

污水处理与回用

曾琳, 王逸贤, 王盼, 等. 上海市典型农村生活污水收集处理系统碳排放核算及特征[J]. 净水技术, 2025, 44(10): 81-91.

ZENG L, WANG Y X, WANG P, et al. Estimation and characteristics on carbon emission of typical rural domestic wastewater collection and treatment system in Shanghai[J]. Water Purification Technology, 2025, 44(10): 81-91.

上海市典型农村生活污水收集处理系统碳排放核算及特征

曾琳, 王逸贤*, 王盼, 谭学军

(上海市工程设计研究总院<集团>有限公司, 上海 200092)

摘要 【目的】农村生活污水治理是改善农村人居环境、推进乡村振兴战略实施的重要举措,在我国碳达峰碳中和背景下,为评估农村地区污水碳排放量,从碳减排角度探索适合农村污水治理的模式与技术,实现农村污水低消耗、低污染、低排放运行。【方法】本文以目前上海市农村生活污水不同收集处理模式(分散处理模式、村落集中处理模式、纳入城镇排水管网模式)为研究对象,构建包括污水收集、污水处理、尾水排放等环节在内的农村生活污水收集处理系统碳排放测算方法,计算4种情景下的碳排放情况并识别了主要控制环节。【结果】4种情景下农村生活污水收集处理系统的碳排放强度分别为1.616、1.560、1.101 kg CO₂/m³和2.113 kg CO₂/m³,其中污水收集阶段碳排放量占比为34.79%~72.62%,污水处理阶段占比为19.32%~61.02%,出水排放阶段占比为4.20%~8.05%,污水收集环节尤其化粪池是主要碳排放来源,碳排放量贡献为34.79%~66.74%,间接碳排放中电耗碳排放占碳排放总量的10.79%~56.23%,也不可忽视,人工湿地0.119 kg CO₂/m³的单位能耗碳排放强度明显低于其他工艺,生态处理技术在节能减排方面更有优势。【结论】可以看出,从碳减排角度,农村地区选择污水收集、处理模式,采用能耗较低的村落集中处理模式的吨水碳排放强度相对较低。若结合资源化利用要求,考虑尾水用于农业灌溉,可实现8.3%~16.6%碳中和率。

关键词 农村污水 集中处理 分散处理 污水收集处理 碳排放

中图分类号: TU992 文献标志码: A 文章编号: 1009-0177(2025)10-0081-11

DOI: 10.15890/j.cnki.jsjs.2025.10.009

Estimation and Characteristics on Carbon Emission of Typical Rural Domestic Wastewater Collection and Treatment System in Shanghai

ZENG Lin, WANG Yixian*, WANG Pan, TAN Xuejun

(Shanghai Municipal Engineering Design Institute <Group> Co., Ltd., Shanghai 200092, China)

Abstract [Objective] The treatment of rural domestic wastewater is an important measure to improve the living environment in rural areas and promote the implementation of the rural revitalization strategy. Against the background of carbon peak and carbon neutrality in China, in order to evaluate the carbon emissions of rural wastewater, explore suitable models and technologies for rural wastewater treatment from the perspective of carbon reduction, and achieve low consumption, low pollution, and low emission operation of rural wastewater. [Methods] This paper took different collection and treatment modes of rural domestic wastewater in Shanghai (decentralized treatment mode, village centralized treatment mode, and incorporation urban drainage network mode) as the research object, constructed a carbon emission calculation method for rural domestic wastewater collection and treatment system including wastewater collection, wastewater treatment, tailwater discharge, etc., calculated the carbon emission situation under four scenarios, and identified the main control links. [Results] The carbon emission intensities under four scenarios were 1.616, 1.560, 1.101 kg

[收稿日期] 2024-08-09

[基金项目] 上海市自然科学基金(21DZ1209904)

[作者简介] 曾琳(1997—),女,工程师,研究方向为水污染控制工程,E-mail: zenglin@smedi.com。

[通信作者] 王逸贤(1984—),女,高级工程师,研究方向为固废处理处置及资源化,E-mail: wangyixian@smedi.com。

CO_2/m^3 , and $2.113 \text{ kg CO}_2/\text{m}^3$, respectively. Proportion of carbon emissions in the wastewater collection stage were from 34.79% to 72.62%, the wastewater treatment stage were from 19.32% to 61.02%, and the effluent discharge stage were from 4.20% to 8.05%. The wastewater collection stage, especially the septic tank, was the main source of carbon emissions, contributing rate was from 34.79% to 66.74% of the total carbon emissions. The indirect carbon emissions accounted for 10.79% to 56.23% of the total carbon emissions, which could not be ignored. The unit energy consumption carbon emission intensity of $0.119 \text{ kg CO}_2/\text{m}^3$ in artificial wetlands was significantly lower than other processes, and ecological treatment technology had more advantages in energy conservation and emission reduction. [Conclusion] It can be seen that from the perspective of carbon emission reduction, the carbon emission intensity per ton of water is relatively low in the centralized treatment mode of rural areas and the centralized treatment mode of villages with lower energy consumption. Moreover, if considering with the requirements of resource utilization, the carbon neutrality rate from 8.3% to 16.6% can be achieved by considering the tailwater for agricultural irrigation.

Keywords rural wastewater centralized treatment decentralized treatment wastewater collection and treatment carbon emission

推进农村生活污水治理是实施乡村振兴战略的重要任务,也是全面改善农村环境的重要举措。2022年,生态环境部等5部门联合印发《农业农村污染治理攻坚战行动方案(2021—2025年)》,把梯次推进农村生活污水治理作为一项重点任务。据《水资源公报》统计,我国有近48万多个行政村和236万个自然村,每年产生83亿 m^3 ~125亿 m^3 生活污水,虽然城镇污水处理率已经超过95%,但农村污水处理率仅为25.5%,且设施的建设和运行合格率都较低,制约了农村人居环境改善。“十四五”规划期间,农村生活污水治理是农村人居环境整治和生态环境保护工作的重要任务,实现到2025年达到40%的农村生活污水治理率的目标要求。上海市也相继出台政策,《上海市生态环境保护“十四五”规划》中明确逐步推进已建农村生活污水处理设施提标改造,农村生活污水处理率达到90%以上。根据调查,截至目前,上海市已完成84万农户生活污水治理实施工作,全市农村生活污水处理率达96%,其中纳管处理的占59%、就地处理的占41%^[1]。

与此同时,在我国2030年实现碳达峰、2060年实现碳中和的双碳背景下,污水处理对于实现碳减排十分重要。污水处理行业占全球温室气体总排放量的1%~2%^[2],且2009年—2019年,我国污水处理行业用电量、温室气体排放总量及排放强度均呈持续增长趋势,温室气体排放量由19.86 t CO_2 增长58.30 t CO_2 ,增长了近1.94倍^[3]。目前已有研究采用排放因子法、物料平衡法、生命周期评价(LCA)和实测法等多种方法核算污水处理过程中的碳排放,吴宝利等^[4]、吴良洪等^[5]、郭盛杰等^[6]和贺凯等^[7]分别针对污水处理厂、城市、全国和其他国家的污水

处理碳排放核算开展研究,提出了一些核算边界、核算参数、核算方法及测算模型,摸清碳排放规律特征;孙强强等^[8]、章易博等^[9]分别针对不同处理工艺、工艺运行参数进行碳排放核算,识别关键排放活动,从精准控制、精细化运行等项目全周期环节,提出了减污降碳优化路径;许洲^[10]、高顺等^[11]从污水能源回收、资源回收等方面探讨污水处理厂如何减碳,提出了低碳污水处理厂创新发展的方向。

但目前研究多集中于城镇污水系统的碳排放,缺乏对农村地区污水碳排放的讨论研究。有必要在农村生活污水处理设施提标改造的同时,构建包括污水收集、污水处理、尾水排放等环节在内的农村生活污水收集处理系统碳排放测算方法,对农村地区污水碳排放量进行评估分析,从碳减排角度指导农村地区选择污水收集、处理模式,为最终实现碳中和目标作出贡献。本研究基于上海市典型农村生活污水特点和收集处理现状,开展全流程碳排放评估和碳减排路径研究,为实现本市农村污水低消耗、低污染、低排放运行提供技术支撑。

1 试验材料和方法

1.1 研究对象

农村地区地形复杂、居民分散、资金不足,单一的污水处理模式不能达到农村生活污水达标处理的目的。自2013年以来,中央一号文件持续关注并推动美丽乡村建设,提出加大农村生活污水处理设施建设力度,推广适合农村特点的污水处理技术和模式。根据我国农村基本情况,污水处理大致形成3种模式,即分散处理模式、村落集中处理模式和纳入城镇排水管网模式。分散处理模式,即单户或几户采用小型污水处理设备或自然处理形式处理污水,

适用于人口密度稀少、地形条件复杂、污水不易集中收集的村庄污水处理;村落集中处理模式通过建设集中的污水处理设施,利用其辐射作用,解决周边村庄的环境问题,该模式适用于污水排放量较大、人口密度大、远离城镇的地区^[12];城镇近郊区的农村,经济条件较好,能直接接入市政污水管道的生活污水,可选择纳入城镇污水管网,进行统一集中处理。本研究根据《上海市农村生活污水治理技术指南》(DB31 SW/Z 012—2021)中农村生活污水处理主要有分户污水处理、村庄集中污水处理、纳入城镇污水管网处理 3 种模式,设定 S 市 4 种情景计算其碳排放量。

S 市日处理农村生活污水量按式(1)计算。

$$Q = \frac{qnr}{1\ 000} \quad (1)$$

其中: Q ——处理农村生活污水量, m^3/d ;

q ——村民生活用水定额,按《上海市农村生活污水治理技术指南》(DB31 SW/Z 012—2021)取值为 $140\ \text{L}/(\text{人} \cdot \text{d})$;

n ——服务人口,人;

r ——排放系数,取 80%。

A 村共有居民 500 户 1 500 人,生活污水量为 $168\ \text{m}^3/\text{d}$ 。该村距离市政污水管网超过 3 km,且地形高程符合接入条件,有较为完善的城市管网系统,城镇化率高,因此接入市政管网,由城镇污水处理厂统一处理,污水管网铺设长度为 8 km,污水处理工艺为“预处理+厌氧-缺氧-好氧(AAO)生物脱氮除

磷工艺+二沉池+深度处理+消毒”。

B 村组共有居民 300 户 900 人,生活污水量为 $100.8\ \text{m}^3/\text{d}$ 。该村集中化程度高、具有良好的管网收集条件但距离市政管网较远,因此小范围内将邻近村庄的污水汇聚后集中处理,污水管网长度为 2 km,污水处理工艺为“AAO+膜生物反应器(MBR)一体化”。

C 村共有居民 300 户 900 人,生活污水量为 $100.8\ \text{m}^3/\text{d}$ 。该村情况与 B 村类似,不利于修建大范围污水管网,但户与户之间居住不是特别分散,因此也小范围内将邻近村庄的污水汇聚后集中处理,污水管网长度为 2 km,污水处理工艺为“厌氧+人工湿地”。

D 村共有居民 30 户 90 人,生活污水量为 $10.8\ \text{m}^3/\text{d}$ 。该村人口居住形式分散、人口密度小、污水量小、集中式处理难度较大,因此采用处理规模为 $1.5\ \text{m}^3/\text{d}$ 的小型污水处理设施净化槽进行联户分散处理。以 3 户共用 1 台净化槽为原则,共选用 10 台。

A、B 村由于出水排入地表水Ⅲ类环境功能及以上水域执行一级 A 标准,C 村和 D 村出水排入其他水域的处理设施水污染物排放执行一级 B 标准。前期研究表明,不同出水排放标准主要影响工艺能耗已在工艺参数选择中考虑,对其余碳排放的影响较小,为 0.71%~1.37%,因此,本研究结合实际情况选取出水排放标准。表 1 为 S 市村镇污水处理样本概况。

表 1 S 市村镇污水处理样本概况

Tab. 1 Overview of Wastewater Treatment Samples of Towns and Villages in S City

村名	收集方式	服务人口/人	处理水量/ ($\text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$)	设计规模/ ($\text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$)	处理技术	排放标准
A	纳入城镇污水管网处理	1 500	168	/	预处理+ AAO +二沉池+深度处理+消毒	《城镇污水处理厂污染物排放标准》(GB 18918—2002)一级 A 标准
B	村庄集中污水处理	900	100.8	100	AAO+MBR 一体化	
C	村庄集中污水处理	900	100.8	100	厌氧+人工湿地	《城镇污水处理厂污染物排放标准》(GB 18918—2002)一级 B 标准
D	分户污水处理	90	10.08	10	净化槽	

根据调查结果并结合类似工程经验,参考华东地区水质指标取值范围,S 市农村污水进出水水质如表 2 所示。

1.2 排放核算边界与方法

本研究碳排放核算边界包括污水收集、污水处理和出水排放,从化粪池开始,经由管网运输设施,再到末端集中处理设施,最终排入水体。由于农村

生活污水就地处理设施现状污泥产量少,处理处置方式不明晰,而纳管收集及污水处理产生的污泥,由于不同处理处置方式的碳排放差异很大,因此未纳入污泥处理处置碳排放。核算基于排放因子法,参照《IPCC 2006 年国家温室气体清单指南 2019 修订版》提供的方法和参数设置进行,直接碳排放考虑污水收集和处理过程中 CH_4 和 N_2O 排放量,生源性

表2 S市农村污水进出水水质
Tab. 2 Influent and Effluent Quality of Villages in S City

主要指标	进水取值	排放标准 (一级 A 标准)	排放标准 (一级 B 标准)
pH 值	8.5	6.0~9.0	6.0~9.0
SS/(mg·L ⁻¹)	200	10	20
BOD ₅ /(mg·L ⁻¹)	210	10	20
COD/(mg·L ⁻¹)	400	50	60
TN/(mg·L ⁻¹)	50	15	20
氨氮/(mg·L ⁻¹)	40	5	8
TP/(mg·L ⁻¹)	5.0	0.5	1.0

CO₂ 排放不纳入核算范围,间接碳排放考虑电力消耗和药剂消耗排放的 CO₂。

1.2.1 污水收集

1) 化粪池 CH₄ 排放量

上海农村黑水经化粪池处理,厨房/洗涤/其他污水不经过化粪池处理,根据生活污水中污染物来源,厕所污水量比例取值为 26%,厨房/洗涤/其他污水量比例取值为 74%,黑水中有有机物比例取值为 70%、TN 比例取值为 85%^[13],化粪池中的 CH₄ 排放量按式(2)计算。

$$E_{\text{CH}_4} = (M_{\text{化粪池}} - M_{\text{化粪池}} F\alpha) \times B_0 F_{\text{化粪池}} G_{\text{CH}_4} \quad (2)$$

其中: E_{CH_4} ——CH₄ 排放量,kg CO₂/d;

$M_{\text{化粪池}}$ ——化粪池的污水有机物总量,kg COD/d;

F ——进行规范化清掏管理的化粪池的比例,取值为 0.5;

α ——规范化清掏管理化粪池时,污泥去除污水中有机物比例,取值为 0.5;

B_0 ——单位质量 COD 氧化产生的 CH₄ 质量,取值为 0.25 kg CH₄/(kg COD),kg CH₄/(kg COD);

$F_{\text{化粪池}}$ ——化粪池 CH₄ 校正因子,取值为 0.5;

G_{CH_4} ——CH₄ 全球增温潜势值,取值为 28 kg CO₂/(kg CH₄)。

2) 污水管网 CH₄ 排放量

《IPCC 2006 年国家温室气体清单指南 2019 修订版》和《污水处理厂低碳运行评价技术规范》(T/CAEPI 49—2022)中污水管网 CH₄ 排放量公式

难以体现管道长度的影响,且参数取值有一定难度,故选用《城镇污水系统碳核算与减排路径技术指南》中污水管渠 CH₄ 碳排放量计算如式(3)~式(4)。

$$E_{\text{CH}_4} = M_{\text{污水管网}} B_0 \times \left(1 - \frac{1}{1 + \eta_T t}\right) \times 28 \quad (3)$$

其中: η_T ——COD 在 20℃ 下的厌氧转化率,取值为 0.221,由式(4)计算;

$M_{\text{污水管网}}$ ——污水管网的污水有机物总量,kg COD/d;

t ——管道污水平均水力停留时间,管道流速取值为 0.6 m/s,管道充满度取值为 0.6。

$$\eta_T = \eta_{20} \varepsilon^{T-20} \quad (4)$$

其中: ε ——修正因子,取值为 1.117;

η_{20} ——COD 在 20℃ 下的厌氧转化率,取值为 0.221;

T ——污水管网全年平均温度,取值为 20℃。

3) 污水提升泵站产生的 CO₂ 间接碳排放

污水提升泵站产生的 CO₂ 间接碳排放量计算如式(5)。

$$E_{\text{泵站}} = W_{\text{泵站}} PQf_{\text{CO}_2} \quad (5)$$

其中: $E_{\text{泵站}}$ ——污水输送过程中提升泵站运行所产生的电耗碳排放量,kg CO₂/d;

$W_{\text{泵站}}$ ——泵站能耗,kW·h/(m³·MPa),取值为 0.9 kW·h/(m³·MPa);

P ——泵站压强,MPa,管网坡度取值 0.003,即 A 村 8 km 管网需提升 24 m,泵站压强为 0.24 MPa,B、C 村 2 km 管网需提升 6 m,泵站压强为 0.06 MPa;

Q —— $Q \geq 1 \times 10^5$ m³/d 的泵站能耗约为 0.4 kW·h/(m³·MPa), $Q \leq 1 \times 10^3$ m³/d 的泵站能耗约为 0.9 kW·h/(m³·MPa)^[14];

f_{CO_2} ——电力 CO₂ 排放因子,华东地区电网排放因子取值为 0.792 t CO₂/(MW·h)。

1.2.2 污水处理

1) 污水处理 CH₄ 排放量

污水处理 CH₄ 排放量如式(6)。

$$E_{CH_4} = Q \times (C_{COD, 进水} - C_{COD, 出水} - SP_v \rho_s) \times B_0 F_{CH_4} G_{CH_4} \times 10^4 \quad (6)$$

其中: $C_{COD, 进水}$ ——进水 COD 浓度, 魏亮亮等^[15]研究表明, 在管道输送过程中, 经过约 1 000 m 的管道流动, COD 和 BOD_5 的平均去除率分别为 9.24% 和 37.35%, 计算时取 1 000 m 的管道 COD 平均去除率为 8%, A 村 8 km 污水管网 COD 去除率取 49%, B 村、C 村 2 km 污水管网 COD 去除率取 15%, mg/L;

$C_{COD, 出水}$ ——出水 COD 质量浓度, mg/L;
 S ——污水处理厂产生的干污泥量, kg DS/d, 由于农村生活污水就地处理设施现状污泥产量少, 污泥产率取值为 0;

P_v ——干污泥的有机分;

ρ_s ——污泥中有机物与 COD 的转化系数;

F_{CH_4} ——污水处理 CH_4 修正因子, 取值为 0.03。

2) 污水处理 N_2O 排放量

污水处理 N_2O 排放量如式(7)。

$$E_{N_2O} = Q \times (C_{TN, 进水} - C_{TN, 出水}) \times f_{N_2O} C_{N_2O/N_2} G_{N_2O} \times 10^4 \quad (7)$$

其中: E_{N_2O} —— N_2O 排放量, t CO_2 /d;

$C_{TN, 进水}$ ——计算时黑水中 TN 比例取值为 85%, 粪渣 TN 质量分数取值为 60%;

$C_{TN, 出水}$ ——出水 TN 质量浓度, mg/L;

f_{N_2O} —— N_2O 排放因子, 0.016 kg N_2O /(kg TN);

C_{N_2O/N_2} —— N_2O/N_2 分子量比值, 取值为 44/28;

G_{N_2O} —— N_2O 全球增温潜势值, 取值为 265 kg CO_2 /(kg N_2O)。

3) 能源消耗产生的 CO_2 间接碳排放

污水处理过程中, 由于污水泵、风机、曝气等设备使用, 消耗能源, 生产这些能源产生间接碳排放, 计算如式(8)。

$$E_{电能} = W f_{CO_2} \quad (8)$$

其中: $E_{电能}$ ——电能生产间接碳排放量, kg

CO_2 /d;

W ——用电量, kW·h/d, 4 种工艺电耗取 0.55、0.70^[16]、0.15 kW·h/m³^[17] 和 1.50 kW·h/m³^[18]。

4) 药剂消耗产生的 CO_2 间接碳排放

污水处理过程中会消耗药剂, 包括絮凝剂、消毒剂等, 药剂间接碳排放计算如式(9)。

$$E_{药剂} = M_{药剂} f_{药剂} \quad (9)$$

其中: $E_{药剂}$ ——药剂间接碳排放量, kg CO_2 /d;

$M_{药剂}$ ——药剂投加量, t/d。考虑出水标准的影响, 为保障 TP 达标排放, 本研究采用化学除磷方式。除磷药剂选用聚合氯化铝, 执行一级 A、一级 B 出水标准的处理工艺, 投加的除磷药剂物质的量之比为 2.36 和 2.01^[19];

$f_{药剂}$ ——药剂碳排放因子, 取值为 0.53 kg CO_2 /kg。

1.2.3 出水排放

1) 受纳水体 CH_4 排放量

受纳水体 CH_4 排放量如式(10)。

$$E_{CH_4} = Q C_{COD, 出水} f_{CH_4} \times 28 \times 10^{-3} \quad (10)$$

其中: f_{CH_4} ——受纳水体中 CH_4 排放因子, 取 0.028 kg CH_4 /(kg COD)。

2) 受纳水体 N_2O 排放量

受纳水体 N_2O 排放量如式(11)。

$$E_{N_2O} = Q C_{TN, 出水} f_{N_2O} C_{N_2O/N_2} G_{N_2O} \times 10^4 \quad (11)$$

其中: f_{N_2O} —— N_2O 排放因子, 取 0.005 kg N_2O /(kg TN)。

2 结果和讨论

2.1 总碳排放特征

S 市 A、B、C、D 村污水收集处理系统总碳排放特征如表 3 和图 1 所示, 总碳排放强度分别为 1.616、1.560、1.101 kg CO_2 /m³ 和 2.113 kg CO_2 /m³, 其中污水收集阶段碳排放量占比为 34.79%~72.62%, 污水处理阶段占比为 19.32%~61.02%, 出水排放阶段占比为 4.20%~8.05%。污水收集环节尤其是化粪池是主要来源, 由于 A、B、C 村修建污水管网, 碳排放量在收集阶段有所增加, 采用人工湿地处理工艺的 C 村单位能耗碳排放强度为 0.119 kg

CO_2/m^3 ,明显低于其他工艺。在总碳排放量方面,由计算结果可以看出采用能耗较低处理工艺的村落集中处理模式的C村吨水碳排放强度相对较低。

表3 S市A村、B村、C村和D村污水收集处理系统总碳排放特征(单位: $\text{kg CO}_2/\text{m}^3$)

Tab. 3 Total Carbon Emission Characteristics of Wastewater Collection and Treatment System in Village A, B, C, and D of S City (Unit: $\text{kg CO}_2/\text{m}^3$)

阶段	项目	A	B	C	D
污水收集	化粪池	0.735	0.735	0.735	0.735
	污水管网	0.085	0.022	0.022	/
	提升泵站	0.171	0.043	0.043	/
污水处理	CH_4 直接排放	0.024	0.040	0.040	0.047
	N_2O 直接排放	0.063	0.063	0.030	0.030
	电耗间接排放	0.436	0.554	0.119	1.188
	药耗间接排放	0.032	0.032	0.024	0.024
出水排放	CH_4 直接排放	0.039	0.039	0.047	0.047
	N_2O 直接排放	0.031	0.031	0.042	0.042
合计		1.616	1.560	1.101	2.113

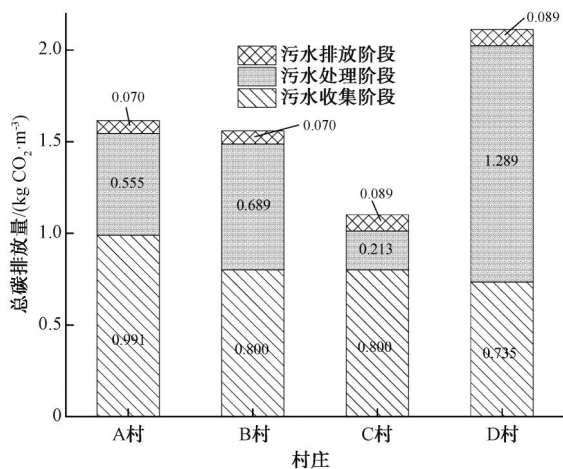


图1 S市A村、B村、C村和D村污水收集处理系统总碳排放特征

Fig. 1 Total Carbon Emission Characteristics of Wastewater Collection and Treatment System in Village A, B, C, and D of S city

2.2 污水收集阶段碳排放特征

2.2.1 化粪池

本研究中,污水收集阶段的碳排放特征如图2所示,4个村庄化粪池的碳排放强度占比达34.79%~66.74%,是农村污水处理系统最大的碳排放源。这是由于化粪池厌氧程度高,且污水停留时间较长,有机物降解产生温室气体。郝晓地等^[20]研

究表明,我国城镇化粪池 CH_4 排放量为3 000万 $\text{t CO}_2/\text{a}$,高于城镇污水处理厂 CH_4 和 N_2O 直接碳排放量(2 512万 $\text{t CO}_2/\text{a}$),黄建洪^[21]也计算出昆明、广州和兰州市化粪池 CH_4 排放总量高达109.52、669.51 $\text{t CH}_4/\text{a}$ 和1 145.71 $\text{t CH}_4/\text{a}$,尽管部分城市,如上海、广州、四川已出台相关政策:在污水集中处理设施以及配套管网覆盖的区域,可不设置化粪池。但在没有条件大范围建设污水管网的农村地区,化粪池仍是必不可少的处理设施。

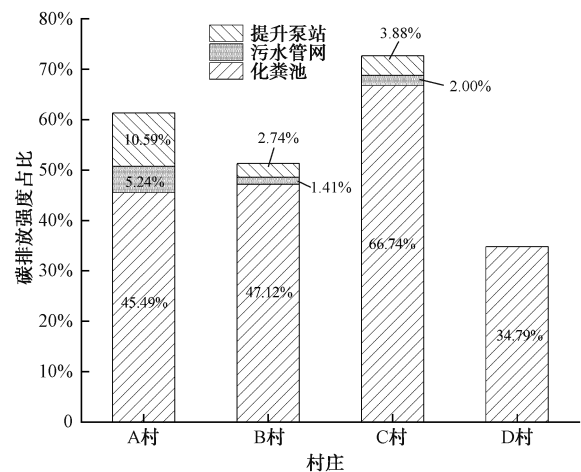


图2 污水收集阶段碳排放特征

Fig. 2 Carbon Emission Characteristics during Wastewater Collection Stage

2.2.2 污水管网

本研究中,A、B、C村根据污水收集条件,分别铺设了长度为8、2、2 km的污水管网,其管网碳排放量占比分别为5.24%、1.41%和2.00%,管网越长,导致收集阶段的碳排放强度越高。虽然最新的《IPCC 2006年国家温室气体清单指南2019修订版》中没有包含污水收集系统管道中的 CH_4 排放,但是近年来的研究发现,排水管网是 CH_4 排放的重要来源,上海市4条排水管道的实地调查^[22]显示,排水管网中 CH_4 质量浓度为 $(10.52 \pm 9.39) \text{ mg/L}$,《城镇污水碳中和路线图》通过分析2017年污水系统碳排放量,发现污水管网产生碳排放约占比为13.2%,占比仅次于化粪池(58.40%)和污水处理厂(18.8%)。对于纳管收集处理模式,由于其污水管道长度一般远高于就地处理模式,污水管网输送过程产生的碳排放强度(A村为 $0.085 \text{ kg CO}_2/\text{m}^3$)也显著高于村庄集中污水处理模式(B村、C村为 $0.022 \text{ kg CO}_2/\text{m}^3$),以往农村污水收集方式的选择

多从农村人口聚集程度、农村所处地形地势条件以及管网建设资金等方面决定,因为纳入城镇污水管网处理模式的优势主要在于规模经济性,村户集中的地区,管网建设费用一般约为处理端的2倍,而当村户分散时,管网建设费用是处理端的3~4倍,甚至更高^[23]。美国国家环境保护局(EPA)报告表明,当农村距离城镇污水管网小于8 km时,选择纳入城镇污水管网处理模式是经济有效的,通过本研究的计算,不同长度的污水管网产生的碳排放强度可以纳入农村污水收集方式选择的考虑因素,开展涉及经济和碳减排的综合评价优选农村污水收集方式。同时可以看出,对于纳管收集处理模式,污水管网输送过程产生的碳排放强度高于对应的污水处理CH₄直接排放(A村为0.073 kg CO₂/m³),Gui等^[24]测算也表明部分地区污水管网的CH₄排放量远大于污水处理厂的CH₄排放量,多贡献48%~60%温室气体。

2.2.3 提升泵站

污水输送过程中提升泵站运行所产生的电耗是收集阶段间接排放的重要来源,A村、B村、C村提升泵站电耗所产生的碳排放量占比分别为10.59%、2.74%、3.88%。张永韬等^[25]评估湖北某县城管网项目碳排放,发现污水收集系统年度碳排放量中,化粪池占比为58.71%,CH₄管网占比为25.16%,提升泵站占比为3.02%。吴良洪等^[5]研究城市污水收集系统的碳排放,发现包含6座提升泵站区域的电力消耗量是包含1座提升泵站区域的近10倍。排水网络布局、埋深等因素,均影响提升泵站所产生的间接碳排放,故在污水提升和输送过程中,设计应充分考虑地形和自然坡度,合理进行高程布置、减少水泵扬程,避免多次提升。

2.3 污水处理阶段碳排放特征

2.3.1 直接碳排放

本研究中,污水处理阶段的碳排放特征如图3所示,A村、B村、C村、D村污水处理过程中CH₄排放强度分别为0.024、0.040、0.040、0.047 kg CO₂/m³,碳排放占比为1.49%~3.65%。这主要是由于污水中的有机物在输送过程中降解,进入污水处理厂的污染物浓度低于就地处理设施,产生的CH₄也相应较低。王金鹤^[26]实测国内6座污水处理厂的CH₄排放量,分别为0.001 3、0.001 6、0.001 0、0.007 9、

0.009 4 kg CH₄/(kg COD)和0.000 78 kg CH₄/(kg COD),按进水质量浓度为300 mg/L、CH₄全球增温潜势值为28 kg CO₂/(kg CH₄)换算,CH₄排放值为0.007~0.079 kg CO₂/m³,与本研究的计算结果相差不大。污水处理过程中生物脱氮会产生大量的N₂O,进水TN负荷中7%会转化为NO和N₂O,其N₂O排放量约占全球人为排放量的5.6%^[27]。A村、B村、C村、D村污水处理过程中N₂O排放强度为0.063、0.063、0.030、0.030 kg CO₂/m³,影响N₂O排放强度的主要因素是进出水TN浓度,由于C村、D村TN排放标准低于A村、B村,因此C村、D村污水处理过程中N₂O排放强度低于A村、B村。刘阳等^[28]对执行不同出水标准的污水处理厂碳排放强度进行方差分析,计算结果也显示一级A出水的污水处理厂运营阶段平均碳排放强度为0.47 kg CO₂/m³,地表水准Ⅳ类出水的污水处理厂平均碳排放强度为0.54 kg CO₂/m³,提升污水处理厂出水标准可能会提高碳排放强度。N₂O碳排放占比为1.43%~4.40%,可以看出污水处理过程中N₂O碳排放量占比稍高于CH₄碳排放量。

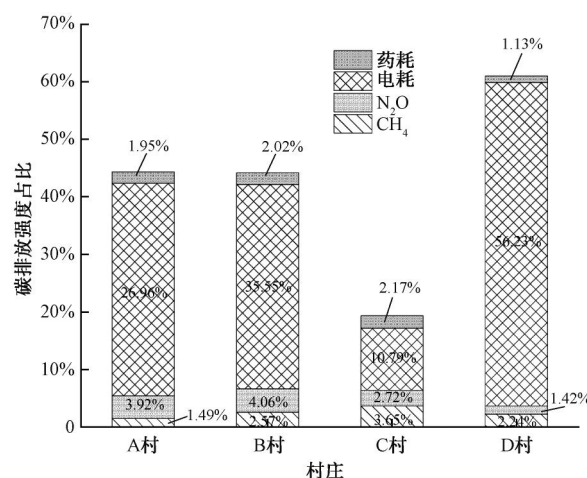


图3 污水处理阶段碳排放特征

Fig. 3 Carbon Emission Characteristics during Wastewater Treatment Stage

2.3.2 间接碳排放

本研究中电耗碳排放占比高达10.79%~56.23%。从处理规模方面讨论,污水处理厂能耗与处理规模呈负相关性,就A村(0.43 kg CO₂/m³)、B村(0.55 kg CO₂/m³)和D村(1.19 kg CO₂/m³)而言,单位能耗碳排放随处理规模增大而减少。张羽

就等^[29]统计分析了中国 1 291 座污水处理厂的单位能耗,数据表明:当污水处理厂规模 $\leq 1 \times 10^4 \text{ m}^3/\text{d}$ 时,单位能耗为 $(0.346 \pm 0.211) \text{ kW} \cdot \text{h}/\text{m}^3$;而当规模 $\geq 1 \times 10^5 \text{ m}^3/\text{d}$,单位能耗降低至 $(0.268 \pm 0.112) \text{ kW} \cdot \text{h}/\text{m}^3$ 。污水处理的集中或分散建设已成为污水处理厂关注的焦点之一,He 等^[30]研究发现在节能方面,污水处理厂的最佳规模为 $2 \times 10^5 \sim 5 \times 10^5 \text{ m}^3/\text{d}$ 。

从处理工艺方面讨论,MBR 在农村的应用越来越多,然而 MBR 是高耗能工艺,一些研究^[31]表明,MBR 的能耗比传统活性污泥工艺高出 3 倍,在本研究中,B 村(MBR 工艺)的单位能耗碳排放是 A 村(AAO)的 1.3 倍,相比之下,C 村人工湿地的单位能耗碳排放强度 $(0.12 \text{ kg CO}_2/\text{m}^3)$ 明显低于其余村镇,表明生态处理技术在节能减排方面优于其他处理技术,且人工湿地中的大型植被可以减少温室气体排放,若设计管理得当可成为潜在的碳汇^[32]。而 D 村净化槽技术的单位能耗碳排放强度高达 $1.19 \text{ kg CO}_2/\text{m}^3$,是其余村镇的 2.2~10.0 倍。

本研究中,污水处理过程中选用药剂聚合氯化铝保障 TP 达标排放,药耗碳排放占比为 1.13%~2.17%,由于 A 村、B 村 TP 排放标准高于 C 村、D 村,投加除磷剂的量增多,导致 A 村、B 村污水处理过程中药耗间接排放较高。

2.4 出水排放阶段碳排放特征

经处理后的出水,含有少量有机物,当其排入受纳水体后,在厌氧环境下,会造成 CH_4 直接排放,经处理后的出水,含有少量的含氮化合物,当其排入受纳水体后,在微生物的生化作用下,会造成 N_2O 直接排放,该阶段的碳排放占比为 4.20%~8.05%,污水排放阶段的碳排放特征如图 4 所示。

2.5 讨论

4 种情景下的农村生活污水处理碳排放强度从小到大:村庄集中污水处理(人工湿地)<纳入城镇污水管网处理<村庄集中污水处理(MBR)<分户污水处理。村庄集中污水处理(人工湿地)由于电力消耗小,间接排放小,因此整体的碳排放量较小。同时,可以发现,4 种情景下,化粪池(34.79%~66.74%)、污水管网(1.41%~5.24%)、提升泵站(2.74%~10.59%)和污水处理电耗(10.79%~56.23%)等阶段的碳排放量所占比例最大,达到污水处理总碳排放量的 83.4%~91.0%,是农村生活污水收集处理降碳所应关注的重点。

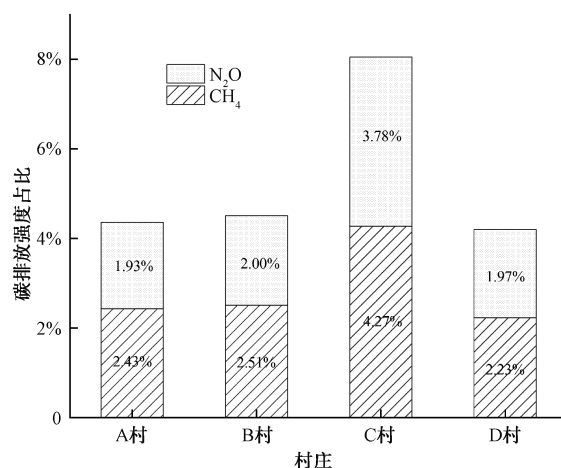


图4 污水排放阶段碳排放特征

Fig. 4 Carbon Emission Characteristics during Wastewater Discharge Stage

基于研究结果,农村生活污水收集处理系统未来的碳减排措施可考虑从源头、管网和处理工艺优化等方面着手降低碳排放:a)在源头方面,农村地区可以从使用整体式化粪池、相邻多户家庭共用化粪池、在实现粪尿分离思路下进行厕所改造等角度进行农村改厕工作,从而降低碳排放强度^[13];b)在管网方面,尽可能减少污水流在管道内的停留时间,降低其碳排放占比,或采取优化污水管渠断面、优化坡度等措施以减少厌氧环境形成,Song 等^[33]基于文献统计的结果发现压力管道的 CH_4 直接排放强度比重力管道高出至少 3 倍;c)在处理工艺优化方面,因地制宜选择生态处理工艺,包括人工湿地、生物滤池等,并围绕生态处理工艺的低耗高效运行、填料开发和生物群落优化等方面开展技术创新。与城镇污水处理相比,农村生活污水处理规模减小、污染物浓度和负荷率较低且负荷波动大,本研究中的能耗(平均为 $0.73 \text{ kW} \cdot \text{h}/\text{m}^3$)远高于城镇污水处理,Niu 等^[34]统计结果也显示,城市地区污水处理的平均能耗为 $3.8 \text{ kW} \cdot \text{h}/(\text{kg COD})$,而农村地区为 $5.6 \text{ kW} \cdot \text{h}/(\text{kg COD})$,高出近 50%。在城镇污水处理厂良好运行的污水处理技术、设备可能不适用于处理规模较小、进水污染物浓度较低的农村污水处理,因此,应更多探索开发适合农村污水处理的分散式或低能耗污水处理技术。He 等^[30]统计结果显示,我国 AO/AAO 工艺的单位能耗约为 $(0.307 \pm 0.166) \text{ kW} \cdot \text{h}/\text{m}^3$,序批式活性污泥法(SBR)工艺单位能耗为 $(0.276 \pm 0.148) \text{ kW} \cdot \text{h}/\text{m}^3$,氧化沟工艺单位能耗为

(0.280 ± 0.154) $\text{kW} \cdot \text{h}/\text{m}^3$, 而 MBR 工艺单位能耗高达 (0.589 ± 0.041) $\text{kW} \cdot \text{h}/\text{m}^3$, 且从节能减排方面考虑, SBR 工艺更适合于小型污水处理厂 (规模小于 $1 \times 10^5 \text{ m}^3/\text{d}$), 氧化沟适用于中等规模污水处理厂 (规模为 $1 \times 10^5 \sim 2 \times 10^5 \text{ m}^3/\text{d}$), AO/AAO 工艺适用于大型污水处理厂 (规模大于 $2 \times 10^5 \text{ m}^3/\text{d}$), 在本研究中, C 村人工湿地的单位能耗碳排放最低, 王波等^[35]采用生态处理系统处理村镇污水工程, 实践表明, 工程减少碳排放 $13.5 \text{ t CO}_2/\text{a}$, 生态处理技术在节能减排方面优于其他处理技术。

生态环境部 2023 年 12 月出台《关于进一步推进农村生活污水治理的指导意见》, 提出农村生活污水治理要遵循“应管尽管、应治尽治、应用尽用”的原则。农村生活污水资源化利用可考虑源头黑灰分离措施, 厕所、浴室、厨房排水管道分离实现黑水、灰水分开收集, 黑水有机物、氮、磷浓度较高, 可进行氮磷回收、甲烷回收、肥料化利用等, 灰水无需设置化粪池, 可减少 CH_4 排放, 净化后的灰水可用于农业灌溉、生态补水、市政杂用等。B 村、C 村、D 村出水水质已优于《城镇污水处理厂污染物排放标准》(GB 18918—2002) 一级 B 标准, 如考虑尾水用于灌溉, B 村、C 村、D 村分别可减少 16.934 、 16.934 、 $1.693 \text{ kg CO}_2/\text{d}$ 碳排放量, 实现 11.3% 、 16.6% 、 8.3% 碳中和率, B、C、D 村碳排放量和碳减排量如图 5 所示。吴娇^[36]通过尾水回用, 按日用水量为 $50\,000 \text{ m}^3$ 有效利用, 每年可实现碳减排量为 $3\,066 \text{ t}$, 可实现碳中和率为 18% 。

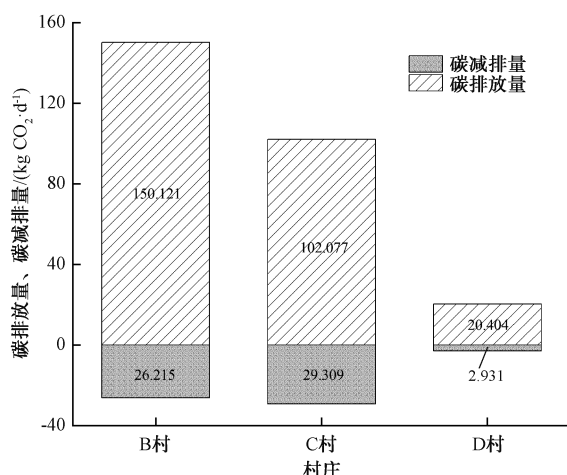


图 5 B 村、C 村和 D 村碳排放量和碳减排量
Fig. 5 Carbon Emission and Carbon Reduction in Village B, C, and D

3 结论

本研究从碳减排角度探索适合农村污水治理的模式与技术, 通过计算不同收集处理模式下的农村地区污水碳排放量, 结论如下。

(1) 分户污水处理、村庄集中污水处理、纳入城镇污水管网处理模式的碳排放强度分别为 1.616 、 1.560 、 $1.101 \text{ kg CO}_2/\text{m}^3$ 和 $2.113 \text{ kg CO}_2/\text{m}^3$, 村庄集中模式的吨水碳排放强度相对较低, 尤其采用能耗较低的处理工艺。

(2) 直接碳排放中, 污水收集环节尤其是化粪池是主要来源, 污水收集阶段碳排放量占排放总量的 $34.79\% \sim 72.62\%$, 化粪池碳排放量占排放总量的 $34.79\% \sim 66.74\%$ 。

(3) 间接碳排放中, 电耗碳排放占碳排放总量的 $10.79\% \sim 56.23\%$ 。人工湿地的单位能耗碳排放强度明显低于其余工艺, 生态处理技术在节能减排方面优于其他处理技术。

(4) 农村生活污水收集处理系统可考虑从源头、管网和处理工艺优化等方面降低碳排放, 并在农林灌溉等方面加强尾水的可应用性, 推进资源循环利用, 如考虑尾水用于灌溉, B 村、C 村、D 村可实现 $8.3\% \sim 16.6\%$ 碳中和率。

参考文献

- [1] 李瑜. 农村生活污水资源化利用技术模式及工程示范[J]. 净水技术, 2024, 43(2): 83-89.
LI Y. Engineering demonstration and technological mode of resource utilization of rural domestic wastewater [J]. Water Purification Technology, 2024, 43(2): 83-89.
- [2] LU L, GUESTJ S, PETERS C A, et al. Wastewater treatment for carbon capture and utilization [J]. Nature Sustainability, 2018, 1(12): 750-758.
- [3] 彭栓, 刘永, 毛国柱, 等. 中国污水处理行业温室气体减排关键问题及对策[J]. 环境科学, 2025, 46(1): 129-139.
PENG S, LIU Y, MAO G Z, et al. Key problems and strategies for greenhouse gas reduction in China's wastewater treatment industry [J]. Environmental Science, 2025, 46(1): 129-139.
- [4] 吴宝利, 李鹏峰, 张岳, 等. 污水处理系统碳排放影响因素及降碳策略研究[J]. 中国给水排水, 2024, 40(12): 1-12.
WU B L, LI P F, ZHANG Y, et al. Research on influencing factors and carbon reduction strategies of sewage treatment system [J]. China Water & Wastewater, 2024, 40(12): 1-12.
- [5] 吴良洪, 程贞雄, 吴浩然, 等. 提质增效背景下城市污水收集系统的碳排放特征与影响因素分析[J]. 环境科学, 2025, 46(2): 696-704.

- WU L H, CHENG Z X, WU H R, et al. Analysis of carbon emission characteristics and influencing factors in urban wastewater collection systems under the background of quality improvement and efficiency enhancement [J]. *Environmental Science*, 2025, 46(2): 696-704.
- [6] 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, 45(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, 45(4): 56-62.
- [7] 贺凯, 刘泽军, 张钰旋, 等. 日本污水处理系统温室气体排放量计算及控制[J]. *中国给水排水*, 2024, 40(6): 32-38.
- HE K, LIU Z J, ZHANG Y X, et al. Greenhouse gas emission calculation and carbon neutralization measures in Japanese wastewater treatment system [J]. *China Water & Wastewater*, 2024, 40(6): 32-38.
- [8] 孙强强, 陈贻龙. 南方某省城镇污水处理厂碳排放特征[J]. *环境工程学报*, 2023, 17(10): 3231-3244.
- SUN Q Q, CHEN Y L. Characteristics of carbon emission from municipal wastewater treatment plants in a south-China province [J]. *Chinese Journal of Environmental Engineering*, 2023, 17(10): 3231-3244.
- [9] 章易博, 柴文波, 王长智, 等. 城镇污水处理厂碳排放核算与基于 BioWin 的减污降碳模拟[J]. *环境科学学报*, 2024, 44(9): 427-438.
- ZHANG Y B, CHAI W B, WANG C Z, et al. Carbon emission accounting of urban wastewater treatment plants and simulation of pollution and carbon reduction based on BioWin [J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2024, 44(9): 427-438.
- [10] 许洲. 超大城市大型污水处理厂碳中和路径探讨[J]. *给水排水*, 2022, 48(7): 39-45.
- XU Z. Probe into carbon neutral path of large scale wastewater treatment plants in mega cities [J]. *Water & Wastewater Engineering*, 2022, 48(7): 39-45.
- [11] 高顺, 刘长奇, 唐虎, 等. 双碳背景下污水处理厂的发展方向分析[J]. *给水排水*, 2023, 49(s2): 634-639.
- GAO S, LIU C Q, TANG H, et al. Analysis of the development direction of sewage treatment plants in the dual-carbon era[J]. *Water & Wastewater Engineering*, 2023, 49(s2): 634-639.
- [12] 付浩, 闫海, 邱长浩, 等. 人口密集地区农村生活污水治理若干问题探讨[J]. *给水排水*, 2020, 46(9): 9-14.
- FU H, LÜ H, QIU C H, et al. Discussion on several problems of rural domestic sewage treatment in densely populated areas[J]. *Water & Wastewater Engineering*, 2020, 46(9): 9-14.
- [13] 岑森. 农村典型厕所系统碳足迹核算及优化[D]. 重庆: 重庆大学, 2021.
- CEN S. Carbon footprint calculation and optimization of rural typical toilet system [D]. Chongqing: Chongqing University, 2021.
- [14] 张怀宇. 我国公共供水系统温室气体排放与碳减排探讨[J]. *给水排水*, 2023, 49(11): 16-24.
- ZHANG H Y. Discussion on greenhouse gas emission and carbonreduction of China's public water supply systems [J]. *Water & Wastewater Engineering*, 2023, 49(11): 16-24.
- [15] 魏亮亮, 李健菊, 陈颜, 等. 公共建筑、化粪池设置及管道传输对城市生活污水水质参数的影响分析[J]. *给水排水*, 2020, 46(s2): 155-166.
- WEI L L, LI J J, CHEN Y, et al. Effect of public construction, septic tank and pipeline transmission on the water quality of urban sewage[J]. *Water & Wastewater Engineering*, 2020, 46(s2): 155-166.
- [16] 高术波. AAO+MBR 在农村污水处理中应用[J]. *水利规划与设计*, 2019(9): 28-29, 61.
- GAO S B. AAO+MBR is used in rural sewage treatment [J]. *Water Resources Planning and Design*, 2019(9): 28-29, 61.
- [17] 钟秋爽, 王俊玉, 付卫国. 厌氧—多级跌水新型人工湿地处理农村生活污水研究[J]. *给水排水*, 2013, 39(9): 42-45.
- ZHONG Q S, WANG J Y, FU W G. Research on the treatment of rural domestic sewage by anaerobic-multi-stage water drop new constructed wetland [J]. *Water & Wastewater Engineering*, 2013, 39(9): 42-45.
- [18] 王昶, 李琳, 谈玉琴, 等. 多户化粪池联用的生活污水处理净化槽的研究[J]. *环境工程*, 2012, 30(2): 26-29.
- WANG C, LI L, TAN Y Q, et al. Study on treatment of household sewage in purifying tank connecting multiple septic tanks [J]. *Environmental Engineering*, 2012, 30(2): 26-29.
- [19] 张维, 颜秀勤, 张悦, 等. 我国城镇污水处理厂运行药耗分析[J]. *中国给水排水*, 2017, 33(4): 103-108.
- ZHANG W, YAN X Q, ZHANG Y, et al. Analysis of chemicals consumption in urban sewage treatment plants in China [J]. *China Water & Wastewater*, 2017, 33(4): 103-108.
- [20] 郝晓地, 杨文字, 林甲. 不可小觑的化粪池甲烷碳排放量[J]. *中国给水排水*, 2017, 33(10): 28-33.
- HAO X D, YANG W Y, LIN J. Non negligible carbon emission with methane from septic tanks [J]. *China Water & Wastewater*, 2017, 33(10): 28-33.
- [21] 黄建洪. 城市生活排水系统废气产排污系数核算研究[D]. 昆明: 昆明理工大学, 2013.
- HUANG J H. Study on production emissions calculation of exhaust gas from sewer system [D]. Kunming: Kunming University of Science and Technology, 2013.
- [22] CHEN H, YE J F, ZHOU Y F, 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.

- [23] GU Y F, DONG Y N, WANG H T, et al. Quantification of the water, energy and carbon footprints of wastewater treatment plants in China considering a water-energy nexus perspective [J]. *Ecological Indicators*, 2016, 60: 402–409. DOI: 10.1016/j.ecolind.2015.07.012.
- [24] GUI Z H, WEN J H, FU L, et al. Analysis on mode and benefit of resource utilization of rural sewage in a typical chinese city [J]. *Water*, 2023, 15(11): 2062.
- [25] 张永韬, 曹卉, 檀科明. 湖北某县城长江大保护项目污水管网碳排放量测算探究[J]. *环境保护与循环经济*, 2023, 43(6): 94–98.
- ZHANG Y T, CAO H, TAN K M. Exploration of carbon emission measurement of sewage pipe network of the Yangtze River protection project in a county in Hubei[J]. *Environmental Protection and Circular Economy*, 2023, 43(6): 94–98.
- [26] 王金鹤. 城镇污水处理厂中温室气体的释放研究[D]. 济南: 山东大学, 2011.
- WANG J H. Research on the greenhouse gas emissions from full-scale municipal wastewater treatment plants [D]. Jinan: Shandong University, 2011.
- [27] AHN J H, KIM S P, PARK H K, et al. N₂O emissions from activated sludge processes, 2008–2009: Results of a national monitoring survey in the United States [J]. *Environmental Science & Technology*, 2010, 44(12): 4505–4511.
- [28] 刘阳, 施周, 文字鸿, 等. 城镇污水系统碳核算方法研究及典型工艺减碳路径分析[J]. *给水排水*, 2024, 50(1): 37–45.
- LIU Y, SHI Z, WEN Y H, et al. Research on carbon accounting method of urban sewage system and analysis of typical process carbon reduction path [J]. *Water & Wastewater Engineering*, 2024, 50(1): 37–45.
- [29] 张羽就, 席佳锐, 陈玲, 等. 中国城镇污水处理厂能耗统计与基准分析[J]. *中国给水排水*, 2021, 37(8): 8–17.
- ZHANG Y J, XI J R, CHEN L, et al. Energy consumption statistics and bench marking analysis of urban wastewater treatment plants (WWTPs) in China [J]. *China Water & Wastewater*, 2021, 37(8): 8–17.
- [30] HE Y, ZHU Y S, CHEN J H, et al. Assessment of energy consumption of municipal wastewater treatment plants in China [J]. *Journal of Cleaner Production*, 2019, 228: 399–404. DOI: 10.1016/j.jclepro.2019.04.320.
- [31] KRZEMINSKI P, GRAAF J H J M, LIER J B. Specific energy consumption of membrane bioreactor (MBR) for sewage treatment [J]. *Water Science and Technology*, 2012, 65(2): 380–392.
- [32] VYMAZAL J, ZHAO Y Q, MANDER Ü. Recent research challenges in constructed wetlands for wastewater treatment: A review[J]. *Ecological Engineering*, 2021, 169: 106318. DOI: 10.1016/j.ecoleng.2021.106318.
- [33] SONG C, ZHU J J, WILLIS J L, et al. Methane emissions from municipal wastewater collection and treatment systems [J]. *Environmental Science & Technology*, 2023, 57(6): 2248–2261.
- [34] NIU K Y, WU J, QI L, et al. Energy intensity of wastewater treatment plants and influencing factors in China[J]. *Science of the Total Environment*, 2019, 670: 961–970. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2019.03.159.
- [35] 王波, 杨书传. 生态处理系统处理村镇污水工程实践[J]. *中国给水排水*, 2021, 37(14): 128–131.
- WANG B, YANG S C. Engineering practice of ecological treatment system for rural sewage treatment[J]. *China Water & Wastewater*, 2021, 37(14): 128–131.
- [36] 吴娇. 上海某污水处理厂碳排放分析及减碳路径探索[J]. *净水技术*, 2023, 42(s1): 135–140.
- WU J. Carbon emission analysis and carbon reduction exploration of a WWTP in Shanghai [J]. *Water Purification Technology*, 2023, 42(s1): 135–140.