

贾建青, 强微波, 黄鹤. 岷沱江标准下 AAO+DNBF 与 Phoredox 工艺 TN 达标应用对比[J]. 净水技术, 2024, 43(7): 126-133.

JIA J Q, QIANG W B, HUANG H. Comparison between AAO+DNBF and Phoredox process for TN compliance application under Minjiang and Tuojiang River standard[J]. Water Purification Technology, 2024, 43(7): 126-133.

岷沱江标准下 AAO+DNBF 与 Phoredox 工艺 TN 达标应用对比

贾建青*, 强微波, 黄鹤

(中国市政工程中南设计研究总院有限公司, 湖北武汉 430010)

摘要 岷沱江标准下较多污水厂提标和新扩建采用了三级反硝化生物滤池(DNBF)工艺, DNBF 具有极限脱氮(TN 质量浓度 ≤ 3 mg/L)的优势, 但也存在活性污泥、SS 等导致的滤料板结及生物堵塞等常见问题。而二级生化 Phoredox 工艺投加碳源可以实现深度脱氮 $\text{NO}_3^- \text{-N} < 2$ mg/L, 其充分挖掘了二级生物处理段的脱氮能力, 简化了脱氮工艺流程, 但国内工程案例较少。以四川某污水处理厂为例, 对 AAO+DNBF 与 Phoredox 两种工艺脱氮效果进行了对比, 并结合工艺脱氮原理、设计参数、实际处理水量、TN 出水水质、碳源选择及投加量等分析, 发现投加外部碳源情况下两种工艺都可以实现 TN 达标, Phoredox 工艺适应反硝化速率较低的高性价比复合碳源, 且具有节省工程投资和碳源成本较低的优势(二期处理水量按 2 万 m^3/d 计, 节省 DNBF 建设投资 899 万元, 年节约碳源 567.61 t, 节省约 68.82 万元)。以 TN 为重难点的污水处理新建工程可以采用 Phoredox 强化脱氮工艺, 提标工程可以采用 AAO 串联 AO 段的解决方案。

关键词 Phoredox 工艺 AAO DNBF 预曝气生物滤池 碳源

中图分类号: TU992 文献标识码: B 文章编号: 1009-0177(2024)07-0126-08

DOI: 10.15890/j.cnki.jsjs.2024.07.015

Comparison between AAO + DNBF and Phoredox Process for TN Compliance Application under Minjiang and Tuojiang River Standard

JIA Jianqing*, QIANG Weibo, HUANG He

(Central & Southern China Municipal Engineering Design & Research Institute Co., Ltd., Wuhan 430010, China)

Abstract More wastewater treatment plants (WWTP) upgrading and new expansion of three-stage denitrification biological filter (DNBF) process under the standard of Minjiang and Tuojiang River. DNBF has the limit of nitrogen removal $\text{TN} \leq 3$ mg/L advantage, but there are activated sludge, SS, etc. caused by the filter media slate and biological clogging and other common problems. The secondary biochemical Phoredox process can achieve deep denitrification $\text{NO}_3^- \text{-N} < 2$ mg/L by adding carbon source, which fully exploits the denitrification capacity of the secondary biological treatment section and simplifies the denitrification process, but there are fewer domestic engineering cases. A WWTP in Sichuan as an example of AAO + DNBF and Phoredox two processes for nitrogen removal effect of comparison, and combined with the principle of process nitrogen removal, design parameters, the actual treatment of water, TN effluent water quality, carbon source selection and dosage, etc., and found that the addition of an external carbon source under the circumstances of the two processes could be achieved to meet the standard for TN. Phoredox process was adapted to high cost-effective composite carbon source with lower denitrification rate, and it had the advantages of saving engineering investment and lower cost of carbon source (20 000 m^3/d of water treated in the second phase, saving 8.99 million yuan of DNBF construction investment, and 567.61 t of carbon source per year, which was about 688.2 thousand yuan). The new project of wastewater treatment with TN as the most difficult point can adopt Phoredox enhanced nitrogen removal process, and the upgrading project can adopt AAO tandem AO section solution.

Keywords Phoredox process AAO DNBF pre-aeration biofilter carbon source

[收稿日期] 2024-02-07

[通信作者] 贾建青(1977—),男,高级工程师,主要从事市政给排水工程规划、咨询、设计工作, E-mail:450506641@qq.com。

表 2 一期工程 AAO 生物池主要设计参数
Tab. 2 Main Designed Parameters of AAO Biotanks
of Phase I Project

项目	改良 AAO 生物池
设计规模/($\text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$)	2 万
设计容积/ m^3	14 256
单座尺寸 $L \times B \times H/\text{m}$	54.9×45.0×6.0(水深)
平均水力停留时间(HRT)/h	17.11
设计污泥质量浓度/($\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$)	4
预缺氧区 HRT/h	0.77
厌氧区 HRT/h	2.08
缺氧区 HRT/h	3.63
好氧区 HRT/h	10.63
污泥回流比	50%~150%
混合液回流比	200%~300%

表 3 一期工程反硝化生物滤池主要设计参数
Tab. 3 Main Designed Parameters of Denitrification Biofilter
of Phase I Project

项目	反硝化生物滤池
设计规模/($\text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$)	2 万
单座尺寸 $L \times B \times H/\text{m}$	13.57×14.38×(6.0~9.4)
池型	1 座分 3 格
单格滤池面积/ m^2	24.26
设计峰值流速/($\text{m} \cdot \text{h}^{-1}$)	15.87
滤料粒径/mm	4.5
滤料厚度/m	3
过滤水头/m	2.2
气水反冲洗频率/h	12~24
水洗强度/($\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$)	30
气洗强度/($\text{Nm}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$)	100

3) 预曝气生物滤池

对反硝化滤池出水进行预曝气充氧,可投加除磷剂经曝气混合后进入下向流生物滤池,生物滤池物理过滤去除 SS、TP 和生物降解去除 BOD_5 、 COD_{Cr} 及少量的氨氮。受预曝气饱和溶解氧浓度限制,生物作用去除 BOD_5 、 COD_{Cr} 、氨氮的量有限。主要设计参数如表 4 所示。

1.3.2 二期工程

1) 改良 Phoredox 生物池

Phoredox 工艺又称五段 Bardenpho 工艺,改良 Phoredox 工艺是 Phoredox 工艺前端增设预缺氧区,

表 4 一期工程预曝气生物滤池主要设计参数
Tab. 4 Main Designed Parameters of Pre-Aeration Biofilter
of Phase I Project

项目	预曝气生物滤池
设计规模/($\text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$)	2 万
预曝气 HRT/min	15
滤池尺寸 $L \times B \times H/\text{m}$	21.12×17.17×(4.70~8.05)
池型	1 座分 4 格
单格滤池面积/ m^2	34.11
设计峰值流速/($\text{m} \cdot \text{h}^{-1}$)	8.4
滤料粒径/mm	2
滤料厚度/m	1.5
过滤水头/m	2.5
气水反冲洗频率/h	16~24
水洗强度/($\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$)	21
气洗强度/($\text{Nm}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$)	110

形成预缺氧区、厌氧、缺氧 I 区、好氧 I 区、缺氧 II 区、好氧 II 区共 6 个反应区。第一种运行方式是缺氧 II 区利用好氧 I 区产生的硝酸盐为电子受体,利用内源有机碳作为电子供体进行反硝化。该方式因缺少优质碳源,反硝化速率接近内源反硝化速率,观测值为 $0.01 \sim 0.04 \text{ kg NO}_3^- \cdot \text{N}/(\text{kg MLVSS} \cdot \text{d})$ [2]。第二种运行方式在缺氧 II 区投加外部碳源进行反硝化。该种方式是外部碳源驱动的反硝化,反硝化速率较高。20 °C 时甲醇反硝化速率为 $0.0738 \text{ kg NO}_3^-/(\text{kg MLVSS} \cdot \text{d})$,乙醇为 $0.161 \text{ kg NO}_3^-/(\text{kg MLVSS} \cdot \text{d})$ [2]。具体运行方式根据脱氮达标情况确定。好氧 II 区从溶液中剥离残余的氮气,并提高溶解氧,减少磷在二沉池中的释放。

Phoredox 工艺充分挖掘了二级生物处理段的脱氮能力,工艺流程较短。该工艺具有运行控制灵活,对水质、水量变化适应性强、除磷脱氮能力强、氨氮及 TN 防穿透能力强、节约碳源等优点 [3]。主要设计参数如表 5 所示。改良 Phoredox 工艺流程如图 2 所示。

2) 高效沉淀池

通过在高效沉淀池投加除磷剂及助凝剂去除 TP 和 SS。为防止斜管上积泥,影响出水 SS,设置半放空上部水冲洗设施和斜管下在线气洗系统。高效沉淀池设计参数如表 6 所示。

表5 二期工程改良 Phoredox 工艺主要设计参数
Tab. 5 Main Designed Parameters of Modified Phoredox Process for Phase II Project

项目	改良 Phoredox 工艺
设计规模/($\text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$)	2 万
设计容积/ m^3	17 775
单座尺寸 $L \times B \times H/\text{m}$	65.1×50.1×6.0(水深)
平均日 HRT/h	21.33
设计污泥质量浓度/($\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$)	4
预缺氧区 HRT/h	0.51
厌氧区 HRT/h	1.59
缺氧 I 区 HRT/h	5.45
好氧 I 区 HRT/h	10.9
缺氧 II 区 HRT/h	1.93
好氧 II 区 HRT/h	0.95
污泥外回流比 R	100%
混合液内回流比 r	200%~400%

表6 二期工程高效沉淀池主要设计参数
Tab. 6 Main Designed Parameters of High-Efficiency Sedimentation Tank of Phase II Project

项目	高效沉淀池(1座2格)
设计规模/($\text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$)	2 万
均时混合时间/min	2+2
均时絮凝时间/min	10+5
单系列斜管面积/ m^2	34.26
均时表面水力负荷/($\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$)	12.16
峰值表面水力负荷/($\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$)	18.24
污泥回流比	1%~4%

2 运行效果

为了解一期、二期生物池的运行效果,运行单位分别对一期、二期处理水量、加药量进行了单独计量。对生物池缺氧区氨氮、TN 指标、好氧区出水端 TP 指标和二沉池出水 COD_{Cr} 、氨氮、TN、TP 指标进行了 181 d 的过程检测。

2.1 实测进出水水质

二期工程 2022 年年底投入试运行,分析了该污水厂 2023 年 1 月—6 月共计 181 d 的日常水质报表,除 SS 进水 85%覆盖率浓度远低于设计水质外,其余 5 项控制项目实测进水 85%覆盖率浓度同表 1 二期设计进水水质基本吻合。进水 BOD_5 : 总凯氏氮(TKN)=3.81<4.00,需要外加碳源才能达到理想的脱氮效果。实测出水最高值如表 7 所示,均优于岷沱江标准,分析出水水质表明一期、二期工程总排口水质全部达标。

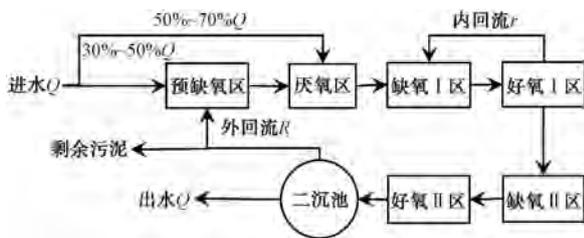


图2 改良 Phoredox 工艺流程

Fig. 2 Process Flow of Modified Phoredox

3) 预曝气生物滤池

二期预曝气生物滤池设计参数同一期工程。

表7 实测进出水水质

Tab. 7 Measured Influent and Effluent Water Quality

控制项目	COD_{Cr}	BOD_5	SS	TN	氨氮	TP
实际进水 85%覆盖率/($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	412	206	96	54	44	6
实际出水平均值/($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	11.71	2.39	4.41	6.58	0.29	0.04
实际出水最高值/($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	19.40	3.70	5.50	8.50	0.69	0.10
岷沱江标准限值/($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	30	6	10	10	1.5	0.3

2.2 实测处理水量

分析该污水厂 2023 年 1 月—6 月共计 181 d 的日常水质报表,一期工程平均处理水量为 2.09 万 m^3/d ,二期工程平均处理水量为 2.42 万 m^3/d ,该污水厂平均处理水量为 4.51 万 m^3/d 。一期、二期及总日均处理水量如图 3 所示。

2.3 实测生物池出水 TN 浓度

运行单位从二沉池沉后水取样检测 TN 浓度,水样经滤纸过滤预处理。一、二期生物池出水 TN 浓度月均值和最大值如表 8 所示,181 d 检测值对比如图 4 所示。

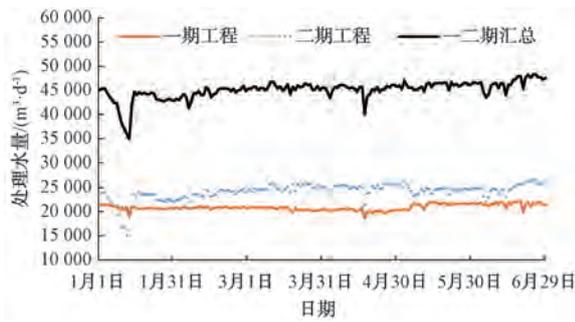


图3 一期、二期及总日均处理水量

Fig. 3 Average Daily Treated Water for Phase I, Phase II and Total

表8 一期、二期生物池出水 TN 浓度对比

Tab. 8 Comparison of TN Concentration in Effluent from Phase I and Phase II Biological Ponds

分项		1月	2月	3月	4月	5月	6月
一期工程二沉池出水 TN/(mg·L ⁻¹)	月均值	7.84	8.27	8.2	8.34	8.23	8.32
	最大值	9.39	9.69	9.31	9.31	9.86	9.36
二期工程二沉池出水 TN/(mg·L ⁻¹)	月均值	5.85	8.45	7.15	7.44	6.85	7.53
	最大值	7.86	8.91	8.2	8.52	8.18	8.81

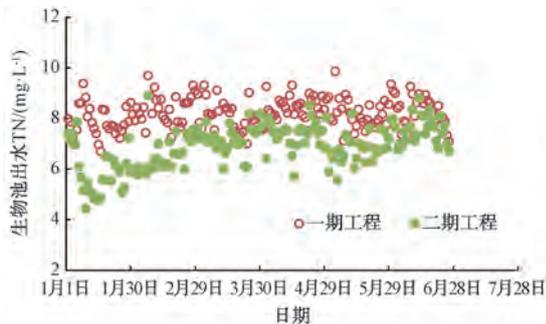


图4 一期、二期生物池日出水 TN 浓度

Fig. 4 Daily Effluent TN Concentration of Phase I and Phase II Biotanks

表9 一期、二期工程碳源投加浓度分析

Tab. 9 Analysis of Carbon Source Dosing Concentration in Phase I and Phase II Projects

项目		1月	2月	3月	4月	5月	6月
碳源投加 COD _{Cr} 当量/(mg·L ⁻¹)	一期 AAO 月均值	130.88	134.87	133.86	118.6	78.39	52.18
	一期 DNBF 月均值	9.65	9.46	9.28	9.14	8.87	9.17
	一期合计	140.53	144.33	143.14	127.74	87.26	61.35
	二期 Phoredox	42.24	40.3	38.62	40.14	36.45	35.62

3 对比分析

1) 生物池实际 HRT

根据一、二期处理水量对比,二期处理水量是一期处理水量的 1.16 倍。一期生物池实际平均 HRT

2.4 实测碳源投加量

为选择经济有效的碳源,运行单位分别对复合碳源(COD_{Cr} 当量为 50 万 mg/L)和 20%质量分数的乙酸钠(COD_{Cr} 当量为 16 万 mg/L)进行对比验证。一期工程 DNBF 峰值设计流量滤床 HRT 为 11.34 min,只适合反硝化速率快、产泥量少的碳源,确定 20%乙酸钠作为 DNBF 的碳源。生物池采用上述两种碳源进行生产验证。

一、二期生物池缺氧区混合液为循环混合式流态,为强化厌氧释磷,一、二期生物池在厌氧区投加复合碳源,二期工程同时在缺氧 II 区投加碳源。一

二期工程 AAO 生物池 2023 年 1 月—6 月投加复合碳源,二期工程 Phoredox 生物池 1 月份投加复合碳源,2 月中旬改投加乙酸钠。结合处理水量、碳源种类及投加量日报表测算一期 AAO 生物池、DNBF、二期 Phoredox 生物池碳源投加 COD_{Cr} 当量浓度如表 9 所示。

2.5 实测生物池出水氨氮、TP 浓度

生物池沉后水取样检测氨氮浓度。生物池出水 TP 浓度检测从生物池好氧区末端取样,样品经沉淀过滤后检测。一、二期沉后水氨氮和生物池出水 TP 浓度 181 d 检测值对比如图 5、图 6 所示。

为 16.37 h(其中缺氧区为 3.47 h),二期生物池实际平均 HRT 为 17.63 h(其中缺氧 I 区、II 区合计 6.10 h),一、二期生物池实际平均 HRT 接近,二级生物处理单元吨水投资相当。

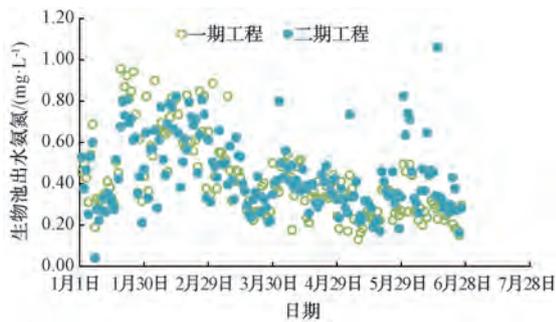


图5 一期、二期生物池日出水氨氮浓度

Fig. 5 Daily Effluent Ammonia Nitrogen Concentration of Phase I and Phase II Biotanks

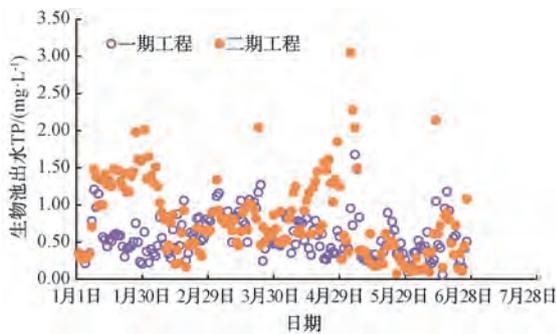


图6 一期、二期生物池日出水 TP 浓度

Fig. 6 Daily Effluent TP Concentration of Phase I and Phase II Biotanks

2) 生物池出水 TN 浓度

运行单位反馈采购的复合碳源不适合一期 DNBf, 存在产泥量大、滤池易堵塞、反冲洗周期缩短、碳源易穿透滤池的问题。同时为保障一期 TN 稳定达标, 需要投加乙酸钠维持 DNBf 的反硝化功能, 投加乙酸钠的 COD_{Cr} 当量质量浓度在 9 mg/L 左右。运行结果表明, 在投加外碳源的情况下, 改良 AAO 生物池和改良 Phoredox 生物池出水均可达到 TN ≤ 10 mg/L 的标准。

TN 出水比一级 A 标准更严格的污水厂提标及扩建工程较多采用了传统 AAO+后置 DNBf 的组合工艺, 昆明地标中 TN ≤ 5 mg/L 的污水处理厂工艺路线基本采用了后置 DNBf 强化脱氮, 该组合工艺为活性污泥和生物膜组合的双泥龄工艺, 大量工程验证可以实现极限脱氮 (TN ≤ 3 mg/L)。但 TN ≤ 10 mg/L 的标准下采用单级活性污泥法的城镇污水处理工程不多见, 二期工程采用的改良 Phoredox 强化脱氮工艺在改良 AAO 工艺基础上增加二段 AO, 该工艺经验证, 在投加外部碳源和缺氧区 HRT 设计合

理的情况下, 可以稳定实现出水 TN 质量浓度 ≤ 10 mg/L。改良 Phoredox 强化脱氮工艺具有简化工艺流程, 运行管理较泥膜组合工艺简单, 节省工程投资 (二期工程比一期工程节省 DNBf 投资 899 万元, 吨水投资节省 450 元) 的优势。

3) 碳源投加量

一期工程生物池投加复合碳源, 经调试 6 月均值最低为 52.18 mg/L (碳源数据为 COD_{Cr} 当量浓度, 下同); 维持 DNBf 脱氮功能投加乙酸钠, 1 月—6 月均值为 9.26 mg/L。二期工程生物池 1 月份低温季节投加复合碳源, 月均值为 42.24 mg/L; 2 月转换投加乙酸钠至 6 月, 测算 5 个月均值为 38.23 mg/L。

张民权等^[4]对市场上多种复合碳源与乙酸钠进行了对比研究, 研究表明反硝化时间在 1.5 h 时, 乙酸钠的反硝化速率相对较高; 反硝化进行到 3 h 时, 两种碳源的平均反硝化速率持平。二期工程生物池反硝化 HRT 为 6.1 h, 二期过程数据表明投加两种碳源的 COD_{Cr} 当量浓度接近, 该结果与上述研究结论一致, 对于缺氧区 HRT 较长的二级生物处理不仅适合反硝化速率较快的乙酸钠等碳源, 也适合反硝化速率较慢的复合碳源等。

根据两种碳源采购综合单价, 复合碳源 (COD_{Cr} 当量为 50 万 mg/L) 综合单价为 1 278 元/t, 20% 液体乙酸钠 (COD_{Cr} 当量为 16 万 mg/L) 综合单价为 1 190 元。按照每 1 万 mg/L COD_{Cr} 当量测算复合碳源为 25.56 元, 20% 乙酸钠为 74.38 元。一期工程按照 52.18 mg/L 复合碳源 (6 月均值, COD_{Cr} 当量计) 单价测算, 二期工程按照 38.23 mg/L 乙酸钠 (2 月—6 月均值, COD_{Cr} 当量计) 单价测算, 复合碳源更经济, 成本更低。一期、二期都按照处理水量为 2 万 m³/d、投加复合碳源测算, 一期工程同时考虑 DNBf 维持性乙酸钠投加量, 二期工程按照 42.24 mg/L 复合碳源 (1 月均值, COD_{Cr} 当量计), 二期工程比一期工程年节约碳源 567.61 t, 节省 68.82 万元 (其中乙酸钠 50.28 万元)。若一期工程不在 AAO 池投加碳源, 仅在 DNBf 投加乙酸钠实现 TN 达标, 一期、二期出水 TN 一致情况下, 由于乙酸钠的当量单价为复合碳源的 2.91 倍, 一期组合工艺碳源成本同样高于二期工艺。因此, 岷沱江标准下 AAO + DNBf 与 Phoredox 工艺 TN 达标情况下, Phoredox 工艺具有碳源成本较低的优势。

4) 生物池出水氨氮、TP 浓度

运行效果表明一、二期生物池硝化反应较充分,二期 181 d 检测氨氮最高值为 1.06 mg/L,一、二期氨氮均值分别为 0.42、0.44 mg/L。好氧区 HRT 设计合理,曝气充分的情况下氨氮达标容易实现。

一、二期预曝气生物滤池具有辅助化学除磷的功能,为减少反冲洗频次,一般不在此构筑物除磷。一期工程化学除磷剂投加在生物池和二沉池进水点,二期工程除磷剂投加在二沉池和高效池进水点。运行效果表明一期生物池出水加药控制 TP 质量浓度 ≤ 1.0 mg/L,二期生物池出水生物除磷可实现 TP 质量浓度 ≤ 2.0 mg/L,辅助化学除磷在二沉池和高效池实现。由表 7 可知,1 月—6 月污水处理厂总出水 TP 最高值为 0.1 mg/L,除磷效果非常好。

4 优化运行建议

该污水厂目前进水碳氮比(C/N)为 3.81,一期工程投加外碳源后 C/N 为 4.78,二期工程投加外碳源后 C/N 为 4.60,外碳源投加为进水 COD_{Cr} 的 20% 以上,外碳源投加不仅增加运行成本,同时不利于节能降碳,可从以下方面加强精细化管理,优化过程控制,实现降本增效、节能降碳的目的。

1) 优化控制好氧区末端溶解氧

徐熊鲲等^[5]对 AAO 池末端溶解氧对 TN 的影响进行了试验研究,研究表明生化池末端溶解氧质量浓度控制在 1.5 mg/L,适合经济脱氮。一、二期生物池好氧区混合液流态均为推流式,在生物池出水氨氮达标的情况下,建议通过控制末端曝气量实现溶解氧控制在 1.5 mg/L 左右,从而减少混合液内回流携带的溶解氧对碳源的无效损耗,同时减少一期反硝化生物滤池进水溶解氧对碳源的无效损耗。

2) 优化 Phoredox 工艺前后碳源投加比例

杨敏等^[6]对污水厂精细化运行措施进行了研究,提出了改变现状碳源缺氧池及后缺氧池的两点投加方式,仅后缺氧池投加碳源,以提高外碳源利用效率的精细化运行措施。目前二期工程在厌氧区和缺氧 II 区投加碳源。将碳源投加到第二缺氧段,较小的混合液内回流比就能达到出水标准,不但动力消耗小,而且碳源的利用率也较高^[7]。若缺氧 I 区不存在碳限制的缺氧区(缺氧区下游缺乏可用的有机碳一般 BOD_5 质量浓度 ≤ 10 mg/L,对营养物的去除作用受限)或将碳源投加在缺氧 II 区就可实现 TN 达标,外加碳源仅投加在缺氧 II 区,降低内回流

过大的无效电耗。否则需优化两个缺氧区的投加比例,达到节省碳源的目的。

3) 季节性超越 DNBF

为保持一期工程异养反硝化生物滤池脱氮能力,每年平均消耗 50 万元乙酸钠碳源。张朋锋等^[8]研究乙酸钠的挂膜周期为 24~36 h。从表 9 可以看出,投加碳源可以实现 AAO 生物池出水 TN 达标,在充分发挥二期工程处理能力前提下,结合一期工程处理水量稳定性,可以季节性超越反硝化生物滤池运行,实现降低碳源成本,减少反硝化滤池反冲洗水量及电耗的目的。同时根据冬季脱氮低效情况下,快速抵用 DNBF 用于深度脱氮。

5 结论

(1) 工程实践验证,在投加复合碳源或乙酸钠等外部碳源情况下,AAO+DNBF 泥膜组合工艺和 Phoredox 单级活性污泥工艺处理城镇污水,出水 TN 均能稳定达到岷沱江标准。

(2) Phoredox 工艺具有适应反硝化速率较低的高性价比复合碳源、节省碳源成本、简化脱氮工艺流程、降低工程投资的优势。

(3) 以 TN 为重难点的污水处理改扩建工程可以采用 Phoredox 强化脱氮工艺, TN 提标工程可以采用 AAO 串联 AO 段的解决方案。

(4) TN 高排放标准下,为降低外碳源成本,实现节能降碳,建议优化控制好氧区末端溶解氧,减少混合液回流携带溶解氧对碳源的无效损耗;优化缺氧 I 区和缺氧 II 区碳源投加比例,降低内回流过大的无效电耗,实现碳源的有效利用;对已建成的 DNBF 根据 TN 达标情况季节性启用或超越。

参考文献

- [1] 唐灵铃,高俊贤,李激,等.太湖流域某污水处理厂反硝化滤池堵塞成因与对策[C].西安:中国环境科学学会 2019 年科学技术年会——环境工程技术创新与应用分论坛论文集(四),2019.
TANG L L, GAO J X, LI J, et al. Causes and countermeasures of denitrification filter clogging in a wastewater treatment plant in the Taihu Lake basin [C]. Xi'an: Proceedings of the 2019 Annual Scientific and Technical Conference of the Chinese Society of Environmental Science-Environmental Engineering Technology Innovation and Application Sub-Forum (IV), 2019.
- [2] TCHOBANOGLOUS G, STENSEL H D, TSUCHIHASHI R, et al. Wastewater engineering: Treatment and resource recovery [M]. New York: McGraw-Hill Education, 2014.

- [3] 陈皓, 顾雪锋. Phoredox+高效沉淀组合池用于集约型污水处理厂工程设计[J]. 给水排水, 2022, 58(s1): 145-148.
CHEN H, GU X F. Design of intensive WTP with phoredox and high-density sedimentation combined tank [J]. Water & Wastewater Engineering, 2022, 58(s1): 145-148.
- [4] 张民权, 刘永, 范杰, 等. 新型高效复合碳源的制备及其在反硝化脱氮中的应用[J]. 给水排水, 2019, 55(s1): 153-155, 158.
ZHANG M Q, LIU Y, FAN J, et al. Preparation of new efficient composite carbon source and its application in denitrification and denitrogen removal [J]. Water & Wastewater Engineering, 2019, 55(s1): 153-155, 158.
- [5] 徐熊鲲, 戚阳军, 蒋沛廷, 等. A²/O+反硝化深床滤池在城镇污水处理厂深度经济脱氮的运行优化[J]. 水处理技术, 2024, 50(2): 130-134.
XU X K, QI Y J, JIANG P T, et al. Operation optimization of advanced and economic nitrogen removal in A²/O + deep denitrification bed filter process in municipal wastewater treatment plant[J]. Technology of Water Treatment, 2024, 50(2): 130-134.
- [6] 杨敏, 郭兴芳, 孙永利, 等. 某 Bardenpho 工艺污水处理厂精细化运行措施研究[J]. 给水排水, 2020, 56(s1): 177-182.
YANG M, GUO X F, SUN Y L, et al. Study on refinement operation measures of a WWTP with Bardenpho process [J]. Water & Wastewater Engineering, 2020, 56(s1): 177-182.
- [7] 崔洪升, 刘世德. 强化脱氮 Bardenpho 工艺碳源投加位置及内回流比的确定[J]. 中国给水排水, 2015, 31(12): 22-24.
CUI H S, LIU S D. Determination of carbon source addition position and internal reflux ratio in Bardenpho process for enhanced denitrification[J]. China Water & Wastewater, 2015, 31(12): 22-24.
- [8] 张朋锋, 马乐宁, 赵金, 等. 深床反硝化生物滤池碳源优选研究[J]. 中国给水排水, 2020, 36(3): 92-96.
ZHANG P F, MA L N, ZHAO J, et al. Carbon source optimization for deep bed denitrification biological filter [J]. China Water & Wastewater, 2020, 36(3): 92-96.

(上接第 55 页)

- [53] DING J W, GENG J, WANG T Y, et al. MnO₂@CS modified catalytic membrane for simultaneous organics removal and membrane fouling mitigation via peroxymonosulfate activation [J]. Separation and Purification Technology, 2024, 343: 127085. DOI: 10.1016/j.seppur.2024.127085.
- [54] JI B X, LI Y, ZHANG Z H. Electrochemically activated peroxymonosulfate (PMS) pretreatment for fouling remediation during membrane distillation of surface water: Role of PMS concentration and dosing mode[J]. Separation and Purification Technology, 2023, 322: 124308. DOI: 10.1016/j.seppur.2023.124308.
- [55] LI C, WANG Z B, LI A, et al. Superior performance of catalytic ozonation on molecular-level transformation of effluent organic matter and self-cleaning property in catalytic ozonation membrane reactor[J]. Applied Catalysis B: Environmental, 2023, 338: 123076. DOI: 10.1016/j.apcatb.2023.123076.
- [56] VINAYAGAM V, PALANI K N, GANESH S, et al. Recent developments on advanced oxidation processes for degradation of pollutants from wastewater with focus on antibiotics and organic dyes[J]. Environmental Research, 2024, 240: 117500. DOI: 10.1016/j.envres.2023.117500.
- [57] LI W J, SONG G, SUN J L, et al. Electrochemical advanced oxidation processes towards carbon neutral wastewater treatment: A review [J]. Chemical Engineering Journal, 2024, 480: 148044. DOI: 10.1016/j.cej.2023.148044.
- [58] BAI Z Y, GAO S S, YU H R, et al. Layered metal oxides loaded ceramic membrane activating peroxymonosulfate for mitigation of NOM membrane fouling [J]. Water Research, 2022, 222: 118928. DOI: 10.1016/j.watres.2022.118928.
- [59] LIU C H, SONG D, ZHANG W J, et al. Constructing zwitterionic polymer brush layer to enhance gravity-driven membrane performance by governing biofilm formation[J]. Water Research, 2020, 168: 115181. DOI: 10.1016/j.watres.2019.115181.
- [60] LI C, WANG Z B, LIU Y T, et al. Effective control of DBPs formation and membrane fouling in catalytic ozonation membrane reactor for municipal wastewater reclamation[J]. Separation and Purification Technology, 2024, 330: 125492. DOI: 10.1016/j.seppur.2023.125492.
- [61] CHEN R, ZHANG K, WANG H, et al. Incorporating catalytic ceramic membrane into the integrated process of *in situ* ozonation, membrane filtration and biological degradation: Enhanced performance and underlying mechanisms [J]. Journal of Membrane Science, 2022, 652: 120509. DOI: 10.1016/j.memsci.2022.120509.
- [62] CHEN M Y, LEE D J, YANG Z, et al. Fluorescent staining for study of extracellular polymeric substances in membrane biofouling layers [J]. Environmental Science & Technology, 2006, 40(21): 6642-6646.
- [63] TEO C W, WONG P C Y. Enzyme augmentation of an anaerobic membrane bioreactor treating sewage containing organic particulates[J]. Water Research, 2014, 48: 335-344. DOI: 10.1016/j.watres.2013.09.041.
- [64] TANG S Y, LI J Y, ZHANG Z H, et al. Comparison of long-term ceramic membrane bioreactors without and with *in-situ* ozonation in wastewater treatment: Membrane fouling, effluent quality and microbial community [J]. Science of the Total Environment, 2019, 652: 788 - 799. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2018.10.284.
- [65] LI A, LIU Y, WANG Z B, et al. Catalytic ozonation membrane reactor integrated with CuMn₂O₄/rGO for degradation emerging UV absorbers (BP-4) and fouling *in-situ* self-cleaning [J]. Separation and Purification Technology, 2021, 279: 119804. DOI: 10.1016/j.seppur.2021.119804.