

合肥市城区地表灰尘重金属分布特征及环境健康风险评估

李如忠,周爱佳,童芳,吴亚东,张萍,喻佳

(合肥工业大学资源与环境工程学院,合肥 230009)

摘要:以安徽省合肥市城区为研究区域,采集居住区、商业区、工业区、文教区、交通区和公园绿地等 6 种功能用地共 52 个点位的地表灰尘,探析重金属 Zn、Pb、Cu、Cd 和 Cr 在不同功能区的分布特征,并以美国环保署 (US EPA) 推荐的健康风险评估模型,分别就儿童和成人 2 个群体在不同功能区、不同暴露途径下的重金属致癌和非致癌健康风险进行评估. 结果表明,合肥市地表灰尘重金属污染相当严重,Cd、Zn 平均值分别为安徽省土壤背景值的 46 和 37 倍,Cu 和 Pb 为 3~5 倍,Cr 为 1.5 倍. 地表灰尘中 Cr 和 Cd 的致癌风险分别为 3.22×10^{-7} 和 2.26×10^{-9} ,低于 US EPA 推荐标准 10^{-6} ;成人非致癌总风险为 0.212,儿童则为 1.259,超出了安全阈值 1.0,表明合肥市地表灰尘已对儿童身体健康构成危害. 经手-口直接摄取是健康风险的主要暴露途径. 不同功能区非致癌总风险大小排序为:工业区 > 公园绿地 > 商业区 > 文教区 > 居住区 > 交通区,重金属非致癌风险大小排序为:Pb > Cr > Zn > Cd > Cu.

关键词:地表灰尘;重金属;暴露参数;暴露途径;健康风险评估;合肥市

中图分类号:X502; X503.1 文献标识码:A 文章编号:0250-3301(2011)09-2661-08

Distribution of Metals in Urban Dusts of Hefei and Health Risk Assessment

LI Ru-zhong, ZHOU Ai-jia, TONG Fang, WU Ya-dong, ZHANG Ping, YU Jia

(School of Resources and Environmental Engineering, Hefei University of Technology, Hefei 230009, China)

Abstract: This study focused on the characterization and the health risk assessment of heavy metals in the dust of Hefei City, China. Samples were collected from fifty two sampling points covering six land-use types. Most of the sites were impervious ground such as residential, commercial, industrial, educational and traffic areas, as well as public landscapes and city squares. Concentrations of Zn, Pb, Cu, Cd and Cr were measured to investigate their distribution and evaluate their risk to human health. The US EPA Health Risk Assessment Model was employed to evaluate the carcinogenic and non-carcinogenic risks of heavy metals to child and adult, respectively. The results showed that concentrations of Cd and Zn were 46 and 37 times higher than soil background values, respectively. The concentrations of Cu and Pb were 3-5 times, and Cr concentration was 1.5 times higher than the soil background values of Anhui Province. The carcinogenic risk indexes of Cr and Cd were 3.22×10^{-7} and 2.26×10^{-9} , respectively, which were lower than the soil management standard of the US EPA, i. e. 1.0×10^{-6} . The total non-carcinogenic hazard index of the five metals for adults was only 0.212, but for children it reached to 1.259 and exceeded the safety threshold value (1.0), suggesting that the adverse health impact on children exposure to metals in urban dusts were relatively serious in Hefei. The ingestion of dust particles was the major exposure pathway for health risk. The orders of non-carcinogenic hazard indexes of land-use types and heavy metals were industrial area > public landscapes and city squares > commercial area > educational area > residential area > traffic area, and Pb > Cr > Zn > Cd > Cu, respectively.

Key words: urban dust; heavy metal; exposure factor; exposure pathway; health risk assessment; Hefei City

城市是人类活动最为强烈的地区,其环境受到人类活动的深刻影响,工业生产、交通、城市工程建设和居住等导致土壤和灰尘中污染物大量富集. 地表灰尘作为城市地表分布最为广泛的污染物载体之一,是城市非点源污染的主要来源^[1, 2],也是威胁城市居民身体健康的重要潜在风险因素^[3, 4]. 在城市地表灰尘中,富集较为明显和研究较多的有毒有害物质主要包括重金属及持久性难降解有机污染物^[5-8]. 由于重金属元素的难降解性和持久性,因此被称为“化学定时炸弹”. 在一定动力条件(风力、机动车碾压及人群活动等)作用下,地表灰尘颗粒

物经再悬浮过程进入大气,成为危害环境系统和人类健康的重要环境介质^[9, 10]. 儿童由于有较多的手-口活动以及免疫力低下等原因,更易受到灰尘中污染物的危害^[11]. 此外,城市地表灰尘还可以通过污染食物和水环境间接地影响城市环境质量和危害人类健康^[12, 13].

随着人们对城市环境质量及身体健康的关注,

收稿日期:2010-10-26;修订日期:2010-11-08
基金项目:安徽省科技攻关计划重点项目(07010302165);合肥工业大学大学生创新性实验计划项目(CXSY10130)
作者简介:李如忠(1970~),男,博士,教授,主要研究方向为水环境保护与环境风险评估,E-mail:Lrz1970@163.com

地表灰尘重金属污染逐渐成为国内外研究的热点问题^[3,11-18]. 目前,我国环境污染的健康风险评价,主要还是集中在工业污染场地方面^[19,20]. 在少量涉及地表灰尘重金属健康风险的研究中,尚存在暴露途径考虑不全面或暴露途径参数设置和暴露量计算方法不一致等问题^[18]. 因此,开展健康风险评价模型参数取值和评价理论方法的应用研究仍很必要. 本研究将在探析中国人群暴露量模型参数取值的基础上,以安徽省合肥市为对象,分析地表灰尘重金属(Zn、Pb、Cu、Cd 和 Cr)含量的空间分布特征,重点就不同暴露途径、不同功能区儿童和成人 2 个群体的地表灰尘重金属致癌、非致癌风险进行评估,以期为合肥市环境健康风险评价提供技术支持和背景数据,也为国内外相关研究提供借鉴.

1 材料与方法

1.1 研究区域

合肥市为安徽省省会,是一座以轻工业为主的城市,为全国区域性综合交通枢纽城市之一. 近年来,合肥市人口增长很快,城市规模迅速扩大. 截至 2008 年 6 月,市域总面积达 7 029 km²,总人口 498 × 10⁴. 其中,市区建成区面积 224 km²,市区人口 156 × 10⁴. 与此同时,合肥市机动车数量也呈快速增长的势头. 据统计,到 2009 年 5 月,合肥市区机动车保有量达 24 × 10⁴ 辆. 合肥市大型工业企业不多,能产生明显大气污染的工业点源则更少. 2008 年,全市 SO₂ 排放量达 29 669 t,公路交通氮氧化物排放量占 2 626 t. 近年来,伴随着大规模的城市改造和城市基础设施建设,由工程施工带来的土壤灰尘成为合肥市大气污染物的最主要来源. 根据安徽省环境状况公报,2007 年合肥市空气质量达到优及良好天数的百分比为 82.2%,2008 年减少为 70.5%. 2009 年虽有所好转,但也仅为 87.4%,呈现较大的波动性.

1.2 样品采集与分析测试

为弄清合肥市不同功能区地表灰尘重金属的空间分布状况及其健康风险水平,按居住区(JZ)、商业区(SY)、工业区(GY)、文教区(WJ)、交通区(JT)、公园绿地(GL)等 6 个主要类别,选择具有代表性的样品采集点位(共计 52 个),采集不透水地面灰尘. 考虑到合肥市经济、商业、文化、娱乐活动以及住宅区等主要集中在二环以内,在采样点位的布设上对二环以内有所侧重,同时兼顾各主要新建城区.

这里,公园绿地涵盖了合肥市主要公园和大型

城市广场,包括逍遥津公园、包河公园、杏花公园、大蜀山森林公园以及胜利广场、和平广场、明珠广场和安徽省体育馆区等 8 处;商业区选择合肥市内主要商业圈和大型商场门口,包括三孝口商业圈、女人街、城隍庙、淮河路步行街、安徽大市场、百脑汇电子时代广场、元一时代广场等商业街区地面及家乐福和商之都的商场入口等共 9 处;文教区包括中国科学技术大学、合肥工业大学、安徽大学、安徽农业大学、安徽职业技术学院等高校园区及合肥大学城等 6 处;工业区选择合肥市内 4 个主要工业污染源,包括中盐红四方化工集团、马钢(合肥)钢铁有限公司、合肥电厂和安徽江淮汽车股份有限公司等,采样点位于厂区内的水泥或沥青路面;居住区选择具有一定规模的典型居民住宅小区,共计 15 处;交通区选择近 2 年来车流量相对较大的长江中路、宁国路、徽州大道、黄山路、屯溪路、阜阳路、当涂路等主要城市干道以及合肥火车站、合肥长途客运汽车站和南门换乘中心站停车场等 10 处.

2010 年 4~7 月,分别对各点位进行样品采集. 为获得分析测试所需的样品量,在每个样点的 5~7 m² 范围内,随机采集 5 个点位的灰尘(总量不低于 400 g),并充分混合代表该点样品. 采样在至少连续 7 d 不降雨后进行,以确保样品的代表性^[9]. 利用毛刷和塑料铲子采集灰尘,并以密封袋包装,共采集样品 52 份. 将样品在实验室内风干,过 100 目尼龙筛后,密封、干燥保存. 称取过筛后的样品 0.5 g 于聚四氟乙烯杯中,采用 HNO₃-HF-HClO₄ 加热消解. 重金属 Cd 采用石墨炉法,利用原子吸收光谱仪(PE-AA800,美国)测定;Zn、Pb、Cu 和 Cr 采用火焰法,由原子吸收分光光度计(WFX-130A,中国)测定. 所有样品均做相应的试剂空白,并以标准溶液进行质量控制. 随机抽取 1 个样品做 5 次重复测定,各元素相对标准偏差均小于 10%.

1.3 暴露量模型

地表灰尘重金属进入人体的途径主要有 3 种,即经手-口途径直接摄入、呼吸系统吸入和皮肤接触等. 本研究的 5 种重金属对人体都具有慢性的非致癌风险,且 Cd、Cr 还同时具有致癌风险. 对于非致癌性效应,上述 3 种暴露途径的长期日均暴露量计算式为^[21,22]:

$$ADD_{oral} = c \times \frac{IR_{oral} \times EF_{oral} \times ED_{oral}}{BW \times AT}$$

(1)

$$ADD_{inh} = c \times \frac{IR_{inh} \times EF_{inh} \times ED_{inh}}{PEF \times BW \times AT}$$

(2)

$$\text{ADD}_{\text{dermal}} = c \times \frac{\text{SA} \times \text{SL} \times \text{ABS} \times \text{EF}_{\text{dermal}} \times \text{ED}_{\text{dermal}}}{\text{BW} \times \text{AT}} \quad (3)$$

式中, ADD_{oral} 、 ADD_{inh} 和 $\text{ADD}_{\text{dermal}}$ 分别表示经手-口途径直接摄入、呼吸吸入和皮肤接触途径的长期日平均暴露量 [$\text{mg} \cdot (\text{kg} \cdot \text{d})^{-1}$]; c 表示地表灰尘重金属含量 ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$); IR_{oral} 表示经手-口途径摄入灰尘速率 ($\text{mg} \cdot \text{d}^{-1}$), IR_{inh} 表示呼吸速率 ($\text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$); EF_{oral} 、 EF_{inh} 和 $\text{EF}_{\text{dermal}}$ 分别表示 3 种途径的年暴露频率 ($\text{d} \cdot \text{a}^{-1}$); ED_{oral} 、 ED_{inh} 和 $\text{ED}_{\text{dermal}}$ 分别为 3 种途径的暴露年限 (a); BW 为平均体重 (kg); AT 为平均暴露时间 (d); PEF 为颗粒物排放因子 ($\text{m}^3 \cdot \text{kg}^{-1}$); SA 为暴露皮肤面积 (cm^2); SL 为皮肤黏着度 [$\text{mg} \cdot (\text{cm}^2 \cdot \text{d})^{-1}$]; ABS 为皮肤吸收因子。

对于致癌性效应,需将个体在儿童期和成人期的总暴露量,平摊到整个生命周期中。US EPA 对 Cd 和 Cr 只给出了经呼吸吸入途径的致癌斜率因子,因此本研究将仅就呼吸暴露途径 Cd 和 Cr 致癌风险进行评估,相应的长期日平均暴露量按式(4)计算^[3]。

$$\text{LADD}_{\text{inh}} = \frac{c}{\text{PEF} \times \text{AT}} \times \left(\frac{\text{EF}_{\text{inh}}^{\text{child}} \times \text{IR}_{\text{inh}}^{\text{child}} \times \text{ED}_{\text{inh}}^{\text{child}}}{\text{BW}^{\text{child}}} + \frac{\text{EF}_{\text{inh}}^{\text{adult}} \times \text{IR}_{\text{inh}}^{\text{adult}} \times \text{ED}_{\text{inh}}^{\text{adult}}}{\text{BW}^{\text{adult}}} \right) \quad (4)$$

式中, LADD_{inh} 表示基于人体生命周期的吸入途径终生日均暴露量 [$\text{mg} \cdot (\text{kg} \cdot \text{d})^{-1}$]; $\text{IR}_{\text{inh}}^{\text{child}}$ 和 $\text{IR}_{\text{inh}}^{\text{adult}}$ 分别表示儿童和成人的呼吸速率 ($\text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$); $\text{EF}_{\text{inh}}^{\text{child}}$ 和 $\text{EF}_{\text{inh}}^{\text{adult}}$ 分别表示儿童和成人的年暴露频率 ($\text{d} \cdot \text{a}^{-1}$); $\text{ED}_{\text{inh}}^{\text{child}}$ 和 $\text{ED}_{\text{inh}}^{\text{adult}}$ 分别表示儿童和成人的暴露年限 (a); BW^{child} 和 BW^{adult} 分别表示儿童和成人的平均体重 (kg); AT 为致癌物的平均暴露时间 (d); c 和 PEF 的含义同上。

1.4 暴露参数取值

暴露参数是健康风险评价中的主要技术参数,参数值选择的合适与否直接关系到评价结果的科学性、合理性^[23]。因此,对于暴露参数的取值问题,应该给予格外的关注,这也是当前国内相关研究的薄弱环节。尽管美国环保署(US EPA)已就暴露参数提出了一些参考数据,但这些都是针对美国人群。由于人种和地区差异,很多参数值不能代表亚洲人群的暴露特征。因此,日本、韩国等国家在参考 US EPA 暴露参数手册框架的基础上,根据本国国民的具体特点,制定了自己的暴露参数手册^[23]。欧洲国家也基于 US EPA 暴露参数手册框架,开发了适合于欧

洲居民特点的暴露参数数据库^[23]。相比而言,我国无论是卫生部门还是环保部门,在暴露参数方面都还没有一套标准或手册可供参考。目前,国内已有学者开始这方面的调查研究工作,并取得了初步成果。

王喆等^[24]在调查研究的基础上,指出 2~12 岁儿童春秋、夏、冬季皮肤暴露面积分别为 860、2 160、430 cm^2 ; 20~80 岁女性,春秋、夏、冬季暴露面积分别为 1 530、3 820、760 cm^2 , 男性则为 1 690、4 220、850 cm^2 。本研究中,儿童皮肤暴露面积取不同季节的平均值 1 150 cm^2 ,成人则取男、女性不同季节平均值 2 145 cm^2 。目前,对“儿童”概念的界定还不统一,按联合国儿童基金会的有关条例,0~18 岁的未成年人都可归为儿童,而医学界则以 0~14 岁未成年人为儿科的研究对象,我国也将儿童规定为 0~14 岁。正因如此,儿童体重具有很大的不确定性。王宗爽等^[25]的研究发现,12 岁以下中国儿童与美国儿童之间,体重差别不是很明显。根据该研究,中国成年男性平均体重为 62.7 kg, 女性为 54.5 kg。本研究中儿童体重取 US EPA 推荐值,即 15 kg;成人则取男、女性的平均体重,即 58.6 kg。王宗爽等^[25,26]调查发现,0~14 岁阶段,中国儿童呼吸速率为 4.7~12.2 $\text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$, 平均值与文献[6]的 7.63 $\text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ 接近,因此儿童呼吸速率不妨取 7.63 $\text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ 。根据王宗爽等^[26]的研究,中国成年人在 19~44 岁阶段,长期暴露呼吸速率达到最高峰,男性为 13.9 $\text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$, 女性为 11.8 $\text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$, 这与 US EPA 的男、女性成年人推荐值^[27](男性 15.2 $\text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$, 女性 11.3 $\text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$) 较为接近。本研究中,不妨对成人长期暴露呼吸速率取男、女性的平均值,即 12.8 $\text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ 。假设经手-口直接摄取、呼吸吸入和皮肤接触等 3 种途径的暴露频率大小相等,参照文献[3, 11]和 US EPA 推荐值^[21],不妨对儿童暴露频率取 320 d。成人因工作、生活等需要而长期暴露在露天环境,故可将暴露频率取为 350 d。根据中国卫生统计年鉴^[28],我国男性人口的平均寿命为 69.6 岁, 女性为 73.3 岁,本研究拟取平均值 71.4 岁。考虑到个人卫生和行为习惯等方面的差异以及我国城市空气中浮尘相对较高的客观事实,本研究拟对城市居民手-口途径摄取灰尘速率取值稍高于 US EPA 推荐值,即儿童取 250 $\text{mg} \cdot \text{d}^{-1}$,成人取 150 $\text{mg} \cdot \text{d}^{-1}$ 。其它参数取值,见表 1。

1.5 健康风险的表征

对于非致癌风险,通常利用危害商来度量,即危害商 $\text{HQ} = \text{ADD}/\text{RfD}$ 。式中, RfD 表示污染物的参考

剂量. 对于多污染物多暴露途径情形,非致癌总风险 HI 可以表示为^[3,22]:

$$HI = \sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^n HQ_{ij} = \sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^n ADD_{ij}/RfD_{ij} \quad (5)$$

式中,ADD_{ij}、RfD_{ij}分别表示第*i*种污染物第*j*种暴露途径下的暴露量和参考剂量. 若 HQ 或 HI < 1, 认为风险较小或可以忽略;当 HQ 或 HI > 1 时,认为存在非致癌风险.

表 1 暴露量计算模型部分参数取值

Table 1 Partial exposure factors for dose models		
参数	取值	文献
<i>c</i>	地表灰尘含量平均值	本研究
ED _{oral} = ED _{inh} = ED _{dermal}	6 (儿童), 24 (成人)	[21, 22]
AT	ED × 365 (非致癌物), 71.4 × 365 (致癌物)	[21, 22]
PEF	1.36 × 10 ⁹	[21, 22]
SL	0.2 (儿童), 0.07 (成人)	[3]
ABS	0.001	[3]

对于致癌风险,一般采用终生日暴露量与致癌斜率因子的乘积来度量,即 $R = LADD \times SF$. 其中, SF 为致癌斜率因子. 对于多污染物多暴露途径,致癌总风险 R_{Total} 可以表示为^[3,22]:

$$R_{Total} = \sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^n R_{ij} = \sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^n LADD_{ij} \times SF_{ij} \quad (6)$$

式中, LADD_{ij}、SF_{ij}分别表示第*i*种污染物在第*j*种暴露途径下的终生日均暴露量和相应的致癌斜率因子. 通常认为,当致癌风险低于 10⁻⁶ ~ 10⁻⁴ 时,是可以接受的.

2 结果与分析

2.1 地表灰尘重金属含量空间分布特征

采用 SPSS 软件,对灰尘重金属含量进行基础统计描述,得到参数统计结果,见表 2. 由表 2 可以看出,5 种重金属的偏度系数都大于 0,除 Cd 和 Zn 较

表 2 地表灰尘重金属含量参数统计

Table 2 Statistic values of heavy metal concentrations in urban dusts							
统计参数	粒径 /μm	重金属含量/mg·kg ⁻¹					文献
		Zn	Pb	Cu	Cd	Cr	
最大值/mg·kg ⁻¹		4374.75	601.83	299.23	9.642	578.64	
最小值/mg·kg ⁻¹		1071.42	34.41	14.25	1.212	43.43	
平均值/mg·kg ⁻¹		2332.96	132.15	67.50	4.531	96.88	
标准差/mg·kg ⁻¹	<100	700.41	83.34	58.68	2.110	75.59	本研究
偏度系数		0.686	3.653	2.506	0.478	5.446	
峰度系数		0.219	19.451	6.711	-0.267	33.688	
95% UCL ¹⁾ /mg·kg ⁻¹		2527.95	155.36	83.84	5.118	117.92	
安徽省土壤背景值/mg·kg ⁻¹	ND ²⁾	62.0	26.6	20.4	0.097	66.5	[29]
北京	<100	219.2	54	45.6	1.1	86.6	[15]
上海	ND	687.25	212.94	186.41	0.97	218.91	[18]
保定	<150	416.0	279.0	177.0	2.84	225.0	[2]
长沙、株洲、湘潭市区	<125	2031.0	1503.0	180.3	56.01	ND	[16]
印度德里	<500	365.92	597.63	512.28	18.94	4816.94	[5]
加拿大渥太华	<100	101	33	38	0.33	42	[10]
塞尔维亚贝尔格莱德	ND	268.37	350.06	122.29	8.90	70.23	[30]

1) 95% UCL 表示灰尘重金属含量数据值的 95% 置信上限; 2) ND 表示无数据

接近正态分布外,其它 3 种重金属数据呈正偏态分布. 与安徽省土壤元素背景值相比,灰尘中 5 种重金属平均含量均超出了背景值,其中 Cd 平均值高达背景值的 46 倍, Zn 为背景值的 37 倍, Cu、Pb 为 3 ~ 5 倍,即便污染相对最轻的 Cr 也达到了 1.5 倍,表明合肥市地表灰尘重金属污染已相当严重. 与国内其它一些城市相比,合肥市灰尘重金属污染明显较北京市和加拿大渥太华市严重,但较保定市、长株潭(长沙、株洲、湘潭)市区、塞尔维亚贝尔格莱德市及印度德里市轻很多.

合肥城区不同功能区的 Zn、Pb、Cu、Cd 和 Cr 含量情况,见图 1. 可以看出,在不同功能区 Pb、Cr 总体上分布相对较为均匀, Cu、Zn 和 Cd 则表现出较为明显的空间异质性. 具体地说,对于 Zn,工业区平均含量最高,其它功能区平均含量则较为接近,但文教区的不同高校园区含量差异大;对于 Pb,各功能区 Pb 含量中位值较为接近,除工业区各采样点位含量差异明显外,其它各功能区的不同采样点 Pb 变化不显著;对于 Cu,居住区、商业区、工业区内 Cu 含量分布变异极为显著,而交通区的不同点位之间

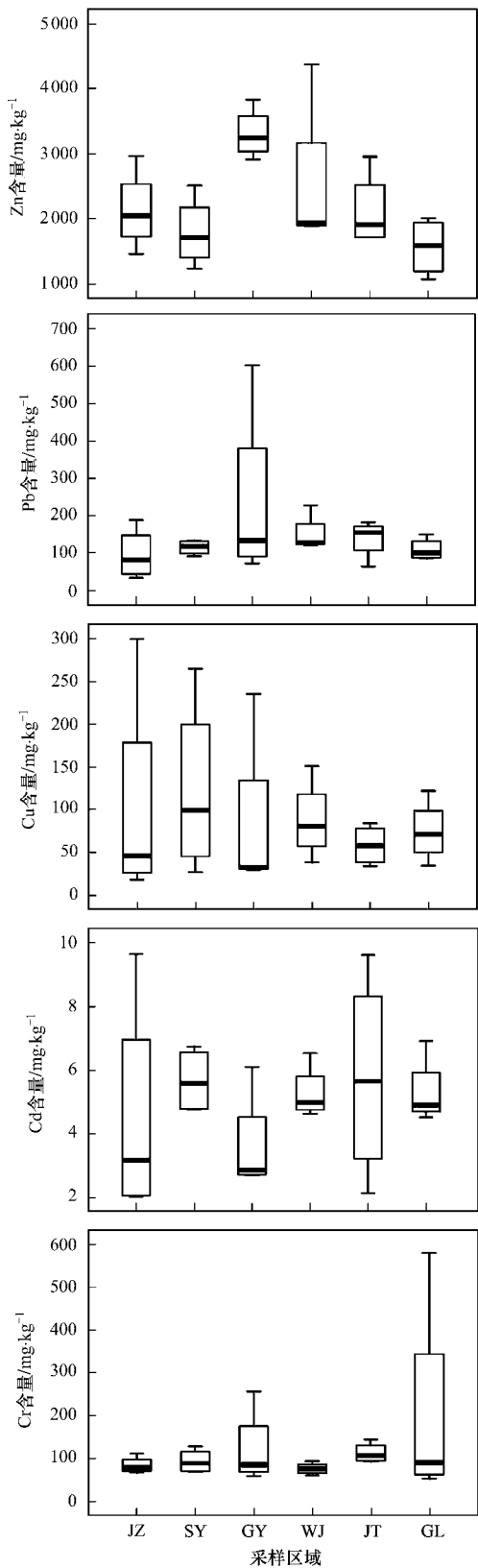


图1 不同功能区地表灰尘重金属含量箱状图

Fig.1 Boxplots of pollutant concentrations in urban dusts for different land-use types of Hefei City

著,特别是居住区和交通区内不同点位的变异性更大;对于Cr,除了公园绿地的不同采样点位含量差异显著外,其它各功能区的含量分布都相对较为均匀,特别是文教区和居住区。

根据分析测试结果,Zn最高浓度出现在合肥工业大学校园内,含量为 $4\,374.75\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$;Pb最高值出现在安徽江淮汽车股份有限公司,含量为 $601.83\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$;Cu、Cd和Cr的最高含量,分别出现在三里街附近的住宅小区($299.23\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)、世纪阳光花园住宅区($9.642\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)和安徽省体育馆区($578.64\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)。显然,除Pb最高含量出现在工业区外,其它4种重金属的最高浓度则出现在了文教区、住宅区和公园绿地等功能区内。

2.2 地表灰尘重金属健康风险评价

目前,对暴露量计算模型中暴露浓度的取值问题尚存在一些争议。US EPA推荐采用重金属含量数据的95%置信上限,即95% UCL计算风险^[21]。但一些学者认为,这样会过高估计风险发生的水平^[30,31]。为此,本研究采用重金属含量平均值估算地表灰尘健康风险。Zn、Pb、Cu、Cd和Cr的参考剂量RfD及Cd、Cr的致癌斜率因子SF,见表3^[18]。

由式(2)、式(4)及表3的致癌斜率因子SF,计算得到Cr、Cd经呼吸暴露途径的致癌风险,见表4。显然,在各功能区,Cr的致癌风险都较Cd高出很多(达2个数量级),但都低于 1.0×10^{-6} 。不同功能区Cr致癌风险大小排序为:工业区>公园绿地>商业区>交通区>居住区>文教区;Cd致癌风险大小排序为:公园绿地>文教区>商业区>居住区>交通区>工业区。总体上,合肥市地表灰尘Cr、Cd的致癌风险分别为 3.22×10^{-7} 和 2.26×10^{-9} ,都低于癌症风险阈值范围 $10^{-6}\sim10^{-4}$,表明合肥市地表灰尘重金属致癌风险总体较低,对人体不会造成健康危害。

针对儿童和成人这2个群体,重金属Zn、Pb、Cu、Cd和Cr在不同暴露途径、不同功能区的非致癌健康风险情况,见表5和表6。

由表5可以看出,不同暴露途径所带来的非致癌健康风险存在显著差异,而且同一暴露途径下儿童遭遇的健康风险均较成人高出很多。在3种暴露途径中,手-口直接摄入途径的非致癌风险都是最高的,其次为皮肤接触途径,经呼吸暴露途径的风险最小,而且手-口摄入风险远高于后两者。对于儿童群体,仅由手-口直接接触摄入的非致癌总风险就已达1.229,超过了安全阈值1.0,表明合肥市地表灰尘

变化不大;对于Cd,不同功能区Cd含量变化差异显

表 3 地表灰尘重金属不同暴露途径 RfD 和 SF

Table 3 Reference doses for non-carcinogenic metals and slope factors for carcinogenic metals

项目	Zn	Pb	Cu	Cd	Cr
RfD _{oral} /mg·(kg·d) ⁻¹	0.30	3.50×10 ⁻³	4.00×10 ⁻²	1.00×10 ⁻³	3.00×10 ⁻³
RfD _{inh} /mg·(kg·d) ⁻¹	0.30	3.52×10 ⁻³	4.02×10 ⁻²	1.00×10 ⁻³	2.86×10 ⁻⁵
RfD _{dermal} /mg·(kg·d) ⁻¹	0.06	5.25×10 ⁻⁴	1.20×10 ⁻²	1.00×10 ⁻⁵	6.00×10 ⁻⁵
SF _{inh} /kg·d·mg ⁻¹				6.30	42.0

表 4 不同功能区的致癌健康风险

Table 4 Individual carcinogenic risks for carcinogens metals in urban dusts from different land-use types

重金属	致癌风险 R					
	居住区	商业区	工业区	文教区	交通区	公园绿地
Cd	2.05×10 ⁻⁹	2.49×10 ⁻⁹	1.81×10 ⁻⁹	2.64×10 ⁻⁹	1.91×10 ⁻⁹	2.80×10 ⁻⁹
Cr	2.63×10 ⁻⁷	3.21×10 ⁻⁷	9.67×10 ⁻⁷	2.32×10 ⁻⁷	2.96×10 ⁻⁷	4.97×10 ⁻⁷
合计	2.65×10 ⁻⁷	3.23×10 ⁻⁷	9.71×10 ⁻⁷	2.35×10 ⁻⁷	2.98×10 ⁻⁷	5.01×10 ⁻⁷

表 5 不同暴露途径的非致癌健康风险

Table 5 Individual non-carcinogenic risks corresponding to different exposure pathways

人群	重金属	非致癌健康风险 HQ			非致癌总风险
		手-口直接摄入	呼吸吸入	皮肤接触	
儿童	Zn	0.114	2.55×10 ⁻⁶	5.23×10 ⁻⁴	1.259
	Pb	0.551	1.23×10 ⁻⁵	5.06×10 ⁻⁴	
	Cu	0.025	5.50×10 ⁻⁷	7.56×10 ⁻⁵	
	Cd	0.066	1.49×10 ⁻⁶	6.09×10 ⁻³	
	Cr	0.473	1.11×10 ⁻³	2.17×10 ⁻²	
	合计	1.229	1.13×10 ⁻³	2.89×10 ⁻²	
成人	Zn	0.019	1.20×10 ⁻⁶	9.55×10 ⁻⁵	0.212
	Pb	0.093	5.78×10 ⁻⁶	6.19×10 ⁻⁴	
	Cu	0.004	2.59×10 ⁻⁷	1.38×10 ⁻⁵	
	Cd	0.011	6.98×10 ⁻⁷	1.11×10 ⁻³	
	Cr	0.079	5.22×10 ⁻⁴	3.97×10 ⁻³	
	合计	0.206	5.28×10 ⁻⁴	5.81×10 ⁻³	

表 6 不同功能区的非致癌健康风险

Table 6 Non-carcinogenic risks of urban dusts in different land-use types of Hefei City

人群	重金属	非致癌健康风险 HQ					
		居住区	商业区	工业区	文教区	交通区	公园绿地
儿童	Zn	0.111	0.112	0.161	0.112	0.109	0.104
	Pb	0.471	0.503	0.992	0.618	0.443	0.629
	Cu	0.021	0.039	0.030	0.025	0.017	0.022
	Cd	0.066	0.080	0.058	0.084	0.061	0.089
	Cr	0.402	0.488	0.617	0.357	0.432	0.761
	合计	1.071	1.222	1.788	1.196	1.062	1.605
成人	Zn	0.019	0.019	0.027	0.019	0.018	0.018
	Pb	0.080	0.084	0.166	0.104	0.074	0.107
	Cu	0.004	0.007	0.005	0.004	0.003	0.004
	Cd	0.011	0.013	0.010	0.014	0.010	0.015
	Cr	0.068	0.083	0.105	0.060	0.077	0.128
	合计	0.182	0.206	0.313	0.201	0.181	0.272

已对儿童身体健康构成危害. 在这一暴露途径中, 暴露风险最大的是 Pb, 达到 0.551, 其次为 Cr(0.473) 和 Zn(0.114), Cu 风险最小(0.025). 在呼吸吸入途径, Cr 风险相对最大, 其次为 Pb, 最小的是 Cu; 而皮

肤接触途径风险最大的是 Cr, 其次是 Cd, 最小的也是 Cu. 成人群体总风险仅为 0.212, 表明地表灰尘重金属对成人健康的影响很小. 正是由于手-口直接摄入途径带来的健康风险最高, 因此勤洗手、洗脸极

为必要。总之,合肥市地表灰尘重金属对儿童的非致癌总风险 HI 已超过限值 1.0,达到了对儿童身体健康造成危害的程度,应引起重视。

由表 6 可以看出,就儿童群体而言,各功能区非致癌风险均超出了安全阈值 1.0,说明这些区域对于儿童身体健康都是不安全的,尤其是工业区和公园绿地处。不同功能区的灰尘重金属 Zn、Pb、Cu、Cd 和 Cr 非致癌总风险大小排序为:工业区 > 公园绿地 > 商业区 > 文教区 > 居住区 > 交通区。工业区中,暴露风险最大的是 Pb,达到 0.992,其次是 Cr (0.617) 和 Zn (0.161);公园绿地功能区中,风险最大的是 Cr,达到 0.761, Pb 也达 0.629;在商业区、文教区、居住区和交通区等功能区中,健康风险最大的也都是 Pb (0.443 ~ 0.618),其次是 Cr (0.357 ~ 0.488)。由此判定,重金属非致癌风险大小排序为: Pb > Cr > Zn > Cd > Cu。由于公园绿地健康风险高达 1.605,商业区也已达 1.222,儿童经常出入这些场所可能对身体不利。就成人群体而言,工业区非致癌总风险最高,其次是公园绿地,商业区与文教区风险相当,居住区与交通区的风险大小相同。但因各功能区的非致癌总风险均远小于 1.0,可以认为合肥市地表灰尘重金属对成人尚不构成健康危害。

3 讨论

本研究立足于中国人群暴露参数的调查统计结果^[23~26],结合 US EPA 推荐值,探析中国人群暴露参数的取值。近年来,暴露模型参数取值的本土化问题,日益引起人们的重视,但由于国内在相关方面的基础性研究较为薄弱,一些重要参数取值十分困难,甚至无法确定。本研究中,对于致癌风险的评价,仅涉及呼吸吸入暴露途径,就是由于受 US EPA 仅提出 Cd、Cr 经呼吸吸入途径的致癌斜率因子的影响。实际上,国内已有调查统计数据,由于受样本量、样本代表性等的限制,一些特征参数,如体重、寿命、皮肤暴露面积、呼吸速率等可能都还不是很准确,甚至前后矛盾^[25,26]。因此,加强健康风险评价中人体暴露参数的调查研究,建立适合中国人群的暴露参数数据库已迫在眉睫。此外,环境健康风险评价系统是一个充满不确定性的复杂系统,需要考虑由暴露参数不确定性带来的影响。针对这一问题,笔者将另文撰述。

公园绿地一般都被认为是城市空间中环境质量相对较好的场所,但在本研究中,无论是致癌还是非致癌风险,公园绿地都明显高于除工业区外的其它

功能区,包括通常认为是污染相对较为严重的交通区。究其原因,笔者以为,这可能与所选择的公园绿地类型以及地理位置有关。在研究的 8 个公园绿地中,城市广场占了一半,而这些场所基本都处在城市繁华区的交通干线旁,机动车辆和人口流动性大。再加上水泥或大理石地面所占比例较高,地面清扫不及时,容易导致灰尘堆积。合肥市境内产生明显大气污染的工业点源并不多,从分析测试结果看,中盐红四方化工集团和马钢(合肥)钢铁有限公司厂区内的不透水地面重金属含量也都不显著。从地表灰尘外观颜色来看,笔者以为,这可能与毗邻厂区出城干道(裕溪路)修建中裸露土方扬尘和沉降影响有关。此外,合肥市城区功能区划分并不明显,存在不同功能用地交叉、混杂现象,再加上人口和经济、商业活动等主要集中在二环以内,道路交口多、车辆拥堵较为严重,使得居住区受道路灰尘等影响大。本研究中的几所高校,也大多位于城市中心区,受道路交通降尘等污染影响明显。实际上,持续数年的城市道路改造和基础设施建设带来的扬尘污染,可能才是合肥市地表灰尘污染物的最大来源。

4 结论

(1)与安徽省土壤元素背景值相比,合肥市地表灰尘 5 种重金属平均含量均超出背景值,其中 Cd 平均值达到背景值的 46 倍, Zn 为背景值的 37 倍, Cu、Pb 为 3~5 倍, Cr 为 1.5 倍,表明合肥市地表灰尘重金属污染已相当严重。除 Pb 最高含量出现在工业区外,其它 4 种重金属最高浓度则出现在了文教区、住宅区和公园绿地等功能区内。

(2)合肥市地表灰尘 Cr 和 Cd 的致癌风险分别为 3.22×10^{-7} 和 2.26×10^{-9} , 低于癌症风险阈值范围 $10^{-6} \sim 10^{-4}$, 表明合肥市地表灰尘中 Cr 和 Cd 尚不致对人体造成致癌危害。但由于城市地表灰尘中致癌污染物并不局限于 Cr 和 Cd,可能还含有其它一些致癌污染物质(如多环芳烃类、其它致癌重金属等),因此合肥市城区地表灰尘的致癌风险可能还要高些。

(3)灰尘对儿童的非致癌总风险高达 1.259,高于成人的 0.212,并超出了安全阈值 1.0,表明合肥市地表灰尘已对儿童身体健康构成危害。不同功能区非致癌总风险大小排序为:工业区 > 公园绿地 > 商业区 > 文教区 > 居住区 > 交通区,重金属非致癌风险排序为: Pb > Cr > Zn > Cd > Cu。由于儿童经手-口直接摄取的非致癌总风险已达 1.229,因此养成

勤洗手、洗脸的卫生习惯非常必要。

参考文献：

[1] 尹澄清. 城市面源污染问题:我国城市化进程的新挑战[J]. 环境科学学报,2006,26(7):1053-1056.

[2] 郑小康,李春晖,黄国和,等. 保定城区地表灰尘污染物分布特征及健康风险评价[J]. 环境科学学报,2009,29(10):2195-2202.

[3] Ferreira-Baptista L, Miguel E D. Geochemistry and risk assessment of street dust in Luanda, Angola: a tropical urban environment [J]. Atmospheric Environment, 2005, 39 (25): 4501-4512.

[4] Timothy N M, Steven J B, Michael K S, *et al.* Trace metal pollutant load in urban runoff from a Southern California Watershed [J]. Journal of Environmental Engineering, 2005, 131 (7): 1073-1080.

[5] Banerjee A D K. Heavy metal levels and solid phase speciation in street dust of Delhi, India[J]. Environmental Pollution, 2003, 123 (1): 95-105.

[6] 常静,刘敏,侯立军,等. 城市地表灰尘的概念、污染特征与环境效应[J]. 应用生态学报,2007,18(5):1153-1158.

[7] Jeffrev N B, Barrie M P. Sources of heavy metals and polycyclic aromatic hydrocarbons in urban stormwater runoff [J]. Science of the Total Environment, 2006, 359 (1-3): 145-155.

[8] Zhang W, Zhang S C, Wan C, *et al.* Source diagnostics of polycyclic aromatic hydrocarbons in urban road runoff, dust, rain and canopy through fall[J]. Environmental Pollution, 2008, 153 (3): 594-601.

[9] Kose T, Yamamoto T, Anegawa A, *et al.* Source analysis for polycyclic aromatic hydrocarbon in road dust and urban runoff using marker compounds [J]. Desalination, 2008, 226 (1-3): 151-159.

[10] Rasmussen P E, Subramanian K S, Jessiman B J. A multi-element profile of house dust in relation to exterior dust and soils in the city of Ottawa, Canada [J]. Science of the Total Environment, 2001, 267 (1-3): 125-140.

[11] Mielke H W, Gonzalz C R, Smith M K, *et al.* The urban environment and children's health: soils as an integrator of lead, zinc and cadmium in New Orleans, Louisiana, USA [J]. Environmental Research, 1999, 81 (2): 117-129.

[12] Miguel E D, Iribarren I, Chacón E, *et al.* Risk-based evaluation of the exposure of children to trace elements in playgrounds in Madrid (Spain) [J]. Chemosphere, 2007, 66 (3): 505-513.

[13] Aelion C M, Davis H T, McDermott S, *et al.* Metal concentrations in rural topsoil in South Carolina: potential for human health impact [J]. Science of the Total Environment, 2008, 402 (2-3): 149-156.

[14] 张菊,陈振楼,许世远,等. 上海城市街道灰尘重金属铅污染现状及评价[J]. 环境科学,2006,27(3):519-523.

[15] 刘春华,岑况. 北京市街道灰尘的化学成分及其可能来源[J]. 环境科学学报,2007,27(7):1181-1188.

[16] 龙永珍,邹海洋,戴塔根. 长株潭市区近地表灰尘中重金属分布污染研究[J]. 中南大学学报(自然科学版),2010,41(4):1633-1638.

[17] Zheng N, Liu J S, Wang Q C, *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.

[18] 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价[J]. 中国环境科学,2009,29(5):548-554.

[19] 陈鸿汉,谌宏伟,何江涛,等. 污染场地健康风险评价的理论和方法[J]. 地学前缘,2006,13(1):216-223.

[20] 张厚坚,王兴润,陈春云,等. 典型铬渣污染场地健康风险评价及修复指导限值[J]. 环境科学学报,2010,30(7):1445-1450.

[21] US EPA. Risk Assessment Guidance for Superfund, Vol. I : Human Health Evaluation Manual [R]. Washington, DC: Office of Emergency and Remedial Response, 1989. 15-28.

[22] US EPA. Supplemental Guidance for Developing Soil Screening Levels for Superfund Sites [R]. Washington, DC: Office of Emergency and Remedial Response, 2002.

[23] 段小丽,聂静,王宗爽,等. 健康风险评价中人体暴露参数的国内外研究概况[J]. 环境与健康杂志,2009,26(4):370-373.

[24] 王喆,刘少卿,陈晓明,等. 健康环境评价中中国人皮肤暴露面积的估算[J]. 安全与环境学报,2008,8(4):152-156.

[25] 王宗爽,段小丽,刘平,等. 环境健康风险评价中我国居民暴露参数探讨[J]. 环境科学研究,2009,22(10):1164-1170.

[26] 王宗爽,武婷,段小丽,等. 环境健康风险评价中我国居民呼吸速率暴露参数研究 [J]. 环境科学研究,2009,22(10):1171-1175.

[27] US EPA. Exposure factors handbook [S]. Washington, DC: Office of Research and Development,1997. 130-134.

[28] 中华人民共和国卫生部. 2007 中国卫生统计年鉴[M]. 北京:中国协和医科大学出版社,2007. 207-208.

[29] 中国环境监测总站. 中国土壤元素背景值[M]. 北京:中国环境科学出版社,1990. 329-497.

[30] Ivan G, Rabia A G. Potential health risk assessment for soil heavy metal contamination in the central zone of Belgrade (Serbia) [J]. Journal of the Serbia Chemical Society, 2008, 73 (8-9): 923-934.

[31] Burmaster D E, Anderson P D. Principles of good practice for the use of Monte Carlo techniques in human health and ecological risk assessments [J]. Risk Analysis, 1993, 14 (4): 477-481.