

生活垃圾焚烧处理设施周边环境 重金属污染健康风险评价

张海龙^{1,2}, 李祥平³, 齐剑英^{1,4*}, 陈永亨^{2*}, 林必桂¹, 任明忠¹, 方建德¹

(1.环境保护部华南环境科学研究所, 广州 510655; 2.广州大学环境科学与工程学院, 广州 510006; 3.广州大学化学工程学院, 广州 510006; 4.广东省农业环境综合治理实验室, 广州 510655)

摘要:采用 US EPA 环境健康风险评价模型, 评估了垃圾焚烧对周边环境的健康风险。结果表明:Cr 对儿童经呼吸暴露致癌风险值在 $2.15 \times 10^{-4} \sim 5.75 \times 10^{-4}$ 间, 对成人的风险值在 $8.59 \times 10^{-4} \sim 2.30 \times 10^{-3}$ 间, 均超过风险临界值(1×10^{-4}); As 和 Pb 对儿童和成人风险最大值分别为 1.84×10^{-6} 和 1.60×10^{-6} ; 各金属风险依次为:Cr>As>Pb, 随距焚烧炉距离增加而降低, 且儿童风险低于成人。经皮肤粘滞的致癌风险为成人高于儿童, 但均低于安全值, 风险大小依次为:As>Pb>Cr。经口暴露的致癌风险儿童高于成人, 均低于安全值, 顺序依次为:Cr>Pb>As。该区域 Tl 对儿童的综合危害指数 HI 在 1.02~1.40, 大于安全值 1, 对成人的 HI 最大值为:0.194; Cr 对儿童的 HI 在 0.633~1.37 间, 对成人的 HI 在 0.541~1.21 间; Ni、Cu、Zn、Cd、As、Hg 对成人和儿童危害指数最大值分别为: 4.66×10^{-1} 、 1.58×10^{-2} 、 1.15×10^{-2} 、 9.40×10^{-1} 、 4.83×10^{-1} 、 1.91×10^{-2} , 各金属的 HI 依次为:Cr>Tl>Cd>As>Ni>Cu>Zn>Hg。整个研究区域 Tl(对儿童)和 Cr 存在一定的健康风险。

关键词:垃圾焚烧设施; 健康风险评价; 重金属

中图分类号:X820.4 **文献标志码:**A **文章编号:**1672-2043(2013)08-1670-07 doi:10.11654/jaes.2013.08.026

Primary Research on Health Risk Assessment of Heavy Metals in the Surrounding Soil and Air of a Municipal Solid Waste Incinerator(MSWI), South China

ZHANG Hai-long^{1,2}, LI Xiang-ping³, QI Jian-ying^{1,4*}, CHEN Yong-heng^{2*}, LIN Bi-gui¹, REN Ming-zhong¹, FANG Jian-de¹

(1.South China Institute of Environmental Science, Ministry of Environmental Protection, Guangzhou 510655, China; 2.School of Environmental Science and Engineering, Guangzhou University, Guangzhou 510006, China; 3.School of Chemistry and Chemical Engineering, Guangzhou University, Guangzhou 510006, China; 4.Key Laboratory of Agriculture & Environmental Pollution Control of Guangzhou Province, 510655, China)

Abstract: The exposure and health risk assessment of heavy metals of the surrounding municipal solid waste incinerator(MSWI) was evaluated using the US EPA risk assessment model. The carcinogenic health risk results showed that risk values of Cr via inhalation were $2.15 \times 10^{-4} \sim 5.75 \times 10^{-4}$ for children and $8.59 \times 10^{-4} \sim 2.30 \times 10^{-3}$ for adult, higher than the risk threshold level 1. The highest values of As and Pb were 1.84×10^{-6} and 1.60×10^{-6} , lower than the acceptable level; The carcinogenic health risk values of heavy metals via inhalation exposure were Cr>As>Pb with lower value for children than adult, and the value was reduced with the increased distances to MSWI. The carcinogenic health risk of heavy metals via dermal contact exposure was within acceptable level and higher for adults than children. The carcinogenic health risk order of heavy metals was As>Pb>Cr. The carcinogenic health risk of heavy metals via ingestion exposure was also within acceptable level and higher for children than adults, with the carcinogenic risk order as Cr>Pb>As. The hazard index of Tl for children was 1.02~1.40, higher than the safety threshold level(=1), indicating the potential carcinogenic risk to children. The highest value of Tl for adult was 0.194. The hazard index of Cr for children were 0.633~1.37 and 1.02~1.40 for adult, indicating it might pose non-carcinogenic risk to children and adults. The highest hazard index values of Ni、Cu、Zn、Cd、As、Hg for children and adults were: 4.66×10^{-1} 、 1.58×10^{-2} 、 1.15×10^{-2} 、

收稿日期:2013-04-20

基金项目:国家自然科学基金项目(41203061,40903044);环保公益性科研专项项目(201109001)

作者简介:张海龙(1989—),男,硕士研究生。E-mail:zhanghailonghaha@126.com

*通信作者:齐剑英 E-mail:qijianying@scies.org;陈永亨 E-mail:chenyong_heng@163.com

9.40×10^{-1} 、 4.83×10^{-1} 、 1.91×10^{-2} , with the HI order as $\text{Cr} > \text{Tl} > \text{Cd} > \text{As} > \text{Ni} > \text{Cu} > \text{Zn} > \text{Hg}$. Our results indicated that Tl and Cr exist health risk in this study area.

Keywords: municipal solid waste incinerator (MSWI); health risk assessment; heavy metal

随着我国经济水平的发展,城市生活垃圾产生量也迅速增加,根据世界银行 2005 年的报告,我国城市生活垃圾产生量 2004 年超过美国成为世界第一。垃圾产生量从 1978 年的 0.313 亿吨增长为 2006 年的 2.12 亿吨^[1]。垃圾焚烧以减量化、完全消灭细菌和能量回收等优点^[2-3]被许多国家地区广泛采用^[4-5]。根据《十二五全国城镇生活垃圾无害化处理设施建设规划》,到十二五规划末期,我国生活垃圾无害化处理技术中 35% 将采用焚烧,东部地区将达到 48%,随着垃圾焚烧设施的大规模发展,将不可避免地引发一系列问题,由于城市生活垃圾成分复杂,焚烧过程除常规污染物如:CO、SO₂、NO_x、HCl 外,还可能产生一些毒性更大的有机、无机污染物,如二噁英、PAHs 以及重金属等,给区域环境造成^[6-7]二次污染。重金属及其化合物对人体健康和生态环境产生巨大危害^[8-11],已引起世界各国科学家的重视。

环境健康风险评估(Health risk assessment, HRA)是 20 世纪 80 年代兴起的一个新的研究领域,其主要特点是以风险度作为评价指标,把环境污染与人体健康联系起来,定量描述污染对人体产生健康危害的风险^[12]。目前评估主要集中在农业区土壤^[13-14]、地表灰尘^[15-16]、居住区周边^[7,17]、水体^[18]等,但目前关于(西班牙学者^[19]曾对位于 Catalonia, Spain 的一个垃圾填埋场周围的土壤和环境空气进行评估)焚烧设施周边环境与人群健康风险关系的研究文献较为少见。鉴于此,本研究拟以华南某垃圾焚烧设施为研究对象,根据人群的暴露途径(呼吸暴露、口腔摄入、皮肤粘附等),探讨城市生活垃圾焚烧设施对人群健康的影响,以为环境风险管理提供技术支撑。

1 材料和方法

1.1 区域概况和生活垃圾焚烧设施基本情况

研究区域位于广东省南部、珠江三角洲东北部的东江下游,地处亚热带,濒临南海,区内呈现典型的季风海洋性气候,具有温暖多雨、光热充足、温差较小、夏季长、霜期短等气候特征。年平均气温 22.1~23.2℃,年平均降雨量>1600 mm,每年的 4—9 月为雨季,期间降雨量占全年降雨量的 80%以上,季风气候突出。

生活垃圾处理规模为 1200 t·d⁻¹,烟气净化设施为循环流化床半干式反应塔、布袋除尘器、活性炭仓和石灰仓。烟尘年排放量为 127.7 t,SO₂ 年排放量为 312.9 t (来自于 2010 年该企业数据,按年实际运行 7400 h 计)。

1.2 样品采集

以该区域某垃圾焚烧炉为中心(如图 1 所示),布设环境空气采样点 14 个,每个点连续采样 7 d,共得环境空气样品 98 个。在环境空气采样点附近同时采集了土壤样品(除环境空气点外,在 18#、19#、23#、24# 也采集了土壤样品),采样深度依《土壤环境监测技术规范 HJ/T 166—2004》为 0~20 cm,土壤以潮、湿为主,土壤类型以沙质土为主,颜色以红棕、黄棕为主。同时记录采样流量、湿度、压强、温度以及天气、温度、风向、风速、和大气压等数据。采样期间风速<2.1 m·s⁻¹,采样期间风向如图 1,以东南和西南风为主。采样期间大气压为 97~102.15 kPa。天气状况以晴天为主,温度变化范围 28~44℃。

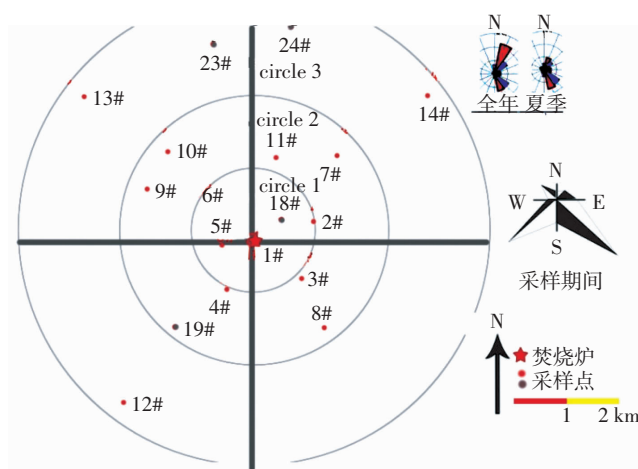


图 1 采样点分布图

Figure 1 Sampling points

1.3 样品处理

环境空气样品重金属样品处理:取整张滤膜的 1/4,用陶瓷剪刀剪成小块置于 Teflon 烧杯中,用适量试剂水润洗滤膜,加入 20.0 mL 硝酸-盐酸混合溶液(体

积比为 1:3, 20% 稀释)使滤膜浸没其中, 盖上表面皿, 加热回流 4.0 h (注意不要蒸干), 冷却, 加入 1% 的硝酸淋洗表面皿和烧杯内壁, 定容至 100 mL, 待测。

空气样品中 As 的前处理: 取 1/4 样品滤膜, 用陶瓷剪刀剪碎至 100 mL Teflon 烧杯中, 少量试剂水润洗后, 加入 10 mL 优级纯硝酸, 盖上表面皿, 置于电热板上低温加热, 当滤膜呈糊状时取下, 用少量试剂水冲洗表面皿及烧杯内壁, 赶酸至近干, 取下冷却然后定容至 100 mL。移取 25 mL 溶液于 50 mL 容量瓶中, 加入 5% 硫脲和 5% 的抗坏血酸混合液 5 mL, 盐酸 5 mL, 试剂水稀释定容, 摇匀放置 20 min, 上机测定。

土壤样品前处理: 将采集回来的土壤样品自然风干后, 除去沙砾、植物根系等异物后, 磨碎, 过 100 目筛。称取 0.2 g 土壤样品于 Teflon 烧杯中, 加 20 mL HNO_3 , 盖上表面皿, 放置过夜, 消解至近干 (若还冒棕色烟需继续补加 HNO_3), 用 1% 硝酸冲洗表面皿, 加 2 mL HF, 加氢氟酸后去掉表面皿, 消解至近干, 冷却后加 2 mL HClO_4 , 消解至近干, 补加 HNO_3 (5 mL) 两次至近干, 冷却后用 1% 硝酸定容至 100 mL 比色管中。

汞和砷前处理: 参照《土壤质量 总汞、总砷、总铅的测定原子荧光法》(GB-T 22105.1—2008 和 GB-T 22105.2—2008) 中的方法。

除 As、Hg 以外的重金属元素的测定采用 ICP-MS 法测定, 均采用 QA/QC 程序保证测定的准确性。质量控制 (QA/QC): 在分析样品的同时, 采用相同的处理程序测定了土壤标准物质 GBW07305 (GSD-5)、GBW07302 (GSD-2) (中国地质科学院廊坊地球物理地球化学勘查研究所提供) 以及加标回收实验, 以便检验和控制分析数据的质量。其他试剂选用优级纯, 水为超纯水。As 和 Hg 的测定采用原子荧光法测定。

本实验所用器皿均用 15% 硝酸浸泡过夜, 用超纯水冲洗 3~5 次, 晾干备用。

1.4 健康暴露风险计算

1.4.1 暴露剂量

污染场地人群主要有 3 种暴露途径: 呼吸暴露、皮肤粘滞、口腔摄入。本研究选用美国 EPA 推荐的健康风险评估模型 (Risk assessment guidance for superfund, RAGS) 评估垃圾焚烧设施周边环境的健康风险。不同途径下暴露量计算公式如 (1)、(2)、(3) 示:

$$CDI_{\text{ingest}} = \frac{C \times \text{IngR}}{BW} \times \frac{EF \times ED}{AT} \times CF \quad (1)$$

$$EC_{\text{inh}} = C \times \frac{ET \times EF \times ED}{AT_{\text{inh}}} \quad (2)$$

$$DAD_{\text{dermal}} = C \times \frac{SA \times AF \times ABS}{BW} \times \frac{EF \times ED}{AT} \times CF \quad (3)$$

式中: CDI_{ingest} (Chemical daily intake) 表示每日重金属的摄入量, 用来评估消化吸收 (非饮食) 途径摄入的重金属量, $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$; EC_{inh} (Exposure concentration via inhalation) 表示经呼吸途径摄入人体的重金属量, $\mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$; DAD_{dermal} (Dermal absorbed dose) 表示经皮肤粘滞途径进入人体重金属量, $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$; C 为环境空气和土壤中重金属含量, $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 或 $\mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$; 平均时间 AT (Average time) (非致癌: $ED \times 365$ d, 致癌: 70×365 d); 经呼吸暴露的平均时间 AT_{inh} (Average time via inhalation) (非致癌: $ED \times 365$ d $\times 24$ h/d 致癌: 70×365 d $\times 24$ h/d); 皮肤吸收系数 ABS (Dermal absorption factor) 除 Cd、As、Pb 外 [Cd (0.001)、As (0.03)、Pb (0.1)], 其余均为 0.01; 其余参数见表 1。

1.4.2 暴露风险

暴露风险评价计算公式如 (4)、(5)、(6) 所示:

$$HQ = \frac{CDI_{\text{ingest}}}{RfDo} = \frac{DAD_{\text{dermal}}}{RfDo \times GIABS} = \frac{EC}{RfCi \times 1000 \mu\text{g} \cdot \text{mg}^{-1}} \quad (4)$$

$$CR = CDI_{\text{ingest}} \times SFo = DAD_{\text{dermal}} \times \left(\frac{SFo}{GIABS} \right) = IUR \times EC_{\text{inh}} \quad (5)$$

$$HI = \sum_{i=1}^n HQ_i \quad (6)$$

表 1 方程 (1)~(3) 中的暴露参数

Table 1 Exposure parameters in the equations form (1) to (3)

Exposure parameters	Children	Adult
摄入率: IngR (Ingestion ration)	$200 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$	$100 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$
暴露时间: ET (Exposure time)	24 h	24 h
暴露频率: EF (Exposure frequency)	$180 \text{ d} \cdot \text{a}^{-1}$	$180 \text{ d} \cdot \text{a}^{-1}$
持续时间: ED (Exposure duration)	6 a	24 a
皮肤粘滞: AF (Skin adherence factor for the airborne particulates)	$0.2 \text{ mg} \cdot \text{cm}^{-2}$	$0.2 \text{ mg} \cdot \text{cm}^{-2}$
平均体重: BW (Average body weight)	15 kg	70 kg
转换系数: CF (Conversation factor)	$10^{-6} \text{ kg} \cdot \text{mg}^{-1}$	$10^{-6} \text{ kg} \cdot \text{mg}^{-1}$
皮肤接触面积: SA (Surface area of the skin that contacts the airborne particulates)	2800 cm^2	5700 cm^2

式中: HQ (Hazard quotient)为危害商值; CR (Carcinogenic risks)为致癌风险; HI (Hazard index)为风险指数; $RfDo$ (Oral reference dose)为经口摄入参考剂量, $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$; SFo (Oral slope factor)为经口斜率系数, $(\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1})^{-1}$; $GIABS$ (Gastrointestinal absorption factor)为肠胃吸收率(无量纲); $RfCi$ (Inhalation reference concentration)为呼吸参考量, $\text{mg}\cdot\text{m}^{-3}$; IUR (Inhalation unit risk)为吸入量, $(\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3})^{-1}$ 。

HQ 表示某物质经某暴露途径下的危害商值, HI 为某一特定污染物多种暴露途径下的 HQ 总和^[20], 式(6)中 i 表示的是不同的暴露途径。当 HQ 或 $HI < 1$ 时, 表示研究区域暴露风险浓度低于参考浓度, 认为风险较小或者可以忽略; 当 HQ 或 $HI \geq 1$ 时, 认为存在非致癌风险。致癌风险 CR 表示人体暴露于一定量某种污染物下产生的致癌效应的最大概率, 常以一定数量人口出现癌症患者的个体数表示, 如果致癌风险 $< 10^{-4}$, 则认为此值是可接受的(表示 1 万人中有 1 人为癌症患者)^[15]。各元素的 SFo 、 IUR 、 $RfDo$ 、 $GIABS$ 、 $RfCi$ 值见表 2^[21]。各参数选取依 US EPA^[22]。

2 结果与讨论

将环境空气采样点如图 1 分为 3 类: 距焚烧炉 0~1 km 之间的点(1[#]、2[#]、3[#]、4[#]、5[#]、6[#])为一类, 用 Circle 1 表示; 距焚烧炉 1000~2000 m 之间用 Circle 2 表示; 距焚烧炉距离为 2000~4000 m 点(12[#]、13[#]、14[#]), 用 Circle 3 表示。对于土壤采样点则 1[#]、2[#]、3[#]、4[#]、5[#]、6[#]、18[#] 为一类, 同样用 Circle 1 表示, 7[#]、8[#]、9[#]、10[#]、11[#]、19[#] 用 Circle 2 表示, 12[#]、13[#]、14[#]、23[#]、24[#] 用 Circle 3 表示。

2.1 呼吸暴露风险评估

本暴露评估模型中空气浓度值采用环境空气 TSP 中重金属平均含量, 呼吸途径下非致癌计算风险值结果见表 3 所示。研究发现, 随着焚烧炉距离增加, 重金属的风险逐渐降低, 表明焚烧炉对周边环境空气中重金属含量有明显影响, 该结果与 Hu et al.^[4] 的结

果类似。各重金属经呼吸暴露的危害商值大小顺序为: $1 > \text{Cd} > \text{Cr} > \text{Ni} > \text{As}$ 。Cd 在 Circle 1 范围内, 对于儿童和成人的非致癌健康风险达到了 0.938, 其在 Circle 2 和 Circle 3 值分别为 0.903 和 0.214; 对于成人和儿童 Cr 在 Circle 1 值均为 0.798, 在 Circle 2 为 0.559。Ni 和 As 在整个研究区域的最大值分别为 0.466 和 0.333 远低于安全值。研究结果发现儿童和成人的暴露风险值相同, EPA 最新的评估方法^[23]采用空气中重金属含量(如 $\text{mg}\cdot\text{m}^{-3}$), 而不是基于 IR(Inhalation rate, $\text{m}^3\cdot\text{h}^{-1}$)和体重算出来的(如 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$)重金属摄入量作为暴露量的基本单位(Exposure metric), 使得计算结果相同, 类似文献也印证了这一结果^[7]。

经呼吸暴露途径下重金属致癌风险指数如表 4 示, 与非致癌危害商值结果类似, 经呼吸暴露致癌风险指数随距焚烧炉距离增大, 风险指数降低。研究区域成人致癌风险明显高于儿童。Cr 的 CR 值比其他元素高 2~3 个数量级, 如: 其儿童的呼吸暴露致癌风险在 Circle1、Circle2 和 Circle3 分别为 5.75×10^{-4} 、 4.02×10^{-4} 和 2.15×10^{-4} 。成人的风险值更高, 分别为 2.30×10^{-3} 、 1.61×10^{-3} 和 8.59×10^{-4} , 均已超出了 10^{-4} 。事实上本研究中 Cr 的含量为总铬, 但因计算时无总 Cr 的相关参数, 故参考相关文献的做法^[7, 24], 采用了 Cr(VI) 的值, 可能使最终评价结果偏高, As 和 Pb 在整个研究区域最大值分别为 $1.84\text{E}-06$ 和 $1.60\text{E}-06$, 均在可接受范围($10^{-6} \sim 10^{-4}$)内, 表明整个研究区域内本研究中的元素经呼吸暴露的致癌风险较低, 各金属致癌风险

表 3 经呼吸吸入途径的危害商值

Table 3 Non-carcinogenic risks via inhalation exposure

元素	儿童			成人		
	Circle 1	Circle 2	Circle 3	Circle 1	Circle 2	Circle 3
Ni	4.66E-01	3.43E-01	2.14E-01	4.66E-01	3.43E-01	2.14E-01
Cd	9.38E-01	9.03E-01	4.98E-01	9.38E-01	9.03E-01	4.98E-01
As	3.33E-01	3.24E-01	3.15E-01	3.33E-01	3.24E-01	3.15E-01
Cr	7.98E-01	5.59E-01	2.98E-01	7.98E-01	5.59E-01	2.98E-01

表 2 重金属元素的 SFo 、 IUR 、 $RfDo$ 、 $GIABS$ 、 $RfCi$ 值

Table 2 Concentration of SFo 、 IUR 、 $RfDo$ 、 $GIABS$ 、 $RfCi$ for As and other metal

项目	As	Cd	Cr(VI)	Cu	Pb	Ni	Tl	Zn	Hg
SFo	1.5E+00	—	5.0E-01	—	2.8E-01	—	—	—	—
IUR	4.3E-03	1.8E-03	8.4E-02	—	8.0E-05	—	—	—	—
$RfDo$	3.0E-04	1.0E-03	3.0E-03	4.0E-02	—	5.0E-02	1.0E-05	3.0E-01	3.0E-04
$GIABS$	1	0.025	0.025	1	1	1	1	1	1
$RfCi$	1.5E-05	2.0E-05	1.0E-04	—	—	1.0E-04	—	—	—

注: —表示无相关数据。

表 4 经呼吸吸入途径的致癌风险指数

Table 4 Carcinogenic risks via inhalation exposure

元素	儿童			成人		
	Circle 1	Circle 2	Circle 3	Circle 1	Circle 2	Circle 3
As	1.84E-06	1.79E-06	1.74E-06	7.37E-06	7.17E-06	6.96E-06
Cr	5.75E-04	4.02E-04	2.15E-04	2.30E-03	1.61E-03	8.59E-04
Pb	1.60E-06	1.47E-06	1.02E-06	6.38E-06	5.88E-06	4.09E-06

顺序为 Cr>As>Pb。

2.2 皮肤暴露风险评估

经皮肤粘滞途径的非致癌暴露风险评价结果如表 5 所示, 儿童经皮肤暴露的危害商值低于成人,Cr 风险值明显大于其他元素。经皮肤暴露的危害商值顺序为 1>Cr>Tl>As>Hg>Cu>Cd>Zn。随着距焚烧炉距离的增加,Cu、Cr 经皮肤暴露的非致癌健康风险逐渐降低,Zn 先降低后增加,Tl、Hg、As 先增加后降低。没有表现出像环境空气中那样明显的规律性,可能由以下原因造成:其一、现有土壤监测技术规范不适于环境空气来源的污染的健康风险评价,根据土壤采样技术规范采集的是 0~20 cm 的土壤,又进行了充分混合,导致采集的土壤不能客观反映焚烧炉降尘中重金属含量;其二、研究区域土壤中重金属污染物来源多样,调查发现研究区域有五金厂、皮革制造、镀膜厂、农业科技园等可能产生重金属的工厂企业,土壤的数据不能真正反映垃圾焚烧带来的污染累积。David L 等^[6]研究了 Newcastle upon Tyne 的焚烧炉周边 163 个土壤样品(采样深度 0~5 cm)后也发现焚烧炉周围的铸造厂、养殖场、沥青厂等人为活动会影响周围土壤中重金属含量,导致研究单独的污染源(如焚烧炉)对土壤重金属含量贡献变得十分困难;意大利学者^[3]在研究了意大利比萨地区某焚烧炉 0~4 km 范围内 100 个土壤样品(采样深度 0~20 cm)后发现,其他污染源对焚烧炉周边土壤中重金属的影响导致单纯评价焚烧炉影响变得很困难。因此,目前的采样方式可能无法客观评估焚烧炉对周边环境的健康影响,下一步将依据环境健康的特殊性,仅采集无扰动表层土(0~3 cm),同时皮肤粘附风险计算考虑采用空气降尘替代土壤数据,可以考虑用刷子,扫表面降尘,可能更客观的反应焚烧带来的影响。

重金属经皮肤粘滞暴露的致癌风险如表 6 所示,整个研究区域成人致癌风险高于儿童,3 种重金属致癌风险依次为 10⁻⁴>As>Pb>Cr。

2.3 经口暴露风险评估

本研究主要考虑的是非饮食(Non-dietary

表 5 经皮肤粘滞途径的危害商值

Table 5 Non-carcinogenic risks via dermal contact exposure

元素	儿童			成人		
	Circle 1	Circle 2	Circle 3	Circle 1	Circle 2	Circle 3
Cu	4.32E-04	2.58E-04	2.10E-04	5.49E-04	3.28E-04	2.67E-04
Zn	1.66E-04	1.43E-04	3.14E-04	2.12E-04	1.82E-04	4.00E-04
Cd	1.84E-04	1.84E-04	2.50E-04	2.34E-04	2.34E-04	3.19E-04
Tl	2.78E-02	3.80E-02	3.35E-02	3.54E-02	4.84E-02	4.26E-02
Cr	3.03E-01	2.82E-01	1.77E-01	3.85E-01	3.59E-01	2.26E-01
As	1.16E-02	1.22E-02	1.20E-02	1.48E-02	1.55E-02	1.53E-02
Hg	3.88E-03	1.47E-02	3.09E-03	4.94E-03	1.87E-02	3.93E-03

表 6 经皮肤粘滞途径的致癌暴露风险

Table 6 Carcinogenic risks via dermal contact exposure

元素	儿童			成人		
	Circle 1	Circle 2	Circle 3	Circle 1	Circle 2	Circle 3
Cr	1.62E-06	1.51E-06	9.50E-07	8.25E-06	7.68E-06	4.83E-06
As	1.87E-05	1.95E-05	1.94E-05	9.52E-05	9.94E-05	9.85E-05
Pb	3.19E-06	2.73E-06	3.14E-06	1.62E-05	1.39E-05	1.60E-05

ingestion)行为下的经口暴露,非致癌健康风险评估结果如表 7 所示, 整个研究区域儿童的风险值高于成人,出现这一结果原因可能是:儿童尤其是婴儿的非营养性吮吸行为非常普遍,如:Takaya et al.^[25]和Rochat et al.^[26]等研究发现将手放到嘴(Hand to mouth)这种行为在早产儿和满月的孩子中非常普遍;Warren et al.^[27]研究了爱荷华州(Iowa)大量的儿童的非营养性吮吸行为,研究结果发现这种行为在出生婴儿的比例非常高,并有相当大的比例在 3~4 岁仍然这样。本研究另一个需要引起关注的结果是:Tl 在研究区域儿童经口暴露风险值在 Circle 1 接近安全值 1,而在Circle 2 和 Circle 3 高于安全值 1,可能跟以下两个原因有关:一是跟中国土壤中 Tl 背景值高有关,中国土壤中铊背景值为0.292~1.172 mg·kg⁻¹(且东部高于西部,南部高于北部)^[28],本研究中土壤中铊的含量为1~2.07 mg·

表 7 经口暴露途径的危害商值

Table 7 Non-carcinogenic risks via ingestion exposure

元素	儿童			成人		
	Circle 1	Circle 2	Circle 3	Circle 1	Circle 2	Circle 3
Cu	1.54E-02	9.21E-03	7.51E-03	1.65E-03	9.87E-04	8.04E-04
Zn	5.94E-03	5.12E-03	1.12E-02	6.36E-04	5.49E-04	1.20E-03
Cd	1.64E-03	1.64E-03	2.24E-03	1.76E-04	1.76E-04	2.40E-04
Tl	9.95E-01	1.36E+00	1.20E+00	1.07E-01	1.46E-01	1.28E-01
Cr	2.70E-01	2.52E-01	1.58E-01	2.90E-02	2.70E-02	1.70E-02
As	1.39E-01	1.45E-01	1.43E-01	1.48E-02	1.55E-02	1.54E-02
Hg	9.70E-04	3.67E-03	7.72E-04	1.04E-04	3.94E-04	8.27E-05

kg^{-1} 略高于背景,而评估方法采用美国 EPA 推荐的模型,美国土壤中 Tl 背景含量仅为 $0.2 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ^[29];二是跟 Tl 的生物毒性有关,铊在生物体内急性毒性远高于 Hg、Cd、Pb、Zn、Cu 的毒性^[30],从表 2 各元素的 $Rfdo$ 值也可以看到其毒性远大于其他元素,因此导致研究区域 Tl 含量虽然比背景略高,但其对儿童的经口暴露非致癌健康风险却超出了安全范围。整个研究区域的其他元素的非致癌健康风险则均在安全范围内,整个研究区域经口暴露的非致癌健康风险的大小顺序为 $\text{Tl} > \text{Cr} > \text{As} > \text{Cu} > \text{Zn} > \text{Cd} > \text{Hg}$ 。

经口暴露的致癌风险评估结果见表 8,整个研究区域重金属的致癌风险值儿童高于成人,顺序为 $10^{-4} > \text{Cr} > \text{Pb} > \text{As}$ 。

表 8 经口暴露途径的致癌风险

Table 8 Carcinogenic risks via ingestion exposure

元素	儿童			成人		
	Circle 1	Circle 2	Circle 3	Circle 1	Circle 2	Circle 3
Cr	1.45E-06	1.35E-06	8.48E-07	6.20E-07	5.78E-07	3.64E-07
As	2.23E-07	2.32E-07	2.31E-07	9.54E-08	9.96E-08	9.88E-08
Pb	1.14E-06	9.76E-07	1.12E-06	4.89E-07	4.18E-07	4.81E-07

2.4 危害指数

如表 9 所示,为了说明这些重金属经不同途径对人体产生的综合影响,本研究将研究区域重金属经呼吸、皮肤粘滞和经口暴露途径的危害阈值相加,得到整个研究区域各重金属危害指数 HI (Hazard index)。发现对于儿童,Cr 在 Circle 1 和 Circle 2 的值分别为 1.37 和 1.09,对于成人,其在 Circle 1 为 1.21,均超过了安全值 1,而 Tl 对于儿童则在 Circle 1、Circle 2 和 Circle 3,分别为 1.02、1.40 和 1.23。但是 Cr 超过安全值的幅度并不大,考虑到本评估中采用 Cr(VI)的参数评价总 Cr 的风险,可以认为研究区域不存在 Cr 的

表 9 整个研究区域各点的 HI 值

Table 9 Value of HI in the study area

元素	儿童			成人		
	Circle 1	Circle 2	Circle 3	Circle 1	Circle 2	Circle 3
Ni	4.66E-01	3.43E-01	2.14E-01	4.66E-01	3.43E-01	2.14E-01
Cu	1.58E-02	9.47E-03	7.72E-03	2.20E-03	1.31E-03	1.07E-03
Zn	6.10E-03	5.26E-03	1.15E-02	8.48E-04	7.31E-04	1.60E-03
Cd	9.40E-01	9.05E-01	5.00E-01	9.38E-01	9.03E-01	4.99E-01
Tl	1.02E+00	1.40E+00	1.23E+00	1.42E-01	1.94E-01	1.71E-01
Cr	1.37E+00	1.09E+00	6.33E-01	1.21E+00	9.45E-01	5.41E-01
As	4.83E-01	4.81E-01	4.70E-01	3.63E-01	3.55E-01	3.46E-01
Hg	4.85E-03	1.84E-02	3.86E-03	5.04E-03	1.91E-02	4.01E-03

非致癌健康风险。对于儿童整个区域 Tl 的危害指数均 > 1 ,表明其对儿童存在一定的非致癌健康风险。其他元素如 Ni、Cu、Zn、Cd、As、Hg 等在研究区域危害指数(个别暴露途径由于缺少参数没完全统计)最大值分别为: 4.66×10^{-1} 、 1.58×10^{-2} 、 1.15×10^{-2} 、 9.40×10^{-1} 、 4.83×10^{-1} 、 1.91×10^{-2} ,均小于安全值 1。整个研究区域的综合危害指数大小顺序为 $\text{Cr} > \text{Tl} > \text{Cd} > \text{As} > \text{Ni} > \text{Cu} > \text{Zn} > \text{Hg}$,而且发现儿童和成人之间的 HI 区别并不明显,主要原因是儿童和成人的呼吸暴露危害商值相同,儿童经口暴露风险高,而皮肤粘滞风险较低,加和后导致儿童和成人的 HI 值差别不大。

3 结论

(1)研究区域儿童和成人 As、Pb 经呼吸暴露、皮肤粘滞和经口暴露致癌风险值均小于安全值 10^{-4} ,Cr 经呼吸暴露致癌风险高于 10^{-4} 。As、Pb 和 Cr 经呼吸暴露致癌风险值随焚烧炉距离增加而降低。

(2)对于非致癌健康风险,研究区域儿童和成人经呼吸暴露(Cd、Cr、Ni、As)、皮肤粘滞(Zn、Cd、Cu、Hg、As、Tl、Cr)和经口暴露(Cr、As、Cu、Zn、Cd、Hg)途径暴露风险值小于安全值 1。Tl 在 Circle 2 和 Circle 3 存在儿童经口暴露致癌风险。经呼吸暴露非致癌健康风险随焚烧炉距离增加而降低,经口暴露和皮肤粘滞暴露风险由于采用土壤数据评估,随焚烧炉距离变化情形复杂,表明目前土壤采样方法可能不适用于健康风险评估。

(3)整个研究区域各重金属经不同途径(呼吸暴露、皮肤粘滞和经口暴露)的综合危害指数除 Tl(儿童)和 Cr 外均在安全值内,HI 大小顺序为: $\text{Cr} > \text{Tl} > \text{Cd} > \text{As} > \text{Ni} > \text{Cu} > \text{Zn} > \text{Hg}$ 。

参考文献:

- [1] ZHANG D Q, TAN S K, GERSBERG, et al. Municipal solid waste management in China: Status, problems and challenges[J]. *Journal of Environmental Management*, 2010, 91(8): 1623–1633.
- [2] Li M, Hu S, Xiang J, et al. Characterization of Fly Ashes from two Chinese municipal solid waste incinerators[J]. *Energy & Fuels*, 2003, 17(6): 1487–1491.
- [3] Bretzel F and Calderisi M. Contribution of a municipal solid waste incinerator to the trace metals in the surrounding soil[J]. *Environmental Monitoring and Assessment*, 2011, 182(1): 523–533.
- [4] Hu C-W, Chao M-R, Wu K-Y, et al. Characterization of multiple airborne particulate metals in the surroundings of a municipal waste incinerator in Taiwan[J]. *Atmospheric Environment*, 2003, 37(20): 2845–2852.

- [5] Koehler A, Peyer F, Salzmann C, et al. Probabilistic and technology-specific modeling of emissions from municipal solid-waste incineration [J]. *Environmental Science & Technology*, 2011, 45 (8): 3487-3495.
- [6] Rimmer D L, Vizard C G, Pless-Mullooli T, et al. Metal contamination of urban soils in the vicinity of a municipal waste incinerator; One source among many [J]. *Science of the Total Environment*, 2006, 356 (1-3): 207-216.
- [7] Hu X, Zhang Y, Ding Z, et al. Bioaccessibility and health risk of arsenic and heavy metals (Cd, Co, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn and Mn) in TSP and PM_{2.5} in Nanjing, China [J]. *Atmospheric Environment*, 2012, 57 (12): 146-152.
- [8] Mahbub P, Ayoko G A, Goonetilleke A, et al. Impacts of traffic and rain-fall characteristics on heavy metals build-up and wash-off from urban roads [J]. *Environmental Science & Technology*, 2010, 44 (23): 8904-8910.
- [9] Karlsson K, Viklander M, Scholes L, et al. Heavy metal concentrations and toxicity in water and sediment from stormwater ponds and sedimentation tanks [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2010, 178 (1-3): 612-618.
- [10] Zheng N, Liu J, Wang Q, et al. Health risk assessment of heavy metal exposure to street dust in the zinc smelting district, Northeast of China [J]. *Science of the Total Environment*, 2010, 408 (4): 726-733.
- [11] Birch G F, McCready S. Catchment condition as a major control on the quality of receiving basin sediments (Sydney Harbour, Australia) [J]. *Science of the Total Environment*, 2009, 407 (8): 2820-2835.
- [12] 曾光明, 卓利, 钟政林, 等. 水环境健康风险评估模型 [J]. 水科学进展, 1998, 9 (3): 9-14.
ZENG Guang-ming, ZHUO Li, ZHONG Zheng-lin, et al. Assessment models for water environmental health risk analysis [J]. *Advances In Water Science*, 1998, 9 (3): 9-14.
- [13] Man Y B, Sun X L, Zhao Y G, et al. Health risk assessment of abandoned agricultural soils based on heavy metal contents in Hong Kong, the world's most populated city [J]. *Environment International*, 2010, 36 (6): 570-576.
- [14] Wang Y, Qiao M, Liu Y, et al. Health risk assessment of heavy metals in soils and vegetables from wastewater irrigated area, Beijing-Tianjin city cluster, China [J]. *Journal of Environmental Sciences*, 2012, 24 (4): 690-698.
- [15] 常静, 刘敏, 李先华, 等. 上海地表灰尘重金属污染的健康风险评估 [J]. 中国环境科学, 2009, 29 (5): 548-554.
CHANG Jing, LIU min, LI Xian-hua. Primary research on health risk assessment of heavy metals in road dust of Shanghai [J]. *China Environmental Science*, 2009, 29 (5): 548-554.
- [16] Ma J, Singhirunnusorn W. Distribution and health risk assessment of heavy metals in surface dusts of maha sarakhm municipality [J]. *Procedia-Social and Behavioral Sciences*, 2012, 50 (6): 280-293.
- [17] Díaz R V, Rosa Dominguez E. Health risk by inhalation of PM_{2.5} in the metropolitan zone of the city of Mexico [J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2009, 72 (3): 866-871.
- [18] 段小丽, 王宗爽, 李琴, 等. 基于参数实测的水中重金属暴露的健康风险研究 [J]. 环境科学, 2011, 32 (5): 1329-1339.
DUAN Xiao-li, WANG Zong-shuang, LI Qin, et al. Health risk assessment of heavy metals in drinking water based on field measurement of exposure factors of Chinese people [J]. *Environmental Science*, 2011, 32 (5): 1329-1339.
- [19] Mari M, Nadal M, Schuhmacher M, et al. Exposure to heavy metals and PCDD/Fs by the population living in the vicinity of a hazardous waste landfill in Catalonia, Spain: Health risk assessment [J]. *Environment International*, 2009, 35 (7): 1034-1039.
- [20] Xue M, Yang Y, Ruan J, et al. Assessment of Noise and heavy metals (Cr, Cu, Cd, Pb) in the ambience of the production line for recycling waste printed circuit boards [J]. *Environmental Science & Technology*, 2011, 46 (1): 494-499.
- [21] EPA U. The Screening level (RSL) Tables (Last updated May 2012) [R]. 2012.
- [22] EPA U. Risk assessment guidance for superfund [R] / Part A: Human Health Evaluation Manual; Parte E, Supplemental Guidance for Dermal Risk Assessment. 2011.
- [23] Risk assessment guidance for superfund Volume I: Human health evaluation manual (Part F, Supplemental Guidance for Inhalation Risk Assessment) [R]. 2009: 1-4.
- [24] Kurt-Karakus P B. Determination of heavy metals in indoor dust from Istanbul, Turkey: Estimation of the health risk [J]. *Environment International*, 2012, 50: 47-55.
- [25] Takaya R, Yukuo K, Bos A F, et al. Preterm to early post term changes in the development of hand-mouth contact and other motor patterns [J]. *Early Human Development*, 2003, 75: 193-202.
- [26] Rochat P, Blass E M, Hoffmeyer L B. Oropharyngeal control of hand-mouth coordination in newborn infants [J]. *Developmental Psychology*, 1988, 24 (4): 459-463.
- [27] Warren Jj Fau - Levy S M, Levy Sm Fau - Nowak A J, Nowak Aj Fau - Tang S, et al. Non-nutritive sucking behaviors in preschool children: A longitudinal study [J]. *Pediatric Dentistry*, 2000, 22 (3): 187-191.
- [28] Wenqi Q, Yalei C, Jieshan C. Indium and thallium background contents in soils in China [J]. *International Journal of Environmental Studies*, 1992, 40 (4): 311-315.
- [29] 肖唐付, 陈敬安, 洪冰, 等. 铊的土壤污染及其环境影响 [J]. 矿物岩石地球化学通报, 2003, 22 (2): 140-143.
XIAO Tang-fu, CHEN Jing-an, HONG Bing. Thallium contamination in soils and its environmental impact [J]. *Bulletin of Mineralogy Petrology and Geochemistry*, 2003, 22 (2): 140-143.
- [30] Peter A L J, Viraraghavan T. Thallium: A review of public health and environmental concerns [J]. *Environment International*, 2005, 31 (4): 493-501.