

长江宜昌江段铜鱼和中华鲟体内 HCH DDT 的残留水平

李 荣¹, 甘金华¹, 徐 进¹, 危起伟²

(1.农业部淡水鱼类种质监督检验测试中心, 中国水产科学研究院长江水产研究所, 湖北 荆州 434000; 2.农业部淡水鱼类种质资源与生物技术重点开放实验室, 湖北 荆州 434000)

摘 要:采用毛细管电子捕获气相色谱(GC-ECD)法检测了长江宜昌江段捕获的野生园口铜鱼(*Coreius guichenoti*)和野生中华鲟(*Acipenser sinensis*)体内六六六(HCH)、滴滴涕(DDT)的残留量。结果表明,1~5 龄园口铜鱼肌肉、脂肪和肝脏组织中,HCHs(HCHs= α -HCH+ β -HCH+ γ -HCH+ δ -HCH) 残留量分别为 2.3~5.9 ng·g⁻¹、4.2~15.1 ng·g⁻¹ 和 9.5~38.7 ng·g⁻¹;DDTs (DDTs= p,p' -DDE+ o,p' -DDT+ p,p' -DDD+ p,p' -DDT)分别为 22.4~37.1 ng·g⁻¹、102.3~173.8 ng·g⁻¹ 和 181.1~410.0 ng·g⁻¹。中华鲟肌肉组织和卵中,HCHs 分别为 5.2 和 15.8 ng·g⁻¹,DDTs 分别为 70.3 和 521.7 ng·g⁻¹。在 HCHs 中, γ -HCH 为主要检出物,占 HCHs 的 73.3%; p,p' -DDE 是鱼体中 DDT 的主要存在形式,占 DDTs 的 67.7%。中华鲟精液中未检出 HCHs、DDTs。

关键词:长江宜昌江段;铜鱼;中华鲟;HCH;DDT

中图分类号:X592 文献标识码:A 文章编号:1672-2043(2008)06-2434-06

HCH and DDT Residues in Bronze Gudgeon(*Coreius Guichenoti*)and Chinese Sturgeon(*Acipenser Sinensis*)in the Yichang Reaches of the Yangtze River

LI Rong¹, GAN Jin-hua¹, XU Jin¹, WEI Qi-wei²

(1.The Supervision, Examination and Testing Center of Freshwater Fish Germplasm of the Ministry of Agriculture, Yangtze River Fisheries Research Institute, Chinese Academy of Fishery Sciences, JingZhou 434000, China; 2.Key Laboratory of Freshwater Fish Germplasm Resources and Biotechnology Ministry of Agriculture of China, JingZhou 434000, China)

Abstract: Gas chromatography-electron capture detection (GC-ECD) was used for determining HCH and DDT residues in wild specimens of Bronze gudgeon(*Coreius guichenoti*) and Chinese sturgeon (*Acipenser sinensis*) found in the Yichang reaches of Yangtze River. The HCHs (HCHs= α -HCH+ β -HCH+ γ -HCH+ δ -HCH) residues in the muscles, fat tissue and liver of 1- to 5-year-old *C. guichenoti* were 2.3~5.9 ng·g⁻¹, 4.2~15.1 ng·g⁻¹, and 9.5~38.7 ng·g⁻¹, respectively, while those of DDTs (DDTs= p,p' -DDE+ o,p' -DDT+ p,p' -DDD+ p,p' -DDT)residues were 22.4~37.1 ng·g⁻¹, 102.3~173.8 ng·g⁻¹, and 181.1~410.0 ng·g⁻¹, respectively. The HCHs residues in the muscles and roes of *A. sinensis* were 5.2 ng·g⁻¹ and 15.8 ng·g⁻¹, respectively, while those of DDTs residues were 70.3 ng·g⁻¹ and 521.7 ng·g⁻¹, respectively. The γ -HCH was the major component of HCHs, accounting for 73.3% of HCHs residues, while p,p' -DDE was the most abundant form of DDT, accounting for 67.7% of the DDTs residues. The HCHs and DDTs were not detected in the milt of Chinese sturgeon. Determining DDT residues in the roes of Chinese sturgeon and analyzing the life history of this species suggested that the high concentration of the accumulated DDT might be due to the marine environment rather than the water of Yangtze River.

Keywords: Yangtze River; *Coreius guichenoti*; *Acipenser sinensis*; HCH; DDT

六六六(HCH)、滴滴涕(DDT)为持久性有机污染

收稿日期:2008-01-10

基金项目: 中国水产科学研究院淡水生态与健康养殖重点开放实验室资助(EFA20040109); 国家自然科学基金重大项目(30490231); 科技部公益项目(2005DIB3J5025)

作者简介:李 荣(1962—),男,硕士,湖北荆州人,主要从事环境监测与检测技术研究。E-mail: Lrqm@yfi.ac.cn

责任作者:危起伟 E-mail: weiqw@yfi.ac.cn.

物,虽然目前世界上许多国家已禁止生产和限制使用,但残留在环境中的 HCH、DDT 和处在热带地区的发展中国家少量继续使用^[1-2],使之能够随气流和水流在全球范围内分布^[3]。对长江口^[4]和白洋淀^[5]等水环境中鱼体内 HCH、DDT 的检测结果表明,HCH、DDT 在环境中的残留水平仍然可对水生动物和人类构成潜在的威胁。

HCH、DDT 强烈的亲脂、蓄积以及不易降解等特性,使其很容易在鱼体内浓缩,并沿水生态食物链逐级放大,从而对鱼类产生毒害作用。近年来,包括铜鱼和中华鲟在内的长江珍稀鱼类资源量逐年下降,在众多原因之中,持久性有机污染物在水环境中持续残留是一个不容忽视的因素^[6]。为此我们检测了长江宜昌江段铜鱼和中华鲟体内 HCH、DDT 的残留量,以期为长江水环境及鱼体中 HCH、DDT 来源的探索提供线索,为保护包括铜鱼和中华鲟在内的长江珍稀鱼类提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 样品采集

园口铜鱼(简称铜鱼)和中华鲟样采自湖北宜昌庙嘴江段(30°41′32.19″N,111°16′48.71″E)(图 1)捕捞的野生个体。在对中华鲟进行人工繁殖时采集卵和精液,中华鲟肌肉组织取自人工繁殖后正常死亡的鱼体。采样时间为 2005 年 11 月。将采集的鱼体各组织

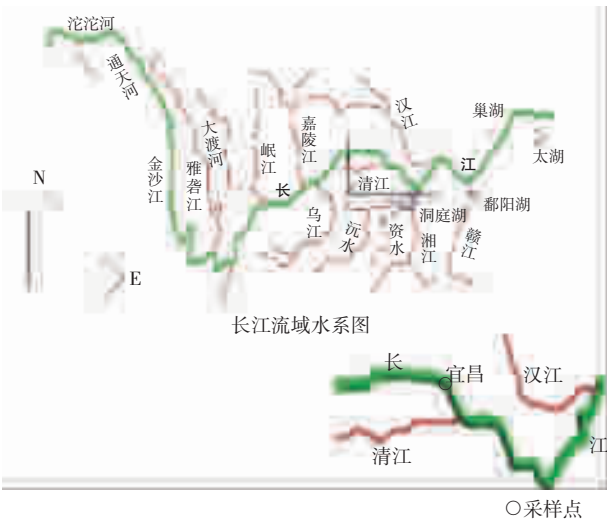


图 1 采样点示意图
Figure 1 Sampling site

分别置高速匀浆机上搅拌成糜状,将糜状肌肉样和鱼卵样用铝箔纸包好并放入小塑料袋中,流食状的精液、脂肪和肝脏样移入小玻璃瓶中,密封,均置于-18℃冰箱中保存,待用。

样品信息见表 1。

1.2 试剂和设备

α -HCH、 β -HCH、 γ -HCH、 δ -HCH、 p,p' -DDE、 o,p' -DDT、 p,p' -DDD 和 p,p' -DDT 标准品由中国国家标准物质制备中心提供;丙酮、苯、正己烷为农残级(美国 Tedia 公司);无水硫酸钠(分析纯)、硫酸等(优级纯)由上海国药集团化学试剂有限公司出品。

Varian CP-3800 气相色谱仪(配有 N⁶³ 电子捕获检测器),AE-240 型精密电子天平,FS-1 高速匀浆机,调速混匀器,BüCHI R-200 旋转蒸发仪,HGC-12 氮吹仪等。

1.3 样品测定

将铝箔纸中的样品解冻,称取糜状鱼体肌肉组织样品 5.00 g,卵、脂肪和肝脏组织各 1.00 g,精液 10 mL,分别放入 50 mL 具塞玻璃离心管中,分 2 次加入 40 mL 丙酮-正己烷(1:1),旋涡振荡 10 min 提取目标物,离心、上清液合并、移入 150 mL 的梨形分液漏斗中,依次加入 40 mL 2%的硫酸钠溶液和 30 mL 正己烷,振摇、放气,静止后弃下层水相,将有机相接入 100 mL 梨形瓶中,置水温为 38℃的旋转蒸发仪上浓缩至 5 mL 左右,将其转移到另一支具塞玻璃离心管中,加入 5 mL 浓硫酸,旋涡振荡、离心,转移上层正己烷层,加适量的双蒸水使正己烷层上浮,吸取正己烷层并将其置温度为 55℃的氮吹仪上浓缩至干,加 1.0 mL 苯,定容,上机待测^[7]。

仪器工作参数:色谱柱:Varian CP-Sil 24 CB[30 m×0.32 mm(i.d)×0.25 μm]。进样口温度:230℃;检测器温度:310℃;柱温程序:初始柱温 80℃,维持 1 min,20℃·min⁻¹ 升至 200℃,维持 15 min,10℃·min⁻¹

表 1 鱼样信息表
Table 1 The properties of fishes

Fish	Location	Common name	Scientific name	n	Length/cm	Weight/g	Year	Tissue
铜鱼	Yichang section of the Yangtze river	Bronze gudgeon	<i>Coreius guichenoti</i>	6	22~24	107~165 ^a (126) ^b	1~2	M,F,L
				13	26~28	172~240(206)	2~3	
				9	30~33	250~331(294)	3~4	
				4	34~37	381~482(428)	4~5	
中华鲟		Chinese sturgeon	<i>Acipenser sinensis</i>	4	285~335	1.87×10 ⁵ ~2.3×10 ⁵ (2.1×10 ⁵)	18~24	M,R,M'

注:^a: range; ^b: Mean; M: muscle; F: fat tissue; L: liver; R: roes; M': milt

升至 280 ℃,维持 10 min,以确保所有的样品组分流出。载气:高纯氮气(99.999%);柱流速:2.5 mL·min⁻¹;分流模式:不分流;进样量:1.0 μL。

在本研究中,测定了本方法的加标回收率,草鱼空白肌肉组织中添加水平为 1.0 ng·g⁻¹,测定 5 个平行样(*n*=5),其回收率和最低检测限见表 2。

数据的统计学分析:采用 SPSS11.0 统计软件,对所有实验数据作平均值($\bar{x}$)和相对标准偏差(*RSD*%)计算,对标准曲线计算回归方程和相关系数 *r*。显著水平 *P* 采用 0.05。所有的样品均以湿重计算。

2 结果与分析

2.1 HCH 在鱼体各组织中的残留

在所有检测样品中, α,β,δ -HCH 残留量很低或未检出,HCHs 主要由 γ -HCH 构成;铜鱼和中华鲟肌肉组织中 HCHs 残留量较小,肝脏中相对较高(图 2,表 3),3 龄以上铜鱼肝脏内的 HCHs 为 30.1~38.7 ng·g⁻¹,分别较其脂肪和肌肉组织高 3.5 倍和 7 倍。铜鱼肝脏中 HCHs 残留量随鱼体重增大而增加(图 2),具有显著性差异(*P*<0.05),但脂肪和肌肉组织中

无此规律。
中华鲟卵的 HCHs 为 15.8 ng·g⁻¹,精液中未检出 HCHs(表 3)。
2.2 DDT 在铜鱼肌肉、脂肪和肝脏组织中的残留
相对于铜鱼肝脏和脂肪组织,DDTs 在肌肉组织中的残留量较低,不同年龄组铜鱼肌肉和脂肪组织中的 DDTs 残留量相差不大(表 3,图 3~图 5)。DDTs 在肝脏中残留量较高,3 龄以上铜鱼肝脏中 DDTs 在 410 ng·g⁻¹ 以上,是其脂肪组织的 2~5 倍,肌肉组织的 11~17 倍;也较 3 龄以下铜鱼肝脏中的 DDTs 高 1 倍。1~4 龄铜鱼肝脏中的 DDTs 随其鱼的体重增大而增加;但 4 龄以上的铜鱼,DDTs 残留量反而呈下降的趋势(图 3)。
在铜鱼各组织中,DDT 主要由 *p,p'*-DDE 所贡献,*p,p'*-DDE 占肌肉、脂肪和肝脏组织中的 DDTs 分别为 66.7%、66.1%和 70.3%,均值为 67.7%。在 2 龄以上铜鱼肝脏和脂肪组织中,*p,p'*-DDT 均有检出,其 *p,p'*-DDT 均值分别为 10.2 和 27.1 ng·g⁻¹,在个别铜鱼样的肝脏组织中达到了 55.5~60.5 ng·g⁻¹。
2.3 DDT 在中华鲟肌肉组织、卵和精液中的残留
DDTs 在中华鲟肌肉组织中的残留量较高,均值为 71 ng·g⁻¹,主要由 *p,p'*-DDE 所贡献,*p,p'*-DDE 占 DDTs 的 90.1%。DDTs 在中华鲟卵中的残留量很高(图 3,图 6),均值为 521 ng·g⁻¹,其中一尾中华鲟卵中的 DDTs 和 *p,p'*-DDT 分别为 906 和 73.7 ng·g⁻¹。中华鲟精液中 DDTs 未检出。

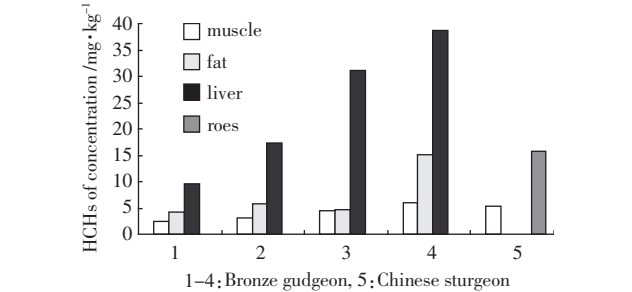


图 2 HCHs 在各年龄组铜鱼及中华鲟组织中的残留量
Figure 2 HCHs residues in the tissues of Bronze gudgeon and Chinese sturgeon belonging to different age groups

3 讨论

3.1 HCH 在铜鱼、中华鲟各组织中的残留水平

铜鱼和中华鲟肌肉组织中的 HCHs 残留量很低,肝脏和卵中 HCHs 相对较高。在 HCHs 中, γ -HCH 占

表 2 方法的线性、相关系数、最小检出限(湿重)、加标回收率与精密度						
Table 2 Data regarding linear range, correlation coefficient, minimum detection limit (wet weight), recoveries, and the relative standard deviation (RSD)						
Compounds	Linear range/ng·mL ⁻¹	Correlation coefficient/ <i>r</i>	Concentration/ng·g ⁻¹	Recoveries(<i>n</i> =5)/%	RSD/%	MDL(w·wt)/ng·g ⁻¹
α -HCH	0.5~500	0.996	1.0	89.2±7.8	8.7	0.1
β -HCH	2.0~1 000	0.993	1.0	83.3±5.9	7.1	0.4
γ -HCH	0.5~500	0.995	1.0	90.5±5.8	6.4	0.1
δ -HCH	0.25~500	0.996	1.0	84.5±7.1	8.4	0.1
<i>p,p'</i> -DDE	1.0~1 000	0.999	1.0	96.8±4.4	4.5	0.5
<i>o,p'</i> -DDT	1.0~1 000	0.991	1.0	92.9±8.6	9.3	0.5
<i>p,p'</i> -DDD	1.0~1 000	0.992	1.0	91.7±7.3	8.0	0.5
<i>p,p'</i> -DDT	1.0~1 000	0.995	1.0	86.1±6.2	7.2	0.5

表 3 圆口铜鱼和中华鲟体内 HCH、DDT 的残留量(ng·g⁻¹)

Table 3 Mean or range concentration(ng·g⁻¹, wet weight) of HCH and DDT residues in Bronze gudgeon and Chinese sturgeon

Compounds	Bronze gudgeon(<i>C.guichenoti</i>)												Chinese sturgeon(<i>A.sinensis</i>)		
	1~2year			2~3year			3~4year			4~5year			18~24year		
	muscle (n=6)	fat (n=3)	liver (n=4)	muscle (n=13)	fat (n=6)	liver (n=9)	muscle (n=9)	fat (n=3)	liver (n=5)	muscle (n=4)	fat (n=4)	liver (n=4)	muscle (n=2)	roes (n=4)	milt (n=4)
α-HCH	0.6 (0.2~0.8)	1.2 (0.5~2.0)	2.3 (1.7~3.2)	0.4 (0.2~0.7)	1.2 (0.5~1.8)	2.8 (0.6~5.3)	1.0 (0.2~4.0)	1.1 (0.6~1.8)	4.7 (2.6~6.1)	0.4 (nd~0.8)	1.9 (0.5~2.9)	4.8 (2.5~6.3)	0.7 (nd~1.3)	1.6 (nd~4.1)	Nd
β-HCH	nd (nd~0.3)	nd	nd	0.2 (nd~0.8)	0.2 (nd~0.7)	0.2 (nd~1.1)	0.7 (nd~2.7)	0.5 (0.1~0.9)	4.3 (nd~12.2)	1.5 (nd~5.2)	1.7 (nd~5.2)	4.1 (nd~11.2)	nd	nd	nd
γ-HCH	2.0 (1.3~3.0)	3.0 (1.8~4.9)	7.2 (5.4~11.8)	2.3 (1.0~4.0)	4.3 (3.0~6.3)	12.9 (3.9~29.2)	2.5 (0.6~6.0)	2.4 (2.2~2.7)	24.4 (9.1~31.9)	3.8 (1.0~10.4)	10.5 (3.1~17.6)	28.4 (8.3~43.0)	4.5 (nd~8.4)	14.5 (10.6~21.3)	nd
δ-HCH	0.2 (nd~0.36)	nd	nd	0.2 (nd~0.66)	nd	1.1 (nd~4.0)	0.2 (nd~0.6)	0.5 (0.3~0.6)	1.5 (nd~3.6)	0.2 (nd~0.6)	1.0 (0.3~1.9)	1.5 (0.4~3.0)	nd	nd	nd
HCHs	2.3 (0.97~4.0)	4.2 (2.9~5.4)	9.5 (7.9~13.5)	3.0 (1.1~4.7)	5.7 (4.0~8.0)	17.2 (5.9~39.2)	4.3 (1.6~12.9)	4.5 (3.4~5.5)	30.1 (16.3~50)	5.9 (1.9~16.4)	15.1 (7.0~25.7)	38.7 (16.7~53.5)	5.2 (0.7~9.7)	15.8 (13.2~21.3)	nd
p,p'-DDE	166 (7.6~25.4)	77.6 (33.7~123)	142.0 (51~248)	22.5 (9.4~38)	88.2 (52~159)	178.0 (78~294)	19.8 (6.7~41)	52.3 (26.4~78)	335.2 (245~452)	22.6 (9.6~35)	99.5 (52.6~133)	254.5 (204~338)	64.0 (72~51)	485 (274~901)	nd
o,p'-DDT	3.3 (2.0~4.6)	10.0 (2.8~18.3)	19.6 (6.4~41)	6.5 (2.9~22)	8.0 (2.3~31.2)	19.2 (7.5~42.0)	6.2 (1.1~13)	26.1 (2.4~59.3)	67.0 (36~115)	9.7 (8.0~11)	36.7 (10.3~91.4)	70.1 (20.5~135)	0.8 (0.2~1.6)	4.4 (1.9~6.9)	nd
p,p'-DDD	2.3 (nd~3.5)	5.9 (1.9~10.4)	19.3 (7.1~44)	3.5 (1.5~6.1)	9.9 (4.7~19.3)	27.2 (11.8~44)	2.8 (0.8~5.7)	12.9 (5.3~25.7)	61.8 (42~77.3)	3.2 (1.1~5.7)	18.9 (6.9~31.5)	49.2 (30~61.2)	0.8 (0.6~1.0)	1.7 (0.8~2.7)	nd
p,p'-DDT	0.5 (nd~1.3)	0.5 (nd~1.0)	0.3 (nd~1.2)	1.2 (nd~4.6)	3.1 (1.0~7.4)	7.8 (nd~29.2)	1.5 (nd~4.9)	9.0 (nd~20.5)	37.3 (5.2~60.5)	1.6 (nd~4.0)	18.6 (3.7~40.0)	36.2 (8.0~55.5)	4.7 (2.8~6.5)	30.6 (nd~73.7)	nd
DDTs	22.4 (12~32)	102.3 (44.5~152)	181.1 (66~333)	33.8 (17~52)	111.2 (65~214)	232.4 (98~398)	30.3 (9.6~47)	100.4 (34.1~184)	501.3 (328~676)	37.1 (22~48)	173.8 (73.5~298)	410.0 (263~516)	70.3 (55~79)	521.7 (281~906)	nd

nd; not detected.

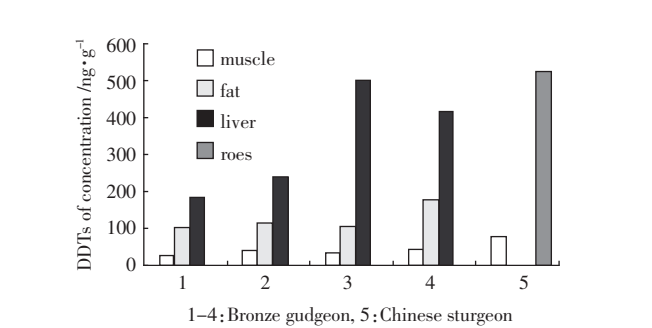


图 3 DDTs 在各年龄组铜鱼及中华鲟组织中的残留量
Figure 3 DDTs residues in the tissues of Bronze gudgeon and Chinese sturgeon belonging to different age groups

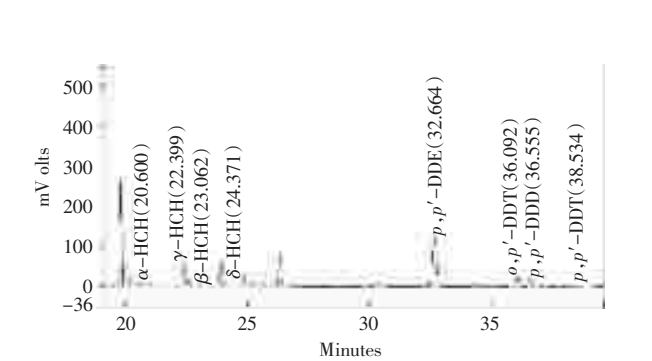


图 4 铜鱼肌肉组织中的 HCH、DDT
Figure 4 HCH and DDT residues in the muscles of Bronze gudgeon

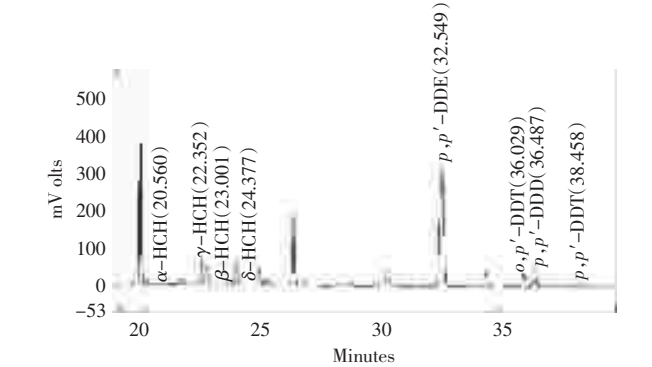


图 5 铜鱼肝脏组织中的 HCH、DDT
Figure 5 HCH and DDT residues in the liver of Bronze gudgeon

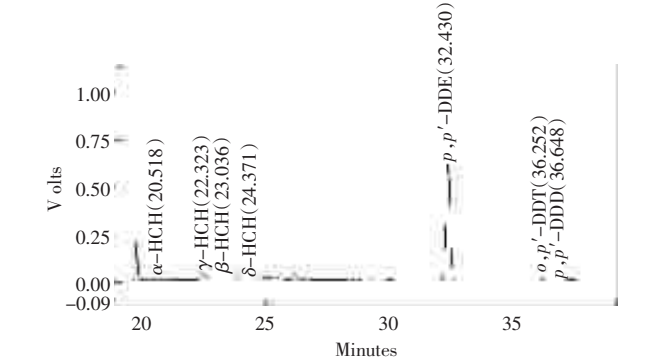


图 6 中华鲟卵中的 HCH、DDT
Figure 6 HCH and DDT residues in the roes of Chinese sturgeon

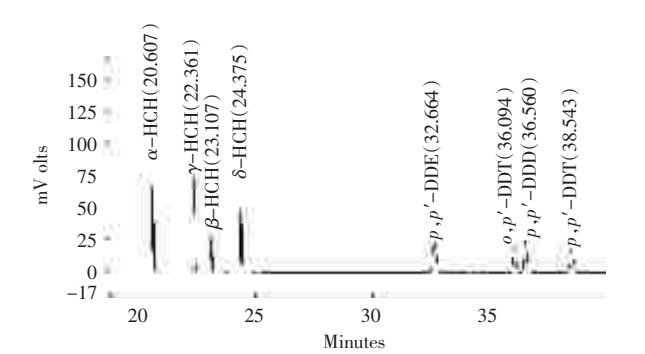


图 7 HCH、DDT 标准溶液色谱图

Figure 7 Chromatograms of the standard solutions of HCH and DDT

HCHs 的 73.3%。说明林丹 (99%的 γ -HCH 称林丹 Lindane^[8]) 在农林害虫防治上继续少量的使用^[9], 已通过环境各作用(雨水、地表径流、食物链等)在长江鱼体内有了一定程度的富积, 这与在沿岸海洋中鱼体内林丹也有一定蓄积的报道基本一致(表 4)^[10-13], 显示了林丹对水环境污染的普遍性。

3.2 鱼体中 DDT 来源分析

中华鲟是杂食性洄游性鱼类, 主要食物为小鱼、小虾和螺类等。中华鲟在海洋中生长发育, 雄鲟经过 8~18 年, 雌鲟经过 14~26 年生长发育成熟^[14], 成体中华鲟洄游至长江中上游进行繁殖产卵, 孵化的仔幼鲟和产后亲鲟又降河洄游至海洋栖息和育肥^[15-16]。中华鲟在产卵和繁殖期间基本上不进行摄食活动, 主要靠消耗自身的脂肪维持生命和进行生殖活动^[17-18]。已有研究证明, 鱼体中高水平的 p,p' -DDT(相对于其代谢物 p,p' -DDE 和 p,p' -DDD), 是水环境中新的 DDT 污染源输入的重要特征^[19-20]。在本研究中, 中华鲟卵的

p,p' -DDE 占 DDTs 的 93%, p,p' -DDT 残留量相对较低; 假如中华鲟体内的 DDT 主要来自其摄食的生物积累^[21-22], 由此作者认为, 中华鲟卵中较高浓度的 DDT 蓄积可能来自于海洋环境中, 而非长江水环境。

铜鱼是杂食性底栖鱼类, 每年 11 月份喜欢在宜昌葛洲坝下中华鲟产卵场栖息, 大量吞食中华鲟卵。由于中华鲟怀卵量大, 而其卵中的 DDTs 残留量又相对较高, 铜鱼肝脏和脂肪中较高水平的 DDTs 残留量是否与其大量吞食中华鲟卵有关, 有待于进一步研究。

3.3 铜鱼、中华鲟体内的 p,p' -DDE

在本研究中, 中华鲟卵和 4 龄以上铜鱼肝脏中的 DDTs 分别为 521 和 410 $\text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$, 鱼体中 DDT 的主要贡献者是 p,p' -DDE(占 70%), 显示出 p,p' -DDE 是鱼体内残留的主要毒性物质。由于 p,p' -DDE 是环境内分泌干扰素, 对动物的生殖有较大的毒性^[23,24]。因此, 铜鱼、中华鲟体内残留的 p,p' -DDE 对其生殖毒性的影响不容忽视。

4 结论

(1) 中华鲟卵和园口铜鱼肝脏中 DDTs 残留量较高, 主要由 p,p' -DDE 构成。继续监测包括 p,p' -DDE 在内的有机氯农药在铜鱼和中华鲟体内的残留水平, 了解其蓄积和降解状况, 是一项重要的研究工作。

(2) 园口铜鱼和中华鲟各组织中 HCHs 残留量较低, 显示其生活环境中 HCH 污染程度较轻微。鱼体中 HCHs 主要由 γ -HCH 构成, 在长江水生态环境中有必要加强林丹杀虫剂的生物学污染监测。

表 4 不同江段的鱼体内 HCH 和 Lindane 残留量的比较($\text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$)						
Table 4 Comparison($\text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$, wet weight) of HCH and Lindane residues in fishes at different locations						
Location	Common name	Scientific name	Tissue	γ -HCH(Lindane)	HCHs	Reference
Mumbai	Dog fish	<i>Scoliodon laticaudus</i>	–	24.68	33.73	Pandit G G(2005) ^[10]
	Bangda	<i>Rastrellger kanagurta</i>	–	7.79	14.02	
Laberge(Canada)	Burbot	<i>Lota lota</i>	liver	1.29	8.17	Ryan M J(2005) ^[11]
	Lake trout	<i>Salveninus namaycush</i>	muscle	0.09	0.54	
Columbia Estuary(USA)	Chinook salmon	<i>Oncorhynchus tshawytscha</i>	–	–	14	Johnson L L(2007) ^[12]
Credit River(Canada)	Chinook salmon	<i>Oncorhynchus tshawytscha</i>	muscle	0.29	0.35	Shaun O'Toole(2006) ^[13]
Yichang reaches of the Yangtze River	Bronze gudgeon	<i>Coreius guichenoti</i>	muscle	2.6	3.8	present study
	Bronze gudgeon	<i>Coreius guichenoti</i>	Fat	5.1	7.4	
	Bronze gudgeon	<i>Coreius guichenoti</i>	liver	18.2	23.9	
	Chinese sturgeon	<i>Acipenser sinensis</i>	musculature	4.5	5.2	
	Chinese sturgeon	<i>Acipenser sinensis</i>	spawn	14.5	15.8	

参考文献:

- [1] Weber K, Goerke H. Organochlorine compounds in fish off the Antarctic Peninsula[J]. *Chemosphere*, 1996, 33:404–410.
- [2] 苏丽敏, 袁 星, 赵建伟, 等. 持久性有机污染物(POPs)及其归趋研究[J]. 环境科学与技术, 2003, 26(5):61–63.
SU Li-min, YUAN Xing, ZHAO Jian-wei, et al. An overview of POPs and their fate study[J]. *Environmental Science and Technology*, 2003, 26(5): 61–63.
- [3] 刘征涛. 持久性有机污染物的主要特征和研究进展[J]. 环境科学研究, 2005, 18(3):93–102.
LIU Zheng-tao. Environmental behavior characteristics and research progress of persistent organic pollutants[J]. *Research of Environmental Sciences*, 2005, 18(3):93–102.
- [4] 戴国梁, 朱启琴, 杨鸿山. 长江口及邻近海域海洋生物体中重金属和有机氯农药的分析与评价[J]. 海洋环境科学, 1991, 10(3):30–26.
DAI Guo-liang, ZHU Qi-qing, YANG Hong-shan. Analysis and evaluation of heavy metal and organochlorine in halobios from the yangtze river estuary and vicinity maritime area[J]. *Marine Environmental Science*, 1991, 10(3):30–26.
- [5] 窦 薇, 赵忠宪. 白淀洋水生食物链 BHC、DDT 生物浓缩分析[J]. 环境科学, 1997, 18(5):41–43.
DOU Wei, ZHAO Zhong-xian. A Study on bioaccumulation and biomagnification of BHC and DDT in Baiyangdian Lake foodweb [J]. *Environmental Science*, 1997, 18(5):41–43.
- [6] Wan YI, WEI Qi-wei, HU Jian-ying, et al. Levels, tissue distribution, and age-related accumulation of synthetic musk fragrances in Chinese Sturgeon (*Acipenser sinensis*): Comparison to organochlorines[J]. *Environ Sci Technol*, 2007, 41:424–430.
- [7] GB/T5009.19–2003, 食品中六六六、滴滴涕残留量的测定[S].
GB/T5009.19–2003, Determination of HCH and DDT residues in foods [S].
- [8] 武汉医学院环境卫生学教研室, 环境保护毒理研究室编. 环境污染与卫生监测(第三辑)[R].湖北武汉, 1978.10.2–3.
Environmental Toxicology Lab, Department of Environmental Health, Wuhan Medical College. Environmental pollution and health monitoring (3 edition)[R]. HuBei Wuhan, 1978.10.2–3.
- [9] 国家计委, 农业部, 等.《关于继续在部分农林害虫反之防治中应用“林丹”杀虫剂的通知》[EB/OL].
Notification on the continued application of the “lindane” in partial agricultural and forestry pest control promulgated by the National Planning Commission & Ministry of Agriculture. [http://law.lawtime. cn/d614291619385.html](http://law.lawtime.cn/d614291619385.html).
- [10] Pandit G G, Sahu S K, Sharma S, et al. Distribution and fate of persistent organochlorine pesticides in coastal marine environment of Mumbai[J]. *Environment International*, 2006, 32(2):240–243.
- [11] Ryan M J, Stern G A, Diamond M, et al. Temporal trends of organochlorine contaminants in burbot and lake trout from three selected Yukon lakes[J]. *Science of the Total Environment*, 2005, 351–352:501–522.
- [12] Lyndal L Johnson, Gina M Ylitalo, Catherine A Sloan, et al. Persistent organic pollutants in outmigrant juvenile chinook salmon from the Lower Columbia Estuary, USA[J]. *Science of the Total Environment*, 2007, 374:342–366.
- [13] Shaun O’Toole, Chris Metcalfe, Ian Craine, et al. Release of persistent organic contaminants from carcasses of Lake Ontario Chinook salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*)[J]. *Environmental Pollution*, 2006, 140:102–113.
- [14] WEI Q W, Ke F En, ZHANG J M, et al. Biology, fisheries, and conservation of sturgeons and paddlefish in China[J]. *Environmental Biology of Fishes*, 1997, 48:241–255.
- [15] 邢湘臣. 我国珍稀的中华鲟和白鲟 [J]. 生物学通报, 2003, 38(9):10–11.
XING Xiang-chen. China’s rare white sturgeon and Chinese sturgeon [J]. *Bulletin of Biology*, 2003, 38(9):10–11.
- [16] 张显良. “鲟”找有效的生存途径—濒危物种保护的科企联合之路[J]. 海洋世界, 2006, 3:29–32.
ZHANG Xian-liang. Find an effective survival way for Chinese sturgeon scientific research and enterprise collaboration for endangered species protection[J]. *Ocean World*, 2006, 3:29–32.
- [17] 周兴华, 向 泉, 陈 建. 中华鲟的研究进展[J]. 水利渔业, 2001, 21(3):1–3.
ZHOU Xing-hua, XIANG Xiao, CHEN Jian. Research progress on Chinese Sturgeon[J]. *Reservoir Fisheries*, 2001, 21(3):1–3.
- [18] 陈远发. 保护中华鲟[J]. 大自然, 2002, 3:43–45.
CHEN Yuan-fa. The protection of Chinese sturgeon[J]. *The Nature*, 2002, 3:43–45.
- [19] Kumbalad L, Olsson A, Koutny V, et al. Distribution of DDT residues in fish from the Songkhla Lake, Thailand [J]. *Environmental Pollution*, 2001, 112:193–200.
- [20] 邹小兵, 陈丽娟, 郑泽根, 等. POPs 在湖泊水生动物中的积累及其危害[J]. 重庆大学学报, 2003, 26(1):88–91.
ZOU Xiao-bing, CHEN Li-juan, ZHENG Zhe-gen. Accumulation and the harm of POPs to organisms lived in lake [J]. *Journal of Chongqing University*, 2003, 26(1):88–91.
- [21] 窦薇, 赵忠宪. 白洋淀几种不同食性鱼类对六六六、DDT 的富积[J]. 环境科学进展, 1996, 4(6):1951–55.
DOU Wei, ZHAO Zhong-xian. A Study on bioaccumulation of BHC and DDT in fish muscles of different food structure from Baiyangdian Lake[J]. *Advances in Environmental Science*, 1996, 4(6):1951–55.
- [22] Kelee W R, Stone C R, Laws S C, et al. Persistent DDT metabolite p, p' -DDE is a potent androgen receptor antagonist [J]. *Nature*, 1995, 375:581–585.
- [23] David S Barber, Alex J McNally, Nat’alia Garcia-Reyero, et al. Exposure to p, p' -DDE or dieldrin during the reproductive season alters hepatic CYP expression in largemouth bass (*Micropterus salmoides*)[J]. *Aquatic Toxicology*, 2007, 81:27–35.
- [24] Rateliffe D A. Changes attributable to pesticides in egg breakage frequency and eggshell thickness in some British birds[J]. *J Appl Ecol*, 1970, 7(6):67–115.