

西藏雅鲁藏布江表层水中汞的形态与空间分布特征

郑伟^{①②}, 康世昌^{①③*}, 冯新斌^④, 张强弓^①, 李潮流^①

① 中国科学院青藏高原研究所青藏高原环境变化与地表过程实验室, 北京 100085;

② 环境保护部环境规划院, 北京 100012;

③ 冰冻圈科学国家重点实验室, 兰州 730000;

④ 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, 贵阳 550002

* 联系人, E-mail: shichang.kang@itpcas.ac.cn

2009-10-19 收稿, 2010-04-16 接受

国家自然科学基金(40903050, 40830743)、国家重点基础研究发展计划(2005CB422004)、冰冻圈科学国家重点实验室自主研究课题(SKLCSS-ZZ-2008-01)、环境地球化学国家重点实验室和中国科学院知识创新工程青年人才领域前沿项目基金资助

摘要 雅鲁藏布江横贯西藏南部, 是世界上海拔最高的大河. 2007年6月在雅鲁藏布江及其支流拉萨河与尼洋河采集了表层水和岸边表层土壤样品并测量了某些水质参数, 对雅鲁藏布江表层水中不同形态汞的分布规律及影响因素进行了初步研究. 结果表明, 雅鲁藏布江表层水中总汞和总甲基汞的浓度为1.46~4.99和0.06~0.29 ng·L⁻¹, 反映了青藏高原河水汞含量的背景水平. 69%的总汞是颗粒态汞, 并且二者相关性显著($r=0.990$, $P<0.01$). 总汞的空间分布中有61%是受总悬浮颗粒物控制. 活性汞的浓度为0.10~0.36 ng·L⁻¹, 对表层水中汞的迁移转化行为影响不大. 71%的总甲基汞是溶解态甲基汞, 并且二者相关性显著($r=0.746$, $P<0.01$). 总甲基汞的空间分布不是受控于总汞、活性汞、温度、pH、溶解有机碳以及总悬浮颗粒物. 另外, 拉萨河与尼洋河的汇入可能对干流表层水中的总汞含量都存在影响, 而对总甲基汞含量的影响均不明显.

关键词

雅鲁藏布江
汞形态
空间分布
西藏

汞是一种人体非必需的有毒重金属元素、一种全球性污染物^[1,2], 其全球生物地球化学循环演化规律是目前环境科学领域的研究热点. 鱼类等水产品是人类汞暴露的主要途径之一, 而且汞在水生生态环境中的迁移、转化、归宿和生物效应过程十分复杂. 因此, 研究水生生态环境中汞的生物地球化学循环演化规律在实用和理论上都具有重要意义, 它是长期以来世界各国汞研究的重点, 更是科学家需要面对的持久挑战. 河流是最易为人类利用的水体, 也是最易受到人类活动影响的水体. 河流汞的生物地球化学行为是水环境汞研究中的一个重要问题.

青藏高原是全球的一个独特地域单元, 对全球环境变化具有敏感响应和强烈影响, 它已经引起了科学界的广泛关注^[3,4]. 西藏是青藏高原的一部分, 是我国河流条数最多的省区之一, 但受采样条件与

分析技术的局限, 境内河流一直缺乏系统性汞观测. 而且, 目前亚洲汞排放量仍在不断增加^[5], 这可能会对西藏河流中汞的生物地球化学过程产生一定的影响. 雅鲁藏布江是西藏最大的河流, 是西藏的主要淡水来源和水汽通道, 也是我国重要的国际河流. 研究其表层水中汞的形态与空间分布特征, 探讨相关的影响因素, 可以为有效保护与合理利用雅鲁藏布江流域资源提供科学理论, 为我国水环境汞研究提供新的知识积累, 为进一步研究汞的全球生物地球化学循环演化规律提供基础数据.

1 研究区域概况

雅鲁藏布江是世界上海拔最高的大河, 平均海拔4000 m以上. 它发源于西藏西南部喜马拉雅山脉北麓的杰马央宗冰川, 由西向东, 横贯西藏南部, 全

英文版见: Zheng W, Kang S C, Feng X B, et al. Mercury speciation and spatial distribution in surface waters of the Yarlung Zangbo River, Tibet. Chinese Sci Bull, 2010, 55, doi: 10.1007/s11434-010-3294-1

长 2229 km, 流域面积 239228 km². 按水文特点以及河谷地貌特征, 雅鲁藏布江的上、中、下游可做如下划分: 源头至里孜为上游, 里孜至派为中游, 派至巴昔卡为下游. 它的支流众多, 自上而下流域面积大于 10000 km² 的依次有多雄藏布、年楚河、拉萨河、尼洋河和帕隆藏布. 其中, 拉萨河位于雅鲁藏布江中游的左岸, 在曲水附近汇入干流, 在五大支流中流域面积最大; 尼洋河位于雅鲁藏布江中下游左岸, 在鲁定附近汇入干流, 在各支流中水量仅小于帕隆藏布. 受高原地理位置和地形特点的影响, 雅鲁藏布江流域内上下游气候变化各异: 上游为温带草原气候, 中游属温带森林草原气候, 下游是亚热带湿润气候. 雅鲁藏布江径流的年际变化主要受降水影响, 径流的年内分配以 6~9 月最丰, 最大水月出现在 7 或 8 月, 枯水期为每年 11 月~次年 4 月^[6].

2 材料与方法

2.1 样品采集

(i) 表层水采集. 2007 年 6 月 15~29 日在雅鲁藏布江中、上游 1 号点(29.76°N, 83.94°E)至 17 号点(29.49°N, 94.58°E)江段以及拉萨河与尼洋河采集水面下 20 cm 处的表层水样(图 1). 取样时面对水流动方向, 且保证不扰动水流与底部沉积物. 用于测定形态汞^[7-9]的水样分为原水和过滤水两种, 盛放在经超净技术^[10]处理过的 100 mL 特制硼硅玻璃瓶中, 并现场加入 0.4% (V/V) 的 MOS 级盐酸. 其中, 过滤水样是使用微孔滤膜(孔径 0.45 μm, 直径 47 mm, Millipore, 美国)在 24 h 之内过滤的. 另外, 用于测定溶解有机碳(Dissolved Organic Carbon, 简称 DOC)和总悬浮颗粒物(Total Suspended Particles, 简称 TSP)的水样分别盛放在 30 mL 的棕色玻璃瓶和 1500 mL 的聚乙烯瓶中.

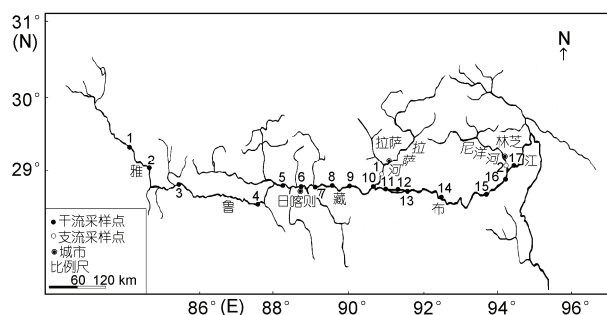


图 1 雅鲁藏布江流域河水采样点分布示意图

(ii) 表层土壤采集. 采集水样的同时, 利用随机取样方法采集各采样点岸边表层土壤(0~10 cm), 样品用聚乙烯袋封装.

2.2 样品分析

(i) 水质参数. 水样的温度(T)和 pH 利用测试笔(HANNA, 意大利)在采样现场测定; 溶解有机碳和总悬浮颗粒物分别利用高温催化氧化法^[11]和重量法在分析室测定.

(ii) 水样形态汞. 水样中各形态汞浓度的测量采用冷原子荧光测汞仪(Tekran 2500, 加拿大). 其中, 总汞(Total Mercury, 简称 THg)和溶解态汞(Dissolved Mercury, 简称 DHg)利用 BrCl 氧化-SnCl₂ 还原-金捕汞管预富集-冷原子荧光光谱法测定^[7,9], 而颗粒态汞(Particulate Mercury, 简称 PHg)=总汞-溶解态汞; 活性汞(Reactive Mercury, 简称 RHg)利用 SnCl₂ 还原-金捕汞管预富集-冷原子荧光光谱法测定^[9]; 总甲基汞(Total Methylmercury, 简称 TMeHg)和溶解态甲基汞(Dissolved Methylmercury, 简称 DMeHg)利用蒸馏-乙基化结合气相色谱-冷原子荧光光谱法测定^[8,12], 而颗粒态甲基汞(Particulate Methylmercury, 简称 PMeHg)=总甲基汞-溶解态甲基汞.

在本研究中, 对总汞样品进行质量控制: 按水样总数的 20% 采集平行样品, 平行样品浓度的变异系数是 4%±2%(4 组); 按水样总数的 15% 插入野外空白样, 浓度(0.29, 0.25 和 0.24 ng·L⁻¹)均不大于最低样品的 20%.

(iii) 土壤总汞. 土壤总汞(THg_{soil})利用王水水浴消解-BrCl 氧化-SnCl₂ 还原-金捕汞管预富集-冷原子荧光光谱法测定^[13], 测量仪器为 Tekran 2500. 在本研究中, 分析质量控制方法采用标准样(GSS-5, 国家标准物质 GBW-07405, 国土资源部物化探研究所、测试研究所)对比分析, 4 个标准样品测定误差的平均值是 1.2%±0.6%, 浓度变异系数是 0.6%.

2.3 数据处理

数据处理和统计检验工作在 Microsoft Office Excel 2003 和 SPSS 16.0(美国)软件中进行. 其中, 统计量显著性概率水平 P 的上限值是 0.05.

3 结果与讨论

3.1 水质参数的分布特征

雅鲁藏布江干、支流水质参数温度、pH、溶解

有机碳和总悬浮颗粒物的分布状况见图 2. 在雅鲁藏布江表层水中, 水温的算术平均值为 $(16.5\pm2.0)^{\circ}\text{C}$ (均值 $\pm$ 标准差, $n=17$), 与刘天仇^[6]报道的夏季数据基本相符. 雅鲁藏布江的水温偏低, 主要原因是它海拔高, 气温低, 且冰川融水是河流的重要补给水源. pH 的算术平均值为 8.4 ± 0.1 ($n=17$), 空间变化范围较窄. 但拉萨河与尼洋河的 pH 都明显低于干流. 溶解有机碳含量的算术平均值为 $(1.67\pm1.09)\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ($n=15$), 处于全球天然河流($2\sim25\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$)的下限^[14]. 总悬浮颗粒物含量的算术平均值为 $(38\pm39)\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ($n=15$), 明显低于全球天然河流 $150\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 的平均水平^[15]. 河流不同断面之间含量的差异大于 1 个数量级, 其中上游 1 号点至 3 号点(29.32°N , 85.26°E)江段含量明显高, 这可能是由于该段河谷干旱而风沙又大所致.

3.2 汞的分布特征

(i) 形态分布. 雅鲁藏布江表层水中总汞和总甲基汞浓度的算术平均值为 (2.79 ± 1.05) ($n=17$)和 $(0.12\pm0.05)\text{ ng}\cdot\text{L}^{-1}$ ($n=17$), 总甲基汞占总汞的百分比为 $5\%\pm2\%$ ($n=17$). 溶解、颗粒形态的汞对总汞和总甲基汞的贡献率为 31% ($(0.77\pm0.16)\text{ ng}\cdot\text{L}^{-1}$, $n=15$), 69% ($(2.01\pm1.05)\text{ ng}\cdot\text{L}^{-1}$, $n=15$)和 71% ($(0.08\pm0.03)\text{ ng}\cdot\text{L}^{-1}$, $n=15$), 29% ($(0.04\pm0.04)\text{ ng}\cdot\text{L}^{-1}$, $n=15$). 总汞和总甲基汞的 $\log K_d$ 范围是 $4.5\sim5.6$ 和 $3.1\sim5.1$. 其中, K_d =颗粒物含汞量/溶解态汞浓度, 单位为 $\text{L}\cdot\text{kg}^{-1}$, 是指汞在颗粒物相与水相之间的分配系数. 与其他河流相比, 雅鲁藏布江表层水中总汞和总甲基汞的浓度与美国未受污染的 Savannah 河水平相似, 显著低于受到人类

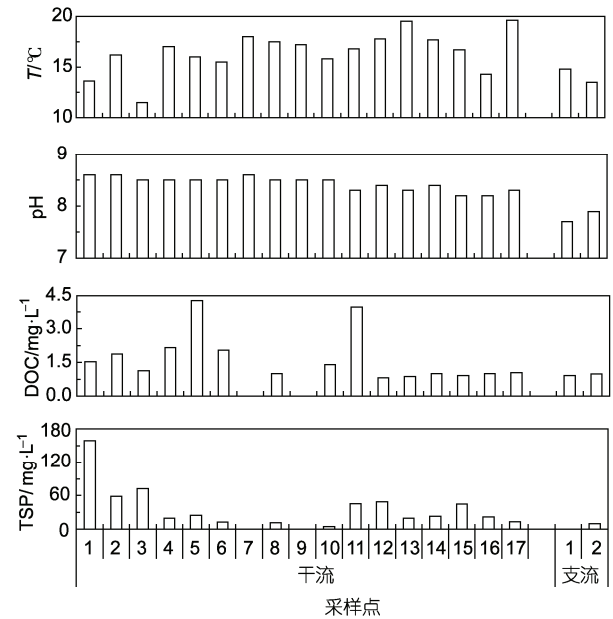


图 2 雅鲁藏布江流域河水水质参数

活动影响和遭受污染的河流(表 1); 总甲基汞占总汞的平均百分比高于 Savannah 河(3.4%); 总汞和总甲基汞的 $\log K_d$ 范围与美国未受污染的 Patuxent 河($4.8\sim5.7$ 和 $3.8\sim4.0$)接近, 低于受开矿冶金影响的 Carson 河($4.2\sim6.7$ 和 $4.0\sim5.5$).

河流中的活性汞容易发生形态改变, 能够被还原生成 Hg^0 、甲基化形成甲基汞以及发生某些络合与螯合反应^[26]. 雅鲁藏布江表层水中活性汞浓度的范围是 $0.10\sim0.36\text{ ng}\cdot\text{L}^{-1}$, 算术平均值是 $0.20\text{ ng}\cdot\text{L}^{-1}$ ($n=17$), 显著低于受到人类活动影响的乌江($1.5\text{ ng}\cdot\text{L}^{-1}$)^[18]和

表 1 雅鲁藏布江表层水中总汞、总甲基汞浓度与其他河流的比较(单位: $\text{ng}\cdot\text{L}^{-1}$)

地点	时间	THg	TMeHg	污染源	参考文献
西藏雅鲁藏布江	2007 年	1.46~4.99	0.06~0.29	无	本研究
中国	吉林 & 黑龙江松花江	21~173	0.11~0.83	历史乙醛生产	[16]
	1990~1992 年			历史乙醛生产	[17]
	贵州乌江	2.6~329.6		矿产开采、燃煤及基岩风化	[18]
	上海黄浦江	120~1580		流经城市	[19]
美国	俄亥俄州 Scioto 河	1.2~12		流经城市及农田	[20]
	乔治亚州 Savannah 河	2.59	0.085	无	[21]
	内华达州 Carson 河	4.28~2107	0.3~7.2	矿产开采	[22]
	Patuxent 河	<0.5~6	0.025	无	[23]
	哈萨克斯坦 Nura 河	<2~4300		历史乙醛生产	[24]
	加纳 Pra 河流域	28.70~462.10	<0.028~19.640	金矿开采	[25]

Carson 河($0.4\sim 12.28\text{ ng}\cdot\text{L}^{-1}$)^[22]。活性汞占总汞的百分比仅为 $8\%\pm 4\%(n=17)$ ，则说明雅鲁藏布江表层水中的汞只有很少部分是以游离 Hg^{2+} 存在，这可能起因于江中悬浮颗粒物的组成和性质。

(ii) 空间分布。图 3 给出雅鲁藏布江表层水中不同形态汞的空间分布。由图可见，总汞从 1 号点到 6 号点(29.34°N , 88.83°E)呈下降趋势；从 6 号点到 11 号点(29.30°N , 91.07°E)呈升高趋势；从 11 号点到 17 号点明显降低。正态分布检验和相关分析表明，表层水中的总汞、溶解态汞、颗粒态汞都服从正态分布($P=0.307, 0.119, 0.257, n=15$)；溶解态汞与总汞的相关性不显著；颗粒态汞与总汞的相关性显著($r=0.990, P<0.01, n=15$) (图 4)。因此从形态组成来看，总汞的浓度高低取决于颗粒态汞，总汞的空间变化中有 98% 能够用颗粒态汞与总汞之间的线性关系来说明。而且，表层水中的总悬浮颗粒物(剔除 1 号点极端值，数据服从正态分布， $P=0.127, n=14$)与总汞的相关性也显著($r=0.783, P<0.01, n=14$) (图 4)。这说明总汞的空间变化中有 61% 可以用总悬浮颗粒物来解释，其余的 39% 是由于其他因素所致。由此可知，雅鲁藏布江表层水中的汞主要与颗粒物结合在一起，这与美国的 Carson 河^[22]和 Minnesota 河^[27]情况相同。河流中的颗粒物大部分来自流域内被侵蚀的岩石风化物 and 土壤，少部分是在水体内部生成的有机质和矿物质^[28]。在本次研究中没有发现雅鲁藏布江沿程表层水中的总汞与岸边表层土壤中的总汞密切相关，不过仅本文的数据还不足以完全反映土壤侵蚀过程对表层水中含汞颗粒物所起的作用，这一问题需要更多的证据来完善。各采样点中处于上游的 1 号点其总汞浓度最高，同时颗粒态汞浓度和总悬浮颗粒物含量也为最大值。据野外观察，该地方受到人类活动的直接干扰不大。而与其他采样点相比，此处地面风速较大。初步推断，1 号点的总汞和颗粒态汞浓度较高可能与沉积物再悬浮及沙尘沉降的过程有关。另外，雅鲁藏布江表层水中溶解态汞的空间变化不是受控于溶解有机碳，这与某些报道^[29,30]中溶解态汞与溶解有机碳显著正相关的研究结果不一致，而类似于中国的乌江^[31]和美国的 Carson 河^[22]。造成此现象的原因可能是雅鲁藏布江表层水呈碱性，且溶解有机碳含量较低，使得 $\text{Hg}\text{-DOC}$ 络合作用小。因此，一部分溶解态汞有可能还会进行转化和被水生生物吸收。

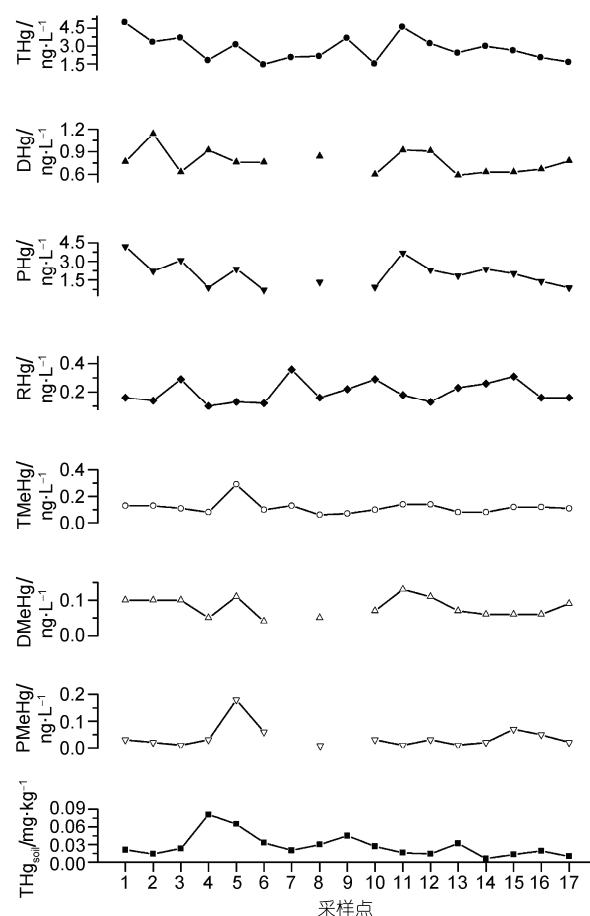


图 3 雅鲁藏布江表层水与沿岸表层土壤中汞的空间分布

活性汞沿程波状起伏变化无明显分布趋势。相关分析表明，表层水中的活性汞(服从正态分布， $P=0.107, n=17$)与总汞的相关性不显著。这说明在雅鲁藏布江表层水体汞的形态转化过程中可利用的游离 Hg^{2+} 含量非常少。

总甲基汞在上游 1 号点至 4 号点(29.12°N , 87.58°E)逐渐降低；在中游 5 号点(29.36°N , 88.13°E)至 17 号点呈波状起伏变化，其中 5 号点异常高。正态分布检验和相关分析表明，表层水中的总甲基汞、溶解态甲基汞、颗粒态甲基汞服从或近似正态分布(剔除 5 号点极端值， $P=0.412, 0.334, 0.023, n=14$)；溶解态甲基汞与总甲基汞的相关性显著($r=0.746, P<0.01, n=14$) (图 4)；颗粒态甲基汞与总甲基汞的相关性不显著。因此从形态组成来看，甲基汞的优势形态是溶解态，总甲基汞的空间变化中有 56% 是受溶解态甲基汞的控制。河流中总甲基汞的空间变化受其他汞形态及诸多水质参数的影响，例如总汞、活性汞、温度、

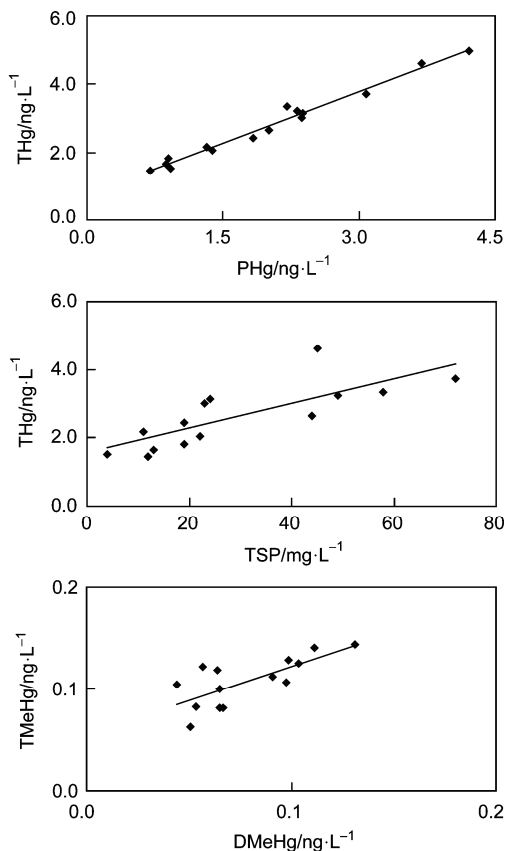


图4 雅鲁藏布江表层水中颗粒态汞和总悬浮颗粒物与总汞、溶解态甲基汞与总甲基汞的相关关系

pH、溶解有机碳、悬浮颗粒物、氧化还原电位(Eh)、溶解氧(DO)及微生物等^[32,33]。而且,起主导作用的影响因素因流域内岩石、生物气候条件和人类活动(土地利用、采矿冶炼、工业、农业等)的差异也不同。表2列举了雅鲁藏布江表层水中总汞、活性汞、温度、pH、溶解有机碳、总悬浮颗粒物与总甲基汞之间的Pearson 相关系数(r)。结果表明,只有总悬浮颗粒物与总甲基汞的相关性显著,但是二者的相关概率小于总悬浮颗粒物与总汞的相关概率。这说明甲基汞受悬浮颗粒物含量的影响相对要小,它可能和颗粒物的其他性质相关。研究发现某些颗粒有机质在汞的甲基化过程中起重要作用^[34]。因此,雅鲁藏布江

表层水中的总甲基汞受总汞、活性汞、温度、pH、溶解有机碳以及总悬浮颗粒物的影响不显著,它的空间分布可能受控于其他因素。5号点远离人类活动干扰,而总甲基汞和颗粒态甲基汞都异常高,这可能归因于该点表层水中颗粒有机质的类型及含量。另外,雅鲁藏布江表层水中的溶解态甲基汞类似于溶解态汞,其空间变化受溶解有机碳的影响不显著;颗粒态甲基汞的空间变化不取决于悬浮颗粒物的含量。

此外,以拉萨河和尼洋河为例初步探讨了支流汇入过程对雅鲁藏布江表层水中总汞和总甲基汞空间分布的影响。由图5可以看出,总汞的变化趋势为11号点>拉萨河>10号点,尼洋河≈17号点<16号点;总甲基汞的变化趋势为11号点>拉萨河≈10号点,尼洋河<17号点≈16号点。可见,拉萨河、尼洋河的汇入可能对干流表层水中的总汞含量都存在影响,而对总甲基汞含量影响均不明显。其中,干流11号点总汞浓度高的另一原因是那里江水沿途流经贡嘎县,受人类活动干扰相对较大。而且与尼洋河采样点(29.47°N, 94.42°E)相比,拉萨河采样点(29.48°N, 90.93°E)附近人类活动较频繁,其汞含量明显高,从而说明人类活动可能对雅鲁藏布江水系存在着潜在的影响。

4 结论

本文初步研究了雅鲁藏布江表层水中汞的形态与空间分布特征。结果表明,雅鲁藏布江表层水中总汞的浓度为 $2.79 \text{ ng}\cdot\text{L}^{-1}$, 与美国未受污染的河流相当, 低于全球天然河流 $5.0 \text{ ng}\cdot\text{L}^{-1}$ 的平均水平^[35], 更显著低于受人类活动强大影响的河流。因此,人为释汞活动对雅鲁藏布江江水的的影响不显著,它的汞含量反映了青藏高原天然河流的水平。69%的总汞是颗粒态汞,且总汞的 $\log K_d$ 值(4.9)较高,这说明总悬浮颗粒物在雅鲁藏布江表层水中汞的迁移、转化、归宿过程中起重要作用。总汞和颗粒态汞在空间变化上高度一致,总汞的空间分布中有61%是受控于总悬浮颗粒物。活性汞占总汞的比例为8%,它对雅鲁藏布江

表2 雅鲁藏布江表层水中各环境因子与总甲基汞之间的相关性^{a)}

	THg	RHg	T	pH	DOC	TSP
TMeHg	0.365 ($n=16$)	0.029 ($n=16$)	-0.182 ($n=16$)	-0.079 ($n=16$)	-0.022 ($n=13$)	0.616 [*] ($n=13$)

a) 标有*为0.05水平上显著相关;其余为相关性不显著

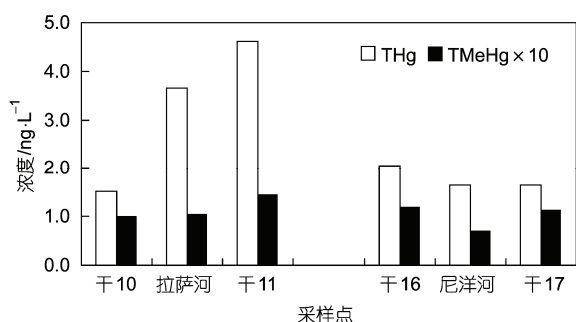


图5 拉萨河、尼洋河的汇入对雅鲁藏布江表层水中总汞和总甲基汞含量的影响

表层水中汞的迁移转化行为影响不大。总甲基汞的

浓度为 $0.12 \text{ ng} \cdot \text{L}^{-1}$ ，与刘永懋和瞿平阳^[36]报道的我国水环境中甲基汞背景值(接近 $0.1 \text{ ng} \cdot \text{L}^{-1}$)的水平相似，显著低于受污染的河流，能代表青藏高原河水的背景含量，其优势组成形态是溶解态。总甲基汞受总汞、活性汞、温度、pH、溶解有机碳以及总悬浮颗粒物的影响不显著，它的空间分布可能取决于其他因素。另外，拉萨河、尼洋河的汇入可能对雅鲁藏布江表层水中的总汞含量都存在影响，而对总甲基汞含量影响均不明显。

关于雅鲁藏布江鱼体中总汞和甲基汞含量与分布的研究正在开展中，这将为进一步了解雅鲁藏布江汞的生物地球化学循环提供重要的基础数据。

致谢 感谢中国科学院纳木错多圈层综合观测研究站工作人员封成发等人在野外现场的辛勤工作。

参考文献

- Lindqvist O. Special issue of first international conference on mercury as a global pollutant. *Water Air Soil Poll*, 1991, 56: 1
- Schroeder W H, Munthe J. Atmospheric mercury: An overview. *Atmos Environ*, 1998, 32: 809—822
- 郑度, 林振耀, 张雪琴. 青藏高原与全球环境变化研究进展. *地学前缘*, 2002, 9: 95—102
- 姚檀栋, 朱立平. 青藏高原环境变化对全球变化的响应及其适应对策. *地球科学进展*, 2006, 21: 459—464
- Pirrone N, Keeler G J, Nriagu J O. Regional differences in worldwide emissions of mercury to the atmosphere. *Atmos Environ*, 1996, 30: 2981—2987
- 刘天仇. 雅鲁藏布江水文特征. *地理学报*, 1999, 54(增刊): 157—164
- United States Environmental Protection Agency (US EPA). Method 1631, revision C: Mercury in water by oxidation, purge and trap, and cold vapor atomic fluorescence spectrometry. EPA-821-R-01-024, 2001
- United States Environmental Protection Agency (US EPA). Method 1630: Methyl mercury in water by distillation, aqueous ethylation, purge and trap, and CVAFS. EPA-821-R-01-020. 2001
- 闫海鱼, 冯新斌, 商立海, 等. 天然水体中痕量汞的形态分析方法研究. *分析测试学报*, 2003, 22: 10—13
- 何天容. 贵州红枫湖汞的生物地球化学循环. 博士学位论文. 贵阳: 中国科学院地球化学研究所, 2007. 23—24
- 黎文, 吴丰昌, 傅平青, 等. 贵州红枫湖水体溶解有机质的剖面特征和季节变化. *环境科学*, 2006, 27: 1979—1985
- 蒋红梅, 冯新斌, 梁琰, 等. 蒸馏-乙基化 GC-CVAFS 法测定天然水体中的甲基汞. *中国环境科学*, 2004, 24: 568—571
- 李仲根, 冯新斌, 何天容, 等. 王水水浴消解-冷原子荧光法测定土壤和沉积物中的总汞. *矿物岩石地球化学通报*, 2005, 24: 140—143
- 魏秀国. 河流有机质生物地球化学研究进展. *生态环境*, 2007, 16: 1063—1067
- 陈静生. 河流水质原理及中国河流水质. 北京: 科学出版社, 2006. 92
- 李宏伟, 阎百兴, 徐治国, 等. 松花江水中总汞的时空分布研究. *环境科学学报*, 2006, 26: 840—845
- 于常荣, 王伟, 梁冬梅, 等. 松花江水体总汞与甲基汞污染特征的研究. *长春地质学院学报*, 1994, 24: 102—108
- 蒋红梅, 冯新斌, 戴前进, 等. 乌江流域水体中不同形态汞分布特征的初步研究. *环境化学*, 2004, 23: 556—561
- 丁振华, 王文华, 刘彩娥, 等. 黄浦江江水和沉积物中汞的分布和形态特征. *环境科学*, 2005, 26: 62—66
- Lyons W B, Fitzgibbon T O, Welch K A, et al. Mercury geochemistry of the Scioto River, Ohio: Impact of agriculture and urbanization. *Appl Geochem*, 2006, 21: 1880—1888
- Paller M H, Jagoe C H, Bennett H, et al. Influence of methylmercury from tributary streams on mercury levels in Savannah River Asiatic clams. *Sci Total Environ*, 2004, 325: 209—219
- Bonzongo J C, Heim K J, Warwick J J, et al. Mercury levels in surface waters of the Carson River-Lahontan Reservoir system, Nevada: Influence of historic mining activities. *Environ Pollut*, 1996, 92: 193—201
- Benoit J M, Gilmour C C, Mason R P, et al. Behavior of mercury in the Patuxent River estuary. *Biogeochemistry*, 1998, 40: 249—265

- 24 Ullrich S M, Ilyushchenko M A, Uskov G A, et al. Mercury distribution and transport in a contaminated river system in Kazakhstan and associated impacts on aquatic biota. *Appl Geochem*, 2007, 22: 2706—2734
- 25 Donkor A K, Bonzongo J C, Nartey V K, et al. Mercury in different environmental compartments of the Pra River Basin, Ghana. *Sci Total Environ*, 2006, 368: 164—176
- 26 Mason R P, Fitzgerald W F. Alkylmercury species in the equatorial pacific. *Nature*, 1990, 347: 779—789
- 27 Balogh S J, Meyer M L, Johnson D K. Transport of mercury in three contrasting river basins. *Environ Sci Technol*, 1998, 32: 456—462
- 28 Chapman D. *Water Quality Assessments: A Guide to the Use of Biota, Sediments and Water in Environmental Monitoring*. London: Chapman and Hall Ltd, 1992. 586
- 29 Mierle G, Ingram R. The role of humic substances in the mobilization of mercury from watersheds. *Water Air Soil Poll*, 1991, 56: 349—357
- 30 Watras C J, Morrison K A, Host J S, et al. Concentration of mercury species in relationship to other site-specific factors in the surface waters of Northern Wisconsin Lakes. *Limnol Oceanogr*, 1995, 40: 556—565
- 31 蒋红梅. 水库对乌江河流汞生物地球化学循环的影响. 博士学位论文. 贵阳: 中国科学院地球化学研究所, 2005. 37—38
- 32 Ullrich S M, Tanton T W, Abdrashitova S A. Mercury in the aquatic environment: A review of factors affecting methylation. *Crit Rev Environ Sci Technol*, 2001, 31: 241—293
- 33 何天容, 冯新斌, 李仲根, 等. 季节性缺氧水库甲基汞的产生及其对下游水体的影响. *湖泊科学*, 2006, 18: 565—571
- 34 Hurley J P, Benoit J M, Babiarz C L, et al. Influences of watershed characteristics on mercury levels in Wisconsin rivers. *Environ Sci Technol*, 1995, 29: 1867—1875
- 35 Mason R P, Fitzgerald W F, Morel F M M. The biogeochemical cycling of elemental mercury: Anthropogenic influences. *Geochim Cosmochim Acta*, 1994, 58: 3191—3198
- 36 刘永懋, 瞿平阳. 总汞和甲基汞的环境背景值调查研究. *水电站设计*, 1998, 14: 48—55