

DOI: 10.13671/j.hjkxxb.2023.0183

付博, 林向宇, 章雨柔, 等. 2024. 基于生命周期评价的东南沿海农村生活污水处理环境影响研究[J]. 环境科学学报, 44(1): 451-461

FU Bo, LIN Xiangyu, ZHANG Yurou, *et al.* 2024. Environmental impacts of southeast coastal rural domestic wastewater treatment based on life cycle assessment[J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 44(1): 451-461

# 基于生命周期评价的东南沿海农村生活污水处理环境影响研究

付博<sup>1</sup>, 林向宇<sup>2</sup>, 章雨柔<sup>1</sup>, 成俊杰<sup>1</sup>, 肖黎珊<sup>1,\*</sup>

1. 上海师范大学环境与地理科学学院, 上海 200234

2. 中国科学院城市环境研究所, 中国科学院城市污染物转化重点实验室, 厦门 361021

**摘要:** 污水处理系统是全球最大的温室气体排放源之一。我国污水处理能力极强, 但农村生活污水处理率仍偏低。目前, 城市污水处理厂的环境影响已得到广泛关注, 而农村污水处理系统的全生命周期所产生的环境影响尚不清晰, 减污降碳潜力还有待开展系统研究。因此, 本研究以东南沿海农村地区的典型污水处理系统为研究对象, 采用生命周期评价方法, 评估其建造、运行和拆除全生命周期的环境影响, 并利用情景分析探讨其减污降碳潜力。结果显示, 该系统处理每吨污水的全球变暖潜力为 2.19 kg CO<sub>2</sub>-eq, 建造、运行和拆除 3 个阶段分别占 29.9%、62.3% 和 7.8%, 主要来源于投加的化学药剂、消耗的建筑材料以及运行期间的耗电。运行阶段对生态系统、人体健康和资源 3 个终点指标的贡献都最高, 建造阶段对终点指标的贡献为 18.4%~39.0%, 与集中式污水处理系统相比, 农村分散式污水处理系统建造阶段的环境影响不可忽视。敏感性分析表明, 该系统碳排放更容易受到管道系统的长度和建筑垃圾回收率的影响。情景分析表明, 清洁电力情景具有最优的减污降碳潜力, 未来该污水处理系统若在采用清洁电力的同时, 实现污泥资源化处理, 并提高建筑垃圾回收率, 系统可最大碳减排约 55.2%, 还能额外降低对 3 个终点指标影响的 36.2%~61.7%。本研究有助于为进一步改善农村人居环境和实施农村减污降碳提供科学依据。

**关键词:** 生命周期评价; 污水处理; 温室气体; 减污降碳; 农村

文章编号: 0253-2468(2024)01-0451-11

中图分类号: X32

文献标识码: A

## Environmental impacts of southeast coastal rural domestic wastewater treatment based on life cycle assessment

FU Bo<sup>1</sup>, LIN Xiangyu<sup>2</sup>, ZHANG Yurou<sup>1</sup>, CHENG Junjie<sup>1</sup>, XIAO Lishan<sup>1,\*</sup>

1. School of Environmental and Geographical Sciences, Shanghai Normal University, Shanghai 200234

2. Key Laboratory of Urban Pollutant Conversion of Chinese Academy of Sciences, Institute of Urban Environment, Chinese Academy of Sciences, Xiamen 361021

**Abstract:** Wastewater treatment systems are one of the largest sources of greenhouse gas emissions in the world. China has an extremely high wastewater treatment capacity, but the level of domestic wastewater treatment in rural areas is still low. While the environmental impacts of urban wastewater treatment plants have received widespread attention, the impacts of the entire life cycle of rural wastewater treatment systems remain unclear, and the potential for pollution reduction and carbon reduction has not been studied systematically. This study took a typical wastewater treatment system in a Chinese southeast coastal rural area as a case study, and adopted the life cycle assessment method to evaluate the environmental impacts of the whole process including construction, operation and demolition, followed by scenario analysis to explore the potential associated reduction in pollution and carbon emissions. The results showed that the global warming potential of the system for treating each ton of wastewater was 2.19 kg CO<sub>2</sub>-eq, and the three stages of construction, operation, and demolition accounted for 29.9%, 62.3% and 7.8% respectively, mainly due to added chemicals, consumed construction materials and electricity consumption during operation. The operation stage had the highest contribution to the three endpoint indicators of Ecosystems, Human Health and Resources, and the construction stage had an 18.4%~39.0% contribution to the endpoint indicators. Compared to the centralized wastewater treatment system, the environmental impacts of the construction stage of the rural decentralized wastewater treatment system cannot be ignored. Sensitivity analysis showed that carbon emissions from the system were more sensitive to the length of the pipeline and the recovery rate of construction waste. The scenario analysis showed that the clean power scenario had the best potential for reducing pollution and carbon emissions. In the future, if the wastewater treatment plant can materialize sludge recycling while using clean electricity, and

收稿日期: 2023-05-08

修回日期: 2023-06-03

录用日期: 2023-06-05

基金项目: 国家自然科学基金(No.41971257, 52270185)

作者简介: 付博(1996—), 男, E-mail: fubo1025@163.com; \* 责任作者, E-mail: lsxiao@shnu.edu.cn

increase the recycling rate of construction waste, the system can reduce the maximum carbon emissions by 55.2%. In addition, the system can reduce the impact on ecosystem quality, human health, and resource consumption by 36.2% to 61.7%. This study is helpful to provide a scientific basis for further improving rural human settlements and reducing pollution and carbon emissions in rural areas.

**Keywords:** life cycle assessment; wastewater treatment; greenhouse gas; reduction of pollution and carbon emissions; rural areas

## 1 引言(Introduction)

清洁的可用水和完善的基础设施对区域发展至关重要,良好的污水处理设施有助于实现联合国可持续发展目标(United Nations, 2015).废物处理是全球第五大碳排放行业(王洪臣, 2017),其中,污水处理厂消耗全球约3%的电力,其温室气体排放量约占当年总排放量的1.6%,且CH<sub>4</sub>排放量占全球人为CH<sub>4</sub>排放量的5%~8%(Song *et al.*, 2023),因而被广泛认为是全球最大的温室气体排放者之一(Lu *et al.*, 2018).温室气体排放所造成的环境问题引起了社会各界的密切关注(肖黎珊等, 2014).由于环境污染物和碳排放具有高度同根同源的特征,协同推进减污降碳已成为我国新发展阶段经济社会发展全面绿色转型的必然选择.因此,开展污水处理系统的环境影响核算,挖掘其碳减排潜力,对于实现我国的双碳目标和减污降碳协同增效任务具有重要作用.

与城市相比,农村的污水处理能力较为薄弱.中国是全球污水处理能力最大的国家之一(陈吉宁, 2016).2021年城市污水处理率已达97.9%,但仅有约27.0%的乡和62.0%的建制镇生活污水得到妥善收集和处理(中华人民共和国住房和城乡建设部, 2022),大量农村生活污水直接排入附近水体,易引起水体富营养化等环境问题.我国目前仍然有近40%的人口居住在农村地区(国务院第七次全国人口普查领导小组办公室, 2021),因此,加强农村污水处理,积极探索符合农村实际的污水处理模式和工艺,是改善农村人居环境的重要举措.

近年来,生命周期评价(Life Cycle Assessment, LCA)成为最受欢迎的评估污水处理系统环境影响决策支持工具(Francesco *et al.*, 2022),但目前尚无关于集中式和分散式处理系统环境影响优劣的定论.有研究表明,集中式处理系统能更好地控制废水和废气的排放,因此,在生态系统质量方面优于分散式处理系统,但分散式处理系统由于其污水管道较短,故在资源消耗方面具有更好的表现.对于服务范围较小的农村地区,分散式处理系统的环境表现更优(Risch *et al.*, 2021).另外,由于运行过程中污水调配管理和处理的高能耗,集中式处理系统在人体健康风险和资源消耗方面的表现劣于分散式处理系统(Romeiko, 2020).还有研究表明,含能源回收的分散式污水处理系统相较于传统的集中式处理可将居民碳足迹降低约20%,且再生水可满足绿地灌溉需求,无需额外消耗水资源.若无能源回收单元,分散式和集中式两种处理方案在碳排放方面的表现相当(Arias *et al.*, 2020).

一般来说,污水处理系统的建造阶段所产生的环境影响较低,运行阶段的影响在总环境影响中的占比高达90%(Elorri *et al.*, 2014),因而大部分LCA研究将建造阶段排除在系统边界之外,与拆除阶段相关的信息更少,回收建筑垃圾将如何影响系统的环境表现也不明确(Corominas *et al.*, 2013; Ye *et al.*, 2021; Orner *et al.*, 2022).但是,对于规模小且能源密度低的污水处理设施来说,建造阶段对环境影响的占比可能更高(Corominas *et al.*, 2020),如结合了资源回用的分散式污水处理系统的研究表明,处理设施的规模是影响环境表现的重要因素(Kobayashi *et al.*, 2020).有研究发现,污水管道建造阶段的环境影响已大于处理设施的建造和运行阶段的总影响(Risch *et al.*, 2015),管道的建设对温室气体排放也具有较大贡献(Hendrickson *et al.*, 2015),因此,分散式污水处理系统建造阶段的环境影响不容忽视.近年来,我国学者开始运用LCA的方法对污水处理系统进行评估,但同样地,大部分仅关注运行阶段的环境影响(Wang *et al.*, 2012; 任艳, 2015; Zhang *et al.*, 2020; 吕航, 2022),只有少部分研究者能完整地考虑建造、运行和拆除3个阶段(梁松, 2012; 王向阳, 2019; 吴百苗等, 2022).但这些研究主要关注中国城市污水处理系统,对农村地区的分散式污水处理系统的全生命周期进行系统分析的研究较为缺乏(Lam *et al.*, 2015; 杨晓雷, 2020; 关睿等, 2020),尤其忽视了污水处理系统建造和拆除阶段的环境影响.本文以我国东南沿海农村地区的典型污水处理系统为研究对象,核算其全生命周期的环境影响,希望能为决策者在设计农村污水处理系统时提供新的视角.

尽管诸多学者都应用LCA方法评估了污水处理系统的环境表现,但不一致的假设(将污水视为废弃物还是资源)、系统边界(是否包括建设过程或污泥处置过程)和环境影响类别(如气候变化、土地资源等)的选择制约了研究结果的可比性.决策者通常很难综合考虑不同研究的成果,导致LCA对技术应用的指导较为有限(Corominas *et al.*, 2020).我国正加快在农村地区建成完善的污水处理设施和服务系统(Qu *et al.*, 2022),因此,本研究对我国东南沿海农村地区典型的分散式污水处理系统开展生命周期评价,评估其碳减排潜力,以期为实现我国乡村振兴和协同减污降碳目标提供科学依据.

## 2 研究方法(Methods)

### 2.1 目标和范围确定

根据目前我国22个省市农村生活污水处理排放标准的编制说明,我国农村污水处理通常推荐采用预处理(格栅、调节池等)和生物法(活性污泥、MBR等)相结合的方式,若出水质量需满足更高的标准,则还需通过生态法(人工湿地、稳定塘等)进一步处理.距离城市生活污水管网较远的村庄,需因地制宜地采用污染治理与资源利用相结合、工程措施与生态措施相结合的建设模式和处理工艺.当前农村生活污水治理专项规划中常选用的几种污水处理设施有膜处理设施、一体化污水处理设施、生态处理设施和模块化处理设施(贺辉, 2021).其中,一体化污水处理设施常采用的工艺有A/O、SBR、MBR等,并且因具有占地面积小、出水水质好等优点而备受青睐(贾倩等, 2022).

本文的研究对象为中国东南沿海地区的农村生活污水处理系统,前期调查表明,该地区农村自来水覆盖比率高,用水和排水规律总体接近城市水平.该处理系统于2015年建设并投入使用,设计处理规模为 $150 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ ,已稳定运行多年,经现场实测,出水可满足《福建省农村生活污水处理设施水污染物排放标准》(DB35/1869-2019)的A标准,且该项目获得了住建部“2016年中国人居环境范例奖”.采用的污水处理核心工艺为“新型分段进水多段A/O脱氮+高效除磷复合生态滤床”技术,该技术综合了农村污水处理标准中推荐的主流技术和工艺,与传统的一体化设备相比,分段进水多段A/O针对低碳氮比污水,不仅能最大程度地利用原污水中的有机物,降低外加碳源,还能大幅降低曝气能耗和污泥产量,同时无需硝化液回流和污泥回流.该技术在我国东南地区得到广泛使用,具有较高的代表性.

本文的研究目标为评估该农村生活污水处理系统的全生命周期环境影响,并识别碳减排潜力较高的环节.功能单位定义为该系统所处理的 $1 \text{ m}^3$ 生活污水.系统边界划定为该处理系统(管道、设施)的建造、运行和拆除3个阶段,将建筑材料、建筑垃圾和污泥的运输过程包含在3个阶段内,考虑管道和各处理池的建筑材料消耗量,运行阶段向处理设施投加的化学药剂,设施向环境排放的废水、废气,以及对污泥的处理处置过程,还包括该处理系统在3个阶段内消耗的电力等(图1).污水处理设施和管道系统(干管和接户管)的运行年限分别设定为25年和50年.

为了追溯环境影响来源,将建造、运行和拆除3个阶段细分为:建造-耗电、建造-材料消耗、运行-耗电、运行-化学药剂、运行-污泥处理、运行-废水废气排放、运行-土地占用、拆除-耗电、拆除-建筑垃圾、拆除-建材回收和拆除-土地占用,共11个子过程.

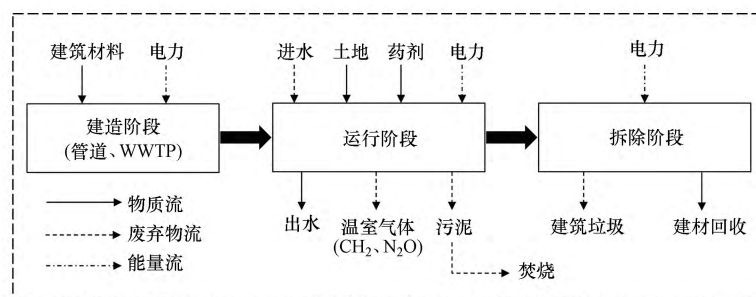


图1 本研究“A/O+生态滤床”工艺LCA系统边界

Fig.1 LCA system boundary of “A/O+ecological filter bed process” in this study

## 2.2 生命周期清单分析

本研究的生命周期清单数据主要获取自该处理系统的技术报告、工艺设计手册和现场实测数据.对于难以获取的数据,如建筑材料、化学药剂等生产阶段所需的物质和能量采用背景数据替代(ecoinvent 3.8数据库),难以准确测量的数据,如建造和拆除阶段的耗电量、污泥处置过程等物质能量消耗数据参考国内外文献进行估算(表1).

表1 生命周期清单(以处理的1 m<sup>3</sup>污水为功能单位)  
Table 1 Life cycle inventory (in 1 m<sup>3</sup> of treated wastewater)

阶段	输入			输入			
	物质	数量		物质	数量		
建造阶段	污水干管 (3 km, DN300)	电力 <sup>2</sup>	0.0865 kWh	污水处理设施	电力 <sup>2</sup>	0.1106 kWh	
		HDPE <sup>3</sup>	0.0049 kg		水泥 <sup>2</sup>	0.2840 kg	
		材料运输 <sup>1</sup>	0.0490 kg·km		铁 <sup>2</sup>	0.0540 kg	
	接户管 (7 km, DN50)	电力 <sup>2</sup>	0.0278 kWh		钢 <sup>2</sup>	0.0196 kg	
		PVC <sup>3</sup>	0.0010 kg		PVC <sup>2</sup>	0.0036 kg	
		材料运输 <sup>1</sup>	0.0102 kg·km		砾石 <sup>2</sup>	2.7220 kg	
			材料运输 <sup>1</sup>	0.0308 t·km			
运行阶段	输入			输入			
	管道(干管+接户管)	物质	数量		物质	数量	
		土地资源	0.0228 m <sup>2</sup> ·a <sup>1</sup>		COD <sup>4</sup>	0.0260 kg	
	预处理池 (格栅集水井+调节池)	SS <sup>4</sup>	0.1750 kg	人工湿地	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N <sup>4</sup>	0.0074 kg	
		电力 <sup>4</sup>	0.1467 kWh		TN <sup>4</sup>	0.0181 kg	
		土地资源 <sup>4</sup>	0.0005 m <sup>2</sup> ·a		TP <sup>4</sup>	0.0017 kg	
	生化池	COD <sup>4</sup>	0.2500 kg	沉淀池	土地资源 <sup>4</sup>	0.0110 m <sup>2</sup> ·a	
		NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N <sup>4</sup>	0.0350 kg		污泥泵耗电 <sup>4</sup>	0.0100 kWh	
		TN <sup>4</sup>	0.0425 kg	土地资源 <sup>4</sup>	0.0001 m <sup>2</sup> ·a		
		TP <sup>4</sup>	0.0055 kg	污泥泵耗电 <sup>4</sup>	0.0100 kWh		
		电力 <sup>4</sup>	0.2400 kWh	污泥熟化发酵池	污泥 <sup>3</sup>	0.0896 kg	
		PAC <sup>3</sup>	0.0457 kg		土地资源 <sup>4</sup>	0.0001 m <sup>2</sup> ·a	
		乙酸钠 <sup>1</sup>	0.2833 kg		污泥运输 <sup>1</sup>	0.0018 t·km	
	土地资源 <sup>4</sup>	0.0007 m <sup>2</sup> ·a	紫外线消毒设备	电力 <sup>4</sup>	0.0107 kWh		
	输出			输出			
生化池	物质	数量	人工湿地	物质	数量		
	COD <sup>4</sup>	0.0260 kg		COD <sup>4</sup>	0.0150 kg		
	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N <sup>4</sup>	0.0074 kg		NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N <sup>4</sup>	0.0019 kg		
	TN <sup>4</sup>	0.0181 kg		TN <sup>4</sup>	0.0084 kg		
	TP <sup>4</sup>	0.0017 kg		TP <sup>4</sup>	0.0007 kg		
	CH <sub>4</sub> <sup>2</sup>	0.8736 g		SS <sup>4</sup>	0.0200 kg		
	N <sub>2</sub> O <sup>2</sup>	0.8540 g		CH <sub>4</sub> <sup>2</sup>	0.2750 g		
污泥 <sup>3</sup>	0.0896 kg	N <sub>2</sub> O <sup>2</sup>	0.1204 g				
输入			输出				
拆除阶段	物质	数量	物质	数量	物质	数量	
	电力 <sup>2</sup>	0.2024 kWh	土地资源 <sup>1</sup>	0.0507 m <sup>2</sup> ·a	废HDPE <sup>1</sup>	0.0049 kg	
	建筑垃圾运输 <sup>1</sup>	0.0611 t·km	废水泥 <sup>1</sup>	0.2840 kg	废PVC <sup>1</sup>	0.0046 kg	
	回收建材运输 <sup>1</sup>	0.0004 t·km	废铁 <sup>1</sup>	0.0270 kg	回收铁 <sup>1</sup>	0.0270 kg	
			废钢 <sup>1</sup>	0.0098 kg	回收钢 <sup>1</sup>	0.0098 kg	
			废砾石 <sup>1</sup>	1.3610 kg	回收砾石 <sup>1</sup>	1.3610 kg	

注:输入、输出数据右上角的数字代表数据来源;1表示该数据的计算过程中基于假设或估算;2表示根据相关文献的数据推算或参考相关文献的计算方式(王霞,2011;Wang *et al.*, 2018;Gong *et al.*, 2021;Hiraichi, 2014; Fan *et al.*, 2018);3表示数据通过咨询相关专家获取;4表示数据获取自该处理厂的技术报告、工艺设计手册和现场实测.

**2.2.1 建造阶段** 污水干管为DN300的常规HDPE双壁波纹管,长度约3 km.接户管为DN50的普通PVC管材,长度约为7 km.污水处理设施的建设耗材参考相关研究(Wang *et al.*, 2018)中提供的污水处理设施中包含的各种建筑材料的物质强度,估算本研究的污水处理设施在建造阶段所需的建材用量.建造阶段的耗电量依据建造工艺的耗电进行估算(王霞,2012).基础设施与管道系统(干管和接户管)挖土方依据工艺设计手册计算,其中,格栅集水井和管道系统为全埋,调节池、厌氧池、分段进水生物反应器、斜管沉淀池、人工湿地和污泥熟化发酵池均为半地理.另外,开挖基础设施所需土方时按1:0.4的放坡系数测算,而由于管道系统的铺设路径与地形有关,总体埋深受放坡的影响较低,故忽略放坡时所需土方量.假定建设材料运输至处理厂的距离为10 km.各种建筑材料(钢、铁、水泥、PVC、HDPE)采用背景数据.

**2.2.2 运行阶段** 运行阶段考虑了本研究处理系统的污水入流出流特征,处理过程中有机物厌氧分解产生的CH<sub>4</sub>及硝化和反硝化阶段产生的N<sub>2</sub>O,污泥产生量及其处理方式,各处理池的电力消耗量,化学药剂的投加量(聚合氯化铝即PAC采用背景数据,乙酸钠根据乙酸和氢氧化钠的理论化学反应计量数换算后调用背景数据),整个管道系统和处理设施的占地面积.污泥经脱水后运输至生活垃圾处理基地,与生活垃圾混合焚烧,该过程调用背景数据.假定集中处理厂距离污水处理设施20 km.

污泥产生量:生化池中的污泥产量可通过COD的流入流出数据估算(式(1)).剩余污泥含水率约为96%,由于农村生活污水量较小,无法在现场进行污泥脱水,需运送至集中处理厂统一处理.

$$P = ([\text{COD}]_{\text{in}} - [\text{COD}]_{\text{out}}) \times Q \times 0.4 \quad (1)$$

式中, $P$ 为生化池中污泥的年产量( $\text{kg} \cdot \text{a}^{-1}$ ); $[\text{COD}]_{\text{in}}$ 和 $[\text{COD}]_{\text{out}}$ 分别为生化池中入流和出流的COD( $\text{kg} \cdot \text{m}^{-3}$ ); $Q$ 为本研究的处理系统年处理水量( $\text{m}^3 \cdot \text{a}^{-1}$ );0.4为本处理厂中污泥的产量系数.

生化池CH<sub>4</sub>和N<sub>2</sub>O排放量:参考ODIM(Operational data integrated methods, ODIM)模型(Xi *et al.*, 2021),使用污水处理厂运行阶段的现场实测数据计算生化池内CH<sub>4</sub>和N<sub>2</sub>O排放量(式(2)和式(3)).

$$D(\text{CH}_4) = \text{EF}(\text{CH}_4) \times R(\text{COD}) \quad (2)$$

$$D(\text{N}_2\text{O}) = \text{EF}(\text{N}_2\text{O}) \times R(\text{TN}) \quad (3)$$

式中, $D(\text{CH}_4)$ 和 $D(\text{N}_2\text{O})$ 分别为生化池中CH<sub>4</sub>和N<sub>2</sub>O的年排放量( $\text{kg} \cdot \text{a}^{-1}$ ); $R(\text{COD})$ 和 $R(\text{TN})$ 为各处理池中COD和TN的年去除量( $\text{kg} \cdot \text{a}^{-1}$ ); $\text{EF}(\text{CH}_4)$ 和 $\text{EF}(\text{N}_2\text{O})$ 分别为生化池中CH<sub>4</sub>和N<sub>2</sub>O的排放因子(emission factor),取值分别为 $0.0039 \text{ kg} \cdot \text{kg}^{-1}$ (以每kg COD排放的CH<sub>4</sub>计)和 $0.035 \text{ kg} \cdot \text{kg}^{-1}$ (以每kg TN排放的N<sub>2</sub>O-N计).

人工湿地CH<sub>4</sub>和N<sub>2</sub>O排放量:人工湿地中CH<sub>4</sub>和N<sub>2</sub>O排放量参考IPCC 2013指南(Hiraichi *et al.*, 2014),并结合现场实测数据计算(式(4)~(7)).

$$E(\text{CH}_4) = \sum_j (\text{TOW}_j \times \text{EF}_j) + \sum_{i,j} (\text{TOW}_{i,j} \times \text{EF}_j) \quad (4)$$

$$\text{TOW}_j = [\text{COD}]_{\text{in}} \times Q \times 365 \quad (5)$$

$$\text{EF}_j = B_0 \times \text{MCF}_j \quad (6)$$

$$E(\text{N}_2\text{O}) = \sum_j (N_j \times \text{EF}_j \times 44/28) + \sum_{i,j} (N_{i,j} \times \text{EF}_j \times 44/28) \quad (7)$$

$$N_j = [\text{TN}]_{\text{in}} \times Q \times 365 \quad (8)$$

式中, $E(\text{CH}_4)$ 为人工湿地中的甲烷年排放量( $\text{kg} \cdot \text{a}^{-1}$ ); $\text{TOW}_j$ 和 $\text{TOW}_{i,j}$ 分别为清单年内生活污水和工业部门 $i$ 的污水中进入人工湿地的总有机物含量( $\text{kg} \cdot \text{a}^{-1}$ ); $\text{EF}_j$ 为人工湿地 $j$ 的甲烷或氧化亚氮的排放因子; $B_0$ 为最大甲烷生成容量,默认值为 $0.25 \text{ kg} \cdot \text{kg}^{-1}$ (以每kg COD排放的CH<sub>4</sub>计); $\text{MCF}_j$ 为修正因子,对于水平潜流湿地,默认值为0.1; $E(\text{N}_2\text{O})$ 为人工湿地中的氧化亚氮年排放量( $\text{kg} \cdot \text{a}^{-1}$ ); $N_j$ 和 $N_{i,j}$ 分别为清单年内生活污水和工业部门 $i$ 的污水中进入人工湿地的总氮含量( $\text{kg} \cdot \text{a}^{-1}$ );对于水平潜流湿地,N<sub>2</sub>O的排放因子默认值为0.0079;44/28为kg TN向kg N<sub>2</sub>O-N转换的转换因子; $[\text{COD}]_{\text{in}}$ 和 $[\text{TN}]_{\text{in}}$ 分别为入流中COD和TN的浓度( $\text{kg} \cdot \text{m}^{-3}$ ); $Q$ 为本研究的处理系统日处理水量( $\text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ );由于本研究中不包含工业污水,因此, $\text{TOW}_{i,j}$ 和 $N_{i,j}$ 均为0.在本研究中,污水先流经生化池,再流入人工湿地,因此,使用人工湿地入流中COD和TN实际运行浓度数据替代公式(5)和公式(8)中的默认值.

**2.2.3 拆除阶段** 拆除阶段的耗电量约占建造阶段的90%(Fan *et al.*, 2018).假设建筑垃圾(钢、铁和砾石)回收率为50%,其余建筑材料均作为建筑废弃物处理.同时假设回收建材的运输距离为10 km,废弃建材的运输距离为20 km.

## 2.3 生命周期影响评价

本研究使用openLCA 1.10.3进行生命周期环境影响计算,影响评估方法选择ReCiPe 2016(H),该方法中包含两层环境影响评估框架,中点指标可根据参考物质(如全球变暖类别中的CO<sub>2</sub>当量)量化对环境造成的危害(Risch *et al.*, 2021).本研究选择9个环境影响类别进行中点评估,包括全球变暖(Global warming, GW)、细颗粒物生成(Fine particulate matter formation, FPMF)、化石资源消耗(Fossil resource scarcity, FRS)、淡水富营养化(Freshwater eutrophication, FEP)、人体致癌毒性(Human carcinogenic toxicity, HCT)、人体非致癌毒性(Human non-carcinogenic toxicity, HNCT)、土地占用(Land use, LU)、矿物资源消耗(Mineral resource scarcity, MRS)、陆地酸化(Terrestrial acidification, TA).中点指标能进一步标准化为生态系统(Ecosystems, ES)、人体健康(Human Health, HH)和资源(Resources, RS)3个终点指标.

## 2.4 敏感性分析

为了保证本文LCA结果的可信度,降低不确定性,借助经济学中弹性的计算方法,对具有假设值的参数(污水干管长度,建筑材料、剩余污泥、回收建材和建筑垃圾的运输距离,以及建筑垃圾的回收率)进行敏感性分析(式(9)).

$$EL_{i,j} = \frac{\Delta IP_{i,j}/IP_{i,j}}{\Delta V_{i,j}/V_{i,j}} \quad (9)$$

式中,EL<sub>*i,j*</sub>为GW中点指标环境影响的参数*i*(取*j*值)弹性;IP<sub>*i,j*</sub>为参数*i*在不同取值*j*时三阶段的GW总影响值;IP<sub>*i,0*</sub>为参数*i*取基准值(*V<sub>i,0</sub>*)时的GW总影响值;*V<sub>i,j</sub>*为参数*i*的取值; $\Delta V_{i,j}$ 为*V<sub>i,j</sub>*与*V<sub>i,0</sub>*的差值.

## 2.5 情景设置

S0为目前的基准情景.本研究为该污水处理系统设置了3个未来情景(表2),计算GW和终点指标影响(不含GW贡献值)的变化.其中,S1为清洁电力情景,将3个阶段全部电力的供应者都替换为背景数据中的可再生能源,其它部分与S0保持一致;S2为污泥堆肥处理情景,假设堆肥过程物质质量约削减33%,堆肥产物的含氮率为1.7%,并考虑堆肥过程的消化物无组织排放(CH<sub>4</sub>、N<sub>2</sub>O、CO、NH<sub>3</sub>等)和将全部堆肥产物替代化肥的收益(Nordahl *et al.*, 2020; Ormer *et al.*, 2022),替代的化肥选择背景数据中含氮率46%的尿素,其它部分与S0保持一致;S3为建筑垃圾回收率情景,将钢、铁和砾石的回收率均提高至100%,其它部分与S0保持一致.

表2 情景描述

Table 2 Description of the scenarios

情景	电力来源	污泥处理	建筑垃圾回收率
S0	中国国家电网电力	焚烧	50%
S1	可再生能源	焚烧	50%
S2	中国国家电网电力	堆肥,产物替代化肥	50%
S3	中国国家电网电力	焚烧	100%

## 3 结果和讨论(Results and discussion)

### 3.1 环境排放

该污水处理系统CO<sub>2</sub>、CH<sub>4</sub>和N<sub>2</sub>O的全生命周期排放量分别约为1.5394、0.0096和0.0010 kg·m<sup>-3</sup>.总GW影响值为2.19 kg CO<sub>2</sub>-eq,建造、运行和拆除3个阶段分别占29.9%、62.3%和7.8%,且排放较高的子过程是“运行-化学药剂”(26.0%)、“建造-材料消耗”(18.5%)、“运行-耗电”(18.3%)和“运行-废水废气排放”(14.5%).全球变暖效应主要是由CO<sub>2</sub>(70.2%)引起的,其次是CH<sub>4</sub>(15.7%),最后是N<sub>2</sub>O(13.4%).尽管CH<sub>4</sub>和N<sub>2</sub>O的排放量较小,但由于其增温潜势远高于CO<sub>2</sub>,二者对全球变暖的贡献不可忽视.

从整体上看,除了在 HCT 和 MRS 两个指标上建造阶段的影响高于运行阶段外,其余环境影响类别上运行阶段产生的影响最高(图 2).对于 FEP,尽管运行阶段的贡献度(85.3%)远高于建造阶段(13.2%),但与生活污水未经处理直接排放至临近水体相比,经过处理后可将 FEP 影响削减 82.7%.拆除阶段在 LU、HCT 和 MRS 指标方面的环境影响均有“缓解”作用,这是由于将管道系统和处理设施拆除后可“释放”出大量土地资源,且“拆除-建材回收”子过程能“抵消”大部分拆除阶段所耗电力和处理建筑垃圾过程产生的环境影响。

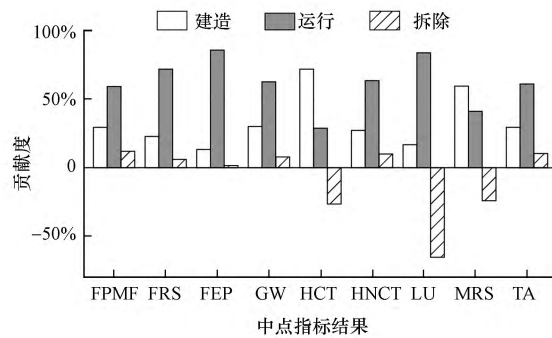


图2 建造、运行和拆除阶段对不同中点指标的环境影响贡献度对比

Fig.2 Comparison of environmental impact contribution of construction, operation and demolition stages to different midpoint categories

### 3.2 终点指标评估

运行阶段对 ES、HH 和 RS 的贡献都最高,分别为 66.2%、57.9% 和 78.3%,其次为建造阶段,分别为 28.8%、39.0% 和 18.3%,拆除阶段的贡献最低,均不超过 5.0%(图 3).在集中式污水处理系统的研究中,超过 90% 的环境影响来自于运行阶段(Elorri *et al.*, 2014;王向阳, 2019).由此可见,分散式污水处理系统建造过程的环境影响不可忽视.对于 ES(图 3a),GW 在 3 个阶段中的贡献度都最高,均超过 60%,其次是 TA,对 3 个阶段的贡献度都超过 10%.尽管拆除阶段的总环境影响较低,但 GW 对其正影响值(不含 LU)的贡献度(69.3%)也不容小觑.对于 HH(图 3b),GW 在运行阶段中的贡献(44.5%)高于建造阶段(31.7%),对拆除过程正影响值(不含 HCT)的贡献度为 38.9%;而 HCT 是对建造阶段影响值贡献最高的中点指标.对于 RS(图 3c),3 个阶段消耗最多的都是化石资源,FRS 的贡献度在 3 个阶段都超过 90%.

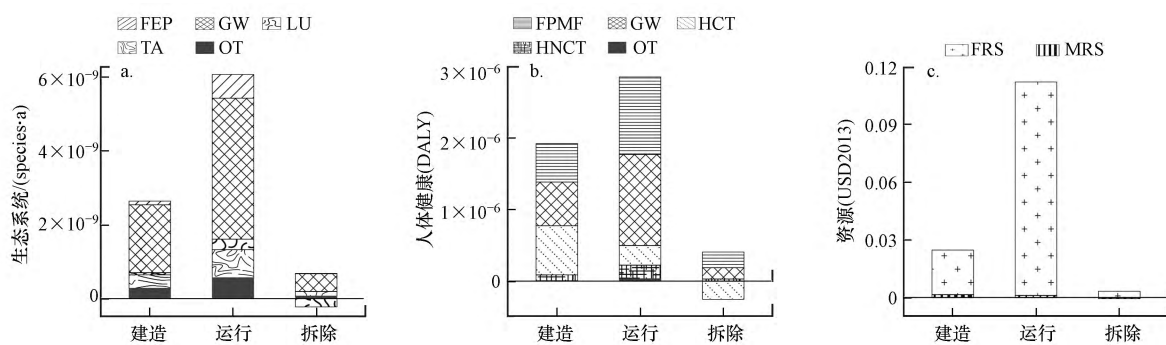


图3 终点指标评估结果(OT指其他中点指标)

Fig.3 Evaluation results of endpoint indicators (OT refers to other midpoint categories)

从该污水处理系统的不同子过程来看(图 4),对生态系统质量、人体健康和资源消耗造成最大危害的子过程都是“运行-化学药剂”,贡献度分别为 27.2%、29.5% 和 69.9%;其次是“建造-材料消耗”和“运行-耗电”,也是对 GW 贡献度较高的两个子过程.“运行-废水废气排放”仅对生态系统和人体健康造成危害,且对 ES 的贡献更高(图 4).处理后排放的废水是引起受纳水体富营养化的可能原因之一,而处理过程中排放的温室气体也对全球变暖现象造成了一定影响。

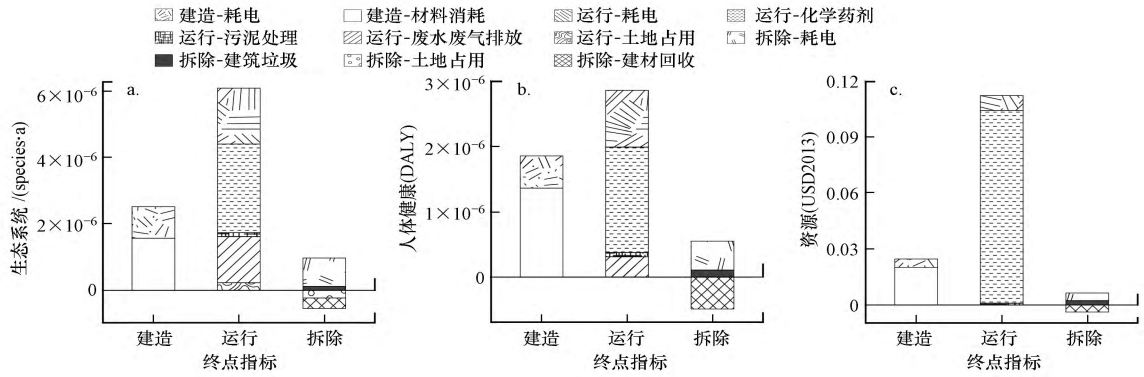


图4 不同子过程在终点指标上影响值的贡献

Fig.4 The contribution of different sub-processes to the impact values on three endpoint indicators

3.3 敏感性分析结果

污水处理系统的整体GW中点指标环境影响对污水干管长度和建筑垃圾回收率较敏感,弹性分别为0.0906和-0.0485,其它参数弹性均小于0.0025(表3).由此可见,该污水处理系统的碳排放更容易受到管道系统的长度和建筑垃圾回收率的影响,其他假设值对研究结果的影响不大.

表3 敏感性分析结果

Table 3 Sensitivity analysis results

$EL_{LP,j}$	$EL_{CMT,j}$	$EL_{ST,j}$	$EL_{RR,j}$	$EL_{WMT,j}$	$EL_{RMT,j}$
0.0906	0.0019	0.0016	-0.0485	0.0021	0.0009

3.4 减污降碳潜力分析

清洁电力情景(S1)的减污降碳潜力最大(图5a),在将整体GW影响降低约40.0%的同时,还能将整体的ES和HH两终点指标影响(不含GW)降低约35.0%.污泥堆肥情景(S2)对RS终点指标影响的降低程度最大,约18.6%,而对整体GW影响的降低幅度约为10.3%(图5b).提高建筑垃圾回收率(S3)对HH指标影响更高,当建筑垃圾回收率从50%提高至100%时,HH影响(不含GW)可降低约17.0%,整体碳减排约4.9%(图5c).若在使用清洁电力的同时,将污泥进行堆肥处理后作为氮肥替代品以资源化利用,并提高建筑垃圾回收率至100%,最高可将整体GW影响值降低55.2%,ES、HH和RS影响(不含GW)分别降低57.1%、61.7%和36.2%.

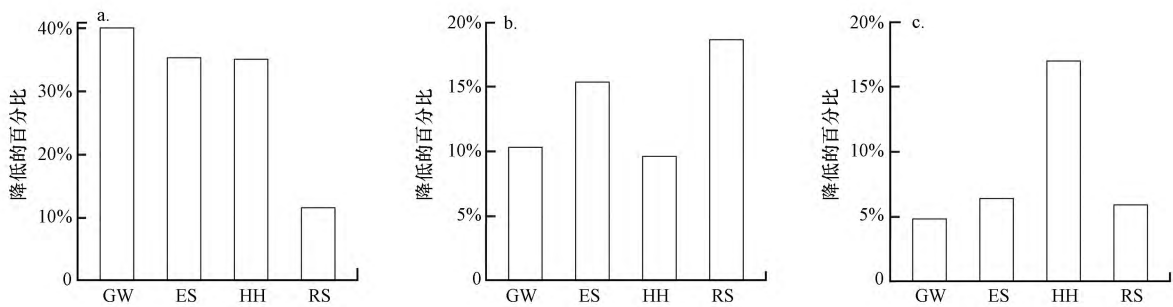


图5 3个情景的减污降碳潜力(a.S1情景,b.S2情景,c.S3情景)

Fig.5 Potential of the reduction of pollution and carbon emissions in three scenarios

3.5 讨论

污水处理系统整体在运行阶段中温室气体排放量的贡献度依次为CO<sub>2</sub>(59.9%)、N<sub>2</sub>O(21.5%)和CH<sub>4</sub>(18.1%),这一结果与Risch等(2021)的研究相似,即在运行阶段温室气体的构成以CO<sub>2</sub>占比最高(73%),其次



是 $N_2O$ (22%), $CH_4$ 的排放量最低,但该结果的研究对象仅为水平-垂直湿地,而本研究的研究对象为A/O池和水平-垂直湿地综合系统,可能是导致本研究 $CH_4$ 排放量高于该研究的原因.本研究中A/O池在运行阶段中直接排放的 $CH_4$ 约为 $0.8736 g\cdot m^{-3}$ ,在相关综述中调查的无厌氧消化设备的A/O池在运行阶段 $CH_4$ 排放量的范围内,即 $0.1\sim 1.7 g\cdot m^{-3}$ (Song *et al.*, 2023).另外,运行阶段直接排放的温室气体对整体GW的贡献约14.5%,且由 $N_2O$ 主导(88.1%),与其他研究具有相同的结论(Foley *et al.*, 2010; Gustavsson *et al.*, 2013),表明在污水处理系统的LCA研究中应重视温室气体的直接排放.在城市A/O处理工艺中,因消耗电力和絮凝剂(PAC、聚丙烯酰胺即PAM)导致的间接温室气体排放量约占运行阶段总排放量的50.8%(Bao *et al.*, 2016),而本文研究的污水处理系统由于消耗电力和絮凝剂(PAC)产生的间接温室气体排放量约占运行阶段总排放量的38.3%.造成这种差异的可能原因是本工艺流程较为简单,且未消耗PAM,处理单位污水所消耗的PAC量( $0.0457 kg\cdot m^{-3}$ )也仅为该城市处理厂的36%,因此,间接温室气体排放量的比例较低.

对于建造阶段的环境影响,本研究的管道系统对ES、HH和RS 3个终点指标的影响占总体的25.3%~36.7%,而城市污水管道系统对总体ES和HH两个终点指标上的贡献都超过60%,对RS的贡献不足10%(Risch, 2015).造成这种差异的可能原因是该城市管道系统的材质(混凝土、铸铁、PVC等)相较于本研究(PVC、HDPE)更复杂多样,故建造管道系统对ES和HH的影响更高,且该处理设施(主要为泵站和曝气池)在运行阶段消耗了大量电力,而本研究的处理设施能大幅降低曝气能耗,因此,该污水处理系统对RS的影响主要来源于处理设施的运行阶段(88.9%).另外,在该城市污水处理系统的研究中,污水处理设施和管道系统的运行年限均为30年,而本研究中进一步将二者运行年限细分为25年和50年,因此,本研究中管道系统的环境影响低于该研究.在以集中式A<sup>2</sup>O处理工艺为研究对象的LCA研究中,若将污泥与厨余垃圾厌氧共发酵并在热电联产系统内产电,建造阶段对总体全球变暖潜力的贡献(32.86%)相较于传统的污泥填埋处理方式可增加约2.8倍(吴百苗等, 2022).该系统处理单位污水的污泥产生量( $0.2933 kg\cdot m^{-3}$ )高于本研究( $0.0896 kg\cdot m^{-3}$ ),因此,运行阶段造成的全球变暖效应较高.一项同样针对低复杂度处理技术(UASB)的研究结果表明污水处理设施的建造阶段对多个中点指标都有最大的影响潜力,而管道建造阶段和污泥处理处置过程的影响可以忽略不计(Lopes *et al.*, 2020).造成这种差异的可能原因是本研究中根据当地地形和居民点分布特征,设置管道为10 km,约为该研究管道长度的10倍,因此,在本研究中管道和设施建造阶段的环境影响都不容忽略.所以,在低复杂度污水处理技术(如UASB、人工湿地等)的LCA研究中不应排除建造阶段.

本研究结果仍存在局限.首先,由于背景数据库中缺少乙酸钠,只能利用生产乙酸钠过程所需的乙酸和氢氧化钠的理论值替代,可能会导致该部分的环境影响偏低.第二,考虑到农村地区缺乏完善的固废分类管理设施,回收率偏低的现状(Huang *et al.*, 2020),以及本研究的污水处理系统所需的塑料较少,且目前废塑料的回收价格较低,本文暂时未考虑到废塑料的回收利用.未来若能在提高回收设施可达性的同时(Zhang *et al.*, 2016),加强信息宣传(Wang *et al.*, 2019),增强政策和经济激励,便可进一步提高拆除后的建筑垃圾回收率.

#### 4 结论(Conclusions)

1)该污水处理系统全生命周期对全球变暖贡献度最高的3个子过程依次是“运行-化学药剂”、“建造-材料消耗”和“运行-耗电”.尽管 $CH_4$ 和 $N_2O$ 的排放量较小,但由于其较高的全球变暖潜力,二者对全球变暖的贡献率约为29.1%.

2)运行阶段对生态系统质量、人体健康和资源消耗的危害最大,而建造阶段对三者影响的贡献度占全生命周期的18.4%~39.0%.因此,与城市的集中式污水处理系统相比,农村的分散式污水处理系统建造阶段的环境影响不可忽视.

3)使用清洁电力、污泥堆肥资源化利用和建筑垃圾全回收,可分别降低系统碳排放40.0%、10.3%和4.9%,并可同时额外降低对生态系统质量、人体健康和资源消耗方面影响.清洁电力具有最优的减污降碳潜力.

因此,对于已建成的处理系统,可以考虑采用清洁能源、污泥资源化利用和提高建筑垃圾回收率降低环

境影响;由于药剂使用是环境影响的主要来源,因此,降低药剂投加量是减碳的关键,可通过稳定进水水量和水质使投加的药剂发挥最大处理效率,或在生活污水源头将“灰水”和“黑水”分离并分开处理实现.本研究还证实了污水处理系统的碳排放容易受到管道系统长度的影响,故对于新建的处理系统,可通过施工前优化管道的铺设路径,或采用低碳建材,以降低建造阶段的环境影响.

#### 参考文献(References):

- Arias A, Rama M, González-García S, *et al.* 2020. Environmental analysis of servicing centralised and decentralised wastewater treatment for population living in neighbourhoods[J]. *Journal of Water Process Engineering*, 37:101469
- Bao Z, Sun S, Sun D. 2016. Assessment of greenhouse gas emission from A/O and SBR wastewater treatment plants in Beijing, China[J]. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 108:108-114
- 陈吉宁. 2016. 以改善环境质量为核心全力打好补齐环保短板攻坚战[J]. *环境保护*, 44(2):10-24
- Corominas L, Byrne D M, Guest J S, *et al.* 2020. The application of life cycle assessment (LCA) to wastewater treatment: A best practice guide and critical review[J]. *Water Research*, 184:116058
- Corominas L, Foley J, Guest J S, *et al.* 2013. Life cycle assessment applied to wastewater treatment: State of the art[J]. *Water Research*, 47:5480-5492
- Elorri I, Alice D, Ligia T B, *et al.* 2014. Life cycle assessment of water treatment: What is the contribution of infrastructure and operation at unit process level? [J]. *Journal of Cleaner Production*, 65:424-431
- Fan Y P, Guo E H, Zhai Y Z, *et al.* 2018. Life cycle energy analysis of reclaimed water reuse projects in Beijing[J]. *Water Environment Research*, 90:13-20
- Foley J, de Haas D, Hartley K, *et al.* 2010. Comprehensive life cycle inventories of alternative wastewater treatment systems[J]. *Water Research*, 44(5): 1654-1666
- Francesco P, Isabella P, Renato I. 2022. Planning the centralization level in wastewater collection and treatment: A review of assessment methods[J]. *Journal of Cleaner Production*, 375:134092
- Giovanni L, Annamaria V G, Francesco A. 2012. To centralise or to decentralise: An overview of the most recent trends in wastewater treatment management[J]. *Journal of Environmental Management*, 94:61-68
- 关睿, 黄源生, 何义亮. 2020. 河口岛屿农村地区原位与分散生活污水处理模式的环境与经济对比分析[J]. *环境科学学报*, 40(5):1894-1901
- 国务院第七次全国人口普查领导小组办公室. 2021. 2020年第七次全国人口普查主要数据[OL]. 北京: 中国统计出版社. 2021-07. <http://www.stats.gov.cn/tjsj/pcsj/rkpc/d7c/202111/P020211126523667366751.pdf>
- Gustavsson D, Tumlin S. 2013. Carbon footprints of Scandinavian wastewater treatment plants[J]. *Water Science and Technology*, 68(4):887-893
- 贺辉. 2021. 城乡污水处理一体化体系构建策略与思考[C]. 2020/2021 中国城市规划年会暨 2021 中国城市规划学术季. 成都: 342-349
- Hendrickson T P, Nguyen M T, Sukardi M, *et al.* 2015. Life-cycle energy use and greenhouse gas emissions of a building-scale wastewater treatment and nonpotable reuse system[J]. *Environmental Science & Technology*, 49(17):10303-10311
- Hiraichi T, Krug T, Tanabe K, *et al.* 2014. 2013 Supplement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories: Wetlands[OL]. Switzerland: IPCC. [http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/wetlands/pdf/Wetlands\\_separate\\_files/WS\\_Cover\\_Foreword.pdf](http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/wetlands/pdf/Wetlands_separate_files/WS_Cover_Foreword.pdf)
- Huang Q, Chen G, Wang Y, *et al.* 2020. Identifying the socioeconomic drivers of solid waste recycling in China for the period 2005 - 2017[J]. *Science of the Total Environment*, 725:138137
- Kobayashi Y, Ashbolt N J, Davies E, *et al.* 2020. Life cycle assessment of decentralized greywater treatment systems with reuse at different scales in cold regions[J]. *Environment International*, 134:105215
- 贾倩, 胡亚伟, 靳晓辉. 2022. 一体化生活污水处理设备 A<sup>2</sup>/O-MBBR 新工艺处理效果分析[J]. *人民黄河*, 44(S2):136-138
- Lam L, Kurisu K, Hanaki K. 2015. Comparative environmental impacts of source-separation systems for domestic wastewater management in rural China [J]. *Journal of Cleaner Production*, 104:185-198
- 梁松. 2012. 基于 LCA 的城市污水处理厂环境影响负荷研究[D]. 哈尔滨: 哈尔滨工业大学
- Lopes T, Queiroz L, Torres E, *et al.* 2020. Low complexity wastewater treatment process in developing countries: A LCA approach to evaluate environmental gains[J]. *Science of the Total Environment*, 720:137593
- Lu L, Guest J S, Peters C A, *et al.* 2018. Wastewater treatment for carbon capture and utilization[J]. *Nature Sustainability*, 1:750-758
- 吕航. 2022. 吉林省辽河流域污水处理工艺生命周期影响评价及工艺优选研究[D]. 吉林: 吉林大学
- Nordahl S L, Devkota J P, Amirebrahimi J, *et al.* 2020. Life-cycle greenhouse gas emissions and human health tradeoffs of organic waste management strategies[J]. *Environmental Science & Technology*, 54(15):9200-9209
- Orner K D, Smith S, Nordahl S, *et al.* 2022. Environmental and economic impacts of managing nutrients in digestate derived from sewage sludge and high-strength organic waste[J]. *Environmental Science & Technology*, 56(23):17256-17265
- Qu J H, Dai X H, Hu H Y, *et al.* 2022. Emerging trends and prospects for municipal wastewater management in China[J]. *ACS ES&T Engineering*, 2: 323-336

- Risch E, Boutin C, Roux P. 2021. Applying life cycle assessment to assess the environmental performance of decentralised versus centralised wastewater systems[J]. *Water Research*, 196:116991
- 任艳. 2015. 厦门市污水处理系统综合评价及动态优化研究[D]. 厦门: 厦门大学
- Risch E, Gutierrez O, Roux P, *et al.* 2015. Life cycle assessment of urban wastewater systems: Quantifying the relative contribution of sewer systems[J]. *Water Research*, 77:35-48
- Romeiko X X. 2020. Assessing health impacts of conventional centralized and emerging resource recovery-oriented decentralized water systems[J]. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 17(3):973
- Song C H, Zhu J J, Willis J L, *et al.* 2023. Methane emissions from municipal wastewater collection and treatment systems[J]. *Environmental Science & Technology*, 57(6):2248-2261
- United Nations. 2015. Transforming our World: The 2030 agenda for sustainable development[Z]. Working Papers.
- 王洪臣. 2017. 我国城镇污水处理行业碳减排路径及潜力[J]. *给水排水*, 53(3):1-3+73
- Wang S, Wang J, Zhao S, *et al.* 2019. Information publicity and resident's waste separation behavior: An empirical study based on the norm activation model[J]. *Waste Management*, 87:33-42
- Wang T, Shi F, Zhang Q, *et al.* 2018. Exploring material stock efficiency of municipal water and sewage infrastructures in China[J]. *Journal of Cleaner Production*, 181:498-507
- 王霞. 2012. 住宅建筑生命周期碳排放研究[D]. 天津: 天津大学
- 王向阳. 2019. 污水处理碳足迹核算及环境综合影响评价研究[D]. 北京: 北京建筑大学
- Wang X, Liu J X, Ren N Q, *et al.* 2012. Assessment of multiple sustainability demands for wastewater treatment alternatives: A refined evaluation scheme and case study[J]. *Environmental Science & Technology*, 46(10):5542-5549
- 吴百苗, 张一梅, 栗帅, 等. 2022. 基于 LCA 对污水处理方案实施碳中和综合影响评价[J]. *环境工程*, 40(6):130-137
- Xi J R, Gong H, Zhang Y J, *et al.* 2021. The evaluation of GHG emissions from Shanghai municipal wastewater treatment plants based on IPCC and operational data integrated methods (ODIM)[J]. *Science of the Total Environment*, 797:148967
- 肖黎姗, 吝涛, 郭青海. 2014. 基于生命周期评价的钢铁厂碱渣固碳技术比较研究[J]. *环境科学学报*, 34(3):788-795
- 杨晓雷. 2020. 基于全生命周期的中国粪尿源分离污水磷回收评价[D]. 哈尔滨: 哈尔滨工业大学
- Ye X, Chen M Q, Wang W, *et al.* 2021. Dissolving the high-cost with acidity: A happy encounter between fluidized struvite crystallization and wastewater from activated carbon manufacture[J]. *Water Research*, 188:116521
- Zhang S, Zhang M, Yu X, *et al.* 2016. What keeps Chinese from recycling: Accessibility of recycling facilities and the behavior[J]. *Resources, Conservation & Recycling*, 109:176-186
- Zhang Y Z, Zhang C, Qiu Y, *et al.* 2020. Wastewater treatment technology selection under various influent conditions and effluent standards based on life cycle assessment[J]. *Resources, Conservation & Recycling*, 154:104562
- 中华人民共和国住房和城乡建设部. 2022. 2021 年城乡建设统计年鉴[OL]. 北京: 中华人民共和国住房和城乡建设部. 2022-10-12. <http://www.mohurd.gov.cn/gongkai/fdzdgknr/sjfb/index.html>