

# 海产食品微纳塑料污染现状与危害

张士春<sup>1#</sup>, 庞美霞<sup>2#</sup>, 赵洪雅<sup>3</sup>, 丁莉<sup>3</sup>, 唐勇军<sup>3</sup>, 代建国<sup>3</sup>, 童金苟<sup>4</sup>, 金刚<sup>3\*</sup>

(1. 深圳市水产品质量安全促进会, 深圳 518071; 2. 深圳职业技术学院博士后创新基地, 深圳 518055; 3. 深圳职业技术学院应用化学与生物技术学院, 深圳 518055; 4. 中国科学院水生生物研究所淡水生态与生物技术国家重点实验室, 武汉 430072)

**摘要:** 近年来塑料对海洋环境的污染与日俱增。其中, 微纳塑料碎片对海洋环境和动植物群落造成的危害, 成为国际科学界的研究热点。许多商业上重要的海洋食材和食品, 如甲壳类、双壳类、鱼类常常被微纳塑料污染, 而微纳粒子表面通常吸附着有毒化学物质或者致病微生物, 这些微纳粒子及有害物质可通过食物链富集于人体, 对食品安全和人类健康构成了潜在威胁。本文主要对近年来海产品中微纳塑料污染状况及其危害的研究结果进行综述, 为未来相关研究和食品安全管理提供借鉴。微纳塑料污染未来的研究重点应集中在 3 个方面, 一是研究方法需创新并标准化, 二是微纳塑料对人体健康的危害需进行全面深入的研究, 三是加强微纳塑料危害食品安全的预防控制措施研究。

**关键词:** 海产食品; 微塑料; 纳米塑料; 危害; 食品安全

## Situation and harm of micro-nano plastic pollution in seafood

ZHANG Shi-Chun<sup>1#</sup>, PANG Mei-Xia<sup>2#</sup>, ZHAO Hong-Ya<sup>3</sup>, DING Li<sup>3</sup>, TANG Yong-Jun<sup>3</sup>,  
DAI Jian-Guo<sup>3</sup>, TONG Jin-Gou<sup>4</sup>, JIN Gang<sup>3\*</sup>

(1. *Shenzhen Association for Promoting Aquatic Products Quality and Safety, Shenzhen 518071, China*; 2. *Postdoctoral Innovation Practice Base, Shenzhen Polytechnic, Shenzhen 518055, China*; 3. *School of Applied Chemistry and Biological Technology, Shenzhen Polytechnic, Shenzhen 518055, China*; 4. *State Key Laboratory of Freshwater Ecology and Biotechnology, Institute of Hydrobiology, Chinese Academy of Sciences, Wuhan 430072, China*)

**ABSTRACT:** In recent years, the pollution of plastics to the marine environment is increasing. Among them, the damage caused by micro-nano plastic fragments to the marine environment and animal and plant communities has become a research hotspot in the international scientific community. Many commercially important ingredients and marine foods, such as crustaceans, bivalves and fish, are often contaminated with micro-nano plastics, while micro-nano particles are often adsorbed with toxic chemicals or pathogenic microorganisms. These micro-nano particles and harmful substances can be enriched in the human body through the food chain, posing a potential threat to food safety and human health. This paper reviewed the research results of micro-nano plastic pollution and its hazards in marine products in recent years, and provided reference for future research and food safety management.

**基金项目:** 深圳市科技项目(JCYJ20170818140317993)、国家自然科学基金青年基金项目(61801307)

**Fund:** Supported by the Science and Technology Project of Shenzhen (JCYJ20170818140317993) and the National Natural Science Foundation for youth of China (61801307).

#张士春、庞美霞为共同第一作者。

# ZHANG Shi-Chun and PANG Mei-Xia are co-first authors.

\*通讯作者: 金刚, 教授, 主要研究方向为水生生物学和食品安全管理。E-mail: jingang@szpt.edu.cn

\*Corresponding author: JIN Gang, Professor, School of Applied Chemistry and Biological Technology, Shenzhen Polytechnic, No.7098, Liuxian Avenue, Nanshan District, Shenzhen 518055, China. E-mail: jingang@szpt.edu.cn

The future research of micro-nano plastic pollution should focus on 3 aspects: first, the research methods needed to be innovative and standardized; second, micro-nano plastics needed to conduct comprehensive and in-depth research on human health hazards; third, strengthening research on prevention and control measures for micro-nano plastics to endanger food safety.

**KEY WORDS:** seafood; microplastics; nanoplastics; hazards; food safety

## 1 引言

全球海洋里漂浮着的塑料碎片约有 5 万亿个(超过 25 万吨)<sup>[1]</sup>。这些塑料主要来自陆地,随入海的河流、工业废水、城市污水带入,还有一些为人类活动(如海上采油、采气、水产养殖、捕捞、旅游、居住等)直接丢弃入海,存留于海滩的塑料也会被径流和海浪冲入海水<sup>[2]</sup>。在物理、化学及生物因素的作用下,较大的塑料碎片进一步碎片化,海洋环境中更小的微纳级别的塑料与日俱增。微纳米塑料可能对环境、动物和人类健康造成危害,近年来成为国际科学界的一个研究热点。海洋里的塑料碎片大的可达数米,小的在纳米级别<sup>[3]</sup>。微塑料(microplastics)一词的含义非常庞杂,包括大小极不相同、形状多种多样、化学组成成分多样等<sup>[3]</sup>,泛指小于 5 mm 的微小塑料碎片(0.1~5000 μm)。对纳塑料(nanoplastics)的尺寸大小有 2 种看法,一是认为 <1 μm,也有研究者认为 <100 nm 才属于纳米级别。在纳米科技界,人造纳米材料在 1~100 nm 之间<sup>[4]</sup>,环境科技研究人员越来越多认同纳米塑料规格在此范围<sup>[5]</sup>。

最近在人类粪便中发现了塑料微粒,而源头很可能是海产食品<sup>[6]</sup>,这在国际上引起强烈反响。在各类海洋生物,包括体形大如抹香鲸,到体形非常小的桡足类,都能够吞食塑料碎片<sup>[6,7]</sup>。早在 19 世纪 70 年代就注意到海鲜遭受微塑料的污染,至今已经在贝类、头足类、鱼类和甲壳类中均发现微塑料。本文主要对近年来海产食材和食品中微塑料的污染状况及危害进行文献综述,为未来相关研究和食品安全管理提供借鉴。

## 2 微塑料在海产品中广泛存在

在洋流循环系统、河口湾和其他受人类活动影响剧烈的沿岸海域环境受微塑料污染最甚<sup>[7]</sup>,而这些水域正是食用海产品的捕捞和养殖区。因此,海产品是否受到微塑料污染成为人们密切关注的问题。研究发现,微塑料可被多种海洋动物摄入<sup>[8]</sup>,而海洋动物被人类食用是暴露微塑料危害的主要途径。捕食者常常会把与猎物混杂在一起的微塑料一同摄入体内;滤食动物则会在滤食过程中把水中的微塑料收纳入消化道;而以底栖生物为食的海洋动物则可能会在进食同时摄入沉积物中的微塑料<sup>[9,10]</sup>。目前已在多种人类的食用动物,如鱼类、双壳类和甲壳类中发现微塑料<sup>[11~13]</sup>。

全世界已累计发现 120 多种具有重要渔业价值的物种存在微塑料污染<sup>[14]</sup>。诸如贝类中的长牡蛎(*Crassostrea gigas*)、青蛤(*Cyclina sinensis*)、紫贻贝(*Mytilus edulis*)、珠带拟蟹守螺(*Cerithidea cingulata*)、细腰岩螺(*Thais mutabilis*)等<sup>[14]</sup>;大量鱼类中检测到微塑料<sup>[14]</sup>,涵盖了大西洋、太平洋、印度洋及北冰洋各大水域,包括大西洋鲱(*Clupea harengus*)、欧洲鲈鱼(*Dicentrarchus labrax*)、金头鲷(*Sparus aurata*)、秘鲁牙汉鱼(*Odontesthes regia*)、太平洋后丝鲱(*Opisthonema libertate*)、印度牛尾鱼(*Platycephalus indicus*)、皮氏叫姑鱼(*Johnius belangerii*)、大西洋鳕(*Gadus morhua*)、北方蓝鳍金枪鱼(*T. thynnus*)等;甲壳类目前仅有 4 种检测到微塑料<sup>[14]</sup>,分别为中华绒螯蟹(*Eriocheir sinensis*)、短沟对虾(*Penaeus semisulcatus*)、褐虾(*Crangon crangon*)和挪威龙虾(*Nephrops norvegicus*)。这些海产动物体内已发现的微塑料形态多样,包括纤维、不规则碎片和颗粒。微塑料大小范围主要在数微米至数千微米,存在于软组织(如肌肉、皮肤)、胃、胃肠道、鳃、肝、胰腺、甚至瓣膜等部位,而更小纳米级别的塑料则由于观察手段所限,在上述研究中均未提及。

除前文所述种群外,其他水产养殖动物也容易受到微塑料污染。例如,养殖在河口湾和沿岸泻湖里的双壳类容易摄入微塑料,因为这类环境的水体和沉积物已普遍被微塑料污染<sup>[14]</sup>。另外,水产养殖系统里的鱼虾和其他养殖动物,投喂的饲料一般由鱼粉和其他动物成分制成,这些原料也可能已被微塑料污染。

市售海产品,包括从市场销售的鱼、贝类和甲壳类都发现了塑料碎片<sup>[13,15]</sup>。有数据显示,曾在欧洲 5 个国家(法国、意大利、丹麦、西班牙和荷兰)的 2 种食用贻贝(*Mytilus edulis* 和 *M. galloprovincialis*)中发现了微塑料<sup>[16]</sup>;在比利时的商业贝类中,发现每 10 g 贻贝就含有 3~5 个微塑料纤维<sup>[17]</sup>;中国食用双壳类的微塑料数量在 2~11 个(大小在 5~5,000 μm)/g 或者 4~47 个/双壳类个体<sup>[13]</sup>;生活于波斯湾的 5 种腹足类和双壳类微塑料粒子数量在 3.7~17.7 个/动物个体<sup>[18]</sup>;而在美国和印度尼西亚市场销售的鱼类胃肠道中发现微塑料(>500 μm)的比例分别是 9%和 28%,平均数量分别是 0.5 和 1.4 个/鱼<sup>[19]</sup>。在甲壳类和双壳类高消费的欧洲国家中,消费者估计一年摄入多达 11,000 个微塑料(大小在 5~1,000 μm);在较少消费甲壳类和双壳类的欧洲国家中,消费者对微塑料的暴露量也相当大,平均每年摄入微塑料达到了 1,800 个<sup>[20]</sup>。若仅考虑虾的消费,每人每年

摄入量大约为175个微塑料(大小200~1,000  $\mu\text{m}$ )<sup>[21]</sup>。这类数据中均未提及纳米塑料。关于因食用海产食品而进入人体的微纳塑料实际数量,研究刚起步,急需深入细致的工作。

### 3 微纳塑料的危害

进入动物的消化系统后,一些微纳塑料通过循环系统进入不同组织和细胞,极可能导致多种副作用,包括物理损伤(微塑料颗粒在组织中移动造成挤压、占位等)和化学性危害(塑料材质所具有的化学物质,以及在环境中吸附的有毒有害物质等)<sup>[22-25]</sup>。微塑料对海洋动物的毒效应包括致死性、摄食率降低、体重减轻、代谢率下降、用于生长的能量分配减少、捕食效率降低、行为应答发生变化、游泳能力下降、受精率下降、幼体畸形率增加,以及乙酰胆碱酯酶受抑制而导致的神经毒性、氧化应激、肠道损伤等<sup>[14,15,20,21]</sup>。这些毒效应最终导致生物种群数量减少,严重时导致生态系统受损、生物多样性下降,从而供给人类的食物减少。因此,为了正确地评价和管理这类风险,需要更深入地研究微塑料毒效应,特别要关注长期毒效应。

#### 3.1 微塑料对海洋生物的危害

微塑料可被甲壳类、双壳类及各种各样的鱼类所摄取并滞留于消化道,甚至转运至生物体其他部位,引发物理性损伤,如产生炎症等。微塑料在生物体内的滞留及转运情况与其尺寸(粒径)大小、暴露剂量及组成成分等密切相关。以斑马鱼(*Danio rerio*)为模式生物,Lu等<sup>[26]</sup>分别研究了5  $\mu\text{m}$ 及20  $\mu\text{m}$ 的聚苯乙烯(polystyrene, PS)塑料微球被斑马鱼摄取后在各个组织中的聚集状态,发现在经过7 d的暴露之后,尺寸为5  $\mu\text{m}$ 的塑料微球会在斑马鱼的鳃、肝脏和肠道等部位聚集,而尺寸为20  $\mu\text{m}$ 的塑料微球只聚集在斑马鱼的腮和肠道部位,意味着5  $\mu\text{m}$ 的PS可穿过肠道组织进入循环系统。由此可见,尺寸较大的微塑料易滞留在肠道部位,但较难进入循环系统。随着微塑料尺寸的降低,可能会穿过肠道组织进入循环系统和周边组织,甚至细胞内部,引起全身暴露。

微塑料在海洋生物中引起的生物效应也与其材质类型密切相关,不同的化学成分引发的毒性效应有所不同,且在不同受试物种中差异显著。Ašmonaitė等<sup>[27]</sup>用4种饲料(正常饲料、饲料含有100~400  $\mu\text{m}$ 纯PS微塑料、饲料含有经过下水道污水泡过的100~400  $\mu\text{m}$  PS微塑料、饲料含有经过港口排除污水泡过的100~400  $\mu\text{m}$  PS微塑料)喂养虹鳟幼鱼4周后,对肝脏一组有关氧化胁迫和外源化合物相关的通路分子进行测定,结果表明,尽管化学分析揭示PS微粒吸附了环境污染物(如多环芳烃、壬基酚),且鱼体摄入了相对多的PS微塑料,但肝脏并没有表现出胁迫效应。组织学和生化分析表明,没有诱导炎症反应,没有

出现物理和化学危害,鱼肠道渗透性、主动运输和电生理均未发生显著的变化。

Espinosa等<sup>[28]</sup>用金头鲷(*Sparus aurata*)作为海洋鱼类模型[体重(60 $\pm$ 10) g],研究了饲料中聚氯乙烯微塑料(polyvinyl chloride micro plastic, PVC-MPs,规格在40~150  $\mu\text{m}$ )对鱼体总体健康、免疫状态和一些应激指标分子的影响。将30尾实验鱼随机分配在3个流动海水水族箱里,分别投喂含有0(对照组)、100(低剂量组)、500 mg(高剂量组)PVC-MPs/kg的实验饲料30 d。血清代谢参数测定结果表明,PVC-MPs摄入量与一些重要器官(如肝)的增长量成反比。在第15~30 d的时间段,随着PVC-MPs摄入增加,与应激相关的头肾基因prdx5表达明显下降,而prdx1和prdx3的表达明显增加。在30 d的实验期间,高剂量组肝脏hsp90基因表达降低,ucp1基因表达增加。研究者认为PVC-MPs是鱼类的应激原,并推测鱼类持续暴露高浓度的PVC-MPs将导致慢性应激,进而对鱼类生理造成负面影响<sup>[28]</sup>。

#### 3.2 纳米塑料对海洋生物的危害

由于纳米塑料颗粒较小,生物组织中的纳米塑料的检测方法较少,纳米塑料与生物体的相互作用方面的研究更为少见,但也有少量在海洋和淡水生态系统中用纳米塑料进行生态毒性研究的报道。

纳米塑料暴露可改变海洋动物的行为,使其行为异常。Wegner等<sup>[29]</sup>发现PS暴露会影响紫贻贝的正常摄食行为,并用PS纳米塑料(30 nm)估算纳米粒子对紫贻贝伪粪产生及粪便和伪粪重量的影响。研究结果表明紫贻贝能够把纳米PS从水中滤进体内,同时滤食行为(以藻为食)下降且产生伪粪。Chen等<sup>[30]</sup>发现微纳塑料颗粒能改变斑马鱼幼鱼的游动行为,但纳米塑料对斑马鱼幼虫运动的改变更为明显。

纳米塑料相比微塑料尺寸更小,更容易被生物体吞食积累后通过循环系统进入不同组织和细胞,并对生物体产生毒性效应。Ward等<sup>[31]</sup>用紫贻贝和美洲牡蛎(*C. virginica*)暴露纳米PS(100 nm)45 min,发现该纳米PS既能进入生物体内,也能排出体外,但存留在体内的时间更长,且可以转运至消化腺。Cai等<sup>[32]</sup>应用激光扫描共聚焦荧光显微镜发现20和50 nm的PS塑料易积累在斑马鱼的鱼鳃上,而更大粒径(200、500、1000 nm)的微塑料颗粒不会滞留在鳃部,且经过清水实验后,鱼鳃上的微塑料颗粒能被清除掉。Pitt等<sup>[33]</sup>将受精后6 h(6 hpf)的斑马鱼胚胎暴露荧光标记的PS纳米粒子(平均粒径51 nm,3个浓度0.1、1和10  $\mu\text{g/mL}$ )至120 hpf结束暴露,发现在24 hpf,PS即聚集在卵黄囊,随后在整个发育期(48~120 hpf)迁移至胃肠道、胆囊、肝、胰、心脏、和脑多个部位;在120~168 hpf期间,各器官积累的PS均有所减少,这段时间可称为净化期,但胰腺和胃肠道相对净化速度慢。表明至少一些纳米塑料能够穿过斑

马鱼胚胎囊膜,在组织器官内聚集,影响其生理和行为。在暴露于乳胶纳米粒子的青鳉中发现,乳胶纳米粒子主要聚集在鳃和肠道中,精巢、肝和血液中也有分布,甚至可以穿过血脑屏障进入大脑,可能对生物体产生更加深远的潜在影响<sup>[34,35]</sup>。

已有少量研究利用各种细胞为材料研究了纳米塑料在细胞水平的影响。Rossi 等<sup>[36]</sup>发现纳米级别的 PS 颗粒容易进入脂质膜,诱导膜结构变化,显著减弱分子扩散,进而影响细胞功能。Salvati 等<sup>[37]</sup>发现人肺癌细胞系 A549 摄入 40~50 nm PS 颗粒基本上是不可逆的,细胞内的纳米粒子依时增加。Xia 等<sup>[38]</sup>发现 60 nm PS 纳米球对巨噬细胞系 RAW 264.7 和上皮细胞系 BEAS2B 都有很强的毒性。Forte 等<sup>[39]</sup>发现 44 nm PS 颗粒影响人胃腺癌细胞的细胞活力、细胞形态、炎性基因表达(IL-6 和 IL-8 基因表达显著上调),涉及胃病理学的细胞因子也发生了变化。

由于纳米塑料性质稳定、难以降解、易于在生物体和细胞内积累,引起生物体的代谢紊乱,产生分子层面的毒性效应,甚至造成遗传毒性。Lu 等<sup>[26]</sup>采用多种方法评估了粒径为 70 nm PS 对斑马鱼的毒性,发现超氧化物歧化酶(superoxide dismutase, SOD)和过氧化氢酶(catalase, CAT)活性增强,表明 PS 可诱导氧化胁迫;代谢组学分析结果提示 PS 暴露能够改变鱼肝脏代谢模式,扰动脂肪和能量代谢。Della 等<sup>[40]</sup>发现 PS-COOH 纳米粒子能诱导海胆(*Paracentrotus lividus*)早期胚胎在 48 hpf 时上调表达细胞胁迫应答基因 *Abcb1*,而 PS-NH<sub>2</sub> 纳米粒子在 24 hpf 时诱导 *cas8* 基因上调表达,启动凋亡信号通路。Canesi 等<sup>[41]</sup>观察了血淋巴血清中 PS-NH<sub>2</sub> (50 nm) 对离体 *M. galloprovincialis* 血细胞毒性的影响,发现 PS-NH<sub>2</sub> 纳米粒子刺激胞外 ROS(reactive oxygen species)和 NO(nitric oxide)产量增加,高浓度时诱导细胞凋亡过程;且 PS-NH<sub>2</sub> 能在血淋巴血清中形成蛋白冠,干扰 p38-MAPK(mitogen-activated protein kinase)信号通路<sup>[42]</sup>。

同样,纳米塑料在海洋生物中引起的生物效应也与其组成成分密切相关,不同的化学成分引发的毒性效应有所不同。Della 等<sup>[40]</sup>用 2 种官能团不同的 PS 纳米粒子,一种羧基(PS-COOH, 40 nm),一种胺基(PS-NH<sub>2</sub>, 50 nm),暴露给海胆早期胚胎,发现 PS-COOH 聚集于胚胎消化管内,PS-NH<sub>2</sub> 更分散;PS-COOH 在浓度高达 50 μg/mL 时仍没有观察到胚胎毒性,而 PS-NH<sub>2</sub> 则导致严重的发育缺陷(EC50 3.85 μg/mL 24 hpf, EC50 2.61 μg/mL 48 hpf)。Brandts 等<sup>[43]</sup>研究了平均粒径 45 nm 的聚甲基丙烯酸甲酯纳米粒子(polymethyl methacrylate nanoparticles, PMMA NPs)短期暴露 96 h 对欧洲鲈(*D. labrax*)幼鱼[体长(14.6±2.4) cm、体重(21.4±6.5) g]的影响,发现与脂质代谢有关的过氧化物酶体增殖物激活受体(peroxisome proliferator-activated receptor, PPARs)PPAR $\alpha$ 、PPAR $\gamma$  及 *nd5* 基因的 mRNA 丰

度发生显著变化,血浆酯酶活性降低,皮肤粘液碱性磷酸酶显著表达<sup>[43]</sup>。过氧化物酶体增殖物被建议作为环境污染评估的一个指标,*D. labrax* 已鉴定出 3 种受体。PPAR $\alpha$  能激活载脂蛋白等目标基因的转录,从而调节葡萄糖代谢、脂肪代谢、肝脏炎症和肝细胞增殖。离体实验显示,PMMA NPs 结合鱼类血清载脂蛋白 A-I,这可能阻碍了鱼类利用它们的脂肪库<sup>[44]</sup>;而 PPAR $\gamma$  主要出现在脂肪组织、免疫细胞、肠、肾和肝<sup>[45]</sup>;基因 *nd5* 则编码线粒体膜呼吸链中烟酰胺腺嘌呤二核苷酸(nicotinamide adenine dinucleotide, NADH)脱氢酶核心亚单位,该呼吸链负责传递电子,在氧化磷酸化过程中,这一过程对合成 ATP 是必需的。暴露 PMMA NPs 后,欧洲鲈幼鱼 PPAR $\alpha$ , PPAR $\gamma$  和 *nd5* 的 mRNA 水平都发生变化,表明 PMMA NPs 能够改变欧洲鲈幼鱼脂肪代谢相关的分子信号通路,导致鱼类免疫系统受损<sup>[43]</sup>。

### 3.3 微纳塑料及其吸附物聚集体的联合危害

在海洋环境中,微塑料表面可能吸附苯乙烯、有毒金属离子、邻苯二甲酸盐类、双酚 A、多氯联苯、多环芳烃等<sup>[22,46,47]</sup>,成为一个多毒物的聚集体。且在塑料生产过程中,使用了许多对动物和人毒害较大的化学物质(如致癌、内分泌干扰、神经毒性)<sup>[47,48]</sup>。显然,一旦微塑料进入生物体内,这些化学物质将会穿透细胞膜,进入细胞,产生一系列细胞毒性作用<sup>[49]</sup>。鉴于纳米粒子具有较大的表面积体积比,吸附难降解的持久性有机污染物(persistent organic pollutants, POPs)的机会较大<sup>[50]</sup>,成为疏水性污染物的载体。多氯联苯、多溴联苯醚和一些杀虫剂等,被认为较易附着在纳米颗粒表面,从而进入人的食品系统。如果吸附化学毒物的纳米塑料被生物体摄入,则有可能进入组织细胞,导致长期毒性问题<sup>[51]</sup>。

Chen 等<sup>[52]</sup>研究了在有无 PS 纳米粒子(粒径 50 nm)联合暴露时,双酚 A(bisphenol A, BPA)在斑马鱼体内的积累过程。结果显示,BPA 暴露 1 d 后其在内脏、鳃、头和肌肉的积累量分别达到了 85、43、20 和 3 μg/g·ww(湿重);而 PS 暴露 1 d 后即达到相对平衡,不同组织的积累量在 39~636 mg/kg·ww。当 PS 和 BPA 同时暴露,BPA 在头和内脏的积累显著增加,分别增加了 2.2 和 2.6 倍(与 BPA 单独暴露相比)。对鱼头部的一些神经毒理学标志物分析发现,单独的 BPA 或 PS 都能导致中枢神经系统髓鞘碱性蛋白质/基因表达上调,均显著抑制乙酰胆碱酯酶(acetylcholinesterase, AchE)活性。而在 2 者联合暴露时,髓磷脂和微管蛋白/基因表达、多巴胺含量、中脑星形胶质细胞衍生的神经营养因子的 mRNA 表达均显著上调,表明 2 者的联合暴露能增强多巴胺系统的神经毒性。说明 PS 能增加成体斑马鱼对 BPA 的积累,并引起神经毒性。

Brandts 等<sup>[53]</sup>单独用 PS 纳米粒子或联合卡马西平

(carbamazepine, Cbz) 研究了对地中海贻贝 (*M. galloprovincialis*) 的毒性效应。该研究采用的 PS 浓度为从 0.05 到 50 mg/L, Cbz 浓度是 6.3  $\mu\text{g/L}$ , 联合染毒的浓度是 PS 0.05 mg/L+Cbz 6.3  $\mu\text{g/L}$ , 设计暴露 96 h 后检测消化腺、鳃和血淋巴的分子和生物化学标志物。发现暴露后的地中海贻贝消化腺和鳃中与生物转化、DNA 修复、细胞胁迫-应答, 及天然免疫相关的基因表达 mRNA 丰度都有明显改变, 且鳃比消化腺更为敏感(低浓度暴露即有较大变化)<sup>[51]</sup>。将地中海贻贝单独暴露于 PS 和 Cbz、或二者联合暴露, 都能导致血淋巴基因毒性; 且 PS 暴露能抑制胆碱酯酶(cholinesterase, ChE)活性, 提示其可能具有神经毒作用。研究表明, 贻贝对 PS 短期暴露很敏感, 即使在低浓度下也是如此, 强调纳米塑料低浓度研究的重要性<sup>[53]</sup>。

塑料碎片上还发现存在多种微生物和其他生物, 被称为塑料周级生物群落“plastisphere”<sup>[54]</sup>, 其中有致病菌弧菌(*Vibrio spp.*)、大肠杆菌(*Escherichia coli*)、嗜麦芽糖寡养单胞菌(*Stenotrophomonas maltophilia*)、蜡样芽胞杆菌(*Bacillus cereus*)、杀鲑气单胞菌(*Aeromonas salmonicida*)等<sup>[55-57]</sup>。迄今为止, 关于微纳米塑料上的致病菌研究报道还较少。

### 3.4 微纳塑料对人体健康的潜在危害

人类在食用海产品的同时也摄入了其中的微纳塑料, 但目前仍不清楚人们摄入微纳塑料后其对人体健康的真实影响。海洋动物含有微纳塑料最有可能的器官为胃肠道, 而大部分鱼类的胃肠道器官不被食用, 其中的微塑料不会直接暴露给人类。但是, 少量鱼类会被整条食用, 其胃肠道和肝脏中通常含有微塑料, 如凤尾鱼和沙丁鱼<sup>[58]</sup>。一般认为, 那些连同内脏一起被人们食用的海产种类(如一些软体动物、甲壳类和小型鱼类或者幼鱼等)带来的健康威胁要大于去除内脏的种类。在 2 种通常被食用的干鱼(绿背龟鲛 *Chelon subviridis*、皮氏叫姑鱼 *Johnius belangerii*)中, 即便去掉内脏和鳃, 其肌肉里的微塑料数量也较多, 提示去除内脏不一定就根除了人们对微塑料的摄入<sup>[15]</sup>。甚至, 最近在一些商业上主要的鱼类和甲壳类肌肉中检测出了微塑料<sup>[59,60]</sup>。

近期的野外调查和实验室研究都表明, 微米级和纳米级的塑料粒子可以在食物网内传递, 微纳塑料的生物聚集和生物放大增加了对顶级捕食者(包括人)的风险和毒效应<sup>[61-65]</sup>。科学家推测, 大于 150  $\mu\text{m}$  的微塑料可能不会被吸收, 而小于 150  $\mu\text{m}$  的微塑料可以通过胃肠道进入淋巴和循环系统, 引起系统性的暴露。只有  $\leq 20 \mu\text{m}$  的微塑料能够进入器官, 更小的微塑料(0.1~10  $\mu\text{m}$ )也许可以进入全身所有器官, 穿过细胞膜、血脑屏障和胎盘<sup>[14,49,66-69]</sup>, 参与亲代到子代的代际转移<sup>[70]</sup>。有报道预测微纳塑料能与免疫系统相互作用导致免疫毒性, 进而诱发副反应, 如免疫抑制、免疫

激活和不正常的炎症反应<sup>[71]</sup>。更有研究者采用人脑细胞和上皮细胞的离体实验首次发现, 10  $\mu\text{m}$  和 40~250 nm 的塑料都具有细胞毒性作用, 能引起氧化应激<sup>[72]</sup>。

## 4 微纳塑料污染未来研究重点

### 4.1 研究方法亟待改进

海产食品被微塑料污染的数据和研究呈指数增加。但是由于研究方法没有标准化, 难于对已有研究结果进行比较, 也难以将这些数据用于微塑料的风险评估<sup>[73]</sup>。许多文献中常常以多少个来计量食材中的微塑料, 这种计量方式不够精确, 建议用“质量”取代“个数”。原因有: 进入海洋的塑料常用质量单位“吨”表示, 且基于质谱分析的鉴别技术, 偶联气相层析法和质谱分析法的高温分解(pyrolysis coupled by gas chromatography and mass spectrometry, Py-GC/MS)方法, 处理信号都是关联被分析物的质量。特别值得注意的是, 毒理学研究中也都是以毒物的质量来考察的。主要的毒理学剂量术语, 例如, 无明显损害作用水平、最小明显损害作用水平、半致死剂量或半致死浓度等, 通常表示成质量体重比(mg/kg·bw), 或者质量体积比(mg/(L·d)或 h)<sup>[73]</sup>。因此, 统一采用质量为计量方式有利于方法确认和比较参考材料的开发和和使用。

此外, 应开发用于生态毒理学实验、样品处理和分析方法的研究规范, 以最小化实验的认知误差<sup>[4]</sup>。目前还缺少海产食材可食部分微纳米塑料的现场快速鉴别和准确定量技术, 在检测存在于环境基质和海产食材里的微纳米塑料方面面临挑战。在暴露研究中微纳塑料粒子理化特性参数(包括内禀性质, 在生物体液环境中的聚集、成团、沉淀、分散、聚合物单体及加工助剂释出特点等)的确定还需要标准化的研究方法<sup>[4]</sup>。

### 4.2 微纳塑料对人体健康的危害需要全面深入的研究

尽管在多种海产品和食品中发现了微塑料, 目前仍不清楚人们摄入微纳塑料后, 微纳塑料在人体内究竟会怎样转位和变化<sup>[71,74]</sup>, 其对人体健康的真实影响不得而知。因此, 一些关键问题需要深入研究。比如, 如果微纳塑料能够引发海洋动物癌症, 是否对人类也有此危害<sup>[75]</sup>? 微纳塑料进入人体器官组织和细胞的几率有多大? 微纳塑料对细胞代谢和基因蛋白质分子层面有怎样的影响? 人类长期暴露微塑料的慢性危害又有哪些? 人体组织细胞对微纳塑料有怎样的清除机制? 这些方面的知识相当欠缺。

采用食品安全风险分析框架来评价微纳塑料污染的海产食品对消费者的危害和风险极其重要<sup>[14]</sup>。微纳塑料对人的潜在健康风险分析和评价应该包含所有饮食的膳食暴露<sup>[76]</sup>, 最详尽地掌握各种参数如颗粒大小和形状、聚合物化学成分、表面积、密度、持久性、吸附的污染物质、添加剂和毒理学研究结果等, 这些数据是正确的风险评价的

前提条件<sup>[77]</sup>。有关这些参数的报道目前还相当少见,这是未来几年研究者必须获得的数据。只有将微纳塑料对人体健康的危害进行全面深入的研究,才能够科学地对其开展食品安全评价。

#### 4.3 加强微纳塑料危害食品安全的预防控制措施研究

通过对海域环境微纳塑料存量的本地调查(包括沉积物和水层),制定出宜养(包括水产养殖和捕捞)、限养或禁养水域。现在各国食品法规标准均未把微纳塑料作为污染物质<sup>[69]</sup>,不是因为其危害小,而是食品中的微纳塑料近年来才受到研究者的重视,对人类健康的危害还不清楚。建议有关部门加大资助力度,尽快全面研究掌握微纳塑料的危害,制定出检测方法标准和食品(包括海产品)最低含量标准。

## 5 总结

微纳塑料对海洋环境的污染引发了社会上各方面的担忧,包括环境生态、食品安全及人类健康等方面。迄今为止,已在众多食用海产品中检测出微塑料,鉴于人们喜食海产品,因此极易暴露微塑料,对人类健康构成了潜在威胁。目前,与微纳塑料相关的研究刚刚兴起,许多知识空白需要填补,需重点关注的问题包括微纳塑料在水环境和海产品中如何定量检测;微纳塑料在食用动物体内的转移和同化、毒性作用及对其他污染物质和致病菌的吸附作用;更重要的问题是微纳塑料对消费者的暴露量与健康影响之间的相互关系等。诸多问题急需创新性地开展研究。

### 参考文献

- [1] Eriksen M, Lebreton LCM, Carson HS, *et al.* Plastic pollution in the world's oceans: More than 5 trillion plastic pieces weighing over 250,000 tons afloat at sea [J]. *PLoS One*, 2014, 9:e111913.
- [2] Lebreton LCM, Van der Zwet J, Damsteeg JW, *et al.* River plastic emissions to the world's oceans [J]. *Nat Commun*, 2017, (8): 15611.
- [3] Andrady AL. The plastic in microplastics: A review [J]. *Mar Pollut Bull*, 2017, 119(1): 12–22.
- [4] Rist S, Hartmann NB. Aquatic ecotoxicity of microplastics and nanoplastics: Lessons learned from engineered nanomaterials [J]. *Springer*, 2017, (58): 25–49.
- [5] Reinholz J, Diesler C, Schöttler S, *et al.* Protein machineries defining pathways of nanocarrier exocytosis and transcytosis [J]. *Acta Biomater*, 2018, (71): 432–443.
- [6] Thompson A. From fish to humans, a microplastic invasion may be taking a toll [J]. *Sci Am*, 2018.
- [7] Frère L, Paul-Pont I, Rinnert E, *et al.* Influence of environmental and anthropogenic factors on the composition, concentration and spatial distribution of microplastics: A case study of the Bay of Brest (Brittany, France) [J]. *Environ Pollut*, 2017, (225): 211–222.
- [8] Foley CJ, Feiner ZS, Malinich TD, *et al.* A meta-analysis of the effects of exposure to microplastics on fish and aquatic invertebrates [J]. *Sci Total Environ*, 2018, (631–632): 550–559.
- [9] Luis LG, Ferreira P, Fonte E, *et al.* Does the presence of microplastics influence the acute toxicity of chromium (VI) to early juveniles of the common goby (*Pomatoschistus microps*)? A study with juveniles from two wild estuarine populations [J]. *Aquat Toxicol*, 2015, (164): 163–174.
- [10] Naji A, Nuri M, Vethaak AD. Microplastics contamination in molluscs from the northern part of the Persian Gulf [J]. *Environ Pollut*, 2018, (235): 113–120.
- [11] Barboza LGA, Vethaak AD, Beatriz RBO. Marine microplastic debris: An emerging issue for food security, food safety and human health [J]. *Mar Pollut Bull*, 2018, (133): 336–348.
- [12] Bessa F, Barria P, Neto JM, *et al.* Occurrence of microplastics in commercial fish from a natural estuarine environment [J]. *Mar Pollut Bull*, 2018, (128): 575–584.
- [13] Li J, Yang D, Li L, *et al.* Microplastics in commercial bivalves from China [J]. *Environ Pollut*, 2015, (207): 190–195.
- [14] Lusher AL, Hollman PCH, Mendoza-Hill JJ. Microplastics in fisheries and aquaculture: Status of knowledge on their occurrence and implications for aquatic organisms and food safety [C]. Rome: FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper, 2017.
- [15] Karami A, Golieskardi A, Ho YB, *et al.* Microplastics in eviscerated flesh and excised organs of dried fish [J]. *Sci Rep*, 2017, (7): 5473.
- [16] Vandermeersch G, Van CL, Janssen CR, *et al.* A critical view on microplastic quantification in aquatic organisms [J]. *Environ Res*, 2015, (143): 46–53.
- [17] De Witte B, Devriese L, Bekaert K, *et al.* Quality assessment of the blue mussel (*mytilus edulis*): Comparison between commercial and wild types [J]. *Mar Pollut Bull*, 2014, 85(1): 146–155.
- [18] Naji A, Nuri M, Vethaak AD. Microplastics contamination in molluscs from the northern part of the Persian Gulf [J]. *Environ Pollut*, 2018, (235): 113–120.
- [19] Rochman CM, Tahir A, Williams SL, *et al.* Anthropogenic debris in seafood: Plastic debris and fibers from textiles in fish and bivalves sold for human consumption [J]. *Sci Rep*, 2015, (5): 14340.
- [20] Van CL, Janssen CR. Microplastics in bivalves cultured for human consumption [J]. *Environ Pollut*, 2014, (193): 65–70.
- [21] Devriese L, Van DMMD, Maes T, *et al.* Microplastic contamination in brown shrimp (*Crangon crangon*, Linnaeus 1758) from coastal waters of the southern north sea and channel area [J]. *Mar Pollut Bull*, 2015, (98): 179–187.
- [22] Barboza LGA, Vieira LR, Branco V, *et al.* Microplastics cause neurotoxicity, oxidative damage and energy-related changes and interact with the bioaccumulation of mercury in the European seabass, *Dicentrarchus labrax*, (Linnaeus, 1758) [J]. *Aquat Toxicol*, 2018, (195): 49–57.
- [23] Martínez-Gómez C, León VM, Marina SC, *et al.* The adverse effects of virgin microplastics on the fertilization and larval development of sea urchins [J]. *Mar Environ Res*, 2017, (130): 69–76.
- [24] Yu P, Liu Z, Wu D, *et al.* Accumulation of polystyrene microplastics in juvenile eriocheir sinensis and oxidative stress effects in the liver [J]. *Aquat Toxicol*, 2018, (200): 28–36.
- [25] Pedà C, Caccamo L, Fossi MC, *et al.* Intestinal alterations in European sea bass *Dicentrarchus labrax* (Linnaeus, 1758) exposed to microplastics:

- preliminary results [J]. *Environ Pollut*, 2016, (212): 251–256.
- [26] Lu Y, Zhang Y, Deng Y, *et al.* Uptake and accumulation of polystyrene microplastics in zebrafish (*Danio rerio*) and toxic effects in liver [J]. *Environ Sci Technol*, 2016, 50(7): 4054.
- [27] Ašmonaitė G, Sundh H, Asker N, *et al.* Rainbow trout maintain intestinal transport and barrier functions following exposure to polystyrene microplastics [J]. *Environ Sci Technol*, 2018, 52(24): 14392–14401.
- [28] Espinosa C, Cuesta A, Esteban MA. Effects of dietary polyvinylchloride microparticles on general health, immune status and expression of several genes related to stress in gilthead seabream (*Sparus aurata* L.) [J]. *Fish Shellfish Immun*, 2017, (68): 251–259.
- [29] Wegner A, Besseling E, Foekema EM, *et al.* Effects of nanopolystyrene on the feeding behavior of the blue mussel (*Mytilus edulis* L.) [J]. *Environ Toxicol Chem*, 2012, 31(11): 2490–2497.
- [30] Chen QQ, Gundlach M, Yang SY, *et al.* Quantitative investigation of the mechanisms of microplastics and nanoplastics toward zebrafish larvae locomotor activity [J]. *Sci Total Environ*, 2017, (584): 1022–1031.
- [31] Ward JE, Kah DJ. Marine aggregates facilitate ingestion of nanoparticles by suspension-feeding bivalves [J]. *Mar Environ Res*, 2009, 68(3): 137–142.
- [32] Cai YY, Zhao JY, Li WF, *et al.* Retention of polystyrene particles of different sizes in zebrafish gills and their effect on toxicity of anthracene to gill cells [J]. *Chin J Appl Environ Biol*, 2017, 23(6): 1154–1158.
- [33] Pitt JA, Kozal JS, Jayasundara N, *et al.* Uptake, tissue distribution, and toxicity of polystyrene nanoparticles in developing zebrafish (*Danio rerio*) [J]. *Aquat Toxicol*, 2018, (194): 185–194.
- [34] Kashiwada S. Distribution of nanoparticles in the see-through medaka (*Oryzias latipes*) [J]. *Environ Health Perspect*, 2006, (114): 1697–1702.
- [35] Almutairi MMA, Gong C, Xu YG, *et al.* Factors controlling permeability of the blood-brain barrier [J]. *Cell Mol Life Sci*, 2016, 73(1): 57–77.
- [36] Rossi G, Barnoud J, Monticelli L. Polystyrene nanoparticles perturb lipid membranes [J]. *J Phys Chem Lett*, 2014, 5(1): 241–246.
- [37] Salvati A, Aberg C, Santos TD, *et al.* Experimental and theoretical comparison of intracellular import of polymeric nanoparticles and small molecules: Toward models of uptake kinetics [J]. *Nanomed: Nanotech, Biol Med*, 2011, 7(6): 818–826.
- [38] Xia T, Kovoichich M, Liang M, *et al.* Cationic polystyrene nanosphere toxicity depends on cell-specific endocytic and mitochondrial injury pathways [J]. *ACS Nano*, 2008, 2(1): 85–96.
- [39] Forte M, Iachetta G, Tussellino M, *et al.* Polystyrene nanoparticles internalization in human gastric adenocarcinoma cells [J]. *Toxicol in Vitro*, 2016, (31): 126–136.
- [40] Della TC, Bergami E, Salvati A, *et al.* Accumulation and embryotoxicity of polystyrene nanoparticles at early stage of development of sea urchin embryos, *Paracentrotus lividus* [J]. *Environ Sci Technol*, 2014, 48(20): 12302–12311.
- [41] Canesi L, Ciacci C, Bergami E, *et al.* Evidence for immunomodulation and apoptotic processes induced by cationic polystyrene nanoparticles in the hemocytes of the marine bivalve mytilus [J]. *Mar Environ Res*, 2015, 111(3): 34–40.
- [42] Canesi L, Ciacci C, Fabbri R, *et al.* Interactions of cationic polystyrene nanoparticles with marine bivalve hemocytes in a physiological environment: Role of soluble hemolymph proteins [J]. *Environ Res*, 2016, (150): 73–81.
- [43] Brandts I, Teles M, Tvarijonavičute A, *et al.* Effects of polymethylmethacrylate nanoplastics on *Dicentrarchus labrax* [J]. *Genomics*, 2018, (110): 435–441.
- [44] Cedervall T, Hansson LA, Lard M, *et al.* Food chain transport of nanoparticles affects behaviour and fat metabolism in fish [J]. *PLoS One*, 2012, (7): 1–6.
- [45] Varga T, Czimmerer Z, Nagy L. PPARs are a unique set of fatty acid regulated transcription factors controlling both lipid metabolism and inflammation [J]. *Biochim Biophys Acta Mol Basis Dis*, 2011, 1812(8): 1007–1022.
- [46] Massos A, Turner A. Cadmium, lead and bromine in beached microplastics [J]. *Environ Pollut*, 2017, (227): 139–145.
- [47] Hahladakis JN, Velis CA, Weber R, *et al.* An overview of chemical additives present in plastics: Migration, release, fate and environmental impact during their use, disposal and recycling [J]. *J Hazard Mater*, 2018, (344): 179–199.
- [48] Wright SL, Kelly FJ. Plastic and human health: A micro issue? [J]. *Environ Sci Technol*, 2017, 51(12): 6634–6647.
- [49] Moos NV, Burkhardt-Holm P, Köhler A. Uptake and effects of microplastics on cells and tissue of the blue mussel *mytilus edulis* L. after an experimental exposure [J]. *Environ Sci Technol*, 2012, 46(20): 11327–11335.
- [50] Mattsson K, Hansson LA, Cedervall T. Nano-plastics in the aquatic environment [J]. *Environ Sci Processes Impacts*, 2015, 17(10): 1712–1721.
- [51] Lambert S, Sinclair C, Boxall A. Occurrence, degradation, and effect of polymer-based materials in the environment [J]. *Rev Environ Contam Toxicol*, 2014, (227): 1–53.
- [52] Chen Q, Yin D, Jia Y, *et al.* Enhanced uptake of BPA in the presence of nanoplastics can lead to neurotoxic effects in adult zebrafish [J]. *Sci Total Environ*, 2017, (609): 1312–1321.
- [53] Brandts I, Teles M, Gonçalves AP, *et al.* Effects of nanoplastics on, *Mytilus galloprovincialis*, after individual and combined exposure with carbamazepine [J]. *Sci Total Environ*, 2018, (643): 775–784.
- [54] Zettler ER, Mincer TJ, Amaral-Zettler LA. Life in the "plastisphere": Microbial communities on plastic marine debris [J]. *Environ Sci Technol*, 2013, 47(13): 7137–7146.
- [55] Kirstein IV, Kirmizi S, Wichels A, *et al.* Dangerous hitchhikers? evidence for potentially pathogenic vibrio spp. on microplastic particles [J]. *Mar Environ Res*, 2016, (120): 1–8.
- [56] Virsek MK, Lovsin MN, Koren S, *et al.* Microplastics as a vector for the transport of the bacterial fish pathogen species, *aeromonas salmonicida* [J]. *Mar Pollut Bull*, 2017, 125(1–2): 301–309.
- [57] Van der Meulen MD, Devriese L, Lee J, *et al.* Socio-economic impact of microplastics in the 2 seas, channel and France Manche region: An initial risk assessment [J]. *MICRO Interreg Project Iva*, 2014.
- [58] Collard F, Gilbert B, Compere P, *et al.* Microplastics in livers of European anchovies (*Engraulis encrasicolus* L.) [J]. *Environ Pollut*, 2017, (229): 1000–1005.
- [59] Abassi S, Soltani N, Keshavarzi B, *et al.* Microplastics in different tissues of fish and prawn from the musaestuary, persian gulf [J]. *Chemosphere*, 2018, (205): 80–87.

- [60] Akhbarizadeh R, Moore F, Keshavarzi B. Investigating a probable relationship between microplastics and potentially toxic elements in fish muscles from northeast of Persian gulf [J]. *Environ Pollut*, 2018, (232): 154–163.
- [61] Welden NA, Abylkhani B, Howarth LM. The effects of trophic transfer and environmental factors on microplastic uptake by plaice, *Pleuronectes platessa*, and spider crab, *Maja squinado* [J]. *Environ Pollut*, 2018, (239): 351–358.
- [62] Farrell P, Nelson K. Trophic level transfer of microplastic: *Mytilus edulis* (L.) to *Carcinus maenas* (L.) [J]. *Environ Pollut*, 2013, (177): 1–3.
- [63] Setälä O, Fleming-Lehtinen V, Lehtiniemi M. Ingestion and transfer of microplastics in the planktonic food web [J]. *Environ Pollut*, 2014, (185): 77–83.
- [64] Mattsson K, Johnson EV, Malmendal A, *et al.* Brain damage and behavioural disorders in fish induced by plastic nanoparticles delivered through the food chain [J]. *Sci Rep*, 2017, (7): 11452.
- [65] Nelms SE, Galloway TS, Godley BJ, *et al.* Investigating microplastic trophic transfer in marine top predators [J]. *Environ Pollut*, 2018, (238): 999–1007.
- [66] Bouwmeester H, Hollman PCH, Peters RJB. Potential health impact of environmentally released micro- and nanoplastics in the human food production chain: Experiences from nanotoxicology [J]. *Environ Sci Technol*, 2015, 49(15): 8932–8947.
- [67] Browne MA, Dissanayake A, Galloway TS, *et al.* Ingested microscopic plastic translocates to the circulatory system of the mussel, *Mytilus edulis* (L.) [J]. *Environ Sci Technol*, 2008, 42(13): 5026–5031.
- [68] Galloway TS. Micro and nanoplastics and human health [C]. New York: Bergmann, M. (Ed.), *Marine Anthropogenic Litter*. Springer, 2015: 343–366.
- [69] Wallace H, Jan A, Lars BA, *et al.* Presence of microplastics and nanoplastics in food, with particular focus on seafood [J]. *EFSA J*, 2016, (14): 4501 (30 p).
- [70] Pitt JA, Rafael T, Andrey M, *et al.* Maternal transfer of nanoplastics to offspring in zebrafish (*Danio rerio*): A case study with nanopolystyrene [J]. *Sci Total Environ*, 2018, (643): 324–334.
- [71] Wright SL, Kelly FJ. Plastic and human health: A micro issue? [J]. *Environ Sci Technol*, 2017, 51(12): 6634–6647.
- [72] Schirizzi GF, Pérez-Pomeda I, Sanchís J, *et al.* Cytotoxic effects of commonly used nanomaterials and microplastics on cerebral and epithelial human cells [J]. *Environ Res*, 2017, (159): 579–587.
- [73] Dehaut A, Hermabessiere L, Duflos G. Current frontiers and recommendations for the study of microplastics in seafood [J]. *Trends Anal Chem*, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.trac.2018.11.011>.
- [74] Rist S, Almroth BC, Hartmann NB, *et al.* A critical perspective on early communications concerning human health aspects of microplastics [J]. *Sci Total Environ*, 2018, (626): 720–726.
- [75] Erren TC, Gross JV, Steffany F, *et al.* “Plastic ocean”: What about cancer? [J]. *Environ Pollut*, 2015, (207): 436–437.
- [76] GESAMP. Sources, fate and effects of microplastics in the marine environment: Part two of a global assessment [J]. In: Kershaw, P.J., Rochmann, C.M. (Eds.), (IMO /FAO/UNESCO-IOC/ UNIDO/WMO /IAEA/UN/UNEP/UNDP Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection), 2016, (93): 220.
- [77] Hale RC. Are the risks from microplastics truly trivial? [J]. *Environ Sci Technol*, 2018, 52(3): 931.

(责任编辑: 苏笑芳)

### 作者简介



张士春, 高级工程师, 主要研究方向为水产养殖和水产品质量安全管理。  
E-mail: 1205615096@qq.com



庞美霞, 博士, 主要研究方向为鱼类分子遗传学。  
E-mail: pangmeixia@szpt.edu.cn



金 刚, 博士, 教授, 主要研究方向为水生生物学和食品安全管理。  
E-mail: jingang@szpt.edu.cn