

# 盆栽蔬菜土壤中汞的形态变化

侯明<sup>1,2</sup>, 殷辉安<sup>1</sup>

(1 成都理工大学, 成都 610059; 2 桂林工学院, 广西桂林 541004)

**摘要:** 以四九黄菜芯作为供试蔬菜, 采用盆栽试验和连续化学萃取法-氢化物原子吸收光谱法, 研究了种植蔬菜前后土壤 Hg 形态分布特点及蔬菜生长对 Hg 形态变化的影响。结果表明, 外源 Hg 进入土壤后, 在种植蔬菜前后的土壤中均主要以残渣态形式存在, 蔬菜的生长明显影响土壤中的 Hg 存在形态。种植蔬菜后的土壤 Hg 形态变化表现为水溶态和腐植酸络合态明显减少, 而强有机质结合态显著增加, 随着外源 Hg 量的增加, 土壤 Hg 形态由残渣态、强有机质结合态向交换态和碳酸盐铁锰氧化态转化, Hg 的生物活性增强, 蔬菜的生物量下降。除强有机质结合态和残渣态外, 土壤中各形态 Hg 含量和总 Hg 量与蔬菜根、茎叶中 Hg 含量呈显著正相关。

**关键词:** 土壤; 蔬菜; 汞形态

**中图分类号:** X171.5; X173

汞 (Hg) 是对人类和其他生物最具危险的有毒元素之一, 在农业土壤重金属污染中, Hg 的污染最为常见。研究表明<sup>[1-3]</sup>, 土壤总 Hg 含量与植物吸收 Hg 量之间并不存在显著的相关关系, 这说明土壤 Hg 的生物有效性与其存在形态的活性有关, 因此, 在研究土壤中 Hg 污染危害时, 除了注意其总量水平, 还要重视其各形态的含量。近年来关于土壤中不同形态 Hg 的行为及生物有效性受到人们的关注, 如 Lechler 等<sup>[4]</sup>采用一种新技术测定美国内华达州 Carson River Superfund 区域土壤、沉积物和尾矿中总 Hg、元素 Hg、可交换 Hg、有机 Hg 和硫化汞 (HgS), 在还原性较高的水库环境, 大部分 Hg 会转变为不易溶解的 HgS; Higuera P 等<sup>[5]</sup>的研究表明, 西班牙 Almaden 矿区土壤中 Hg 主要以 HgS 或有机物结合态 Hg 存在。德国的 Biester<sup>[6]</sup>对受氯碱工厂 Hg 排放影响的土壤中 Hg 的形态进行研究, Hg 在土壤剖面的分布状态表明, 如果 Hg 与可溶有机络合物相结合, 就容易向更深部土壤 (约 20 cm) 迁移, 然而活性 Hg 或结合较弱的络合 Hg 化合物通过吸附在矿物表面可有效地保留在最上层 (5 cm) 的土壤中, 所以, 在氯碱工厂附近的土壤受 Hg 影响最严重。我国的冯新斌等<sup>[7]</sup>运用连续萃取的化学分析方法对土壤样品的 7 种 Hg 形态进行了分析, 表明: 人为 Hg 污染的土壤 Hg 主要以难氧化降解有机质结合态形式存在, 而由地质作用引起的土壤中 Hg 主要以残渣态形式存在。刘俊华等<sup>[8]</sup>的小麦幼苗实验表明, 小麦幼苗根主要吸收土壤中小分子有机质结合的 Hg 并在根部累积, 其他形态 Hg 可以转化为此形态的 Hg, 表现为间接作用。目前

人们在农田土壤 Hg 污染的形态方面进行了较多研究工作, 但在土壤-农作物系统, 由于植物的吸收, 土壤的酸碱性质, 氧化还原作用, 胶体的含量和组成及气候、水文、生物等条件的影响, 使土壤中 Hg 产生空间位置的迁移及存在形态的转化, 虽然近年来这方面的工作逐渐引起人们关注<sup>[9]</sup>, 但影响 Hg 的赋存状态的迁移、转化等因素的研究仍然薄弱, 应该予以重视。

蔬菜是人们日常生活中重要的食品, 为人类提供了丰富的多种维生素、纤维素和矿物质, 在食物结构中占有重要地位。Hg 对蔬菜的毒害直接影响到蔬菜的品质和产量。从而对人类的生存和健康造成极大的威胁<sup>[10]</sup>。在蔬菜生长期间, 由于植物吸收、根系活动和微生物降解等作用, 可能改变 Hg 在土壤中的形态, 进而影响其迁移活性和生物有效性, 因此研究 Hg 在土壤-蔬菜系统中的迁移和形态转化具有重要意义。本文以四九黄菜芯作为供试蔬菜, 通过添加不同含量的 HgCl<sub>2</sub> 的盆栽实验, 采用连续化学萃取法并结合氢化物冷原子吸收光谱法, 对生长在严重 Hg 污染土壤中蔬菜及其环境土壤内的 Hg 形态变化进行了研究, 探索蔬菜种植前后土壤 Hg 形态的变化规律, 为土壤 Hg 污染的防治提供一定的参考依据。

## 1 材料与方法

### 1.1 供试土壤

本次实验用土壤采自桂林七星公园以东花园村菜地的冲积砂质壤土, 其基本性状见表 1。

基金项目: 广西自然科学基金项目 (桂科自 0679005) 资助。

作者简介: 侯明 (1957—), 女, 山东人, 博士, 副教授, 主要从事环境分析化学研究。E-mail: glhou@glite.edu.cn

表 1 土壤的部分理化性质

Table 1 Physical and chemical properties of tested soil

有机质 (g/kg)	pH	CEC (cmol/kg)	N (g/kg)	P (g/kg)	K (g/kg)	Hg (mg/kg)
11.24	5.74	7.43	1.08	0.932	16.4	0.677

## 1.2 供试作物

以桂林市本地种植较为普遍的四九黄菜芯作为供试蔬菜。

## 1.3 研究方法

1.3.1 盆栽试验 土样经自然晾干后, 去掉土壤侵入物, 磨细并过 2 mm 筛, 拌入尿素 (N 0.2 g/kg)、磷

酸二氢钾 ( $P_2O_5$  0.1 g/kg) 和硫酸钾 ( $K_2O$  0.1 g/kg) 固体作底肥。每盆装入土壤 3 kg, 按序列号分别加入不同含量  $HgCl_2$  固体, 充分混匀。试验布置为 6 种处理, 每种处理 4 个重复, 共 24 盆。陈化 10 天后播种, 出苗后定株为 10 株/盆, 蔬菜生长期用蒸馏水浇灌, 生长期 50 天。具体盆栽试验设计见表 2。

表 2 盆栽实验 Hg 浓度 (mg/kg)

Table 2 Hg concentrations of pot tests

元素	处理 1	处理 2	处理 3	处理 4	处理 5	处理 6
Hg	CK (0)	0.5	2.0	5.0	8.0	10.0

1.3.2 样品的采集与制备 分别采集加入  $HgCl_2$  处理并陈化 10 天的未播种土壤、盆栽蔬菜收获后的土壤作为试样, 土壤样经自然晾干, 用玛瑙研钵研磨, 总 Hg 试样过 160 目筛, Hg 形态试样过 100 目筛, 备用。蔬菜样将根部和茎叶部分开取样, 自来水和蒸馏

水洗净, 于 95℃ 杀青 15 min, 在低于 60℃ 下烘干、粉碎过 20 目筛, 置于干燥器内备用。

## 1.4 分析方法

1.4.1 土壤 Hg 形态分析方法 采用连续提取法<sup>[8, 11]</sup>进行土壤 Hg 的形态分析, 具体步骤如表 3 所示。

表 3 分析不同形态 Hg 的连续提取法

Table 3 Sequential extraction procedure for various Hg forms in soil samples

形态名称	提取剂	提取条件
水溶态 $X_1$	水	常温下振荡 2 h, 土液 = 2 : 5
交换态 $X_2$	0.5 mol/L $MgCl_2$	常温下振荡 3 h, 土液 = 2 : 5
腐植酸络合态 $X_3$	0.1 mol/L NaOH + 0.1 mol/L $Na_4P_2O_7$	放置过夜后, 振荡 2 h, 土液 = 2 : 5
碳酸盐铁锰氧化物态 $X_4$	1 mol/L HCl	常温下振荡 1 h, 土液 = 2 : 5
强有机质结合态 $X_5$	300 ml/L $H_2O_2$	80℃ 水浴中浸提 4 h, 冷却后振荡 30 min, 土液 = 2 : 5
残渣态 $X_6$	王水 (2 + 1)	沸水浴加热 1.5 h, 土液 = 2 : 5

上述各形态 Hg 提取液加入溴化剂氧化后, 采用流动注射氢化物原子吸收光谱法测定 Hg 含量, 其溴化剂为 0.1 mol/L  $KBrO_3$ -10.0 g/L  $KBr$  溶液。

1.4.2 土壤、蔬菜中总 Hg 含量的测定 土壤样品用王水 (2 + 1) 溶液于沸水浴中加热消化, 蔬菜样品用  $HNO_3 + H_2O_2$  微波消化处理, 其消化液均用流动注射氢化物原子吸收光谱法 (TAS-900 型原子吸收分光光度计) 测定其总 Hg 含量。

为了保证整个分析流程的质量, 在土壤、植物样品 Hg 含量分析的同时, 插入一定数量的国家标准样品

(土壤样 GSS-5、植物样 GSV-3) 进行分析对照试验。

## 2 结果与讨论

## 2.1 种植蔬菜前后土壤 Hg 形态的变化

2.1.1 播种前土壤 Hg 形态分布 种植蔬菜前后土壤中 Hg 形态的分布结果见表 4。

由表 4 结果可知, 在未播种的土壤中, Hg 仍以残渣态为主, 即存在于固体颗粒矿物晶格中的 Hg 为最多, 平均百分率为 42.01%; 其次为腐植酸结合态, 即弱有机态, Hg 在有机相中是以配合和吸附的方式存在

的,平均百分率为 17.50%;而土壤经  $HgCl_2$  处理,经过一段时间陈化后水溶态 Hg 仍较高,平均百分率占 17.08%;强有机态,即 Hg 同有机质螯合或生成较为稳定的硫化物,需在强氧化剂作用下 Hg 才能释放出来,所占比例最少,仅为 2.18%;主要通过扩散作用和外层络合作用非专性吸附在土壤表面上的交换态 Hg,以及由于沉淀或共沉淀赋存于碳酸盐的和以很强的结合能力吸附在土壤中的铁锰氧化物上的碳酸盐铁锰氧化物 Hg 的比例相当,各占 9.22% 和 12.02%。

在不同的土壤 Hg 污染情况下,Hg 形态分布不同。播种前土壤中 Hg 形态含量分布依次为:当添加 Hg 量 2 mg/kg,残渣态 > 腐殖酸络合态 > 水溶态 > 碳酸盐铁锰氧化物态 > 交换态 > 强有机质结合态;当添加 Hg 量 5 mg/kg,残渣态 > 水溶态 > 腐殖酸络合态 > 交换态 > 碳酸盐铁锰氧化物态 > 强有机质结合态。随着 Hg 添加量的增大(从 0.5 mg/kg 增大到 10 mg/kg),交换态 Hg 的百分率分别由 5.88% 增至 14.44%,碳酸盐铁锰氧化物态 Hg 的百分率由 10.96% 增至 13.03%;水溶态 Hg 的百分率也呈上升趋势,而腐殖酸络合态 Hg 的百分率有所下降,强有机质结合态 Hg 的百分率变化不明显,残渣态 Hg 的百分率由 52.98% 下降至 29.62%。

2.1.2 种植蔬菜后土壤 Hg 形态变化 蔬菜的吸收和生长会使土壤物理、化学和生物学性质与未播种前土壤有显著差异,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<sup>[12-13]</sup>。表 4 结果显示,经种植蔬菜 50 天后,土壤 Hg 形态变化表现为水溶态和腐殖酸络合态明显减少,而强有机质结合态明显增加。与播种前土壤 Hg 形态比较,水溶态 Hg 和腐殖酸络合态 Hg 的平均百分率分别减少了 12.03% 和 8.34%,强有机质结合态增加了 11.77%,交换态 Hg 增加了 4.18%,碳酸盐铁锰氧化物 Hg 和残渣态 Hg 分别增加了 2.77% 和 1.71%。表明在蔬菜生长期间,较易被植物吸收的水溶态 Hg 可能部分向植物转移和向其他形态 Hg 转化,交换态 Hg 和碳酸盐铁锰氧化物态 Hg 的增加会促进蔬菜对土壤有效态 Hg 吸收。而以弱有机质结合态存在的腐殖酸络合态 Hg 较明显向强有机质结合态 Hg 转化,这可能会增加土壤 Hg 残留量,抑制 Hg 的植物可利用性。残渣态 Hg 的平均百分率变化不大,表明其转变周期较长。就各形态 Hg 平均百分率而言,蔬菜环境对土壤中不同 Hg 形态变化的影响次序依次为:强有机质结合态 > 水溶态 > 腐殖酸络合态 > 交换态 > 碳酸盐铁锰氧化物态 > 残渣态。

种植蔬菜后土壤中不同 Hg 形态含量的分布依次为:在低 Hg 污染时(2 mg/kg),残渣态 > 强有机质

结合态 > 碳酸盐铁锰氧化物态 > 交换态 > 腐殖酸络合态 > 水溶态,在高 Hg 污染(5 mg/kg)时,残渣态 > 碳酸盐铁锰氧化物态 > 交换态 > 腐殖酸络合态 > 强有机质结合态 > 水溶态。

随着 Hg 添加量的增大,种植蔬菜后土壤中交换态 Hg、碳酸盐铁锰氧化物态 Hg 的百分率均增大,尤其交换态 Hg 的百分率明显增大,而残渣态 Hg 的百分率下降。腐殖酸络合态 Hg 的百分率增大,强有机质结合态 Hg 的百分率则降低明显。当 Hg 添加量由 0.5 mg/kg 增至 10 mg/kg,土壤中交换态 Hg 的百分率由 10.83% 增至 21.24%;碳酸盐铁锰氧化物态 Hg 的百分率 11.03% 增至 20.13%;残渣态 Hg 的百分率由 53.56% 下降至 30.98%;强有机质结合态 Hg 的百分率由 15.45% 降至 9.13%。这些结果表明,随着 Hg 污染程度的增加,Hg 的形态主要发生了由残渣态、强有机质结合态向交换态、腐殖酸络合态、碳酸盐铁锰氧化物态的转化,即土壤中稳定态 Hg 向有效态 Hg 转化,从而提高了土壤 Hg 的生物有效性,对环境的潜在危害性增大。

在 Hg 添加量相同的条件下,与未播种土壤相比较,种植蔬菜后土壤中水溶态 Hg 和腐殖酸络合态 Hg 的百分率降低,强有机质结合态 Hg 和碳酸盐铁锰氧化物态 Hg 的百分率增大,残渣态 Hg 和交换态 Hg 的百分率有所提高。如当 Hg 添加量为 5 mg/kg 时,土壤中水溶态 Hg 和腐殖酸络合态 Hg 的百分率分别下降了 15.46%、4.81%,而强有机质结合态 Hg 增加了 8.03%,碳酸盐铁锰氧化物态 Hg 百分率增大了 5.12%,交换态 Hg 和残渣态 Hg 的百分率分别增加 3.16%、3.95%。这些变化表明,经过种植蔬菜后,土壤中的水溶态 Hg 和腐殖酸络合态 Hg 主要向强有机质结合态 Hg、碳酸盐铁锰氧化物态 Hg 和残渣态 Hg 转化。

对表 4 中数据进行统计分析,结果表明,平均值的 4 个重复测定结果相对标准差在 0.5% ~ 6.9% 范围内,均值置信限为  $\pm 0.006 \sim \pm 0.058$  mg/kg。

2.2 不同 Hg 含量土壤中蔬菜生物量及 Hg 吸收情况 表 5 列出了蔬菜收获后地下和地上部分的生物量以及蔬菜中 Hg 的浓度。

结果表明,随着土壤中 Hg 添加量的增大,蔬菜鲜质量逐渐下降。当 Hg 添加量达 10 mg/kg 时,蔬菜鲜质量比对照降低 37%,显然,Hg 的毒害作用可导致土壤性质发生变化,使植物光合速率降低,从而减少了植物对水分和养分的吸收,对蔬菜的生长有较强的抑制作用,进而影响蔬菜的产量。而且土壤加 Hg 处理后,蔬菜植株 Hg 浓度高于土壤不加 Hg 处理,表明土壤

表 4 土壤中各形态 Hg 含量分布

Table 4 Contents of various Hg forms in soil treated by HgCl<sub>2</sub>

添加 Hg (mg/kg)	水溶态		交换态		腐殖酸结合态		碳酸盐铁锰氧化态		强有机结合态		残渣态		各形态和 (mg/kg)
	(mg/kg)	(%)	(mg/kg)	(%)	(mg/kg)	(%)	(mg/kg)	(%)	(mg/kg)	(%)	(mg/kg)	(%)	
A 0	0.056	8.87	0.035	5.54	0.116	18.38	0.069	10.94	0.008	1.27	0.347	54.99	0.677
0.5	0.120	10.53	0.067	5.88	0.205	17.98	0.125	10.96	0.019	1.67	0.604	52.98	1.175
2	0.455	17.99	0.077	3.04	0.481	19.02	0.304	12.02	0.052	2.06	1.160	45.87	2.378
5	1.120	19.73	0.642	11.31	0.986	17.37	0.698	12.30	0.181	3.19	2.049	36.10	5.652
8	1.880	20.89	1.357	15.08	1.477	16.42	1.159	12.88	0.201	2.23	2.923	32.49	8.635
10	2.606	24.47	1.538	14.44	1.683	15.80	1.388	13.03	0.280	2.63	3.155	29.62	10.30
B 0	0.035	7.43	0.025	5.31	0.024	5.10	0.030	6.37	0.092	19.53	0.265	56.26	0.471
0.5	0.055	5.52	0.108	10.83	0.036	3.61	0.110	11.03	0.154	15.45	0.534	53.56	0.997
2	0.071	3.40	0.256	12.25	0.150	7.18	0.303	14.50	0.348	16.65	0.961	46.02	2.089
5	0.242	4.27	0.820	14.47	0.712	12.56	0.987	17.42	0.636	11.22	2.270	40.05	5.667
8	0.390	4.68	1.357	16.30	1.034	12.42	1.605	19.28	0.976	11.73	2.963	35.59	8.325
10	0.467	4.38	2.262	21.24	1.503	14.12	2.143	20.13	0.971	9.130	3.298	30.98	10.65

A - 种植前; B - 种植后。

表 5 蔬菜生物量和 Hg 吸收量

Table 5 Vegetable biomass and Hg uptake in vegetables of pot tests

添加 Hg (mg/kg)	蔬菜鲜质量 (g/盆)	蔬菜各部位吸收 Hg 浓度 (mg/kg)				蔬菜 Hg 含量 (mg/kg)
		根	根占比 (%)	茎叶	茎叶占比 (%)	
0	156.32	0.00847	11.0	0.06853	89.0	0.077
0.5	147.51	0.00943	11.5	0.07257	88.5	0.082
2.0	140.30	0.02345	17.5	0.1105	82.5	0.134
5.0	128.31	0.02898	21.0	0.1090	79.0	0.138
8.0	100.65	0.1038	30.98	0.2312	69.02	0.335
10	98.74	0.1192	31.79	0.2558	68.21	0.375

Hg 是植物 Hg 的重要来源之一。由于蔬菜根系从土壤中吸收的 Hg 有部分向地上部传输,从而导致地上部叶片和茎的含 Hg 浓度也有相应的增加。但总的来看,随着土壤 Hg 量的增加,蔬菜中 Hg 的总浓度亦增加,其中主要引起蔬菜根部 Hg 浓度升高,当土壤 Hg 添加量为 0.5 mg/kg, 蔬菜根 Hg 为总量的 11%; 当 Hg 添加量 8 mg/kg, 蔬菜根 Hg 约占总量的 31%。而且当土壤 Hg 添加量 8 mg/kg 时,随着 Hg 量的增大,蔬菜中 Hg 总浓度增加不明显,表明即使在高含量 Hg 污染土壤中,蔬菜对土壤 Hg 的吸收也是有限的。

### 2.3 土壤中各形态 Hg 含量与蔬菜 Hg 吸收量的相关性

表 6 列出了种植蔬菜后土壤 Hg 形态与蔬菜根、茎叶中 Hg 量的相关系数。由表 6 中相关系数可以看出,除强有机质结合态 Hg 和残渣态 Hg 外,其余各形态 Hg 均与蔬菜根、茎叶 Hg 和蔬菜 Hg 总量呈极显著正相关 ( $P < 0.01$ ),其中碳酸盐铁锰氧化物结合态 Hg

与蔬菜根、茎叶吸收 Hg 量之间的正相关程度最为密切,其相关系数分别为 0.9597 和 0.9581。由于水溶态 Hg 是最有效的植物可吸收的土壤 Hg 形态,因此植物吸收将直接导致根际土壤水溶态 Hg 的含量减少,所以,土壤的水溶态 Hg 与蔬菜根、茎叶 Hg 和蔬菜 Hg 总量的相关系数较低,分别为 0.9293、0.9212 和 0.9248。强有机质结合态 Hg 和残渣态 Hg 是难于被植物所吸收的,故与蔬菜根、茎叶吸收 Hg 量和蔬菜总 Hg 量的相关系数均低于  $r_{0.01} = 0.917$ 。

由于相关性仅是两个变数之间对应关系的量度,并不能完全反映它们之间的内在联系。因此,与植物吸收相关的形态并不意味着它就一定为植物所吸收,为了了解究竟哪种形态 Hg 对蔬菜各器官吸收 Hg 量的贡献最大,将 6 种 Hg 形态含量与蔬菜吸收 Hg 量做逐步回归分析(表 7),可知,无论是蔬菜根 Hg、茎叶 Hg 或蔬菜总 Hg,均与  $X_4$  呈显著正相关,其相关系

表6 土壤中各形态 Hg 量与蔬菜根、茎叶中 Hg 量和蔬菜总 Hg 量的相关系数 (r)

Table 6 Correlation coefficients of various Hg contents between soil and vegetable

土壤 Hg 形态	蔬菜根部	蔬菜茎叶部	蔬菜总量
总量	0.9485	0.9490	0.9474
X <sub>1</sub> 水溶态	0.9293	0.9212	0.9248
X <sub>2</sub> 交换态	0.9586	0.9557	0.9578
X <sub>3</sub> 腐植酸络合态	0.9561	0.9512	0.9536
X <sub>4</sub> 碳酸盐铁锰氧化物态	0.9597	0.9581	0.9593
X <sub>5</sub> 强有机质结合态	0.8261	0.8288	0.8331
X <sub>6</sub> 残渣态	0.9118	0.8980	0.9072

注：n=6, R<sub>0.05</sub>=0.811, R<sub>0.01</sub>=0.917。

表7 蔬菜 Hg 含量 (Y) 对土壤各形态 Hg 浓度 (X<sub>i</sub>) 逐步回归分析结果

Table 7 Results of step regression analysis of various Hg contents between vegetable and soil

蔬菜器官	逐步回归方程	r 值	R <sup>2</sup> 值	Sd
根	* Y <sub>根</sub> = 0.001 + 0.055 X <sub>4</sub>	0.9602	0.9220	0.01
茎叶	* Y <sub>茎</sub> = 0.063 + 0.090 X <sub>4</sub>	0.9598	0.9213	0.02
蔬菜总 Hg	* Y <sub>蔬菜</sub> = 0.064 + 0.145 X <sub>4</sub>	0.9600	0.9220	0.04

\*P=0.002

数分别为  $r_{根} = 0.9602$ 、 $r_{茎叶} = 0.9598$ 、 $r_{蔬菜} = 0.9600$ ，即蔬菜根、茎叶均以吸收土壤中的碳酸盐铁锰氧化物结合 Hg 为主，此结果与文献[12]的结论相似。

### 3 结论

(1) 用四九黄菜芯进行的试验表明，残渣态 Hg 是种植蔬菜前后土壤中 Hg 的主要形态。此外，在未播种土壤中，其他的 Hg 形态还有腐植酸络合态和水溶态；而种植蔬菜后土壤 Hg 的形态还有碳酸盐铁锰氧化物态、强有机质结合态和交换态。种植蔬菜前后土壤 Hg 的形态变化表现为水溶态和腐植酸络合态明显减少，而强有机质结合态显著增加，交换态、碳酸盐铁锰氧化物态和残渣态也有所增大。试验结果表明，蔬菜的生长导致土壤中 Hg 的活性增大和生物有效性的提高，促进了土壤 Hg 向植物转移，使土壤 Hg 的危害性增大。虽然强有机质结合态 Hg 难于直接被植物吸收利用，但这部分 Hg 在一定条件下会发生形态转化，不应忽视对植物富集 Hg 的长期影响。

(2) 在低 Hg ( 2 mg/kg ) 污染土壤中，未播种土壤中 Hg 主要以残渣态和腐植酸络合态存在，而种植后土壤中 Hg 主要以残渣态和强有机质结合态存在；在高 Hg ( 5 mg/kg ) 污染土壤中，未播种土壤中 Hg 主要以残渣态和水溶态存在，而种植后土壤中 Hg 主要以残渣态、交换态和碳酸盐铁锰氧化物态存在。随着外源 Hg

添加量的增加，Hg 的形态发生了由残渣态、强有机质结合态向交换态和碳酸盐铁锰氧化物态的转化，使 Hg 的生物有效性提高，对环境的潜在危害性增大。

(3) 随着土壤 Hg 污染水平的增大，蔬菜的生物量逐渐下降，表明土壤 Hg 可抑制蔬菜的生长。土壤中总 Hg 量和各形态 Hg 量与蔬菜的根、茎叶中 Hg 含量均呈极显著正相关，碳酸盐铁锰氧化物结合 Hg 对蔬菜吸收 Hg 的贡献最大。

### 参考文献：

- [1] 朱小翠, 青长乐, 皮广洁. 土壤汞形态及其影响因素研究. 土壤学报, 1996, 33(1): 94-100
- [2] Qing CL, Mou SS. Preventing Hg transference from soil to terrestrial food chain. Pedosphere, 1993, 3(1): 67-73
- [3] 余贵芬, 吴泓涛, 蒋新, 青长乐. 腐植酸结合汞对多年生植物 (*Citrus Sinensis* L. Osbeck) 的生物有效性初探. 土壤, 2006, 38(4): 435-440
- [4] Lechler PJ, Miller JR, Hsu LC, Desilets MO. Mercury mobility at the Carson River Superfund Site, West-central Nevada, USA: Interpretation of mercury speciation data in mill tailings, soils, and sediments. Journal of Geochemical Exploration, 1997, 58: 259-267
- [5] Higuera P, Oyarzun R, Biester H. A first insight into mercury distribution and speciation in soils from the Almadén mining district, Spain. Journal of Geochemical Exploration, 2003,

- 80: 95-10
- [6] Biester H, Müller G, Schöler HF. Estimating distribution and retention of mercury in three different soils contaminated by emissions from chlor-alkali plants: Part I. *The Science of the Total Environment*, 2002, 284: 177-189
- [7] 冯新斌, 陈业材, 朱卫国. 土壤中汞存在形式的研究. *矿物学报*, 1996, 16(2): 218-222
- [8] 刘俊华, 王文华, 彭安. 土壤中汞生物有效性的研究. *农业环境保护*, 2000, 19(4): 216-220
- [9] 周启星, 黄国宏. *环境生物地球化学及全球环境变化*. 北京: 科学出版社, 2001
- [10] 鲁洪娟, 叶正钱, 杨肖娥, 倪吾钟, 张玲. 土壤-植物系统中的汞污染与农产品安全生产. *广东微量元素科学*, 2005, 12(6): 1-5
- [11] 侯明, 钱建平, 殷辉安. 桂林市土壤汞存在形态的研究. *土壤通报*, 2005, 36(3): 398-401
- [12] 刘霞, 刘树庆, 唐兆宏. 河北主要土壤中 Cd、Pb 形态与油菜有效性的关系. *生态学报*, 2002, 22 (10): 1688-1694
- [13] 陈有鉴, 黄艺, 曹军, 陶澍. 玉米根际土壤中不同重金属的形态变化. *土壤学报*, 2003, 40 (3): 367-373

### Transformation of Hg Forms in a Soil-Vegetable System

HOU Ming<sup>1,2</sup>, YIN Hui-an<sup>1</sup>

(1 *College of Materials and Chemical Engineering, Chengdu University of Technology, Chengdu 610059, China;*

2 *Department of Materials and Chemical Engineering, Guilin University of Technology, Guilin, Guangxi 541004, China)*

**Abstract :** Transformation of Hg form in a soil-vegetable system during vegetable-growing period was studied by the methods of pot-culture experiment and sequential extraction-hydrate atomic absorption spectrometry. Results showed that Hg in kale yard soil existed mainly in residue form and were influenced significantly by vegetable growth. The main changes of Hg form in kale yard soil were the significant decrease of water soluble and humic acids complexible Hg and the significant increase of organic substance-bound Hg. With increase of Hg introduced, the residue-bound and organic substance-bound Hg gradually transformed into exchangeable, carbonate-bound and Fe-Mn oxide-bound Hg, which resulted in the increase of Hg bioactivity and the decrease of vegetable biomass. Except organic substance-bound and residue-bound Hg, there were significant positive correlations between various Hg form, total Hg contents of kale yard soil and Hg contents in vegetable roots, stem and leaf.

**Key words:** Soil, Vegetable, Hg forms