

马鉴云,李 智,顾 俊,等.污泥预调理方式影响下的市政污泥“深度脱水-干化-焚烧”碳排放研究 [J]. 中国环境科学, 2023,43(12):6651-6656.

Ma J Y, Li Z, Gu J, et al. Carbon emissions of municipal sludge "deep dehydration-drying-incineration" processes under different sludge preconditioning methods [J]. China Environmental Science, 2023,43(12):6651-6656.

污泥预调理方式影响下市政污泥“深度脱水-干化-焚烧”碳排放

马鉴云¹,李 智¹,顾 俊¹,汪 菲²,侯保连³,余 冉^{1*} (1.东南大学能源与环境学院,江苏 南京 210096; 2.南京水务集团有限公司,江苏 南京 210000; 3.江苏金陵环境股份有限公司,江苏 南京 210000)

摘要: 基于污泥深度脱水中试示范,根据联合国政府间气候变化专门委员会(IPCC)提供的方法,对比新型污泥生物裂解绿色预调理技术和常规化学药剂(铁盐+石灰)预调理方式下的污泥“深度脱水-干化-焚烧”处理处置工艺碳排放特性.结果表明,污泥经过两种方法预调理后,板框压滤污泥含水率均能降至60%以下,但压滤泥饼干质含量和干基热值差异明显.经生物裂解后的污泥干质含量比投加铁盐+石灰的污泥减少23.0%;同时,其污泥干基热值较投加化学预调理后的高32.1%.通过碳排放量计算,处理每立方米含水率为98%的污泥,基于生物裂解的污泥“深度脱水-干化-焚烧”处理处置工艺总碳排放为15.8kg CO₂eq/m³RS,比基于化学预调理工艺的总碳排放量(27.1kg CO₂eq/m³RS)低41.7%.

关键词: 污泥脱水; 生物裂解; 焚烧; 碳排放

中图分类号: X705 文献标识码: A 文章编号: 1000-6923(2023)12-6651-06

Carbon emissions of municipal sludge "deep dehydration-drying-incineration" processes under different sludge preconditioning methods. MA Jian-yun¹, LI Zhi¹, GU Jun¹, WANG Fei², HOU Bao-lian³, YU Ran^{1*} (1.School of Energy and Environment, Southeast University, Nanjing 210096, China; 2.Nanjing Water Group Co. LTD, Nanjing 210000, China; 3.Jiangsu Jinling Environment Co. LTD, Nanjing 210000, China). *China Environmental Science*, 2023,43(12): 6651-6656

Abstract: This study developed pilot-scale "deep dehydration-drying-incineration" processes for sludge treatment and disposal with two different preconditioning approaches, i.e., novel sludge biolysis and the conventional chemical agent (iron salt + lime). Then, the carbon emission characteristics of these approaches were analysed and compared according to methods by Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). The results showed that the moisture contents of dewatered sludge with the plate and frame filter press were both less than 60% no matter which preconditioning method was applied. However, the dry matter contents and the dry basis calorific values of the filter pressed sludges were significantly different. Specifically, the biolysed sludge showed 23.0 % lower dry matter content and 32.1% higher dry basis calorific value as compared with that treated with chemical preconditioning. Based on one cubic meter of raw sludge (RS) with 98% water content, and the total carbon emissions of the sludge "deep dehydration-drying-incineration" process for sludge treatment and disposal with biolysis as pretreatment was 15.8kg CO₂eq/m³ RS, which was 41.7% lower than that with the chemical preconditioning process (27.1kg CO₂eq/m³ RS).

Key words: sludge dehydration; biolysis; incineration; carbon emissions

随着我国城市化进程的发展,作为市政污水生物处理副产物的污泥产量迅速增加,2020 年全国污泥产量约 6000 万 t(以含水率 80%计)^[1].常见的污泥处置方式包括填埋、焚烧、土地利用以及建材利用^[2].其中,污泥焚烧处理效率高、减量彻底,能够有效杀死病原菌、降低健康风险,同时可以回收能量,日趋成为主流处置工艺^[3].

污泥主要由微生物、胞外聚合物(EPS)、有机纤维和无机颗粒组成^[4],并且具有含水率高、易腐烂的特点,污水处理厂产生的剩余污泥一般需进行脱水处理减少体积,以便于污泥的运输、贮存及后续处理

和处置工艺的进行.由于污泥具有高度水合胶体结构^[5],直接脱水困难,有必要对污泥进行预调理,以提高其脱水性能.污泥预调理技术可分为物理法、化学法以及生物法.研究表明,通过添加絮凝剂可以提高污泥的沉降性能,构建骨架增强可压缩性,同时破坏 EPS 结构释放污泥中的结合水,以达到改善污泥脱水性能的效果^[6].目前污水处理厂一般采用铁盐+石灰联合高压机械压滤的方式对污泥进行深度脱水,

收稿日期: 2023-03-01

项目基金: 国家自然科学基金资助项目(52270119)

* 责任作者, 教授, yuran@seu.edu.cn

以使泥饼含水率最终降至 60%以下^[7].但这种预调理方法会导致许多问题,包括成本高,增加脱水污泥固体含量、降低污泥热值和二次污染.与化学预调理技术相比,生物调理方法成本低、无二次污染,可生物降解,有利于后续的污泥处理与处置^[8].本课题组前期开发的利用专性寄生性蛭弧菌(BALOs)裂解污泥细胞及其絮体结构的生物调理法能有效提高污泥脱水性能,经生物裂解后污泥比阻最高下降率为 $(47.2 \pm 1.7)\%$ ^[9].BALOs 是一类小型寄生性革兰氏阴性细菌,可以裂解大多数科、属的革兰氏阴性细菌和少数革兰氏阳性细菌,具有类似于噬菌体的噬菌作用,目前在食品安全、水产养殖、生物医学以及净水领域得到广泛应用^[10-12].

污泥处理处置是污水处理全过程中碳排放的重要环节,其产生的 CO_2 、 N_2O 和 CH_4 (三种主要温室气体)可占到污水处理相关的温室气体排放总量的 40%^[13-14].在“碳中和、碳达峰”的战略背景需求下,污泥处理处置过程中碳排放的核算与减量成为研究热点.现有研究中,已有不少学者对污泥处理处置过程中的碳排放进行详细核算.李哲坤等人利用 IPCC 提供的碳核算模型,对我国典型污泥处理处置技术路线进行比较分析,结果表明,污泥深度脱水环节产生的碳排放较大(占整个工艺路线的 55.78%),药耗占主导因素^[15].林文聪等^[16]运用联合国政府间气候变化委员会(IPCC)方法学原则计算发现,在污泥处理处置全流程中,深度脱水单元药剂消耗导致的间接碳排放量最大,占间接碳排放总量的 80%.次翰林等人对 3 种基于焚烧的污泥处理处置技术路线(干化-焚烧、深度脱水-干化-焚烧、厌氧消化-深度脱水-干化-焚烧)进行碳足迹分析,揭示了化学药剂的使用导致污泥热值降低、焚烧产热量减少,最终提高了净碳排放量^[17].污泥深度脱水阶段药剂的高投加量以及药剂生产过程产生的大量 CO_2 导致了较高的间接碳排放,同时,大量化学药剂的投加降低了污泥热值,导致后续焚烧阶段的热量回收降低,最终使污泥深度脱水阶段药剂的使用成为污泥处理处置过程中碳排放的主要来源.因此,绿色低碳的污泥预调理工艺开发是污泥处理处置过程中碳减排的关键环节.

污泥预调理方式不同,脱水能耗和污泥性质均不同,进而后续干化、焚烧的能耗投入以及热量

回收不同,最终导致两种工艺路线的碳排放大小不同.因此,本文进行了两种不同污泥预调理方式(生物裂解和铁盐+石灰化学调理)下的污泥脱水减量中试对比研究,并进一步基于 IPCC 提供的方法计算了两种污泥预调理方式下的污泥“深度脱水-干化-焚烧”处理处置工艺的碳排放量,识别了碳排放关键影响因素,以期为污泥处理处置碳核算和预测以及降碳工艺优化提供重要的数据支撑和技术参考.

1 研究方法

1.1 材料与方法

1.1.1 试验材料 本研究以某采用 A^2O 工艺的市政污水处理厂含水率约 98%的浓缩池污泥(RS)为研究对象.试验所用污泥生物裂解菌剂为课题组前期分离纯化培养所得^[9].

1.1.2 试验装置 中试装置主要由污泥调理罐(容积为 2.89m^3)和板框压滤机组成.浓缩污泥通过潜污泵打入调理罐中进行预调理,然后通过螺杆泵送入板框压滤机压滤脱水(图 1).板框压滤机型号为 XMZG10/630-30U,压紧压力为 18~22MPa,进料压力为 0.6~0.8MPa,鼓膜水压 $\leq 1.2\text{MPa}$,滤室数量 22 个,过滤面积为 10m^2 ,采用自动拉板方式进行卸料.

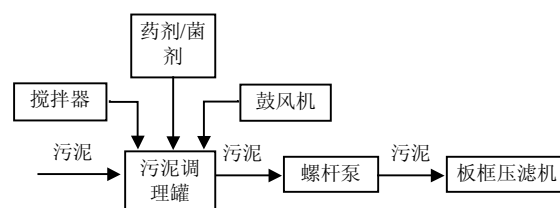


图 1 中试试验工艺流程

Fig.1 Process flow chart of pilot test

1.1.3 试验方法 对调理罐中污泥分别进行生物预调理和化学预调理,参考课题组前期研究基础和污水厂常规化学药剂投加经验参数,向调理罐中投加待处理污泥 1/1000 体积比例的生物裂解菌剂,开启曝气反应 12~14h;向调理罐中投加待处理污泥干重 4%的氯化铁和 20%的石灰,开启搅拌与曝气,充分反应 0.5h.预调理后的污泥由螺杆泵送入板框压滤机进行压滤脱水,控制板框压滤条件相同,一次进料压力为 0.6~0.8MPa,时间为 3.5h;二次压榨压力为 1.1MPa,时间为 1.5h.压滤结束后

拉板卸泥。

0 为保证脱水泥饼含水率具有代表性,分别选取左、中、右三块板框,在每块板框边缘处及板框边缘与中心进泥口连线的中点处分别取样,混合均匀后进行检测,获得三块板上泥饼含水率的平均值为最终泥饼含水率。

1.1.4 分析方法 污泥混合液悬浮固体浓度 (MLSS)、泥饼含水率参考《水和废水监测分析方法 (第四版)》标准方法测定;脱水阶段各部分电耗采用 DTS2016 直入式电表计量;压滤泥饼质量采用称重法进行测量;污泥干基热值采用氧弹量热法^[18]测量。

污泥干质变化率:假设污泥预调理前混合液悬浮固体浓度为 MLSS(g/L),参与压滤的体积为 $V(\text{m}^3)$,压滤后泥饼含水率为 a ,压滤泥饼总质量为 $M(\text{kg})$,则污泥干质变化率 R 计算公式:

$$R = \frac{M \cdot (1 - a) - \text{MLSS} \cdot V}{\text{MLSS} \cdot V} \quad (1)$$

1.2 碳核算分析

1.2.1 碳核算边界 污泥“深度脱水-干化-焚烧”处理处置工艺过程中碳排放根据产生方式的不同分为直接碳排放、间接碳排放以及碳汇三部分(图2)。直接碳排放是指工艺过程中排放的 CO_2 、 N_2O 以及 CH_4 。根据 IPCC 规定,污泥中的碳为生物成因,焚烧产生的 CO_2 为生源碳,不计入总排放。污泥不完全燃烧会导致 CH_4 产生,本研究中假设焚烧炉取连续性大型高效流化床焚化炉,产生的 CH_4 排放量很小,不计入 CH_4 排放^[15]。间接碳排放是指工艺过程中消耗电力、热量以及投入化学药剂或生物菌剂等物耗所产生的 CO_2 。碳汇是指污泥焚烧后产生的热量可进行回收利用。

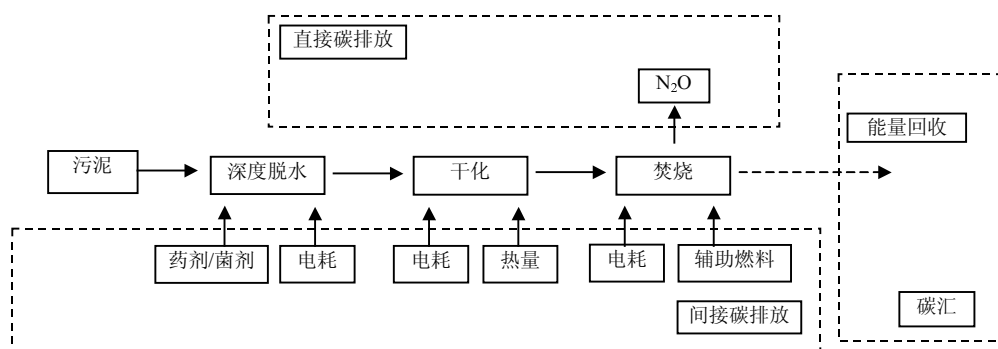


图2 污泥“深度脱水-干化-焚烧”工艺碳核算边界

Fig.2 Carbon accounting boundary of sludge "deep dehydration-drying-incineration" process

为便于“深度脱水-干化-焚烧”处理处置工艺碳排放量计算对比,本文以 1m^3 含水率为 98%的浓缩污泥(RS)作为核算单位,计算并比较基于两种不同污泥脱水预调理方式,“深度脱水-干化-焚烧”处理处置工艺的碳排放大小。基于生物裂解预调理方式的“深度脱水-干化-焚烧”工艺路线记为 R1,基于铁盐+石灰预调理方式的“深度脱水-干化-焚烧”工艺路线记为 R2。

1.2.2 碳核算方法

(1)直接碳排放:污泥焚烧阶段 N_2O 的产生采用 IPCC 推荐的排放因子进行计算:

$$E_{\text{N}_2\text{O}} = M \cdot \text{EF}_{\text{N}_2\text{O}} \cdot \text{GWP}_{\text{N}_2\text{O}} \quad (2)$$

式中: $E_{\text{N}_2\text{O}}$ 为污泥焚烧过程中因 N_2O 排放产生的碳排放,以 CO_2 当量计算, $\text{kg CO}_2\text{eq}$; M 为污泥干重, kg ; $\text{EF}_{\text{N}_2\text{O}}$ 为 N_2O 的排放因子, 0.99kg/t 干污泥^[19];

$\text{GWP}_{\text{N}_2\text{O}}$ 为 N_2O 全球增温潜势值, 265^[20];

(2)间接碳排放:工艺过程中消耗的电耗、热耗等能耗以及投入化学药剂和生物菌剂等物耗所产生的碳排放均由活动数据和相应的碳排放因子计算得来,本文中涉及的碳排放因子见表 1,间接碳排放计算涉及的主要参数见表 2。

① 电力消耗:

$$E_{\text{ele}, \text{CO}_2} = D_{\text{ele}, i} \cdot \text{EF}_{\text{ele}} \quad (3)$$

式中: $E_{\text{ele}, \text{CO}_2}$ 为因电力消耗产生的碳排放, $\text{kg CO}_2\text{eq}$; $D_{\text{ele}, i}$ 为不同环节的电耗大小, $\text{kW}\cdot\text{h}$; EF_{ele} 为电力碳排放因子。

② 药剂消耗:

$$E_{m, \text{CO}_2} = D_{m, i} \cdot \text{EF}_{m, i} \quad (4)$$

式中: E_{m, CO_2} 为因药剂消耗产生的碳排放, $\text{kg CO}_2\text{eq}$; $D_{m, i}$ 为不同药剂的消耗量, kg ; $\text{EF}_{m, i}$ 为不同药剂碳排

放因子.

表 1 碳排放因子

Table 1 Carbon emission factor

种类	碳排放因子	来源
石灰	1.4kgCO ₂ /kg	[19]
FeCl ₃	8.3kgCO ₂ /kg	[22]
菌剂	1.034kgCO ₂ /L	试验数据
电力	0.581kgCO ₂ /(kW·h)	[23]
标准煤	2.493kgCO ₂ /kg	[19]
天然气	1.879kgCO ₂ /m ³	[24]

③ 生物菌剂消耗:

$$E_{\text{bio,CO}_2} = D_{\text{bio}} \cdot \text{EF}_{\text{bio}} \tag{5}$$

式中: $E_{\text{bio,CO}_2}$ 为因生物菌剂消耗产生的碳排放,kg CO₂eq; D_{bio} 为生物菌剂消耗量,L; EF_{bio} 为生物菌剂碳排放因子,本研究根据课题组前期确立的蛭弧菌菌剂的扩大化培养方法,基于碳排放系数法,计算蛭弧菌的碳排放因子.

④ 热量消耗:

为了减少后续焚烧阶段的运行负荷与能耗投入,需要对污泥进行干化处理,进一步降低污泥含水率,本文中假设污泥干化后含水率降至 40%^[15].干化阶段所需热量由污泥固体升温和水蒸发所需的热量两部分组成^[3].

a) 污泥固体升温所需热量:

$$Q_s = (T_2 - T_1) \cdot C_s \cdot M_s \tag{6}$$

式中: Q_s 为污泥固体升温理论所需热量,kJ; T_2 为污泥干化温度,100℃; T_1 为污泥初始温度,20℃; C_s 为污泥比热容,3.62kJ/(kg·℃); M_s 为污泥干质重量,kg.

b) 水分蒸发吸收热量:

$$Q_w = C_w \cdot \frac{M_s \omega_1}{1 - \omega_1} \cdot (T_2 - T_1) + Q_g \cdot M_w \tag{7}$$

$$M_w = \frac{M_s}{1 - \omega_1} - \frac{M_s}{1 - \omega_2} \tag{8}$$

式中: Q_w 为污泥中水分蒸发理论吸收热量,kJ; M_w 为污泥干化过程中蒸发的水量,kg; ω_1 和 ω_2 分别为污泥干化前后的含水率,分别为 60%和 40%; C_w 为水的比热容,4.2kJ/(kg·℃); Q_g 为水在 100℃时的汽化潜热,2260kJ/kg.

因污泥干燥机存在热损失,热损失效率 ε 约为 10%~20%,本文取较高值 20%计算^[21].根据 1kW·h=3600kJ,将热量转化为电量进行碳排放计算.

$$Q_{\text{干化}} = (Q_s + Q_w) \times (1 + 20\%) \tag{9}$$

$$E_Q = \frac{Q_{\text{干化}}}{3600} \times \text{EF}_{\text{ele}} \tag{10}$$

式中: $Q_{\text{干化}}$ 为污泥干化过程中实际所需热量,kJ; E_Q 为干化过程中因热量消耗产生的碳排放,kg CO₂.

(3)碳汇:污泥焚烧后产生的热量可回收抵消部分其他环节需要的热量.对于未完全燃烧的气体和固体、焚烧炉热损失、烟气和灰渣带走的热量等造成的综合热量损失按输入热量的 15%计算^[25],回收热量替代的碳减排按标煤替代计算:

$$E_{\text{re}} = \frac{(Q_{\text{sl}} + Q_g) \times (1 - 15\%) }{q_{\text{标煤}}} \times \text{EF}_{\text{标煤}} \tag{11}$$

$$Q_{\text{sl}} = M \times q_s \tag{12}$$

$$Q_g = V \times q_{\text{NG}} \tag{13}$$

式中: E_{re} 为污泥焚烧过程中因热量回收产生的碳汇,kg CO₂eq; Q_{sl} 为污泥焚烧热量,kJ; Q_g 为辅助燃料(天然气)热量,kJ; q_s 为污泥干基热值,kJ/kg; V 为辅助燃料天然气投加量,m³; q_{NG} 为天然气热值,38931kJ/m³^[24].

表 2 间接碳排放计算涉及的主要参数

Table 2 The main parameters involved in indirect carbon emission calculation

工艺环节	项目	参数	备注	来源
脱水 (生物裂解)	电耗	10.97kW·h/m ³ RS	板框压滤机 脱水至含水 率 60%	试验数 据
	电耗	6.1kW·h/m ³ RS		
干化	电耗	0.125 kW·h/(kg H ₂ O)	/	[26]
	焚烧炉电耗	300 kW·h/(t DS)	大型高效流 化床焚烧炉	[25]
焚烧	辅助燃料 (天然气)消 耗量	12.25m ³ /(t DS)	/	[25]

2 结果与讨论

2.1 脱水泥饼性状分析

污泥经两种预调理方式调理后,脱水泥饼含水率均能够降到 60%以下,但在污泥干质含量和干基热值上表现出较大差异.生物裂解预调理方式下污泥干质含量减少(6.8%±0.3%),投加铁盐+石灰预调理方式下污泥干质含量增加(21.0%±1.0%),生物裂解预调理后的污泥干质比投加铁盐+石灰预调理的

污泥减量 23.0%,这主要是生物菌剂对污泥微生物的裂解捕食作用,不仅破坏了污泥中微生物细胞和污泥絮体结构,提高了污泥脱水性能,还同时释放出细胞内和污泥絮体中胞内水和紧密结合水,以及胞内有机物质,促进污泥中异氧微生物的隐性生长,从而导致污泥干质含量减少^[27];而投加铁盐+石灰过程直接导致脱水后污泥无机干质含量显著增加。另外,生物裂解预调理方式下污泥干基热值为 (9.7 ± 0.5) MJ/kg,比投加铁盐+石灰 (7.4 ± 0.1) MJ/kg 高 32.1%。因此,相较于传统的化学预调理污泥,生物预调理污泥在降低污泥干质含量从而减少脱水泥饼产量以及提高污泥热值方面具有明显优势。

2.2 碳核算结果分析

两种预调理方式下污泥“深度脱水-干化-焚烧”处理处置工艺的碳排放如图 3 所示。R1 路线的总碳排放为 $15.8 \text{ kg CO}_2\text{eq/m}^3\text{RS}$,碳排放主要来自深度脱水阶段的电耗 $(6.4 \text{ kg CO}_2\text{eq/m}^3\text{RS})$ 以及热量消耗 $(9.3 \text{ kg CO}_2\text{eq/m}^3\text{RS})$ 。R2 路线的总碳排放为 $27.1 \text{ kg CO}_2\text{eq/m}^3\text{RS}$,碳排放主要来自药耗 $(12.2 \text{ kg CO}_2\text{eq/m}^3\text{RS})$ 以及干化阶段的热量消耗 $(12.5 \text{ kg CO}_2\text{eq/m}^3\text{RS})$ 。两种路线中干化阶段的热量消耗均是最大的碳排放来源,李哲坤等人^[15]同样得出类似的研究结果。干化过程中热量的消耗主要受污泥含水率以及热损失的影响,污泥所需蒸发的水量越多,干化过程中热损失越大,所需的热量便越多。降低污泥含水率以及热损失效率有利于减少热量消耗,从而降低碳排放。除了热量消耗,R1 路线中碳排放量第二高的来源段是板框脱水阶段的电耗,其是 R2 同阶段电耗的 1.8 倍,主要原因是生物裂解过程需要进行曝气反应,优化生物裂解过程中曝气工艺,采用变频曝气可以降低电耗,可进一步减少碳排放。而 R2 路线中除了热量消耗,最大碳排放来源便是药耗,这与已有的研究相符合。两种工艺路线中,由于热量的回收利用,焚烧阶段净碳排放均为负,分别为 $-2.0 \text{ kg CO}_2\text{eq/m}^3\text{RS}$ (R1) 和 $-2.6 \text{ kg CO}_2\text{eq/m}^3\text{RS}$ (R2)。

对比分析两种工艺路线的碳排放, R1 工艺路线的总碳排放 $(15.8 \text{ kg CO}_2\text{eq/m}^3\text{RS})$ 比 R2 $(27.1 \text{ kg CO}_2\text{eq/m}^3\text{RS})$ 低 41.7%。由图 3 可以得出,相较于 R1 路线,R2 路线中药剂的使用是增加其碳排放的关键影响因素。此外,R2 路线中,热耗、 N_2O 、辅助燃料所产生的碳排放均高于 R1,这主要是因为热耗、辅

助燃料的使用量以及 N_2O 的产生均与污泥干质含量有关,污泥干质含量增加,后续处理处置的能耗投入也会相应增加。R2 路线中因使用化学药剂,导致污泥干质含量提高,R1 路线中污泥经生物裂解后,干质含量减少 $(6.8\% \pm 0.3\%)$,所以 R2 路线中这三项的碳排放均高于 R1。对于热量的回收利用,R1 路线产生的碳汇比 R2 低,分别为 $10.6 \text{ kg CO}_2\text{eq/m}^3\text{RS}$ 和 $13.7 \text{ kg CO}_2\text{eq/m}^3\text{RS}$ 。污泥焚烧过程中热量的回收利用不仅与污泥的热值有关,也与其干质含量有关,虽然较高的污泥热值意味着较高热量回收,但因 R1 路线中污泥干质含量远低于 R2,最终导致回收的热量低于 R2。相较于传统的投加化学药剂对污泥进行脱水预调理,生物裂解工艺在减少污泥干质含量,增加污泥热值方面具有显著优势,最终导致基于生物裂解的污泥“深度脱水-干化-焚烧”工艺更为低碳,为以焚烧为污泥处置方式工艺的低碳化提供了参考和依据。

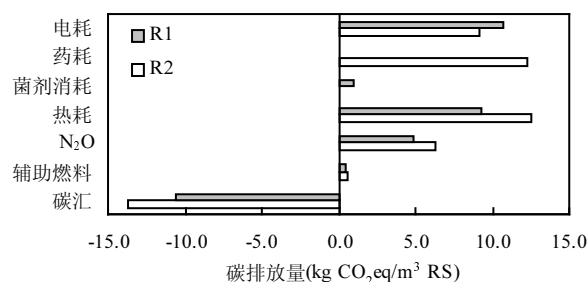


图 3 两种工艺路线的碳排放组成

Fig.3 Carbon emission composition of two process routes

3 结论

3.1 相较于投加铁盐+石灰预调理污泥,生物裂解预调理技术具有较显著的减量效果,污泥干质比投加铁盐+石灰的污泥减少 23.0%;同时生物裂解预调理可保证高污泥热值,其干基热值比投加铁盐+石灰的污泥增加 32.1%。

3.2 基于投加铁盐+石灰预调理的污泥“深度脱水-干化-焚烧”工艺的碳排放主要来源为药耗及热量消耗;基于生物裂解的污泥“深度脱水-干化-焚烧”工艺无需添加化学药剂,碳排放主要来源为电耗以及热量消耗。

3.3 基于生物裂解的污泥“深度脱水-干化-焚烧”工艺的净碳排放量比基于投加铁盐+石灰的工艺减

少 41.7%, 具有很大的碳减排潜力。

参考文献:

- [1] 中华人民共和国住房和城乡建设部. 中国城市建设统计年鉴 [Z]. 2020.
Ministry of Housing and Urban-Rural Development of the People's Republic of China. China urban construction statistical yearbook [Z]. 2020.
- [2] 李乔洋. 基于碳减排分析的我国城镇污泥处置现状及发展趋势研究 [D]. 哈尔滨: 哈尔滨工业大学, 2020.
Li Q Y. Current situation and development trend of urban sludge disposal in China based on carbon emission reduction analysis [D]. Harbin: Harbin Institute Of Technology, 2020.
- [3] 郝晓地, 陈奇, 李季, 等. 污泥干化焚烧乃污泥处理/处置终极方式 [J]. 中国给水排水, 2019, 35(4): 35-42.
Hao X D, Chen Q, Li J, et al. Ultimate approach to handle excess sludge: Incineration and drying [J]. China Water & Wastewater. 2019, 35(4): 35-42.
- [4] Cao B D, Zhang T, Zhang W J, et al. Enhanced technology based for sewage sludge deep dewatering: A critical review [J]. Water Research. 2021, 189: 116650.
- [5] Wu B, Dai X, Chai X. Critical review on dewatering of sewage sludge: Influential mechanism, conditioning technologies and implications to sludge re-utilizations [J]. Water Research, 2020, 180: 115912.
- [6] 陈丹丹, 龚昱昊, 卢平, 等. 污泥深度脱水技术研究进展 [J]. 化工进展, 2019, 38(10): 4722-4746.
Chen D D, Dou Y H, Lu P, et al. A review on sludge deep dewatering technology. Chemical Industry and Engineering Progress [J]. 2019, 38(10): 4722-4746.
- [7] 冯凯, 黄鸥. 石灰调质与石灰干化工艺在污泥脱水中的应用 [J]. 给水排水, 2011, 47(5): 7-10.
Feng K, Huang O. Application of lime conditioning and lime drying process in sludge dewatering [J]. Water & Wastewater Engineering [J]. 2011, 47(5): 7-10.
- [8] 梅至雅. 化学和生物调理对市政污泥脱水性能的影响研究 [D]. 杭州: 浙江大学, 2020.
Mei Z Y. Effects of chemical and biological conditioning on the dewatering performance of municipal sludge [D]. Hangzhou: Zhejiang University, 2020.
- [9] Yu R, Zhang S, Chen Z, et al. Isolation and application of predatory Bdellovibrio-like organisms for municipal waste sludge biolysis and dewaterability enhancement [J]. Frontiers of Environmental Science & Engineering, 2017, 11(1): 10.
- [10] Guo Y B, Pan Q, Yan S Q, et al. Bdellovibrio and like organisms promoted growth and survival of juvenile abalone Haliotis discus hannai Ino and modulated bacterial community structures in its gut [J]. Aquaculture International. 2017, 25(4): 1625-1643.
- [11] Bratanis E, Andersson T, Lood R, et al. Biotechnological potential of bdellovibrio and like organisms and their secreted enzymes [J]. Frontiers in Microbiology, 2020, 11: 662.
- [12] 陈小红, 林阿乞, 蔡俊鹏. 蛭弧菌对九孔鲍非特异性免疫力和抗病力的影响 [J]. 现代食品科技, 2011, 27(5): 502-505.
Chen X H, Lin A Q, Cai J P. Effects of bdellovibrio-like organism on non-specific immunity and disease resistance of haliotis diversicolor aquatilis [J]. Modern Food Science and Technology, 2011, 27(5): 502-505.
- [13] Pilli S, Yan S, Tyagi R D, et al. Anaerobic digestion of ultrasonicated sludge at different solids concentrations - Computation of mass-energy balance and greenhouse gas emissions [J]. Journal of Environmental Management, 2016, 166: 374-386.
- [14] Wei L, Zhu F, Li Q, et al. Development, current state and future trends of sludge management in China: Based on exploratory data and CO₂-equivalent emissions analysis [J]. Environment International, 2020, 144(3): 106093.
- [15] 李哲坤, 张立秋, 杜子文, 等. 城市污泥不同处理处置工艺路线碳排放比较 [J]. 环境科学, 2023, 44(2): 10.
Li Z K, Zhang L Q, Du Z W, et al. Comparison of carbon emissions in different treatment and disposal process routes of municipal sludge [J]. Environmental Science, 2023, 44(2): 10.
- [16] 林文聪, 赵刚, 刘伟, 等. 污水厂污泥典型处理处置工艺碳排放核算研究 [J]. 环境工程, 2017, 35(7): 175-179.
Lin W C, Zhao G, Liu W, et al. Study on carbon emission accounting of typical processes of sewage sludge treatment and disposal [J]. Environmental Engineering, 2017, 35(7): 175-179.
- [17] 次瀚林, 王先恺, 董滨. 不同污泥干化焚烧技术路线全链条碳足迹分析 [J]. 净水技术, 2021, 40(6): 77-82.
Ci H L, Wang X K, Dong B. Carbon footprint analysis of different sludge drying and incineration processes [J]. 2021, 40(6): 77-82.
- [18] 高旭, 马蜀, 郭劲松, 等. 城市污水厂污水污泥的热值测定分析方法研究 [J]. 环境工程学报, 2009, 3(11): 1938-1942.
Gao X, Ma S, Guo J S, et al. Determination of the calorific value of wastewater and sludge from a municipal wastewater treatment plant [J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2009, 3(11): 1938-1942.
- [19] 中华人民共和国发展和改革委员会. 省级温室气体清单编制指南(试行) [Z]. 2011.
National Development and Reform Commission. Guidelines for the preparation of provincial GHG inventories (on Trial) [Z]. 2011.
- [20] IPCC. 2006 IPCC Guidelines for national greenhouse gas inventories [M]. JAPAN: IGES, 2006.
- [21] Hao X, Chen Q, van Loosdrecht M C M, et al. Sustainable disposal of excess sludge: Incineration without anaerobic digestion [J]. Water Research. 2020, 170: 115298.
- [22] 张岳, 葛铜岗, 孙永利, 等. 基于城镇污水处理全流程环节的碳排放模型研究 [J]. 中国给水排水, 2021, 37(9): 65-74.
Zhang Yue, Ge T G, Sun Y L, et al. Research on carbon emission model based on the whole process of urban sewage treatment [J]. China Water & Wastewater, 2021, 37(9): 65-74.
- [23] 中华人民共和国生态环境部. 企业温室气体排放核算方法与报告指南 发电设施(2022年修订版) [Z]. 2022.
Ministry of Ecology and Environment of the People's Republic of China. Corporate greenhouse gas emissions accounting and reporting guide, power generation facilities (2022 revision) [Z]. 2022.
- [24] 中国标准化研究院, 方圆标志认证集团有限公司, 广州能源检测研究院, 等. 综合能耗计算通则 [Z]. 2021.
China National Institute of Standardization, China Quality Mark Certification Group, Guangzhou Institute of Energy Testing, et al. General rules for calculation of the comprehensive energy consumption [Z]. 2021.
- [25] 中华人民共和国环境保护部. 城镇污水处理厂污泥处理处置污染防治最佳可行技术指南(试行) [Z]. 2010.
Ministry of Ecology and Environment of the People's Republic of China. Guideline on best available technologies of pollution prevention and control for treatment and disposal of sludge from municipal wastewater treatment plant (on Trial) [Z]. 2010.
- [26] 中华人民共和国住房和城乡建设部. 城镇污水处理厂污泥处理处置技术指南 [Z]. 2011.
Ministry of Housing and Urban-Rural Development of the People's Republic of China. Technical guide for sludge treatment and disposal of urban sewage treatment plants [Z]. 2011.
- [27] Yan C, Zhan M, Xv K, et al. Sludge dewaterability enhancement under low temperature condition with cold-tolerant Bdellovibrio sp. CLL13 [J]. Science of the Total Environment. 2022, 820: 153269.

作者简介: 马鉴云(1998-), 男, 江苏南通人, 东南大学博士研究生, 主要从事污泥脱水与碳核算研究. 2414788003@qq.com.