

澳门海域微塑料的时空分布特征和生态风险研究

严 钧¹, 姚晟超^{1,2}, 李彦君¹, 胡晓峰¹, 杜傲雷¹, 罗予棠¹, 翁菁菁¹,
简绮颖¹, 叶紫荆¹, 张天一¹, 张 凯^{1,3*}

(1. 澳门科技大学, 创新工程学院澳门环境研究院, 澳门海岸带生态环境国家野外科学观测研究站, 澳门特别行政区 999078; 2. 香港城市大学, 海洋环境健康全国重点实验室, 香港特别行政区 999077; 3. 澳门科技大学珠海澳科大科技研究院, 广东 珠海 519099)

摘要: 该研究基于2022年~2024年间在澳门海域进行的12个航次的采样分析, 揭示了该区域微塑料的时空分布格局、理化特征及其生态风险。结果显示, 澳门海域微塑料污染呈现出显著的时空异质性: 0.3~5 mm大粒径微塑料的平均丰度为(2.30±2.50) particles/m³, 高值区集中于内港码头等航运与旅游活动密集区, 体现了强烈的点源输入特征; 而0.02~0.3 mm小粒径微塑料的平均丰度为(1.13±0.43) particles/L, 在空间分布上更为广泛且均匀。相关性分析揭示小粒径微塑料丰度与大粒径微塑料存在极显著正相关, 表明大粒径塑料在海洋环境中的原位破碎是微小颗粒的重要来源机制。聚合物组成以聚乙烯(PE)和聚丙烯(PP)为主, 且呈现明显的粒径分选效应, PE主要富集于大粒径区间, PP则在小粒径区间占优。生态风险评估表明, 尽管该海域整体污染负荷指数(PLI)处于低水平, 但潜在生态风险指数(PERI)与聚合物危害指数(PHI)在特定时空节点达到极高值, 呈现出独特的“低丰度、高毒性”污染特征, 亟需采取适当的微塑料管控措施。

关键词: 微塑料; 海洋; 澳门; 生态风险评估

中图分类号: 文献标识码: 文章编号: 1004-4957(2026)07-0001-12

Spatial-Temporal Distribution and Ecological Risk Assessment of Marine Microplastics in Macao

YAN Jun¹, YAO Sheng-chao^{1,2}, LI Yan-jun¹, HU Xiao-feng¹, DU Ao-lei¹, LUO Yu-tang¹,
WENG Jing-jing¹, JIAN Qi-ying¹, YE Zi-jing¹, ZHANG Tian-yi¹, ZHANG Kai^{1,3*}

(1. National Observation and Research Station of Coastal Ecological Environments in Macao, Macao Environmental Research Institute, Macao University of Science and Technology, Macao Special Administrative Region 999078, China; 2. State Key Laboratory of Marine Environmental Health, City University of Hong Kong, Hong Kong Special Administrative Region 999077, China; 3. Macao University of Science and Technology Zhuhai MUST Science and Technology Research Institute, Zhuhai 519099, China)

Abstract: Based on 12 field surveys conducted in the coastal waters of Macao from 2022 to 2024, this study systematically elucidates the spatiotemporal distribution patterns, physicochemical characteristics, and ecological risks of microplastics (MPs) in the region. The results indicate significant spatiotemporal heterogeneity in MP pollution: larger MPs (0.3–5 mm) exhibited a mean abundance of (2.30±2.50) particles/m³, with hotspots concentrated in areas of intensive shipping and tourism, such as the inner harbor, reflecting strong point-source inputs. In contrast, smaller MPs (0.02–0.3 mm) displayed a mean abundance of (1.13±0.43) particles/L and a more extensive and uniform spatial distribution. Correlation analysis revealed a significantly positive correlation between the abundances of smaller and larger MPs, suggesting that the in-situ fragmentation of larger plastic debris is a key source of smaller particles in the marine environment. Polyethylene (PE) and polypropylene (PP) were the dominant polymer types, displaying a distinct size-dependent segregation: PE was primarily enriched in the larger size fraction, whereas PP dominated the smaller fraction. Ecological risk assessments indicated that although the overall pollution load index (PLI) remained at a low level,

收稿日期: 2026-04-14; 修回日期: 2026-05-15

基金项目: 澳门科学技术发展基金(The Science and Technology Development Fund, Macao SAR) (0009/2025/AIJ, 0155/2024/RIA2, 0008/2024/EIA1, 0001/2024/NRP)

* 通讯作者: 张 凯, 博士, 助理教授, 研究方向: 微塑料污染, E-mail: zhangkai@must.edu.mo

the potential ecological risk index (PERI) and polymer hazard index (PHI) reached extremely high values at specific spatiotemporal nodes. This reveals a unique "low abundance while high toxicity" pollution characteristic, underscoring the urgent need for the implementation of appropriate microplastic management measures.

Key words: microplastic; ocean; Macao; ecological risk assessment

塑料因其优异的理化性能在现代社会中得到广泛应用,但随之产生的废弃物管理问题已演变为全球性的环境危机^[1-2]。据统计,2024年全球塑料产量高达4.3亿吨,其中大量塑料垃圾最终汇入海洋^[3-4]。在人类生产生活排放、陆面地表径流迁移及大气沉降等多重途径共同作用下,各类塑料废弃物会以不同形态持续向海洋环境输入,并逐步演化形成广泛分布的海洋微塑料^[5]。海洋微塑料通常是指粒径小于5 mm的塑料颗粒,分为初级微塑料和次级微塑料两大类型。初级微塑料是人为生产、直接排入环境的原生塑料微粒,如日化洗护产品中的塑料微珠、衣物洗涤脱落的合成纤维等,这类物质大多通过城市污水处理排放、地表雨水径流等方式,经由河流体系最终汇入海洋^[6-7]。次级微塑料是大块塑料制品进入环境后,经自然作用破碎裂解形成的次生微粒^[8]。此外,空气中悬浮的塑料微粒可借助大气环流实现远距离迁移,通过干湿沉降直接落入海面,成为海洋微塑料不可忽视的补充来源^[9]。

微塑料作为海洋环境中新兴的持久性污染物,不仅易于被海洋生物摄食并在食物链中传递,还可能释放有毒添加剂,对生态系统和人类健康构成长期潜在威胁^[10-11]。由于塑料废弃物不合理处置带来的陆源污染持续输出,近年来海洋微塑料污染在国内外均受到广泛关注。而河口作为塑料污染物入海的关键过渡地带,是陆源塑料废弃物向海洋迁移的重要枢纽,废弃物管控失序所引发的塑料污染负荷会优先在河口区域集中体现^[12-13]。关于河口微塑料的污染现状及其对邻近海洋微塑料污染的贡献已有大量报道^[14-16]。河口区域受复杂的水动力条件、河流输入及高强度人为活动的共同影响,是微塑料赋存、输运和转化的关键场所^[17-18]。特别是在高度城市化河口,微塑料的赋存往往呈现出点源与面源复合、自然风化与人为排放叠加的复合特征^[19]。尽管已有研究关注城市活动对微塑料丰度的影响,但对于在多重压力驱动下,不同粒径的时空演变规律、影响因子及其潜在生态风险,仍缺乏基于长时序监测的深入研究。澳门地处珠江口西侧,作为世界上人口密度最高的地区之一及国际旅游城市,其海域环境同时承受着珠江流域上游输送的污染物与本地高强度旅游、航运活动排放的双重压力,是研究高度城市化河口微塑料污染特征的理想区域。目前,邻近的珠江口主干及香港近岸海域已有较多研究报道了微塑料的空间分布、组分特征与污染富集规律,形成了良好的区域性研究基础^[20-22]。

基于此,本研究针对澳门海域微塑料污染研究基础薄弱、时空驱动机制不明、生态风险评估系统性不足的研究缺口,重点解决3项核心科学问题:一是阐明澳门海域水体微塑料的污染特征与多尺度时空分布规律;二是解析海域微塑料时空变异的关键驱动因子与响应机制;三是系统评估微塑料污染的潜在生态风险等级与空间风险格局,填补澳门近岸海域微塑料污染长期观测与风险评估的研究空白。以为河口城市海域微塑料污染的科学治理提供理论支撑。

1 实验部分

1.1 研究区域

澳门地处珠江口西岸,毗邻香港,是一座典型的高度城市化河口城市。该区域海域面积85 km²,海岸线长76.7 km,不仅承载着密集的港口航运与城市生活功能,同时也是陆海相互作用的关键节点。作为全球热门的旅游目的地,澳门年接待游客逾千万人次,这种高频次的人口流动与高密度的消费活动导致一次性塑料制品(如食品包装、塑料袋等)消耗巨大,形成了显著的本地塑料污染压力^[23]。尽管澳门已建立相对成熟的固体废物收集系统,2022年塑料回收量达576.5吨,但有限的回收率仍难以完全抵消日益增长的废弃物产生量,大量塑料垃圾仍通过地表径流、风力沉降及雨水管网等途径持续输入周边海域^[23]。除本地人为活动的影响外,澳门海域的微塑料赋存还受珠江流域大尺度物质输送的制约。珠江流域幅员辽阔,覆盖中国南方8省,下游的珠江三角洲地区聚集了广州、深圳等9座人口密集城市,总人口接近6 000万^[24]。该区域经济发达,且是中国重要的塑料制品生产基地,产量占全国总量的13.3%^[25]。在复杂的河口水动力耦合作用下,珠江三角洲巨大的塑料废弃物负荷经由河流径流及沿

岸流输入，成为澳门海域微塑料的重要外源性补充^[25]。因此，独特的地理位置使得澳门海域同时承受着本地高强度人为排放与流域上游大规模污染物输送的双重压力，为探究高度城市化背景下河口微塑料的迁移转化机制及复合污染特征提供了理想的研究场所。

1.2 样品采集

本研究结合珠江口西侧河口水文动力特征、陆源污染输入格局及区域人类活动分布，在澳门周边海域布设10个监测站位(图1)，于2022~2024年依据海域水文节律划分旱季与雨季开展调查，每个季节各设置3次重复采样，累计完成12个调查航次。雨季采样涵盖2022年8~10月和2023年8~9月；旱季采样包含2022年12月、2023年2~3月与12月和2024年1月与3月，完整覆盖不同水文期的环境特征差异。本研究采用拖网法采集水体表面粒径在0.3~5 mm的微塑料样品，拖网孔径为0.3 mm；同时采用大体积过滤法采集粒径在0.02~0.3 mm的微塑料样品，各采样点位使用10 L不锈钢采样桶分次采集表层海水，单点位累计采样体积为100 L，现场采用孔径0.02 mm的浮游生物网对海水样品进行大体积过滤，富集截留水体中的微塑料颗粒物。其中，大尺寸微塑料样品采集全程贯穿所有航次，小尺寸微塑料采集从2023年8月始开展。样品收集至玻璃样品瓶中低温(4 °C)保存至实验室进行前处理。

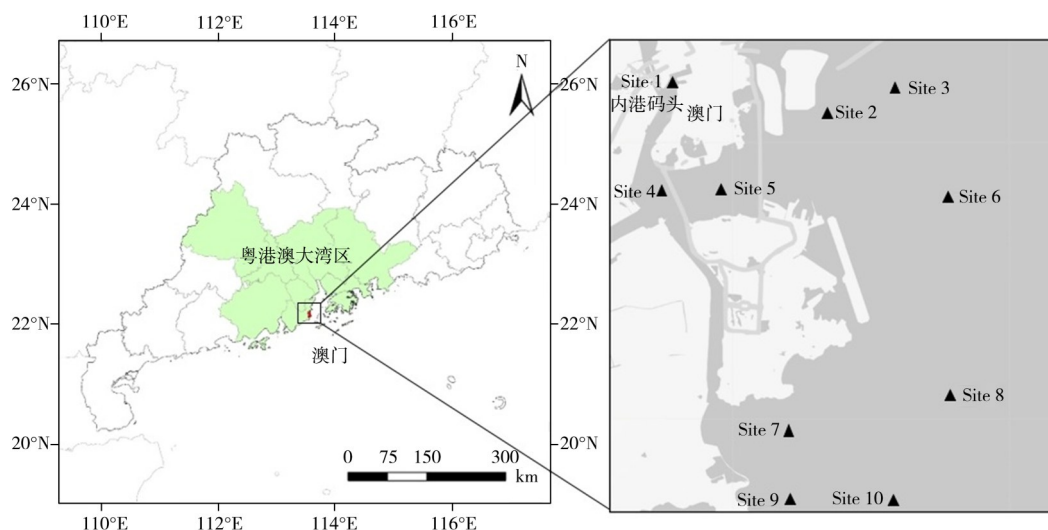


图1 澳门表层海水采样站位

Fig. 1 Macao surface seawater sampling station

1.3 微塑料的消解与分离

大尺寸微塑料样品分别用孔径为0.3 mm和5 mm的干净不锈钢筛网过滤，筛出0.3~5 mm的固体颗粒后转移至烧杯中，加入50 mL 30%过氧化氢溶液，60 °C水浴加热至有机质完全消解。消解后得到的固体颗粒再用饱和NaCl溶液(1.2 g·cm⁻³)分别进行浮选分离，将漂浮在溶液表面的颗粒抽滤至孔径为0.45 μm的玻璃纤维滤膜上，浮选和过滤重复进行3次。小尺寸微塑料样品则直接加入等体积的30%过氧化氢溶液进行消解，后抽滤至玻璃纤维滤膜上。分离得到的疑似微塑料颗粒置于60 °C烘箱中烘干，进行下一步仪器检测分析。

1.4 微塑料的定量、定性与形态测定

干燥后的样品采用体式显微镜(SMZ80-LB/LT)进行定量和形态测定。在体式显微镜下对疑似微塑料进行计数，并根据颗粒的形态、颜色和尺寸大小将疑似微塑料进行分类。微塑料的形状分为纤维状、薄膜/片状、碎块状和泡沫(图2)。尺寸分为0.02~0.1 mm、0.1~0.2 mm、0.2~0.3 mm、0.3~0.5 mm以及1.0~5.0 mm。对4 073个疑似微塑料颗粒进行定性分析，尺寸大于0.3 mm的疑似微塑料应用衰减全反射-傅里叶变换红外光谱(ATR-FTIR, Bruker VERTEX 70v)进行聚合物类型鉴定，而小于0.3 mm的利用显微傅里叶变换红外光谱(μ-FTIR, Thermo Nicolet iN10)进行聚合物类型鉴定，将每个颗粒样品的红外谱图与仪器谱库中的标准样品谱图进行对比，结合样品的特征峰位置且与标准谱图匹配度大于70%即可判定为微塑料^[26-27]，本研究采用对疑似微塑料抽样鉴定的方法，大于0.3 mm的疑似微塑料抽样鉴定比例为9.34%，小于0.3 mm的疑似微塑料抽样鉴定比例为17.92%。

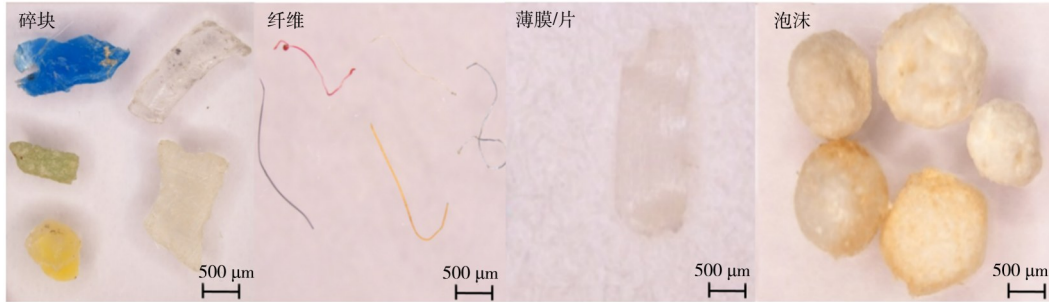


图2 不同形状微塑料示意图
Fig. 2 Microplastics of different shapes

1.5 质量控制与保证

研究全程严格执行源头污染防控质控措施：采样前所有网具、过滤装置、储水容器等实验器材均经去离子水充分清洗、烘干后密封备用。其中拖网采样作业时，网具始终与作业船体保持安全间距，有效规避船体涂层老化、橡塑构件磨损脱落带来的载具源性微塑料污染；大体积过滤法定点采样时，作业船只提前熄火停机在船舷外侧远离船体扰动区、避开船身排污及老化部位缓慢取水，从操作层面规避船体外源污染掺入。同时，所有采样站位均统一远离海上航标、人工浮体等易风化剥落的海上构筑物布设，有效规避此类人工设施老化降解产生的次生微塑料干扰，多重源头质控措施可充分保障样品测试结果的准确性与可靠性。样品采集及实验所用容器为不锈钢材质或玻璃材质，并使用去离子水充分冲洗。实验室处理过程中，所有玻璃器皿、镊子等实验器具经超纯水清洗3遍，敞口容器统一使用锡箔纸覆盖防护。实验人员全程穿戴纯棉实验服与丁腈无粉手套，从源头规避人为外源微塑料污染。实验过程中紧闭实验室门窗，最大程度降低空气悬浮微塑料沉降带来的样品污染干扰。

1.6 微塑料生态风险评估方法

目前最常使用的微塑料生态风险评估手段包括聚合物危害指数(PHI)、污染负荷指数(PLI)和潜在生态风险指数(PERI)，三者能够根据环境中的实际丰度表征各采样点及整体研究区域中的微塑料污染程度^[9-11]，适用于评估明确获得监测点微塑料丰度值的研究。其优点是简便、直观，能够根据微塑料丰度的参考值，快速得出污染风险，还能够根据研究需要，量化各网站或区域的污染风险。因而广泛应用于水体微塑料的生态风险评价^[27-30]。微塑料生态风险等级划分标准如表1所示。各采样点的PLI采用公式(1)进行计算，区域总污染负荷指数 PLI_{zone} 采用公式(2)进行计算，PHI采用公式(3)进行计算，各采样点的PERI采用公式(4)进行计算，区域总潜在生态风险指数 $PERI_{zone}$ 采用公式(5)进行计算：

$$PLI_i = \sqrt{C_i/C_0} \quad (1)$$

$$PLI_{zone} = \sqrt[n]{PLI_1 \times PLI_2 \times \dots \times PLI_n} \quad (2)$$

$$PHI = \sum P_n \times S_n \quad (3)$$

$$PERI_i = C_i/C_0 \times \sum P_i \times S_i \quad (4)$$

$$PERI_{zone} = \sqrt[n]{PERI_1 \times PERI_2 \times \dots \times PERI_n} \quad (5)$$

其中， C_i 为采样点微塑料丰度； C_0 为背景点微塑料丰度，本研究分别选取表层海水中0.3~5 mm和0.02~0.3 mm区间微塑料最低丰度0.24 particles/m³和0.43 particles/L为背景点； P_n 为不同聚合物类型微塑料占微塑料总量的比值； S_n 为不同聚合物类型微塑料的危险系数，仅考虑最常见的聚合物类型，聚丙烯(PP)、聚对苯二甲酸乙二醇酯(PET)、聚乙烯(PE)、聚苯乙烯(PS)、聚酰胺(PA)、聚丙烯酸(PAA)、聚氯乙烯(PVC)和聚丙烯腈(PAN)的 S_n 值分别取1、4、11、30、47、230、10 551和11 521^[31]。

表1 微塑料生态风险等级划分标准

Table 1 Classification standards for ecological risk levels of microplastics

Type of model	Standard of risk classification(Risk category)				
	I (低)	II (中)	III (较高)	IV (高)	V (极高)
PLI	< 10	10~20	20~30	≥30	-
PHI	< 1	1~10	10~100	100~1 000	≥1 000
PERI	< 150	150~300	300~600	600~1 200	≥1 200

1.7 数据分析

本研究中的地图采用 ArcGIS 10.1 绘制，水平分布图采用 Ocean Data View 2022 绘制，网格化插值采用软件系统默认的加权平均网格化插值 (Weighted-average gridding)，数据图使用 Origin 2021 和 Microsoft Excel 2016 绘制，数据使用 SPSS 27 进行分析。在本研究中，Spearman 相关性分析方法置信区间均设置 95% 分位，即 $p < 0.05$ 时，具有显著性差异。

2 结果与讨论

2.1 澳门海域微塑料丰度分布特征

本研究采用拖网法以及大体积过滤法两种方法进行采样。鉴于这两种方法在采样体积量级、目标微塑料粒径范围、方法适用场景上存在本质差异，本研究中拖网法采集的较大微塑料 (粒径区间为 0.3~5 mm) 丰度以 particles/m³ 计量，大体积过滤法采集的较小微塑料 (粒径区间为 0.02~0.3 mm) 以 particles/L 表示，以匹配方法特性、保障数据科学性与跨方法可比性^[28,32-33]。

针对 0.3~5 mm 粒径微塑料的分析揭示了显著的时空异质性 (如图 3 所示)。监测期间，该粒径微塑料丰度范围为 0.24~10.52 particles/m³，平均丰度为 (2.30 ± 2.50) particles/m³。站位 1 表现出最高的微塑料丰度水平，并在 2023 年 8 月达到监测周期的最高峰值 10.52 particles/m³。整体而言，该点位在监测期间始终维持在相对较高的丰度区间 (2.08~10.52 particles/m³)，提示该区域可能存在持续的微塑料输入源或有利于累积的水动力及环境条件。站位 1 位于澳门内港码头，作为密集的航运与渔业活动区，其船舶交通密度极高，且周边分布着密集的商业与居住区。关于港口微塑料的研究中指出，港口和码头区域由于频繁的船舶活动 (包括防污漆剥落、缆绳磨损及渔业废弃物排放)，往往是微塑料，尤其是纤维状和大粒径碎片的高发区^[34]。站位 1 的数据特征 (高丰度、大粒径为主) 与这一结论高度吻合，反映了强烈的局部点源输入特征。与此同时，部分站位如站位 2、站位 3 和站位 7 在 2023~2024 年的监测中表现出明显的丰度回升，其中站位 7 在 2024 年 3 月丰度显著增加至 8.70 particles/m³。这种时间上的波动性可能与季节性变化、人类活动强度改变或环境水文条件的周期性变化有关。值得注意的是，站位 4 在不同月份间呈现较大波动 (0.63~4.88 particles/m³)，结合其位于水道交叉或潮流强劲区域的地理位置，该点位分布特征更易受潮汐周期的相位控制。正如 Diansyah 等^[35] 的研究所指出的，在潮流主导的近岸水域，微塑料浓度会随涨落潮发生短周期剧烈波动，站位 4 电导率的月际变化区间为 0.383~42.4 mS/cm，咸淡水交替幅度远超其余站位，体现其同时受陆源径流排泄与强潮汐进退的双向调控，水动力条件更为复杂多变，是该点位微塑料时间波动偏大的重要诱因之一。相比之下，站位 6、站位 9 和站位 10 在整个监测周期内丰度较低，普遍低于 2.50 particles/m³，显示出较低的环境负荷。

对于 0.02~0.3 mm 粒径微塑料的分析则揭示了不同的分布模式，如图 4 所示。各采样点的丰度范围在 0.43~2.21 particles/L 之间，平均丰度为

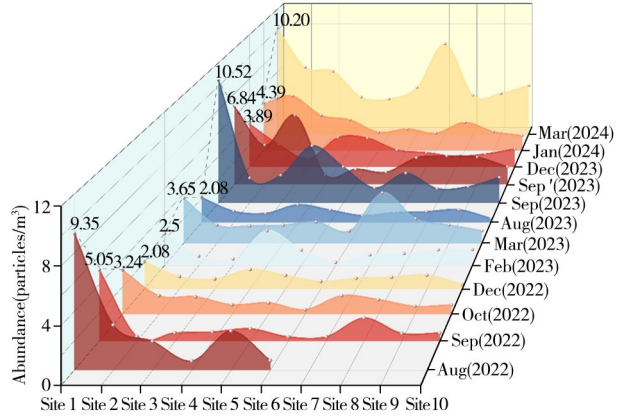


图3 采样点每月粒径0.3~5 mm微塑料的丰度比较
Fig. 3 Monthly abundance comparison of microplastics (0.3~5 mm) across 10 sampling sites

In August 2022, affected by the issuance of Tropical Cyclone Signal No. 3 in Macao, only 6 sampling sites were successfully sampled (2022年8月受澳门3号风球影响，仅完成6个采样点采样)

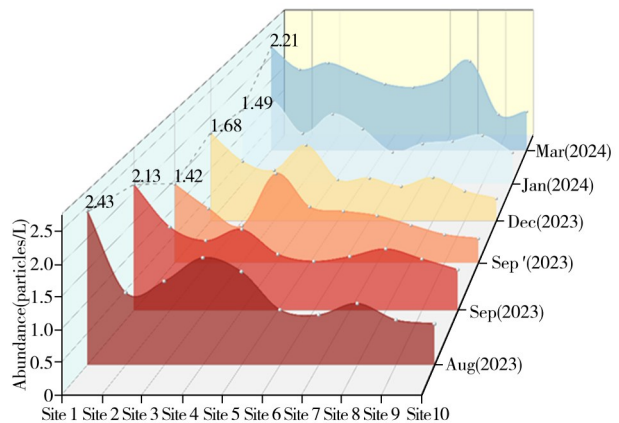


图4 采样点每月粒径0.02~0.3 mm微塑料的丰度比较
Fig. 4 Monthly abundance comparison of microplastics (0.02~0.3 mm) across 10 sampling sites

(1.13 ± 0.43) particles/L。相较于大粒径组,小粒径微塑料在空间分布上呈现出较高的均匀性,说明其在环境介质中的迁移能力更强,受局部点源影响较小。在时间动态上,小粒径微塑料存在季节性波动,例如站点3和站点8在2024年3月的监测中分别达到1.87 particles/L和1.91 particles/L的局部高值,而站点6和站点10则在2023年9月至2024年1月期间保持较低水平(<1.00 particles/L)。图5展示了澳门海域表层海水中微塑料丰度的空间分布大图,其中图5A和图5B分别对应0.3~5 mm和0.02~0.3 mm两种粒径范围的空间异质性特征。从整体空间分布来看,两种粒径的微塑料均表现出显著的空间分布差异,且高值区呈现出明显的近岸聚集特征。对于0.3~5 mm的较大粒径微塑料(图5A),高丰度区域主要集中于澳门半岛沿岸及内港航道一带,其中站点1和站点3附近的浓度梯度变化最为剧烈,呈现显著的“热点”效应。这表明大粒径微塑料受水动力扩散作用影响相对有限,更倾向于在人类活动密集的河口及近岸区域累积,这与前文所述的船舶运输及渔业活动等点源输入密切相关。相比之下,0.02~0.3 mm的小粒径微塑料(图5B)虽然同样在近岸区域表现出较高浓度,但其分布范围相对大粒径组更为广泛,且浓度梯度的过渡更为平缓。这种分布模式反映了小粒径微塑料在海洋环境中具有更强的悬浮性和迁移能力,更容易受到洋流、潮汐等水动力过程的远距离输送,从而在较大尺度上呈现出相对均匀的面源分布特征^[36]。

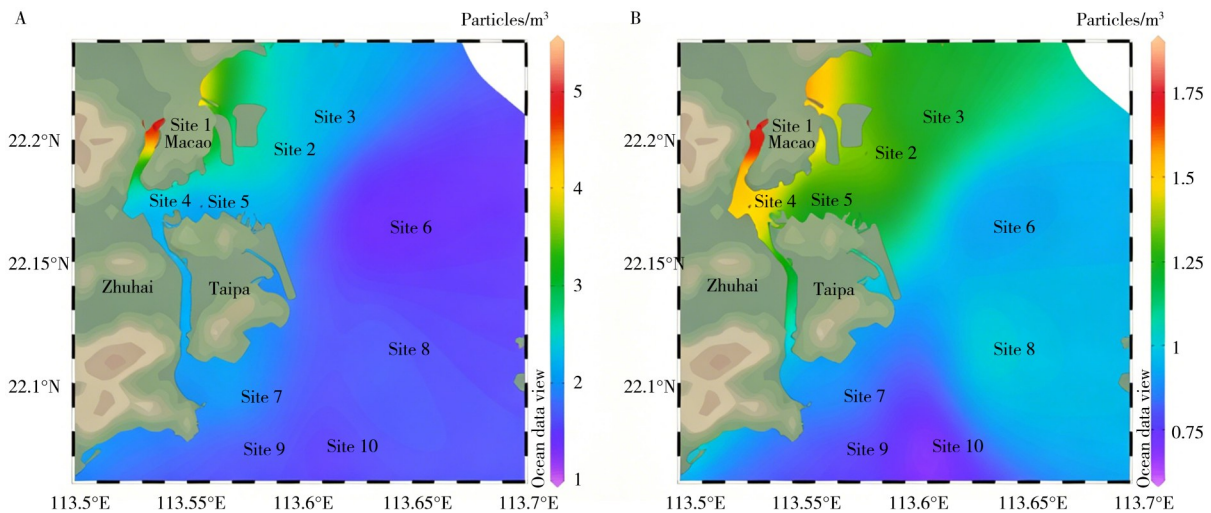


图5 澳门海域表层海水中微塑料的分布

Fig. 5 Horizontal large-area map of the distribution of microplastics in the surface seawater of Macao
A. 0.3~5 mm, B. 0.02~0.3 mm

澳门海域表层水中微塑料含量与国内部分海洋水体中微塑料含量的比较见表2和表3。由表可知,本研究中澳门海域采用拖网采样法测得的0.3~5 mm粒径范围的微塑料丰度为(2.30 ± 2.50) particles/ m^3 ,该数值高于渤海、杭州湾、香港、布勒斯特湾、地中海西部等地区微塑料丰度,低于东京湾以及旧金山湾所检测到的微塑料丰度。原因可能是澳门微塑料丰度受高强度航运活动及本地旅游排放等点源输入的直接影响,致使其污染水平高于受开阔海流稀释的区域(如渤海、地中海),但是低于东京湾与旧金山湾等高密度城市化海湾。本研究中澳门海域采用大体积过滤法测得的0.02~0.3 mm范围的微塑料丰度为(1.13 ± 0.43) particles/L,高于中国黄海以及马来西亚关丹港,低于其他地区,处于较低水平。值得注意的是,不同海域微塑料研究在采样方式、筛滤孔径、水样富集体积等实验条件上存在客观差异,各类研究的微塑料丰度统计口径并不完全统一。因此本文与国内外文献的横向对照,主要用于宏观污染水平参照,重在辨析区域污染背景的相对高低,不作为严格同等实验条件下的绝对定量比对。

表2 国内外部分地区海水中微塑料丰度对比(拖网法)

Table 2 Comparison of microplastic abundance in seawater in selected regions at home and abroad (trawling method)

Area	Abundance/(particles· m^{-3})	Reference
澳门海域, 中国	2.30 ± 2.50	本研究
渤海, 中国	0.61	[37]
杭州湾, 中国	0.14 ± 0.12	[38]

(续表2)

Area	Abundance/(particles·m ⁻³)	Reference
香港, 中国	2.07±4.00	[21]
旧金山湾, 美国	2.6±9.5	[39]
布勒斯特湾, 法国	0.24±0.35	[40]
地中海西部, 意大利	0.31±1.17	[41]
东京湾, 日本	3.25	[42]

表3 国内外部分地区海水中微塑料丰度对比(大体积过滤法)

Table 3 Comparison of microplastic abundance in seawater in selected regions at home and abroad (large-volume filtration method)

Area	Abundance/(particles·L ⁻¹)	Reference
澳门海域, 中国	1.13±0.43	本研究
黄海, 中国	0.545±0.282	[43]
莱州湾, 中国	1.70±1.50	[44]
京畿湾, 韩国	1.602±1.274	[45]
南部海岸, 韩国	1.143±3.353	[46]
关丹港, 马来西亚	0.13~0.69	[45]
旧金山湾, 美国	3.6±4.0	[39]
内湾, 泰国	21.29±36.21	[47]

2.2 澳门海域微塑料的形状、尺寸、颜色与成分特征

澳门海域微塑料的形状特征在0.02~0.3 mm(小粒径, 外环)与0.3~5 mm(大粒径, 内环)两个区间表现出不同的主导形态。如图6A所示, 较大粒径区间(0.3~5 mm)的微塑料形状特征表现为: 形状以碎块和纤维为主, 这一分布特征揭示了澳门近海特定的污染物来源构成。在该区间内, 碎块的高检出率直接指向了硬质塑料制品的物理断裂过程。这些大尺寸碎块可能主要来源于废弃渔具、浮标、塑料瓶及生活日用品在海洋环境中的初次破碎。由于破碎时间较短, 保留了较大的几何尺寸。与此同时, 纤维在较大粒径中的显著富集是澳门海域的一个重要特征。根据最新研究, 这种大尺寸的长纤维可能主要来源于合成纺织品(如衣物、渔网)的机械磨损和断裂^[48-49]。不同于容易脆裂的硬质塑料, 合成纤维通常具有较高的抗拉强度和韧性, 其在海浪剪切和物理磨损下往往断裂成长条状的纤维, 且能在较长一段时间内维持其长度不进一步粉碎, 从而导致了0.3~5 mm区间内纤维形状的高占比。较小粒径区间(0.02~0.3 mm)的形状特征: 随着粒径减小, 碎块的比例显著上升, 成为主导形态。同时印证了大块塑料在紫外辐射、波浪冲击和生物降解共同作用下的脆性断裂过程。

澳门海域微塑料的尺寸分布展现出非均匀性。如图6B所示, 在较大微塑料(0.3~5 mm, 内环)区间内, 较大尺寸(接近5 mm)和较小尺寸(接近0.3 mm)的颗粒占据主要比例, 而中等粒径的微塑料占比最少。相比之下, 较小微塑料(0.02~0.3 mm, 外环)区间内则显示出截然不同的分布规律, 即粒径越小(趋向0.02 mm), 占比越高。这表明微塑料的破碎过程可能具有累积性, 一旦大块塑料破碎进入微米级范畴, 其尺寸会随风化时间的增加持续减小, 并在最小粒径端达到峰值。

颜色分布不仅反映了微塑料的来源, 更是其老化程度的重要指针。澳门海域微塑料的颜色分布如图6C所示, 透明微塑料在所有粒径中均占据优势, 但其在不同粒径中的成因机制存在差异。在0.3~5 mm区间, 较大粒径中的颜色, 除了透明外, 彩色(如红、蓝、绿)颗粒也占据了一定比例。这些彩色微塑料主要来源于消费品的原始配色, 如彩色塑料袋、玩具或渔具碎片。大颗粒的颜色鲜艳度较高, 说明其可能进入海洋环境的时间较短, 尚未经历严重的褪色过程。在0.02~0.3 mm(外环)区间, 绝大多数微塑料呈现透明或半透明, 白色占比大于0.3~5 mm(内环)区间。这可能是强烈的光氧化降解作用的结果。长期暴露于阳光辐射下, 塑料中的有机颜料和添加剂发生光漂白, 导致颜色逐渐消失, 最终退化为白色或透明^[50]。

如图6D所示, 澳门海域微塑料的主要聚合物类型以PE和PP为主, 这一特征与全球沿岸海域的普遍观测结果高度一致^[16,51]。澳门与国内外典型海域微塑料成分特征的对比如表4所示。PE和PP作为全球产量最大的通用塑料, 被广泛用于包装、容器及渔具制造, 因其高耐用性和低密度而易在海洋表面富集^[4]。此外, 澳门微塑料的成分特征还显示了一种明显的聚合物分选现象: PE主要富集于较大粒径(0.3~5 mm), (内环)区间, 而PP则在较小粒径(0.02~0.3 mm), (外环)区间占据优势。这种分布特征

与不同聚合物材料的物理属性及其在环境中的老化行为密切相关。首先, PE 通常具有更高的结晶度和分子量, 其抗冲击强度和耐环境应力开裂性能优于 PP, 这使得 PE 碎片在破碎过程中能够相对较好地保持结构完整性, 倾向于以较大尺寸的碎片形式存在^[52]。相比之下, PP 的化学结构含有叔碳原子, 其对氧化作用更为敏感, 更容易在环境老化过程中发生链断裂和表面粉化^[53]。最近的研究还指出, PP 在相同的环境应力条件下比 PE 更容易发生次级破碎, 产生大量的微小颗粒^[54]。此外, PP 常被用于制造薄壁包装材料或纤维, 这些制品在使用和废弃初期本身粒径较小, 进一步增加了微小颗粒中 PP 的检出率。

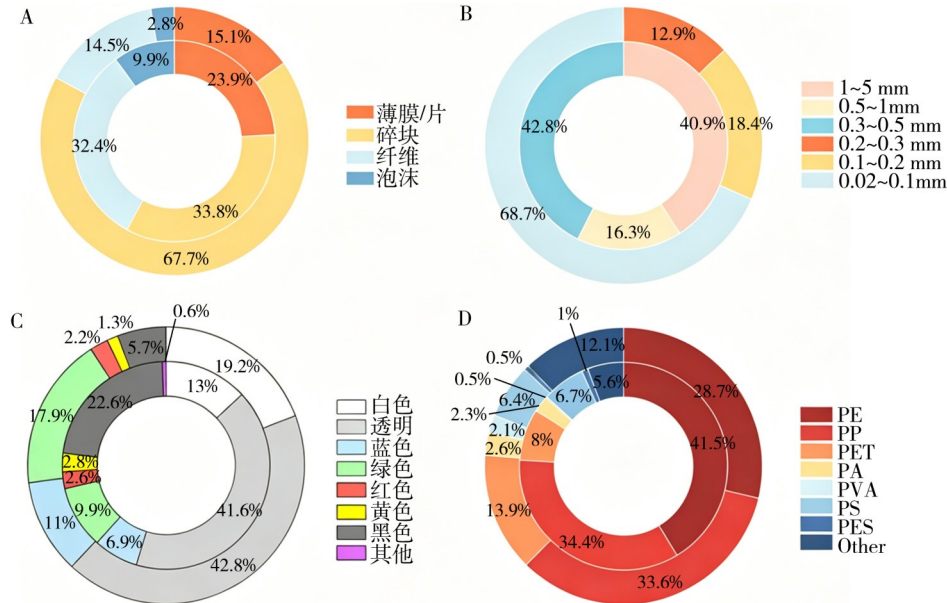


图 6 微塑料形状(A)、尺寸(B)、颜色(C)与成分特征(D)

Fig. 6 Shape(A), size(B), color(C) and composition characteristics(D) of microplastics

The inner and outer rings represent the characteristics of microplastics with particle sizes of 0.3–5 mm and 0.02–0.3 mm, respectively (内环表示粒径在 0.3–5 mm 的微塑料的特征, 外环表示粒径在 0.02–0.3 mm 的微塑料的特征)

表 4 本研究与国内外典型海域微塑料形貌与成分特征的对比

Table 4 Comparison of morphological and compositional characteristics of microplastics between this study and typical domestic and foreign marine areas

Area	Sampling method	Main size(percentage)	Main shape (percentage)	Main color (percentage)	Main polymer (percentage)	Reference
澳门(0.3~5 mm)	拖网法 0.3 mm	0.3~0.5 mm(42.8%)	纤维(32.4%)	透明(41.6%)	PE(41.5%)	本研究
			碎块(33.8%)	黑色(22.6%)	PP(34.4%)	
澳门(0.02~3 mm)	大体积采水过滤法 100 L	0.02~0.1 mm(68.7%)	薄膜/片(23.9%)	白色(13.0%)	PET(8.0%)	本研究
			碎块(67.7%)	透明(42.8%)	PP(33.6%)	
			薄膜/片(15.1%)	白色(19.2%)	PE(28.7%)	
黄海北部	大体积采水过滤法 20 L	0.005~0.05 mm	纤维(14.5%)	绿色(17.9%)	PET(13.9%)	[55]
			纤维(40.0%)	透明(40.0%)	PE(50.0%)	
			碎块(30.0%)	黑色(40.0%)	PP(50.0%)	
珠江口	大体积采水过滤法 20 L	0.05~0.5(>80%)	薄膜(30.0%)	透明(37.0%)	PA(26.2%)	[22]
			碎块(48.0%)	蓝色(38.0%)	PP(13.1%)	
东海	大体积采水过滤法 20 L	0.5~1 mm(48.9%) 0.2~0.5 mm(21.5%)	薄膜(8.9%)	红色(10.2%)	PS(9.4%)	[56]
			纤维(70.0%)	蓝色(62.2%)	PP(21.9%)	
			碎块(21.1%)	透明(11.2%)	PE(18.8%)	
东京湾, 日本	拖网法 0.35 mm	<1 mm	泡沫(13.0%)	透明>白色	PE(49.0%)	[57]
			碎块(75.0%)		PE/PP(24.0%)	
			薄膜(6.0%)		PP(8.0%)	
布雷斯特湾, 法国	拖网法 0.335 mm	2~5 mm(37%) 1~2 mm(37%)	纤维(6.0%)	-	PE(67.4%)	[40]
			碎块(53.0%)		PP(16.5%)	
			泡沫(11.0%)		PS(16.1%)	
			薄片(8.0%)			

2.3 驱动因子相关性分析与讨论

2.3.1 气象与人文活动因子 本研究选取的驱动因子涵盖了气温、气压、相对湿度、风速、降水量5项气象指标，以及游客人次和机动车数量2项反映区域人类活动的指标。对比图7A与图7B的相关性结果，可以清晰地揭示不同粒径微塑料在驱动机制上的差异。

图7A展示了0.3~5 mm大粒径微塑料丰度与气象及人文因子之间的相关性分析结果。大粒径微塑料的丰度与人文活动指标之间表现出极强的统计学相关性，其中与游客人数和机动车数量呈现显著正相关。这一结果表明点源输入是驱动该海域大粒径微塑料分布的重要因素。作为世界著名的旅游城市和区域交通枢纽，澳门密集的游客活动产生了大量的塑料消费废弃物，而高密度的机动车运行则持续释放轮胎磨损颗粒和交通相关塑料垃圾^[58]。由于大粒径微塑料具有沉降速度快、在水中滞留时间相对较短的特点，难以像小粒径颗粒那样随水流长距离扩散，因此其高丰度区域往往紧邻排放源头^[59]。图7A中与本地高强度人类活动指标的紧密耦合，精准地反映了大粒径微塑料“近源累积”的分布特征，说明陆地旅游及交通活动是该海域大粒径微塑料污染的主要贡献者，但值得注意的是，因暂无高精度时序数据可供严格点对点匹配分析，因此该相关性分析仅用于揭示中长期人为活动强度与微塑料污染赋存的宏观关联趋势，不代表严格瞬时时序对应的定量因果关系。相比之下，气象因子(如气温、风速、降雨等)与大粒径微塑料的相关性较弱，进一步凸显了人为直接排放的主导地位。对于0.02~0.3 mm的小粒径微塑料(图7B)，显示在所有纳入分析的因子中，小粒径微塑料仅与0.3~5 mm的大粒径微塑料丰度表现出极显著的正相关性($p < 0.01$)，而与气象及人文活动因子之间均未观测到显著的相关性。小粒径微塑料因质量轻、比表面积大，更易受风场、洋流等水文气象条件的远程输送，或受大气沉降和地表径流等面源影响，从而导致其分布呈现出不同于大粒径的扩散模式。然而，本研究观察到的小粒径丰度与大粒径丰度的强耦合关系，揭示了澳门海域小粒径微塑料的主要来源可能并非独立的外部输入或大气沉降，而是源自大粒径微塑料的原位破碎。即漂浮在环境中的大块塑料在紫外线辐射、机械磨损和生物降解的长期作用下，逐渐破碎并向小粒径转化，从而导致了两种粒径丰度在空间分布上的高度同步性。

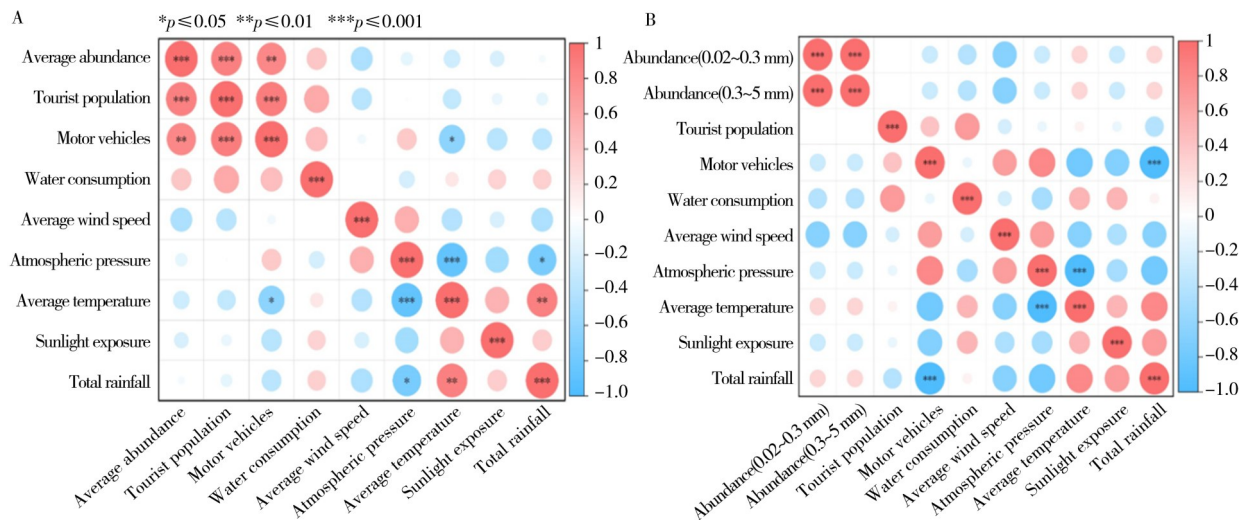


图7 微塑料丰度与气象与人文活动因子相关性热图

Fig. 7 Correlation between microplastic abundance and meteorological and human activity factors

A. 0.3~5 mm particle size; B. 0.3~5 mm and 0.02~0.3 mm particle sizes

2.3.2 水体理化性质因子 本研究利用Spearman相关性分析，探讨了微塑料丰度与海洋环境参数pH值、溶解氧(DO)和电导率(EC)之间的相关性，以了解微塑料污染与海洋生态环境之间的相互关系。如图8所示，不同时间pH值、EC、DO与对应时间微塑料丰度数值之间存在广泛且显著的相关性。反映了在时间序列上，这些环境因子的波动与微塑料丰度变化呈现明显的关联模式。有研究表明，海水pH值波动可直接改变微塑料表面Zeta电位，控制颗粒分散/团聚状态诱发团聚沉降，使水环境中微塑料丰度下降^[60]。水体盐度升高会压缩微塑料表面的双电层，降低静电排斥力，从而促进颗粒间的异质聚集或同质聚集导致沉降^[61-62]。当水体中DO浓度较高时，好氧微生物的代谢活性增强，加速生物膜在

微塑料表面的定殖与生长,是加速微塑料沉降的重要因素^[63-65]。然而不同采样点 pH 值、EC、DO 与对应采样点微塑料丰度之间均未呈现出显著的相关性。提示在时间尺度上,存在一些随时间变化的过程或机制影响微塑料在表层海水中的分布和积累;在空间尺度上,可能存在其他更为复杂的因素,例如水文状况、人类活动强度等影响微塑料的分布。

2.4 生态风险评估

本研究针对澳门海域大粒径(0.3~5 mm)与小粒径(0.02~0.3 mm)微塑料进行了系统性的生态风险评估,监测周期覆盖 2022 年 8 月~2024 年 3 月。在大粒径微塑料的评估方面,PERI 的综合分析显示,研究对象整体呈现出较大的差异,PERI 值范围为 5.33~13 364.58。大部分月份的 PERI_{zone} 平均值维持在 150 以下,处于 I 级低风险水平,2023 年 3 月 PERI_{zone} 最大,达到 303.00。但在特定时空节点出现了剧烈的风险峰值,如 2023 年 2 月的

站位 1 (PERI=13 364.58)、2023 年 9 月末的站位 2 (PERI=3 978.88)、2024 年 3 月的站位 4 (PERI=6 500.61) 和站位 9 (PERI=7 715) 均达到了 V 级极高风险,且站位 1、站位 2 和站位 4 被识别为高风险热点区域;然而,PLI 的评估结果却显示所有站点的 PLI 数值在整个监测期间均远小于 10,这意味着该海域大粒径微塑料的整体积累量尚未达到造成广泛生态危害的阈值,始终处于 I 级低风险状态;与此同时,PHI 作为辅助指标进一步证实了 PERI 的发现,尽管大部分时间 PHI 值低于 10,但由于高毒性微塑料 PAN 颗粒和 PVC 颗粒的检出,在上述高风险点位同样出现了峰值,站位 1 在 2023 年 2 月 PHI 高达 1 283,属于 V 级风险(一个 PAN 颗粒被检出),站位 2 在 2023 年 9 月末 PHI 达到 473.60(一个 PAN 颗粒被检出),站位 4(一个 PVC 颗粒被检出)和站位 9(一个 PAN 颗粒被检出)在 2024 年 3 月分别达到 433.96 和 469.12。对于大粒径微塑料,共检出 1 298 个,其中检出 PAN 颗粒 3 个和 PVC 颗粒 1 个。表明该海域大粒径微塑料污染呈现出“低丰度、高毒性”或“局部高风险”的特征,即虽然总体污染负荷不高,但特定时期的污染排放或高毒性聚合物输入可引发偶发性的极高风险。

针对生态风险通常更高且更易被生物摄食的小粒径微塑料(0.02~0.3 mm),数据分析主要集中在 2023 年 8 月至 2024 年 3 月。PERI 评估结果显示,小粒径微塑料在监测初期风险较低,但在 2024 年 3 月出现了多点爆发的极高风险现象,站位 1、站位 4 和站位 7 的 PERI 值均超过 1 000 的阈值,达到 V 级,站位 9 的 PERI 值超过 600 的阈值,达到 IV 级,且站位 4 在 2023 年 12 月已显现出 V 级风险,表明近期可能存在高毒性小粒径微塑料的输入事件;PLI 评估显示小粒径微塑料的数值整体偏低,最大值仅为 2.38,整体处于 I 级低风险,说明其环境浓度依然较低;然而,PHI 数据在 2024 年 3 月与 PERI 高度吻合,相关站点数值均跃升至 IV 级高风险区间,其原因是这些点位均检出一个 PAN 颗粒。也是由于 1 个 PAN 颗粒的检出,PHI 峰值在 2023 年 12 月的站位 4 出现,值为 465.00。对于小粒径微塑料,共检出微塑料 1 214 个,其中检出高毒性 PAN 颗粒 4 个。

综合比较分析表明,两种粒径微塑料的演变趋势存在差异:0.3~5 mm 微塑料的高风险点主要集中在 2022~2023 年,呈现间歇性爆发,而 0.02~0.3 mm 微塑料的高风险点则集中在 2024 年 3 月,呈现短期集中爆发和扩散的趋势。值得注意的是,尽管两个粒径段的 PLI 值均处于低风险水平,表明澳门海域微塑料总体丰度控制相对较好,但 PERI 和 PHI 在多个时点达到的极高值揭示了监测到的微塑料成分中包含了高生态风险等级的聚合物类型。与全球及邻近海域数据的横向对比进一步凸显了这一特征:澳门海域的 PLI 值低于泰国等部分东南亚城市海湾等重污染区,与开放海岸线乐清湾相当;然而,其 PERI 峰值却与工业发达地区或河流入海口的高风险区域处于同一数量级,这种独特的“低丰度、高毒性”污染特征暗示了污染源可能与特定的小规模工业排放、污水处理厂出水成分或航运活动密切相关^[27, 66-67]。

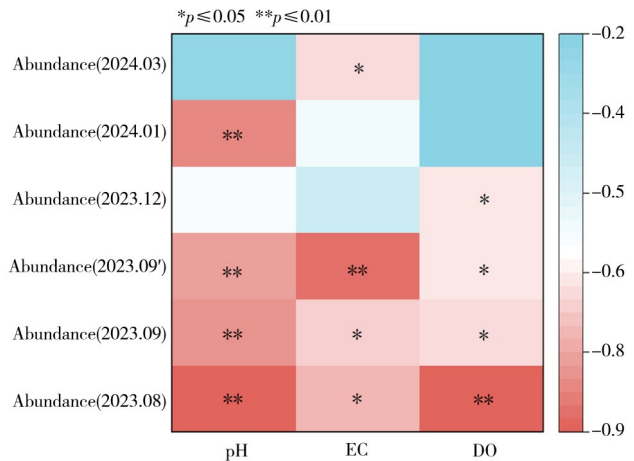


图 8 微塑料丰度与气象及水体理化性质因子的相关性热图
Fig. 8 Heatmap showing the correlation between microplastic abundance and water physicochemical properties

3 结 论

本研究对澳门海域10个采样位点表面水体中的微塑料污染特征和生态风险进行分析, 研究结果表明:

(1) 0.3~5 mm微塑料的平均丰度为 (2.30 ± 2.50) particles/m³, 其空间分布呈现明显的“近岸高、离岸低”特征, 内港码头(站位1)作为高值中心, 反映了点源输入的主导作用。相比之下, 0.02~0.3 mm微塑料的平均丰度为 (1.13 ± 0.43) particles/L, 整体分布相对均匀。

(2) 在理化特征方面, 微塑料形状以碎块和纤维为主, 且随粒径减小, 碎块比例显著上升; 组分上PE和PP占据绝对优势, 存在明显的粒径分选现象, PE多以较大碎块形式存在, 而PP更易老化破碎, 在小粒径区间占比更高。

(3) 驱动因子方面, 大粒径微塑料的分布与游客人次及机动车数量呈显著正相关, 确认了本地高强度人为活动是其重要来源; 大小粒径微塑料丰度存在极显著正相关($p < 0.01$), 表明原位破碎是微小颗粒累积的关键途径。水体pH值、溶解氧(DO)和电导率(EC)等指标仅在时间维度上影响微塑料丰度, 空间尺度上未显现显著相关性。

(4) 澳门海域微塑料污染整体负荷较低(污染负荷指数PLI结果), 但PERI、PHI在特定位点、时段达到V级极高风险水平, 高毒性聚合物(如PAN)的局部输入已构成严重生态威胁, 整体呈现“低丰度、高毒性”的隐性风险特征。

参考文献:

- [1] Qin J, Wu F, Dou Y, Zhao D, Hélix-Nielsen C, Zhang W. *Adv. Mater.*, **2025**, 37(23): 2418138.
- [2] Thew C X E, Lee Z S, Srinophakun P, Ooi C W. *Bioresour. Technol.*, **2023**, 374: 128772.
- [3] Timochevskiy B G, Shalapko I O, Shalapko D O, Litvinenko O V. *Collect. Sci. Publ. NUS*, **2022**, 488(1): 44-50.
- [4] Plastics—The Fast Facts 2025, Plastics Europe. [2025-12-06]. <https://plasticseurope.org/knowledge-hub/plastics-the-fast-facts-2025/>.
- [5] Chen R, Zhao X, Wu X, Wang J, Wang X, Liang W. *Mar. Pollut. Bull.*, **2024**, 198: 115834.
- [6] So W K, Chan K Y, Not C. *Mar. Pollut. Bull.*, **2018**, 133: 500-505.
- [7] Gao Y, Ning F, Wang H, Han J, Lichtfouse E. *Environ. Chem. Lett.*, **2025**, 23(4): 915-921.
- [8] Vivekanand A C, Mohapatra S, Tyagi V K. *Chemosphere*, **2021**, 282: 131151.
- [9] Liu Y C, Nie Z Q, Meng Y C, Liu G D, Chen Y, Chai G M. *Environ. Res.*, **2025**, 265: 120460.
- [10] Li X M, Bao L W, Wei Y, Zhao W S, Wang F F, Liu X S, Su H L, Zhang R Q. *Water*, **2023**, 15(9): 1768.
- [11] Yuan Z H, Nag R, Cummins E. *Sci. Total Environ.*, **2022**, 823: 153730.
- [12] Wei N, Bai M Y, Wang Y H, Wang J Z, Liu K, Zhu L X, Zhang F, Wang X H, Wu T N, Zhang Z W, Li C J, Wu H, Song Z Y, Jiang P L, Li D J. *Mar. Environ. Res.*, **2023**, 188: 106005.
- [13] López A G, Najjar R G, Friedrichs M A M, Hickner M A, Wardrop D H. *Front. Mar. Sci.*, **2021**, 8: 715924.
- [14] Wang M H, He Y D, Sen B. *Environ. Pollut.*, **2019**, 248: 898-905.
- [15] Jiang Y, Yang F, Hassan Kazmi S S U, Zhao Y N, Chen M, Wang J. *Chemosphere*, **2022**, 286: 131677.
- [16] Gao F L, Li J X, Hu J, Li X G, Sun C J. *J. Ocean Univ. China*, **2023**, 22(5): 1326-1340.
- [17] Pokar K, Rabari V, Duggal R, Patel A, Patel H, Patel K, Yadav V K, Al Obaid S, Ansari M J, Trivedi J. *Mar. Pollut. Bull.*, **2024**, 208: 116936.
- [18] Ji X, Yan S S, He Y L, He H S, Liu H Q. *Toxics*, **2023**, 11(11): 889.
- [19] Tong Y F, Lin L, Tao Y, Huang Y X, Zhu X S. *Sci. Total Environ.*, **2023**, 857: 159601.
- [20] Tse Y T, Lo H S, Tsang C W, Han J, Fang J K, Chan S M, Sze E T. *Sci. Total Environ.*, **2023**, 879: 163006.
- [21] Zhang K, Cheng M C Y, Liu M Y, Xu S P, Ma Y, Chau H S, Chen L L, Cao Y R, Yan M, Xu X R, Thoe W, Sun S W C, Yang R R, Leung K M Y, Lam P K S. *Mar. Pollut. Bull.*, **2024**, 205: 116635.
- [22] Yan M T, Nie H Y, Xu K H, He Y H, Hu Y T, Huang Y M, Wang J. *Chemosphere*, **2019**, 217: 879-886.
- [23] Statistics and Census Service. [2024-09-02]. <https://www.dsec.gov.mo/zh-MO/Statistic?id=201>.
- [24] Yang C, Li Q Q, Hu Z W, Chen J Y, Shi T Z, Ding K, Wu G F. *Sci. Total Environ.*, **2019**, 671: 232-247.
- [25] Fok L, Cheung P K. *Mar. Pollut. Bull.*, **2015**, 99(1/2): 112-118.
- [26] Cao Y R, Lin H J, Wang Q, Li J, Liu M Y, Zhang K, Xu S P, Huang G L, Ruan Y F, Wu J X, Leung K M Y, Lam P K S. *Sci. Total Environ.*, **2022**, 849: 157744.
- [27] Chau H S, Xu S P, Ma Y, Wang Q, Cao Y R, Huang G L, Ruan Y F, Yan M, Liu M Y, Zhang K, Lam P K S. *Mar. Pollut. Bull.*, **2023**, 189: 114719.
- [28] Pan Z, Liu Q L, Jiang R G, Li W W, Sun X W, Lin H, Jiang S C, Huang H N. *Chemosphere*, **2021**, 262: 127876.

- [29] Xu P, Peng G Y, Su L, Gao Y Q, Gao L, Li D J. *Mar. Pollut. Bull.*, **2018**, 133: 647–654.
- [30] Zhang X, Leng Y F, Liu X N, Huang K, Wang J. *Expo Sure Health*, **2020**, 12(2): 141–151.
- [31] Lithner D, Larsson Å, Dave G. *Sci. Total Environ.*, **2011**, 409(18): 3309–3324.
- [32] Gan M F, Zhang Y, Shi P, Cui L Z, Zhang C Q, Guo J H. *Mar. Pollut. Bull.*, **2024**, 205: 116656.
- [33] Wang L M, Huang J, Chen M, Jin H, Wu Y F, Chen X. *Environ. Sci.: Processes Impacts*, **2024**, 26(7): 1245–1256.
- [34] Belioka M P, Achilias D S. *Sustainability*, **2023**, 15(11): 9079.
- [35] Diansyah G, Rozirwan, Rahman M A, Nugroho R Y, Syakti A D. *Mar. Pollut. Bull.*, **2024**, 203: 116431.
- [36] Fatahi M, Akdogan G, Dorfling C, Van Wyk P. *Water*, **2021**, 13(23): 3432.
- [37] Zhang W W, Zhang S F, Wang J Y, Wang Y, Mu J L, Wang P, Lin X Z, Ma D Y. *Environ. Pollut.*, **2017**, 231: 541–548.
- [38] Wang T, Hu M H, Song L L, Yu J, Liu R J, Wang S X, Wang Z F, Sokolova I M, Huang W, Wang Y J. *Environ. Pollut.*, **2020**, 266: 115137.
- [39] Zhu X, Munno K, Grbic J, Werbowski L M, Bikker J, Ho A, Guo E D, Sedlak M, Sutton R, Box C, Lin D A, Gilbreath A, Holleman R C, Fortin M J, Rochman C. *ACS ES&T Water*, **2021**, 1(6): 1401–1410.
- [40] Frère L, Paul-Pont I, Rinnert E, Petton S, Jaffré J, Bihannic I, Soudant P, Lambert C, Huvet A. *Environ. Pollut.*, **2017**, 225: 211–222.
- [41] Fossi M C, Panti C, Guerranti C, Coppola D, Giannetti M, Marsili L, Minutoli R. *Mar. Pollut. Bull.*, **2012**, 64(11): 2374–2379.
- [42] Xu H D, Nakano H, Tokai T, Miyazaki T, Hamada H, Arakawa H. *Mar. Pollut. Bull.*, **2022**, 185: 114245.
- [43] Zhu L, Bai H Y, Chen B J, Sun X M, Qu K M, Xia B. *Sci. Total Environ.*, **2018**, 636: 20–29.
- [44] Teng J, Zhao J M, Zhang C, Cheng B, Koelmans A A, Wu D, Gao M, Sun X Y, Liu Y L, Wang Q. *Sci. Total Environ.*, **2020**, 745: 140815.
- [45] Chae D H, Kim I S, Kim S K, Song Y K, Shim W J. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, **2015**, 69(3): 269–278.
- [46] Song Y K, Hong S H, Jang M, Kang J H, Kwon O Y, Han G M, Shim W J. *Environ. Sci. Technol.*, **2014**, 48(16): 9014–9021.
- [47] Vibhatabandhu P, Srithongouthai S. *Mar. Pollut. Bull.*, **2022**, 180: 113747.
- [48] Cai Y P, Mitrano D M, Hufenus R, Nowack B. *Environ. Sci. Technol.*, **2021**, 55(12): 8001–8009.
- [49] Pinlova B, Nowack B. *Environ. Pollut.*, **2023**, 322: 121012.
- [50] Micheluz A, Angelin E M, Almeida Lopes J, Melo M J, Pamplona M. *Polymers*, **2021**, 13(14): 2278.
- [51] Biswas T, Pal S C. *J. Clean. Prod.*, **2024**, 434: 139941.
- [52] Hassan Awad A, El Gamasy R, Abd El Wahab A, Hazem Abdellatif M. *Eng. Sci.*, **2019**, 4(2): 34.
- [53] Mowery D M, Assink R A, Derzon D K, Klamo S B, Clough R L, Bernstein R. *Macromolecules*, **2005**, 38(12): 5035–5046.
- [54] Reineccius J, Schönke M, Waniek J J. *Environ. Sci. Technol.*, **2023**, 57(2): 963–975.
- [55] Sui M Y, Lu Y J, Wang Q, Hu L P, Huang X T, Liu X S. *Mar. Pollut. Bull.*, **2020**, 160: 111595.
- [56] Zhang D D, Cui Y Z, Zhou H H, Jin C, Yu X W, Xu Y J, Li Y H, Zhang C F. *Sci. Total Environ.*, **2020**, 703: 134768.
- [57] Nakano H, Arakawa H, Tokai T. *Mar. Pollut. Bull.*, **2021**, 162: 111887.
- [58] Goßmann I, Halbach M, Scholz-Böttcher B M. *Sci. Total Environ.*, **2021**, 773: 145667.
- [59] Kerpen N B, Larsen B E, Schlurmann T, Paul M, Guler H G, Goral K D, Carstensen S, Christensen E D, Fuhrman D R. *Sci. Total Environ.*, **2024**, 912: 169280.
- [60] Jang M H, Kim M S, Han M, Kwak D H. *Chemosphere*, **2022**, 299: 134388.
- [61] Singh N, Khandelwal N, Tiwari E, Naskar N, Lahiri S, Lützenkirchen J, Darbha G K. *Water Res.*, **2021**, 189: 116622.
- [62] Yang X H, An C J, Feng Q, Boufadel M, Ji W. *Water Res.*, **2022**, 224: 119077.
- [63] Waldschläger K, Born M, Cowger W, Gray A, Schüttrumpf H. *Environ. Res.*, **2020**, 191: 110192.
- [64] Hanslik L, Huppertsberg S, Kämmer N, Knepper T P, Braunbeck T. *Sci. Total Environ.*, **2022**, 816: 151640.
- [65] Nguyen H T, Choi W, Kim E J, Cho K. *Sci. Total Environ.*, **2022**, 849: 157781.
- [66] Wang Y J, Zhong Z, Chen X, Sokolova I, Ma L K, Yang Q K, Qiu K C, Khan F U, Tu Z H, Guo B Y, Huang W. *J. Hazard. Mater.*, **2024**, 461: 132603.
- [67] Kasamesiri P, Panchan R, Thaimuangphol W. *Water*, **2023**, 15(2): 330.