

# 深圳大鹏半岛近岸微塑料季节分布特征及潜在影响因素

李佳蔚<sup>1</sup>, 孙文郡<sup>2</sup>, 王裕东<sup>2</sup>, 潘晓峰<sup>2</sup>, 覃秀姣<sup>2</sup>,  
黎栩霞<sup>2</sup>, 刘洋<sup>1</sup>, 戚瑞敏<sup>1</sup>, 唐圆圆<sup>1</sup>

(1.南方科技大学 环境科学与工程学院 广东 深圳 518055; 2.广东省深圳生态环境监测中心站 广东 深圳 518049)

**摘要:** 本文通过分析深圳大鹏半岛入海河流、近岸表层海水与沉积物的微塑料丰度、形状和成分, 结合研究区域的用地空间规划、海洋活动类型、微塑料空间分布特征等信息, 探究了大鹏半岛周边陆地和海洋活动对近岸海域次生微塑料季节性分布的复合影响。夏季, 大鹏半岛周边入海河流截断面的微塑料丰度为 0.30~12.95 个/L, 平均值为 2.53 个/L; 表层海水的微塑料丰度变化范围为 0.02~1.30 个/L, 平均值为 0.27 个/L。秋季, 入海河流截断面的微塑料丰度为 0.10~0.75 个/L, 平均值为 0.36 个/L; 近岸表层海水的微塑料丰度为 0.02~5.24 个/L, 平均值为 0.70 个/L。结果表明, 夏季, 近岸海域微塑料分布主要受到丰水期陆地人类活动的影响, 沿河岸的微塑料排放归因于居住用地、物流仓储和工业用地等来源。而在秋季枯水期, 陆地和海洋活动的复合影响变得更加突出。值得注意的是, 除陆地人类活动影响外, 在近岸海域表层水体和沉积物中观察到的微塑料丰度升高还与渔业和航运活动的排放有关。此外, 这些微塑料更有可能在近岸沉积物中积累。

**关键词:** 微塑料; 近岸海域; 季节分布; 海洋塑料排放; 近岸污染物沉积

中图分类号: X508; X820.3 文献标识码: A 文章编号: 1007-6336(2024)02-0301-10

## Potential factors to seasonal distribution characteristics of microplastics in Dapeng peninsula coastal sea

LI Jiawei<sup>1</sup>, SUN Wenjun<sup>2</sup>, WANG Yudong<sup>2</sup>, PAN Xiaofeng<sup>2</sup>, QIN Xiujiao<sup>2</sup>,  
LI Xuxia<sup>2</sup>, LIU Yang<sup>1</sup>, QI Ruimin<sup>1</sup>, TANG Yuanyuan<sup>1</sup>

(1.School of Environmental Science and Engineering, Southern University of Science and Technology, Shenzhen 518055, China; 2.Shenzhen Ecological Environment Monitoring Center Station of Guangdong Province, Shenzhen 518049, China)

**Abstract:** In this study, we conducted a comprehensive analysis of the abundance, shape, and composition of microplastics in rivers, nearshore surface seawater, and sediments around the Dapeng peninsula in Shenzhen. Our investigation aimed to explore the combined effects of both land and marine activities on the seasonal distribution of secondary microplastics in the coastal waters. During the summer, microplastic abundance in the cross-sections of rivers surrounding the Dapeng peninsula ranged from 0.30 to 12.95 particles/L, with an average value of approximately 2.53 particles/L. In the seawater surface, the abundance varied from 0.02 to 1.30 particles/L, averaging around 0.27 particles/L. Moving into the autumn, microplastic abundance in river cross-sections was from 0.10 to 0.75 particles/L, with an average of 0.36 particles/L. Meanwhile, the abundance

收稿日期: 2023-10-24, 修订日期: 2024-01-02

基金项目: 国家自然科学基金项目(41977329, 42277403)

作者简介: 李佳蔚(1992-), 女, 广东深圳人, 博士, 主要研究方向为自然地理, E-mail: lijw6@sustech.edu.cn

孙文郡(1987-), 女, 广东深圳人, 博士, 主要研究方向为地表水与海洋环境监测与评价, E-mail: sunwj2020@126.com

通信作者: 唐圆圆(1983-), 女, 副教授, 主要研究方向为环境科学, E-mail: tangyy@sustech.edu.cn

in coastal seawater surfaces ranged from 0.02 to 5.24 particles/L, averaging about 0.70 particles/L. Our findings suggest that the types and distribution patterns of microplastics in coastal waters are primarily influenced by terrestrial human activities during the summer wet season. During the autumn dry season, conversely, the combined effects of both land and marine activities become more prominent. High abundance of microplastics along riverbanks is attributed to sources such as residential areas, storage and transportation, and industrial land. Elevated microplastic levels in the nearshore seawater and sediments are linked to emissions from fishing and ship transportation activities, and with a higher likelihood of accumulation in seabed sediments nearshore.

**Key words:** microplastics; near-shore waters; seasonal distribution; ocean plastic emissions; nearshore contaminant deposition

国内外调查表明,每年有 4.8~1270 万吨的塑料从沿海地区流入海洋,其中塑料垃圾破碎产生的微塑料(< 5 mm)大量积聚在河口和沿海地区<sup>[1-3]</sup>。陆源和海源的微塑料通过不同的传输途径进入海洋水体,最终在水、生物与悬浮颗粒物的作用下沉积在海底或传输到远海<sup>[4]</sup>。早期研究揭示了微塑料及其复合毒性对海洋生态平衡的破坏,它携带多种污染物在食物链中引发毒性放大效应,对生物及其后代的生长与发育造成危害<sup>[5]</sup>。随着沿海城市的发展以及河口与近岸海域资源的开发与利用,次生微塑料污染已经成为当前海洋生态环境所面临的重大威胁<sup>[6]</sup>。我国早期的微塑料研究主要集中于各地区的丰度调查<sup>[7-8]</sup>。然而,为了探究微塑料的排放和传输机制,合理监测和控制微塑料污染,近年来国内外相关研究已经不再局限于对单一源头的追溯,而逐渐转向动态和复合型的调查与溯源工作<sup>[9-10]</sup>。专家学者们正在不断完善区域微塑料时空变化的框架,并进一步分析不同时空条件下,排放源对微塑料分布的影响<sup>[11-12]</sup>。

沿海城市近岸人类活动作为微塑料的“源”,其产生的微塑料随着降水进入淡水系统,并最终排放到海洋中<sup>[13]</sup>。早在 2016 年, Cheung 等调查了华南 25 个河口及海滩微塑料丰度的季节变化,明确了丰水期和枯水期对河流所排放的微塑料进入海洋的影响<sup>[14]</sup>。国内外有关自然因素的研究结果揭示,直接暴露于洋流和潮汐的近岸海域具有更高的微塑料丰度和多样性,从而间接证明了近岸海域微塑料分布的多通道、多源头和多影响因素是海洋微塑料“源-汇”研究的关键。入海河流河口作为地表水与海洋的直接连接,其微塑料通量受到不同季节的降水影响。在

枯水期,水流速度的减缓导致微塑料的传输速度逐渐放缓,更容易在河床上沉积,等到丰水期时水流速度变大,枯水期沉积的微塑料被冲刷进入海洋<sup>[15]</sup>。因此,入海河流截断面中的微塑料丰度代表了地表水所携带的微塑料<sup>[14]</sup>。

大鹏半岛及其近岸海域是广东省乃至全国的海洋经济重点区域,近年来,海洋旅游业、海洋渔业与海洋运输业快速发展。但针对上述活动所导致的近岸海域新污染物的环境现状研究仍显不足。一方面,该区域内的微塑料分布和污染背景缺乏详细记录,尚未纳入常规监测;另一方面,大鹏半岛作为海洋经济关键发展区域,更需要以海洋资源保护与可持续发展为目标,探明微塑料在该海域的分布特点和影响因素。微塑料的“源-汇”调查研究可为新型污染物的科学治理提供基础理论与数据支持。因此,为了科学地明确大鹏半岛周边陆地和海洋活动对近岸海域次生微塑料季节性分布的复合影响,支持海洋微塑料的监测和管控工作,本研究于 2022 年夏、秋两季对该区域进行了微塑料调查,分析深圳大鹏半岛入海河流和近岸海域微塑料分布的季节性空间变化,旨在明确:(1)大鹏半岛近岸微塑料的空间分布特点;(2)大鹏半岛近岸微塑料的季节性分布特征;(3)大鹏半岛沿海陆地和海洋活动对于海洋次生微塑料季节性分布的潜在影响。

## 1 材料与方法

### 1.1 调查时间、区域与点位

本研究于 2022 年 9 月与 11 月对深圳大鹏半岛的沿海河流河口和近岸海域进行了综合调查。采样时间分别为夏季的丰水期(9 月下旬,在两次台风登陆之间)和秋季的枯水期(具体为

11月中下旬), 2022年该区域的月降水量及月平均风速如图1所示。调查点位共21个, 具体包括7条入海河流、13个近岸海域点位与深圳东部1个远岸控制点位。点位连接行政区域及近岸范围从深圳盐田区至大鹏区沿海, 接连海域范围从深圳盐田港口大鹏湾至大亚湾西部(图2)。

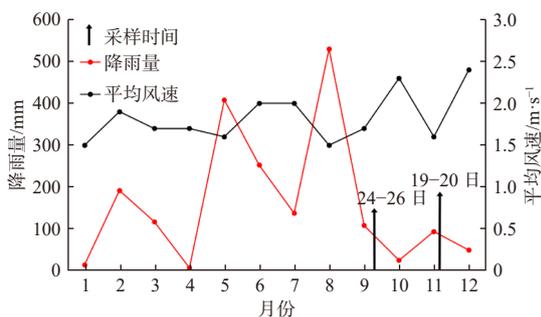


图1 2022年调查区域月降水量及月平均风速

Fig. 1 Sampling date, monthly precipitation and average wind speed in 2022

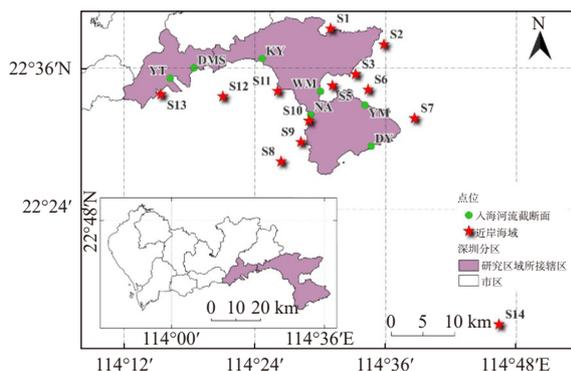


图2 入海河流截面与近岸海域点位分布

Fig. 2 Sampling sites of river sections and coastal sea

## 1.2 样品采集

依据入海河流、表层海水与底层沉积物所处的地形与地理特征、采样配备的设备条件和样品种类, 采集入海河流截面20 L水样、河流底层200~600 g沉积物样品、海水表层拖网样品(网口宽1 m, 高0.5 m, 各点位拖网水量不低于200 m<sup>3</sup>)、海底200~600 g沉积物样品。依据季节性, 近岸海域采样包括9月夏季的表层水样与沉积物样品以及11月秋季的表层水样。采样时详细记录海面风速、风向、温度、海水深度、降水等气象数据<sup>[16]</sup>。

## 1.3 样品前处理

样品前处理主要包括微塑料的分离和提纯。水样初步使用0.45 μm水系滤膜(天津津腾<sup>®</sup>)真空过滤后, 转入50℃恒温鼓风烘箱干燥。沉积物样品, 经过过氧化氢消解去除有机物后, 使用600目不锈钢网筛进行湿法过滤后转入50℃烘箱干燥。干燥后的样品与密度为1.6~1.8 g/cm<sup>3</sup>的碘化钠(NaI)溶液混合后转入玻璃试管(高度≥20 cm, 容量≥200 mL)中。试管被紧密封口后在翻转振荡器中充分振荡, 保证颗粒完全分散在溶液中。振荡后的样品静置6 h, 或直到上层液体清澈, 再将上层液体用0.45 μm水系滤膜进行真空过滤, 并将滤膜转入玻璃培养皿中。重复3次密度分离与真空过滤流程以保证微塑料的回收率为91%~99%<sup>[15,17-19]</sup>。最后, 将滤膜转入50℃烘箱烘干, 放于干燥处保存。

为了保证数据的精确性, 实验人员全程穿戴纯棉或天然纤维制品衣物, 避免实验和空气中的微塑料污染样品。实验阶段使用的容器均为玻璃质或木质, 并使用锡箔纸对实验过程中所有敞口容器进行遮盖。微塑料分离过程中采用的NaI溶液需通过0.45 μm水系滤膜真空过滤后使用。同时, 为了防止采样与实验过程中背景环境污染干扰计数结果, 在计数时已经扣除采样与实验室分析空白<sup>[16]</sup>。制备的空白样品包括: 一、采样阶段, 每日对采样设备、采样容器与样品采样船上预处理过程进行一个采样空白样品制备; 二、实验全程各阶段同步制备3个实验室分析空白样品。以上所有空白样品的处理方法与实际采集样品保持一致, 以确定背景污染量。

## 1.4 微塑料计数与表征分析

利用高分辨率体视显微镜对微塑料进行目视鉴别, 并进一步采用傅里叶显微红外光谱法(μFT-IR, Thermo Scientific<sup>™</sup>, Nicolet<sup>™</sup> iN10)对微塑料成分进行鉴定。在鉴定过程中, 选取尺寸小于500 μm的样品在透射模式下进行红外谱图采集。具体成分信息的确定需要确保测量样本的谱图与参比谱图的匹配度大于70%。对于尺寸≥500 μm的微塑料颗粒采用常规的FT-IR“衰减全反射”(ATR)模式鉴别其聚合物成分。部分彩色环氧树脂(epoxy resin)与醇酸树脂

(alkyd resin)碎片使用电感耦合等离子体质谱(ICP-MS)进行痕量重金属检测,以确定上述两种碎片含有的重金属元素。最后的计数与表征分析阶段,采用Image J(美国国家卫生研究院,Public Domain, BSD-2)软件对显微镜图像进行处理,并完成微塑料表征分析、长度测量与计数。

### 1.5 数据处理与空间分析

实验结果和数据的表达、成图使用了Excel、R语言及Orange3.35软件完成。沿海陆地空间规划数据的来源包括深圳市的“详细规划一张图”<sup>[20]</sup>、2018—2035年《深圳市环境保护规划》和《深圳市海岸带综合保护与利用规划》,使用高德地图应用程序接口(Application Programming Interface, API)进行规划数据更新。上述规划数据用于获取点位位置、用地规划信息和研究区域的海岸线长度<sup>[20]</sup>。采样图、用地现状图与微塑料丰度分布图使用QGIS3.30软件绘制,用于分析沿海陆地活动与沿岸海洋活动类型对研究区域微塑料分布的影响<sup>[21-23]</sup>。

## 2 结果与讨论

### 2.1 入海河流与近岸海域微塑料分布特征及季节性变化

研究表明,大鹏半岛夏季入海河流河口截断面微塑料的平均丰度高于秋季,且大部分河流截断面的微塑料丰度高于近岸海域(图3a和图3c)。如表1所示,夏季入海河流截断面的微塑料丰度为0.30~12.95个/L,平均值为2.53个/L。其中,盐田河(图3c)、王母河和葵涌河(图3d)的入海口微塑料丰度最高,分别为12.95个/L、1.50个/L和0.95个/L。秋季,盐田河入海口的微塑料丰度相较夏季减少了约97.7%,而东涌河和南澳河入海口均未检出微塑料(表1)。除了未检出微塑料的入海河流外,其余各入海口的微塑料平均丰度为0.36个/L。入海河流截断面微塑料丰度最高的点位位于王母河,其次为葵涌河,分别为0.75个/L和0.50个/L。

如表1和图3a—图3c所示,夏季大鹏湾湾内表层水体的微塑料丰度低于秋季(图3a—图3c中弦图中弦面积代表丰度大小)。夏季,点位S1—S14的微塑料丰度变化范围为0.02~

1.30个/L,平均为0.27个/L。夏季丰度最高的为东部远岸点位S14,其次为大鹏湾湾内点位S10(图3d—图3h),分别为1.30个/L和0.66个/L。其中,点位S14的微塑料丰度约为点位S10的两倍。秋季,除点位S6未检出微塑料外,其他近岸海域表层水体的微塑料丰度为0.02~5.24个/L,平均值为0.70个/L,丰度最高的为点位S13,其次为点位S14,另外,点位S8的丰度仅次于点位S14。点位S13、S14、S8的丰度分别为5.24个/L、0.85个/L和0.81个/L。其中,点位S13与S8均位于大鹏湾湾内,S14为远岸点位。两个季节微塑料丰度对比结果表明,点位S2与S13的丰度,秋季较夏季增长了3600.0%与2811.1%,且与这两个点位临近的点位S3和S12的丰度分别在秋季增长了约333.3%和528.6%。

### 2.2 陆源与海源排放的季节性特点

夏季,多数入海河流截断面的微塑料丰度高于秋季(表1和图3)。例如,夏季,点位S13、S1与S12表层水体中微塑料丰度仅为0.18个/L、0.47个/L与0.07个/L,但这些点位沉积物中的微塑料丰度高于其他所有沉积物点位,达到392.4个/kg、271.1个/kg与75.4个/kg(表2)。其中,点位S13临近盐田河入海口(图3e),其表层水体中微塑料的丰度相对较低,但盐田河入海口河流截断面与点位S13沉积物中微塑料丰度在同季节均远高于其他点位。微塑料在近岸海域从表层水体到沉积物的纵向分布差异侧面证明了人类陆地活动和海洋活动对近岸沉积物中微塑料丰度的贡献较为显著。与此同时,夏季,点位S1与S12沉积物中的微塑料丰度高于其他沉积物点位(表1)。其中,点位S1表层水体中微塑料的丰度在夏季高于约80%的研究点位,且在秋季仍在上升。在秋季枯水期,来自海洋与陆地共同排放的次生微塑料成为此海域内微塑料污染的主要来源,大部分入海河流河口的微塑料丰度较夏季下降了73.4%,但大多数点位表层水体中的丰度却在秋季枯水期增加,如盐田港近岸点位(S13)、大鹏湾中部近岸海域点位(S12)、东山渔场近王母河的点位(S2、S3、S5)以及惠州近岸海湾点位(S1)。因此,秋季近岸海域的微塑料可能主要来源于海洋活动的排放。

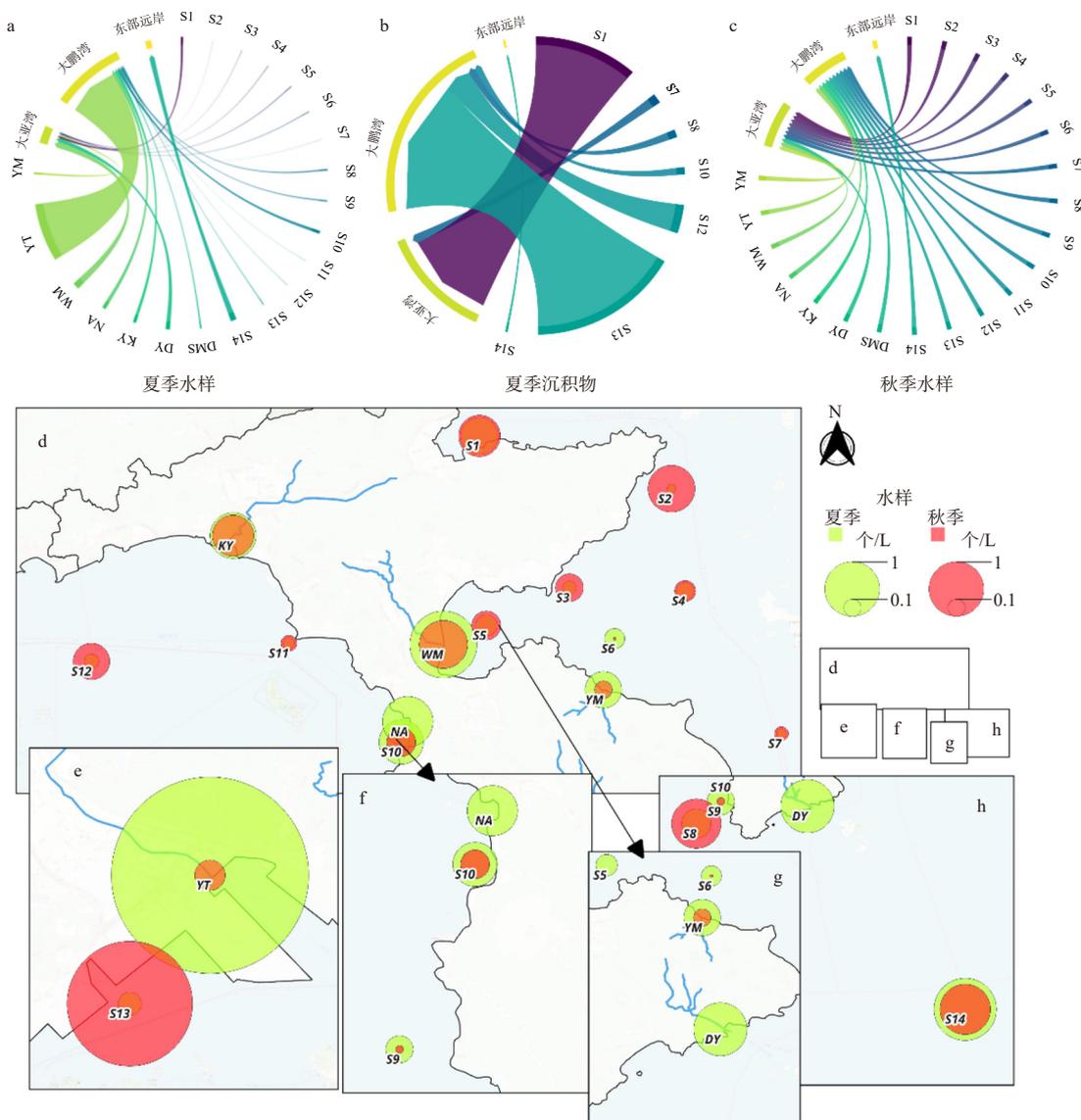


图3 2022年夏、秋季入海河流截面和近岸海域表层水体、沉积中的微塑料丰度与湾区之间的联系

Fig. 3 Connections between river sections and marine surface water, microplastic abundance in sediments and the bay area in summer and autumn 2022

## 2.3 排放源与微塑料分布之间的空间联系

### 2.3.1 陆源影响

微塑料的丰度、种类和形态受入海河流沿岸不同用地类型的影响。根据 Hurley 等 2018 年关于河道中微塑料来源与传输的研究,河道两岸的微塑料主要来源于城区与工业区域,由地表水冲刷进入河流并向下游传输<sup>[18]</sup>。在本研究区域,纺织品常用的聚对苯二甲酸乙二醇酯(polyethylene terephthalate, PET)纤维是夏、秋两季河道两岸向河道传输的主要微塑料种类,同时还包括聚丙烯(polypropylene, PP)包装薄膜等。以盐田河截断

面为例,物流仓储和人类活动是该河口近岸海域微塑料成分、形态和丰度的主要影响因素,其入海截断面的微塑料主要包括纺织品含有的聚酰胺(polyamide, PA)和 PET 纤维以及包装运输所用的聚苯乙烯(polystyrene, PS)泡沫等。其他入海河流的微塑料分布特征除了受到工业用地的影响外,还受到沿岸生活污水、商业、公共管理与服务用地等多种用地及排放源的影响。以葵涌河沿岸为例,工业、居住、商业、公共管理与服务用地分布在河道两岸,入海河流河口检测到的微塑料类别主要为 PET 纤维和 PP 薄膜。所以,

表 1 2022 年夏、秋季各点位所属的海域/河流及其对应的微塑料丰度

Tab.1 Microplastic abundance in different sampling sites of the marine surface and river estuaries in summer and autumn of 2022

点位编号	海域/河流	夏季(9月)	秋季(11月)	枯水期丰度增长量/个·L <sup>-1</sup>	枯水期增长率/(%)
		丰度/个·L <sup>-1</sup>			
S1		0.47	0.58	0.11	23.4
S2		0.02	0.74	0.72	3600.0
S3		0.06	0.26	0.20	333.3
S4	大亚湾	0.10	0.15	0.05	50.0
S5		0.16	0.28	0.12	75.0
S6		0.14	0	-0.14	-100.0
S7		0.03	0.06	0.03	100.0
平均入海丰度		0.14	0.30	0.16	583.1
S8		0.29	0.81	0.52	179.3
S9		0.25	0.02	-0.23	-92.0
S10		0.66	0.28	-0.38	-57.6
S11	大鹏湾	0.04	0.08	0.04	100.0
S12		0.07	0.44	0.37	528.6
S13		0.18	5.24	5.06	2811.1
S14		1.30	0.85	-0.45	-34.6
平均入海丰度		0.40	1.10	0.70	490.7
DMS	大梅沙河	0.30	0.10	-0.20	-66.7
DY	东涌河	0.95	0	-0.95	-100.0
KY	葵涌河	0.70	0.55	-0.15	-21.4
NA	南澳河	0.85	0	-0.85	-100.0
WM	王母河	1.50	0.75	-0.75	-50.0
YT	盐田河	12.95	0.30	-12.65	-97.7
YM	杨梅坑河	0.45	0.10	-0.35	-77.8
平均入海丰度		2.53	0.26	-2.27	-73.4

表 2 沉积物中微塑料成分、形状所占百分比和各点位丰度

Tab.2 Fractions of microplastic composition, shape and abundance in sediment at each site

点位	PE	PP	PET	PP:PE聚合物*	薄膜	粗纤维	碎片	纤维	湾区	丰度/个·kg <sup>-1</sup>
S1	5.6%	4.2%	1.4%	0.0%	58.3%	2.8%	2.8%	36.1%	大亚湾	271.1
S7	0.0%	0.0%	16.7%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	100.0%	大亚湾	26.0
S8	14.3%	14.3%	0.0%	0.0%	42.9%	0.0%	42.9%	14.3%	大鹏湾	20.8
S10	66.7%	33.3%	0.0%	0.0%	83.3%	0.0%	16.7%	0.0%	大鹏湾	19.3
S12	6.7%	0.0%	3.3%	10.0%	36.7%	0.0%	40.0%	23.3%	大鹏湾	75.4
S13	1.7%	2.5%	0.8%	3.4%	55.1%	0.0%	1.7%	43.2%	大鹏湾	392.4
S14	50.0%	50.0%	0.0%	0.0%	50.0%	0.0%	50.0%	0.0%	东部远岸	6.4

注: \*PP:PE聚合物为PP与PE两种材料合成的聚合物

河流上游至入海口的用地类型可能对入海的微塑料污染产生重要影响。

夏季,在丰水期水量增大和水位升高的影响下,部分入海河流截断面的微塑料丰度明显高于

枯水期。以葵涌河与南澳河为例,在秋季枯水期,两条河流的截断面水样中均未检测到微塑料。根据 Woodward 等对内陆河沿岸微塑料排放源的研究,丰水期河岸周边排放至地表的微塑料受到降水的冲刷进入河道,且在降水量增大、河水流速增加的同时,河底沉积物易被扰动,微塑料受到水流和悬浮物的影响向下游传输<sup>[15]</sup>。因此,丰水期与枯水期相比,河口将通过入海截断面排放更多的微塑料至临近海域。与此同时,由于深圳大部分河口都进行了河床固化处理,细颗粒悬浮物包括微塑料难以在河床沉积,所以,丰水期河流的冲刷使微塑料与悬浮的泥沙一同进行二次悬浮<sup>[22-23]</sup>,再随河水传输至海洋<sup>[13]</sup>。相反,枯水期河道水位下降,河流水动力减缓,河流向海洋搬运微塑料的能力下降<sup>[24-25]</sup>。与此同时,深圳盐田与大鹏区规划用地集中在低海拔沿岸,河流上游与入海口的地形高差大,因此,河流排放入海的微塑料通量受到沿岸不同类型用地(如居住用地、物流仓储用地、商务服务用地、工业用地与公共管理与服务用地)排放的影响,进而直接影响河流沿岸污染源向海洋的微塑料输送<sup>[21-23]</sup>。

### 2.3.2 海洋活动影响

从不同种类微塑料分布的特点来看,PE 碎片、PP 包装材料、黄色醇酸树脂及红色环氧树脂涂层碎片在近岸海域广泛分布。但是,PE 与醇酸树脂碎片均未在入海河流中检出,但却在近岸海域表层水体中大量赋存,说明大鹏半岛近岸海域微塑料的排放同时也受到海洋活动的影响。如图 4、图 5 所示,8 月—11 月,大量 PE 材质的粗纤维和碎片分布于港口周边海域的表层水体中,如东山渔场的点位 S3、S5 与 S6;近渔场的海湾口点位 S4;以及接近惠州大型海水养殖场的点位 S1。在枯水期,这些点位均出现微塑料丰度上升的现象(表 1 和图 4)。此类现象的产生可能是由于丰水期后降雨减少,潮汐波动减弱,陆地和海洋活动产生的微塑料更易滞留在河道内和近岸海域<sup>[26-27]</sup>。同时,因为研究区域入海河流河口的微塑料丰度均在秋季下降,所以,来自河流的微塑料排放可能并非枯水期近河口海域微塑料的主要来源。此外,当前海域表层水体

中微塑料丰度较高的时期是该区域渔业的开渔期(深圳市规划和自然资源局, <https://pnr.sz.gov.cn/>)。如图 4、图 5 所示,上述点位与各渔场在空间分布上重叠或相邻,渔业相关的养殖和捕捞活动通过设备老化、磨损与更新排放大量的次生 PE 碎片与 PP 包装薄膜入海<sup>[28]</sup>,因此,渔业可能是大鹏半岛近岸海域微塑料的一个重要来源。

该海域微塑料的另一个重要来源可能是老化破碎的防锈蚀涂层。其中,以醇酸树脂为代表的防锈蚀涂层碎片在研究区域内广泛分布,特别是含有金属及金属氧化物的彩色醇酸树脂碎片在表层水体中的丰度较高<sup>[29]</sup>。这些涂层碎片在船运和航海作业时排入海洋<sup>[30-32]</sup>。随着服务时长的增加,醇酸树脂的硬度和密度均会增加,尤其是含有铅黄和锌的黄色醇酸树脂碎片的抗压能力明显降低<sup>[33-34]</sup>。因此,可以推测这些醇酸树脂碎片很可能在水体中分解、破碎,或被生物摄食。因为航运和航海作业的长期排放,含有重金属元素的碎片的毒性更有可能通过食物链放大效应,对近岸生态环境产生影响,或者通过食物链间接影响生物和人类的健康。

### 2.3.3 微塑料的汇集通道

大鹏半岛周边的微塑料除了主要分布在近岸海域表层水体以外,更容易沉积在近岸海域沉积物中。夏季,位于东部远岸的点位 S14,其表层水体中存在大量的 PET 纤维、少量的 PP 薄膜和 PE 碎片,丰度高于所有的近岸点位。秋季,东部远岸点位 S14 表层水体中聚集了大量的醇酸树脂碎片、PS 泡沫小球与 PET 纤维,丰度上升至 1.30 个/L(表 1)。然而,在沉积物中,该点位的微塑料丰度远低于大部分近岸点位。对比表 2 与图 4 中沉积物中的微塑料成分可以观察到,PP 薄膜、PE 碎片等更倾向于在近岸沉积物中积聚。同时,近岸海域沉积物中微塑料丰度相对较高的点位,其表层水体中的丰度也相对较高,如点位 S13、S12 与 S1。因此,近岸沉积物中微塑料的富集量与其表层水体中微塑料的丰度存在潜在联系。

大鹏半岛,包括海岸线相连的惠州、香港的近岸海域,总面积约为 250 km<sup>2</sup>。在该区域的海平面深度为 0~1 m 的采样点位中,微塑料的总

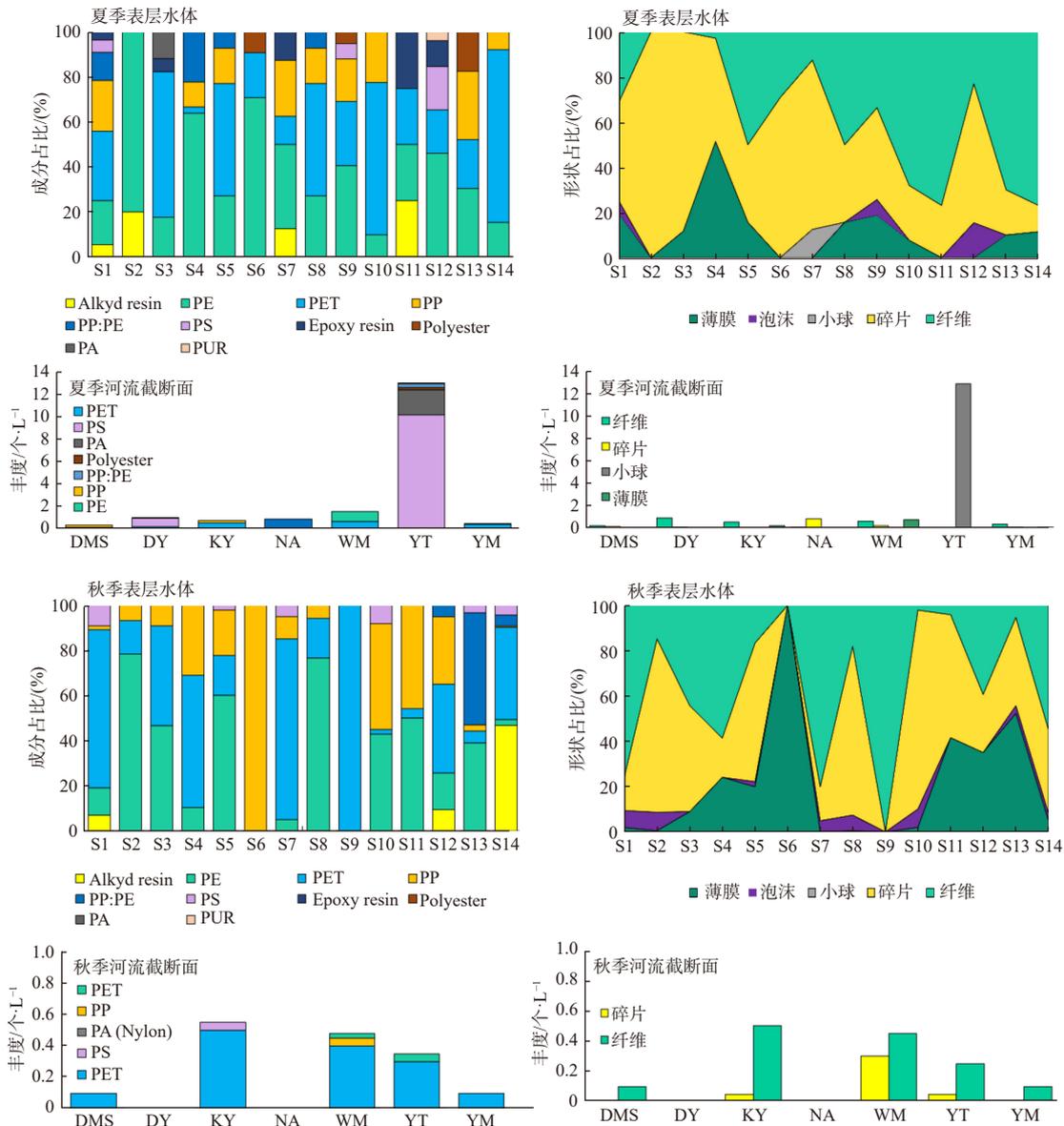


图4 2022年夏、秋季河流截面和近岸海域表层水体中微塑料的成分、丰度与形状

Fig. 4 Microplastic compositions, abundance and shapes of river sections and marine surface in 2022 summer and autumn

量为1.76~3.26亿个。如果以近岸海域表层水体中微塑料的平均丰度为指标,大亚湾至大鹏湾海域夏季微塑料排放量为 $0.67$ 个/ $m^2$ ,而秋季可达到 $1.40$ 个/ $m^2$ 。根据2022年全球海湾表层水体中微塑料丰度的研究,大鹏半岛近岸海域表层水体中的微塑料丰度显著高于全球平均水平( $0.0047 \sim 0.0075$ 个/ $m^2$ )<sup>[35-36]</sup>。因此,结合上述研究结果,迫切需要在大鹏半岛沿海用地规划和近岸海域海洋经济活动方面采取相应措施,以监测和控制近岸微塑料的源头排放、近岸沉积和对远岸海域的输送。

### 3 结论

(1)在2022年9月夏季丰水期与11月秋季枯水期,大鹏半岛沿岸入海河流与近岸海域表层水体中的微塑料丰度呈现季节性变化。大鹏湾至大亚湾范围内,入海河流截断面的微塑料丰度在丰水期较高,在枯水期较低。相反,近岸海域表层水体的微塑料丰度总体呈现秋季枯水期低于夏季丰水期的特点。

(2)夏季,大鹏湾微塑料分布主要受到盐田港口航运、沿岸仓储物流、居住和工业用地的影

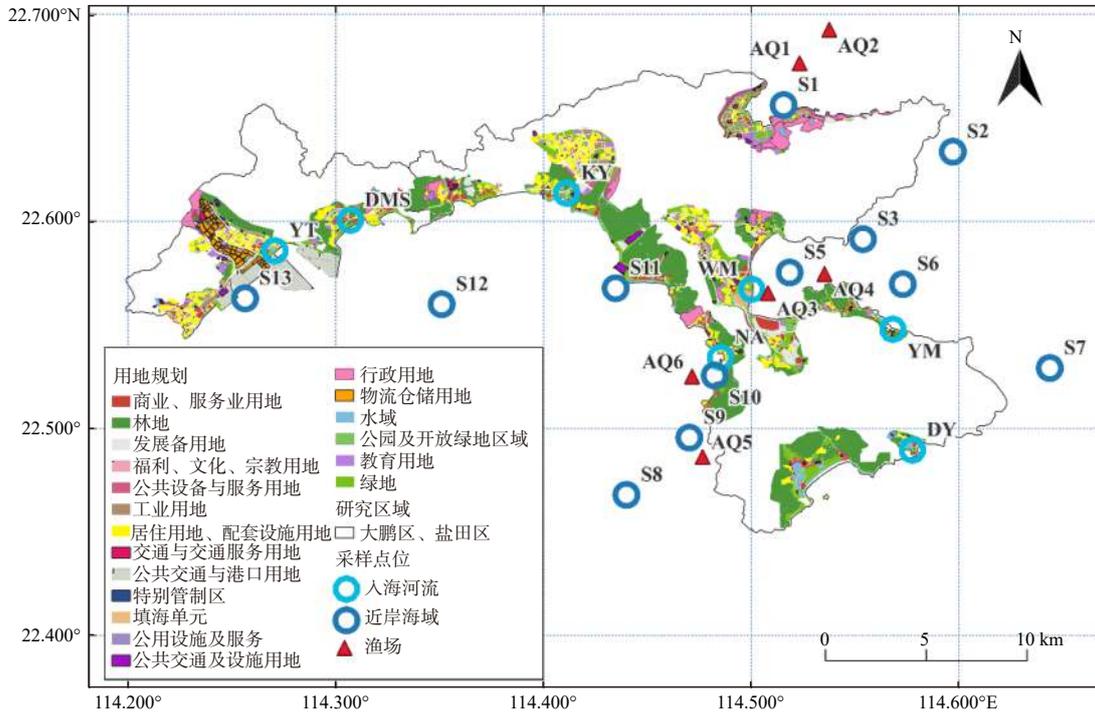


图5 盐田至大鹏半岛近岸用地规划、采样点位与渔业点位

Fig. 5 Coastal area planning, sampling sites and fishery industrial sites

响; 大亚湾近大鹏半岛近岸海域微塑料主要受沿岸居住及商业、公共服务用地的影响。在秋季的河流枯水期, 近岸沉积物中 PE 碎片和 PP 薄膜大量富集, 航运、海上渔业和海洋旅游业可能是影响大鹏半岛近岸海域微塑料分布的主要因素。

(3) 大鹏半岛周边的微塑料除了主要分布在近岸海域表层水体以外, 更容易沉积在近岸沉积物中, 近岸沉积物中微塑料的富集量与其表层水体中微塑料的丰度存在潜在联系。

#### 参考文献:

- [1] THOMPSON R C, OLSEN Y, MITCHELL R P, et al. Lost at sea: where is all the plastic?[J]. *Science*, 2004, 304(5672): 838.
- [2] HORTON A A, WALTON A, SPURGEON D J, et al. Microplastics in freshwater and terrestrial environments: Evaluating the current understanding to identify the knowledge gaps and future research priorities[J]. *Science of the Total Environment*, 2017, 586: 127-141.
- [3] JAMBECK J R, GEYER R, WILCOX C, et al. Plastic waste inputs from land into the ocean[J]. *Science*, 2015, 347(6223): 768-771.
- [4] BARRETT J, CHASE Z, ZHANG J, et al. Microplastic pollution in deep-sea sediments from the great Australian bight[J]. *Frontiers in Marine Science*, 2020, 7: 576170.
- [5] ADAM V, YANG T, NOWACK B. Toward an ecotoxicological risk assessment of microplastics: Comparison of available hazard and exposure data in freshwaters[J]. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 2019, 38(2): 436-447.
- [6] CHEN G L, LI Y Z, WANG J. Occurrence and ecological impact of microplastics in aquaculture ecosystems[J]. *Chemosphere*, 2021, 274: 129989.
- [7] ZHAO S Y, ZHU L X, LI D J. Characterization of small plastic debris on tourism beaches around the South China Sea[J]. *Regional Studies in Marine Science*, 2015, 1: 55-62.
- [8] ZHAO S Y, ZHU L X, WANG T, et al. Suspended microplastics in the surface water of the Yangtze Estuary System, China: First observations on occurrence, distribution[J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2014, 86(1-2): 562-568.
- [9] LI S Q, WANG H, LIANG D F, et al. How the Yangtze River transports microplastic to the east China sea[J]. *Chemosphere*, 2022, 307: 136112.
- [10] SUN Y C, CAO L, WANG Y T, et al. Sources and distribution of microplastics in the east China sea under a three-dimensional numerical modelling[J]. *Environmental Pollution*, 2022, 311: 119910.
- [11] 骆永明, 施华宏, 涂晨, 等. 环境中微塑料研究进展与展望[J]. *科学通报*, 2021, 66(13): 1544-1562.
- [12] 曲玲, 张微微, 王旭, 等. 锦州湾表层海水微塑料分布特征[J]. *海洋学报*, 2021, 43(2): 98-104.
- [13] TALBOT R, CHANG H. Microplastics in freshwater: A glob-

- al review of factors affecting spatial and temporal variations[J]. *Environmental Pollution*, 2022, 292: 118393.
- [14] CHEUNG P K, CHEUNG L T O, FOK L. Seasonal variation in the abundance of marine plastic debris in the estuary of a subtropical macro-scale drainage basin in South China[J]. *Science of the Total Environment*, 2016, 562: 658-665.
- [15] WOODWARD J, LI J W, ROTHWELL J, et al. Acute riverine microplastic contamination due to avoidable releases of untreated wastewater[J]. *Nature Sustainability*, 2021, 4(9): 793-802.
- [16] 王菊英, 张微微, 穆景利, 等. 海洋环境中微塑料的分析方法: 认知和挑战[J]. *中国科学院院刊*, 2018, 33(10): 1031-1041.
- [17] QUINN B, MURPHY F, EWINS C. Validation of density separation for the rapid recovery of microplastics from sediment[J]. *Analytical Methods*, 2017, 9(9): 1491-1498.
- [18] HURLEY R, WOODWARD J, ROTHWELL J J. Microplastic contamination of river beds significantly reduced by catchment-wide flooding[J]. *Nature Geoscience*, 2018, 11(4): 251-257.
- [19] DONG M T, LUO Z J, JIANG Q F, et al. The rapid increases in microplastics in urban lake sediments[J]. *Scientific Reports*, 2020, 10(1): 848.
- [20] 深圳市规划和自然资源局. 详规“一张图”[EB/OL]. [2023-08-25]. <http://pnr.sz.gov.cn/d-xgmap/>.
- [21] FENG S S, LU H W, TIAN P P, et al. Analysis of microplastics in a remote region of the Tibetan Plateau: Implications for natural environmental response to human activities[J]. *Science of the Total Environment*, 2020, 739: 140087.
- [22] YI L, YU Z Y, QIAN J, et al. Evaluation of the heterogeneity in the intensity of human interference on urbanized coastal ecosystems: Shenzhen (China) as a case study[J]. *Ecological Indicators*, 2021, 122: 107243.
- [23] XU Y Y, CHAN F K S, JOHNSON M, et al. Microplastic pollution in Chinese urban rivers: The influence of urban factors[J]. *Resources, Conservation and Recycling*, 2021, 173: 105686.
- [24] ZHOU Z Y, ZHANG P Y, ZHANG G M, et al. Vertical microplastic distribution in sediments of Fuhe River estuary to Baiyangdian Wetland in Northern China[J]. *Chemosphere*, 2021, 280: 130800.
- [25] LI Y F, LU Q B, XING Y, et al. Review of research on migration, distribution, biological effects, and analytical methods of microfibers in the environment[J]. *Science of the Total Environment*, 2023, 855: 158922.
- [26] BAKIR A, DESERNDER M, WILKINSON T, et al. Occurrence and abundance of meso and microplastics in sediment, surface waters, and marine biota from the South Pacific region[J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2020, 160: 111572.
- [27] XU Y Y, CHAN F K S, STANTON T, et al. Synthesis of dominant plastic microfibre prevalence and pollution control feasibility in Chinese freshwater environments[J]. *Science of the Total Environment*, 2021, 783: 146863.
- [28] XUE B M, ZHANG L L, LI R L, et al. Underestimated microplastic pollution derived from fishery activities and “hidden” in deep sediment[J]. *Environmental Science & Technology*, 2020, 54(4): 2210-2217.
- [29] JEONG H, ARAÚJO D F, KNERY J, et al. Isotopic (Cu, Zn, and Pb) and elemental fingerprints of antifouling paints and their potential use for environmental forensic investigations[J]. *Environmental Pollution*, 2023, 322: 121176.
- [30] GAYLARDE C C, NETO J A B, DA FONSECA E M. Paint fragments as polluting microplastics: A brief review[J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2021, 162: 111847.
- [31] ALMEIDA E, DIAMANTINO T C, DE SOUSA O. Marine paints: The particular case of antifouling paints[J]. *Progress in Organic Coatings*, 2007, 59(1): 2-20.
- [32] SANDBERG J, WALLINDER I O, LEYGRAF C, et al. Release and chemical speciation of copper from anti-fouling paints with different active copper compounds in artificial seawater[J]. *Materials and Corrosion*, 2007, 58(3): 165-172.
- [33] MAŃCZYK K, SZEWCZYK P. Highly branched high solids alkyd resins[J]. *Progress in Organic Coatings*, 2002, 44(2): 99-109.
- [34] AHMED N M, ABDEL-FATAH H T M, YOUSSEF E A. Corrosion studies on tailored Zn-Co aluminate/kaolin core-shell pigments in alkyd based paints[J]. *Progress in Organic Coatings*, 2012, 73(1): 76-87.
- [35] BOHDAN K. Estimating global marine surface microplastic abundance: systematic literature review[J]. *Science of the Total Environment*, 2022, 832: 155064.
- [36] LIU D, GUO Z F, XU Y Y, et al. Widespread occurrence of microplastics in marine bays with diverse drivers and environmental risk[J]. *Environment International*, 2022, 168: 107483.

( 本文编辑: 胡莹莹 )