

城镇给排水工程设计案例专栏

窦娜莎, 殷豪帅, 黄开, 等. 降碳视角下北方某流域污水厂尾水生态补水系统扩建布局[J]. 净水技术, 2025, 44(8): 154-163, 180.

DOU N S, YIN H S, HUANG K, et al. Expansion and layout of ecological water compensation system for WWTP tailwater in a northern river basin under the view of carbon reduction [J]. Water Purification Technology, 2025, 44(8): 154-163, 180.

降碳视角下北方某流域污水厂尾水生态补水系统扩建布局

窦娜莎¹, 殷豪帅², 黄开^{2,*}, 赵荣²

(1. 青岛市工程咨询院<青岛产业研究院>, 山东青岛 266035; 2. 上海市市政工程设计研究总院<集团>有限公司, 上海 200092)

摘要 【目的】 研究通过碳排放核算, 针对北方季节水源性河道使用再生水作为生态补水回灌河道、恢复水生态、改善水质的情况, 探讨流域污水处理再生生态补水系统的扩建布局模式。【方法】 以北方某流域为例, 根据《城镇水务系统碳核算与减排路径技术指南》中关于污水系统、再生水系统的碳核算边界和方法, 采用对比分析法, 重点分析集中+分散建设与全集中建设 2 种模式的碳排放特征, 开展建设期和运营期的碳排放核算研究。【结果】 建设期集中+分散建设、全集中建设的碳排放量分别为 101 583、107 172 t CO₂-eq, 运营期的碳排放量分别为 2. 530、4. 164 kg CO₂-eq/m³, 相比分别减少了 5. 21% 和 39. 24%, 其中污水收集管网的单位碳排放量相差 76. 76%。【结论】 建设期碳排放量主要取决于建设的工程量, 集中+分散建设模式总体上工程量越小, 碳排放量低; 运营期单位碳排放量的主要影响因素有污水在收集管网中的平均水力停留时间、污水处理厂的能耗和药耗、再生水提升的能耗等, 污水在收集管网中的平均水力停留时间影响幅度最大, 在评估时作为首要因素, 总体上集中+分散建设模式的碳排放量低。因此, 从降碳视角, 集中+分散建设模式在建设期和运营期降低碳排放方面具有显著优势, 推荐在类似流域污水处理再生生态补水系统扩建布局中推荐优先使用, 对“双碳”目标下的水生态修复与水环境的改善具有重要意义。

关键词 流域 污水厂尾水生态补水 集中+分散建设 全集中建设 碳排放

中图分类号: TU992 **文献标志码:** B **文章编号:** 1009-0177(2025)08-0154-11

DOI: 10. 15890/j. cnki. jsjs. 2025. 08. 020

Expansion and Layout of Ecological Water Compensation System for WWTP Tailwater in a Northern River Basin under the View of Carbon Reduction

DOU Nasha¹, YIN Haoshuai², HUANG Kai^{2,*}, ZHAO Rong²

(1. Qingdao Engineering Consulting Institute <Qingdao Industrial Research Institute>, Qingdao 266035, China;

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

Abstract [Objective] This study evaluates carbon emissions through the lens of using regenerated water for ecological compensation and subsurface recharge in seasonal water source channels of northern regions, aiming to restore aquatic ecosystems and improve water quality. [Methods] Taking a northern river basin as a case, the research compared two expansion patterns concentrated + distributed construction versus fully concentrated construction for wastewater treatment and ecological compensation systems. Following the carbon accounting boundaries and method ologies outlines in the *Technical Guidelines for Carbon Accounting and Emission Reduction Paths in Urban Water Systems*, the study employs contrastive analysis to examine carbon emission characteristics

[收稿日期] 2025-03-21

[作者简介] 窦娜莎(1983—), 女, 高级工程师, 研究方向为污水及固体废弃物污染控制技术、水生态修复与重建, E-mail: qdzxy0807@126.com。

[通信作者] 黄开(1972—), 男, 正高级工程师, 研究方向为水处理工程、海绵城市、水环境整治与水生态修复, E-mail: huangkai1@smedi.com。

during both the construction and operation phases. [Results] Carbon emissions during construction are 101 583 t CO₂-eq for the concentrated + distributed model and 107 172 t CO₂-eq for the fully concentrated model, while unit carbon emissions during operation are 2.530 kg CO₂-eq/m³ and 4.164 kg CO₂-eq/m³, respectively, representing reductions of 5.21% and 39.24%. Notably, unit carbon emissions from wastewater collection networks differs by 76.76% between the two models. [Conclusion] Construction-phase emissions primarily depend on project scale, with the concentrated + distributed model generally requiring smaller engineering scope and thus lower emissions. The main influencing factors of unit carbon emissions during the operation period include the average hydraulic retention time of wastewater in the collection pipeline network, energy and chemical consumption of wastewater treatment plants, and energy consumption of recycled water upgrading. The average hydraulic retention time of wastewater in the collection pipeline network has the greatest impact. Therefore, the concentrated + distributed model demonstrates significant advantages in reducing carbon emissions during both construction and operation phases. This approach is recommended for priority adoption in similar basin expansions of wastewater treatment and ecological compensation systems, offering critical support for water ecosystem restoration and environmental quality improvement under China's "dual carbon" goals.

Keywords river basin ecological reclaimed water compensation for WWTP tailwater concentrated+distributed construction fully concentrated construction carbon emission

在功能性发展视角下,我国城镇污水处理体系的系统构建历经了3个主要发展阶段。第一阶段:以减轻水环境污染为目的的污水收集处理达标排放,极少考虑再生回用,流域内污水处理厂主要集中布设在流域下游,收集管网布局与污水处理厂布设相匹配。第二阶段:在污水收集处理达标排放的基础上,流域下游污水处理厂提标扩容并建设一定规模的再生水处理回用系统,经管网和泵站输送至河道中上游,供工业企业、城市浇洒、绿化浇灌等回用,污水收集管网和再生水输送管网布局也与之相匹配^[1]。第三阶段:城市扩张引致污水量激增与再生水需求及水资源利用约束同步趋严,流域中上游再生水处理厂的规划建设成为重心,旨在实施污水就地再生回用,并伴以收集管网与回用水管网布局的系统性匹配重构。

在缺水的北方季节水源性河道,旱季降水锐减与替代性水源匮乏影响,生态基流持续低于阈值,诱发河道间歇性断流,导致河道水生态系统由此陷入脆弱或损毁状态,水环境容量趋近于临界低值,伴随而来的是水质系统性恶化,污染物扩散能力减弱、自净功能丧失,部分断面长期处于黑臭状态且水质超标率居高不下。北方某些季节水源性流域在优质水紧缺的情况下,尝试大量使用再生水作为生态补水回灌河道,开展再生水资源化利用,虽然再生水仍存在一定的污染,但是通过修复河道水生态系统,提高了河道水环境容量,明显改善了河道水质,个别河道甚至达到地表水Ⅲ类水质^[2-4]。但再生水作为生态补水使用,补水量需求较大,对再生水的补水点和污

水再生处理厂的布局也要求技术与经济合理。

我国生态文明建设已迈入以降碳为核心战略导向、推动减污降碳协同增效、促进经济社会发展全面绿色转型的关键阶段。城镇污水收集处理系统在建设、运营及污泥处置过程中都会产生并排放出大量CO₂、CH₄、N₂O等温室气体。欧盟委员会报告显示,全球有9%的CH₄和3%的N₂O排放来自污水处理厂及其收集系统,统计表明污水处理行业碳排放量占全球温室气体排放总量的2%~3%,并且呈现逐年上升的趋势^[5-7]。在北方季节性缺水河道的旱季生态基流维护中,以再生水替代优质水源实施生态补水,不仅是碳减排的关键路径,还能通过水生态系统修复形成可持续碳汇增益,实现降碳与碳汇的协同增效。目前我国已在城镇污水收集处理系统碳排放方面做了广泛的研究^[8-9],但在流域污水处理再生利用及回灌河道作为生态补水的系统改扩建布局方面的碳排放核算涉及较少^[10-14]。本研究聚焦北方典型流域,构建涵盖污水收集管网、处理设施、再生水回用及河道生态补水全系统碳排放核算模型,以降碳为目标导向,定量解析该系统在建设和运行维护阶段的空间布局优化模式,并提出扩建规划方案。

1 工程概况

北方某流域总体地形东高西低,河流最终汇入大海,流域内污水系统服务面积约为124 km²。原规划布局在该流域河道入海口处集中建设大规模污水处理厂,规划规模为35万m³/d,已建成25万m³/d。随着城市发展,流域近期污水量迅速增加,预测远期规模约为45万m³/d,远景可能超过50万m³/d;污

水处理标准提升和再生水作为河道生态补水需求量的快速加大,导致用地需求大幅度增加,原入海口污水处理厂的预留用地不满足于集中大规模扩建污水处理及再生回用设施的要求,在过去一段时期内被迫结合地形,从技术经济和占地选址方面对流域内污水处理及再生回用系统重新布局。

在规划论证过程中形成 2 种建设模式:模式一为现在已选定按计划实施的小规模集中与分散建设相结合的模式;模式二为对比方案,在河道下游大规模全集中建设模式。从技术、能耗、选址以及经济的角度,全集中建设模式在污水处理方面具有规模效应,投资偏低,但再生水回用管网投资高且泵站的多次加压提升能耗高;集中+分散建设模式在污水处理方面投资、运行成本和能耗相对偏高,不具备规模效应,但在再生水回用方面具有明显优势。最终按照集中+分散模式建设实施,将再生水作为生态补水输送到中上游,较好地恢复了河道的水生态系统,提高了河道的水环境容量,使河道国控断面由多年地表水劣 V 类水质改善到每年绝大多数时段达到

地表水Ⅲ类水质,取得了良好的效果。

1.1 污水处理再生回用系统扩建布局模式

集中+分散建设模式:在既有场地保证已建成 25 万 m^3/d 的提标改造和再生水的建设用地需求,尽可能扩大建设规模,同步在中上游选址分散建设 n 个相对集中规模的污水处理再生厂,经过实际论证形成“1+n”模式,即现状厂址剩余用地新建 A 厂 5 万 m^3/d 、中游新建 B 厂 10 万(近期 5 万+远期 5 万) m^3/d 、一支流上游新建 C 厂 10 万(近期 4 万+远期 6 万) m^3/d 、二支流上游新建 D 厂 0.6 万 m^3/d 。其中, B 厂近期 5 万 m^3/d 因中游征地时间较长实际建在入海口北岸;远期 5 万 m^3/d 在中游选址作为待建预留,不计入后续数据分析,如图 1(a) 所示。

全集中建设模式:在既有厂地保证已建成 25 万 m^3/d 提标改造和再生水的建设用地需求,尽可能扩大建设规模,同步调整已建成厂地附近地块的用地性质,用来全集中新建 20.6 万 m^3/d ;另外规划在中游为远期待建 5 万 m^3/d ,不计入后续数据分析,如图 1(b) 所示。

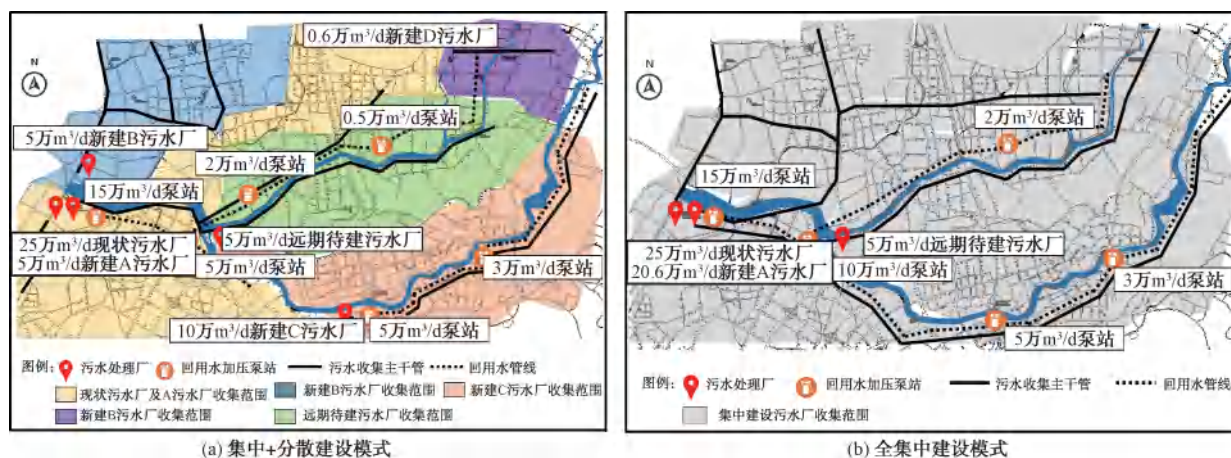


图 1 流域内污水处理再生回用生态补水扩建布局模式

Fig. 1 Expansion and Layout Modes of Ecological Reclaimed Water Compensation System for Wastewater Treatment in River Basin

1.2 2 种建设模式规模、工艺及工程量

集中+分散式建设模式的 4 座污水处理厂生化处理工艺均为厌氧-缺氧-好氧-膜生物反应器(AAO-MBR),拟全集中建设的污水厂同步采用 AAO-MBR 工艺进行对比分析。在现状污水收集管网的基础上,考虑污水处理厂之间的联通备用功能,2 种建设模式需改扩建的污水收集干管工程量不同,再生水输送管网和泵站规模和工程量也不同。

对比分析如表 1 所示。

1.3 2 种模式处理系统设计参数

流域内污水性质主要为生活污水,少量工业污水及养殖废水汇入污水收集管网,因该流域水资源紧缺,居民节水意识较强,污水内有机质含量与其他区域相比较,可生化性较好。其中, A 污水处理厂污水收集区域内存在一定量的如啤酒等食品加工工业,污水可生化性较好,是污水

表 1 2 种建设模式规模及工艺路线对比
Tab. 1 Comparison of Scale and Process Routes between Two Construction Modes

模式	项目	处理规模/ ($\text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$)	污水再生处理 厂工艺路线	污水干管 管径	污水干管 管长/km	自排补水量/ ($\text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$)	再生水提升泵站规模/ ($\text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$)	再生水 管径	再生水 管长/m
集中+分	现状	250 000	/	DN800	11	0	150 000(一级泵站)	DN1200	4 000
散建设	扩建 A 厂	50 000	预处理+AAO-MBR+O ₃				50 000(二级泵站)	DN600	500
	扩建 B 厂	50 000	预处理+AAO-MBR+ 紫外(UV)	DN800	10		20 000(北三级泵站) 5 000(北四级泵站)	DN400 DN200	4 500 3 000
	扩建 C 厂	100 000	预处理+AAO-MBR+O ₃	DN1000	20	50 000	50 000(南一级泵站) 30 000(南二级泵站)	DN600 DN400	3 500 7 200
	扩建 D 厂	6 000	预处理+AAO-MBR+NaClO	DN500	2	6 000	/	0	0
全集中 建设	现状	250 000	/	DN1400	48	0	256 000(一级泵站) 150 000(二级泵站)	DN1600 DN1000	4 000 9 600
	集中扩建	206 000	预处理+AAO-MBR+O ₃				50 000(南三级泵站) 30 000(南四级泵站) 20 000(北三级泵站)	DN600 DN400 DN400	3 500 7 000 4 300

处理厂的优质碳源,未经处理直接排往污水处理 他污水处理厂。不同模式处理系统设计参数如
厂。因此,A 污水厂进水 COD 及 BOD 均高于其 表 2 所示。

表 2 2 种建设模式处理系统设计参数
Tab. 2 Design Parameters of Treatment Systems of Two Construction Modes

项目	最低水 温/℃	进水 COD/ ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	出水 COD/ ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	进水 BOD/ ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	出水 BOD/ ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	外加 碳源/ ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	进水 TN/ ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	出水 TN/ ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	混合液 悬浮固体 (MLVSS)/ ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	生物固体 平均停留 时间/d	生物反应 池水力停 留时间/d	年耗 电量/ ($\text{kW} \cdot \text{h}$)
集中+ A 厂	12	900	30	430	10	160	80	15	3 500	18	0.900	14 620 000
分散 B 厂	12	900	30	430	6	78	80	10	4 000	17	0.800	14 180 300
建设 C 厂	12	600	30	250	6	76	60	10	4 900	22	0.740	28 801 164
D 厂	12	600	50	280	10	75	60	15	5 600	20	0.563	3 574 000
全集中建设	12	700	30	330	6	120	70	10	4 000	22	0.900	53 646 077

2 系统碳排放计算结果与讨论

根据《城镇水务系统碳核算与减排路径技术指南》^[15]中关于城镇水务系统的碳核算边界、核算方法与排放因子取值的相关阐述等,流域污水收集处理和再生回用系统碳核算主要包括建设期、运营期和资产重置与拆除期。以规划方案阶段的工程量、预测的能耗、药耗等值为依据开展碳排放核算,暂不研究资产重置与拆除期碳排放量。

2.1 建设期碳排放计算

系统建设期主要碳排放包括施工过程器械燃烧化石燃料产生的直接碳排放量和施工过程消耗电能、建筑材料与运输各类材料产生的间接碳排放量两大部分,因规划建设阶段对核算结果精度要求不

高,可以将能源消耗、材料消耗作为一个整体直接估算。建设期主要包括污水收集管网改扩建、污水再生处理厂、再生水管网和提升泵站,按照碳排放总量计算。

(1) 污水收集管网工程

污水收集管网工程碳排放量采用式(1)。

$$C_{\text{CEjs},1} = C_{\text{CES},1} L_1 \quad (1)$$

其中: $C_{\text{CEjs},1}$ ——规划建设碳排放量,t CO₂-eq;
 $C_{\text{CES},1}$ ——污水管道建设施工碳排放因子,t CO₂-eq/km,钢筋混凝土管 DN500、DN800、DN1000、DN1400 分别取 35.3、86.7、126.7、263.5 t CO₂-eq/km;

L_1 ——管道敷设施工长度, km。

(2) 污水再生处理厂

污水处理厂工程碳排放量采用式(2)。

$$C_{CEjs,2} = C_{CES,2} Q_1 \quad (2)$$

其中: $C_{CEjs,2}$ ——污水处理厂工程规划建设碳排放量, $t\ CO_2\text{-eq}$;

$C_{CES,2}$ ——污水再生处理厂碳建设施工碳排放因子, $t\ CO_2\text{-eq}/(万\ m^3 \cdot d^{-1})$; 出水除 TN 外达 IV 类水标准(不含污泥消化)规模为 6 000、50 000、100 000、206 000 m^3/d 分别取 2 421.2、1 369.5、1 369.5、1 054.7 $t\ CO_2\text{-eq}/(万\ m^3 \cdot d^{-1})$;

Q_1 ——运行规模, $万\ m^3/d$ 。

(3) 再生水管道和提升泵站

再生水管道和提升泵站工程碳排放量采用式(3)。

$$C_{CEjs,3} = C_{CES,31} L_2 + C_{CES,32} Q_2 \quad (3)$$

其中: $C_{CEjs,3}$ ——再生水管道和提升泵站工程规划建设碳排放量, $t\ CO_2\text{-eq}$;

$C_{CES,31}$ ——再生水输送管网建设施工碳排放因子, $t\ CO_2\text{-eq}/km$; 球墨铸铁管 DN200、DN400、DN600、DN1000、DN1200 分别取 105.1、155.4、280.7、630.5、856.0 $t\ CO_2\text{-eq}/km$;

$C_{CES,32}$ ——再生水提升泵站建设施工碳排放因子, $t\ CO_2\text{-eq}/(万\ m^3 \cdot d^{-1})$; 泵站规模为 5 000、20 000、30 000、50 000、150 000、256 000 m^3/d 分别取 389.6、389.6、389.6、339.4、266.8、266.8 $t\ CO_2\text{-eq}/(万\ m^3 \cdot d^{-1})$;

L_2 ——不同管径管道敷设施工长度, km;

Q_2 ——不同再生水提升泵站规模, $万\ m^3/d$ 。

按照表 1 的污水收集管网工程量、污水再生处理厂规模、再生水管道工程量和提升泵站规模为计算工程量, 计算结果如表 3 所示。

由表 1、表 3 可知, ①集中+分散建设模式的收集管网的管径和长度都小于全集中建设模式, 集中+分散建设模式的碳排放量为 3 991 $t\ CO_2\text{-eq}$, 明显低于全集中建设模式的碳排放量(12 648 $t\ CO_2\text{-eq}$)。

表 3 建设期 2 种模式碳排放量汇总计算

Tab. 3 Summary of Carbon Emission for Two Construction Modes during the Construction Phases

项目	建设期		差比
	集中+分散模式/ ($t\ CO_2\text{-eq}$)	全集中模式/ ($t\ CO_2\text{-eq}$)	
污水收集管网	3 991	12 648	-68.45%
污水处理厂	80 674	66 956	+20.49%
再生水管道和提升泵站	16 918	27 568	-38.63%
合计	101 583	107 172	-5.21%

②因集中+分散建设模式的各厂工程量有重叠建设, 规模效应低于全集中建设模式, 碳排放量集中+分散建设模式各厂合计为 80 674 $t\ CO_2\text{-eq}$, 明显高于全集中建设模式(66 956 $t\ CO_2\text{-eq}$)。③因集中+分散建设模式再生水管网的管径和长度都小于全集中建设模式, 以致集中+分散建设模式的碳排放量各厂合计为 16 918 $t\ CO_2\text{-eq}$, 明显低于全集中建设模式的碳排放量(27 568 $t\ CO_2\text{-eq}$)。④建设期 2 种模式碳排放量合计, 集中+分散建设模式的碳排放总量合计为 101 583 $t\ CO_2\text{-eq}$, 低于全集中建设模式的碳排放总量合计(107 172 $t\ CO_2\text{-eq}$), 两者相差 5.21%。

2.2 运营期碳排放计算

系统运营期主要碳排放包括微生物生化反应导致直接碳排放量和运行过程消耗电能、药剂、材料消耗与运输过程产生的间接碳排放量两大部分。因工艺方案不需要计算化石燃料燃烧导致的直接碳排放和运行过程中通过回收能源方式碳抵消量。2 种模式再生水生态补水的量相同, 再生水资源利用导致的碳抵消量相同, 本研究不计算此部分碳抵消量。运营期主要包括污水收集、污水再生处理、再生水提升输送 3 部分, 按照单位碳排放量计算。

2.2.1 污水收集管网

污水在管道流动过程中会产生排放温室气体, 满流状态容易形成厌氧环境, 污水中的有机物产酸脱氢后产生 CH_4 , 若在管道的停留时间过长, 将发生少量不完全硝化过程, 产生 N_2O 。2 种模式处理再生处理厂设置在管网中的位置不同, 污水在管道中的停留时间和流经距离不同, 产生的碳排放量也不同。生活污水中部分有机物来源于日常使用的洗涤剂、化妆品和药物等化工产品, 此类非生源性碳排放由化石燃料加工而来。

污水收集管网在运营期的碳排放计算包括非生源性 CO_2 、 CH_4 、 N_2O 、 CO_2 的计算如式(4)~式(7), CH_4 的计算如式(5)~式(7), N_2O 的计算如式(6)。

$$S_{\text{CO}_2\text{-hg}} = FE_{\text{CO}_2}C \times \left(1 - \frac{1}{1 + \eta_T t}\right) \quad (4)$$

$$S_{\text{CH}_4} = E_{\text{CH}_4}C \times \left(1 - \frac{1}{1 + \eta_T t}\right) \times 28 \quad (5)$$

$$S_{\text{N}_2\text{O}} = E_{\text{N}_2\text{O}} \times (T_0 - T_e) \times \frac{22}{14} \times 265 \quad (6)$$

$$\eta_T = \eta_{20} \varepsilon^{T-20} \quad (7)$$

其中: $S_{\text{CO}_2\text{-hg}}$ ——污水管道化石源 CO_2 排放强度, $\text{kg CO}_2\text{-eq/m}^3$;

S_{CH_4} ——污水管道 CH_4 排放强度, $\text{kg CO}_2\text{-eq/m}^3$;

$S_{\text{N}_2\text{O}}$ ——污水管道 N_2O 排放强度, $\text{kg CO}_2\text{-eq/m}^3$;

F ——化石源 CO_2 排放比例, 取 20%;

E_{CO_2} ——污水管网系统 CO_2 排放因子, $\text{kg CO}_2/(\text{kg COD})$; 取 $1.47 \text{ kg CO}_2/(\text{kg COD})$;

E_{CH_4} ——污水管道系统 CH_4 排放因子, $\text{kg CH}_4/(\text{kg COD})$, 理论值取 $0.25 \text{ kg CH}_4/$

(kg COD);

$E_{\text{N}_2\text{O}}$ ——污水管道系统 N_2O 排放因子, $\text{kg N}_2\text{O}/(\text{kg N})$, 取 $0.005 \text{ kg N}_2\text{O}/(\text{kg N})$;

C ——污水管道内污水有机物平均质量浓度, kg COD/m^3 ;

η_T ——污水管道中 COD 厌氧转化率;

t ——计算边界范围的污水平均水力停留时间, d ;

η_{20} ——COD 在 20°C 下的厌氧转化率, 常数取 0.221;

ε ——修正因子, 取 1.117;

T_0 ——计算边界范围内初始总氮平均质量分数, $\text{kg N}_2\text{O}/(\text{kg N})$;

T_e ——计算边界范围内末端总氮平均质量分数, $\text{kg N}_2\text{O}/(\text{kg N})$;

T ——当地污水管道中污水的全年平均温度, $^\circ\text{C}$ 。

综合考虑污水处理厂收集范围内的全部污水管网, 对不同管径管线的流速、停留时间根据管线长度在总长度的占比进行加权平均, 计算出平均停留时间和平均流速, 计算结果表 4 所示。

表 4 运营期污水收集管网单位碳排量计算

Tab. 4 Calculation of Unit Carbon Emission from Wastewater Collection Networks during Operation Period

项目		最长流经 距离/km	年平均 水温/℃	平均流速/ ($\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$)	平均水力 停留时间/h	$\text{CO}_2/(\text{kg CO}_2\text{-eq}\cdot\text{m}^{-3})$	$\text{CH}_4/(\text{kg CO}_2\text{-eq}\cdot\text{m}^{-3})$	$\text{N}_2\text{O}/(\text{kg CO}_2\text{-eq}\cdot\text{m}^{-3})$	合计/ $(\text{kg CO}_2\text{-eq}\cdot\text{m}^{-3})$
集中+分散建设	A 厂	130	12	1.74	21.68	0.020	0.479	0.047	0.546
	B 厂	100	12	1.68	18.72	0.018	0.418	0.035	0.471
	C 厂	230	12	1.58	26.54	0.016	0.385	0.058	0.459
	D 厂	10	12	1.90	8.83	0.008	0.136	0.011	0.155
全集中建设		500	12	1.44	88.73	0.073	1.745	0.222	2.040

如表 4 所示, 因集中+分散建设模式的污水在收集管网的平均停留时间小于全集中建设模式, 集中+分散建设模式的单位碳排放量各厂合计加权平均为 $0.474 \text{ kg CO}_2\text{-eq/m}^3$, 明显低于全集中建设模式的单位碳排放量 ($2.040 \text{ kg CO}_2\text{-eq/m}^3$)。

2.2.2 污水再生处理厂

污水处理厂的碳排放包括污水再生处理过程中的化石源 CO_2 、 CH_4 、 N_2O 以及污泥处置的直接碳排放和能耗和药耗的间接碳排放。刘诗月等^[12]在沈阳某污水处理厂研究中, 污泥处置仅占总污水厂的

6.12%, 而且本研究的污泥处理方案为脱水后外运, 最终集中处置工程量不在本规划方案内, 因此, 污泥处置占比较低, 暂不列入本研究碳排放总量。

(1) 化石源 CO_2 排放: 污水处理的 CO_2 计算如式(8)~式(10)。

$$S_{\text{CO}_2\text{-ww}} = M_{\text{FCF}} \left\{ \left[1.1 \times (B_{\text{in}} + B_{\text{ex}} - B_{\text{eff}}) \times (1.47 - 1.42 \times 0.67/1 + 1.42 \times K_d T_{\text{SRT}}) \right] + (1.947 \times T_{\text{HRT}} C_{\text{MLVSS}} K_d) - 4.49 \times [(K_{\text{in}} - K_{\text{eff}}) - (B_{\text{in}} + B_{\text{ex}} - B_{\text{eff}}) \times \right.$$

$$\frac{1+K_d T_{SRT}}{0.67} \times 0.124 \} \times 10^{-3} \quad (8)$$

$$M_{FCF} = (FB_{in} + B_{ex}) / (B_{in} + B_{ex}) \quad (9)$$

$$K_d = 0.05 \times 1.04^{T_b - 20} \quad (10)$$

其中: S_{CO_2-ww} ——污水处理化石源 CO_2 排放强度, kg/m^3 ;

M_{FCF} ——化石源 CO_2 排放比例, 取 20%;

B_{in} ——污水处理厂进水 BOD_5 平均值, mg/L ;

B_{ex} ——运行过程中人为投加的额外碳源, mg/L ;

B_{eff} ——污水处理厂出水 BOD_5 平均值, mg/L ;

K_d ——衰减系数, d^{-1} ;

T_{SRT} ——生物固体平均停留时间, d ;

T_{HRT} ——生物反应池水力停留时间, d ;

C_{MLVSS} ——生物池混合液挥发性悬浮固体平均值, mg/L ;

K_{in} ——污水处理厂进水总凯氏氮平均值, mg/L ;

K_{eff} ——污水处理厂平均出水总凯氏氮质量浓度, mg/L ;

T_b ——水温, $^{\circ}C$;

1.1—— BOD_5 矿化产生 CO_2 产量;

1.47——实际 BOD 浓度与检测 BOD_5 浓度比;

1.42——微生物细胞 BOD_5 当量, $kg BOD_5/(kg MLVSS)$;

1.947——污泥内源呼吸 CO_2 产率, $kg CO_2/(kg MLVSS)$;

4.49——单位质量氮氮硝化固定的 CO_2 质量, $kg CO_2/(kg \text{ 氨氮})$;

0.124——微生物体内含 N 质量比。

(2) CH_4 排放: 污水处理的 CH_4 计算如式(11)。

$$S_{CH_4-ww} = (B_{in} E_{CH_4-ww} \times 10^{-3} - M_{CH_4-T}) \times 28 \quad (11)$$

其中: S_{CH_4-ww} ——污水处理单元 CH_4 排放强度, kg/m^3 ;

E_{CH_4-ww} ——污水处理单元 CH_4 排放因子; 取值 $0.25 kg CH_4/(kg COD)$;

M_{CH_4-T} ——回收或处理去除的 CH_4 气体

量, kg/m^3 ; 不考虑回收或处理去除取值;

28—— CH_4 全球变暖潜能值, $kg CO_2/(kg CH_4)$ 。

(3) N_2O 排放: 污水处理的 N_2O 计算如式(12)。

$$S_{N_2O-ww} = (N_{in} E_{N_2O-ww} \times 22/14 \times 10^{-3} - M_{N_2O-T}) \times 265 \quad (12)$$

其中: S_{N_2O-ww} ——污水处理 N_2O 排放强度, kg/m^3 ;

N_{in} ——污水处理厂进水总氮平均值, mg/L ;

E_{N_2O-ww} ——生物处理污水过程中 N_2O 排放因子, 取值 $0.00466 kg N_2O-N/(kg N)$, $kg N_2O-N/(kg N)$;

M_{N_2O-T} ——回收或处理去除的 N_2O 气体量, kg/m^3 ;

22/14—— $1/2 N_2O$ 与 N 分子质量比;

265—— N_2O 全球变暖潜能值, 常数, $kg CO_2/(kg N_2O)$ 。

(4) 能耗: 污水处理消耗的电能产生的碳排放计算如式(13)。

$$C_d = (E_d E_{Fd}) / Q'_1 \quad (13)$$

其中: C_d ——消耗电力产生的碳排放强度, kg/m^3 ;

E_d ——评价年内总耗电量, $kW \cdot h/a$;

E_{Fd} ——该地区电力排放因子, 选取华北区域电网排放因子平均值(以 CO_2 -eq 计) $0.9419 kg/(kW \cdot h)$;

Q'_1 ——评价年内总处理水量, m^3/a 。

(5) 药耗: 污水处理消耗的药剂产生的碳排放计算如式(14)。

$$C_{cl} = \sum_{i=1}^n (M_{cl,i} E_{Fel,i}) / Q'_1 \quad (14)$$

其中: C_{cl} ——消耗的药剂产生的间接碳排放强度, kg/m^3 ;

$M_{cl,i}$ ——评价年内第 i 种药剂总消耗量, kg/a ;

$E_{Fel,i}$ ——第 i 种药剂的排放因子(以 CO_2 -eq 计), kg/kg ;

n ——药剂种类数。

按照表 1、表 2 的基础数据,运营期污水再生处 理单位碳排放量计算结果如表 5 所示。

表 5 运营期污水处理厂单位碳排放量计算
Tab. 5 Calculation of Unit Carbon Emission from WWTPs during Operation Period

项目		CO ₂ /(kg CO ₂ -eq·m ⁻³)	CH ₄ /(kg CO ₂ -eq·m ⁻³)	N ₂ O/(kg CO ₂ -eq·m ⁻³)	电耗/(kg CO ₂ -eq·m ⁻³)	药耗/(kg CO ₂ -eq·m ⁻³)	合计/(kg CO ₂ -eq·m ⁻³)
集中+分散建设	A 厂	0. 283	0. 171	0. 156	0. 755	0. 361	1. 726
	B 厂	0. 195	0. 171	0. 155	0. 732	0. 311	1. 564
	C 厂	0. 169	0. 099	0. 116	0. 743	0. 071	1. 198
	D 厂	0. 165	0. 111	0. 116	1. 537	0. 096	2. 025
全集中建设		0. 223	0. 131	0. 136	0. 692	0. 243	1. 425

如表 5 所示,①单位直接碳排放量集中+分散建设模式各厂加权平均合计为 0. 473 kg CO₂-eq/m³,低于全集中建设模式的 0. 490 kg CO₂-eq/m³。②因全集中建设模式的规模效应,导致污水处理厂设备数量和总功率均小于分散模式,全集中建设模式的单位能耗低于集中+分散模式,能耗碳排放量集中+分散建设模式各厂加权平均为 0. 766 kg CO₂-eq/m³,高于全集中建设模式的 0. 692 kg CO₂-eq/m³。③全集中建设模式的收集管网的较长,厌氧消耗的优质碳源较多,以致污水处理厂投加碳源偏多,全集中建设模式的药耗高于集中+分散模式。药耗碳排放量集中+分散建设模式各厂加权平均为

0. 200 kg CO₂-eq/m³,低于全集中建设模式的 0. 243 kg CO₂-eq/m³。④污水处理合计单位碳排放量,集中+分散建设模式各厂合计加权平均为 1. 439 kg CO₂-eq/m³,略高于全集中建设模式的 1. 425 kg CO₂-eq/m³。

2. 2. 3 再生水管网和提升泵站

再生水输送系统包括提升泵站和管网。再生水管网在运营期不发生微生物生化反应,导致直接碳排放量和消耗电能、药剂、材料消耗的间接碳排放,提升泵站因水量提升需耗能导致的间接碳排放,计算如式(13),按照表 1、表 2 的基础数据,计算结果如表 6 所示。

表 6 运营期再生水提升泵站单位碳排放量计算
Tab. 6 Calculation of Unit Carbon Emission from Reclaimed Water Pumping Stations during Operation Period

模式	厂名	提升补水量/ (m ³ ·d ⁻¹)	泵站扬程/m	耗电量/ (kW·h·a ⁻¹)	运营期碳排放量/ (kg CO ₂ -eq·m ⁻³)
集中+分散建设	现状+A 厂+B 厂	150 000(一级泵站)	25	6 709 559	0. 087
		50 000(二级泵站)	12	1 073 528	0. 055
		20 000(北三级泵站)	25	596 405	0. 078
		5 000(北三级泵站)	50	298 203	0. 154
	C 厂	50 000(南一级泵站)	15	1 342 341	0. 035
		30 000(南二级泵站)	45	2 415 441	0. 208
	D 厂	/	/	0	0
	全集中建设	现状+全集中建设污水厂			
		256 000(一级泵站)	25	11 451 338	0. 114
		150 000(二级泵站)	30	5 814 951	0. 100
		50 000(南三级泵站)	15	1 341 910	0. 069
		30 000(南四级泵站)	40	2 147 059	0. 185
		20 000(北三级泵站)	50	1 789 209	0. 231

如表 6 所示,2 种模式需要提升的水量和提升的高差不同,其单位碳排放量也不同,集中+分散建设模式的再生水提升泵站单位碳排放量

各泵站合计为 0. 617 kg CO₂-eq/m³,低于全集中建设模式的再生水提升泵站碳排放量(0. 699 kg CO₂-eq/m³)。

2.2.4 运营期系统单位直接碳排放和间接碳排放分析

运营期系统2种模式单位直接碳排放和间接碳排放汇总计算如图2所示。

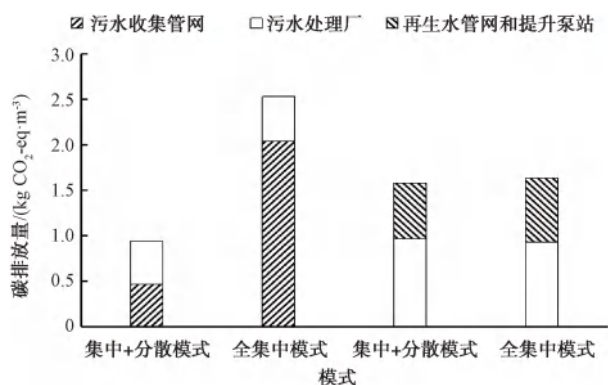
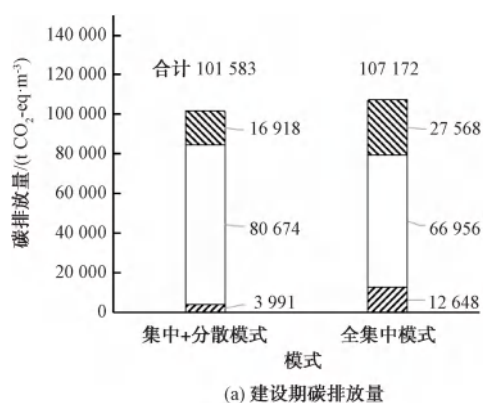
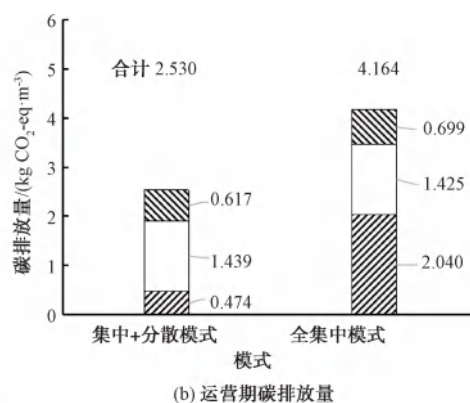


图2 运营期单位直接碳排放和间接碳排放
Fig. 2 Unit Direct and Indirect Emission during Operation Period



(a) 建设期碳排放量



(b) 运营期碳排放量

图3 建设期和运营期模式碳排放量汇总

图3 建设期和运营期模式碳排放量汇总

Fig. 3 Carbon Emissions Summary in Construction and Operation Period

②运营期:集中+分散建设模式的碳排放总量,合计为2.530 kg CO₂-eq/m³,低于全集中建设模式的碳排放总量,合计为4.164 kg CO₂-eq/m³,两者相差39.24%。③运营期2种模式的污水收集管网的碳排放量分别为0.474 kg CO₂-eq/m³和2.040 kg CO₂-eq/m³,相差76.76%,受污水收集管网最长排污长度影响幅度较大。

3 讨论

(1)排放因子:该研究区域属于华东区域,根据《城镇水务系统碳核算与减排路径技术指南》^[15]可知,华东区域电力排放因子为0.792 1 kg CO₂-eq/

如图2所示,①运营期2种模式单位直接碳排放量合计,集中+分散建设模式的单位直接碳排放总量,合计为0.947 kg CO₂-eq/m³,明显低于全集中建设模式的单位直接碳排放总量,合计为2.530 kg CO₂-eq/m³,两者相差1.583 kg CO₂-eq/m³,主要原因为污水在收集管网中的平均水力停留时间越长,直接碳排放量越大。②运营期2种模式单位间接碳排放量合计比较,集中+分散建设模式的单位间接碳排放总量,合计为1.583 kg CO₂-eq/m³,略低于全集中建设模式的单位直接碳排放总量,合计为1.634 kg CO₂-eq/m³,两者相差0.051 kg CO₂-eq/m³。

2.3 建设期和运营期系统碳排放汇总分析

污水处理再生生态补水系统建设期和运营期2种模式碳排放量汇总计算如图3所示。

如图3所示,①建设期:集中+分散建设模式的碳排放总量,合计为101 583 t CO₂-eq,低于全集中建设模式的碳排放总量,合计为107 172 t CO₂-eq。

(kW·h),但该区域发电方式与华北区域更相似,火力发电占主导,故参考华北区域电力排放因子0.941 9 kg CO₂-eq/(kW·h)进行计算。同时,考虑到该区域存在工业厂房,存在化石性CO₂直接排放至污水管网系统的情况,且根据工厂运营情况存在明显周期性差异,CO₂排放因子按最不利情况取值为1.47。

(2)本研究是根据方案阶段的工程量和预测数据为依据的计算,与实际监测数据是有一定偏差,有待实测碳排放数据进行验证。

(3)运营期污水收集管网的碳排放的计算,污

水在管网中的最长流经距离采用加权平均法,其计算结果有一定偏差,利用建立污水收集管网模型模拟计算运营期收集管网的碳排放,有待进一步研究。

4 结论

研究计算结果表明,总体上北方季节水源性流域污水处理再生生态补水系统扩建布局,在建设期和运营期2个阶段,集中+分散建设模式的碳排放量都低于全集中建设模式,基于降碳视角集中+分散建设模式有明显优势,在类似流域同类工程规划和政策制定时可以参考借鉴。

(1)系统扩建布局建设期的碳排放量主要取决于建设的工程量,工程量越小,碳排放量越低。其中,污水处理厂虽然受规模效应影响集中建设,规模大,总体工程量小,碳排放量越低;但是分散+集中模式因污水管网改扩建和再生水系统的建设工程量小,明显小于全集中建设模式,总体集中+分散建设模式的碳排放量低于全集中建设模式。

(2)系统运营期的单位碳排放量,虽然污水再生处理厂受规模效应影响规模越大,全集中建设模式能耗产生的碳排放量低于集中+分散建设模式。但是分散+集中模式因污水在收集管网中的平均水力停留时间短和再生水提升能耗低,产生的碳排放量明显低于全集中建设模式,总体上集中+分散建设模式的碳排放量低于全集中建设模式。

(3)系统运营期单位碳排放量的主要影响因素有污水在收集管网中的平均水力停留时间、污水处理厂的能耗和药耗、再生水提升的能耗等,其影响幅度最大是污水在收集管网中的平均水力停留时间,在类似流域污水处理再生生态补水系统扩建布局中,需要作为首要因素分析评估。

参考文献

- [1] 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.
- [2] 冯斌,李大鹏,黄勇,等. 再生水回用改善河道水质的研究[J]. 中国给水排水, 2015, 31(7): 73-75, 79.
FENG B, LI D P, HUANG Y, et al. Research on river water quality improvement by reuse of reclaimed water [J]. China Water & Wastewater, 2015, 31(7): 73-75, 79.
- [3] 余颖男,孙丹焱,郑涛,等. 污水厂再生水回用于城市内河的生态修复效果及安全性评价[J]. 环境工程, 2021, 39(6): 1-5.
YU Y N, SUN D Y, ZHENG T, et al. Ecological restoration effect and safety evaluation of reclaimed water from sewage treatment plant for urban rivers [J]. Environmental Engineering, 2021, 39(6): 1-5.
- [4] 张殿宇. 节能减碳技术视角下的城镇污水管网优化策略[J]. 中国轮胎资源综合利用, 2025(1): 67-69.
ZHANG D Y. Optimization strategy of urban sewage pipe network from the perspective of energy saving and carbon reduction technology [J]. China Tire Resources Recycling, 2025(1): 67-69.
- [5] 郝晓地,方晓敏,李季,等. 污水碳中和运行潜能分析[J]. 中国给水排水, 2018, 34(10): 11-16.
HAO X D, FANG X M, LI J, et al. Analysis of potential in carbon-neutral operation of WWTPs [J]. China Water & Wastewater, 2018, 34(10): 11-16.
- [6] 武一奇,尹小青. 市政给排水系统碳排放标准研究[J]. 环境工程, 2024, 42(11): 146-152.
WU Y Q, YIN X Q. Study on standards on carbon emission in municipal water supply and drainage systems [J]. Environmental Engineering, 2024, 42(11): 146-152.
- [7] 宣干,唐柏杨,李雨婷,等. 城镇污水收集系统直接碳排放的监测方法研究进展[J]. 环境工程, 2024, 42(11): 13-21.
XUAN G, TANG B Y, LI Y T, et al. Research progress on monitoring methods of direct carbon emissions from urban sewage collection systems [J]. Environmental Engineering, 2024, 42(11): 13-21.
- [8] 杨国涛. “双碳”背景下城镇污水收集系统碳排放核算与减排分析[D]. 西安: 西安建筑科技大学, 2024.
YANG G T. Carbon emission accounting and emission reduction analysis of urban wastewater collection systems under the background of "carbon peaking and carbon neutrality" [D]. Xi'an: Xi'an University of Architecture and Technology, 2024.
- [9] 张星. 城镇生活污水处理系统碳排放研究[D]. 南京: 南京信息工程大学, 2018.
ZHANG X. Study on carbon emission of urban domestic sewage treatment system [D]. Nanjing: Nanjing University of Information Science and Technology, 2018.
- [10] 李学瑞,贾建伟,党晓宏,等. 西北某污水处理厂碳排放核算及碳减排潜力分析[J]. 给水排水, 2025, 51(1): 64-69.
LI X R, JIA J W, DANG X H, et al. Carbon emission accounting and carbon reduction potential analysis of a wastewater treatment plant in northwest China [J]. Water & Wastewater Engineering, 2025, 51(1): 64-69.
- [11] 陈睿星,肖倩,朱紫薇. 城市污水系统碳排放结构及减排路径研究——以深圳市为例[J]. 给水排水, 2025, 51(1): 49-54.

(下转第180页)

- influence factors on flavor of drinking water [J]. *Water & Wastewater Engineering*, 2022, 48(2): 143–151.
- [5] 王美莲, 朱学武, 成小翔, 等. 饮用水电化学和膜分离除氟技术发展展望[J]. *给水排水*, 2017, 43(11): 112–122.
WANG M L, ZHU X W, CHENG X X, et al. Development of defluoridation of drinking water by electrochemical and membrane process[J]. *Water & Wastewater Engineering*, 2017, 43(11): 112–122.
- [6] SAUVET-GOICHON B. Ashkelon desalination plant—A successful challenge [J]. *Desalination*, 2007, 203 (1/2/3): 75–81. DOI: 10.1016/j.desal.2006.03.525.
- [7] 沈利清, 徐百龙, 张捷, 等. 超滤+纳滤组合工艺深度处理饮用水的中试研究[J]. *给水排水*, 2023, 49(s2): 573–578.
SHEN L Q, XU B L, ZHANG J, et al. A pilot study of UF + NF membrane process for advanced drinking water treatment [J]. *Water & Wastewater Engineering*, 2023, 49(s2): 573–578.
- [8] 世界卫生组织. 饮用水水质准则[M]. 4版. 上海供水调度监测中心, 上海交通大学, 译. 上海: 上海交通大学出版社, 2011.
World Health Organization. Guidelines for drinking water quality [M]. 4th ed. Shanghai Water Supply Dispatching and Monitoring Center, Shanghai Jiao Tong University, translated. Shanghai: Shanghai Jiao Tong University Press, 2011.

(上接第 163 页)

- CHEN R X, XIAO Q, ZHU Z W. Study on the carbon emission structure and emission reduction path of urban sewage system: Taking Shenzhen as an Example [J]. *Water & Wastewater Engineering*, 2025, 51(1): 49–54.
- [12] 刘诗月, 朱幸运, 梁爽, 等. 城镇污水处理厂碳排放核算及减排路径分析; 以沈阳市某污水厂为例[J/OL]. *环境科学*, 1–15. (2024–09–26) [2025–07–09]. <https://doi.org/10.13227/j.hjxx.202405139>.
LIU S Y, ZHU X Y, LIANG S, et al. Carbon emission accounting and emission reduction path analysis of urban wastewater treatment plants: A case of a wastewater treatment plant in Shenyang City[J/OL]. *Environmental Science*, 1–15. (2024–09–26) [2025–07–09]. <https://doi.org/10.13227/j.hjxx.202405139>.
- [13] 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.
- [14] 刘善军, 马雪研, 刘雪洁, 等. 济南市某污水处理厂碳排放评估与分析[J]. *环境污染与防治*, 2023, 45(12): 1732–1736, 1742.
LIU S J, MA X Y, LIU X J, et al. Carbon emission accounting and analysis for a wastewater treatment plant in Jinan City [J]. *Environmental Pollution & Control*, 2023, 45(12): 1732–1736, 1742.
- [15] 中国城镇供水排水协会. 城镇水务系统碳核算与减排路径技术指南[M]. 北京: 中国建筑工业出版社, 2022.
China Urban Water Association. Technical guide for carbon accounting and emission reduction path of urban water system [M]. Beijing: China Construction Industry Press, 2022.