上海市售克氏原螯虾中铅、镉污染及摄入量调查

吴春峰, 刘弘, 方亚敏, 陆冬磊, 邢之慧, 袁微嘉, 段胜钢, 秦璐昕

摘要: [目的] 了解上海市售克氏原螯虾(*Procambarus clarkii*, 小龙虾)的铅、镉污染状况及人群中小龙虾食用情况, 调查食用小龙虾所致铅、镉摄入量。[方法] 以分层随机抽样法采集小龙虾样品 75 件, 采用石墨炉原子吸收光谱法进行样品检测; 应用食物频率表法调查本市户籍人口 600 人的小龙虾食用情况; 建立摄入量评估模型计算铅、镉摄入量。[结果] 小龙虾躯干内铅、镉含量平均值分别为 0.106 mg/kg 和 0.009 mg/kg。枯水期及野生小龙虾躯干内铅含量的 90 分位数(P_{90})超出国际食品法典委员会(CAC)限量标准, 分别显著高于丰水期和人工养殖的小龙虾躯干内铅含量; 头部中镉含量的 P_{90} 超出CAC限量标准, 明显高于躯干内镉含量, 差异均有统计学意义, $P < 0.05$ 。小龙虾的主要食用人群以青年为主, 年食用量平均值为 1.79 kg, 未成年人和老年人食用较少, 差异有统计学意义, $P < 0.05$ 。人群食用小龙虾, 周摄入铅、镉量的平均值分别为 0.122 $\mu\text{g}/\text{kg}$ 、0.010 $\mu\text{g}/\text{kg}$, 分别占暂定每周容许摄入量(PTWI)的 0.49% 和 0.15%; 未成年人铅摄入量的平均值为 0.208 $\mu\text{g}/\text{kg}$, 占 PTWI 0.83%, 青年人食用小龙虾, 铅摄入量的 P_{90} 为 0.357 $\mu\text{g}/\text{kg}$, 占 PTWI 的 1.43%; 老年人食用小龙虾, 铅、镉摄入量上限值仅分别占 PTWI 的 0.09% 和 0.06%。[结论] 未成年人、青年人食用小龙虾的铅摄入量较高, 存在着对人体健康造成危害的风险。食用小龙虾的镉摄入量处于较安全的水平。

关键词: 铅; 镉; 克氏原螯虾; 调查; 摄入量

Survey on the Content and Intake of Lead and Cadmium in Crayfish from Market in Shanghai WU Chun-feng, LIU Hong, FANG Ya-min, LU Dong-lei, XING Zhi-hui, YUAN Wei-jia, DUAN Sheng-gang, QIN Lu-xin (Shanghai Municipal Center for Disease Control and Prevention, Shanghai 200336, China)

Abstract: [Objective] To study the content of lead and cadmium in market crayfish (*Procambarus clarkii*), and assess the amount of intake from dietary consumption of crayfish in Shanghai. [Methods] Total of 75 crayfish samples were collected according to stratified random sampling, and the samples were determined by graphite furnace atomic absorption spectrometry. Crayfish consumption was assessed by questionnaire on dietary habit of crayfish among 600 local residents. Then, lead and cadmium intakes were assessed through dietary intake assessment model. [Results] The average concentrations of lead and cadmium in crayfish body were 0.106 mg/kg and 0.009 mg/kg. The P_{90} of lead in wild crayfish in low stream season exceeded the Codex Alimentarius Commission (CAC) standard, which was much higher than that in cultured crayfish in high stream season. The P_{90} of cadmium in crayfish head exceeded the CAC standard, which was higher than content in body ($P < 0.05$). The mean weight of yearly crayfish consumption in the youth was 1.79 kg, which was higher than in adolescent and the elderly ($P < 0.05$). The means of weekly lead and cadmium intake due to taken crayfish were 0.122 $\mu\text{g}/\text{kg}$ and 0.010 $\mu\text{g}/\text{kg}$, at 0.49% and 0.15% of PTWI (provisional tolerable weekly intake), respectively. The mean lead intake in adolescent and P_{90} in the youth were 0.208 $\mu\text{g}/\text{kg}$ and 1.43 $\mu\text{g}/\text{kg}$, at 0.83% and 1.43% of PTWI, respectively. The upper limit of lead and cadmium intake in the elderly were at 0.09% and 0.06% of PTWI. [Conclusion] Lead intake due to crayfish consumption in adolescent and youth was high, which would be risky to health. Cadmium intake due to crayfish consumption was in safe level.

Key Words: lead; cadmium; *Procambarus clarkii*; investigation; intake

在我国大陆, 环境重金属污染一直倍受关注, 铅、镉等不可降解的环境污染物可在土壤中不断蓄积, 最终通过食物链等途径进入人体, 对人体健康造成极大的危害^[1-2]。克氏原螯虾(*Procambarus clarkii*), 俗称小龙虾, 主要摄食水草、藻类、水生昆虫、动物尸体等, 其生长环境选择性低, 在污染严重的水体及污浊的淤泥中均能生存繁殖, 易富集重金属元素^[3], 全国食品污染物监测显示, 小龙虾等甲壳类水产品中重金属污染比鱼类严重^[4]。近年来小龙虾已成为甲壳类水产品中重要的经济

养殖品种, 在各地消费量较大, 上海市小龙虾的年消费量更是呈逐年上升的趋势。本研究拟通过对小龙虾体内铅、镉含量及市民食用小龙虾量的调查, 旨在掌握上海市售小龙虾体内重金属污染状况, 定量评估人体因食用小龙虾所致重金属摄入量, 并评价其对人体健康造成危害的可能性。

1 对象与方法

1.1 材料及对象

1.1.1 食品材料 采用多阶段分层随机抽样的方法, 按照城区、城乡结合部、郊区分层随机抽取 5 个区, 在各抽样区内选择水产批发市场、集贸市场、餐饮店等小龙虾主要消费场所作为采

[作者简介] 吴春峰(1981-), 男, 学士, 医师; 研究方向: 食品卫生与食源性疾病预防; E-mail: cfwu@scdc.sh.cn

[作者单位] 上海市疾病预防控制中心, 上海 200336

样点,分枯水期(11~12月份)、丰水期(5~7月份)随机采集市售生、熟小龙虾共 75 件。

1.1.2 调查对象 在 5 个抽样区内按照各区人口的构成比例随机抽取本市户籍人口 600 人(男性 299 人、女性 301 人)。其中未成年人(17 岁)159 人,青年(18~34 岁)119 人,中年(35~59 岁)220 人,老年(60 岁)102 人。

1.2 方法

1.2.1 检测方法 参照中华人民共和国国家标准《食品中铅的测定》(GB/T 5009.12—2003)^[5]、《食品中镉的测定》(GB/T 5009.15—2003)^[6],采用石墨炉原子吸收光谱法进行小龙虾头部和躯干中铅、镉含量的测定。

1.2.2 调查方法 应用食物频率表法,按照统一设计的调查问卷,开展本市居民小龙虾食用频率、食用量的调查。

1.2.3 建立摄入量评估模型^[7] 因食用小龙虾体铅、镉周摄入量= $(\text{污染量} \times \text{校正系数} \times \text{加工因子} \times \text{年摄入量}) / (365 \text{d} \times 7 \text{d}) / \text{体重}$ 。

本研究直接以小龙虾躯干中的铅、镉污染量平均值进行计算,故校正系数与加工因子均取常数 1。取污染量的平均值与食用量的平均值、90 分位数(P_{90})分别计算人群铅、镉摄入量的平均值、 P_{90} ,取污染量的 P_{90} 与食用量的 P_{90} 计算人群铅、镉摄入量的上限值^[8]。

联合国粮农组织与世界卫生组织推荐的铅、镉暂定每周容许摄入量(provisional tolerable weekly intake,PTWI)分别为按体重 0.025 mg/kg^[9]和 0.007 mg/kg^[10],与其比较,以人群因食用小龙虾铅、镉摄入量的计算结果评估其食用安全性。

1.2.4 统计方法 数据由 Excel 录入,采用 SPSS 13.0 进行统计学分析。配对样本均数比较采用配对 t 检验,两组非正态均数的比较采用秩和检验,单向有序资料、多组非正态均数的比较采用 Kruskal-Wallis 检验。检验水准 $\alpha=0.05$ 。

2 结果

2.1 小龙虾中铅、镉污染状况

小龙虾头部铅含量平均值及 P_{90} 分别为 0.036 和 0.099 mg/kg; 躯干内铅含量平均值及 P_{90} 分别为 0.106 和 0.109 mg/kg,头部与躯干内铅含量差异无统计学意义($t = -1.611, P > 0.05$)。不同季节、不同生长环境小龙虾躯干内的铅含量差异均有统计学意义($Z = -4.828, -4.013, P < 0.05$),丰水期小龙虾躯干内铅含量低于枯水期,人工养殖小龙虾躯干内铅含量低于野生小龙虾,枯水期和野生小龙虾体内铅含量的 P_{90} 分别达 0.844 mg/kg 和 0.630 mg/kg,超出国际食品法典委员会(Codex Alimentarius Commission, CAC)拟定的甲壳类水产品中铅限量标准 0.5 mg/kg^[11]。生、熟小龙虾躯干内铅含量差异无统计学意义。见表 1。

小龙虾头部中镉含量平均值为 0.438 mg/kg, P_{90} 达 0.596 mg/kg,超出 CAC 拟定的镉限量标准(0.5 mg/kg); 而躯干内镉含量平均值及 P_{90} 分别为 0.009、0.019 mg/kg,头部的镉含量明显高于躯干内镉含量($t = 2.075, P < 0.05$)。不同季节、不同生长环境、不同加工方式的小龙虾躯干内镉含量差异无统计学意义($Z = -0.987, -1.144, -0.632, P > 0.05$)。见表 2。

表 1 小龙虾中铅污染状况(mg/kg)

Table 1 The lead level in crayfish by various group

分组 Group	样品数量 Number	平均值 Mean	50 分位数 P_{50}	90 分位数 P_{90}	99 分位数 P_{99}	最大值 Max	
部位 Part	头部 Head	75	0.036	0.012	0.099	0.312	0.320
	躯干 Body	75	0.106	0.005	0.109	1.960	2.700
季节 Period	丰水期 High flow	56	0.030	0.005	0.048	0.428	0.620
	枯水期 Low flow	19	0.327	0.600	0.844	2.520	2.700
生长环境 Environment	养殖 Cultural	42	0.019	0.005	0.026	0.225	0.270
	野生 Wild	21	0.336	0.073	0.630	2.500	2.700
加工 Process	生制 Raw	36	0.199	0.019	0.585	2.350	2.700
	熟制 Cooked	31	0.022	0.005	0.026	0.237	0.270

表 2 小龙虾中镉污染状况(mg/kg)

Table 2 The cadmium level in crayfish by various group

分组 Group	样品数量 Number	平均值 Mean	50 分位数 P_{50}	90 分位数 P_{90}	99 分位数 P_{99}	最大值 Max	
部位 Part	头部 Head	75	0.438	0.140	0.596	4.870	15.600
	躯干 Body	75	0.009	0.004	0.019	0.069	0.120
季节 Period	丰水期 High flow	56	0.007	0.004	0.017	0.045	0.051
	枯水期 Low flow	19	0.013	0.006	0.021	0.104	0.120
生长环境 Environment	养殖 Cultural	42	0.008	0.004	0.018	0.046	0.051
	野生 Wild	21	0.013	0.005	0.019	0.102	0.120
加工 Process	生制 Raw	36	0.012	0.005	0.028	0.096	0.120
	熟制 Cooked	31	0.006	0.004	0.012	0.035	0.040

2.2 人群小龙虾食用情况

调查结果显示,40.0%的人在过去的 1 年中未食用小龙虾,32.3%的人每季度食用小龙虾 1 次以上。不同年龄组人群食用小龙虾的频率构成不全相同($\chi^2 = 72.617, P < 0.05$),经过两两比较,青年人食用小龙虾频率最高,55.5%的青年人食用小龙虾每季度 1 次以上,仅 21.8%未食用小龙虾;中年人与未成年人人次之,31.8%的中年人和 29.6%的未成年人食用小龙虾每季度 1 次以上;老年人食用小龙虾的频率最低,74.5%的老年人未食用小龙虾。见表 3。不同性别人群食用小龙虾频率差异无统计学意义。

表 3 各人群小龙虾食用频率

Table 3 The consumption frequency of crayfish by different age group

年龄分组 (岁) Age group (Year)	不吃 None	<1 次/季度 <Quarterly	1 次/季度 Quarterly	1 次/月 Monthly	1 次/周 Weekly	合计 Total
17	66 (41.5%)	46 (28.9%)	27 (17.0%)	16 (10.1%)	4 (2.5%)	159 (100.0%)
18~34	26 (21.8%)	27 (22.7%)	36 (30.3%)	24 (20.2%)	6 (5.0%)	119 (100.0%)
35~59	72 (32.7%)	78 (35.5%)	31 (14.1%)	34 (15.5%)	5 (2.3%)	220 (100.0%)
60	76 (74.5%)	15 (14.7%)	5 (4.9%)	6 (5.9%)	0 (0.0%)	102 (100.0%)
合计 (Total)	240 (40.0%)	166 (27.7%)	99 (16.5%)	80 (13.3%)	15 (2.5%)	600 (100.0%)

本市居民小龙虾年食用量平均值为 1.43 kg, P_{90} 和 P_{99} 分别为 3.60 kg、26.00 kg。不同年龄组人群小龙虾年食用量不全相同 ($\chi^2=79.089, P<0.05$), 青年人群中小龙虾食用量较大, 平均值和 P_{90} 分别达 1.79 kg 和 4.88 kg, 中年人和未成年人次之, 老年人小龙虾食用量较小, 平均值仅为 0.29 kg。见表 4。

表 4 各人群小龙虾年食用量(kg/年)

Table 4 The consumption of crayfish by different age group(kg/year)

年龄分组(岁) Age group(Year)	人数 Number	平均值 Mean	50分位数 P_{50}	90分位数 P_{90}	99分位数 P_{99}	最大值 Max
17	159	0.96	0.10	2.42	19.10	20.80
18-34	119	1.79	0.80	4.88	23.20	26.00
35-59	220	2.12	0.30	3.60	37.40	104.00
60	102	0.29	0.00	0.72	5.38	5.40
合计(Total)	600	1.43	0.20	3.60	26.00	104.00

2.3 人群铅、镉摄入量

调查结果显示, 人群因食用小龙虾铅周摄入量的平均值及 P_{90} 分别为 0.122 $\mu\text{g}/\text{kg}$ 和 0.233 $\mu\text{g}/\text{kg}$, 占 PTWI 的 0.49% 和 0.93%。未成年人铅摄入量较高, 平均值及 P_{90} 分别达 0.208 $\mu\text{g}/\text{kg}$ 和 0.517 $\mu\text{g}/\text{kg}$, 占 PTWI 的 0.83% 和 2.07%; 青年人次之, 铅摄入量 P_{90} 达 0.357 $\mu\text{g}/\text{kg}$, 占 PTWI 的 1.43%; 中年人铅摄入量上限值为 0.164 $\mu\text{g}/\text{kg}$, 占 PTWI 的 0.65%; 老年人铅摄入量较低, 上限值仅为 0.023 $\mu\text{g}/\text{kg}$, 仅占 PTWI 的 0.09%。

人群因食用小龙虾镉周摄入量的 P_{90} 与上限值分别为 0.020 $\mu\text{g}/\text{kg}$ 和 0.042 $\mu\text{g}/\text{kg}$, 分别占 PTWI 的 0.28% 和 0.60%。未成年人及青年人镉周摄入量较中年人及老年人高, P_{90} 分别为 0.044 $\mu\text{g}/\text{kg}$ 和 0.030 $\mu\text{g}/\text{kg}$, 占 PTWI 的 0.63% 和 0.43%; 老年人镉周摄入量上限值仅为 0.004 $\mu\text{g}/\text{kg}$, 仅占 PTWI 的 0.06%。见表 5。

表 5 人群因食用小龙虾铅、镉周摄入量($\mu\text{g}/\text{kg}$)

Table 5 The lead and cadmium intake due to crayfish by various age group

重金属 Heavy metal	年龄分组(岁) Age group (Year)	平均值 Mean	% (PTWI)	P_{90}	% (PTWI)	上限值 Upper limit	% (PTWI)
铅 Lead	17	0.208	0.83	0.517	2.07	0.532	2.13
	18-34	0.136	0.55	0.357	1.43	0.368	1.47
	35-59	0.105	0.42	0.159	0.64	0.164	0.65
	60	0.009	0.04	0.022	0.09	0.023	0.09
	合计(Total)	0.122	0.49	0.233	0.93	0.240	0.96
镉 Cadmium	17	0.018	0.25	0.044	0.63	0.093	1.32
	18-34	0.012	0.17	0.030	0.43	0.064	0.92
	35-59	0.009	0.13	0.014	0.19	0.029	0.41
	60	0.001	0.01	0.002	0.03	0.004	0.06
	合计(Total)	0.010	0.15	0.020	0.28	0.042	0.60

3 讨论

本研究发现市售小龙虾中存在着一定的铅、镉污染, 部分小龙虾躯干内铅、镉含量超出 CAC 限量标准, 铅、镉超标率分别为 6.7% 和 17.3%。由于小龙虾市场供应有一定的季节性, 此次调查中枯水期采集小龙虾样本较少, 且铅、镉超标的样本大部分来自于枯水期, 建议政府相关部门加强对枯水期小龙虾流通市场的监管。

人群因食用小龙虾的铅、镉摄入量总体并不高, 平均值分别占 PTWI 的 0.49% 和 0.15%。各人群小龙虾食用量的差异较大, 而未成年人的体重较成年人轻, 导致未成年人单位体重铅、镉摄入量较其他人群高; 青年人则由于小龙虾食用量大, 铅、镉的摄入量仅次于未成年人; 老年人小龙虾食用量较少, 铅、镉摄入量也较低。由于小龙虾并非中国传统饮食中的主要食物, 按照 2000 年中国总膳食研究中上海膳食铅、镉摄入量中和水产品贡献率为 7.5% 和 24.8%^[12] 及小龙虾的食用量占水产品消费量的 1/10 推算, 若因食用小龙虾致铅、镉摄入量超出 PTWI 的 0.75% 和 2.48%, 则总的膳食铅、镉摄入量极有可能超出 PTWI。很显然, 未成年人食用小龙虾铅摄入量的平均值、青年人食用小龙虾铅摄入量的 P_{90} 占 PTWI 的比例均超出了 0.75%, 摄入量较高, 故长期食用增加了膳食铅摄入的危险性, 存在着对人体健康造成危害的风险; 中年人食用小龙虾铅摄入量的上限值占 PTWI 0.65%, 也较接近该水平; 老年人铅摄入量处于较安全的水平。各人群因食用小龙虾的镉摄入量较低, 镉摄入量最高的未成年人其摄入量的上限值也仅占 PTWI 的 1.32%, 大约为安全水平的一半, 可忽略其对健康造成危害的风险。

铅、镉等重金属在体内生物半衰期长达数年甚至是数十年, 能在体内不断蓄积, 并对肾脏、骨骼、心血管、生殖等系统造成慢性毒性作用, 国际癌症研究机构(IARC)将铅、镉分别确定为人类可疑致癌物和人类致癌物, 在人体内的含量最好是零。由于铅、镉对人体健康的明显毒性作用, 我国应加紧制订甲壳类水产品的铅、镉等重金属限量标准, 以弥补国内的这一空白, 与国际先进标准接轨, 为政府相关部门加强对小龙虾的监督管理提供技术依据。同时, 建议本市居民, 尤其是未成年人和青年人, 应慎食小龙虾, 并应忌食其头部的虾黄, 应在小龙虾当季的时候食用, 减少在 11 月份进入枯水期以后小龙虾的食用频率和食用量, 尽量减少食用小龙虾摄入铅、镉等重金属元素, 控制膳食铅、镉对人体健康的危害。

参考文献:

[1] 陈天金, 魏益民, 潘家荣. 食品中铅对人体危害的风险评估[J]. 中国食物与营养, 2007(2): 15-17.

[2] 魏筱红, 魏泽义. 镉的毒性及其危害[J]. 公共卫生与预防医学, 2007, 18(4): 44-46.

[3] 陈秀开. 出口淡水小龙虾产品风险分析研究[D]. 青岛: 中国海洋大学, 2004.

[4] 王竹天, 王茂起, 韩宏伟, 等. 2002 年我国水产食品中镉含量监测及分析[J]. 卫生研究, 2004, 33(4): 473-474.

[5] 中华人民共和国卫生部. GB/T 5009.12—2003 食品中铅的测定[S]. 北京: 中国标准出版社, 2004.

[6] 中华人民共和国卫生部. GB/T 5009.15—2003 食品中镉的测定[S]. 北京: 中国标准出版社, 2004.

[7] 王大宁. 食品安全风险分析指南[M]. 北京: 中国标准出版社, 2006.

[8] WHO, FAO. Consultations and workshops : dietary exposure assessment of chemicals in food : report of a joint FAO/WHO (下转第 656 页)

鼠体重、身长、尾长比较,差异均有统计学差异($P < 0.01$),实验 C 组、实验 B 组最为明显,提示孕期低水平铅暴露可影响仔鼠的生长发育,尤其是孕期全程染铅和晚期染铅可造成仔代的体格生长障碍。虽然实验 A 组与实验 B 组铅暴露的时间均为 10 d,但由于铅暴露起始时间的不同,而胎儿在宫内的生长不是匀速的,在妊娠晚期胎儿生长速度加快,由此可能解释实验 B 组较实验 A 组对仔鼠的体格发育影响要大。总之,本研究结果显示,孕期不同时段铅暴露对大鼠胎盘及仔鼠的影响有所不同,孕早期染铅对孕末期血铅水平及胎盘重量的影响较大,孕晚期染铅对仔鼠生长的影响较明显,孕全程染铅对孕末期血铅水平、胎盘质量及仔鼠生长均有明显影响。

在胎盘发育过程中滋养层细胞对子宫内壁的浸润首先表现为细胞外基质的降解,而 MMPs 是特异降解细胞外基质的酶类,与胚泡植入和胎盘形成密切相关,是胚泡植入的侵入性标志。MMP-9 是胚胎滋养细胞侵入过程的限速酶,在滋养细胞分泌的诸多 MMPs 中最为重要。研究发现 MMP-9 基因敲除的小鼠其生殖能力下降,表现为受孕率降低,仔鼠体重轻^[3]。TIMP-1 对 MMP-9 有较高的亲和力,可与 MMP-9 以 1:1 的比例形成 MMP-9/TIMP-1 复合物,从而阻断 MMP-9 与底物的结合^[4]。本研究发 现血铅水平轻度升高时(如实验 B 组)MMP-9 的表达增加,而当血铅进一步升高后(如实验 A、C 组)MMP-9 表达反而下降,提示铅中毒在一定范围时由于代偿机制可以使 MMP-9 表达升高,从而维持滋养细胞的浸润能力。当铅中毒持续加重后(如实验 A、C 组),则失去代偿能力,造成 MMP-9 表达减少,结果使滋养细胞浸润能力下降,影响胎盘着床和血管重铸,导致胎盘供血、供氧不足。此与上述发现一致(实验 C 组胎盘重量最轻,仔鼠体重、身长及尾长均为最小)。本研究发 现,胎盘滋养细胞 TIMP-1 表达阳性率以孕鼠铅中毒程度最重组最高,实验 A 组其次。TIMP-1 表达阳性率的升高意味着抑制滋养细胞浸润能力的增强,提示孕期铅暴露可引起 MMP-9/TIMP-1 表达失衡,导致滋养细胞侵袭能力减弱,胎盘浸润过浅,血管重

铸障碍,从而造成胎盘缺氧缺血,进而影响到胎盘发育及胎儿生长。有研究发现,随着血铅水平的增高,实验组大鼠胎盘的病理改变愈趋明显,可见滋养细胞退变、血窦扩张淤血、绒毛组织水肿并退变等改变^[5]。由于滋养细胞的侵袭能力具有时间性,在孕早期最为明显,而此时的滋养细胞对铅毒性则非常敏感。因此认为,铅对胎盘滋养细胞的损伤作用早在胚胎植入和胎盘发育过程中就已经发生,可能是引起胎盘重量减轻、羊膜早破、早产以及宫内营养不良等一系列改变的病理基础^[6]。

总之,铅具有生殖毒性及胚胎毒性,本实验观察到孕鼠的染毒时段与孕鼠血铅水平、孕鼠妊娠结局密切相关,可以对胎盘和子代的生长发育产生不良后果。胎盘 TIMP-1 表达的增强可直接导致滋养细胞浸润能力下降,胚胎着床过浅,胎盘螺旋动脉重铸障碍,胎盘血流灌注不足,进而影响胎儿的生长发育,可能是铅暴露致胎盘损伤的毒性机制之一。减少孕期铅的摄入,对减少妊娠并发症,提高下一代质量有着重要意义。

参考文献:

- [1] COHEN M, MEISSER A, BISCHOF P. Metalloproteinases and human placental invasiveness[J]. Placental, 2006, 27(8): 783-793.
- [2] 张明林, 许建明, 梅 俏, 等. MMP-2 和 MMP-9 蛋白在结肠癌中的表达[J]. 世界华人消化杂志, 2005, 13(20): 2494-2497.
- [3] DUBOIS B, ARNOLD B, OPDENAKKER G. Gelatinase B deficiency impairs reproduction[J]. J Clin Invest, 2000, 106: 627-628.
- [4] 谭宗健, 李尚为. 细胞外基质降解酶类与胚泡着床的关系[J]. 生殖医学杂志, 2001, 10(1): 54-57.
- [5] 马海燕, 李红, 王教辰, 等. 孕期不同阶段铅暴露对大鼠胎盘和仔鼠的影响[J]. 中华预防医学杂志, 2006, 40(2): 101-104.
- [6] FALCONI M, VIÑAS P, LUNA A. Placental lead and outcome of pregnancy[J]. Toxicology, 2003, 185(1-2): 59-66.

(收稿日期: 2010-03-02)

(英文编审: 薛寿征; 编辑: 徐新春; 校对: 郭薇薇)

(上接第 652 页)

consultation[R]. Annapolis, Maryland, 2005.

- [9] International Programme on Chemical Safety. Summary of Evaluations Performed by the Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives[EB/OL]. [2002-04-28]. http://www.inchem.org/documents/jecfa/jecval/jec_1260.htm.
- [10] International Programme on Chemical Safety. Summary of Evaluations Performed by the Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives[EB/OL]. [2006-01-31]. <http://www.inchem.org/>

documents/jecfa/jecval/jec_297.htm.

- [11] 王竹天, 韩宏伟, 蒋定国, 等. 我国水产品中铅含量监测及应对国际标准制定的对策[J]. 中国食品卫生杂志, 2003, 15(5): 387-390.
- [12] 高俊全, 李筱薇, 赵京玲. 2000 年中国总膳食研究——膳食铅、镉摄入量[J]. 卫生研究, 2006, 35(6): 750-754.

(收稿日期: 2010-06-01)

(英文编审: 薛寿征; 编辑: 郭薇薇; 校对: 洪琪)