastewaters[J]. *Water Research*, 2008, 42(8): 2195-2203.
- [15] 何晶晶,陈森,杨娜,等. 我国生活垃圾焚烧发电过程中温室气体排放及影响因素: 以上海某城市生活垃圾焚烧发电厂为例[J]. 中国环境科学, 2011, 31(3): 402-407.
- [16] 李欢,金宜英,李洋洋,等. 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.
- [17] 王磊. 我国重点流域城市污水厂污泥产率调研[J]. 中国给水排水, 2018, 34(7): 23-27.
- [18] 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.
- [19] 何彧. 典型城市生活垃圾处置的温室气体协同减排研究[D]. 天津: 天津大学, 2013.
- [20] FRUERGAAARD T, ASTRUP T. Life cycle assessment of management of APC residues from waste incineration[C]. Sardinia Italy Eleventh International Waste Management and Landfill Symposium, 2007.
- [21] MANFREDI S, TON I NI D, CHRISTENSEN T H, et al. Landfilling of waste: Accounting of greenhouse gases and global

warming contributions[J]. *Waste Management and Research*, 2009, 27(8): 825-836.

[22] 生态环境部. 2017年度减排项目中国区域电网基准线排放因子[M]. 北京:中国环境科学出版社, 2018.

[23] 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.

(本文编辑: 曲娜, 郑晓梅, 张利田)

Full chain carbon footprint analysis of garbage disposal process before and after food waste in-situ reduction treatment in Shanghai pilot communities

ZHAN Yong¹, HUANG Jialiang¹, LUO Wei², DONG Bin^{3,*}, XU Haibin⁴, HUANG Yangdong¹

1. School of Environment and Architecture, University of Shanghai for Science and Technology, Shanghai 200093, China

2. Beijing Jinghuan Intelligence Environmental Protection Technology Co. Ltd., Beijing 100101, China

3. School of Environmental Science and Engineering, Tongji University, Shanghai 200092, China

4. Pangang Group Xichang Steel and Vanadium Co. Ltd., Xichang 615000, China

*Corresponding author, E-mail: dongbin@tongji.edu.com

Abstract In July 2019, Shanghai took the lead in implementing garbage classification. The classification and treatment of food waste is a serious problem in garbage sorting. At the garbage sorting station in community, solid-liquid separation for the food waste by the disposer is a pilot measure to achieve the food waste source reduction. In order to further compare the carbon emissions between two different modes, namely, traditional mixed garbage treatment mode and the food waste in-situ reduction treatment mode, 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, developed by the United Nations Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) and life cycle method were used to perform the corresponding assessment and analysis on the data collected from the one-year investigation of pilot communities located in Ganquan Street, Putuo District, Shanghai, with 2 365 households. The results showed that, compared with the traditional mixed garbage treatment mode, the food waste in-situ reduction treatment mode could generate 7.8 kWh more electricity, reduce the solid transportation volume by 0.3 t and the net carbon emissions by 1.4×10^{-2} t CO₂ when treating 1t raw garbage. According to Shanghai's daily garbage production of 2.1×10^4 t, it could generate 1.64×10^5 kWh more electricity per day, reduce the solid transportation volume by 6 300 t per day and the net carbon emissions by 294 t CO₂ per day. The food waste in-situ reduction treatment mode based on solid-liquid separation played an important role in reducing the carbon emissions of domestic garbage treatment and disposal. And the research results would provide necessary data support for the classification and treatment of garbage in China.

Keywords garbage classification; food waste source reduction; solid-liquid separation; full chain carbon footprint