

文章编号:1004-8227(2010)08-0946-07

# 城市土壤重金属含量及其对儿童健康风险的初步评价 ——以四川省宜宾市为例

郭广慧<sup>1,2</sup>, 宋波<sup>3\*</sup>

(1. 中国科学院广州地球化学研究所, 广东 广州 510640; 2. 中国科学院研究生院, 北京 100039;  
3. 桂林理工大学环境科学与工程学院, 广西 桂林, 541004)

**摘要:**通过对宜宾市主要街道 47 个土壤样中 Pb、As、Zn 和 Cu 含量的调查研究, 并利用健康风险评价模型, 初步评价了城市土壤中重金属对儿童(6~12 岁)的健康风险。Pb、Zn 和 Cu 采用火焰-原子吸收光谱仪测定, As 采用氢化物发生-原子荧光光谱测定。结果表明, 宜宾市城市土壤中 Pb、Zn 和 Cu 含量显著高于四川省土壤背景值, 表现出明显的累积效应( $p=0.000$ ), As 含量显著低于四川省土壤背景值( $p=0.02$ ); 与四川省土壤基线值相比, 土壤中 Pb、Zn 和 Cu 含量的超标率分别为 36.2%、29.7% 和 51.1%, As 含量尚未超标。城市土壤中 Pb、As、Zn 和 Cu 的单危害指数大小(HI)依次为  $HI_{As} > HI_{Pb} > HI_{Cu} > HI_{Zn}$ , 总危害指数 THI 为  $3.46 \times 10^{-1}$ 。单危害指数和总危害指数均低于可接受水平 1, 未对儿童表现出非致癌危害。土壤中 As 的总致癌风险 TCR 为  $8.72 \times 10^{-6}$ , 在可接受水平内( $1 \times 10^{-6} \sim 1 \times 10^{-4}$ ), 未对儿童表现出致癌风险。

**关键词:** 城市土壤; 重金属; 健康风险评价  
**文献标识码:** A

重金属作为环境污染物和潜在有毒污染物已引起世界各国的高度重视<sup>[1,2]</sup>。对人体来讲, 长期 As 暴露会对皮肤、神经系统和动脉血管产生不良影响, 同时还有致癌性<sup>[3]</sup>; Pb 危害造血功能, 影响免疫功能、内分泌系统和消化系统<sup>[4]</sup>; Cu 和 Zn 是人体必需的微量元素, 但过量摄入会对人体器官产生不良影响, 如肝、肾、大脑和消化系统<sup>[5]</sup>。因此, 重金属的人体健康风险评价对保障人体健康具有重要意义。

健康风险评价方法在国外已得到广泛应用<sup>[6~9]</sup>。在我国关于水体中重金属健康风险评价已陆续报道<sup>[10~12]</sup>; 农产品中重金属含量及其对人体健康的风险评估也有大量研究<sup>[13~15]</sup>。但是城市街道土壤中重金属对人体健康风险评价的研究较少。街道土壤中的重金属可以通过无意吸食、呼吸吸入、皮肤接触等暴露途径进入人体, 对人体健康造成一定影响。不同人群对重金属的敏感性存在差异, 儿童对环境中的污染物最为敏感, 极易受到重金属的影响。因此, 本研究对宜宾市主要街道旁 47 个土壤样

中 Pb、As、Zn 和 Cu 的含量进行调查研究, 并利用健康风险评价模型, 就土壤中重金属对儿童(6~12 岁)的健康风险进行初步评价, 以为环境风险管理提供科学依据。

## 1 材料和方法

### 1.1 采样与分析

宜宾市位于四川省南部, 地跨北纬  $27^{\circ}50' \sim 29^{\circ}16'$ 、东经  $103^{\circ}36' \sim 105^{\circ}20'$ , 处于川、滇、黔三省结合部, 金沙江、岷江、长江汇流地带。市区总面积  $1\,123\text{ km}^2$ , 人口 70 多万。市境海拔  $236 \sim 2\,008\text{ m}$ , 属中亚热带湿润季风气候, 全市年平均降水为  $1\,168\text{ mm}$ <sup>[17]</sup>。

2007 年 11~12 月在宜宾市主要街道旁采集 47 个具有代表性的土壤样(0~5 cm)(图 1)。混合均匀后按照四分法取 0.5 kg 左右装入塑料袋。土壤样室内风干后, 去掉沙砾和动植物残体, 过 100 目

收稿日期:2009-08-10; 修回日期:2009-11-03

基金项目:广西环境工程与保护评价重点实验室研究基金(桂科能 0701K015); 广西高校人才小高地建设“环境工程”创新团队资助计划项目(桂教人[2007]71 号)

作者简介:郭广慧(1981~), 女, 山西省交城人, 讲师, 博士, 主要从事区域土壤污染评价。E-mail: kellyggh@163.com

\* 通讯作者 E-mail: songbo.china@163.com

筛。土壤样品采用 USEPA 3050B 法消化处理,火焰-原子吸收光谱仪测定 Pb、Zn 和 Cu;氢化物发生-原子荧光光谱测定 As。分析过程采用超纯水,利用国家标准土壤参比物质(GSS-2)、平行样和空白样进行质量控制,结果符合质控要求。



图 1 宜宾市主要街道土壤采样点分布图

Fig. 1 A Sketch Map Showing Sampling Sites of Main Street Soils Taken from Yibin

### 1.2 数据处理

#### 1.2.1 统计分析

检验数据频数分布状况( $P_s-w$ )采用 Origin 7.5, 统计分析采用 SPSS 11.5 完成。采用 Minitab 14.0 进行数据 Box-Cox 正态转换,土壤重金属含量的 Box-Cox 均值采用 Box-Cox 转换的逆运算式(1):

$$z = \sqrt[3]{y \cdot \lambda + 1} \quad (1)$$

式中: $z$  为 Box-Cox 均值; $y$  为 Box-Cox 转换后的均值; $\lambda$  为最优转换系数;Pb、As、Zn 和 Cu 的最优转换系数分别是-0.5、0.5、-0.5 和 0.01。

#### 1.2.2 暴露量模型

街道土壤重金属可以通过多种暴露途径被儿童摄取,最主要包括无意吸食暴露、皮肤接触暴露和呼

吸入暴露。暴露量模型为式(2)~(4)<sup>[18,19]</sup>:

无意吸食暴露量模型,式(2)

$$D_{mg} = \frac{C \times IngR \times EF \times ED}{BW \times AT} \times 10^{-6} \quad (2)$$

皮肤接触暴露量模型,式(3)

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

呼吸吸入暴露量模型,式(4)

$$D_{inh} = \frac{C \times InhR \times EF \times ED}{PEF \times BW \times AT} \quad (4)$$

式中: $D_{ing}$  (mg/(kg·d))为无意吸食暴露量; $D_{derm}$  (mg/(kg·d))为皮肤接触暴露量, $D_{inh}$  (mg/(kg·d))为呼吸吸入暴露量; $C$  (mg/kg)为暴露点土壤重金属浓度; $IngR$  (mg/d)为日平均摄入量(200 mg/d)<sup>[20]</sup>; $InhR$  (m<sup>3</sup>/d)为吸入速率(7.6 m<sup>3</sup>/d)<sup>[21]</sup>; $EF$  (d/a)为暴露频率(330d/a)<sup>[22]</sup>; $ED$  (a)为暴露时段(6a)<sup>[22]</sup>; $SA$  (cm<sup>2</sup>)为可接触的皮肤表面积(2 800 cm<sup>2</sup>)<sup>[20]</sup>; $SL$  (mg·cm<sup>2</sup>/d)为土壤对皮肤的附着因子(0.2 mg·cm<sup>2</sup>/d)<sup>[20]</sup>; $ABS$ 为皮肤对土壤重金属的吸收因子(As 为 0.03,其他重金属均为 0.001)<sup>[23]</sup>; $PEF$  (m<sup>3</sup>/kg)为土壤排放因子(6.8×10<sup>8</sup> m<sup>3</sup>/kg)<sup>[20]</sup>; $BW$ 为平均体重(29 kg)<sup>[24]</sup>; $AT$  (d)为平均暴露时间,对非致癌物质平均暴露时间为  $ED \times 365$  d;对致癌物质平均暴露时间为  $70 \times 365$  d。

暴露量模型式(2)~(4)中,暴露点浓度  $C$  应为一个合理的暴露浓度最大值,即采用 95%置信区间的上限值<sup>[22]</sup>。Pb 符合 Box-Cox 正态分布,As、Zn 和 Cu 均符合对数正态分布。因此,Pb 暴露点浓度采用 Box-Cox 均值在 95%置信区间的上限值,As、Zn 和 Cu 暴露点浓度采用几何均值在 95%置信区间的上限值。

#### 1.2.3 健康风险表征模型

健康风险表征为式(5)~(9)<sup>[22~24]</sup>:

危害商(HQ)通过式(9)计算,

$$HQ = \frac{D}{RfD} \quad (5)$$

式中: $D$  (mg/(kg·d))为不同暴露途径土壤中重金属的暴露量; $RfD$  (mg/(kg·d))为重金属参考剂量。

单危害指数(也称非致癌风险指数)(HI),式(6)

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

式中, $HQ$  为某重金属第  $i$  种暴露途径的危害商。总危害指数(THI),式(7)

$$THI = \sum_{i=1}^n HI_i \quad (7)$$

式中,  $HI_i$  为第  $i$  种重金属的危害指数。

若  $HI \leq 1, THI \leq 1$ , 未表现出非致癌危害效应;  
 $HI > 1, THI > 1$ , 可能存在非致癌危害效应。

致癌风险(CR)为式(8),

$$CR = D \times SF \quad (8)$$

式中,  $SF(\text{kg} \cdot \text{d}/\text{mg})$  为致癌物质的斜率因子。

总致癌风险(TCR), 式(9),

$$TCR = \sum_{i=1}^n D_i \times SF_i \quad (9)$$

式中,  $SF_i(\text{kg} \cdot \text{d}/\text{mg})$  为致癌物质第  $i$  种暴露途径的斜率因子。

若 CR 和 TCR 在  $10^{-6} \sim 10^{-4}$  范围内, 根据美国

环保署提出的评价标准, 致癌物引起的人体健康致癌风险尚可接受, 被认为可以忽略; 若超出这个范围值, 则可能对人体产生明显的致癌风险。

## 2 结果与讨论

### 2.1 街道土壤重金属含量

城市街道土壤中重金属含量统计分析结果见表 1。从表 1 中可以看到 Pb、As、Zn 和 Cu 含量原始数据均呈正偏态分布, 其中 As、Zn 和 Cu 含量原始数据经对数转换可以使数据符合正态分布, Pb 经过 Box-Cox 转换可以符合正态分布。

表 1 街道土壤中重金属的含量及其分布特征

Tab. 1 Concentration and Distribution Characters of Heavy Metals in Street Soils

重金属	变异系数 (%)	重金属含量(mg/kg) (n=47)							
		中值	范围	算术		几何		Box-Cox	
				平均值(标准差)	$P_{sw}$	平均值(标准差)	$P_{sw}$	平均值(标准差)	$P_{sw}$
Pb	66.7	47.3	20.3~223.9	65.2(43.5)	0.00	55.6(1.7)	0.00	52.1(1.1)	0.16
As	43.6	8.5	2.5~20.1	8.7(3.8)	0.00	7.9(1.5)	0.39	8.3(2.6)	0.19
Zn	51.8	108.8	36.2~362.2	135.4(70.0)	0.00	120.9(1.6)	0.60	114.5(1.1)	0.28
Cu	48.2	57.8	19.2~163.3	61.5(29.7)	0.00	54.7(1.7)	0.39	54.8(1.7)	0.40

街道土壤中 Pb、Zn 和 Cu 与四川省土壤背景值(Pb、Zn 和 Cu 几何均值分别为 28.9、82.1 和 29.7 mg/kg)<sup>[25]</sup> 相比, 表现出显著的累积效应 ( $p = 0.000$ )。但是在进行土壤环境重金属污染评价中, 以土壤重金属的背景值作为土壤污染与否的标准, 显得过于严格。对于符合正态分布的数据, 用土壤基线值(土壤背景值加 2 倍方差)可以作为土壤污染与否的标准。由于本研究中土壤背景值采用几何均值表征其集中分布趋势, 因此土壤基线值(Soil Baseline)可定义为几何平均值与方差平方的乘积<sup>[26]</sup>。四川省土壤背景值服从对数正态分布, Pb、Zn 和 Cu 的基线值分别为 59.9、156.4 和 56.6 mg/kg。与四川省土壤基线值相比, 街道土壤中 Pb、Zn 和 Cu 含量的超标率分别为 36.2%、29.7% 和 51.1%。城市土壤中 Pb、Zn 和 Cu 的变异系数分别为 66.7%、51.8% 和 48.2%(表 1), 变异性较强, 说明城市土壤中 Pb、Zn 和 Cu 在空间上有很大变化, 人类长期活动对土壤中重金属含量有较大影响<sup>[27]</sup>。土壤中 As 含量显著低于四川省土壤 As 背景值(几何均值为 9.3 mg/kg)<sup>[25]</sup> ( $p = 0.02$ ); 与基线值(As 的基线值为 24.7 mg/kg)相比, As 含量尚未超标。土壤中 As 的变异系数为 43.6%, 属于中等变异强

度。这说明土壤中 As 的含量受当地人类活动的影响并不大。

### 2.2 城市土壤重金属来源

城市土壤重金属含量的大小不仅取决于地质背景, 而且也受到人类活动的影响。同一来源的重金属之间存在着相关性, 根据相关性可以初步判断土壤重金属污染来源是否相同。经检验符合正态分布后, 进行相关性统计分析。结果表明, Pb 和 Zn、Zn 和 Cu、Pb 和 As 之间存在显著相关性 ( $p < 0.05$ ) (表 2), 这说明它们在接受外界污染时可能存在一定的相似性, 或者相同污染源。

表 2 城市土壤中重金属元素之间的相关性

Tab. 2 Correlation Coefficient Between the Concentrations of Heavy Metal in Street Soils

重金属	Pb	As	Zn	Cu
Pb	1.000	0.474 9*	0.529 3*	0.052
As	0.000	1.000	0.088	0.135
Zn	0.000	0.566	1.000	0.502*
Cu	0.735	0.374	0.02	1.000

注: 右上角为相关系数, 左下角为相关性检验中概率  $p$  值,  $p < 0.05$  表示二者相关。

机动车辆尾气排放的 Pb 和刹车里衬、轮胎磨损产生的 Cu 和 Zn 是街道旁土壤中 Pb、Cu 和 Zn

的来源之一<sup>[28,29]</sup>。汽车轮胎中通常含有二乙基锌盐或二甲基锌盐等抗氧化剂<sup>[32]</sup>,汽车轮胎的磨损会产生含 Zn 粉尘<sup>[31]</sup>导致土壤中 Zn 含量增加。机动车辆运行过程中不仅造成城市土壤中 Pb 和 Zn 浓度的升高,汽车刹车里衬的机械磨损也会消耗大量的 Cu<sup>[34]</sup>,它和其他工业生活中废弃物产生的 Cu 均容易进入大气,随大气传播和沉降进入土壤<sup>[32]</sup>。尽管我国已经普及使用无铅汽油,但是原来使用含铅汽油时进入土壤中的 Pb 仍累积在土壤中,含铅汽油造成的不良影响在相当一段时间内仍持续下去<sup>[34]</sup>,并且车流量、地形特点对公路土壤中重金属含量和分布有重要的影响作用<sup>[34]</sup>,宜宾市是川、滇、黔结合部的交通枢纽区,市内有高铁站、西门车站、南岸车站、北门汽车站及火车站等重要的交通站点,且地处中低山地、丘陵地带<sup>[17]</sup>,加剧了街道土壤重金属的污染。

另外,在生产聚氯乙烯(PVC)过程中,需添加 Pb 盐类的或 Ca/Zn 类稳定剂<sup>[35,36]</sup>,稳定剂对环境最大的危害是 Pb、Zn 等重金属污染。宜宾市具有生产 PVC 的大型化工厂,这也不可避免的造成城市土壤中 Pb 和 Zn 含量的增加。此外,锌盐广泛用于装饰材料、管道材料和电池,建筑材料用于彩陶、漆

器和装饰的古颜料中<sup>[37]</sup>,这也会造成城市土壤中 Zn 含量的增加。

研究发现粒径为 0.8  $\mu\text{m}$  的燃煤烟尘中 Pb、As 和 Cu 平均含量分别可达 74.2、873 和 82.1 mg/kg<sup>[38]</sup>。而宜宾市周边有大型燃煤发电厂,而且仍有很多家庭采用燃煤灶炉。因此,宜宾市城市街道土壤中重金属含量有明显的积累不足为奇。

### 2.3 土壤重金属健康风险评价

根据健康风险评价模型式(2)~(9),得到不同暴露途径下土壤中重金属对儿童的暴露量、危害商、危害指数和致癌风险(表 3)。不同暴露途径各污染物暴露总量差异很大,无意吸食暴露(各重金属暴露量之和为  $1.68 \times 10^{-3}$  mg/(kg·d))是儿童摄取街道土壤中重金属的主要途径,其次是皮肤接触暴露途径(各重金属暴露量为  $9.69 \times 10^{-6}$  mg/(kg·d)),呼吸吸入暴露途径最小(各重金属暴露量为  $9.43 \times 10^{-8}$  mg/(kg·d))。这与 Munoz 和 Nabulo 等研究结果一致,对儿童来讲,通过无意吸食和皮肤接触暴露途径摄入的重金属相对其它途径要高<sup>[39,40]</sup>。

从表 3 可看出,即使是同一种重金属,不同暴露途径的危害商也有所差异。土壤中 Pb、As、Zn 和

表 3 不同重金属、暴露途径的危害指数和致癌风险

Tab. 3 Hazard Quotient and Risk for Different Heavy Metals and Exposure Pathway

参数	Pb	As-非致癌	As-致癌	Zn	Cu	
暴露点浓度(95%置信区间上限值)		59.2	9.02	9.02	138.4	63.4
暴露量(mg/(kg·d))	呼吸吸入	$2.06 \times 10^{-8}$	$3.14 \times 10^{-9}$	$2.70 \times 10^{-10}$	$4.82 \times 10^{-8}$	$2.21 \times 10^{-8}$
	皮肤接触	$1.03 \times 10^{-6}$	$4.72 \times 10^{-6}$	$4.05 \times 10^{-7}$	$2.41 \times 10^{-6}$	$1.11 \times 10^{-6}$
	无意吸食	$3.69 \times 10^{-4}$	$5.63 \times 10^{-5}$	$4.05 \times 10^{-7}$	$8.63 \times 10^{-4}$	$3.96 \times 10^{-4}$
总暴露量(mg/(kg·d))		$3.70 \times 10^{-4}$	$6.10 \times 10^{-5}$	$5.22 \times 10^{-6}$	$8.65 \times 10^{-4}$	$3.97 \times 10^{-4}$
非致癌参考剂量(RfD)(mg/(kg·d))	呼吸吸入	$3.50 \times 10^{-3}$	$3.00 \times 10^{-4}$	—	$3.00 \times 10^{-1}$	$4.00 \times 10^{-2}$
	皮肤接触	$5.25 \times 10^{-4}$	$1.23 \times 10^{-4}$	—	$6.00 \times 10^{-2}$	$1.20 \times 10^{-2}$
	无意吸食	$3.50 \times 10^{-3}$	$3.00 \times 10^{-4}$	—	$3.00 \times 10^{-1}$	$4.00 \times 10^{-2}$
危害商(HQ)	呼吸吸入	$5.89 \times 10^{-6}$	$1.05 \times 10^{-5}$	—	$1.61 \times 10^{-7}$	$5.53 \times 10^{-7}$
	皮肤接触	$1.97 \times 10^{-3}$	$3.84 \times 10^{-2}$	—	$4.03 \times 10^{-5}$	$9.23 \times 10^{-5}$
	无意吸食	$1.05 \times 10^{-1}$	$1.88 \times 10^{-1}$	—	$2.88 \times 10^{-3}$	$9.89 \times 10^{-3}$
单危害指数(HI)		$1.07 \times 10^{-1}$	$2.26 \times 10^{-1}$	—	$2.92 \times 10^{-3}$	$9.98 \times 10^{-3}$
总危害指数(THI)		$3.46 \times 10^{-1}$				
斜率因子(SF)(kg/(mg·d))	呼吸吸入	—	—	15.1	—	—
	皮肤接触	—	—	3.66	—	—
	无意吸食	—	—	1.50	—	—
致癌风险(CR)	呼吸吸入	—	—	$4.07 \times 10^{-9}$	—	—
	皮肤接触	—	—	$1.48 \times 10^{-6}$	—	—
	无意吸食	—	—	$7.23 \times 10^{-6}$	—	—
总致癌风险(TCR)		—	—	$8.72 \times 10^{-6}$	—	—

Cu 的暴露途径对人体健康的非致癌危害均表现为无意吸食暴露 > 皮肤接触暴露 > 呼吸吸入暴露。Ferreira-Baptista 在研究安哥拉首都罗安达街道土壤中 Pb、As、Zn 和 Cu 对儿童的健康风险评价时也发现,无意吸食暴露途径对儿童的非致癌危害最大<sup>[41]</sup>;De Meguel<sup>[8]</sup>和 Wcislo<sup>[42]</sup>在研究土壤中重金属 Pb、As、Zn 和 Cu 对儿童健康风险影响时,均发现无意吸食暴露的非致癌危害最大,其次是皮肤接触暴露,呼吸吸入暴露的非致癌危害最小,与本研究一致。

土壤中 Pb、As、Zn 和 Cu 对儿童的非致癌危害效应不同,依次表现为  $HI_{As} > HI_{Pb} > HI_{Cu} > HI_{Zn}$ , 但与相应的总暴露量状况并不一致(表 3)。本研究中土壤中 As 含量显著低于四川省土壤背景值( $p = 0.02$ ),As 的非致癌总暴露量低于 Pb、Zn 和 Cu 的总暴露量,但其单危害指数大于 Pb、Zn 和 Cu;Pb 的单危害指数仅次于 As;Cu 和 Zn 的单危害指数与 Pb 和 As 的单危害指数相差两个数量级。总体看,Pb、As、Zn 和 Cu 的单危害指数及总危害指数均小于 1,在可接受水平内,未对儿童健康产生非致癌危害。然而,As 和 Pb 的单危害指数分别达  $2.26 \times 10^{-1}$  和  $1.07 \times 10^{-1}$ ,均大于 0.1。事实上,除模型假设中的 3 种主要暴露途径,儿童还可能暴露于膳食等外源,那么单污染指数最好能够远小于 1<sup>[43]</sup>。因此,Pb 和 As 对当地儿童非致癌危害的影响研究还有待于进一步的研究。

对于 As 的致癌风险,无意吸食暴露途径的致癌风险最大,对总致癌风险的贡献率达 82.9%;其次是皮肤接触暴露途径,其贡献率为 17.1%;呼吸吸入暴露途径的致癌风险最小。Dudka 等<sup>[44]</sup>在研究土壤中 As 对人体健康风险评价中也发现类似的结果。致癌风险在  $10^{-6} \sim 10^{-4}$  一般可作为人体健康和环境可接受水平。本研究中 As 的总致癌风险为  $8.72 \times 10^{-6}$ ,在可接受范围内,未对儿童健康产生致癌风险。由于人体可能还暴露于其他的污染源,所以总致癌风险小于  $1 \times 10^{-6}$  为宜。显然,As 的总致癌风险大于  $1 \times 10^{-6}$ ,因此,有必要进一步研究 As 对儿童健康致癌风险的影响。

#### 2.4 讨论

基于重金属健康风险评价模型,宜宾市街道土壤中重金属对儿童的潜在健康危害和致癌风险均在可接受水平内。值得注意的是,重金属健康风险评价模型具有一定的保守性和不确定性,如毒性资料和某些暴露参数等的不确定性。另外,模型假设中

暴露条件与实际暴露情况存在一定差异,在本研究中只考虑了土壤中重金属通过无意吸食、皮肤接触和呼吸吸入 3 种主要的暴露途径,儿童通过其它的潜在暴露途径的暴露量(吸入空气中附着重金属的气溶胶和吸入室内灰尘的暴露途径等)并没有得到量化。再者,重金属毒性的复合效应,可能是拮抗作用,也可能是协同作用,或者是增加作用,但在健康风险评价中假设毒性是相加的。因此,对宜宾市儿童健康暴露风险只是初步评价,对儿童全面的健康风险评价尚需要更复杂的暴露评价方法进一步的研究。尽管健康风险评价模型存在一定的保守性和不确定性,但它仍能够量化暴露途径、为人体健康提供潜在健康风险信息的有效工具<sup>[12,44,45]</sup>。

### 3 结论

(1) 宜宾市街道旁土壤中 Pb、Zn 和 Cu 积累显著,与四川省土壤基线值相比,各样点土壤中 Pb、Zn 和 Cu 含量的超标率分别为 36.2%、29.7% 和 51.1%。

(2) 无意吸食是宜宾市儿童对街道旁土壤中各重金属的最主要暴露途径,其暴露量远高于皮肤接触和呼吸吸入两种途径之和。

(3) 土壤中 Pb、As、Zn 和 Cu 对儿童的非致癌危害大小依次为  $HI_{As} > HI_{Pb} > HI_{Cu} > HI_{Zn}$ ,单危害指数和总危害指数  $THI$  均低于可接受水平 1,未对儿童表现出非致癌危害效应;土壤中 As 的致癌风险在可接受水平内,不太可能对儿童产生致癌效应。

### 参考文献:

- [1] CHAPPELL W R, BECK B D, BROWN K G, et al. Inorganic arsenic: A need and an opportunity to improve risk assessment [J]. Environmental Health Perspective, 1997, 105: 1 060 ~ 1 067.
- [2] GORDON C, HUTCHINSON T. Global perspective on lead, mercury and cadmium cycling in the environment [M]. Elkins Park, PA: Franklin Book Company, 1994.
- [3] BADAL K M, KAZUO T S. Arsenic round the world: A review [J]. Talanta, 2002, 58: 201 ~ 235.
- [4] BELLINGER D, LEVITON A, SLOMAN J. Antecedents and correlates of improved cognitive performance in children exposed in utero to low levels of lead [J]. Environmental Health Perspective, 1990, 89: 5 ~ 11.
- [5] TYLER G, BALSBERG PÅHLSSON M, BENGTTSSON G, et

- al. Heavy-metal ecology of terrestrial plants, microorganisms and invertebrates: A review[J]. *Water, Air and Soil Pollution*, 1989, 47(3-4): 189~225.
- [6] 胡冠久, 孙成, 杨敏娜. 长江江苏段主干断面污染物健康风险评价[J]. *长江流域资源与环境*, 2009, 18(8): 771~776
- [7] 赵沁娜, 徐启新. 城市土地置换过程中土壤多环芳烃污染的健康风险评价[J]. *长江流域资源与环境*, 2009, 18(3): 286~290
- [8] De MIGUEL E, IRIBARREN I, CHACON E, et al. Risk-based evaluation of the exposure of children to trace elements in playgrounds in Madrid (Spain) [J]. *Chemosphere*, 2007, 66(6): 505~513.
- [9] LIM H S, LEE J S, CHON H T, et al. Heavy metal contamination and health risk assessment in the vicinity of the abandoned Songcheon Au-Ag mine in Korea [J]. *Journal of Geochemical Exploration*, 2008, 96(2~3): 223~230.
- [10] 郁亚娟, 郭怀成, 王连生. 淮河(江苏段)水体有机污染物风险评价[J]. *长江流域资源与环境*, 2005, 14(6): 740~743
- [11] 高继军, 张力平, 黄胜彪, 等. 北京市饮用水源水重金属污染物健康风险的初步评价[J]. *环境科学*, 2004, 25(2): 47~50.
- [12] WANG X L, SATO T, XING B S, et al. Health risks of heavy metals to the general public in Tianjin, China via consumption of vegetables and fish [J]. *The Science of The Total Environment*, 2005, 350(1-3): 28~37.
- [13] 陈同斌, 宋波, 郑袁明, 等. 北京市蔬菜和菜地土壤砷含量及其健康风险分析[J]. *地理学报*, 2006, 61(3): 297~310.
- [14] 宋波, 高定, 陈同斌, 等. 北京市菜地土壤和蔬菜铬含量及其健康风险评估[J]. *环境科学学报*, 2006, 26(10): 1707~1715.
- [15] 郑袁明, 宋波, 陈同斌, 等. 北京市菜地土壤和蔬菜中铜含量及其健康风险[J]. *农业环境科学学报*, 2006, 25(5): 1093~1101.
- [16] 中华人民共和国国家统计局. 2006年中国统计年鉴[Z]. 北京: 中国统计出版社, 2006.
- [17] 宜宾地区国土局. 宜宾地区国土资源[Z]. 成都: 四川科学技术出版社, 1991.
- [18] USEPA (US Environmental Protection Agency). Soil screening guidance: technical background document. EPA/540/R-95/128[M/OL]. Washington, DC: Office of Solid Waste and Emergency Response, 1996, US Environmental Protection Agency. <http://www.epa.gov/superfund/resources/soil/toc.htm#p1>.
- [19] USEPA (US Environmental Protection Agency). Exposure factors handbook-general factors. EPA/600/P-95/002Fa, vol. I[M/OL]. Washington, DC: Office of Research and Development, National Center for Environmental Assessment, 1997, US Environmental Protection Agency. <http://www.epa.gov/ncea/pdfs/efh/front.pdf>.
- [20] USEPA. (US Environmental Protection Agency). Supplemental guidance for developing soil screening levels for superfund sites. OSWER 9355. 4~24[M/OL]. Washington, DC: Office of Solid Waste and Emergency Response, 2001, U.S. Environmental Protection Agency. <http://www.epa.gov/superfund/resources/soil/ssgmarch01.pdf>.
- [21] Van D, Berg R. Human exposure to soil contamination: A qualitative and quantitative analysis towards proposals for human toxicological intervention values. RIVM Report no. 725201011. 1995[R/OL]. The Netherlands: National Institute of Public Health and Environmental Protection (RIVM). <http://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/725201011.html>.
- [22] USEPA (US Environmental Protection Agency). Risk assessment guidance for superfund human health evaluation manual. EPA/540/1~89/002, vol. I[M/OL]. Washington, DC: Office of Solid Waste and Emergency Response, 1989, US Environmental Protection Agency. <http://www.epa.gov/superfund/programs/risk/ragsa/index.htm>.
- [23] USDoE (US Department of Energy). RAIS: Risk Assessment Information System. 2005[R/OL]. [http://risk.lsd.ornl.gov/rap\\_hp.shtml](http://risk.lsd.ornl.gov/rap_hp.shtml).
- [24] WHO. Guidelines for drinking water quality seconded[M]. Geneva: Recommendations, 1993.
- [25] 国家环境保护局. 环境背景值和环境容量研究[M]. 北京: 科学出版社, 1993.
- [26] CHEN M, MA L Q, HOOGEWEG C G. Arsenic background concentrations in Florida, USA surface soils: Determination and interpretation[J]. *Environmental Forensics*, 2001, 2: 117~126.
- [27] MANTA D S, ANGELONE M, BELLANCA A. Heavy metals in urban soils: A case study from the city of Palermo (Sicily), Italy[J]. *The Science of Total Environment*, 2002, 300(1~3): 229~243.
- [28] LEGRET M, PAGOTTO C. Evaluation of pollutant loadings in the runoff waters from a major rural highway[J]. *The Science of Total Environment*, 1999, 235(1~3): 143~150.
- [29] CHARLESWORTH S M, LEES J A. The distribution of heavy metals in deposited urban dusts and sediments, Coventry, England[J]. *Environmental Geochemistry and Health*, 1999, 21: 97~115.
- [30] MIELKE H W, GONZALEZ 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.
- [31] VAN BOHEMEN H D, JANSSEN Van De LAAK, W H. The influence of road infrastructure and traffic on soil, water and air quality[J]. *Environmental Manage.* 2003, 31(1): 50~68.
- [32] De MIGUEL D, LLAMAS J F, CHACON E, et al. Origin and patterns of distribution of trace elements in street dust: unleaded petrol and urban lead[J]. *Atmospheric Environment*, 1997, 31(17): 2733~2740.
- [33] 郭广慧, 陈同斌, 宋波, 等. 中国公路交通的重金属排放及其土地污染的初步估算[J]. *地理研究*, 2007, 26(5): 922~930
- [34] 郭广慧, 雷梅, 陈同斌, 等. 交通活动对公路两侧土壤和灰土中重金属含量的影响[J]. *环境科学学报*, 2008, 28(10): 1937~1945.

- [35] 林美娟,章文贡. 新型高效无毒的钙皂、锌皂热稳定剂的研究[J]. 聚氯乙烯,2000(1): 35~37.
- [36] 徐选华,瞿 龙. PVC 多元复合热稳定剂体系的优化设计[J]. 中南工业大学学报(自然科学版),2002,33(4): 374~376.
- [37] 周国信,程怀文. 丝绸之路古颜料考[J]. 现代涂料与涂装,1995, 1: 35~38.
- [38] WONG J W C, WONG M H. Effects of fly ash on soil microbial activities[J]. Environmental Pollution,1986, 40, 1 217~1 244.
- [39] MUNOZ O, BASTIAS J M, ARAYA M, et al. Estimation of the dietary intake of cadmium, lead, mercury, and arsenic by the population of Santiago (Chile) using a Total Diet Study[J]. Food and Chemical Toxicology,2005, 43(11): 1 647~1 655.
- [40] NABULO G, ORYEM-ORIGA H, DIAMOND M. Assessment of lead, cadmium, and zinc contamination of roadside soils, surface films, and vegetables in Kampala City, Uganda[J]. Environmental Research,2006, 101(1): 42~52.
- [41] FERREIRA-BAPTISTA L, DE MIGUEL E. Geochemistry and risk assessment of street dust in Luanda, Angola: A tropical urban environment[J]. Atmospheric Environment,2005, 39(25): 4501~4512.
- [42] WCISLO E, IOVEN D, KUCHARSKI R, et al. Human health risk assessment case study: An abandoned metal smelter site in Poland[J]. Chemosphere,2002,47(5): 507~515.
- [43] 张永春,林玉锁,孙琴芳. 有害废物生态风险评价[M]. 北京: 中国环境科学出版社,2002.
- [44] DUDKA S, MILLER W P. Permissible concentrations of arsenic and lead in soils based on risk assessment[J]. Water, Air and Soil Pollution,1999, 113(1~4): 127~132.
- [45] CHIEN L C, HUNG T C, CHOANG K Y, et al. Daily intake of TBT, Cu, Zn, Cd and As for fishermen in Taiwan[J]. The Science of Total Environment,2002,285(1~3): 177~185.

## PRELIMINARY HEALTH RISK ASSESSMENT OF THE EXPOSURE OF CHILDREN TO HEAVY METALS IN URBAN SOILS ——A CASE STUDY OF YIBIN OF SICHUAN PROVINCE

GUO Guang-hui<sup>1,2</sup>, SONG Bo<sup>3</sup>

(1. Guangzhou Institute of Geochemistry, Chinese Academy of Sciences, Guangzhou 510640, China; 2. Graduate University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China; 3. College of Environmental Science & Engineering, Guilin University of Technology, Guilin 541004, China)

**Abstract:** In order to assess the health risk of heavy metals in urban soils to the children (6~12 years old), the health risks of heavy metals were assessed based on the model of health risk assessment and a total of 47 soil samples were collected from street in Yibin City. Pb, Zn and Cu were analyzed by Graphite Furnace Atomic Absorption Spectrometry (GF-AAS), and As was determined using Hydride Generation Atomic Fluorescence Spectroscopy (HG-AFS). The results indicated that the accumulation of Pb, Zn and Cu in urban soils was significant ( $p=0.000$ ) compared to the background values of heavy metals in Sichuan Province. The concentration of As was significantly lower than the background value ( $p=0.02$ ). Using baseline value as the criterion of assessment, the 32.6%, 29.7% and 51.1% of the samples in urban soils were above the soil baseline values for Pb, Zn and Cu, respectively. None of the soil samples were beyond the soil baseline value for As. For the non-cancer risk, the highest hazard index (HI) of the heavy metals in street soils was As, followed by Pb, Cu and Zn. The total hazard index (THI) was  $3.46 \times 10^{-1}$ . HI and THI were below the threshold value of 1, which fell in acceptable level. The total cancer risk of As was  $8.72 \times 10^{-6}$ , that fell within the range of threshold values ( $10^{-6} \sim 10^{-4}$ ). The health risk assessment showed heavy metals in urban soils did not have hazard and cancer risk to the children in Yibin.

**Key words:** urban soils; heavy metals; health risk assessment