



基于碳足迹核算的农村生活污水处理工艺比选

郭林睿 顾佳艳 何国富 陈潇楠 张瑞瑞 杨根森 薛楠 杨振

Comparison and selection of rural domestic sewage treatment processes based on carbon footprint accounting

GUO Linrui, GU Jiayan, HE Guofu, CHEN Xiaonan, ZHANG Ruirui, YANG Gensen, XUE Nan, YANG Zhen

在线阅读 View online: <https://www.hjgejsxb.org.cn/article/doi/10.12153/j.issn.1674-991X.20240212>

您可能感兴趣的其他文章

Articles you may be interested in

农村生活污水一体化处理技术研究进展

Research progress on integrated treatment technologies of rural domestic sewage

环境工程技术学报. 2021, 11(3): 499-506. <https://doi.org/10.12153/j.issn.1674-991X.20200146>

A/O+铝污泥填料人工湿地组合工艺处理农村生活污水的效果

Effect of A/O+ aluminum sludge filled constructed wetland combined process on rural domestic sewage

环境工程技术学报. 2019, 9(2): 145-150. <https://doi.org/10.12153/j.issn.1674-991X.2018.11.270>

洱海流域农村生活污水治理技术评价

Evaluation of rural domestic wastewater treatment technologies in Lake Erhai Basin

环境工程技术学报. 2019, 9(4): 349-354. <https://doi.org/10.12153/j.issn.1674-991X.2019.01.060>

曝气生物净化塘处理农村生活污水效果——以豫南地区商城县为例

Treatment effect of rural domestic sewage by aerated biological purification pond: taking Shangcheng County in southern Henan Province as an example

环境工程技术学报. 2021, 11(3): 484-492. <https://doi.org/10.12153/j.issn.1674-991X.20210042>

室外真空排水系统及其在我国农村生活污水治理工程中的应用

Outdoor vacuum sewerage system and its application in rural sewage treatment engineering in China

环境工程技术学报. 2021, 11(6): 1196-1201. <https://doi.org/10.12153/j.issn.1674-991X.20210074>

基于生命周期评价的烧结烟气净化技术比较

Comparison on different sintering flue gas purification technologies based on life cycle assessment

环境工程技术学报. 2017, 7(4): 424-432. <https://doi.org/10.3969/j.issn.1674-991X.2017.04.058>



关注微信公众号，获得更多资讯信息

郭林睿, 顾佳艳, 何国富, 等. 基于碳足迹核算的农村生活污水处理工艺比选 [J]. 环境工程技术学报, 2025, 15(2): 454-464.

GUO L R, GU J Y, HE G F, et al. Comparison and selection of rural domestic sewage treatment processes based on carbon footprint accounting [J]. Journal of Environmental Engineering Technology, 2025, 15(2): 454-464.

基于碳足迹核算的农村生活污水处理工艺比选

郭林睿¹, 顾佳艳¹, 何国富^{1,2,3,4*}, 陈潇楠¹, 张瑞瑞¹, 杨根森¹, 薛楠⁵, 杨振⁵

1. 华东师范大学生态与环境科学学院

2. 上海市城市化生态过程与生态恢复重点实验室

3. 崇明生态研究院

4. 上海有机固废生物转化工程技术研究中心

5. 江苏中车华腾环保科技有限公司

摘要 农村生活污水处理作为污水处理行业的重要组成部分之一, 其工艺选择与运行管理具有较大的减排潜力, 然而针对农村生活污水处理工艺的碳足迹核算鲜有研究。编制了农村生活污水处理基于全生命周期评价(LCA)的排放清单, 并据其对长三角地区4种典型农村生活污水处理工艺进行了碳足迹核算。结果表明: 在进出水水质类似、处理效果相当情况下, 一体化厌氧-好氧(AO)工艺的碳足迹为1.635 kg/m³(以CO₂当量计, 全文同), 膜生物反应器(MBR)工艺的碳足迹为2.140 kg/m³, 生物滤池(BAF)+人工湿地(CW)工艺的碳足迹为0.814 kg/m³, 自流增氧(OT)+CW工艺的碳足迹为1.060 kg/m³; 碳足迹影响因素按影响程度从高到低分别为电力消耗(45.70%~64.61%)、温室气体直接排放(20.02%~29.73%)、药物/物料消耗(6.93%~16.70%)、污泥处理处置(5.53%~9.99%)和尾水排放(2.01%~5.98%); 在“双碳”背景下, BAF+CW是相对理想的农村生活污水处理工艺, 并且比碳排放和敏感性结果显示, 减少电能消耗是降低碳足迹的首要途径。本研究可为“双碳”背景下农村生活污水处理工艺的筛选提供借鉴。

关键词 农村生活污水; 处理工艺; 碳足迹核算; 全生命周期评价(LCA); 碳排放

中图分类号: X799.3 文章编号: 1674-991X(2025)02-0454-11 doi: 10.12153/j.issn.1674-991X.20240212

Comparison and selection of rural domestic sewage treatment processes based on carbon footprint accounting

GUO Linrui¹, GU Jiayan¹, HE Guofu^{1,2,3,4*}, CHEN Xiaonan¹, ZHANG Ruirui¹, YANG Gensen¹,
XUE Nan⁵, YANG Zhen⁵

1. School of Ecological and Environmental Sciences, East China Normal University

2. Shanghai Key Lab for Urban Ecological Processes and Eco-Restoration

3. Institute of Eco-Chongming

4. Shanghai Engineering Research Center of Biotransformation of Organic Solid Waste

5. Jiangsu CRRC Huateng Environment Co., Ltd.

Abstract As a vital part of the wastewater treatment industry, rural domestic wastewater treatment holds substantial potential for emission reduction. However, there has been little research on carbon footprint accounting in rural domestic wastewater treatment processes. Therefore, accounting for the carbon footprint of these processes is crucial. An emission inventory based on life cycle assessment (LCA) was compiled, and carbon footprint accounting for four typical rural domestic wastewater treatment technologies was conducted based on this inventory. The results indicated that the carbon footprint of the Anaerobic-oxic process (AO) was 1.635 kg/m³ (in terms of CO₂-eq, applies throughout the text), the membrane bio-reactor process (MBR) was 2.140 kg/m³, the biological aerated filter (BAF) + constructed wetland (CW) process was 0.814 kg/m³, and the Oxygenating tank (OT) + CW process was 1.060 kg/m³. The factors influencing the carbon footprint ranked by impact were electricity

收稿日期: 2024-04-06

基金项目: 上海市农村生活污水治理项目(13903-412321-21067, 2021FWR0083)

作者简介: 郭林睿(2000—), 男, 硕士研究生, 主要从事农村生活污水原位处理技术研究, glr162076@163.com

* 通信作者: 何国富(1974—), 男, 副教授, 博士, 主要从事农村生活污水原位处理技术研究, ghe@des.ecnu.edu.cn

consumption (45.70%-64.61%), direct greenhouse gas emissions (20.02%-29.73%), chemical/material consumption (6.93%-16.70%), sludge treatment and disposal (5.53%-9.99%), and effluent discharge (2.01%-5.98%). Under the "dual carbon" strategy, BAF+CW process emerged as a relatively ideal rural domestic wastewater treatment process. The results of carbon emissions per unit of pollutant and sensitivity analysis showed that reducing electricity consumption was identified as the primary approach to lowering the carbon footprint. This study could provide a theoretical basis for selecting rural domestic wastewater treatment processes under the "dual carbon" strategy.

Key words rural domestic sewage; treatment process; carbon footprint accounting; life cycle assessment(LCA); carbon emission per unit of pollutant

“双碳”背景下,城镇污水处理厂的碳排放问题受到广泛关注,相比之下农村污水处理过程的碳排放核算与碳减排研究匮乏。农村污水治理是污水处理领域的重要组成部分,也是乡村振兴的核心任务之一,因此积极探索符合农村实际的低碳化农村生活污水处理模式,开展不同农村生活污水处理工艺的碳足迹核算,降低污水处理行业碳排放显得尤为重要^[1]。甲烷(CH₄)的直接排放量受化学需氧量(COD_{Cr})排放的影响,一氧化二氮(N₂O)排放量的高低则取决于总氮(TN)的排放。根据第二次全国污染源普查数据,我国农村生活污水 COD_{Cr}、氨氮(NH₃-N)、TN 排放量分别占生活源排放总量的 50.8%、35.0%、30.5%,农村生活污水污染物的高排放量占比对应着大比例的温室气体排放。此外,当前我国农村生活污水的处理存在“以能耗换水质”的现象^[2],导致间接碳排放量的增加,故农村生活污水的碳减排潜力巨大。

目前对农村生活污水处理工艺碳排放方面的研究集中在碳排放量的计算,而仅计算碳排放量不足以全面评价其造成的环境影响,进行碳足迹的核算非常必要。相比于直接计算碳排放量,碳足迹的研究包括整个生命周期各环节各方面的碳排放,考虑得较为全面,同时还可以帮助深入了解工艺的环境影响。2008 年 Thomas Wiedmann 和 Jan Minx 首次在其著作 *Ecological Economics Research Trends* 中正式提出“碳足迹”的定义:一个特定人口、系统或活动的总二氧化碳(CO₂)和甲烷(CH₄)排放量的度量,考虑了在该人口、系统或活动的空间和时间边界内所有碳相关的来源、汇和存储。碳足迹核算方法主要有投入产出法、排放因子法、全生命周期核算法等,如刘晓宇^[3]通过投入产出法研究了中国城镇居民碳足迹,孙娜等^[4]利用排放因子法对吉林省工业领域碳排放进行核算。投入产出法和排放因子法具有误差大、核算结果滞后等特点,基于全生命周期评价(life cycle assessment, LCA)的碳足迹核算方法近年来逐渐被应用到污水处理中^[5]。该方法以污水处

理设施为研究对象,对处理设施从资源、能源和原材料的获取、加工、生产、运营到最后报废拆除的全过程进行评价,进而计算运行过程中因物料消耗与能源消耗产生的碳排放^[6-8]。使用 LCA 法进行碳足迹核算具有良好的基础,应用性较强。

笔者基于 LCA 法,参照联合国政府间气候变化专门委员会(IPCC)《国家温室气体清单指南》提供的碳排放核算方法,经调研选择 4 种能实现达标排放目标的典型农村生活污水处理工艺(涵盖了传统的活性污泥法以及组合工艺)作为研究对象,对其碳足迹进行核算,从碳足迹的角度优选出适合农村地区的污水处理最佳工艺,以期“双碳”背景下农村生活污水处理工艺的比选提供参考。

1 材料与方法

1.1 研究对象

长三角地区农村生活污水处理走在全国的前列,无论是其执行的排放标准、选择的工艺还是日常运行管理规范性,都处于全国领先水平。本研究对长三角某农村地区应用广泛、运行效果良好的农村生活污水处理工艺进行调研,结果表明,各工艺在该地区占比约为:生物接触氧化工艺[改进厌氧-好氧(AO)工艺]占 25%,厌氧+好氧处理系统[一体化 AO 工艺、AO+人工湿地(CW)]占 15%,人工湿地处理系统[CW、自流增氧(OT)+CW]占 15%,一体化处理设施[净化槽、膜生物反应器工艺(MBR)]占 15%,其他[曝气生物滤池(BAF)+CW 等]占 30%。综合考虑处理效果、运行成本、污染物排放、布置数量等因素,选择一体化 AO、MBR、BAF+CW、OT+CW 这 4 种典型工艺作为研究对象。

1.1.1 研究工艺及产气单元概述

图 1 展示了 4 种典型农村生活污水处理工艺的流程示意,表 1 总结了各工艺的产温室气体单元、能耗与物料消耗及产泥量。AO 工艺的缺氧段和好氧段作为主体部分,通过硝化、反硝化作用去除污染物,这个过程直接排放 CO₂ 等温室气体,而除磷树脂

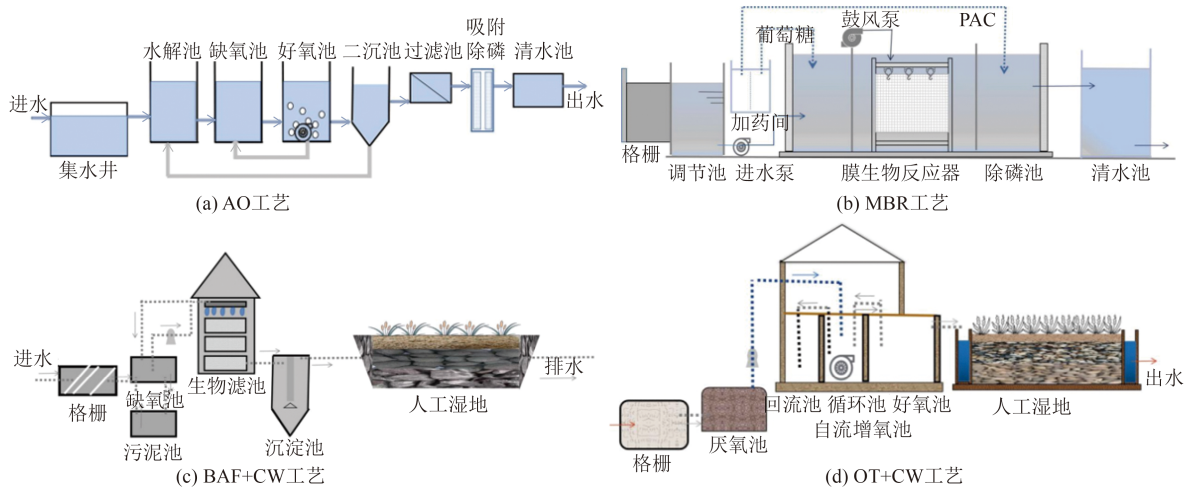


图 1 4 种典型农村生活污水处理工艺的流程

Fig.1 Processes of four typical rural domestic wastewater treatment technologies

的更换会产生间接碳排放。AO 工艺脱氮单元包括水解池、缺氧池、好氧池、吸附池。MBR 工艺中污染物先在缺氧调节池中反硝化后通过膜生物反应器(简称膜池)中布置的平板膜得到进一步去除,此过程中会产生温室气体并排放,同时,葡萄糖碳源及聚合氯化铝(PAC)的添加,保证了脱氮除磷效率,但也带来了一定的间接碳排放。MBR 工艺脱氮单元包括调节池、膜池、除磷池。BAF+CW 和 OT+CW 工艺的直接排放源除了缺氧池、厌氧池外还包括人工湿地的部分温室气体排放,间接碳排放则来自填料的更换,当然湿地系统也会形成一定量的碳汇。BAF+CW 工艺脱氮单元包括缺氧池、生物滤池、沉淀池,OT+CW 工艺脱氮单元包括厌氧池、自流增氧池。AO 和 MBR 作为传统的污水处理工艺,处理效果好但能耗高(730、900 kW·h)、产泥量大(4.10、

2.97 t);相比之下,BAF+CW、OT+CW 的组合工艺在保证处理效果的前提下,能耗较低(325、580 kW·h)、产泥量较少(1.22、1.95 t)。

1.1.2 数据来源与水质参数测定方法

对 4 种工艺的进、出水口进行采样分析,频次为每周采样 1 次,同时沿工艺流程在各单元出水口位置设置采样口,每 2 周采样 1 次,采样时间为 2022 年 6—12 月。6 项指标参照 GB 3838—2002《地表水环境质量标准》^[9]和《废水监测分析方法》4 版^[10]进行测定:COD_{Cr} 的测定依照快速消解分光光度法;TN 的测定依照碱性过硫酸钾消解紫外分光光度法;总磷(TP)的测定依照钼酸铵分光光度法;NH₃-N 的测定依照纳氏试剂分光光度法;NO₃-N 的测定依照紫外分光光度法;NO₂-N 的测定依照分光光度法^[11]。

表 1 4 种典型农村生活污水处理工艺主要运行参数及产温室气体单元(处理量均为 30 m³/d)

Table 1 Main operating parameters and units for greenhouse gas production of four typical treatment processes for rural domestic sewage (with processing capacity of 30 m³/d)

工艺	主要产温室气体单元	能耗/(kW·h)	物料/药物消耗	月均产污泥量/t
AO	缺氧池产生CO ₂ 、CH ₄ 、N ₂ O,好氧池产生CO ₂	730	除磷树脂(1年一换)	4.10
MBR	调节池、膜池产生CO ₂ 、CH ₄ 、N ₂ O	900	葡萄糖月均消耗100 kg,聚合氯化铝(PAC)月均消耗60 kg,膜组件(5年一换)	2.97
BAF+CW	缺氧池、人工湿地产生CO ₂ 、CH ₄ 、N ₂ O	325	陶粒、沙砾(5年一换)	1.22
OT+CW	厌氧池产生CH ₄ 、N ₂ O,自流增氧池产生CO ₂ ,人工湿地产生CO ₂ 、CH ₄ 、N ₂ O	580	砾石、砂(2年一换)	1.95

基础数据监测收集时间为 2021 年 12 月—2022 年 12 月,其中电力数据直接来源于各处理设施对应的电表抄表获取,抄表周期为每月 1 次,物料、药物数据来源于设施负责单位,当月药物累计投加量数据收集频率为每月 1 次,物料更换导致的损耗量根据提供的历史数据取平均值确定。

取沿程采样污染物浓度的平均值分析污染物沿程变化,沿程变化在反映不同工艺污染物去除规律的同时,将污染物浓度精确到污水处理设施中的某个具体单元,由此为后续进行温室气体直接排放核算提供基础数据支撑。各工艺污染物变化情况见图 2。

由图 2 可知,AO 工艺中,进水经过水解池厌氧

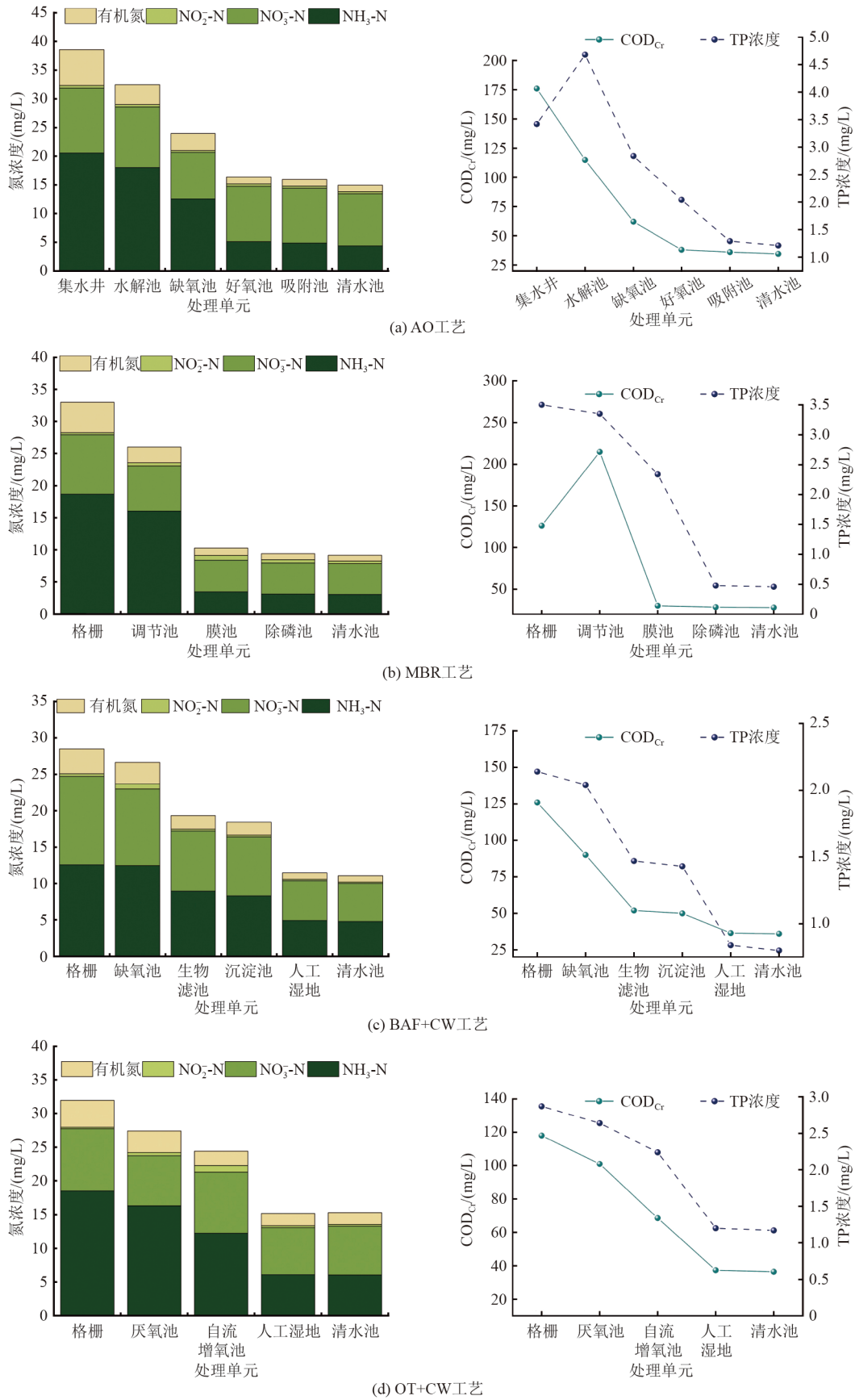


图 2 4 种典型农村生活污水处理工艺的污染物沿程变化

Fig.2 Pollutant variation along the pathway of four typical rural domestic sewage treatment processes

释磷以及好氧池、吸附池吸磷,出水 TP 浓度达到 1.21 mg/L,进、出水 COD_{Cr} 分别为 176、34.45 mg/L,脱氮单元进出水 TN 浓度分别为 38.56、14.96 mg/L。MBR 工艺中,TP 主要在除磷池中通过添加 PAC 去除,去除率可达 53.14%,进、出水 COD_{Cr} 分别为 126、28.04 mg/L,脱氮单元进出水 TN 浓度分别为 33.02、9.16 mg/L。BAF+CW 工艺中,前段生物滤池进、出水 COD_{Cr} 为 126、50 mg/L, TN 浓度分别为 28.49、18.44 mg/L,后段人工湿地进、出水 COD_{Cr} 分别为 50、36 mg/L, TN 浓度分别为 18.44、11.07 mg/L。OT+CW 工艺中,对于 TP 的去除主要依赖于人工湿地,去除率为 36.24%,前段自流增氧过程进、出水 COD_{Cr} 分别为 118、68.54 mg/L, TN 浓度分别为 31.99、24.42 mg/L,后段人工湿地进、出水 COD_{Cr} 分别为 68.54、36.47 mg/L, TN 浓度分别为 24.42、15.31 mg/L。

1.2 基于 LCA 的碳足迹核算方法

污水处理过程的 LCA 评价主要涵盖建设阶段、运行阶段、废弃阶段 3 个阶段。污水处理过程中产生的环境影响主要分为资源耗竭、人类健康影响和生态影响 3 类,碳足迹核算是针对生态影响中的全球变暖影响而进行的研究。已有研究表明污水处理

设施运行阶段对环境的影响远大于建设阶段与废弃阶段^[12-14],因此本研究核算范围不考虑建设阶段与废弃阶段,仅对运行阶段碳足迹进行核算。基于 LCA 评价过程的碳足迹核算方法分为 4 个步骤:1)目标与核算范围确定;2)清单分析;3)碳足迹核算;4)结果分析。

1.2.1 目标与核算范围确定

目标即 4 种农村生活污水处理工艺的碳足迹。核算范围以污水进入处理设施为起点,处理后排入自然水体为终点。核算单位(functional unit, FU)直接决定了排放清单输入和输出物质的量,本研究的污水处理设施的处理水量均为 30 m³/d,为使核算结果更具可比性,对污水处理设施输入、输出进行标准化,以处理 1 m³ 污水为核算单位,即 FU=1 m³。

1.2.2 清单分析

清单分析是将产品全生命周期所产生的资源与能源消耗、温室气体直接排放与废物排放等的量化过程。对于污水处理设施的清单分析主要包括工艺处理单元直接排放清单分析,能源、药物与物料消耗清单分析,污泥处理、处置清单分析,尾水排放清单分析。表 2 列出了农村生活污水处理工艺全生命周期排放源和温室气体种类。

表 2 农村生活污水处理工艺全生命周期排放源和温室气体种类

Table 2 Emission sources and greenhouse gas types throughout the life cycle of rural domestic sewage treatment processes

建设阶段	运行阶段						废弃阶段
	污水处理	运输	污泥处理	运输	污泥处置	尾水排放	
环境影响较小而忽略	装置用电、加药、物料消耗, CO ₂ 、CH ₄ 和 N ₂ O 排放	车辆资源、物料消耗	装置用电、加药	车辆资源、物料消耗	焚烧	CO ₂ 、CH ₄ 和 N ₂ O 排放	环境影响较小而忽略

1.2.2.1 温室气体直接排放清单

工艺处理单元的直接碳排放清单主要包括生化段由于燃烧化石燃料而产生的化石源 CO₂ 排放、厌氧段 CH₄ 排放以及硝化与反硝化段的 N₂O 排放 3 部分。此外,人工湿地在处理污水的过程中同样会产生 CO₂、CH₄、N₂O 这 3 种温室气体,其中 CH₄ 的释放主要是由于污水中有机物、基质土壤中有有机质及植物固定生物质的厌氧分解所产生的^[15]; N₂O 的产生主要发生在生物脱氮过程中,硝化反硝化不完全与硝酸盐的氨化都会产生 N₂O^[16]; CO₂ 的产生多认为是生源性的,即通过自然过程和生物活动产生的 CO₂,不列入排放清单。湿地植物通过光合作用固定的碳由于来自大气并最终回到大气,故也不计算在内。经处理过的农村生活污水排入自然水体,同时部分硝化细菌也被排入水体,通过硝化反硝化作用会产生 N₂O 等温室气体。

(1) 生化段温室气体直接排放计算方法

N₂O 是硝化、反硝化反应过程的副产物,主要发生在生物脱氮过程, AO、MBR、BAF、OT 工艺的好氧单元在不完全硝化、缺氧单元在反硝化条件下产生 N₂O,根据经验参数进行 N₂O 直接排放核算^[17-18],其核算公式为:

$$M_{N_2O} = (TN_{\text{进水}} - TN_{\text{出水}}) \times EF_{N_2O} \times Q \times G_{N_2O} \times 10^{-3} \quad (1)$$

式中: M_{N_2O} 为 N₂O 的排放量, kg/m³; $TN_{\text{进水}}$ 为脱氮单元 TN 进水浓度, mg/L; $TN_{\text{出水}}$ 为脱氮单元总氮出水浓度, mg/L; Q 为进水流量, m³/d; G_{N_2O} 为 N₂O 全球变暖潜能,取值 265。EF_{N₂O} 为 N₂O 排放因子,参考刘秀红等^[19]在实际生活污水脱氮过程中对于 N₂O 的产生与释放的研究,确定 EF_{N₂O} 为 0.035 2 kg/kg(去除每 kg TN 产生的 N₂O 排放量),其中硝化阶段取 0.035 6 kg/kg,反硝化阶段取 0.000 4 kg/kg。

有机物在水解、酸化、产 CH₄ 的阶段中降解,同

时产生 CH_4 , AO 工艺的厌氧单元厌氧消化产生 CH_4 , MBR 工艺膜组件中局部区域形成无氧条件时会产生少量 CH_4 , BAF 工艺的底部滤料层由于水流速度较慢和氧气供应不足, 可能会形成厌氧条件, 从而产生 CH_4 , OT 工艺中 CH_4 主要来自厌氧池, 根据 IPCC 的静态模型核算 CH_4 的直接排放, 其核算公式为:

$$M_{\text{CH}_4} = (\text{COD}_{\text{Cr进}} - \text{COD}_{\text{Cr出}}) \times \text{EF}_{\text{CH}_4} \times Q \times G_{\text{CH}_4} - T \quad (2)$$

式中: M_{CH_4} 为 CH_4 的排放量, kg/m^3 ; $\text{COD}_{\text{Cr进}}$ 、 $\text{COD}_{\text{Cr出}}$ 分别为进、出水 COD_{Cr} , mg/L ; G_{CH_4} 为 CH_4 全球变暖潜能, 取值 28; T 为甲烷回收量, d^{-1} , 取 0。 EF_{CH_4} 为 CH_4 排放因子, 根据张星^[20] 的研究, 取 $0.0457 \text{ kg}/\text{kg}$ (去除每 $\text{kg COD}_{\text{Cr}}$ 产生的 CH_4 排放量)。

由于农村生活污水碳氮比较低, MBR 工艺需要添加葡萄糖、甲醇等外加碳源促进反硝化脱氮, 这部分外加碳源导致的 CO_2 排放需要列入排放清单, 计算公式为^[17,21]:

$$M_{\text{CO}_2} = R \times M \quad (3)$$

式中: M_{CO_2} 为 CO_2 的排放量, kg/m^3 ; R 为外加碳源 CO_2 转换系数, 根据反硝化公式与化学计量关系, 以葡萄糖为外加碳源时 R 取 1.467; M 为所消耗碳源的质量, kg/d 。

(2) 人工湿地直接温室气体排放计算方法

由于相关排放因子取值的不同, 人工湿地的温室气体排放核算参考 IPCC 提供的核算方法, 包括 CH_4 和 N_2O 两部分核算, 人工湿地 CH_4 直接排放核算方法如下:

$$\text{MW}_{\text{CH}_4} = (\text{COD}_{\text{w进}} - \text{COD}_{\text{w出}}) \times B_0 \times G_{\text{C}_4} \times 10^{-3} \quad (4)$$

式中: MW_{CH_4} 为人工湿地 CH_4 排放量, kg/m^3 ; $\text{COD}_{\text{w进}}$ 为人工湿地进水 COD_{Cr} , mg/L ; $\text{COD}_{\text{w出}}$ 为人工湿地出水 COD_{Cr} , mg/L ; B_0 为 CH_4 排放因子。其中 B_0 的取值参考《城镇水务系统碳核算与减排路径技术指南》, 取值 $0.025 \text{ kg}/\text{kg}$ (去除每 $\text{kg COD}_{\text{Cr}}$ 产生的 CH_4 排放量)。

人工湿地 N_2O 直接排放核算公式为:

$$\text{MW}_{\text{N}_2\text{O}} = (\text{TN}_{\text{w进}} - \text{TN}_{\text{w出}}) \times B_1 \times G_{\text{N}_2\text{O}} \times 10^{-3} \times 44/28 \quad (5)$$

式中: $\text{MW}_{\text{N}_2\text{O}}$ 为人工湿地 N_2O 的排放量, kg/m^3 ; $\text{TN}_{\text{w进}}$ 为人工湿地进水总氮浓度, mg/L ; $\text{TN}_{\text{w出}}$ 为人工湿地出水总氮浓度, mg/L ; B_1 为 N_2O 的排放因子, 参考《城镇水务系统碳核算与减排路径技术指南》, 取值 $0.0079 \text{ kg}/\text{kg}$; 44 为 N_2O 分子量, 28 为 N_2O 中氮的总原子量, 其比值代表转换系数。

1.2.2.2 物料与能耗碳清单

间接碳排放一般采用排放因子法计算, 本研究中涉及的间接碳排放主要包括电力、物料、药物消耗产生的碳排放, 计算公式为:

$$E_{\text{CO}_2} = \text{AD} \times \text{EF} \quad (6)$$

式中: E_{CO_2} 为 CO_2 排放量, kg/m^3 ; AD 为电力、物料消耗量, kg/m^3 或 $\text{kW}\cdot\text{h}/\text{m}^3$; EF 为碳排放因子, 取值可参考生态环境部发布的《2019 年度减排项目中国区域电网基准线排放因子》及 Simapro Ecoinvent3 数据库数据 (<http://simapro.com>)。

1.2.2.3 污泥处理清单

本研究 4 种工艺的污泥处理方式为运输至污水处理厂机械脱水, 其产生的碳排放主要包括两部分: 1) 污泥从污泥池运输至污水处理厂过程中产生的资源消耗、尾气排放和轮胎磨损等物质消耗带来的碳排放; 2) 污泥脱水过程中能耗、物料消耗产生的间接碳排放, 计算方法同 1.2.2.2 节。

1.2.2.4 尾水排放清单

尾水排入自然水体时部分硝化细菌也被排入水体, 研究表明受纳尾水水体的碳排放量远高于未受纳尾水水体^[22], 故对这部分由于硝化反硝化作用产生的 N_2O 和 CH_4 进行核算, 其中 CH_4 排放核算方法为:

$$\text{CES}_{\text{CH}_4} = \text{COD}_{\text{in}} \times B_2 \times G_{\text{CH}_4} \times 10^{-3} \quad (7)$$

式中: CES_{CH_4} 为尾水 CH_4 排放量, kg/m^3 ; COD_{in} 为出水口 COD_{Cr} , mg/L ; B_2 为 CH_4 排放因子, 参考 IPCC 推荐值, 取 $0.028 \text{ kg}/\text{kg}$ 。

N_2O 排放核算公式为:

$$\text{CES}_{\text{N}_2\text{O}} = \text{TN}_{\text{in}} \times B_3 \times G_{\text{N}_2\text{O}} \times 10^{-3} \times 44/28 \quad (8)$$

式中: $\text{CES}_{\text{N}_2\text{O}}$ 为尾水 N_2O 的排放量, kg/m^3 ; TN_{in} 为出水口 TN 浓度, mg/L ; B_3 为 N_2O 的排放因子, 参考 IPCC 推荐值, 取 $0.005 \text{ kg}/\text{kg}$ 。

1.2.3 碳足迹核算

碳足迹核算是通过将上文清单分析中构建的数张清单的排放量数据与能耗、物耗、污泥量、污泥运输数据输入到 Simapro9.3 软件中, 选用 IPCC 2021 GWP100 的评价方法和 Ecoinvent3 数据库最终输出各个工艺的碳足迹。

Simapro 的生命周期数据库中包含各种物料和产品的生命周期信息, 包括原材料提取、生产加工、运输、使用和废弃处理等阶段的环境影响数据。根据输入的物料和药物名称, 软件会从数据库中找到与之对应的生命周期数据。

通过分析整个生命周期中的各阶段, 包括原材料提取、生产制造、运输到使用地点、在污泥处理过程中的使用以及最终的废弃处理, 根据输入的数据

和内置的数据库,计算出各阶段的碳足迹。

以 MBR 工艺污水处理过程中的 N_2O 为例,污水处理过程 N_2O 直接排放量根据式(1)计算为 0.00084 kg/m^3 ,参照 IPCC 2021 GWP100 评价方法, N_2O 的 GWP100 值(与 $1 \text{ t } N_2O$ 在 100 年时间尺度上的温室效应相当的 CO_2 的吨数)取 272.6,由此转换计算得到对应的碳足迹为 0.229 kg/m^3 (以 CO_2 当量计),此外数据库显示电力消耗、葡萄糖、膜组件等排放活动中也存在 N_2O 的排放,通过类似上述计算方法,Simapro 最终输出 N_2O 这一分项产生的碳足迹(处理 1 m^3 污水产生的碳排放)为 0.262 kg/m^3 。

1.2.4 结果分析

在获得碳足迹结果之后,对结果进行评估、解释和总结,以识别碳排放关键环节,为低碳污水处理装置的比选提供参考。

1.3 敏感性分析及比碳排放计算方法

在得到碳足迹核算结果后,可通过敏感性分析,判断不同因子对减排效果的影响。具体做法:改变主要碳排放贡献因子的输入参数($\pm 10\% \text{ FU}$),其他参数不变,重新计算碳足迹,以识别碳足迹的变化程度。具体用敏感系数来表示:

$$\Delta S_i = \frac{\Delta E_i}{\Delta P_i} \quad (9)$$

式中: ΔS_i 为敏感系数; ΔE_i 为第 i 种因子的变化下,碳足迹的变化程度,%; ΔP_i 为第 i 种因子的变化程度,%。参考刘宇彤^[23]的定义,根据 ΔS_i 的不同,将碳足迹的敏感程度分为 4 个等级: $\Delta S_i \geq 1.00$,为非常敏感; ΔS_i 处于 $0.20 \sim 1.00$,为敏感; ΔS_i 处于 $0.05 \sim 0.20$,为低敏感; ΔS_i 处于 $0 \sim 0.05$,为不敏感。

此外,引入污染物比碳排放(去除单位污染物所产生的碳排放)这个指标,以对比不同污水处理工艺的低碳处理效能^[24]。其计算公式如下:

$$SE = E/R_{\text{污染物}} \times 10^3 \quad (10)$$

式中:SE 为比碳排放, kg/kg (以去除每 $\text{kg } \text{COD}_{\text{Cr}}$ 、TN、TP、 $\text{NH}_3\text{-N}$ 产生的 CO_2 当量计); E 为碳足迹, kg/m^3 (以 CO_2 当量计); $R_{\text{污染物}}$ 为污染物浓度, mg/L 。

2 结果与讨论

2.1 不同工艺全生命周期清单分析

农村生活污水处理工艺的全生命周期包括建设、运行、废弃 3 个阶段,处理设施建设和废弃阶段造成的环境影响较小可忽略不计,运行阶段包括污水处理、污泥处理与处置、尾水排放以及两部分污泥的运输(从污水处理设施至污水处理厂及从污水处理厂至指定焚烧场地)。污水处理以及尾水排放

2 个环节直接产生温室气体的排放,可根据 1.2 节中的公式计算排放量;污水处理、污泥运输、污泥处理环节由于能源消耗、物料损耗以及药物的投加,产生一定的间接碳排放,为简化计算,将消耗量输入 Simapro 软件中输出结果。

2.1.1 直接排放清单

表 3 汇总了温室气体直接排放清单和尾水排放清单。其中温室气体直接排放清单汇总了 1.2.2.1 节中提及的 3 种温室气体直接排放量;尾水排放清单为根据式(7)和式(8)计算得到的 4 种工艺的 CH_4 、 N_2O 排放量。

表 3 4 种工艺温室气体直接排放与尾水排放清单分析

Table 3 Inventory of direct greenhouse gas emissions and tail water emissions of four processes kg/m^3

工艺名称	温室气体直接排放量			尾水排放量	
	CH_4	N_2O	CO_2	CH_4	N_2O
AO	6.47×10^{-3}	8.30×10^{-4}	0	9.60×10^{-4}	1.18×10^{-4}
MBR	4.48×10^{-3}	8.40×10^{-4}	1.61×10^{-2}	7.90×10^{-4}	7.20×10^{-5}
BAF+CW	4.11×10^{-3}	4.40×10^{-4}	0	1.01×10^{-3}	8.90×10^{-5}
OT+CW	3.70×10^{-3}	3.70×10^{-4}	0	1.02×10^{-3}	1.21×10^{-4}

2.1.2 间接排放清单

表 4、表 5 汇总了能源、药物、物料清单和污泥处理、处置清单。1)能源、药物、物料清单:AO、MBR、BAF+CW、OT+CW 月均电耗分别为 0.81、1.06、0.35、0.64 $\text{kW} \cdot \text{h/m}^3$,AO 工艺所消耗的除磷树脂需要 1 年 1 换,损耗量为 0.082 kg/m^3 ,MBR 工艺在除磷池中加入 PAC 进行药物除磷,在缺氧池中加入葡萄糖作为碳源,消耗量分别为 0.067 和 0.110 kg/m^3 ,膜池中的膜材料的损耗需及时更换,损耗量为 0.021 kg/m^3 ,BAF+CW 工艺主要物料消耗为滤池中陶粒和沙砾的更换,损耗量分别为 0.720 和 0.910 kg/m^3 ,OT+CW 工艺砾石和砂的更换造成的物料损耗量分别为 0.960 和 0.840 kg/m^3 。2)污泥处理、处置清单:污泥处理主要是污泥脱水过程中消耗电力和药物以及将 98% 含水率污泥从污泥池运输至污水处理场所产生的间接碳排放。根据前期于上海市本地污水处理厂调研所得数据,处理每吨湿污泥的能耗为 $3.22 \text{ kW} \cdot \text{h}$,药物消耗为 15.00 kg CaO 、 5.80 kg FeCl_3 ;污泥处置包括污泥焚烧以及将 60% 含水率污泥从污水处理厂运输至指定焚烧地点所产生的碳排放,其中污泥焚烧产生的碳排放可以采用 Simapro Ecoinvent3 数据库中污泥焚烧数据通过输入等比转换后的污泥量^[25]直接输出。为简化计算,将清单数

据输入 Simapro, 软件将根据键入物质名称调取数据库数据, 自动计算得出对应碳足迹。

2.2 不同工艺碳足迹核算结果

采用基于 LCA 的碳足迹核算法, 以 2.1 节清单

分析结果为基础, 选用 IPCC 2021 GWP100 的评价方法, 选取 Ecoinvent3 数据库, 使用 Simapro9.3 进行碳足迹的核算。得到不同工艺碳足迹清单如表 6 所示。

表 4 4 种工艺污水处理能源/药物/物料消耗清单

Table 4 Inventory of energy/drugs/materials consumption in the sewage treatment for four processes

工艺名称	能源消耗		药物消耗		物料损耗	
	类型	消耗量/(kW·h/m ³)	类型	消耗量/(kg/m ³)	类型	物料损耗量/(kg/m ³)
AO	电力	0.81			树脂	0.082
MBR	电力	1.06	PAC/葡萄糖	0.067/0.110	膜材料	0.021
BAF+CW	电力	0.35			陶粒/砾石	0.720/0.910
OT+CW	电力	0.64			砾石/砂	0.960/0.840

表 5 4 种工艺污泥处理、处置清单

Table 5 Inventory of sludge treatment and disposal for four processes

工艺名称	污泥处理					污泥处置		
	电力消耗量/(kW·h/m ³)	CaO消耗量/(kg/m ³)	FeCl ₃ 消耗量/(kg/m ³)	运输污泥量/kg	运输数据/(t·km/m ³)	运输污泥量/kg	运输数据/(t·km/m ³)	焚烧污泥量/kg
AO	1.47×10 ⁻²	6.84×10 ⁻²	2.65×10 ⁻²	4.56	22.8	0.228	114	0.166
MBR	1.06×10 ⁻²	4.95×10 ⁻²	1.91×10 ⁻²	3.30	16.5	0.165	8 250	0.120
BAF+CW	3.93×10 ⁻³	1.83×10 ⁻²	7.08×10 ⁻³	1.22	610.0	0.061	3 050	0.044
OT+CW	6.99×10 ⁻³	3.26×10 ⁻²	1.26×10 ⁻²	2.17	10.9	0.109	9 500	0.079

表 6 4 种工艺碳足迹清单

Table 6 Inventory of carbon footprint of four processes

生命周期环节	AO工艺		MBR工艺		BAF+CW工艺		OT+CW工艺		
	排放强度/(kg/m ³)	占比/%	排放强度/(kg/m ³)	占比/%	排放强度/(kg/m ³)	占比/%	排放强度/(kg/m ³)	占比/%	
污水处理	电力消耗	0.862	52.7	1.130	52.8	0.372	45.7	0.681	64.2
	药物/物料消耗	0.113	6.9	0.397	18.6	0.112	13.8	0.023	2.1
	直接排放	0.419	25.6	0.447	20.9	0.242	29.7	0.211	20.0
污泥处理	0.148	9.1	0.112	5.2	0.041	5.0	0.074	7.0	
污泥处置	0.015	0.9	0.011	0.5	0.004	0.5	0.008	0.8	
尾水排放	0.078	4.8	0.043	2.0	0.043	5.3	0.063	5.9	
合计(碳足迹)	1.635	100.0	2.140	100.0	0.814	100.0	1.060	100.0	

由表 6 可知, 4 种工艺碳足迹存在差异。AO、MBR、BAF+CW、OT+CW 工艺碳足迹分别为 1.635、2.140、0.814、1.060 kg/m³, 表现为 MBR>AO>OT+CW>BAF+CW, OT+CW 和 BAF+CW 的人工湿地复合工艺碳足迹更低, 在电力消耗、直接排放等方面更具优势, 低碳化成效更明显。4 种工艺碳足迹结构相同。从核算单元看, 各个单元的碳足迹大小关系呈现为污水处理单元>污泥处理与处置单元>尾水排放单元。4 种工艺污水处理单元碳足迹分别占总碳足迹的 85.2%、92.3%、89.2%、86.3%, 均为碳足迹

最大贡献单元, 其中电力消耗为碳足迹的最主要影响因素, 占比可达 50%, 这是由于各工艺自身构造特点, 如 AO 工艺涉及污水提升、曝气、搅拌, MBR 工艺膜的反冲洗均会消耗大量电力, 高能耗提高了碳足迹水平; 直接排放也是主要碳足迹贡献单元, 占比约为 20%, 这是由于 CH₄、N₂O 的增温潜势大, 造成温室气体直接排放碳足迹占比较大。污泥处理、处置碳足迹均不高, 主要原因包括农村生活污水有机物含量较少, 污泥量小, 同时集中处理也一定程度上降低了电力消耗和药物消耗, 污泥处置的碳足迹处

于 1% 以下,造成的碳足迹微乎其微,其原因为生物污泥的焚烧在碳循环上属于自然循环,不存在碳增量^[26]。

2.3 不同工艺比碳排放及敏感性分析

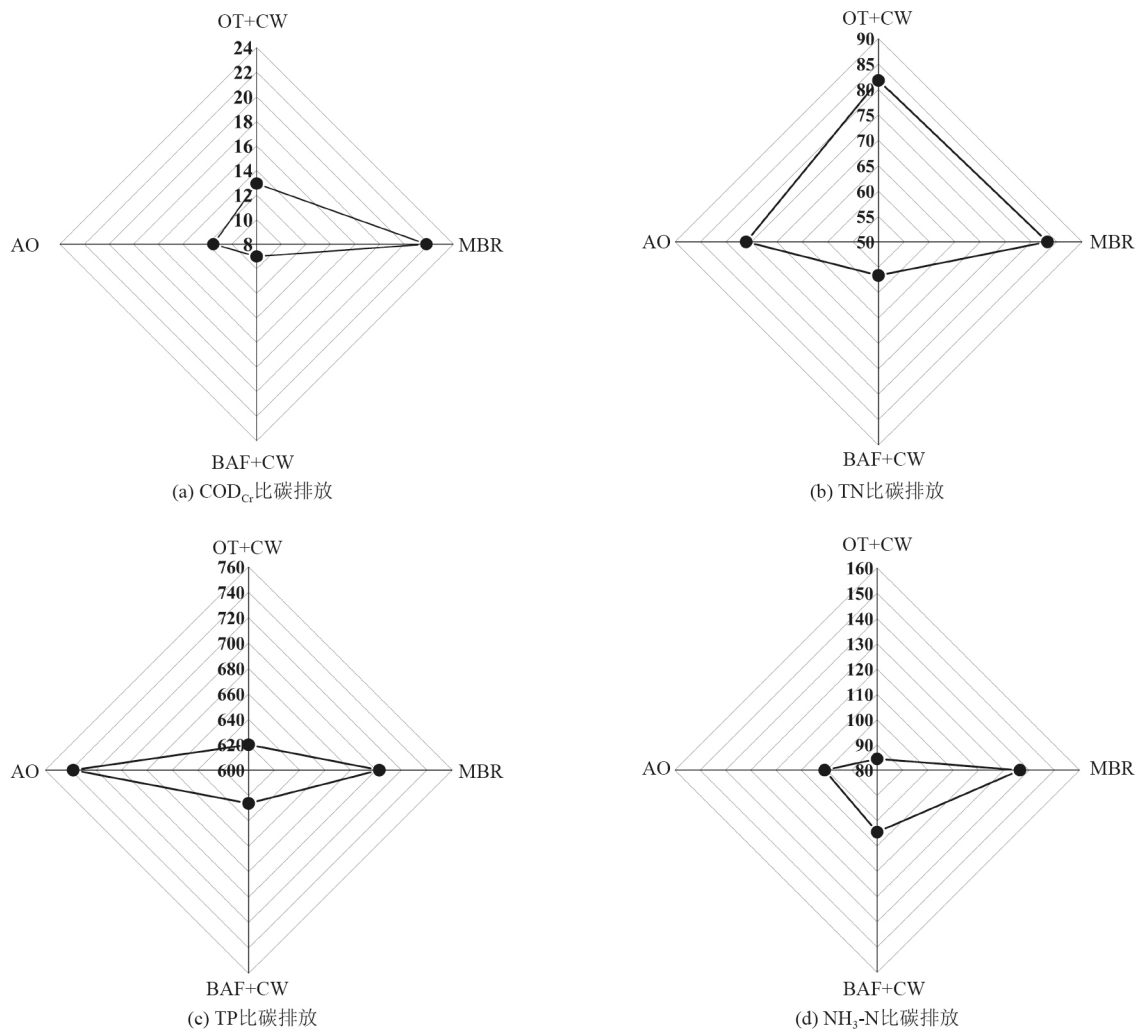
2.3.1 比碳排放分析

4 种工艺处理单位污水去除污染物量不同,通过比碳排放的比较可以更客观地表示污水处理工艺的低碳处理效能。各工艺的不同污染物比碳排放如图 3 所示。

由图 3 可知,MBR 工艺的 COD_{Cr} 比碳排放、TN 比碳排放均为最高,分别是 21.80、83.18 kg/kg (以 CO₂ 计,全文同),表明 MBR 为典型的以高碳排放换取高污染物去除率的工艺;BAF+CW 的 COD_{Cr}、TN 比碳排放均为最低,分别为 9.00、51.29 kg/kg,说明该工艺在有效去除污染物的同时,运行的能源消耗、物质损耗等也得到了控制。

2.3.2 敏感性分析

根据式(9)的方法进行敏感性计算,计算与评价结果如表 7 所示。从敏感系数及敏感性分析结果来看,电力消耗与温室气体直接排放敏感程度评价结果均为“敏感”,污泥量的评价结果均为“低敏感”。电力消耗的敏感系数明显高于直接温室气体排放与污泥量,可见降低电力消耗是减少农村生活污水处理工艺碳足迹的首要途径。OT+CW 工艺的电力消耗敏感系数最大,为 0.65,这是由于工艺特点决定了运行过程中污水反复提升消耗大量电力,若要降低 OT+CW 的碳足迹,尤其需要减少用电量,从而实现低碳化工艺改进目标。从温室气体直接排放的敏感性分析来看,4 种工艺评价结果均为“敏感”,可见降低温室气体直接排放仍然是农村生活污水处理工艺减少碳排放的重要途径。从污泥量的敏感性分析来看,4 种工艺的敏感程度均为“低敏感”,可见减少污



注:图中数字单位为 kg/kg。

图 3 4 种工艺不同污染物比碳排放对比

Fig.3 Comparison of carbon emission per unit of different pollutants of four processes

表 7 敏感系数及敏感性分析结果

Table 7 Sensitivity coefficient and sensitivity analysis results

工艺名称	电力消耗		直接排放		污泥量	
	ΔS_i	等级	ΔS_i	等级	ΔS_i	等级
AO	0.52	敏感	0.26	敏感	0.10	低敏感
MBR	0.53	敏感	0.21	敏感	0.06	低敏感
BAF+CW	0.46	敏感	0.30	敏感	0.06	低敏感
OT+CW	0.65	敏感	0.20	敏感	0.08	低敏感

泥产生量对工艺降低碳足迹贡献较小。

3 结论与展望

(1) MBR 工艺与 BAF+CW 工艺的达标率较高, 但 MBR 工艺污染物去除的高效性建立在高能耗高物耗基础上, 相比之下 BAF+CW 组合工艺既保证出水的高达标率又对能耗物耗需求较低。

(2) 4 种典型工艺碳足迹各不相同。AO 和 MBR 工艺碳足迹高于组合工艺, BAF+CW 和 OT+CW 工艺相比之下能耗较低, 低碳效能更明显。

(3) 电力消耗对 4 种污水处理工艺碳足迹的增加起最主要作用, 占比均在 50% 左右; 污水处理过程中的直接碳排放次之, 占比为 20%~30%; 投加的药剂、物料消耗导致的碳足迹增加位居第三; 污泥的处理处置以及尾水排放对碳足迹的贡献最小。

(4) MBR 工艺的 COD_{Cr} 比碳排放和 TN 比碳排放为 4 种工艺中最高; BAF+CW 工艺的 COD_{Cr} 、TN 比碳排放为 4 种工艺中最低。故 MBR 工艺达到高污染物去除率的同时也产生了高碳排放; 而 BAF+CW 工艺, 则可以做到对污染物保持较高去除率同时很大程度上控制碳足迹。

综上所述, 综合考虑碳足迹以及处理工艺的技术性能, BAF+CW 的组合工艺为最优工艺, 可以同时平衡碳足迹和技术性能, 是兼顾低碳排放和高污染物去除效果的最优工艺。该工艺前端曝气生物滤池保证一定溶解氧环境, 达到高效脱氮除磷的目的, 后端人工湿地通过物理、化学、生物处理手段确保出水稳定达标; 同时这种生物处理+人工湿地的复合式工艺又可以节约物耗和能耗, 是处理农村生活污水低能高效的理想工艺。

文中所选用 IPCC《国家温室气体清单指南》之外的碳排放核算因子还有待研究; 选取的研究工艺种类也有待补充, 以增强不同工艺的差异性; 此外可以在条件允许的情况下, 对污水处理设施温室气体排放进行监测, 使计算结果更准确。

参考文献

- [1] 徐衍超. PAC-MBR 运行效能优化及碳足迹核算研究 [D]. 兰州: 兰州理工大学, 2023.
- [2] 张海亚, 李思琦, 黎明月, 等. 城镇污水处理厂碳排放现状及减污降碳协同增效路径探讨 [J]. 环境工程技术学报, 2023, 13(6): 2053-2062.
ZHANG H Y, LI S Q, LI M Y, et al. Carbon emission analysis of municipal wastewater treatment plants and discussion on synergistic path of pollution and carbon reduction[J]. Journal of Environmental Engineering Technology, 2023, 13(6): 2053-2062.
- [3] 刘晓宇. 中国城镇居民碳足迹及城市低碳发展研究 [D]. 长春: 吉林大学, 2019.
- [4] 孙娜, 张宏波, 时松颜. 基于碳排放因子法吉林省工业领域碳排放统计核算研究 [J]. 产业创新研究, 2024(11): 74-76.
- [5] 李敏, 刘庆玲, 李燕, 等. 基于全生命周期的农村生活污水处理管理探讨 [J]. 环保科技, 2022, 28(4): 50-53.
LI M, LIU Q L, LI Y, et al. Research on the management of rural domestic sewage treatment based on the whole life cycle[J]. Environmental Protection and Technology, 2022, 28(4): 50-53.
- [6] 李媛媛, 葛晓华, 王文静, 等. 技术生命周期评价进展及其在碳中和领域应用趋势分析 [J]. 环境工程技术学报, 2022, 12(4): 1048-1057.
LI Y Y, GE X H, WANG W J, et al. Progress of technology life cycle assessment and its application trends in carbon neutrality[J]. Journal of Environmental Engineering Technology, 2022, 12(4): 1048-1057.
- [7] 熊子文, 王浩, 李文瑞, 等. 燃煤电厂运行全过程的碳排放全生命周期评价与预测 [J/OL]. 洁净煤技术. [2024-07-11]. <https://kns.cnki.net/kcms/detail/11.3676.td.20240708.1838.002.html>.
- [8] 高文芳, 崔天傲, 赵新宁, 等. 锂离子电池全生命周期碳足迹评价研究进展 [J/OL]. 化工进展. [2024-10-12]. <https://doi.org/10.16085/j.issn.1000-6613.2023-2187>.
- [9] 国家环境保护总局, 国家质量监督检验检疫总局. 地表水环境质量标准: GB 3838—2002[S]. 北京: 中国环境科学出版社, 2002.
- [10] 国家环境保护总局. 水和废水监测分析方法 [M]. 4 版. 北京: 中国环境科学出版社, 2002.
- [11] 周炼, 安达, 王月, 等. 武烈河流域水质污染特征及污染源解析 [J]. 环境工程技术学报, 2016, 6(6): 579-584.
ZHOU L, AN D, WANG Y, et al. Water quality pollution characteristics and pollution source analysis of Wulie River Basin[J]. Journal of Environmental Engineering Technology, 2016, 6(6): 579-584.
- [12] LUNDIE S, PETERS G M, BEAVIS P C. Life cycle assessment for sustainable metropolitan water systems planning[J]. Environmental Science & Technology, 2004, 38(13): 3465-3473.
- [13] PASQUALINO J C, MENESES M, ABELLA M, et al. LCA as a decision support tool for the environmental improvement of the operation of a municipal wastewater treatment plant[J]. Environmental Science & Technology, 2009, 43(9): 3300-3307.
- [14] 李爽, 王向阳, 郝晓地, 等. 全生命周期评价在污水处理中的研

- 究与应用[J]. 中国给水排水, 2020, 36(18): 32-37.
- LI S, WANG X Y, HAO X D, et al. Research and application of life cycle assessment in wastewater treatment[J]. *China Water & Wastewater*, 2020, 36(18): 32-37.
- [15] 郝晓地, 孟祥挺, 胡沅胜. 人工湿地温室气体释放、影响及其控制[J]. 中国给水排水, 2016, 32(22): 39-47.
- HAO X D, MENG X T, HU Y S. Emissions, influence and control of greenhouse gases in constructed wetlands[J]. *China Water & Wastewater*, 2016, 32(22): 39-47.
- [16] 赵联芳, 梅才华, 丁小燕, 等. 人工湿地污水脱氮中 N_2O 的产生机理和影响因素[J]. *科学技术与工程*, 2013, 13(29): 8705-8714.
- ZHAO L F, MEI C H, DING X Y, et al. A review on the production mechanism and affecting factors of N_2O during nitrogen removal in constructed wetlands[J]. *Science Technology and Engineering*, 2013, 13(29): 8705-8714.
- [17] 杨世琪. 城镇污水处理系统碳核算方法与模型研究[D]. 重庆: 重庆大学, 2013.
- [18] 刘思玉, 张建强, 白华清, 等. 提标升级对乡镇污水处理厂碳排放特征的影响[J]. *环境工程技术学报*, 2024, 14(3): 798-807.
- LIU S Y, ZHANG J Q, BAI H Q, et al. Impact of upgrading on carbon emission characteristics of township sewage treatment plants[J]. *Journal of Environmental Engineering Technology*, 2024, 14(3): 798-807.
- [19] 刘秀红, 彭永臻, 马涛, 等. 硝化类型对污水脱氮过程中 N_2O 产生量的影响[J]. *中国环境科学*, 2007, 27(5): 633-637.
- LIU X H, PENG Y Z, MA T, et al. Influence of nitrification type on N_2O production in nitrogen removal treating domestic wastewater[J]. *China Environmental Science*, 2007, 27(5): 633-637.
- [20] 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.
- [21] MONTEITH H D, SAHELY H R, MacLEAN H L, et al. A rational procedure for estimation of greenhouse-gas emissions from municipal wastewater treatment plants[J]. *Water Environment Research*, 2005, 77(4): 390-403.
- [22] BEAULIEU J J, SHUSTER W D, REBHOLZ J A. Nitrous oxide emissions from a large, impounded river: the Ohio River[J]. *Environmental Science & Technology*, 2010, 44(19): 7527-7533.
- [23] 刘宇彤. 我国工业 VOCs 集中处理生命周期评价及技术经济研究[D]. 长春: 吉林大学, 2019.
- [24] 杨根森. 基于碳足迹的典型农村生活污水处理工艺对比研究[D]. 上海: 华东师范大学, 2023.
- [25] 项朝璧. 深度脱水后污泥热值及计算模型研究[J]. *中国水泥*, 2014(8): 70-72.
- [26] 胡维杰, 邱凤翔, 卢骏营, 等. 污泥单独焚烧工艺在上海的演变发展[J]. *给水排水*, 2023, 59(1): 53-60.
- HU W J, QIU F X, LU J Y, et al. Discussion the separate incineration of sludge and its application in Shanghai[J]. *Water & Wastewater Engineering*, 2023, 59(1): 53-60. ◇