

胶州湾浮游动物群落中微塑料的赋存特征 及其生态风险评估*

郑 珊^{1,2,3} 王雅琦^{1,3} 张康宁⁴ 赵永芳^{1,2} 梁俊华^{1,2}
朱明亮^{1,2} 刘 涛^{1,3} 孙晓霞^{1,2,3①}

(1. 中国科学院海洋研究所 胶州湾海洋生态系统国家野外科学观测研究站 山东省海洋生物多样性与资源可持续利用重点实验室 山东青岛 266071; 2. 青岛海洋科技中心 海洋生态与环境科学功能实验室 山东青岛 266237;
3. 中国科学院大学 北京 100049; 4. 国家海洋环境监测中心 辽宁大连 116023)

摘要 为探究胶州湾浮游动物群落中微塑料的赋存特征及其生态风险,于 2、5、8、11 月开展了胶州湾浮游动物群落中微塑料丰度与特征的季节变化调查。结果表明,四个月的浮游动物个体体内微塑料丰度分别为 0.30、0.20、0.21、0.20 个/ind.,群落中的微塑料丰度分别为 0.19、5.61、7.36、0.52 个/m³。5、8 月浮游动物群落中的微塑料丰度显著高于 2、11 月($P<0.05$)。估算结果显示,胶州湾海域通过浮游动物群落对微塑料的储存量在四个月的平均值为 3.19×10^{10} 个,8 月份最高。微塑料特征方面,纤维是浮游动物体内微塑料的主要形状(89%),月份间无显著差异;微塑料尺寸集中在 500 μm 以下,平均尺寸为 (491 ± 454) μm ,其中 8 月份的尺寸最大($P<0.05$);化学成分主要是聚酯纤维和赛璐珞,分别占比 37% 和 19%,月份间无显著差异。生态风险方面,胶州湾浮游动物微塑料污染负荷指数(PLI)与聚合物危害指数(PHI)的平均值分别为 (3.49 ± 2.94) 、 (4.33 ± 1.31) ,表示最低风险等级($\text{PLI}<10$, $\text{PHI}<10$);生物积累因子(BAF)的平均值为 55.59 ± 56.84 ,浮游动物群落中微塑料未表现出显著生物积累特征($\text{BAF}<1000$)。RDA 分析表明,温度、悬浮体浓度、叶绿素 *a* 浓度是影响风险评估结果的重要因子。

关键词 胶州湾;微塑料;浮游动物;季节变化;风险评估;污染负荷指数(PLI);聚合物危害指数(PHI);生物积累因子(BAF)

中图分类号 Q958.8 doi: 10.11693/hyh20251000220

微塑料通常指直径小于 5 mm 的塑料颗粒、纤维或者薄膜。伴随着监测技术与方法的发展,不断有研究发现微塑料在海洋环境中存在并积累。近十年来,微塑料相关的国际研究文献数量迅速增加(Yang *et al.*, 2025),越来越多研究表明,微塑料污染已广泛存在于全球各大洋的不同环境中(Mutuku *et al.*, 2024)。据估计每年约有 1.15 百万~2.41 百万 t 塑料废物通过河流输入到世界海洋中,并呈现增长趋势(Lebreton *et al.*,

2017)。由此可见,微塑料是全球海洋生态系统中不可忽视的研究热点问题。

浮游动物是海洋中数量最大的生物类群(Taha *et al.*, 2021),占据海洋食物网中的重要环节,是海洋生态系统物质循环和能量流动的“枢纽”。微塑料的粒径范围通常与浮游动物主要摄食的浮游植物大小相当(Cózar *et al.*, 2014),容易被浮游动物误食。微塑料进入浮游动物体内后,会对其运动能力、摄食效率、交

*国家自然科学基金重点项目,42530412 号;共享航次计划 2023 年度近海生态系统健康评估重大科学考察实验研究(航次编号: NORC2024-303),42349301 号;国家自然科学基金项目,42006118 号;国家自然科学基金联合基金重点支持项目,U2006206 号;中国科学院战略性先导科技专项(A 类),XDA23050303 号。郑 珊,博士,副研究员,E-mail: zhengshan@qdio.ac.cn

① 通信作者:孙晓霞,博士生导师,研究员,E-mail: xsun@qdio.ac.cn

收稿日期: 2025-10-09, 收修改稿日期: 2026-01-16

配繁殖等生理活动产生不利影响(Cole *et al.*, 2013), 从而潜在地影响种群动态和群落结构。此外, 微塑料可经浮游动物向上进行营养级传递(Cole *et al.*, 2013), 研究发现, 相比于直接摄食, 营养转移对营养水平较高的生物体构成更加严重的威胁(Athey *et al.*, 2020)。因此, 浮游动物摄食微塑料对整个生态系统的健康状况构成威胁。

近年来有许多航次调查研究了不同海域中浮游动物对微塑料的摄食数量和组成特征, 例如阿拉伯海(Goswami *et al.*, 2023)、黑海(Aytan *et al.*, 2022)、渤海(Zheng *et al.*, 2020)、黄海(Sun *et al.*, 2018a)、东海(Sun *et al.*, 2018b)等。但是大多数针对自然海域的浮游动物调查为单次, 关于浮游动物摄食微塑料的季节动态变化研究较少, 针对微塑料对浮游动物群落的生态风险评估研究更为缺乏。因此, 亟须全面解析不同季节浮游动物体内微塑料的赋存特征并揭示微塑料对浮游动物的风险, 这对于科学建立微塑料的生态风险评估框架具有关键的科学意义。

本研究选择胶州湾为研究区域, 对胶州湾浮游动物的微塑料赋存特征及其生态风险开展研究, 旨在: (1) 揭示胶州湾浮游动物摄食微塑料的季节赋存特征及其差异性; (2) 评估季节变化下微塑料对浮游动物的生态风险; (3) 探究影响微塑料风险的重要生态因子, 为系统研究微塑料在浮游动物体内的赋存规律及其生态风险提供重要科学依据。

1 材料与方法

1.1 研究区域与站位分布

胶州湾位于 $35^{\circ}55' \sim 36^{\circ}18' \text{N}$, $120^{\circ}04' \sim 120^{\circ}23' \text{E}$, 面积为 374 km^2 , 平均水深仅 $6 \sim 7 \text{ m}$ 。该海湾是一个典型的半封闭温带海域, 湾口狭窄, 水动力不足, 水体交换能力较弱, 北部陆区河流较多且汇流于海湾, 其径流主要受降水影响。本航次在胶州湾湾内、湾口和湾外共设有 14 个站位, 站位分布如图 1 所示。

1.2 浮游动物样品采集与保存

分别于 2016 年 2、5、8 和 11 月对胶州湾的 14 个代表性站位的浮游动物进行采样。选择双联浮游生物网(BONGO-NET)(HYDRO-BIOS 公司, 德国)采集表层海水中浮游动物。

BONGO-NET 由两个并排连接的网具组成, 网口直径为 60 cm , 滤网孔径为 $500 \mu\text{m}$, 采样体积通过网口配备的数字流量计的记录值来计算。采样时在表层水体中进行水平拖网, 以 $2 \sim 3 \text{ 节}$ 的速度拖拽 10 min 。

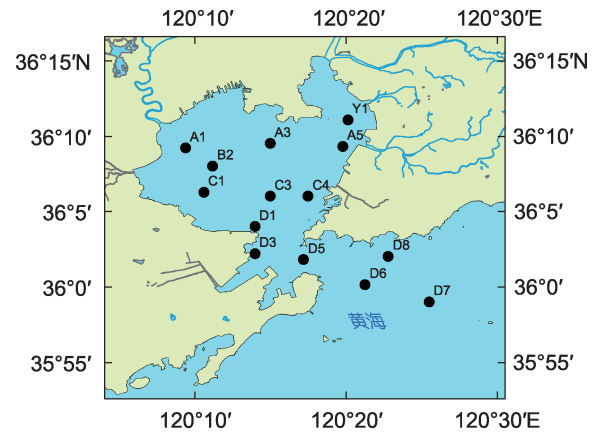


图 1 胶州湾采样站位

Fig.1 Sampling stations in Jiaozhou Bay

收网后, 将网拖至甲板上, 冲网直至网内所有浮游动物样品被冲洗进入收集管。然后回收网具, 记录流量计的数值, 将样品收集器中的样品转移至容积为 1 L 的玻璃样品瓶中, 并加入甲醛溶液固定保存。

1.3 浮游动物体内微塑料的分离与鉴定

浮游动物样品在体视显微镜(Stemi SV11, 蔡司, 中国上海)下, 用镊子和移液管从各个类群的浮游动物中挑选 $10 \sim 100$ 个个体, 用去离子水冲洗, 仔细观察动物的体表是否有纠缠或黏附的微塑料颗粒, 如果发现任何疑似塑料样的颗粒或碎片, 则用镊子将其去除。然后将生物个体放置在 20 mL 的闪烁瓶中, 每个小瓶中加入 $10 \sim 20 \text{ mL HNO}_3$ 溶液(100%), 盖上瓶盖并在大约 80°C 水浴中消解浮游动物个体 3 h 。确保组织完全消解后, 将样品置于室温下, 通过孔径为 $0.45 \mu\text{m}$ 的纤维素膜过滤。将所有微塑料样品在体视显微镜下进行检测分析。

使用体视显微镜观察保留在滤膜上的每个颗粒并计数, 并使用拍摄系统记录、识别和测量疑似微塑料的大小和形状。将样品在 Nicolet iN 10 MX 型傅里叶变换红外显微光谱仪(FTIR, Fourier Transform Infrared Spectrometer) (Thermo Fisher 公司, 美国)下进行检测。光谱扫描范围在 $400 \sim 4000 \text{ cm}^{-1}$ 之间, 分辨率为 16 cm^{-1} , 每个颗粒扫描 8 次。在鉴定塑料的成分时, 根据 Woodall 等(2014)的方法, 将所测样品与已知光谱匹配, 匹配度 ≥ 0.7 则可认定为微塑料。

1.4 环境因子测定

为探究微塑料风险指标结果与环境因子的关系, 同步测定了可能影响浮游动物摄食微塑料的主要环境参数。使用 CTD 剖面仪(AAQ1183-1F, ALEC 公司, 日本)记录温度和盐度。采集深度小于 200 m 的水样

测定叶绿素 *a* (chl *a*) 浓度, 用 200 μm 滤网去除样品中的浮游动物, 经过 0.68 μm 的玻璃纤维滤膜 (GF/F Whatman) 过滤, 使用叶绿素荧光仪 (Turner Designs Trilogy, 美国) 进行分析。悬浮体浓度采用质量分析法测定。溶解氧含量使用化学滴定法测定。

1.5 质量控制

所有用于取样、分离和分析的材料除了网具都是非塑料材质。所有的烧杯等玻璃容器在使用前都用去离子水反复冲洗多次, 在不使用时则用铝箔或玻璃皿盖住, 防止空气内的微塑料污染样品。实验人员在操作过程中始终衣着实验服、配戴丁腈手套。所有的操作和分析过程都在通风橱内进行。在 3 个空白对照中均未发现微塑料存在, 这表明来自容器、实验室环境空气中的样品污染风险可以忽略不计。

1.6 浮游动物与微塑料丰度计算

1.6.1 浮游动物丰度 浮游动物样品使用由 Villefranche 海洋实验室 (LOV) 开发的 ZooScan 数字成像系统进行分析, 使用 ZooProcess 软件进行数据采集获得浮游动物的类群与丰度。将所有浮游动物分为 7 大类群: 桡足类、毛颚类、短尾类幼体、长尾类幼体、水母、仔稚鱼及其他。

浮游动物丰度的计算公式如下:

$$D_{ij} = \frac{n_{ij}}{v}, \quad (1)$$

式中, D_{ij} 为第 i 类群在 j 站位的丰度, 单位是 ind./m^3 , n_{ij} 表示第 i 类群在 j 站位的生物个数, v 是采样体积。

1.6.2 微塑料丰度 在浮游动物个体和群落水平上分别计算微塑料丰度。浮游动物个体体内微塑料丰度单位为个/ind.; 浮游动物群落中的微塑料丰度单位为个/ m^3 。其中桡足类和毛颚类浮游动物体内微塑料的数据分别来自 Zheng 等(2021)和 Meng 等(2024)发表的论文数据。浮游动物个体体内微塑料丰度计算公式如下:

$$I_{ij} = \frac{N_{ij}}{n_{ij}}, \quad (2)$$

式中, I_{ij} 表示第 i 类群在 j 站位的个体体内微塑料丰度, 单位是个/ind.; N_{ij} 表示挑选出的微塑料总个数, n_{ij} 表示第 i 类群在 j 站位的生物个数。

浮游动物群落中微塑料丰度计算公式如下:

$$A = \frac{\sum_{j=1}^{14} \sum_{i=1}^7 I_{ij} \times D_{ij}}{14}, \quad (3)$$

式中, A 表示群落中微塑料丰度, 单位是个/ m^3 。

胶州湾海域通过浮游动物群落对微塑料的储存量

根据以下公式计算:

$$N = A \times V, \quad (4)$$

式中, N 是胶州湾通过浮游动物群落对微塑料的储存量, V 是胶州湾的总体积。胶州湾的总面积为 374.4 km^2 , 平均水深按 7 m 计。

1.6.3 生态风险评估结果计算指标 使用 3 种指标来评估生态风险。微塑料污染负荷指数 (Pollution Load Index, PLI) 可以用于评估浮游动物体内微塑料污染的程度 (Ranjani *et al*, 2021); 聚合物危害指数 (Polymer Hazard Index, PHI) 能够表征不同聚合物的化学风险和危害程度 (Ranjani *et al*, 2021); 生物积累因子 (Bioaccumulation Factor, BAF) 能够体现污染物在生物体内的积累程度。

PLI 计算公式在 Tomlinson 等(1980)的基础上修改如下:

$$CF_i = \frac{C_i}{C_0}, \quad (5)$$

$$PLI_i = \sqrt{CF_i}, \quad (6)$$

$$PLI = \sqrt[n]{PLI_1 \times PLI_2 \times \cdots \times PLI_n}, \quad (7)$$

式中, CF_i 表示各个站位的微塑料污染因子, 为浮游动物群落中的微塑料丰度 (C_i) 与微塑料丰度背景值 (C_0) 的比值。 C_0 通常是各站位中除了 0 之外的最小微塑料丰度。

PHI 公式如下:

$$PHI = \sum_{n=1}^n P_n \times S_n, \quad (8)$$

式中, P_n 表示在每个站位收集到的特定聚合物类型的百分比, S_n 是根据 Lithner 等(2011)得到的不同聚合物类型的危害分数。

BAF 计算公式在 Valladolid-Garnica 等(2023)的基础上修改如下:

$$BAF = \frac{MP_{\text{zooplankton}}}{MP_{\text{seawater}}}, \quad (9)$$

式中, $MP_{\text{zooplankton}}$ 、 MP_{seawater} 分别表示浮游动物群落中与海水中的微塑料丰度 (个/ m^3)。海水中微塑料丰度数据来自 Liu 等(2020)发表的论文数据。

1.6.4 统计分析与绘图 使用 SPSS 27.0 软件对实验结果进行相关性与差异性分析。为所有测试设置 95% 的置信区间。采用 Shapiro-Wilk 检验所有数据的正态性和方差齐性。结果表明, 本研究数据非正态分布, 因此采用非参数检验进行数据分析。其中, 浮游动物摄食微塑料丰度的月份差异采用 Kruskal-Wallis 检验, 为控制假阳性风险, Bonferroni 校正后进

行全部成对比较,微塑料的形状组成的差异使用 Pearson's chi-squared test 检验比较,微塑料的化学成分组成差异使用 Fisher's 精确检验比较;各种检验方法分别与文献报道的同类型数据检验方法一致。使用 Canoco 5 软件分析不同生态因子对风险评估指标结果的影响和解释程度,分析前进行共线性检验,方差膨胀因子(variance inflation factor, VIF)小于 5,各变量不存在严重多重共线性。通过决策曲线分析(decision curve analysis, DCA)得到的数据结果,判断是否使用冗余分析(redundancy analysis, RDA)方法。RDA 结果图由 R Studio 中 vegan、ggplot 2 等代码包进行绘制,站位图由 ArcGIS 10.8.1 软件绘制,统计分析图由 Origin 2021 生成,图形处理使用 Adobe Illustrator 2023 完成。

2 结果

2.1 胶州湾浮游动物群落中微塑料丰度的季节变化

图 2 展示了 4 个月份的浮游动物丰度(点线图)以及群落中微塑料丰度(箱线图)。2、5、8、11 月的浮游动物丰度分别为 1.00、58.52、73.95、16.12 ind./m³。

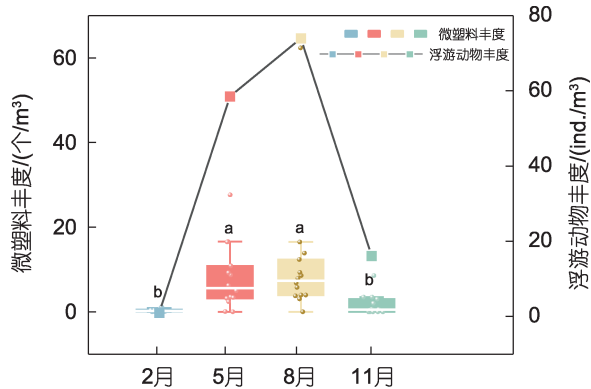


图 2 胶州湾 4 个月份浮游动物丰度(点线图)及浮游动物群落中微塑料丰度差异(箱线图)

Fig.2 Monthly variations in zooplankton community abundance (line-point plot) and differences in microplastic abundance within zooplankton (box plot) in Jiaozhou Bay
注: 箱体白色线条表示中位值

在 4 个月份的 14 个采样站位中,胶州湾浮游动物个体体内微塑料丰度范围是 0~3 个/ind.,中位数是 0.25 个/ind.。其中,2、5、8、11 月分别为 0.30、0.20、0.21、0.20 个/ind.。

在 4 个月份的 14 个采样站位中,群落中微塑料丰度范围是 0~62.38 个/m³,中位数为 2.70 个/m³。2 月、5、8、11 月群落中微塑料丰度分别为 0.19、5.61、

7.36、0.52 个/m³。5、8 月的群落中微塑料丰度显著高于 2 月和 11 月 (Kruskal-Wallis 检验, $P<0.05$),其中 2 月与 8 月之间差异极显著 ($P<0.01$)。

结合胶州湾水体体积,估计各月份胶州湾海域通过浮游动物群落对微塑料的储存量。结果显示,2、5、8、11 月胶州湾浮游动物群落对微塑料的储存量为 1.26×10^9 、 3.65×10^{10} 、 4.49×10^{10} 、 1.44×10^{10} 个,平均值为 3.19×10^{10} 个。

胶州湾浮游动物群落中微塑料丰度的时空分布如图 3 所示,2 月分布整体比较均匀且丰度水平较低,最高值(1.18 个/m³)位于湾外的 D8 站,最低值(0)位于湾内东部近岸处 Y1 站。5 月整体丰度水平较高,湾内丰度高于湾外,最高值(27.65 个/m³)位于湾内近岸的 A3 站,最低值(0)位于湾内中间海域的 C3 站;8 月则是湾外总体丰度高于湾内,湾外的 D7 站出现 4 个月份中最高微塑料丰度(62.38 个/m³);11 月整体分布丰度较低,最高值(8.56 个/m³)位于湾口的近岸 D3 站。

2.2 胶州湾浮游动物群落中微塑料特征的季节变化

胶州湾浮游动物摄食的微塑料形状主要是纤维和碎片,这两种形状分别占微塑料总量的 89% 和 11%。两种形状的微塑料在各月份所占的百分比如图 4a 所示,纤维状微塑料的比例占绝对优势,在 2 月占比最高,达到 91%,在其他月份占比约为 88%。4 个月份微塑料的形状组成没有显著差异(Pearson's chi-squared 检验, $P>0.05$)。

胶州湾浮游动物摄食的微塑料的尺寸范围是 78~3 123 μm ,平均尺寸为 (491 ± 454) μm 。如图 4b 所示,微塑料的尺寸集中在 500 μm 以下,这部分比例达到 70%,随着微塑料尺寸的增加,数量逐渐减少。纤维状微塑料的尺寸显著大于碎片的尺寸,其中碎片尺寸均在 498.13 μm 以下。4 个月份的浮游动物摄食的微塑料尺寸存在显著差异(Kruskal-Wallis 检验, $P<0.05$),8 月的微塑料平均尺寸最大,该月份 1 500 μm 以上尺寸范围内的微塑料占比大于其他月份。

图 4c 展示了 4 个月份的微塑料的化学成分组成,共检测出 18 种化学成分,主要有聚酯纤维、赛璐玢、聚乙烯、聚丙烯、聚(3-甲基己内酰胺)、聚(N-丙烯酰胺)、聚苯乙烯、聚酰胺、聚(4-甲基己内酰胺),“其他”部分包括聚醚聚氨酯、聚烯烃、聚环氧氯丙烷、聚(2,3-环氧-1-丙醇)等 9 种少数化学成分。在所有化学成分组成中,聚酯纤维的占比达到了 37% 左右,在 5、8、11 月中都占据较高的比例,含量最高。其次为赛璐玢,占总量的 19%。2 月的赛璐玢占比最高。

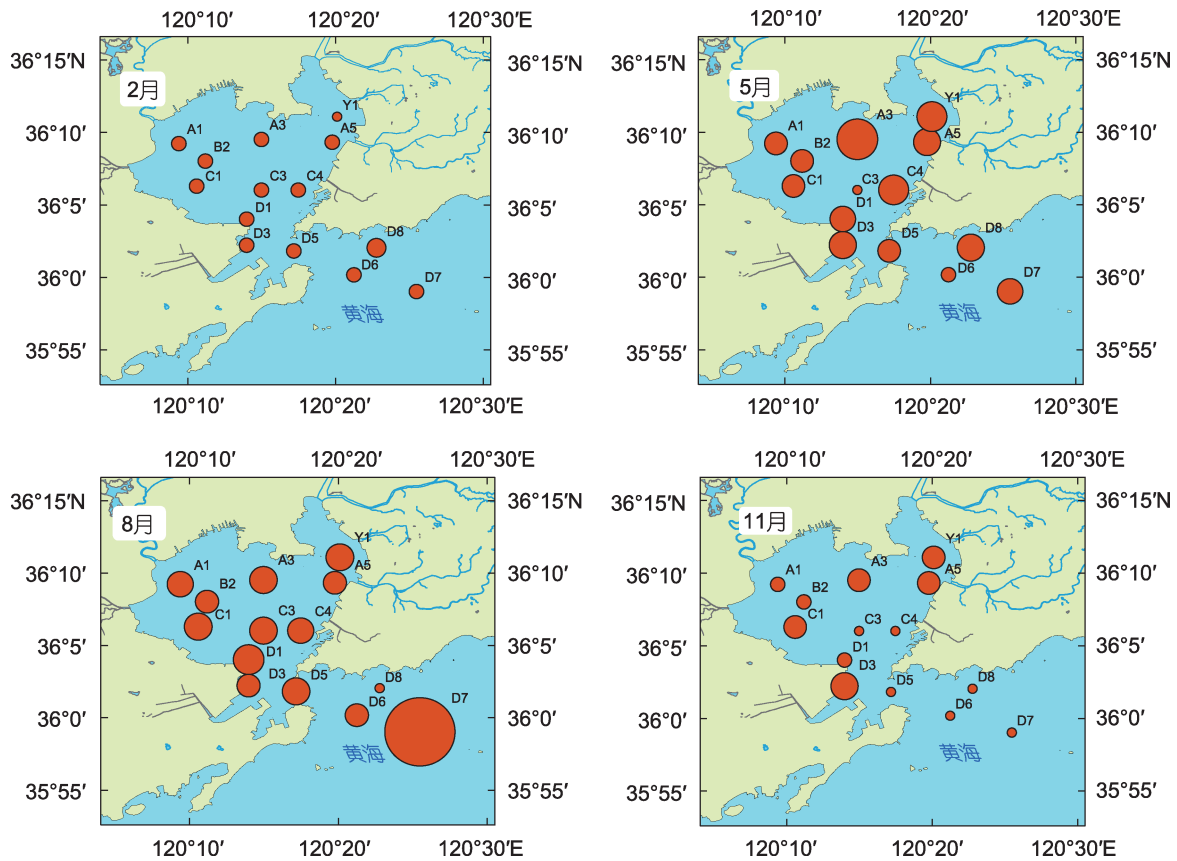


图3 胶州湾4个月份浮游动物群落中微塑料丰度时空分布

Fig.3 Spatiotemporal distribution of microplastic abundance in zooplankton in Jiaozhou Bay across four months

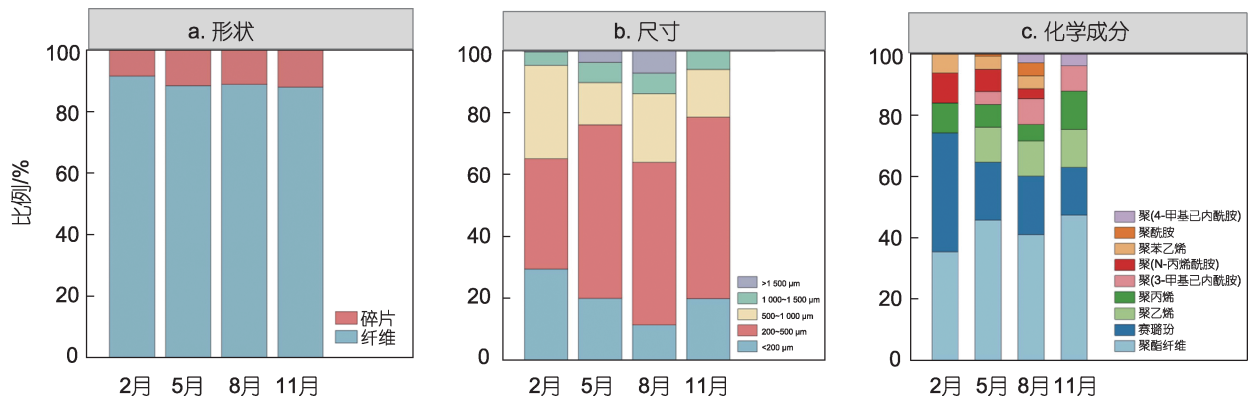


图4 胶州湾4个月份浮游动物体内各类型微塑料比例

Fig.4 Proportions of different types of microplastics in zooplankton in Jiaozhou Bay across four months

4 个月份的微塑料化学成分差异并不显著(Fisher's 精确检验, $P>0.05$)。

2.3 胶州湾微塑料对浮游动物群落的风险评估

图5展示了4个月份胶州湾微塑料对浮游动物群落的风险评估结果。4个月份中, PLI 平均值为 3.49 ± 2.94 , 5月最高(7.84); PHI 平均值为 4.33 ± 1.31 , 8月最高(5.84); BAF 平均值为 55.59 ± 56.84 , 8月份最高

(136), 相比之下2月(10.8)和11月(20.7)的积累较低。胶州湾浮游动物群落中微塑料的污染负荷和毒性风险等级均处于I级($PLI<10$, $PHI<10$), 且并无显著生物积累特征($BAF<1000$)。

结果显示, RDA1 和 RDA2 分别解释了 76.41% 和 19.24% 的生态风险变化, 总解释量达 95.65% (图6)。在所有生态因子中, 温度、悬浮体浓度和叶绿素 *a* 浓

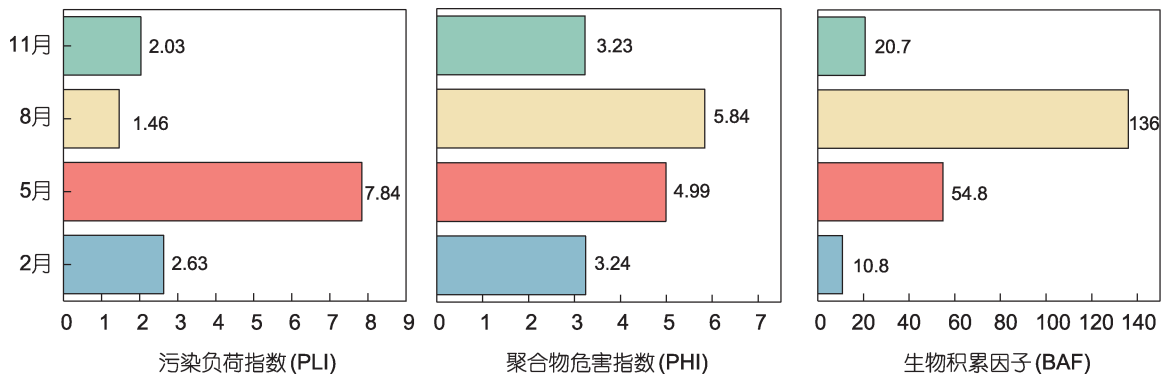


图5 胶州湾4个月份微塑料的污染负荷指数(PLI)、聚合物危害指数(PHI)、生物积累因子(BAF)

Fig.5 Pollution Load Index (PLI), Polymer Hazard Index (PHI), and Bioaccumulation Factor (BAF) of microplastics in zooplankton in Jiaozhou Bay across four months

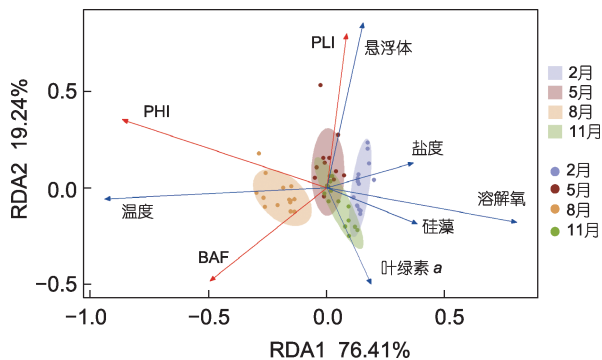


图6 胶州湾不同生态因子对浮游动物群落中微塑料风险影响的RDA分析结果

Fig.6 Redundancy analysis (RDA) illustrating the effects of different environmental factors on microplastic-related risks in zooplankton in Jiaozhou Bay

注: 蓝色箭头代表生态因子, 包括温度、盐度、悬浮体浓度、叶绿素 *a* 浓度、溶解氧含量、硅藻数量; 红色箭头代表风险指标, 包括 PLI、PHI、BAF; 不同颜色的圆圈代表不同月份的浮游动物体内微塑料样本

度对生态风险结果的解释能力较强。温度主要沿 RDA1 方向分布, 是显著影响因子(置换检验 $P < 0.01$); 悬浮体浓度和叶绿素 *a* 浓度主要沿 RDA2 方向分布, 是显著影响因子(置换检验 $P < 0.05$)。PLI 对悬浮体浓度呈现较强的正向响应。

3 讨论

3.1 影响胶州湾浮游动物群落中微塑料丰度及其季节变化的因素

在4个月份的14个站位中, 胶州湾浮游动物个体体内微塑料丰度范围是0~3个/ind., 中位值0.25个/ind.。该水平比黄海浮游动物个体体内微塑料丰度略低(0.07~1.17个/ind.; Sun *et al*, 2018a), 但是高于东北太平洋(0.03~0.06个/ind.; Desforjes *et al*, 2015)、葡萄

牙海域(0.04~0.14个/ind.; Frias *et al*, 2014)、安达曼海(0~0.41个/ind.; Goswami *et al*, 2020)、Goiana 河口(0.002个/ind.; Lima *et al*, 2014)等海域。

在4个月份的14个站位中, 胶州湾浮游动物群落中微塑料丰度范围在0~62.38个/ m^3 , 中位值2.70个/ m^3 。对比发现胶州湾浮游动物群落中微塑料丰度高于南海北部(4.1个/ m^3 ; Sun *et al*, 2017)、渤海雨季[(2.03±2.87)个/ m^3 ; Zheng *et al*, 2020]、阿拉伯海域[(1.17±0.02)个/ m^3 ; Goswami *et al*, 2023]的微塑料丰度, 但低于黄海[(12.2±25.7)个/ m^3 ; Sun *et al*, 2018a]和东海[(19.7±22.4)个/ m^3 ; Sun *et al*, 2018b]的微塑料丰度。这种差异变化取决于不同海域间存在相异的浮游动物丰度。Sun 等(2018a)在研究中指出, 浮游动物的类群组成及其丰度是影响浮游动物群落中微塑料丰度的关键因素。

在胶州湾浮游动物群落中, 滤食性的桡足类能够无差别摄食微塑料, 但其体长大多在0.5~2 mm之间, 摄食微塑料数量十分有限, 毛颚类、甲壳类幼体、水母多为机会性捕食者, 被动摄食微塑料, 单个个体的摄食量较低。仔稚鱼通过视觉识别猎物, 但误判概率高, 常把类似猎物大小的微塑料误认为是食物(Roch *et al*, 2020), 同时胶州湾仔稚鱼体型较大, 个体能够累积一定量的微塑料。但是胶州湾仔稚鱼的丰度较低, 因此在2、5月该类群中的微塑料丰度反而低于其他动物类群。浮游动物个体体内微塑料丰度受到摄食方式、食性、体型与捕获结构等多种因素共同影响, 但是整个类群乃至群落中的微塑料丰度不仅取决于个体体内微塑料丰度, 动物丰度数据也至关重要。

4个月份胶州湾浮游动物群落中微塑料丰度变化较大。5、8月的微塑料丰度多于2、11月。5月和8

月胶州湾降水量较高, 胶州湾周边的季节性河流径流量的增大进一步增加了胶州湾中微塑料的丰度。而 2 月和 11 月正处于早期, 河流中微塑料向胶州湾的运输受阻。海洋中微塑料在雨季和旱季的数量变化和 Zheng 等(2020)所报道的内容呈现相同趋势。从空间尺度上来看, 各月份的微塑料丰度多集中湾内东部近岸处以及海湾口西部, 且数值并无明显波动。该结果与 Liu 等(2020)在胶州湾海水中所发现的微塑料分布趋势相似, 这也证明海水中微塑料丰度影响浮游动物的摄食情况。除了海水环境因素, 浮游动物分布与丰度也是重要的影响因素。5 月和 8 月为浮游动物的生长繁殖提供了较适宜的温度环境与食物基础, 因此这两个月份采样的浮游动物丰度明显高于 2 月和 11 月。其中胶州湾 8 月通过浮游动物群落对微塑料的储存量比 2 月高达 35 倍, 在一定程度上反映了夏季更多的微塑料进入食物链并传递, 警示了微塑料污染对海洋生态系统功能的即时威胁和潜在风险, 有助于人们确定更具针对性的监测与处理方案。值得注意的是, 在胶州湾垂直水层结构中, 同一站位不同水层之间的浮游动物群落丰度相差不大, 小型浮游动物群落的垂直分布不明显(陈应华, 2002)。这一垂向分布特征表明, 表层浮游动物样品的丰度具备代表性, 本研究中胶州湾海域通过浮游动物群落对微塑料的储存量的估计可作为合理近似。

3.2 影响胶州湾浮游动物群落中微塑料特征的因素

胶州湾浮游动物摄食的主要微塑料是纤维和碎片, 其中尺寸较小的纤维占比优势明显。先前研究发现塑料纤维和碎片在近岸海域中普遍存在(Cózar *et al*, 2014)。研究人员分别在南海北部(70% 纤维; Sun *et al*, 2017)、东海(54.6% 纤维; Sun *et al*, 2018b)、渤海(雨季 92% 纤维, 旱季 93% 纤维; Zheng *et al*, 2020)、Terengganu 沿海水域(近海 80.8% 纤维, 河口 73.8% 纤维; Taha *et al*, 2021)调查了浮游动物体内的微塑料形状比例, 同样反映了纤维在微塑料中的优势地位。在 Farrell 等(2013)研究中, 纤维状微塑料在动物消化道内的保留时间更加持久, 这也使得纤维能够在浮游动物体内被更多地鉴别。

微塑料在胶州湾浮游动物群落中微塑料的平均尺寸是(491±454) μm , 该值高于使用相同网目大小采集的南海北部(125 μm)和黄海(155 μm)浮游动物体内微塑料尺寸(Sun *et al*, 2018a; Md Amin *et al*, 2020), 低于阿拉伯海中的纤维状微塑料尺寸(829 μm)(Rashid *et al*, 2021)和中国渤海中的微塑料尺寸(1 230 μm)

(Zheng *et al*, 2020), 尺寸范围为 79~3 123 μm , 大于 Kosore 等(2018)在肯尼亚近海浮游生物中发现的微塑料尺寸范围 0.01~1.60 mm。胶州湾 8 月的浮游动物体内微塑料尺寸更大, 与 Liu 等(2020)对于胶州湾海水中微塑料特征的研究呈现的结果一致, 进一步佐证了周围海水环境对于浮游动物体内微塑料特征与数量的重要影响。

胶州湾浮游动物群落中微塑料最主要成分是聚酯纤维。胶州湾周边经济发达, 人口密度较高, 形成了活跃的居民区和工业产区, 因此人们的生活和生产活动就成为微塑料的主要排放来源。纺织品的材料脱落、包装的拆解破碎、电子产品的工业垃圾, 都会向海水中输入大量的聚酯纤维。居民家中每天都会产生大量的洗涤废水, 其中包含了纺织衣物在清洗过程中脱落下来的大量纤维。另外, 聚酯纤维的强度和刚性更大, 并且亲水吸湿, 更容易随着海水环境进入动物体内。聚酯纤维的比例在不同的月份变化下并没有明显波动, 这意味着海水中微塑料的来源是稳定的。

3.3 胶州湾微塑料对浮游动物群落的风险评估及其影响因子

胶州湾微塑料对浮游动物的风险等级较低。温度、悬浮体浓度、叶绿素 *a* 浓度是浮游动物群落中微塑料风险变化的重要解释因子。5、8 月的平均温度较高, 在适宜的生存条件下浮游动物的摄食活动旺盛, 体内微塑料的积累量随之增加, 同时高毒性微塑料被浮游动物摄食的概率增大。由于浮游动物体内的微塑料积累量通常显著高于底栖动物和鱼类(Miller *et al*, 2023), 5、8 月胶州湾浮游动物体内的微塑料高累积水平对高营养级生物的微塑料摄食存在潜在高风险。

胶州湾海水中悬浮体浓度对浮游动物群落中微塑料污染负荷变化具有较强的解释作用。已有研究表明, 在英国某河口中的微塑料与悬浮颗粒物质的浓度在季节尺度上显著相关(Sullivan *et al*, 2023)。胶州湾 5 月河流输沙与海底沉积物的再悬浮作用引发高悬沙浓度, 与此同时微塑料与悬浮体共同通过径流入海。微塑料通常处于悬浮状态而并非简单漂浮在海水表面, 并易与悬浮的有机物或无机矿物颗粒黏附形成絮团(Zhang, 2017)。在高悬浮体浓度下, 浮游动物的视觉和化学识别受限, 导致摄食选择性降低(Arendt *et al*, 2011), 对微塑料的误食率继而上升。此外, 高浓度悬浮物会提高浮游动物的滤水率和摄食率(胡思敏等, 2024), 其中有机碎屑是主要的营养补充来源, 而微塑料在海中常与有机碎屑、无机颗粒等物质聚集形成复

合体,因此微塑料被浮游动物更多地摄食并增加体内微塑料污染负荷。悬浮体浓度具备指示浮游动物体内微塑料负荷的潜在功能,然而目前关于悬浮体与微塑料之间关系的研究仍存在局限性,其综合动态关系还需要更具代表性、更加准确地深入验证与量化评估(Sullivan *et al*, 2023)。需要注意的是,部分研究表明悬浮体与微塑料对生物的影响存在协同效应。Provenza 等(2025)发现,微塑料和泥沙的联合暴露会放大双壳类动物的氧化应激,提高它们的死亡率。微塑料的悬浮絮团中所富集的持久性有机物或重金属会被浮游动物摄食并在体内释放,导致组织污染物负荷与毒性效应的加成或协同增强(López *et al*, 2021),因此悬浮体与微塑料的共同作用可能进一步增加生态风险。

风险评估结果显示,5、8月微塑料对浮游动物的风险高于2、11月。近海5、8月所在的春夏季节是渔业资源种群补充的关键时期,微塑料被浮游动物摄食,并沿食物链传递进入鱼类,最终通过鱼类进入人体并对人体健康造成潜在威胁(Yu *et al*, 2024)。

4 结论

本研究探究了胶州湾4个月份浮游动物群落中微塑料丰度与特征的季节变化与风险评估。主要结论如下:

(1) 2、5、8、11月的浮游动物个体体内微塑料丰度分别为0.30、0.20、0.21、0.20个/ind.,群落中微塑料丰度分别为0.19、5.61、7.36、0.52个/m³。5、8月浮游动物群落中微塑料丰度显著高于2、11月($P < 0.05$)。胶州湾海域通过浮游动物群落对微塑料的储存量在4个月份的平均值为 3.19×10^{10} 个,8月最高。

(2) 纤维是微塑料的主要形状,占比89%,月份间无显著差别;微塑料尺寸集中在500 μm以下,占比70%,8月的平均尺寸最大;5、8、11月的聚酯纤维成分占比最高,2月赛璐玢占比最高,化合物毒性风险较低,月份间无显著差别。

(3) 胶州湾浮游动物群落中微塑料风险水平较低,且并无显著生物积累特征。RDA分析表明,温度、悬浮体浓度和叶绿素 a 浓度是影响微塑料对浮游动物群落风险的重要因子。

(作者声明本文符合出版伦理要求)

参 考 文 献

陈应华, 2002. 胶州湾小型浮游动物群落特征的初步研究[D]. 汕

头: 汕头大学: 18-19.

胡思敏, 周天成, 张琛, 等, 2024. 悬浮物对三亚珊瑚礁区浮游动物群落结构及其摄食的影响[J]. 热带海洋学报, 43(3): 122-130.

ARENDE K E, DUTZ J, JÓNASDÓTTIR S H, *et al*, 2011. Effects of suspended sediments on copepods feeding in a glacial influenced sub-Arctic fjord [J]. Journal of Plankton Research, 33(10): 1526-1537.

ATHEY S N, ALBOTRA S D, GORDON C A, *et al*, 2020. Trophic transfer of microplastics in an estuarine food chain and the effects of a sorbed legacy pollutant [J]. Limnology and Oceanography Letters, 5(1): 154-162.

AYTAN U, ESENSOY F B, SENTURK Y, 2022. Microplastic ingestion and egestion by copepods in the Black Sea [J]. Science of the Total Environment, 806(Pt 4): 150921.

COLE M, LINDEQUE P, FILEMAN E, *et al*, 2013. Microplastic ingestion by zooplankton [J]. Environmental Science & Technology, 47(12): 6646-6655.

CÓZAR A, ECHEVARRÍA F, GONZÁLEZ-GORDILLO J I, *et al*, 2014. Plastic debris in the open ocean [J]. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 111(28): 10239-10244.

DESFORGES J P W, GALBRAITH M, ROSS P S, 2015. Ingestion of microplastics by zooplankton in the Northeast Pacific Ocean [J]. Archives of Environmental Contamination and Toxicology, 69(3): 320-330.

FARRELL P, NELSON K, 2013. Trophic level transfer of microplastic: *Mytilus edulis* (L.) to *Carcinus maenas* (L.) [J]. Environmental Pollution, 177: 1-3.

FRIAS J P G L, OTERO V, SOBRAL P, 2014. Evidence of microplastics in samples of zooplankton from Portuguese coastal waters [J]. Marine Environmental Research, 95: 89-95.

GOSWAMI P, SELVAKUMAR N, VERMA P, *et al*, 2023. Microplastic intrusion into the zooplankton, the base of the marine food chain: Evidence from the Arabian Sea, Indian Ocean [J]. Science of the Total Environment, 864: 160876.

GOSWAMI P, VINITHKUMAR N V, DHARANI G, 2020. First evidence of microplastics bioaccumulation by marine organisms in the Port Blair Bay, Andaman Islands [J]. Marine Pollution Bulletin, 155: 111163.

KOSORE C, OJWANG L, MAGHANGA J, *et al*, 2018. Occurrence and ingestion of microplastics by zooplankton in Kenya's marine environment: First documented evidence [J]. African Journal of Marine Science, 40(3): 225-234.

LEBRETON L C M, VAN DER ZWET J, DAMSTEEG J W, *et al*, 2017. River plastic emissions to the world's oceans [J]. Nature Communications, 8(1): 15611.

LIMA A R A, COSTA M F, BARLETTA M, 2014. Distribution patterns of microplastics within the plankton of a tropical estuary [J]. Environmental Research, 132: 146-155.

LITHNER D, LARSSON Å, DAVE G, 2011. Environmental and health hazard ranking and assessment of plastic polymers based on chemical composition [J]. Science of the Total Environment, 409(18): 3309-3324.

LIU T, ZHAO Y F, ZHU M L, *et al*, 2020. Seasonal variation of micro- and meso-plastics in the seawater of Jiaozhou Bay,

- the Yellow Sea [J]. *Marine Pollution Bulletin*, 152: 110922.
- LÓPEZ A D F, TRUCHET D M, RIMONDINO G N, *et al*, 2021. Microplastics and suspended particles in a strongly impacted coastal environment: Composition, abundance, surface texture, and interaction with metal ions [J]. *Science of the Total Environment*, 754: 142413.
- MD AMIN R, SOHAIMI E S, ANUAR S T, *et al*, 2020. Microplastic ingestion by zooplankton in Terengganu coastal waters, southern South China Sea [J]. *Marine Pollution Bulletin*, 150: 110616.
- MENG L J, ZHENG S, ZHAO Y F, *et al*, 2024. Seasonal microplastic ingestion by carnivorous chaetognaths in Jiaozhou Bay, China: Field evidence revealing microplastic trophic transfer [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 478: 135532.
- MILLER M E, MOTTI C A, HAMANN M, *et al*, 2023. Assessment of microplastic bioconcentration, bioaccumulation and biomagnification in a simple coral reef food web [J]. *Science of the Total Environment*, 858(Pt 1): 159615.
- MUTUKU J, YANOTTI M, TOCOCK M, *et al*, 2024. The abundance of microplastics in the world's oceans: A systematic review [J]. *Oceans*, 5(3): 398-428.
- PROVENZA F, ANSELMIS S, BENTIVOGLIO T, *et al*, 2025. Exploring the effect of microparticles on bivalves: Exposure of *Mytilus galloprovincialis* and *Ruditapes philippinarum* to both microplastics and silt [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 490: 137776.
- RANJANI M, VEERASINGAM S, VENKATACHALAPATHY R, *et al*, 2021. Assessment of potential ecological risk of microplastics in the coastal sediments of India: A meta-analysis [J]. *Marine Pollution Bulletin*, 163: 111969.
- RASHID C P, JYOTHIBABU R, ARUNPANDI N, *et al*, 2021. Microplastics in zooplankton in the eastern Arabian Sea: The threats they pose to fish and corals favoured by coastal currents [J]. *Marine Pollution Bulletin*, 173: 113042.
- ROCH S, FRIEDRICH C, BRINKER A, 2020. Uptake routes of microplastics in fishes: Practical and theoretical approaches to test existing theories [J]. *Scientific Reports*, 10(1): 3896.
- SULLIVAN E, COLE M, ATWOOD E C, *et al*, 2023. *In situ* correlation between microplastic and suspended particulate matter concentrations in river-estuary systems support proxies for satellite-derived estimates of microplastic flux [J]. *Marine Pollution Bulletin*, 196: 115529.
- SUN X X, LI Q J, ZHU M L, *et al*, 2017. Ingestion of microplastics by natural zooplankton groups in the northern South China Sea [J]. *Marine Pollution Bulletin*, 115(1/2): 217-224.
- SUN X X, LIANG J H, ZHU M L, *et al*, 2018a. Microplastics in seawater and zooplankton from the Yellow Sea [J]. *Environmental Pollution*, 242: 585-595.
- SUN X X, LIU T, ZHU M L, *et al*, 2018b. Retention and characteristics of microplastics in natural zooplankton taxa from the East China Sea [J]. *Science of the Total Environment*, 640/641: 232-242.
- TAHA Z D, MD AMIN R, ANUAR S T, *et al*, 2021. Microplastics in seawater and zooplankton: A case study from Terengganu estuary and offshore waters, Malaysia [J]. *Science of the Total Environment*, 786: 147466.
- TOMLINSON D L, WILSON J G, HARRIS C R, *et al*, 1980. Problems in the assessment of heavy-metal levels in estuaries and the formation of a pollution index [J]. *Helgoländer Meeresuntersuchungen*, 33(1/2/3/4): 566-575.
- VALLADOLID-GARNICA D E, JARA-MARINI M E, TORRES-ROJAS Y E, *et al*, 2023. Distribution, bioaccumulation, and trace element transfer among trophic levels in the southeastern Gulf of California [J]. *Marine Pollution Bulletin*, 194: 115290.
- WOODALL L C, SANCHEZ-VIDAL A, CANALS M, *et al*, 2014. The deep sea is a major sink for microplastic debris [J]. *Royal Society Open Science*, 1(4): 140317.
- YANG S S, LI P X, JIAO Y Q, *et al*, 2025. A bibliometric analysis of microplastic pollution in aquatic environments from 2013 to 2023 [J]. *Sustainable Environment Research*, 35(1): 19.
- YU X X, GUTANG Q L, WANG Y X, *et al*, 2024. Microplastic and associated emerging contaminants in marine fish from the South China Sea: Exposure and human risks [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 480: 136200.
- ZHANG H, 2017. Transport of microplastics in coastal seas [J]. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 199: 74-86.
- ZHENG S, ZHAO Y F, LIANGWEI W, *et al*, 2020. Characteristics of microplastics ingested by zooplankton from the Bohai Sea, China [J]. *Science of the Total Environment*, 713: 136357.
- ZHENG S, ZHAO Y F, LIU T, *et al*, 2021. Seasonal characteristics of microplastics ingested by copepods in Jiaozhou Bay, the Yellow Sea [J]. *Science of the Total Environment*, 776: 145936.

OCCURRENCE CHARACTERISTICS AND ECOLOGICAL RISK ASSESSMENT OF MICROPLASTICS IN ZOOPLANKTON COMMUNITIES IN JIAOZHOU BAY

ZHENG Shan^{1,2,3}, WANG Ya-Qi^{1,3}, ZHANG Kang-Ning⁴, ZHAO Yong-Fang^{1,2},
LIANG Jun-Hua^{1,2}, ZHU Ming-Liang^{1,2}, LIU Tao^{1,3}, SUN Xiao-Xia^{1,2,3}

(1. Key Laboratory of Marine Biodiversity and Sustainable Resource Utilization of Shandong Province, Jiaozhou Bay National Marine Ecosystem Research Station, Institute of Oceanology, Chinese Academy of Sciences, Qingdao 266071, China; 2. Laboratory for Marine Ecology and Environmental Science, Qingdao Marine Science and Technology Center, Qingdao 266237, China; 3. University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China; 4. National Marine Environmental Monitoring Center, Dalian 116023, China)

Abstract To investigate the occurrence characteristics and ecological risks of microplastics in zooplankton communities of Jiaozhou Bay, a seasonal survey was conducted in February, May, August, and November that quantified the abundance and characteristics of microplastics within zooplankton. The results showed that the microplastics abundance within individual zooplankton over the four months was 0.30, 0.20, 0.21, and 0.20 items/individual, respectively. The community-level microplastic abundance was 0.19, 5.61, 7.36, and 0.52 items/m³, respectively. The microplastic abundance within zooplankton communities in May and August was significantly higher than that in February and November. The average storage of microplastics by zooplankton communities in Jiaozhou Bay over the four months was 3.19×10^{10} items, with the highest value observed in August. Fibers were the predominant shape of microplastics in zooplankton, accounting for 89% of the total, with no significant differences observed among months. Most microplastics were smaller than 500 μm , with an average length of (491 ± 454) μm ; microplastics detected in August exhibited significantly greater lengths ($P < 0.05$). The predominant chemical compositions were polyester fibers and cellophane, accounting for 37% and 19% of the total, respectively, with no significant differences observed among months. The mean values of the microplastic pollution load index (PLI) and polymer hazard index (PHI) for zooplankton in Jiaozhou Bay over four months were 3.49 ± 2.94 and 4.33 ± 1.31 , respectively, both corresponding to the lowest risk category (PLI < 10, PHI < 10). The mean bioaccumulation factor (BAF) was 55.59 ± 56.84 , indicating no significant bioaccumulation potential of microplastics in zooplankton communities (BAF < 1000). Temperature, suspended particulate matter concentration, and chlorophyll *a* concentration were identified as the primary factors influencing the risk assessment outcomes.

Key words Jiaozhou Bay; microplastics; zooplankton; seasonal variation; risk assessment; pollution load index; polymer hazard index; bioaccumulation factor