

DOI: 10.7524/AJE.1673-5897.20201013002

李江南, 凌玮, 沈茜, 等. 双台子河与大辽河表层水体微塑料特征与分布研究[J]. 生态毒理学报, 2021, 16(3): 192-199

Li J N, Ling W, Shen Q, et al. Characteristics and distribution of microplastics in surface water from Shuangtaizi River and Daliao River [J]. Asian Journal of Ecotoxicology, 2021, 16(3): 192-199 (in Chinese)

双台子河与大辽河表层水体微塑料特征与分布研究

李江南^{1,2}, 凌玮^{1,2}, 沈茜², 贺亚楠², 徐新阳¹, 陈熙^{1,*}, 安立会²

1. 东北大学资源与土木工程学院, 沈阳 110004

2. 中国环境科学研究院, 国家环境基准与风险评估重点实验室, 北京 100012

收稿日期: 2020-10-13 录用日期: 2020-12-06

摘要: 微塑料是全球新兴环境热点问题之一。据估算, 80% 的海洋微塑料来自于陆源输入, 而河流被认为是陆源微塑料输入海洋的主要路径之一。为揭示辽河流域水体微塑料污染特征、空间分布及其对渤海微塑料污染的潜在贡献, 本文基于密度分离原理并利用傅里叶变换红外光谱方法, 研究了双台子河与大辽河下游至入海口(盘锦段)河道表层水体微塑料丰度、材质组成、形态特征与粒径分布特征。结果显示: 从材质上分析, 2 条河流共检出了 17 种高分子聚合物, 其中以聚乙烯占比最高, 分别占双台子河和大辽河表层微塑料总量的 38% 和 32%; 从形态上分析, 碎片微塑料(533.08 ~ 674.25 μm)和纤维微塑料(1 054.87 ~ 1 450.76 μm)分别占 2 条河流检出微塑料总量的 80% 以上, 颗粒微塑料(100.26 ~ 241.3 μm)占比则低于 10%, 并且没有检出形状规则的塑料微珠; 从丰度上分析, 双台子河((4.52 $\pm$ 0.76) 个 $\cdot\text{L}^{-1}$)与大辽河((4.74 $\pm$ 0.67) 个 $\cdot\text{L}^{-1}$)表层水体微塑料丰度之间无显著差异($P>0.05$), 并且各点之间也没有明显的变化趋势($P>0.05$)。以上研究结果表明, 双台子河与大辽河表层水体微塑料污染特征相似, 这为开展渤海微塑料溯源和风险管理提供了直接依据。

关键词: 微塑料; 河流; 表层水体; 分离; 红外光谱

文章编号: 1673-5897(2021)3-192-08 中图分类号: X171.5 文献标识码: A

Characteristics and Distribution of Microplastics in Surface Water from Shuangtaizi River and Daliao River

Li Jiangnan^{1,2}, Ling Wei^{1,2}, Shen Qian², He Yanan², Xu Xinyang¹, Chen Xi^{1,*}, An Lihui²

1. School of Resources and Civil Engineering, Northeastern University, Shenyang 110004, China

2. State Key Laboratory of Environmental Criteria and Risk Assessment, Chinese Academy of Environmental Sciences, Beijing 100012, China

Received 13 October 2020 accepted 6 December 2020

Abstract: Microplastic is one of global environmental issues in recent years. It is estimated that more than 80% of marine microplastics are discharged from land-sources, and river is regarded as the main pathway of microplastics from land reaching oceans. In order to understand the characteristic and distribution of microplastics in rivers flushing into Bohai Sea in Liaohhe Basin, the present study investigated the abundance, polymer composition, morphological characteristic, and particle size of microplastics in surface water sampled from the downstream of Shuangtaizi River and Daliao River (Panjin district) to the estuaries. Firstly, the microplastics were isolated from water sam-

基金项目: 国家重点研发计划项目(2016YFC1402206)

第一作者: 李江南(1995—), 男, 硕士, 研究方向为微塑料生态风险评价, E-mail: 2644460749@qq.com

* 通讯作者 (Corresponding author), E-mail: chenxineu@mail.neu.edu.cn

ples based on the principle of density isolation, and then the polymer of microplastics were identified using Fourier Transform Infrared Spectroscopy (FTIR). Finally, the results showed that totally 17 polymers were identified and confirmed in all samples from the two rivers, of which polyethylene (PE) dominated in these microplastics and accounted for 38% in Shuangtaizi River and 32% in Daliao River, respectively. Among these microplastics detected in water samples, more than 80% were fragments ($533.08 \sim 674.25 \mu\text{m}$) and fibers ($1\ 054.87 \sim 1\ 450.76 \mu\text{m}$), while pellets ($100.26 \sim 241.31 \mu\text{m}$) accounted for less than 10%. The microplastics with regular shape was not detected in all samples. Importantly, the abundance of microplastics did not show significant difference among samples from Shuangtaizi River ($(4.52 \pm 0.76) \text{ items} \cdot \text{L}^{-1}$) and Daliao River ($(4.74 \pm 0.67) \text{ items} \cdot \text{L}^{-1}$) ($P > 0.05$). There was also no obvious change trend of microplastic levels among sites in the two rivers ($P > 0.05$). The present results indicated that the profile and spatial distribution of microplastics in Shuangtaizi River were similar to those in Daliao River, which provided a direct evidence for the pollution control and risk management of microplastics in Bohai Sea in future.

Keywords: microplastics; rivers; surface water; isolation; infrared spectroscopy

微塑料是指粒径 $<5 \text{ mm}$ 的塑料颗粒,形态上可呈现球形、颗粒、碎片、纤维等形状,材质上包括聚乙烯、聚丙烯等各种人工合成塑料。自2004年海洋微塑料问题被首次提出以来^[1],其后已在大气^[2]、水体^[3]、沉积物^[3]、生物体^[4]等各种介质中被广泛检出,由此产生的生态影响和人体健康风险引起全球重点关注^[5],并被联合国环境署列为当前亟待解决的关键环境问题之一^[6]。通常认为海洋微塑料主要来源于陆源输入^[7-8],但与相对较多的海洋微塑料研究相比,目前对淡水微塑料的环境行为、传输路径以及对海洋微塑料贡献的了解还非常有限。要全面了解全球微塑料污染状况、解析海洋微塑料的环境来源和传输过程,就需要对淡水微塑料的研究空白进行及时填补。

河流连通陆地和海洋,其通过水流汇集来自城市污水处理厂、未处理的生活和工农业废水等塑料垃圾,向海洋不断输入^[9]。2017年,Lebreton等^[8]研究并估算全球每年有115~247万t的塑料垃圾通过河流进入海洋,而长江(Yangtze River)、布兰塔斯河(Brantas River)、亚马逊河(Amazon River)和湄公河(Mekong River)全球20条河流贡献了入海塑料垃圾总量的67%,这些输入主要发生在每年5—10月的丰水期(74%)。Hurley等^[10]也发现河流沉积物中70%以上的微塑料会在丰水期尤其在洪水发生期间被冲至下游并最终汇入海洋。在我国,辽河流域是入渤海的主要水系之一,而双台子河和大辽河是辽河流域水系的2条主要入海河流^[11]。最新研究表明,渤海表层水体和沉积物中微塑料的平均丰度为 $(0.33 \pm 0.34) \text{ 个} \cdot \text{m}^{-3}$ 和 $171.8 \text{ 个} \cdot \text{kg}^{-1}$ ^[12],说明渤海已

经受到微塑料的污染。同时在辽河沉积物中也检出了聚酰胺、聚丙烯、聚苯乙烯和聚乙烯等多种材质的微塑料,平均丰度高达 $(66.67 \pm 79.93) \text{ 个} \cdot \text{kg}^{-1}$ ^[13],因此揭示辽河水系微塑料污染特征是全面了解渤海微塑料来源的管理需求。本研究调查了双台子河和大辽河下游表层水体微塑料污染特征,以期了解渤海微塑料来源并开展源头控制提供科学依据。

1 材料与方法 (Materials and methods)

1.1 研究区域及样品采集

在大辽河和双台子河下游的盘锦市入境断面直至入海口,根据河道走向和现场路桥条件各设置了9个采样点(图1)。采样时,乘渔船达到河中央位置,然后用10 L不锈钢桶直接采集表层50 cm的河水,并转移至白色聚四氟乙烯样品瓶(5 L)中并封闭保存。每个点采集3个平行样品。采样期间,所有采样工具和样品瓶在使用前经超纯水($5 \mu\text{m}$ 不锈钢滤膜过滤的自来水)冲洗3遍,并尽量避免使用塑料桶和塑料绳等塑料工具。

1.2 样品预处理

将样品瓶多次颠倒,使水样充分混匀后,过孔径5 mm 不锈钢筛去除水样中大颗粒杂物。过滤后水样再经孔径 $5 \mu\text{m}$ 不锈钢滤膜(九鼎高科过滤设备(北京)有限公司)抽滤。将不锈钢滤膜转移到100 mL 玻璃烧杯中,加入40 mL 新鲜制备的Fenton试剂($0.05 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1} \text{ FeSO}_4 : 30\% \text{ H}_2\text{O}_2 = 1:1$, $\text{pH} = 3.0 \sim 4.0$),在室温下消解48 h以去除水样中存在的有机质。消解完成后,取出不锈钢滤膜并用超纯水反复冲洗,混合液再经 $5 \mu\text{m}$ 不锈钢滤膜真空抽滤。将滤膜取下后置于100 mL 玻璃烧杯中,加入 ZnCl_2 溶

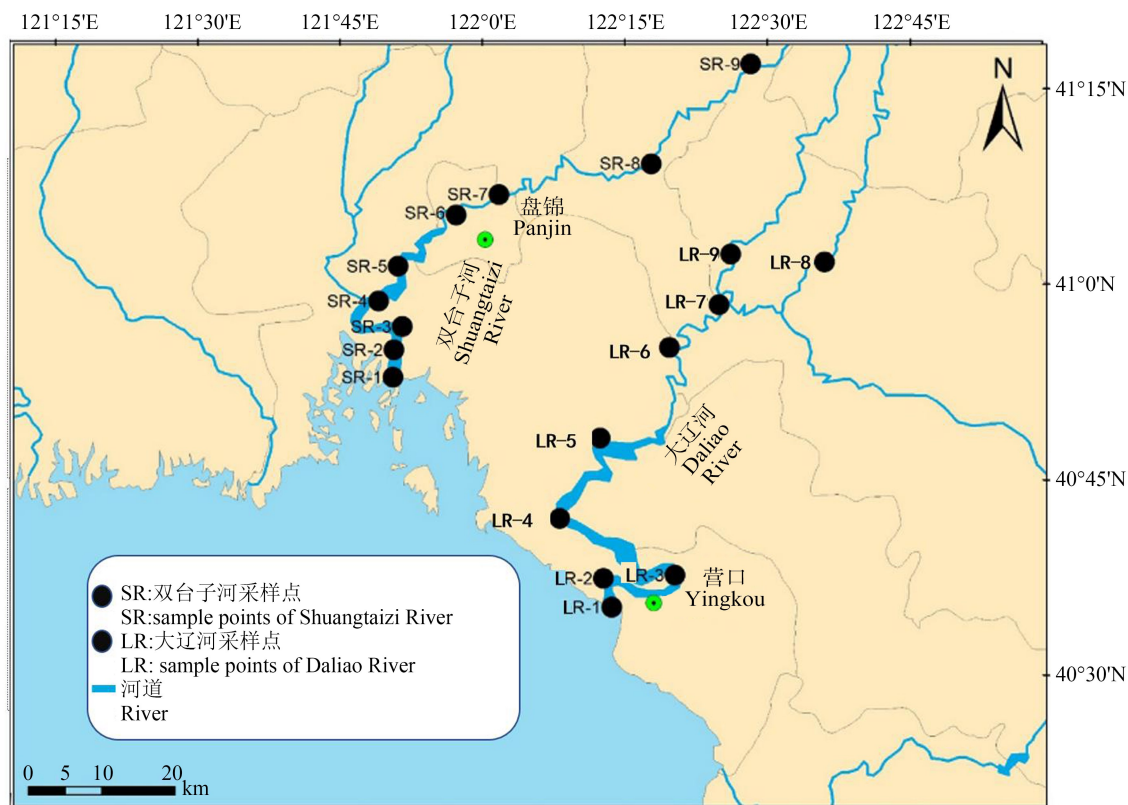


图1 双台子河(SR)和大辽河(LR)表层水体微塑料采样点

Fig. 1 Sampling sites for microplastics in surface water from Shuangtaizi River (SR) and Daliao River (LR)

液($1.50 \text{ g} \cdot \text{cm}^{-3}$)将滤膜完全浸没,超声 30 min 后用 ZnCl_2 溶液反复冲洗滤膜。将所有溶液转移到 250 mL 三角瓶中(分离装置)^[14],补加 ZnCl_2 溶液至液面距离瓶口约 1 cm。再次超声 30 min,然后静置 30 min 使液体中颗粒物能够全部悬浮至液体表层。在三角瓶上部储液室加入 10 mL 的 ZnCl_2 溶液,同时利用真空泵向三角瓶缓慢加压,使三角瓶内液体表层悬浮的颗粒物从流出口缓慢流出。收集所有流出液,用超纯水清洗烧杯,将清洗液与流出液一并经 $5 \mu\text{m}$ 不锈钢膜过滤^[13-14]。重复上述步骤 3 次以充分回收样品中的微塑料。

向装有 1 L 超纯水的广口瓶(2 L)中添加 30 颗粒径为 0.2 mm 的聚乙烯(polyethylene, PE)、聚丙烯(polypropylene, PP)、聚对苯二甲酸乙二醇酯(polyethylene terephthalate, PET)、聚氨酯(poly urethane, PU)和聚苯乙烯(polystyrene, PS)(顾特服(上海)贸易有限公司)颗粒,以及 30 根长度为 0.5 mm 的尼龙 6 (Nylon 6)纤维(自制),设置 3 个平行。按照上述流程,最后在显微镜下计数滤膜上颗粒/纤维数目,计算微塑料颗粒和纤维回收率为 86.7% ~ 100%。

1.3 微塑料分析与定量

将不锈钢膜置于显微镜(Olympus MZ2-ILST, 中国)下,用镊子挑拣不锈钢滤膜上的所有颗粒物(粒径 $>50 \mu\text{m}$),逐一转移到正置显微镜下(Leica DM4 M, 德国)测量并拍照。然后按颗粒的形态分成 4 类,即颗粒、纤维、碎片和薄膜。利用傅里叶显微红外光谱仪(Perkin Elmer Spotlight 400, 美国)透射/反射模式鉴定颗粒材质:MCT 检测器,波数范围 $4000 \sim 650 \text{ cm}^{-1}$,分辨率 4.00 cm^{-1} ,扫描次数 32 次。将所得目标颗粒红外光谱谱图与萨特勒(SADTLER)红外光谱数据库进行比对,选择匹配率超过 70% 的聚合物视为目标颗粒材质。

1.4 质量控制与数据分析

实验前,实验所有器皿和工具均用超纯水冲洗 3 遍以上,烘干后用铝箔封盖。实验过程中关窗操作,尽量减少空气流通带来的背景污染;过滤时使用不锈钢滤膜,实验人员穿棉质实验服并尽可能避免使用塑料器皿。样品微塑料丰度(个 $\cdot \text{L}^{-1}$)为扣除实验空白(以超纯水替代环境样品)后的结果。数据以“Mean $\pm$ SD”表示,并用 SPSS13.0 软件比较 2 条河

流微塑料丰度(t 检验),以 $P<0.05$ 时表示各采样点微塑料丰度之间差异显著。

2 结果与讨论 (Results and discussion)

2.1 微塑料颗粒确认率

经显微红外确认,从来自在双台子河与大辽河的水样分离得到的颗粒中,确认为塑料材质的微塑料颗粒分别占所挑出疑似颗粒的 33.57% 和 37.83%。其中,双台子河的碎片、纤维、薄膜和颗粒的确认率分别为 28.85%、40.00%、40.98% 和 16.67%,而大辽河水样中碎片、纤维、薄膜和颗粒的确认率分别为 35.03%、50.00%、40.35% 和 13.33%。从结果可以看出,纤维和薄膜形状的微塑料确认率较高,而颗粒微塑料的确认率最低,说明环境中天然颗粒物对以目视识别微塑料会有较强的干扰作用,这就需要在样品前处理过程中提高对天然有机质与颗粒物等非塑料颗粒物的去除能力。

2.2 微塑料丰度

双台子河表层水体中微塑料的平均丰度(4.52 ± 0.76) 个 $\cdot$ L $^{-1}$, $1.33 \pm 0.67 \sim 7.33 \pm 3.93$ 个 $\cdot$ L $^{-1}$)(图 2(a)),与大辽河微塑料平均丰度水平相近(4.74 ± 0.67) 个 $\cdot$ L $^{-1}$, $3.00 \pm 1.15 \sim 11.00 \pm 3.51$ 个 $\cdot$ L $^{-1}$)(图 2(b))。从整体上看,2 条河流表层水体微塑料丰度无显著差异($P>0.05$),说明 2 条河流微塑料污染程度相近。这可能与 2 条河流流经区域具有相似的经济发展水平和社会生产生活方式相一致有关,也说明微塑料的潜在污染来源相似。另外,每条河流各采样点之间,尤其靠近入海口(SR1 ~ SR3 和 LR1 ~ LR2)各采样点微塑料丰度未表现出明显的升高或降低的趋势($P>0.05$),这可能与调查区受到海水涨落潮影响有关,即在涨潮时海水入侵河道至上游几十公里,导致感潮河段水体得到了充分混合,从而微塑料丰度表现

出相似的水平^[15]。

与其他地区相比(表 1),双台子河和大辽河微塑料丰度与国内的汉江((2.93 ± 0.30) 个 $\cdot$ L $^{-1}$)和长江((2.51 ± 0.91) 个 $\cdot$ L $^{-1}$)^[16]相近,并与国外印度尼西亚的奇瓦伦格河(Ciwalengke River)((5.85 ± 3.28) 个 $\cdot$ L $^{-1}$)^[3]、英国的伊岑河(Itchen River)(1.15 个 $\cdot$ L $^{-1}$)^[17]相近,高于美国的哈德逊河(Hudson River)(0.98 个 $\cdot$ L $^{-1}$)^[18]、圣盖博河(San Gabriel River)(0.41 个 $\cdot$ L $^{-1}$)^[19]和英国的哈勃河(Hamble River)(0.29 个 $\cdot$ L $^{-1}$)^[17],但低于我国太湖($3.4 \sim 25.8$ 个 $\cdot$ L $^{-1}$)^[4]和美国洛杉矶河(Los Angeles River)(12.93 个 $\cdot$ L $^{-1}$)^[19]。尽管双台子河与大辽河 2018 年平均入海径流量高达 3.14×10^9 m 3 ^[20],但仅根据当前结果尚无法准确估算 2 条河流微塑料的入海通量,这还需要结合微塑料在河流中空间分布、季节变化以及入海径流量的年际变化做进一步深入研究。辽河流域由 2 个水系组成,一是为东辽河和西辽河汇流后的辽河干流,从流盘山县入海即双台子河;二是浑河和太子河汇合,经营口入海即大辽河。由相关研究可知辽河流域入海径流量占环渤海河流入海径流量近 25%^[11]。由此根据本研究结果可确定,辽河和大辽河是辽河流域陆源微塑料进入渤海的主要路径之一。

2.3 微塑料形态特征

根据微塑料形态常用分类方法^[21],将双台子河和大辽河检出的微塑料分为碎片、纤维、薄膜和颗粒 4 类。其中,双台子河表层水体中微塑料以碎片(40%)与纤维(41.33%)为主,而颗粒微塑料占比最低(2%)(图 3(a));与之相似,大辽河中微塑料也以碎片(48.25%)和纤维(32.87%)为主,颗粒微塑料占比也是最低(2.8%)(图 3(b))。在国内淡水水体研究中,如三峡库区表层水体微塑料纤维占比为 28.6% ~ 90.5%,而在沉积物中纤维微塑料甚至达

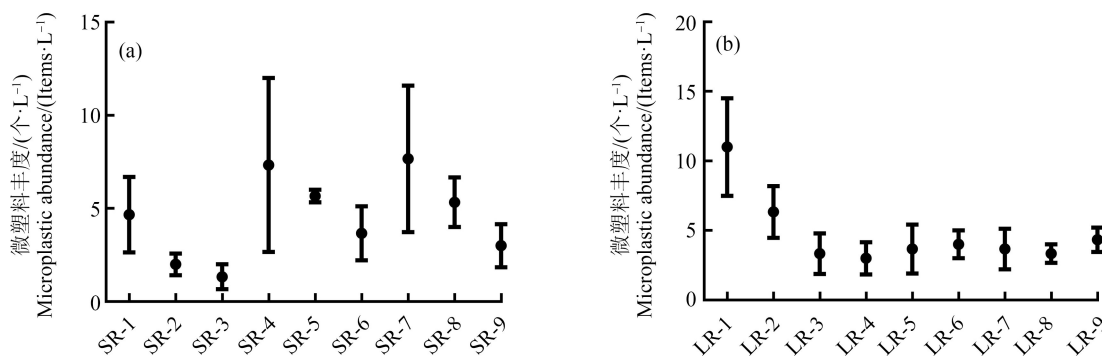


图 2 双台子河(a)和大辽河(b)下游表层水体微塑料丰度

Fig. 2 Microplastic abundance in surface water from the downstream of Shuangtaizi River (a) and Daliao River (b)

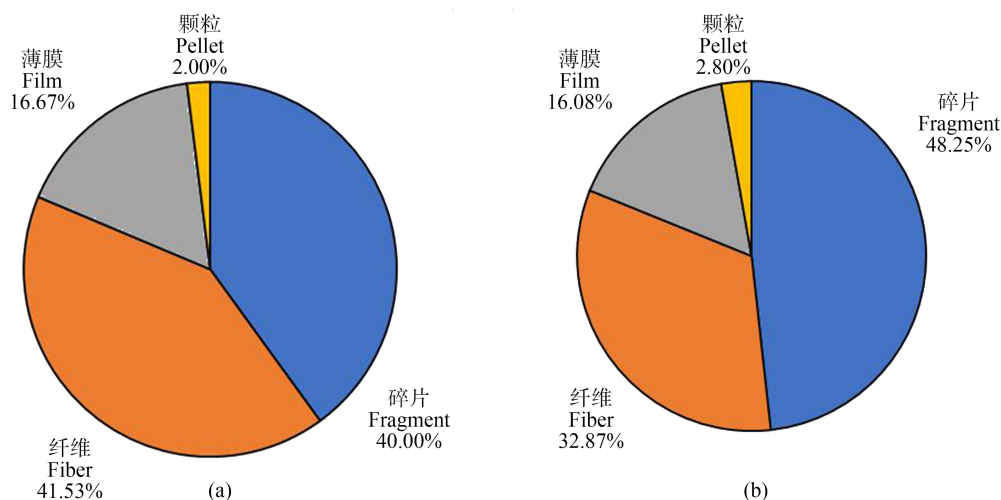


图 3 双台子河 (a) 和大辽河 (b) 下游表层水体微塑料形态分布

Fig. 3 Microplastic distribution in surface waters from the downstream of Shuangtaizi River (a) and Daliao River (b)

到了 100%^[22];渭河表层水体中纤维微塑料占比也超过了 50%^[23],这可能与不同区域微塑料的主要来源不同有关。在国外的研究中,Koelmans 等^[24]统计了 50 篇淡水微塑料相关研究论文,发现总体上碎片微塑料(≈35%)出现频率明显高于纤维微塑料(≈25%)。Scircle 等^[25]在墨西哥湾表层水体中也发现以碎片微塑料为主(≈84%),而纤维微塑料仅占约 11%,说明碎片和纤维都是环境微塑料的主要组成类型,具体占比主要取决于不同区域微塑料的主要来源。颗粒状微塑料主要源于硬质塑料的分解,但是硬质塑料的分解需要时间较长,颗粒状塑料的形成周期较长,故颗粒状微塑料在此研究中占比最小^[26]。

从微塑料的粒径上看,大辽河与双台子河中微塑料粒径分布趋势相近(表 2)。经统计后发现所有微塑料中,粒径<1 000 μm 的微塑料占比分别为 71.33%和 68.06%,并且主要集中在 200 ~ 500 μm 之间,占比分别为 37.33%和 36.11%。本研究结果与椒江、瓯江、闽江^[27]和长江口^[28]水体中微塑料粒径分布相似,表现出粒径越小微塑料丰度越高的分布特征,这说明受限于当前检测手段,环境微塑料总体丰度尤其小粒径微塑料丰度被低估,但小粒径微塑料也是易对生物健康产生危害的组分,需要及早引起足够关注。

2.4 微塑料材质组成

双台子河与大辽河表层水样中分别检出 16 种(表 3)和 14 种(表 4)微塑料材质,以聚乙烯(表 3)占比最高,分别占双台子河和大辽河微塑料总量的 38%和 32%,而聚丙烯则分别占 6%和 18%(表

4),结果与渤海^[12]、洞庭湖^[29]、洪湖^[29]、椒江、瓯江以及闽江河口^[27]水体中微塑料以聚乙烯为主的研究结果一致。

表 1 河流水体微塑料丰度

Table 1 Microplastic abundance in water from different rivers

河流 River	丰度/(个·L ⁻¹) Abundance/(Items·L ⁻¹)
双台子河 Shuangtaizi River	4.52±0.76 (本研究 This study)
大辽河 Daliaohe River	4.74±0.67(本研究 This study)
汉江 Hanjiang River	2.93±0.30 ^[16]
长江 Yangtze River	2.51±0.91 ^[16]
奇瓦伦格河 Ciwalingke River	5.85±3.28 ^[3]
伊岑河 Itchen River	1.15 ^[17]
哈德逊河 Hudson River	0.98 ^[18]
圣盖博河 San Gabriel River	0.41 ^[19]
哈勃河 Hamble River	0.29 ^[17]
洛杉矶河 Los Angeles River	12.93 ^[19]

表 2 大辽河与双台子河表层水体微塑料粒径

Table 2 Microplastic sizes in surface waters from Shuangtaizi River and Daliao River

形状 Shape	双台子河 Shuangtaizi River	大辽河 Daliao River
颗粒 Pellet	181.25±60.06	105.00±4.74
薄膜 Film	959.95±229.73	1 144.48±213.37
碎片 Fragment	617.48±84.40	639.33±34.92
纤维 Fiber	1 160.46±105.59	1 250.20±200.56

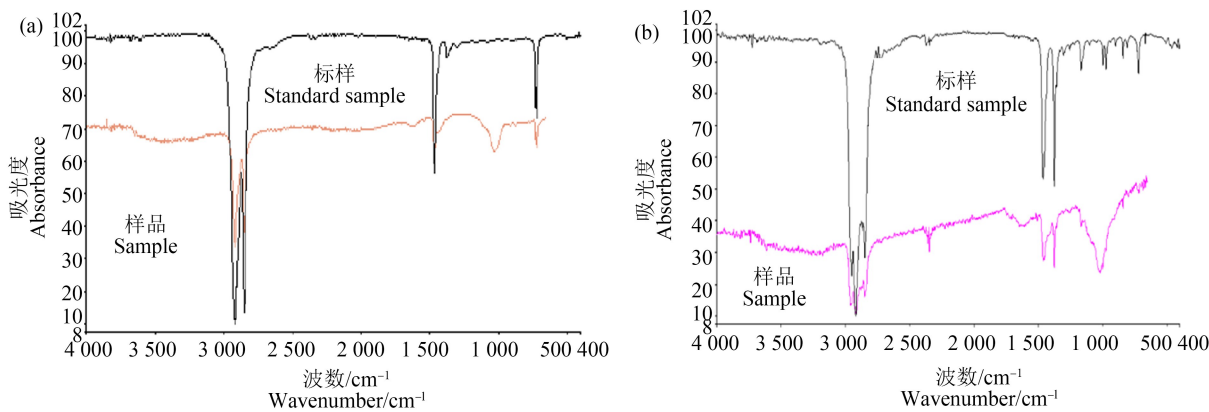


图4 聚乙烯(a)和聚丙烯(b)样品红外光谱图与标准谱图

Fig. 4 Spectra of polyethylene (a) and polypropylene (b) of samples and standards

表3 双台子河表层水体微塑料材质组成
Table 3 Microplastic polymers in surface waters from Shuangtaizi River

类别 Types	占比/% Percentage/%
聚乙烯 Polyethylene	38
铸涂纸 Cast coated paper	22
人造丝 Rayon	12
聚丙烯 Polypropylene	6
聚乙烯系嵌段共聚物 Polyethylene block copolymer	5
聚(乙烯:丙烯) Poly (ethylene: propylene)	7
聚酯 Polyester	1
尼龙 Nylon	1
甲醛树脂 Formaldehyde resin	1
聚对苯二甲酸乙二醇酯 Polyethylene terephthalate	1
聚(丙烯酸十八烷基酯) Poly(octadecyl acrylate)	1
聚(1-十八烯) Poly(1-octadecene)	1
聚(二甲硅氧烷) Polydimethylsiloxane	1
聚苯乙烯 Polystyrene	1
环氧树脂 Epoxy resin	1
聚(1-十四烯) Poly(1-tetradecene)	1

需要指出的是,聚乙烯和聚丙烯具有可塑性强、价格低廉等优点,故被广泛用于塑料包装和家庭塑料制品等。按照相关政策规定,这些塑料制品在使用结束时需通过回收、焚烧和填埋等途径进行无害化处置。但在实际操作中,仍有相当一部分塑料废弃物因得不到有效的管理而进入城市河道,成为次生微塑料的主要来源^[30],导致聚丙烯和聚乙烯材质的微塑料在各种水体、沉积物甚至生物体中占比较高^[31-32]。

表4 大辽河表层水体微塑料材质组成
Table 4 Microplastic polymers in surface waters from Daliao River

类别 Types	占比/% Percentage/%
聚乙烯 Polyethylene	32
聚丙烯 Polypropylene	18
聚(丙烯:乙烯) Poly (ethylene: propylene)	13
人造丝 Rayon	7
铸涂纸 Cast coated paper	6
聚乙烯系嵌段共聚物 Polyethylene block copolymer	6
甲醛树脂 Formaldehyde resin	5
聚(1-十八烯) Poly(1-octadecene)	4
聚对苯二甲酸乙二醇酯 Polyethylene terephthalate	3
尼龙 Nylon	2
聚烯烃 Polyolefin	1
乙烯-乙醇共聚物 Ethylene-ethanol copolymer	1
硝酸纤维塑料 Nitrocellulose plastic	1
聚氟乙烯 Polyvinyl fluoride	1

从微塑料本身的理化性质分析,聚乙烯密度较低($0.86\text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$)更易漂浮在水体表面,从而在水体微塑料中的占比最高,但这与武汉城市水系^[16]中以聚对苯二甲酸乙二醇酯(PET)与聚丙烯为主的研究结论不同,说明微塑料在水体中的分布不仅受到材质密度的影响,还受到水动力以及微塑料表面吸附微生物等多种因素的影响。Kooi等^[33]的沉降模型计算结果表明,微塑料表面的生物絮凝能够导致粒子密度增加。从微塑料来源上看,双台子河与大辽河中人造丝微塑料占比分别为12%和7%。Browne等^[34]指出,单件衣物洗涤时每次可释放至少1 900

个纤维,这说明服装洗涤废水对河流微塑料的贡献不容忽视;双台子河 22% 的微塑料是铸涂纸材质(主要用于烟盒塑料包装纸等),说明丢弃的烟盒也是环境微塑料的来源之一。另外,各种原生和次生微塑料会随污水经市政管道进入污水处理厂或随着地表径流直接汇入河道,但由于污水处理厂的现有各种处理方法并没有特别针对微塑料的工艺,并不能完全截留污水中的全部微塑料,所以能在这 2 条河道中检测到多种微塑料,这也说明环境微塑料的来源广泛,对源头防控提出了较高要求。

本研究结果表明双台子河与大辽河下游表层水体均受到微塑料污染,2 条河流微塑料的赋存特征包括材质组成、形态特征以及丰度相近,说明 2 条河流下游微塑料输入来源相似,但微塑料丰度沿河道入海方向未表现出明显的变化趋势。根据 2018 年 2 条河流入海径流量占环渤海河流入海径流量近 25%,说明辽河和大辽河是陆源微塑料输入渤海的主要路径之一。

通讯作者简介:陈熙(1983—),男,讲师,主要研究方向为重金属污染治理及固体废弃物资源化。

参考文献 (References):

- [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] Liu K, Wang X H, Fang T, et al. Source and potential risk assessment of suspended atmospheric microplastics in Shanghai [J]. *Science of the Total Environment*, 2019, 675: 462-471
- [3] Alam F C, Sembiring E, Muntalif B S, et al. Microplastic distribution in surface water and sediment river around slum and industrial area (case study: Ciwalengke River, Majalaya district, Indonesia) [J]. *Chemosphere*, 2019, 224: 637-645
- [4] Su L, Xue Y G, Li L Y, et al. Microplastics in Taihu Lake, China [J]. *Environmental Pollution*, 2016, 216: 711-719
- [5] 杨婧婧, 徐笠, 陆安祥, 等. 环境中微(纳米)塑料的来源及毒理学研究进展[J]. *环境化学*, 2018, 37(3): 383-396
Yang J J, Xu L, Lu A X, et al. Research progress on the sources and toxicology of micro (nano) plastics in environment [J]. *Environmental Chemistry*, 2018, 37(3): 383-396 (in Chinese)
- [6] Victoria R, Banwart S, Black H, et al. Emerging issues in our global environment [R]. Geneva: United Nations Environment Programme, 2012
- [7] Simon-Sánchez L, Grelaud M, Garcia-Orellana J, et al. River Deltas as hotspots of microplastic accumulation: The case study of the Ebro River (NW Mediterranean) [J]. *Science of the Total Environment*, 2019, 687: 1186-1196
- [8] Lebreton L C M, van der Zwet J, Damsteeg J W, et al. River plastic emissions to the world's oceans [J]. *Nature Communications*, 2017, 8: 15611
- [9] Harris P T. The fate of microplastic in marine sedimentary environments: A review and synthesis [J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2020, 158: 111398
- [10] 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
- [11] 夏斌. 2005 年夏季环渤海 16 条主要河流的污染状况及入海通量[D]. 青岛: 中国海洋大学, 2007: 58-63
Xia B. Contaminative conditions of main sixteen rivers around Bohai Sea and pollutant flux flowing into sea in summer of 2005 [D]. Qingdao: Ocean University of China, 2007: 58-63 (in Chinese)
- [12] Zhang W W, Zhang S F, Wang J Y, et al. Microplastic pollution in the surface waters of the Bohai Sea, China [J]. *Environmental Pollution*, 2017, 231(Pt 1): 541-548
- [13] 韩丽花, 李巧玲, 徐笠, 等. 大辽河沉积物中微塑料的污染特征[J]. *中国环境科学*, 2020, 40(4): 1649-1658
Han L H, Li Q L, Xu L, et al. The pollution characteristics of microplastics in Daliao River sediments [J]. *China Environmental Science*, 2020, 40(4): 1649-1658 (in Chinese)
- [14] Xu Q J, Gao Y Y, Xu L, et al. Investigation of the microplastics profile in sludge from China's largest water reclamation plant using a feasible isolation device [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2020, 388: 122067
- [15] 伍成成. Mike11 在盘锦双台子河口感潮段的应用研究[D]. 青岛: 中国海洋大学, 2011: 50-58
Wu C C. Study on application of Mike11 in tidal river network of Panjin Shuangtaizi Estuary [D]. Qingdao: Ocean University of China, 2011: 50-58 (in Chinese)
- [16] Wang W F, Ndungu A W, Li Z, et al. Microplastics pollution in inland freshwaters of China: A case study in urban surface waters of Wuhan, China [J]. *Science of the Total Environment*, 2017, 575: 1369-1374
- [17] Gallagher A, Rees A, Rowe R, et al. Microplastics in the Solent estuarine complex, UK: An initial assessment [J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2016, 102(2): 243-249
- [18] Miller R Z, Watts A J R, Winslow B O, et al. Mountains to the sea: River study of plastic and non-plastic microfiber pollution in the northeast USA [J]. *Marine Pollution*

- Bulletin, 2017, 124(1): 245-251
- [19] Moore C J, Lattin G L, Zellers A F. Quantity and type of plastic debris flowing from two urban rivers to coastal waters and beaches of Southern California [J]. *Revista De Gestão Costeira Integrada*, 2011, 11(1): 65-73
- [20] 中华人民共和国水利部. 中国水利统计年鉴 2018[M]. 北京: 中国水利水电出版社, 2018: 155-156
Ministry of Water Resources of the People's Republic of China. *China Water Statistical Yearbook*, 2018 [M]. Beijing: China Water Resources and Hydropower Press, 2018 (in Chinese)
- [21] Sutton R, Sedlak M. Microplastic monitoring and science strategy for San Francisco Bay [R]. California: SFEI Contribution, 2017
- [22] Shahul Hamid F, Bhatti M S, Anuar N, et al. Worldwide distribution and abundance of microplastic: How dire is the situation? [J]. *Waste Management & Research*, 2018, 36(10): 873-897
- [23] Di M X, Wang J. Microplastics in surface waters and sediments of the Three Gorges Reservoir, China [J]. *Science of the Total Environment*, 2018, 616-617: 1620-1627
- [24] Koelmans A A, Mohamed Nor N H, Hermesen E, et al. Microplastics in freshwaters and drinking water: Critical review and assessment of data quality [J]. *Water Research*, 2019, 155: 410-422
- [25] Scircle A, Cizdziel J V, Tisinger L, et al. Occurrence of microplastic pollution at oyster reefs and other coastal sites in the Mississippi Sound, USA: Impacts of freshwater inflows from flooding [J]. *Toxics*, 2020, 8(2): E35
- [26] Eriksen M, Lebreton L C M, Carson H S, et al. Plastic pollution in the world's oceans: More than 5 trillion plastic pieces weighing over 250, 000 tons afloat at sea [J]. *PLoS One*, 2014, 9(12): e111913
- [27] Zhao S Y, Zhu L X, Li D J. Microplastic in three urban estuaries, China [J]. *Environmental Pollution*, 2015, 206: 597-604
- [28] Zhao S Y, Wang T, Zhu L X, et al. Analysis of suspended microplastics in the Changjiang Estuary: Implications for riverine plastic load to the ocean [J]. *Water Research*, 2019, 161: 560-569
- [29] Wang W F, Yuan W K, Chen Y L, et al. Microplastics in surface waters of Dongting Lake and Hong Lake, China [J]. *Science of the Total Environment*, 2018, 633: 539-545
- [30] Wagner M, Scherer C, Alvarez-Muñoz D, et al. Microplastics in freshwater ecosystems: What we know and what we need to know [J]. *Environmental Sciences Europe*, 2014, 26(1): 12
- [31] Zhang D D, Cui Y Z, Zhou H H, et al. Microplastic pollution in water, sediment, and fish from artificial reefs around the Ma'an Archipelago, Shengsi, China [J]. *Science of the Total Environment*, 2020, 703: 134768
- [32] Han M, Niu X R, Tang M, et al. Distribution of microplastics in surface water of the lower Yellow River near estuary [J]. *Science of the Total Environment*, 2020, 707: 135601
- [33] Kooi M, Nes E H V, Scheffer M, et al. Ups and Downs in the ocean: Effects of biofouling on vertical transport of microplastics [J]. *Environmental Science & Technology*, 2017, 51(14): 7963-7971
- [34] Browne M A, Crump P, Niven S J, et al. Accumulation of microplastic on shorelines worldwide: Sources and sinks [J]. *Environmental Science & Technology*, 2011, 45(21): 9175-9179 ◆