

# 香港周边海域野生鱼体内 DDTs 和 PCBs 的含量分布和食用风险评估

苏杨<sup>1,2</sup>, 鲍恋君<sup>3\*</sup>, 曾永平<sup>1,3</sup>

(1. 中国科学院广州地球化学研究所, 有机地球化学国家重点实验室, 广州 510640; 2. 中国科学院大学, 北京 100049; 3. 暨南大学环境学院, 广州 510632)

**摘要:** 为研究香港周边海域鱼体内持久性有机污染物的污染水平、分布特征及其对当地居民的健康风险评估, 采集了香港周边海域中 31 种野生鱼, 分析鱼体中两类典型持久性有机污染物, 如滴滴涕 (DDTs) 和多氯联苯 (PCBs)。结果表明, 香港周边海域野生鱼类 DDTs 和 PCBs 的含量范围分别为 0.44 ~ 17 ng·g<sup>-1</sup> 和 0.028 ~ 6.3 ng·g<sup>-1</sup>, 与国内外其他地方相比处于中低水平。在空间分布上, 大屿山西部的鱼体内 DDTs 含量最低, 而吐露港鱼体中 PCBs 含量最低。鱼类的生活环境及食性影响其在鱼体内 DDTs 与 PCBs 的富集程度。来源分析显示野生鱼体内 DDTs 来源主要为历史残留, 迁徙的鱼类可能受沿海岸河口 DDTs 污染影响。此外, 健康风险评估结果表明, 香港青少年和成年人长期食用香港周边海域的鱼类可能会存在潜在的终生致癌风险。因此, 香港当地居民应尽量减少对其周边海岸野生鱼类的摄入。

**关键词:** 香港; 野生鱼类; 滴滴涕; 多氯联苯; 风险评估

中图分类号: X171.5 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2018)04-1861-11 DOI: 10.13227/j.hjxx.201707151

## Spatial Distribution of DDTs and PCBs in Wild Fish from Hong Kong Coastal Areas and Potential Human Health Risk Assessment

SU Yang<sup>1,2</sup>, BAO Lian-jun<sup>3\*</sup>, ZENG Eddy Y<sup>1,3</sup>

(1. State Key Laboratory of Organic Geochemistry, Guangzhou Institute of Geochemistry, Chinese Academy of Sciences, Guangzhou 510640, China; 2. University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China; 3. School of Environment, Jinan University, Guangzhou 510632, China)

**Abstract:** To examine the distributional patterns of persistent organic pollutants in the wild fish of Hong Kong and assess the health risks associated with consuming them, two typical kinds of persistent organic pollutants, such as dichlorodiphenyltrichloroethane (DDTs) and polychlorinated biphenyls (PCBs), were determined in 31 kinds of fishes caught from the coastal areas of Hong Kong. The results indicate that the concentrations of DDTs and PCBs in the wild fishes were in the ranges of 0.44–17 ng·g<sup>-1</sup> and 0.028–6.3 ng·g<sup>-1</sup>, respectively, which were at the low end of the global ranges. Spatially, the lowest concentrations of DDTs and PCBs were found in the fishes occurring in the west of Lantau Island and Tolo Harbor. Furthermore, the feeding habits and living environments of the fishes could have some influence on the accumulation of DDTs and PCBs in them. Source diagnostics indicated that DDTs in these fishes mainly originated from historical residues, but the fishes which migrate for relatively longer distances may be subject to DDT contamination in the estuaries. Finally, human health risk assessments suggested that the increased potential lifetime cancer risk of local adolescences and adults exposed to DDTs and PCBs via wild fish consumption was high. Therefore, the local residents in Hong Kong should reduce their daily intake of wild fish caught from the surrounding coastal regions.

**Key words:** Hong Kong; wild fish; dichlorodiphenyltrichloroethane (DDTs); polychlorinated biphenyls (PCBs); risk assessment

持久性有机污染物 (persistent organic pollutants, POPs) 是一类通过各种环境介质(大气、水、土壤等)长距离迁移的有机污染物质, 因其具有持久性、生物积累性以及对人体和动物的潜在毒性引起了全球关注。滴滴涕 (dichlorodiphenyltrichloroethane, DDTs) 与多氯联苯 (polychlorinated biphenyls, PCBs) 是其中的典型代表。DDT 的生产价格低廉, 杀虫效果好, 因此在 1940 ~ 1980 年全球进行了大规模的工业生产和使用<sup>[1]</sup>。PCBs 主要作用是润滑油、绝缘油和热载体,

因此作为添加剂在 1930 ~ 1970 年大量用于涂料、塑料制品和油漆等工业产品<sup>[2]</sup>。尽管这两类化合物结构和用途各不相同, 但它们的理化性质基本相似, 均可进行长距离迁移及易被生物富集, 都会对生态系统和人体健康构成威胁。

海洋作为 POPs 的汇集地, 在全球 POPs 的传输

收稿日期: 2017-07-18; 修订日期: 2017-10-18

基金项目: 国家自然科学基金项目(41390240)

作者简介: 苏杨(1993-), 女, 硕士研究生, 主要研究方向为环境有机污染物在生物体中的富集及分布特征, E-mail: suyang93@126.com

\* 通信作者, E-mail: baolianjun@jnu.edu.cn

过程中发挥着至关重要的作用<sup>[3]</sup>. 鱼类等变温动物通过代谢消除 POPs 的能力低, 且能通过食物链或者直接通过水和沉积物中吸收并富集 POPs. 因此鱼体内的 POPs 组成分布能反映其在非生物介质的组成<sup>[4]</sup>. 另一方面, 通过膳食摄入鱼类及其他水产品是人体暴露 POPs 的主要途径之一<sup>[5]</sup>. 全球有 30 亿人口的主要蛋白质来源是鱼类, 这其中有相当一部分人群将通过海产品摄食从而暴露 POPs 产生健康风险. 由此, 香港三面临海的特殊地理位置决定了当地居民对鱼类等海产品的食用量高于一般水平<sup>[6]</sup>. 因此对香港周边沿海中鱼体内 POPs 的监测, 对于当地生态环境和人体健康风险的评估都十分重要.

为了解香港周边海域鱼体内 PCBs 和 DDTs 的污染情况, 本研究采集了香港周边海域中 31 种野生鱼, 分析研究了鱼体中 DDTs 和 PCBs 的含量水平及组成特征, 并评估了人体食用野生鱼的健康暴露风险.

## 1 材料与方法

### 1.1 鱼体样品的采集

本研究分别于 2012 年 7 ~ 11 月在香港周边海域拖网采集 31 种野生鱼类(图 1 和表 1), 包括香港大屿山的北部西部和南部(采样区域: W1、W2、W3、W4)、香港岛的南部(采样区域: S1、S2、S3、S4)和新界的东部(采样区域: E1、E2、E3、E4). 根据其食性将采集的 31 种鱼类分成杂食性、低等肉食性和中等肉食性鱼类. 其中, 食藻、岩屑及浮游动物为杂食性鱼类, 食底栖无脊椎动物的为低等肉食性鱼类, 食底栖无脊椎动物和小鱼的为中等肉食性鱼类. 鱼类样品捕捞后装入冷藏箱立即运回实验室, 用纯净水冲洗干净, 锡箔纸包好贴上标签, 置于 -20℃ 保存至分析.

### 1.2 鱼体样品的分析

鱼类样品室温下解冻, 称量体重、体长. 将鱼体解剖, 取肌肉. 由于部分鱼体体型较小, 为避免单条鱼的肌肉组织质量过小导致在检测时出现浓度低于检测范围, 故将同一采样点采集的同种鱼类多条鱼的肌肉组织进行合并处理(具体混合鱼体的数量见表 1). 将合并的肌肉样品冷冻干燥、研磨. 称取 5 g 混合肌肉样品, 加入回收率指示物( PCB-67、PCB-191 与 4-F-DBP ), 用 20 mL 混合溶剂(正己烷: 二氯甲烷: 丙酮 = 2: 2: 1, 体积比) 超声萃取 3 次, 每次 30 min. 萃取液合并浓缩, 置换溶剂为正己烷, 再浓缩至约 1 mL. 将其过凝胶色谱柱 [GPC, 玻璃



W1 ~ W4、S1 ~ S4 及 E1 ~ E4 表示采样时拖网经过区域

图 1 香港周边海域采样点示意

Fig. 1 Geographical location of the sampling sites in Hong Kong

柱内径 1.0 cm, 填料 6g bio-beads ( BIO-RAD, USA ) 去除脂肪, 淋洗溶剂为正己烷与二氯甲烷的混合溶液(正己烷: 二氯甲烷 = 1: 1, 体积比). 具体的淋洗过程: 首先采用 17 mL 进行冲洗, 舍弃其流出液, 再采用 15 mL 混合溶剂进行淋洗, 收集洗脱液, 最后 15 mL 混合溶剂用于清洗柱子. 将收集的洗脱溶剂经氮吹浓缩并置换正己烷溶剂, 再浓缩至 1 mL. 采用中性硅胶柱(玻璃柱内径 0.8 cm, 2 g 中性硅胶) 对浓缩液进行净化分离, 其中用 10 mL 正己烷淋洗记为第一组分, 随后用 15 mL 正己烷与二氯甲烷混合溶剂(体积比是 1: 1) 淋洗, 记为第二组分. 将这两个组分经氮吹浓缩后, 并转移至细胞瓶, 最后样品定容体积为 100  $\mu$ L. 仪器分析前加入内标化合物( DDTs 的内标为 PCB-82; PCBs 的内标为 PCB-24、82、189 ).

### 1.3 仪器分析

采用岛津气相色谱质谱联用仪( GCMS-2010 Plus) 对目标化合物进行定性与定量. 色谱柱为 HP-5MS 毛细管柱( 30 m  $\times$  0.25 mm  $\times$  0.25  $\mu$ m ). 柱温箱的初始温度为 60℃, 保留 1 min; 然后以 20  $^{\circ}$ C  $\cdot$  min<sup>-1</sup> 升至 250℃, 保留 1 min; 再以 5  $^{\circ}$ C  $\cdot$  min<sup>-1</sup> 升温至 280℃, 保留 3 min; 最终以 20  $^{\circ}$ C  $\cdot$  min<sup>-1</sup> 升温至 300℃, 保留 10 min. 离子源和气质接口的温度为 250℃. 采用不分流模式, 样品自动 1  $\mu$ L 进样. 进样口升温程序为 60℃, 以 400  $^{\circ}$ C  $\cdot$  min<sup>-1</sup> 升至 300℃ 并保留 10 min. 载气(高纯氮) 流量为 1 mL  $\cdot$  min<sup>-1</sup>. 采用电离源( 70 eV ) 在全扫模式下进行扫描. DDTs 的定性和定量离子分别为: DDT 和 DDD 为  $m/z$  235、237 和 165; DDE 为  $m/z$  318、248 和 246;  $p$ - $p'$ -DDMU 为  $m/z$  212、176 和 282;  $p$ - $p'$ -

表 1 香港周边海域 31 种鱼类的基本信息

Table 1 Basic information of 31 fish species caught from Hong Kong

拉丁学名	中文名	主要食物	食性	采样点	数量	体重/g		体长/cm	
						平均值	偏差	平均值	偏差
<i>Decapterus russelli</i>	红鳍圆鲹	比较小的浮游性无脊椎动物为食	杂食性	E1	2	30	0	15	0.4
<i>Leiognathus brevisrostris</i>	短吻鲷	以硅藻, 桡脚类的动物, 线虫类与多毛类动物为食	杂食性	E3	7	16	5	10	1.1
<i>Nematalosa nasus</i>	圆吻海鲈	以硅藻、桡脚类及其它小型无脊椎动物为食	杂食性	E3	2	79	7	18	1.8
<i>Parastromateus niger</i>	乌鲷	以浮游动物如被囊类和小型水母为食	杂食性	S3	5	14	2	9	0.5
<i>Siganus canaliculatus</i>	褐蓝子鱼	以藻类及小型附着性无脊椎动物为食	杂食性	W1	10	11	2	10	0.5
				E4	3	38	17	13	1.6
<i>Sillago sihama</i>	多鳞鱈	以多毛类、长尾类、端足类、糠虾类等为食	杂食性	S3	1	54	— <sup>1)</sup>	19	—
<i>Trypauchen vagina</i>	孔鰾虎鱼	以底层硅藻和无脊椎动物为食	杂食性	S1	3	22	2	16	0.6
				W2	2	33	4	20	0.4
<i>Acanthopagrus schlegelii</i>	黑鲷	以底层甲壳类、软件动物、棘皮动物及多毛类为食	低等肉食性	E3	1	207	—	23	—
<i>Apogon fasciatus</i>	四线天竺鲷	以多毛类或其它底层无脊椎动物为食	低等肉食性	S2	11	9	2	8	0.5
				E4	10	10	1	10	0.5
<i>Collichthys lucidus</i>	棘头梅童鱼	以小甲壳类等底层动物为食	低等肉食性	S4	4	20	2	12	0.3
				W4	7	11	4	9	1.1
<i>Cynoglossus arel</i>	印度舌鳎	以底层无脊椎动物为食	低等肉食性	S4	2	40	9	19	1.8
<i>Cynoglossus puncticeps</i>	斑头舌鳎	以底层无脊椎动物为食	低等肉食性	S1	4	18	4	12	0.6
<i>Dendrophysa russelii</i>	勒氏枝鱈石首鱼	以底层生物为食	低等肉食性	W3	7	13	7	10	1.2
<i>Johnius heterolepis</i>	异鳞叫姑鱼	以底层生物为食	低等肉食性	S3	2	44	3	15	0.0
				W2	2	51	6	16	0.4
<i>Polydactylus sextarius</i>	黑斑多指马鲛	以浮游动物或砂泥地中的软体动物为食	低等肉食性	S1	4	17	2	11	0.3
				W1	3	21	4	12	0.8
<i>Repomucenus richardsonii</i>	李氏斜棘	以小型软体动物和蠕虫等为食	低等肉食性	E2	5	15	1	16	0.9
<i>Rhabdosargus sarba</i>	平鲷	以无脊椎动物为食, 特别是软体动物	低等肉食性	E2	1	100	—	17	—
<i>Solea ovata</i>	卵鲷	以底层性甲壳类为食	低等肉食性	E1	7	14	1	9	0.4
				S1	8	9	1	8	0.4
<i>Arnoglossus japonicus</i>	日本羊舌鲆	以小鱼或无脊椎动物为食	中等肉食性	S2	7	8	1	10	0.5
<i>Evynnis cardinalis</i>	鮆鲷	以小鱼、小虾或软体动物为食	中等肉食性	S1	3	27	3	10	0.3
				E1	6	22	3	10	0.7
<i>Inegocia japonica</i>	日本眼眶牛尾鱼	以底层性鱼类或无脊椎动物为食	中等肉食性	S1	2	60	10	21	0.7
				E4	2	41	11	18	1.4
<i>Nemipterus japonicus</i>	日本金线鱼	以甲壳类、头足类或其他小鱼等为食	中等肉食性	S1	2	47	8	14	0.7
<i>Otolithes ruber</i>	红牙鲷	以小鱼及无脊椎动物等为食	中等肉食性	W1	2	35	1	15	0.0
<i>Oxyrichthys tentacularis</i>	眼瓣沟鰾虎鱼	以小鱼及小型底层无脊椎动物为食	中等肉食性	S4	10	5	1	10	1.0
<i>Pennahia anea</i>	灰鳍彭纳石首鱼	以小型甲壳动物, 底层的蠕虫与小鱼为食	中等肉食性	S3	2	31	1	13	0.6
<i>Pennahia argentata</i>	银彭纳石首鱼	以小型鱼类、甲壳类等为食	中等肉食性	S2	2	50	4	16	0.0
<i>Platycephalus indicus</i>	鲷	以底层性鱼类或无脊椎动物为食	中等肉食性	E2	1	649	—	44	—
				S4	2	74	9	24	1.4
<i>Priacanthus macracanthus</i>	短尾大眼鲷	以甲壳类及小鱼等为主食	中等肉食性	E1	3	28	6	12	1.2
				S3	4	23	5	11	0.9
<i>Pseudorhombus oligodon</i>	少牙斑鲆	以底层性的甲壳类或是其它种类的小鱼为食	中等肉食性	S1	2	59	11	18	1.1
<i>Saurida tumbil</i>	多齿蛇鲷	以鱼、甲壳动物与乌贼为食	中等肉食性	E1	1	101	—	24	—
<i>Terapon theraps</i>	条纹鲷	以小型鱼类、甲壳类及其它底层无脊椎动物为食	中等肉食性	S3	4	19	4	10	0.9

1) “—”表示文章中没有相关数据

DBP 为  $m/z$  139、141 和 250;  $p, p'$ -DDNU 为  $m/z$  178、248 和 213. PCBs 的定性和定量离子分别为: 三氯联苯为  $m/z$  256、258 和 186; 四氯联苯为  $m/z$  292、290 和 220; 五氯联苯为  $m/z$  326、254 和 256;

六氯联苯为  $m/z$  360、362 和 290; 七氯联苯为  $m/z$  394、396 和 324; 八氯联苯为  $m/z$  430、428 和 358; 九氯联苯为  $m/z$  464、462 和 392; 十氯联苯为  $m/z$  498、500 和 428.

#### 1.4 质量保证与质量控制

在实验过程中,严格执行质量控制和质量保证措施. 每批分析 11 个样品,将平行分析 3 个方法空白、3 个空白加标和 3 个基质加标样品. 在仪器分析时,每批定量分析 11 个样品,将同时分析一个标准样品以验证定量标准曲线是否可行. 分析的目标物包括  $o,p'$ -DDT、 $o,p'$ -DDE、 $o,p'$ -DDD、 $p,p'$ -DDT、 $p,p'$ -DDE、 $p,p'$ -DDD、 $p,p'$ -DDMU、 $p,p'$ -DBP、 $p,p'$ -DDNU; PCB-18、28、31、51、52、48、44、41、95、101、99、87、110、151、135、149、108、149、153、105、187、183、128、174、180、170、194、206 和 209. 所有方法空白中未检测出目标化合物. 空白加标和基质加标中的目标物的回收率分别为 45% ~ 84% 和 68% ~ 75%. 样品中回收率指示物 PCB-67、PCB-191 与 4-F-DBP 的回收率分别为  $(78 \pm 16)\%$ 、 $(65 \pm 13)\%$  与  $(93 \pm 13)\%$ . 目标物在鱼体含量均以湿重表示,其中 DDTs 和 PCBs 的报告检出限分别为  $0.08 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$  和  $0.02 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$ .

## 2 结果与讨论

### 2.1 鱼体肌肉组织中 DDTs 和 PCBs 的残留水平及对比

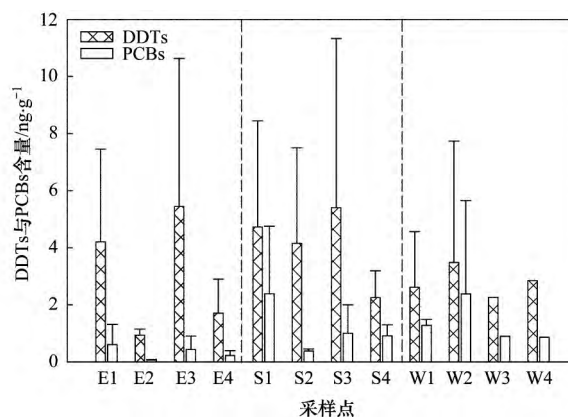
香港周边海域野生鱼体中 DDTs 和 PCBs 的平均含量分别为  $4.4 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$  和  $1.3 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$ . 整体上 DDTs 的含量水平是 PCBs 的 3 倍,这可能跟其在我国的使用量较高有关. 据统计,DDTs 在我国的使用量大概为 40 万  $\text{t}^{[7]}$ ,而 PCBs 仅为 1 万  $\text{t}^{[8]}$ . 具体地说,所有鱼类样品中均检测到了 DDTs,表明在香港周边海域 DDTs 的存在比较普遍. 其中野生鱼体里 DDTs 的含量范围是  $0.44 \sim 17 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$  (中值为  $2.9 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$ ),低于其在国内某些市场或地区海域采集的鱼体的含量,如香港超市 ( $1.1 \sim 1000 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$ )<sup>[9]</sup>、广东水产市场和超市 ( $0.14 \sim 700 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$ )<sup>[10]</sup>、广州水产市场 ( $0.7 \sim 38 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$ )<sup>[11]</sup>、大连 ( $6.2 \sim 210 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$ )<sup>[12]</sup>、辽宁 ( $0.57 \sim 180 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$ )<sup>[13]</sup>、广东东部海域 ( $\text{nd} \sim 170 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$ )<sup>[14]</sup> (表 2). 与其他国家相比,香港野生鱼体的 DDTs 含量低于其在美国 ( $<0.5 \sim 41 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$ )<sup>[15]</sup> 和韩国 ( $<0.04 \sim 37 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$ )<sup>[16]</sup>,略高于其在西班牙<sup>[17]</sup> ( $1.4 \sim 19 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$ ) 和印度 ( $\text{nd} \sim 8.2 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$ ) (表

2).

香港周边海域野生鱼体中检测到的 PCBs 单体主要为 PCB-48、52、87、95、99、101、108、110、138、146、149、153 和 180,其检出率分别为 69%、50%、56%、56%、85%、88%、98%、63%、92%、63%、71%、100% 和 71%. 其 PCBs 含量范围是  $0.028 \sim 6.3 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$  (中值  $0.60 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$ ),远低于美国 ( $3.6 \sim 100 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$ )<sup>[15]</sup>、瑞典波罗的海 ( $340 \sim 1500 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$ )<sup>[22]</sup>、中国东南沿海 ( $0.3 \sim 3100 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$ )<sup>[21]</sup>,略低于韩国海岸 ( $0.2 \sim 41 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$ )<sup>[16]</sup>、西班牙大西洋沿岸 ( $0.8 \sim 23 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$ )<sup>[23]</sup> 和南极 ( $0.3 \sim 15 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$ )<sup>[24]</sup>,但与其在广东水产市场和超市鱼体中 PCBs 的含量水平 ( $<0.02 \sim 7.7 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$ )<sup>[10]</sup> 相当,略高于舟山渔场 ( $0.01 \sim 3.8 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$ )<sup>[20]</sup> 和广州 ( $0.07 \sim 1.5 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$ )<sup>[11]</sup> (表 2).

### 2.2 鱼体中 DDTs 和 PCBs 含量的空间及食性分布

从空间分布看来,大屿山西部采样点鱼体中 DDTs 的平均含量 (W2:  $3.5 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$ , W3:  $2.3 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$ ) 普遍小于香港岛南部的值 (S1:  $4.7 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$ , S2:  $4.2 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$ , S3:  $5.4 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$ ). Wei 等<sup>[25]</sup> 在对香港沉积物研究中发现,香港海域受到珠江流域 POPs 的污染. 而本研究发现,靠近珠江流域的采样点 (W2 与 W3) 的鱼体 DDTs 含量小于相对远离的采样点 (S1、S2 与 S3),说明香港周边海域野生鱼类中 DDTs 含量主要受其本地源的影响. 位于新界东部的吐露港 (E1、E2、E3、E4) 中鱼体的 PCBs 含量水平显著低于其他地方 (图 2,  $P < 0.05$ ,  $t$ -test). 吐露港是一个相对封闭的海港,水流交换速率慢<sup>[26]</sup>. 1997 年修建的地下水道将前期由于人口增



各采样区域的具体位置已在图 1 中标出

图 2 DDTs 和 PCBs 在不同采样区域鱼体中的含量  
Fig. 2 Concentrations of DDTs and PCBs in the wild fishes collected from the different sampling regions in Hong Kong

表 2 国内外不同地区海洋鱼类 DDTs 和 PCBs 含量比较<sup>1)</sup> /ng·g<sup>-1</sup>  
Table 2 Comparison of DDTs and PCBs in marine fishes in different regions of the world/ng·g<sup>-1</sup>

采样点	采样年份	DDTs	PCBs	文献
中国				
大连	2002	6.2 ~ 210 <sup>a</sup>	3.6 ~ 8.0 <sup>g</sup>	[12]
天津	2002	—	1.8 ~ 5.6 <sup>g</sup>	[12]
上海	2002	0.13 ~ 30 <sup>a</sup>	0.83 ~ 4.8 <sup>g</sup>	[12]
舟山渔场	2003	0.45 ~ 8.6 <sup>b</sup>	—	[19]
香港	2004	1.1 ~ 1 000 <sup>c</sup>	—	[9]
广东	2004 ~ 2005	0.14 ~ 700 <sup>a</sup>	<0.02 ~ 7.7 <sup>h</sup>	[10]
辽宁	2007	0.57 ~ 180 <sup>a</sup>	—	[13]
广东东部	2010	nd ~ 170 <sup>b</sup>	nd ~ 54 <sup>i</sup>	[14]
舟山渔场	2011	—	0.01 ~ 3.8 <sup>j</sup>	[20]
中国东南沿岸	2011	—	0.3 ~ 3100 <sup>k</sup>	[21]
广州	2012	0.70 ~ 38 <sup>a</sup>	0.07 ~ 1.5 <sup>l</sup>	[11]
香港	2012	0.44 ~ 17 <sup>f</sup>	0.028 ~ 6.3 <sup>r</sup>	本研究
其他国家				
波罗的海和北大西洋	1998	—	340 ~ 1 500 <sup>m</sup>	[22]
美国	1996 ~ 2001	<0.5 ~ 41 <sup>a</sup>	3.6 ~ 100 <sup>o</sup>	[15]
西班牙	2001 ~ 2002	1.4 ~ 19 <sup>e</sup>	nd ~ 39 <sup>k</sup>	[17]
大西洋西班牙沿岸	2002	—	0.8 ~ 23 <sup>o</sup>	[23]
印度	2003	nd ~ 8.2 <sup>d</sup>	—	[18]
南极	2005	—	0.3 ~ 15 <sup>p</sup>	[24]
韩国	2005 ~ 2007	<0.04 ~ 37 <sup>e</sup>	0.2 ~ 41 <sup>q</sup>	[16]

1) “—”表示文章中没有相关数据; a: 包括 *o p'*-DDT、*o p'*-DDE、*o p'*-DDD、*p p'*-DDT、*p p'*-DDE 和 *p p'*-DDD; b: 包括 *o p'*-DDT、*p p'*-DDT、*p p'*-DDE 和 *p p'*-DDD; c: 包括 *p p'*-DDT、*p p'*-DDE 和 *p p'*-DDD; d: 包括 *o p'*-DDT、*o p'*-DDD、*p p'*-DDT、*p p'*-DDE 和 *p p'*-DDD; e: 包括 *o p'*-DDD、*p p'*-DDT、*p p'*-DDE 和 *p p'*-DDD; f: 包括 *o p'*-DDT、*o p'*-DDE、*o p'*-DDD、*p p'*-DDT、*p p'*-DDE、*p p'*-DDD、*p p'*-DDMU 和 *p p'*-DDNU; g: 包括 PCB-6、8、16、17、18、24、28、31、32、34、40、41、42、49、52、58、60、64、67、69、70、74、82、84、87、90、92、97、99、101、110、113、117、120、129、132、134、138、151、153、159、170、172、177、178、180、183、185、187、196、198 和 201; h: 包括 PCB-1、5、18、31、44、52、66、87、99、101、110、118、123、138、141、151、153、170、180、183、187 和 206; i: 包括 PCB-1、8、18、28、29、44、50、52、66、77、87、101、104、105、118、126、128、138、153、154、170、180、187、188、195、200 和 206; j: 包括 PCB-28、52、101、138、153 和 180; k: 包括 PCB-28、52、101、118、138、153 和 180; l: 包括 PCB-18、28、66、99、101、118、128、130、138、139、149、153、170、190、180 和 209; m: 包括 PCB-28、52、70、101、105、110、118、132、138、149、153 和 180; n: 包括 PCB-18、28、44、52、95、101、105、118、128、138、153、170、180、187、195、206 和 209; o: 包括 PCB-28、52、77、95、101、105、114、118、123、126、132、138、149、153、156、157、167、169、170、180、189 和 194; p: 包括 PCB-8、18、28、52、44、66、101、105、108、114、118、123、128、138、153、156、157、167、170、187、189、195 和 206; q: 包括 PCB-8、18、28、29、44、52、87、101、105、110、118、128、138、153、170、180、187、194、195、200、205 和 206; r: 包括 PCB-18、28、31、51、52、48、44、41、95、101、99、87、110、151、135、149、108、149、153、105、187、183、128、174、180、170、194、206 和 209

长带来的城市及工业废水引去维多利亚港,使得吐露港的水质有所改善<sup>[27]</sup>。

另一方面,通过综合调研并结合本研究成果绘制了国内沿海渔场中鱼体 DDTs 及 PCBs 的含量分布图(图 3)。Pan 等<sup>[28]</sup>选择了国内 13 个渔场(天津、青岛、连云港、舟山、宁波、温岭、宁德、泉州、汕头、深圳、防城港、三江、万宁),并对其鲈鱼的 PCBs 和 DDTs 含量作了全面的调查。与之相比,香港周边海域的鱼体中 DDT 的含量远低于北方渔场(天津、青岛、连云港、舟山、宁波、温岭、宁德),但与南方渔场(泉州、深圳、防城港、三江、万宁)基本持平(图 3)。前期研究表明三氯杀螨醇和含

DDTs 船体防污漆的使用是海域 DDTs 的重要来源<sup>[29,30]</sup>。沿海 13 个渔场中高含量的 DDTs 均发现于农业或者海运发达地区,其中含量最高点位于中国第二个外贸亿吨吞吐大港青岛港(图 3)。香港港亦是全球最繁忙和最高效率的国际集装箱港口之一,而本研究中 DDTs 的含量比大陆沿海鱼体含量较低的主要原因可能是香港农业不发达且样品采集地区相对远离海岸,受港口影响相对较弱。大陆沿海和香港周边海域鱼体内 PCBs 的含量基本在一个水平(图 3),说明 PCBs 在中国沿海鱼体内的含量分布基本趋于稳定。

采集的 31 种野生鱼类含 7 种杂食性鱼类、11

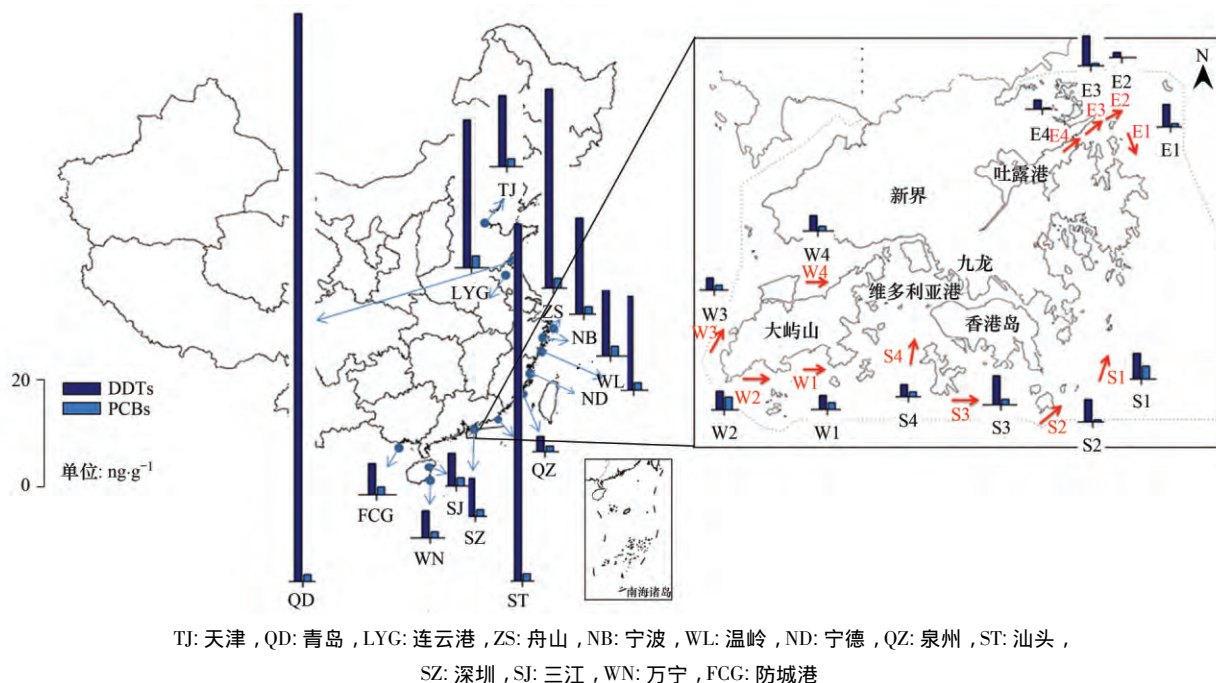


图3 采集于香港周边海域与中国大陆沿海渔场中鱼体 PCBs 和 DDTs 含量

Fig. 3 Concentrations of DDTs and PCBs in marine fishes collected in Hong Kong and the coastal fisheries along the Chinese mainland

种低等肉食性鱼类及 13 种中等肉食性鱼类(表 1)。将不同食性分类鱼体中 DDTs 和 PCBs 的含量进行差异性分析(图 4),结果表明:不同食性鱼体中 DDTs 的含量没有显著差异,但杂食性的鱼体中 PCBs 含量显著低于低等肉食性鱼类( $P < 0.05$ ,  $t$ -test),低等与中等肉食性鱼类中 PCBs 含量之间并没有显著差异。事实上,其他学者对于海水中鱼类 DDTs 和 PCBs 含量调查结果按食性分类结果也不尽相同。例如,在韩国<sup>[16]</sup>与我国的舟山渔场<sup>[20]</sup>,PCBs 与 DDTs 在鱼体含量大小顺序是:低等肉食性鱼类 < 杂食性鱼类 < 中等肉食性鱼类。但在尼日利亚<sup>[31]</sup>,PCBs 和 DDTs 的分布却是:中等肉食性鱼类 < 低等肉食性鱼类 < 杂食性鱼类。此外,在波罗的海和北大西洋<sup>[22]</sup>、中国沿海岸<sup>[32]</sup>、西班牙<sup>[33]</sup>的 PCBs 含量以及亚得里亚海<sup>[34]</sup>和意大利南部<sup>[35]</sup> PCBs 和 DDTs 含量顺序则是:低等肉食性鱼类 < 杂食性鱼类 < 中等肉食性鱼类。上述结果说明鱼类的食性并不是决定其体内 POPs 富集含量大小的关键。有学者发现生物体中 POPs 的含量随营养级的增加而增加的现象仅存在于浮游动物和捕食者之间,但在鱼体之间其现象并不明显,鱼体中 POPs 的含量较多地取决于鱼体的大小<sup>[22]</sup>。然而本研究中所有鱼体 DDTs 与 PCBs 含量与其体长或体重均不存在相关关系( $P > 0.05$ )。这可能由于本研究中鱼种类繁多(31 种),且同一个鱼种的

样品数量相对较少(不同采样点处 10 种鱼类各仅有 2 个样品),不同鱼种之间对 POPs 的吸收和代谢能力不同。此外,鱼体内 DDTs 的湿重含量和脂肪含量之间存在显著的相关关系( $P < 0.01$ );但 PCBs 的湿重含量和脂肪含量却没有相关关系( $P > 0.05$ )。这可能还是与鱼体种类对 DDTs 与 PCBs 富集能力不同相关。总而言之,鱼体内 DDTs 与 PCBs 的含量受生活环境、捕食习惯及脂肪含量的综合影响。

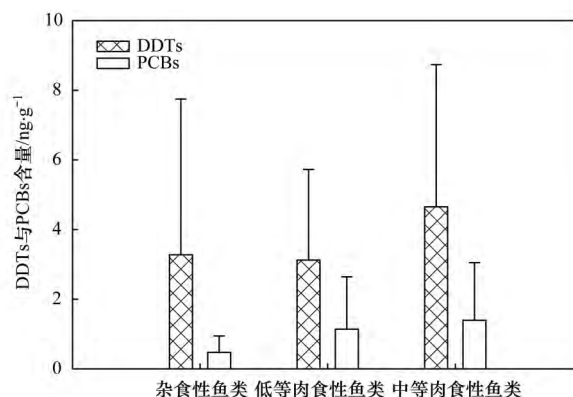


图4 DDTs 和 PCBs 在不同食性鱼类中的含量分布

Fig. 4 Concentrations of DDTs and PCBs in fishes with different feeding habits

### 2.3 来源与组成

我国使用的工业品 DDT 中含有 75% 的  $p, p'$ -DDT、15% 的  $o, p'$ -DDT、5% 的  $p, p'$ -DDE 和 <5% 的

其它物质<sup>[36]</sup>. DDT 可以在耗氧条件或氧化环境中生成 DDE, 在厌氧条件或还原环境中生成 DDD. 因此,  $(DDD + DDE) / \sum DDT$  ( $o, p'$ -DDT 与  $p, p'$ -DDT 及其代谢产物之和) 的比值用来判断是否有新的 DDT 输入<sup>[37]</sup>. 如果环境介质中  $(DDD + DDE) / \sum DDT > 0.5$  表示环境中 DDT 没有新的输入; 反之, 则暗示环境中 DDT 含量较高, 即有新的 DDT 输入. DDD/DDE 值反映了 DDT 的降解环境条件,

其值大于 1 则指示 DDT 主要在厌氧条件下降解成 DDD, 比值小于 1 则表示 DDT 主要在有氧条件下降解成 DDE. 在香港周边海域鱼类中 DDTs 的存在形式主要以  $p, p'$ -DDE 为主, 相对丰度平均值 58.6%, 其他依次为  $p, p'$ -DDD (19.3%),  $p, p'$ -DDT (12.1%),  $p, p'$ -DDMU (5.1%),  $o, p'$ -DDT (2.8%). 各个 DDT 化合物所占质量分数并未因鱼体食性不同而存在明显差异 (图 5).

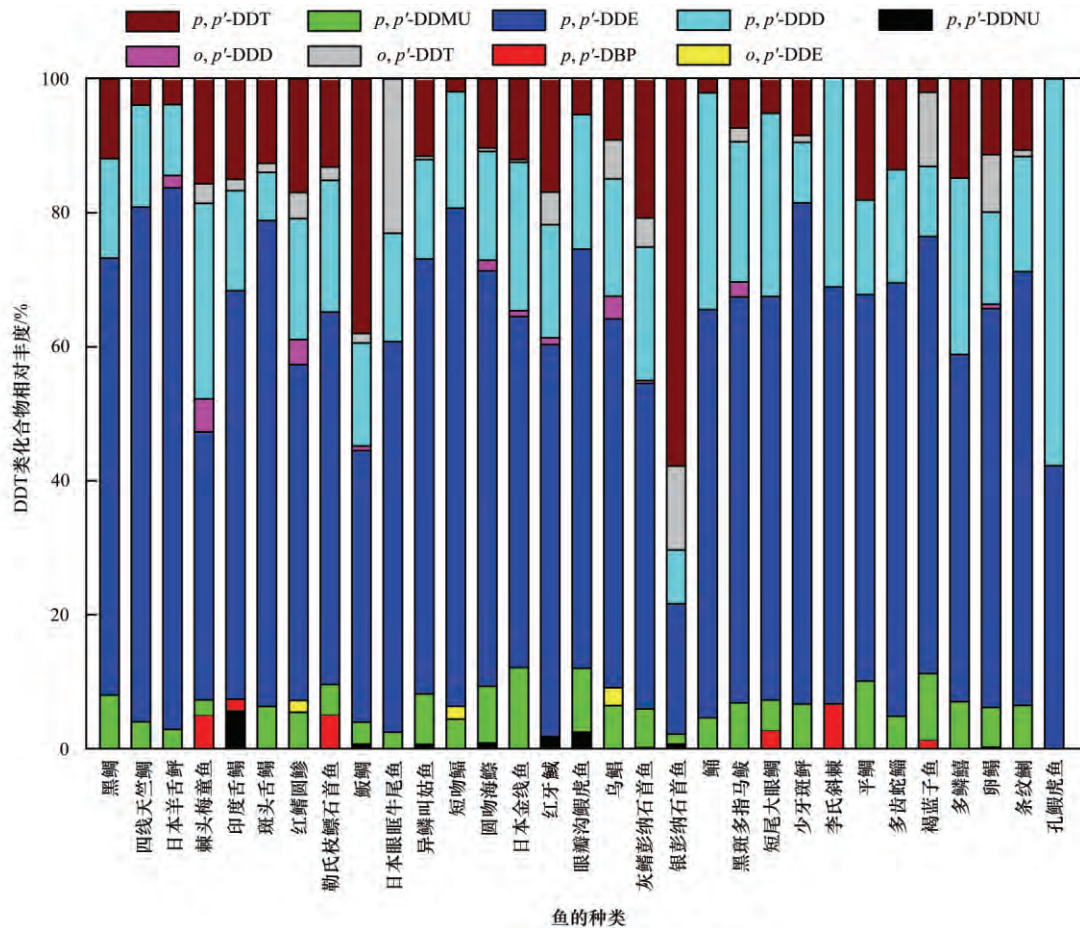


图5 香港周边海域不同野生鱼体中 DDT 及其代谢产物的含量分布

Fig. 5 Profiles of DDTs in the wild fishes caught from the coastal areas of Hong Kong

其中, 银彭纳石首鱼 (*Pennahia argentata*) 体内  $(DDD + DDE) / \sum DDT$  的比值是 0.27, 其它鱼体内的值范围是 0.51 ~ 1.00 之间 (图 6), 均值为 0.81. 此结果表明近期香港周边海域 DDT 主要为历史残留. 另一方面, 银彭纳石首鱼中  $p, p'$ -DDT 的质量分数 (59%) 最高 ( $p, p'$ -DDT 含量为  $3.8 \text{ ng} \cdot \text{g}^{-1}$ ), 明显不同于其他鱼体. 银彭纳石首鱼在繁殖季节 (5 ~ 8 月) 洄游至沿岸河口地区产卵, 然后南返越冬<sup>[38]</sup>. 该样品的采集在 10 月, 可能此鱼

在洄游至近岸区域产卵时受到了来自内陆河水或者含 DDT 船舶防污漆的污染. 此外, 鳊鲷 (*Evynnis cardinalis*) 亦随着季节的改变而迁移洄游, 其体内  $(DDD + DDE) / \sum DDT$  的比值接近于 0.51, 说明其较受到防污漆的影响. 此外, 大部分鱼体中  $DDD/DDE$  小于 1, 表明 DDT 在生物体中的降解主要以氧化为主, 这与海洋野生鱼体活动范围大, 氧气充足以及生活环境未受到工业废水等还原性物质污染有关<sup>[39]</sup>.

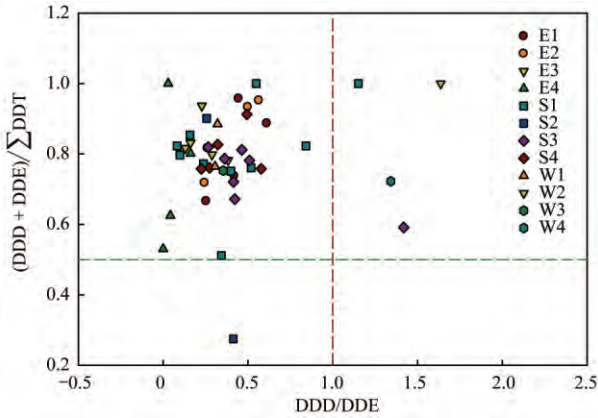


图 6 香港周边海域野生鱼体中  $(DDD + DDE) / \sum DDT$  和  $DDD/DDE$  之间的关系

Fig. 6 Relationships between  $(DDD + DDE) / \sum DDT$  and  $DDD/DDE$  in the wild fishes caught from the coastal areas of Hong Kong

所有鱼体中 PCBs 的主要组分为六氯联苯(质量分数为 49% ~ 100% , 平均值 65%) 和五氯联苯(0 ~ 41% , 平均值 22%) , 见图 7. 但在不同鱼体中, 不同氯原子取代的同系物在总含量中所占比例也不相同. 这种组成差异可能与鱼体对不同 PCBs 单体富集及代谢能力不同有关<sup>[40]</sup>. 显然, 在本研究

区域鱼体较容易富集五氯联苯和六氯联苯等中低氯代同系物. 这可能是因为相对于低氯代化合物, 高氯代联苯具有较大的相对分子质量, 不易通过组织半透膜进入细胞内部, 即使产生积累也有可能生物体内代谢、降解、脱氯生成低氯代产物<sup>[41]</sup>. 前期研究结果表明 PCBs 在水生生物体内富集程度与其氯原子个数呈现抛物线关系, 即五氯联苯和六氯联苯在生物体内的富集因子高于低氯、高氯原子取代的 PCB 同系物<sup>[42]</sup>.

### 2.4 人体健康风险评估

本研究采用蒙特卡洛(Monte Carlo)模拟方法估算香港居民通过摄食鱼体中 DDTs 和 PCBs 产生的暴露风险及其不确定性. DDTs 和 PCBs 的含量假设是对数正态分布, 其中平均值和标准偏差采用本研究的测定值. 不同年龄段人群的体重假设呈现对数正态分布, 其中平均值和偏差采用我国居民体重的统计值. 蒙特卡洛模拟计算 30 000 次.

采用危险指数(hazard quotient, HQ)对人体经摄食鱼体 DDTs 和 PCBs 的暴露非致癌风险进行估算<sup>[43]</sup>. 具体计算方法如下:

$$EI = C \times IR \tag{1}$$

$$HQ = \frac{EI}{BW \times RfD} \tag{2}$$

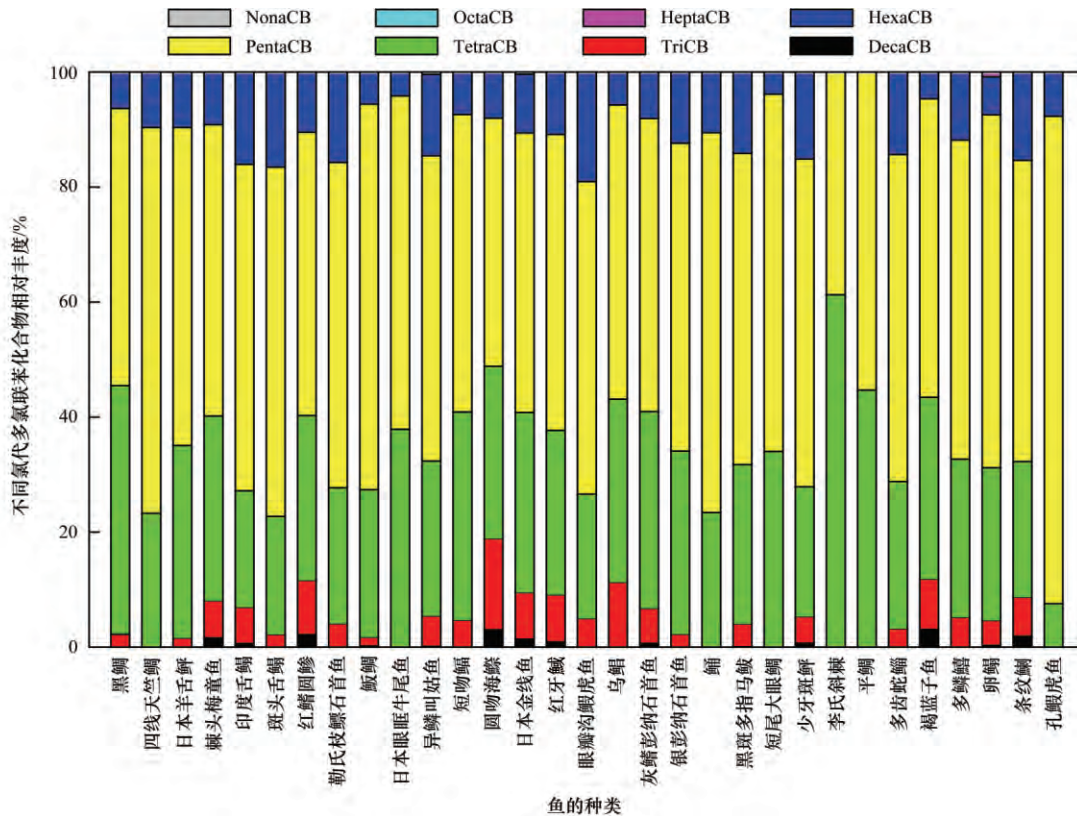


图 7 香港周边海域不同野生鱼体中 PCBs 的质量分数分布

Fig. 7 Profiles of PCBs in the wild fishes caught from the coastal areas of Hong Kong



式中, EI 是每日摄入量 ( $\text{g}\cdot\text{d}^{-1}$ ), 由鱼体中 DDTs 和 PCBs 的湿重含量  $C$  ( $\text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$ ) 和每天摄入鱼肉质量  $IR$  ( $\text{g}\cdot\text{d}^{-1}$ ) 计算得出. 香港与广东毗邻, 饮食习惯基本相同, 因此每天摄入鱼肉质量  $IR$  则采用 Guo 等<sup>[44]</sup>对广东本地人每天鱼类食用量的问卷调查数据. 其中, 不同年龄段人群, 如儿童(2~5岁)、青少年(6~18岁)及成年人(>18岁)的每日消耗鱼肉量: 15~16、36~38 及 55~64  $\text{g}\cdot\text{d}^{-1}$ . BW 是体重 (kg), 不同年龄段的体重数据采用王宗爽等<sup>[45]</sup>对我国居民的体重质量数据总结, 例如儿童体重约为 15~16 kg; 青少年的值则为 37~40 kg; 成年人的体重是 55~63 kg. RfD 是化合物的每日摄入参考剂量 [reference dose,  $\text{ng}\cdot(\text{kg}\cdot\text{d})^{-1}$ ], DDTs 和 PCBs 的参考剂量分别为 500 和 20  $\text{ng}\cdot(\text{kg}\cdot\text{d})^{-1}$ <sup>[46]</sup>. 当 HQ 值大于 1 时表明膳食暴露存在潜在的非致癌健康风险<sup>[43]</sup>. 计算结果表明所有人群的 HQ 值均小于 1, 表示每天食用香港周边海域野生鱼类并不存在非致癌风险. 其中, 不同人群的食物暴露的非致癌风险危险指数顺序为: 成年人(0.067) < 儿童(0.068) < 青年(0.070), 且男性和女性的暴露非致癌风险指数并不存在差异.

人体经摄食野生鱼而产生 DDTs 和 PCBs 暴露的终生致癌风险 (increased lifetime cancer risk, ILCR) 则使用 USEPA 推荐的方法进行评估<sup>[43]</sup>:

$$ILCR = \frac{EI \times ED \times CSF}{AT \times BW} \quad (3)$$

式中, ED 是暴露时间 (a); CSF 致癌斜率因子 [ $\text{kg}\cdot(\text{d}\cdot\text{mg})^{-1}$ ], DDTs 和 PCBs 的值分别为 0.34 和 2.0  $\text{kg}\cdot(\text{d}\cdot\text{mg})^{-1}$ <sup>[46]</sup>; AT 是平均寿命 (70 a). 在相关健康风险评价中认为, 终生致癌风险 (ILCR) 若在  $10^{-6} \sim 10^{-4}$  之间为具有致癌风险, 若大于  $10^{-4}$  则具有高风险. 结果表明, 所有人群的 ILCR 值均小于  $10^{-4}$ : 儿童均为  $0.2 \times 10^{-6}$  (95% 的置信区间:  $0.05 \times 10^{-6} \sim 0.6 \times 10^{-6}$ ); 青少年均为  $0.7 \times 10^{-6}$  (95% 的置信区间:  $0.2 \times 10^{-6} \sim 2.0 \times 10^{-6}$ ); 成年人均为  $2.8 \times 10^{-6}$  (95% 的置信区间:  $0.7 \times 10^{-6} \sim 7.3 \times 10^{-6}$ ). 因此, 如果青少年和成年人每天食用海洋捕捞野生鱼类, 将存在潜在的致癌风险. 由此可以说明, 香港当地居民应尽量减少对其周边海岸野生鱼类的摄入.

### 3 结论

香港周边海域野生鱼类体中 DDTs 和 PCBs 的含量与国内外相比均处于较低水平. 鱼体中 DDTs 与

PCBs 富集程度受鱼类的生活习性、捕食习惯及脂肪含量的综合影响. 香港周边海域 DDT 来源主要为历史残留, 迁徙的鱼体可能受沿海岸河口 DDTs 污染影响. 青少年和成年人居民长期食用香港周边海域的鱼类可能会存在潜在的终生致癌风险.

#### 参考文献:

- [1] Turusov V, Rakitsky V, Tomatis L. Dichlorodiphenyltrichloroethane (DDT): ubiquity, persistence, and risks [J]. *Environmental Health Perspectives*, 2002, **110** (2): 125-128.
- [2] Kierkegaard A, Sellström U, McLachlan M S. Environmental analysis of higher brominated diphenyl ethers and decabromodiphenyl ethane [J]. *Journal of Chromatography A*, 2009, **1216** (3): 364-375.
- [3] 郝青. 持久性有机污染物在南海海域鱼体中的富集特征及人体饮食暴露风险[D]. 广州: 中国科学院南海海洋研究所, 2014.  
Hao Q. Persistent organic pollutants in marine fish from South China Sea: levels, bioaccumulation and human dietary exposure assessment [D]. Guangzhou: South China Sea Institute of Oceanology, 2014.
- [4] Wang Y W, Wang T, Li A, et al. Selection of bioindicators of polybrominated diphenyl ethers, polychlorinated biphenyls, and organochlorine pesticides in mollusks in the Chinese Bohai Sea [J]. *Environmental Science & Technology*, 2008, **42** (19): 7159-7165.
- [5] Nakata H, Kawazoe M, Arizono K, et al. Organochlorine pesticides and polychlorinated biphenyl residues in foodstuffs and human tissues from China: status of contamination, historical trend, and human dietary exposure [J]. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 2002, **43** (4): 473-480.
- [6] Cheung K C, Zheng J S, Leung H M, et al. Exposure to polybrominated diphenyl ethers associated with consumption of marine and freshwater fish in Hong Kong [J]. *Chemosphere*, 2008, **70** (9): 1707-1720.
- [7] Zhang G, Parker A, House A, et al. Sedimentary records of DDT and HCH in the Pearl River Delta, South China [J]. *Environmental Science & Technology*, 2002, **36** (17): 3671-3677.
- [8] Xing Y, Lu Y L, Dawson R W, et al. A spatial temporal assessment of pollution from PCBs in China [J]. *Chemosphere*, 2005, **60** (6): 731-739.
- [9] 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.
- [10] 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 & Technology*, 2007, **41** (6): 1821-1827.
- [11] 郝青, 孙毓鑫, 徐向荣, 等. 广州市食用鱼体内 PCBs 和 DDTs 的残留水平及食用风险评估 [J]. *热带海洋学报*, 2014, **33** (5): 84-91.  
Hao Q, Sun Y X, Xu X R, et al. Residual levels of PCBs and

- DDTs in wholesale fish in Guangzhou, China and potential health risks[J]. *Journal of Tropical Oceanography*, 2014, **33**(5): 84-91.
- [12] 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**(8): 1342-1352.
- [13] 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.
- [14] Shi J C, Li Y L, Liang H, *et al.* OCPs and PCBs in marine edible fish and human health risk assessment in the eastern Guangdong, China [J]. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 2013, **64**(4): 632-642.
- [15] Johnson L L, Ylitalo G M, Arkoosh M R, *et al.* Contaminant exposure in outmigrant juvenile salmon from Pacific Northwest estuaries of the United States[J]. *Environmental Monitoring and Assessment*, 2007, **124**(1-3): 167-194.
- [16] Moon H B, Kim H S, Choi M, *et al.* Human health risk of polychlorinated biphenyls and organochlorine pesticides resulting from seafood consumption in South Korea, 2005-2007[J]. *Food and Chemical Toxicology*, 2009, **47**(8): 1819-1825.
- [17] Serrano R, Barreda M, Blanes M A. Investigating the presence of organochlorine pesticides and polychlorinated biphenyls in wild and farmed gillhead sea bream (*Sparus aurata*) from the Western Mediterranean sea [J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2008, **56**(5): 963-972.
- [18] 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.
- [19] 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.
- [20] Shang X H, Dong G X, Zhang H X, *et al.* Polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) and indicator polychlorinated biphenyls (PCBs) in various marine fish from Zhoushan fishery, China [J]. *Food Control*, 2016, **67**: 240-246.
- [21] Liu Y P, Li J G, Zhao Y F, *et al.* Polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) and indicator polychlorinated biphenyls (PCBs) in marine fish from four areas of China[J]. *Chemosphere*, 2011, **83**(2): 168-174.
- [22] Burreau S, Zebühr Y, Broman D, *et al.* Biomagnification of PBDEs and PCBs in food webs from the Baltic Sea and the northern Atlantic Ocean[J]. *Science of the Total Environment*, 2006, **366**(2-3): 659-672.
- [23] Bordajandi L R, Martín I, Abad E, *et al.* Organochlorine compounds (PCBs, PCDDs and PCDFs) in seafish and seafood from the Spanish Atlantic Southwest Coast [J]. *Chemosphere*, 2006, **64**(9): 1450-1457.
- [24] Borghesi N, Corsolini S, Focardi S. Levels of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) and organochlorine pollutants in two species of Antarctic fish (*Chionodraco hamatus* and *Trematomus bernacchi*) [J]. *Chemosphere*, 2008, **73**(2): 155-160.
- [25] Wei S, Wang Y, Lam J C W, *et al.* Historical trends of organic pollutants in sediment cores from Hong Kong [J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2008, **57**(6-12): 758-766.
- [26] Müller J F, Gaus C, Prange J A, *et al.* Polychlorinated dibenzo-p-dioxins and polychlorinated dibenzofurans in sediments from Hong Kong[J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2002, **45**(1-12): 372-378.
- [27] Xu J, Yin K, Liu H, *et al.* A comparison of eutrophication impacts in two harbours in Hong Kong with different hydrodynamics [J]. *Journal of Marine Systems*, 2010, **83**(3-4): 276-286.
- [28] Pan H, Geng J J, Qin Y K, *et al.* PCBs and OCPs in fish along coastal fisheries in China: distribution and health risk assessment [J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2016, **111**(1-2): 483-487.
- [29] Gillespie M J, Lythgo C M, Plumb A D, *et al.* A survey comparing the chemical composition of dicofol formulations sold in the UK before and after the introduction of the EC 'prohibition directive 79/117/EEC' [J]. *Pest Management Science*, 1994, **42**(4): 305-314.
- [30] Li Y F, Cai D J, Singh A. Technical hexachlorocyclohexane use trends in China and their impact on the environment [J]. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 1998, **35**(4): 688-697.
- [31] Osibanjo O, Bamgbose O. Chlorinated hydrocarbons in marine fish and shellfish of Nigeria [J]. *Marine Pollution Bulletin*, 1990, **21**(12): 581-586.
- [32] Shen H T, Yu C, Ying Y, *et al.* Levels and congener profiles of PCDD/Fs, PCBs and PBDEs in seafood from China [J]. *Chemosphere*, 2009, **77**(9): 1206-1211.
- [33] Parera J, Ábalos M, Santos F J, *et al.* Polychlorinated dibenzo-p-dioxins, dibenzofurans, biphenyls, paraffins and polybrominated diphenyl ethers in marine fish species from Ebro River Delta (Spain) [J]. *Chemosphere*, 2013, **93**(3): 499-505.
- [34] Bayarri S, Baldassarri L T, Iacovella N, *et al.* PCDDs, PCDFs, PCBs and DDE in edible marine species from the Adriatic Sea [J]. *Chemosphere*, 2001, **43**(4-7): 601-610.
- [35] Naso B, Perrone D, Ferrante M C, *et al.* Persistent organic pollutants in edible marine species from the Gulf of Naples, southern Italy [J]. *Science of the Total Environment*, 2005, **343**(1-3): 83-95.
- [36] 夏重欢. 中国沿海地区海鱼体内持久性有机污染物痕量元素的污染水平以及对人类健康的风险评估[D]. 合肥: 中国科学技术大学, 2011.
- Xia C H. Persistent organic pollutants and trace elements in marine fish from Chinese coastal waters: levels, distribution and human health risk assessment[D]. Heifei: University of Science and Technology of China, 2011.
- [37] Zhou R B, Zhu L Z, Yang K, *et al.* Distribution of organochlorine pesticides in surface water and sediments from Qiantang River, East China [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2006, **137**(1): 68-75.
- [38] 陈作志, 邱永松, 黄梓荣. 南海北部白姑鱼生长和死亡参数的估算[J]. *应用生态学报*, 2005, **16**(4): 712-716.
- Chen Z Z, Qiu Y S, Huang Z R. Estimation of growth and mortality parameters of *Argyrosomus argentatus* in northern South China Sea [J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2005, **16**(4): 712-716.

- [39] 陈文. 广东省渔业的可持续发展战略——借鉴与分析美国渔业的管理经验[J]. 水产科技, 2002(6): 1-6.
- [40] Hardell S, Tilander H, Welfinger-Smith G, *et al.* Levels of polychlorinated biphenyls (PCBs) and three organochlorine pesticides in fish from the Aleutian Islands of Alaska[J]. PLoS One, 2010, 5(8): e12396.
- [41] 胡国成, 李雪梅, 彭晓武, 等. 白洋淀鱼类体内多氯联苯积累特征及其毒性评价[J]. 农业环境科学学报, 2012, 31(4): 667-672.  
Hu G C, Li X M, Peng X W, *et al.* Bioaccumulation and toxicity assessment of polychlorinated biphenyls in freshwater fish from Baiyangdian Lake, North China [J]. Journal of Agro-Environment Science, 2012, 31(4): 667-672.
- [42] Wu J P, Luo X J, Zhang Y, *et al.* Bioaccumulation of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) and polychlorinated biphenyls (PCBs) in wild aquatic species from an electronic waste (e-waste) recycling site in South China[J]. Environment International, 2008, 34(8): 1109-1113.
- [43] United States Environmental Protection Agency. Risk assessment guidance for superfund volume I: Human health evaluation manual (Part A) [EB/OL]. [https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-09/documents/rags\\_a.pdf](https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-09/documents/rags_a.pdf), 1989-12.
- [44] Guo J Y, Wu F C, Shen R L, *et al.* Dietary intake and potential health risk of DDTs and PBDEs via seafood consumption in South China[J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2010, 73(7): 1812-1819.
- [45] 王宗爽, 段小丽, 刘平, 等. 环境健康风险评估中我国居民暴露参数探讨[J]. 环境科学研究, 2009, 22(10): 1164-1170.  
Wang Z S, Duan X L, Liu P, *et al.* Human exposure factors of Chinese people in environmental health risk assessment [J]. Research of Environmental Sciences, 2009, 22(10): 1164-1170.
- [46] United States Environmental Protection Agency. Guidance for assessing chemical contaminant data for use in fish advisories, volume 2: Risk assessment and fish consumption limits [EB/OL]. <https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-06/documents/volume2.pdf>, 2000-11.