

净水技术前沿与热点综述

李闻琦, 曹影, 郭钦, 等. 基于过硫酸盐消毒技术的灭活机制、催化体系与挑战[J]. 净水技术, 2026, 45(8):1-10, 35.

Li W Q, Cao Y, Guo Q, et al. Inactivation mechanism, catalytic system, and challenges of persulfate-based disinfection process[J]. Water Purification Technology, 2026, 45(8):1-10, 35.

基于过硫酸盐消毒技术的灭活机制、催化体系与挑战

李闻琦¹, 曹影², 郭钦¹, 江进^{1,*}

(1. 广东工业大学生态环境与海洋学院大湾区城市环境安全与绿色发展教育部重点实验室, 广东广州 510006; 2. 哈尔滨工业大学环境学院城乡水资源与水环境全国重点实验室, 黑龙江哈尔滨 150090)

摘要 【目的】 本文旨在系统综述过硫酸盐在病原微生物灭活方面的最新进展, 为相关理论深化与工程应用提供科学参考。【方法】 本文首先深入阐释了硫酸根自由基($\text{SO}_4^{\cdot-}$)介导的多靶点协同灭活机制, 进而从活化机理、消毒效能和工艺特点等维度系统对比评价了光活化、过渡金属催化、碳材料催化及碱活化 4 种当前主流活化体系, 最后全面剖析了目标微生物特性、pH、温度及水质基质对基于过硫酸盐的硫酸根自由基高级氧化技术(SR-AOPs)消毒效能的影响规律。【结果】 $\text{SO}_4^{\cdot-}$ 表现出特异性的氧化损伤机制, 尤其在去除抗生素抗性基因方面极具优势。各类活化技术在处理病原微生物方面分别显示出独特价值, 但也面临水体透光率受限、金属浸出风险或工艺复杂性增加等局限。此外, SR-AOPs 的高效灭活性能在不同程度上受到微生物生理结构差异、操作条件及复杂水质基质的制约。【结论】 SR-AOPs 兼具高效广谱、抗干扰性强、副产物生成率低等多重技术优势。在全球抗生素抗性广泛传播的严峻背景下, 该工艺为阻断新型生物污染风险提供了一种极具潜力的前沿解决方案。未来研究在克服现有活化体系固有缺陷的同时, 应深化微观反应动力学与非自由基机制的解析, 并重点开展实际复杂水体多菌共存的效能验证及副产物的生态安全评估, 从而为其工程化转化奠定坚实基础。

关键词 高级氧化技术; 过硫酸盐活化; 硫酸根自由基; 灭活机理; 水消毒

中图分类号: X703 **文献标志码:** A **文章编号:** 1009-0177(2026)08-0001-11

DOI: 10.15890/j.cnki.jsjs.2026.08.001

Inactivation Mechanism, Catalytic System, and Challenges of Persulfate-Based Disinfection Process

Li Wenqi¹, Cao Ying², Guo Qin¹, Jiang Jin^{1,*}

(1. Key Laboratory for City Cluster Environmental Safety and Green Development of the Ministry of Education, School of Ecology, Environment and Ocean, Guangdong University of Technology, Guangzhou 510006, China;

2. State Key Laboratory of Urban-Rural Water Resources and Environment, School of Environment, Harbin Institute of Technology, Harbin 150090, China)

Abstract [Objective] This paper summarizes recent advances in pathogen inactivation by persulfate to provide a reference for theoretical research and engineering applications. [Methods] First, the sulfate radicals ($\text{SO}_4^{\cdot-}$)-mediated multi-target synergistic inactivation mechanism is elucidated. Then, four mainstream activation systems—photoactivation, transition metal catalysis, carbon material catalysis, and alkaline activation—are systematically compared regarding their mechanisms, efficacy, and process features. Furthermore, the impacts of microbial traits, pH, temperature, and water matrices on sulfate radical-based advanced oxidation

[收稿日期] 2026-04-17

[基金项目] 国家自然科学基金资助项目(52470180, 52300004)

[作者简介] 李闻琦(2002—), 男, 硕士研究生, 研究方向为饮用水绿色高级氧化消毒技术, E-mail: liwenqi157@foxmail.com。

[通信作者] 江进(1979—), 男, 教授, 研究方向为饮用水水质安全保障、废水深度处理与回用、水处理药剂与功能材料, E-mail: jiangjin@gdut.edu.cn。

processes (SR-AOPs) disinfection efficacy are analyzed. [Results] Specific oxidative damage mechanisms are exhibited by $\text{SO}_4^{\cdot-}$, and significant advantages in removing antibiotic resistance genes are demonstrated. Various activation technologies demonstrate high disinfection effectiveness, yet they face limitations such as restricted light transmittance, metal leaching, and increased process complexity. In addition, microbial physiological traits, operating conditions, and complex water matrices constrain the efficacy of SR-AOPs to varying degrees. [Conclusion] SR-AOPs offer broad-spectrum efficacy, strong anti-interference, and low byproduct formation, making them a promising solution to emerging biological threats such as antibiotic resistance. Future work should overcome inherent limitations of current activation systems, elucidate micro-reaction kinetics and non-radical mechanisms, and verify multi-species efficacy and byproduct ecological safety in real water matrices to facilitate engineering application.

Keywords advanced oxidation processes (AOPs); persulfate activation; sulfate radical ($\text{SO}_4^{\cdot-}$); inactivation mechanism; water disinfection

病原微生物介导的水媒疾病持续威胁全球公共卫生安全,尤其在欠发达地区,霍乱、脊髓灰质炎、痢疾及甲型肝炎等仍维持高感染率^[1-2]。消毒是阻断此类疾病传播的关键屏障,水媒疾病的防治长期以来主要依赖氯消毒、臭氧(O_3)氧化及紫外线辐射等技术。然而,上述传统工艺均存在局限性:紫外线消毒易受微生物光复活或暗修复的影响; O_3 处理运行成本高昂;而氯与 O_3 的使用则不可避免地伴随消毒副产物(DBPs)的生成风险^[3-5]。此外,抗生素抗性基因(ARGs)在管网中的潜在扩散,以及病原菌“活的但非可培养”状态的发现,进一步暴露了现有技术应对新型生物安全风险的不足^[6-9]。因此,开发绿色、高效、广谱的新型消毒工艺成为保障水环境安全的迫切需求。

基于硫酸根自由基($\text{SO}_4^{\cdot-}$)的高级氧化技术(SR-AOPs)因其卓越的病原微生物灭活效能备受关注^[10-12]。相较于传统消毒方式, $\text{SO}_4^{\cdot-}$ 介导的氧化过程显著降低了有害副产物的生成风险;而与羟基自由基($\cdot\text{OH}$)相比, $\text{SO}_4^{\cdot-}$ 半衰期更长,氧化选择性与穿透力更强。其前驱体——过一硫酸盐(PMS)与过二硫酸盐(PDS)均为固体氧化剂,相较于液态的 H_2O_2 和气态的 O_3 ,其在储存、运输及使用过程中展现出更优的稳定性、经济性与安全性。目前,过硫酸盐的活化策略涵盖热活化、辐射活化、过渡金属催化、碱性激发及碳材料催化等多种途径^[13-15]。然而,现有研究多聚焦于单一活化体系对特定模式菌株的灭活效果,尚缺乏对不同活化路径消毒效能的系统性梳理及综合评价,同时,现有综述鲜有从分子层面对 $\text{SO}_4^{\cdot-}$ 灭活机理的讨论。为此,本文系统综述了过硫酸盐在消毒领域的最新研究进展,重点阐释 $\text{SO}_4^{\cdot-}$ 灭活机理,对比不同活化方式处理效能,总结关键影响因素,并对该技术的未来发展方向与应用挑

战进行展望。

1 $\text{SO}_4^{\cdot-}$ 的特异性灭活机制

高级氧化技术(AOPs)作为一种高效的水处理策略,兼具污染物降解与病原微生物灭活的双重功能^[16]。其核心消毒机制在于过程中生成的各类活性氧物种(ROS),包括 $\cdot\text{OH}$ 、 $\text{SO}_4^{\cdot-}$ 、超氧阴离子自由基($\text{O}_2^{\cdot-}$)及单线态氧($^1\text{O}_2$)等^[17],对细胞膜、酶系统及遗传物质等关键生物组分发起不可逆的氧化攻击^[18](图1)。

在众多ROS中, $\cdot\text{OH}$ 对微生物的损伤机制已得到广泛研究和较为清晰的阐述。然而,作为高级氧化体系中另一类重要的强氧化性自由基, $\text{SO}_4^{\cdot-}$ 因其独特的反应选择性,其灭活途径与机理的研究仍相对有限^[11]。相较于 $\cdot\text{OH}$ 主要通过夺氢和亲电加成反应, $\text{SO}_4^{\cdot-}$ 更倾向于电子转移机理,对富电子基团具有高度特异性^[19]。因此,系统梳理 $\text{SO}_4^{\cdot-}$ 对病原微生物的特异性灭活机制,对于深入解析SR-AOPs消毒机理及推进该领域研究具有重要意义。

$\text{SO}_4^{\cdot-}$ 能够直接氧化遗传物质,相比于 $\cdot\text{OH}$,其作用更具选择性。研究^[20]表明, $\text{SO}_4^{\cdot-}$ 可对单链脱氧核糖核酸(DNA)和核糖核酸(RNA)实现高效且特异的鸟嘌呤氧化修饰, $\text{SO}_4^{\cdot-}$ 主要通过攻击鸟嘌呤杂环的 π 电子云引发损伤,且反应活性与嘌呤环的整体暴露程度密切相关。在实际应用层面, $\text{SO}_4^{\cdot-}$ 在ARGs的去除方面表现优异。Zhou等^[12]研究发现,Co/ MnO_2 /PMS体系处理60 min可使 bla_{TEM-1} 和 $tetA$ 丰度的对数去除率(LRV)达到3.94log和4.01log。相较于 $\cdot\text{OH}$,选择性更强的 $\text{SO}_4^{\cdot-}$ 在ARGs去除方面更具优势^[11,21],这是因为 $\cdot\text{OH}$ 易与细胞质中的多种背景物质发生非选择性反应,导致有效氧化容量被过度消耗,而 $\text{SO}_4^{\cdot-}$ 能更精准地靶向遗传物质。

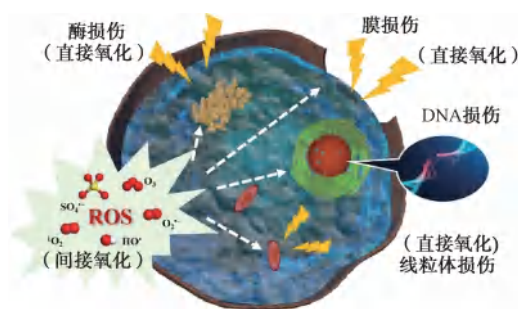
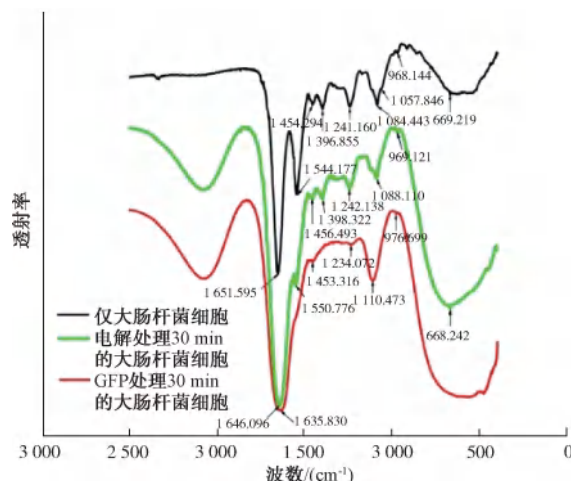


图 1 多种 ROS 破坏细胞包膜、酶蛋白及 DNA 的示意图^[22]

Fig. 1 Illustration of the Destruction of Cell Envelope, Enzyme Protein and DNA by Various ROS^[22]

蛋白质是 $\text{SO}_4^{\cdot-}$ 攻击的核心靶点之一,二者反应机制近年来逐渐明晰^[23]。Berruti 等^[24]首次利用激光闪光光解技术揭示了 $\text{SO}_4^{\cdot-}$ 通过电子转移机制与芳香族氨基酸(如酪氨酸、色氨酸)反应。以酪氨酸为例,其作为电子供体被氧化生成酪氨酸自由基,进而偶联生成二聚体。Tian 等^[25]通过鉴定 3,4-二羟基苯丙氨酸和多巴色素等氧化产物,为氨基酸修饰提供了直接证据。Zhang 等^[26]利用傅里叶变换红外光谱 (FTIR) 分析发现,处理后酰胺 I 带 ($1\,651.6\text{ cm}^{-1}$) 和酰胺 II 带 ($1\,544.2\text{ cm}^{-1}$) 的吸收峰发生显著位移和形变(图 2)。这表明, $\text{SO}_4^{\cdot-}$ 攻击导致蛋白质二级结构破坏,进而影响其生物学功能。Wang 等^[27]和 Liu 等^[28]的研究一致显示,SR-AOPs 消毒过程中超氧化物歧化酶和过氧化氢酶活性呈先诱导激活后抑制的规律。初期活性升高反映细胞氧化应激防御响应,当自由基累积超阈值后酶蛋白自身氧化失活,活性急剧下降^[29-30]。

细胞膜结构与功能的破坏同样是 $\text{SO}_4^{\cdot-}$ 消毒过程的首要灭活机制。Ma 等^[31]在电化学增强 Fe^{2+} /过硫酸盐体系中观察到,处理 2~10 min 丙二醛浓度快速上升,而流式细胞术则证实了细胞出现膨胀破裂、细胞膜电位几乎完全去极化,受细胞膜电位调控的 Ca^{2+} 稳态随之失衡。 Ca^{2+} 作为关键信号分子,其稳态失衡可能触发细胞凋亡程序,加速细菌失活。电镜观察则直观揭示了微生物细胞壁/表面的严重损伤:Xiao 等^[32]在零价铁/PDS 体系下观察到大肠杆菌 (*Escherichia coli*) 和粪肠球菌 (*Enterococcus faecalis*) 表面出现孔洞、褶皱甚至破裂。由于细菌三磷酸腺苷(ATP)合酶定位于细胞膜上,对细胞膜的优先攻击可能限制电子传递链相关酶的功能,干扰



注:GFP—原电池/ Fe^{2+} /PDS。

图 2 大肠杆菌经原电池/ Fe^{2+} /PDS (GFP) 处理前后的 FTIR 光谱^[26]

Fig. 2 FTIR Spectra of *E.coli* Cells before and after Treatment with Galvanic Cell/ Fe^{2+} /PDS(GFP)^[26]

跨膜质子运动导致氧化磷酸化解耦,进而引起胞内 ATP 水平急剧下降。

2 基于不同活化策略的 SR-AOPs 消毒效能研究

2.1 光活化过硫酸盐体系

光活化通过光子能量断裂过硫酸盐的过氧键高效生成 $\text{SO}_4^{\cdot-}$,相关消毒研究如表 1 所示。传统紫外消毒主要通过诱导 DNA 胸腺嘧啶形成二聚体实现灭活,但存在光复活风险^[33],引入过硫酸盐后通过自由基氧化有效弥补该缺陷。相较于有机污染物去除,消毒所需的紫外剂量较低,这赋予了其良好的经济可行性^[34]。

在抗生素抗性菌 (ARB) 及 ARGs 控制方面,紫外(UVC)/PMS 体系效果显著^[35]:在 1 mg/L PMS 和 100 mW/cm^2 的 UVC 下,10 min 内可达 5.3log 的磺胺类 ARB 灭活;更高 PMS 质量浓度下,30 min 内 *sul1* 和 *int11* 丰度分别降低 $2.9\log\pm 0.1\log$ 和 $3.4\log\pm 0.1\log$ 。上述结果均显著优于单独 UVC 处理,协同因子可达 2.8~2.9。除 UVC 外,更具经济性的可见光活化过硫酸盐同样有效。Wang 等^[27]在可见光/PDS 体系中,40 min 内实现了 *E. coli* 6log 的灭活,并验证了其对金黄色葡萄球菌 (*Staphylococcus aureus*) 和铜绿假单胞菌 (*Pseudomonas aeruginosa*) 的广谱灭活能力。

表 1 光活化过硫酸盐消毒
Tab. 1 Photo-Activated Persulfate Disinfection

SR-AOPs 类型	目标微生物	反应条件	LRV	参考文献
可见光/PDS	<i>E. coli</i>	$C_{\text{PDS}} = 2 \text{ mmol/L}$, 波长 (λ) $\geq 420 \text{ nm}$, 照度为 220 mW/cm^2 , $C_{E.coli} = 1 \times 10^7 \text{ CFU/mL}$; 温度为 $30 \text{ }^\circ\text{C}$, pH 值 = 6.0	6log (40 min) 7log (120 min)	[27]
UVC/PMS	假单胞菌属 HLS-6	$C_{\text{PMS}} = 1 \text{ mg/L}$, $\lambda = 254 \text{ nm}$, 紫外光强为 100 mW/cm^2 , $C_{E.coli} = 1 \times 10^8 \text{ CFU/mL}$; pH 值 = 7.0	4.1log (10 min, UVC) 5.3log $\pm$ 0.1log (10 min, UVC/PMS)	[35]
紫外/PDS	<i>E. coli</i> 、噬菌体 MS2、芽孢杆菌 (<i>Bacillus subtilis</i>)	$C_{\text{PDS}} = 0.3 \text{ mmol/L}$, $\lambda = 254 \text{ nm}$, 光子通量为 $2.2 \times 10^{-7} \text{ Einstein/(L}\cdot\text{s)}$, $C_{E.coli} = 4 \times 10^6 \text{ CFU/mL}$, $C_{B.subtilis} = 4 \times 10^6 \text{ CFU/mL}$, $C_{\text{MS2}} = 3 \times 10^6 \text{ PFU/mL}$; pH 值 = 7.0	4log (<i>E. coli</i> , 8.8 mJ/cm^2) (<i>B. subtilis</i> , 30 mJ/cm^2) 约为 1.5log (MS2, 约为 12 mJ/cm^2)	[36]
UVC/PMS	<i>E. coli</i> <i>E. faecalis</i> <i>P. aeruginosa</i>	$C_{\text{PMS}} = 0.5 \text{ mmol/L}$, $\lambda = 254 \text{ nm}$, 紫外剂量为 2.1 kJ/L , $C_{E.coli} = 1 \times 10^8 \text{ CFU/mL}$, $C_{P.aeruginosa} = 1 \times 10^8 \text{ CFU/mL}$, $C_{S.aureus} = 1 \times 10^8 \text{ CFU/mL}$; 温度为 $(28.4 \pm 1.3) \text{ }^\circ\text{C}$, pH 值 = 8.17 ± 0.04	8log (<i>E. coli</i> , 60 min) (<i>E. faecalis</i> , 60 min) (<i>P. aeruginosa</i> , 90 min)	[37]

与其他 SR-AOPs 相比,光活化对 ARGs 的去除具有独特优势,这得益于紫外照射对遗传物质的直接损伤与自由基氧化的协同。相较于金属离子或非均相催化,光活化仅需光源和过硫酸盐,出水安全性高,无二次污染。可见光活化还提供了一条无催化剂的低成本路径,具备利用太阳光实现可持续消毒的潜力。尽管光反应器投资及能耗导致处理成本偏高,但在处理高微生物浓度污水时,实现相同处理目标所需的综合能耗可能更低^[36]。光活化的主要局限性在于消毒效果受水体透光率影响显著,难以在高浑浊度、高色度水体中得到有效应用。

2.2 过渡金属活化过硫酸盐体系

在 SR-AOPs 中,过渡金属活化因其能够在温和条件下高效产生活性物种,被认为是极具应用潜力的技术路径,相关消毒研究如表 2 所示。目前,相关研究主要分为均相离子活化与非均相催化剂活化两种策略。

均相体系中,过渡金属离子直接与氧化剂反应,具有传质效率高、反应动力学快的显著优势。其中, Fe^{2+} 因其环境友好、成本低廉而成为最广泛研究的活化剂。Qi 等^[38] 研究表明, Fe^{2+} 活化 PDS 对 *E. coli* 和李斯特菌 (*Listeria monocytogenes*) 表现出极高的灭活效率,在适宜的 $\text{Fe}^{2+} : \text{PDS}$ 比例 (1 : 0.33) 下,可在 120 s 内实现超过 7log 的灭活。当氧化剂由 PDS 转变为 PMS 时,体系效率发生了显著变化。在仅 Fe^{2+} 活化的条件下,PMS 可在 15 min 内实现完全灭菌,而 PDS 需 180 min 以上^[39]。这一显著差异主要

归因于 PMS 不仅能生成 $\text{SO}_4^{\cdot-}$,还能通过多种途径生成 $\cdot\text{OH}$ 。除铁离子外,其他过渡金属离子 (Co^{2+} 、 Cu^{2+}) 也展现出卓越的催化性能^[10],催化效率排序为 $\text{Co}^{2+} > \text{Cu}^{2+} > \text{Fe}^{2+}$,但是 Co^{2+} 的生物毒性却不容忽视。尽管均相离子活化效率高,但存在适用 pH 范围窄、易产生金属污泥、催化剂难以回收等问题。因此,非均相催化剂被认为是更有前景的活化方式,该类催化剂能在较宽 pH 范围内工作,且可通过沉淀、磁选等方式回收利用^[40]。

铁基氧化物是研究最早的非均相催化剂之一。自然条件下常见的铁氧化物形式赤铁矿和磁铁矿都可以用于活化 PDS 灭活微生物^[1],而赤铁矿的灭活效果优于磁铁矿,归因于其具有更大的比表面积。铜基氧化物则展现出以高价铜离子 [$\text{Cu}(\text{III})$] 为主要活性物种的非自由基氧化路径^[41]。金属有机骨架材料因其高比表面积和可调的活性位点而备受关注。Jiang 等^[42] 合成了 CuS 修饰的 MIL-101(Fe) 复合材料,在可见光/PMS 体系中实现了对 *E. coli*、*S. aureus* 和实际医院污水中粪大肠菌群的高效灭活,*E. coli* (7.5log) 在 40 min 内可完全灭活。

综上所述,过渡金属活化过硫酸盐技术为水处理消毒提供了高效、广谱的解决方案。均相离子活化反应迅速、操作简便,但受 pH 限制且存在二次污染风险;非均相催化剂活化则在拓宽 pH 适用范围、实现催化剂回收利用及调控反应路径方面展现出独特优势。

表 2 过渡金属活化过硫酸盐消毒
Tab. 2 Transition Metal-Activated Persulfate Disinfection

SR-AOPs 类型	目标微生物	反应条件	LRV	参考文献
铁氧化物/UVA/ PMS 或 PDS	MS2 噬菌体	氧化剂质量浓度为 10 mg/L, 铁氧化物质量浓度为 1 mg/L, λ 为 365 nm, 紫外光强为 (9.55 ± 0.5) W/m ² , $C_{MS2} = 1 \times 10^6$ PFU/mL; pH 值=8.0	6log (PMS, 磁铁矿: 60 min, 赤铁矿: 30 min) (PDS, 磁铁矿: 90 min, 赤铁矿: 60 min)	[1]
Me(Ⅱ)(Fe/Co/ Cu)/PMS	<i>E. coli</i> <i>Bacillus subtilis</i>	$C_{PMS} = 1$ mmol/L, $C_{Me(Ⅱ)} = 100$ μ mol/L, $C_{Bacterial} = (2 \sim 4) \times 10^7$ CFU/mL; 温度为 (20 ± 1) $^{\circ}$ C, pH 值=7	7.1log (Co), 5.2log (Cu), 2.7log (Fe) (<i>E.coli</i> , 10 min) 5.4log (Co), 5.0log (Cu), 1.9log (Fe) (<i>B.subtilis</i> , 10 min)	[10]
Fe ²⁺ /UVA/PDS	<i>E. coli</i> (四环素抗性)	$C_{PDS} = 0.15$ mmol/L, $C_{Fe^{2+}} = 0.15$ mmol/L, λ 为 365 nm, 紫外强度为 6、18 W/m ² , $C_{E.coli} = 1 \times 10^6$ CFU/mL	6log (60 min)	[28]
ZVI/PDS	<i>E. coli</i> <i>E. faecalis</i>	$C_{PDS} = 3、1$ mmol/L, $C_{ZVI} = 0.6、0.2$ g/L, $C_{E.coli} = 1.07 \times 10^7$ CFU/mL, $C_{E.faecalis} = 1.07 \times 10^7$ CFU/mL; 温度为 20 $^{\circ}$ C, pH 值=5.5	90% (<i>E.coli</i> , 80 min) 75% (<i>E.faecalis</i> , 12 min)	[32]
铁/PDS	<i>E. coli</i> <i>L. monocytogenes</i>	$C_{PDS} = 40$ mmol/L, $C_{Fe^{2+}} = 13.3$ mmol/L, $C_{E.coli} = 10^{8.43}$ CFU/mL, $C_{L.monocytogenes} = 10^{8.64}$ CFU/mL	7.25log $\pm$ 0.36log (<i>L. monocytogenes</i>) 7.77log $\pm$ 0.57log (<i>E.coli</i>) (120 s)	[38]
铁/太阳光/热/ PMS 或 PDS	<i>E. coli</i> K-12	$C_{PMS} = 1.8 \times 10^{-5}$ mol/L, $C_{PDS} = 9 \times 10^{-5}$ mol/L, $C_{Fe^{2+}} = 1.8 \times 10^{-5}$ mol/L, 照度为 900 W/m ² , $C_{E.coli} = 1 \times 10^6$ CFU/mL; 温度为 40 $^{\circ}$ C, pH 值=6.0.	6log (30 min, PMS) (60 min, PDS)	[39]
CuO/PDS	<i>E. coli</i> 肠球菌 (<i>Enterococcus</i>) 亚硫酸盐还原 厌氧菌孢子 (<i>spores</i>)	$C_{PDS} = 1$ mmol/L, $C_{CuO} = 10$ g/L, $C_{E.coli} = 4.6\log \pm 0.1\log$ MPN/100 mL, $C_{Enterococcus} = 3.5 \pm 0.2\log$ MPN/100 mL, $C_{spores} = 3.2\log \pm 0.1\log$ CFU/100 mL; pH 值=7.0	>3log (<i>E.coli</i> , 15 min) >1.7log (<i>Enterococcus</i> , 30 min) >1.5log (<i>spores</i> , 120 min)	[41]

2.3 碳材料活化过硫酸盐体系

碳材料因其环境友好、多孔结构和优异的电子传导能力,近年来作为金属催化剂的替代策略,在过硫酸盐活化领域受到广泛关注^[43-44],相关消毒研究如表 3 所示。与传统过渡金属活化相比,碳活化避免了金属离子溶出的二次污染风险,且可通过调控表面官能团和缺陷结构优化催化性能。Karbasi 等^[45]通过水热法和溶剂热法制备了三维还原氧化石墨烯气凝胶,用于可见光下活化 PMS 灭活 *E. coli*。结果表明,*E. coli* (6log)可在 60 min 内完全灭活,协同系数为 2.9。机理研究表明,该体系在黑暗条件下以非自由基路径为主,光照下转为自由基路径主导。图 3 展示了过硫酸盐活化体系中常见的 3 种非自由基路径,包括¹O₂、高价金属物种及电子转移过程。其中,¹O₂主要通过自衰减和氧化生成,能选择性地氧化富电子生物分子;高价金属物种[如 Cu(Ⅲ)、Fe(Ⅳ)等]同样可以参与氧化生物分子;电子转移过程不依赖扩散性活性物种,而是通过催化剂表面

介导的电子从目标物向氧化剂的迁移完成。

2.4 碱活化过硫酸盐体系

碱活化技术利用碱性条件诱导过硫酸盐发生碱催化水解及链式分解反应,从而生成 O₂⁻、·OH 及¹O₂等多种 ROS,相关消毒研究如表 3 所示。碱活化手段避免了金属离子溶出风险,操作简便且无需外加能量,然而,其强碱性反应条件(pH 值>10)也带来一定局限性:处理后需回调出水 pH 以满足排放或回用标准,增加了工艺复杂性与化学药剂消耗;此外,高 pH 环境可能影响部分微生物的生理状态,进而干扰消毒效能的准确评估。因此,该技术更适用于对 pH 波动不敏感或后续工艺可兼容高碱度的水处理场景。

综上所述,表 4 通过引入浓度时间乘积(CT 值)并总结 4 种活化策略的技术优势及局限性进行横向对比。总体而言,PMS 体系较 PDS 体系表现出更高的消毒效率。光活化绿色安全且对 ARGs 去除效果突出,但受水体透光率制约;过渡金属活化效率

表 3 碳活化和碱活化过硫酸盐消毒

Tab. 3 Carbon-Activated and Alkali-Activated Persulfate Disinfection

SR-AOPs 类型	目标微生物	反应条件	LRV	参考文献
碱/PDS	<i>E. coli</i> O157:H7	$C_{\text{PDS}} = 40 \text{ mmol/L}$, $C_{\text{NaOH}} = 10 \text{ mmol/L}$, $C_{E.coli} = 8.43 \log$	$4.15 \log \pm 0.39 \log$	[38]
	<i>L. monocytogenes</i>	CFU/mL; $C_{\text{PDS}} = 0.5 \text{ mol/L}$, $C_{\text{NaOH}} = 0.2 \text{ mol/L}$, $C_{L.monocytogenes} = 8.64 \log \text{ CFU/mL}$	$7.44 \log \pm 0.35 \log$ (<i>L.monocytogenes</i>) (120 s)	
大豆秸秆生物炭 (SSB)/PDS	<i>E. coli</i> (四环素抗性)	$C_{\text{PDS}} = 6 \text{ mmol/L}$, $C_{\text{SSB}} = 1 \text{ g/L}$, $C_{E.coli} = 1.0 \times 10^7$ CFU/mL; 温度为 25 °C	$7.4 \log$ (180 min)	[46]
Fe_3O_4 基磁性水热炭 (MHC)/可见光/PS	<i>E. coli</i> <i>P. aeruginosa</i> <i>S. aureus</i>	$C_{\text{PS}} = 2 \text{ mmol/L}$, $C_{\text{MHC}} = 200 \text{ mg/L}$, $\lambda \geq 420 \text{ nm}$, $C_{E.coli} = 1.0 \times 10^8$ CFU/mL; $C_{P.aeruginosa} = 1.0 \times 10^8$ CFU/mL; $C_{S.aureus} = 1.0 \times 10^8$ CFU/mL; 温度为 25 °C, pH 值=6.0	8log (<i>E.coli</i> , 40 min) (<i>P.aeruginosa</i> , 60 min) (<i>S.aureus</i> , 120 min)	[47]
CoFe ₁₀₀ @BPC/PMS	<i>E. coli</i>	$C_{\text{CoFe}_{100}\text{@BPC}} = 20 \text{ mg/L}$, $C_{\text{PMS}} = 10 \text{ mg/L}$, $C_{E.coli} = 1 \times 10^6$ CFU/mL; 温度为 (25±1) °C, pH 值=5	$5.4 \log$ (15 min)	

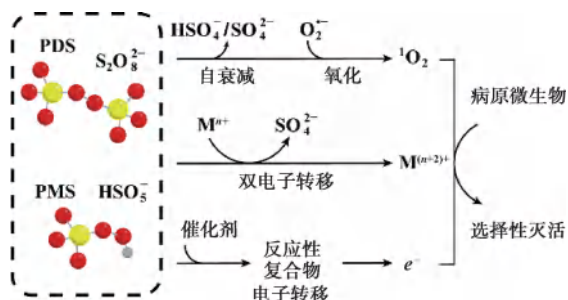


图 3 过硫酸盐活化消毒的非自由基路径

Fig. 3 Non-Radical Pathways in Disinfection by Activated Persulfate

高、操作便捷,但需关注金属溶出风险;碳材料活化原料广泛、表面性质可调,但非自由基路径灭活速率相对有限;碱活化操作简便,但单独使用效率偏低,更适于联用或特定场景。后续研究宜根据水质特征与处理目标综合比选活化方式,并关注多种方式的联用以实现协同增效。

3 SR-AOPs 消毒效能的关键影响因素

SR-AOPs 的消毒效能取决于多种因素的协同作用,主要包括目标微生物的种类特性、溶液 pH、反应温度以及实际水基质中的无机阴离子和有机化合物等。

表 4 不同过硫酸盐活化方式消毒技术对比

Tab. 4 Comparison of Different Persulfate Activation Methods for Disinfection

活化方式	CT 值	优势	局限性
光活化	PMS: $15 \text{ mmol} \cdot \text{min/L}$ [37] PDS: $80 \text{ mmol} \cdot \text{min/L}$ [27]	绿色安全,无需催化剂,可利用太阳光,对 ARGs 的去除效果较为突出	受水体透光率制约严重,高浑浊度水体需紫外预处理,反应器投资及运行能耗较高
过渡金属活化	PMS: $5 \text{ mmol} \cdot \text{min/L}$ [10] PDS: $9 \text{ mmol} \cdot \text{min/L}$ [28]	均相体系活化效率高,非均相催化剂可磁选或沉淀回收,铁基催化剂成本较低	适用 pH 范围较窄,存在金属溶出风险,非均相催化剂受表面特性影响显著
碳材料活化	PMS: $1 \text{ mmol} \cdot \text{min/L}$ [45] PDS: $70 \text{ mmol} \cdot \text{min/L}$ [47]	比表面积大,原料来源广泛,表面官能团和缺陷结构可定向调控以优化性能	自由基生成效率通常低于过渡金属活化,非自由基路径灭活速率有限
碱活化	—	无需外加催化剂和能量输入,操作简便,可生成多种 ROS,氧化路径多样	需回调 pH,工艺复杂性增加,单独碱活化消毒效率相对较低

注:此处 CT 值表示初始氧化剂浓度与 *E. coli* 灭活率达到 6log 所需时间的乘积,“—”表示缺失相关研究报道。

3.1 病原微生物种类

尽管 SR-AOPs 对革兰氏阴/阳性菌、病毒、真菌孢子及原生动物均具有优异灭活效果,但微生物结构与生理差异导致其对自由基的敏感性不同[49]。革兰氏阳性菌因肽聚糖层更厚通常被认为抗性更

强[49-50],而革兰氏阴性菌复杂的外膜也可能提供额外保护[32,51-52]。相较于原核生物,真菌孢子具有更强的消毒抗性[53]。这一方面归因于构成真菌细胞壁的几丁质与自由基的反应性较低[10];另一方面是因为类黑色素沉积于真菌细胞壁中,显著增强其对

氧化应激和辐射的抗性^[54-55]。病毒因为结构简单,仅由蛋白质衣壳和核酸组成,缺乏复杂的代谢与修复系统,灭活通常快于细菌^[40]。 $\text{SO}_4^{\cdot-}$ 可以显著增强噬菌体 MS2 失活,因其衣壳蛋白与 $\text{SO}_4^{\cdot-}$ 的反应速率远高于多糖、脂质等其他大分子^[36]。

值得注意的是,目前多数研究^[56]仍以单一目标微生物评估消毒性能,而在实际水体中,多种微生物共存可能发生竞争或协同作用,导致消毒效果偏离预期。Jia 等^[1]发现,当病毒与细菌共存时,PMS 体系的病毒灭活效率反而提高,推测其机制为细菌碎片或细胞壁成分活化了 PMS,生成了对病毒更具杀伤力的 $^1\text{O}_2$ 。

3.2 pH

pH 是影响 SR-AOPs 消毒效率的关键参数之一。首先,pH 决定了体系内主导自由基的种类,在酸性条件下(pH 值 <7), $\text{SO}_4^{\cdot-}$ 是主要活性物种;在中性条件下(pH 值 ≈ 7), $\text{SO}_4^{\cdot-}$ 和 $\cdot\text{OH}$ 共存;当 pH 值 >9 时, $\cdot\text{OH}$ 成为主导自由基^[32]。这是由于 $\text{SO}_4^{\cdot-}$ 可与 OH^- 或 H_2O 反应转化为 $\cdot\text{OH}$ 。 $\cdot\text{OH}$ 因其亲电性和电中性,更易接近带负电的微生物表面,而 $\text{SO}_4^{\cdot-}$ 的选择性氧化能力则在酸性条件下更为突出^[22]。一般而言,酸性条件更有利于 SR-AOPs 消毒,一方面,酸性条件下质子中和细胞表面部分负电荷,降低细胞与 $\text{SO}_4^{\cdot-}$ 的静电斥力,有利于自由基扩散^[57];另一方面,在以 Fe^{2+} 等过渡金属为催化剂的体系中,较低 pH 可以避免金属离子水解沉淀,提高其利用效率。值得注意的是,pH 还会直接影响微生物自身的生理状态。随着 pH 升高,细胞表面可电离基团去质子化加剧,负电荷增多,增强了与 $\text{SO}_4^{\cdot-}$ 的静电斥力;同时,极端 pH 可能改变膜通透性并诱导应激响应,使灭活效率呈非线性变化。因此,宜综合考虑 pH 对自由基形态、催化剂稳定性及微生物生理状态的三重效应。

3.3 温度

温度是影响 $\text{SO}_4^{\cdot-}$ 生成速率的关键因素,且升温可与光活化、过渡金属活化产生协同效应。Wang 等^[27]计算了可见光/PDS 与 50 °C 热活化的协同因子达 51.2%,证实光热联用可产生超越二者简单加和的效果。此外,升温还可能增强微生物对氧化胁迫的敏感性,从而提高其与自由基的反应速率^[10]。需要注意的是,热活化存在明显的阈值效应,一般温

度在 30 °C 时几乎无活化效果,达到 40 °C 时才可能出现有限热活化,50 °C 时热效应显著增强^[58],但此时单纯热致死即可造成快速灭活,热活化额外贡献难以区分。

3.4 实际水基质效应

无机阴离子、天然有机物(NOM)是影响 SR-AOPs 在实际水体中消毒效果的主要因素。氯离子(Cl^-)的影响具有双重性,一方面 Cl^- 可以与 $\text{SO}_4^{\cdot-}$ 反应生成活性较低的氯自由基($\text{Cl}^\cdot$ 、 $\text{Cl}_2^\cdot$ 和 $\text{ClOH}^\cdot$)^[59];另一方面,这些氯自由基本身仍保持相当的氧化活性,在高 Cl^- 浓度下可以部分补偿损失^[60-61],但这可能会带来毒性副产物风险^[41]。碳酸根/碳酸氢根是高效的淬灭剂,其捕获自由基生成低活性的碳酸根自由基($\text{CO}_3^{\cdot-}$)^[62],同时因缓冲作用维持碱性 pH 而加剧细胞与氧化剂间的静电斥力。硝酸根的影响相对较小, $\text{SO}_4^{\cdot-}$ 与 NO_3^- 的反应速率常数仅为 $3.0 \times 10^4 \text{ mol}/(\text{L} \cdot \text{s})$ ^[32],远低于其与卤素离子的反应速率。此外也有报道指出高浓度 NO_3^- 可能通过光化学作用产生活性物种,或在特定条件下参与反应^[63]。

NOM 的影响最为复杂,包括光衰减、自由基淬灭和光敏化等多重效应。部分研究中 NOM 的存在反而增强了灭活作用^[58],这一现象归因于 Fe-NOM 络合物通过配体-金属电荷转移过程增强了 Fe^{2+} 的再生和自由基的持续生成。此外,实际水体中的许多悬浮物和溶解性物质也会散射和吸收辐射,降低量子产率,从而严重干扰光化学反应,因此,对于浑浊水体,推荐先通过简单过滤进行预处理,以保障光活化体系的效能。

4 结论与展望

本文系统综述了过硫酸盐在水消毒领域的研究进展。在灭活机理层面,阐释了 $\text{SO}_4^{\cdot-}$ 的多靶点协同攻击路径;在技术应用层面,归纳了光、过渡金属、碳材料及碱活化 4 种活化策略的消毒效能与适用条件,并分析了操作条件和水质因素的影响规律。基于此,为 SR-AOPs 水消毒技术的基础与应用研究提供参考,并就未来研究方向提出建议与展望。

(1) 尽管已有大量研究揭示了 SR-AOPs 消毒过程中微生物从宏观到微观的灭活过程,并提出了潜在的作用靶点和灭活机制,但 $\text{SO}_4^{\cdot-}$ 与细胞各组分的分子层面反应机制仍缺乏系统解析和直接证据。建

议后续研究聚焦于 $\text{SO}_4^{\cdot-}$ 与生物大分子之间的反应机制,构建从“分子损伤”到“细胞死亡”的完整因果链条,深化对灭活机理的本质认识。

(2)近年来,非自由基途径在 SR-AOPs 消毒中的作用也逐步受到关注,如 $^1\text{O}_2$ 、高价金属物种及电子转移过程等^[41,64-65]。尽管非自由基路径的效率通常低于自由基路径,但其具有更高的选择性和抗干扰能力。目前对非自由基机制的认知仍处于初期阶段,亟须开发高分辨率的识别与表征手段,并探索如何通过催化剂设计定向诱导非自由基路径。

(3)SR-AOPs 消毒效果受微生物种类及抗性差异的影响显著。此外,真实水体中多种微生物共存时可能发生竞争或协同作用,导致基于单一模式微生物的研究结果难以直接推演至实际场景。建议后续研究更多采用实际水体微生物群落,重点关注多菌共存条件下的种间交互作用及其对消毒效率的综合影响。

(4)尽管 SR-AOPs 通常被视为绿色水处理技术,但在含卤水质条件下仍可能生成少量卤素消毒副产物^[21,66]。此外,体系中残留的硫酸盐、金属污泥及浸出金属离子等潜在风险也不容忽视^[48]。未来研究应重点关注潜在卤代 DBPs 的生成机制。

参考文献

- [1] Jia J L, Minella M, Ruiz M C, et al. Small concentrations, big results: μM addition of photoactive iron oxides with PMS, PDS, or H_2O_2 , leads to enhanced removal of viruses at near-neutral pH [J]. *Water Research*, 2024, 258: 121760. DOI: 10.1016/j.watres.2024.121760.
- [2] López-Vinent N, Cruz-Alcalde A, Moussavi G, et al. Improving ferrate disinfection and decontamination performance at neutral pH by activating peroxymonosulfate under solar light [J]. *Chemical Engineering Journal*, 2022, 450: 137904. DOI: 10.1016/j.cej.2022.137904.
- [3] Kollu K, Örmeci B. Regrowth potential of bacteria after ultraviolet disinfection in the absence of light and dark repair [J]. *Journal of Environmental Engineering*, 2015, 141(3): 04014069. DOI: 10.1061/(ASCE)EE.1943-7870.0000905.
- [4] 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.
- [5] Parker K M, Zeng T, Harkness J, et al. Enhanced formation of disinfection byproducts in shale gas wastewater-impacted drinking water supplies[J]. *Environmental Science & Technology*, 2014, 48(19): 11161-11169.
- [6] An T C, Yin H L, Cai Y W, et al. Photocatalysis inhibits the emergence of multidrug-resistant bacteria in an antibiotic-resistant bacterial community in aquatic environments[J]. *Environmental Science & Technology*, 2024, 58(40): 17937-17947.
- [7] Chen H, Gao J F, Wang Q, et al. Natural pyrite and ascorbic acid co-enhance periodate activation for inactivation of antibiotic resistant bacteria and inhibition of resistance genes transmission: A green disinfection process dominated by singlet oxygen [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2024, 477: 135217. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2024.135217.
- [8] La Manna P, De Carluccio M, Oliva G, et al. Urban wastewater disinfection by iron chelates mediated solar photo-Fenton: Effects on seven pathogens and antibiotic resistance transfer potential [J]. *Water Research*, 2024, 249: 120966. DOI: 10.1016/j.watres.2023.120966.
- [9] Zhang M L, Wang X S, Deng X F, et al. Viable but non-culturable state formation and resuscitation of different antibiotic-resistant *Escherichia coli* induced by UV/chlorine [J]. *Water Research*, 2024, 261: 122011. DOI: 10.1016/j.watres.2024.122011.
- [10] Wu G H, Wang J Y, Wan Q Q, et al. Kinetics and mechanism of sulfate radical-and hydroxyl radical-induced disinfection of bacteria and fungal spores by transition metal ions-activated peroxymonosulfate [J]. *Water Research*, 2023, 243: 120378. DOI: 10.1016/j.watres.2023.120378.
- [11] Xiao R Y, Liu K, Bai L, et al. Inactivation of pathogenic microorganisms by sulfate radical: Present and future [J]. *Chemical Engineering Journal*, 2019, 371: 222-232. DOI: 10.1016/j.cej.2019.03.296.
- [12] Zhou X Q, Guo Z C, Li Y B, et al. Cobalt single-atom catalysts on MnO_2 for regulating reactive oxygen species toward robust elimination of antibiotic-resistance threats from water [J]. *Separation and Purification Technology*, 2026, 388: 136794. DOI: 10.1016/j.seppur.2026.136794.
- [13] Venieri D, Karapa A, Panagiotopoulou M, et al. Application of activated persulfate for the inactivation of fecal bacterial indicators in water[J]. *Journal of Environmental Management*, 2020, 261: 110223. DOI: 10.1016/j.jenvman.2020.110223.
- [14] 米记茹,田立平,刘丽丽,等. 过硫酸盐活化方法的研究进展[J]. *工业水处理*, 2020, 40(7): 12-17.
- [15] Mi J R, Tian L P, Liu L L, et al. Research progress on persulfate activation method [J]. *Industrial Water Treatment*, 2020, 40(7): 12-17.
- [15] Anandraj F N, Panda T K, Thangarasu S, et al. Persulfate salts to combat bacterial resistance in the environment through antibiotic degradation and biofilm disruption [J]. *Water Research*, 2025, 284: 123941. DOI: 10.1016/j.watres.2025.123941.

- [16] Zhou Y J, He D Y, Lei Y, et al. Bacterial inactivation by dichloride radical in water: Molecular-level reaction kinetics and disinfection mechanism [J]. Water Research, 2026, 288: 124558. DOI: 10.1016/j.watres.2025.124558.
- [17] Li S, Wu Y N, Zheng H S, et al. Antibiotics degradation by advanced oxidation process (AOPs): Recent advances in ecotoxicity and antibiotic-resistance genes induction of degradation products [J]. Chemosphere, 2023, 311: 136977. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2022.136977.
- [18] Ao X W, Eloranta J, Huang C H, et al. Peracetic acid-based advanced oxidation processes for decontamination and disinfection of water: A review [J]. Water Research, 2021, 188: 116479. DOI: 10.1016/j.watres.2020.116479.
- [19] Eckl P M, Bresgen N. Genotoxicity of lipid oxidation compounds [J]. Free Radical Biology and Medicine, 2017, 111: 244–252. DOI: 10.1016/j.freeradbiomed.2017.02.002.
- [20] Rokhlenko Y, Cadet J, Geacintov N E, et al. Mechanistic aspects of hydration of guanine radical cations in DNA [J]. Journal of the American Chemical Society, 2014, 136 (16): 5956–5962.
- [21] Zhou X, Ren X Y, Chen Y, et al. Bacteria inactivation by sulfate radical: Progress and non-negligible disinfection by-products [J]. Frontiers of Environmental Science & Engineering, 2023, 17 (3): 29. DOI: 10.1007/s11783-023-1629-9.
- [22] Chen Y D, Duan X G, Zhou X, et al. Advanced oxidation processes for water disinfection: Features, mechanisms and prospects [J]. Chemical Engineering Journal, 2021, 409: 128207. DOI: 10.1016/j.cej.2020.128207.
- [23] Zhou X Q, Zhou T, Xiong J Q, et al. Synergistic control of antibiotic resistance via natural illite-activated peroxymonosulfate: Efficiency and mechanism [J]. Journal of Hazardous Materials, 2025, 500: 140447. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2025.140447.
- [24] Berruti I, Inmaculada Polo-López M, Oller I, et al. Sulfate radical anion: Laser flash photolysis study and application in water disinfection and decontamination [J]. Applied Catalysis B: Environmental, 2022, 315: 121519. DOI: 10.1016/j.apcatb.2022.121519.
- [25] Tian N, Schmidt L C, Lameiro M J A, et al. Why is HSO_5^- so effective against bacteria? Insights into the mechanisms of *Escherichia coli* disinfection by unactivated peroxymonosulfate [J]. Water Research, 2024, 254: 121441. DOI: 10.1016/j.watres.2024.121441.
- [26] Zhang L L, Ma H K, Huang X M, et al. Fast and efficient inactivation of antibiotic resistant *Escherichia coli* by iron electrode-activated sodium peroxydisulfate in a galvanic cell [J]. Chemical Engineering Journal, 2019, 355: 150–158. DOI: 10.1016/j.cej.2018.08.065.
- [27] Wang W J, Wang H N, Li G Y, et al. Catalyst-free activation of persulfate by visible light for water disinfection: Efficiency and mechanisms [J]. Water Research, 2019, 157: 106–118. DOI: 10.1016/j.watres.2019.03.071.
- [28] Liu Z C, Feng L, Li B W, et al. Crouching bacteria, hidden tetA genes in natural waters: Intracellular damage via double persulfate activation ($\text{UVA}/\text{Fe}^{2+}/\text{PDS}$) effectively alleviates the spread of antibiotic resistance [J]. Journal of Hazardous Materials, 2024, 480: 135854. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2024.135854.
- [29] Liu Y, Gao J F, Wang Y W, et al. The removal of antibiotic resistant bacteria and genes and inhibition of the horizontal gene transfer by contrastive research on sulfidated nanoscale zerovalent iron activating peroxymonosulfate or peroxydisulfate [J]. Journal of Hazardous Materials, 2022, 423: 126866. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2021.126866.
- [30] Huang D L, Huang H, Wang G F, et al. Simultaneous elimination of antibiotic-resistant bacteria and antibiotic resistance genes by different Fe-N Co-doped biochars activating peroxymonosulfate: The key role of pyridine-N and Fe-N sites [J]. Journal of Colloid and Interface Science, 2024, 668: 12–24. DOI: 10.1016/j.jcis.2024.04.082.
- [31] Ma H K, Zhang L L, Huang X M, et al. A novel three-dimensional galvanic cell enhanced Fe^{2+} /persulfate system: High efficiency, mechanism and damaging effect of antibiotic resistant *E.coli* and genes [J]. Chemical Engineering Journal, 2019, 362: 667–678. DOI: 10.1016/j.cej.2019.01.042.
- [32] Xiao R Y, Bai L, Liu K, et al. Elucidating sulfate radical-mediated disinfection profiles and mechanisms of *Escherichia coli* and *Enterococcus faecalis* in municipal wastewater [J]. Water Research, 2020, 173: 115552. DOI: 10.1016/j.watres.2020.115552.
- [33] Wen G, Wan Q Q, Deng X L, et al. Reactivation of fungal spores in water following UV disinfection: Effect of temperature, dark delay, and real water matrices [J]. Chemosphere, 2019, 237: 124490. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2019.124490.
- [34] 林敏怡, 夏德华. 基于硫酸根自由基的微生物灭活技术研究进展 [J]. 环境化学, 2022, 41 (9): 2813–2822.
Lin M Y, Xia D H. Sulfate radical-based advanced oxidation processes for water disinfection [J]. Environmental Chemistry, 2022, 41 (9): 2813–2822.
- [35] Hu Y R, Zhang T Y, Jiang L, et al. Removal of sulfonamide antibiotic resistant bacterial and intracellular antibiotic resistance genes by UVC-activated peroxymonosulfate [J]. Chemical Engineering Journal, 2019, 368: 888–895. DOI: 10.1016/j.cej.2019.02.207.
- [36] Sun P Z, Tyree C, Huang C H. Inactivation of *Escherichia coli*, bacteriophage MS2, and *Bacillus* spores under $\text{UV}/\text{H}_2\text{O}_2$ and $\text{UV}/\text{peroxydisulfate}$ advanced disinfection conditions [J]. Environmental Science & Technology, 2016, 50 (8): 4448–4458.

- [37] Berruti I, Nahim-Granados S, Abeledo-Lameiro M J, et al. UV-C peroxymonosulfate activation for wastewater regeneration; Simultaneous inactivation of pathogens and degradation of contaminants of emerging concern [J]. *Molecules*, 2021, 26 (16): 4890. DOI: 10.3390/molecules26164890.
- [38] Qi H, Huang Q G, Hung Y C. Efficacy of activated persulfate in inactivating *Escherichia coli* O157: H7 and *Listeria monocytogenes* [J]. *International Journal of Food Microbiology*, 2018, 284: 40–47. DOI: 10.1016/j.ijfoodmicro.2018.06.021.
- [39] Rodríguez-Chueca J, Giannakis S, Marjanovic M, et al. Solar-assisted bacterial disinfection and removal of contaminants of emerging concern by Fe^{2+} -activated HSO_5^- vs. $\text{S}_2\text{O}_8^{2-}$ in drinking water[J]. *Applied Catalysis B: Environmental*, 2019, 248: 62–72. DOI: 10.1016/j.apcatb.2019.02.018.
- [40] Gaye C, García-Muñoz P, Vazquez-Arenas J, et al. Photocatalytic disinfection of wastewater using peroxymonosulfate activated by pyrite, chalcopyrite and marcasite under solar irradiation [J]. *Chemical Engineering Journal*, 2025, 523: 168511. DOI: 10.1016/j.cej.2025.168511.
- [41] Li C, Goetz V, Chiron S. Copper oxide/peroxydisulfate system for urban wastewater disinfection; Performances, reactive species, and antibiotic resistance genes removal[J]. *Science of the Total Environment*, 2022, 806: 150768. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2021.150768.
- [42] Jiang Y N, Wang Z J, Huang J B, et al. A singlet oxygen dominated process through photocatalysis of CuS-modified MIL-101 (Fe) assisted by peroxymonosulfate for efficient water disinfection [J]. *Chemical Engineering Journal*, 2022, 439: 135788. DOI: 10.1016/j.cej.2022.135788.
- [43] Duan X G, Sun H Q, Wang S B. Metal-free carbocatalysis in advanced oxidation reactions [J]. *Accounts of Chemical Research*, 2018, 51(3): 678–687.
- [44] Du L, Xu W H, Liu S B, et al. Activation of persulfate by graphitized biochar for sulfamethoxazole removal: The roles of graphitic carbon structure and carbonyl group [J]. *Journal of Colloid and Interface Science*, 2020, 577: 419–430. DOI: 10.1016/j.jcis.2020.05.096.
- [45] Karbasi M, Karimzadeh F, Raeissi K, et al. Improving visible light photocatalytic inactivation of *E. coli* by inducing highly efficient radical pathways through peroxymonosulfate activation using 3-D, surface-enhanced, reduced graphene oxide (rGO) aerogels [J]. *Chemical Engineering Journal*, 2020, 396: 125189. DOI: 10.1016/j.cej.2020.125189.
- [46] Duan R, Ma S L, Xu S J, et al. Soybean straw biochar activating peroxydisulfate to simultaneously eliminate tetracycline and tetracycline resistance bacteria: Insights on the mechanism[J]. *Water Research*, 2022, 218: 118489. DOI: 10.1016/j.watres.2022.118489.
- [47] Wang W J, Wang H N, Li G Y, et al. Visible light activation of persulfate by magnetic hydrochar for bacterial inactivation: Efficiency, recyclability and mechanisms [J]. *Water Research*, 2020, 176: 115746. DOI: 10.1016/j.watres.2020.115746.
- [48] Jin Y C, Xiang W, Lin C Y, et al. MOF/bamboo derived CoFe catalyst: A sustainable and efficient peroxymonosulfate activator for water disinfection[J]. *Industrial Crops and Products*, 2025, 235: 121740. DOI: 10.1016/j.indcrop.2025.121740.
- [49] Giannakis S, López M I P, Spuhler D, et al. Solar disinfection is an augmentable, in situ-generated photo-Fenton reaction—Part 2: A review of the applications for drinking water and wastewater disinfection [J]. *Applied Catalysis B: Environmental*, 2016, 198: 431–446. DOI: 10.1016/j.apcatb.2016.06.009.
- [50] Maniakova G, Salmerón I, Polo-López M I, et al. Simultaneous removal of contaminants of emerging concern and pathogens from urban wastewater by homogeneous solar driven advanced oxidation processes[J]. *Science of the Total Environment*, 2021, 766: 144320. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.144320.
- [51] Yadav H M, Otari S V, Bohara R A, et al. Synthesis and visible light photocatalytic antibacterial activity of nickel-doped TiO_2 nanoparticles against Gram-positive and Gram-negative bacteria[J]. *Journal of Photochemistry and Photobiology A: Chemistry*, 2014, 294: 130–136. DOI: 10.1016/j.jphotochem.2014.07.024.
- [52] Subramanian G, Parakh P, Prakash H. Photodegradation of methyl orange and photoinactivation of bacteria by visible light activation of persulphate using a tris(2, 2'-bipyridyl) ruthenium (II) complex[J]. *Photochemical & Photobiological Sciences*, 2013, 12(3): 456–466.
- [53] Wan Q Q, Ke J, Cao R H, et al. Achieving optimal inactivation of *Aspergillus Niger* via combined KrCl excimer lamp (222 nm) and NH_4Cl : Mechanistic analysis[J]. *Water Research*, 2025, 287: 124544. DOI: 10.1016/j.watres.2025.124544.
- [54] Polo-López M I, García-Fernández I, Velegraki T, et al. Mild solar photo-Fenton: An effective tool for the removal of *Fusarium* from simulated municipal effluents [J]. *Applied Catalysis B: Environmental*, 2012, 111: 545 – 554. DOI: 10.1016/j.apcatb.2011.11.006.
- [55] Onoda Y, Nagahashi M, Yamashita M, et al. Accumulated melanin in molds provides wavelength-dependent UV tolerance [J]. *Photochemical & Photobiological Sciences*, 2024, 23(9): 1791–1806.
- [56] Nair A M, Wagle S, et al. Insights into bacterial-viral interactions during electrochemical disinfection with ZnO nanoflower-decorated laser-induced graphene electrodes[J]. *ACS Applied Engineering Materials*, 2026, 4(2): 598–610.
- [57] Wordofa D N, Walker S L, Liu H Z. Sulfate radical-induced disinfection of pathogenic *Escherichia coli* O157: H7 via iron-activated persulfate [J]. *Environmental Science & Technology Letters*, 2017, 4(4): 154–160.

(下转第 35 页)

- electrolysis cell in constructed wetland [J]. Chemical Engineering Journal, 2025, 514: 163430. DOI: 10.1016/j.cej.2025.163430.
- [55] Chen Y, Wen Y, Zhou Q, et al. Sulfate removal and sulfur transformation in constructed wetlands: The roles of filling material and plant biomass [J]. Water Research, 2016, 102: 572–581. DOI: 10.1016/j.watres.2016.07.001.
- [56] Liu S T, Xue H P, Wang M X, et al. The role of microbial electrogenesis in regulating methane and nitrous oxide emissions from constructed wetland-microbial fuel cell [J]. International Journal of Hydrogen Energy, 2022, 47(63): 27279–27292.
- [57] Liu S T, Feng X J, Li X N. Bioelectrochemical approach for control of methane emission from wetlands [J]. Bioresource Technology, 2017, 241: 812–820. DOI: 10.1016/j.biortech.2017.06.031.
- [58] Zhang L J, Liu Y L, Lv S C, et al. An overview on constructed wetland-microbial fuel cell: Greenhouse gases emissions and extracellular electron transfer [J]. Journal of Environmental Chemical Engineering, 2023, 11(2): 109551. DOI: 10.1016/j.jece.2023.109551.
- [59] Hu S L, Zhu H, Bañuelos G, et al. Factors influencing gaseous emissions in constructed wetlands: A meta-analysis and systematic review [J]. International Journal of Environmental Research and Public Health, 2023, 20(5): 3876. DOI: 10.3390/ijerph20053876.
- [60] Maldonado I, Huaquipaco S, R-Rivera S, et al. CW-MFC technology for wastewater remediation: Antibiotic reduction, gas emission mitigation, and bioenergy production [J]. Results in Engineering, 2025, 25: 104314. DOI: 10.1016/j.rineng.2025.104314.
- [61] Machemer S D, Reynolds J S, Laudon L S, et al. Balance of S in a constructed wetland built to treat acid mine drainage, Idaho Springs, Colorado, U. S. A [J]. Applied Geochemistry, 1993, 8(6): 587–603.
- [62] Lazareva O, Pichler T. Long-term performance of a constructed wetland/filter basin system treating wastewater, Central Florida [J]. Chemical Geology, 2010, 269(1/2): 137–152.
- [63] Wang X O, Tian Y M, Liu H, et al. The influence of incorporating microbial fuel cells on greenhouse gas emissions from constructed wetlands [J]. Science of the Total Environment, 2019, 656: 270–279. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2018.11.328.

(上接第 10 页)

- [58] Ferreira L C, Castro-Alf  rez M, Nahim-Granados S, et al. Inactivation of water pathogens with solar photo-activated persulfate oxidation [J]. Chemical Engineering Journal, 2020, 381: 122275. DOI: 10.1016/j.cej.2019.122275.
- [59] Radjenovic J, Petrovic M. Removal of sulfamethoxazole by electrochemically activated sulfate: Implications of chloride addition [J]. Journal of Hazardous Materials, 2017, 333: 242–249. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2017.03.040.
- [60] Bianco A, Polo-López M I, Fernández-Ibáñez P, et al. Disinfection of water inoculated with *Enterococcus faecalis* using solar/Fe (III) EDDS-H₂O₂ or S₂O₈²⁻ process [J]. Water Research, 2017, 118: 249–260. DOI: 10.1016/j.watres.2017.03.061.
- [61] Yang H, He D Y, Fan L Y, et al. Evaluating the impact of Cl₂⁻ generation on antibiotic-resistance contamination removal via UV/peroxydisulfate [J]. Environmental Science & Technology, 2024, 58(12): 5578–5588.
- [62] Yang H, Cheng F Y, Zhou Y J, et al. Unveiling the kinetics and mechanism of carbonate radicals in antibiotic resistance dissemination [J]. Water Research, 2026, 288: 124759. DOI: 10.1016/j.watres.2025.124759.
- [63] Duan J B, Cao Y, Yang Q Z, et al. Involvement of inorganic nitrogen species (NO_x⁻ (x=2, 3)) in the degradation of organic contaminants in environmental waters via UV irradiation or chemical oxidation: A dual-edged approach [J]. Science of the Total Environment, 2025, 963: 178500. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2025.178500.
- [64] Li Y H, Lin D Y, Li Y F, et al. Nonradical-dominated peroxymonosulfate activation through bimetallic Fe/Mn-loaded hydroxyl-rich biochar for efficient degradation of tetracycline [J]. Nano Research, 2023, 16(1): 155–165.
- [65] Chen N, Lee D, Kang H, et al. Catalytic persulfate activation for oxidation of organic pollutants: A critical review on mechanisms and controversies [J]. Journal of Environmental Chemical Engineering, 2022, 10(3): 107654. DOI: 10.1016/j.jece.2022.107654.
- [66] Marron E L, van Buren J, Cuthbertson A A, et al. Reactions of α,β-unsaturated carbonyls with free chlorine, free bromine, and combined chlorine [J]. Environmental Science & Technology, 2021, 55(5): 3305–3312.