

典型电子垃圾拆解区居民多卤代芳烃的膳食暴露及其癌症风险评估

赵高峰, 王子健*

(中国科学院生态环境研究中心环境水质学国家重点实验室, 北京 100085)

摘要: 收集浙江典型电子垃圾拆解区和对照区的饮用水、蔬菜、豆类、米饭、鸡蛋、鱼、鸡肉和猪肉等 8 类食物样品共 191 个; 采用 GC/MS 5975B 分析样品中 23 种 PBBs, 12 种 PBDEs 和 27 种 PCBs; 评估当地居民的 PHAHs 膳食暴露现状及其癌症风险. 结果表明, 拆解区居民这三大类 PHAHs 的平均日摄入量是对照区的 2~3 倍, 通过米饭摄入 PHAHs 的量占当地居民 PHAHs 总摄入量的 48% 以上. 拆解区居民因食物摄入 PHAHs 的癌症风险(3.81×10^{-4})是对照区(1.50×10^{-4})的 2 倍多, 其中二噁英类 PCBs 的风险值占总癌症风险的 45% 以上. 通过米饭摄入 PHAHs 是主要的暴露途径, 二噁英类 PCBs 是引起癌症风险的主要贡献因子, 电子垃圾拆解释放出的 PHAHs 通过食物摄入进入居民体内引起的癌症风险要明显高于对照区.

关键词: 电子垃圾; 多卤代芳烃; 膳食暴露; 癌症风险

中图分类号: X838; X18 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2009)08-2414-05

Dietary Intake of PHAHs and Cancer Risk Evaluation for Residents Living in the E-Waste Disassembly Sites

ZHAO Gao-feng, WANG Zi-jian

(State Key Laboratory of Environmental Aquatic Chemistry, Research Center for Eco-Environmental Sciences, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100085, China)

Abstract: This study was conducted to estimate the lifetime average daily dose (LADDs) and the cumulative cancer risk of PBBs, PBDEs, and PCBs for local residents living in four e-waste disassembly sites and a control site in the Zhejiang Province of China. A total of 191 food samples (including seven food groups and drinking water) were obtained, and the concentrations of the three PHAHs were measured by GC/MS 5975B. The estimated LADDs of PHAHs in the disassembly sites were approximately 2-3 times higher than those in the control site. Among different food groups, LADDs of the three PHAHs through rice consumption accounted for more than 48% of the total cumulative dose. The estimated cumulative cancer risk was 3.81×10^{-4} for residents living in the disassembly sites, which was about two fold higher than those for the people living in the control site (1.50×10^{-4}). The results showed that rice consumption was the principal exposure pathway for the intakes of PHAHs, dioxin-like PCBs were the major contributors for the cumulative cancer risks, which accounts for 45% of the total cancer risks.

Key words: e-waste; polyhalogenated aromatic hydrocarbons; dietary intake; cancer risk

浙江台州某地不仅是典型的电子垃圾拆解区, 同时也是一个粮食生产区. 当地居民并没有意识到拆解业引起食物源污染的危害, 生产的农产品主要是供给自己家庭食用. 前期的研究工作所采集的部分食物样品及工人人体组织样品(如: 血液、乳汁等), 对 PCBs 的分析结果显示拆解区食物样品中 PCBs 的含量要明显高于对照地区^[1], 工人人体组织样品中 PCBs 的含量也要显著高于对照地区^[2]. 这些前期的研究结果说明 PCBs 等污染物已经通过食物摄入进入了当地居民体内. Liem 等^[3]报道有 90% 的多卤代芳烃 (PHAHs) 是通过食物的摄入而进入人体的, 世界卫生组织 (WHO)^[4] 认为食物通常是 PHAHs 进入人体的最大污染途径, 许多对人体产生毒性的污染物都是因食物而摄入的. 由此可见, 膳食

摄入是居民受到 PHAHs 暴露的主要途径. PCBs、PBBs 被认为是可能致癌的物质 (B2 级)^[5~7], DecaBDE 也被认为是可疑人类致癌物 (C 级), 而二溴、三溴、四溴、五溴、六溴、八溴和九溴联苯醚因人群和动物的实验研究证据不全被划分为 D 级. 据报道电子垃圾拆解区癌症及不明病症频发; 因此需要开展针对于典型电子垃圾拆解区食物中 PHAHs 的膳食暴露研究, 并对因膳食暴露引起的癌症风险进行评估.

本实验选取了 4 个位于典型电子垃圾拆解区的

收稿日期: 2008-09-17; 修订日期: 2008-10-28

基金项目: 国家自然科学基金青年基金项目 (20707036); 国家自然科学基金重点基金项目 (20737003); 中国博士后基金项目

作者简介: 赵高峰 (1978~), 男, 博士, 主要研究方向为环境化学.

* 通讯联系人, E-mail: wangzj@rcees.ac.cn

村庄作为研究点,选取位于国家森林公园内的一个山区村庄作为试验对照区.每个村庄都分别采集了饮用水样品和 7 类能够代表当地居民的主要膳食来源的食物样品,包括蔬菜、豆类、米饭、鸡蛋、鱼、鸡肉和猪肉.通过化学分析确定 PHAHs 在这些食物样品中的浓度水平,并根据当地的膳食结构估算当地居民 PHAHs 的日膳食摄入量,利用风险评价方法评估因膳食暴露而引起的癌症风险.

1 材料与方法

1.1 样品的采集与分析

在 2007 年 4 月,在当地的集市店铺或村民家中购买了七大类共计 175 个食物样品:蔬菜($n = 22$)主要包括芥菜、豌豆、小白菜等(每个样品大约 0.5 kg);猪肉($n = 8$)和鸡肉($n = 6$)约 0.2 kg;稻米约 0.5 kg;鱼(每个鱼样包括 2 条鱼,约 0.2 kg 每条)和贝类共计 11 个;豆制品($n = 8$);鸡蛋($n = 15$,6 个鸡蛋/样).同时采集了饮用井水样品 16 个(每口水井收集 2 个样品,每个样品体积为 2 L).所有样品都被写好编号、日期和采样地点,分装在预先用溶剂清洗过的容器中,样品采集后立即被保存在冰块中,当天运回分析实验室,避光保存在 -20°C 的冰箱.

1.2 样品处理与纯化

固体样品经冷冻干燥、研磨和过筛后备用.用正己烷:丙酮(3:1,体积比)的混合溶剂索氏萃取,总体积为 250 mL,萃取时间 24 h.饮用水样品采用 C_{18} 柱进行富集.

采用混合硅胶柱纯化样品萃取液,硅胶柱由下至上依次填充 5 g 无水硫酸钠,1 g 含水 3.3% 的去活硅胶,15 g 酸化硅胶(质量分数为 44% 硫酸酸化),2 g 含水 3.3% 的去活硅胶和 5 g 无水硫酸钠.样品加到预淋洗好的多层纯化柱上依次用 125 mL 正己烷,125 mL 二氯甲烷/正己烷(1/9)洗脱,混合两部分的洗脱液在 0.55×10^5 Pa 和 60°C 的条件下旋转浓缩至 1~2 mL.再选用装有 8 g 硝酸银硅胶的填充柱分离 PBBs, PCBs 与 PBDEs,上样后用 60 mL 正己烷洗脱多氯联苯组分,用 100 mL 正己烷:二氯甲烷(98:2,体积比)的混合溶剂洗脱低氯联苯和多溴联苯组分,最后再用 100 mL 正己烷:二氯甲烷(90:10,体积比)的混合溶液洗脱多溴联苯醚组分.收集的各组分分别浓缩、定容至 100 μL 用于下一步的仪器分析.

1.3 仪器分析

气相色谱采用无分流进样方式,载气为高纯

He,恒流 1.5 mL/min,进样量 1 μL .质谱条件:EI 模式 70 eV,离子源和接口的温度分别为 230°C 和 300°C .PBBs 和 PCBs 分析的色谱柱为 30m DB-5MS (0.25 mm i. d., 0.25 μm film thickness, J & W Scientific, Folsom, CA, USA). 90°C 保留 2 min,以 $4^{\circ}\text{C}\cdot\text{min}^{-1}$ 的速率升至 250°C ,然后以 $25^{\circ}\text{C}\cdot\text{min}^{-1}$ 的速率从 250°C 升至 300°C 停留 5 min.

PBDEs 分析的色谱柱为 15 m DB-5MS (0.25 mm i. d., 0.1 μm film thickness, J & W Scientific, Folsom, CA, USA). 90°C 保留 2 min,以 $10^{\circ}\text{C}\cdot\text{min}^{-1}$ 的速率升至 250°C ,然后以 $15^{\circ}\text{C}\cdot\text{min}^{-1}$ 的速率从 250°C 升至 300°C 停留 8 min.

1.4 质量保证与控制

每 10 个样品添加 1 个溶剂空白和程序空白实验,减少背景污染.添加同位素 $^{13}\text{C}_{12}$ -PBDEs (10 ng),添加样品 PBDEs 的回收率为 75.2%~96.5%;回收率指示物 TMX、PCNB 和 PCB209 相应的回收率为 70.4%~92.5%、81.6%~107.4% 和 90.8%~112.6%.定量标准曲线的浓度包括 1.0、5.0、10.0、25.0、50.0 和 100.0 $\text{ng}\cdot\text{mL}^{-1}$ 共 6 个浓度级,线性相关系数的平方 $r^2 > 0.99$.样品的最低检测限(LOD)以 3 倍信噪比(S/N)来计算.

1.5 统计分析

样品中 PBBs、PBDEs 和 PCBs 的浓度低于 LOD 时,取值 1/2 LOD 进行统计计算.用几何平均值用来描述 PBBs、PBDEs 和 PCBs 在样品中的浓度,在超过 50% 的样品中检出 PHAHs 时,对样品检测值进行统计分析(SPSS, ver. 11.5).

1.6 癌症风险的计算

根据文献[5]的癌症风险计算方法进行,如公式(1)所示:

$$\text{LADD} = (c \times \text{IR} \times \text{ED})/(\text{BW} \times \text{LT}) \quad (1)$$

$$\text{RISK} = \text{LADD} \times \text{CSF}$$

式中,LADD:生命周期内平均日摄入量; c :各类食物中 PHAHs 的浓度;IR:水和食物的日摄入量($\text{g}\cdot\text{d}^{-1}$);ED:暴露持续的时间;BW:体重;LT:生命周期;RISK:生命周期内癌症风险;CSF:癌症斜率因子 [$\text{mg}/(\text{kg}\cdot\text{d})^{-1}$].

根据国家统计局的统计结果[8],浙江省普通农村居民平均每天的食物摄入量(IR)分别为:2 000 mL 饮用水,225 g 蔬菜,5 g 豆制品,310 g 米饭,13 g 鸡蛋,43 g 猪肉,42 g 鱼肉,10 g 鸡肉.

CSF 主要参考文献[9]:PBBs 的 CSF 为 8.9;PBDE209 的 CSF 为 7×10^{-4} ;非二噁英类 PCBs 的

CSF 为 2 (食物); 0.07 (饮用水); 二噁英类 PCBs TEQ 的 CSF 为 1.5×10^5 .

2 结果与分析

对照区与拆解区居民三大类 PHAHs 的生命周期平均日摄入量的结果如表 1 和表 2 所示;对照区居民通过米饭摄入 PBBs 的平均日摄入量为 8.56×10^{-7} mg/(kg•d), 占 PBBs 的平均日总摄入量的 60.7%;摄入非二噁英类 PCBs 的平均日摄入量为 14.86×10^{-6} mg/(kg•d), 占非二噁英类 PCBs 日总摄

入量的 54.2%;摄入二噁英类 PCBs TEQ 的平均日摄入量为 269.39×10^{-12} mg/(kg•d), 占二噁英类 PCBs TEQ 日总摄入量的 49.1%. 结果说明通过米饭摄入是对照区居民摄入 PHAHs 最主要的途径.就鸡蛋、鱼肉、猪肉和鸡肉等动物性食物而言,通过鱼肉摄入是动物性食物中摄入 PHAHs 的主要途径.拆解区居民生命周期平均日摄入量与对照区有相似的特征,也主要源于米饭与鱼肉的摄入,各类 PHAHs 摄入量大约是对照区居民的 2~3 倍.

癌症风险的评估结果如表 3 和表 4 所示.对照

表 1 对照区居民的生命周期平均日摄入量¹⁾/mg•(kg•d)⁻¹
Table 1 LADDs for residents in the control site of Zhejiang, China/mg•(kg•d)⁻¹

污染物	饮用水	蔬菜	豆类	米饭	鸡蛋	鱼肉	猪肉	鸡肉	∑ LADD
IR ²⁾	2 000	225	5	310	13	42	43	10	-
PBBs	0.31×10^{-7}	1.54×10^{-7}	0.11×10^{-7}	8.56×10^{-7}	0.34×10^{-7}	1.45×10^{-7}	1.37×10^{-7}	0.41×10^{-7}	1.41×10^{-6}
PBDE209	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.
非二噁英类 PCBs	3.21×10^{-8}	1.04×10^{-6}	0.07×10^{-6}	14.86×10^{-6}	1.98×10^{-6}	8.23×10^{-6}	1.01×10^{-6}	0.24×10^{-6}	2.74×10^{-5}
二噁英类 PCBsTEQ	2.14×10^{-12}	42.14×10^{-12}	4.29×10^{-12}	269.39×10^{-12}	28.57×10^{-12}	119.29×10^{-12}	60.71×10^{-12}	22.86×10^{-12}	5.49×10^{-10}

1) 采用公式(1), 其中: ED = 30 a, BW = 60 kg, LT = 700; N.A.: 目标污染物检出的样品数 < 50% 或未检出; 2) 参考文献[8], 下同

表 2 电子垃圾拆解区居民的生命周期平均日摄入量¹⁾/mg•(kg•d)⁻¹
Table 2 LADDs for residents in the e-waste disassembly site of Zhejiang, China/mg•(kg•d)⁻¹

污染物	饮用水	蔬菜	豆类	米饭	鸡蛋	鱼肉	猪肉	鸡肉	∑ LADD
IR	2 000	225	5	310	13	42	43	10	-
PBBs	0.67×10^{-7}	0.16×10^{-6}	0.25×10^{-7}	1.62×10^{-6}	0.64×10^{-7}	0.57×10^{-6}	0.20×10^{-6}	0.49×10^{-7}	2.75×10^{-6}
PBDE209	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	0.62×10^{-7}	0.56×10^{-7}	1.18×10^{-7}
非二噁英类 PCBs	3.78×10^{-8}	1.91×10^{-6}	0.95×10^{-7}	52.21×10^{-6}	2.88×10^{-6}	14.17×10^{-6}	1.11×10^{-6}	0.47×10^{-6}	7.29×10^{-5}
二噁英类 PCBsTEQ	0.68×10^{-10}	1.26×10^{-10}	0.35×10^{-11}	7.14×10^{-10}	0.37×10^{-10}	3.27×10^{-10}	0.91×10^{-10}	0.37×10^{-10}	14.04×10^{-10}

表 3 对照区居民的癌症风险评价
Table 3 Cancer risk calculation for residents in the control site of Zhejiang, China

污染物	癌症斜率因子 ¹⁾ /mg•(kg•d) ⁻¹	饮用水	蔬菜	豆类	米饭	鸡蛋	鱼肉	猪肉	鸡肉	风险 ²⁾
PBBs	8.9	2.73×10^{-7}	13.67×10^{-7}	0.95×10^{-7}	76.22×10^{-7}	3.05×10^{-7}	12.91×10^{-7}	12.21×10^{-7}	3.69×10^{-7}	1.25×10^{-5}
PBDE209	7×10^{-4}	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.
非二噁英类 PCBs	2; 0.07 ³⁾	2.25×10^{-9}	2.08×10^{-6}	0.14×10^{-6}	29.72×10^{-6}	3.95×10^{-6}	16.46×10^{-6}	2.03×10^{-6}	0.47×10^{-6}	5.48×10^{-5}
二噁英类 PCBsTEQ	1.5×10^5	3.21×10^{-7}	63.21×10^{-7}	6.43×10^{-7}	403.93×10^{-7}	42.86×10^{-7}	178.93×10^{-7}	91.07×10^{-7}	34.29×10^{-7}	8.24×10^{-5}
累积风险 ⁴⁾										1.50×10^{-4}

1) 癌症斜率因子参考文献[9]; 2) 风险 = LADD × 癌症斜率因子; 3) 非二噁英类 PCBs 在食物中的癌症斜率因子为 2, 在饮用水中为 0.07[5]; 4) 累积风险 = 风险_{PBBs} + 风险_{PBDE209} + 风险_{非二噁英类PCBs} + Risk_{二噁英类PCBsTEQ}; 表 4 同

表 4 电子垃圾拆解区居民的癌症风险评价
Table 4 Cancer risk calculation for residents in the e-waste disassembly site of Zhejiang, China

污染物	癌症斜率因子 ¹⁾ /mg•(kg•d) ⁻¹	饮用水	蔬菜	豆类	米饭	鸡蛋	鱼肉	猪肉	鸡肉	风险 ²⁾
PBBs	8.9	0.60×10^{-6}	1.38×10^{-6}	0.22×10^{-6}	14.43×10^{-6}	0.57×10^{-6}	5.08×10^{-6}	1.81×10^{-6}	0.44×10^{-6}	2.45×10^{-5}
PBDE209	7×10^{-4}	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	0.44×10^{-10}	0.39×10^{-10}	0.83×10^{-10}
非二噁英类 PCBs	2; 0.07 ³⁾	2.65×10^{-9}	3.83×10^{-6}	0.19×10^{-6}	104.42×10^{-6}	5.76×10^{-6}	28.35×10^{-6}	2.21×10^{-6}	0.94×10^{-6}	14.57×10^{-5}
二噁英类 PCBsTEQ	1.5×10^5	1.02×10^{-5}	1.89×10^{-5}	0.05×10^{-5}	10.71×10^{-5}	0.56×10^{-5}	4.91×10^{-5}	1.37×10^{-5}	0.56×10^{-5}	21.06×10^{-5}
累积风险 ⁴⁾										3.81×10^{-4}

区与拆解区居民的癌症风险值分别为 1.50×10^{-4} 和 3.81×10^{-4} . 对照区居民因摄入二噁英类 PCBs TEQ 癌症风险值为 8.24×10^{-5} , 非二噁英类 PCBs 癌症风险值为 5.48×10^{-5} , PBBs 癌症风险值为 1.25×10^{-5} , 分别为对照区总癌症风险的 54.9%、36.6% 和 8.5% (如图 1). 由于对照区样品中 PBDE209 没有被检出, 因此没有相应的风险值. 拆解区居民癌症风险值因摄入二噁英类 PCBs TEQ 癌症风险值为 21.06×10^{-5} , 非二噁英类 PCBs 癌症风险值为 14.57×10^{-5} , PBBs 癌症风险值为 2.45×10^{-5} , PBDE209 的癌症风险值为 0.83×10^{-10} ; 分别为拆解区总癌症风险的 55.3%、38.2%、6.4% 和 0.1% (如图 1).

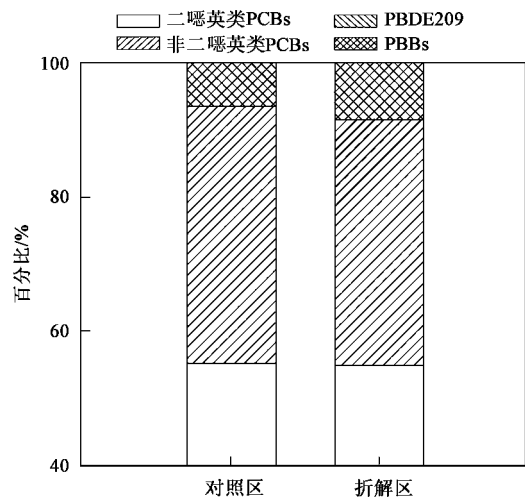


图 1 多卤代芳烃癌症风险百分比
Fig.1 Percentage of cancer risk for PHAHs

3 讨论

研究结果表明, 米饭是对照区与拆解区居民摄入 PHAHs 最主要的途径. 这主要受浙江农村居民生活习惯的影响, 米饭的摄入量占收集的食物样品总量的 47.8%. 二噁英类 PCBs 尽管摄入量最低, 但其癌症风险值在总癌症风险值中所占比例最大, 是主要的癌症风险因子; 非二噁英类 PCBs 癌症风险值也相对较高, 因此 PCBs 是引起拆解区和对照区癌症风险的主要污染物质. PBDE209 在对照区由于未检出, 癌症风险值为 0, 在拆解区也仅为 0.1%, 这些数据说明由 PBDE209 引起的癌症风险相对较弱. 拆解区居民因食物摄入的癌症风险 (3.81×10^{-4}) 是对照区 (1.50×10^{-4}) 的 2 倍多, 说明由于电子垃圾的拆解释放出的这些污染物已经危害到当地居民的身体健康.

在无污染的理想状态下, US EPA 癌症风险标准是 1 百万人中出现 1 例癌症^[7]. 但是现实的环境不可能完全无污染, 风险管理部门可接受的典型风险区间为 $1/1 \times 10^6 \sim 1/1 \times 10^4$ ^[10,11]. 因此, 通过与这个标准相比较可以发现, 拆解区居民通过膳食摄入引起的癌症风险是正常风险水平 $1/1 \times 10^4$ 的 3 倍多; 而对照区的相对更接近 $1/1 \times 10^4$ 的正常风险水平. Sjödin 等^[12] 发现在电子垃圾拆解厂室内空气中 PBB209 的浓度为 $36 \text{ ng} \cdot \text{m}^{-3}$, Deng 等^[13] 报道贵屿空气中总悬浮颗粒物的 PBDEs 浓度为 $21.47 \text{ ng} \cdot \text{m}^{-3}$ 远高于广州市区的 $204 \sim 372 \text{ pg} \cdot \text{m}^{-3}$, 这说明呼吸暴露等途径也可能给当地居民带来相应的健康效应, 因此拆解区在呼吸和皮肤接触等暴露途径共同作用下实际的癌症风险可能要略高于本研究的评估值. 虽然全面的癌症风险评估还需要根据其他暴露途径, 并配合大量的流行病学调查来进行, 但是通过本研究的评估值可以基本确定生活在拆解区的居民因摄入含有高浓度 PHAHs 的食物患癌症的风险要明显高于对照地区. Kimbrough 等^[14] 也报道职业性暴露会诱发肝、胆管、肠、皮肤的癌变, 增加死亡率, 日本 Yusho 的 PBBs 污染事件的中毒者患肝癌数量明显增加. 纽约和马萨诸塞州电容器制造厂工人患直肠癌的几率也明显高于对照组^[15,16], 这些报道能够很好地支持拆解区居民的癌症风险要明显高于对照地区的实验结果.

4 结论

通过米饭摄入是拆解区居民暴露于 PHAHs 的主要途径; 二噁英类 PCBs 是引起拆解区居民癌症风险的主要贡献因子; 电子垃圾拆解释放出的 PHAHs 通过食物摄入进入居民体内引起的癌症风险要明显高于对照区.

参考文献:

[1] Zhao G, Xu Y, Han G, *et al.* Biotransfer of persistent organic pollutants from a large site in China used for disassembly of electronic and electrical waste [J]. *Environ Geochem Health*, 2006, **28**: 341-351.

[2] Zhao G, Xu Y, Li W, *et al.* PCBs and OCPs in human milk and selected food from the disassembly locality for obsolete transformer and non- disassembly locality in Zhejiang, China [J]. *Sci Total Environ*, 2007, **378**: 281-292.

[3] Liem A K D, Fürst P, Rappe C. Exposure of populations to dioxins and related compounds [J]. *Food Addit Contam*, 2000, **17**: 241-259.

[4] World Health Organization (WHO). Total Diet Studies: A Recipe for Safer Food [EB/OL]. Geneva, Switzerland, 2005. <http://www.who.int>

- who.int/foodsafety/chem/TDS_recipe_2005_en.pdf.
- [5] US EPA (United States Environmental Protection Agency). PCBs: Cancer dose-response assessment and application to environmental mixtures [S]. National Center for Environmental Assessment Office of Research and Development EPA/600/P-96/001F, 1996.
- [6] US EPA (Environmental Protection Agency). Guidance for Conducting Health Risk Assessment of Chemical Mixtures [S]. NCEA-C-0148. Risk Assessment Forum Technical Panel, Office of Research and Development, Office of Pesticide Programs, Office of Pollution Prevention and Toxics, and Office of Water, Washington, DC. 1999.
- [7] US EPA (Environmental Protection Agency). Integrated Risk Information System (IRIS) Online [EB/OL]. National Center for Environmental Assessment, Washington, DC. <http://www.epa.gov/iris>, 2000.
- [8] 国家统计局. 中国统计年鉴[EB/OL]. <http://www.stats.gov.cn/tjsj/ndsj/2006/indexch.htm>, 2006.
- [9] US EPA (Environmental Protection Agency). Region III Risk-Based Concentration (RBC) Table. Jennifer Hubbard, Toxicologist Technical Support Section (3HS41)[EB/OL]. <http://www.epa.gov/reg3hwmd/risk/human/index.htm>, 2005.
- [10] Bois F, Krowech G, Zeise L. Modeling human interindividual variability in metabolism and risk: the example of 4-aminobiphenyl [J]. Risk Anal, 1995, **15**: 205-213.
- [11] US EPA (Environmental Protection Agency). Guidelines for carcinogen risk assessment [S]. EPA/630/P-03/001F, 2005.
- [12] Sjödin A. Occupational and dietary exposure to organohalogen substances, with special emphasis on polybrominated diphenyl ethers [D]. Department of Environmental Chemistry, Stockholm University, 2000.
- [13] Deng W, Zheng J, Bi X, *et al.* Distribution of PBDEs in air particles from an electronic waste recycling site compared with Guangzhou and Hong Kong, South China [J]. Environ Int, 2007, **33**: 1063-1069.
- [14] Kimbrough R, Doemland M, LeVois M. Mortality in male and female capacitor workers exposed to polychlorinated biphenyls [J]. J Occup Environ Med, 1999, **41**(3): 161-171.
- [15] Brown D P, Jones M. Mortality and industrial hygiene study of workers exposed to polychlorinated biphenyls [J]. Arch Environ Health, 1981, **36**: 120-129.
- [16] Brown D P. Mortality of workers exposed to polychlorinated biphenyls -An update [J]. Arch Environ Health, 1987, **42**(6): 333-339.