

安显金, 张亚琴, 王艳玲, 姚佳佳, 傅慧城, 赵挺洁, 田旖旎, 杜鹏辉, 安立会. 典型喀斯特岩溶泉水中微塑料污染特征及潜在风险[J]. 土壤学报, 2025,

AN Xianjin, ZHANG Yaqin, WANG Yanling, YAO Jiajia, FU Huicheng, ZHAO Tingjie, TIAN Yini, DU Penghui, AN Lihui. Characteristics and Potential Risks of Microplastic Pollution in Typical Karst Spring Water [J]. Acta Pedologica Sinica, 2025,

典型喀斯特岩溶泉水中微塑料污染特征及潜在风险^{*}

安显金¹, 张亚琴¹, 王艳玲¹, 姚佳佳¹, 傅慧城¹, 赵挺洁^{2†}, 田旖旎¹, 杜鹏辉¹, 安立会^{3†}

(1.贵州师范大学, 喀斯特研究院, 贵阳 550025; 2. 内蒙古自治区环境监测总站包头分站, 内蒙古包头 014060; 3. 中国环境科学研究院, 环境基准标准与风险管控全国重点实验室, 北京 100021)

摘要: 微塑料是一类新污染物, 在各种环境介质中广泛分布, 但对于岩溶区地下水微塑料污染特征的了解仍非常有限, 尤其是对作为饮用水的岩溶泉水中微塑料污染及其潜在风险的了解仍不足。研究采集了四个季节的岩溶泉水 (Raw water, RW) 及家庭末梢水 (End water, EW) 样本, 使用显微拉曼光谱仪分析了喀斯特山区岩溶泉水微塑料的季节性赋存特征, 并通过 Mantel 检验分析水体理化参数与微塑料赋存的关联机制, 最后利用污染负荷指数评估了岩溶区地下水微塑料季节性污染特征及其潜在风险。研究表明, 在所有岩溶泉水水样 ($n=72$) 中共检出 2 273 个以碎片 (50.37%) 和纤维 (40.61%) 为主的微塑料, 粒径主要分布在 100~300 μm (59.08%), 并且以透明微塑料 (78.79%) 为主, 材质上以聚乙烯 (44.08%)、聚对苯二甲酸乙二醇酯 (35.02%) 和聚丙烯 (16.89%) 为主。所有水样中微塑料平均丰度为 $1.58 \pm 1.43 \text{ items} \cdot \text{L}^{-1}$, RW ($1.89 \pm 1.70 \text{ items} \cdot \text{L}^{-1}$) 高于 EW ($1.26 \pm 1.05 \text{ items} \cdot \text{L}^{-1}$), 并且呈现秋季($2.67 \pm 2.08 \text{ items} \cdot \text{L}^{-1}$)>春季($1.58 \pm 1.30 \text{ items} \cdot \text{L}^{-1}$)>夏季($1.13 \pm 0.63 \text{ items} \cdot \text{L}^{-1}$)>冬季($0.94 \pm 0.53 \text{ items} \cdot \text{L}^{-1}$)的趋势 ($P < 0.05$)。污染负荷指数为 1.10, 说明研究区域地下水整体风险较低。相关性分析结果显示微塑料丰度与水体 DOC 呈显著正相关性 ($P < 0.05$), 而与水体 Ca^{2+} 存在一定负相关性 ($R^2 = 0.40$), 与采样点月降雨量无显著相关性 ($P > 0.05$), 这说明水体化学性质是影响地下水微塑料迁移的重要因素。基于以上研究结果, 建议加强岩溶泉水环境质量安全保护, 并建立长期监测体系以防范微塑料污染风险。

关键词: 岩溶泉水; 微塑料; 季节性; 赋存特征; 风险评估

中图分类号: X523 文献标志码: A

Characteristics and Potential Risks of Microplastic Pollution in Typical Karst Spring Water

AN Xianjin¹, ZHANG Yaqin¹, WANG Yanling¹, YAO Jiajia¹, FU Huicheng¹, ZHAO Tingjie^{2†}, TIAN Yini¹, DU Penghui¹, AN Lihui^{3†}

(1. School of Karst Science, Guizhou Normal University, Guiyang 550025, China; 2. Baotou Branch of Inner Mongolia Autonomous Region Environmental Monitoring Station, Baotou, Inner Mongolia 014060, China; 3. State Key Laboratory of Environmental Criteria and Risk Assessment, Chinese Research Academy of Environmental Sciences, Beijing 100021, China.)

Abstract: 【Objective】Micoplastics (MPs) represent a pervasive class of emerging contaminants that have been

*国家自然科学基金项目 (42442059, 22276179) 和贵州省 2025 年度自然科学基金面上项目 (黔科合基础[2025]253) 资助
Supported by the National Natural Science Foundation of China (Nos. 42442059, 22276179), and Guizhou Provincial Basic Research Program (Natural Science) (No. Qiankehejichu-MS [2025]253)

†通讯作者 Corresponding author, E-mail: btslakh@163.com; anlului@163.com

作者简介: 安显金 (1986—), 男, 四川绵阳人, 博士, 副教授, 主要从事微塑料与环境介质的相互作用研究。E-mail: xianjin_an@163.com

收稿日期: 2025-06-19; 收到修改稿日期: 2025-09-11; 网络首发日期 (www.cnki.net)

widely documented across global environmental compartments. Despite this recognition, significant knowledge gaps remain regarding their fate and behavior within fragile karst groundwater ecosystems, particularly those that serve as critical drinking water resources. The unique hydrogeological features of karst systems, characterized by rapid infiltration through fractured limestone, raise serious concerns about MP transport and human exposure pathways. These systems, however, remain severely understudied. This study aims to address these uncertainties through a comprehensive investigation of the occurrence, distribution, underlying mechanisms, and potential ecological and health risks associated with MP contamination in a representative karst groundwater system used for drinking water.

【Method】 To account for temporal variability in these dynamic systems, we systematically collected water samples every quarter across four seasons (spring, summer, autumn, winter) from both pristine karst springs (Raw Water, RW) and downstream household tap water endpoints (End Water, EW) in a typical karst terrain in Southwest China. Laboratory analyses employed high-resolution microscopic Raman spectroscopy for definitive polymer identification and characterization of isolated MP particles. Subsequent statistical analyses used the Mantel test to rigorously examine correlations between MP concentrations and a suite of water quality parameters. Additionally, the Pollution Load Index (PLI) was calculated to provide an integrated assessment of MP pollution levels and to quantify potential environmental and human health risks. **【Result】** The findings revealed significant MP contamination throughout the karst aquifer system. A total of 2,273 MP particles were identified across all 72 water samples. The detected MPs exhibited distinct physical characteristics: fragments were dominant (50.37%), followed by fibers (40.61%). Particle size analysis showed a predominance within the 100–300 μm range (59.08%), and most particles appeared transparent (78.79%) under microscopy. Polymer composition analysis indicated that polyethylene (PE; 44.08%) was the most abundant polymer, followed by polyethylene terephthalate (PET; 35.02%) and polypropylene (PP; 16.89%). The mean MP abundance was $1.58 \pm 1.43 \text{ items} \cdot \text{L}^{-1}$ across all samples. Notably, significantly higher concentrations were observed in raw water sources (RW: $1.89 \pm 1.70 \text{ items} \cdot \text{L}^{-1}$) compared to finished tap water (EW: $1.26 \pm 1.05 \text{ items} \cdot \text{L}^{-1}$), suggesting partial removal during transport or treatment. Pronounced seasonal variations were observed, in the following order: autumn ($2.67 \pm 2.08 \text{ items} \cdot \text{L}^{-1}$) > spring ($1.58 \pm 1.30 \text{ items} \cdot \text{L}^{-1}$) > summer ($1.13 \pm 0.63 \text{ items} \cdot \text{L}^{-1}$) > winter ($0.94 \pm 0.53 \text{ items} \cdot \text{L}^{-1}$) ($P < 0.05$). The calculated Pollution Load Index (PLI = 1.10) indicated that the current MP pollution level in this karst groundwater system poses a relatively low risk. **【Conclusion】** Key correlation analyses provided insight into MP transport mechanisms. A significant positive correlation was found between MP abundance and dissolved organic carbon (DOC) concentrations ($P < 0.05$), suggesting that organic matter facilitated MP mobilization. A negative correlation was observed between calcium ion (Ca^{2+}) concentration and MP abundance ($R^2 = 0.40$), possibly reflecting interactions influenced by aquifer mineralogy. In contrast, no significant correlation was found between MP levels and antecedent monthly precipitation ($P > 0.05$), indicating that direct flushing during storm events may not be a major influence. These results collectively underscore that intrinsic water chemistry plays a more decisive role in MP transport and accumulation within karst aquifers than transient hydrological events. Based on these findings, we recommend urgent strengthening of protective measures for karst spring water sources, establishing long-term MP monitoring programs in vulnerable karst regions, and developing mitigation strategies along water supply chains to prevent future escalation of MP pollution risks.

Key words: Karst spring; Micoplastics; Seasonal; Occurrence characteristics; Risk assessment

2023 年全球塑料生产量达到 4.13 亿吨，中国约为 1.38 亿吨（占比 33.4%），是全球第一大塑料生产国^[1]。随着塑料使用量的剧增，加之全球塑料回收率不足 10%，塑料污染已严重威胁生态系统的安全。微塑料（粒径<5 mm 的颗粒、薄膜和碎片）由于自身具有高度异质性、持久性和隐蔽性，且具有良好的载体作用，因此成为全球亟需解决的环境问题^[2-4]。当前已有大量研究表明，微塑料广泛存在于土壤、海洋、大气和生物体等环境介质中^[5-8]。更为

重要的是，微塑料自身携带双酚 A、邻苯二甲酸盐等超过 16 000 种化学物质，其中超过 4 200 种是“受关注的化学品”^[9]，它们可通过皮肤接触、呼吸和食物摄入等方式在生物体内不断积累，引发炎症和氧化应激反应，造成代谢紊乱和细胞凋亡，甚至产生基因毒性^[10]。微塑料进入人体后，一部分随尿液和粪便排出体外，另一部分“穿梭”于人体组织中，目前已在人体血液、胎盘、肺和心脏等组织中发现微塑料^[11]。因此研究环境中微塑料的赋存、迁移和归宿对整个生态系统安全和人类健康具有重要意义。

当前，微塑料的研究主要集中在海洋、地表淡水和土壤环境中。然而喀斯特地貌区占陆地面积 15%，地下水资源分布广泛，提供了全球 50% 人口的生活用水，相关的研究还非常有限。贵州喀斯特地貌具有典型地表和地下的二元三维空间结构，导致地表水缺乏，地下水是该区域主要的饮用水源之一^[12]，尤其在农村分散饮用水源中，岩溶地下水占总饮用水量的 70% 以上^[13]。岩溶地下水的自净能力极弱，易受外源污染物破坏，很可能成为各类污染物的天然富集场所^[14]。作者于 2025 年 3 月在 Web of Science 和 Scopus 平台中检索了自然水体中微塑料的研究文献 18 826 篇，其中报道地下水微塑料原始数据的文献仅有 60 篇 (0.3%)，中国有 14 篇。而全球岩溶地下水微塑料的研究仅有 13 篇，其中中国仅有 3 篇^[15-17]。全球地下水微塑料的研究已有部分报道，如 2019 年 Panno 等^[18]首次在岩溶含水层的地下水中检测到微塑料的存在。He 等^[19]的研究表明，地下水中的微塑料含量与水体的流动性、沉积物的颗粒大小以及水的化学成分密切相关。但在喀斯特地区，脆弱的生态环境、独特的气候特征和水体显著的富钙特性是否影响岩溶泉水中微塑料的分布和迁移尚不清楚。

本研究通过采集贵州典型喀斯特山区季节性岩溶泉水源水 (Raw water, RW) 和家庭末梢水 (End water, EW) 样本，分析微塑料季节性的赋存规律、驱动机制和评估污染风险，探讨岩溶泉水转变为家庭末梢水后微塑料的变化。同时，研究结合大气沉降、降雨量和水理化特性，系统分析了这些因素对岩溶泉水中微塑料的季节性赋存的影响机制。本研究的主要目标包括：(1) 探讨贵州喀斯特山区岩溶泉水源水及其家庭末梢水中微塑料的季节性分布特征和污染来源；(2) 分析岩溶泉水中微塑料与降雨量、水体理化特性等环境因子的相关性；

(3) 利用污染负荷指数评估该地区岩溶泉水中微塑料的生态风险及其对人类健康的潜在风险。本研究能有效填补贵州喀斯特山区岩溶泉水中微塑料研究的不足，为喀斯特山区农村的水质管理和微塑料污染防控提供理论依据，促进地下水水资源的可持续利用与保护。

1 材料与方法

1.1 研究区概况与样品采集

贵州省安顺市关岭布依族苗族自治县坐落于云贵高原东部脊状斜坡南侧，境内岩溶发育，属区域典型的喀斯特地貌特征^[17]。区内以中亚热带季风湿润气候为主，年平均气温为 16.2 ℃，2024 年采样时降雨量分别为 18.30 mm (3 月)、184.20 mm (6 月)、162.40 mm (9 月)、22.70 mm (12 月)。采样点位于关岭县境内某典型喀斯特山区村落。研究区内共分布有 3 个主要的岩溶泉水出水口 RW1、RW2、RW3，是研究区的主要饮用水源 (图 1)。

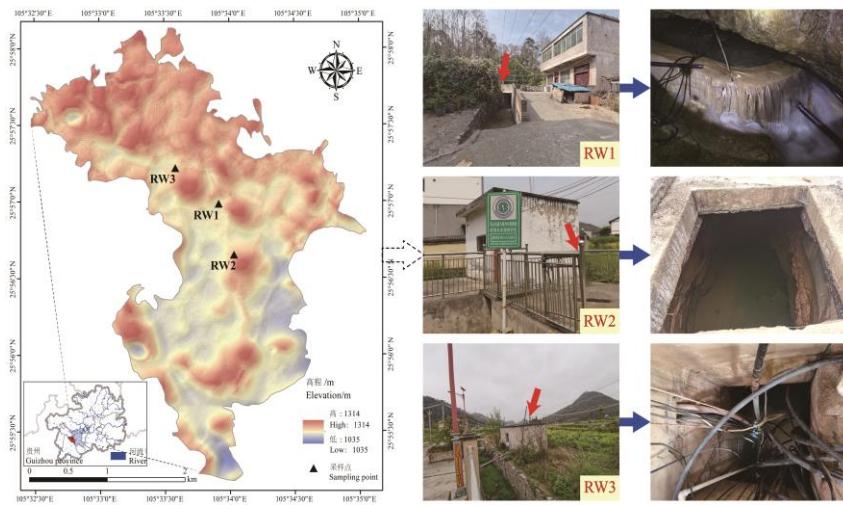


图 1 采样点位分布图

Fig. 1 Distribution map of sampling points

研究分别在 2024 年春（3 月）、夏（6 月）、秋（9 月）、冬（12 月）四个季节，在每一个样点同时采集岩溶泉水出露点的源水（RW）和经过水泵抽取和塑料管道（HDPE）运输以供家庭生活使用的末梢饮用水（EW）。其中，源水样品在岩溶泉水出水口蓄水池采集，使用不锈钢水桶采集 20 L 表层水体（0~50 cm），将水样通过 30 μm 孔径不锈钢滤膜，再将膜上物质冲洗保存在 250 mL 洁净玻璃瓶中，尽快带回实验室分析。在源水点位附近选择距离相近的家庭用水采集末梢水样品，每个点位均采集 3 个平行样本，总计 72 个水样。

研究使用便携式多参数水质检测仪（Ponselodeon company-Multy8340）现场测定 3 个岩溶泉出水口的水温、pH、电导率、溶解氧、盐度、悬浮颗粒、总溶解固体、氧化还原电位，使用有机碳分析仪（Elementar-vario Macro cube）测定水体总有机碳和溶解性有机碳，使用等离子发射光谱仪（Varian 730-ES）测定水体 Ca^{2+} 和 Mg^{2+} 的浓度。

1.2 大气沉降微塑料采样

为研究岩溶泉水中微塑料的潜在来源，在 RW1 和 RW3 两个开放式泉水采样点设置了大气微塑料被动采样装置，以收集研究区域的大气微塑料沉降数据。每个采样周期冲洗一次采样装置，更换洁净的收集瓶，将收集瓶中的微塑料样品带回实验室分析，分别收集到两个采样点四个季节的大气沉降微塑料样品。

1.3 样品处理与保存

微塑料的提取和加工方法根据以往的研究^[20]进行。具体而言，先使用真空抽滤系统，用玻璃纤维滤纸（Whatman，0.45 μm ，47 mm）过滤玻璃瓶中的水样，将滤纸上收集到的物质转移至 500 mL 玻璃烧杯中，往烧杯中分别加入 20 mL 0.05 M FeSO_4 溶液和 30% H_2O_2 溶液，将烧杯口用铝箔覆盖，50 °C 下消解 12 h 以去除有机物。消解完成后往烧杯中加入 NaCl 进行密度分离，而后将溶液转移至分液漏斗中，静置 20 min，将上清液小心地收集在洁净烧杯中，重复上述步骤浮选 4 次。最后使用氧化铝滤膜（Whatman，0.2 μm ，25 mm）过滤烧杯中的样品，将膜转移至带盖玻璃培养皿中，以便进一步研究。

1.4 微塑料的识别与鉴定

本研究采用高分辨显微拉曼光谱仪（Lab RAM HR Evolution，配备 Lab Spec 6 软件包）对微塑料进行定性和定量分析。利用仪器搭载的 20X 物镜按照“Z”字观察膜上物质，在光谱范围 100~4 000 cm^{-1} ，入射激光波长 532 nm 条件下，检查所有检测样品中的物质。将所测

物质的光谱导入 KnowItAll 拉曼聚合物信息检索系统以匹配所测物质的化学组成,当匹配度 $\geq 80\%$ 时,则被认定为同类型塑料。使用 Image J 软件测量微塑料的粒径,根据观察到的粒径将微塑料分为 6 类: $<30\text{ }\mu\text{m}$ 、 $30\text{~}100\text{ }\mu\text{m}$ 、 $100\text{~}300\text{ }\mu\text{m}$ 、 $300\text{~}500\text{ }\mu\text{m}$ 、 $500\text{~}1000\text{ }\mu\text{m}$ 、 $>1000\text{ }\mu\text{m}$ 。此外,将微塑料按形状分为: 纤维、碎片、颗粒和薄膜。

1.5 微塑料生态风险评估方法

研究使用了污染负荷指数 (Pollution load index, PLI) 来评估区域岩溶地下水中微塑料污染风险,具体模型见文献^[21]。当 $\text{PLI} < 10$ 为轻微污染, $10 \leq \text{PLI} < 20$ 为轻度污染, $20 \leq \text{PLI} < 30$ 为中度污染, $\text{PLI} \geq 30$ 为重度污染。

1.6 质量保证与质量控制

研究在野外和实验室均实施了严格的质量保证和质量控制措施。全程通过空白对照评估样品采集、运输、提取和定量过程中引入的微塑料。在每个采样点均采集三份平行样本,以减少样品的变异性。为避免野外采样的交叉污染,研究人员穿着纯棉工作服,佩戴一次性丁腈手套,用铝箔覆盖采样过滤装置,并将现场采样的滤膜放入密闭的玻璃广口瓶中以最大限度地减少样品在空气中的暴露时间。研究人员在实验室中尽量避免使用塑料制品,所有玻璃器皿提前用 Milli-Q 水冲洗干净并密封保存。所使用的化学试剂均通过 $0.45\text{ }\mu\text{m}$ 的醋酸纤维滤膜过滤,以避免提取溶剂带入微塑料。同时,研究人员在实验室中所有操作均在洁净通风橱中进行,使用前用无水乙醇擦净操作台,不使用时立即用铝箔覆盖所有玻璃器皿和样品,以尽量缩短暴露时间,并在超净工作台观察和鉴定微塑料。

1.7 数据处理与分析

微塑料样本丰度采用 $\text{items}\cdot\text{L}^{-1}$ 表示。研究使用单因素方差分析 (ANOVA) 对微塑料丰度数据进行显著性检验,使用夏皮罗-威尔克 (Shapiro-Wilk test) 检验分析数据的正态性,如果数据不接近正态分布,则采用非参数 Kruskal-Wallis 和 Mann - Whitney U 检验,使用显著性水平 $\alpha=0.05$ 进行统计学分析。研究使用 Arc GIS 10.8 (ESRI, USA) 绘制采样点分布图,使用 Excel 2020 (Microsoft, USA) 和 SPSS 26.0 (IBM, USA) 进行统计分析,使用 Origin Pro 2024 (Origin Lab, USA) 绘制数据图。

2 结 果

2.1 QA/QC 中微塑料

微塑料在环境介质中普遍存在,在水样采集、分析和检测等过程均可能带入微塑料,因此研究采取了全过程的空白对照样品 ($n=3$),以考虑它们对实验结果产生的误差。四个季度的空白对照样本 ($n=24$) 中总共发现了 17 个微塑料,空白样本平均丰度为 $0.71 \pm 0.62 \text{ items}\cdot\text{L}^{-1}$,包含人造纤维 11 个,聚乙烯 3 个,聚酯 3 个,以透明纤维和白色碎片为主,尺寸在 $500\text{~}1000\text{ }\mu\text{m}$ 之间。由于空白样本发现的微塑料仅占全部检测样本中微塑料的 0.7%,因此实际岩溶泉水样本中微塑料的数量未使用空白样本进行校正。

2.2 岩溶表层泉水中微塑料的丰度

三个采样点所有岩溶泉水样本中均检测到微塑料存在,72 个水样共检测出微塑料 2273 个 (表 1)。岩溶表层泉水中微塑料平均丰度为 $1.58 \pm 1.43 \text{ items}\cdot\text{L}^{-1}$,出露点的源水平均丰度 ($1.89 \pm 1.70 \text{ items}\cdot\text{L}^{-1}$, $n=36$, Total=1363 items) 高于农户家庭末梢水平均丰度 ($1.26 \pm 1.05 \text{ items}\cdot\text{L}^{-1}$, $n=36$, Total=910 items),但差异不显著 (Mann-Whitney U, $P=0.11$)。最小微塑料丰度为 $0.43 \pm 0.10 \text{ items}\cdot\text{L}^{-1}$ (EW1, 6 月),最大丰度为 $6.15 \pm 0.64 \text{ items}\cdot\text{L}^{-1}$ (RW1, 9 月)。

表 1 岩溶泉水的微塑料丰度
Table 1 Abundance of microplastics in karst spring water

季节 Season	样品类型 Sample type	采样量 Volume/L	总数 Total/ items	均值±标准差 Mean±SD/ (items·L ⁻¹)
春 Spring	源水 RW	60	238	2.15±1.56
	家庭末梢水 EW	60	86	1.00±0.65
	合计 Total		567	1.58±1.30
夏 Summer	源水 RW	60	99	1.28±0.67
	家庭末梢水 EW	60	53	0.97±0.57
	合计 Total		406	1.13±0.63
秋 Autumn	源水 RW	60	369	3.06±2.55
	家庭末梢水 EW	60	55	2.28±1.54
	合计 Total		960	2.67±2.08
冬 Winter	源水 RW	60	36	1.08±0.67
	家庭末梢水 EW	60	54	0.81±0.33
	合计 Total		340	0.94±0.53
全年 The whole year	源水 RW	240	1363	1.89±1.70
	家庭末梢水 EW	240	910	1.26±1.05
	合计 Total		2273	1.58±1.43

RW: Raw water; EW: End water

从时间上分析, 春季(3月)、夏季(6月)、秋季(9月)和冬季(12月)泉水中微塑料的平均丰度分别为 $1.58\pm1.30\text{ items}\cdot\text{L}^{-1}$ 、 $1.13\pm0.63\text{ items}\cdot\text{L}^{-1}$ 、 $2.67\pm2.08\text{ items}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $0.94\pm0.53\text{ items}\cdot\text{L}^{-1}$, 表现出秋季>春季>夏季>冬季的趋势, 且不同季节差异显著(Kruskal-Wallis, $P=0.03$)。从采样位置分析, 三个采样点微塑料丰度分别为 $2.21\pm1.48\text{ items}\cdot\text{L}^{-1}$ 、 $0.98\pm0.55\text{ items}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $1.55\pm0.81\text{ items}\cdot\text{L}^{-1}$, 但不存在显著差异(Kruskal-Wallis, $P=0.10$)。

2.3 岩溶泉水中微塑料的形态、颜色和尺寸

岩溶泉水样本中检出2273个微塑料, 形貌、颜色和尺寸多样。微塑料的形状主要呈现碎片状和纤维状(图2a)。其中, 碎片微塑料1145个, 占比50.37%, 其次是纤维、薄膜和颗粒状微塑料, 分别占40.61%、7.26%和1.76%。从水体类型来分析, 源水中纤维和碎片形状占主导, 分别占48.13%和41.45%; 末梢水中碎片微塑料居多(占比63.74%), 其次是纤维(29.34%)和薄膜(6.70%)。从采样时间来分析, 春季泉水中微塑料以纤维状为主, 而夏季、秋季和冬季主要以碎片状为主。其中, 春季泉水中纤维和碎片分别为76.90%和11.82%; 夏季仅有碎片和纤维状微塑料, 分别为61.08%和38.92%; 秋季泉水中微塑料以碎片为主, 其次是纤维和薄膜, 分别为63.02%、22.40%和14.48%; 冬季主要是碎片(66.18%)和纤维(33.53%), 存在少量颗粒态微塑料。从采样点位置来分析, EW1和EW2采样点碎片状微塑料占比最高, 分别为71.79%、75.23%, 其次是纤维, 13.17%、18.02%, 而RW1、RW2、RW3、EW3采样点微塑料均以纤维为主, 分别占44.34%、50.40%、54.16%和50.14%, 其次是碎片, 分别为40.03%、41.53%、44.24%和49.86%。

泉水样本中共观察到8种不同颜色的微塑料, 分别为透明、白色、棕色、蓝色、绿色、灰色、黑色和紫色(图2b)。透明微塑料最常见, 达78.79%, 其次是白色和灰色微塑料, 分别为13.55%和5.94%。从水体类型来分析, 源水中透明微塑料占比高于末梢水, 分别为82.91%和72.64%。从采样时间来分析, 四个季度均以透明微塑料为主, 分别为76.9%、84.73%、80%和71.47%、其次是白色(19.93%、13.79%、12.19%、6.47%)、灰色(0.35%、0%、6.35%、21.18%)和其他颜色(2.82%、1.48%、1.46%、0.88%)。从采样点位置来分析, 各采样点中透明微塑料为66.22%~86.60%, 白色为8.15%~21.95%, 灰色为1.34%~15.77%, 其中末梢

水微塑料颜色分布特征与总体特征存在差异, EW3 采样点棕色微塑料高于灰色, 而 EW1 和 EW2 采样点的灰色微塑料均高于白色微塑料。

本研究所观察到的微塑料粒径范围为 14~3 569 μm , 其中粒径为 100~300 μm 的微塑料占比最高 (59.08%), 其次是 30~100 μm (25.03%), 其他粒径微塑料较少 (图 2c)。从水体类型来分析, 源水和末梢水样品中粒径分布情况相似, 100~300 μm 占比分别为 60.75% 和 56.59%, 30~100 μm 占比分别为 20.25% 和 32.20%。从采样时间来分析, 四个季节微塑料粒径均以 100~300 μm 为主 (47.94%~67.29%)、其次是 30~100 μm (20.73%~33.82%), 其中 <30 μm 粒径的微塑料仅在春季样品中观察到, 占比 1.41%。从采样点位置来分析, 所有采样点都呈现相似的特征, 微塑料粒径为 100~300 μm 最为常见, 占比为 47.15%~69.28%, 其次是 30~100 μm (11.73%~41.89%), 而小于 30 μm 的微塑料仅在 EW3 的末梢水样品中出现。

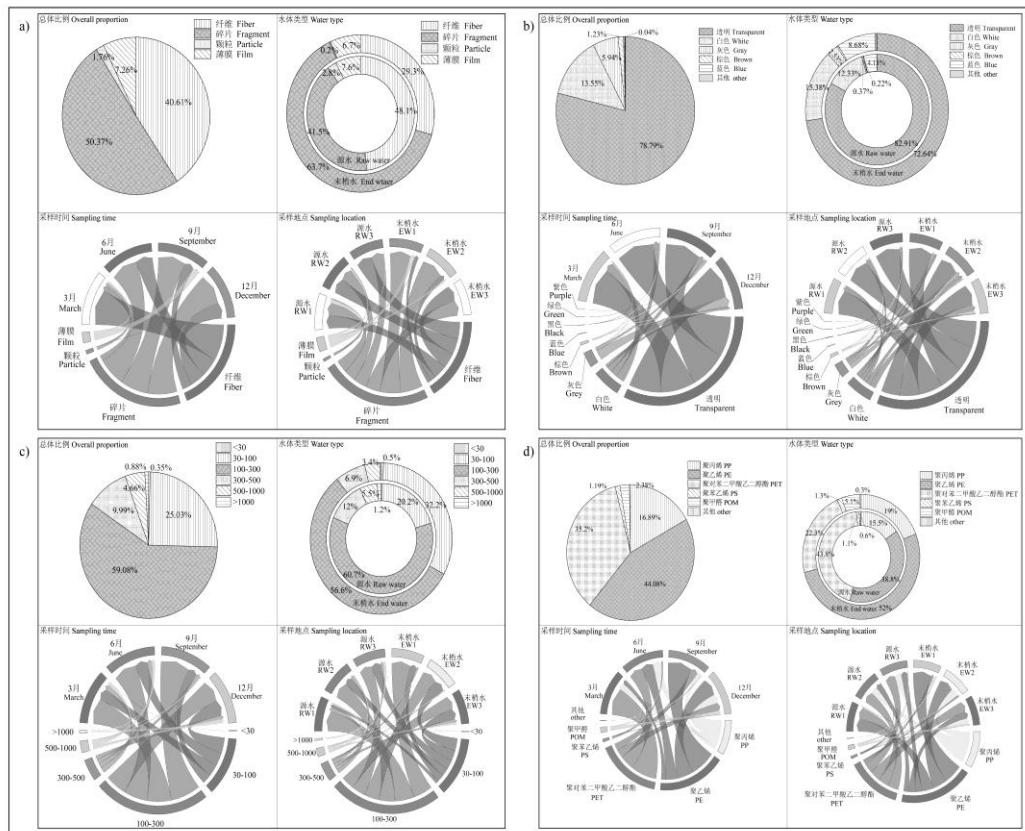


图 2 岩溶泉水中微塑料特征 (a.形态, b.颜色, c.粒径, d.聚合物)
Fig. 2 Characteristics of microplastics in karst spring water (a. Morphology, b. Color, c. Size, d. Polymer)

2.4 岩溶泉水中微塑料聚合物类型

样品中的微塑料均进行了显微拉曼分析, 确定了聚合物成分 (图 2d)。拉曼分析显示微塑料存在 8 种聚合物类型: 聚丙烯 (PP)、聚乙烯 (PE)、聚对苯二甲酸乙二酯 (PET)、聚苯乙烯 (PS)、聚甲醛 (POM)、聚乙烯醇 (PVA)、聚甲基戊烯 (PMP)、聚丙烯酸 (PAA)。其中以 PE 微塑料为主, 占 44.08%, 其次为 PET (35.20%)、PP (16.89%)、PS (1.19%)、POM (2.38%), PVA、PMP 和 PAA 三种聚合物微塑料共占 0.26%。从水体类型来分析, 不同水体中聚合物分布有明显差异, 源水中 PET 微塑料最为常见, 末梢水中则是 PE 占比最高, 源水和末梢水微塑料占比分别为 PP (15.48%、19.01%)、PE (38.81%、51.98%)、PET (43.80%、22.31%), 但是 PVA 仅在末梢水样品中发现, PMP 和 PAA 仅在源水中发现。从采样时间来分析, 聚合物类型在不同季节所占比例变化较大。春季水样中 PET 微塑料占比

高达 70.37%；夏季主要是 PET 和 PE，分别为 37.93% 和 32.76%；秋季和冬季主要是 PE 材质微塑料，分别占比 67.92% 和 45.00%。从采样点位置分析，RW1、EW1 和 EW2 采样点以 PE 微塑料为主，占比 50.13%~76.80%，其次是 PET (6.31%~44.88%) 和 PP (4.31%~32.88%)，而 RW2、RW3 和 EW3 采样点中 PET 微塑料占比最高(41.55%~43.95%)，其次是 PP (20.60%~29.44%) 和 PE (22.58%~27.08%)。

2.5 环境因子与微塑料丰度的相关性

研究分析了岩溶泉水源水的季节性丰度变化与环境因子(月降雨量、水体理化性质和人口密度)的相关性。根据关岭县每日气象数据，作者统计了 4 个季度采样前 30 天的降雨量，分别为 3 月 (15.00 mm)、6 月 (259.00 mm)、9 月 (112.90 mm) 和 12 月 (20.90 mm)，研究将 3 月和 12 月划分为旱季，将 6 月和 9 月划分为雨季。雨季岩溶泉水中微塑料丰度 ($2.17 \pm 2.02 \text{ items} \cdot \text{L}^{-1}$) 高于旱季 ($1.62 \pm 1.29 \text{ items} \cdot \text{L}^{-1}$)，但差异不显著 (Mann-Whitney U, $P > 0.05$) (图 3a)。月降雨量与微塑料丰度的相关性不显著 ($R^2=0.39$)。研究采集了岩溶泉水所在自然组的人口数量，分析了人口数量与微塑料丰度的关系，结果显示两者存在较强的正相关关系 ($R^2=0.95$) (图 3b)。Mantel 相关性结果表明，采样点源水微塑料丰度仅与水体溶解有机碳 (DOC) 有显著相关性 ($P < 0.05$)，而与其他 11 个理化指标相关性均不显著 ($P > 0.05$) (图 3c)。此外，大气沉降结果表明，RW1 和 RW3 采样点共收集到 99 个微塑料，颜色以透明、白色、灰色和棕色为主，形态以碎片和纤维为主，分别占比 48.48% 和 44.44%，薄膜最少，仅占 7.08%。而粒径结果显示大气微塑料样本中 $100\text{--}300 \mu\text{m}$ 占比 72.73%，聚合物类型主要是 PE (54.55%) 和 PP (37.37%)。大气样本中微塑料的颜色、形态、尺寸和类型等特征与泉水源水样本中观测到的微塑料结果相似。

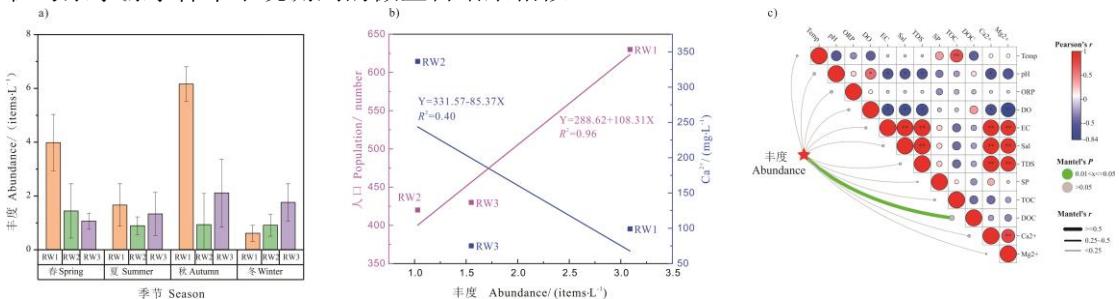


图 3 岩溶泉水与环境因素相关性 (a. 降雨量, b. 人口数量与 Ca^{2+} 含量, c. 水体理化特性)

Fig. 3 Relationships between karst spring water and environmental factors (a. Rainfall, b. Population number and Ca^{2+} content, c. Water physical and chemical properties)

2.6 岩溶泉水中微塑料的污染风险

污染物负荷指数 PLI 结果表明研究区泉水中微塑料污染为轻微污染，风险水平较低 (图 4)，PLI 为 1~1.25，综合值为 1.10。从水体类型分析，源水中 PLI 值为 1.03~1.25，综合值为 1.11；末梢水中 PLI 值为 1~1.2，综合值为 1.08。从采样时间分析，雨季泉水中微塑料的生态风险水平高于旱季。旱季 (3 月和 12 月) PLI 值为 1.01~1.20，综合值为 1.08，而雨季 (6 月和 9 月) PLI 值为 1~1.25，综合值为 1.11。从采样点位置分析，RW1 和 EW1 采样点的 PLI 值为 1.0~1.25，综合值为 1.10，最大值是 9 月的 RW1，最小值是 6 月的 EW1；RW2 和 EW2 采样点的 PLI 值为 1.06~1.14，综合值为 1.08，最大值是 9 月的 EW2，最小值是 3 月的 EW2；RW3 和 EW3 采样点的 PLI 值为 1.05~1.14，综合值为 1.11，最大值是 9 月的 RW3，最小值是 12 月的 EW3。整体来看，RW3 采样点的 PLI 值略高于其他采样点。

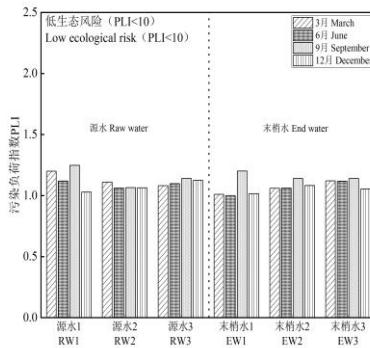


图 4 岩溶泉水季节性微塑料污染负荷指数

Fig. 4 Seasonal variation in microplastic pollution load index in karst spring water

3 讨 论

3.1 岩溶泉水中微塑料的时空污染特征

研究中所有的岩溶泉水中均观察到不同数量和形态的微塑料, 这表明岩溶泉水可能是该区域人体摄入微塑料不可忽略的重要途径。研究区域岩溶表层泉水中微塑料平均丰度为 $1.58 \pm 1.43 \text{ items} \cdot \text{L}^{-1}$, 范围为 $0.43 \sim 6.15 \text{ items} \cdot \text{L}^{-1}$, 这与欧洲岩溶含水层微塑料丰度 $0.1 \sim 8.5 \text{ items} \cdot \text{L}^{-1}$ ^[18], 以及中国桂林玉龙河岩溶地下水微塑料丰度 $0 \sim 4 \text{ items} \cdot \text{L}^{-1}$ 基本一致^[16], 低于中国北部平原地下水样本 ($n=81$) 的平均丰度 ($29 \text{ n} \cdot \text{L}^{-1}$)^[22]。地下水微塑料的丰度变化极大, Xu 等^[23]研究指出全球 25 个国家地下水中微塑料丰度为 $0 \sim 6832 \text{ items} \cdot \text{L}^{-1}$, 最高在中国胶东半岛地下水 ($2103 \text{ items} \cdot \text{L}^{-1}$), 最低在德国奥尔登堡地区的地下水 ($7 \times 10^{-4} \text{ items} \cdot \text{L}^{-1}$)。这表明地下水中微塑料的丰度存在高度的差异性, 这一方面与采样地点塑料污染有关, 另一方面与微塑料采样、预处理、鉴定和质量控制等标准不一致相关。例如 Mu^[24] 等使用小体积水样 ($0.1 \sim 0.6 \text{ L}$) 可能高估了地下水样本中微塑料丰度。Sforzi 等^[25]使用 $300 \mu\text{m}$ 的滤膜处理印度的地下水样本, 微塑料的丰度仅为 $0.15 \text{ items} \cdot \text{L}^{-1}$, 可能忽略了较小粒径的微塑料。Samandira 等^[26]使用 LDIR 分析了澳大利亚地下水中微塑料的丰度 ($16 \sim 34 \text{ items} \cdot \text{L}^{-1}$), 较 Yanuar 等^[27]使用 FTIR 观测到的印度尼西亚地下水中微塑料的丰度 ($0.28 \text{ items} \cdot \text{L}^{-1}$) 高 50 倍, 这可能也与微塑料分析检测仪器的灵敏度有关。值得注意的是, 在本研究中地下水样本的过滤膜孔径为 $30 \mu\text{m}$, 这也可能会低估区域内岩溶泉水中微塑料的实际丰度。同时研究结果显示农户家庭使用的末梢水中微塑料的丰度低于泉水源水的丰度, 这可能与农户家使用储水设备再次沉淀有关。岩溶泉水中微塑料的丰度表现出季节性的显著差异 ($P < 0.05$), 秋季微塑料丰度高于其他季节, 且总体表现为雨季高于旱季。

岩溶泉水中微塑料形态以碎片 (47.59%) 和纤维 (41.85%) 为主, 薄膜状和颗粒状的微塑料较少, 这与全球地下水微塑料研究中碎片和纤维占主导的趋势一致^[28]。地下水中微塑料的形态与它们的来源紧密相关, 碎片状微塑料可能来源于塑料制品的物理破碎 (如农膜、包装材料), 而纤维状微塑料可能来自合成纺织品的洗涤废水, Browne 等^[29]研究指出一件衣服每次洗涤会释放出超过 1900 根纤维。微塑料的形状是影响它们迁移的潜在因素, 纤维状微塑料更容易通过孔隙结构到达地下水环境^[30]。同时, 纤维具有更高的移动性, 更容易与水流运动场一致, 表现出高流动性^[31]。岩溶地区生活污水排放量增大, 净化设施不足, 生活污水中微塑料含量增多可能会加剧地下水体污染。此外喀斯特山区独特的地貌, 农用地膜回收更加困难, 土壤中塑料逐年累积, 同时该区域降雨充沛, 水土流失严重, 岩溶裂隙极度发育,

生活污水、土壤中的农用地膜和大气沉降的微塑料可能会通过地表径流、地表水与地下水强烈交互作用^[32]，岩溶裂隙传输等方式进入地下水系统。

微塑料颜色以透明（78.79%）和白色（13.55%）为主，这与 Shi 等^[22]在中国北方地下水研究发现透明微塑料是主要颜色（86.3%）的结果一致。这可能与当地广泛使用的塑料袋、塑料薄膜和包装材料等有关。微塑料的颜色通常与塑料物质的原始颜色相关，而紫外线辐射、温度和氧化等物理化学过程也会使有色微塑料变得透明^[33]，同时微塑料制品的清洗过程也会使彩色微塑料变得透明^[34]。而泉水中彩色的微塑料可能来源于纺织品、衣物和渔具等^[17]。此外，粒径分布显示 100~300 μm 的微塑料最高（59.08%），其次是 30~100 μm 的微塑料为 25.03%，这表明小粒径微塑料是岩溶泉水中主要的类型。这与先前地下水的研究结果基本一致^[16,34]，例如 Wu 等^[35]研究表明地下水中 10~200 μm 小粒径的微塑料占主导地位（73.10%），其次是 200~1000 μm （16.40%）。作者分析认为小粒径微塑料占地下水中的主导地位可能与大粒径微塑料在迁移过程中会被土壤介质中孔隙拦截有关。Ranjan 等^[36]研究也指出小碎片微塑料在砂柱中的垂直迁移能力更强。而岩溶泉水中 $>300 \mu\text{m}$ 的微塑料占比 15.54%，这可能与岩溶区土壤流失导致较大粒径的微塑料伴随进入地下水体有关。值得注意的是，小粒径的微塑料往往具有更高的比表面积，具有良好的载体效应，表现出更大的联合毒性，同时小粒径微塑料更易被生物摄入且具有更大的生物穿透能力^[37]。

环境中微塑料类型丰富，不同的聚合物具有不同的毒性特征，因此了解聚合物类型，是评估微塑料环境和健康风险的重要基础。研究发现岩溶泉水中微塑料类型有 8 种，低于中国东部大城市地下水 43 种聚合物的检出种类^[38]。泉水中聚合物类型以 PE（44.08%）、PET（35.2%）和 PP（16.89%）为主，这与全球不同塑料制品生产量一致。PE 和 PP 广泛用于家庭用品、包装材料和农业地膜，PET 主要来源于纺织品中的合成纤维^[39]。岩溶泉水中微塑料类型不仅与聚合物的需求有关，还与聚合物自身密度相关，如低密度的微塑料 PE 更容易进入水生环境，从而在地表水和地下水交换过程中迁移到岩溶泉水中。研究区采样点紧邻居民区和农田，生活塑料废物和地膜也可能是导致岩溶泉水中 PE 含量较高的重要原因。

3.2 岩溶泉水中微塑料污染的驱动因素和风险评估

微塑料的迁移和分布受多重因素影响，如区域水文地质背景、水化学特性、微塑料性质和气候等环境条件。研究结果表明岩溶区泉水中微塑料丰度呈现出显著的季节性差异，结合降雨数据，雨季的强降水可能通过地表径流将更多微塑料输入岩溶含水层。然而，统计分析表明微塑料季节性丰度与月降雨量没有显著相关性（ $P>0.05$ ），这与 Cheng 等^[40]研究认为降雨期间微塑料从土壤向地下水的迁移显著增加的结果不一致。作者分析认为岩溶泉水中微塑料的来源不仅仅是土壤孔隙渗漏，也与地表水交互强度和大气沉降等因素相关，例如 Shu 等^[16]研究报道地下水中微塑料的主要来源是地表水与地下水之间的水力交换。同时，通过采集岩溶泉水附近大气沉降微塑料的丰度和特征，发现大气微塑料的类型与泉水中微塑料的类型、颜色和粒径基本一致，同时直接暴露于环境中的 RW1 和 RW3 采样点微塑料丰度高于加盖封闭的 RW2 采样点，这说明大气沉降可能是区域岩溶泉水中微塑料的重要来源。总体分析，月降雨量数据无法直观反映岩溶泉水中微塑料的丰度大小，它是复杂迁移过程的结果。值得注意的是，RW1 采样点微塑料丰度高于 RW2 和 RW3 采样点，且线性分析结果表明人口密度与微塑料丰度呈正相关关系（ $R^2=0.80$ ），作者认为 RW1 采样点更靠近居民区，进入环境的塑料废物相对较多，这也表明人类活动是影响环境介质中微塑料的关键驱动因素。

离子强度、水温、pH、溶解有机质、总有机碳和悬浮颗粒等水体理化参数会影响微塑料和含水层介质的理化特性，进而改变地下水中微塑料的迁移和分布。许多研究都报道了微塑料丰度与水化学参数之间有显著相关性^[17,41]。如 An 等^[17]在其研究中指出，溶洞水体中悬浮颗粒物、总有机碳与微塑料的分布表现出正相关性，而与水体流速表现出负相关性。Gong 等^[41]的研究报道地下水微塑料丰度与总溶解有机质呈负相关关系，与溶解氧呈正相关。水体

pH 控制着微塑料和水体介质的表面电荷, 影响两者的相互作用, 高 pH 有助于 PET 表面官能团去质子化, 增强 PET 的亲水性, 从而促进迁移能力^[42]。Mantel 分析结果表明岩溶泉水 DOC 与微塑料丰度有显著正相关关系 ($P<0.05$), 当水体 DOC 浓度增加时, 有机物会吸附在微塑料表面, 增加负电荷和静电排斥, 降低微塑料的团聚性能, 导致微塑料难以发生沉降^[43]。而其他水体理化参数均无显著相关性, 这说明岩溶泉水微塑料迁移和归宿受多重因素影响, 水体理化性质作为岩溶泉水微塑料丰度的对应指标存在较大的不确定性。进一步分析结果表明, 尽管每个站点不同季节中微塑料丰度与 Ca^{2+} 离子浓度没有显著相关性, 但作者发现 RW2 采样点总体微塑料丰度偏低, 而水中钙离子浓度明显偏高, 两者存在一定的负相关性 ($R^2=0.40$), 这也说明岩溶地区钙离子浓度可能会影响地下水中的迁移过程。先前的研究也报道了二价阳离子可以在微塑料和介质之间形成阳离子桥, 有效促进微塑料在含水层介质表面的沉积^[44]。而 Ca^{2+} 在水环境中也会随着微生物作用产生碳酸钙沉淀, 可能进一步导致低密度微塑料在水体环境中垂直沉降, 降低水体中微塑料丰度^[45]。因此未来需要进一步探明岩溶区高钙离子浓度与水体微塑料的作用机制。结合大气微塑料沉降结果, 作者认为岩溶表层泉水微塑料的主要来源是大气输入, 受水体理化性质影响较小, 但水体理化性质会影响泉水出露点微塑料纵向迁移, 从而影响泉水中微塑料在水-沉积物中的分配能力, 这需要进一步研究泉水中深层位置水体和沉积物的微塑料赋存特征。

地下水是人类重要的淡水资源, 因此地下水微塑料的暴露会影响水生态系统安全和人类健康。微塑料自身含有多种化学物质, 长时间停留在地下水环境中, 会增加水体污染物的暴露。同时微塑料是众多毒性污染物的良好载体, 因此会显著增加其生态风险。岩溶泉水总体污染负荷指数结果显示, 区域微塑料生态风险整体上处于低风险水平, 且表现出源水高于末梢水的特征, 这表明农户家庭的二次沉淀有助于减少岩溶泉水的风险暴露。尽管当前整体风险较低, 但喀斯特地下水的净化周期长^[18], 不同季节风险存在波动, 微塑料的长期累积可能加剧未来风险。此外, 小粒径微塑料在岩溶泉水中的占比较高, 其潜在生物毒性尚未完全明确, 较大的比表面积使其具有优良的载体效应, 未来需进一步研究其他污染物与微塑料的复合效应。值得关注的是, 本研究中 $<30 \mu\text{m}$ 的微塑料由于方法的限制而被忽略, 然而微塑料粒径越小其丰度也越大, 这可能也会低估岩溶泉水潜在风险, 这对于以岩溶泉水作为直饮水来源的喀斯特地区尤为重要。鉴于大气沉降可能是岩溶表层泉水中微塑料的重要来源, 作者建议区域直饮泉水需要加装隔离防护装置, 进一步减少大气微塑料对泉水的影响, 同时在雨季减少泉水的直接使用或者安装必要的过滤设施。

4 结 论

本研究系统分析贵州喀斯特山区岩溶泉水源水和家庭末梢水中微塑料的赋存特征、其生态风险及其可能的驱动因素。结果显示微塑料在区域岩溶泉水中普遍存在, 平均丰度为 $1.58 \pm 1.43 \text{ items}\cdot\text{L}^{-1}$, 四个季度均检出微塑料, 且呈现季节性差异 ($P<0.05$), 源水丰度 ($2.16 \text{ items}\cdot\text{L}^{-1}$) 高于末梢水 ($1.42 \text{ items}\cdot\text{L}^{-1}$), 但不显著 ($P>0.05$)。岩溶泉水中微塑料以碎片和纤维形态, 透明, PE、PET 和 PP 聚合物成分为主。相关性结果表明人类活动、大气沉降是岩溶泉水中微塑料的重要来源, Mantel 分析结果表明水体 DOC 含量与微塑料丰度存在正相关性, 而水中 Ca^{2+} 含量与微塑料丰度存在负相关性。研究区综合风险评估显示当前风险等级较低, 末梢水风险低于源水。岩溶泉水中普遍存在微塑料, 对人体健康产生潜在风险, 需加强农村塑料废物管理, 优化饮用水处理工艺 (如加装过滤设备), 并建立喀斯特地下水微塑料长期监测网络。本研究填补了贵州喀斯特山区饮用岩溶泉水中微塑料时空分布和迁移机制研究的空白, 为区域水资源保护与可持续发展提供了科学依据。

参考文献 (References)

- [1] Plastics – the fast facts 2024[R]. Plastic Europe, 2024.
- [2] Thompson R C, Olsen Y, Mitchell R P, et al. Lost at sea: Where is all the plastic [J]. *Science*, 2004, 304(5672): 838.
- [3] Kou S Q, Guan Z, Lu X Y, et al. Micoplastics in soil and its effect on organic pollutants: A review[J]. *Soils*, 2024, 56(3): 457-470. [寇诗棋, 关卓, 鲁旭阳, 等. 土壤中微塑料迁移及其对有机污染物的影响研究进展[J]. 土壤, 2024, 56(3): 457-470.]
- [4] Zhang Y J, Chen H M, Wu L J, et al. Soil microplastic contamination and agricultural safety: Sources, effects and removal[J]. *Journal of Guizhou Normal University (Natural Sciences)*, 2024, 42(4): 31-43. [张永江, 陈洪敏, 吴丽君, 等. 土壤微塑料污染和农业安全: 来源、影响和去除[J]. 贵州师范大学学报(自然科学版), 2024, 42(4): 31-43.]
- [5] Liu L J, Wang Z W, Ye Y P, et al. Effects of agricultural land types on microplastic abundance: A nationwide meta-analysis in China[J]. *Science of the Total Environment*, 2023, 892: 164400.
- [6] Liu X B, Dong X S, Xie Z H, et al. Ecological effects and biodegradation of micoplastics in soils[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2022, 59(2): 349-363. [刘鑫蓓, 董旭晟, 解志红, 等. 土壤中微塑料的生态效应与生物降解[J]. 土壤学报, 2022, 59(2): 349-363.]
- [7] Zhang C J, Tu C, Zhou Q, et al. Weathering characteristics of microplastics of low density polyethylene film in the coastal environment of the Yellow River Estuary[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2021, 58(2): 456-463. [张晨捷, 涂晨, 周倩, 等. 低密度聚乙烯薄膜微塑料在黄河口海岸带环境中的风化特征[J]. 土壤学报, 2021, 58(2): 456-463.]
- [8] Graham P M, Pattinson N B, Bakir A, et al. Determination of micoplastics in sediment, water, and fish across the Orange-Senqu River basin[J]. *Water Research*, 2024, 266: 122394.
- [9] Ng C H, Mistoh M A, Teo S H, et al. Plastic waste and microplastic issues in Southeast Asia[J]. *Frontiers in Environmental Science*, 2023, 11: 1142071.
- [10] Li Y, Tao L, Wang Q, et al. Potential health impact of micoplastics: A review of environmental distribution, human exposure, and toxic effects[J]. *Environment & Health*, 2023, 1(4): 249-257.
- [11] Tang K H D, Li R H, Li Z, et al. Health risk of human exposure to micoplastics: A review[J]. *Environmental Chemistry Letters*, 2024, 22(3): 1155-1183.
- [12] Yang J W, Pan Y, Zhang C, et al. Comparison of groundwater storage changes over losing and Gaining aquifers of China using GRACE satellites, modeling and *in situ* observations[J]. *Science of the Total Environment*, 2024, 938: 173514.
- [13] Wang T J, Zha X F, Xiong W N, et al. Preliminary assessment of health risk of heavy metal pollution in karst groundwater in Gaoping water source area of Zunyi, Guizhou[J]. *Research of Environmental Sciences*, 2008, 21(1): 46-50. [王铁军, 查学芳, 熊威娜, 等. 贵州遵义高坪水源地岩溶地下水重金属污染健康风险初步评价[J]. 环境科学研究, 2008, 21(1): 46-50.]
- [14] Mukherjee A, Coomar P, Sarkar S, et al. Arsenic and other geogenic contaminants in global groundwater[J]. *Nature Reviews Earth & Environment*, 2024, 5(4): 312-328.
- [15] Wei Z X, Wei T, Chen Y, et al. Seasonal dynamics and typology of microplastic pollution in Huixian karst wetland groundwater: Implications for ecosystem health[J]. *Journal of Environmental Management*, 2024, 358: 120882.
- [16] Shu X H, Xu L Z, Yang M H, et al. Spatial distribution characteristics and migration of micoplastics in surface water, groundwater and sediment in karst areas: The case of Yulong River in Guilin, Southwest China[J]. *Science of the Total Environment*, 2023, 868: 161578.

-
- [17] An X J, Li W, Lan J C, et al. Preliminary study on the distribution, source, and ecological risk of typical microplastics in karst groundwater in Guizhou Province, China[J]. International Journal of Environmental Research and Public Health, 2022, 19(22): 14751.
- [18] Panno S V, Kelly W R, Scott J, et al. Microplastic contamination in karst groundwater systems[J]. Ground Water, 2019, 57(2): 189-196.
- [19] He Y Q, McDonough L K, Zainab S M, et al. Microplastic accumulation in groundwater: Data-scaled insights and future research[J]. Water Research, 2024, 258: 121808.
- [20] Wibuloutai J, Thongkum W, Khiewkhern S, et al. Microplastics and nanoplastics contamination in raw and treated water[J]. Water Supply, 2023, 23(6): 2267-2282.
- [21] Tomlinson D L, Wilson J G, Harris C R, et al. Problems in the assessment of heavy -metal levels in estuaries and the formation of a pollution index[J]. Helgoländer Meeresuntersuchungen, 1980, 33(1): 566-575.
- [22] Shi J Y, Dong Y B, Shi Y Y, et al. Groundwater antibiotics and microplastics in a drinking-water source area, northern China: Occurrence, spatial distribution, risk assessment, and correlation[J]. Environmental Research, 2022, 210: 112855.
- [23] Xu J, Zuo R, Wu G L, et al. Global distribution, drivers, and potential hazards of microplastics in groundwater: A review[J]. Science of the Total Environment, 2024, 954: 176194.
- [24] Mu H, Wang Y, Zhang H, et al. High abundance of microplastics in groundwater in Jiaodong Peninsula, China[J]. Science of the Total Environment, 2022, 839: 156318
- [25] Sforzi L, Tabilio Di Camillo A, Di Lorenzo T, et al. (Micro-)plastics in saturated and unsaturated groundwater bodies: First evidence of presence in groundwater fauna and habitats[J]. Sustainability, 2024, 16(6): 2532.
- [26] Samandira S, Johnston J M, Jaeger J E, et al. Microplastic contamination of an unconfined groundwater aquifer in Victoria, Australia[J]. Science of the Total Environment, 2022, 802: 149727.
- [27] Yanuar A T, Pramudia Z, Dwi Susanti Y A, et al. Analysis of microplastics in spring water[J]. Emerging Contaminants, 2024, 10(1): 100277.
- [28] Viaroli S, Lancia M, Re V. Microplastics contamination of groundwater: Current evidence and future perspectives. A review[J]. Science of the Total Environment, 2022, 824: 153851.
- [29] 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.
- [30] Valsan G, Warrier A K, Amrutha K, et al. Exploring the presence and distribution of microplastics in subterranean estuaries from southwest India[J]. Marine Pollution Bulletin, 2023, 190: 114820.
- [31] Esfandiari A, Abbasi S, Peely A B, et al. Distribution and transport of microplastics in groundwater (Shiraz aquifer, southwest Iran)[J]. Water Research, 2022, 220: 118622.
- [32] Bai X Y, Zhang S R, Ran C, et al. Ten problems and countermeasures of Karst ecological restoration in southwest China[J]. Bulletin of Chinese Academy of Sciences, 2023, 38(12): 1903-1914. [白晓永, 张思蕊, 冉晨, 等. 我国西南喀斯特生态修复的十大问题与对策[J]. 中国科学院院刊, 2023, 38(12): 1903-1914.]
- [33] Li C J, Wang X H, Liu K, et al. Pelagic microplastics in surface water of the Eastern Indian Ocean during monsoon transition period: Abundance, distribution, and characteristics[J]. Science of the Total Environment, 2021, 755: 142629.
- [34] Banik P, Hossain M B, Nur A U, et al. Microplastics in sediment of kuakata beach, Bangladesh: Occurrence, spatial distribution, and risk assessment[J]. Frontiers in Marine Science, 2022, 9: 860989.
- [35] Wu B, Li L W, Zu Y X, et al. Microplastics contamination in groundwater of a drinking-water source area, northern China[J]. Environmental Research, 2022, 214: 114048.

-
- [36] Ranjan V P, Joseph A, Sharma H B, et al. Preliminary investigation on effects of size, polymer type, and surface behaviour on the vertical mobility of microplastics in a porous media[J]. *Science of the Total Environment*, 2023, 864: 161148.
 - [37] Han X X, Wang S Y, 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[J]. *Frontiers in Marine Science*, 2021, 8: 785146.
 - [38] Zhang L, Zhao W T, Yan R Q, et al. Occurrence, sources, and ecological risk of microplastics in groundwater: Impacts by agricultural activities and atmospheric deposition[J]. *Water Research*, 2025, 281: 123585.
 - [39] Xia F Y, Yao Q W, Zhang J, et al. Effects of seasonal variation and resuspension on microplastics in river sediments[J]. *Environmental Pollution*, 2021, 286: 117403.
 - [40] Cheng D D, Liu H T, Qian W X, et al. Migration characteristics of microplastics in riparian soils and groundwater[J]. *Environmental Monitoring and Assessment*, 2024, 196(9): 796.
 - [41] Gong X, Tian L N, Wang P, et al. Microplastic pollution in the groundwater under a bedrock island in the South China Sea[J]. *Environmental Research*, 2023, 239: 117277.
 - [42] Dong S N, Xia J H, Sheng L T, et al. Transport characteristics of fragmental polyethylene glycol terephthalate (PET) microplastics in porous media under various chemical conditions[J]. *Chemosphere*, 2021, 276: 130214.
 - [43] Liu J, Ma Y N, Zhu D Q, et al. Polystyrene nanoplastics-enhanced contaminant transport: Role of irreversible adsorption in glassy polymeric domain[J]. *Environmental Science & Technology*, 2018, 52(5): 2677-2685.
 - [44] Tan M M, Liu L F, Zhang M G, et al. Effects of solution chemistry and humic acid on the transport of polystyrene microplastics in manganese oxides coated sand[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2021, 413: 125410.
 - [45] Sun X F, Zhang Y X, Xie M Y, et al. Calcite carbonate sinks low-density plastic debris in open oceans[J]. *Nature Communications*, 2024, 15: 4837.

(责任编辑: 檀满枝)