

DOI:10.16799/j.cnki.csdqyh.2022.07.062

污泥与餐厨混合厌氧消化项目碳减排预测研究

胡月

(上海中环环境工程有限公司, 上海市 200043)

摘要: 生物质废物的处理过程会释放相当量的温室气体,在“碳达峰、碳中和”的大背景下,应该采取有效的低碳处理技术,降低处理流程的碳排放。通过厌氧消化,将生物质废物转化为沼气,再提纯后得到高纯度的甲烷,替代化石燃料,可以显著降低温室气体的排放。基于 CM-072-V01 方法学,对某一污泥与餐厨垃圾混合厌氧消化项目的碳排放进行了计算,计算了基准线排放值、项目活动排放值、泄漏值和总碳减排量。计算结果表明,该项目的碳减排量显著。

关键词: 污泥;餐厨;厌氧消化;碳减排

中图分类号: X773

文献标志码: A

文章编号: 1009-7716(2022)07-0230-04

0 引言

2020年9月22日,习总书记在第七十五届联合国大会一般性辩论上宣布:“中国将提高国家自主贡献力度,采取更加有力的政策和措施,二氧化碳排放力争于2030年前达到峰值,努力争取2060年前实现碳中和。”自宣布至今,总书记已经在多个重要的国际场合就中国实现“双碳”目标,发表重要讲话。这是中国对全球应对气候变化行动的庄严承诺,也是中国作为一个负责人的大国的体现。

为了实现“双碳”目标,国家多部委出台了多项政策,“碳达峰、碳中和”已经被写入了《中国国民经济和社会发展第十四个五年规划和2035年远景目标纲要》。当前全行业都在开展“碳达峰、碳中和”相关的研究及工作^[1-3]。生物质废物在处理过程中也会排放相当量的温室气体,而厌氧消化是最适宜处理生物质废物的技术,可以实现减量化、无害化和资源化,通过产出清洁能源甲烷,替代石化天然气实现碳的减排^[4-6]。

国际上对于生物质废物处理的碳排放量有不同的计算方法,如IPCC国家温室气体清单指南^[7-8]、英国水工业研究协会(UKWIR)的碳审计方法^[9-10]、世界资源研究所(WRI)/世界企业永续发展委员会(WBCSD)的温室气体协议及计算手册^[11]、加拿大环境部长理事会开发的BEAM模型^[12]、国际水协会

BSM2G模型^[13]、生命周期分析方法^[14-16]等。本研究针对一个污泥与餐厨垃圾混合厌氧消化的实际工程,进行碳排放量的计算,并依据CCER的方法学计算了该工程的碳减排效果。通过本项目的研究,可以为实际生物质废物处理工程的碳减排评价提供借鉴。

1 某污泥与餐厨混合厌氧消化项目概况

1.1 污泥与餐厨产量与基本性质

1.1.1 污泥产量与性质

本项目位于华中某市,处理市区污水厂污泥与餐厨垃圾,工程预计2022年下半年完工后投入运行。本文计算该项目自2023年至2035年的碳减排量,其中2023年污泥的日处理量预计为126 t/d,污泥的逐年增长率取5%。污泥在污水厂经过脱水出来,含水率为80%,之后与餐厨垃圾进行混合厌氧消化。经过前期取样分析,污泥中有机物含量偏低,为30%。

1.1.2 餐厨产量与性质

项目所在城市还未推行生活垃圾分类,本项目处理中心城区餐饮网点产生的餐厨垃圾,根据前期调查结果,预测2023年中心城区餐厨垃圾产生量为75 t/d,餐厨垃圾产生量以5%的比率逐年递增。餐厨垃圾含水率85%,有机物含量为85%,远高于污泥。

1.2 处理工艺

餐厨垃圾首先经过破袋筛选,除去大块杂质,然后进行磁力分选,去除磁性金属,再进行挤压制浆,除砂除杂最后进行提油处理,将餐厨垃圾中的废油、废水和废渣分离开。废油脂工业级混合油和生物柴油作为清洁能源出售。污水厂污泥经过脱水,将含水率

收稿日期: 2022-03-20

作者简介: 胡月(1989—),女,硕士,工程师,从事环境工程设计工作。

降至80%,然后与提油后的餐厨垃圾混合,进行均质处理,然后进行厌氧消化,产生沼气,部分沼气用于厂内供热锅炉的燃料,另一部分沼气经提纯用于发电,厌氧消化后的沼渣经过脱水后再进行堆肥,制成肥料进行土地利用。

2 研究方法

2.1 项目边界

项目边界范围是在基准线下处理有机垃圾的处理场(SWDS)和其替代方案,具体包括电力和热力的生产和使用,并包括厌氧消化后沼渣,但是不包括餐厨垃圾收集和运输的过程。计算过程中涉及到的温室气体及排放源见表1。

表1 项目涉及的温室气体及其排放源

分项	排放源	气体
基准线	来自SWDS垃圾分解的排放	CH ₄
	来自厌氧消化的排放	CH ₄
项目活动	电力消耗的排放	CO ₂
	垃圾处理过程的排放	CH ₄
泄露	堆肥的排放	CH ₄
		N ₂ O

2.2 基准线排放量计算

项目的基准线排放包括两部分:本项目不存在的情况下,污泥和餐厨在SWDS产生的甲烷排放;项目活动不存在的情况下能量生产或电网消耗的电量。总的基准线排放量由式(1)计算。

$$BE_y = BE_{CH_4,y} + BE_{EC,y} \quad (1)$$

式中: BE_y 为项目总的基准线排放量,t CO₂; $BE_{CH_4,y}$ 为第 y 年来自SWDS的甲烷基准线排放量,t CO₂; $BE_{EC,y}$ 为第 y 年与发电相关的基准线排放量,t CO₂。

2.2.1 SWDS中产生的甲烷的基准线排放

本项目不存在的情况下,处理相同量的污泥和餐厨垃圾在SWDS中产生的甲烷基准线排放,使用式(2)计算。

$$BE_{CH_4,y} = \varphi_y \times (1-f) \times GWP_{CH_4} \times (1-OX) \times \frac{16}{12} \times F \times DOC_{t,y} \times MCF_y \times \sum_{x=1}^y \sum_j (W_{j,x} \times DOC_j \times \exp(-k_j(y-x)) \times (1-\exp(-k_j))) \quad (2)$$

式中: φ_y 为第 y 年的模型不确定性修正系数; f_y 为在SWDS和火炬中,由于采取了燃烧或其他手段而减少的甲烷排放,t CO₂; GWP_{CH_4} 为甲烷的全球温升潜势值,25; OX 为氧化因子; F 为填埋气中甲烷的体积比; $DOC_{t,y}$ 为第 y 年在SWDS中可降解有机碳的比

率; MCF_y 为第 y 年的甲烷修正因子; $W_{j,x}$ 为项目处理的第 j 类固体垃圾在第 x 年的数量,t; DOC_j 为第 j 类垃圾中可降解有机碳比例; K_j 为第 j 类垃圾的降解率,1/yr。

2.2.2 能源产生的基准排放量

项目处理污泥与餐厨垃圾后,产生的沼气进行发电,如果相同的发电量由化石燃料产生,则由此产生的基准排放量由式(3)计算。

$$BE_{EC,y} = \sum_k EC_{BL,k,y} \times EF_{EL,k,y} \times (1+TDL_{k,y}) \quad (3)$$

式中: $EC_{BL,k,y}$ 为第 y 年项目的发电量,MWh; $EF_{EL,k,y}$ 为第 y 年电源 k 电量所产生的排放因子,t CO₂/MWh; $TDL_{k,y}$ 为第 y 年电源 k 供电平均输配电损耗率。

式(3)中的排放因子 $FE_{EL,k,y}$ 由式(4)计算:

$$EF_{EL,k,y} = \omega_{OM} \times EF_{grid,OM,y} + \omega_{BM} \times EF_{grid,BM,y} \quad (4)$$

式中: ω_{OM} 为电量边际排放因子权重; $EF_{grid,OM,y}$ 为第 y 年的电量边际排放因子,t CO₂/MWh; ω_{BM} 为容量边际排放因子权重; $EF_{grid,BM,y}$ 为第 y 年的容量边际排放因子,t CO₂/MWh。

2.3 项目排放量计算

项目的排放量包括项目用电量排放和厌氧消化罐的甲烷排放量。

2.3.1 项目用电产生的排放量

项目用电量产生的排放由式(5)计算。

$$PE_{EC,y} = \sum_j EC_{PJ,j,y} \times EF_{EL,j,y} \times (1+TDL_{j,y}) \quad (5)$$

式中: $PE_{EC,y}$ 为项目用电排放量,t CO₂; $EC_{PJ,j,y}$ 为项目用电量,MWh; $FE_{EL,k,y}$ 为组合编辑排放因子,t CO₂/MWh; $TDL_{j,y}$ 为第 y 年电源 j 供电平均输配电损耗率。

2.3.2 厌氧消化罐的甲烷排放量

项目厌氧消化罐的排放量由式(6)计算。

$$PE_{CH_4,y} = Q_{CH_4,y} \times EF_{CH_4,default} \times GWP_{CH_4} \quad (6)$$

式中: $PE_{CH_4,y}$ 为项目在第 y 年的厌氧消化罐甲烷排放量,t CO₂; $Q_{CH_4,y}$ 为甲烷重量,t; $EF_{CH_4,default}$ 为与处理方式相关的甲烷排放因子; GWP_{CH_4} 为甲烷的全球温升潜势值,25。

2.4 项目泄漏量计算

项目的泄漏量由式(7)计算。

$$LE_y = Q_y \times EF_{CH_4,y} \times GWP_{PCH_4} + Q_y \times EF_{N_2O,y} \times GWP_{N_2O} \quad (7)$$

式中: LE_y 为项目泄漏量,t CO₂; Q_y 为第 y 年的废物处理量,t; $EF_{CH_4,y}$ 为与处理方式相关的甲烷排放因

子; GWP_{PCH_4} 为甲烷的全球温升潜势值,25; GWP_{N_2O} 为氧化亚氮的全球温升潜势值,298。

2.5 项目碳减排量计算

项目的碳减排量由式(8)计算。

$$ER_y = BE_y - PE_y - LE_y \quad (8)$$

式中: ER_y 为项目减排量, $t CO_2$; BE_y 为项目的基准线排放量, $t CO_2$; PE_y 为项目排放量, $t CO_2$; LE_y 为项目泄漏量, $t CO_2$ 。

3 结果与讨论

3.1 项目基准线排放分析

项目的基准线排放包括 SWDS 中产生的甲烷基准线排放 $BE_{CH_4,y}$ 和发电相关的基准线排放 $BE_{EC,y}$, 具体计算结果如下。

3.1.1 SDWS 中产生的甲烷基准线排放

SDWS 中产生的甲烷基准线排放按照式 (2) 计算,其中各参数取《IPCC 2006 年国家温室气体清单指南》中的缺省值,首先计算得到第 1 年的污泥与餐厨的混合物在之后每年的基准线排放量。同样的,分别计算每年新产生的混合物在其后逐年的基准线排放量。详细计算结果见图 1。每一年 SWDS 中的基准线排放都包括当年进入 SWDS 的新鲜有机废物产生的甲烷排放及之前各年份进入 SWDS 的有机废物在这一年释放的甲烷。由图 1 可见,有机废物进入 SDWS 后,其温室气体的排放量呈现逐年下降的趋势。另外,每一年的全部排放量是上升的,但是上升的幅度逐年下降,这是由有机废物的分解速度逐渐下降所致。

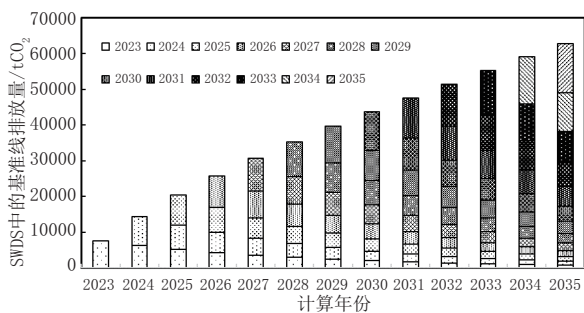


图 1 SDWS 产生的基准线排放量(单位: $t CO_2$)

3.1.2 电力产生的基准线排放

本项目位于华中地区,根据《2019 年度减排项目中国区域电网基准线排放因子》中的数据; $EF_{grid,OM,y}$ 为 $0.8587 t CO_2/MWh$, $EF_{grid,BM,y}$ 为 $0.2854 t CO_2/MWh$ 的容量边际排放因子, ω_{OM} 和 ω_{BM} 取默认权重值 50% 和 50%。再根据式(4)计算得到组合边际排放因子 $FE_{EL,k,y}$ 为 0.572 0。根据式(3)计算项目由电力生产

造成的基准线排放。经过前期测算,项目投入运营后,在 2023 年每日可产生 $3600 m^3$ 富裕沼气用于发电,全年可发电 2 628 MWh,之后每年发电量按照污泥和餐厨的增长率进行计算,计算结果见表 2。

表 2 与电力生产相关的基准线排放

年份	$EC_{BL,k,y}$ /MWh	$EF_{EL,k,y}$ /($t CO_2/MWh$)	$TDL_{k,y}$ /%	$BE_{EC,y}$ /t CO_2
2023	2 628	0.572 05	3	1 548
2024	2 759	0.572 05	3	1 626
2025	2 897	0.572 05	3	1 707
2026	3 042	0.572 05	3	1 793
2027	3 194	0.572 05	3	1 882
2028	3 354	0.572 05	3	1 976
2029	3 522	0.572 05	3	2 075
2030	3 698	0.572 05	3	2 179
2031	3 883	0.572 05	3	2 288
2032	4 077	0.572 05	3	2 402
2033	4 281	0.572 05	3	2 522
2034	4 495	0.572 05	3	2 648

3.1.3 项目的总基准线排放

经过以上计算,得到了项目边界内的 SWDS 的甲烷基准排放量 $BE_{CH_4,y}$ 和电力产生的基准排放量 $BE_{EC,y}$,项目的基准排放量为二者之和,根据式(1),计算得到项目的逐年基准排放量 BE_y ,结果见表 3。

表 3 项目的基准线排放

年份	$BE_{CH_4,y}$ /t CO_2	$BE_{EC,y}$ /t CO_2	BE_y /t CO_2
2023	7 663	1 548	9 212
2024	14 416	1 626	16 042
2025	20 430	1 707	22 137
2026	25 851	1 793	27 643
2027	30 800	1 882	32 682
2028	35 379	1 976	37 355
2029	39 673	2 075	41 748
2030	43 756	2 179	45 935
2031	47 688	2 288	49 976
2032	51 522	2 402	53 925
2033	55 303	2 522	57 826
2034	59 070	2 648	61 718

3.2 项目排放分析

项目排放包括项目用电量排放 $PE_{EC,y}$ 和项目厌氧消化池的甲烷排放量 $PE_{CH_4,y}$ 。

3.2.1 项目的用电量排放

由于本项目采用厌氧沼气发电,因此按照方法学不产生额外的碳排放,因此本项目的用电量排放为 0。

3.2.2 项目厌氧消化罐甲烷排放量

经过测算,项目在 2023 年产生沼气 131.4 万 m^3 ,折算为标准状态,甲烷质量为 526 t,再根据甲烷的全球升温潜势值折算碳排放量,结果见表 4。

表4 项目厌氧消化罐的排放量

年份	$Q_{CH_4,y}/t$	$EF_{CH_4, default} / (t CH_4/t)$	$GWP_{CH_4} / (t CO_2/t CH_4)$	$PE_{CH_4,y} / t CO_2$
2023	526	0.1	25	1 315
2024	552	0.1	25	1 381
2025	580	0.1	25	1 450
2026	609	0.1	25	1 522
2027	639	0.1	25	1 598
2028	671	0.1	25	1 678
2029	705	0.1	25	1 762
2030	740	0.1	25	1 850
2031	777	0.1	25	1 943
2032	816	0.1	25	2 040
2033	857	0.1	25	2 142
2034	900	0.1	25	2 249

3.2.3 项目的排放

项目的排放为用电量排放和厌氧消化罐排放量之和,计算结果见表5。

表5 项目排放量

年份	$PE_{EC,y}/t CO_2$	$PE_{CH_4,y}/t CO_2$	$PE_y/t CO_2$
2023	0	1 315	1 315
2024	0	1 381	1 381
2025	0	1 450	1 450
2026	0	1 522	1 522
2027	0	1 598	1 598
2028	0	1 678	1 678
2029	0	1 762	1 762
2030	0	1 850	1 850
2031	0	1 943	1 943
2032	0	2 040	2 040
2033	0	2 142	2 142
2034	0	2 249	2 249

3.3 项目泄漏量分析

项目的泄漏量主要产生在厌氧沼渣的堆肥过程,沼渣经过脱水处理后,将含水率降低到60%,然后进行堆肥处理,经过测算,项目在2023年投入运行后,当年可产生脱水沼渣16 983 t,沼渣按照5%的比例逐年增加,根据式(7)计算项目的泄漏量,结果见表6:

表6 项目泄露量

年份	Q_y/t	$EF_{CH_4,y} / (t CH_4/t)$	$EF_{N_2O,y} / (t N_2O/t)$	$LE_y/t CO_2$
2023	16 983	0.004	0.001	6 759
2024	17 833	0.004	0.001	7 097
2025	18 724	0.004	0.001	7 452
2026	19 660	0.004	0.001	7 825
2027	20 643	0.004	0.001	8 216
2028	21 676	0.004	0.001	8 627
2029	22 759	0.004	0.001	9 058
2030	23 897	0.004	0.001	9 511
2031	25 092	0.004	0.001	9 987
2032	26 347	0.004	0.001	10 486
2033	27 664	0.004	0.001	11 010
2034	29 047	0.004	0.001	11 561

3.4 项目减排量分析

由式(8)计算项目的减排量,结果见图2。由图2可见,项目的减排量逐年上升,表示其减排效果逐年增强。

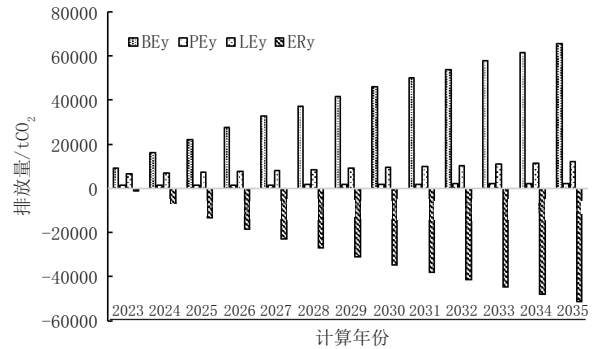


图2 项目减排量

4 结语

通过案例研究得出以下结论:

(1)本项目的减排量呈现逐年增加的趋势,表明随着该项目的投入运行,其碳减排的效果不断增强,从2023年至2035年,项目共减排378 814 t CO₂,平均每年减排29 140 t CO₂。

(2)对碳减排贡献最大的是SWDS中的甲烷基准线排放,其值逐年上升,但是每年的增幅相比前一年呈现减少趋势。

(3)对于该项目,泄漏量明显高于厌氧消化罐的甲烷排放量,这主要是考虑了厌氧后沼渣在堆肥过程中CH₄和N₂O的释放,从进一步减少项目排放量的角度出发,有必要研究厌氧残渣处理处置过程温室气体排放机制及减排技术,从而减少项目的总体排放量。

参考文献:

- [1] 陆王琳,陆启亮,张志洪.碳中和背景下综合智慧能源发展趋势[J].动力工程学报,2022,42(1):10-18.
- [2] 冯琦琦,尚勇敏.碳中和目标下中国城市绿色转型的内涵特征与实现路径[J].社会科学,2022(1):10-12.
- [3] 万佑卿,谢煜.碳中和目标下我国减排机制的研究[J].中国林业经济,2022(1):99-103.
- [4] 戴晓虎,张辰,章林伟,等.碳中和背景下污泥处理处置与资源化发展方向思考[J].给水排水,2021,57(3):1-5.
- [5] 郝晓地,唐兴,曹达启.剩余污泥厌氧共消化技术研究现状及应用趋势[J].环境工程学报,2016,10(12):6809-6818.
- [6] 王芳,刘晓风,陈伦刚,等.生物质资源能源化与高值利用研究现状及发展前景[J].农业工程学报,2021,37(18):219-231.
- [7] IPCC. Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventory[M].2019.
- [8] IPCC.2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventory

(下转第246页)

(7)JPCCP 顶管综合单价最高,根据上述分析,主要原因为洞口处理、安拆顶管及调节附属设备以及管材价格比钢管顶管、F 型钢筋混凝土管顶管相应价格高。

3.2 定额子目细部分析

(1)洞口处理采用钢套管 + 止水挡板 + 双层麦套的形式作为止水措施,和常规顶管不同;

(2)顶进后靠背承受和传递全部顶力,必须具有足够的强度和刚度。考虑是双向偏心顶进以及工期紧迫,临时定额选用的后靠背是预制混凝土模块,和常规的现浇混凝土后靠背不同;

(3)JPCCP 自身结构的特殊性,施工轴线控制、预应力控制以及管道拼接要求较高,因此安拆顶管及调节附属设备定额中,增加了副轨调节设备、副顶调节设备等。另 JPCCP 顶管机调节附属设备重复利用率也较低;

(4)综合单价测算中,DN3000JPCCP 管主材单价为 11 918 元 /m, DN3000 钢管单价为 5 971 元 /m, F 型钢筋混凝土单价为 3 932.45 元 /m, 由此可见, JPCCP 管管材价格是同口径的其他管材价格的 2 倍甚至更多,单价高的主要原因是它为新型管材,管材外部处理、拼接退管处理、运输以及装卸难度较传统

管材大,费用相对较高。

3.3 适用性和合理性分析

(1)该临时定额仅适用于上海市黄浦江上游闵奉原水支线工程 MFZ-C2 标 JPCCP 顶管工程,编制的依据是该项目的特定工况及施工工艺,但通过后续类似项目资料收集,可为今后推广使用该工艺奠定价格基础;

(2)该临时定额及时为四新技术(DN3000JPCCP 顶管)项目的经济评估、计价、结算提供依据;

(3)通过定额子目细部水平测算和造价水平比较,该临时定额水平合理,符合当前工程项目计价需求;

(4)如该工艺得到大规模推广,定额内容还需进一步完善,定额水平还需作进一步测算和调整。

4 结 语

通过对该临时定额的跟踪调研、收集资料及分析测算,既达到临时定额动态管理的预期目标,同时也为该工艺的推广、发展及改进提供参照。

参考文献:

- [1] 上海市水务工程定额管理站. DN3000 预应力钢筒混凝土管(JPC-CP)顶管工程临时定额[S].

(上接第 233 页)

- [M].2006.
- [9] Barber W P F. Influence of anaerobic digestion on the carbon footprint of various sewage sludge treatment options [J]. Water and Env Journal, 2009, 23(3):170-179.
- [10] Strutt Justin, Wilson Sian, Shorney-Darby, et al. Assessing the Carbon Footprint of Water Production[J]. Journal of the American Water Works Association, 2008, 100(6):80-91.
- [11] 国际资源研究所. 中国城市温室气体核算工具 1.0[R]. 2013.
- [12] Sally Brown, Ned Beecher, Andrew Carpenter. Calculator Tool for Determining Greenhouse Gas Emissions for Biosolids Processing and End Use[J]. Environ. Sci. Technol, 2010, 44(24):9509 - 9515.
- [13] Xavier Flores-Alsina, Lluís Corominas, Laura Snip, et al. Including greenhouse gas emissions during benchmarking of wastewater treatment plant control strategies[J]. Water Research, 2011, 45(16): 4700-4710.
- [14] Houillon, G., Jolliet, O. Life cycle assessment of processes for the treatment of wastewater urban sludge: Energy and global warming analysis, Environmental Assessments and Waste Management, 3 ed [M]. Elsevier Ltd, 2005.
- [15] Hospido, A., Moreira, M. T., Mar í a Mart í n, et al. Environmental Evaluation of Different Treatment Processes for Sludge from Urban Wastewater Treatments: Anaerobic Digestion versus Thermal Processes[J]. Urban Wastewater Treatments, 2005, 10(5):336-345.
- [16] Strauss, K., Wiedemann, M. An LCA study on sludge retreatment processes in Japan[J]. The International Journal of Life Cycle Assessment, 2000, 5(5):291-294.