

废旧阴极射线管(CRT)显示器玻壳进入土壤后铅的释放及转化

王喆, 刘少卿, 陈晓民, 李艳霞, 何孟常, 林春野*

(北京师范大学环境学院, 水环境模拟与污染控制国家重点联合实验室, 北京 100875)

摘要:通过室内模拟试验, 采用土壤连续提取法, 探究废旧 CRT 显示器玻壳进入土壤环境后铅的释放及迁移转化过程. 结果表明, 土壤原始 Pb 总含量为 28.4 mg/kg; 按 1:20 的玻壳/土壤质量比加入玻壳后土壤中 Pb 总含量为 8 634.4 mg/kg, 其中, 溶解态和可交换态 Pb(EXC-Pb)的含量为 0.20~0.98 mg/kg, 与碳酸盐结合的 Pb(CARB-Pb)为 20.1~103.6 mg/kg, 与铁锰氧化物结合的 Pb(RO-Pb)为 26.7~54.3 mg/kg. 上述 3 种形态 Pb 的总和为 48.6~155.2 mg/kg. 在 EXC 提取步骤中, 直接从玻璃颗粒表面溶解的 Pb 含量为 (0.038 ± 0.025) mg/kg; 而在 CARB 和 RO 提取步骤中, 直接从玻璃颗粒表面溶解的 Pb 含量为 (7.55 ± 3.13) mg/kg. 因此, CRT 显示器玻壳进入土壤后, 玻壳中的 Pb 释放并主要与土壤中 CARB 和 RO 矿物结合. 加酸处理使土壤原位测定的 pH 值从 8.0~8.3 降低到 7.1~7.5, 但对土壤中 Pb 的形态没有产生显著影响. 废旧 CRT 玻壳颗粒中的 Pb 向 CARB、RO、EXC 形态释放速率分别为 $21.1/t$ 、 $3.8/t$ 、 $0.15/t$ $\text{mg} \cdot (\text{kg} \cdot \text{d})^{-1}$ (t 为处理时间, 单位为 d). 当土壤 pH 或 Eh 值降低时, 与 CARB 或 RO 结合的 Pb 可能转变为溶解与可交换态. 因此, CRT 玻壳颗粒进入土壤后 Pb 的释放会导致潜在的环境风险.

关键词:铅; CRT 显示器玻壳; 释放; 土壤; 连续分级提取; 形态

中图分类号: X131.3 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2009)06-1855-05

Release and Transform of Lead from the Glass of Cathode Ray Tube (CRT) Following Its Entrance in the Soil

WANG Zhe, LIU Shao-qing, CHEN Xiao-min, LI Yan-xia, HE Meng-chang, LIN Chun-ye

(State Key Joint Laboratory of Environmental Simulation and Pollution Control, School of Environment, Beijing Normal University, Beijing 100875, China)

Abstract: The objective of this study was to investigate the release and transform Pb from the CRT glass following its entrance into the soil environment. A long-term incubation of soil mixed with CRT glass particles and sequential selective dissolution technology were used. Results indicated that the addition of CRT glass particle to the soil led to the increase in the total concentration of Pb in the soil from 28.4 mg/kg to 8 634.4 mg/kg. In details, the concentrations of Pb in the soluble and exchangeable form (EXC-Pb) and bound to the carbonate minerals (CARB-Pb) and manganese and iron oxides (RO-Pb) were 0.20-0.98 mg/kg, 20.1-103.6 mg/kg, and 26.7-54.3 mg/kg, respectively. The sum of these three fractions of Pb was 48.6-155.2 mg/kg. In the EXC, CARB, and RO dissolution steps, the concentrations of Pb directly released from the surface of the CRT glass particles were only (0.038 ± 0.025) , (7.55 ± 3.13) , (7.55 ± 3.13) mg/kg, respectively. Hence, the released Pb from the CRT glass was mostly bound to the carbonate minerals and manganese and iron oxides in the soil. The decrease of pH from 8.0-8.3 to 7.1-7.5 did not significantly affect the chemical forms of Pb in the soil. The release rates of Pb from the CRT glass to the EXC, CARB, and RO forms were $0.15/t$, $21.1/t$, and $3.8/t$ $\text{mg} \cdot (\text{kg} \cdot \text{d})^{-1}$, respectively (t is incubation time in unit of d). The CARB-Pb or RO-Pb might transform to EXC-Pb when pH or Eh of soil decreases, thus entrance of CRT glass particles in the soil environment may pose an ecological risk.

Key words: Pb; CRT glass; release; soil; sequential exaction; speciation

作为电视机、计算机、示波器等电子电器设备的核心显示部件, CRT(cathode ray tube)显示器得到广泛应用^[1]. 随着平板电视(FPD)和液晶显示器(LCD)的迅速普及, 大量 CRT 显示器开始进入报废阶段, 成为电子废弃物中的重要部分. 据估算目前每年约有 500 万台电脑、上千万部手机被淘汰^[2]. CRT 显示器中含有多种有毒有害物质, 特别是 CRT 玻壳中含有较高的铅^[3], 一台 17 英寸彩色显示器的铅含量为 1.63 kg, 其中锥玻璃的铅含量占总量的 77%^[4].

由于缺乏社会化的回收体系和渠道, 导致大量电子废弃物未能得到分类回收和集中处理, 家庭式的手工作坊成为废旧家电回收处理的主要方式^[2,5]. 其通常采用焚烧、破碎、浓酸浸泡等十分简单、原始的

收稿日期: 2008-08-24; 修订日期: 2008-09-16

基金项目: “十一五”国家科技支撑计划重大项目(2006BAJ05A08); 国家自然科学基金项目(40671002); 北京师范大学本科生科学研究基金项目

作者简介: 王喆(1985~), 男, 主要研究方向为环境污染控制, E-mail: michael@mail.bnu.edu.cn

* 通讯联系人, E-mail: c.lin@bnu.edu.cn

手段提取重金属,对于难以回收利用的废渣等往往随意堆放或随处抛弃^[1],不仅造成铅资源的浪费,而且对周围环境产生污染.

国内外对废旧 CRT 显示器玻壳中铅环境风险的研究主要集中在铅的溶液浸出毒性. Townsend 等^[6]按照美国环保局毒性浸出程序 (toxicity characteristic leaching procedure, TCLP) 对一些类型 CRT 显示器进行了铅浸出实验,表明大部分彩色 CRT 玻壳中铅的浸出浓度超过了 5 mg/L (美国环保局标准). 李金惠等^[1]采用了我国的浸出方法——水平振荡法 (GB 5086.2-1997) 对彩色 CRT 和黑白 CRT 玻壳样品进行了铅浸出实验,探讨了粒径和浸取液 pH 值对铅元素浸出的影响. 少数研究探讨了无铅焊料合金中重金属浸出行为、垃圾渗滤液对土壤铅溶出影响和铅酸电池系统铅流分析^[7~9]. 一般来说,毒性浸出实验只是模拟了垃圾填埋场中最有利于废旧物中有毒物质向外迁移的环境^[10],并不能反映 CRT 玻壳进入土壤环境后 Pb 的释放及迁移转化.

另一方面,土壤中重金属的生物毒性不仅与其总含量有关,更大程度上取决于其形态分布. 不同的形态产生不同的环境效应,直接影响重金属的毒性、迁移及在自然界的循环^[11,12]. 本研究通过室内模拟实验,采用土壤连续提取法探究废旧 CRT 显示器玻壳进入土壤环境后 Pb 的释放和迁移转化,以期为处置废旧 CRT 玻壳提供理论依据.

1 材料与方法

1.1 土壤样品采集、处理及其性质

试验土壤采集于北京师范大学校园内,为棕壤,采样深度为 0~2 m. 土壤自然风干后,用木棒碾碎,过 20 目 (0.9 mm) 的不锈钢筛备用.

1.2 废旧 CRT 显示器

试验采用的阴极射线管显示器取自海信 TC 系列 29 英寸彩色电视机,出厂时间约为 2001 年. 使用

螺丝刀、铁锤等钢质工具将其玻壳的锥形玻璃部分取出并进行破碎,将所得的颗粒混匀,颗粒粒径大多在 1 mm 左右.

1.3 室内模拟试验

于 2007 年 7 月 12 日分别向 4 个聚乙烯塑料盆里放入 2 kg 经过预处理的土壤,同时向每个塑料盆中各加入 100 g 混匀的玻壳颗粒,将土壤与玻壳颗粒搅拌均匀. 向其中 2 盆中各加入 700 mL 0.1 mol/L 的盐酸溶液,标记为 T1-A 和 T1-B;向其余 2 盆中各加入 700 mL 的蒸馏水,标记为 T2-A 和 T2-B. 用塑料薄膜将 4 个盆包住,放置于约 20℃ 的实验室内,定时补充蒸馏水,使土壤的含水量始终保持在田间持水量左右. 2007 年 7 月 23 至 2008 年 2 月 27 日间,每隔 1 个月左右时间从塑料盆中采集约 10 g 土壤样品,同时把 pH 电极直接插入塑料盆土壤中测定 pH 值. 土壤样品风干、研磨过 100 目不锈钢筛后进行土壤连续提取试验.

1.4 土壤连续分步提取试验

连续分步提取法的步骤见表 1^[13]. 称取 1 g 土样,放入 50 mL 聚碳酸酯离心管中,加入 25 mL 1 mol/L NH_4NO_3 溶液,振荡 30 min, 3 500 r/min 离心 15 min,上清液经 0.45 μm 滤膜过滤后供测试. 然后加入 25 mL 1 mol/L $\text{CH}_3\text{COONa}-\text{CH}_3\text{COOH}$ 缓冲液于离心管中,振荡 6 h,重复离心、过滤程序,滤液供测试用. 最后加入 0.04 mol/L $\text{NH}_2\text{OH}\cdot\text{HCl}-25\% \text{CH}_3\text{COOH}$ 溶液 25 mL 于离心管中,水浴加热 3 h,重复离心、过滤程序,滤液供测试用.

连续提取试验中所采用的提取试剂可能溶解土壤中玻壳颗粒表面的铅,因此,本研究采用蒸馏水和 $\text{CH}_3\text{COONa}-\text{CH}_3\text{COOH}$ 缓冲溶液直接提取玻壳颗粒中的 Pb. 具体步骤为:将 1 g 玻壳颗粒加入 10 mL 水或 $\text{CH}_3\text{COONa}-\text{CH}_3\text{COOH}$ 缓冲溶液中,振荡 8 h,上清液经 0.45 μm 滤膜过滤,测定其中 Pb 的浓度.

表 1 连续分步提取法试验步骤^[13]

Table 1 Steps of sequential selective extraction procedure

步骤	符号	溶解成分	使用试剂	pH	土水比/g·mL ⁻¹	温度/℃	时间/h
1	EXC	溶解态和可交换态	1 mol/L HN_4NO_3	7	1:25	25	0.5
2	CARB	碳酸盐态	1 mol/L $\text{CH}_3\text{COONa}-\text{CH}_3\text{COOH}$	5	1:25	25	6
3	RO	可还原的氧化物态	0.04 mol/L $\text{NH}_2\text{OH}\cdot\text{HCl} + 25\% \text{CH}_3\text{COOH}$	2	1:25	90	3

1.5 分析测定方法

采用 $\text{HNO}_3-\text{HClO}_4-\text{HF}$ 高温溶解玻壳颗粒和土壤样品^[14],采用 ICP-MS (X Series II 型,美国热电公司)测定消解溶液中 Pb 的含量,采用 ICP-OES (IRIS

Instrepid II 型,美国热电公司)测定土壤消解溶液中 Fe、Al、Mn、Ca、Mg、K、Na 的含量. 采用全自动 X 射线荧光光谱仪 (XRF) 测定土壤样品中 Si 的含量. 连续分步提取溶液中 Pb、Ca、Fe 含量的测定与上述相同.

1.6 质量控制

采用土壤标样(GSS1)检验土壤样品消解的回收率,测定的各元素的回收率在-3.87%~6.36%之间,其中Pb的回收率为-0.61%(表2)。根据表2中

样品平行消解(S1和S2)和平行测定(A1和A2)的数据,计算得到土壤样品平行消解元素的变异系数为0.00%~7.38%,其中Pb的变异系数为7.38%。仪器平行测定元素的变异系数为0.00%~1.46%,其

表2 标准土壤(GSS1)测定各种元素的回收率和实验土壤处理前后各种元素的含量/mg·kg⁻¹

元素	标样(GSS1)			样品(S1)			样品(S2)			平均值	
	标准值	测定值	回收率/%	处理前	处理后 A1	处理后 A2	处理前	处理后 A1	处理后 A2	处理前	处理后
Pb	98.0	97.4	-0.61	28.3	9 178.5	8 991.0	28.4	8 236.2	8 132.0	28.4	8 634.4
Mn	1 760	1 711	-2.81		473	473		468	478		473
Si	292 133	288 493	-1.25		261 147	256 993		260 960	259 887		259 747
Al	75 071	74 171	-1.20		58 182	58 129		58 394	58 394		58 275
Fe	36 330	38 640	6.36	28 133	26 040	26 040	28 478	25 830	25 970	28 306	25 970
Mg	10 860	10 440	-3.87		15 300	15 600		15 420	15 480		15 450
Ca	12 286	12 093	-1.57	44 467	48 514	48 200	41 201	49 186	49 150	42 834	48 763
Na	12 316	12 613	2.41		13 518	13 436		13 503	13 422		13 470
K	21 491	21 732	1.12		19 898	19 948		19 907	19 915		19 917

中Pb的变异系数为1.18%。

2 结果与讨论

2.1 土壤样品地球化学特性

处理后(添加CRT玻壳颗粒)实验土壤中Al、Fe、Mn、Mg、Ca、Na、K的含量分别为58 275、25 970、473、15 450、48 763、13 470、19 917 mg/kg。处理前实验土壤中Fe和Ca的含量分别为28 306 mg/kg和42 832 mg/kg(表2)。处理前后Fe含量略有降低,而Ca的含量升高,表明CRT玻壳中可能含有一定数量的Ca。连续提取过程提取的Ca含量为(29 848 ± 3 500) mg/kg (n = 28),这部分Ca主要为以碳酸盐矿物形式存在的Ca,占处理前土壤总Ca的70%。连续提取程序提取的可还原溶解的Fe含量为(642 ± 77) mg/kg (n = 28),仅为处理前土壤总Fe含量的2.3%。由于土壤碳酸盐含量较高,其可能为实验土壤中Pb的主要吸附界面。另一方面,虽然可还原溶解的Fe的含量较低,但这部分Fe的氧化物具有很

强的活性或反应性;因此,也可能吸附大量的Pb。添加CRT玻壳颗粒导致实验土壤中总Pb的含量从28.4 mg/kg增加到8 634.3 mg/kg。

2.2 实验土壤处理前后pH值变化

未用盐酸处理的土壤(原始土壤)原位测定的pH值为8.0~8.3,土壤悬浊液(1 g土壤:10 mL水)的pH值为9.0~9.3。用盐酸处理后,土壤原位测定的pH值为7.1~7.4,土壤悬浊液的pH值为8.2~8.7。由于水的稀释,土壤悬浊液的pH值通常比原位测定的土壤pH值高0.2~0.5单位^[15]。加酸处理导致土壤pH值显著下降。土壤pH值未随土壤培养(处理)时间的增加发生明显变化(图1)。

2.3 CRT玻壳颗粒中Pb的释放和转化

CRT玻壳颗粒加入土壤后,其含有的Pb逐渐向土壤释放,导致土壤中EXC、CARB和RO结合态的Pb随时间呈现出逐渐升高的趋势(图2)。

可交换态重金属是指非专性吸附土壤胶体表面上的金属,生物可用性高,是引起土壤重金属污染和

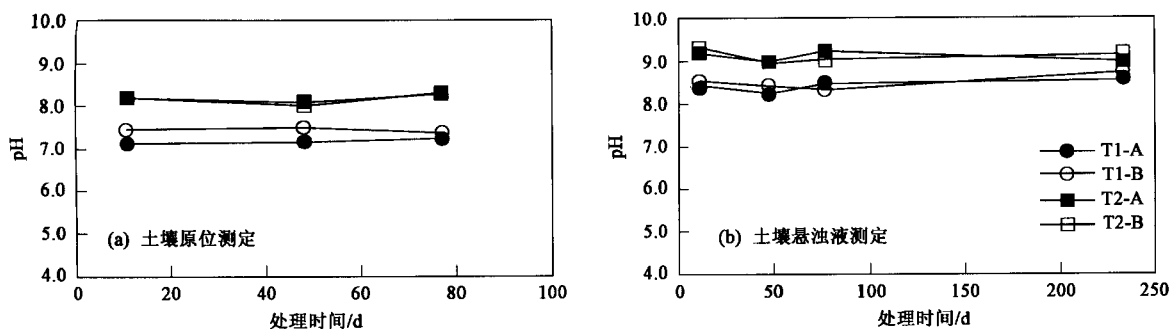
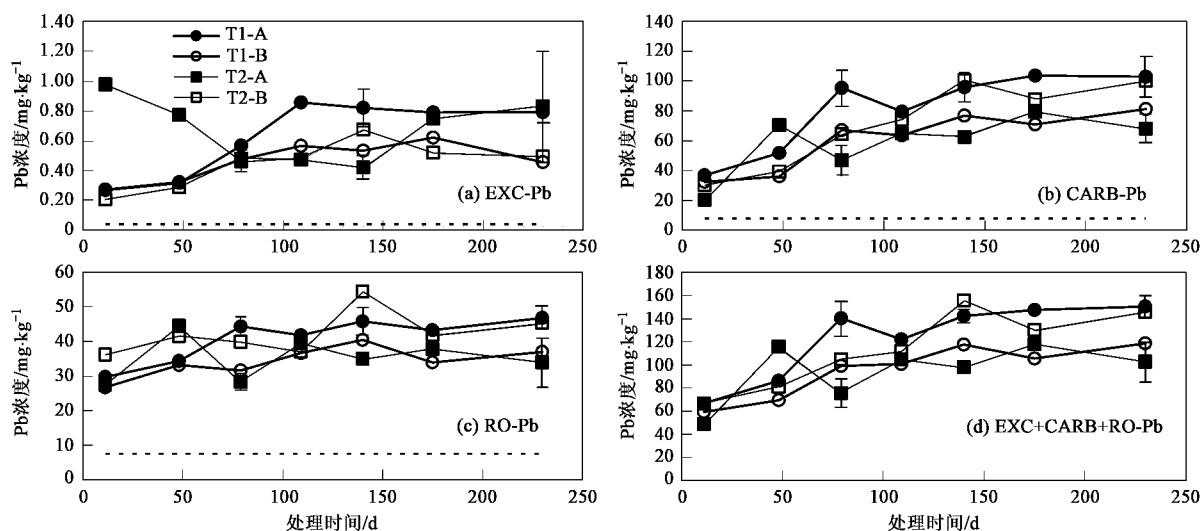


图1 土壤原位测定的pH值和土壤悬浊液(1 g土壤:10 mL水)pH值随土壤处理(培养)时间的变化

Fig.1 Variation of pH in the soils with treatment time measured by in-situ method and soil suspension (1 g soil to 10 mL water) method



图中水平虚线代表可能从 CRT 玻壳颗粒表面直接溶解的 Pb; T1 和 T2 代表土壤加酸和未加酸处理; A 和 B 代表每种处理的 2 个平行实验

图 2 溶解与可交换态 Pb(a)、与碳酸盐结合的 Pb(b)、与铁锰氧化物结合的 Pb(c) 及 3 种形态 Pb 的总和(d) 随处理时间的变化

Fig. 2 Variation of Pb content in the EXC, CARB, and RO fractions as well as their sum of the soil with treatment time

危害生物体的主要给源. 由图2(a)表明, 处理时间从 10 ~ 110 d 土壤中溶解与可交换态铅浓度总体上从 0.2 mg/kg 逐渐升高到 0.4 ~ 0.8 mg/kg, 之后基本稳定在此浓度范围内. 处理 1 (T1-A) 前 2 个点的浓度较高, 其原因不十分清楚, 可能由于土壤的异质性及提取步骤和分析过程的误差. 尽管加酸处理 (T1) 降低了土壤的 pH 值, 但是土壤仍偏碱性; 因此, 没有明显增加土壤中溶解态和可交换态的含量.

碳酸盐结合态 Pb 是吸附在碳酸盐矿物表面, 或者在碳酸盐表面形成沉淀或共沉淀的 Pb. 当土壤 pH 值降低时, 与碳酸盐结合的 Pb 可释放出来, 被植物或土壤生物利用, 或迁移到地下或地表水体. 处理时间从 10 ~ 230 d, 碳酸盐结合态的 Pb 含量从 20 ~ 36 mg/kg 逐渐升高到 70 ~ 100 mg/kg [图2(b)]. 并且开始升高的速率较快, 随后升高的速率逐渐缓慢. 从 CRT 玻壳颗粒表面直接溶解的含量约为 7.6 mg/kg. 鉴于土壤原始总 Pb 含量只有 28.4 mg/kg, 因此, CRT 玻壳颗粒释放的 Pb 很大部分与土壤碳酸盐矿物结合. 与溶解态与可交换态 Pb (EXC-Pb) 相似, 改变土壤的 pH 值没有显著影响土壤中与碳酸盐矿物结合态的 Pb 含量.

铁锰氧化物结合态 Pb 是吸附在铁锰氧化物矿物表面, 或者在铁锰氧化物矿物表面形成沉淀或共沉淀的 Pb. 在还原条件下, 铁锰氧化物发生还原性溶解, 与之结合的 Pb 释放出来, 可能增加 Pb 的生物可用性和迁移性. 图2(c)表明, 虽然原始土壤相比, 铁锰氧化物结合的 Pb 的浓度明显升高, 但是在整个

实验期间浓度基本介于 26 ~ 44 mg/kg 之间, 随时间升高的趋势不明显. 这表明 Pb 与铁锰氧化物结合主要以表面吸附过程为主. 降低土壤 pH 值没有显著影响与铁锰氧化物结合的 Pb 的含量.

上述 3 种形态 Pb 含量的总和在实验期间内呈现出明显的升高趋势 [图2(d)], 从 44 ~ 66 mg/kg 逐渐升高到 100 ~ 150 mg/kg. 其中, 与碳酸盐和铁锰氧化物矿物结合的 Pb 的含量占 99% 以上. 因为当土壤环境条件发生变化时, 这 2 种形态的 Pb 较易释放, 因此, 具有较高的潜在环境生态风险.

鉴于不同处理没有显著影响土壤中 3 种形态 Pb 的含量, 为定量评估 3 种形态 Pb 含量及其总和随时间的变化, 可将图 2 中的 4 条曲线看成 4 个平行实验的结果, 计算其平均值, 然后采用对数拟合, 回归方程的相关系数在 0.74 ~ 0.96 之间 (图 3). 拟合方程表明, EXC-Pb、CARB-Pb、RO-Pb 及 3 种形态总和随处理时间的升高速率分别为 $0.15/t$ 、 $3.8/t$ 、 $21.1/t$ 、 $24.2/t \text{ mg} \cdot (\text{kg} \cdot \text{d})^{-1}$, 其中 t 为时间 (10 ~ 230 d). 结果表明, 溶解与可交换态 Pb 含量升高的速率最低, 其次是与铁锰氧化物结合的 Pb, 而与碳酸盐矿物结合的 Pb 含量升高的速率最高. 实验结束时, 与碳酸盐结合的 Pb 的含量每天升高约 0.1 mg/kg.

Han 等^[13]研究表明, 黄土 (loessial) 中 EXC-Pb 的含量为 $(0.03 \pm 0.08) \text{ mg/kg}$, CARB-Pb 的含量为 $(9.94 \pm 2.81) \text{ mg/kg}$, RO-Pb 的含量为 $(1.09 \pm 0.63) \text{ mg/kg}$, 而 Pb 的总含量为 $(18.17 \pm 3.77) \text{ mg/kg}$. 向该土壤中加入 0.5、3、5 倍总含量的 Pb (PbCl₂ 形式),

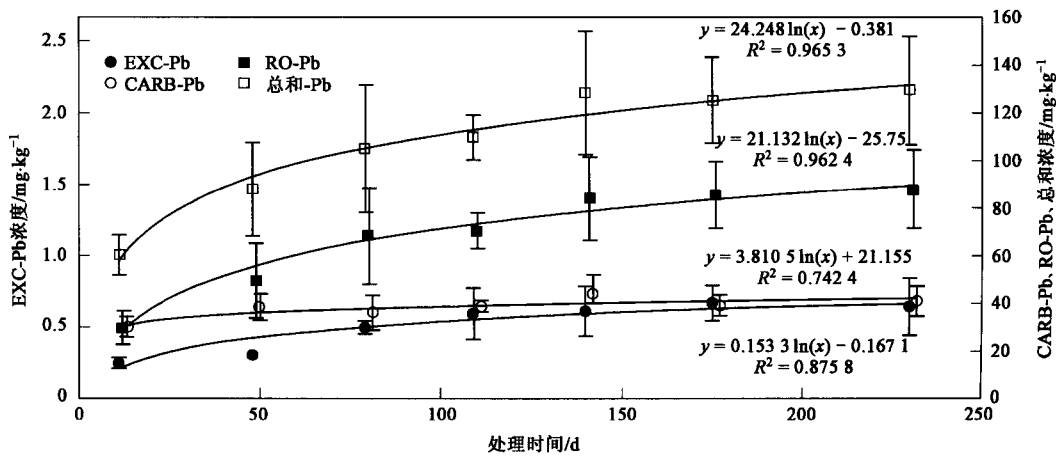


图3 EXC-Pb、CARB-Pb、RO-Pb 及其总和 (EXC-Pb + CARB-Pb + RO-Pb) 含量随时间变化

Fig.3 Variation of average content of Pb in the EXC, CARB, and RO fractions as well as their sum of soil with treatment time

土壤保持在田间持水量水平,1 a 后测定土壤中 Pb 的形态. 结果表明: EXC-Pb 的含量为 0.02 ~ 0.18 mg/kg; CARB-Pb 的含量为 13.7 (0.5 倍)、40.1 (3 倍)、59.9 (5 倍) mg/kg; RO-Pb 的含量为 4.3 (0.5 倍)、16.1 (3 倍)、22.6 (5 倍) mg/kg. 这一结果与本研究的结论十分相似.

3 结论

(1) 废旧 CRT 玻壳颗粒进入土壤后,其中的 Pb 向土壤中释放,导致土壤中 CARB-Pb 和 RO-Pb 显著升高. 加入 CRT 玻壳颗粒 230 d 后,土壤中 CARB-Pb 和 RO-Pb 含量之和为 129 mg/kg,高于原始土壤中的 28 mg/kg 的总铅含量. 土壤加酸处理后,其原位测定的 pH 值从 8.0 ~ 8.3 降低到 7.1 ~ 7.5,对土壤 Pb 的化学形态没有产生显著影响.

(2) 废旧 CRT 玻壳颗粒中的 Pb 向 CARB 形态释放速率最快,其次为 RO 形态,向 EXC 形态释放速率非常慢,而且释放速率随时间下降,具体的释放速率分别为 21.1/t、3.8/t、0.15/t mg·(kg·d)⁻¹.

(3) 从 CRT 玻壳颗粒释放的 Pb 主要与土壤的碳酸盐矿物结合,其次为铁锰氧化物矿物,土壤中溶解态与可交换态 Pb 的含量也略有增加. 当土壤 pH 或 Eh 值降低时,与碳酸盐矿物或铁锰氧化物结合的 Pb 可能转变为溶解与可交换态. 因此, CRT 玻壳颗粒中 Pb 的释放会导致潜在的环境风险.

参考文献:

[1] 李金惠,温雪峰. 电子废物处理技术[M]. 北京:中国环境科学出版社,2006. 9-12,138-144.
[2] 葛亚军,金宜英,聂永丰. 电子废弃物回收管理现状与研究

[J]. 环境科学与技术,2006,29(3):61-63.
[3] Mear F, Yot P, Cambon F, et al. The characterization of waste cathode-ray tube glass[J]. Waste Management, 2006, 26: 1468-1476.
[4] 吴霆,李金惠,李永红. 废旧计算机 CRT 监视器的管理和资源化技术[J]. 环境污染治理技术与设备,2003,4(11):86-91.
[5] 王浩东,尚兰福. 废旧家电回收对策的研究[M]. 北京:中国环境科学出版社,2006. 14-19.
[6] Townsend T, Musson S, Jang Y C, et al. Characterization of lead leachability from cathode ray tubes using the Toxicity Characteristic Leaching procedure[M]. Florida: Center for solid and Hazardous Waste Management, Center Publications,1999. 1-16.
[7] 赵杰,孟宪明,陈忱,等. 无铅焊料合金中重金属元素浸出行为的研究[J]. 环境科学,2008,29(8):2341-2344.
[8] 付美云,周立祥. 垃圾渗滤液水溶性有机物对土壤 Pb 溶出的影响[J]. 环境科学,2007,28(2):243-248.
[9] 毛建素,陆钟武,杨志峰. 铅酸电池系统的铅流分析[J]. 环境科学,2006,27(3):442-447.
[10] Townsend T, Musson S, Dubey B, et al. Leachability of printed wire boards containing leaded and lead-free solder [J]. Journal of Environmental Management,2008,88(4):926-931.
[11] 钱进,王子健,单孝全. 土壤中微量元素的植物可给性研究进展[J]. 环境科学,1995,16(6):73-75.
[12] 刘清,王子健,汤鸿霄. 重金属形态与生物毒性及生物有效性关系的研究进展[J]. 环境科学,1996,17(1):89-92.
[13] Han F X, Banin A. Long-term transformation and redistribution of potentially toxic heavy metals in arid-zone soils:II. Incubation at the field capacity moisture content[J]. Water, Air, Soil Pollution, 1999, 114:221-250.
[14] Lin C, He M C, Zhou Y X, et al. Distribution and contamination assessment of heavy metals in sediment of the Second Songhua River, China[J]. Environmental Monitoring and Assessment, 2008, 137: 329-342.
[15] Brady N C, Weil R R. The Nature and Properties of Soils[M]. Upper Saddle River, New Jersey, USA:Prentice Hall,2002. 378.