

DOI:10.7524/j.issn.0254-6108.2013.04.003

洪湖湿地鹭科鸟类组织中有有机氯农药的 分布特征及风险评价*

陈静 袁林喜 祁士华** 柯艳萍 胡英 张小辉 于佳

(中国地质大学(武汉)环境学院,生物地质与环境地质国家重点实验室,武汉,430074)

摘要 利用气相色谱-电子俘获检测器(GC-ECD)测定了洪湖鹭科鸟类(包括白鹭、池鹭)的胸脯肌肉、肝脏组织中的有机氯农药(OCPs)的含量。结果显示,鹭科鸟体内六六六(HCHs)、滴滴涕(DDTs)、六氯代苯、艾氏剂、七氯、环氧七氯等大部分有机氯农药均有检出。白鹭肌肉组织中HCHs和DDTs的含量范围分别为:11.3—89.4 ng·g⁻¹和162—2149 ng·g⁻¹(以脂重计,下同),平均值分别为37.3 ng·g⁻¹和943 ng·g⁻¹;肝脏组织中HCHs和DDTs的含量范围分别为:3.73—30.6 ng·g⁻¹和280—957 ng·g⁻¹,平均值分别为14.6 ng·g⁻¹和566 ng·g⁻¹。池鹭肌肉组织中HCHs和DDTs的含量范围分别为:3.61—25.8 ng·g⁻¹和68.4—261 ng·g⁻¹,平均值分别为11.5 ng·g⁻¹和189 ng·g⁻¹;肝脏组织中HCHs和DDTs的含量范围分别为:6.63—18.9 ng·g⁻¹和147—1305 ng·g⁻¹,平均值分别为13.1 ng·g⁻¹和553 ng·g⁻¹。统计分析显示,HCHs和DDTs在洪湖鹭科鸟类组织中的含量差异均不显著($P > 0.05$)。分析结果表明,洪湖湿地系统可作为有机氯污染的潜在源区,而候鸟可成为有机污染物在繁殖地与越冬地之间的传输介质。洪湖地区鹭科鸟体内有机氯污染与全球其它地区相比处于较低水平,有机氯农药尚未对本区鸟类产生威胁。

关键词 洪湖, 鹭科鸟类, 有机氯农药, 风险评价。

自20世纪初有机杀虫剂被广泛使用以来,持久性有机污染物的全球污染问题已经引起各国政府、学术界及公众的广泛关注。目前,全球大部分国家和地区已禁止使用有机氯农药(OCPs),但由于此类物质在环境中不易分解,残留时间长,HCHs、DDTs等在不同环境介质(土壤、大气、水体、沉积物)中仍得到不同程度的检出。另外,有机氯农药具有亲脂性,可以沿食物链逐级放大,在较高营养级生物体内富集,对人类和野生动物的生存繁衍造成严重威胁^[1-4]。因此,环境中OCPs的分布和积累规律已受到研究者的广泛关注^[5-7]。

洪湖位于长江中游北岸、江汉平原荆北地区四湖水系的尾端,是长江和汉水支流东荆河之间的洼地壅塞湖。洪湖流域工农业比较发达,尤其是农作物产量在江汉平原占有重要地位。作为长江中游地区的重要湿地生态区域,洪湖是众多湿地迁徙水禽的重要栖息地,是湿地生物多样性和遗传多样性的重要区域。湿地是污染物最终归属地之一,鸟类对环境变化敏感,而水鸟是湿地生态系统食物链中的顶级肉食动物,处于食物链的顶端,可大量富集有机污染物。这一特点使得水鸟特别适于作为湿地环境污染状况的生物指示物,并可通过对鸟体内各种污染物的富集程度,间接评价湿地环境污染水平及对人群健康的潜在威胁^[8-10]。国内外多用水鸟特别是水鸟卵作为生物指示物,以此反映环境中有机氯的污染状况。Naso等^[11]研究了不同营养级水鸟肝脏中有机氯农药浓度及在同物种内或不同物种之间的差异性,Bustnes等^[12]对北极鸥的血液中有有机氯浓度与羽毛对称性的关系作了研究,Jaspers等^[13]研究了比利时弗兰德斯的水生与陆生鸟类不同组织有机氯农药的分布差异,安琼等^[14]表明太湖不同年龄夜鹭卵中的污染物对太湖湿地生态系统环境具有指示作用。

鹭科鸟类是我国湿地生态系统中分布相对广泛的一种水鸟,本实验以洪湖鹭科鸟类为研究对象,初步分析了HCHs和DDTs在洪湖鸟类胸脯肌肉和肝脏中的残留水平及分配规律,并对洪湖湿地生态系统的环境污染状况作初步评价。通过对洪湖的湿地水鸟机体组织中的OCPs的含量与分布特征的研究,可

2012年7月7日收稿。

* 中国博士后面上基金(第48批)(20100480928)资助。

** 通讯联系人, Tel:13886028263, E-mail:shihuaqi@cug.edu.cn

探讨 OCPs 在不同季节的鸟类机体组织中的分布特征与积累特征,为进一步探讨研究区域的 OCPs 对环境中的水鸟的影响以及水鸟对环境中的 OCPs 的携带与传输效应提供理论基础.

1 材料与方 法

1.1 样品采集及处理

2011 年 8 月在洪湖湿地采集白鹭 3 只、池鹭 4 只,其个体特征如表 1. 现场进行解剖,取胸脯肌肉、肝脏组织样品,用铝箔包好,运回实验室后于 $-4\text{ }^{\circ}\text{C}$ 冷藏保存,待分析. 分析前,将胸脯肌肉搅碎,称取 5 g 左右,肝脏组织称取 3—5 g,将无水硫酸钠分别加入肌肉和肝脏组织中,用滤纸筒包好,注入回收率指示物(2,4,5,6-四氯间二甲苯 + 十氯联苯)20 ng 后,用 1:2 丙酮/二氯甲烷混合溶液 120 mL 索氏抽提 48 h,并用活化的铜片脱硫. 将提取液在旋转蒸发仪上浓缩为约 10 mL,加入 5—10 mL 的正己烷后,再继续浓缩至 10 mL,转移到鸡心瓶中后,每次加入分析纯浓硫酸 3 滴,除去大分子脂肪,直至成为清液为止. 将除去脂肪的提取液加入到 25 mL 硅胶/氧化铝层析柱中净化分离,硅胶不低于 6 mL,氧化铝不低于 3 mL,体积比为 2:1. 用 2:3 的二氯甲烷/正己烷混合液 35 mL 淋洗柱体. 过柱后的液体继续在旋转蒸发仪上浓缩至 0.5 mL,然后转移到 2 mL 的细胞瓶中后,用不高于 $5\text{ L}\cdot\text{min}^{-1}$ 的高纯氮气吹至 0.2 mL,加入 20 ng 的内标物(五氯硝基苯)放入冰箱中待测. 其中所用试剂二氯甲烷、丙酮、正己烷均为色谱纯. 无水硫酸钠为分析纯,硅胶、氧化铝均为层析用.

脂质的测定:称取一定质量的组织样品,加入无水硫酸钠,用滤纸筒包好后放入烘箱中,在 $60\text{ }^{\circ}\text{C}$ 下直至样品烘干,称重;称重后的样品用 1:2 丙酮/二氯甲烷混合溶液 120 mL 索氏抽提 48 h,抽提完成后回收提取液,将滤纸筒取出在 $60\text{ }^{\circ}\text{C}$ 烘箱中烘干,称重.

脂质含量计算: $\text{脂质}(\%) = (m_1 - m_2) / m \times 100$

式中, m_1 : 抽提前称重(g); m_2 : 抽提后称重(g); m : 组织样品的质量(g).

表 1 采集鸟类样品生态学特征

Table 1 Sampling and ecological data of the bird samples analyzed in this study

种类	编号	性别	年龄	体重/g	喙长/cm	体长/cm	食性
白鹭	1	雄	成年	350	9.64	37.86	
	2	雌	成年	300	7.84	34.18	小鱼、两栖类、爬虫类、哺乳动物、甲壳动物
	3	雌	成年	250	6.55	35.21	
池鹭	1	雌	成年	195	2.96	16.83	
	2	雄	成年	175	6.96	28.53	鱼、虾等水生动物为主,兼食少量植物性食物
	3	雌	成年	225	7.25	25.91	
	4	雄	成年	250	7.27	27.24	

1.2 样品测试与分析

气相色谱分析:根据美国 EPA 标准方法 8080A 检测有机氯农药,GC-ECD 气相色谱仪(Agilent6890, HP-6890 型配⁶³Ni-ECD 检测器). 色谱柱为 HP-5 石英毛细管柱(30 m × 0.32 mm × 0.25 μm);用高纯氮气做载气,流速为 $2.1\text{ mL}\cdot\text{min}^{-1}$;进样口温度 $290\text{ }^{\circ}\text{C}$;升温程序为: $100\text{ }^{\circ}\text{C}$,保持 1 min,以 $4\text{ }^{\circ}\text{C}\cdot\text{min}^{-1}$ 升至 $200\text{ }^{\circ}\text{C}$, $2\text{ }^{\circ}\text{C}\cdot\text{min}^{-1}$ 升至 $230\text{ }^{\circ}\text{C}$,再以 $8\text{ }^{\circ}\text{C}\cdot\text{min}^{-1}$ 升至 $280\text{ }^{\circ}\text{C}$,保持 15 min. 检测器温度 $300\text{ }^{\circ}\text{C}$,不分流进样 $2\text{ }\mu\text{L}$.

有机氯农药混合标准溶液样品(包括 α -六六六(α -HCH)、 β -六六六(β -HCH)、 δ -六六六(δ -HCH)、 γ -六六六(γ -HCH)、 o,p' -滴滴依(o,p' -DDE)、 p,p' -滴滴依(p,p' -DDE)、 o,p' -滴滴滴(o,p' -DDD)、 p,p' -滴滴滴(p,p' -DDD)、 o,p' -滴滴涕(o,p' -DDT)、 p,p' -滴滴涕(p,p' -DDT)、六氯代苯(HCB)、甲氧滴滴涕(Methoxychlor)、七氯(heptachlor)、环氧七氯化物(heptachlor-exo)、顺式氯丹(*cis*-Chlordane)、反式氯丹(*trans*-Chlordane)、顺式九氯(*cis*-Nonachlor)、反式九氯(*trans*-Nonachlor)、艾氏剂(Aldrin)、狄氏剂(Dieldrin)、异狄氏剂(Endrin)、异狄氏醛(Endrin aldehyde)、异狄氏酮(Endrin ketone)、 α -硫丹(α -Endosulfan)、 β -硫丹(β -Endosulfan)、硫丹硫酸盐(Endosulfan-sulfate),回收率指标化合物 TCmX

(2,4,5,6-四氯间二甲苯)和 PCB209(十氯联苯)、内标物 PCNB(五氯硝基苯)购自美国的 Ultra Scientific.

将标样($2000 \mu\text{g}\cdot\text{mL}^{-1}$)配成浓度分别为 200、150、100、50、20、10 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$,保存于冰箱中.为避免标样的挥发,将不同浓度的标样分别倒出低于 0.5 mL 于小棕色瓶中,作为每批样品的标准样品使用.数据用 Agilent 色谱工作站处理,采用六点校正曲线法,内标法定量.

1.3 质量保证与质量控制

所有的样品分析测试均实行三级质量保证和质量控制.用回收率指标化合物、空白样品和平行样品控制样品预处理过程的质量.将 20 ng TCmX 和 PCB209 用作回收率指标化合物,20 ng 的 PCNB 作为内标物.为了获得样品测试的准确度和精密性,每批样品(18 个)分析 1 个方法空白样,空白样品中目标化合物都低于仪器检出限($0.001\text{—}0.005 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$),每天用同一含量的标准物质进行标准曲线校正,每天测试一次试剂空白,试剂空白未检出待测物质.各测试项目回收率为 51%—95%,相对偏差均小于 25%,另外用 6 种美国进口的混和标准物质建立标准曲线时,线性系数都在 0.98 以上.

2 结果与讨论

2.1 洪湖鹭科鸟类组织中的有机氯农药组成与含量特征

如表 2 所示,在鸟类不同组织中,大部分有机氯农药都有检出,DDTs 是最主要的污染物, p,p' -DDE 在所有样品中均有检出,而在大多数样品中其浓度占总 DDTs 浓度的 70% 以上,比其它化合物浓度要高得多.这与其它报道结果一致,因为 p,p' -DDE 非常稳定,是 p,p' -DDT 的主要代谢物,也是其它野生鸟类中最常检测到的有机氯农药^[15-16].其余的 DDT 代谢物也有相对较高的含量.环氧七氯和艾氏剂在各组织中均有检出,HCB 很难进行生物降解,检出最大值达到 $92.3 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$,检出率为 100%,七氯的残留量也较高,检出率达 75% 以上,最高值达到 $75.8 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$.这说明洪湖鹭鸟体内已受到有机氯农药不同程度的污染.

HCHs 和 DDTs 是洪湖湿地鹭科鸟类体内的主要有机污染物形态.HCHs 和 DDTs 的含量约占总 OCPs 的 80%,因此本研究主要分析了鹭科鸟类胸脯肌肉和肝脏组织中 HCHs 和 DDTs 的含量.白鹭肌肉组织中 HCHs 和 DDTs 的含量范围分别为: $11.3\text{—}89.4 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$ 和 $162\text{—}2149 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$,平均值分别为 $37.3 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$ 和 $943 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$;肝脏组织中 HCHs 和 DDTs 的含量范围分别为: $3.73\text{—}30.6 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$ 和 $280\text{—}957 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$,平均值分别为 $14.6 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$ 和 $566 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$.池鹭肌肉组织中 HCHs 和 DDTs 的含量范围分别为: $3.61\text{—}25.8 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$ 和 $68.4\text{—}261 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$,平均值分别为 $11.5 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$ 和 $189 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$;肝脏组织中 HCHs 和 DDTs 的含量范围分别为: $6.63\text{—}18.9 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$ 和 $147\text{—}1305 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$,平均值分别为 $13.1 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$ 和 $553 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$.

HCHs 和 DDTs 在不同组织中的分布如图 1 所示.由图 1 可看出各组织中 DDTs 比 HCHs 的含量高得多,这是由于 DDTs 比 HCHs 有更强的亲脂憎水性.苏秋克等^[15]对洪湖湖水、沉积物及特色水产品的研究表明,这些介质中 DDTs 均比 HCHs 含量高,导致作为高营养级别的鸟类体内 DDTs 明显比 HCHs 含量高得多.由图 1 还可看出,白鹭肌肉组织中 HCHs 和 DDTs 残留水平平均比池鹭高,而白鹭肝脏组织中 HCHs 和 DDTs 残留水平与池鹭相当.在洪湖湿地系统,白鹭属于留鸟,池鹭属于夏候鸟.肌肉组织中有有机污染物的含量水平是一个长期积累效应的反应,而肝脏中浓度是一个即时效应反应^[16].在采样期间,白鹭与池鹭觅食生境相同,因而其肝脏中有机污染物浓度水平相当.而池鹭肌肉中有机污染物比白鹭低得多,表明池鹭在越冬期间,其体内有机污染物得到释放.

单因素方差分析鹭科鸟类肌肉、肝脏组织中 HCHs、DDTs 含量显著性差异,结果表明 HCHs 和 DDTs 各组分在组织中的残留水平没有显著性差异($P > 0.05$).有机氯农药在鹭鸟体内的残留特征显示有机污染物在两种组织的脂肪中是均匀分布的.这与 Jaspers 等^[13]对比利时陆生、水生鸟类组织中的 OCPs 分析结果及罗孝俊等^[17]对电子垃圾回收区中同种野生鸟类各组织中的分析结果基本相同.

工业品 HCHs 和林丹农药是环境中 HCHs 的直接来源.工业品 HCHs 的组成为: α -HCH(65%—70%)、 β -HCH(5%—6%)、 γ -HCH(12%—14%)、 δ -HCH(6%).林丹的主要成分为 γ -HCH(99%).

γ -HCH 相对 α -HCH 更容易降解,在一定的条件下 γ -HCH 可向 α -HCH 转化^[18]. 在工业 HCHs 中 α -HCH/ γ -HCH 介于 3 和 7 之间, α -HCH 和 γ -HCH 的浓度比值可以用来指示 HCHs 的来源特征. 一般情况下, γ -HCH 在环境中的分解速度大于 α -HCH,长时间停止使用工业源 HCHs 后, α -HCH/ γ -HCH 将大于 7; 如果有林丹的输入, α -HCH/ γ -HCH 将小于 3^[19]. 在本研究中,鹭鸟肌肉、肝脏组织中 α -HCH/ γ -HCH 的比值绝大多数介于 1 和 3 之间,说明环境中 HCHs 的来源既有工业源的残留,也有林丹的输入. 这与洪湖沉积物的研究结果基本一致^[20].

表 2 洪湖鹭鸟肌肉和肝脏组织中有机氯农药含量(平均值;浓度范围,脂重计)

Table 2 Concentrations of organochlorine pesticides in muscle and liver of ardeidae from Honghu Lake (geometric mean and range, $\text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$ lipid weight)

有机氯农药种类	白鹭 (<i>Egrets garzetta</i>)				池鹭 (<i>Ardeola bacchus</i>)			
	肌肉/ ($\text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$)	检出率/ %	肝脏/ ($\text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$)	检出率/ %	肌肉/ ($\text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$)	检出率/ %	肝脏/ ($\text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$)	检出率/ %
α -六六六(α -HCH)	3.88; (1.08 —7.57)	100	2.03; (0.51 —3.74)	100	3.82; (1.66 —6.75)	100	4.46; (2.42 —5.71)	100
β -六六六(β -HCH)	1.95; (N. D —5.86)	33	9.72; (0.75 —20.8)	100	3.56; (N. D —14.3)	25	1.12; (N. D —4.49)	25
γ -六六六(γ -HCH)	1.82; (1.49 —2.70)	100	1.23; (0.29 —2.24)	100	1.47; (0.62 —2.17)	100	1.27; (N. D —2.21)	75
δ -六六六(δ -HCH)	29.7; (2.84 —79.2)	100	1.63; (N. D —3.81)	67	2.67; (N. D —5.08)	75	6.26; (3.20 —11.0)	100
Σ HCHs	37.3; (11.3 —89.4)		14.6; (3.73 —30.6)		11.5; (3.61 —25.8)	100	13.1; (6.63 —18.9)	
六氯代苯 (HCB)	50.1; (7.63 —92.3)	100	23.0; (13.4 —30.8)	100	13.3; (8.33 —19.3)	100	38.0; (33.3 —42.5)	100
艾氏剂 (Aldrin)	3.50; (0.49 —8.16)	100	1.26; (N. D —3.57)	67	0.32; (N. D —1.26)	25	4.41; (N. D —17.0)	50
环氧七氯 (Heptachlor-epoxide)	1.87; (N. D —5.00)	67	1.72; (0.40 —2.71)	100	1.26; (N. D —3.12)	50	2.73; (0.87 —6.13)	100
七氯 (Heptachlor)	34.9; (8.36 —75.8)	100	5.58; (3.42 —7.81)	100	6.02; (N. D —11.7)	75	8.96; (N. D —19.1)	75
p,p' -滴滴依 (p,p' -DDE)	896; (123 —2134)	100	522; (202 —914)	100	147; (67.3 —197)	100	464; (65.8 —1078)	100
p,p' -滴滴滴 (p,p' -DDD)	2.49; (1.48 —4.49)	100	7.06; (0.49 —18.9)	100	2.21; (0.83 —4.13)	100	8.90; (0.82 —21.5)	100
o,p' -滴滴涕 (o,p' -DDT)	34.2; (4.01 —67.2)	100	28.1; (2.59 —46.9)	100	33.8; (N. D —81.2)	50	58.8; (N. D —169)	50
p,p' -滴滴涕 (p,p' -DDT)	9.39; (5.79 —15.5)	100	8.42; (6.05 —12.3)	100	6.67; (N. D —16.2)	50	15.9; (N. D —36.2)	75
Σ DDTs	943; (162 —2149)		566; (280 —957)		189; (68.4 —261)		553; (147 —1305)	

N. D 表示未检出.

DDTs 进入生物体后,在有氧呼吸的条件下,脱氢降解为 DDE^[21]. 当 $\text{DDT}/(\text{DDE} + \text{DDD}) > 1$ 时,表明有新的 DDT 输入; $\text{DDT}/(\text{DDE} + \text{DDD}) < 1$ 时,表明没有新的 DDT 输入. 如图 2 所示,除一个样品外,在分析的所有样品中,DDD/DDE 和 $\text{DDT}/(\text{DDE} + \text{DDD})$ 的比值均小于 1,说明该区域生物体内的 DDE 来源于历史残留的 DDT,没有新的污染源存在^[22]. 这与洪湖沉积物的研究结果基本一致^[20].

2.2 洪湖湿地的有机氯农药污染水平评估与风险评价

鹭科鸟类多属候鸟,在秋季和春季进行迁徙,因此鹭鸟体内的污染物会受到原繁殖地和越冬地环境污染状况的影响. 春季鹭鸟由较南地区飞回原繁殖地,在秋季变冷之际,由原繁殖地飞往越冬地. 候鸟在

前往越冬地之前,体内 HCHs、DDTs 含量水平将达到留鸟的水平,在越冬期间,可将从繁殖地累积的有机污染物携带到越冬地并释放,也可在体内累积越冬地或停留地的有机污染物,并将之携带到繁殖地,再通过代谢、下蛋、脱毛、死亡等生理过程将污染物释放^[23-24]。在这个过程中,候鸟成为繁殖地与越冬地之间有机污染物传输的介质。本研究显示,池鹭在前往繁殖地即洪湖湿地之前,其体内有机氯浓度明显低于湿地留鸟,这预示了池鹭可在洪湖湿地度夏期间累积大量有机氯农药,再将之携带到越冬地并释放,实现繁殖地与越冬地有机污染物的转移。这表明了洪湖可作为有机氯农药的潜在源区,而候鸟可成为有机污染物在繁殖地与越冬地之间的传输介质。

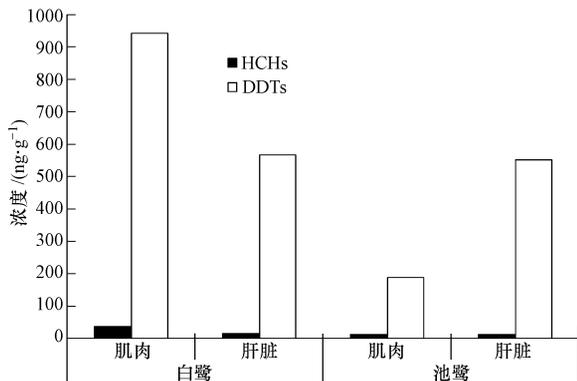


图1 洪湖鹭鸟肌肉和肝脏组织中 HCHs 和 DDTs 的含量水平

Fig.1 HCHs and DDTs concentrations in muscle and liver of ardeidae from Honghu Lake

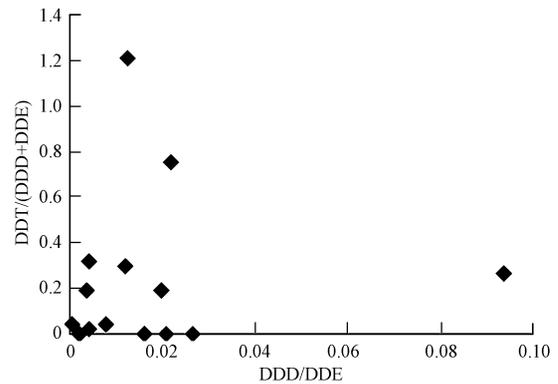


图2 洪湖鹭鸟不同组织中 DDD/DDE、DDT/(DDE + DDD) 的比值

Fig.2 Ratios of DDD/DDE and DDT/(DDE + DDD) in tissues of bird samples from Honghu Lake

将本研究中的鹭鸟肌肉和肝脏中的有机氯浓度与国内外其它地区相比以查明本地区鸟中有机氯农药的浓度水平,主要数据列于表 3。从表 3 中可以看出,本地区鸟中 HCHs、DDTs、HCB 的浓度比现有报道浓度偏低,其污染状况处于低等水平。

表3 本研究鹭鸟肌肉和肝脏中污染物浓度与全球其它研究的比较($\text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$ 脂重)

Table 3 Contaminant comparison in muscle and liver of ardeidae from Honghu Lake and other areas of the world ($\text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$ lipid weight)

组织	鸟的种类	DDTs	HCHs	<i>p,p'</i> -DDE	Heptachlor	HCB	地点
肝	Yellow-legged herring	810 (34—2434)					意大利卡帕利亚省海湾 ^[11]
肉	Fulmar	7340 (1751—21200)					法罗群岛 ^[25]
肝	Common cormorant	640 (12000—130000)	2800 (770—6000)			360 (28—580)	日本琵琶湖 ^[26]
肉	Carrion crow	7300 (410—33000)	120 (33—320)			94 (32—200)	日本北海道 ^[27]
肝	<i>Ardea cinerea</i>			158 (671—3665)	31 (11.2—141)		希腊 ^[20]
肝	<i>Ardea purpurea</i>			99.3 (1.73—10378)	0.12 (N. D—0.96)		希腊 ^[20]
肝	<i>Egretta garzetta</i>			257 (60.8—1590)	5.33 (N. D—37.3)		希腊 ^[20]
肝	Grey heron	15000 (710—220000)	150 (23—1100)	15000		1100 (79—11000)	比利时弗兰德 ^[13]
肝	Great grested grebe	7700 (920—150000)	73 (28—840)	7700		200 (93—7300)	比利时弗兰德 ^[13]
肉	Grey heron	7200 (1200—208000)	150 (32—610)	6900		680 (93—6600)	比利时弗兰德 ^[13]

续表 3

组织 鸟的种类	DDTs	HCHs	<i>p,p'</i> -DDE	Heptachlor	HCB	地点
肉 Great grested grebe	8200 (2100—200000)	100 (32—1100)	8200		190 (140—4800)	比利时弗兰德斯 ^[13]
蛋 Great blue heron	10744	175				加拿大北极地区 ^[28]
肉 Heron	2715 (118—6931)	1799 (80—2780)				广东清远 ^[17]
蛋 Night heron		43				无锡太湖 ^[29]
蛋 <i>Egrets garzetta</i>	408	19.2			6.3	无锡太湖 ^[30]
肉 <i>Egrets garzetta</i>	943 (162—2149)	37.3 (11.3—89.4)	897 (123—2134)	34.86 (8.36—75.8)	50.1 (7.63—92.3)	中国洪湖
肝 <i>Egrets garzetta</i>	566 (280—957)	14.6 (3.73—30.6)	522 (202—914)	5.58 (3.42—7.81)	23.0 (13.4—30.8)	中国洪湖
肉 <i>Ardeola bacchus</i>	189 (68.4—261)	11.51 (3.61—25.8)	147 (67.3—197)	8.02 (N. D—11.7)	13.2 (8.33—19.3)	中国洪湖
肝 <i>Ardeola bacchus</i>	553 (147—1305)	13.12 (6.63—18.9)	464 (65.8—1078)	12.0 (N. D—19.1)	37.9 (33.3—42.5)	中国洪湖

注: N. D 表示未检出。

有研究^[31]表明,成年大白鹭肝脏中 *p,p'*-DDE 浓度达到 124300 ng·g⁻¹ 会引起蛋壳破碎. 鸟肝中 *p,p'*-DDE 平均浓度在 20—1000 μg·g⁻¹ 脂重间将对鸟的繁殖造成威胁进而影响整个种群^[32]. Connell 等^[33] 研究证实鹭科鸟蛋中 *p,p'*-DDE 浓度超过 1000 ng·g⁻¹ 湿重会显著降低幼鸟的存活率. 本研究鹭鸟所有肝脏样品中 *p,p'*-DDE 的最高残留值为 2134 ng·g⁻¹ 脂重, 低于上述对鸟类产生影响的最低值. 因此, DDTs 未对本区鸟类造成危害.

HCB 是一种工业和农业污染物, 在环境中很难进行生物降解. 分析结果表明洪湖地区鹭科鸟类组织中 HCB 浓度处于较低水平, 目前还未见对鹭科鸟类繁殖成功率产生影响的 HCB 阈值的报道.

七氯在动物体中会迅速的代谢成七氯环氧化物, 七氯环氧化物在体内脂肪中可长时间残留, 其在组织中的相对含量随接触时间延长而增加^[34]. 目前还未见对鸟类产生威胁的 Heptachlor 最低阈值的报道, 本研究区鹭鸟体内七氯的浓度与其它研究地区同一种属的鸟类相比处于偏低水平.

由此可见洪湖鹭鸟体内有机氯污染处于较低水平, 有机氯农药未对本区鸟类产生威胁.

3 结论

(1) 洪湖地区鹭科鸟体内有机氯农药以 HCHs 和 DDTs 为主, 各组织中 DDTs 浓度都远远高于 HCHs. HCHs 和 DDTs 各组分在组织的脂肪中的分布没有显著差异.

(2) 洪湖地区鹭鸟体内 DDTs 的组成特征表明其体内 DDTs 来源于环境早期的有机氯农药残留.

(3) 留鸟白鹭机体组织中的有机氯农药含量要明显高于夏候鸟池鹭, 而夏候鸟池鹭很可能通过在洪湖湿地度夏而明显累积本区的有机污染物, 进而很可能携带到其繁殖地, 充当有机污染物的传输介质.

(4) 通过与全球主要湖泊湿地的水鸟机体组织中的有机氯农药含量的比较, 发现洪湖鹭科鸟体内有机氯污染处于较低水平, 有机氯农药很可能尚未对本区鸟类产生明显的威胁.

参 考 文 献

- [1] Moriarty F. The effects of pesticides on wildlife: Exposure and residues [J]. Science of the Total Environment, 1972, 1(3): 267-288
- [2] Luebke B. Pesticide-induced Immunotoxicity: Are humans at risks[J]. Human and Ecological Risk Assessment, 2002, 8(2): 293-303
- [3] 苏丽敏, 袁星. 持久性有机污染物 (POPs) 及其生态毒性的研究现状与展望[J]. 重庆环境科学, 2003, 25(9): 62-64
- [4] Law R J, Alae M, Allchin C R, et al. Levels and trends of polybrominated diphenylethers and other brominated flame retardants in wildlife [J]. Environment International, 2003, 29(6): 757-770

- [5] 胡国成, 李凤超, 戴家银, 等. 府河和白洋淀沉积物中 DDTs 的分布特征和风险评价[J]. 环境科学研究, 2009, 22(15): 891-896
- [6] 龚钟明, 曹军, 李本钢, 等. 天津地区土壤中六六六的残留及分布特征[J]. 中国环境科学, 2003, 23(3): 311-314
- [7] 杨燕红, 闵育顺. 珠江三角洲一些城市水体中微量有机污染物的初步研究[J]. 环境科学学报, 1998, 18(3): 271-277
- [8] Elliott J E, Butler R W, Norstrom R J, et al. Environment contaminants and reproductive success of great blue herons *Ardea herodias* in British Columbia, 1986-1987 [J]. Environmental Pollution, 1989, 59(2): 91-114
- [9] Fasola M, Vecchio L, Caccialanza G, et al. Trends of organochlorine residues in eggs of birds from Italy, 1977 to 1985 [J]. Environmental Pollution, 1987, 48(1): 25-36
- [10] Fitzner R E, Blus L J, Henny C J, et al. Organochlorine residues in great blue herons from the northwestern United States [J]. Colonial Waterbirds, 1988, 11(2): 293-300
- [11] Naso B, Perrone D, Ferrante M C, et al. Persistent organochlorine pollutants in liver of birds of different trophic levels from coastal areas of Campania, Italy [J]. Archives of Environmental Contamination and Toxicology, 2003, 45(3): 407-414
- [12] Bustnes J O, Folstad I, Erikstad K E, et al. Blood concentration of organochlorine pollutants and wing feather asymmetry in Glaucous Gulls [J]. Functional Ecology, 2002, 16(5): 617-622
- [13] Jaspers V L B, Covaci A, Voorspoels S, et al. Brominated flame retardants and organochlorine pollutants in aquatic and terrestrial predatory birds of Belgium: Levels, patterns, tissue distribution and condition factors[J]. Environmental Pollution, 2006, 139: 340-352
- [14] 安琼, 董元华, 王辉, 等. 不同年龄夜鹭卵中有机氯农药污染的生物指示[J]. 环境科学学报, 2004, 24(1): 139-143
- [15] 苏秋克, 祁士华, 吴辰熙, 等. 洪湖特色水产品对湖水及沉积物中有机氯农药的积累模式[J]. 地质科技情报, 2007, 26(4): 85-90
- [16] Andrea H, Buckman, Ross J, et al. Organochlorine contaminants in seven species of Arctic seabirds from northern Baffin Bay [J]. Environmental Pollution, 2004, 128(3): 327-338
- [17] 罗孝俊, 张秀蓝, 罗勇, 等. 电子垃圾回收区野生鸟类中的持久性有机污染物及其风险评价[C]. 中国环境科学学会 2009 年学术年会论文集, 2009, 4: 739-747
- [18] Walker K, Vallero D A, Lewis R G. Factors influencing the distribution of lindane and other hexachlorocyclohexanes in the environment [J]. Environment Science and Technology, 1999, 33(32): 4372-4378
- [19] 刘相梅, 彭平安, 黄伟林, 等. 六六六在自然界中的环境行为及研究动向[J]. 农业环境与发展, 2001, (2): 38-40
- [20] 龚香宜, 祁士华, 吕春玲, 等. 洪湖表层沉积物中有机氯农药的含量及组成[J]. 中国环境科学[J], 2009, 29(3): 269-273
- [21] Kwong R W, Yu P K N, Lam P K S, et al. Uptake, elimination, and biotransformation of aqueous and dietary DDT in marine fish [J]. Environmental Toxicology and Chemistry, 2008, 27(10): 2053-2063
- [22] Hitch R K, Day H P. Unusual persistence of DDT in some Western USA soils [J]. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology, 1992, 48(2): 255-264
- [23] Kunisue T, Minh T B, Fukuda K, et al. Seasonal variation of persistent organochlorine accumulation in birds from Lake Baikal, Russia, and the role of the South Asian region as a source of pollution for wintering migrants[J]. Environmental Science and Technology, 2002, 36(7): 1396-1404
- [24] 袁林喜, 祁士华. 鸟类对持久性有机污染物的定向传输作用研究进展[J]. 环境化学, 2011, 30(12): 1983-1992
- [25] Fangstrom B, Athanasiadou M, Athanassiadis I, et al. Polybrominated diphenyl ethers and traditional organochlorine pollutants in fulmars (*Fulmarus glacialis*) from the Faroe Islands[J]. Chemosphere, 2005, 60(7): 836-843
- [26] Guruge K S, Tanabe S, Fukuda M, et al. Accumulation pattern of persistent organochlorine residues in Common Cormorants (*Phalacrocorax carbo*) from Japan[J]. Marine Pollution Bulletin, 1997, 34(3): 186-193
- [27] Kunisue T, Watanabe M, Subramanian A, et al. Accumulation features of persistent organochlorines in resident and migratory birds from Asia[J]. Environmental Pollution, 2003, 125: 157-172
- [28] Braune B M, Mallory M L, Gilchrist H G, et al. Levels and trends of organochlorines and brominated flame retardants in Ivory gull eggs from the Canadian Arctic, 1976 to 2004[J]. Science of the Total Environment, 2007, 378: 403-417
- [29] 董元华, 安琼, 龚钟明, 等. 太湖湿地生态系统有机氯污染的夜鹭生物指示[J]. 应用生态学报, 2002, 13(2): 209-212
- [30] 阮禄章, 张迎梅, 赵东芹, 等. 白鹭作为无锡太湖地区环境污染指示生物的研究[J]. 应用生态学报, 2003, 14(2): 263-268
- [31] Pratt H M. Nesting success of common egrets and great blue herons in the San Francisco bay region [J]. The Condor, 1972, 74(4): 447-453
- [32] Platteuw M, Eerden M R, Guchte K. Variation in contaminant content of liver of cormorants (*Phalacrocorax carbo sinensis*) living near polluted sedimentation area in Lake IJsselmeer in the Netherlands[J]. Ardea, 1995, 83: 315-324
- [33] Connell D W, Fung C N, Minh T B, et al. Risk to breeding success of fish-eating Ardeids due to persistent organic contaminants in Hong Kong: Evidence from organochlorine compounds in eggs[J]. Water Research, 2003, 37(2): 459-467
- [34] Gannon Norman, Bigger J H. The conversion of aldrin and heptachlor to their epoxides in soil[J]. Journal of Economic Entomology, 1958, 51(1): 1-2

Distribution characteristics of organochlorine pesticides in tissues of ardeidae and its risk assessment from Honghu Lake, southcenter China

CHEN Jing YUAN Linxi QI Shihua* KE Yanping HU Ying ZHANG Xiaohui YU Jia

(State Key Laboratory of Bio-geology and Environment Geology, School of Environment Studies,
China University of Geosciences, Wuhan, 430074, China)

ABSTRACT

The concentrations of organochlorine pesticides (OCPs) in muscle and liver of waterbirds (including *Egrets garzetta* and *Ardeola bacchus*) from Honghu Lake were determined by Gas-chromatography electron capture detector (GC-ECD). The results showed that most organochlorine pesticides such as hexachlorocyclohexane (HCHs), dichlorodiphenyltrichloroethane (DDTs), hexachlorobenzene (HCB), aldrin, heptachlor, and heptachlor-epoxide were detectable. The concentrations of HCHs and DDTs in muscle of *Egrets garzetta* were in the range of 11.3—89.4 ng·g⁻¹ lipid weight (lw) and 162—2149 ng·g⁻¹ lw respectively, and those of HCHs and DDTs in liver of *Egrets garzetta* were in the range of 3.73—30.6 ng·g⁻¹ lw and 280—957 ng·g⁻¹ lw respectively. The concentrations of HCHs and DDTs of *Ardeola bacchus* in muscle were in the range of 3.61—25.8 ng·g⁻¹ lw and 68.4—261 ng·g⁻¹ lw, and those in liver were in the range of 6.63—18.9 ng·g⁻¹ lw and 147—13.5 ng·g⁻¹ lw, respectively. No significant differences were found between the levels of HCHs and DDTs in muscle and liver. The profiles of HCHs and DDTs indicated that no new inputs exist in study area for these two contaminants. Honghu wetland could be a potential source of the organochlorine contamination, migratory bird such as *ardeola bacchus* in the present study could likely transport pollutants from the study site to winter place. Compared with reports in other regions, the levels of OCPs in the present study were low and the risk of OCPs to birds in the study area was also low.

Keywords: Honghu Lake, waterbirds, organochlorine pesticides (OCPs), risk assessment.