

持久性有机污染物(POPs)对鸟类的影响

李 峰^{①②} 丁长青^{①*}

(① 中国科学院动物研究所 北京 100080 ; ② 中国科学院研究生院 北京 100049)

摘要 :持久性有机污染物(POPs)是高残留物质 ,进入生物体后会长期存留并产生危害。近年来 ,有关生物体中 POPs 的研究已成为环境化学、生态毒理学研究的热点之一。本文概述了持久性有机污染物(POPs)的主要类型、生态特征、来源和污染效应。介绍了 POPs 在鸟类体内富集的特点及其对鸟类的危害 ,分析了以鸟类作为环境监测指示生物时应注意的问题 ,对 POPs 的防治以及利用鹭类等水鸟监测环境污染的方法提出了建议。

关键词 :持久性有机污染物 ;鸟类 ;环境监测 ;指示生物

中图分类号 :Q492 文献标识码 :A 文章编号 :0250-3263(2006)02-128-07

Effects of Persistent Organic Pollutants(POPs) on Birds

LI Feng^{①②} DING Chang-Qing^①

(① Institute of Zoology ,Chinese Academy of Sciences ,Beijing 100080 ;

② Graduate School of Chinese Academy of Sciences ,Beijing 100049 ,China)

Abstract :The Persistent Organic Pollutants(POPs) are high toxic contaminant residues in environment. If the POPs came into organisms through the food chains ,they would accumulate and remain for a long time and do harm. Recently ,the research on POPs in organisms is one of the hot issues in environmental chemistry and ecological toxicology. This paper summarized the main types ,environmental behaviors ,natural resources ,pollution effects of POPs ,and discussed the harmful properties of POPs to birds ,the characteristics of POPs accumulation in the tissues of birds ,and the characteristics when using birds as indicator of environmental monitoring program. Some suggestions on POPs control and using waterbirds (eg. herons) as indicator in environmental monitoring were put forward as well.

Key words :Persistent Organic Pollutant(POPs) ;Birds ;Environmental monitoring ;Bio-indicator

持久性有机污染物(POPs)是指通过各种环境介质(大气、水、生物体等)能够长距离转移并长期存在于环境中 ,对人类健康和环境具有严重危害的天然或人工合成的有机污染物质^[1]。由于 POPs 具有高毒性 ,化学性质稳定并具挥发性 ,可在环境中长期残留(半衰期大于 6 个月) ,能够随气流和水流在全球范围内转移 ,随食物和饮水在生物体内累积 ,通过食物链富集而逐级放大 ,极有可能对全球生态构成潜在的巨大威胁^[2]。POPs 在全球的大陆、海洋、沙漠、高山甚至南北极地区都有存在 ,已经成为近年越来越突出的环境污染问题。

2001 年 5 月 23 日 ,包括中国在内的 127 个国家和地区在瑞典签署了《关于持久性有机污染物的斯德哥尔摩公约》(Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants) ,决定禁止或限制使用 12 种持久性有机污染物(Persistent Organic Pollutants ,POPs) ,至今已有 151 个国家签署。《公约》规定削减和淘汰的 12 种(类)物质为 :艾

基金项目 国家自然科学基金项目(No.30270265 ,30570257) ;

* 通讯作者 ,E-mail :cqding@mx.cei.gov.cn ;

第一作者介绍 李峰 ,男 ,硕士研究生 ,研究方向 :鸟类学和动物生态学。

收稿日期 2005-12-28 ,修回日期 2006-02-06

氏剂(Aldrin)、狄氏剂(Dieldrin)、异狄氏剂(Endrin)、滴滴涕(DDT)、七氯(Heptachlor)、氯丹(Chlordane)、灭蚁灵(Mirex)、毒杀酚(Toxaphene)和六氯苯(HCB)等9种有机氯杀虫剂;工业化学品多氯联苯(PCBs);非故意产生的工业副产品多氯代二苯并二噁啉(PCDDs)和多氯代二苯并呋喃(PCDFs)。

鸟类是食物链中的高级消费者,它们体温高、新陈代谢旺盛的特点决定了其需要从环境中获取相对多的物质,更新“速率”更快,受环境中污染物质的影响也就更明显。随着世界经济的快速发展,越来越多的POPs进入环境,其高毒性不仅对鸟类造成直接危害,而且通过食物链的富集、传递及生物放大,高浓度的污染物积累到鸟类体内,进而导致慢性危害,对鸟类的生理机能、繁殖能力和生存能力造成严重影响,最终致使鸟类种群数量减少,部分物种和类群濒于灭绝^[3]。

例如,1954年,在使用DDD(DDT代谢物)杀灭美国加利福尼亚州清水湖中的蚋虫后几个月,上百只以鱼类为食的北美鸕鶿(*Aechmophorus occidentalis*)开始死亡。1957年再次除虫后,更多的鸕鶿发生死亡。通过对鸕鶿脂肪组织的分析发现,鸟体内DDD含量比湖水中高出近 8×10^5 倍^[4]。在这个食物链中,水中的有毒物质DDD经过浮游生物→草食动物→小型肉食动物→大型肉食动物,逐步在鸕鶿体内积蓄。高浓度DDD的高毒性最终导致鸕鶿的死亡。

1 POPs对鸟类的危害

POPs的来源主要分两类:(1)由于农业需要,人们生产有机氯杀虫剂并施用于土壤和作物中;(2)金属冶炼、垃圾焚烧以及五氯苯酚和多氯联苯的生产和使用,将POPs带入环境。

POPs对野生鸟类的影响主要是通过食物链间接引起的,可引起先天缺陷、癌症、免疫机能障碍、内分泌失调、疾病易感程度降低、发育和生殖系统疾病、产软壳卵、繁殖成功率下降,对生物体造成严重危害^[5];其次,POPs对环境的破坏使鸟类可栖息的范围缩小,可能迫使候

鸟或活动性强的鸟类迁移或改变越冬地和栖息地;POPs对环境的污染,使鸟类需要花费更多的体力来寻找食物。

1.1 有机氯杀虫剂类(OCPs) OCPs的化学结构多为氯代多环芳烃(PAH),具有激素样作用,可干扰内分泌系统的正常功能,造成对机体健康和生殖功能的损害。20世纪60年代以来,不断发现OCPs对鸟类有长期毒害作用,如慢性中毒、贫血、卵壳变薄易脆、孵化率降低、繁殖能力减弱、致死、致畸等^[6,3]。20世纪50~70年代,北美许多地区的白头海雕(*Haliaeetus leucocephalus*)数量急剧减少,原因之一就是由于DDE(DDT代谢物)导致繁殖成功率及成鸟存活率降低^[3]。Blus(1982)对褐鹈鹕(*Pelecanus occidentalis*)的研究表明,卵中DDE浓度达到 $3 \mu\text{g/g}$ 时,繁殖成功率显著下降;达到 $4 \mu\text{g/g}$,繁殖全部失败;在美国北卡罗莱纳州OCPs大量减少使用以后,褐鹈鹕的卵壳厚度,繁殖成功率和幼鸟数量都有显著提高^[7]。Blus等对使用Endrin的果园中鸟类的死亡原因分析表明,超过24%的鸟因误食异狄氏剂死亡;控制异狄氏剂的使用后,果园中鸟类的死亡数量显著下降^[8]。Walker等对鹌鹑(*Coturnix japonica*)研究表明,当卵中狄氏剂大于 $45.2 \mu\text{g/g}$ (湿重)时对其繁殖产生影响^[9]。OCPs的脂溶性特征使其具有很强的生物富集和放大作用。夜鹭(*Nycticorax nycticorax*)是太湖水生态系统食物链的顶级生物,与水体中OCPs浓度相比,鱼体内DDT的富集系数为2 200,夜鹭卵中为12 600;而鱼体内六六六(HCHs)的富集系数为226.7,夜鹭卵中为2 866.7^[10]。

1.2 多氯联苯类(PCBs) PCBs是一种环境激素,通过与激素受体结合能起到激素样作用,引起内分泌紊乱、生殖机能失常^[11]。PCBs可诱发鸡胚的死亡以及使种蛋的死亡率明显升高,对胚胎和雏鸟的死亡率以及孵化率产生影响^[12],并引起形态学上的变异^[13]。鸡PCBs中毒可出现“鸡水肿症”,表现为消瘦综合症、颈部的皮下水肿、共济失调(即协同运动障碍)和紫质症(间歇性腹痛或高血压等症状)等。1966年,斯德

哥尔摩大学确认 PCBs 在白尾海雕 (*Haliaeetus albicilla*) 体内的富集现象。1968 年日本曾发生因食入被 PCBs 污染的米糠油而导致上千人中毒, 几十万只家禽死亡的事件。1970 年 12 月美国纽约 PCBs 污染事件, 造成蛋鸡产蛋量下降、孵化率降低及大批死亡。McCarty 等对纽约哈德逊河流域 PCBs 污染地区双色树燕 (*Tachycineta bicolor*) 的筑巢行为研究发现, PCBs 通过扰乱内分泌系统, 导致筑巢行为反常, 巢小、轻且含羽量少, 部分筑巢行为丧失^[14]。Hoffman 等发现夜鹭卵中 PCBs 浓度与孵化出来的雏鸟体重呈负相关, PCBs 对雏鸟的成活率造成影响^[15]。公鸡对 PCBs 有较高的敏感性, 可使公鸡的生精功能损伤, 睾酮分泌减少。而相同剂量的 PCBs 处理后, 母鸡所产蛋除蛋重量下降外, 其他品质均无显著变化^[16]。

1.3 二噁英类 (PCDD/Fs) PCDD/Fs 是一组有 210 种异构体的化学品, 其中 PCDDs 75 种, PCDFs 135 种。由不完全燃烧或在特定工业过程中非故意产生, 也是汽车尾气的一部分。PCDD/Fs 在土壤中半衰期为 10~12 年。

PCDD/Fs 是目前发现的无意识合成的副产品中毒性最强的化合物, 少量接触就会有明显的中毒反应, 其中 2,3,7,8-TCDD (四氯化化合物) 在 1985 年被美国环保局宣布为毒性最强的致癌化合物, 其毒性相当于氰化钾的 1 000 倍, 鸡的 LD_{50} (半致死量) 为 25~50 $\mu\text{g}/\text{kg}$ 。1972 年, 美国密苏里小镇发生 PCDD/Fs 扩散事件, 造成大量鸟类和其他动物死亡。1999 年, 比利时、荷兰、法国、德国先后发生的 PCDD/Fs 在饲料、肉鸡及鸡蛋等相关产品中严重超标事件使得 PCDD/Fs 引起世界的极大关注。比利时政府随后规定饲料中 TCDD 含量超过 1 000 ng/kg 为超标, 欧盟主张以 200 ng/kg 为准。

PCDD/Fs 的吸收途径主要是通过消化道、皮肤和肺。消化道吸收率为 50%, 肺吸收率为 25%, 皮肤吸收率为 1%。被吸收的 PCDD/Fs 主要蓄积于肝脏及脂肪组织中。

PCDD/Fs 能影响处于发育阶段动物的生殖、免疫、内分泌和神经系统。当它发挥激素样

或内分泌作用时, 可通过改变机体特定组织的分化增生而引起肿瘤。Powell 等将 TCDD 注射到即将孵化的家鸡卵中, 与对照组相比, TCDD 可导致孵化后雏鸟的死亡率和畸形率增高, 雏鸟的体重及器官重量降低^[17]。

1.4 多溴二苯醚 (PBDEs) PBDEs 是一类具有生态风险的新型环境 POPs。作为阻燃剂, PBDEs 已经被愈来愈广泛地添加到工业产品中, 因此对大气、水体、沉积物和土壤等环境介质及相关生态系统产生日益广泛的污染^[18]。其高聚物的燃烧及热裂产物中含有有毒、致癌、致畸的多溴代苯并呋喃 (PBDDs) 和多溴代二苯并呋喃 (PBDFs)。

PBDEs 作用的靶器官主要是脂肪组织、神经系统、甲状腺和生殖发育系统等。

由于 PBDEs 具有与 PCBs 相似的分子结构, 因此推断其具有与 PCBs 类似的生态学及毒理学特性。Fernie 等将 PBDEs 注射到美洲隼 (*Falco sparverius*) 的卵中, 结果显示: PBDEs 可干扰雏鸟的免疫系统, 导致脾、粘液囊和胸腺发生形态学上的变异, 抗体媒介反应与 PBDEs 的浓度呈显著的负相关^[19]。PBDEs 能降低甲状腺素在血液中的含量, 破坏甲状腺素的平衡状态, 减少大脑可以利用的甲状腺素含量, 进而导致神经系统发育异常。PBDEs 具有很强的生物放大作用, Damerud 等发现, BDE-47 通过食物链, 由低级消费者鲑鱼体内的 50 ng/kg 上升到顶级消费者普通鸬鹚 (*Phalacrocorax carbo*) 体内的 1 900 ng/kg , 其浓度放大了将近 40 倍^[20]。

2 POPs 的检测方法

环境中 POPs 的分析对象广, 污染含量低, PCBs、PCDD/Fs 又有多种异构体, 因此检测手段要求灵敏、准确、速度快、自动化程度高。常用的 POPs 检测方法主要有气相色谱法 (GC)、气相色谱/质谱联用法 (GC/MS)、高效液相色谱法 (HPLC)、超临界流体色谱法 (SFC) 以及毛细管电泳 (CE)。目前以 GC/MS 为主, 主要通过对大气和水样品的采集以及水样品的固相萃取对环境中的有机污染物残留进行测量。国内大多数

省级监测站和一些发达城市的监测站都有气相色谱仪、气相色谱/质谱联用仪和高效液相色谱仪等有机污染物的分析仪器,基本具备了检测大多数 OCPs 和 PCBs 的能力。

中国有关 POPs 的标准系列中,有机氯农药主要集中在 DDT 和六六六,其他污染物如 Aldrin、Dieldrin、Endrin 等均未涉及,PCBs 的标准不够全面。随着中国城市生活垃圾和危险废物焚烧设施的逐步增加,PCDD/Fs 的监测工作也引起高度重视。但目前,中国环保系统尚不具备足够的 PCDD/Fs 监测能力。

3 应用鸟类监测环境中 POPs

利用生物指示效应来评价环境污染的程度及其对人类健康的潜在影响,是当前国际环境研究的前沿之一。鸟类是高等脊椎动物,是食物链中的高级消费者。鸟类与环境的关系十分密切,环境中的重金属有毒物质会通过食物链在鸟体内富集,鸟体组织中的有毒物质浓度反映了鸟类所处环境背景中的有毒物质浓度的高低^[21]。

鸟类应用于监测工作的优势在于:鸟类是在生态学和生理学领域研究得最为充分的类群之一;历史上大量标本的积累为日后分析环境动态变化提供了条件;鸟类作为食物链中的顶级生物类群,与人类处于相近的食物链地位,可以利用鸟类体内各种污染物的富集程度,间接评价环境污染水平对人群健康的潜在威胁。在用作监测 POPs 污染的鸟体组织中,羽毛是最好的监测材料,具有便于检测、可再生、避免鸟类死亡、易于长期保存、采样便易、节省时间和经费、可对同一个体重复采样、可扩大监测范围等优点。因此鸟类羽毛为环境污染监测提供了一种相对无损伤、非侵犯性的生物检测方法^[22]。另外,鸟类血液及粪便也是很有效的监测材料。由于雏鸟的食物是亲鸟从营巢地周边取来的食物,其污染程度能反映当地的环境污染状况,因此应优先选择雏鸟作为环境污染监测对象^[23]。Custer 等^[24]提出一枚卵可以有效地代表整个巢的污染水平,而且由于亲鸟很少能抚育成活所

有的雏鸟,因此拿走一枚卵不会对种群的数量造成影响。

国外已经进行的大量实践证明,长期生活在污染环境中的鸟类,能够如实记录污染的全过程,反映污染物的历史变迁,提供环境变迁的证据。在西班牙,由于红腿石鸡(*Alectoris rufa*)具有食物链简单和分布广泛的特点,使它成为监测西班牙陆地 OCPs 随空间变化的很有效的指示物种。Herrera 等对西班牙 OCPs 状况的调查结果证明:北部工业地区红腿石鸡标本的林丹含量(34.4 ng/g 脂肪)要比中部和南部农业地区的高;南部农业地区标本的 DDE 含量(62.3 ng/g 脂肪)则要比中部(31.2 ng/g 脂肪)和北部工业地区(5.6 ng/g 脂肪)的高;而 Dieldrin 则只在中部地区发现^[25]。Matz 等对夜鹭卵中 POPs 含量的研究发现,受 POPs 污染严重的纽约湾地区夜鹭卵中污染物含量比环境良好的对照点夜鹭卵中污染物含量极显著的高($P < 0.0001$),他们认为夜鹭卵中 POPs 的含量反映了该地区的污染状况,是监测各地区时空变化及地区间环境污染的一种理想的指示生物^[26]。

近年来,我国也开展了一些污染指示生物的研究,如利用藻类、鱼类、双壳类等水生生物以及土壤原生动植物作为污染生物指示物的研究^[27-30]。环颈雉(*Phasianus colchicus*)体内 Zn、Cd 积累与环境污染的相关性^[31]等,但对于水鸟的研究还开展较少。董元华等^[10]、龚钟明等^[32]和阮禄章等^[33]分别对应用夜鹭和小白鹭(*Egretta garzetta*)作为湿地环境污染指示生物的可行性进行了研究。其中,阮禄章等^[33]的研究中由于样品中 OCPs、PCBs 等浓度都未达到影响白鹭繁殖成功率的阈值,因此白鹭作为湿地环境污染指示生物的可能性还有待进一步研究,其他两个研究均得出了夜鹭具有指示环境污染的相同结果。

POPs 在鸟体内的分布具有以下特点:

3.1 物种差异 Albanis 等通过研究鹭类的卵及其食物中的有机氯类杀虫剂浓度,证明不同的物种由于其取食地的不同以及取食习性的不

同,体内积累的杀虫剂的浓度也不同^[34]。Wiesmuller 等对德国 Berlin-Brandenburg 地区雀鹰(*Accipiter nisus*)、燕隼(*Falco subbuteo*)和苍鹰(*Accipiter gentilis*)鸟卵中 POPs 浓度的研究支持了以上的观点^[35]。

3.2 食性差异 Senthilkumar 等对 17 种鸟的肝脏进行 POPs 含量分析,结果显示:肉食性鸟类体内的 PCDD/DFs 和 PCBs 含量最高,其次是食鱼性、杂食性鸟类,最后是以谷类为食的鸟类^[36]。POPs 的食性差异反映了营养级和生物放大程度的差别。

3.3 地区差异 不同地区由于食物来源和环境异质性等差别,鸟类积累污染物的情况也会不同^[19]。Tanabe 等研究发现,内陆的食鱼性和食腐性鸟类主要蓄积六六六和 DDT 及其异构体,而沿海的食腐性鸟类相对富集更多的 PCBs^[37]。Jaspers 等对不同地区纵纹腹小鸮(*Athene noctua*)体内的 POPs 进行了分析,发现内陆地区的鸟类要比沿海地区的鸟类积累更多的 PDBEs^[38]。

3.4 性别差异 由于在繁殖过程中雌雄个体所承担的角色不同,性别成为导致鸟体内污染物积累差异的一个方面。暴风鹱(*Fulmarus glacialis*)肝脏中 POPs 含量存在性别差异,雄鸟对 POPs 的富集程度一般高于雌鸟^[39]。导致污染物残留在两性体内分布不同的原因是由于两性不同的排泄能力^[40]。

3.5 年龄差异 Vorkamp 等对白翅斑海鸽(*Cephus grylle*)的肝脏中 POPs 含量检测结果显示,各年龄组间存在显著差异^[41]。而安琼等对太湖鼋头渚采集的 2~4 龄夜鹭产的卵进行 OCPs 残留检测,发现各年龄组卵中 OCPs 残留量差异不明显,因此在用夜鹭卵作 OCPs 污染的生物指示时可以不考虑年龄差异所带来的影响^[42]。一般来说,多数研究还是肯定了年龄因素造成的差别。

另外,POPs 在鸟体内残留的浓度还取决于鸟的迁徙方式,留居型的鸟主要富集 HCHs(14~8 800 ng/g 湿重),迁徙型的鸟则表现出较高的 PCBs 蓄积(20~4 400 ng/g 湿重)^[37]。

所以,用鸟类组织监测 POPs 污染时,评价的指标应严格限定,要有明确的地点、时间、年龄、性别、组织材料等,才能进行客观的评价。

4 建议

我国湿地面积约占全球湿地总面积的 10%,是东半球水鸟的主要越冬地、世界水鸟的主要繁殖地,同时也是亚太地区鸟类迁徙路线的重要组成部分。《Threatened Birds of Asia: the Birdlife International Red Data Book》^[43]共收录在我国分布的受威胁鸟类 136 种,其中以湿地和水域为主要生境的鸟类有 46 种,占总数的 33.8%。由于水在污染物扩散方面的促进作用,POPs 已经成为导致鸟类遭受生存威胁的重要原因之一。

(1) 水鸟作为湿地生态系统食物链中的顶级消费者,其觅食活动范围较大,体内能积累大量 POPs,且易于采样,是监测湿地环境污染状况最适宜的生物指示物。

(2) 水鸟摄食鱼类和水生无脊椎动物,通过测定 POPs 在水样(或底泥)及水生无脊椎动物、鱼、鸟等生物体中的浓度,可以了解 POPs 在生态系统食物链中的分布特点和迁移规律,进而评价 POPs 对环境的影响程度。某些鸟类,如鹭类、鸛类、鸱类,它们的营养级与人类相同,可作为人类环境遭受潜在威胁的指示物种。

(3) 利用鸟类羽毛可长期保存的特点,对标本馆和博物馆中保存的鸟类标本的羽毛加以检测,比较不同历史时期 POPs 在鸟类羽毛中的残留,研究不同历史条件下 POPs 的残留情况,揭示当时的环境状况及环境动态变化过程。建立国家级数据库,便于长期和大尺度的研究。

参 考 文 献

- [1] 谢武明,胡勇有,刘焕彬.持久性有机污染物(POPs)的环境问题与研究进展.中国环境监测,2004,20(2):58~61.
- [2] 刘征涛.持久性有机污染物的主要特征和研究进展.环境科学研究,2005,18(3):93~102.
- [3] Wiemeyer S N, Bunck C M, Stafford C J. Environmental

- contaminants in Bald eagle eggs 1980 - 1984 and further interpretational of relationship to productivity and shell thickness. *Arch Environ Contam Toxicol* ,1993 **24** :213 ~ 227.
- [4] Carson R. Silent Spring. Boston US: Houghton Mifflin Company 2002.
- [5] 李国刚 李红莉.持久性有机污染物在中国的环境监测现状.中国环境监测 2004 **20**(4):53 ~ 60.
- [6] Elliott J E ,Norstrom R J ,Keith J A. Organochlorines and eggshell thinning in northern gannets (*Sula bassanus*) from eastern Canada ,1968 - 1984. *Environmental Pollution* ,1988 , **52** :81 ~ 102.
- [7] Blus L J. Further interpretation of the relation of organochlorine residues in brown pelican eggs to reproductive success. *Environmental Pollution (Series A)* ,1982 **28** :15 ~ 33.
- [8] Blus L J ,Henny C J ,Grove R A. Rise and fall of endrin usage in Washington State fruit orchards: effects on wildlife. *Environmental Pollution* ,1989 **60**(3 ~ 4):331 ~ 349.
- [9] Walker A I T ,Neill C H ,Stevenson D E. The toxicity of dieldrin (HEOD) to Japanese quail (*Coturnix coturnix japonica*). *Tox App Pharm* ,1969 **15** :69 ~ 73.
- [10] 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.应用生态学报 2002 **13**(2):209 ~ 212.
- [11] Li M H ,Zhao Y D ,Hansen L G. Multiple dose toxicokinetic influence on the estrogenicity of 2 , 2 ' , 4 , 4 ' , 6 , 6 ' -hexachlorobiphenyl. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* ,1994 **53** :583 ~ 590.
- [12] 方昌阁 张才乔 夏国良等.多氯联苯对鸡胚的毒性作用.动物学报 2002 **48**(4):563 ~ 566.
- [13] Gilbertson M ,Kubiak T ,Ludwig J ,et al. Great Lakes embryo mortality ,edema and deformities syndrome (GLEMEDS) in colonial fish-eating birds : similarity to chick-edema disease. *J Toxicol Environ Health* ,1991 **33** :455 ~ 520.
- [14] McCarty J P ,Secord A L. Nest-building behavior in PCB-contaminated tree swallows. *The Auk* ,1999 **116**(1):55 ~ 83.
- [15] Hoffman D J ,Ratner B A ,Bunck C M ,et al. Association between PCBs and lower embryonic weight in black-crowned night herons in San Francisco Bay. *J Tox Envir Health* ,1986 , **19** :383 ~ 391.
- [16] Zhang C Q ,Liu L ,Qiao H L. Effect of polychlorinated biphenyl on spermatogenesis and testosterone secretion in Cock. *Developmental and Reproductive Biology* ,2001 **10**(Suppl.):21.
- [17] Powell D C ,Aulerich R J ,Meadows J C ,et al. Effects of 3 , 3' , 4 , 4' , 5-pentachlorobiphenyl (PCB 126) and 2 , 3 , 7 , 8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin (TCDD) injected into the yolks of chicken (*Gallus domesticus*) eggs prior to incubation. *Arch Environ Contam Toxicol* ,1996 **31** :404 ~ 409.
- [18] Alaea M ,Luross J ,Sergeant D B ,et al. Distribution of polybrominated diphenylethers in the Canadian environment. *Organohalogen Compounds* ,1999 **40** :347 ~ 350.
- [19] Fernie K J ,Mayne G ,Shutt J L ,et al. Evidence of immunomodulation in nestling American kestrels (*Falco sparverius*) exposed to environmentally relevant PBDEs. *Environmental Pollution* 2005 **138** :485 ~ 493.
- [20] Darnerud PO ,Thuvander A. Effects of polybrominated diphenyl ether (PBDE) and polychlorinated biphenyl (PCB) on some immunological parameters after oral exposure in rats and mice. *Toxicol Environ Chem* ,1999 **70** :229 ~ 242.
- [21] Kushlan J A. Colonial waterbirds as bioindicators of environmental change. *Colonial Waterbirds* ,1993 **16**(2):223 ~ 251.
- [22] Thompson D R ,Hamer K C ,Furness R W. Mercury accumulation in great skuas (*Catharacta skua*) of known age and sex and its effects upon breeding and survival. *Journal of Applied Ecology* ,1991 **28** :672 ~ 684.
- [23] Burger J ,Gochfeld A L. Heavy metal and selenium levels in feathers of young egrets and herons from Hong Kong and Szechuan ,China. *Arch Environ Contam Toxicol* ,1993 **25** :322 ~ 327.
- [24] Custer T W ,Pendleton G ,Ohlendorf H M. Within and among clutch variation in organochlorine residues in eggs of black crowned night heron. *Environ Monit Assess* ,1990 **15** :83 ~ 89.
- [25] Herrera A ,Ariño A ,Conchello M P ,et al. Red-legged Partridges (*Alectoris rufa*) as bioindicators for persistent chlorinated chemicals in Spain. *Arch Environ Contam Toxicol* ,2000 **38** :114 ~ 120.
- [26] Matz A C ,Parsons K C. Organochlorines in Black-crowned Night Heron (*Nycticorax nycticorax*) eggs reflect persistent contamination in Northeastern US Estuaries. *Arch Environ Contam Toxicol* 2004 **46** :270 ~ 274.
- [27] 徐永健 钱鲁闽 焦念志.江鳊作为富营养化指示生物及修复生物的营养特性.中国水产科学 2004 **11**(3):276 ~ 280.
- [28] 王胜强 孙津生 丁辉.用泥鳅作底泥重金属毒性指示生物的研究.山东建筑工程学院学报 2005 **20**(1):52 ~ 55.
- [29] 杨健 王慧 朱宏宇.背角无齿蚌(*Anodonta woodiana*)在五里湖中的重金属富集.长江流域资源与环境 2005 **14**(3):362 ~ 366.
- [30] 宋雪英 宋玉芳 孙铁珩.土壤原生动物对环境污染的生物指示作用.应用生态学报 2004 **15**(10):1 979 ~ 1 982.

- [31] 郭东龙,周梅素,黄淑萍. Zn, Cd 在太原工业区和紫金山非工业区环颈雉不同组织中的分布及比较研究. *生态学报*, 1997, **17**(3): 272 ~ 276.
- [32] 龚钟明,董元华,安琼等. 无锡鼋头渚夜鹭卵中有机氯农药残留及其环境指示意义. *环境科学*, 2001, **22**(2): 110 ~ 113.
- [33] 阮禄章,张迎梅,赵东芹. 白鹭作为无锡太湖地区环境污染指示生物的研究. *应用生态学报*, 2003, **14**(2): 263 ~ 268.
- [34] Albanis T A, Hela D, Papakostas G, *et al.* Concentration and bioaccumulation of organochlorine pesticide residues in herons and their prey in wetlands of Thermaikos Gulf, Macedonia, Greece. *The Science of the Total Environment*, 1996, **182**: 11 ~ 19.
- [35] Wiesmüller T, Sömmmer P, Volland M, *et al.* PCDDs/PCDFs, PCBs, and organochlorine pesticides in eggs of Eurasian Sparrowhawks (*Accipiter nisus*), Hobbies (*Falco subbuteo*), and Northern Goshawks (*Accipiter gentilis*) collected in the area of Berlin-Brandenburg, Germany. *Arch Environ Contam Toxicol*, 2002, **42**: 486 ~ 496.
- [36] Senthilkumar K, Iseki N, Hayama S, *et al.* Polychlorinated dibenzo-p-dioxins, dibenzofurans and dioxin-like polychlorinated biphenyls in livers of birds from Japan. *Arch Environ Contam Toxicol*, 2002, **42**: 244 ~ 255.
- [37] Tanabe S, Senthilkumar K, Kannan K, *et al.* Accumulation features of polychlorinated biphenyls and organochlorine pesticides in resident and migratory birds from South India. *Arch Environ Contam Toxicol*, 1998, **34**: 387 ~ 397.
- [38] Jaspers V, Covacib A, Maervoet J, *et al.* Brominated flame retardants and organochlorine pollutants in eggs of little owls (*Athene noctua*) from Belgium. *Environmental Pollution*, 2005, **136**: 81 ~ 88.
- [39] Mallory M L, Braune B M, Forbes M R L. Contaminant concentrations in breeding and non-breeding northern fulmars (*Fulmarus glacialis* L.) from the Canadian high arctic. *Chemosphere*, 2006, in press.
- [40] Donaldson G M, Braune B M. Sex-related levels of selenium, heavy metals, and organochlorine compounds in American white pelicans (*Pelecanus erythrorhynchos*). *Arch Environ Contam Toxicol*, 1999, **37**(1): 110 ~ 114.
- [41] Vorkamp K, Christensen J H, Glasius M, *et al.* Persistent halogenated compounds in black guillemots (*Cepphus grylle*) from Greenland—levels, compound patterns and spatial trends. *Marine Pollution Bulletin*, 2004, **48**: 111 ~ 121.
- [42] 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. *环境科学学报*, 2004, **24**(1): 139 ~ 143.
- [43] Birdlife International. Threatened Birds of Asia: the Birdlife International Red Data Book. Cambridge, UK: Birdlife International, 2001.