

贵州汞矿矿区不同位置土壤中总汞和甲基汞污染特征的研究

仇广乐^{1,2}, 冯新斌^{1*}, 王少锋^{1,2}, 商立海^{1,2}

(1. 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 550002; 2. 中国科学院研究生院, 北京 100039)

摘要: 为了深入理解汞矿矿区土壤中总汞和甲基汞的污染特征, 应用 AAS、GC-CVAFS 方法, 分别对贵州万山、务川和滥木厂汞矿矿区不同位置土壤以及对照区土壤中的总汞 (THg) 和甲基汞 (MeHg) 进行了测定。结果表明, 万山汞矿区土壤 THg 和 MeHg 含量范围分别为 $1.1 \sim 790 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 和 $0.19 \sim 15 \mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$, 务川汞矿区土壤 THg 和 MeHg 含量范围分别为 $0.33 \sim 317 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 和 $0.41 \sim 20 \mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$, 滥木厂汞矿区土壤 THg 和 MeHg 含量范围分别为 $0.41 \sim 610 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 和 $0.70 \sim 8.8 \mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。对照区土壤汞含量明显低于矿区土壤, 其 THg 和 MeHg 含量范围分别为 $0.14 \sim 1.2 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 和 $0.09 \sim 0.23 \mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$; 对照区土壤 THg 含量接近或稍高于全球背景土壤 THg 含量 $0.01 \sim 0.5 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。研究表明, 汞矿区稻田土壤具有较强的汞甲基化能力, 其 MeHg 含量明显高于菜地和旱田土壤; 万山汞矿区土壤汞污染程度明显高于滥木厂和务川汞矿区土壤汞污染。

关键词: 土壤; 总汞; 甲基汞; 汞矿山活动; 贵州

中图分类号: X131.3 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2006)03-0550-06

Total Mercury and Methylmercury in Soils Collected from Guizhou Hg-Mined Areas

QIU Guang-le^{1,2}, FENG Xin-bin¹, WANG Shao-feng^{1,2}, SHANG Li-hai^{1,2}

(1. State Key Laboratory of Environmental Geochemistry, Institute of Geochemistry, Chinese Academy of Sciences, Guiyang 550002, China; 2. Graduate School of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100039, China)

Abstract: To investigate mercury pollution in soils from Hg-mined areas, total mercury (THg) and methylmercury (MeHg) were measured in soil samples collected from Hg-mined areas and control sites in Wanshan, Wuchuan and Lanmchang Hg-mines in Guizhou, by using AAS and GC-CVAFS methods, respectively. Analytical data show that THg and MeHg concentrations range from 1.1 to 790 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ and 0.19 to 15 $\mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ in Wanshan, from 0.33 to 317 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ and 0.41 to 20 $\mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ in Wuchuan, and from 0.41 to 610 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ and 0.70 to 8.8 $\mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ in Lanmchang, respectively. However, THg and MeHg concentrations in soils from control sites are lower than those obtained from mining areas ranging from 0.14 to 1.2 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ and 0.09 to 0.23 $\mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$, respectively. THg concentrations in soils from control sites are comparable to or slightly higher than that in background soils worldwide which varied between 0.01 and 0.5 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$. Results show that soils from paddy fields exhibit higher ability of methylation than that of vegetable and corn fields. Higher mercury pollution in soils from Wanshan Hg mines than those found in soils from Lanmchang and Wuchuan Hg mines.

Key words: soils; total mercury; methylmercury; Hg-mined activities; Guizhou

随着人们对全球环境的关注和对汞的毒性及危害的深入认识, 世界各国汞矿资源的开发利用陆续有关汞矿山活动导致环境汞污染的研究日益加强。许多国家已经对汞矿环境中的汞污染展开了详细的调查和研究工作, 取得许多有关汞矿区环境中汞甲基化的研究成果^[1-3]。贵州省汞资源丰富, 矿石储量占全国总储量 70% 以上。目前该省大部分汞矿山开采冶炼活动已经停止, 矿山开采占用的农田在闭坑后陆续复垦, 基本实现了矿山农业生态系统的恢复。国内有关矿山生态系统中汞污染研究已有报道^[4-8], 但是有关甲基汞的研究很少。一方面, 甲基汞是一种具有很强的亲脂性和高神经毒性的有机汞化合物, 它可以在生物体内产生蓄积, 通过食物链进

入人体造成危害。另一方面, 环境中的无机汞, 可以在微生物和化学作用下通过甲基化过程转化为甲基汞。矿山闭坑后的矿区农业的恢复重建, 无疑会加速矿区污染土壤中的汞元素的甲基化过程, 通过土壤-植物系统的甲基汞积累, 经由食物链进入人体而危及矿区居民的身体康。因此, 调查汞矿区土壤汞及甲基汞的污染状况, 揭示矿区土壤汞的甲基化特点, 不仅可以为今后研究陆生环境中汞的循环提供基础

收稿日期: 2005-04-14; 修订日期: 2005-07-15

基金项目: 国家自然科学基金项目(40273041); 中国科学院创新项目(KZCX3-SW-443)

作者简介: 仇广乐(1971~), 男, 博士研究生, 主要研究方向为矿山环境中汞的污染与防治, E-mail: gle.qiu@mail.gyig.ac.cn

* 通讯联系人

资料,同时对治理矿区汞污染土壤和恢复农业生态也具有一定的指导意义。

1 材料与方法

1.1 样品采集

分别于 2002-11、2003-10 和 2004-12,对贵州省万山、务川和滥木厂汞矿区表层土壤进行了系统的采集,远离矿区且未直接受污染的地区作为对照区。矿区土壤样品包括稻田、旱田和菜地等耕作土壤和自然土,土壤类型为水稻土和黄壤,样点分布如图 1 所示。具体如下:万山汞矿区土壤样品沿矿区河流两岸分布,共 17 个,其中稻田土样 7 个,旱田土样 3 个,菜地土样 2 个,对照区样品 5 个;务川汞矿区土壤样品采样点随矿山冶炼厂、炼汞土灶分布,共 31 个,其中稻田土样 8 个,旱田土样 12 个,菜地土样 9 个,对照区样品 2 个;滥木厂汞矿区面积较小(约 2 km²),故采用非均匀布点面上采集,共 23 个,其中稻田土样 3 个,旱田土样 6 个,菜地土样 14 个。

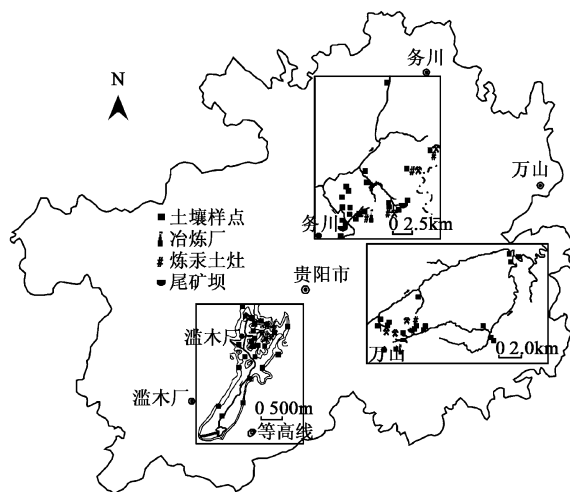


图 1 不同矿区土壤样点分布示意图

Fig. 1 Location of sampling sites in three Hg-mined areas of Guizhou

每个样品从 5 m × 5 m 的正方形 4 个顶点和中心点共 5 处各采集 1 kg 的表层土壤(0~20 cm),均匀混合后用四分法从中选取 1 kg 土壤,代表该点的混合样品。样品均以聚乙烯塑料袋封装保存,以防止交叉污染。样品采集后,在实验室内风干,混匀后研磨至小于 120 目待测。

1.2 样品测定与质量控制

土壤 THg 消解和 MeHg 的分离及预富集见表 1。样品 THg 测定采用原子吸收光谱法(AAS, F-732 型),仪器最低绝对检出限为 0.1 μg · L⁻¹。样品

MeHg 测定采用气相色谱与冷原子荧光光谱结合的分析方法^{9, 10}(GC-CVAFS),该方法最低检出限为 0.6 pg,测汞仪(Tekran 2500 型)绝对检出限为 0.1 pg。土壤 pH 值测定采用 GB7859-87 方法¹¹。

表 1 土壤总汞、甲基汞测定方法及预处理步骤

Table 1 The analytical method and procedure of total mercury and methylmercury in soil samples

汞形态	预处理步骤与测定方法
总汞	<ol style="list-style-type: none"> (1)准确称取 0.2~0.3g,加入 5mL 去离子水; (2)加入 5mL 王水水浴 5min 后,加入 1mL BrCl 再次水浴 30min(温度 95℃); (3)置 24h, NH₂OH·HCl 去除游离态卤素后,以去离子水定容; (4)取 5~10mL, AAS 法测定。
甲基汞	<ol style="list-style-type: none"> (1)准确称取 0.5g 样品,加入 1mL CuSO₄ 饱和溶液和 4mL HNO₃·H₂O=1:3(体积分数)溶液; (2)加入 5mL 萃取剂 CH₂Cl₂ 振荡 30min,离心分离,转移萃取液并准确定量; (3)反萃取上述萃取液中甲基汞至水相,以去离子水定容; (4)取 10~20mL, GC-CVAFS 法测定。

实验质量以平行样、空白实验和标准物质测定的统计结果控制(GBW07405; IAEA405)。土壤标准样品 GBW07405 的总汞测定值为 0.30 ± 0.01 mg · kg⁻¹(n=5),参考值为 0.29 ± 0.04 mg · kg⁻¹;土壤标准样品 IAEA405 的甲基汞测定值为 5.67 ± 0.25 ng · g⁻¹(n=5),参考值为 5.49 ± 0.53 ng · g⁻¹。

2 结果与讨论

2.1 土壤 THg 含量

不同矿区不同位置土壤 THg 含量变化范围详见表 2。汞矿区土壤 THg 含量总体变化范围 0.33~790 mg · kg⁻¹,明显高于对照区土壤 THg 含量的变化范围 0.14~1.2 mg · kg⁻¹。实验数据显示:汞矿区土壤 THg 含量变化范围大;受矿山开采活动影响的土壤,直接表现了高 THg 含量的特点;远离矿区的土壤 THg 含量较低;对照区土壤 THg 含量基本接近世界土壤汞的背景值 0.01~0.50 mg · kg⁻¹[12]。另外,不同汞矿区土壤中 THg 的含量变化较大,万山汞矿区土壤平均 THg 含量 208 mg · kg⁻¹,高于务川汞矿区土壤 THg 平均含量 38 mg · kg⁻¹和滥木厂汞矿区土壤 THg 平均含量 167 mg · kg⁻¹。汞矿区不同位置土壤汞含量的特点,很可能与土壤中汞的来源有关。

首先,高含量汞的土壤均靠近或与矿区炉渣堆接触.万山汞矿区炉渣汞含量最高可达 $4\ 400\ \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ^[13],炉渣附近稻田 THg 含量高达 $790\ \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,高含量汞的土壤受到了附近炉渣污染.其次,沿矿区河流分布的大部分稻田土壤,受到了上游汞污染水源的影响.在万山汞矿区,尽管沿河流分布的稻田已经远离了矿区,但是在 $10\sim 30\ \text{km}$ 范围内,稻田土壤 THg 含量仍可达 $16\sim 89\ \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$.汞的来源与汞污染灌溉水源有关,这与万山汞矿区地表径流水体总汞含量高达 $4.6\ \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 的研究结果相吻合^[14].再次,在汞矿冶炼的附近区域,土壤汞的来源可能与大气沉降有关.务川汞矿土法炼汞区旱田土壤 THg 含量达 $264\ \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,该区域既没有炉渣,也没有汞污染水源,但是由于长期受土法炼汞活动的影响,该地区大气汞浓度高达 $7\ 000\ \text{ng}\cdot\text{m}^{-3}$ (课题组实测数据).通常大气中的绝大部分汞会附着在大气颗粒物表面,并不断随颗粒物的沉降进入附近区域的土壤中,从而导致了土壤汞含量的急剧升高.

汞矿山活动产生的冶炼炉渣,常被直接排放于矿坑口,或矿区附近河谷及河流两岸.炉渣是矿石在高温焙烧下的产物,含有的辰砂在高温下形成大量

的富汞次生矿物^[15, 16].在地表营力的作用下,炉渣中的汞会不断释放至周围环境中.同时,夏季频繁发生的洪水,会迁移、携带大量炉渣中的富汞颗粒物至河流下游,造成二次汞污染.因此,矿山活动中生产的冶炼炉渣是矿区土壤汞的主要来源,而矿区地表径流是造成下游稻田土壤汞污染的主要途径.对比污染区土壤,背景区土壤汞来源可能与富汞矿化带有关,故总汞含量稍高于世界土壤总汞背景值.

2.2 土壤 MeHg 含量

汞矿区土壤 MeHg 含量变化范围 $0.19\sim 20\ \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$,明显高于对照区土壤 MeHg 含量范围 $0.10\sim 0.28\ \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ (表 2).统计结果还表明,万山汞矿区土壤 MeHg 的平均含量 $3.4\ \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$,高于务川汞矿区和滥木厂汞矿区土壤 MeHg 平均含量 $2.7\ \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 和 $2.6\ \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$.实验数据显示,汞矿区不同位置土壤中 MeHg 含量具有明显的特点:稻田土壤 MeHg 含量明显高于其它类型土壤;矿区冶炼附近旱田土壤 MeHg 含量高于远离矿区的旱田;菜地土壤 MeHg 含量高于旱田.汞矿区土壤 MeHg 的含量特点,可能有以下原因:土壤汞的来源、汞的存在形态以及土壤的理化性质.

表 2 贵州汞矿区不同位置、不同类型土壤总汞和甲基汞含量特点(干重)

Table 2 THg and MeHg contents in different types of arable soils collected from Guizhou Hg-mined areas (dry weight)

矿区	THg/ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$		MeHg/ $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$		MeHg/%	pH	N	备注
	范围(均值)	偏差	范围(均值)	偏差				
矿区	1.1~5.1(3.1)	2.8	0.19~0.48(0.33)	0.21	0.004~0.045	6.5~7.8	2	1)
	447		1.2		<0.001	8.1	1	2)
万山	1.1~790(196)	278	0.90~15(3.7)	5.3	0.001~0.5	5.2~8.7	7	3)
	163~744(453)	410	3.4~7.0(5.2)	2.5	<0.001~0.004	7.8~8.4	2	4)
	0.14~1.2(0.66)	0.43	0.10~0.28(0.22)	0.07	0.008~0.17	5.4~6.0	5	5)
	0.81~10(3.3)	3.5	0.41~0.92(0.61)	0.18	0.005~0.085	6.8~8.1	6	1)
	8.7~84(36)	29	1.5~3.8(2.7)	0.88	0.003~0.024	7.0~8.2	6	2)
务川	1.1~317(49)	109	1.1~20(5.8)	7.7	0.004~0.49	6.8~8.1	8	3)
	0.33~24(7.2)	8.0	0.75~3.1(1.6)	0.72	0.003~0.35	6.7~8.1	9	4)
	0.18~0.40(0.29)	0.16	0.09~0.23(0.16)	0.10	0.023~0.13	8.2~8.3	2	5)
滥木厂	3.7~9.6(7.3)	3.1	0.77~0.88(0.81)	0.06	0.008~0.021	8.0~8.4	3	1)
	121~456(237)	190	0.70~0.82(0.75)	0.06	<0.001~0.001	6.6~7.5	3	2)
	5.6~70(31)	35	2.0~6.7(5.0)	2.6	0.009~0.038	7.4~8.5	3	3)
	0.41~610(215)	172	1.1~8.8(3.0)	1.9	<0.001~0.73	7.0~8.1	14	4)

1) 远离冶炼区旱田土壤; 2) 冶炼、土灶附近旱田土壤; 3) 稻田土壤; 4) 菜地土壤; 5) 对照区土壤

稻田是一种独特的湿地生态系统.许多研究都证实^[17~19],湿地是河流、湖泊中甲基汞的一个重要来源.通常在水淹条件下,湿地环境中丰富的可溶性碳和腐殖酸,为甲基化细菌提供了理想的生存条件,进而导致汞的甲基化作用增强.对于稻田而言,水稻生长期的季节性灌溉,同样会导致稻田土壤表层

形成一种有利于汞甲基化的厌氧环境^[20].另外,矿区的汞污染灌溉水源可以直接为稻田提供充足的汞源.

不同于稻田,旱田水源主要来自大气降雨,为好氧环境而不利于汞的甲基化,而导致了旱田土壤 MeHg 含量低于稻田.另一方面,矿区不同位置旱田

土壤汞的来源不同. 矿区附近旱田土壤汞的大部分来源与大气汞的沉降有关, 土壤中会含有大量的 Hg^0 . 而当土壤理化性质发生改变时, Hg^0 很容易转化为自由离子 Hg^{2+} 而发生甲基化^[21], 从而形成了矿区附近旱田土壤高含量 MeHg 的特点. 但是, 远离汞矿区的旱田由于受大气汞的影响相对较弱, 易于甲基化的 Hg^0 含量较低, 因此 MeHg 含量较矿区旱田偏低.

菜田土壤环境类似于旱田, 但又有所不同. 菜田在蔬菜生长时期内, 会被不间断的浇灌与施肥, 造成菜地具有不同于一般旱田土壤的理化性质, 其有机质含量明显高于旱田土壤^[13]. 有机质的存在, 有利于汞的甲基化作用的进行^[22], 这可能是导致菜田土壤 MeHg 含量高于旱田的主要原因.

2.3 汞矿区土壤 MeHg 和 THg 及 pH 的关系

无论是对照区还是汞矿污染区, 土壤 MeHg 含量通常随着 THg 含量的增加而升高(图 2 a), 这表明汞矿区土壤中有利于甲基化的、生物有效态的汞含量, 随土壤 THg 含量的增加而不断增加. 在汞矿区特殊环境下, 土壤中生物有效态的汞含量增加, 可能主要归因于汞矿地区大气汞的沉降. 尽管如此, 大气汞在土壤 THg 含量中的增加比率仍然要远低于因炉渣而导致汞含量升高的比率, 因此随着土壤 THg 含量的迅速升高, MeHg 在土壤中占 THg 的比率在不断地降低(图 2 b).

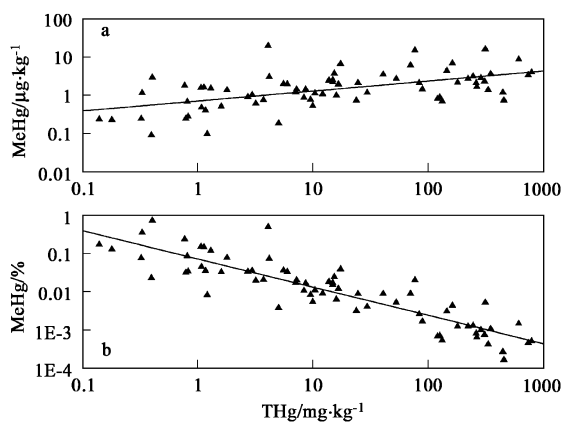


图 2 贵州汞矿区土壤 THg 和 MeHg 含量之间的关系
Fig. 2 Relationships between total mercury and methylmercury in soil samples collected from Guizhou Hg-mined areas

通常环境中的酸碱度会影响水体、沉积物中汞的甲基化速率. 在酸性条件下, 水体/沉积物界面汞的甲基化作用会加强, 同时又会抑制厌氧环境条件

下沉积物中汞的甲基化作用^[21, 23]. 汞矿区土壤 pH 对稻田中汞的甲基化影响可能类似于沉积物, 因为它们具有相似的还原环境; 矿区旱田土壤环境不同于稻田, 土壤 pH 可能会产生不同的影响效果. 对比汞矿区土壤 MeHg 含量与 pH 之间的关系发现, pH 无论是对 MeHg 的绝对含量还是对 MeHg 占 THg 的比率, 两者关系均不明显(图 3 a, b). 稻田、旱田和菜地土壤环境的不同, 土壤汞甲基化过程的 pH 影响作用不同, 可能是导致两者关系不明显的主要原因, 有待于针对某一种特殊的环境进行较深入研究.

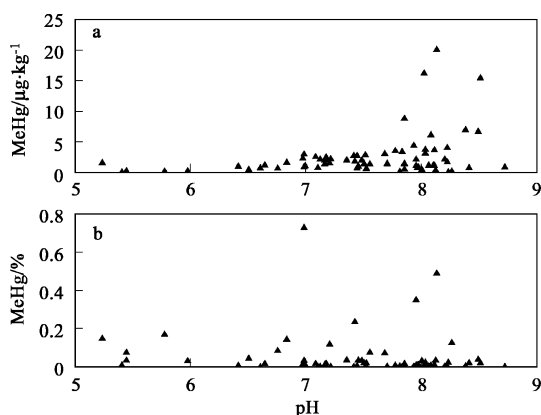


图 3 贵州汞矿区土壤 MeHg 含量与 pH 值之间的关系
Fig. 3 Relationship between methylmercury and pH in soil samples collected from Guizhou Hg-mined areas

2.4 贵州汞矿区土壤和其它汞矿区土壤中汞含量的对比

类似于贵州汞矿, 世界其它汞矿区土壤 THg 含量范围变化非常大. 西班牙世界第一大汞矿 Almadén 汞矿区污染土壤最高 THg 含量达到了 $9\ 000\ mg\ \cdot\ kg^{-1}$; 美国 Alaska 和斯洛文尼亚 Idrija 汞矿区土壤 THg 含量也分别高达 $5\ 300$ 和 $2\ 800\ mg\ \cdot\ kg^{-1}$; 尽管如此, 部分矿区土壤 THg 的最低含量不足 $1.0\ mg\ \cdot\ kg^{-1}$ (表 3). 汞矿区高含量汞的土壤, 汞的最主要存在形态是 HgS , 来源于附近的人为汞矿活动产生的冶炼炉渣^[25]. 因此产生同一矿区土壤 THg 含量变化大的主要原因是土壤汞的来源各异.

世界不同汞矿区污染土壤显示了不同的汞甲基化能力. 斯洛文尼亚 Idrija 汞矿区土壤 MeHg 含量高达 $80\ \mu g\ \cdot\ kg^{-1}$; 美国 Alaska 汞矿区的土壤同样具有很强的甲基化能力, 土壤 MeHg 含量也高达 41

$\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$. 本文中贵州汞矿区土壤 MeHg 含量范围和 Horvat^[26] 在贵州万山汞矿区研究的结果一致, 较其它矿区土壤 MeHg 含量偏低. 汞在环境中的甲基化过程取决于多种条件, 温度、有机质、土壤 pH、微生物以及土壤的氧化还原条件等均可以对汞的甲基化产生影响. 研究发现, 季节的变化通常可以影响汞的净甲基化速率, 汞甲基化速率的峰值常出现在夏季^[27], 冬季微生物活性的减弱是导致甲基汞产量减少的主要因素^[22]. 贵州汞矿区土壤 MeHg 含量偏低, 可能与当时的采样季节有关. 10~12 月样品采集时, 当地气温及土壤温度较低, 土壤中的微生物活动较少, 土壤汞甲基化相对较弱, 从而导致了土壤中 MeHg 含量偏低.

表 3 世界部分汞矿区土壤中 THg 与 MeHg 的含量

Table 3 Total Hg and MeHg concentrations in soil samples collected from mercury mined areas worldwide

研究区	THg/ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$	MeHg/ $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$
西班牙 Almadén, Asturias 汞矿 ^[24, 25]	1.7~8 889	—
美国 Alaska 汞矿 ^[1]	0.03~5 326	0.02~41
斯洛文尼亚 Idrija 汞矿 ^[2]	0.39~2 759	0.32~80
中国万山汞矿 ^[26]	16~156	1.3~23
中国贵州汞矿本研究	0.10~790	0.10~20

3 结论

(1) 汞矿区土壤 THg 含量变化范围 0.33~790 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, 受矿山活动影响的土壤呈高含量汞的特点; 矿区土壤 MeHg 含量变化范围 0.19~20 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$, 土壤 MeHg 占 THg 含量的最高比率为 0.73%.

(2) 汞矿区不同位置土壤 MeHg 含量具有不同的特点, 稻田和菜地土壤 MeHg 含量明显高于旱田土壤.

(3) 万山汞矿区土壤汞污染程度, 高于务川和滥木厂汞矿区土壤汞污染, THg 平均含量为 208 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, MeHg 平均含量为 3.4 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$.

(4) MeHg 在土壤的存在, 无疑将会导致矿区农业生态系统的汞的生物积累. 矿区不同位置土壤 MeHg 含量表明, 矿区稻田中汞的甲基化能力远高于旱田土壤. 因此, 如果将矿区甲基化作用很强的水田改良为旱田, 则可以降低土壤中甲基汞的转化, 从而很大程度上降低了矿区汞污染对人类造成的危害.

参考文献:

- [1] Bailey E A, Gray J E, Theodorakos P M. Mercury in vegetation and soils at abandoned mercury mines in southwestern Alaska USA[J]. *Geochem. Explor. Environ. Anal.*, 2002, **2**: 275~285.
- [2] Gnamuš A, Byrne A R, Horvat M. Mercury in the Soil-Plant-Deer-Predator food chain of a temperate forest in Slovenia[J]. *Environ. Sci. Technol.*, 2000, **34**: 3337~3345.
- [3] Gray J E, Hines M E, Higuera P L, *et al.* Mercury speciation and microbial transformations in mine wastes, stream sediments, and surface waters at the Almadén mining district, Spain[J]. *Environ. Sci. Technol.*, 2004, **38**: 4285~4292.
- [4] 袁家谟. 贵州万山汞矿区的环境与植物的研究初报[J]. *环保科技*, 1980, **1**: 36~38.
- [5] 林齐维, 李庆新, 瞿丽雅, 等. 丹寨汞矿冶炼厂土壤汞污染的初步研究[J]. *贵州环保科技*, 1998, **4**(2): 23~26.
- [6] 瞿丽雅. 贵州省汞污染防治与生态恢复[J]. *贵州师范大学学报(自然科学版)*, 2002, **20**(3): 56~59.
- [7] Tan H, He J L, Lindqvist O, *et al.* Mercury emission from its production in Guizhou province, China[J]. *Guizhou Sci.*, 1997, **15**(2): 112~117.
- [8] 丁振华, 王文华, 瞿丽雅, 等. 贵州万山汞矿区汞的环境污染及对生态系统的影响[J]. *环境科学*, 2004, **25**(2): 111~114.
- [9] Liang L, Horvat M, Feng X B, *et al.* Re-evaluation of distillation and comparison with HNO_3 leaching/solvent extraction for isolation of methylmercury compounds from sediment/soil samples[J]. *Appl. Organometal. Chem.*, 2004, **18**: 264~270.
- [10] 何天容, 冯新斌, 戴前进, 等. 萃取-乙基化结合 GC-CVAFS 法测定沉积物及土壤中的甲基汞[J]. *地球与环境*, 2004, **32**(2): 83~86.
- [11] GB 7859-87. 森林土壤 pH 值的测定[S].
- [12] Senesi G S, Baldassarre G, Senesi N, *et al.* Trace element inputs into soils by anthropogenic activities and implications for human health[J]. *Chemosphere*, 1999, **39**: 343~377.
- [13] Qiu G, Feng X, Wang S, *et al.* Mercury and methylmercury in riparian soil, sediments, mine waste calcines, and moss from abandoned Hg mines in east Guizhou province, southwestern China[J]. *Appl. Geochem.*, 2005, **20**: 627~638.
- [14] 仇广乐, 冯新斌, 王少锋. 贵州省万山汞矿区地表水中不同形态汞的空间分布特点[J]. *地球与环境*, 2004, **32**(3-4): 77~82.
- [15] Kim C S, Brown G E Jr, Rytuba J J. Characterization and speciation of mercury-bearing mine wastes using X-ray absorption spectroscopy (XAS)[J]. *Sci. Total Environ.*, 2000, **261**: 157~168.
- [16] Rytuba J J. Mercury from mineral deposits and potential environmental impact[J]. *Environ. Geol.*, 2003, **43**: 326~338.
- [17] Roulet M, Guimarães J-R D, Lucotte M. Methylmercury production and accumulation in sediments and soils of an Amazonian floodplain effect of seasonal inundation[J]. *Water, Air, Soil Pollut.*, 2001, **128**: 41~60.

- [18] 王起超, 刘汝海, 吕宪国, 等. 湿地汞环境过程研究进展 [J]. 地球科学进展, 2002, 17(6): 881~885.
- [19] 刘汝海, 王起超, 吕宪国, 等. 三江平原湿地汞的地球化学特征 [J]. 环境科学学报, 2002, 22(5): 661~663.
- [20] Porvari P, Verta M. Methylmercury production in flooded soils: a laboratory study [J]. Water, Air, Soil Pollut., 1995, 80: 765~773.
- [21] Ullrich S M, Tanton T W, Abdashitova S A. Mercury in the aquatic environment: a review of factors affecting methylation [J]. Crit. Rev. Environ. Sci. Technol., 2001, 31(3): 241~293.
- [22] Wright D R, Hamilton R D. Release of methylmercury from sediments: effects of mercury concentration, low temperature and nutrient addition [J]. Can. J. Fish Aquat. Sci. 1982, 39: 1459~1466.
- [23] Steffan R J, Korthals E T, Winfrey M R. Effects of acidification on mercury methylation, demethylation, and volatilization in sediments from an acid-susceptible lake [J]. Appl. Environ. Microbiol., 1988, 54(8): 2003~2009.
- [24] Loredó J, Ordóñez A, Gallego J R, et al. Geochemical characterization of mercury mining spoil heaps in the area of Mieres (Asturias northern Spain) [J]. J. Geochem. Explor., 1999, 67: 377~390.
- [25] Higuera P, Oyarzun R, Biester H, et al. A first insight into mercury distribution and speciation in soils from the Almadén mining district, Spain [J]. J. Geochem. Explor., 2003, 80: 95~104.
- [26] Horvat M, Nolde N, Fajon V, et al. Total mercury, methylmercury and selenium in mercury polluted areas in the province Guizhou, China [J]. Sci. Total Environ., 2003, 304: 231~256.
- [27] Korthals E T, Winfrey M R. Seasonal and spatial variations in mercury methylation and demethylation in an oligotrophic lake [J]. Appl. Environ. Microbiol., 1987, 53: 2397~2404.

《环境科学》征稿简则

1. 来稿报道成果要有创新性, 论点明确, 文字精炼, 数据可靠. 全文不超过 8000 字(含图、表、中英文摘要及参考文献). 国家自然科学基金项目、国家科技攻关项目、国际合作项目或其它项目请在来稿中注明(在首页以脚注表示). 来稿可用 A4 纸激光打印(一式 3 份), 寄至本刊编辑部; 或网上投稿. 稿件往来一般通过本刊编辑部, 请不要寄给个人, 以免耽搁或丢失.

2. 稿件请按 GB 7713-8《科学技术报告、学位论文和学术论文的编写格式》中学术论文的规范撰写. 论文各部分的排列顺序为: 题目; 作者姓名; 作者工作单位、地址、邮政编码; 中文摘要; 关键词; 中图分类号; 英文题目; 作者姓名及单位的英译名; 英文摘要; 关键词; 正文; 致谢; 参考文献.

3. 论文题目应简练并准确反映论文内容, 一般不超过 20 字, 一般不用副标题.

4. 中文摘要不少于 300 字, 以第三人称写. 摘要内容包括研究工作的目的、方法、结果(包括主要数据)和结论, 重点是结果和结论. 英文摘要与中文对应, 注意人称、时态和语言习惯, 以便准确表达内容.

5. 前言包括国内外前人相关工作(引文即可)和本工作的目的、特点和意义等. 科普知识不必赘述.

6. 文中图表应力求精简, 同一内容不得用图表重复表达, 要有中英文对照题目. 图应大小一致, 曲线粗于图框, 图中所有字母、文字字号大小要统一. 表用三线表. 图表中术语、符号、单位等应与正文一致.

7. 计量单位使用《中华人民共和国法定计量单位》(SI). 论文中物理计量单位用字母符号表示, 如 mg(毫克), m(米), h(小时)等. 科技名词术语用国内通用写法, 作者译的新名词术语, 文中第一次出现时需注明原文.

8. 文中各级标题采用 1, 1.1, 1.1.1 的形式, 左起顶格书写, 3 级以下标题可用 (1), (2)……表示, 后缩 2 格书写.

9. 文中外文字母、符号应标明其大小写, 正斜体. 生物的拉丁学名为斜体. 缩略语首次出现时应给出中文全称, 括号内给出英文全称和缩略语.

10. 未公开发表资料不列入参考文献, 可在出现页以脚注表示. 文献按文中出现的先后次序编排. 常见文献书写格式为:

期刊: 作者(外文也要姓列名前). 论文名 [J]. 期刊名, 年, 卷(期): 起页~止页.

图书: 作者. 书名版次(第一版不标注) [M]. 出版地: 出版社, 年. 起页~止页.

会议文集: 作者. 论文名 [A]. 见(In): 编者. 文集名 [C]. 出版地: 出版社(单位), 年. 起页~止页.

学位论文: 作者. 论文名 [D]. 保存地: 保存单位, 年份.

报告: 作者. 论文名 [R]. 出版地. 出版单位, 出版年.

专利: 专利所有者. 专利题名 [P]. 专利国别: 专利号, 出版日期.

11. 来稿文责自负, 切勿一稿多投. 编辑对来稿可作文字上和编辑技术上的修改和删节. 在 3 个月内未收到本刊选用通知, 可来电询问. 对未刊稿件一般不退, 请作者自留底稿.

12. 投稿请附作者单位详细地址, 邮编, 电话号码, 电子邮箱等. 编辑部邮政地址: 北京市 2871 信箱; 邮编: 100085; 电话:

010-62941102, 010-62849343; 传真: 010-62849343; E-mail: hjkx@rcees.ac.cn