华南电子垃圾回收区农田土壤重金属污染及其化学形态分布

张朝阳^{1,2,3}, 彭平安^{1*}, 刘承帅², 宋建中¹, 毕新慧¹

1.中国科学院广州地球化学研究所,广东 广州 510640; 2.广东省生态环境与土壤研究所,广东 广州 510650; 3.中国科学院大学,北京 100049

摘要:广东清远龙塘镇作为电子垃圾回收地区,已从事电子垃圾处置超过 30 年,可能给当地的农田土壤带来了严重的风险。 为评价龙塘农田土壤中重金属污染程度,采集 28 个农田土壤样品,用于研究 As、Cd、Co、Cr、Cu、Hg、Ni、Pb、Sn、Zn 10 种重金属含量及其不同存在形态。结果表明,与中国食用农产品产地环境质量标准比较,大多数当地农田土壤已在不同 程度上受到重金属污染,85.7%的土壤样品中有一种或多种重金属的含量超过了相应的评价标准值。化学形态分析结果表明, 除 Hg 外,人为来源的其她重金属更多地进入了可迁移形态部分(弱酸可溶态+可还原态+可氧化态),从而具有更高的毒害 性和生物有效性,该电子垃圾处置区农田土壤已基本不适于食用农产品种植。大多数重金属在 0.05 或 0.01 水平上具有显著 的相关性,这表明龙塘镇土壤重金属污染主要来源于不受控制的电子垃圾回收活动。对中国或其他国家具有类似的粗放式电 子垃圾回收处置地区来说,有关龙塘镇农田土壤中重金属污染水平及其潜在的生物毒害性研究具有代表性意义。

关键词:农田土壤;电子垃圾;重金属污染;化学形态; BCR法

中图分类号: X131.3 文献标志码: A 文章编号: 1674-5906(2012)10-1742-07

引用格式:张朝阳,彭平安,刘承帅,宋建中,毕新慧.华南电子垃圾回收区农田土壤重金属污染及其化学形态分布[J].生态环境学报,2012,21(10):1742-1748.

ZHANG Chaoyang, PENG Pingan, LIU Chenshuai, SONG Jianzhong, BI Xinhui. Heavy metal contaminations and chemical speciation of farmland soils in an e-waste recycling town in South China [J]. Ecology and Environmental Sciences, 2012, 21(10): 1742-1748.

电子废物(也称电子垃圾)是指各类报废的电 子产品,包括电脑、复印机、电视机、移动电话、 玩具等,是由塑料、金属和其他材料制成的复杂混 合体^[1]。由于中国、印度、越南、菲律宾等发展中 国家劳动力低廉和对环境保护限制较宽松,发达国 家50%~80%的电子垃圾被运往这些地区进行回收 ^[2]。在过去30年中,中国工业取得了快速发展,不 仅自身是个电子垃圾制造大国,同时也是发达国家 电子垃圾的主要接收地。如具有代表性的美国回收 工业数据表明,80%的电子垃圾被出口到亚洲,而 其中的90%被运到中国进行回收和处置^[3]。

电子垃圾回收程序包括熔融电路板上的焊料, 以及简单原始的回收方法,如火烧融、酸洗等,在 家庭作坊中被普遍用来回收电子垃圾中有用的金 属,而大量塑料及其他部分则被焚烧掉或倾倒进田 地。在回收过程中,种种重金属通常并没有被适当 处理,而是直接释放进入当地的地表水体中,从而 成为毒害重金属或持久性毒害有机污染物的污染 源^[4]。因电子垃圾回收作坊排放灰尘的大气沉降和 用污染的地表水进行灌溉,其附近农田中积累了高 浓度的重金属,进而导致农产品存在污染风险^[5]。 正因为毒害重金属对环境和人体健康危害较大,很 多研究者对中国典型电子垃圾回收区的水体、人体 血液、大气、地表灰尘、沉积物及土壤中重金属进 行了污染研究,并对其生态毒性进行环境评价^[6-11]。

然而,前人的研究主要针对重金属总量。重金 属总量只能提供其对环境影响的初步信息,很少能 提供有关其在环境中的潜在迁移性或生物有效性 信息,重金属的潜在迁移性和生物有效性取决于其 在土壤中的不同形态^[12]。许多建立在Tessier连续提 取法[13]基础之上或由其改进而来的连续提取流程 被应用于重金属化学形态分析。但由于存在诸如提 取剂缺乏选择性和被提取物的再吸附等缺陷, Tessier法在土壤重金属研究中具有一定局限性^[14]。 改进的BCR法是欧盟统一的重金属形态提取方法, 带有系列标准参考物质,如BCR-601和BCR-701^[15],该法克服了其他提取方法的诸多缺陷,既 改善了方法的重现性,又便于国内外不同实验室之 间数据和结果的验证和比对。改进BCR法已被许多 学者应用于预测土壤中重金属的迁移能力[16-17]。但 对电子垃圾回收区土壤重金属,目前用BCR法对其 形态分布进行研究的不多, 仅有少数学者应用

基金项目: 国家自然科学基金项目(40801086); 广东省科学院分析测试基金项目(SF2008-54); 广州地区分析测试基金专题项目(201010) 作者简介: 张朝阳(1972年生), 男,高级工程师,博士研究生,主要从事光谱分析及相关研究。E-mail: zyzhang@soil.gd.cn *通信作者: 彭平安, E-mail: Pinganp@gig.ac.cn

收稿日期: 2012-08-12

Tessier法研究了电子垃圾处置区土壤和沉积物中重 金属化学形态^[10,18]。

清远龙塘镇,位于广东省北部山区,是与广东 汕头贵屿镇并列的中国电子垃圾回收主要地区^[9], 小作坊生产模式已经进行了大约30年^[19]。本文分析 龙塘镇电子垃圾拆解作坊周围28个农田土壤中重 金属(As、Cd、Co、Cr、Cu、Hg、Ni、Pb、Sn和 Zn)的含量,并以国家食用农产品产地环境质量标 准和背景值对其进行污染评价。另外,用改进BCR 法对其中15个样品的Cd、Cr、Cu、Hg、Cr、Pb和 Zn进行深入的化学形态研究,以评估该电子垃圾处 置区农田土壤重金属对环境的潜在影响及其生物 有效性。

1 材料与方法

1.1 样品采集和处理

2009年3月,耕作前,在电子垃圾回收作坊周 围的农田,用不锈钢铲采集表层土(0~15 cm)采集土 壤样品,聚乙烯袋封装(视地块大小每个样品由在 一定范围内采集的5个样品混合而成,同时记录采 样中心点经纬度及周围环境情况),共获得土壤样 品28个。样品在实验室室温风干后,研磨过2 mm 和0.149 mm 尼龙筛,分别用于 pH 和重金属分析(重 金属分析包括总量分析及连续提取化学形态分析), 所有过筛的样品分析前保存于干燥器中。

1.2 分析方法

1.2.1 重金属总量分析

称取过 0.149 mm 的土壤样品, 用 HNO3、HF 和HClO4混酸消解后,Cd、Co、Cr、Cu、Ni、Pb、 Sn 和 Zn 用电感耦合等离子体发射光谱仪 (ICP-AES, Leeman Labs PS 1000AT)进行测定。 按标准方法(NY/T 1121.10—2006, NY/T 1121.11-2006), 沸水浴条件下用王水(1+1)消解 样品后,于原子荧光光度计(AFS, LITTLE SWAN AFS-820)测定 Hg 和 As。pH 值按标准方法(NY/T 1121.2—2006) 用奥立龙 868 (Thermo Orion) 离子 计进行测定。所有玻璃和塑料器皿使用前,都在 $\rho(HNO_3)=100$ g/L 溶液中浸泡过夜,再分别用去离 子水和超纯水冲洗干净。关于分析测试质量控制, 每一批样品从消解到上机测试过程,同时带试剂空 白、平行样及标准质控样 GBW07430 (GSS-16)。 标准质控样中 As、Cd、Co、Cr、Cu、Hg、Ni、Pb、 Sn和Zn的平均回收率分别为87.9%、102%、98.1%、 84.5%、99.3%、92.0%、94.8%、88.6%、82.2%和 94.2%

1.2.2 重金属不同形态分析

为了研究该地区农田土壤中重金属的不同形态,改进 BCR 连续提取法^[15]被应用于分析农田土

壤中重金属 Cd、Cr、Cu、Hg、Ni、Pb 和 Zn 的化 学形态。改进 BCR 法是基于以下概念的一种操作 性定义流程:每一步中所选用的提取剂,倾向于将 与某种特定土壤矿物相结合在一起的金属元素释 放出来^[20]。该提取流程将重金属分为连续的4种化 学形态:(1) 弱酸可溶态(目标相:可交换态及碳 酸盐结合态金属);(2)可还原态(目标相:铁锰 氧化物结合态金属);(3)可氧化态(目标相:有 机质和硫化物结合态金属);(4)残余态,包括硅 酸盐结合态金属等。提取液中 Cr、Cu、Ni、Pb 和 Zn 的浓度通过 ICP-AES 测定, Hg 用 AFS 测定, Cd用GFAAS测定。用欧盟标准物质BCR-701对 提取流程及分析过程进行质量控制, BCR-701标准 物质中 Cd、Cr、Cu、Ni、Pb 和 Zn 的测定值与标 准物质证书上给出的参比值相一致。其余质量控制 措施同重金属总量测试过程。

1.3 统计分析

利用SPSS 13.0统计软件进行相关性分析, 通过 计算Pearson简单相关系数来分析变量间线性相关 性的强弱。

2 结果和讨论

2.1 农田土壤重金属的质量分数及污染评价

28 个农田土壤 (pH 值:4.15~6.38) 中10种重金 属(As、Cd、Co、Cr、Cu、Hg、Ni、Pb、Sn 和 Zn) 的质量分数如图 1 所示。为了评估所研究土壤受重 金属污染程度及进行农业生产的安全性,将其测定 值分别和广东省土壤背景值^[21]及中国食用农产品 产地环境质量二级标准^[22]进行比较。由于农产品产 地环境质量标准中没有 Co 和 Sn,因此在本研究中, 仅和背景值进行比较。

由图 1 可知,几乎所有样品重金属的测定值都 高于背景值,这表明龙塘镇农田土壤已经受到电子 垃圾回收的污染影响。Cd 和 Hg 测定值在所有 28 个土壤样品中都高于背景值,Cu、Zn 和 Ni 仅有 1 个样品的测定值低于背景值,而 Pb、Cr、Sn、As 和 Co 也仅分别有 2、5、7、8、9 个样品的测定值 低于背景值。中国土壤元素背景值^[22]调查在 1986—1990年间完成,而龙塘镇的电子垃圾回收活 动始于 20 世纪 70 年代末。这或许表明,越来越多 的电子垃圾回收活动,已经对当地农田土壤造成较 严重污染。

然而6号样品似乎并未受到电子垃圾回收活动 影响,Cu、Zn、Cr、Pb、As、Sn和Co的测定值均 低于背景值,这可能是因为6号样品采集点远离电 子垃圾集中处置区(超过5km)且处于一大片农田 的中心位置。这或可进一步证实,其他样品采集点 土壤重金属主要来源于电子垃圾回收活动。虽然有

金属污染,如4、11和28号样品,10种重金属的

测定值均大于背景值,且绝大多数重金属的值甚至 超过国家食用农产品产地环境质量二级标准,表明

这些土壤已经受到严重污染。

些样品采集点周围没有特定污染源,如17~22号样品,但大多数重金属浓度仍然高于相应背景值,这极有可能是受污染地表水和作坊飞尘的影响。而在靠近电子垃圾回收作坊附件的土壤,则明显受到重



通过对 28 个农田土壤分析,在该电子垃圾回 收区,Cd是10种重金属中最普遍的污染重金属, 71.4% (20个)的土壤样品中Cd的测定值超过标准 值,4号和11号样品的值甚至超标达8.9倍。其次 为Cu、Pb、Hg、Ni,超标率分别为57.1%、46.4%、 35.7%、32.1%。至于Zn和As,仅有14.3%(4个) 样品的值超标。即使Cr在大多数土壤样品中的测 定值均要高于背景值35.6 mg/kg,但对于农业生产 来说其基本上是安全的,因其测定值要远远低于食 用农产品产地环境质量二级标准值(150 mg/kg)。如 图1所示,11号样品中w(Cu)、w(Cd)和w(Pb)的值 分别高达2903、2.97、556 mg/kg,分别超标57、



8.9 和 6.0 倍,这可能主要是因为受到附近拆解作坊 所排放的酸洗废水的严重污染。总体而言,28 个农 田土壤样品中,85.7% (24 个)的土壤样品有一种或 多种重金属含量超标,这也许表明该电子垃圾回收 区农田土壤已基本不适合农作物生产。

2.2 农田土壤重金属化学形态及其生物有效性

为了研究农田土壤中重金属潜在毒性和生物 有效性,采用改进 BCR 连续提取法,分析挑选的 15个土壤样品中7种重金属元素(Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb和Zn)的化学形态,其形态分布如图2所示。由 于6号样品中重金属的测定值基本保持在背景值水 平,因此可将其作为土壤对照样。总体而言,另14 个土壤样品中除 Hg 外,其他 6 种重金属比 6 号对 照样具有更高比例的活性形态(弱酸提取态+可还 原态+可氧化态),特别是 11 号样品,其在所有研 究土壤样品中污染最为严重,其 Cd、Cr、Cu、Ni、 Pb 和 Zn 的活性形态(非残渣态之和)分别占总量 的 85.5%、28.4%、74.5%、48.9%、74.9%和 63.3%, 远高于 6 号样品的 48.0%、6.5%、54.8%、9.8%、 31.1%和 26.5%。绝大多数样品比对照样具有更高的 活性形态表明,人为源排放造成了当地农田土壤污 染^[17],更多的污染物进入了非残渣态中,从而具有 更大的潜在环境危害,电子垃圾回收活动中的不适 当处置是毒害重金属的主要来源。

由图 2 中 7 种重金属形态分布可知,绝大多数 Hg 以残渣态存在(96.3%~99.6%),表明在这一地区, Hg 对于农产品来说生物活性和毒性极低。Cd 在各 提取过程中均有释放,但大多数样品中最高活性形 态含量(弱酸提取态)最大,平均占总量的 46.2%, 表明其具有高生物有效性和毒性,这与国内外有关 学者的研究相似^[23-24]。相反的是,Cr 和 Ni 主要以 残渣态存在,其在总量中的平均百分比分别为 82.2% 和 70.1%,在土壤中很难释放和被植物利用。而大 约有半数的 Zn 存在于残渣态中。至于 Cu,除弱酸 可溶态较小外(η_{平均}=14%),其余形态没有明显差 异,可还原态、可氧化态、残渣态分别占总量的 26.2%、28.3%和 31.5%。42.4%的 Pb 存在于残渣 态中,仅有少部分为弱酸可溶态(5.24%)。值得注 意的是,较大部分 Pb(38.8%)和 Fe-Mn 氧化物结合 在一起(可还原态),在还原环境中,很容易被释 放出来,从而对植物产生毒害作用^[25-26]。

2.3 土壤重金属相关性

电子垃圾品种多样,主要包括电脑、移动电话、 电视及其组件,如电路板等。同类电子垃圾通常包 含相同的一种或多种重金属,例如,印刷电路板主 要含有 Hg、Pb 和 Cu 三种重金属^[27]。因此,研究 不同重金属之间相关性能够提供重要污染源信息。 本文对 28 个农田土壤样品中 10 种重金属相关关系 进行研究(见表1)。从表1可知,Cu、Zn、Cr、 Ni、Pb 和 Cd 六种重金属相互之间在 0.01 或 0.05 水平上具有明显相关性, 表明龙塘镇主要重金属来 源具有同源性。在 0.01 水平上, Sn 与 Cu、Zn、Ni、 Pb 和 Cd 也具有相关性。然而, Hg 仅与 Cd 在 0.01 水平及 Pb、Zn 在 0.05 水平上有相关性, 表明 Hg 不仅仅来源于电子垃圾。Hg 形态分析也表明,和 其他重金属明显不同,绝大部分的 Hg 存在于残渣 态,这更加表明当地 Hg 污染还有电子垃圾之外的 其他来源。另外, Co、As 和 Cr 相互之间在 0.01 水 平上也具有明显相关性。所研究的 10 种重金属大 多数具有良好相关性,表明其来源较单一,即当地 电子垃圾不适当的回收活动。

3 结论

N correlation analysis between the beauty metals in the sails (N-28)

不适当的电子垃圾回收活动使其成为当地农 田土壤重金属污染的来源。在龙塘镇,农田土壤已

		Cu	Zn	Cr	Ni	Pb	Cd	Hg	As	Sn
Cu	Pearson Correlation									
	Sig. (2-tailed)									
Zn	Pearson Correlation	0.676(**)								
	Sig. (2-tailed)	0.000								
Cr	Pearson Correlation	0.379(*)	0.570(**)							
	Sig. (2-tailed)	0.046	0.002							
Ni	Pearson Correlation	0.646(**)	0.616(**)	0.484(**)						
	Sig. (2-tailed)	0.000	0.000	0.009						
Pb	Pearson Correlation	0.789(**)	0.967(**)	0.545(**)	0.623(**)					
	Sig. (2-tailed)	0.000	0.000	0.003	0.000					
Cd	Pearson Correlation	0.677(**)	0.827(**)	0.455(*)	0.516(**)	0.844(**)				
	Sig. (2-tailed)	0.000	0.000	0.015	0.005	0.000				
Hg	Pearson Correlation	0.336	0.425(*)	0.003	0.155	0.381(*)	0.542(**)			
	Sig. (2-tailed)	0.081	0.024	0.987	0.430	0.045	0.003			
As	Pearson Correlation	0.263	0.251	0.659(**)	0.471(*)	0.252	0.275	0.008		
	Sig. (2-tailed)	0.176	0.198	0.000	0.011	0.197	0.156	0.969		
Sn	Pearson Correlation	0.974(**)	0.530(**)	0.278	0.612(**)	0.663(**)	0.527(**)	0.251	0.238	
	Sig. (2-tailed)	0.000	0.004	0.152	0.001	0.000	0.004	0.197	0.223	
Со	Pearson Correlation	0.203	0.262	0.540(**)	0.537(**)	0.232	0.164	-0.119	0.520(**)	0.182
	Sig (2-tailed)	0.300	0.179	0.003	0.003	0.234	0 404	0.547	0.005	0.354

表 1 土壤重金属线性回归分析参数(N=28)

** Correlation is significant at the 0.01 level (2-tailed); * Correlation is significant at the 0.05 level (2-tailed).

被 Cd、Cu、Pb 和 Hg 严重污染,Ni、As 和 Zn 次 之。总体来说,85.7%的土壤样品至少有一种或更 多种重金属含量超过国家食用农产品产地环境质 量二级标准值,已经不适合进行农作物种植。除了 Hg,人为来源的其他重金属更多地进入了可迁移形 态部分(弱酸可溶态+可还原态+可氧化态),从而 具有更高的毒害性和生物有效性,该电子垃圾处置 区农田土壤已基本不适于食用农产品种植。大多数 重金属在 0.05 或 0.01 水平上具有显著的相关性, 这表明龙塘镇土壤重金属污染主要来源于不受控 制的电子垃圾回收活动。

参考文献:

- WONG, M H, WU S C, DENG W J, et al. Export of toxic chemicals-A review of the case of uncontrolled electronic-waste recycling[J]. Environmental Pollution, 2007, 149:131-140.
- [2] HICKS C, DIETMAR R, EUGSTER M. The recycling and disposal of electrical and electronic waste in China: legislative and market responses[J]. Environmental Impact Assessment Review, 2005, 25:459-471.
- [3] SEPÚLVEDA A, SCHLUEP M, RENAUD F G, et al. A review of the environmental fate and effects of hazardous substances released from electrical and electronic equipments during recycling: Examples from China and India[J]. Environmental Impact Assessment Review, 2010, 30:28-41.
- [4] CUI J R, FORSSBERG E. Mechanical recycling of waste electric and electronic equipment: a review[J]. Journal of Hazardous Materials, 2003, B99:243-263.
- [5] DONG D, ZHAO X, HUA X, et al. Investigation of the potential mobility of Pb, Cd and Cr(VI) from moderately contaminated farmland soil to groundwater in Northeast, China[J]. Journal of Hazardous Materials, 2009, 162:1261-1268.
- [6] WONG C S C, DUZGOREN-AYDIN N S, AYDIN, et al. Evidence of excessive releases of metals from primitive e-waste processing in Guiyu, China[J]. Environmental Pollution, 2007, 148: 62-72.
- [7] HUO X, PENG L, XU X, et al. Elevated blood lead levels of children in Guiyu, an electronic waste recycling town in China[J]. Environmental Health Perspectives, 2007, 115:1113-1117.
- [8] DENG W J, LOUIE P K, LIU W K, et al. Atmospheric levels and cytotoxicity of PAHs and heavy metals in TSP and PM2.5 at an electronic waste recycling site in southeast China[J]. Atmospheric Environment, 2006, 40:6945-6955.
- [9] LEUNG O W, DUZGOREN-AYDIN N S, CHEUNG K C, et al. Heavy metals concentrations of surface dust from e-waste recycling and its human health implications in Southeast China[J]. Environmental Science Technology, 2008, 42: 2674-2680.
- [10] WONG C S C, WU S C, DUZGOREN-AYDIN N S, et al. Trace metal contamination of sediments in an e-waste processing village in China [J]. Environmental Pollution, 2007, 145: 434-442.
- [11] TANG X J, SHEN C F, SHI D Z, et al. Heavy metal and persistent organic compound contamination in soil from Wenling: an emerging e-waste recycling city in Taizhou area, China[J]. Journal of Hazardous Materials, 2010, 173: 653-660.

- [12] VIOLANTE A, COZZOLINO V, PERELOMOV L, et al. Mobility and bioavailability of heavy metals and metalloids in soil environments[J]. Journal of Soil Science Plant Nutrition, 2010, 10: 268-292.
- [13] TESSIER A, CAMPBELL P G C, BISSON M. Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals[J]. Analytical Chemistry, 1979, 51: 844-851.
- [14] DAVIDSON C M, FERREIRA P C S, URE A M. Some sources of variability in application of the three-stage sequential extraction procedure recommended by BCR to industrially contaminated soil[J]. Fresenius Journal of Analytical Chemistry, 1999, 363: 446-451.
- [15] RAURET G, LÓPEZ-SÁNCHEZ J F, LÚCK D, et al. The certification of the extractable contents (mass fractions) of Cd, Cr, Cu, Ni, Pb and Zn in freshwater sediment following a sequential extraction procedure [R]. EUR 19775 EN, 2001:1-77.
- [16] TOKALIOGLU S, KARTAL S, GUELTEKIN A. Investigation of heavy-metal uptake by vegetables growing in contaminated soils using the modified BCR sequential extraction method[J]. International Journal of Environment Analytical Chemistry, 2006, 86: 417-430.
- [17] PUEYO M, MATEU J, RIGOL A, et al. Use of the modified BCR three-step sequential extraction procedure for the study of trace element dynamics in contaminated soils[J]. Environmental Pollution, 2008, 152: 330-341.
- [18] ZHANG J H, MIN H. Eco-toxicity and metal contamination of paddy soil in an e-wastes recycling areaJ]. Journal of Hazardous Materials, 2009, 165: 744-750.
- [19] LUO Y, LUO X J, LIN Z, et al. Polybrominated diphenyl ethers in road and farmland soils from an e-waste recycling region in Southern China: Concentrations, source profiles, and potential dispersion and deposition[J]. Science of the Total Environment, 2009, 407: 1105-1113.
- [20] RAURET G, LÓPEZ-SÁNCHEZ J F, SAHUQUILLO A, et al. Application of a modified BCR sequential extraction (three-step) procedure for the determination of extractable trace metal contents in a sewage sludge amended soil reference material (CRM 483), complemented by a three-year stability study of acetic acid and EDTA extractable metal content[J]. Journal of Environmental Monitoring, 2000, 2: 228-233.
- [21] 国家环境保护局.中国土壤元素背景值[M]. 北京:中国环境科学出版社,1990:1-501.
- [22] 国家环境保护总局. HJ 332—2006 食用农产品产地环境质量评价 标准[S]. 北京:中国环境科学出版社, 2006.
- [23] LI X D, THORNTON I. Chemical partitioning of trace and major elements in soils contaminated by mining and smelting activities[J]. Applied Geochemistry, 2001, 16: 1693-1706.
- [24] KAASALAINEN M, YLI-HALLA M. Use of sequential extraction to assess metal partitioning in soils[J]. Environmental Pollution, 2003, 126: 225-233.
- [25] CHLOPECKA A, BACON J R, WILSON M J, et al. Forms of cadmium, lead, and zinc in contaminated soils from southwest Poland [J]. Journal of Environmental Quality, 1996, 25: 69-79.
- [26] WONG S C, LI X D, ZHANG G, et al. Heavy metals in agricultural soils of the Pearl River Delta, South China[J]. Environmental Pollution, 2002, 119: 33-44.
- [27] ROBINSON B H. E-waste: an assessment of global production and environmental impacts[J]. Science of the Total Environment, 2009, 408: 183-191.

Heavy metal contaminations and chemical speciation of farmland soils in an e-waste recycling town in South China

ZHANG Chaoyang^{1,2}, PENG Pingan^{2*}, LIU Chenshuai¹, SONG Jianzhong², BI Xinhui²

1. Guangdong Institute of Eco-Environmental and Soil Sciences, Guangzhou 510650, China;

2. Guangzhou Institute of Geochemistry, Chinese Academy of Sciences, Guangzhou 510640, China

Abstract: The recycling of electronic-waste (e-waste) in Longtang, China, a town intensively involved in e-waste processing for more than 30 years, may present a significant farmland soil risk. To evaluate the extent of heavy metal concentrations in farmland soils in Longtang, 28 farmland soil samples were taken for 10 heavy metals (As, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Sn and Zn) contamination and different existing forms study. It was found that most farmland soils in Longtang were contaminated to various extents by heavy metals when referred to Chinese farmland environmental quality evaluation standards for edible agricultural products. 85.7% of the soil samples contained one or more kinds of heavy metals with higher concentrations than the corresponding standard values. The chemical partitioning results suggested that except of Hg, more of the other anthropogenic heavy metals into the mobile fractions (acid exchangeable + reducible + oxidisable) and were high toxic and bioavailability in the farmland soils, and the farmland soils were not suitable for edible food plant in this e-waste recycling area. Most of the heavy metals were correlated well with each other at the 0.05 or 0.01 levels, which indicated the single source of the heavy metal contamination from uncontrolled e-waste recycling activities in Longtang town. The heavy metal contamination levels and the potential toxicity for crops plant in Longtang may serve as a representative study for other e-waste recycling sites in China or other countries involved in similar crude recycling activities.

Key words: farmland soil; E-waste; heavy metal contamination; chemical speciation; BCR method