

杨永刚, 童小淞, 高杨, 等. 纯膜 MBBR+磁混凝沉淀工艺在某污水厂提标改造中的应用[J]. 净水技术, 2026, 45(6): 171-178.

Yang Y G, Tong X S, Gao Y, et al. Application of pure biofilm MBBR and magnetic coagulation sedimentation process in upgrading and reconstruction of a WWTP [J]. Water Purification Technology, 2026, 45(6): 171-178.

纯膜 MBBR+磁混凝沉淀工艺在某污水厂提标改造中的应用

杨永刚^{1,*}, 童小淞¹, 高杨², 王媛¹

(1. 青岛思普润水处理股份有限公司, 山东青岛 266510; 2. 青岛市生态环境局西海岸新区分局, 山东青岛 266555)

摘要 【目的】为落实“两个清零、一个提标”工作要求, 山东某污水处理厂需在不停产、不减产且占地面积受限的条件下, 在《城镇污水处理厂污染物排放标准》(GB 18918—2002) 一级 A 水质标准上进行提标改造。本次改造需统筹近远期水量变化, 重点强化对氨氮、总氮(TN)和化学需氧量(COD)的深度去除。【方法】经技术经济比选, 综合考虑占地省、出水稳定等优势, 确定在一级 A 出水后增设纯膜移动床生物膜反应器(MBBR)+磁混凝沉淀(BFM)工艺作为深度处理主体工艺, 并辅以活性炭吸附工艺以增强 COD 去除效果。【结果】系统出水 COD、氨氮、TN、总磷(TP)质量浓度分别为(20.86±3.31)、(0.07±0.09)、(8.09±1.16)、(0.04±0.03)mg/L, 出水水质稳定。针对运行中出现的进水氨氮季节性波动, 通过向 BFM 系统直接引入约 10% 原水提升硝化速率; 针对进水 COD 质量浓度突发升高, 建立进水 COD 预警与活性炭投加联动机制, 并加强溯源管理; 同时, 通过优化风机与搅拌器运行、协同调控碳源与活性炭投加, 有效应对水质波动, 实现运行总费用降低 20% 以上。【结论】在一级 A 处理后接 BFM 工艺的提标改造路线技术可行、运行稳定、占地集约, 可为同类污水处理厂的提标改造提供参考。

关键词 移动床生物膜反应器; 提标改造; 节能降耗; 活性炭吸附; 磁混凝沉淀

中图分类号: TU992 **文献标志码:** B **文章编号:** 1009-0177(2026)06-0171-08

DOI: 10.15890/j.cnki.jsjs.2026.06.020

Application of Pure Biofilm MBBR and Magnetic Coagulation Sedimentation Process in Upgrading and Reconstruction of a WWTP

Yang Yonggang^{1,*}, Tong Xiaosong¹, Gao Yang², Wang Yuan¹

(1. Qingdao Spring Water Treatment Co., Ltd., Qingdao 266510, China;

2. West Coast New Area Sub-Bureau of Qingdao Municipal Bureau of Ecology and Environment, Qingdao 266555, China)

Abstract [Objective] To fulfill the "two zeroes, one upgrading" requirement, a wastewater treatment plant in Shandong Province must undergo upgrading and reconstruction based on the class A water quality standards specified in the *Discharge Standard of Pollutants for Municipal Wastewater Treatment Plants* (GB 18918—2002). This must be achieved without halting or reducing production and under limited land availability. This reconstruction must consider both near-term and long-term flow variations, with a focus on enhancing the advanced removal of ammonia nitrogen, total nitrogen (TN), and chemical oxygen demand (COD). [Methods] Following technical and economic analysis, and considering advantages such as a compact footprint and stable effluent quality, the pure biofilm moving bed biofilm reactor (MBBR) combined with magnetic coagulation sedimentation (BFM) process is selected as the main advanced treatment technology subsequent to the class A effluent. This is supplemented by an activated carbon adsorption process to enhance the removal efficiency of refractory COD. [Results] The average effluent mass concentrations of COD, ammonia nitrogen, TN, total phosphorus (TP) are (20.86 ± 3.31), (0.07 ± 0.09), (8.09 ± 1.16), (0.04 ± 0.03) mg/L, respectively, indicating stable effluent quality. To address seasonal fluctuations in incoming ammonia nitrogen, approximately 10% of raw wastewater is directly introduced into the BFM system to enhance nitrification rates. For sudden increases in influent COD, an early-warning system linked to the activated carbon dosing is established, alongside strengthened source tracing. Furthermore, by

[收稿日期] 2025-12-04

[基金项目] 青岛西海岸新区科技攻关“揭榜制”专项(2024-4); 2022 青岛市产业领军人才计划

[通信作者] 杨永刚(1986—), 男, 高级工程师, 主要从事污水处理厂运营管理工作, E-mail: 18563979720@163.com。

optimizing the operation of blowers and mixers and implementing coordinated dosing of carbon sources and activated carbon, the system effectively copes with wastewater quality fluctuations, achieving a reduction in total operational costs of over 20%. [Conclusion] The reconstruction approach of connecting the BFM process subsequent to class A treatment is technically feasible, operationally stable, and highly compact in land use, providing a reference for similar wastewater treatment plant upgrade projects.

Keywords moving bed biofilm reactor (MBBR); upgrading and reconstruction; energy conservation and consumption reduction; activated carbon adsorption; magnetic coagulation and sedimentation

2022年4月12日,山东省住房和城乡建设厅等五部门联合印发《山东省城市排水“两个清零、一个提标”工作方案》。根据文件要求,60%的城市污水处理厂需要进行提标改造,出水水质需满足《地表水环境质量标准》(GB 3838—2002) IV类标准(其中TN质量浓度 ≤ 12 mg/L)。对于提标改造思路,一般有扩容减量、原位改造[比如采用泥膜复合移动床生物膜反应器(MBBR)^[1-2]]、新增深度处理工艺等。然而,常规改造方式往往都面临占地受限、停水实施难以实现等难题。为此,本文以山东省某污水处理厂为例,介绍其采用纯膜 MBBR+磁混凝沉淀(BFM)组合工艺进行提标改造的工程实践,重点阐述工艺流程、设计参数及运行效果,旨在为污水处理厂提标改造提供借鉴。

1 工程概况

1.1 项目概况

山东某污水厂设计处理能力为6万 m^3/d ,核心生化处理采用厌氧-缺氧-好氧(AAO)工艺,深度处理采用絮凝沉淀池+活性砂滤池+紫外消毒工艺,出水执行《城镇污水处理厂污染物排放标准》(GB 18918—2002)中的一级A标准。实际运行数据显

示,2020年该污水厂处理水量已达5.59万 m^3/d ,90%运行时间的进水量是6.25万 m^3/d ,已处于超负荷运转状态,根据预测,至2030年污水总量将增至10万 m^3/d ,现状处理能力亟待提升。

改造前该污水厂进、出水水质如表1所示。目前各出水指标可稳定达到一级A标准,但与地表水IV类提标水质标准[总氮(TN)质量浓度 ≤ 12 mg/L]仍有较大差距。氨氮达标率低于84%。进水水质冲击负荷及季节性低温等环境条件,导致系统内硝化菌活性受到抑制,硝化过程不稳定。因此,提标改造的核心任务之一是提升硝化功能的抗冲击性与低温下的持续效能。TN达标率仅为72.60%。原工艺缺氧区存在溶解氧含量偏高的时段,不利于反硝化反应的进行,制约了系统的深度脱氮能力。后续改造需着力强化全程脱氮效能。总磷(TP)指标虽可达到95.89%的达标率,但在进水负荷超过设计规模时,絮凝沉淀单元易发生絮体上浮现象,不仅影响出水感官性状,也对TP的稳定去除及出水浑浊度控制构成潜在风险。改造需强化固液分离环节,保障TP与浑浊度的双重稳定达标。

表1 改造前污水厂进、出水水质

Tab. 1 Influent and Effluent Quality of WWTP before Reconstruction

项目	化学需氧量(COD)	五日生化需氧量(BOD ₅)	氨氮	TN	TP	悬浮物(SS)
原设计进水/(mg·L ⁻¹)	500	260	45	70	8	400
原设计出水/(mg·L ⁻¹)	50	10	5(8)	15	0.5	10
原实际出水/(mg·L ⁻¹)	9.2~44.9	<10	0.02~4.14	5.65~14.3	0.02~0.42	<10
拟提升标准/(mg·L ⁻¹)	30	10	1.5	12	0.3	10
提标水质达标率	89.04%	100.00%	83.56%	72.60%	95.89%	100.00%

注:括号内数据是指水温 ≤ 12 ℃时的控制指标。

本次提标的要求:(1)需要综合考虑近远期水量情况;(2)已有处理设施不能停产或减产;(3)占地受限(面积为0.2 hm^2),需选择节省占地的工艺。为此,考虑在现有一级A出水后增加深度处理系统,进一步强化对氨氮、TN、TP、COD等关键指标的去除能力,以满足更严格的出水水质要求。

1.2 工艺比选

作为深度处理的生化,由于水质浓度较低,一般采用生物膜法,最典型的是曝气生物滤池+反硝化深床滤池(BAF+DNF)、BFM生物集效工艺,进行了技术经济分析(表2)。

BFM生物集效工艺是纯膜MBBR工艺为核心,

表 2 BAF+DNF 工艺和 BFM 工艺对比
Tab. 2 Comparison of BAF+DNF and BFM Processes

项目	BAF+DNF	BFM
水质指标	对进水 SS、温度敏感性高,在遇到进水 SS 冲击、低温时,出水稳定性变差;需要反洗,反洗后可能影响处理效果	对进水 SS、温度敏感性低,出水稳定性好,无需反洗
占地	万吨水占地面积为 520 m ²	万吨水占地面积为 200 m ²
水头损失	水头损失一般为 2~3 m	水头损失小于 1 m
药剂消耗	脱氮碳氮比 (C/N) 设计为 5,一般为 6,药剂消耗费为 0.18 元/t	脱氮 C/N 低至 4,药剂消耗费为 0.12 元/t
抗水力冲击性	滤池类工艺不耐水力冲击,最大短时水力冲击负荷仅为 1.3 倍水平,否则需要降低设计流速,增加投资	耐水力冲击性能强,最大短时冲击负荷可达 2 倍以上,主要是 BFM 超效分离耐水力冲击
设备寿命	反洗会导致滤料跑漏或磨损,一般 5 年需要更换一次滤料	悬浮载体寿命大于 30 年无需更换,但需要采用缺氧专用载体
远期提升	建设后设计能力无法提升,只能另外新建	可增加悬浮载体或更换比表面积更大的悬浮载体提高处理能力,最高可提升 1.5 倍

耦合改良磁加载沉淀(超效分离工艺)的组合创新工艺技术。B 段利用纯膜 MBBR 工艺,生物膜对功能菌高效富集原理,强化对氨氮、TN 和 COD 的去除能力;M 段利用改良磁加载沉淀工艺,通过一段沉淀代替传统工艺中的二沉池、深度处理两段沉淀,实现对 TP、SS 和 COD 等污染物的去除,针对脱落生物膜的膜水分离和高效除磷,创新研发了专用技术装备。工艺配套了自主研发的智水优控云平台系统,即 F 段,实现了污水处理工艺与人工智能的深度融合,满足短流程工艺的快速响应控制和特定功能菌群的精细化控制需求。

由表 2 可知,综合考虑水质稳定性、占地面积、设备寿命等因素,BFM 工艺要优于 BAF+DNF 工艺,

另外本项目 BFM 工艺投资仅为 BAF+DNF 工艺的 50%,BFM 运行成本也略低。由于 BAF+DNF 工艺出水 TP 无法进一步提升,为保障出水 TP 稳定达标,BAF+DNF 工艺前需设置高效沉淀池,由于用地面积仅有 0.2 hm²,需采用集约工艺,BAF+DNF 工艺设计占地面积预计达到 0.27 hm²,现有用地不足以完成新建。综合考虑,最终确定采用 BFM 工艺。

对改造前出水 COD 进行分析(表 1),出水 COD 地表水 IV 类达标率为 90%,但出水 BOD₅ 可稳定达标,分析可能部分时段进水中含有难降解的 COD。为保证出水稳定达标,需增加保障 COD 稳定达标的深度处理工艺,不同工艺对比如表 3 所示。

表 3 COD 深度处理工艺对比
Tab. 3 Comparison of COD Advanced Treatment Processes

工艺	优点	缺点
活性炭吸附	①水量、水质、水温变化适应性强;②占地面积小;③基础投资成本低;④运行管理简单	有机物吸附有选择性,需选配吸附剂
臭氧催化氧化	①工艺流程简单,氧化效率高;②兼有杀菌功能,无二次污染	①设备性能要求较高,投资费用高;②与有机物反应选择性强,催化剂选择要求高
芬顿及类芬顿	①启动快,反应条件温和,适用于小水量工程;②设备投资省;③氧化性强,普适性强	①药剂成本高,污泥产量大;②日常运行维护管理维护不便;③芬顿工艺需要投加酸碱,由于 H ₂ O ₂ 存在,车间需按甲类厂房设计,安全隐患较大

考虑到污水处理厂进水以生活污水为主,处理难度相对较低,3 种工艺皆能满足 COD 处理需求,结合污水处理厂规模较大的情况,采用芬顿、高级氧化工艺运行成本较高,并且活性炭吸附池可以和 BFM 池体合建,综合投资更低,因此选择活性炭吸附工艺作为 COD 深度降解工艺。

综上,结合本项目的难点及需求,拟采用新建 BFM+活性炭吸附路线进行提标。

2 工艺设计

BFM 工艺的设计进、出水水质如表 4 所示。综合考虑近、远期发展,B 段按 6 万 m³/d 设计,后续活性炭池、M 段和接触消毒池按远期处理规模为 10 万

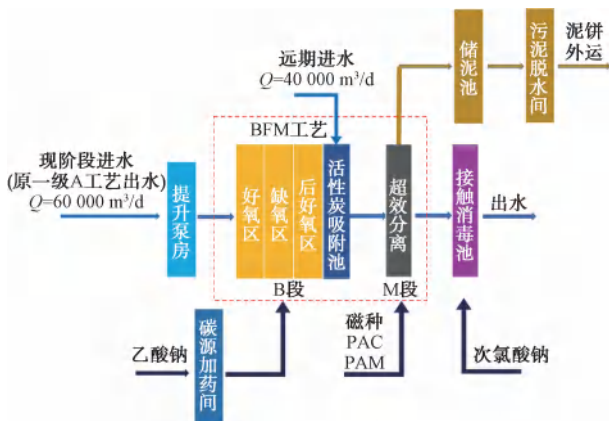
m³/d 设计。远期新增 4 万 m³/d 项目可直接超越 B 段进行后续工艺段。

表 4 设计进、出水水质 (单位:mg/L)

Tab. 4 Design Influent and Effluent Quality (Unit: mg/L)

项目	COD	BOD ₅	氨氮	TN	TP	SS
设计进水	50	10	5	15	0.5	10
设计出水	≤30	≤10	≤1.5	≤12	≤0.3	≤10

污水处理厂本次提标改造工艺路线如图 1 所示。现场平面布置如图 2 所示。原污水处理厂工艺路线不变,在污水处理厂旁边一块空地上新建提升泵站+BFM 池(耦合活性炭吸附池)+接触消毒池;原污水处理厂一级 A 出水(现阶段进水)经过提升泵进入 BFM 工艺的 B 段,包括好氧区、缺氧区、后好氧区 3 个功能区,好氧区主要用于进一步去除一级 A 出水中的氨氮,缺氧区主要通过投加碳源进行反硝化脱氮,后好氧区主要用于避免碳源过量投加导致的 COD 增加;为了提高 COD 的达标保障率设置活性炭吸附池,通过投加活性炭吸附部分难降解 COD,活性炭吸附池出水进入后续 M 段,M 段设置活性炭回流泵,可将活性炭打回活性炭吸附池,经过吸附饱和的活性炭在 M 段以剩余污泥形式排出。M 段主要去除 TP 和 SS,其出水经接触消毒池排入受纳水体。M 段产生的剩余污泥排入储泥池,污泥脱水(含水率≤80%)后外运处理。



注:PAC 为聚合氯化铝,PAM 为聚丙烯酰胺。

图 1 工艺流程

Fig. 1 Process Flow

提升泵站新建矩形钢混结构,上部砖混结构,长×宽为 12 m×5 m,设 4 台潜水排污泵(3 用 1 备),单台流量为 1 085 m³/h,扬程为 10 m,功率为 55 kW。



图 2 现场平面布置

Fig. 2 Site Layout

B 段采用半地上钢混结构,划分为 2 组。每组生化区尺寸为 53 m×12 m,依次为好氧区(含脱气区)[水力停留时间(HRT)为 1.2 h]、缺氧区(HRT 为 1.2 h)、后好氧区(HRT 为 0.5 h),总 HRT 为 2.9 h;其中好氧区分三级,第三级为脱气区,缺氧区分两级;配备空气悬浮鼓风机 3 台(2 用 1 备),单台设计运行风量为 30 m³/min,风压为 73.5 kPa,功率为 56.25 kW,设计气水比为 1.44。

在 B 段各功能区投加材质为高密度聚乙烯(HDPE)的 SPR-III 型悬浮填料,其中好氧区填充率为 45%,缺氧区填充率为 50%,有效比表面积≥800 m²/m³,好氧区设置穿孔管曝气实现填料流化及充氧功能,缺氧区设置填料专用搅拌器实现填料流化,每一级缺氧区设置 4 台填料专用搅拌器,整个缺氧区共设置 16 台,每台搅拌器功率为 4 kW,直径为 2.2 m,转速为 38 r/min,缺氧区搅拌功率为 21 W/m³。

活性炭吸附池为地下钢混直壁平行渠道,设计流量 Q=4 166.7 m³/h,HRT 为 0.5 h,设有 6 套快混池搅拌机并配备活性炭投加装置 1 套。活性炭池搅拌机采用双曲面搅拌机,每台搅拌机电机功率为 7.5 kW,直径为 2.5 m,转速为 34 r/min。

M 段设计流量 Q=10 万 m³/d,采用矩形钢混结构,整体尺寸为 41.5 m×18.6 m,分 2 座 4 组,单组设计流量为 1 042 m³/h,混合段、磁加载段、絮凝段 HRT 分别是 2.0、2.0、4.9 min。斜管沉淀池 HRT 为 35.7 min,平均表面负荷为 14.2 m³/(m²·h)。斜管

长度为 1 000 mm,斜管直径为 80 mm,安装倾角为 60°,投影面积为 280 m²。

M 段分 2 组,每组包括 1 台快混池搅拌机(功率 $N=3$ kW)、1 套磁加载搅拌机($N=3$ kW)、2 台絮凝搅拌机($N=5.5$ kW)、1 台高剪机($N=1.1$ kW)、1 台磁分离机($N=0.75$ kW)、1 台刮泥机(直径为 10 m, $N=0.37$ kW)、2 台磁泥泵(1 台用于磁泥回流泵、1 台用于磁泥剩余泵;单台 $Q=35$ m³/h,扬程 $H=12$ m, $N=7.5$ kW);M 段共用 1 组储泥池,用于剩余污泥排放,每组储泥池内设置 2 台剩余污泥泵(单台 $Q=80$ m³/h, $H=12$ m, $N=11$ kW);每组设置 1 台污泥界面分析仪用于检测污泥层高度。

接触消毒池采用半地下钢混结构,尺寸为 33 m×22.5 m×44.5 m,设计 $Q=4 166.7$ m³/h,HRT 为 30 min,次氯酸钠投加量为 10 mg/L,配有 2 台回用水泵(1 用 1 备,单台 $Q=50$ m³/h, $H=26$ m, $N=5.5$ kW)。

储罐区:主要用于室外放置 PAC、乙酸钠卸料和投加装置等,储罐区设置围堰,长×宽为 16 m×11 m。其中,乙酸钠加药罐共 2 座,容积各为 30 m³,乙酸钠计量泵 3 台(2 用 1 备, $Q=500$ L/h, $P=0.3$ MPa, $N=0.55$ kW)。每组生化池缺氧区进水端设置 1 个投加点,每个投加点配 1 套碳源加药计量系统。PAC 加药罐共 2 座,容积各 50 m³,PAC 计量泵 3 台(2 用 1 备, $Q=2 000$ L/h, $P=0.3$ MPa, $N=0.75$ kW)。每组磁混凝沉淀池进水端设置 1 个投加点,2

个投加点共用 1 套 PAC 加药计量系统。

除臭系统:除臭采用光量子工艺除臭,除臭风量为 5 000 m³/h。共安装 2 台离心风机(1 用 1 备), $Q=5 000$ m³/h, $P=2 200$ Pa, $N=5.5$ kW。

综合间为框架结构单层厂房,长×宽为 49.6 m×11.0 m,包括鼓风机房、加药间、变配电室、脱水机房等。

脱水机房:设 1 套叠螺脱水机,处理规模为 100~140 kg DS/h(DS 为绝干污泥),主机 $N=1.5$ kW,日运行 12 h;水平螺旋输送机 1 套, $N=2.2$ kW;倾斜螺旋输送机 1 套, $N=3$ kW;PAM 全自动絮凝药液制备装置 1 套;污泥螺杆泵 2 台, $Q=15$ m³/h, $H=30$ m, $N=7.5$ kW;出泥含水率降至 80% 以下。

鼓风机房:设 3 台空气悬浮鼓风机(2 用 1 备),单台 $Q=30$ m³/min, $P=73.5$ kPa, $N=56.25$ kW。

加药间:次氯酸钠加药罐共 2 座,容积各为 30 m³,次氯酸钠计量泵 2 台(1 用 1 备, $Q=0\sim 2 000$ L/h, $P=0.4$ MPa, $N=0.75$ kW)。在接触消毒池进水端设置 1 个投加点,配 1 套次氯酸钠加药计量系统。

3 运行效果分析

新建 BFM 污水处理系统于 2022 年 12 月调试完成后出水各指标均能够稳定达标。以下分析数据来源于 2023 年 1 月 1 日—2023 年 12 月 31 日系统运行数据。

3.1 填料挂膜及镜检情况

B 段悬浮载体生物膜生长状态及生物相如图 3

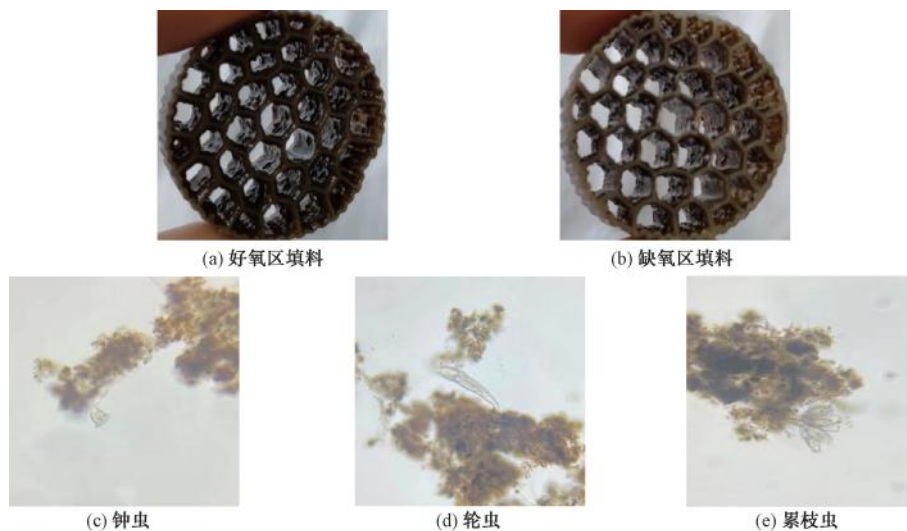


图 3 B 段悬浮载体挂膜情况及生物相

Fig. 3 Biofilm Formation of B Region Suspension Vector and Biological Phase

所示,好氧区生物膜整体呈黑色,缺氧区生物膜整体为灰色,通过显微镜观察,可发现大量轮虫、钟虫和累枝虫等微生物。研究表明,泥膜复合形式存在的悬浮载体生物膜厚度一般为 $100\sim 200\ \mu\text{m}$ ^[3],而纯膜形式存在的载体生物膜厚度更厚,厚度在 $200\sim 400\ \mu\text{m}$ ^[4]。微生物以附着态形式存在于 B 段悬浮载体上,更有利于专性菌属的富集。

3.2 氨氮和 TN 去除效果分析

如图 4(a) 所示,BFM 系统进水氨氮浓度呈现明显季节性变化特点,6 月—10 月进水氨氮质量浓度较低,为 $(0.62\pm 0.41)\ \text{mg/L}$,11 月开始进水氨氮质量浓度开始升高,一直持续到次年 5 月份,在此期间进水氨氮质量浓度为 $(2.38\pm 0.40)\ \text{mg/L}$,BFM 系统全年进水氨氮质量浓度为 $(1.89\pm 1.26)\ \text{mg/L}$,出水氨氮质量浓度为 $(0.07\pm 0.09)\ \text{mg/L}$,出水氨氮稳

定达到地表水 IV 类标准。

悬浮载体在较低的进水氨氮质量浓度下依然能够实现硝化细菌的富集,维持系统的硝化能力,这正是 BFM 工艺优势所在。研究^[5]表明,悬浮载体上硝化细菌的富集能力能够达到传统活性污泥法的 10 倍以上。BFM 工艺在贫营养基质下的适用性也在江苏某河道微污染水治理项目上得到了验证^[6]。

系统对 TN 的去除效果如图 4(b) 所示,BFM 系统进水 TN 全年波动较小,全年进水 TN 质量浓度为 $(12.96\pm 1.89)\ \text{mg/L}$,出水 TN 质量浓度为 $(8.09\pm 1.16)\ \text{mg/L}$,出水 TN 稳定达到地表水 IV 类标准。整个运行期间,反硝化效果比较稳定,缺氧区悬浮载体的平均反硝化速率在 $0.3\sim 0.4\ \text{g N}/(\text{m}^2\cdot\text{d})$ 。碳源使用液体乙酸钠(质量分数为 25%),实际 C/N 比在 3~5。

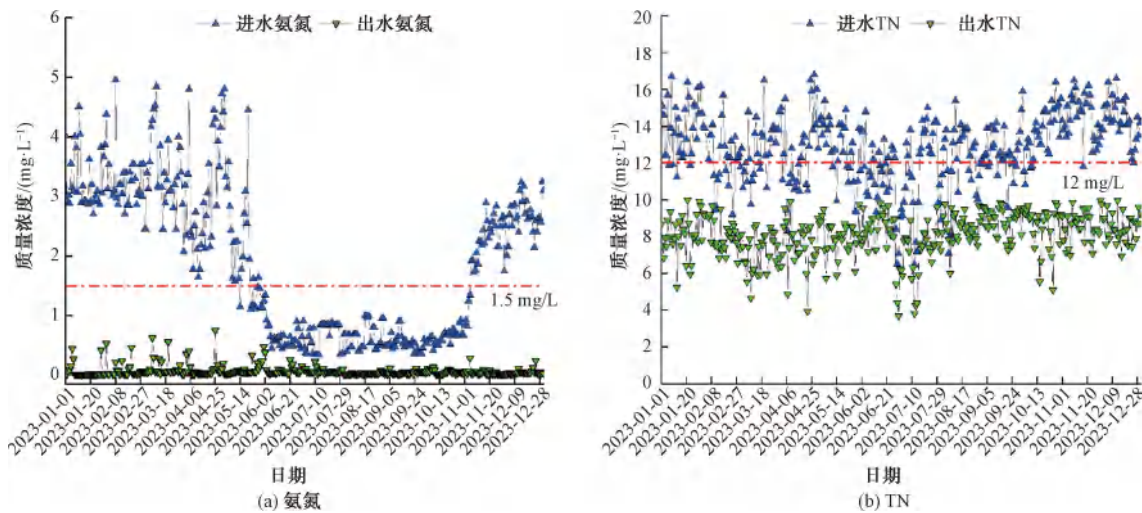


图 4 氨氮和 TN 进出水水质数据

Fig. 4 Influent and Effluent Quality Data of Ammonia Nitrogen and TN

3.3 COD 和 TP 去除效果分析

如图 5(a) 所示,BFM 系统全年进水 COD 质量浓度为 $(26.04\pm 4.34)\ \text{mg/L}$,约 10% 的时间进水 COD 质量浓度大于 $30\ \text{mg/L}$,当进水 COD 质量浓度大于 $30\ \text{mg/L}$ 时,会启用粉末活性炭投加系统;全年出水 COD 质量浓度为 $(20.86\pm 3.31)\ \text{mg/L}$,出水 COD 稳定达到地表水 IV 类标准。实际运行中,每去除 $1\ \text{g}$ COD 需要 $6\sim 7\ \text{g}$ 活性炭。另外,在不投加活性炭情况下,COD 也有 $10\%\sim 20\%$ 去除,优于常规混凝沉淀工艺,可能与 M 段能够更好地去除悬浮态和胶体态 COD 有关。

如图 5(b) 所示,BFM 系统全年进水 TP 质量浓

度为 $(0.23\pm 0.06)\ \text{mg/L}$,出水 TP 质量浓度为 $(0.04\pm 0.03)\ \text{mg/L}$,出水 TP 最大质量浓度为 $0.19\ \text{mg/L}$,出水 TP 稳定达到地表水 IV 类标准。现场使用除磷剂为液体 PAC(质量分数为 10%),投加量大约为 $20\ \text{mg/L}$,每去除 $1\ \text{kg P}$ 需要 $5.3\ \text{kg Al}$,远远高于德国污水技术协会(ATV)标准中每去除 $1\ \text{kg P}$ 需要 $1.3\ \text{kg Al}$,这主要是因为随着进水 TP 质量浓度降低,要想达到较低 TP 质量浓度,比如低于 $0.1\ \text{mg/L}$,金属盐投加量必须远远大于理论摩尔比^[7]。另外,通过在实验室进行 PAC+PAM 及 PAC+磁粉+PAM 对比试验,发现因为磁粉的加入,除磷效果提升了 15%,这可能是因为磁粉的加入可以加快颗

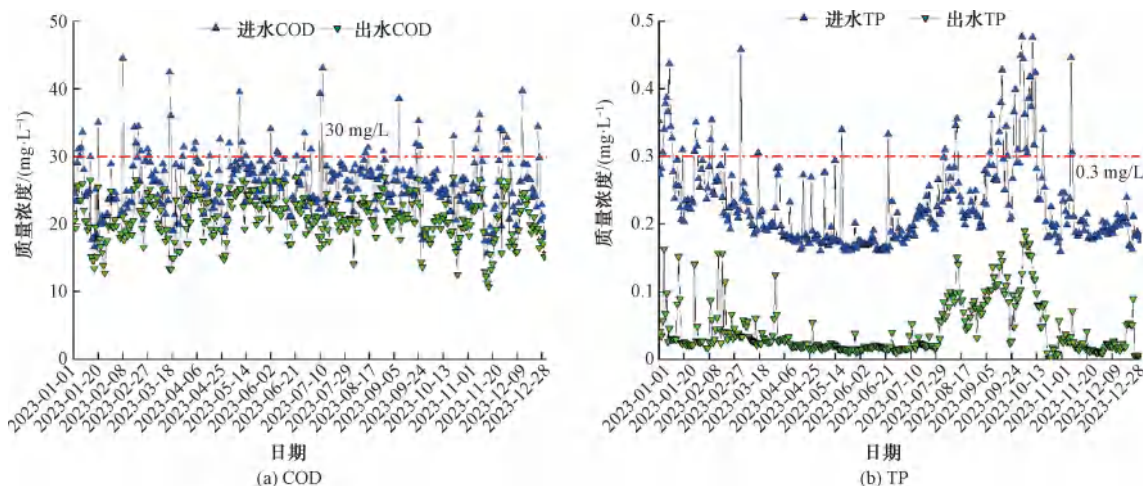


图5 COD和TP进、出水水质数据

Fig. 5 Influent and Effluent Quality Data of COD and TP

颗粒物碰撞,加速絮体相互凝聚,从而使絮体密度大,沉降速度快,可以实现在水中高效去除的目的^[8]。

3.4 成本分析

本项目总投资为3 045.1万元,直接运行成本为0.24元/m³。其中电费为0.09元/m³,药剂费为0.15元/m³。药剂主要包括质量分数为25%的液体乙酸钠、PAC、PAM、磁粉和次氯酸钠。

4 运行调控策略

4.1 应对季节性的进水水质变化

BFM段设计进水为原系统一级A出水,存在随季节性波动较大的特点,最突出的是氨氮指标,在夏秋季节,BFM进水氨氮质量浓度基本在1 mg/L以下;冬春季节则因为水温低,活性污泥硝化速率下降,BFM进水氨氮质量浓度升高至2~5 mg/L。这种季节性水质波动,对系统硝化能力的稳定保持是一个挑战,特别是当经历过秋季较低进水氨氮质量浓度后,需提前提高系统的硝化能力以应对冬季进水氨氮浓度升高。为解决此难点,现场分两阶段进行摸索:第一阶段,首先在其中一组BFM系统引入部分原系统原水(约为设计进水量的10%,折合进水氨氮质量浓度为3~4 mg/L),试验时间为15 d,经过15 d的驯化,填料硝化速率(以氨氮计)从0.20 g/(m²·d)提高至0.35 g/(m²·d);第二阶段,尝试调控AAO系统溶解氧以控制污泥硝化速率,提高出水氨氮水平,试验时间为15 d。AAO系统原溶解氧质量浓度控制在2 mg/L左右,计划分3次降低,每次降低0.3 mg/L,即控制溶解氧质量浓度分别在1.7、1.4、1.1 mg/L,每次观察5 d。当溶解氧

质量浓度在1.7 mg/L和1.4 mg/L时,出水氨氮没有变化;当溶解氧质量浓度在1.1 mg/L时,出水氨氮质量浓度开始升高且波动较大,在3~8 mg/L,分析原因可能为溶解氧质量浓度的下降导致系统硝化能力下降,出水会随进水氨氮波动而波动,同时,二沉池出现污泥上浮现象。对比2个阶段摸索试验结果,通过直接向BFM系统引入原水的方式效果较好,可实施性更强。

4.2 应对突发性的COD变化

总结2023年BFM进水COD数据,由图5(a)可知,BFM系统进水COD约90%时间质量浓度都小于30 mg/L,只有10%时间大于30 mg/L,在30~45 mg/L。考虑到污水处理厂进水以生活污水为主,BFM出现部分时段进水COD质量浓度大于30 mg/L可能是管网内进入了含有难降解COD的某类工业废水导致。对于难降解COD的去除,活性炭的选型非常重要。因此,为筛选合适的活性炭种类,运行人员在发现进水COD异常后及时取样留样,并开展了粉末活性炭选型试验。选取目数为200,碘值分别为700、800、900 mg/g的粉末活性炭进行烧杯试验,试验方案如下:取2 L水样加入带有搅拌的容器中,加入配制好的粉末活性炭悬浊液,搅拌60 min,沉淀后取上清液,过滤后检测试验前后COD值,重复3次取平均值。试验表明,碘值越大,COD去除效果越好,最终确定采用碘值为900 mg/g的活性炭。

在后续运行中,运行人员也会对每次进水COD异常情况及时取样留样,进行活性炭试验,对活性炭

的种类定期筛选;同时,为了保障出水 COD 的稳定达标,运行人员充分利用智慧水务云平台设置进水 COD 预警,及时提醒运行人员开启活性炭投加,同时加强进水溯源工作。

4.3 节能降耗措施

考虑到 BFM 系统实际进水水质波动较大的特点,比如进水氨氮季节性变化大、进水 COD 突发性变化、进水 TP 较低等,有较大的节能降耗空间。本项目耗电较大的设备主要是风机和搅拌器;主要涉及的药剂是碳源、PAC、PAM、粉末活性炭、磁粉。

对于风机和搅拌器,现场采取的节能降耗措施包括:(1)考虑到大部分时间进水氨氮质量浓度较低,当风机在最低风量运行时,溶解氧质量浓度仍然较高,因此在风机出口增加一段放空管,当进水氨氮质量浓度较低时,打开放空管;当进水氨氮质量浓度较高时,采用溶解氧和风机联动的方式进行自动控制;(2)针对活性炭池搅拌器,当不投加活性炭时,根据用电峰平谷规则,只在平和谷段运行,且 6 台搅拌器分 2 组(1、3、5 和 2、4、6)轮流开启,间隔时间为 1 h。

药剂方面,现场采取的节能降耗措施:(1)在 B 段后置缺氧区出水设置硝酸盐氮检测仪表,通过硝酸盐氮仪表与碳源投加联动,实现碳源精准加药,减少碳源用量;(2)通过设置进水 COD 内控数值报警提醒,间歇开启活性炭投加和搅拌装置;(3)新建 BFM 投入运行后,原一级 A 工艺中的化学除磷段药剂(PAC 和 PAM)停止投加,在 BFM 超效分离段投加 PAC 和 PAM,在去除脱落的生物膜的同时达到去除 TP 的目的,以降低运行药耗。PAC 投加量基于进水量、进出水在线 TP 数据进行联动控制;PAM 根据进水量、进出水 SS 数据和设置投加浓度进行联动控制;磁粉投加与进水量进行联动,通过定量投加机进行自动投加。

基于以上节能降耗措施,优化后总费用节省 20% 以上。

5 结论及建议

新建 BFM 替代传统滤池组合,对一级 A 出水进行深度处理,出水 COD、氨氮、TP 质量浓度分别是 (20.86 ± 3.31) 、 (0.07 ± 0.09) 、 (0.04 ± 0.03) mg/L,出水水质优于地表水 IV 类标准。通过直接向 BFM 系统引入部分原污水的方式,可强化培养生物膜,应

对秋冬季水温、水质变化,确保系统稳定性;粉末活性炭吸附方式可有效去除部分难降解 COD,建议关注活性炭种类选型,选取有代表性原水进行活性炭试验;应对进水水质波动较大,通过对风机、搅拌器、加药等综合调节,可实现总费用节省 20% 以上。在原工艺一级 A 出水后新增 BFM 工艺的工艺路线可以作为其他污水处理厂提标改造的借鉴。

参考文献

- [1] 田建开,王文相,姚峰. 城镇污水处理厂提标改造的对策分析与工程实践[J]. 水处理技术, 2024, 50(2): 135-139, 143. Tian J K, Wang W X, Yao F. Countermeasure analysis and engineering practice of upgrading urban sewage treatment plant[J]. Technology of Water Treatment, 2024, 50(2): 135-139, 143.
- [2] 孙锦程. 唐山市某污水处理厂准IV类提标改造及运行分析[J]. 水处理技术, 2022, 48(10): 153-156. Sun J C. Upgrading, reconstruction and operation analysis of a sewage treatment plant with the quasi-IV standard in Tangshan[J]. Technology of Water Treatment, 2022, 48(10): 153-156.
- [3] 吴迪. MBBR 在国内的工程应用与发展前景[J]. 中国给水排水, 2018, 34(16): 22-31. Wu D. Application and development prospect of MBBR in China[J]. China Water & Wastewater, 2018, 34(16): 22-31.
- [4] 周家中,韩文杰,吴迪,等. MBBR 泥膜复合系统泥膜竞争关系的影响因素[J]. 中国环境科学, 2020, 40(11): 4735-4743. Zhou J Z, Han W J, Wu D, et al. Factors influencing the competition between activated sludge and biofilm in hybrid MBBR nitrification system[J]. China Environmental Science, 2020, 40(11): 4735-4743.
- [5] 丁进,陶先超,李维,等. 移动床生物膜反应器中同步硝化反硝化的实现及动力学分析[J]. 水处理技术, 2014, 40(9): 26-30. Ding J, Tao X C, Li W, et al. Realization and kinetics analysis of simultaneous nitrification denitrification in moving bed biofilm reactor[J]. Technology of Water Treatment, 2014, 40(9): 26-30.
- [6] 周正兴,孙晓阳,吴迪,等. MBBR 处理某水厂微污染水硝化性能研究[J]. 水处理技术, 2020, 46(8): 121-125. Zhou Z X, Sun X Y, Wu D, et al. Study on nitrification performance of MBBR process in treatment of micro polluted water[J]. Technology of Water Treatment, 2020, 46(8): 121-125.
- [7] 郑兴灿,李亚新. 污水除磷脱氮技术[M]. 北京:中国建筑工业出版社, 1998. Zheng X C, Li Y X. Phosphorus and nitrogen removal technology of sewage[M]. Beijing: China Architecture & Building Press, 1998.
- [8] 曾骏,曹涵昱,孙红波,等. 工业废水 AAO 工艺尾水的磁混凝深度处理工艺的应用[J]. 净水技术, 2025, 44(10): 124-135. Zeng J, Cao H Y, Sun H B, et al. Application of magnetic coagulation process in advanced treatment of industrial wastewater for AAO process tailwater[J]. Water Purification Technology, 2025, 44(10): 124-135.