

# 哀牢山高山森林系统土壤汞的海拔分布格局及其影响因素

龚红梅<sup>1,2</sup>, 陈静怡<sup>1</sup>, 田朋<sup>1</sup>, 曾淑芳<sup>1</sup>, 黎贤铭<sup>1</sup>, 唐浩鹏<sup>1</sup>,  
王训<sup>2</sup>, 王永敏<sup>1,\*</sup>, 王定勇<sup>1</sup>

(1. 西南大学资源环境学院, 重庆 400715; 2. 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 550081)

**摘要:** 理解汞在高山森林生态系统中的海拔分布及其影响因素对于认识汞的生物地球化学循环具有重要意义。本研究以哀牢山东西坡的树叶、土壤 O 层、表层土壤(0~20 cm)及剖面土壤(0~100 cm)为研究对象, 测定不同组分的汞、碳及氮含量。结果表明, 哀牢山叶汞浓度无明显海拔分布格局, 针/阔叶树种的叶汞浓度无显著差异; 土壤 O 层中的汞浓度随土壤深度的增加而增加, 与含碳量显著负相关, 与含氮量显著正相关; 表层土壤(0~20 cm)汞含量及土壤汞背景值(60~100 cm 深层土壤汞浓度)均随海拔的上升而增加; 表层土壤汞浓度与年降雨量、含碳量及含氮量显著正相关, 与年均温度显著负相关。研究结果表明哀牢山高山森林土壤汞存在明显的海拔分布格局, 且受到地质背景、气候、土壤有机质及其矿化程度的影响。

**关键词:** 高山森林; 土壤; 汞; 影响因素

**中图分类号:** X53 **文献标识码:** A **文章编号:** 1672-9250(2023)03-0338-10 **doi:** 10.14050/j.cnki.1672-9250.2022.50.117

汞(Hg)是一种具有强生物毒性及高生物蓄积性的重金属污染物, 能够通过大气进行长距离运输<sup>[1]</sup>。自工业革命以来, 人为活动导致大气中的汞浓度升高了 3~5 倍<sup>[2]</sup>。从自然源和人为源排放到大气中的汞形态包括: 气态单质汞(Gaseous elemental mercury, GEM), 活性气态汞(Reactive gaseous mercury, RGM)及颗粒态汞(Particulate bound mercury, PBM)<sup>[3]</sup>。GEM 是汞在大气中的主要存在形态, 在大气长距离传输过程中容易被植物叶片吸收固定并通过凋落物进入森林生态系统<sup>[4]</sup>, RGM 及 PBM 也可通过干湿沉降进入森林生态系统<sup>[5-6]</sup>, 进一步在森林土壤中累积<sup>[7-8]</sup>, 使森林生态系统成为重要的大气汞汇<sup>[7]</sup>。土壤中的汞可经过一系列生物和非生物过程转化为毒性较强的甲基汞<sup>[9-10]</sup>, 通过食物链富集危害人体健康与生态安全<sup>[11-13]</sup>。因此阐明森林系统汞的积累过程对于评估大气汞污染和偏远地区汞的生态风险具有重要意义。

早期的研究表明, 凋落物汞输入是大气汞进入森林地面的主要来源<sup>[5-10, 13-15]</sup>。前人的研究强调了

在高山森林生态系统中, 地势变化所引起的气候、植被、地形等环境因素在海拔梯度上的差异, 可进一步影响凋落物汞输入以及汞在土壤中积累的过程。例如, 山地森林高海拔地区的高降雨量可增加凋落物产量使得凋落物汞输入通量增加<sup>[10, 14]</sup>, 但同时也会增加土壤汞的重新释放和径流损失<sup>[10, 13]</sup>; 低海拔地区较高的温度有利于凋落物的产生从而增加凋落物汞输入<sup>[10, 16]</sup>, 但同时也会加快土壤有机质分解, 促进汞的还原, 导致土壤汞以零价汞(Hg<sup>0</sup>)的形式从土壤中逸出。由于生物、气候及地形等多重因素的协同反馈作用, 及其对土壤汞积累存在促进或抑制作用, 汞在高山森林生态系统中的归趋仍不明确, 因此需要进一步研究汞在高山森林生态系统中的主要影响因素及其作用机理。

山地森林生态系统是我国陆地生态系统的重要组成部分, 山地丘陵面积约占我国陆地总面积的 2/3<sup>[17]</sup>。我国西南部云南省哀牢山拥有完整稳定的原始山地森林生态系统<sup>[18]</sup>, 气候、植被及土壤等均具有典型的南亚热带山地特征<sup>[19]</sup>, 为探究我国高山森

收稿日期: 2022-05-27; 改回日期: 2022-07-01

基金项目: 大学生创新创业训练计划项目(S202110635275); 中国科学院大学生创新实践训练计划(20214000076)。

第一作者简介: 龚红梅(2001-), 女, 本科生, 主要研究方向为环境地球化学。E-mail: gonghm1256@163.com。

\* 通讯作者: 王永敏(1985-), 女, 博士, 副教授, 研究方向为污染物的环境化学过程及生态效应。E-mail: wangym540@swu.edu.cn。

林系统汞的分布格局及其影响因素提供了一个天然研究平台。本研究采集了哀牢山东坡(背风坡)和西坡(迎风坡)海拔 850~2 650 m 的树叶、土壤 O 层(Oi:新鲜凋落物层;Oe:半分解有机层;Oa:全分解有机层)、表层土壤(0~20 cm)及剖面土壤(0~100 cm)样品,测定其汞、碳及氮含量,探讨地质背景、地形、植被类型、气候及土壤有机质等因素对哀牢山高山森林土壤中汞积累的影响,对进一步认识高山森林生态系统汞的生物地球化学循环具有重要意义。

## 1 研究区域概况与方法

### 1.1 研究区概况

哀牢山位于我国云南省中部,横贯云贵高原,横断高山和青藏高原三大自然地理区,山体高大宽厚,气候受西南季风作用影响,有明显的旱季(11月至次年5月)和雨季(6月至9月)之分<sup>[20]</sup>。哀牢山受人为活动影响较小,平均大气汞浓度为 1.4~2.0 ng/m<sup>3</sup><sup>[10]</sup>,平均林冠高度为 20~30 m,森林覆盖率达 85%,是全国最大的原始中山湿性常绿阔叶林,气候和植被具有明显的垂直分布特征。表 1 展示了哀牢山东西坡不同海拔处的样地信息,具体的气候和植被数据来自前人的研究结果<sup>[20]</sup>。本研究地点位于哀牢山东西坡海拔 850~2 650 m,年均降雨量为 937~1 858 mm,年均温度为 10.7~23.3 °C(表 1)。同一海拔处,东西坡温度相当,西坡降雨量高于东坡(1 250 m 及以上),这种降雨量差异随着海拔高度的增加而减小,直到海拔 2 650 m 处年降雨量相当。此外,东坡海拔 850~1 000 m 主要为干热河谷植被,

东西坡海拔 1 250~2 400 m 为针阔混交林(阔叶树种 <40%),海拔 2 500 m 以上为常绿阔叶林。

### 1.2 样品收集与预处理

本研究于 2017 年 4 月(旱季)在哀牢山东坡(背风坡)海拔 850、1 000、1 250、1 500、1 850、2 100、2 400、2 500、2 650 m 以及西坡(迎风坡)海拔 1 250、1 500、1 850、2 100、2 400、2 500、2 650 m 处进行采样。在样地内设置 5 个 5 m×5 m 的重复样方,在每个样地随机选取 3 个样方采集树叶 500 g,共采集 4 种树种 69 个树叶(绿叶)样品(23 个采样点×3 个重复)。在每个重复样方内按照“S 形”布点的方式设置 10 个采样点,分别采集样方内的土壤 O 层及 0~20 cm 表层土壤(A 层,淋溶层)样品,共采集 80 个 Oi 层样品(16 个采样点×5 个重复),35 个 Oe 层样品(7 个采样点×5 个重复),35 个 Oa 层样品(7 个采样点×5 个重复),80 个 0~20 cm 表层土壤样品(16 个采样点×5 个重复)。在东坡海拔 800、1 000、1 500、2 000 m 以及西坡海拔 1 200、1 500、2 100 m 处采集 7 个土壤剖面,每个剖面 5 个样品(0~10、10~20、20~40、40~60、60~100 cm),共 35 个剖面土壤样品。为了保证样品的均一性和有效性,用蒸馏水去除树叶及凋落物(Oi)表面的尘土(灰尘及泥土的汞浓度是凋落物汞浓度的 2~3 倍<sup>[14]</sup>),洗净尘土后置于烘箱中,在 60 °C 下烘干 48 h 至恒重(连续两次 8 h 加热,质量变化 <0.03%),然后将样品经电粉碎机研磨,过 200 目筛(74 μm)后装入聚乙烯袋中编号备用。土壤 O 层(Oe、Oa)及 0~20 cm 表层土壤样品置于避光无尘房间,室温下风干数周,去除

表 1 哀牢山东西坡不同海拔采样点信息<sup>[20]</sup>

Table 1 Data of sampling sites along the elevations on the eastern and western slopes of the Ailao Mountain  
The data is referred to literature<sup>[20]</sup>

项目	海拔/m									
	850	1 000	1 250	1 500	1 850	2 100	2 400	2 500	2 650	
年降雨量/mm	东坡	937	995	1 099.6	1 215	1 397.9	1 545	1 741.9	1 813	1 858
	西坡			1 259.9	1 384	1 541	1 645	1 778.7	1 823	1 858
年均温度/°C	东坡	23.3	22.7	21.6	20.3	18	16	13.3	12.4	10.8
	西坡			21.3	20	17.7	16.8	13.1	12.2	10.7
叶面积指数	东坡	2.6	1.3	0.9	2.2	1.4	0.8	1.9	4.2	2.3
	西坡			2.4	3.3	3.3	3.2	3.6	4.2	2.3
植被覆盖度/%	东坡	60	50	40	60	60	70	70	95	90
	西坡			60	70	70	70	70	90	95
植被类型	东坡	干热河谷植被	干热河谷植被	针阔混交林(20%阔叶林)	针阔混交林(15%阔叶林)	针阔混交林(25%阔叶林)	针阔混交林(20%阔叶林)	针阔混交林(35%阔叶林)	阔叶林	阔叶林
	西坡			针阔混交林(25%阔叶林)	针阔混交林(15%阔叶林)	针阔混交林(25%阔叶林)	针阔混交林(20%阔叶林)	针阔混交林(35%阔叶林)	阔叶林	阔叶林

杂质后用玛瑙研钵研磨,过 200 目筛(74  $\mu\text{m}$ )后装入聚乙烯袋中编号备用。为了防止样品预处理过程中造成交叉污染,处理全程佩戴一次性尼龙手套,每个样品处理后用纯水冲洗研钵和尼龙筛,并用酒精和纸巾仔细擦净。

### 1.3 样品测定与分析

哀牢山森林土壤主要是 pH 值为 4.4~4.9 的淋溶土<sup>[10]</sup>,酸性土壤可以用含碳量(总碳)近似表示有机质含量<sup>[8]</sup>;土壤表层中大约 80%~97%的氮存在于有机质之中<sup>[21]</sup>,含氮量(总氮)也可以反映有机质含量。此外,我国土壤汞浓度背景值为 65 ng/g<sup>[22]</sup>,哀牢山 60~100 cm 的深层土壤汞浓度为 45 $\pm$ 22 ng/g,基本未受环境污染,可以作为哀牢山土壤汞背景值<sup>[23]</sup>。鉴于此,本研究采用 Lumex-RA-915+型多功能汞分析仪测定树叶、土壤 O 层(Oi、Oe、Oa)、0~20 cm 表层土壤及剖面土壤(0~100 cm)样品的总汞浓度,测定过程中以 GBW10020(GSB-11, 150 $\pm$ 25 ng/g)和 GBW10049(GSB-27, 12 $\pm$ 3 ng/g)为树叶及凋落物(Oi)标准参考物质;以 GBW07405(GSS5, 290 $\pm$ 40 ng/g)为土壤 O 层(Oe、Oa)及 0~20 cm 表层土壤标准参考物质。采用德国元素分析仪(Elementar vario MACRO cube)测定树叶、土壤 O 层(Oi、Oe、Oa)及 0~20 cm 表层土壤样品的总碳(TC)和总氮(TN),测定过程中以 AR-2026 为树叶及凋落物(Oi)标准参考物质;以 IVA99994 为土壤 O 层(Oe、Oa)及 0~20 cm 表层土壤标准参考物质。为保证测量过程的准确性,在测量过程中每 10 个样品添加 1 个重复样品以及 1 个标准参考物质。所有重复样品测定的数据标准偏差(RSD)低于 5%,标准物质的回收率控制在 95%~105%的变化范围内。

### 1.4 数据收集与分析

本研究采用 IBM SPSS Statistics 21 进行统计分析,采用 Excel 2019 及 PowerPoint 2019 完成图表绘制。采用独立样本 T 检验及单因素方差分析对同一海拔、不同层位、不同坡向的树叶及土壤汞浓度进行显著性差异分析;采用一元回归分析及皮尔逊相关分析对土壤汞分布格局及其影响因素进行讨论分析。

## 2 结果与讨论

### 2.1 哀牢山树叶汞浓度

哀牢山东西坡不同海拔树叶汞浓度变化如图 1

所示,哀牢山树叶汞浓度为 13.4 $\pm$ 8.42 ng/g(9.83~22.1 ng/g),其中针叶(云南松)汞浓度为 19.4 $\pm$ 7.11 ng/g(12.3~26.7 ng/g),阔叶(滇南山杨、厚皮香、旱地冬瓜杨)汞浓度为 9.54 $\pm$ 6.83 ng/g(6.33~13.0 ng/g)。哀牢山针叶(云南松)汞浓度低于贡嘎山针叶(峨眉冷杉)汞浓度(44~80 ng/g)<sup>[24]</sup>,显著低于重庆铁山坪针叶(马尾松)汞浓度(99 $\pm$ 21 ng/g)<sup>[25]</sup>;哀牢山阔叶(滇南山杨、厚皮香、旱地冬瓜杨)汞浓度也显著低于重庆铁山坪阔叶(木荷、冬青)汞浓度(148~210 ng/g)<sup>[25]</sup>。这可能是由于贡嘎山及铁山坪距离人为源较近,受到燃煤等工业生产活动汞排放的影响,而哀牢山是一个原始的偏远林区,大气汞浓度较低<sup>[10]</sup>,减少了植物对大气汞的吸收<sup>[26]</sup>。此外,由于各研究采样的时间及样品叶龄存在差异,也可能对叶汞浓度的差异造成一定影响。如图 1 所示,同一海拔东西坡树叶汞浓度之间差异性不显著( $P>0.05$ ,独立样本 T 检验),这是因为东西坡在同一海拔的森林类型相似(表 1)。另外,哀牢山树叶汞浓度与海拔高度无显著相关性( $P>0.05$ ),树叶汞浓度没有明显的空间分布格局。

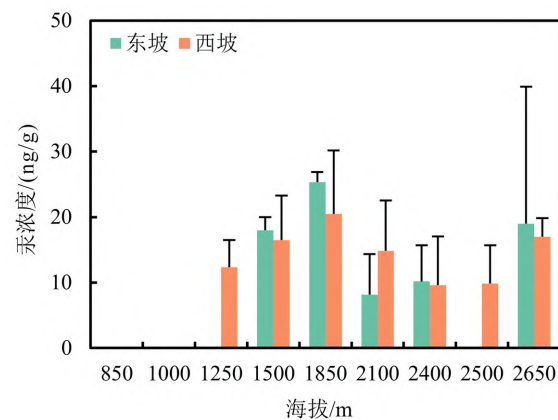


图 1 哀牢山东西坡树叶汞浓度

Fig. 1 Mercury concentrations in leaves on the eastern and western slopes of the Ailao Mountain

哀牢山不同树种叶汞浓度如图 2 所示,针叶树种(云南松)与阔叶树种(滇南山杨、厚皮香、旱地冬瓜杨)叶汞浓度无显著差异( $P>0.05$ ,独立样本 T 检验)。研究表明,植物叶片通过气孔吸收固定气态单质汞<sup>[27]</sup>,叶汞浓度随着生长时间的增加而增加<sup>[28]</sup>。阔叶树种的汞吸收速率大于针叶树种<sup>[26-28]</sup>,较大的气孔导度也增加了阔叶树种对汞的积累<sup>[14,29]</sup>。但相较于阔叶树种,针叶树种叶片的生命周期更长<sup>[15]</sup>,意味着针叶树种叶片在大气汞环境



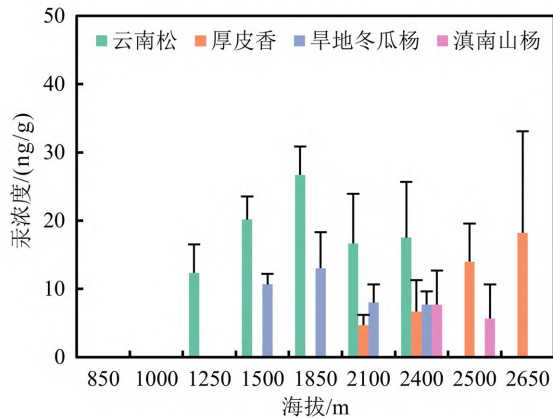


图2 哀牢山不同树种叶汞浓度

Fig. 2 Mercury concentrations in leaves of different tree species of the Ailao Mountain

中的暴露时间更长。因此,在多种因素的共同影响下,本研究没有发现针叶树种与阔叶树种叶汞浓度的显著差异。此外,不同样地采集的树叶叶龄存在一定差异,可能也是造成针/阔叶树种叶汞浓度差异不显著的原因之一。

## 2.2 哀牢山土壤汞浓度

图3展示了哀牢山东西坡不同海拔处土壤O层汞浓度的变化,哀牢山土壤O层汞浓度范围在29.5~148 ng/g之间(平均值为82.2±58.8 ng/g)。通过单因素方差分析发现,O层土壤汞浓度大小依次为:Oa > Oe > Oi ( $P < 0.05$ ),同一海拔Oa层汞浓度为Oi层汞浓度的1.7~5.0倍。这表明在凋落物初始沉降到森林地面后的分解过程中,汞浓度随着凋落物分解时间增加而增加,与前人的凋落物分解实验研究结果一致。例如Li等<sup>[14]</sup>在哀牢山进行的凋落物分解实验表明,凋落物分解一年后海拔

1 250~2 650 m的针阔混交林凋落物汞浓度增加了23%,海拔2 500~2 650 m的常绿阔叶林凋落物汞浓度增加了48%;Demers等<sup>[5]</sup>在美国纽约阿迪朗克地区进行的为期两年的凋落物分解实验中,针叶林凋落物的总汞含量增加了128%,阔叶林凋落物的总汞含量增加了141%;Pokharel等<sup>[13]</sup>在美国四个不同森林进行的为期18个月的凋落物分解实验表明,凋落物汞浓度增加了8%~64%。汞在凋落物中的积累可能是因为凋落物在分解过程中仍在接收大气直接汞沉降输入以及穿透雨汞输入<sup>[5,30]</sup>。另外,随着凋落物分解程度增加,腐殖质含量增加<sup>[31]</sup>,考虑到腐殖质对汞的强烈吸附作用<sup>[7-8]</sup>,腐殖质含量的增加也可能是解释凋落物分解过程中汞积累的原因之一。

哀牢山东西坡表层土壤(0~20 cm)汞浓度随海拔高度的变化见图3,哀牢山表层土壤汞浓度范围在15.4~214 ng/g之间(平均值为75.6±67.8 ng/g)。如图所示,在海拔850~2 500 m之间,哀牢山表层土壤汞浓度随着海拔高度的增加而增加,但在海拔2 650 m处骤降。东坡海拔2 500 m处表层土壤汞浓度(212.6 ng/g)为海拔850 m处表层土壤汞浓度(25.4 ng/g)的8.4倍( $P < 0.01$ ,独立样本T检验),西坡海拔2 500 m处表层土壤汞浓度(216.0 ng/g)为海拔1 250 m处表层土壤汞浓度(18.2 ng/g)的11.9倍( $P < 0.01$ ,独立样本T检验);而东西坡海拔2 650 m处的表层土壤汞浓度比2 500 m处的表层土壤汞浓度低1.9倍( $P < 0.05$ ,独立样本T检验)。哀牢山东西坡土壤剖面(0~100 cm)汞浓度如图4所示,土壤剖面的汞浓度变化一定程度上反映了土壤中汞在降水淋溶作用下的纵向迁移特

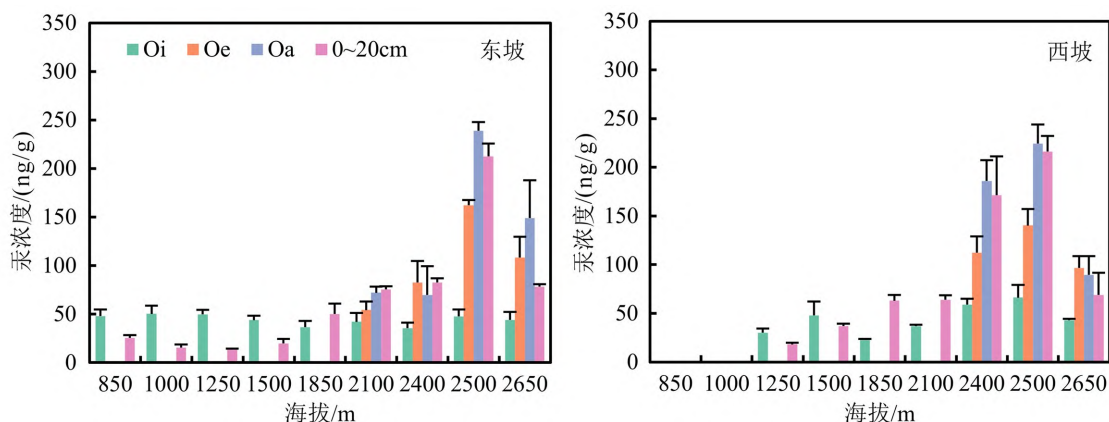


图3 哀牢山东西坡土壤(Oi、Oe、Oa和0~20 cm)汞浓度

Fig. 3 Mercury concentrations in soil (Oi, Oe, Oa and 0~20 cm) on the eastern and western slopes of the Ailao Mountain

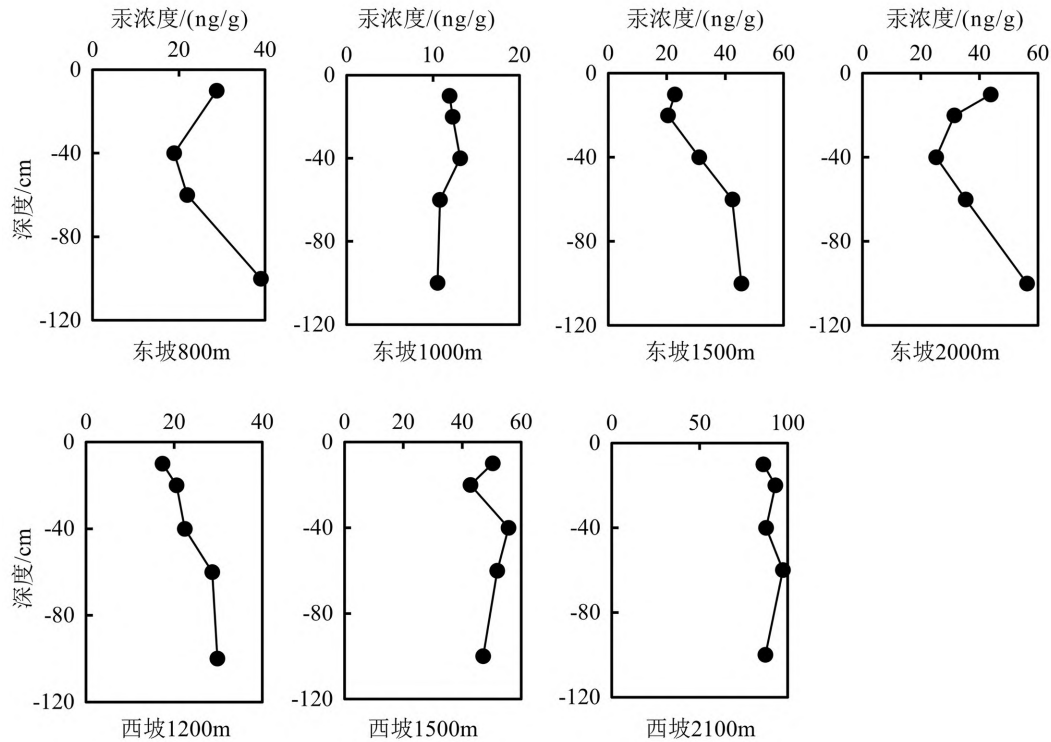


图4 哀牢山东西坡海拔800~2100 m土壤剖面汞浓度

Fig. 4 Mercury concentration in soil profile at 800~2100m above sea level on the eastern and western slopes of the Ailao Mountain

征<sup>[32]</sup>, 本研究中各海拔土壤剖面汞浓度不存在一致的纵向迁移规律, 表明深层土壤汞浓度受降水淋溶作用不明显。土壤汞背景值(深层土壤 60~100 cm)与海拔高度呈显著正相关关系( $P < 0.05$ , 图5)。结果表明, 哀牢山表层土壤汞浓度及海拔分布格局可能受到成土母质及成土过程的影响。

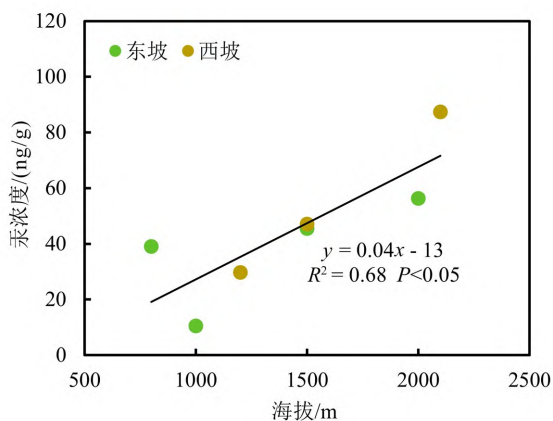


图5 哀牢山东西坡土壤汞背景值与海拔高度的相关关系

Fig. 5 Correlation between background value of soil mercury and altitude on the eastern and western slopes of the Ailao Mountain

之前的许多研究中指出凋落物汞输入是大气汞进入高山森林地面的主要途径<sup>[8,10,33]</sup>, 凋落物产量和凋落物汞浓度是控制凋落物汞输入的主要因子<sup>[10,26]</sup>。而在哀牢山2550 m以上的山顶区域主要分布着苔藓矮林, 植株高5~7 m, 间有一些乔木树种幼树及灌木, 高2 m左右, 植被相对矮小, 且植被叶面积指数减小(表1), 凋落物产量减少, 使得凋落物汞沉降通量降低, 可能是在海拔2650 m处表层土壤汞浓度显著降低的主要原因。此外, 研究表明温度和降水是影响凋落物汞输入的主要气候因子<sup>[10,14]</sup>。本研究中, 哀牢山东西坡表层土壤(0~20 cm)汞浓度与年降雨量呈正相关( $P < 0.01$ ,  $R^2 = 0.56$ ), 与温度呈负相关( $P < 0.01$ ,  $R^2 = 0.57$ ), 如图6所示。较低的降雨量和较高的温度, 可能会减弱植物蒸腾作用<sup>[32]</sup>, 使得植物叶片气孔对大气汞的吸收减少<sup>[16]</sup>, 影响凋落物汞输入。另外, 较低的降雨量意味较低的大气汞湿沉降; 同时也意味着植物的生物量减少<sup>[14]</sup>, 导致形成的凋落物产量较少<sup>[10]</sup>, 使得通过凋落物输入到森林地面的汞沉降通量较低。随着降雨量的增加, 可以引起植物叶片物理性凋落<sup>[14]</sup>, 使得凋落物产量增加, 从而增加凋落物的截

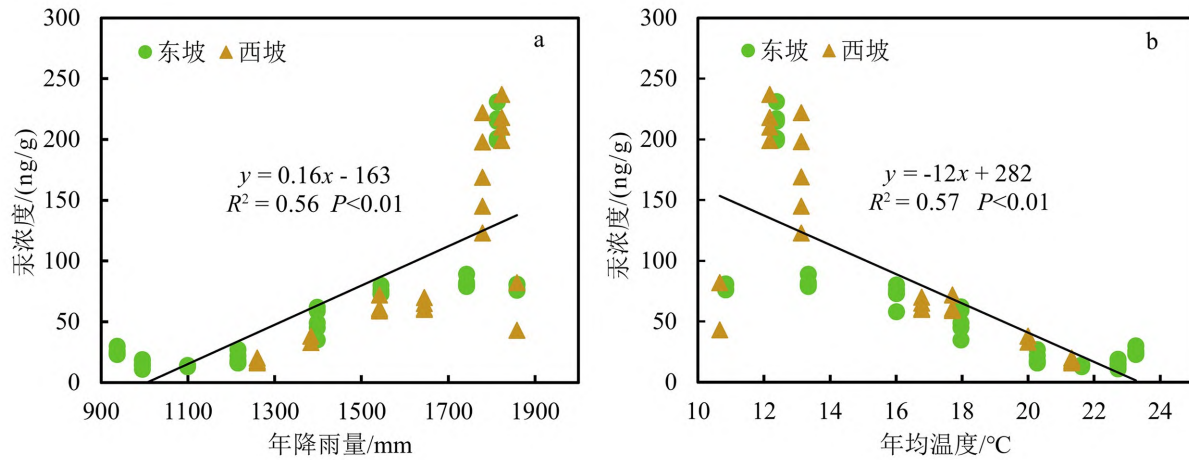


图6 哀牢山东西坡表层土壤(0~20 cm)汞浓度与年降雨量及年均温度的关系

Fig. 6 Relationship between mercury concentrations in topsoil (0~20 cm) and annual average precipitation and annual temperature on the eastern and western slopes of the Ailao Mountain

雨量<sup>[34]</sup>,使得凋落物及穿透雨汞输入增加。在哀牢山海拔较低处,植被较为稀疏,年降雨量较少,温度较高(表1),使得凋落物汞浓度和大气汞的干湿沉降通量较低,导致低海拔地区的土壤汞输入较低。

气候变化也通过影响土壤有机质对高山森林汞的积累造成影响。表层土壤的含碳量( $R^2 = 0.70$ )及含氮量( $R^2 = 0.48$ )与海拔呈显著正相关关系( $P < 0.01$ ),如图7所示。在低海拔地区气温较高,土壤微生物活性较强,从而增强土壤有机质的矿化<sup>[19,35]</sup>,造成土壤中吸收汞的基团减少;同时加速 $Hg^0$ 的释放<sup>[16]</sup>。随着海拔的升高,微生物作用受到抑制,凋落物分解作用减弱,土壤碳周转率及土壤氮矿化率降低<sup>[36]</sup>,意味着高海拔区域有机质在森

林地面上的停留时间增加<sup>[30]</sup>,土壤有机质接收大气汞沉降时间增加,同时因土壤有机质分解造成的 $Hg^0$ 损失减少。随海拔高度的增加,土壤汞背景值、植被覆盖度、年降雨量、有机质增加以及温度降低可以解释表层土壤汞浓度增加的现象。

### 2.3 土壤汞与碳氮的化学计量关系

哀牢山东西坡不同层位土壤汞浓度与含碳量及含氮量的关系见图8。如图所示,东西坡土壤O层汞浓度与含碳量呈显著负相关( $P < 0.01$ ,图8c),随着凋落物的分解,土壤O层的含碳量逐渐降低,而汞浓度却逐渐增高,表明在凋落物分解过程中产生了汞的富集,与之前的凋落物分解研究结果相同<sup>[14]</sup>。土壤O层汞浓度与含氮量呈显著正相关

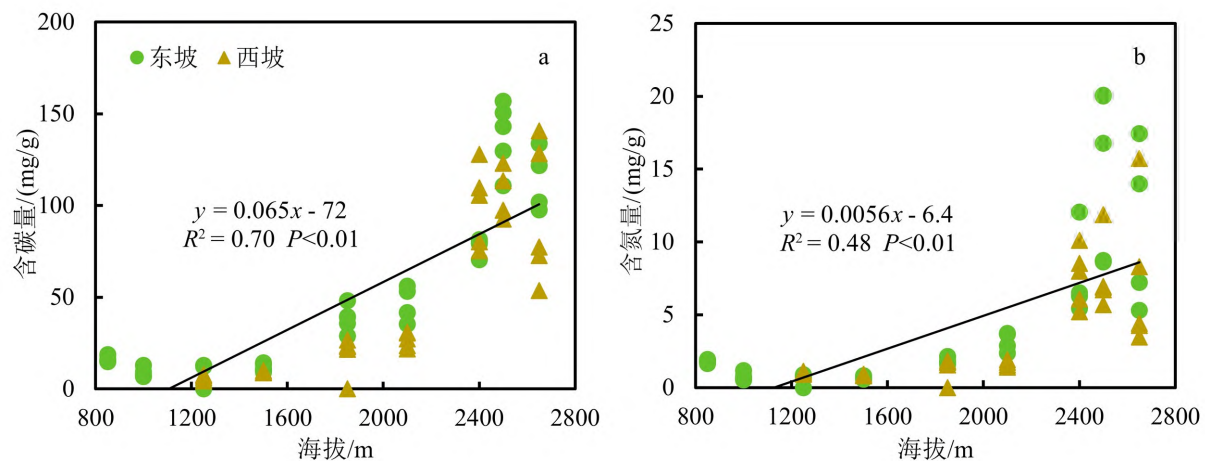


图7 哀牢山东西坡表层土壤(0~20 cm)含碳量及含氮量与海拔高度的相关关系

Fig. 7 Correlation between carbon content and nitrogen content of topsoil (0~20 cm) and altitude on the eastern and western slopes of the Ailao Mountain



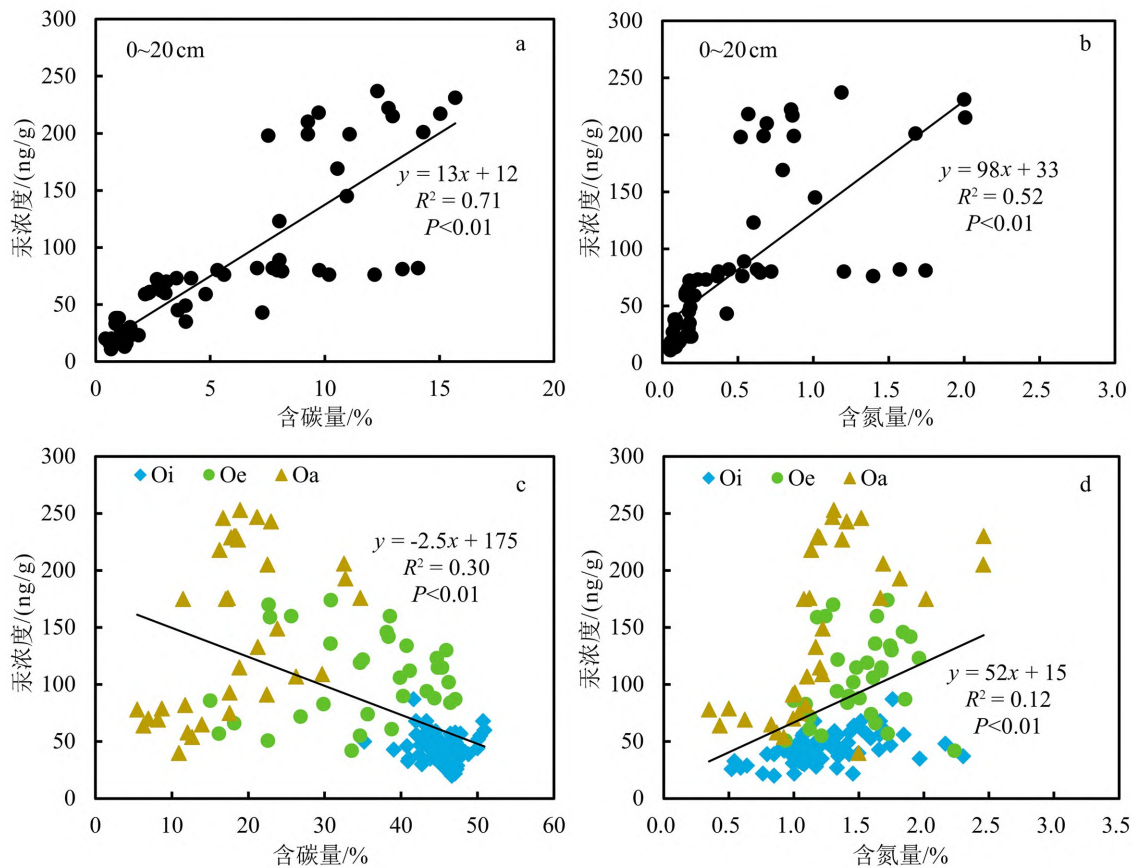


图8 哀牢山研究区土壤汞浓度与含碳量及含氮量的相关关系

Fig. 8 Correlation between soil mercury concentrations and carbon content and nitrogen content in the Ailao Mountain study area

( $P < 0.01$ , 图8d), 众所周知, 在凋落物分解过程中, 氮通过微生物固氮作用积累<sup>[5]</sup>, 汞浓度与含氮量的正相关关系也支持了凋落物分解过程中产生了汞的富集, 在凋落物分解过程中汞和氮相对于碳的优先保留<sup>[8,37]</sup>。另外, 东西坡表层土壤(0~20 cm)汞浓度与含碳量的显著正相关关系( $P < 0.01$ ,  $R^2 = 0.71$ ) (图8a), 反映了土壤有机质对汞的强烈吸附作用, 与之前的研究结果相同<sup>[38]</sup>。同一海拔表层土壤汞碳比相对于树叶汞碳比高出3~4个数量级( $P < 0.01$ , 独立样本T检验), 也表明了表层土壤中的有机碳在树叶形成凋落物沉降到森林地面完全分解后强烈积累汞<sup>[9,30]</sup>。本研究中表层土壤(0~20 cm)汞浓度与含氮量之间也存在显著正相关关系( $P < 0.01$ , 图8b), 表明土壤中的有机氮基团可能是吸附汞的重要媒介。综上所述, 随着含碳量及含氮量的增加, 土壤对汞的吸附作用更加强烈<sup>[37]</sup>, 有利于汞在土壤中的积累。另外一种可能的原因是, 含碳量和含氮量反映了生态系统生产力<sup>[18]</sup>, 随着含碳

量及含氮量的增加, 凋落物产量增加, 从而造成了更多的凋落物汞输入。

碳氮比(C/N)可用于表征有机质的矿化程度, 高碳氮比表示有机质矿化速率较低, 因此通常代表新鲜的、未分解的有机质; 低碳氮比通常代表分解程度较高的有机质<sup>[30]</sup>。如图9所示, 本研究中土壤O层和表层土壤(0~20 cm)汞碳比随碳氮比的降低呈现指数型增加, 东西坡趋势一致( $R^2$ 分别为0.73和0.64)。在较低的碳氮比水平下, 土壤汞碳比增加更加明显; 相较于土壤O层, 表层土壤的碳氮比更低, 而汞碳比更高。以上结果表明, 土壤O层和表层土壤(0~20 cm)中分解程度较高的有机质中汞含量较高, 可能的原因有: 第一, 在有机质矿化过程中, 碳经过微生物作用以 $\text{CO}_2$ 的形式逸出, 而汞(90%以上)被有效地保留在有机质中<sup>[31]</sup>, 碳比汞的损失速率更快<sup>[13]</sup>。第二, 较老的、分解程度较高的有机质具有较高的活性表面积<sup>[8]</sup>, 且在大气汞沉降中暴露的时间更长(数十年至数百年), 从

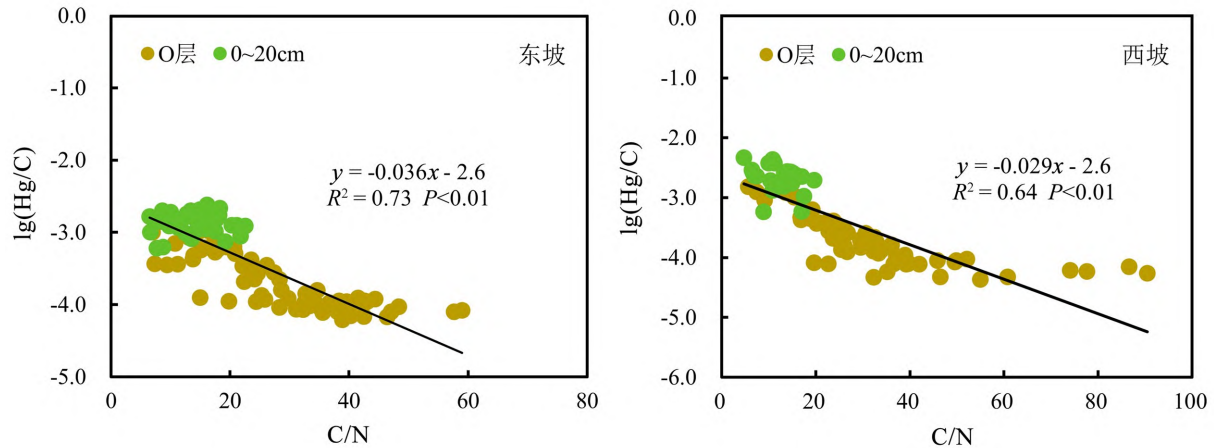


图9 哀牢山东西坡土壤汞碳比与碳氮比的相关关系

Fig. 9 Correlation between mercury-carbon ratio and carbon-nitrogen ratio in soils on the eastern and western slopes of the Ailao Mountain

而导致残留的有机质可以继续吸收大量环境中的汞<sup>[30,39]</sup>。

### 3 结论

1) 哀牢山森林叶汞浓度没有明显的空间分布格局,不同树种(针/阔)叶汞浓度不存在显著差异,与受人为源影响较大的区域相比,哀牢山叶汞浓度较低。

2) 哀牢山表层土壤汞浓度及土壤汞背景值均随海拔高度的升高而增加,汞在土壤剖面无明显的纵向迁移特征。

3) 随着凋落物的分解,哀牢山土壤O层中汞和氮相对于碳优先保留,汞随着分解时间的增加富集加强。

4) 有机氮基团可能是高山森林系统土壤中吸附汞的重要媒介,有机质矿化程度是影响土壤汞固存的关键因素之一。

综上所述,哀牢山高山森林系统土壤汞的海拔分布格局受到地质背景、气候、有机质及其矿化程度等因素的综合影响。本研究结果对于进一步掌握高山森林系统汞的生物地球化学循环机制具有重要意义。

### 参 考 文 献

- [1] Schroeder W H, Munthe J. Atmospheric mercury—An overview[J]. *Atmospheric Environment*, 1998, 32(5): 809–822.
- [2] 王书肖, 张磊. 我国人为大气汞排放的环境影响及控制对策[J]. *环境保护*, 2013, 41(9): 31–34.
- [3] Keeler G, Glinsorn G, Pirrone N. Particulate mercury in the atmosphere: Its significance, transport, transformation and sources[J]. *Water, Air, and Soil Pollution*, 1995, 80(1): 159–168.
- [4] 李鑫, 常顺利, 王训, 等. 全球主要森林系统中植被汞分布特征及其影响因素[J]. *中国环境科学*, 2022, 42(4): 1884–1891.
- [5] Demers J D, Driscoll C T, Fahey T J, et al. Mercury cycling in litter and soil in different forest types in the Adirondack region, New York, USA [J]. *Ecological Applications*, 2007, 17(5): 1341–1351.
- [6] 王训, 袁巍, 刘晨, 等. 汞在冰川-植被演替中的关键生物地球化学过程及在全球变暖下的环境意义[A]. 中国矿物岩石地球化学学会第17届学术年会论文摘要集[C]. 2019.
- [7] Wang X, Lin C J, Lu Z Y, et al. Enhanced accumulation and storage of mercury on subtropical evergreen forest floor: Implications on mercury budget in global forest ecosystems[J]. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 2016, 121(8): 2096–2109.
- [8] Navrátil T, Shanley J, Rohovec J, et al. Distribution and pools of mercury in Czech forest soils[J]. *Water, Air, & Soil Pollution*, 2014, 225(3): 1829.
- [9] Lu Z Y, Wang X, Zhang Y P, et al. High mercury accumulation in two subtropical evergreen forests in South China and potential determinants [J]. *Journal of Environmental Management*, 2016, 183: 488–496.
- [10] Wang X, Yuan W, Lu Z Y, et al. Effects of precipitation on mercury accumulation on subtropical montane forest floor: Implications on climate



- forcing[J]. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 2019, 124(4):959-972.
- [11] 陈程, 陈明. 环境重金属污染的危害与修复[J]. *环境保护*, 2010, 38(3): 55-57.
- [12] 冯新斌, 仇广乐, 付学吾, 等. 环境汞污染[J]. *化学进展*, 2009, 21(S1): 436-457.
- [13] Pokharel A K, Obrist D. Fate of mercury in tree litter during decomposition[J]. *Biogeosciences*, 2011, 8(9): 2507-2521.
- [14] Li X M, Wang X, Yuan W, et al. Increase of litterfall mercury input and sequestration during decomposition with a montane elevation in South-west China[J]. *Environmental Pollution*, 2022, 292: 118449.
- [15] Juillerat J I, Ross D S, Bank M S. Mercury in litterfall and upper soil horizons in forested ecosystems in Vermont, USA[J]. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 2012, 31(8): 1720-1729.
- [16] Blackwell B D, Driscoll C T, Maxwell J A, et al. Changing climate alters inputs and pathways of mercury deposition to forested ecosystems[J]. *Biogeochemistry*, 2014, 119(1): 215-228.
- [17] 吴艳宏, 邴海健, 周俊. 山地表生地球化学研究现状与展望[J]. *地球科学与环境学报*, 2015, 37(2): 75-82.
- [18] 牛跃, 刘洋, 张一平, 等. 哀牢山植物多样性垂直分布格局[J]. *西部林业科学*, 2008, 37(4): 27-34.
- [19] 徐跃, 姚天全, 永镇男. 气候因素对土壤有机质组成和性质的影响[J]. *山地研究*, 1994, 12(3): 163-168.
- [20] 刘旭, 王训, 王定勇. 亚热带高山森林土壤典型重金属的空间分布格局及其影响因素: 以云南哀牢山为例[J]. *环境科学*, 2021, 42(7): 3507-3517.
- [21] 中国科学院南京土壤研究所. 中国土壤[M]. 北京: 科学出版社, 1978.
- [22] 中国环境监测总站. 中国土壤元素背景值[M]. 北京: 中国环境科学出版社, 1990.
- [23] 喻保能, 丁中元, 陈厚民. 土壤重金属本底值调查方法及其比较[J]. *环境科学与技术*, 1982(1): 1-8.
- [24] 李芬, 王训, 罗辑, 等. 1999年与2014年贡嘎山峨眉冷杉枝和叶中常见重金属的生物富集特征对比[J]. *环境科学*, 2017, 38(7): 3045-3053.
- [25] Berg B, McClaugherty C. *Plant litter: Decomposition, humus formation, carbon sequestration*[M]. 3rd ed. German: Springer-Verlag, 2014.
- [26] Wang X, Bao Z D, Lin C J, et al. Assessment of global mercury deposition through litterfall[J]. *Environmental Science & Technology*, 2016, 50(16): 8548-8557.
- [27] Wohlgemuth L, Osterwalder S, Joseph C, et al. A bottom-up quantification of foliar mercury uptake fluxes across Europe[J]. *Biogeosciences*, 2020, 17(24): 6441-6456.
- [28] Blackwell B D, Driscoll C T. Deposition of mercury in forests along a montane elevation gradient[J]. *Environmental Science & Technology*, 2015, 49(9): 5363-5370.
- [29] Millhollen A G, Gustin M S, Obrist D. Foliar mercury accumulation and exchange for three tree species[J]. *Environmental Science & Technology*, 2006, 40(19): 6001-6006.
- [30] Obrist D, Johnson D W, Lindberg S E, et al. Mercury distribution across 14 US Forests. Part I: Spatial patterns of concentrations in biomass, litter, and soils[J]. *Environmental Science & Technology*, 2011, 45(9): 3974-3981.
- [31] Zhou J, Wang Z W, Zhang X S. Deposition and fate of mercury in litterfall, litter, and soil in coniferous and broad-leaved forests[J]. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 2018, 123(8): 2590-2603.
- [32] Leuzinger S, Zotz G, Asshoff R, et al. Responses of deciduous forest trees to severe drought in Central Europe[J]. *Tree Physiology*, 2005, 25(6): 641-650.
- [33] Fu X W, Yang X, Lang X F, et al. Atmospheric wet and litterfall mercury deposition at urban and rural sites in China[J]. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 2016, 16(18): 11547-11562.
- [34] 余涵霞, 王家宜, 万方浩, 等. 植物凋落物影响土壤有机质分解的研究进展[J]. *生物安全学报*, 2018, 27(2): 88-94.
- [35] 彭少麟, 刘强. 森林凋落物动态及其对全球变暖的响应[J]. *生态学报*, 2002, 22(9): 1534-1544.
- [36] Powers R F. Nitrogen mineralization along an altitudinal gradient: Interactions of soil temperature, moisture, and substrate quality[J]. *Forest Ecology and Management*, 1990, 30(1/2/3/4): 19-29.
- [37] Obrist D, Johnson D W, Lindberg S E. Mercury concentrations and pools in four Sierra Nevada forest sites, and relationships to organic carbon and nitrogen[J]. *Biogeosciences*, 2009, 6(5): 765-777.
- [38] Schuster E. The behavior of mercury in the soil with special emphasis on complexation and adsorption processes - A review of the literature[J]. *Water Air & Soil Pollution*, 1991, 56(1): 667-680.
- [39] Skyllberg U, Xia K, Bloom P R, et al. Binding of mercury(II) to reduced sulfur in soil organic matter along upland-peat soil transects[J]. *Journal of Environmental Quality*, 2000, 29(3): 855-865.

## Understanding Mercury Altitudinal Distribution and Influencing Factors in Montane Forest Ecosystems of Ailao Mountain

GONG Hongmei<sup>1,2</sup>, CHEN Jingyi<sup>1</sup>, TIAN Peng<sup>1</sup>, ZENG Shufang<sup>1</sup>, LI Xianming<sup>1</sup>,  
TANG Haopeng<sup>1</sup>, WANG Xun<sup>2</sup>, WANG Yongmin<sup>1</sup>, WANG Dingyong<sup>1</sup>

(1. College of Resources and Environment, Southwest University, Chongqing 400715, China;

2. Institute of Geochemistry, Chinese Academy of Sciences, Guiyang 550081, China)

**Abstract:** Assessing the altitude distribution of mercury in alpine forest ecosystems and its influencing factors is of great significance for understanding the biogeochemical cycle of mercury. In this study, we determined the contents of Hg, C and N in leaves, O-horizon soil, topsoil (0–20 cm) and profile soil (0–100 cm) on the eastern and western slopes of the Ailao Mountain. The results showed that there were no obvious altitudinal distribution trends of mercury concentrations in leaves of the Ailao Mountain, also no significant differences of Hg concentrations between coniferous and broad-leaved tree species. Mercury concentrations in O-horizon soil increased with the increase of soil depth, negatively correlated with carbon content and positively correlated with nitrogen content. Hg concentration in topsoil (0–20 cm) and the background value of soil mercury (60–100 cm deep soil mercury concentrations) increased with the increase of altitude. Mercury concentrations in topsoil were positively correlated with annual rainfall, carbon content and nitrogen content, and negatively correlated with annual average temperature. The results showed that there is an obvious altitudinal distribution pattern of soil mercury in the Ailao Mountain Alpine forest, which is affected by geological background, climate, soil organic matter and its mineralization degree.

**Key words:** Alpine forest; soil; mercury; influence factor