

赵刚,唐建国,徐竟成. 污泥高温厌氧消化工程运行及碳足迹特点案例分析[J]. 净水技术, 2022, 41(7):83-89.

ZHAO G, TANG J G, XU J C. Case analysis of operation and carbon footprint characteristics of sludge thermophilic anaerobic digestion project[J]. Water Purification Technology, 2022, 41(7):83-89.



扫我试试?

污泥高温厌氧消化工程运行及碳足迹特点案例分析

赵刚^{1,2},唐建国¹,徐竟成²

(1.上海市城市建设设计研究总院<集团>有限公司,上海 200125;2.同济大学环境科学与工程学院,上海 200092)

摘要 以美国西海岸规模最大的 Hyperion 污水处理厂为例,分析了污水处理厂污泥的泥质、处理工艺以及污泥高温厌氧消化的运行特点,评价了污泥处理处置全流程的能量平衡和碳足迹。结果表明,污泥高温厌氧消化运行稳定、有机质降解率高、净能耗低,具有突出的碳减排效应。高温厌氧消化污泥产物具有较高的土地利用价值,污泥高温厌氧消化+土地利用的处理处置方式碳足迹为-179 kg CO₂/(t DS),可认为是碳中和处理工艺。

关键词 污泥处理 高温厌氧消化 土地利用 能耗 碳足迹

中图分类号: X703 **文献标识码:** A **文章编号:** 1009-0177(2022)07-0083-07

DOI: 10.15890/j.cnki.jsjs.2022.07.012

Case Analysis of Operation and Carbon Footprint Characteristics of Sludge Thermophilic Anaerobic Digestion Project

ZHAO Gang^{1,2}, TANG Jianguo¹, XU Jingcheng²

(1. Shanghai Urban Construction Design and Research Institute (Group) Co., Ltd., Shanghai 200125, China;

2. College of Environmental Science and Engineering, Tongji University, Shanghai 200092, China)

Abstract Hyperion wastewater treatment plant (WWTP), one of the largest-scale WWTPs on the west coast of the United States was analyzed in this paper. Specifically, the characteristics of sludge quality, treatment process, and operation of thermophilic anaerobic digestion were analyzed. Furthermore, the energy balance and carbon footprint of the whole process of sludge treatment and disposal was evaluated. The results showed that the thermophilic sludge anaerobic digestion process run stably with high degradation rate of organic matter and low net energy consumption, which lead to a prominent carbon emission reduction effect. The end-product of thermophilic anaerobic digestion is resourceful for land use. The carbon footprint of thermophilic anaerobic digestion of sludge + land use is -179 kg CO₂/(t DS), which can be considered as a carbon neutral treatment process.

Keywords sludge treatment thermophilic anaerobic digestion land use energy consumption carbon footprint

污水处理厂污泥的处理和处置已经是世界范围内水务行业面临的技术、经济和环境挑战。污泥厌氧消化是最重要的污泥稳定化和无害化的技术之一,厌氧消化的产物包括沼气和消化污泥,均具有较

高的资源化价值。近年来,污泥高温厌氧消化在国外发展迅速,国内学术界和工业界也在做深入的研究和应用。工程上的污泥高温厌氧消化一般运行温度为 50~55℃,与常规的中温厌氧消化(37℃)相比,有助于提高颗粒有机物的溶解性和降解率,从而产生更多的沼气^[1]。此外,高温处理可以达到更好的病原菌消毒效果^[2]。Hyperion 污水处理厂自 2003 年运行污泥高温厌氧消化至今,运行效果稳定,本文分析其运行模式和特点,对于我国污泥厌氧消化的设计和运行有借鉴意义。同时,在我国“双

[收稿日期] 2021-11-17

[基金项目] 上海市城市建设设计研究总院(集团)有限公司科研项目(科 CK2020056A);国家公派留学基金委项目(201706260099)

[作者简介] 赵刚(1990—),男,博士,研究方向为水污染控制工程与资源化,E-mail: zg13409222@163.com。

浓度过高问题。白龙港污水处理厂曾尝试在污泥厌氧消化前进行过筛除渣,筛网孔径为 0.4 mm,可去除 90%以上的杂质^[3]。

表 1 污泥消化第二阶段运行模式

Tab. 1 Operation Mode of Sludge Anaerobic Digestion in the Second Stage

消化池	序列 1	序列 2	序列 3	序列 4	序列 1
E1	进泥	停留	停留	排泥	进泥
E5	排泥	进泥	停留	停留	排泥
E6	停留	排泥	进泥	停留	停留
E7	停留	停留	排泥	进泥	停留

注:每个序列时间为 8 h,序列 1~4 为 1 个运行周期

1.2.2 高温厌氧消化

(1) 进泥泥质

由表 2 可知,Hyperion 污水处理厂污泥高温厌氧消化进泥的含固率在 3.1%~4.4%,进泥的平均有机质含量约为 84.0%。从进泥含固率看,与上海白龙港中温厌氧消化(平均值为 4.1%)水平相当,低于北京高安屯含热水解预处理的中温厌氧消化(进泥平均含固率为 7.3%);从进泥有机质看,Hyperion 污水处理厂进泥明显高于上海白龙港污水处理厂的 58.4%和北京高安屯污泥处理厂的 68.5%^[4-5]。

表 2 厌氧消化进泥泥质

Tab. 2 Inflow Sludge Quality of Anaerobic Digestion

污泥类型	含固率	有机质	pH 值	流量 ($\text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$)
初沉污泥	3.1%±0.5%	84.2%±1.4%	6.0±0.2	3 055
浓缩初沉污泥	4.4%±0.6%	84.2%±1.4%	6.1±0.3	3 873
浓缩剩余污泥	4.0%±0.5%	83.7%±3.9%	6.7±1.2	3 000

(2) 运行情况

2017 年 3 月,Hyperion 污水处理厂污泥高温厌氧消化的连续运行数据如图 3 所示。挥发酸和碱度是消化池稳定运行的重要判定参数,一般认为应控制挥发酸与碱度比值在 0.2 以下^[6]。图 3(a)显示了 Hyperion 污泥高温厌氧消化过程中的挥发酸和碱度值,挥发酸质量浓度在 322~284 mg/L,碱度在 3 813~4 069 mg/L。挥发酸/碱度平均为 0.08,可知高温厌氧消化过程运行稳定。

沼气的产量与污泥有机质含量和有机质降解率有关,由图 3(b)可知,Hyperion 污水处理厂高温厌氧消化污泥有机质降解率在 55.7%~70.1%,平均值为 61.5%。沼气产量为 13.8 万~27.5 万 m^3/d ,平均为 19.3 万 m^3/d ,经计算,沼气产率约为 19.5 m^3 沼气/(m^3 进泥)。污泥有机负荷可反映厌氧消化工程处理污泥的效率,Hyperion 污水处理厂消化设施整体有机负荷为 18.5~40.5 万 $\text{kg VS}/\text{d}$,平均值为 31.3 万 $\text{kg VS}/\text{d}$,折算成有机容积负荷率为 1.64 $\text{kg VS}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ 。我国污水处理厂污泥厌氧消化停留时间普遍较长,进泥的含固率较高,然而污泥有机质含量普遍较低,导致我国污泥厌氧消化系统的有机质降解率不高。另外,研究报道高温厌氧消化对减少污泥停留时间和提高有机质降解率起着重要作用^[7],因此,Hyperion 污水处理厂高温厌氧消化呈现停留时间短和有机质降解率高的特点。

2 碳足迹评价

2.1 核算边界

依据世界资源研究所(WRI)和地方政府操作规程(LGOP),将本文污泥处理和处置工程运行的碳足迹核算划分 3 个范围:范围 1(scope 1)指污泥处

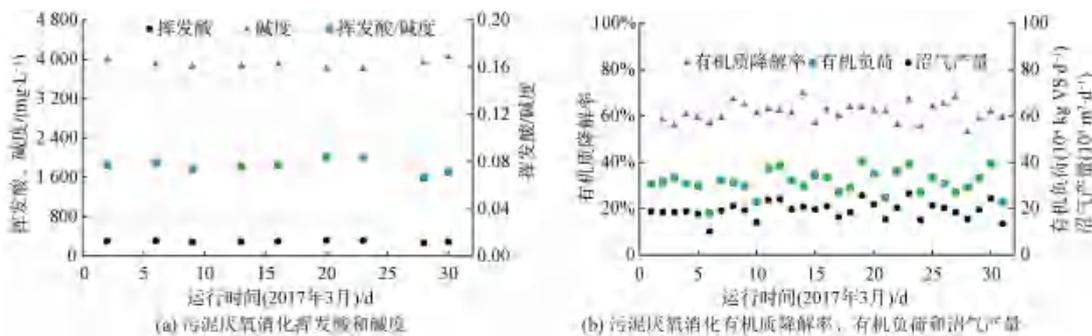


图 3 Hyperion 污水处理厂污泥高温厌氧消化的连续运行数据

Fig. 3 Continuous Operation Data of Sludge High Temperature Anaerobic Digestion in Hyperion WWTP

理处置过程中直接产生的温室气体挥发性排放,此工程包括污泥厌氧消化产物 CH_4 收集过程的逃逸排放、污泥运输过程中燃料燃烧排入大气中的温室气体排放和污泥农用过程中氮元素转化过程产生的温室气体排放;范围 2(scope 2)指污泥处理处置过程中由于能源消耗而间接产生的温室气体排放,包括污泥脱水、消化等处理设备运行的热能和电能消耗;范围 3(scope 3)指污泥处理处置过程中由于物料消耗而间接产生的温室气体排放,主要是用于污泥调理的药剂消耗。本文中碳足迹的单位以 $\text{kg CO}_2/(\text{t DS})$ 计,DS 指污泥干基重量。碳足迹的核算边界如图 4 所示。

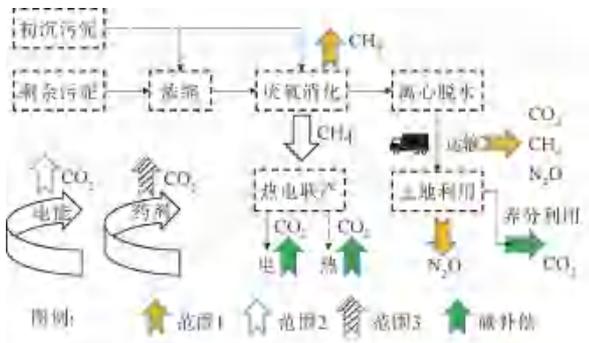


图 4 污泥处理处置碳排放核算边界

Fig. 4 System Boundary for Carbon Emission Calculation of Sludge Treatment and Disposal

2.2 清单和计算方法

2.2.1 范围 1 排放

(1) 污泥高温厌氧消化 CH_4 逸散排放

《联合国气候变化框架公约》(UNFCCC)认为,采用钢质或内衬混凝土消化池(卵形消化池)和气体储存系统, CH_4 的逸散量占总产量的 2%,计算如式(1)。

$$E_{\text{TAD,meth}} = Q_{\text{TAD}} \times F_{\text{meth}} \times W_{\text{meth}} \times D_{\text{meth}} \times 25 \quad (1)$$

其中: $E_{\text{TAD,meth}}$ —— CO_2 排放当量, $\text{kg CO}_2\text{-eq/d}$;
 Q_{TAD} ——高温厌氧消化产生的沼气的量, m^3/d ,可采用理论估算值或实测值,本文采用实测值,为 19.3 万 m^3/d ;
 F_{meth} ——逸散比例,取 UNFCCC 推荐值,为 2%^[8];
 W_{meth} —— CH_4 占沼气的体积分数,本文采用实测值,为 60.8%;
 D_{meth} —— CH_4 密度, CH_4 在 20 °C 和 10^5

Pa 压力下的密度为 0.67 kg/m^3 ;

25—— CH_4 的全球增温潜势。

(2) 污泥处置运输产生的温室气体排放

本文以汽车和火车两种污泥运输方式为例,计算方法如式(2)~式(3)。

$$E_{\text{TC}} = EF_{\text{TC,CO}_2} + 25 \times EF_{\text{TC,CH}_4} + 298 \times EF_{\text{TC,N}_2\text{O}} \quad (2)$$

$$E_{\text{TR}} = EF_{\text{TR,CO}_2} + 25 \times EF_{\text{TR,CH}_4} + 298 \times EF_{\text{TR,N}_2\text{O}} \quad (3)$$

其中: E_{TC} 、 E_{TR} ——每吨污泥每公里汽运、火车的碳排放量, $\text{kg CO}_2\text{-eq}/(\text{t}\cdot\text{km})$;

$EF_{\text{TC,CO}_2}$ 、 $EF_{\text{TR,CO}_2}$ ——汽运、火车的 CO_2 排放因子, $\text{kg CO}_2\text{-eq}/(\text{t}\cdot\text{km})$,采用美国 EPA 推荐值,分别为 0.179 、 $0.018 \text{ kg CO}_2\text{-eq}/(\text{t}\cdot\text{km})$;

$EF_{\text{TC,CH}_4}$ 、 $EF_{\text{TR,CH}_4}$ ——汽运、火车的 CH_4 排放因子, $\text{kg CH}_4/(\text{t}\cdot\text{km})$,采用值分别为 0.018×10^{-4} 、 $0.013 \times 10^{-4} \text{ kg CH}_4/(\text{t}\cdot\text{km})$;

$EF_{\text{TC,N}_2\text{O}}$ 、 $EF_{\text{TR,N}_2\text{O}}$ ——汽运、火车的 N_2O 排放因子, $\text{kg N}_2\text{O}/(\text{t}\cdot\text{km})$,采用值分别为 0.049×10^{-4} 、 $0.005 \times 10^{-4} \text{ kg N}_2\text{O}/(\text{t}\cdot\text{km})$ ^[8];

298—— N_2O 的全球增温潜势。

表 3 为污泥产物的运输与处置情况汇总。

表 3 Hyperion 污水处理厂污泥产物处置运输情况
Tab. 3 Transportation of Sludge Product for End-Use of Hyperion WWTP

项目	贝克菲尔德	格里菲斯公园	尤玛
利用途径	绿化	农用	农用
运输类型	汽车	汽车	汽车
运输距离/ $(\text{km}\cdot\text{d}^{-1})$	43	189	462
来回距离/ $(\text{km}\cdot\text{d}^{-1})$	86	378	924
运输量/ $(\text{t}\cdot\text{d}^{-1})$	85.6	510.4	60.0
燃料消耗率/ $(\text{kJ}\cdot\text{t}^{-1}\cdot\text{km}^{-1})$	2 426	2 426	2 426
运输车数量/辆	4	26	3

(3) 污泥土地利用产生的温室气体排放

参考《2006 年 IPCC 国家温室气体清单指南》第 4 卷“农业、林业和其他土地利用”第 11 章第

11.2节:“源自管理土壤的N₂O排放,将污泥产物应用到农田中,土壤中氮的生物化学转化引起N₂O的排放”。计算方法如式(4)。

$$E_{LD} = TN_{LD} \times EFN_{LD} \times \frac{44}{28} \times 298 \quad (4)$$

其中: E_{LD} ——污泥产物土地利用产生的CO₂排放当量,kg CO₂-eq/d;

TN_{LD} ——污泥产物的含氮质量比,本文采用实测值,为5.7%;

EFN_{LD} ——土地利用污泥产物中的N生成N₂O的转化因子,采用文献报道值,为0.5%^[9];

44/28——N₂O和N₂的摩尔质量比。

2.2.2 范围2排放

由污泥处理设备消耗电能产生的CO₂排放计算如式(5)。

$$E_{ELE} = E_{UNIT} \times Q_{SL} \times EF_{GRID} \quad (5)$$

其中: E_{ELE} ——污泥处理设备电耗产生的CO₂排放当量,kg CO₂-eq/d;

E_{UNIT} ——污泥处理单元的能耗强度,kW·h/m³,本文采用现场调研值;

Q_{SL} ——每天处理的污泥量,m³/d;

EF_{GRID} ——当地电网的碳强度,kg CO₂-eq/(kW·h),本文采用美国加州电网的碳排放因子,为0.26^[8]。

2.2.3 范围3排放

由于污泥处理药剂消耗产生的CO₂排放计算如式(6)。

$$E_{CHE} = Q_{CHE} \times D_{CHE} \times M_{CHE} \times EF_{CHE} \quad (6)$$

其中: E_{CHE} ——污泥化学调理产生的CO₂排放当量,kg CO₂-eq/d;

Q_{CHE} ——每天的投加液体积,m³/d;

D_{CHE} ——投加液的体积质量,kg/m³;

M_{CHE} ——药剂所占的质量比;

EF_{CHE} ——药剂消耗的CO₂排放因子,kg CO₂/kg,本污泥处理项目所用的药剂为FeCl₂和PAM溶液,CO₂排放因子分别为0.33 kg CO₂/kg和4.25 kg CO₂/kg^[10]。

2.2.4 碳补偿

(1)污泥厌氧消化沼气利用产生的碳补偿

污泥高温厌氧消化单元产生的沼气进行热电联

产所产生的碳补偿量计算如式(7)。

$$OE_{TAD} = (Q_{BG} \times F_{meth} \times W_{meth} \times HV \times 0.8) / 3.6 \times EF_{GRID} \quad (7)$$

其中: OE_{TAD} ——沼气利用产生的碳补偿量,kg CO₂/d;

Q_{BG} ——污泥高温厌氧消化产生的沼气体积,m³;

HV ——甲烷的体积热值,取37 MJ/m³;

0.8——热转化效率;

3.6——热能至电能的转换系数。

(2)污泥产物土地利用产生的碳补偿

由于污泥中含有一定量的N、P营养物质,农用过程中可为植物提供养分。假设污泥中的N、P均为植物可利用的成分,则污泥提供的N、P可相应地减少生产化肥N、P所消耗的能源,由此而产生的碳补偿计算如式(8)。

$$OE_{LU} = M_{SL} \times (W_N \times S_N + W_P \times S_P) \quad (8)$$

其中: OE_{LU} ——污泥产物土地利用产生的碳补偿量,kg CO₂/d;

M_{SL} ——污泥土地利用的量,以干重计,kg/d;

W_N 、 W_P ——污泥产物的N、P质量分数,本文取5.1%和3.5%;

S_N 、 S_P ——N、P替代肥料产生的CO₂补偿量,kg/kg,取文献报道值,分别为3.6、4.9 kg/kg^[9]。

2.3 污泥处理处置碳足迹特点

2.3.1 污泥处理处置单元能耗和碳排放

Hyperion污水处理厂污泥处理各单元的能耗强度和碳排放如图5所示,高温厌氧消化单元的能耗强度约为800 kW·h/(t DS),且以热量消耗为主,明显高于其他处理单元。范围1的碳排放特点为污泥处置大于污泥处理,污泥农用和运输是主要组成部分。污泥运输产生的碳排放主要受运输工具类型、运输距离和运输容量等因素影响,Hyperion污水处理厂污泥产物运输产生的碳排放占范围1总排放的22.2%。范围2的碳排放与污泥处理能耗直接相关,同样,高温厌氧消化单元的碳排放强度高于其他污泥处理单元,为209.5 kg CO₂/(t DS),这里未考虑碳补偿。范围3为污泥浓缩和脱水消耗药剂的碳

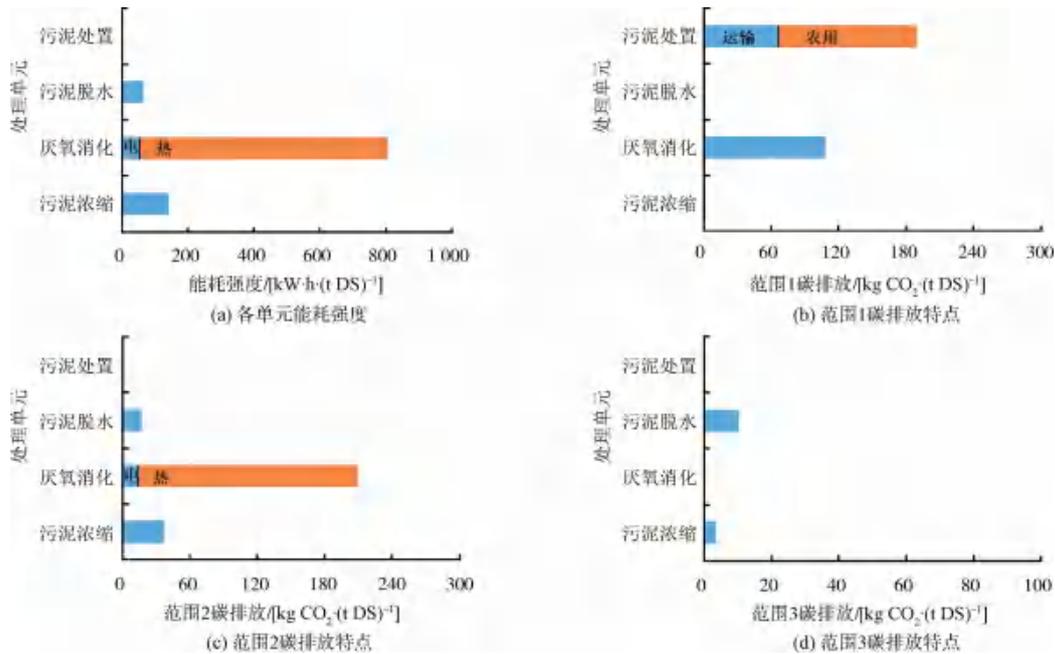


图5 污泥处理处置单元能耗和碳排放(未考虑碳补偿)

Fig. 5 Energy Consumption and Carbon Emission for Sludge Treatment Unit (Without Considering the Carbon Offset)

排放强度,由于采用了低碳排放因子的药剂,且离心脱水工艺药剂消耗较少,范围3的碳排放强度占整体碳排放的比例较低。

由图6可知,高温厌氧消化单元所消耗的热能为270.2 MJ/(t DS),占总能耗的94%,而产生的沼气热电联产可产电和热共853.4 MJ/(t DS),净能耗为-563 MJ/(t DS),沼气利用产生的碳补偿量为615 kg CO₂/(t DS),明显高于污泥土地利用所产生的碳补偿量[140 kg CO₂/(t DS)]。整体来看,Hyperion 污水处理厂污泥处理处置产生的碳排放为595.4 kg CO₂/(t DS),碳补偿为-794.2 kg CO₂/(t DS),净碳排放为-179 kg CO₂/(t DS)。因此,可以认为Hyperion 污水处理厂的污泥处理处置处于碳中和水平,且可以进一步抵消污水处理部分所产生的碳排放,污泥高温厌氧消化在碳减排方面发挥了关键作用。

2.3.2 污泥运输碳足迹特点

由上文分析可知,污泥产物运输产生的碳排放量不可忽视,图7为洛杉矶Hyperion 污水处理厂汽车运输污泥产物产生的碳排放同距离之间的关系,以及同等碳排放量下火车运输的距离。采用汽车运输方式,每吨污泥(以湿泥计,本文污泥产物含水率为75%)每50 km所产生的碳排放为10.3 kg CO₂,

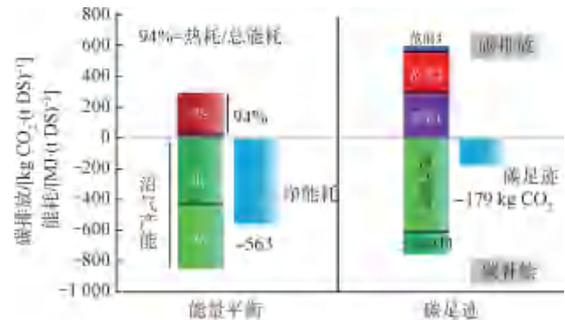


图6 高温厌氧消化能量平衡及污泥处理处置碳足迹(考虑碳补偿)

Fig. 6 Energy Balance and Carbon Footprint of Sludge Treatment and Disposal (With Considering the Carbon Offset)

运输250 km可产生51.5 kg CO₂。若采用低碳的火车运输方式,则分别可运输560 km和2 800 km,与汽车运输相比,火车具有较强的污泥运送能力和更低的燃料消耗排放因子。因此,远距离采用火车运输污泥是较为低碳的运输方式。

3 结论

美国污泥厌氧消化从中温发展为高温的驱动首先是为了获得高品质的污泥固体产物,其次是沼气产量的提升。高温厌氧消化处理污泥运行稳定,挥发酸/碱度小于0.1,污泥有机质降解率高,沼气产量主要受益于污泥的有机质含量高。污泥高温厌氧

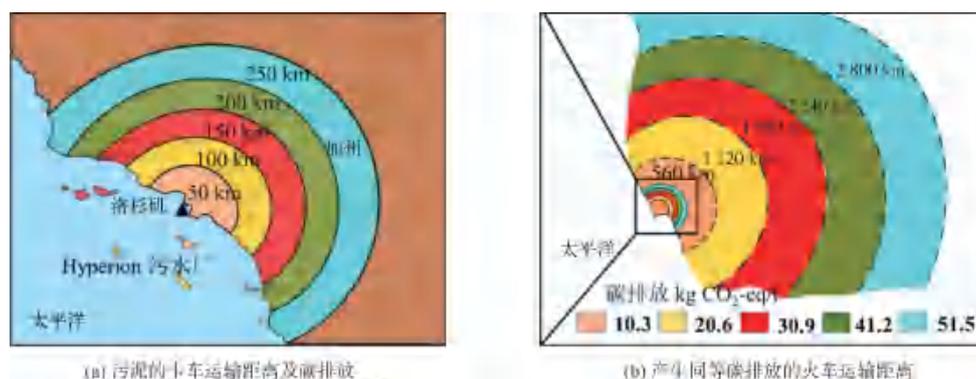


图7 运输距离与碳排放关系

Fig. 7 Relationship between Transport Distance and Carbon Emission

消化两级运行模式具有较短的污泥停留时间和较好的污泥消毒效果等优点,消化污泥过筛有助于提升污泥固体产物质量,满足高标准的土地利用要求。

污泥高温厌氧消化为高能耗单元,同时也是能源回收单元,通过沼气利用可降低消化单元的净能耗,产生相应的碳补偿量。同样地,污泥产物土地利用产生的碳补偿也可抵消其产生的碳排放。总体而言,污泥高温厌氧消化+土地利用的处理处置方式为低碳处理工艺,碳足迹为 $-179 \text{ kg CO}_2/(\text{t DS})$ 。

参考文献

[1] 戴晓虎, 于春晓, 李宁, 等. 污泥超高温(65 ℃)厌氧消化系统启动方案[J]. 中国环境科学, 2017, 37(7): 2527-2535.
 [2] LEÓN D C, JENKINS D. Removal of fecal coliforms by thermophilic anaerobic digestion processes[J]. Water Science & Technology, 2002, 46(10): 147-52.
 [3] 蒋玲燕. 污水处理厂污泥厌氧消化优化设计与运行探讨[J]. 给水排水, 2015, 41(2): 32-35.
 [4] 王丽花, 查晓强, 邵钦. 白龙港污水处理厂污泥厌氧消化系

统的设计和调试[J]. 中国给水排水, 2012(4): 52-54.
 [5] 宋晓雅. 热水解工艺气对污泥厌氧消化运行的影响[J]. 给水排水, 2020(8): 52-56.
 [6] 蒋玲燕, 杨彩凤, 胡启源, 等. 白龙港污水处理厂污泥厌氧消化系统的运行分析[J]. 中国给水排水, 2013, 29(9): 33-37.
 [7] 张辰, 王磊, 谭学军, 等. 污水污泥高温与中温厌氧消化对比研究[J]. 给水排水, 2015(8): 33-37.
 [8] ZHAO G, GARRIDO-BASERBA M, REIFSNYDER S, et al. Comparative energy and carbon footprint analysis of biosolids management strategies in water resource recovery facilities[J]. Science of the Total Environment, 2019, 665: 762-773. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2019.02.024.
 [9] MURRAY A, HORVATH A, NELSO K L. Hybrid life-cycle environmental and cost inventory of sewage sludge treatment and end-use scenarios: A case study from China[J]. Environmental Science and Technology, 2008, 42(9): 3163-3169.
 [10] PRADEL M, REVERDY A L. Assessing GHG emissions from sludge treatment and disposal routes: The method behind GESTABoues tool [C]. Rennes: Orbit Global Assessment for Organic Resources & Waste Management, 2012.

(上接第 63 页)

[12] GRYTA M, TOMASZEWSKA M, KARAKULSKI K. Wastewater treatment by membrane distillation[J]. Desalination, 2006, 198(1/2/3): 67-73. DOI: 10.1016/j.desal.2006.09.010.
 [13] AL-OBAIDANI S, CURCIO E, MACEDONIO F, et al. Potential of membrane distillation in seawater desalination: Thermal efficiency, sensitivity study and cost estimation[J]. Journal of Membrane Science, 2008, 323(1): 85-98. DOI: 10.1016/j.memsci.2008.06.006.
 [14] KHAYET M. Membranes and theoretical modeling of membrane distillation: A review[J]. Advances in Colloid and Interface

Science, 2011, 164(1/2): 56-88. DOI: 10.1016/j.cis.2010.09.005.
 [15] QTAISHAT M, MATSUURA T, KRUCZEK B, et al. Heat and mass transfer analysis in direct contact membrane distillation[J]. Desalination, 2008, 219(1/2/3): 272-292. DOI: 10.1016/j.desal.2007.05.019.
 [16] WEN X, LI F Z, ZHAO X. Filtering of low-level radioactive wastewater by means of vacuum membrane distillation [J]. Nuclear Technology, 2016, 194(3): 379-386. DOI: 10.13182/NT15-74.