

中国主要红树植物中汞含量特征与沉积物汞形态之间的关系

丁振华, 刘金铃, 李柳强, 林慧娜, 吴浩, 虎贞贞

(厦门大学生命科学学院, 厦门 361005)

摘要: 为了解红树植物对汞的富集能力和影响因素, 对我国几种主要的红树植物的汞含量、沉积物总汞含量和形态进行了研究. 结果表明, 几种主要红树植物的总汞含量范围为 $817.5 \sim 3\,197.6$ ng/g, 具有明显的种间差异和器官差异. 秋茄汞含量为 $(1\,579.4 \pm 1\,326.8)$ ng/g, 桐花树为 $(2\,115.1 \pm 1\,892.3)$ ng/g, 白骨壤为 $(2\,159.3 \pm 1\,678.7)$ ng/g, 木榄为 $(2\,566.5 \pm 821.6)$ ng/g, 海漆为 $(2\,104.3 \pm 1\,661.8)$ ng/g, 无瓣海桑为 $(3\,197.6 \pm 2\,782.8)$ ng/g, 老鼠簕为 817.5 ± 632.3 ng/g, 红海榄为 $(1\,801.8 \pm 1\,255.4)$ ng/g. 各种红树植物对汞的吸收能力的顺序为: 无瓣海桑 > 木榄 > 白骨壤 > 桐花树 > 海漆 > 红海榄 > 秋茄 > 老鼠簕. 我国主要红树林地区表层沉积物的汞形态主要为易挥发态, 其次为硫化物及有机结合态或可交换离子态, 少量为碳酸盐结合态和铁锰氧化物结合态, 残渣态少量甚至没有. 只有深圳红树林沉积物中的汞以残渣态为主, 其次为硫化物及有机物结合态. 无瓣海桑的茎和叶, 海漆叶的汞含量与易挥发态汞、可交换态汞具有显著正相关关系, 而大多数红树植物的茎汞和叶汞含量与沉积物的总汞含量、不同形态汞之间并没有明显的相关性. 红树植物富集的汞来源多样, 且这些不同来源的汞在植物体内可能是能够迁移的.

关键词: 红树植物; 汞; 沉积物; 形态; 红树林

中图分类号: X145; X173 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2010)09-2234-06

Distribution of Hg in Mangrove Plants and Correlation with Hg Speciation in Sediments

DING Zhen-hua, LIU Jin-ling, LI Liu-qiang, LIN Hui-na, WU Hao, HU Zhen-zhen

(School of Life Science, Xiamen University, Xiamen 361005, China)

Abstract: Plant is an important role in biogeochemical cycle of Hg. The aim of this study is to ascertain Hg accumulation in several kinds of mangrove plants, and to discuss relationship among Hg concentrations in mangrove plants and different Hg speciation in sediments. Contents of total mercury (THg) in mangrove plants and sediments were determined. Hg speciation was determined with a modified Tessier's method. Contents of THg of the mangrove plants were in the range of $817.5 \sim 3\,197.6$ ng/g. In detail, Hg concentration was $(1\,579.4 \pm 1\,326.8)$ ng/g in *Kandelia candel*, $(2\,115.1 \pm 1\,892.3)$ ng/g in *Aegiceras corniculatum*, $(2\,159.3 \pm 1\,678.7)$ ng/g in *Avicennia marina*, $(2\,566.5 \pm 821.6)$ ng/g in *Bruguiera gymnorrhiza*, $(2\,104.3 \pm 1\,661.8)$ ng/g in *Excoecaria agallocha*, $(3\,197.6 \pm 2\,782.8)$ ng/g in *Sonneratia apetala*, (817.5 ± 632.3) ng/g in *Acanthus ilicifolius*, $(1\,801.8 \pm 1\,255.4)$ ng/g in *Rhizophora stylosa*, respectively. There are obvious interspecific variation, and organic variation in THg contents of mangrove plants, which is closely related to environment and physiological characteristics of mangrove plants. Enrichment of THg in mangrove plants was inhomogeneous, following the order of *Sonneratia apetala* > *Bruguiera gymnorrhiza* > *Avicennia marina* > *Aegiceras corniculatum* > *Excoecaria agallocha* > *Rhizophora stylosa* > *Kandelia candel* > *Acanthus ilicifolius*. Mercury exists mainly in volatile form in most mangrove wetlands, but mainly in the form of residue in sediments from Shenzhen mangrove wetlands. Significantly positive correlations were found among Hg concentrations in leaves and stems of *Sonneratia apetala* and volatile Hg, exchangeable Hg of sediments. Significantly positive correlations were also found among Hg concentrations in leaves of *Excoecaria agallocha* and volatile Hg, exchangeable Hg of sediments. But, there is no significant correlation between Hg concentrations of most mangrove plants and different Hg speciation in sediments. It showed that plants assimilate Hg from different sources, such as water, sediment and air, and that Hg assimilated by plants could transfer among different plant organics.

Key words: mangrove plant; mercury; sediment; speciation; mangrove

汞是一种全球性污染物, 通过食物链传递对人类健康和生活环境造成严重影响. 湿地既是汞的源又是汞的汇, 植物中汞在生物地球化学循环中起着重要的作用^[1], 但目前对汞在植物中的富集与转化的研究还很少. 红树林湿地是水生生物和鸟类的重

要栖息地和主要的食物来源^[2]. 尽管有关红树植物对汞的耐受性、抗性研究非常少, 但这些研究证明红

收稿日期: 2009-10-20; 修订日期: 2010-01-18

基金项目: 国家自然科学基金项目 (40676064, 30530150)

作者简介: 丁振华 (1966 ~), 男, 博士, 教授, 主要研究方向为污染生态学, E-mail: dzh@xmu.edu.cn

树植物对汞有较高的耐性,在实验室条件下红树幼苗对汞有较高的吸收和富集能力^[3].在潮汐作用和海水浸泡作用下,红树植物残体分解释放的汞进入环境,并能够通过食物链^[4],威胁到水生生物和人类的健康.因此研究天然红树植物中汞的含量、分布和影响因素是全面深入认识汞生物地球化学循环的重要内容,是保护红树林生态系统和食品安全的前提.本研究对我国主要红树植物的汞含量和影响因素进行了系统分析.

1 研究区域与方法

1.1 区域概况

我国的红树林自然分布介于海南的榆林港(18°09'N)至福建福鼎的沙埕湾(27°20'N)之间.在中国分布最北的红树植物是秋茄,天然分布北界是福建福鼎,人工种植至28°25'N的浙江乐清.我国红树林分布于海南、广东、广西、福建、浙江及台湾、香港和澳门等8省区,主要集中在北部湾海岸(广东湛江、广西沿海及海南的西海岸)和海南东海岸,前者占全国红树林总面积的70%以上,后者占全国红树林面积的12%左右.本研究选取的区域包括:海南东寨港红树林国家保护区、海南三亚红树林保护区、广东深圳福田红树林国家保护区、广东湛江红树林国家保护区、广西山口红树林国家保护区、广西北仑河口红树林国家保护区、广西钦州湾红树林保护区、广西大冠沙红树林保护区、福建漳江口红树林国家保护区、福建九龙江口红树林保护区、福建惠安洛阳桥红树林保护区、福建宁德红树林保护区(鹅湾和姚家屿).2007年7~8月在上述地区进行了采样(图1).

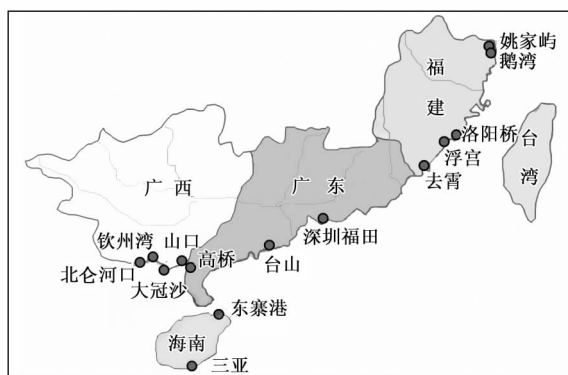


图1 采样区分布示意

Fig. 1 Distribution of sample sites

1.2 样品采集和制备

在低潮时采集不同种类植物样品(包括植物

根、茎、叶)和沉积物样品,放入洁净的密封袋内,密封保存,带回实验室,植物样品清洗干净后低温(60℃)烘干,沉积物样品中室内风干,研磨过筛,密封备用.

因为汞具有挥发性,本研究对 Tessier 法进行了改进,共分析了6种形态的汞:易挥发态汞(Hg-vol),可交换态(Hg-ex),碳酸盐结合态(Hg-carb),铁锰氧化态(Hg-fm),强有机质态(Hg-org),残渣态(Hg-resid)等,实验重复3次.具体操作如下.

(1)易挥发态汞(Hg-vol) 称取1.0 g风干的沉积物样品,采用浓硝酸-浓硫酸-高锰酸钾消解,F732-V智能型冷原子吸收测汞仪测定总汞^[5];称取10 g样放入250 mL烧杯中于180℃干燥48 h后,测定总汞,其与上面所测的总汞差即为易挥发态汞的含量^[6].

(2)可交换态汞(Hg-ex) 从干燥过的样品中称取沉积物样品5.0 g于离心管中加入1 mol/L MgCl₂ 40 mL,振荡2 h静置1 h离心分离,上清液经消化后测定汞含量.残渣清洗后,离心分离供下一步提取.

(3)碳酸盐结合态汞(Hg-carb) 向第一次离心的残渣中,加入1 mol/L pH=5的NaAc 40 mL(利用HAc调节),持续振动18 h后,离心分离后取上清液分析,残渣供下一步提取.

(4)铁锰氧化物结合态(Hg-fm) 加入0.08 mol/L NH₂OHHCl之50% HOAc液40 mL,偶尔搅动,反应3 h后离心分离,取上清液分析,残渣供下一步提取.

(5)强有机质结合态汞(Hg-org) 加0.1 mol/L HNO₃ 1 mL,再加30% H₂O₂液5 mL,偶尔搅动反应(HNO₃调节pH=2)2 h后,加入5 mL H₂O₂再偶尔搅动反应1 h;冷却后加入3 mol/L NH₄OAc之HNO₃液25 mL并将样品稀释为40 mL,室温下静置9 h后,离心分离并取上清液分析.残渣供下一步提取.

(6)残渣态汞(Hg-resid) 将上一步提取的残渣加10 mL浓HNO₃、10 mL浓H₂SO₄和5%的KMnO₄溶液5 mL消解后分析.

植物用王水-高氯酸消解法消解样品,F732-V智能型冷原子吸收测汞仪测定总汞,取植物根茎叶(无根部样品时,取茎叶)的汞含量的算术平均值作为整个植株的汞含量.

沉积物中的汞利用水系沉积物GSD-1地球化学标准参考样进行质量控制,推荐值为(18±4)

ng/g, 实测值为 $(16.3 \pm 1.5) \text{ ng/g}$ ($n=5$). 由于没有植物的标准参考物质, 采用平行盲样的方法进行质量控制. 实验结果进行数理统计; 采用 SPSS 进行相关性分析, $p < 0.05$ 表示相关性显著; $p < 0.01$, 表示相关性极显著. 采用 Excel、SPSS、Origin 软件作图.

2 结果与讨论

2.1 红树植物中总汞含量

几种主要红树植物中总汞浓度差别较大(表1), 秋茄为 $(1579.4 \pm 1326.8) \text{ ng/g}$, 桐花树为 $(2115.1 \pm 1892.3) \text{ ng/g}$, 白骨壤为 $(2159.3 \pm 1678.7) \text{ ng/g}$, 木榄为 $(2566.5 \pm 821.6) \text{ ng/g}$, 海漆为 $(2104.3 \pm 1661.8) \text{ ng/g}$, 无瓣海桑为 $(3197.6 \pm 2782.8) \text{ ng/g}$, 老鼠簕为 $(817.5 \pm 632.3) \text{ ng/g}$, 红海榄为 $(1801.8 \pm 1255.4) \text{ ng/g}$, 说明不同的红树植物对汞的吸收能力不同. 各种红树植物对汞的吸收能力的顺序为: 无瓣海桑 > 木榄 > 白骨壤 > 桐花树 > 海漆 > 红海榄 > 秋茄 > 老鼠簕. 红树植物的汞含量远高于陆生植物. 通常, 陆生植物汞含量范围集中在 $10 \sim 50 \text{ ng/g}$, 平均值为 24 ng/g ^[7-13]. 这说明红树植物能够成功地累积汞, 吸附汞的能力要比陆生植物强, Zillious 等^[14]在总结文献时发现水生植物比陆生植物更容易富集环境中的汞. 红树林植物特殊的生理结构和汞含量相对较高的生境可能是造成其汞含量极高的主要原因. 与陆生植物相比, 红树植物叶表皮具有的显著特征之一是表皮细胞外平周壁上有厚的连续分布的角质层^[15], 角质层的存在不仅有助于减少叶内水分的散

失, 而且不利于叶内汞向外迁移. 此外, 植物总汞含量受多种因素影响, 与其所处的环境密切相关^[16]. 红树植物生长在位于海岸潮间带的红树林生境中, 这一生境具有高温潮湿、日照充足、土壤盐渍化, 富含有机质的淤泥海滩等特征, 是汞重要的源. 与其他湿地^[17]而言, 红树林湿地沉积物中总汞含量较高^[17], 红树林湿地水体溶解态总汞含量也高于普通淡水(湖泊、河流背景值为 $0.02 \sim 0.70 \mu\text{g/L}$), 达到 $0.03 \sim 1.10 \mu\text{g/L}$, 平均为 $0.60 \mu\text{g/L}$ ^[18]. 红树林湿地的高汞生境也可能导致红树林湿地中植物中总汞含量较高.

红树植物的汞含量具有明显的种间差异, 不同种红树植物的生理结构和生理特征的差异是造成种间差异的主要原因. 不同红树植物在潮滩的分布位置不同, 如白骨壤作为先锋植物主要分布于潮滩的最前端, 秋茄生长于潮滩的中前部, 而桐花树生长于潮滩的后部, 不同植物受到潮水影响不同, 因此淹水状况的不同是导致植物体内汞浓度差异的重要原因之一. 刘汝海等^[19]在三江平原发现了类似的研究结果. 此外, 植物中汞的浓度受汞的来源、化学形态和植物生理的影响, 在不同植物中无机和有机汞的浓度也可能有差异^[19].

同种植物不同器官对汞的富集程度不同, 红树植物各器官对汞的吸收能力也有很大的差别. 在采集根部的4种植物中, 秋茄、桐花树、白骨壤各器官总汞浓度表现为叶 < 茎 < 根, 而木榄表现为叶 < 根 < 茎的特点(表1). 其它4种植物样品中汞的分布也不尽相同, 海漆和老鼠簕表现为茎 < 叶, 而无瓣海桑和红海榄表现为叶 < 茎.

表1 我国主要红树植物的总汞 H /ng·g⁻¹

Table 1 Hg concentration in different mangrove plants/ng·g⁻¹

植物	学名	样数	根	茎	叶	平均值
秋茄	<i>Kandelia candel</i>	17	2088.6 ± 2059.6	1470.6 ± 1476.1	1349.6 ± 1228.4	1579.4 ± 1326.8
桐花树	<i>Aegiceras corniculatum</i>	10	3560.1 ± 3658.8	2060.5 ± 1063.4	389.7 ± 616.0	2115.1 ± 1892.3
白骨壤	<i>Avicennia marina</i>	15	4281.0 ± 4230.5	2540.7 ± 1869.0	1474.9 ± 934.4	2159.3 ± 1678.7
木榄	<i>Bruguiera Gymnorhiza</i>	7	2449.6 ± 409.2	3249.8 ± 148.7	1333.3 ± 1457.5	2566.5 ± 821.6
海漆	<i>Excoecaria Agallocha</i>	8	— ¹⁾	1748.3 ± 860.4	2371.2 ± 761.0	2104.3 ± 1661.8
无瓣海桑	<i>Sonneratia Apetala</i>	5	—	3299.3 ± 3194.2	3045.2 ± 3239.4	3197.6 ± 2782.8
老鼠簕	<i>Acanthus Ilicifolius</i>	3	—	766.9 ± 885.6	918.6 ± 571.0	817.5 ± 632.3
红海榄	<i>Rhizophora stylosa</i>	5	—	2215.8 ± 1411.8	1180.8 ± 1016.1	1801.8 ± 1255.4

1) —表示未检测, 下同

红树植物的叶和根是其从生境中吸收汞的主要器官, 而茎是主要的输送通道. 木榄中茎的汞含量是最高的, 这说明红树植物从大气、水体和土壤(沉积

物)吸收的汞是可以在各器官之间进行迁移的. 红树植物的根大部分是呼吸根、气生根皮孔大而多, 这一特殊的结构使得根除了通过主动运输和扩散等方

式从沉积物和水体吸收汞外,还能够从大气中吸收汞.当汞进入根的皮肤组织后能与根内蛋白质、多糖、核酸等结合而成稳定的大分子络合物或不溶性的有机大分子,这些大分子在根的细胞壁和细胞器中沉积^[20-22].因此,红树植物根部总汞浓度通常较高.红树植物叶具有特殊的抗盐排盐结构.如秋茄具有肉质厚叶,叶片气孔下陷,适于抗盐;桐花树和白骨壤叶肉内有泌盐细胞,能把叶内的含盐液排出叶面.这些特殊的生理特征可能对红树植物的汞富集能力产生重要的影响. Kraus 等^[23]发现泌盐植物可以通过盐腺将体内的汞排放到环境中去.

2.2 沉积物中汞的形态

不同形态汞的生物可利用性和对生物的毒性不同,易挥发态和可交换态的汞可以直接被生物所利用,毒性最强,碳酸盐结合态汞和铁锰氧化物结合态汞可在还原条件下释放,有机结合态汞比较稳定,较难被生物利用,而残渣态的汞与沉积物的结合最牢固,活性最小,因而毒性最小.我国主要红树林地区表层沉积物的基本理化性质和汞形态分列于表 2 和表 3,汞的形态大致分为有 2 种情况:一种是易挥发

态为主,其次为硫化物及有机结合态或可交换离子态,少量为碳酸盐结合态、铁锰氧化物结合态和残渣态,多数红树林湿地都是这种类型.另一种是残渣态为主(如深圳福田),其次为硫化物及有机物结合态,少量为可交换离子态,其它形态很少.易挥发态汞为主的现象可能与红树林特殊的环境有关;表层沉积物周期性遭受水淹和暴露,氧化还原条件经常发生改变,所在地区气温高,日照长,光化学作用强烈,该区域大量的生物及其活动可能也会对沉积物中汞的形态产生较大的影响.

表 2 不同红树林区沉积物的基本理化性质						
Table 2 Properties of sediments from different mangroves						
采样点	pH	有机质/%	盐度	砂粒/%	粉粒/%	粘粒/%
三亚	5.80	3.04	7.82	70.36	28.83	0.81
东寨港	5.61	4.38	14.99	55.64	42.76	1.59
高桥	5.79	4.49	16.98	22.13	75.34	2.53
大冠沙	5.64	1.86	6.08	87.96	12.04	0.00
北仑河口	5.06	1.24	7.16	64.69	34.09	1.23
山口	6.50	2.59	15.87	33.64	64.38	1.97
深圳福田	6.58	3.75	19.07	20.96	60.9	3.09
云霄	6.34	11.08	21.10	—	—	—
浮宫	6.82	2.67	6.27	5.75	90.75	3.5

表 3 中国主要红树林区沉积物中各形态汞含量的分配/%								
Table 3 Proportion of different species Hg in sediments of main mangrove areas in China/%								
地区	样数	THg/ng·g ⁻¹	Hg-vol	Hg-ex	Hg-carb	Hg-fm	Hg-org	Hg-resid
三亚	2	334.9	72	17	1	2	4	4
东寨港	3	650.9	77	2	1	3	7	10
高桥	2	139.9	54	9	1	0	14	22
大冠沙	2	22.5	91	0	0	0	0	9
北仑河口	2	157.1	70	10	1	3	8	8
山口	2	95.9	23	13	7	7	27	23
深圳福田	2	185.5	2	5	2	1	8	82
云霄	2	114.3	59	15	1	1	17	7
浮宫	1	279.0	66	7	7	9	11	0

2.3 叶汞、茎汞与沉积物汞形态之间的相关性

因为许多植物的根部样品没有采集,本研究仅分析 5 种采集较多的植物的叶汞、茎汞含量和沉积物中不同形态汞之间的相关关系(表 4 和表 5).无瓣海桑茎汞含量与易挥发态汞含量极显著正相关($r_1=0.997, p_1<0.01$),与可交换态汞含量显著正相关($r_2=0.969, p_2<0.05$).海漆叶汞含量分别与沉积物中总汞含量、易挥发态汞极显著正相关($r_1=0.998, p_1<0.01; r_2=0.994, p_2<0.01$),与可交换态汞显著正相关($r_3=0.974, p_3<0.05$),无瓣海桑叶汞含量分别与沉积物中总汞含量、易挥发态汞、可交换态汞显著正相关($r_1=0.974, p_1<0.05; r_2=$

表 4 不同红树植物茎汞含量与沉积物各形态汞含量之间的相关性分析 ¹⁾					
Table 4 Correlations between stem Hg concentrations of mangrove plants and Hg speciation in sediments					
汞形态	秋茄	桐花树	白骨壤	海漆	无瓣海桑
THg	0.355	0.577	0.568	0.582	0.855
Hg-vol	0.917	0.695	0.575	0.687	0.997**
Hg-ex	0.563	0.652	0.178	0.591	0.969*
Hg-carb	-0.948	-0.662	-0.708	0.104	-0.047
Hg-fm	-0.277	0.304	-0.271	0.472	0.427
Hg-org	-0.947	-0.626	-0.819	-0.825	-0.805
Hg-resid	-0.260	-0.423	0.110	-0.879	-0.593

1) *表示 $p<0.05$ 显著水平, **表示 $p<0.01$ 极显著水平,下同

表 5 不同红树植物叶汞浓度与沉积物各形态汞含量之间的相关性

Table 5 Correlations between leaf Hg concentrations of mangrove plants and Hg speciation in sediments

汞形态	秋茄	桐花树	白骨壤	木榄	海漆	无瓣海桑
THg	-0.199	-0.337	-0.327	0.994	0.998 **	0.974 *
Hg-vol	-0.097	-0.245	-0.357	0.924	0.994 **	0.954 *
Hg-ex	0.505	0.359	-0.065	0.564	0.974 *	0.955 *
Hg-carb	-0.897 *	-0.875	-0.435	-0.997 *	0.291	0.246
Hg-fm	-0.496	-0.588	-0.837	-0.813	0.298	0.420
Hg-org	-0.828	-0.164	-0.894	-0.861	-0.772	-0.907
Hg-resid	-0.275	-0.359	0.362	0.168	-0.744	-0.333

0.954, $p_2 < 0.05$; $r_3 = 0.955$, $p_3 < 0.05$). 而秋茄叶和木榄叶分别与碳酸盐结合态汞显著负相关($r_1 = -0.897$, $p_1 < 0.05$; $r_2 = -0.997$, $p_2 < 0.05$), 但是考虑到碳酸盐结合态汞所占的比重极低(0~7%), 这部分汞的实际影响也是可以忽略的. 所以大部分植物的汞含量与沉积物总汞、各形态汞之间的相关性并不显著.

无瓣海桑的茎和叶, 海漆叶的汞含量与易挥发态汞、可交换态汞具有显著正相关关系, 说明挥发性高, 溶解度大的汞化合物更容易被这些植物吸收. 可挥发态汞和可交换态汞对于植物地上部分的贡献占有较大的比重, 这和早先的研究结果一致^[24,25]. 而大多数红树植物的茎汞和叶汞含量与沉积物的总汞含量、及不同形态汞之间并没有明显的相关性, 沉积物中的汞并不是影响植物汞含量的主要因素. 这表明红树植物富集的汞来源多样, 除了沉积物汞之外, 植物中的汞还受到大气汞、附近海域水体汞含量的影响, 而且这些不同来源的汞在植物体内可能是能够迁移的.

3 结论

(1) 红树林湿地的几种主要植物中总汞含量远高于陆生植物, 但浓度差别较大. 红树植物对汞的富集能力具有明显的种间差异和器官差异. 各种红树植物对汞的富集能力为: 无瓣海桑 > 木榄 > 白骨壤 > 桐花树 > 海漆 > 红海榄 > 秋茄 > 老鼠簕. 淹水状况的不同, 汞的来源和植物生理特征是导致植物体内汞浓度差异的重要原因.

(2) 我国主要红树林地区表层沉积物的汞形态主要为易挥发态, 其次为硫化物及有机结合态或可交换离子态, 少量为碳酸盐结合态和铁锰氧化物结合态, 残渣态少量甚至没有. 只有深圳红树林沉积物中的汞以残渣态为主, 其次为硫化物及有机物结合态. 无瓣海桑的茎和叶, 海漆叶的汞含量与易挥发态汞、可交换态汞具有显著正相关关系, 而大多数红树

植物的茎汞和叶汞含量与沉积物的总汞含量、不同形态汞之间并没有明显的相关性. 红树植物富集的汞来源多样, 且这些不同来源的汞在植物体内可能是能够迁移的.

致谢: 在野外采样期间得到范航清、何斌源、莫竹承、邱广龙、黄仲琪、钟才荣、林康英、陈粤超、林广旋、吴秋诚、蔡剑怀给予指导和帮助, 在此谨致谢忱!

参考文献:

- [1] Driscoll C T, Yan C, Schofield C L, *et al.* The mercury cycle and fish in the Adirondack lakes [J]. *Environ Sci Technol*, 1994, **28**: 136-143.
- [2] 林鹏. 中国红树林生态系[M]. 北京: 科学出版社, 1997. 297-316.
- [3] 陈荣华. 红树林对汞的抗性、吸收及其在生物循环和净化环境方面的作用[D]. 厦门: 厦门大学, 1989.
- [4] Louis S V, Rudd J W M, Kelly C A, *et al.* Importance of wetlands as sources of methylmercury boreal forest ecosystem [J]. *Can J Fish Aqua Sci*, 1994, **51**: 1065-1076.
- [5] 丁振华, 王文华. 不同消解方法对土壤样品中汞含量测定的影响[J]. *生态环境*, 2003, **12**: 1-3.
- [6] Lechler P J, Miller J R, Hsu L C, *et al.* Mercury mobility at the Carson River Superfund Site, webt-central Nevada, USA: interpretation of mercury speciation data in mill tailings, soils, and sediments[J]. *J Geochemical Exploration*, 1997, **58**: 259-267.
- [7] Barghigiani C, Ristori T, Bauleo R. *Pinus* as an atmospheric Hg biomonitor [J]. *Environ Technol*, 1991, **12**: 1175-1181.
- [8] Ferrara R, Masertr B E, Breder R. Mercury in abiotic and biotic compartments of an area affected by a geochemical anomaly [J]. *Water Air Soil Poll*, 1991, **56**: 219-233.
- [9] Rasmussen P E, Mierle G, Nriagu J O. The analysis of vegetation for total mercury [J]. *Water Air Soil Poll*, 1991, **56**: 379-390.
- [10] Moore T R, Bubier J L, Heyes A, *et al.* Methyl and total mercury in boreal wetland plants, experimental lakes area, northwestern Ontario [J]. *J Environ Qual*, 1995, **24**: 845-850.
- [11] Lindberg S E. Forests and the Global Biogeochemical Cycle of Mercury [A]. In: Baeyens W, Ebinghaus R, Vasiliev O. *Global and regional mercury cycles: sources, fluxes and mass balances*

- [C]. NATO-ASI-Series, Vol. 21, Dordrecht, The Netherlands: Kluwer Academic Publishers, 1996. 359-380.
- [12] Fleck J A, Grigal D F, Nater E A. Mercury uptake by trees: an observational experiment [J]. Water Air Soil Poll, 1999, **115**: 513-523.
- [13] Grigal D F, Kolka R K, Fleck J A, *et al.* Mercury Budget of an Upland-Peat and Watershed [J]. Biogeochemistry, 2000, **50**: 95-109.
- [14] Zillious E L, Porcella D B, Benoit J M. Mercury cycling and effects in fresh water wetland ecosystems [J]. Environ Toxicol Chem, 1993, **12**:2245-2264.
- [15] 李元跃, 林鹏. 中国红树植物生态解剖学研究综述[J]. 海洋科学, 2006, **30**(4): 69-73.
- [16] 李志博, 王起超. 长春市主要木本植物汞的污染特征[J]. 中国科学院研究生院学报, 2003, **20**:477-481.
- [17] 丁振华, 刘金铃, 李柳强, 等. 中国主要红树林湿地沉积物中汞的分布特征[J]. 环境科学, 2009, **30**(8): 2210-2215.
- [18] 刘金铃. 中国主要红树林湿地中汞的迁移转化规律[D]. 厦门: 厦门大学, 2008.
- [19] 刘汝海, 王起超, 吕宪国, 等. 三江平原典型湿地植物中汞的分布与库存量[J]. 应用生态学报, 2004, **15**:287-290.
- [20] Devkota B, Schmidt G H. Accumulation of heavy metals in food plants and grasshopper from the Taigetos Mountains Greece [J]. Agr Ecosyste Environ, 2000, **78**: 85-91.
- [21] Muller D H, Oort F, Gelie B, *et al.* Strategies of heavy metal uptake by three plant species growing near a metal smelter [J]. Environ Pollut, 2000, **109**: 231-238.
- [22] Angelova V, Ivanova A, Delibaltova V, *et al.* Bioaccumulation and distribution of heavy metals in fibre crops (flax, cotton and hemp) [J]. Ind Crop Prod, 2004, **19**: 197-205.
- [23] Kraus M L, Weis P, Crow J. The excretion of heavy metals by the salt marsh cord grass, *Spartina alterniflora* and *Spartina's* role in mercury cycling[J]. Mar Environ Res, 1986, **20**: 307-316.
- [24] 王定勇, 牟树森. 大气汞对土壤-植物系统汞累积的影响研究[J]. 环境科学学报, 1998, **18**(2):194-198.
- [25] 汤庆合, 丁振华, 王文华, 等. 不同垃圾填埋单元土壤-植物系统中汞的污染和迁移[J]. 上海环境科学, 2003, **22**:768-775.