

鲍任兵, 邹磊, 熊琳, 等. 高效低碳污水生物脱氮工艺与碳排放分析[J]. 净水技术, 2025, 44(11): 98-107.
BAO R B, ZOU L, XIONG L, et al. Efficient and low carbon biological denitrification process for wastewater treatment and analysis of carbon emission [J]. Water Purification Technology, 2025, 44(11): 98-107.

高效低碳污水生物脱氮工艺与碳排放分析

鲍任兵^{1,*}, 邹磊¹, 熊琳², 贺珊珊¹, 李鹏程¹, 徐健¹, 刘赛²

(1. 中国市政工程中南设计研究总院有限公司, 湖北武汉 430010; 2. 中信清水入江<武汉>投资建设有限公司, 湖北武汉 430200)

摘要 【目的】针对南方污水处理厂运行中普遍存在的低碳氮比($C/N=4.5\sim6.0$)水质特点,探索提升原水碳源利用效率、降低曝气能耗,并实现高效低碳脱氮的调控策略和技术方案。【方法】通过开展 $5.0\text{ m}^3/\text{h}$ 的中试试验,提出了5段Bardenpho工艺与多级缺氧-好氧(AO)工艺的高效低碳运行优化方案和调控策略,并利用碳排放核算分析,对比了不同生物脱氮工艺的碳排放强度,进而提出了污水强化生物脱氮的优化设计与低碳运行策略。同时,在湖北省某污水处理厂开展了工程应用,以期对未来污水处理厂的生化处理系统减污降碳协同增效提供技术参考。【结果】通过实施多点进水和微氧控制等调控手段,将前置好氧区的溶解氧控制在 $1.0\sim1.5\text{ mg/L}$,后置好氧区控制在 $2.0\sim2.5\text{ mg/L}$,五段Bardenpho工艺和多级AO工艺原水内碳源利用率提高20.95%以上,同时提升了5%~14%的反硝化脱氮效率,并实现了2%~6%的电能耗节约。经核算,5段Bardenpho工艺和多级AO工艺的总碳排放强度分别为 $0.229\text{ kg CO}_2/\text{m}^3$ 和 $0.211\text{ kg CO}_2/\text{m}^3$ 。【结论】相对于传统厌氧-缺氧-好氧(AAO)工艺,通过对5段Bardenpho工艺和多级AO工艺进行优化调控,成功实现了低碳高效运行,不仅提升了脱氮除磷效果,还同步实现了节能降耗。为显著提升活性污泥工艺的脱氮效率并促进节能减碳,工程设计需前瞻,预留充足设计余量与设施,构建精准灵活的调控框架。通过优化碳源分配、调整混合液回流比、控制污泥浓度及调节溶解氧浓度,确保水质达标,提升效能,实现资源高效利用与碳减排。

关键词 5段Bardenpho工艺 碳排放核算 直接碳排放 间接碳排放 优化设计

中图分类号: TU992 文献标志码: A 文章编号: 1009-0177(2025)11-0098-10

DOI: 10.15890/j.cnki.jsjs.2025.11.011

Efficient and Low Carbon Biological Denitrification Process for Wastewater Treatment and Analysis of Carbon Emission

BAO Renbing^{1,*}, ZOU Lei¹, XIONG Lin², HE Shanshan¹, LI Pengcheng¹, XU Jian¹, LIU Sai²

(1. Central and Southern China Municipal Engineering Design & Research institute Co., Ltd., Wuhan 430010, China;

2. CITIC Oingshui River <Wuhan> Investment and Construction Co., Ltd., Wuhan 430200, China)

Abstract [Objective] In response to the common low carbon to nitrogen ratio ($C/N=4.5\sim6.0$) water quality characteristics in the operation of southern wastewater treatment plants, this paper aims to explore control strategies and technical solutions to enhance the utilization efficiency of raw water carbon sources, reduce aeration energy consumption, and achieve efficient low-carbon denitrification. [Methods] Through conducting a pilot experiment of $5.0\text{ m}^3/\text{h}$, an efficient and low-carbon operational optimization and control strategy for the five-stage Bardenpho process and multi-stage anaerobic-oxic (AO) were proposed. Carbon emission accounting analysis was conducted to compare the carbon emission intensity of different biological denitrification processes, and an optimized design and low-carbon operation strategy for wastewater enhanced biological denitrification were proposed. Simultaneously, engineering applications had been carried out in a wastewater treatment plant in Hubei Province, in order to provide technical references for the synergistic efficiency reduction and carbon reduction of biochemical treatment systems in future wastewater treatment plants. [Results] By implementing control measures such as multi-point influent and micro oxygen control, the dissolved oxygen in the pre aerobic zone was

[收稿日期] 2024-10-18

[基金项目] 湖北省建设科技计划项目(KY-S-S-2023-003)

[通信作者] 鲍任兵(1991—),男,高级工程师,研究方向为水体污染与防治,E-mail:rbingbao@163.com。

controlled at 1.0–1.5 mg/L, and in the post aerobic zone it was controlled at 2.0–2.5 mg/L. This significantly improved the carbon source utilization rate of the five-stage Bardenpho process and multi-stage AO process by 20.95%, while increasing the denitrification efficiency by 5%–14%, and achieving 2%–6% energy savings. After calculation, the total carbon emission intensity of the five-stage Bardenpho process and multi-stage AO was 0.229 kg CO₂/m³ and 0.211 kg CO₂/m³, respectively. [**Conclusion**] Compared with the traditional anaerobic-anoxic-oxic (AAO) process, by optimizing and regulating the five-stage Bardenpho process and multi-stage AO process, low-carbon and efficient operation has been successfully achieved, which not only improves the nitrogen and phosphorus removal efficiency, but also synchronously achieves energy conservation and consumption reduction. To significantly improve the denitrification efficiency of activated sludge process and promote energy conservation and carbon reduction, engineering design needs to proactively reserve sufficient design margin and facilities, and build a precise and flexible regulatory framework. By optimizing carbon source allocation, adjusting the mixed liquid reflux ratio, controlling sludge concentration, and adjusting dissolved oxygen concentration, we ensure that water quality meets standards, improve efficiency, and achieve efficient resource utilization and carbon reduction.

Keywords five-stage Bardenpho process carbon emission accounting direct carbon emission indirect carbon emission optimal design

现阶段是实现“碳达峰”的关键时期,随着更严格污水排放标准的实施和我国流域治理的不断深化,污水处理厂污染物削减能力提升和节能降碳要求之间的矛盾愈发明显。近年来,许多地区实施了更加严格的污水排放标准,逐渐向《地表水环境质量标准》(GB 3838—2002)中的Ⅳ类甚至Ⅲ类水体水质要求对标。目前,为应对低碳氮比(C/N)污水,以反硝化滤池为代表的强化脱氮单元和以高效沉淀池为代表的强化除磷单元应用逐渐增加,但这2种工艺均是以投加碳源和除磷药剂为核心的高能耗、高药耗处理手段,也与“双碳”目标背道而驰。如何在提升现有工艺处理性能的前提下减少碳减排,成为当今水处理发展的新命题。

在污水处理系统中,碳排放分为直接碳排放和间接碳排放,其中间接碳排放通常占到70%以上^[1]。间接碳排放主要是电耗和药耗两大类,而电耗产生的碳排放比例更是达到43%~68%^[2]。因此,探究污水处理过程的高效低碳,重点在于降低电耗和药耗。活性污泥法是污水处理的主流工艺,其中厌氧-缺氧-好氧(AAO)及其改良工艺是我国应用最广泛、市场认可度最高的处理方案^[3]。随着排放标准对出水总氮(TN)要求的不断提高,5段Bardenpho工艺和多级缺氧-好氧(AO)工艺在污水处理厂新建工程中的应用越来越多^[4]。研究^[1,5-6]表明,采用这2种工艺均能有效应对南方低C/N污水,并通过精确曝气和微氧控制实现短程硝化反硝化过程,提高内碳源利用率,减少曝气能耗,实现高效低碳。

本研究通过试验对比分析5段Bardenpho工艺和多级AO工艺在多点进水和微氧控制措施下的碳排放量,提出应对低C/N进水的高效低碳运行策略和优化设计方式,为污水处理厂减污降碳协同增效提供技术支持。

1 材料与方法

1.1 试验装置与设计参数

如图1所示,中试装置总设计规模为5 m³/h,建有2组生化反应装置,包括多模式生化反应池和二沉池,以厂内沉砂池出水为试验原水。A组生化池采用5段Bardenpho工艺运行,B组生化池采用多级AO工艺运行。

(1) A组

总水力停留时间(HRT)为16.5 h,其中预缺氧+厌氧2.2 h、缺氧3.3 h、好氧7.7 h、后置缺氧2.2 h、后置好氧1.1 h。混合液回流系统:好氧区回流至缺氧区,回流比采用200%~300%。污泥回流系统:二沉池至厌氧区的回流比采取100%。曝气系统:总气水比采用3:1,控制好氧区溶解氧质量浓度为2.0~3.0 mg/L。

(2) B组

总HRT为16.5 h,其中厌氧区+缺氧1区2.2 h、好氧1区3.3 h、缺氧2区2.2 h、好氧2区3.3 h、缺氧3区2.2 h、好氧3区3.3 h。多点进水系统:由进水管分配至厌氧区、缺氧2区、缺氧3区。污泥回流系统:二沉池至厌氧区的回流比采取100%。曝气系统:总气水比采用3.5:1,控制好氧区溶解氧质量浓度为2.0~3.0 mg/L。

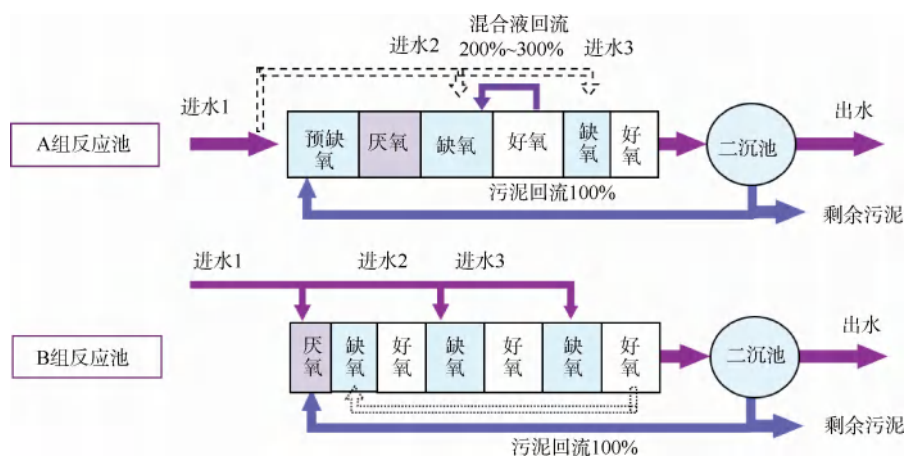


图1 试验装置工艺流程

Fig. 1 Process Flow of Test Device

1.2 接种污泥及试验方案

(1) 污泥接种

本试验装置污泥接种自目前稳定运行的厂区污泥池,经一段时间稳定后试验装置内污泥质量浓度为 3 000~4 000 mg/L。

(2) 试验启动

设置 5 段 Bardenpho 工艺初始进水比为 60% : 30% : 10%,混合液回流比为 200%;多级 AO 工艺初始进水比为 60% : 20% : 20%。经过 2 周的调试运行,2 组试验装置运行稳定。

(3) 高效低碳运行试验

将 2 组试验装置同步开展微氧控制(前置好氧区溶解氧质量浓度位于 1.0~1.5 mg/L,后置好氧区溶解氧质量浓度位于 2 mg/L 左右)和多点进水试验[A 组:60% : 30% : 10%(进水比 1)、55% : 30% : 15%(进水比 2)、50% : 30% : 20%(进水比 3)。B 组:60% : 20% : 20%(进水比 1)、50% : 25% : 25%(进水比 2)、40% : 30% : 30%(进水比 3)],探究实现强化脱氮性能和进水碳源有效利用的运行策略。

通过在不同水温下对比 2 组试验装置的出水水质和污染物去除性能,并采取优化措施,提高冬季低温的应对能力和运行稳定性。

(4) 碳排放分析

在 2 种工艺的最佳运行工况下,分别开展碳排放强度计算,评价直接碳排放和间接碳排放水平。

1.3 检测指标及分析方法

1) 检测指标

中试装置稳定运行后,每日进行进出水水质监测。检测指标:化学需氧量(COD)、氨氮、TN、总磷

(TP)、硝酸盐氮、亚硝酸盐氮、pH、溶解氧、电导率、混合液悬浮固体/混合液挥发性悬浮固体(MLSS/MLVSS)等,测试方法参照《水和废水监测分析方法》(第四版)。

2) 碳排放核算

依据《污水处理厂低碳运行评价技术规范》(T/CAEPI 49—2022)。直接碳排放强度,按式(1)。

$$E_d = E_{N_2O} + E_{CH_4} + E_{CO_2} \quad (1)$$

其中: E_d ——直接碳排放强度,kg CO₂/m³;

E_{N_2O} ——N₂O 直接碳排放强度,kg CO₂/m³;

E_{CH_4} ——CH₄ 直接碳排放强度,kg CO₂/m³;

E_{CO_2} ——CO₂ 直接碳排放强度,kg CO₂/m³。

间接碳排放强度,按式(2)进行分析。

$$E_i = E_e + E_h + E_c \quad (2)$$

其中: E_i ——间接碳排放强度,kg CO₂/m³;

E_e ——电耗碳排放强度,kg CO₂/m³;

E_h ——热耗碳排放强度,kg CO₂/m³;

E_c ——物耗碳排放强度,kg CO₂/m³。

总碳排放强度,按式(3)进行分析。

$$E_t = E_d + E_i \quad (3)$$

其中: E_t ——总碳排放强度,kg CO₂/m³。

2 结果与讨论

2.1 试验装置启动

如表 1 所示,进水 COD 质量浓度为 175 ~

221 mg/L,进水 TN 质量浓度为 26~34 mg/L,进水 C/N 为 4.5~6.0,一般而言活性污泥系统需满足 C/N>6.0 才能有较好的氮、磷去除效果,说明本进水中碳源不足。对比 2 组试验装置的出水水质, COD 和氨氮均能达到地表水Ⅳ类标准,说明在常

规溶解氧控制下好氧反应和硝化反应较完全。B 组出水 TN 质量浓度可稳定达到 15 mg/L 以下,达到一级 A 排放标准,而 A 组出水 TN 存在超标风险。2 组试验装置出水 TP 均无法达到 0.5 mg/L 以下。

表 1 启动阶段中试装置进出水水质

Tab. 1 Influent and Effluent Quality during Process Startup of Pilot Plant

项目	COD/(mg·L ⁻¹)	氨氮/(mg·L ⁻¹)	TN/(mg·L ⁻¹)	TP/(mg·L ⁻¹)	悬浮物(SS)/(mg·L ⁻¹)
进水	175~221	16~27	26~34	2.5~3.2	86~186
A 组出水	15~22	0.5~0.8	13~16	0.37~0.69	4~6
B 组出水	24~27	0.3~0.4	11~14	0.43~0.57	3~5
一级 A 标准	≤50	≤5	≤15	≤0.5	≤10

2.2 低碳高效运行试验

2.2.1 多点进水微氧控制试验

试验装置启动阶段出水 COD 和氨氮较低,说明可适当降低曝气量实现微氧运行。将 5 段 Bardenpho 工艺曝气量由 3:1 降低至 2.7:1,前置好氧区溶解氧质量浓度控制在 1.0~1.5 mg/L,后置好氧区控制在 2.0~2.5 mg/L;将多级 AO 工艺的曝气量由 3.5:1 降低至 3:1,使好氧 1 区和好氧 2 区溶解氧质量浓度位于 1.5 mg/L 左右,好氧 3 区溶解氧质量浓度位于 2.0 mg/L 左右。

充足的碳源是高效反硝化的最重要保证,当前污水厂进水碳源偏低,加上设计时常常存在风机选型过大的情况,导致好氧区曝气量偏高,大量碳源被消耗殆尽,内碳源利用率低下。为提高后置缺氧区

的反硝化性能,优先将碳源分配至缺氧区,同步开展了多点进水试验。如图 2 所示,2 组试验装置在不同进水比下的 TN 去除性能有明显差别。以 5 段 Bardenpho 工艺运行时,在进水比为 55%:30%:15%时 TN 去除率最大,达到 63.20%,出水 TN 质量浓度实现 12 mg/L 左右。当后置缺氧区进水比由 10%提高至 15%后,TN 去除率实现了 27.7%的提升,说明向后置缺氧区引入进水有效提高了后置缺氧区的反硝化效果。当后置缺氧区进水比提高至 20%后,TN 去除率有下降趋势,此时出水氨氮质量浓度已达到 2 mg/L 左右。后段 AO 单元 HRT 较小,仅占总 HRT 的 20%,当进水比提高后无法保证后段进水的好氧硝化反应,导致出水 TN 升高。

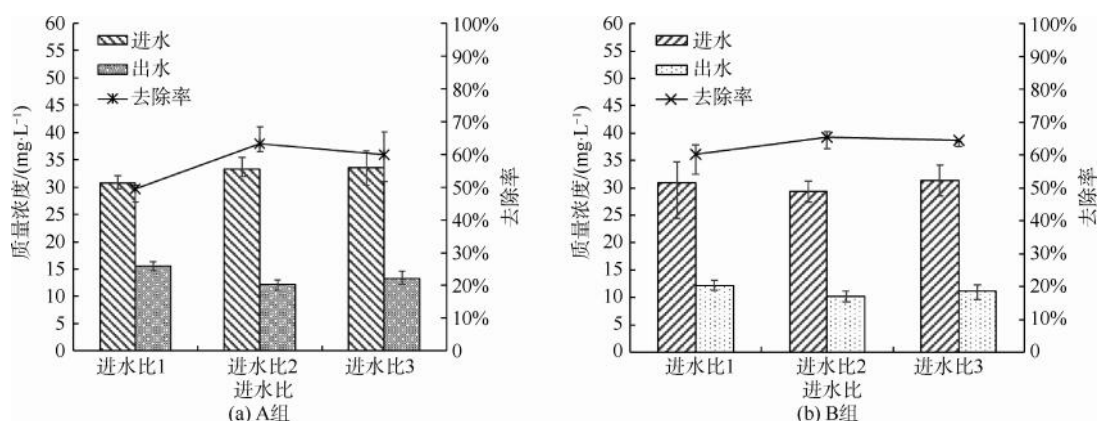


图 2 不同进水分配下 TN 去除变化

Fig. 2 Variation Curve of TN Removal under Different Influent Distribution

以多级 AO 工艺运行时,3 种进水比例下 TN 去除效果整体差异不大,去除率位于 60%~65%。其中:进水比为 50%:25%:25%下,TN 去除率最高,

出水 TN 质量浓度达到 10 mg/L 左右。在本试验中,多级 AO 反应池的 3 段 AO 的 HRT 均为 5.5 h,其单个 AO 段均有一定的缓冲能力,因此,在不同的

进水比例下脱氮性能差别不大。

如表 2 所示,2 组试验装置均通过运行优化实现了脱氮效果的有效提升,在更低的进水 C/N 下, TN 去除率显著增大。5 段 Bardenpho 工艺 TN 去除率由 49.49% 提升至 63.20%,多级 AO 工艺 TN 去除率由 60.30% 提升至 65.49%,脱氮效率分别提升 5.19% 和 13.71%。

以 $\Delta C/\Delta N$ 代表去除单位的 TN 所消耗的有机物量,通过向 5 段 Bardenpho 工艺 2 个缺氧区分别引入 30% 和 15% 的进水后, $\Delta C/\Delta N$ 由 11.22 下降至 8.08,对碳源的需求量降低了近 28%;同样地,多级 AO 工艺 $\Delta C/\Delta N$ 由 8.73 下降至 7.22,实现了约 17.3% 的碳源需求量降低。根据

表 2 启动阶段与优化控制阶段 C/N 变化

Tab. 2 Variation of C/N during the Start-Up and Optimization Control Stages

试验组	试验阶段	进水 C/N	TN 去除率	$\Delta C/\Delta N$	内碳源利用率
A	启动阶段	6.11	49.49%	11.22	25.49%
	优化运行	5.61	63.20%	8.08	35.40%
B	启动阶段	5.94	60.30%	8.73	32.75%
	优化运行	5.23	65.49%	7.22	39.61%

在并行开展的试验项目中,除了前述 3 组工况外,还增设了改良 AAO 工艺作为对照组。然而,在改良 AAO 工艺的调试过程中水质提升效果有限。由于该工艺设计仅包含一个好氧区,当尝试将好氧区的溶解氧质量浓度降低至 1.5 mg/L 以下,以探索微氧运行的可行性时,发现出水中的氨氮浓度无法保持稳定达标。这一发现表明,在当前的工艺配置和调试条件下,改良 AAO 工艺难以实现稳定的微氧运行状态,从而限制了其在特定低碳运行目标下的应用潜力。

2.2.2 低温优化试验

当水温低于 16 ℃ 时,2 种运行工艺下, TN 去除率均显著下降,出水 TN 质量浓度均超过 12 mg/L,出水氨氮质量浓度已超 1.5 mg/L,出水 TP 质量浓度也已接近 0.5 mg/L,存在较大的超标风险,说明低温对两者均产生了较大影响。通过分析低温的影响因素,主要有以下方面:(1)低温下活性污泥动力不足,低氧进一步降低了生物活性,导致出水水质降低;(2)二沉池由于规模较小,长期运行下存在排泥不畅的难题,反应池内有较多老化污泥,影响活性污泥生长和活性;(3)多级 AO 工艺运行下,由于没有内回流的存在,低温下出水氨氮升高较快,超标风险

理论公式,还原 1 g 硝酸盐氮至少需要 2.86 g 的有机物,在此基础上计算了内碳源利用率。由于进水水质、设备状况、运行管理等问题,传统 AAO 工艺的内碳源利用率各污水厂相对较低,在 20%~27%^[7-8]。

根据计算结果,在进水分配比为 55%:30%:15%,好氧区溶解氧质量浓度控制在 1.0~1.5 mg/L,5 段 Bardenpho 工艺内碳源利用率由 25.49% 提升至 35.40%,多级 AO 工艺内碳源利用率由 32.75% 提升至 39.61%。该 2 组试验装置的进水碳源得到了充分利用,在较低的 C/N 下实现了 5%~14% 的 TN 去除率提升,内碳源利用率在原基础上提升 20.95% 以上。

较大。

为优化低温环境下的污染物处理性能,对 5 段 Bardenpho 工艺进行了工艺优化,将内回流比从 200% 提升至 300%,以增强硝化液循环;污泥龄延长至 15 d,以维持较高的生物量;同时,好氧区的曝气量增加,溶解氧质量浓度升至 2.0~2.5 mg/L,以确保微生物代谢活动高效进行。此外,多级 AO 工艺也增设了 200% 的内回流以强化处理效果。如表 3 所示,经过这些优化措施的实施,2 种工艺在低温下的出水水质均实现了显著提升,特别是出水 TN 质量浓度稳定控制在 12 mg/L 以下。

因此,水温高于 16 ℃ 时,可采取微氧控制强化脱氮效果,实现出水 TN 质量浓度低于 10 mg/L,出水 TP 质量浓度低于 0.3 mg/L;在水温低于 16 ℃ 时,5 段 Bardenpho 工艺和多级 AO 工艺出水水质均受到一定影响,除 TP 外,其余指标可满足一级 A 排放标准。

2.2.3 运行能耗

为分析 2 种典型工况下的耗电量情况,选取 4 d 记录总电耗。结果发现,5 段 Bardenpho 工艺 4 d 耗电量为 35.8 kW·h,多级 AO 工艺 4 d 为 34.2 kW·h,两者耗电分别为 0.074 6 kW·h/m³ 和 0.071 3

表 3 低温下 2 组试验装置进出水水质

Tab. 3 Influent and Effluent Quality of Two Sets of Experimental Devices under Low Temperature

项目	参数	COD/(mg·L ⁻¹)	氨氮/(mg·L ⁻¹)	TN/(mg·L ⁻¹)	TP/(mg·L ⁻¹)
A	进水均值	192	22.71	29.72	3.96
	出水均值	31	1.03	10.97	0.46
	去除率均值	83.85%	95.49%	63.14%	88.38%
B	出水均值	33	1.47	11.41	0.49
	去除率均值	82.81%	93.56%	61.55%	87.76%
排放标准	一级 A 标准	≤50	≤5	≤15	≤0.5
	高排放标准	≤30	≤1.5	≤10	≤0.3

kW·h/m³。同期,改良 AAO 工艺耗电为 0.076 5 kW·h/m³,5 段 Bardenpho 工艺和多级 AO 工艺的耗电分别降低了 2.48% 和 6.80%,均实现了较低的能耗运行。通过降低曝气量,将好氧区溶解氧质量浓度控制在 1.0~1.5 mg/L,在降低曝气电耗的同时,有效保证了缺氧区环境,提高反硝化效率的同时实现了电能节约。

2.3 碳排放核算分析

2.3.1 核算基础

根据《污水处理厂低碳运行评价技术规范》(T/

CAEPI 49—2022)的规定,污水处理系统的碳排放强度核算涵盖了直接碳排放强度和间接碳排放强度两大方面。直接碳排放主要来源于 N₂O、CH₄ 和 CO₂ 的排放,而间接碳排放则包括电耗、热耗以及物(药剂)耗所产生的碳排放。如表 4 所示,针对 3 组试验工况进行了具体的碳排放量计算。值得注意的是,本试验过程中未涉及化石燃料的使用及化学药剂的投加,因此,这 2 项在碳排放核算中无具体数值体现。

表 4 试验装置处理效能均值

Tab. 4 Average Treatment Efficiency of the Experimental Device

项目	处理水量/(m ³ ·d ⁻¹)	ΔCOD/(mg·L ⁻¹)	ΔTN/(mg·L ⁻¹)	干污泥量/(kg D·d ⁻¹)	干污泥有机分	耗电量/(kW·h·m ⁻³)
对照组	60	178	20.30	3.0	0.42	0.076 5
A 组	60	168	21.09	4.5	0.49	0.074 6
B 组	60	138	19.25	3.8	0.42	0.071 3

2.3.2 碳排放强度计算

(1) 直接碳排放强度

如表 5 所示,对照组产生的 CH₄ 碳排放强度最高,达到 0.031 1 kg CO₂/m³,而 5 段 Bardenpho 工况和多级 AO 工况下的 CH₄ 碳排放量相当,原因可能是改良 AAO 工况下的厌氧区和缺氧区串联,总

HRT 达到 7.7 h,导致厌氧时间过长而发生 CH₄ 产量较多的情况更易发生;而后 2 种工况下均有多个缺氧区,由于存在多个缺氧区且被好氧区所分隔,这限制了 CH₄ 的产生,使得这 2 种工况下的 CH₄ 排放程度较低。这种工艺设计上的差异对碳排放有显著影响,优化工艺布局可以有效地控制温室气体的排放。

表 5 试验装置直接碳排放强度核算

Tab. 5 Direct Carbon Emission Intensity Calculation of Test Equipment

项目	碳排放量/(kg·m ⁻³)			碳排放强度/(kg CO ₂ ·m ⁻³)			总直接碳排放强度/(kg CO ₂ ·m ⁻³)
	N ₂ O	CH ₄	CO ₂	N ₂ O	CH ₄	CO ₂	
对照组	5.10×10 ⁻⁴	11.11×10 ⁻⁴	0	0.135	0.031 1	0	0.166
A 组	5.30×10 ⁻⁴	8.69×10 ⁻⁴	0	0.141	0.024 3	0	0.165
B 组	4.84×10 ⁻⁴	7.52×10 ⁻⁴	0	0.128	0.021 0	0	0.149

5 段 Bardenpho 工况和多级 AO 工况的总直接碳排放强度分别为 $0.165 \text{ kg CO}_2/\text{m}^3$ 和 $0.149 \text{ kg CO}_2/\text{m}^3$, 均低于对照组的 $0.166 \text{ kg CO}_2/\text{m}^3$ 。改良 AAO 工况、5 段 Bardenpho 工况和多级 AO 工况下 N_2O 直接碳排放强度均高于 CH_4 , 且其贡献率分别为 81.30%、85.25% 和 85.90%。因此, 脱氮过程是污水生化处理碳排放的主要来源^[1]。根据 N_2O 直接碳排放强度的计算公式, 可以发现脱氮量的提升往往伴随着 N_2O 直接碳排放量的增加。这一现象与当前追求的提高脱氮效率和降低碳排放的目标之间存在一定的矛盾。为了有效降低直接碳排放量, 除了优化脱氮过程外, 还需从其他方面采取措施。其中, 回收利用 CH_4 气体和减少化石燃料的使用量是 2 种有效的策略。通过这些方法, 可以在减少温室气体排放的同时, 实现污水处理过程中的低碳运行。

表 6 试验装置间接碳排放强度核算

Tab. 6 Indirect Carbon Emission Intensity Calculation of Test Equipment

项目	电耗/($\text{kg CO}_2 \cdot \text{m}^{-3}$)	热耗/($\text{kg CO}_2 \cdot \text{m}^{-3}$)	物耗/($\text{kg CO}_2 \cdot \text{m}^{-3}$)	总间接碳排放强度/($\text{kg CO}_2 \cdot \text{m}^{-3}$)
对照组	0.066	—	—	0.066
A 组	0.064	—	—	0.064
B 组	0.061	—	—	0.061

(3) 总碳排放强度

研究^[9]表明, 城镇污水厂总体碳排放强度在 $0.168 \sim 1.070 \text{ kg CO}_2/\text{m}^3$, 平均为 $0.326 \text{ kg CO}_2/\text{m}^3$, 其中南方 AAO 工艺总体在 $0.360 \text{ kg CO}_2/\text{m}^3$, 北方 AAO 工艺总体在 $0.470 \text{ kg CO}_2/\text{m}^3$ 。如表 7 所示, 改良 AAO 工况、5 段 Bardenpho 工况和多级 AO 工况的总碳排放强度分别为 0.232 、 $0.229 \text{ kg CO}_2/\text{m}^3$ 和 $0.211 \text{ kg CO}_2/\text{m}^3$ 。在这些工况中, 直接碳排放均占据了超过 70% 的比例, 凸显了控制生化反应碳排放量对于减少总碳排放的核心重要性。尽管三者总

(2) 间接碳排放强度

如表 6 所示, 电耗在本试验过程中是主要的间接碳排放形式。采用电耗碳排放因子 (0.8587) 进行计算, 得出的电耗碳排放强度即为总间接碳排放强度。本试验装置改良 AAO 工况、5 段 Bardenpho 工况和多级 AO 工况的总间接碳排放强度分别为 0.066 、 $0.064 \text{ kg CO}_2/\text{m}^3$ 和 $0.061 \text{ kg CO}_2/\text{m}^3$ 。结果表明, 改良 AAO 工况和 5 段 Bardenpho 工况的碳排放强度较为接近, 而多级 AO 工况则展现出最低的碳排放强度。这一结果可以归因于多级 AO 工况在运行中未采用混合液回流, 同时结合了微氧曝气技术, 这些措施有效降低了该工况的电耗。电耗是间接碳排放的主要来源, 因此, 电耗的减少直接导致了较低的间接碳排放强度, 使得多级 AO 工况在碳排放方面具有优势。

碳排放强度相近, 但差异主要源于技术优化, 5 段 Bardenpho 工况通过降低曝气量有效减少了能耗碳排放; 而多级 AO 工况则在直接碳排放控制上展现出显著优势, 相较于其他 2 种工况, 其直接碳排放量减少了近 10.24%。

此试验结果与其他相关研究存在显著差异, 可能归因于本试验设计的特定性, 即仅聚焦于生化池这一核心处理单元进行考察, 而未将污泥处理、药剂投加、提升泵运行等附属系统的碳排放量纳入计算范围。

表 7 试验装置总碳排放强度核算

Tab. 7 Calculation of Total Carbon Emission Intensity of Test Equipment

项目	总直接碳排放强度/($\text{kg CO}_2 \cdot \text{m}^{-3}$)	总间接碳排放强度/($\text{kg CO}_2 \cdot \text{m}^{-3}$)	总碳排放强度/($\text{kg CO}_2 \cdot \text{m}^{-3}$)	直接碳排放占比
对组	0.166	0.066	0.232	71.69%
A 组	0.165	0.064	0.229	72.01%
B 组	0.149	0.061	0.211	70.92%

2.4 优化设计与低碳运行策略

2.4.1 方案选择

针对南方污水处理厂运行中普遍遇到的低 C/N 水质特点, 5 段 Bardenpho 工艺和多级 AO 工艺

均能实现强化脱氮除磷的目标, 在新建污水处理厂或现有污水处理厂提标改造时, 应综合考虑出水水质要求、建设用地及运行成本等, 合理选择最佳工艺方案^[4]。

(1) 进水条件好,碳源($C/N > 6$)充足,出水要求一级 A 标准时,可采用改良 AAO 工艺。

(2) 进水碳源不足($C/N = 4 \sim 6$, COD 质量浓度为 $150 \sim 250 \text{ mg/L}$, TN 质量浓度为 $25 \sim 35 \text{ mg/L}$, TP 质量浓度 $< 4 \text{ mg/L}$),出水要求一级 A 标准时,可采用 5 段 Bardenpho 工艺和多级 AO 工艺。

(3) 进水碳源不足,出水 TN 质量浓度要求低于 10 mg/L 时,需外加碳源保证出水水质达标。

(4) 当采用传统 AAO 工艺的污水处理厂出水标准提高但占地有限时,可通过将好氧池分隔出单独的 AO 单元,并以 5 段 Bardenpho 工艺模式运行,实现优化处理。

(5) 对于出水水质要求较高的新建污水处理厂,推荐采用多级 AO 工艺,实现较少占地和运行成本下的高 TN 去除率;多级 AO 工艺由于分区较多,溶解氧调节较为困难,加之多点进水的分配上无法做到精确调整,需要在实际工程设计中考虑在分配调节及精确曝气系统下,才能发挥最大的处理优势和潜能,达到低碳节能的目的。

2.4.2 优化设计

为提高城市污水处理厂的运行灵活性和可调性,增强污水生化处理系统的韧性,确保出水水质稳定达标并降低运行能耗,工程设计阶段应充分考虑并预留有效的设计余量与设施配置,构建精准灵活的调控框架。这样不仅能应对未来水量、水质变化的挑战,还能实现更加精确灵活的调控策略,保障污水处理厂的长期高效稳定运行。

(1) 针对采用新建或提标改造的污水处理厂,可通过增设生化池的多点进水设施,将原水分别引入后续缺氧区或单独的反硝化单元,并设置流量调节阀,根据不同进水水质及排放标准,调节进水碳源分配比例。

(2) 为增强生化池的可调性,可将好氧区分为多个单独的曝气区域,并采用独立的曝气管路,实现多种工艺模式的切换,增强处理韧性。

(3) 优化曝气风机及回流设备,采用大小规模搭配方式,为精确控制提供有利条件,有条件时可采用精确曝气系统以及在线检测系统(溶解氧仪、出水氨氮仪等),实现溶解氧实时调控,达到节能低碳。

(4) 当生化池好氧区内的部分区域采用微氧控制时,应考虑增设推流器或搅拌设施,防止污泥

沉降。

2.4.3 低碳运行

当采用活性污泥工艺处理低 C/N 污水时,可通过优化不同反应区内的碳源、混合液回流比、污泥浓度和溶解氧等,实现出水水质的稳定达标。

(1) 水温高于 $16 \text{ }^{\circ}\text{C}$ 时,可采取微氧控制强化脱氮,使好氧 1 区和好氧 2 区溶解氧质量浓度位于 $1.0 \sim 1.5 \text{ mg/L}$,好氧 3 区溶解氧质量浓度位于 2 mg/L 左右,实现出水 TN 质量浓度低于 10 mg/L ,出水 TP 质量浓度低于 0.3 mg/L 。

(2) 水温低于 $16 \text{ }^{\circ}\text{C}$ 时,可通过增大内回流、延长污泥龄、提高污泥质量浓度($4\,000 \sim 5\,000 \text{ mg/L}$)和增大曝气量($2.0 \sim 2.5 \text{ mg/L}$)保证出水水质达标。

(3) 为了尽量在不加碳源的情况下提高反硝化脱氮效率,可采用多点进水措施,减少无效内碳源损耗,并根据进水氮、磷情况优化调整内碳源分配,保证脱氮除磷效果;当以脱氮为目标时,可适当增大后续缺氧区的进水比例,当以除磷为目标时,可适当增大厌氧区的进水比例。

3 应用案例

3.1 工程概况

湖北省某污水处理厂处理规模为 $15 \text{ 万 m}^3/\text{d}$,主体工艺采用“预处理+AAO+高效澄清池+纤维转盘滤池+消毒”,出水水质执行《城镇污水处理厂污染物排放标准》(GB 18918—2002)一级 A 标准。2022 年,为了进一步提升出水水质,降低运行能耗及碳排放量,开展高效低碳污水生物脱氮技术应用。

3.2 优化运行参数

生化池总 HRT 为 15.0 h ,其中预缺氧区 0.5 h 、厌氧区 1.5 h 、缺氧区 5.1 h 、好氧区 7.9 h 。生化池污泥质量浓度为 $3\,000 \sim 3\,500 \text{ mg/L}$,好氧池末端溶解氧质量浓度为 $1.8 \sim 2.3 \text{ mg/L}$ 。为了优化出水水质、减小碳排放量,开展如下微氧控制运行策略:

(1) 夏季水温高于 $16 \text{ }^{\circ}\text{C}$ 时,将好氧区末端溶解氧质量浓度调整至 $1.0 \sim 1.5 \text{ mg/L}$;

(2) 冬季水温低于 $16 \text{ }^{\circ}\text{C}$ 时,通过增大内回流、延长污泥龄、提高污泥质量浓度至 $5\,000 \text{ mg/L}$ 以上和增大曝气量($2.0 \sim 2.5 \text{ mg/L}$)保证出水水质达标。

在建设之初,污水厂进水浓度相对于现在较高,生化池风机选型偏大,造成好氧区溶解氧无法进一步降低,仅运行 1 台,溶解氧质量浓度也达到 2 mg/L 以

上。为了保证溶解氧的精确控制,通过旁通管将多余风量溢出,并在生化池增设了精确曝气系统。

3.3 进出水水质

如表 8 所示,进水 COD 质量浓度为 50~150 mg/L,均值为 110 mg/L,可见进水 COD 浓度偏低且变化较大;进水 TN 质量浓度为 23~37 mg/L,均值为 28.9 mg/L,C/N 为 3.8,表明系统中碳源明显不足。经过优化运行,出水 TN 质量浓度稳定降低至 10 mg/L 以下,同时在投加除磷药剂的辅助下,出水 TP 质量浓度也稳定保持在 0.3 mg/L 以下。因此,通过不同季节精确的微氧控制运行,有效提升了出水水质,实现了污水处理的高效与低碳运行目标。

表 8 污水处理厂进出水水质
Tab. 8 Influent and Effluent Quality of the WWTP

项目	COD/ (mg·L ⁻¹)	氨氮/ (mg·L ⁻¹)	TN/ (mg·L ⁻¹)	TP/ (mg·L ⁻¹)
进水水质	50~150	20~28	23~37	2~4
出水水质	15~21	0.5~1.8	9.6~10.0	0.24~0.26
一级 A 标准	≤50	≤5	≤15	≤0.5
高排放标准	≤30	≤1.5	≤10	≤0.3

3.4 碳排放分析

2021 年,该污水处理厂处理电耗为 0.15 kW·h/m³,处理药耗(包括聚合氯化铝、聚丙烯酰胺、次氯酸钠等)为 0.061 kg/m³,污染物碳排放强度分别为 10.28 kg CO₂-eq/(kg TN)和 1.03 kg CO₂-eq/(kg COD)。2022 年应用该技术后,该污水处理厂处理电耗下降了 0.03 kW·h/m³(按照 15 万 m³/d,计算年节约电耗 164 万 kW·h),相对于 2021 年,电耗降低达到 20%;处理药耗下降了 0.002 kg/m³(按照 15 万 m³/d,计算年节约药耗 109.5 t),相对于 2021 年,药耗降低 3.3%;污染物碳排放强度分别为 9.06 kg CO₂-eq/(kg TN)和 1.00 kg CO₂-eq/(kg COD)。因此,技术应用后污染物碳排放强度降低了 0.06 kg CO₂-eq/(kg COD)和 2.85 kg CO₂-eq/(kg TN),年碳排放量减少了 693.44 t CO₂-eq。

进一步评估该污水处理厂的整体碳排放水平。经核算,2022 年污水处理直接碳排放量达到 3 497.82 t CO₂-eq/a,间接碳排放量达到 10 134.79 t CO₂-eq/a;污泥处理直接碳排放量达到 830.71 t CO₂-eq/a,间接碳排放量达到 1 124.20 t CO₂-eq/a;总净碳排放量达到 12 965.99 t CO₂-eq/a,净碳排放

强度为 0.22 kg CO₂-eq/m³。经调研,目前我国污水处理厂总体的总碳排放强度在 0.29~1.34 kg CO₂-eq/m³,平均值为 0.70 kg CO₂-eq/m³。因此,该污水处理厂通过技术应用,有效实现了减污降碳协同增效,碳排放量得到显著降低。

4 结论

(1)针对南方污水处理厂运行中普遍遇到的低 C/N(4~6)水质特点,通过多点进水和微氧控制,减少了无效碳源损耗,增大了 20.95%的原水内碳源利用率,提高 5%~14%的反硝化脱氮效率,与传统 AAO 工艺可实现 2%~6%的电耗节约,能够有效促进污水处理厂的节能降碳。

(2)通过多点进水和微氧控制策略,5 段 Bardenpho 工况和多级 AO 工况总碳排放强度分别为 0.229 kg CO₂/m³和 0.211 kg CO₂/m³,与传统的 AAO 工艺相比,展现出了显著的低碳节能优势。在湖北省某污水厂开展工程应用,通过优化设计,处理电耗下降 20%,药耗下降 3.3%,具有广泛的应用前景。

(3)为了显著提升现有活性污泥工艺的脱氮效率并推动节能减碳目标的实现,工程设计中应前瞻性地预留充足且有效地设计余量与设施,以构建更加精准灵活的调控框架。在此基础上,通过精心优化不同反应区域内的碳源分配策略、合理调整混合液回流比例、精确控制污泥浓度以及细致调节溶解氧浓度等措施,能够确保出水水质稳定达标,从而在提升处理效能的同时,实现资源的高效利用与碳排放的有效降低。

参考文献

- [1] 王子龙. 多段多级 AO 工艺处理低碳氮比污水的效能及碳排放分析[J]. 净水技术, 2023, 42(s1): 146~153.
WANG Z L. Efficiency and carbon emission analysis of step-feed multistage AO process in low C/N wastewater treatment [J]. Water Purification Technology, 2023, 42(s1): 146~153.
- [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] 俞勇,喻盛华,陈达钢. 浙江省城镇污水处理厂清洁排放技

- 术改造的实践与思考[J]. 环境工程, 2020, 38(7): 19-24.
- YU Y, YU S H, CHEN D G. Practice and reflection on clean emission technology transformation of urban sewage treatment plants in Zhejiang Province [J]. Environmental Engineering, 2020, 38(7): 19-24.
- [4] 鲍任兵, 高廷杨, 宫玲, 等. 污水生物脱氮除磷工艺优化技术综述 [J]. 净水技术, 2021, 40(9): 14-20.
- BAO R B, GAO T Y, GONG L, et al. Review of process optimization of biological denitrification and phosphorus removal in wastewater treatment [J]. Water Purification Technology, 2021, 40(9): 14-20.
- [5] 鲍任兵, 徐健, 张云志, 等. 多级 AO 工艺短程硝化反硝化的启动与运行调控[J]. 净水技术, 2023, 42(9): 95-103.
- BAO R B, XU J, ZHANG Y Z, et al. Start-up and operation regulation of shortcut nitrification-denitrification in multi-stage AO Processes [J]. Water Purification Technology, 2023, 42(9): 95-103.
- [6] 戴仲怡, 王雪, 彭建国, 等. 曝气缺氧/多级 AO 工艺用于大型污水厂提标改造[J]. 中国给水排水, 2019, 35(18): 50-54.
- DAI Z Y, WANG X, PENG J G, et al. Application of aeration anoxia-multi-stage ao process in improvement of large sewage treatment plant [J]. China Water & Wastewater, 2019, 35(18): 50-54.
- [7] 支丽玲, 郑凯凯, 王燕, 等. 全流程分析 AAO 工艺碳源投加减量控制研究[J]. 水处理技术, 2021, 47(2): 119-121.
- ZHI L L, ZHENG K K, WANG Y, et al. Research on addition and decrease control of carbon source in AAO process based on whole process analysis [J]. Technology of Water Treatment, 2021, 47(2): 119-121.
- [8] 程玉周, 赵静, 颜椿, 等. 城市污水处理厂改良 AAO 系统的物料平衡研究[J]. 城镇供水, 2023(6): 74-78.
- CHENG Y Z, ZHAO J, YAN C, et al. Research on material balance of improved AAO system in municipal wastewater treatment plant [J]. City and Town Water Supply, 2023(6): 74-78.
- [9] 孙强强, 陈貽龙. 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.

(上接第 90 页)

- HUANG D C, LI Y W, HAO K Y, et al. Research on the effect of plateau temperature on sewage treatment effect of anaerobic-anoxic-oxic process [J]. Technology of Water Treatment, 2021, 47(11): 106-110.
- [28] 李远威, 郝凯越, 宗永臣, 等. 高原生境不同水力停留时间下 A²O 工艺活性污泥微生物代谢机制研究 [J]. 环境污染与防治, 2022, 44(1): 20-26.
- LI Y W, HAO K Y, ZONG Y C, et al. Study on microbial metabolic mechanism of A²/O process activated sludge with different hydraulic retention time in plateau environment [J]. Environmental Pollution & Control, 2022, 44(1): 20-26.
- [29] 宗永臣, 陈相宇, 李远威, 等. 不同温度下 SBBR 工艺处理高海拔城市污水中试研究 [J]. 工业水处理, 2018, 38(6): 42-45.
- ZONG Y C, CHEN X Y, LI Y W, et al. Pilot study on the treatment of high-altitude urban sewage by SBBR with different temperatures [J]. Industrial Water Treatment, 2018, 38(6): 42-45.