

· 专论与综述 ·

典型水生生物中微塑料的累积、清除及食物链传递效应

闫振华^{1,2}, 朱培元¹, 陆光华¹

(1. 河海大学浅水湖泊综合治理与资源开发教育部重点实验室, 江苏 南京 210098;
2. 南通河海大学海洋与近海工程研究院, 江苏 南通 226018)

摘要:以环境中双壳类、鱼类及节肢类等水生生物为对象,介绍了其对微塑料的累积与清除,重点分析了微塑料特性、生物特性和食物等因素对微塑料生物累积与清除的影响,并进一步概述了微塑料沿水生食物链的传递效应,阐述了其对复合污染物食物链传递的影响过程。结果发现,微塑料在水生生物中的累积、清除与其自身尺寸、形态和聚合物类型等密切相关,水生生物的结构特异性是干扰微塑料从生物体内排泄的重要因素,有无食物的环境条件是调节双壳类和节肢类生物对微塑料累积与清除的重要路径;微塑料虽然可以通过食物链由低营养级向高营养级传递,但不一定会产生生物放大效应;微塑料的载体效应导致其复合污染物的食物链传递过程发生改变,共存污染物在生物体内的释放和吸收时间是调控微塑料复合污染物食物链传递能力的重要因素。

关键词: 微塑料; 累积; 清除; 食物链传递; 复合污染物; 水生生物

中图分类号: X131 文献标志码: A 文章编号: 1006-2009(2023)02-0001-07

Bioaccumulation, Removal and Trophic Transfer Effect of Microplastics in Typical Aquatic Organisms

YAN Zhen-hua^{1,2}, ZHU Pei-yuan¹, LU Guang-hua¹

(1. *Key Laboratory of Integrated Regulation and Resource Development on Shallow Lakes, Ministry of Education, Hohai University, Nanjing, Jiangsu 210098, China*; 2. *Institute of Ocean and Offshore Engineering, Hohai University, Nantong, Jiangsu 226018, China*)

Abstract: In this study, the bioaccumulation and removal of microplastics by aquatic organisms such as bivalve shellfish, fish and arthropods in the environment were introduced. The influences of microplastics characteristics, biological characteristics and food on microplastics bioaccumulation and removal were analyzed. The trophic transfer effect of microplastics in aquatic organisms was further summarized, and the process of its influence on trophic transfer of combined contaminants was expounded. It was found that the bioaccumulation and removal of microplastics in aquatic organisms were closely related to their size, shape and polymer type. The structural specificity of aquatic organisms was an important factor that interfered with the excretion of microplastics from organisms. Environmental conditions with or without food were important pathways to regulate the accumulation and removal of microplastics by bivalve shellfish and arthropods. Although microplastics could be transferred from low trophic level to high trophic level, they did not necessarily had a biological amplification effect. The carrier effect of microplastics caused changes in trophic transfer of combined contaminants. The release and absorption time of co-existing contaminants in organisms were important factors regulating trophic transfer ability of microplastics combined contaminants.

Key words: Microplastic; Bioaccumulation; Removal; Trophic transfer; Combined contaminant; Aquatic organisms

收稿日期: 2022-04-15; 修订日期: 2022-12-25

基金项目: 国家自然科学基金资助项目(51979080); 南通市基础科学研究基金资助项目(JC2020166)

作者简介: 闫振华(1987—), 男, 河南辉县人, 教授, 博士, 主要从事新污染物环境行为研究。

塑料制品质量轻,稳定性强,价格便宜且耐磨耐腐蚀,因而得以大量生产使用,并在医疗保健、农业、运输、建筑和包装等行业创造了巨大的社会效益^[1]。塑料制品在生产、加工、使用和处置等阶段会不可避免地进入环境,并在自然条件下裂解为小尺寸塑料,其中直径 $<5\text{ mm}$ 的被认为是微塑料^[2]。在风、水流等自然力作用下,微塑料可以长距离迁移,并在空气、水、土壤和沉积物等环境介质中广泛存在^[3-6],甚至出现在北极地区与深海海沟^[7]。微塑料因其尺寸小且形态与食物类似,极易被水生生物作为食物误食或通过呼吸作用、皮肤黏附等方式富集,并通过微塑料本身、微塑料所释放的添加剂和载体作用等多种途径导致生物体产生毒性效应,如细胞坏死、基因表达水平改变、肠道损伤等,乃至造成死亡^[7-9]。此外,微塑料极易通过吸附与富集环境中的共存污染物(如有机污染物、药物^[10]、纳米材料等)而成为其载体,进而产生复合污染的生态风险,改变共存污染物的生物可利用性及对生物体的胁迫响应^[11-12]。

除了直接对生物体造成胁迫外,微塑料还可能经食物链传递而影响更高营养级的水生生物^[13-14]。人类作为自然界消费等级最高的生物,已被证实可以通过食物链摄入微塑料进而对生命健康造成潜在威胁^[13,15]。同时,微塑料作为共存污染物的载体,也可能通过营养级传递过程而影响共存污染物在食物链中的迁移。例如,甲基苯丙胺在微塑料影响的食物链中迁移能力提升 1.42 倍^[16],而纳米 TiO_2 的生物放大效应却因微塑料的存在而被显著抑制^[17]。因此,微塑料通过食物链(网)在生物间的传递过程中,其负载的各类污染物是否会随之迁移,并在高营养级生物体内释放从而改变共存污染物的食物链传递效应,成为下一阶段需要重点关注的研究方向。今分析微塑料在典型水生生物体内的累积状况,探究其清除规律,并着重阐述其沿食物链进行营养级传递的过程,对微塑料影响下共存污染物的食物链传递效应进行初步总结,以期为后续深入探索微塑料的食物链传递效应提供参考,也为评估微塑料复合污染的生态风险提供基础支持。

1 微塑料在典型水生生物中的累积与清除

水生生物可以通过食物摄取、过滤作用等方式摄入微塑料,并通过排泄等方式将微塑料从体内清

除,进而产生生物累积。当前,已有研究主要关注双壳类、节肢类和鱼类等典型水生生物对微塑料的摄取与清除。双壳类属于水生生态系统中的底栖生物,对于污染物有较高的敏感性,是水环境中指示微塑料污染的重要水生生物。节肢生物是水生环境中常见的低营养级生物,分布十分广泛,也是动物界中最大的一门生物。鱼类是最古老的脊椎动物,也是水环境中高营养级生物的代表,其对于微塑料的摄入与清除可能会直接关联人类健康。通过对以上 3 种在水环境中具有代表意义的水生生物进行分析,发现微塑料的种类、形态与尺寸,生物的种类及环境条件等是影响微塑料在生物体内吸收和清除的重要因素^[18-47](见表 1)。

目前关于微塑料在生物体内累积与清除的研究中,双壳类占据主要地位。双壳类生物对微塑料的累积包括滤食性摄入、假粪和粪便排泄等过程^[48],且呈现出明显的选择性累积与清除规律。微塑料被双壳类吸收后,可能通过体液循环系统转移到其他部位,进而而在不同组织产生累积差异性。例如,经过暴露后褐菜蛤(*Perna perna*)血淋巴中的微塑料含量为 $12.67\ \mu\text{L}^{-1}$,而其在软组织中却没有残留,血淋巴是微塑料在褐菜蛤中的靶标器官^[18]。地中海贻贝(*Mytilus galloprovincialis*)的鳃中发现了 HDPE 微塑料的累积,且随清除时间增加而增多,而肠道则呈现相反趋势,表明微塑料有从消化道向鳃转移的趋势^[22]。

鱼类在水生生态系统中占据着重要的生态位,其对微塑料的清除效率总体较高,累积潜能相对较低。鱼类的不同组织器官、不同生长发育阶段与不同体型都会影响微塑料的累积与清除。研究发现,相比于胃肠道,三刺鱼(*Gasterosteus aculeatus*)的鱼鳃更容易累积微塑料^[30]。Roch 等^[33]对比研究了有胃鱼虹鳟鱼(*Oncorhynchus mykiss*)和无胃鱼欧洲鲤(*Cyprinus carpio*)对 PMMA 微塑料的累积与清除,发现有胃鱼清除 50% 微塑料所用的时间(T_{50})与微塑料尺寸呈负相关性,而无胃鱼对微塑料的清除效率则与其尺寸无明显关联,导致该差异的原因很可能是两个物种迥异的胃肠道结构。此外,成年鱼与幼年鱼对微塑料的摄入与清除能力完全不同。例如,黑点青鳉(*Oryzias melastigma*)幼鱼摄食 PS 微塑料的效率明显低于成鱼,清除效率也明显低于成鱼,7 d 后仍有超过 20% 的 PS 微塑料残留在幼鱼体内,远高于残留在成鱼体内的 10%^[39]。鱼的

体型也是影响微塑料清除的重要生物因素, 体型弯曲的黑头鲈鱼 (*Pimephales promelas*) 对 PE 微塑料的清除速率显著低于身形长直型鱼体, 原因可能与肠道肌肉收缩推出微塑料有关, 身形长直的鱼体更加有利于发力排出微塑料^[35]。

水环境中节肢类大多为无脊椎浮游生物, 归属于低营养级层次, 其能通过滤食等行为摄取并累积微塑料, 且存在较大的物种差异性。节肢生物的摄食习惯和肠道结构是影响微塑料累积的重要因素, 藤壶 (*Balanus glandula*) 对 PET 纤维微塑料的摄取

表 1 典型水生生物对不同微塑料的累积与清除

Table 1 Bioaccumulation and removal of microplastics by typical aquatic organisms

生物种类	受试生物	微塑料种类、形态与尺寸 ^①	含量	暴露/清除时间	清除效率	文献	
双壳类	褐菜蛤	PVC 小球 0.1 μm~1 μm	0.5 g/L	3 h/12 d		[18]	
	紫壳菜蛤	PET 纤维 459 μm	30 mL ⁻¹	3 h/9 h	63%	[19]	
	斑马贻贝	PS-COOH 小珠 200 nm、 1 000 nm、2 000 nm	1.0×10 ⁻¹⁵ mol/L~ 1.0×10 ⁻¹³ mol/L	24 h/44 d	100%	[20]	
	欧洲扇贝	PS 小球 24 nm、500 nm	15 μg/L	6 h/48 d	80%~100%	[21]	
	地中海贻贝	HDPE 微粒 0 μm~22 μm	3 mg/L	4 h/7 d	>80%	[22]	
	地中海贻贝	HDPE 微粒 0 μm~22 μm	2 mg/L、4 mg/L	4 h/6 d	85%	[23]	
	紫壳菜蛤	PS 小球 19 μm~1 000 μm, 尼龙纤维 75 μm~1 075 μm	每份 735 个、495 个, 每份 68 个	3 h/48 h	0~98%	[24]	
	太平洋牡蛎	PS 小球 100 μm~500 μm	100 L ⁻¹	24 h/72 h	84.60%	[25]	
	厚壳菜蛤	微塑料小球 0.07 μm、0.5 μm、 5 μm、10 μm、100 μm	1.326 4×10 ¹⁴ mL ⁻¹	87 h/87 h		[26]	
	地中海贻贝	PS 小球 180 μm~212 μm	10 mg/L	1 h/24 h	75.2%~98.2%	[27]	
	地中海贻贝	HDPE 微粒、PS 微粒 90 μm~110 μm	50 mg/L	96 h/144 h	>90%	[28]	
	鱼类	浮游珊瑚礁 鱼类	PP 微粒 125 μm~250 μm, PET 纤维 600 μm~700 μm	每 12 L 1 个、10 个、100 个	2 h/128 h	100%	[29]
		三刺鱼	PE 小珠 27 μm~32 μm, DDP 纤维 500 μm	5 000 L ⁻¹	2 h/96 h	<100%	[30]
		金枪鱼	LDPE 小球 200 μm~500 μm	0.1 g/g 饲料	90 d/30 d	100%	[31]
金枪鱼		LDPE 小球 100 μm~500 μm	0.1 g/g 饲料	90 d/30 d	100%	[32]	
虹鳟鱼		PMMA 微粒 20 μm~1 000 μm	与食物混合比例分别为 1:9、1:4、1:1	1 h/72 h	99%	[33]	
日本青鳉		PE 小球、PS 小球 2 μm、20 μm、200 μm	4 μg/L、4 mg/L、40 mg/L	14 d/10 d	100%	[34]	
黑头鲈鱼		PE 小珠 63 μm~75 μm、125 μm~150 μm	25 mg/L、50 mg/L	48 d/24 h	83%~100%	[35]	
金鱼		PE 碎片、PE 薄膜、PE 纤维 0.5 mm~5 mm	100 L ⁻¹	1 h/72 h	<100%	[36]	
智利鲱鲷		尼龙管状微塑料, 长(1.2±0.2)mm, 径(1.0±0.1)mm	与食物混合比例为 1:5	40 min/49 d	100%	[37]	
金鱼		PE 小球、PET 纤维 50 μm~500 μm	每份食物 50 个	1.5 h/6 d	<100%	[38]	
黑点青鳉		PS 小球 10 μm	1×10 ⁵ L ⁻¹	48 h/7 d	<80%	[39]	
节肢类		南极磷虾	PE 小球 27 μm~32 μm	400 μg/L	4 h/18 h	78%	[40]
		藤壶	PET 纤维	7 mL ⁻¹	24 h/48 h	4%	[41]
		淡水片脚生物	PE 小球 10 μm~45 μm	600 mL ⁻¹ 、60 000 mL ⁻¹	96 h/24 h		[42]
	大型蚤	PS 小球 5.58 μm	20 mL ⁻¹ 、2 000 mL ⁻¹	4 h/96 h	100%	[43]	
	卤虫	PS 小球 10 μm	1 000 mL ⁻¹	48 h/14 d	85%~97%	[44]	
	大西洋沟虾	PP 小球 40 μm~4 400 μm, 纤维 9.9 μm	20 000 μL ⁻¹	3 h/24 h	100%	[45]	
	大型蚤	PS 小球 2 μm、100 nm	1 mg/L	24 h/24 h	65%~68%	[46]	
大型蚤	PE 小球 10 μm~20 μm	25 mg/L	24 h/30 min	95%	[47]		

①PVC 指聚氯乙烯; PET 指聚对苯二甲酸乙二醇酯; PS-COOH 指羧基化聚苯乙烯; PS 指聚苯乙烯; HDPE 指高密度聚乙烯; PP 指聚丙烯; PE 指聚乙烯; DDP 指染色聚酯; LDPE 指低密度聚乙烯; PMMA 指聚甲基丙烯酸甲酯。

和清除效率都极低,清除速率仅为每 48 h 清除 0.05 个,而卤虫 (*Artemia parthenogenetica*) 却能快速摄入并排出 PS 微塑料^[41,44]。此外, Kim 等^[49]发现淡水甲虫摄取的 PE 微塑料主要被储存在前胃中,并能通过回流作用排出,其自身消化系统的结构差异性明显制约着微塑料在生物体内的累积与清除。

微塑料的自身特性(浓度、粒径大小、形态、聚合物类型等)也是影响其生物累积与清除的关键因素。低浓度 PS 在大型蚤 (*Daphnia magna*) 体内的清除率明显高于高浓度,最高可达到 100%^[43];微塑料在高浓度时被珊瑚礁鱼类 (*Pomacentrus amboinensis*) 摄食的速率更快,而清除效率较低,导致累积潜能更大。小粒径微塑料被大型蚤摄取的数量是大粒径微塑料的 5 倍,且不易被排出体外,进而产生更多累积^[46]。Philip 等^[25]发现太平洋牡蛎 (*Magallana gigas*) 对大尺寸微塑料 (500 μm) 的清除率高达 94.6%,而对小尺寸微塑料的清除率则降至 82%。小型微塑料虽然更易被生物体摄取,但也更难排泄,导致其更易在水生生物体内产生累积。微球状微塑料从大西洋沟虾 (*Palaemon varians*) 体内清除的时间是纤维的 1.41 倍^[45];PET 微塑料比 PS 微塑料更难被安邦雀鲷清除^[29];日本青鳉 (*Oryzias latipes*) 清除 PS 微塑料的时间为 10 d,远高于清除 PE 微塑料所需的 6 d^[34]。微塑料的老化也会影响水生生物的累积。有研究表明,鱼类虽然摄入老化微塑料的量低于新微塑料,但后者在一个月内均能被有效清除^[31]。

生物体的营养条件也会对微塑料的生物累积产生干扰。Chae 等^[27]发现,虽然在有食物的情况下地中海贻贝对微塑料的摄取未发生明显变化,但其净化率明显降低,食物丰度成为影响贻贝累积微塑料的重要因素。不同于双壳类生物,营养条件的改变不会明显影响鱼类对微塑料的累积与清除。Capó 等^[32]证实,在有无食物的情况下,金枪鱼 (*Sparus aurata*) 90 d 内对 LDPE 微塑料的摄取量相当,清除效率均接近 100%,食物条件并非影响微塑料在典型鱼体内累积的关键因素。然而,食物的存在会显著改变微塑料在节肢类生物体内的累积。无食物时纤维微塑料的清除明显减少,而微球微塑料的清除时间则显著增加^[30,43,45],改变营养条件成为调节微塑料在节肢类生物体内累积的重要方法。

2 微塑料在典型水生食物链中的传递

累积在不同营养级水生生物体内的微塑料可经由生物之间的捕食关系而进行食物链传递,最终进入人体造成健康威胁。在实际水体环境中, Zhang 等^[50]发现生物体内微塑料的丰度与其在食物链中的层级高度相关,且其丰度随着营养级的增加而明显增加,表现出生物放大效应;相较于甲壳生物,微塑料在鱼类中的生物放大现象更加明显;进一步分析还发现,微塑料在鳃与胃肠道中的种类、形状和大小存在明显不同,表明生物体累积的微塑料存在不同来源。与之相反, Sfriso 等^[51]在特若诺瓦湾底栖食物链中发现,累积微塑料最多的是位于食物链底层的滤食动物和植食动物,微塑料没有向捕食者迁移的迹象,也不存在生物放大效应。因此,在实际环境中,微塑料在水生食物链中的传递过程仍存在极大不确定性,深入探究微塑料在水生食物链中的环境行为及其是否存在生物放大效应是当前研究的重要内容。

在实验室条件下,有关微塑料沿水生食物链的传递效应研究也在初步开展。2013 年, Farrell 等^[52]首次在实验室模拟了微塑料沿贻贝 (*Mytilus edulis*) - 螃蟹 (*Carcinus maenas*) 两级食物链的传递效应,发现螃蟹在摄取事先暴露于 PS 微塑料的贻贝后,其胃部、胰腺、卵巢、鳃、血淋巴等组织中均检测出微塑料,初步证实了微塑料可以沿着水生食物链传递。此后, Mateos-Cárdenas 等^[42]发现片脚类动物在摄食经微塑料处理的青萍 48 h 后,约有 28.7% 的个体在肠道内检测出微塑料,也证实了微塑料可以通过植物-动物进行食物链传递。然而,微塑料沿食物链传递后是否存在生物放大效应仍存在疑问。Kim 等^[49]基于构建的斑马鱼 (*Danio rerio*) - 潜水甲虫 (*Cybister japonicus*) 二级水生食物链发现,潜水甲虫通过摄食斑马鱼而累积在嗉囊和前脑室中的微塑料仅有 8 个和 0.6 个,远低于对照组斑马鱼体内累积的 65 个;尽管微塑料能通过水生食物链传递,但其效率仅为 13% ~ 18%,且未表现出生物放大效应。因此,微塑料虽然可以通过食物链由低营养级向高营养级传递,但不一定会产生生物放大效应。

一般而言,微塑料在低营养级生物体内的停留时间与其食物链迁移能力呈正相关性,停留时间越长,微塑料越易出现生物放大效应^[53-54]。微塑料在生物体内的停留与其清除速率密切相关,并易受

环境因素影响。Kim 等^[49]证实微塑料的大小会影响其在生物体内的累积,并直接影响食物链传递,较大尺寸的微塑料(250 μm ~ 300 μm)通过斑马鱼-潜水甲虫食物链转移后,被甲虫的嗉囊和前脑室识别,通过口内回流进行净化并排出体外。Chagnon 等^[55]发现黄鳍金枪鱼在捕食了摄入微塑料的鱼类后,仅累积了直径大于其幽门的部分塑料残片。虽然相较于球形微塑料,纤维微塑料在生物体肠道内更易形成聚集体,进而通过减少生物体排泄次数而促进其在体内的累积^[56],但几乎不可能沿卤虫(*Artemia* sp.)-三刺鱼(*Gasterosteus aculeatus*)等水生食物链传递^[30]。针对同一种微塑料,摄食者消化器官构造的差异性也会影响其摄取与传递。例如,螃蟹(*C. japonica*)摄食贻贝(*M. coruscus*)后,其消化系统的调节功能会影响微塑料的排出,进而不产生生物放大效应^[57]。因此,微塑料在食物链中的传递是多种因素共同作用的结果,有必要深入探究主要影响因素,为调控微塑料的食物链传递过程提供支撑。

3 微塑料复合污染物在水生食物链中的传递

微塑料具有粒径小、比表面积大、疏水性强及难降解等特征,往往能通过交互作用成为水环境中其他共存污染物如金属、农药、多环芳烃(PAHs)、药物和个人护理品等的载体。微塑料在被生物体摄食后,其携带的污染物可能再次释放,进而在生物体内累积,并随着微塑料的食物链传递而产生食物链迁移。

Batel 等^[58]基于卤虫-斑马鱼二级水生食物链,首次探讨了微塑料对共存污染物苯并(a)芘(BaP)食物链传递效应的影响,发现 PE 微塑料虽然提高了共存 BaP 从卤虫向斑马鱼的迁移能力,但并未改变肝脏细胞色素 P4501A 的活性;微塑料的存在虽然改变了 BaP 的食物链传递效应,但并未进一步产生生物放大效应;微塑料在生物体内的短期停留使得共存污染物还未释放和吸收即被排出体外,从而不产生生物放大效应。然而,Qu 等^[16]基于小球藻(*Chlorella pyrenoidosa*)-淡水蜗牛(*Cipangopaludian cathayensis*)食物链发现,PVC 微塑料的存在明显增加了共存甲基苯丙胺在淡水蜗牛体内的累积,生物浓缩系数(BCF)和生物放大系数(BMF)分别增强了 1.71 倍和 1.42 倍,呈现出明显的食物链传递和生物放大效应;淡水蜗牛对微塑

料的超量累积是导致甲基苯丙胺在生物体内累积的主要驱动力,即共存污染物在生物体内的释放和吸收时间是调控微塑料复合污染沿食物链传递过程的重要因素。此外,食物链的构成也是影响微塑料复合污染进行营养级传递的制约因素。例如,相较于捕食大型溘(*Daphnia magna*),斑马鱼摄食摇蚊幼虫(*Chironomus riparius* larvae)后其活性代谢能力几乎没有改变,微塑料的存在虽然促进了 PAHs 在大型溘-斑马鱼食物链中的传递,但未改变其在摇蚊幼虫-斑马鱼食物链中的传递^[59]。

微塑料与共存污染物的浓度也是影响复合污染物食物链传递能力的重要因素。Thiagarajan 等^[17]通过评估 PS 微塑料与共存纳米 TiO_2 的食物链传递后发现,微塑料明显降低了共存纳米 TiO_2 的毒性和生物放大系数,且随着纳米 TiO_2 浓度的增加,抑制效应明显增强。Diepens 等^[60]结合 MICROWEB 模拟研究了不同浓度微塑料对典型多氯联苯(PCBs)和 PAHs 在北极食物网中传递的影响,发现微塑料的存在明显抑制了 PCBs 的食物链营养级放大效应,且微塑料浓度越高,抑制效果越明显;共存污染物在微塑料与生物体之间的逸度是影响其生物有效性的关键因素,微塑料浓度越高,PCBs 的逸度越低,其生物有效性和生物放大效应也随之减弱,而 PAHs 在微塑料与生物体之间的高逸度则使其更多地与微塑料结合,并随之进行食物链传递。以上研究结果表明,微塑料复合污染物的食物链传递过程受多种因素影响,其内在的作用机理和环境驱动机制仍须深入探索。

4 研究展望

(1)明确微塑料的累积与清除过程是掌握其水生食物链传递效应的重要前提。当前关于微塑料在水生生物体内的累积与清除及其环境驱动因素的研究大多集中在鱼类、双壳贝类、节肢类等物种范围之内,未来应加强对其他重要水生生物种如水生哺乳动物、蟹类和两栖类生物的研究。

(2)探究微塑料的食物链传递过程大多在实验室环境下进行,实际水环境更为复杂多变,评估复杂环境条件下微塑料的食物链传递效应成为当务之急,特别是需要明确食物等因素的调控作用。

(3)目前微塑料的食物链传递效应研究大多为二级水生食物链,结构相对简单,也未充分考虑浮游-底栖耦合食物链的传递过程和传递通量。

此外,微塑料的生物放大效应及其驱动机制不甚明确,还须进一步探究。

(4)微塑料作为载体可以改变共存污染物在水环境中的迁移过程及行为,影响其生物有效性,而微塑料在食物链传递过程中是否会进一步影响共存污染物的营养级转移行为仍须进一步探索。因此,有必要重点关注并解析微塑料的作用机理,为评估其健康风险提供基础支撑。

[参考文献]

- [1] NAPPER I E, THOMPSON R C. Plastic debris in the marine environment: history and future challenges[J]. *Global Challenges*, 2020, 4(6): 1900081.
- [2] RICHARD C T, YLVA O, RICHARD P M, et al. Lost at sea: where is all the plastic? [J]. *Science*, 2004, 304(5672): 838.
- [3] 韩沂伶, 吴东海. 水环境中微塑料的赋存特征及控制技术研究进展[J]. *环境科学与技术*, 2021, 44(9): 7-16.
- [4] 邓延慧, 万冰洲, ADYEL T M, 等. 自然环境中微塑料样品的采集与分离方法[J]. *环境监测管理与技术*, 2020, 32(4): 1-4.
- [5] SRIDHARAN S, KUMAR M, SINGH L, et al. Microplastics as an emerging source of particulate air pollution: a critical review[J]. *J Hazard Mater*, 2021, 418: 126245.
- [6] RACHID D, JOHNNY G, CÉCILE M, et al. A first overview of textile fibers, including microplastics, in indoor and outdoor environments[J]. *Environ Pollut*, 2017, 221: 453-458.
- [7] KUMAR R, SHARMA P, MANNA C, et al. Abundance, interaction, ingestion, ecological concerns, and mitigation policies of microplastic pollution in riverine ecosystem: a review[J]. *Sci Total Environ*, 2021, 782: 146695.
- [8] SILVIA F, LAURA C, MANON A, et al. Microplastic exposure and effects in aquatic organisms: a physiological perspective[J]. *Environ Toxicol Phar*, 2019, 68: 37-51.
- [9] 包旭辉, 闫振华, 陆光华. 我国淡水中微塑料的污染现状及生物效应研究[J]. *水资源保护*, 2019, 35(6): 115-123.
- [10] 孙雨, 丁剑楠, 卢婕, 等. 长江南京段新兴污染物污染特征及风险评估[J]. *环境监测管理与技术*, 2017, 29(2): 26-30.
- [11] 赵美静, 夏斌, 朱琳, 等. 微塑料与有毒污染物相互作用及联合毒性作用研究进展[J]. *生态毒理学报*, 2021, 16(5): 168-185.
- [12] 邵博群, 庞蕊蕊, 李焯, 等. 微塑料和其他新兴污染物相互作用研究进展[J]. *环境科学与技术*, 2021, 44(7): 214-222.
- [13] CARBERY M, O'CONNOR W, THAVAMANI P. Trophic transfer of microplastics and mixed contaminants in the marine food web and implications for human health[J]. *Environ Int*, 2018, 115: 400-409.
- [14] CHEN G, LI Y, WANG J. Occurrence and ecological impact of microplastics in aquaculture ecosystems[J]. *Chemosphere*, 2021, 274: 129989.
- [15] HUANG W, SONG B, LIANG J, et al. Microplastics and associated contaminants in the aquatic environment: a review on their ecotoxicological effects, trophic transfer, and potential impacts to human health[J]. *J Hazard Mater*, 2020, 405: 124187.
- [16] QU H, MA R, BARRETT H, et al. How microplastics affect chiral illicit drug methamphetamine in aquatic food chain? From green alga (*Chlorella pyrenoidosa*) to freshwater snail (*Cipangopaludina cathayensis*) [J]. *Environ Int*, 2020, 136: 105480.
- [17] THIAGARAJAN V, ALEX S A, SEENIVASAN R, et al. Toxicity evaluation of nano-TiO₂ in the presence of functionalized microplastics at two trophic levels: algae and crustaceans[J]. *Sci Total Environ*, 2021, 784: 147262.
- [18] SANTANA M F M, MOREIRA F T, TURRA A. Trophic transfer of microplastics under a low exposure scenario: insights on the likelihood of particle cascading along marine food-webs[J]. *Mar Pollut Bull*, 2017, 121(1/2): 154-159.
- [19] MADELYN N W, MARGARET E S, DAVID M F, et al. Microplastic fiber uptake, ingestion, and egestion rates in the blue mussel (*Mytilus edulis*) [J]. *Mar Pollut Bull*, 2018, 137: 638-645.
- [20] MERZEL R L, PURSER L, SOUCY T L, et al. Uptake and retention of nanoplastics in quagga mussels [J]. *Global Challenges*, 2020, 4(6): 1800104.
- [21] AL-SID-CHEIKH M, ROWLAND S J, STEVENSON K, et al. Uptake, whole-body distribution, and depuration of nanoplastics by the scallop *Pecten maximus* at environmentally realistic concentrations[J]. *Environ Sci Technol*, 2018, 52(24): 14480-14486.
- [22] FERNÁNDEZ B, ALBENTOSA M. Dynamic of small polyethylene microplastics ($\leq 10 \mu\text{m}$) in mussel's tissues [J]. *Mar Pollut Bull*, 2019, 146: 493-501.
- [23] BEATRIZ F, MARINA A. Insights into the uptake, elimination and accumulation of microplastics in mussel [J]. *Environ Pollut*, 2019, 249: 321-329.
- [24] WARD J E, ZHAO S, HOLOHAN B A, et al. Selective ingestion and egestion of plastic particles by the blue mussel (*Mytilus edulis*) and Eastern oyster (*Crassostrea virginica*): implications for using bivalves as bioindicators of microplastic pollution[J]. *Environ Sci Technol*, 2019, 53(15): 8776-8784.
- [25] PHILIP G, LUCA P, GIUSEPPE A D L, et al. Microplastics uptake and egestion dynamics in Pacific oysters, *Magallana gigas* (Thunberg, 1793), under controlled conditions [J]. *Environ Pollut*, 2019, 252: 742-748.
- [26] SHIXIU W, MENGHONG H, JIAHUI Z, et al. Ingestion of nano/micro plastic particles by the mussel *Mytilus coruscus* is size dependent [J]. *Chemosphere*, 2021, 263: 127957.
- [27] CHAE Y, AN Y. Effects of food presence on microplastic ingestion and egestion in *Mytilus galloprovincialis* [J]. *Chemosphere*, 2020, 240: 124855.
- [28] WEI Q, HU C, ZHANG R, et al. Comparative evaluation of high-density polyethylene and polystyrene microplastics pollutants: uptake, elimination and effects in mussel [J]. *Mar Environ Res*,

- 2021, 169:105329.
- [29] SANTANA M F M, DAWSON A L, MOTTI C A, et al. Ingestion and depuration of microplastics by a planktivorous coral reef fish, *Pomacentrus amboinensis* [J]. *Frontiers in Environmental Science*, 2021, 9:641135.
- [30] AGATHE B, SHAHADAT H, MARK T, et al. Synthetic microfiber and microbead exposure and retention time in model aquatic species under different exposure scenarios [J]. *Frontiers in Environmental Science*, 2020, 8:00083.
- [31] ALOMAR C, SANZ-MARTÍN M, COMPA M, et al. Microplastic ingestion in reared aquaculture fish: biological responses to low-density polyethylene controlled diets in *Sparus aurata* [J]. *Environ Pollut*, 2021, 280:116960.
- [32] CAPÓ X, COMPANY J J, ALOMAR C, et al. Long-term exposure to virgin and seawater exposed microplastic enriched-diet causes liver oxidative stress and inflammation in gilthead seabream *Sparus aurata*, Linnaeus 1758 [J]. *Sci Total Environ*, 2021, 767:144976.
- [33] ROCH S, ROS A F H, FRIEDRICH C, et al. Microplastic evacuation in fish is particle size-dependent [J]. *Freshwater Biol*, 2021, 66(5):926–935.
- [34] LIU Y, QIU X, XU X, et al. Uptake and depuration kinetics of microplastics with different polymer types and particle sizes in Japanese medaka (*Oryzias latipes*) [J]. *Ecotox Environ Safe*, 2021, 212:112007.
- [35] THAM C H, MARIANA F. Microplastic consumption and excretion by fathead minnows (*Pimephales promelas*): influence of particles size and body shape of fish [J]. *Sci Total Environ*, 2020, 704:135433.
- [36] XIONG X, TU Y, CHEN X, et al. Ingestion and egestion of polyethylene microplastics by goldfish (*Carassius auratus*): influence of color and morphological features [J]. *Heliyon*, 2019, 5(12):e03063.
- [37] ORY N C, GALLARDO C, LENZ M, et al. Capture, swallowing, and egestion of microplastics by a planktivorous juvenile fish [J]. *Environ Pollut*, 2018, 240:566–573.
- [38] GRIGORAKIS S, MASON S A, DROUILLARD K G. Determination of the gut retention of plastic microbeads and microfibers in goldfish (*Carassius auratus*) [J]. *Chemosphere*, 2017, 169:233–238.
- [39] CONG Y, JIN F, TIAN M, et al. Ingestion, egestion and post-exposure effects of polystyrene microspheres on marine medaka (*Oryzias melastigma*) [J]. *Chemosphere*, 2019, 228:93–100.
- [40] DAWSON A, HUSTON W, KAWAGUCHI S, et al. Uptake and depuration kinetics influence microplastic bioaccumulation and toxicity in Antarctic krill (*Euphausia superba*) [J]. *Environ Sci Technol*, 2018, 52(5):3195–3201.
- [41] DAVIES H L, ROBB H, COX K D, et al. A preliminary analysis of ingestion and egestion of microplastic fibres in the acorn barnacle *Balanus glandula* [J]. *J Exp Mar Biol Ecol*, 2021, 542/543:151589.
- [42] MATEOS-CÁRDENAS A, O'HALLORAN J, VAN PELT F N A M, et al. Rapid fragmentation of microplastics by the freshwater amphipod *Gammarus duebeni* (Lillj.) [J]. *Sci Rep-Uk*, 2020, 10(1):12799.
- [43] ELIZALDE-VELÁZQUEZ A, CARCANO A M, CRAGO J, et al. Translocation, trophic transfer, accumulation and depuration of polystyrene microplastics in *Daphnia magna* and *Pimephales promelas* [J]. *Environ Pollut*, 2020, 259:113937.
- [44] WANG Y, MAO Z, ZHANG M, et al. The uptake and elimination of polystyrene microplastics by the brine shrimp, *Artemia parthenogenetica*, and its impact on its feeding behavior and intestinal histology [J]. *Chemosphere*, 2019, 234:123–131.
- [45] SABOROWSKI R, PAULISCHKIS E, GUTOW L. How to get rid of ingested microplastic fibers? A straightforward approach of the Atlantic ditch shrimp *Palaemon varians* [J]. *Environ Pollut*, 2019, 254:113068.
- [46] RIST S, BAUN A, HARTMANN N B. Ingestion of micro- and nanoplastics in *Daphnia magna*—Quantification of body burdens and assessment of feeding rates and reproduction [J]. *Environ Pollut*, 2017, 228:398–407.
- [47] 贾静. 微塑料在水生食物链中的富集及毒性效应研究 [D]. 大连:大连海事大学, 2018.
- [48] WARD J E, ROSA M, SHUMWAY S E. Capture, ingestion, and egestion of microplastics by suspension-feeding bivalves: a 40-year history [J]. *Anthropocene Coasts*, 2019, 2(1):39–49.
- [49] KIM S W, KIM D, CHAE Y, et al. Dietary uptake, biodistribution, and depuration of microplastics in the freshwater diving beetle *Cybister japonicus*: Effects on predacious behavior [J]. *Environ Pollut*, 2018, 242:839–844.
- [50] ZHANG F, WANG X H, XU J Y, et al. Food-web transfer of microplastics between wild caught fish and crustaceans in East China Sea [J]. *Mar Pollut Bull*, 2019, 146:173–182.
- [51] SFRISO A A, TOMIO Y, ROSSO B, et al. Microplastic accumulation in benthic invertebrates in Terra Nova Bay (Ross Sea, Antarctica) [J]. *Environ Int*, 2020, 137:105587.
- [52] FARRELL P, NELSON K. Trophic level transfer of microplastic: *Mytilus edulis* (L.) to *Carcinus maenas* (L.) [J]. *Environ Pollut*, 2013, 177:1–3.
- [53] SAMANTHA N A, SAMANTHA D A, CSESSELY A G, et al. Trophic transfer of microplastics in an estuarine food chain and the effects of a sorbed legacy pollutant [J]. *Limnology and Oceanography Letters*, 2020, 5(1):154–162.
- [54] AU S Y, LEE C M, WEINSTEIN J E, et al. Trophic transfer of microplastics in aquatic ecosystems: identifying critical research needs [J]. *Integr Environ Asses*, 2017, 13(3):505–509.
- [55] CHAGNON C, THIEL M, ANTUNES J, et al. Plastic ingestion and trophic transfer between Easter Island flying fish (*Cheilopogon rapanouiensis*) and yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) from Rapa Nui (Easter Island) [J]. *Environ Pollut*, 2018, 243:127–133.