

乌鲁木齐市树木叶片汞浓度时空特征及环境意义

李鑫^{1,2} 李俭^{3,4} 王训⁵ 袁巍⁵ 张毓涛² 常顺利^{1,*}

(1.新疆大学生态与环境学院 绿洲生态教育部重点实验室,乌鲁木齐 830046;

2.新疆林科院森林生态研究所 新疆天山森林生态系统国家定位观测研究站,乌鲁木齐 830063;

3.陕西省土地工程建设集团,西安 710000; 4.陕西省土地工程技术研究院,西安 710000;

5.中国科学院地球化学研究所,贵阳 550081)

摘要: 城市大气环境由于受人为活动影响,具有较高大气汞浓度和时空分布不均一特征。植被叶片虽具有较强富集大气汞的能力,但能否指示城市大气汞时空变化,目前尚有存疑。本文通过连续监测新疆乌鲁木齐市区内6个采样点5种常见树种叶片,在生长季(2019年5~10月)内的汞浓度,分析树叶汞浓度的时空分布变化特征,进而寻找潜在的最优树种叶片,反演乌鲁木齐市大气汞污染程度。结果表明,城市内的局地污染能够显著提高叶片汞浓度;树种叶片对大气汞浓度的敏感性存在明显差异($P < 0.01$);落叶阔叶树的叶汞浓度与叶片生长时间呈显著正相关关系($P < 0.01$),即叶片在整个生长期不断积累大气汞;而针叶汞浓度一年之内与生长时间无显著关系。考虑到圆冠榆叶片对大气汞浓度敏感性较高且分布范围更广,圆冠榆作为乌鲁木齐市城市大气汞的生物监测器较为合适。本研究为研究城市大气汞浓度生物监测提供了典型的案例与借鉴。

关键词: 叶片汞浓度;汞富集效率;大气汞;汞污染;生物监测器

中图分类号: X51; X173 文献标识码: A 文章编号: 1672-9250(2022)03-0360-08 doi: 10.14050/j.cnki.1672-9250.2022.50.080

汞是一种生物毒性极强的全球性重金属污染物,能够通过大气环流进行长距离传输^[1]。自工业革命以来,人类活动排放大量的汞,使得当前大气汞浓度比工业革命前升高了3至5倍(1~5 ng/m³)^[2-3]。显著的人为源汞排放对自然生态环境以及人类健康造成了潜在的威胁,对此旨在控制人为源汞排放和含汞产品使用,且具有法律约束力的国际性汞公约——《水俣公约》于2017年8月16日正式生效。这意味着汞的相关研究不仅仅是科学共识,还将对政治、经济及环境外交产生深远影响。

大气中的汞来源主要有三个方面:人为活动汞排放(如含汞产品的使用、工业废气的排放、废物处理等,占比30%)、自然源汞排放(如火山活动等,占比10%)以及先前沉降汞的再释放(森林排汞及海洋排汞,占比60%)^[4]。大气中根据汞的物理化学形态可分为气态单质汞(Hg^0 , GEM, gaseous elemental mercury)、活性氧化汞(Hg^{2+} , RGM, reactive gaseous mercury)和颗粒态汞(PHg, PBM, particulate-bound mercury)。GEM约占大气汞的

95%以上,而PBM占比通常在5%~10%以下,RGM占大气总汞的1%~3%^[5]。大气中RGM与PBM可通过干/湿沉降的方式从大气中快速去除^[6],而GEM由于化学性质稳定且不溶于水,能够在大气中长时间停留(约0.5~1.5年)。GEM主要以干沉降方式进入陆地生态系统,如植物叶片气孔吸收与叶表皮吸附^[5]。此外,GEM还在太阳辐射、大气活性自由基与大气氧化物等作用下转化为RGM,或吸附于颗粒物形成PBM,经降水湿沉降过程或颗粒物直接干沉降过程,进入陆地生态系统^[7]。全球而言,植被对全球汞循环起着至关重要的作用,显著地影响全球大气汞分布格局^[8]。此外,植被叶片还可作为潜在的大气汞的生物监测器,其汞浓度的高低能指示大气汞浓度变化规律^[9]。

近年来,城市大气环境中汞污染日益严峻,汞污染的加剧将对人类健康造成巨大威胁,因此对城市环境中大气汞浓度监测刻不容缓^[10-11]。城市大气环境受人为活动影响剧烈,通常具有较高的大气汞浓度和时空分布不均一的特征。考虑到城市环

收稿日期: 2022-01-17; 改回日期: 2022-05-05

基金项目: 新疆自治区公益性科研院所基本科研业务经费资助项目(KY2020015)。

第一作者简介: 李鑫(1996-),男,硕士研究生,主要研究方向为森林生态系统汞循环。E-mail: 772526871@qq.com。

* 通讯作者: 常顺利(1975-),男,博士,研究方向为森林生态系统。E-mail: ecoesl@163.com。

境错综复杂、功能性分区特征明显,因此针对特征性的功能分区进行大气汞的监测,能够有效地了解不同人群大气汞的暴露健康风险。另外,考虑到传统的大气汞监测技术仪器价格昂贵,且区域局限性小,维护成本费时费力,因此利用植物汞浓度指示长时间大气汞暴露程度成为一种近似替代的可行性方案。近年来,利用城市绿化植被、苔藓等生物组织是监测城市大气汞浓度时空分布的重要手段之一^[12-13]。本研究考虑到植被叶片汞主要来源于大气且城市植被分布范围较广,科学假设为城市源控制下的植被叶片汞浓度可指示城市大气汞时空分布规律。

乌鲁木齐市是中国西北地区第二大城市,人口众多,工业发达。了解大气汞浓度空间分布规律有利于减少人群汞暴露风险,免受汞的毒害效应。因此开展对该城市不同植物树叶汞含量调查,以评估

该城市大气汞浓度空间分布规律特征具有现实意义;进而对该城市大气汞植被监测方法进行初步探索与物种遴选。本研究拟通过动态监测乌鲁木齐市优势树种的叶汞浓度,探讨不同植被叶片汞浓度与大气环境污染程度的响应关系,筛选出相对较为优势的树种叶片,作为乌鲁木齐大气汞生物监测器候选指标。

1 材料和方法

1.1 研究区概况与样品采集

乌鲁木齐(86°37'33"~88°58'24"E,42°45'32"~44°08'00"N)是新疆维吾尔自治区首府,位于中国西北、新疆中部、欧亚大陆腹地、天山北部和准噶尔盆地南部。乌鲁木齐市平均海拔800 m,地形起伏大,南部和东北部高,中北部低。地貌类型齐全,以山地地形为主,山地面积占总面积的61.5%,平

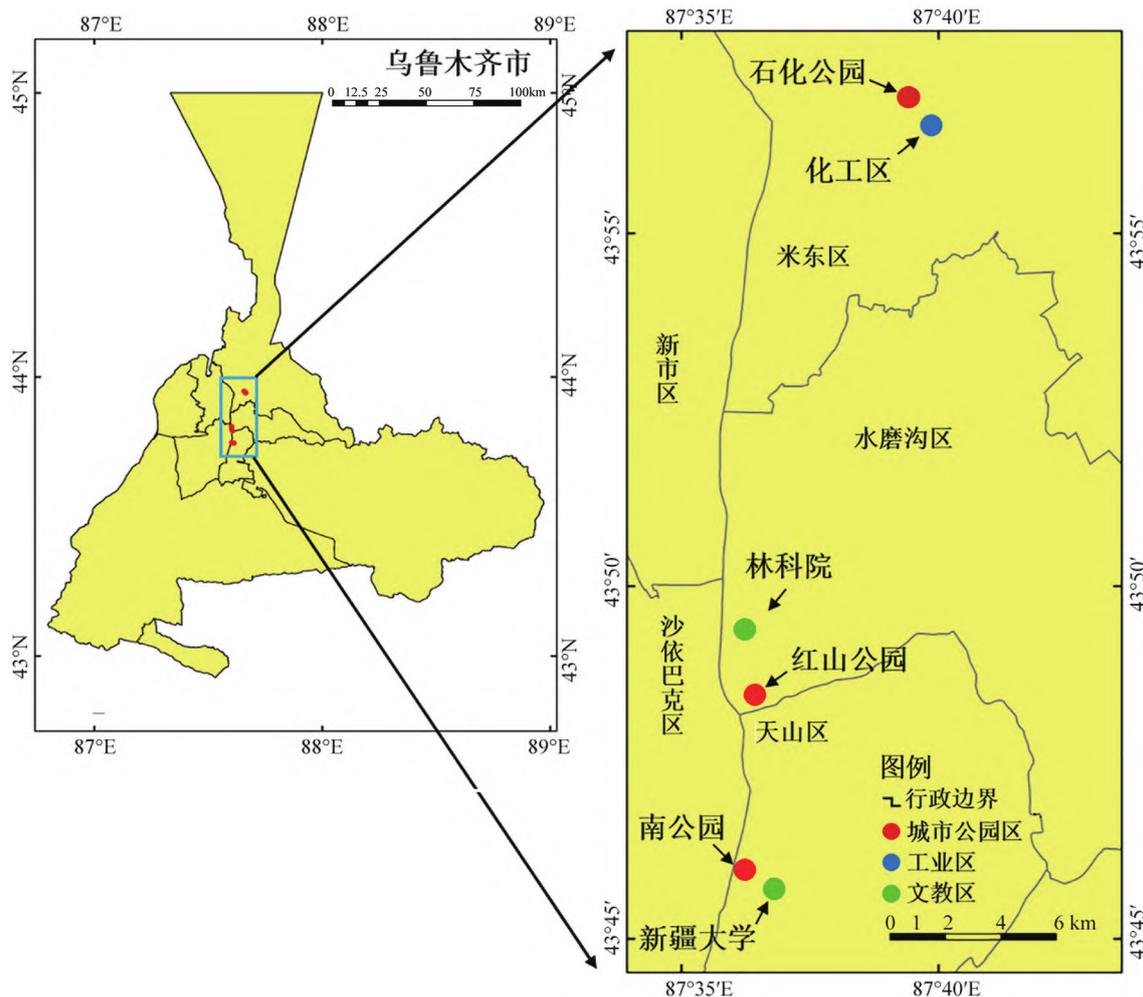


图1 采样点分布图

Fig.1 Distribution of sampling points

原、丘陵面积占 38.5%^[14]。乌鲁木齐为典型中温带大陆性气候,年平均气温为 6.5℃。一年最热月份是 7 月和 8 月,平均气温为 25.7℃;最冷月份是 1 月,平均气温为 -15.2℃,年平均降雨量约 298.7 mm,年蒸发量 2 570 mm,年日照总和为 2 775 h。

本研究中,在乌鲁木齐市布设 6 个采样点,采样点分布如图 1 所示。根据城市功能分区为文教区、城市公园区以及工业区。其中文教区包括新疆大学校园(红湖校区)与林科院;城市公园区包括南公园、红山公园与石化公园;而工业区指化工区。还需注意的是,化工区采样点是在一家化工企业厂区内采样,与石化公园采样点直线距离较近,约 300 m。每个采样区域相隔 300~500 m。于 2019 年 5~10 月的每月 20 号左右(样品周期 2~3 天),采集 4 种常见落叶阔叶树种叶片(红叶海棠(*Begonia rhodophylla* C. Y. Wu)、大叶白蜡(*Fraxinus rhynchophylla*)、圆冠榆(*Ulmus densa* Litw.)、新疆杨(*Populus alba* var. *pyramidalis* Bge.)) 和 1 种针叶树种叶片(蒙古云杉(*Picea schrenkiana* var. *tianschanica* (Rupr.) W.C.Cheng & S.H.Fu))。每个采样区域落叶阔叶采集 8~12 片,针叶采集 40~50 片,并对采样树木进行标记。为保证叶龄的一致性,每次采集枝干上相同位置相似大小的树叶。五种树木的采样高度为 2~6 m,并且将采集的叶片装入聚乙烯自封袋中带回实验室。

1.2 样本处理和测定

采集的叶片移除叶柄,放入超纯水,振荡 50 次后静置 20 min,更换超纯水,重复上述操作三次,以去除叶片表面颗粒物。清洗后的叶片放入信封在 45℃烘箱中烘干处理 48 h,烘干后的叶片用粉碎机(IKA A11 basic,德国)粉碎后,冷冻保存(-20℃)。为防止样品交叉污染,粉碎样品后,用无水乙醇多次清洗粉碎机。利用 DMA-80 总汞分析仪(Milestone,意大利)测定样品总汞浓度。每个样品均测试 2 次以上,其结果间相对误差低于 5%。每间隔 30 个样品使用 GBW10020(GSB-11)柑橘叶标准物质(汞含量:150±20 ng/g)进行数据质量控制,其回收率范围为 90%~110%。

1.3 统计分析

本研究采用 Excel,Origin 2018,Argis 10.2.1 软件完成相关统计分析与图表制作。由于数据量较多($n>30$),采用 Jarque-Bera T 检验与 Levene 检

验验证样本数据,结果表明数据具有正态性与方差齐性,因此本研究主要采用单因素方差分析对不同树种叶片汞浓度均值进行显著性分析;采用回归分析、皮尔逊相关分析,探讨叶片月份间树叶汞浓度增长变化。

2 结果

2.1 不同树种叶片汞浓度变化趋势

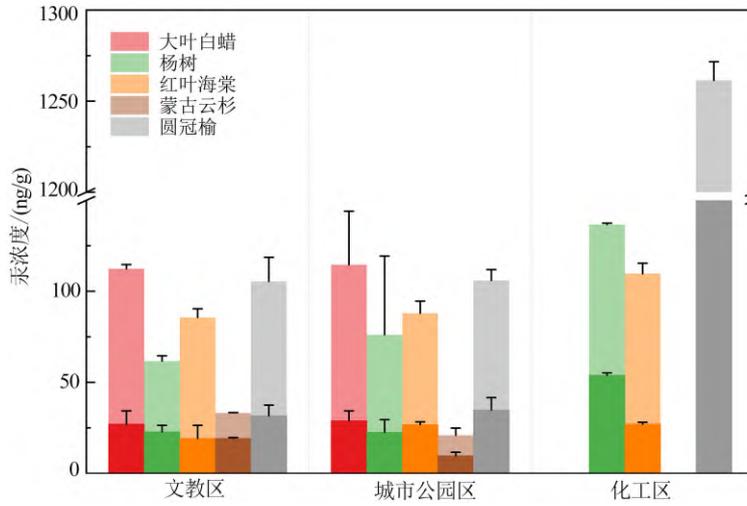
本研究中,落叶阔叶树种叶片在其生长周期汞浓度表现为持续增高,随生长时间呈现出线性增加趋势($P<0.05$)。在文教区与城市公园区,圆冠榆、大叶白蜡、红叶海棠、杨树 5 月初始平均叶片汞浓度(均值±标准差,下同)分别为 33.5±7.4、28.2±6.9、23.8±6.7、28.3±9.1 ng/g;10 月衰老叶片的平均汞浓度分别为 72.1±10.8、83.1±25.5、61.8±10.3、59.5±39.6 ng/g(图 2)。即落叶阔叶树种叶片 10 月份汞浓度相较于 5 月份叶片汞浓度增加了 1.5~4.0 倍。工业区叶片汞浓度显著大于同期文教区与城市公园区叶片汞浓度($P<0.05$),但落叶阔叶汞浓度增长倍数与文教区、城市公园区确无显著差异($P>0.05$),为 1.5~3.0 倍(化工区无大叶白蜡与蒙古云杉样品)。其具体结果为圆冠榆、红叶海棠、杨树叶片 5 月初始汞浓度为 362.3±35.1、27.1±1.0、53.9±43.1 ng/g;到 10 月衰老叶片汞浓度分别为 899.1±10.2、82.6±5.7、82.7±0.8 ng/g(图 2)。

不同于落叶阔叶树种,本研究中唯一的针叶树种—蒙古云杉在同期的 5~10 月间,叶片汞浓度无显著($P>0.05$)变化(蒙古云杉:五月:16.8±3.1 ng/g,10 月 22.4±13.4 ng/g)。另外,蒙古云杉中叶片汞浓度低于同区域内落叶阔叶树种叶片汞浓度,这表明针叶林树种对于汞的累积速率低于落叶阔叶林树种。

2.2 典型叶片生长过程中汞积累特征

落叶阔叶树种与针叶树种在生长期内,叶汞浓度积累速率具有显著差异($P<0.05$)。四种落叶阔叶树种—圆冠榆、大叶白蜡、红叶海棠、杨树,平均每月叶汞积累速率 K (±标准差; K 为回归曲线斜率,单位为 $\text{ng}/(\text{g}\cdot\text{month})$)分别为 23.9±6.2、13.8±3.7、8.4±2.0、3.0±0.8 $\text{ng}/(\text{g}\cdot\text{month})$,而针叶树种蒙古云杉平均每月叶汞积累速率 K 趋于 0。

对于不同采样点的同种植被的叶片,叶片汞积累速率也存在显著差异($P<0.05$)(如图 3 所示)。



柱状图颜色较深表示 5 月份叶汞浓度, 较浅表示 10 月份叶汞浓度。

图 2 不同树种 5 月与 10 月叶片汞浓度特征

Fig.2 Characteristics of mercury concentrations in leaves of different tree species in May and October

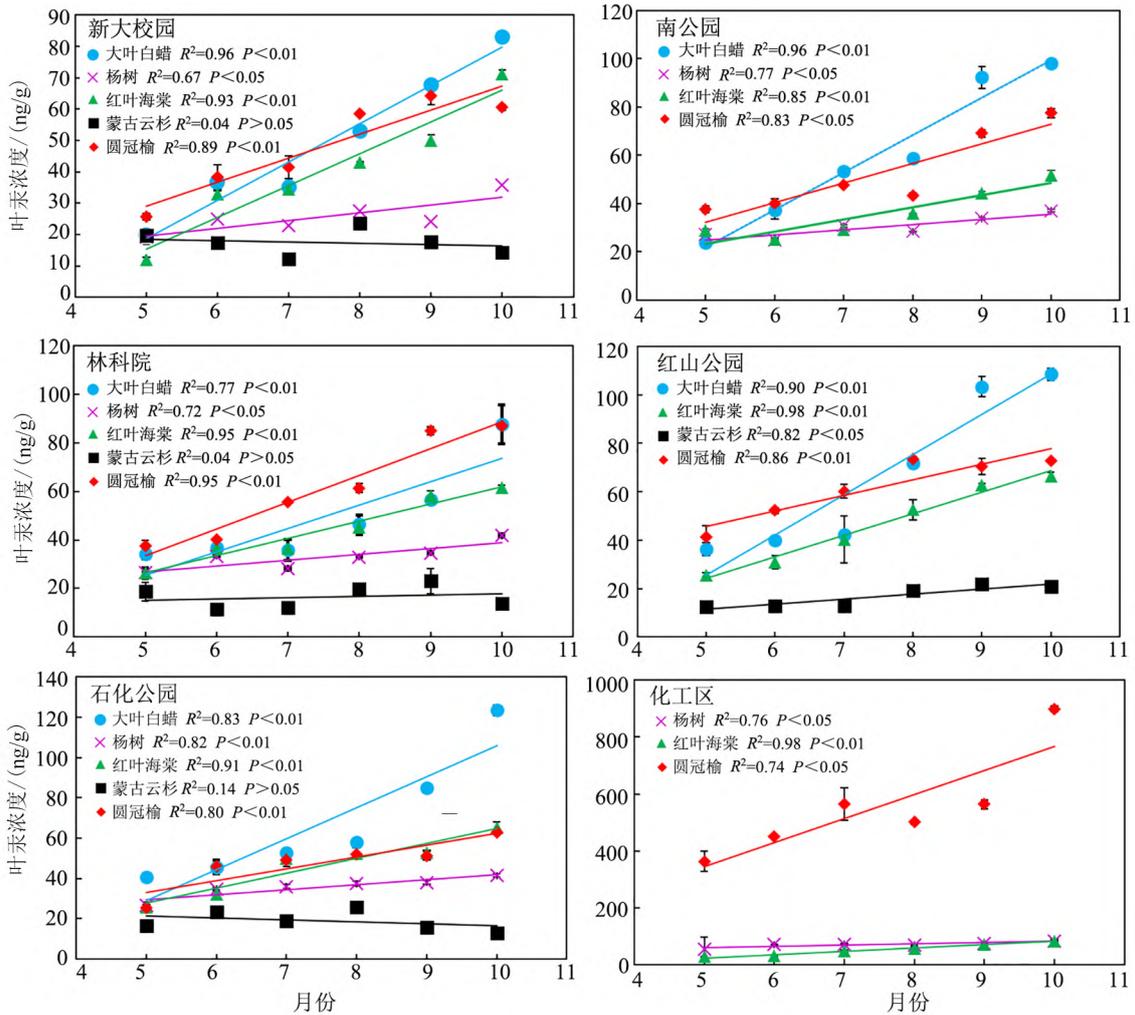


图 3 不同采样点叶汞浓度 5~10 月变化趋势

Fig.3 Trends in leaf mercury concentration at different sampling sites from May to October

圆冠榆叶汞积累速率在文教区分别为 $K_{\text{新大校园}} = 8.7 \pm 2.2 \text{ ng}/(\text{g} \cdot \text{month})$ 、 $K_{\text{林科院}} = 11.7 \pm 2.9 \text{ ng}/(\text{g} \cdot \text{month})$, 在城市公园区分别为 $K_{\text{南公园}} = 9.8 \pm 2.6 \text{ ng}/(\text{g} \cdot \text{month})$ 、 $K_{\text{红山公园}} = 7.4 \pm 1.9 \text{ ng}/(\text{g} \cdot \text{month})$ 、 $K_{\text{石化公园}} = 7.4 \pm 2.0 \text{ ng}/(\text{g} \cdot \text{month})$, 以及在工业区为 $K_{\text{化工区}} = 114.7 \pm 34.3 \text{ ng}/(\text{g} \cdot \text{month})$ 。大叶白蜡叶汞积累速率在文教区分别为 $K_{\text{新大校园}} = 12.7 \pm 3.1 \text{ ng}/(\text{g} \cdot \text{month})$ 、 $K_{\text{林科院}} = 12.4 \pm 3.4 \text{ ng}/(\text{g} \cdot \text{month})$, 在城市公园区分别为 $K_{\text{南公园}} = 16.1 \pm 3.9 \text{ ng}/(\text{g} \cdot \text{month})$ 、 $K_{\text{红山公园}} = 18.4 \pm 4.6 \text{ ng}/(\text{g} \cdot \text{month})$ 、 $K_{\text{石化公园}} = 2.9 \pm 0.8 \text{ ng}/(\text{g} \cdot \text{month})$ 。红叶海棠叶汞积累速率在文教区分别为 $K_{\text{新大校园}} = 10.9 \pm 2.7 \text{ ng}/(\text{g} \cdot \text{month})$ 、 $K_{\text{林科院}} = 7.4 \pm 1.8 \text{ ng}/(\text{g} \cdot \text{month})$, 在城市公园区分别为 $K_{\text{南公园}} = 5.9 \pm 1.6 \text{ ng}/(\text{g} \cdot \text{month})$ 、 $K_{\text{红山公园}} = 9.1 \pm 2.2 \text{ ng}/(\text{g} \cdot \text{month})$ 、 $K_{\text{石化公园}} = 8.2 \pm 2.1 \text{ ng}/(\text{g} \cdot \text{month})$, 以及在工业区为 $K_{\text{化工区}} = 11.8 \pm 2.9 \text{ ng}/(\text{g} \cdot \text{month})$ 。杨树叶汞积累速率在文教区分别为 $K_{\text{新大校园}} = 3.5 \pm 1.2 \text{ ng}/(\text{g} \cdot \text{month})$ 、 $K_{\text{林科院}} = 3.3 \pm 1.0 \text{ ng}/(\text{g} \cdot \text{month})$, 在城市公园区分别为 $K_{\text{南公园}} = 2.7 \pm 0.8 \text{ ng}/(\text{g} \cdot \text{month})$ 、 $K_{\text{石化公园}} = 18.4 \pm 4.8 \text{ ng}/(\text{g} \cdot \text{month})$, 以及在工业区为 $K_{\text{化工区}} = 5.7 \pm 1.6 \text{ ng}/(\text{g} \cdot \text{month})$ 。综上所述, 工业区叶片汞浓度增长率显著高于文教区和城市公园区速率 ($P < 0.01$), 其中不同树种积累速率可高 1.5~10 倍。

3 讨论

3.1 不同类型叶片汞浓度差异

汞通量及其同位素的研究均表明, 植被叶片中的汞主要来自于叶片表面吸附大气中的氧化汞和颗粒汞, 及叶片通过气孔吸收大气中的零价汞^[15-17]。植被叶片吸收大气中的零价汞后, 在叶片内部能够转化为活性的 Hg^{2+} , 并被植物叶片中的巯基(-SH)等官能团固定形成化学活性相对稳定的化合物(如 $\text{Hg}(\text{SR})_2$)^[18]。考虑到植被叶片中的巯基(-SH)的数量远远大于植被中游离态 Hg^{2+} 的数量, 能够为汞的固定提供足够多的结合位点^[19], 因此汞在植物叶片生长周期内呈现出持续积累的趋势。

在采样期内(5~10月)落叶阔叶树种叶片比针叶树种叶片具有更高的汞富集效率。造成上述汞积累速率差异的主因是落叶阔叶与针叶树种在生理、形态特征上的差异。落叶阔叶树种的叶周期短(小于1年), 叶面积大, 叶片气孔数量多, 气孔导度高, 有利于其叶片吸收大气汞, 因此具有较高的汞积累

速率。而针叶树种叶片汞浓度在采样期内无显著变化($P > 0.05$), 主要是由于针叶周期长(2~5年), 在短的监测时间(5~10月)内, 叶汞浓度变化不明显。如红桤木(*Alnus rubra*; 阔叶树)与道格拉斯冷杉(*Pseudotsuga menziesii*; 针叶树)叶汞浓度具有极显著差异($P < 0.01$)^[20]。此外, 植被叶片也存在再释放汞的行为, 已有研究表明先前沉降的汞约有30%能够通过再释放的形式返回大气, 即植被叶片同时扮演大气汞源的角色^[21]。这表明植被叶片与大气间汞的交换过程是动态的双向交换的过程, 未来仍需要更多的野外观测来全面量化其累积过程。

不同城市的植物衰老叶片汞浓度差异可间接反映城市大气汞浓度的高低。如表1所示, 乌鲁木齐市衰老叶片平均汞浓度(除化工区)与欧美以及中国其他城市相比, 衰老叶汞浓度偏高。其原因可能与乌鲁木齐的产业结构类型相关。乌鲁木齐市第二产业(如制造业、建筑业、原料生成与供应业)占生产总值的26.6%~31.8%^[22]。先前研究表明, 第二产业生产过程中能够造成汞的大量排放, 造成大气汞浓度显著升高^[23]。乌鲁木齐市地处盆地低洼处, 周边环山, 大气对流弱, 人为活动排放的汞(如汽车尾气、工业废气)难以消散。因此, 其独特的城市地形特征, 可能是乌鲁木齐市平均叶汞浓度高于其他城市的一个重要原因。此外, 研究表明叶汞浓度与太阳辐射具有显著相关性^[24]。相比于欧美以及中国其他城市, 乌鲁木齐市年太阳辐射时间较长(2775h), 城市植被叶片光合呼吸等作用时间较长, 从而也可能导致叶片与大气汞交换通量增高及叶汞浓度增大。最值得注意的是, 乌鲁木齐市大气汞浓度异质性分布特征仍未知。据目前研究报告, 全球城市平均大气汞浓度为0.1~5.0 ng/m^3 ^[25], 但如表1所示, 国内外城市大气汞浓度具有显著差异, 为此还需更多的直接监测研究对乌鲁木齐市大气汞浓度予以证明。

3.2 典型叶片生长过程中汞积累速率特征与监测物种选择

如前所述, 树种叶片对大气汞浓度的敏感性存在明显差异。针叶树种相对于落叶阔叶树种, 在整个叶周期叶汞积累速率较慢^[33]。因此, 本研究选择落叶阔叶树种作为乌鲁木齐市城市大气汞的监测树种更为合适。值得注意的是, 不同阔叶树种叶汞积累速率具有显著差异。如图3所示, 圆冠榆叶在所有样点的平均汞积累速率最高, 其次为大叶白

表1 国内外城市与污染区落叶树木汞浓度对比

Table 1 Comparison of mercury concentrations in deciduous tree leaves in cities and polluted areas at home and abroad

地区	采样时间/月	树种/叶片汞浓度/(ng/g)	大气汞浓度(TGM)/(ng/m ³)
美国·明尼苏达州· 双城市都市圈	10	欧洲七叶树(29.9±3.4) ^[15]	
		美国榆树(41.0±6.8)	
		银杏树(19.1±2.8)	
		美洲落叶松(43.1±1.7)	
		红橡树(25.2±5.5)	
		糖枫(30.6±4.8)	
加拿大·安大略省· 多塞特镇金斯顿市	10	红橡树(24.7±5.0) ^[26]	
		东部棉白杨(16.9±3.3)	
		糖枫(23.6±1.2)	
		柳树(22.1±2.1)	
罗马尼亚·图尔达市 (化工小镇)	9	白柳(23~4 600) ^[24]	2~138 ^[24]
波兰·大波兰省· 波兹南市	11	挪威槭树(47.4±14.7) ^[27]	
		宽叶槭树(43.3±11.5)	
中国·北京市		槐树(45.0±11.5) ^[28]	2.5~34.9 ^[29]
		毛白杨(36.9±6.4)	
		银杏(22.5±7.9)	
中国·上海市	11	樱花(54.2±12.0) ^[30]	2.70 ^[31] ; 4.19 ^[32]
		水杉(42.0±9.0)	
		法桐(36.1±11.0)	
中国·乌鲁木齐市	10	红叶海棠(65.3±11.3)	
		大叶白蜡(100.2±16.4)	
		圆冠榆(72.2±10.8)	
		杨树(39.0±3.1)	
		蒙古云杉(针叶)(15.4±3.6)	

蜡、红叶海棠,最小为杨树。另外还发现,圆冠榆在化工区5~10月汞浓度显著高于其他采样点($P < 0.01$)。这主要是由于化工区采样点是在氯碱厂内,氯碱厂生产过程产生的大量汞废气,导致大气汞浓度急剧升高所致。

本研究进一步在不同采样区,分析了不同落叶阔叶树种的叶汞积累速率的差异,发现不同采样点,落叶阔叶树种叶汞积累速率排序存在明显差异(如图3所示)。如在公园区、文教区,大叶白蜡叶汞浓度积累速率最高,其次为圆冠榆与红叶海棠,而杨树积累速率最低。这表明不同落叶阔叶树种的叶片对大气汞的吸收能力也具有显著差异,其原因可归结于落叶阔叶树种间自身生理特征(如叶片面积、气孔导度、光合速率等)以及环境因素差异。杨树叶汞浓度积累速率在不同采样点无显著差异($P > 0.05$),可能原因是杨树叶片汞累

积速率相对较慢,不足以响应局地环境的时空变化差异。

化工区的红叶海棠、圆冠榆、杨树的叶汞浓度增长率,比生活区(文教及公园)的平均速率高1.5~10倍($P < 0.05$)。这说明城市内的局地污染,能够显著提高叶片汞浓度。石化公园与最近化工区的直线距离不足300m,但处于其上风向。如工业区的圆冠榆、红叶海棠、杨树的衰老叶片平均汞浓度分别是石化公园对应树种叶片汞浓度的7.3、1.3、2.0倍。这表明大气汞污染扩散范围受到风向的影响制约,这与乌鲁木齐峡谷放射状的叶汞浓度空间分布模式相似^[34]。

综合前文的对比分析结果,本研究基于以下两方面原因,认为圆冠榆可作为乌鲁木齐城市大气汞较为理想的生物监测器。一是,圆冠榆与红叶海棠相比,两者在文教区与城市公园区叶汞浓

度积累速率无显著差异 ($P>0.05$);但在化工区,圆冠榆叶汞积累速率显著大于红叶海棠(图3F所示)。这表明在大气汞浓度较高区域,圆冠榆对大气汞浓度的响应比红叶海棠更敏感。二是,圆冠榆与大叶白蜡相比,在文教区与城市公园区,虽然大叶白蜡叶汞积累速率高于圆冠榆,但考虑到乌鲁木齐市城市植被结构,圆冠榆比大叶白蜡分布范围更广^[14]。值得注意的是,落叶阔叶树种在初春与冬季无叶片,因此未来对于初春与冬季乌鲁木齐市大气汞的监测,还需辅以其他的监测手段。

4 结论

典型点源污染区周边的较高大气汞浓度能够促进植物汞吸收与积累,但其影响范围有限。其次,不同落叶阔叶树种的叶片汞浓度在一年生长周期内均表现出呈线性增加的规律;而针叶树种叶片汞浓度无明显变化,其原因在于落叶阔叶树种吸收大气汞的效率明显高于针叶树种的效率。最后,考虑到不同树种对大气汞浓度的敏感性差异以及乌鲁木齐市城市植被结构,圆冠榆可作为乌鲁木齐市大气汞的生物监测器。

参 考 文 献

- [1] Edward A N, David F G, et al. Regional trends in mercury distribution across the great lakes states, north central USA [J]. *Nature*, 1992, 358: 139.
- [2] Morel F M M, Kraepiel A M L, Amyot M. The chemical cycle and bioaccumulation of mercury [J]. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 1998, 29: 543-566.
- [3] Maria B, Nunzia A, Marco B, et al. Assessment of mercury exposure in human populations: A status report from Augusta Bay (southern Italy) [J]. *Environmental Research*, 2016, 150: 592-599.
- [4] Pirrone N, Cinnirella S, Feng X, et al. Global mercury emissions to the atmosphere from anthropogenic and natural sources [J]. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 2010, 10(201): 5951-5964.
- [5] 冯新斌,曹晓斌,付学吾,等. 环境地球化学研究若干新进展 [J]. *矿物岩石地球化学通报*, 2021, 40(2): 253-289+516-517.
- [6] 王训,袁巍,冯新斌. 森林生态系统汞的生物地球化学过程 [J]. *化学进展*, 2017, 29(9): 970-980.
- [7] 王立辉,严超宇. 大气汞来源、去向与形态分布研究概述 [J]. *现代化工*, 2015, 35(8): 18-22.
- [8] Martin J, Jeroen E S, Danie O, et al. A vegetation control on seasonal variations in global atmospheric mercury concentrations [J]. *Nature Geoscience*, 2018, 11(4): 244-250.
- [9] Davis D D, McClenahan J R, Hutnik J R. Selection of a biomonitor to evaluate mercury levels in forests of Pennsylvania [J]. *Northeastern Naturalist*, 2002, 9(2): 183-192.
- [10] 杜士强,于德永. 城市生态基础设施及其构建原则 [J]. *生态学杂志*, 2010, 29(8): 1646-1654.
- [11] 韩林桅,张森,石龙宇. 生态基础设施的定义、内涵及其服务能力研究进展 [J]. *生态学报*, 2019, 39(19): 7311-7321.
- [12] Morton-Bermea O, Hernández-Álvarez E, Ordoñez-Godínez S L, et al. Mercury, platinum, antimony and other trace elements in the atmospheric environment of the urban area of Mexico City: Use of ficus benjamina as biomonitor [J]. *Bulletin of Environmental Contamination Toxicology*, 2021, 106(4): 665-669.
- [13] Tomaevi M, Raji S, Orevi D, et al. Heavy metals accumulation in tree leaves from urban areas [J]. *Environmental Chemistry Letters*, 2004, 2(3): 151-154.
- [14] 尹林克,南伟疆,严成,等. 乌鲁木齐市城市植被类型及其特点 [J]. *干旱区研究*, 2011, 28(6): 1011-1019.
- [15] Laacouri A, Nater E A, Kolka R K. Distribution and uptake dynamics of mercury in leaves of common deciduous tree species in Minnesota, U.S.A. [J]. *Environmental Science & Technology*, 2013, 47(18): 10462-10470.
- [16] Andrew P R, James J S, Martin M S, et al. Dry deposition of gaseous elemental mercury to plants and soils using mercury stable isotopes in a controlled environment [J]. *Atmospheric Environment*, 2010, 45(4): 848-855.
- [17] Rutter A P, James J S, Martin M S, et al. Climate sensitivity of gaseous elemental mercury dry deposition to plants: Impacts of temperature, light intensity, and plant species [J]. *Environmental Science & Technology*, 2011, 45(2): 569-575.
- [18] Manceau A, Jianxu W, Mauro R, et al. Biogenesis of mercury-sulfur nanoparticles in plant leaves from atmospheric gaseous mercury [J]. *Environmental Science & Technology*, 2018, 52(7): 3935-3948.
- [19] Paola C, Gabriella F, Claudia F, et al. Sequestration of Hg²⁺ by some biologically important thiols [J]. *Journal of Chemical and Engineering Data*, 2011, 56(12): 4741-4750.
- [20] Daniel O, Dale W J, Robert L E. Effects of vegetation type on mercury concentrations and pools in two adjacent coniferous and deciduous forests [J]. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 2012, 175(1): 68-77.

- [21] Yuan W ,Sommar J ,Lin C H , et al. Stable isotope evidence shows re-emission of elemental mercury vapor occurring after reductive loss from foliage [J]. *Environmental Science & Technology* ,2019 ,53(2) : 651-660.
- [22] 乌鲁木齐市统计局. 2019年乌鲁木齐市国民经济和社会发展统计公报[N]. *乌鲁木齐晚报(汉)* 2020-06-08(A08).
- [23] 边英英,魏建新,张加敏,等. 乌鲁木齐产业结构特征与生态环境相关性分析[J]. *湖北农业科学* 2016,55(13):3533-3537.
- [24] Esbri J M ,Cacovean H ,Higuera P. Usage proposal of a common urban decorative tree (*Salix alba L.*) to monitor the dispersion of gaseous mercury: A case study from Turda (Romania) [J]. *Chemosphere* ,2018 ,193(C) : 74-81.
- [25] World Health Organization. WHO air quality guidelines for Europe ,2nd edition [EB/OL]. Denmark 2000.
- [26] Eden I H. Siwik ,Linda M C ,Gregory M , et al. Fine-scale mercury trends in temperate deciduous tree leaves from Ontario ,Canada[J]. *Science of the Total Environment* ,2009 ,407(24) : 6275-6279.
- [27] Kowalski A ,Frankowski M. Seasonal variability of mercury concentration in soils ,buds and leaves of acer platanoides and tilia platyphyllos in central Poland. [J]. *Environmental Science and Pollution Research International* ,2016 ,23(10) : 9614-9624.
- [28] Niu Z ,Zhang S ,Wang Z , et al. Mercury in leaf litter in typical suburban and urban broadleaf forests in China [J]. *Journal of Environmental Sciences* 2011 ,23(12) : 2042-2048.
- [29] Shili L ,Farhad N ,Chris P , et al. Atmospheric mercury monitoring survey in Beijing , China [J]. *Chemosphere* ,2002 ,48(1) : 97-107.
- [30] 王奇,王永杰,周立旻,等. 上海市公园绿地常见落叶树木叶片汞浓度时空特征及环境意义[J]. *环境化学* 2021 ,40(1) : 232-239.
- [31] Friedli H R ,Arellano A F ,Geng F , et al. Measurements of atmospheric mercury in Shanghai during september 2009 [J]. *Atmospheric Chemistry and Physics* . 2011 ,11 ,3781-3788.
- [32] Duan L ,Wang X ,Wang D , et al. Atmospheric mercury speciation in Shanghai , China [J]. *Science of the Total Environment* ,2017 ,578 ,460-468.
- [33] Ericksen J A ,Gustin D E ,Schorran D E. Accumulation of atmospheric mercury in forest foliage [J]. *Atmospheric Environment* ,2003 ,37(12) : 1613-1622.
- [34] Huhu K ,Xiaohong L ,Junming G , et al. Characterization of mercury concentration from soils to needle and tree rings of Schrenk spruce (*Picea schrenkiana*) of the middle Tianshan Mountains ,northwestern China [J]. *Ecological Indicators* ,2019 ,104: 24-31.

Spatial and Temporal Variations of Leaf Mercury Concentration in Urumqi: Implications of Environmental Significance

LI Xin^{1,2} , LI Jian^{3,4} , WANG Xun⁵ , YUAN Wei⁵ , ZHANG Yutao² , CHANG Shunli¹

(1. Key Laboratory of Oasis Ecology , Ministry of Education , College of Resources and Environmental Sciences , Xinjiang University , Urumqi 830046 , China; 2. National Positioning Observatory of Forest Ecosystem , Xinjiang Tianshan Mountains , Urumqi 830063 , China; 3. Shaanxi Province Land Engineering and Construction Group , Xi'an 710000 , China; 4. Shaanxi Institute of Land Engineering and Technology , Xi'an 710000 , China; 5. Institute of Geochemistry , Chinese Academy of Sciences , Guiyang 550081 , China)

Abstract: Due to the great influence of anthropogenic emissions , the atmospheric mercury (Hg) displays the elevated concentration and heterogeneous spatial and temporal distributions. Foliage has the high enrichment of atmospheric Hg , however with large knowledge gaps in displaying the spatial and temporal variations of urban environment. In this study , five tree species at six sampling plots in Urumqi were systematically monitored during growing season (May-October 2019) , to demonstrate the spatial and temporal variations , and to select the suitable foliage of tree species as an atmospheric Hg biomonitor in Urumqi. Our results showed local atmosphere pollution can significantly increase leaf mercury concentrations. Additionally , we observed a significant positive correlation between deciduous broadleaf leaf mercury concentration and growth time , suggesting the continuous mercury assimilation during growing period , but insignificant correlation between needle leaf mercury concentration and growth time. In addition , different deciduous broadleaf tree species also showed variations in atmospheric Hg assimilation ($P < 0.01$) . Given the highest Hg assimilation and wide distribution , the round crown elm is suggested to be a suitable atmospheric Hg biomonitor in Urumqi. Our study provides a typical case for selecting the atmospheric Hg biomonitor in urban regions.

Key words: leaf mercury concentration; mercury enrichment efficiency; atmospheric mercury; mercury pollution; biomonitors