

污水处理厂尾水排放对受纳水体生态风险的影响评估

蔡国瑞

保定市排水服务中心 河北 保定 071000

摘要: 本文聚焦污水处理厂尾水排放对受纳水体的生态风险影响评估, 阐述了尾水污染物组成(常规、微量有机、重金属、微生物)与排放特征, 以及受纳水体生态系统的结构功能。并构建“四阶段”生态风险评估框架, 介绍“暴露-效应”等理论基础, 说明污染物监测、生物监测、模型模拟等关键方法。随后分析尾水排放对水生生物、水体营养状态、沉积物及底栖生态系统、复合污染物的风险。因此, 提出尾水深度处理技术升级、受纳水体生态缓冲带建设、尾水排放与受纳水体协同管理等防控对策。

关键词: 污水处理厂尾水; 受纳水体; 生态风险; 影响评估

1 污水处理厂尾水排放特征与受纳水体生态系统基础

1.1 污水处理厂尾水的污染物组成与排放特征

污水处理厂尾水污染物按性质可分为四类: 一是常规污染物, 包括COD、NH₃-N、TN、TP, 虽经处理后浓度大幅降低(一级A标准下COD ≤ 50mg/L、TP ≤ 0.5mg/L), 但排放量巨大(日处理10万m³水厂日均排放TN约500kg), 易引发受纳水体富营养化; 二是微量有机污染物, 涵盖药品和个人护理品(PPCPs, 如布洛芬、卡马西平)、内分泌干扰物(EDCs, 如双酚A、邻苯二甲酸酯), 浓度通常为ng/L-μg/L级, 但具有“低浓度、高毒性”特点, 可干扰水生生物内分泌系统; 三是重金属, 如Cu、Pb、Zn, 主要来源于工业废水混入, 虽多数水厂尾水重金属浓度符合标准, 但易在底泥中富集, 长期危害底栖生物; 四是微生物污染物, 包括细菌、病毒(如大肠杆菌、诺如病毒), 可能引发水体卫生安全风险。尾水排放具有“连续性、稳定性”特征, 排放量与水厂处理规模一致, 污染物浓度受进水水质、处理工艺(如是否采用深度处理)影响显著^[1]。

1.2 受纳水体生态系统的结构与功能

受纳水体生态系统是由“生产者-消费者-分解者”构成的复杂体系, 不同水体类型结构存在差异: 河流生态系统以浮游藻类(生产者)、鱼类(消费者, 如鲫鱼、鲈鱼)、底栖无脊椎动物(分解者, 如螺类、摇蚊幼虫)为核心, 依赖水流带动物质循环, 具有较强的自净能力; 湖泊生态系统以水生植物(如沉水植物、浮叶植物)、浮游动物、底栖生物为主, 水流缓慢, 污染物易沉积, 生态系统稳定性较高但恢复能力弱; 近海生态系统则包含浮游生物、贝类、鱼类等, 受盐度、潮汐影响大, 对污染物的耐受性存在物种特异性。受纳水体生态系统的核心功能包括水质净化(通过微生物分解污染

物)、生物栖息地供给(为水生生物提供生存空间)、物质循环(碳、氮、磷循环), 这些功能的正常发挥是水体生态安全的关键, 尾水污染物排放可能破坏生态系统结构, 导致功能退化。

2 污水处理厂尾水排放生态风险评估的理论框架与方法

2.1 生态风险评估的核心理论基础

污水处理厂尾水排放的生态风险评估基于“暴露-效应”理论与生态系统敏感性理论。“暴露-效应”理论认为, 生态风险由“污染物暴露水平”与“生物效应强度”共同决定——暴露水平越高(污染物浓度高、暴露时间长)、生物效应越强(生物对污染物越敏感), 生态风险越大, 该理论为风险评估的“剂量-反应关系”建立提供依据。生态系统敏感性理论则强调, 不同受纳水体(河流、湖泊、近海)、不同生物种群(藻类、鱼类、底栖生物)对污染物的敏感性存在差异, 例如幼鱼比成鱼对重金属更敏感, 湖泊比河流对富营养化更敏感, 需结合水体类型与生物群落特征开展针对性评估。另外, 生态风险评估还需遵循“整体性原则”(考虑污染物协同作用)与“科学性原则”(采用可验证的评估方法), 确保评估结果能真实反映尾水排放对受纳水体的生态危害。

2.2 生态风险评估的核心框架

基于美国EPA生态风险评估框架, 结合污水处理厂尾水排放特点, 构建“四阶段”评估框架: 一是问题提出与规划, 明确评估目标(如识别高风险污染物、判断尾水排放是否导致生态风险)、评估范围(受纳水体的空间范围, 如排放口下游10km河段)与保护目标(如保护底栖生物多样性、维持水体溶解氧水平); 二是分析阶段, 包含暴露分析与效应分析——暴露分析通过监测或

模型模拟, 确定尾水污染物在受纳水体中的浓度分布与生物暴露途径(如鱼类通过摄食、呼吸接触污染物); 效应分析通过实验室毒理学试验或野外调查, 建立污染物浓度与生物效应(如死亡率、繁殖抑制率)的剂量-反应关系; 三是风险表征, 通过商值法(风险商 = 暴露浓度/效应阈值)或概率分析法, 量化单一污染物与复合污染物的生态风险, 判断风险等级(低、中、高); 四是风险管理与监测, 根据风险表征结果提出防控对策, 并建立长期监测机制, 跟踪风险变化趋势^[2]。

2.3 生态风险评估的关键方法

污水处理厂尾水排放生态风险评估需结合“监测法”与“模型法”, 关键方法包括三类: (1) 污染物监测方法, 采用高效液相色谱-质谱联用(HPLC-MS/MS)检测微量有机污染物(ng/L级), 原子吸收分光光度计检测重金属, 离子色谱仪检测常规氮磷污染物, 同时监测水体溶解氧、pH、温度等环境参数, 掌握污染物暴露背景; (2) 生物监测方法, 通过野外调查监测受纳水体生物群落结构(如底栖生物多样性指数、鱼类种群密度), 对比尾水排放前后的变化; 采用室内毒理学试验, 测试尾水或目标污染物对模式生物(如藻类(斜生栅藻)、水蚤(大型蚤)、鱼类(斑马鱼))的急性毒性(96h-LC50)与慢性毒性(如繁殖抑制); (3) 模型模拟方法, 采用水质模型(如QUAL2K用于河流、EFDC用于湖泊)模拟尾水污染物在受纳水体中的迁移转化过程, 预测不同排放情景下的污染物浓度分布; 采用生态风险模型(如商值模型、物种敏感性分布模型SSD), 量化复合污染物的联合风险, 提升评估效率与准确性。

3 污水处理厂尾水排放对受纳水体生态系统的风险分析

3.1 对水生生物个体与种群的风险

尾水排放对水生生物个体与种群的风险体现在生理与繁殖层面。对藻类而言, 尾水中的TN、TP虽可促进藻类生长, 但过量会导致水华爆发, 而微量有机污染物(如三氯生)会抑制藻类光合作用, 降低叶绿素含量, 影响藻类种群数量; 对无脊椎动物(如水蚤), 重金属(如Cu²⁺)会破坏其消化道与神经系统, 导致死亡率上升, 内分泌干扰物(如双酚A)会干扰其性别分化, 导致种群性别比例失衡; 对鱼类(如斑马鱼), 药品和个人护理品(如卡马西平)会影响其行为(如游动能力下降), 重金属(如Pb²⁺)会在肝脏、骨骼中富集, 导致生长迟缓, 慢性暴露还会降低鱼类繁殖能力(如产卵量减少、卵孵化率下降)。长期风险会导致敏感物种消失, 耐污物种占据优势, 生物种群多样性下降, 破坏生态系

统的物种平衡。

3.2 对水体营养状态与富营养化的风险

尾水排放是受纳水体富营养化的重要诱因, 风险主要源于常规氮磷污染物的持续输入。当尾水TN、TP排放量超过受纳水体的环境容量时, 会导致水体营养盐浓度升高, 为藻类(如蓝藻、绿藻)生长提供充足营养——在适宜温度(25-30℃)与光照条件下, 藻类大量繁殖形成水华, 覆盖水面导致水下光照减弱, 水生植物光合作用受阻而死亡; 藻类死亡后被微生物分解, 消耗大量溶解氧, 导致水体缺氧(DO < 2mg/L), 鱼类、底栖生物因缺氧窒息死亡, 形成“水华-缺氧-生物死亡”的恶性循环。另外, 蓝藻水华会分泌藻毒素(如微囊藻毒素), 不仅危害水生生物, 还可能通过饮用水或水产品进入人体, 威胁人类健康。例如, 某接纳污水处理厂尾水的湖泊, 因尾水TP日均排放超50kg, 连续3年夏季爆发蓝藻水华, 水体透明度从1.5m降至0.3m, 鱼类种群数量减少60%。

3.3 对水体沉积物与底栖生态系统的风险

尾水污染物易沉积到底泥中, 对底栖生态系统造成长期风险。一方面, 重金属(如Zn、Pb)与难降解有机污染物(如多环芳烃)在底泥中富集, 浓度可达水体中的10-100倍, 底栖生物(如螺类、摇蚊幼虫)通过摄食底泥或体表接触污染物, 导致污染物在体内富集, 并通过食物链逐级放大(生物放大效应), 危害更高营养级生物(如鱼类、水鸟); 另一方面, 污染物会破坏底栖生物的生存环境——过量氮磷会导致底泥中藻类大量繁殖, 死亡后分解消耗底泥间隙水的溶解氧, 形成厌氧环境, 抑制底栖aerobic生物(如蜉蝣幼虫)生长; 重金属还会破坏底栖生物的酶活性, 影响其代谢功能, 导致生长缓慢、死亡率上升^[3]。长期风险会导致底栖生物多样性下降, 底泥净化功能减弱, 污染物在底泥中持续积累, 形成“污染-生态退化”的长期隐患。

3.4 复合污染物的联合生态风险

尾水中多种污染物的协同作用会加剧生态风险, 形成复合污染风险。一是常规污染物与微量污染物的协同, 如NH₃-N会增强重金属(如Cu²⁺)对鱼类的毒性——NH₃-N会破坏鱼类鳃膜结构, 增加重金属的吸收量, 导致鱼类96h-LC50降低30%-50%; 二是不同微量污染物的协同, 如双酚A与邻苯二甲酸酯联合暴露时, 对水蚤的内分泌干扰效应显著增强, 繁殖抑制率从单一污染物的20%、25%提升至联合暴露的55%; 三是污染物与环境因子的协同, 如高温(> 30℃)会加速尾水中有机物的降解, 产生更多有毒中间产物, 同时增强水生生物对污染物的敏感性, 导致风险进一步升高。复合污染物的联合风险往

往超出单一污染物风险的叠加,传统针对单一污染物的评估方法难以全面反映实际生态危害,需采用物种敏感性分布(SSD)、联合毒性模型等方法开展针对性评估。

4 污水处理厂尾水排放生态风险的防控对策

4.1 尾水深度处理技术升级

降低污染物排放浓度,尾水深度处理是防控生态风险的关键。对于常规污染物,采用“反硝化滤池+人工湿地”工艺,反硝化滤池通过生物反硝化将 NO_3^- -N转化为 N_2 ,TP去除率超80%;人工湿地借助水生植物与微生物协同作用,深度净化氮磷,使尾水TP浓度降至0.1mg/L以下,达准Ⅳ类水体标准。微量有机污染物方面,深度处理阶段增设臭氧氧化、活性炭吸附或膜分离单元,臭氧氧化降解PPCPs、EDCs等难降解有机物,去除率60%-90%;活性炭吸附确保尾水有机物浓度降至ng/L级。重金属去除采用化学沉淀或离子交换树脂,使重金属浓度满足地表水Ⅲ类标准,降低底泥富集风险。

4.2 受纳水体生态缓冲带建设

构建受纳水体生态缓冲带,能减轻尾水污染物对水体生态系统的直接危害。人工湿地缓冲带方面,在尾水排放口下游建表面流或潜流人工湿地,宽度依尾水排放量定(通常50-100m),种耐污水生植物,利用植物吸收、微生物降解与基质截留净化尾水,为水生生物提供栖息地^[4]。滨岸植被缓冲带是在受纳水体滨岸带种本土挺水植物与乔木,形成植被带,减少水土流失,拦截地表径流污染物,降低尾水排放对水体扰动,促进污染物沉降。生态浮岛建设则是在受纳水体布设浮岛,种水生植物,通过植物吸收、微生物降解抑制藻类生长,改善水体透明度,修复受损生态。

4.3 尾水排放与受纳水体协同管理

通过“源头-过程-末端”协同管理,提升生态风险防控效果。一是源头管控,加强污水处理厂进水管控,限制高浓度工业废水(如重金属、难降解有机物废水)

排入市政管网,从源头减少尾水污染物种类与浓度;二是排放管控,实施尾水“总量控制+浓度控制”双标准,根据受纳水体环境容量,确定污水处理厂TN、TP等污染物的允许排放量,避免超过水体承载能力;优化排放口设计,采用扩散器式排放口,增强尾水与受纳水体的混合效果,降低局部污染物浓度;三是受纳水体管控,定期监测受纳水体水质与生物群落,建立生态风险预警机制——当监测到生物多样性下降或污染物浓度超标时,及时调整污水处理厂运行参数(如增强深度处理)或采取应急措施(如投放微生物制剂改善水质);开展受纳水体生态修复(如种植沉水植物、投放土著微生物),提升水体自净能力与生态韧性。

结束语

污水处理厂尾水排放对受纳水体生态风险影响复杂且多样,涉及水生生物、水体营养状态、沉积物等多个层面,且复合污染物会加剧风险。本文构建的评估框架与方法,为准确评估风险提供了科学依据。所提出的尾水深度处理、生态缓冲带建设、协同管理等防控对策,有助于降低生态风险。未来需持续优化评估方法,加强长期监测,根据实际情况灵活调整防控策略,以实现污水处理厂尾水安全排放,保障受纳水体生态安全与可持续发展。

参考文献

- [1]王斌,陈建.城市污水处理厂尾水排放对水环境的影响及对策[J].中国给水排水,2023,39(4):18-22.
- [2]张晓峰,许红.尾水排放对受纳水体生态影响与监测技术进展[J].环境科学与管理,2022,47(9):88-92.
- [3]王磊,张婷.尾水回用于景观水体的生态风险评估与防控[J].环境科学,2024(03):120-126.
- [4]林佳,杨波.城市污水处理厂尾水多参数监测与生态风险管理研究[J].环境监测管理与技术,2022,34(6):94-100.