

席珍华, 刘彦东, 张 婵. 微塑料和抗生素对水生生物联合毒性效应研究进展[J]. 江苏农业学报, 2024, 40(8): 1561-1568.
doi:10.3969/j.issn.1000-4440.2024.08.020

微塑料和抗生素对水生生物联合毒性效应研究进展

席珍华, 刘彦东, 张 婵

(太原科技大学环境与资源学院, 山西 太原 030024)

摘要: 微塑料作为一种新型污染物已引起全球性的环境问题, 由于粒径小、分布广、疏水性强、难降解等特性, 受到越来越多研究人员的关注。水环境中微塑料与其他污染物往往会发生相互作用, 产生更严重的环境效应, 对水生生物造成不同程度的危害, 还会严重威胁人类健康。本文综述了水环境中微塑料与抗生素的来源、污染现状, 阐述了微塑料和抗生素的相互作用, 重点讨论了微塑料和抗生素对水生生物(动物、植物和微生物)的联合毒性效应, 并对未来微塑料与抗生素复合污染方面的研究进行了展望。为进一步研究复合污染对水生生物的生态毒性效应和水体复合污染的环境治理提供参考, 同时为水体中复合污染的风险评估提供重要理论依据。

关键词: 微塑料; 抗生素; 水生生物; 联合毒性效应

中图分类号: S851.34⁺7.34

文献标识码: A

文章编号: 1000-4440(2024)08-1561-08

Research progress on the combined toxic effects of microplastics and antibiotics on aquatic organisms

XI Zhenhua, LIU Yandong, ZHANG Chan

(School of Environment and Resources, Taiyuan University of Science and Technology, Taiyuan 030024, China)

Abstract: As a new type of pollutant, microplastics have caused global environmental problems. Microplastics have received increasing attentions by researchers due to small particle size, wide distribution, high hydrophobicity and non-degradation. The interaction of microplastics and other pollutants in the water environment can cause more serious environmental effects, induce varying degrees of harm to aquatic organisms and pose a serious threat to human health. In this paper, the sources and pollution status of microplastics and antibiotics in the aquatic environment were summarized, the interaction between microplastics and antibiotics was elaborated, and the combined toxic effects of microplastics and antibiotics on aquatic organisms (animals, plants, and microorganisms) were discussed. Finally, the future research on the combined pollution of microplastics and antibiotics was prospected. This paper can provide a reference for further research on the ecotoxic effect of combined pollution on aquatic organisms and environmental management of combined pollution in water, and provide an important theoretical basis for the risk assessment of compound pollution in water.

Key words: microplastics; antibiotics; aquatic organisms; combined toxic effects

收稿日期: 2023-11-05

基金项目: 国家自然科学基金项目(22076135); 山西省高等学校科技创新项目(2019L0651)

作者简介: 席珍华(1998-), 女, 内蒙古乌兰察布人, 硕士研究生, 主要研究方向为微塑料的生态毒理效应。(E-mail) 12-53951921@qq.com

通讯作者: 张 婵, (Tel) 13834618314; (E-mail) zhangchan@tyust.edu.cn

随着“微塑料(Microplastic, MP)”一词的提出, 其污染和危害越来越受到研究人员的广泛关注^[1]。环境中检测到的微塑料种类较多, 按材质

可分为聚乙烯(PE)、聚氯乙烯(PVC)和聚苯乙烯(PS)等^[2];按形状可分为颗粒状、碎片状、球状、纤维状和薄膜状^[3]。这些微塑料如果被水生动物摄入体内,可引起消化道堵塞、肠道系统损伤、肝脏代谢功能受损,还可导致内分泌系统紊乱和神经毒性^[4]。此外,还可通过鱼类的垂直传播进一步扩散毒性,降低子代孵化率并造成胚胎发育畸形^[5]。微塑料若进入水生植物体内,可影响其光合作用,抑制生长,引起氧化损伤,并通过食物链危害更高营养级生物。因此,微塑料污染已成为全球关注的新型环境问题。

抗生素是一类具有杀菌/抑菌作用的化学物质,在其诞生的近百年里为人类健康作出了巨大贡献。然而,近年来抗生素的滥用引起了诸多问题,如产生耐药性细菌;在生物体内不能完全代谢致使其随粪便进入污水处理厂,最终排入江河湖泊,引起水体污染,破坏水生生态系统。水体中的抗生素不易降解,抗生素抗性基因的丰度也随之增加^[6],危害水生生物,影响人类健康。有学者预估,到 2050 年全球约 1.0×10^7 人可能因抗生素的耐药性而死亡^[7]。

综上所述,自然水体中微塑料与抗生素复合污染普遍存在。粒径小、比表面积大的微塑料可吸附水体中抗生素,进而影响二者在水环境中的迁移、转化行为。结合了抗生素的微塑料被生物体摄入后会产生极大危害,如阻止新陈代谢和阻碍免疫反应等^[8]。有研究表明,复合污染物对生物的影响远大于单一污染物^[9],促使更多学者关注微塑料和抗生素复合污染对水生生物和水生生态系统的影响。

1 微塑料和抗生素的来源及其污染现状

据统计,全球每年有 2.8×10^8 t 塑料被当作废品排入环境中^[10],进入水环境中可达数十万吨。水环境中的塑料主要来源于渔业(渔网、渔笼等)、个人护理产品、树脂颗粒和包装袋等^[11],污水处理厂处理后的废水中,也仍然有约 5% 的塑料随废水进入水环境中^[12]。这些塑料经过长期风化和腐蚀,可形成微塑料(粒径 < 5 mm)^[13]和纳米塑料(粒径 < 0.1 μm)。众多研究结果表明,中国很多淡水系统中检测出了微塑料,如洞庭湖和洪湖中微塑料分别达到 1 m^3 900~2 800 个和 1 250~4 650 个^[14];太湖地表水中的微塑料达到 1 m^3 3 400~25 800 个^[15];渭河中

微塑料达到 1 m^3 3 670~10 700 个^[16];三峡大坝附近水域中微塑料达到 1 km^2 341 000~1 360 000 个^[17];广东省东部近海水域中微塑料达到 1 m^3 3 000~19 000 个^[18]。Sun 等^[19]研究发现污水处理厂中达标排放的污水中微塑料的日排放量平均为 2 000 000 个。

环境中的抗生素大多来自养殖废水和医疗废水。目前在各类水环境中已检测出不同质量浓度的抗生素。如在亚洲某污水处理厂检测到的抗生素最高质量浓度为 0.3 mg/L^[20];在淡水和海水养殖场检测到土霉素(OTC)质量浓度分别达 7 028 ng/L^[21]和 15 163 ng/L^[22];天津海河中检测到大环内酯类抗生素最高质量浓度达 24 809 ng/L^[23];甚至在某些地方饮用水中也检测到了抗生素残留^[24]。

2 微塑料和抗生素的相互作用

水体中微塑料和抗生素的相互作用主要借助氢键、疏水作用、范德华力和静电作用等(图 1)。国内外学者普遍认为,吸附作用是抗生素在水环境中迁移转化的关键。不同类型微塑料对抗生素的吸附能力不同,张凯娜^[25]发现 PS 对 OTC 的吸附性能优于 PE。一般来说,同种微塑料粒径越小,对抗生素的吸附能力越大^[26]。例如,不同粒径的 PE 对加替沙星(GAT)的吸附能力遵循: $0 \sim 100 \mu\text{m} > 100 \sim 300 \mu\text{m} > 300 \sim 600 \mu\text{m}$ ^[27]。外部环境条件也会影响微塑料对抗生素的吸附和转运。例如,庞敬文^[28]研究不同温度下单位微塑料吸附抗生素的量,结果发现 $35^\circ\text{C} > 25^\circ\text{C} > 15^\circ\text{C}$;但薛向东等^[29]研究发现温度过高会增大解吸率。pH 也会影响微塑料的吸附力,过酸或过碱都会使吸附能力降低^[28,30];有研究表明,盐度越高单位吸附量越低^[29],但 Feng 等^[31]研究发现 PS 对四环素类抗生素的吸附能力会随盐度的增加而增强,孔凡星等^[30]发现,盐度的变化不会影响微塑料的吸附能力,这可能与污染物的表面特性(疏水性、表面电荷)有关。

由于紫外线辐射、湍流和盐度的影响,自然环境中微塑料的表面电荷、粗糙度、孔隙率、极性和疏水性均会发生改变,形成老化微塑料^[32]。老化过程中微塑料的 C-H 键断裂可形成自由基,再与氧形成过氧自由基,从而形成醇、酸、醛和不饱和基团^[33]。研究结果表明,老化微塑料比原始微塑料更能吸附疏水性有机污染物^[34],对水生生物具有更高的毒性^[35]。

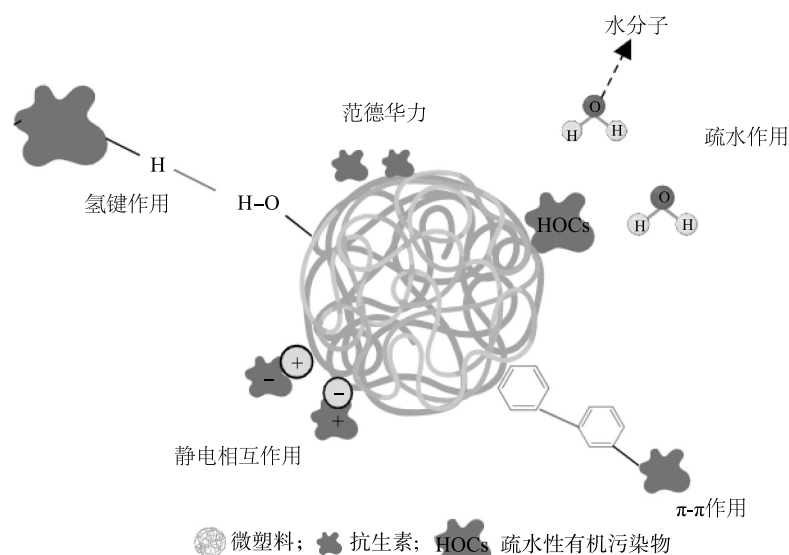


图1 微塑料和抗生素的相互作用机制

Fig.1 Interaction mechanism between microplastics and antibiotics

3 微塑料和抗生素对水生生物的联合毒性效应

塑料制品和抗生素的广泛使用可能导致微塑料

和残留抗生素在水环境中长期共存,对水生生物(水生动物、水生植物)产生联合毒性效应(图2)。

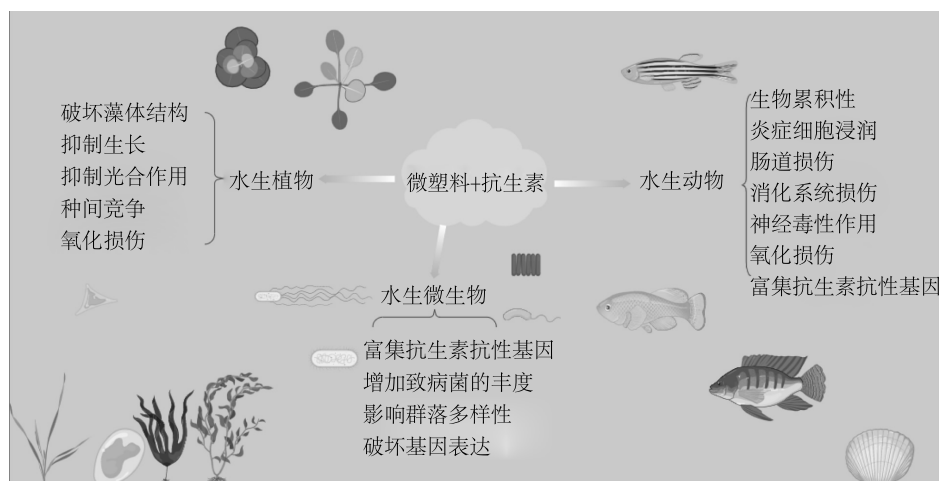


图2 微塑料和抗生素对水生生物的联合毒性效应

Fig.2 Combined toxic effects of microplastics and antibiotics on aquatic organisms

3.1 微塑料和抗生素对水生动物的联合毒性效应

微塑料和抗生素对水生动物(如鱼类、贝类)的联合毒性效应可从生物累积性、组织病理学、酶活性、抗生素抗性基因的丰度等几个方面进行阐述。

3.1.1 生物累积性 目前,微塑料和抗生素联合暴露对鱼类毒理学效应方面的研究较多。Zhang 等^[36]

研究了 PS($0.1\ \mu\text{m}$) 和罗红霉素(ROX, $50\ \mu\text{g/L}$) 对红罗非鱼(*Oreochromis niloticus*)的联合作用,结果表明,PS 的存在会增强 ROX 在罗非鱼体内的生物累积,且肠道、鳃、脑和肝脏的 ROX 含量分别可达($39\ 672.9 \pm 6\ 311.4$) $\mu\text{g/kg}$ 、($1\ 767.9 \pm 277.8$) $\mu\text{g/kg}$ 、($2\ 907.5 \pm 225.0$) $\mu\text{g/kg}$ 和($4\ 307.1 \pm 186.5$)

$\mu\text{g}/\text{kg}$ 。随后有学者在鲫鱼 (*Carassius auratus*) 体内发现了相同的结果,且微塑料粒径越小,累积量越多,不同组织中 ROX 的累积量依次为:肠>肝>脑>鳃>肾^[37]。Lu 等^[38]发现较大的 PS (20 μm) 主要聚集在斑马鱼 (*Danio rerio*) 肠道和鳃中,较小的 PS (5 μm) 可聚集于其他组织中。Yu 等^[39]发现 PS (50 nm、300 nm) 使 OTC 在斑马鱼肝脏中的累积增加,且 50 nm PS 对肝脏的损伤程度大于 300 nm PS,由此可见,PS 粒径越小对肝脏损伤越重。Zhou 等^[40]研究发现,微塑料可增加 OTC 和氟苯尼考 (FLO) 在蛤蜊 (*Tegillarca granosa*) 中的生物累积,因此推测可能是微塑料破坏了蛤蜊自身的解毒过程。以上研究结果表明,微塑料的载体效应和粒径效应均影响了抗生素的生物累积性。

3.1.2 组织病理学 Zhang 等^[41]将鲫鱼暴露于 PS (老化/未老化) 与 ROX 污染水中 28 d,均观察到鲫鱼肠道出现绒毛缺失,老化 PS 处理鲫鱼肠道出现大量炎症细胞浸润。此外,还发现较小粒径 (0.5~5.0 μm) 的老化 PS 处理加剧了鲫鱼肝脏、鳃和大脑的病理异常,较大粒径 (5.0~50.0 μm) 的老化 PS 处理鲫鱼肠道损伤更重。这是由于较大粒径的老化 PS 会导致肠上皮细胞磨损、缺失。Yu 等^[39]发现,与单一微塑料相比,PS 与 OTC 复合污染使斑马鱼肝脏损伤更严重,且粒径越小损伤越重。Liao 等^[42]发现,PS 和四环素 (TC) 单一或复合污染对青鳉鱼 (*Oryzias melastigma*) 肠道的影响都比鳃更大,联合暴露降低了肠道微生物群落的复杂性和稳定性。根据来源追踪分析,48.7%~65.8% 肠道微生物可能来自鳃,因此推测大量来自鳃部的微生物可能扩散并定殖到肠道中,从而使外源微生物入侵肠道,造成严重的肠道损伤。一些微塑料还会沉降到水体底部,对底栖生物产生影响。例如,PS 和环丙沙星 (CIP) 复合污染可对河蚬 (*Corbicula fluminea*) 的消化腺产生严重毒性,且 PS 粒径越小毒性作用越显著^[43]。

3.1.3 酶活性 有报道称,微塑料会影响生物体内某些酶的活性,也可能破坏抗生素在体内的正常代谢。Zhang 等^[36]发现,与 ROX 单独污染相比,PS 与 ROX 复合污染对红罗非鱼乙酰胆碱酯酶 (*AchE*) 活性的抑制作用减轻,神经毒性作用减小,微塑料浓度越大,毒性越小,分析原因可能是由于 PS 浓度越大,吸附的 ROX 越多,被吸附的 ROX 不与 *AchE* 直接发生相互作用,从而减轻了抑制作用。复合污染

还对肝脏中细胞色素 P450 酶活性的抑制作用增强,影响其正常代谢。Zhang 等^[41]发现 PS 与 ROX 复合污染时鲫鱼脂肪酶 (*LPS*) 和淀粉酶 (*AMS*) 的活性低于单独污染,这表明复合污染可能会加剧对鱼类消化系统的影响。

超氧化物歧化酶 (*SOD*) 活性、过氧化氢酶 (*CAT*) 活性和丙二醛 (MDA) 含量是衡量生物体内氧化胁迫程度的重要指标。Zhang 等^[37]发现较小粒径 (0.5~5.0 μm) 的老化 PS 与 ROX 复合污染能显著诱导鲫鱼肝脏和肠道中 *SOD*、*CAT* 和谷胱甘肽 S 转移酶 (*GST*) 的活性,而较大粒径 (50.0 μm) 的老化 PS 与 ROX 复合污染对酶活性无显著影响,这可能与“粒径更小的微塑料有更强的载体效应”有关。还有学者发现,PS 纳米塑料可提高 TC 对草鱼 (*Ctenopharyngodon idella*) 幼鱼 *SOD* 活性及 MDA 含量的影响^[44]。大型溞 (*Daphnia magna*) 对有毒化学物质非常敏感,也常被用于生态毒理学研究。Zhang 等^[45-46]发现 PS 与 ROX 复合污染会导致大型溞的氧化应激更敏感。然而,也有研究结果表明,PS 与 ROX 复合污染降低了大型溞抗氧化酶的活性^[47],这可能是因为 PS 降低了大型溞对 ROX 的生物利用度,从而降低了氧化应激反应。

3.1.4 抗生素抗性基因 抗生素的滥用使抗生素抗性基因也成为环境中一类新型污染物。微塑料比表面积大的特点使其更有利于作为载体富集抗生素以及抗生素抗性基因^[48],微塑料与抗生素二者复合污染也会促进抗生素抗性基因在生物体内的累积效应。Yu 等^[49]发现 OTC 与 PS 微米塑料 (45~85 μm)、OTC 与 PS 纳米塑料 (40~54 nm) 复合污染均会增加斑马鱼抗生素抗性基因的丰度,二者抗生素抗性基因丰度分别增加了 96.6% 和 68.8%。不同处理的抗生素抗性基因类型也存在显著差异,微米塑料处理的斑马鱼体内主要富集不同类型的抗生素抗性基因 (氨基糖苷类抗生素抗性基因、 β -内酰胺类抗生素抗性基因、四环素类抗生素抗性基因等),且分布均匀;而纳米塑料处理的斑马鱼体内仅富集某些类型的抗生素抗性基因 (氟喹诺酮类抗生素抗性基因、氯霉素抗生素抗性基因等),丰度相对较高。这可能是由于纳米塑料体积更小,可直接进入细胞内,延长停留时间,且纳米塑料的比表面积更大,能吸附可移动基因原件,增加了水平基因转移的可能性,从而增加抗生素抗性基因丰度。PS 与 ROX 联

合处理下,在鲫鱼肠道中检测出 28 种抗生素抗性基因,且丰度比 PS 或 ROX 单一处理都显著增加。此外,老化 PS 也增强了抗生素抗性基因的选择性富集,老化 PS 吸附 ROX 可能破坏了肠道微生物群落,增加了基因突变和转移的风险,促使形成抗生素抗性基因^[42]。Zhou 等^[40]研究发现,人类在食用受 OTC 污染的蛤蜊后,肠道微生物的抗生素耐药性也发生了变化,且微塑料的存在会加剧这种潜在风险。

3.2 微塑料和抗生素对水生植物的联合毒性效应

水生植物是水体中主要的初级生产者,可为浮游动物、鱼类等提供食物来源和栖息地,对维护水环境的生态平衡具有重要意义。多项研究结果表明,微塑料和抗生素复合污染会抑制水生植物生长,产生毒性作用。

3.2.1 生物量 生物量是植物生长发育状况的总体概括,包括植物根、叶等各部位的体积,以及植物组织中主要成分,如蛋白质、脂肪等的含量。针对藻类毒性效应的研究发现,PS 加剧了磺胺甲基嘧啶(SMR)对三角褐指藻(*Phaeodactylum tricornutum*)的抑制作用,且暴露时间越长抑制作用越明显,当藻类进入生长稳定期时抑制作用达到最大。此外,100 nm PS 抑制作用比 30 μm PS 更强,推测可能是 100 nm PS 可通过孔隙进入藻体内部破坏藻体结构,加剧 SMR 的毒性;也可能是 100 nm PS 更易阻碍微藻吸收营养物质,导致微藻细胞的生长量降低^[50]。姜航等^[47]也发现,PS 与 ROX 复合污染对斜生栅藻(*Scenedesmus obliquus*)的毒性大于单一暴露。此外,Zhang 等^[51]还发现 PS 与草甘膦复合污染对铜绿微囊藻(*Microcystis aeruginosa*)生长的抑制具有拮抗作用。与藻类相比,微塑料对漂浮植物的影响很小。Yu 等^[52]发现 PS 对勺叶槐叶萍(*Salvinia cucullata*)的生长和光合作用无显著影响,可能是因为 PS 进入水体后可被微生物包围形成生物膜,体积变大,无法被水生植物吸收或由于重力作用沉到水底,因而不会对漂浮植物产生明显影响。龙丽^[53]研究了 PS 和盐酸环丙沙星(CPF)对浮萍(*Lemna minor*)和紫萍(*Spirodela polyrrhiza*)的联合作用,发现 PS 和 CPF 复合污染的浮萍和紫萍的生理指标分别与对照相比无明显差异,但发现复合污染显著增强了种间的竞争作用,浮萍的竞争能力大于紫萍,且随着 CPF 浓度的增加浮萍的竞争能力逐渐变弱。

3.2.2 光合作用 叶绿素是植物进行光合作用的

主要色素,其含量与光合作用速率呈正相关。多数研究中微塑料和抗生素对植物光合作用的影响主要体现在叶绿素含量的变化上^[54]。姜航等^[47]研究了 PS 和 ROX 对斜生栅藻的联合作用,发现 PS 和 ROX 复合污染导致斜生栅藻叶绿素 a 含量降低了 9.5%,PS 和 ROX 单独污染叶绿素 a 含量分别降低 9.2% 和 7.6%。刘进^[50]发现 PS(100 nm、30 μm)和 SMR 复合污染显著抑制了三角褐指藻叶绿素 a 的含量,可能是 PS 与 SMR 复合污染使藻细胞内的活性氧逐渐累积,直至影响其叶绿素 a 含量,也可能是 PS 与 SMR 复合污染降低了藻细胞的代谢能力,导致叶绿素 a 含量降低。此外,100 nm PS 与 SMR 复合污染的抑制率小于 30 μm PS 与 SMR 复合污染,可能是大粒径微塑料阻碍了光合作用。也有研究结果表明,高浓度 CIP 可通过抑制羊角月牙藻(*Selenastrum capricornutum*)DNA 复制而使叶绿素含量降低。Mao 等^[55]研究发现 PS 附着于藻类上,导致光衰减,抑制营养和气体交换,从而产生对藻类光合作用和生长的不利影响。由此可见,微塑料和抗生素单独或复合污染均会抑制水生植物的光合作用。

3.2.3 酶活性 刘进^[50]发现 PS 与 SMR 复合污染下三角褐指藻的 SOD 活性不断下降,MDA 含量无明显变化。Ma 等^[56]发现水培条件下 1 μm PS 和 CIP 复合污染激活了小麦(*Triticum aestivum*)的 SOD 活性,而 0.1 μm PS 和 CIP 复合污染抑制了 SOD 的活性,MDA 含量无明显变化。SOD 活性的提高可归因于小麦通过氧化应激激活了其活性从而保护自身免受损伤,SOD 活性的抑制可能是因为 H_2O_2 的积累速率高于去除速率导致 H_2O_2 过度积累,从而抑制酶活性。Bhattacharya 等^[57]认为,微塑料可通过诱导藻体细胞壁形成孔隙而吸附在藻体表面,阻碍藻体接触光、 CO_2 和养分,从而降低光合作用,当光合效率降低时,细胞内会产生活性氧,造成氧化损伤,最终抑制藻类的生长。

3.3 微塑料和抗生素对水生微生物的联合毒性效应

水体中的微塑料可选择性地富集其周围的微生物,并形成具有不同群落结构的生物膜,且微生物的丰度会随着时间的推移而提高。微塑料和抗生素复合污染可选择性地提高微塑料表面抗生素抗性基因和致病菌的丰度,降低细菌群落的多样性,并增加致病菌富集抗性基因的机会。Pham 等^[58]发现暴露于

PE 或 PS (85~105 μm) 后,附着在其上的生物膜中磺酰胺抗性基因(*sul1*、*sul2*)的丰度可随磺胺甲噁唑(SMX)的持续作用而显著提高。Wang 等^[59]发现 TC、氨苄西林(AMP)分别与 PE [(125 \pm 25) μm]、PVC [(120 \pm 18) μm] 共存可使微塑料上富集更多抗生素抗性基因。此外,微塑料与抗生素联合作用下,抗生素可抑制某些微生物的活性,降低其在微塑料表面的吸附能力,从而使微塑料表面的微生物群落多样性降低,周围水域中优势菌种减少^[60]。Yu 等^[61]发现分枝杆菌(*Mycobacterium*)的丰度与吸附在 PS 上的 TC 和多西环素(DOX)含量呈正相关。Feng^[62]等研究了原始/老化 PS [(7.734 \pm 0.147) μm] 和 CIP 对大肠杆菌(*Escherichia coli*)的联合作用均低于单一作用,表现为拮抗作用。可能是因为 CIP 吸附于微塑料表面降低了其对微生物的毒性。此外,老化 PS 与 CIP 复合污染严重破坏了大肠杆菌的基因表达和代谢途径。因此,微塑料与抗生素复合污染可诱导更多的转录水平变化,对水生环境的威胁极大。

4 展 望

目前,微塑料作为一类新兴污染物与其他污染物(如抗生素、重金属、农药、多氯联苯、多环芳烃等)联合作用对环境的影响已受到研究人员的关注。在微塑料与抗生素复合污染方面已经开展多项研究,如微塑料对抗生素的吸附机理,不同水环境中微塑料、抗生素的分布特征及规律,微塑料与抗生素复合污染对水生动物生长发育的影响及毒性作用,微塑料与抗生素复合污染对水生植物光合作用的影响及毒理效应等。然而当前的研究仍不够全面,对解决实际微塑料与抗生素复合污染问题仍有一定的局限性。因此,今后在微塑料与抗生素复合污染方面亟需从以下 3 个方面考虑:

(1) 目前,实验室模拟微塑料与抗生素短期复合污染对水生生物的影响的研究较多,后续需要更多地关注微塑料与抗生素联合作用对水生生物的代际影响和长期效应。

(2) 大多数研究涉及的是少数不可降解微塑料(如 PS、PE)与抗生素的复合污染,其他类型的不可降解微塑料和生物可降解微塑料几乎未有涉及。后续研究可增加微塑料类型,研究其他不可降解、生物可降解微塑料以及环境因素复合污染的影响。

(3) 当前微塑料与抗生素复合污染对水生生物的毒理效应研究深度不够,后续可从分子水平上深入开展机理、机制方面的研究。

参考文献:

- [1] THOMPSON R C, OLSEN Y, MITCHELL R P, et al. Lost at sea: where is all the plastic? [J]. Science, 2004, 304 (5672): 838.
- [2] 朱志林. 典型微塑料与水环境中 PPCPs 的复合毒性及吸附行为研究[D]. 济南: 山东大学, 2019.
- [3] 王 昆, 林坤德, 袁东星. 环境样品中微塑料的分析方法研究进展[J]. 环境化学, 2017, 36(1): 27-36.
- [4] KANG H M, BYEON E, JEONG H, et al. Different effects of nano- and microplastics on oxidative status and gut microbiota in the marine medaka *Oryzias melastigma* [J]. Journal of Hazardous Material, 2021, 405: 124207.
- [5] 靳 非, 田 森, 穆景利, 等. 聚苯乙烯微塑料长期暴露对海水青鳉(*Oryzias melastigma*) 亲代生长、繁殖及子代发育的影响[J]. 生态毒理学报, 2021, 16(4): 216-223.
- [6] MILLER J H, NOVAK J T, KNOCKE W R, et al. Elevation of antibiotic resistance genes at cold temperatures: Implications for winter storage of sludge and biosolids[J]. Letters in Applied Microbiology, 2014, 59(6): 587-593.
- [7] BASSETTI M, POULAKOU G, RUPPE E, et al. Antimicrobial resistance in the next 30 years, humankind, bugs and drugs: a visionary approach[J]. Intensive Care Medicine, 2017, 43 (10): 1464-1475.
- [8] LIU Z, YU P, CAI M, et al. Effects of microplastics on the innate immunity and intestinal microflora of juvenile *Eriocheir sinensis* [J]. Science Total Environment, 2019, 685: 836-846.
- [9] ZHANG S S, DING J N, RAZANAJATOVO R M, et al. Interactive effects of polystyrene microplastics and roxithromycin on bioaccumulation and biochemical status in the freshwater fish red tilapia (*Oreochromis niloticus*) [J]. Science of the Total Environment, 2019, 648: 1431-1439.
- [10] KOELMANS A A, GOUIN T, THOMPSON R, et al. Plastics in the marine environment[J]. Environmental Toxicology & Chemistry, 2014, 33(1): 5-10.
- [11] WARDROP P, SHIMETA J, NUGEGODA D, et al. Chemical pollutants sorbed to ingested microbeads from personal care products accumulate in fish[J]. Environmental Science & Technology, 2016, 50(7): 4037-4044.
- [12] ZIAJAHROMI S, NEALE P A, LEUSCH F D L. Wastewater treatment plant effluent as a source of microplastics: review of the fate, chemical interactions and potential risks to aquatic organisms[J]. Water Science & Technology, 2016, 74(10): 2253-2269.
- [13] LAW K L, THOMPSON R C. Oceans, microplastics in the seas [J]. Science, 2014, 345(6193): 144-145.
- [14] WANG W F, YUAN W K, CHEN Y L, et al. Microplastics in

- surface waters of Dongting Lake and Hong Lake, China[J]. Science of the Total Environment, 2018, 633:539-545.
- [15] SU L, XUE Y, LI L, et al. Microplastics in Taihu Lake, China [J]. Environmental Pollution, 2016, 216:711-719.
- [16] 仇付国,童诗雨,王肖倩. 水环境中微塑料赋存现状及生态危害研究进展[J]. 环境工程, 2022, 40(3):221-228.
- [17] ZHANG K, GONG W, LV J Z, et al. Accumulation of floating microplastics behind the Three Gorges Dam[J]. Environmental Pollution, 2015, 204:117-123.
- [18] ZHANG C, WANG S, SUN D, et al. Microplastic pollution in surface water from east coastal areas of Guangdong, South China and preliminary study on microplastics biomonitoring using two marine fish[J]. Chemosphere, 2020, 256:127202.
- [19] SUN J, DAI X H, WANG Q L, et al. Microplastics in wastewater treatment plants: detection, occurrence and removal[J]. Water Research, 2019, 152:21-37.
- [20] TRAN N H, REINHARD M, GIN K Y H. Occurrence and fate of emerging contaminants in municipal wastewater treatment plants from different geographical regions-a review[J]. Water Research, 2018, 133:182-207.
- [21] MONTEIRO S H, FRANCISCO J G, ANDRADE G C R M, et al. Study of spatial and temporal distribution of antimicrobial in water and sediments from caging fish farms by on-line SPE-LC-MS/MS [J]. Journal of Environmental Science and Health, 2016, 51(9):634-643.
- [22] CHEN H, LIU S, XU X R, et al. Antibiotics in typical marine aquaculture farms surrounding Hailing Island, South China: occurrence, bioaccumulation and human dietary exposure[J]. Marine Pollution Bulletin, 2015, 90(1/2):181-187.
- [23] LYU J, YANG L, ZHANG L, et al. Antibiotics in soil and water in China—a systematic review and source analysis[J]. Environmental Pollution, 2020, 266(Part 1):115147.
- [24] STACKELBERG P E, FURLONG E T, MEYER M T, et al. Persistence of pharmaceutical compounds and other organic wastewater contaminants in a conventional drinking-water-treatment plant[J]. Science of the Total Environment, 2004, 329(1):99-113.
- [25] 张凯娜. 抗生素在微塑料表面的吸附行为研究[D]. 烟台:烟台大学, 2018.
- [26] XIONG Y, ZHAO J, LI L, et al. Interfacial interaction between micro/nanoplastics and typical PPCPs and nanoplastics removal via electrosorption from an aqueous solution[J]. Water Research, 2020, 184:116100.
- [27] 王一飞. 微塑料对氟喹诺酮类抗生素的吸附作用[D]. 金华:浙江师范大学, 2021.
- [28] 庞敬文. 微塑料对典型污染物的携带机制研究[D]. 淮南:安徽理工大学, 2018.
- [29] 薛向东,王星源,梅雨晨,等. 微塑料对水中铜离子和四环素的吸附行为[J]. 环境科学, 2020, 41(8):3675-3683.
- [30] 孔凡星,许霞,薛银刚,等. 微塑料老化对四环素吸附行为的影响[J]. 环境科学研究, 2021, 34(9):2182-2190.
- [31] FENG L J, SHI Y, LI X Y, et al. Behavior of tetracycline and polystyrene nanoparticles in estuaries and their joint toxicity on marine microalgae *Skeletonema costatum*[J]. Environmental Pollution, 2020, 263(Part A):114453.
- [32] LIU J, ZHANG T, TIAN L, et al. Aging significantly affects mobility and contaminant-mobilizing ability of nanoplastics in saturated loamy sand[J]. Environmental Science & Technology, 2019, 53(10):5805-5815.
- [33] TER H A, LADIRAT L, MARTIGNAC M, et al. To what extent are microplastics from the open ocean weathered? [J]. Environmental Pollution, 2017, 227:167-174.
- [34] LIU G Z, ZHU Z L, YANG Y X, et al. Sorption behavior and mechanism of hydrophilic organic chemicals to virgin and aged microplastics in freshwater and seawater[J]. Environmental Pollution, 2019, 246:26-33.
- [35] FU D D, ZHANG Q J, FAN Z Q, et al. Aged microplastics polyvinyl chloride interact with copper and cause oxidative stress towards microalgae *Chlorella vulgaris* [J]. Aquatic Toxicology, 2019, 216:105319.
- [36] ZHANG S S, DING J N, RAZANAJATOVO R M, et al. Interactive effects of polystyrene microplastics and roxithromycin on bioaccumulation and biochemical status in the freshwater fish red tilapia (*Oreochromis niloticus*) [J]. Science of the Total Environment, 2019, 648:1431-1439.
- [37] ZHANG P, LU G H, SUN Y, et al. Aged microplastics change the toxicological mechanism of roxithromycin on *Carassius auratus*: Size-dependent interaction and potential long-term effects[J]. Environment International, 2022, 169:107540.
- [38] LU Y F, ZHANG Y, DENG Y F, et al. Uptake and accumulation of polystyrene microplastics in zebrafish (*Danio rerio*) and toxic effects in liver[J]. Environmental Science & Technology, 2016, 50(7):4054-4060.
- [39] YU Z Y, YAN C Z, QIU D H, et al. Accumulation and ecotoxicological effects induced by combined exposure of different sized polyethylene microplastics and oxytetracycline in zebrafish[J]. Environmental Pollution, 2023, 319:120977.
- [40] ZHOU W S, HAN Y, TANG Y, et al. Microplastics aggravate the bioaccumulation of two waterborne veterinary antibiotics in an edible bivalve species: potential mechanisms and implications for human health[J]. Environmental Science & Technology, 2020, 54(13):8115-8122.
- [41] ZHANG P, LU G H, SUN Y, et al. Metagenomic analysis explores the interaction of aged microplastics and roxithromycin on gut microbiota and antibiotic resistance genes of *Carassius auratus* [J]. Journal of Hazardous Materials, 2022, 425:127773.
- [42] LIAO X, ZHAO P Q, HOU L Y, et al. Network analysis reveals significant joint effects of microplastics and tetracycline on the gut than the gill microbiome of marine medaka[J]. Journal of Hazardous Materials, 2023, 442:129996.

- [43] GUO X Y, CAI P, MA C X, et al. Combined toxicity of micro/nano scale polystyrene plastics and ciprofloxacin to *Corbicula fluminea* in freshwater sediments[J]. Science of the Total Environment, 2021, 789: 147887.
- [44] LIU S L, YAN L, ZHANG Y L, et al. Polystyrene nanoplastics exacerbated the ecotoxicological and potential carcinogenic effects of tetracycline in juvenile grass carp (*Ctenopharyngodon idella*) [J]. Science of the Total Environment, 2022, 803: 150027.
- [45] ZHANG P, YAN Z H, LU G H, et al. Single and combined effects of microplastics and roxithromycin on *Daphnia magna* [J]. Environmental Science and Pollution Research International, 2019, 26(17): 17010-17020.
- [46] LIU J Q, YANG H H, MENG Q J, et al. Intergenerational and biological effects of roxithromycin and polystyrene microplastics to *Daphnia magna* [J]. Aquatic Toxicology, 2022, 248: 106192.
- [47] 姜航, 丁剑楠, 黄叶青, 等. 聚苯乙烯微塑料和罗红霉素对斜生栅藻(*Scenedesmus obliquus*)和大型溞(*Daphnia magna*)的联合效应研究[J]. 生态环境学报, 2019, 28(7): 1457-1465.
- [48] LU J, ZHANG Y X, WU J, et al. Effects of microplastics on distribution of antibiotic resistance genes in recirculating aquaculture system[J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2019, 184: 109631.
- [49] YU Z Y, ZHANG L, HUANG Q S, et al. Combined effects of micro-/nano-plastics and oxytetracycline on the intestinal histopathology and microbiome in zebrafish (*Danio rerio*) [J]. Science of the Total Environment, 2022, 843: 156917.
- [50] 刘进. 典型微塑料对磺胺类抗生素在微藻和小鼠体中行为及毒性的影响研究[D]. 烟台: 烟台大学, 2022.
- [51] ZHANG Q, QU Q, LU T, et al. The combined toxicity effect of nanoplastics and glyphosate on *Microcystis aeruginosa* growth [J]. Environmental Pollution, 2018, 243(Part B): 1106-1112.
- [52] YU H, PENG J, CAO X, et al. Effects of microplastics and glyphosate on growth rate, morphological plasticity, photosynthesis, and oxidative stress in the aquatic species *Salvinia cucullata* [J]. Environmental Pollution, 2021, 279: 116900.
- [53] 龙丽. 聚乙烯微塑料和盐酸环丙沙星单一及联合作用对漂浮植物的影响[D]. 武汉: 湖北大学, 2021.
- [54] 卞贝贝, 李影, 俞茜, 等. 强力霉素处理对上海青生长及生理代谢的影响[J]. 安徽师范大学学报(自然科学版), 2018, 41(5): 464-467.
- [55] MAO Y F, AI H N, CHEN Y, et al. Phytoplankton response to polystyrene microplastics: perspective from an entire growth period [J]. Chemosphere, 2018, 208: 59-68.
- [56] MA J, CHEN F, ZHU Y F, et al. Joint effects of microplastics and ciprofloxacin on their toxicity and fates in wheat: a hydroponic study [J]. Chemosphere, 2022, 303: 135023.
- [57] BHATTACHARYA P, LIN S J, TURNER J P, et al. Physical adsorption of charged plastic nanoparticles affects algal photosynthesis [J]. The Journal of Physical Chemistry C, 2010, 114: 16556-16561.
- [58] PHAM D N, CLARK L, LI M Y. Microplastics as hubs enriching antibiotic-resistant bacteria and pathogens in municipal activated sludge [J]. Journal of Hazardous Materials Letters, 2021, 2: 100014.
- [59] WANG Z Q, GAO J F, ZHAO Y F, et al. Plastisphere enrich antibiotic resistance genes and potential pathogenic bacteria in sewage with pharmaceuticals [J]. Science of the Total Environment, 2021, 768: 144663.
- [60] WANG S S, XUE N N, LI W F, et al. Selectively Enrichment of antibiotics and ARGs by microplastics in river, estuary and marine waters [J]. Science of the Total Environment, 2020, 708: 134594.
- [61] YU X X, DU H H, HUANG Y H, et al. Selective adsorption of antibiotics on aged microplastics originating from mariculture benefits the colonization of opportunistic pathogenic bacteria [J]. Environmental Pollution, 2022, 313: 120157.
- [62] FENG L J, ZHANG K X, SHI Z L, et al. Aged microplastics enhance their interaction with ciprofloxacin and joint toxicity on *Escherichia coli* [J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2022, 247: 114218.

(责任编辑: 黄克玲)