

中国云南补蚌区域典型热带森林汞的空间分布特征研究

张文富¹, 王校海², 周华泽², 艾丹妮², 张儒峰², 苏启照²,
刘生强^{2,*}, 袁巍³

(1. 中国科学院西双版纳热带植物园 热带森林生态学重点实验室, 云南 西双版纳 666300;

2. 云南西双版纳国家级自然保护区勐腊管护所, 云南 西双版纳 666300;

3. 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: 热带森林在全球汞循环中占据着重要的地位, 其面积占全球森林面积的 45% 以上, 且能够贡献全球凋落物沉降汞的 50% 以上。然而, 关于热带森林汞的生物地球化学循环研究的匮乏导致了估算过程中最大的不确定性, 全面细致的热带森林汞调查有利于构建更为精准的全球汞循环模型。本研究选取中国云南典型的热带森林——补蚌区域森林开展了 5 m 分辨率的土壤汞的高空间分辨率的研究, 以及开展了相应的凋落物汞沉积通量的研究。研究结果表明, 补蚌区域热带森林有着高达 $75 \mu\text{g}/(\text{m}^2 \cdot \text{a})$ 凋落物汞沉积通量, 但是土壤中汞的浓度仅为 $71 \pm 16 \text{ ng/g}$ 。方程模型结果指出, 表层土壤汞浓度受土壤中碳含量的影响, 表现出显著地正效应关系, 但凋落物汞沉降输入则对表层土壤汞分布无明显效应。为了克服热带森林的高空间异质性, 本研究建议凋落物采样达到 14 个/ha, 表层土壤的采样应达到 20~25 个/ha 时, 能够有效地降低采样过程引起的不确定性。本研究结论强调了即使热带森林存在高凋落物汞输入, 但其较快的物质周转促进了凋落物降解过程中汞的丢失, 能够有效地减少热带森林中大气汞汇的能力。

关键词: 汞通量; 热带森林; 汞空间分布

中图分类号: X142 **文献标识码:** A **文章编号:** 1672-9250(2022)03-0352-08 **doi:** 10.14050/j.cnki.1672-9250.2022.50.070

汞(Hg)作为一种全球性污染物, 经由自然源排放、人为源排放以及先前沉降的汞的再排放过程而进入到全球大气中, 完成全球范围内的汞循环^[1-2]。大气中的汞主要是以气态单质汞(Hg^0)的形式稳定存在, Hg^0 能够被植被叶片吸收固定, 进而以凋落物的形式进入到陆地生态系统中。先前的研究表明全球森林每年以叶片的形式固定大气汞的通量能达到 1 000~1 200 吨^[3-4]。然而, 最近的模型估算了全球森林系统能够固定全球大气 Hg^0 通量达到 2 100~3 200 吨, 明显高于仅仅由于叶片固定的汞通量^[5-7]。因此, 研究凋落物汞的沉降以及在土壤中汞的固定封存特征, 对于进一步了解汞的生物地球化学循环过程至关重要。

热带森林面积占全球森林面积的 45% 以上^[8], 在全球汞循环中扮演着至关重要的作用。全球而

言, 森林凋落物中约 50% 以上的汞沉降发生在热带地区森林^[4], 同时森林 50% 以上的活跃汞储库也贮存在热带森林的土壤中^[9]。热带森林具有高温高湿的特性, 能够促进物种的多样性和物质的快速循环, 这一特性导致了发生在热带森林中的汞循环明显不同于温带森林和寒带森林^[10-11]。全球气候变暖格局显著提高了封存在热带森林地区的汞再还原过程, 也可能对热带森林和大气汞间“源汇”的关系发生转变。

本研究针对物种多样性丰富的补蚌区域热带森林开展了高空间分辨率(~5 m)的土壤表层汞和碳的调查工作, 以期刻画其热带森林的空间分布特征。同时, 本研究也完成该区域凋落物汞通量分布特征的刻画。基于结构方程模型, 结合凋落物汞通量、海拔、地形因子、土壤有机碳等, 定量解析其对

收稿日期: 2022-01-18; 改回日期: 2022-03-18

基金项目: 国家自然科学基金项目(42007307)。

第一作者简介: 张文富(1986-), 男, 学士, 主要研究方向为森林生态学。E-mail: zwf@xtbg.org.cn.

* 通讯作者: 刘生强(1986-), 男, 学士, 工程师, 研究方向为森林生态学。E-mail: liushengqiang2013@163.com.

土壤表层汞空间分布的制约。最终,我们讨论了合理设置热带森林采样位点对于有效地克服热带森林空间异质性的重要启示。本研究分析研究中国典型热带森林凋落物汞输入通量以及土壤中汞的空间分布特征,对于厘清热带森林中汞的关键生物地球化学过程至关重要。

1 材料与方 法

1.1 站点介绍

补蚌热带森林观测样地(BB, 21° 36'42.05" N, 101° 34'57.72" E)位于云南省西双版纳傣族自治州勐腊县补蚌村。本研究在补蚌区域森林的 1.44 ha 的样地中选取了中间部分的 100 m × 100 m 样方开展实验(图 1)。该样地气候为典型热带季风性气候,全年年均气温为 22.5 °C,降水约为 1 650~1 800 mm,其中约 80%降水发生在雨季(5~10 月)。该森林样地海拔为 710~740 m,广泛发育硅质岩风化后的淋溶土,pH 为 4~6^[12]。样地内优势树种为望天树和番龙眼,均为典型的热带森林树种,冠层高度为 60~65 m。为了更好的理解冠层结构对于植被凋落物中汞通量的贡献,我们依据植物冠层结构划分为冠层、冠层下和林下植被。冠层树种通常为优势

树种,形成森林样地的冠层和出露层,如望天树、番龙眼、八宝树等;冠层下乔木种以中层乔木为主,如青藤公、辛果漆、网页山胡椒等;林下乔木主要为灌丛树种,染木树、腋球苧麻、节鞭山姜等。

1.2 样品采集和测量

凋落物采样。从 2018 年 5 月~2019 年 4 月,每 2 周进行一次凋落物样品的收集。凋落物的采样包括植被叶片、树枝以及其他杂物(例如:花、种子和苔藓类)。采样方法如此前研究中的设定^[13-15]。具体操作如下,在样地内随机设置 60 个 1 m×1 m 的尼龙网框,尼龙网框距离地面 1 m。样品收集后,放置在牛皮纸袋中置于 50 °C 烘箱中烘干 72 小时,保证其重量不再变化。50 °C 烘箱中烘干不会造成汞含量的丢失^[14],尤其 Pleijel 等^[16]针对同一树种样品试验了 20~90 °C 干燥温度,证明了 90 °C 以下的干燥过程中均不会造成明显的汞浓度差异。烘干后的样品,利用粉碎研磨机进行研磨,过 200 目的尼龙筛,储存在聚乙烯自封袋中密封保存。

土壤采样。在 120 m×120 m 样方内设置 400 个次级约 5 m×5 m 样方,每个次级样方的中心点利用环刀取 0~10 cm 表层土壤。另外,间隔 5 个次级样品(25 m)完成 1 m 深度土壤剖面的采样,样地内

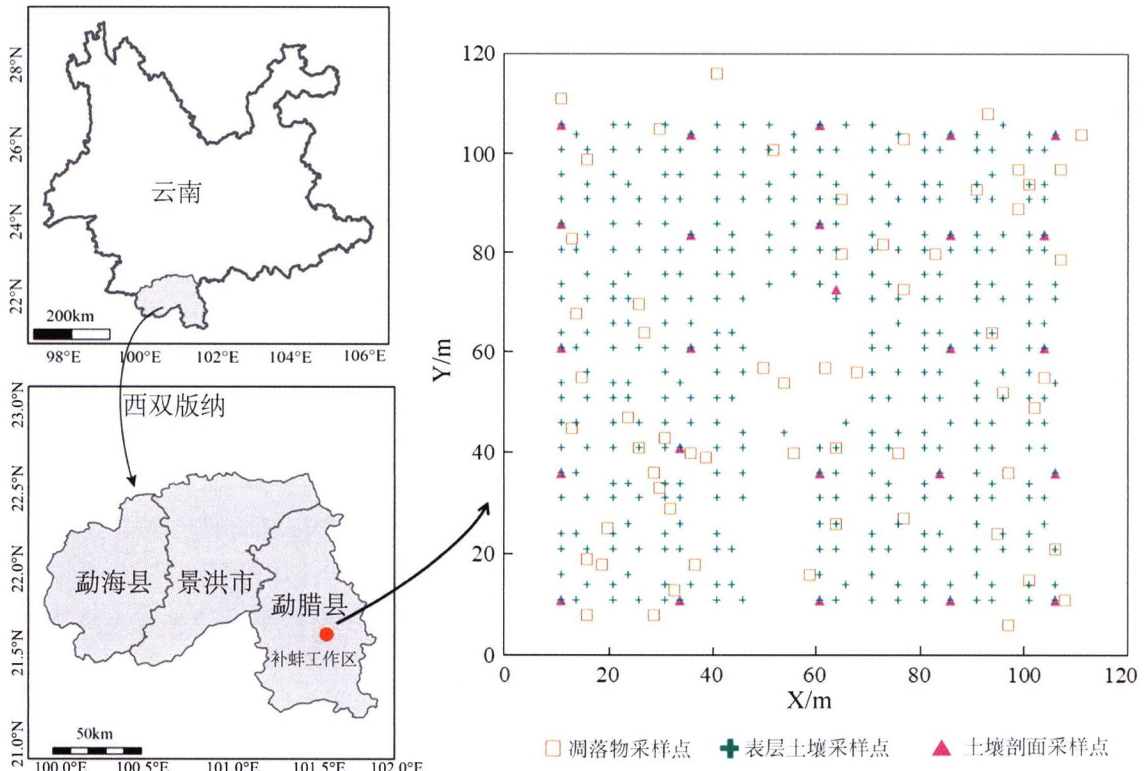


图 1 补蚌区域样地采样点位置图

Fig. 1 Locations of BuBeng tropical forest and the methodology of sampling.

共计完成 25 个剖面采样,划分为 0~10、10~20、40~60、60~80、80~100 cm。取样后放置于干净的聚乙烯自封袋中保存,实验室风干后利用玛瑙研钵研磨粉碎,过 200 目(74 μm)尼龙筛以保证其样品更加均匀,密封保存。

所有样品的浓度测量是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完成的。其中,植物和土壤样品的汞浓度测量是利用 DMA-80 (Direct Analysis Measurement 80, 生产厂家:意大利迈尔斯通,检出限:1 ng/g) 测量完成的。实验过程中利用土壤标准物质 GBW07405 (GSS-5, 砖红壤, $\text{Hg} = 290 \pm 40 \text{ ng/g}$) 和植物标准物质 GBW10020 (GSB-11, 柑橘叶, $\text{Hg} = 150 \pm 20 \text{ ng/g}$) 来进行样品测量过程回收率的监测,每隔 9 个样品进行一次标准物质测量,其回收率为 95%~105%。另外,每个 10 个样品进行一次样品重现性的监测,保证同个样品的两次测量直接偏差低于 <5%。本实验中,利用 $\text{Cr}_2\text{O}_7^{2-}$ 氧化土壤有机碳后,利用 FeSO_4 还原剩余 $\text{Cr}_2\text{O}_7^{2-}$ 离子的方法进行土壤有机质浓度的测定^[17]。

1.3 数据处理与分析统计

本研究中利用 SPSS 21.0 和 Microsoft Excel 2016 对试验数据进行整理和分析。利用 IBM Amos software version 24 进行结构方程模型构建,利用 Origin 2021 绘制样地汞浓度和碳浓度分布图,利用 RStudio 进行蒙特卡洛抽样模拟。

值得一提的是,结构方程模型是基于变量的协方差矩阵来分析变量之间关系的一种统计方法,是多元数据分析的重要工具^[13]。本实验中,我们同步分析了“海拔”、“地形因子”、“土壤碳含量”、“深层土壤汞浓度”、“凋落物生物量”和“凋落物输入通量”对表层土壤汞的空间制约的影响。其中,“海拔”反应的是采样点的绝对高度,而“地形因子”反映的是采样点和周围相邻(1 m)点的相对高度。为了消除量纲对于模型结果的影响,所有的参量均进行了 Z 得分均一化处理^[18]。公式如下:

$$X^* = \frac{(X - \mu)}{\delta}$$

其中, X^* 是均一化后的变量值, X 是初始变量值, μ 是初始变量值的均值, δ 是初始变量值的标准差。通过结构方程模型,标准路径得分值(已标注在图 5 中)表示的是自变量对因变量的直接作用效应。正值表示的是正效应,负值表示的是负效应。

2 结果与分析

2.1 凋落物汞浓度及通量

本研究中补蚌区域凋落物包括植被叶片、树枝以及杂物(包括花、种子和苔藓类),平均汞浓度为 $64.6 \pm 2.6 \text{ ng/g}$,其中叶片汞浓度为 $66.5 \pm 5.3 \text{ ng/g}$,树枝汞浓度为 $23.0 \pm 11.6 \text{ ng/g}$,杂物汞浓度为 $61.3 \pm 5.8 \text{ ng/g}$ 。叶片汞浓度在凋落物框之间表现无显著差异(独立样品 t 检验, $p > 0.5$),而树种间叶片汞浓度间存在明显差异。我们推测造成该现象的潜在原因为单个物种叶片汞浓度差异的影响、被凋落物框中多个树种凋落物的混合效应以及不同凋落物的生物量差异而稀释,因此凋落物框中所有叶片的汞浓度无明显差异。例如,树冠层叶片的汞浓度显著地低于冠层下及林下叶片的汞浓度($p < 0.05$, ANOVA test, 图 2),但是树冠层叶片生物量的结果明显高于冠层下及林下叶片的生物量。

凋落物汞沉降通量是基于凋落物汞浓度和生物量乘积而得来。补蚌区域热带森林凋落物年沉降通量为 $75.8 \pm 18.6 \mu\text{g}/(\text{m}^2 \cdot \text{a})$,其中 $39.2 \pm 10.3 \mu\text{g}/\text{m}^2$ 沉降发生在旱季, $37.0 \pm 11.0 \mu\text{g}/\text{m}^2$ 沉降发生在雨季。由于冠层树种的生物量显著增加($p < 0.05$),导致冠层树叶的凋落物汞沉降通量远远高于冠层下部叶片和林下叶片的汞沉降通量(图 2)。同时,补蚌区域森林凋落物沉降通量表现出极强的空间异质性(图 3a),从 $4.5 \sim 118.8 \mu\text{g}/(\text{m}^2 \cdot \text{a})$ 。另外,空间异质性主要表现在右坡(向阳坡)的凋落物沉降通量明显大于左坡(背阴坡)的凋落物沉降通量,主要和光照对于植物生理的影响相关。热带森林异质性远远高于亚热带森林凋落物汞通量分布特征,主要原因可能是热带树木高大且空间差异大,生态位分化明显,这意味着热带森林需要更多的实测数据来准确刻画其凋落物沉降汞通量。同时,我们当前仍是一个“小而精”的研究,数据规律的适用性相对有限。因此我们也鼓励未来更多的森林汞循环的工作关注热带森林,建立更为全面的数据库,为准确刻画热带森林汞的生物地球化学过程奠定基础。

2.2 土壤汞、碳浓度分布特征

本研究中补蚌区域表层土壤中汞浓度分布呈现出极强的空间差异特征,均值为 $70.7 \pm 15.6 \text{ ng/g}$ (中值: 70.6 ng/g ,四分位点为: $62.2 \sim 79.2 \text{ ng/g}$,图 3b)。同时,表层土壤中碳含量均值为 2.63%(中

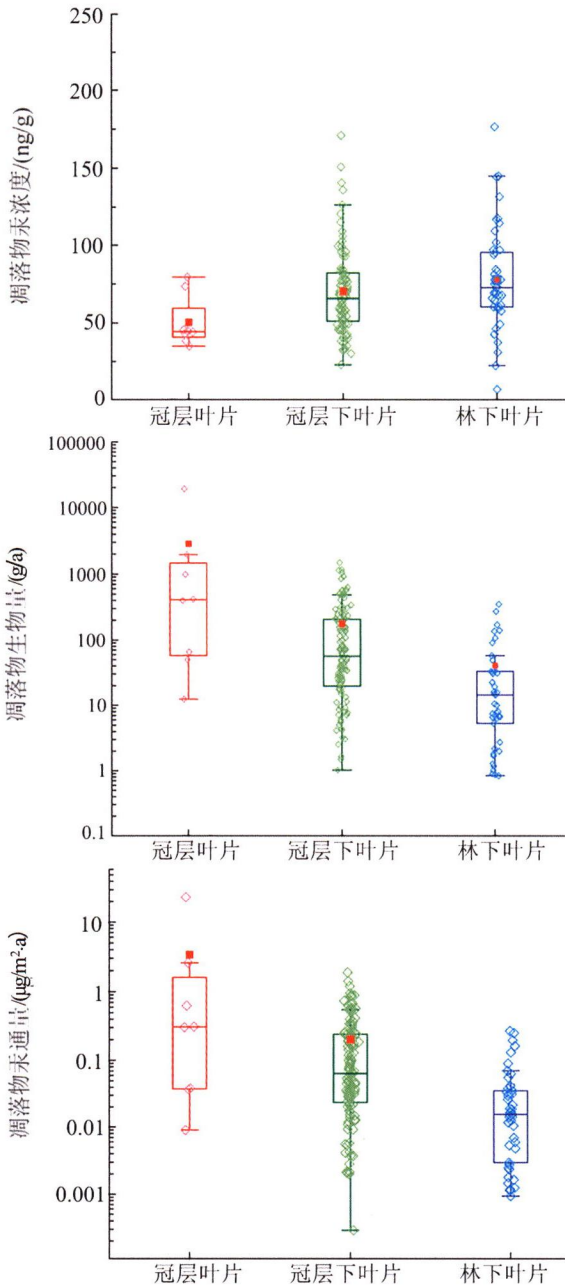


图2 补蚌区域不同高度叶片的汞浓度,生物量及汞通量特征

Fig. 2 Variations of Hg concentrations, biomass and fluxes among the canopy structures in Bubeng tropical forest

值为 2.54%, 四分位点为: 2.10%~3.03%, 图 3c)。表层土壤中汞浓度的分布规律和碳含量的分布表现出一定的相似性, 均表现为右坡含量低而左坡含量高的规律, 且在中部沟谷的地方出现零星高值区域。这暗示着森林中汞的行为受制于土壤中碳的循环过程^[19]。

土壤剖面表现出沿着土壤剖面加深, 汞-碳浓度均表现出下降的趋势。100 cm 的深度时, 补蚌区

域森林土壤汞浓度为 32.9 ± 10.4 ng/g, 是表层土壤汞的一半。两侧坡地汞含量略高于沟谷区域内的汞浓度。剖面中土壤汞含量与土壤有机碳含量 (soil organic carbon, SOC) 含量表现出显著相关性, $SOC(\%) = 0.03 \times Hg(\text{ng/g}) - 0.27$, $R^2 = 0.45$ 。因此土壤汞在土壤堆积及向下迁移的过程中, 受制于土壤碳的流失行为。

2.3 热带森林汞空间异质性取样约束

热带森林中无论是凋落物汞输入还是表层土壤中汞浓度分布均表现出极大的空间异质性, 本研究基于目前高分辨率的空间采样, 利用蒙特卡洛模拟定量变异系数来约束未来对于热带森林的合理采样。变异系数能够克服量纲的影响, 反映数据离散程度的绝对值。其数学公式为:

$$c_v = \frac{SD}{Mean}$$

其中, c_v 为变异系数, SD 为数据的标准差, $Mean$ 为数据的平均值。

本研究区域, 凋落物汞沉降通量的变异系数为 0.11 ($n=60$), 表层土壤的汞浓度变异系数为 0.22 ($n=363$)。基于当前数据库, 利用蒙特卡洛模拟实现不同采样次数下变异系数的变化 (图 4)。对于 1.44 ha 样地凋落物取样过程, 抽样次数为 3 时, 变异系数超过 0.5, 而达到 15 次时, 变异系数低于 0.2, 且逐渐趋于稳定。达到 20 次时, 变异系数几乎不再变化, ~ 1.3 。同理, 在土壤取样过程中, 抽样次数为 3 时, 变异系数高达 1.4, 达到 20 次以上, 变异系数低于 0.9, 且趋于稳定。

我们的模拟结果表明, 随着抽样次数的增加, 变异系数显著降低。最开始, 抽样次数的增加能够导致变异系数快速下降, 后期变异系数趋于平稳。对于凋落物采样过程, 当采样次数达到 20 次后, 变异系数达到一种相对稳定的状态, 变异系数低于 0.2。而对于表层土壤的采样, 抽样次数达到 30~40 次后, 变异系数才趋向平稳, 仍高于同频次下的凋落物的抽样结果。因此, 我们建议未来针对热带森林的研究中, 凋落物采样框的设置应达到 14 个/ha, 表层土壤的采样应达到 20~25 个/ha, 才能够有效地克服热带森林的空间异质性的制约。

3 讨论

本研究中热带森林凋落物汞浓度与先前报道过的亚马逊热带森林凋落物汞浓度相一致 (50~90 ng/g), 明显高于温带落叶森林凋落物汞浓度 (30~

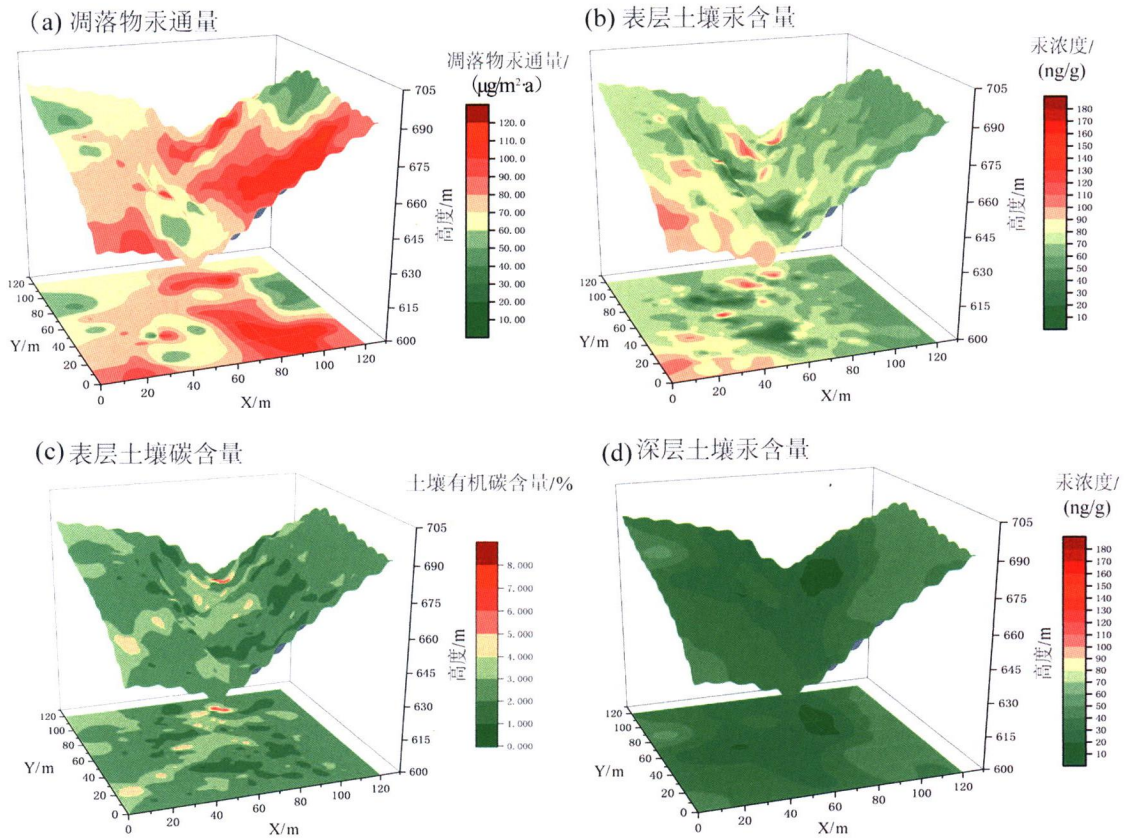


图3 补蚌区域汞和碳的空间分布图

Fig. 3 Spatial distribution of (a) litterfall Hg flux, (b) surface soil Hg concentration, (c) surface soil organic carbon and (d) deep soil Hg concentration at BuBeng forest.

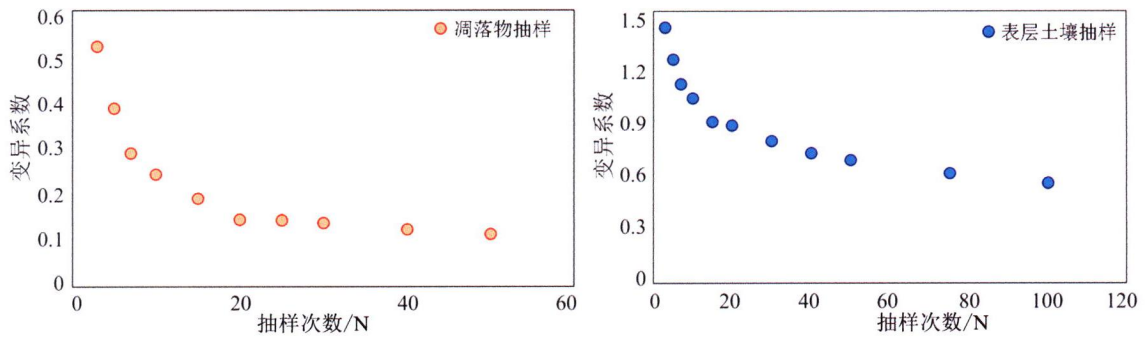


图4 蒙特卡洛模拟不抽样次数下变异系数的变化

Fig. 4 The coefficient of variation on different sampling numbers estimated by Monte Carlo

50 ng/g)^[20-25]。这主要归因于常绿阔叶的叶片寿命更长,气孔导度更大,从而增强了叶片对汞的吸收速率和吸收时间^[14]。另外,本研究中热带森林凋落物汞通量也与亚马逊热带森林中凋落物汞通量相一致(84 ± 48 μg/(m²·a),四分位:47 ~ 120 μg/(m²·a))^[20,26-28],远远高于亚热带及温带森林中的凋落物通量^[13,29],这意味着热带森林是更强的

凋落物汞沉降的汞汇。补蚌区域森林凋落物通量无季节性差异(旱季:39.2 ± 10.3 μg/(m²·a),雨季:37.0 ± 11.0 μg/(m²·a)),主要是因为常绿阔叶林森林中凋落物生物量相对稳定,无明显的叶片脱落季节性分异。

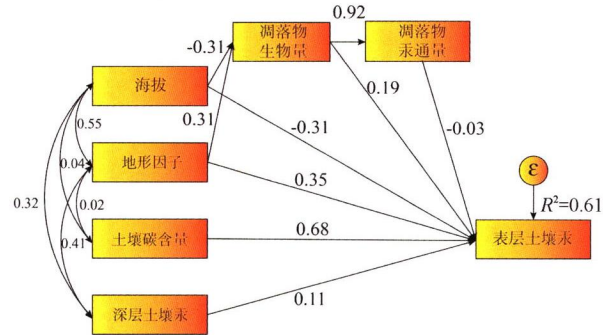
热带森林-亚热带森林-北方森林汞同位素研究均表明,凋落物汞输入是土壤中汞的最主要来

源^[19,30-31]。然而,本研究中凋落物汞输入的空间分布特征与表层土壤汞的空间分布特征表现出明显不一致的规律。为更好地解释热带森林中土壤汞的制约因素,我们应用结构方程模型来进一步量化凋落物汞输入,深层土壤汞浓度,以及地形效应对于表层土壤汞的影响。

结构方程模型的研究只能解释61%土壤表层汞的变异程度,意味着本模型存在近4成数据不可解释,仍需要未来进一步的研究。图5的结构方程模型结果表明,热带森林土壤有机碳含量是制约土壤汞的最关键因素,表现出极强的正效应(0.68)。凋落物输入,凋落物降解,地表径流输出等过程中汞-碳行为均表现出一致性^[32],因此表层土壤汞浓度与土壤有机碳的浓度间表现出正效应。其次是地形因子对表层土壤汞的正效应(0.35)和海拔对表层土壤汞的负效应(-0.31),说明表层土壤汞有利于在海拔低洼处累积。我们分析其原因可能是凋落物到达地表后受重力因素影响向海拔低洼处转移堆积,进而导致汞和有机质在低海拔洼地的地方累积。不同于亚热带森林中凋落物汞通量对土壤汞的强的正效应^[13],本研究中凋落物汞通量则与表层土壤汞之间无相关性。我们推测其潜在原因为热带森林水热条件配合优于其他森林,物质周转速率快,凋落物输入的汞能够在较短时间内快速丢失,因而凋落物汞通量与表层土壤汞间的相关性被稀释。因此我们呼吁未来开展更多的关于热带森林凋落物汞循环定量的研究。

4 结论

本文通过刻画高分辨率的热带森林的凋落物



标准路径得分表示的是自变量对因变量的直接作用效应, R^2 表示的是已解释方差的比例。正值表示的正效应,负值表示的是负效应。

图5 结构方程模型结果

Fig. 5 Structural equation modeling results

汞沉降通量和表层土壤的汞浓度分布,阐明了热带森林中汞循环存在较高的空间异质性,剖析了热带森林特征性的汞循环模式,即表层土壤汞浓度分布主要受限于土壤有机质的赋存浓度,而不受限于传统认识上的凋落物的输入制约。未来关于热带森林汞循环的研究也应更多的关注这种快速物质循环模式下,凋落物降解过程汞丢失的行为。尤其是全球变暖趋势下,凋落物降解速度将会进一步加快,历史遗留在土壤中的汞的再释放也将得到加强,热带森林在全球大气汞循环中所扮演的角色可能从汞汇向汞源的方向转变。

本文还通过蒙特卡洛模拟进一步指导了未来关于热带森林汞循环研究中凋落物和表层土壤采样频次的设定。凋落物采样框的设置应达到14个/ha,表层土壤的采样应达到20~25个/ha,能够有效地减少因采样而引起的结果不确定性。

参 考 文 献

- [1] Driscoll C T, Mason R P, Chan H M, et al. Mercury as a global pollutant: Sources, pathways, and effects[J]. *Environmental Science & Technology*, 2013, 47(10): 4967-4983.
- [2] Obrist D, Kirk J L, Zhang L, et al. A review of global environmental mercury processes in response to human and natural perturbations: Changes of emissions, climate, and land use[J]. *Ambio*, 2018, 47(2): 116-140.
- [3] Obrist D. Atmospheric mercury pollution due to losses of terrestrial carbon pools? [J]. *Biogeochemistry*, 2007, 85(2): 119-123.
- [4] Wang X, Bao Z, Lin C J, et al. Assessment of global mercury deposition through litterfall[J]. *Environmental Science & Technology*, 2016, 50(16): 8548-8557.
- [5] Wang X, Yuan W, Lin C J, et al. Underestimated sink of atmospheric mercury in a deglaciated forest chronosequence[J]. *Environmental Science & Technology*, 2020, 54(13): 8083-8093.
- [6] Obrist D, Roy E M, Harrison J L, et al. Previously unaccounted atmospheric mercury deposition in a midlatitude deciduous forest[J]. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 2021, 118(29): e2105477118.
- [7] Zhou J, Obrist D. Global mercury assimilation by vegetation[J]. *Environmental Science & Technology*, 2021, 55(20): 14245-14257.
- [8] FAO. The state of the world's forests 2020[R]. Rome, 2020.

- [9] Wang X, Yuan W, Lin C J, et al. Climate and vegetation as primary drivers for global mercury storage in surface soil[J]. *Environmental Science & Technology*, 2019, 53(18): 10665–10675.
- [10] Strassburg B B N, Kelly A, Balmford A, et al. Global congruence of carbon storage and biodiversity in terrestrial ecosystems[J]. *Conservation Letters*, 2010, 3(2): 98–105.
- [11] Cavanaugh K C, Gosnell J S, Davis S L, et al. Carbon storage in tropical forests correlates with taxonomic diversity and functional dominance on a global scale[J]. *Global Ecology and Biogeography*, 2014, 23(5): 563–573.
- [12] Cao M, Zou X, Warren M, et al. Tropical forests of Xishuangbanna, China[J]. *Biotropica*, 2006, 38(3): 306–309.
- [13] 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.
- [14] 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.
- [15] Xia S W, Chen J, Schaefer D, et al. Scale-dependent soil macronutrient heterogeneity reveals effects of litterfall in a tropical rainforest[J]. *Plant and Soil*, 2015, 391(1–2): 51–61.
- [16] Pleijel H, Klingberg J, Nerentorp M, et al. Mercury accumulation in leaves of different plant types—The significance of tissue age and specific leaf area[J]. *Biogeosciences*, 2021, 18(23): 6313–6328.
- [17] Walkley A. A critical examination of a rapid method for determining organic carbon in soils—effect of variations in digestion conditions and of inorganic soil constituents[J]. *Soil Science*, 1947, 63(4): 254–264.
- [18] Yuan W, Wang X, Lin C J, et al. Process factors driving dynamic exchange of elemental mercury vapor over soil in broadleaf forest ecosystems[J]. *Atmospheric Environment*, 2019, 219, 117047.
- [19] Yuan W, Wang X, Lin C J, et al. Stable mercury isotope transition during postdepositional decomposition of biomass in a forest ecosystem over five centuries[J]. *Environmental Science & Technology*, 2020, 54(14): 8739–8749.
- [20] Fostier A H, Melendez-Perez J J, Richter L. Litter mercury deposition in the Amazonian rainforest[J]. *Environmental Pollution*, 2015, 206: 605–610.
- [21] Teixeira D C, Lacerda L D, Silva-Filho E V. Mercury sequestration by rainforests: The influence of microclimate and different successional stages[J]. *Chemosphere*, 2017, 168: 1186–1193.
- [22] Teixeira D C, Montezuma R C, Oliveira R R, et al. Litterfall mercury deposition in Atlantic forest ecosystem from SE - Brazil[J]. *Environmental Pollution*, 2012, 164: 11–15.
- [23] 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.
- [24] 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.
- [25] Richardson J B, Friedland A J. Mercury in coniferous and deciduous upland forests in northern New England, USA: Implications of climate change[J]. *Biogeosciences*, 2015, 12(22): 6737–6749.
- [26] Fostier A H, Forti M C, Guimaraes J R D, et al. Mercury fluxes in a natural forested amazonian catchment (Serra do Navio, Amapá State, Brazil)[J]. *Science of the Total Environment*, 2000, 260(1–3): 201–211.
- [27] Silva E V, Machado W, Oliveira R, et al. Mercury deposition through litterfall in an Atlantic Forest at Ilha Grande, southeast Brazil[J]. *Chemosphere* 2006, 65(11): 2477–2484.
- [28] Teixeira D C, Lacerda L D, Silva-Filho E V. Foliar mercury content from tropical trees and its correlation with physiological parameters in situ[J]. *Environmental Pollution*, 2018, 242: 1050–1057.
- [29] Fu X W, Zhu W, Zhang H, et al. Depletion of atmospheric gaseous elemental mercury by plant uptake at Mt. Changbai, Northeast China[J]. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 2016, 16(20): 12861–12873.
- [30] Jiskra M, Wiederhold J G, Skjellberg U, et al. Mercury deposition and re-emission pathways in boreal forest soils investigated with Hg isotope signatures[J]. *Environmental Science & Technology*, 2015, 49(12): 7188–7196.
- [31] Guedron S, Arnouroux D, Tessier E, et al. Mercury isotopic fractionation during pedogenesis in a tropical forest soil catena (French Guiana): Deciphering the impact of historical gold mining[J]. *Environmental Science & Technology*, 2018, 52(20): 11573–11582.
- [32] Yuan W, Wang X, Lin C J, et al. Impacts of extreme weather on mercury uptake and storage in subtropical forest ecosystems[J]. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 2022, 127(1): e2021JG006681.

Spatial Distribution of Mercury in Bubeng Typical Tropical Forest of Yunnan Province, China

ZHANG Wenfu¹, WANG Xiaohai², ZHOU Huaze², AI Danni², ZHANG Rufeng²,
SU Qizhao², LIU Shengqiang², YUAN Wei³

(1. CAS Key Laboratory of Tropical Forest Ecology, Xishuangbanna Tropical Botanical Garden, Chinese Academy of Sciences, Xishuangbanna Yunnan 666300, China; 2. Mengla Institute of Conservation, Xishuangbanna Administration of Nature Reserves, Xishuangbanna Yunnan 666300, China; 3. State Key Laboratory of Environmental Geochemistry, Institute of Geochemistry, Chinese Academy of Sciences, Guiyang 550081, China)

Abstract: Tropical forests play an important role in global biogeochemical mercury (Hg) cycling. Tropical forest could account for 45% of global forest-covered areas which contributes >50% of global litterfall Hg deposition. However, there is a lack of understandings of Hg biogeochemical processes in the global tropical forest, causing the great uncertainties on global calculation. In this study, we investigated spatial distribution of surface soil Hg level with the 5 m resolution and relative litterfall Hg flux in Bubeng tropical forests of Yunnan Province, China. Our results displayed the litterfall Hg deposition flux was up to 75 $\mu\text{g}/(\text{m}^2 \cdot \text{a})$, while only $71 \pm 16 \text{ ng/g}$ Hg concentration can be measured in surface soil. Structural equation modeling result shows soil organic carbon results in direct positive effect on surface soil Hg, but no significant effect could be attributed to litterfall Hg flux. For lowering the uncertainty caused, we suggest litterfall trap number should be greater than 14 per ha and surface soil number up to 20–25 per ha, respectively. Our study highlights the elevated nutrient turnover offsets the high litterfall Hg input in tropical forest, which is decreasing the atmospheric Hg sink.

Key words: mercury flux; tropical forest; mercury spatial distribution