基于人体血铅指标的区域土壤环境铅基准值

张红振[1,3], 骆永明[1,3*], 章海波[1], 宋静[1,3], 夏家淇[2], 赵其国[1,3]

(1. 中国科学院南京土壤研究所土壤环境与污染修复重点实验室, 南京 210008; 2 环境保护部南京环境科学研究所, 南京 210042; 3. 中国科学院研究生院, 北京 100049)

摘要: 由于铅对儿童的强烈神经毒性且土壤铅已经成为儿童铅暴露的主要来源, 土壤环境铅基准一般基于儿童血铅含量的方法制定. 收集国内现有资料, 总结并确定出符合我国实际的关键参数取值范围, 其中空气、饮水中铅含量分别在 0.12~1.0 μg·m^{-3}、2~10 μg·L^{-1}之间; 0~6 岁儿童饮食暴露途径铅摄入量约 10~25 μg·d^{-1}; 育龄妇女血铅几何均值 4.79 μg·dL^{-1}, 标准差 1.48. 采用国际上认可度较高的综合暴露吸收生物动力学模型(IEUBK)和成人血铅模型(ALM), 计算我国居住用地和工业/商业用地土壤环境铅基准值分别为 282 mg·kg^{-1}和 627 mg·kg^{-1}, 略低于英美等国. 参数敏感性分析表明, 我国儿童平均铅暴露量明显高于发达国家且暴露场景与欧美发达国家有明显不同. 我国亟需开展环境铅暴露与儿童血铅含量相互关系研究, 制定基于血铅指标的铅污染土壤风险评估方法导则.

关键词: 铅污染; 土壤环境基准; 儿童; 血铅; 居住用地; 工业/商业用地

中图分类号: X53 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2009)10-3036-07

Development of Lead Benchmarks for Soil Based on Human Blood Lead Level in China

ZHANG Hong-zhen[1,3], LUO Yong-ming[1,3], ZHANG Hai-bo[1], SONG Jing[1,3], XIA Jia-qi[2], ZHAO Qi-guo[1,3]

(1. Key Laboratory of Soil Environment and Pollution Remediation, Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, China; 2. Nanjing Institute of Environmental Science, Ministry of Environment Protection, Nanjing 210042, China; 3. Graduate University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China)

Abstract: Lead benchmarks for soil are mainly established based on blood lead concentration of children. This is because lead plays a dramatically negative role in children's cognitive development and intellectual performance and thus soil lead has been concerned as main lead exposure source for children. Based on the extensively collection of domestic available data, lead levels in air, drinking water are 0.12-1.0 μg·m^{-3} and 2-10 μg·L^{-1}; ingestion of lead from food by children of 0-6 years old is 10-25 μg·d^{-1}; geometric mean of women blood lead concentration of child bearing age is 4.79 μg·dL^{-1}, with 1.48 GSD. Lead benchmarks for soil were calculated with the Integration Exposure Uptake Biokinetic Model (IEUBK) and the Adult Lead Model (ALM). The results showed the lead criteria values for residual land and commercial/industrial land was 282 mg·kg^{-1} and 627 mg·kg^{-1} respectively, which was slightly lower compared with USA and UK. Parameters sensitivity analysis indicated that lead exposure scenario of children in China was significantly different from children in developed countries and children lead exposure level in China was obviously higher. Urgent work is required for the relationship studies between lead exposure scenario and blood lead level of children and establishment of risk assessment guideline of lead contaminated soil based on human blood lead level.

Key words: lead pollution; soil environmental benchmark; children; blood lead level; residual land; industrial/commercial land

铅是一种分布广泛且毒性较大的重金属, 在环境中可长期蓄积, 主要通过土壤、食物、饮水和空气进入人体[1]. 铅对人体健康最显著的危害是降低儿童的认知能力和智力, 发育中的胎儿和婴幼儿是最易受到铅危害的敏感人群[2]. 儿童血铅水平在 10μg/dL 左右时已能对儿童的智能发育、体格生长、学习记忆能力和感觉功能产生不利影响[3]. 土壤铅是儿童重要的铅暴露源[4~6]. 因此, 发达国家均以人体可接受血铅浓度作为制定土壤铅环境基准值的基础[7].

我国土壤铅污染呈加剧趋势, 铅污染在我国各大城市普遍存在, 工业区、老城区和交通干线附近污染最重[8~10]. 另外农田土壤也受到一定程度铅污染, 主要积累在表层土壤[11~14]. 土壤铅污染直接导致我国儿童血铅含量升高, 1994~2004 年儿童血铅平均值为 9.3 μg/dL (3.73~25.4 μg/dL), 33.8% 的儿童血铅水平超过社会干预水平 10μg/dL[3], 铅污染已经成为影响儿童身体健康的重要因素[9]. 而我国 1995 年颁布的土壤环境质量标准主要基于土壤中铅的生

收稿日期: 2008-11-06; 修订日期: 2009-01-20

基金项目: 国家自然科学基金重点项目(40432005); 中国科学院知识创新工程重要方向项目(CXTD-Z2005-4); 中荷战略科学联盟项目(2006DFA91940)

作者简介: 张红振(1980~), 男, 博士研究生, 主要研究方向为污染场地的风险评估, E-mail: zhanghz@issas.ac.cn

* 通讯联系人, E-mail: ymluo@issas.ac.cn

© 1994-2012 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

态环境效应[15], 铅标准值控制相对过宽. 本研究结合国内现有资料, 采用国际上广泛应用的 IEUBK 模型和成人血铅模型(ALM), 分别推导居住用地土壤和商业/工业用地土壤铅环境基准值, 以期对我国铅污染土地的健康风险评估和相应环境标准的制定起积极作用.

1　模型与方法

由于铅对儿童认知能力和神经系统的强烈毒性, 人们认为不存在允许铅暴露量最低限值的安全水平, 因此在对铅污染的毒性评价时不再采用 RfD/RfC 方法, 转而采用基于受体血铅浓度水平的方法[2]. 虽然近 20 年来针对环境铅含量及其与人体健康关系的研究很多, 然而对铅在人体内吸收转运机制还不清楚, 当前研究的主要成果是建立了环境铅暴露与人体血铅含量的经验模型[16]. 根据人体血铅含量推导土壤环境基准的方法仍然基于风险评估的思想, 本研究推导居住用地土壤铅环境基准时考虑直接摄入土壤和灰尘、饮食铅暴露(包括饮水)、呼吸途径吸入土壤和灰尘 3 条暴露途径; 推导工业/商业用地土壤铅环境基准时考虑直接摄入土壤和灰尘、呼吸途径吸入土壤和灰尘 2 条暴露途径. 采用 IEUBK 模型[5]和成人血铅模型[6](ALM) 基于上述 2 种用地的暴露途径推导土壤环境铅基准.

1.1　IEUBK 模型

IEUBK 模型(美国环保署 1994 年开发) 主要用于预测儿童(0~ 6 岁) 环境铅暴露后血铅浓度水平(PbB)[17], 包括 4 个子模块(暴露模块、吸收模块、生物动力学模块和概率分布模块), 采用机制模型与统计相结合的方法, 将不同途经和来源的环境铅暴露与儿童群体血铅水平关联起来. 模型假设儿童群体血铅的分布类型近似几何正态分布, 根据收集到的儿童环境铅暴露信息预测儿童群体的血铅水平几何均值, 进一步估算儿童群体血铅水平超过某一临界浓度(10 μg/dL) 的概率.

IEUBK 模型中铅的来源包括土壤、室内外灰尘、饮用水、空气和饮食等. 由于进入人体呼吸和肠胃系统(GI) 的铅只有一部分最终进入血液循环系统产生毒性[18], IEUBK 模型假设从不同环境介质进入人体的铅, 其生物有效性不同, 且不同的铅摄入水平, 其吸收效率也有差异.

(1) 暴露模块

IEUBK 采用吸收速率(IN) 模型描述儿童对环境介质中铅的吸收[17].

$$IN_{soil,\,outdoor} = c_{soil} \times WF_{soil} \times IR_{soil+\,dust} \quad (1)$$

$$IN_{dust} = c_{dust,\,resid} \times \left(1 - WF_{soil}\right) \times IR_{soil+\,dust} \quad (2)$$

$$IN_{air} = c_{air} \times VR \quad (3)$$

$$IN_{water} = c_{water} \times IR_{water} \quad (4)$$

式中, $IN_{soil,\,outdoor}$、IN_{dust}、IN_{air}、IN_{water} 分别表示儿童对室外土壤、灰尘、空气和饮水中铅的吸收速率, 单位 μg/d; c_{soil}、$c_{dust,\,resid}$、c_{air}、c_{water} 分别表示土壤、居住地灰尘、空气和饮水中铅的含量, 单位: mg/kg、μg/m^3、μg/m^3、μg/L; WF_{soil} 表示儿童摄入土壤总量中直接摄入土壤所占比例; $IR_{soil+\,dust}$、IR_{water} 分别表示儿童对土壤及灰尘、饮水每日摄入量, 单位: mg/d、L/d; VR 表示儿童每日空气吸入量, m^3/d.

(2) 吸收模块

不同途径摄入铅的可吸收效果不同, IEUBK 模型认为来自土壤及灰尘、饮食、饮水、空气中铅的可吸收率分别为 30%、40% ~ 50%、60%、25% ~ 45%[5].

$$UP_{poten} = \left(ABS_{diet} \times IN_{diet}\right) + \left(ABS_{dust} \times IN_{dust}\right) + \left(ABS_{soil} \times IN_{soil}\right) + \left(ABS_{air} \times IN_{air}\right) + \left(ABS_{other} \times IN_{other}\right) \quad (5)$$

式中, UP_{poten} 表示进入儿童体内具有潜在被吸收可能的铅总量; 根据儿童体内铅的浓度水平不同将其吸收过程分为被动吸收($UP_{passive}$) 和主动吸收(UP_{active}) 过程.

$$UP_{passive} = PAF \times UP_{poten} \quad (6)$$

$$UP_{active} = \frac{\left(1 - PAF\right) \times UP_{poten}}{1 + \dfrac{UP_{poten}}{SAT_{uptake}}} \quad (7)$$

式中, PAF 表示被动吸收占铅吸收总量的比例; SAT_{uptake} 表示主动吸收过程达到最大值半数时的 UP_{poten} 值.

另外, IEUBK 模型的生物动力学模块采用机制模型表述铅在人体内转运的生理-生化过程, 将铅的吸收效率与人体内各器官的铅含量尤其是血铅浓度变化联系起来. 由于儿童自身行为、家庭习惯以及个体类型的差异, 在同样的环境铅浓度条件下, 儿童群体血铅浓度有较大的变异性, IEUBK 模型采用几何标准偏差(GSD) 描述这种差异.

1.2　成人血铅模型(ALM)

成人血铅模型(ALM) 由美国环保署(USEPA) Technical Review Workshop for Lead 于 1996 年提出, 该

© 1994-2012 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved.　http://www.cnki.net

方法通过评估暴露于商业/工业用地铅污染土壤的孕妇胎儿血铅含量来表征铅污染土壤的人体健康风险并用于推导铅的土壤铅环境基准[19].

$$RBC = PbS = \frac{\left(PbB_{adult,central,goal} - PbB_{adult,0}\right) \times AT}{BKSF \times IR_s \times AF_s \times EF_s} \quad (8)$$

$$PbB_{adult,central,goal} = \frac{PbB_{fetal,0.95,goal}}{GSD_{i,adult}^{n} \times R_{fetal/maternal}} \quad (9)$$

该方法只考虑直接摄入土壤和室内灰尘中铅的暴露途径, 采用生物动力学斜率系数(BKSF)表征环境铅暴露与孕妇血铅含量的线性关系, 采用几何标准差描述类似铅暴露场景下个体间血铅含量的差异. 虽然有研究发现这种线性关系在人体血铅含量高时可能不存在, 且同样的铅暴露场景下个体血铅含量之间变异较大, 但该方法简单实用, 近年来应用较广泛[5]. 在制定商业/工业用地等儿童不频繁暴露的场地时, 较多国家采用类似模型计算基于孕妇体内胎儿血铅的土壤铅环境基准值, 模型各参数解释见表 1.

表 1 成人血铅模型(ALM)参数含义与取值[2,5]

Table 1 Summary of parameter default values in the adult lead model

参数符号	参数含义	国外参考值	单位
RBC/PbS	基于人体健康风险的土壤铅环境基准值	—	$mg \cdot kg^{-1}$
$PbB_{adult,central,goal}$	暴露于铅污染场地的孕妇血铅平均含量目标值	—	$\mu g \cdot L^{-1}$
$PbB_{adult,0}$	无铅暴露时育龄妇女的血铅背景水平	1.7~2.2	$\mu g \cdot dL^{-1}$
AT	长期暴露平均时间	365	d
BKSF	血铅与每日摄入体内铅含量的斜率系数	0.4	$d \cdot dL^{-1}$
IR_s	每日土壤摄入率	0.05	$g \cdot d^{-1}$
AF_s	肠胃对摄入体内铅的吸收效率	0.12	—
EF_s	每年平均暴露于铅污染场景的天数	219~250	$d \cdot a^{-1}$
$PbB_{fetal,0.95,goal}$	胎儿血铅含量的 95% 概率目标值	10	$\mu g \cdot dL^{-1}$
$GSD_{i,adult}$	育龄妇女血铅含量几何标准差	2.0~2.3	—
$R_{fetal/maternal}$	胎儿与母亲血铅含量相关系数	0.9	—
n	根据设定目标血铅浓度时保护人群的概率水平取值	1.645	—

表 1 中, PbS 为目标计算值, 即土壤环境铅基准值; $PbB_{adult,central,goal}$ 为确保胎儿血铅含量 95% 置信上限低于临界值 10μg/dL 时孕妇血铅平均值, 一般根据式(2)右端参数统计值计算得出; AT、BKSF、AF_s、$R_{fetal/maternal}$、$PbB_{fetal,0.95,goal}$ 为常规参数, 其取值已为大量研究所证实; EF_s 一般为根据每年工作日确定的暴露频率; $GSD_{i,adult}$、$PbB_{adult,0}$ 为妇女血铅含量实际统计值, i 表示 GSD 计算时仅统计成人总体中育龄妇女.

2 结果与讨论

2.1 基于儿童血铅含量的居住用地土壤铅环境基准值推导

IEUBK 模型输入参数主要包括空气、饮食、饮用水、土壤和灰尘中铅含量, 另外包括孕妇血铅含量、儿童群体血铅含量分布的几何标准偏差等. 下面结合我国实际讨论各输入参数的取值情况.

(1)空气中铅含量 我国空气中铅的主要污染源有燃煤、扬尘、工业尾气和交通污染等, 城市地区污染程度相对农村地区要严重得多. 研究表明, 空气中铅被微粒吸附, 主要以气溶胶形式存在于可吸入颗粒物($PM_{2.5}$)中, 对人体健康危害极大[9]. 根据近年监测结果, 我国城市空气中铅的背景浓度均值约为 0.38 $\mu g/m^3$(0.12~0.49 $\mu g/m^3$)[8]. 根据我国《环境空气质量标准》(GB 3095-1996)要求, 环境空气中铅的最高允许浓度季平均值为 1.5 $\mu g/m^3$, 年平均值为 1.0 $\mu g/m^3$. 本研究在推导居住用地土壤环境铅基准时, 选定铅浓度均值 0.38 $\mu g/m^3$ 为空气中铅含量默认值, 进行参数敏感性分析时允许空气铅含量在 0.12~1.0 $\mu g/m^3$ 之间波动.

(2)食品中铅含量 食物铅是儿童摄入铅的主要途径, 铅经胃消化后成人吸收 11%, 儿童吸收高达 30%~75%[2]. 环境中的铅可通过生物富集作用、食品加工过程、包装物及生产设备、食品添加剂或配料等污染食品[20]. 国家标准《食品中污染物限量》(GB 2762-2005)[21] 对各类食品中铅的含量作了限定, 其中婴儿配方粉中铅的最高限量为 0.02 mg/kg, 明显低于其他各类食品. FAO/WHO 规定铅的每周最高允许摄入量(以体重计)为 25 μg/kg. 据研究 2000~2001 年中国食品污染物监测报道, 我国粮食中重金属污染主要是铅污染, 虽然某些地区铅的检出率较高, 但大多数符合国家标准, 超标率存在地域性差异[20]. 根据国内发表文献分类统计食品中铅含量如表 2 和图 1 所示.

© 1994-2012 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

表 2　国内食品铅含量分类统计表[22~29]/μg·kg^{-1}

Table 2　Statistic of food lead contents in China/μg·kg^{-1}

食品类型	数据量	平均值	几何均值	浓度范围	分布类型1)
谷物、豆类	17	82	71	18~ 140	正态分布
果蔬类	19	65	48	10~ 190	对数正态分布
肉蛋奶类	23	50	41	13~ 140	对数正态分布

1) Anderson-Darling 检验($p > 0.05$)

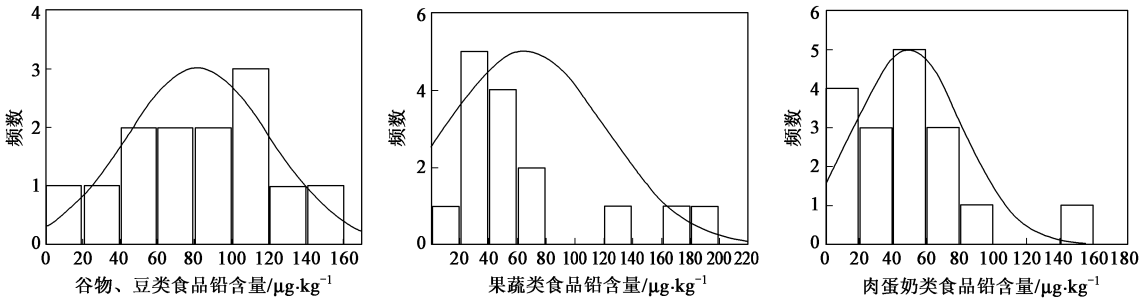

图 1　食品中铅含量频数分布

Fig. 1　Frequency of lead contents in food

依据上述统计结果和我国儿童膳食结构调查数据, 初步估算我国 0~ 6 岁儿童每日通过饮食摄入的铅约在 10~ 25 μg/d之间.

(3) 饮水中的铅含量　饮用水中铅的生物有效性相对较高, 因此控制也更加严格, 国家标准《生活饮用水卫生标准》对铅的最高允许含量从 GB 5749-85[30] 规定的 0.05 mg/L下降到 GB 5749-2006[31] 规定的0.01 mg/L. 地下水质量标准[32] (GB/T 14848-93) 也规定集中式生活饮用水源铅含量不得超过 0.05 mg/L. 饮用水中的铅主要来自管道输送过程, 国内关于饮用水铅污染的报道不多, 除少数污染场地外, 大多数地区饮用水中铅含量不超标. 本研究在推导居住用地土壤环境铅基准时, 选定铅浓度 6 μg/L为饮水中铅含量默认值, 进行参数敏感性分析时允许饮用水中铅含量在 2~ 10 μg/L之间波动.

(4) 孕妇血铅含量　国内报道孕妇血铅含量的文献相对较少, 本研究收集国内公开发表孕妇血铅含量[33~35], 取其几何均值为 4.74 μg/dL, 明显高于美国报道的孕妇血铅含量 2.50 μg/dL[5] .

IEUBK 模型另外一个重要参数为儿童血铅浓度的几何标准差, 根据王舜钦等[3] 和万伯健等[36] 的研究, 我国儿童血铅浓度的几何标准差 1.38. 依据上述对我国空气、食品、饮水及母乳中铅含量的分析, IEUBK 模型中各参数取值如表 3 所示.

另外, 灰尘铅含量占土壤铅含量的比例、各种途径进入人体铅的生物有效性、各年龄阶段儿童日空气呼吸量等参数缺少我国实际调查值, 类似参数一般具有通用性, 因此采用模型默认值. 模型计算结果表明, 当 0~ 6 岁儿童的血铅含量的几何平均值为 58.9 μg/L, 血铅含量超过 10 μg/dL的概率为 5% 时, 土壤铅含量临界值为 282 mg/kg.

表 3　IEUBK 模型计算居住用地土壤铅环境基准的参数取值

Table 3　Parameter values of IEUBK model used for soil lead benchmark derivation

参数(儿童)	一般取值	本基准取值
几何标准差	1.3~ 1.6	1.38
空气铅含量/μg·m^3	0.12~ 1.00	0.38
食品铅摄入量/μg·d^{-1}	2~ 40	10~ 25
饮用水铅含量/μg·L^{-1}	2~ 10	6
孕妇血铅含量/μg·dL^{-1}	—	4.74

2.2　基于妇女血铅含量的工业/商业用地土壤环境铅基准值推导

采用成人血铅模型(ALM) 计算基于孕妇体内胎儿血铅的土壤铅环境基准值时, 对计算结果影响最大的2 个参数为 $PbB_{adult,0}$ 和 $GSD_{i,adult}$. EF_s 根据我国实际取 250 d/a[37] , 其余参数取值基本通用. 我国妇女血铅含量范围在2.25~ 6.69 μg/dL之间, 血铅含量及几何标准差频数分布见图 2, 本研究取其几何均值 4.79 μg/dL, 标准差 1.48(表 4) 作为土壤环境铅基准推导的默认参数.

表 4　我国妇女血铅背景浓度与几何标准差[38~45]

Table 4　Women blood lead background concentration and GSD

项目	血铅背景值/μg·dL^{-1}	几何标准差
取值范围	2.25~ 6.69	1.24~ 1.84
几何均值	4.79	1.48

© 1994-2012 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved.　http://www.cnki.net

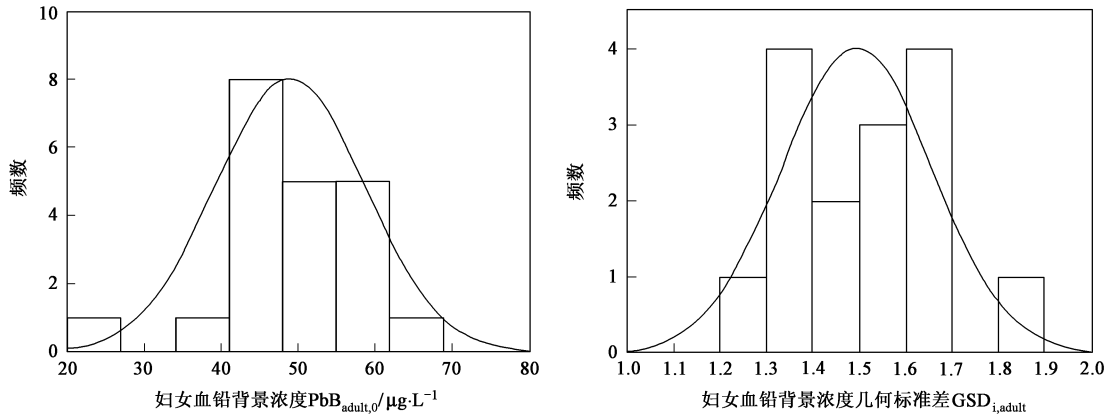

图 2 妇女血铅含量及几何标准差频数分布图

Fig. 2 Frequency and GSD of women blood lead concentration in China

依据我国妇女 PbB$_{adult,0}$和 GSD$_{i,adult}$的几何均值代入模型, 计算我国商业/工业用地铅的土壤环境基准值为 627 mg/kg.

2.3 参数敏感性分析

WHO 估计儿童铅暴露 45% 来源于室内外灰尘与土壤, 47% 来源于食物, 6% 来源于饮水, 1% 来源于空气[2]. 对 IEUBK 模型的各主要参数敏感性分析表明, 在空气、饮用水和饮食 3 条暴露途径的可能取值范围内对儿童血铅浓度的影响: 饮食途径> 吸入空气中铅> 通过饮水摄入铅(图 3). 对成人血铅模型(ALM)的 GSD 与 Pb$_{adult,0}$两参数敏感性分析表明, 二者都对 PbB$_{fetal,0.95,goal}$产生较显著的影响(图 4).

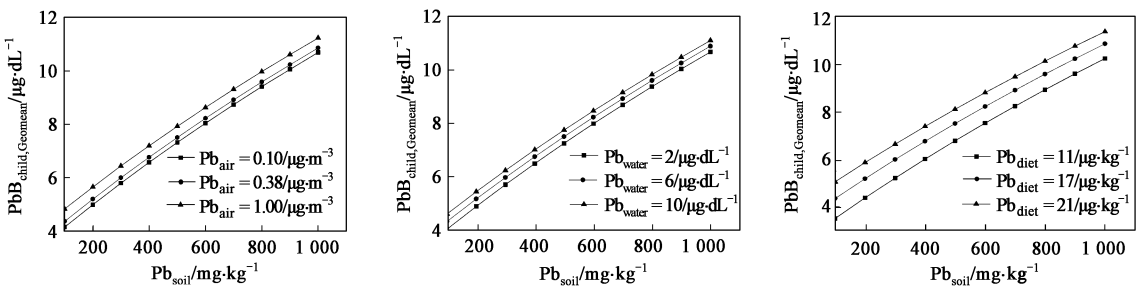

图 3 空气、饮水和食品中铅含量(**Pb$_{air}$、Pb$_{water}$、Pb$_{diet}$**)取值不同时儿童血铅含量几何均值(**PbB$_{child,Geomean}$**)随土壤铅含量变化

Fig. 3 Sensitivity analysis of lead concentration in air, water and diet (Pb$_{air}$, Pb$_{water}$, Pb$_{diet}$) in IEUBK model

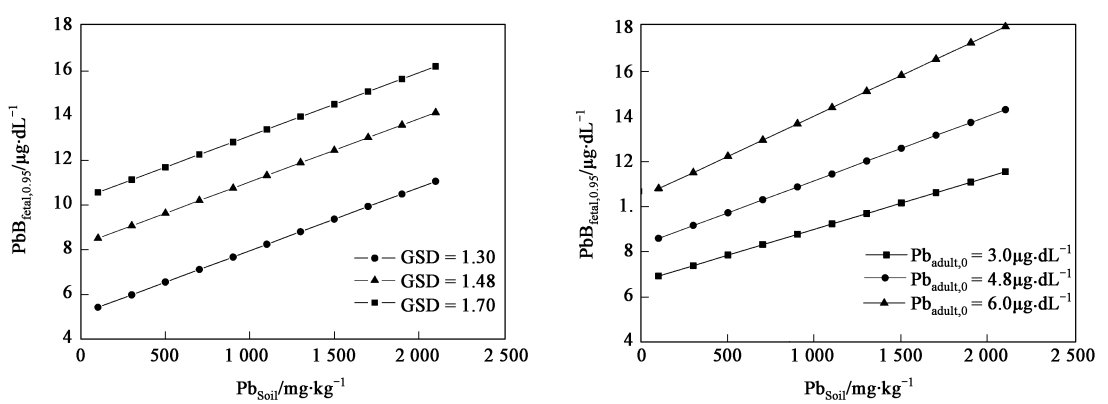

图 4 **GSD$_{i,adult}$、Pb$_{adult,0}$**取值不同时胎儿血铅含量**95%**置信上限(**PbB$_{fetal,0.95}$**)随土壤铅含量变化

Fig. 4 Sensitivity analysis of GSD$_{i,adult}$, Pb$_{adult,0}$ in ALM model

© 1994-2012 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

2.4　本研究推导的土壤环境铅基准与发达国家土壤质量标准比较

鉴于铅对儿童的强烈毒性, 大部分国家都基于儿童健康风险制定铅的土壤环境标准值[46], 美国第六区[47]和比利时[52]制定铅土壤环境标准都采用美国环境署(US. EPA)综合暴露吸收生物动力学模型(IEUBK), 英国的居住、商业和工业用地铅土壤指导值也基于类似模型计算[2]. 也有少数国家采用基于生态风险评估的方法计算铅的土壤环境基准制, 如加拿大[50]、荷兰[51]、瑞士[54]、挪威[54]等. 表 5 列出了部分发达国家和地区土壤铅的环境基准值. 根据表 5 统计可见, 居住用地土壤基准在 260~ 1 200 mg/kg 之间变化, 算术平均值和几何平均值分别为 461 和 394 mg/kg. 商业和工业用地土壤基准值变化范围 260~ 1500 mg/kg, 算术平均值和几何平均值分别为 804 和 736 mg/kg.

表 5　部分国家和地区铅的土壤环境指导值/标准值/ mg·kg^{-1}

Table 5　Soil lead guideline values of some countries/ mg·kg^{-1}

国家或地区	标准值	
	居住用地	工业/商业用地
美国第六区[47]	400	800
美国新墨西哥州[52]	400	800
美国佛罗里达州[54]	400	920
美国第九区[48]	400	800
加拿大[50]	140	600
英国[2,53]	450	750
荷兰[51]	300~ 530	—
澳大利亚[49]	300	1500
比利时[48]	700	2500
德国[52]	400	2000
法国[54]	400	2000
瑞士[54]	80	300
挪威[54]	60	—

本研究计算的我国居住用地和工业/商业用地土壤铅的环境基准分别为 282 mg/kg 和 627 mg/kg, 略低于各国标准的平均值. 欧美等国儿童铅暴露主要来源在室内空气和地板灰尘[16]; 而针对我国环境铅污染对儿童健康影响的研究表明, 我国儿童每天由手-口接触摄入的土壤铅量> 灰尘铅含量> 吸入空气铅量[9], 在一些重污染地区儿童血铅与大气铅含量相关性最大[10].

我国 0~ 6 岁儿童血铅水平随着年龄增大而逐渐升高, 5~ 6 岁达到高峰[3], 增长趋势与一些发展中国家类似, 而欧美等国 1~ 3 岁儿童血铅水平最高[16]. 另外, 我国儿童每日饮食摄入铅量的估计值(10~ 25 μg/d)与欧美发达国家(2~ 7 μg/d)[16]相比也有较大差异. 因此, 我国土壤铅的环境基准计算值略低于欧美等国土壤标准较为合理.

3　结论

英美等国在进行本国土壤铅环境基准计算时都基于本国现有的研究成果对模型的适用性和参数取值进行系统地分析与验证. 虽然我国关于土壤、大气等环境介质铅污染调查和人体尤其是儿童血铅含量研究相对较多, 然而关于从环境铅到人体血铅含量的风险评估研究, 无论是理论框架体系还是基础数据收集还相当匮乏. 本研究采用 IEUBK 模型和 ALM 模型估算我国居住用地与工业/商业用地土壤铅环境基准值, 模型参数取值符合国内实际情况, 计算结果可作为污染土壤筛选值制定的理论依据. 鉴于我国儿童血铅平均含量和儿童铅中毒比例居高的现状, 亟需开展具体区域或类似暴露场景的空气、饮水、土壤及灰尘、饮食等途径铅暴露量与儿童血铅含量相互关系研究, 制定基于儿童血铅指标的污染土壤风险评估方法导则.

参考文献:

[1] Kabata-Pendias A, Pendias H. Trace elements in soils and plants [M]. Boca Raton, FL: CRC, 2001.

[2] DEFRA and Environment Agency. Contaminants in soil: Collation of toxicological data and intake values for humans[R]. Swindon: The R&D Dissemination Centre, 2002.

[3] 王舜钦, 张金良. 我国儿童血铅水平分析研究[J]. 环境与健康杂志, 2004, **21**(6): 355-360.

[4] 任慧敏, 王金达, 王国平, 等. 沈阳市土壤铅对儿童血铅的影响[J]. 环境科学, 2005, **26**(6): 153-158.

[5] USEPA. Guidance manual for the integrated exposure uptake biokinetic model for lead in children[R]. Washington DC: Office of Solid Waste and Emergency Response, 1994.

[6] DEFRA and Environment Agency. CLR 10 SGV10: Soil guideline values for lead contamination[R]. Swindon: The R&D Dissemination Centre, 2002.

[7] Mielkel H W, Reagan P L. Soil is an important pathway of human lead exposure[J]. Environ Health Perspect, 1998, **106**(Suppl 6): 217-229.

[8] 李敏, 林玉锁. 城市环境铅污染及其对人体健康的影响[J]. 环境监测管理与技术, 2006, **18**(5): 6-10.

[9] 王春梅, 欧阳华, 王金达, 等. 沈阳市环境铅污染对儿童健康的影响[J]. 环境科学, 2003, **24**(5): 17-22.

[10] 王金达, 刘景双, 于君宝, 等. 沈阳市城区土壤和灰尘中铅的分布特征[J]. 中国环境科学, 2003, **23**(3): 300-304.

[11] 殷云龙, 宋静, 骆永明, 等. 南京市城乡公路绿地土壤重金属变化及其评价[J]. 土壤学报, 2005, **42**(2): 206-210.

[12] 郭平, 谢忠雷, 李军, 等. 长春市土壤重金属污染特征及其潜在生态风险评价[J]. 地理科学, 2005, **25**(1): 108-112.

[13] 郑袁明, 余轲, 吴泓涛, 等. 北京城市公园土壤铅含量及其污

© 1994-2012 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved.　http://www.cnki.net

染评价[J]. 地理研究, 2002, **21**(4): 418-424.
[14] 符娟林, 章明奎, 厉仁安. 杭州城市土壤铅的化学形态和可溶性研究[J]. 浙江大学学报(农业与生命科学版), 2004, **30**(3): 305-310.
[15] 夏家淇. 土壤环境质量标准详解[M]. 北京: 中国环境科学出版社, 1996. 16-23.
[16] Succop P, Bornschein R, Brown K. An empirical comparison of lead exposure pathway models[J]. Environ Health Perspect, 1998, **106**(Suppl 6): 1577-1583.
[17] White P D, Van Leeuwen P, Davis B D, *et al*. The conceptual structure of the integrated exposure uptake biokinetic model for lead in children[J]. Environ Health Perspect, 1998, **106**(Suppl 6): 1513-1530.
[18] Li X D, Liu P S, Liu P S. Heavy metal contamination of urban soils and street dusts in Hong Kong[J]. Appl Geochem, 2001, **16**: 1361-1368.
[19] USEPA. Recommendations of the technical review workgroup for lead for an approach to assessing risks associated with adult exposures to lead in soil [EB/OL]. http://epa.gov/superfund/lead/products/adultpb.pdf, 2009-01.
[20] 汪武新, 李晴, 刘学宁, 等. 食品与环境中铅对儿童血铅水平的影响分析[J]. 广东微量元素科学, 2006, **9**(5): 38-42.
[21] GB 2762-2005, 食品中污染物限量[S].
[22] 覃志英, 唐振柱, 吴祖军, 等. 2002-2003 年广西部分食品铅污染状况及分析[J]. 微量元素与健康研究, 2006, **23**(3): 23-25.
[23] 黄祖鸽, 何金生, 贾秋英. 北京市场主要食品铅含量的调查[J]. 实用预防医学, 2004, **11**(6): 1227-1228.
[24] 赵冬丽, 巩俐彤, 房宁. 北京市大兴区 2006 年食品污染物铅、镉状况分析[J]. 中国卫生检验杂志, 2007, **17**(2): 318-319.
[25] 唐竹村, 于洪兴, 张淑芬. 吉林市食品中铅、镉、砷污染状况调查[J]. 中国食品卫生杂志, 2001, **13**(6): 32-33.
[26] 王辛, 王宇敏, 梁晓聪, 等. 陕西省 2002-2006 年食品中铅污染监测分析[J]. 中国卫生检验杂志, 2007, **17**(7): 1269-1272.
[27] 江素红, 林旭凯, 洪祥奇, 等. 汕头市 2004-2006 年食品铅污染状况[J]. 广东药学院学报, 2007, **23**(2): 205-207.
[28] 俞莎, 沈向红, 汤 , 等. 浙江省部分食品中铅镉污染水平研究[J]. 中国卫生检验杂志, 2006, **16**(3): 328-330.
[29] 王茂起, 王竹天, 冉陆, 等. 2000-2001 年中国食品污染物监测研究[J]. 卫生研究, 2003, **32**(4): 322-326.
[30] GB 5749-85, 生活饮用水卫生标准[S].
[31] GB 5749-2006, 生活饮用水卫生标准[S].
[32] GB/T 14848-93, 地下水质量标准[S].
[33] 周爱芬, 曹江霞, 覃凌智. 416 名孕妇血铅水平及相关因素分析[J]. 中国妇幼保健, 2007, **22**: 1670-1672.
[34] 黄惠萍. 680 例孕妇血铅水平及其对胎儿、婴儿的影响[J]. 国际医药卫生导报, 2004, **10**(8): 68-69.
[35] 刘建荣, 秦效英, 白雪涛, 等. 北京石景山地区孕妇及婴幼儿血铅动态研究[J]. 卫生研究, 1997, **26**(1): 38-40.
[36] 万伯健, 朱文韬, 李北利, 等. 妇女血铅、乳铅与其子女血铅关系探讨[J]. 中国公共卫生学报, 1990, **9**(3): 157-159.
[37] 王国庆, 骆永明, 宋静, 等. 土壤环境质量指导值与标准研究Ⅳ. 保护人体健康的土壤苯并[a]芘的临界浓度[J]. 土壤学报, 2007, **44**(4): 603-611.
[38] 于青, 刘瑞华, 唐子安, 等. 不同职业妇女血铅、血镉含量的调查研究[J]. 中国公共卫生, 1993, **9**(9): 418.
[39] 高峰, 曲江斌, 张春玲. 济南城乡妇女经饮食铅日摄入量与血铅含量分析[J]. 微量元素与健康研究, 1998, **15**(4): 48-50.
[40] 岳虹霓, 高玉兰, 刘石, 等. 淮阴市孕期妇女血铅水平及其影响因素研究[J]. 中国妇幼保健, 2001, **16**: 237-238.
[41] 汪春红, 黄玲, 徐刚, 等. 湖北三个不同空气污染地区孕妇血铅、乳铅的动态观察[J]. 卫生研究, 2000, **29**(3): 149-151.
[42] 鲍宝珠, 王宏, 刘国英, 等. 郑州正常人血铅、镉含量的调查研究[J]. 河南预防医学杂志, 1992, **3**(1): 7-9.
[43] 范元成, 欧阳思, 包罗生. 长沙市商场(店)女售货员血铅、镉含量的调查研究[J]. 实用预防医学, 1994, **3**(1): 172.
[44] 于青, 唐子安, 李芸, 等. 济南市区 239 例正常女性血铅, 血镉水平调查[J]. 解放军预防医学杂志, 1994, **12**(5): 381-382.
[45] 曲江斌, 王济军, 姚邦忠. 烟台市 207 名正常人血铅值的调查[J]. 微量元素与健康研究, 1996, **13**(2): 41-42.
[46] Jusko T A, Henderson Jr C R, Lanphear B P, *et al*. Blood Lead Concentrations < 10 μg/dL and Child Intelligence at 6 Years of Age[J]. Environ Health Perspect, 2008, **116**: 243-248.
[47] USEPA. Region 6 Human Health Medium-Specific Screening Levels [EB/OL]. http://www.deq.state.ok.us/lpdnew/HW/02screentable.pdf, 2009-01.
[48] USEPA. Region 9 PRG Table [EB/OL]. http://www.epa.gov/region09/superfund/prg/index.html, 2009-01.
[49] NEPC(National Environmental Protection Council). Guideline on the Investigation Levels for Soil and Groundwater [R]. Canberra: National Environmental Protection (Assessment of Site Contaminatien), 1999.
[50] CSMWG. Compilation and Review of Canadian Remediation Guidelines, Standards and Regulations [R]. Ottawa: Science Applications International Corporation (SAIC), Environmental Technologies Program, 2002.
[51] Swartjes F. Variation in calculated human exposure: Comparison of calculations with seven European human exposure models[R]. The Netherlands: RIVM, 2002.
[52] Provoost J, Cornelis C, Swartjes F. Comparison of Soil Clean-up Standards for Trace Elements Between Countries: Why do they differ? [J]. J Soils Sediments, 2006, **6**(3): 173-181.
[53] Ferguson C, Darmendrail D, Freier K, *et al*. Risk Assessment for Contaminated Sites in Europe. Volume 1: Scientific Basis [M]. Nottingham: LQM Press, 1998.
[54] Carlon C. Derivation Methods of Soil Screening Values in Europe. A Review and Evaluation of National Procedures towards Harmonisation [R]. EU: Ispra, European Commission, Directorate General, Joint Research Centre, 2007.

© 1994-2012 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net