

低碳氮比进水 AAO 污水处理厂低碳运行

周政¹, 李怀波¹, 王燕^{1,2}, 王硕^{1,3,4}, 李激^{1,3,4*} (1.江南大学环境与土木工程学院, 江苏 无锡 214122; 2.无锡普汇环保科技有限公司, 江苏 无锡 214122; 3.江苏省厌氧生物技术重点实验室, 江苏 无锡 214122; 4.江苏高校水处理技术与材料协同创新中心, 江苏 苏州 215009)

摘要: 为探明低碳氮比进水条件下 AAO 污水处理厂的碳排放特征, 提出可行的低碳运行策略, 基于排放因子法对 7 座低碳氮比进水 AAO 污水处理厂 (分为 AAO 组和 AAO-MBR 组) 运行 1a 产生的碳排放进行核算与评价, 对具有显著低碳表现的污水处理厂开展全流程分析剖析其碳减排途径。结果表明, 电耗和 N₂O 排放是主要碳排放来源, 分别贡献 49.43% 和 25.75% 的碳排放。AAO-MBR 组以间接碳排放为主, 电耗碳排放占至约 60%, 而 AAO 组生物作用导致的直接碳排放占主导。AAO 组平均吨水比碳排放显著低于 AAO-MBR 组 (0.47 和 0.79 kg CO_{2eq}/m³), 更具低碳运行潜力。7 座污水处理厂中, WWTP7 各项比碳排放评价指标均为最低, 意味着其最具低碳运行能力。充分利用进水碳源, 多途径协同脱氮除磷同时精准控制溶解氧浓度避免过曝气是其大幅削减能耗和物耗, 实现碳减排的关键路径。

关键词: 低碳氮比; AAO 污水处理厂; 碳排放特征; 多途径协同脱氮除磷; 低碳运行

中图分类号: X703 文献标识码: A 文章编号: 1000-6923(2022)11-5088-12

Research on low-carbon operation mode in AAO-based wastewater treatment plants with low C/N influent. ZHOU Zheng¹, LI Huai-bo¹, WANG Yan^{1,2}, WANG Shuo^{1,3,4}, LI Ji^{1,3,4*} (1.School of Environment and Civil Engineering, Jiangnan University, Wuxi 214122, China; 2.Wuxi Puhui Environmental Protection Technology Co., Ltd, Wuxi 214028, China; 3.Jiangsu Key Laboratory of Anaerobic Biotechnology, Wuxi 214122, China; 4.Jiangsu Collaborative Innovation Center of Water Treatment Technology and Materials, Suzhou 215009, China). *China Environmental Science*, 2022,42(11): 5088~5099

Abstract: In order to clarify the carbon emission characteristics of wastewater treatment plants (WWTPs) with low C/N influent and to propose feasible low-carbon operation strategies, seven AAO-based WWTPs (divided into AAO-based WWTPs and AAO-MBR-based WWTPs) were operated for one year, and the carbon emissions based on the emission factor method were calculated and evaluated. In addition, according to the whole process analysis method, the carbon emission reduction pathways of WWTPs with significant low-carbon operation characteristics were subsequently analyzed. The results show that electricity consumption and nitrous oxide emissions are the main sources of carbon emissions, contributing 49.43% and 25.75% of carbon emissions on average, respectively. AAO-MBR-based WWTP is dominated by indirect carbon emissions, and electricity consumption accounts for about 60% of carbon emissions, while the direct carbon emissions caused by the microbial activity in AAO-based WWTP dominate. The average specific carbon emission of AAO-based WWTP was significantly lower than that of the AAO-MBR-based WWTP group (0.47 and 0.79 kg CO_{2eq}/m³), which presents remarkable low-carbon operation potential. Among the seven WWTPs, all the specific carbon emission evaluation indicators of WWTP7 are the lowest, indicating that WWTP7 has the highest potential for low-carbon operation. Furthermore, the study found that making full use of the influent carbon source, multi-path synergistic nitrogen and phosphorus removal, and precise control of dissolved oxygen to avoid over-aeration are the key points to greatly reduce energy consumption and achieve carbon emission reduction.

Key words: low-carbon-to-nitrogen ratio; AAO-based wastewater treatment plant; carbon emission characteristics; multi-path synergistic nitrogen and phosphorus removal; low-carbon operation

污水处理厂不仅是水质净化的主要场所, 同时也是潜在的重要碳排放源, 其碳排放可分为直接碳排放和间接碳排放, 其中污水处理和污泥处置过程中各类温室气体的排放称为直接碳排放, 以非 CO₂ 类温室气体排放最显著: 污水处理厂 CH₄ 排放量约占人类活动 CH₄ 总排放量的 4%, N₂O 排放量约占人类活动 N₂O 总排放量的 5%^[1-2]; 间接碳排放主要包

括能耗、物耗等的碳足迹, 当前我国污水处理厂具有

收稿日期: 2022-04-14

基金项目: 无锡市城镇污水处理厂提标改造深度处理技术研究和科技示范(N20191003); 江苏省政策引导类计划(国际科技合作/港澳台科技合作)专项资金资助项目(BZ2021030); 江苏水处理技术与材料协同创新中心预研课题(XTCXSZ2020-2); 无锡市科技创新创业资金资助项目(M20211003)

* 责任作者, 教授, lij@jiangnan.edu.cn

高能耗、物耗特征^[3],一般电耗导致的间接碳排放可占总碳排放的 50%以上^[4].随着城镇化规模的扩大,市政污水管网服务人口将不断增加,污水处理总量将持续增长;同时水环境安全地位的提^[5]及污水回用需求的增加^[6],将推动污水处理标准逐步提高,意味着污水处理厂的碳排放影响将愈发显著.

运行阶段是污水处理厂碳排放的主要来源^[7],通过有效的工艺运行调控可获得显著的碳减排效益.采用碳排放模型研究表明^[8],改进运行策略可以在提升 30%总氮(TN)去除率的同时降低 20%的碳排放.AAO 工艺是我国城镇污水处理厂应用最广泛的工艺类型^[9],但作为单污泥系统,其存在聚磷菌(PAOs)与异养反硝化菌竞争碳源的固有矛盾,而我国市政污水普遍具有低碳氮比(C/N)特征^[10],在日趋严苛的氮磷排放标准下,为达标排放,污水处理厂通常外加大量碳源和除磷药剂强化脱氮除磷.但碳源和除磷药剂消耗本身会导致间接碳排放,碳源氧化产生 CO₂或进入污泥中以 CH₄形式释放又会增加直接碳排放,外加碳源在好氧池氧化还会消耗额外的溶解氧(DO),增加曝气能耗.此外,低 C/N 条件下微生物的代谢活性会受到抑制,导致实际生物需氧量降低,出现过曝气问题^[11],造成高污染物去除比能耗^[12]和比碳排放水平.

目前针对低 C/N 进水 AAO 污水处理厂碳排放特征的研究较少,缺少对其低碳运行可行性和碳减排路径的探讨.为此,本研究对 7 座基于 AAO 工艺的

低 C/N 进水污水处理厂进行碳排放核算,并对具有显著低碳运行特征的污水处理厂开展全流程分析,剖析其碳减排路径,旨在为低 C/N 进水 AAO 污水处理厂的低碳优化运行提供参考.

1 材料与方法

1.1 污水处理厂概况

7 座基于 AAO 工艺的污水处理厂均以生活污水为进水,出水执行《城镇污水处理厂污染物排放标准》GB18918-2002 一级 A 标准^[13],基本信息见表 1.

表 1 7 座城镇污水处理厂基础信息
Table 1 Basic information of the seven WWTPs

污水处理 厂编号	设计规模 ($\times 10^4 \text{ m}^3/\text{d}$)	处理工艺	进水 BOD (mg/L)	进水 TN (mg/L)	进水 C/N
WWTP1	1	AAO-MBR	62.38	29.11	2.14
WWTP2	15	AAO	74.04	30.49	2.43
WWTP3	2	AAO-MBR	88.58	33.85	2.62
WWTP4	10	AAO	51.86	24.66	2.10
WWTP5	7.5	AAO	92.79	29.68	3.12
WWTP6	17	AAO-MBR	102.74	35.46	2.90
WWTP7	30	AAO	73.58	23.23	3.19

1.2 碳排放核算

1.2.1 数据来源 以 7 座污水处理厂 2020 年实际运行的数据作为碳排放核算基础数据,数据来源于全国城镇污水处理管理信息系统,见表 2.

表 2 7 座污水处理厂碳排放核算基础数据
Table 2 Basic data for carbon emission calculation of the seven WWTPs

污水处理厂编 号	年处理水量 ($\times 10^4 \text{ m}^3$)	COD 削减量 (t)	TN 削减量 (t)	污泥产量 (t)	电耗 ($\times 10^4 \text{ kWh}$)	碳源类型及投加量 (t)	除磷药剂类型及投加量 (t)
WWTP1	729.25	1190.59	163.18	4324.82	474.01	乙酸(90%),358.81	聚合氯化铝(10%),267.43
WWTP2	5742.40	9833.38	1320.00	40303.18	1435.60	乙酸钠(20%),1648.41	聚合铝铁(8%),5289.76
WWTP3	1394.02	3272.71	376.07	10524.21	906.11	乙酸(90%),71.60	聚合氯化铝(10%),1002.83
WWTP4	3639.38	4859.45	543.45	8592.45	1273.78	乙酸钠(20%),700.00 葡萄糖(60%),200.00	三氯化铁(13%),3000.00
WWTP5	4892.70	9847.77	1043.23	38643.98	1321.30	乙酸钠(20%),27.53	聚合硫酸铁(11%),1499.66
WWTP6	4238.18	12063.83	1092.67	17574.88	2097.90	乙酸(90%),586.34	聚合氯化铁(38%),1844.03
WWTP7	10211.25	14322.18	1859.86	44733.62	1838.03	-	-

注: ()内数据为药剂有效含量;- 为未添加.

1.2.2 核算边界与方法 核算污水处理与污泥处置过程产生的碳排放.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》^[14],《城

镇污水处理厂污染物去除协同控制温室气体核算技术指南(试行)》^[15]和《污水处理厂低碳运行评价技术规范》^[16]提供的方法和参数设置进行,分直接排放和

间接排放 2 部分:直接排放核算各功能单元 CH_4 和 N_2O 排放量及外加碳源氧化产生的 CO_2 排放量(污水自身有机质氧化产生的 CO_2 被 IPCC 认定为生源性排放,不纳入核算范围);间接排放核算所消耗电力和除磷药剂生产过程产生的碳排放.计算如下:

①污泥处置产生的碳排放量:

$$E_1 = R_s \times \beta_s \times \text{DOC}_f \times \text{MCF} \times F \times C_{\text{CH}_4/\text{C}} \times \text{GWP}_{\text{CH}_4} \quad (1)$$

式中: E_1 为剩余污泥处置过程释放的 CH_4 折算为 CO_2 当量的年碳排放量, $\text{tCO}_2\text{eq/a}$; R_s 为污泥干物质年去除量 t/a ; β_s 为污泥干物质中可降解有机碳的含量,根据郭怡等^[17]对我国不同地域污水处理厂污泥泥质的测试,取 0.15tC/t ; DOC_f 为实际分解的可降解有机碳比率,取 50% ; MCF 为 CH_4 排放修正因子,根据我国泥质特征取 0.92 ^[18]; F 为可降解有机碳中可产生 CH_4 的碳的比例,取值 0.5 ; $C_{\text{CH}_4/\text{C}}$ 为 CH_4/C 分子量比值,为 $16/12$; GWP_{CH_4} 为 CH_4 全球增温潜势,为 21 .

②污水处理过程中去除有机物产生的碳排放:

$$E_2 = [(R_{\text{COD}} - R_s \times \rho_s) \times \text{EF}_{\text{CH}_4} - W_{\text{CH}_4}] \times \text{GWP}_{\text{CH}_4} \quad (2)$$

$$\text{EF}_{\text{CH}_4} = B_0 \times \text{MCF} \quad (3)$$

式中: E_2 为去除有机物所产生 CH_4 折算为 CO_2 当量的年碳排放量, $\text{tCO}_2\text{eq/a}$; R_{COD} 为 COD 年去除量, tCOD/a ; ρ_s 为污泥干物质有机物含量,由 β_s 换算得 0.40tCOD/t ; W_{CH_4} 为 CH_4 年回收量, tCH_4/a ; EF_{CH_4} 为 CH_4 排放因子, tCH_4/tCOD ; B_0 为 CH_4 最大产生潜能,取 $0.25\text{tCH}_4/\text{tCOD}$; MCF 为 CH_4 修正因子,依据 Wang 等^[19]对我国典型 AAO 工艺污水处理厂 CH_4 排放的实测研究取值 0.003 .

③污水处理过程中去除 TN 产生的碳排放:

$$E_3 = R_{\text{TN}} \times \text{EF}_{\text{N}_2\text{O}} \times C_{\text{N}_2\text{O}/\text{N}_2} \times \text{GWP}_{\text{N}_2\text{O}} \quad (4)$$

式中: E_3 为去除 TN 所产生 N_2O 折算为 CO_2 当量的年碳排放量, $\text{tCO}_2\text{eq/a}$; R_{TN} 为 TN 年去除量, TN/a ; $\text{EF}_{\text{N}_2\text{O}}$ 为 N_2O 排放因子,根据 Wang 等^[20]对上海某 AAO 污水处理厂的实测研究取 $0.013\text{tN}_2\text{O-N/tTN}$; $C_{\text{N}_2\text{O}/\text{N}_2}$ 为 $\text{N}_2\text{O}/\text{N}_2$ 分子量比值,为 $44/28$; $\text{GWP}_{\text{N}_2\text{O}}$ 为 N_2O 全球增温潜势值,为 310 .

④外加碳源完全氧化产生的碳排放:

$$E_4 = \sum_{i=1}^n (y_i \times \text{EF}_{\text{CO}_2,i}) \quad (5)$$

式中: E_4 为外加碳源氧化产生的碳排放量, $\text{tCO}_2\text{eq/a}$; y_i 为 i 类碳源消耗量, t/a ; $\text{EF}_{\text{CO}_2,i}$ 为 i 类碳源完全氧化的

CO_2 排放因子,其中乙酸、乙酸钠、葡萄糖分别为 $1.47, 1.07$ 和 $1.47\text{tCO}_2\text{eq/t}$.

⑤电力消耗产生的碳排放:

$$E_5 = E_H \times \text{EF}_{\text{CO}_2} \times K \quad (6)$$

$$K = 0.91 \times 0.056 \times \ln Q_d \quad (7)$$

式中: E_5 为消耗电力产生的 CO_2 当量碳排放量, $\text{tCO}_2\text{eq/a}$; E_H 为年耗电量, MWh/a ; EF_{CO_2} 为电力 CO_2 排放因子, tCO_2/MWh ,取华东电网排放因子 0.7937 ; K 为电耗碳排放处理规模修正因子; Q_d 为处理规模, $10^4\text{m}^3/\text{d}$.

⑥除磷药剂消耗产生的碳排放:

$$E_6 = \sum_{j=1}^m (y_j \times \text{EF}_{\text{CO}_2,j}) \quad (8)$$

式中: E_6 为消耗除磷药剂产生的 CO_2 当量碳排放量, $\text{tCO}_2\text{eq/a}$; y_j 为 j 类除磷药剂消耗量, t/a ; $\text{EF}_{\text{CO}_2,j}$ 为 j 类除磷药剂的 CO_2 排放因子,其中聚合氯化铝,氯化铁及其他类混凝剂分别取 1.61 ^[21], 2.71 ^[22], $2.5\text{tCO}_2\text{eq/t}$ ^[23].

⑦碳排放总量核算:

$$E = E_1 + E_2 + E_3 + E_4 + E_5 + E_6 \quad (9)$$

⑧比碳排放量核算:

$$S_{\text{EW}} = E / Q \quad (10)$$

$$S_{\text{EC}} = E / R_{\text{COD}} \quad (11)$$

$$S_{\text{EN}} = E / R_{\text{TN}} \quad (12)$$

式中: S_{EW} , S_{EC} , S_{EN} 分别为吨水比碳排放, $\text{kgCO}_2\text{eq}/\text{m}^3$; R_{COD} 为有机物比碳排放, $\text{kgCO}_2\text{eq}/\text{kgCOD}$; R_{TN} 总氮比碳排放, $\text{kgCO}_2\text{eq}/\text{kgTN}$.

1.3 数据统计分析

以 7 座污水处理厂进水水质特征参数(进水 BOD、进水 TN 和进水 C/N)为解释变量,污水处理厂运行性能评价参数(吨水 COD 去除量、吨水 TN 去除量、吨水比电耗、单位电耗 COD 去除量、单位电耗 TN 去除量和电耗碳排放比重)为响应变量进行冗余分析(RDA),使用 Canoco 5.0 软件完成.通过 Pearson 检验分析参数间的相关性显著水平;通过双尾 T 检验分析 AAO 组和 AAO-MBR 组之间比碳排放和运行性能评价参数的差异性,*代表 $P < 0.05$, **代表 $P < 0.01$.使用 Excel 软件分析.

1.4 全流程测试

1.4.1 取样点设置及功能区水质分析 在污水处理厂运行过程中,二级生物处理单元最耗能^[24],同时也是温室气体产生和排放的主要场所,是影响污水

处理厂整体碳排放水平的关键运行控制单元,故本研究对二级生物处理单元沿程布点并分析污染物指标的沿程变化特征.WWTP7生化段工艺流程如图1所示.水样常规水质指标 TN, TP, $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$, $\text{NH}_4^+\text{-N}$, $\text{NO}_2^-\text{-N}$, $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 以及污泥参数混合液挥发性悬浮固体浓度(MLVSS)按照标准方法测定^[25]; DO, pH 值和氧化还原电位(ORP)采用便携式测量仪(WTW Multi 3630IDS SET G,德国)测定.各项指标重复测量三次取平均值.

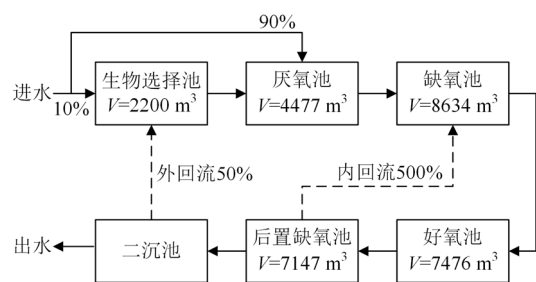


图1 WWTP7生化段工艺流程

Fig.1 Process flow chart of biological tanks in WWTP7

1.4.2 功能区污泥性能测试 1)硝化速率 v_n :取一定量好氧池活性污泥,水洗后取 8L 泥水并投加 1.2g 氯化铵和 1.0g 碳酸氢钠,以实际运行 DO 浓度测定搅拌条件下 1h 内混合液中 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 的浓度变化;2)反硝化速率 v_d :取 4L 活性污泥加入 4L 原水并投加 1.2g 硝酸钾,在搅拌条件下连续 2h 测定 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 的浓度变化并计算污泥反硝化速率;3)反硝化潜力 v_p :取 8L 活性污泥,投加 1.2g 硝酸钾并另投加 1.2g 乙酸钠作为碳源,

在搅拌条件下测定 2h 内 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 的浓度变化,计算反硝化潜力;4)反硝化除磷:取 4L 厌氧池浓缩污泥并注入 4L 纯水,连续搅拌至混合液 DO 浓度降至 0mg/L,然后投加 0.58g 硝酸钾和 0.44g 磷酸二氢钾,测定 3h 内混合液 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 和 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 浓度变化.

2 结果与讨论

2.1 低碳运行污水处理厂识别

2.1.1 总体碳排放特征分析 如图 2 所示,电耗导致的间接碳排放(E_5)是最大碳排放源,平均占比达 49.43%. 在 AAO-MBR 组中 (WWTP1,WWTP3, WWTP6),间接碳排放占主导,电耗碳排放约占 60%,与呼永锋等^[26]的研究结果一致;相比之下,AAO 组 (WWTP2,WWTP4,WWTP5,WWTP7)除 WWTP4 均以直接碳排放为主,即生物作用产生的碳排放占主要地位,电耗碳排放占比仅在 40%左右.WWTP4 表现出了异常高的电耗碳排放占比(61.38%). N_2O 排放(E_3)是主要直接碳排放源,对总碳排放贡献达 25.75%,Bao 等^[27]对北京市某 AO 工艺污水处理厂连续 1a 的实测研究同样发现 N_2O 排放是主要碳排放源,可占总碳排放的 43.5%.污泥处置过程产生的 CH_4 碳排放量(E_1)同样可观,占比达 20.22%,可见开发并应用污泥资源化、能源化技术可成为污水处理厂碳减排的有力措施.污水处理过程产生的 CH_4 排放(E_2)占比仅为 0.42%,并不显著,碳源(E_4)和除磷药剂(E_6)消耗对总体碳排放贡献同样较小,仅为 1.33%和 2.85%,与 Huang 等^[28]模型模拟所得结果一致.

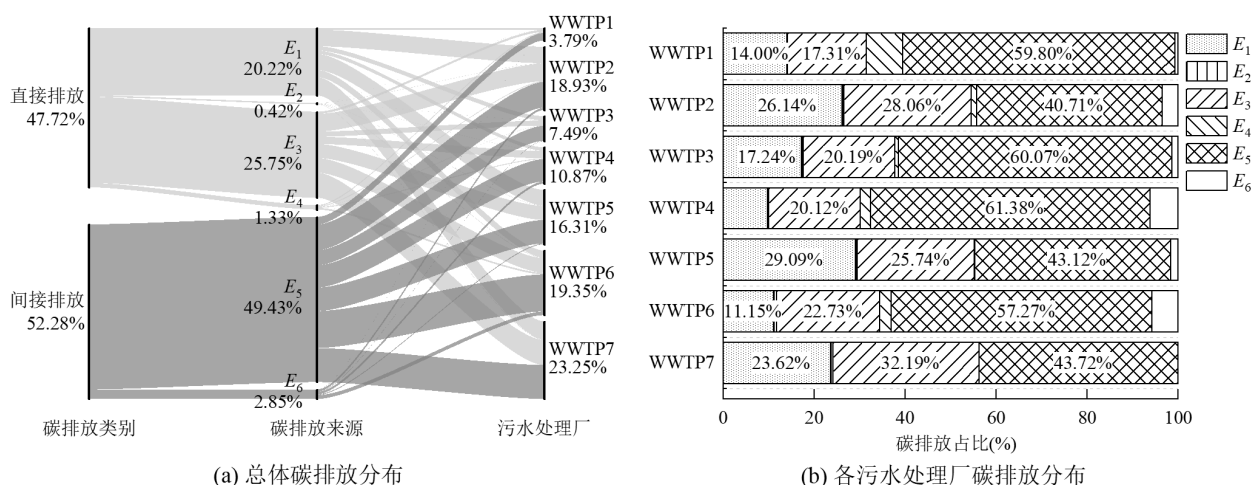


图2 AAO 污水处理厂碳排放特征分析

Fig.2 Analysis of carbon emissions characteristics of AAO-based WWTPs

图(b)中只标注占比>10%的碳排放源

2.1.2 电耗碳排放分析 电耗碳排在 7 座污水处理厂总碳排放中比重均最高,决定了污水处理厂的总体碳排放水平.其核算基于污水处理厂的电耗水平,与具体工艺类型、运行管理水平均有关联.由表 3、图 3 可知,所选进水水质参数共同解释了 63.92%的污水处理厂运行性能差异.电耗碳排放比重与吨水比电耗显著正相关(相关系数 $R=0.87$, $P<0.01$),与单位电耗 COD 去除量($R=-0.93$, $P<0.01$)和单位电耗 TN 去除量显著负相关($R=-0.98$, $P<0.001$),意味着具有高电耗碳排放比重的污水处理厂同时伴随有较高吨水比电耗和较低单位电耗 COD 和 TN 去除量.此外,电耗碳排放占比独立于吨水 TN 去除量和吨水 COD 去除量,与进水 BOD 浓度和进水 TN 浓度相关性不强,但与进水 C/N 有一定负相关性($R=-0.59$),同时进水 C/N 与单位电耗 TN 去除量正相关($R=0.63$),与单位电耗 COD 去除量显著正相关($R=0.79$, $P<0.05$),表明更低的进水 C/N 可能导致污水处理厂单位电耗 COD 和 TN 去除量更低,导致更

高的电耗碳排放比重.WWTP4 相比 AAO 组其他污水处理厂表现出异常高的电耗碳排放比重.由表 3 可知,该厂进水 C/N 和吨水 COD 去除量均最低,这在碳排放核算中会降低污染物去除所产生直接碳排放的比重.同时该厂吨水比电耗明显高于 AAO 组其他污水处理厂,单位电耗 COD 和 TN 去除量仅为 WWTP2,WWTP5,WWTP7 的 50%左右,这是其异常高电耗碳排放比重的直接原因.其较低的单位电耗 COD 和 TN 去除量主要由两方面原因造成:①由于曝气设备选型不合理及运行管理水平不足出现过曝气问题,导致能耗浪费;②该厂位于江边,汛期难以自排,需依靠排水泵强排污水,增加了额外运行的电耗.AAO-MBR 组吨水比电耗显著高于 AAO 组($P=0.002<0.01$),相应的电耗碳排放占比也明显高于 AAO 组($P=0.069$),但两组间吨水污染物去除量并无显著性差异,因此增加 MBR 后,相比污染物的强化去除,电耗增加更突出,进而导致更高的电耗碳排放水平.

表 3 7 座污水处理厂运行性能评价参数比较

污水处理厂		吨水比电耗	吨水 COD 去除量	吨水 TN 去除量	单位电耗 COD 去除量	单位电耗 TN 去除量	电耗碳排放占比
		(kWh/m ³)	(g/m ³)	(g/m ³)	(g/kWh)	(g/kWh)	(%)
AAO 组	WWTP2	0.25	171.24	13.42	684.97	91.95	43.73
	WWTP4	0.35	133.52	11.18	381.50	42.66	63.33
	WWTP5	0.27	201.27	10.59	745.31	78.95	47.76
	WWTP7	0.18	140.26	12.99	779.21	101.19	44.48
AAO-MBR 组	WWTP1	0.65	163.26	13.71	251.17	34.43	64.74
	WWTP3	0.65	234.77	11.49	361.18	41.50	65.08
	WWTP6	0.50	284.65	9.06	575.04	52.08	59.02
显著性水平		0.002 **	0.116	0.671	0.118	0.071	0.069

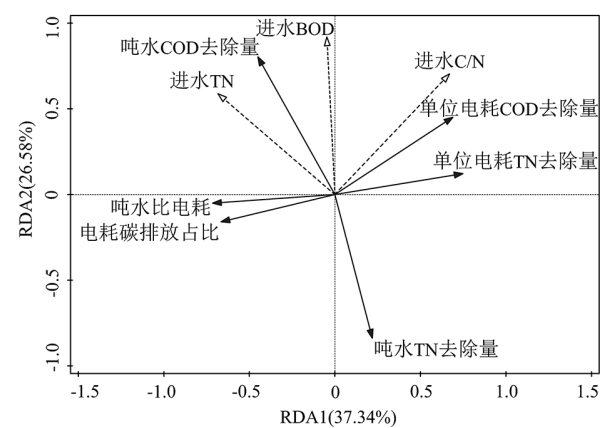


图 3 进水水质特征参数与运行性能评价参数间的冗余分析
Fig.3 Redundancy analysis between influent quality characteristic parameters and operational performance evaluation parameters

2.1.2 比碳排放量比较 通过 S_{EW} , S_{EC} 和 S_{EN} 对 7 座污水处理厂的碳排放水平进行比较和评价,其中 S_{EW} 可用于评价处理达标前提下污水处理厂的表现碳排放水平,是污水处理厂碳排放评价最常用的指标^[29], S_{EC} 和 S_{EN} 可指示污水处理厂的低碳处理效能.如图 4(a)所示,AAO 组 S_{EW} , S_{EC} , S_{EN} 平均值均低于 AAO-MBR 组,分别为其 58.9%、78.8%和 77.0%,两组间 S_{EW} 存在显著性差异($P_{SEW}=0.002$),表明 AAO 组更具低碳运行潜力.两组间 S_{EC} 和 S_{EN} 差异性不显著($P_{SEC}=0.286$, $P_{SEN}=0.100$)而同组内又表现出较大波动性,说明相比工艺类型,运行管理水平对低碳处理效能的影响更显著.如图 4(c),WWTP6 的 S_{EC} 显著低于 WWTP1 和 WWTP3,同时也低于 AAO 组部分污

水处理厂,表明该厂 MBR 运行管理较好,在强化污染物去除的同时,运行电耗、物耗也得已有效控制.相比之下,WWTP4 的 S_{EW} 较低,但其 S_{EN} 明显高于其

他厂,具有“表观低碳,隐含高碳”的特征.综合来看污水处理厂运行管理方面仍有较大碳减排空间,运行优化有助于实现低碳运行.

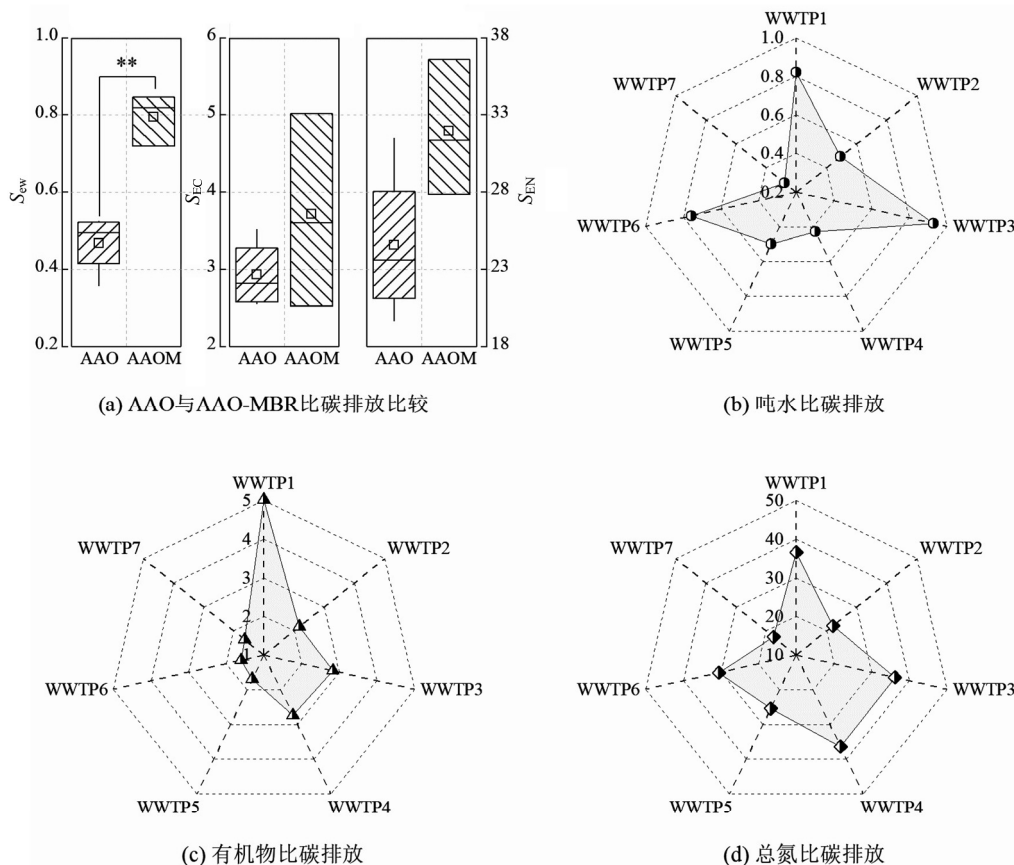


图4 7座污水处理厂比碳排放比较

Fig.4 Comparison of specific carbon emissions among the seven WWTPs

本研究7座污水处理厂中,WWTP7各项比碳排放指标均为最低,低碳运行能力显著,故结合全流程分析方法对其低碳运行模式进行探讨.

2.2 WWTP7 低碳运行分析

2.2.1 运行条件分析 DO浓度的控制对污染物去除起决定性作用,一般AAO工艺要求缺氧段和厌氧段DO浓度分别控制在0.5和0.2mg/L以下,好氧池DO浓度控制在2mg/L以上.如图5所示,WWTP7生物选择区、厌氧池及缺氧池DO浓度均控制在0.2mg/L以下,好氧池约2.1mg/L,各工艺段DO控制良好,均满足处理要求且控制在较低水平.这不仅有利于污染物去除,对控制污水处理厂碳排放也至关重要.具体来说,DO控制不仅决定了总体运行电耗水平^[28],也是影响 N_2O 产生和排放的关键因素.维持较高DO浓度所需的高曝气速率会带来高额电耗,

同时将液相中溶解的大量 N_2O 和 CH_4 吹脱至气相中,此外,较高水平DO浓度还会促进 NH_2OH 不充分氧化产生 N_2O ;而低DO水平(<1.5mg/L)尽管可以大幅削减电耗碳排放,但需牺牲污染物去除率,同时还将推动硝化细菌反硝化产 N_2O 路径^[30].因此WWTP7对DO浓度的精准控制是其实现低碳运行的基础.ORP和pH值可反映工艺运行状态,该厂进水pH值在7.5左右,在缺氧池发生反硝化pH值上升,好氧池内由于硝化反应pH值呈下降趋势,出水pH值约7.3,总体满足生物脱氮需求.此外,pH值<7时会显著降低 N_2O 还原酶活性,导致 N_2O 积累,因此对pH值的良好控制也可减少 N_2O 的直接排放.从ORP来看,厌氧池为-50mV左右,可提供良好的厌氧释磷环境.进入缺氧池ORP快速升高变为正值,这一方面与进水低C/N有关^[31],厌氧释磷和异养反硝化

对碳源的竞争使有限的碳源及其他还原性物质在生物选择池、厌氧池和缺氧池消耗殆尽;另一方面高内回流比下大量硝酸盐和部分 DO 进入缺氧池致使 ORP 升高.缺氧池 ORP 升高可能对异养反硝化造成不利影响^[32],降低脱氮效果.

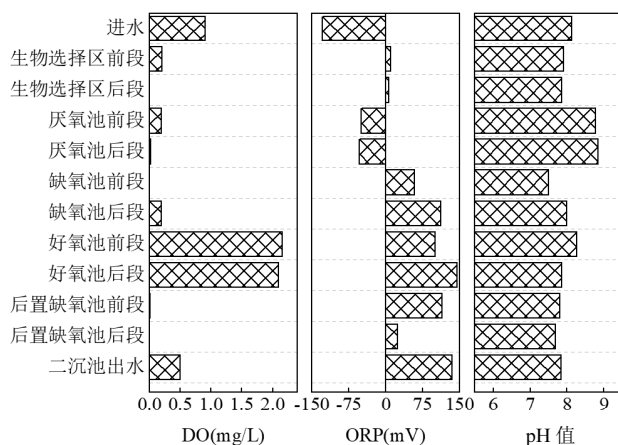


图5 WWTP7生化段沿程 DO,ORP 及 pH 值分布

Fig.5 Profiles of DO, ORP and pH values along with the biological tanks in WWTP7

2.2.2 脱氮分析 如图 6 所示,进水 TN 主要以 NH_4^+-N 形式存在,仅有少量 NO_3^--N .进入生化段后,10%的原水进入生物选择池,在回流污泥稀释下,TN 和 NH_4^+-N 浓度均明显降低,同时在生物选择池内部 NH_4^+-N 浓度有所下降,可能是由生物吸附去除.外回流液中有较高浓度的 NO_3^--N ,而在污泥回流后生物选择池未出现 NO_3^--N 累积,表明在生物选择池中存在反硝化反应,避免了 NO_3^--N 进入厌氧池破坏厌氧释磷环境.一般来说,缺氧池是异养反硝化的主要场所,但该厂缺氧池中 NO_3^--N 浓度无明显变化,这可能是由于缺氧池中碳源等还原性物质已被消耗殆尽,限制了反硝化进行.但结合内回流核算来看,缺氧池前段实际 NO_3^--N 浓度相比核算浓度有明显降低,说明缺氧池前段可能存在快速反硝化过程.硝化反应主要在好氧池进行,好氧池出水 NH_4^+-N 浓度降至 1mg/L 左右,而 NO_3^--N 浓度升至 10mg/L ,表明好氧池 DO 浓度维持在 2mg/L 可确保硝化反应充分进行. NO_2^--N 积累被认为是影响 N_2O 产生的关键因素^[33],在该厂运行过程中,仅在好氧池后段出现了轻微的 NO_2^--N 积累(约 0.2mg/L),随即在后置缺氧池中经反硝化去除.理论上,DO 浓度为 2mg/L 条件下亚硝酸盐氧化菌(NO_B)的代谢活性高于氨氧化菌

(AOB)的活性,不会造成 NO_2^--N 积累.但在缺氧/好氧交替条件下 NO_B 活性会受到短暂的抑制,抑制程度与其处于缺氧环境的持续时间正相关,而 AOB 的活性不受影响^[34-35],因此较长的缺氧段停留时间和频繁的缺氧/好氧环境交替会导致 NO_2^--N 的积累.WWTP7 具有较高的硝化液回流比(500%),会加速缺氧/好氧环境的交替^[36];同时其缺氧池和好氧池停留时间之比约为 2.11:1,提供了相对较长的缺氧环境持续时间.以上两点可能最终促成了好氧池后段 NO_2^--N 的轻微积累.在二沉池和外回流液中, NO_3^--N 浓度均有明显降低,说明其中可能存在内源反硝化反应.内源反硝化主要利用聚糖菌(GAOs)在厌氧环境下富集的碳源脱氮,一定程度可避免有限的碳源在好氧条件下被生物氧化去除,从而提高碳源利用率,同时降低好氧池需氧量^[37].

结合污泥硝化和反硝化性能测试来看,如图 7(a),好氧池活性污泥硝化速率为 $6.12\text{mg}/(\text{gVSS}\cdot\text{h})$,高于一般污水处理厂硝化速率^[38],意味着在 DO 浓度为 2mg/L 和相应温度条件下,好氧池仅需 2h 即可完成原水 NH_4^+-N 的硝化反应.反硝化速率测试结果如图 7(b)所示,反硝化过程可分为两段,第一段具有较高反硝化速率,为 $4.73\text{mg}/(\text{gVSS}\cdot\text{h})$,随后第二段降至仅 $1.24\text{mg}/(\text{gVSS}\cdot\text{h})$.这与李怀波等^[39]对低 C/N 污水处理厂缺氧池污泥反硝化速率的测试结果类似,其认为在第一段反硝化过程中易降解碳源被快速消耗,第二段反硝化碳源不足,仅能利用慢速碳源,导致反硝化速率显著降低.反硝化潜力测试结果印证了这一点(图 7(c)),在碳源充足的条件下,缺氧池活性污泥反硝化潜力约为 $5.01\text{mg}/(\text{gVSS}\cdot\text{h})$,略高于第一段反硝化速率.反硝化过程分段进行的结果与实际运行中缺氧池 NO_3^--N 的沿程变化趋势一致,证明内回流后缺氧池中存在短暂的快速反硝化过程,随后受碳源制约缺氧池 NO_3^--N 无明显变化.

2.2.3 除磷分析 如图 8(a)所示,进水 TP 和 $\text{PO}_4^{3-}-\text{P}$ 浓度约为 $1.77, 0.9\text{mg/L}$,经生物选择池和厌氧池后分别升高至约 6.47 和 6.1mg/L ,有明显的厌氧释磷现象,且此时 TP 主要以 $\text{PO}_4^{3-}-\text{P}$ 形式存在,占比在 90% 以上.在缺氧池中经内回流液稀释 $\text{PO}_4^{3-}-\text{P}$ 浓度大幅降低,且略低于核算浓度.考虑到缺氧池中 DO 浓度较好地控制在 0.2mg/L 以下,推测可能存在反硝化除磷反应:反硝化聚磷菌(DNPAOs)利用 NO_3^--N 作为

电子受体完成摄磷.取缺氧池活性污泥进行反硝化除磷测试,结果如图 8(b).在厌氧且零碳源条件下, NO_3^- -N 和 PO_4^{3-} -P 浓度同步线性减少,表明有反硝化除磷反应发生,污泥中富集有 DNPAOs.保证缺氧池具有较高的 NO_3^- -N 负荷是 DNPAOs 富集的关键^[40],该厂较高的内回流比为缺氧池提供了大量 NO_3^- -N,为反硝化除磷反应发生创造了有利条

件^[41-42].此外,充足的缺氧段停留时间也是富集 DNPAOs 的重要条件,因为当缺氧反应时间不足,缺氧摄磷反应进行不完全时,PAOs 将比 DNPAOs 更具竞争优势.Zhang 等^[43]的研究表明在 AAO 工艺中缺氧段和好氧段的体积比($V_{\text{ano}}/V_{\text{aer}}$)在 2.5:1 和 6:1 之间时 DNPAOs 活性最高.在本研究中 WWTP7 的 $V_{\text{ano}}/V_{\text{aer}}$ 约为 2.11:1,因此有利于 DNPAOs 的富集.

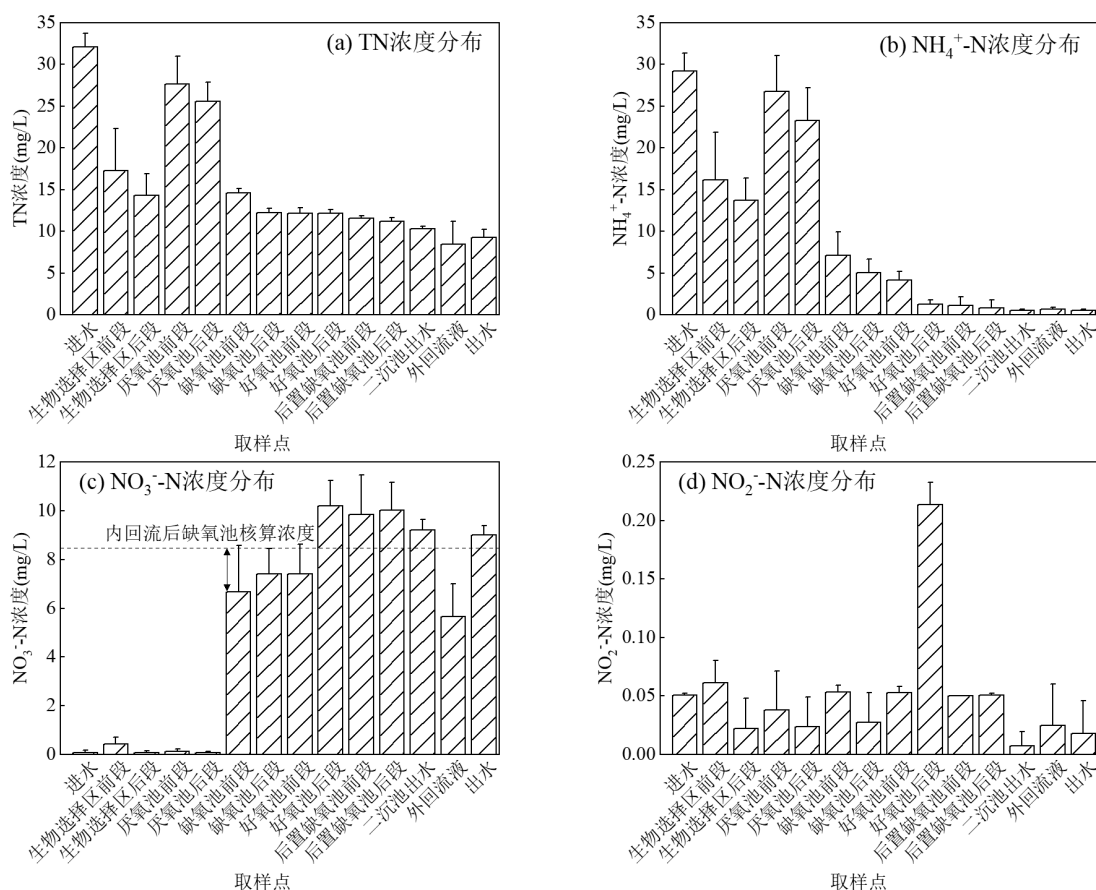


图 6 WWTP7 生化段沿程氮元素分布

Fig.6 Profiles of nitrogen along with the biological tanks in WWTP7

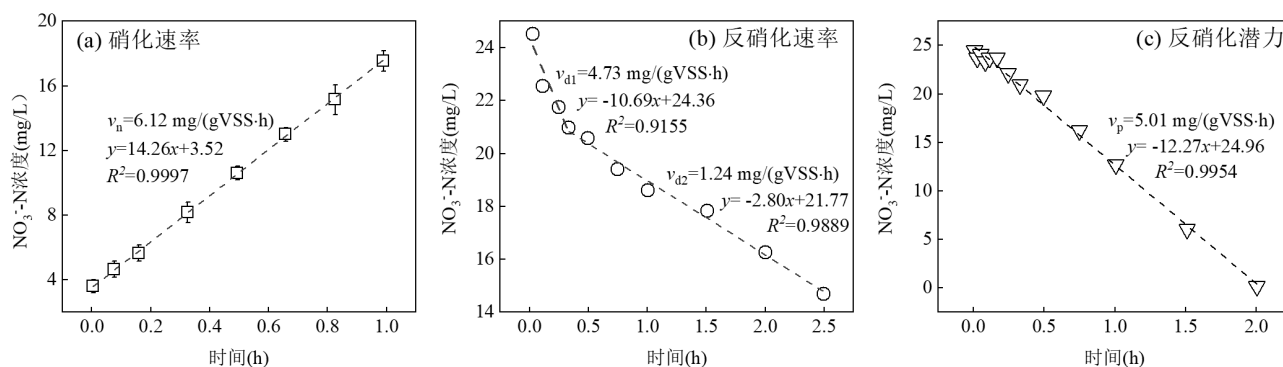


图 7 WWTP7 活性污泥硝化及反硝化性能分析

Fig.7 Analysis of nitrification and denitrification performance of the activated sludge from WWTP7

在传统 AAO 工艺中,脱氮除磷是相互独立的过程,发生于不同的场所并依赖于不同的功能微生物。其中反硝化菌和 PAOs 均为异养微生物,分别需要碳源维持细胞的生长繁殖并完成脱氮和除磷反应,因此 AAO 工艺运行往往面临着反硝化菌和 PAOs 争夺碳源的问题。在污水低 C/N 条件下,这一问题更加突出。相比 PAOs, DNPAOs 可在缺氧环境下以 NO_3^- -N 和 NO_2^- -N 为电子受体,将其在厌氧条件下

储存的碳源分解,并将产生的部分能量用于超量摄磷反应。因此 DNPAOs 可在缺氧池内以同一份碳源同时完成脱氮和除磷过程,实现“一碳两用”^[44]。反硝化除磷不仅能节省碳源强化脱氮,还可以降低除磷所需曝气量,削减电耗,此外,还有助于污泥减量,因此对低 C/N 进水污水处理厂的减污降碳有重要作用。经反硝化除磷,出水 TP 浓度进一步降至 0.1mg/L 以下,稳定达标。

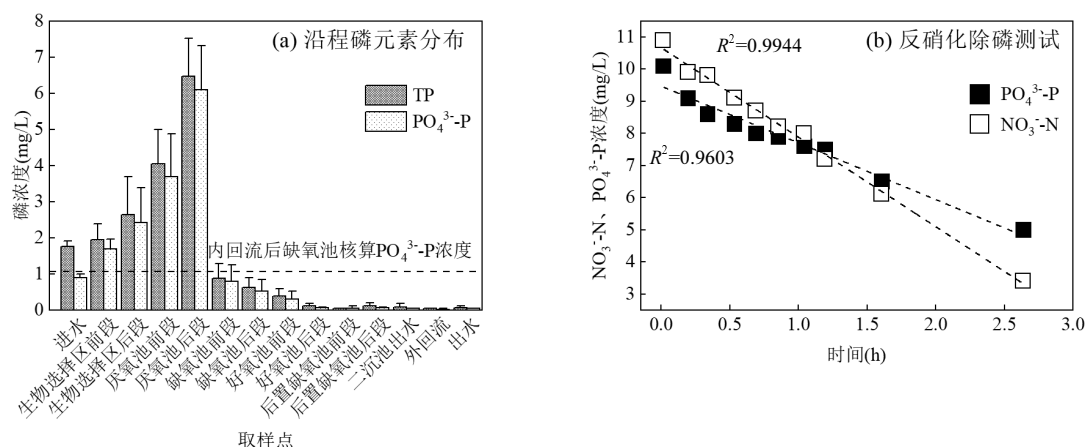


图8 WWTP7 除磷分析

Fig.8 Analysis of phosphorus removal of WWTP7

2.2.4 碳减排路径分析 低 C/N 污水为污水处理厂脱氮除磷带来困难,易导致高比碳排放。本研究中 WWTP7 具有显著的低碳运行特征,对其工艺全流程分析发现,该厂通过工艺调控充分挖掘生物处理潜力,协同传统脱氮除磷途径与反硝化除磷、内源反硝化途径强化脱氮除磷,实现了出水稳定达标。该厂的碳减排主要表现在对间接碳排放的有效控制,包含减少物耗和能耗两个方面。在物耗方面,多途径协同脱氮除磷模式可充分利用原水碳源,避免外加碳源和除磷药耗导致的间接碳排放。能耗方面,好氧池曝气能耗一般可占污水处理总能耗的 50% 以上^[45-46],而好氧池 DO 主要消耗于硝化反应、有机物氧化和好氧吸磷 3 个过程。低 C/N 污水有机物氧化所需 DO 相对较低,在 WWTP7 的运行过程中,厌氧池 GAOs 和 PAOs 对碳源的储存,生物选择池和缺氧池中异养反硝化对碳源的消耗又进一步降低了好氧池有机物负荷,最终仅有少量难降解有机物进入好氧池消耗 DO。同样,缺氧池反硝化除磷降低了好氧池除磷负荷,减少了好氧吸磷过程所需 DO。因此实际上该

厂好氧池 DO 主要用于硝化反应。精准控制 DO 浓度维持在 2mg/L,既可满足硝化反应充分进行,又有效节省了曝气量,削减了曝气能耗导致的间接碳排放。因此综合来看,充分利用进水碳源,多途径协同脱氮除磷结合精准控制 DO 浓度的运行模式有助于实现低 C/N 进水 AAO 污水处理厂的低碳运行。

与 WWTP7 的低碳运行模式类似,Zhen 等^[47]在 AAO 模式运行的小试实验中成功耦合了短程硝化除磷反硝化与同步硝化内源反硝化,质量平衡分析结果发现在厌氧阶段 91.9% 的 COD 被储存在胞内用于后续的脱氮除磷,有效节省了碳源和曝气能耗。宋新新等^[48]强调了基于碳转向概念的强化分离技术在构建面向未来的污水处理厂中的关键作用,而 WWTP7 多途径协同强化脱氮除磷的低碳运行模式本质上体现了另一种碳转向方式,即通过厌氧段微生物胞内储存的方式避免有机物好氧氧化并将其用于后续的脱氮除磷。另一方面,王洪臣^[49]认为选择新型节碳工艺降低能耗、避免外加碳源是减少生物处理过程碳排放的关键,但其将这一碳减排路径归

于碳减排最大可得潜力,即通过可预见的技术经济进步未来可挖掘的碳减排潜力,本研究 WWTP7 的低碳运行经验表明,多途径协同强化脱氮除磷结合精准曝气的节碳运行模式同样可作为碳减排现实可得潜力的一部分,适用于当下低 C/N 进水污水处理厂的减污降碳。

3 结论

3.1 低 C/N 进水 AAO 污水处理厂中,电耗和 N_2O 排放是主要碳排放源,分别贡献 49.43%和 25.75%的碳排放;污泥处置过程中的 CH_4 排在总碳排放中的占比达 20.22%,因此开发和应用污泥资源、能源化技术具有显著的碳减排效益;污水处理过程中的 CH_4 排放,外加碳源氧化产生的 CO_2 排放以及除磷药耗间接碳排放对总碳排放影响较小,依次占比 0.42%,1.33%和 2.85%。

3.2 AAO-MBR 污水处理厂以间接碳排放为主,电耗碳排放约占 60%;AAO 污水处理厂中,生物作用产生的直接碳排放占主要地位,电耗碳排放占比在 40%左右.电耗碳排放占比与吨水比电耗显著正相关,与单位电耗 COD 和 TN 去除量显著负相关,与进水 C/N 具有一定负相关性。

3.3 AAO 污水处理厂 S_{EW} 、 S_{EC} 、 S_{EN} 平均水平分别为 AAO-MBR 污水处理厂的 58.9%、78.8%和 77.0%,其中 S_{EW} 显著低于 AAO-MBR 污水处理厂,更具低碳运行优势;相比工艺类型,运行调控对低碳运行效能影响更显著,污水处理厂运行方面仍有较大碳减排空间,运行调控优化有助于实现低碳运行。

3.4 WWTP7 各项比碳排放指标均为最低,具有显著的低碳运行特征.充分利用进水碳源,多途径协同脱氮除磷,同时精准控制 DO 浓度避免过曝气可以大幅削减能耗和物耗,是其碳减排的主要途径。

参考文献:

[1] United States Environmental Protection Agency Office of Atmospheric Programs. Global mitigation of non- CO_2 greenhouse gases: 2010~2030 [R]. Washington: USEPA, 2013.

[2] Tumendelger A, Alshboul Z, Lorke A. Methane and nitrous oxide emission from different treatment units of municipal wastewater treatment plants in Southwest Germany [J]. Plos One, 2019,14(1): e0209763.

[3] Zhang J, Shao Y, Wang H, et al. Current operation state of wastewater treatment plants in urban China [J]. Environmental Research, 2021,

195:110843.

[4] Lu L, Guest J S, Peters C A, et al. Wastewater treatment for carbon capture and utilization [J]. Nature Sustainability, 2018,1(12):750-758.

[5] Downing J A, Polasky S, Olmstead S M, et al. Protecting local water quality has global benefits [J]. Nature Communications, 2021,12(1): 2709.

[6] Tortajada C, van Rensburg P. Drink more recycled wastewater [J]. Nature, 2020,577(7788):26-28.

[7] Zhang Q, Smith K, Zhao X, et al. Greenhouse gas emissions associated with urban water infrastructure: What we have learnt from China's practice [J]. WIREs Water, 2021,8(4):e1529.

[8] Zaborowska E, Czerwionka K, Mąkinia J. Integrated plant-wide modelling for evaluation of the energy balance and greenhouse gas footprint in large wastewater treatment plants [J]. Applied Energy, 2021,282:116126.

[9] Zhang Q H, Yang W N, Ngo H H, et al. Current status of urban wastewater treatment plants in China [J]. Environment International, 2016,92-93:11-22.

[10] 郭泓利,李鑫玮,任钦毅,等.全国典型城市污水处理厂进水水质特征分析 [J]. 给水排水, 2018,54(6):12-15.

Guo H L, Li X W, Ren Q Y, et al. Analysis on characteristics of influent water quality of typical municipal sewage treatment plants in China [J]. Water & Wastewater Engineering, 2018,54(6):12-15.

[11] 徐旻昶,胡湛波,秦雅琪,等.智能化曝气控制 A/O 工艺处理低 C/N 生活污水有效性及其脱氮机制 [J]. 环境工程学报, 2017,11(10): 5359-5367.

Xu M Y, Hu Z B, Qin Y Q, et al. Treatment efficiency and nitrogen removal mechanism in low C/N ratio domestic wastewater treatment by intelligent aeration controlled A/O process [J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2017,11(10):5359-5367.

[12] 邹吕熙,李怀波,王 燕,等.太湖流域城镇污水处理厂能耗评价与分析 [J]. 环境工程学报, 2019,13(12):2890-2897.

Zou L X, Li H B, Wang Y, et al. Energy consumption evaluation and analysis of wastewater treatment plants in Taihu basin, China [J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2019,13(12):2890-2897.

[13] GB 18918-2002 城镇污水处理厂污染物排放标准 [S].

GB 18918-2002 Discharge standard of pollutants for municipal waste-water treatment plant [S].

[14] Deborah B, Michael D S, Yoshitaka E, et al. 2019 Refinement to the 2006 IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories. Volume 5: Waste. Chapter 6: Wastewater treatment and discharge [R]. IPCC, 2019. https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2019rf/pdf/5_Volume5/19R_V5_6_Ch06_Wastewater.pdf.

[15] 中国环境科学研究院编制组.城镇污水处理厂污染物去除协同控制温室气体核算技术指南(试行) [R]. 北京:生态环境部, 2018.

Writing Group of Chinese Research Academy of Environmental Science. Technical guideline of accounting method for pollutants and greenhouse gases cooperative control in municipal wastewater treatment plant (trial) [R]. Beijing: Ministry of Ecology and Environment of the People's Republic of China, 2018.

[16] T/CAEPI 49-2022 污水处理厂低碳运行评价技术规范 [S].

T/CAEPI 49-2022 Technical specification for low-carbon operation

- evaluation of sewage treatment plant [S].
- [17] 郭 怡. IPCC 污泥碳排放核算模型中 DOC 取值的不足与修正 [J]. 中国给水排水, 2020, 36(16): 49–53.
- Guo Q. Lack and Correction of DOC value in IPCC calculation model of sludge carbon emission [J]. *China Water & Wastewater*, 2020, 36(16): 49–53.
- [18] 张 岳, 葛铜岗, 孙永利, 等. 基于城镇污水处理全流程环节的碳排放模型研究 [J]. 中国给水排水, 2021, 37(9): 65–74.
- Zhang Y, Ge T G, Sun Y L, et al. Research on carbon emission model based on the whole process of urban sewage treatment [J]. *China Water & Wastewater*, 2021, 37(9): 65–74.
- [19] 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.
- [20] Wang Y, Lin X, Zhou D, et al. Nitric oxide and nitrous oxide emissions from a full-scale activated sludge anaerobic/anoxic/oxic process [J]. *Chemical Engineering Journal*, 2016, 289: 330–340.
- [21] Fan Y, Bai Y, Jiao W. Estimation of GHG Emissions from Water Reclamation Plants in Beijing [J]. *Water Environment Research*, 2016, 88(9): 795–802.
- [22] Kyung D, Kim M, Chang J, et al. Estimation of greenhouse gas emissions from a hybrid wastewater treatment plant [J]. *Journal of Cleaner Production*, 2015, 95: 117–123.
- [23] 宋宝木, 秦华鹏, 马共强. 污水处理厂运行阶段碳排放动态变化分析: 以深圳某污水处理厂为例 [J]. 环境科学与技术, 2015, 38(10): 204–209.
- Song B M, Qin H P, Ma G Q. Analysis for dynamic changes of wastewater treatment Plant carbon emissions in operation phase: with a wastewater treatment plant in Shenzhen as an example [J]. *Environmental Science and Technology*, 2015, 38(10): 204–209.
- [24] Zhang Q H, Wang X C, Xiong J Q, et al. Application of life cycle assessment for an evaluation of wastewater treatment and reuse project—Case study of Xi'an, China [J]. *Bioresource Technology*, 2010, 101(5): 1421–1425.
- [25] 国家环境保护总局. 水和废水监测分析方法(第四版) [M]. 北京: 中国环境科学出版社, 2002: 200–285.
- State Environmental Protection Administration. Standard methods for the examination of water and wastewater (4th Edition) [M]. Beijing: China Environmental Science Press, 2002: 200–285.
- [26] 呼永锋, 梁 梅, 张永祥, 等. A²/O+MBR 工艺运行效果与碳排放特征研究 [J]. 中国环境科学, 2021, 41(9): 4439–4446.
- Hu Y F, Liang M, Zhang Y X, et al. Study on operation efficiency and carbon emission characteristics of A²/O + MBR process [J]. *China Environmental Science*, 2021, 41(9): 4439–4446.
- [27] 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.
- [28] Huang F, Shen W, Zhang X, et al. Impacts of dissolved oxygen control on different greenhouse gas emission sources in wastewater treatment process [J]. *Journal of Cleaner Production*, 2020, 274: 123233.
- [29] Hua H, Jiang S, Yuan Z, et al. Advancing greenhouse gas emission factors for municipal wastewater treatment plants in China [J]. *Environmental Pollution*, 2022, 295: 118648.
- [30] Peng L, Ni B-J, Ye L, et al. The combined effect of dissolved oxygen and nitrite on N₂O production by ammonia oxidizing bacteria in an enriched nitrifying sludge [J]. *Water Research*, 2015, 73: 29–36.
- [31] 梁 潇, 姚新运, 李 亮, 等. 城镇污水 AAO 高标准除磷脱氮技术开发与应用 [J]. 环境工程学报, 2022, 16(2): 612–620.
- Liang X, Yao X Y, Li L, et al. Development and application of AAO high-standard phosphorus and nitrogen removal technology for urban sewage [J]. *Chinese Journal of Environmental Engineering*, 2022, 16(2): 612–620.
- [32] 李家驹, 孙永利, 秦松岩, 等. 内回流混合液 DO 对缺氧池反硝化影响预测模型研究 [J]. 中国给水排水, 2016, 32(21): 119–121.
- Li J J, Sun Y L, Qin S Y, et al. Forecast model for impact of dissolved oxygen in internal reflux mixture on denitrification in anoxic tank [J]. *China Water & Wastewater*, 2016, 32(21): 119–121.
- [33] Desloover J, Vlaeminck S E, Clauwaert P, et al. Strategies to mitigate N₂O emissions from biological nitrogen removal systems [J]. *Current Opinion in Biotechnology*, 2012, 23(3): 474–482.
- [34] Kornaros M, Dokianakis S N, Lyberatos G. Partial nitrification/denitrification can be attributed to the slow response of nitrite oxidizing bacteria to periodic anoxic disturbances [J]. *Environmental Science & Technology*, 2010, 44(19): 7245–7253.
- [35] Feng Y, Peng Y Z, Wang B, et al. A continuous plug-flow anaerobic/aerobic/anoxic/aerobic(AOAO) process treating low COD/TIN domestic sewage: Realization of partial nitrification and extremely advanced nitrogen removal [J]. *Science of the Total Environment*, 2021, 771: 145387.
- [36] Rong Y, Liu X, Wen L, et al. Advanced nutrient removal in a continuous A²/O process based on partial nitrification-anammox and denitrifying phosphorus removal [J]. *Journal of Water Process Engineering*, 2020, 36: 101245.
- [37] Fan Z, Zeng W, Wang B, et al. Microbial community at transcription level in the synergy of GAOs and *Candidatus Accumulibacter* for saving carbon source in wastewater treatment [J]. *Bioresource Technology*, 2020, 297: 122454.
- [38] 陈明飞, 彭志英, 蒋秋明, 等. 活性污泥包埋颗粒的制备及其氨氮处理性能 [J]. 环境工程学报, 2020, 14(11): 2959–2968, 2906.
- Chen M F, Peng Z Y, Jiang Q M, et al. Preparation of activated sludge embedded particles and the treatment performance of ammonia nitrogen [J]. *Chinese Journal of Environmental Engineering*, 2020, 14(11): 2959–2968, 2906.
- [39] 李怀波, 郑凯凯, 王 燕, 等. 基于全流程分析的低碳氮比进水污水处理厂运行调控 [J]. 环境工程, 2021, 39(3): 97–102, 135.
- Li H B, Zheng K K, Wang Y, et al. Operation regulation of wastewater treatment plant with low carbon-to-nitrogen ratio influent based on whole process analysis method [J]. *Environmental Engineering*, 2021, 39(3): 97–102, 135.
- [40] 王晓莲, 王淑莹, 王亚宜, 等. 强化 A²/O 工艺反硝化除磷性能的运行控制策略 [J]. 环境科学学报, 2006, 26(5): 722–727.
- Wang X L, Wang S Y, Wang Y Y, et al. Control strategies of enhancing denitrifying phosphorus removal performance of the conventional Anaerobic Anoxic Oxic process [J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2006, 26(5): 722–727.
- [41] 范亚骏, 张 森, 季俊杰, 等. A²/O-BCO 系统中碳源类型对反硝化除

- 磷及菌群结构的影响 [J]. 中国环境科学, 2022,42(1):172–182.
- Fan Y J, Zhang M, Ji J J, et al. Effect of carbon source types on denitrifying phosphorus removal and microbial community in the A²/O – BCO process. [J]. China Environmental Science, 2022,42(1):172–182.
- [42] 王 聪,王淑莹,张 淼,等.硝化液回流比对 A²/O-BCO 工艺反硝化除磷特性的影响 [J]. 中国环境科学, 2014,34(11):2844–2850.
- Wang C, Wang S Y, Zhang M, et al. Effect of nitrate recycling ratio on denitrifying phosphorus removal characteristics in A²O-BCO process [J]. China Environmental Science, 2014,34(11):2844–2850.
- [43] Zhang W, Peng Y, Ren N, et al. Improvement of nutrient removal by optimizing the volume ratio of anoxic to aerobic zone in AAO-BAF system [J]. Chemosphere, 2013,93(11):2859–2863.
- [44] Zhou Q, Sun H, Jia L, et al. Simultaneous biological removal of nitrogen and phosphorus from secondary effluent of wastewater treatment plants by advanced treatment: A review [J]. Chemosphere, 2022,296:134054.
- [45] 金昌权,汪诚文,曾思育,等.污水处理厂能耗特征分析方法与节能途径研究 [J]. 给水排水, 2009,45(S1):270–274.
- Jin C Q, Wang C W, Zeng Y M, et al. Research on energy consumption characteristic analysis method and energy saving pathway in wastewater treatment plant [J]. Water & Wastewater Engineering, 2009,45(S1):270–274.
- [46] 杨 敏,李亚明,魏源送,等.大型再生水厂不同污水处理工艺的能耗比较与节能途径 [J]. 环境科学, 2015,36(6):2203–2209.
- Yang M, Li Y M, Wei Y S, et al. Energy consumption comparison and energy saving approaches for different wastewater treatment processes in a large-scale reclaimed water plant [J]. Environment Science, 2015,36(6):2203–2209.
- [47] Zhen J, Zhao Y, Yu X, et al. Feasibility of partial nitrification combined with nitrite-denitrification phosphorus removal and simultaneous nitrification-endogenous denitrification for synchronous chemical oxygen demand, nitrogen, and phosphorus removal [J]. ACS ES&T Water, 2022,2(6):1119–1131.
- [48] 宋新新,林 甲,刘 杰,等.面向未来的污水处理厂关键技术研发与工程实践专栏序言 [J]. 环境科学学报, 2022,42(4):1–6.
- Song X X, Lin J, Liu J, et al. The R & D and practice of key technologies for sewage treatment plants facing the future [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2022,42(4):1–6.
- [49] 王洪臣.我国城镇污水处理行业碳减排路径及潜力 [J]. 给水排水, 2017,53(3):1–3,73.
- Wang H C. Carbon emission reduction pathway and potential of urban sewage treatment industry in China [J]. Water & Wastewater Engineering, 2017,53(3):1–3,73.

作者简介: 周 政(1995–),男,山东青岛人,江南大学博士研究生,主要从事污水资源化与碳减排研究.发表论文 5 篇.