骆隽辰,倪茂飞,傅成诚,等.高锰酸钾-聚合氯化铝对水体锰离子及消毒副产物的协同调控 [J]. 中国环境科学, 2026,46(3):1356-1366.
Luo J C, Ni M F, Fu C C, et al. Synergistic control of manganese and disinfection byproducts formation by potassium permanganate and polyaluminium chloride in water [J]. China Environmental Science, 2026,46(3):1356-1366.

高锰酸钾-聚合氯化铝对水体锰离子及消毒副产物的协同调控

骆隽辰[1],倪茂飞[1],傅成诚[2],张润宇[3],罗小勇[4],王志康[1*] (1.贵州民族大学生态环境工程学院,贵州 贵阳 550025；2.贵州省生态环境监测中心,贵州 贵阳 550009；3.中国科学院地球化学研究所,环境地球化学国家重点实验室,贵州 贵阳 550009；4.贵阳市水务环境集团有限公司,贵州 贵阳 550009)

摘要：本研究通过高锰酸钾($KMnO_4$)预氧化耦合聚合氯化铝(PAC)混凝联用工艺,模拟喀斯特水体不同水文季节锰离子浓度动态变化,以小球藻(*Chlorella* sp.)和伪鱼腥藻(*Pseudoanabaena* sp.)的藻源有机物(AOM)为研究对象,探究联用工艺对 Mn(II)的氧化去除、AOM 降解转化和消毒副产物(DBPs)的调控机制.结果表明:$KMnO_4$ 将 Mn(II)氧化生成 MnO_2,PAC 通过吸附架桥促进 MnO_2 与 AOM 共沉淀;同时 TEM 表征证实了 MnO_2 被 PAC 包裹并富集于 AOM 絮体中.FTIR 和 ICP-MS 表征验证了藻类表面多糖及蛋白质官能团通过配位作用增强对 Mn(II)的吸附.联用工艺使含碳消毒副产物(C-DBPs)和含氮消毒副产物(N-DBPs)生成量分别降低 16%和 18.5%;其中三氯甲烷(TCM)的生成量降低达 51%,揭示 $KMnO_4$-PAC 联用工艺能有效抑制 C-DBPs 生成.同时,相较投加 $KMnO_4$,联用工艺仅使小球藻体系的 N-DBPs 生成量降低 0.6%,而伪鱼腥藻体系降幅达 27%;这一现象反映不同藻种体系 AOM 组分转化对 DBPs 路径的差异化调控.

关键词：Mn(II)；藻源有机物；消毒副产物；$KMnO_4$-PAC；水文季节
中图分类号：X52 **文献标识码**：A **文章编号**：1000-6923(2026)03-1356-11

Synergistic control of manganese and disinfection byproducts formation by potassium permanganate and polyaluminium chloride in water. LUO Jun-chen[1], NI Mao-fei[1], FU Cheng-cheng[2], ZHANG Run-yu[3], LUO Xiao-yong[4], WANG Zhi-kang[1*] (1.College of Eco-Environmental Engineering, Guizhou Minzu University, Guiyang 550025, China；2.Guizhou Provincial Environmental Monitoring Center, Guiyang 550009, China；3.State Key Laboratory of Environmental Geochemistry, Institute of Geochemistry, Chinese Academy of Sciences, Guiyang, 550009, China；4.Guiyang Water Environment Group Co., Ltd, Guiyang 550009, China). *China Environmental Science*, 2026,46(3)：1356~1366

Abstract：This study examined a combined potassium permanganate ($KMnO_4$) and polyaluminium chloride (PAC) process for treating karst waters, with experiments simulating the seasonal variations in manganese concentration. Using algal organic matter (AOM) from *Chlorella* sp. and *Pseudoanabaena* sp., the mechanisms for Mn(II) removal, AOM transformation, and DBPs control were investigated. The results indicated that $KMnO_4$ oxidized Mn(II) to MnO_2, while PAC promoted the co-precipitation of MnO_2 with AOM through adsorption and bridging. TEM analysis confirmed that MnO_2 was encapsulated by PAC flocs and associated with AOM. FTIR and ICP-MS analyses demonstrated enhanced Mn(II) adsorption via coordination with algal surface functional groups. The combined process reduced the formation of carbonaceous DBPs (C-DBPs) and nitrogenous DBPs (N-DBPs) by 16% and 18.5%, respectively. Notably, trichloromethane (TCM) formation was reduced by 51%, underscoring the process's effectiveness against C-DBPs. Compared to $KMnO_4$ alone, the combined process reduced N-DBPs formation by only 0.6% in the *Chlorella* sp. system but by 27% in the *Pseudoanabaena* sp. system. This disparity suggests that DBP formation pathways are differentially regulated by AOM components, which vary with algal species.

Key words：Mn(II)；algal organic matter；disinfection by-products；$KMnO_4$-PAC；hydrological seasons

天然水体中底泥释放的 Mn(II)常导致水体锰浓度异常,显著高于常规水源[1-2].富营养化期间藻类增殖促使藻源有机质(AOM)的累积,形成 Mn(II)-AOM 共存条件;进一步加剧水处理难度,对净水工艺造成冲击[3].Mn(II)在中性条件下具有高溶解度,导致常规水处理工艺对其去除效率不佳;同时,AOM 中所含的有机质会增加混凝剂投加量,提升含碳消毒副产物(C-DBPs)和含氮消毒副产物(N-DBPs)的生成风险[3-4].N-DBPs 相比 C-DBPs 毒性更强且致癌率更高,在饮用水领域得到广泛关注[4-5].

收稿日期：2025-08-02
基金项目：国家自然科学基金资助项目(42167050,41867048);贵州省科技厅优秀科技青年人才培养计划资助项目(黔科合平台人才-YQK[2023]017)
* 责任作者, 教授, wangzhikang@gzmu.edu.cn

前期研究表明,传统预氧化剂处理方法存在局限性,氯能氧化Mn(II),同时也会与AOM产生大量消毒副产物(DBPs)[5-6];臭氧氧化成本较高且 DBPs 控制复杂[7];单独投加高锰酸钾($KMnO_4$)氧化 Mn(II)生成 MnO_2 难以彻底去除[7-8];而单独投加聚合氯化铝(PAC)(混凝)对 Mn(II)及 AOM 去除效果有限,影响后续对 DBPs 控制[8-9].同时,$KMnO_4$ 的氧化特征和 PAC 的混凝特性具有互补性[10-11].

针对喀斯特地区高锰水质特征,本研究采用$KMnO_4$(预氧化)与 PAC(混凝)的联用工艺,模拟了不同水文季节(枯水期,平水期和丰水期)的锰浓度动态变化.以典型喀斯特水源藻种——小球藻(*Chlorella* sp.)与伪鱼腥藻(*Pseudoanabaena* sp.)的 AOM 为研究对象,针对喀斯特地区高锰水质特征,本研究采用$KMnO_4$(预氧化)与 PAC(混凝)的联用工艺,模拟了不同水文季节(枯水期,平水期和丰水期)的锰浓度动态变化.以典型喀斯特水源藻种——小球藻(*Chlorella* sp.)与伪鱼腥藻(*Pseudoanabaena* sp.)的 AOM 为研究对象,揭示 $KMnO_4$-PAC 的协同作用机制.通过优化 $KMnO_4$(剂量)与 PAC(剂量)的投加配比,并结合多维度技术表征手段,评估该联用工艺在实际水源中的处理效果,分析其对 Mn(II)氧化去除,AOM 降解转化,以及对 DBPs 的调控影响.

1　材料与方法

1.1　实验试剂和仪器

主要实验试剂和耗材:HCl,NaOCl,Na_2HPO_4,NaH_2PO_4,$KMnO_4$,$C_5H_{12}O$(MTBE),$C_3H_4Br_2$, 无水 Na_2SO_4,KCl,KBr,H_2SO_4,Na_2HPO_4,KH_2PO_4,$Na_2S_2O_3$, NaOH, 乙二胺四乙酸二钠二水合物(EDTA-2Na·$2H_2O$),氨水,NH_4Cl,$K_2S_2O_5$,甲醇溶液,HNO_3均为分析纯及以上(KBr:光谱纯,MTBE:色谱纯),购置于上海阿拉丁试剂公司;工业级 PAC 购自河南南泓清环保公司;锰标准溶液购自常州坛墨质检公司.所有化学试剂均采用超纯水(18.25MΩ·cm)配制;醋酸纤维素(CA)膜(0.45μm)购自美国 Millipore 公司.

试验仪器:Vario TOC 总有机碳分析仪(带总氮分析单元,德国 Elementar),LGJ 18S 真空冷冻干燥机(北京松源华兴),JJ-4B 六联搅拌器(江苏常州),α1900s 紫外-可见光分光光度计(上海美析),Nicolet6700 红外光谱仪(美国 Thermo Scientific),6890N 气相色谱仪(ECD 检测器,美国 Agilent),Floromax-4 荧光分光光度计(美国 Horiba),SHZ-D(III)循环水式多用真空泵(巩义科华),LGZ-80Y 智能光照培养箱(中国绿博),7700s 电感耦合等离子体质谱(美国 Agilent),Talos F200S 透射电子显微镜(美国 Thermo Scientific),DRB 200 智能消解仪(上海铂鑫).

1.2　藻种扩培和 AOM 的获取

基于典型喀斯特地区水体的优势藻种筛选结果,实验所用藻种小球藻(*Chlorella* sp., FACHB-7)与伪鱼腥藻(*Pseudoanabaena* sp., FACHB-1277)均购于中国武汉科学院水生生物研究所.采用改良版 BG11 培养基,在(22±0.5)℃和 12h:12h 光暗比条件进行培养,培养周期为 14d,待藻细胞密度达到稳定期(小球藻第 10d,伪鱼腥藻第 7d,密度 6.5×10^6 cells/L)后,采用连续冻融研磨法提取 AOM[12-13].

1.3　预氧化及预氧化混凝实验

预先配制好 200mg/L $KMnO_4$ 储备液和 200mg/L PAC 储备液.在室温条件下(20~25℃),$KMnO_4$-PAC 以杯罐实验(jar-test)为载体进行.

预氧化实验过程具体如下,在 200mL 藻水中投加锰标准溶液,使最终浓度为 0.1,1.26,2.2mg/L,模拟不同水文季节(枯水期,平水期和丰水期)水体中锰浓度(0.1~2.2mg/L)变化.在含锰藻水中投加 $KMnO_4$,使最终浓度为 0.1,0.3,0.5mg/L,于六联搅拌器中进行避光预氧化反应(250r/min,10min),预氧化结束后静沉 60min 抽取上清液用 0.45μm CA 膜过滤获得样品[9,14].

预氧化混凝实验过程具体如下,在预氧化阶段投加的 $KMnO_4$ 和锰浓度与上述方法相同;混凝阶段在含锰藻水中投加PAC,使最终浓度为2.5,5mg/L,在六联搅拌器上以250r/min搅拌30s,再以200r/min搅拌 1min,最后以 40r/min 慢搅 20min 完成混凝阶段,静沉 60min 取上清液用 0.45μm CA 膜过滤[9,13].将过滤的预氧化混凝实验的上清液测定 DOC,去除悬浮絮体和胶体物质对实验数据的干扰,统一进行冷冻保存.所有仪器均按照标准操作规程进行校准和维护.

1.4　化学表征方法

1.4.1　UV-Vis　使用紫外-可见光分光光度计

(UV-Vis)分别在 254,280 和 285nm 处测定.特定紫外吸光度 (SUVA) 选取:$SUVA_{254}$,$SUVA_{280}$ 和 $SUVA_{285}$,以确定芳香族物质的含量,蛋白类物质的丰度和腐殖质化合物的比值[15-17],通过公式(1)计算:

$$SUVA_X = UV_X \times \frac{100}{DOC} \quad (1)$$

式中:X 表示波长;UV 单位为 cm^{-1};DOC 单位为 mg/L.

1.4.2 荧光参数和 PARAFAC 采用荧光分光光度计对样品的成分进行测定,以解析样品中溶解性有机物(DOM)的荧光组分特征.在激发波长为 200~450nm(5nm 间隔)和发射波长为 250~600nm(1nm 间隔)进行扫描.结合荧光指数(FI),自生源指数(BIX)和腐殖化指数(HIX)揭示 AOM 的来源和腐殖化程度等信息[18-20].同时,对样品的 AOM 进行三维荧光光谱-平行因子(EEM-PARAFAC)分析,进一步分析组分.

1.4.3 红外光谱(FTIR) 预先烘干溴化钾(KBr,SP),抽取解冻的上清液样品 1~2mL 和 0.05g KBr 置于 35mm 的培养皿中,冰箱冷藏 24h 后于真空冷冻干燥机中冻干.冻干后,称 0.1g KBr 和样品的固体粉末进行混合研磨压片,在红外光谱仪上进行表征.

1.4.4 透射电镜(TEM) 将预氧化-混凝后的含锰藻水底部絮状物抽离,于 50mL 离心管进行保存.将抽取的絮状物于透射电镜(TEM)中观察 MnO_2 的形貌与结构.

1.4.5 电感耦合等离子体质谱(ICP-MS) 将含锰藻水的底部絮状物均匀倒入培养皿中,于 60~80°C 烘箱中干燥 24h 至恒重.称取适量干燥絮状物置于微波消解仪,加 5mL 浓盐酸密封并消解,消解结束后将溶液转移至聚四氟乙烯烧杯,于通风橱加热消解液至近干以去除余酸.重复加入少量纯净水并加热至近干,进一步去除酸性物质[21-22].24h 后在 ICP-MS 上完成测试,进一步分析锰氧化物的浓度,通过如下公式进行计算.

$$MnO_2 = \frac{Total\ Mn \times 86.94}{54.94} \quad (2)$$

式中:MnO_2 单位为 mg; Mn 单位为 mg; Total Mn 为总锰质量; MnO_2 的摩尔质量为 86.94g/mol;Mn 的摩尔质量为 54.94g/mol.

1.5 消毒副产物生成势(DBPsFP)测定

将解冻的上清液重新测定 DOC,使 DOC 值在 2mg/L 左右,移至 40mL 的棕色玻璃瓶中,并加入磷酸缓冲液 pH=(7±0.5)与余氯溶液,在室温(22.0±0.5)℃条件下避光放置 3d,模拟消毒过程.用 $Na_2S_2O_3$ 淬灭消毒残留物.采用气相色谱-电子捕获检测器(GC-ECD)分析 DBPs,其检出限(MDL)≤0.3μg/L,其加标回收率在 80%~120%之间.根据每 mg 有机碳的形成量(μgDBPs/mg DOC)计算 DBPsFP.具体方法详细参考 Wang 等人前期建立的成熟方法[9,23-24].

1.6 统计方法

实验数据采用 SPSS19.0 进行统计分析,并运用 Origin2018 完成图表绘制,此外,我们运用的 EEM-PARAFAC 基于 MatlabR2018a 对荧光数据处理并进行分析.

2 结果与讨论

2.1 UV-vis

锰浓度升高(0.1~2.2mg/L)会影响水体中 AOM 含量与结构特性,进而改变其紫外吸光度[25-26].小球藻体系 $SUVA_{254}$ 随锰浓度上升呈现增长趋势(0.51~2.37L/(mg·m));与投加 $KMnO_4$ 后的 $SUVA_{254}$ 相比(0.51~2.15L/(mg·m)),$KMnO_4$-PAC 联用后使其 $SUVA_{254}$ 升至 0.91~2.37L/(mg·m) (图 1(a~d));伪鱼腥藻体系 $SUVA_{254}$ 在投加 $KMnO_4$ 后为 0.99~1.76L/(mg·m),$KMnO_4$-PAC 联用后增至 0.81~3.16L/(mg·m).联用工艺使两体系 $SUVA_{254}$ 均呈现上升趋势,表明联用后能促进含共轭双键(C=C/C=O)的芳香族化合物增加,导致 AOM 芳香程度提升[27].

对比 $SUVA_{254}$,$SUVA_{280}$ 和 $SUVA_{285}$ 变化趋势一致(图 1(e~l)).以 $SUVA_{280}$ 为例,联用工艺下小球藻体系 $SUVA_{280}$(1.50L/(mg·m))相较投加 $KMnO_4$(1.01L/(mg·m))提升 33%,表明联用后蛋白类物质含量增加.对比整体趋势,小球藻体系的 SUVA 值随着锰浓度升高呈现稳定上升(0.28~2.71L/(mg·m)),表明 AOM 中芳香族化合物及蛋白类物质的含量随锰浓度变化而提升[27].伪鱼腥藻体系 SUVA 值随锰浓度变化呈现季节性波动:相较锰浓度 0.1mg/L 时,在浓度 1.26mg/L 时其值下降 12%(陆源输入减弱和自生源主导);在锰浓度 1.26 增至 2.2mg/L 时其值提升 50%(外源有机质输入增强和藻衰亡释放腐殖质)[28].两种体系的不同差异本质上反映了 AOM 组成中蛋白类与腐殖质类物质的比例不同.

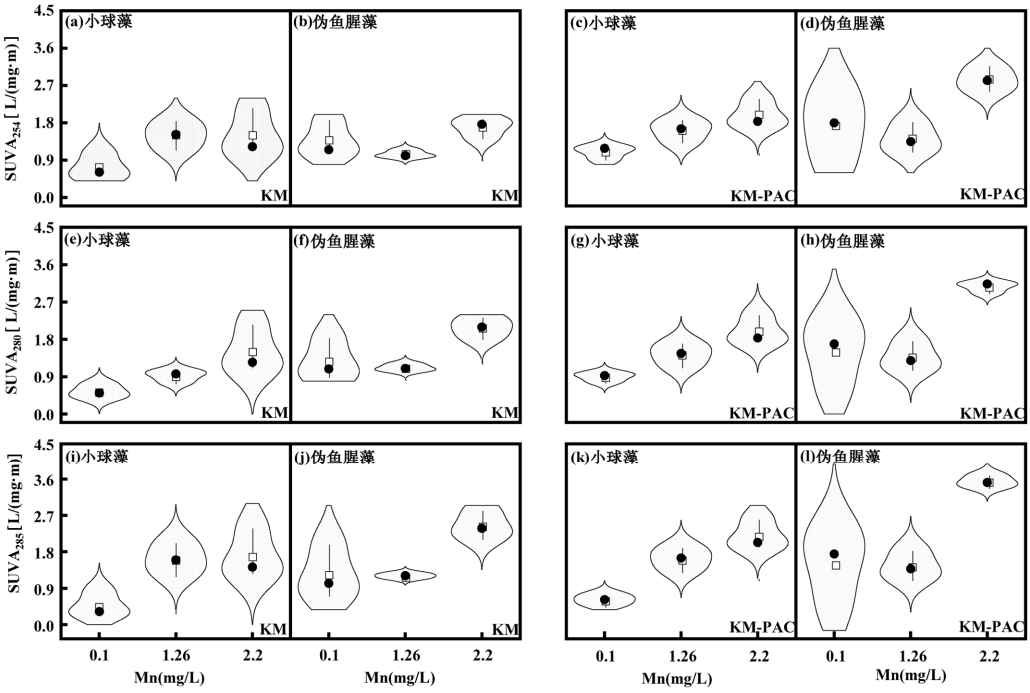


图 1　预氧化和预氧化−混凝联用后 Mn(II)影响下紫外参数变化特征

Fig.1　Characteristics of UV parameter changes affected by Mn(II) in pre−oxidation and pre−oxidation−coagulation combination processes

●:不同锰浓度所对应的平均值; □:不同锰浓度所对应的中位值

2.2　荧光参数分析和 PARAFAC 分析

利用荧光参数进一步解析 AOM 的来源与转化特征(图 2).小球藻体系的 BIX 值具有显著统计性差异(P<0.05),其 BIX 值在 $KMnO_4$−PAC(1.43±0.48)显著高于 $KMnO_4$ (1.13±0.20),结合该体系较高的 $SUVA_{280}$ (图 1),揭示了小球藻体系富含蛋白质类物质[29];伪鱼腥藻体系的 BIX 值也呈现相似趋势, $KMnO_4$−PAC(0.76±0.10)略高于 $KMnO_4$ (0.71±0.20),结合其体系的 $SUVA_{254}$ 在联用后增幅微弱(图 1),可能是 AOM 与 Mn(II)形成稳定复合物,抑制 AOM 释放[30-31].小球藻体系 FI 值在 $KMnO_4$(1.27±0.44)后升至 $KMnO_4$−PAC(1.43±0.47),反映了小球藻体系的 AOM 含量增加[30];伪鱼腥藻体系 FI 值的 $KMnO_4$−PAC(3.12±0.93)相较 $KMnO_4$(2.90±1.12)增幅较小,因 PAC 的吸附架桥作用使 AOM 和 Mn(II)稳定结合,并保留部分陆源特征[32].两种体系的 HIX 值在联用后均呈现降低趋势,表明联用工艺降低了 AOM 的含量,并促进小分子有机物的释放[31-32];小球藻体系的 HIX 值 $KMnO_4$(0.43±0.39)大于 $KMnO_4$−PAC(0.23±0.22),而伪鱼腥藻体系的 HIX 值 $KMnO_4$(0.86±0.82)高于 $KMnO_4$−PAC(0.65±0.49).相较伪鱼腥藻体系,小球藻体系呈现高 BIX 值、高 FI 值和低 HIX 值,说明其 AOM 更容易被 $KMnO_4$−PAC 降解转化.

两种体系在 EEM−PARAFAC 均解析了两类荧光成分(图 3).小球藻体系和伪鱼腥藻体系的腐殖质类(成分 1): 在投加 $KMnO_4$ 后 E_x/E_m 分别为 300/410nm 和 285(325)/418nm;在 $KMnO_4$−PAC 联用后 E_x/E_m 分别为 300/413nm 和 285(330)/419nm[33];两种体系的色氨酸蛋白(成分 2):在 $KMnO_4$ 后 E_x/E_m 分别为 275/316nm 和 270/306nm;在 $KMnO_4$−PAC 联用后 E_x/E_m 分别为 280/318nm 和 275/308nm[34].

两种体系的成分 1(腐殖质类)在联用前后均占主导地位,结合两种体系 $SUVA_{254}$ 在联用后的升高趋势(图 1),归因于藻衰亡后 AOM 中腐殖质增加,以及 $KMnO_4$ 氧化作用导致腐殖质分子碎片化,形成高芳香性小分子[35].小球藻体系的成分 2(色氨酸蛋白)在联用后荧光强度增强,表明投加 $KMnO_4$ 后破坏细胞壁释放蛋白物质,PAC 则通过吸附架桥促进 Mn(II)−AOM 共沉淀,使得蛋白类物质更易被富集并稳定于絮体中[3,30].小球藻体系的成分 2(38.5%)是伪鱼腥藻体系(25.6%)的 1.5 倍,结合小球藻体系的高 $SUVA_{280}$ 及高 BIX 值,证实其 AOM 富含蛋白类物质.

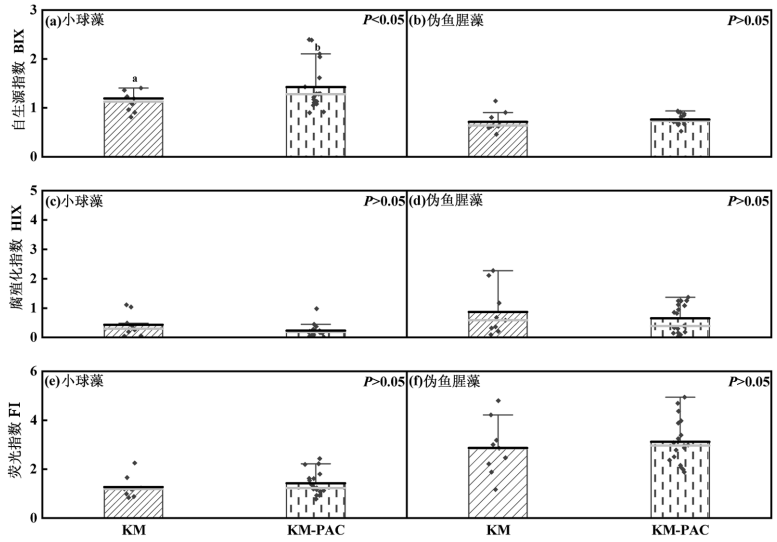


图 2 两种藻种体系 DOM 的荧光参数图

Fig.2 Fluorescence parameter diagram of DOM in two algal species systems

灰色加粗线:单独投加 $KMnO_4$ 和 $KMnO_4$−PAC 联用下所对应的平均值; 黑色加粗线:单独投加 $KMnO_4$ 和 $KMnO_4$−PAC 联用下所对应的中位值; ◆:不同 $KMnO_4$ 和 $KMnO_4$−PAC 浓度下的样品; KM 代表为 $KMnO_4$

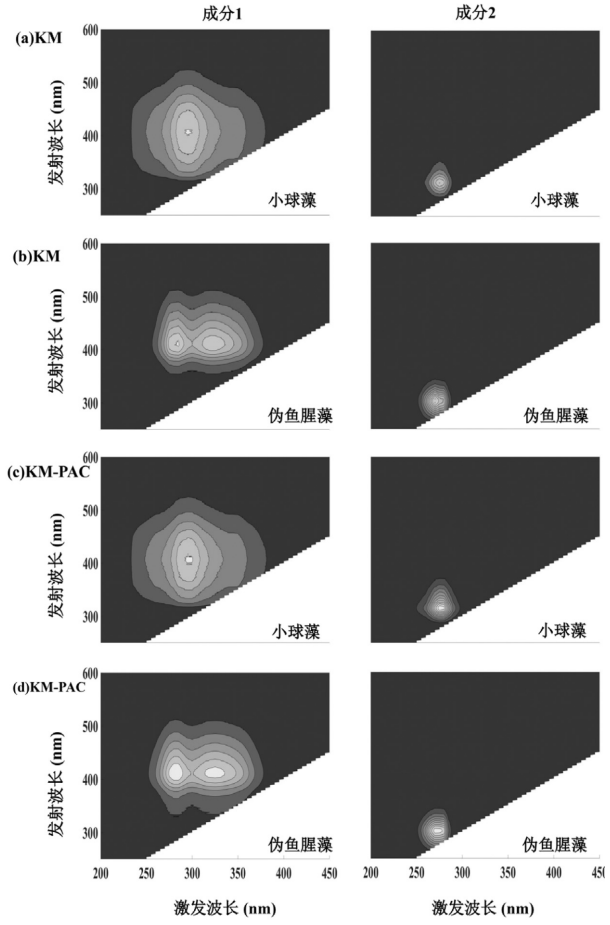


图 3 两种藻种体系的 DOM 在 KM 和 KM−PAC 处理下的 EEM−PARAFAC 图

Fig.3 EEM−PARAFAC plots of DOM from two algal species systems under KM and KM−PAC conditions

KM 代表为 $KMnO_4$

2.3 FTIR 分析

如图 4,小球藻体系和伪鱼腥藻体系在 1250~1500cm^{-1} 的吸收峰,由酰胺结构的 C−N 拉伸和脂肪烷烃结构的 C−H 弯曲形成的[36];在 1600~1700cm^{-1} 处的吸收峰,由酰胺 I 中的 C=O 或 C−N 基团拉伸振动形成[37],在 2250~2500cm^{-1} 处的吸收峰是由氰基(−CN)伸缩振动形成[38];在 3300~3600cm^{-1} 处的吸收峰,是由多糖的 O−H 拉伸振动及蛋白质的 N−H 拉伸振动形成[37].

两种体系在 1250~1500cm^{-1} 均存在显著峰 1475cm^{-1},在 $KMnO_4$−PAC 联用后峰宽增加,表明藻细胞表面官能团与 Mn(II)发生配位反应[30,39];小球藻体系的 1475cm^{-1}峰宽高于伪鱼腥藻体系,结合小球藻体系的成分 2 (色氨酸蛋白)占比高(38.5%)(图 3),反映其富含蛋白物质.Mn(II)被 $KMnO_4$ 氧化生成 MnO_2 后,通过配位作用与 AOM 的多糖及蛋白质官能团结合,并在 PAC 架桥作用下形成 Mn(II)−AOM 结构[39];伪鱼腥藻体系此峰段较弱,因其 BIX 值较低(0.71~0.76)证实其蛋白含量低.在 1600~1700cm^{-1} 区间的吸收峰表示两种体系蛋白物质的存在[37];小球藻体系在联用后该峰强降低,与 Mn(II)−AOM 共沉淀导致蛋白质含量降低有关,而伪鱼腥藻体系在此弱峰段反映其较低的蛋白质含量[30,37].此外,氰基伸缩振动峰在不同体系的差异,揭示伪鱼腥藻体系可能通过氰基抑制代谢抵抗氧化[40];在 3300~3600cm^{-1} 处的宽峰随锰浓度升

高(0.1~2.2mg/L)发生蓝移(3425cm^{-1} 移至 3546cm^{-1}),表明O−H/N−H基团与Mn(II)形成配位键或氢键增加,证实配位键或氢键参与 Mn(II)的吸附过程[37,40-41];该作用在小球藻体系因 AOM 富含多糖和蛋白质官能团更明显,为 Mn(II)的配位和吸附提供了更丰富的活性位点[40-41].

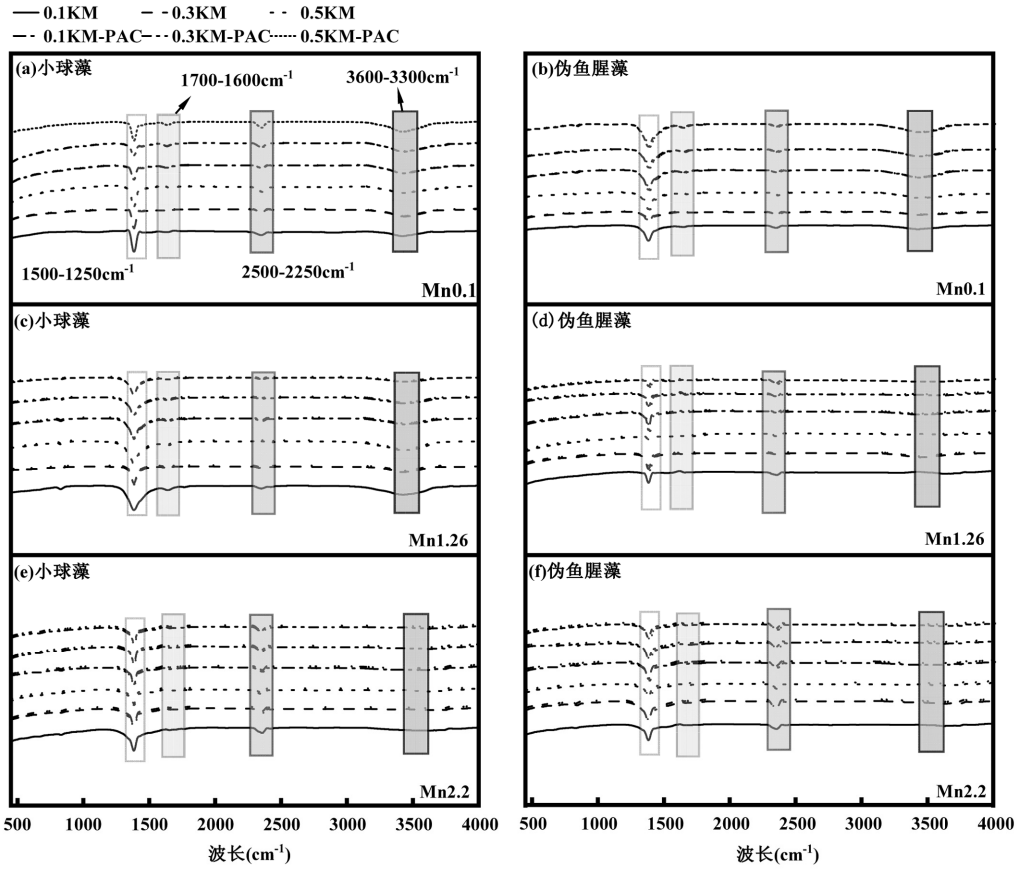


图 4　两种藻种体系在不同锰浓度和 KM−PAC 下的 FTIR 图

Fig.4　FTIR spectra of t two algal species systems under different manganese concentrations and KM−PAC

KM 代表为 $KMnO_4$

2.4　TEM 分析

如图5,絮状体中存在MnO_2.与投加$KMnO_4$相比,在 $KMnO_4$−PAC 联用后底部絮状物更密集紧实,其中MnO_2被 PAC 包裹并富集在 AOM 上[42-44].在相同观测尺度(200nm)下,小球藻体系的MnO_2赋存状态更明显,揭示了 $KMnO_4$−PAC 联用后对其吸附效果更佳.这与姜晶等人的研究结论一致,该研究指出蛋白质中的氨基、羧基等官能团为 MnO_2 提供丰富的吸附位点[39].前文中的 FTIR 分析说明了小球藻体系富含蛋白质官能团(图 4),证实了蛋白质官能团对MnO_2的配位作用,同时也为 MnO_2 提供大量的吸附位点[39];且 EEM−PARAFAC 分析表明小球藻体系的成分 2(色氨酸蛋白)占比是伪鱼腥藻体系的 1.5 倍(图 3)为此现象提供合理解释;伪鱼腥藻体系以腐殖质(74.4%)为主,芳香环结构导致 PAC 包裹时空间位阻大,故 MnO_2 分散性较高[9,30].此外,高浓度的 $KMnO_4$ 可有效氧化 Mn(II) 生成MnO_2;同时,PAC 通过吸附架桥与网捕卷扫作用,有效抑制锰氧化物二次分散,协同增强对 AOM 的截留并降低 Mn(II)含量[45].

2.5　ICP−MS 分析

采用 ICP−MS 对絮体中锰氧化物进行定量分析(表 1).在 $KMnO_4$0.3−PAC2.5($KMnO_4$ 浓度为 0.3mg/L,PAC 浓度为 2.5mg/L)条件下,小球藻体系MnO_2含量(1.15mg)高于伪鱼腥藻体系(0.46mg),归因于小球藻体系的 AOM 表面丰富的多糖和蛋白质官能团有效增强 Mn(II)的配位吸附;在 FTIR 分析中得到证实,从而为 MnO_2 的生成提供了更多活性位点[9,30].同时,与 TEM 观察到小球藻体系中MnO_2被PAC紧密包裹的现象一

致(图 5).相反,伪鱼腥藻体系因 AOM 以腐殖质(74.4%)为主,官能团与 Mn(II)的配位能力较弱,导致 MnO_2 较低.相较 $KMnO_4$0.3−PAC2.5 的条件,当 $KMnO_4$ 浓度增至 0.5mg/L,伪鱼腥藻体系 MnO_2 含量增至 1.15mg.此现象与高浓度 $KMnO_4$ 强化 Mn(II)的氧化效率相关,导致 PAC 增强网捕并促进 MnO_2 在藻细胞上沉积[46].

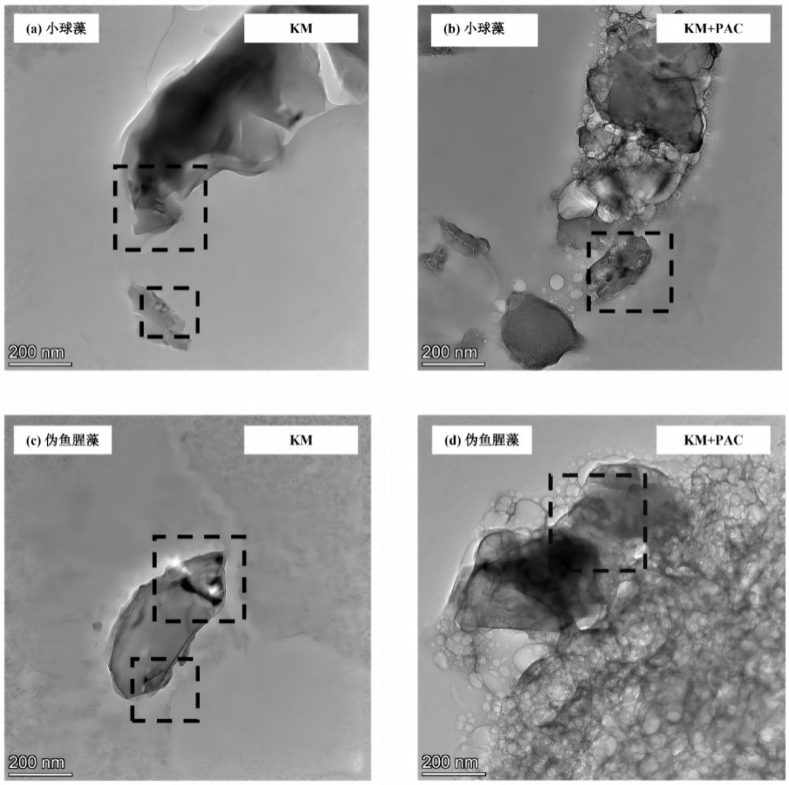


图 5 两种藻种体系在不同 KM−PAC 下的 TEM 图

Fig.5 TEM images of two algal species systems under different KM−PAC conditions

KM 代表为 $KMnO_4$

表 1 两种藻种在不同 KM−PAC 下的 MnO_2 含量

Table 1 MnO_2 content of two algal species systems under different KM−PAC conditions

藻种	MnO_2(mg)	$KMnO_4$−PAC
小球藻	1.15	$KMnO_4$0.3−PAC2.5
伪鱼腥藻	0.46	$KMnO_4$0.3−PAC2.5
小球藻	0.59	$KMnO_4$0.5−PAC2.5
伪鱼腥藻	1.15	$KMnO_4$0.5−PAC2.5

注: 0.3: $KMnO_4$浓度为0.3mg/L;0.5: $KMnO_4$浓度为0.5mg/L; 2.5:PAC浓度为2.5mg/L.

2.6 DBPs FP 分析

如图 6 所示,在 C−DBPs 生成方面,联用工艺比投加 $KMnO_4$ 使三氯甲烷(TCM)、1,1−二氯丙烷(1,1−DCP)和 1,1,1−三氯丙烷(1,1,1−TCP)总生成量降低 16%.其中 TCM 的降解率高达 51%,揭示在 $KMnO_4$−PAC 联用后有效抑制 C−DBPs 生成.这归因于 PAC 的协同作用,PAC 通过吸附去除 AOM;同时,PAC 通过电中和促进 AOM 和 Mn(II)的团聚沉降,减少后续氯化反应中 C−DBPs 前体物浓度[30].TCM 主要前体物为腐殖质[5,8];结合两种体系的成分 1(腐殖质)在联用前后均占主导地位,揭示了 $KMnO_4$−PAC 联用后 TCM 被絮体稳定吸附并从水体中去除,而 1,1−DCP 和 1,1,1−TCP 的前体物极性较低,PAC 对其吸附性能力较弱,因此对这两类 C−DBPs 降幅程度有限[30,47].

在 N−DBPs 生成方面,前文分析中表明藻细胞裂解产生的蛋白物质经 $KMnO_4$ 氧化容易生成 N−DBPs 前体物,在参与氯化反应生成卤乙腈(HANs)和三氯乙酰胺(TCAcAm)[9,12,30].相较单独投加 $KMnO_4$,N−DBPs 总生成量在联用后降低 18.5%;联用工艺使小球藻体系 N−DBPs 总含量仅降低 0.6%.ICP−MS 数据显示小球藻体系的 MnO_2 含量较高(1.15mg)(表 1),表明蛋白官能团配位的 Mn(II)在氧

化中加速蛋白质分解,产生的含氯产物仍作为 N−DBPs 前体物参与反应,导致 N−DBPs 降幅有限[43,48]. 而伪鱼腥藻体系 N−DBPs 生成量整体降低 27%,与其 AOM 组成有关;低蛋白质(25.6%)减少了 N−DBPs 前体物来源,高腐殖质(74.4%)经 $KMnO_4$ 氧化后活性降低[49-50];同时 PAC 通过吸附架桥作用促进沉淀,进一步减少参与氯化反应的 N−DBPs 前体物含量[50-51].

与现有水处理工艺相比(表 2), $KMnO_4$−PAC 联用工艺对 DBPs 的去除率(16%~18.5%)高于其他预氧化方式(氯:3%~13.7%:臭氧:6%~11%).主要得益于 $KMnO_4$−PAC 协同作用, $KMnO_4$ 氧化破坏 DBPs 前体物结构,PAC 通过吸附架桥作用促进 AOM−Mn(II)共沉淀,减少 DBPs 生成量[9,30].

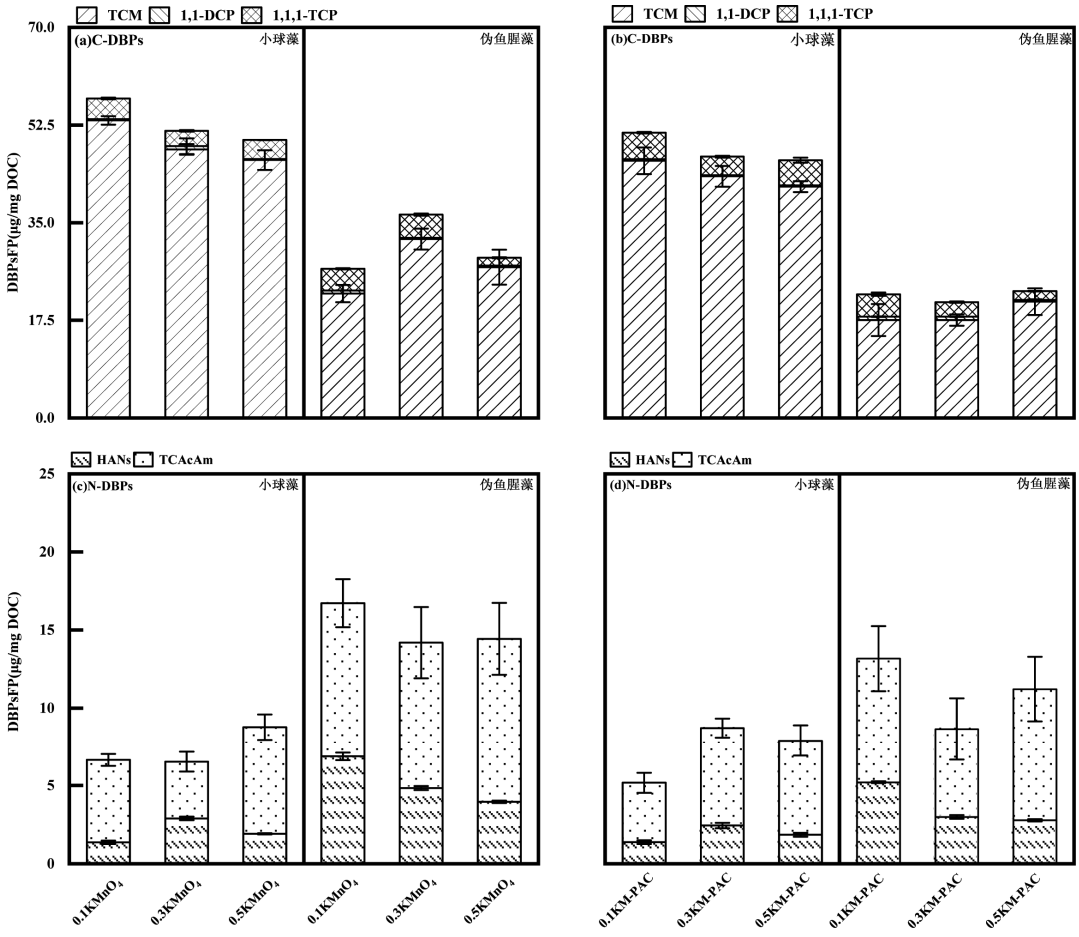


图 6　两种藻种在不同 KM−PAC 下的 DBPs FP 变化趋势图

Fig.6　Trend chart of changes in DBPs FP of two algal species system under different KM−PAC conditions

KM 代表为 $KMnO_4$

表 2　不同工艺类型对消毒副产物的去除效果和优劣势

Table 2　The removal efficiency and advantages and disadvantages of different process types on disinfection by−products

工艺类型	DBPs 去除率(%)	优劣势	参考文献
氯预氧化	3~13.7	成本低,应用简便;易生成 DBPs,风险高	[52]
臭氧预氧化	6~11	氧化快;成本高,易生成 DBPs	[53]
$KMnO_4$ 预氧化	8~21	氧化 Mn(II)为 MnO_2;MnO_2 易分散,DBPs 去除受限	[54]
$KMnO_4$−PAC 联用	16~18.5	协同增强去除 AOM, Mn(II)和 DBPs;工艺控制相对复杂	本研究

3　结论

3.1　$KMnO_4$ 将 Mn (II)氧化为 MnO_2 并破坏 AOM 的芳香结构,PAC 通过吸附架桥促进 Mn(II)与 AOM 共沉淀,两者协同实现 Mn(II)与 AOM 的去除并降低 DBPs 生成.研究表明 $KMnO_4$ 与 PAC 在两藻体系的

投加最优比为 1:5~1:10.

3.2 小球藻体系因多糖和蛋白官能团促进 Mn(II)配位吸附;联用工艺使 $SUVA_{280}$ 升高 26%,反映了小球藻体系富含蛋白的特征.伪鱼腥藻体系高腐殖质(74.4%)及裂解释放羧酸基团,通过 PAC 网捕卷扫作用促进 Mn(II)沉积于絮体内部.

3.3 联用工艺使 C-DBPs 和 N-DBPs 生成量分别降低 16%和 18.5%,揭示 $KMnO_4$-PAC 联用工艺有效调控 DBPs;小球藻体系 N-DBPs 仅降低 0.6%,因联用后生成 N-DBPs 前体物导致降幅有限;伪鱼腥藻体系因腐殖质主导(74.4%)和蛋白低(25.6%)使 N-DBPs 生成量降低 27%.

参考文献:

[1] 李 欣.饮用水除锰技术研究进展与展望 [J]. 农业与技术, 2022, 42(3):86-89.
Li X. Research progress and prospects for manganese removal technology in drinking water [J]. Agriculture and Technology, 2022, 42(3):86-89.

[2] 刘树元,郑 晨,袁 琪,等.台州长潭水库铁锰质量浓度变化特征及其成因分析 [J]. 环境科学, 2014,35(10):3702-3708.
Liu S Y, Zheng C, Yuan Q, et al. Analysis on the variation characteristics of iron and manganese concentration and its genesis in Changtan reservoir in Taizhou, Zhejiang Province [J]. Environmental Science, 2014,35(10):3702-3708.

[3] 邓立凡,黄廷林,李 楠,等.水源水库暴雨径流过程水体锰的迁移及其影响 [J]. 环境科学, 2019,40(6):2722-2729.
Deng L F, Huang T L, Li N, et al. Migration characteristics of manganese during rainfall events and its impact on water quality in a drinking water source reservoir [J]. Environmental Science, 2019,40(6):2722-2729.

[4] 袁炘玥,肖玉冰,欧子旋,等.我国典型水源地 N-DBPs 生成势及生态风险评价 [J]. 净水技术, 2024,43(2):7-16,125.
Yuan X Y, Xiao Y B, Ou Z X, et al. Formation potential of N-DBPs and assessment of ecological risks in typical water sources at home[J]. Water Purification Technology, 2024,43(2):7-16,125.

[5] 崔晓宇,辛会博,孙兴滨.模拟泳池水中氯化消毒副产物的生成规律 [J]. 中国环境科学, 2019,39(4):1485-1492.
Cui X Y, Xin H B, Sun X B. Formation of disinfection by-products in chlorination of simulated swimming pool water [J]. China Environmental Science, 2019,39(4):1485-1492.

[6] 赵思凯,刘沅鑫,梁 越,等.水厂消毒中微塑料的赋存,去除及潜在风险 [J]. 中国环境科学, 2025,45(4):2208-2219.
Zhao S K, Liu Y X, Liang Y, et al. Occurrence, removal and potential risks of microplastics in disinfection processes of water treatment plants [J]. China Environmental Science, 2025,45(4):2208-2219.

[7] 董 颖,李 乐,武宏梅,等.基于水源地水质变化的 $KMnO_4$ 预氧化技术应用研究 [J]. 给水排水, 2020,56(9):60-64.
Dong Y, Li L, Wu H M, et al. Applied on potassium permanganate pre-oxidation technology based on changes in water quality of the water source [J]. Water &Wastewater Engineering, 2020,56(9):60-64.

[8] 冯树兴,孙明亮,罗从伟,等.UV_{222}/H_2O_2 预氧化强化 PAC 混凝除藻效能及机理 [J]. 中国给水排水, 2025,41(3):35-42.
Feng S X, Sun M L, Luo C W, et al. UV_{222}/H_2O_2pre-oxidation enhanced PAC coagulation for algae removal:Performance and mechanism [J]. China Water &Wastewater, 2025,41(3):35-42.

[9] 王志康,周 业,葛秋诗,等.$KMnO_4$-PAC 对高原喀斯特湖库 DOM 的 DBPs FP 控制 [J]. 中国环境科学, 2019,39(12):5085-5093.
Wang Z K, Zhou Y, Ge Q S, et al. Control on disinfection by-products formation potential (DBPs FP) of DOM in karst plateau reservoir water by $KMnO_4$-PAC [J]. Chinese Environmental Science, 2019,39(12):5085-5093.

[10] 刘 昭,徐向前,王思斌,等.含氯预氧化剂与碳材料联用去除饮用水中高浓度锰 [J]. 中国给水排水, 2021,37(21):19-25.
Liu S, Xu X Q, Wang S B, et al. Combination of chlorine-containing pre-oxidants and carbon materials to remove high concentration of manganese from drinking water source: Synergistic effect and mechanism [J]. China Water & Wastewater Magazine, 2021,37(21): 19-25.

[11] 张海洋,杨清贤,杨 倩,等.水环境中秸秆源溶解有机质的组成及光化学活性特征 [J]. 中国环境科学, 2020,40(6):2521-2528.
Zhang H Y, Yang Q X, Yang Q, et al. Compositional characteristics and photochemical activity of dissolved organic matter derived from straw in aquatic environment [J]. Chinese Environmental Science, 2020,40(6):2521-2528.

[12] Qian Y, Yu M, Zhang R, et al. Impact of permanganate with polyaluminium chloride on algae-laden karst water: behaviors and disinfection by-products control [J]. Environmental Research, 2024, 262(1):119758.

[13] Pivokonsky M, Safarikova J, Baresova M, et al. A comparison of the character of algal extracellular versus cellular organic matter produced by cyanobacterium, diatom and green alga [J]. Water Research, 2014, 51:37-46.

[14] 张 龙,乔俊莲,雷 青.高锰酸钾预氧化强化混凝去除绿藻的研究 [J]. 环境科学学报, 2013,33(1):73-78.
Zhang L, Qiao J L, Lei Q. The study of green algae removal by potassium permanganate pre-oxidation enhanced coagulation [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2013,33(1):73-78.

[15] Liu S, Hou J, Zhang S, et al. The transformation of heavy metal speciation during rapid high-temperature aerobic fermentation of food waste and their potential mechanisms [J]. Journal of Environmental Management, 2023,346:119030.

[16] Fichot C G, Benner R. The spectral slope coefficient of chromophoric dissolved organic matter (S275-295) as a tracer of terrigenous dissolved organic carbon in river-influenced ocean margins [J]. Limnology and Oceanography, 2012,57(5):1453-1466.

[17] Kalbitz K, Geyer S, W. Geyer. A comparative characterization of dissolved organic matter by means of original aqueous samples and isolated humic substances [J]. Chemosphere, 2000,40(12):1305-1312.

[18] 林绍霞,肖致强,张转铃,等.贵州草海水体溶解性有机物的荧光光谱特征及来源解析 [J]. 中国环境科学, 2021,41(3):1325-1335.
Lin S X, Xiao Z Q, Zhang Z L, et al. Fluorescence spectral

characteristics and source apportionment of dissolved organic matters in water of Caohai Lake, Guizhou Province [J]. Chinese Environmental Science, 2021,41(3):1325-1335.

[19] 简正军,徐　健.基于三维荧光光谱的鄱阳湖湿地水体有色可溶性有机物组成特征和来源 [J]. 环境科学学报, 2022,42(2):213-223.
Jian Z J, Xu J. Composition characteristics and source of chromophoric dissolved organic matter in Poyang Lake wetland based on three-dimensional fluorescence excitation-emission matrix spectroscopy [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2022,42(2):213-223.

[20] Lin J, Yang L, Zhuang E W, et al. Tracking the changes of dissolved organic matter throughout the city water supply system with optical indices [J]. Journal of Environmental Management, 2024,358:120911.

[21] 王红岩,张　怀,姜厚权,等.乙酸钠添加对斜生栅藻处理紫菜加工废水效果的影响 [J]. 水产科学, 2025,44(2):254-263.
Wang H Y, Zhang H, Jiang H Q, et al. Effect of sodium acetate supplementation on nutrient removal efficiency of Laver pyropia-processing wastewater by microalga scenedesmus obliquus [J]. Fisheries Science, 2025,44(2):254-263.

[22] 吴　洁,程　方.强化混凝-沉淀-砂滤工艺去除海水中藻类的试验研究 [J]. 供水技术, 2008,2(5):25-29.
Wu J, Cheng F. Seawater algae removal by enhanced coagulation-sedimentation-sand filtration [J]. Water Technology, 2008,2(5):25-29.

[23] 王志康,范　毅,桂　听,等.$Al2(SO_4)_3$ 和 $FeCl_3$ 混凝对红枫湖溶解性有机质的去除及卤代烃控制的影响 [J]. 中国环境工程学报, 2018, 12(2):527-535.
Wang Z K, Fan Y, Gui X, et al. Effect of $Al2(SO_4)_3$and $FeCl_3$ coagulation on removal of dissolved organic matter and trihalomethanes formation potential control in Hongfeng Lake [J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2018,12(2):527-535.

[24] Wang Z, Kim J, Seo Y. Influence of *bacterial* extracellular polymeric substances on the formation of carbonaceous and nitrogenous disinfection byproducts [J]. Environmental Science & Technology, 2012,46:11361-11369.

[25] 张宜伟.藻类有机物性质及高锰酸钾氧化特性研究 [D]. 武汉:华中科技大学, 2016.
Zhang Y W. Characterization and oxidization of algae organic matter with potassium permanganate [D]. Wuhan Huazhong University of Science and Technology, 2016.

[26] 王子豪,陈庆锋,李金业,等.黄河三角洲盐沼湿地甲烷厌氧氧化潜力及微生物群落对铁锰输入的响应研究 [J]. 环境科学学报, 2022, 42(10):452-461.
Wang Z H, Chen Q F, Li J Y, et al. Methane anaerobic oxidation potential and microbial community response to Fe and Mn input in a salt marsh wetland of the Yellow River Delta [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2022,42(10):452-461.

[27] 祁延明.西北内陆典型小流域水土系统 DOM 特征及迁移过程研究 [D]. 乌鲁木齐:新疆农业大学, 2022.
Qi Y M. Study on DOM characteristics and migration process of soil and water system in typical small watershed in Northwest China [D]. Wulumuqi: Xinjiang Agricultural University, 2022.

[28] 周冬煊,葛云骢,姜子元,等.长江口及其邻近海域表层水中溶解 Mn 浓度的季节变化特征 [J]. 海洋学报, 2024,46(1):111-120.
Zhou D X, Ge Y C, Jiang Zi Y, et al. Seasonal variations of dissolved Mn concentration in the surface water of the Changjiang River Estuary and its adjacent area [J]. Haiyang Xuebao, 2024,46(1):111–120.

[29] Bai L, Zhang Q, Ju Q, et al. Priming effect of autochthonous organic matter on enhanced degradation of 17α-ethynylestradiol in water-sediment system of one eutrophic lake [J]. Water Research, 2020, 184:116153.

[30] Yu M, Qian Y, Ni M, et al. Algae removal and algal organic matter chemistry modulated by $KMnO_4$-PAC in simulated karst water [J]. Chemosphere 2024,354:141733.

[31] Liu H, Zhang T, Tong Y, et al. Effect of humic and calcareous substance amendments on the availability of cadmium in paddy soil and its accumulation in rice [J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2022,231:113186.

[32] 秦晴晴,张　琢,宋子文.腐殖质来源,特征及其与土壤中重金属作用机制的研究进展 [J]. 环境化学, 2023,42(6):1899-1910.
Qin Q Q, Zhang Z, Song Z W. Research progress on sources, characteristics of humus and mechanism of interaction with heavy metals in soil [J]. Environmental Chemistry, 2023,42(6):1899-1910.

[33] Yamashita Y, Panton A, Mahaffey C, et al. Assessing the spatial and temporal variability of dissolved organic matter in Liverpool Bay using excitation-emission matrix fluorescence and parallel factor analysis [J]. Ocean Dynamics, 2011,61(5):569-579.

[34] 张晓亮,王洪波,杨　芳,等.山东省平度市农村黑臭水体 DOM 三维荧光光谱的平行因子分析 [J]. 环境工程技术学报, 2022,12(3): 651-659.
Zhang X L, Wang H B, Yang F, et al. Parallel factor analysis with three-dimensional excitation-emission matrix spectroscopy on dissolved organic matter of rural black and odorous water bodies in Pingdu City of Shandong Province [J]. Journal of Environmental Engineering Technology, 2022,12(3):651-659.

[35] 龙靖潇,王志康,王　晗,等.喀斯特湖泊-河流系统溶解性有机质光谱特征 [J]. 生态学报, 2024,44(11):4584-4596.
Long J X, Wang Z K, Wang H. et al. Unraveling spectral characteristics of dissolved organic matter in a karst lake-river system [J]. Acta Ecologica Sinica, 2024,44(11):4584-4596.

[36] 黄桂东,毛　健,姬中伟,等. DR-FTIR 结合 SIMCA 识别不同种类原料米酿造的黄酒 [J]. 食品科学, 2013,34(14):285-288.
Huang G M, Mao J, Ji Z W, et al. Pattern recognition of chinese rice wine from different rice varieties by DR-FTIR and SIMCA [J]. Food Science, 2013,34(14):285-288.

[37] 樊祎春,刘星雨,倪茂飞,等.钙镁影响下胞外聚合物对藻源有机物的吸附特征 [J]. 中国环境科学, 2025,45(7):3896-3904.
Fang Y C, Liu X Y, Ni M F, et al. Adsorption characteristics of algal organic matter by extracellular polymeric substances under the influence of Ca^{2+} and Mg^{2+} [J]. Chinese Environmental Science, 2025, 45(7):3896-3904.

[38] 刘　卓.光谱方法研究 TCNQ 的微环境效应 [D]. 长春:吉林大学, 2008.
Liu Z. Study of microenvironment effects on TCNQ with Spectrum technology [D]. Changchun: Jilin University, 2008.

[39] 姜　晶.蛋白核小球藻对重金属的吸附及其机理的研究 [D]. 杭州: 浙江工业大学, 2012.
Jiang J. Biosorption of Heavy Metals from Aqueous Solution by

Chlorella pyrenoidsa and its Reaction Mechanism [D]. Hangzhou: Zhejiang University of Technology, 2012.

[40] 黄贱苟.含有氢键受体的吸附树脂的合成及吸附性能 [D]. 长沙:湖南师范大学, 2003.
Huang J G. Synthesis and adsorption property of polymeric adsorbents with hydrogen-bonding acceptor [D]. Changsha: Hunan Normal University, 2003.

[41] 李家政,欧来良,史作清,等.水介质中氢键吸附与疏水吸附协同作用的研究 [J]. 离子交换与吸附, 2005,(2):97-102.
Li J Z, Ou L L, Shi Z Q, et al. Study on the synergistic effect of hydrogen bond adsorption and hydrophobic adsorption in aqueous media [J]. Ion Exchange and Adsorption, 2005,(2):97-102.

[42] 杨 威,杨艳玲,李 星,等.胶态水合二氧化锰絮凝粒子的结构形貌及其混凝机理 [J]. 环境科学, 2007,(5):1050-1055.
Yang W, Yang Y L, Li X, et al. Image and coagulation behavior of colloidal hydrated manganese dioxide flocculate particles [J]. Environmental Science, 2007,(5):1050-1055.

[43] Ma J Y, Jia B T, Li S, et al. Enhanced coagulation of covalent composite coagulant with potassium permanganate oxidation for algae laden water treatment: Algae and extracellular organic matter removal [J]. Chemical Engineering Journal Advances, 2023,13:100427.

[44] Zhao J, Yang L, Zhu X, et al. Effect of a permanganate-bearing reactive oxidant on flocs in electrocoagulation: Transformations and interfacial interactions [J]. Environmental Science & Technology, 2023,57(57):10135-10146.

[45] 赵 莉,席晓晶,高 杰,等.新生态 MnO_2 的制备及其对 2,4-二硝基苯酚吸附性能的影响 [J]. 硅酸盐通报, 2023,42(1):295-301,309.
Zhao L, Xi X J, Gao J, et al. Synthesis of Active Manganese Dioxide and Its Effect on Adsorption Performance of 2, 4-Dinitrophenol [J]. Bulletin of the Chinese Ceramic Society, 2023,42(1):295-301,309.

[46] 王慧文,陈 卫,陶 辉.预氧化/超滤组合除锰工艺的膜污染特性 [J]. 中国给水排水, 2020,36(9):22-26.
Wang H W, Chen W, Tao H. Membrane fouling characteristics of pre-oxidation /ultrafiltration combined rocess for manganese removal [J]. China Water & Wastewater, 2020,36(9):22-26.

[47] 许国仁,李圭白.高锰酸钾复合药剂(CP)的强化混凝效果 [J]. 中国给水排水, 2001,(5):68-70.
Xu G R, Li G B. Enhanced coagulation effect of potassium permanganate composite agent(CP) [J]. China Water & Wastewater, 2001,(5):68-70.

[48] 郭显强.高藻水含氮消毒副产物前体物识别与预氧化控制规律研究 [D]. 重庆:重庆大学, 2015.
Guo X Q. Study on the recognition of nitrogenous disinfection by-products precursorsand the control mechanism by pre-oxidation in high algae-containing water [D]. Chongqing: Chongqing University, 2015.

[49] 郑 杨.水华生消过程中藻源含氮有机物特征及其消毒副产物生成特性研究 [D]. 西安:西安理工大学, 2022.
Zheng Y. Study on the charactristics of algal mitrogenous compounds organic matter and its formation potential of disinfection by-products [D]. Xi'an: Xi'an University of Technology, 2022.

[50] Kozari A, Gkellis S, Voutsa D. Impact of climate change on formation of nitrogenous disinfection by-products. Part II: water blooming and enrichment by humic substances [J]. Environmental Science and Pollution Research, 2024:1-12.

[51] 寻 涛.高锰酸钾预氧化复合矿物质与PAC混凝去除水中颤藻的研究 [D]. 青岛:青岛科技大学, 2009.
Xun T. The removal of oscllaltoria by Per-Oxidation of potassium permanganate and co-coagulatlon with mmineralcand PAC [D]. Qingdao: Qingdao University of Science and Technology, 2009.

[52] 蔡安蓉,郭显强,丁昌龙,等.不同剂量氯氧化对含藻源水有机物及消毒副产物的影响 [J]. 三峡生态环境监测, 2021,6(4):64-72.
Cai A R, Guo X Q, Ding C L, et al. Effects of different doses of chlorine oxidation on organic matter and disinfection by-product in algal source water [J]. Ecology and Environmental Monitoring of Three Gorges, 2021,6(4):64-72.

[53] 张 赛,胡学斌,古 励,等.高藻水臭氧预氧化过程有机物转化及消毒副产物生成势 [J]. 环境科学, 2017,38(3):1038-1045.
Zhang S, Hu X B, Gu L, et al. Peroxidation of High Algae-laden Water by Ozone: Algae Organic Matter Transformation and Disinfection By-products Formation [J]. Environmental Science, 2017, 38(3):1038-1045.

[54] 史正晨,孙兴滨,刘佳蒙,等.高锰酸钾预氧化对大肠杆菌 DBPs FP 的去除 [J]. 中国环境科学, 2018,38(2):581-587.
Shi Z C, Sun X B, Liu J M, et al. The removal of *Escherichia* coli DBPs FP by potassium permanganate pre-oxidation process [J]. Chinese Environmental Science, 2018,38(2):581-587.

致谢：本项目的采样工作由贵州省贵阳市水务环境集团有限公司的工作人员协助完成,实验工作由贵州民族大学饮用水安全研究中心进行,在此表示感谢.

作者简介：骆隽辰(2000-),男,浙江丽水人,贵州民族大学硕士研究生,主要从事水处理技术研究.发表论文 1 篇.2225447568@qq.com.