

# 不同 Hg 浓度下水稻中 Hg 的分布累积特征\*

周俊<sup>1</sup> 刘鸿雁<sup>1\*\*</sup> 吴龙华<sup>2</sup> 骆永明<sup>2</sup> 杜布云<sup>3</sup> 于萍萍<sup>1</sup>

(<sup>1</sup> 贵州大学资源与环境工程学院, 贵阳 550025; <sup>2</sup> 中国科学院南京土壤研究所土壤环境与污染修复重点实验室, 南京 210008; <sup>3</sup> 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)

**摘要** 利用土壤盆栽实验方法,研究了土壤中 Hg 的形态分布,以及不同 Hg 浓度下水稻不同生长时期各组织中 Hg 的分布规律和累积特征。土壤 Hg 存在的形态为:有机结合态>残渣态>>氧化态>>溶解与可交换态≈特殊吸附态。在水稻的生长过程中,土壤中的 Hg 呈现从残渣态向有机结合态转化的趋势,有机结合态 Hg 平均占比为 61.7%,是土壤 Hg 最重要的存在形态。Hg 在水稻不同部位的浓度分布呈现  $W_{根} > W_{叶} > W_{茎} > W_{穗} > W_{籽粒}$ ,分析表明,水稻根、茎和籽粒中的 Hg 与土壤各形态 Hg 浓度呈显著或极显著正相关,但在水稻生长后期叶片中 Hg 与土壤 Hg 浓度的相关性不显著,叶片 Hg 与大气 Hg 进行交换起主要作用,改变了累积状况。随着土壤 Hg 浓度的增加和生长期的延长,根对 Hg 的束缚能力逐渐增加,根部 Hg 累积量增大,所占比例上升,而茎和叶的累积量相对稳定。

**关键词** 盆栽; Hg 形态; 组织; 迁移转化

中图分类号 X53 文献标识码 A 文章编号 1000-4890(2013)6-1532-07

**Distribution and accumulation characteristics of Hg in rice (*Oryza sativa* L.) under different concentrations of soil Hg.** ZHOU Jun<sup>1</sup>, LIU Hong-yan<sup>1\*\*</sup>, WU Long-hua<sup>2</sup>, LUO yong-ming<sup>2</sup>, DU Bu-yun<sup>3</sup>, YU Ping-ping<sup>1</sup> (<sup>1</sup>College of Resources and Environmental Engineering, Guizhou University, Guiyang 550025, China; <sup>2</sup>Key Laboratory of Soil Environment and Pollution Remediation, Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, China; <sup>3</sup>State Key Laboratory of Environmental Geochemistry, Institute of Geochemistry, Chinese Academy of Sciences, Guiyang 550002, China). *Chinese Journal of Ecology*, 2013, 32(6): 1532-1538.

**Abstract:** A pot experiment was conducted to study the distribution of Hg forms in soil and the distribution and accumulation characteristics of Hg in rice (*Oryza sativa* L.) plant during its various growth stages under different concentrations of soil Hg. The main Hg forms in the soil were in the order of organic bound > residual >> oxidizable >> dissoluble and exchangeable ≈ specifically adsorbed. During rice growth season, the Hg in soil presented a transformation trend from residual to organic bound, and the organic bound Hg occupied 61.7% of the total Hg, being the most important existing form of Hg in soil. The Hg concentration in different organs of rice was in the order of root > leaf > stem > ear > grain. The Hg concentrations in rice root, stem, and grain were significantly positively correlated with the concentrations of all the Hg forms in soil. However, at the late growth stages of rice, the leaf Hg concentration had less correlation with soil Hg concentration, indicating that the exchange between leaf Hg and atmospheric Hg played a major role, and changed the Hg accumulated status. With the increase of soil Hg concentration and the extension of rice growth phase, the Hg binding capacity of rice root increased gradually, and the cumulative amount and the proportion of root Hg increased, while the accumulation amount of stem- and leaf Hg was relatively stable.

**Key words:** pot experiment; Hg form; tissue; translocation and transformation.

\* 贵阳市社发与民生科技计划项目(筑科合[2012103]73号)和贵州省科技计划课题项目(黔科合重大专项字[2012]6009号)资助。

\*\* 通讯作者 E-mail: hongyan.l@163.com

收稿日期: 2012-11-28 接受日期: 2013-03-12

随着人们对全球环境的关注和对 Hg 的毒性及危害的深入认识,有关 Hg 矿山活动和工业排放导致环境 Hg 污染的研究日益加强。许多国家已经对环境中的 Hg 污染展开了详细的调查和研究工作,取得了许多有关环境中 Hg 迁移与甲基化的研究成果(Gnamus *et al.*, 2000; Bailey *et al.*, 2002; Gray *et al.*, 2004; Li *et al.*, 2010)。Hg 是一种可以累积在生物体中的一种潜在的有害元素,土壤中的 Hg 很容易通过食物链转移到植物和动物体内,但目前还没有证实其有利的生物功能(Gnamus *et al.*, 2000)。中国土壤 Hg 污染已经普遍发生,主要是由于污水灌溉(如北京和北京市郊)和 Hg 矿开采活动(如中国西南的贵州),使得大米中 Hg 的浓度超过了中国国家食品标准(GB 2762-9,  $20 \mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ ) (Du *et al.*, 2005)。据报道,我国大气 Hg 释放约占全球释放量的 40% (Pacyna *et al.*, 2010),贵州占世界总量的 12%,同时,在贵州汞矿区食用大米已成为当地居民甲基汞暴露的主要途径(Zhang *et al.*, 2010)。贵州 Hg 矿区稻谷中 Hg 浓度高达  $569 \mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$  (Horvat *et al.*, 2003),Hg 矿区居民通过进食稻米造成的 Hg 暴露风险最大(仇广乐, 2005; Feng & Qiu, 2008),Hg 污染严重威胁着当地的农田生态安全及居民健康。

本研究通过温室盆栽试验,分析不同时期、不同浓度 Hg 污染水平土壤下的稻根、茎、叶、穗和籽粒中 Hg 的质量状况,揭示污染土壤-水稻体系中 Hg 的迁移富集累积规律和影响因子,旨在为土壤 Hg 对水稻的风险评价提供基础数据,对污染区农业生产也具有一定的指导意义。

## 1 材料与方法

### 1.1 供试材料

供试土壤采自贵州省铜仁市万山 Hg 矿区污染水稻田,以及贵州大学蔡家关校区(采样深度为 0~20 cm),其基本理化性质见表 1。供试水稻为贵阳市普遍种植的黔优联合 2 号,贵阳市花溪区大田育苗 30 d 后,移栽于大棚进行水稻盆栽。

### 1.2 盆栽试验设计

采用室内大棚盆栽试验的方法。土壤风干后过 10 目筛,添加的外源 Hg 为贵州省铜仁市万山 Hg 矿区污染土壤,用高 15 cm、直径 21 cm 的塑料盆,每盆装土 5 kg,设置 4 个 Hg 浓度水平和对照组,使 Hg 处理水平分别为:0(CK)、3、6、14、24  $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ,各处理重复 12 次。为了保证移栽后水稻植株正常的生长,在处理好的土壤中混入一定量的基肥,氮磷钾的施入量分别为  $\text{CO}(\text{NH}_2)_2$  0.20  $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 、 $\text{CaH}_2\text{PO}_4 \cdot \text{H}_2\text{O}$  0.15  $\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$  和  $\text{KCl}$  0.20  $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。两种土壤与基肥均匀混合,灌水平衡后 7 d 移苗。水稻生长期,采用大田水肥管理模式,土壤淹水 2~3 cm 左右,收获前 10 d 停止浇水。

### 1.3 样品采集、制备及测定方法

水稻移栽到盆钵后,分 3 个生长期取样(拔节期、抽穗期、黄熟期),每个处理组取样 4 个重复。

**1.3.1 样品的采集及制备** 土壤样品采集后,在室温下自然阴干过筛(100 目)。将植物样品根、茎、叶、穗和籽粒分开,依次用自来水和蒸馏水冲洗,去除泥土和污物,在室温下自然风干,粉碎至  $<2 \text{ mm}$ 。

**1.3.2 测定方法** 土壤基本化学性质的测定方法按土壤农化常规分析法测定(鲍士旦, 2000)。土样和植物样品总 Hg 含量利用俄罗斯 Lumex 公司 RA-915+塞曼效应 Hg 自动分析仪及配套的 RP-91C 型热解炉进行测定(Sholupov *et al.*, 2004; Rodriguez *et al.*, 2007),此仪器样品不用消解,降低了消解步骤带来的实验误差。土壤 Hg 形态分级由 Tessier (1979) 化学法修改而来(包正铨等, 2011),分别用硝酸镁 ( $\text{Mg}(\text{NO}_3)_2$ )、乙酸钠 ( $\text{NaAc}$ )、盐酸羟胺 ( $\text{NH}_2\text{OH} \cdot \text{HCl}$ )、过氧化氢 ( $\text{H}_2\text{O}_2$ ) 和王水(浓  $\text{HNO}_3$ : 浓  $\text{HCl}=1:3$ (v/v)) 分别连续浸提。有机结合态和残渣态 Hg 浓度较高,采用绝对检出限为  $0.1 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$  的原子吸收光谱法(AAS, F732~S, 中国)测定。溶解态与可交换态、特殊吸附态和氧化态 Hg 含量很低,采用检测限较低的冷原子荧光法(CVAFS)测定,分析仪器为 Tekran 2500(美国)测 Hg 仪,仪器最

表 1 供试土壤 Hg 含量及基本理化性质

Table 1 Physical and chemical properties of tested soil

样点	pH	有机质 ( $\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ )	全磷 ( $\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ )	速效磷 ( $\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ )	全钾 ( $\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ )	速效钾 ( $\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ )	全氮 ( $\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ )	碱解氮 ( $\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ )	总 Hg ( $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ )
矿区	7.7	48.7	1.36	0.03	13.1	0.14	1.69	0.11	348
校园	7.2	57.9	1.61	0.04	17.0	0.14	2.10	0.12	0.32

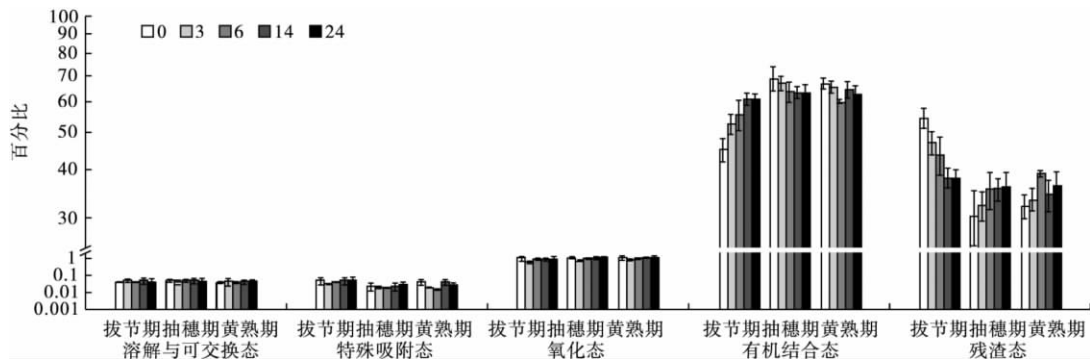


图1 有机结合态和残渣态 Hg 的比例  
Fig.1 Proportion of organic matter and residual Hg

低绝对检出限为 0.1 pg。

## 2 结果与分析

### 2.1 土壤中 Hg 的化学形态及组成

图1显示,在整个水稻生长的3个时期,有机结合态,需在强氧化剂作用下 Hg 才能释放出来,所占比例最高,平均百分率为 61.7%;其次是残渣态,平均百分率为 37.4%;氧化态 Hg 所占比例较少,为 0.89%;特殊吸附态和可交换与溶解态所占的比例极少,各占 0.05% 和 0.03%。在不同的土壤 Hg 污染情况下,各形态 Hg 的分配系数由大到小排列依次为:有机结合态>残渣态>>氧化态>溶解与可交换态≈特殊吸附态,溶解与可交换态、特殊吸附态 Hg 和氧化态 Hg 所占比例都较小,差异不明显。

土壤中的 Hg 在不同汞浓度梯度下的转化规律差异较大,在水稻生长初期,低浓度的 Hg 主要为残渣态,控制组 CK 残渣态浓度为 54.4%。随着水稻的生长,土壤中残渣态 Hg 急剧下降,到黄熟期只有 32.1%。相应的有机结合态 Hg 所占比例从 45.0% 上升到 66.9%,增加了 21.9%。在添加 Hg 的处理中,有机结合态 Hg 平均所占比例从拔节期的 57.48% 上升到黄熟期的 63.23%,而残渣态则降低了 5.29%。

在水稻拔节期,各处理有机结合态 Hg 占总汞比例为 50%~61%,但在黄熟期其所占比例增加到 60.1%~66.9%。相应的残渣态 Hg 所占比例下降,由拔节期的 38.0%~54.4%,下降到黄熟期的 32.1%~39.0%。可见,在水稻的生长过程中,土壤中的 Hg 呈现从残渣态向有机结合态转化的趋势,有机结合态 Hg 平均占比为 61.7%,是土壤 Hg 最重要的存在形态。

### 2.2 土壤中各形态 Hg 含量与水稻 Hg 吸收量的相关性

表2显示,在土壤中各形态的 Hg 和水稻中不

同部位的 Hg 均呈现正相关性,其中各部位 Hg 与有机结合态 Hg 的相关性均呈现极显著正相关关系(拔节期茎呈显著正相关),拔节期和抽穗期,叶 Hg 含量与土壤 Hg 含量显著性相关,但在黄熟期叶片中 Hg 含量与土壤中总 Hg 和各形态 Hg 之间相关性均不显著。

### 2.3 不同浓度梯度下水稻不同组织 Hg 浓度分布

水稻整个生长时期,随着土壤 Hg 浓度梯度的增高,水稻植株 Hg 浓度也逐渐升高(表3),在不同生长时期各处理间汞浓度均达到了差异显著性水平,表明土壤 Hg 是植物 Hg 的重要来源。随着水稻生长期的延长,水稻各部位的 Hg 浓度在逐渐增高,在水稻的不同部位中,根部 Hg 浓度最高,其浓度值范围为 101~1650  $\mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ ,总体上,各浓度梯度下 Hg 在水稻不同部位的分布规律一致,呈现根>叶>茎的规律,但不同浓度梯度下水稻各部位 Hg 的累积规律并不相同。

表2 土壤形态 Hg 和水稻不同部位含 Hg 浓度的相关系数  
Table 2 Correlation coefficients of Hg fraction concentrations in soil and rice tissues

生长期	水稻组织	总 Hg	溶解与可交换态	特殊吸附态	氧化态	有机结合态	残渣态
拔节期	根	0.91**	0.94**	0.84**	0.88**	0.91**	0.93**
	茎	0.76*	0.71*	0.69*	0.69*	0.75*	0.77*
	叶	0.85**	0.81*	0.85**	0.88**	0.84**	0.85**
抽穗期	根	0.98**	0.86**	0.86**	0.97**	0.98**	0.97**
	茎	0.90**	0.82**	0.89**	0.87**	0.89**	0.91**
	叶	0.87**	0.73*	0.72*	0.84**	0.86**	0.87**
	穗	0.90**	0.81*	0.81*	0.86**	0.89**	0.91**
黄熟期	根	0.97**	0.93**	0.76*	0.87**	0.96**	0.97**
	茎	0.82**	0.74*	0.68*	0.76*	0.81**	0.83**
	叶	0.66	0.61	0.56	0.62	0.67	0.65
	籽粒	0.97**	0.86**	0.87**	0.95**	0.97**	0.96**

\*\*在 0.01 水平(双侧)显著; \* 在 0.05 水平(双侧)显著。

表 3 不同 Hg 添加浓度下水稻不同组织中 Hg 浓度分布 ( $\mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ )

Table 3 Hg concentrations in different tissues of rice under different Hg addition concentrations

生长时期	Hg 添加浓度 ( $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ )	根	茎	叶	穗	籽粒
拔节期	0	145±9 d	35.0±6 d	54.0±9 d		
	3	204±7 d	57.0±16 c	113±10 c		
	6	397±4 c	64.0±13 bc	134±5 c		
	14	705±7 b	80.0±11 ab	177±6 b		
	24	1150±202 a	86.0±3 a	223±41 a		
抽穗期	0	101±10 d	19.0±4 c	64.0±9 d	14.0±4 d	
	3	204±13 d	59.0±14 b	148±23 c	56.0±4 c	
	6	583±13 c	70.0±15 b	206±20 b	70.0±7 bc	
	14	1150±191 b	85.0±18 b	222±32 b	82.0±8 b	
	24	1640±299 a	162±42 a	281±28 a	136±32 a	
黄熟期	0	131±14 d	25.0±5 d	70.0±10 c		5±2 a
	3	291±49 d	57.0±10 c	178±11 b		8±1 b
	6	784±97 c	72.0±17 bc	186±13 b		11±1 c
	14	958±157 b	83±14 b	202±7 ab		16±2 d
	24	1650±284 a	114±17 a	229±49 a		21±2 e

## 2.4 水稻不同时期对 Hg 的累积特征

随着土壤汞浓度梯度的升高,水稻不同部位汞的富集系数均呈现降低的趋势,说明 Hg 通过根系转运到水稻地上部分的能力是有限的,在低浓度时运转的量小,但占土壤中的比例较大,所以富集系数高,对照组根部的富集系数在拔节期、抽穗期、黄熟期分别是 0.36、0.38 和 0.39,而在高浓度时,由于

运转能力有限,从处理组 1 ( $3 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ) 到处理组 4 ( $24 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ) 的处理水稻根部的富集系数都只保持在 0.1 左右(图 2)。

从图 2a 可以看出,不同处理根部 Hg 的富集系数呈现上升的趋势,即黄熟期>抽穗期>拔节期。由图 2b 看出,在水稻的茎部 Hg 的富集系数较高的时期多出现在抽穗期,那个时期是水稻物质转运最旺

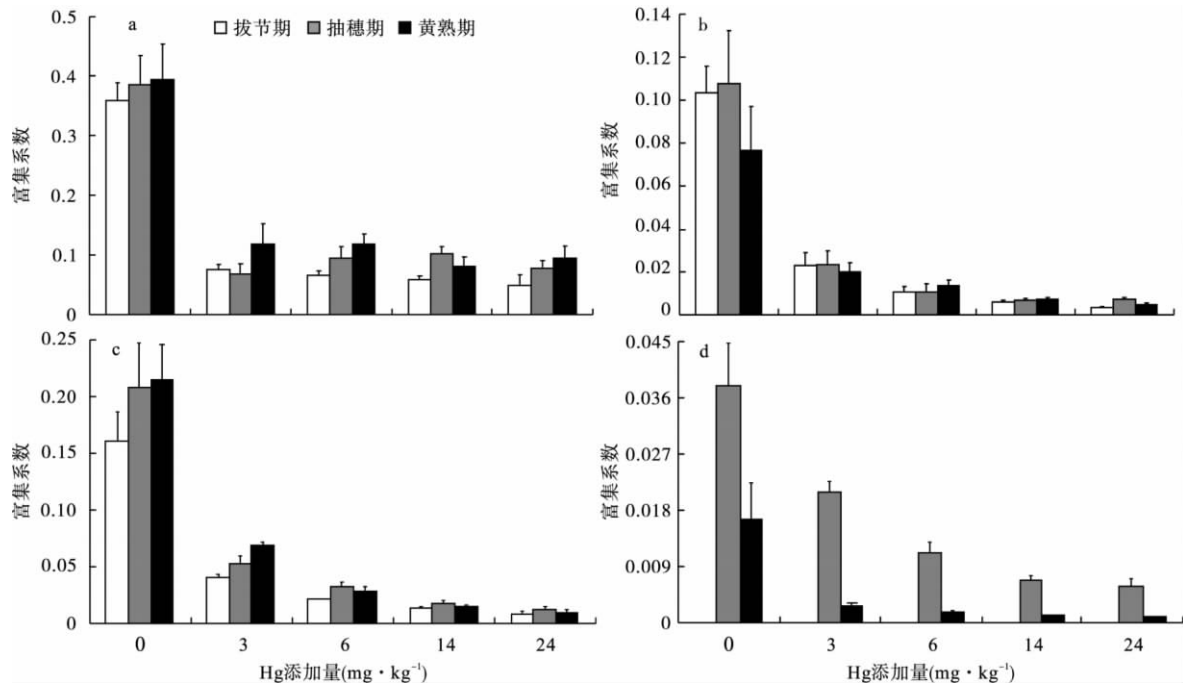


图 2 不同 Hg 添加浓度下水稻根(a)、茎(b)、叶(c)、穗和籽粒(d) Hg 的富集系数

Fig. 2 Hg enrichment factor of rice root (a), stems (b), leaves (c), spikes and grains (d) under different Hg addition concentrations

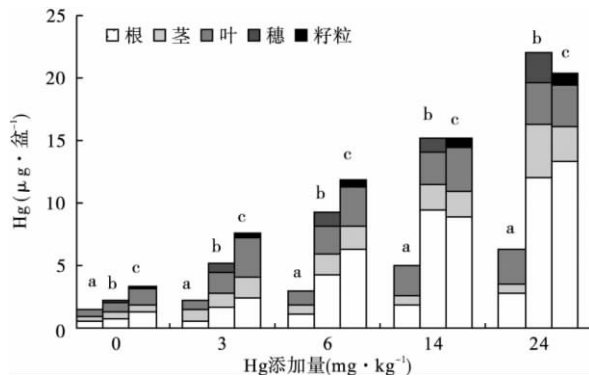


图3 不同 Hg 添加浓度下拔节期 (a)、抽穗期 (b)、黄熟期 (c) 水稻不同组织部位 Hg 的累积量

Fig. 3 Hg mass in tissues of rice plants collected in elongating (a), heading (b), ripening (c) stages under different Hg addition concentrations

盛的阶段, Hg 在茎中富集量也达到最高值, 但到了黄熟期茎物质转运量减小, Hg 的累积量也相应减少。从图 2c 看出, 叶片中 Hg 的富集系数在低浓度时, 即在对照组和处理组 1 时是逐渐增高的, 但在高浓度时也呈现出抽穗期最高的现象, 到黄熟期叶片中 Hg 富集系数降低, Hg 的累积量下降 (图 3)。

### 3 讨论

#### 3.1 土壤不同形态 Hg 对水稻吸收的影响

本试验土壤中 Hg 存在的主要形态为: 有机结合态 > 残渣态 > 氧化态, 溶解与可交换态和特殊吸附态含量极少。整个生长时期, 根、茎、叶 (除黄熟期外)、穗、籽粒含 Hg 量和总 Hg 及各形态 Hg 均呈显著正相关, 表明各形态 Hg 都促进水稻对 Hg 的吸收。水稻的吸收和生长会使土壤物理、化学和生物学性质发生显著变化, 土壤性质变化可以引起重金属形态变化, 并改变其生物有效性 (刘霞等, 2002; 陈有鉴等, 2003)。从拔节期到后两个生长时期 (各比例达到平衡), 土壤 Hg 形态变化表现为溶解与可交换态和特殊吸附态没有明显变化, 氧化态分别增加了 0.19% 和 0.24%, 有机结合态增加了 9.17% 和 7.96%, 相应地, 残渣态 Hg 减少了 9.34% 和 8.19%。有机结合态 Hg 在土壤 Hg 形态中占比大, 相对残渣态活性较高, 因此是影响水稻 Hg 吸收和运转的最重要的 Hg 赋存形态, 水稻生长期间, 虽然较易被植物吸收的溶解与可交换态 Hg 没有明显的变化, 但有机结合态明显增加, 不能被生物利用的残渣态明显减少, 而有机结合态 Hg 是以  $Hg^{2+}$  为中心离子, 以有机活性基团为配位体的结合或者与硫离

子结合的部分, 在强氧化条件下可以分解释放, 转化成其他生物有效性更强的 Hg 形态, 并且该形态 Hg 经根际土壤吸收后, 可较好地实现稻根 → 营养器官 (茎、叶) → 生殖器官 (籽粒) 间的传输。同时, 水稻不同组织和各形态 Hg 之间的相关性也表明土壤中有机结合态和残渣态 Hg 的不可忽视。

#### 3.2 水稻吸收累积 Hg 的可能机理

水稻整个生长时期内, 植株内 Hg 的含量分布具有明显的不均一性, 根中最高, 其次是叶、茎、穗, 籽粒中最低。随着土壤 Hg 处理水平的增加, 水稻根 Hg 占总 Hg 浓度的比例逐渐增加, 地上部比例逐渐减少, 显示 Hg 在水稻体内的迁移能力较弱, 水稻根对 Hg 具有极强的束缚力和耐受力。根部积累大量的 Hg 但只有极少部分运输到地上部, 原因可能是水稻根通过离子交换、质流运移和根毛表面接触等多种方式从土壤溶液中摄取 Hg, 但根系细胞对重金属元素 Hg 的通透性较低, 当 Hg 从根部向中柱迁移时就会受到内皮层凯氏带的阻拦, 导致植物吸收的 Hg 主要累积在根部。本研究中, 根 Hg 浓度与土壤浓度有极显著的相关性, 表明根 Hg 主要来自土壤, 这与已有研究相一致 (Fay & Gustin, 2007; Meng *et al.*, 2010, 2012)。已有研究表明, 茎对 Hg 的积累受大气 Hg 和土壤 Hg 浓度同时控制 (Frescholtz *et al.*, 2003)。本实验在室内温室条件下进行, 大气 Hg 浓度及干湿沉降较小, 所以本实验茎 Hg 含量主要受土壤浓度水平控制。Fay 和 Gustin (2007) 研究表明, 植物叶子可以从大气中吸收积累 Hg, 并且可以作为大气 Hg 浓度的一种指示物, 同时 Stamenkovic 和 Gustin (2009) 和 Ericksen 等 (2003) 也认为, 植物叶中 Hg 主要来自大气而不是土壤。本实验水稻生长旺盛的拔节期和抽穗期, 水稻代谢能力强, 叶片 Hg 主要受土壤 Hg 水平控制, 到黄熟期, 叶 Hg 含量与土壤总 Hg 和各形态 Hg 含量无显著性相关关系, 表明水稻生长后期叶片中 Hg 可能主要来自大气 Hg, 并且本实验研究与 Meng (2012) 研究的结果相类似, 在土壤 Hg 浓度水平较高, 但大气 Hg 浓度较低的情况下, 茎、叶 Hg 含量远小于大气 Hg 含量很高的 Hg 矿区。从拔节期到抽穗期, 水稻各组织中 Hg 含量有明显的升高趋势, 可能原因是在水稻茎叶生长时期代谢旺盛, 对 Hg 的吸收有明显的促进作用。从抽穗期到黄熟期, 各组织中 Hg 含量相对稳定或有下降的趋势, 主要因为从抽穗期开始, 水稻生物量的增加主要来自穗和籽粒, 根部对重金属的代

谢机制开始减弱,茎叶中部分 Hg 开始向水稻穗和籽粒运输转移,而本实验籽粒的含 Hg 量只在  $24 \mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$  Hg 水平处理组稍高于国家标准局建议的食品安全值  $0.02 \text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。

### 3.3 水稻对 Hg 的累积特征

Monni 等(2000)曾以株高为指标判断植物在重金属污染条件下的受害程度,但这些研究对于水稻来说过于单一,不能综合地反映植物对重金属的吸收累积。本实验在大气气态 Hg 浓度平均值为  $9.8 \text{ng} \cdot \text{m}^{-3}$ (Fu *et al.* 2010)的环境中进行,Lindqvist 和 Rodhe(1985)、Wang 和 Pevery(1999)认为,实验确定的补偿点的浓度一般在全球背景( $1 \sim 2 \text{ng} \cdot \text{m}^{-3}$ )或稍高于背景大气气态 Hg 的条件下进行,研究植物对 Hg 的吸收累积规律相符合,所以与 Hg 矿区相比较,茎和叶的 Hg 含量和累积量随着生长期的延长表现的较稳定。当 Hg 浓度  $\leq 6 \text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$  时,Hg 在整个水稻植株中的累积随生长期延长逐渐增加,但当 Hg 浓度  $\geq 14 \text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$  时,在抽穗期累积达到最大,主要因为穗对 Hg 的累积量大于籽粒。Hg 在整个水稻植株的累积量随着处理浓度水平的增加而明显升高,主要取决于根对 Hg 的累积显著性的增加,然而,茎和叶的累积量相对稳定。

## 4 结论

试验土壤 Hg 存在的形态为:有机结合态>残渣态>>氧化态>>溶解与可交换态 $\approx$ 特殊吸附态,后两者形态 Hg 含量极少。在水稻生长期间,土壤 Hg 有机结合态明显增加,残渣态明显减少,各形态之间的转化表明土壤中有有机结合态是土壤 Hg 最重要的一种赋存形态。

外源性 Hg 在水稻不同器官的质量分布、迁移和总量传输,是一个动态的过程,随时间发生变化,呈现  $W_{\text{根}} > W_{\text{叶}} > W_{\text{茎}} > W_{\text{穗}} > W_{\text{籽粒}}$ 。随着土壤 Hg 处理水平的增加,根对 Hg 的束缚能力逐渐增强。

在较低的大气 Hg 浓度条件下,水稻各组织 Hg 的来源主要取决于土壤,但在水稻生长后期,叶片中 Hg 主要受大气 Hg 控制。

随着处理浓度水平的增加,Hg 在整个水稻植株的累积量明显升高,主要是根对 Hg 的累积明显增加,茎和叶的累积量相对稳定。

### 参考文献

- (C)1994-2020 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net  
包正铎,王建旭,冯新斌,等. 2011. 贵州万山 Hg 矿区污染

- 土壤中 Hg 的形态分布特征. 生态学杂志, **30**(5): 907-913.
- 鲍士旦. 2000. 土壤农化分析(第3版). 北京: 中国农业出版社.
- 陈有鉴,黄艺,曹军,等. 2003. 玉米根际土壤中不同重金属的形态变化. 土壤学报, **40**(3): 367-373.
- 仇广乐. 2005. 贵州典型 Hg 矿区 Hg 的地球化学研究(博士学位论文). 北京: 中国科学院研究生院.
- 刘霞,刘树庆,唐兆宏. 2002. 河北主要土壤中 Cd、Pb 形态与油菜有效性的关系. 生态学报, **22**(10): 1688-1694.
- Bailey EA, Gray JE, Theodorakos PM. 2002. Mercury in vegetation and soils at abandoned mercury mines in southwestern Alaska, USA. *Geochemistry: Exploration, Environment, Analysis*, **2**: 275-285.
- Du X, Zhu YG, Liu WJ, *et al.* 2005. Uptake of mercury (Hg) by seedlings of rice (*Oryza sativa* L.) grown in solution culture and interactions with arsenate uptake. *Environmental and Experimental Botany*, **54**: 1-7.
- Erickson JA, Gustin MS, Schorran DE, *et al.* 2003. Accumulation of atmospheric mercury in forest foliage. *Atmospheric Environment*, **37**: 1613-1622.
- Fay L, Gustin M. 2007. Assessing the influence of different atmospheric and soil mercury concentrations on foliar mercury concentrations in a controlled environment. *Water, Air, and Soil Pollution*, **181**: 373-384.
- Feng XB, Qiu GL. 2008. Mercury pollution in Guizhou, southwestern China: An overview. *Science of the Total Environment*, **400**: 227-237.
- Frescholtz TF, Gustin MS, Schorran DE, *et al.* 2003. Assessing the source of mercury in foliar tissue of quaking aspen. *Environmental Toxicology and Chemistry*, **22**: 2114-2119.
- Fu XW, Feng XB, Wan Q, *et al.* 2010. Probing mercury evasion from surface waters of two Chinese hyper/meso-eutrophic reservoirs. *Science of the Total Environment*, **408**: 5887-5896.
- Gnamus A, Byrne AR, Horvat M. 2000. Mercury in the Soil-Plant-Deer-Predator food chain of a temperate forest in Slovenia. *Environmental Science & Technology*, **34**: 3337-3345.
- Gray JE, Hines ME, Higuera PL, *et al.* 2004. Mercury speciation and microbial transfractionations in mine wastes, stream sediments, and surface waters at the Almadén mining district, Spain. *Environmental Science & Technology*, **38**: 4285-4292.
- Horvat M, Nolde N, Fajon V, *et al.* 2003. Total mercury, methylmercury and selenium in mercury polluted areas in the province Guizhou, China. *Science of the Total Environment*, **304**: 231-256.
- Li L, Wang FY, Meng B, *et al.* 2010. Speciation of methylmercury in rice grown from a mercury mining area. *Environmental Pollution*, **158**: 3103-3107.
- Lindqvist O, Rodhe H. 1985. Atmospheric mercury: A review. *Tellus*, **37**: 137-159.

- Meng B , Feng XB , Qiu GL , *et al.* 2010. Distribution patterns of inorganic mercury and methylmercury in tissues of rice (*Oryza sativa* L.) plants and possible bioaccumulation pathways. *Journal of Agricultural and Food Chemistry* , **58**: 4951–4958.
- Meng B , Feng XB , Qiu GL , *et al.* 2012. Inorganic mercury accumulation in rice (*Oryza sativa* L.) . *Environmental Toxicology and Chemistry* , **3**: 2093–2098.
- Monni SM , Salemaa M , White C , *et al.* 2000. Copper resistance of *Calluna vulgaris* originating from the pollution gradient of a Cu-Ni smelter in southwest Finland. *Environmental Pollution* , **109**: 211–219.
- Pacyna EG , Pacyna JM , Sundseth K , *et al.* 2010. Global emission of mercury to the atmosphere from anthropogenic sources in 2005 and projections to 2020. *Atmospheric Environment* , **44**: 2487–2499.
- Rodriguez L , Rincon J , Asencio I , *et al.* 2007. Capability of selected crop plants for shoot mercury accumulation from polluted soils: Phytoremediation perspectives. *International Journal of Phytoremediation* , **9**: 1–13.
- Sholupov S , Pogarev S , Ryzhov V , *et al.* 2004. Zeeman atomic absorption spectrometer RA-915+ for direct determination of mercury in air and complex matrix samples. *Fuel Processing Technology* , **85**: 473–485.
- Stamenkovic J , Gustin MS. 2009. Nonstomatal versus stomatal uptake of atmospheric mercury. *Environmental Science & Technology* , **43**: 1367–1372.
- Tessier A , Campbell P , Bisson M. 1979. Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals. *Analytical Chemistry* , **51**: 844–851.
- Wang T , Peverly JH. 1999. Iron oxidation states on root surfaces of a wetland plant (*Phragmites australis*) . *Soil Science Society of America Journal* , **63**: 247–252.
- Zhang H , Feng XB , Larssen T , *et al.* 2010. In inland China , rice , rather than fish is the major pathway for methylmercury exposure. *Environmental Health Perspectives* , **118**: 1183–1188.
- 
- 作者简介 周俊男,1988年生,硕士研究生,主要研究方向为环境污染控制工程。E-mail: zhoujgzh2010@yahoo.cn  
责任编辑 魏中青
-