

李云辉, 张振健, 陈柳宇, 等. 夏冬两季 AAO 工艺微孔曝气系统性能测定与评价[J]. 净水技术, 2024, 43(4): 104–113.

LI Y H, ZHANG Z J, CHEN L Y, et al. Determination measurement and evaluation of aeration performance of fine-pore aeration system for AAO process in summer and winter[J]. Water Purification Technology, 2024, 43(4): 104–113.

夏冬两季 AAO 工艺微孔曝气系统性能测定与评价

李云辉¹, 张振健², 陈柳宇³, 张 鸣¹, 蒋路漫^{2,*}, 周 振²

(1. 上海城投污水处理有限公司, 上海 201203; 2. 上海电力大学环境与化学工程学院, 上海 200090; 3. 中建中环生态环保科技有限公司, 江苏苏州 215000)

摘要 以上海某城镇污水处理厂为研究对象, 在夏冬两季通过好氧池沿程实地测试, 对污染物去除效果和曝气系统性能进行系统测定与评价。结果表明, 冬季水量负荷较夏季低, 好氧池反应时间延长且充分曝气, 抵消了低温对硝化的负面影响, 因此, 夏冬两季出水水质均达到《城镇污水处理厂污染物排放标准》(GB 18918—2002)一级A排放标准。与夏季相比, 冬季生物处理工艺的需氧量更高, 微孔曝气系统的氧传质效率更低, 导致所需供气量更高, 曝气效率更低。夏季和冬季供氧量比需氧量分别高 38.99% 和 7.07%, 夏季节能潜力较大。好氧池污染物浓度沿程下降, 末端污染物浓度几乎不变, 而末端溶解氧浓度远高于前端, 说明末端的供氧并未用于 COD_{Cr} 氧化和氨氧化作用, 存在过度曝气现象, 因此, 可适当降低好氧池末端供气量。

关键词 AAO 工艺 微孔曝气系统 曝气能耗 氧传质效率 尾气测试

中图分类号: TU992 文献标识码: A 文章编号: 1009-0177(2024)04-0104-10

DOI: 10.15890/j.cnki.jsjs.2024.04.013

Determination Measurement and Evaluation of Aeration Performance of Fine-Pore Aeration System for AAO Process in Summer and Winter

LI Yunhui¹, ZHANG Zhenjian², CHEN Liuyu³, ZHANG Ming¹, JIANG Luman^{2,*}, ZHOU Zhen²

(1. Shanghai Chengtou Wastewater Treatment Co., Ltd., Shanghai 201203, China;

2. College of Environmental and Chemical Engineering, Shanghai University of Electric Power, Shanghai 200090, China;

3. China Construction and Eco-Environmental Protection Technology Co., Ltd., Suzhou 215000, China)

Abstract A municipal wastewater treatment plant (WWTP) in Shanghai was taken as the research object. The pollutant removal effect and aeration system performance were systematically measured and evaluated through field tests along the aerobic tank in summer and winter. Results showed that the effluent quality in both summer and winter met the first class A discharge standard of *Discharge Standard of Pollutants for Municipal Wastewater Treatment Plant* (GB 18918—2002), because the hydraulic load was less in winter than in summer and the aerobic tank had longer hydraulic residence time and adequate aeration, which offset the negative effect of low temperature on nitrification. Compared with those in summer, the total oxygen demand of the biological treatment process in winter was higher and the oxygen transfer efficiency of the fine-pore aeration system was lower, resulting in a higher required air supply and lower aeration efficiency. The oxygen supply was 38.99% and 7.07% higher than the oxygen demand in summer and winter, respectively, with a higher energy saving potential in summer. The pollutant concentration of aerobic tank gradually decreases along the tank, and the pollutant concentration at the end remains almost the same, while the dissolved oxygen concentration at the end was much higher than the front end, which meant that the oxygen supply at the end was not used for COD_{Cr} oxidation and ammonia oxidation, therefore over-aeration occurs, so the air supply at the end of aerobic tank can be reduced.

Keywords AAO process fine-pore aeration aeration energy consumption oxygen transfer efficiency off-gas test

[收稿日期] 2023-03-01

[基金项目] 国家自然科学基金青年项目(51808332)

[作者简介] 李云辉(1983—), 男, 硕士, 高级工程师, 主要从事水污染控制研究, E-mail: leeyunhui@126.com。

[通信作者] 蒋路漫(1985—), 女, 博士, 副教授, 主要从事污水处理技术研究, E-mail: jiangluman@shiep.edu.cn。

我国城镇污水处理厂大部分采用好氧生物处理法去除污水中的有机物和氮磷等污染物。水中溶解氧(DO)的供给是好氧生物处理过程中维持微生物生命需求与污水处理效率的前提^[1]。因而,曝气环节是污水好氧生物处理的核心单元。同时,曝气系统也是污水处理厂的主要耗能单元,占全厂总能耗的45%~75%^[2]。除运行条件外,曝气系统能耗受到污水水质和环境条件等因素影响^[2]。我国大部分地区四季分明,雨量充沛且季节性温差大。夏季降雨会稀释污水处理厂进水污染物浓度,而冬季低温会影响微生物活性,进而影响出水水质^[3]。进水水量和水质的波动也给污水处理厂曝气系统精确控制带来一定挑战。如果对微孔曝气器充氧性能的变化和运行过程中的维护没有足够的认识,会导致微孔曝气系统高氧传质效率(OTE)的优势不能完全发挥,造成能源浪费^[4]。

目前使用最广泛的是微孔曝气器,其性能与曝气系统运行能耗直接相关^[5-6]。微孔曝气器氧传质性能的测定方法包括静态试验(如清水测试法)和动态试验(如尾气分析法)。关于静态试验多集中于实验室规模的模拟,动态试验法受试验场地和现场试验等因素影响鲜有研究报道,目前我国也仅制定了清水测试法的相关标准^[7]。在实际运行过程中,曝气器的氧传质性能受进水水质、污泥性质、运行工况和曝气器污染情况等因素影响^[7-8],实际性能与清水测试结果相差较大,导致用清水数据预测实际供气量时存在很大的偏差,而污水处理厂缺乏有效的曝气系统能效性能监控手段,造成能耗浪费。因此,有必要对实际运行过程中曝气器的氧传质性

能进行测定和评价,进而指导及时调整曝气策略,帮助曝气系统的节能降耗。本研究以上海某城镇污水处理厂为例,在夏冬两季分别通过实地测试好氧池污染物浓度和微孔曝气系统OTE沿程变化规律,对污染物去除效果和曝气系统性能进行系统测定与评价,探索季节变化对曝气系统氧传质性能的影响规律,以期对污水处理中曝气系统的精确控制与节能运行提供指导。

1 材料与方法

1.1 污水处理厂运行情况

上海某城镇污水处理厂采用预处理+AAO工艺+深床纤维滤池+紫外消毒工艺,处理规模为 $3.0 \times 10^5 \text{ m}^3/\text{d}$,污水处理厂主体工艺流程如图1所示;进水主要为生活污水,出水满足《城镇污水处理厂污染物排放标准》(GB 18918—2002)一级A标准后,排入长江^[9]。该厂生物池的厌氧池、缺氧池和好氧池的水力停留时间分别为1.5、2.7 h和7.1 h,内回流比和外回流比分别为100%和100%,污泥龄控制为10~15 d。该厂共有8组好氧池,单座好氧池尺寸为 $116.8 \text{ m} \times 75.1 \text{ m} \times 7.0 \text{ m}$ (长×宽×高),池容为 11093 m^3 ,污泥质量浓度(MLSS)控制在4 g/L,底部铺设乌克兰Ecopolemer聚乙烯管状微孔曝气器,尺寸为 $120 \text{ mm} \times 1000 \text{ mm}$ (D×L),气水比为5.7:1。每座好氧池由3条廊道(Zone 1、Zone 2和Zone 3)组成,结合廊道内气体流量计测得的DO浓度,通过调节单级离心式鼓风机(4用2备)的导叶使得好氧池中DO质量浓度维持在2~5 mg/L。每台鼓风机的额定风量为 $108 \text{ m}^3/\text{min}$,风压为0.06 kPa,功率为160 kW。每条廊道采用气体流量计单内回流

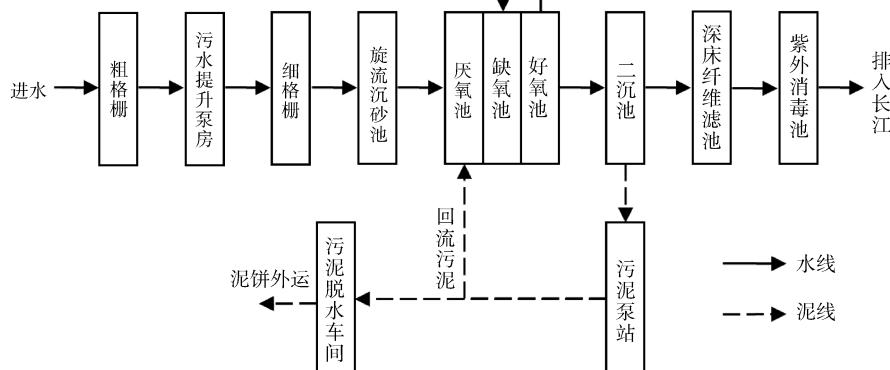


图1 污水处理厂工艺流程

Fig. 1 Process Flow of WWTP

独控制,结合 DO 读数反馈,通过调节单级离心式鼓风机的导叶控制实际供气量,使得好氧池中 DO 均值维持在 2~5 mg/L。该厂设计进出水水质和 2019 年进水水质如表 1 所示。

表 1 污水处理厂设计进出水水质

Tab. 1 Designed Influent and Effluent Water Quality of WWTP

项目	设计进水水质	设计出水水质	2019 年实际进水均值
COD _{Cr} / (mg·L ⁻¹)	270	≤ 50	196
BOD ₅ / (mg·L ⁻¹)	165	≤ 10	116
SS/ (mg·L ⁻¹)	190	≤ 10	139
氨氮/ (mg·L ⁻¹)	29	≤ 5	17
TN/ (mg·L ⁻¹)	38	≤ 15	28
TP/ (mg·L ⁻¹)	5.1	≤ 0.5	2.9

1.2 测试点位布设

在 7 月(夏季)和 12 月(冬季)分别进行两次实际工况下微孔曝气系统充氧性能测试。沿水流方向根据好氧池检查口的位置设置 22 个测试点,相邻两个测试点的距离约为 5 m,其中 Zone 1、Zone 2 和 Zone 3 的测试点分别为 7、7 个和 8 个,测试点分布如图 2 所示。通过测定逸出水面的尾气中的氧含量,计算该点位微孔曝气器的实际 OTE。同时,使用多参数水质测定仪(HQ 30d, Hach, 美国)对每个点位的 DO 浓度和水温进行测定,并对每个点位的污染物浓度进行测定分析,以得到其沿程的变化规律。为了避免样品中的 COD_{Cr} 在转移过程被降解,好氧池沿程的样品经现场过滤后测定。

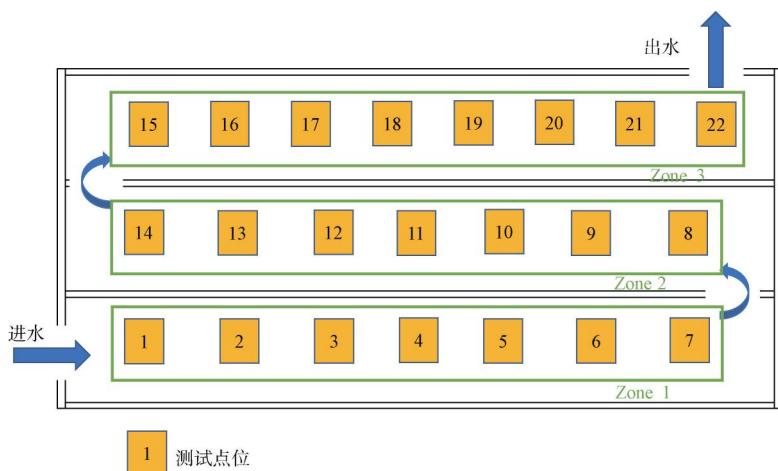


图 2 好氧池测试点位分布

Fig. 2 Test Points Distribution of Aerobic Tank

1.3 实际工况下微孔曝气器充氧性能测定

实际工况下微孔曝气器充氧性能的测定采用上海电力大学自主研发的尾气分析仪^[10],由气体采集系统、气体分析系统和信号转换系统组成。通过气泵(KVP15-KM-2-C-S, 卡流尔, 中国)和集气罩进行尾气收集,并输送至电化学氧气传感器(A-01, ITG, 德国)进行分析,信号转换系统将传感器输出电压信号转换为气体中的氧分压。进行尾气测试时,先进行环境空气中氧分压的测定,之后将集气罩固定在好氧池水面上采集尾气并测定其中的氧分压,待数据输出稳定 5 min 后记录数据。通过尾气分析仪获得的参数包括环境空气和尾气中的氧分压,由此计算由气相转移至混合液的氧气占比,即微孔曝气器的 OTE,计算如式(1)。

$$A_{OTE} = \frac{Y(O_2, air) - Y(O_2, off-gas)}{Y(O_2, air)} \quad (1)$$

其中: $Y(O_2, air)$ ——空气中氧气的占比;
 $Y(O_2, off-gas)$ ——尾气中氧气的占比;
 A_{OTE} ——OTE 的值。

尾气分析仪测得的 OTE 通过 DO、温度和盐度校正,求得标准状况下微孔曝气器在污水中的 OTE (α SOTE),如式(2),水中饱和 DO 的计算如式(3)^[11]。

$$A_{\alpha SOTE} = \frac{C_{S,20} \cdot A_{OTE} \cdot \theta^{(20-T)}}{\beta \cdot C_{S,T} - C} \cdot 100 \quad (2)$$

$$C_{S,T} = 14.619\,96 - 0.404\,20 \cdot T + 0.008\,42 \cdot T^2 - 0.000\,09 \cdot T^3 \quad (3)$$

其中: θ ——温度校正系数,取 1.024,无量纲;

$A_{\alpha SOTE}$ —— α SOTE 的值;
 β ——混合液中盐度的系数(以混合液中总溶解性固体计算),无量纲,通常取 0.99;
 α ——曝气器在污水与清水条件下氧传质效率的比值,无量纲;
 C ——水中 DO 质量浓度,mg/L;
 $C_{S,T}$ ——在某温度下水中饱和 DO 质量浓度,mg/L;
 $C_{S,20}$ ——在 20 ℃下水中饱和 DO 质量浓度,mg/L;
 T ——水温,℃。

1.4 曝气系统能耗的计算方法

根据活性污泥模型(ASM)来计算好氧池的理论需氧量^[8,11],需氧量通过 COD_{Cr} 和氨氮去除结果来计算好氧池总需氧量(TOD),如式(4)。

$$M_{TOD} = Q \cdot (\Delta C_{COD_{Cr}} + 4.57 \cdot \Delta C_{\text{氨氮}}) / 1000 / 24 \quad (4)$$

其中: M_{TOD} ——TOD 的值,kg O₂/h;
 Q ——进水流量,m³/d;
 $\Delta C_{COD_{Cr}}$ ——进出水 COD_{Cr} 质量浓度差,mg/L;
 $\Delta C_{\text{氨氮}}$ ——进出水氨氮质量浓度差,mg/L,4.57 为氨氮转化成 NO₃⁻-N 的换算系数。

微孔曝气系统供氧量计算如式(5)。

$$M_{OTR} = A_{OTE} \cdot Q_{AFR} \cdot \hat{\gamma}_{O_2} \quad (5)$$

其中: M_{OTR} ——实际供氧量的值,kg O₂/d;
 Q_{AFR} ——空气流量,m³/h;
 $\hat{\gamma}_{O_2}$ ——空气中氧气的质量分数,0.276。

鼓风机功率由鼓风机实际供气量和出口风压决定,而出口风压是由进气压力、空气在管线中的压力损失、微孔曝气器本身的压力损失和浸没于池底承受的静水压力决定的,如式(6)。

$$N = \frac{\rho_{air} \cdot Q_{AFR} \cdot R \cdot T_{air}}{B \cdot \gamma \cdot \eta} \times \left[\left(\frac{Z + h_L + P_{loss} + P_i}{P_i} \right)^{\gamma} - 1 \right] \quad (6)$$

其中: ρ_{air} ——空气密度,g/L,取 1.29 g/L;

N ——鼓风机功率,kW;
 R ——通用气体常数,8.314 J/(mol·K);
 T_{air} ——大气温度,℃;
 B ——鼓风机转换系数,取 29.7;
 γ ——气体比热容,取常数 0.283;
 η ——电动机和鼓风机的综合效率,取常数 0.8;
 P_i ——鼓风机进气压力,Pa;
 Z ——曝气器浸没水压,Pa;
 P_{loss} ——微孔曝气器本身的压力损失,Pa;
 h_L ——空气在管线中的压力损失,Pa。

在测试工况下曝气器消耗单位电能传送到水中氧气量[kg/(kW·h)]为标准曝气效率(SAE),如式(7),可以通过 SAE 的值从而评估微孔曝气器实际使用效率。

$$A_{SAE} = \frac{M_{OTR}}{N} \quad (7)$$

其中: A_{SAE} ——SAE 的值。

1.5 常规指标测定方法

混合液样品经定性滤纸过滤后,采用国家标准方法进行溶解性 COD_{Cr}(SCOD_{Cr})、氨氮、NO₃⁻-N 和 TP 测定^[12]。

2 结果与讨论

2.1 污染物去除效果

污水处理厂夏季和冬季主要污染物进水水质如图 3 所示,夏季和冬季污水处理厂平均处理水量分别为 3.65×10^5 m³/d 和 3.13×10^5 m³/d,夏季进水 COD_{Cr} 和氨氮质量浓度分别为 (188.38 ± 52.53) mg/L 和 (16.93 ± 5.10) mg/L,冬季进水 COD_{Cr} 和氨氮质量浓度分别为 (187.94 ± 28.26) mg/L 和 (17.91 ± 3.42) mg/L。夏季降雨较多,导致污水处理厂处于“水量高负荷-污染物低负荷”运行模式。水量负荷的提高会缩短系统的水力停留时间,水力停留时间的缩短会减少生物池反应时间,影响污染物去除^[13]。污水处理厂进水污染物负荷变低易使污泥负荷过低,导致过度曝气并导致污泥解体^[2]。污水处理厂应及时对污泥负荷和供气量等进行调整,缓解低污染物负荷运行对污水处理厂的影响。夏季水温为 (27.32 ± 1.34) ℃,显著高于冬季的 (17.39 ± 0.75) ℃。温度是影响系统污染物去除能力的重要

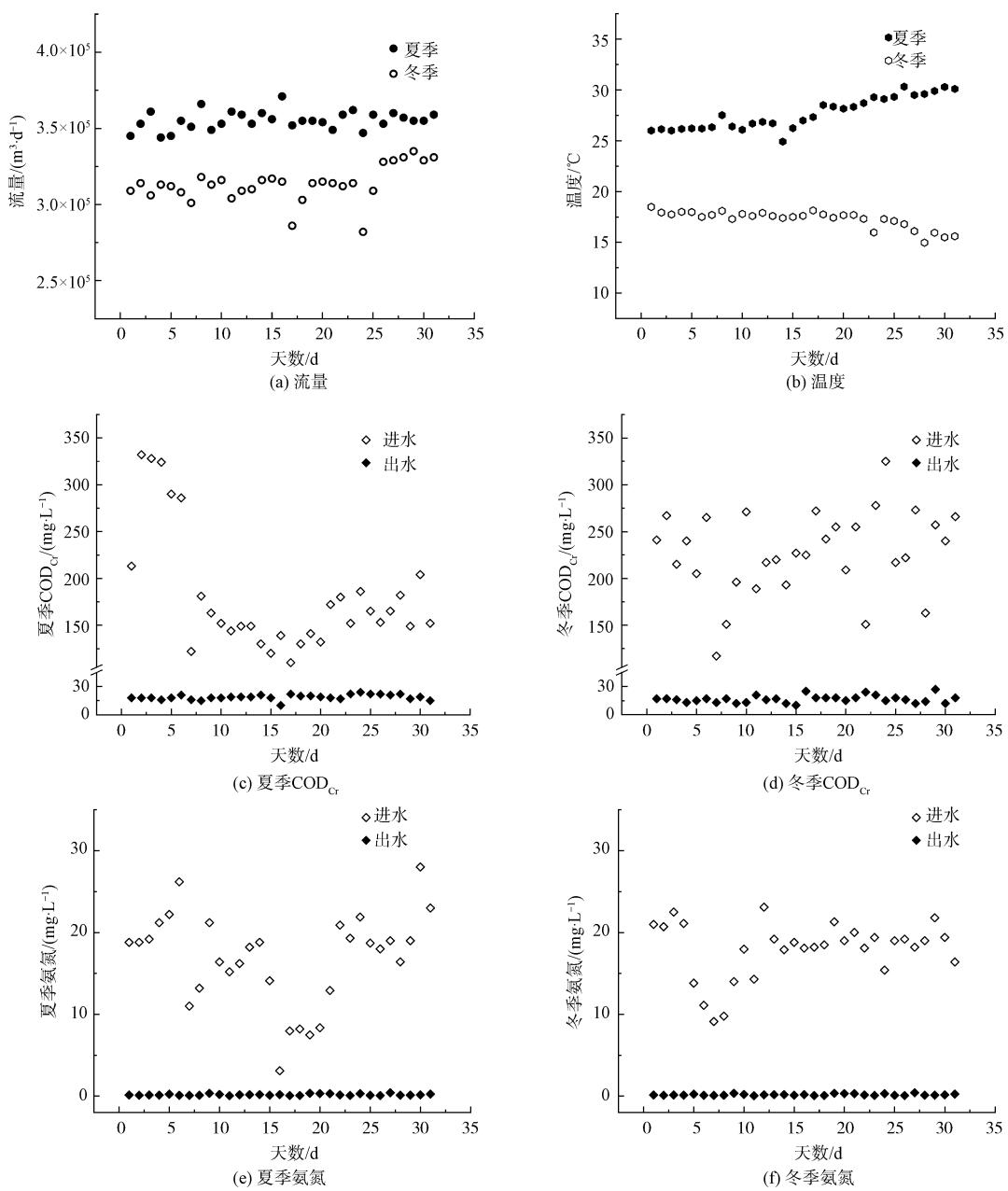


图 3 夏冬两季污水处理厂进水水质数据对比

Fig. 3 Comparison of Influent Quality Data of WWTPs in Summer and Winter

因素之一^[14]。丝状菌的耐受性高于絮体形成菌, 易在低温环境下大量繁殖, 引起污泥膨胀^[15]。温度降低也使活性污泥中微生物酶活性降低, 底物降解速率和自身氧化速率降低, 污染物的去除效率下降^[16]。污水处理厂可以采取提高污泥龄和生物池 MLSS 等措施, 减轻低温对污染物去除的负面影响。冬季由于水量负荷较夏季更少, 好氧池水力停留时间略微延长且充分曝气, 抵消了低温对硝化的负面影响, 因此, 夏冬两季出水水质均满足 GB 18918—

2002 一级 A 排放标准。

2.2 好氧池沿程污染物形态变化规律

夏季和冬季测试当天的进水 SCOD_{cr} 质量浓度分别为 186.76 mg/L 和 248.42 mg/L, 氨氮质量浓度分别为 22.05 mg/L 和 25.91 mg/L, 可能由于雨污混流和地下水入渗等原因, 进水水质较设计值偏低^[17]。好氧池沿程污染物的变化情况如图 4 所示。

由于厌氧池释磷、缺氧池反硝化和污泥回流稀释等作用, 污染物浓度在进入好氧池时已大幅度降

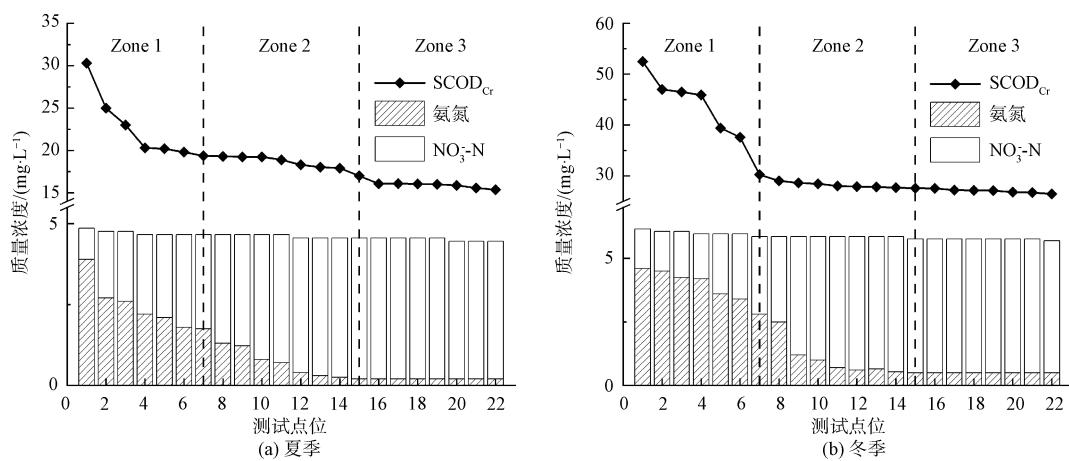


图 4 夏冬两季好氧池沿程污染物浓度变化

Fig. 4 Variation in Pollutant Concentrations along the Aerobic Tank during Summer and Winter

低^[18],夏季和冬季好氧池进水 SCOD_{Cr} 质量浓度分别为 30.32 mg/L 和 52.48 mg/L, 氨氮质量浓度分别为 3.90 mg/L 和 4.62 mg/L。夏季和冬季好氧池进水 TN 质量浓度分别为 4.86 mg/L 和 6.16 mg/L, 出水 TN 略微降低至 4.46 mg/L 和 5.70 mg/L, 在好氧池中发生同步硝化反硝化的比例较低^[19]。夏季和冬季 SCOD_{Cr} 质量浓度在 Zone 1 中明显降低至 19.36 mg/L 和 30.20 mg/L, 氨氮质量浓度降至 1.75 mg/L 和 2.80 mg/L; 在 Zone 2 污染物浓度下降趋势减缓, 说明小分子有机物已被充分降解, 硝化完全, Zone 2 末端污染物浓度已达到出水排放标准。在 Zone 3 中污染物浓度几乎保持不变, 但混合液中 DO 值升高, 说明该区域供氧大部分溶解于污泥混合液中, 并未用于 COD_{Cr} 氧化和氨氧化作用。夏季和冬季好氧池出水 SCOD_{Cr} 质量浓度分别为 15.36 mg/L 和 26.51 mg/L, 出水氨氮质量浓度分别为 0.17 mg/L 和 0.50 mg/L。夏季氨氮去除率较高, 是由于水温较高增强了微生物的硝化-反硝化作用^[20]。张涛等^[21]发现, 冬季低温使氨氧化细菌和亚硝酸盐氧化菌丰度下降, 使污水处理厂氨氮的去除率降低。

2.3 好氧池沿程尾气测试结果

通过尾气分析仪对夏冬两季好氧池沿程进行微孔曝气系统充氧性能实地测试, 结果如图 5 所示。好氧池 DO 浓度顺着水流方向逐步升高。混合液中 DO 浓度取决于从由曝气器从气相传输到液相的氧量(即 OTR)以及微生物消耗的氧量(即 OUR)。好氧池前端底物丰富, 微生物需要消耗更多的氧来降解底物, 因此, 夏季和冬季 Zone 1 的 DO 质量浓度最

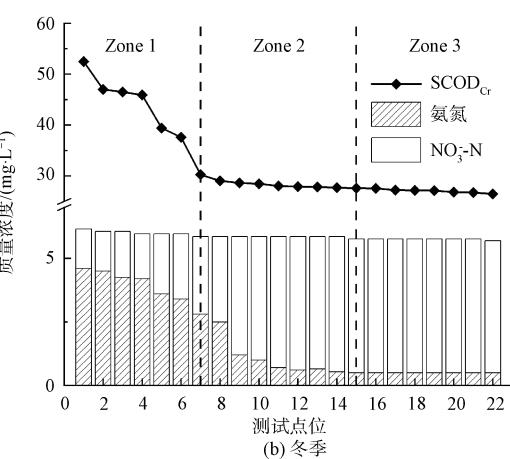


图 4 夏冬两季好氧池沿程污染物浓度变化

低, 分别为 (1.54 ± 0.22) mg/L 和 (1.85 ± 0.31) mg/L, Zone 2 的 DO 质量浓度分别升高至 (2.27 ± 0.45) mg/L 和 (2.04 ± 0.13) mg/L, 而在 Zone 3, DO 质量浓度为 (4.48 ± 0.55) mg/L 和 (4.53 ± 1.68) mg/L。DO 的沿程变化规律与污染物浓度沿程变化规律一致, 有机物降解和硝化都在 Zone 2 基本完成, Zone 3 的有机物较少, 对氧气的需求降低, 导致氧气未充分利用以 DO 形式存储在水相^[22], 致使 DO 浓度升高至过高的水平。Zone 3 DO 均值显著高于 2.0 mg/L, 说明好氧池末端处于过度曝气状态, 活性污泥内源呼吸降低了污泥活性, 容易造成污泥膨胀, 同时造成能耗浪费。好氧池末端过高的 DO 浓度也使回流液中 DO 浓度较高, 不仅使外回流进入缺氧池的 DO 浓度升高, 还会降低可利用 COD_{Cr} 的量, 从而降低反硝化效果。因此, 建议在 Zone 3 降低供气量, 仅维持必要的混合强度, 以节省曝气能耗。

如图 5 所示, 在实际运行过程中不同廊道的曝气器氧传质性能在夏季和冬季存在显著差异, 冬季测得 OTE 均值为 9.72%, 低于夏季测得结果 (16.71%), 这是由于水温降低造成污水处理厂好氧池中微生物的活性降低, 从而导致氧利用率较低^[23]。经过温度、盐度和 DO 修正后, 夏季和冬季的 α SOTE 均值分别为 17.69% 和 14.21%, 夏季 α SOTE 略高于冬季, 由于运行时间的加长使曝气器污染加剧, 堵塞气孔, 使曝气器氧传质性能下降。

2.4 好氧池曝气系统能耗优化潜力分析

根据式(3)和式(4)计算夏季和冬季好氧池各廊道需氧量、供氧量和鼓风机功率, 如表 2 所示。冬

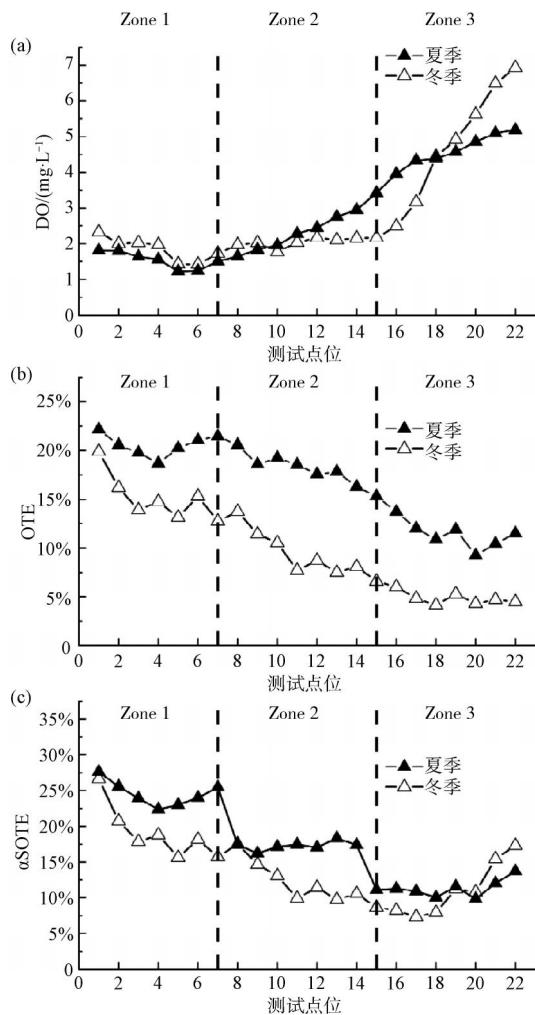
图 5 夏季和冬季好氧池 DO、OTE 和 α SOTE 的沿程变化

Fig. 5 Variations of DO, OTE and α SOTE along the Aerobic Tank during Summer and Winter

季好氧池总需氧量比夏季高约 34.91%，是冬季进水 COD_{Cr} 和氨氮污染物负荷较夏季高造成的。好氧池各区域的需氧量随着进水污染物的沿程降解而递减。Zone 1 中污染物浓度最高, 底物充足使微生物活性较高, 故其需氧量最高; 随着污染物被不断降解, Zone 2 和 Zone 3 中的需氧量逐渐降低。夏季 3 个区域需氧量占好氧池总需氧量的比例分别为 72.62%、21.65% 和 5.73%, 冬季 3 个区域需氧量占好氧池总需氧量的比例分别为 72.84%、24.53% 和 2.63%。常规的活性污泥反应器前段的需氧量为 45%~55%, 中段为 25%~35%, 后段为 15%~25%^[1,24]。该好氧池的末端处理量低于常规值, 可适当降低前段供气量, 将部分污染物送至后段降解。

与夏季相比, 冬季生物处理工艺的需氧量更高, 微孔曝气系统的氧传质效率更低, 导致所需供气量更高, 根据污水处理厂的运行数据知, 夏季和冬季鼓风机总供气量分别为 76.23 m³/h 和 116.70 m³/h。Zone 1 供气量最高, Zone 2 和 Zone 3 供气量相近但较 Zone 1 供气量降低。夏季供氧量比需氧量高 38.99%, 节能潜力较大, Zone 2、Zone 3 的供氧量均高于实际需氧量。冬季供氧量比需氧量高 7.07%, Zone 1 与 Zone 2 的氧量供需相匹配, 而 Zone 3 存在曝气过量的现象。鼓风机功率与供气量成正比, 如式(6), 夏冬季鼓风机消耗功率为 85.21 kW 和 130.44 kW。Henkel^[25]认为空气温度的升高会降低曝气系统中鼓风机的功率。针对不同廊道需氧量的差异, 污水处理厂应采取相应的曝气调整措施, 如渐

表 2 好氧池各区域供氧量、鼓风机制耗和需氧量

Tab. 2 Oxygen Supply, Blower Energy Consumption and Oxygen Demand Performance of Each Area in Aerobic Tank

季节	区域	需氧量/ (kg·h ⁻¹)	供气量/ (m ³ ·h ⁻¹)	实际供氧量/ (kg·h ⁻¹)	鼓风机功率/ kW	曝气效率/ (kg·kW·h ⁻¹)
夏季	Zone 1	114.32	30.23	102.96	-	-
	Zone 2	34.09	23.60	71.82	-	-
	Zone 3	9.02	22.40	44.03	-	-
	总量	157.43	76.23	218.81	85.21	2.57
冬季	Zone 1	154.71	61.17	153.30	-	-
	Zone 2	52.09	36.27	58.04	-	-
	Zone 3	5.59	19.26	16.06	-	-
	总量	212.39	116.70	227.40	130.44	1.74

减曝气, 可将好氧池前端曝气支管调为全开, 中端支管开启度调为一半, 末端支管开启度调整为最

小^[24], 以节约供气量和曝气能耗。

对微孔曝气器的实际使用效率进一步量化, 可

以发现夏季好氧池中的微孔曝气器标准曝气效率为2.57 kg O₂/kW·h,比冬季高32.29%。夏冬两季进水水质水量和温度的差异,对污水处理厂曝气系统的运行调控造成显著差异,夏季比冬季能耗浪费更严重,曝气系统在冬季达到了较好的供需平衡。结合进水水量和水质,夏季可在保证好氧池出水水质且混合均匀的基础上适当调低供气量;冬季时,为了减轻进水高污染物负荷和低温的影响,应保证充足曝气。但需要注意的是,在长期运行过程中,曝气器表面和气孔内会积累污染物,逐渐堵塞气孔,氧传质效率将下降^[26],如果清洗曝气器不及时,会导致曝气系统供氧不足而影响出水水质。

污水处理厂采用DO-鼓风机风量控制策略,曝气控制系统的目地是为好氧池微生物提供稳定的DO环境,保证出水达标^[27]。但是DO反馈机制并不能评估曝气系统的节能潜力,实地测试曝气系统充氧性能,可以精确计算曝气系统实际供氧量,并描述供氧量沿程变化规律,再结合需氧量数据,可以对曝气系统进行精确控制,达到供需平衡、节能降耗的目标。

3 结论

(1)夏季水温较高,增强了微生物的硝化活性和反硝化作用,导致冬季出水 COD_{Cr} 和氨氮均高于夏季。但由于冬季水量负荷较夏季更少,好氧池水力停留时间延长且充分曝气,抵消了低温对硝化的负面影响,因此,夏冬两季出水水质均达到GB 18918—2002一级A排放标准。

(2)与夏季相比,冬季生物处理工艺的需氧量更高,微孔曝气系统的氧传质效率更低,导致所需供气量更高,曝气效率更低。

(3)夏季和冬季供氧量比需氧量分别高38.99%和7.07%,夏季节能潜力较大。好氧池污染物浓度沿程逐渐下降,末端污染物浓度几乎保持不变,而末端DO浓度远高于前端,说明末端的供氧大部分溶解于污泥混合液中,并未用于COD_{Cr}氧化和氨氧化作用,存在过度曝气现象,因此,可在保证出水水质且混合均匀的基础上适当降低好氧池末端供气量。

参考文献

[1] 李云辉,余雨,范海涛,等. A/O工艺曝气充氧性能的评估和优化潜力分析[J]. 环境污染与防治, 2019, 41(6): 678-

682.

LI Y H, YU Y, FAN H T, et al. Evaluation and optimization potential analysis of aeration performance of A/O process [J]. Environmental Pollution & Control, 2019, 41(6): 678-682.

[2] ZHANG J, SHAO Y, WANG H, et al. Current operation state of wastewater treatment plants in urban China [J]. Environmental Research, 2021, 195: 110843. DOI: 10.1016/j.envres.2021.110843.

[3] 郝晓地,孙思辈,李季,等.污水处理过程水温变化模型构建与验证[J].环境科学学报,2022,42(12):1-11.

HAO X D, SUN S B, LI J, et al. Establishing and verifying a temperature model for the process of wastewater treatment [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2022, 42(12): 1-11.

[4] 薛媛媚,王斌,朱景刚,等.微孔曝气器的清洗方案改进及实施效果[J].中国给水排水,2011,27(10):98-100.

XUE Y M, WANG B, ZHU J G, et al. Improvement of cleaning scheme of microporous aerator and its execution effect [J]. China Water & Wastewater, 2011, 27(10): 98-100.

[5] 韦朝海,汝旋,杨兴舟,等.污水生物处理基于氧调控的节能策略[J].化工进展,2018,37(11):4121-4134.

WEI C H, RU X, YANG X Z, et al. Energy saving strategy based on oxygen control in wastewater bio-treatment [J]. Chemical Industry and Engineering Progress, 2018, 37(11): 4121-4134.

[6] 吴媛媛,周小红,施汉昌,等.污水厂微孔曝气系统工况下充氧性能测试与分析[J].环境科学,2013,34(1):194-197.

WU Y Y, ZHOU X H, SHI H C, et al. Measurement and analysis of micropore aeration system's oxygenating ability under operation condition in wastewater treatment plant [J]. Environmental Science, 2013, 34(1): 194-197.

[7] 张景炳,范海涛,任争光,等.污水厂生物处理单元工艺状态下曝气性能测定与评价[J].环境工程学报,2018,12(2):559-565.

ZHANG J B, FAN H T, REN Z G, et al. Determination and evaluation of biological treatment unit aeration performance under process state in sewage treatment plant [J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2018, 12(2): 559-565.

[8] 韩文杰,周家中,刘妍,等.实际氧转移效率测定方法探讨及工程验证[J].给水排水,2022,58(2):25-32.

HAN W J, ZHOU J Z, LIU Y, et al. Discussion on the measurement method of actual oxygen transfer efficiency and engineering verification [J]. Water & Wastewater Engineering, 2022, 58(2): 25-32.

[9] 李明杰,徐月江,白海梅,等.上海市竹园第二污水处理厂提标改造工程[J].给水排水,2017,53(11):47-50.

- LI M J, XU Y J, BAI H M, et al. Shanghai zhuyuan second wastewater treatment plant standard improvement project [J]. Water & Wastewater Engineering, 2017, 53(11): 47–50.
- [10] 蒋路漫, 陈柳宇, 周振, 等. 一种便携式曝气器充氧性能实地在线测定装置及方法: CN111366390A[P]. 2020-07-03. JIANG L M, CHEN L Y, ZHOU Z, et al. The invention relates to a device and a method for in-situ on-line determination of oxygen filling performance of a portable aerator: CN111366390A[P]. 2020-07-03.
- [11] ROSSO D, JIANG L, PITTE P, et al. Methodology for in situ column testing to improve accuracy during design and specification of aeration systems [J]. Journal of Environmental Engineering, 2013, 139(4): 530–537.
- [12] 国家环境保护总局《水和废水监测分析方法》编委会. 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.
- State Environmental Protection Administration Water and Wastewater Monitoring Analysis Method Editorial Board. Water and wastewater monitoring analysis method [M]. 4th ed. Beijing: China Environmental Science Press, 2002.
- [13] 王磊. 城市污水厂污泥产率季节变化与影响因素分析[J]. 净水技术, 2018, 37(6): 36–40.
- WANG L. Analysis of seasonal variation and influencing factors of sludge yield in municipal sewage plant[J]. Water Purification Technology, 2018, 37(6): 36–40.
- [14] 康华, 王帆, 刘文爱, 等. A²O 工艺处理低温污水污泥膨胀及恢复机理研究[J]. 环境科学与技术, 2022, 45(6): 117–123.
- KANG H, WANG F, LIU W A, et al. Study on sludge bulking and recovery mechanism for low temperature sewage treatment by A²O process[J]. Environmental Science & Technology, 2022, 45(6): 117–123.
- [15] 李松亚, 王林裴, 吴俊峰, 等. 城市污水处理厂微生物群落特征与群体感应调控[J]. 环境工程学报, 2022, 16(11): 3705–3715.
- LI Y S, WANG L P, WU J F, et al. Microbial community characteristics and their quorum sensing regulation in municipal wastewater treatment plants [J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2022, 16(11): 3705–3715.
- [16] 王启镔, 龚春辰, 魏彬, 等. 季节性气候变化下污水处理厂性能及污泥特性分析[J]. 给水排水, 2021, 57(3): 49–54.
- WANG Q B, GONG C C, WEI B, et al. Analysis of wastewater treatment plant performance and sludge characteristics under seasonal climate change[J]. Water & Wastewater Engineering, 2021, 57(3): 49–54.
- [17] 王凯, 李一平, 赖秋英, 等. 沿海地区污水处理厂雨水混入率对设计规模的影响[J]. 水资源保护, 2020, 36(3): 76–82.
- WANG K, LI Y P, LAI Q Y, et al. Influence of rainwater mixing rate on design scale of sewage treatment plant in coastal area[J]. Water Resources Protection, 2020, 36(3): 76–82.
- [18] 尚越飞, 宗倪, 齐蝶, 等. 典型城市污水生物处理工艺的冬季运行稳定性分析[J]. 中国给水排水, 2021, 37(19): 78–84.
- SHANG Y F, ZONG N, QI R, et al. Operation stability of typical urban sewage biological nutrients removal process in winter[J]. China Water & Wastewater, 2021, 37(19): 78–84.
- [19] 张俊. 冬季 A²O 工艺在城市污水处理厂的运行经验总结[J]. 中国给水排水, 2018, 34(18): 114–117.
- ZHANG J. Operation practice of A²O process in a municipal sewage treatment plant in winter [J]. China Water & Wastewater, 2018, 34(18): 114–117.
- [20] 杨红, 白文龙, 梅小乐, 等. 寒冷地区冬季脱氮除磷工艺调控及效果分析[J]. 中国给水排水, 2021, 37(6): 107–111.
- YANG H, BAI W L, MEI X L, et al. Adjustment and analysis of nitrogen and phosphorus removal process to resist winter in cold regions[J]. China Water & Wastewater, 2021, 37(6): 107–111.
- [21] 张涛, 余冉. 低温对市政污水生物处理的影响及对策[J]. 净水技术, 2022, 41(6): 24–29, 38.
- ZHANG T, YU R. Influence and countermeasures of low temperature on biological process for municipal wastewater treatment[J]. Water Purification Technology, 2022, 41(6): 24–29, 38.
- [22] 何元浦, 范海涛, 刘国华, 等. 污水生物处理过程中曝气控制策略的研究进展及趋势[J]. 环境工程, 2021, 39(6): 34–41, 121.
- HE Y P, FAN H T, LIU G H, et al. Status and trend of aeration control strategy during biological wastewater treatment [J]. Environmental Engineering, 2021, 39(6): 34–41, 121.
- [23] 吴海珍, 韦聪, 于哲, 等. 废水好氧生物处理工艺中氧的传递与强化的理论与实践[J]. 化工进展, 2018, 37(10): 4033–4043.
- WU H Z, WEI C, YU Z, et al. Oxygen dissolution and gas liquid mass transfer in aerobic biological wastewater treatment: Theory and practice [J]. Chemical Industry and Engineering Progress, 2018, 37(10): 4033–4043.
- [24] 张显忠, 戴晓虎, 唐建国, 等. 生物工艺过程控制系统的设汁及节能降耗估算[J]. 中国给水排水, 2019, 35(9): 77–82.
- ZHANG X Z, DAI X H, TANG J G, et al. Design of biological process control system and estimation of its energy-saving & cost-

- reducing [J]. China Water & Wastewater, 2019, 35(9) : 77–82.
- [25] HENKEL J. Oxygen transfer phenomena in activated sludge [D]. Germany: Technischen Universität Darmstadt, 2010.
- [26] 李云辉. 长期运行期间微孔曝气系统氧传质效率的影响因素及污染控制 [J]. 净水技术, 2021, 40(6) : 28–34, 61.
LI Y H. Influencing factors and fouling control of oxygen mass-transfer efficiency for fine-bubble aeration system during long-
- term operation [J]. Water Purification Technology, 2021, 40(6) : 28–34, 61.
- [27] 布吉红. 基于 OUR 曝气控制系统在污水厂中的应用 [J]. 中国给水排水, 2021, 37(11) : 58–62.
BU J H. Application of oxygen uptake rate aeration control system in wastewater treatment plant [J]. China Water & Wastewater, 2021, 37(11) : 58–62.

(上接第 59 页)

- [7] JIN T, PEYDAYESH M, MEZZENGA R. Membrane-based technologies for per- and poly-fluoroalkyl substances (PFASs) removal from water: Removal mechanisms, applications, challenges and perspectives [J]. Environment International, 2021, 157: 106876. DOI: 10.1016/j.envint.2021.106876.
- [8] BANKS D, JUN B, HEO J, et al. Selected advanced water treatment technologies for perfluoroalkyl and polyfluoroalkyl substances: A review [J]. Separation and Purification Technology, 2020, 231: 115929. DOI: 10.1016/j.seppur.2019.115929.
- [9] KOTHAWALA D N, KÖHLER S J, ÖSTLUND A, et al. Influence of dissolved organic matter concentration and composition on the removal efficiency of perfluoroalkyl substances (PFASs) during drinking water treatment [J]. Water Research, 2017, 121: 320–328. DOI: 10.1016/j.watres.2017.05.047.
- [10] GAGLIANO E, SGROI M, FALCIGLIA P P, et al. Removal of poly- and perfluoroalkyl substances (PFAS) from water by adsorption: Role of PFAS chain length, effect of organic matter and challenges in adsorbent regeneration [J]. Water Research, 2020, 171: 115381. DOI: 10.1016/j.watres.2019.115381.
- [11] PATTERSON C, BURKHARDT J, SCHUPP D, et al. Effectiveness of point-of-use/point-of-entry systems to remove per- and polyfluoroalkyl substances from drinking water [J]. AWWA Water Science, 2019, 1(2) : e1131. DOI: 10.1002/aws2.1131.
- [12] HERKERT N J, MERRILL J, PETERS C, et al. Assessing the effectiveness of point-of-use residential drinking water filters for perfluoroalkyl substances (PFASs) [J]. Environmental Science and Technology Letters, 2020, 7(3) : 178–184.
- [13] HE A, LU Y, CHEN F, et al. Exploring the origin of efficient adsorption of poly- and perfluoroalkyl substances in household point-of-use water purifiers: Deep insights from a joint experimental and computational study [J]. Science of the Total Environment, 2022, 831: 154988. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2022.154988.
- [14] PARK M, WU S, LOPEZ I J, et al. Adsorption of perfluoroalkyl substances (PFAS) in groundwater by granular activated carbons: Roles of hydrophobicity of PFAS and carbon characteristics [J]. Water Research, 2020, 170: 115364. DOI: 10.1016/j.watres.2019.115364.
- [15] MCCLEAF P, ENGLUND S, ÖSTLUND A, et al. Removal efficiency of multiple poly- and perfluoroalkyl substances (PFASs) in drinking water using granular activated carbon (GAC) and anion exchange (AE) column tests [J]. Water Research, 2017, 120: 77 – 87. DOI: 10.1016/j.watres.2017.04.057.
- [16] CANTONI B, TUROLLA A, WELLMITZ J, et al. Perfluoroalkyl substances (PFAS) adsorption in drinking water by granular activated carbon: Influence of activated carbon and PFAS characteristics [J]. Science of the Total Environment, 2021, 795: 148821. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2021.148821.
- [17] YUAN J, MORTAZAVIAN S, PASSEPORT E, et al. Evaluating perfluorooctanoic acid (PFOA) and perfluorooctanesulfonic acid (PFOS) removal across granular activated carbon (GAC) filter-adsorbers in drinking water treatment plants [J]. Science of the Total Environment, 2022, 838: 156406. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2022.156406.
- [18] MASTROPIETRO T F, BRUNO R, PARDO E, et al. Reverse osmosis and nanofiltration membranes for highly efficient PFASs removal: Overview, challenges and future perspectives [J]. Dalton Transactions, 2021, 50: 5398–5410. DOI: 10.1039/d1dt00360g.
- [19] XIONG J, HOU Y, WANG J, et al. The rejection of perfluoroalkyl substances by nanofiltration and reverse osmosis: Influencing factors and combination processes [J]. Environmental Science: Water Research and Technology, 2021, 7: 1928 – 1943. DOI: 10.1039/d1ew00490e.