

DOI:10.19853/j.zgjsps.1000-4602.2024.20.004

“双碳”背景下低碳污泥处理处置技术路线优化探索

安叶, 周彦灵, 潘晓玥, 晋艺欣, 刘立群, 王德震, 毋兆颖
(北京清华同衡规划设计研究院有限公司, 北京 100085)

摘要: 通过对厌氧消化(路线1)、好氧发酵(路线2)、干化焚烧(路线3)为核心的主流污泥处理处置技术路线及其优化提升方案的碳排放量进行核算,探究了污泥处理处置低碳发展路径。研究表明,路线1A“厌氧消化+脱水+土地利用”和路线1B“热水解+厌氧消化+脱水+土地利用”主要碳排放类型为加热热耗;路线2A“脱水+好氧发酵+土地利用”和路线2B“深度脱水+好氧发酵+土地利用”主要碳排放类型分别为 CH_4 逸散、药剂投加;路线3A“脱水+半干化+焚烧+建材利用”和路线3B“改性分离+脱水+半干化+焚烧+建材利用”主要碳排放类型为药剂、辅料消耗,针对主要碳排放类型制定优化对策可降低相应单元的碳排放量。此外,厌氧消化前置热水解单元、干化焚烧前置污泥改性分离单元后,均具备明显降低碳排放量的优势,减碳幅度分别约58%、63%;好氧发酵前置深度脱水单元的碳排放量受脱水药剂的影响较大,且减碳优势不明显。

关键词: 预处理技术; 热水解; 深度脱水; 污泥改性分离; 低碳减排

中图分类号: TU992 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-4602(2024)20-0023-10

Exploration on Optimizing the Technical Route of Low-carbon Sludge Treatment and Disposal under the Background of “Carbon Peak and Carbon Neutralization”

AN Ye, ZHOU Yan-ling, PAN Xiao-yue, JIN Yi-xin, LIU Li-qun,
WANG De-zhen, WU Zhao-ying

(Beijing Tsinghua Tongheng Urban Planning & Design Institute, Beijing 100085, China)

Abstract: In order to explore the low-carbon development path of sludge disposal, the article compared carbon emissions of the anaerobic digestion (route 1), aerobic fermentation (route 2), and dry incineration (route 3), the mainstream sludge treatment and disposal technology routes with their optimization and improvement schemes. The results show that the main carbon emission types of route 1A/1B (anaerobic digestion + dehydration + land use, thermal hydrolysis + anaerobic digestion+dehydration+land use) are heating heat consumption, route 2A/2B (dehydration + aerobic fermentation + land use, deep dehydration + aerobic fermentation + land use) are CH_4 fugitive, pharmaceutical dosing, route 3A/3B (dehydration + semi-drying + incineration + building materials utilization, pre-sludge modified separation + dehydration + semi-drying+incineration + building materials utilization) are agent/excipient consumption. And targeted optimization countermeasures can reduce the carbon emissions of the corresponding units. In addition, by setting a thermal hydrolysis solution unit before anaerobic digestion and the pre-sludge modified separation unit before drying and incineration, the advantages of carbon emission reduction are

通信作者: 安叶 E-mail: anye@thhdg.com

obvious, reaching about 58% and 63% respectively. The carbon emission of the aerobic fermentation pre-deep dehydration unit is greatly influenced by the dehydration agent, and the carbon reduction advantage is not obvious.

Key words: pretreatment technology; thermal hydrolysis; deep dehydration; pre-sludge modified separation; carbon emission reduction

作为污水全流程处理终端,污泥具备污染物和资源双重属性,其处理处置过程既产生碳排放,又存在资源回收利用的碳补偿潜力。当前,关于污泥处理处置过程中碳排放核算的研究仍处于探索阶段,研究方向涉及碳排放核算边界分析^[1-3]、污水处理全流程环节的碳排放模型研究^[4]、典型组合工艺的碳排放足迹分析^[5]等。碳排放核算主要基于IPCC推荐方法,核心计算思路及公式具备一致性,但在核算边界选取、直接碳排、间接碳排、碳补偿归类、核算指标数值选取等方面各有侧重,理解不同。粗略统计,污泥行业碳排放核算涉及各类参数40余项。以核算电能消耗产生的碳排放为例,电网碳排放因子可分为计算温室气体排放类^[6-7]和计算温室气体减排类^[8]两大类,前者包括全国电网平均碳排放因子、区域电网平均碳排放因子和省级电网平均碳排放因子,主要针对火力发电等项目;后者使用区域电网基准线排放因子,针对CDM、CCER等涉及清洁能源项目,若出现误用会较大程度地影响核算结果的准确性。在污泥处理处置过程中,设备电耗是间接碳排放的重要组成,当前研究中对其取值存在不同理解,如计算电力碳排放量时可分别选择2016年^[9]、2019年^[10]中国区域电网基准线排放因子。此外,计算CH₄、N₂O等温室气体参考的全球增温潜势值(GWP)^[11-12]也各不相同。因此,不同研究对同一技术路线的碳排放论证结论可能不一致。

通过网络检索污泥集中处理项目的相关备案文件,初步梳理截至2021年我国已建成的规模污泥处理项目150余个。其中,新建项目技术相对成熟,但年代相对久远的已建项目经验相对不足,探索、试错、学习再创新的情况普遍存在。污泥处理项目建成后,运营服务期一般为20~30年,在此期间,随着已有技术的逐渐成熟和新技术的更新迭代,对既有污泥处理处置路线进行提升改造,使其更符合生态文明建设理念,契合国家绿色低碳发展政策变得尤为重要。因此,通过对典型污泥处理处置技术路线中同一技术路线的改良与否在同一指标体系下进行测算,既可一定程度上规避因数值选择、方法简繁不同带来的结论误差,还可探究低碳技术改造的可行性,对现状污泥处理项目提升改造及新建污泥项目建设指引均具备一定的借鉴意义。此外,在前人研究基础上对碳排放核算过程中部分指标选取及计算方法进行调整,以供参考。

1 主流及改良污泥处理处置技术路线

在国家政策指导及行业发展推动下,以实现无害化为基础,实现资源化为目标的大背景下,目前发展相对成熟的主流污泥处理处置技术路线可概括为浓缩+厌氧消化+板框脱水+土地利用、浓缩+脱水+好氧发酵+土地利用、浓缩+脱水+半干化+焚烧+建材利用、浓缩+厌氧消化+脱水+焚烧+建材利用以及深度脱水+应急填埋等五种路线,具体见图1。

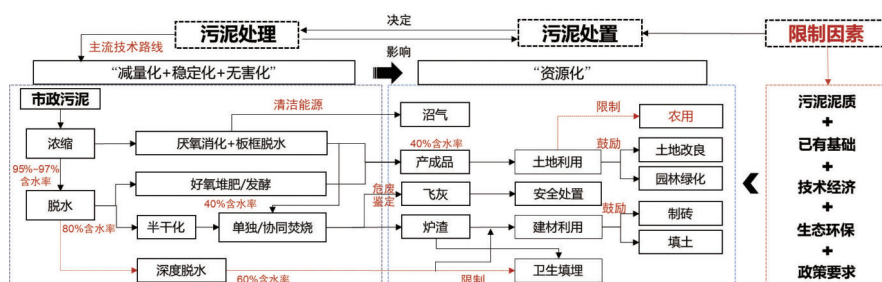


图1 主流污泥处理处置技术路线

Fig.1 Schematic diagram of mainstream sludge treatment and disposal technology route

我国幅员辽阔,各地社会经济发展条件、资源禀赋、污泥品质等均存在较大差异,主流污泥处理处置技术路线适用性及优劣势各有不同。以土地利用为出路的处置方式,建设投资及处理费用相对较低,在污泥资源化率较高的同时还可带来一定的经济补偿,碳排放相对较低,但一般需要更大的用地处理空间,产(成)品出路受季节及市场波动影响较大,且终端产品全流程安全监管及检测体系尚未健全。污泥土地利用一般包括浓缩+厌氧消化+板框脱水+土地利用和浓缩+脱水+好氧发酵+土地利用两种路线。对于第一种路线,国内应用较多的改良方式是前置热水解处理单元,通过高温高压使污泥破壁,进而改良污泥性状,提高厌氧消化单元沼气产量,并降低脱水难度。结合北京市小红门^[13]、槐房污泥处理中心多年的运行经验,增加热水解单元后,沼气产气量>350 m³/tDS,有机物分解率>45%,且采用燃气轮机^[14]进行沼气发电时,发电效率高,并网发电更灵活且收益更好。对于第二种路线,因好氧发酵占地面积一般较大,不太适合土地资源紧张的城市。已有研究^[15]表明,在相同污泥干基处理规模下,污泥发酵前经过低温干化等非石灰添加方式的深度脱水处理,在污泥含水率降至60%时,与传统含水率为80%的污泥好氧发酵工艺相比,添加的辅料和堆体总量可减少2/3左右,能够实现节约

占地和投资,加速污泥升温 and 缩短发酵周期的效果。污泥焚烧+建材利用方式无害化彻底,减量程度高,但建设投资及运行费用普遍较高,政府财政压力大。此外,部分污水处理厂的污泥热值不高,焚烧需添加天然气等燃料,进一步提高了焚烧处理成本,制约了其发展。天津市武清区污泥焚烧处理前,采用污泥原位改性分离预处理技术^[16],通过稀释调制、污泥灭菌、破碎菌胶团等步骤实现了污泥有机分和无机分的分离,分离后有机污泥干基热值稳定在12 MJ/kg以上,可作为生物质燃料实现自持燃烧;无机污泥中的有机物含量低于5%,可用于制砖或回填土;由于分离后有机污泥得到提纯,可缩小后续污泥焚烧炉规模,降低污泥焚烧建设投资及运行成本,具有较好的发展前景。此外,在低碳减排背景下,污泥厌氧消化+焚烧也逐渐成为未来发展方向之一,目前关于该路线与传统干化焚烧路线碳排放核算比较文献较多,不再进行比较讨论。以深度脱水+应急填埋为核心的污泥处理处置路线存在二次污染风险问题,而且占地面积较大,主要作为阶段性应急处置方式,不建议作为污泥处置的主要路线。

综上所述,对其中3条污泥处置路线开展技术优化升级讨论,共梳理出6条技术路线进行比较分析,具体见表1。

表 1 污泥处理处置技术路线分析

Tab.1 Comparative analysis of sludge treatment and disposal technology routes

| 路线编号 | 处理单元 | 处置单元 | 优化路线对比优势 | 优化路线对比劣势 |
|------|----------------|------|---------------------------------------|-----------------------------|
| L1A | 厌氧消化+脱水 | 土地利用 | 污泥减量增幅约40%,沼气产量提高50%,消化池投资降低1/3 | 沼液产生量增加,氨氮及COD浓度升高,沼液处理难度增大 |
| L1B | 热水解+厌氧消化+脱水 | | | |
| L2A | 脱水+好氧发酵 | | 在相同干基处理规模下,添加的辅料和堆体总量可以减少2/3左右 | 深度脱水不宜添加生石灰,脱水能耗及药耗增加 |
| L2B | 深度脱水+好氧发酵 | | | |
| L3A | 脱水+半干化+焚烧 | 建材利用 | 污泥热值提升50%,可实现自持焚烧,无需外加热源,建设及运营成本节省25% | 增加改性分离预处理环节,占地面积高于传统方式 |
| L3B | 改性分离+脱水+半干化+焚烧 | | | |

2 核算边界及计算方法

2.1 核算边界

碳排放计算起点为污水处理厂浓缩脱水后含水率为80%的市政生活污水污泥,终点是产品输出或能量回收,包括污泥处理处置过程中直接或间接产生的CO₂、CH₄、N₂O等三种气体。在此基础上,各技术路线以处理单元为核心,可分为直接碳排放(D)、间接碳排放(I)及碳补偿(R)三大类10小类。其中直

接排放包括D1-CO₂逸散、D2-CH₄逸散及D3-N₂O逸散等3类;间接排放包括I1-设备电耗、I2-加热的热耗、I3-药剂/辅料消耗等3类;碳补偿包括R1-沼气产能、R2-焚烧产能、R3-肥料替代、R4-建材替代等4类。

2.2 计算方法

碳排放计算方法主要参考《IPCC2006年国家温室气体清单指南2019修订版》(以下简称《2019清单

指南》)、《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)相关规定,并结合我国国情和应用案例对个别公式及参数进行调整。《2019清单指南》在污泥处理处置碳排放章节增加了污泥碳和氮含量信息,补充了热解等新型焚烧技术的计算方法和排放因子,调整了部分技术指标,如将污泥总碳含量占干质量的比例从40%~50%修正为30%等。

污泥中化石碳燃烧碳排放($E_{\text{CO}_2, \text{化石碳}}$)计算公式如下:

$$E_{\text{CO}_2, \text{化石碳}} = M \times \text{CF}_{\text{污泥}} \times \text{FCF} \times \text{OF} \times \frac{44}{12} \quad (1)$$

式中: M 为污泥干质量,t; $\text{CF}_{\text{污泥}}$ 为污泥中总碳比例,取30%; FCF 为总碳中化石碳占比^[17],取12%; OF 为氧化因子,取100%。

污泥焚烧天然气燃烧碳排放($E_{\text{CO}_2, \text{天然气}}$)计算公式如下:

$$E_{\text{CO}_2, \text{天然气}} = \text{FC} \times \text{CF}_{\text{天然气}} \times \text{OF} \times \frac{44}{12} \quad (2)$$

式中: FC 为天然气消耗量, $10^4 \text{ m}^3/\text{tDS}$; $\text{CF}_{\text{天然气}}$ 为天然气含碳量,取5.96 tC/t。

厌氧消化甲烷逸散碳排放($E_{\text{CH}_4, \text{厌氧消化}}$)计算公式如下:

$$E_{\text{CH}_4, \text{厌氧消化}} = Q_{\text{沼气}} \times \rho_1 \times \varphi_1 \times \rho_2 \times G_{\text{CH}_4} \times 10^{-3} \quad (3)$$

式中: $Q_{\text{沼气}}$ 为污泥厌氧消化沼气产量, m^3/tDS ; ρ_1 为污泥沼气中甲烷的体积分数,取60%; φ_1 为甲烷逸散率,取5%; ρ_2 为甲烷密度,取0.72 kg/ m^3 ; G_{CH_4} 为甲烷温室气体增温潜势。

好氧发酵/土地利用甲烷逸散碳排放(E_{CH_4})计算公式如下:

$$E_{\text{CH}_4} = M \times \text{EF}_{\text{CH}_4} \times G_{\text{CH}_4} \times 10^{-3} \quad (4)$$

式中: EF_{CH_4} 为好氧发酵/土地利用甲烷排放因子,取10 kg/tDS。

焚烧/土地利用一氧化二氮逸散碳排放($E_{\text{N}_2\text{O}}$)计算公式如下:

$$E_{\text{N}_2\text{O}} = M \times \text{EF}_{\text{N}_2\text{O}} \times G_{\text{N}_2\text{O}} \times 10^{-3} \quad (5)$$

式中: $\text{EF}_{\text{N}_2\text{O}}$ 为氧化亚氮排放因子,焚烧取0.99 kg/tDS,土地利用取0.6 kg/tDS; $G_{\text{N}_2\text{O}}$ 为一氧化二氮温室气体增温潜势。

沼液处理一氧化二氮逸散碳排放($E_{\text{CO}_2, \text{N}_2\text{O}}$)计算

公式如下:

$$E_{\text{CO}_2, \text{N}_2\text{O}} = M_{\text{沼液}} \times C_{\text{TN}} \times \lambda_{\text{N}_2\text{O}} \times G_{\text{N}_2\text{O}} \times 10^{-3} \quad (6)$$

式中: $M_{\text{沼液}}$ 为沼液体积, m^3 ; C_{TN} 为沼液中总氮含量,kg/ m^3 ; $\lambda_{\text{N}_2\text{O}}$ 为去除总氮的氧化亚氮转化率,取2%。

各类设备电耗碳排放($E_{\text{电}}$)计算公式如下:

$$E_{\text{电}} = \text{AD}_i \times \text{EF}_{\text{电}} \quad (7)$$

式中: AD_i 为设备耗电量,MW·h; $\text{EF}_{\text{电}}$ 为电力碳排放因子,tCO₂/(MW·h)。

热水解蒸汽供热碳排放($E_{\text{热}}$)计算公式如下:

$$E_{\text{热}} = M_{\text{标煤}} \times M_{\text{蒸汽}} \times \text{EF}_{\text{标煤}} \quad (8)$$

式中: $M_{\text{标煤}}$ 为单吨蒸汽耗标煤量,t标煤/t蒸汽; $M_{\text{蒸汽}}$ 为湿污泥耗蒸汽量,t蒸汽/t湿污泥; $\text{EF}_{\text{标煤}}$ 为标煤碳排放因子,tCO₂/t标煤。

厌氧消化热耗碳排放计算公式如下:

$$E_{\text{热,厌氧消化}} = \frac{M_{\text{消化}} \times (T_{\text{厌氧}} - T_{\text{初始}}) \times C_{\text{污泥}}}{q_{\text{标煤}} \times \eta} \times \text{EF}_{\text{标煤}} \times 10^{-3} \quad (9)$$

式中: $q_{\text{标煤}}$ 为标准煤低位热值,取29 300 kJ/kg; η 为设备综合利用效率,%; $M_{\text{消化}}$ 为厌氧消化污泥量,t; $T_{\text{厌氧}}$ 为中温厌氧消化设计温度,°C; $T_{\text{初始}}$ 为全年最冷月平均气温,°C; $C_{\text{污泥}}$ 为污泥比热容,取4.186 8 kJ/(kg·°C)。

污泥脱水调理等药剂消耗碳排放(E_{I3})计算公式如下:

$$E_{\text{I3}} = M_{\text{I3}} \times \text{EF}_{\text{I3}} \times 10^{-3} \quad (10)$$

式中: M_{I3} 为各类药剂添加质量,kg; EF_{I3} 为各类药剂碳排放因子,kgCO₂/kg。

沼气发电产生的碳汇($E_{\text{R1, CO}_2}$)计算公式如下:

$$E_{\text{R1}} = Q_{\text{沼气}} \times \rho_1 \times (1 - \varphi_1) \times \eta_1 \times \text{EF}_{\text{电汇}} \times 10^{-3} \quad (11)$$

式中: φ_1 为甲烷逸散率,取5%; η_1 为甲烷发电效率,取2.3 kW·h/ m^3 ; $\text{EF}_{\text{电汇}}$ 为2019年区域电网基准线排放因子,电量边际排放因子(OM)、容量边际排放因子(BM)权重参考垃圾焚烧发电。

焚烧发电产生的碳汇($E_{\text{R2, CO}_2}$)计算公式如下:

$$E_{\text{R2, CO}_2} = \frac{(Q_{\text{泥}} - Q_{\text{损}})}{q_{\text{电}}} \times \eta \times \text{EF}_{\text{电汇}} \times 10^{-3} \quad (12)$$

式中: $Q_{\text{泥}}$ 为污泥焚烧发热量,MJ/tDS; $Q_{\text{损}}$ 为污泥焚烧热损失,MJ/tDS; $q_{\text{电}}$ 为电热转化系数,取3 600 kJ/(kW·h)。

肥料替代产生的碳汇(E_{R3, CO_2})计算公式如下:

$$E_{R3, CO_2} = M \times \rho_{肥料} \times EF_{肥料} \tag{13}$$

式中: $\rho_{肥料}$ 为不同处理工艺中污泥的氮、磷、钾肥质量分数,%; $EF_{肥料}$ 为不同肥料的碳排放因子, $kgCO_2/kg$ 。

建材替代产生的碳汇(E_{R4, CO_2})计算公式如下:

$$E_{R4, CO_2} = M \times \rho_{水泥} \times EF_{水泥} \tag{14}$$

式中: $\rho_{水泥}$ 为灰渣中可替代水泥的比例,%; $EF_{水泥}$ 为水泥碳排放因子, $kgCO_2/kg$ 。

参考《2019清单指南》,污泥生物源碳排放只计入 CH_4 和 N_2O 产生量,根据温室气体增温潜势(GWP)换算成相应 CO_2 当量后计入总量;污泥中属于化石碳材料燃烧产生的 CO_2 排放应计入碳排放总量。当污泥焚烧彻底时,认为不会产生 CH_4 ,只计入 N_2O 产生量。污泥厌氧消化产生的沼气或焚烧产生的热量用于发电时,其产生的碳排放应予以相应的碳排放扣减,即产生碳补偿。污泥产(成)品外运土地利用或建材利用需车辆运输,会产生因化石燃料燃烧造成的碳排放,但其运距由最终出路位置决定,故不再进行额外比较。

2.3 参数选取

不同地域对于同一处理单元的参数取值存在较大影响,如厌氧消化中加热的热耗计算基准温度应选取全年最冷月平均温度,但该值在南北方差异较大,建议优先选择当前阶段工程应用案例分布较多的区域参数。路线1案例多分布于北京、西安等地,参数选取以华北地区为主;路线2案例分布较为广泛,无明显特征,结合文献研究参数选取以贵阳、北京为主;路线3案例多分布在江浙沪地区,参数选取以华东地区为主。

L1A将含水率为80%的市政污泥直接进行厌氧消化,经深度脱水将含水率降至60%以下后土地利用,沼液采用厌氧氨氧化工艺进行处理,沼气发电并回收高温烟气。L1B在L1A基础上前置热水解单元后再进行厌氧消化。参数取值见表2。

L2A将含水率为80%的市政污泥直接进行好氧发酵,L2B先经深度脱水,将含水率由80%降低至60%后,再进行好氧发酵,污泥最终出路均为土地利用。参数取值见表3。

L3A将含水率为80%的市政污泥半干化至含水率为30%后,进入焚烧炉焚烧,炉渣回收建材利

用。L3B将含水率为80%的市政污泥改性分离后,有机污泥(占比约75%)深度脱水至含水率65%,再经半干化至含水率为30%后,进入焚烧炉焚烧,炉渣回收建材利用;无机污泥(占比约25%)脱水后建材利用;建材利用途径一般包括制砖、制水泥及作为回填土。二者均采用SNCR(焚烧炉内)+旋风除尘+半干法喷淋+布袋除尘+湿式洗涤+烟气再热工艺对焚烧烟气进行处理。参数取值见表4。

表2 路线1中不同处理单元的计算参数

Tab.2 Calculation parameters of different treatment units for route 1

| 处理单元 | 参数 | 参数取值 | |
|------------------------------|--------------------------------------|--------|-----------|
| | | L1A | L1B |
| 热水解 ^[18] | 设备电耗/($kW \cdot h \cdot t^{-1}DS$) | | 260 |
| | 加热蒸汽耗量/($t蒸汽 \cdot t^{-1}DS$) | | 1.15~1.6 |
| 厌氧消化 ^[10, 12, 14] | 沼气产量/($m^3 \cdot t^{-1}DS$) | 200 | 350 |
| | 设备电耗/($kW \cdot h \cdot t^{-1}DS$) | 100 | 50 |
| 消化污泥深度脱水(污泥含水率60%~80%) | 设备电耗/($kW \cdot h \cdot t^{-1}DS$) | 55 | 40 |
| | PAM投加量/($mg \cdot L^{-1}$) | 5 | 2 |
| 沼液处理 ^[19] | 总氮浓度/($kg \cdot m^{-3}$) | 998±72 | 3 023±363 |
| 土地利用 ^[20] | 总氮(以N计)/($kg \cdot t^{-1}DS$) | 28.3 | 28.3 |
| | 总磷(以P计)/($kg \cdot t^{-1}DS$) | 20.3 | 20.3 |
| | 总钾(以K计)/($kg \cdot t^{-1}DS$) | 9.9 | 9.9 |

表3 路线2中不同处理单元的计算参数

Tab.3 Calculation parameters of different treatment units for route 2

| 处理单元 | 参数 | 参数取值 | | 取值范围参考 |
|-----------------------|--------------------------------------|------|------|------------------------------|
| | | L2A | L2B | |
| 生污泥深度脱水(污泥含水率60%~80%) | 复合药剂平均投配率/% | | 3 | 1~5 ^[21] |
| | 设备电耗/($kW \cdot h \cdot t^{-1}DS$) | | 120 | 50~120 |
| 好氧发酵 | CH_4 逸散/($kg \cdot t^{-1}DS$) | 10 | 10 | IPCC |
| | N_2O 逸散/($kg \cdot t^{-1}DS$) | 0.6 | 0.6 | IPCC |
| | 设备电耗/($kW \cdot h \cdot t^{-1}DS$) | 300 | 228 | 285~330 ^[22~23] |
| | 辅料添加量/($t \cdot t^{-1}DS$) | 0.8 | 0.4 | 0.65~1.0 ^[24] |
| 土地利用 | 总氮(以N计)/($kg \cdot t^{-1}DS$) | 25.8 | 25.8 | 18.3~38.2 ^[25~26] |
| | 总磷(以P计)/($kg \cdot t^{-1}DS$) | 14.3 | 14.3 | 13.6~21.8 ^[25~26] |
| | 总钾(以K计)/($kg \cdot t^{-1}DS$) | 7.0 | 7.0 | 7.0 ^[25~26] |

温室气体全球增温潜势值采用IPCC第六次评估数据,具体如表5所示。

计算中涉及的各类参数碳排放因子取值如表6

所示。

表 4 路线 3 中不同处理单元的计算参数
Tab.4 Calculation parameters of different treatment units for route 3

| 处理单元 | 参数 | 参数取值 | |
|--------------------------------|---|-------|------|
| | | L3A | L3B |
| 改性分离+脱水+半干化+焚烧 ^[16] | 设备电耗/(kW·h·t ⁻¹ DS) | | 430 |
| | 复合药剂平均投配率/% | | 5 |
| 半干化+焚烧 ^[27] | 设备电耗/(kW·h·t ⁻¹ DS) | 442 | |
| | 天然气添加量/(m ³ ·t ⁻¹ DS) | 88.5 | |
| 烟气处理 ^[28-30] | 尿素投加量/(kg·t ⁻¹ DS) | 1.24 | 1.0 |
| | Ca(OH) ₂ 投加量/(kg·t ⁻¹ DS) | 1.0 | 0.8 |
| | 活性炭投加量/(kg·t ⁻¹ DS) | 9.41 | 7.0 |
| | NaOH 投加量/(kg·t ⁻¹ DS) | 17.86 | 13.4 |
| 建材利用 | 灰渣利用比例/% | 7 | 18 |

表 5 温室气体全球增温潜势值
Tab.5 Global warming potential of greenhouse gases

| 种类 | GWP-20 | GWP-100 | GWP-500 |
|----------------------|-----------|---------|---------|
| CO ₂ | 1 | 1 | 1 |
| CH ₄ -化石 | 82.5±25.8 | 29.8±11 | 10±3.8 |
| CH ₄ -非化石 | 79.7±25.8 | 27±11 | 7.2±3.8 |
| N ₂ O | 273±118 | 273±130 | 130±64 |

注：取 GWP-100 进行 CO₂ 当量计算，CH₄ 的 GWP 取值为 29.8，N₂O 的 GWP 取值为 273。

表 6 碳排放因子取值
Tab.6 Value of carbon emission factors

| 类别 | 碳排放因子 | 类别 | 碳排放因子 |
|---|---------|---|-------|
| 电力消耗/[tCO ₂ ·(MW·h) ⁻¹] | 0.581 0 | 电力减排 | 按区域计算 |
| 标准煤/(tCO ₂ ·t ⁻¹ 标煤) | 2.77 | 复合药剂/(tCO ₂ ·t ⁻¹) | 20 |
| Ca(OH) ₂ /(tCO ₂ ·t ⁻¹) | 0.975 | PAM/(tCO ₂ ·t ⁻¹) | 20 |
| NaOH/(tCO ₂ ·t ⁻¹) | 1.17 | 氮肥(尿素)/(tCO ₂ ·t ⁻¹) | 2.014 |
| 活性炭/(tCO ₂ ·t ⁻¹) | 6 | 磷肥(P ₂ O ₅)/(tCO ₂ ·t ⁻¹) | 1.47 |
| 水泥生产/(tCO ₂ ·t ⁻¹) | 0.80 | 钾肥(K ₂ O)/(tCO ₂ ·t ⁻¹) | 0.18 |

3 污泥处理处置路线碳排放比较

根据上述碳排放计算方法及参数计算各路线碳排放量。引入碳排放总量(T)、碳补偿比例(R)及主碳排放单元(M)3项自定义的指标。T表示该路线各单元碳排放量与碳补偿量的代数差;R表示该路线碳补偿量占整个单元碳排放量之和的比例,从侧面反映污泥的能量及物料回收利用比例;M表示各路线中碳排放量或碳补偿量最大的单元,为技术优化指明方向。

3.1 L1A、L1B 碳排放比较

热水解碳排放主要由 I1 设备电耗和 I2 加热热

耗两部分组成。厌氧消化碳排放主要由运行过程中的 D2 甲烷泄漏、I1 设备电耗和 I2 加热热耗三部分组成。其中,消化池进泥、搅拌等工序电耗由式(7)计算;D2 甲烷泄漏由式(3)计算,普通厌氧消化大多采用污泥池外热交换方式加热,蒸汽直接加热方式已逐渐被淘汰,热耗由式(9)计算。热水解预处理后厌氧消化单元无需加热,需降温到消化池设计温度。沼液处理碳排放考虑 I1 设备电耗、药剂投加及总氮去除过程中的 N₂O 逸散三部分。其中,厌氧氨氧化作为一种可持续性脱氮技术,具有脱氮效率高、无需投加碳源等优点。研究^[31]表明,该工艺在厌氧条件下直接利用 NO₂⁻-N 将 NH₄⁺-N 氧化成 N₂的过程中几乎不产生 N₂O;但污泥内部发生异养反硝化作用时仍会产生 NO₃⁻-N,最终在反硝化作用下转化为 N₂O,转化率约为 0.06%~2%,取转化率 2%进行折算。处理后的污泥产(成)品进行土地利用,对氮、磷、钾等进行碳补偿量计算。

L1A、L1B 路线中不同处置环节的碳排放量比较如表 7 所示。

表 7 L1A、L1B 污泥不同处置环节碳排放量比较
Tab.7 Comparison of carbon emissions in different sludge treatment stages of route L1A and L1B
tCO₂·t⁻¹DS

| 路线 | 热水解 碳排 | 厌氧消 化碳排 | 厌氧消 化碳汇 | 深度脱 水碳排 | 沼液处 理碳排 | 土地利 用碳汇 | 碳排放 总量 |
|-----|-----------|------------|------------|------------|------------|------------|-----------|
| L1A | 0 | 0.574 | 0.265 | 0.129 | 0.077 | 0.316 | 0.199 |
| L1B | 0.430 | 0.254 | 0.464 | 0.060 | 0.119 | 0.316 | 0.083 |

由表 7 可知,L1A、L1B 污泥碳排放总量分别为 0.199、0.083 tCO₂/tDS,碳补偿比例分别约为 74%、90%;主碳排放单元分别为厌氧消化和热水解单元;L1B 碳排放总量比 L1A 降低约 58%,增加热水解单元后总碳排放减量较明显。其中碳排放增加(以下简称碳增)因素包括热水解能耗、沼液处理浓度提升;碳排放减少(以下简称碳减)因素包括沼气产量提升、污泥脱水性能改善。研究^[30]表明,热水解后总氮(TN)浓度提高约 2 倍,其中氨氮(NH₃-N)浓度占比高达 70%~86%;总磷(TP)含量提高幅度较低,故沼液处理碳增主要缘于高浓度 NH₃-N 的去除。污泥改性后更易脱水,其电耗及药剂投加量均会减少。此外,经热水解预处理后,沼气产量提升使得沼气发电及高温烟气回收折算的碳减更多。对比可知,L1B 热水解+厌氧消化+沼液处理单元碳排放

量之和与 L1A 厌氧消化+沼液处理单元碳排放量相当,但 L1B 厌氧消化碳汇比 L1A 有明显提升,由 0.265 tCO₂/tDS 提升至 0.464 tCO₂/tDS,是实现零碳排的关键。另外,消化池污泥循环换热降温、热水解闪蒸污泥降温余热可通过再利用进一步实现碳减。

3.2 L2A、L2B 碳排放比较

深度脱水碳排放由 I1-设备电耗和 I3-药剂消耗构成,好氧发酵碳排放由 D2-CH₄逸散、D3-N₂O 逸散及 I1-设备电耗三部分构成,其中设备电耗主要由除臭系统、发酵系统、混料系统三部分构成;处理后的污泥产(成)品进行土地利用,对其氮、磷、钾等进行碳补偿量计算。L2A、L2B 污泥不同处置环节碳排放量比较见图 2。

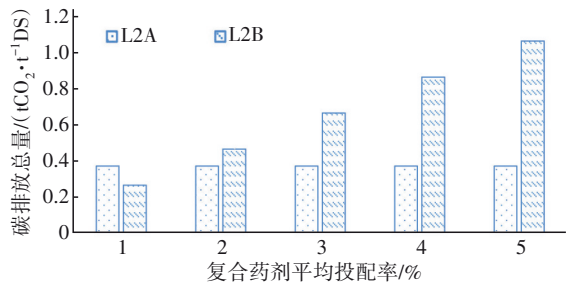


图2 L2A、L2B 污泥不同处置环节碳排放量比较

Fig.2 Comparison of carbon emissions in different sludge treatment stages of route L2A and L2B

由图 2 可知, L2A 污泥碳排放总量约为 0.37 tCO₂/tDS,其中主碳排放单元为好氧发酵,碳排放量约 0.636 tCO₂/tDS,土地利用碳减量约 0.266 tCO₂/

tDS。L2B 每吨干污泥碳排放总量受深度脱水药剂投加量的影响较大。复合药剂平均投配率为 1%~5%,其碳排放总量约 0.264~1.064 tCO₂/tDS,中值投配率为 3% 时,碳排放总量约 0.664 tCO₂/tDS,仍高于 L2A。造成这种结果的原因有二:一是虽然深度脱水可使好氧堆肥添加辅料及堆体总量减少约 2/3,降低了电耗,但辅料一般为植物秸秆、菌菇渣、木屑等生物质碳源,计算时未计入碳排放总量;二是因深度脱水污泥减量节约的电耗碳排放量相较于药剂使用增加的碳排放量占比较低,当复合药剂投配率降低至 1% 时才具备减碳优势,碳减幅度约 28.6%,减幅不明显。

3.3 L3A、L3B 碳排放比较

污泥干化焚烧碳排放主要由 D1-CO₂逸散、D3-N₂O 逸散、I1-设备电耗及 I3-药剂/辅料消耗四部分构成。D1-CO₂逸散包括污泥中化石碳燃烧及污泥无法自持燃烧添加天然气等辅料时产生的二氧化碳碳排放;焚烧过程中的甲烷排放由不完全燃烧造成,一般大型高效焚烧炉甲烷产生量很小,可忽略不计。D3-N₂O 逸散发生在污泥焚烧过程;I3-药剂消耗发生在改性分离及烟气处理过程。对污泥焚烧过程产电及高温烟气进行回收,并对炉渣及无机土进行建材利用碳减折算。核算污泥干基低位热值在改性分离前后分别取 10、12 MJ/kg,采用热电联产方式对污泥焚烧热能进行回收,能源综合利用效率取 70%。L3A、L3B 污泥不同处置环节碳排放量比较见表 8。

表 8 L3A、L3B 污泥不同处置环节碳排放量比较

Tab.8 Comparison of carbon emissions in different sludge treatment stages of route L3A and L3B tCO₂·t⁻¹DS

| 路线 | (改性分离+脱水+)半干化+焚烧碳排 | 烟气处理碳排 | 焚烧发电及热能回收 | 建材利用碳汇 | 碳排放总量 |
|-----|--------------------|--------|-----------|--------|-------|
| L3A | 1.094 | 0.105 | 0.736 | 0.040 | 0.423 |
| L3B | 1.052 | 0.084 | 0.884 | 0.096 | 0.156 |

由表 8 可知, L3A、L3B 污泥碳排放总量分别为 0.423、0.156 tCO₂/tDS,碳补偿比例分别约 65%、86%;主排放单元均为污泥干化;L3B 碳排放总量比 L3A 降低约 63%,增加改性分离单元后碳排放总量减幅明显。增加改性分离单元后碳增因素包括改性分离单元药剂投加及电耗增加,碳减因素包括有机污泥含量提升、建材利用比例增加。对比可知, L3B 改性分离+脱水+半干化+焚烧处理单元碳排放量之和与 L3A 半干化+焚烧单元碳排放量相当,但

经改性分离后,由于污泥热值的提升,其能源回收带来的碳减明显增加;此外,污泥改性分离后无机组分由原来的不到 10% 提升至 20% 左右,建材利用比例也有较大幅度提升。但总体来说,污泥干化单元仍是制约以焚烧为核心的污泥干化碳排放关键发展因素。

3.4 碳排放类型分析

对上述各路线的 6 类碳排放类型贡献占比进行分析,结果如图 3 所示。

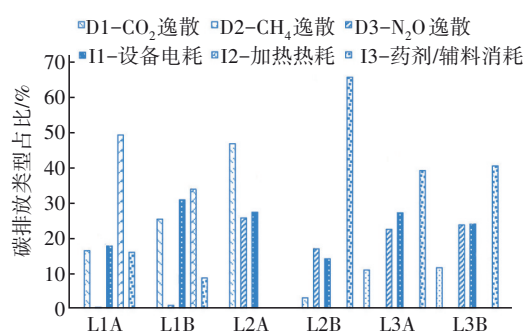


图3 污泥处理中不同碳排放类型贡献

Fig.3 Contribution of different carbon emission types in sludge treatment

分析可知,针对路线1,L1A和L1B碳排贡献值最高的I2-加热热耗,分别发生在厌氧消化单元保温热耗及热水解单元加热热耗,占比分别高达49.3%、34%,若加强对热水解余热利用,则L1B碳减排潜力可进一步提升;其次为I1-设备电耗,第三为D2-CH₄逸散,占比分别高达16.5%、25.4%,该部分碳排放可通过提升反应器及管道系统密闭性得以降低甚至彻底消除;贡献值最低的是D3-N₂O逸散,占比均不足1%。针对路线2,L2A碳排贡献值最高的是好氧发酵过程中因局部厌氧发生的D2-CH₄逸散,占比约46.8%;其次为设备电耗,可通过优化发酵与混料系统,提升设备自动化控制效率,进一步降低碳排。L2B碳排贡献值最高的是深度脱水I3-药剂/辅料消耗,调配研制低碳高效的化学药剂是未来重要的减排方向。针对路线3,碳排贡献值最高的均为I3-药剂/辅料消耗,其中L3A是因污泥热值较低无法自持燃烧需添加天然气、燃油等燃料所致,L3B则是改性分离药剂投加所致,但改性分离后因污泥热值提升带来的碳补偿也有更大幅度的提升。因此,从源头上提升污泥热值、改善污泥性状仍是值得推荐的优化思路。

4 结论

① 前置热水解单元后,以厌氧消化为核心的污泥处理路线碳减排优势明显,减碳幅度约58%,并可通过加强热水解余热利用、提升沼气回用效率等方式进一步降低碳排。

② 前置深度脱水单元,以好氧发酵为核心的污泥处理路线几乎无碳减排优势,但可因污泥脱水减量减少占地,降低设备投资及运行费用;本地具备成本低廉的生物质辅料及用地相对富裕的地区应慎重选用。

③ 通过源头改性分离单元提升污泥热值对以干化焚烧为核心的污泥处理路线碳减排优势明显,减碳幅度约63%,并可通过研制新型的改性药剂、加大污泥营养物质回用等方式进一步降低碳排。

④ 不同路线的碳排放贡献类型占比差异较大,以厌氧消化为核心的路线其碳排放类型主要为加热热耗;以好氧发酵为核心的路线其碳排放类型主要是CH₄逸散和脱水药剂投加;以干化焚烧为核心的路线其碳排放类型主要为药剂、天然气等辅料消耗,污泥处理处置企业应根据不同路线对主要碳排放单元制定相应的减碳策略。

参考文献:

- [1] 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, 47(3): 1-5.
DAI Xiaohu, ZHANG Chen, ZHANG Linwei, et al. Thoughts on the development direction of sludge treatment and resource recovery under the background of carbon neutrality [J]. Water & Wastewater Engineering, 2021, 47(3): 1-5 (in Chinese).
- [2] 郭怡. 城市污水厂污泥处理处置过程中碳排放核算边界浅析[J]. 净水技术, 2019, 38(10): 131-134, 142.
GUO Qia. Brief analysis of carbon emission accounting boundaries in process of sludge treatment and disposal of municipal sewage plant [J]. Water Purification Technology, 2019, 38(10): 131-134, 142 (in Chinese).
- [3] 周曼. 某污水处理厂碳排放核算研究[J]. 广东化工, 2022, 49(5): 132-134.
ZHOU Man. Study on carbon emission accounting of a sewage treatment plant [J]. Guangdong Chemical Industry, 2022, 49(5): 132-134 (in Chinese).
- [4] WANG D, YE W L, WU G X, et al. Greenhouse gas emissions from municipal wastewater treatment facilities in China from 2006 to 2019[J]. Scientific Data, 2022, 9(1): 317.
- [5] XU Y, LIU R, YANG D H, et al. Sludge treatment and resource recovery towards carbon neutrality in China: current status and future perspective [J]. Blue-Green Systems, 2021, 3(1): 119-127.
- [6] 段力勇,李方勇,王庆红,等. 电网企业碳排放核算与配额分配方法研究[J]. 能源与环保, 2018, 40(12): 127-131.

- DUAN Liyong, LI Fangyong, WANG Qinghong, *et al.* Study on carbon emission quantification and quota allocation methods of power grid enterprise [J]. China Energy and Environmental Protection, 2018, 40(12): 127-131(in Chinese).
- [7] 龚昕. 企业温室气体排放核算和减碳方案的误区与建议[J]. 环境保护与循环经济, 2022, 42(1): 107-110.
- GONG Xin. Misunderstandings and suggestions on corporate greenhouse gas emission accounting and carbon reduction plans [J]. Environmental Protection and Circular Economy, 2022, 42(1): 107-110(in Chinese).
- [8] 毛爱涵, 李发祥, 杨思源, 等. 青海省清洁能源发电潜力及价值分析[J]. 资源科学, 2021, 43(1): 104-121.
- MAO Aihan, LI Faxiang, YANG Siyuan, *et al.* Clean energy power generation potential and value in Qinghai Province [J]. Resources Science, 2021, 43(1): 104-121(in Chinese).
- [9] 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 Tonggang, SUN Yongli, *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(in Chinese).
- [10] 王琳, 李德彬, 刘子为, 等. 污泥处理处置路径碳排放分析[J]. 中国环境科学, 2022, 42(5): 2404-2412.
- WANG Lin, LI Debin, LIU Ziwei, *et al.* Analysis on carbon emission from sludge treatment and disposal [J]. China Environmental Science, 2022, 42(5): 2404-2412(in Chinese).
- [11] 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, 99.
- CI Hanlin, WANG Xiankai, DONG Bin. Carbon footprint analysis of different sludge drying and incineration processes [J]. Water Purification Technology, 2021, 40(6): 77-82, 99(in Chinese).
- [12] 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, 2022, 44(2): 1181-1190.
- LI Zhekun, ZHANG Liqiu, DU Ziwen, *et al.* Comparison of carbon emissions in different treatment and disposal process routes of municipal sludge [J]. Environmental Science, 2022, 44(2): 1181-1190(in Chinese).
- [13] 宋晓雅. 小红门污泥热水解厌氧消化项目运行两周年之回顾[J]. 中国给水排水, 2018, 34(22): 116-122.
- SONG Xiaoya. Review of biennial operation of Xiaohongmen thermal hydrolysis anaerobic digestion system [J]. China Water & Wastewater, 2018, 34(22): 116-122(in Chinese).
- [14] 杜强强, 米智晨, 靳坤, 等. 污泥热水解-厌氧消化沼气的利用系统设计方案探讨[J]. 中国给水排水, 2020, 36(18): 51-55.
- DU Qiangqiang, MI Zhichen, JIN Kun, *et al.* Discussion on the design of thermal hydrolysis-anaerobic digestion biogas utilization system for sludge [J]. China Water & Wastewater, 2020, 36(18): 51-55(in Chinese).
- [15] 胡佩佩, 侯锋, 范莹, 等. 深度脱水污泥好氧发酵工艺研究[J]. 中国给水排水, 2021, 37(17): 74-77.
- HU Peipei, HOU Feng, FAN Ying, *et al.* Aerobic fermentation process of deep dewatering sludge [J]. China Water & Wastewater, 2021, 37(17): 74-77(in Chinese).
- [16] 王学科, 陈北洋, 周保卫, 等. 基于分离预处理的城镇污泥原位资源化技术分析[J]. 华电技术, 2021, 43(12): 23-28.
- WANG Xueke, CHEN Beiyang, ZHOU Baowei, *et al.* Analysis of in-situ municipal sludge resource utilization technology based on separation pretreatment [J]. Huadian Technology, 2021, 43(12): 23-28(in Chinese).
- [17] 郝晓地, 王向阳, 曹达啟, 等. 污水有机物中化石碳排放CO₂辨析[J]. 中国给水排水, 2018, 34(2): 13-17.
- HAO Xiaodi, WANG Xiangyang, CAO Daqi, *et al.* Analysis of CO₂ emission from fossil carbon in organics from wastewater [J]. China Water & Wastewater, 2018, 34(2): 13-17(in Chinese).
- [18] 聂鑫, 王一坤, 谢海燕, 等. 燃煤电站耦合污泥加压热水解系统发电的经济性分析[J]. 洁净煤技术, 2021, 27(S2): 284-289.
- NIE Xin, WANG Yikun, XIE Haiyan, *et al.* Economic analysis of the coal-fired power station coupling with sludge pressurized thermo-hydrolysis system [J]. Clean Coal Technology, 2021, 27(S2): 284-289(in Chinese).
- [19] 谭学军, 王磊, 王逸贤, 等. 城市污水处理厂污泥厌氧消化沼液特性研究[J]. 给水排水, 2020, 46(S2): 237-241.
- TAN Xuejun, WANG Lei, WANG Yixian, *et al.* Characteristics of sludge anaerobic digestion effluent in

- municipal sewage plant [J]. *Water & Wastewater Engineering*, 2020, 46(S2): 237-241 (in Chinese).
- [20] 黄星发, 黄宇钊, 何顺, 等. 南宁市城市污泥资源化与能源化处理处置研究[J]. *环境保护与循环经济*, 2019, 39(7): 5-8, 25.
- HUANG Xingfa, HUANG Yuzhao, HE Shun, *et al.* Research on urban sludge resource utilization and energy treatment and disposal in Nanning [J]. *Environmental Protection and Circular Economy*, 2019, 39(7): 5-8, 25 (in Chinese).
- [21] 梁远, 王侨, 方小锋, 等. 市政污泥好氧发酵前处理工艺比选及工程应用[J]. *给水排水*, 2021, 47(9): 58-62.
- LIANG Yuan, WANG Qiao, FANG Xiaofeng, *et al.* Comparison and engineering application of municipal sludge pretreatment process of aerobic fermentation [J]. *Water & Wastewater Engineering*, 2021, 47(9): 58-62 (in Chinese).
- [22] 黄慧明, 陈俊, 魏本平, 等. 城市污泥好氧发酵工程能耗研究[J]. *中国给水排水*, 2016, 32(23): 127-129.
- HUANG Huiming, CHEN Jun, WEI Benping, *et al.* Study on energy consumption of aerobic composting process in sewage sludge treatment plant [J]. *China Water & Wastewater*, 2016, 32(23): 127-129 (in Chinese).
- [23] 王磊. 我国北方城市污泥好氧发酵特点与运行策略优化[J]. *城市道桥与防洪*, 2018(6): 249-253.
- WANG Lei. Aerobic fermentation characteristics and operation strategy optimization of sludge in northern China [J]. *Urban Roads Bridges & Flood Control*, 2018(6): 249-253 (in Chinese).
- [24] 刘阳. 昆明市市政污泥膜覆盖好氧发酵工程设计[J]. *中国设备工程*, 2022(15): 116-118.
- LIU Yang. Design of aerobic fermentation covered with municipal sludge membrane in Kunming [J]. *China Plant Engineering*, 2022(15): 116-118 (in Chinese).
- [25] 黄业翔, 徐荣乐, 刘凯, 等. 广西市政污水处理厂污泥产生及处理处置现状研究[J]. *环境科学与管理*, 2022, 47(6): 86-89, 104.
- HUANG Yexiang, XU Rongle, LIU Kai, *et al.* Study on sludge generation, treatment and disposal in Guangxi municipal sewage treatment plant [J]. *Environmental Science and Management*, 2022, 47(6): 86-89, 104 (in Chinese).
- [26] 邢思奇, 吴旭, 杨华荣. 脱水污泥的土地利用对比研究[J]. *环境工程*, 2020, 38(10): 196-201.
- XING Siqi, WU Xu, YANG Huarong. Comparative study on land use of dehydrated sludge [J]. *Environmental Engineering*, 2020, 38(10): 196-201 (in Chinese).
- [27] 盛德洋, 朱洁, 安东璇, 等. 基于碳减排的污水厂污泥处理处置全流程最佳技术路线分析[J]. *净水技术*, 2022, 42(1): 75-82.
- SHENG Deyang, ZHU Jie, AN Dongxuan, *et al.* Analysis of the optimized technical route for the whole process of sludge treatment and disposal in WWTP based on carbon emission reduction [J]. *Water Purification Technology*, 2022, 42(1): 75-82 (in Chinese).
- [28] 刘军, 汪瑞平, 宫恩蒙. 基于烟气再循环的循环流化床锅炉 SNCR-SCR 联合脱硝系统设计[J]. *电力学报*, 2022, 37(4): 318-323.
- LIU Jun, WANG Ruiping, GONG Enmeng. Design of SNCR-SCR combined denitrification system for circulating fluidized bed boiler based on flue gas recirculation [J]. *Journal of Electric Power*, 2022, 37(4): 318-323 (in Chinese).
- [29] 王莹, 宋立强, 边靖. 市政污泥干化焚烧系统能量优化分析[J]. *节能*, 2021, 40(10): 34-36.
- WANG Ying, SONG Liqiang, BIAN Jing. Research on optimization technology of sewage sludge drying and incineration plant [J]. *Energy Conservation*, 2021, 40(10): 34-36 (in Chinese).
- [30] 朱运涛, 林莉峰, 赵林辉. 污泥流化床焚烧烟气污染物排放特性研究[J]. *中国给水排水*, 2022, 38(11): 115-120.
- ZHU Yuntao, LIN Lifeng, ZHAO Linhui. Emission characteristics of pollutants in flue gas from sludge fluidized bed incineration process [J]. *China Water & Wastewater*, 2022, 38(11): 115-120 (in Chinese).
- [31] QIAN J, ZHANG M K, PEI X J, *et al.* A novel integrated thiosulfate-driven denitrification (TDD) and anaerobic ammonia oxidation (anammox) process for biological nitrogen removal [J]. *Biochemical Engineering Journal*, 2018, 139: 68-73.

作者简介: 安叶(1993-), 女, 山西朔州人, 硕士, 工程师, 主要研究方向为污水及污泥处理处置技术。

E-mail: 446258234@qq.com

收稿日期: 2022-10-18

修回日期: 2023-03-20

(编辑: 丁彩娟)