中国科学：地球科学 SCIENTIA SINICA Terrae 2026 年 第 56 卷 第 3 期： 1088–1099
论 文
《中国科学》杂志社 SCIENCE CHINA PRESS

自然和人为因素共同加剧祁连山地区河水汞的生态风险

苗希文[1,2]，孙世威[2]，杨争争[1,2]，康世昌[2,4]，张玉兰[2]，张强弓[3]，Tanuj SHUKLA[2]，郭军明[2*]，赵玉娇[2,4]，黄杰[3]

1. 兰州大学资源环境学院，西部环境教育部重点实验室，兰州 730000
2. 中国科学院西北生态环境资源研究院，冰冻圈科学与冻土工程全国重点实验室，兰州 730000
3. 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重点实验室，北京 100101
4. 中国科学院大学，北京 100049
* 通讯作者，E-mail：junming.guo@lzb.ac.cn

2025-04-05收稿，2025-09-27修回，2025-10-23接受，2026-02-05网络版发表
甘肃省科技计划项目(23ZDFA017)、甘肃省陇原杰出青年基金项目(23JRRA612)和国家自然科学基金项目(4227797)资助

摘要 作为中国西部地区重要的生态屏障，祁连山地区环境污染物监测对区域生态环境安全至关重要。然而，目前关于该地区河水中汞(Hg)污染物的浓度水平及环境风险的认识尚且不足。本研究采集了祁连山地区6个流域的河水样品，以评估祁连山地区河水汞的生态与健康风险。结果表明，河水中总汞(THg)和总甲基汞(TMeHg)浓度分别为25.74±68.84和0.25±0.43 ng L^{-1}。THg和TMeHg主要以颗粒态为主，其浓度水平主要受总悬浮颗粒物(TSP)含量控制，而TSP主要来源于土壤侵蚀。TSP能够分别解释THg和TMeHg变化的86%和47%。此外，部分邻近城镇的下游水体受到了工农业活动排放的影响。交互作用分析结果表明，人为活动与TSP的交互作用对水体TMeHg的解释增加到72%。受调查的河水中汞的生态风险评估结果显示，黑河流域汞暴露的生态风险相对较高，52%受调查点位的水体汞具有潜在的慢性中度风险。在气候变化和城镇污染日益加剧的背景下，未来该地区汞的环境暴露风险可能进一步加剧。

关键词 汞，甲基汞，河水，生态风险，祁连山地区

1 引言

汞(Hg)是环境中广泛存在的剧毒重金属污染物(Driscoll等，2013；Sun S等，2020)，因具有大气远距离传输性(Yu B等，2022；Huang等，2023)、持久性(Sun S等，2022；Yang等，2023)以及食物链富集放大效应(Sharma Ghimire等，2019；Han等，2023)，能够对全球环境构成威胁。在水生生态系统中，汞可经甲基化作用转化为毒性极强的甲基汞(MeHg)。甲基汞具有极强的神经毒性、致癌性和生殖毒性，易通过食物链富集放大效应高度富集于高营养级生物体内(Liu等，2021；Varty等，2021)。因此，应特别关注河水中汞和甲基汞的浓度水平、来源及潜在环境风险。

河流是陆表生态系统汞迁移转化的关键通道，在汞的生物地球化学循环中起重要作用(Liu等，2019，2021)。河水中的汞主要来源于大气汞的干湿沉降、河岸侵蚀以及人为排放(Driscoll等，2013；Zhang等，2024)。诸多研究表明，总悬浮颗粒物(TSP)能够显著影响河水汞的分布和输移过程，与河水汞含量密切相关(Sun X等，2022，2023；Clarke等，2023；Liu等，2023；Peng等，2023)。例如，Peng等(2023)在长江上游地区的观测结果显示沉积物的再悬浮导致河床沉积物由“汞汇”转变为“汞源”。Zhang等(2024)在渭河流域开展的研究表明，降水能够将区域工业排放的汞污染物输送到河水中，导致汞污染高风险区域扩展到下游，甚至距离更远的地区。此外，Lino等(2019)报道了金矿开采和森林砍伐活动导致Tapajós河流域土壤侵蚀加剧，大量土壤颗粒态汞的输入使得河水汞浓度显著升高。由此可见，自然因素和人类

中文引用格式：苗希文, 孙世威, 杨争争, 康世昌, 张玉兰, 张强弓, Shukla T, 郭军明, 赵玉娇, 黄杰. 2026. 自然和人为因素共同加剧祁连山地区河水汞的生态风险. 中国科学: 地球科学, 56(3): 1088–1099, doi: 10.1360/N072025-0118
英文引用格式：Miao X, Sun S, Yang Z, Kang S, Zhang Y, Zhang Q, SHUKLA T, Guo J, Zhao Y, Huang J. 2026. Natural and anthropogenic factors exacerbating mercury ecological risk in the Qilian Mountain Rivers: A threat to water resources. Science China Earth Sciences, 69(3): 1054–1065, https://doi.org/10.1007/s11430-025-1734-5

© 2026《中国科学》杂志社

活动能共同影响河流中的汞含量，认识两者与河水汞的复杂交互作用对理解河流中汞的动态过程至关重要。

祁连山是中国西部干旱区重要的生态安全屏障，同时也是众多内陆河流的水源地，为河西走廊提供重要的水资源。其中石羊河、黑河和疏勒河是河西走廊三条主要内陆河流，这些河流是西北干旱区农业灌溉、生活用水和工业生产的重要水源(Chen和Tian，2025)。因此，祁连山生态系统在西北干旱区(如河西走廊)生物多样性保护、水土流失以及生态功能调节等方面发挥着重要作用。前人研究已经指出祁连山地区汞污染较为严重(Wu等，2022a，2022b)，这引发了中国西北干旱区居民对汞污染问题的高度担忧(Zhu等，2020)。与青藏高原其他区域相比(冰川：0.9–8.5 ng L^{-1}；Sun R等，2020)，祁连山地区由于受区域交通、煤炭燃烧和工业活动等人类活动汞排放的影响，雪坑(22.41 ng L^{-1}；Paudyal等，2021)、植被(39.3 μg kg^{-1}；Wu等，2022b)、土壤(38.4 μg kg^{-1})以及苔藓(58.4 μg kg^{-1}；Wu等，2022a)均检测到较高的汞浓度。随着冰川消融和多年冻土退化，储存在冰川和冻土中的汞能够被重新释放到河流中，进而增加河水汞负荷(Sun X等，2022)。因此，迫切需要采取有效的污染控制措施和公共卫生措施以减轻汞污染。然而迄今为止，针对祁连山地区河水的汞污染现状尚未开展全面的调查和评估。该地区是典型的山地生态系统，研究其河水汞浓度水平及潜在影响因素能够揭示影响山区河水汞的典型机制，并为其他山区提供参考。

为明确祁连山河水中汞的浓度水平及环境风险，本研究在祁连山地区6个流域进行了河水采样和分析测试，旨在明晰河水中汞和甲基汞的空间分布特征；揭示河水中汞分布的影响因素；评估河水汞的环境健康风险，以期为该地区防治河水汞污染、减轻环境汞暴露风险以及保障人类健康提供数据基础和理论支撑。

2 材料与方法

2.1 研究区概况

青藏高原被誉为“第三极”和“亚洲水塔”，是除极地以外冰川最集中的地区。祁连山位于青藏高原东北部，冰川和多年冻土广泛分布，因而区域河水汞循环易受到冰川消融和多年冻土退化的影响。研究区域(92.28°E–103.86°E，36.02°N–43.24°N)平均海拔2693 m，总面积为360000 km^2(图1)，地势西南高，东北低。祁连山地区年均气温约4 ℃，年降水量150–800 mm，主要集中在5–9月(Sun F等，2016)。山地高海拔区降水充沛，气温较低；低海拔地区降水较少，气温较高(网络版附图S1)。气候类型由北部的温带大陆性气候过渡到南部的山地气候。该地区植被类型丰富，涵盖高山草甸、温带灌丛、高山森林、亚高山灌丛以及高山冰缘稀疏植被(Wang等，2023)。总体上东部地区的植被生物量高于西部地区的植被生物量(Sun F等，2016)。

中华人民共和国水利部发布的《中国河流泥沙公报》和《中国水土流失公报》(http://www.mwr.gov.cn/sj/)显示4–10月期间，黑河、疏勒河及青海湖流域的径流量占年径流总量的61%–78%，输沙量占86%–100%(MOWR，2023a)，流域的径流量和输沙量均在7月份达到最高。在国家水土流失重点防治区中，黑河流域的水土流失面积(48%)占比最高，水土流失程度(75%)也最严重(MOWR，2023b)。基于报道的中国土壤水蚀数据集(Li等，2023)，本研究提取了6个流域的土壤保护服务能力(SC，单位：t ha^{-1} a^{-1})，SC值越高代表土壤保持能力越强。6个流域的SC值总体呈现如下：湟水(216)>青海湖(92)>黑河(69)>石羊河(63)>巴音河(42)>疏勒河(24)(详见网络版附表S1)。

2.2 样品采集

2023年7月，在祁连山地区6个流域选取84个采样点采集河水及湖水样品(见图1和网络版附表S2)，包括黑河(HH)、疏勒河(SLH)、石羊河(SYH)、湟水(HS)、巴音河(BY)以及青海湖(QHL)流域的河流源区、干流及支流(图1)。为避免样品污染，采样过程中严格遵循“clean hands-dirty hands”的操作流程(Davidson和Bellow，1999)。采样时佩戴聚乙烯手套，使用250 mL氟化高密度聚乙烯瓶采集水体样品。采集水样前用河水将采样瓶润洗3次以上，且采样时远离河床，避免扰动河床沉积物。水样采集深度为河面以下0–10 cm处。用于测试总汞(THg)和总甲基汞(TMeHg)的水体样品，在现场用0.5%(v/v)盐酸酸化后保存；用于测试溶解态汞(DHg)和溶解态甲基汞(DMeHg)的水体样品，在现场使用聚碳酸酯滤膜(孔径0.4 μm，直径47 mm，Nuclepore™，德国)通过溶剂过滤器过滤后，加入0.5%盐酸酸化保存，滤膜用于TSP浓度测试。水体温度、电导率、浊度和pH值在现场原位测量。所有样品冷冻保存，运输至中国科学院西北生态环境资源研究院冰冻圈科学与冻土工程全国重点实验室进行后续实验室分析测试。

2.3 实验方法与质量控制

2.3.1 各形态汞分析测试

水样THg和DHg浓度测试遵循美国环境保护署(USE-

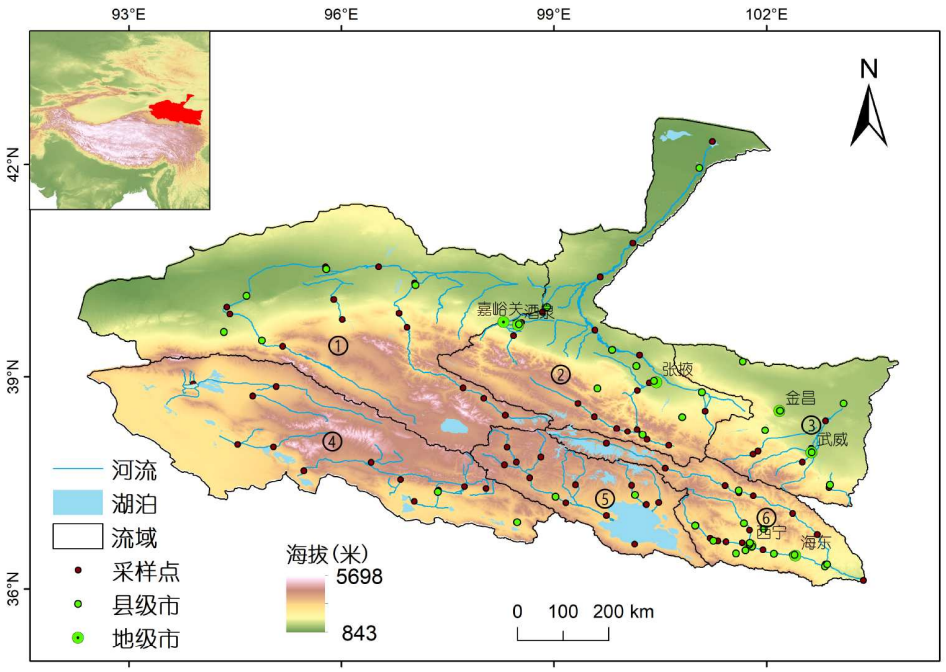


图 1　祁连山地区6个流域采样点位置分布。①–⑥分别代表疏勒河、黑河、石羊河、巴音河、青海湖和湟水流域

PA)1631方法，采用冷蒸气原子荧光光谱法(CVAFS)检测(USEPA，2002)。测试时取25 mL水样，加入125 μL BrCl溶液静置12 h，确保样品中所有形态的汞氧化为二价汞(Hg^{2+})。随后加入30 μL $NH_2OH{\cdot}HCl$溶液以去除多余的BrCl，最后加入60 μL $SnCl_2$溶液以将Hg^{2+}还原为零价汞(Hg^0)，并立即使用Tekran 2600液体汞分析仪(Toronto，加拿大)对样品进行浓度测定(Sun X等，2022)。颗粒态汞(PHg)浓度为THg与DHg浓度的差值。本研究将空白样品10次重复测量结果的3倍标准差定义为方法检出限(MDL)(Sun S等，2016)，样品分析期间MDL<0.02 ng L^{-1}。为确保数据的可靠性和准确性，在整个分析过程中实施了严格的质量控制。对每个样品的THg和DHg浓度均进行2次测量，若相对标准偏差超过5%，则会进行第3次测试。此外，测试过程中每10个样品插入1个标准溶液(OPR)以监测仪器测量的准确性。测试过程中OPR的回收率介于93%–108%。空白样品以总样品数量的25%插入测试序列中。空白样品汞浓度值均<0.1 ng L^{-1}，表明分析过程中污染程度较低。

2.3.2　甲基汞分析测试

水样中的TMeHg和DMeHg浓度按照EPA1630方法(蒸馏–乙基化–净化–捕获–CVAFS)在Tekran 2700自动甲基汞分析仪上测定(USEPA，1998)。测试时取45 mL水样，使用Tekran 2750蒸馏系统在126 ℃的温度下蒸馏3.5 h以浓缩甲基汞。蒸馏完成后，加入225 μL缓冲液将pH值调节至4.5–4.9，随后加入四乙基硼酸钠($NaBEt_4$)溶液，反应20 min后上机测试。为确保数据质量，在测试过程中每6个样品插入1个OPR，回收率介于80%–116%，在EPA1630规定的可接受范围内(67%–133%)。此外，仪器和方法空白测试结果<0.008 ng L^{-1}，表明测样过程中人为污染较少，测试结果可靠。

2.3.3　理化参数分析测试

溶解性有机碳(DOC)采用高温催化氧化法，使用总有机碳分析仪(TOC-L-CPH，Shimadzu)测试(Yang等，2023)。TSP浓度采用滤膜称重法进行测定，即在水样过滤前后，将滤膜放至烘箱中60 ℃干燥3 h，冷却至室温后，使用精密天平称重。滤膜过滤前后重量差与过滤水样体积的比值即为TSP质量浓度(Sun等，2023)。

2.4　影响因子的获取及处理

为探究影响河水汞的自然和人为因素，本研究获取了一系列自然环境要素数据，包括：温度(Tem)、降水(Pre)、植被类型(VT)、归一化植被指数(NDVI)、土壤水分(SW)、坡度、海拔和地表净太阳辐射(SNS)。此外，选取了指示人类活动影响的变量，包括土地利用类型(LU)、人口密度(POP)、国内生产总值(GDP)、工业企业数量(IE)以及距市中心距离(DCC)(网络版附图S1)。数据来源及详细信息见网络版附表S3。本研究使用ArcMap10.2提取采样点以上13个因子的值，并采用分位数、

自然断点、几何间隔、标准差及等分5种方法对连续变量进行离散化处理，将连续变量共划分为4–7个类别。基于各因素对汞浓度的解释能力(q值)，选取最优的离散化方法及类别数量(见网络版附图S2和网络版附表S4)。模型运行使用R4.4.1中的“GD”包。

2.5 生态风险评估

采用风险商(RQ)评估河水汞的生态风险，计算方法如公式(1)所示

$$RQ=\frac{MEC}{PNEC} \tag{1}$$

式中，MEC是实测汞浓度；$PNEC$是汞浓度阈值。无机汞(IHg)和MeHg的$PNEC$值是基于中国淡水环境中90和12种水生生物的毒性数据估算得出的(张瑞卿等，2012)。IHg的急性和慢性$PNEC$值分别为1.743和0.467 μg L^{-1}，MeHg的急性和慢性$PNEC$值分别为0.080和0.004 μg L^{-1}(张瑞卿等，2012；张娟等，2015)。RQ<0.1、0.1<RQ<1和RQ>1分别代表低、中和高生态风险(Tao等，2021)。

2.6 人体健康风险评估

使用慢性日摄入量(CDI_w)(μg kg^{-1} d^{-1})估算成人和儿童的汞暴露水平。人体接触河水汞的途径主要包括口服摄入、皮肤接触和食用鱼类等水产品等方式(Mao等，2023)，在此仅评估前两种方式，公式如下：

$$CDI_{oral_w}=\frac{C_w\times IR_w\times ABS_g\times EF_w\times ED_w}{BW\times AT_w} \tag{2}$$

$$CDI_{dermal_w}=\frac{C_w\times SA\times K_p\times EF_w\times ED_w\times ET}{BW\times AT_w}\times 10^{-3} \tag{3}$$

式中，C_w是河水中汞的平均浓度；IR_w是水的摄入量；ABS_g是胃肠道吸收率；EF_w是接触频率；ED_w是月接触时间；BW是体重；AT_w是平均时间；SA是皮肤表面积；K_p是皮肤渗透系数；ET是日暴露时间。

危害指数(HI)用于评估人体汞暴露的风险，计算公式如下：

$$HI=\sum THQ_i=\sum\frac{CDI_i}{RfD_i} \tag{4}$$

式中，RfD_i为相关参考剂量，公式(2)–(4)中相关参数见网络版附表S5。HI>1表明对人体健康有不利影响；HI<1则表明对人体健康的风险较低(Mao等，2023)。

2.7 统计分析

数据分析采用IBM SPSS Statistics 19、Origin 2022和Canoco 5软件。数据正态性检验采用Kolmogorov-Smirnov检验，当p>0.05时，数据被认为符合正态分布(Sheng等，2012)。由于数据不符合正态分布，采用非参数检验(Kruskal-Walli检验)比较不同流域汞浓度的差异。通过斯皮尔曼相关分析和冗余分析确定水体中Hg和MeHg的影响因素。

3 主要结果

3.1 河水中汞的浓度水平和形态分布

3.1.1 无机汞

祁连山地区河水中的汞浓度和形态分布如图2和网络版附表S6所示。河水THg浓度介于0.14–538 ng L^{-1}，均值为25.74±68.84 ng L^{-1}。其中40.48%河水样品(n=34)的THg浓度超出全球淡水中汞浓度背景值(通常<5 ng L^{-1}；Ullrich等，2001)。与其他偏远地区相比，祁连山地区河水中THg浓度明显较高，显著高于北极和青藏高原其他地区(1.2–10.6 ng L^{-1}；网络版附表S7)。其中部分河水样品甚至与工业污染区河水THg浓度(22–883 ng L^{-1})相当甚至更高(Noh等，2013；Fornasaro等，2022；Yu C等，2022；Liu等，2023；Mao等，2023；Peng等，2023；Zhang等，2024)，这表明祁连山地区河流可能受到了人类活动汞排放的影响，汞污染问题应当引起高度重视。

河水PHg浓度变化幅度较大，介于0.01–538 ng L^{-1}，均值为25.82±69.52 ng L^{-1}。DHg浓度介于0.11–3.68 ng L^{-1}，均值为0.54±0.44 ng L^{-1}。PHg/THg的比值为2.85%–99.96%(网络版附表S6)，均值为73.27%。THg与PHg浓度呈极显著正相关(r=0.99，p<0.001；图3)，表明河水汞主要以颗粒态形式存在。流域间PHg/THg比值存在显著差异(图2c)，各流域PHg/THg比值的均值介于40.06%–94.02%之间。其中黑河(94.02%)和疏勒河流域(85.95%)具有较高的高颗粒物负荷，河水中PHg/THg比值较高，与黄河流域的观测结果相当(86.3%；Liu等，2023)。此外，北极地区的麦肯齐河(87.7%；Sun等，2017)和育空河(90.0%；Schuster等，2011)PHg/THg比值也与黑河和疏勒河相当(网络版附表S7)。

3.1.2 甲基汞

祁连山地区河水TMeHg浓度差异显著，变化范围为<MDL(0.001)至2.75 ng L^{-1}，均值为0.25±0.43 ng L^{-1}，与黄河河口区域TMeHg浓度水平(0.21 ng L^{-1})相当(Liu等，2023)，并显著高于北极、亚北极和青藏高原偏远区(0.06–0.17 ng L^{-1}；网络版附表S7)(Schuster等，2011；Emmerton等，2013；Sun X等，2022)。这进一步表明该地区河水MeHg可能受到了人类活动的影响，其环境风险应引起高度关注。TMeHg/THg比值介于0%–30.36%，均

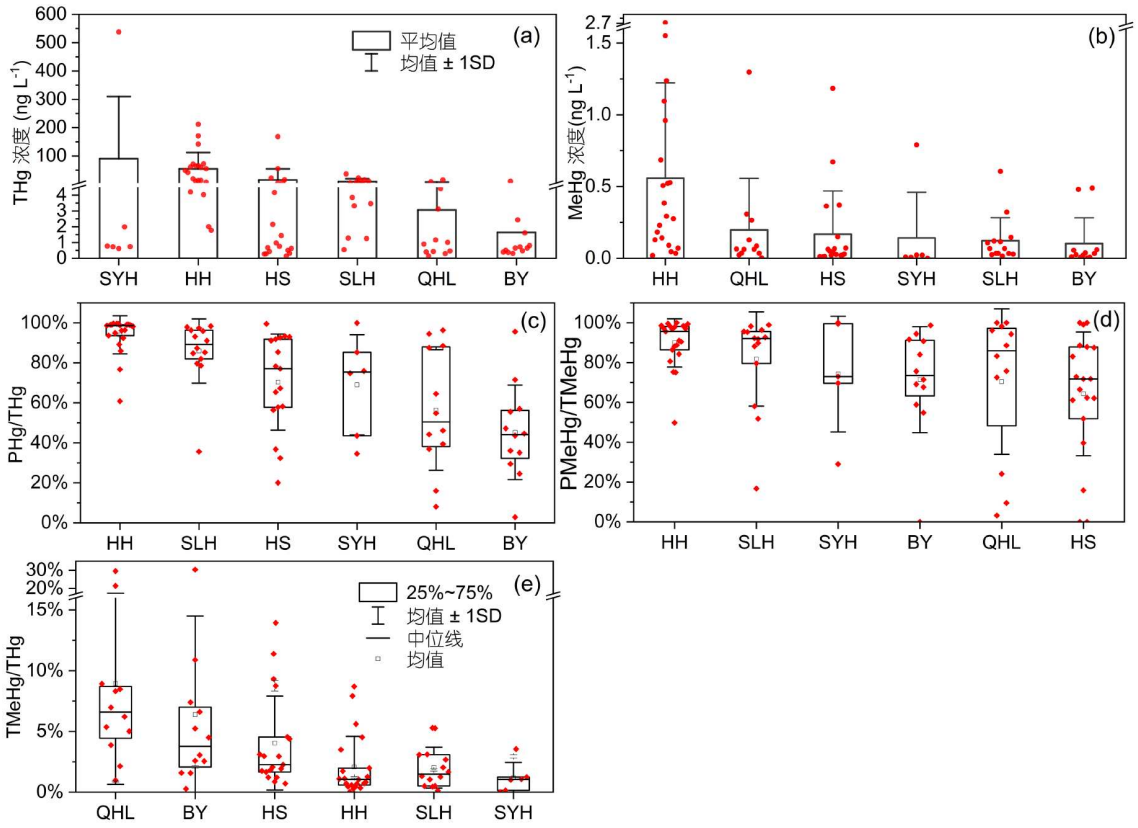


图 2　祁连山地区6个流域河水THg浓度(a)、MeHg浓度(b)、PHg/THg比值(c)、PMeHg/TMeHg比值(d)和TMeHg/THg的比值(e)。图中的红色点代表测试数据。SYH，石羊河；HH，黑河；HS，湟水；SLH，疏勒河；QHL，青海湖；BY，巴音河

值为4.04%±5.42%。在青海湖及其他水库中TMeHg/THg比值较高(>10%)，高于地表水中的常见值(0%–10%)(Buck等，2015)。值得注意的是，在苏干湖中TMeHg/THg比值最高，与该湖最高DOC浓度(26.51 mg L^{-1})一致，表明湖泊和水库可能是河流系统中汞甲基化的重要场所。

与THg的形态分布类似，河水中MeHg主要以颗粒态形式存在。PMeHg/TMeHg比值的均值为75.36%。PMeHg浓度介于<MDL(0.001)至2.73 ng L^{-1}，均值为0.24±0.43 ng L^{-1}。PMeHg与TMeHg浓度呈极显著正相关(r=0.97，p<0.001)(图3)。PMeHg/TMeHg比值在不同流域间略有差异(图2d)，变化范围为64.31%–89.94%。黑河(89.94%)和疏勒河流域(81.81%)的河水中PMeHg/TMeHg比值最高，与PHg/THg比值和TSP的结果一致(网络版附表S6)，进一步表明TSP对MeHg形态分布具有重要影响。

3.2　河水汞的空间分布特征

祁连山地区河水汞浓度表现出显著的空间差异性(图4)。东部地区植被覆盖较好且人口密度较高，汞浓度普遍高于西部地区。祁连山北麓城市密集区也显示出较高的汞浓度(网络版附图S3)。相反，西南地区地势较高、植被覆盖度较低且人口稀少，汞浓度相对较低(网络版附图S3)。与人为因素(如汞排放、人口密度和GDP)的空间分布相一致(图4和网络版附图S1)，河水中的汞浓度高值主要集中在嘉峪关、酒泉、张掖、金昌、武威和西宁等城市及其周边城镇。此外，黑河流域汞浓度显著高于其他流域(图4)。

各流域河水PHg浓度差异显著(p<0.01)，而DHg浓度差异较小(网络版附表S6)。总体而言，与PHg和TSP相一致，流域THg浓度呈现出SYH(90.48±200.14 ng L^{-1})>HH(54.50±56.32 ng L^{-1})>HS(15.15±38.36 ng L^{-1})>SLH(9.32±9.71 ng L^{-1})>QHL(3.06±4.48 ng L^{-1})>BY(1.64±2.79 ng L^{-1})(网络版附表S6)。此外，TSP与THg(r=0.82，p<0.001)和PHg(r=0.82，p<0.001)呈极显著正相关(图3)，表明TSP是影响河水THg浓度水平的重要因素。

各流域间河水PMeHg浓度差异明显(p<0.01)，而DMeHg浓度流域间差异较小(网络版附表S6)。TMeHg浓度在各流域的递减顺序表现为HH(0.56±0.65 ng L^{-1})>QHL(0.20±0.34 ng L^{-1})>HS(0.17±0.29 ng L^{-1})>SYH(0.14±0.29 ng L^{-1})>SLH(0.12±0.15 ng L^{-1})>BY(0.10±0.17 ng L^{-1})，与PMeHg和DOC的递减顺序一致(网络版附

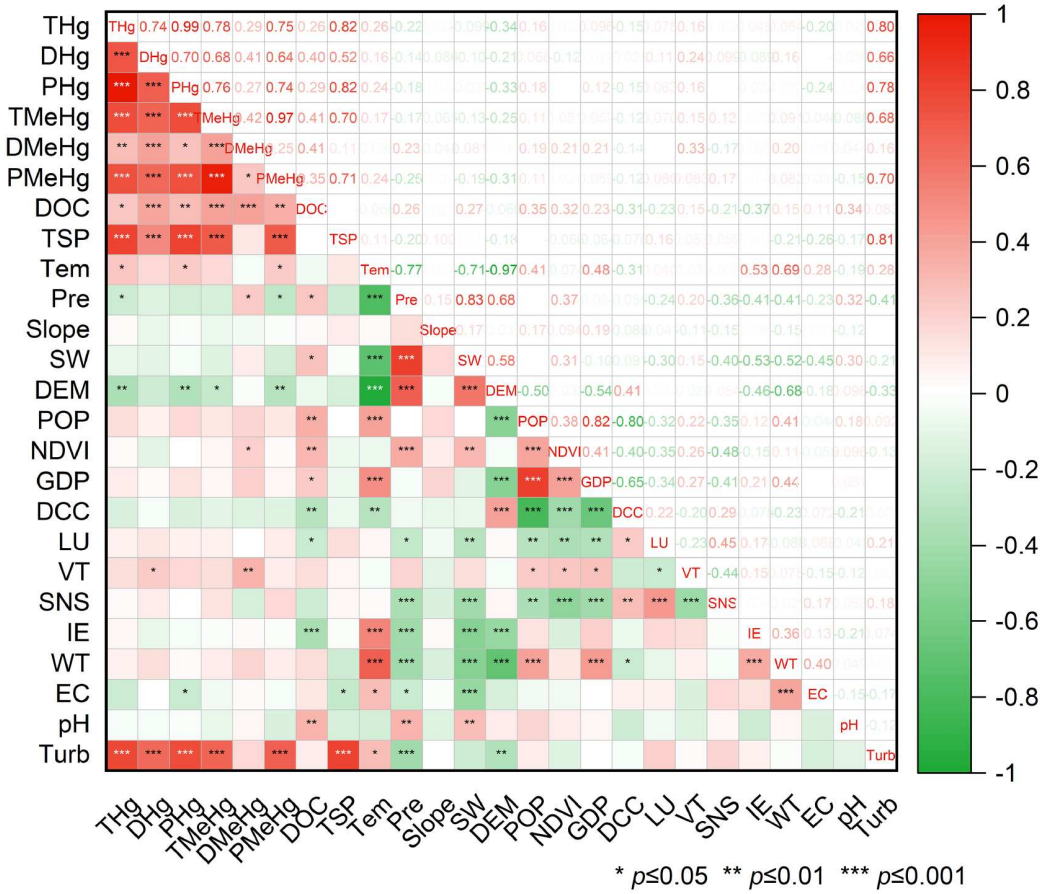


图3 各形态Hg和MeHg与其他指标的相关性。红色表示正相关，绿色表示负相关。颜色的深浅指示相关性强弱，颜色越深代表相关性越强。THg，总汞；DHg，溶解态汞；PHg，颗粒态汞；TMeHg，总甲基汞；DMeHg，溶解态甲基汞；PMeHg，颗粒态甲基汞；DOC，溶解性有机碳；TSP，总悬浮颗粒物；Tem，温度；Pre，降水量；Slope，坡度；SW，土壤水分；DEM，数字高程模型；POP，人口密度；NDVI，归一化植被指数；GDP，国内生产总值；DCC，距市中心距离；LU，土地利用类型；VT，植被类型；SNS，地表净太阳辐射；IE，工业企业数量；WT，水温；EC，电导率；Turb，浊度

表S6)。此外，TSP与TMeHg(r=0.70，p<0.001)和PMeHg(r=0.71，p<0.001)呈极显著正相关，DOC与TMeHg(r=0.41，p<0.001)和DMeHg(r=0.41，p<0.001)呈极显著正相关(图3)，表明DOC和TSP是影响河水中MeHg浓度的重要因素。青海湖的THg(10.01 ng L^{-1})和TMeHg(0.80 ng L^{-1})浓度分别比上游入湖支流浓度高出84.32%和81.25%。这可能是由于青海湖DOC含量较高，能够增强细菌活性，消耗氧气，进而形成有利于汞甲基化的厌氧环境(Lavoie等，2019)。

3.3 河水汞的影响因素

本研究利用地理探测器模型(网络版附文本S1)探究河水汞的影响因素。此外，绘制了祁连山6个流域从上游到下游汞及其影响因素的分布图。分析结果表明，TSP、pH、坡度和浊度是影响河水THg浓度的主要因素(图5a)。TSP对THg变化的解释最高，占86%。其次，pH、坡度和浊度分别解释了THg变化的33%、24%和18%(图5a)。图6a显示TSP与NDVI的交互作用最强，共同解释了THg的93%；其次是TSP与电导率(91%)、温度(90%)和土壤水分(86%)。以上结果表明，TSP与其他自然因素具有很强的交互作用，共同解释了大部分河水THg的变化。

自然因素对河水MeHg浓度也有很大影响。与TMeHg密切相关的前三个变量分别是TSP(47%)、浊度(46%)和DOC(27%)(图5b)。水体浊度主要指示TSP含量，因此可将两者看作同一指标。浊度与水温之间的交互作用贡献最大(73%)，这凸显了考虑环境变量的综合效应对理解河流汞动态的重要性。GDP和工业企业数量分别解释了TMeHg的15%和15%(图5b)。TSP与土地利用类型之间的交互作用对TMeHg的贡献最大(72%)，其次是TSP与海拔(72%)、植被类型(71%)和国内生产总值(68%)(图6)，表明这些因素可能加强了TSP对河流MeHg浓度的影响。

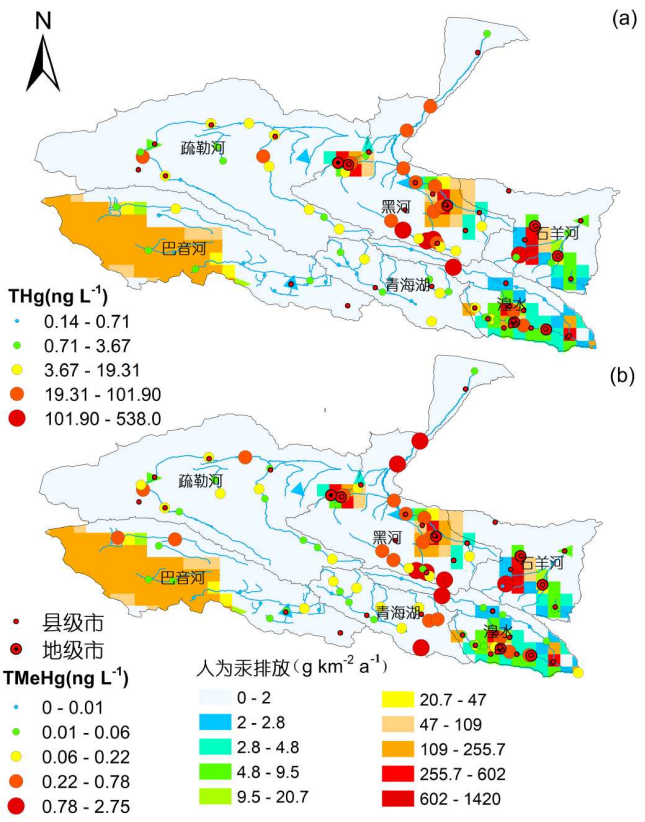


图 4　祁连山地区THg(a)和TMeHg(b)浓度以及人为汞排放的空间分布。人为汞排放数据来自Steenhuisen和Wilson(2019)

3.4　河水汞的生态与健康风险

祁连山地区河水中THg和TMeHg的急性*RQ*值分别介于0–0.31(均值0.01±0.04)和0–0.03(均值0.003±0.005)。慢性*RQ*值分别为0–1.15(均值0.06±0.15)和0–0.69(均值0.06±0.11)(网络版附表S8)。THg和TMeHg的*RQ*均值均<0.1，表明大部分区域的生态风险处于较低水平。然而，部分受调查点位水体仍存在一定风险。在所有受调查点位中，17%的水体样点THg具有慢性中度风险，19%的水体样点TMeHg具有慢性中度风险。在祁连山各流域中，汞的生态风险呈现：SYH>HH>HS>SLH>QHL>BY；甲基汞的生态风险则为HH>QLH>HS>SYH>SLH>BY(网络版附表S8)。其中，黑河流域汞暴露的生态风险相对较高，52%受调查点位水体的THg具有潜在的慢性中度风险(图7c)，占祁连山地区所有风险样点的93%。同时，48%(n=10)的受调查点位水体TMeHg具有慢性中度风险(图7d)，占所有风险点的63%。此外，在石羊河流域，20%(n=1)的样点THg呈慢性高度风险和急性中度风险(图7c)；在湟水流域，11%(n=2)的水体样点THg呈慢性中度风险，其他流域河流的生态风险较低(图7c)。除黑河外，其他流域中有7%–17%(n=1–2)受调查点位的TMeHg呈慢性中度风险(图7d)。总之，祁连山河流和湖泊水体中的汞具有中度生态风险，与前人研究结果一致(Li L等，2022)。

河水THg和TMeHg的*HI*均值分别为：成人4.66×10^{-3}和7.15×10^{-5}；儿童7.05×10^{-3}和1.08×10^{-4}。所有*HI*值均<1，表明健康风险较低。然而，儿童的THg和TMeHg健康风险高于成人，表明儿童更容易受到环境中汞暴露的影响，需对这一脆弱人群采取额外的预防措施并加强监测(Sun X等，2020)。儿童通过口腔摄入的汞(1.10×10^{-3})远高于

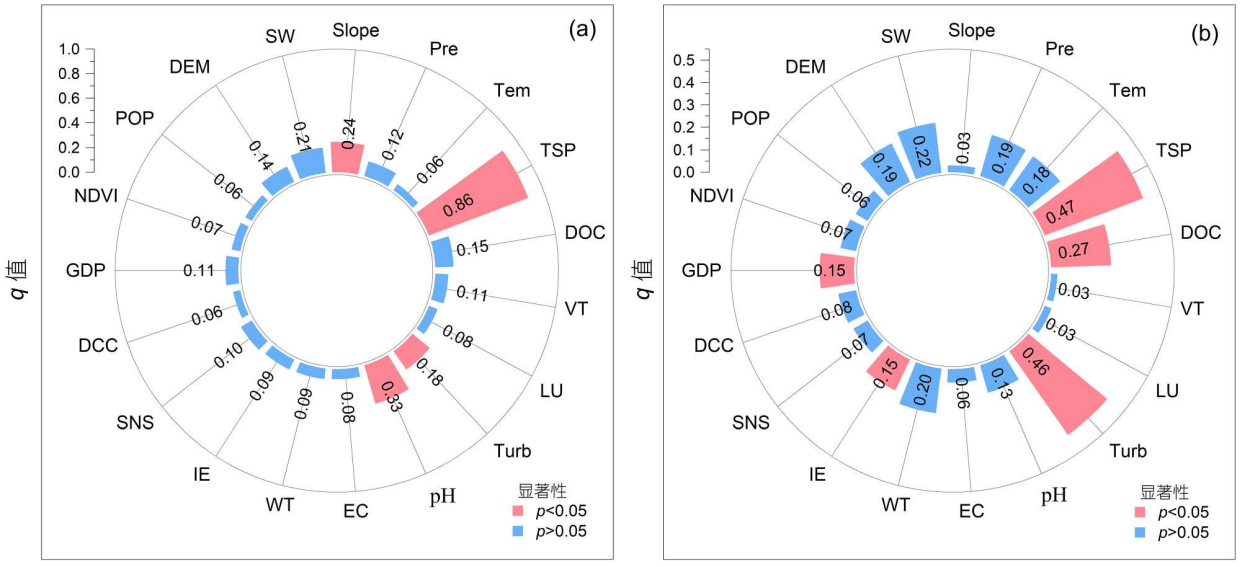


图 5　环境变量对THg(a)和TMeHg(b)空间分布的解释力。DOC，溶解性有机碳；TSP，总悬浮颗粒物；Tem，温度；Pre，降水；Slope，坡度；SW，土壤水分；DEM，数字高程模型；POP，人口密度；NDVI，归一化植被指数；GDP，国内生产总值；DCC，与城市中心的距离；SNS，地表净太阳辐射；IE，工业企业数量；WT，水温；EC，电导率；Turb，浊度；LU，土地利用类型；VT，植被类型

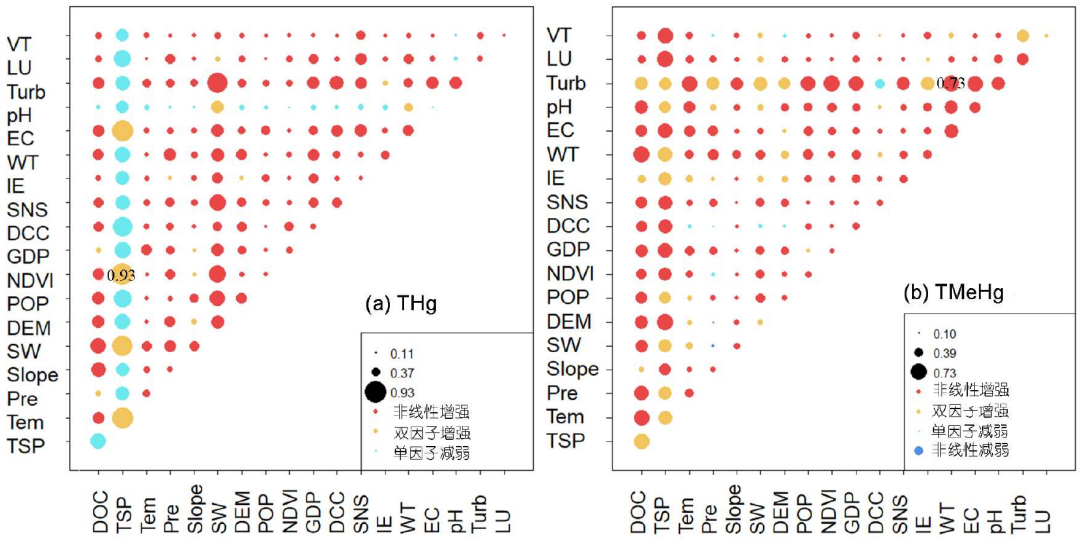


图 6　环境变量之间的交互作用对河水THg(a)和TMeHg(b)的解释力

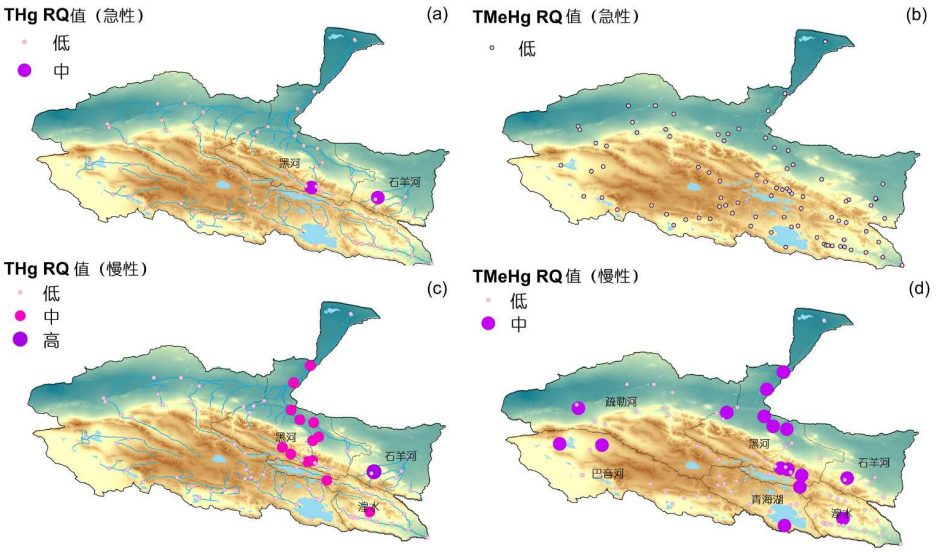


图 7　祁连山地区河水THg(a、c)和TMeHg(b、d)的急性及慢性生态风险

皮肤接触(3.75×10^{-6})，表明口腔摄入是儿童接触河水汞的主要途径(网络版附表S9)。不同流域的健康风险高低与生态风险趋势一致(网络版附表S9)。与本研究结果类似，紫江河的健康风险也较低(Mao等，2023)。

4　讨论

4.1　土壤侵蚀和TSP主导河水汞浓度

如2.1部分所述，黑河流域是中国水土流失重点防治区中土壤侵蚀最严重的区域之一，侵蚀面积比例高达48%。夏季，黑河和石羊河的河水TSP浓度处于较高水平(网络版附表S6和S7)，与黄河相当(Yu C等，2022)，但高于其他季节黄河及季风期青藏高原河流源头地区的TSP浓度(Sun X等，2022，2023；Yu C等，2022；Liu等，2023)。前人研究表明祁连山地区水土流失强度等级为重度及以上的区域主要位于河流上游的陡峭山坡(>20°)，尤其是峡谷中(Wang等，2014；Li H等，2022)。坡度能够通过影响土壤侵蚀强度进而间接影响河水汞含量。颗粒态汞是河水中THg和TMeHg的主要形态，主要通过土壤侵蚀进入河流。流域总汞浓度的空间分布特征表明(图8)，TSP是影响河水THg和TMeHg浓度最重要的影响因素。在黑河、石羊河和湟水河的上游，高TSP含量导致相应的高THg和TMeHg浓度(图8)。

除地形、坡度和植被等环境因素外，受土壤侵蚀控

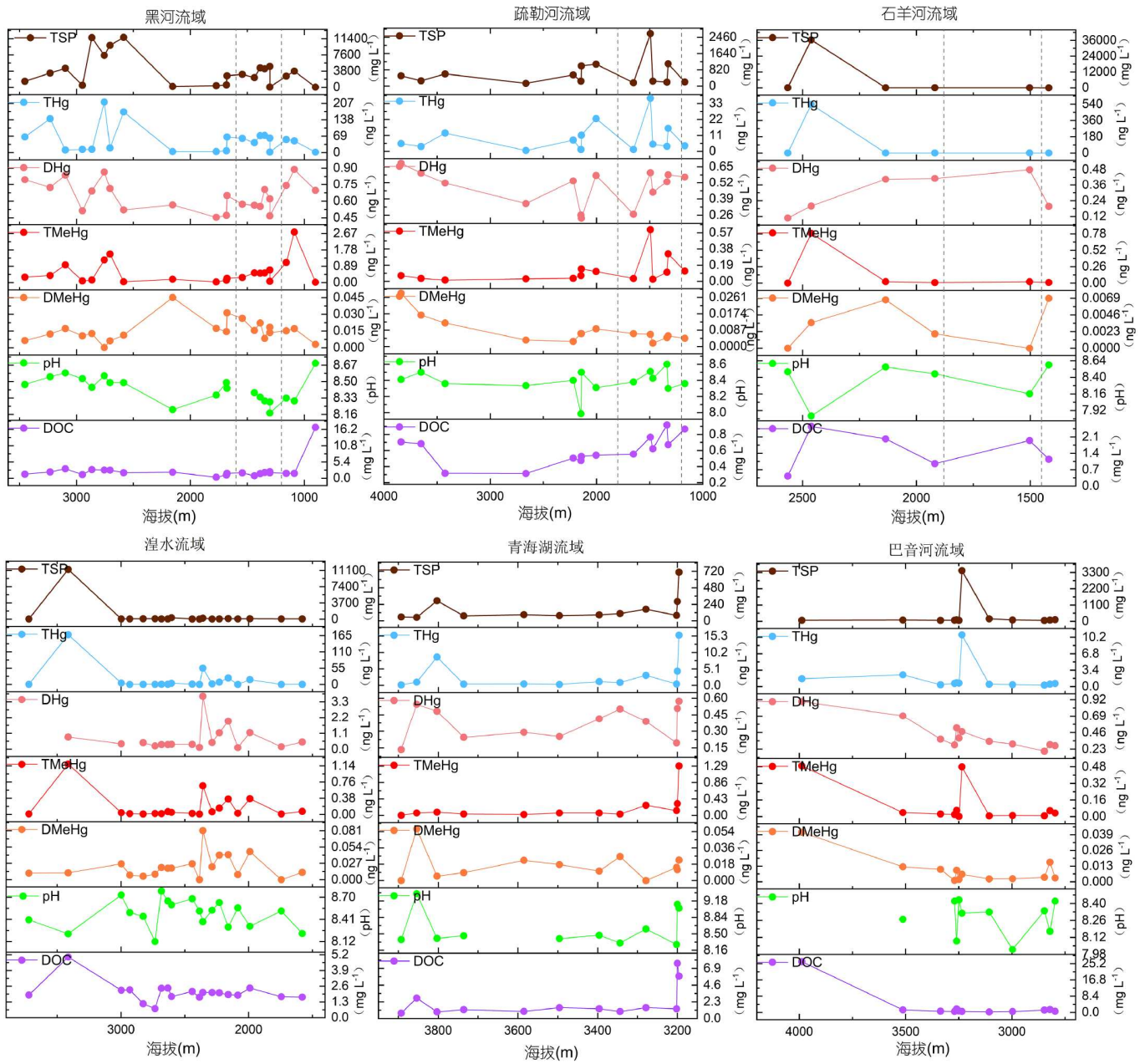


图 8　6个流域中汞、甲基汞浓度及自然因子的海拔分布特征。灰色虚线为上中下游的分界线

制的TSP还会受到气候变化的影响。Yin等(2025)研究发现，1980–2022年间青藏高原的平均土壤侵蚀率为4.3 t ha^{-1} a^{-1}，水土流失较严重区域主要集中在喜马拉雅山东南部和祁连山地区。在R95P和R99P情景下，青藏高原因极端降水事件导致的水土流失分别占全国水土流失总量的27.90%和6.37%(Yin等，2025)。模型模拟结果显示，2006–2018年间石羊河上游高海拔地区蒸发量的增加远超过降水量的增加，导致土壤湿度降低，土壤更易受到侵蚀(Huang等，2024)。与祁连山东部相比，西北部的荒漠化程度和生态风险更大，而高海拔地区生态脆弱，更易受到破坏(Liu等，2024)。疏勒河、石羊河和黑河流域的夏季洪水发生率呈显著增加趋势(Wang等，2022)。与此同时，西部地区的暖湿化趋势将导致植被覆盖率增加(Bai等，2023)。该地区以高寒草地为主，土壤汞储量丰富，然而暴雨和洪水频率的增加会加剧高寒草地生态系统土壤侵蚀风险。此外，祁连山东部由于冰川较小和海拔较低，冰川质量损失较西部大，所以冰川融水补给和汞输出量增加(Wang等，2024)。同时，多年冻土快速退化形成的热融湖塘和热融塌陷也会导致多年冻土中储存的汞以颗粒态形式迁移并进入水生生态环境。Sun等

(2017)的研究表明在疏勒河流域上游，冻土表层活动层(0–60 cm)中多达32.8%的汞可能因多年冻土退化而流失。

4.2 人类活动影响河水汞浓度的空间变化

在TSP浓度变化不显著的情况下，部分河水样本中的汞浓度仍然较高，表明某些地区的河水汞受到了其他因素的影响，例如在湟水流域的中部地区，其他自然因素变化不显著，但河水汞浓度却明显偏高(图8)。分析发现该采样点位于西宁市北部，靠近北川工业区，且位于人为汞排放较高的地区(图4)。北川工业区主要由有色金属冶炼、化工和建筑材料深加工等排汞行业组成(Han和Li，2020)。据Han和Li(2020)报道，其周边土壤受到严重的汞污染，表明该地区工业活动汞排放严重。因此，该地点的汞浓度较高很可能与工业活动有关。此外，该采样点下游有两个总汞浓度的次峰值，均位于城市区域内(图8)。区域河流汞污染与工业活动密切相关(Zhang等，2024)，这是由于工业活动产生的废水可能直接排入河水中。最近研究表明，巴音河上游的汞污染可能是受到铅锌矿开采的影响(杨安等，2020)。尕海、托素湖和可鲁克湖等许多风景旅游区由于靠近高速公路和城镇，极易受到交通排放的影响，所以湖泊沉积物中的汞具有较高的生态风险(何林华和高小红，2016；杨安等，2020)。

通过对比不同植被类型的汞浓度发现流经农田的河水DHg和DMeHg浓度最高，分别为0.82和0.023 ng L^{-1}(图9)，这表明农业活动排放可能是径流中DHg和DMeHg的重要来源。先前研究表明，由于长期使用含汞化合物的农业产品，农田土壤侵蚀可能成为水生生态系统中汞的重要来源之一(Saniewska等，2014)。空间上DHg浓度高值往往对应DMeHg浓度高值，这表明DHg浓度升高可能导致了更高的DMeHg浓度。

4.3 生态与健康风险

祁连山地区河水面临着严峻的汞生态风险，而不确定的气候因素可能会进一步加剧环境汞暴露风险。例如，暴雨和洪水频率的增加会通过加剧土壤侵蚀进而增加环境汞暴露风险(Wang等，2022)。祁连山河流为周边地区

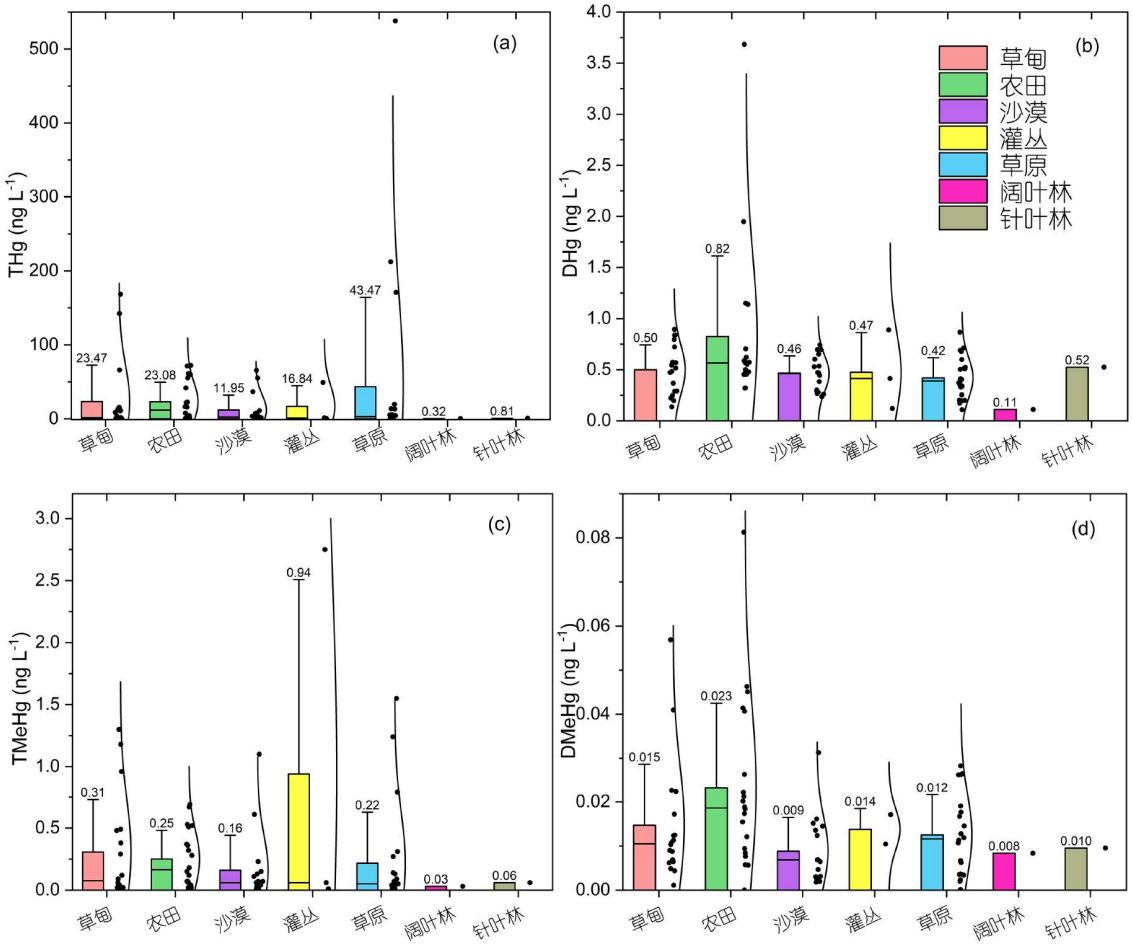


图9 不同植被类型中河水的THg(a)、DHg(b)、TMeHg(c)和DMeHg浓度(d)

居民提供重要的农业和生活用水，河水汞暴露和农作物中汞富集威胁着流域水资源安全及人体健康(Zhang等，2024)。河流下游水体汞可能受到农业和工业活动排放的影响，部分地区河水和土壤中的汞具有较强的生态风险(Han和Li，2020)。虽然目前河水汞对人体健康的风险较低，但在气候变化和人类活动的双重影响下，预计未来河水汞的潜在生态风险将进一步上升。因此，未来需要更加关注祁连山河水汞的高生态风险区，采取措施减轻河水汞污染和汞暴露，保障生态环境安全及人类健康。

5　结论

本研究调查了祁连山地区河水中汞和甲基汞的浓度水平和影响因素，并评估了其环境风险。河水中THg和TMeHg均以颗粒态为主。空间分布特征上，河水中的汞和甲基汞浓度呈现东高西低。地理探测器模型分析结果表明，河水中的汞主要受土壤侵蚀和TSP的影响，同时可能也受到工农业排放等人为活动的影响。此外，TSP与其他因素之间的交互作用可增强对MeHg的解释力，表明自然和人为因素交互作用共同影响河水中的汞含量。黑河流域中汞暴露的生态风险相对较高，半数受调查点位水体为慢性中度风险。未来气候变化和人类活动可能会进一步加剧河水汞的生态与健康风险，并影响祁连山河流汞循环，因此有必要进一步深入研究。

致谢　感谢陕西师范大学张馨予博士在方法上的指导和中国科学院西北生态环境资源研究院康强强博士在样品采集方面提供的帮助。

补充材料　补充材料为作者提供的原始数据，作者对其学术质量和内容负责，详见网络版(http://earthcn.scichina.com)。

参考文献

何林华, 高小红. 2016. 三江源区土壤重金属的累积特征及潜在生态风险评价——以青海省玉树县为例. 农业环境学报, 35: 1071–1080
杨安, 王小霞, 邢文聪, 等. 2020. 青海省河流和湖泊表层沉积物及其周边土壤重金属的来源与风险评估. 天津师范大学学报(自然科学版), 40: 44–53
张娟, 闫振广, 刘征涛, 等. 2015. 甲基汞水环境安全阈值研究及生态风险分析. 环境科学与技术, 38: 177–182
张瑞卿, 吴丰昌, 李会仙, 等. 2012. 应用物种敏感度分布法研究中国无机汞的水生生物水质基准. 环境科学学报, 32: 440449
Bai B, Yue P, Zhang Q, et al. 2023. Changing characteristics of ecosystem and water storage under the background of warming and humidification in the Qilian Mountains, China. Sci Total Environ, 893: 164959
Buck C S, Hammerschmidt C R, Bowman K L, et al. 2015. Flux of total mercury and methylmercury to the northern Gulf of Mexico from U.S. estuaries. Environ Sci Technol, 49: 13992–13999
Chen Y, Tian Y. 2025. Investigating the water, ecosystem, and agriculture nexus in three inland River Basins of the arid Hexi Corridor, China, using integrated hydrological modeling. Hydrology, 12: 27
Clarke R G, Klapstein S J, Keenan R, et al. 2023. Salinity and total suspended solids control mercury speciation in a Tidal River: Comparisons with a photochemical mercury model. Chemosphere, 344: 140313
Davidson C I, Bellow S. 1999. Clean Hands: Clair Patterson's Crusade Against Environmental Lead Contamination. New York: Nova Science Publishers
Driscoll C T, Mason R P, Chan H M, et al. 2013. Mercury as a global pollutant: Sources, pathways, and effects. Environ Sci Technol, 47: 4967–4983
Emmerton C A, Graydon J A, Gareis J A L, et al. 2013. Mercury export to the arctic ocean from the Mackenzie River, Canada. Environ Sci Technol, 47: 7644–7654
Fornasaro S, Morelli G, Costagliola P, et al. 2022. Total mercury mass load from the Paglia-Tiber River system: The contribution to Mediterranean Sea Hg budget. Toxics, 10: 395
Han L, Li Y. 2020. Distributions, source and pollution status of heavy metals of urban soil in Xining, China. IOP Conf Ser-Earth Environ Sci, 555: 012084
Han Y, Jiang Y, Xiong X, et al. 2023. Mercury biomagnification at higher rates than the global average in aquatic ecosystems of the Qinghai-Tibet Plateau. J Hazard Mater, 453: 131408
Huang J, Kang S, Feng X, et al. 2023. Northward extent of atmospheric mercury transboundary transport to the Himalayas and Tibetan Plateau region. Geophys Res Lett, 50: e2022GL100948
Huang R, Chen X, Hu Q, et al. 2024. Impacts of altitudinal ecohydrological dynamic changes on water balance under warming climate in a watershed of the Qilian Mountains, China. Sci Total Environ, 908: 168070
Lavoie R A, Amyot M, Lapierre J. 2019. Global meta-analysis on the relationship between mercury and dissolved organic carbon in freshwater environments. J Geophys Res Biogeosci, 124: 1508–1523
Li H, Guan Q, Sun Y, et al. 2022. Spatiotemporal analysis of the quantitative attribution of soil water erosion in the upper reaches of the Yellow River Basin based on the RUSLE-TLSD model. Catena, 212: 106081
Li J, He H, Zeng Q, et al. 2023. Dataset of Soil Conservation Capacity Preventing Water Erosion in China (1992–2019). Science Data Bank
Li L, Wu J, Lu J, et al. 2022. Water quality evaluation and ecological-health risk assessment on trace elements in surface water of the northeastern Qinghai-Tibet Plateau. Ecotoxicol Environ Saf, 241: 113775
Lino A S, Kasper D, Guida Y S, et al. 2019. Total and methyl mercury distribution in water, sediment, plankton and fish along the Tapajós River Basin in the Brazilian Amazon. Chemosphere, 235: 690–700
Liu M, Xie H, He Y, et al. 2019. Sources and transport of methylmercury in the Yangtze River and the impact of the Three Gorges Dam. Water Res, 166: 115042
Liu M, Zhang Q, Maavara T, et al. 2021. Rivers as the largest source of mercury to coastal oceans worldwide. Nat Geosci, 14: 672–677
Liu X, Wang Y, Li Z, et al. 2023. Riverine input of suspended particulate matter controls distribution, partitioning and transport of mercury and methylmercury in the Yellow River Estuary. J Hazard Mater, 455: 131597
Liu Z, Si J, Jia B, et al. 2024. The dominant influencing factors of desertification and ecological risk changes in Qinghai area of Qilian Mountains National Park: Climate change or human activity? J Environ Manage, 362: 121335
Mao L, Ren W, Liu X, et al. 2023. Mercury contamination in the water and sediments of a typical inland river—Lake Basin in China: Occurrence, sources, migration and risk assessment. J Hazard Mater, 446: 130724
MOWR. 2023a. China River Sediment Bulletin. http://www.mwr.gov.cn/sj/

(accessed 31 August 2024)
MOWR. 2023b. China Soil and Water Erosion Bulletin. http://www.mwr.gov.cn/sj/ (accessed 31 August 2024)
Noh S, Choi M, Kim E, et al. 2013. Influence of salinity intrusion on the speciation and partitioning of mercury in the Mekong River Delta. Geochim Cosmochim Acta, 106: 379–390
Paudyal R, Kang S, Guo J, et al. 2021. Mercury sources and physicochemical characteristics in ice, snow, and meltwater of the Laohugou Glacier Basin, China. Environ Sci Pollut Res, 28: 51530–51543
Peng D, Lyu J, Song Z, et al. 2023. Mercury budgets in the suspended particulate matters of the Yangtze River. Water Res, 243: 120390
Saniewska D, Bełdowska M, Bełdowski J, et al. 2014. The impact of land use and season on the riverine transport of mercury into the marine coastal zone. Environ Monit Assess, 186: 7593–7604
Schuster P F, Striegl R G, Aiken G R, et al. 2011. Mercury export from the Yukon River Basin and potential response to a changing climate. Environ Sci Technol, 45: 9262–9267
Sharma Ghimire P, Tripathee L, Zhang Q, et al. 2019. Microbial mercury methylation in the cryosphere: Progress and prospects. Sci Total Environ, 697: 134150
Sheng J, Wang X, Gong P, et al. 2012. Heavy metals of the Tibetan top soils. Environ Sci Pollut Res, 19: 3362–3370
Steenhuisen F, Wilson S J. 2019. Development and application of an updated geospatial distribution model for gridding 2015 global mercury emissions. Atmos Environ, 211: 138–150
Sun F, Lyu Y, Fu B, et al. 2016. Hydrological services by mountain ecosystems in Qilian Mountain of China: A review. Chin Geogr Sci, 26: 174–187
Sun R, Sun G, Kwon S Y, et al. 2020. Mercury biogeochemistry over the Tibetan Plateau: An overview. Crit Rev Environ Sci Tech, 51: 577–602
Sun S, Kang S, Huang J, et al. 2016. Distribution and transportation of mercury from glacier to lake in the Qiangyong Glacier Basin, southern Tibetan Plateau, China. J Environ Sci, 44: 213–223
Sun S, Kang S, Huang J, et al. 2017. Distribution and variation of mercury in frozen soils of a high-altitude permafrost region on the northeastern margin of the Tibetan Plateau. Environ Sci Pollut Res, 24: 15078–15088
Sun S, Ma M, He X, et al. 2020. Vegetation mediated mercury flux and atmospheric mercury in the alpine permafrost region of the central Tibetan Plateau. Environ Sci Technol, 54: 6043–6052
Sun S, Kang S, Zhang Q, et al. 2022. Research progress on behaviors and environmental effects of mercury in the cryosphere of the Tibetan Plateau: A critical review. Res Cold Arid Reg, 14: 1–22
Sun X, Wang K, Kang S, et al. 2017. The role of melting alpine glaciers in mercury export and transport: An intensive sampling campaign in the Qugaqie Basin, inland Tibetan Plateau. Environ Pollut, 220: 936–945
Sun X, Yin R, Hu L, et al. 2020. Isotopic tracing of mercury sources in estuarine-inner shelf sediments of the East China Sea. Environ Pollut, 262: 114356
Sun X, Zhang Q, Zhang G, et al. 2022. Melting Himalayas and mercury export: Results of continuous observations from the Rongbuk Glacier on Mt. Everest and future insights. Water Res, 218: 118474
Sun X, Zhang Q, Li M, et al. 2023. Insight into the relationships between total suspended particles and mercury in meltwater in a typical glacierized Basin in the inland Tibetan Plateau. J Hazard Mater, 452: 131250
Tao Y, Su H, Li H, et al. 2021. Ecological and human health risk assessment of antimony (Sb) in surface and drinking water in China. J Clean Prod, 318: 128514
Ullrich S M, Tanton T W, Abdrashitova S A. 2001. Mercury in the aquatic environment: A review of factors affecting methylation. Crit Rev Environ Sci Tech, 31: 241–293
USEPA. 1998. Method 1631, Methyl Mercury in Water by Distillation, Aqueous Ethylation, Purge and Trap, and Cold Vapor Atomic Fluorescence Spectrometry. Washington: United States Environmental Protection Agency. 20460
USEPA. 2002. Method 1631, Revision E: Mercury in Water by Oxidation, Purge and Trap, and Cold Vapor Atomic Fluorescence Spectrometry. Washington: United States Environmental Protection Agency
Varty S, Lehnherr I, St. Pierre K, et al. 2021. Methylmercury transport and fate shows strong seasonal and spatial variability along a high arctic freshwater hydrologic continuum. Environ Sci Technol, 55: 331–340
Wang H, Xiong X, Wang K, et al. 2023. The effects of land use on water quality of alpine rivers: A case study in Qilian Mountain, China. Sci Total Environ, 875: 162696
Wang S, Wang J, Zhu M, et al. 2024. Long-term glacier variations and the response to climate fluctuation in Qilian Mountains, China. J Geogr Sci, 34: 1904–1924
Wang X, Chen R, Li H, et al. 2022. Detection and attribution of trends in flood frequency under climate change in the Qilian Mountains, Northwest China. J Hydrol Reg Stud, 42: 101153
Wang Y, Zhang H, Zheng D, et al. 2014. Controls on decadal erosion rates in Qilian Shan: Re-evaluation and new insights into landscape evolution in north-east Tibet. Geomorphol, 223: 117–128
Wu Y, Wang S, Zang F, et al. 2022a. Composition, environmental implication and source identification of elements in soil and moss from a pristine spruce forest ecosystem, Northwest China. Environ Geochem Health, 44: 829–845
Wu Y, Wang S, Zhao C, et al. 2022b. Ecological safety and spatial distribution of mercury and arsenic in Qinghai spruce ecosystems in remote plateau mountains, Northwest China. Forests, 13: 1269
Yang Z, Guo J, Sun S, et al. 2023. Spatial distribution and risk assessments of mercury in topsoils of Central Asia. Geosci Front, 14: 101585
Yin C, Bai C, Zhu Y, et al. 2025. Future soil erosion risk in China: Differences in erosion driven by general and extreme precipitation under climate change. Earths Future, 13: e2024EF005390
Yu B, Yang L, Liu H, et al. 2022. Tracing the transboundary transport of mercury to the Tibetan Plateau using atmospheric mercury isotopes. Environ Sci Technol, 56: 1568–1577
Yu C, Liu M, Guo J, et al. 2022. Transport of mercury in a regulated high-sediment river and its input to marginal seas. Water Res, 214: 118211
Zhang X, Kang H, Zhao L, et al. 2024. Climate and industrial pollution determine the seasonal and spatial mercury variations in the China's Weihe River. Sci Total Environ, 912: 168555
Zhu G, Wan Q, Yong L, et al. 2020. Dissolved organic carbon transport in the Qilian mountainous areas of China. Hydrol Process, 34: 4985–4995

（责任编委：吴丰昌）