

养殖鳊鱼体内典型有机氯化化合物的检测与人体健康风险评估初探

王莹^{1,2}, 仇雁翎^{1,2*}, 费勇³, 李力^{1,2}, 朱志良^{1,2}, 赵建夫^{1,2}, 姚恩亲³, 姚玉鑫³

(1. 同济大学环境科学与工程学院, 长江水环境教育部重点实验室, 上海 200092; 2. 同济大学环境科学与工程学院, 污染控制与资源化研究国家重点实验室, 上海 200092; 3. 浙江省湖州市环境保护监测中心站, 湖州 313000)

摘要: 利用 GC-ECD 检测了江苏省吴江市某养殖塘内的一批鳊鱼体内有机氯农药 (OCPs) 和多氯联苯 (PCBs) 等典型有机氯化化合物 (OCs) 的含量水平, 并对其人体健康风险进行了初步评估。结果表明, 养殖鳊鱼体内滴滴涕 (DDTs)、六六六 (HCHs)、六氯苯 (HCB) 和 PCBs 的含量范围分别为 1.3~4.57、0.13~1.24、0.07~0.44 和 0~5.22 ng/g, 均值分别为 2.96、0.40、1.27 和 0.7 ng/g, 远低于我国卫生部和美国食品药品监督管理局规定的相应残留限值, 处于全球低污染水平; 参照美国国家环保署综合风险信息系统所提供的参考值, 计算所得的养殖鳊鱼体内 DDTs、HCB 和 PCBs 的非致癌危害指数 (hazard ratio, HR) 都 < 1, DDTs、HCHs、HCB 和 PCBs 的致癌危害指数都 > 1, 表明目前食用该养殖场的鳊鱼对人体健康基本无影响, 但可能存在潜在致癌风险; 相较农村居民, 城市居民更易受到 DDTs、HCHs、HCB 和 PCBs 的威胁。

关键词: 有机氯农药; 多氯联苯; 有机氯化化合物; 鳊鱼; 人体健康风险评估

中图分类号: X131; X820.4 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2011)08-2385-06

Measurement and Preliminary Human Health Risk Assessment of Representative Organochlorines in Farmed Mandarin Fish

WANG Ying^{1,2}, QIU Yan-ling^{1,2}, FEI Yong³, LI Li^{1,2}, ZHU Zhi-liang^{1,2}, ZHAO Jian-fu^{1,2}, YAO En-qin³, YAO Yu-xin³

(1. Key Laboratory of Yangtze River Water Environment, Ministry of Education, College of Environmental Science and Engineering, Tongji University, Shanghai 200092, China; 2. State Key Laboratory of Pollution Control and Resource Reuse, College of Environmental Science and Engineering, Tongji University, Shanghai 200092, China; 3. Huzhou Environmental Monitoring Center, Huzhou 313000, China)

Abstract: Concentrations of representative organochlorines (OCs), including organochlorine pesticides (OCPs) and polychlorinated biphenyls (PCBs) in a batch of farmed mandarin fish from a cultivation pond in Wujiang City, Jiangsu Province, were determined with GC-ECD. Meanwhile, a preliminary human health risk assessment was conducted. Results showed that, the concentrations of dichlorodiphenyltrichloroethanes (DDTs), hexachlorocyclohexanes (HCHs), hexachlorobenzene (HCB) and PCBs in the farmed mandarin fish were in the range of 1.3~4.57 ng/g, 0.13~1.24 ng/g, 0.07~0.44 ng/g and 0~5.22 ng/g, respectively, with an average value of 2.96, 0.40, 1.27 and 0.7 ng/g, respectively. These values were far below the corresponding residue limits set by China's Ministry of Health and the U. S. Food and Drug Administration, and at the low end of the global pollution bar. Referring to the reference values given by USEPA Integrated Risk Information System, calculated non-carcinogenic hazard ratios (HRs) of DDTs, HCB and PCBs were all < 1 and carcinogenic HRs of DDTs, HCHs, HCB and PCBs were all > 1. The results indicated that DDTs, HCHs and HCB in farmed mandarin fish did not have negative human health influence, but existed potential carcinogenic risk to humans. Compared to rural residents, urban residents were more vulnerable to DDTs, HCHs, HCB and PCBs threats.

Key words: organochlorine pesticides (OCPs); polychlorinated biphenyls (PCBs); organochlorines (OCs); mandarin fish; human health risk assessment

中国是世界上淡水养鱼发展最早的国家之一, 在长期的生产实践中, 人们积累并创造了丰富的养鱼经验和完整的养鱼技术。据有关专家估测, 到 2015 年, 人工养殖水产品产量将达到水产品生产总量的 39%^[1]。水产养殖业在带来巨大经济效益的同时, 也带来了诸多安全隐患。相对于野生鱼类, 养殖鱼类中往往含有更多的抗生素、杀虫剂和持久性有

机污染物等^[2]。全世界 90% 的水产养殖业在亚

收稿日期: 2010-08-19; 修订日期: 2010-11-12

基金项目: 国家水体污染控制与治理科技重大专项 (2008ZX07421-002); 污染控制与资源化研究国家重点实验室自主研究课题项目 (PCRRY09009)

作者简介: 王莹 (1989~), 女, 硕士研究生, 主要研究方向为环境样品中 POPs 的监测分析与风险评价, E-mail: madai1989@126.com

* 通讯联系人, E-mail: ylqiu@tongji.edu.cn

洲^[1],中国是亚洲最大的水产养殖业国家.池塘养殖是中国淡水养殖最重要的方法,2003年池塘养殖水产品量占总淡水养殖水产品量的71%以上;池塘养殖业主要集中在位于长江流域和珠江三角洲的江苏省、广东省、湖北省、湖南省、江西省、安徽省、山东省7个省份^[4].位于东太湖沿岸的江苏省吴江市盛产鳊鱼等淡水水产品,是江、浙、沪地区市场上鳊鱼的主要产地之一.

有机氯农药(OCPs)因其高效、广谱而曾被广泛应用于防治农业病虫害,太湖流域作为鱼米之乡,周边分布大片农田,曾大量使用滴滴涕(DDTs)、六六六(HCHs)等有机氯农药^[5].与此同时,沿湖中小型化工企业为数众多,大量的有机氯化物(OCs)通过各种途径进入到太湖水体之中,不可避免地进入一水相连的周边渔业养殖塘.此外,为了提高水产品产量,养殖业从业者向养殖塘中投入了大量的饲料,其中也含有OCs^[6].大部分OCPs和多氯联苯(PCBs)等物质都是典型的持久性有机污染物(POPs),在环境和生物体内难于降解,并且能够通过食物链传递,生物富集和扩大效应显著,进而对人体健康构成威胁.人体主要通过皮肤、呼吸道、消化道3种途径吸收OCs,其中通过消化道(摄食)吸收的OCs含量可达90%以上^[7].鳊鱼广泛分布于中国东部平原的江河湖泊,是中国常见的食用鱼之一,其肉质细嫩、厚实、少刺、味鲜美、营养丰富.现在,人工养殖的鳊鱼已成为各地水产品市场的主要鱼类之一.因此,研究养殖鳊鱼体内的OCs对人体健康的影响具有重要意义.

目前,对OCs在环境中的含量、分布及生态影响,国内外的研究已很多^[8-12].而有关江浙沪地区OCs的研究主要是针对沉积物和水体^[5,13,14],动物特别是淡水鱼体内的研究很少.本研究利用GC-MS和GC-ECD检测分析了吴江市某太湖水养殖塘里的鳊鱼体内OCPs和PCBs等典型OCs的含量水平,通过计算DDTs、HCHs、HCB和PCBs的危害指数(hazard ratio,HR),进行了该养殖场内鳊鱼对人体健康风险的初步评估,以期对评估OCs的污染状况提供新的证据.

1 材料与方法

1.1 试剂与仪器

实验所用到的主要试剂包括:丙酮(TEDIA,HPLC级);正己烷(TEDIA,HPLC级);浓硫酸(浙江中星化工试剂有限公司,分析纯);15种OCPs混标

(AccuStandard,ISO-6468-PEST);19种PCBs标样(AccuStandard,AE-0042).

实验所用到的主要仪器设备包括:冷冻干燥机(宁波新芝生物科技股份有限公司,LGJ-10);天平(ANGYU);索氏抽提仪(上海洪纪仪器设备有限公司,SXT-06);凝胶色谱仪(GPC,LC Tech GmbH);离心机(上海安亭科学仪器厂,Anke TDL80-2B);Florisil小柱(Supelco-LC-18,57100-U);气相色谱(GC,Agilent 5890);质谱(MS,Agilent 5973)联用仪;电子俘获检测器(ECD).

玻璃器皿:使用前经正己烷清洗,使用后经自来水冲洗、蒸馏水冲洗,并置于烘箱烘干(220℃,4h);滤纸和脱脂棉:先用丙酮抽提24h,再用正己烷抽提24h,通风橱干燥后置于棕色瓶中保存.

1.2 样品采集及预处理

2009年1月,于江苏省吴江市某太湖水养殖塘随机采集鳊鱼9条,基本特征如表1.样品现场淡水冲洗后立刻用铝箔纸包好,放入密封的塑料袋内,带回实验室-20℃冷冻保藏.

表1 鳊鱼样品基本特征

Table 1 Basic characteristics of mandarin fish samples

样品编号	鱼长/cm	鱼重/g	含水率/%	脂肪含量/%
1	26	443	77.2	2.1
2	23.8	414	76.0	2.0
3	27.5	538	78.4	1.7
4	26.5	693	78.9	1.3
5	30	575	77.0	2.3
6	28	400	78.0	2.6
7	25	395	77.6	1.6
8	27.6	540	77.6	2.1
9	28.5	535	77.6	2.2
均值	27.0	503.7	77.6	1.99
标准差	1.88	99.18	0.83	0.40

实验时,取鱼体背部肌肉,冷冻干燥48h.干燥后样品用玛瑙研钵研磨.定量称取研磨过的样品2份,每份约3g,用100mL正己烷与丙酮的混合液(体积比为1:1)索氏抽提16h,索氏提取温度为60℃.一份索氏提取后采用重量法测定脂肪含量,另一份加入回收率指示物CB53与CB200,然后过脱脂棉承接的无水硫酸钠去除少量水分与固体杂质后,进凝胶色谱仪,去除相对分子质量2000以上的大分子物质并浓缩定容至4mL,再用3mL浓硫酸处理进一步脱脂,离心分离后,将有机相转移至另一具塞玻璃样品瓶中,氮吹浓缩至约1mL.用5mL丙酮与5mL正己烷先后清洗活化Florisil小柱,然后

将浓硫酸处理过的提取液过小柱,样品瓶用少量正己烷清洗后过柱,然后用正己烷与丙酮的混合液(体积比为 9:1)淋洗小柱,收集流出液氮吹浓缩至约 1 mL,加入 5 mL 正己烷再氮吹浓缩,重复 3 次,将提取液转移至 GC 样品瓶浓缩定容至 100 μL ,加入内标 CB189,进仪器分析。

1.3 样品分析

采用气相色谱与质谱联用系统定性分析 OCs。采用扫描(Scan)模式。色谱条件为:色谱柱为 Agilent HP-5 + HT-5(45 m $\times$ 300 μm $\times$ 0.22 μm);载气(高纯氦气)恒压为 10 psi;柱温初始为 80 $^{\circ}\text{C}$ (保持 1.35 min),以 40 $^{\circ}\text{C}/\text{min}$ 的速率升至 195 $^{\circ}\text{C}$ (保持 1 min),继续以 1 $^{\circ}\text{C}/\text{min}$ 的速率升至 210 $^{\circ}\text{C}$,然后以 40 $^{\circ}\text{C}/\text{min}$ 的速率升温至 300 $^{\circ}\text{C}$ (保持 2 min);进样口和离子源温度分别为 260 $^{\circ}\text{C}$ 和 360 $^{\circ}\text{C}$;无分流自动进样 1 μL 。本研究所用标样包括 6 种 OCPs: DDTs(*o,p'*-DDE, *p,p'*-DDE, *o,p'*-DDD, *p,p'*-DDD, *o,p'*-DDT, *p,p'*-DDT)、HCHs(α -, β -, γ -, δ -HCH)、HCB、六氯苯甲醚(PCA)、艾氏剂(Aldrin)、硫丹(Endosulfan I, Endosulfan II);19 种 PCBs 同类物: CB18, CB28, CB31, CB44, CB52, CB53, CB101, CB118, CB138, CB146, CB149, CB153, CB170, CB180, CB183, CB189, CB194, CB200, CB209。

采用气相色谱与电子俘获检测器定量分析 OCs。色谱条件为:色谱柱为 Agilent HP-5 + HT-5(45 m $\times$ 300 μm $\times$ 0.22 μm);载气(高纯氦气)恒压为 10 psi;柱温初始为 80 $^{\circ}\text{C}$ (保持 2 min),以 20 $^{\circ}\text{C}/\text{min}$ 的速率升至 150 $^{\circ}\text{C}$,继续以 4 $^{\circ}\text{C}/\text{min}$ 的速率升至 190 $^{\circ}\text{C}$,然后以 1 $^{\circ}\text{C}/\text{min}$ 的速率升温至 210 $^{\circ}\text{C}$,2 $^{\circ}\text{C}/\text{min}$ 的速率升至 230 $^{\circ}\text{C}$,最后以 30 $^{\circ}\text{C}/\text{min}$ 的速率升至 300 $^{\circ}\text{C}$ (保持 4 min);无分流自动进样 1 μL ;进样口温度 260 $^{\circ}\text{C}$;检测器温度 310 $^{\circ}\text{C}$ 。采用内标法定量(标准曲线法)。OCPs 回收率为 70.1% ~ 79.1%, PCBs 回收率为 68.8% ~ 78.2%。HCB 与 PCA 的最低检出限为 0.01 ng/g,其余 OCPs 与 PCBs 的最低检出限为 0.04 ng/g。

1.4 人体健康风险评估方法

美国国家环保署将人体健康风险评估定义为“评估环境中污染物现在或将来会对暴露其中的人产生不良健康影响可能性的过程”^[13]。人体健康风险评估包括:致癌风险评估、致畸风险评估、化学品健康风险评估、发育毒物健康风险评估、生殖环境影响评估和暴露评估等^[14]。本研究参照美国国家环保署制定的基准,通过计算基于致癌或者非致癌风

险的 OCs 的危害指数(hazard ratio, HR)来反映 OCs 对人体健康的健康影响^[17]。

基于非致癌风险的危害指数计算公式如下:

$$\text{HR} = \frac{\text{Average daily exposure}}{\text{Oral RfD}}$$

式中,HR 为危害指数;Average daily exposure 为日均污染物摄入量, $\mu\text{g} \cdot (\text{kg} \cdot \text{d})^{-1}$;计算方法如下:

$$\text{Average daily exposure} = \text{Fish consumption} \times \text{Contaminant concentration}$$

式中,Fish consumption 为每日鱼类摄入量与人均体重的比值, $\text{g} \cdot (\text{kg} \cdot \text{d})^{-1}$;Contaminant concentration 为污染物浓度, $\text{ng} \cdot \text{g}^{-1}$;Oral RfD 为口服参考剂量, $\mu\text{g} \cdot (\text{kg} \cdot \text{d})^{-1}$ 。

基于致癌风险的危害指数计算公式如下:

$$\text{HR} = \frac{\text{Average daily exposure}}{\text{Benchmark concentration}}$$

式中,Benchmark concentration 为基准浓度, $\mu\text{g} \cdot (\text{kg} \cdot \text{d})^{-1}$ 。

基准浓度计算公式如下:

$$\text{Benchmark concentration} = \frac{\text{Risk} \times \text{Body weight}}{\text{Fish consumption} \times \text{Slope factor}}$$

式中,Benchmark concentration 为基准浓度, $\mu\text{g} \cdot (\text{kg} \cdot \text{d})^{-1}$;Fish consumption 为每日鱼类摄入量,g;Slope factor 为斜率因子, $\text{kg} \cdot \text{d} \cdot \text{mg}^{-1}$;Body weight 为人均体重,60 kg;Risk:危险概率, 10^{-6} 。

美国标准规定终生只要有百万分之一的概率致癌即认定为可以产生影响,危险概率 Risk 值为 10^{-6} 。斜率因子和口服参考剂量可以在美国国家环保署综合风险信息系统^[18]查得。当某种 OCs 的基于致癌风险的 HR > 1 时,说明该污染物质的日均摄入量超过了该物质的基准浓度,会产生致癌风险^[19]。对于非致癌污染物,当 HR > 1 时,表明存在非致癌风险。

2 结果与讨论

2.1 鳊鱼体内 OCs 含量及其污染水平

鳊鱼样品中 OCs 含量如表 2 所示。

2.1.1 DDTs 的含量水平

从表 2 可知,本研究养殖鳊鱼体内 DDTs 含量范围为 1.30 ~ 4.57 ng/g(湿重,下同)平均含量为 2.96 ng/g。研究表明,珠江三角洲地区中山市(三角镇)、广州市、东莞市(石排镇)和香港米埔自然保护区等地^[20]养殖鳊鱼体内 DDTs 含量水平分别为

38.25、62.11、18.17、11.24 ng/g,均值为 32.44 ng/g;香港^[21]、贵屿镇^[22]、青藏高原^[23]、瑞典^[24]、土耳其^[25]、柬埔寨^[26]、印度^[27]、西班牙^[28]等地淡水鱼体内 DDTs 含量分别为 1.1 ~ 127、1.95 ~ 58.43、

0.78 ~ 23、7.02、14.4 ~ 77.4、0.5 ~ 25、0.09 ~ 6.91 和 2.39 ~ 8.37 ng/g. 对比可知,本研究养殖鳊鱼体内 DDTs 含量与青藏高原、柬埔寨、印度淡水鱼相当,低于其他地区.

表 2 鳊鱼体内 OCs 的含量(湿重)¹⁾ / ng·g⁻¹

Table 2 Contents of OCs in farmed mandarin fish (wet wt.) / ng·g⁻¹

样品编号	DDTs	HCHs	HCB	PCA	Aldrin	Endosulfan	Σ OCPs	Σ PCBs	Σ OCs
1	2.90	0.23	1.10	0.91	0.09	N. D.	5.23	N. D.	5.23
2	2.91	0.31	1.10	0.82	0.11	N. D.	5.25	N. D.	5.25
3	1.72	0.76	1.13	0.62	0.89	N. D.	5.12	N. D.	5.12
4	1.30	0.17	0.63	0.38	N. D.	N. D.	2.48	0.37	2.85
5	4.55	1.24	1.82	1.67	N. D.	N. D.	9.28	5.22	14.5
6	2.63	0.43	1.55	0.77	0.25	0.07	5.70	0.69	6.39
7	2.00	0.28	1.00	0.63	0.15	N. D.	4.06	N. D.	4.06
8	4.02	0.13	1.66	0.80	0.09	0.10	6.80	0.10	6.90
9	4.57	0.04	1.41	0.63	0.09	0.08	6.82	N. D.	6.82
均值	2.96	0.40	1.27	0.80	0.19	0.03	5.64	0.71	6.35
标准差	1.20	0.38	0.37	0.36	0.27	0.04	1.91	1.71	3.32

1) N. D. 表示样品中 OCs 含量低于检出限; OCs 含量为 OCPs 与 PCBs 含量之和

我国卫生部^[29]和美国食品药品监督管理局^[30]规定水产品中 DDTs 的残留限值分别为 0.5 mg/kg 和 5.0 mg/kg. 本研究养殖鳊鱼体内 DDTs 远低于规定的相应残留标准,处于低污染水平.

2.1.2 HCHs 和 HCB 的含量水平

从表 2 可知,本研究养殖鳊鱼体内 HCHs 和 HCB 含量范围分别为 0.04 ~ 1.24 ng/g 和 0.63 ~ 1.82 ng/g,均值分别为 0.40 和 1.27 ng/g. 研究表明,青藏高原^[23]、瑞典^[24]、土耳其^[25]、柬埔寨^[26]等地淡水鱼体内 HCHs 和 HCB 含量分别为 0.13 ~ 2.6 ng/g 和 0.31 ~ 3.2 ng/g、0.960 ng/g 和 0.964 ng/g、0.08 ~ 0.43 ng/g 和 0.07 ~ 0.19 ng/g、0.01 ~ 0.22 ng/g 和 0.01 ~ 0.32 ng/g. 对比可知,本研究养殖鳊鱼体内 HCHs 含量处于平均水平,而 HCB 含量与青藏高原淡水鱼相当,高于其他地区.

我国卫生部^[29]规定水产品中 HCHs 的残留限值为 0.1 mg/kg,美国食品药品监督管理局^[30]规定水产品中 HCB 的残留限值为 0.3 mg/kg. 本研究养殖鳊鱼体内 HCHs 和 HCB 远低于规定的相应残留限值,处于低污染水平.

2.1.3 PCBs 的含量水平

从表 2 可知,本研究养殖鳊鱼体内 PCBs 含量范围为 0 ~ 5.22 ng/g,均值为 0.71 ng/g. 与其他研究对比表明,本研究养殖鳊鱼 PCBs 含量与土耳其^[25]淡水鱼(0.39 ~ 3.4 ng/g)相当,高于柬埔寨^[26]淡水鱼(0.012 ~ 0.61 ng/g),低于瑞典^[24]淡水鱼(9.58 ng/g)和西班牙^[28]淡水鱼(5.14 ~ 9.16 ng/g).

美国食品药品监督管理局^[30]规定水产品中 PCBs 的残留限值为 2.0 mg/kg. 本研究养殖鳊鱼体内 PCBs 远低于规定的相应残留限值,处于低污染水平.

2.2 人体健康风险的初步评估

参照美国国家环保署综合风险信息系统计算危害指数来分析该养殖塘内养殖鳊鱼对人体健康可能产生的影响. 根据 2008 年浙江省城乡居民膳食结构调查报告^[31],浙江城市、农村鱼虾类食品的每人每日摄入量分别为 121.54 g 和 93.43 g. 本研究假设养殖鳊鱼背部肌肉组织内 OCs 含量为居民摄入鱼虾类体内 OCs 含量的平均水平,在此假设条件下,基于致癌风险的基准浓度计算结果见表 3.

表 3 基于致癌风险的基准浓度计算结果

Table 3 Calculated benchmark concentrations based on carcinogenic risk

项目	口服参考剂量 / μg·(kg·d) ⁻¹	斜率因子 / kg·d·mg ⁻¹	基准浓度 / μg·(kg·d) ⁻¹	
			城市	农村
DDTs	0.50	0.34	0.001 5	0.001 9
HCHs		1.8	0.000 27	0.000 36
HCB	0.80	1.6	0.000 31	0.000 40
PCBs	0.02	2.0	0.000 25	0.000 32

分别基于鳊鱼体内污染物的平均浓度和最大浓度计算危害指数. 如果一种污染物质的 2 个危害指数中,只有基于最大浓度得出的危害指数 > 1,则需要进一步的研究工作来确定该物质的潜在风险;如果 2 个危害指数都 > 1,政府应该开始考虑施行针对该污染物管理的适当政策加以控制. 基于鳊鱼体内污染物平均浓度和最大浓度的危害指数计算结果分

别见图 1 和图 2。

由图 1 和图 2 可知,基于非致癌风险而言,本研究养殖鳊鱼体内 DDTs、HCB 和 PCBs 的危害指数都小于 1,表明食用此 DDTs、HCB 和 PCBs 含量水平的养殖鳊鱼对人体正常健康基本无影响;对于潜在的致癌作用而言,DDTs、HCHs、HCB 和 PCBs 的致癌危害指数都大于 1,表明食用此 DDTs、HCB 和 PCBs 含量水平的养殖鳊鱼可能会对人体有潜在的致癌风险。与之相似,北京高碑店湖淡水鱼中 PCBs 基于致

癌风险的危害指数 >1 ^[32]。需要强调的是,OCs 会随着营养级的升高而累积^[33],鳊鱼终生以鱼虾为食,处于较高营养级,鳊鱼体内 OCs 含量可能高于其它鱼类^[20],因此,本研究中假设养殖鳊鱼体内 OCs 含量为居民摄入鱼虾类体内 OCs 含量的平均水平存在一定误差。另外,本研究 OCs 的危害指数是基于终生有百万分之一的影响概率计算得出的。相对于农村居民,城市居民对养殖鳊鱼的摄入量更高,对上述有机氯化合物的暴露风险更大。

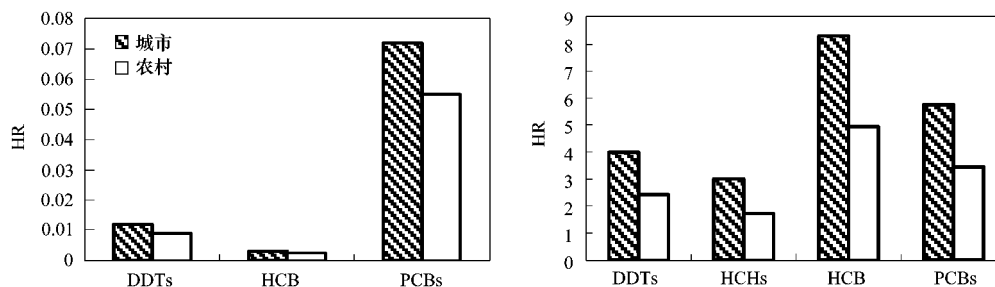


图 1 基于鳊鱼体内污染物平均浓度的危害指数 HR 值

Fig. 1 Hazard ratios based on the average concentrations of OCs in mandarin fish

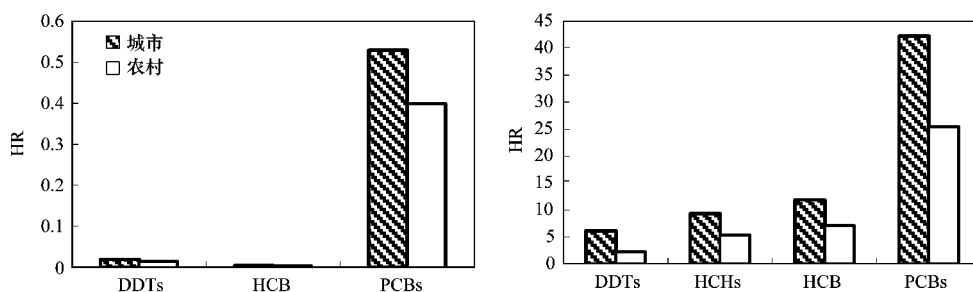


图 2 基于鳊鱼体内污染物最大浓度的危害指数 HR 值

Fig. 2 Hazard ratios based on the maximum concentrations of OCs in mandarin fish

3 结论

(1) 该特定养殖塘内的鳊鱼体内 DDTs、HCHs、HCB 和 PCBs 的含量低于我国“食品中农药最大残留限量”的国家标准和美国食品药品监督管理局制定的相关标准。

(2) 对于该特定养殖塘内的鳊鱼体内 DDTs、HCB 和 PCBs 等有机氯化合物而言,基于平均浓度和最大浓度计算得出的致癌危害指数都大于 1,表明其可能会对人体存在潜在的致癌风险。需引起养殖业从业者和政府的重视,应采取适当的措施控制养殖鳊鱼体内 OCs 的含量水平。

(3) 相对于农村,城市居民对养殖鳊鱼的摄入量更高,因此对上述有机氯化合物的暴露风险更大。

参考文献:

- [1] Sapkota A, Sapkota A R, Kucharski M, *et al.* Aquaculture practices and potential human health risks: Current knowledge and future priorities [J]. *Environment International*, 2008, 34 (8): 1215-1226.
- [2] Cole D W, Cole R, Gaydos S J, *et al.* Aquaculture: Environmental, toxicological, and health issues [J]. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, 2009, 212(4): 369-377.
- [3] Bondad-Reantaso M G, Subasinghe R P, Arthur J R, *et al.* Disease and health management in Asian aquaculture [J]. *Veterinary Parasitology*, 2005, 132(3-4): 249-272.
- [4] Cao L, Wang W, Yang Y, *et al.* Environmental impact of aquaculture and countermeasures to aquaculture pollution in China [J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2007, 14(7): 452-462.
- [5] 袁旭音,王禹,陈骏,等. 太湖沉积物中有机氯农药的残留特

- 征及风险评估 [J]. 环境科学, 2003, 24(1): 121-125.
- [6] Nakata H, Hirakawa Y, Kawazoe M, *et al.* Concentrations and compositions of organochlorine contaminants in sediments, soils, crustaceans, fishes and birds collected from Lake Tai, Hangzhou Bay and Shanghai city region, China [J]. Environmental Pollution, 2005, 133(3): 415-429.
- [7] Liem A K D, Furst P, Rappe C. Exposure of populations to dioxins and related compounds [J]. Food Additives and Contaminants, 2000, 17(4): 241-259.
- [8] 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]. Environmental Science and Technology, 2007, 41(6): 1821-1827.
- [9] Chen S J, Luo X J, Mai B X, *et al.* Distribution and mass inventories of polycyclic aromatic hydrocarbons and organochlorine pesticides in sediments of the Pearl River Estuary and the northern South China Sea [J]. Environmental Science and Technology, 2006, 40(3): 709-714.
- [10] Yang R Q, Lv A H, Shi J B, *et al.* The levels and distribution of organochlorine pesticides (OCPs) in sediments from the Haihe River, China [J]. Chemistry, 2005, 61(3): 347-354.
- [11] Wurl O, Obbard J P. Organochlorine pesticides, polychlorinated biphenyls and polybrominated diphenyl ethers in Singapore's coastal marine sediments [J]. Chemistry, 2005, 58(7): 925-933.
- [12] Liu Z, Zhang H M, Tao M H, *et al.* Organochlorine pesticides in consumer fish and mollusks of Liaoning province, China: distribution and human exposure implications [J]. Archives of Environmental Contamination and Toxicology, 2010, 59(3): 444-453.
- [13] 安琼,董元华,葛成军,等. 南京市小河流表层沉积物中的有机氯农药残留及其分布现状 [J]. 环境科学, 2006, 27(4): 737-741.
- [14] 胡雄星,夏德祥,韩中豪,等. 苏州河水及沉积物中有机氯农药的分布与归宿 [J]. 中国环境科学, 2005, 25(1): 124-128.
- [15] USEPA. Human Health Risk Assessment [EB/OL]. <http://www.epa.gov/risk/health-risk.htm>.
- [16] 人体健康风险评估 [EB/OL]. <http://www.term.gov.cn/>.
- [17] 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(1): 155-165.
- [18] USEPA Integrated Risk Information System. IRIS [EB/OL]. <http://www.epa.gov/iris/>.
- [19] Dougherty C P, Holtz S H, Reinert J C, *et al.* Dietary exposures to food contaminants across the United States [J]. Environmental Research, 2000, 84(2): 170-185.
- [20] Kong K Y, Cheung K C, Wong C K C, *et al.* The residual dynamic of polycyclic aromatic hydrocarbons and organochlorine pesticides in fishponds of the Pearl River delta, South China [J]. Water Research, 2005, 39(9): 1831-1843.
- [21] Cheung K C, Leung H M, Kong K Y, *et al.* Residual levels of DDTs and PAHs in freshwater and marine fish from Hong Kong markets and their health risk assessment [J]. Chemosphere, 2007, 66(3): 460-468.
- [22] Xing G H, 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(1): 76-82.
- [23] Yang R Q, Yao T D, Xu B Q, *et al.* Accumulation features of organochlorine pesticides and heavy metals in fish from high mountain lakes and Lhasa River in the Tibetan Plateau [J]. Environmental International, 2007, 33(2): 151-156.
- [24] Darnerud P O, Atuma S, Aune M, *et al.* Dietary intake estimations of organohalogen contaminants (dioxins, PCB, PBDE and chlorinated pesticides, e. g. DDT) based on Swedish market basket data [J]. Food and Chemical Toxicology, 2006, 44(9): 1597-1606.
- [25] Erdogru O, Covaci A, Schepens P. Levels of organochlorine pesticides, polychlorinated biphenyls and polybrominated diphenyl ethers in fish species from Kahramanmaraş, Turkey [J]. Environment International, 2005, 31(5): 703-711.
- [26] Monirith I, Nakata H, Tanabe S, *et al.* Persistent organochlorine residues in marine and freshwater fish in Cambodia [J]. Marine Pollution Bulletin, 1999, 38(7): 604-612.
- [27] Sankar T V, Zynudheen A A, Anandan R, *et al.* Distribution of organochlorine pesticides and heavy metal residues in fish and shellfish from Calicut region, Kerala, India [J]. Chemosphere, 2006, 65(4): 583-590.
- [28] Bordajandi L R, Gomez G, Fernandez M A, *et al.* Study on PCBs, PCDD/Fs, organochlorine pesticides, heavy metals and arsenic content in freshwater fish species from the River Turia (Spain) [J]. Chemosphere, 2003, 53(2): 163-171.
- [29] GB 2763-2005, 中华人民共和国卫生部. 食品中农药最大残留限量 [S].
- [30] USDA. Fish and Fisheries Products Hazards and Controls Guidance, Third Edition, MD: Center for Food Safety and Applied Nutrition, 2001 [EB/OL]. <http://www.fda.gov/Food/GuidanceComplianceRegulatoryInformation/Guidance Documents/Seafood/FishandFisheriesProductsHazardsandControlsGuide/ucm091998.htm>.
- [31] 浙江省食品药品监督管理局. 2008 年浙江省城乡居民膳食结构调查报告 [EB/OL]. <http://www.zjfd.gov.cn/news/detail/13556.htm>.
- [32] Li X M, Gan Y P, Yang X P, *et al.* Human health risk of organochlorine pesticides (OCPs) and polychlorinated biphenyls (PCBs) in edible fish from Huairou Reservoir and Gaobeidian Lake in Beijing, China [J]. Food Chemistry, 2008, 109(2): 348-354.
- [33] 窦薇,赵忠宪. 白洋淀水生食物链 BHC、DDT 生物浓缩分析 [J]. 环境科学, 1997, 18(5): 41-43.