

不同人为干扰程度云贵高原湖泊表层水中微塑料分布差异性及其成因分析*

高忆雯^{1,2,3}, 喻庆国^{1,2,3**}, 刘阳^{1,2,3}

(1.西南林业大学云南省高原湿地保护修复与生态服务重点实验室, 昆明 650224)

(2.国家高原湿地研究中心, 昆明 650224)

(3.西南林业大学生态与环境学院(湿地学院), 昆明 650224)

摘要: 为了揭示不同人为干扰程度高原湖泊表层水体中微塑料(MPs)分布规律和成因, 研究选取云贵高原人为干扰较弱的属都湖和干扰较强的星云湖为研究区, 通过样品采集以及MPs分离、提取和鉴定等, 对比分析两个湖泊表层水体中MPs分布特征和来源差异, 为不同高原湖泊MPs防控和保护修复提供理论依据。结果表明:(1)MPs平均丰度属都湖 1.82 个/ m^3 、星云湖 2.14 ± 1.25 个/ m^3 , 平均数量属都湖 478 ± 57 个/条、星云湖 558 ± 314 个/条, 随着人为干扰强度的增强, 两个高原湖泊表层水体中MPs平均丰度和平均数量均呈现逐步增大趋势。(2)属都湖以黑色、蓝色为主(平均数量合计为 295 ± 12 个/条), 星云湖以蓝色、黑色为主(平均数量合计为 403 ± 106 个/条)。星云湖和属都湖MPs形状都以线条状为主, 线条状平均数量属都湖 462 个/条、星云湖 481 ± 239 个/条。MPs尺寸 ≤ 200 μm 的平均数量属都湖 86 ± 30 个/条、星云湖 280 ± 167 个/条。主要聚合物类型属都湖有4种(人造丝(RY)、聚丙烯(PP)、聚乙烯(PE)、聚对苯二甲酸乙二醇酯(PET)), 星云湖有7种(RY、PE、PET、低密度聚乙烯-丁二烯-苯乙烯(SBS)、环氧氯丙烷改性聚乙烯亚胺(PEM)、聚酯(PES)、聚乙烯醇(PVA)), 属都湖少于星云湖, 说明星云湖MPs来源更广泛。随着人为干扰强度的增强, 两个高原湖泊表层水体中MPs主要颜色(黑色和蓝色)、主要形状(线条状)、尺寸范围(≤ 200 μm)的平均数量均呈现逐步增大以及主要聚合物类型种类数呈现逐步增多的趋势。(3)属都湖为贫营养, 人为干扰较弱, MPs污染主要成因有旅游活动、放牧活动和大气沉降; 星云湖为轻度富营养, 人为干扰较强, MPs污染主要成因有生活污水、农田耕种、交通运输、鱼类养殖、鱼类捕捞、工业生产、旅游活动、大气沉降、放牧活动等。两个高原湖泊表层水体中MPs分布和来源存在一定的差异性, 人为干扰状况是决定MPs多寡的关键因素。

关键词: 高原湖泊; 微塑料; 表层水体; 差异性; 成因; 干扰程度

Analysis of differences and causes of microplastic distribution in surface water of Yunnan-Guizhou plateau lakes under varying human disturbance intensities

Gao Yiwen^{1,2,3}, Yu Qingguo^{1,2,3**}, Liu Yang^{1,2,3}

(1. Yunnan Key Laboratory of Plateau Wetland Conservation, Restoration and Ecological Services, Southwest Forestry University, Kunming, 650224, China)

(2. National Plateau Wetlands Research Center/College of Wetlands, Southwest Forestry University, Kunming 650224, China)

(3. College of Ecology and Environment (College of Wetlands), Southwest Forestry University, Kunming, Yunnan 650224, China)

* 2025-10-28 收稿; 2026-02-08 收修改稿。

**通信作者; E-mail: yqg20090030@swfu.edu.cn

Abstract: To reveal the distribution patterns and causes of microplastics (MPs) in the surface water of plateau lakes under different degrees of anthropogenic disturbance, this study selected two lakes from Yunnan-Guizhou Plateau—Lake Shudu with relatively weak human interference and Lake Xingyun with relatively strong human interference—as the research areas. Through sample collection, separation, extraction, and identification of MPs, the distribution characteristics and source differences of MPs in the surface water of the two lakes were compared, providing a theoretical basis for the prevention and restoration of MPs pollution in different plateau lakes. The results indicate that: (1) The average abundance of MPs was 1.82 particles/m³ in Lake Shudu and 2.14 ± 1.25 particles/m³ in Lake Xingyun. The average number of MPs was 478 ± 57 particles/individual in Lake Shudu and 558 ± 314 particles/individual in Lake Xingyun. As the intensity of human disturbance increases, both the average abundance and average number of MPs in the surface waters of these two plateau lakes show a gradual upward trend. (2) The MPs in Lake Shudu are mainly black and blue (with an average total count of 295 ± 12 particles/individual), while those in Lake Xingyun are mainly blue and black (with an average total count of 403 ± 106 particles/individual). The shapes of MPs in both lakes are dominated by line-shaped particles, with an average number of 462 particles/individual in Lake Shudu and 481 ± 239 particles/individual in Lake Xingyun. The average number of MPs with a size of ≤ 200 μm is 86 ± 30 particles/individual in Lake Shudu and 280 ± 167 particles/individual in Lake Xingyun. The main polymer types in Lake Shudu are 4 types (rayon (RY), polypropylene (PP), polyethylene (PE), and polyethylene terephthalate (PET)), while in Lake Xingyun there are 7 types (RY, PE, PET, low-density styrene-butadiene-styrene (SBS), polyethylenimine epichlorohydrin modified (PEM), polyester (PES), and polyvinyl alcohol (PVA)). The fewer polymer types in Lake Shudu indicate that MPs sources in Lake Xingyun are more diverse. With increasing human disturbance, the average quantities of the dominant colors (black and blue), dominant shape (line), and the size fraction ≤ 200 μm of MPs in the surface waters of both lakes show a gradual increasing trend, and the number of main polymer types also increases gradually. (3) Lake Shudu is oligotrophic and subject to limited anthropogenic disturbance, with tourism, grazing, and atmospheric deposition as the primary sources of MPs. Lake Xingyun is mildly eutrophic and experiences stronger human interference, with MPs derived from domestic sewage, agricultural cultivation, transportation, aquaculture, fishing operations, industrial production, tourism, atmospheric deposition, and grazing. The distribution and sources of MPs in the surface waters of the two lakes differ, and the level of anthropogenic disturbance is the key factor determining MPs abundance.

Keywords: Plateau lakes; microplastics; surface water; differences; causes; degree of interference

随着塑料制品的大规模生产和使用,使得微塑料(Microplastics, MPs)的源头无处不在。MPs是指尺寸<5 mm的塑料颗粒^[1],是近年来备受瞩目的新兴污染物^[2],广泛分布于全球各类水体中,其来源包括塑料制品降解、洗涤废水、化妆品、工业排放等^[3]。这些MPs颗粒不仅本身具有潜在生态毒性,还能吸附重金属^[4]、农药^[5]、抗生素^[6]等,成为这些污染物的载体^[7],影响污染物在水中的迁移转化,进而引起更大的生态风险^[8]。河流、湖泊为人类社会发展提供了工业、农业和生活用水,以及交通、旅游、娱乐等诸多功能,也为大自然中各种生物提供了栖息场所。湖泊作为重要的淡水资源和生态系统,也面临着MPs污染问题,MPs可通过污水排放、地表径流、大气沉降等多种途径进入湖泊环境,并在水体、沉积物及水生生物体内累积^[9],同时还会通过湖泊向海洋输送^[10],其迁移、分布和归宿受湖泊水动力、富营养化程度及流域人类活动等因素显著影响^[11]。人为干扰的强弱直接塑造了MPs污染的空间格局和严重程度,在人为干扰强烈的湖泊,由于人口稠密、工业生产和消费活动的高度集中,塑料制品的生产、使用和废弃量巨大,导致该湖泊流域环境承载力不堪重负,污染程度尤为深重。如海河流经人口密度和工业化程度较高的城市,其MPs平均丰度为14.17±14.64个/m³^[12]。杨少博等人的研究中提到2010年至2019年中国各地表水系中湖泊的MPs丰度为340-8900个/m³,主要来源城市活动、渔具等^[13]。反之,在人为干扰相对较弱的区域(高原、极地等),这些区域的污染源较少,直接排放量低,MPs的输送主要依赖于大气沉降、河流的长距离输送,污染程度较轻,如北极地区水柱样品中的MPs丰度为0-1287个/m³^[14]。MPs污染日益严重,人们已越来越认识到这一问题并日益关注。但目前关于不同人为干扰程度高原湖泊表层水体中MPs分布特征差异性和来源研究仍较匮乏,尤其缺乏系统性对比分析,研究主要还

是聚焦在不同环境介质（水体、土壤、大气）之间，同一环境不同时期（丰水期和枯水期）之间的对比分析，开展不同人为干扰程度高原湖泊水环境中 MPs 污染的调查和防治工作已迫在眉睫，因此，本研究于 2023 年 10 月在属都湖和星云湖开展了调查。进行不同人为干扰程度高原湖泊表层水体中 MPs 污染差异及其成因分析，不仅有助于理解环境因子对 MPs 归趋的影响，揭示人为干扰程度与 MPs 污染之间的相互关系，还能为不同地理区域、不同人为干扰程度高原湖泊的差异化治理提供科学依据，对未来长期监测和风险评估具有参考价值。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

属都湖位于云南省迪庆藏族自治州香格里拉市境内，属于金沙江水系，地理坐标 27°54.616'N，99°56.974'E，位于县城东北部，距县城 35 km，海拔 3705 m，水域面积 1.81 km²，最大水深 8 m，流域面积为 10 km²，是滇西湖群重要湖泊之一。属都湖流域气候主要受西南季风控制，多年平均降水量约 970 mm^[15]。主要补给来自湖泊西北角和东北角的两条小河流，湖泊出口处修建的水坝影响了属都湖湖水水循环，进而影响了湖泊水质。属都湖流域内无农田、城镇、村庄、厂房、鱼类养殖、鱼类捕捞等，土地利用方式为林业用地和牧业用地^[16]，流域内有骑行、乘船游览、乘车游览等旅游活动和放牧活动，湖泊周边都是原始森林和自然草地，人为干扰较弱，水质为 III 类水，湖泊处于贫营养状态。属都湖不仅是重要生态区域，也是云南省重要旅游资源，对当地经济发展和生态保护都具有重要意义，但也因此造成人类活动增加，湖泊 MPs 污染风险增加。

星云湖位于云南省玉溪市江川区境内，属于南盘江水系，地理坐标 24°17'-24°24'N，102°45'-102°49'E，位于县城东北部，紧邻县城，海拔 1722 m，水域面积 34.7 km²，最大水深 12 m，平均 5.91 m 左右，流域面积 371.1 km²，属高原断陷型湖泊，是滇中湖群重要湖泊之一。主要入湖河流有东西大河、螺螄铺河、渔村河、大街河、大庄河、旧洲河等 14 条季节性河流，出水口为湖泊西南角人工建造的引水渠。星云湖担负着农业灌溉用水源、工业用水源、饮用水源等多种功能，湖泊流域内有县城、乡镇，有大量村庄和农田，有高速公路、普通公路等，有江川工业园区和工厂，村民主要从事农田耕种、鱼类养殖、鱼类捕捞等，近年来旅游业也逐渐发展。随着本地经济的逐步发展、人类活动的不断增加和塑料制品的广泛使用，加之流域内污水废水处理厂满足不了污水废水处理所需，致使大量生活污水以及部分工业废水和农业废水排入湖泊，再加上过量的湖泊垦殖，导致了湖泊水质急剧恶化^[17]，而且湖泊周边都是农田、村庄、城市、公路等，人为干扰较强，水质为 V 类水，处于轻度富营养状态，MPs 污染已成影响该湖环境质量的潜在威胁。

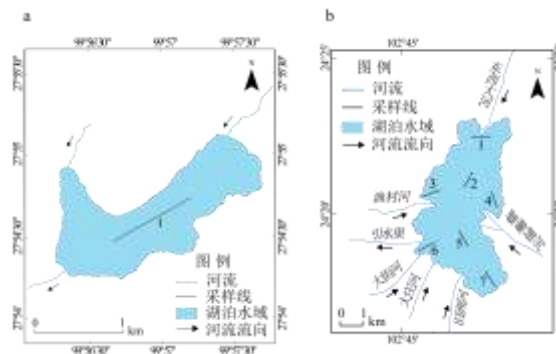


图 1 两个高原湖泊采样线布设图 (a 为属都湖, b 为星云湖)

Fig.1 Sampling line layout diagrams for the two plateau lakes (a is for Lake Shudu, b is for Lake Xingyun)

1.2 采样线布设和样品采集

1.2.1 采样线布设 根据属都湖和星云湖两个湖泊的入出湖河流状况、湖泊形状、湖泊面积、湖水深度等因素，属都湖水域面积较小且水体空间分布较均一，故在中部区域仅布设 1 条采样线（1 km）（如图

1-a)，而星云湖水域面积较大且水体空间分布不均一，故布设 7 条采样线（每条长 1 km），星云湖采样线 1 位于湖泊北部，采样线 2 位于湖泊中上部湖中间区域，采样线 3 位于湖泊西部渔村河入湖口区北侧，采样线 4 位于湖泊东部螺蛳铺河入湖口区北侧，采样线 5 位于湖泊中下部湖中间区域，采样线 6 位于湖泊西南部流经县城的大街河入湖口区，采样线 7 位于湖泊南部（如图 1-b）。在 Arc Map 10.8 中进行了采样线布设，获取采样线经纬度坐标，并输出打印成能满足野外调查采样所需的湖泊采样线分布影像图。

1.2.2 样品采集 使用 GPS 和影像图开展野外采样工作。在两个湖泊布设的每条采样线上使用 25 号浮游生物网（网口直径：20 cm；网长：50 cm；网衣：200 目；网孔：0.064 mm）乘小型游船采用拖网方式进行 MPs 水样采集，采样时使生物网保持在表层水体深 20 cm 处，4 个浮游生物网一组（游船两侧各 2 个网），拖网距离 2 km（采样线往返各拖一次），完成车载拖网采样工作后在现场用超纯水分别对 4 个浮游生物网进行多次冲洗，收集冲洗水样后用 300 目不锈钢筛多次过筛，收集过滤冲洗液冲洗筛网，将样品压缩成 500 ml 的水样后密封保存，使 1 条采样线形成 1 个 MPs 水样^[18-19]。

1.3 微塑料样品分离、观察和鉴定

在实验室内处理 MPs 水样时先将在野外采集的 MPs 水样在密封状态下摇匀，避免 MPs 会因静置时间过长而发生团聚或粘附现象。用 4 目不锈钢筛对野外采集的表层水体样品进行过滤，去除大于 5 mm 的塑料颗粒和杂质。为防止有机质对 MPs 识别的干扰，使用浓度为 30% 的过氧化氢（H₂O₂）溶液进行消解，直到溶液变得澄清透明，再将其密封置于摇床中（100 r/min，50 °C）震荡 24 h，取出后静置消解 24 h。使用真空泵（SHZ-D-III，中国）进行抽滤，将 MPs 样品转移到硝酸纤维玻璃滤膜（直径 47 mm，孔径 1 μm）上，并将过滤后的滤膜放入干净的滤膜保存盒中（直径 47 mm），随后放入烘箱烘干（50 °C，36 h），将烘干后的滤膜进行下一步实验。使用显微镜（Leica DMI3000 B，德国）对滤膜上的 MPs 样品进行图像采集，用 Image J v1.8.0 软件对 MPs 的颜色、形状和尺寸进行观测。使用傅里叶变换红外光谱（Nicolet IN10，美国）在 4000-600 cm⁻¹ 扫描范围内鉴定 MPs 聚合物类型，将鉴定的图谱与对应的标准品谱库（萨特勒谱库）进行比对，匹配结果 70% 以下的样品排除，最终匹配度最高的谱图数据为 MPs 的成分^[20]。

MPs 颜色分为红色（Red）、绿色（Green）、蓝色（Blue）、黑色（Black）、白色（White）、黄色（Yellow）、紫色（Purple）和棕色（Brown）8 种，尺寸分为 5 个等级：1-100 μm、101-200 μm、201-500 μm、501-1000 μm、1001-5000 μm，形状分为线条状（Line）、碎片状（Fragment）、薄膜状（Film）和球状（Pellet）4 种。

1.4 质量保证和控制

在研究过程中均采取严格的防污染措施。现场采样过程中，先用采样处的水润洗所有拖网和容器，再用超纯水润洗三遍。室内实验过程中，为了减少外界的潜在污染，全程均佩戴乳胶手套，穿着棉质实验服。样品消解全过程均用铝箔纸覆盖，并在洁净通风橱中完成室内实验操作。此外，在表层水体 MPs 样品分离、观察和鉴定过程中设置 3 组空白对照，后续所有样品 MPs 丰度均减去该空白对照值。

1.5 数据统计与分析

星云湖相关数据如地区 GDP、渔业产值、农作物播种面积、工业增加值、塑料制品产量、交通运输、旅游总收入、户籍人口等来源于玉溪市人民政府和江川区人民政府官网上的《玉溪统计年鉴》、《江川区 2016-2022 年国民经济和社会发展统计公报》和《中华人民共和国成立 70 周年江川经济发展成就概况》，利用现有数据通过平均值填充方法补充个别缺失数据^[21]，最后采用 pearson 相关分析方法解释微塑料因子与人为干扰因子的相关性。属都湖相关数据如人均 GDP、地区 GDP、旅游人次等来源于云南省人民政府和香格里拉市人民政府官网上的《云南统计年鉴》和《香格里拉市 2018-2022 年国民经济和社会发展统计公报》。采用 Excel 对属都湖、星云湖表层水体 MPs 数据进行初步统计，使用 R4.3.1 的“ggplot2”包进行数据可视化和其他基本描述性统计绘图。本研究表层水体中 MPs 丰度计算公式如下：

$$A = N/V$$

式中：A 表示水体中 MPs 丰度（个/m³）；N 表示被检测到的 MPs 数量（个）；V 表示通过拖网的水总

体积 (m^3)。

表层水体中 MPs 平均数量等于 MPs 数量 (个) 除以采样线条数 (条), 单位为个/条。

2 结果与分析

2.1 属都湖表层水体中微塑料分布特征

在布设的 1 条采样线 (S1) 中, 属都湖表层水体中 MPs 丰度为 $1.82 \text{ 个}/\text{m}^3$ (如图 2), MPs 数量为 478 个, 采样线 MPs 平均数量为 478 ± 57 个/条。MPs 颜色有 7 种, 黑色、蓝色为主要颜色, 黑色平均数量 159 个/条 (占采样线平均数量 478 ± 57 个/条的 33.26%), 蓝色平均数量 136 个/条 (占 28.45%), 其余颜色平均数量合计 183 ± 32 个/条 (占 38.29%)。绿色 (平均数量 2 个/条, 占 0.42%) 和白色 (平均数量 9 个/条, 占 1.88%) MPs 检出较少。属都湖表层水体中 MPs 颜色平均数量分布呈现黑色 > 蓝色 > 紫色 > 红色 = 黄色 > 白色 > 绿色的规律 (如图 3-a)。MPs 形状只有线条状和碎片状 2 种, 线条状 (平均数量 462 个/条, 占 96.65%) 为主要形状, 碎片状 (平均数量 16 个/条, 占 3.35%) 较少 (如图 3-b)。MPs 尺寸中 $201\text{-}500 \mu\text{m}$ 最多 (平均数量 159 个/条, 占 33.26%), 其次为 $501\text{-}1000 \mu\text{m}$ (平均数量 126 个/条, 占 26.36%), 第三为 $1001\text{-}5000 \mu\text{m}$ (平均数量 107 个/条, 占 22.39%), 第四为 $101\text{-}200 \mu\text{m}$ (平均数量 73 个/条, 占 15.27%), 第五为 $1\text{-}100 \mu\text{m}$ (平均数量 13 个/条, 占 2.72%), $>200 \mu\text{m}$ 的平均数量合计 392 ± 21 个/条 (占 82.01%), $\leq 200 \mu\text{m}$ 的平均数量合计 86 ± 30 个/条 (占 17.99%) (如图 3-c)。总而言之, 随着 MPs 尺寸的增加, MPs 的平均数量逐渐增加, 实验检测结果显示, 属都湖表层水体 MPs 最小尺寸约为 $45 \mu\text{m}$, 最大约为 $3919 \mu\text{m}$ 。MPs 聚合物类型归纳为 5 种, 其中, RY (人造丝) 平均数量 322 个/条 (占 67.36%)、PP (聚丙烯) 平均数量 65 个/条 (占 13.60%)、PE (聚乙烯) 平均数量 51 个/条 (占 10.67%)、PET (聚对苯二甲酸乙二醇酯) 平均数量 27 个/条 (占 5.65%)、Others (其他, 是 RY、PP、PE 和 PET 以外的所有其他聚合物类型的合称) 平均数量 13 ± 3 个/条 (占 2.72%), RY 平均数量占主要优势。RY、PP、PE 和 PET 为 4 种主要聚合物类型, 其平均数量合计为 465 ± 120 个/条, 占 97.28% (如图 3-d)。因属都湖面积小, 只布设了 1 条采样线 (S1), MPs 数量等于采样线 MPs 平均数量, MPs 颜色、形状、尺寸、聚合物类型数量分布特征跟平均数量分布特征相同。

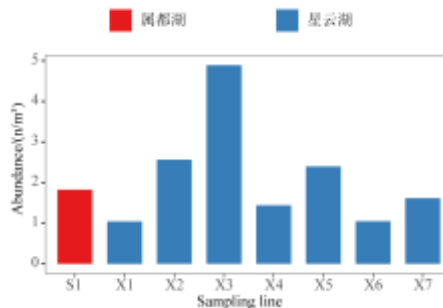


图 2 属都湖、星云湖各采样线表层水体中 MPs 丰度分布特征 (图中 S1 代表属都湖的采样线 1, X1、X2、X3、X4、X5、X6、X7 分别代表星云湖的采样线 1、2、3、4、5、6、7, Abundance 为丰度)

Fig. 2 The distribution characteristics of MPs abundance in the surface water of each sampling line of Lake Shudu and Lake Xingyun (in the figure, S1 represents the sampling line 1 of Lake Shudu, X1, X2, X3, X4, X5, X6, X7 respectively represent the sampling line 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7 of Lake Xingyun, and Abundance represents abundance)

2.2 星云湖表层水体中微塑料分布特征

星云湖表层水体 MPs 平均丰度为 $2.14 \pm 1.25 \text{ 个}/\text{m}^3$ (范围 $1.04\text{-}4.89 \text{ 个}/\text{m}^3$), 总量 3907 个, 采样线平均数量为 558 ± 314 个/条。空间分布上, X3 点丰度最高 ($4.89 \text{ 个}/\text{m}^3$), 该点临近渔村河入湖口, 流域内农田与村庄密集, 且缺乏人工湿地拦截, MPs 输入量大; X1 点丰度最低 ($1.04 \text{ 个}/\text{m}^3$), 因其远

离县城且上游建有净化湿地。各点丰度排序为 X1<X6<X4<X7<X5<X2<X3。MPs 颜色以蓝色（203±124 个/条，占 36.38%）和黑色（200±83 个/条，占 35.84%）为主，其余颜色共占 27.78%，绿色最少（9±11 个/条，占 1.61%）。形状以线条状为主导（481±239 个/条，占 86.20%），其次为碎片状、薄膜状和球状。尺寸上，≤200 μm 的 MPs 占 50.18%（平均 280±167 个/条），其中 1-100 μm 占比最高（26.17%），101-200 μm 次之（24.01%）。检测到 8 种聚合物类型，以 RY（人造丝）为主（240±138 个/条，占 43.01%），其次为 PE、PET、SBS 等（图 4）；7 种主要聚合物合计占比 77.42%。在各采样线中，X3 点的 MPs 数量最多（1248 个，占 31.94%），其颜色、形状、尺寸及聚合物类型数量均为最高；X1 点数量最低（282 个，占 7.22%）。颜色方面，蓝色在 X1、X3、X5 点占主导，黑色在 X2、X4、X6、X7 点占主导。形状上，线条状在各点均占绝对优势（78.76%-95.29%）。尺寸分布显示，≤200 μm 的 MPs 占总量的 50.18%，整体上随尺寸增大，MPs 数量递减。所有采样线中 RY 均为最主要的聚合物类型，PVA 检出量最低（图 5）。

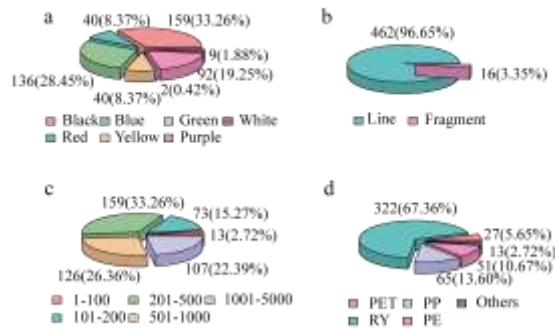


图 3 属都湖表层水体中 MPs 颜色 (a)、形状 (b)、尺寸 (c)、聚合物类型 (d) 平均数量分布特征

Fig. 3 The average distribution characteristics of the color (a), shape (b), size (c), and polymer type (d) of MPs in the surface water of Lake Shudu

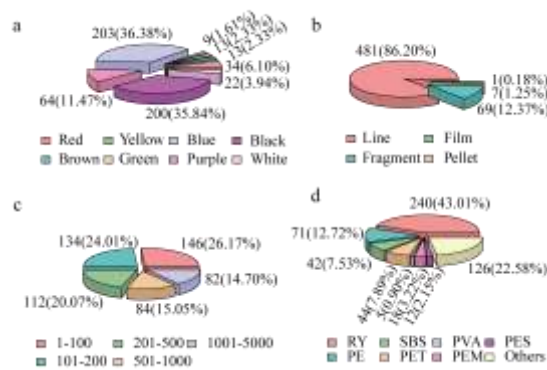


图 4 星云湖表层水体中 MPs 颜色 (a)、形状 (b)、尺寸 (c)、聚合物类型 (d) 平均数量分布特征

Fig.4 Average distribution characteristics of the color (a), shape (b), size (c), and polymer type (d) of MPs in the surface water of Lake Xingyun

2.3 星云湖表层水体中微塑料因子与人为干扰因子的相关性

将选取的星云湖 7 条表层水体 MPs 优势因子与 16 个人为干扰因子（2016-2022 年）（如表 1）进行相关性分析，发现 MPs 优势因子与人为干扰因子大多呈现正相关，其中黑色（Black）与 H13（全区接

待游客（万人次）呈显著正相关（ $r=0.76$; $p=0.048$ ），与 H14（旅游总收入（亿元））有着较大相关性（ $r=0.69$; $p=0.085$ ），达到边际显著。尺寸 1-100 μm 与 H13 呈较大正相关关系（ $r=0.72$; $p=0.066$ ），达到边际显著。PES（聚酯）与 H13 呈较大正相关关系（ $r=0.68$; $p=0.092$ ），达到边际显著（如图 6）。因属都湖只布设 1 条采样线，所测的 MPs 数据不满足相关性分析条件，故没进行相关性分析。

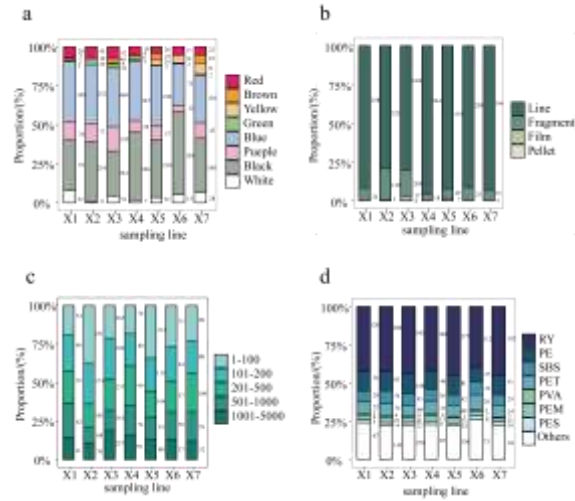


图 5 星云湖各采样线表层水体中 MPs 颜色 (a)、形状 (b)、尺寸 (c)、聚合物类型 (d) 数量分布特征 (图中 X1、X2、X3、X4、X5、X6、X7 分别代表星云湖的采样线 1、2、3、4、5、6、7)

Fig.5 The color (a), shape (b), size (c), type of polymer (d) and quantity distribution characteristics of MPs in the surface water of each sampling line of Lake Xingyun (in the figure, X1, X2, X3, X4, X5, X6, X7 respectively represent the sampling lines 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7 of Lake Xingyun)

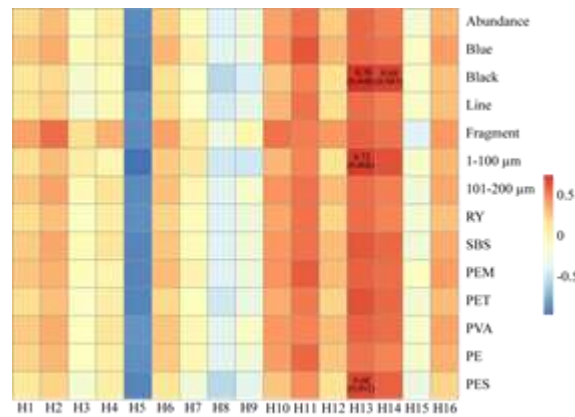


图 6 星云湖表层水体 MPs 因子与人为干扰因子的相关性

人为干扰因子 H1、H2、H3、H4、H5、H6、H7、H8、H9、H10、H11、H12、H13、H14、H15、H16 分别代表地区生产总值 (GDP) (亿元)，农业 (种植业) 产值 (亿元)，林业产值 (亿元)，牧业产值 (亿元)，渔业产值 (亿元)，农作物总播种面积 (亩)，工业增加值 (亿元)，磷矿石产量 (万吨)，黄磷产量 (万吨)，纸制品产量 (万吨)，塑料制品产量 (万吨)，交通运输、仓储和邮政业务增加值 (亿元)，全区接待游客 (万人次)，旅游总收入 (亿元)，能源消费总量 (标准煤) (万吨)，户籍人口 (万人)。MPs 因子选择丰度以及颜色、形状、尺寸和聚合物类型中的优势因子，包括丰度 (Abundance)、蓝色 (Blue)、黑色 (Black)、线条状 (Line)、碎片状 (Fragment)、1-100 μm 、101-200 μm 、RY、SBS、PEM、PET、PVA、PE、PES。

Fig.6 Correlation between MPs factors and anthropogenic disturbance factors of the surface water body in Lake Xingyun

表 1 江川区人为干扰因子

Tab.1 Human-induced Factors in Jiangchuan District

| 指标 | H1 | H2 | H3 | H4 | H5 | H6 | H7 | H8 |
|------|--------|-------|-------|-------|--------|--------|-------|--------|
| 2022 | 181.54 | 36.72 | 2.88 | 10.80 | 1.11 | 499203 | 38.80 | 225.11 |
| 2021 | 166.82 | 35.53 | 2.69 | 9.96 | 0.72 | 484270 | 33.61 | 81.64 |
| 2020 | 147.18 | 30.89 | 0.69 | 9.56 | 0.72 | 462955 | 27.53 | 83.89 |
| 2019 | 134.47 | 16.68 | 0.42 | 3.51 | 0.99 | 451238 | 25.99 | 69.91 |
| 2018 | 118.17 | 13.61 | 0.36 | 2.75 | 0.88 | 430702 | 30.21 | 85.10 |
| 2017 | 102.42 | 15.84 | 0.46 | 9.62 | 1.11 | 400912 | 25.49 | 117.73 |
| 2016 | 89.50 | 15.27 | 0.44 | 9.11 | 1.07 | 387073 | 22.37 | 65.66 |
| 指标 | H9 | H10 | H11 | H12 | H13 | H14 | H15 | H16 |
| 2022 | 5.72 | 26.60 | 10.49 | 5.32 | 151.99 | 14.83 | 78.51 | 28.77 |
| 2021 | 3.71 | 23.86 | 11.54 | 4.83 | 767.40 | 63.56 | 67.89 | 28.73 |
| 2020 | 4.29 | 23.89 | 13.03 | 4.48 | 651.20 | 52.52 | 69.01 | 28.68 |
| 2019 | 3.19 | 16.57 | 12.14 | 4.25 | 613.55 | 57.15 | 63.13 | 28.63 |
| 2018 | 2.69 | 14.10 | 9.74 | 1.50 | 557.56 | 46.24 | 60.66 | 28.48 |
| 2017 | 4.66 | 11.43 | 1.09 | 1.51 | 471.45 | 34.38 | 72.21 | 28.29 |
| 2016 | 4.27 | 10.99 | 5.42 | 1.42 | 356.57 | 19.40 | 59.37 | 28.07 |

注：数据来源于玉溪市人民政府、江川区人民政府官网。

2.4 属都湖、星云湖表层水体中微塑料分布特征差异

将属都湖布设的 1 条采样线 (S1) 与星云湖 7 条采样线 (X1、X2、X3、X4、X5、X6、X7) 的表层水体中 MPs 分布特征 (颜色、形状、尺寸、聚合物类型) 进行显著性检验 (如图 7)，在颜色分布上，S1 分别与 X2、X3、X5 采样线存在显著差异；形状分布上，属都湖与星云湖 7 条采样线均不存在显著差异；尺寸分布上，S1 分别与 X2、X3、X5 采样线存在显著差异；聚合物类型分布上，属都湖与星云湖 7 条采样线的均不存在显著差异。因属都湖只有 1 条采样线，MPs 丰度值个数不满足显著性检验条件，但从实验结果来看，属都湖表层水体 MPs 平均丰度值 (1.82 个/m³)、平均数量 (478±57 个/条)、线条状平均数量 (462 个/条)、尺寸 ≤200 μm 平均数量 (86±30 个/条)、主要聚合物类型种类数 (4 种) 小于星云湖表层水体 MPs 平均丰度值 (2.14±1.25 个/m³)、平均数量 (558±314 个/条)、线条状平均数量 (481±239 个/条)、尺寸 ≤200 μm 平均数量 (280±167 个/条)、主要聚合物类型种类数 (7 种)。

显著性检验中，属都湖布设的 1 条表层水体采样线的 MPs 特征仅在颜色和尺寸分布上与星云湖采样线 2、3、5 存在显著差异。因此本研究对属都湖、星云湖进行 9 个维度 (MPs 平均丰度、海拔、温度、湖泊面积、水深、地区 GDP、人均 GDP、人口总数、富营养化指数) 进行综合性对比，属都湖呈现典型高海拔贫营养湖泊，星云湖则为低海拔富营养湖泊的代表，标准化雷达图清晰揭示了两个湖泊在 MPs 丰度状况、物理环境、化学状态、社会经济影响方面的系统性差异 (如图 8-a)。据地区 2023 年统计年鉴和两个湖泊表层水体 MPs 实验数据显示，属都湖 MPs 平均丰度为 1.82 个/m³，星云湖为 2.14±1.25 个/m³。属都湖海拔 3705 m，星云湖海拔 1722 m，海拔差异达到 2.2 倍。属都湖年均气温 (6.4℃)、湖泊面积 (1.81 km²)、水深 (8 m)，星云湖年均气温 (17℃)、湖泊面积 (34.7 km²)、水深 (12 m)。地区 GDP 星云湖 (189.57 亿元) 优于属都湖 (186.18 亿元)。人均 GDP 属都湖 (香格里拉市，9.7 万元)

优于星云湖（江川区，7.4 万元），但人口总数属都湖（香格里拉市，18 万人）少于星云湖（江川区，28.77 万人）。富营养化指数显示，属都湖处于贫营养状态（指数为 28.79），星云湖处于中度富营养状态（指数为 54.97）。除海拔、人均 GDP 外，星云湖在其他 7 个维度上均高于属都湖。此外，根据实验检测结果，进行两个湖泊表层水体 MPs 分布特征（MPs 平均丰度、主要颜色平均数量、主要形状平均数量、尺寸>200 μm 平均数量、尺寸 $\leq 200 \mu\text{m}$ 平均数量、主要聚合物类型平均数量、主要聚合物类型种类个数）对比，发现除尺寸>200 μm 平均数量、主要聚合物类型平均数量外，其余 5 个分布特征属都湖均小于星云湖（如图 8-b）。

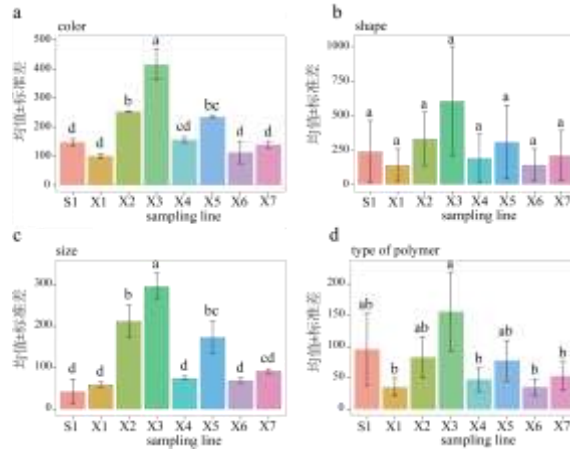


图 7 属都湖、星云湖表层水体各采样线 MPs 颜色 (a)、形状 (b)、尺寸 (c)、聚合物类型 (d) 分布差异 (图中 S1 代表属都湖的采样线 1, X1、X2、X3、X4、X5、X6、X7 分别代表星云湖的采样线 1、2、3、4、5、6、7)

Fig. 7 The color (a), shape (b), size (c), and type of polymers (d) of MPs in the surface water of Lake Shudu and Lake Xingyun at each sampling line were compared (in the figure, S1 represents the sampling line 1 of Lake Shudu, X1, X2, X3, X4, X5, X6, X7 respectively represent the sampling lines 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7 of Lake Xingyun)

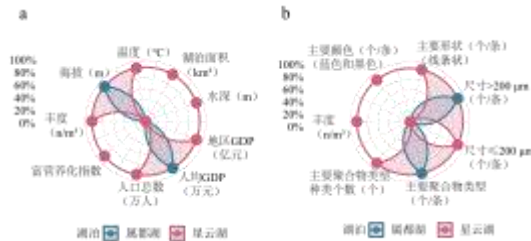


图 8 属都湖、星云湖多维度特征 (a) 和表层水体 MPs 特征 (b) 对比雷达图

Fig.8 Comparison radar chart of multi-dimensional characteristics (a) and MPs characteristics (b) of Lake Shudu and Lake Xingyun

3 讨论

3.1 不同人为干扰程度高原湖泊表层水体中微塑料丰度分布差异及其成因

MPs 污染是一个全球性的环境问题，其丰度受到多种自然因素和人为因素的共同影响，这些因素作用于 MPs 的产生、传输、沉积和降解过程，进而影响其在环境中的丰度。在进行两个湖泊多维度特征对比中发现，除海拔、人均 GDP 外，星云湖在其他 7 个维度（MPs 平均丰度、温度、湖泊面积、水深、地区 GDP、人口总数、富营养化指数）上均高于属都湖，这揭示了自然条件和人类活动的梯度效益，在自然梯度上，海拔升高往往伴随温度降低、营养贫瘠和人类活动减弱等一系列变化，根据实地考察，属都湖流域没有农田、城镇、村庄、鱼类养殖、鱼类捕捞等，星云湖流域内有县城、乡镇、村庄、农田、鱼类养殖、鱼类捕捞、工业园区、工厂等，两个湖泊呈现不同程度的人为干扰强度，星云湖受到人为干

扰较强,属都湖较弱。两个高原湖泊表层水体 MPs 检测数据显示,在丰度和数量上,两个不同干扰程度高原湖泊属都湖(3705 m,人为干扰较弱)和星云湖(1722 m,人为干扰较强)表层水体中 MPs 平均丰度分别为 1.82 个/m³和 2.14±1.25 个/m³,平均数量分别为 478±57 个/条和 558±314 个/条,平均丰度、平均数量都呈现干扰强度越强其值越大的规律。星云湖 MPs 平均丰度和平均数量都比属都湖的大,两个湖泊呈现这样的差异,主要是 MPs 来源途径不同导致的。

一是受海拔因素的影响,高海拔人为干扰较轻的湖泊受到的 MPs 污染主要依赖大气传输或零星旅游活动,如纳木错 MPs 来源 80% 依赖大气输入^[22]。在 Kumar R 等人的综述结果中表明高原生态系统中 MPs 的存在可能归因于大气沉降^[23]。巴基斯坦吉尔吉特-巴尔蒂斯坦地区的偏远和高山湖泊中也受到了 MPs 污染^[24]。青藏高原湖泊的 MPs 污染研究表明其丰度低于人口稠密地区,主要受旅游活动和大气沉降的影响^[25]。也有研究表明高原水体中 MPs 丰度与海拔高度呈负相关,因为高海拔地区的人类活动较少,低海拔湖泊受流域城市/农业活动影响, MPs 丰度比高海拔湖泊高 1-2 个数量级^[26-27]。低海拔湖泊容易受污水排放^[28]、渔业活动^[29]、农业活动^[21]和旅游活动^[30]的影响。如内蒙古高原湖泊 MPs 主要来源于农业活动和旅游活动等^[31]。弗拉特黑德湖的研究证实了减少洗衣能有效控制 MPs 污染^[32]。

二是受经济增长的影响,在谷文等人的研究中提到经济发达地区湖泊生态系统 MPs 丰度高于偏远地区^[33]。钱塘江杭州段的研究中发现 MPs 丰度与人均 GDP 等产值呈现显著的正相关^[34]。陈郸等人的研究中表明湖泊和水库水体中 MPs 丰度与生产总值和污水排放量显著正相关^[35]。相关性分析表明,选取的星云湖表层水体 MPs 优势因子与江川区多项经济指标均呈正相关,其中,与全区接待游客人次有着较大的正相关关系,统计年报显示,2007-2022 年,江川区旅游人次显示出增长趋势,从 95.59 万人次增加到 152 万人次,同理,属都湖作为普达措国家公园的著名旅游景点,香格里拉每年也相应接待大量游客,从 2007 年的 286 万人次增长到 2022 年的 1105 万人次,旅游人数的增加会带来大量的 MPs 污染。近 5 年(2018-2022)香格里拉市、江川区人均 GDP、地区 GDP 呈增长趋势,香格里拉市人均 GDP 从 2018 年的 7.58×10⁻⁴ 亿元增至 2022 年的 9.78×10⁻⁴ 亿元(增长 2.2×10⁻⁴ 亿元),地区 GDP 从 131.47 亿元增至 186.17 亿元(增长 53.1 亿元)。江川区人均 GDP 从 2018 年的 3.89×10⁻⁴ 亿元增至 2022 年的 7.15×10⁻⁴ 亿元(增长 3.26×10⁻⁴ 亿元),地区 GDP 从 118.18 亿元增至 181.54 亿元(增长 63.36 亿元),2023 年江川区地区 GDP(189.58 亿元)已超过香格里拉地区 GDP(186.18 亿元)。

综合来看,江川区人均 GDP、地区 GDP 的增长速度均比香格里拉市快,而经济的增长伴随着人口聚集、工业化和城市化,使得塑料生产-消费-废弃物同步放大,更多塑料会经生活污水、工业废水、雨水径流、轮胎磨损、垃圾堆放等途径进入水体。研究表明,随着人口密度和人类活动增多,淡水系统中的 MPs 污染也更加严重^[36]。三是受流域产业活动的影响,属都湖流域没有农田、城镇、村庄、鱼类养殖、鱼类捕捞等,更多依靠的是旅游业的发展,星云湖流域内有县城、乡镇、村庄、农田、鱼类养殖、鱼类捕捞、工业园区、工厂等,香格里拉市还规定不能使用塑料袋、农用薄膜等,而 2008-2022 年江川区农用薄膜的使用量呈增长趋势,从 2008 年的 350 t 增至 2022 年的 889 t。研究表明,农用薄膜使用量越多,年限越长,土壤中 MPs 丰度通常越高^[37-38]。四是可能跟湖泊富营养化也相关,本研究在对湖泊进行富营养化等级评价中发现,两个湖泊呈现属都湖为贫营养、星云湖为轻度富营养的状态,而富营养化水体中的高有机质含量和藻类聚集可能改变 MPs 的环境行为^[39]。在滇池近岸表层水体的研究中发现 MPs 丰度与 TN 质量浓度呈极显著正相关^[40],富营养化越严重, MPs 丰度越高。此外,湖泊面积、水深等水文条件也是影响两个湖泊形成差异的原因,面积大的湖泊对入湖 MPs 虽有更强的稀释能力,使得平均浓度偏低,但同时,也汇集更大流域范围的污染物,使得湖泊 MPs 污染更为严重^[41]。

两个湖泊均受到不同程度的 MPs 污染,属都湖位于滇西北的较高海拔地区,流域内无城镇、村庄、农田等,无鱼类养殖和捕捞,人为干扰较弱,因流域内骑行、乘船游览、乘车游览等旅游活动以及放牧活动的开展,形成 MPs 污染,但污染程度较轻。星云湖位于云南省经济发展核心区的滇中地区,海拔比属都湖低,人为干扰比属都湖强,星云湖流域存在生活污水、农田耕种、交通运输、鱼类养殖、鱼类捕捞、工业生产、旅游活动等污染来源,且湖泊呈现富营养化,经济发展水平较高,形成的 MPs 污染较重。在星云湖中, X1 丰度最低的原因是位于湖泊远离城镇区域,污染源较少,造成的 MPs 污染较轻, X3 丰

度最高的原因是渔村河小流域农田面积广和大量村庄污水排放，且在渔村河入湖口区没有建设大面积的人工湿地水质净化区截留污染物，进而造成的 MPs 污染最为严重。

3.2 不同人为干扰程度高原湖泊表层水体中微塑料颜色分布差异及其成因

在颜色上，属都湖有 7 种颜色，星云湖有 8 种颜色，黑色、蓝色、红色、白色、黄色、绿色、紫色 7 种颜色是两个湖泊的共有颜色，在属都湖中未检测出棕色 MPs。属都湖 MPs 以黑色、蓝色为主，星云湖 MPs 以蓝色、黑色为主。属都湖黑色 MPs 平均数量 159 个/条（占 33.26%），蓝色 MPs 平均数量 136 个/条（占 28.45%），黑色和蓝色 MPs 平均数量合计 295 ± 12 个/条（占 61.71%）；星云湖蓝色 MPs 平均数量 203 ± 124 个/条（占 36.38%），黑色 MPs 平均数量 200 ± 83 个/条（占 35.84%），蓝色和黑色 MPs 平均数量合计 403 ± 106 个/条（占 72.22%）。两个高原湖泊表层水体检测数据显示，MPs 颜色存在显著差异，且采样线黑色和蓝色 MPs 平均数量呈现海拔越低、干扰程度越强其值越大的规律。MPs 颜色差异是由多种因素共同作用的结果，包括塑料制品的原始着色^[42]、环境降解过程中的颜色变化、污染物吸附、不同聚合物材料的特性等^[43]。

研究普遍表明黑色、蓝色、透明色/白色是 MPs 主要颜色^[44]。MPs 颜色分布受来源、环境老化过程及检测方法影响，黑色 MPs 与轮胎磨损、道路径流^[45]、黑色地膜相关^[11, 46]。蓝色、白色/透明色则与湖泊流域的渔业和农田耕种中渔具、农用塑料薄膜相关^[47]。两个湖泊 MPs 形成的颜色差异同样受到来源的影响，在属都湖中，景区旅游活动是其 MPs 的主要来源，黑色 MPs 形成主要因为景区沿湖骑行自行车轮胎、游船防护轮胎、旅游汽车轮胎等的磨损，这些项目是景区的主要活动，广受游客青睐，其在湖区直接形成的 MPs 污染相对较大。而蓝色 MPs 主要是因为旅游活动中游客随意丢弃的蓝色塑料包装、瓶盖，游客衣物摩擦掉落的蓝色纤维，或是景区外经风力/雨水长距离输送进来的蓝色塑料垃圾^[48]。不同于属都湖，星云湖受流域产业活动的影响，人类活动较多。星云湖是云南传统渔业基地，渔业发展历史悠久，每年还会举行相关捕鱼比赛，举办“开渔节”活动，统计年报显示，江川区渔业产值从 2012 年的 0.66 亿元增至 2022 年的 1.12 亿元，大量渔具的使用使得蓝色 MPs 更为丰富^[49]。此外，星云湖流域内存在的城镇、乡村、医院等人员密集场所，生活污水、医疗污水（医院床单、手术服洗涤等）排放都会产生一定的蓝色 MPs^[50]。星云湖流域一是公路（高速公路、省道、乡村公路、环湖公路等）车辆通行量大，车辆轮胎磨损会产生大量黑色 MPs；二是湖泊流域也存在大量农田，农田耕种使用黑色地膜、农用车等，黑色地膜降解和农用车轮胎磨损都会产生大量黑色 MPs；三是湖区内有游船活动，在相关性分析中黑色（Black）与 H13（全区接待游客（万人次））呈显著正相关（ $r=0.76$ ； $p=0.048$ ），游客数量的增加使得湖区游船观光体验次数上升，而游船防护轮胎磨损会产生黑色 MPs，这些由磨损和降解形成的 MPs 会通过大气沉降、径流运输或是直接沉降到星云湖中。此外，研究表明，黑色塑料通常添加有炭黑等颜料，能够有效地吸收紫外线，延缓材料的光氧化降解过程，使得黑色 MPs 在环境中的存留时间更长，更难被降解^[51]，这是两个湖泊中黑色 MPs 是主要颜色之一且数量较多的原因。因此，属都湖受旅游活动中轮胎磨损的影响，黑色 MPs 相对较多，因其流域内无鱼类养殖、鱼类捕捞、生活污水等，蓝色 MPs 相对较少。而星云湖受鱼类养殖、鱼类捕捞、生活污水、医疗污水等的影响，蓝色 MPs 相对较多，其流域内虽有轮胎磨损的影响，但黑色 MPs 相对较少，这与王蕊等人对滇池的水体 MPs 空间分布的影响结果一致，在滇池全湖范围内，MPs 丰度受渔业活动影响显著，蓝色 MPs 的占比也大于黑色 MPs^[52]。此外，农用地膜、生活污水、灌溉水、垃圾过滤液中的塑料纤维和碎片是星云湖检测出棕色 MPs 的原因。白色或者其他颜色的塑料会因光照、温度变化和化学作用而变色，形成棕色 MPs^[53-54]。

3.3 不同人为干扰程度高原湖泊表层水体中微塑料形状分布差异及其成因

在形状上，属都湖有 2 种形状（线条状、碎片状），星云湖有 4 种形状（线条状、碎片状、薄膜状、球状）。在属都湖中未检测出薄膜状和球状 MPs，两个湖泊都是以线条状为主，属都湖有线条状 MPs 平均数量 462 个/条（占 96.65%），星云湖有线条状 MPs 平均数量 481 ± 239 个/条（占 86.20%），而在属都湖中线条状占绝对优势。两个高原湖泊表层水体 MPs 检测数据显示，MPs 形状差异虽不显著，但采样线线条状 MPs 平均数量呈现海拔越低、干扰程度越强其值越大的规律。其形成差异的原因主要是污染源、人类活动类型等的综合影响，属都湖 MPs 污染来源较少，仅来源于旅游活动、放牧活动和大气

沉降,郝若男等人的研究中表明了景区中水域的线条状 MPs 丰度较高^[55]。美国科学家的一项模型研究认为,MPs 纤维在大气中留存的时间可能比球状 MPs 长 4.5 倍,移动距离也更远^[56],这也是在人为干扰较弱的湖泊中,线条状 MPs 占绝对优势的原因,因为薄膜、球状等形状的 MPs 沉降更快,更难到达这些区域。Tatsii D 等人的研究中也表明线条状 MPs 更有可能到达偏远地区,而等体积的球状则不然^[57]。星云湖流域有大量的人类活动,人为干扰比属都湖强,MPs 来源广泛,除旅游活动、放牧活动和大气沉降外,还包括污水排放^[58]、农用地膜^[59]、交通运输、鱼类养殖、鱼类捕捞、工业生产等,这些不同于属都湖的 MPs 来源会贡献薄膜状、球状等多种形状的 MPs,如农用地膜降解易产生薄膜状,洗护用品和渔业养殖浮球磨损易产生球状^[60-62],因此星云湖 MPs 形状相对更为丰富,这跟湖泊流域人为干扰较大的剑湖和南湖中,其 MPs 形状也较为丰富^[19, 63]的情况一致。此外,多个研究也表明线条状是 MPs 形状的常见形态^[55, 64],可能是由于其物理性质和比表面积,更易于悬浮在表层水体^[65]。有研究表明洗衣废水释放的聚酯(PET)、尼龙(RY)等纤维,占淡水环境中线条状 MPs 的 35%-60%^[51],废弃渔网、绳索的机械磨损会产生聚乙烯(PE)或聚丙烯(PP)纤维^[66],在 Athey 等人的综述中也指出废弃渔网是海洋 PE/PP 纤维的重要来源^[67]。属都湖远离县城、乡镇、村庄,其线条状 MPs 主要来源于由合成纤维^[68]制成的游客衣物、湖区救生衣等,这些材料在穿着、摩擦的过程中会脱落纤维,轮胎、绳索、塑料编织袋磨损和大气沉降也会带来线条状 MPs。星云湖人口稠密,流域内人类活动频繁,工业废水、生活污水、农用地膜、渔具磨损等是线条状 MPs 污染来源。

3.4 不同人为干扰程度高原湖泊表层水体中微塑料尺寸分布差异及其成因

在尺寸上,属都湖和星云湖都分布有 5 个等级的 MPs 尺寸,属都湖 $>200\ \mu\text{m}$ 的平均数量 392 ± 21 个/条(占 82.01%), $\leq 200\ \mu\text{m}$ 的平均数量 86 ± 30 个/条(占 17.99%);星云湖 $>200\ \mu\text{m}$ 的平均数量 278 ± 160 个/条(占 49.82%), $\leq 200\ \mu\text{m}$ 的平均数量 280 ± 167 个/条(占 50.18%)。总体而言,随着 MPs 尺寸的增加,属都湖 MPs 尺寸 $>200\ \mu\text{m}$ 的平均数量随之增加。而星云湖则相反,随着 MPs 尺寸的增加,MPs 尺寸 $>200\ \mu\text{m}$ 的平均数量随之减少。两个高原湖泊表层水体 MPs 检测数据显示,主要 MPs 尺寸平均数量分布范围有所不同,属都湖 MPs 尺寸主要分布在 $>200\ \mu\text{m}$ 的范围,而星云湖 MPs 尺寸则主要分布在 $\leq 200\ \mu\text{m}$ 的范围,采样线 $>200\ \mu\text{m}$ 的 MPs 尺寸平均数量呈现海拔越低、干扰程度越强其值越小的规律。采样线 $\leq 200\ \mu\text{m}$ 的 MPs 平均数量呈现海拔越低、干扰程度越强其值越大的规律。首先,属都湖和星云湖 MPs 尺寸形成差异的原因可能是两个湖泊海拔高度呈现从高到低的梯度,海拔越高,温度越低,温度会影响 MPs 尺寸的大小,高温环境会加速 MPs 的破碎,形成更小尺寸的 MPs^[69],暴露在热量和光照下使 95%的 MPs 破碎成更小的颗粒^[70],Pfohl P 等人的研究中也提到光氧化导致次级微塑料和纳米塑料碎片的碎裂和释放^[71]。统计年报显示,属都湖年平均气温 $6.4\text{ }^{\circ}\text{C}$,星云湖年平均气温 $17\text{ }^{\circ}\text{C}$,属都湖温度低,星云湖温度高,高温环境加速星云湖大尺寸 MPs 的分解,使得星云湖小尺寸 MPs 更多。其次,在人为干扰程度较强的天津市典型河湖表层水体的研究中 MPs 尺寸分布整体也呈现尺寸越大,数量越少的规律^[72]。陈鸣等人的研究中表层水体 MPs 尺寸 $38-270\ \mu\text{m}$ 的占比超过 80%^[73]。合肥市典型水环境 MPs 污染的研究中 MPs 尺寸分布 $50-333\ \mu\text{m}$ 的占比也比较大^[74],这些研究结果也呈现出在人为干扰强度更强的区域水体中 MPs 尺寸较小的规律。此外,这还可能与湖泊蓝藻富集情况有关,星云湖蓝藻爆发严重,水体富营养化较为严重。在对滇池近岸富营养化区域的研究发现其 MPs 尺寸显著小于贫营养湖泊的常见尺寸^[40],富营养化水体中的藻类、细菌等大量繁殖,易在 MPs 表面形成生物膜,同时微生物分泌的胞外聚合物(EPS)可能腐蚀塑料表面,促进其脆化破碎成更小颗粒^[75]。在富营养化等级评价中,属都湖为贫营养,星云湖为轻度富营养,所以星云湖存在的小尺寸 MPs 更多。而在 Kooi 等人的研究中也表明小颗粒的 MPs 更易长期悬浮^[76],所以在两个湖泊表层水体中星云湖 $\leq 200\ \mu\text{m}$ 范围的 MPs 数量更多。

3.5 不同人为干扰程度高原湖泊表层水体中微塑料聚合物类型分布差异及其成因

在聚合物类型上,属都湖 MPs 主要聚合物类型有 4 种(RY、PP、PE、PET,该 4 种主要聚合物类型的平均数量合计 465 ± 120 个/条,占 97.28%),星云湖主要聚合物类型有 7 种(RY、PE、PET、SBS、PEM、PES、PVA,该 7 种主要聚合物类型的平均数量合计 432 ± 532 个/条,占 77.42%)。虽然属都湖的主要聚合物类型平均数量合计值略大于星云湖,但属都湖的主要聚合物类型种类数少于星云湖,说明星

云湖 MPs 来源更广泛, 本研究中两个高原湖泊的水体 MPs 检测数据显示, MPs 主要聚合物类型差异不显著, 但其种类数呈现海拔越低、人为干扰程度越强种类数越多的特征。两个湖泊 MPs 聚合物类型存在不同的原因可能是人为干扰程度、污染来源复杂性和环境条件共同作用的结果, 在研究文献中发现人类活动对大多数湖泊生态系统 MPs 分布的影响最为显著, 其产生的 MPs 聚合物类型种类也更丰富^[33]。海拔较低, 人为干扰较强的区域, 通常对应着更密集的人口、更多样化的产业类型, 这些因素直接导致塑料生产、消费和废弃物的多样化, 从而向环境释放更多种类的 MPs 聚合物类型。如对阿哈湖的研究, 城市人为活动和农业生产活动是湖泊 MPs 的主要来源, MPs 聚合物类型种类也较多^[77]。相比之下, 高海拔湖泊人口稀少、产业类型单一, MPs 污染来源多来源于大气沉降和旅游活动, 因此输入湖泊中的聚合物类型自然也较少。MPs 主要聚合物类型 RY、PP、PE、PET/PES 的主要用途为服装、渔具、食品塑料包装、塑料袋等^[78-80]。属都湖流域只有生态旅游、放牧等, 无农业、工业、渔业。RY、PP、PE、PET 在属都湖中主要因游客活动(塑料垃圾丢弃、服装纤维脱落等)、轮胎磨损和少量牧民放牧造成的。星云湖受到的人为干扰较大, 流域内有县城、乡镇, 有大量村庄等, 星云湖(RY、PE、PET、PES)主要来源于生活污水(洗衣废水、厕所污水等)、鱼类养殖和捕捞(渔具磨损)、农田耕种(地膜使用)等。除此以外, 星云湖存在的主要聚合物类型 SBS 的用途为橡胶制品、道路建设、工业应用等^[81-82], PEM 用于交通运输业^[83], PVA 用于包装材料、工业应用等^[84], 这些聚合物类型之所以在星云湖形成区别于属都湖的原因, 主要是受星云湖流域相关产业的影响。星云湖流域涵盖农业、渔业、工业、生态旅游等产业。据统计年鉴显示, 江川区主要工业产品有磷矿石、黄磷、水泥、纸制品、塑料、化肥等, 2022 年江川区鱼类产量为 3606 t, 公路总里程 1232.582 km, 农用薄膜使用量为 889 t, 市场上销售最广泛、最基础的薄膜材质一般为 PE。渔船橡胶部件、养殖设施、交通道路的轮胎磨损造成 SBS、PEM 污染, 星云湖流域是云南省重要的磷矿资源分布区, 其工业污水排放也会造成 PVA 污染^[85-86]。

4 结论

(1) 不同人为干扰程度(属都湖人为干扰较弱, 星云湖人为干扰较强)高原湖泊表层水体中 MPs 平均丰度呈现属都湖($1.82 \text{ 个}/\text{m}^3$)<星云湖($2.14 \pm 1.25 \text{ 个}/\text{m}^3$)的规律, MPs 平均数量呈现属都湖($478 \pm 57 \text{ 个}/\text{条}$)<星云湖($558 \pm 314 \text{ 个}/\text{条}$)的规律, 即随着人为干扰强度的增强两个高原湖泊表层水体中 MPs 平均丰度和平均数量均呈现逐步增大趋势。

(2) 属都湖检出 7 种 MPs 颜色(以黑、蓝为主, 合计占 61.71%), 星云湖检出 8 种(以蓝、黑为主, 合计占 72.22%)。MPs 形状属都湖检出 2 种(以线条状为主, 占 96.65%), 星云湖检出 4 种(以线条状为主, 占 86.20%), 主要颜色、形状平均数量随人为干扰增强而增加。MPs 尺寸>200 μm 的属都湖占 82.01%, 星云湖占 49.82%, $\leq 200 \mu\text{m}$ 的属都湖占 17.99%, 星云湖占 50.18%, 尺寸 $\leq 200 \mu\text{m}$ 的平均数量随人为干扰增强而增加。主要聚合物类型属都湖有 4 种(RY、PP、PE、PET, 合计占 97.28%), 星云湖有 7 种(RY、PE、PET、SBS、PEM、PES、PVA, 合计占 77.42%), 平均数量属都湖略大于星云湖, 但主要聚合物类型种类数属都湖少于星云湖, 说明星云湖 MPs 来源更广泛, 随着人为干扰强度的增强两个高原湖泊表层水体中主要聚合物类型种类数呈现逐步增多的趋势。

(3) 两个不同干扰程度高原湖泊表层水体中 MPs 分布差异的成因有所不同, 属都湖属于高海拔地区, 为贫营养, 人为干扰较弱, MPs 污染主要成因有旅游活动、放牧活动和大气沉降; 星云湖为轻度富营养, 人为干扰较强, 主要成因有生活污水、农田耕种、交通运输、鱼类养殖、鱼类捕捞、工业生产、旅游活动、大气沉降、放牧活动等。

5 参考文献

- [1] Arthur C, Baker JE, Bamford HA. (Eds.). Proceedings of the International Research Workshop on the Occurrence, Effects, and Fate of Microplastic Marine Debris, September 9-11, 2008, University of Washington Tacoma, Tacoma, WA, USA, NOAA Technical Memorandum NOS-OR & R-30.
- [2] Klingelhöfer D, Braun M, Quarcoo D, et al. Research landscape of a global environmental challenge: Microplastics. Water

- Research, 2020, 170: 115358. DOI: 10. 1016/j. watres. 2019. 115358. Epub 2019 Dec 3.
- [3] Thompson RC, Olsen Y, Mitchell RP, et al. Lost at sea: Where is all the plastic?. *Science*, 2004, 304(5672): 838. DOI: 10. 1126/science. 1094559.
- [4] Han XX, Wang SY, Yu X, et al. Kinetics and size effects on adsorption of Cu(II), Cr(III), and Pb(II) onto polyethylene, polypropylene, and polyethylene terephthalate microplastic particles. *Frontiers in Marine Science*, 2021, 8: 785146. DOI: 10. 3389/finars. 2021. 785146.
- [5] Wang F, Gao J, Zhai WJ, et al. The influence of polyethylene microplastics on pesticide residue and degradation in the aquatic environment. *Journal of Hazardous Materials*, 2020, 394: 122517. DOI: 10. 1016/j. jhazmat. 2020. 122517.
- [6] Zhang HB, Wang JQ, Zhou BY, et al. Enhanced adsorption of oxytetracycline to weathered microplastic polystyrene: kinetics, isotherms and influencing factors. *Environmental Pollution*, 2018, 243: 1550-1557. DOI: 10. 1016/j. envpol. 2018. 09. 122.
- [7] Rochman CM, Hoh E, Kurobe T, et al. Ingested plastic transfers hazardous chemicals to fish and induces hepatic stress. *Scientific Reports*, 2013, 3: 3263. DOI: 10. 1038/srep03263.
- [8] Li PZ, Wu L, Huang FF, et al. Distribution Characteristics and Risk Assessment of Microplastics in Water Bodies of Different Functional Parks in Guilin City. *Environmental Science*, 2023, 44(4): 2062-2071. DOI: 10. 13227/j. hjkx. 202205113. [李沛钊, 吴莉, 黄菲菲, 等. 桂林市不同功能型公园水体微塑料的分布特征及风险评估. *环境科学*, 2023, 44(4): 2062-2071.]
- [9] Murphy F, Ewins C, Carbonnier F, et al. Wastewater Treatment Works (WwTW) as a source of microplastics in the aquatic environment. *Environmental Science & Technology*, 2016, 50(11): 5800-5808. DOI: 10. 1021/acs. est. 5b05416.
- [10] Mai L, You SN, He H, et al. Riverine Microplastic Pollution in the Pearl River Delta, China: Are Modeled Estimates Accurate?. *Environment Science & Technology*, 2019, 53(20): 11810-11817. DOI: 10. 1021/acs. est. 9b04838.
- [11] Zhang K, Shi H, Peng J, et al. Microplastic pollution in China's inland water systems: a review of findings, methods, characteristics, effects, and management. *Science of the Total Environment*, 2018, 630: 1641-1653. DOI: 10. 1016/j. scitotenv. 2018. 02. 300.
- [12] Liu Y, Zhang JD, Cai CY, et al. Occurrence and characteristics of microplastics in the Haihe River: An investigation of a seagoing river flowing through a megacity in northern China. *Environmental Pollution*, 2020, 262: 114261. DOI: 10. 1016/j. envpol. 2020. 114261.
- [13] Yang SB, Xie J, Wei LT, et al. Research Progress on the Occurrence Characteristics and Ecological Risks of Microplastics in Water Environments. *Environmental Science and Management*, 2023, 48(08): 132-136. DOI: 10. 3969/j. issn. 1673-1212. 2023. 08. 027. [杨少博, 谢健, 魏连通, 等. 水环境中微塑料的赋存特征及生态风险研究进展. *环境科学与管理*, 2023, 48(08): 132-136.]
- [14] Tekman MB, Wekerle C, Lorenz C, et al. 2020. Tying up Loose Ends of Microplastic Pollution in the Arctic: Distribution from the Sea Surface through the Water Column to Deep-Sea Sediments at the HAUSGARTEN Observatory. *Environmental Science and Technology*, 54(7): 4079-4090. DOI: 10. 1021/acs. est. 9b06981.
- [15] Li HM, Yu QG, Li NY, et al. Research on the Evolution of Wetland Landscape Pattern and Its Driving Mechanism in Shudu Lake Basin, Northwest Yunnan. *Western Forestry Science*, 2013, 42(03): 34-39. DOI: 10. 16473/j. cnki. xblykx1972. 2013. 03. 003. [李昊民, 喻庆国, 李宁云, 等. 滇西北属都湖流域湿地景观格局演变及其驱动机制研究. *西部林业科学*, 2013, 42(03): 34-39.]
- [16] Yao Y, Zhang EL, Shen J, et al. Lake sedimentary responses to human activities in Shudu Lake Basin, Yunnan Province. *Marine Geology & Quaternary Geology*, 2007, (05): 115-120. DOI: 10. 16562/j. cnki. 0256-1492. 2007. 05. 016. [姚远, 张恩楼, 沈吉, 等. 云南属都湖流域人类活动的湖泊沉积响应. *海洋地质与第四纪地质*, 2007, (05): 115-120.]
- [17] Chen XM, Huang XZ, Tang LY, et al. Discussion on the Relationship between Modern Panstarry Algae in Xingyun Lake of Yunnan Province and Lake Water Depth, as Well as the Fossil Record. *Chinese Science Bulletin*, 2016, 61(21): 2395-2408. DOI: 10. 1360/N972016-00127. [陈雪梅, 黄小忠, 唐领余, 等. 云南星云湖现代盘星藻与湖泊水深关系及其化石记录的探讨. *科学通报*, 2016, 61(21): 2395-2408.]
- [18] Migwi FK, Ogunah JA, Kiratu JM. Occurrence and spatial distribution of microplastics in the surface waters of Lake Naivasha,

- Kenya. *Environmental toxicology and chemistry*, 2020, 39(4): 765-774. DOI: 10. 1016/j. marpolbul. 2021. 112860.
- [19] Li X, Yu QG, W H, et al. Spatial-temporal distribution of microplastics and their source/sink effects in a typical plateau small lake. *China Environmental Science*, 2025, 45(09): 5236-5244. DOI: 10. 19674/j. cnki. issn1000-6923. 20250402. 004. [李潇, 喻庆国, 王行, 等. 典型高原小型湖泊微塑料时空分布及源/汇作用. *中国环境科学*, 2025, 45(09): 5236-5244.]
- [20] 孟迪. 山东半岛典型近岸水域微塑料的赋存特征及源汇解析[学位论文]. 上海: 上海海洋大学, 2022.
- [21] Li X, Yu QG, Li B, et al. Long-term deposition records of microplastics in a plateau lake under the influence of multiple natural and anthropogenic factors. *Science of the Total Environment*, 2023, 856(Pt 1): 159071. DOI: 10. 1016/j. scitotenv. 2022. 159071.
- [22] Dong HK, Wang LX, Wang XP, et al. Microplastics in Remote Lake Areas of the Qinghai-Tibet Plateau: Impacts of Atmospheric Transport and Glacier Melt. *Environmental Science and Technology*, 2021, 55(18): 12951-12960. DOI: 10. 1021/acs. est. 1c03227. [董慧科, 王兰香, 王小萍, 等. 青藏高原偏远湖域微塑料: 大气传输与冰川融化的影响. *环境科学与技术*, 2021, 55(18): 12951-12960.]
- [23] Kumar R, Pippal PS, Yadav VK, et al. A systematic review of sources and pathways of microplastics at higher altitudes in glaciated environments. *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C*, 2025, 140: 104018. DOI: 10. 1016/j. pce. 2025. 104018.
- [24] Mehboob M, Dris R, Tassin B, et al. Microplastic assessment in remote and high mountain lakes of Gilgit Baltistan, Pakistan. *Chemosphere*, 2024, 365: 143283. DOI: 10. 1016/j. chemosphere. 2024. 143283.
- [25] Han X, Pan B, Li D, et al. Heterogenization of microplastic communities in lakes of the Qinghai-Tibetan Plateau driven by tourism and transport activities. *Journal of Hazardous Materials*, 2024, 477: 135255. DOI: 10. 1016/j. jhazmat. 2024. 135255.
- [26] 冯三三. 青藏高原东部和南部地区水土环境微塑料分布、来源及其迁移转化过程[学位论文]. 北京: 华北电力大学, 2021.
- [27] 韩子威. 青藏高原地区微塑料污染特征及风险评估[学位论文]. 上海: 上海应用技术大学, 2022.
- [28] Zhou ZW, Sun J, Liu HT. Sources, Sinks and Migration Behaviors of Microplastics in Water Bodies. *Modern Chemical Industry*, 2023, 43(S2): 12-16. DOI: 10. 16606/j. cnki. issn0253-4320. 2023. S2. 003. [周志文, 孙杰, 刘慧婷. 水体中微塑料的源、汇与迁移行为. *现代化工*, 2023, 43(S2): 12-16.]
- [29] Napper IE, Thompson RC. Release of synthetic microplastic plastic fibres from domestic washing machines: Effects of fabric type and washing conditions. *Marine Pollution Bulletin*, 2016, 112(1-2): 39-45. DOI: 10. 1016/j. marpolbul. 2016. 09. 025.
- [30] 周倩. 典型滨海滩涂及近海环境中微塑料污染特征与生态风险[学位论文]. 烟台: 中国科学院烟台海岸带研究所, 2016.
- [31] Luo S, Wu H, Xu J, et al. Effects of lakeshore landcover types and environmental factors on microplastic distribution in lakes on the Inner Mongolia Plateau, China. *Journal of Hazardous Materials*, 2024, 465: 133115. DOI: 10. 1016/j. jhazmat. 2023. 133115.
- [32] Xiong X, Tappenbeck TH, Wu C, et al. Microplastics in Flathead Lake, a large oligotrophic mountain lake in the USA. *Environmental Pollution*, 2022, 306: 119445. DOI: 10. 1016/j. envpol. 2022. 119445.
- [33] Gu W, Wu C, Xiong X, et al. Distribution and migration characteristics of microplastics in lake ecosystems. *Safety and Environmental Engineering*, 2025, 32(01): 1-8+20+315. DOI: 10. 13578/j. cnki. issn. 1671-1556. 20241038. [谷文, 吴辰熙, 熊雄, 等. 湖泊生态系统微塑料的分布与迁移特征. *安全与环境工程*, 2025, 32(01): 1-8+20+315.]
- [34] Dai L, Wang Z, Guo T, et al. Pollution characteristics and source analysis of microplastics in the Qiantang River in southeastern China. *Chemosphere*, 2022, 293: 133576. DOI: 10. 1016/j. chemosphere. 2022. 133576.
- [35] Chen D, Li J, Wang P, et al. Pollution status and occurrence characteristics of microplastics in some lakes and reservoirs of China. *Wetland Science*, 2024, 22(04): 536-544. DOI: 10.13248/j. cnki. wetlandsci. 2024. 04. 007. [陈郇, 李菊, 王平, 等. 中国部分湖泊和水库环境中微塑料的污染现状及赋存特征分析. *湿地科学*, 2024, 22(4): 536-544.]
- [36] Zhang ZQ, Gao SH, Kang YY, et al. 2020. Current status of microplastics contamination in China's water environment and its potential ecological risks. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 40(10): 3574-3581. DOI: 10. 13671/j. hjkxxb. 2020. 0390. [张子琪, 高淑红, 康园园, 等. 2020. 中国水环境微塑料污染现状及其潜在生态风险. *环境科学学报*, 40(10): 3574-3581.]
- [37] Wang ZC, Meng Q, Yu LH, et al. Distribution Characteristics of Microplastics in Farmland Soil of the Hetao Irrigation Area in Inner Mongolia. *Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering*, 2020, 36(03): 204-209. DOI: 10. 11975/j. issn.

- 1002-6819. 2020. 03. 025. [王志超, 孟青, 于玲红等. 内蒙古河套灌区农田土壤中微塑料的赋存特征. 农业工程学报, 2020, 36(03): 204-209.]
- [38] Zhang S, Lian X, Yang X, et al. Dynamics of residual film mass and microplastic abundance in long-term plastic-mulched cotton fields. *Frontiers of Agricultural Science & Engineering*, 2026, 13(1): 25627. DOI: 10.15302/j-fase-2025627.
- [39] Su Y, Gao L, Xu EG, et al. When microplastics meet microalgae: Unveiling the dynamic formation of aggregates and their impact on toxicity and environmental health. *Water Research*, 2025, 273: 123008. DOI: 10.1016/j.watres.2024.123008.
- [40] Yuan HY, Hou L, Liang QB, et al. Correlation between microplastic pollution and eutrophication in the nearshore water of Dianchi Lake. *Environmental Science*, 2021, 42(07): 3166-3175. DOI: 10.13227/j.hjxx.202012100. [袁海英, 侯磊, 梁启斌等. 滇池近岸水体微塑料污染与富营养化的相关性. 环境科学, 2021, 42(07): 3166-3175.]
- [41] Qian YR, Shi LL, Shen Q, et al. Research Progress on Microplastic Pollution and Toxic Effects in Freshwater Environments. *Journal of Environmental Engineering Technology*, 2022, 12(04): 1096-1104. DOI: 10.12153/j.issn.1674-991X.20210251. [钱亚茹, 石磊磊, 沈茜, 等. 淡水环境中微塑料污染及毒性效应研究进展. 环境工程技术学报, 2022, 12(4): 1096-1104.]
- [42] 陈柔铮. 水环境中聚酯纤维微塑料的光老化过程及影响因素研究[学位论文]. 北京: 中国环境科学研究院, 2024.
- [43] 赵新月. 海岸带环境中大塑料和微塑料的组成、鉴别及来源研究[学位论文]. 烟台: 中国科学院大学(中国科学院烟台海岸带研究所), 2019.
- [44] Su L, Xue Y, Li L, et al. Microplastics in Taihu Lake, China. *Environmental Pollution*, 2016, 216: 711-719. DOI: 10.1016/j.envpol.2016.06.036.
- [45] Li J, Liu H, Chen JP. Microplastics in freshwater systems: A review on occurrence, environmental effects, and methods for microplastics detection. *Water Research*, 2018, 137: 362-374. DOI: 10.1016/j.watres.2017.12.056.
- [46] Amobonye A, Bhagwat P, Raveendran S, et al. Environmental impacts of microplastics and nanoplastics: a current overview. *Frontiers in microbiology*, 2021, 12: 768297. DOI: 10.3389/fmicb.2021.768297.
- [47] Hidalgo-Ruz V, Gutow L, Thompson RC, et al. Microplastics in the marine environment: A review of the methods used for identification and quantification. *Environmental Science & Technology*, 2012, 46(6): 3060-3075. DOI: 10.1021/es2031505.
- [48] Arat SA. An overview of microplastic in marine waters: Sources, abundance, characteristics and negative effects on various marine organisms. *Desalination and Water Treatment*, 2024, 317: 100138. DOI: 10.1016/j.dwt.2024.100138.
- [49] Lou TT, Huang L, Su YZ, et al. Research Progress on the Pollution Status and Detection Methods of Microplastics in Aquatic Products. *Chromatography*, 2025, 43(08): 881-893. DOI: 10.3724/SP.J.1123.2025.02013. [娄婷婷, 黄琳, 栗有志, 等. 水产品中微塑料的污染现状及检测方法研究进展. 色谱, 2025, 43(8): 881-893.]
- [50] Zhang FW, Li YY, Deng ZY, et al. Characteristics and Risk Assessment of Microplastics Pollution in the River Discharge Water Bodies of Qinhe River (Jiaozuo Section). *Journal of Environmental Engineering*, 2023, 17(12): 3978-3987. DOI: 10.12030/j.cjee.202308069. [张发文, 李银月, 邓正云, 等. 沁河(焦作段)入河排污水体微塑料污染特征及风险评价. 环境工程学报, 2023, 17(12): 3978-3987.]
- [51] Browne MA, Crump P, Niven SJ, et al. Accumulation of microplastic on shorelines worldwide: sources and sinks. *Environmental science technology*, 2011, 45(21): 9175-9179. DOI: 10.1021/es201811s.
- [52] Wang R, Li J, Chen D, et al. Influence of pollution sources on the spatial distribution of microplastics in the surface water of Lake Dianchi. *Wetland Science*, 2024, 22(03): 359-366. DOI: 10.13248/j.cnki.wetlandsci.2024.03.004. [王蕊, 李菊, 陈郸等. 污染源对滇池表层水体中微塑料空间分布的影响. 湿地科学, 2024, 22(3): 359-366.]
- [53] Zhao Y, Zou L, Jiang XX, et al. Research Progress on the Distribution Pattern, Pollution Tracing, and Environmental Risk Assessment of Soil Microplastics. *Chinese Journal of Soil Science*, 1-10 [2025-12-23]. DOI: 10.1119/P.20251105.1130.002. [赵越, 邹丽, 姜晓旭, 等. 土壤微塑料赋存规律、污染溯源和环境风险评价研究进展. 土壤学报, 1-10
- [54] Masciarelli E, Casorri L, Di LGM, et al. Microplastics in Agricultural Crops and Their Possible Impact on Farmers' Health: A Review. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 2025, 22(1): 45. DOI: 10.3390/ijerph22010045.
- [55] Hao RN, Shi XH, Liu Y, et al. Spatial Distribution Patterns and Influencing Factors of Microplastics in Wulamusu Lake Water. *China Environmental Science*, 2022, 42(07): 3316-3324. DOI: 10.19674/j.cnki.issn1000-6923.20220315.001. [郝若男, 史小

- 红, 刘禹, 等. 乌梁素海水体微塑料空间分布规律及影响因素. *中国环境科学*, 2022, 42(07): 3316-3324.]
- [56] Xiao SL, Cui YF, Brahney J, et al. Long-distance atmospheric transport of microplastic fibres influenced by their shapes. *Nature Geoscience*, 2023, 16(10): 863-870. DOI: 10. 1038/s41561-023-01264-6.
- [57] Tatsii D, Bucci S, Bhowmick T, et al. Shape matters: Long-range transport of microplastic fibers in the atmosphere. *Environmental science technology*, 2023, 58(1): 671-682. DOI: 10. 1021/acs. est. 3c08209.
- [58] Deng HY, Liao ZAQ, Liu PW, et al. Typical Occurrence Characteristics of Microplastics in Sludge from Wastewater Treatment Plants in South China. *Water Purification Technology*, 2024, 43(12): 84-95. DOI: 10. 15890/j. cnki. jsjs. 2024. 12. 010. [邓海洋, 廖芷安琪, 刘沛文, 等. 华南地区污水处理厂污泥中微塑料的典型赋存特征. *净水技术*, 2024, 43(12): 84-95.]
- [59] Sun X, Gou YR, Yan H, et al. Current Status and Distribution Characteristics of Microplastic Pollution in Soils of a Typical Cotton Region in Northern Xinjiang. *Journal of Agro-Environment Science*, 2024, 43(03): 571-580. DOI: 10. 11654/jaes. 2023-0155. [孙霞, 苟燕如, 严涵等. 北疆典型棉区土壤微塑料污染现状及分布特征. *农业环境科学学报*, 2024, 43(03): 571-580.]
- [60] Wan S, Xu GC, Li QS, et al. Spatial Distribution and Source of Microplastics in the Dali River Basin. *Acta Scientiarum Naturalium Universitatis Pekinensis*, 2022, 42(8): 293-303. DOI: 10.13671/j. hjkxxb. 2021. 0590. [万顺, 徐国策, 李清顺等. 大理河流域微塑料空间分布及其来源. *环境科学学报*, 2022, 42(8): 293-303.]
- [61] Mao JX, Zhao Q, Xia YK, et al. Sources and Traceability Analysis Methods of Microplastics in the Environment. *Plastics Technology*, 2025, 53(07): 185-190. DOI: 10. 15925/j. cnki.issn1005-3360. 2025. 07. 033. [毛嘉轩, 赵全, 夏语擎等. 环境中微塑料的来源及溯源分析方法. *塑料科技*, 2025, 53(7): 185-190.]
- [62] Song DD, Wang XL, Shang YJ, et al. Pollution Characteristics of Microplastics in River Sediments of Zhengzhou City. *Journal of Ocean University of China (Natural Science Edition)*, 2022, 52(3): 99-105. DOI: 10.16441/j. cnki. hdx. 20210112. [宋丹丹, 王秀莉, 尚玉俊等. 郑州市河道沉积物中微塑料的污染特征. *中国海洋大学学报 (自然科学版)*, 2022, 52(3): 99-105.]
- [63] Zhao YF, Yang C, Wu GP, et al. Comprehensive Experimental Design for the Distribution Characteristics of Microplastics in Lakes. *Experiment Science and Technology*, 2025, 23(03): 107-111. DOI: 10. 12179/1672-4550. 20230323. [赵玉凤, 杨晨, 吴桂萍等. 湖泊中微塑料分布特征综合实验设计. *实验科学与技术*, 2025, 23(03): 107-111.]
- [64] Chen X, Zhang ZW, Liu YZ, et al. Composition and Distribution Characteristics of Microplastics in Chaohu Lake Water Body. *Environmental Science Research*, 2022, 35(12): 2716-2721. DOI: 10. 13198/j. issn. 1001-6929. 2022. 09. 10. [陈馨, 张仲伟, 刘运钊等. 巢湖水体中微塑料组成及分布特征. *环境科学研究*, 2022, 35(12): 2716-2721.]
- [65] Fang ZJ, Li WM, Yan K, et al. Characteristics of microplastics occurrence in surface water, sediment and large benthic animals of Huangbai River and their influencing factors. *Environmental Science*, 2025, 46(02): 1181-1192. DOI: 10. 13227/j. hjkx. 202401168. [方子杰, 李卫明, 严康等. 黄柏河表层水、沉积物和大型底栖动物微塑料赋存特征及其影响因素. *环境科学*, 2025, 46(02): 1181-1192.]
- [66] De Falco F, Cocca M, Avella M, et al. Microfiber release to water, via laundering, and to air, via everyday use: A comparison between polyester clothing with differing textile parameters. *Environmental Science & Technology*, 2020, 54(6): 3288-3296. DOI: 10. 1021/acs. est. 9b06892.
- [67] Athey SN, Erdle LM. 2022. Are we underestimating anthropogenic microfiber pollution? A critical review of occurrence, methods, and reporting. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 2022, 41(4): 822-837. DOI: 10. 1002/etc. 5173.
- [68] Sun MY, Guo JY, Wang XY, et al. Research Progress on the Sources, Distribution of Microplastics and Their Hazards to Plants, Animals and Humans. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2024, 35(08): 2301-2312. DOI: 10. 13287/j. 1001-9332. 202408. 028. [孙梦瑶, 郭家阳, 王欣奕等. 微塑料来源、分布及其对植物、动物和人体危害研究进展. *应用生态学报*, 2024, 35(08): 2301-2312.]
- [69] Miao LZ, Deng XY, Yang Z, et al. Research Progress on the Aging Process, Products and Environmental Effects of Microplastics. *China Environmental Science*, 2023, 43(11): 6156-6171. DOI: 10. 19674/j. cnki. issn1000-6923. 2023. 0199. [苗令占, 邓肖雅, 杨铮等. 微塑料的老化过程、产物及其环境效应研究进展. *中国环境科学*, 2023, 43(11): 6156-6171.]
- [70] Tang CC, Chen YT, Zhang YM, et al. Cracking and photo-oxidation of polyoxymethylene degraded in terrestrial and simulated

- marine environments. *Frontiers in Marine Science*, 2022, 9: 843295. DOI: 10.3389/fmars.2022.843295.
- [71] Pfohl P, Santizo K, Sipe J, et al. Environmental degradation and fragmentation of microplastics: dependence on polymer type, humidity, UV dose and temperature. *Microplastics and Nanoplastics*, 2025, 5(1): 7. DOI: 10.1021/acs.est.2c01228.
- [72] Zhao XQ, Guo WW, Qi L, et al. Pollution characteristics and ecological risk assessment of microplastics in typical rivers and lakes of Tianjin. *Environmental Monitoring and Forewarning*, 2025, 17(05): 181-192. DOI: 10.3969/j.issn.1674-6732.2025.05.022. [赵修青, 郭文文, 齐麟等. 天津市典型河湖微塑料污染特征及生态风险评估. *环境监控与预警*, 2025, 17(05): 181-192.]
- [73] 陈鸣, 金辉, 吕婷等. 城市河流中微塑料的污染分布特征及生态风险评估. *环境生态学*, 2025, 7(07): 10-16.
- [74] 陈子威. 合肥市典型水环境微塑料污染分布特征及治理策略研究[学位论文]. 合肥: 安徽建筑大学, 2022.
- [75] Gopalakrishnan K, Kashian DR. Extracellular polymeric substances in green alga facilitate microplastic deposition. *Chemosphere*, 2022, 286: 131814. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2021.131814.
- [76] Kooi M, Nes EHV, Scheffer M, et al. Ups and downs in the ocean: Effects of biofouling on vertical transport of microplastics. *Environmental Science & Technology*, 2017, 51(14): 7963-7971. DOI: 10.1021/acs.est.6b04702.
- [77] 蒋婷婷. 受不同人为活动影响湖泊中微塑料的分布规律——以贵阳市阿哈湖为例[学位论文]. 贵阳: 贵州大学, 2022.
- [78] Lusher AL, Mchugh M, Thompson RC. Occurrence of microplastics in the gastrointestinal tract of pelagic and demersal fish from the English Channel. *Marine Pollution Bulletin*, 2013, 67: 94-99. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2012.11.028.
- [79] Geyer R, Jambeck JR, Law KL. Production, use, and fate of all plastics ever made. *Science Advances*, 2017, 3(7): e1700782. DOI: 10.1126/sciadv.1700782.
- [80] 刘磊. 聚丙烯材料研究及应用进展. *能源科技*, 2025, 23(3): 67-70.
- [81] Li WY, Zhou YF, Wang YH, et al. Preparation and Properties of Flexible Sensors Based on Styrene-Butadiene-Styrene Block Copolymer. *China Materials Progress*, 2022, 41(10): 849-856. DOI: 10.7502/j.issn.1674-3962.202008018. [李汶玥, 周彦粉, 王玉浩等. 基于苯乙烯-丁二烯-苯乙烯嵌段共聚物的柔性传感器的制备和性能. *中国材料进展*, 2022, 41(10): 849-856.]
- [82] 唐逸珺. 胶粉/SBS 复合接枝改性沥青的制备及性能研究[学位论文]. 济南: 山东交通学院, 2025.
- [83] Zhou YB, Tang AK, Wang ZT, et al. Design of Hybrid Boron Nitride Composite Phase Change Microcapsule Suspension and Its Application in PEM Fuel Cell Cooling. *Journal of Automotive Safety and Energy Conservation*, 2024, 15(6): 866-874. DOI: 10.3969/j.issn.1674-8484.2024.06.0008. [周怡彬, 唐爱坤, 王贞涛等. 杂化氮化硼复合相变微胶囊悬浮液的设计及在 PEM 燃料电池冷却中的应用. *汽车安全与节能学报*, 2024, 15(6): 866-874.]
- [84] 何宏伟. 聚乙烯醇基高阻隔复合材料的制备及应用[学位论文]. 株洲: 湖南工业大学, 2023.
- [85] Huang DW, Tao Z, Huang RG, et al. Properties of Polyvinyl Alcohol Fiber Reinforced Phosphate Building Plaster-Based Composites. *Materials Report*, 2024, 38(S2): 651-656. [黄得伟, 陶忠, 黄荣贵等. 聚乙烯醇纤维增强磷酸石膏基复合材料的性能. *材料导报*, 2024, 38(S2): 651-656.]
- [86] Ding XD, Ma HY. Research on the Modification of Polyvinyl Alcohol/Cellulose Composite Materials and Their Application Progress. *Chemical New Materials*, 2025, 1-7 [2025-08-29]. DOI: 10.19817/j.cnnki.issn1006-3536.2026.01.002. [丁小蝶, 马海燕. 聚乙烯醇/纤维素复合材料的改性研究及应用进展. *化工新型材料*, 2025, 1-7