

朱黔沫, 陈浩, 叶建锋. 城市排水系统的碳排放特征与减排策略综述[J]. 净水技术, 2024, 43(3):47-60.

ZHU Q M, CHEN H, YE J F. Overview of characteristics of carbon emission and strategies of emission reduction for urban drainage system[J]. Water Purification Technology, 2024, 43(3):47-60.

城市排水系统的碳排放特征与减排策略综述

朱黔沫¹, 陈浩^{2,3}, 叶建锋^{4,*}

(1. 上海第二工业大学资源与环境工程学院, 上海 201209; 2. 上海勘测设计研究院有限公司, 上海 200093; 3. 中国长江三峡集团有限公司长江生态环境工程研究中心<上海>, 上海 200093; 4. 同济大学环境科学与工程学院, 上海 200092)

摘要 在当前国家“碳达峰”政策全面布局、深入推进的背景下,城市排水系统的碳排放问题仍然是系统性盲点,其当量规模与大尺度区域分布突出了对长效管控的迫切需求。文章从全球碳排放水平、碳源及影响因素 3 个方面描述城市排水系统碳排放特征,进而从直接排放、间接排放和碳捕集利用 3 个角度提出城市排水系统减排措施,以推进城市排水系统“碳中和”研究,助力城市“碳中和”。

关键词 碳达峰 排水系统 碳源 直接排放 间接排放 碳捕集利用

中图分类号: TU992 文献标识码: A 文章编号: 1009-0177(2024)03-0047-14

DOI: 10.15890/j.cnki.jsjs.2024.03.006

Overview of Characteristics of Carbon Emission and Strategies of Emission Reduction for Urban Drainage System

ZHU Qianmo¹, CHEN Hao^{2,3}, YE Jianfeng^{4,*}

(1. School of Resources and Environmental Engineering, Shanghai Polytechnic University, Shanghai 201209, China;

2. Shanghai Investigation, Design & Engineering Consulting Co., Ltd., Shanghai 200093, China;

3. China Three Gorges Corporation Yangtze River Ecological Environment Engineering Research Center <Shanghai>, Shanghai 200093, China;

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

Abstract Under the background of the comprehensive layout and in-depth promotion of current national carbon peak policy, the carbon emission problem of urban drainage system is still a systematic blind spot, and its equivalent scale and large-scale regional distribution highlight the urgent need for long-term control. This paper describes the carbon emission characteristics of urban drainage system from three aspects of global carbon emission level, carbon sources and influencing factors, and puts forward the emission reduction measures of urban drainage system from three perspectives of direct emission, indirect emission and carbon capture and utilization, so as to promote the research on carbon neutrality of urban drainage system.

Keywords carbon peak drainage system carbon source direct emission indirect emission carbon capture and utilization

近几十年来,随着大范围气候变暖问题的加剧,全球各地不断涌现灾难性极端事件。根据国际气候变化专门委员会(IPCC)的预测,如不采取有效措施,至2100年,全球气温将可能上升1.1~6.4℃,

海平面上升16.5~53.8 cm^[1]。在此背景下,通过实现碳减排以缓解气候变暖危机,已成为全球共识。城市地区集合了高强度的社会经济、工业制造及交通等人类活动,是全球碳排放当量的主要贡献者,也是实现碳减排目标的主战场。截至2022年,数据表明:全球城市的碳排放量约占区域总量的75%;我国城市的相应数值甚至达到了近80%,高于全球平均水平^[2]。管控城市碳排放问题,建立健全减排策略体系,是当下全球性的焦点需求。

[收稿日期] 2023-02-19

[作者简介] 朱黔沫(1997—),女,硕士,研究方向为城市排水系统碳排放,E-mail:691716807@qq.com。

[通信作者] 叶建锋(1976—),男,教授,博士生导师,E-mail:yejf99@gmail.com。

排水系统是城市环境保护的基础设施,包含了排水管网和污水处理厂两部分,承担着城市雨污水收集、输送、处理及污泥处理处置等重要职能。碳氮源污染物在排水系统的输送与生化处理过程中,会直接排放 CO_2 、 CH_4 和 N_2O 气体,并间接消耗大量电能和化学品,从而形成碳排放。2014年,联合国气候变化框架公约数据库显示,我国污水处理部门的碳排放当量 (CO_2eq) 达到了 $91.24 \text{ Mt CO}_2\text{eq}^{[3]}$ 。2019年,研究^[4]进一步表明,我国排水管网的年碳排放当量为 $11.20 \text{ Mt CO}_2\text{eq}$,接近于新西兰总人口的碳排放量。但城市排水系统全氟和多氟烷基物质 (PFAS) 的存在与含氟温室气体的关联性研究明显缺乏。在当前国家“碳达峰”政策全面布局、深入推进的背景下,我国碳减排工作重点已经从高碳排生产领域扩大到生活与服务领域。《减污降碳协同增效实施方案》明确提出,“开展城镇污水处理和资源化利用碳核算,优化污水处理设施能耗和碳排放管理”。城市排水系统已成为减污降碳协同增效的主战场。城市排水管网的碳排放问题仍然是系统性盲点,其当量规模与大尺度区域分布突出了对长效管控的迫切需求。

当前,非统一的核算方法、边界、排放因子取值机制等^[5-9]为大区域规模的数据统计分析造成了困难。此外,迄今的减排研究与实践主要围绕污水厂生物处理过程的工艺控制与节能降耗途径,系统性的城市排水系统减排思路与策略依然缺乏。因此,本文从全球碳排放水平、碳源及影响因素3个方面描述城市排水系统碳排放特征,进而提出城市排水系统减排措施,以推进城市排水系统“碳中和”研究,助力城市“碳中和”。

1 城市排水系统的碳排放特征

1.1 全球城市排水系统碳排放的强度水平统计

基于文献资料总结计算排放因子数据,并依据 IPCC 第六次评估报告第一工作组报告《气候变化 2021:自然科学基础》中最新全球增温潜值 (GWP) 将单位统一为 CO_2eq ,表 1 展示了全球各地区城市排水系统的碳排放强度水平及区域差异。其中,重力管、压力管及其他类型排水管道反映了污水输送环节的碳排放强度水平;污水处理厂则反映了污水、污泥处理过程环节的碳排放强度水平。排放类型包括了直接排放、间接排放及碳汇。直接排放主要是

CO_2 、 CH_4 与 N_2O ,间接排放主要是能耗(电耗、热耗)和药耗,碳汇有沼气回收发电、氮磷回收等。

数据揭示了各国城市排水管网和污水处理厂碳排放强度,包括其核算方法、排放类型和研究年份,总体展现了全球城市排水系统碳排放不断加剧的严峻局面。全球城市排水管网的碳排放强度为 $4.156 \times 10^{-5} \sim 45.19 \text{ kg CO}_2\text{eq/t 污水}$,平均值为 $5.183 \text{ kg CO}_2\text{eq/t 污水}$ 。其中,最高数值来自于我国西安 [$45.19 \text{ kg CO}_2\text{eq/(t 污水)}$],最低的为韩国大田 [$4.156 \times 10^{-5} \text{ kg CO}_2\text{eq/(t 污水)}$]。3类温室气体排放强度为 CH_4 [平均 $7.246 \text{ kg CO}_2\text{eq/(t 污水)}$] > CO_2 [平均 $3.12 \text{ kg CO}_2\text{eq/(t 污水)}$] > N_2O [平均 $0.0039 \text{ kg CO}_2\text{eq/(t 污水)}$]。从区域来看,亚洲 [平均 $11.395 \text{ kg CO}_2\text{eq/(t 污水)}$] > 美洲 [美国 $0.841 \text{ kg CO}_2\text{eq/(t 污水)}$] > 大洋洲 [平均 $0.059 \text{ kg CO}_2\text{eq/(t 污水)}$] > 欧洲 [意大利 $0.05 \text{ kg CO}_2\text{eq/(t 污水)}$]。在另一方面,全球城市污水处理厂的碳排放强度为 $1.550 \times 10^{-3} \sim 10.79 \text{ kg CO}_2\text{eq/(t 污水)}$,平均值为 $1.018 \text{ kg CO}_2\text{eq/(t 污水)}$ 。其中,最高数值来自于韩国 [$10.793 \text{ kg CO}_2\text{eq/(t 污水)}$],最低的为我国济南 [$1.55 \times 10^{-3} \text{ kg CO}_2\text{eq/(t 污水)}$]。温室气体排放强度 N_2O [平均 $1.17 \text{ kg CO}_2\text{eq/(t 污水)}$] > CH_4 [平均 $0.237 \text{ kg CO}_2\text{eq/(t 污水)}$]。从区域来看,亚洲 [平均 $1.314 \text{ kg CO}_2\text{eq/(t 污水)}$] > 大洋洲 [平均 $0.88 \text{ kg CO}_2\text{eq/(t 污水)}$] > 欧洲 [平均 $0.772 \text{ kg CO}_2\text{eq/(t 污水)}$] > 我国 [平均 $0.539 \text{ kg CO}_2\text{eq/(t 污水)}$] > 美洲 [美国 $0.356 \text{ kg CO}_2\text{eq/(t 污水)}$]。排放强度超过 $1 \text{ kg CO}_2\text{eq/(t 污水)}$ 的地区有印度、韩国、丹麦哥本哈根、澳大利亚、希腊和葡萄牙。

1.2 城市排水系统的碳源分析

城市污水从收集进入排水系统至处理后排放,经历了多层级联的碳排放环节,形成了复杂的碳源与排放机制。当污水进入排水管网后,污水污染物在管网内微生物组的作用下发生了复杂的生化反应,其结构、浓度和形态均发生了变化,同时也产生了大量的温室气体,包括 CO_2 、 CH_4 和 N_2O 。污水经管网传输后,通过提升泵站进入污水处理厂。污水污染物经一系列物化、生化处理工艺过程得以去除,其形成的剩余污泥则被进一步处理处置或资源化利用。因此,城市排水系统的碳排放包括:生化处理过程中 CO_2 、 CH_4 、 N_2O 的直接排放;各环节电耗、热耗

表 1 全球城市排水系统的碳排放强度水平
Tab. 1 Carbon Emission Intensity Levels of Global Urban Drainage Systems

国家	地点	排放环节	排放类型	核算方法	单位强度数值/ [kg CO ₂ eq·(t 污水) ⁻¹]	研究年份	参考文献
泰国	拉达那哥欣	重力管	CH ₄	现场测量法	0.27(枯水期) 0.12(雨季)	-	[10]
印度	全印度	污水处理厂	直接排放(CH ₄)与间接排放(电耗)	排放因子法	1.25	-	[11]
中国	北京	污水处理厂	直接排放(CO ₂ 、CH ₄ 、N ₂ O)、间接排放与碳汇(沼气回收)	排放因子法	0.981(AAO)	2006年	[12]
					0.405(AO)	-	[13]
	西安	排水管网	CO ₂ 、CH ₄	现场测量法	3.12(CO ₂);42.07(CH ₄)	2014年—2016年	[4]
	苏州	污水处理厂	直接排放(CO ₂ 、CH ₄ 、N ₂ O)与间接排放	LCA法与排放因子法	0.53	2005年—2010年	[14]
	济南	污水处理厂(AAO)	CH ₄	现场测量法	1.55×10 ⁻³	-	[5]
	郑州	污水处理厂	间接排放(电耗)	排放因子法	0.221	2017年	[15]
	深圳	污水处理厂	直接排放(CH ₄ 、N ₂ O)与间接排放(电耗)	LCA法与排放因子法	0.430	截至2018年	[9]
	上海	污水处理厂	直接排放(CH ₄ 、N ₂ O)与间接排放(电耗)	排放因子法	0.290(0.268~0.738)	2016年	[16]
	重庆	污水处理厂	直接排放(CH ₄ 、N ₂ O)与间接排放(电耗)	排放因子法	0.670	2000年—2009年	[17]
-	全国排水管网、污水处理厂与污泥处置	直接排放(CO ₂ 、CH ₄ 、N ₂ O)与间接排放	排放因子法	0.92	0.92	2016年	[18]
澳大利亚	新南威尔士	重力管末端(污水厂进水)	N ₂ O	现场测量法	0.0031	2011年—2012年	[20]
			CH ₄	现场测量法	0.014	2011年—2012年	[21]
	黄金海岸	压力管末端	CH ₄	现场测量法	0.16	2014年	[22]
-	46个污水处理厂	直接排放(CH ₄ 、N ₂ O)与间接排放	基于运行数据的质量平衡法与排放因子法	1.25(0.5~2.0)	1.25(0.5~2.0)	2008年—2012年	[23]
美国	佐治亚州迪卡尔布	压力主干管	直接排放(CH ₄ 、N ₂ O)	现场测量法	0.84(CH ₄); 0.0008(N ₂ O)	2010年	[25]
	全美	污水处理厂	直接排放与间接排放	-	0.356	-	[19, 26-28]
意大利	巴勒莫	排水管网 污水处理厂	直接排放与间接排放	LCA法	0.05	1997年—2016年	[29]
韩国	大田	排水管网	直接排放(CH ₄)与间接排放	LCA法	4.156×10 ⁻⁵	-	[7]

(续表1)

国家	地点	排放环节	排放类型	核算方法	单位强度数值/ [kg CO ₂ eq·(t 污水) ⁻¹]	研究年份	参考文献
-	-	污水处理厂	直接排放 (CO ₂ 、CH ₄ 、N ₂ O)	质量平衡法	10.793	-	[30]
-	全韩国	污水处理厂	间接排放(电耗、物耗)	排放因子法	0.430	-	[31]
丹麦与瑞典	-	污水处理厂	直接排放(CH ₄ 、N ₂ O)、间接排放与碳汇(沙土回收、氮磷回收、发电)	LCA法	0.405(0.15~0.66)	-	[8]
丹麦	哥本哈根	污水处理厂	直接排放(CH ₄ 、N ₂ O)	示踪剂法	0.065~1.202(CH ₄); 0.048以下到1.383(N ₂ O)	2012年— 2013年	[32]
波兰	北部	污水处理厂	直接排放(CH ₄ 、N ₂ O)、间接排放	CFCT核算工具 ^[33-34]	0.5(污泥堆肥后农田回用); 0.8(污泥直接农田回用)	2013年 2016年	[35]
奥地利	-	污水处理厂	直接排放(CO ₂ 、CH ₄)与间接排放	排放因子法	0.493	2013年	[36]
希腊	-	全国220家污水处理厂	直接排放(CO ₂ 、CH ₄ 、N ₂ O)、间接排放(仅能耗)与碳汇(污水回用、沼气发电)	Bridle稳态模型	1.405	2016年	[37]
法国	瓦朗斯市	污水处理厂	CH ₄	示踪剂法	0.0137	-	[38]
英国	-	污水处理厂	CH ₄	现场测量法	0.0085(0.0013~0.0049)	-	[39]
芬兰	全芬兰	污水处理厂(含污泥填埋)	直接排放(CH ₄ 、N ₂ O)与间接排放	排放因子法	0.508	2007年	[40]
葡萄牙	阿尔加维维拉摩拉	旅游区污水处理厂	N ₂ O	现场测量法	1.457(淡季) 1.771(旺季)	2017年	[41]
西班牙	-	污水处理厂(AO)	直接排放(N ₂ O)与间接排放(电耗)	DEEM模型	0.7366(N ₂ O) 0.0879(电耗)	-	[42]

注:研究^[43-44]显示,不同温度下污水泵站、沉淀池等构筑物处污水质量浓度处于0.994~1.005 L/m³,因此,本研究取值1 L/m³,以进行合理估算;LCA为生命周期评价;CFCT为碳足迹计算工具;DEEM为直接排放模型;AAO为厌氧-缺氧-好氧法;AO为缺氧-好氧法;SBR为序批式活性污泥法。

和物耗的间接碳排放。根据Liao等^[9]对中国深圳26家污水处理厂的核算数据,直接排放占总排放的20%~30%,间接排放占65%~75%。城市排水系统各环节的碳排放及相应碳源如图1所示。

表2梳理了城市排水系统CO₂、CH₄和N₂O来源研究情况。CO₂在城市排水系统中通过直接和间接两种方式排放,直接排放的CO₂根据所降解的有机物来源分为生源碳与化石碳,间接排放的CO₂是指由能耗、物耗引起的场外排放。《IPCC国家温室气体清单指南》中认为污水污泥源有机物降解带来的CO₂直接排放属于生源碳,不会导致大气中碳总量的净增

长,故不纳入碳排放总量范围^[45]。然而,近年来随着定量检测技术水平的不断提高,国内外学者发现污水中源于石油化工产品的洗涤剂、化妆品和药物等物质在城市排水系统内能够转化产生的CO₂占总有机碳(TOC)转化产生的CO₂直接排放的比例在4%~23%^[46-48]。这些来源的有机物属于化石碳,可根据研究实际需要决定是否纳入碳排放总量范围^[42]。城市排水系统中的CH₄和N₂O是通过生化反应直接排放,具体产生环节与产生原因如表2所示。

此外,1997年《京都议定书》还明确定义了3种除了CO₂、CH₄与N₂O以外的温室气体,包括氢氟碳

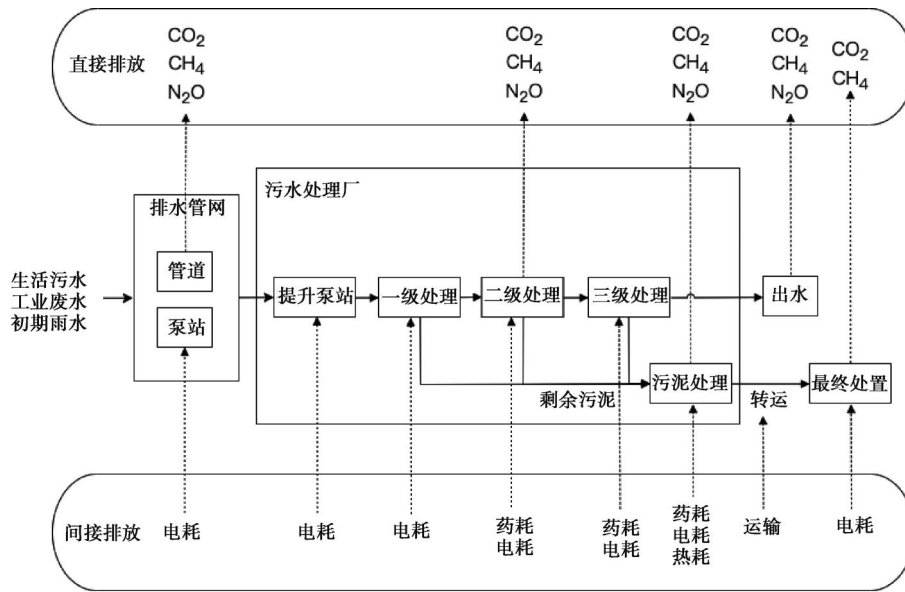


图 1 城市排水系统各环节碳排放来源

Fig. 1 Carbon Emission Sources in Each Link of Urban Drainage System

表 2 城市排水系统碳排放的来源分析

Tab. 2 Sources Analysis of Carbon Emission from Urban Drainage System

温室气体	GWP ^[49]	排放类型	排水系统环节	产生原因
CO ₂	1	直接排放	排水管网 ^[4] 好氧池(二级处理) 缺氧池(二级处理) 厌氧池(二级处理) 好氧堆肥(污泥处理) 污泥好氧消化(污泥处理) 污泥厌氧消化(污泥处理) 填埋(污泥处置) 焚烧(污泥处置)	微生物内源呼吸; 氧化有机物; 有机物质厌氧消化
		间接排放	防汛泵站、沿途提升泵站等(排水管网) 提升泵站、栅渣粉碎、砂水分离器、吸砂机、刮泥机、吸泥泵、曝气设备、鼓风机、搅拌电机、照明等(污水处理厂) 投加碳源(甲醇) ^[50] 、混凝剂及助凝剂(PAC、PAM等)、石灰、液氯等其他药品消耗(污水处理厂) 浓缩、脱水(污泥处理) ^[51] 干化(污泥处理) 焚烧(污泥处置) 污泥转运	有机物和生物体经燃烧产生的CO ₂ ,属于生源碳 发电、输电、用电环节引起的间接排放 药品生产、运输环节引起的间接排放 压滤机等设备电耗; 供热、机械设备电耗; 煤和燃油等辅助燃烧的燃料; 车辆运输引起的间接排放
CH ₄	27	直接排放	排水管网 ^[52] 厌氧池(二级处理) 污泥厌氧消化 填埋 污泥土地利用	产甲烷菌将乙酸、CO ₂ 和H ₂ 转化为CH ₄
N ₂ O	273	直接排放	排水管网 ^[20] 缺氧池 厌氧池	硝化过程的副产物; 反硝化过程的中间产物

化物 (HFCs)、氟碳化合物 (PFCs) 和六氟化硫 (SF_6)。2008 年《联合国气候变化框架公约》将三氟化氮 (NF_3) 新增为第 7 种受监管的温室气体。目前, 城市排水系统碳排放的研究主要围绕前 3 种非氟化物气体, 后 4 种含氟温室气体则鲜有涉及。监测技术水平仍未达要求且难以普及是其中的重要原因。然而, 研究^[53-54]已有证明, 城市排水系统中存在高水平的 PFAS。这些 PFAS 在污水污泥处理过程中的降解转化, 会促进含氟温室气体 SF_6 、 NF_3 、HFCs 和 PFCs 的形成与散逸。未来的研究应从 PFAS 官能团性质解析与含氟温室气体的高效低成本检测技术两方面同步开展。

1.3 城市排水系统碳排放的影响因素分析

1.3.1 污水污泥处理工艺

污水处理工艺和污泥处理工艺决定城市排水系统碳排放强度水平, 因此, 本文分析了不同污水污泥处理工艺的碳排放强度。

本文基于 2015 年—2019 年中国污水处理厂直接排放与间接排放数据, 通过 Wang 等^[55]的统计, 分析常规污水处理工艺的碳排放水平, 如图 2 和图 3 所示。其中, 纳入统计的污水处理工艺包括 SBR、吸附/生物氧化法 (AB)、生物膜法、生物滤池、生物接触氧化池、生物转盘、AAO、AO、氧化沟 (OD)、厌氧/缺氧/好氧+生物膜反应器 (AAO+MBR)、缺氧/

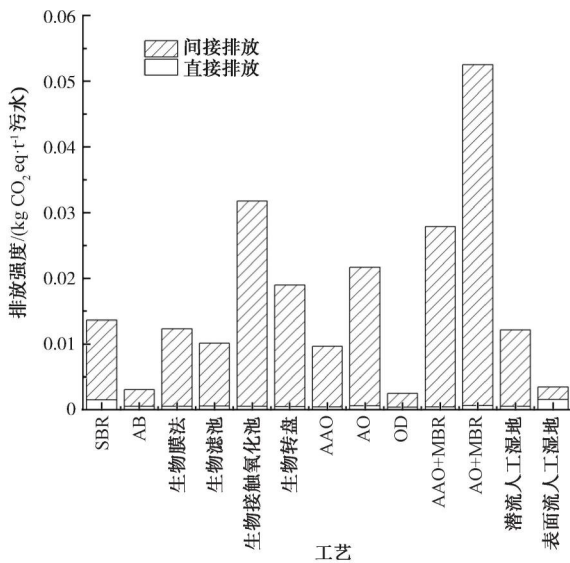


图2 常规污水处理工艺的直接及间接碳排放强度

Fig. 2 Direct and Indirect Carbon Emission Intensity of Conventional Wastewater Treatment Processes

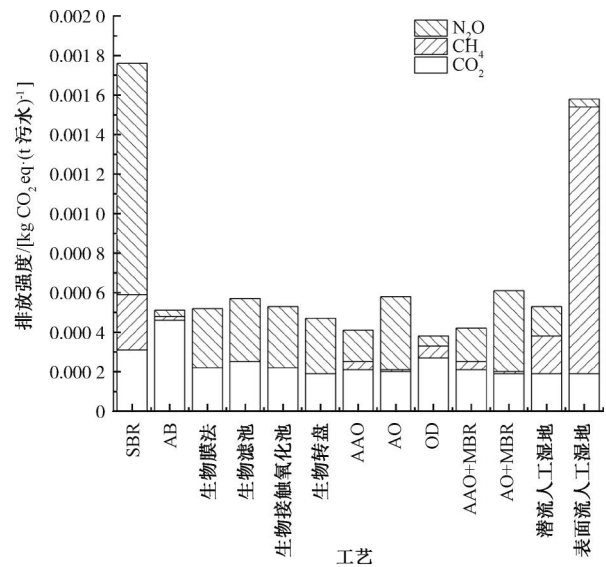


图3 常规污水处理工艺直接排放强度

Fig. 3 Direct Emission Intensity of Conventional Wastewater Treatment Process

好氧+生物膜反应器 (AO+MBR)、人工湿地等; 样本量为 23 752; 处理能力在 $0.035 \sim 1.067 468 36 \times 10^9 \text{ m}^3/\text{d}$ 。

由图 2 可知, 总碳排放强度较高的 3 种污水处理工艺为: AO+MBR [0.052 51 kg CO₂eq/(t 污水)] > 生物接触氧化池 [0.031 75 kg CO₂eq/(t 污水)] > AAO+MBR [0.027 87 kg CO₂eq/(t 污水)]; 总碳排放强度较低的 3 种工艺为: AAO [0.009 64 kg CO₂eq/(t 污水)] > 表面流人工湿地 [0.003 47 kg CO₂eq/(t 污水)] > AB [0.003 07 kg CO₂eq/(t 污水)]。直接排放强度较高的 3 种工艺为: 表面流人工湿地 [0.001 58 kg CO₂eq/(t 污水)] > SBR [0.001 50 kg CO₂eq/(t 污水)] > AO + MBR [0.000 61 kg CO₂eq/(t 污水)], 直接排放强度较低的 3 种工艺为: 生物转盘 [0.000 47 kg CO₂eq/(t 污水)] > AAO+MBR [0.000 42 kg CO₂eq/(t 污水)] > AAO [0.000 41 kg CO₂eq/(t 污水)]。间接排放强度较高的 3 种工艺为: AO + MBR [0.051 90 kg CO₂eq/(t 污水)] > 生物接触氧化池 [0.031 22 kg CO₂eq/(t 污水)] > AAO+MBR [0.027 45 kg CO₂eq/(t 污水)], 间接排放强度较低的 3 种工艺为表面流人工湿地 [0.001 89 kg CO₂eq/(t 污水)] < OD [0.002 08 kg CO₂eq/(t 污水)] < AB [0.002 55 kg CO₂eq/(t 污水)]。尽管表面流人工湿地直接排放

强度高,但由于其电耗低,即间接碳排放强度较低,其总碳排放强度仍处在较低水平。而 AAO+MBR 虽然直接排放强度低,但由于高水平的间接排放强度,其总碳排放强度接近 0.03 kg CO₂eq/(t 污水)。显然,电耗引起的间接排放强度主导了各工艺的碳排放强度。横向对比污水处理厂一级处理、二级处理、三级处理以及污泥处理 4 个过程的耗电量发现,二级生物处理过程的电耗占比最高,平均占比达到约 57%,其次是一级处理过程(24%)、污泥处理过程(10%)以及三级处理过程(7%)^[9]。而直接排放比间接排放更受污水处理厂主体工艺影响,因此,图 3 进一步揭示了常规污水处理工艺直接排放强度构成。SBR 与表面流人工湿地直接排放强度超过 0.001 5 kg CO₂eq/(t 污水),其中,SBR 是高 N₂O 排放导致,人工湿地则是由于高 CH₄ 排放。N₂O 排放强度最高的工艺是 SBR [0.001 17 kg CO₂/(t 污水)],最低的是 AB 法 [0.000 03 kg CO₂eq/(t

污水)]。CH₄ 排放强度最高的是表面流人工湿地 [0.001 35 kg CO₂eq/(t 污水)],最低的是 AO+MBR 和 AO,仅为 0.000 01 kg CO₂eq/(t 污水);CO₂ 排放强度最高的是 AB [0.000 46 kg CO₂eq/(t 污水),最低的是生物转盘 [0.000 19 kg CO₂eq/(t 污水)]。

表 3 梳理了常规污泥处理工艺的碳排放强度。其中,浓缩、脱水、热水解、热干化、堆肥和焚烧工艺碳排放强度为正;热干化与深度脱水碳排放强度为 1 000 kg CO₂eq/(t 干污泥)左右;浓缩工艺碳排放强度最低,3 种浓缩工艺中碳排放强度最高的离心浓缩仅为 25.9 kg CO₂eq/(t 干污泥),重力浓缩最低为 6.4 kg CO₂eq/(t 干污泥)。而厌氧消化沼气回收发电、石灰稳定化、堆肥再利用和焚烧发电碳排放强度为负,即碳吸收,属于碳补偿项目。焚烧发电的碳吸收强度是沼气回收发电的 3 倍多。石灰稳定化与堆肥再利用碳吸收强度虽然低于 100 kg CO₂eq/(t 干污泥),但仍低于浓缩工艺碳排放强度。

表 3 常规污泥处理处置工艺的碳排放强度

Tab. 3 Carbon Emission Intensity of Conventional Sludge Treatment and Dispose Processes

污泥处理工艺	碳排放强度/[kg CO ₂ eq·(t 干污泥) ⁻¹]	地点	参考文献
重力浓缩	6.4	日本	Hwang 等 ^[51]
气浮浓缩	12.8		
离心浓缩	25.9		
深度脱水	960.99	中国	李哲坤等 ^[56]
热水解	544.67		
热干化	1 049.24		
厌氧消化沼气回收发电	-435.06		
石灰稳定化	-98.2	中国	Liu ^[57]
堆肥	494.152	中国	彭洁 ^[58]
	614.17		李哲坤等 ^[56]
堆肥再利用	-17.8	中国河北秦皇岛	Liu 等 ^[59]
焚烧	430.562	中国	彭洁 ^[58]
	635.52		
焚烧发电	-1 440.29	中国	李哲坤等 ^[56]

1.3.2 城市排水管网的管道水质水力特征、管径与管材

排水管网温室气体直接排放水平主要受管道水质水力特征及管径影响。Chen 等^[60]调查数据显示,居民区与工业区污水管中 CH₄ 平均浓度均大于雨水管,这可能与进水水质特征有关。雨水管进水以城市下垫面冲刷的难降解腐殖质和固体颗粒为主^[61],而污水管进水可生化性强,易被微生物利用

产生 CH₄。其次,管道水力工况也会影响其温室气体排放。雨天因开泵造成的剧烈水力扰动会导致沉积物的稳态被扰乱,致使污水与沉积物中溶解态和水合物形态的 CO₂ 和 CH₄ 散逸。Jin 等^[4]发现,不同管级 CO₂ 和 CH₄ 的浓度水平为支管>干管>主干管,这可能是由于用户接触段与汇流始段碳源氮源充足,微生物种类与数量迅速增加进而产生大量温室气体,之后由于营养物质减少和微生物竞争,温室

气体浓度水平降低,直至微生物群落稳定温室气体产量也趋于稳定。同时,管径越小,排水泵站压力管泵径越小,其泵送能耗越小^[62-63]。

此外,从全生命周期考虑,管材也是影响排水管网碳排放的重要因素。Alsadi 等^[63]对比预压混凝土圆柱管(PCCP)、聚乙烯管(PVC)、固化管(CIPP)和高密度聚乙烯管(HDPE)4种管材全生命周期的碳排放发现,PCCP管和CIPP管的全生命周期碳排放较高。在制造阶段,PCCP管的碳排放主要来自于上游钢铁和水泥的生产排放,可使用再生钢铁和粉煤灰混合水泥以减少该部分的排放量。CIPP管则是因为使用了环氧树脂材料,建议用乙烯基酯树脂等低碳材料替代。

1.3.3 区域社会发展与地理条件

本研究基于2019年中国城市污水处理厂碳排放数据,采用每人口密度碳排放量 $[t\ CO_2eq/(人 \cdot km^{-2})]$ 以衡量不同区域的碳排放强度(数据取自1.3.1数据集),得到图4。地区总碳排放强度依次为:华东地区 $[439.50\ t\ CO_2eq/(人 \cdot km^{-2})]$ >华南地区 $[361.52\ t\ CO_2eq/(人 \cdot km^{-2})]$ >华北地区 $[331.10\ t\ CO_2eq/(人 \cdot km^{-2})]$ >东北地区 $[282.06\ t\ CO_2eq/(人 \cdot km^{-2})]$ >西南地区 $[211.54\ t\ CO_2eq/(人 \cdot km^{-2})]$ >华中地区 $[156.09\ t\ CO_2eq/(人 \cdot km^{-2})]$ >西北地区 $[108.48\ t\ CO_2eq/(人 \cdot km^{-2})]$ 。

为进一步探究区域碳排放强度与社会发展和地理条件的关系,本研究选取城镇化水平(城镇人口与总人口之比)和人均地区生产总值作为社会发展指标,排水投资和废水治理项目投资作为政府环境管制指标,年平均气温和年累积降水量作为地理指标,运用SPSS27对我国31个省市碳排放强度与城镇化水平、人均地区生产总值、排水投资、废水治理项目投资、年平均气温和年累积降水量进行Spearman相关性分析。数据来自国家统计局、《中国环境统计年鉴》、美国国家海洋和大气管理局(NOAA)下设的国家环境信息中心(NCEI)和中国

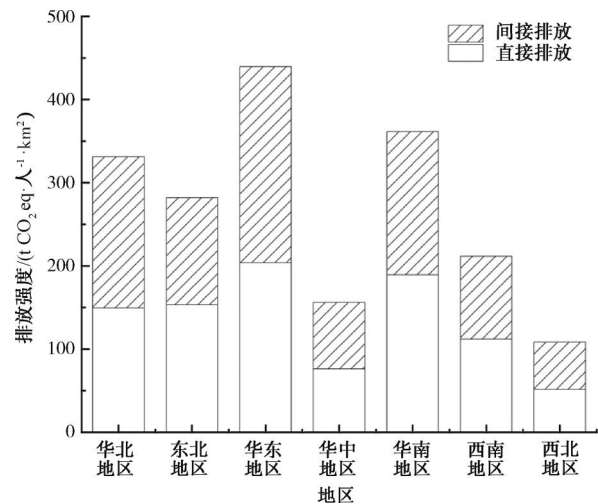


图4 区域城市排水系统碳排放强度

Fig. 4 Carbon Emission Intensity of Regional Urban Drainage System

地面气候数据集 V3.0。

统计结果如表4所示,城镇化水平、人均地区生产总值、排水投资和废水治理项目投资与碳排放强度之间相关性显著($P < 0.01$), R 值分别为0.535、0.550、0.635和0.493,而各省市年平均气温和年累积降水量与碳排放强度之间无相关性。从2019年的截面数据来看,中国城市排水系统碳排放强度的空间差异与其社会发展因素和政府环境管制因素相关,与地理条件(各省平均气温和年累积降水量并不相关)。Yan 等^[64]的研究也表明,区域社会发展水平是与污水厂碳排放相关性最大的影响因素。余伟等^[65]的研究表明,政府环境对区域技术创新具有促进作用,政府环境管制可能是通过技术创新水平间接影响城市排水系统碳排放强度。由于可获取的城市排水系统碳排放数据空间分布范围仅限于中国,且碳排放和影响数据时间分辨率低,本研究对地理条件的相关性分析结果与预期不符。未来,随着全球城市排水系统碳排放监测水平的提高和碳核算工作的全面推进,可收集利用高时空分辨率和长时间跨度的碳排放数据进行影响因素分析。

表4 碳排放强度与区域社会发展、地理温度等条件的 Spearman 系数

Tab. 4 Spearman Coefficient between Carbon Emission Intensity and Regional Social Development, Geographical Temperature and Other Conditions

指标	城镇化水平	人均地区生产总值	排水投资	废水治理项目投资	年平均气温	年累积降水量
Spearman 系数 R	0.535 **	0.550 **	0.635 **	0.493 **	0.154	0.001

注:**表示 $P < 0.01$,相关性显著。

1.4 排水管网与污水处理厂碳排放的关联性

从直接排放来看,进入城市排水系统的有机污染物量是系统直接排放的唯一来源,排水管网和污水处理厂中被生物降解的有机污染物量与两者直接排放量高度相关^[4,42]。若某段时间进入排水系统的有机污染物总量不变,排水管网中微生物生化反应消耗的有机污染物量越多,进入污水处理厂被处理的有机污染物量就越少,排水管网与污水处理厂的直接排放量也相应变化。

从间接排放来看,进入城市排水系统的污水量与系统间接排放量高度相关^[15,62]。理论上,进入城市排水系统的污水量越大,排水管网的泵送能耗和污水处理厂提升泵、曝气泵能耗引起的间接排放量就越大。

2 城市排水系统的碳减排策略

为控制城市排水系统碳排放,本研究从减少直接排放、减少间接排放和碳捕集利用 3 个角度分别对排水管网和污水处理厂提出碳减排策略。城市排水系统碳减排的策略思路如图 5 所示。

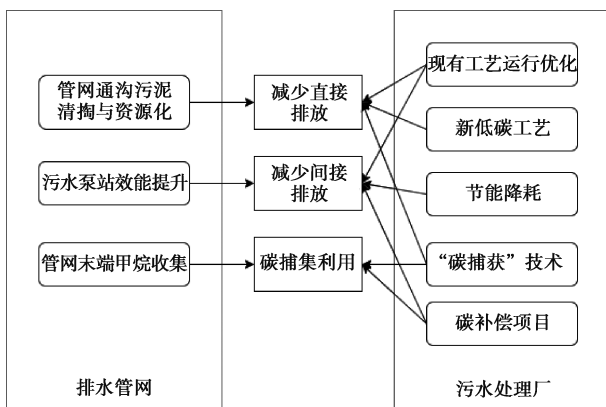


图 5 城市排水系统的碳减排措施

Fig. 5 Carbon Emission Reduction Measures for Urban Drainage System

2.1 排水管网

2.1.1 排水管网通沟污泥的精准清掏与资源化处置

排水管网通沟污泥精准清掏与资源化处置是减少排水管网直接排放的重要途径,也是实现排水管网提质增效的有效途径。进行管道污泥清掏工作,将污泥运输至污水处理厂资源化处置,不仅可以减少来自管道污泥中温室气体排放,提高污水处理厂污泥利用率,还可以提高污水收集效能,保证

污染物处理效能。管道污泥清掏工作须实现精准诊断管网污泥淤积情况,并实现及时高效地清掏和转运。在检测诊断方法上,主要有目测法、人工下井检查、量泥斗及管道闭路电视检测系统等。但诊断结果不够准确细致,导致实际清掏效果低下,后续污染严重。因此,需要开发准确高效的在线检测诊断技术,明确污泥淤积程度,从而针对不同管径、水位、泥质采用合理有效的清掏技术。清掏方式有人工清掏、下井清掏、真空吸泥车/抓泥车、水力清掏和机器人清掏等。从能耗角度粗略比较各方法清掏单位污泥的碳排放,人工清掏可以节省一些设备能耗引起的碳排放;真空吸泥车除了设备能耗排放,运输排放也高于普通运输车;抓泥车设备能耗排与运输排放略低于真空吸泥车;水力清掏能耗较高且会损害管道。清淤机器人是一项新技术,目前有蠕动式、足式、轮式和履带式等行走方式的机器人,但其清淤工作目前还依赖于人工遥控。由于机器人存在运行能耗,该方法间接排放略高于人工清掏。

2.1.2 提高污水输送提升泵站运行效能以减少间接碳排放

污水输送提升泵站运行所产生的电耗是排水管网间接排放的重要来源,因此,提高污水输送泵站运行效能,实现节能降耗,是减少排水管网间接排放的有效途径。污水输送提升泵站运行效能可以从水泵选型、水泵运行和泵站前池优化 3 种途径着手。水泵是泵站的核心,水泵的选型方法、运行方式是否科学合理直接影响泵站运行效率。水泵选型应以设计流量、扬程为基础,并考虑近远期平均日平均时和逐年流量变化值等重要参数,避免选型不合理造成的能源浪费。肖楚汉^[66]利用 JAVA 的 Eclipse 工具对液位差与水泵组合运行能耗之间的关系进行了程序编写,此程序能根据泵站水位变化确定水泵启闭调节的最佳方案,大大减少了依靠经验启闭水泵造成的能源浪费。在设计不合理的泵站前池中容易产生漩涡和回流,把空气带进水泵或产生预旋,还会引起水泵气蚀,使水泵工作效率显著下降;通过 CFD 软件进行流场模拟来对泵站进行改造,得到湖南某泵站的最佳改造方案,提高了水泵的吸水效率。

2.1.3 排水管网末端 CH₄ 的收集利用

CH₄ 是一种高热值的清洁能源。夏季在某压力管末端检测到其排放量为 24.6 kg/d^[22],相当于填

埋面积为 1 230 m² 填埋场 1 d 的 CH₄ 释放量, 其中填埋场 CH₄ 释放通量取 20 g/(m²·d)^[67]。这只是排水管网系统中一小部分 CH₄, 若能在线监测管网中 CH₄ 产排情况, 采用新技术高效收集利用系统中的 CH₄, 将对减少温室气体排放和避免管道 CH₄ 爆炸具有重要意义。开发新技术充分利用排水管网中的 CH₄, 为污水处理厂补充能量、作运输燃料或为社会供能, 是实现城市排水系统碳中和的新路径。

2.2 污水处理厂

2.2.1 控制污水处理厂直接碳排放的措施

控制污水处理厂直接碳排放可以通过现有工艺运行优化和新低碳工艺实现。对于现有工艺可优化其运行参数, 使其在保证出水水质等前提下最小化温室气体排放量^[68]。由于 CH₄ 是高热值清洁能源, 相比最小化 CH₄ 产量, 更建议捕获污水和污泥处理过程中 CH₄ 进行综合利用, 补偿污水处理厂碳排放。对于 N₂O, 研究人员分析数据发现, 导致污水处理厂 N₂O 排放的重要操作参数有: 硝化与反硝化阶段的低溶解氧(DO)浓度、高亚硝酸盐浓度和反硝化阶段较低的 COD/N。同时, 提出控制曝气池中 DO 质量浓度在 2 mg/L 左右的正常水平, 尽可能延长污泥龄(至 20 d), 投加碳源等策略^[69]。如图 3 所示, SBR 工艺直接排放强度最高是高 N₂O 排放强度导致的, 需调节 DO 和运行时间等参数进行控制。随着污水处理碳中和的观念深入人心, 国内外也开发了一批新低碳工艺。例如, 部分硝化-厌氧氨氧化工艺^[70-72]、CANDO(coupled aerobic-anoxic nitrous decomposition operation)工艺^[73]和微藻脱氮^[74], 这些工艺在一定程度上减少了 N₂O 排放^[68]。

此外, 为了减少温室气体直接排放, 并提高污水中化学能的利用率, 研究者提出一种新思路: 应用“碳捕获”技术将污水处理厂进水中的 COD 在一级处理过程捕获到污泥中, 提高污泥厌氧消化沼气产量^[75]。

2.2.2 控制间接碳排放的措施

控制污水处理厂间接排放需要实现污水处理厂节能降耗和能源自给。节能降耗可以从工艺运行、提升泵站、曝气设备、污泥脱水设备优化着手。可根据进水水质、水量以及出水要求, 合理调配反应器运行参数; 按照实际流量和扬程进行选型, 或根据扬程偏离情况更换叶轮、加装变频器; 选择服务面积大, 布气均匀的微孔曝气设备; 及时维修、更换故障设备

和老化设备等。能源自给属于污水处理厂碳补偿途径, 在碳捕集利用中进行总结。

2.2.3 碳捕集利用

上述措施仅在一定程度上减少了碳排放, 要实现污水处理厂“碳中和”运行, 改变“以能消能”现状, 还需要大力推进“碳捕获”技术和碳补偿项目的开发应用, 实现碳捕集利用。现阶段“碳捕获”技术主要通过高负荷活性污泥工艺(HRAS)、化学强化一级处理工艺(CEPT)和精密筛分过滤工艺实现^[76]。目前国内外已开发应用的碳补偿项目有光伏发电、水源热泵、微水力发电、污水农田回用和污泥的好氧堆肥、热电联产以及磷回收等^[59, 77-81]。光伏发电、水源热泵、微水力发电和污泥厌氧消化产甲烷-热电联产(CHP)项目有助于实现污水厂能源自给; 污泥好氧堆肥再利用项目和污泥焚烧磷回收项目等项目有助于实现资源循环利用; 污水农田回用项目有助于水资源可持续, 这与新概念污水处理的目标不谋而合。合肥王小郢污水厂的分布式光伏发电项目采用“自发自用, 余电上网”模式, 90%以上电能被污水厂就地消纳, 碳补偿量为 11.97 Gg CO₂/a。波士顿鹿岛污水厂安装的微水力发电系统每年能满足岛上 5.1% 的能源需求。芬兰 Kakolanmäki 污水处理厂借助水源热泵和 CHP 实现了 333% 的碳中和运行, 其中水源热泵提供了 90% 可回收能量^[82]。Mo 等^[83]核算得到, 某污水厂热电联产项目的碳补偿量为 7.06×10⁶ kg CO₂/a, 污泥土地利用项目为 2.5×10⁵ kg CO₂/a, 再生水住宅灌溉项目为 5.16×10⁶ kg CO₂/a。

2.3 排水管网碳减排措施对污水处理厂的碳减排协同作用

根据排水管网与污水处理厂直接排放的关联性可知, 针对排水管网有机污染物的控制利用措施, 能对污水处理厂起到碳减排协同作用。例如, 排水管网通沟污泥清淘与资源化, 一方面转移了排水管网通沟污泥中的有机污染物, 进而减少了排水管网中的直接排放; 另一方面, 将通沟污泥运输至污水处理厂进行资源化利用, 可增加污水处理厂污泥资源化项目的碳补偿量, 从而促进污水处理厂碳减排。

3 结语

排水系统“碳中和”运行是实现城市“碳中和”的重要路径之一。本文致力于厘清城市排水系统碳

排放的研究盲点与趋势,完善城市排水系统碳排放的研究框架,以推进城市排水系统碳中和,从全球碳排放强度水平、碳源及影响因素3个方面展开讨论,并提出减排措施。运用科学的碳核算方法量化城市排水系统碳排放强度水平、明确城市排水系统碳排放来源及其影响因素对实现城市排水系统全方位碳减排具有重要意义。进一步完善城市排水管网碳排放核算方法,研发并推广排水系统碳捕集利用技术,提高排水系统智慧化水平是未来工作的重点方向。

参 考 文 献

- [1] Intergovernmental Panel on Climate Change. Climate change 2021: The physical science basis [R]. Cambridge: Cambridge University Press, 2021.
- [2] 周冯琦, 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): 51-61.
ZHOU F Q, SHANG Y M. Connotation characteristics and realization path of urban green transformation in China under the goal of carbon neutrality[J]. Social Science, 2022(1): 51-61.
- [3] United Nations Climate Change. Greenhouse gas inventory data - detailed data by party[EB/OL]. [2023-02-01]. https://di.unfccc.int/detailed_data_by_party.
- [4] JIN P K, GU Y G, SHI X, et al. Non-negligible greenhouse gases from urban sewer system[J]. Biotechnology for Biofuels, 2019, 12(1): 100. DOI:10.1186/s13068-019-1441-8.
- [5] WANG J, ZHANG J, XIE H, et al. Methane emissions from a full-scale A/A/O wastewater treatment plant [J]. Bioresource Technology, 2011, 102(9): 5479-5485.
- [6] RISCH E, GUTIERREZ O, ROUX P, et al. Life cycle assessment of urban wastewater systems: Quantifying the relative contribution of sewer systems[J]. Water Research, 2015, 77: 35-48. DOI: 10.1016/j.watres.2015.03.006.
- [7] KYUNG D, KIM D, YI S, et al. Estimation of greenhouse gas emissions from sewer pipeline system[J]. International Journal of Life Cycle Assessment, 2017, 22(12): 1901-1911.
- [8] DELRE A, HOEVE M T, SCHEUTZ C. Site-specific carbon footprints of Scandinavian wastewater treatment plants, using the life cycle assessment approach [J]. Journal of Cleaner Production, 2019, 211: 1001-1014. DOI: 10.1016/j.jclepro.2018.11.200.
- [9] LIAO X W, TIAN Y J, GAN Y W, et al. Quantifying urban wastewater treatment sector's greenhouse gas emissions using a hybrid life cycle analysis method - An application on Shenzhen City in China [J]. Science of the Total Environment, 2020, 745: 141176. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.141176.
- [10] CHAOSAKUL T, KOOTTATEP T, POLPRASERT C. A model for methane production in sewers[J]. Journal of Environmental Science and Health, 2014, 49(11): 1316-1321.
- [11] SINGH V, PHULERIA H C, CHANDEL M K. Estimation of greenhouse gas emissions from municipal wastewater treatment systems in India: Estimation of greenhouse gas emissions [J]. Water and Environment Journal, 2017, 31(4): 537-544.
- [12] 谢海, 汪诚文. 污水处理厂温室气体排放评估[J]. 清华大学学报(自然科学版), 2012, 52(4): 473-477.
XIE T, WANG C W. Greenhouse gas emissions from wastewater treatment plants [J]. Journal of Tsinghua University (Science and Technology), 2012, 52(4): 473-477.
- [13] BAO Z, SUN S, SUN D. Assessment of greenhouse gas emission from A/O and SBR wastewater treatment plants in Beijing, China [J]. International Biodeterioration & Biodegradation, 2016, 108: 108-114. DOI: 10.1016/j.ibiod.2015.11.028.
- [14] ZHANG B, ARIARATNAM S T, HUANG Y, et al. Method for estimating and predicting CO₂e emissions: Case study of an urban wastewater system in Suzhou, China [J]. Journal of Architectural Engineering, 2016, 22(4): A4014003. DOI: 10.1061/(ASCE)AE.1943-5568.0000164.
- [15] 余娇. 基于“水-能-碳”关联的郑州市水系统碳排放研究 [D]. 郑州: 华北水利水电大学, 2020.
YU J. Study on carbon emission of water system in Zhengzhou based on "water-energy-carbon" nexus [D]. Zhengzhou: North China University of Water Resources and Electric Power, 2020.
- [16] XI J R, GONG H, ZHANG Y J, et al. 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, 2021, 797: 148967. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2021.148967.
- [17] 张成, 易建婷, 陈宏, 等. 重庆市城镇生活污水处理碳排放核算[J]. 西南大学学报(自然科学版), 2014, 36(9): 135-139.
ZHANG C, YI J T, CHEN H, et al. Estimation of carbon emission from urban wastewater treatment in Chongqing [J]. Journal of Southwest University (Natural Science Edition), 2014, 36(9): 135-139.
- [18] 陆家缘. 中国污水处理行业碳足迹与减排潜力分析 [D]. 合肥: 中国科学技术大学, 2019.
LU J Y. Carbon footprint and reduction potential of Chinese wastewater treatment sector [D]. Hefei: University of Science and Technology of China, 2019.
- [19] 郭盛杰, 黄海伟, 董欣, 等. 中国城镇污水处理行业温室气体排放核算及其时空特征分析 [J]. 给水排水, 2019, 55(4): 56-62.
GUO S J, HUANG H W, DONG X, et al. Calculation of greenhouse gas emissions of municipal wastewater treatment and its temporal and spatial trend in China [J]. Water & Wastewater Engineering, 2019, 55(4): 56-62.
- [20] SHORT M D, DAIKELER A, PETERS G M, et al. Municipal

- gravity sewers: An unrecognised source of nitrous oxide [J]. *Science of the Total Environment*, 2014, 468/469: 211–218. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2013.08.051.
- [21] SHORT M D, DAIKELER A, WALLIS K, et al. Dissolved methane in the influent of three Australian wastewater treatment plants fed by gravity sewers [J]. *Science of the Total Environment*, 2017, 599/600: 85–93. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2017.04.152.
- [22] LIU Y, SHARMA K R, FLUGGEN M, et al. Online dissolved methane and total dissolved sulfide measurement in sewers [J]. *Water Research*, 2015, 68: 109–118. DOI: 10.1016/j.watres.2014.09.047.
- [23] HAAS D W, PEPPERELL C, FOLEY J. Perspectives on greenhouse gas emission estimates based on Australian wastewater treatment plant operating data [J]. *Water Science and Technology*, 2014, 69(3): 451–463.
- [24] HALL M R, WEST J, SHERMAN B, et al. Long-term trends and opportunities for managing regional water supply and wastewater greenhouse gas emissions [J]. *Environmental Science & Technology*, 2011, 45(12): 5434–5440.
- [25] SHAH A, WILLIS J, FILLMORE L. Quantifying methane evolution from sewers: Results from WERF/Dekalb phase 2 continuous monitoring at honey creek pumping station and force main [J]. *Proceedings of the Water Environment Federation*, 2011(6): 475–485. DOI:10.2175/193864711802836841.
- [26] 中华人民共和国国家发展和改革委员会. 国家发展改革委办公厅关于切实做好全国碳排放权交易市场启动重点工作的通知 [EB/OL]. (2016-01-11) [2023-02-01]. <http://qhs.ndrc.gov.cn>.
National Development and Reform Commission, the People's Republic of China. Notice of the General Office of the National Development and Reform Commission on Conscientiously doing the key work of launching the National carbon emission trading market [EB/OL]. (2016-01-11) [2023-02-01]. <http://qhs.ndrc.gov.cn>.
- [27] United Nations Climate Change. Data interface help [EB/OL]. (2016-01-11) [2023-02-01]. http://di.unfccc.int/detailed_data_by_party.
- [28] U. S. Environmental Protection Agency. Clean watersheds needs survey (CWNS)-2012 report and data [EB/OL]. [2023-02-01] <https://www.epa.gov/cwns/clean-watersheds-needs-survey-cwns-2012-report-and-data>.
- [29] SAMBITO M, FRENI G. LCA methodology for the quantification of the carbon footprint of the integrated urban water system [J]. *Water*, 2017, 9(6): 395. DOI:10.3390/w9060395.
- [30] LEE E M, JEONGSOOK K, HUN L B, et al. Mass balance-based model for the emission of greenhouse gas from biological wastewater treatment process [J]. *Journal of Korean Society of Water Science and Technology*, 2012, 20(1): 11–19.
- [31] CHANG J, LEE W, YOON S. Energy consumptions and associated greenhouse gas emissions in operation phases of urban water reuse systems in Korea [J]. *Journal of Cleaner Production*, 2017, 141: 728–736. DOI: 10.1016/j.jclepro.2016.09.131.
- [32] YOSHIDA H, MONSTER J, SCHEUTZ C. Plant-integrated measurement of greenhouse gas emissions from a municipal wastewater treatment plant [J]. *Water Research*, 2014, 61: 108–118. DOI: 10.1016/j.watres.2014.05.014.
- [33] Unknown. Calculation tool for WWTPS [EB/OL]. [2023-02-01]. <https://va-tekniksodra.se/2014/11/carbon-footprint-calculation-tool-for-wwtps-now-available-in-english/>.
- [34] GUSTAVSSON D J I, TUMLIN S. Carbon footprints of Scandinavian wastewater treatment plants [J]. *Water Science and Technology*, 2013, 68(4): 887–893.
- [35] MAKTABIFARD M, ZABOROWSKA E, MAKINIA J. Evaluating the effect of different operational strategies on the carbon footprint of wastewater treatment plants – Case studies from northern Poland [J]. *Water Science and Technology*, 2019, 79(11): 2211–2220.
- [36] PARRAVICINI V, SVARDAL K, KRAMPE J. Greenhouse gas emissions from wastewater treatment plants [J]. *Energy Procedia*, 2016, 97: 246–253. DOI: 10.1016/j.egypro.2016.10.067.
- [37] KOUTSOU O P, GATIDOU G, STASINAKIS A S. Domestic wastewater management in Greece: Greenhouse gas emissions estimation at country scale [J]. *Journal of Cleaner Production*, 2018, 188: 851–859. DOI: 10.1016/j.jclepro.2018.04.039.
- [38] YVER KWOK C E, MÜLLER D, CALDOW C, et al. Methane emission estimates using chamber and tracer release experiments for a municipal waste water treatment plant [J]. *Atmospheric Measurement Techniques*, 2015, 8(7): 2853–2867.
- [39] ABOOBAKAR A, JONES M, VALE P, et al. Methane emissions from aerated zones in a full-scale nitrifying activated sludge treatment plant [J]. *Water, Air, & Soil Pollution*, 2014, 225(1): 1814. DOI:10.1007/s11270-013-1814-8.
- [40] LAAKSO T, TOIVIKKO S, VAHALA R. Centralized water and wastewater treatment as a greenhouse gas producer in Finland [J]. *Journal of Water and Climate Change*, 2012, 3(1): 18–27.
- [41] DIAS D F C, MARQUES R, MARTINS C, et al. The impact of a seasonal change in loading rate on the nitrous oxide emissions at the WWTP of a tourist region [J]. *Science of the Total Environment*, 2022, 804(12): 149987. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2021.149987.
- [42] RODRIGUEZ-GARCIA G, HOSPIDO A, BAGLEY D M, et al. A methodology to estimate greenhouse gases emissions in life cycle inventories of wastewater treatment plants [J]. *Environmental Impact Assessment Review*, 2012, 37: 37–46. DOI: 10.1016/j.eiar.2012.06.010.

- [43] 魏文礼, 蔡亚希, 刘玉玲. 温差对辐流式沉淀池水力特性影响的数值模拟[J]. 武汉大学学报(工学版), 2016, 49(1): 9-15.
WEI W L, CAI Y X, LIU Y L. Numerical simulation of influence of temperature difference on hydraulic characteristics in radial flow sedimentation tank[J]. Engineering Journal of Wuhan University, 2016, 49(1): 9-15.
- [44] 张承虎, 吴荣华, 庄兆意, 等. 城市污水固态成分相关概念定义与参数测定[J]. 可再生能源, 2006(4): 66-69.
ZHANG C H, WU R H, ZHUANG Z Y, et al. Parameter definition and measurement of the solid contaminant in untreated urban sewage[J]. Renewable Energy, 2006(4): 66-69.
- [45] Intergovernmental Panel on Climate Change. 2006 IPCC Guidelines for national greenhouse gas inventories volume 5: Waste chapter 6: Wastewater treatment and discharge[R/OL]. [2023-02-01]. <https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/vol5.html>.
- [46] GRIFFITH D R, BARNES R T, RAYMOND P A. Inputs of fossil carbon from wastewater treatment plants to U. S. rivers and oceans[J]. Environmental Science & Technology, 2009, 43(15): 5647-5651.
- [47] TSENG L Y, ROBINSON A K, ZHANG X, et al. Identification of preferential paths of fossil carbon within water resource recovery facilities via radiocarbon analysis[J]. Environmental Science & Technology, 2016, 50(22): 12166-12178.
- [48] SCHNEIDER A G, TOWNSEND-SMALL A, ROSSO D. Impact of direct greenhouse gas emissions on the carbon footprint of water reclamation processes employing nitrification-denitrification[J]. Science of the Total Environment, 2015, 505: 1166-1173. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2014.10.060.
- [49] FORSTER P, STORELVMO T, ARMOUR K, et al. Chapter 7: The earth's energy budget, climate feedbacks, and climate sensitivity[R/OL]. [2023-02-01]. <https://lib.icimod.org/record/35293>.
- [50] WILLIS J L, AL-OMARI A, BASTIAN R, et al. A greenhouse gas source of surprising significance: Anthropogenic CO₂ emissions from use of methanol in sewage treatment[J]. Water Science and Technology, 2017, 75(9): 1997-2012.
- [51] HWANG Y, HANAKI K. The generation of CO₂ in sewage sludge treatment systems: Life cycle assessment[J]. Water Science and Technology, 2000, 41(8): 107-113.
- [52] GUIASOLA A, DE H D, KELLER J, et al. Methane formation in sewer systems[J]. Water Research, 2008, 42(6/7): 1421-1430. DOI: 10.1016/j.watres.2007.10.014.
- [53] ARVANITI O S, STASINAKIS A S. Review on the occurrence, fate and removal of perfluorinated compounds during wastewater treatment[J]. Science of the Total Environment, 2015, 524/525: 81-92. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2015.04.023.
- [54] COOKSON E, DETWILER R L. Global patterns and temporal trends of perfluoroalkyl substances in municipal wastewater: A meta-analysis[J]. Water Research, 2022, 221: 118784. DOI: 10.1016/j.watres.2022.118784.
- [55] 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. DOI: 10.1038/s41597-022-01439-7.
- [56] 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): 1181-1190.
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): 1181-1190.
- [57] LIU H. Novel approach on reduction in GHG emissions from sludge lime stabilization as an emergent and regional treatment in China[J]. Scientific Reports, 2018, 8(1): 16564. DOI: 10.1038/s41598-018-35052-9.
- [58] 彭洁. 城市污水污泥处置方式的温室气体排放比较分析[D]. 长沙: 湖南大学, 2013.
PENG J. Analysis on greenhouse gas emission from different sewage sludge treatment and disposal processes[D]. Changsha: Hunan University, 2013.
- [59] LIU H T, ZHENG H X, CHEN T B, et al. Reduction in greenhouse gas emissions from sewage sludge aerobic compost in China[J]. Water Science and Technology, 2014, 69(6): 1129-1135.
- [60] CHEN H, YE J, ZHOU Y, et al. Variations in CH₄ and CO₂ productions and emissions driven by pollution sources in municipal sewers: An assessment of the role of dissolved organic matter components and microbiota[J]. Environmental Pollution, 2020, 263: 114489. DOI: 10.1016/j.envpol.2020.114489.
- [61] CHEN H, LIAO Z L, GU X Y, et al. Anthropogenic influences of paved runoff and sanitary sewage on the dissolved organic matter quality of wet weather overflows: An excitation-emission matrix parallel factor analysis assessment[J]. Environmental Science & Technology, 2017, 51(3): 1157-1167.
- [62] ALSADI A A, MATTHEWS J C. Evaluation of carbon footprint of pipeline materials during installation, operation, and disposal phases[J]. Journal of Pipeline Systems Engineering and Practice, 2020, 11(2): 04020005. DOI: 10.1061/(ASCE)PS.1949-1204.0000422.
- [63] ALSADI A A, MATTHEWS J C. Reduction of carbon emission is optimized during the life cycle of commonly used force main pipe materials[J]. Frontiers in Water, 2022, 4. DOI: 10.3389/frwa.2022.735519.
- [64] YAN X, QIU D, ZHENG S, et al. Spatial and temporal distribution of greenhouse gas emissions from municipal wastewater treatment plants in China from 2005 to 2014[J]. Earth's Future, 2019, 7(4): 340-350.

- [65] 余伟, 陈强, 陈华. 不同环境政策工具对技术创新的影响分析——基于2004–2011年我国省级面板数据的实证研究[J]. 管理评论, 2016, 28(1): 53–61.
YU W, CHEN Q, CHEN H. Analysis of the impact different environmental policy instruments on technology innovation: Evidence from China's 30 provinces' panel data from 2004–2011 [J]. Management Review, 2016, 28(1): 53–61.
- [66] 肖楚汉. 污水提升泵站的节能方法研究[D]. 长沙: 湖南大学, 2014.
XIAO C H. Research on promoting energy-saving method of sewage pumping station [D]. Changsha: Hunan University, 2014.
- [67] 辛丹慧, 赵由才, 柴晓利. 填埋场甲烷氧化传输与释放预测模型研究进展[J]. 中国环境科学, 2016, 36(3): 819–826.
XIN D H, ZHAO Y C, CHAI X L. Review on the landfill methane oxidation, transportation and emission models [J]. China Environmental Science, 2016, 36(3): 819–826.
- [68] CAMPOS J L, VALENZUELA-HEREDIA D, PEDROUSO A, et al. Greenhouse gases emissions from wastewater treatment Plants: Minimization, treatment, and prevention [J]. Journal of Chemistry, 2016; 3796352. DOI:10.1155/2016/3796352.
- [69] KAMPSCHREUR M J, TEMMINK H, KLEEREBEZEM R, et al. Nitrous oxide emission during wastewater treatment[J/OL]. Water Research, 2009, 43(17): 4093–4103.
- [70] LACKNER S, GILBERT E M, VLAEMINCK S E, et al. Full-scale partial nitrification/anammox experiences—An application survey[J]. Water Research, 2014, 55: 292–303. DOI: 10.1016/j.watres.2014.02.032.
- [71] YANG J, TRELA J, PLAZA E, et al. N₂O emissions from a one stage partial nitrification/anammox process in moving bed biofilm reactors[J]. Water Science and Technology, 2013, 68(1): 144–152.
- [72] KAMPSCHREUR M J, POLDERMANS R, KLEEREBEZEM R, et al. Emission of nitrous oxide and nitric oxide from a full-scale single-stage nitrification-anammox reactor[J]. Water Science and Technology, 2009, 60(12): 3211–3217.
- [73] SCHERSON Y D, WOO S G, CRIDDLE C S. Production of nitrous oxide from anaerobic digester centrate and its use as a co-oxidant of biogas to enhance energy recovery[J]. Environmental Science & Technology, 2014, 48(10): 5612–5619.
- [74] ALCÁNTARA C, MUÑOZ R, NORVILL Z, et al. Nitrous oxide emissions from high rate algal ponds treating domestic wastewater [J]. Bioresource Technology, 2015, 177: 110–117. DOI: 10.1016/j.biortech.2014.10.134.
- [75] SARPONG G, GUDE V G. Near future energy self-sufficient wastewater treatment schemes [J]. International Journal of Environmental Research, 2020, 14(4): 479–488.
- [76] 刘智晓. 未来污水处理能源自给新途径——碳源捕获及碳源改向[J]. 中国给水排水, 2017, 33(8): 43–52.
LIU Z X. Carbon capture and carbon redirection: New way to optimize the energy self-sufficient of wastewater treatment [J]. China Water & Wastewater, 2017, 33(8): 43–52.
- [77] 央广网. 全国最大污水厂光伏发电项目在肥并网发电[N/OL]. (2018–08–22) [2023–04–04]. https://www.cnr.cn/ah/news/20180822/t20180822_524339133.shtml.
China National Radio. The largest single-scale sewage plant photovoltaic power generation project in the country is connected to the grid for power generation [EB/OL]. (2018–08–22) [2023–04–04]. https://www.cnr.cn/ah/news/20180822/t20180822_524339133.shtml.
- [78] ALI S F, GILLICH A. Opportunities to decarbonize heat in the UK using urban wastewater heat recovery [J]. Building Services Engineering Research & Technology, 2021, 42(6): 715–732.
- [79] PASUPULETI J, KHAN M R B. Feasibility evaluation of micro-hydropower system generation for different types of sewage treatment plants [J]. International Journal of Recent Technology and Engineering (IJRTE), 2019, 8(4): 6338–6341.
- [80] MO W, ZHANG Q. Energy-nutrients-water nexus: Integrated resource recovery in municipal wastewater treatment plants [J]. Journal of Environmental Management, 2013, 127: 255–267. DOI: 10.1016/j.jenvman.2013.05.007.
- [81] 郝晓地, 金铭, 胡沅胜. 荷兰未来污水处理新框架——NEWs及其实践[J]. 中国给水排水, 2014, 30(20): 7–15.
HAO X D, JIN M, HU Y S. Framework of future wastewater treatment in the Netherlands: NEWs and their practices [J]. China Water & Wastewater, 2014, 30(20): 7–15.
- [82] 郝晓地, 赵梓丞, 李季, 等. 污水处理厂的能源与资源回收方式及其碳排放核算:以芬兰 Kakolanmäki 污水处理厂为例 [J]. 环境工程学报, 2021, 15(9): 2849–2857.
HAO X D, ZHAO Z C, LI J, et al. Analysis of energy recovery and carbon neutrality for the Kakolanmäki WWTP in Finland [J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2021, 15(9): 2849–2857.
- [83] MO W, ZHANG Q. Can municipal wastewater treatment systems be carbon neutral? [J]. Journal of Environmental Management, 2012, 112: 360–367. DOI: 10.1016/j.jenvman.2012.08.014.