

塑料奶瓶中的隐秘威胁： 微塑料释放特征与风险评估

郭晴 王艳华* 杨硕 李楠茜 钱依琳

(陕西师范大学 地理科学与旅游学院, 西安 710119)

摘要 近年来,微塑料(Microplastics, MPs)在世界范围内被广泛检出,对其进行的相关研究已成为当前的研究热点,而 MPs 对人体健康的潜在影响也受到了较高的关注。然而,目前对塑料奶瓶释放的 MPs 及其产生的健康和生态风险鲜见报道。通过选择三种销量较高的不同材质(聚丙烯 PP、硅橡胶 SR、聚亚苯基砜树脂 PPSU)的塑料奶瓶,对其进行动态循环老化实验,使用全自动正置荧光显微镜对其释放出的 MPs 进行分析。结果表明,三种材质的塑料奶瓶在老化周期结束后均释放出大量的 MPs,其中,SR 奶瓶累计释放的 MPs 数量最多(10.70×10^6 个/L),PP 奶瓶 MPs 的单次释放量随老化时间的增加而增大,品牌 2 的 SR 奶嘴累计释放的 MPs 数量最多(2.01×10^6 个/L)。三种材质的塑料奶瓶释放的 MPs 中,粒径在 $0.5 \sim 5 \mu\text{m}$ 的颗粒占比最多,达 84.02%。使用 SR 奶瓶的婴儿每日 MPs 摄入量最高(2 811.67 particles/kg),而 0~1 月的婴儿每日 MPs 摄入量在评估的所有年龄段中为最高,表明刚出生的婴儿可能处在较大 MPs 风险中。三种材质的奶瓶释放的 MPs 对人体的非致癌风险均在可接受范围内。但是,使用了 12 个月的 SR 奶瓶释放到环境中的 MPs 有极高的生态风险。研究结果将为深入理解 MPs 对婴儿的健康影响和对环境的潜在生态风险提供理论依据和数据基础。

关键词 微塑料;塑料奶瓶;释放特征;健康风险;生态风险

中图分类号:O657.34 文献标志码:A 文章编号:2095-1035(2024)08-1079-12

Hidden Threats in Plastic Baby Bottles: Characterization of Microplastics Release and Risk Assessment

GUO Qing, WANG Yanhua*, YANG Shuo, LI Nanxi, QIAN Yilin

(School of Geography and Tourism, Shaanxi Normal University, Xi'an, Shaanxi 710119, China)

Abstract In recent years, microplastics (MPs) have been detected worldwide and become current research hotspot. The potential health impacts of MPs on human beings have also garnered significant attention. However, there is a scarcity of research on the release of MPs from plastic baby bottles and the associated health and ecological risks. Consequently, this study selected plastic baby bottles from three high-selling brands

收稿日期:2024-05-20 修回日期:2024-06-01

基金项目:国家自然科学基金资助项目(42277207, 42342015);优秀青年创新团队培育项目(GK202401003);西安市科技局“科学家+工程师”团队建设项目(23KGDW0008-2023);咸阳市重点研发计划项目(2022ZDYF046);西安市科技计划项目(2024JH-CGKP-0010);大学生创新创业计划项目(202310718018)

作者简介:郭晴,女,在读本科生。E-mail:15512886636@163.com

* 通信作者:王艳华,女,副教授,主要从事水土污染控制与修复研究。E-mail:yhwang930@foxmail.com

引用格式:郭晴,王艳华,杨硕,等. 塑料奶瓶中的隐秘威胁:微塑料释放特征与风险评估[J]. 中国无机分析化学, 2024, 14(8):1079-1090.

GUO Qing, WANG Yanhua, YANG Shuo, et al. Hidden Threats in Plastic Baby Bottles: Characterization of Microplastics Release and Risk Assessment[J]. Chinese Journal of Inorganic Analytical Chemistry, 2024, 14(8):1079-1090.

with different materials [polypropylene (PP), silicone rubber (SR), and polyphenylene sulfide (PPSU)] and subjected them to dynamic cyclic aging experiments. The released MPs were analyzed using a fully automatic inverted fluorescence microscope. The results indicated that all three types of plastic baby bottles released substantial amounts of MPs after the aging cycle, with the silicone rubber bottles releasing the highest cumulative amount (10.70×10^6 particles/L). The single release quantity of MPs from the PP bottles increased with the number of aging cycles, with Brand 2's silicone rubber nipple releasing the most MPs cumulatively (2.01×10^6 particles/L). Among the MPs released by the three types of bottles, particles sized between $0.5-5 \mu\text{m}$ constituted the majority (84.02%). Infants using silicone rubber bottles had the highest daily intake of MPs (2 811.67 particles/kg), and infants aged 0-1 month had the highest daily intake of MPs among all age groups assessed, suggesting that newborns may be at higher risk of MPs exposure. The non-carcinogenic risks of MPs released by the three types of bottles to human health were within acceptable ranges. However, the ecological risk posed by MPs released into the environment from silicone rubber bottles after 12 months of use was extremely high. These findings will provide theoretical basis and data foundation for further understanding of the health impacts of MPs on infants and their potential ecological risks to the environment.

Keywords microplastics; plastic baby bottles; release characteristics; health risks; ecological risks

在过去几十年里,塑料因其成本低廉、性能优异而在工业生产和日常生活中被大量使用。而由塑料产品老化产生的塑料碎片,如微塑料(MPs),是地球生态系统中普遍存在的新污染物之一^[1-4]。MPs是指直径小于5 mm的塑料碎屑和颗粒^[5]。近年来,学术界对MPs的研究愈发深入,其对人体健康的潜在影响尤其引人关注。2022年有研究表明在人类胎盘中^[6]首次检测到了MPs,之后相继在人体血液^[7]、肺部组织^[8]、血栓^[9]、母乳^[10]、心脏深处^[11]也发现了MPs。目前MPs已被证实能够引发一系列的有害效应,这些效应包括但不限于促进氧化性损伤(例如脂质过氧化作用和DNA链的断裂)、干扰机体的抗氧化及代谢系统(通过抑制如超氧化物歧化酶、过氧化氢酶和谷胱甘肽过氧化物酶等关键酶的活性),以及诱发神经毒性(例如通过抑制乙酰胆碱酯酶的活性)^[12-15]。这些作用可能会对人体健康造成长期且复杂的危害。儿童由于其生理和免疫系统的不成熟,相较于成人对MPs的污染更为敏感和脆弱。当前,MPs对婴儿早期发育和成长的影响尚不完全清楚^[16]。尽管如此,现有研究多集中探讨MPs对人体健康的直接影响,而对儿童群体特别是婴儿的潜在影响研究较少。有研究表明,婴儿粪便中的聚对苯二甲酸乙二醇酯(PET)和聚碳酸酯(PC)MPs比成人多,并且,婴儿在日常饮食中摄入的PET和PC也明显高于成人^[17]。值得注意的是,婴儿期被认为是环境暴露的敏感窗口期。在这一关键发展阶段,暴露于低剂量的MPs可能会对气体交换和营养物质的吸收造成干扰^[18],进而引发一系列长

期健康问题。此外,早期接触MPs可能还会增加个体在成年后罹患某些疾病的风险^[19-21]。因此,深入研究婴儿MPs暴露的具体情况及其所带来的健康风险显得尤为关键。这不仅对于全面理解MPs对儿童健康的影响至关重要,也对于制定针对性的预防措施和公共健康指南具有重要意义。

婴儿在其日常活动中不可避免地会接触到各种塑料制品,这无疑增加了他们接触MPs的风险。根据SONG等^[22]的研究,常见的儿童用品,如PC水瓶、PP水瓶和PPSU奶瓶,在100次的打开/关闭循环使用后,就能释放出53~393个/mL MPs颗粒。2022年《Nature》杂志报道的一项研究揭示了之前被忽视的一个重要的MPs来源-硅橡胶(SR)奶嘴,其在经过10 h的煮沸后,释放的MPs颗粒数量竟高达 2.2×10^5 个^[23]。除此之外,其他儿童用品,如牙胶^[24]、母乳储存袋^[25]、奶粉包装袋^[26],也被发现会释放MPs。更令人担忧的是,甚至在婴儿配方奶粉中也检测出了MPs的存在^[27]。这些发现强调了婴儿日常接触塑料制品可能带来的MPs暴露问题。基于此,本研究对不同材质不同品牌的塑料奶瓶和奶嘴进行动态循环老化实验,模拟不同使用时间奶瓶和奶嘴的老化,探究MPs的释放特征,评估奶瓶释放的MPs对婴儿的健康风险以及奶瓶使用一段时间后释放的MPs对环境产生的生态风险。

1 材料与方法

1.1 实验材料

根据奶瓶的销售量和受欢迎程度,本研究从中

国著名的网上购物零售平台淘宝 (<https://www.taobao.com/>) 上购买了 3 种知名品牌的塑料奶瓶(品牌 1、品牌 2、品牌 3),其包装上的标签显示三种品牌塑料奶瓶瓶身的材质分别为聚丙烯(PP)、硅橡胶(SR)和聚亚苯基砜树脂(PPSU),奶嘴的材质均为 SR。

1.2 实验方法

为研究使用 1、2、3、6 和 12 个月后塑料奶瓶和奶嘴释放的 MPs 特征及暴露风险,本文通过动态循环老化实验,模拟不同塑料材质的奶瓶和奶嘴在不同时间条件下的日常使用过程,收集清洗液进行抽滤得到样品。具体实验操作步骤如图 1 所示。

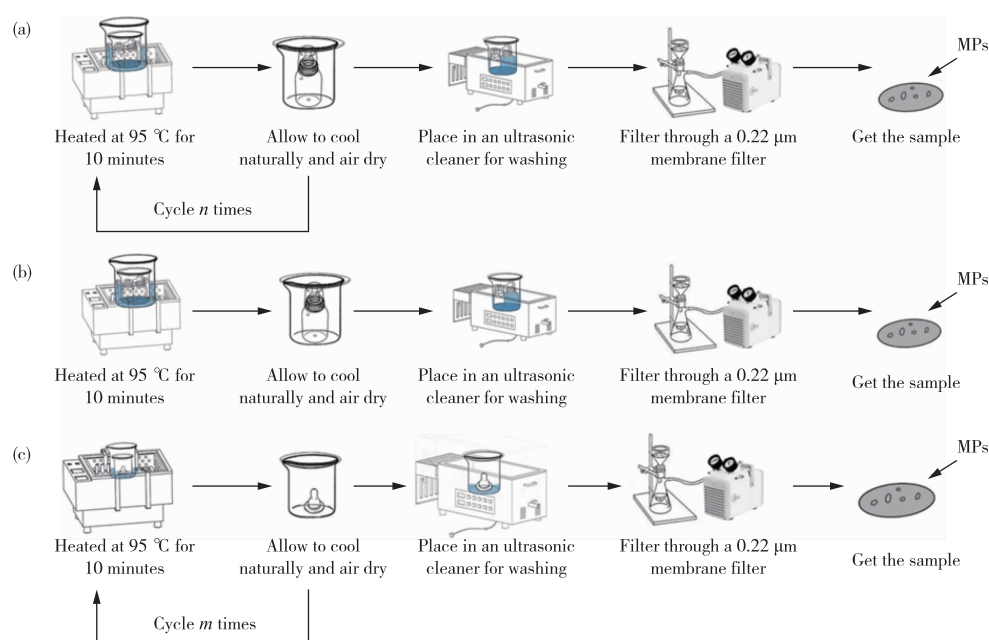


图 1 操作流程(a. 奶瓶累计释放的 MPs 收集;b. 奶瓶单次老化释放的 MPs 收集;c. 奶嘴累计释放的 MPs 收集)

Figure 1 Operational flowchart(a. Collection of MPs cumulatively released from baby bottles,b. Collection of MPs released from a single aging process of baby bottles,and c. Collection of MPs cumulatively released from nipples).

1.2.1 奶瓶老化释放的 MPs 收集

1) 奶瓶累计释放的 MPs 收集:将清洗干净的奶瓶(包括奶嘴、密封圈、塑料奶瓶盖等部件)拆卸置于烧杯中,加入 150 mL 超纯水,上覆玻璃表面皿。水浴 95 °C 加热 10 min,模拟日常对奶瓶的高温蒸煮消毒的使用行为。按照一天使用 5 次,一个月使用 30 d 的频率进行循环实验,共计循环 n 次($n=149$ 、299、449、899、1 799),分别模拟累计使用 1、2、3、6 和 12 个月的奶瓶,待第 n 次循环结束冷却后,将内烧杯放入超声波清洗器超声 10 min。超声结束后,将奶瓶取出,对内烧杯中的液体进行减压抽滤,收集至滤膜上待检测。

2) 奶瓶单次老化释放的 MPs 收集:内烧杯中加入 150 mL 超纯水,将循环蒸煮了 n 次($n=149$ 、299、449、899、1 799)的奶瓶拆卸置于内烧杯中,盖上玻璃表面皿;向外烧杯中加入适量超纯水,使得内烧杯外壁与水充分接触,95 °C 加热 10 min。样品采集操作同上。

1.2.2 奶嘴累计释放的 MPs 收集

内烧杯中加入 150 mL 超纯水,嵌套进外烧杯,奶嘴正置于内烧杯中,盖上玻璃表面皿;向外烧杯中加入适量超纯水,使得内烧杯外壁与水充分接触,95 °C 加热 10 min,循环蒸煮 m 次($m=150$ 、300、450、900、1 800)。样品采集操作同上。

1.3 质量控制与质量保证

整个实验过程中避免使用塑料设备、器具,应使用不锈钢或者玻璃制品。所用器具均用超纯水($2\ \mu\text{m}$ 孔径不锈钢滤膜进行过滤)润洗 3 次。操作人员配戴无颗粒丁腈手套并身穿纯棉实验服。接触过 MPs 标准品的实验器具先使用 50%乙醇溶液清洗,再使用滤后超纯水冲洗 3 次。样品抽滤过程中在抽滤间隙使用玻璃表面皿进行遮盖,避免空气中 MPs 进入,抽滤完的待测样品存放于玻璃培养皿中。实际样品操作过程中,设置了 3 组平行实验,对每批次样品使用滤后超纯水设置空白对照,在实际样品测定结果中进行扣除。

1.4 奶瓶和奶嘴释放 MPs 的定量测试

采用全自动正置荧光显微镜(德国 Carl Zeiss 公司, Axio Imager. M2)对 MPs 进行定量分析。在滤膜的过滤圆形区域选择面积大小相同的五个矩形区域,在 5 倍镜下找到其中一个区域,将其切换至 10 倍镜下,在视野中随机选择互不重叠的两个区域,分别将其切换至 20 倍镜下,在视野中随机选择互不重叠的 4 个区域进行拍照,其余四个矩形区域依次按照上述步骤拍照(图 2);最终用 Image J 软件打开得到的照片,按照软件使用步骤操作,计算得到一倍镜照片中 MPs 数量,进而得到一个样品中 MPs 总颗粒数。

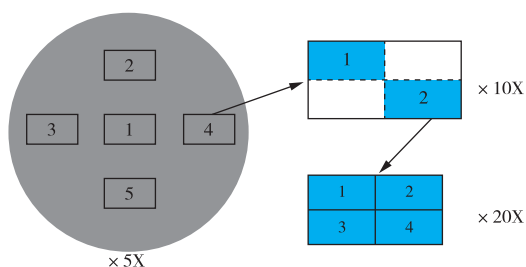


图 2 MPs 计数五点取样法

Figure 2 MPs counting using the five-point sampling method.

1.5 数据处理

使用 Image J(V1.8.0.112)软件分别对 40 张照片进行计数。一张 20 倍镜显微镜下的照片大小为 0.66204 mm×0.55512 mm,40 张照片的总面积为 14.70 mm²,膜过滤面积为 231 mm²,计算照片面积为过滤面积的 6.36%,总的 MPs 数量即为 Image J 统计 40 张照片上 MPs 数量的总和再比上 6.36%。实验结果舍弃偏离较大的数据,统计剩余样品的平均值。数据处理采用 Excel 2019 进行统计学分析,MPs 丰度图、粒径百分比堆叠柱状图等均采用 Origin 2022 软件进行绘制。

1.6 MPs 风险评估方法

1.6.1 每日 MPs 摄入量

本研究估算了 0~1、1~2、2~4、4~6、6~8 和 8~12 月的婴儿使用奶瓶的每日 MPs 摄入量(EDI, particles/kg)^[28],计算公式如下:

$$EDI = \frac{c \times IR}{BW}$$

式中: c 是指奶瓶释放的 MPs 浓度,个/mL; IR 指婴儿每天的奶粉摄入量,mL; BW 指婴儿的体重,kg。

1.6.2 靶标危害系数

本研究选用的 MPs 对人体健康风险评估的模

型来源于美国材料与试验协会开发的 RBCA(Risk Based Corrective Action)风险表征模型^[29],该模型将环境介质中的污染物分为两类:致癌物和非致癌物,分别进行致癌、非致癌风险的计算。由于本研究中涉及到的三种塑料材质 PP、SR 和 PPSU 目前属于非致癌物^[30],因此只进行了非致癌风险评估,即计算靶标危害系数(THQ),具体计算公式如下:

$$THQ = \frac{C_{nc} \times EF \times ED \times IRD}{BW \times AT_{nc} \times RFD}$$

式中: C_{nc} 为塑料奶瓶释放的 MPs 浓度,mg/kg; EF 指婴儿的暴露频率,d/a; ED 为婴儿的暴露期,a; IRD 指通过各种暴露途径摄入的 MPs 量,g/d; BW 为婴儿的平均体重,kg; AT_{nc} 指非致癌效应的平均接触时间,d; RFD 指 MPs 的参考剂量,包含食用摄入、呼吸摄入和皮肤接触吸收,mg/(kg·d)。

具体的 THQ 风险等级划分标准^[30]见表 1。

表 1 靶标危害系数风险等级划分标准

Table 1 Criteria for grading the risk levels of the

target hazard quotient

Assessment method	Acceptable risk	Unacceptable risk
Target hazard quotient	≤1	>1

1.6.3 污染负荷指数法

污染负荷指数法(Pollution Load Index, PLI)反映某一区域内的 MPs 污染程度,用于评价 MPs 污染水平风险^[31],计算公式如下:

$$CF_i = \frac{C_i}{C_0}$$

$$PLI = \sqrt{CF_i}$$

式中, CF_i 为 MPs 的污染系数; C_i 为奶瓶释放到环境中的 MPs 丰度,个/L; C_0 为 MPs 丰度的背景参考值,个/L; PLI 为奶瓶释放到环境中的 MPs 污染负荷指数。

具体的 PLI 风险等级划分标准^[32]见表 2

表 2 污染负荷指数风险等级划分标准

Table 2 Criteria for grading the risk levels of the pollution load index

PLI	Risk level
<10	I (Lower risk)
10≤PLI<20	II (Medium risk)
20≤PLI<30	III (Higher risk)
≥30	IV (Extremely higher risk)

2 结果与讨论

2.1 奶瓶和奶嘴释放 MPs 的丰度特征

在进行动态循环老化实验后,三种不同材质的

奶瓶均释放了显著数量的 MPs 颗粒。实验结果如图 3 所示,模拟使用 12 个月后,SR、PP 和 PPSU 奶瓶的累计 MPs 释放量存在显著差异,其中 SR 奶瓶的 MPs 释放量最高,达到 10.70×10^6 个/L,其次是 PP 奶瓶,而 PPSU 奶瓶的释放量最低,为 5.17×10^6 个/L。这些发现与 KE 等^[33]的研究一致,后者指出,使用 SR 奶瓶的参与者粪便中的总 MPs 浓度显著高于使用 PPSU 奶瓶的参与者。这证明了 PPSU 在高温蒸气条件下能保持较好的稳定性。SR 奶瓶的高 MPs 释放量可能与其分子结构有关。SR 由高摩尔质量的线型聚硅氧烷组成,主链由硅氧烷(Si-O)构成,硅原子与两个甲基相连^[34]。由于分子间的相互作用力较弱,SR 的分子链倾向于形成螺旋状的构型,其中甲基基团朝向外侧并能够自由地进行旋转,使得 SR 具有较好的耐热性和化学稳定性^[35]。然而,SR 的柔软特性也使其更易破损,加速了老化过程,从而导致了较高的 MPs 释放。因此推测,MPs 颗粒的产生可能与热氧老化过程中材料表面官能团化学键的断裂有关。这种化学键的断裂导致颗粒形成并脱落。随着老化过程的持续,原本稳定的表面材料变得松动,内部受热表面积迅速增加,进一步加剧了 MPs 的释放。而对于 PP 奶瓶释放的 MPs 数量,本报告的结果低于 LI 等^[36]的结果(16.2×10^6 个/L),这种差异可能归因于实验方法的差异,由于本研究并未对奶瓶进行高温振荡摇晃操作,未考虑塑料奶瓶在机械磨损过程中释放的 MPs,因此结果较小。

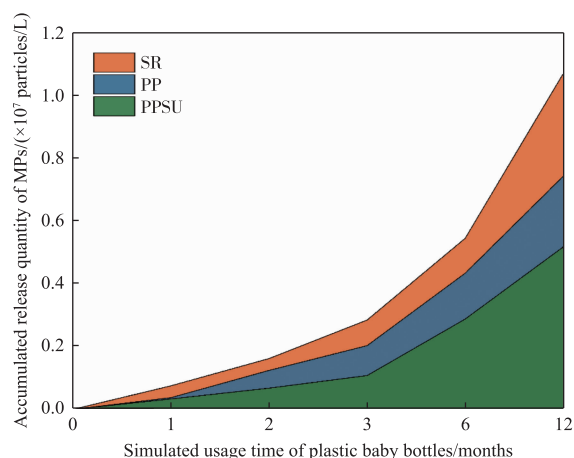


图 3 三种材质塑料奶瓶模拟使用 12 个月累计释放的 MPs 量

Figure 3 Cumulative release of MPs from three types of plastic baby bottles after 12 months of simulated use.

从不同老化时间来看,PP 材质的塑料奶瓶 MPs 单次释放量随老化次数的增加而增大,如图 4 所示,

这一现象揭示了 PP 材质奶瓶在持续高温作用下的结构劣化趋势。具体而言,随着老化时间的延长,PP 材质的聚合物链逐渐断裂,导致材料的整体结构变得更加松散,从而促进了 MPs 的释放。丛姗姗等^[37]指出长期热循环对 PP 材质的物理性能有显著的负面影响,因此,建议在日常使用的过程中,减少对 PP 材质奶瓶的高温蒸煮行为,减缓 PP 材质的热氧老化。与 PP 材质奶瓶释放 MPs 的规律不同,SR 材质奶瓶 MPs 单次释放量在老化 3 个月 after 达到峰值,随后呈现下降趋势,直至动态循环老化实验周期结束。相比之下,PPSU 材质奶瓶的 MPs 释放量在 6 个月 after 达到最大值,并在随后的 6 个月中逐渐减少。这种差异可能源于两种材料在热氧老化过程中的不同退化机制:SR 可能更快地释放出 MPs,而 PPSU 则表现出更为缓慢的降解速率。值得注意的是,由于本研究中使用的检测技术限制,小于 $0.5 \mu\text{m}$ 的 MPs 未能被纳入统计分析。因此,所呈现的 MPs 释放规律仅反映了粒径大于 $0.5 \mu\text{m}$ 的部分。这一限制可能导致对实际 MPs 释放总量的低估,尤其是在老化后期,小粒径 MPs 的相对比例可能有所增加。鉴于此,建议未来的研究应开发更为精细的 MPs 检测技术,以全面评估不同粒径 MPs 的释放情况。同时,对于 PP、SR 和 PPSU 奶瓶的设计和使用,应考虑其在实际使用环境中的老化行为,进一步研究以探索减少 MPs 释放的改性方法。

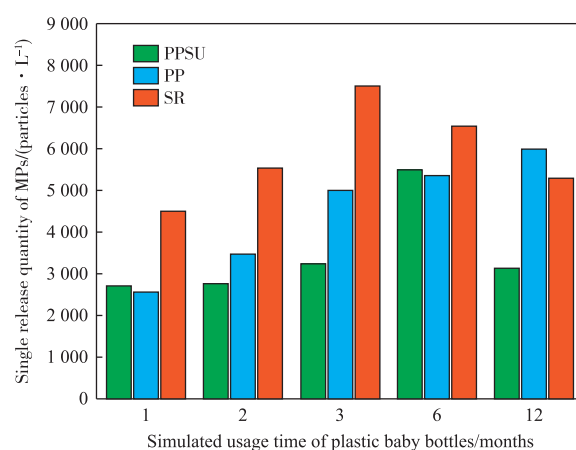


图 4 三种材质奶瓶老化不同时间段的单次释放 MPs 量
Figure 4 Single release of MPs by three types of bottles at different aging time intervals.

三个不同品牌的 SR 奶嘴的动态循环老化实验结果显示(图 5),使用 12 个月后,MPs 累计释放数量由多到少依次为:品牌 2(2.01×10^6 个/L) > 品牌 1(1.77×10^6 个/L) > 品牌 3(0.98×10^6 个/L)。

这一现象可能与各品牌的 SR 材料配方、交联密度、以及添加剂的种类和用量有关。不同品牌的 SR 奶嘴可能使用了不同的基础聚合物和添加剂,包括塑化剂、稳定剂、抗氧化剂、阻燃剂等^[38],它们对材料的耐热性、耐老化性和机械性能有重要影响。SR 的

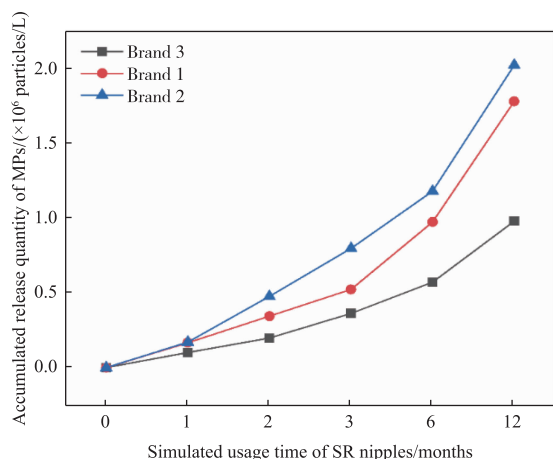


图5 三种品牌的 SR 奶嘴模拟使用 12 个月累计释放 MPs 量
Figure 5 Cumulative release of MPs by three brands of silicone rubber nipples after 12 months of simulated use.

交联密度影响其网络结构的紧密程度。高交联密度通常意味着更好的耐热性和机械稳定性^[39],这可能会减少 MPs 的释放。不同品牌可能采用不同的交联技术或交联剂,导致交联密度和网络结构的不同,MPs 的释放数量有所差异。建议对 SR 奶嘴的实际使用情况进行更长时间的追踪研究,以提供更为全面的数据支持。

2.2 奶瓶和奶嘴释放 MPs 的粒径特征

模拟使用 12 个月后,三种材质的塑料奶瓶累计释放的 MPs 颗粒的粒径大多在 25 μm 以下(图 6),其中粒径在 0.5~5 μm 的 MPs 颗粒占比分别为:89.48%(PPSU)、88.11%(PP)和 78.55%(SR)。值得注意的是,三种材质塑料奶瓶释放的 MPs 中,随着使用时间的延长,0.5~5 μm 颗粒数量增加的趋势远大于其他粒径,这说明塑料奶瓶使用的时间越长,释放的小粒径颗粒数量会越多。SRIPADA 等^[40]指出小粒径的塑料颗粒可以较容易地穿透人体的屏障和器官,进入敏感区域,或成为其他化学污染物的载体,进而可能会对人体健康造成潜在影响。因此,更应关注塑料奶瓶释放的小粒径 MPs 对婴儿的影响。

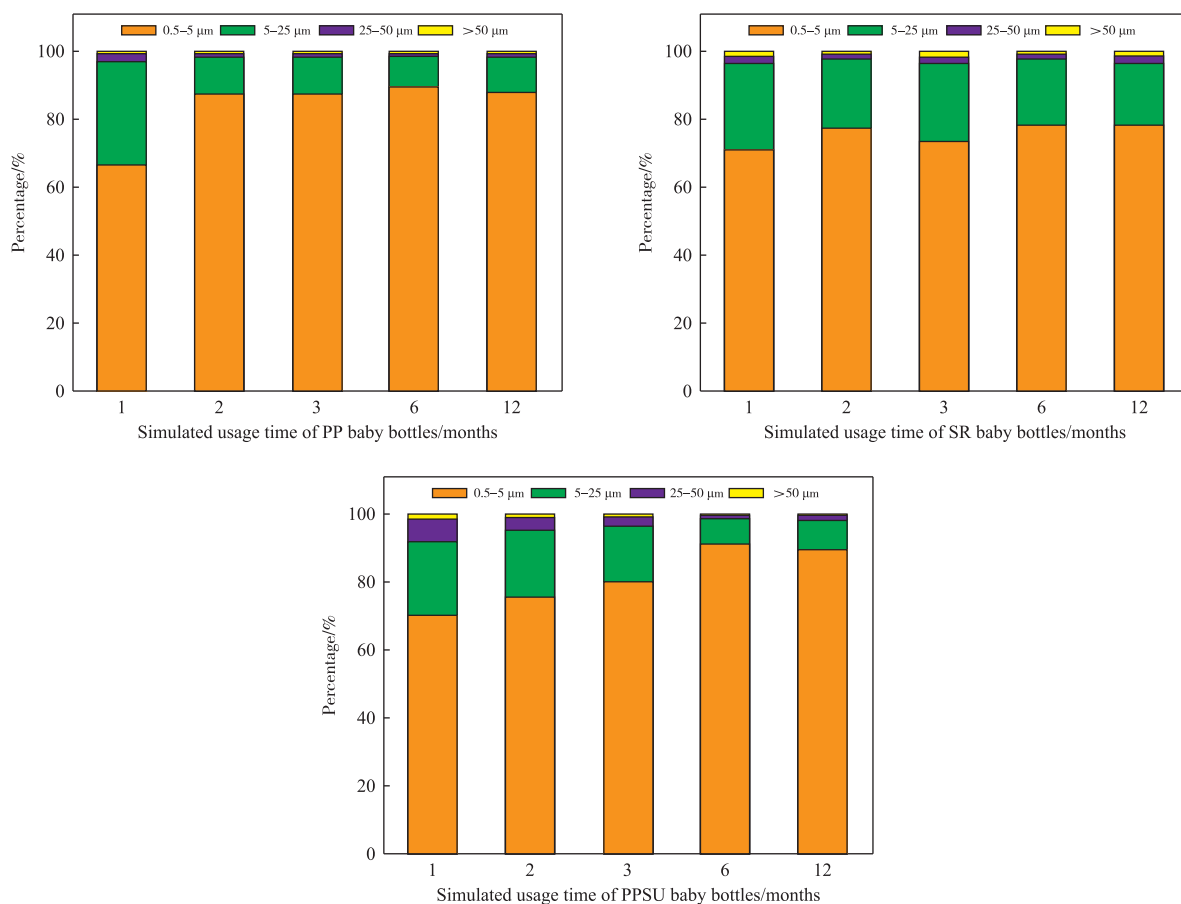


图6 三种材质奶瓶模拟使用 12 个月累计释放 MPs 粒径占比

Figure 6 Particle size proportion of MPs released after 12 months of simulated use by three types of plastic baby bottles.

从不同老化时间段 MPs 的单次释放情况来看(图 7),对于 PP 材质的奶瓶来说,模拟使用 1 个月后,释放的 25 μm 以上的 MPs 颗粒占比(70.97%)高于 0.5~5 μm 的颗粒(29.03%)。到使用 3 个月时,0.5~5 μm 的颗粒占比增加到 95.60%,25 μm 以上的 MPs 颗粒占比下降到 14.26%。此后,0.5~5 μm 的 MPs 占比均在 77% 以上。PPSU 奶瓶不同粒径的 MPs 的释放趋势与 PP 材质相似,模拟使用 1 个月时,0.5~5 μm 的颗粒占比为 27.89%。随着老

化次数的增多,0.5~5 μm 的颗粒占比达 78% 以上。SR 奶瓶在使用 1 个月后,0.5~5 μm 的颗粒占比与 5~25 μm 的颗粒占比相当,随后,占比增加到 82% 以上。结果表明,在老化初期,塑料奶瓶脱落的微粒以较大颗粒为主,随着高温蒸煮的次数增多,材料表面受到环境应力的影响,如热冲击导致材料表面形成微裂纹^[41],促进小粒径 MPs 的释放。同时也表明,SR 材质由于其高弹性和柔软性^[42],会更早释放小粒径的 MPs。

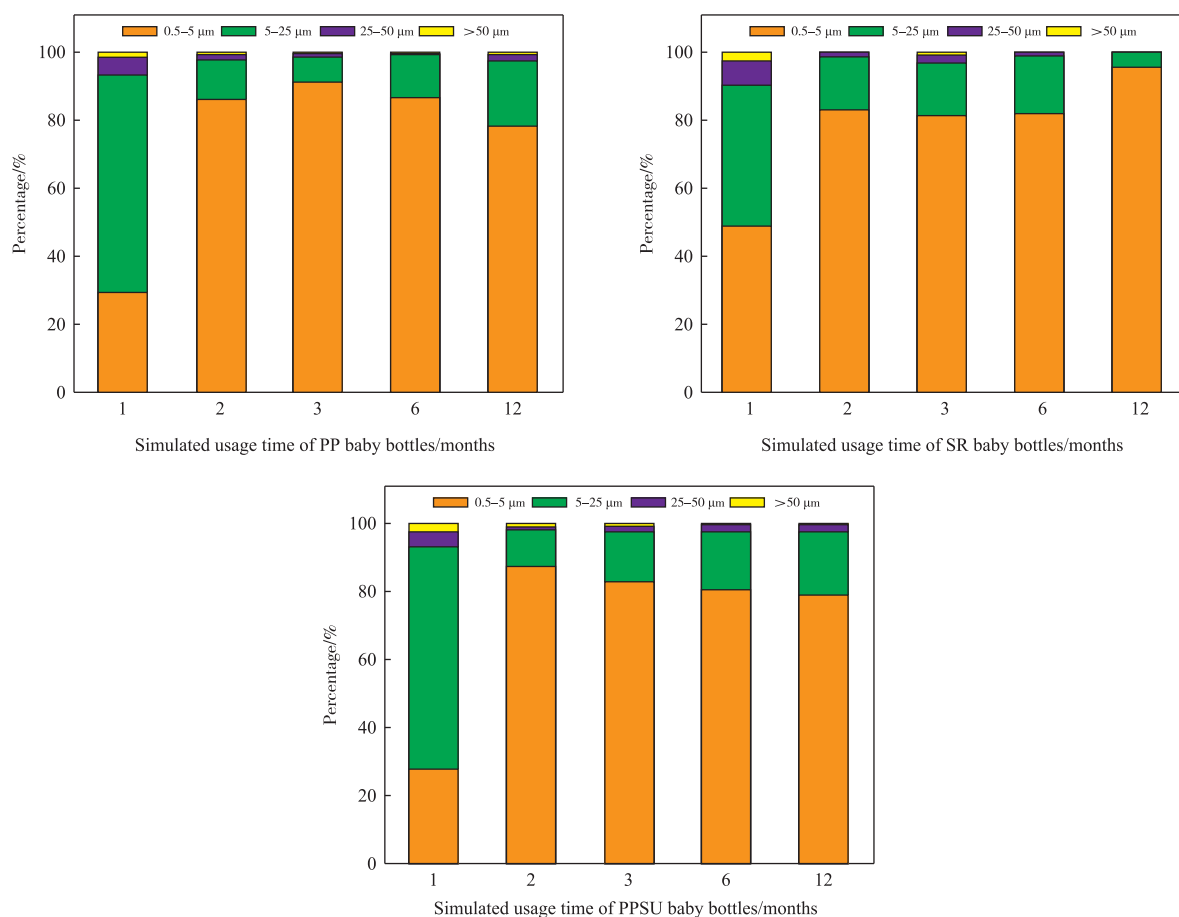


图 7 三种材质奶瓶老化不同时间段的单次释放 MPs 粒径占比

Figure 7 Particle size proportion of MPs released in a single instance at different aging time intervals by three types of bottles.

在三种不同品牌的 SR 奶嘴的动态循环老化实验中,使用 12 个月后,累计释放的 MPs 的粒径大多在 0.5~5 μm (图 8),分别占品牌 1、品牌 2、品牌 3 释放 MPs 总量的 89.29%、78.66% 和 81.94%。而三种品牌释放的 0.5~5 μm 的 MPs 的数量由多到少依次为品牌 2(15.84×10^5 个/L) > 品牌 1(15.83×10^5 个/L) > 品牌 3(7.99×10^5 个/L)。SR 材料在老化过程中可能会经历氧化、热裂解和

机械磨损等物理化学变化,这些变化可能导致材料表面形成微裂纹^[34],从而促进了 MPs 的释放。此外,环境因素如温度和氧气浓度也可能加速 SR 的老化过程^[43],影响 MPs 的释放。考虑到小于 5 μm 的 MPs 可能对婴幼儿健康和环境安全构成风险,建议生产商优化生产工艺,使用更耐老化的 SR 材料,并考虑引入新的表面处理技术以提高产品的耐用性和安全性。

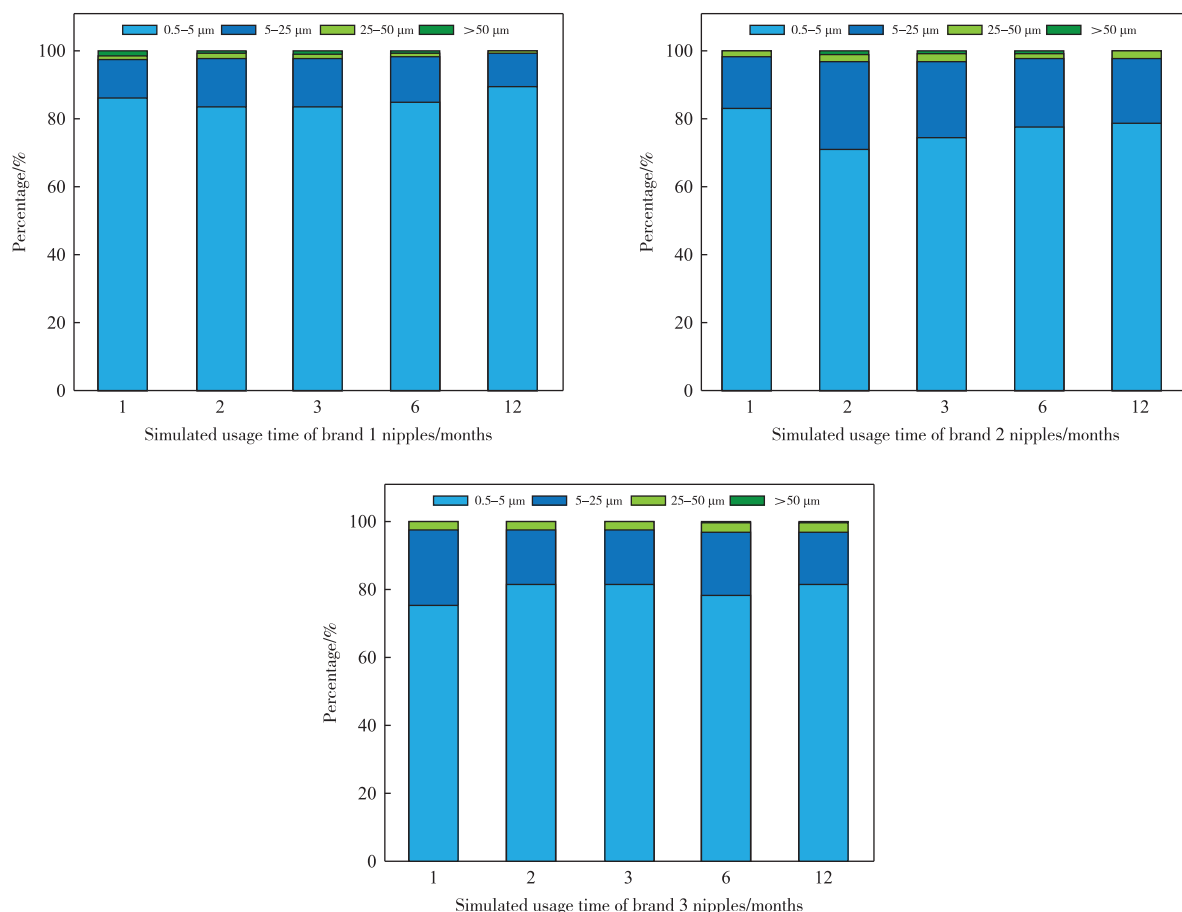


图8 三种品牌的SR奶嘴在模拟使用12个月累计释放MPs的粒径占比
Figure 8 Particle size proportion of MPs cumulatively released after 12 months of simulated use by three brands of silicone rubber nipples.

2.3 MPs的每日摄入量与潜在健康风险评估

表3列出了不同年龄阶段婴儿使用不同材质的塑料奶瓶每日摄入的MPs量。结果表明,使用SR材质的奶瓶会导致婴儿有更多的MPs摄入量,平均每日摄入2 811.67 particles/kg;使用PPSU材质的奶瓶的每日MPs摄入量最小,平均为1 652.18 particles/kg。本研究对婴儿每日的MPs摄入量的估算远小于LI等^[36]的研究结果,后者估算每个婴儿在使用奶瓶的

过程中摄入的MPs在14 600~4 550 000 particles/kg。这种差异可能源于研究方法的不同、奶瓶使用条件的差异以及检测技术的局限性。同时,两个结果之间巨大的差异也表明了人体暴露于MPs的不确定性,迫切需要更标准的量化方法进行统一。而比较不同年龄阶段婴儿的每日摄入量,结果显示0~1月的婴儿的MPs每日摄入量最高,8~12月的婴儿的每日摄入量最少,这说明刚出生的婴儿可能暴露在较高的MPs风险中。

表3 不同年龄婴儿的每日MPs摄入量

Table 3 Daily intake of MPs in infants of different ages						/(particles · kg ⁻¹)
Baby bottle materials	0—1 month	1—2 months	2—4 months	4—6 months	6—8 months	8—12 months
SR	3 265.56	3 206.18	3 165.08	3 220.82	2 074.59	1 937.80
PP	2 476.67	2 431.64	2 400.46	2 442.74	1 573.41	1 469.67
PPSU	1 918.89	1 884.00	1 859.85	1 892.60	1 219.06	1 138.68

对不同材质的塑料奶瓶在不同使用时间段的靶标危害系数的评估结果显示(图9),PP、SR和PPSU材质的塑料奶瓶在使用了1、2、3、6和12个月均为可接受非致癌风险,表明三种材质的塑料

奶瓶并未对人体健康造成显著的非致癌风险。然而,对不同使用时间段后奶瓶的靶标危害系数进行比较时,观察到一个共同的趋势:三种材质的奶瓶在初始使用1个月后的靶标危害系数相对较高,随着

使用时间的延长,该系数有所下降。值得注意的是,靶标危害系数更常见于评估重金属的摄入风险^[44],

在 MPs 健康风险评估中应用较少,建议未来建立更为标准化、准确化的 MPs 人体健康风险评价体系。

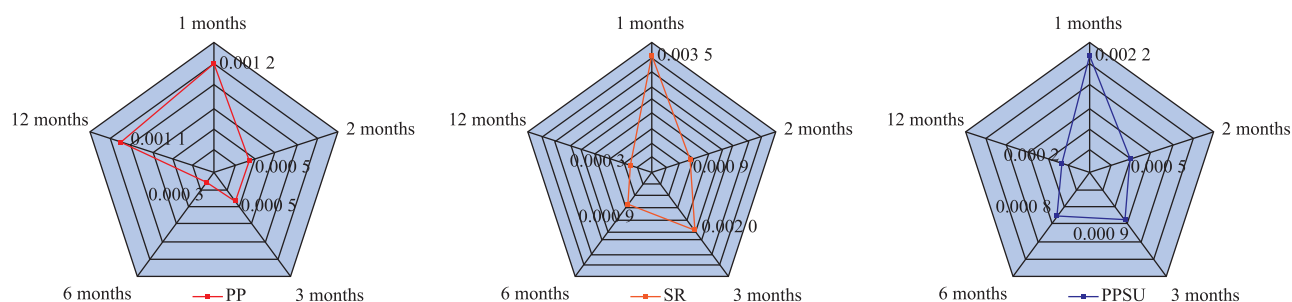


图 9 三种材质奶瓶释放 MPs 的靶标危害系数

Figure 9 Target hazard quotient of MPs released by three types of plastic baby bottles.

2.4 奶瓶释放的 MPs 对生态环境的风险评估

由于奶瓶在高温蒸煮中释放了大量的 MPs,本研究评估了日常使用过程中奶瓶释放的 MPs 进入环境中的风险。在使用污染负荷指数法进行评估生态风险时,本研究假设含有奶瓶释放 MPs 的生活污水随城市污水管网系统进入到污水处理厂,经处理后排放到环境中。目前,中国污水处理厂对 MPs 的平均总去除率为 85.10%^[45],仍有 14.9% 的 MPs 随处理后的水体进入到环境中。因此,本研究计算的奶瓶释放到环境中的 MPs 数量值是本研究结果

所得 MPs 丰度的 14.9%。结果表明(图 10),奶瓶释放 MPs 的污染负荷指数随使用时间的延长而增大,对环境的生态风险也越高。使用了 6 个月和 12 个月的 PP 奶瓶释放的 MPs 对生态环境有高风险;使用了 3 个月的 SR 奶瓶对环境有中风险,使用了 6 个月的 SR 奶瓶对环境有高风险,而 SR 材质的奶瓶在使用 12 个月释放的 MPs 对生态环境有极高风险;使用了 6 个月的 PPSU 奶瓶释放的 MPs 对环境有中风险,在使用 12 个月对环境有高风险。基于以上结果,建议奶瓶在使用了 6 个月后进行更换。

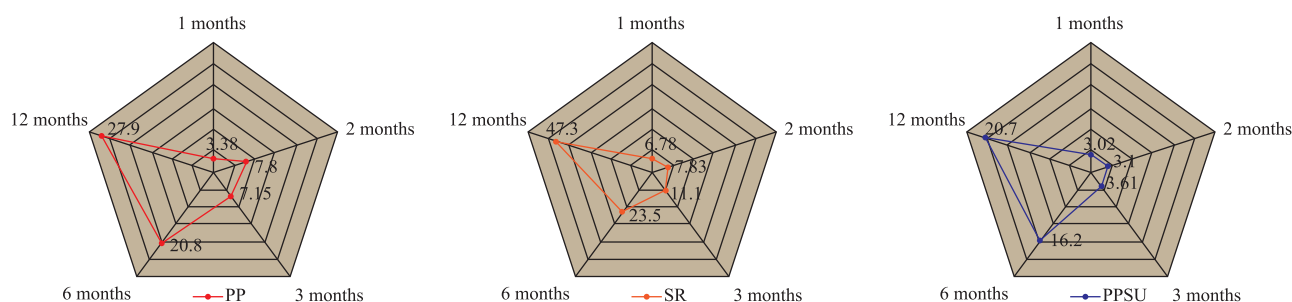


图 10 三种材质奶瓶释放的 MPs 的污染负荷指数

Figure 10 Pollution load index of MPs released by three types of plastic baby bottles.

3 结论与建议

1)模拟使用 12 个月后,三种材质的塑料奶瓶累计释放的 MPs 数量由高到低依次为 SR(10.70×10^6 个/L) > PP(7.41×10^6 个/L) > PPSU(5.17×10^6 个/L); PP 奶瓶老化单次的 MPs 释放量随着老化次数的增多而增大,而 SR 奶瓶和 PPSU 奶瓶老化单次的 MPs 释放量呈现先增多后下降的趋势;三种品牌的 SR 奶嘴的累计 MPs 释放量由多到少为:品牌 2 (2.01×10^6 个/L) > 品牌 1 (1.77×10^6 个/L) > 品牌 3 (0.98×10^6 个/L)。由于塑料奶瓶和 SR 奶嘴在

使用过程中会释放大量的 MPs,建议进一步研究减少 MPs 释放的改性方法。

2)模拟使用 12 个月后,三种材质的奶瓶累计释放的 MPs 以小于 $25 \mu\text{m}$ 的颗粒为主,粒径在 $0.5 \sim 5 \mu\text{m}$ 的颗粒分别占 PPSU、PP、SR 的 89.48%、88.11% 和 78.55%;三种材质的奶瓶在老化初期释放的 MPs 以大于 $5 \mu\text{m}$ 的颗粒为主,随着老化的次数增多, $0.5 \sim 5 \mu\text{m}$ 的颗粒占比最大;三个品牌的 SR 奶嘴累计释放的 MPs 的粒径大多在 $0.5 \sim 5 \mu\text{m}$,分别占品牌 1、品牌 2、品牌 3 的 89.29%、78.66% 和 81.94%。由于小粒径 MPs 对婴儿可能存在更严重

的风险,呼吁未来应多关注小粒径 MPs 对婴幼儿的潜在影响。

3)使用三种不同材质奶瓶的婴儿平均每日 MPs 摄入量由高到低依次为:SR(2 811.67 particles/kg)>PP(2 132.43 particles/kg)>PPSU(1 652.18 particles/kg);0~1 月的婴儿的每日 MPs 摄入量在评估的所有年龄段中为最高,说明刚出生的婴儿可能暴露在较高的 MPs 风险中;三种材质的奶瓶释放的 MPs 均在可接受风险中,表明三种材质的塑料奶瓶并未对人体健康造成显著的非致癌风险,同时建议未来建立更准确、标准的 MPs 人体健康风险评价体系。

4)使用了 12 个月的 SR 奶瓶释放到环境中的 MPs 会产生极高的生态风险风险,PP 奶瓶和 PPSU 奶瓶分别在使用 6 个月和 12 个月后会对外环境产生高风险,建议奶瓶在使用 6 个月后进行更换。

参考文献

- [1] GATIDOU G, ARVANITI O S, STASINAKIS A S. Review on the occurrence and fate of microplastics in sewage treatment plants[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2019, 367: 504-512.
- [2] 张梦琳, 李春霖, 聂晶, 等. 可降解塑料特征分析与快速鉴别方法研究进展[J]. *中国无机分析化学*, 2022, 12(1): 82-90.
ZHANG Menglin, LI Chunlin, NIE Jing, et al. Research progress on feature analysis and rapid identification methods of degradable plastic [J]. *Chinese Journal of Inorganic Analytical Chemistry*, 2022, 12(1): 82-90.
- [3] KOELMANS A A, NOR N H M, HERMSEN E, et al. Microplastics in freshwaters and drinking water: critical review and assessment of data quality [J]. *Water Research*, 2019, 155: 410-422.
- [4] 肖铮, 贺仪, 苑林宏, 等. 水环境中微塑料的来源分布及其分子光谱检测技术的研究进展[J/OL]. *中国无机分析化学*: 1-13 [2024-05-31]. [HTTP://KNS.CNKI.NET/KCMS/DETAIL/11.6005.O6.20240511.1556.002.HTML](http://KNS.CNKI.NET/KCMS/DETAIL/11.6005.O6.20240511.1556.002.HTML).
XIAO Zheng, HE Yi, YUAN Linhong, et al. Source and distribution of micro/nanoplastics and research progress of molecular spectroscopy detection technique in aquatic environment [J/OL]. *Chinese Journal of Inorganic Analytical Chemistry*: 1-13 [2024-05-31]. [HTTP://KNS.CNKI.NET/KCMS/DETAIL/11.6005.O6.20240511.1556.002.HTML](http://KNS.CNKI.NET/KCMS/DETAIL/11.6005.O6.20240511.1556.002.HTML).
- [5] THOMPSON R C, OLSEN Y, MITCHELL R P, et al. Lost at sea: where is all the plastic[J]. *Science*, 2004, 304(5672): 838-838.
- [6] RAGUSA A, SVELATO A, SANTACROCE C, et al. Plasticenta: first evidence of microplastics in human placenta [J]. *Environment International*, 2021, 146: 106274. DOI: 10.1016/j.envint.2020.106274.
- [7] LESLIE H A, VAN V M J M, BRANDSMA S H, et al. Discovery and quantification of plastic particle pollution in human blood [J]. *Environment International*, 2022, 163: 107199. DOI: 10.1016/j.envint.2022.107199.
- [8] JENNER L C, ROTCHELL J M, BENNETT R T, et al. Detection of microplastics in human lung tissue using μ FTIR spectroscopy [J]. *Science of the Total Environment*, 2022, 831: 154907. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2022.154907.
- [9] WU D, FENG Y D, WANG R, et al. Pigment microparticles and microplastics found in human thrombi based on Raman spectral evidence [J]. *Journal of Advanced Research*, 2023, 49: 141-150.
- [10] RAGUSA A, NOTARSTEFANO V, SVELATO A, et al. Raman microspectroscopy detection and characterisation of microplastics in human breastmilk [J]. *Polymers*, 2022, 14(13): 2700. DOI: 10.3390/polym14132700.
- [11] YANG Y X, XIE E Z H, DU Z Y, et al. Detection of various microplastics in patients undergoing cardiac surgery [J]. *Environmental Science & Technology*, 2023, 57(30): 10911-10918.
- [12] BURGOS-ACEVES M A, ABO-AL-ELA H G, FAGGIO C. Physiological and metabolic approach of plastic additive effects: Immune cells responses [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2021, 404: 124114. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2020.124114.
- [13] DU J, XU S D, ZHOU Q W, et al. A review of microplastics in the aquatic environment: distribution, transport, ecotoxicology, and toxicological mechanisms [J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2020, 27: 11494-11505.
- [14] PROKIĆ M D, RADOVANOVIĆ T B, GAVRIĆ J P, et al. Ecotoxicological effects of microplastics: examination of biomarkers, current state and future perspectives [J]. *TrAC-Trends in Analytical Chemistry*, 2019, 111: 37-46.
- [15] SUN C Y, ZHANG W C, DING R R, et al. Mechanism of low concentrations of polystyrene microplastics influence the cytotoxicity of Ag ions to *Escherichia coli* [J]. *Chemosphere*, 2020, 253: 126705. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2020.126705.
- [16] HUANG W, SONG B A, LIANG J, et al. Microplastics and associated contaminants in the aquatic environment: a review on their ecotoxicological effects, trophic transfer, and potential impacts to human health [J]. *Journal of*

- Hazardous Materials, 2021, 405: 124187. DOI: 10.1016/j.jhazmat. 2020. 124187.
- [17] ZHANG J J, WANG L, TRASANDE L, et al. Occurrence of polyethylene terephthalate and polycarbonate microplastics in infant and adult feces[J]. Environmental Science & Technology, 2021, 8(11): 989-994.
- [18] AMRAN N H, ZAID S S M, MOKHTAR M H, et al. Exposure to microplastics during early developmental stage: review of current evidence[J]. Toxics, 2022, 10(10): 597. DOI: 10.3390/toxics10100597.
- [19] BOVÉ H, BONGAERTS E, SLENDERS E, et al. Ambient black carbon particles reach the fetal side of human placenta[J]. Nature Communications, 2019, 10: 3866. DOI: 10.1038/s41467-019-11654-3.
- [20] LIU S J, LIN G J, LIU X Y, et al. Detection of various microplastics in placentas, meconium, infant feces, breastmilk and infant formula: a pilot prospective study [J]. Science of the Total Environment, 2023, 854: 158699. DOI: 10.1016/j.scitotenv. 2022. 158699.
- [21] PATTERSON W B, GLASSON J, NAIK N, et al. Prenatal exposure to ambient air pollutants and early infant growth and adiposity in the Southern California Mother's Milk Study [J]. Environmental Health, 2021, 20(1): 67. DOI: 10.1186/s12940-021-00753-8.
- [22] SONG K, DING R R, SUN C Y, 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[J]. Environmental Science and Pollution Research, 2021, 28: 59813-59820.
- [23] SU Y, HU X, TANG H J, et al. Steam disinfection releases micro(nano)plastics from silicone-rubber baby teats as examined by optical photothermal infrared microspectroscopy[J]. Nature Nanotechnology, 2022, 17: 76-85.
- [24] 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]. Journal of Environmental Sciences, 2024, 136: 161-171.
- [25] LIU L P, ZHANG X, JIA P Q, et al. Release of microplastics from breastmilk storage bags and assessment of intake by infants: a preliminary study[J]. Environmental Pollution, 2023, 323: 121197. DOI: 10.1016/j.envpol. 2023. 121197.
- [26] ZHANG Q J, LIU L, JIANG Y, et al. Microplastics in infant milk powder[J]. Environmental Pollution, 2023, 323: 121225. DOI: 10.1016/j.envpol. 2023. 121225.
- [27] KADAC-CZAPSKA K, TRZEBIATOWSKA P J, MAZURKIEWICZ M L, et al. Isolation and identification of microplastics in infant formulas: a potential health risk for children [J]. Food Chemistry, 2024, 440: 138246. DOI: 10.1016/j.foodchem. 2023. 138246.
- [28] PRAVEENA S M, ARIFFIN N I S, NAFISYAH A L. Microplastics in Malaysian bottled water brands: occurrence and potential human exposure [J]. Environmental Pollution, 2022, 315: 120494. DOI: 10.1016/j.envpol. 2022. 120494.
- [29] CONNOR J A, MCHUGH T E. Impact of risk-based corrective action (RBCA) on State LUST corrective action programs [J]. Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal, 2002, 8(3): 573-589.
- [30] 山泽萱. 渭河关中段地表水微塑料污染现状与风险评估[D]. 西安: 西北大学, 2022.
- SHAN Zexuan. The current situation and risk assessment of microplastics pollution in surface water of Weihe River in Guanzhong Section [D]. Xi'an: Northwest University, 2022.
- [31] TOMLINSON D L, WILSON J G, HARRIS C R, et al. Problems in the assessment of heavy-metal levels in estuaries and the formation of a pollution index[J]. Helgoländer Meeresuntersuchungen, 1980, 33: 566-575.
- [32] 刘冰洁, 区晓敏, 叶匡旻, 等. 广东省近岸海域微塑料赋存特征与风险评估[J/OL]. 环境科学, 2023: 1-14. <https://doi.org/10.13227/j.hjxx.202307089>.
- LIU Bingjie, QU Xiaomin, YE Kuangmin, et al. Occurrence and risk assessment of microplastics in the coastal seawater of Guangdong province[J/OL]. Environmental Science, 2023: 1-14. <https://doi.org/10.13227/j.hjxx.202307089>.
- [33] KE D D, ZHENG J H, LIU X Y, et al. Occurrence of microplastics and disturbance of gut microbiota: a pilot study of preschool children in Xiamen, China [J]. eBioMedicine, 2023, 97: 104828. DOI: 10.1016/j.ebiom. 2023. 104828.
- [34] 杨杰, 李光茂, 杨森, 等. 硅橡胶绝缘材料老化研究的现状与进展[J]. 环境技术, 2021, 39(6): 105-110.
- YANG Jie, LI Guangmao, YANG Sen, et al. Review on aging research of silicone rubber insulation materials[J]. Environmental Technology, 2021, 39(6): 105-110.
- [35] 林玉亮, 卢芳云, 卢力. 高应变率下硅橡胶的本构行为研究[J]. 高压物理学报, 2007(3): 289-294.
- LIN Yuliang, LU Fangyun, LU Li. Constitutive behaviors of a silicone rubber at high strain rates[J]. Chinese Journal of High Pressure Physics, 2007(3): 289-294.

- [36] LI D Z, SHI Y H, YANG L M, et al. Microplastic release from the degradation of polypropylene feeding bottles during infant formula preparation[J]. *Nature Food*, 2020, 1: 746-754.
- [37] 丛姗姗, 兰天宇, 王雅珍, 等. 聚丙烯改性及抗老化综述[J]. *塑料*, 2024, 53(2): 94-100.
CONG Shanshan, LAN Tianyu, WANG Yazhen, et al. Summary of polypropylene modification and aging resistance[J]. *Plastics*, 2024, 53(2): 94-100.
- [38] 葛丹阳. 食品接触用硅橡胶材料及制品安全指标设置及风险物质迁移[D]. 广州: 暨南大学, 2022.
GE Danyang. Safety index setting and risk substance migration of food contact silicone rubber and products[D]. Guangzhou: Jinan University, 2022.
- [39] 李滨, 徐雨, 刘建超. 硅橡胶耐高温改性研究进展[J]. *弹性体*, 2023, 33(4): 72-78.
LI Bin, XU Yu, LIU Jianchao. Research progress of high temperature resistant modification of silicone rubber[J]. *China Elastomerics*, 2023, 33(4): 72-78.
- [40] SRIPADA K, WIERZBICKA A, ABASS K, et al. A children's health perspective on nano- and microplastics[J]. *Environmental Health Perspectives*, 2022, 130: 015001. DOI: 10.1289/EHP9086.
- [41] 潘伟斌, 万小东, 南敬, 等. 硅橡胶表面老化、改性与修复的研究[J]. *表面技术*, 2022, 51(2): 108-115.
PAN Weibin, WAN Xiaodong, NAN Jing, et al. Research on aging, modification and repair of silicone rubber surface[J]. *Surface Technology*, 2022, 51(2): 108-115.
- [42] 张林军, 曾金芳, 余惠琴. 苯基含量对硅橡胶性能的影响[J]. *弹性体*, 2017, 27(6): 28-32.
ZHANG Linjun, ZENG Jinfang, YU Huiqin. Effect of phenyl content on properties of silicone rubber[J]. *China Elastomerics*, 2017, 27(6): 28-32.
- [43] 杨洪, 申屠宝卿. 硅橡胶的耐热稳定性[J]. *合成橡胶工业*, 2005(3): 229-233.
YANG Hong, SHEN-TU Baoqing. Heat stability resistance of silicone rubber[J]. *China Synthetic Rubber Industry*, 2005(3): 229-233.
- [44] 李向力, 孙茜茜, 张立攀, 等. 河南省山茱萸安全指标及健康风险评估[J]. *食品工业*, 2023, 44(9): 334-338.
LI Xiangli, SUN Xixi, ZHANG Lipan, et al. Safety indicators and health risk assessment of cornus officinalis in Henan province[J]. *The Food Industry*, 2023, 44(9): 334-338.
- [45] 张珂, 王泽华, 白禹启, 等. 常用污水处理工艺对微塑料去除效率的系统回顾和荟萃分析[J]. *郑州航空工业管理学院学报*, 2022, 40(1): 99-105.
ZHANG Ke, WANG Zehua, BAI Yuqi, et al. Removal efficiency of microplastics in conventional wastewater treatment process: a systematic review and meta-analysis[J]. *Journal of Zhengzhou University of Aeronautics*, 2022, 40(1): 99-105.