

论述与研究

DOI: 10.19853/j.zgjsps.1000-4602.2026.03.001

微塑料和全氟辛酸胁迫下AOA工艺运行效能分析

梁恒¹, 王洋², 郑洪领^{3,4}

(1. 山东省环科院环境工程有限公司, 山东 济南 250100; 2. 山东建筑大学设计集团有限公司, 山东 济南 250000; 3. 水发规划设计有限公司, 山东 济南 250100; 4. 中天泰和国际工程勘察设计<北京>有限公司, 北京 102604)

摘要: 厌氧-好氧-缺氧(AOA)工艺兼具经济性与环境友好性,是当前主流的污水生物处理技术之一。然而有关微塑料(MPs)与全氟辛酸(PFOA)等新污染物对AOA工艺运行效能的影响至今鲜有探究。为此,构建了四套序批式AOA反应器:R0(对照)、R1(50 mg/L MPs)、R2(1 mg/L PFOA)、R3(50 mg/L MPs+1 mg/L PFOA),解析两类污染物对工艺的影响。结果显示,R1富集了Proteobacteria(33.3%)等功能菌,氮、磷去除率提升(TN:74.6%~77.5%,TP:91.2%~91.6%),体现MPs“增效”作用;R2受PFOA抑制,TN、TP去除率分别降至64.5%~71.2%、81.6%~88.6%,呈“抑制”效应;R3中MPs吸附PFOA放大毒性,TN、TP去除率进一步降至60.6%~65.9%、77.6%~85.6%,展现“协同恶化”。同时,R3存在“氧化膜损伤-菌群崩溃-效能恶化”循环:核心功能菌衰退(*Nitrospira*丰度为2.1%,较R0降低25.0%;*Accumulibacter*丰度为1.5%,较R0降低16.7%),活性氧(ROS)、乳酸脱氢酶(LDH)释放量达到R0的1.28、1.26倍,微生物比耗氧速率(SOUR)降低,污泥沉降性恶化,胞外聚合物(EPS)增至115.1 mg/g。因此,MPs和PFOA对AOA工艺的复合胁迫效应应给予关注。

关键词: 微塑料; 全氟辛酸; AOA工艺; 微生物群落; 胞外聚合物

中图分类号: TU992 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-4602(2026)03-0001-09

Operation Performance of AOA Process under Combined Stress of Microplastics and Perfluorooctanoic Acid

LIANG Heng¹, WANG Yang², ZHENG Hongling^{3,4}

(1. Shandong Huankeyuan Environmental Engineering Co. Ltd., Jinan 250100, China; 2. Shandong Jianzhu University Design Group Co. Ltd., Jinan 250000, China; 3. Shuifan Planning and Design Co. Ltd., Jinan 250100, China; 4. Zhongtiantaihe International Engineering Survey and Design <Beijing> Co. Ltd., Beijing 102604, China)

Abstract: The anaerobic-oxic-anoxic (AOA) process, known for its cost-effectiveness and environmental friendliness, is one of the mainstream biological wastewater treatment technologies. However, the impact of emerging contaminants such as microplastics (MPs) and perfluorooctanoic acid (PFOA) on the performance of the AOA process remains poorly understood. To address this situation, four sequencing batch AOA reactors were established: R0 (control), R1 (50 mg/L MPs), R2 (1 mg/L PFOA), and R3 (50 mg/L MPs + 1 mg/L PFOA), to investigate the effects of these two types of pollutants. The results showed that R1 enriched functional bacteria such as Proteobacteria (33.3%), leading to improved

基金项目: 山东省绿色产业与环境安全创新创业共同体项目(2023-LSGTT-CX-004)

nitrogen and phosphorus removal (TN: 74.6%–77.5%; TP: 91.2%–91.6%), reflecting the enhancement effect of MPs. In R2, inhibited by PFOA, the TN and TP removal rates decreased to 64.5%–71.2% and 81.6%–88.6%, respectively, showing an inhibitory effect. In R3, the adsorption of PFOA by MPs amplified toxicity, further reducing TN and TP removal rates to 60.6%–65.9% and 77.6%–85.6%, demonstrating a synergistic deterioration. Meanwhile, R3 exhibited a cycle of oxidative membrane damage–microbial collapse–performance deterioration: core functional bacteria declined (*Nitrospira* abundance: 2.1%, 25.0% lower than R0; *Accumulibacter* abundance: 1.5%, 16.7% lower than R0), reactive oxygen species (ROS) and lactate dehydrogenase (LDH) releases reached 1.28 times and 1.26 times that of R0, the specific oxygen uptake rate (SOUR) decreased, sludge settleability worsened, and extracellular polymeric substances (EPS) increased to 115.1 mg/g. Therefore, the combined stress effects of MPs and PFOA on the AOA process should be paid attention to.

Keywords: microplastics; perfluorooctanoic acid; anaerobic–oxic–anoxic (AOA) process; microbial community; extracellular polymeric substances (EPS)

厌氧–好氧–缺氧(AOA)工艺通过分段调控微生物环境,实现了高效脱氮除磷,并优化了碳源利用,缓解了低C/N污水处理的碳源限制问题^[1]。该工艺兼具高效性、经济性、环境友好性与强适应性,是未来可持续污水处理的重要技术方向之一。

外源性污染物通过物理吸附干扰传质、释放有毒物质或直接抑制微生物活性等途径破坏AOA工艺中厌氧释磷、缺氧反硝化及好氧硝化吸磷的代谢平衡,进而影响AOA的运行效能^[2]。微塑料(直径<5 mm的塑料颗粒)和全氟辛酸(PFOA)作为典型新污染物,在污水处理厂中呈现出高频检出与高浓度并存的特征^[3],对污水生物处理系统构成双重挑战。目前,学界关于MPs对污水生物处理的影响尚无定论,一方面,其可作为生物载体促进功能菌群富集,提升处理效能^[4];另一方面,其物理毒性及释放的添加剂又会抑制微生物活性,降低脱氮除磷效率^[5]。此外,亦有研究报道其影响不显著^[6]。PFOA因具有化学稳定性和低生物降解性等特性而对污水生物处理起到抑制作用,其主要抑制机制是改变活性污泥的表面结构,降低污泥中微生物的丰富度和多样性,进而影响活性污泥的沉降性能和污染物去除效率。Chen等^[3]研究证实0.5 mg/L的PFOA抑制了硝化过程但促进了反硝化,且PFOA刺激了胞外聚合物(EPS)释放,从而影响了氧化还原酶的活性。Liu等^[7]考察了PFOA对强化生物除磷工艺的影响,当PFOA浓度超过0.5 mg/L时COD和TP的去除效果显著降低,但对氨氮的去除影响不显著。当前研究

多聚焦于单一污染物体系,与实际污水中污染物共存的复杂体系形成鲜明对比。关于MPs与PFOA的复合胁迫对污水生物处理影响的研究甚少,且其交互作用机制尚不明确。

针对新污染物复合胁迫的实际问题,笔者通过设置对照、MPs胁迫、PFOA胁迫及复合胁迫4组反应器,考察了不同条件下的氮、磷去除效果,系统比较了微生物群落结构演替与代谢活性变化,从而深入揭示了复合胁迫导致处理效能崩溃的内在机理。研究成果可为AOA工艺在MPs与PFOA复合胁迫下的稳定运行与优化调控提供理论依据和技术参考。

1 材料与方法

1.1 试验材料与装置

接种污泥:取自某市政污水处理厂A/O工艺二沉池回流污泥,经300目筛网过滤去除杂质后,通过静置沉降浓缩至MLSS为(3 800±200) mg/L,MLVSS/MLSS为0.72±0.05,污泥接种量占反应器有效容积的30%。

MPs与PFOA:MPs选用聚乙烯(PE,粒径为100~500 μm,纯度≥99%)和聚苯乙烯(PS,粒径为50~100 nm,表面羟基修饰),使用前经去离子水超声清洗3次并灭菌。PFOA购自Sigma-Aldrich公司,纯度≥98%,分子质量为414.08 g/mol。

AOA序批式反应器(SBR):采用有机玻璃材质,总容积为15 L,有效容积为12 L,通过时间序列控制在单一反应器内依次完成厌氧、好氧、缺氧工序。反应器配备搅拌装置(厌氧/缺氧段转速为100 r/

min,好氧段停止搅拌)和曝气系统(好氧段曝气流量为0.5 L/min,DO控制在3.0~4.5 mg/L),通过PLC时序控制器按周期运行,每天运行4个完整周期(单个周期为6 h),具体时间分配为:进水0.5 h、厌氧搅拌1.5 h、好氧曝气1.5 h、缺氧搅拌1.5 h、沉淀0.5 h、排水和闲置0.5 h(每次排水6 L,排水比为50%)。水温维持在(25±1)℃,水力停留时间(HRT)为12 h,通过每日在沉淀后排出0.6 L剩余污泥控制污泥龄(SRT)为20 d。

试验用水:采用人工配水,碳源由乙酸钠提供,氮源由氯化铵提供,磷源由磷酸二氢钾提供。其pH为6.8~7.2,COD为280~320 mg/L,NH₄⁺-N为45~55 mg/L,PO₄³⁻-P为4~6 mg/L,C/N(COD/TN)控制在5~7,以模拟典型低C/N污水水质特性。为了满足微生物生长代谢所需,在配水中添加2 mL/L的微量元素储备液^[8]。

1.2 试验设置

本研究采用4套平行运行的序批式AOA反应器(R0、R1、R2、R3)。其中,R0进水中不含MPs和PFOA,R1进水中投加50 mg/L聚乙烯微塑料和聚苯乙烯微塑料(两者质量比为1:1),R2投加1 mg/L PFOA,R3同时投加上述浓度的MPs和PFOA。污染物投加浓度的确定基于双重考量:MPs浓度参考了城市污水中微塑料的实际检测浓度范围(10~100 mg/L),以模拟现实环境胁迫强度^[9];PFOA浓度则依据前期预试验结果,1 mg/L既能显著抑制微生物代谢活性,又可避免浓度过高导致菌群彻底失活,确保复合胁迫效应的可观测性。全部反应器连续运行120 d。

1.3 分析方法

COD采用重铬酸钾法测定;NH₄⁺-N采用纳氏试剂分光光度法测定;TN采用碱性过硫酸钾消解紫外分光光度法测定;TP采用钼酸铵分光光度法测定;DO与pH采用在线实时监测;MLSS和MLVSS采用重量法测定;污泥体积指数(SVI)采用30 min沉降法测定;EPS采用热提取法(80℃水浴10 min结合超声处理)提取,提取液经离心过滤后,采用蒽酮比色法测定多糖(PS)含量,Lowry法测定蛋白质(PN)含量,以此表征EPS主要组分。

测定微生物群落结构时,于反应器稳定运行期间(80 d)采集活性污泥样品,并采用FastDNA Spin Kit for Fecal Samples试剂盒提取总DNA,然后针对

16S rRNA基因V4-V5区设计引物进行PCR扩增,通过Illumina MiSeq高通量测序平台完成测序,由上海美吉生物医药科技有限公司提供测序分析服务。比耗氧速率(SOUR)采用呼吸仪法测定,取100 mL混合液离心洗涤后重悬,20℃水浴下监测DO变化,以单位VSS耗氧量表征代谢活性。活性氧(ROS)和乳酸脱氢酶(LDH)用试剂盒法测定,取10 mL混合液离心后,分别通过DCFH-DA探针法和NADH吸光度变化测定荧光强度及酶活性,表征氧化应激与膜损伤。

2 结果与讨论

2.1 复合胁迫对AOA工艺运行效能的影响

图1为反应器出水COD浓度及去除率的变化。

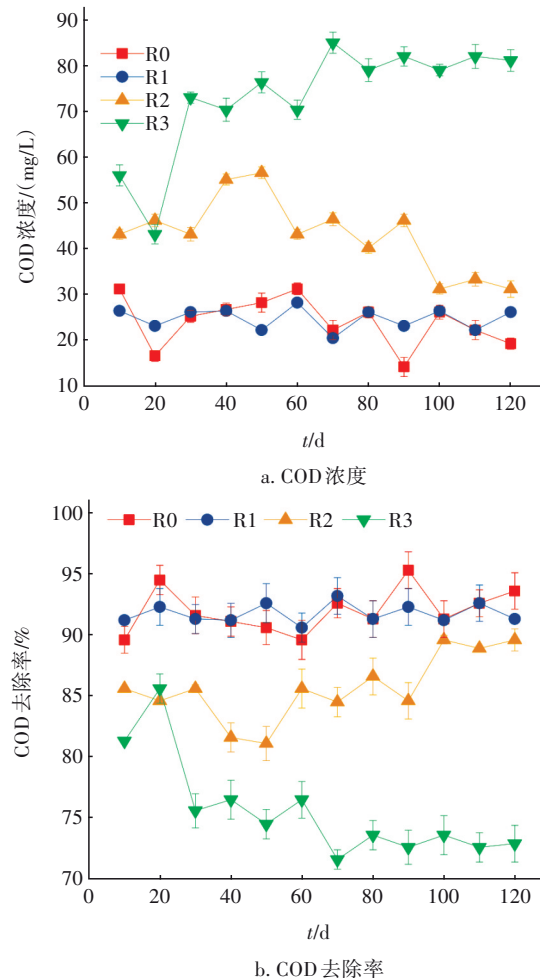


图1 不同反应器对COD去除效果的比较

Fig.1 Comparison of COD removal efficiency in different reactors

在稳定运行期间,R1出水COD浓度为20.4~26.4 mg/L,略低于R0(20.1~31.2 mg/L),而R2和

R3则显著升高。R1对COD的去除率为91.2%~93.2%，略高于R0的89.6%~95.3%；与之相反，R2降至81.6%~86.6%，且复合胁迫组R3的去除率最低(71.6%~85.6%)，显著劣于其他各组。R1中MPs通过提供微生物附着表面，促进了生物膜形成及代谢活性提升，对COD去除产生轻微促进^[4]。R2中PFOA因化学稳定性和生物累积性，干扰微生物代谢，导致COD去除率下降，体现PFOA的抑制效应。而R3中MPs与PFOA呈现协同抑制，效应远强于单因素叠加：一方面MPs吸附PFOA增加局部毒性，另一方面两者共同阻碍微生物细胞功能，导致R3的COD去除率在所有组别中最低。进一步机理解析显示，R1的“载体效应”提升了COD去除相关菌群

丰度和代谢活性，R3的“协同效应”则通过MPs作为PFOA的传输载体加剧毒性(诱导氧化应激损伤)，同时PFOA改变MPs表面微生物群落结构，削弱载体优势，最终导致COD去除率呈断崖式下降。

表1展示了各反应器对NH₄⁺-N、TN、TP的去除效果。在稳定运行期间，R0的NH₄⁺-N去除率为90.3%~95.6%，R1(93.6%~96.6%)略高于R0，表明MPs对氨氮代谢影响微弱。与之相反，R2的去除率(84.6%~92.3%)明显降低，这主要缘于PFOA对硝化细菌的抑制作用。而复合胁迫组R3的去除率最低(81.6%~85.4%)，表明MPs与PFOA存在协同抑制，其机制可能包括细胞膜损伤与关键酶活性下降，共同加剧了对硝化菌群的毒性。

表1 不同反应器对营养盐去除率的比较

Tab.1 Comparison of nutrient removal efficiency in different reactors

项目		时间/d					
		20	40	60	80	100	120
NH ₄ ⁺ -N 去除率/%	R0	95.6±1.1	91.3±2.3	92.5±1.8	90.3±2.5	91.3±2.4	90.3±2.1
	R1	93.6±1.5	94.5±0.9	96.6±0.8	94.6±1.4	95.6±1.6	94.6±1.7
	R2	92.3±0.9	90.6±0.8	88.6±1.4	88.9±1.6	85.6±1.7	84.6±1.6
	R3	85.4±1.4	81.8±2.3	82.3±2.4	83.1±2.3	82.5±1.5	81.6±2.1
TN去除率/%	R0	75.6±1.3	74.5±0.8	71.6±1.6	73.6±1.8	75.2±1.4	70.6±1.2
	R1	75.6±0.9	74.6±1.2	77.5±1.1	76.8±1.4	75.8±1.9	76.8±2.1
	R2	71.2±2.1	68.6±2.3	64.5±1.8	65.9±1.6	64.5±1.2	66.6±1.1
	R3	64.9±1.5	61.3±1.4	65.9±1.3	62.5±1.2	61.5±1.7	60.6±1.5
TP去除率/%	R0	85.6±1.8	86.6±1.3	89.6±1.2	88.8±1.8	89.6±1.4	91.3±1.8
	R1	91.2±2.4	91.6±2.0	91.3±1.6	91.4±1.7	91.4±1.4	91.6±1.7
	R2	88.6±1.3	81.6±1.2	86.6±1.7	84.6±1.5	82.6±1.7	83.6±1.2
	R3	84.5±2.7	85.6±2.2	81.3±1.7	80.3±1.3	78.6±1.3	77.6±1.1

R0对TN的去除率为70.6%~75.6%，体现了AOA工艺的常规脱氮水平。与之相比，R1的去除率(74.6%~77.5%)略有提升，这主要归因于MPs通过吸附碳源形成局部富集微环境，从而促进反硝化菌代谢或优化污泥絮体结构，提高了底物传输效率。而R2的去除率(64.5%~71.2%)则显著低于R0，这与PFOA抑制反硝化菌的电子传递链或干扰系统碳氮平衡有关。在复合污染组R3中，TN去除率进一步降至60.6%~65.9%，其原因是MPs在吸附PFOA后物理屏蔽碳源传输，同时PFOA对硝化与反硝化菌产生双重抑制(如膜损伤与酶活性下降)，导致“硝化-反硝化”环节同时受阻，表现出明显的协同毒性^[10]。

R0对TP的去除率为85.6%~91.3%，依赖于

PAOs典型的厌氧释磷/好氧吸磷循环。R1的去除率略有提升(91.2%~91.6%)，其原因是MPs表面形成的生物膜为PAOs提供了稳定的附着位点，或通过吸附EPS中的磷促进了磷的循环与去除。相反，R2的去除率出现下降(81.6%~88.6%)，而R3的去除率最低(77.6%~85.6%)。综上所述，MPs在低浓度下对脱氮除磷均有轻微促进效应(如R1)，PFOA则表现出抑制作用(如R2和R3)，且二者共存时产生协同毒性，导致去除效能显著降低。

2.2 复合胁迫对AOA工艺污泥特征的影响

稳定的污泥浓度与合理的有机质占比，共同保障了微生物群落的活性与稳定性，是驱动AOA工艺实现高效营养盐去除的基础^[11]。图2展示了各反应器内污泥浓度及有机质占比随时间的变化。

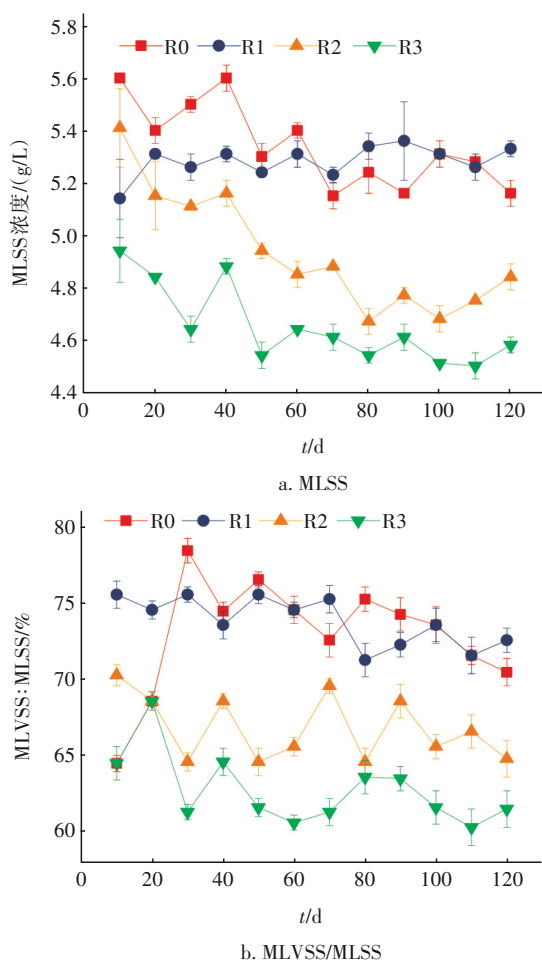


图2 不同反应器的污泥浓度及有机质占比比较

Fig.2 Comparison of sludge concentration and organic matter proportion in different reactors

由图2(a)可知,R0和R1的污泥浓度随时间波动较小,R2和R3的污泥浓度随时间呈逐渐下降趋势。在稳定期各组的污泥浓度呈现较大差异,R0的污泥浓度约为5.16~5.60 g/L,单独MPs暴露时污泥浓度略有升高,但PFOA及MPs和PFOA共同暴露时污泥浓度分别下降至4.67~5.41和4.50~4.94 g/L,其中R3长期低于其他组,表明MPs与PFOA联合胁迫显著抑制了污泥增殖。由此可见,R1中MPs作为生物膜载体促进微生物聚集,浓度与R0接近,呈现“载体增效”效应;R2受PFOA毒性抑制,污泥浓度较R0下降10%;R3因MPs吸附PFOA形成局部高毒性微区,污泥浓度最低,体现出“协同毒性”。

由图2(b)可以看出,在有机质占比上表现为R1(70.3%~75.6%)>R0(64.5%~78.5%)>R2(64.6%~70.3%)>R3(60.3%~68.5%)。R1的占比最高,表明MPs可能促进了微生物的合成代谢。

而R3的占比最低,这揭示了MPs与PFOA的复合胁迫对污泥代谢产生了强烈的抑制。可见,R1因MPs表面富集嗜碳菌群而略有提升;R2与R3中PFOA破坏细胞膜结构,短期内引起胞内有机物释放(MLVSS/MLSS波动),长期则因功能菌群衰减导致有机质合成能力下降。其中R3受MPs和PFOA复合颗粒抑制EPS合成,MLVSS/MLSS较R0下降约6.5%~17.9%,反映了污泥“结构退化”。

SVI是评价活性污泥沉降性与凝聚性的关键参数。图3展示了各反应器内SVI的变化情况。在20~120 d期间,R1的SVI整体低于R0,表明其沉降性能最佳。相比之下,R2与R3的SVI普遍高于R0,且R3始终为各组最高,说明其污泥沉降性能最差。

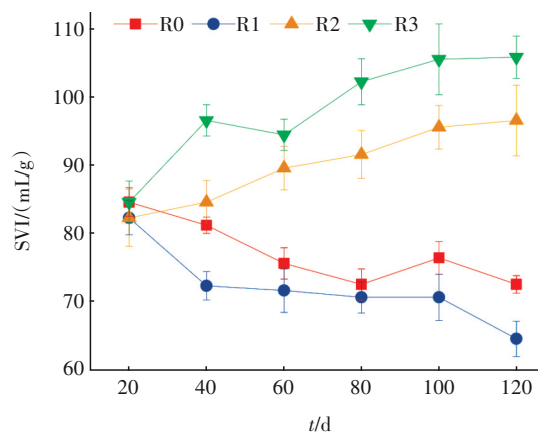


图3 不同反应器污泥SVI的对比

Fig.3 Comparison of SVI in different reactors

各反应器内EPS及其组分的含量变化见图4。在第120天时,R1的EPS含量(89.6 mg/g)略低于R0(91.6 mg/g),而R2(102.6 mg/g)和R3(115.1 mg/g)则显著高于R0,其中R3的EPS含量达到峰值。该结果反映出在毒性胁迫下,污泥絮体结构趋于松散,微生物可能通过代偿性分泌EPS以响应环境压力。R1中MPs作为生物膜载体,促进*Sphingomonas*等微生物富集,絮体粒径增大,减少EPS需求,故SVI下降、EPS略降,体现MPs对污泥结构的“载体增效”,提高沉降性^[12]。R2中PFOA破坏细胞膜,微生物裂解释放胞内物质,导致EPS中蛋白质含量升高,絮体松散。同时PFOA抑制功能菌群,微生物代偿性分泌EPS维持絮体结构,故EPS含量上升,反映单一化学毒性对污泥结构的破坏。R3中MPs吸附PFOA形成“毒性载体”,加剧生物膜损伤,导致胞内物质大量释放。

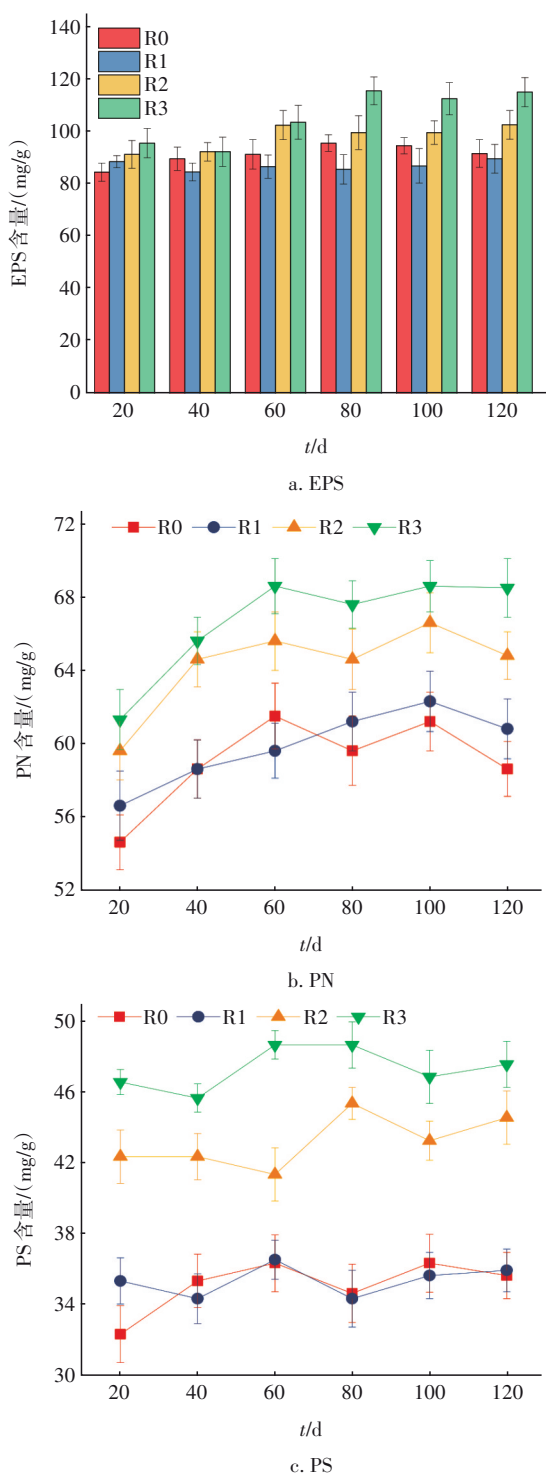


图 4 不同反应器内 EPS 及其组分含量的变化

Fig.4 Comparison of EPS and its components in different reactors

从 PN 与 PS 含量变化可知,MPs 与 PFOA 对 EPS 组分的影响存在明显差异。在 PN 含量方面,R0 在整个运行期间于 54.6~61.5 mg/g 范围内波动,R1 整体略高于 R0,而 R2 与 R3 则持续上升,其中 R3 在第

120 天升高至 68.5 mg/g,为各组最高。在 PS 含量方面,R0 基本稳定在 32.3~36.3 mg/g,R1 与 R0 水平接近,而 R2 和 R3 则显著增加。R1 中 MPs 通过“载体效应”促进功能菌(如 *Proteobacteria*)富集,微生物聚集性增强,对 PN、PS 的黏合需求未显著增加,故 EPS 组分含量稳定,支撑氮、磷去除效能提升。在 R2、R3 中,PFOA 及复合污染破坏了微生物细胞膜,胞内 PN 释放,同时耐药低效菌代偿性分泌 PS 维持絮体,导致 PN、PS 含量剧增且组分失衡,污泥絮体松散 (SVI 升高),最终引发氮、磷去除效能下降。

2.3 微生物群落结构的变化

明晰微生物群落结构变化对解析复合胁迫下 AOA 工艺运行效能演变机制至关重要。图 5 展示了在稳定时期各反应器内的微生物群落结构。

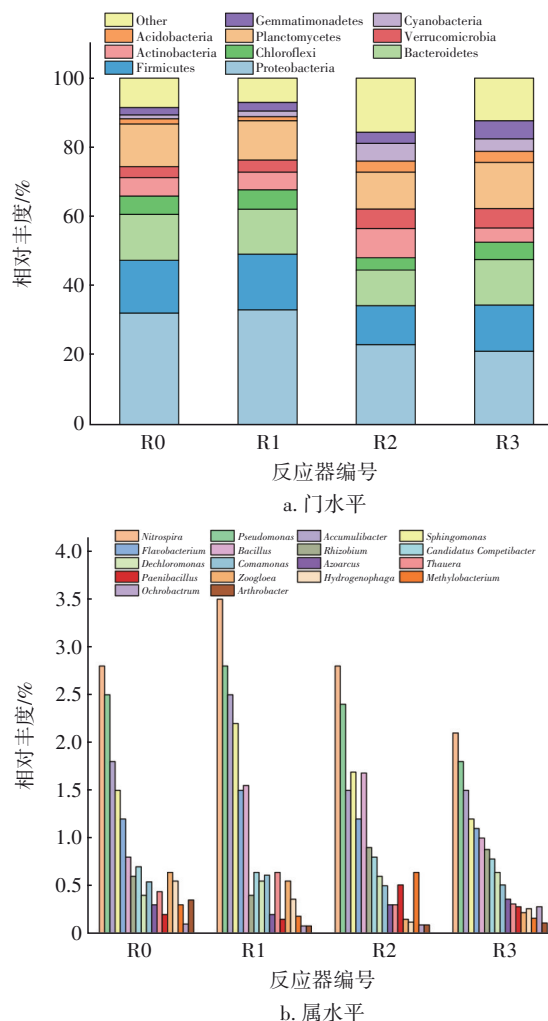


图 5 不同反应器内微生物群落结构对比

Fig.5 Comparison of microbial community structure in different reactors

对于门水平微生物群落结构,R0以Proteobacteria(32.3%)、Firmicutes(15.2%)等平衡分布,支撑常规营养盐去除。R1因MPs载体效应,Proteobacteria(33.3%)、Chloroflexi(5.6%)得到富集,增强生物膜与功能菌群,营养盐去除效能有所提升。然而,R2受PFOA毒性影响,Proteobacteria(23.2%)、Firmicutes(11.2%)相对丰度下降,Bacteroidetes(10.3%)代偿性降解污染物,但硝化/反硝化菌(如Nitrospirae)受到抑制,导致TN、TP去除率降低。R3在复合胁迫下,Proteobacteria(21.3%)、Firmicutes(13.3%)等功能菌门系统性退化,Bacteroidetes(13.1%)虽代偿降解复合颗粒,却无法恢复氮、磷代谢功能,同时污泥浓度和有机质占比均下降,工艺稳定性恶化。R1中Proteobacteria和Firmicutes的富集直接提升氮、磷去除效果,Chloroflexi相对丰度的提高能够强化污泥絮体,体现了MPs的“载体增效”作用。R2、R3中PFOA对功能菌门的抑制(相比R0,Proteobacteria下降9.1%和11.0%、Firmicutes下降4.0%和1.9%),导致氮、磷去除率下降,R3更因协同损伤(MPs吸附PFOA放大毒性,破坏生物膜结构),引发功能菌群崩溃,最终工艺效能大幅下降。关键菌门中,Proteobacteria和Firmicutes主导氮、磷代谢,Chloroflexi支撑污泥结构稳定性,Bacteroidetes的代偿仅在局部缓解污染,无法逆转整体功能退化^[13]。

在属水平上,R0中功能菌群呈现多样化平衡:硝化菌(*Nitrospira*,2.8%)负责将氨氮氧化为硝态氮,反硝化菌(*Pseudomonas*,2.5%)主导缺氧段脱氮,聚磷菌(*Accumulibacter*,1.8%)调控磷代谢,聚糖菌(*Candidatus Competibacter*,0.7%)降解碳源,协同支撑工艺稳定运行^[14]。R1内各类功能菌属普遍得到富集:*Nitrospira*、*Accumulibacter*、*Flavobacterium*的相对丰度分别达到3.5%、2.5%、1.5%,提升了氮、磷去除效果;*Sphingomonas*(2.2%)降低EPS分泌,提高了污泥沉降性。R2中功能菌群受到抑制且发生耐药菌代偿,*Flavobacterium*(1.2%)等耐药菌属被激活,*Nitrospira*(2.8%)、*Accumulibacter*(1.5%)等功能菌属受到抑制,氮、磷去除率下降,污泥絮体松散。R3内核心功能菌属近乎崩溃:*Nitrospira*相对丰度为2.1%,较R0减少25.0%;*Accumulibacter*相对丰度为1.5%,较R0减少约16.7%;*Pseudomonas*相对丰度为1.8%,较R0减少28.0%,耐药低效菌属主导,氮、磷代谢链断裂,污泥结构崩溃,效能恶化。综上

所述,R1因MPs促进功能菌属富集,效能微升;R2因PFOA抑制功能菌属,效能下降;R3因联合胁迫摧毁功能菌属,耐药菌属主导,效能崩溃。

2.4 不同反应器内微生物的代谢活性

图6展示了不同反应器内微生物代谢活性与损伤程度的对比。

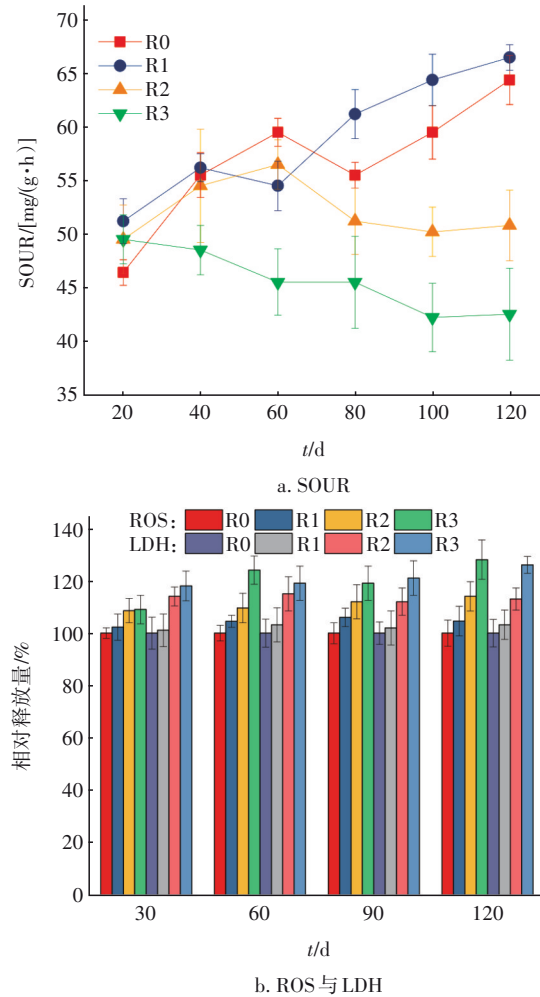


图6 不同反应器内微生物代谢活性与损伤程度对比
Fig.6 Comparison of microbial metabolic activity and damage degree in different reactors

R1的SOUR在20~40 d呈上升趋势,80~120 d持续回升并高于R0,仅60 d时短暂低于R0,整体仍体现MPs对微生物呼吸活性的促进作用。R2的SOUR在40~60 d维持稳定[约54.6 mg/(g·h)],60 d后逐渐下降,至120 d降至50.9 mg/(g·h)。R3的SOUR则在20~120 d内持续下降,从40 d的48.6 mg/(g·h)降至120 d的42.6 mg/(g·h),且全程低于R0后期水平[55.6~64.5 mg/(g·h)],凸显复合胁迫对微生物代谢功能的持续抑制效应。上述结果进

一步佐证,单独PFOA暴露可导致SOUR显著下降,而当PFOA与MPs形成复合胁迫时,进一步加剧了对微生物耗氧能力的抑制效应。在R1中,MPs作为生物膜载体,富集好氧功能菌群(例如*Nitrospira*、*Pseudomonas*等),优化DO分布,增强微生物电子传递链活性,提升好氧代谢效率,使SOUR升高,这与R1氮和磷去除效果略优、污泥浓度稳定以及有机质占比合理相一致,体现了MPs对好氧代谢的“载体增效”作用,促进了微生物呼吸与工艺效能^[15]。在R2中PFOA阻断电子传递链,导致好氧代谢受阻,SOUR下降,PFOA对硝化菌和反硝化菌的抑制削弱了氮代谢相关呼吸,对应TN去除率下降、污泥浓度和有机质占比波动,体现单一化学毒性对好氧代谢的抑制。在R3中,MPs吸附PFOA形成“毒性微环境”,加剧双重损伤。

为解析微生物氧化应激与细胞膜损伤对处理效能的影响,监测了各反应器内ROS与LDH的变化。如图6(b)所示,R1的两项指标仅略高于R0(ROS:102.3%~104.6%,LDH:101.1%~103.2%),抑制效应微弱;而R2(ROS:108.6%~114.0%,LDH:113.0%~114.0%)与R3(ROS:109.0%~128.0%,LDH:118.0%~126.0%)则均显著升高,且R3在120d时达到峰值,表明其氧化应激和膜损伤最为严重。R1中,MPs促进微生物附着,引发低水平ROS,LDH稳定,功能菌属(*Nitrospira*、*Accumulibacter*)富集,代谢活性与效能(氮、磷去除效果略优,污泥稳定)增强,体现了MPs的“良性刺激”。在R2中,PFOA诱导氧化应激,破坏细胞膜,抑制功能菌群(*Nitrospira*、*Accumulibacter*),ROS损伤代谢酶(如硝化酶),导致氮、磷去除效果下降,污泥絮体松散,反映单一化学毒性的“氧化-膜损伤”对菌群功能的抑制。在R3中,MPs吸附PFOA形成“毒性颗粒”,加剧双重损伤,功能菌群(*Proteobacteria*、*Firmicutes*)占比下降;LDH剧增,磷脂双分子层被ROS和PFOA双重破坏,细胞裂解,LDH释放达R0的1.26倍,菌群结构崩溃,氮磷代谢链断裂,污泥沉降性极差^[16]。R3运行效率低的原因在于氧化膜损伤协同,ROS和LDH释放量最高,微生物DNA、膜、酶全面受损,功能菌群无法存活,代谢活性与效能(氮磷去除、污泥稳定)同步崩溃^[17]。综上,R1因MPs“良性刺激”效能微升,R2因PFOA“氧化-膜损伤”效能下降,R3因联合胁迫“双重损伤放大”效能崩溃,ROS和LDH与菌群

结构及效能高度耦合,揭示R3中复合污染通过“氧化膜损伤-菌群灭绝-效能恶化”的协同机制。

3 结论

① 在MPs与PFOA复合胁迫下,系统对污染物的去除效能显著下降。R3反应器对TN和TP的去除率分别降至60.6%~65.9%、77.6%~85.6%,低于单一MPs或PFOA胁迫组。

② 复合胁迫改变了AOA工艺内微生物群落的结构与代谢活性,在复合胁迫下核心功能菌属*Nitrospira*、*Accumulibacter*、*Pseudomonas*的相对丰度分别降至2.1%、1.5%、1.8%,较R0下降25.0%、16.7%、28.0%。同时,R3内SOUR低于R0后期水平,ROS与LDH释放量分别达到R0的1.28和1.26倍。

③ 复合胁迫加剧了AOA工艺污泥结构系统性退化。R3污泥有机质占比降至60.3%~68.5%,低于对照组的64.5%~78.5%;EPS代偿增至115.1mg/g,其中PN在120d达到68.5mg/g,组分失衡。复合胁迫通过抑制微生物、扰乱EPS合成,摧毁污泥稳定性,间接加剧氮、磷代谢崩溃与工艺效能恶化。

参考文献:

- [1] 陈群,张亚,王媛媛,等.连续流AOA工艺碳氮磷去除与微生物群落结构特征[J].中国给水排水,2025,41(13):10-17.
CHEN Q, ZHANG Y, WANG Y Y, et al. Characteristics of carbon, nitrogen, and phosphorus removal and microbial community structure of a continuous flow AOA process[J]. China Water & Wastewater, 2025, 41(13): 10-17(in Chinese).
- [2] ZHOU Q, SUN H, JIA L, et al. Simultaneous biological removal of nitrogen and phosphorus from secondary effluent of wastewater treatment plants by advanced treatment: a review[J]. Chemosphere, 2022, 296: 134054.
- [3] CHEN H, ZOU M, ZHOU Y, et al. Monitoring the nitrous oxide emissions and biological nutrient removal from wastewater treatment: impact of perfluorooctanoic acid[J]. Journal of Hazardous Materials, 2021, 402: 123469.
- [4] YAN X, CHIO C, LI H, et al. Colonization characteristics and surface effects of microplastic biofilms: implications for environmental behavior of typical pollutants[J]. Science of the Total Environment,

- 2024,937: 173141.
- [5] 洪先韬,周鑫. 聚对苯二甲酸乙二醇酯微塑料对Anammox颗粒污泥的尺寸影响效应[J]. 中国环境科学,2023,43(12):6406-6412.
- HONG X T, ZHOU X. Size effect of polyethylene terephthalate microplastics on Anammox granular sludge [J]. China Environmental Science, 2023, 43 (12) : 6406-6412 (in Chinese).
- [6] LIU H, ZHOU X, DING W, et al. Do microplastics affect biological wastewater treatment performance? Implications from bacterial activity experiments [J]. ACS Sustainable Chemistry & Engineering, 2019, 7 (24): 20097-20101.
- [7] LIU S, SONG W, ZHANG X, et al. Understanding the impact of new pollutant perfluorooctanoic acid on the enhanced biological phosphorus removal processes [J]. Water, Air, & Soil Pollution, 2025, 236(5): 1-14.
- [8] 孙书荃,高川,张帆,等. 三氯卡班对污水生物脱氮及N₂O释放特征的影响[J]. 中国给水排水,2024,40(23):70-76.
- SUN S Q, GAO C, ZHANG F, et al. Impact of trichlorocarban on biological nitrogen removal and N₂O emission from wastewater [J]. China Water & Wastewater, 2024, 40 (23):70-76 (in Chinese).
- [9] HAJJI S, BEN-HADDAD M, ABELOUAH M R, et al. Occurrence, characteristics, and removal of microplastics in wastewater treatment plants located on the Moroccan Atlantic: the case of Agadir metropolis [J]. Science of the Total Environment, 2023, 862: 160815.
- [10] ZHOU Y, LI Y, YAN Z, et al. Microplastics discharged from urban drainage system: prominent contribution of sewer overflow pollution [J]. Water Research, 2023, 236: 119976.
- [11] 龙一飞,潘婵,赵军丽,等. 污泥停留时间对新型A²/O工艺联合生物滤池深度处理城镇废水的探究[J]. 水处理技术,2022,48(8):116-119.
- LONG Y F, PAN C, ZHAO J L, et al. Research on advanced treatment of urban wastewater by new A²/O process combined with biofilter by sludge retention time [J]. Technology of Water Treatment, 2022, 48 (8) : 116-119 (in Chinese).
- [12] XU J, WANG X, ZHANG Z, et al. Effects of chronic exposure to different sizes and polymers of microplastics on the characteristics of activated sludge [J]. Science of the Total Environment, 2021, 783: 146954.
- [13] QIAN J, HE X, WANG P, et al. Effects of polystyrene nanoplastics on extracellular polymeric substance composition of activated sludge: the role of surface functional groups [J]. Environmental Pollution, 2021, 279: 116904.
- [14] WANG Y, HUANG D Q, YANG J H, et al. Polyamide microplastics act as carriers for cephalixin in the anammox process [J]. Chemical Engineering Journal, 2023, 451: 138685.
- [15] WEI W, ZHANG Y T, HUANG Q S, et al. Polyethylene terephthalate microplastics affect hydrogen production from alkaline anaerobic fermentation of waste activated sludge through altering viability and activity of anaerobic microorganisms [J]. Water Research, 2019, 163: 114881.
- [16] HE Y, CHEN W, XIANG Y, et al. Unveiling the effect of PFOA presence on the composting process: roles of oxidation stress, carbon metabolism, and humification process [J]. Journal of Hazardous Materials, 2024, 479: 135682.
- [17] XIANG Y, CUI R, XIONG W, et al. Anaerobic digestion under perfluorooctane sulfonate stress: mechanistic insights into methane production inhibition, microbial responses, and functional adaptations [J]. Bioresource Technology, 2025,434: 132806.

作者简介:梁恒(1985—),男,山东临沂人,硕士,高级工程师,研究方向为污水治理、固体废物处理处置。

E-mail:sdhkyheng@163.com

收稿日期:2025-08-24

修回日期:2025-09-27

(编辑:李德强)