广东贵屿土壤Cd、Hg潜在威胁评价

罗 杰[1]，温汉辉[1]，吴丽霞[1]，游远航[2]，欧阳春飞[2]

(1.广东省工程勘察院，广州 510510；2.广东省地质调查院，广州 510510)

摘 要：通过表层土壤、深层土壤、水稻样品及水样的采取与分析，结果表明，水俣病的元凶Hg在广东省贵屿镇土壤中具有极高的富集系数，易在酸性条件下向有效形态转化的弱有机结合态Hg占全Hg的17.74%；痛痛病的元凶Cd在部分土壤中的含量已超过环境承受的极限，且最易与生命体发生作用的水溶态Cd和离子交换态Cd占全Cd的比例高达16.2%。Hg、Cd的块金系数均大于70%，具明显的表层富集特征，与家电拆解作坊表层土壤重金属元素同源性较好，说明Cd、Hg的分布、富集受人类活动影响强烈，其对生态环境和居民健康存在极强的潜在威胁，在特定条件下有可能引发各类地方病。

关键词：镉；汞；家电拆解；地方病

中图分类号：X142 **文献标志码**：A **文章编号**：1000-7849(2012)01-0095-05

废弃的电子垃圾中含有丰富的可回收物资，包括贵重金属、塑料、玻璃以及一些能再利用的零部件[1]。但电子废物处置不当会对当地环境造成严重的重金属元素污染，特别是村庄内电子废物堆场以及拆解作坊附近等靠近人居环境的区域受其直接影响。附近农田也可能受到上述污染源重金属元素迁移的影响。贵屿地处广东潮阳市、普宁市和揭阳市的交界处，是我国著名的“电子垃圾第一镇”。电子垃圾已在当地造成了严重的环境污染并使居民健康受损。贵屿问题在世界范围内广受关注，但对污染程度的描述和报道多局限于感官，主要的研究集中于产业转型，针对人居环境的调查和风险评估则近乎空白。

当地一些有关人体受污染情况的研究结果[2-3]显示电子废物的处置不当已经严重威胁到人居环境及居民健康。

此次选择广东贵屿镇及周边农田开展研究工作，对该地区靠近村庄的电子废物堆场和处理作坊以及附近农田土壤中重金属元素的含量水平及赋存形态进行调查和分析，以评价电子废物拆解对人居环境的影响及其引发地方病的可能性。

1 研究区概况

1.1 研究区自然地理条件

贵屿镇东至铜盂镇、西南至陈店镇、北至谷饶镇、西达普宁市的公路均已开通。贵屿镇北靠小北山，南濒练江，地势自西北向东南倾斜，为小部分丘陵、大部分平原地带。属南亚热带气候区，年平均气温21.4℃，年均降水量13 864 mm。该镇地处一片低洼地的中央地带，较大的降水量和低洼的地势使其成为一个严重的内涝地区。由于经济发达，该镇村村通公路，水、陆交通较为发达。

20世纪80年代末至90年代初，贵屿镇开始涉及旧五金电器、电子元件、电子线路板的回收与拆解，由于获利丰厚，整个行业规模逐渐扩大，经过近20年电子垃圾拆解业的发展，如今该镇已成为一个富庶的地方。但同时，由于“三废”(废水、废气、废渣)的影响，该镇也为这种富裕付出了代价，当地地表水污染严重，生活用水基本从区外输入；部分农产品受到污染，人类的健康受到威胁，环境污染严重。

降雨、内涝和便捷的交通使贵屿的各类污染物在土壤垂向和平面上更易迁移。

1.2 研究区地质、环境特征

贵屿镇主要为第四系全新统海陆交互相沉积层，基岩为花岗岩，埋深较大，区内无基岩出露。海陆交互相沉积层由粉质黏土、黏土、粉砂、细砂、淤泥、淤泥质土互层组成。区内土壤类型单一，均由三角洲沉积土田潴育水稻土组成，调查期间地下水水位埋深最浅0.6 m，一般大于1.5 m；pH值为4.2～8.0，地下水水温17～20℃。

区内土壤均为Ⅲ类、超Ⅲ类土，地表水和浅层地下水均为Ⅴ类、劣Ⅴ类水，绝大部分地表水和浅层地下水不适合作为灌溉水。

收稿日期：2011-03-22 编辑：刘江霞

基金项目：中国地质调查局项目“广东省珠江三角洲经济区农业地质与生态地球化学调查”(121201511216)

作者简介：罗 杰(1981—)，工程师，主要从事农业地质与生态地质研究。E-mail：luojie1216@163.com

2 研究方法

2.1 土壤样的采取

(1)表层土壤样品采集方法 避开明显点状污染地段(避开施肥穴等),刮去地表薄层浮土,自地表向下连续采集 0～20 cm 样品,在样点直径 15 m 范围内采集 3 个子样组合为 1 件 1 kg 样品。

(2)深层土壤样品采集方法 用洛阳铲挖掘 200 cm,按土壤剖面分为耕作层(A)—犁底层(P)—渗育层(W)—潜育层(G)分别取样,2～3 点组合成 1 个 1 kg 土壤样。表层和深层土壤样品在室内风干备用;居民区和工业区土壤按 0～20,20～50,50～100,100～150,150～200 cm 等距垂向取样(图 1)。

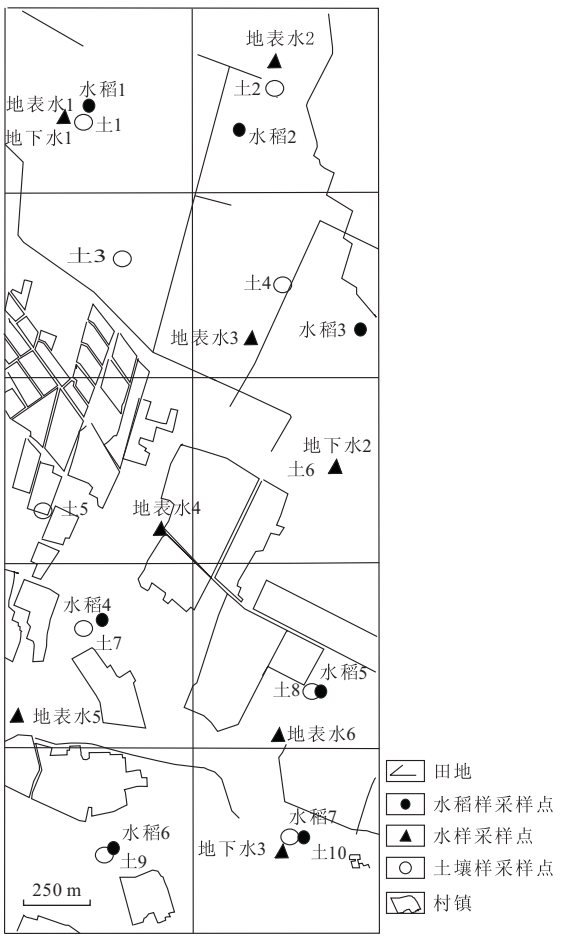

图 1 采样点点位图

Fig. 1 Map of sampling

2.2 水稻样的采取

水稻采样时间为大面积采摘或收获期,采样点同时采集水稻及根系土壤。由于水稻生长的不均一性,采用多点取样,每一个采样点选取 3～5 个面积 1～3 m^2 的水稻地块进行取样。

2.3 水样的采取

灌溉水样品在灌溉渠、水库中取水;浅层地下水直接取于民用井或者挖井取样,采集地表水和农田浅层地下水共 10 件。所有样品在聚乙烯袋或聚四氟乙烯瓶中保存。农作物、灌溉水样品以最快的速度送检。

2.4 样品检测

样品送国土资源部合肥矿产资源监督检测中心测试 Cr、Hg、As、Pb、Cu、Zn、Cd、Ni 八大重金属元素的全量、水溶态、离子交换态、弱有机结合态、强有机结合态、碳酸盐结合态、铁锰结合态和残渣态;水稻样测试包括 Cr、Hg、As、Pb、Cu、Zn、Cd、Ni 和 F、P、氰化物、硝酸盐。所有样品的报出率为 100%,准确度和精密度监控样合格率达 97%～100%。

2.5 数据处理

所有分析结果用 Excel、SPSS 16 和 Statistica 6.0 统计分析软件进行统计分析。

3 Cd、Hg 的分布特征与地方病的发生

3.1 Cd、Hg 的空间分布

半方差函数是描述土壤属性空间变异的一个函数,反映了不同距离观测值之间的变化,所谓半方差函数是指两点间差值的方差的一半,即:

$$r(h)=[1/2N(h)]\sum[Z(X_i)-Z(X_{i+h})]^2$$

式中:$r(h)$为间隔距离 h 的半方差,在一定范围内随 h 的增大而增大,当测点间距大于相关距离时,该值趋于稳定;N 为被 h 分隔的观测数据的成对数目;$Z(X_i)$、$Z(X_{i+h})$分别为空间点 X_i 和 X_{i+h} 的测定值[4-5]。

通过半方差函数得到的计算结果可以被曲线方程所拟合,用于拟合的曲线方程成为半方差的理论模型。半方差函数模型有球状、高斯、指数和线性模型。模型的确定主要依据拟合参数 R^2 和 RSS 值,其值越小,说明拟合模型程度越好。涉及本次工作的模型主要是球状模型和线性模型,其数学表达式如下。

球状模型:

$r(h)=C_0+C[1.5h/a-0.5(h/a)^3]$,$0<h\leqslant a$

$r(h)=C_0+C$,$h>a$

$r(h)=0$,$h=0$

线性模型:

$r(h)=C_0+Ch/a$,$h>0$

式中:C_0 表示块金方差(间距为 0 时的半方差),为由随机因素引起的变异;C 为结构方差,表示由系统因素引起的变异;(C_0+C)为基台值(半方差函数随间距递增到一定程度后出现的平衡值),表示系统内总的变异;a 为变程,表示半方差达到基台值时的样

本距离,当样本的某变量观测值之间的距离大于该值时,说明它们之间是相互独立的,若小于该值时,则说明它们之间存在着空间相关关系。

块金方差与基台值的比值 $C_0/(C_0+C)$称为块金系数,是反映区域化变量空间异质性程度的指标,该比值越大表明人为因素的影响越明显,反之,结构性因素的影响占主要地位。

Cd 和 Hg 的块金系数分别为 79%和 83%,说明 Cd 和 Hg 受人类活动影响强烈。

3.2 土壤 Cd、Hg 的地球化学分布特征

贵屿土壤表层 Cd、Hg 表现出明显的高地球化学异常,其质量分数分别为 0.044～0.352 mg/kg 和 0.514～3.414 mg/kg,平均值分别为 0.138 mg/kg 和 1.178 mg/kg。Cd、Hg 变化系数较大(表 1),说明平均值不能很好地代表元素在区域上的分布情况,元素在空间分布上有较大的差异,具体表现为 Cd 在居民区即加工作坊区质量分数明显高于耕作区,部分样品 w(Cd)高于我国土壤质量标准(GB15618-1995)规定的 Cd 安全标准值 0.30 mg/kg,而在耕作区则远低于安全标准(表 2),与广东省土壤 w(Cd)平均值质量分数相近(表 1);Hg 则表现为全区域均超过土壤质量标准规定的 Hg 安全标准 0.50 mg/kg[6],在居民区超标更为严重,其质量分数是汕头市表层土壤 Hg 平均质量分数的 23 倍,是广东省的 19 倍(表 1)。

研究区内土壤中的 As、Pb、Cu、Zn、Ni、Cr 也不同程度高于广东省土壤背景值和我国土壤背景值[7]。土壤中 Cd 的高富集与地质背景表现出较好的地球化学继承性。区内出露的花岗岩、泥页岩、碳质粉砂岩、煤层等是该地区 Cd 的主要地质来源。这些岩石在地表极易风化,使得 Cd 等重金属元素进入表生环境中。加上贵屿地貌特征为南濒练江、位于丘间低洼地带,风化作用释放出的 Cd、Hg 等元素容易随重力流向下方坡地迁移、富集。该地区土壤中又富含有机质和黏土,有利于 Cd、Hg 等元素在土壤中富集。Cd 与指示花岗岩物源的 Sn、W、Bi、U、Th、P 有一定的相关性(表 3)。

相对于地质背景,人类活动对 Cd、Hg 的富集造成了更大的影响,Cd、Hg 在作坊区土壤表层中有更高的含量、更大的表层富集系数(表 2),与家电拆解产生的有毒有害元素及有机物具有更强的相关性(表 3)。其中家电拆解的产物 As、Ni、Cr、Pb、Cu、Zn、P 与 Cd、Hg 的相关性普遍大于非家电拆解产物 Sn、W、Bi、U、Th。

表 1　研究区土壤表层有毒有害元素分布

Table 1　The distribution of posionous and harmful elements in surface soil

元素	地球化学参数 w_B/(mg·kg^{-1})			变化系数	汕头土壤平均值 w_B/(mg·kg^{-1})	广东土壤平均值 w_B/(mg·kg^{-1})	贵屿土壤 w_B / 汕头土壤 w_B	贵屿土壤 w_B / 广东土壤 w_B
	最小值	最大值	平均值					
Cd	0.044	0.352	0.138	71.4%	0.066	0.042	1.94	3.05
Hg	0.514	3.414	1.178	70.7%	0.051	0.061	23.10	19.31
As	2.4	5.9	4.7	22.6%	4.67	10.10	1.01	0.47
Pb	64.0	105.9	77.5	14.6%	41.36	29.00	1.87	2.67
Cu	20.6	151.3	50	83.8%	13.56	13.00	3.69	3.85
Zn	83.3	136.3	101.9	15.3%	67.54	36.00	1.51	2.83
Ni	19.1	219.4	57.0	111.6%	14.4	11.5	3.96	4.96
Cr	47.1	68.0	58.1	11.3%	44.46	45.9	1.31	1.27

表 2　耕作区和居民区土壤 Cd、Hg 质量分数

Table 2　Cd, Hg in cultivation area and residential area soil　　w_B/(mg·kg^{-1})

元素	居民区(作坊区)					耕作区				
	土 3	土 5	土 7	土 8	土 10	土 1	土 2	土 4	土 6	土 9
Cd	0.118	0.352	0.123	0.204	0.241	0.067	0.044	0.080	0.057	0.092
Hg	0.695	1.164	0.941	3.414	0.642	0.898	1.447	1.158	0.909	0.514

表 3　Cd、Hg 与其他元素相关性

Table 3　Correlation between Cd, Hg and other elements

	家电拆解污染物									地质背景来源				
	Cd	Hg	As	Ni	Cr	Pb	Cu	Zn	P	Sn	W	Bi	U	Th
Cd		0.67**	0.54*	0.63**	0.53*	0.54*	0.47	0.75**	0.59*	0.31	0.32	0.30	0.28	0.34*
Hg	0.67**		0.72**	0.62**	0.59*	0.64**	0.43	0.81**	0.48	0.26	0.22	0.24	0.14	0.31

样本数 $n=14$;* 代表相伴概率<0.05;** 代表相伴概率<0.01。

相对于Cd,Hg与地质背景来源的元素相关关系较弱,这与Hg元素的地球化学性质有一定的关系。首先Hg在地壳中丰度较低,只有在特定条件下才能形成辰砂矿;其次Hg具有密度大、熔点低、沸点高且具有很高的蒸气压,能以气态形式迁移,具有极强的挥发性和穿透力,因此汞蒸气可以大范围迁移[8]。

岩石对Hg分布的影响表现在作为成土母质母岩对土壤形成和分布的影响,火成岩相对比较富Hg。土壤中的黏土矿物、蒙脱石、胶体、腐殖质都易吸附Hg,所以水稻土对Hg有较强的富集能力[9-10]。

贵屿土壤中的Cd、Hg既来源于地质背景,又受人类活动影响,其中人类活动的影响明显强于地质背景。

3.3 土壤Cd、Hg的赋存形态

选取土1、土2、土5、土8共4件土壤样品进行了逐步提取形态分析。Cd的形态分析结果(表4)表明,Cd在各形态中的质量分数从高到低依次为残渣态>离子交换态>碳酸盐结合态>强有机结合态>铁锰结合态>弱有机结合态>水溶态。

贵屿土壤Cd的生物有效性极高。其中水溶态质量分数占到总量的2.24%,离子交换态所占比例高达13.97%,水溶态和离子交换态可以直接被农作物根部吸收,其他地区Cd的水溶态一般低于1%,离子交换态所占比例低于5%,只有在模拟实验的极限条件下才能达到贵屿表层土壤Cd的有效程度[11-13]。Cd的弱有机结合态和碳酸盐结合态质量分数达22.35%,可以被农作物根部在年际尺度上吸收富集,在酸性条件下易向更有效的形态转化[14]。因此,贵屿土壤中的Cd易通过表生迁移进入农作物中,从而导致当地居民食物链中富集Cd,有可能产生Cd的健康危害。土壤中Cd的铁锰结合态占全量的10.61%左右,可能与铁锰氧化物在水稻土中的富集有关,而强有机结合态约占全量的11%,表明土壤中的腐殖质也可能起到了富集Cd的作用。

贵屿土壤中Cd的地球化学迁移活性较高,环境影响效应大。虽然仅居民区土壤Cd超过土壤环境质量安全要求,但其生物有效性甚至高于其他Cd污染更严重的区域,可能与当地酸性降雨的自然条件及土壤中多个有毒有害元素和有机污染物交互作用而放大其活性有关。

土壤Hg的赋存形态完全不同于Cd,Hg的水溶态和离子交换态低于检出限,碳酸盐结合态仅占全量的0.26%,主要是以残渣态存在,占全量的50%以上。其次为强有机结合态和弱有机结合态。贵屿镇土壤表层中发现了Hg的独立矿物——辰砂,且辰砂的分布与Hg异常有着明显的空间对应关系。

表4 表层土壤Cd、Hg全量形态分析的统计

Table 4 Statistical results of different species of Cd、Hg in surface soil

	全量	水溶态	离子交换态	碳酸盐结合态	弱有机结合态	强有机结合态	铁锰结合态	残渣态
w_B/(mg·kg^{-1})	0.103~0.255	0.002~0.005	0.007~0.042	0.009~0.039	0.013~0.018	0.016~0.026	0.013~0.025	0.023~0.095
Cd平均/(mg·kg^{-1})	0.179	0.004	0.025	0.024	0.016	0.021	0.019	0.059
占全量比例/%		2.24	13.97	13.41	8.94	11.73	10.61	32.96
w_B/(mg·kg^{-1})	0.261~0.517	0	0	0.001~0.001	0.048~0.091	0.051~0.162	0.007~0.007	0.150~0.264
Hg平均/(mg·kg^{-1})	0.389	0	0	0.001	0.069	0.107	0.007	0.207
占全量比例/%		0	0	0.26	17.74	27.51	1.80	53.21

在表生条件下,辰砂是相对稳定的含汞矿物,因此在岩石、水系沉积物乃至土壤中均可能存在辰砂矿物的异常,但是这种辰砂异常多局限在比较小的范围内,特别是某些热液矿床附近。在远离矿化的地方辰砂的数量减少直至消失。对于贵屿镇丘间谷地内的土壤而言,其成壤母质经历了大范围的搬运和强烈的混匀,不可能存在热液成因的辰砂,极有可能是在表生环境下由次生作用形成。

3.4 水稻中的Cd、Hg及地方病发生可能性

贵屿镇水稻中的w(Hg)为0.000 6~0.001 9 mg/kg,平均为0.001 mg/kg,远低于我国食品中污染物限量0.02 mg/kg[15](表5),结合Hg在土壤以残渣态和强有机结合态存在,说明Hg多赋存于矿物晶体或被大有机质团块吸附,难以被生物吸收利用。贵屿土壤中Hg具有最大的富集系数,最大的异常面积,但绝大多数以非活性形态存在于土壤中,难以被作物吸收利用并进一步进入人体。Hg作为水俣病的元凶,在贵屿土壤中为非活性形态,所以爆发水俣病的可能性较小。

水稻中的Cd同样不超标,但与安全标准限值相距不远。土壤中的Cd污染程度远不如Hg,但多以有效形态存在,易于被作物吸收利用,具体表现为水稻中的Cd比污染程度更高的Hg更接近于安全限值。

研究表明,Cd^{2+}更易被作物吸收,当施加Cd^{2+}使土壤Cd增加时,植物Cd的吸收即会随着土壤Cd的增加而成比例地增多,这种呈线性增加的趋势保持在一定的环境范围[16-17]。同时Eh值也会对Cd的有效性造成影响。Cd在氧化条件下比在还原

条件下更容易由无效态转化为水溶态和离子交换态。研究[18-19]表明,这种转化在酸性条件下尤为明显。当 pH 值为 4.5 时,处于氧化状态的植物 $w(Cd)$是还原条件下的几十倍,当 pH 值为 7.5 时,处于两种状态下的植物 $w(Cd)$几乎没有显著变化。

贵屿镇土壤为氧化条件,Eh 值多大于 300 mV,$w(Cd^{6+})$远大于 $w(Cd^{2+})$,土壤呈弱酸性,pH 值为 3.8～6.7,平均为 5.1,酸性土壤集中于作坊区且有进一步酸化的趋势,中性土壤集中于耕作区,与广东省背景接近。对比前人研究,Cd^{6+}并非作物最易吸收的价态,土壤的 pH 值也高于最易向作物转化的条件。

贵屿镇土壤的 pH 值显著低于广东省平均值且有继续酸化的趋势,可能达到作物吸收土壤 Cd 的最有利条件;同时向环境排放 Cd 的行为还在继续。综上所述,虽然目前水稻中的 Cd 尚属安全范围,但有可能在未来显著超过安全限值进而爆发痛痛病。

表 5　水稻中的 Cd、Hg 质量分数

Table 5　Cd, Hg in crop

元素		水稻 1	水稻 2	水稻 3	水稻 4	水稻 5	水稻 6	水稻 7
Hg	$w_B/10^{-6}$	0.001 2	0.000 9	0.000 6	0.000 8	0.000 6	0.001 9	0.001 6
	标准$<0.02\times10^{-6}$	不超标	不超标	不超标	不超标	不超标	不超标	不超标
Cd	$w_B/10^{-6}$	0.038 0	0.118 0	0.136 0	0.153 0	0.144 0	0.121 0	0.082 0
	标准$<0.20\times10^{-6}$	不超标	不超标	不超标	不超标	不超标	不超标	不超标

4　结　论

(1)贵屿镇土壤 Cd、Hg 表现出明显的高地球化学异常,均高于汕头市和广东省土壤平均含量,其块金系数分别为 79%和 83%,变量空间自相关性微弱,变异主要由随机变异组成。同时 Cd、Hg 具有极高的表层富集系数,与表征人为污染的特征元素有很好的同源性,说明贵屿镇土壤中的 Cd、Hg 主要来源于当地主要产业即家电拆解。

(2)贵屿镇土壤 Cd 轻微超出土壤环境质量标准,但其地球化学迁移活性较高,环境影响效应大,可被植物直接吸收利用的有效形态高达 16.2%,高于一些 Cd 污染更严重的地方,可能与当地自然条件及土壤环境质量有关。

(3)贵屿镇土壤中的 Hg 以不易与环境交换的稳定形态存在,主要是以残渣态存在,占其全量的 50%以上,其次为强有机结合态和弱有机结合态,进入作物的很少。虽然贵屿的 Hg 相比其他有毒有害元素污染最为严重,但水稻中的 Hg 并未超标。

(4)贵屿镇土壤的地球化学条件尚未达到最有利于作物吸收利用 Cd 的程度,但有向此条件转化的趋势,且目前仍在排放含 Cd 废弃物。虽然水稻中的 Cd 暂不超标,但已比较接近安全阈值,若不加以控制和改善,有可能引发地方病。

参考文献:

[1] Liu X B, Tanaka M, Matsui Y. Electrical and electronic waste management in China: Progress and the barriers to overcome [J]. Waste Management & Research, 2006, 24: 92-101.

[2] 李燕,霍霞,吴库生.电子垃圾污染区新生儿胎盘镉含量及金属硫蛋白表达水平[J].癌变·畸变·突变,2010,22(2):115-118.

[3] 林洁丹,霍霞,黄晋荣.贵屿地区 3～7 岁儿童血镉与红细胞参数的相关性研究[J].汕头大学医学院学报,2010,23(2):100-101.

[4] 郑茂坤,骆永明,赵其国.企业密集区土壤主要污染物的空间分布及其预测性初步探讨[J].土壤,2009,41(4):540-547.

[5] 孙凡,游翔,刘伯云.四川省水土流失空间分布特征[J].西南大学学报:自然科学版,2008,30(12):40-44.

[6] 中华人民共和国标准局.土壤环境质量标准 GB 15618－1995[S].北京:中国标准出版社,2002.

[7] 赵士鹏,郑春江.我国土壤表层微量元素背景值的影响因素分析[J].中国环境监测,1992,8(3):12-17.

[8] 洪春来,贾彦博,杨肖娥.农业土壤中汞的生物地球化学行为及其生态效应[J].土壤通报,2007,38(3):590-596.

[9] 苏秋克,蒋敬业,马振东.武汉市湖泊汞污染现状研究[J].地质科技情报,2004,23(3):83-88.

[10] Call J E,陈德兴.美国北卡罗来纳州炼金引起的汞污染[J].地质科技情报,1995,14(4):82-84.

[11] 闭向阳,马振东.某冶炼厂附近农田镉污染调查与对策[J].地质科技情报,2003,22(2):87-90.

[12] 钟晓兰,周生路,李江涛.模拟酸雨对土壤重金属镉形态转化的影响[J].土壤,2009,41(4):566-571.

[13] 杨东,李方林,夏锦霞.清江流域水系中高 Cd 沉积物的物源浅析[J].地质科技情报,2009,28(1):99-104.

[14] 崔玉静,赵中秋,刘文菊.镉在土壤－植物－人体系统中迁移积累及其影响因子[J].生态学报,2003,23(10):2133-2143.

[15] 中华人民共和国标准局.食品中污染物限量 GB2762-2005[S].北京:中国标准出版社,2002.

[16] Brown S L, Chaney R L, Angle J S. The phytoavailability of cadmium to lettuce in long-term biosolidsamended soils[J]. J. Environ. Qual., 1998, 27: 1-8.

[17] Reber H H. Threshold levels of cadmium for soil respiration and growth of spring wheat(T riticum aestivum L.), and difficulties with their determ ination[J]. Biol. Fertil. Soils, 1989, 7: 152-157.

[18] 刘佳丽,王祖伟,张辉.模拟降水对碱性盐化土壤中镉的淋滤及形态变化的影响[J].生态环境学报,2010,19(8):1974-1978.

[19] 汪霞,南忠仁,武文飞.干旱区绿洲土壤中重金属的形态分布及生物有效性研究[J].生态环境学报,2010,19(7):1663-1667.

(下转第 109 页)