

知床半島に飛来したオオワシの有機塩素化合物汚染

岩田久人¹・渡部真文²・田辺信介²・増田 泰³・升田真木彦¹・数坂昭夫¹・藤田正一¹

- 〒060 北海道札幌市北区北18条西9丁目 北海道大学大学院獣医学研究科環境獣医科学講座
- 〒079 愛媛県松山市榑味3-5-7 愛媛大学農学部環境科学教室
- 〒099-41 北海道斜里郡斜里町本町49 斜里町知床博物館

【目的】

オオワシ (*Haliaeetus pelagicus*) は、カムチャツカ半島やコリヤク山脈周辺・アムール川河口域・サハリン北部などで繁殖し、冬季には北日本などに南下する大型猛禽類である (中川, 1993; Meyburg & Lobkov, 1994)。本種は、現存生息数が7千羽前後といわれており、環境庁によって絶滅の恐れのある種に指定されている。

1960年代半ばにヨーロッパでオジロワシ (*Haliaeetus albicilla*) からポリ塩素化ビフェニール (PCBs) が初めて検出されて以来 (Jensen, 1966)、有機塩素化合物による大型猛禽類の生体汚染は各地で幾例も報告され、大きな社会的反響を喚起した (Colborn, 1991)。その後、有機塩素化合物の高濃度汚染域における疫学調査やその毒性に関する研究が増えるにつれ、その体内蓄積と個体数・繁殖率低下や奇形発生率増加との関係が疑われるようになった (Helanderら, 1982; Wiemeyerら, 1984; Hernandezら, 1989; Kozie & Anderson, 1991; Bowermanら, 1994; Bowermanら, 1995; Hoffmanら, 1996)。

しかしながら、こうした研究のほとんどは欧米産の種に限定されており、極東アジアにのみ棲息するオオワシの化学物質汚染や、その影響に関する調査研究は欠落しているのが現状である。

そこで本研究では、オオワシを対象に有機塩素

化合物の化学分析をおこない、その汚染状況や蓄積特性を明らかにすることを目的とする。また、文献的にすでに報告されている他の地域の大型猛禽類と比較をおこない、毒性影響について評価することを試みた。

【試料と方法】

試料は1986年から1995年の冬季に知床半島に飛来し、事故死あるいは衰弱死したオオワシ3検体である。また本種と比較するため、1991年に同地域で死んでいたハシブトウミガラス (*Uria lomvia*) 6検体も試料とした。これら試料の詳細は表1に示した。試料は化学分析を行うまで冷凍保存しておいた。

化学分析にはこれらの検体の胸筋を供した。分析は既存の方法を用い、定性・定量にはGC-ECDとGC-MSを用いた。

【結果と考察】

分析に供したすべてのオオワシから、ヘキサクロロベンゼン (HCB) ・ヘキサクロロシクロヘキサン (HCHs) ・DDT化合物 (DDTs) ・クロルデン化合物 (CHLs) ・PCBsが検出された (表2)。なかでもDDTsとPCBsの濃度は相対的に他の化合物より高く、それぞれ 2,200-17,000 ng/g (湿重当たり) ・2,600-18,000 ng/g の範囲であった。さらに、PCB成分の中でも強毒性であると言われているノンオルソ体 (3,3',4,4'-TeCB, 3,3',4,4',5-

表1. 本研究で分析したオオワシ・ハシブトウミガラスの試料リスト

試料番号	種	採集年月日	体重 (Kg)	性	その他
1	オオワシ	1995年4月24日	4.3	♀	斜里町真鍮の国道334号線わきで死体発見・回収。幼鳥 (推定1才未満)。
2	オオワシ	1994年2月16日	4.2	♂	小清水町 湧湯湖で左翼前腕に外傷しているところを保護。同日死亡。成鳥 (推定4才以上)。
3	オオワシ	1986年12月2日	6.0	♀	斜里町真鍮のオチカバケ川で死体発見・回収。至成長 (推定4才未満)。
4	ハシブトウミガラス	1991年1月28日	1.3	♂	斜里町ウトロ港内で浮遊していた死体発見・回収。体には油付着。
5	ハシブトウミガラス	1991年1月28日	1.1	♂	斜里町ウトロ港内で浮遊していた死体発見・回収。体には油付着。
6	ハシブトウミガラス	1991年1月28日	1.1	♂	斜里町ウトロ港内で浮遊していた死体発見・回収。体には油付着。
7	ハシブトウミガラス	1991年1月28日	0.94	♀	斜里町ウトロ港内で浮遊していた死体発見・回収。体には油付着。
8	ハシブトウミガラス	1991年1月28日	-	♂	斜里町ウトロ港内で浮遊していた死体発見・回収。体には油付着。
9	ハシブトウミガラス	1991年1月28日	1.3	♀	斜里町ウトロ港内で浮遊していた死体発見・回収。体には油付着。

一: 不明

表2. オオワシ・ハシブトウミガラス胸筋より検出された有機塩素化合物濃度 (ng/g湿重当たり)

試料番号 種	1 オオワシ	2 オオワシ	3 オオワシ	4 ハシブトウミガラス	5 ハシブトウミガラス	6 ハシブトウミガラス	7 ハシブトウミガラス	8 ハシブトウミガラス	9 ハシブトウミガラス
ヘキサクロロベンゼン (HCB)	31	85	50	3.5	12	18	17	13	12
ヘキサクロロシクロヘキサン (HCHs)									
α-ヘキサクロロシクロヘキサン	0.52	2.5	1.8	0.66	2.3	5.9	0.60	0.76	0.65
β-ヘキサクロロシクロヘキサン	73	450	310	2.0	5.3	8.1	5.4	3.4	3.9
DDT化合物 (DDTs)									
p,p'-DDE	2200	17000	3100	15	52	61	90	40	26
p,p'-DDD	92	190	310	0.19	0.20	0.45	0.51	0.15	0.25
p,p'-DDT	13	34	23	0.082	0.078	<0.10	0.10	0.13	<0.10
クロルン化合物 (CHLs)									
ヘキサクロルベンゼン	110	790	100	0.75	2.3	3.7	4.8	2.8	1.7
シクロヘキサン	29	44	72	0.076	0.078	0.099	0.058	0.11	0.089
トランスクロルベンゼン	5.3	7.2	13	0.063	0.029	0.15	0.070	0.12	0.14
シスクロルベンゼン	190	2000	310	0.22	0.20	0.16	0.038	0.090	0.064
トランスクロルベンゼン	27	160	47	0.17	0.25	0.83	0.31	0.19	0.075
ポリ塩化ビフェニル (PCBs)									
ノノクロルベンゼン-PCBs									
3,3',4,4'-TeCB	0.40	1.0	3.7	0.016	0.031	0.019	0.033	0.031	0.026
3,3',4,4',5-PeCB	0.63	2.3	1.7	0.016	0.044	0.031	0.075	0.030	0.028
3,3',4,4',5,5'-HxCB	0.19	0.55	0.24	0.006	0.009	0.012	0.022	0.014	0.011
モノクロルベンゼン-PCBs									
2,3,3',4,4'-PeCB	51	420	140	0.60	4.5	2.8	4.9	0.65	1.9
2,3',4,4',5-PeCB	210	1700	380	1.3	12	8.6	15	3.1	5.0
2,3,3',4,4',5-HxCB	26	180	37	0.26	2.3	1.6	3.9	0.65	0.84
総PCBs	2600	18000	3200	34	78	88	92	32	42

表3. 世界各地のワシタカ目から検出された有機塩素化合物濃度 (ng/g湿度当たり) の比較

国 採集場所 種 分析部位	日本 知床半島 オオワシ 胸筋	フィンランド スベリオル湖 ハクトウワシ 胸筋	ポーランド 北西部 オジロワシ 胸筋	フィンランド 北東部 オジロワシ 胸筋	フィンランド 北東部沿岸部 オジロワシ 胸筋	フィンランド 中部 ハクトウワシ 胸筋	カナダ アトランティック ハクトウワシ 脚長蓋	フィンランド 北東部沿岸部 オジロワシ 胸筋	フィンランド 中部 オジロワシ 胸筋	
ヘキサクロロベンゼン (HCB)	31-85	20-40		29-210	57-1350	<10-500	18-130	40-220	311	70
ヘキサクロロシクロヘキサン (HCHs)										
α-ヘキサクロロシクロヘキサン	0.52-2.5			<5.1	<3			<3	<3	<3
β-ヘキサクロロシクロヘキサン	73-450						8.5-38	66-330		
DDT化合物 (DDTs)										
p,p'-DDE	2200-17000	120-6600		10000-67000	470-32100	4000-20000	7100-26000	6900-36000	8800	910
p,p'-DDD	92-190			530-1800	58-1880	300-2600			312	53
p,p'-DDT	13-34			<10	<3				<3	<3
クロルン化合物 (CHLs)										
ヘキサクロルベンゼン	110-790			310-1200	43-1440		16-126	71-380	169	24
シクロヘキサン	29-72	200		79-310	<3-126				138	11
トランスクロルベンゼン	5.3-13			11-24	8-407				6	<3
シスクロルベンゼン	190-2000	70								
トランスクロルベンゼン	27-160			430-990	19-1130		390-3500	331		19
ポリ塩化ビフェニル (PCBs)										
ノノクロルベンゼン-PCBs										
3,3',4,4'-TeCB	0.4-3.7		2.9-140	1.7-2.2	9.8-71		0.17-3.3	2.0-12	21	9.8
3,3',4,4',5-PeCB	0.63-2.3		1.2-160	4.9-44	0.97-51		0.08-2.6	3.3-13	20.6	0.95
3,3',4,4',5,5'-HxCB	0.19-0.55		0.15-38	1.4-9.3	<0.2-20		0.01-0.39	0.55-2.1	6	<0.2
モノクロルベンゼン-PCBs										
2,3,3',4,4'-PeCB	51-420			510-2140						
2,3',4,4',5-PeCB	210-1700			1530-5660						
2,3,3',4,4',5-HxCB	26-180			337-2140						
総PCBs	2600-18000	270-14000	4600-480000	14000-60000	3020-245000	4800-26700	1400-13000	11000-170000	48500	5900
引用文献	本研究	Kozie et al.(1981)	Falandysz et al.(1994)	Koistinen et al.(1995)	Tarhanen et al.(1989)	Anthony et al.(1993)	Jermin et al.(1993)	Elliott et al.(1996)	Tarhanen et al.(1989)	Tarhanen et al.(1989)

Elliott et al.(1996)及びKoistinen et al.(1995)の値は、脂肪量当たりで報告されていた湿度を湿度当りに再計算した。オオワシ以外の値は、1980年代以降に報告された論文から引用した。

PeCB, 3,3',4,4',5,5'-HxCB) やモノオルソ体のコプラナーPCB (2,3,3',4,4'-PeCB, 2,3',4,4',5-PeCB, 2,3,3',4,4',5-HxCB) も同時に検出された。

PCBsは耐熱性や電気絶縁性・不燃性に優れていることから、トランス・コンデンサーの絶縁油や熱交換器の熱媒体、合成樹脂や塗料の難燃剤・感圧複写紙・印刷インキなどに用いられてきた。日本では1954年から1972年の間におよそ5万9千トンが生産され、このうち国内で5万4千トンが使用されたと見積られている。PCBは1968年のカネミ油症事件を契機として、1972年に新たな製造・販売が禁止され、約7千トンがメーカーによって回収された。しかしながら、未回収のPCB含有製品は今日でも依然として各種施設に残されている。耐用期限の過ぎたPCB含有製品は、それを使用した事業所によって保管することが国によって義務づけられているため、現在でも総生産量の6割以上が製品の形で、あるいはPCBそのものとして存在すると推定されている。これら未処理PCBの回収・処理は日本では依然として進んでおらず、保管中に行方不明になるPCBはこれまで数百トンにもものぼる。こうしたPCBsはいずれ環境中に漏出していくため、これが国内のPCB汚染を今日でも継続化させる要因の一つとなっている(岩田&立川, 1996)。

DDTsは、日本では防疫対策や農薬等の用途で、第二次大戦後から使用されてきた。1947年から71年にかけておよそ4万4千トンのDDTs原体が生産され、そのうち約半分が国内で消費された。1971年には農薬としての販売が禁止されたが、81年に全ての用途で製造・販売・使用が禁止されるまで、木材用白蟻駆除などの目的で使用され続けた。こうして過去に使用されたDDTsは、土壌や沿海堆積物などに長期間残留し、それらが大気中に気化したり、水中に溶出したりして、現在も環境を汚染し続けている。

一方、オオワシの繁殖地のあるロシアでもPCBs・DDTsは使用されてきた。旧ソ連ではPCBsは1934年に合成に成功し、1930年代の終わりから本格的な生産が始まった。Sovolと呼ばれるその製品は、1940年代から90年代にかけて約10万トンが生産・消費されたと推定されている。この製品は1990年代始めでも年間500トンほど生産されていた。またTrichlorodiphenylと呼ばれる

別のPCBs製品は、1960年代から80年代にかけておよそ2万5千トンが生産されたと報告されている(Ivanov & Sandell, 1992)。DDTsについては、旧ソ連は1970年代までに公式には使用を禁止したが、その後も生産や使用は継続していたと言われている。ロシアでは現在もDDTsを広範に使用しているという報告があるが、その使用量は不明である(Tkalin, 1996)。

筆者らが最近おこなったロシアの環境調査結果では、極東の都市大気や河川水から高濃度のPCBsやDDTsが検出された。これらの値はいずれも北海道周辺や北太平洋の大気・海水中濃度よりも高く、オオワシの生息域のなかで極東域がこうした物質の主な汚染源の一つになっていることが窺える(Iwata *et al.*, 1995)。オオワシの繁殖地から越冬地に至る渡りのルートは完全に解明されていないが、渡りの途中でロシア極東の都市周辺で摂餌しているとすれば、現在オオワシはそこでPCBsやDDTsを大量に取り込んでいる可能性が高いと考えられる。オオワシに発信器を取り付け、渡りのルートを解明しようとした最近の調査結果では、この種はサハリンを経由して繁殖地へ向かうこともあると報告されている(朝日新聞, 1996)。

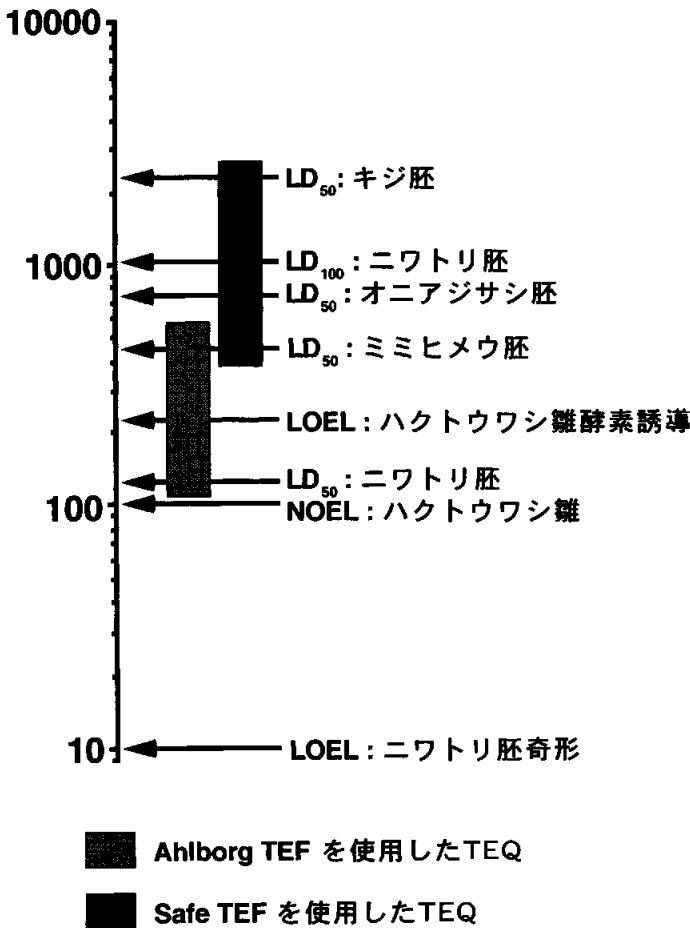
また、これら有機塩素化合物の濃度は、いずれもハシブトウミガラスよりオオワシで1桁から2桁ほど高かった。一般に、有機塩素化合物のような脂溶性の化学物質は食物連鎖の高次に位置する動物に高濃度に蓄積される。従ってこの濃度差は、ハシブトウミガラスがもっぱら魚類を餌にしていることに対し、オオワシはそれ以外にもシカ・アザラシといった陸棲・水棲哺乳動物や魚食性鳥類を餌にしていることが関与していると考えられる。

次に、本研究でオオワシから見つかった有機塩素化合物濃度を他地域の大型猛禽類の値と比較してみた(表3)。オオワシの濃度は、1980年代に北米スベリオル湖のハクトウワシ(*Haliaeetus leucocephalus*)胸筋から検出された濃度と近い値を示した。また同時期に、この湖周辺では巣作りの成功率や繁殖率の低下が認められたことも報告されている。さらに合衆国・カリフォルニア州のハヤブサやコロンビア川河口域のハクトウワシの卵もオオワシ胸筋の値とほぼ同じレベルで汚染されていることがわかる。

表4. オオワシ・ハシブトウミガラス胸筋におけるPCBsの毒性換算当量 (pgTEQ/g湿重当たり)

PCBs	TEFs	鳥類								
		1 オオワシ	2 オオワシ	3 オオワシ	4 ハシブトウミガラス	5 ハシブトウミガラス	6 ハシブトウミガラス	7 ハシブトウミガラス	8 ハシブトウミガラス	9 ハシブトウミガラス
Ahiborg										
3,3',4,4'-TeCB	0.0005	0.20	0.50	1.9	0.0080	0.016	0.0095	0.017	0.016	0.013
3,3',4,4',5-PeCB	0.1	63	230	170	1.6	4.4	3.1	7.5	3.0	2.8
3,3',4,4',5,5'-HxCB	0.01	1.9	5.5	2.4	0.060	0.090	0.12	0.22	0.14	0.11
2,3,3',4,4'-PeCB	0.0001	5.1	42	14	0.060	0.45	0.28	0.49	0.065	0.19
2,3',4,4',5-PeCB	0.0001	21	170	38	0.13	1.2	0.86	1.5	0.31	0.50
2,3,3',4,4',5-HxCB	0.0005	13	90	19	0.13	1.2	0.80	2.0	0.33	0.42
総TEQ		104	538	245	1.99	7.31	5.17	11.7	3.86	4.03
Safe										
3,3',4,4'-TeCB	0.01	4.0	10	37	0.16	0.31	0.19	0.33	0.31	0.26
3,3',4,4',5-PeCB	0.1	63	230	170	1.6	4.4	3.1	7.5	3.0	2.8
3,3',4,4',5,5'-HxCB	0.05	9.5	28	12	0.30	0.45	0.60	1.1	0.70	0.55
2,3,3',4,4'-PeCB	0.001	51	420	140	0.60	4.5	2.8	4.9	0.65	1.9
2,3',4,4',5-PeCB	0.001	210	1700	380	1.3	12	8.6	15	3.1	5.0
2,3,3',4,4',5-HxCB	0.001	26	180	37	0.26	2.3	1.6	3.9	0.65	0.84
総TEQ		364	2570	776	4.22	24.0	16.9	32.7	8.41	11.4

TEQ (pg TEQ / g 湿重当たり)



オオワシ以外のデータはGiesyら (1994)とElliottら(1996)より引用

- LD₅₀ : 特定の動物群の50%が死ぬ毒物の量
- LD₁₀₀ : 特定の動物群の100%が死ぬ毒物の量
- LOEL : ある影響が認められる最小の毒物の量
- NOEL : 何の影響も認められない毒物の量(最大無作用量)

図1. オオワシの胸筋におけるPCBs毒性換算当量(縦棒)と、各鳥類について室内実験および野外調査から得られた毒性作用濃度(矢印)との比較

一方、カナダ・ブリティッシュコロンビアやバルト海・ポーランドの猛禽類からは、オオワシの値よりも一桁ほど高いPCBの汚染が見つかっている。

PCBsには多くの同族体や異性体が存在し、その毒性の強さはそれぞれ異なることが知られている。大気や水・生物などの環境試料中のPCBsも同族体・異性体の混合した状態として存在する。そこでPCBsの生体内蓄積濃度からその毒性影響を評価するために、各化合物の毒性を相対的な数字で表わす方法が考案されている。この数値化した値は毒性換算当量 (toxic equivalent: TEQ) と呼ばれ、各化合物の生体内での濃度と毒性換算係数 (toxic equivalency factor: TEF) の積算値と定義されている。各PCBs成分のなかでもとくに毒性の強いコプラナーPCBsには、各物質の致死量や催奇形性・酵素誘導の強さなどいくつかの毒性学的項目を総合的に考慮し、2,3,7,8位に塩素の置換したダイオキシンのTEFを1として、相対的に定量化されたTEFが与えられている (Safe, 1990; Ahlborg ら, 1994)。したがってこのTEFを用いれば、たとえ試料間でPCBs成分の種類や濃度が異なっていたとしても、試料の受ける毒性影響をTEQ値として比較できるわけである。

そこで、オオワシとハシブトウミガラスの胸筋におけるPCBsのTEQ値を算出し、表4に示した (なお、ここで単位はTEQ換算値であることを示すために、pgTEQ/g と表記した)。TEF値は、Safe (1990)やAhlborg ら(1994) によって提唱されている値が今日では頻用されているので、両者のTEFを用いた。その結果、濃度の場合と同様にTEQ値もハシブトウミガラスよりオオワシで1桁から2桁ほど高くなった。これは両種間でコプラナーPCBの組成比に大差がなかったためである。一方、Ahlborg らとSafeの TEF から計算したTEQ値を比較したところ、後者の TEF を用いたTEQ値の方が前者由来のものより2.1倍から4.8倍高かった。これは、AhlborgらのTEFがSafeの値より2倍から20倍高く設定されているので、その差がTEQ値に影響したことによる。

さて、オオワシの胸筋におけるPCBs 毒性換算当量と、各鳥類について室内実験および野外調査から得られた毒性作用量 (Giesyら1994; Elliottら1996) とを比較してみたのが図1である。オオワシの胸筋に含まれていたPCBs 毒性換算当量

の値は、もしオオワシがPCBs に対してニワトリやオニアジサシ・ミミヒメウと同じ感受性であり、胸筋のPCBs濃度が卵中濃度と等しいと仮定するならば、個体数レベルでの減少をひきおこすには十分な数字であることがわかる。また最近の研究では、ハクトウワシの雛はPCBsなどが210pgTEQ/gほど蓄積すると、肝臓中のある種の酵素が通常のレベル以上に誘導されると報告されている (Elliottら1996)。同時にこの研究では、最大無作用量は100pgTEQ/gであると推定された。これらの値と比較しても、本研究の値は何らかの毒性影響が生じてもおかしくない数字である。

以上のことを考慮すると、有機塩素化合物によるオオワシの汚染が毒性影響の懸念されるレベルで存在しているという可能性は否定できないであろう。したがって、今後本種を保護するためには、繁殖地における卵や雛の汚染の状況を把握すると共に、繁殖率・個体数の実態も含めた総合的な生態調査を早急におこなうことが必要である。

引用文献

- Ahlborg, U.G., et al. 1994. Toxic equivalency factors for dioxin-like PCBs. *Chemosphere*, 28: 1049-1067.
- Anthony, R.G., Garrett, M.G. & Schuler, C.A. 1993. Environmental contaminants in bald eagles in the Columbia River estuary. *J. Wildl. Manage.*, 57: 10-19.
- 朝日新聞、1996年12月9日記事。
- Bowerman, W.W., Kubiak, T.J., Holt, Jr, J.B., Evans, D.L., Eckstein, R.G., Sindelar, C.R., Best, D.A. & Kozie, K.D. 1994. Observed abnormalities in mandibles of nestling bald eagles *Haliaeetus leucocephalus*. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 53: 450-457.
- Bowerman, W.W., Giesy, J.P., Best, D.A. & Kramer, V.J. 1995. A review of factors affecting productivity of bald eagles in the Great Lakes region: Implications for recovery. *Environ. Health Perspect.*, 103: 53-59.
- Colborn, T. 1991. Epidemiology of Great Lakes bald eagles. *J. Toxicol. Environ. Health*, 33: 395-453.

- Elliott, J.E., Norstrom, R.J., Lorenzen, A., Hart, L.E., Philibert, H., Kennedy, S.W., Stegeman, J.J., Bellward, G.D. & Cheng, K.M. 1996. Biological effects of polychlorinated dibenzo-p-dioxins, dibenzofurans, and biphenyls in bald eagle (*Haliaeetus leucocephalus*) chicks. *Environ. Toxicol. Chem.*, 15: 782-793.
- Falandysz, J., Yamashita, N., Tanabe, S., Tatsukawa, R., Mizera, T. & Jakuczun, B. 1994. Highly toxic non-ortho-chlorine substituted coplanar PCBs in White-Tailed Sea Eagles *Haliaeetus albicilla* from Poland. In *Raptor Conservation Today*. Meyburg, B.U. & Chancellor, R.D. Eds., 725-730, WWGBP, The Pica Press.
- Giesy, J.P., Ludwig, J.P. & Tillitt, D.E. 1994. Dioxins, dibenzofurans, PCBs and colonial, fish-eating water birds. In *Dioxins and Health*. Schecter, A. Ed., 249-307, Plenum Press, New York.
- Helander, B., Olsson, M. & Reutergardh, L. 1982. Residue levels of organochlorine and mercury compounds in unhatched eggs and the relationships to breeding success in white-tailed sea eagles *Haliaeetus albicilla* in Sweden. *Holarct. Ecol.* 5: 349-366.
- Hernandez, L.M., Fernandez, M.A. & Gonzalez, M.J. 1989. Total PCBs and PCB congeners in Spanish Imperial Eagle eggs. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 43: 725-732.
- Hoffman, D.J., Rice, C.P. & Kubiak, T.J. 1996. PCBs and dioxins in birds. In *Environmental Contaminants in Wildlife, Interpreting Tissue Concentrations*. Nelson Beyer, W., Heinz, G.H. & Redmon-Norwood, A.W. Eds., 165-207, CRC Press, Florida.
- Iwata, H., Tanabe, S., Ouchi, E. & Tatsukawa, R. 1995. Persistent organochlorines in air and water from east Siberia. Abstracts, Second SETAC (Society of Environmental Toxicology and Chemistry) World Congress, Vancouver, BC, Canada, 5-9 Nov., p.77.
- 岩田久人 & 立川 涼, 1996. 有機塩素化合物による海洋汚染. 文明と環境 環境危機と現代文明 第11巻, 朝倉書店, p.114-129.
- Jarman, W.M., Burns, S.A., Chang, R.R., Stephens, R.D., Norstrom, R.J., Simon, M. & Linthicum, J. 1993. Determination of PCDDs, PCDFs, and PCBs in California peregrine falcons (*Falco peregrinus*) and their eggs. *Environ. Toxicol. Chem.*, 12: 105-114.
- Jensen, S. 1966. Report of a new chemical hazard. *New Sci.*, 32: 612.
- Koistinen, J., Koivusaari, J., Nuuja, I. & Paasivirta, J. 1995. PCDEs, PCBs, PCDDs and PCDFs in black guillemots and white-tailed sea eagles from the Baltic Sea. *Chemosphere*, 30: 1671-1684.
- Kozie, K.D. & Anderson, R.K. 1991. Productivity, diet, and environmental contaminants in bald eagles nesting near the Wisconsin shoreline of Lake Superior. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 20: 41-48.
- Meyburg, B. -U., Lobkov, E. G. 1994. Satellite tracking of a juvenile Steller's Sea Eagle *Haliaeetus pelagicus*. *Ibis*, 136: 105-106.
- 中川 元, 1993. オホーツク海沿岸湖沼における早春のオオワシとオジロワシについて. 知床博物館研究報告, 14: 17-24.
- Safe, S. 1990. Polychlorinated biphenyls (PCBs), dibenzo-p-dioxins (PCDDs) and dibenzofurans (PCDFs), and related compounds: Environmental and mechanistic considerations which support the development of toxic equivalency factors (TEFs). *Crit. Rev. Toxicol.*, 21: 51-88.
- Tarhanen, J., Koistinen, J., Paasivirta, J., Vourinen, P.J., Koivusaari, J., Nuuga, I., Kannan, N. & Tatsukawa, R. 1989. Toxic significance of planar aromatic compounds in the Baltic ecosystem - new studies on extremely toxic coplanar PCBs. *Chemosphere*, 18: 1067-1077.
- Tkalin, A.V. 1996. Chlorinated hydrocarbons in coastal bottom sediments of the Japan Sea. *Environ. Pollut.*, 91: 183-185.
- Wiemeyer, S.N., Lamont, T.G., Bunck, C.M., Sindelar, C.R., Gramlich, F.J., Fraser, J.D. & Byrd, M. A. 1984. Organochlorine pesticide, polychloro-biphenyl, and mercury residues in bald eagle eggs - 1969-79 - and their relationships to

shell thinning and reproduction. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 13: 529-549.