

DOI:10.19853/j.zgjsps.1000-4602.2025.08.006

微塑料对污水处理系统生物脱氮的影响进展研究

邸 达^{1,2}, 周 鑫^{1,2,3}, 洪先韬^{1,4}

(1. 太原理工大学 环境与生态学院, 山西 晋中 030600; 2. 山西省市政工程研究生教育创新中心, 山西 晋中 030600; 3. 山西省污水高效治理技术创新中心, 山西 太原 030000; 4. 中国科学院 生态环境研究中心, 北京 100085)

摘 要: 微塑料(MPs)作为一类最具代表性的新污染物,逐渐成为近几年水环境领域的研究热点。生物脱氮工艺已经广泛应用于生活污水/工业废水二级污水处理系统,然而污水处理厂作为MPs排放的源和汇,MPs的存在势必对污水生物处理过程构成潜在影响。为此,系统综述了MPs的来源、污染现状及其在污水处理厂的赋存情况,重点讨论了MPs对脱氮过程和脱氮功能菌活性的影响,分析了MPs对生物脱氮的影响机制并提出了未来研究的发展方向。该研究结果可为存在MPs条件下的污水生物脱氮处理系统的设计、运行及优化提供理论基础。

关键词: 微塑料; 污水处理; 生物脱氮

中图分类号: TU992 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-4602(2025)08-0032-08

Progress Study on the Effect of Microplastics on Biological Nitrogen Removal Process in Wastewater Treatment Systems

DI Da^{1,2}, ZHOU Xin^{1,2,3}, HONG Xian-tao^{1,4}

(1. College of Environment and Ecology, Taiyuan University of Technology, Jinzhong 030600, China; 2. Innovation Center for Postgraduate Education in Municipal Engineering of Shanxi, Jinzhong 030600, China; 3. Innovation Center for Efficient Wastewater Treatment Technology of Shanxi, Taiyuan 030000, China; 4. Research Center for Eco-Environmental Sciences, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100085, China)

Abstract: Microplastics (MPs), as one of the most significant emerging contaminants, have become a focal point of research in the field of water environment in recent years. The biological nitrogen removal process has been widely used in domestic/industrial wastewater secondary wastewater treatment system. However, wastewater treatment plants, acting as both sources and sinks for MPs, inevitably face potential impacts from the presence of MPs on biological wastewater treatment processes. This study systematically reviewed the sources, current pollution status, and prevalence of MPs in wastewater treatment plants, with a particular focus on their effects on the reactions and activities of functional bacteria involved in nitrogen removal. The influence mechanisms of MPs on biological nitrogen removal was analyzed, and the development direction of future research was proposed. The results of this study will provide a theoretical basis for the design, operation and optimization of wastewater treatment systems

基金项目: 山西省基础研究计划项目(202403021221049); 山西省专利转化计划资助项目(202401011)

通信作者: 周鑫 E-mail: raymans2006@163.com

with biological nitrogen removal in the presence of MPs.

Key words: microplastics; wastewater treatment; biological nitrogen removal

氮是废水中最普遍的环境污染物之一,它来源于生活污水、工业废水及农业畜禽养殖废水等。氮素过量排放会导致水体缺氧、发黑变臭甚至富营养化等严重问题。利用微生物技术解决氮污染是最经济有效的方法之一。传统的生物脱氮工艺作为污水处理的核心技术,其利用氨氧化菌(AOB)、亚硝酸盐氧化菌(NO_B)和反硝化菌(DNB)通过硝化和反硝化作用,将废水中的氨氮最终转化为氮气,是目前国内外污水处理厂二级处理系统普遍采用的工艺。然而,随着工业化和城市化的快速发展,各种新污染物如持久性有机污染物、药品和个人护理用品(PPCPs)、内分泌干扰素等的出现对污水生物处理系统提出了严峻挑战^[1]。这些污染物不仅难以通过常规工艺去除,其与微生物间的相互作用更可能引发硝化菌群代谢紊乱、功能基因表达等连锁反应,导致污水处理脱氮系统的稳定性与抗冲击能力持续弱化。

微塑料(MPs)近几年作为新污染物的代表,对水体环境和污水处理系统的危害已经引起国内外的广泛关注。研究^[2]表明,MPs可能表现出一定的微生物毒性抑制作用,进而造成活性污泥脱氮处理效能的恶化。然而也有研究指出MPs作为惰性载

体,能够为微生物附着提供良好的位点,从而增加微生物和底物之间的传质面积,表现出对生物脱氮的有利性。这种矛盾特性往往取决于污染物自身理化性质、环境赋存状态及工艺运行条件的耦合。当前研究亟须从多维度解析新污染物与功能微生物之间的作用规律,为提升污水处理系统应对复合污染的能力提供理论支撑。

1 MPs在污水处理厂的赋存

由于工业废水和生活污水中含有大量MPs,经过下水管道和地下管网被排入污水处理厂,因此污水处理厂被认为是MPs的一个重要汇集地^[3]。表1统计了近年来关于污水处理厂中MPs赋存的国内外文献^[4-10]报道,可以看出,污水处理厂中MPs的主要类型是纤维,少数是碎片和颗粒,其中纤维主要来自家庭洗衣和个人护理产品使用。另外,聚乙烯(PE)、聚丙烯(PP)、聚对苯二甲酸乙二醇酯(PET)和聚酰胺(PA)是污水处理厂进水中MPs常见类型^[11]。其中PE是世界上最流行的塑料,主要用于日用产品和食品包装膜。PA因其强度高和耐磨性好而被广泛用于加工布和耐磨件。PET作为早期的热塑性塑料,主要用于纤维、薄膜以及工程塑料,因此在污水处理厂进水中也十分常见。

表 1 MPs在污水处理厂的赋存情况

Tab.1 Existence of MPs in wastewater treatment plants

污水厂	进水 MPs/ (个·L ⁻¹)	出水 MPs/ (个·L ⁻¹)	去除 率/%	检测方法	服务人 口/万人	生化处理区 MPs/(g·L ⁻¹)	MPs 主要形态和 类型
西班牙卡塔赫纳 某污水厂	1.48	0.31 (±0.06)	90.3	显微镜,傅里叶变换红外光谱仪 (FTIR)	21	2.35	碎片和纤维,低密度 聚乙烯
以色列卡梅尔 某污水厂		1.97	97.0	光学显微镜、扫描电镜和 μ-Raman 光谱法	21	2.52	纤维,聚乙烯
西班牙马德里某污水厂		10.7 ± 5.2	93.7	立体显微镜,FTIR	30	10.7 ± 5.2	纤维,聚乙烯
中国哈尔滨某污水厂	126.0 ± 14.0	30.6 ± 7.8	75.7	立体显微镜,Raman 光谱法	31	21.3	纤维和碎片,聚酯
中国武汉某污水厂	79.9 ± 9.3	28.4 ± 7.0	64.4	荧光显微镜,显微 Raman 光谱法		47.4 ± 7.0	碎片和纤维,聚酰胺
中国郑州某污水厂	16.0	2.9	81.9	显微镜,Raman 光谱法	10	4.5	纤维,聚乙烯
中国西安某污水厂	288.5	22.9	92.1	显微镜,衰减全反射傅里叶变换 红外光谱仪(ATR-FTIR)		162.0 ± 4.9	纤维,聚丙烯

由表1还可以发现,不同污水处理厂进水MPs浓度差异较大,这可能与污水处理厂的服务人口数量以及功能类型有关。总体上,污水处理厂对MPs的去除率在55%~97.8%之间,其差异可能与各污

水处理厂不同处理工艺过程有关。污水处理厂一般具有三级处理单元,其中预处理和初级处理过程包括筛分、除砂和撇油等。筛分主要拦截大尺寸的MPs,颗粒大小取决于筛分尺寸。高密度的MPs由

除砂工艺通过物理沉淀去除,而撇油工艺则会带走漂浮在污水表面的小密度 MPs,其去除率可达 45%^[12]。剩余的 MPs 进入二级处理单元,去除率一般可达 69%~80%。然而,在二级处理出水中仍有约 16.9% 的 MPs 残留^[4]。Kalčíková 等^[13]通过序批式生物废水处理系统实验证实平均有 52% 的微珠被捕获在活性污泥中。研究^[14]表明,进入二级处理过程的大部分 MPs 与污泥相接触,絮状污泥与 MPs 之间的静电吸附起主导作用,而一小部分则漂浮在水相中。尽管废水中绝大多数 MPs 随着剩余污泥的排放而被去除,但 MPs 由水相转移至泥相,增大了对污泥后续处理处置的影响风险。

2 MPs对脱氮过程的影响因子

2.1 浓度

MPs 浓度是生物脱氮最重要的影响因素之一。Song 等^[15]研究表明,相比于对照组,添加 10 000 个/L 的 PVC-MPs 可使硝化反应速率从原来的 90.97% 降至 46.66%。然而,Zheng 等^[16]指出,当 PE-MPs 浓度从 20 个/L 升至 200 个/L 时,硝化反应表现出相对稳定的状态。值得一提的是,当好氧颗粒污泥(AGS)暴露在 0、0.1、0.2 和 0.5 g/L 的 PA66 下,氨氮去除率在 PA66 为 0.2 g/L 时达到峰值(95.61%)^[17]。这一现象也同样出现在 PS-MPs 对 AGS 的影响研究中^[18]。He 等^[19]研究发现,当 PET-MPs 浓度逐渐升高至 500 $\mu\text{g/L}$ 时,出水硝酸盐浓度显著升高,说明 PET-MPs 降低了系统的反硝化速率。Li 等^[20]探究了 5 种不同浓度的 MPs 对反硝化过程的影响,发现 PP、聚苯乙烯(PS)和聚酯纤维(PES)浓度的增加促使活性污泥的反硝化速率不断升高,而聚氯乙烯(PVC)和 PE 浓度的增加却使活性污泥的硝化速率表现出下降趋势。Hong 等^[21]研究了 PET 对厌氧氨氧化(Anammox)颗粒污泥的影响,与空白组相比,0.1~0.2 g/L 的 PET-MPs 对 Anammox 污泥无显著影响,而当其浓度升至 1.0 g/L 时,总氮去除率下降了 4.2%。

2.2 粒径

对于同种类型的 MPs,其粒径大小对脱氮过程所造成的影响也不尽相同。He 等^[22]发现,PVC 粒径变化对氨氧化速率具有重要影响,粒径越大,氨氧化速率越低。这是由于大尺寸的 MPs 阻碍了溶解氧的运输,因此好氧氨氧化细菌无法发挥作用。然而,其他学者发现投加 75 μm 和 150 μm 的 PET 系统

其 Anammox 脱氮效能低于控制组,而投加 300 μm 和 500 μm 的 PET 系统却表现出优于控制组的 Anammox 脱氮效能,这可能是因为较小粒径的 MPs 的 Zeta 电位更低,更容易扩散在活性污泥的周围并产生负面影响^[23]。He 等^[22]也有类似发现,在活性污泥中加入粒径为 150~300 μm 的 PS 后,硝态氮去除率与对照组基本一致,而随着粒径减小至 0~75 μm ,硝态氮去除率则降至 56.18%。

2.3 种类

MPs 的表面特性和化学结构对活性污泥的脱氮能力也有一定影响。Miao 等^[24]发现 MPs 经过表面修饰后,呈正电荷的 PS-NH₂ 比呈负电荷的 PS-COOH 对微生物的毒性更大。这可能是由于细胞表面主要带负电荷,与带正电荷的 PS-NH₂ 接触时,在静电吸引作用下 MPs 容易渗透到细胞内而产生抑制作用。相比于可生物降解的聚丁二酸丁二醇酯(PBS),Anammox 污泥对不可生物降解的 PVC 表现得更敏感,原因可能是 PBS 中的酯键可被各种水解酶分解并彻底矿化,而 PVC 中大量的碳碳单键难以发生生物氧化作用^[25]。另外,有研究^[26]发现,PE、PVC 和 PES 对活性污泥中反硝化反应的影响无明显差异。此外,即使同类型的 MPs,由于太阳光照以及物理磨损等作用,其表面性质发生改变,可能会对污水生化处理效能产生不同程度的影响。

2.4 密度

MPs 的密度大小也可能影响微生物的脱氮能力。Wang 等^[27]发现 MPs 的密度与硝化能力抑制程度呈正相关,这是由于密度较高的 MPs 趋向于沉降并堆积在污泥中,而密度较小的 MPs 则漂浮在水面并流出反应器。

2.5 水质组成

污水中存在的其他污染物如抗生素等与 MPs 通过静电吸附进行结合,进而对脱氮功能菌产生负面作用。Wang 等^[27]发现,PVC、PA 和三氯生的结合会对硝化污泥造成严重的急性抑制,甚至在运行 14 d 后使污泥的硝化功能完全丧失,这一抑制程度远大于单独作用。同样地,相比于对照组的氨氮去除率(99.60%),暴露于 10 mg/L 的 PVC、PA、PS、PE(分别与 0.1 mg/L 四环素相结合)下,氨氮去除率分别降至 83.59%、86.27%、85.86%、91.31%^[28]。而 Li 等^[29]则发现,仅加入四环素与同时加入四环素和 PVC-MPs 都会引起氨氧化速率下降(降幅达 20%),

说明 MPs 的添加并没有造成额外毒性抑制。NOB、DNB 和厌氧氨氧化菌 (AnAOB) 等脱氮功能菌的活性影响^[2,15,17-18,21-23,25-26,30-33],具体情况如表 2 所示。

统计分析了相关文献中报道的 MPs 对 AOB、

3 MPs对脱氮功能菌活性的影响

表2 各类 MPs对脱氮效率和脱氮功能菌群活性的影响

Tab.2 Effect of various MPs on nitrogen removal efficiency and activity of nitrogen removal functional bacteria

类型	浓度	粒径	实验环境	研究对象	脱氮功能菌	脱氮效率和脱氮功能菌群活性影响
PA66	0、0.1、0.2、0.5 g/L	0.25 mm	烧杯	好氧颗粒污泥		与空白相比,氨氮去除率在前 10 天分别下降了 2.75%、3.94%、0.96%,在后 10 天分别升高了 0.33%、1.36%、0.48%
PVC	0、1 000、5 000、10 000 个/L		反应器	反硝化污泥	AOB,NOB	与空白相比,NO ₂ ⁻ 转化率分别降低 26.73%、38.09%、44.31%,氨氮氧化速率分别降低 0.36%、0.45%、0.63%
PVC	0、0.5、5、50 mg/L	(857.4±19.2) μm	反应器	好氧颗粒污泥	NOB	与空白相比,总无机氮去除率降低 41.8%
PES、PE、PVC	50、300、1 000、6 000、10 000 个/L	100 ~ 1 200 μm	锥形瓶	活性污泥	AOB,NOB,DNB	与空白相比,AOB 活性降低 1.1 mgN/(gMLVSS·h);NOB 活性降低 0.3 mgN/(gMLVSS·h);反硝化细菌活性下降 1.3 mgN/(gMLVSS·h)
PS	0、300 mg/L	50、500 nm	反应器	硝化细菌	AOB,NOB	与空白相比,50 nm 的 PS 系统其氨氮去除率降低了 24 mgN/(gVSS·d),500 nm 的 PS 系统升高 187 mgN/(gVSS·d);50 nm 的 PS 系统亚硝酸盐氮还原速率降低 189 mgN/(gVSS·d),500 nm 的 PS 系统升高 29 mgN/(gVSS·d)
PS	0、10、50、100、1 000 g/L		烧杯	好氧颗粒污泥		与空白相比,当 PS 浓度分别为 10、50 g/L 时,TN 去除率分别升高 4.58%、0.18%;当 PS 浓度分别为 100、1 000 mg/L 时,TN 去除率分别降低 1.45%、0.99%
PS	0.01、0.05、0.10 g/L	0 ~ 300 μm	反应器	活性污泥	DNB	与空白相比,硝态氮去除率降低 0.34%~41.41%
PES	0、0.1、0.2、0.5 g/L	0.25 mm	烧杯	好氧颗粒污泥		与空白相比,硝态氮去除率分别降低 0.29%、0.13%、0.04%,总氮去除率分别升高 0.29%、1.3%、5.6%
PVC、PBS	0、0.1、0.5 g/L	0.5 mm	锥形瓶	厌氧氨氧化颗粒污泥	AnAOB	与空白相比,PBS 为 0.5 g/L 时,氨氮去除率和亚硝酸盐氮还原速率分别降低 0.5% 和 4.6%;PVC 分别为 0.1、0.5 g/L 时,氨氮去除率分别降低 3.8% 和 6.2%,亚硝酸盐氮还原速率分别降低 19.1% 和 11.6%
PS	1 ~ 2 mg/L	120 nm	EGSB	厌氧氨氧化颗粒污泥	AnAOB	与空白相比,100 d 时氨氮去除率和亚硝酸盐氮还原速率分别升高 0.1% 和 6.8%,225 d 时分别下降 2.4% 和 2.2%
PS	10、1 000 μg/L	100 nm, 100 μm	SBR	活性污泥	AOB	与空白相比,氨氮去除率下降 24.48%(1 000 μg/L、100 nm 的 PS)
PET	0.5 g/L	75、150、300、500 μm	血清瓶	厌氧氨氧化颗粒污泥	AnAOB	与空白相比,粒径为 75 μm 时氨氮去除率和亚硝酸盐氮还原速率分别下降 1.6% 和 1.46%;粒径为 500 μm 时,氨氮去除率和亚硝酸盐氮还原速率分别提高 4.23% 和 4.32%
PET	0、0.1、0.2、0.5、1.0 g/L	300 μm	血清瓶	厌氧氨氧化颗粒污泥	AnAOB	与空白相比,0.1 g/L 的 PET 系统其氨氮去除率和亚硝酸盐氮还原速率没有显著差异,而 1.0 g/L 的 PET 系统其氨氮去除率和亚硝酸盐氮还原速率分别下降 4.5% 和 4.0%

由表 2 可以看出,不同功能脱氮菌对 MPs 的耐受范围有所差异,这取决于 MPs 的种类、暴露时间、进水水质、反应器构型等。此外,绝大多数的报道指出 AOB、NOB、DNB 和 AnAOB 均易受到 MPs 的抑制作用,说明其对菌群具有普遍的细胞毒性。因此,为了维持较高的脱氮速率和反应活性,有必要

在进入生化处理系统之前,尽可能采用预处理工艺去除MPs以减小其对活性污泥处理系统的抑制影响。

4 MPs对生物脱氮的正面影响

4.1 进水水质的拮抗作用

城市污水组成十分复杂,MPs可能会与其他废水中的一些污染物产生一定的拮抗作用,导致其毒性减弱甚至消失,进而对脱氮微生物产生一定的保护作用。Li等^[34]研究发现,单独添加PVC-MPs和 Cd^{2+} 都会抑制部分反硝化速率,但同时添加1 000个/L的PVC-MPs和 Cd^{2+} 却促进了反硝化过程。

4.2 Zeta电位提高

活性污泥表面主要带负电荷,因此当MPs表面的Zeta电势越大(绝对值),其与活性污泥之间的静电排斥作用越大,表现出对生物脱氮影响不显著甚至有促进作用。有研究^[31]发现,在硝化细菌中投加尺寸为500 nm的PS[Zeta电位为 (-41.4 ± 1.52) mV]能够同时提高氨氧化速率和亚硝酸盐利用率,而投加50 nm的PS[Zeta电位为 (31.8 ± 2.57) mV]却出现抑制现象。

4.3 定殖空间增大

MPs作为微生物的生物载体,能与脱氮菌形成良好的微环境条件,进而促进微生物的附着繁殖,表现出一定的正面促进作用。PVC的浓度从1 000个/L增加至5 000个/L,反硝化零阶反应线性回归方程的 k 值升高1.62^[20]。此外,MPs特别是可生物降解MPs,能够释放溶解性有机碳,进而促进反硝化作用^[31]。MPs的添加和微环境的改善还可能促使微生物群落适应性重建,重塑原有的共生模式,使微生物更好地适应MPs暴露环境^[35]。

5 MPs对生物脱氮的负面影响

5.1 胞外聚合物(EPS)减少与失稳

EPS是细胞在膜外分泌的一层物质,主要包括多糖、蛋白质和腐殖质。微生物能够自发产生EPS以应对不利的外部环境^[36]。研究^[37]发现,暴露在低浓度(15个/L)PET下的AGS使EPS中的多糖、脂类和腐殖酸的含量分别增加22.8%、22.5%和21.3%,然而,当PET-MPs浓度增加到75~300个/L时,这三种物质的含量都呈下降趋势,这是由于高浓度MPs的存在破坏了细胞的自我保护系统。Feng等^[38]采用三维荧光光谱(EEM)发现,在PS-NPs与EPS的相互作用中,当PS-NPs与EPS结合时,EPS中蛋白质

的二级结构被改变,导致活性污泥的生物絮凝能力和稳定性下降,从而表现出对MPs毒性物质的脆弱性。

5.2 氧化应激

细胞膜是细胞外部由磷脂、蛋白质和糖类所组成的薄膜,它能够抵御外来物质的入侵,防止细胞内物质的破坏。氧化应激是MPs破坏细胞膜的一个重要机制。细胞在遇到外来物质时启动反应机制,活性氧(ROS)被释放出来,促进氧化应激,导致细胞膜通透性的改变,当ROS水平过高时,会造成细胞膜出现褶皱、小孔和裂缝,进而损害细胞器,造成细胞的功能损伤^[36,39]。有报道^[37]发现,在暴露于75、150和300个/L的PET-MPs下,AGS的ROS水平分别提高了9.2%、12.5%和17.3%。因此,通过测定功能细菌体内的ROS及其氧化产物如乳酸脱氢酶(LDH)和丙二醛(MDA)等指标,可以间接表征脱氮功能细菌的受损程度^[40-41]。

5.3 物理损伤

物理接触是MPs对微生物细胞损害的另一种解释。当MPs与细胞接触时,它会包围细胞膜或嵌入细胞壁,阻碍细胞与外界间的能量和营养物质转移^[42-43]。研究人员从扫描电子显微镜(SEM)中观察到,添加MPs后,AGS的颗粒粒径减小,甚至出现破碎。长期暴露于PET-MPs下,AGS中负责营养和物质传输的孔隙被MPs堵塞^[37]。一项模拟实验发现,当PS-NPs与磷脂膜接触时,PS会解聚并溶解在磷脂膜中,导致磷脂膜的结构改变和膜蛋白的活性恶化^[44]。另外,由水力剪切力引起的机械摩擦所导致的MPs对活性污泥的物理伤害不容忽视,这将直接导致细胞的破裂和死亡,特别是大尺寸MPs存在下的表现更加显著^[45]。大尺寸的MPs也可以通过与细胞的相互碰撞,破坏细胞的正常结构而导致功能抑制或丧失。在二级生化处理过程中,剧烈的泥-水混合作用可能造成MPs对生物脱氮的不利影响。

5.4 酶活性下降

生物脱氮酶主要包括氨单加氧酶(AMO)、硝酸盐还原酶(NAR)和亚硝酸盐还原酶(NIR)等。在厌氧氨氧化系统中,PVC的加入抑制了脒合成酶和脒脱氢酶中基因(*hzsA*、*hzsB*、*hzsC*和*HAO*)的合成,导致脱氮率下降,从而阻碍了Anammox反应^[25]。Ma等^[46]发现,参与硝化反应的酶(AMO、NXR)在10 mg/L的PS下显示出明显的抑制作用,而对于参与

反硝化反应的酶(NAR、NIR),暴露于 1 mg/L 和 10 mg/L 的 PS 都表现出抑制影响。

6 结论与展望

MPs 作为近几年水体中的新污染物,已经被证实对污水生物脱氮具有潜在影响。未来的研究应在如下方面开展:

① 开发污水中 MPs 的快速鉴别和去除技术,保证生化系统的脱氮效能。

② 在 MPs 存在条件下,建立不同功能脱氮微生物活性表达的分析方法。

③ 考虑到实际污水水质的复杂性和变化性,MPs 与其他污染物(如难降解有机物、重金属、抗生素等)的共存对脱氮性能的影响仍需进一步研究。

④ 采用宏基因组学、宏代谢组学和宏转录组学等技术,从分子生物学角度探究 MPs 对脱氮群落结构与代谢功能的影响机制。

参考文献:

- [1] BADAWEY M I, EL-WAHAAB R A, MOAWAD A, *et al.* Assessment of the performance of aerated oxidation ponds in the removal of persistent organic pollutants (POPs): a case study[J]. *Desalination*, 2010, 251(1/3): 29–33.
- [2] XU S S, LI H X, WANG G L, *et al.* Effects of long-term exposure to low-concentration PS-NPs on anammox granular sludge: resistance and inhibition depend on PS-NP accumulation [J]. *Journal of Cleaner Production*, 2022, 365: 132902.
- [3] 韩伟朋, 杨庆, 刘秀红, 等. 污水处理厂中的微塑料来源研究进展[J]. *净水技术*, 2023, 42(4): 23–30, 150.
HAN Weipeng, YANG Qing, LIU Xiuhong, *et al.* Research progress on the sources of microplastics in WWTPs [J]. *Water Purification Technology*, 2023, 42(4): 23–30, 150(in Chinese).
- [4] JIANG J H, WANG X W, REN H Y, *et al.* Investigation and fate of microplastics in wastewater and sludge filter cake from a wastewater treatment plant in China [J]. *Science of the Total Environment*, 2020, 746: 141378.
- [5] BAYO J, OLMOS S, LOPEZ-CASTELLANOS J. Microplastics in an urban wastewater treatment plant: the influence of physicochemical parameters and environmental factors [J]. *Chemosphere*, 2020, 238: 124593.
- [6] BEN-DAVID E A, HABIBI M, HADDAD E, *et al.* Microplastic distributions in a domestic wastewater treatment plant: removal efficiency, seasonal variation and influence of sampling technique [J]. *Science of the Total Environment*, 2021, 752: 141880.
- [7] EDO C, GONZÁLEZ-PLEITER M, LEGANÉS F, *et al.* Fate of microplastics in wastewater treatment plants and their environmental dispersion with effluent and sludge [J]. *Environmental Pollution*, 2020, 259: 113837.
- [8] LIU X N, YUAN W K, DI M X, *et al.* Transfer and fate of microplastics during the conventional activated sludge process in one wastewater treatment plant of China [J]. *Chemical Engineering Journal*, 2019, 362: 176–182.
- [9] REN P J, DOU M, WANG C, *et al.* Abundance and removal characteristics of microplastics at a wastewater treatment plant in Zhengzhou [J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2020, 27(29): 36295–36305.
- [10] YANG Z Y, LI S X, MA S R, *et al.* Characteristics and removal efficiency of microplastics in sewage treatment plant of Xi'an City, Northwest China [J]. *Science of the Total Environment*, 2021, 771: 145377.
- [11] WANG F, WANG B, DUAN L, *et al.* Occurrence and distribution of microplastics in domestic, industrial, agricultural and aquacultural wastewater sources: a case study in Changzhou, China [J]. *Water Research*, 2020, 182: 115956.
- [12] NANDAKUMAR V K, PALANI S G, VARMA M R R. Interactions between microplastics and unit processes of wastewater treatment plants: a critical review [J]. *Water Science & Technology*, 2022, 85(1): 496–514.
- [13] KALČÍKOVÁ G, ALIČ B, SKALAR T, *et al.* Wastewater treatment plant effluents as source of cosmetic polyethylene microbeads to freshwater [J]. *Chemosphere*, 2017, 188: 25–31.
- [14] 李大圳, 章宇晴, 付茜茜, 等. 海洋环境暴露下生物膜对微塑料的理化性质和环境行为影响研究进展 [J]. *生态毒理学报*, 2022, 17(3): 339–353.
LI Dazhen, ZHANG Yuqing, FU Qianqian, *et al.* A review on effects of biofilm formation on physicochemical properties and environmental behavior of microplastics in marine environment [J]. *Asian Journal of Ecotoxicology*, 2022, 17(3): 339–353(in Chinese).
- [15] SONG K, LI Z Y, LIU D, *et al.* Analysis of the partial nitrification process affected by polyvinylchloride

- microplastics in treating high-ammonia anaerobic digestates [J]. ACS Omega, 2020, 5 (37): 23836–23842.
- [16] ZHENG X Y, HAN Z S, SHAO X Y, *et al.* Response of aerobic granular sludge under polyethylene microplastics stress: physicochemical properties, decontamination performance, and microbial community [J]. Journal of Environmental Management, 2022, 323: 116215.
- [17] ZHAO L J, SU C Y, LIU W H, *et al.* Exposure to polyamide 66 microplastic leads to effects performance and microbial community structure of aerobic granular sludge [J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2020, 190: 110070.
- [18] LIU Q, LI L, ZHAO X L, *et al.* An evaluation of the effects of nanoplastics on the removal of activated-sludge nutrients and production of short chain fatty acid [J]. Process Safety and Environmental Protection, 2021, 148: 1070–1076.
- [19] HE Y Y, LIU Y R, YAN M, *et al.* Insights into N_2O turnovers under polyethylene terephthalate microplastics stress in mainstream biological nitrogen removal process [J]. Water Research, 2022, 224: 119037.
- [20] LI L, SONG K, YEERKEN S, *et al.* Effect evaluation of microplastics on activated sludge nitrification and denitrification [J]. Science of the Total Environment, 2020, 707: 135953.
- [21] HONG X T, NIU B X, SUN H W, *et al.* Insight into response characteristics and inhibition mechanisms of Anammox granular sludge to polyethylene terephthalate microplastics exposure [J]. Bioresource Technology, 2023, 385: 129355.
- [22] HE Y J, LI L, SONG K, *et al.* Effect of microplastic particle size to the nutrients removal in activated sludge system [J]. Marine Pollution Bulletin, 2021, 163: 111972.
- [23] 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研究 [J]. 中国环境科学, 2023, 43(12): 6406–6412.
HONG Xiantao, ZHOU Xin. Size effect of polyethylene terephthalate microplastics on Anammox granular sludge [J]. China Environmental Science, 2023, 43 (12): 6406–6412(in Chinese).
- [24] MIAO L Z, HOU J, YOU G X, *et al.* Acute effects of nanoplastics and microplastics on periphytic biofilms depending on particle size, concentration and surface modification [J]. Environmental Pollution, 2019, 255 (Part 2): 113300.
- [25] TANG L Q, SU C Y, CHEN Y, *et al.* Influence of biodegradable polybutylene succinate and non-biodegradable polyvinyl chloride microplastics on anammox sludge: performance evaluation, suppression effect and metagenomic analysis [J]. Journal of Hazardous Materials, 2021, 401: 123337.
- [26] LIU H, ZHOU X, DING W Q, *et al.* Do microplastics affect biological wastewater treatment performance? Implications from bacterial activity experiments [J]. ACS Sustainable Chemistry & Engineering, 2019, 7 (24): 20097–20101.
- [27] WANG Z Q, GAO J F, LI D C, *et al.* Co-occurrence of microplastics and triclosan inhibited nitrification function and enriched antibiotic resistance genes in nitrifying sludge [J]. Journal of Hazardous Materials, 2020, 399: 123049.
- [28] WANG Z Q, GAO J F, DAI H H, *et al.* Microplastics affect the ammonia oxidation performance of aerobic granular sludge and enrich the intracellular and extracellular antibiotic resistance genes [J]. Journal of Hazardous Materials, 2021, 409: 124981.
- [29] LI L, LIU D, LI Z Y, *et al.* Evaluation of microplastic polyvinylchloride and antibiotics tetracycline co-effect on the partial nitrification process [J]. Marine Pollution Bulletin, 2020, 160: 111671.
- [30] DAI H H, GAO J F, WANG Z Q, *et al.* Behavior of nitrogen, phosphorus and antibiotic resistance genes under polyvinyl chloride microplastics pressures in an aerobic granular sludge system [J]. Journal of Cleaner Production, 2020, 256: 120402.
- [31] LEE J, JEONG S, LONG C, *et al.* Size dependent impacts of a model microplastic on nitrification induced by interaction with nitrifying bacteria [J]. Journal of Hazardous Materials, 2022, 424(Part B): 127363.
- [32] QIN R H, SU C Y, LIU W H, *et al.* Effects of exposure to polyether sulfone microplastic on the nitrifying process and microbial community structure in aerobic granular sludge [J]. Bioresource Technology, 2020, 302: 122827.
- [33] ZHOU C S, WU J W, MA W L, *et al.* Responses of nitrogen removal under microplastics versus nanoplastics stress in SBR: toxicity, microbial community and functional genes [J]. Journal of Hazardous Materials, 2022, 432: 128715.
- [34] LI L, LI Z Y, LIU D, *et al.* Evaluation of partial nitrification efficiency as a response to cadmium

- concentration and microplastic polyvinylchloride abundance during landfill leachate treatment [J]. *Chemosphere*, 2020, 247: 125903.
- [35] YANG X Y, ZHANG L, CHEN Y, *et al.* Micro(nano) plastic size and concentration co-differentiate nitrogen transformation, microbiota dynamics, and assembly patterns in constructed wetlands [J]. *Water Research*, 2022, 220: 118636.
- [36] SHIU R F, VAZQUEZ C I, CHIANG C Y, *et al.* Nano- and microplastics trigger secretion of protein-rich extracellular polymeric substances from phytoplankton [J]. *Science of the Total Environment*, 2020, 748: 141469.
- [37] ZHANG Y T, WEI W, HUANG Q S, *et al.* Insights into the microbial response of anaerobic granular sludge during long-term exposure to polyethylene terephthalate microplastics[J]. *Water Research*, 2020, 179: 115898.
- [38] FENG L J, WANG J J, LIU S C, *et al.* Role of extracellular polymeric substances in the acute inhibition of activated sludge by polystyrene nanoparticles [J]. *Environmental Pollution*, 2018, 238: 859–865.
- [39] WANG S Y, LIU M H, WANG J M, *et al.* Polystyrene nanoplastics cause growth inhibition, morphological damage and physiological disturbance in the marine microalga *Platymonas helgolandica* [J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2020, 158: 111403.
- [40] HAZEEM L J, YESILAY G, BOUODINA M, *et al.* Investigation of the toxic effects of different polystyrene micro- and nanoplastics on microalgae *Chlorella vulgaris* by analysis of cell viability, pigment content, oxidative stress and ultrastructural changes [J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2020, 156: 111278.
- [41] LI S X, WANG P P, ZHANG C, *et al.* Influence of polystyrene microplastics on the growth, photosynthetic efficiency and aggregation of freshwater microalgae *Chlamydomonas reinhardtii* [J]. *Science of the Total Environment*, 2020, 714: 136767.
- [42] WU D, WANG T, WANG J, *et al.* Size-dependent toxic effects of polystyrene microplastic exposure on *Microcystis aeruginosa* growth and microcystin production [J]. *Science of the Total Environment*, 2021, 761: 143265.
- [43] ZHU Z L, WANG S C, ZHAO F F, *et al.* Joint toxicity of microplastics with triclosan to marine microalgae *Skeletonema costatum* [J]. *Environmental Pollution*, 2019, 246: 509–517.
- [44] ROSSI G, BARNOUD J, MONTICELLI L. Polystyrene nanoparticles perturb lipid membranes [J]. *The Journal of Physical Chemistry Letters*, 2014, 5(1): 241–246.
- [45] XU J K, WANG X Y, ZHANG Z N, *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.
- [46] MA Y X, HUANG J, HAN T W, *et al.* Comprehensive metagenomic and enzyme activity analysis reveals the negatively influential and potentially toxic mechanism of polystyrene nanoparticles on nitrogen transformation in constructed wetlands [J]. *Water Research*, 2021, 202: 117420.

作者简介:邸达(2001–),男,河北唐山人,硕士研究生,研究方向为污水生物处理技术。

E-mail:2358331218@qq.com

收稿日期:2024-04-05

修回日期:2024-09-18

(编辑:丁彩娟)