

仇付国, 杜艳龙, 彭玉婷, 等. 水厂生物活性炭滤池去除多种有机污染物效果评估[J]. 净水技术, 2026, 45(5): 54-62.

Qiu F G, Du Y L, Peng Y T, et al. Evaluation of BAC filter for multiple organic contaminants removal in WTPs[J]. Water Purification Technology, 2026, 45(5): 54-62.

水厂生物活性炭滤池去除多种有机污染物效果评估

仇付国¹, 杜艳龙^{1,2}, 彭玉婷^{2,3}, 贾廷方^{2,4}, 王振宇², 程晓宇², 季闻翔², 蒋菱^{5,*}, 蒋才芳⁵, 许谦⁵, 董慧峪^{2,*}

(1. 北京建筑大学城市雨水系统与水环境教育部重点实验室, 北京 100044; 2. 中国科学院生态环境研究中心区域环境安全全国重点实验室环境水质学重点实验室, 北京 100085; 3. 河北科技大学环境科学与工程学院, 河北石家庄 050018; 4. 天津城建大学环境与市政工程学院, 天津 300384; 5. 广西绿城水务集团股份有限公司, 广西南宁 530029)

摘要 在气候变化与水源污染叠加的背景下, 水源中检出多种有机污染物。常规“混凝-沉淀-砂滤-消毒”净水工艺在健康相关风险控制与新污染物(ECs)去除方面存在局限, 引入生物活性炭(BAC)滤池可提升风险控制水平与污染物深度处理能力, BAC滤池在我国水厂常规工艺升级改造中已被普遍采用。【目的】 本文旨在评估增设BAC滤池后对水源中多种有机污染物的去除效果及每季度处理效果的稳定性, 同时为水厂后续工艺改造提供数据支撑。【方法】 对南方某市常规处理工艺与在常规工艺基础上增加BAC滤池2个水厂各处理工艺出水进行为期一年检测, 评估了2个水厂高锰酸盐指数、水中溶解性有机物(DOM)、消毒副产物(DBPs)生成势(DBPs FP)与ECs去除情况。【结果】 增设BAC滤池对高锰酸盐指数与浊度去除无明显提升, 但对DOM中富里酸类与腐植酸类物质的去除效果提升显著, 去除率可达到50%以上, 对芳香性蛋白类物质的去除率由不足20%提升至60%以上; 样品在254 nm处的紫外吸光度(UV₂₅₄)的去除效果与芳香性蛋白的去除效果一致, 各季度UV₂₅₄去除率稳定在60%以上, 相比常规处理工艺效果提高20%左右。DBPs FP去除率各季度在55%以上, 冬季去除效果最佳, 去除率达到80%以上; 出水DBPs毒性以卤乙醛与卤乙腈为主, 占总毒性的75%以上, 增设BAC滤池后各季度对这两类物质的去除率提升至50%以上, 使出水DBPs毒性降低50%以上, 较常规处理工艺处理效果提升20%左右。因水中部分ECs具有水溶性高、分子尺寸较小与化学稳定性强等特性, 导致仅采用常规处理工艺去除效果较差, 去除率仅为40%左右, 无法使此类污染物得到有效去除; 增设BAC滤池后, 处理效果明显增强, 各季度农药类污染物去除率达到90%以上, 抗生素类污染物去除率达到97%以上。【结论】 BAC深度处理工艺的增加对各季度水中DOM不同组分的去除效果明显提升, 减少了DBPs的生成, 使出水ECs控制在较低水平, 表现出优异的去除效果与稳定性。

关键词 生物活性炭 溶解性有机物 消毒副产物 新污染物 稳定性

中图分类号: TU991 文献标志码: A 文章编号: 1009-0177(2026)05-0054-09

DOI: 10.15890/j.cnki.jsjs.2026.05.008

Evaluation of BAC Filter for Multiple Organic Contaminants Removal in WTPs

Qiu Fuguo¹, Du Yanlong^{1,2}, Peng Yuting^{2,3}, Jia Tingfang^{2,4}, Wang Zhenyu², Cheng Xiaoyu², Ji Wenxiang², Jiang Ling^{5,*}, Jiang Caifang⁵, Xu Qian⁵, Dong Huiyu^{2,*}

(1. Key Laboratory of Urban Stormwater System and Water Environment of Ministry of Education, Beijing University of Civil Engineering and Architecture, Beijing 100044, China;

2. Key Laboratory of Environmental Aquatic Chemistry, State Key Laboratory of Regional Environment and Sustainability, Research Center for Eco-Environmental Sciences, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100085, China;

3. College of Environmental Science and Engineering, Hebei University of Science and Technology, Shijiazhuang 050018, China;

4. School of Environmental and Municipal Engineering, Tianjin Chengjian University, Tianjin 300384, China;

5. Guangxi Nanning Waterworks Group Co., Ltd., Nanning 530029, China)

[收稿日期] 2025-09-06

[基金项目] 广西重点研发计划(AB24010225); 广西绿城水务集团股份有限公司企业研发项目

[作者简介] 仇付国(1974—), 男, 教授, 研究方向为水处理理论与技术、环境污染健康风险评估, E-mail: qiufuguo@bucea.edu.cn。

[通信作者] 蒋菱(1994—), 女, 工程师, 研究方向为水处理工艺技术, E-mail: 1248187574@qq.com;

董慧峪(1983—), 男, 研究员, 研究方向为水质深度净化与消毒, E-mail: hydong@rcees.ac.cn。

Abstract Under the background of combined climate change and source-water pollution, multiple organic contaminants have been detected in water sources. The conventional “coagulation-sedimentation-sand filtration-disinfection” water purification treatment process still exhibits limitations in terms of health related risk control and the removal of emerging contaminants (ECs). The introduction of biological activated carbon (BAC) filter can enhance the level of risk control and the advanced removal capacity of pollutants. Accordingly, BAC filter has been widely incorporated into the upgrading and reconstruction of conventional treatment processes at water treatment plants (WTPs) in China. [**Objective**] This paper aims to evaluate the removal performance of various organic contaminants and the seasonal stability of treatment efficiency after the addition of a BAC filter, providing technical support for future process reconstruction in WTPs. [**Methods**] A one-year detection was conducted on finished water from two WTPs of a certain City in southern China, one using a conventional treatment process and the other equipped with an additional BAC filter following the conventional process. The performance of the two WTPs in removing permanganate index, dissolved organic matter (DOM), disinfection by-products (DBPs) formation potential (DBPs FP), and ECs was evaluated. [**Results**] The addition of the BAC filter did not significantly enhance the removal of the permanganate index or turbidity. However, it markedly improved the removal of fulvic acid-like and humic acid-like fractions in DOM, achieving removal efficiencies exceeding 50%. The removal of aromatic protein-like substances increased from below 20% to over 60%. The removal of the sample at 254 nm (UV_{254}) followed a similar pattern, remaining stable above 60% across all seasons—approximately 20% higher than that of the conventional process. The removal of DBPs FP remained above 55% throughout all seasons, peaking in winter at over 80%. The toxicity of DBPs was dominated by haloacetaldehydes and halonitriles, accounting for more than 75% of total DBPs-associated toxicity. After adding the BAC filter, the removal efficiencies of these two DBP groups increased to over 50% in all seasons, resulting in more than a 50% reduction in DBPs toxicity of finished water—about 20% higher than the conventional treatment. Due to their high solubility, small molecular size, and strong chemical stability, certain ECs exhibited poor removal (<40%) under the conventional process. In contrast, the addition of BAC filter substantially improved treatment performance, achieving over 90% removal for pesticide contaminants and up to 97% for antibiotics across all seasons. [**Conclusion**] The addition of BAC advanced treatment markedly enhances the removal of different DOM fractions in water in all seasons, reduces DBPs formation, and maintains ECs in finished water at low levels, demonstrating superior removal efficiency and process stability.

Keywords biological activated carbon (BAC) dissolved organic matter (DOM) disinfection by-products (DBPs) emerging contaminants (ECs) stability

面向《生活饮用水卫生标准》(GB 5749—2022)的更高水质目标与公众健康诉求,常规净水工艺虽可稳定满足合规指标,但在消毒副产物(DBPs)综合毒性与痕量级新污染物的风险控制上仍有优化空间。近年来,受降雨径流与流域面源输入影响,原水溶解性有机物(DOM)季节性波动增强,DBPs前体暴露与微量污染物检出呈现明显的季节变化,这对以化学与物理分离为主的常规流程提出更高挑战^[1-2]。

颗粒活性炭凭借较高的比表面积与合适的孔径分布^[3-4],可高效吸附芳香族与疏水性前体物质,同时在运行中形成生物活性炭(BAC),通过异养微生物消耗可同化有机碳与降解亲水性小分子,实现“吸附+生物”协同,并降低氯化后生成DBPs的风险,提高了出水生物稳定性^[5-11]。基于工程可行性与应对季节和突发波动的需要,本文以同源来水的2座规模化水厂为对象(A厂:常规;B厂:常规+

BAC),通过为期1年的并行监测,系统评估BAC对DOM组成、样品在254 nm处的紫外吸光度(UV_{254})、DBPs生成势(DBPs FP)与DBPs毒性,以及对代表性农药与抗生素的去除效能与季节稳定性,明确其对高品质供水关键指标的边际贡献与适用边界。

1 材料和方法

1.1 水厂工艺流程与样品采集

2座水厂均位于珠江上游区域,为南方某市不同区域供水,水厂原水均取自Y江,该水源基础水质良好,各项指标如溶解氧、电导率、浑浊度、高锰酸盐指数、氨氮、总磷、总氮等16项水质参数大部分时段均达到或优于Ⅱ类地表水标准^[12]。两厂概况如表1所示。为保证可比性,试验严格执行“同源来水、同期采样、相近常规工况”的原则;比较的主要变量为“是否设置BAC滤池”。水厂净水工艺流程如图1所示。

表 1 常规处理工艺水厂 A 与 BAC 滤池水厂 B 工艺参数

Tab. 1 Process Parameters of Conventional Treatment Process WTP A and BAC Filter WTP B

水厂名称	水厂相关信息
A 厂	水厂总供水规模为 $7.0 \times 10^5 \text{ m}^3/\text{d}$; 现有工艺构筑物包括网格絮凝池、平流沉淀池、V 型滤池、双阀滤池、清水池、送水泵房以及生产废水、污泥回收处理系统; 生产工艺控制实现现场手动控制、单元集中控制和全厂全自动控制三级控制; 出厂水水质达到国家《生活饮用水卫生标准》(GB 5749—2022) 的要求
B 厂	水厂总供水规模为 $3.0 \times 10^5 \text{ m}^3/\text{d}$, 2024 年 6 月 BAC 滤池建成投产; 满足日常处理需求滤池分为 20 格, 按双排布置, 总平面尺寸为长(L)×宽(B) = $79.4 \text{ m} \times 40.6 \text{ m}$, 有效过滤面积为 86.5 m^2 ; 滤池采用压块破碎炭作为滤料, 滤料厚度为 2.0 m, 有效粒径(d_{10}) = 1.5 mm; 冲洗方式采用“气冲-水冲”, 依次进行 3 min 气冲, 静置 10 min, 再进行 10 min 水冲

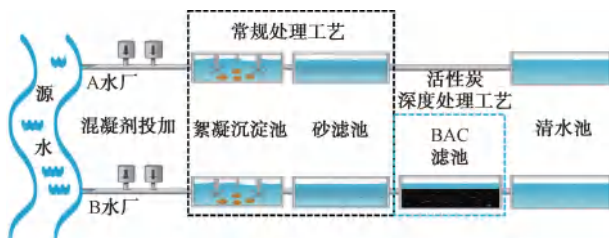


图 1 水厂净水工艺流程

Fig. 1 Water Purification Process Flow of WTPs

使用 2.5 L 聚乙烯采样桶收集 A、B 2 座水厂进水及各处理环节出水。取样前, 采用超纯水对采样桶清洗 3 次以上, 以保证采样的准确性。采样完成后, 所有样品经 $0.45 \mu\text{m}$ 滤膜过滤后置于 $4 \text{ }^\circ\text{C}$ 避光条件下保存, 并在 2 d 内完成水样预处理操作。

1.2 试剂与材料

次氯酸钠(分析级, 国药), 氯化铵(分析纯, 国药), 浓硫酸(分析纯, 国药), 无水硫酸钠(分析纯, 国药), 甲基叔丁基醚(液相级, 费希尔化学), N, O-双(三甲基硅基)三氟乙酰胺(液相级, J&K Science Ltd), 甲醇(色谱纯, Fisher), 乙二醇四乙酸二钠(分析级, 国药)。

1.3 分析检测方法

基础水质指标分析: 浊度采用上海雷磁 WZB-170 便携式浊度仪测定; 高锰酸盐指数采用高锰酸盐指数法滴定测定。

光谱分析: UV_{254} 采用紫外分光光度法, 使用 DR6000 紫外-可见分光光度计(HACH)测定; 三维荧光光谱(3D-EEMs)通过 1 cm 全透明石英比色皿使用 Cary Eclipse 型荧光分光光度计测定。进行数据分析前需减去超纯水荧光光谱, 以去除拉曼散射效应, 后续使用 MATLAB R2020a 软件进行数据处理^[13]。对 DOM 的 3D-EEMs 分析通常采用荧光区域积分法(FRI), FRI 将 3D-EEMs 根据 DOM 的荧光特性分为 5 个区域: I 区表示芳香类蛋白($E_x/E_m =$

$200 \sim 250 \text{ nm}/280 \sim 330 \text{ nm}$); II 区表示芳香性蛋白 II (五日生化需氧量的含苯环类蛋白, $E_x/E_m = 200 \sim 250 \text{ nm}/330 \sim 380 \text{ nm}$); III 区表示富里酸类物质($E_x/E_m = 200 \sim 250 \text{ nm}/380 \sim 550 \text{ nm}$); IV 区表示微生物副产物($E_x/E_m = 250 \sim 400 \text{ nm}/280 \sim 380 \text{ nm}$); V 区表示腐植酸类物质($E_x/E_m = 250 \sim 400 \text{ nm}/380 \sim 550 \text{ nm}$)。最后, 将不同范围内的荧光强度积分以量化 DOM 组成与变化^[13]。

样品消毒处理: 取适量过滤后水样于 100 mL 顶空自动进样瓶内进行消毒处理, 装入水样后顶空 < 10%。加入 2 mg/L 次氯酸钠在室温 [$(25 \pm 2) \text{ }^\circ\text{C}$] 下避光反应 24 h 后, 加入氯化铵淬灭, 氯化铵与余氯摩尔比为 1.5 : 1.0^[14]。以消毒后样品 DBPs 的生成量来表征 DBPs 前体物含量, 即 DBPs FP。

DBPs FP 分析: 使用液液萃取的方法提取消毒后样品生成的 DBPs。取 100 mL 消毒后样品转移至蓝盖瓶内, 加入适量浓硫酸, 使水样 pH 值 < 1; 然后加入 15 g 无水硫酸钠, 以提纯有机相; 加入 8 mL 甲基叔丁基醚, 以萃取分离有机相; 使用腕式振荡器振荡 10 min 后静置, 在水相与有机相产生明显分层时(约 10 min)将有机相转移至氮吹管内, 重复甲基叔丁基醚操作后再次振荡提取有机相, 以保证有机相得到充分提取。将得到的有机相通过无水硫酸钠-玻璃纤维柱充分去除水分。然后把提取物氮吹至 200 μL , 转移至棕色气相小瓶内。加入 10 μL 内标(1, 2-二溴丙烷, 25 mg/L), 充分混合后, 分离出 100 μL 样品并加入 10 μL N, O-双(三甲基硅基)三氟乙酰胺进行衍生化, 用以非挥发性的卤乙酸(HAAs)的测定; 剩下的一份用于测定挥发性的 DBPs[包括三卤甲烷(THMs)、卤乙醛(HALs)、卤乙腈(HANs)、卤代酮(HKs)与卤代乙酰胺(HAMs)]。使用安捷伦气相色谱-质谱仪(7890A-5975C, GC-

MS)检测 DBPs 的浓度^[15]。

新污染物分析:取 1 L 过滤后水样,加入体积分数为 40%的硫酸溶液将 pH 值调节到 2~3,同时加入 2.5 mL 浓度为 0.2 mol/L 的乙二胺四乙酸二钠,以去除金属离子的干扰,最后用亲水-亲脂平衡固相萃取柱对水样中新污染物进行富集。处理后样品转移至棕色液相小瓶内,于-20 ℃条件下保存至分析;样品使用超高液相色谱-三重四级杆质谱分析,采用 ACQUITY BEH C18 色谱柱,以正离子模式 ESI 离子源测定^[16-18]。

2 结果与讨论

2.1 BAC 滤池去除高锰酸盐指数与浊度效果

原水高锰酸盐指数与浊度随季节产生波动,秋季值较高,这可能是由于降水径流、进入水体内的

腐植酸与周边的有机物等增加,使水体负荷增大^[19-21]。两厂对高锰酸盐指数与浊度去除效果如图 2 所示,1 年内原水高锰酸盐指数跨度较大,为 0.3~2.3 mg/L,但主要集中在 1.3 mg/L;A、B 2 厂出水高锰酸盐指数集中在 0.8 mg/L,且最大值 < 1.3 mg/L。对于浊度而言,1 年内大部分时间处于低浊度水平(< 20 NTU),秋季随着大量降水的到来浊度明显上升,最高可达 130 NTU;但 A、B 2 厂出水浊度稳定,常年低于 0.4 NTU。由此可知,BAC 滤池的增设并未明显提高对高锰酸盐指数与浊度的去除效果;且该地区常规处理工艺对于常规出水指标完全满足出水需求,远低于《生活饮用水卫生标准》(GB 5749—2022)的出水要求(高锰酸盐指数 ≤ 3.0 mg/L、浊度 ≤ 1.0 NTU)。

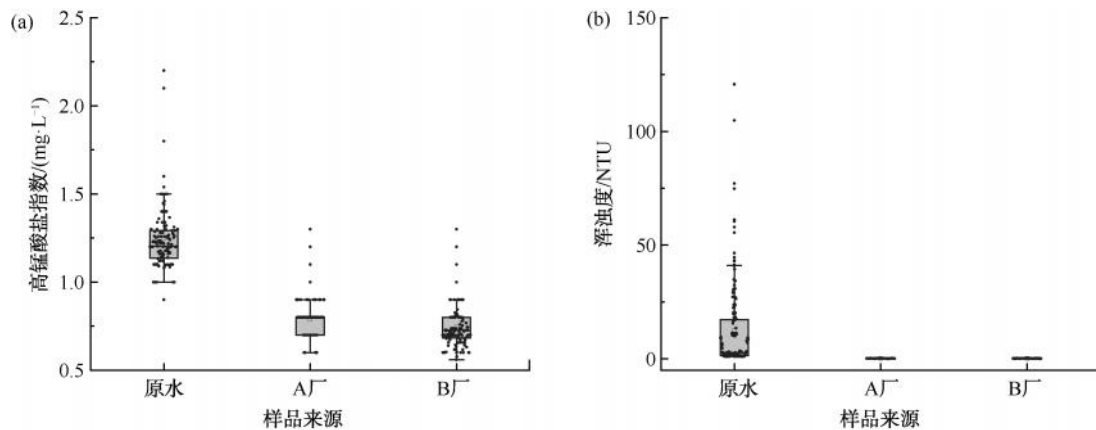


图 2 出水(a)高锰酸盐指数;(b)浊度变化

Fig. 2 Changes of (a) Permanganate Index; and (b) Turbidity in Finished Water

2.2 BAC 滤池对 DOM 去除的影响

分析出水荧光光谱图(图 3)与荧光组分图(图 4)可知,A 厂滤后水 I 区、II 区与 III 区存在特征峰,且 FRI 积分面积无明显变化,因此 A 厂出水 I 区、II 区与 III 区仍存在明显特征峰,表明仅通过常规处理工艺仅能去除部分富里酸类与腐植酸类物质,对芳香性蛋白类物质和微生物副产物等物质的无明显效果。B 厂出水经 BAC 滤池吸附后,各荧光组分较 A 厂出水有明显降低,对富里酸类与腐植酸类物质去除率可达 50%以上,同时对芳香性蛋白类物质的去除效果也有明显提升——由不足 20% 提升至 60%以上。

UV_{254} 用于反映水样中芳香族有机物含量,其主要依靠 BAC 的吸附作用去除^[22]。如图 5 所示,

原水 UV_{254} 秋季最高,达到 0.035 cm^{-1} ,进一步说明秋季原水水体 DOM 含量的上升。A 厂各季度 UV_{254} 分别为 0.016 、 0.017 、 0.019 cm^{-1} 与 0.017 cm^{-1} ;去除率分别为 37.74%、43.33%、47.14%与 41.38%,各季度去除率保持稳定,在 40%左右;通过 B 厂出水 UV_{254} 可以看出,新增 BAC 滤池后,出厂水对 UV_{254} 得到有明显降低,各季度出水 UV_{254} 分别为 0.010 、 0.012 、 0.013 cm^{-1} 与 0.012 cm^{-1} ;去除率分别为 62.26%、60.00%、64.29%与 58.62%,去除效果提高 20%左右,且各季度去除效果保持稳定。

2.3 BAC 滤池对 DBPs 前体物去除效果

为对比增加 BAC 深度处理工艺后与常规处理工艺的效果,A 厂采用砂滤出水,B 厂采用 BAC 滤

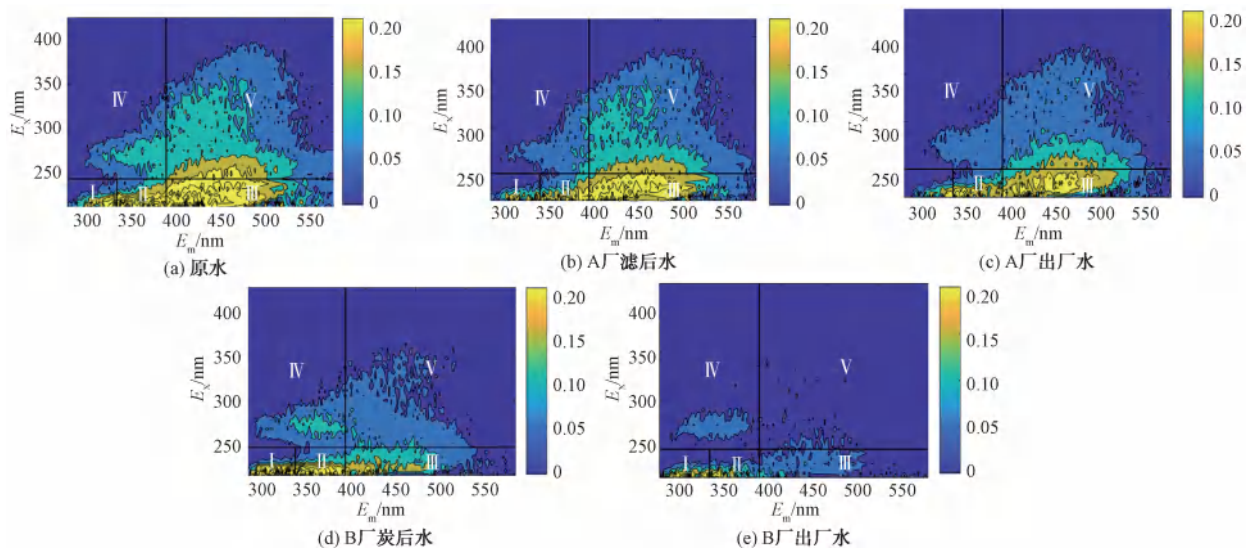


图3 出水荧光光谱变化

Fig. 3 Changes of the Fluorescence Spectrum in Finished Water

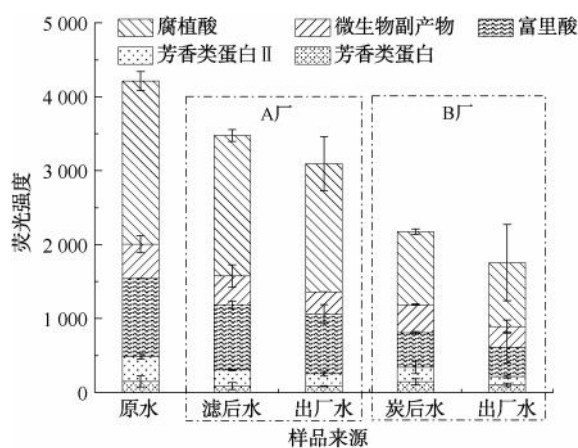


图4 出水荧光组分变化

Fig. 4 Changes of the Fluorescence Components in Finished Water

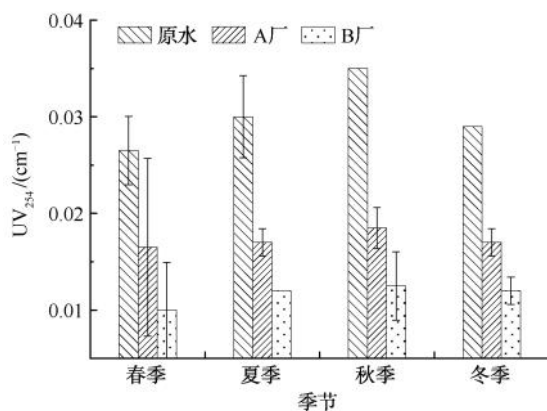


图5 不同季节出水 UV₂₅₄ 变化

Fig. 5 Changes of UV₂₅₄ in Finished Water in Different Seasons

池出水分别作为两厂出水进行氯消毒处理,以其 DBPs FP 表征 DBPs 前体物去除效果并进行毒性分析。

两厂各季度出厂水 DBPs FP 如图 6 所示。一年内,原水 DBPs FP 以秋季检出质量浓度最高 $[(57.31 \pm 28.29) \mu\text{g/L}]$ 。冬季质量浓度最低 $[(27.86 \pm 13.87) \mu\text{g/L}]$,这可能是由秋季降雨增加,造成水体 DOM 含量增高,使原水中 DBPs 前体物浓度增大所致^[19];原水 DBPs 以 THMs 与 HAAs 为主,达到总检出浓度的 50%与 20%左右,检出结果与一般研究^[23]结论保持一致。

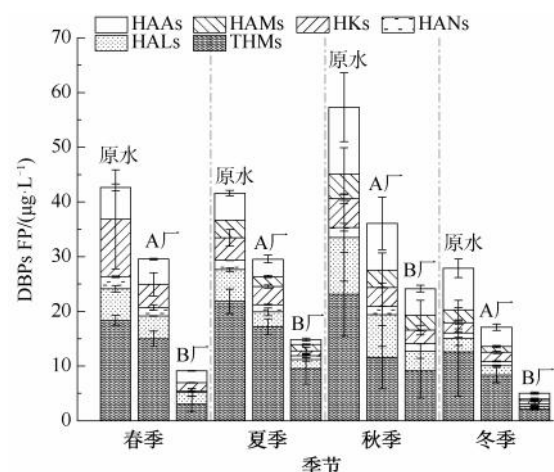


图6 不同季节出水 DBPs FP 变化

Fig. 6 Changes of DBPs FP in Finished Water in Different Seasons

A 厂各季度 DBPs FP 去除率保持在 30% ~ 40%,冬季去除效率最高,达到 38.64%。与 A 厂

相比, B厂增加 BAC 深度处理工艺后各季度 DBPs FP 去除率均得到明显提升, 去除率在 55% 以上, 同 A 厂类似, 冬季对 DBPs FP 的去除率最高, 达到 81.93%, 使出水 DBPs FP 质量浓度达到 5 $\mu\text{g/L}$; 秋季可能因水中 DOM 含量增大, 去除效率较低, 仅为 57.80%, 但仍使出水 DBPs FP < 25 $\mu\text{g/L}$, 远低于《生活饮用水卫生标准》(GB 5749—2022) 限值。在生成的各类 DBPs 中, A 厂对 THMs 与 HANs 的去除效果较差, 仅为 20% 左右; 对 HAMs 有较好的去除效果, 可达到 40% 左右。B 厂对各

类 DBPs 均有较好的去除效果, 对 THMs 与 HANs 的去除效果各季度均保持在 60% 左右, 对 HAMs 的去除率最高可达到 96.80%, 较 A 厂处理效果得到明显提升。

研究^[24-26]表明, HALs、HANs、HKs 与 HAMs, 这几类 DBPs 具有较高的细胞毒性与遗传毒性, 对环境和人类健康构成更大的威胁, 评估出水各类 DBPs 的毒性就显得尤为必要。本文以中国仓鼠卵巢 (CHO) 细胞毒性试验^[27]来计算各类 DBPs 毒性变化, 如表 2 所示。

表 2 出水 DBPs CHO 细胞毒性
Tab. 2 CHO Cell Cytotoxicity of DBPs in Finished Water

季节	样品来源	DBPs CHO 细胞毒性				
		THMs	HALs	HANs	HAMs	HAAs
春季	原水	9.70×10^{-6}	3.685×10^{-4}	3.098×10^{-4}	4.860×10^{-5}	9.540×10^{-5}
	A 厂	5.60×10^{-6}	2.379×10^{-4}	1.765×10^{-4}	3.700×10^{-6}	7.020×10^{-5}
	B 厂	3.70×10^{-6}	1.740×10^{-4}	1.132×10^{-4}	0.500×10^{-6}	4.700×10^{-5}
夏季	原水	1.52×10^{-5}	4.501×10^{-4}	5.063×10^{-4}	4.530×10^{-5}	9.520×10^{-5}
	A 厂	1.16×10^{-5}	3.723×10^{-4}	3.148×10^{-4}	4.210×10^{-5}	7.280×10^{-5}
	B 厂	9.70×10^{-6}	2.002×10^{-4}	2.396×10^{-4}	2.150×10^{-5}	5.990×10^{-5}
秋季	原水	1.73×10^{-5}	1.117×10^{-3}	5.743×10^{-4}	1.675×10^{-4}	1.576×10^{-4}
	A 厂	1.20×10^{-5}	9.182×10^{-4}	4.222×10^{-4}	1.108×10^{-4}	1.318×10^{-4}
	B 厂	3.10×10^{-6}	5.572×10^{-4}	2.890×10^{-4}	7.260×10^{-5}	1.074×10^{-4}
冬季	原水	1.42×10^{-5}	2.587×10^{-4}	3.216×10^{-4}	6.060×10^{-5}	9.840×10^{-5}
	A 厂	1.06×10^{-5}	1.916×10^{-4}	2.858×10^{-4}	4.610×10^{-5}	7.120×10^{-5}
	B 厂	7.60×10^{-6}	1.203×10^{-4}	2.552×10^{-4}	1.960×10^{-5}	4.580×10^{-5}

注: HKs 的 CHO 细胞毒性一般不计算。

由表 2 可知, DBPs CHO 细胞毒性以秋季最高, 各季度 CHO 细胞毒性以 HALs 与 HANs 为主, 二者占出水总毒性的 75% 以上, 因此在净水工艺中应尽量保证 HALs 与 HANs 前体物的去除。B 厂各季度出厂水对 DBPs CHO 细胞毒性的去除效果稳定, 均为 50% 以上; 对 HALs 与 HANs 的 CHO 细胞毒性去除效果均在 50% 以上, 对比 A 厂 20% 的去除效果有明显提升。

整体去除效果冬季表现更佳, 可能是因为温度偏低减缓芳香族溶出与藻源 DOM 输入, 叠加更稳定的出水余氯控制, 使 DBPs FP 与毒性降幅更大。HALs 和 HANs 对毒性的贡献 > 75%, 而经 BAC 处理后, 毒性降幅 > 50%, 较无 BAC 的常规流程 (约 20%) 具有明显优势。同时, BAC 通过微孔/中孔对

芳香族与疏水性大分子富集, 抑制含苯环前体进入消毒单元; 滤床生物膜进一步消耗可同化有机碳并降解亲水性小分子, UV₂₅₄ 与蛋白样峰的协同下降既降低可卤化官能团供给, 也减少氯化阶段 HALs 与 HANs 的生成潜势, 从而在 DBPs FP 与 CHO 细胞毒性上呈系统性下降。

2.4 BAC 滤池对新污染物去除效果

其中检出农药类污染物 6 小类, 共 27 种。(1) 三唑类: 苯醚甲环唑、腈菌唑、氟环唑、多效唑、丙环唑、三唑醇、己唑醇、戊唑醇; (2) 烟碱类及酰胺类: 甲霜灵、吡虫啉、啉虫脒、啉酰菌胺、异丙甲草胺与噻虫嗪; (3) 氨基甲酸酯类: 异丙威、仲丁威、抗蚜威与克百威; (4) 苯并咪唑类: 多菌灵; (5) 有机磷类: 乐果与水胺硫磷; (6) 其他类: 噻嗪酮、莠灭净、

稻瘟灵、噁菌酯、烯酰吗啉与嘧霉胺。检出抗生素类污染物 5 小类,共 14 种。(1)磺胺类:磺胺嘧啶、磺胺二甲嘧啶、磺胺对甲氧嘧啶、甲氧苄啶、磺胺甲恶唑、磺胺氯吡啶;(2)氟喹诺酮类:氟甲喹、氧氟沙星;(3)四环素类:多西环素、氧四环素;(4)大环内酯类:红霉素、罗红霉素、脱水红霉素;(5)其他类:氟苯尼考。

原水内农药类污染物[图 7(a)]检出浓度,秋季最高,质量浓度达到 410 ng/L,远远超出其他季节,这可能是因为南方地区 8 月下旬进入农忙时节,农药用量升高;检出污染物以三唑类和烟碱类及酰胺类为主,占总检出质量浓度的 75%以上。A 厂对农药类污染物的去除率为 40%左右,但随着秋季农药类污染物浓度的升高,去除效果就明显减弱,出水检出总量可达到 300 ng/L;因三唑类农药和烟碱类及酰胺类农药具有高水溶性、小分子与强化学稳定性等特性,导致其不易被疏水性的滤料表面吸附,且远小于滤料孔隙,无法通过机械筛分截留的同时,也无法被滤池中的微生物在短时间内生物降解,导致常规处理工艺对此类污染物去除效果较差^[28-29],去除率仅为 10%左右,出水最高检出质量浓度可达

200 ng/L 以上。对比 A 厂,B 厂引入 BAC 深度处理工艺后,因 BAC 巨大的表面积和丰富的微孔结构,可以通过物理吸附作用高效去除水溶性的小分子有机物^[3],使对农药类污染物的去除效果得到大幅提高,总去除率稳定在 90%以上,使各季节检出总量 < 15 ng/L;对三唑类农药与烟碱类及酰胺类农药的去除率也稳定在 85%以上,使检出质量浓度控制在 10 ng/L。

抗生素类污染物[图 7(b)]检出以其他类(氟苯尼考)为主,占总检出浓度的 50%以上;同时因氟苯尼考的物理性质与三唑类农药和烟碱类及酰胺类农药高度相似^[30],导致砂滤工艺对其去除效果较差,且去除效果不稳定。但 BAC 对氟苯尼考有较好的吸附效果,使 B 厂出水对抗生素类污染物的去除率稳定在 97%以上,检出质量浓度 < 5 ng/L。

对新污染物,农药(如三唑类与烟碱类)与抗生素多具较高水溶性与小分子特征,常规砂滤难以筛分;BAC 的微孔、 π - π 与疏水相互作用主导吸附,BAC 为极性中小分子提供生物降解通道,实现“先吸附稳出水,再生物降解延寿命”的联动,从而实现各季节农药 90%以上与抗生素 97%以上的稳定去除。

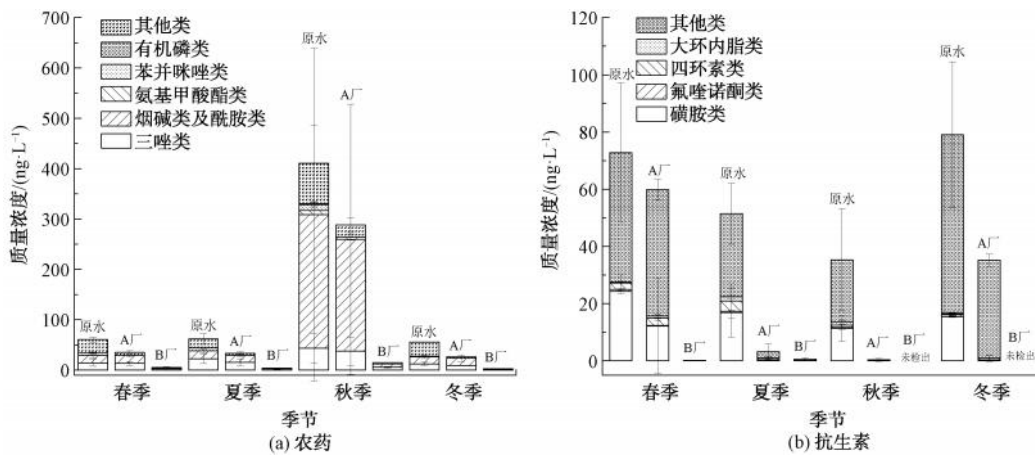


图 7 不同季节出水新污染物变化

Fig. 7 Changes of Emerging Contaminants in Finished Water of WTPs in Different Seasons

3 结论

(1)在同源来水的 1 年对比中,BAC 对常规可视指标提升有限,但对 DOM 组成具有决定性作用:富里酸、腐植酸与蛋白样峰显著下降,UV₂₅₄ 各季约 60%以上的去除率(较常规处理增加约 20%)。

(2)BAC 显著降低 DBPs 前体与毒性;DBPs FP 各季 ≥ 55%,冬季去除率达到 81.93%;出水毒性由

HALs 与 HANs 主导(>75%),在 BAC 作用下降幅 > 50%。

(3)对新污染物,BAC 实现高效且稳健的规模化去除:农药 > 90%,抗生素 > 97%,显著优于常规处理,支撑痕量级暴露控制。

(4)工程启示:BAC 通过“吸附锁定前体 + BAC 耗减亲水小分子”的协同路径,兼顾去除率与季节

稳定性,是面向高品质与健康风险控制目标的优先升级单元;运行上建议关注滤速与周期性活化再生的平衡,以维持对芳香族与亲水小分子的双通道去除。

参考文献

- [1] 王莹莹,王刚. 臭氧-活性炭工艺在东营某水厂升级改造中的应用[J]. 净水技术, 2024, 43(6): 179-185.
Wang Y Y, Wang G. Application of ozone-activated carbon process in upgrading and reconstruction of a WTP in Dongying [J]. Water Purification Technology, 2024, 43(6): 179-185.
- [2] 任峰. 水处理工艺对消毒副产物生成及其前体物控制[J]. 净水技术, 2020, 39(12): 87-93.
Ren F. DBPs formation and precursors control by water treatment processes[J]. Water Purification Technology, 2020, 39(12): 87-93.
- [3] Dastgheib S A, Karanfil T, Cheng W. Tailoring activated carbons for enhanced removal of natural organic matter from natural waters[J]. Carbon, 2004, 42(3): 547-557.
- [4] 金磊. 粉末活性炭吸附去除原水抗生素类新污染物生产运营[J]. 净水技术, 2024, 43(7): 63-68.
Jin L. Operation management of powdered activated carbon adsorption for antibiotics emerging contaminants removal in raw water[J]. Water Purification Technology, 2024, 43(7): 63-68.
- [5] Salman J M, Njoku V O, Hameed B H. Adsorption of pesticides from aqueous solution onto banana stalk activated carbon[J]. Chemical Engineering Journal, 2011, 174(1): 41-48.
- [6] Tisler S, Mrkajic N S, Reinhardt L M, et al. A non-target evaluation of drinking water contaminants in pilot scale activated carbon and anion exchange resin treatments [J]. Water Research, 2025, 271: 122871. DOI: 10.1016/j.watres.2024.122871.
- [7] Wang Z C, Wang Q, Kyritsakas G, et al. Beyond activated carbon properties and hydrophobicity: Data-driven assessment of organic micro-pollutant treatability and mechanistic insights[J]. Water Research, 2025, 285: 124079. DOI: 10.1016/j.watres.2025.124079.
- [8] Feng Y M, Lau S S, Mitch W A, et al. Impacts of disinfection methods in a granular activated carbon (GAC) treatment system on disinfected drinking water toxicity[J]. Journal of Hazardous Materials, 2025, 490: 137737. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2025.137737.
- [9] Yu Y, Huang X, Chen R Y, et al. Control of disinfection byproducts in drinking water treatment plants: Insight into activated carbon filter[J]. Chemosphere, 2021, 280: 130958. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2021.130958.
- [10] Shimabuku K K, Kennedy A M, Mulhern R E, et al. Evaluating activated carbon adsorption of dissolved organic matter and micropollutants using fluorescence spectroscopy [J]. Environmental Science & Technology, 2017, 51(5): 2676-2684.
- [11] 杨洁,陆少鸣. 常规、中置臭氧活性炭和曝气活性炭工艺处理北江原水对比研究[J]. 水处理技术, 2012, 38(3): 94-98.
Yang J, Lu S M. Comparison the treatment effects of treating Beijiang source water in conventional O₃-BAC and mid-positioning O₃-BAC and aeration-BAC process [J]. Technology of Water Treatment, 2012, 38(3): 94-98.
- [12] 李晓松,李文英,王宇,等. 南宁市主要自然水体中溶解性有机物的三维荧光光谱特征[J]. 环境科学学报, 2024, 44(11): 215-229.
Li X S, Li W Y, Wang Y, et al. 3D-EEM spectral characteristics of dissolved organic compounds in the main natural water bodies of Nanning [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2024, 44(11): 215-229.
- [13] Chen W, Westerhoff P, Leenheer J A, et al. Fluorescence excitation-emission matrix regional integration to quantify spectra for dissolved organic matter [J]. Environmental Science & Technology, 2003, 37(24): 5701-5710.
- [14] 付蔚,梁建奎,吴胜念,等. 长距离调水水源中溶解性有机物特征及消毒副产物生成势的变化解析[J]. 环境工程学报, 2024, 18(6): 1550-1558.
Fu W, Liang J K, Wu S N, et al. Characteristics of dissolved organic matter in the long-distance water diversion source and analysis of changes in disinfection by-products formation potential [J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2024, 18(6): 1550-1558.
- [15] Wu S N, Dong H Y, Zhang L P, et al. Formation characteristics and risk assessment of disinfection by-products in drinking water in two of China's largest basins: Yangtze River Basin versus Yellow River Basin[J]. ACS ES&T Water, 2024, 4(1): 79-90.
- [16] 吴胜念,董慧峪,付蔚,等. 长江流域饮用水中全氟和多氟烷基化合物的污染特征及人体健康风险评估[J]. 净水技术, 2025, 44(1): 45-54.
Wu S N, Dong H Y, Fu W, et al. Pollution characteristics and human health risk assessment of per-and polyfluoroalkyl substances in drinking water in the Yangtze River Basin [J]. Water Purification Technology, 2025, 44(1): 45-54.
- [17] Du J J, Xu J, Luo Y Y, et al. High-throughput monitoring of 323 pharmaceuticals and personal care products (PPCPs) and pesticides in surface water for environmental risk assessment[J]. Environmental Science & Technology, 2025, 59(22): 11275-11285.
- [18] Cui J S, Chen Y, Cheng F Y, et al. Hydrophilicity-dependent photodegradation of antibiotics in ice: Freeze-concentration effects and dissolved organic matter interactions drive divergent kinetics, pathways and toxicity [J]. Water Research, 2025, 286: 124277. DOI: 10.1016/j.watres.2025.124277.
- [19] Niloy N M, Haque M M, Tareq S M. Characteristics, sources, and seasonal variability of dissolved organic matter (DOM) in the Ganges River, Bangladesh[J]. Environmental Processes, 2021, 8(2): 593-613.
- [20] Singh P K, Kumar U, Kumar I, et al. Critical review on toxic

- contaminants in surface water ecosystem; Sources, monitoring, and its impact on human health[J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2024, 31(45): 56428-56462.
- [21] Zhang C, Zhang W N, Huang Y X, et al. Analysing the correlations of long-term seasonal water quality parameters, suspended solids and total dissolved solids in a shallow reservoir with meteorological factors [J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2017, 24(7): 6746-6756.
- [22] 张雪, 蒋福春, 林涛. 南方某水厂活性炭滤池滤料更换评价及管理应用[J]. *净水技术*, 2019, 38(7): 89-95, 120.
Zhang X, Jiang F C, Lin T. Evaluation and management application of filter material replacement for activated carbon filter of a water treatment plant in South China[J]. *Water Purification Technology*, 2019, 38(7): 89-95, 120.
- [23] Krasner S W, Weinberg H S, Richardson S D, et al. Occurrence of a new generation of disinfection byproducts[J]. *Environmental Science & Technology*, 2006, 40(23): 7175-7185.
- [24] Woo Y T, Lai D, McLain J L, et al. Use of mechanism-based structure-activity relationships analysis in carcinogenic potential ranking for drinking water disinfection by-products [J]. *Environmental Health Perspectives*, 2002, 110(s1): 75-87.
- [25] Villanueva C M, Cordier S, Font-Ribera L, et al. Overview of disinfection by-products and associated health effects [J]. *Current Environmental Health Reports*, 2015, 2(1): 107-115.
- [26] Li X F, Mitch W A. Drinking water disinfection byproducts (DBPs) and human health effects; Multidisciplinary challenges and opportunities [J]. *Environmental Science & Technology*, 2018, 52(4): 1681-1689.
- [27] Wagner E D, Plewa M J. CHO cell cytotoxicity and genotoxicity analyses of disinfection by-products: An updated review [J]. *Journal of Environmental Sciences*, 2017, 58: 64-76. DOI: 10.1016/j.jes.2017.04.021.
- [28] 张振秀, 杨凯, 于建伟, 等. 臭氧活性炭-后置砂滤工艺对水中农药的控制效能[J]. *环境工程学报*, 2016, 10(5): 2315-2320.
Zhang Z X, Yang K, Yu J W, et al. Pesticides removal evaluation for O₃/BAC with post filtration process in drinking water[J]. *Chinese Journal of Environmental Engineering*, 2016, 10(5): 2315-2320.
- [29] 李思佳, 沈晓芳, 张占恩, 等. 氨基化金属有机骨架对废水中新型烟碱类农药的去除机制[J]. *环境工程学报*, 2020, 14(10): 2654-2667.
Li S J, Shen X F, Zhang Z E, et al. Removal mechanism of neonicotinoid insecticides in wastewater by aminated metal-organic framework [J]. *Chinese Journal of Environmental Engineering*, 2020, 14(10): 2654-2667.
- [30] 赵建伟, 袁庆江, 秦丞志, 等. 氟苯尼考降低生物除磷性能的影响行为及机制解析[J]. *环境科学学报*, 2023, 43(5): 116-124.
Zhao J W, Yuan Q J, Qin C Z, et al. Behavior and mechanism analysis of florfenicol Influence on biological phosphorus removal performance[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2023, 43(5): 116-124.

(上接第44页)

- Li X J. Investigation on a tap water pollution accident caused by manganese in municipal pipe network [J]. *Journal of Environment and Health*, 2013, 30(6): 564.
- [4] 石宝友, 李涛, 顾军农, 等. 北方某市水源更换过程中管网黄水产生机制的探讨[J]. *供水技术*, 2010, 4(4): 12-15.
Shi B Y, Li T, Gu J N, et al. Mechanism of distribution system red water occurred during the source water switch in a city of North China[J]. *Water Technology*, 2010, 4(4): 12-15.
- [5] 江迎春. 自来水厂去除水中微量铁锰防治“黄水”技术研究[D]. 杭州: 浙江工业大学, 2011.
Jiang Y C. Study on prevention of "red water" by removal of trace iron and manganese in waterworks [D]. Hangzhou: Zhejiang University of Technology, 2011.
- [6] Farnsworth C E, Voegelin A, Hering J G. Manganese oxidation induced by water table fluctuations in a sand column [J]. *Environmental Science & Technology*, 2012, 46(1): 277-284.
- [7] Li G W, Hao H T, Zhuang Y, et al. Powdered activated carbon enhanced Manganese (II) removal by chlorine oxidation [J]. *Water Research*, 2019, 156: 287-296. DOI: 10.1016/j.watres.2019.03.027.
- [8] Watts C, Sun J X, Jones P D, et al. Monthly variations of unregulated brominated disinfection by-products in chlorinated water are correlated with total bromine [J]. *Eco-Environment & Health*, 2022, 1(3): 147-155.
- [9] Huang X, Yu Y, Chen H, et al. Disinfection by-product formation and toxicity evaluation for chlorination with powered activated carbon [J]. *Water Research*, 2021, 205: 117660. DOI: 10.1016/j.watres.2021.117660.
- [10] 贺渝. 活性炭与次氯酸钠反应生成消毒副产物的规律研究[D]. 哈尔滨: 哈尔滨工业大学, 2021.
He Y. Formation of the halogenated dbps by reaction of chlorine and activated carbon [D]. Harbin: Harbin Institute of Technology, 2021.
- [11] Yin S X, Wang H R, Zhang Y, et al. Enhanced pore structure of powdered activated carbon can boost its performance in catalyzing Mn(II) oxidation by chlorine [J]. *Environmental Science & Technology*, 2025, 59(21): 10578-10587.
- [12] 郑昕怡, 武心怡, 李伟, 等. 氯耦合粉末活性炭去除水中锰的效能及机理[J]. *中国给水排水*, 2024, 40(23): 1-6.
Zheng X Y, Wu X Y, Li W, et al. Efficiency and mechanism of manganese removal from water using chlorine coupled with powdered activated carbon [J]. *China Water & Wastewater*, 2024, 40(23): 1-6.