科学通报 2024 年 第 69 卷 第 13 期: 1759 ~ 1776
评 述
《中国科学》杂志社
SCIENCE CHINA PRESS

微纳米塑料在典型日用塑料制品使用过程中的释放规律及机制

宋一乐[1], 赵雅婷[1], 刘卓苗[1,2*], 王建军[1], 李欣雨[1], 王昊[1], 岳同涛[1], 代燕辉[1], 刘霞[1], 赵建[1,2*]

1. 中国海洋大学近海环境污染控制研究所, 海洋环境与生态教育部重点实验室, 青岛 266100;
2. 青岛海洋科技中心海洋生态与环境科学功能实验室, 青岛 266071
* 联系人, E-mail: zhuomiaol@163.com; jzhao@ouc.edu.cn

2023-11-23 收稿, 2024-01-26 修回, 2024-02-27 接受, 2024-04-01 网络版发表
国家自然科学基金联合基金(U210620065)和山东省“泰山学者”计划(tsqn201909051)资助

摘要 塑料制品由于低廉和便利性, 在生活中被广泛的应用. 然而, 塑料制品在日常使用过程中会产生并释放微纳米塑料(MNPs), 可通过呼吸、无意摄入等方式进入人体, 带来潜在的健康风险. 因此, 明确塑料制品在使用过程中MNPs的释放情况具有重要的现实意义. 本文详细总结了“食品包装及容器”“母婴用品”“医疗及防护用品”“衣服与织物”以及“其他日用品”等5类典型日用塑料制品在各自主要使用场景下MNPs的释放情况. 其中, “食品包装及容器”类塑料制品的研究最丰富, 主要释放出聚丙烯材质的、颗粒状的MNPs, 且约70%的MNPs粒径分布在0~100 μm. 进一步归纳了塑料制品在机械破碎、热降解和其他作用下(光/生物降解)的释放机制. 其中, 机械应力(如磨损、搅拌、洗涤等)导致塑料制品发生的机械破碎, 以及温度的变化(高温或冷冻)是引发塑料制品释放MNPs的主要机制. 此外, 深入分析了影响塑料降解和释放的关键因素, 发现机械应力强度的增强、温度的升高和降低、光照(紫外光)时间的延长、微波时间和强度的增加、使用时长和次数的增多以及接触物质的成分等均会促进MNPs的释放; 同时, 塑料的种类和结构也是影响MNPs释放的重要原因之一. 随后, 探讨了其他有机化合物(如, 酚类、酯类、芳香族化合物)、重金属离子(如, 砷、铬、铅离子)、金属纳米颗粒(如, 铜纳米颗粒)等添加剂在MNPs产生过程中的释放情况. 最后, 对塑料制品的未来研究方向进行了建议和展望, 为探明塑料制品对人体健康的影响提供了理论支持.

关键词 塑料制品, 微塑料, 纳米塑料, 聚丙烯, 释放机制, 添加剂

塑料制品具有成本低廉、功能多样和耐久性强等特点, 给生产生活带来极大的便利, 使其生产量和使用量呈指数增长. 截至2023年, 全球塑料产量增加至4.003亿吨(https://plasticseurope.org/knowledge-hub/), 这些塑料主要用于包装材料(44%)、建筑业(18%)、制造业(8%)、电子产品(7%)、个人护理品(7%)、农业(4%)以及其他行业(12%)(https://plasticseurope.org/knowledge-hub/). 据统计, 日用塑料制品是塑料制品第三大品类, 2022年我国日用塑料制品年产量已达6396千吨[1], 且应用范围覆盖生活的各个领域. 然而, 大量研究发现, 塑料制品在使用或废弃的过程中, 在机械磨损、温度、光照及生物降解等物理、化学、生物的作用下会发生破碎, 形成粒径小于5 mm的微塑料(Microplastics, MPs), 甚至是粒径小于1 μm的纳米塑料(nanoplastics, NPs)[2~4]. 这些小粒径的塑料颗粒更易在环境中发生迁移, 被生物体误食, 甚至通过食物链的方式进入人体,

引用格式: 宋一乐, 赵雅婷, 刘卓苗, 等. 微纳米塑料在典型日用塑料制品使用过程中的释放规律及机制. 科学通报, 2024, 69: 1759–1776
Song Y L, Zhao Y T, Liu Z M, et al. Release patterns and mechanisms of micro and nanoplastics during the usage of typical daily-use plastic products (in Chinese). Chin Sci Bull, 2024, 69: 1759–1776, doi: 10.1360/TB-2023-1205

© 2024《中国科学》杂志社

带来潜在的生态和人体健康风险[5,6].

常见的典型日用塑料制品包括食品包装及容器、母婴用品、医疗及防护用品、衣服与织物, 以及其他日用塑料制品. 这些典型日用塑料制品在使用过程中受到磨损、高温等作用可释放出大量的微纳米塑料(micro and nano plastics, MNPs), 特别在经过磨损、加热、微波、冷冻和紫外照射等多种复杂条件的使用后可能会加速其老化过程, 引发表面粗糙度增加, 出现裂纹和破损, 促进MNPs的释放. 此外, 塑料制品中由于生产过程而携带的原生MPs在上述作用过程中也会被释放出来, 显著增加了MNPs的释放. 例如, 一个碳酸饮料瓶冰镇12 h后可释放1.09×10^8个/L NPs[7], 远高于其他环境条件下人体可接触的浓度(如实际地表水中NPs浓度为0.20×10^7~4.70×10^7 NPs/L[8]). 这些从典型日用塑料制品中释放出的高剂量的MNPs可通过呼吸、摄食等多种方式进入人体, 是人体暴露MNPs的重要途径. 值得注意的是, 这些典型的日用塑料制品在合成过程中为了改善其耐用性、柔韧性、抗氧化性等性能, 会加入多种化合物和重金属等添加剂, 如增塑剂、润滑剂、抗氧化剂等[9,10]. 但多数塑料添加剂在塑料合成过程中加入, 与塑料聚合物仅发生物理结合[11]. 因此, 在塑料制品的使用过程中, 伴随塑料结构的老化和MNPs的释放, 塑料添加剂等成分也可能从聚合物中释放并导致人体和自然环境暴露[12], 带来潜在的健康风险. 探明典型日用塑料制品中MNPs的释放对评估其在使用、废弃等过程中的安全性具有重要意义.

目前的研究大多侧重于分析单个塑料制品在某种使用场景下释放MNPs的浓度和粒径信息, 缺乏对不同塑料制品释放MNPs的类型、特点和影响因素的归纳. 此外, 塑料制品中MNPs的释放机制需要进一步的梳理. 因此, 本文对常见塑料制品中MNPs的释放情况、释放机制、影响释放的因素进行总结, 阐明释放MNPs的粒径、浓度、形态、化学成分等特点及其释放机制, 对影响塑料制品释放MNPs的物理、化学和生物因素进行归纳, 同时讨论了使用过程中直接进入人体和外界环境的MNPs数量, 最后对未来的研究方向进行了建议和展望.

1 典型日用塑料制品中微纳米塑料的释放情况

结合人们在日常生活中对塑料制品的实际使用频率以及对相关研究的调研, 可将典型日用塑料制品划分为五大类, 即“食品包装及容器”“母婴用品”“医疗及防护用品”“衣服与织物”“其他日用品”, 这些典型日用塑料制品的材质主要包括聚丙烯(PP)、聚对苯二甲酸乙二醇酯(PET)、聚乙烯(PE)、聚酰胺(PA)和聚苯乙烯(PS)等(图1). 这些塑料制品在运输、使用等过程中可被破碎产生颗粒状、片状以及纤维状的MNPs, 约70% MNPs的粒径主要分布在0~100 μm之间, 其中0~1 μm之间的约占21%, 1~100 μm的约占49%(图1). 本节详细总结了每个类型中的典型日用塑料制品在使用过程中MNPs的释放情况.

1.1 食品包装及容器中微纳米塑料的释放情况

用于“食品包装及容器”的塑料制品是威胁人体健康的重要MPs来源之一, 主要包括塑料瓶[5,8,13~18]、塑料杯[19~24]、一次性纸杯[24~30]、一次性餐盒[20,22,23,30~35]、可重复用餐盒[35~37]、塑料袋[22,23,27,36]、保鲜膜[20]、大米包装袋[38]、肉类包装袋[39]、烹煮袋[29,40]、咖啡滴滤袋[41]和茶包[42~46](表S1). 由于这些塑料制品具有携带方便、外形美观、功能多样, 价格低廉等优点, 且随着线上购物平台使用率的增加, 以及外卖和送餐服务的普及, 这些塑料食品包装及容器的使用量在全球范围内增加[46].

用于“食品包装及容器”的塑料制品材质丰富, 除了PP、PET、PE、PA、PS等常见材质外, 还包括聚碳酸酯(PC)、聚乳酸(PLA)、三聚氰胺、苯乙烯-丙烯腈共聚物(SAN)、三苯甲烷共聚酯(tritan)等(表S1). 已有大量研究表明, 在运输、使用等过程中, 这些塑料材质的“食品包装及容器”可释放出粒径为10~5 mm的片状、纤维状以及颗粒状MNPs(表S1). 而在这些“食品包装及容器”的塑料制品中, 不同类型的塑料制品释放MNPs的量表现出一定的差异(图2(a)). 例如, 通过对比现有研究可知PE材质的纸杯释放的MNPs浓度略高于同为PE材质的塑料瓶和塑料杯(图2(a)), 这可能是由于制作工艺和使用条件不同所导致. 纸杯内壁的塑料薄膜表面大多呈凹凸不平状, 伴随凸起和裂纹, 使用过程中, 高温和震荡可能诱导塑料发生降解, 表面的裂纹和凹陷进一步加深, 最终可能破碎并释放MNPs进入水中[24,28]. 而塑料瓶和塑料杯是通过将熔融母粒加压注入模腔或吹塑成型的, 表面相对光滑[30]. 此外, 纸杯和塑料杯在使用过程中受到的环境作用力更强, 因而可释放出较多的MNPs. 例如, 纸杯和塑料杯在外卖运输途中, 同时受到高温和机械震荡的作用, 导致塑料更易

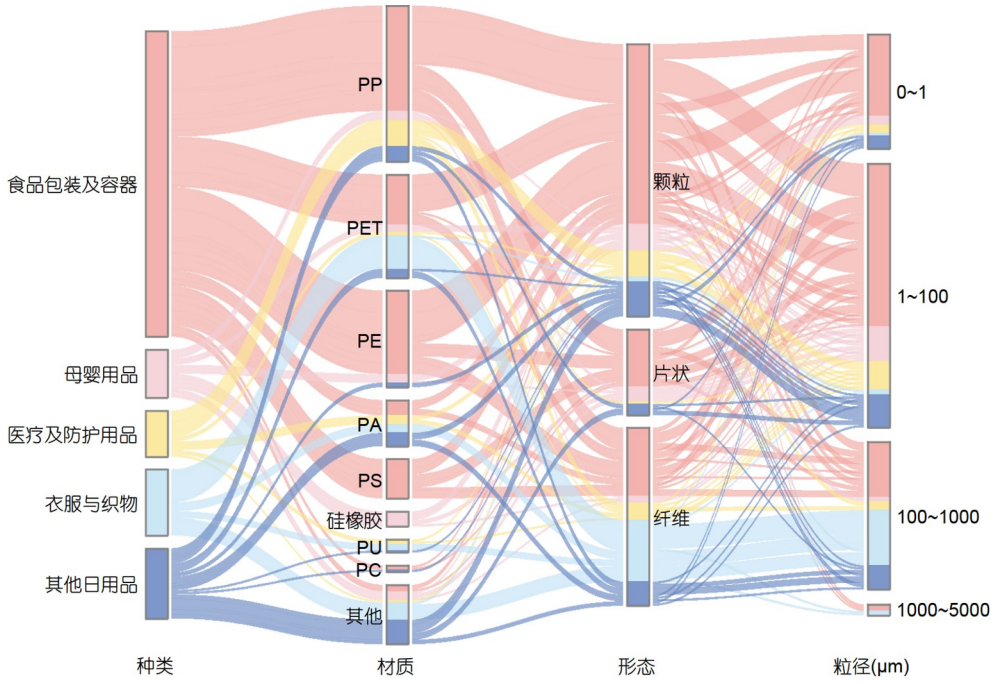


图 1 (网络版彩色)典型日用塑料制品在使用过程中MNPs的释放情况
Figure 1 (Color online) The release of MNPs from plastic products in daily life during usage process

发生老化，释放1.02×10^{9}~5.10×10^{12}个/L的MNPs[25,29]；而塑料瓶中MNPs释放的另一个主要途径是瓶盖的反复开合，导致瓶盖结构受损，塑料表面发生撕裂释放出少量的MNPs(68~553个MPs)[5,14~16]. 一次性餐盒的制作工艺与塑料杯类似，但MNPs释放量相对更高(图2(a))，这可能是由于餐盒的内表面积更大，运输和使用时间更长，受到的环境作用力更强. 此外，在对餐盒释放的MNPs检测过程中发现除了与原始容器材质和颜色相同的颗粒外，还存在一定比例的尼龙、丙烯酸和人造丝等聚合物，这可能是受大气MPs污染和在外卖容器的生产、储存及运输过程中引入[33]. 对于烹煮袋、茶包等纤维塑料制品而言，其复杂的纤维网状结构在生产过程中会形成并携带大量MNPs，在烹煮或冲泡等使用过程中被大量释放出来，从而导致MNPs的释放量远高于吹塑或注塑制成的塑料袋.

值得注意的是，同种塑料制品在使用过程中释放的NPs浓度通常比MPs浓度高2~3个数量级，目前检测到的MNPs粒径主要分布在1~1000 μm(图1)，然而受到检测技术和定量方法的限制，塑料制品中NPs释放的研究相对较少. 例如，常用的显微拉曼光谱仪可以实际检测到纸杯释放的最小MPs粒径为2 μm[26]，虽有研究证实可通过气溶胶雾化器-差分电迁移率分析仪-冷凝粒子计数器最小检测到粒径为26 nm NPs[29]，但这一方法无法对检测到的颗粒进行定性分析，且在生成气溶胶的过程中可能引入其他物质干扰实验结果. 颗粒的检出下限必然影响对颗粒的定量结果.

此外，不同塑料制品使用过程中释放MNPs的形态也存在差异，这可能同样是受到制作工艺的影响. 由表S1可知，塑料瓶、塑料杯、餐盒和塑料袋等通过吹塑、挤吹、或注塑成型的物品，受到环境作用力后表面发生破损，产生的MNPs形态主要为颗粒状和片状，而具有纤维网状结构的烹煮袋、茶包、滴滤咖啡袋、大米包装编织袋等除了释放颗粒状和片状的MNPs外，还会释放大量的纤维状颗粒.

1.2 母婴用品中微纳米塑料的释放情况

婴幼儿阶段是MNPs环境暴露的敏感时期，现有多项研究在婴儿粪便中检测到了MNPs[62]，而塑料母婴用品中MNPs的释放可能是导致婴幼儿暴露MNPs的主要途径. 因此，评估“母婴用品”中MNPs的释放具有十分重要的意义. “母婴用品”类的塑料制品材质与“食品包装及容器”类制品的材质具有很大差异，其中，安抚奶嘴、奶瓶奶嘴和牙胶的材质通常为硅橡胶，奶瓶瓶身材质包括聚醚砜(PES)、聚亚苯基砜(PPSU)和玻璃等.

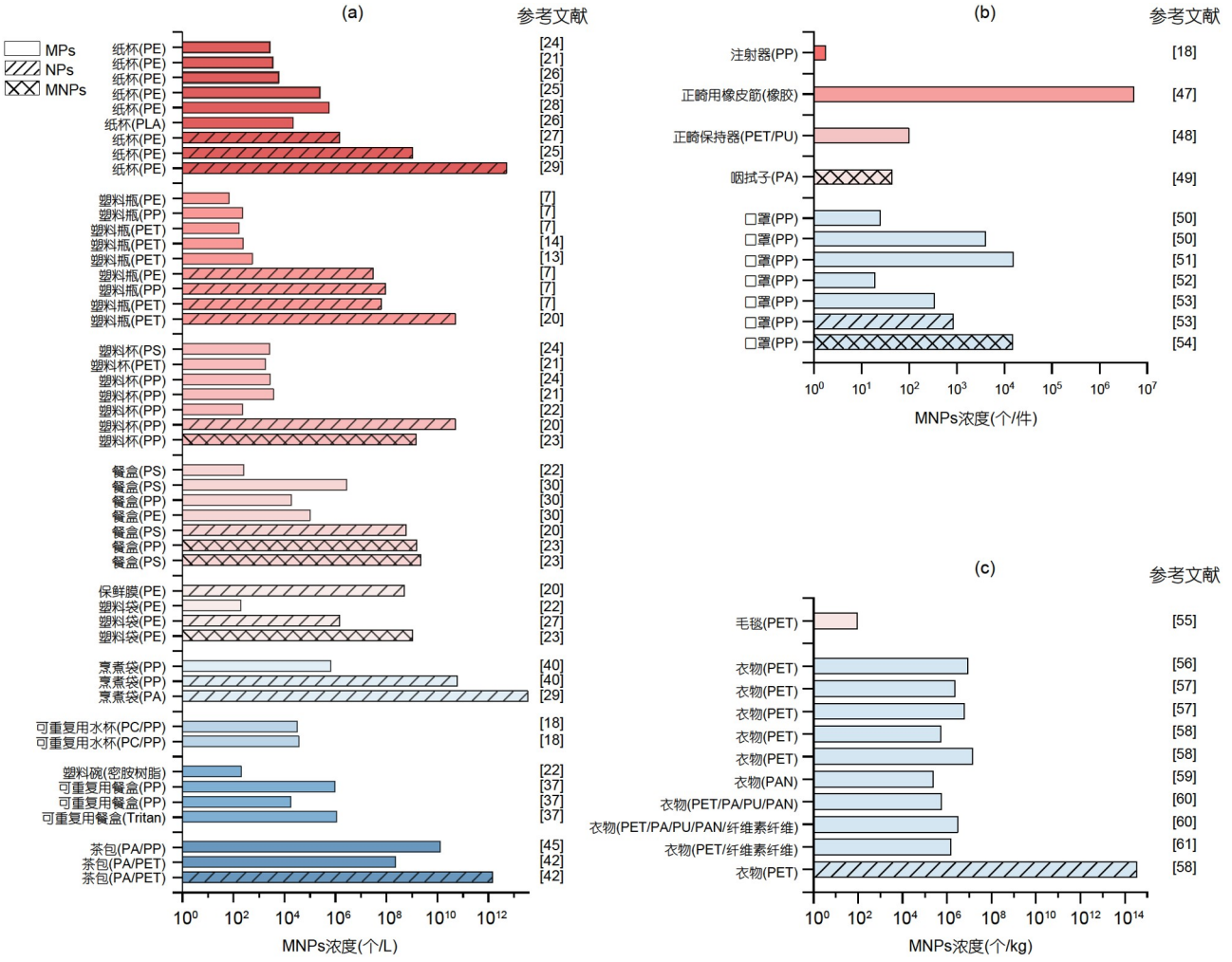


图 2 (网络版彩色)塑料制品在使用过程中MNPs的释放情况. (a) “食品包装及容器”类; (b) “医疗及防护用品”类; (c) “衣服与织物”类

Figure 2 (Color online) The release of MNPs from plastic products during usage process. (a) “Food packaging and containers”; (b) “medical and protective equipment”; (c) “clothing and fabrics”

表1总结了不同材质的婴儿奶瓶[18,63~65]、奶嘴[66,67]、牙胶[67]、母乳储存袋[68]、奶粉包装[65]等典型的“母婴用品”在使用过程中MNPs的释放情况.

由表1可知, 多种典型母婴用品在使用时都会释放不同浓度的MNPs, 以颗粒状和片状为主, 这些MNPs混入婴幼儿的主要饮食中, 或通过直接经口接触进入婴幼儿体内. 例如, Liu等人[68]在对市场最畅销的6种母乳储存袋(材质分别为PE和PET)MNPs释放的检测中发现, 6种储存袋均可释放大量PE和PET材质的微米和亚微米级的不规则颗粒、絮状物(< 300 μm)和碎片(1~50 μm). 根据婴儿每日平均母乳摄入量估算, 因使用母乳储存袋而摄入的MPs和其他微粒可达0.61~0.89 mg/d[68]. 类似地, 研究证实每100 g盒装奶粉的内包装(PE和铝箔复合材质)会释放出8~17个MPs[65]. 除此之外, 塑料奶瓶的冲泡过程[65]以及奶嘴和牙胶的使用过程均可释放出大量的MPs[67], 并且这些物品在日常使用中会频繁地通过高温蒸汽和紫外照射等手段进行消毒, 加剧了MNPs的释放. 例如, Su等人[66]发现蒸汽消毒后奶嘴表面会形成片状或油膜状、尺寸为0.60~332 μm的MNPs, 而使用这种消毒方式一年后可导致婴儿摄入超过6.60×10^5个MPs.

1.3 医疗及防护用品中微纳米塑料的释放情况

典型的“医疗及防护用品”包括注射器[18]、牙齿正畸用橡皮筋[47]和保持器[48]、口腔拭子[49]以及口罩[50~54,69,70], 其中注射器和口罩主要为PP材质, 牙齿正畸用橡皮筋和保持器主要为橡胶、PET、聚氨酯(PU)等材质(表2).

表 1 “母婴用品”类塑料制品中MNPs的释放情况

Table 1 Release of MNPs from plastic products in the category of “maternal and infant products”

名称	材质	释放量	粒径	形态	文献
婴儿奶瓶	瓶身: PPSU/玻璃; 瓶盖: PP	5.30×10^4~3.90×10^5 MPs/L	20~100 μm	颗粒 片状	[18]
	瓶身: PP	1.31×10^6~1.62×10^7 MPs/L	0.8~20.0 μm	未表征	[63]
	瓶身: PES/PPSU	紫外照射下释放双酚S	未检测	未表征	[64]
	瓶身: PPSU; 瓶盖: PP; 奶嘴: 硅橡胶	65±18 MPs/L	8~50 μm	片状 纤维	[65]
奶嘴	硅橡胶	婴儿一岁时可摄入超过6.60×10^5 MPs	0.60~332 μm (81% 在1.50~10 μm)	片状, 油膜状	[66]
安抚奶嘴, 牙胶	硅橡胶	蒸汽消毒导致MNPs的产生, 同时释放出Ag和Zn NPs	0.54~15.70 μm	颗粒	[67]
母乳储存袋	PE/PET	0.32 mg/袋; 0.61~0.89 mg/d 婴儿	MPs: 10~300 μm; NPs: 0.10~0.60 μm	颗粒 絮状体	[68]
奶粉包装	PE	8~17 MPs/100 g包装	74%的MPs < 50 μm	片状	[65]

表 2 “医疗及防护用品” 类塑料制品中MNPs的释放情况

Table 2 Release of MNPs from plastic products in the category of “medical and protective equipment”

名称	材质	释放量	粒径	形态	文献
注射器	PP	1.74 MPs/次	未检测	颗粒	[18]
正畸用橡皮筋	橡胶	5.20×10^6 MPs/个	< 6 μm	颗粒	[47]
正畸保持器	PET/PU	33~99 MPs/个	5~20 μm (60%)	颗粒, 纤维	[48]
咽拭子	PA	12~44 MPs/次 (采样)	0.20~2 μm	颗粒, 纤维	[49]
口罩	PP	$80\sim1.48\times10^4$ MPs/个	1 nm~30 μm	颗粒, 片状	[50]
	PP	5.40×10^3~1.50×10^4 MPs/个	未检测	颗粒	[51]
	PP	$25\sim3.90\times10^3$ MPs/个	20~100 μm	纤维, 颗粒	[51]
	PP	14~19 MPs/个	654~802 μm	纤维	[52]
	PP	2.60~10.60 MPs/g鼻腔黏液	< 1 mm	未表征	[54]
	PP	17~334 MPs/个; 740~835 NPs/个	MPs: 195 ~1.01×10^3 μm; NPs: 300~567 nm	颗粒, 纤维	[70]

研究表明, “医疗及防护用品”在使用的过程中不可避免地释放出大量的MNPs(图2(b)). 例如, Song等人[18]在对一次性注射器的研究中发现, 每推动一次5 mL塑料注射器可释放1.74个PP MPs, 这些小颗粒可能伴随药物注射进入人体血液, 增加了MPs与人体直接接触的风险. 此外, 牙齿正畸是当下众多青少年治疗口腔问题的普遍方式, 治疗过程中所用的改善咬合的橡皮筋和维持矫正效果的保持器在使用过程中可产生大量的MPs. 例如, 一条橡胶材质的正畸用橡皮筋在实际使用24 h后可释放约520万个橡胶颗粒, 粒径集中在6 μm以下[47]. 新型冠状病毒肺炎时期, 口腔拭子和口罩的使用频率极高, 然而二者在使用过程均会释放一定量的MNPs. 研究发现, 在模拟口腔拭子取样的2~15 s内, 数十个纤维状的MPs可从拭子顶端脱落, 材质包括尼龙、聚酯等合成纤维, 且进一步研究发现几乎所有纤维都含有二氧化钛添加剂[49]. 此外, 将口罩在人造皮肤上摩擦10次后, 可检测到14~17个MPs[52]. 值得注意的是, 口罩佩戴一天可释放数千到数万个颗粒状(< 30 μm)或纤维状(几百微米至1 mm)的MNPs[52~54,70]. 这些从“医疗及防护用品”中释放出的MNPs均可直接与人体接触, 因而具有较高的暴露风险. 然而相较于其他类型的塑料制品, 目前研究所涉及的“医疗及防护用

品”类塑料制品较为有限, 大部分研究集中于口罩, 对其他种类的“医疗及防护用品”涉及较少, 且在分析这些制品释放MNPs的过程中多数文章主要对材质进行了定性分析, 缺乏对MNPs, 特别是NPs的定量统计.

1.4 衣服与织物中微纳米塑料的释放情况

“衣服与织物”类塑料制品除各类合成纤维纺织制作而成的衣服[56~61,71~75]、毛毯[55]外, 还包括塑料拉链[76]和鞋子[77~79]. 合成纤维纺织品具有类似烹煮袋的复杂纤维网状结构, 其在日常生活中的使用过程(如穿戴、洗涤、磨损、烘干)是微纤维(microplastic fibers, MPFs)释放的主要途径[80]. 合成纤维约占全球纤维总产量的60%, 常见的合成纤维包括聚酯纤维(涤纶PET)、聚酰胺纤维(锦纶PA)、聚氨酯纤维(氨纶PU)、聚丙烯腈纤维(腈纶PAN)和多种人造纤维素纤维(如, 黏胶纤维、醋酸纤维、莫代尔等). 塑料拉链的材质则以PET或PE为主, 鞋子底部主要材质为橡胶(表S2).

在“衣服与织物”类塑料制品释放出的MNPs中, MPs浓度为2.40×10^5~1.40×10^7个/kg(图2(c)); 形态以纤维状为主, 少数为颗粒态; 粒径通常为20~500 μm(表S2). 例如, Galvão等人[71]在对真实家庭洗衣机废水进行表征发现, 家庭洗衣过程(6 kg衣物)产生的废水中可检测到1.80×10^7万个MPFs. 而合成纺织品除了可释放出直径> 10 μm、长度达几百微米至毫米级的MPFs, 还可释放出直径仅有2~5 μm、长度小于200 μm的更细小的纤维丝, 以及纳米级纤维颗粒(表S2). 值得注意的是, “衣服与织物”类塑料制品释放NPs的量(3.30×10^{14}个/kg)远高于MPFs(图2(c)). 研究表明, 1 g羊毛织物经磨损或洗涤后可释放出2.10×10^{11}~3.30×10^{11}个NPs, 5.30×10^5个MPFs和2.90×10^3~1.40×10^4个纤维丝, 其中NPs最小粒径可达100 nm[58]. 此外, 烘干过程也会释放大量的MPFs并直接排放到外界环境中. 使用烘干机烘干1 kg衣物时, MPFs释放量可达3.23~35.30 mg[59]; 而每周烘干一次一条660 g的毛毯, 每户每年会向大气环境中排放3000个MPFs[55]. 同时, 塑料拉链和鞋子也可释放MPs[76,77], 且释放的MNPs形态多为颗粒状. 例如, 每拉动一次PET材质的拉链, 会释放约410个PET MPs[76]. 类似地, 一项对越野跑活动中释放的MNPs的研究表明, 在经历长度为六千米的越野跑后, 每人的鞋底平均产生0.30~0.90 MPs/延米的橡胶颗粒(纤维和颗粒状)[77]. 这些由“衣服与织物”释放出的MNPs是日常生活中纤维状MNPs的重要来源之一, 一旦这些MNPs释放进入大气, 便可通过呼吸系统进入人体, 带来潜在的健康风险.

1.5 其他日用品中微纳米塑料的释放情况

“其他日用品”指生活中具有其他功能的典型或常见的日用塑料制品, 包括塑料砧板[81,82]、不粘锅[83]、搅拌机[84]、洗碗机[85]、洗碗海绵[86]、湿巾[52,87]、牙刷[88]、手机壳[89]、隐形眼镜[90]等(表S3). 这些塑料制品的材质具有多样性, MNPs的释放量通常与其使用场景相关, 形态仍以颗粒和纤维为主(表S3).

塑料砧板、洗碗机等厨房用具主要以PP材质为主, 在使用过程中可释放出MNPs. 例如, 使用刀具在PP塑料砧板上进行切割时, 切痕处每毫米可释放出100~300个形态多样(如颗粒状、片状和纤维状等)的MNPs, 傅里叶变换红外光谱证实释放的颗粒均为PP材质[81]. Yadav等人[82]同样统计了PE和PP材质的砧板在使用过程中MPs的释放情况, 结果表明砧板可释放出粒径为25~200 μm的MPs, 通过计算可知每人每年约从PE和PP砧板中接触到7.40~50.70 g MPs. 值得注意的是, 该研究发现, 这些厨房用具中释放出的MNPs与使用方式密切相关, 5位不同的志愿者在使用砧板进行切割时, 砧板释放MNPs的量具有显著差异, 这是由于不同志愿者在切割过程中对砧板的切割方式和力度存在较大差异; 而同一志愿者在使用砧板切割食物(如胡萝卜)时, 砧板释放的MNPs是无食物对照组的2.8倍, 这与切割过程中切割力度有关. 而在家庭洗碗机对餐具进行清洗的过程中, 不同的清洗程序导致MNPs的释放量也存在差异, 其中强洗程序(164 min, 70℃)过程中释放出MNPs的量比预洗程序(15 min, 室温)高出5~7倍[85]. 而对于在使用过程中需要进行加热和机械磨损的不黏锅而言, 在烹饪食物时其表面的聚四氟乙烯涂层在30 s内释放出的颗粒状和纤维状的MNPs可高达2.30×10^6个[83].

然而, 受限于目前检测仪器的精度、不同塑料制品的多种使用场景、MNPs收集的方法的差异, 这些“其他日用品”中释放出的MNPs计量单位各不相同. 例如, 一张湿巾(如大小为13 cm×18 cm)进行摩擦10次后可检测到181~206个微纤维[87]; 一次3 min的刷牙过程中牙刷可释放出约6600个来自刷毛的PA MPs; 一个手机壳在使用3个月后每平方厘米的表面可产生1477~2667个类球形MPs[89]; 一片隐形眼镜在使用30 d后可释放4258个MPs[90]. 由于这些计量单位的差异, 因

而较难对每种塑料制品MNPs的释放量进行进一步的比较.

2 典型日用塑料制品中微纳米塑料的释放机制

典型日用塑料制品在不同的使用过程和场景下会受到多种环境作用力(如机械作用、高温、微波和光照等)的影响, 从而发生物理和化学性质的改变, 产生并释放MNPs. 本节从机械破碎、热降解, 以及其他释放机制(如光/生物降解)3个方面对典型日用塑料制品中MNPs的释放机制进行归纳.

2.1 机械破碎

塑料制品在使用过程中容易受到多种机械作用, 例如, 瓶盖的反复开合、塑料包装运输时受到挤压和磨损、湿巾在固体物品表面的擦拭、牙刷刷牙磨损、搅拌机对食物的搅拌、衣物的搅拌洗涤等. 这些重复的物理相互作用导致塑料表面受到多个切向/法向压力循环, 从而可能会引起表面发生变形并伴随着裂纹的形成. 这些穿透表面的裂缝会进一步导致相应位置的塑料剥离, 从而产生更小的塑料颗粒(图3(a)). 例如, HDPE材质的塑料瓶盖在多次开合摩擦产生的机械应力作用下, 可导致瓶盖结构受损, 塑料表面发生撕裂, 产生微米甚至纳米级的颗粒[15]. 搅拌机搅打食物的过程中, 强烈的螺旋运动产生显著的剪切应力, 导致食物碎块与塑料容器内壁之间发生剧烈摩擦, 从而影响塑料结构的完整性, 释放出MNPs[84]. 此外, 在摩擦产生的机械应力作用下, 湿巾、口罩等织物中交织在一起的纤维结构变得更松散, 长纤维表面出现裂纹和断裂, 最终分解成短纤维并脱落[52].

除了机械破碎从塑料表面剥离出的MPs颗粒外, 许多塑料制品本身在生产过程中会携带大量MPs颗粒, 附着于塑料制品表面. 一方面, 在轻微冲洗的作用下, 这些MPs可直接发生脱落; 另一方面, 在机械作用下, 其表面可能产生裂纹, 随着裂纹的扩展, 逐渐被分解成更小尺寸的颗粒. 例如, Du等人[33]在将全新的外卖餐盒冲洗3次后, 在所有类型容器的清洗液中均发现了微米级的颗粒, 数量可达5~29个/容器, 表明全新的塑料餐盒表面存在一定量的MPs, 在冲洗作用下即可从餐盒表面发生脱落. Zhou等人[21]在模拟装满水的一次性塑料杯的运输实验中发现, 增加震荡时间会导致释放的MPs数量显著上升, 且小于10 μm的颗粒占比增加, 这是由于水力冲击导致附着在杯壁上的松散MPs释放到水中, 同时在剪切应力的共同作用下促使大块MPs被破碎成更小的颗粒. 类似地, 衣物在穿戴和洗涤的过程中, 机械磨损的作用会促使释放出的长纤维发生进一步分解, 释

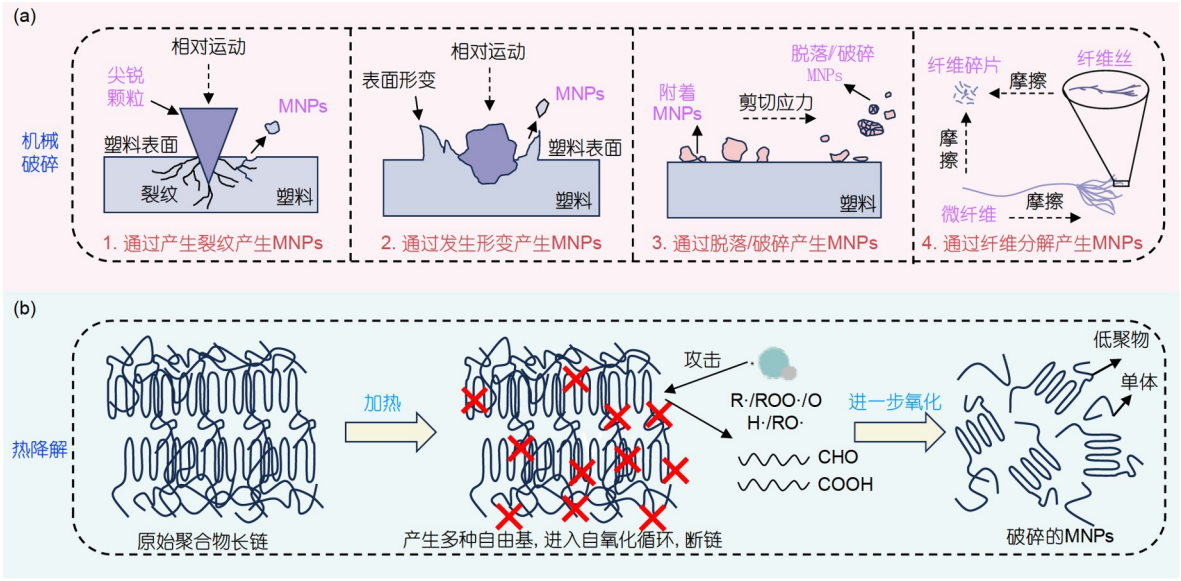


图 3 (网络版彩色)机械破碎和热降解导致塑料制品释放MNPs的机制. (a) 机械降解; (b) 热降解. R/ROO/OH/RO代表烷基自由基/过氧自由基/羟基自由基/烷氧基自由基

Figure 3 (Color online) The mechanisms of MNPs released from plastic products due to mechanical fragmentation and thermal degradation. (a) Mechanical degradation; (b) thermal degradation (R/ROO/OH/RO: Alkyl radical/peroxyl radical/hydroxyl radical/alkoxy radicals)

放出更细小的纤维丝[58,69].

2.2 热降解

热降解是指由于高温产生的能量输入而导致塑料分解, 是MNPs产生的另一重要因素[91]. 聚合物在高温下可发生热氧化反应, 即吸收足够的热量从而克服能量屏障, 引起分子链的断裂和支链的脱落, 同时产生烷基自由基(R•)并进入链传递过程, 与氧气反应生成的过氧自由基(ROO•), 通过提取氢迅速转化为光化学上不稳定的氢过氧化物(ROOH), 进一步在光解作用下生成羟基自由基(OH•)和烷氧基自由基(RO•), 烷氧基自由的进一步反应可产生羧基、羰基等含氧官能团, 从而破坏聚合物的链状结构[92](图3(b)). 热降解所需的温度与塑料的热特性有关. 玻璃化转变温度(T_g)是塑料的重要特性参数, 是聚合物从玻璃态转变为高弹态的温度. 塑料在低于T_g的温度下是刚性的, 但在高于T_g的温度下由于分子流动性的变化而变为柔性. 热降解后塑料的表面整体呈现粗糙度增加, 出现裂纹和缝隙, 并伴随片状、颗粒状碎片脱落[28]. 同时, 聚合物内部的水蒸气和二氧化碳等气体升温后向塑料表面扩散, 内部和外部气体之间的压力差导致聚合物膨胀, 促进裂纹处进一步开裂、坍塌, 进而释放MPs. 随后, 产生的MPs进一步可发生粒径减小, 孔隙度和比表面积增大, 表面羟基、羰基等含氧官能团含量增高的变化. 例如, 婴儿奶嘴经蒸汽消毒后生成大量薄片状的MPs, 其降解机制是奶嘴中的主要成分聚二甲基硅氧烷在100℃下发生Si−C键和C−H键断裂, 生成多种大分子自由基(如, Si-CH_2-CH_2和CH_3-Si-CH_2), 并进一步反应生成醛类(Si-CH_2-COH)和羧酸(Si-CH_2-COOH), 最终导致Si~O~Si链发生无规则水解, 并形成具有表面活性的环状和支链聚硅氧烷[66]. 奶嘴材质中的热熔胶PA树脂在反复蒸煮后也会发生热解, 断链并氧化, 生成具有酰亚胺结构(CH_2-CO-NH-CO-CH_2)的油膜状MNPs, 这种热塑性MNPs会在100℃下熔化, 室温干燥后可重新凝固[66]. 除奶瓶外, 餐盒(如PS材质)在盛放沸水后, 由于温度升高, PS聚合物处于弹性态, 导致聚合物链松弛, 分子链之间可发生相互分离, 最终引发泡沫餐盒的形变以及MNPs的释放[30]. 值得注意的是, 对于不同材质的塑料制品, 当其受到相同高温作用时, MNPs的释放情况也有所差异, 这可能与塑料制品的生产方式(如注塑、发泡或者淋膜)存在差异有关. 例如, PE内衬的纸杯、PP材质的硬质餐盒和PS材质的泡沫餐盒同时盛放沸水并模拟外卖运输过程(30 min), 通过定量发现PS餐盒中释放出的MPs远高于PE和PP. 这是因为PS餐盒是通过向熔融的聚苯乙烯母粒中注入气体制作而成的, 使得塑料内部形成大量微小泡孔, 且表面通常存在严重缺陷或破损[93], 受到高温影响后更易在泡孔或缺陷处引发塑料的热降解, 表面进一步产生裂纹, 破碎释放出大量MNPs. 而PP餐盒的制造工艺通常为吹塑或注塑, 将熔化的母粒加压注入模腔而形成, 表面较光滑, 因而在高温作用下较难发生破碎. PE内衬的纸杯, 是通过在纸质表面均匀涂覆熔融的聚合物薄膜而制成, 表面通常凹凸不平, 使其在高温下同样可能在不均匀的表面产生裂纹而释放MNPs[33]. 通过扫描电镜对餐盒表面进行观察后也可证实, PS发泡餐盒表面凹凸不平, 本身破损情况已非常严重; 而PE表面有轻微划痕, PP则表面光滑, 这些因为生产工艺而引起的表面性质差异可能是在相同温度下引发MNPs释放差异的原因[33].

2.3 其他释放机制

除了机械磨损和热降解这两种主要的释放机制外, 光老化和生物降解也可引发塑料制品中MNPs的释放. 光老化是指塑料通过吸收紫外线辐射的能量, 分解聚合物主链中的化学键, 生成烷基等自由基, 引发链式反应, 最终导致聚合物降解产生并释放出MNPs的过程[94]. 目前已有大量研究证实, 进入水环境中的塑料污染物可在自然光老化的作用下释放出大量MNPs. 例如, PS粉末在水中受到150 d光照后, 表面结合的环境持久性自由基吸收光能, 并将能量转移到溶解氧上, 进而诱导生成单线态氧、过氧化氢和羟基自由基, 导致聚合物的C−H键断裂并伴随着羧基、羰基、羟基等含氧官能团的形成, 最终引发PS表面发生明显形貌变化, 出现多处裂纹和孔隙, 平均粒径从150 μm下降至52 μm[95]. 而典型日用塑料制品在使用过程中同样也会在光老化作用下释放出MNPs. 例如, Liu等人[90]研究隐形眼镜在使用时释放的MPs发现, 长期(如30和90 d)暴露于自然光照时, 由于潮湿的使用环境和对光能的吸收, 隐形眼镜的表面发生断键, 形成羟基和羰基, 且羰基指数随辐照时间的延长而呈上升趋势, 最终导致隐形眼镜脆化, 表面发生刻蚀并产生大量颗粒状和片状的MPs. 类似地, 瓶装水在储存过程中经历长期(如3个月)自然光照, 在吸收紫外光以及水温升高的作用下, 可能导致聚合物发生光老化而显著促进MPs的释放[16].

塑料的生物降解是指在一定时间范围内, 塑料在

生物(如细菌、真菌和藻类等)的作用下被逐渐分解为对环境无害的生物质、二氧化碳、甲烷和水的过程[96]. 目前已有大量关于自然环境中塑料的生物降解途径和机制的研究, 例如, 黄粉虫幼虫摄食的PS泡沫在肠道微生物的作用下会发生长链结构裂解, 生成包括脂肪族碳氢化合物和苯衍生物在内的小分子量碎片, 同时释放二氧化碳[97]. 大阪伊德氏杆菌(*Ideonella sakaiensis*)产生的2种水解酶(编码蛋白质的核苷酸序列分别为ISF6_4831和ISF6_0224)具有催化底物水解的能力, 可以分别水解PET和中间产物对苯二甲酸单羟乙酯, 生成对苯二甲酸和乙二醇[98]. 而对于日用塑料制品的生物降解研究方面, 目前仅有一篇文章提及了生物降解作用下日用塑料制品中MNPs的释放. Quinzi等人[48]在对正畸用保持器释放MPs的研究中发现, PET和PU材质的保持器在人工唾液中会释放MPs, 推测唾液中的酶可能影响塑料的机械性能, 从而导致MPs的产生和释放. 以上的研究表明, 光老化和生物降解对塑料制品老化和释放MNPs的影响不容忽视, 但目前对日用塑料制品的相关研究较为局限, 需要进一步探明在长期光老化、生物降解等作用下日用塑料制品的降解及MNPs的释放情况.

3 影响塑料制品中微纳米塑料释放的因素

在日常使用过程中, 典型日用塑料制品在机械作用力、热降解、光降解和生物降解作用下发生破碎产生MNPs. 而在破碎过程中, 机械应力的特性(如大小、方向)、塑料种类及结构特性、使用温度的变化(如升温、冷冻)、光照、微波、使用时长和次数以及接触物质的成分等都会影响塑料制品的破碎过程, 促进或抑制塑料制品中MNPs的释放(图4).

3.1 机械应力的特性

机械应力的特性(如大小、方向)是影响NMPs释放的重要的因素之一. 机械应力强度的增大通常会导致塑料表面磨损和破坏的程度增加, 促进MNPs的机械破碎, 进而加剧餐盒、塑料瓶、塑料杯以及纸杯等典型日用塑料制品中MNPs的释放(图4). 例如, 打开一次塑料瓶盖可产生131±25 MPs/L的MNPs, 随着瓶盖打开次数的增加, 在第11次后, MPs的释放量达到了242±64 MPs/L[14]. Zhou等人[21]进行一次性塑料杯在外卖运输过程中释放MNPs的研究中发现, 当PP塑料杯以120转/min的速度震荡5 min后, 释放的MPs数量从3722个/L增加到4030个/L; 而静置1 h释放的MPs数量只有搅拌状态下的6.8%[23]. Gong等人[38]发现超市售卖的大米包装袋在经过长时间运输和堆叠压力后, 大米与包装袋间的摩擦导致袋子内层纤维结构受损, 每平方厘米释放0.03~0.28个纤维状MPs, 且脱落的MPs数量与运输时间和所受压力呈正相关. 类似地, 使用刀具在塑料砧板上切割食物时, 砧板释放的MPs数量是无食物时的2.8倍, 这是由于食物的存在使得切割过程需要提供更大的压力, 从而促进了MPs的释放[82]. 使用不黏锅进行烹饪时, 锅铲的大小、形状、材质, 翻转锅铲时的速度、力度、方向等因素的变化通过改变机械作用力的强度和方向, 从而增强了锅铲对不黏锅表面聚四氟乙烯涂层机械破损的程度, 促进了MNPs的释放[83]. 机械作用力对纺织品中MPs的释放具有类似的影响, 口罩在经长期佩戴磨损后, 机械应力导致纤维受损发生断裂, 比未经磨损的新口罩释放的MNPs数量最多可增加111.9%[69]; 衣物经长期穿戴磨损后, MPFs释放量比新衣物高出5~30倍, 纤维丝释放量高出200倍[57]. 由此可知, 在使用日用塑料制品的过程中, 可通过减弱对塑料制品的机械作用力的大小等方式降低MNPs的释放.

3.2 塑料种类及结构特性

塑料的种类也是影响MNPs释放的重要因素之一. 根据塑料的结晶特性可将其分为结晶型塑料(如PP、PE、PET、PA等)和非结晶型塑料(如PS、PVC、PC、PLA和丙烯腈丁二烯苯乙烯等). 在塑料结构中, 分子链按一定规律规则排列, 形成的三维有序排列区域称为结晶区, 分子链无序排列的区域称为非结晶区, 结晶区占塑料结构的百分比即为结晶度. 结晶型塑料具有固定的熔点和高结晶度, 而半结晶型塑料既含有非结晶态的无序区域, 又含有结晶态的有序区域, 结晶度相对较低[99,100]. 不同结晶状态的MNPs的释放情况各不相同. 半结晶PP的分子间结合力弱于结晶结构的PE, 且PE中碳链的二级碳原子高度稳定, 因此在机械磨损的作用下半结晶PP可释放出放更多的MNPs[82]. Chen等人[7]在探索瓶装碳酸饮料释放MNPs的研究中发现, PP材质的一次性塑料瓶震荡15 min后释放了234±9.66个/L的MPs和$9.21\times10^7\pm0.73\times10^7$个/L的NPs, 远高于PE塑料瓶释放的68±6.20个/L的MPs和$3.02\times10^7\pm0.59\times10^7$个/L的NPs. PP砧板经切割后释放的MPs质量和数量分别比PE砧板高出5%~60%和14%~71%[82]. 此外, 可降解塑料相较于传统石油基塑料而言, 可释放出更多的MPs, 这

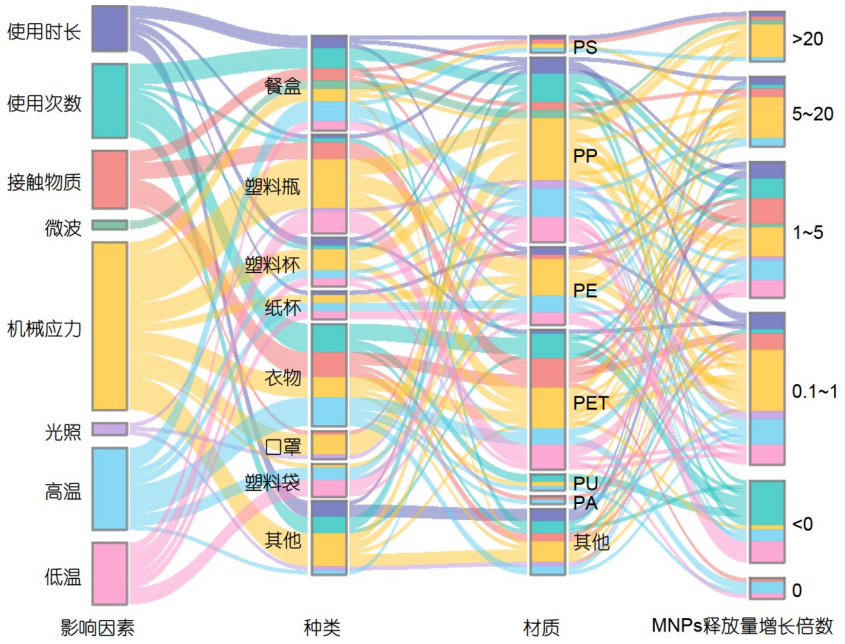


图 4 (网络版彩色)影响塑料制品释放MNPs的因素
Figure 4 (Color online) Factors affecting the release of MNPs from plastic products

与两种材料的机械性能有关. 例如, PLA内衬的一次性纸杯的盛放热水后释放的MPs是PE内衬的3.6倍, 这是由于可降解的PLA耐热性更差, 高温下更容易发生热降解, 导致PLA膜发生变形和损坏[26].

塑料结构(如松散度、粗糙度)上的差异也会影响MNPs的释放. 例如, 同时盛放沸水并保温1 h后, PS发泡餐盒中检测到的MPs数量(2.82×10^6个/L)远高于PP和PET餐盒释放的(1.90×10^4和1.01×10^5个/L)MPs, 这可能是因为PS餐盒是通过发泡注塑制成的, 其结构相对松散, 表面更加粗糙, 更易受到热降解的影响; 而PP和PET餐盒均是通过注塑或吹塑制造而成, 其表面相对光滑[30]. 类似地, 纺织品中MNPs的释放还与其纤维结构有关. 例如, 湿巾所用无纺布的纤维之间相互缠结程度越高, 抗脱落性能越强, 摩擦后释放的颗粒越少[52]. 由捻度更高的纱线制成的衣物, 由于其纤维结构更紧凑, 纤维较难从其中脱落, 因而水洗后的释放量仅为由连续长丝制成的衣物的一半[61]. 由上述分析可知, 在选择日用塑料制品的材质时, 使用结晶型、表面光滑、结构紧实的塑料制品可降低日常用品中MNPs的释放.

3.3 温度

温度变化会改变塑料的热降解和机械破损等过程, 从而影响MNPs的释放, 一般情况下温度的变化会促进MNPs的释放(图4). 其中, 高温比低温对MNPs的释放具有更加显著的促进作用, 这与高温诱导塑料发生热降解有关. 例如, 在60℃的使用水温条件下, PET塑料杯中MPs的释放量比水温为5℃时提高了67.5%; HDPE打包袋、PP和PS材质的外卖餐盒在盛放热水(95℃)时, MPs的释放量均显著高于盛放冰水混合物时的释放量[22]; 婴儿食品储存袋在冷藏条件下每平方厘米释放41.50万个MPs和590万个NPs, 而在高温条件下MPs和NPs的释放则分别增加至87.30万个和1.06亿个[36]; 洗碗机在运行过程中, 较高的水温(70℃)下释放MPs的量是室温下的4倍, 这与高温下洗碗机内部的多个塑料配件发生热降解有关[85]. 低温也可促进塑料制品释放MNPs, 但机制与高温不同. 例如, PET塑料瓶在–18℃下储存8 h后, 释放出307个MPs和1.09×10^8个NPs, 这是由于塑料瓶体受到水和饮料等液体结冰而产生的膨胀作用, 发生开裂和分层, 促进塑料的机械破碎; 同时低温和富冰环境限制了分子的流动性, 使塑料变得更脆, 增加了塑料碎裂和MNPs释放的可能性[7]. Chen等人[101]研究发现, PS颗粒在冰中会选择性产生单线态氧, 从而大大促进PS的降解, 这可能是低温导致MNPs释放量增加的另一个原因, 对此仍需进一步地研究. 由上述分析可知, 在使用塑料制品时应尽量避免温度的剧烈变化, 特别是高温作用. 值得注意的是, 温度的提

高/降低对MNPs的释放或无显著影响甚至可能抑制MNPs的释放. 例如, 装有超纯水的PP餐盒和塑料袋在冷藏条件下储存10 d, MPs的释放量比在室温条件下储存分别下降了31.4%和60.5%, NPs释放量分别下降了38.4%和92.5%[36]; 而不同温度的水(25、40、60和80℃)洗涤聚酯纤维制成的衣物时, 释放的MPFs浓度无显著差异[72], 但导致这一现象的原因尚不明确. 由此可知, 关于温度变化对日用塑料制品中MNPs释放的影响仍存在少许争议, 温度变化促进/抑制MNPs释放的相关机制亟需进一步深入探讨.

3.4 光照

光照是引发塑料发生老化、破碎成MNPs的一项重要因素. 太阳光根据波段分为可见光、红外光、紫外光和其他光波段, 其中紫外光波段由于具有较强的穿透力, 是引发塑料老化的主要原因. 现有研究发现, 长期光照导致典型日用塑料制品发生光老化的同时, 在机械摩擦、热降解等多个过程共同作用下, 可促进这些塑料制品中MPs的释放(图4). 例如, 手机壳在使用过程中由于长期暴露在光照中, 在紫外线作用下发生光老化, 并在长期摩擦、油脂、汗水等多种因素的作用下, 导致聚合物发生了链断裂, 形成了新的含氧官能团, 在使用约33 d后, MPs的产生量迅速增加[89]. 类似地, 口罩经紫外照射30 min后, 释放的MPs数量相较于未经处理的口罩增加了0.23~4.84倍, 这是由于在紫外光照射的作用下, 其内部纤维结构受到不同程度的损伤[51]. 隐形眼镜经30 d的自然光照后, MPs释放量为4258个/片, 而当光照时间延长至90 d时, MPs释放量达到了9590个/片, 且产生的MPs粒径变小, 颗粒之间更加分散, 表面粗糙程度增加, 这是由于光照时间的增加导致塑料表面氧化程度增加, 大块的MPs逐渐光降解生成更小的颗粒[90]. 日常生活中的塑料制品不可避免会暴露在光照环境中, 在塑料制品中添加适量的光稳定剂或进行避光保存是减弱MNPs释放的可能的有效途径.

3.5 微波

微波作用对MNPs释放的影响通常高于温度变化或机械应力. 这是由于微波过程产生的电磁波可以穿透塑料材料并加热容器内部, 加热过程中塑料的水解、热解和紫外线照射降解可同时发生, 从而促进了MNPs的释放[36]. 例如, PP餐盒经1000 W微波加热3 min后每平方厘米释放了422万个MPs和12.1亿个NPs, 均显著高于其冷藏、室温和高温条件下长期储存后MNPs的释放量[36]. 值得注意的是, 不同材质餐盒重复进行微波加热后, 产生MNPs数量与加热次数的关系未表现出显著的相关性. 例如, PP材质的餐盒经3次微波加热后产生的MNPs的量(37.4±4.4万个/L)是经一次加热(8.3±2.2万个/L)的4倍, 但Tritan材质的餐盒加热循环后却表现出MPs数量降低的现象, 导致这种现象发生的原因尚不清楚[37], 需要进一步实验探究. 此外, 微波强度和塑料材质也可影响MNPs的释放量. 例如, PP餐盒在以700 W加热10 min后, MPs释放量最高为95.9万个/L, 显著低于1000 W微波后的释放量(422万个/cm^2)[36]. 而相较于PP餐盒[36], SAN材质的餐盒以700 W加热10 min后, 释放的MPs浓度仅有2.2万个/L[37]. 因此, 在使用微波进行加热的过程中, 盛放容器最好使用玻璃或SAN等材质, 并尽量避免使用较大功率.

3.6 使用时长和使用次数

使用时长的增加通常因延长塑料的机械破碎、热老化、光老化等过程, 从而增加MNPs的释放量. 例如, 盛放了去离子水的PET、PP和PE塑料杯中释放的MPs数量均随震荡时间的增加而增加, 这是由于延长震荡时间增加了塑料杯在机械作用下的破碎[21]. 向PS餐盒中加入热水后, 保温时间越长, MNPs的释放量越高, 这是与延长存放时间促进了PS的热降解过程有关[34]. 然而, 塑料制品在使用过程中MNPs的释放量并不一定随使用次数的增加而增加. 例如, Deng等人[20]的研究中发现, 第四次盛放热水后, PET和PP塑料杯释放的NPs的浓度从每毫升5000万个颗粒分别下降至每毫升60万和4000万个颗粒, 这可能是因为在使用前期, 塑料杯内壁由于生产过程而黏附有一定量的颗粒, 受到高温作用后脱落进入水中, 从而导致在第一次使用时NPs的释放量较高. 而对于NPs的粒径进行统计后发现, 随着加热次数的增加NPs平均粒径逐渐下降, 在第四次时下降至原来的50%和17%, 这可能是由于使用次数的增加, 塑料发生热降解, 逐渐破碎为更小的NPs.

值得注意的是, 对于纺织品或同样具有网状纤维结构的塑料制品(如衣物或烹煮袋)而言, 第一次使用时的释放量通常远大于之后每次的释放量. 这是因为网状纤维结构在生产过程中会形成并携带大量MNPs, 前期的洗涤、煮沸等过程会导致这些MNPs被大量释放出来, 随着使用次数增多, 释放量逐渐下降并保持稳定[40,60]. 由上述分析可知, 使用一次性制品时, 应避免

长时间或重复使用, 进而有效减少MNPs的摄入, 而纺织品在使用前可进行预洗涤, 以减少人体与MNPs的直接接触.

3.7 接触物质

塑料餐盒、纸杯等典型日用塑料制品在使用过程中常与不同性质的物质发生接触, 这些物质由于具有不同的pH、表面活性等特性也可能会影响MNPs的释放情况, 通常具有促进作用. 例如, 盛放了3%的醋酸后, 塑料餐盒释放出的MNPs的数量大约是盛放去离子水时的2倍. 这是由于酸在塑料水解过程中可起到催化作用, 大量H^+会使聚合物链质子化, 增强其活性而更容易发生分解[36]. 类似地, Wang等人[34]检测了不同pH对餐盒的影响, 发现相较于中性的条件, 在pH 3和9的条件下, PS餐盒释放的MPs量最多. 此外, 盛放碳酸饮料的塑料瓶中, MNPs的释放量与CO_2的灌装量呈正比, 这可能是由于气泡破裂会导致在生产过程黏附于内壁上的小粒径塑料颗粒发生脱落. 并且, 这些气泡破裂的同时还可导致MPs表面发生破裂, 产生裂纹并进一步破碎成更小的NPs. 特别地, 饮料中的糖分含量也会促进MPs的释放, 但具体原因尚不清楚[7]. 值得注意的是, 现有研究更侧重于探究酸性接触物质对塑料餐具的影响, 甚少涉及到其他接触物质(如油脂、碱性物质等)对塑料餐具的影响, 对此仍需进一步地研究.

在衣物洗涤时, 洗涤剂的使用(低于1.5 g/L)会显著促进MPFs的释放, 然而, 继续增加洗涤剂的浓度(6 g/L)时则不会影响MPFs的释放, 这与每次洗涤可释放的MPFs已达最大值有关[75]. 综上所述, 减少使用塑料容器盛放酸性食品、碳酸饮料瓶在填装前进行预清洗等方法可有效降低MNPs的释放和摄入.

4 典型日用塑料制品中其他物质的释放情况

在典型日用塑料制品中, 为了丰富其色彩, 提升其稳定性和耐用性等, 常会加入有机化合物、重金属离子和金属纳米颗粒等添加剂. 这些通过物理或化学方式加入的添加剂也会伴随着MNPs的产生而被释放, 进入环境或人体中, 带来潜在的健康风险. 口罩在生产的过程中会主动添加金属纳米颗粒(如铜、银纳米颗粒)以增强其抗菌效果, 同时还会被动掺入酚类、酯类、芳香族化合物等有机化合物, 这些物质均可伴随着口罩中MNPs的产生而释放. 例如, Guo等人[50]发现佩戴口罩呼吸的过程中, 口罩释放出的MNPs中含有18种化学物质(如酚类、酯类、苯化合物等), 这些化学物质来源于口罩的原材料和生产过程中有意和无意添加的多种有机化学物质及其转化产物. 进一步估算发现成人每天佩戴2个口罩后, 可通过呼吸摄入60~350 ng/kg的二丁基羟基甲苯、2, 4-二叔丁基苯酚和三(2,4-二叔丁基苯基)亚磷酸酯[50]. 类似地, Wang等人[53]在对含铜纳米颗粒口罩的研究中发现, 这种具有抗菌作用的口罩佩戴一天后释放约20 μg的铜纳米颗粒. 此外, “食品包装及容器”(如纸杯)、“母婴用品”(如奶瓶)等典型日用塑料制品在MNPs释放的同时也检测到了添加剂的释放, 且与MNPs的释放类似, 高温、紫外照射、微波等影响因素会促进塑料中添加剂的释放. 例如, Liu等人[23]在对经热处理后的餐盒渗滤液进行检测后发现, 除了存在MNPs之外, 还检测到了少量的砷(0~2.20 ng/L)、铬(0.17~1.50 ng/L)和铅(0.05~0.70 ng/L), 而在未经加热处理的对照组中, 未检测到这些重金属离子的存在. 盛放热水后的一次性纸杯中可检测到来自于木浆纸中的氟化物、氯化物、硝酸盐和硫酸盐等添加剂, 而盛放常温水或冷水则不会引发这些离子的释放[25]. 蒸汽消毒可增加硅橡胶奶嘴和磨牙玩具中银和锌纳米颗粒的体外生物可及性, 这与橡胶受到高温作用后老化、分解生成MNPs有关[67]. 经紫外照射消毒后, 婴儿奶瓶中的聚合物醚键在羟基自由基攻击下发生断裂, 导致其中的塑料添加剂双酚S发生释放[64]. 类似地, 盛有超纯水的抗菌PP餐盒在以700 W微波2 min后, 释放出了200 ng/dm^{2}的银离子, 但具体释放途径尚不清楚[35].

虽然上述研究发现了塑料制品在释放MNPs的过程中可伴随着金属纳米颗粒、重金属离子以及有机化合物等添加剂的释放, 然而, 关于这些添加剂在塑料制品使用过程中的释放情况的研究非常有限, 大多研究只是检测到了这些物质的存在, 并未进一步探明其从塑料制品中释放的方式和途径. 此外, 这些释放的添加剂进一步会对MNPs的释放产生怎样的影响(如是否会对MNPs产生进一步的降解或破碎)也少有研究. 同时, 这些释放出的添加剂和MNPs进入人体后可能产生健康风险尚不明确, 需要进一步探究.

5 总结与展望

现有研究表明, 多种常见的塑料制品在日常使用过程中均可释放出MNPs, 机械破碎和热降解是引发MNPs释放的主要机制, 光老化和生物降解也具有一定

影响. 机械应力的增加、温度升高和降低、光照、微波、使用时长和次数和接触物质的成分等均会对塑料(不同种类和结构特性)的物理化学性质造成影响, 主要表现为促进其多种降解过程, 从而增加MNPs的释放; 其中, 使用次数和温度的改变还可能减少MNPs的释放. 此外, 塑料制品在释放MNPs的过程中还伴随着多种有机化合物、重金属离子、金属纳米颗粒和添加剂等物质的释放, 对人体具有潜在的健康风险.

同时, 基于当前的研究结果和面临的研究瓶颈, 提出以下展望.

(1) 进一步开展塑料制品降解机理的研究. 目前对于塑料制品的机械降解和热降解研究已经较为丰富, 但对于光老化和生物降解机理的了解还非常有限. 此外, 对于塑料添加剂(如金属纳米颗粒)、多种生物因素(如唾液、汗液、油脂等体液)对MNPs释放的影响和机制还需进一步探究.

(2) 目前关于塑料制品中MNPs在日常使用过程中释放情况的探究大多是在实验室中进行, 简化了环境作用力, 例如经常用水来代替食物. 而真实的使用条件和接触物质成分复杂多变, 通常是多种因素共同作用. 例如外卖餐盒在使用过程中可同时受到高温作用、机械摩擦(如颠簸震荡、筷子和食物对其的摩擦等)、接触物质(油脂、食醋、碱性物质)等因素的影响, 应进一步探明每种影响对MPs释放的贡献及机制.

(3) 加强对塑料制品使用后释放的纳米颗粒和NPs的研究. 目前大部分研究由于技术手段的限制, 更侧重于MPs的研究, 只有少数(约30%)的文献对NPs的释放进行了分析, 但NPs的释放数量通常比MPs高3个数量级, 而且其尺寸更小, 可能造成的更大健康风险. 因此, 我们应该优化环境样品中NPs的分离和鉴定方法, 结合先进的检测技术和方法(如激光共聚焦显微拉曼、原子力显微镜-拉曼联用、热裂解-气相色谱~质谱联用、纳米颗粒示踪仪等)对不同塑料制品中NPs的释放进行定性和定量分析, 为评估塑料制品在日常使用过程中潜在的健康风险提供一定的理论依据.

(4) 继续完善常见塑料制品释放MNPs的研究, 目前研究所涉及的塑料制品较为有限, 主要集中于食品包装及容器, 而对医疗及防护用品和其他日用品的研究较少. 例如, 长期使用的Tritan、PP等材质的运动水杯, 乙烯-醋酸乙烯共聚物、PVC、TPU等材质的拖鞋和洞洞鞋, 隐形眼镜, PVC、PA、PP、PBT、PET等材质的扫帚和毛刷, 聚酯纤维、尼龙和聚四氟乙烯等材质的牙线, 医疗植入物(如硅胶和PE材质的假体), 塑料玩具, 快递包装, 卫生巾等在使用过程中MNPs的释放情况尚不明确.

(5) 关注日常生活中可降解塑料制品在使用过程中MNPs的释放及其潜在的健康风险. 目前已有大量关于环境中可降解塑料的释放、迁移等环境行为的研究. 但在日常使用过程中可降解塑料制品(如可降解吸管、餐盒、手机壳等)在使用过程中MNPs的释放以及潜在健康风险的研究还相对较少. 应持续关注多种可降解塑料制品在使用过程中MNPs的释放及机理, 对比可降解与不可降解塑料制品的释放情况和对人体的毒性效应, 寻找更安全、更绿色、更环保的塑料产品.

(6) 进一步关注人体在使用塑料制品时直接或间接摄入MNPs的途径和数量, 统一MNPs释放的计量单位, 结合多种实验模型(如皮肤接触、肺部模型、体外消化模型等)对这些释放的MNPs潜在的健康风险进行评估. 同时关注伴随释放的多种有机物质、重金属离子和金属纳米颗粒等成分与MPs对人体的协同毒性效应, 评估其健康风险.

(7) 根据MNPs释放数据, 对塑料生产过程、塑料制品投入市场前提出明确的使用建议或者更新使用条件, 以减少塑料制品中MNPs的释放对人体健康带来负面的影响. 例如, 使用一次性塑料制品盛放食物或饮料时, 尽量选择透明的硬质餐盒, 避免高温物质的盛放, 同时减少盛放和震荡时间, 降低磨损频率, 将有助于减少MNPs的摄入.

参考文献

1 Ma Z F, Niu G Q, Lu S. China plastics industry (2022) (in Chinese). China Plastics, 2023, 37: 110–115 [马占峰, 牛国强, 芦珊. 中国塑料加工业(2022). 中国塑料, 2023, 37: 110–115]

2 Weinstein J E, Crocker B K, Gray A D. From macroplastic to microplastic: Degradation of high-density polyethylene, polypropylene, and polystyrene in a salt marsh habitat. Enviro Toxic Chem, 2016, 35: 1632–1640

3 Winkler A, Santo N, Ortenzi M A, et al. Does mechanical stress cause microplastic release from plastic water bottles? Water Res, 2019, 166: 115082

4 Wu X, Liu P, Shi H, et al. Photo aging and fragmentation of polypropylene food packaging materials in artificial seawater. Water Res, 2021, 188: 116456
5 Zhang Q, Xu E G, Li J, et al. A review of microplastics in table salt, drinking water, and air: Direct human exposure. Environ Sci Technol, 2020, 54: 3740–3751
6 Wang W, Hu X G, Zhou Q X. The research progress in migration, distribution, biological effects and analytical methods of microplastics (in Chinese). Chin Sci Bull, 2018, 63: 385–395 [王彤, 胡献刚, 周启星. 环境中微塑料的迁移分布、生物效应及分析方法的研究进展. 科学通报, 2018, 63: 385–395]
7 Chen Y, Xu H, Luo Y, et al. Plastic bottles for chilled carbonated beverages as a source of microplastics and nanoplastics. Water Res, 2023: 120243
8 Xu Y, Ou Q, Jiao M, et al. Identification and quantification of nanoplastics in surface water and groundwater by pyrolysis gas chromatography–mass spectrometry. Environ Sci Technol, 2022, 56: 4988–4997
9 Liu S J, Ding J N, Shi J Z, et al. Spatiotemporal distribution and ecological risk assessment of plastic additives in Taihu Lake (in Chinese). Environ Sci, 2022, 43: 2557–2565 [刘舒娇, 丁剑楠, 石浚哲, 等. 太湖塑料添加剂时空分布和生态风险评价. 环境科学, 2022, 43: 2557–2565]
10 Aurisano N, Weber R, Fantke P. Enabling a circular economy for chemicals in plastics. Curr Opin Green Sustain Chem, 2021, 31: 100513
11 Meng J, Xu B, Liu F, et al. Effects of chemical and natural ageing on the release of potentially toxic metal additives in commercial PVC microplastics. Chemosphere, 2021, 283: 131274
12 Hahladakis J N, Velis C A, 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 Hazard Mater, 2018, 344: 179–199
13 Singh T. Generation of microplastics from the opening and closing of disposable plastic water bottles. J Water Health, 2021, 19: 488–498
14 Giese A, Kerpen J, Weber F, et al. A preliminary study of microplastic abrasion from the screw cap system of reusable plastic bottles by Raman microspectroscopy. ACS ES&T Water, 2021, 1: 1363–1368
15 Winkler A, Fumagalli F, Cella C, et al. Detection and formation mechanisms of secondary nanoplastic released from drinking water bottles. Water Res, 2022, 222: 118848
16 Ravanbakhsh M, Ravanbakhsh M, Jamali H A, et al. The effects of storage time and sunlight on microplastic pollution in bottled mineral water. Water Environ J, 2023, 37: 206–217
17 Taheri S, Shoshtari-Yeganeh B, Pourzamani H, et al. Investigating the pollution of bottled water by the microplastics (MPs): The effects of mechanical stress, sunlight exposure, and freezing on MPs release. Environ Monit Assess, 2022, 195: 62
18 Song K, Ding R, Sun C, et al. Microparticles and microplastics released from daily use of plastic feeding and water bottles and plastic injectors: potential risks to infants and children in China. Environ Sci Pollut Res, 2021, 28: 59813–59820
19 Fadare O O, Wan B, Guo L, et al. Microplastics from consumer plastic food containers: Are we consuming it? Chemosphere, 2020, 253: 126787
20 Deng J, Ibrahim M S, Tan L Y, et al. Microplastics released from food containers can suppress lysosomal activity in mouse macrophages. J Hazard Mater, 2022, 435: 128980
21 Zhou G, Wu Q, Tang P, et al. How many microplastics do we ingest when using disposable drink cups? J Hazard Mater, 2023, 441: 129982
22 Hee Y Y, Weston K, Suratman S. The effect of storage conditions and washing on microplastic release from food and drink containers. Food Packag Shelf Life, 2022, 32: 100826
23 Liu G, Wang J, Wang M, et al. Disposable plastic materials release microplastics and harmful substances in hot water. Sci Total Environ, 2022, 818: 151685
24 Chen H, Xu L, Yu K, et al. Release of microplastics from disposable cups in daily use. Sci Total Environ, 2022, 854: 158606
25 Ranjan V P, Joseph A, Goel S. Microplastics and other harmful substances released from disposable paper cups into hot water. J Hazard Mater, 2021, 404: 124118
26 Yang L, Li D, Shi Y, et al. High levels of microparticles release from biodegradable polylactic acid paper cups compared with polyethylene-lined cups. Chem Eng J, 2023, 468: 143620
27 Samal R R, Navani H S, Saha S, et al. Evidence of microplastics release from polythene and paper cups exposed to hot and cold: A case study on the compromised kinetics of catalase. J Hazard Mater, 2023, 454: 131496
28 Zhang T, Hu J L, Duan Y, et al. Identification and characterisation of microplastics released from plastic-coated paper cups using micro-Raman spectroscopy. Food Contr, 2023: 109901
29 Zangmeister C D, Radney J G, Benkstein K D, et al. Common single-use consumer plastic products release trillions of sub-100 nm nanoparticles per liter into water during normal use. Environ Sci Technol, 2022, 56: 5448–5455
30 Hu J L, Duan Y, Zhong H N, et al. Analysis of microplastics released from plastic take-out food containers based on thermal properties and morphology study. Food Addit Contam Part A Chem Anal Control Expo Risk Assess, 2023, 40: 305–318
31 Bai C L, Liu L Y, Guo J L, et al. Microplastics in take-out food: Are we over taking it? Environ Res, 2022, 215: 114390

32 Zhu J, Dong X, Zhao N, et al. Microplastics in polystyrene-made food containers from China: Abundance, shape, size, and human intake. Environ Sci Pollut Res, 2023, 30: 40084–40093

33 Du F, Cai H, Zhang Q, et al. Microplastics in take-out food containers. J Hazard Mater, 2020, 399: 122969

34 Wang J, Lee J, Kwon E E, et al. Quantitative analysis of polystyrene microplastic and styrene monomer released from plastic food containers. Heliyon, 2023, 9: e15787

35 Moreno-Gordaliza E, Dolores Marazuela M, Milagros Gómez-Gómez M. Risk assessment of silver and microplastics release from antibacterial food containers under conventional use and microwave heating. Food Chem, 2023, 420: 136097

36 Hussain K A, Romanova S, Okur I, et al. Assessing the release of microplastics and nanoplastics from plastic containers and reusable food pouches: Implications for human health. Environ Sci Technol, 2023, 57: 9782–9792

37 He Y J, Qin Y, Zhang T L, et al. Migration of (non-) intentionally added substances and microplastics from microwavable plastic food containers. J Hazard Mater, 2021, 417: 126074

38 Gong R, Wang J, Wang X, et al. Analysis of microplastics release from rice package in combination with machine learning and hyperspectral imaging technique. Food Packaging Shelf Life, 2023, 39: 101152

39 Kedzierski M, Lechat B, Sire O, et al. Microplastic contamination of packaged meat: Occurrence and associated risks. Food Packaging Shelf Life, 2020, 24: 100489

40 Li J, Wang Q, Cui M, et al. Release characteristics and toxicity assessment of micro/nanoplastics from food-grade nonwoven bags. Sci Total Environ, 2023, 883: 163642

41 Wang H P, Huang X H, Chen J N, et al. Pouring hot water through drip bags releases thousands of microplastics into coffee. Food Chem, 2023, 415: 135717

42 Hernandez L M, Xu E G, Larsson H C E, et al. Plastic teabags release billions of microparticles and nanoparticles into tea. Environ Sci Technol, 2019, 53: 12300–12310

43 Afrin S, Rahman M M, Akbor M A, et al. Is there tea complemented with the appealing flavor of microplastics? A pioneering study on plastic pollution in commercially available tea bags in Bangladesh. Sci Total Environ, 2022, 837: 155833

44 Yurtsever M. Are nonwoven fabrics used in foods made of cellulose or plastic? Cellulose/plastic separation by using Schweizer's reagent and analysis based on a sample of tea bags. Proc Saf Environ Protect, 2021, 151: 188–194

45 Xu J L, Lin X, Hugelier S, et al. Spectral imaging for characterization and detection of plastic substances in branded teabags. J Hazard Mater, 2021, 418: 126328

46 Muhib M I, Uddin M K, Rahman M M, et al. Occurrence of microplastics in tap and bottled water, and food packaging: A narrative review on current knowledge. Sci Total Environ, 2023, 865: 161274

47 Fang C, Awoyemi O S, Luo Y, et al. Investigating microplastics and nanoplastics released from a rubber band used for orthodontic treatment with improved raman imaging algorithms. Environ health, 2023, 1: 63–71

48 Quinzi V, Orilisi G, Vitiello F, et al. A spectroscopic study on orthodontic aligners: First evidence of secondary microplastic detachment after seven days of artificial saliva exposure. Sci Total Environ, 2023, 866: 161356

49 Fang C, Luo Y, Chuah C, et al. Identification of microplastic fibres released from COVID-19 test swabs with Raman imaging. Environ Sci Eur, 2023, 35: 34

50 Guo Y, Liu Y, Xiang T, et al. Disposable polypropylene face masks: A potential source of micro/nanoparticles and organic contaminates in humans. Environ Sci Technol, 2023, 57: 5739–5750

51 Li L, Zhao X, Li Z, et al. COVID-19: Performance study of microplastic inhalation risk posed by wearing masks. J Hazard Mater, 2021, 411: 124955

52 Li F, Ni Y, Cong J, et al. Wiping conditions and fabric properties influenced the microfiber shedding from non-woven products. Environ Sci Process Impacts, 2022, 24: 1855–1866

53 Wang X, Wang W X. Copper leachability from Cu nanoparticle-containing face masks and associated subcellular impacts. Environ Sci Technol Lett, 2023, 10: 186–191

54 Ma J, Chen F, Xu H, et al. Face masks as a source of nanoplastics and microplastics in the environment: Quantification, characterization, and potential for bioaccumulation. Environ Pollut, 2021, 288: 117748

55 O′Brien S, Okoffo E, O'Brien J, et al. Airborne emissions of microplastic fibres from domestic laundry dryers. Sci Total Environ, 2020, 747: 141175

56 Kelly M R, Lant N J, Kurr M, et al. Importance of water-volume on the release of microplastic fibers from laundry. Environ Sci Technol, 2019, 53: 11735–11744

57 Cai Y, Mitrano D M, Hufenus R, et al. Formation of fiber fragments during abrasion of polyester textiles. Environ Sci Technol, 2021, 55: 8001–8009

58 Yang T, Luo J, Nowack B. Characterization of nanoplastics, fibrils, and microplastics released during washing and abrasion of polyester textiles. Environ Sci Technol, 2021, 55: 15873–15881

59 Mahbub M S, Shams M. Acrylic fabrics as a source of microplastics from portable washer and dryer: Impact of washing and drying parameters. Sci Total Environ, 2022, 834: 155429

60 Belzagui F, Crespi M, Álvarez A, et al. Microplastics′ emissions: Microfibers' detachment from textile garments. Environ Pollut, 2019, 248: 1028–1035

61 De Falco F, Di Pace E, Cocca M, et al. The contribution of washing processes of synthetic clothes to microplastic pollution. Sci Rep, 2019, 9: 6633

62 Liu S, Guo J, Liu X, et al. Detection of various microplastics in placentas, meconium, infant feces, breastmilk and infant formula: A pilot prospective study. Sci Total Environ, 2023, 854: 158699

63 Li D, Shi Y, Yang L, et al. Microplastic release from the degradation of polypropylene feeding bottles during infant formula preparation. Nat Food, 2020, 1: 746–754

64 Li Y, Liu Y, Liu S, et al. Photoaging of baby bottle-derived polyethersulfone and polyphenylsulfone microplastics and the resulting bisphenol S release. Environ Sci Technol, 2022, 56: 3033–3044

65 Zhang Q, Liu L, Jiang Y, et al. Microplastics in infant milk powder. Environ Pollut, 2023, 323: 121225

66 Su Y, Hu X, Tang H, et al. Steam disinfection releases micro(nano)plastics from silicone-rubber baby teats as examined by optical photothermal infrared microspectroscopy. Nat Nanotechnol, 2021, 17: 76–85

67 Su Y, Wang B, Tong X, et al. Steam disinfection enhances bioaccessibility of metallic nanoparticles in nano-enabled silicone-rubber baby bottle teats, pacifiers, and teethers. J Environ Sci, 2024, 136: 161–171

68 Liu L, Zhang X, Jia P, et al. Release of microplastics from breastmilk storage bags and assessment of intake by infants: A preliminary study. Environ Pollut, 2023, 323: 121197

69 Bhangare R C, Tiwari M, Ajmal P Y, et al. Exudation of microplastics from commonly used face masks in COVID-19 pandemic. Environ Sci Pollut Res, 2023, 30: 35258–35268

70 Meier P, Zabara M, Hirsch C, et al. Evaluation of fiber and debris release from protective COVID-19 mask textiles and *in vitro* acute cytotoxicity effects. Environ Int, 2022, 167: 107364

71 Galvão A, Aleixo M, De Pablo H, et al. Microplastics in wastewater: Microfiber emissions from common household laundry. Environ Sci Pollut Res, 2020, 27: 26643–26649

72 Hernandez E, Nowack B, Mitrano D M. Polyester textiles as a source of microplastics from households: A mechanistic study to understand microfiber release during washing. Environ Sci Technol, 2017, 51: 7036–7046

73 Yang L, Qiao F, Lei K, et al. Microfiber release from different fabrics during washing. Environ Pollut, 2019, 249: 136–143

74 Dalla Fontana G, Mossotti R, Montarsolo A. Assessment of microplastics release from polyester fabrics: The impact of different washing conditions. Environ Pollut, 2020, 264: 113960

75 Wang C, Chen W, Zhao H, et al. Microplastic fiber release by laundry: A comparative study of hand-washing and machine-washing. ACS ES&T Water, 2023, 3: 147–155

76 Fang C, Gopalan S, Yu J, et al. Unveiling microplastics from zippers: Characterisation and visualisation through Raman imaging analysis. Sci Total Environ, 2023, 904: 166235

77 Forster N A, Wilson S C, Tighe M K. Trail running events contribute microplastic pollution to conservation and wilderness areas. J Environ Manage, 2023, 331: 117304

78 Forster N A, Wilson S C, Tighe M K. Microplastic pollution on hiking and running trails in Australian protected environments. Sci Total Environ, 2023, 874: 162473

79 Forster N A, Wilson S C, Tighe M K. Microplastic surface retention and mobility on hiking trails. Environ Sci Pollut Res, 2023, 30: 46368–46382

80 Le L T, Nguyen K Q N, Nguyen P T, et al. Microfibers in laundry wastewater: Problem and solution. Sci Total Environ, 2022, 852: 158412

81 Luo Y, Chuah C, Amin M A, et al. Assessment of microplastics and nanoplastics released from a chopping board using Raman imaging in combination with three algorithms. J Hazard Mater, 2022, 431: 128636

82 Yadav H, Khan M R H, Quadir M, et al. Cutting boards: An overlooked source of microplastics in human food? Environ Sci Technol, 2023, 57: 8225–8235

83 Luo Y, Gibson C T, Chuah C, et al. Raman imaging for the identification of Teflon microplastics and nanoplastics released from non-stick cookware. Sci Total Environ, 2022, 851: 158293

84 Luo Y, Awoyemi O S, Naidu R, et al. Detection of microplastics and nanoplastics released from a kitchen blender using Raman imaging. J Hazard Mater, 2023, 453: 131403

85 Sol D, Menéndez-Manjón A, Carrasco S, et al. Contribution of household dishwashing to microplastic pollution. Environ Sci Pollut Res, 2023, 30:

45140–45150
86 Luo Y, Qi F, Gibson C T, et al. Investigating kitchen sponge-derived microplastics and nanoplastics with Raman imaging and multivariate analysis. Sci Total Environ, 2022, 824: 153963
87 Lee J, Jeong S, Chae K J. Discharge of microplastics fibres from wet wipes in aquatic and solid environments under different release conditions. Sci Total Environ, 2021, 784: 147144
88 Fang C, Gopalan S, Zhang X, et al. Raman imaging to identify microplastics released from toothbrushes: Algorithms and particle analysis. Environ Pollut, 2023, 337: 122510
89 Li Q, Yuan M, Chen Y, et al. The neglected potential source of microplastics from daily necessities: A study on protective mobile phone cases. J Hazard Mater, 2023, 441: 129911
90 Liu Y, Ling X, Jiang R, et al. High-content screening discovers microplastics released by contact lenses under sunlight. Environ Sci Technol, 2023, 57: 8506–8513
91 Zhang K, Hamidian A H, Tubić A, et al. Understanding plastic degradation and microplastic formation in the environment: A review. Environ Pollut, 2021, 274: 116554
92 Duan J, Bolan N, Li Y, et al. Weathering of microplastics and interaction with other coexisting constituents in terrestrial and aquatic environments. Water Res, 2021, 196: 117011
93 Wang H T, Yin S, Chen Z W, et al. Research progress in microcellular foam injection molding technology (in Chinese). China Plastics, 2021, 35: 154–165 [王惠添, 殷莎, 陈正伟, 等. 微孔发泡注塑技术研究进展. 中国塑料, 2021, 35: 154–165]
94 Wu X W, Huang H X Y, Shi Y Q, et al. Progress on the photo aging mechanism of microplastics and related impact factors in water environment (in Chinese). Chin Sci Bull, 2021, 66: 4619–4632 [吴小伟, 黄何欣悦, 石妍琦, 等. 水环境中微塑料的光老化过程及影响因素研究进展. 科学通报, 2021, 66: 4619–4632]
95 Zhu K, Jia H, Sun Y, et al. Long-term phototransformation of microplastics under simulated sunlight irradiation in aquatic environments: Roles of reactive oxygen species. Water Res, 2020, 173: 115564
96 Amaral-Zettler L A, Zettler E R, Mincer T J. Ecology of the plastisphere. Nat Rev Microbiol, 2020, 18: 139–151
97 Yang Y, Yang J, Wu W, et al. Biodegradation and mineralization of polystyrene by Plastic-Eating mealworms: Part 1. Chemical and physical characterization and isotopic tests. Environ Sci Technol, 2015, 49: 12080–12086
98 Yoshida S, Hiraga K, Takehana T, et al. A bacterium that degrades and assimilates poly(ethylene terephthalate). Science, 2016, 351: 1196
99 Julienne F, Lagarde F, Delorme N. Influence of the crystalline structure on the fragmentation of weathered polyolefines. Polym Degrad Stab, 2019, 170: 109012
100 Mohanan N, Montazer Zahra, Sharma P, et al. Microbial and enzymatic degradation of synthetic plastics. Front Microbiol, 2020, 11: 580709
101 Chen T, Jiaxin L, Zhang W, et al. Accelerated degradation of microplastics at the liquid interface of ice crystals in frozen aqueous solutions. Angew, 2022, 134: e202206947

补充材料

表S1 “食品包装及容器”类塑料制品中MNPs的释放情况
表S2 “衣服与织物”类塑料制品中MNPs的释放情况
表S3 “其他日用品”类塑料制品中MNPs的释放情况

本文以上补充材料见网络版csb.scichina.com. 补充材料为作者提供的原始数据, 作者对其学术质量和内容负责.

Summary for “微纳米塑料在典型日用塑料制品使用过程中的释放规律及机制”

Release patterns and mechanisms of micro and nanoplastics during the usage of typical daily-use plastic products

Yile Song[1], Yating Zhao[1], Zhuomiao Liu[1,2*], Jianjun Wang[1], Xinyu Li[1], Hao Wang[1], Tongtao Yue[1], Yanhui Dai[1], Xia Liu[1] & Jian Zhao[1,2*]

[1] *Key Laboratory of Marine Environment and Ecology, Ministry of Education, Institute of Coastal Environmental Pollution Control, Ocean University of China, Qingdao 266100, China;*
[2] *Laboratory for Manine Ecology and Envtronmental Science, Qingdao Marine Science and Technology Center, Qingdao 266071, China*
* Corresponding authors, E-mail: zhuomiaol@163.com; jzhao@ouc.edu.cn

Due to their low cost and high convenience, plastic products have become an indispensable part of our daily life, and are widely used in different fields, such as food packaging, clothing, medical, and household products. During consumption in daily life, the physical and chemical properties of plastic products inevitably change under external usage conditions, with the production and release of micro- and nano-plastics (MNPs). These MNPs have a high potential to enter human bodies and pose potential health risks. Therefore, it is of great importance to investigate the release patterns of MNPs from plastic products during their usage in daily life. Recent studies have confirmed the release of MNPs from plastic lunch boxes, disposable paper cups, feeding bottles, and other plastic products during everyday usage. However, the types, abundance, and release mechanisms of MNPs from plastic products are different, which need a comprehensive summary.

In this review, the release patterns and related mechanism of MNPs from five types of plastic products including “food packaging and containers”, “maternal and infant products”, “medical and protective equipment”, “clothing and fabrics”, and “other daily necessities” were summarized and analyzed in their respective major use scenarios. Notably, the studies on the “food packaging and containers” plastic products have confirmed that the main type, shape, and size of the released MNPs are polypropylene, particle, and in the size range of 0−100 μm, respectively. More importantly, the abundances of the released nanoplastics are 2−3 times higher than microplastics during the usage processes of plastic products. The release mechanisms of MNPs from plastic products under mechanical crushing, thermal degradation, and other effects (e.g., photo-degradation and microbial degradation) were further summarized, in which mechanical crushing induced by mechanical stresses (e.g., abrasion, agitation, and washing) and the thermal degradation induced by heating or freezing played the most important role in the release of MNPs from plastic products. Additionally, a large number of MNPs will form and adhere to the surface of the plastic products during the manufacturing process, which may be more easily released from the plastic products with the addition of mechanical stress during use. In addition, the key factors affecting the release of MNPs from plastics were discussed. The release of MNPs could be promoted with the increase of mechanical stress, the increase or decrease of temperature, the extension of illumination (ultraviolet light), the increase of the microwave time and intensity, and the exposure of substances (e.g., foods).

Types and structural characteristics of plastics are also important factors affecting the release of MNPs. Notably, the effect of microwave radiation on the release of MNPs from plastic products is much higher than that of temperature change or mechanical stress. Meanwhile, the release of additives including organic compounds (e.g., phenols, esters, and other aromatic compounds), heavy metal ions (e.g., arsenic, chromium, and lead ions), and metal nanoparticles (e.g., nano-copper oxide) during the generation of MNPs was discussed. Finally, future perspectives on the investigation of the unrevealed release mechanism of MNPs, the detection of nanoplastics, and the strategies to reduce the release of MNPs in daily-use plastic products are proposed. In addition, research on the release of MNPs from degradable plastic products, as well as the toxicity and potential health risks of MNPs on humans, is also suggested. This review will give comprehensive suggestions and prospects for future research directions on plastic production, and provide forceful scientific support for a better understanding of the human health risks of plastic products.

plastic products, microplastics, nanoplastics, polypropylene, release mechanism, additives

doi: 10.1360/TB-2023-1205