

城市生活垃圾填埋场垃圾-土壤-植物中汞含量的分布特征

李仲根^{1,2}, 冯新斌¹, 汤顺林^{1,2}, 王少锋^{1,2}, 李平^{1,2}, 付学吾^{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, 贵州 贵阳 550002;

2. 中国科学院研究生院, 北京 100049)

摘要: 在贵阳和武汉市的4座城市生活垃圾填埋场, 研究了其中的生活垃圾、土壤和植物中的汞含量分布特征。结果显示, 城市生活垃圾的汞含量分布极不均匀, 浓度为 $0.170 \sim 46.222 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 几何均值 $0.574 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 一半以上的样品汞含量低于 $0.5 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 个别含量异常偏高, 可能是被混入的含汞废弃产品污染了, 而各个填埋场的垃圾汞含量几何均值相差不大。不同垃圾填埋场覆盖土壤的汞含量差异显著, 反映了填埋场所在区域的土壤背景值以及垃圾填埋活动对覆盖土壤的污染程度, 有时覆盖土壤的汞含量超过区域土壤背景值的2~23倍。填埋场附近的农田土壤存在一定的汞污染迹象。填埋场生长的植物因生活习性的不同汞含量分布特征也不同, 无喙齿冠草为叶>根>茎, 狗牙根和硬质早熟禾为地下部分>地上部分。随着填埋场运行时间的增长, 附近生长的苔藓汞含量不断升高, 封闭填埋场种植的玉米果实有一部分汞含量超过了食用标准, 这些都说明填埋场的运行会给周围的生态环境带来一定的汞污染风险。

关键词: 汞; 生活垃圾; 填埋场; 土壤; 植物; 分布特征

中图分类号: X142

文献标识码: A

城市生活垃圾的处理已经成为当今城市面临的一个棘手问题, 不同的处理方式对环境的影响不同。焚烧法可以减少垃圾体积, 但是存在排放大量有害气体的不利影响, 并且处理成本高; 堆肥法存在重金属超标、污染土壤的风险; 填埋法处理成本低, 简便易行, 因而成为我国以及世界上大多数国家最主要的处理方式^[1], 但是填埋法也存在一定的环境风险, 例如通过渗滤液和填埋气体污染周围的土壤、水体和大气^[2]。由于缺乏完善的分类回收体系, 很多含汞的废弃产品, 如荧光灯泡、电池、水银温度计、电子产品等, 混入城市生活垃圾并最终进入垃圾填埋场。美国1989年城市生活垃圾中废弃产品的含汞量高达644 t, 2000年为157 t^[3], 加拿大、欧盟和俄罗斯在1995~2002年间每年分别有16 t、88 t和95 t的汞进入了垃圾填埋场^[4-6], 估计我国每年也有数百吨的汞随着废弃产品进入了城市生活垃圾填埋

场^[7]。这些进入填埋场的汞可以以不同的方式再释放到环境中, 影响周围的生态系统^[8-9]。本文对贵阳和武汉市的4座城市生活垃圾填埋场进行了研究, 对其中的生活垃圾、覆盖土壤、植物以及附近的农田土壤汞含量进行了调查分析, 评估了汞在垃圾-土壤-植物体系中的潜在污染风险。

1 样品采集和分析

1.1 样品的采集和前处理

在贵阳市的高雁、大转弯、仙人脚以及武汉市的金口城市生活垃圾填埋场, 采集了垃圾、土壤和植物等样品, 各个填埋场的基本状况以及具体的样品采集情况见表1。除了贵阳市高雁垃圾填埋场目前正在运行以外, 其余几座填埋场均已关闭。在仙人脚垃圾填埋场仅采集了覆盖土壤, 其余填埋场采集了垃圾、土壤以及植物样品。运行中的填埋场垃圾样品主要采自工作面, 为倾倒不久的生活垃圾, 封闭填埋场的垃圾挖自不同填埋单元。覆盖土壤样品采自填埋场的不同区域, 为最表层10 cm的土壤。本研究的生活垃圾和覆盖土壤总共各采集了50个样品。

收稿日期: 2006-03-14; 修回日期: 2006-06-07

基金项目: 国家自然科学基金(40203009)

第一作者简介: 李仲根(1977—), 男, 博士生, 从事汞的环境地球化学研究。E-mail: lzgcccig@163.com

另外在金口垃圾填埋场的东、南、北方向还各采集了3个农田土壤样品(2个菜园和1个旱地,距填埋场<100 m)。植物样品来自填埋场以及附近的区域,金口填埋场采集了3种优势植物:无喙齿冠草(*Myriactis nepalensis*)、狗牙根(*Cynodon dactylon*)和硬质早熟禾(*Poa sphondylodes*),高雁垃圾填埋场采集了附近松树林中生长于地面的苔藓(距

填埋场<50m),大转弯填埋场采集了用于试验的玉米果实。

垃圾和覆土样品装入塑料自封袋,带回实验室剔除其中的石粒、玻璃、破布、塑料袋等杂物,摊平晾干,磨碎过120目尼龙筛。植物样品用布袋盛装,带回实验室用水清洗干净、晾干,微型植物粉碎机粉碎备用。

表1 城市生活垃圾填埋场的基本状况以及样品类型

Table 1. Basic situation of municipal solid waste landfills and the sample types collected

采样地点	运行时段(年)	填埋方式	占地面积/hm ²	垃圾处理量*/t·d ⁻¹	样品类型-样品数	采集时间(年-月)
贵阳市高雁填埋场	2001—	卫生填埋	97	800~1300	垃圾-40、覆土-16、苔藓-3	2003-10—2006-01
贵阳市大转弯填埋场	1989—2003	简易填埋	9.4	450~610	垃圾-2、覆土-7、玉米-7	2004-09
贵阳市仙人脚填埋场	1994—2001	简易填埋	10	600~650	覆土-4	2004-09
武汉市金口填埋场	1995—2005	卫生填埋	40	1 000~2 200	垃圾-8、覆土-23、农田土壤-3、植物-17	2004-06

*注:不同时段处理量不同。

1.2 样品分析

1.2.1 垃圾和土壤样品

总汞的分析,在样品中加入体积比1:1的王水,95℃水浴中消解30 min,BrCl氧化,SnCl₂还原,汞蒸汽吹脱金管预富集,冷原子荧光法(Tekran 2500测汞仪)测定^[10]。

有机质的含量用重铬酸钾恒沸水浴水合热法测定^[11],方法为在样品中加入重铬酸钾和浓硫酸,恒沸水浴中恒温消解15 min,硫酸亚铁氨滴定。

pH用玻璃电极法测定(水土比2.5:1)。

1.2.2 植物样品

总汞的测定是在样品中加入优级纯浓HNO₃放置过夜,沸水浴中消解3 h,后续步骤同垃圾和土壤样品。

2 结果与讨论

2.1 城市生活垃圾的汞含量分布

城市生活垃圾的汞含量分布极不均匀(图1和表2),高雁、金口和大转弯3座垃圾填埋场的50个样品中,个别含量高达近50 mg·kg⁻¹,但是一半以上的样品总汞含量低于0.5 mg·kg⁻¹,超过1 mg·kg⁻¹的仅8个,超过2 mg·kg⁻¹的仅3个。汞含量很高的样品可能是被一些废弃的含汞产品污染了,例如荧光灯管、电池、水银温度计等。研究显示,荧光灯管磷粉中的汞含量高达300~13 300 mg·kg⁻¹^[12],灯管玻璃为30~45 mg·kg⁻¹^[13],而水银温度计以及部分类型的电池汞含量更高,这些物质

对垃圾填埋场的汞贡献很大,但是所占体积比例很小,因此在垃圾中的分布很不均匀,导致与其接触的生活垃圾严重污染,而一般性的城市生活垃圾,如家庭厨余、煤灰、果品纸屑等,汞含量总体很低^[14]。本文测定的3座垃圾填埋场垃圾汞含量范围为0.170~46.222 mg·kg⁻¹,算术平均值1.606±6.485 mg·kg⁻¹(N=50)。由于总汞的含量近似符合对数正态分布,因此用几何均值描述其分布较为合理,所有样品的几何均值为0.574 mg·kg⁻¹,高雁、大转弯和金口垃圾填埋场分别为0.603、0.306、0.524 mg·kg⁻¹,相差不大。

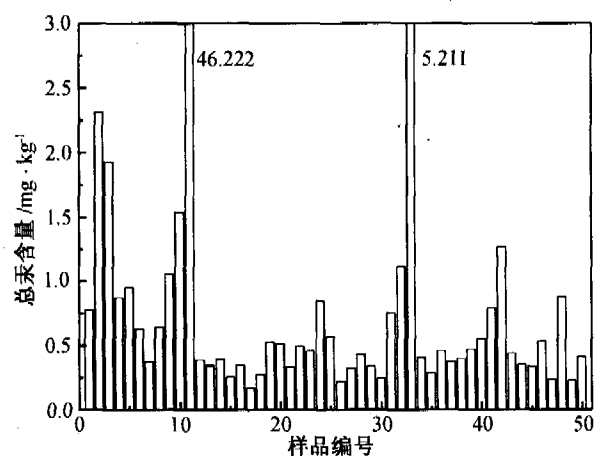


图1 城市生活垃圾的汞含量分布图

Fig. 1. Distribution of total mercury concentrations in municipal solid wastes.

(样品1—40:高雁;41—48:金口;49—50:大转弯)

本次测定的城市生活垃圾汞含量比我们预期的要低很多。因为美国的垃圾汞含量平均高达 $2 \sim 4 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ^[16], 我国的含汞废弃产品绝大部分没有回收就直接进入了城市生活垃圾中, 上世纪九十年代里每年仅电池向环境散失的汞就达数百吨^[16], 因此我们最初认为我国的垃圾汞污染可能要比美国更严重, 但是测定的结果并非如此。这可能是由于近年来我国很多的产品降低了汞的使用量, 因而进入垃圾填埋场的汞从源头上有了明显减少, 例如城市生活垃圾填埋场的主要汞输入来源——电池^[3], 在2001年和2005年时就已经分别实现了生产的低汞和无汞化(汞含量分别低于电池质量的0.025%和0.0001%), 而其它的产品如荧光灯管等也已逐步通过改进生产工艺和利用新材料降低了单位产品的用汞量^[17], 所以本文2003—2006年间采集的垃圾样品汞含量相对较低。

国内外很多学者对城市生活垃圾的汞含量及分布特征进行了研究。Earle等测定的美国佛罗里达州 Alachua County 填埋场的垃圾汞含量为 $0.0328 \sim 16.8 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 几何均值 $0.178 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 分布也是极不均一的, 一半以上的样品不超过 $0.150 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ^[18]。Bloom等对美国西雅图市的51个

家庭尘土垃圾进行了测定, 总汞范围为 $0.107 \sim 7.990 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 平均值 $1.790 \pm 2.010 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ^[19]。任福民等测定的北京市9类城市生活垃圾的汞含量为 $0.23 \sim 1.03 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 平均值 $0.60 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ^[20]。王里奥等对三峡库区10座垃圾填埋场的测定结果为 $0.21 \sim 2.14 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 平均值 $0.78 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ^[21]。刘晓红等测定的延安市不同功能区不同季节的生活垃圾汞含量几乎均低于 $0.5 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ^[22]。可以看出, 国内其它城市的生活垃圾汞含量与本研究的结果更为接近, 这可能是因为国内城市居民的生活习惯、垃圾组成以及含汞废弃产品的处理方式相近所致。

城市生活垃圾的有机质含量较高, 平均为9.48%, 因为垃圾中混入了很多有机物质如厨余和废弃食品等。生活垃圾的pH值为7.3~12.3, 平均8.5, 表现为碱性, 这是因为存在大量的碱性物质如炉渣煤灰等^[23], 本文测定的城市生活垃圾pH与高雁垃圾填埋场测定的渗滤液pH相近(8.4~8.6)^[24]。相关分析显示, 垃圾的汞含量与pH、有机质含量间的相关性不显著(相关系数分别为-0.055和0.003), 说明垃圾中的汞输入来源与控制垃圾pH以及有机质含量的物质来源不同。

表2 城市生活垃圾的汞含量、pH以及有机质含量的统计结果

Table 2. Statistical results of mercury concentrations, pH and organic material contents in municipal solid wastes

填埋场	项目	最小值	最大值	算术平均值*	标准方差	样品数
高雁	总汞/ $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$	0.170	46.222	1.870(0.603)	7.243	40
	有机质/%	4.91	17.84	9.76	3.28	
	pH	7.3	12.3	8.7	1.4	
大转弯	总汞/ $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$	0.228	0.410	0.319(0.306)	0.128	2
	有机质/%	9.18	12.98	11.08	2.68	
	pH	7.8	7.9	7.9	0.1	
金口	总汞/ $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$	0.240	1.271	0.606(0.527)	0.349	8
	有机质/%	5.29	12.10	7.70	2.46	
	pH	7.5	8.3	7.9	0.2	
全部样品	总汞/ $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$	0.170	46.222	1.606(0.574)	6.485	50
	有机质/%	4.91	17.84	9.48	3.21	
	pH	7.3	12.3	8.5	1.3	

*注:括号中为几何平均值。

2.2 覆盖土壤的汞含量分布

与城市生活垃圾汞含量分布不同的是, 覆盖土

壤的汞含量在同一填埋场内相对均匀, 而不同填埋场间差异较大(图2和表3)。4座垃圾填埋场覆盖

土壤的平均含汞量为:高雁 $0.175 \pm 0.027 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ($N=16$)、大转弯—主填埋区 $5.132 \pm 1.473 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ($N=4$)、大转弯—扩建区 $0.515 \pm 0.058 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ($N=3$)、仙人脚 $0.695 \pm 0.233 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ($N=4$)、金口 $0.058 \pm 0.014 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ($N=23$)。贵阳市的高雁和武汉市的金口垃圾填埋场覆盖土壤汞含量接近当地的土壤背景值,由于贵阳的土壤汞背景($0.222 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)远高于武汉($0.040 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)^[25-26],因而高雁的覆土汞含量也远高于金口。贵阳市的另外两个垃圾填埋场,大转弯和仙人脚,覆土汞含量明显高于同一城市的高雁垃圾填埋场,这可能是由于不同的垃圾填埋方式造成的。高雁为卫生填埋方式,每天进行覆土,防止了垃圾向四周的飞散,因而土壤比较清洁,而大转弯和仙人脚为简易填埋场,由于覆土次数较少,土壤容易与垃圾混合,因而导致土壤汞含量较高,在大转弯填埋场的主填埋区,由于封闭以后存在私倒垃圾行为,而这些后期倒入的垃圾成分比较复杂,可能含有很多的含汞物质,因而使该区域的覆土汞含量明显高于其它地方。相对于贵阳市的土壤背景值,大转弯主填埋区、扩建区以及仙人脚垃圾填埋场的覆土汞含量富集系数为 23.1、2.3、3.1。

覆土中的有机质含量明显低于城市生活垃圾,高雁、金口以及大转弯扩建区的覆土有机质平均低于 1%。仙人脚填埋场由于封闭以后进行了植草绿化,因而土壤有机质含量较高,大转弯主填埋区表层土壤因混有垃圾,有机质也较高。覆土中的汞含量与有机质和 pH 间的相关性显著, Pearson 相关系数分别为 0.643 和 0.362 ($p < 0.01$, 双尾)(图 3)。覆土中的汞含量与有机质关系密切,说明二者倾向于结合在一起,而城市生活垃圾混入覆盖土壤则导致有机质和汞含量的同步增加。汤庆合和丁振华等对上海老港垃圾填埋场的研究也发现,覆盖土壤中的不同形态汞与有机质的关系明显^[27-28]。

金口垃圾填埋场附近的农田土壤汞含量平均为 $0.094 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,明显高于当地土壤背景值,而填埋场东边一个紧邻的菜地土壤汞含量高达 $0.156 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,这说明垃圾填埋场已经通过渗滤液或者填埋气体等方式对周围土壤造成了一定汞污染。

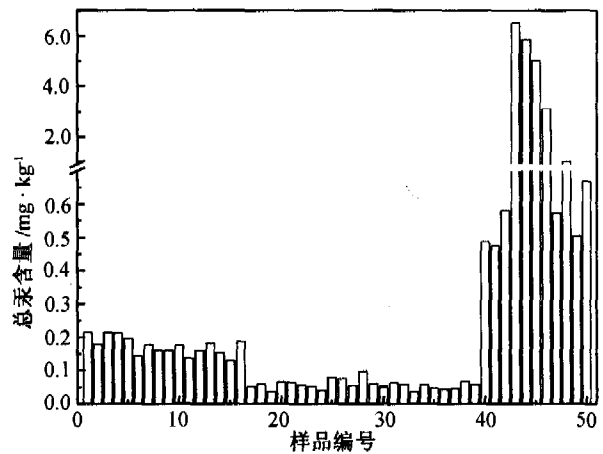


图 2 垃圾填埋场覆盖土壤的汞含量分布图

Fig. 2. Distribution of total mercury concentrations in cover soils at different municipal solid waste landfills. (样品 1—16:高雁;17—39:金口;40—42:大转弯—扩建区;43—46:大转弯—主填埋区;47—50:仙人脚)

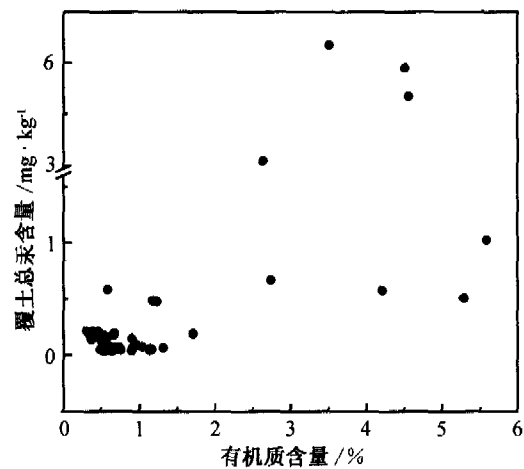


图 3 覆盖土壤的汞含量与有机质之间的相关性

Fig. 3. Correlation relationship between mercury concentrations and organic material contents in cover soils.

2.3 植物的汞含量分布

金口填埋场上生长的 3 种优势草本和禾本科植物,除了无喙齿冠草(菊科)的汞含量为叶>根>茎,其余两种植物狗牙根(禾本科)和硬质早熟禾(禾本科)均为地下部分>地上部分(表 4),这可能是由于不同的植物生活习性不同所致。无喙齿冠草叶面积大,通过叶片气孔吸收的大气汞可能占整个植株汞输入的主要部分^[29],因而叶片汞浓度最高,而狗牙

表3 垃圾填埋场的覆土以及周边农田土壤的汞含量、pH以及有机质含量的统计结果
Table 3. Statistical results of mercury concentrations, pH and organic material contents in cover soils and agricultural soils nearby the landfills

填埋场	项目	最小值	最大值	算术平均值	标准方差	样品数
高雁	总汞/ $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$	0.130	0.215	0.175	0.027	16
	有机质/ %	0.31	1.71	0.59	0.33	
	pH	4.9	6.5	5.8	0.5	
大转弯-主填埋区	总汞/ $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$	3.124	6.527	5.132	1.473	4
	有机质/ %	2.64	4.55	3.80	0.91	
	pH	8.1	8.3	8.2	0.1	
大转弯-扩建区	总汞/ $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$	0.477	0.582	0.515	0.058	3
	有机质/ %	0.59	1.23	0.99	0.35	
	pH	6.5	7.2	7.0	0.4	
仙人脚	总汞/ $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$	0.506	1.030	0.695	0.233	4
	有机质/ %	2.74	5.58	4.45	1.28	
	pH	7.3	7.7	7.6	0.2	
金口	总汞/ $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$	0.037	0.099	0.058	0.014	23
	有机质/ %	0.49	1.31	0.79	0.24	
	pH	7.1	7.9	7.6	0.2	
金口附近农田	总汞/ $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$	0.045	0.156	0.094	0.057	3
	有机质/ %	1.44	3.57	2.53	1.07	
	pH	7.6	8.1	7.8	0.3	

根匍匐生长,具有发达的根状茎和根系,硬质早熟禾也具有相似的发达根系,因此它们通过根部吸收的土壤汞要多于地上部分吸收的大气汞,因此地下部分器官的汞含量要高于地上部分。由于没有这三种植物在背景区的汞含量报道,因此还无法确认其污染的程度。高雁垃圾填埋场附近生长的苔藓(绒苔科, *Trichocolea tomentella*),随填埋场运行时间的

增长,汞含量明显升高,2003年10月份、2004年9月份和2006年1月份在同一地点采集的样品汞含量分别为164.4、172.1和183.1 $\text{ng} \cdot \text{g}^{-1}$,平均每年增长5%,因为苔藓的主要营养来源为大气和降水,因而已作为广泛使用的大气污染生物指示剂^[30],可以看出,垃圾填埋场释放的气体通过扩散传输的方式已对周围植物的汞含量造成了影响。

表4 垃圾填埋场不同植物的汞含量分布

Table 4. Mercury distribution in different plants growing on the municipal solid waste landfills $\text{ng} \cdot \text{g}^{-1}$

植物种类	地上部分		地下部分(根)
	叶	茎	
无喙齿冠草(<i>Myriactis nepalensis</i>)	80.4±5.5(N=4)	10.3±2.7(N=4)	16.3±3.3(N=4)
狗牙根(<i>Cynodon dactylon</i>)	13.1±3.0(N=6)		35.4±8.2(N=6)
硬质早熟禾(<i>Poa sphondylodes</i>)	28.3±3.1(N=7)		48.4±8.6(N=7)

大转弯扩建区种植的试验用玉米,果实汞含量为6.1~20.2 $\text{ng} \cdot \text{g}^{-1}$,平均10.2±4.9 $\text{ng} \cdot \text{g}^{-1}$,其中一个超过了国家规定的粮食汞含量限值,说明

在没有修复或处理过的填埋场上直接种植粮食将会引起食品安全问题,这些粮食通过食物链途径最终对人体健康造成危害。

表5 垃圾填埋场种植的试验玉米果实汞含量

Table 5. Mercury concentration in corn seeds growing on the landfill

样品编号	1	2	3	4	5	6	7	平均值±方差	粮食的汞含量限值 ^[31]
汞含量/ $\text{ng} \cdot \text{g}^{-1}$	6.4	7.0	11.0	6.1	10.7	20.2	10.0	10.2±4.9	≤20

3 结论

(1)测定的几座垃圾填埋场的垃圾汞含量分布极不均匀,浓度为 $0.170 \sim 46.222 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,几何均值 $0.574 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,个别异常高的样品可能是被含汞的废弃产品污染了,大部分垃圾汞含量低于 $0.5 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,不同填埋场的垃圾汞含量几何均值相当。生活垃圾的汞含量与pH、有机质含量间的相关性不明显。

(2)不同垃圾填埋场覆盖土壤的含汞量差异显著,在同一填埋场内分布均一。卫生填埋场覆盖土壤的汞含量接近当地土壤背景值,而简单垃圾填埋场的汞含量高于背景土壤的2~23倍,存在一定的污染。填埋场附近的农田土壤已显示受到汞污染的迹象。覆盖土壤的汞含量与有机质以及pH间的相

关性明显。

(3)填埋场上生长的植物由于生活习性不同,汞的分布特征也不同。无喙齿冠草的汞含量为叶>根>茎,狗牙根和硬质早熟禾为地下部分>地上部分。附近生长的苔藓随垃圾填埋场运行时间的增长,汞含量以每年5%的速度增加,填埋场上种植的玉米有一部分超过了国家规定的粮食汞含量限值,说明存在汞污染的风险。

(4)杜绝垃圾填埋场汞污染的有效途径是减少汞的输入,包括降低产品的含汞量以及专门回收和处理含汞的废弃产品。在垃圾填埋场的运行过程中,应当避免通过渗滤液以及填埋气体向环境释放汞,可以采取铺设防渗层、定期给填埋的垃圾覆土、收集和处埋渗滤液和填埋气体等措施减少对环境的污染风险。

参 考 文 献

- [1] OECD. Sector case studies: household energy and water consumption and waste generation: trends, environmental impacts and policy responses [R]. (ENV/EPOC/WPNEP(2001)15/FINAL) Organization for Economic Cooperation and Development Environment Directorate 1999-2001 Programme on Sustainable Development. Paris, France, (OECD, 2001; 56-83)
- [2] Mutasen E F, Angelos N F, James O L. Environmental Impacts of Solid Waste Landfilling [J]. Journal of Environmental Management, 1997, 50; 1-25
- [3] U. S. Environmental Protection Agency. Characterization of Products Containing Mercury in Municipal Solid Waste in the U. S. : 1970-2000 [R]. EPA530-S-92-013. U. S. Government Printing Office; Washington, DC, 1992
- [4] Hagreen L A, Lourie B A. Canadian mercury inventories: the missing pieces [J]. Environmental Research, 2004, 95; 272-281
- [5] Mukherjee A B, Zevenhoven R, Brodersen J, et al. Mercury in waste in the European Union; sources, disposal methods and risks [J]. Resources, Conservation and Recycling, 2004, 42; 155-182
- [6] The Arctic Council Action Plan. Assessment of mercury releases from the Russian Federation [R]. Report by the Ministry of Natural Resources of the Russian Federation, the Danish Environmental Protection Agency and COWI A/S. Copenhagen, 2005
- [7] 沈英娃, 曹小东. 论我国用汞总量的削减[J]. 环境科学研究, 2004, 17(3); 13-15

- [8] Lindberg S E, Price J L. Airborne emissions of mercury from municipal landfill operations; a short-term measurement study in Florida [J]. *Journal of the Air & Waste Management Association*, 1999, 49: 520-532
- [9] 汤庆合,丁振华,黄仁华,等.垃圾填埋场及周边水系中汞污染调查[J].*城市环境与城市生态*,2003,16(6):15-17
- [10] 李仲根,冯新斌,何天容,等.王水水浴消解-冷原子荧光法测定土壤和沉积物中的总汞[J].*矿物岩石地球化学通报*, 2005,24(2):140-143
- [11] 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
- [12] Raposo C, Carvalhinho W C, Durao J W A. Mercury speciation in fluorescent lamps by thermal release analysis [J]. *Waste Management*, 2003, 23: 879-886
- [13] Jang M, Hong S M, Park J K. Characterization and recovery of mercury from spent fluorescent lamps [J]. *Waste Management*, 2005, 25(1):5-14
- [14] 王起超,马如龙.煤及其灰渣中的汞[J].*中国环境科学*,1997,17(1):76-79
- [15] van Velzen D, Langenkamp H, Herb G. Review: Mercury in waste incineration[J]. *Waste Management and Research*, 2002, 20(6): 556-568
- [16] 杨凤亭,刘景双,王稔华.中国电池生产用汞量及潜在汞散失量估算[J].*上海环境科学*,2003,22(5):322-328
- [17] 孙晓琴,刘玉法.荧光灯的汞污染及其措施[J].*山东化工*,2003,32(4):31-33
- [18] Earle C D A, Rhue R D, Earle J F K. Mercury in a municipal solid waste landfill [J]. *Waste Management and Research*, 1999, 17(4): 305
- [19] Bloom N S, Hutchings A. Speciation of Hg in urban house dust from Seattle, Washington[J]. *RMZ-Materials and Geoenvironment*, 2004, 51(1): 353-357
- [20] 任福民,汝宜红,许兆义,等.北京市生活垃圾中重金属元素的污染特性调查及对策[J].*中国安全科学学报*,2003,13(1):49-52
- [21] 王里奥,陈萌.三峡库区城市生活垃圾的理化性质研究[J].*重庆环境科学*,2002,24(4):32-34
- [22] 刘晓红,刘延萍,高歌,等.延安市区生活垃圾可堆腐物中的重金属污染分析[J].*西北农林科技大学学报(自然科学版)*, 2005,33(7):143-146
- [23] 冯跃华,胡瑞芝,云惊奇,等.粉煤灰理化性质与硅素释放规律的研究[J].*中国生态农业学报*,2005,13(3):48-50
- [24] 李仲根,冯新斌,汤顺林,等.垃圾填埋场渗滤液中的汞及现场污水处理设施对其的去除[J].*地球与环境*,2005,33(2): 52-56
- [25] 王济.贵阳市表层土壤重金属污染元素环境地球化学基线研究[D].贵阳:中国科学院地球化学研究所,2004
- [26] 湖北省地质调查院.武汉城市生态环境地球化学预警报告[R].2002
- [27] 汤庆合,丁振华,王文华.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(11):768-771
- [28] 丁振华,王文华,汤庆合,等.上海老港垃圾填埋场中汞的释放规律研究[J].*地球与环境*,2005,33(1):6-10
- [29] 付学吾,冯新斌,王少锋,等.植物中汞的研究进展[J].*矿物岩石地球化学通报*,2005,24(3):232-238
- [30] 孙守琴,王定勇.苔藓植物对大气污染指示作用的研究进展[J].*四川环境*,2004,23(5):31-35
- [31] GB 2762-94.食品中汞允许限量指标[S].

DISTRIBUTION CHARACTERISTICS OF MERCURY IN THE WASTE, SOIL AND PLANT AT MUNICIPAL SOLID WASTE LANDFILLS

LI Zhong-gen^{1,2}, FENG Xin-bin¹, TANG Shun-lin^{1,2},

WANG Shao-feng^{1,2}, LI Ping^{1,2}, FU Xue-wu^{1,2}

(1. State Key Laboratory of Environmental Geochemistry, Institute of Geochemistry, Chinese Academy of Sciences, Guiyang 550002, China; 2. Graduate School of the Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China)

Abstract

Mercury (Hg) in waste, soil and plant were analyzed at four municipal solid waste (MSW) landfills in Guiyang and Wuhan City, China. The results shown that Hg in MSW was highly heterogeneous, with range of 0.170-46.222 mg · kg⁻¹ and geometric mean (GM) of 0.574 mg · kg⁻¹, more than half of the samples with Hg concentration less than 0.5 mg · kg⁻¹, some samples with extremely high Hg content which may be polluted by the co-disposal of Hg-bearing waste products. Hg GM concentration of MSW was roughly equal at different landfills. Hg in cover soils varied distinctively between different landfills, reflecting the local soil background and the pollution extent caused by MSW disposal activities, in some cases, Hg content was 2 to 23 times higher than the local soil background. Agricultural soils nearby the landfills also exhibited a sign of Hg pollution. Hg distribution pattern was dissimilar in different plants growing on the cover soils, with leaf > root > stem in *Myriactis nepalensis*, underground parts > aboveground parts in *Cynodon dactylon* and *Poa sphondylodes*. Hg concentration in moss growing nearby one operational landfill increased obviously with the landfill operation duration, and Hg in part of corn seeds from a closed landfill exceeds the national edible threshold for grains, this indicated that there have Hg pollution risk associated with MSW landfilling.

Key words: mercury; municipal solid waste (MSW); landfills; soil; plant; distribution characteristics