

中国大米重金属健康风险评估研究进展

戴洪文, 宋秀贤, 辛俊亮, 黄白飞 (湖南工学院,湖南衡阳 421002)

摘要 随着工业化和城镇化的快速发展,重金属污染问题越来越严重。大米容易吸收和积累有毒重金属元素,食用受重金属污染的大米,容易产生潜在的健康风险。通过健康风险评估能提前预警大米重金属污染对人类造成的威胁。大米重金属暴露评估方法主要包括重金属每日摄入量(*EDI*)、目标危害系数(*THQ*)与综合危害指数(*HI*)等。综合分析了我国部分地区人们摄食大米的重金属暴露参数。
关键词 健康风险评估;重金属;大米;暴露参数
中图分类号 TS207.5 **文献标识码** A **文章编号** 0517-6611(2016)29-0060-03

Research Progress on Health Risk Assessment of Heavy Metals via Consumption of Rice in China
DAI Hong-wen,SONG Xiu-xian,XIN Jun-liang et al (Hunan Institute of Technology,Hengyang,Hunan 421002)
Abstract The heavy metals pollution is one of the problems that arise due to the rapid development of industrialization and urbanization. Rice can easily absorb and accumulate the toxic heavy metal elements. There are potential health risks via consumption of rice polluted by heavy metals. By health risk assessment,threats to human caused by heavy metal pollution in rice can be predicted. There are many different health risk assessment methods including estimated daily intake (*EDI*),target hazard quotient (*THQ*),hazard index (*HI*) and so on. The exposure parameters via consumption of rice in parts of china were analyzed.
Key words Health risk assessment; Heavy metals; Rice; Exposure factor

大米是人们日常饮食中的主食之一,能提供人体糖、蛋白质、维生素、膳食纤维和矿物质等多种营养元素。随着工业化和城镇化的快速发展,土壤和水体环境受重金属污染日益加重^[1-2]。我国大约有 16% 的农田土壤(约 2 000 万 hm²)被重金属污染^[3]。土壤中的重金属可通过“土壤-植物-人”的途径进入人体,对人体健康产生潜在威胁,如镉(Cd)可引发人类癌症,对肾脏、肝脏和神经系统产生毒害^[4-5];铅(Pb)对儿童智力发展产生不利影响,可引发肾病、高血压和心血管疾病^[6-7]。大米容易受到重金属不同程度污染,人们食用受重金属污染的大米后重金属会在人体内富集,并对人体健康产生不利影响^[8]。因此,大米重金属的健康风险已引起社会广泛关注。

风险评估由危害识别、危害特征描述、暴露评估和风险特征描述4个基本步骤组成^[9]。其中,危害识别和危害特征

描述可参照联合国粮农组织(FAO)/世界卫生组织(WHO)的工作,直接采纳相关信息。暴露评估作为风险评估的重要组成部分,是对经食物或其他途径而可能摄入人体内的物理、化学和生物因素进行的定性和/或定量评估。风险特征描述作为评估的最后一个阶段,是对前 3 个阶段所收集信息的综合描述。风险评估是减少食源性疾病的重要手段,对大米重金属健康风险尤其适用。笔者对我国大米重金属污染现状及重金属暴露评估的方法进行了综述。

1 大米重金属污染现状

农田土壤容易受到不同程度的重金属污染,进而导致其所种植的粮食、蔬菜和水果等食物中镉(Cd)、铅(Pb)、铬(Cr)、汞(Hg)和砷(As)等重金属含量超标或接近临界值。研究人员已对我国部分地区和城市大米重金属污染状况进行了调查研究,调查结果见表 1。

表 1 我国部分地区和城市大米重金属含量
Table 1 Heavy metal content of rice in parts of China

地点 Sites	Cd		Pb		Cr		As		文献来源 Literature
	平均含量 Average con- centration	超标率 Over stan- dard rate	平均含量 Average con- centration	超标率 Over stan- dard rate	平均含量 Average con- centration	超标率 Over stan- dard rate	平均含量 Average con- centration	超标率 Over stan- dard rate	
	mg/kg	%	mg/kg	%	mg/kg	%	mg/kg	%	
广东省 Guangdong Province	0.091	6.22	0.013	0.11					蔡文华等 ^[10]
湖南省 Hunan Province	0.280	36.00	0.200	21.00			0.200	39	雷鸣等 ^[11]
广州 Guangzhou	0.120	2.50	0.072	7.50					刘冬英等 ^[12]
惠州 Huizhou	0.074	0.69	0.386	34.03	2.681	34.03			王国莉 ^[13]
常熟 Changshu	0.019	0.70	0.171	29.70	0.292	0	0.199	0	Hang 等 ^[14]
台州 Taizhou	0.224	31.00	2.042	100.00	0.107	0	0.155	0	Fu 等 ^[15]
慈溪 Cixi	0.059	5.40	0.140	16.30	0.130	0	0.100	0	沈群超等 ^[16]

Qian 等^[17]调查了 2005—2008 年全国市售大米中重金属

含量,发现大米中 Cd、Pb、Hg 和 As 的平均含量分别为 0.050、0.062、0.006 和 0.119 mg/kg,Cd、Pb 和 Hg 的超标率分别为 2.2%、0.8% 和 0.4%,As 没有出现超标。Cheng 等^[18]调查了我国东南 6 省(市)31 个城市大米内 Cd 和 Pb 含量,发现大米 Cd 和 Pb 的平均含量分别为 0.081 和

0.114 mg/kg, 超标率分别为 4.1% 和 15.2%。Fu 等^[15]调查了浙江省台州市生长在受重金属污染土壤上生长的大米的重金属含量, 发现大米 Cd、Pb、Cr、Hg、As、Ba、Co、Cu、Mn 和 Ni 平均含量分别为 0.224、2.042、0.107、0.022、0.155、2.587、0.387、4.260、28.640 和 0.761 mg/kg, 其中 Cd、Pb 和 Hg 的超标率分别为 31.0%、100% 和 15.3%。蔡文华等^[10]于 2012—2014 年对广东省市售大米中 Cd 和 Pb 含量进行了检测, 发现大米 Cd 和 Pb 的平均含量分别为 0.091 和 0.013 mg/kg, 超标率分别为 6.22% 和 0.11%。

由此可见, 我国大米重金属污染现状已不容乐观, 已受到一定程度的重金属污染。尽管各地采用不同的评价标准, 但有毒重金属在大米中的积累较多, 残留水平较高, 有的甚至已经超过国家食品卫生标准。

2 大米重金属暴露评估

2.1 重金属每日摄入量

估算重金属每日摄入量是评估大米重金属暴露评估的有效方法之一。有研究人员用 *EDI* (Estimated daily intake)^[14-15,17] 来表示重金属每日摄入量, 也有用 *DIM* (Daily intake of metal)^[19] 或者 *ADID* (Average daily intake dose)^[20-21] 来表示。总体而言, 使用 *EDI* 来表示重金属每日摄入量更为常见, 其计算公式如下:

$$EDI = \frac{IR \times C}{WAB} \times 10^3 \quad (1)$$

式中, *EDI* 为人体每日重金属的摄入量 (μg/kg); *IR* 为每日摄食的大米量 (kg); *C* 为大米中重金属含量 (mg/kg); *WAB* 为人平均体重 (kg)。

由于国内没有相关的重金属每日摄入量的限量标准, 在重金属暴露评估过程中, 大多采用 JECFA (The Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives, FAO/WHO 食品添加剂专家委员会) 确定的每天允许摄入量 (Provisional tolerable daily intake, *PTDI*) 作为参照标准。例如, 按照 JECFA 的建议, 成人摄入 Cd、As、Cu 和 Zn 等重金属 *PTDI* 值分别为 0.83、2.14、500.00 和 1 000.00 μg/kg^[22-23], 即每人每天 1 kg 体重能耐受的重金属 Cd、As、Cu 和 Zn 的最大值分别为 0.83、2.14、500 和 1 000 μg。如果 *EDI* 值小于 *PTDI* 值, 表明大米重金属健康风险较小; 若 *EDI* 值大于 *PTDI* 值, 表明大米重金属健康风险较高。Qian 等^[17]利用重金属含量的中位值估算了全国 8 个年龄段人群的重金属每日摄入量, 发现 Cd、Hg 和 As 的每日摄入量范围分别为 0.10 ~ 0.23、0.021 ~ 0.051 和 0.43 ~ 1.01 μg/kg, 均低于 *PTDI* 值。蔡文华等^[10]研究发现广东省大米 Cd 污染具有地域性差异, 大米 Cd 的每月摄入量为 0.3 ~ 0.91 μg/kg, 占 *PTDI* 值的 36% ~ 109%, 表明人群食用大米存在潜在的健康风险。Hang 等^[14]研究发现常熟市当地成年人大米 Cr、Cu、Zn、Cd、Hg 和 As 的每日摄入量分别为 2.0、26.7、132.8、0.1、0.1 和 1.4 μg/kg, 而儿童的每日摄入量分别为 1.8、23.3、115.7、0.1、0.1 和 1.2 μg/kg, 其所估算的 *EDI* 值均小于 *PTDI* 值, 表明当地人食用大米还是相对安全的。

2.2 目标危害系数与综合危害指数

目标危害系数 *THQ*

(Target hazard quotient), 也称目标危害商, 是用来评估食用受污染大米引起的单一重金属健康风险, 以估算摄入量与参考剂量 (Reference dose, *RfD*) 的比值表示^[24]。综合危害指数 *HI* (Hazard index) 是用来表述多种重金属目标危害系数之和^[14,17,20,25]。*THQ* 或 *HI* 大于 1 表示单种重金属或多种重金属对人体具有潜在的健康风险^[21]。*THQ* 和 *HI* 的计算公式如下:

$$THQ = \frac{EF \times ED \times EDI}{RfD \times TA} \quad (2)$$

$$HI = \sum_{i=1}^n (THQ)_i \quad (3)$$

式中, *EF* 为人群暴露频率 (d/a); *ED* 为暴露持续时间 (a); *RfD* 为参考剂量 (μg/kg); *TA* 为非癌症性暴露的平均时间。

RfD 为参考剂量, 由于国内尚没有相关标准, 在实际工作中大多采用 USEPA (US Environmental Protection Agency, 美国环境保护署) 建议的剂量值, 如 Cd、As、Cr、Cu、Ni 和 Zn 等重金属 *RfD* 值分别为 1.0、0.3、3.0、40.0、20.0 和 300.0 μg/kg^[26]。Qian 等^[17]对全国市售大米重金属健康风险进行了评估, 发现单个重金属的 *THQ* 值均小于 1, 市售大米对人体健康的威胁主要源自 Cd 和 Pb 的潜在危害。Hang 等^[14]对常熟市大米重金属健康风险进行了评估, 发现 Cd、Pb 和 Cu 等单个重金属的 *THQ* 值均小于 1, 但成年人和儿童的 *HI* 值分别为 1.726 和 1.523, 均大于 1, 表明重金属通过大米摄食途径给常熟市居民带来健康风险。Cao 等^[20]对江苏省某工业乡镇的本地地产大米重金属健康风险进行了评估, 发现 Cu、Zn、Pb、Cr、Hg 和 Cd 等单个重金属的 *THQ* 值均小于 1, 但 6 个重金属的综合危害指数 *HI* 值为 0.757, 接近于 1, 表明存在潜在的大米重金属健康风险。

2.3 居民暴露参数

暴露参数是用来描述人体经口暴露重金属的量和速率以及人体特征 (如体重、寿命等) 的参数, 是评估人体暴露重金属剂量的重要参数之一^[27]。暴露参数是健康风险评估中的主要技术基础数据, 重金属健康风险评估需要建立在对暴露剂量的基础上, 再结合剂量-反应关系的相关因子开展。暴露参数数据的准确性直接决定着健康风险评估结果的可信度。美国^[27]、欧洲各国^[28]、日本^[29]和韩国^[30]陆续发布了适合本国居民特点的暴露参数手册。这些暴露参数手册成为政府决策者、技术人员和科研工作者必备的工具, 在提高人群重金属暴露评估和健康风险评估的准确性方面发挥了十分重要的作用。

目前, 我国在重金属暴露参数方面还没有一套标准或手册可供参考, 这给重金属健康风险评估带来了很大的困难。在计算每日重金属摄入量 *EDI* 和目标危害系数 *THQ* 时需要每日摄食的大米量 *IR*、平均体重 *WAB* 和平均寿命等基本参数。根据已有文献报道, 笔者统计了我国部分地区居民通过摄食大米的重金属暴露参数。由表 2 可知, 我国成人每日摄食的大米量 *IR* 值和平均体重 *WAB* 值分别为 323 ~ 425 g 和 55.9 ~ 62.7 kg, 最大值分别为最小值的 1.3 和 1.1 倍。在我国, 每日摄食的大米量 *IR* 等参数通常是通过膳食调查结果

得到^[14-15],平均体重 *WAB* 和平均寿命等参数主要是参考国家相关统计资料^[21,25]。然而,国内许多地方并没有开展相关调查,就只能引用相邻地区或类似地区的资料,由于地区的差异性,适合某地区人群的暴露参数并不足以代表其他地区的暴露特征,这可能会给重金属健康风险评估结果造成较大

的误差。综上所述,我国不同地区的重金属暴露参数差异较大,缺乏科学可靠的标准,重金属健康风险评估过程中选取暴露参数的人为随机性较大,从而严重影响重金属健康风险评估的准确性和科学性。因此,颁布一套适合我国国情的重金属暴露参数的标准或手册显得尤为迫切。

表2 我国部分地区和城市及部分国家大米重金属暴露参数
Table 2 Exposure factors of heavy metal via consumption of rice in parts of China and other countries

地点 Sites	每日摄食的大米量 <i>IR</i> //g/d		平均体重 <i>WAB</i> //kg		平均寿命 Average lifetime/a	文献来源 Literature
	成人 Adult	儿童 Children	成人 Adult	儿童 Children		
湖南 Hunan Province	425.0		58.1		74.00	Zeng 等 ^[25]
湖南 Hunan Province	389.0		62.7		70.00	Lei 等 ^[21]
郴州市 Chenzhou City	370.0	210.0	60.0	25.0	74.00	Song 等 ^[31]
常熟市 Changshu City	389.2	198.4	55.9	32.7	70.00	Hang 等 ^[14]
台州市 Taizhou City	323.0		60.0			Fu 等 ^[15]
江苏某镇 A Town in Jiangsu	423.5		55.9			Cao 等 ^[20]
美国 America	24.0	9.0	80.0	29.9	78.00	USEPA 等 ^[27]
日本 Japan	男 202.6,女 140.2		男 64.0,女 52.7		男 77.72,女 84.60	NIAIST 等 ^[29]
韩国 Korea			62.8		78.60	Jang 等 ^[30]

3 小结

随着工业化和城镇化的快速发展,重金属污染问题越来越严重。通过健康风险评估能提前预警大米重金属污染对人类造成的威胁。不同研究人员采用的大米重金属暴露评估方法有所不同。大米重金属暴露评估的方法包括重金属每日摄入量(*EDI*)、目标危害系数(*THQ*)与综合危害指数(*HI*)等方法。笔者综合分析了我国部分地区居民通过摄食大米的重金属暴露参数,发现在重金属健康风险评估过程中选取暴露参数的人为随机性较大,因此,迫切需要颁布一套适合我国国情的重金属暴露参数标准或手册。

参考文献

[1] CHERFI A, ACHOUR M, CHERFI M, et al. Health risk assessment of heavy metals through consumption of vegetables irrigated with reclaimed urban wastewater in Algeria[J]. Process safety and environmental protection, 2015, 98: 245-252.

[2] LI Z Y, MA Z W, VAN DER KUIJP T J, et al. A review of soil heavy metal pollution from mines in China: Pollution and health risk assessment[J]. Science of the total environment, 2014, 468/469: 843-853.

[3] ZHAO F J, MA Y B, ZHU Y G, et al. Soil contamination in China: Current status and mitigation strategies[J]. Environmental science & technology, 2015, 49(2): 750-759.

[4] KLAASSEN C D, LIU J, DIWAN B A. Metallothionein protection of cadmium toxicity[J]. Toxicology and applied pharmacology, 2009, 238(3): 215-220.

[5] PATRICK L. Toxic metals and antioxidants: Part II. The role of antioxidants in arsenic and cadmium toxicity[J]. Alternative medicine review, 2003, 8(2): 106-128.

[6] EKONG E B, JAAR B G, WEAVER V M. Lead-related nephrotoxicity: A review of the epidemiologic evidence[J]. Kidney international, 2006, 70(12): 2074-2084.

[7] NAVAS-ACIEN A, GUALLAR E, SILBERGELD E K, et al. Lead exposure and cardiovascular disease: A systematic review[J]. Environmental health perspectives, 2007, 115(3): 472-482.

[8] NASERI M, VAZIRZADEH A, KAZEMI R, et al. Concentration of some heavy metals in rice types available in Shiraz market and human health Risk assessment[J]. Food chemistry, 2015, 175: 243-248.

[9] MAURICE S. Food safety in Europe (FOSIE): risk assessment of chemicals in food and diet: Overall introduction[J]. Food and chemical toxicology, 2002, 40(2/3): 141-144.

[10] 蔡文华, 胡曙光, 许秀敏. 2012~2014 年广东省大米中铅镉的暴露风险

评估[J]. 食品与机械, 2015, 31(4): 47-50.

[11] 雷鸣, 曾敏, 王利红, 等. 湖南市场和污染区稻米中 As、Pb、Cd 污染及其健康风险评价[J]. 环境科学学报, 2010, 30(11): 2314-2320.

[12] 刘冬英, 王晓波, 陈海珍, 等. 广州市部分市售大米铅镉污染状况调查及健康风险评价[J]. 华南预防医学, 2013, 39(1): 86-88.

[13] 王国莉. 商品大米中 Cd、Pb、Cr 的污染状况及健康风险评价[J]. 基因组学与应用生物学, 2012, 31(3): 295-302.

[14] HANG X S, WANG H Y, ZHOU J M, et al. Risk assessment of potentially toxic element pollution in soils and rice (*Oryza sativa*) in a typical area of the Yangtze River Delta[J]. Environmental pollution, 2009, 157(8/9): 2542-2549.

[15] FU J J, ZHOU Q F, LIU W, et al. High levels of heavy metals in rice (*Oryza sativa* L.) from a typical E-waste recycling area in southeast China and its potential risk to human health[J]. Chemosphere, 2008, 71(7): 1269-1275.

[16] 沈群超, 胡寅侠, 蒋开杰, 等. 慈溪地产大米重金属调查及其健康风险评估[J]. 中国稻米, 2013, 19(3): 79-81.

[17] QIAN Y Z, CHEN C, ZHANG Q, et al. Concentrations of cadmium, lead, mercury and arsenic in Chinese market milled rice and associated population health risk[J]. Food control, 2010, 21(12): 1757-1763.

[18] CHENG F M, ZHAO N C, XU H M, et al. Cadmium and lead contamination in japonica rice grains and its variation among the different locations in southeast China[J]. Science of the total environment, 2006, 359(1/2/3): 156-166.

[19] FANG Y, SUN X Y, YANG W J, et al. Concentrations and health risks of lead, cadmium, arsenic, and mercury in rice and edible mushrooms in China[J]. Food chemistry, 2014, 147(6): 147-151.

[20] CAO H B, CHEN J J, ZHANG J, et al. Heavy metals in rice and garden vegetables and their potential health risks to inhabitants in the vicinity of an industrial zone in Jiangsu, China[J]. Journal of environmental sciences, 2010, 22(11): 1792-1799.

[21] LEI M, TIE B Q, SONG Z G, et al. Heavy metal pollution and potential health risk assessment of white rice around mine areas in Hunan Province, China[J]. Food security, 2015, 7(1): 45-54.

[22] JECFA (Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives). Summary and conclusions[C]//53rd meeting. Rome: World Health Organization, 1999.

[23] JECFA (the Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives). Safety evaluation of certain food additives and contaminants[R]. WHO Food Additives Series No. 64, 2011.

[24] USEPA (US Environmental Protection Agency). Risk assessment guidance for superfund, vol. I: Human health evaluation manual (Part A)[R]. Washington: Office of Emergency and Remedial Response, DC, USA, 1989.

表 4 冷冻加工对毒死蜱残留的影响与加工因子

Table 4 Effects of frozen treatment on chlorpyrifos residue and processing factors

处理 Treatment	推荐剂量 Recommended dose		3 倍剂量 Three times dose	
	残留量 Residue mg/kg	加工因子 Processing factor	残留量 Residue mg/kg	加工因子 Processing factor
原料 Raw material	0.38 ± 0.06	1.00	2.94 ± 0.67	1.00
-25 ℃ 处理 -25 ℃ treatment	0.41 ± 0.05	1.08	3.08 ± 0.98	1.05
-30 ℃ 处理 -30 ℃ treatment	0.43 ± 0.08	1.13	3.05 ± 0.66	1.04
-35 ℃ 处理 -35 ℃ treatment	0.42 ± 0.09	1.11	3.11 ± 0.87	1.06

3 结论与讨论

随着我国蔬菜种植面积的不断扩大,不科学地使用农药致使农药残留超标的现象屡见不鲜,已引起人们的高度关注。研究表明,加工工艺和农药种类均对原料中的农药残留有不同的影响。该研究结果表明,水洗特别是自来水流水冲洗能去除 50% 左右毒死蜱残留,这与毒死蜱的水溶性较高有关,而漂烫处理对毒死蜱的去除效果不明显,在推荐处理剂量和 3 倍剂量下漂烫的加工因子分别为 0.68 和 0.76,去除率分别为 32% 和 24%。Dhiman 等^[7]采用实验室模拟喷药,结果发现经过水洗能去除花椰菜中 78.6% 的毒死蜱残留,而漂烫处理的去除率高达 84.6%,出现这些差异的原因可能是该研究中漂烫的时间较短,并且该试验中采用的是田间喷药,并经过一定的间隔期后采样进行模拟加工,农药与样品结合比较紧密,该试验结果在一定程度上较实验室模拟喷药结果更贴近实际生产情况。

新鲜胡萝卜的含水量一般为 90%,而烘干后的含水量一般控制在 6% 左右,烘干前含水量是烘干后的 15 倍。该研究结果表明,在推荐处理剂量和 3 倍处理剂量下胡萝卜中毒死蜱的含量分别为 0.38 和 2.94 mg/kg,而经热风烘干处理后毒死蜱的含量为 1.26 和 11.25 mg/kg,农药残留浓缩了

3.32 倍和 3.83 倍,这说明烘干处理对农药残留具有明显的清除作用。日本对脱水蔬菜中农药残留的判定要求以水分复原后的检测结果为准^[4],即检测结果要除以水分浓缩的倍数,因此脱水蔬菜中农药残留的超标可能性大大降低。目前我国对脱水蔬菜中的农药残留尚无有针对性的标准,该研究将为制定脱水蔬菜的农药残留限量标准提供试验依据。

盐渍加工处理则因处理时间的不同而呈现不同的变化规律。原永兰等^[6]研究表明,深腌产品中的农药残留量比原材料明显升高,而浅腌产品则降低,这与该试验结果一致。该研究结果表明,冷冻加工处理后毒死蜱的残留升高,这与以前的研究结果^[8]相一致。

该试验结果对胡萝卜生产加工具有重要的指导作用,企业或监管人员在对该类产品的原料农药残留进行检测时,应考虑产品的加工工艺,并结合加工因子对生产加工过程进行控制,以确保产品的质量安全。

参考文献

[1] 袁玉伟,王静,林桓,等. 冷冻干燥和热风烘干对菠菜中农药残留的影响[J]. 食品与发酵工业,2008,34(4):99-103.

[2] RANDHAWA M A, ANJUM F M, AHMED A, et al. Field incurred chlorpyrifos and 3,5,6-trichloro-2-pyridinol residues in fresh and processed vegetables[J]. Food chemistry,2007,103(3):1016-1023.

[3] RUEDIGER G A, PARDON K H, SAS A N, et al. Fate of pesticides during the winemaking process in relation to malolactic fermentation [J]. Journal of agricultural and food chemistry,2005,53(8):3023-3026.

[4] 袁玉伟,张志恒,叶志华. 模拟加工对菠菜中农药残留量及膳食暴露评估的影响[J]. 农药学报,2011,13(2):186-191.

[5] FAO manual: Submission and evaluation of pesticide residues data for the estimation on maximum residue levels in food and feed [R]. Rome, Italy: FAO Plant Production and Protection Paper 170, Food Agricultural Organization, 2009.

[6] 原永兰, 窦坦德, 苏保乐, 等. 盐渍加工方式对蔬菜农药残留量的影响[J]. 山东农业科学, 2005(4):48-49.

[7] DHIMAN N, JYOT G, BAKHSI A K, et al. Decontamination of various insecticides in cauliflower and tomato by different processing methods [J]. J Food Sci Tech, 2006,43(1):92-95.

[8] 原永兰, 窦坦德, 包海英. 速冻菠菜加工过程中毒死蜱残留动态研究[J]. 莱阳农学院学报, 2005,22(3):186-188.

(上接第 62 页)

[25] ZENG F F, WEI W, LI M S, et al. Heavy metal contamination in rice-producing soils of Hunan Province, China and potential health risks[J]. International journal of environmental research and public health, 2015, 12 (12): 15584-15593.

[26] USEPA (US Environmental Protection Agency). Regional Screening Level (RSL) Summary Table (TR = 1E-06, HQ = 1) November 2015 [R]. Washington DC: Office of Health and Environmental Assessment, USA, 2015.

[27] USEPA (US Environmental Protection Agency). Exposure factors handbook[M/OL]. Washington DC: [s. n.], 2011 [2016-07-05]. <https://cfpub.epa.gov/ncea/risk/recordisplay.cfm?deid=236252>.

[28] ECJRC (European Commission Joint Research Center). The European ex-

posure factors sourcebook [M/OL]. Italy: European Commission Joint Research Centre, 2006 [2016-07-05]. <http://expofacts.jrc.ec.europa.eu/docs/quality.pdf>.

[29] NIAIST (National Institute of Advanced Industrial Science and Technology). Japanese exposure factors handbook[M/OL]. [s. l.]: [s. n.], 2007 [2016-07-05]. https://unit.aist.go.jp/riss/crm/exposurefactors/english_summary.html.

[30] JANG J Y, JO S N, KIM S, et al. Development of Korea exposure factors handbook[J]. Epidemiology, 2008, 19(6): 214.

[31] SONG D P, ZHUANG D F, JIANG D, et al. Integrated health risk assessment of heavy metals in Suxian County, South China[J]. International journal of environmental research and public health, 2015, 12 (12): 7100-7117.