

食品中微塑料的来源、分布特征及毒理学研究进展

王惠萍^{1,2}, 汪桢^{1,2}, 冯志强³, 张芯蕊^{1,2}, 王璐阳^{1,2}, 黄继红^{1,2,4*}

(1. 河南大学农学院, 省部共建作物逆境适应与改良国家重点实验室, 河南开封 475004)

(2. 中原食品实验室, 河南漯河 462300) (3. 三全食品股份有限公司, 河南郑州 450001)

(4. 许昌学院食品与药学院, 河南许昌 461000)

摘要: 食品已成为人体摄入微塑料 (Microplastics, MPs) 的主要来源。食品中的 MPs 主要来源于食品原料 (包括鱼类、贝类、农作物、食盐和水等)、食品加工过程以及食品包装。MPs 在食品中的丰度、形状、粒径及聚合物类型等分布特征与地理位置、人类活动以及食品工业类型等因素相关。目前, MPs 的检测方法包括扫描电子显微镜和能量色散 x 射线光谱联用 (Scanning Electron Microscope-Energy Dispersive X-Ray Spectroscopy, SEM-EDS), 傅里叶变换红外光谱 (Fourier Transform Infrared Spectroscopy, FT-IR), 拉曼光谱 (Raman Spectroscopy, RS), 热分析法与气相色谱-质谱 (Gas Chromatography-Mass Spectrometry, GC-MS) 联用法及上述方法的组合使用。此外, MPs 内在的化学添加剂、从环境中吸附的污染物和有害微生物附着可能对人体产生健康风险, 包括直接毒性、易位毒性以及复合毒性。已有研究证实炎症, 氧化应激, 细胞凋亡和线粒体功能障碍与 MPs 摄入量密切相关。该文综述了食品中 MPs 污染的来源、分布特征、检测方法和毒理作用, 以期为食品中的 MPs 风险防控与未来研究提供参考。

关键词: 微塑料; 来源; 分布特征; 毒性效应

文章编号: 1673-9078(2024)05-347-358

DOI: 10.13982/j.mfst.1673-9078.2024.5.0384

Research Progress on Sources, Distribution Characteristics and Toxicology of Microplastics in Foods

WANG Huiping^{1,2}, WANG Zhen^{1,2}, FENG Zhiqiang³, ZHANG Xinrui^{1,2},

WANG Luyang^{1,2}, HUANG Jihong^{1,2,4*}

(1.College of Agriculture, State Key Laboratory of Crop Stress Adaptation and Improvement, Henan University, Kaifeng 475004, China)(2.Food Laboratory of Zhongyuan, Luohe 462300, China) (3.Zhengzhou Sanquan Foods Co. Ltd., Zhengzhou 450001, China) (4.College of Food and Pharmacy, Xuchang University, Xuchang 461000, China)

Abstract: Food has become the main source of ingested microplastics (MPs) by the human body. MPs in food mainly come from food raw materials (including fish, shellfish, crops, salt and water, etc.), food processing and food packaging. The distribution characteristics of MPs in food such as abundance, shape, particle size and polymer type are related to factors such as geographical location, human activities and type of food industry. Currently, detection methods for MPs include scanning electron microscopy and energy dispersive x-ray spectroscopy (SEM-EDS), Fourier transform infrared spectroscopy

引文格式:

王惠萍,汪桢,冯志强,等.食品中微塑料的来源、分布特征及毒理学研究进展[J].现代食品科技,2024,40(5):347-358.

WANG Huiping, WANG Zhen, FENG Zhiqiang, et al. Research progress on sources, distribution characteristics and toxicology of microplastics in foods [J]. Modern Food Science and Technology, 2024, 40(5): 347-358.

收稿日期: 2023-04-01

基金项目: 河南省中央引导地方科技发展资金项目 (Z20221341069)

作者简介: 王惠萍 (2000-), 女, 硕士研究生, 研究方向: 植物遗传资源的研究和利用, E-mail: huiping0210@163.com

通讯作者: 黄继红 (1965-), 女, 博士, 教授, 研究方向: 生物催化与酶工程, E-mail: huangjih1216@126.com

(FT-IR), Raman spectroscopy (RS), thermal analysis coupled with gas chromatography-mass spectrometry (GC-MC), and a combination of these methods. In addition, the chemical additives inherent in MPs, pollutants adsorbed from the environment, and harmful microbial adhesion can pose health risks to the human body, including direct toxicity, translocation toxicity and compound toxicity. Studies have confirmed that inflammation, oxidative stress, apoptosis and mitochondrial dysfunction are closely related to MPs intake. This article reviews the sources, distribution characteristics, detection methods, and toxicological effects of MPs contamination in food, which ultimately provides a reference for the prevention and control of MPs in food as well as future research.

Key words: microplastics; Source; distribution characteristics; toxic

在过去的几十年中, 塑料的产量逐年递增。据统计, 到 2050 年全球塑料制品产量将达到 2.4×10^9 t, 是 2020 年塑料产量的 6 倍以上^[1]。塑料因其化学性质稳定、耐用、防水、质轻、制造成本低, 被广泛应用于人类的生活中, 但塑料很难被降解, 大量的塑料废物进入环境中, 在紫外线、机械和化学等多种因素作用下加速磨损和老化, 最终碎裂成微塑料 (Microplastics, MPs), 其粒径范围通常为 0.1~5 mm^[2]。近年来研究人员在空气^[3]、土壤^[4]、海洋^[5]和动植物^[6,7]等介质和生物体中都检测到了 MPs, 甚至在人体肺组织^[8]、母乳^[9]、胎盘^[10]和血液^[11]等部位也发现了 MPs; 这意味着人类可能会通过饮食、呼吸或皮肤接触等方式摄入 MPs, 并对健康构成威胁。研究表明 MPs 的大小、形状和表面物理化学性质是控制其在体内运输和毒性的关键因素, 形状尖锐和粒径较小的 MPs 在与细胞直接接触的过程中, 可能会导致胃肠道运动障碍影响肠道稳态、引发细胞的溶血现象以及炎症反应^[12]。此外, 塑料制造过程中使用的化学添加剂以及从环境中吸附的污染物和有害微生物可能会在生物体内释放, 从而对健康造成严重的不良影响, 包括内分泌紊乱^[13]、生殖毒性^[10]、神经毒性^[14]、肝毒性^[15]和遗传毒性^[16]。最近的一些研究表明, 我们的食物 (例如盐、瓶装水和海鲜) 受到了广泛的 MPs 污染, 这为人类长期接触 MPs 提供了基础。MPs 对食品安全和人体潜在的负面影响引起了人们越来越多的关注。饮食作为人体 MPs 的主要摄入途径之一, 了解食品中的 MPs 污染现状及危害对保障人类健康和食品安全都具有十分重要的意义。本文将从食物中 MPs 的来源、分布特征及检测方法和 MPs 毒性效应等方面对当前最新研究进展进行综述。

1 食品中微塑料来源

1.1 食品原料

1.1.1 海产品中的 MPs

在海洋哺乳动物、鱼类、无脊椎动物等体内均已发现了 MPs 的存在^[17-19]。海洋生物可以从周围环境直接摄入 MPs, 通常是将其误认为食物或意外摄入。在香港五种底栖鱼类中, 54% 的鱼胃中有 MPs, MPs 平均丰度为 0.1~4.7 个/条, 主要形状是碎片和纤维^[20]。Su 等^[21]在鱼类的肠道和鳃中检测到的 MPs 分别占总个体的 22%~100% 和 22%~89%; 肠道和鳃中的 MPs 平均丰度分别为 0.1~8.2 和 0.1~5.2 个/g。除了摄入外, 动物还可能通过粘附吸收 MPs, Kolandhasamy 等^[22]在贻贝不参与摄入的足、性腺和内脏组织等器官检测到了 MPs。因为鱼类和甲壳类动物体内的 MPs 多集中于人类不会主动食用的胃肠道中, 人类接触到这部分 MPs 的风险较低。因此, 人类食用海鲜时 MPs 的主要来源是不需要去除内脏的双壳类和可整条食用的小鱼^[23,24]。海洋生物还可以摄入含有 MPs 的猎物通过营养转移间接摄取 MPs。研究发现, 鲸目动物通过其猎物摄入 MPs, 在鲸目动物的胃肠道中发现有 MPs 存在, 表明从被捕食者到顶级捕食者的营养转移, 这可能导致生物积累和生物放大并可能增加捕食者中 MPs 的积累^[25]。溪流和河流等淡水生态系统也是这些 MPs 的潜在汇。MPs 通过雨水径流、生活污水和工业废水排放、大气沉降等途径进入淡水生态系统, 被生活在淡水环境中的生物摄入, 已有研究在月鳢 (*Channa asiatica*)、鲫鱼 (*Carassius auratus*) 和黄颡鱼 (*Pelteobagrus fulvidraco*) 等淡水鱼体内发现了 MPs, 鱼类样品中 MPs 的平均丰度是 5.6 个/条^[26]。

1.1.2 农产品中的MPs

土壤是陆生可食用植物 MPs 的主要来源。当地膜覆盖和废水灌溉土壤、在土壤中施用污泥和有机肥、或发生地表径流和大气沉降时,陆生可食用植物直接暴露于富含 MPs 的土壤中^[27]。土壤中的 MPs 随着根系吸收水分和养分进入植物体内。李连祯等^[28]报道了有荧光标记的 0.2 μm 和 1.0 μm 聚苯乙烯微塑料 (Polystyrene Microplastics, MPs(PS)) 在生菜 (*Lactuca sativa*) 植株内的吸收过程,发现 MPs 可以进入生菜根部并在植物中移动。李瑞杰等^[29]研究表明,在模拟固-液相介质生长条件下 0.2 μm MPs (PS) 可以被小麦 (*Triticum aestivum*) 幼苗根部吸收并转移到地上部。MPs 对作物的生长和组织发育有负面影响。Li 等^[30]研究表明 MPs(PS) 可能会干扰植物的植物激素途径,碳水化合物代谢和氧化还原稳态。叶面吸收是陆生可食用植物 MPs 的另一来源。Liu 等^[31]研究了植物叶片上 MPs 的沉积,MPs 丰度 0.07~0.19 n/cm^2 。附着在叶子表面的 MPs 可能会阻挡阳光并阻碍光合作用,在藻类中也发现了类似的结果^[32]。附着在叶子表面的 MPs 还可能会吸收环境污染物,例如,使重金属在叶子表面的积累^[33]。由此可知,MPs 能够被农作物的根系吸收并参与农作物的信号转导途径、影响农作物的表型及供人类可食用的部分,这意味着 MPs 可能进入食物链,对人类和牲畜构成健康风险。

1.2 食品生产和包装

食品中的 MPs 除了食品原料造成的内源污染外,还有来自食品生产和包装等过程中的外源污染。牛奶样品中通常能够检测到热塑性砜类聚合物(一种典型的 MPs);热塑性砜类聚合物通常被用来制造过滤牛奶的超滤和微滤膜,长期使用会导致膜的物理开裂,致使牛奶被 MPs 污染^[34]。在乳制品(例如奶粉)供应链中,MPs 污染可能发生在农场的奶牛挤奶过程中、在工厂加工过程中或通过最后的包装引入^[35]。肉制品在加工过程中也会被 MPs 污染。Habib 等^[36]研究表明,在塑料砧板上对山羊肉和牛肉进行商业加工会导致肉被 MPs 污染,MPs 的来源可能是加工肉类食物的塑料砧板。

食品中 MPs 的一个重要外源是食品包装。最近的一些研究表明,包装可能会释放塑料颗粒,进而污染食物。Zha 等^[37]研究表明,在光照射和磨损相结合的作用下,一次性聚丙烯 (Polypropylene, PP) 塑料盒和聚苯乙烯 (Polystyrene, PS) 塑料盒

会释放数百万个微(纳米)塑料碎片。Du 等^[38]研究表明外卖盒中存在的 MPs 颗粒为 3~29 个/盒,且表面粗糙的 PS 塑料盒中 MPs 含量最高,主要原因是 PS 塑料盒结构松散,表面粗糙,在轻微机械力作用下,MPs 容易脱落。食品塑料盒的材料可能会影响外卖食品中 MPs 的丰度。Bai 等^[39]研究结果显示,用 PP、PS 和纸质包装的外卖食品中 MPs 的平均丰度分别为 810、1850 和 800 个/kg,MPs 含量最高的是储存在 PS 塑料盒中的外卖食品。食品和饮料的储存产生的 MPs 是人类饮食中 MPs 污染的来源之一。Hee 等^[40]研究结果表明,向外卖盒中分别加入热水和冷水储存 1 h 后发现,热水和冷水处理的 PS 外卖盒中 MPs 含量分别是 78~444 和 130~336 个/L。此外,Kedzierski 等^[41]研究发现,包装肉类中 MPs (PS) 的含量是 4.0~18.7 个/kg,MPs 很难通过冲洗去除,推测 MPs 来源于 PS 托盘。

2 食品中微塑料分布特征及检测方法

2.1 食品中微塑料分布特征

食物中 MPs 丰度、粒径大小、主要聚合物种类受地理位置、洋流运动、人类活动、食品工业分布等因素影响,存在较大差异,如表 1 所示。

食物中 MPs 分布特征的主要研究对象是可食用的鱼类、贝类和无脊椎动物。一项对舟山沿海海洋渔业产品 MPs 污染现状的研究发现,在舟山本岛(人口密度大)和嵊泗(人口密度小)采样点,发现舟山本岛紫贻贝 (*M. galloprovincialis*) 体内 MPs 含量 1.54 个/g 高于嵊泗紫贻贝体内 MPs 含量 0.95 个/g^[42]。为了解我国舟山渔场主要鱼类和甲壳类食物中 MPs 的分布特征,张峰^[43]分别对鱼的胃肠道和鳃部进行了组织器官分析;结果表明,在鱼类和甲壳类样品的胃肠道和鱼鳃处检出 MPs,鱼类体内 MPs 平均丰度范围是 0.04~6.00 个/条,高于甲壳类样品中的平均 MPs 丰度范围 0.05~0.33 个/只,MPs 主要类型是碎片状和纤维状,粒径 < 1 mm 的 MPs 占比最多,这可能与摄食方式及在食物链中所处的位置有关。此外,Wang 等^[26]分析了珠江三角洲和北江主要径流区的野生淡水鱼中 MPs;结果表明,北江和珠江三角洲的肉食性鱼类样品的 MPs 丰度分别为 3.5 和 3 个/条,杂食性鱼类样品的 MPs 丰度分别为 6.8 和 6.2 个/条,杂食性鱼类样品中的 MPs 丰度大约是肉食性鱼类的两倍。Yagi 等^[44]分析了两种远洋鱼类 ($n=150$) 和五种底栖鱼

类($n=235$)消化道中 MPs; 结果表明, 远洋鱼类消化道中 MPs 的发生率为 39.1%, 高于底栖鱼类消化道中 MPs 的发生率 10.3%, 这或与栖息地中的 MPs 丰度和密度有关。同样, Phaksopa 等^[45]研究结果也表明中上层动物摄入的 MPs (14.47%) 比底栖动物摄入的 MPs (12.63%) 多, 中上层鱼类具有较高的暴露风险。综上所述, 不同海产品中的 MPs 分布特征具有明显的差异, 鱼类体内的 MPs 丰度高于甲壳类动物; 生活在中的上层鱼类 MPs 丰度高于底栖鱼类 MPs 丰度; 杂食性鱼类样品中的 MPs 丰度高于肉食性鱼类; 不同地区海产品中 MPs 的含量受人类活动的影响, 在人类活动程度高的地区海洋生物体内 MPs 的含量较高。

另一方面, 食盐中 MPs 的分布特征也存在差异。在 MPs 丰度方面, 研究显示不同地区海盐中 MPs 的含量存在显著差异, 例如, 在孟加拉国和中国的海盐中检测出的 MPs 含量分别为 2676 和 550~681 个/kg^[46,47], 孟加拉国海盐的 MPs 含量显著高于中国, 这可能与孟加拉国和中国海域的污染水平以及塑料存量有关。Yang 等^[47]研究表明, 海盐中 MPs 含量为 550~681 个/kg, 湖盐中 MPs 含量为 43~364 个/kg, 井盐中 MPs 含量为 7~204 个/kg, 海盐中 MPs 的丰度显著高于湖盐和井盐。在聚合物类型方面, 由表 1 可知, 食盐中 MPs 的主要聚合物类型是 PP、PS、聚乙烯 (Polyethylene, PE) 和聚对苯二甲酸乙二醇酯 (Polyethylene Terephthalate, PET)。在物理形状方面, 碎片状、薄膜状和纤维状是最常见的 MPs 形状。Renzi 等^[48]评估了意大利和克罗地亚海盐品牌中的 MPs 大小和形状特征。研究发现, 在意大利购买的样品中, MPs 粒径范围是 4~2 100 μm , 检出量占比最大的是碎片状的 MPs; 而在克罗地亚的样品中, MPs 粒径范围是 15~4 628 μm , MPs 几乎都是纤维状 (>80%), 这很有可能是由操作人员在生产过程中所穿戴的衣物所致。综上所述, 食盐中 MPs 的分布特征为: 海盐中 MPs 丰度高于湖盐和岩盐, 这可能与相应海域的污染水平以及塑料含量有关; 亚洲海盐 MPs 丰度高于其他洲, 这可能与地理位置, 季节性, 水源, 加工生产, 包装和运输有关; 食盐中 MPs 的聚合物类型随着地区的不同而变化。

多项研究表明 MPs 广泛存在于人们的日常饮水中。Shen 等^[49]调查了中国长沙湘江中淡水、饮用

水处理厂处理过的水 (在自来水的基础上, 经过深度净化处理后可直接饮用的水) 和家用自来水 (原水经过净化处理, 符合国家饮用水卫生标准的水) 中 MPs 的丰度, 检测到淡水、处理过的水和自来水中 MPs 的丰度分别是 2 173~3 998、338~400 和 267~404 个/L, 结果表明, 自来水中的 MPs 丰度与处理过的水中 MPs 没有显著差异, 处理过的水中 MPs 丰度明显低于天然淡水, 这表明目前的饮用水和自来水处理工艺对 MPs 具有良好的去除效果, 但也无法完全清除。以人体每日对水的需要为 2.0~2.5 L 估算^[50], 则一个成人每日通过饮用水摄入的 MPs 是 704~880 个, 每年将摄入 $2.5 \times 10^5 \sim 3.2 \times 10^5$ 个。Mason 等^[51]研究发现, 11 种不同品牌瓶装水中, 93% 的样品 (259 份) 发现有 MPs, 95% 的 MPs 粒径主要分布在 6.5~100 μm 之间, 丰度为 0~10 000 个/L。另一项研究表明, 瓶装水样品中粒径 $\geq 50 \mu\text{m}$ 的 MPs 的平均丰度为 8~50 个/L, 而粒径 $< 50 \mu\text{m}$ 的 MPs 的平均丰度为 1 570~17 817 个/L^[52]。综上所述, 饮用水中 MPs 的分布特征为: 结合表 1, 水中 MPs 的主要聚合物类型是 PP、PE 和 PS; 与淡水相比, 饮用水中的 MPs 含量显著降低, 说明水处理工艺对 MPs 具有良好的去除效果; 瓶装水中的粒径小的 MPs 占大多数。

一些研究也已经在其他食品中检测到 MPs 的存在。研究发现, 在蜂蜜和糖样品中, 都观察到颗粒状的非花粉物质; 对不同产地的蜂蜜样品研究发现, 蜂蜜中的纤维含量 40~660 个/kg, 碎片含量 0~38 个/kg。在五个被检测的糖样品中, 均发现了纤维和碎片, 糖中的纤维含量约为 94~340 个/kg, 碎片含量约为 25~39 个/kg^[53]。类似的, 在厄瓜多尔收集的啤酒、牛奶和软饮料中也检测到 MPs 的存在, 检测出 MPs 的主要聚合物类型是 PP、PE 和 PET^[54]。一项研究表明, 在苹果 (*Malus domestica*)、梨 (*Pyrus communis*)、卷心菜 (*B. oleracea italic*)、莴苣 (*Lactuca sativa*) 和胡萝卜 (*Daucus carota*) 中检测到 MPs, MPs 粒径范围是 1.36~3.19 μm , MPs 含量最多的样品是苹果和胡萝卜 (*Daucus carota*)^[55]。此外, 在动物产品中也发现了 MPs 污染, 例如鸡胗^[56], 鸡蛋^[57]、猪和牛^[58]。由此可知, MPs 广泛的存在于我们的食物中, 然而, 人类通过饮食摄入 MPs 在很大程度上仍然未知。因此需要进一步调查, 以便获得更多 MPs 污染食物的数据。

表 1 食物中MPs的分布特征

食物类型	地区	丰度/	粒径/mm	主要聚合物类型	主要形状	主要颜色	分析方法	参考文献
十足甲壳类动物	澳大利亚	0.92~1.04 个/只	0.038~1 (78.5%)	聚酯 (21%)、PE (15%)	纤维状	蓝、黑、透明、红	立体显微镜、FT-IR	[59]
	中国东山湾	0.44~3.32 个/只 0~3.96 个/条	<1	聚酯、PET PS、PES	纤维状 (92%)	白、透明、黄、蓝、红、灰、黑和绿	立体显微镜、SEM、RS	[19]
贻贝	南非	3.8 个/只	<2	长丝状 PET	丝状物 (70%)、 碎片状 (30%)	蓝/绿、黑/灰	显微镜和 FT-IR	[17]
鱼类	葡萄牙	0.36~0.9 个/条	0.217~4.81	PP、PE、醇酸树脂、人造丝、PA	纤维状 (65.8%)、 碎片状 (34.2%)	—	立体显微镜、FT-IR	[18]
双壳类	韩国	0.23~1.71 个/只	1~2	PE、PP、PS、 聚酯	碎片状 (76%)、 颗粒状 (65%)	—	FT-IR	[60]
野生淡水鱼	中国 广东	5.6 个/条	<1 (74%)	—	碎片状 (67%)、 纤维状 (30%) 和颗粒状 (3%)	白色 (61%)	—	[26]
商品盐	克罗地亚	13 500~19 800 个/kg	0.015~4.628	PP	纤维状 (80%)	透明、蓝、黑、白、黄	立体显微镜、FT-IR	[48]
商业海盐	意大利	22~594 个/kg	0.004~2.1	—	碎片状	黑、灰、蓝	—	[46]
盐	海盐	550~681 个/kg		PET、PE 和玻璃纸	纤维状、碎片状	—	FT-IR、SEM-EDS	[46]
	湖盐	43~364 个/kg	0.045~4.3	玻璃纸	碎片状、纤维状	—	FT-IR	[47]
	岩盐	7~204 个/kg		—	—	—	—	—
瓶装水和饮料	中国	2~23 个/瓶	<1 (90%)	PET、PE、PS、PA	纤维状	—	SEM、FT-IR	[61]
汽水	中国	3.79~10.21 个/L	0.1~3	—	纤维状	蓝、红、棕	—	—
	墨西哥	4.47~7.53 个/L	<1 (70%)	PA、PET、ABS	纤维状	蓝、红	SEM-EDX、RS、共 聚焦显微镜	[62]
啤酒	墨西哥	0.43~8 个/L	<1 (80%)	—	纤维状	蓝、棕、红	—	—
啤酒		22.71~33.29 个/L	<1 (69%)、1~2 (23%)	—	纤维 (93.42%)、 碎片 (6.58%)	蓝、红、棕、绿和黑	—	—

续表 1

食物类型	地区	丰度 /	粒径/mm	主要聚合物类型	主要形状	主要颜色	分析方法	参考文献
糖	德国、法国、 西班牙和 意大利	纤维: 94~340 个/kg 碎片: 25~39 个/kg	—	—	纤维、碎片	透明、彩色	解剖显微镜	[53]
精酿蜂蜜		67 个/L						
工业蜂蜜		54 个/L						
精酿啤酒	厄瓜多尔	32 个/L	0.8~200	PP、PE 和 PAM	纤维、碎片	绿、黄、红、紫和蓝	倒置显微镜、FT-IR	[54]
工业啤酒		47 个/L						
脱脂牛奶		40 个/L						
汽水		32 个/L						
蜂蜜、 糖果、 水果、 蔬菜和 肉类		52 600~307 750 个/g	0.001 56~0.003 19					
		98 325~302 250 个/g	0.001 87~0.002 59					
	意大利	65 025~201 750 个/g	0.001 86~0.002 95	—	—	—	SEM-EDX	[55]
		26 375~75 425 个/g	0.002 18~0.002 78					
		72 175~130 500 个/g	0.001 36~0.002					
鸡胗	墨西哥	0~24 个/g	<5 (16.45%)	—	—	—	立体显微镜	[56]
鸡蛋	中国无锡	7.69~15.65 个/个	0.05~0.1	PE	—	—	荧光显微镜、 FT-IR、SEM-EDX	[57]
猪(粪肥)	中国华南地区	0~2 192 个/kg	—	PP、PE、PR	碎片、纤维	蓝、黄、白、红	立体显微镜、FT-IR	[58]
牛(粪肥)		0~203 个/kg						

注: 聚氨酯 (Polyurethane, PU); 聚氯乙烯 (Polyvinyl Chloride, PVC); 聚酰胺 (Nylon, PA); 聚酰胺 (Polyethersulfone, PES); 聚丙烯酰胺 (Polyacrylamide, PAM); 高密度聚乙烯 (High density polyethylene, HDPE); 丙烯腈、丁二烯、苯乙烯的三元共聚物 (Acrylonitrile Butadiene Styrene plastic, ABS); “—”表示引用文献中未提供该信息。

表 2 常用的微塑料分析方法及其优缺点

Table 2 Commonly used microplastic analysis methods and their advantages and disadvantages

分析方法	原理	优点	缺点	能否定性 定量检测	检测对象	参考文献
光学显微镜	利用凸透镜的放大成像	操作简单、便宜	耗时、可靠性低		粒径 >500 μm 的样品	[64]
SEM	SEM: 通过电子束与样品的原子相互作用产生图像	产生高分辨率图像	不能区分聚合物和天然颗粒		可识别粒径低至 1 nm 的 MPs	[65]
SEM-EDS	EDS: 利用不同元素 X 射线光子特征能量不同进行成分分析	进行高分辨率成像和化学元素的识别	成本高, 耗时效率低下	定性	特定 MPs 的分析	[66]
FT-IR	一定频率的红外光经过分子时, 被分子中相同振动频率的键振动吸收, 记录所得透过率的曲线即为红外光谱。	对样品的破坏小	易受水干扰; 当颗粒 <20 μm 时, 失去精度		粒径 >20 μm 的 MPs	[67]
RS	样品原子与分子结构不同会产生对应拉曼散射光	检测光谱范围更大, 不易受水干扰	易受 MPs 中荧光染料的干扰		可检测粒径 1 μm 的样品	[68]
Py-GC-MS	将微量的样品在惰性气氛中快速加热而生成裂解产物, 用 GC-MS 分离和检测判定样品组成	样品无需预处理; 同时测定聚合物类型和相关有机塑料添加剂	样品量小 (约 0.5 mg) 不适用于复杂环境中的样品分析		粒径 >100 μm 的样品	[69]
TED-GC-MS	萃取得到热分解产物, 用 GC-MS 分离和检测判定样品组成	可处理复杂环境样品, 在不同的固体环境样品中识别和定量聚合物	破坏样品; 只能进行化学表征	定性 定量	鉴定环境样品中的 MPs	[70]
TGA-DSC	在精确可控气氛下对材料物理和化学性能进行表征, 其热重分析可以提供多种材料的组分和热稳定性的定量信息	在同一次测量中利用同一样品可同步得到热重与差热信息	无法准确识别聚合物类型		PE 和 PP 的鉴定和定量	[71]
偏振光散射	利用了水中的 MPs 和其他颗粒对入射偏振光的不同反应, 记录各个颗粒在 120° 散射角下散射光的偏振参数, 然后使用机器学习算法分析数据	可用于区分不同尺寸、形状和材料的 MPs 样品	—		检测水中 MPs	[72]

注: 同步热分析仪 (Thermogravimetry was coupled to Differential Scanning Calorimetry, TGA-DSC); 热裂解-气相色谱-质谱联用 (Pyrolysis Gas Chromatography-Mass Spectrometry, Py-GC-MS); 热萃取解吸气相色谱-质谱联用 (Thermal Extraction Desorption Gas Chromatography-Mass Spectrometry, TED-GC-MS)。

2.2 食品中微塑料的分析方法

为了更好地评价 MPs 对人体的危害, 使用有效的分析方法检测、量化和识别食品基质中的 MPs 至关重要。提取和表征样品中的 MPs, 首先要对食物进行适当的预处理, 其中消化步骤是关键, 即溶解有机物而保留 MPs。样品消化的方法主要有化学法和酶法。酸、碱会破坏 MPs 本身的结构, 而酶消化是温和的, 但与化学消化相比, 酶消解剂反应条件严格, 反应时间更长^[63]。对于纯液体物质而言, 例如饮用水和一些饮料, 可以简单地过滤到滤膜上, 再进行 MPs 回收和进一步分析。对于固体的分离, 比如鱼类和贝类, 通常进行化学或酶消化以分离 MPs。

MPs 定性和定量检测包括对 MPs 的大小、形状、颜色和数量的分析以及聚合物类型的鉴定。通常用

于 MPs 鉴定和表征的技术包括显微镜、光谱法, 热分析法与气相色谱-质谱联用法以及上述方法的组合使用。所述技术的优缺点如表 2 所示。

3 微塑料的毒理学效应

目前, 对 MPs 在人类健康方面的毒理学研究仍处于初级阶段。但初步研究已经证实了一些潜在的影响, 包括炎症、氧化应激、细胞凋亡和线粒体功能障碍等 (图 1)。

3.1 微塑料对胃肠道的毒性效应

体外和动物实验表明摄入的 MPs 会产生一些不良的影响。将雄性成年小鼠肠道暴露于浓度为 100 mg/kg 的 2 μm MPs (PVC) 环境中持续 60 d, 发现 MPs (PVC) 暴露降低了结肠粘液分泌相关基因

的 mRNA 表达水平, 导致肠道粘液分泌减少, 肠道通透性增加^[73]。将雄性小鼠暴露于 5 μm MPs (PS) 中 6 周后, 观察到肠道粘液分泌减少, 分泌黏蛋白相关基因 *Muc1*、*Muc2*、*Muc3* 等主要基因的转录水平均呈下降趋势^[74]。由此可知, 雄性小鼠的肠道在一定时间内与不同类型、不同粒径的 MPs 接触后, 都会导致与肠稳态相关的基因表达和粘液分泌异常, 使肠稳态失衡。另一方面, 肠道菌群在宿主肠道健康中起着重要的作用, 肠道菌群失衡可引起代谢异常、炎症、免疫调节失衡等多种病理反应^[75]。研究表明, MPs 可以影响肠道菌群的多样性和组成, 将雌性小鼠暴露在 0、0.002 和 0.2 $\mu\text{g}/(\text{g} \cdot \text{d})$ MPs (PE) 下 30 d, 菌群数据显示, 0.2 $\mu\text{g}/(\text{g} \cdot \text{d})$ MPs (PE) 组厚壁菌门 (Firmicutes) 数量减少, 拟杆菌门 (Bacteroidetes) 数量增加, 结肠菌群组成发生明显改变。同时 0.2 $\mu\text{g}/(\text{g} \cdot \text{d})$ MPs (PE) 暴露显著降低结肠黏蛋白表达, 使小鼠结肠黏蛋白的产生降低, 不利于肠道菌群的定植^[76]。体外研究表明, MPs 对人体细胞有负面影响。一项研究在人源性细胞中的 MPs (PE) 毒性作用, 发现 MPs (PE) 可以诱导炎症细胞因子 IL-6 (Inflammatory Cytokines Interleukin-6) 和 TNF- α (Tumor Necrosis Factor- α) 的释放, 细胞因子持续增加会诱导细胞死亡; MPs (PS) 与成纤维细胞和红细胞直接接触时会发生物理应激, 可分别导致乳糖脱氢酶和血红蛋白释放, 使细胞表现出溶血现象, 这种现象会随着 MPs 浓度和粗糙度的增加而放大^[77]。基因毒性和染色体不稳定的标志物是微核、核质桥和核芽。Çobanoğlu 等^[16]通过胞质分裂阻断微核细胞仪测定 MPs (PE) 对人类外周淋巴细胞的遗传毒性, 研究显示 MPs (PE) 暴露显著增加了

微核、核质桥和核芽的频率, 这可能导致人类外周淋巴细胞基因组不稳定。

3.2 微塑料摄入后的易位毒性效应

MPs 首先通过口腔进入机体的胃肠道 (Gastro-Intestinal Tract, GIT), 在 GIT 中, 微粒需要穿过肠粘液层到达肠上皮才能被吸收。肠上皮主要由肠细胞、杯状细胞和 M 细胞组成, M 细胞通过内吞作用从 GIT 管腔摄取 MPs^[78]。研究显示, 粒径 $>150 \mu\text{m}$ 的 MPs 可能不被吸收, 它们粘附在肠粘液层上, 直接接触肠上皮细胞的顶端部分; 粒径 $<150 \mu\text{m}$ 的 MPs 可能穿过粘液屏障, 经过肠道相关淋巴组织, 易位进入血液并被运送到肝脏、肺部等其他组织器官^[79]。Deng 等^[14]研究表明, 暴露 28 天后, 5 μm 和 20 μm 的 MPs (PS) 在小鼠的肝脏、肾脏和肠道中积累, 肾脏和肠道中 5 μm MPs 含量显著高于 20 μm MPs; 同时观察到 MPs 的处理使得肝脏中乙酰胆碱酯酶活性增加, 这可能会对小鼠神经传递产生不利影响。研究人员在人类胎盘中发现 5~10 μm 大小不等的 MPs, 这表明生殖系统也受到 MPs 易位的影响^[10]。血睾屏障 (Blood-Testis Barrier, BTB), 是一种特殊的免疫屏障, 可以保护精子, 如果 BTB 被破坏, 精子进入血液循环, 免疫系统就会产生对精子的免疫反应, 从而引起不育。Jin 等^[80]研究了 MPs (PS) 对雄性小鼠生殖的毒性作用, 发现 MPs 使小鼠精子发育缺陷、睾酮水平降低、引发睾丸炎症和 BTB 相关连接蛋白的表达下调。Liu 等^[81]研究了 MPs (PS) 对雌性小鼠的生殖毒性, 结果显示 MPs 在暴露 35 d 后能明显抑制卵泡发育, 使卵母细胞中谷胱甘肽、线粒体膜电位、内质网钙含量下降, 从而导致卵巢炎症。

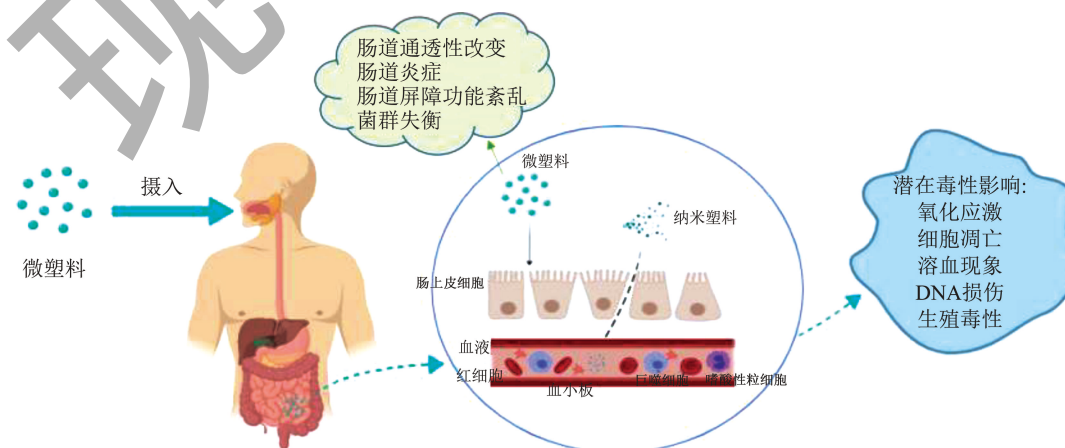


图 1 微塑料的潜在影响

Fig.1 The potential impact of microplastics

3.3 微塑料潜在的复合毒性

在塑料制造过程中,经常加入各种化学添加剂,而这些添加剂会对人体造成伤害。一项关于MPs(PE)和四溴双酚A(Tetrabromobisphenol A, TBBPA)对人体肠道联合作用的研究显示,TBBPA和MPs(PE)同时存在时,细胞线粒体膜电位的减少幅度大于单独暴露TBBPA或MPs(PE),这表明可能会对线粒体功能造成损伤^[82]。此外,MPs可以成为致病微生物的载体,人体摄入携带有致病微生物的MPs的食物时,可能会对人体健康产生危害。Kirstein等^[83]在一些来自北波罗的海的PE、PP和PS等塑料微粒上发现了潜在致病性副溶血性弧菌(*Vibrio Parahaemolyticus*, VP),VP引起的疾病是一种急性腹泻,通常伴有绞痛、恶心,甚至呕吐和发热^[84]。

4 结论与展望

近年来,MPs被不断的从食品中检测出,对食品安全和人体潜在的负面影响引起了人们越来越多的关注。本文主要对食品MPs的来源、分布特征及毒性效应的当前研究进展进行综述和思考。与空气和土壤MPs相比,对食品中MPs的认识还十分有限,目前还没有统一的检测标准和方法,因此无法对食品中MPs进行全面系统地比较和分析。同样,关于人类接触食品中的MPs和日常接触的健康风险评估的研究仍然缺乏。为了更好地了解食品中MPs污染的现状,分析MPs摄入的暴露特征并评估其健康风险,结合当前食物中MPs的研究现状,今后食物中MPs研究应该关注以下方面:

(1) 需进一步研究MPs的浓度和粒径对人类健康的影响,并从分子水平上解析相关机制。

(2) 深入研究人类从食品和饮料中摄入有毒化学添加剂的潜在浸出、致病微生物和有毒微量金属以及其表面吸附的有机污染物等有毒物质所产生的复合毒性,以揭示对人类健康的危害。

(3) 目前对于纳米级塑料颗粒的观察和定量仍存在技术难度,亟需针对不同的食品基质,开发更加灵敏的检测方法。

(4) 关注MPs在人体内的迁移及其对人体潜在的负面影响。例如,通过食品材料如膳食纤维的吸附作用,减少MPs在体内停留时间,减少MPs的直接或易位毒性,降低MPs风险,切实保障人民身体健康。

参考文献

- [1] 安立会,李欢,王菲菲,等.海洋塑料垃圾污染国际治理进程与对策[J].环境科学研究,2022,35(6):1334-1340.
- [2] THOMPSON R C, OLSEN Y, MITCHELL R P, et al. Lost at sea: Where is all the plastic? [J]. Science, American Association for the Advancement of Science, 2004, 304(5672): 838-838.
- [3] 张群.人居环境空气沉降中微塑料污染特征研究[D].上海:华东师范大学,2022.
- [4] 黄艺,贾薇茜,李康,等.土壤微塑料与微生物的相互作用关系[J].环境科学学报,2022,42(4):64-74.
- [5] 孙承君,蒋风华,李景喜,等.海洋中微塑料的来源、分布及生态环境影响研究进展[J].海洋科学进展,2016,34(4):449-461.
- [6] 宋杨.白玉蜗牛与土壤(微)塑料的相互影响[D].上海:华东师范大学,2020.
- [7] 李其沛.大型海藻与贻贝对微塑料的负载、转运与清除特征[D].上海:华东师范大学,2021.
- [8] JENNER L C, ROTCHELL J M, BENNETT R T, et al. Detection of microplastics in human lung tissue using μ FT-IR spectroscopy [J]. Science of the Total Environment, 2022, 831: 154907.
- [9] RAGUSA A, NOTARSTEFANO V, SVELATO A, et al. Raman microspectroscopy detection and characterisation of microplastics in human breastmilk [J]. Polymers, 2022, 14(13): 2700.
- [10] RAGUSA A, SVELATO A, SANTACROCE C, et al. Plasticenta: First evidence of microplastics in human placenta [J]. Environment International, 2021, 146:106274.
- [11] LESLIE H A, VAN VELZEN M J M, BRANDSMA S H, et al. Discovery and quantification of plastic particle pollution in human blood [J]. Environment International, 2022, 163: 107199.
- [12] RAHMAN A, SARKAR A, YADAV O P, et al. Potential human health risks due to environmental exposure to microplastics and knowledge gaps: A scoping review [J]. Science of the Total Environment, 2021, 757: 143872.
- [13] SOLLEIRO-VILLAVICENCIO H, GOMEZ-DE LEÓN C T, DEL RÍO-ARAIZA V H, et al. The detrimental effect of microplastics on critical periods of development in the neuroendocrine system [J]. Birth Defects Research, 2020, 112(17): 1326-1340.
- [14] DENG Y, ZHANG Y, LEMOS B, et al. Tissue accumulation of microplastics in mice and biomarker responses suggest widespread health risks of exposure [J]. Scientific Reports, Nature Publishing Group, 2017, 7(1): 1-10.
- [15] CHEN X, ZHUANG J, CHEN Q, et al. Chronic exposure to polyvinyl chloride microplastics induces liver injury and gut microbiota dysbiosis based on the integration of liver transcriptome profiles and full-length 16S rRNA sequencing

- data [J]. *Science of the Total Environment*, 2022, 839: 155984.
- [16] ÇOBANOĞLU H, BELIVERMIŞ M, SIKDOKUR E, et al. Genotoxic and cytotoxic effects of polyethylene microplastics on human peripheral blood lymphocytes [J]. *Chemosphere*, 2021, 272: 129805.
- [17] SPARKS C, AWE A, MANEVELD J. Abundance and characteristics of microplastics in retail mussels from Cape Town, South Africa [J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2021, 166: 112186.
- [18] NEVES D, SOBRAL P, FERREIRA J L, et al. Ingestion of microplastics by commercial fish off the Portuguese coast [J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2015, 101(1): 119-126.
- [19] PAN Z, LIU Q, XU J, et al. Microplastic contamination in seafood from Dongshan Bay in southeastern China and its health risk implication for human consumption [J]. *Environmental Pollution*, 2022, 303: 119163.
- [20] CHAN H S H, DINGLE C, NOT C. Evidence for non-selective ingestion of microplastic in demersal fish [J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2019, 149: 110523.
- [21] SU L, DENG H, LI B, et al. The occurrence of microplastic in specific organs in commercially caught fishes from coast and estuary area of east China [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2019, 365: 716-724.
- [22] KOLANDHASAMY P, SU L, LI J, et al. Adherence of microplastics to soft tissue of mussels: A novel way to uptake microplastics beyond ingestion [J]. *Science of the Total Environment*, 2018, 610-611: 635-640.
- [23] DAWSON A L, LI J Y Q, KROON F J. Plastics for dinner: Store-bought seafood, but not wild-caught from the Great Barrier Reef, as a source of microplastics to human consumers [J]. *Environmental Advances*, 2022, 8: 100249.
- [24] SMITH M, LOVE D C, ROCHMAN C M, et al. Microplastics in seafood and the implications for human health [J]. *Current Environmental Health Reports*, 2018, 5(3): 375-386.
- [25] BURKHARDT-HOLM P, N'GUYEN A. Ingestion of microplastics by fish and other prey organisms of cetaceans, exemplified for two large baleen whale species [J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2019, 144: 224-234.
- [26] WANG S, ZHANG C, PAN Z, et al. Microplastics in wild freshwater fish of different feeding habits from Beijiang and Pearl River Delta regions, south China [J]. *Chemosphere*, 2020, 258: 127345.
- [27] CAMPANALE C, GALAFASSI S, SAVINO I, et al. Microplastics pollution in the terrestrial environments: Poorly known diffuse sources and implications for plants [J]. *Science of the Total Environment*, 2022, 805: 150431.
- [28] 李连祯,周倩,尹娜,等.食用蔬菜能吸收和积累微塑料[J]. *科学通报*,2019,64(9):928-934.
- [29] 李瑞杰,李连祯,张云超,等.禾本科作物小麦能吸收和积累聚苯乙烯塑料微球[J]. *科学通报*,2020,65(20):2120-2127.
- [30] LI S, WANG T, GUO J, et al. Polystyrene microplastics disturb the redox homeostasis, carbohydrate metabolism and phytohormone regulatory network in barley [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2021, 415: 125614.
- [31] LIU K, WANG X, SONG Z, et al. Terrestrial plants as a potential temporary sink of atmospheric microplastics during transport [J]. *Science of the Total Environment*, 2020, 742: 140523.
- [32] WU Y, GUO P, ZHANG X, et al. Effect of microplastics exposure on the photosynthesis system of freshwater algae [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2019, 374: 219-227.
- [33] DONG R, LIU R, XU Y, et al. Effect of foliar and root exposure to polymethyl methacrylate microplastics on biochemistry, ultrastructure, and arsenic accumulation in *Brassica campestris* L. [J]. *Environmental Research*, 2022, 215: 114402.
- [34] KUTRALAM-MUNIASAMY G, PÉREZ-GUEVARA F, ELIZALDE-MARTÍNEZ I, et al. Branded milks-are they immune from microplastics contamination? [J]. *Science of the Total Environment*, 2020, 714: 136823.
- [35] DA COSTA FILHO P A, ANDREY D, ERIKSEN B, et al. Detection and characterization of small-sized microplastics ($\geq 5 \mu\text{m}$) in milk products [J]. *Scientific Reports*, Nature Publishing Group, 2021, 11(1): 24046.
- [36] HABIB R Z, KINDI R A, SALEM F A, et al. Microplastic Contamination of Chicken Meat and Fish through Plastic Cutting Boards [J]. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, Multidisciplinary Digital Publishing Institute, 2022, 19(20): 13442.
- [37] ZHA F, DAI J, HAN Y, et al. Release of millions of micro (nano) plastic fragments from photooxidation of disposable plastic boxes [J]. *Science of the Total Environment*, 2023, 858(3): 160044.
- [38] DU F, CAI H, ZHANG Q, et al. Microplastics in take-out food containers [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2020, 399: 122969.
- [39] BAI C L, LIU L Y, GUO J L, et al. Microplastics in take-out food: Are we over taking it? [J]. *Environmental Research*, 2022, 215: 114390.
- [40] HEE Y Y, WESTON K, SURATMAN S. The effect of storage conditions and washing on microplastic release from food and drink containers [J]. *Food Packaging and Shelf Life*, 2022, 32: 100826.
- [41] KEDZIERSKI M, LECHAT B, SIRE O, et al. Microplastic contamination of packaged meat: Occurrence and associated risks [J]. *Food Packaging and Shelf Life*, 2020, 24: 100489.
- [42] 张文广,李乃成,唐志杰,等.微塑料在舟山海域海产品中的污染状况分析[J]. *环境科学与技术*,2019,42(11):61-65.

- [43] 张峰.舟山渔场及邻近海域塑料与微塑料污染特征及风险评估研究[D].上海:华东师范大学,2022.
- [44] YAGI M, KOBAYASHI T, MARUYAMA Y, et al. Microplastic pollution of commercial fishes from coastal and offshore waters in southwestern Japan [J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2022, 174:113304.
- [45] PHAKSOPA J, SUKHSANGCHAN R, KEAWSANG R, et al. Presence and characterization of microplastics in coastal fish around the eastern coast of Thailand [J]. *Sustainability, Multidisciplinary Digital Publishing Institute*, 2021, 13(23): 13110.
- [46] PARVIN F, NATH J, HANNAN T, et al. Proliferation of microplastics in commercial sea salts from the world longest sea beach of Bangladesh [J]. *Environmental Advances*, 2022, 7: 100173.
- [47] YANG D, SHI H, LI L, et al. Microplastic pollution in table salts from China [J]. *Environmental Science & Technology, American Chemical Society*, 2015, 49(22): 13622-13627.
- [48] RENZI M, BLAŠKOVIĆ A. Litter & microplastics features in table salts from marine origin: Italian versus Croatian brands [J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2018, 135: 62-68.
- [49] SHEN M, ZENG Z, WEN X, et al. Presence of microplastics in drinking water from freshwater sources: the investigation in Changsha, China [J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2021, 28(31): 42313-42324.
- [50] EFSA panel on dietetic products, nutrition, and allergies (NDA). Scientific opinion on dietary reference values for water [J]. *EFSA Journal*, 2010, 8(3): 1459.
- [51] MASON S A, WELCH V G, NERATKO J. Synthetic polymer contamination in bottled water [J]. *Frontiers in Chemistry*, 2018, 6: 407.
- [52] TSE Y T, CHAN S M N, SZE E T P. Quantitative assessment of full size microplastics in bottled and tap water samples in Hong Kong [J]. *International Journal of Environmental Research and Public Health, Multidisciplinary Digital Publishing Institute*, 2022, 19(20): 13432.
- [53] LIEBEZEIT G, LIEBEZEIT E. Non-pollen particulates in honey and sugar [J]. *Food Additives & Contaminants: Part A, Taylor & Francis*, 2013, 30(12): 2136-2140.
- [54] DIAZ-BASANTES M F, CONESA J A, FULLANA A. Microplastics in honey, beer, milk and refreshments in Ecuador as emerging contaminants [J]. *Sustainability, Multidisciplinary Digital Publishing Institute*, 2020, 12(14): 5514.
- [55] OLIVERI CONTI G, FERRANTE M, BANNI M, et al. Micro- and nano-plastics in edible fruit and vegetables. The first diet risks assessment for the general population [J]. *Environmental Research*, 2020, 187: 109677.
- [56] HUERTA LWANGA E, MENDOZA VEGA J, KU QUEJ V, et al. Field evidence for transfer of plastic debris along a terrestrial food chain [J]. *Scientific Reports, Nature Publishing Group*, 2017, 7(1): 14071.
- [57] LIU Q, CHEN Z, CHEN Y, et al. Microplastics contamination in eggs: Detection, occurrence and status [J]. *Food Chemistry*, 2022, 397: 133771.
- [58] WU R T, CAI Y F, CHEN Y X, et al. Occurrence of microplastic in livestock and poultry manure in South China [J]. *Environmental Pollution*, 2021, 277: 116790.
- [59] OGUNOLA S O, REIS-SANTOS P, WOOTTON N, et al. Microplastics in decapod crustaceans sourced from Australian seafood markets [J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2022, 179: 113706.
- [60] CHO Y, SHIM W J, JANG M, et al. Abundance and characteristics of microplastics in market bivalves from South Korea [J]. *Environmental Pollution*, 2019, 245: 1107-1116.
- [61] ZHOU X, WANG J, LI H, et al. Microplastic pollution of bottled water in China [J]. *Journal of Water Process Engineering*, 2021, 40: 101884.
- [62] SHRUTI V C, PÉREZ-GUEVARA F, ELIZALDE-MARTÍNEZ I, et al. First study of its kind on the microplastic contamination of soft drinks, cold tea and energy drinks-Future research and environmental considerations [J]. *Science of the Total Environment*, 2020, 726: 138580.
- [63] 张睿轩,李巧玲,王康,等.大气微塑料的分析方法、赋存特征和迁移规律研究进展[J].*环境化学*,2022,41(11):3650-3665.
- [64] LYU L, YAN X, FENG L, et al. Challenge for the detection of microplastics in the environment [J]. *Water Environment Research*, 2021, 93(1): 5-15.
- [65] HUANG Z, HU B, WANG H. Analytical methods for microplastics in the environment: a review [J]. *Environmental Chemistry Letters*, 2023, 21(1): 383-401.
- [66] DING J, LI J, SUN C, et al. Detection of microplastics in local marine organisms using a multi-technology system [J]. *Analytical Methods, Royal Society of Chemistry*, 2019, 11(1): 78-87.
- [67] XU J L, THOMAS K V, LUO Z, et al. FT-IR and Raman imaging for microplastics analysis: State of the art, challenges and prospects [J]. *Trends in Analytical Chemistry*, 2019, 119: 115629.
- [68] ARAUJO C F, NOLASCO M M, RIBEIRO A M P, et al. Identification of microplastics using Raman spectroscopy: Latest developments and future prospects [J]. *Water Research*, 2018, 142: 426-440.
- [69] DEKIFF J H, REMY D, KLASMEIER J, et al. Occurrence and spatial distribution of microplastics in sediments from Norderney [J]. *Environmental Pollution*, 2014, 186: 248-256.
- [70] DÜMICHEN E, EISENTRAUT P, BANNICK C G, et al. Fast identification of microplastics in complex environmental

- samples by a thermal degradation method [J]. *Chemosphere*, 2017, 174: 572-584.
- [71] MAJEWSKY M, BITTER H, EICHE E, et al. Determination of microplastic polyethylene (PE) and polypropylene (PP) in environmental samples using thermal analysis (TGA-DSC) [J]. *The Science of the Total Environment*, 2016, 568: 507-511.
- [72] LIU T, YU S, ZHU X, et al. In-situ Detection method for microplastics in water by polarized light scattering [J]. *Frontiers in Marine Science*, 2021, 8: 739683.
- [73] CHEN X, ZHUANG J, CHEN Q, et al. Polyvinyl chloride microplastics induced gut barrier dysfunction, microbiota dysbiosis and metabolism disorder in adult mice [J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2022, 241: 113809.
- [74] JIN Y, LU L, TU W, et al. Impacts of polystyrene microplastic on the gut barrier, microbiota and metabolism of mice [J]. *Science of the Total Environment*, 2019, 649: 308-317.
- [75] YIN K, WANG Y, ZHAO H, et al. A comparative review of microplastics and nanoplastics: Toxicity hazards on digestive, reproductive and nervous system [J]. *Science of the Total Environment*, 2021, 774: 145758.
- [76] SUN H, CHEN N, YANG X, et al. Effects induced by polyethylene microplastics oral exposure on colon mucin release, inflammation, gut microflora composition and metabolism in mice [J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2021, 220: 112340.
- [77] CHOI D, BANG J, KIM T, et al. *In vitro* chemical and physical toxicities of polystyrene microfragments in human-derived cells [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2020, 400: 123308.
- [78] CABELLOS J, DELPIVO C, FERNÁNDEZ-ROSAS E, et al. Contribution of M-cells and other experimental variables in the translocation of TiO₂ nanoparticles across *in vitro* intestinal models [J]. *NanoImpact*, 2017, 5: 51-60.
- [79] EFSA panel on contaminants in the Food Chain (CONTAM). Presence of microplastics and nanoplastics in food, with particular focus on seafood [J]. *EFSA Journal*, 2016, 14(6): 4501.
- [80] JIN H, MA T, SHA X, et al. Polystyrene microplastics induced male reproductive toxicity in mice [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2021, 401: 123430.
- [81] LIU Z, ZHUAN Q, ZHANG L, et al. Polystyrene microplastics induced female reproductive toxicity in mice [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2022, 424: 127629.
- [82] HUANG W, YIN H, YANG Y, et al. Influence of the co-exposure of microplastics and tetrabromobisphenol A on human gut: Simulation *in vitro* with human cell Caco-2 and gut microbiota [J]. *Science of the Total Environment*, 2021, 778: 146264.
- [83] KIRSTEIN I V, KIRMIZI S, WICHELS A, et al. Dangerous hitchhikers? Evidence for potentially pathogenic *Vibrio* spp. on microplastic particles [J]. *Marine Environmental Research*, 2016, 120: 1-8.
- [84] LEE J H, OH M, KIM B S. Phage biocontrol of zoonotic food-borne pathogen *Vibrio parahaemolyticus* for seafood safety [J]. *Food Control*, 2023, 144: 10933.