

DOI:10.7524/j.issn.0254-6108.2014.01.019

多氯联苯的膳食暴露及健康风险评估研究进展*

朱晓楼¹ 沈超峰^{1**} 黄荣浪² 韩慧波³

(1. 浙江大学环境与资源学院环境保护研究所, 杭州, 310058; 2. 浙江大学水环境研究院, 杭州, 310058;
3. 杭州市环境保护科学研究设计有限公司, 杭州, 310014)

摘 要 多氯联苯(Polychlorinated biphenyls, PCBs) 作为一类人工合成的氯代持久性有机污染物, 极易通过生物富集作用在食物链中累积和传递, 从而对人体健康构成极大的威胁. 研究表明, 膳食摄入 PCBs 是普通人群最主要的暴露途径. 因此, 不少国家陆续开展了针对普通人群的 PCBs 膳食暴露的调查研究. 本文对国内外普通人群的 PCBs 膳食暴露水平及其健康风险评估的研究进展进行了综述, 为后续进一步开展相关研究提供参考.

关键词 多氯联苯, 膳食暴露, 健康风险评估.

Research advances on Polychlorinated Biphenyls dietary exposure and health risk assessment

ZHU Xiaolou¹ SHEN Chaofeng^{1*} HUANG Ronglang² HAN Huibo³

(1. Institute of Environmental and Resource Sciences, Zhejiang University, Hangzhou, 310058, China;
2. Academy of Water Science and Environmental Engineering, Zhejiang University, Hangzhou, 310058, China;
3. Hangzhou Environmental Protection science research and Design Company Limited, Hangzhou, 310014, China)

Abstract: As the synthetic chlorinated persistent organic pollutants (POPs) in the environment, polychlorinated biphenyls (PCBs) can easily accumulate and transfer in the food chain through bioconcentration, which could pose a great threat to human body health. Previous studies have shown that food consumption is the most important route of human exposure to PCBs. Therefore many developed countries gradually conducted studies to evaluate local residents dietary exposure to PCBs via dietary intake. This paper summarizes the advances on both domestic and foreign general population dietary exposure levels of PCBs and their health risk assessment, thus to provide reference for further research.

Keywords: Polychlorinated biphenyls, dietary exposure, health risk assessment.

多氯联苯(Polychlorinated biphenyls, PCBs) 是一类人工合成的氯代联苯类芳烃化合物, 共有 209 种同系物. 其中, 12 种具有单邻位或无邻位取代的共平面 PCBs 能产生类似二噁英的毒性效应, 称为二噁英类 PCBs (dioxin-Slike PCBs, dl-PCBs). PCBs 不仅能通过大气“全球蒸馏效应”和“蚱蜢跳效应”实现长距离迁移, 而且易于在食物链中累积和传递, 严重威胁人类健康. PCBs 的毒性效应主要包括致癌性^[1]、神经毒性^[2]、生殖毒性^[3]和内分泌干扰性^[4]等, 已被列为斯德哥尔摩公约中优先消除的持久性有机污染物之一.

一般来说, PCBs 的人体暴露途径可分为环境暴露和饮食暴露, 前者可包括呼吸吸入、皮肤接触和土

2013 年 4 月 10 日收稿.

* 国家高技术研究发展计划项目(2012AA06A203); 浙江省重大科技专项重点项目(2009C13003)资助.

** 通讯联系人, Tel:0571-88982016; E-mail: ysxzt@zju.edu.cn

壤摄入,后者主要包括饮用水摄入和膳食暴露^[5]. 研究表明,对于普通人群而言,膳食摄入 PCBs 是最主要的暴露途径^[6]. Davidson 等^[7]研究发现经膳食摄入的 PCBs 占英国普通人群 PCBs 总暴露量的 97%. 此外,胎盘和母乳中的 PCBs 也可被婴儿充分吸收^[8].

基于此,美国、英国、日本、意大利等发达国家陆续开展了针对普通人群的 PCBs 膳食暴露的调查研究. 我国虽有地区性的 PCBs 暴露评估,但全国性的 PCBs 总膳食摄入研究鲜有报道. 本文拟对国内外普通人群的 PCBs 的膳食暴露水平及其健康风险评估的研究进展进行综述,为后续开展多氯联苯或其他化学污染物的膳食暴露评估提供借鉴和参考.

1 食品中多氯联苯的污染现状

目前,世界各国(主要是发达国家)相继开展了针对各类食品中 PCBs 的污染调查. PCBs 的残留浓度与食品中的脂肪含量密切相关. 表 1 和表 2 列出了近几年来国内外各类食品中 PCBs 的调查结果. 表 1 中除西班牙和意大利为典型污染区的调查结果之外,其他均为全国性的背景调查,表 2 为国内各省市典型食品中 PCBs 的调查结果,浙江台州和广东贵屿为 PCBs 的典型污染区. 由于 PCBs 同系物众多,不同种类的 PCBs 的毒性大小也存在较大差异,而且 PCBs 混合物的致毒机理非常复杂,因此,迄今为止,世界卫生组织尚未制订统一的食物中 PCBs 的浓度限制标准.

表 1 国外各类食品中 PCBs 的污染水平
Table 1 PCBs levels in different foodstuff from foreign countries

国家	PCBs 种类	PCBs 污染浓度/(pg·g ⁻¹ 鲜重)					参考文献
		淡水鱼和海鲜	畜禽肉	奶制品和蛋类	作物	蔬菜	
瑞士	28	5151	298	251	—	—	[9]
比利时	23	7100	620	3200	1900	—	[10]
葡萄牙	19	10910	—	3230	—	220	[11]
西班牙	12	13.70	—	—	—	—	[12]
意大利	21	540	—	58	224	154	[13]
芬兰	23	25000	470	811	39	260	[14]
美国	12	531.4	182.1	0.4—4.2	—	—	[15]

表 2 国内各类食品中 PCBs 的污染水平
Table 2 PCBs levels in different foodstuff food in China

调查地点	PCBs 种类	PCBs 污染浓度范围/(ng·g ⁻¹ 鲜重)						参考文献
		淡水鱼	海鲜	畜禽肉	蛋类	作物	蔬菜类	
浙江台州	37	3.1—623	0.2—109	13.8—19.7	—	—	ND—7.5	[16]
	18	1.3—7.2	—	—	9—40	—	—	[17]
	21	—	—	—	—	ND—36	1.3—1981	[18]
	12	—	—	0.4—2.5	0.7—8	—	—	[19]
	9	—	—	—	—	—	0.9—11.5	[20]
	17	159—1271	—	—	—	—	ND—92	[21]
广东贵屿	32	—	—	—	—	—	6.7—4.6	[22]
	37	—	—	—	—	—	2.0—58	[23]
上海市	31	0.001—4	—	ND—1.2	—	—	—	[24]
	7	—	0.8—11	—	—	—	—	[25]
辽宁大连	7	—	1—8	—	—	—	—	[25]
天津市	7	—	1—6	—	—	—	—	[25]
福建厦门岛	—	—	ND—23	—	—	—	—	[26]
福建闽江口	—	—	ND—7	—	—	—	—	[26]

注:ND 指未检出.

从上述研究结果可以看出,PCBs 可污染食品,从而对人体健康构成威胁,尤其在我国的某些典型的固体废物拆解区,PCBs 的食品污染风险不容忽视. 高军^[21]研究了采自浙江台州的动物样品(主要是鸡、鸭、

鱼),发现鱼肉脂肪中 PCBs 的污染浓度为 $2.0 \times 10^3 \text{ ng} \cdot \text{g}^{-1}$,鸡肉脂肪中 PCBs 的浓度为 $2.5 \times 10^3 \text{ ng} \cdot \text{g}^{-1}$,十分接近美国制定的鱼类和畜禽肉类中 PCBs 的限定标准(在美国制定的各类食品的 PCBs 限定标准中,单位脂肪含量中鱼肉为 $2 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,畜禽肉为 $3.0 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$),且在污染区超过 60% 的蔬菜样品中均能检测到 PCBs 的存在. PCBs 的高度亲脂性使得其在畜禽肉及鱼类组织中的浓度远高于蔬菜、水果及作物中 PCBs 的浓度,因此,国内外的研究者普遍认为畜禽肉及鱼类等动物性食品是 PCBs 经膳食摄入的主要风险来源^[27-28],甚至有学者认为经水果和蔬菜摄入的 PCBs 可以忽略不计^[29].但值得注意的是,我国人群的蔬菜、大米等植物性食品的消费量远高于畜禽肉类、淡水鱼、海鲜等动物性食品的消费量,所以由此摄入的 PCBs 也应给予足够的重视.

2 多氯联苯经膳食摄入的研究进展

2.1 污染物经膳食暴露的评估方法

世界粮农组织(Food and Agriculture Organization,FAO)和世界卫生组织(World Health Organization,WHO)^[30]推荐以下 3 种方法来评估一个国家或地区的居民经膳食暴露的化学污染物摄入量,即单一食物选择性研究(Selective study of individual foodstuffs)、双份饭法(Duplicate portion study)和总膳食研究法(Total diet study,TDS).

单一食物选择性研究法是根据某些食物(往往是未烹调)的测定结果或食物成分表(主要是营养素)及这些食物的消费量数据来计算污染物的膳食摄入量^[30].韩见龙^[31]测得采自浙江台州的鲫鱼样品中二噁英的浓度为 $3.75 \text{ pg} \cdot \text{g}^{-1}$ (以鲜重计),PCBs 的浓度为 $35.5 \text{ pg} \cdot \text{g}^{-1}$ (以鲜重计),再结合浙江省疾病预防控制中心对浙江省居民的膳食调查数据(浙江省居民的鱼类消费为 $100 \text{ g} \cdot \text{d}^{-1}$),最终得到的暴露评估显示台州地区居民每人每日的暴露量高于世界卫生组织的规定值,建议少食用或不要食用当地鲫鱼.

双份饭法是将调查对象在调查期间的全部膳食(烹调后)进行实验室测定,再结合所消费食物的实际质量计算膳食摄入量^[30].此方法工作量大,不适合大规模的研究,也不能代表调查对象长期的饮食习惯.Fromme 等^[32]采用双份饭法估算了德国南部 50 位本地居民的二噁英类 PCBs 的膳食摄入水平,结果表明目前当地居民通过日常饮食摄入的二噁英类 PCBs 处于较低水平.

总膳食研究也称“市场菜篮子研究”,即通过在市场上采集某些具有代表性的食物样品,测定经过烹调、加工后的膳食样品(包括饮用水)中污染物浓度或营养素含量,并结合相应的食物消费量数据计算暴露量^[30].它适用于研究一个国家或地区的居民经膳食摄入的化学污染物或营养素的总暴露量.Rennington 等^[33]认为总膳食研究法是评估 PCBs 经膳食暴露的最经济和最可信的方法.大多数研究者均采用此法来评估普通人群的 PCBs 的膳食摄入水平.如 Turci 等^[13]在意大利帕维亚的全膳食调查结果表明当地居民单位体重 PCBs 的每天暴露量为 $4.0 \text{ ng} \cdot \text{kg}^{-1} \text{ bw} \cdot \text{d}^{-1}$.

2.2 国内外多氯联苯膳食暴露的研究进展

虽然大多数的工业化国家早在 20 世纪 70 年代就已禁止 PCBs 的生产和使用,但因为 PCBs 性质稳定,不易在环境中降解,所以 PCBs 对环境的污染仍在持续.对于非职业暴露的普通人群而言,其主要通过日常膳食摄入 PCBs. PCBs 的日均膳食摄入量主要通过当地居民的膳食结构调查数据与各类食品中 PCBs 的污染浓度计算得到.图 1 比较了不同国家和地区的居民单位体重 PCBs 日均暴露量(体重值统一以欧美国家成人默认值 70 kg 计算)^[7,9-10,13,16],其中意大利和中国为典型污染区的调查数据,英国、比利时和瑞典则为全国性的背景调查.从图 1 中可以看出,与其他国家或地区相比,我国浙江台州的 PCBs 膳食暴露值处于较高水平,略低于英国,高于欧洲的一些发达国家.由于缺乏非二噁英类 PCBs 对人体健康影响的权威研究,目前世界各国尚未制定 PCBs 总量的日允许摄入量.2000 年,美国疾病预防控制中心的有毒物质与疾病登记处^[5](Agency for Toxic Substances and Disease,ATSDR)根据 Aroclor1254(美国 PCBs 的商品名)对猕猴长达 55 个月的暴露实验提出经口摄入 PCBs 的日均允许摄入量为 $20 \text{ ng} \cdot \text{kg}^{-1} \text{ bw} \cdot \text{day}^{-1}$,则图 1 中各个国家或地区的总 PCBs 膳食摄入水平均在限值以内.

膳食习惯的差异,食物样品采集的方式、种类、数量以及分析方法的不同等因素均会对 PCBs 的膳食摄入水平的估算结果产生较大影响.从图 2 可以看出,脂肪含量较高的动物性食品是 PCBs 膳食暴露的

重要贡献因素,尤其是鱼类,其体内富含的脂肪酸使 PCBs 更容易累积.有研究发现,在上海地区,食用鱼类和肉类质量相等的情况下,人体通过食用鱼类摄入的 PCBs 量可以达到肉类的 20 倍^[34].同时值得注意的是,虽然蔬菜中 PCBs 的残留浓度远远低于鱼类,但 Xing 等^[35]的研究表明叶类蔬菜的生物可利用度为 25% (生物可利用度, Bioaccessibility)^[36-40]是指某种化合物从基质进入胃肠道消化,其被吸收的量与摄入总量的比值),远远高于鱼类的生物有效性(3%).因此,蔬菜类等非动物源性食品的 PCBs 暴露风险也应引起足够的重视.

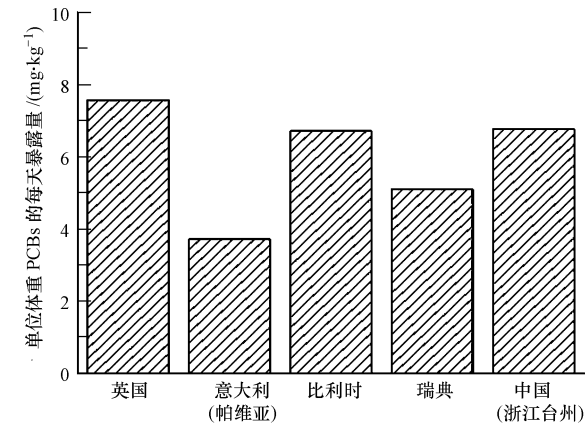


图1 不同国家和地区普通居民 PCBs 膳食暴露水平

Fig. 1 Estimated PCBs dietary intake of local residents from different countries

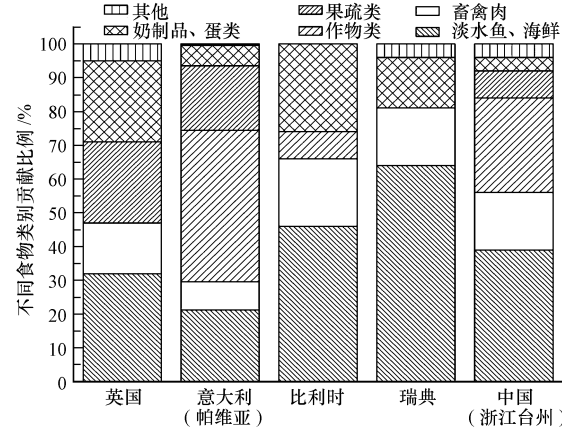


图2 不同类别食物对膳食摄入 PCBs 的贡献比例

Fig. 2 Contribution from the different groups of foodstuffs to the dietary intake of PCBs

3 多氯联苯暴露的健康风险评价

3.1 健康风险评估方法概述

目前,用以表征 PCBs 对人体健康影响的评价方法主要是由世界卫生组织推荐的毒性当量因子评价 (Toxic Equivalent Factors, TEFs) 和美国环保局提出的致癌及非致癌风险评价两类.

(1) 毒性当量因子评价:该方法适用于对二噁英类物质的毒性评价.它把对生物体毒性最大的 2,3,7,8-TCDD (四氯二苯并对二噁英, Tetrachlorodibenzo-*p*-dioxin) 的 TEF 值设为 1, 将其他同族体产生的毒性效应与 2,3,7,8-TCDD 产生的毒性效应的比值作为相应同族体的 TEF 值^[41].而毒性当量 (Toxic Equivalency, TEQ) 则是所有二噁英类化合物的浓度与其对应的 TEF 值的乘积之和,即:

$$TEQ = \sum PCDD \times TFF + \sum PCDF \times TEF + \sum PCB \times TEF$$

应用 TEF 法的 4 个前提条件^[42-43]是:①该化合物应具有与氯代二苯并二噁英 (Polychlorinated dibenzo-*p*-dioxins, PCDDs) 和氯代二苯并呋喃 (Polychlorinated dibenzofurans, PCDFs) 类似的结构.②该化合物能与芳香烃受体结合.③必须能产生芳香烃受体介导的生物化学的毒性响应.④该化合物必须是持久性的,能在食物链中累积.

共平面 PCBs (coplanar PCBs) 具有与 2,3,7,8-TCDD 类似的结构和致毒机理^[44].因此,国内外学者常通过计算人体每日单位体重摄入二噁英类物质的 TEQ 值与相应规定的日 (周、月) 容许摄入量^[45-48] (表 3) 比较,以此评估人体通过膳食摄入二噁英类物质的健康风险.表 4 为共平面 PCBs 的毒性当量因子 (包括 1998 年提出的 TEF 值^[44] 和 2005 年 WHO 重新修订的 dioxinlike-PCBs 的 TEF 值^[49]).

(2) 致癌及非致癌风险评价: EPA^[50] (1992) 提出采用终生日平均暴露剂量 (Lifetime average daily dose, LADD) 来评估人体在不同暴露途径下的 PCBs 长期摄入量.

$$LADD = C \times IR \times ED / (BW \times LT)$$

其中, *C*: 样品中 PCBs 浓度 (μg·kg⁻¹); *IR*: PCBs 摄入速率 (g·d⁻¹); *ED*: PCBs 暴露持续时间 (a); *BW*: 个人体重 (kg); *LT*: 生命周期 (a).

致癌风险 Risk 为终生日平均暴露剂量与相应的斜率因子的乘积.

$$Risk = LADD \times \text{斜率因子}$$

其中,斜率因子由 PCBs 的剂量-效应关系曲线推算而得. 表 5 为不同 PCBs 暴露途径的相应的斜率因子^[51]. 一般认为,致癌风险值低于 1×10^{-6} 为可接受致癌风险水平^[52].

表 3 二噁英类物质的日、周、月的容许摄入量

Table 3 Daily, weekly and monthly allowable intake of dioxin-like substances

制定组织	年份	限量标准
WHO	1998	1—4 pg TEQ·kg ⁻¹ ·day ⁻¹
WHO	2002	1 pg TEQ·kg ⁻¹ ·day ⁻¹
SCF	2000	14 pg TEQ·kg ⁻¹ ·week ⁻¹
JECFA	2001	70 pg TEQ·kg ⁻¹ ·month ⁻¹

注:SCF 为欧洲食品科学委员会,Scientific Committee on Food of the European Commission;JECFA 为联合国粮农组织和世界卫生组织下的食品添加剂联合专家委员会,the Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives

表 4 共平面 PCBs 的毒性当量因子

Table 4 TEF values of co-planar PCBs

PCBs	IUPAC 代号	人类/哺乳类(1998)	人类/哺乳类(2005)
3,4,4',5-Tetra CB	81	0.0001	0.0003
3,3',4,4'- Tetra CB	77	0.0001	0.0001
3,3',4,4',5- Penta CB	126	0.1	0.1
3,3',4,4',5,5'-Hexa CB	169	0.01	0.03
2,3,3',4,4'-Penta CB	105	0.0001	0.00003
2,3,4,4',5-Penta CB	114	0.0005	0.00003
2,3',4,4',5-Penta CB	118	0.0001	0.00003
2,3',4,4',5-Penta CB	123	0.0001	0.00003
2,3,3',4,4',5-Hexa CB	156	0.0005	0.00003
2,3,3',4,4',5'-Hexa CB	157	0.0005	0.00003
2,3',4,4',5,5'-Hexa CB	167	0.00001	0.00003
2,3,3',4,4',5,5'-Hepta CB	189	0.0001	0.00003

表 5 不同 PCBs 暴露途径的斜率因子

Table 5 Slope factor for different PCBs exposure routes

PCBs 暴露途径	ED ₁₀ / (mg·kg ⁻¹ ·d ⁻¹)	斜率因子中间值/ (mg·kg ⁻¹ ·d ⁻¹) ⁻¹	斜率因子最大值/ (mg·kg ⁻¹ ·d ⁻¹) ⁻¹	制定斜率因子所 基于的 Arocolor
呼吸吸入	0.38	0.3	0.4	Arocolor1260 和 1254
饮用水摄入	2.4	0.04	0.07	Arocolor1242
食物摄入	0.086	1	2	Arocolor1016

注:ED₁₀指增加 10% 的致癌风险时对应的毒物的浓度.

PCBs 对人体的非致癌影响由风险商 HQ(Hazard Quotients, HQ) 来衡量. HQ 为食品样品中 PCBs 的浓度与参考剂量的比值. 参考剂量 RfD(Reference Dose, RfD) 是指在生命期人体每日经口暴露的 PCBs 但没有产生明显非致癌效应的暴露剂量,由动物毒性实验外推而得^[53]. 目前,美国环保局 EPA 提出 PCBs 的慢性可接受参考剂量为 0.02 μg·kg⁻¹·day⁻¹. 若 HQ > 1, 则表明食品中 PCBs 的浓度已超过限值,将对人体健康产生不利影响^[54].

3.2 国内外膳食摄入多氯联苯的健康风险评价研究进展

由于共平面 PCBs 能产生类似二噁英的毒性效果,因此国内外学者对 dl-PCBs 的暴露评估尤为关注. 图 3 比较了近几年来不同国家或地区的二噁英类 PCBs 的摄入水平(体重值统一以欧美国家成人体重默认值 70 kg 计算) ^[3,9-10,13,16,55-60],其中西班牙和中国为典型污染区的调查数据,其他均为为全国性的背景调查.

从图 3 可以看出,法国、西班牙(加泰罗尼亚) 和中国(浙江台州) 的 dl-PCBs 膳食暴露水平远远高于其他 5 个国家,而且他们的毒性当量值中仅 dl-PCBs 的 TEQ 就已超过 JECFA 的限定标准(70 pg TEQ·kg⁻¹·month⁻¹),因此,这些国家或地区的共平面 PCBs 以及其他二噁英类物质的暴露水平

值得深入研究. 浙江台州的 dl-PCBs 的暴露水平最高, 为 $9.78 \text{ pg WHO-PCBs-TEQ} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{day}^{-1}$, 这可能与该地曾大量拆解含 PCBs 电力设备有关^[16]. 迄今为止, 已有诸多报道指出该地的土壤^[61]、大气^[18]、农产品^[61]、人体组织^[62]等样品中高含量 PCBs 的存在, 这类热点地区居民的 PCBs 暴露风险令人堪忧.

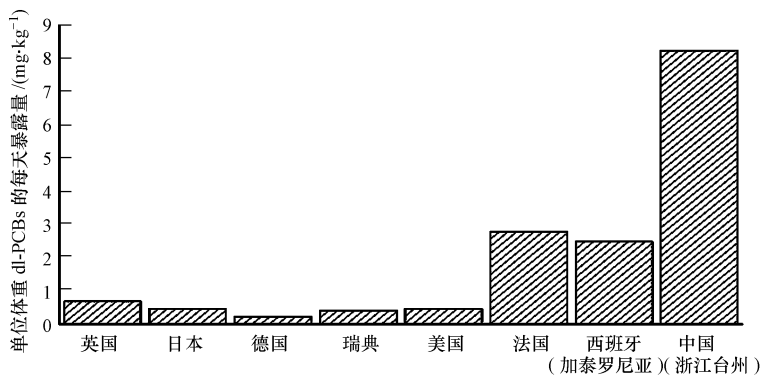


图3 不同国家或地区二噁英类 PCBs 的膳食摄入水平
Fig.3 Estimated dl-PCBs dietary intake in different countries

国内外研究者对经口暴露 PCBs 的致癌及非致癌风险也展开了相关的评估工作. Dougherty 等^[63]结合美国人群的食品消费数据和食品中污染物浓度评估了普通人群经饮食摄入 PCBs 的健康风险. 结果表明, 当污染物的未检出值设为 0 时, PCBs 的终生单位体重日均暴露量为 $0.00013 \text{ } \mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{day}^{-1}$, 超过生命期可接受的致癌风险水平, 其中, 海鱼贡献了约 60% 的致癌风险; 而非致癌风险商为 $3.5 > 1$, 说明当地居民通过膳食摄入 PCBs 存在一定的非致癌风险. Setphanie^[64]研究了东南亚罗德岛的居民的鱼类摄入风险, 发现岛上渔民的二噁英类 PCBs 和非二噁英类 PCBs 的终生日平均暴露剂量 LADD 分别为 $0.0105\text{—}0.0140 \text{ ng} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{day}^{-1}$ 和 $90.474\text{—}120.632 \text{ ng} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{day}^{-1}$, 致癌风险值为 $0.0018\text{—}0.0023$, 远远高于 PCBs 可接受致癌风险水平, 意味着当地居民摄入的鱼类对人体存在致癌风险; 非致癌风险商为 $5.0\text{—}6.7$, 超过可接受风险商 ($HQ = 1$), 说明具有一定的非致癌风险. Jiang 等^[65]评估了浙江舟山本地居民因食用鱼类而摄入的 PCBs 的健康风险, 研究发现当地居民的 PCBs 单位体重日均摄入量为 $0.29 \text{ ng} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{day}^{-1}$, 低于可接受摄入参考值 ($0.02 \text{ } \mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{day}^{-1}$), 说明健康风险较小. 王慧芬^[66]研究了典型污染区浙江台州的 3 种农产品 (青菜、卷心菜和南瓜叶) 中 PCBs 的污染水平及生命期致癌风险, 认为当地的生命期致癌风险水平为 $3.6 \times 10^{-4}\text{—}8.6 \times 10^{-5}$, 比 PCBs 可接受致癌风险水平 1.0×10^{-6} 高出 1—2 个数量级; 其非致癌风险评价结果表明样品非致癌风险水平在 $1.25\text{—}65.50$, 均大于可接受风险商 ($HQ = 1$). 赵高峰等^[67]评估了浙江台州居民的多氯联苯的膳食暴露现状及癌症风险, 发现拆解区居民因膳食摄入 PCBs 的癌症风险为 3.56×10^{-4} , 高于可接受的癌症风险水平, 且二噁英类 PCBs 是引起癌症风险的主要贡献因子.

4 研究展望

相比发达国家, 我国针对多氯联苯膳食暴露的调查研究显得比较零散, 而且相关的人体健康风险评估工作仅局限于某些热点地区, 全国范围的 PCBs 膳食暴露评估工作有待进一步展开. 后续的研究工作可以从以下几方面着手:

- (1) 迄今为止, 我国尚未出台针对各类食品中 PCBs 的残留浓度的控制标准. 一方面可能是由于环境中存在的 PCBs 混合物的致毒机理十分复杂, 且缺乏单个同系物的毒性数据; 另一方面, 国内有关 PCBs 的研究焦点主要集中于污染的控制与削减上. 然而, 已有诸多研究指出 PCBs 已通过生物富集作用进入食物链, 并对人体健康构成了直接威胁. 因此, 各类食品中 PCBs 的残留浓度限定标准有待制定, 以期丰富和完善现行的食品安全体系.
- (2) 当前, 国内学者主要是采用美国环保局提出的风险评估模型, 且相关毒性参数 (如致癌斜率因子、毒性当量等) 也大都引用国外的研究结果, 其风险表征结果可能和我国真实情况有所偏差, 进而影响风险决策的科学性. 因此, 研究适合我国居民特点的风险评估模型及相关参数迫在眉睫.

(3)我国学者在进行非职业人群 PCBs 膳食暴露评估时,尚未考虑不同人群的饮食习惯和 PCBs 的人体胃肠吸收率等影响因子,这可能会高估或低估对人体的风险. 因此,在后续的风险评估工作中有待于引进相关校正因子以完善现有的风险评价体系.

(4)我国的某些热点地区,包括含 PCBs 电力设备拆解区和封存点周边区域,是 PCBs 污染的重点区域,必须进行长期的 PCBs 暴露评估与监测,并根据研究结果及时制定相应的公众健康保障措施,切实降低当地居民的 PCBs 暴露风险.

参 考 文 献

- [1] Kramer S,Hikel S M,Adams K,et al. Current status of the pidemiologic evidence linking PCBs and non-Hodgkin Lymphoma and the role of immune dysregulation[J]. Environ Health Perspect,2012,120:1067-1075
- [2] Faroon U,Jones D,Rosa D. Effects of polychlorinated biphenyls on the nervous system[J]. Toxicology Industrial Health,2001,16(7/8):305-333
- [3] Emmett E A,Maroni M,Jeffery J S,et al. Studies of transformer repair workers exposed to PCBs: Results of clinical laboratory investigations [J]. American Journal of Industrial Medicine,1988,14(1):47-62
- [4] Brouwer A,Longnecker M P,Birnbaum L S,et al. Characterization of potential endocrine-related health effects at low-dose levels of exposure to PCBs[J]. Environ Health Perspect,1999,107:639-649
- [5] US Centers for Disease Control(ATSDR). Toxicological Profile for Polychlorinated Biphenyls(PCBs). [EB/OL]. [2012-12-02]. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp17.pdf>.
- [6] Liem A K D,Frust P,Rapple C. Exposure of populations to dioxins and related compounds[J]. Food Addictives and Contaminants,2000,17(4):241-259
- [7] Davidson D R,Jones K C. Polychlorinated biphenyls (PCBs) in the UK population: Estimated intake exposure and body burden[J]. Science Total Environment,1994,151(2):131-152
- [8] Szyrwinska K,Lulek J. Exposure to specific polychlorinated biphenyls and some chlorinated pesticides via breast milk in Poland[J]. Chemosphere,2007,66(10):1895-1903
- [9] Tornkvist A,Glynn A,Aune M,et al. PCDD/F,PCB,PBDE,HBCD and chlorinated pesticides in a Swedish market basket from 2005—Levels and dietary intake estimations[J]. Chemosphere,2011,83:193-199
- [10] Voorspoels S,Covaci A,Neels H. Dietary intake in Belgium[J]. Environmental Toxicology and Pharmacology,2008,25:179-182
- [11] Zuccato E,Grassi P,Davoli E,et al. Polychlorinated biphenyls concentrations in some foods from European countries[J]. Food and Chemical Toxicology,2008,46:1062-1067
- [12] Bocio A,Domingo J L,Falco G,et al. Concentrations of PCDD/PCDFs and PCBs in fish and seafood from the Catalan(Spain) market: Estimated human intake[J]. Environment International,2007,33:170-175
- [13] Turci R,Turconi G,Comizzoli S,et al. Assessment of dietary intake of PCBs from a total diet study conducted in Pavia,Northern Italy[J]. Food Addictives & Contaminants,2006,23(9):919-938
- [14] Kiviranta H,Ovaskainen M L,Vartiainen T,et al. Market basket study on dietary intake of PCDD/Fs,PCBs and PBDEs in Finland[J]. Environment International,2004,30(7):923-932
- [15] Schecter A,Cramer P,Boggess K,et al. Levels of Dioxins,Dibenzofurans,PCB and DDE congeners in pooled food samples collected in 1995 at supermarkets across the United States[J]. Chemosphere,1997,34(5/7):1437-1447
- [16] Xing G U,Wu S C,Wong M H,et al. Dietary exposure to PCBs based on food consumption survey and food basket analysis at Taizhou, China-The world's major site for recycling transformers[J]. Chemosphere,2010,81(10):1239-1244
- [17] 宋杨,吴南翔,韩见龙,等. 某电子垃圾拆解地鲫鱼和鸡蛋中二恶英和多氯联苯的污染状况研究[J]. 环境与健康杂志,2011,28(4):328-331
- [18] 邓绍坡,骆永明,宋静,等. Trapp 模型在典型区 PCBs 蔬菜吸收及人体健康风险评估中的应用[J]. 环境科学,2010,31(12):3018-3027
- [19] Yang S,Wu N X,Han J L,et al. Levels of PCDD/Fs and DL-PCBs in selected foods and estimated dietary intake for the local residents of Luqiao and Yuhang in Zhejiang,China[J]. Chemosphere,2011,85(3):329-334
- [20] 韩关根,徐盈,凌波,等. 环境多氯联苯污染状况研究[J]. 卫生研究,2006,35(12):168-171
- [21] 高军. 长江三角洲典型农田土壤 PCBs 分布、微生物效应和生物修复研究[D]. 杭州:浙江大学博士论文,2005
- [22] Wang Y,Luo C L,Li J,et al. Characterization and risk assessment of polychlorinated biphenyls in soils and vegetations near an electronic waste recycling site,south China[J]. Chemosphere,2011,85(3):344-350
- [23] Xing G U,Chan J K Y,Leung A O W,et al. Environmental impact and human exposure to PCBs in Guiyu,an electronic waste recycling site in China[J]. Environment International,2009,35:76-82
- [24] 李俊岭,张东平,余应新,等. 动物性食品中 PCBs 的生物有效性及人体暴露评估[J]. 中国环境科学,2011,31(6):1019-1028
- [25] Yang N Q,Matsuda M,Kawano M,et al. PCBs and organochlorine pesticides (OCPs) in edible fish and shellfish from China[J]. Chemosphere,2006,63:1342-1352

- [26] Chen W Q, Zhang L P, Xu L, et al. Residue levels of HCHs, DDTs and PCBs in shellfish from coastal areas of east Xiamen Island and Minjiang Estuary, China[J]. Marine Pollution Bulletin, 2002, 45: 385-390
- [27] Dirtu A, Covaci A. Estimation of daily intake of organohalogenated contaminants from food consumption and indoor dust ingestion in Romania[J]. Environment Science and Technology, 2010, 44(16): 6297-6314
- [28] Meng X Z, Zeng E Y, Yu L P, et al. Persistent halogenated hydrocarbons in consumer fish of China: Regional and global implications for human exposure[J]. Environment Science and Technology, 2007, 40(6): 1821-1827
- [29] Chewe D, Creaser C S, Foxall C D, et al. Validation of a congener specific method for ortho and non-ortho substituted polychlorinated biphenyls in fruit and vegetable samples[J]. Chemosphere, 1997, 35: 1399-1407
- [30] FAO/WHO. Guidelines for the study of dietary intakes of chemical contaminants[M]. WHO offset Publication, 1995, 87: 20
- [31] 韩见龙. 浙江省二噁英、多氯联苯污染水平及其对人体健康危害的风险评价研究[D]. 杭州: 浙江大学博士论文, 2011
- [32] Fromme H, Albrecht M, Boehmer S, et al. Intake and body burden of dioxin-like compounds in Germany: The INES study [J]. Chemosphere, 2009, 76: 1457-1463
- [33] Rennington J A T, Capar S G, Parfitt C H, et al. History of the Food and Drug Administration's Total Diet Study (Part II) -1987 to 1993 [J]. Journal of Official Analytical Chemists, 1996, 79: 163-170
- [34] 韩姝媛, 余应新, 李俊岭, 等. 上海地区肉类和鱼类食品中多氯联苯含量特征及其对人体的生物有效性[J]. 环境科学学报, 2010, 30(6): 1322-1330
- [35] Xing G U, Yang Y, Chan J K Y, et al. Bioaccessibility of PCBs in different foods using an *in vitro* digestion method[J]. Environmental Pollution, 2008, 156(3): 1218-1226
- [36] Wragg J, Cave M R. *In vitro* methods for the measurement of the oral bioaccessibility of selected metals and metalloids in soils: A critical review[Z]. Environmental Agency, UK, 2002
- [37] Dean J R, Ma R L. Approaches to assess the oral bioaccessibility of persistent organic pollutants: A article review[J]. Chemosphere, 2007, 68(8): 1399-1407
- [38] 张东平, 余应新, 张帆, 等. 环境污染物对人体生物有效性测定的胃肠模拟研究现状[J]. 科学通报, 2008, 53(21): 2537-2545
- [39] 陆敏. 蔬菜中持久性有机污染物的暴露及对人体的生物有效性[D]. 上海: 上海大学硕士论文, 2009
- [40] Wang H S, Zhao Y G, Man Y B, et al. Oral bioaccessibility and human risk assessment of organochlorine pesticides (OCPs) via fish consumption, using an *in vitro* gastrointestinal mode[J]. Food Chemistry, 2011, 127(4): 1673-1679
- [41] World Health Organization. Dioxins and their effects on human health. 1999, Fact sheet NO. 225. [EB/OL]. [2012-06-12]. <http://www.who.int/mediacentre/factsheets/fs225/en/index.html>
- [42] Birnbaum L S, DeVito M J. Use of toxic equivalency factors for risk assessment for dioxins and related compounds[J]. Toxicology, 1995, 105: 391-401
- [43] De Berg M V, Peterson R E, Schrenk D. Human risk assessment and TEFs[J]. Food Additives and Contaminants, 2000, 17(4): 347-358
- [44] Safe S H. Polychlorinated biphenyls (PCBs): Environmental impact, biochemical and toxic responses and implications for risk assessment [J]. Critical Reviews in Toxicology, 1994, 24(2): 87-149
- [45] World Health Organization. Consultation on assessment of the health risk of dioxins; reevaluation of the tolerable daily intake (TDI): Executive summary[J]. Food Additives and Contaminants, 2000, 17: 223-240
- [46] SCF (Scientific Committee for Food). Opinion of the SCF on the risk assessment of dioxins and dioxin-like PCBs in food. [EB/OL]. [2012-05-10]. <http://europa.eu.int/comm/food/fs/sc/scf/out78-en.pdf>
- [47] Berg M V, Birnbaum L, Bosveld A T C, et al. Toxic equivalency factors (TEFs) for PCBs, PCDDs, PCDFs for humans and wildlife[J]. Environ. Health Perspect, 1998, 106: 775-792
- [48] Berg M V, Birnbaum L S, Denison M, et al. The 2005 World Health Organization reevaluation of human and mammalian toxic equivalency factors for dioxins and dioxin-like compounds: Review[J]. Toxicological Sciences, 2006, 93(2): 223-241
- [49] US Environmental Protection Agency. Guidelines for exposure assessment. [EB/OL]. [2012-12-12]. <http://cfpub.epa.gov/ncea/cfm/recordisplay.cfm?deid=15263#Download>
- [50] US Environmental Protection Agency. PCBs: Cancer dose-response assessment and application to environment mixtures. [EB/OL]. [2012-10-12]. <http://www.epa.gov/pcb/pubs/pcb.pdf>
- [51] US Environmental Protection Agency. Polychlorinated biphenyls (PCBs) [EB/OL]. [2012-05-10]. <http://www.epa.gov/iris/subst/0294.htm>
- [52] Giesy J P, Kannan K. Dioxin-like and non-dioxin like effects of polychlorinated biphenyls: Implications for risk assessment[J]. Critical Reviews in Toxicology, 1998, 28(6): 511-569
- [53] US Environmental Protection Agency. Six-year review 2 health effects assessment: Summary Report. Office Water (4304T). [EB/OL]. [2012-11-10]. <http://www.epa.gov/waterscience>
- [54] Harrad S, Wang Y, Sandaradura S, et al. Human dietary intake and excretion of dioxin-like compounds[J]. Environ. Monit., 2003, 5: 224-228
- [55] Arisawa K, Uemura H, Hiyoshi M, et al. Dietary intake of PCDDs/PCDFs and coplanar PCBs among the Japanese population estimated by duplicate portion analysis: A low proportion of adults exceed the tolerable daily intake[J]. Environment International, 2008, 108: 252-259
- [56] Llobet J M, Bocio A, Domingo J L, et al. Levels of polychlorinated biphenyls in foods from Catalonia, Spain: Estimated dietary intake[J].

Journal of Food Protection,2003,66(3):479-484

[57] Schechter A,Cramer P,Boggess K,et al. Intake of dioxins and related compounds from food in the US population[J]. Journal of Toxicology and Environmental Health,2001,63(1):1-18

[58] Ankarberg E,Aune M,Concha G,et al. Risk assessment of persisitent chlorinated and brominated environmental pollutants in food[R]. National Food Administration,Sweden,Repport 9,2007

[59] Tard A,Gallotti S,Leblanc J C,et al. Dioxins, furans and dioxin-like PCBs: Occurrence in food and dietary intake in France[J]. Food Additives and Contaminants,2007,24(9):1007-1017

[60] 孟庆昱,储少岗,徐晓白,等. 多氯联苯的环境吸附行为研究进展[J]. 科学通报,2000,45(15):1572-1583

[61] 张建英,李丹峰,王慧芬,等. 近电器拆解区土壤-蔬菜多氯联苯污染及其健康风险[J]. 土壤学报,2009,46(3):434-441

[62] 赵高峰. 电子垃圾中多氯联苯的环境转移和潜在的健康风险[D]. 武汉:中国科学院研究生院博士学位论文,2006

[63] Dougherty C P,Holtz S H,Reinert J C,et al. Dietary exposure to food contaminants across the United States[J]. Environmental Research, 2000,84(2):170-185

[64] Stephanie C. An environmental health risk assessment:Fish consumption among southeast Asian fishermen in Rhode Island and risk from PCB exposure[D]. UK: Brown University,2006

[65] Jiang Q T,Lee T K M,Chen K,et al. Human health risk assessment of organochlorines associated with fish consumption in a coastal city in China[J]. Environmental Pollution,2005,136:155-165

[66] 王慧芬. 典型污染区土壤-植物中 PCBs 污染特征及健康风险评价[D]. 杭州:浙江大学硕士论文,2008

[67] 赵高峰,王子健. 典型电子垃圾拆解区居民多卤代芳烃的膳食暴露及其癌症风险评估[J]. 环境科学,2009,30(8):2414-2418

安捷伦科技推出开创性的 ICP-MS 和 MP-AES 平台

安捷伦科技公司日前隆重推出 7900 电感耦合等离子体质谱仪(ICP-MS)和 4200 微波等离子体原子发射光谱仪(MP-AES),它们是安捷伦开创性系列产品光谱解决方案的最新成员. 最新简化的操作功能可轻松应对更多复杂应用,实验室分析人员也更易获得更宽的谱图.

7900 ICP-MS:安捷伦科技对 7900 ICP-MS 进行了突破性的重新设计,其与全球畅销的 7700 ICP-MS 系列仅有几个关键部件相同. 这些设计和优化使得 7900 ICP-MS 成为更强大、更易于使用的四极杆 ICP-MS 解决方案,全面提升元素分析实验室的分析能力.

基体耐受性——超高盐进样技术有助于实验室测量总溶解固体含量高达 25% 的样品,是现有 7700 ICP-MS 基准限的 10 倍. 用户得以直接测量此前 ICP-MS 无法测量的样品类型.

改善的痕量检出限——采用新型接口设计,优化的扩展级真空系统和新的正交检测器系统(ODS)降低了背景干扰,提高了灵敏度和信噪比,检出限比现有的四极杆 ICP-MS 系统低 10 倍.

更宽的动态范围——安捷伦获得专利的 ODS 技术提供高达 11 个数量级的动态范围(从亚 ppt 到百分级浓度),用户可在同一运行中对痕量和常量元素进行测量. 这种业内顶尖功能不需要针对具体分析物进行调谐,简化了方法开发,并且基本上消除了分析结果在量程以外的可能性.

重新设计的 MassHunter 软件具有更为简单直观的用户界面,以及强大的方法自动化功能. 新型方法设置向导是本仪器的另一创新,使方法开发异常简单,可根据简单的用户问卷调查自动建立方法.

4200 MP-AES 系列:

安全经济——由于无需使用可燃性气体和氧化性气体,因此在执行过夜多元素分析时,可以实现无人值守,与火焰原子吸收光谱相比,极大地提高了实验室安全性和灵活性,降低了操作成本.

良好的稳定性和可靠性——优化的高性能导波技术和新的炬管设计可产生稳定的氮等离子体,对复杂基质样品(例如,采矿、食品和农业、化工、石化和制造业中使用的样品)的耐受性更高. 对雾化器气体进行质量流量控制有效提高了复杂样品中的准确性和长期稳定性.

简单易用——针对具体应用的软件程序加上即插即用式硬件,使得任何用户均可快速轻松地执行分析,无需进行方法开发或校准,最大程度减少了培训需要.

先进的软件平台——新发布的 MP 软件采用先进的功能如“FLIC”和 IEC,有效消除光谱干扰.

移动与远程功能——MP-AES 无需连接外部气瓶,也无需持续供气,对于偏远地区和流动实验室来说尤为可贵. 有了这一优势,实验室无需再使用多种气体,也免除了手动搬运和处理有害气瓶.