

DOI: 10.7524/AJE.1673-5897.20160607001

赵慧芳, 闫海鱼, 王训, 等. 中国南方稻田土壤汞含量及潜在危害评价[J]. 生态毒理学报, 2016, 11(6): 252-258

Zhao H F, Yan H Y, Wang X, et al. Mercury concentrations and potential risk assessment of paddy soil in South China [J]. Asian Journal of Ecotoxicology, 2016, 11(6): 252-258 (in Chinese)

中国南方稻田土壤汞含量及潜在危害评价

赵慧芳^{1,2}, 闫海鱼², 王训², 冯新斌^{2,*}

1. 贵州师范大学化学与材料科学学院, 贵阳 550002

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

收稿日期: 2016-06-07 录用日期: 2016-07-28

摘要: 选择我国南方水稻主产区安徽、浙江、湖南、湖北以及广西 5 个省, 采集 213 个稻田土壤样品, 探究我国南方稻田土壤中汞的空间分布特征与土壤理化参数(如 pH 值和有机质)的相关关系及汞富集的潜在危害。结果表明: 不同省份的稻田土壤汞含量存在显著的差异($P < 0.05$, $n = 213$), 含量范围是 $0.029 \sim 0.326 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ (干重), 平均值为 $(0.094 \pm 0.036) \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 与农用地土壤环境质量标准 $0.30 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ (GB15618—1995) 相比, 除湖北省以外均有轻度汞污染。Pearson 相关性分析表明, 稻田土壤中的汞含量与有机质含量呈显著正相关关系($P < 0.01$, $r = 0.445$), 说明适度偏高的有机质有利于土壤汞的富集。不同省份稻田土壤潜在危害等级除浙江省外均在轻微到中等的范围内, 浙江省的为强等级。

关键词: 汞; 稻田土壤; 理化性质; pH; 有机质; 潜在危害评价

文章编号: 1673-5897(2016)6-252-07 中图分类号: X171.5 文献标识码: A

Mercury Concentrations and Potential Risk Assessment of Paddy Soil in South China

Zhao Huifang^{1,2}, Yan Haiyu², Wang Xun², Feng Xinbin^{2,*}

1. School of Chemistry and Materials Science, Guizhou Normal University, Guiyang 550002, China

2. State Key Laboratory of Environmental Geochemistry, Institute of Geochemistry, Chinese Academy of Sciences, Guiyang 550081, China

Received 7 June 2016 accepted 28 July 2016

Abstract: This study was designed to explore the relationship between spatial distribution characteristics of mercury (Hg) and the physicochemical properties (such as pH and organic matter) of paddy soils. The potential risk assessment of Hg in paddy soil ecosystem was also conducted by Potential Ecological Risk Index method. The total 213 paddy soil samples were collected in five provinces, namely Anhui, Zhejiang, Hunan, Hubei and Guangxi Province, which are main rice producing areas in South China. There were significant differences ($P < 0.05$, $n = 213$) among Hg concentration in paddy soils from five provinces, which ranged from $0.029 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ to $0.326 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ (dry weight) with an average of $(0.094 \pm 0.036) \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$. Except for Hubei Province, the paddy soils from other four provinces were slightly polluted by Hg when compared with $0.30 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ of soil environmental quality stand-

基金项目: 973 项目(2013CB430004); 国家自然科学基金项目(41273099)

作者简介: 赵慧芳(1991-), 女, 硕士, 研究方向为环境地球化学, E-mail: zhaohuifang0327@163.com;

* 通讯作者(Corresponding author), E-mail: fengxinbin@vip.skleg.cn

ard for agricultural land in China (GB15618-1995) . Results from Pearson correlation analysis indicated that a positive correlation ($P < 0.01$, $r = 0.445$) was observed between organic matter and Hg concentration in paddy soils. It is implied that moderately high content of organic matter can result in the enrichment of Hg in the soil. The potential risk of the Hg-polluted paddy soils is strong in Zhejiang Province , while that of the other four provinces varied from mild to medium.

Keywords: mercury; paddy soil; physicochemical properties; pH; organic matter; potential risk assessment

水稻是我国南方居民的主食 ,然而最近的研究发现 ,水稻是毒性最强的甲基汞的超富集植物^[1-3] ,而水稻中甲基汞的主要来源就是稻田土壤中无机汞甲基化后随营养物质进入稻米 ,特别是在汞污染严重的地区 ,食用稻米已经成为当地居民甲基汞暴露的主要途径^[3-4] ,由此可见 ,汞问题已经成为我们不可忽视的重要问题之一。

气候条件是影响土壤汞浓度变化最重要的因素之一 ,如温度^[5]、有机质含量、pH 值^[6-9]等;其次 ,土壤无机汞作为汞甲基化的底物也具有相当重要的地位。但目前对稻田土壤汞风险研究的评价主要集中在汞污染的区域 ,很少有人关注一般水稻产区土壤汞的潜在危害。

我国水稻播种面积占全国农作物总播种面积的近 1/5^[10]。其播种区域主要分布在秦岭-淮河一线以南的平原河谷 ,自北向南 ,以长江中下游平原最为集中。因此本次选择我国南方水稻主产区(安徽、浙江、湖南、湖北及广西省)作为研究区域 ,旨在通过稻田土壤中的汞含量、有机质和 pH 值进行测定 ,分析其相互关系 ,评估中国主要水稻产区的土壤汞的潜在危害。

1 材料与方 法 (Materials and methods)

本研究于 2014 年的 9 月和 10 月 ,分别在安徽、浙江、湖南、湖北和广西采集稻田土壤样品 213 个 ,其中安徽 61 个、浙江 22 个、湖南 40 个、湖北 48 个和广西 42 个(见图 1)。

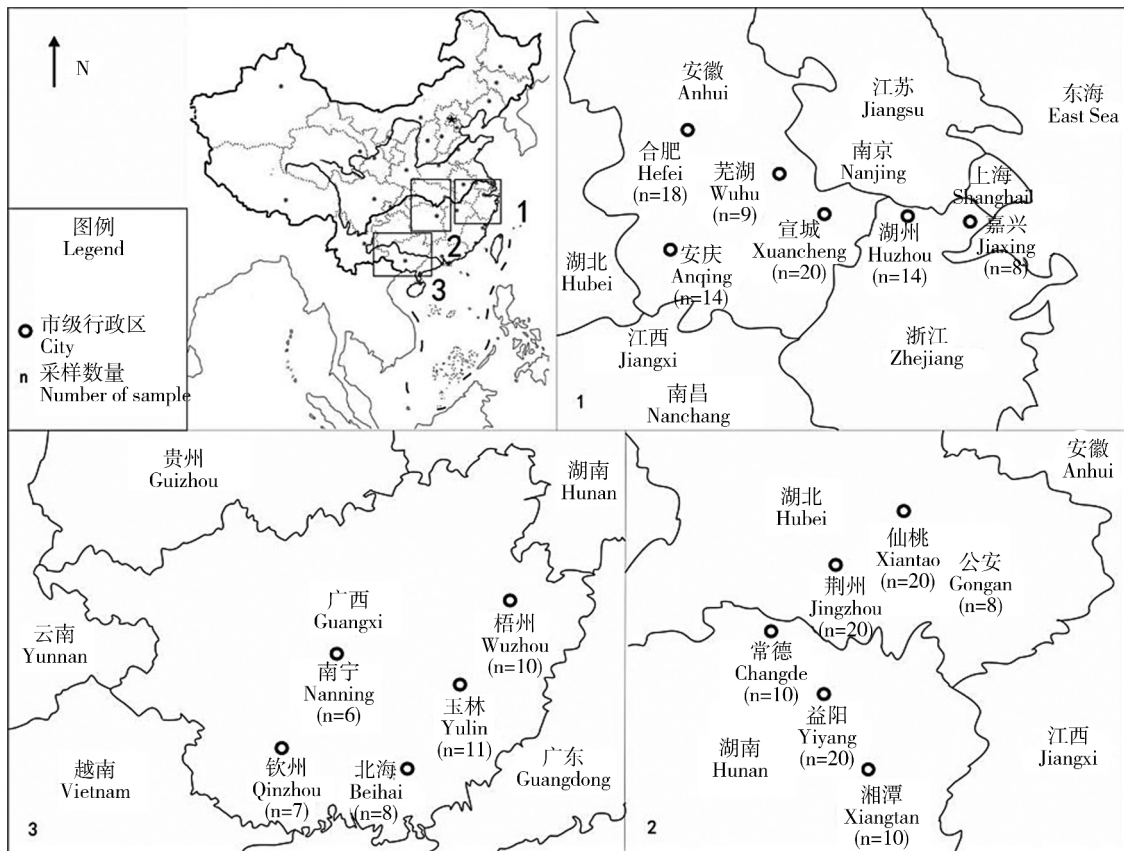


图 1 采样位置图

Fig. 1 Sampling sites

1.1 样品的采集与保存

随机选取水稻田去除表层土之后挖取 0~10 cm 处稻田土壤样品装入自封袋贴好标签封装保存, 标签需注明采样地点和采样时间, 并现场记录样品的 GPS 以及调查周边是否有污染源。将采集完成的稻田土壤样品经自然风干后, 玛瑙研磨, 过筛至 120 目, 用于分析汞、有机质和 pH。

1.2 分析方法

1.2.1 汞的测定

称取约 0.1000~0.3000 g 稻田土壤样品(干重), 利用 Lumex RA-915+(Lumex, 俄罗斯)测汞仪进行测定^[11]。土壤中汞使用土壤标准样品 GSS-5 作为质量控制, 测定结果为 $(0.30 \pm 0.01) \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ($n=25$), 标准参考物质的推荐值为 $(0.29 \pm 0.04) \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。不同类型样品平行测定结果所获得的样品相对标准偏差 $\leq 4.5\%$ 。

1.2.2 pH 值测定

pH 值由上海雷磁 PHS-3C 型便携式 pH 计测定。该方法采用实验室超纯水作浸提液, 浸提液与土壤的比例为 2.5:1 (GB7859-87)。称取过 120 目筛的自然风干土壤样品 10.0 g (精确到 0.1 g) 置于 50 mL 塑料离心管中, 加入 25 mL 超纯水, 在振荡器上振荡 5 min, 静置 1~3 h 后, 将校正好的 pH 计玻璃电极插入上层清液中, 待读数稳定后记录待测溶液的 pH。

1.2.3 有机质测定

有机质测定采用重铬酸钾容量法^[12]进行测定。称取稻田土壤干样 0.10~0.20 g, 加入 50 mL 比色管中, 准确加入 5 mL 浓度为 $0.16 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1}$ 的 $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ 溶液。摇匀置入沸水中, 在 100°C 下保持 15 min, 将比色管中的反应物全部转入 250 mL 三角瓶中, 加水至 120 mL 左右, 加 3 滴邻菲罗啉指示剂, 用浓度为 $0.2 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1}$ 的 FeSO_4 溶液滴定至转为红色为止。同时做 3 个以上空白, 结果计算:

$$\text{有机质}(\%) = (V_0 - V) \times C \times 0.003 \times 1.724 \times F \times 100 / W$$

式中: V_0 —空白试验消耗的 FeSO_4 溶液体积 (mL); V —样品测定时消耗的 FeSO_4 溶液体积 (mL); C — FeSO_4 标准溶液的摩尔浓度; 0.003—毫摩尔碳的重量 (g); 1.724—由有机碳换算为有机质的因数(按土壤有机质平均含碳 58% 计算); F —氧化校正系数, 根据土壤有机质含量而定, 当未校正之前的结果 $\leq 1\%$ 时为 1.25, $>1\%$ 为 1.16; W —风干土壤

样品的重量 (g)。

1.3 数据统计分析

采用 Microsoft Excel 2010 对均值、标准差、中值等进行计算, 采用 Origin 8.5 进行绘图, 并使用 SPSS Statistics 21.0 进行数据的分析。

2 结果 (Results)

2.1 汞含量的分布特征

稻田土壤汞含量统计结果见表 1。土壤汞是水稻植株中无机和甲机汞的重要来源之一^[13]。实验结果表明稻田土壤汞浓度变化情况为: 安徽 $(0.084 \pm 0.065) \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ($0.035 \sim 0.325 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)、浙江 $(0.160 \pm 0.040) \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ($0.091 \sim 0.225 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)、湖南 $(0.115 \pm 0.029) \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ($0.065 \sim 0.188 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)、湖北 $(0.048 \pm 0.007) \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ($0.036 \sim 0.062 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)、广西 $(0.063 \pm 0.039) \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ($0.029 \sim 0.282 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)。不同省份汞平均含量均低于我国农用地土壤环境质量标准 $0.30 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ (GB15618-1995)。与全球土壤汞背景含量 $0.010 \sim 0.500 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ (平均 $0.030 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \sim 0.100 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)^[14] 相当。

2.2 稻田土壤的理化性质

稻田土壤理化参数如图 2 所示。在 213 个稻田土壤样品中, pH 值 <7.0 的占 81.9%; pH 值 >7.0 的占 18.1%。稻田土壤 pH 值的变幅为 4.60~7.47, 几何均值为 6.34, 基本上呈弱酸性。稻田土壤有机质的变幅为 2.45%~6.40%, 几何均值为 4.47%, 各省之间的有机质含量相差不大, 并没有显著的地域差异。

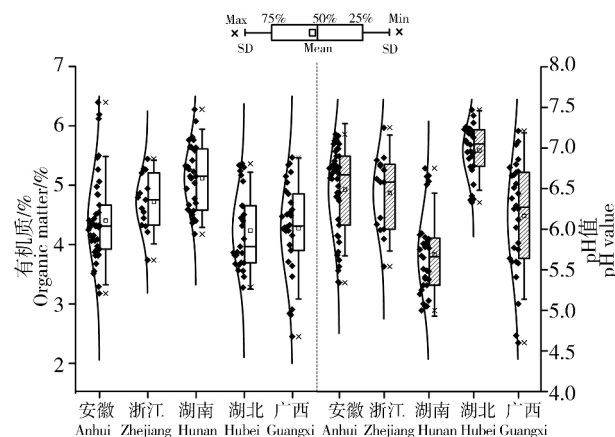


图 2 稻田土壤理化参数

注: 每个框的左边为数据点和分布曲线。

Fig. 2 The physical and chemical properties of paddy soil

Note: Data points and a distribution curve are enabled to the left of each box.

2.3 Hakanson 潜在生态风险指数法对稻田土壤汞污染的危害评价

Hakanson 提出的潜在生态指数法^[15],是目前最为常用的评价重金属污染程度的方法之一,计算公式如下:

$$E_r^i = T_r^i \times C_r^i = T_r^i \times (C_A^i / C_n^i)$$

其中, C_r^i 为重金属的富集系数; C_A^i 为土壤重金属实测含量; C_n^i 为该元素的参比值,本研究采用中国土壤汞含量背景值的算术平均值 $0.065 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ^[16]; T_r^i 为重金属 i 的毒性系数,此值用来反映重金属的毒性水平及生物对重金属的敏感程度,对于汞, $T_r^i = 40$; E_r^i 为重金属 i 的潜在危害系数。依次划分为: $E_r^i < 40$ 为轻微污染; $40 \leq E_r^i < 80$ 为中等污染; $80 \leq E_r^i < 160$ 为强污染; $160 \leq E_r^i < 320$ 为很强污染; $E_r^i \geq 320$ 为极强污染。

用此法评价稻田土壤汞污染潜在危害的结果见表 2,可知湖北省和广西省的潜在危害系数均值都小于 40,安徽省和湖南省介于 40~80 之间,而浙江省均值达到 98.58。

3 讨论 (Discussion)

SPSS 单因子方差分析结果显示,5 个省稻田土壤汞均存在显著差异 ($P < 0.05$, $n = 213$),这表明我国稻田土壤汞含量变化范围大,存在地区差异性。其中汞含量最高值出现在浙江省,达到了 $0.326 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。调查表明,浙江省的乡镇企业发展迅速而且“三废”排放不合规格,达到国家排放标准的不到 15%,废气的排放以及废水的渗透作用导致该区的土质污染较为严重^[17],从而促使稻田土壤汞含量升高。此外,与文献[18]中湖南省稻田土壤汞含量 ($0.069 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \pm 0.060 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$) 对比,本研究湖南省的土壤含量要偏高 ($0.115 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \pm 0.029 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$),这可能与样品的采集范围和样点数目有关。而湖北、广西的稻田土壤汞含量均比较低,说明该地区的稻田土壤并没有受到汞污染。

经 SPSS-W 检验,除广西省外,安徽、浙江、湖南、湖北土壤汞数据均服从正态分布,因此选择安徽、浙江、湖南、湖北省稻田土壤汞浓度的平均值以

表 1 稻田土壤汞含量分布特征

Table 1 The distribution characteristics of the total mercury content in paddy soil

采样省份	样品数量	范围 / ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)	均值 / ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)	标准差 / ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)	中值 / ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)
Sampling site	Sample number	Range / ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)	Average / ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)	Standard deviation / ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)	Medium / ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)
安徽	61	0.035~0.326	0.084	0.065	0.058
Anhui Province					
浙江	22	0.091~0.225	0.160	0.040	0.163
Zhejiang Province					
湖南	40	0.065~0.188	0.115	0.029	0.112
Hunan Province					
湖北	48	0.036~0.062	0.048	0.007	0.048
Hubei Province					
广西	42	0.029~0.282	0.063	0.039	0.046
Guangxi Province					
总计	213	0.029~0.326	0.094	0.036	0.085
Total					

表 2 汞污染稻田的 Hakanson 潜在生态风险指数

Table 2 The Potential Ecological Risk Index (E_r^i) of the studied paddy soils

	安徽	浙江	湖南	湖北	广西
	Anhui Province	Zhejiang Province	Hunan Province	Hubei Province	Guangxi Province
E_r^i	51.73	98.58	70.92	29.56	38.73
潜在危害程度	中等	强	中等	轻微	轻微
Degree of potential risk	Medium	Strong	Medium	Mild	Mild

及广西省稻田土壤汞浓度的中值与其他不同地区作对比(表 3),可以发现,万山、兴化、韶关^[19]、成都^[20]等地的稻田土壤汞含量要比本研究区域以及我国土壤环境背景值^[15]高很多,这是由于这些研究的区域均设置在火电厂、矿区等高汞环境下,说明了燃煤、采矿等是汞主要的人为源。另外天津^[21]的稻田土壤由于污水灌溉的原因也要比本研究区域的汞含量高;其次本研究中浙江省的稻田土壤汞与 Zhao 等^[22]对浙江稻田土壤汞的研究含量一致。Kunhikrishnan 等^[23]对韩国背景区域稻田土壤以及 Yasuda 等^[24]对日本的稻田土壤研究显示,这 2 个地区汞含量均比较低,一方面可能是由于土壤汞受土壤母质的影响很大,拥有不同土壤母质的土壤汞含量差距很大;另外一方面也可能是周边无污染源,稻田土壤未受到污染。

SPSS 统计结果表明:湖南省的稻田土壤 pH 值与其他省份有显著差异($P < 0.05$, $n = 213$),酸化较为严重。分析原因一方面可能是由于基岩的岩性不同所造成的^[25],另外一方面可能是大气沉降、施用酸性化肥以及杀虫剂等导致土壤 pH 值降低^[26-27]。本文中,稻田土壤汞浓度与 pH 呈现出负相关关系($P < 0.05$, $r = -0.162$),与 Miskimmin 等^[28]的研究结果一致。有机质含量均值最高的为湖南省(6.

40%),最低的为广西省(2.45%)。本文中稻田土壤汞浓度与有机质显著正相关($P < 0.01$, $r = 0.445$),与 Li 等^[29-30]研究结果一致,暗示着有机质含量增高可能有利于稻田土壤对汞的吸收。由此可见,有机质和 pH 对于土壤汞的地球化学循环以及在不同条件下的转化都是很重要的因素^[31]。分析其原因,首先大气沉降以及人为施肥等活动导致土壤中生物可利用性的汞增加的同时,土壤也得到酸化。其次,有机质的增加可能促进土壤微生物对无机汞的甲基化,从而进一步促使甲基汞在水稻体内富集。

单因子污染物潜在危害评价结果显示,本研究区域土壤中的汞污程度不均匀。浙江省的土壤汞污染潜在危害较大,而其他几个省的潜在危害均比较低,反映了稻田土壤还处在安全的范围之内。仇广乐等^[32]指出,在稻田生态系统中,土壤中的甲基汞含量占总汞的比例约 0.1%,甚至更小,因此估算本研究中浙江省的稻田土壤中的甲基汞 $\leq 0.16 \text{ ng} \cdot \text{g}^{-1}$,而土壤中甲基汞被稻米吸收的富集系数约为 7.0 ± 3.9 ^[33]。那么该稻田土种植的稻米甲基汞含量为 $(1.12 \pm 0.62) \text{ ng} \cdot \text{g}^{-1}$,低于贵州省背景区稻米的甲基汞含量 $(2.5 \pm 1.2) \text{ ng} \cdot \text{g}^{-1}$ ^[33]。但是浙江省的稻田土壤的潜在危害等级为强,说明稻田土壤中汞污染处于较强

表 3 不同地区稻田土壤汞含量分布特征

Table 3 The total mercury content distribution characteristics of different areas of paddy soil

地区 Location	研究区域 Studied areas	含量 / ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$) Concentration / ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)	文献来源 References
万山区 Wanshan District, Tongren City	汞矿区 Hg mining area	42 ± 5.2	[19]
兴化市 Xinghua City	铅锌矿区 Pb-Zn mining area	44 ± 4.8	[19]
凡口矿区 Fankou mining area, Guangdong Province	铅锌矿区 Pb-Zn mining area	4.2 ± 1.6	[19]
成都市 Chengdu City	燃煤火电厂 Coal-fired power plants	24.55	[20]
天津市 Tianjin City	污灌区 Wastewater-irrigated area	0.37 ± 0.13	[21]
浙江 Zhejiang Province	非点源污染 Non-point source pollution	0.18 ± 0.10	[22]
中国 China	背景区 Background	0.065	[15]
韩国 Korea	背景区 Background	0.047	[23]
日本 Japan	非点源污染 Non-point source pollution	0.08	[24]

的潜在危害程度,一方面提醒我们受到污染的土壤会对水稻等农作物导致一定的影响,进而影响人体健康,间接带来汞或者甲基汞暴露风险。另一方面在接下来的工作中还需要进行该研究区域稻米中的汞含量研究,尤其是甲基汞,以期得到对人体健康影响更直接更有力的数据支撑。

综上所述:

1) 我国不同省份稻田土壤汞含量变化为(0.094 ± 0.036) mg·kg⁻¹(0.029 ~ 0.326 mg·kg⁻¹),存在地区差异性。湖南省和浙江省的稻田土壤汞含量较高,可能与当地的土壤母质以及人为活动密集等有关。

2) 稻田土壤中的汞浓度与有机质显著正相关,说明适度偏高的有机质有利于土壤汞含量的增加;进一步说明有机质对于土壤汞的生物地球化学循环具有重要的意义。

3) 稻田土壤污染潜在危害评价初步结果显示,潜在危害大小顺序为:浙江>湖南>湖北>广西>安徽,浙江省的稻田土壤潜在危害较其他几个省份要高。但是鉴于本研究中采用的评价标准为汞浓度,稻田土壤中汞的生物可利用态还有待于进一步研究。

致谢:感谢中国科学院地球化学研究所仇广乐研究员在文章修改以及中国科学院地球化学研究所的吴泽博士、孙雪城硕士、夏吉成硕士和贵州师范大学的张鹏硕士在采样中给予的帮助。

通讯作者简介:冯新斌(1968-),男,地球化学博士,研究员,主要研究方向为环境地球化学,主要从事环境中汞、镉、铅等有害重金属元素的生物地球化学循环与人体健康、重金属污染环境修复和非传统元素稳定同位素地球化学研究。

参考文献(References):

- [1] USEPA. Mercury Study to Congress. Volume 4. An assessment of exposure to mercury in the United States [R]. Raleigh: Environmental Protection Agency, Research Triangle Park, NC(United States) , Office of Air Quality Planning and Standards, 1997
- [2] Qiu G, Feng X, Li P, et al. Methylmercury accumulation in rice (*Oryza sativa* L.) grown at abandoned mercury mines in Guizhou, China [J]. Journal of Agricultural and Food Chemistry, 2008, 56(7) : 2465-2468
- [3] Meng B, Feng X, Qiu G, et al. Distribution patterns of inorganic mercury and methylmercury in tissues of rice (*Oryza sativa* L.) plants and possible bioaccumulation pathways [J]. Journal of Agricultural and Food Chemistry, 2010, 58(8) : 4951-4958
- [4] Zhang H, Feng X, Larssen T, et al. Bioaccumulation of methylmercury versus inorganic mercury in rice (*Oryza sativa* L.) grain [J]. Environmental Science & Technology, 2010, 44(12) : 4499-4504
- [5] Balley E A, Gray J E, Hines M E. Mercury methylation and demethylation in soils near abandoned mercury mines in Alaska, USA [C]. GSA Annual Meeting, November 5-8, 2001
- [6] Miskimmin B M, Rudd J W M, Kelly C A. Influence of dissolved organic carbon, pH, and microbial respiration rates on mercury methylation and demethylation in lake water [J]. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 1992, 49(1) : 17-22
- [7] Bloom N S, Watras C J, Hurley J P. Impact of acidification on the methylmercury cycle of remote seepage lakes [J]. Water Air & Soil Pollution, 1991, 56(1) : 477-491
- [8] St. Louis V L, Rudd J W M, Kelly C A, et al. The rise and fall of mercury methylation in an experimental reservoir [J]. Environmental Science & Technology, 2004, 38(5) : 1348-1358
- [9] Chakraborty P, Sarkar A, Vudamala K, et al. Organic matter—A key factor in controlling mercury distribution in estuarine sediment [J]. Marine Chemistry, 2015, 173: 302-309
- [10] 中华人民共和国国家统计局. 中国统计年鉴[M]. 北京: 中国统计出版社, 2015: 12-1 农业生产条件与农作物播种面积
- [11] 王翠萍, 闫海鱼, 刘鸿雁, 等. 使用 Lumex 测汞仪快速测定固体样品中总汞的方法 [J]. 地球与环境, 2010(3) : 378-382
- Wang C P, Yan H Y, Liu H Y, et al. The method of rapidly measuring total mercury in solid samples using lumex analytical equipment [J]. Earth and Environment, 2010(3) : 378-382 (in Chinese)
- [12] 蔡耕鸣, 李梅, 黄东灵. 恒沸水浴水合热法测定土壤有机质的研究 [J]. 广西农业科学, 1994(3) : 125-129
- [13] Branfireun B A, Roulet N T, Kelly C, et al. In situ sulphate stimulation of mercury methylation in a boreal peatland: Toward a link between acid rain and methylmercury contamination in remote environments [J]. Global Biogeochemical Cycles, 1999, 13(3) : 743-750
- [14] Senesil 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(2) : 343-377
- [15] Hakanson L. An ecological risk index for aquatic pollution control. A sediment logical approach [J]. Water Research, 1980, 14(8) : 975-1001

- [16] 国家环境保护局, 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: 87
- [17] 陈海霞, 高广德, 高婷. 浙江农村水污染现状及治理措施研究[J]. 科技情报开发与经济, 2006, 16(7): 95-96
Chen H X, Gao G D, Gao T. Study on the present state of rural water pollution in Zhejiang Province and countermeasures [J]. Sci-Tech Information Development & Economy, 2006, 16(7): 95-96 (in Chinese)
- [18] Zeng F, Wei W, Li M, et al. Heavy metal contamination in rice-producing soils of Hunan Province, China and potential health risks [J]. International Journal of Environmental Research and Public Health, 2015, 12(12): 15584-15593
- [19] Li B, Shi J B, Wang X, et al. Variations and constancy of mercury and methylmercury accumulation in rice grown at contaminated paddy field sites in three Provinces of China [J]. Environmental Pollution, 2013, 181: 91-97
- [20] 郎春燕, 温丽瓊, 张嘉敏. 成都东郊稻田土中汞的分布特征研究[J]. 环境污染与防治, 2012, 34(9): 28-32
Lang C Y, Wen L Y, Zhang J M. Distribution characteristic of mercury species in soils of rice paddy in eastern suburb of Chengdu [J]. Environmental Pollution & Control, 2012, 34(9): 28-32 (in Chinese)
- [21] 郑顺安, 唐杰伟, 郑宏艳, 等. 污灌区稻田汞污染特征及健康风险评估[J]. 中国环境科学, 2015, 35(9): 2729-2736
Zheng S A, Tang W J, Zheng H Y, et al. Pollution characteristics and risk assessments of mercury in wastewater-irrigated paddy fields [J]. China Environmental Science, 2015, 35(9): 2729-2736 (in Chinese)
- [22] Zhao K, Zhang W, Zhou L, et al. Modeling transfer of heavy metals in soil - rice system and their risk assessment in paddy fields [J]. Environmental Earth Sciences, 2009, 59(3): 519-527
- [23] Kunhikrishnan A, Go W R, Park J H, et al. Heavy metal (loid) levels in paddy soils and brown rice in Korea [J]. Korean Journal of Soil Science and Fertilizer, 2015, 48(5): 515-521
- [24] Yasuda M, Syawal M S, Sikder M T, et al. Metal concentrations of river water and sediments in West Java, Indonesia [J]. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology, 2011, 87(6): 669-673
- [25] 彭世良, 吴甫成. 湖南土壤生态系统对酸沉降的相对敏感性区划[J]. 热带地理, 2004, 24(1): 10-13
Peng S L, Wu F C. Regional division of the relative sensitivity of soil ecosystems to acid deposition in Hunan [J]. Tropical Geography, 2004, 24(1): 10-13 (in Chinese)
- [26] 李继红. 我国土壤酸化的成因与防控研究[J]. 农业灾害研究, 2013, 2(6): 42-45
Li J H. Study on the cause, prevention and control of soil acidification in China [J]. Journal of Agricultural Catastrophology, 2013, 2(6): 42-45 (in Chinese)
- [27] 王擎运, 张佳宝, 赵炳梓, 等. 长期施肥对典型壤质潮土中汞的影响[J]. 土壤, 2013, 45(2): 250-256
Wang Q Y, Zhang J B, Zhao B Z, et al. Long-term fertilization impacts on Hg in a typical fluvo-aquic soil [J]. Soils, 2013, 45(2): 250-256 (in Chinese)
- [28] Miskimmin B M, Rudd J W M, Kelly C A. Influence of dissolved organic carbon, pH, and microbial respiration rates on mercury methylation and demethylation in lake water [J]. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 1992, 49(1): 17-22
- [29] Li P, Feng X, Qiu G, et al. Mercury exposure in the population from Wuchuan mercury mining area, Guizhou, China [J]. Science of the Total Environment, 2008, 395(2): 72-79
- [30] Li P, Feng X, Shang L, et al. Mercury pollution from artisanal mercury mining in Tongren, Guizhou, China [J]. Applied Geochemistry, 2008, 23(8): 2055-2064
- [31] Yang Y K, Zhang C, Shi X J, et al. Effect of organic matter and pH on mercury release from soils [J]. Journal of Environmental Sciences, 2007, 19(11): 1349-1354.
- [32] 仇广乐, 冯新斌, 王少锋, 等. 贵州汞矿区不同位置土壤中总汞和甲基汞污染特征的研究[J]. 环境科学, 2006, 27(3): 550-555
Qiu G L, Feng X B, Wang S F, et al. Total mercury and methylmercury in soils collected from Guizhou Hg-mined areas [J]. Environmental Sciences, 2006, 27(3): 550-555 (in Chinese)
- [33] 李平, 冯新斌, 仇广乐. 贵州汞矿区居民食用大米的甲基汞暴露及健康风险评估[J]. 生态学杂志, 2011, 30(5): 914-921
Li P, Feng X B, Qiu G L. Methylmercury exposure through rice consumption and its health risk assessment for the residents in Guizhou mercury mining areas [J]. Chinese Journal of Ecology, 2011, 30(5): 914-921 (in Chinese)