

唐荣莉, 马克明, 张育新, 等. 2012. 北京城市道路灰尘重金属污染的健康风险评价[J]. 环境科学学报, 32(8): 2006-2015

Tang R L, Ma K M, Zhang Y X, et al. 2012. Health risk assessment of heavy metals of street dust in Beijing[J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 32(8): 2006-2015

北京城市道路灰尘重金属污染的健康风险评价

唐荣莉^{1, 2}, 马克明^{1, *}, 张育新¹, 毛齐正^{1, 2}

1. 中国科学院生态环境研究中心城市与区域生态国家重点实验室, 北京 100085

2. 中国科学院研究生院, 北京 100039

收稿日期: 2011-11-18

修回日期: 2012-01-14

录用日期: 2012-01-16

摘要: 道路灰尘是城市中一类重要的环境介质, 人群可通过吸入、摄食及皮肤接触 3 种途径摄入灰尘中的污染物, 长期暴露在灰尘环境中会对人体造成慢性伤害。为探索北京城市道路灰尘中重金属污染的潜在健康风险, 本研究于 2009 年对北京城市道路网络地表灰尘进行调查并获得有效样品 225 个。研究测定了样品中常见重金属 Cd、Cr、Cu、Mn、Ni 和 Pb 的总含量, 并应用美国环保署(U. S. EPA) 人体暴露风险评价方法进行评价。结果表明, 研究区域道路地表灰尘中重金属 Mn、Ni 的平均含量略低于北京市的土壤背景值, Cr 含量略高于土壤背景值, Cu、Pb 均值为背景值的 2~3 倍, Cd 含量几乎超出背景值的 5 倍。不同途径重金属慢性每日平均暴露量排序为: 手-口摄食途径 > 皮肤接触途径 > 吸入途径。重金属成人非致癌风险排序为 Cr > Mn > Pb > Cu > Ni > Cd, 儿童非致癌风险排序为 Cr > Pb > Mn > Cu > Ni > Cd, 均小于非致癌风险阈值; 重金属致癌风险排序为 Cr > Ni > Cd, 均低于致癌风险阈值, 其中以 Cr 和 Pb 的潜在健康风险最高。对比采样涉及的各行政区内儿童非致癌风险均值发现, 风险值随城市功能区定位呈现梯度变化, 即首都功能核心区 > 城市功能拓展区 > 城市发展新区。Cu、Ni 和 Pb 的健康风险与人口密度、建筑用地等因子显著相关, 其含量受人为活动的影响较大, 应加强管理控制其风险。

关键词: 道路灰尘; 重金属; 健康风险评价; 北京

文章编号: 0253-2468(2012)08-2006-10

中图分类号: X820.4

文献标识码: A

Health risk assessment of heavy metals of street dust in Beijing

TANG Rongli^{1, 2}, MA Keming^{1, *}, ZHANG Yuxin¹, MAO Qizheng^{1, 2}

1. State Key Laboratory of Urban and Regional Ecology, Research Center for Eco-Environmental Sciences, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100085

2. Graduate School of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100039

Received 18 November 2011;**received** in revised form 14 January 2012;**accepted** 16 January 2012

Abstract: Street dust is an important environmental pollutant in urban area. Long-term exposure to the dust environment would cause chronic damage through ways of inhalation, ingestion, and dermal taken. In order to evaluate the potential health risk of street dust in Beijing, an extensive survey was conducted in the urban areas within the Sixth-Ring Road. Totally 225 dust samples were collected from the street surfaces in September 2009 and their concentrations of Cd, Cr, Cu, Mn, Ni, and Pb were determined. Human health risk assessment method established by U. S. EPA was used to evaluate the potential health risk of those heavy metals in the street dust. Except for Mn and Ni, the average heavy metal concentrations in the street dust were all higher than the background values of Beijing, where Cr was slightly higher, Cu and Pb were 2~3 times higher, and Cd was 5 times higher than the background values. The way of chronic daily average exposure was ingestion > dermal taken > inhalation. The non-cancer risk of exposure was Cr > Mn > Pb > Cu > Ni > Cd for adult and Cr > Pb > Mn > Cu > Ni > Cd for children, while the cancer risk of exposure was Cr > Ni > Cd. All the risks were lower than the average risk thresholds of the heavy metals, and would therefore not cause carcinogenic health hazard to human body. Generally, the most potentially harmful heavy metals in Beijing urban area were Cr and Pb. Moreover, a comparison among the 14 districts of Beijing with the non-cancer risk for children showed that downtown > expanding urban area > developing urban area, indicating significant relationship with district function. The health risks of Cu, Ni, and Pb were correlated with population density and the proportion of built-up area. Therefore, proper measures should be taken for the dust risk management in terms of human activities.

Keywords: street dust; heavy metals; health risk assessment; Beijing

基金项目: 国家科技支撑计划(No. 2007BAC28B01); 国家重点基础研究发展计划(No. 2007CB407307); 城市与区域生态国家重点实验室自主项目

Supported by the National Key Technology Research and Development Program (No. 2007BAC28B01), the National Basic Research Program of China (No. 2007CB407307) and the State Key Laboratory of Urban and Regional Ecology Grant Program

作者简介: 唐荣莉(1984—)女, E-mail: tangtang832@163.com; * 通讯作者(责任作者) E-mail: mkm@ceees.ac.cn

Biography: TANG Rongli(1984—) female, E-mail: tangtang832@163.com; * **Corresponding author** E-mail: mkm@ceees.ac.cn

1 引言(Introduction)

道路地表灰尘是城市中一类重要的环境污染源,它是土壤颗粒、运输散落颗粒、大气沉降颗粒物、生物残渣及道路表面、轮胎磨损物等物质的混合体(常静等,2007)。在形成和移动过程中道路灰尘不断接纳汽车尾气排放及非尾气排放污染物(制动系统磨损物),并受到周围环境,如区域的工业设施、热力系统排放、建筑物风化、工程建设等污染排放的影响(Meza-Figueroa *et al.*, 2007; Zhang *et al.*, 2009)。在车辆和风的动力作用下,道路灰尘及其中携带的污染物会进入大气环境;同时,污染物可随雨水及城市路面清洁形成地表径流进入到附近土壤和水体中,进而威胁生态安全(Kim *et al.*, 1998; Pratt *et al.*, 2007)。

重金属是一类广泛存在的城市环境污染物,任何高含量的重金属都会对生物体造成威胁。城市中的微量重金属主要来自于地表灰尘再悬浮和交通排放(Pereira *et al.*, 2007),而Cd、Cr、Cu、Mn、Ni、Pb是城市中常见的几种重金属。Cd广泛用于电镀及多种制造业,主要源自与交通相关的润滑油、轮胎,以及肥料、杀虫剂生产制造或煤、垃圾焚烧等过程;Cr主要用于不锈钢、汽车零件、工具制造等;Cu广泛应用于机械制造、建筑业等,在城市中可能来自轴刹车系统磨损、混凝土、沥青、橡胶等;Mn含量通常较为稳定,主要来自冶金场地、钢铁厂;Ni常用于电子线路、玻璃、合金制造等;城市道路灰尘中的Pb主要来自石油产品、轮胎、润滑油脂及轴承磨损等,同时受道旁绿地杀虫剂、磷酸盐化肥的影响。此外,大气沉降、迁移也可能是其重要来源。直接暴露在灰尘环境中的人群可通过吸入、摄食及皮肤接触3种途径摄入灰尘中的污染物,道路灰尘在人体中的长期累积可能会对生物体造成慢性伤害。研究发现,重金属进入人体后会累积在脂肪组织中或沉积在循环系统中,进而影响消化、心血管和中枢神经系统或成为其它疾病的辅因子(Zheng *et al.*, 2010)。例如,含镉的烟雾和灰尘可经呼吸道吸入,造成急性、慢性中毒,镉化合物易积存于肝或肾脏中,还可导致骨质疏松;过多的铜进入体内可出现恶心、呕吐、急性溶血和肾小管变形等中毒现象;长期接触锰可引起类似帕金森综合症类的神经症状;慢性超量摄取镍可导致心肌、脑、肺、肝和肾退行性变;低浓度铅的慢性长期健康效应表现为影响大脑和

神经系统,并明显影响到儿童智力发育及表现行为异常等。一些金属对生物还具有致癌、致畸及致突变效应(Zheng *et al.*, 2010),例如,Pb和Cd为人体非必须元素,即使在非常低剂量的情况下依然会对人体造成伤害,尤其是Pb,在城市中具有来源广泛、迁移性较强、毒性较高、使用历史长等特点,在道路灰尘中的含量尤其需要引起人们的重视。因此,评价高密度人口聚集区域人群面临的地表灰尘重金属风险,对于监测城市环境健康和管理环境具有重要意义。

道路灰尘健康风险评价是针对道路污染场地开展的基于人体健康的环境风险评价,其目的是通过评价污染物对人体健康造成危害的可能性和大小来指导污染防治决策。从《城市街道中的铅》一文发表以来(Day *et al.*, 1975),世界发达区域有关街尘对健康影响的研究至少已开展了近30年,主要涉及城市区域街道环境中灰尘的来源及化学成分(Fergusson *et al.*, 1986),街道灰尘中颗粒物的数量和尺寸(Acosta *et al.*, 2009),城市灰尘和土壤中重金属含量与尿液、血液中对应元素浓度的关系(Farago *et al.*, 1998),儿童的环境暴露量及行为效应(Gulson *et al.*, 2006),以及道路灰尘重金属风险评价等各个方面(Ferreira-Baptista *et al.*, 2005; Lu *et al.*, 2009; Zheng *et al.*, 2010)。虽然国内外学者均对城市中道路灰尘污染程度、污染分布特征、污染物来源及其健康效应均有所关注,但结合社会、经济因子的研究较少。因此,本研究使用与同类研究相一致的评价方法(Ferreira-Baptista *et al.*, 2005; 常静等,2009; 郑小康等,2009; 方凤满等,2010),即以美国环保署(U. S. EPA)提出的土壤重金属健康风险评价方法(U. S. EPA, 2001)作为基本参考,考虑居民的3条主要暴露途径并基于对北京市2009年夏季(雨季)道路灰尘的采样调查,对北京市六环以内地表灰尘中重金属潜在健康风险进行评价,并结合部分社会指标进行分析,以期探讨北京市居民暴露在道路灰尘环境中的潜在的健康风险,以及北京市不同行政区道路灰尘健康风险的差异及与社会因子的关系。

2 材料与方法(Materials and methods)

2.1 采样方案及数据获取

北京市位于华北平原北端,中心位于北纬39°54'20",东经116°25'29",全市平均海拔43.5 m,

区域气候为典型的暖温带半湿润大陆性季风气候,夏季高温多雨,冬季寒冷干燥,春、秋季短促。北京市常住人口在 2009 年底接近 1961 万,交通路网密集。采样时考虑道路网络为棋盘加环线及呈放射状的特征,对研究区进行均匀网格布点,五环内网格大小为 $1.5 \text{ km} \times 1.5 \text{ km}$,五环到六环之间以 $6 \text{ km} \times$

6 km 网格布点。在网格交叉口最近的路口采集道路灰尘样品,采样区域涉及北京市六环内的东城、西城、宣武、崇文、海淀、朝阳、石景山、丰台、大兴、昌平、顺义、房山、通州和门头沟共 14 区。具体样点设置如图 1 所示。

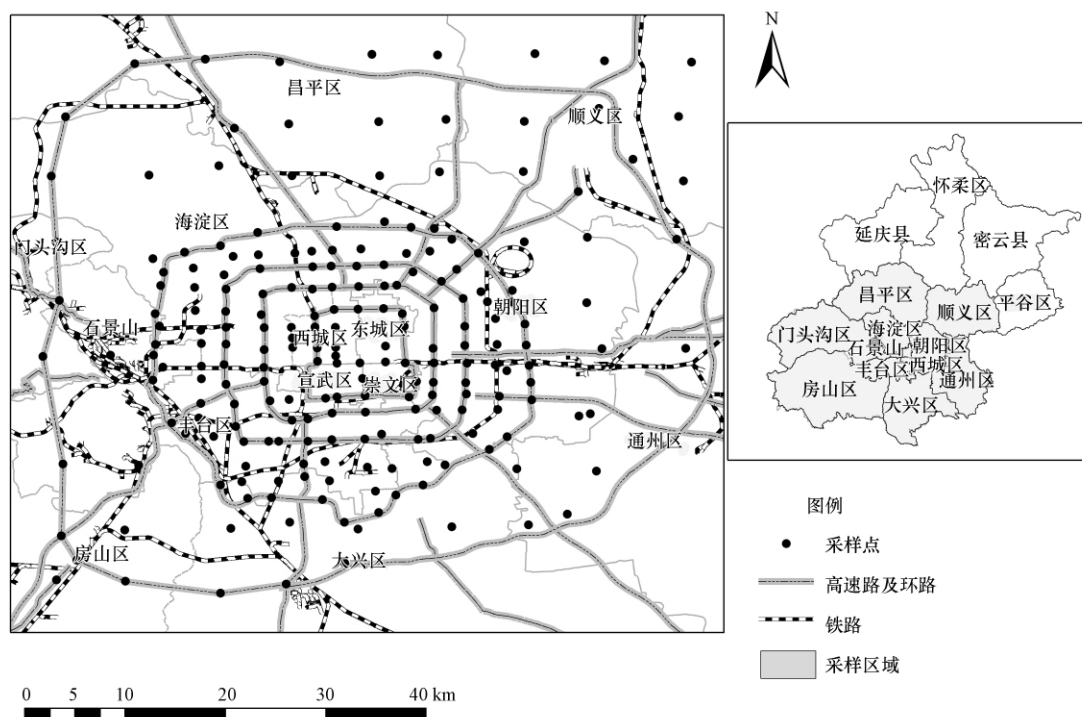


图 1 采样点分布图

Fig. 1 Location of study area and sampling sites

采样时间为 2009 年夏季,样品采集工作至少在雨后 3 天进行。采样时避开公交站、下水道口、建筑用地等容易造成干扰的位置,使用吸尘器收集道路交叉口周围区域 10 m 范围内的多个子样点,以其混合样品作为该点的代表样品,共获得有效地表灰尘样品 225 个。采样时详细记录样点坐标、周围土地利用特征。样品采集后用塑料小刷和小铲协助收集入塑料封口袋中带回实验室,自然风干、过 35 目孔径筛去除杂物后混合均匀。取一部分样品磨细,过 100 目尼龙筛后测定全量金属含量(鲍士旦 2000)。

本研究参考美国环保署 EPA3052 方法,采用微波消解法对样品进行预处理。称取 0.15 g (精确到 0.0001 g) 左右的灰尘样品放入消解罐中,使用 9 mL 浓硝酸、 3 mL 浓 HF 及 1 mL H_2O_2 的酸体系采用三步升温的方法进行消解。采用重金属标液 GSB04-1766-2004 和 GBW(E) 080003 配制标准曲线。使用 ICP-OES 测定 Cu、Pb、Cr、Ni、Mn 含量,ICP-MS 测定

Cd 含量。为保证回收率,每次消煮均采用 4 个国家标准土壤样品(gss-2)作为参比,并用超纯水做 4 个空白。分析样品的重复数为 30%,所测元素的回收率均在 $90\% \sim 105\%$ 之间。为保证样品不受污染,实验中使用的工具均不含金属成分,实验过程中使用试剂均为优级纯,试剂水均为超纯水。

2.2 暴露及风险评价方法

2.2.1 模型假设

本研究以 U. S. EPA 提出的土壤健康风险模型为基本框架,对北京居民暴露在灰尘中的风险进行评价。6 种重金属均具有慢性非致癌风险,其中 Cd、Cr、Ni 还具有致癌风险。模型假设街道附近的居民主要通过手-口摄食、皮肤接触和呼吸系统吸入灰尘这 3 种暴露途径摄入街道灰尘中的重金属,简单认为整个非致癌暴露风险可以通过不同元素在 3 条暴露途径的风险加和算出,不考虑各种金属进入人体的相互作用及污染物的毒性差异。由于缺乏灰尘排放特征基础参数的研究,本文中摄取

率、粒子释放量、挥发因子和生物暴露参数等数据参考国内场地环境评价指南(北京市环境保护科学研究院 2009; 胡二邦 2000), 以及美国环境保护署所提出的土壤健康评价的标准(U. S. EPA ,1996; U. S. EPA 2001) .

2.2.2 暴露量计算 污染物暴露量以单位时间、单位体重人体暴露的污染物量来表示, 式(1)~(3)分别为通过手-口摄食、皮肤接触和呼吸系统吸入3种方式所接触灰尘的日平均剂量(U. S. EPA ,2001) , 式(4)为致癌重金属吸入途径终身日平均暴露量. 现阶段评价标准中可获取的致癌风险参数仅有呼吸途径的数据, 缺乏摄食和皮肤摄入的数据, 故在本研究中仅考虑呼吸途径的致癌终身日平均暴露量.

$$ADD_{ing} = C \times \frac{IngR \times EF \times ED}{BW \times AT} \times 10^{-6} \quad (1)$$

$$ADD_{inh} = C \times \frac{InhR \times EF \times ED}{PEF \times BW \times AT} \quad (2)$$

$$ADD_{dermal} = C \times \frac{SA \times SL \times ABS \times EF \times ED}{BW \times AT} \times 10^{-6} \quad (3)$$

$$LADD_{inh} = \frac{C \times EF}{PEF \times AT} \times \left(\frac{InhR_{child} \times ED_{child}}{BW_{child}} + \frac{InhR_{adult} \times ED_{adult}}{BW_{adult}} \right) \quad (4)$$

式中, ADD_{ing} 为手-口摄食途径的灰尘颗粒日平均暴露量($mg \cdot kg^{-1} \cdot d^{-1}$), ADD_{inh} 为吸入途径的灰尘颗粒日平均暴露量($mg \cdot kg^{-1} \cdot d^{-1}$), ADD_{dermal} 为皮肤接触途径的灰尘颗粒日平均暴露量($mg \cdot kg^{-1} \cdot d^{-1}$), $LADD_{inh}$ 为致癌重金属吸入途径的终身日平均暴露量($mg \cdot kg^{-1} \cdot d^{-1}$), 其它参数的含义见表1. 在暴露量计算中, 致癌物和非致癌物的平均作用时间(AT)取值不同. 非致癌重金属暴露量计算中, 暴露时间($EF \times ED$)等于作用时间 AT, 而在致癌风险评价中, 暴露时间为暴露于污染物中的时间, 而作用时间 AT 为整个生命周期. 本研究根据场地评价中给定的极端情况下暴露年限(U. S. EPA ,2001) , 假定街道附近居民暴露年限为 30 年, 其中, 6 年为儿童期, 24 年为成年期, 致癌风险的作用年限为 70 年. 在进行非致癌风险的计算时, 分别计算儿童和成人的非致癌风险. 在致癌风险的计算时, 考虑儿童期和成人期两部分暴露量的加和然后平均到整个生命周期. 研究表明, 中国成年人平均皮肤总面积低于美国成年人 10% ~ 13% (王喆等 2008) , 故在暴露行为参数、皮肤参数的选取时, 主要依据国内的参考标准, 即场地环境评价导则(北京市环境保护科学研究院 2009) .

表1 地表灰尘重金属日平均暴露量计算参数含义及其取值

Table 1 Parameter values in average daily dose calculation models of heavy metals

项目	参数	单位	含义	儿童取值	成人取值	数据来源
基础参数	C	$mg \cdot kg^{-1}$	重金属浓度	95% UCL	95% UCL	本研究
暴露行为参数	ED	a	暴露年限	6	24	U. S. EPA ,1996; U. S. EPA 2001
	BW	kg	平均体重	15	55.9	北京市环境保护科学研究院 2009
	EF	$d \cdot a^{-1}$	暴露频率	350	350	北京市环境保护科学研究院 2009
	AT(非致癌作用)	d	平均作用时间	$365 \times ED$	$365 \times ED$	U. S. EPA ,1989
	AT(致癌作用)	d	平均作用时间	365×70	365×70	U. S. EPA ,1989
手-口直接摄入	IngR	$mg \cdot d^{-1}$	摄食灰尘量	200	100	U. S. EPA 2001
呼吸摄入	InhR	$m^3 \cdot d^{-1}$	空气摄入量	5	20	北京市环境保护科学研究院 2009
	PEF	$m^3 \cdot kg^{-1}$	颗粒物排放因子	1.32×10^9	1.32×10^9	北京市环境保护科学研究院 2009
皮肤接触	SL	$mg \cdot cm^{-2}$	皮肤附着因子	1	1	北京市环境保护科学研究院 2009
	SA	$cm^2 \cdot d^{-1}$	暴露的皮肤面积	1800	5000	北京市环境保护科学研究院 2009
	ABS	/	吸入因子	0.001	0.001	北京市环境保护科学研究院 2009

注: 95% UCL 为平均值的 95% 置信上限.

2.2.3 风险值的计算 本研究使用的模型假设中, 重金属的致癌及非致癌风险的具体表达如式(5)~(8)所示, 研究中使用慢性中毒的参考剂量用以评价非致癌风险. 假定受体接触的物质剂量在参考值内, 就认为没有危害; 若超过参考值, 则具有风险.

对暴露在街尘中的致癌风险的评价, 使用终身的日平均暴露量进行计算.

$$HQ = ADD / RfD \quad (5)$$

$$HI = \sum HQ_i \quad (6)$$

$$Risk = LADD \times SF \quad (7)$$

$$\text{Risk}_T = \sum \text{Risk}_i \quad (8)$$

式中, HQ 为非致癌风险商, 表征单种污染物通过某一途径的非致癌风险; ADD 为单种污染物的某一途径的非致癌风险量; RfD 为该途径的参考剂量(北京市环境保护科学研究院, 2009), 表示在单位时间、单位体重摄取的不会引起人体不良反应的污染物最大量($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$); HI 为某种污染物多种暴露途径下总的非致癌风险, 总 HI 为所有途径所有污染物总非致癌风险的加和. 一般认为, 当 HQ 或 $HI < 1$ 时, 风险较小或可以忽略, HQ 或 $HI > 1$ 时认为存在非致癌风险; 斜率系数(SF) (北京市环境保护科学研究院, 2009) 表示人体暴露于一定剂量某种污染物下产生致癌效应的最大概率($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$); $Risk$ 为致癌风险, 表示癌症发生的概率, 通常以单位数量人口出现癌症患者的比例表示, 若 $Risk$ 在 $10^{-6} \sim 10^{-4}$ 之间(即每 1 万人到 100 万人增加 1 个癌症患者), 认为该物质不具备致癌风险.

3 结果(Results)

3.1 北京市道路灰尘重金属含量特征

使用 SPSS 软件对重金属含量的原始数据进行分析, 结果如表 2 所示. 频率统计分析发现, 几乎所有元素的含量都存在右偏的特点, 即大部分样点的重金属含量都较低, 少数样点的重金属含量较高. 使用单样本 $K-S$ 方法进行数据的正态分布检验, 发现除 Mn 含量数据在未经转换的情况下近似符合正态分布外, 其它元素含量数据在经过对数转换或自然对数转换后, 均符合正态分布. 从表 2 中可以看出, 道路灰尘中 Mn 、 Ni 平均含量略低于北京市土壤背景值, Cr 平均年含量略高于北京市土壤背景值, Cu 、 Pb 均值基本为北京土壤背景值的 2~3 倍, Cd 均值超出北京市土壤背景值的倍数最高, 几乎超出 5 倍.

表 2 北京市道路灰尘重金属含量特征描述($n=225$)

Table 2 Summary of analytical results of heavy metals concentrations in urban street dust of Beijing($n=225$)

数据类型	Cd	Cr	Cu	Mn	Ni	Pb
全距	3.94	180.95	221.96	920.41	90.11	244.40
极小值	0.06	41.22	12.86	372.58	9.21	11.62
极大值	4.00	222.16	234.82	1292.99	99.33	256.02
平均值	0.47	77.36	63.73	564.12	23.60	50.79
95% UCL	0.44	77.17	63.60	564.12	23.43	50.49
极大值/极小值	66.67	5.38	18.26	3.47	10.78	22.03
北京市土壤背景值	0.074	68.1	23.6	705	29	25.4

注: 除“极大值/极小值”无量纲外, 其它数据单位均为 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$; 北京市土壤背景值源于文献(中国环境监测总站, 1990).

3.2 暴露量计算

本研究使用未经转换的 95% UCL 进行计算. 根据公式(1)~(3)和表 1 中所列出的参数计算了 3 种途径的单位体重日平均暴露量, 结果如表 3 所示. 各重金属非致癌风险暴露剂量的排序为 $Mn > Cr >$

$Cu > Pb > Ni > Cd$, 该排序与灰尘中重金属含量排序一致; 成人除在呼吸途径的暴露量略高于儿童外, 其余两个途径均为儿童的暴露量高于成人, 儿童的总暴露量为成人的 7.15 倍. 从不同暴露途径的暴露量来看, 呈现手-口摄食途径 $>$ 皮肤接触途径 $>$ 吸入

表 3 地表灰尘重金属不同途径暴露剂量

Table 3 Average daily doses for each metal and exposure pathway

元素	含量 $/(\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1})$	$ADD_{ing}/(\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1})$		$ADD_{inh}/(\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1})$		$ADD_{dem}/(\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1})$		$LADD_{inh}/(\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1})$
		儿童	成人	儿童	成人	儿童	成人	
Cd	0.44	5.69×10^{-6}	7.63×10^{-7}	1.08×10^{-11}	1.15×10^{-11}	5.11×10^{-8}	3.81×10^{-8}	4.89×10^{-11}
Cr	77.17	9.86×10^{-4}	1.33×10^{-4}	1.87×10^{-9}	2.00×10^{-9}	8.88×10^{-6}	6.62×10^{-6}	8.48×10^{-9}
Cu	63.60	8.13×10^{-4}	1.09×10^{-4}	1.54×10^{-9}	1.66×10^{-9}	7.32×10^{-6}	5.45×10^{-6}	—
Mn	564.12	7.21×10^{-3}	9.68×10^{-4}	1.37×10^{-8}	1.47×10^{-8}	6.50×10^{-5}	4.84×10^{-5}	—
Ni	23.43	2.99×10^{-4}	4.02×10^{-5}	5.67×10^{-10}	6.09×10^{-10}	2.70×10^{-6}	2.01×10^{-6}	2.57×10^{-9}
Pb	50.49	6.45×10^{-4}	8.66×10^{-5}	1.23×10^{-9}	1.31×10^{-9}	5.81×10^{-6}	4.33×10^{-6}	—

途径的特点. 就暴露剂量而言, 3种途径中, 手-口摄食途径占据了主导地位. 对儿童和成人而言, 手-口摄食途径的暴露剂量分别为总暴露量的 99% 和 95%. 根据公式(4)对 Ni、Cr、Cd 致癌重金属吸入途径终身平均暴露量进行计算, 结果发现, 3种元素暴露剂量排序为 Cr > Ni > Cd, 但三者的致癌风险暴露剂量均很低.

3.3 暴露的健康风险

表 4 列出了 6 种重金属的非致癌参考剂量 RfD (北京市环境保护科学研究院, 2009) 及成人和儿童的暴露风险值 HQ. 由表 4 可知, 非致癌总风险呈现

儿童高于成人的特征, 且各重金属的非致癌风险量为手-口摄食途径 > 皮肤接触途径 > 吸入途径. 其中, 儿童期手-口摄食途径和皮肤接触途径的非致癌风险分别占非致癌风险的 87% 和 12%, 成人期为 56% 和 43%. 单种重金属各途径的成人非致癌风险大小排序均为 Cr > Mn > Pb > Cu > Ni > Cd, 儿童非致癌风险与之类似, 但 Pb 的风险高于 Mn. Cr、Mn、Pb 比其余几种元素的非致癌风险高出 1~2 个数量级. 所有重金属各途径的叠加风险未超过 1, 即非致癌风险控制在安全限内.

表 4 非致癌暴露参考剂量及暴露风险值

Table 4 Hazard quotient and risk for each element and exposure pathway

群体	元素	RfD _{ing} /(mg·kg ⁻¹ ·d ⁻¹)	RfD _{inh} /(mg·kg ⁻¹ ·d ⁻¹)	RfD _{derm} /(mg·kg ⁻¹ ·d ⁻¹)	HQ _{ing}	HQ _{inh}	HQ _{derm}	HI
儿童	Cd	1.00 × 10 ⁻³	1.00 × 10 ⁻³	5.00 × 10 ⁻⁵	5.69 × 10 ⁻³	1.08 × 10 ⁻⁸	1.02 × 10 ⁻³	6.70 × 10 ⁻³
	Cr	5.00 × 10 ⁻³	2.86 × 10 ⁻⁵	2.50 × 10 ⁻⁴	1.97 × 10 ⁻¹	6.54 × 10 ⁻⁵	3.56 × 10 ⁻²	2.33 × 10 ⁻¹
	Cu	3.70 × 10 ⁻²	4.02 × 10 ⁻²	1.90 × 10 ⁻³	2.20 × 10 ⁻²	3.83 × 10 ⁻⁸	3.85 × 10 ⁻³	2.58 × 10 ⁻²
	Mn	4.70 × 10 ⁻²	1.40 × 10 ⁻⁵	2.40 × 10 ⁻³	1.54 × 10 ⁻¹	9.75 × 10 ⁻⁴	2.70 × 10 ⁻²	1.81 × 10 ⁻¹
	Ni	2.00 × 10 ⁻²	2.06 × 10 ⁻²	1.00 × 10 ⁻³	1.50 × 10 ⁻²	2.75 × 10 ⁻⁸	2.70 × 10 ⁻³	1.77 × 10 ⁻²
	Pb	3.50 × 10 ⁻³	3.52 × 10 ⁻³	5.25 × 10 ⁻⁴	1.85 × 10 ⁻¹	3.47 × 10 ⁻⁷	1.11 × 10 ⁻²	1.96 × 10 ⁻¹
	总计				5.79 × 10 ⁻¹	1.04 × 10 ⁻³	8.13 × 10 ⁻²	6.60 × 10 ⁻¹
成人	Cd	1.00 × 10 ⁻³	1.00 × 10 ⁻³	5.00 × 10 ⁻⁵	7.63 × 10 ⁻⁴	1.15 × 10 ⁻⁸	7.63 × 10 ⁻⁴	1.52 × 10 ⁻³
	Cr	5.00 × 10 ⁻³	2.86 × 10 ⁻⁵	2.50 × 10 ⁻⁴	2.65 × 10 ⁻²	7.01 × 10 ⁻⁵	2.65 × 10 ⁻²	5.30 × 10 ⁻²
	Cu	3.70 × 10 ⁻²	4.02 × 10 ⁻²	1.90 × 10 ⁻³	2.94 × 10 ⁻³	4.11 × 10 ⁻⁸	2.87 × 10 ⁻³	5.82 × 10 ⁻³
	Mn	4.70 × 10 ⁻²	1.40 × 10 ⁻⁵	2.40 × 10 ⁻³	2.06 × 10 ⁻²	1.05 × 10 ⁻³	2.01 × 10 ⁻²	4.18 × 10 ⁻²
	Ni	2.00 × 10 ⁻²	2.06 × 10 ⁻²	1.00 × 10 ⁻³	2.01 × 10 ⁻³	2.95 × 10 ⁻⁸	2.01 × 10 ⁻³	4.02 × 10 ⁻³
	Pb	3.50 × 10 ⁻³	3.52 × 10 ⁻³	5.25 × 10 ⁻⁴	2.48 × 10 ⁻²	3.73 × 10 ⁻⁷	8.25 × 10 ⁻³	3.30 × 10 ⁻²
	总计				7.76 × 10 ⁻²	1.12 × 10 ⁻³	6.05 × 10 ⁻²	1.39 × 10 ⁻¹

不同重金属元素的毒性存在差异, 本研究涉及的几种重金属的致癌效率在同等剂量下对人体的危害程度排序为 Cr > Cd > Ni, 结合北京市道路灰尘中这几种金属的平均暴露剂量计算结果(表 5)可知, 采样区域致癌重金属的暴露风险排序为 Cr > Ni > Cd. 单种重金属的致癌风险值及这 3 种元素总致癌风险均没超 10⁻⁶ ~ 10⁻⁴, 远远低于致癌风险的量级水平, 即可认为道路灰尘中重金属不具备致癌风险.

表 5 呼吸途径致癌风险暴露风险值

Table 5 Slope factors for carcinogens and the carcinogenic risks

重金属	SF _{inh} /(mg·kg ⁻¹ ·d ⁻¹)	暴露风险
Cd	6.4	3.13 × 10 ⁻¹⁰
Cr	42	3.57 × 10 ⁻⁷
Ni	0.84	2.16 × 10 ⁻⁹

3.4 北京市各行政单元儿童非致癌风险特征

北京市道路灰尘单种重金属元素的非致癌风险(HQ)均值均小于安全限值 1, 但儿童各种重金属多途径叠加的非致癌风险接近安全限 1, 甚至在某些采样点会超过 1, 其健康风险不容忽视. 因此, 本文以采样涉及的 14 个行政区域为基本单元结合儿童的非致癌风险及社会、经济等统计数据(北京市统计局, 2010)进行分析, 以期找出区域规律. 由图 2 可知, 除西城区外, 其它各行政区的儿童总非致癌风险值均控制在警戒线之内, 各区域的总 HI 值在 0.5 ~ 1.0 之间, 但靠近城市中央区域的儿童非致癌风险值高于城郊区域. 若将风险划分为 0.8 ~ 1.0、0.6 ~ 0.8 和 <0.6 三个梯度等级, 可以发现, 这 3 个等级所涵盖的区域恰好与北京市各区域的功能定位相对应, 即首都功能核心区 > 城市功能拓展区 >

城市发展新区,且首都功能核心区与拓展区的差异高于拓展区与发展新区的差异.采样涉及到的生态

涵养区仅有门头沟,且采样点较少,因而不纳入比较范围.

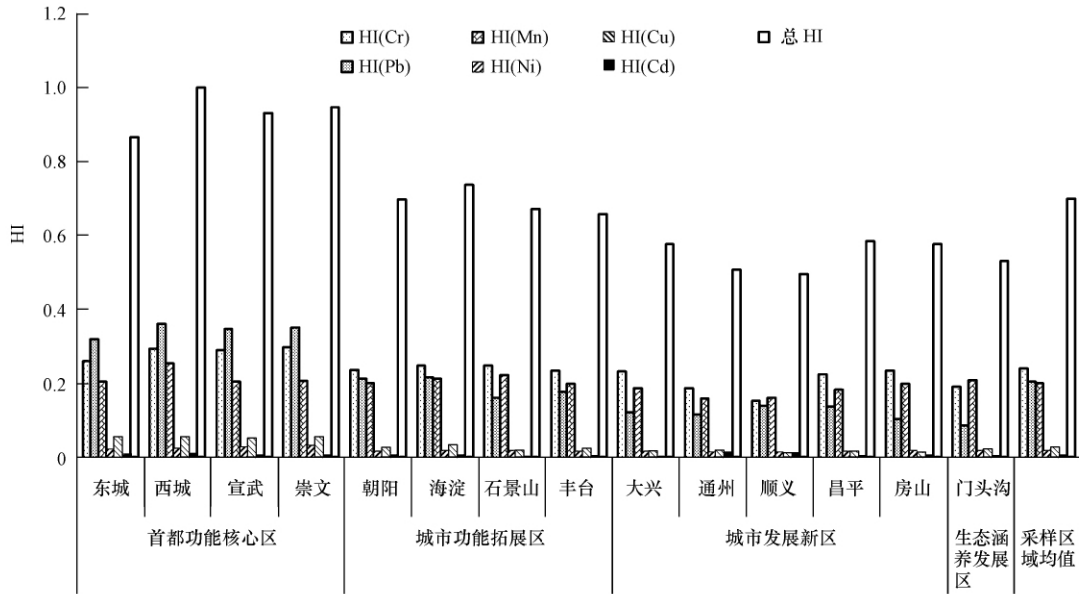


图 2 各行政区儿童非致癌风险值 Fig. 2 Non-cancer risks of each administrative district

3.5 北京市各行政单元儿童非致癌风险与社会因子的相关性

对北京市 2010 年统计年鉴(北京市统计局, 2010)和环境统计公报上的土地利用类型(农用地比例、建设用地比例、未利用地比例)、人口密度等因子的趋势进行观察,发现随城市功能定位的不同,这些因子均表现出明显的差异,而非致癌风险数据随不同功能区也呈现类似的变化.使用 Canoco 软件对各行政区道路灰尘中金属的儿童非致癌风险、社会环境等因子进行主成分分析(PCA)和冗余分析(RDA),探索各区儿童非致癌健康风险、社会环境因子的异同及它们之间的关系.分析结果以二维平面图的形式展示了三者之间的对应关系(图 3,图 4).

图 3 中的圆点代表采样涉及到的 14 个行政区划单位,排序图中矢量线表示各重金属的儿童非致癌风险,圆点之间的距离越近代表行政区域所涉及的各项健康风险特征越为类似.从图 3 可以看出,各行政区的分布基本与城市功能定位相对应,即地理上位置接近的区域,或处于城市同样发展环带的区域具有相似的特征.矢量线段间夹角的余弦代表各重金属儿童非致癌健康风险的相关性大小,发现 Pb、Cu 与 Ni 在各区域间的相关性较强,Cr 与 Mn 的夹角较小,其风险特征在各区域相似性较强.圆点

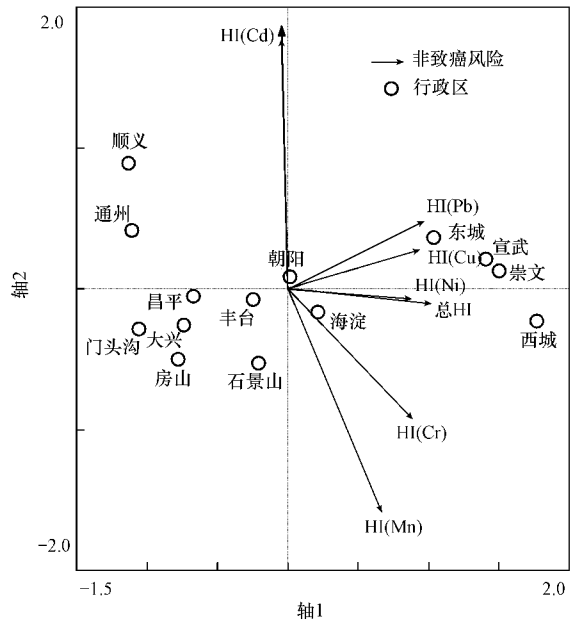


图 3 区域及儿童非致癌风险 PCA 分析 Fig. 3 The PCA order of the non-cancer risk indices of 14 districts

(代表某一行政区域)在某一矢量线段(代表某种重金属非致癌风险)上的投影离原点的距离越远,代表该区域某一金属的风险与总区域平均值的差异越大.投影位于矢量线段的正方向上,代表该区域的风险高于平均值,若位于矢量线段的延长线上,

代表风险低于平均值. 从图 3 可以看到, 首都功能核心区除 Cd 外, 其余元素的风险均高于整个研究区的平均值, 城市功能拓展区接近平均值, 而城市发展新区的风险低于平均值.

从图 4 可以看到, 人口密度、建筑用地比例、可支配收入呈现出同等的变化趋势. 耕地比例、农村人口纯收入、区域面积、区域人口、农用地比例、未利用地面积比例也呈现相同的趋势, 但与前 3 个因子表现为负相关. 结合风险特征分析发现, Pb、Cu、Ni 的非致癌健康风险及儿童总非致癌健康风险 (THI) 与建筑用地、人均可支配收入、人口密度具有相关性.

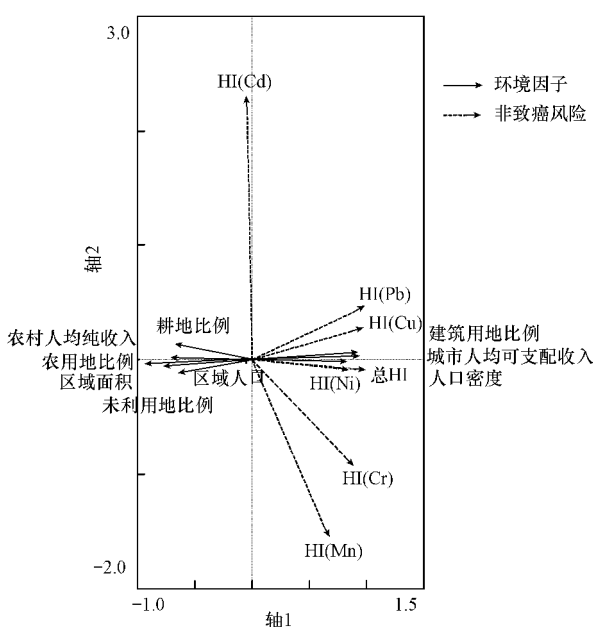


图 4 儿童非致癌风险与社会环境因子的 RDA 分析

Fig. 4 The RDA order of the non-cancer risk and social factors

4 讨论 (Discussion)

4.1 不确定性分析

本研究中道路灰尘的人体健康风险评价仅基于灰尘中部分常见重金属进行, 并未涉及到灰尘颗粒物对人体的物理性伤害或单独列出其中细粒子组分(如 $PM_{2.5}$ 、 PM_{10}) 的潜在威胁. 计算呼吸摄入量时, 颗粒物排放因子借用的是土壤参考值, 但道路灰尘含水量低, 灰尘更为松散, 且易受到风和车流的影响, 灰尘的实际排放因子应该高于土壤参考值, 故可能在一定程度上低估呼吸摄入部分的风险. 本研究使用夏季道路灰尘中重金属含量代替全年重金属含量, 也可能在一定程度上低估风险. 模

型使用暴露剂量代替摄入量, 也未考虑被相应组织器官所吸收的有效剂量等因素, 且保守估计的时间远长于真正的暴露时间, 故风险在该部分被高估. 本研究主要着眼于元素之间的比较和区域之间的横向比较, 对模型本身不足造成的误差不予过多讨论.

4.2 重金属污染程度探讨

从不同暴露途径的暴露量来看, 存在手-口摄食途径 > 皮肤接触途径 > 吸入途径的特点, 与同类研究的结果相同 (Ferreira - Baptista *et al.*, 2005; 常静等 2009; 方凤满等 2010). 若降低儿童通过手-口摄食途径的接触量, 能有效降低道路灰尘暴露风险.

本研究中道路灰尘的重金属含量与其它研究结果类似 (刘春华等 2007). 对比北京和西安、杭州、上海、宝鸡、乌鲁木齐等地道路灰尘中的重金属含量 (Wei *et al.*, 2010) 可以发现, 较国内其它城市而言, 北京道路灰尘中的 Cd、Cu、Cr、Ni 和 Pb 含量相对较低, 如本研究中的 Cd 含量虽然超出北京市土壤背景值约 5 倍, 但其含量依然低于其它城市; 北京道路灰尘中的 Pb 含量与乌鲁木齐相当, 为西安、杭州、上海等地道路灰尘中 Pb 含量的 1/5 到 1/6, 仅为宝鸡道路灰尘中 Pb 平均含量的 1/10, 即老工业城市道路灰尘中 Pb 的潜在威胁更高; 北京道路灰尘中 Cr 含量与杭州、乌鲁木齐相当, 且低于其它城市道路灰尘中的 Cr 含量; 北京道路灰尘中 Cu、Ni 含量低于其它城市.

影响总非致癌风险的因素主要为 Cr、Pb 和 Mn. 灰尘中的 Mn 含量在区域上变化不大, 其风险值较高主要是受地区土壤背景值影响; Cr、Pb 是常见的交通污染物和工业污染物, 其含量受石油产品、轮胎、工程建设等影响 (Hjortenkrans *et al.*, 2006), 因此需要加强对其控制使用.

4.3 基于区域特征的探讨

儿童铅的非致癌风险在各区域的变幅显著高于铬, 其中, 主城四区是 $HI(Pb)$ 高于 $HI(Cr)$, 其余区域为 $HI(Cr)$ 高于 $HI(Pb)$ (图 2), 说明铬的污染范围比铅大. 无铅汽油使用后, 交通污染排放的铅有所降低, 但仍然为环境中铅的主要来源. 街道灰尘中污染物的来源包括周围绿地土壤, 而土壤中污染物的含量受历史累积的影响, 且街道灰尘能反映该特征 (Charlesworth *et al.*, 2003), 因此, 主城区道路灰尘中较高含量的铅可能源自主城区的高交通量及其在土壤中的积累.

城市的区域人口、土地利用、管理水平、产业结构等多方面的因素会影响到重金属污染的程度 (Ahmed *et al.* 2006; Kim *et al.* 1998). 进一步结合社会经济、土地利用特征数据分析发现, 儿童的 Pb、Cu、Ni 非致癌风险及总非致癌风险 (THI) 与建筑用地、人均可支配收入、人口密度的密切相关 (图 4), 即高人口密度引起的高污染排放和工程建设等因子可能为道路灰尘中 Pb、Cu、Ni 存在风险的原因, 这与其它研究的结果类似 (Ozdilek *et al.* 2007). 但由于来自于年鉴和统计公报的可选择因子较少, 若要找出社会因子和人类健康的深层次关系, 还需要根据现有的结果进一步找出具体的主导因子和作用方式.

5 结论 (Conclusions)

1) 通过对北京六环内道路地表灰尘中重金属含量的调查并应用 U. S. EPA 的人体暴露风险评价模型进行评价, 发现重金属污染的健康风险总体较低, 不同途径的重金属每日平均暴露量排序为手-口摄入途径 > 皮肤接触途径 > 吸入途径, 经手-口接触行为直接摄入是导致儿童地表灰尘暴露风险的主要途径.

2) 成人重金属非致癌风险排序为 Cr > Mn > Pb > Cu > Ni > Cd, 儿童重金属非致癌风险排序为 Cr > Pb > Mn > Cu > Ni > Cd, 单元素对人体不构成非致癌健康威胁; 重金属呼吸途径的致癌风险排序为 Cr > Ni > Cd, 但基本不具致癌风险. 元素 Cr、Pb 是城市中具有最高潜在健康风险的元素.

3) 儿童重金属暴露的健康风险高于成人, 且儿童各种重金属多途径叠加的非致癌风险接近安全限.

4) 对比各采样行政区内儿童总非致癌风险均值发现, 按照城市功能定位风险值呈现梯度变化特征, 从城区到郊区总体呈现降低的趋势, 主城四区 Pb 的总致癌风险高于 Cr, 其余区域则相反. 道路灰尘中的 Pb 含量可能受到旧建成区历史遗留在环境中的 Pb 和交通输入的共同影响, 因而在老城区 Pb 的风险高于其他区域. 儿童 Pb、Cu、Ni 的非致癌风险以总风险 (THI) 与建筑用地、人均可支配收入、人口密度密切相关, 即高人口密度引起的高污染排放和工程建设等因子可能为 Pb、Cu、Ni 存在高风险的原因.

责任作者简介: 马克明 (1969—), 男, 研究员, 主要研究方向为区域生物多样性分布、生态系统保护与恢复、区域环境污染控制、生态模型. E-mail: mkm@rcees.ac.cn.

参考文献 (References):

- Acosta J A, Cano A F, Arocena J M *et al.* 2009. Distribution of metals in soil particle size fractions and its implication to risk assessment of playgrounds in Murcia City (Spain) [J]. *Geoderma*, 149 (1/2): 101-109
- Ahmed F, Ishiga H. 2006. Trace metal concentrations in street dusts of Dhaka city, Bangladesh [J]. *Atmospheric Environment*, 40 (21): 3835-3844
- 鲍士旦. 2000. 土壤农化分析 [M]. 北京: 中国农业出版社
- Bao S D. 2000. *Agriculture Chemical Analysis of Soil* [M]. Beijing: China Agriculture Press (in Chinese)
- 北京市统计局. 2010. 北京市统计年鉴 [M]. 北京: 北京市统计局
- Beijing Statistics Bureau. 2010. *Beijing Statistics Yearbook* [M]. Beijing: Beijing Statistics Bureau (in Chinese)
- 北京市环境保护科学研究院. 2009. DB11/T 656—2009. 场地环境评价导则 [S]. 北京: 北京市质量技术监督局
- Beijing Municipal Research of Environmental Protection. 2009. DB11/T 656—2009. *Environmental site assessment guideline* [S]. Beijing: Beijing Bureau of Quality and Technical Supervision (in Chinese)
- 中国环境监测总站. 1990. 中国土壤元素背景值 [M]. 北京: 中国环境科学出版社. 330-382
- China National Environmental Monitoring Centre. 1990. *The Soil Background Values of China* [M]. Beijing: China Environmental Science Press. 330-382 (in Chinese)
- 常静, 刘敏, 李先华, 等. 2009. 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* 29 (5): 548-554
- Chang J, Liu M, Li X H, *et al.* 2009. Primary research on health risk assessment of heavy metals in road dust of Shanghai [J]. *China Environmental Science* 29 (5): 548-554 (in Chinese)
- 常静, 刘敏, 侯立军, 等. 2007. 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* 18 (5): 1153-1158
- Chang J, Liu M, Hou L J, *et al.* 2007. Concept, pollution character and environmental effect of urban surface dust [J]. *Chinese Journal of Applied Ecology* 18 (5): 1153-1158 (in Chinese)
- Charlesworth S, Everett M, McCarthy R, *et al.* 2003. A comparative study of heavy metal concentration and distribution in deposited street dusts in a large and a small urban area: Birmingham and Coventry, West Midlands, UK [J]. *Environment International*, 29 (5): 563-573
- Day J P, Hart M, Robinson M S. 1975. Lead in urban street dust [J]. *Nature* 253 (5490): 343-345
- 方凤满, 蒋炳言, 王海东, 等. 2010. 芜湖市市区地表灰尘中重金属粒径效应及其健康风险评估 [J]. *地理研究* 29 (7): 1193-1202
- Fang F M, Jiang B Y, Wang H D, *et al.* 2010. Particle size distribution and health risk assessment of heavy metals in surface dust of Wuhu urban area [J]. *Geographical Research*, 29 (7): 1193-1202 (in Chinese)

- Farago M E ,Kavanagh P ,Blanks R ,*et al.* 1998. Platinum concentrations in urban road dust and soil ,and in blood and urine in the United Kingdom[J]. *Analyst* ,123(3) : 451-454
- Fergusson J E ,Forbes E A ,Schroeder R J ,*et al.* 1986. The elemental composition and sources of house dust and street dust [J]. *Science of the Total Environment* 50: 217-221
- Ferreira-Baptista L ,De Miguel E. 2005. Geochemistry and risk assessment of street dust in Luanda ,Angola: A tropical urban environment[J]. *Atmospheric Environment* 39(25) : 4501-4512
- Gulson B ,Mizon K ,Taylor A ,*et al.* 2006. Changes in manganese and lead in the environment and young children associated with the introduction of methylcyclopentadienyl manganese tricarbonyl in gasoline -preliminary results [J]. *Environmental Research* ,100(1) : 100-114
- Hjortenkrans D ,Bergback B ,Haggerud A. 2006. New metal emission patterns in road traffic environments [J]. *Environmental Monitoring and Assessment* ,117(1/3) : 85-98
- Kim K W ,Myung J H ,Ahn J S ,*et al.* 1998. Heavy metal contamination in dusts and stream sediments in the Taejon area ,Korea [J]. *Journal of Geochemical Exploration* 64(1/3) : 409-419
- Lu X W ,Wang L J ,Lei K ,*et al.* 2009. Contamination assessment of copper ,lead ,zinc ,manganese and nickel in street dust of Baoji ,NW China [J]. *Journal of Hazardous Materials* ,161(2/3) : 1058-1062
- Meza-Figueroa D ,De la O-Villanueva M ,De la Parra M L. 2007. Heavy metal distribution in dust from elementary schools in Hermosillo , Sonora ,Mexico [J]. *Atmospheric Environment* 41(2) : 276-288
- Ozdilek H G ,Bulut Y. 2007. Human population effects on metal levels in Worcester ,Massachusetts ,USA [J]. *Asian Journal of Chemistry* ,19(1) : 589-592
- Pereira P A D P ,Lopes W A ,Carvalho L S ,*et al.* 2007. Atmospheric concentrations and dry deposition fluxes of particulate trace metals in Salvador ,Bahia ,Brazil [J]. *Atmospheric Environment* ,41(36) : 7837-7850
- Pratt C , Lottemoser B G. 2007. Mobilisation of traffic-derived trace metals from road corridors into coastal stream and estuarine sediments ,Cairns ,northern Australia [J]. *Environmental Geology* 52(3) : 437-448
- 胡二邦. 2000. 环境风险评价实用技术和方法 [M]. 北京: 中国环境科学出版社
- Hu E B. 2000. *Environmental Risk Assessment and Practical Techniques and Methods* [M]. Beijing: China Environmental Science Press (in Chinese)
- U. S. EPA. 1989. *Risk Assessment Guidance for Superfund* [M]. Washington ,D. C: Office of Soild Waste and Emergency Response
- U. S. EPA. 1996. *Soil Screening Guidance: Technical Background Document* [M]. Washington ,D. C: Office of Soild Waste and Emergency Response
- U. S. EPA. 2001. *Supplemental Guidance for Developing Soil Screening Levels for Superfund Sites* [M]. Washington ,D. C: Office of Soild Waste and Emergency Response. 4-24
- 王喆 ,刘少卿 ,陈晓民 ,等. 2008. 健康风险评价中中国人皮肤暴露面积的估算 [J]. *安全与环境学报* 8(4) : 152-156
- Wang Z ,Liu S Q ,Chen X M ,*et al.* 2008. Estimates of the exposed dermal surface area of Chinese in view of human health risk assessment [J]. *Journal of Safety and Environment* ,8(4) : 152-156 (in Chinese)
- Wei B ,Yang L. 2010. A review of heavy metal contaminations in urban soils ,urban road dusts and agricultural soils from China [J]. *Microchemical Journal* 94(2) : 99-107
- 刘春华 ,岑况. 2007. 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* 27(7) : 1181-1188
- Liu C H ,Cen K. 2007. Chemical composition and possible sources of elements in street dusts in Beijing [J]. *Acta Scientiae Circumstantiae* 27(7) : 1181-1188(in Chinese)
- Zhang M K , Wang H. 2009. Concentrations and chemical forms of potentially toxic metals in road-deposited sediments from different zones of Hangzhou ,China [J]. *Journal of Environmental Sciences* 21(5) : 625-631
- Zheng N ,Liu J S ,Wang Q C ,*et al.* 2010. Heavy metals exposure of children from stairway and sidewalk dust in the smelting district , northeast of China [J]. *Atmospheric Environment* ,44(27) : 3239-3245
- 郑小康 ,李春晖 ,黄国和 ,等. 2009. 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* 29(10) : 2195-2202
- Zheng X K , Li C H , Huang G H ,*et al.* 2009. Pollutant distribution in urban dusts of Baoding and health risk assessment [J]. *Acta Scientiae Circumstantiae* 29(10) : 2195-2202(in Chinese)