

闽南地区水产品中邻苯二甲酸酯类(PAEs)的分布特征及风险评价*

姜琳琳

(福建省水产研究所 厦门 361012)

摘要 根据2013年1月和7月对闽南沿海地区(厦门、漳州、泉州)水产品中邻苯二甲酸酯类(PAEs)的调查,探讨该地区不同类型水产品中PAEs的残留水平和分布特征,并对PAEs的污染状况及其生态风险进行了评价。结果显示,海水鱼类PAEs总量为 $2.45 \times 10^2 - 1.13 \times 10^3 \mu\text{g/kg}$ (湿重,下同),均值为 $6.78 \times 10^2 \mu\text{g/kg}$;淡水鱼类PAEs含量范围为 $4.36 \times 10^2 - 1.37 \times 10^3 \mu\text{g/kg}$,均值为 $8.73 \times 10^2 \mu\text{g/kg}$;虾类PAEs含量范围为 $3.22 \times 10^2 - 1.27 \times 10^3 \mu\text{g/kg}$,均值为 $7.76 \times 10^2 \mu\text{g/kg}$;蟹类PAEs含量范围为 $6.17 \times 10^2 - 1.20 \times 10^3 \mu\text{g/kg}$,均值为 $7.91 \times 10^2 \mu\text{g/kg}$;贝类PAEs含量范围为 $9.77 \times 10^2 - 1.35 \times 10^3 \mu\text{g/kg}$,均值为 $1.22 \times 10^3 \mu\text{g/kg}$ 。所有水产品中均未检测出邻苯二甲酸丁基苄基酯(BBP)和邻苯二甲酸二正辛酯(DNOP)残留,其他4种PAEs的残留量按邻苯二甲酸二-(2-乙基己基)酯(DEHP)、邻苯二甲酸二正丁酯(DBP)、邻苯二甲酸二乙酯(DEP)、邻苯二甲酸二甲酯(DMP)的顺序递减。PAEs在不同类型水产品中均有不同程度的残留,表明环境中PAEs在水产品体内的富集已是一个较为普遍的现象。针对食用水产品进入人体的DEHP和DBP,进行健康风险评价,结果显示,该地区水产品中的接触风险指数ERI均小于1,表明闽南地区通过食用水产品途径暴露于PAEs的接触风险是可接受的。

关键词 闽南地区; PAEs; 分布特征; 风险评价

中图分类号 S96 **文献标识码** A **文章编号** 2095-9869(2015)04-0139-06

邻苯二甲酸酯(PAEs)是一类常用的塑料增塑剂。我国增塑剂消费量约占世界总消费量的1/4,目前,增塑剂仍是以邻苯二甲酸酯类为主体,其中邻苯二甲酸二正丁酯(DBP)、邻苯二甲酸二-(2-乙基己基)酯(DEHP)生产和消费较大,尤以DEHP为最多,占总产量的70%以上(陶刚等,2008)。PAEs很容易从塑料中迁移到外环境中(Fromme *et al.*, 2011; Xie *et al.*, 2005),在环境中稳定持久,可通过食物链的传输给人体带来潜在危害。PAEs具有急性毒性、致癌性和致畸性等多种生物毒性(van Wezel *et al.*, 2000; Andrade *et al.*, 2006; Pogribny *et al.*, 2008; Penalver *et al.*, 2000; Kondo *et al.*, 2006)。

各个国家对PAEs制定了法律法规,如中国、欧盟、美国、日本等制定了玩具、儿童用品和食品材料中PAEs的限量要求(张静等,2011)。美国环保局(EPA)

将邻苯二甲酸二甲酯(DMP)、邻苯二甲酸二乙酯(DEP)、DBP、邻苯二甲酸二正辛酯(DNOP)、邻苯二甲酸丁基苄基酯(BBP)和DEHP列入129种重点控制污染物名单(Yuan *et al.*, 2010)。我国也将DMP、DBP、邻苯二甲酸二辛酯(DNOP)列入环境优先控制污染物黑名单(Wang *et al.*, 2003; 刘庆等, 2012)。

闽南地区(厦门、漳州、泉州)位于福建省东南沿海,濒临台湾,海洋水产资源丰富,居民日常饮食中水产品占有重要比例,其消费量也在逐年增长,目前尚未见到关于闽南地区PAEs的分布特征及风险评估的报道。因此,本研究选择闽南沿海地区主要消费的水产品作为研究对象,以美国EPA优先控制污染物名单中的PAEs作为目标物,在建立了PAEs污染物分析方法的基础上,探讨了该区域PAEs的残留水平、污染特征,并对其生态风险进行评价。

* 福建省省属公益类科研院所基本科研专项(2012R1101-3)资助。姜琳琳, E-mail: jllhzau@163.com

收稿日期: 2014-08-27, 收修改稿日期: 2014-12-10

1 材料与方法

1.1 仪器与试剂

1.1.1 仪器 Trace DSQ 气质联用仪(美国 Thermo Fisher 公司), DB-5MS 毛细管柱(30 m×0.25 mm×0.25 μm), AB204-E 电子分析天平(梅特勒-托利多仪器上海有限公司), 超声波清洗器(昆山市超声仪器有限公司), R205 旋转蒸发器(上海申生科学仪器有限公司), 80-2B 低速离心机(上海安亭科学仪器厂), 固相萃取装置(上海安谱科学仪器有限公司)。

1.1.2 试剂 环己烷、乙酸乙酯、正己烷、丙酮、乙腈等为色谱纯(美国 Tedia 公司); 无水硫酸钠为分析纯(中国医药集团上海化学试剂公司), 于 650℃ 高温炉中烘干 4 h, 冷至室温后, 收集于广口玻璃瓶中, 密封贮存于干燥器中备用; 实验用水为 Milli-Q 制备的超纯水(Milli-Q 超纯水制备系统)。

6 种 PAEs 标准物质包括 DMP(纯度≥98.0%)、DEP(纯度≥99.9%)、DBP(纯度≥99.1%)、BBP(纯度≥99.0%)、DEHP(纯度≥99.6%)、DNOP(纯度≥99.5%), 购于美国 AccuStandard 公司, 用正己烷配制成 1.0 g/L 的储备液, 于 4℃ 冰箱中保存, 使用前用正己烷稀释成适宜浓度的混合标准工作液。

1.2 样品采集与制备

于 2013 年 1 月和 7 月在漳州、泉州、厦门采集水产样品, 包括海水鱼(龙胆石斑、青斑、鲈、大黄鱼、黄鳍鲷、斜带髯鲷和美国红鱼)、淡水鱼(鲫、草鱼、罗非鱼、鲤、鲢、鳙、淡水白鲳)、南美白对虾、蟹(锯缘青蟹和梭子蟹)和贝类(僧帽牡蛎、菲律宾蛤仔、缢蛏、波纹巴非蛤), 采样数量见表 1 和表 2, 每个样品采样量为 2–6 kg。样品采集按照《海洋监测规范》(GB17378.3-2007 第 3 部分: 样品的采集、贮存与运输)所规定的方法(GB 17378.3-2007, 2007)进行。

鱼类去除鳞和皮部分, 沿脊背取肌肉; 虾、蟹类去除头、壳、肠腺部分, 取肌肉; 贝类等去除壳, 取可食部分。样品用均质机绞碎混匀, 装入玻璃瓶, 暂存于-18℃ 冰箱, 待测。

1.3 分析方法

准确称取 5.0 g 肉样, 用环己烷-乙酸乙酯(V/V, 1:1)混合溶液超声提取 15 min, 离心 5 min, 再提取 1 次, 合并两次提取液, 旋转蒸干。用 5 ml 乙腈饱和的正己烷除脂, 再用 10 ml 正己烷饱和的乙腈反提两次, 合并提取液, 蒸干。用 3 ml 正己烷溶解, 过 PAE30006-C 固相萃取小柱, 用 5 ml 正己烷活化小柱,

将浓缩液过柱, 用 10 ml 含 1% 乙酸乙酯的正己烷淋洗, 再用正己烷-乙酸乙酯(V/V, 1:1)混合溶液进行洗脱, 洗脱液经氮气吹干, 用 1 ml 正己烷定容, 供 GC-MS 测定。

1.4 气相色谱-质谱测定条件

气相色谱条件: 进样口温度为 280℃, 采用不分流进样模式。初始柱温为 60℃, 保持 1.0 min, 以 15℃/min 升至 280℃, 保持 5 min。载气为高纯氮气, 流速为 1.5 ml/min, 采用恒流模式。

质谱条件: 采用 EI 离子源(70 eV), 离子源温度为 250℃, 传输线温度为 280℃, 溶剂延迟时间为 6 min, 选择离子监测(SIM)采集模式。

1.5 质量控制

操作过程中避免使用塑料制品, 所用玻璃器皿清洗干净后, 用 350℃ 马弗炉灼烧 2 h, 待冷却后用正己烷冲洗, 降低空白值。分析过程中, 每批样品做试剂空白、标准曲线、样品平行样和加标回收实验, 结果均扣除空白值。6 种 PAEs 的检出限(LOD)为 0.62–2.96 μg/kg, 平均加标回收率在 70%–120%之间, 相对标准偏差小于 15%。

2 结果与分析

2.1 海水鱼、淡水鱼、虾、蟹中 PAEs 的残留特征

对厦门、漳州、泉州等地区海水鱼、淡水鱼、虾、蟹中的 PAEs 残留量进行分析, 结果见图 1。从图 1 可以看出, 海水鱼类 PAEs 的总量为 2.45×10^2 – 1.13×10^3 μg/kg(湿重, 均扣除空白值, 下同), 均值为 6.78×10^2 μg/kg, DEHP 均值为 6.03×10^2 μg/kg; 淡水

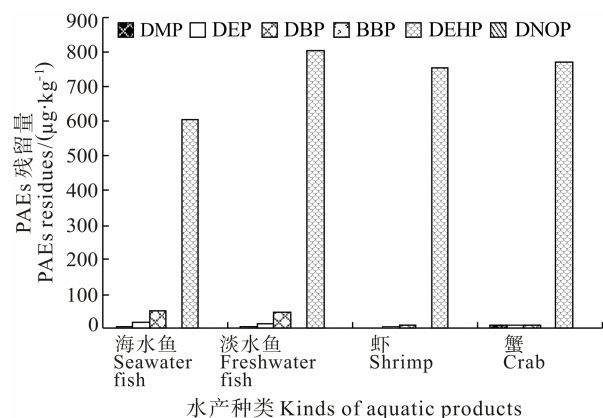


图 1 闽南地区水产品(海水鱼、淡水鱼、虾类、蟹类)中 PAEs 的残留量

Fig.1 The PAEs residues in seawater fish, freshwater fish, shrimp, and crab in Minnan region

鱼类 PAEs 的含量范围为 4.36×10^2 – 1.37×10^3 $\mu\text{g}/\text{kg}$, 均值为 8.73×10^2 $\mu\text{g}/\text{kg}$, DEHP 均值为 8.06×10^2 $\mu\text{g}/\text{kg}$; 虾类 PAEs 的含量范围为 3.22×10^2 – 1.27×10^3 $\mu\text{g}/\text{kg}$, 均值为 7.76×10^2 $\mu\text{g}/\text{kg}$, DEHP 均值为 7.56×10^2 $\mu\text{g}/\text{kg}$; 蟹类 PAEs 的含量范围为 6.17×10^2 – 1.20×10^3 $\mu\text{g}/\text{kg}$, 均值为 7.91×10^2 $\mu\text{g}/\text{kg}$, DEHP 均值为 7.70×10^2 $\mu\text{g}/\text{kg}$ 。所有水产品均未有 BBP 和 DNOP 残留, 其他 4 种 PAEs 的残留量按照 DEHP、DBP、DEP、DMP 的顺序递减, 其中 DEHP 的残留量最高, 其次是 DBP, 环境中 PAEs 的来源以 DEHP 和 DBP 居多, 这可能与两类物质在生产、生活中的使用情况有关。

此外, 海水鱼、淡水鱼、虾、蟹中 PAEs 残留量差异不大, 但残留总量呈现淡水鱼>虾~蟹>海水鱼的规律, 这可能与养殖环境、生物的生活习性和摄食习性有关。淡水鱼中 PAEs 的残留量较之其他品种相对较高, 可能由于淡水养殖水环境受到工业化程度和 PAEs 污染较严重的影响。虾、蟹多为杂食性的生物, 其生活环境比较固定, 更容易摄入附着大量 PAEs 的颗粒物质, 因此, 虾、蟹类水产品比游动性强的海水鱼类更易受到 PAEs 的影响, 这一结果与林钦等 (2014) 的报道一致。

2.2 贝类中 PAEs 的残留特征

在同样的测定条件下, 测定了贝类样品中的 PAEs

含量(表 1)。结果显示, 所有采集的贝类样品中均未检测到 BBP 和 DNOP, 除缢蛭未检出 DMP 外, 僧帽牡蛎、菲律宾蛤仔和波纹巴非蛤均检出 DMP、DEP、DBP 和 DEHP, DMP 含量范围为 ND–20.4 $\mu\text{g}/\text{kg}$, 均值为 18.7 $\mu\text{g}/\text{kg}$, DEP 含量范围为 8.76–9.42 $\mu\text{g}/\text{kg}$, 均值为 9.15 $\mu\text{g}/\text{kg}$, DBP 含量范围为 18.7–25.7 $\mu\text{g}/\text{kg}$, 均值为 20.5 $\mu\text{g}/\text{kg}$, DEHP 含量范围为 8.50×10^2 – 1.30×10^3 $\mu\text{g}/\text{kg}$, 均值为 1.11×10^3 $\mu\text{g}/\text{kg}$ 。研究结果显示, 贝类中僧帽牡蛎 PAEs 总量及 DEHP 残留量稍高于其他贝类, 这可能与其生活习性、养殖模式以及 PAEs 的结构特性有关, 僧帽牡蛎主要摄食硅藻类和有机碎屑等, 对饵料无选择性。由于 DEHP 在水中的溶解度较低, 有较高的辛醇/水分配系数(K_{ow}), 在水环境中易吸附于有机碎屑等悬浮颗粒上, 这可能是导致僧帽牡蛎体内 PAEs 含量高的原因之一。

与其他品种相比, 贝类中 PAEs 的残留量总体上偏高, 除了与生物的生活习性、食性有关外, 还受到养殖模式的影响。波纹巴非蛤和菲律宾蛤仔的养殖采用浅海底播和滩涂底播方式, 僧帽牡蛎和缢蛭采用滩涂棚架式和滩涂底播方式, 属于潮间带底栖养殖贝类, 由于潮间带受陆源污染影响程度较大, 往往是陆源污染物迁移转化的归宿地, 这可能是导致贝类 PAEs 的残留量高于游动性强、肉食性鱼类的主要原因之一。

表 1 闽南地区贝类中的 PAEs 残留量

Tab.1 The PAEs residues in shellfish in Minnan region

种类 Species	样品数 Sample number	项目 Items	DMP ($\mu\text{g}/\text{kg}$)	DEP ($\mu\text{g}/\text{kg}$)	DBP ($\mu\text{g}/\text{kg}$)	BBP ($\mu\text{g}/\text{kg}$)	DEHP ($\mu\text{g}/\text{kg}$)	DNOP ($\mu\text{g}/\text{kg}$)
僧帽牡蛎 <i>Saccostrea cucullata</i>	9	范围 Range	ND–20.2	ND–9.6	17.4–33.4	ND	1.02×10^3 – 1.79×10^3	ND
		均值 Mean	18.1	9.42	25.7		1.30×10^3	
菲律宾蛤仔 <i>Ruditapes philippinarum</i>	7	范围 Range	ND–21.8	ND–9.78	15.1–24.8	ND	9.73×10^2 – 1.61×10^3	ND
		均值 Mean	20.4	9.28	20.0		1.21×10^3	
缢蛭 <i>Sinonovacula constricta</i>	6	范围 Range	ND	8.68–8.84	16.4–27.2	ND	1.18×10^3 – 1.37×10^3	ND
		均值 Mean		8.76	20.1		1.26×10^3	
波纹巴非蛤 <i>Paphia undulata</i>	8	范围 Range	ND–18.9	ND–9.32	12.0–23.2	ND	8.38×10^2 – 1.03×10^3	ND
		均值 Mean	18.2	9.04	18.7		9.31×10^2	

3 讨论

3.1 生态环境中 PAEs 的污染状况

目前, 我国将 DMP、DBP、DNOP 列入环境优先控制污染物黑名单中, 但对水产品中 PAEs 的残留限量尚未有规定。欧盟指令 2007/19/EC 规定, DBP 和 DEHP 在食品中的迁移限量分别为 300 $\mu\text{g}/\text{kg}$ 和 1500 $\mu\text{g}/\text{kg}$ 。卫办监督函[2011]551 号公告说明, 食品及食品添加剂中 DEHP、DINP 和 DBP 的最大残留量

分别为 1500、900 和 300 $\mu\text{g}/\text{kg}$ 。可见, 我国与欧盟对食品中 PAEs 残留量的规定基本一致, 因此, 可以参考该限量值对 DEHP 和 DBP 的污染状况进行评价。从闽南地区采集样品中 DEHP 的污染指数可以看出(表 2), 海水鱼、淡水鱼、虾、蟹中 DEHP 的残留量均低于此限量要求, 所有水产品中 DBP 均未超出限量值, 污染指数均小于 1, 而贝类的污染指数在 0.559–1.190 之间, 其中部分僧帽牡蛎和菲律宾蛤仔样品中 DEHP 残留量较高。

表2 水产品中 DEHP 和 DBP 的污染指数
Tab.2 The contamination index of DEHP and DBP in aquatic products

项目 Items	海水鱼 Seawater fish		淡水鱼 Freshwater fish		虾 Shrimp		蟹 Crab		贝类 Shellfish	
	DEHP	DBP	DEHP	DBP	DEHP	DBP	DEHP	DBP	DEHP	DBP
样品数 Sample No.	15		16		13		20		30	
P_i 范围 P_i range	0.143-0.659	0.092-0.377	0.264-0.840	0.079-0.291	0.211-0.827	0.018-0.085	0.402-0.787	0.017-0.069	0.559-1.190	0.040-0.111
P_i 均值 P_i mean	0.402	0.174	0.537	0.149	0.504	0.041	0.513	0.038	0.787	0.070

$P_i=C_i/C_s$, 式中, P_i 为 DEHP 和 DBP 的污染指数, C_i 为生物样品中 DEHP 和 DBP 的测值, C_s 为生物体中 DEHP 和 DBP 的残留限值

$P_i=C_i/C_s$, P_i : Contamination index of DEHP and DBP; C_i : Content of DEHP and DBP in aquatic product; C_s : Residue limit of DEHP and DBP

表3 国内其他地区的水产品中 PAEs 含量
Tab.3 The PAEs contents in aquatic products in other regions of China

地区 Region	样品 Sample	残留的 PAEs PAEs residues	PAEs 含量 Content of PAEs(mg/kg)	DEHP 含量 Content of DEHP(mg/kg)
广东 Guangdong (马保华等, 2012)	养殖罗非鱼	DMP, DEP, DBP, BBP, DEHP	1.0-60.9 (干样计 Dry matter)	0.2-12.8 (干样计 Dry matter)
上海、扬州、绍兴 Shanghai, Yangzhou, Shaoxing (郑力行等, 2003)	鱼, 虾, 蟹, 田螺	DEP, DBP, DEHP	1.62-4.86	1.2-3.73
珠江三角洲地区 Delta Region of Pearl River (李潇等, 2008)	草鱼, 鲫, 罗非鱼	DMP, DEP, DBP, BOP, DEHP, DNOP	4.48-30.10 (干样计 Dry matter)	0.06-12.46 (干样计 Dry matter)
香港地区 Hong Kong (李潇等, 2008)	草鱼, 鲫, 罗非鱼	DMP, DEP, DBP, BOP, DEHP, DNOP	9.99-82.40 (干样计 Dry matter)	2.25-37.60 (干样计 Dry matter)
长江朱杨段 Zhuyang section of Yangtze River (邓冬富等, 2012)	鲫, 铜鱼, 鲤, 黄颡, 大眼鳊, 鲇等	DMP, DEP, DBP, BBP, DEHP	0.54-1.82	0.06-0.26
沱江富顺段 Fushun segment of Tuojiang River (邓冬富等, 2012)	鲤, 鲫, 黄颡, 大眼鳊 等	DEP, DBP, BBP, DEHP	0.54-0.79	0.08-0.13
大亚湾大鹏澳海域 Dapengao waters of Daya Bay (石凤琼等, 2013)	斑鲈, 黑鲷, 银牙鱼, 黄姑鱼, 对虾, 蟹	DMP, DEP, DBP, DEHP, DIBP, DNOP, DNP	0.07-2.14	0.02-1.86

从表3可以看出,与国内其他地区相比,闽南地区淡水鱼中PAEs的残留量低于珠江三角洲地区等工业化程度较高和人口较为密集的城市,与长三角地区水产品中PAEs的残留量相当,但PAEs在水产品中均有不同程度的残留,表明环境中PAEs在水产品体内的富集已是一个较为普遍的现象,应引起有关部门的重视。

3.2 PAEs 的生态风险评价

PAEs 为持久性有机污染物,会产生神经毒性、免疫毒性和生殖毒性等,具有潜在的三致效应(致癌、致畸、致突变)(Gaudin *et al*, 2008),这类物质造成的环境问题以及对人体健康的威胁越来越受到关注。目前,针对食物中有机污染物对人体健康影响的风险评

估主要有接触风险评估和可疑致癌物的致癌风险评估,一般采用美国国家科学院(NAS)提出的健康风险评估“四步法”,即危害鉴别(Hazard identification)、剂量-反应分析(Dose-response analysis)、暴露评价(Exposure assessment)以及风险表征(Risk characterization)的评价模式(梁庆香, 2011)。根据闽南地区PAEs残留量的调查,DBP和DEHP在所有水产品中均有残留,本研究针对摄食途径对暴露于DBP和DEHP这两种有机污染物进行健康风险评估。

根据公式(1)和(2),估算通过食用水产品的每日暴露量 EDI 和接触风险指数 ERI。当 $ERI \leq 1$, 接触风险被认为可以接受,相反则说明暴露量会对人体产生危险(甘居利等, 2008、2007)。美国环保局推荐的

DBP 和 DEHP 危害参考剂量 RfD (Reference dose)分别为 10、20 $\mu\text{g}/(\text{kg}\cdot\text{d})$ (Song *et al.*, 2013)。

$$EDI=C_i\times CR/BW \quad (1)$$

$$ERI=EDI/RfD \quad (2)$$

式中, C_i 为水产品中 DEHP 和 DBP 的残留量; CR 为水产品的消费量, 根据中国卫生部《中国居民营养与健康现状》统计, 2002 年中国城市居民鱼虾类的平均摄入量为 44.9 g/d, 考虑闽南地区多属于沿

海城市, 居民的水产品消费量较高, 本研究以 50 g/d 估算水产品的人均摄入量; BW 为体重, 成年人的平均体重以 60 kg 计。

本研究根据式(1)和(2), 估算闽南地区海水鱼、淡水鱼、虾类、蟹类和贝类中 DBP 和 DEHP 的残留量、每日暴露量 EDI 和接触风险指数 ERI (表 4)。从表 4 可以看出, 所有水产品中 DBP 和 DEHP 的 ERI 均小于 1, 表明闽南地区通过摄食水产品途径暴露于 PAEs 的接触风险是可接受的。

表 4 DBP 和 DEHP 的每日暴露量 EDI 和接触风险指数 ERI

Tab.4 The EDI and ERI of DBP and DEHP

水产品种类 Aquatic products	DBP($\mu\text{g}/\text{kg}$)	EDI (DBP) ($\mu\text{g}/\text{kg}\cdot\text{d}$)	ERI (DBP)	DEHP($\mu\text{g}/\text{kg}$)	EDI (DEHP) ($\mu\text{g}/\text{kg}\cdot\text{d}$)	ERI (DEHP)
海水鱼 Seawater fish	52.3	4.36×10^{-2}	4.36×10^{-3}	603	0.503	2.51×10^{-2}
淡水鱼 Freshwater fish	44.6	3.72×10^{-2}	3.72×10^{-3}	806	0.672	3.36×10^{-2}
虾类 Shrimp	12.2	1.02×10^{-2}	1.02×10^{-3}	756	0.630	3.15×10^{-2}
蟹类 Crab	11.4	9.50×10^{-3}	9.50×10^{-4}	770	0.642	3.21×10^{-2}
贝类 Shellfish	21.1	1.76×10^{-2}	1.76×10^{-3}	1180	0.983	4.92×10^{-2}

4 结论

闽南沿海地区抽查的水产品均未有 BBP 和 DNOP 残留, 其他 4 种 PAEs 的残留量按照 DEHP、DBP、DEP、DMP 的顺序递减, 其中 DEHP 的残留量较高。不同品种生物体内 PAEs 的残留量呈现贝类>淡水鱼>虾~蟹>海水鱼的规律, 这可能与养殖区域、生物的生活习性、摄食习性和养殖模式等有关。PAEs 在水产品中均有不同程度的残留, 表明环境中 PAEs 在水产品体内的富集已是一个较为普遍的现象, 应引起有关部门的重视。针对摄食途径暴露于 DBP 和 DEHP 进行健康风险评价, 其中, DBP 和 DEHP 的接触风险指数 ERI 均小于 1, 表明闽南地区通过摄食水产品途径暴露于 PAEs 的接触风险是可接受的。

致谢: 福建省水产研究所海水鱼类科研繁育中试基地钟建兴场长及课题组成员对本研究给予了大力支持和帮助, 在此表示感谢。

参 考 文 献

GB 17378.3-2007, 海洋监测规范第 3 部分: 样品的采集、贮存与运输. 北京: 中国标准出版社, 2007, 1-12
 马保华, 王兆梅, 李娜, 等. 养殖罗非鱼肉中邻苯二甲酸酯残留分析. 食品工业科技, 2012, 33(4): 56-60
 邓冬富, 闫玉莲, 谢小军. 长江朱杨段和沱江富顺段鱼类体内 6 种邻苯二甲酸酯的含量. 淡水渔业, 2012, 42(2): 55-60
 甘居利, 林钦, 贾晓平, 等. 广东近江牡蛎(*Crassostrea*

rivalaris)有机氯农药残留与健康风险评估. 农业环境科学学报, 2007, 26(6): 2323-2328
 甘居利, 贾晓平, 林钦, 等. 应用重金属和有机污染物对人体健康的风险评价理论反推牡蛎安全消费量. 南方水产, 2008, 4(6): 17-25
 石凤琼, 柯常亮, 林钦, 等. 气相色谱-质谱法测定水产品中 15 种邻苯二甲酸酯类塑化剂的残留量. 分析测试学报, 2013, 32(8): 915-922
 刘庆, 杨红军, 史衍玺, 等. 环境中邻苯二甲酸酯类(PAEs)污染物研究进展. 中国生态农业学报, 2012, 20(8): 968-975
 李潇, 聂湘平, 潘德博, 等. 养殖鱼体邻苯二甲酸酯含量与分布特征. 环境与健康杂志, 2008, 25(3): 202-205
 张静, 陈会明. 邻苯二甲酸酯类增塑剂的危害及监管现状. 现代化工, 2011, 31(12): 1-6
 林钦, 石凤琼, 柯常亮, 等. 水产品中邻苯二甲酸酯残留与健康风险评价研究进展. 南方水产科学, 2014, 10(1): 92-99
 郑力行, 诸建辉, 张蕴辉, 等. 水产品中 3 种邻苯二甲酸酯类物质的测定. 复旦学报(医学版), 2003, 30(2): 158-159, 163
 陶刚, 梁诚. 国内外增塑剂市场分析与发展趋势. 塑料科技, 2008, 36(6): 78-81
 梁庆香. 健康风险评价国内外研究进展. 中外健康文摘, 2011, 8(31): 144-148
 Andrade AJM, Grande SW, Talsness CE, *et al.* A dose-response study following in utero and lactational exposure to di(2-ethylhexyl)-phthalate(DEHP): non-monotonic dose-response and low dose effects on rat brain aromatase activity. Toxicol, 2006, 227(3):185-192
 Fromme H, Gruber L, Seckin E, *et al.* Phthalates and their metabolites in breast milk-results from the bavarian monitoring of breast milk (BAMBI). Environ Int, 2011, 37(4):

- 715–722
- Gaudin R, Marsan P, Robert A, *et al.* Biological monitoring of occupational exposure to di(2-ethylhexyl) phthalate: survey of workers exposed to plastisols. *Int Arch Occup Environ Health*, 2008, 81(8): 959–966
- Kondo T, Shono T, Suita S. Age-specific effect of phthalate ester on testicular development in rats. *J Pediatr Surg*, 2006, 41(7): 1290–1293
- Penalver A, Pocerull E, Borrull F, *et al.* Determination of phthalate esters in water samples by solid-phase microextraction and gas chromatography with mass spectrometric detection. *J Chromatogr A*, 2000, 872(1–2): 191–201
- Pogribny IP, Tryndyak VP, Boureiko A, *et al.* Mechanisms of peroxisome proliferator-induced DNA hypomethylation in rat liver. *Mutat Res*, 2008, 644(1–2): 17–23
- Song NR, On JW, Lee J, *et al.* Biomonitoring of urinary di(2-ethylhexyl) phthalate metabolites of mother and child pairs in South Korea. *Environ Int*, 2013, 54: 65–73
- van Wezel AP, van Vlaardingen P, Posthumus R, *et al.* Environmental risk limits for two phthalates, with special emphasis on endocrine disruptive properties. *Ecotoxicol Environ Safe*, 2000, 46(3): 305–321
- Wang JL, Ye YC, Wu WZ. Comparison of di-*n*-methyl phthalate biodegradation by free and immobilized microbial cells. *Biomed Environ Sci*, 2003, 16(2): 126–132
- Xie Z, Ebinghaus R, Temme C, *et al.* Atmospheric concentrations and air-sea exchanges of phthalates in the North Sea (German Bight). *Atmos Environ*, 2005, 39(18): 3209–3219
- Yuan SY, Huang I, Chang BV. Biodegradation of dibutyl phthalate and di-(2-ethylhexyl) phthalate and microbial community changes in mangrove sediment. *J Hazard Mater*, 2010, 184(1): 826–831

(编辑 冯小花)

The Distribution Characteristics and Risk Assessment of Phthalic Acid Esters (PAEs) in Aquatic Products in Minnan Region

JIANG Linlin^①

(Fisheries Research Institute of Fujian, Xiamen 361012)

Abstract According to the results of the Phthalic Acid Esters (PAEs) content in the aquatic products collected from Minnan region (Xiamen, Zhangzhou, and Quanzhou) in January and July of 2013, we discussed the PAEs residue levels and the distribution characteristics in different aquatic products and evaluated the contamination status and the ecological risk caused by PAEs. The results showed that the content of PAEs in seawater fish varied from 2.45×10^2 to 1.13×10^3 $\mu\text{g}/\text{kg}$ (wet weight, similarly hereinafter) and the mean value was 6.78×10^2 $\mu\text{g}/\text{kg}$. The PAEs content in freshwater fish varied from 4.36×10^2 to 1.37×10^3 $\mu\text{g}/\text{kg}$ with the mean value of 8.73×10^2 $\mu\text{g}/\text{kg}$. The PAEs content in shrimp varied from 3.22×10^2 to 1.27×10^3 $\mu\text{g}/\text{kg}$ and the mean value was 7.76×10^2 $\mu\text{g}/\text{kg}$. The PAEs content in crab varied from 6.17×10^2 to 1.20×10^3 $\mu\text{g}/\text{kg}$ with the mean value of 7.91×10^2 $\mu\text{g}/\text{kg}$. The PAEs content in shellfish varied from 9.77×10^2 to 1.35×10^3 $\mu\text{g}/\text{kg}$ and the mean value was 1.22×10^3 $\mu\text{g}/\text{kg}$. Butyl benzyl phthalate (BBP) and di-*n*-octyl phthalate (DNOP) were not detected in all aquatic products. The order of other four PAEs residues content was di(2-ethylhexyl) phthalate (DEHP) > di-*n*-butyl *ortho*-phthalate (DBP) > diethyl phthalate (DEP) > dimethyl phthalate (DMP). PAEs had different levels of residues in aquatic products, suggesting a common phenomenon for the enrichment of PAEs in the aquatic products. Compared with other domestic regions, the detection rate and the value of DEHP were higher, indicating that part of the ecological environment in Minnan region had been polluted by DEHP. The expose risk index (*ERI*) of DBP and DEHP in organic pollutants through feeding was less than 1, suggesting that the risk of exposure to the PAEs was low and acceptable by consuming the aquatic products.

Key words Minnan region; PAEs; Distribution characteristics; Risk assessment

① Corresponding author: JIANG Linlin, E-mail: jllhzau@163.com