

化工防腐剂对水体微生物菌群结构的影响及生态风险评估

余依希

广州知舟格林材料有限公司 广东 广州 511400

摘要：本文聚焦化工防腐剂对水体微生物菌群结构的影响及生态风险评估，首先阐述化工防腐剂种类、理化特性，水体微生物菌群组成与生态功能，以及化学污染物与微生物的相互作用机制。分析典型水体环境中防腐剂的污染特征、暴露水平及环境迁移转化规律。而后探讨化工防腐剂对水体微生物群落多样性、结构及功能代谢的影响机制。因此，构建评估体系，对单种及复合防腐剂进行生态风险评估，并基于生态功能评估风险。研究成果为化工防腐剂的环境管理与生态保护提供科学依据。

关键词：化工防腐剂；水体微生物菌群；群落结构；影响机制

1 化工防腐剂与水体微生物菌群的基础理论

1.1 典型化工防腐剂的种类与理化特性

化工防腐剂用于抑制微生物生长，防止产品腐败变质，按化学结构分有机、无机和天然三类。有机类应用最广，包括异噻唑啉酮类（如MIT、CMIT）、酚类（如尼泊金酯、三氯生）、季铵盐类（如BDAC）等，它们水溶性与稳定性良好，在pH值4-9的水体中活性持久，MIT半衰期15-30天，易累积。无机类含汞、银、铜等重金属化合物，通过破坏细胞结构抑菌，但毒性大、易生物富集，应用受限。天然类如茶多酚、壳聚糖，环境相容性好，但抑菌谱窄、成本高，未大规模推广。不同防腐剂理化特性差异大，如季铵盐类有阳离子表面活性，酚类脂溶性强，影响其在水体中的迁移转化与生态效应。

1.2 水体微生物菌群的组成与生态功能

水体微生物菌群由细菌、古菌、真菌、噬菌体等组成，细菌占比超90%。主要细菌类群有变形菌门、拟杆菌门、蓝细菌门、放线菌门等，各司其职。变形菌门中的硝化细菌参与氮循环硝化过程；拟杆菌门擅长降解复杂有机物。水体微生物菌群生态功能多样，贯穿物质循环、水质净化及生态平衡维持。碳循环中，微生物通过光合与呼吸作用转化有机、无机碳；氮循环里，固氮、硝化、反硝化菌协同完成氮的转化；磷循环中，微生物调节水体磷浓度。同时，微生物能降解污染物，降低水体污染，其群落结构变化可作为“生物指示器”，反映水体环境质量及污染胁迫程度^[1]。

1.3 化学污染物与水体微生物的相互作用机制

化学污染物与水体微生物相互作用复杂，体现在微生物对污染物的降解转化及污染物对微生物的毒性效

应。微生物可通过酶促反应降解污染物，如假单胞菌产生加氧酶分解酚类防腐剂，部分污染物还能被微生物吸收转化或富集传递。污染物对微生物毒性作用多样，会破坏细胞膜完整性，如季铵盐类穿透细胞膜致内容物泄漏；抑制酶活性，如异噻唑啉酮类干扰呼吸酶系统；影响基因表达，导致DNA损伤。面对胁迫，微生物会调整群落结构，增加抗性菌群比例，产生抗性基因，如某些细菌产生外排泵基因排出防腐剂，降低毒性影响。

2 水体环境中化工防腐剂的污染特征与暴露水平

2.1 研究区域概况与采样设计

本研究选工业废水受纳河流（A河）、城市景观水体（B湖）、近海岸带水域（C湾）为典型区域。A河流经工业园区，受工业废水影响；B湖位于市中心，受生活污水与地表径流影响大；C湾毗邻港口与滨海工业区，受工业和船舶污水双重影响。采样点按“梯度分布”原则布设，A河设5个，B湖设4个，C湾设3个。每季度采样1次，连续1年，采集水样、底泥及悬浮颗粒物样品。水样过滤后分别保存，底泥经处理备用，所有样品冷藏，24小时内检测。

2.2 化工防腐剂的检测与污染特征分析

用高效液相色谱-质谱联用技术检测样品防腐剂，针对不同类型优化条件。三类区域均检出多种防腐剂，总浓度范围为0.05-3.2mg/L（水样）、0.2-15.6mg/kg（底泥）。A河污染最重，异噻唑啉酮类浓度高，源于工业废水；B湖酚类为主，与生活污水相关；C湾季铵盐类为主，与船舶排放有关。底泥中防腐剂浓度普遍高于水样，A河下游底泥总浓度最高^[2]。

2.3 防腐剂的环境暴露特征

时空分布特征显示,三类研究区域的防腐剂浓度均呈现明显的季节变化,夏季浓度最高,冬季最低。夏季高温导致企业生产活动增加,废水排放量增大,同时微生物降解作用增强,但排放增量超过降解能力,导致浓度升高;冬季低温抑制微生物降解,但其排放减少更为显著,故浓度降低。空间上,A河呈现“上游低、下游高”的分布趋势,下游采样点浓度较上游高3-5倍;B湖排污口附近浓度较湖心高2-3倍;C湾近岸浓度较离岸区域高1.5-2倍;复合污染特征突出,三类研究区域均检出3-5种防腐剂共存现象。A河中MIT与CMIT的浓度呈显著正相关($r = 0.82$, $P < 0.01$),因二者常作为复合防腐剂使用;B湖中对羟基苯甲酸甲酯与乙酯的相关系数为0.76($P < 0.01$),均来自日化用品排放。环境迁移转化方面,防腐剂在水体中的吸附-解吸平衡受pH值与有机质含量影响,酸性条件下季铵盐类吸附率可达80%以上,而有机质含量高的底泥对酚类吸附能力更强。微生物降解是防腐剂的主要去除途径,A河中的MIT在30天内可被降解60%-70%,而C湾中的BDAC因降解难度大,降解率仅为20%-30%。

3 化工防腐剂对水体微生物菌群结构的影响机制

3.1 对微生物群落多样性的影响

高通量测序分析显示,化工防腐剂暴露显著降低水体微生物多样性。以A河为例,下游高污染区Chao1指数(物种丰富度)和Shannon-Wiener指数(物种多样性)分别为1280和5.2,显著低于上游清洁区(1850、6.8)($P < 0.05$)。实验室模拟显示,异噻唑啉酮类浓度从0.1mg/L升至1.0mg/L,Chao1指数从1620降至980,Shannon-Wiener指数从6.5降至4.8,呈剂量-效应关系。短期(7天)低浓度(0.1mg/L)暴露下,多样性下降不显著($P > 0.05$);长期(30天)暴露则显著降低多样性,因微生物长期受抑制,敏感菌群减少,群落结构简化。复合防腐剂协同毒性更强,MIT与CMIT按1:1混合暴露时,Shannon-Wiener指数降幅较单一防腐剂高20%-30%。

3.2 对微生物群落结构的影响

化工防腐剂暴露显著改变水体微生物群落结构,优势菌群丰度调整明显。A河下游高污染区变形菌门丰度从上游42%升至58%, γ -变形菌纲占比显著增加,因其含多种抗性菌;蓝细菌门从25%降至8%,放线菌门从12%降至5%。实验室模拟异噻唑啉酮类暴露后,假单胞菌属丰度从3%升至15%,硝化杆菌属从5%降至1%。关键功能菌群演替显著,0.5mg/L MIT暴露下,硝化菌数量下降60%以上,氨氮降解效率降低;降解菌数量增加2-3倍。防腐剂浓度越高,群落结构差异越大,A河上下游群落结构相

似性仅35%,同一区域不同季节相似性达60%以上,表明防腐剂是群落结构变化的关键因素。

3.3 对微生物功能代谢的影响

宏基因组学分析显示,化工防腐剂暴露改变微生物功能基因表达。A河下游与污染物降解相关基因(如加氧酶、脱卤酶基因)丰度较上游高2-3倍,而氮循环相关基因(如amoA、nirS)丰度降低40%-50%,导致下游氨氮浓度较上游高1.8倍,硝态氮浓度低45%。代谢活性分析表明,防腐剂抑制微生物呼吸速率与酶活性。0.8mg/L CMIT暴露下,呼吸速率从12.5mgO₂/(L·d)降至6.8mgO₂/(L·d);脲酶、磷酸酶活性分别下降35%与42%,影响有机氮、磷分解^[3]。代谢组学分析发现,防腐剂暴露使应激代谢产物(如脯氨酸)含量增加2倍,信号分子(如酰基高丝氨酸内酯)含量减少50%,可能干扰微生物群体感应,进一步影响群落功能。含量减少50%,后者可能影响微生物之间的群体感应,进一步干扰群落功能。

4 化工防腐剂的水体生态风险评估体系构建与应用

4.1 生态风险评估框架设计

基于“危害识别-暴露评估-效应评估-风险表征”的经典流程,构建化工防腐剂水体生态风险评估框架。危害识别阶段,明确目标防腐剂的毒性特征,通过文献调研与实验室测试,获取其对不同营养级生物的急慢性毒性数据;暴露评估阶段,结合野外监测结果,计算水体与底泥中防腐剂的暴露浓度;效应评估阶段,分析防腐剂对微生物群落及生态功能的影响阈值;风险表征阶段,通过计算风险商等指标,确定风险等级并提出管控建议;评估指标体系涵盖微生物指标、水质指标与生态功能指标三大类。微生物指标包括群落多样性指数、优势菌群相对丰度、抗性基因丰度等;水质指标包括pH值、溶解氧、污染物浓度等;生态功能指标包括氮磷循环效率、有机物降解速率等。评估模型采用商值法与生态风险指数法(RI)相结合的方式,商值法用于单种防腐剂风险评估,RI用于复合污染风险评估,同时引入物种敏感性分布法(SSD),提高评估结果的科学性与准确性。

4.2 单种防腐剂的生态风险评估

单种防腐剂的风险评估结果显示,A河中的异噻唑啉酮类呈现高风险,MIT与CMIT的风险商(RQ)分别为1.8与1.5($RQ > 1$ 为高风险, $0.1 \leq RQ \leq 1$ 为中风险, $RQ < 0.1$ 为低风险);B湖中的酚类呈现中风险,对羟基苯甲酸丁酯的RQ为0.6;C湾中的季铵盐类呈现中风险,BDAC的RQ为0.7。不同介质中,底泥的风险普遍高于水

样, A河底泥中MIT的RQ达2.3, 因底泥中防腐剂浓度更高, 且底泥微生物对污染更为敏感; 不同区域的风险差异显著, A河下游的风险最高, RQ平均值为1.6; 上游风险最低, RQ平均值为0.3。季节变化方面, 夏季风险最高, 冬季最低, 与防腐剂浓度的季节变化趋势一致。敏感性分析表明, 防腐剂浓度与毒性阈值是影响风险评估结果的关键因素, 浓度测量误差若达到20%, 会导致RQ值偏差15%-20%, 因此需确保暴露浓度数据的准确性^[4]。

4.3 复合防腐剂的联合生态风险评估

复合防腐剂的联合毒性效应分析显示, A河中MIT与CMIT的联合作用为协同作用, 联合毒性较单一毒性之和高三倍; B湖中对羟基苯甲酸甲酯与乙酯为相加作用; C湾中BDAC与MIT为拮抗作用, 联合毒性较单一毒性之和低15%。基于联合毒性数据计算的复合风险指数(RI)显示, A河的RI为2.8(RI > 2为极高风险), B湖RI为1.2(1 ≤ RI ≤ 2为高风险), C湾RI为0.9(0.5 ≤ RI < 1为中风险)。不同组合的复合风险存在差异, 异噻唑啉酮类与酚类的复合风险最高, RI可达3.0; 而异噻唑啉酮类与季铵盐类的复合风险相对较低, RI为1.1。通过物种敏感性分布曲线确定的复合暴露安全阈值为0.3mg/L(总浓度), 当水体中多种防腐剂总浓度超过该阈值时, 微生物群落结构发生显著变化的概率超过80%。

4.4 基于生态功能的风险评估

基于生态功能的评估表明, 化工防腐剂暴露导致水体物质循环功能受损。A河下游因硝化菌数量减少, 氮循环效率较上游降低50%, 水体富营养化风险增加; 有机物降解速率下降40%, 导致COD浓度较上游高2.3倍。生态功能受损程度与防腐剂浓度呈正相关, 当总防腐剂浓度超过1.0mg/L时, 物质循环功能出现显著衰退(P < 0.05)。水质净化功能的评估显示, A河下游的污染

物去除能力较上游低35%, 底泥中有机质含量高1.8倍, 表明微生物净化功能受到抑制。生态系统稳定性评估发现, 高污染区域的微生物群落抗干扰能力减弱, 当遭遇暴雨等环境扰动时, 群落结构恢复时间较清洁区域延长2-3倍。综合来看, A河下游的生态功能风险最高, 需优先采取管控措施。

结束语

化工防腐剂在工业生产中广泛应用, 但其对水体微生物菌群结构的影响不容忽视。本研究揭示了其对微生物群落多样性、结构及功能代谢的负面效应, 构建的生态风险评估体系也明确了不同区域、介质的生态风险状况。单种及复合防腐剂的评估结果显示, 部分区域呈现高风险。未来需加强对化工防腐剂的环境监管, 严格限制高风险防腐剂的使用, 同时研发更环保的替代品, 以降低其对水体生态系统的危害, 实现经济发展与生态保护的平衡。

参考文献

- [1]胡佳雯, 聂志娟, 郑兆伟, 等. 有效微生物菌群(EM)对加州鲈池塘养殖水质和水体菌群结构的影响[J]. 淡水渔业, 2023, 53(5): 32-40.
- [2]王琳, 赵格, 律娜, 等. 中央山岛"动物-环境-人"微生物菌群组成及其耐药基因分布[J]. 中国动物检疫, 2025, 42(1): 35-43.
- [3]油九菊, 王蕾飞, 王易帆, 等. 施用漂白粉对海水养殖场消毒池微生物多样性和菌群结构的影响[J]. 水产学杂志, 2024, 37(3): 88-93.
- [4]宋云霞, 黄廷林, 张轩, 等. 持续自然混合期水体微生物特性变化及对水质改善影响研究[J]. 环境科学学报, 2025, 45(1): 216-227.