

赤水河河水溶解态微量元素空间分布及来源分析

蒋育凤¹ 安艳玲² 王柱红³ 吴起鑫¹ 秦立¹ 张珏¹ 申渊一¹¹

(1. 贵州大学资源与环境工程学院喀斯特环境与

地质灾害重点实验室, 贵州 贵阳 550025;

2. 贵州理工学院, 贵州 贵阳 550025; 3. 贵州医科大学 公共卫生学院,

教育部环境污染监测与疾病控制重点实验室, 贵州 贵阳 550025)

【摘要】: 为了解人为活动对小流域微量元素的影响, 以赤水河流域 22 条主要支流为研究对象, 采集表层水样, 结合多元统计分析方法对水体中 8 种溶解态微量元素 (Al、Cr、Fe、Sr、Mn、Cd、Li 和 As) 的含量、空间分布规律及来源进行分析。结果表明: 8 种微量元素的中位值浓度顺序为 $Sr > Fe > Al > Li > As > Cr > Cd > Mn$, 元素浓度总体较低, 与长江源区背景值相近, 其中 Sr 浓度中位值最高, 为 540.2 $\mu g/L$ 。空间分析表明, 微量元素含量较高的子流域集中于赤水河中、上游地区。因子分析表明, As 和 Li 的来源主要受到城市污水和工业废水的影响, Mn 和 Cd 的来源与农业生产活动输入有密切关系, Al、Cr、Sr、Fe 的来源除了与岩石矿物风化和土壤侵蚀有关外, 还受到城市废水输入的影响。通过聚类分析, 赤水河子流域在空间上划分为 4 个区域: 赤水河下游段 (C1), 赤水河中上游段 (C2), 赤水河源河和渭河 (C3), 盐津河 (C4), 溶解态微量元素水平大小排序为 $C4 > C2 > C3 > C1$ 。其中 Sr、Fe、As 和 Li 浓度在 C4 最高, Mn 和 Cd 浓度在 C3 最高, Al、Cr 则在 C2 达到最高浓度值。

【关键词】: 赤水河 微量元素 空间分布 来源识别

【中图分类号】: X522 **【文献标识码】:** A **【文章编号】:** 1004-8227 (2021) 05-1202-09

微量元素是水体的重要组成部分, 其组成和含量的变化可反映水体环境质量的^[1]。同时由于其持久性, 会通过生物富集和生物放大进一步影响其他生态系统^[2]。近几十年来, 随着人口的快速增长和经济迅速发展, 人类活动对流域中微量元素组成和含量造成明显的影响, 对流域生态环境造成潜在威胁^[3]。因此, 人为排放的微量元素对天然水系统的影响成为生态环境领域关注的热点^[4~6]。流域中微量元素自然来源包括岩石风化、地表径流、土壤侵蚀和大气的沉降等^[7,8], 人为源输入则包括各类废水、废物的排放、农药化肥的带入等^[9]。赤水河是长江水系中唯一一条主河坝没有筑坝的一级支流, 是长江众多特有鱼类的重要产卵场所, 具有重要的生态意义^[10~16]。赤水河流域较好的生态环境和较低的开发强度, 使其总体保持着天然的河流特征。随着经济的飞速发展, 流域内城镇化发展迅速, 人为活动对赤水河河水生态环境产生一定的影响^[17~21]。赤水河较低的水环境背景值, 能够“敏感”的示踪城镇化发展对河流微量元素的影响。

作者简介: 蒋育凤 (1994~), 女, 硕士研究生, 主要研究方向为流域微量元素地球化学。E-mail: 963339615qq.com
吴起鑫, E-mail: qxwugzu.edu.cn

基金项目: 国家自然科学基金委-贵州省喀斯特联合基金项目 (U1612442); 中国国家自然科学基金会 (4186030035, 41763019); 贵州一流学科建设 (GNYL[2017]007); 贵州省科技支撑计划 ([2019]2832)

为探讨人为活动对流域微量元素的影响，本研究系统采集了赤水河 22 条子流域样品，采用相关性分析、主成分分析(PCA)和聚类分析(CA)等数理统计方法，分析了赤水河河水中微量元素的空间变化，揭示了赤水河河水中微量元素的来源，以期探讨城镇化、城市废水排放对天然河流微量元素的影响。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

赤水河(27° 20' N~28° 50' N, 104° 45' E~106° 51' E)是长江上游重要的一级支流，发源于云南省镇雄县，流经滇、黔、川 3 省 13 个县，由四川省合江县流入长江，全长共计 444.5km，流域面积达 2.04 万 km²。赤水河流域位于云贵高原和四川盆地接壤地带，其支流主要有习水河、桐梓河、盐津河等^[16, 22]。本次研究以云南省境内为上游(Z1~Z5)，三省交界至桐梓为中游(Z6~Z14)，桐梓以下为下游(Z15~Z22)。赤水河流域中上游以碳酸盐岩为主^[23, 24]，其中上游高程变化剧烈，坡地居多，农用地以坡耕地为主，中游流经茅台镇，是我国酱香型白酒的主产区，下游地质背景主要为硅酸盐岩，林地比例较高，以旅游业为主^[16]。

1.2 样品的采集与分析

为研究赤水河河水 22 支流中微量元素的分布特征，于 2017 年 1 月(枯水期)根据赤水河流域地形分布特征、人口分布情况等资料，对赤水河 22 条支流表层河流水体进行采样分析，采样点主要布设在支流汇入赤水河干流前的一段距离处，共计 22 个采样点(用 Z 表示)，具体采样点布设见图 1。本研究主要探讨人为活动对河流微量元素的影响，枯水期受降雨影响较小，河流水量较少，可以更敏感的反应人为活动对河流微量元素的影响^[25]。采用 WTW-4340 多参数水质分析仪现场测定 pH、水温(T)等水文参数并记录附近植被，环境，水质的物理性指标(色度，气味，浑浊度等)以及地理位置特点等。将水样装入预先用蒸馏水预冲洗 3 次的聚乙烯瓶中，采用醋酸纤维微孔滤膜(孔径为 0.45 μm，使用前用 0.3%的 HCl 溶液进行处理)过滤后，用于测定微量元素的水样用高纯度硝酸调整至 pH<2，并在分析前储存于 4℃的冰箱中。在中国科学院地球化学研究所环境地球化学国家重点实验室使用 NexION300XICP-MS 对水样中 Al、Cr、Fe、Sr、Cd、Mn、Li、As8 种微量元素进行分析，采用标准参考物质(GSB04-1767-2004)进行方法验证和质量控制，对同一批次样品进行所有样品、标准和程序空白的分析。回收率在 90.0%至 110.4%之间。微量元素的相对标准偏差均低于 10%。

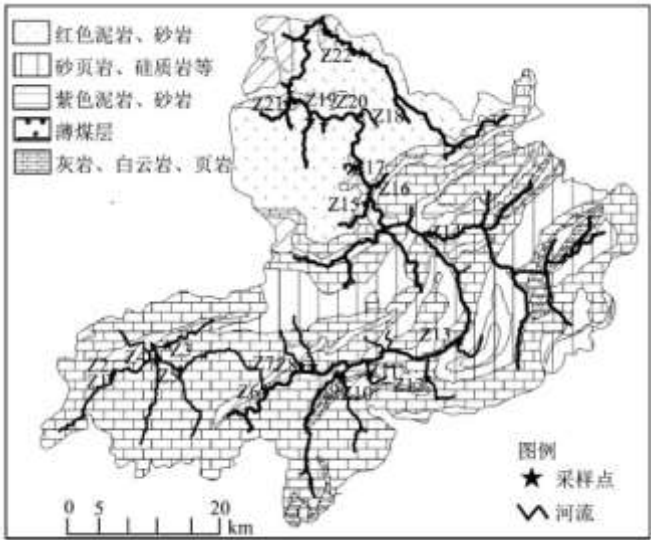


图 1 赤水河子流域采样图

1.3 多元统计分析

相关性分析、主成分分析 (PCA) 和聚类分析 (CA) 等统计分析手段常被用于评估流域微量元素的潜在来源和空间分布特征^[11, 25, 26]。采用 Pearson 相关系数, 确定不同微量元素间的相关关系, 相关性较显著的微量元素同一来源的可能性较大。主成分分析对数据进行降维的同时尽可能保持了原始数据间的关系, 将具有较大因子负载的变量个数降到最低限度, 从而找出各元素的主要影响成分。最后, 采用聚类分析, 通过各样点溶解态微量元素浓度差异得到高内部同质性和高外部异质性的不同聚类, 结合各元素分布的特征, 对污染源进行辨识。所有统计分析均使用 SPSSV25.0 软件完成。

2 结果与分析

2.1 微量元素浓度的空间分布

因为样本量较小, 平均值容易受到极值(极大值或极小值)的影响, 因此本文使用中位值而非平均数来表征流域中某一元素的总体情况。赤水河 22 条子流域中 Sr、Al、Cr、Fe、Mn、Cd、Li、As 8 种微量元素含量, 其中 Sr 浓度范围跨度最大, 在 5.76~816.49ug/L 之间。赤水河河水中各微量元素中位值浓度顺序为: Sr>Fe>Al>Li>As>Cr>Cd>Mn, 与长江源区背景值研究^[27]结果相比, 除 Fe 和 Sr 元素高于背景值外, 其他 6 种微量元素的浓度差异较小, 总体与长江源区类似。2017 年吴文涛等^[11]在长江 20 个水文站采样对比发现, 与 20 世纪 80 年代背景值相比, As 和 Mo 分别升高了 1.68 倍和 3.62 倍, 表明了人类活动对流域微量元素的影响。而赤水河子流域微量元素浓度与源区基本一致, 因此可以反映赤水河中微量元素受城市人为源输入影响较小, 这与赤水河流域总体生态环境较好的实际情况相符。

8 种微量元素在赤水河河水中的空间分布见图 2, 赤水河上游和中游段子流域中 Sr 浓度较高, 在 166.13~742.27ug/L 之间, 而下游段仅在 5.75~153.99ug/L 之间, 这与赤水河各子流域受到不同的岩石风化有关^[28], 赤水河中、上游主要以碳酸盐岩石为主, 流域内碳酸盐岩风化作用强烈, 而下游则以硅酸盐为主, 风化程度较低。因此中、上游子流域中较高的浓度值与 Sr 元素主要源于碳酸盐岩风化而来的研究结果相对应^[29]。Al、Cr、Fe 和 Sr 元素在中上游子流域中浓度较高, 其中 Fe 和 Sr 元素浓度在中游段略高于上游。而 As 和 Li 不同的是, 在中游子流域中浓度远高于上游和下游, 并在 Z13(城市河流)呈现最高浓度值, 其中 As 元素为长江源区背景值的 2.86 倍。此外, Cd 和 Mn 含量最高出现在上游子流域, 中、下游子流域表现出低浓度值, 在上游子流域中 Cd 和 Mn 含量波动幅度较大, 最高浓度值出现在 Z1 和 Z5。Cd 存在些许例外, 在 Z12、Z13、Z14(中游)浓度较高, 其余子流域中 Cd 浓度的空间变化均与 Mn 元素相近。值得注意的是, 下游子流域中 Sr、Al、Cr、Fe、Mn、Cd、Li 和 As 元素均呈现较低浓度。

2.2 微量元素来源解析

对赤水河河水中溶解态微量元素进行主成分和相关性分析法分析。本研究共提取了 3 个主成分因子, 反映了 85.38% 的变量信息, 涵盖 8 种微量元素来源的绝大部分信息(图 3), 揭示了 8 种微量元素可能存在 3 种来源。其中, 主成分 1 中 Al、Cr、Fe 和 Sr 均具有高荷载, 占总方差的 32.97%。主成分 2 为 Li、As, 占总方差的 28.04%。主要由 Mn 和 Cd 贡献的第 3 个主成分占总方差的 24.37%。

主成分 1 包括 Al、Cr、Fe 和 Sr 元素。Cr、Fe、Sr 和 Al 元素在地壳中广泛存在, 通常来自岩石风化和随后的成土作用等自然源^[30~32], 另一方面, Sr 和 Fe 元素还可能受到城市废水输入的影响^[33]。研究表明, 流域岩性对流域水化学过程起到基础和关键的作用^[34], 微量元素在流域中的浓度分布与其地质背景与地貌环境紧密相关^[11], 赤水河中上游子流域岩性以灰岩和白云岩为主(图 1)^[16], 碳酸盐岩风化强烈, 风化侵蚀带入的溶解物质相对较高^[31, 35], 因此, 在中、上游子流域中 Al、Cr、Fe 和 Sr 元素表现出较高浓度值。此外, 与 Al、Cr 元素不同, 在中游段子流域中 Sr 和 Fe 元素浓度升高, 这可能与中游流域受到城市人为输入有关。Sr、Al、Cr 和 Fe 为同一主成分, 且有较为显著($P<0.05$)或极显著($P<0.01$)的相关性, 相关系数介于 0.474~0.911 之间,

表明这 4 种元素应该为同源^[1]，主成分 1 主要代表土壤侵蚀和岩石风化以及城市生活废水排放的共同作用。

第 2 个主成分为 Li 和 As 元素。Li 受到人为活动如工业废水和城市污水的影响很大^[31]，研究表明^[30]人类活动是造成 Li 浓度在河道中升高的主要原因，根据吴文涛的研究^[11]发现 As 常在工业废水中出现。在赤水河子流域中 Li 和 As 之间呈现极显著相关关系 ($P<0.01$)，浓度最大值均出现在 Z13，分别是流域中位值的 6.5 和 11.7 倍，同时是上游流域背景值的 14.8 和 7.8 倍。该区域人口密集、工业集中，表明沿岸的工业排放可能是 As 和 Li 元素浓度升高的原因。同样，在人口密度较大的支流 (Z14) 元素的浓度也有明显上升的趋势，这不同程度上反映了人类活动对流域微量元素组成的影响，因此 PC2 可归因于城市污水和工业废水的输入。

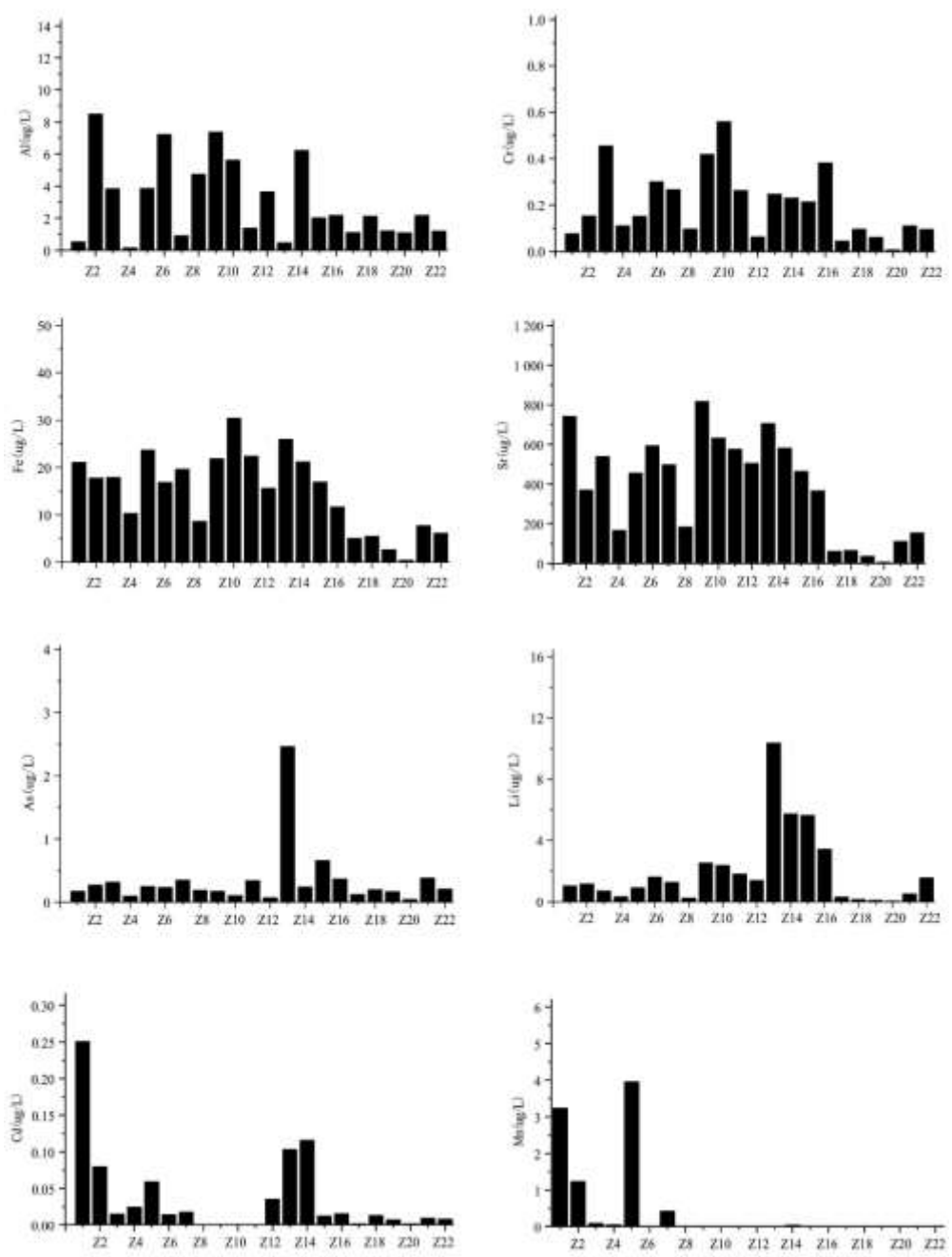


图 2 赤水河河水溶解态微量元素的空间分布

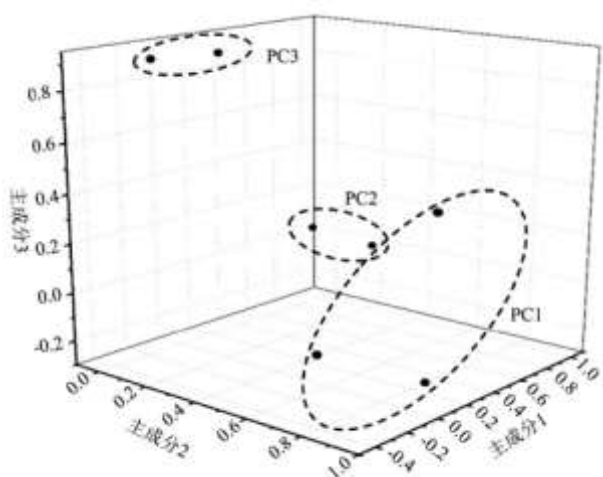


图 3 赤水河河水溶解态微量元素 PCA 结果

主成分 3 的代表性元素为 Mn 和 Cd。相关研究表明^[36,37], Mn 和 Cd 受到母质和成土过程双重的影响, Cd 还作为施用农药和化肥等农业活动的标识元素^[21]。赤水河上游子流域中 Mn 和 Cd 元素浓度相对较高, 如 Mn 在上游的中位值为 0.091ug/L, 是下游中位值的 18 倍。秦立等^[16]对赤水河土地利用的研究表明赤水河上游以耕地为主, 其中坡耕地占耕地总面积的 70%以上, 水土流失相对强烈^[38]。上游子流域中 Mn 和 Cd 含量相对较高, 最大值出现在耕地面积占比较大的 Z1 和 Z5^[16], 说明农业活动对子流域的 Mn 和 Cd 有重要贡献。值得注意的是, 流经城镇的子流域 (Z12、Z13、Z14) 中 Cd 浓度也较高, 且浓度中位值和上游子流域的高浓度值相当, 但 Mn 未表现相同的升高趋势。在相关性分析中, Cd 和 Mn 之间呈极显著关系 ($P < 0.01$)。因此, PC3 中的 Cd 和 Mn 反映了上游坡耕地的输入。

2.3 聚类分析

聚类分析提供了元素化学行为的信息并验证了主成分分析获得的结果。对不同子流域进行聚类分析, 可以得出 (图 4): 赤水河流域微量元素可分为 4 个区域, 第 1 个区域 (C1) 除 Z4 和 Z8 外, 其余流域分布于赤水河下游。第 2 个区域 (C2) 是赤水河中、上游段子流域, 主要包括 Z2、Z3、Z9、Z10、Z12、Z14 等。第 3 个区域 (C3) 是 Z1 和 Z5, 均为上游耕地面积占比较大的流域^[16]。第 4 个区域 (C4) 为 Z13。

可知, 8 种元素在 4 个区域中差异显著, C1 中所有微量元素的平均浓度均低于其它 3 个区域; Al 和 Cr 的平均浓度在 C2 最高, C2 中 Fe 和 Sr 的平均浓度相比于 C4 较小, 但显著高于 C1 和 C3; Cd、Mn 的平均浓度在 C3 最高, 是中游和下游中位值的 2.7 到 10 倍; Li、Fe、Sr 和 As 的平均浓度在 C4 中最高。4 个区域元素的浓度水平大小排序为: $C4 > C2 > C3 > C1$ 。C1 的子流域地质背景以硅酸盐岩为主, 流域化学风化作用较弱, 河流微量元素含量相对较低^[39,40]。C2 为中上游子流域, 地质背景以碳酸盐岩为主, 部分子流域流经城镇, Cr、Al 浓度最高, Fe、Sr 高于 C1 和 C3, 反映了赤水河受碳酸盐岩风化为主, 同时有部分城镇生活废水输入影响, 这与主成分 1 中讨论是一致的。C3 类子流域为 Z1 和 Z5, 均位于赤水河上游, Cd 和 Mn 浓度最高, 流域主要受坡耕地影响。C4 只有 1 条支流 (Z13 盐津河), 流经赤水河最大的城市地区 (仁怀市), Li、Fe、Sr 和 As 均为最高浓度值。根据研究^[41]表明盐津河污染较为严重, 属于 III 类水体, 因此, C4 为赤水河流域受城市影响最强烈的子流域, 其微量元素特征反映了人类活动影响强烈的小流域元素特征。

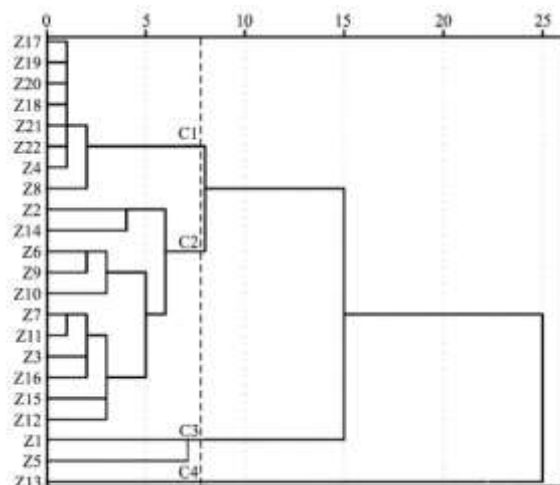


图 4 赤水河河水微量元素聚类分析树形图

3 结论

(1) 赤水河河水微量元素中位值浓度顺序为: $\text{Sr} > \text{Fe} > \text{Al} > \text{Li} > \text{As} > \text{Cr} > \text{Cd} > \text{Mn}$, 与长江源区背景值研究结果^[27]相比, 元素浓度总体与源区相似, 表明赤水河子流域中微量元素受人为输入影响较小, 这与赤水河良好的生态环境现状一致。

(2) 赤水河河水溶解态微量元素的空间分布表明: 流域中 Al、Cr、Fe 和 Sr 的含量分布规律较为相似, 其高含量区主要位于中上游子流域; As 和 Li 元素的高含量地区主要集中在中游段子流域, 并在 Z13 (城市河流) 达到最高浓度值; 此外, Cd 和 Mn 含量的空间分布特征表现为高含量区主要集中在上游子流域 (以 Z1 和 Z5 采样点处最为突出), 中、下游子流域表现出较低浓度水平。

(3) 通过对赤水河河水中微量元素的因子分析表明: 在赤水河流域, Fe、Sr、Al 和 Cr 的来源主要受成土母质、地球化学作用和各种城市生活废水排放的共同影响。Mn 和 Cd 主要来源于农业活动的输入。Li 和 As 的高浓度值集中于人口密度较大的中游地区, 其来源与城市废水和工业污水的排放有密切的关系。

(4) 根据溶解态微量元素浓度的差异, 采用聚类分析法将赤水河 22 条子流域在空间上划分为 4 个区域: C1 (赤水河下游段), C2 (赤水河中上游段), C3 (Z1 和 Z5), C4 (Z13), 溶解态微量元素浓度水平大小排序为: $\text{C4} > \text{C2} > \text{C3} > \text{C1}$, 其中 Li、As、Fe 和 Sr 在 Z13 流域含量最高 (C4), 主要源于大量城镇生活废水和工业废水输入的影响, Cr、Al 元素主要源于碳酸盐岩风化的影响, 在中上游流域表现高的浓度值 (C2), Cd 和 Mn 浓度则在坡耕地占比面积较大的 C3 区域达到最高浓度值。

综上所述, 赤水河河水中微量元素表现出显著的空间差异, 不同支流微量元素的来源具有较大差异, 尽管整体上赤水河河水水质较好, 但也应因地制宜的采取相应措施, 为赤水河流域的社会经济发展提供更好的水资源保障。

参考文献:

- [1] 方圣琼, 胡雪峰, 秦荣, 等. 长江口污染物累积运移规律的初步研究[J]. 环境科学研究, 2004, 17(4): 14-17.
- [2] VAROL M. Dissolved heavy metal concentrations of the Kralkizi, Dicle and Batman dam reservoirs in the Tigris river basin, Turkey[J]. Chemosphere, 2013, 93(6): 954-962.

-
- [3]GURUMURTHY G P,BALAKRISHNA K,TRIPTI M,et al.Geochemical behaviour of dissolved trace elements in a monsoon-dominated tropical river basin, Southwestern India[J]. Environmental Science and Pollution Research, 2014, 21 (7):5098-5120.
- [4]CROSA G,FROEBRICH J,NIKOLAYENKO V,et al. Spatial and seasonal variations in the water quality of the Amu Darya River (Central Asia) [J]. Water Research, 2006, 40(11):2237-2245.
- [5]BELTRAME M O,DE MARCO S G D,MARCOVECCHIO JE. Dissolved and particulate heavy metals distribution in Coastal lagoons. A case study from Mar Chiquita Lagoon, Argentina[J]. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 2009, 85(1):45-56.
- [6]LE PAPE P, AYRAULT S, QUANTIN C. Trace element behavior and partition versus urbanization gradient in an urban river (Orge River, France) [J]. Journal of Hydrology, 2012, 472-473:99-110.
- [7]王岚, 王亚平, 许春雪, 等. 长江水系表层沉积物重金属污染特征及生态风险性评价[J]. 环境科学, 2012, 33(8):2599-2606.
- [8]丁悌平, 高建飞, 石国钰, 等. 长江水中悬浮物含量与矿物和化学组成及其地质环境意义[J]. 地质学报, 2013, 87(5):634-660.
- [9]VOEGELIN A R, N GLER T F, PETTKE T, et al. The impact of igneous bedrock weathering on the Mo isotopic composition of stream waters: Natural samples and laboratory experiments[J]. Geochimica et Cosmochimica Acta, 2012, 86:150-165.
- [10]BU H M, WANG W B, SONG X F, et al. Characteristics and source identification of dissolved trace elements in the Jinshui river of the South Qinling Mts, China[J]. Environmental Science and Pollution Research, 2015, 22(18):14248-14257.
- [11]吴文涛, 冉祥滨, 李景喜, 等. 长江水体常量和微量元素的来源、分布与向海输送[J]. 环境科学, 2019, 40(11):4900-4913.
- [12]ZHANG W G, FENG H, CHANG J N, et al. Heavy metal contamination in surface sediments of Yangtze River intertidal zone: An assessment from different indexes[J]. Environmental Pollution, 2009, 157(5):1533-1543.
- [13]IWASHITA M, SHIMAMURA T. Long-term variations in dissolved trace elements in the Sagami River and its tributaries(upstream area), Japan[J]. Science of the Total Environment, 2003, 312(1-3):167-179.
- [14]WANG J, LIU G J, LIU H Q, et al. Multivariate statistical evaluation of dissolved trace elements and a water quality assessment in the middle reaches of Huaihe River, Anhui, China[J]. Science of the Total Environment, 2017, 583:421-431.
- [15]TH VENOT D R, MOILLERON R, LESTEL L, et al. Critical budget of metal sources and pathways in the Seine river basin(1994-2003) for Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb and Zn[J]. Science of the Total Environment, 2007, 375 (1-3):180-203.
- [16]秦立, 付宇文, 吴起鑫, 等. 赤水河流域土地利用结构对氮素输出的影响[J]. 长江流域资源与环境, 2019, 28(1):175-183.

-
- [17]黄真理. 自由流淌的赤水河——长江上游一条独具特色和保护价值的河流[J]. 中国三峡建设, 2008(3):10-19.
- [18]吴正祺. 赤水河水系水环境背景值及其地球化学特征[J]. 贵州环保科技, 2001, 7(2):25-30.
- [19]LIANG B, HAN G, LIU M, et al. Distribution, sources, and water quality assessment of dissolved heavy metals in the Jiulongjiang river water, Southeast China[J]. International Journal of Environmental Research and Public Health, 2018, 15(12):E2752.
- [20]于霞, 安艳玲, 吴起鑫. 赤水河流域表层沉积物重金属的污染特征及生态风险评价[J]. 环境科学学报, 2015, 35(5):1400-1407.
- [21]龚玲兰, 奚小双. 河流重金属的分布与迁移转化研究进展[J]. 广东微量元素科学, 2006, 13(11):1-6.
- [22]任晓冬, 黄明杰. 赤水河流域产业状况与综合流域管理策略[J]. 长江流域资源与环境, 2009, 18(2):97-103.
- [23]安艳玲, 吕婕梅, 罗进, 等. 赤水河流域岩石化学风化及其对大气 CO₂ 的消耗[J]. 地球科学进展, 2018, 33(2):179-188.
- [24]赵静, 唐剑波, 黄尚书, 等. 赤水河流域水土流失类型区划分及防治对策[J]. 湖北农业科学, 2015, 54(14):3369-3371.
- [25]燕姝雯, 余辉, 李焕利, 等. 枯水期环太湖河流溶解态重金属空间分布[J]. 环境科学与技术, 2011, 34(11):6-10, 63.
- [26]KRISHNA A K, SATYANARAYANAN M, GOVIL P K. Assessment of heavy metal pollution in water using multivariate statistical techniques in an industrial area: A case study from Patancheru, Medak District, Andhra Pradesh, India[J]. Journal of Hazardous Materials, 2009, 167(1-3):366-373.
- [27]章申, 张立成, 田笠卿, 等. 化学元素水环境背景值研究[M]. 北京: 测绘出版社, 1990.
- [28]LI S Y, ZHANG Q F. Spatial characterization of dissolved trace elements and heavy metals in the upper Han River (China) using multivariate statistical techniques[J]. Journal of Hazardous Materials, 2010, 176(1-3):579-588.
- [29]罗超, 郑洪波, 吴卫华, 等. 长江河水-(87) Sr/-(86) Sr 值的季节性变化及其指示意义: 以长江大通站为例[J]. 地球科学进展, 2014, 29(7):835-843.
- [30]CHOI H B, RYU J S, SHIN W J, et al. The impact of anthropogenic inputs on lithium content in river and tap water[J]. Nature Communications, 2019, 10(1):5731.
- [31]李传琼, 王鹏, 李燕, 等. 赣江水系水化学时空特征及影响因素[J]. 环境化学, 2017, 36(9):1949-1957.
- [32]LI S, LU X X, HE M, et al. Major element chemistry in the upper Yangtze River: A case study of the Longchuanjiang River[J]. Geomorphology, 2011, 129(1):29-42.
- [33]徐森, 李思亮, 钟君, 等. 赤水河流域水化学特征与岩石风化机制[J]. 生态学杂志, 2018, 37(3):667-678.

-
- [34]蔡文静,常春平,宋帅,等.德州灌区地表水中溶解态痕量金属的空间分布及来源研究[J].环境科学学报,2013,33(3):754-761.
- [35]熊秋林,赵文吉,郭逍宇,等.北京城区冬季降尘微量元素分布特征及来源分析[J].环境科学,2015,36(8):2735-2742.
- [36]CHETELAT B,LIU C Q,ZHAO Z Q,et al.Geochemistry of the dissolved load of the Changjiang basin rivers: Anthropogenic impacts and chemical weathering[J].Geochimica et Cosmochimica Acta,2008,72(17):4254-4277.
- [37]张莉,祁士华,瞿程凯,等.福建九龙江流域重金属分布来源及健康风险评价[J].中国环境科学,2014,34(8):2133-2139.
- [38]付磊.赤水河源区的水土流失及防治对策[J].中国水土保持,2012(8):60-62.
- [39]WANG H,RAN X B,LI J X,et al.Response of the sediment geochemistry of the Changjiang River (Yangtze River) to the impoundment of the Three Gorges Dam[J].Journal of Environmental Sciences (China),2019,83:161-173.
- [40]李梦婕,江韬,何仁江,等.岩石风化对三峡库区农业小流域水化学特征的影响[J].中国环境科学,2012,32(8):1495-1501.
- [41]安艳玲,蒋浩,吴起鑫,等.赤水河流域枯水期水环境质量评价研究[J].长江流域资源与环境,2014,23(10):1472-1478.