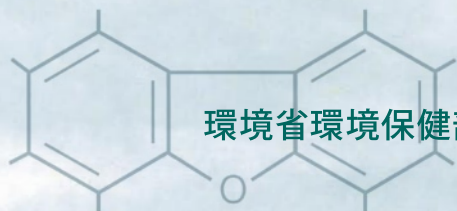
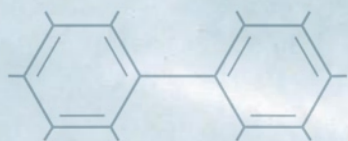


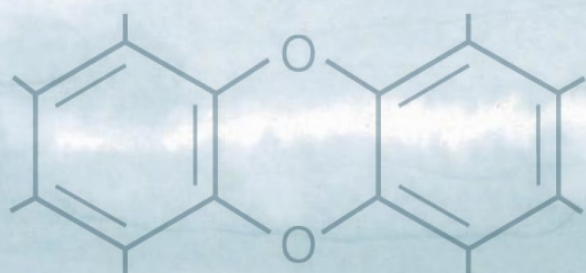
The Accumulation of Dioxins in the Japanese Wildlife 1998-2007

野生生物のダイオキシン類蓄積状況及び影響調査 (1998-2007)

日本の野生生物における ダイオキシン類の 蓄積量について



環境省環境保健部環境リスク評価室



ダイオキシン類とは何ですか？

ダイオキシン類はごみの焼却など、炭素・酸素・水素・塩素が熱せられるような過程で自然にできてしまう物質です。

ポリ塩化ジベンゾ-パラ-ジオキシン (PCDDs)、ポリ塩化ジベンゾフラン (PCDFs)、コプラナーポリ塩化ビフェニル (Co-PCBs) を合わせてダイオキシン類と呼んでいます。

ダイオキシン類は日光の紫外線で徐々に分解されるといわれていますが、水には溶けにくく、他の化学物質にも簡単に反応せず、環境の中に長期間残留する可能性があります。

ダイオキシン類の現在の主な発生源はごみ焼却による燃焼ですが、その他に製鋼用電気炉、たばこの煙、自動車排出ガスなどのさまざまな発生源があります。森林火災や火山活動など自然界でも発生する

ことがあるといわれています。また、かつて使用されていた PCB や一部の農薬に不純物として含まれていたものが、川や海の底の泥などの環境中に蓄積している可能性があるとの研究報告もあります。

環境中に出た後の動きの詳細はよく分かっていませんが、例えば、大気中の粒子などに付着したダイオキシン類は、地上に落ちてきて土壌や水を汚染し、また、さまざまな経路から長い年月の間に、底泥など環境中に既に蓄積されているものも含めてプランクトンや魚介類に食物連鎖を通して取り込まれていくことで、生物にも蓄積されていくと考えられています。ダイオキシン類は生物の体内に入った後もなかなか分解されず、主に脂肪に蓄積されます。

ダイオキシン類には発がん性や胎仔への影響などの毒性があるため、監視が行われてきました。



図1 ダイオキシン類の生態系のなかでの動き



日本の野生生物とダイオキシン類

野生生物におけるダイオキシン類調査

環境省では1998年度（平成10年度）から2007年度（平成19年度）まで、日本の野生生物におけるダイオキシン類の蓄積状況の把握のために、18種（群）の野生生物1,428検体について、ダイオキシン類の蓄積状況等の調査を行いました。

この他に、同時期に実施された「内分泌攪乱化学物質による野生生物影響実態調査」等の一環として、5種（群）の野生生物258検体でもダイオキシン類を分析しました。

Q1. 日本の野生生物はダイオキシン類に汚染されているのですか？

はい。人と比べると高濃度に蓄積している種類もありました。しかし北米の五大湖など、過去に野生生物で異常が認められた地域のものと比較すると、全体として低い濃度でした。

[詳しくは蓄積状況 8 ページ ⇨](#)

Q2. どんない野生生物で蓄積濃度が高いのですか？

次のような動物で蓄積濃度が高いことが確認されました。

- ・ 食物連鎖の上位にいる動物
- ・ 魚を主に食べる動物
- ・ 年齢の高いオス

また、同じ個体のなかでも組織によって濃度が異なり、肝臓中の濃度が高い種類があることがわかりました。



カワウ



クマタカ

[詳しくは動物種による差 9 ページ ⇨](#)
[同種内で見られた差 10 ページ ⇨](#)

Q3. 日本の野生生物にダイオキシン類による悪影響は出ているのですか？

この調査で調べた範囲では奇形などの外見上の明瞭な影響は見られませんでした。

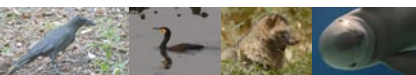
しかし、詳しく調べてみると、野生生物の体内ではダイオキシン類の蓄積に対して目に見えない反応が起きていることがわかりました。

[詳しくは影響調査 12 ページ ⇨](#)

Q4. 日本の野生生物のダイオキシン類の濃度は減ってきているのですか？

いいえ。ダイオキシン類の排出量の目録（排出インベントリー）の整備、ダイオキシン類対策特別措置法に基づく特定施設からの排出基準値の設定などの排出源対策が進んで、大気や水環境中のダイオキシン類濃度は減ってきていますが、底質など濃度が減っていない環境媒体もあり、野生生物の体内濃度にはまだ減少傾向は認められていません。

[詳しくは経年変化 13 ページ ⇨](#)



スナメリ

目次

1. 調査の概要	05
2. 調査方法	05
2-1 調査対象種	05
2-2 分析項目	06
2-3 分析結果の表示について	06
3. 調査結果	08
3-1 日本の野生生物のダイオキシン類蓄積濃度	08
3-2 動物種による差	09
3-3 同種内で見られた差	10
3-4 影響調査	12
3-5 経年変化	13
4. 検討委員会による考察と提言	14
参考資料	15
1. 毒性等量 (TEQ) と毒性等価係数 (TEF) について	15
2. 検出下限未満の分析結果の取り扱いについて	16
3. 統計処理について	16
4. 影響調査について	17
5. 参考図書・文献	18
野生生物のダイオキシン類蓄積状況及び影響調査検討委員会委員名簿	19



1. 調査の概要

「野生生物のダイオキシン類蓄積状況及び影響調査（1998-2007）」は以下のことを目的として実施されました。

- 野生生物の実態のモニタリング結果が人への影響評価の指標となり得るかを確かめること。
- 野生生物自体への影響評価の基礎資料を収集すること。

調査の経過

- 平成9年度に「野生生物のダイオキシン類汚染状況等調査研究班」を設置し、「野生生物のダイオキシン類汚染状況調査マニュアル（平成10年7月）」をとりまとめました。
- 平成10年度は全国において幅広い種類を対象として調査を実施しました。
- 平成11年度からは対象種を絞って調査を継続しました。
- 平成12年度から影響調査を開始しました。
- 分析法が進歩したことや精度管理指針が制定されたことから、調査マニュアルを改訂し、影響調査の方法についても触れた「野生生物のダイオキシン類蓄積状況等調査マニュアル（平成14年9月）」をとりまとめました。
- このパンフレットでは、上記調査の他に同時期に環境省が実施した「内分泌攪乱化学物質による野生生物影響実態調査」等の一環として分析したダイオキシン類濃度や影響調査の結果も合わせてとりまとめました。

2. 調査方法

2-1 調査対象種

- 平成10年度は魚類、両生類、鳥類、ほ乳類から、比較的広域に分布する種類、食物連鎖のさまざまな段階の種類を対象としました。
- 平成10年度の調査結果を踏まえ、平成11年度以降は対象種の生活する環境に着目して、主に外洋で生活するもの、主に沿岸で生活するもの、主に沿岸から陸上にかけて生活するもの、主に陸上で生活するもの、などに区分し、継続的に調査できる種を選定しました。
- 対象種の個体は、学術捕獲（アカネズミなど）、有害鳥獣捕獲（カワウ、ハシブトガラスなど）、ストランディング*（クジラ類）、混獲（アザラシ類）や交通事故による死亡個体の回収（タヌキ）などの方法で採取しました。
- 調査対象地域（図2～5）については、平成10年度は全国各地で採取しましたが、平成11年度以降は同一力所で継続的に調査すると共に、農村部と都市部など、異なる環境の間で比較するようにも心がけました。
- 分析する組織（試料）は、各動物種の特性に合わせて、脂肪、筋肉、肝臓などを用いました（表1）。平成10年度は複数組織の混合試料も用いましたが、平成11年度以降は単一組織を試料としました。

* 海岸への座礁や漂着のこと

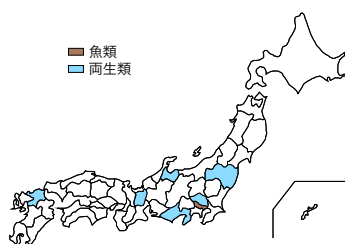


図2 魚類・両生類の調査対象地域

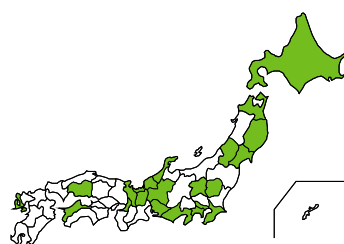


図3 鳥類の調査対象地域

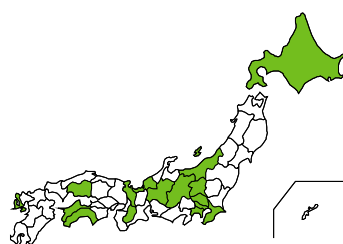


図4 陸棲哺乳類の調査対象地域

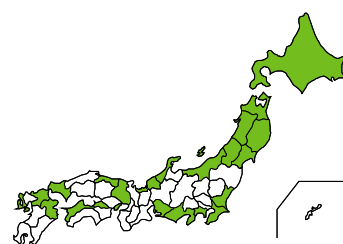
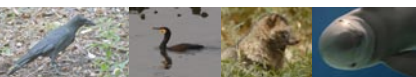


図5 海棲哺乳類の調査対象地域

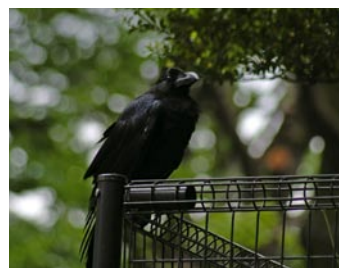


2-2 分析項目

- ダイオキシン類、すなわち、ポリ塩化ジベンゾ-パラ-ジオキシン (PCDDs) 7種、ポリ塩化ジベンゾフラン (PCDFs) 10種、コプラナーポリ塩化ビフェニル (Co-PCBs) 12種を測定しました。
- 影響調査では、試料の採取が可能なカワウ、ハシブトガラス、トビ、アカネズミを対象として、ダイオキシン類が蓄積すると影響が出ると予想された項目（肝臓中の薬物代謝酵素活性測定、血液中の甲状腺ホルモンおよび生殖腺ホルモンの濃度測定、甲状腺や生殖腺、その他の主要臓器の病理組織学的検査）の調査を実施しました。（影響調査について詳しいことは17ページの参考資料を参照してください。）



アカネズミ



ハシブトガラス

2-3 分析結果の表示について

- ダイオキシン類が生物に与える影響を考える場合には、その濃度だけではなく、毒性等量 (TEQ: Toxic Equivalent) という数値が用いられます。これはダイオキシン類のうち最も毒性が高いと考えられている2,3,7,8-TCDDの毒性に、他のダイオキシン類の仲間の毒性の強さを換算して足し合わせた値です。
- 分析結果は、測定した試料の重量あたり（湿重量あたり）で示す場合と、測定した試料に含まれる脂肪の重量あたり（脂肪重量あたり）で示す場合とがあります。
- このパンフレットでは、湿重量あたりの毒性等量の単位は pgTEQ/g wet、脂肪重量あたりの毒性等量の単位は pgTEQ/g fat と表記しています。



トビ



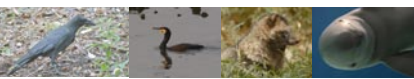
表1 日本の野生生物のダイオキシン類蓄積濃度 (pgTEQ/g fat)

分類	種	試料	検体数	平均値	標準偏差	中央値	範囲
参考値	日本人	血液	1,656	20	14	16	0.64-120
魚類	コイ	筋肉	48	160	110	130	27-630
両生類	カエル類	全身	101	310	190	250	43-950
鳥類	ドバト	混合 (含肝臓)	15	50	50	18	9.0-150
	ハシブトガラス	筋肉	33	21	13	18	4.2-66
		肝臓	66	79	67	58	6.0-360
	トビ	脂肪	17	540	520	330	41-1,600
		筋肉	98	670	1,500	300	31-14,000
		肝臓	57	760	1,300	420	74-9,200
		混合 (脂肪・筋肉)	20	560	520	380	78-2,300
	猛禽類 ¹⁾ (トビを除く)	筋肉	33	3,500	5,300	1,400	130-27,000
		肝臓	18	3,800	9,000	790	86-38,000
		混合 (脂肪・筋肉)	4	270	180	250	81-510
		卵	11	2,300	2,100	1,400	230-8,100
	カワウ	脂肪	6	3,600	3,300	3,000	180-8,400
		筋肉	194	2,300	2,900	1,500	23-24,000
		肝臓	128	2,900	4,300	1,800	39-41,000
		卵	90	2,900	1,600	2,600	850-12,000
	陸棲哺乳類	アカネズミ	体躯 ³⁾	167	61	56	44
肝臓			66	2,700	2,800	1,900	110-16,000
混合 (体躯・肝臓)			37	880	720	720	41-2,700
ニホンザル		脂肪	16	40	47	19	5.6-170
		筋肉	4	54	84	18	0.85-180
		混合 (脂肪・筋肉)	10	12	13	5.7	1.2-43
		混合 (含肝臓)	10	19	22	5.7	1.4-56
タヌキ		脂肪	71	56	87	22	9.8-450
		筋肉	10	230	260	97	20-650
		肝臓	24	290	160	280	56-810
		混合 (含肝臓)	6	32	27	25	14-87
クマ類		脂肪	10	0.51	0.61	0.30	0.21-2.2
		混合 (脂肪・肝臓)	6	0.62	0.61	0.35	0.26-1.8
ニホンジカ		腎臓、混合 (腎臓・脂肪)	48	27	46	14	3.1-310
		肝臓、混合 (肝臓・脂肪)	30	44	40	34	7.3-200
イノシシ		筋肉	7	6.3	7.3	3.4	2.9-23
海棲哺乳類	アザラシ類	脂肪	26	11	4.3	11	4.8-25
	スナメリ	脂皮 ⁴⁾	90	56	46	41	7.7-280
		筋肉	23	40	31	32	5.1-110
	オウギハクジラ	脂皮	37	95	48	83	10-200
		筋肉	19	110	88	60	38-380
その他のクジラ類 ²⁾	脂皮	16	64	45	59	3.7-150	

- 1) クマタカ、オオタカ、ハヤブサ、フクロウ類など
- 2) イルカ類、ヒゲクジラ類など
- 3) 本調査では、剥皮し内臓や頭部等を除いたアカネズミの試料を体躯と呼んでいます
- 4) 脂皮とはクジラ類特有の組織で皮膚の中に脂肪が蓄積されたもの

註

- * 複数年度、複数箇所の調査結果を合わせて計算しています。
- * 脂肪と肝臓、筋肉と肝臓、体躯と肝臓など、同一個体から複数の試料を分析しているものを含んでいます。



3. 調査結果

3-1 日本の野生生物のダイオキシン類蓄積濃度

平成 10 年度から平成 19 年度までの野生生物調査で検出された日本の野生生物のダイオキシン類蓄積濃度の範囲は 0.21~41,000pgTEQ/g fat でした (表 1、図 6、図 7)。

海外の野生生物では、2000 年にアメリカで回収されたハクトウワシの死亡個体で筋肉中濃度が 11,000~380,000 pgTEQ/g fat、肝臓中濃度が 1,500~150,000 pgTEQ/g fat であったという報告¹⁾があります。また五大湖周辺の水鳥類の卵中の濃度については、湿重量あたりで 1250~2700 pgTEQ/g wet などの報告²⁾があります。

日本の野生生物におけるダイオキシン類の蓄積濃度は、野生生物で異常が認められたこれら海外の地域のものと比較すると、全体としては低い濃度でした (図 6、図 7)。しかし、カワウや猛禽類の体内あるいは卵の濃度は、日本人や人間の与える餌を食べている飼育下の個体と比べると、10~100 倍高いものでした。

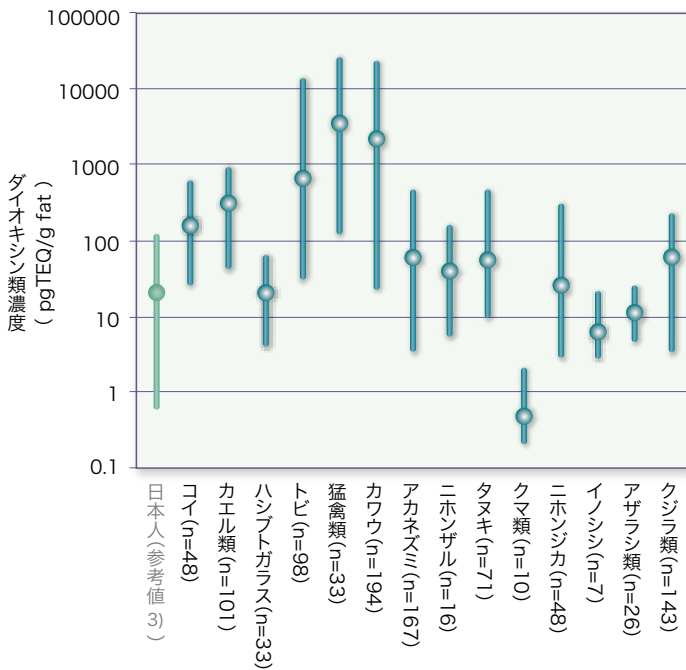


図 6 日本の野生生物のダイオキシン類濃度
(最大値 - 平均値 - 最小値)
(試料: 脂肪または筋肉等、人は血液: 脂肪重量あたり)

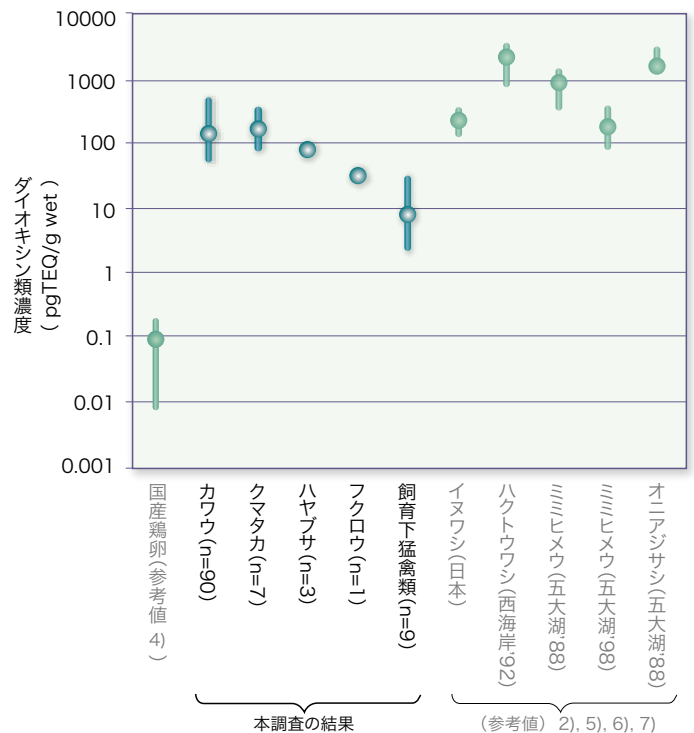


図 7 日本の野生鳥類卵のダイオキシン類濃度
(最大値 - 平均値 - 最小値)
(試料: 卵: 湿重量あたり)



3-2 動物種による差

ダイオキシン類蓄積濃度には、動物種により差が見られ、猛禽類やカワウなど、生態系の高次捕食者ほど濃度は高い傾向が認められました(図6)。

ダイオキシン類濃度の多くは Co-PCBs に由来するものでした。特に主に魚類を餌とする海棲哺乳類や鳥類(カワウなど)では、その他の哺乳類・鳥類よりも Co-PCBs の占める割合が高く、濃度も高い傾向が認められました(図8、表2)。

Co-PCBs は PCDDs や PCDFs と似た毒性を有する一部の PCB で、ごみ焼却によって発生するほか、1970年代まで生産・利用されていた PCB が環境中に残留している、あるいは保存されている PCB の流失が起きているのではないかと考えられています。PCB は PCDDs や PCDFs よりも大気経路で拡散しやすく、また沿岸の魚類に高濃度に蓄積されていることが知られています。このため多くの生物で広く蓄積が認められ、特に魚食性の生物における蓄積が多いものと考えられました。

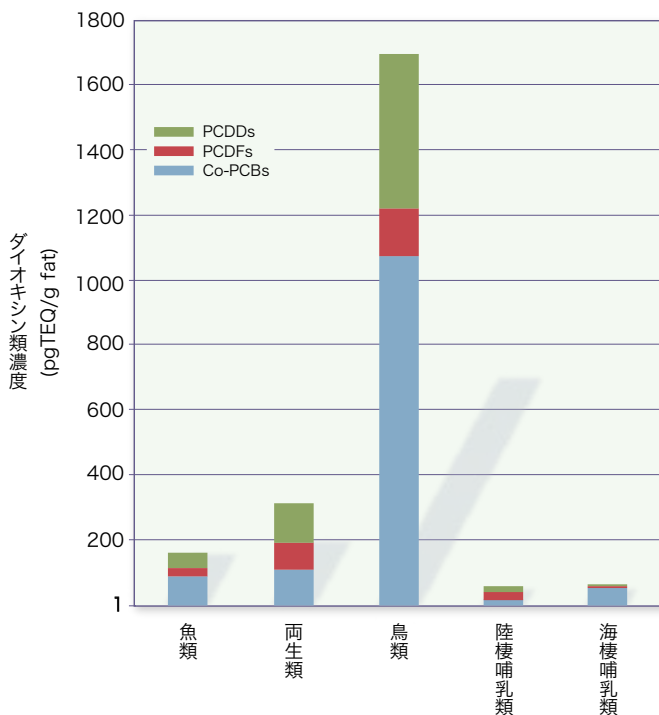
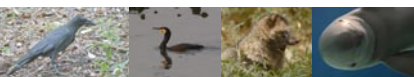


図8 動物の種類によるダイオキシン類濃度と Co-PCBs の占める割合 (脂肪または筋肉等を試料とする検体のみ)

表2 ダイオキシン類濃度 (脂肪または筋肉等を試料とする検体のみ)

		魚類	両生類	鳥類	陸棲哺乳類	海棲哺乳類
調査個体数		48	101	387	287	171
ダイオキシン類濃度 (pgTEQ/g fat)	平均値	160	310	1,700	60	62
	標準偏差	110	190	2,900	85	68
	中央値	130	250	640	35	45
	範囲	27~630	43~950	4.2~27,000	0.21~650	3.7~680
濃度に Co-PCBs の占める割合 (%)	平均値	54	34	63	34	84
	標準偏差	8.5	9.4	21	21	10
	中央値	54	34	70	36	85
	範囲	28~74	9.5~53	7.0~95	3.7~95	6.9~99



3-3 同種内で見られた差

年齢や性別による差

同じ種のなかでも年齢や性別によるダイオキシン類の濃度差が認められました。一般に年齢とともに蓄積濃度は高くなりました(図9)。

またスナメリ、アカネズミ、カワウでは、メスの成獣や成鳥ではオスに比べると統計的に有意に低い濃度が観察され(表3、表4、表5、図10、図11、図12)、これはメスでは出産や授乳、産卵によってダイオキシン類が体外に排出されるためと考えられました。

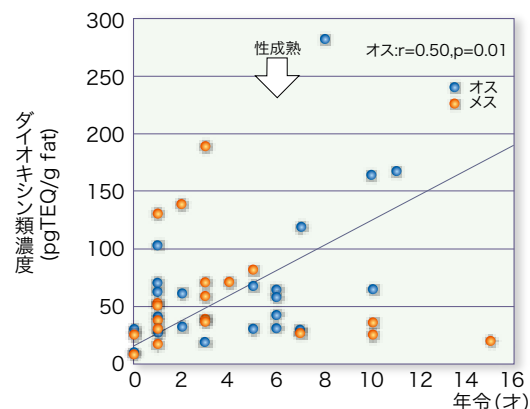


図9 スナメリ(瀬戸内海、試料は脂皮)の年齢とダイオキシン類濃度

表3 スナメリ(瀬戸内海)の性別ダイオキシン類濃度

		オス成獣	メス成獣	未成獣
調査個体数		13	3	49
脂皮の ダイオキシン類濃度 (pgTEQ/g fat)	平均値	95	27	47
	標準偏差	71	7.6	27
	中央値	68	26	38
	範囲	30~280	21~36	10~140

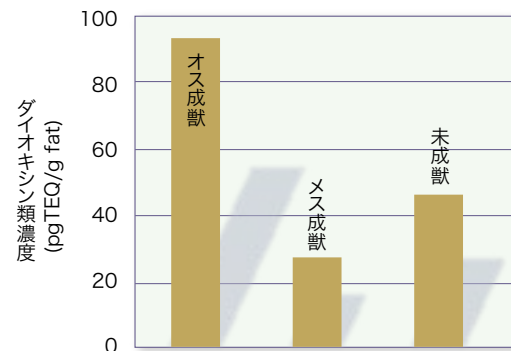


図10 スナメリのダイオキシン類濃度(平均値)

表4 アカネズミ(埼玉県)の性別ダイオキシン類濃度

		オス成獣	メス成獣	未成獣
調査個体数		34	42	24
体躯の ダイオキシン類濃度 (pgTEQ/g fat)	平均値	74	46	77
	標準偏差	43	48	68
	中央値	73	26	43
	範囲	44~150	36~240	28~260

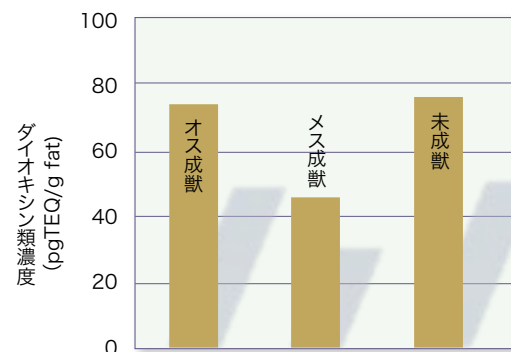


図11 アカネズミのダイオキシン類濃度(平均値)

表5 カワウ(滋賀県)の性別ダイオキシン類濃度

		オス成鳥	メス成鳥	幼鳥
調査個体数		29	28	14
筋肉の ダイオキシン類濃度 (pgTEQ/g fat)	平均値	3,200	1,800	620
	標準偏差	2,000	1,400	720
	中央値	2,400	1,500	340
	範囲	950~10,000	590~6,900	90~2,800

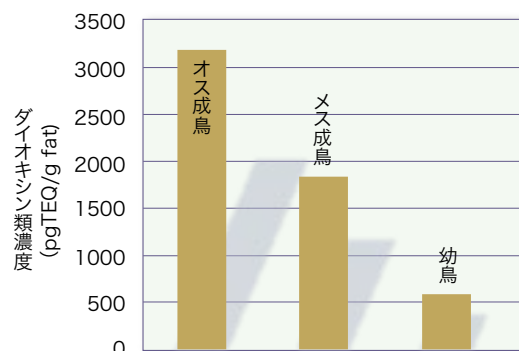


図12 カワウのダイオキシン類濃度(平均値)



地域差

沿岸部と内陸部の差をみるために両方に生息しているトビで調べたところ、二つの地域間に統計的な有意差が認められました(表6、図13)。都市と農村については、ハシブトガラスとアカネズミで調べたところ、いずれも都市周辺の個体の方が農村のものよりも統計的に有意に高い濃度でした(表7、図14)。これらの差は、環境中濃度の差に由来する餌の濃度の差(曝露量の違い)によるものと推測されました。

表6 トビの生活環境別ダイオキシン類濃度

		沿岸部	内陸部
調査個体数		70	28
筋肉の ダイオキシン類濃度 (pgTEQ/g fat)	平均値	860	200
	標準偏差	1,700	130
	中央値	440	190
	範囲	53 ~ 14,000	31 ~ 560

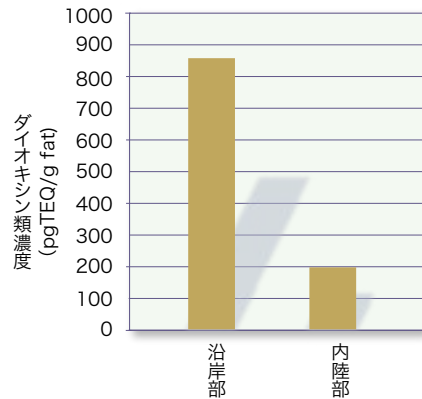


図13 トビのダイオキシン類濃度 (平均値)

表7 ハシブトガラスの生活環境別ダイオキシン類濃度

		都市近郊	農村部
調査個体数		23	10
筋肉の ダイオキシン類濃度 (pgTEQ/g fat)	平均値	23	14
	標準偏差	15	4.5
	中央値	19	14
	範囲	4.2 ~ 66	9.1 ~ 20

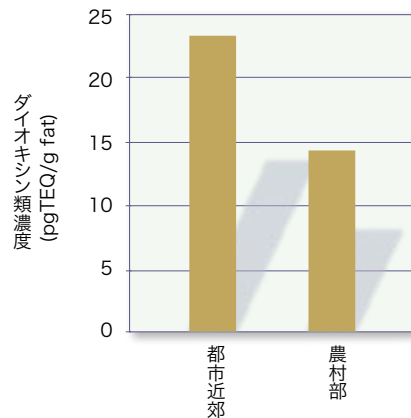


図14 ハシブトガラスのダイオキシン類濃度 (平均値)

肝集積

同一個体で肝臓と脂肪または筋肉中の濃度を測定した生物種において、肝臓にダイオキシン類が高濃度に蓄積する傾向、すなわち肝集積の現象が認められました。肝臓中の濃度を脂肪や筋肉などの濃度で割った値を求めたところ、ほとんどの生物種で1よりも大きい値が得られ、特にアカネズミでは約100倍、タヌキでは約17倍の著しい肝集積が認められました(図15)。

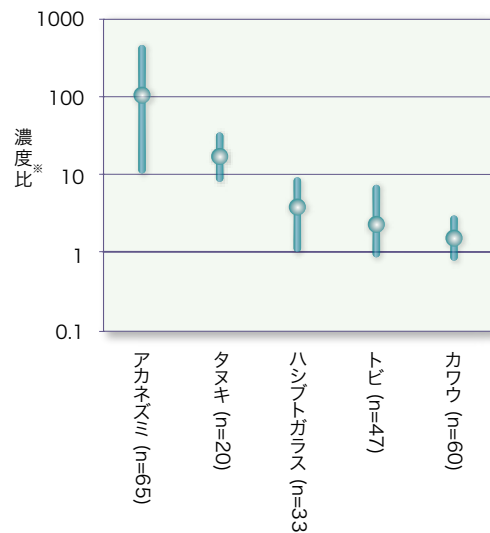
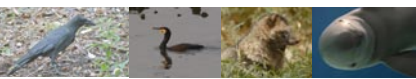


図15 肝集積の比率(最大値 - 平均値 - 最小値)

※ 肝臓中総毒性等量を脂肪・筋肉等組織中の総毒性等量で割った値



3-4 影響調査

病理組織学的検査では甲状腺や生殖器に通常とは異なる所見が認められる個体が存在しました。しかし、ダイオキシン類の蓄積濃度との関連性は認められませんでした。

カワウとハシブトガラスでは、肝臓中のダイオキシン類濃度と薬物代謝酵素活性との間に統計的に有意な正の相関関係が認められ（図 16）、ダイオキシン類によって薬物代謝酵素活性が誘導されていることが示唆されました。

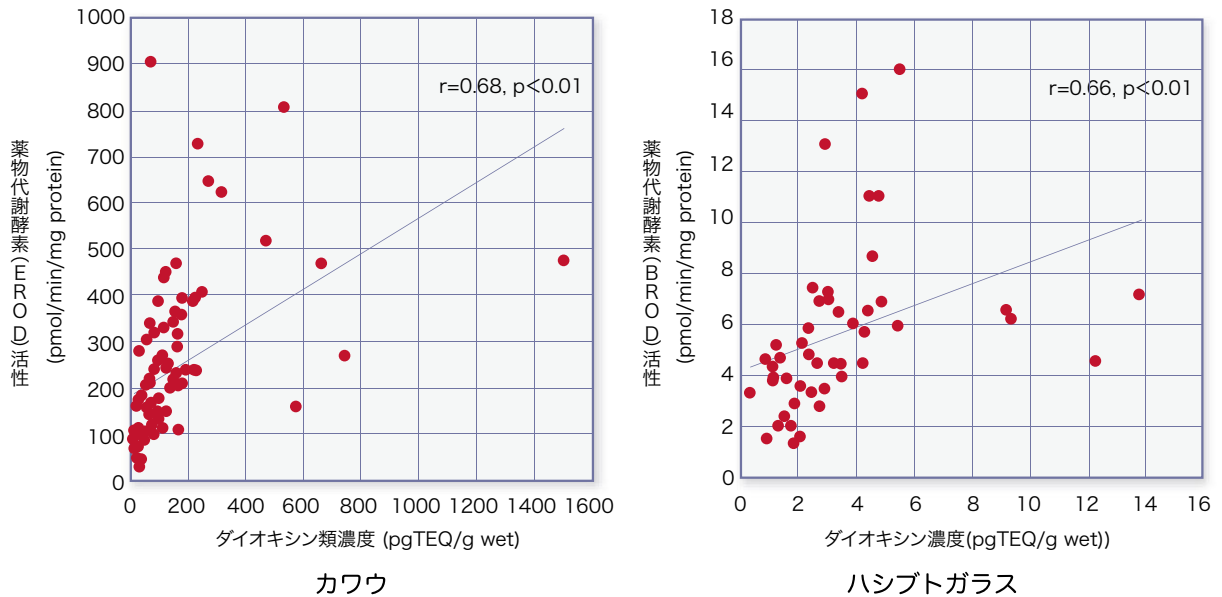


図 16 肝臓中の薬物代謝酵素活性とダイオキシン類濃度の関係

また、末梢血中の甲状腺ホルモン濃度を測定したところ、カワウなどではダイオキシン類蓄積濃度と統計的に有意な負の相関関係が認められました（図 17）。

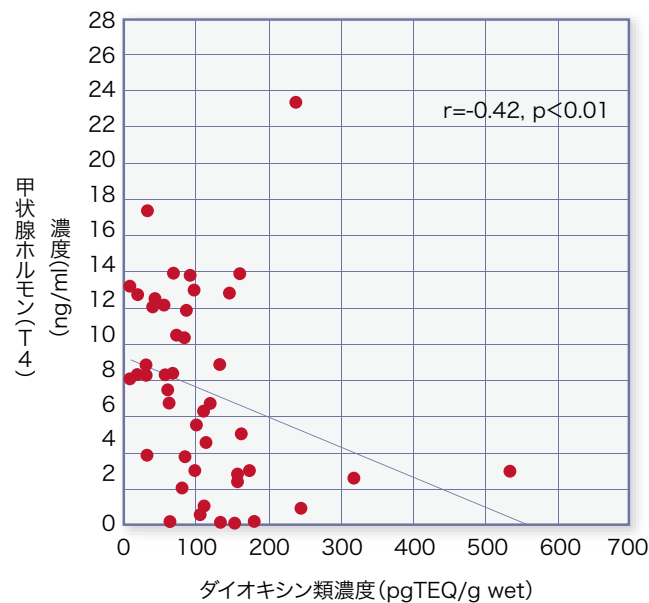


図 17 カワウの肝臓中ダイオキシン類濃度と血液中甲状腺ホルモン濃度の関係



3-5 経年変化

排出源対策により環境中に排出されるダイオキシン類の量は減少しており、その結果、大気や水などの環境中のダイオキシン類の濃度も減少しています(図18、図19)。しかし、底質など濃度が減っていない環境媒体もあり、野生生物の体内蓄積濃度の経年変化では明瞭な減少傾向が認められませんでした(図20)。このことから野生生物では排出量減少の効果が現れにくい、すなわち遅いことが示唆されました。

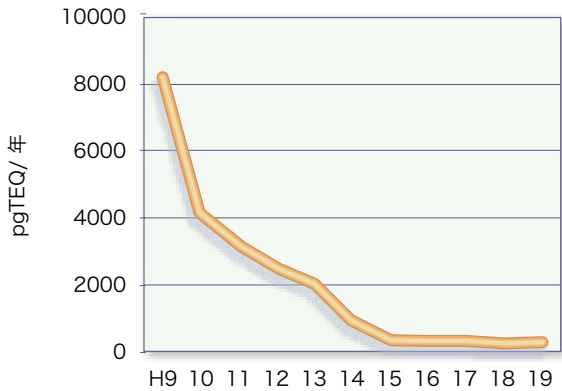


図18 日本のダイオキシン類排出総量 (平均値)の経年変化⁸⁾

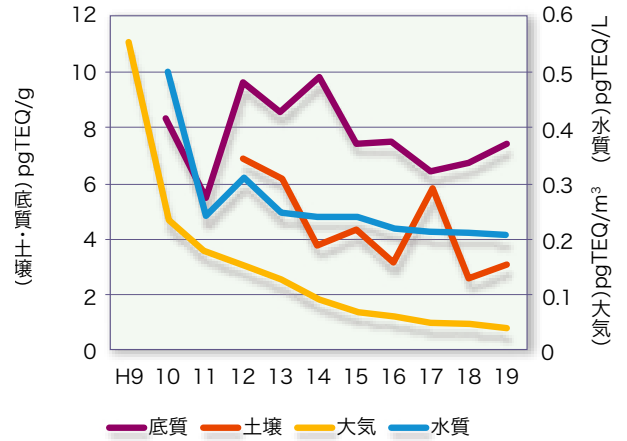


図19 日本の環境中のダイオキシン類濃度 (平均値)の経年変化⁹⁾

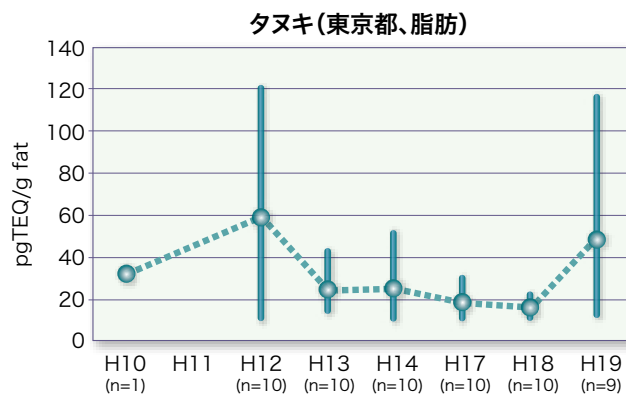
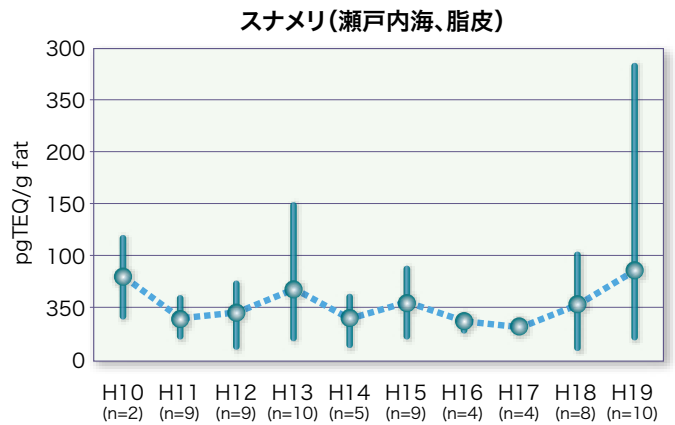
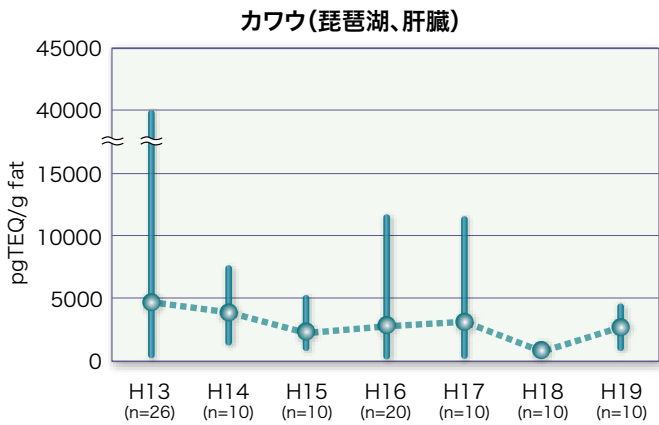
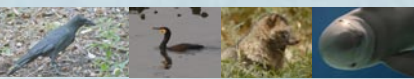


図20 野生動物におけるダイオキシン類濃度の経年変化 (最大値 - 平均値 - 最小値)



4. 検討委員会による考察と提言

日本の野生生物の体内に蓄積されたダイオキシン類の濃度は、海外の例からみて重大な影響が起きていることを予想させるほど高いものではありませんでした。しかし、生態系の高次捕食者では高濃度の個体が見られ、特にカワウや大型猛禽類の卵には、異常が懸念されるほど高濃度のものがありました。

哺乳類や鳥類のメス成獣・成鳥では出産・授乳や産卵により、オスよりも濃度が低くなることが指摘されています。今回の調査結果でも、いくつかの種でその傾向が認められました。また、同じ個体でも臓器・組織の種類によって蓄積濃度に差があること、特に肝臓に高濃度集積する生物種があることがわかりました。一方、同一地点での継年調査例では、野生生物の体内蓄積濃度の減少傾向は認められませんでした。

調査結果を詳細に解析するには、動物の年齢・性別や生息地域（臓器・組織採取場所）、臓器・組織の種類、採取年度などについて条件をそろえ、また十分な個体数を得て検討する必要があります。さらに、野生生物の体内濃度は数年間の蓄積の結果であり、動物は移動することも考慮しなければなりません。今回の調査結果は、こうした正確な検討をするのに十分な検体数であったとは言えませんが、国内の野生生物のダイオキシン類濃度が広汎に明らかになり、海外の事例と比較できたこと、蓄積ダイオキシン類の濃度やその種類について野生生物種ごとに差があることが示されたことなど、我が国の自然環境で何が起きているか今まで十分に調べられていなかった点について重要なデータを集めることができました。

病理組織学的検査による影響調査では、ダイオキシン類によって誘発されるとされる変化が一部認められましたが、蓄積濃度との因果関係は認められず、ダイオキシン類蓄積による影響は明確ではありませんでした。しかし薬物代謝酵素活性や甲状腺ホルモン濃度など、一部生理機能に影響を及ぼした所見が得られました。現時点では、これらの所見が具体的な毒性影響に結びつくかどうかはわかりませんが、今後、さらに検証することが必要と考えられます。

ダイオキシン類の生物への影響には、免疫機能や中枢神経系への影響も報告されていますが、野生生物における調査手法が確立されておらず、今回は調査できませんでした。また生殖への影響では、卵のダイオキシン類濃度とふ化率の関係などについても、調査できませんでした。これらの点は、今後、調査していく必要があります。

今回の調査により、野生生物のダイオキシン類の曝露実態、体内動態、経年変化などについて重要な知見が得られ、特に体内濃度に減少傾向が認められなかったことは、対象種、年齢・性別、地域、臓器・組織の種類を特定した調査をさらに継続し、排出量規制の効果を検証する必要があると考えられます。また、野生生物に対する化学物質の影響を理解するには、曝露量調査に加え、野生生物の個体数の変化や個体の異常の有無など、体系的な観察調査も必要です。化学物質による野生生物のリスクを正しく評価するには、統合的、体系的、長期的な調査を実施し、ヒトとの共生を考えることが、今後の課題です。

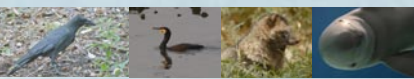
参考資料

1. 毒性等量 (TEQ) と毒性等価係数 (TEF) について

- * 毒性等量の換算に用いられるのが毒性等価係数 (TEF: Toxic Equivalency Factor) (表 8) で、世界保健機構 (WHO) により 1998 年にヒトと哺乳類、鳥類、魚類に分けて提案されました。これは動物の種類によってダイオキシン類に対する感受性が異なるため、実験動物での毒性試験をもとに決められました。このため、野生生物への影響の検討において、これら TEF の有用性に疑問を持つ研究者もいます。
- * その後、ヒトと哺乳類については 2006 年に新しい係数が提示されました。新しい係数の特徴はモノオルソ Co-PCBs に対する係数が低くなったこと、および 8 塩素の PCDD、PCDF などの係数が高くなったことで、Co-PCBs の割合の多い種類では毒性等量が低くなりました。
- * このパンフレットに記載した調査結果の数値の算出には、比較のために鳥類や魚類を含めてすべての結果について、2006 年の毒性等価係数を用いました。

表 8 毒性等価係数 (TEF)

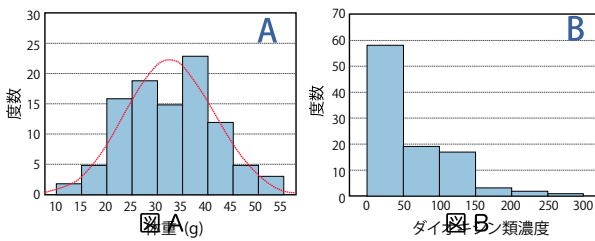
化合物の名称等		WHO-2006 TEF	WHO-1998 TEF		
			人・哺乳類	鳥類	魚類
PCDDs (ポリ塩化ジベンゾ パラ-ジオキシン)	2,3,7,8-TCDD	1	1	1	1
	1,2,3,7,8-PeCDD	1	1	1	1
	1,2,3,4,7,8-HxCDD	0.1	0.1	0.05	0.5
	1,2,3,6,7,8-HxCDD	0.1	0.1	0.01	0.01
	1,2,3,7,8,9-HxCDD	0.1	0.1	0.1	0.01
	1,2,3,4,6,7,8-HpCDD	0.01	0.01	< 0.001	0.001
	OCDD	0.0003	0.0001	0.0001	< 0.0001
PCDFs (ポリ塩化ジベンゾ フラン)	2,3,7,8-TCDF	0.1	0.1	1	0.05
	1,2,3,7,8-PeCDF	0.03	0.05	0.1	0.05
	2,3,4,7,8-PeCDF	0.3	0.5	1	0.5
	1,2,3,4,7,8-HxCDF	0.1	0.1	0.1	0.1
	1,2,3,6,7,8-HxCDF	0.1	0.1	0.1	0.1
	1,2,3,7,8,9-HxCDF	0.1	0.1	0.1	0.1
	2,3,4,6,7,8-HxCDF	0.1	0.1	0.1	0.1
	1,2,3,4,6,7,8-HpCDF	0.01	0.01	0.01	0.01
	1,2,3,4,7,8,9-HpCDF	0.01	0.01	0.01	0.01
	OCDF	0.0003	0.0001	0.0001	< 0.0001
Co-PCBs <i>non-ortho</i> (コプラナーポリ塩 化ビフェニル)	3,3',4,4'-TeCB (#77)	0.0001	0.0001	0.05	0.0001
	3,4,4',5'-TeCB (#81)	0.0003	0.0001	0.1	0.0005
	3,3',4,4',5'-PeCB (#126)	0.1	0.1	0.1	0.005
	3,3',4,4',5,5'-HxCB (#169)	0.03	0.01	0.001	0.00005
<i>mono-ortho</i>	2,3,3',4,4'-PeCB (#105)	0.00003	0.0001	0.0001	< 0.000005
	2,3,4,4',5'-PeCB (#114)	0.00003	0.0005	0.0001	< 0.000005
	2,3',4,4',5'-PeCB (#118)	0.00003	0.0001	0.00001	< 0.000005
	2',3,4,4',5'-PeCB (#123)	0.00003	0.0001	0.00001	< 0.000005
	2,3,3',4,4',5-HxCB (#156)	0.00003	0.0005	0.0001	< 0.000005
	2,3,3',4,4',5'-HxCB (#157)	0.00003	0.0005	0.0001	< 0.000005
	2,3',4,4',5,5'-HxCB (#167)	0.00003	0.00001	0.00001	< 0.000005
	2,3,3',4,4',5,5'-HpCB (#189)	0.00003	0.0001	< 0.00001	< 0.000005



2. 検出下限未満の分析結果の取り扱いについて

- * 平均値や毒性等量の算出において、検出下限未満の分析値の取り扱い方には3通りあります。すなわち、0とみなす方法、検出下限の1/2をあてはめる方法、検出下限値をそのままあてはめる方法です。
- * 野生生物の体内に全くダイオキシン類が存在しないことは考えにくいので、環境省では検出下限の1/2をあてはめる方法を用いることが多く、このパンフレットでもその方法を採用しました。毎年の結果報告では3通りの計算結果が示されています。
- * 野生生物のダイオキシン類の調査は10年間継続していますが、その間の分析技術の進歩により、検出下限値も低くなってきました。このため、同じ検出下限未満という結果でも、あてはめる数値は分析年毎に小さくなっています。
- * さらに、平成13年度までは検出下限未満ではなく、定量下限未満という結果表示でした。このため定量下限値の1/2を使って毒性等量を計算しました。定量下限は検出下限より3倍ほど大きな値ですので、平成13年度より前の結果では、濃度の低いものについて、高めに算出されていることになります。

3. 統計処理について

- * 二つのグループの変数を比較して、差があるのかないのかを判断する際に、検定という統計処理を行います。本パンフレットでは、検定で「差がない」確率が5%未満($P < 0.05$)の場合に、統計的に「有意差」が認められたと表現をしました。
- * 二つの変数の間に関係があるのかないのかを判断する際に、相関関係を統計処理で求めます。ここでは、「関係がない」確率が5%未満($P < 0.05$)の場合に、統計的に「有意な相関関係」が認められたと表現をしました。片方の変数が増えればもう片方も増える場合には「正の相関関係」、逆の場合には「負の相関関係」と呼びます。また、どのくらい関係があるのかを理解するために、相関係数(r)という計算値を用いて、0から1の間の数値で表し、 $r=1$ が最も関係が強い場合を示します。
- * 統計処理では多くの場合、正規分布をする変数を扱います。例えば本調査で調べた埼玉県のアカネズミの体重は、右図Aのように釣り鐘型の正規分布を示しています。しかし、同じアカネズミの体躯に蓄積したダイオキシン類の濃度は、図Bのように正規分布にはなりません。
- * このように正規分布を示さない変数の分析には、ノンパラメトリック法と呼ばれる統計処理方法を用います。
- * このパンフレットではノンパラメトリック法のうち、分析結果の比較にはマン-ホイットニーのU検定を、相関関係の検討にはスピアマンの順位相関を用いました。
- * マン-ホイットニーのU検定は、独立2標本のt検定に代わるノンパラメトリック法で、検討中の変数が順序(順位)尺度に基づいて測定されたと仮定します。この検定は、平均ではなく順位和に基づいて計算されることを除けば、本質的に独立2標本のt検定の結果と同様に解釈できます。
- * スピアマンの順位相関の相関係数は、順位から計算されることを除けば、通常のピアソンの積率相関係数(ピアソンの r)と同様に、説明されるバラツキの比率によって考えることができます。

4. 影響調査について

- * この調査では影響調査として、肝臓中の薬物代謝酵素活性測定、血液中の甲状腺ホルモンおよび生殖腺ホルモンの濃度測定、甲状腺や主要臓器の病理組織学的検査を行いました。これは、事故などでダイオキシン類の高濃度の曝露が起きた場合や、ダイオキシン類の濃度の高い地域の野生生物、実験動物にダイオキシン類を投与した実験で、以下のような影響が報告されているためです(図 21 参照)。
- * ダイオキシン類は生物体内に入ると、細胞質にある受容体 (AHR) と結合し、核内に移動します。核内で別のタンパク質 (ARNT) と複合体を形成し、薬物代謝酵素を作る遺伝子の特別な部位に結合します。そうすると遺伝子の転写が促進され、酵素が誘導されます。その結果、ホルモンのバランスがくずれる等、生理機能がかく乱される可能性があります。このような反応がどの程度起こっているかは、薬物代謝酵素活性を測ることによって推測することができます。
- * 血液中の甲状腺ホルモン濃度が低下することが報告されており、これはダイオキシン類により受容体 (AHR) を介して甲状腺ホルモンを抱合化する酵素が誘導されてホルモンの排泄が促進されること、また、ダイオキシン類の代謝物の一部が甲状腺ホルモンと結合する血中タンパク質の一つと競合的に結合すること、などの仕組みによるものと考えられています。
- * 生殖腺ホルモンについては、合成を阻害して血液中の濃度が下がるという報告や、エストラジオール濃度が上がるという報告などがあります。
- * 病理学的には肝臓や甲状腺などさまざまな組織における発がんの他、肝細胞や甲状腺の過形成などの変化が報告されています。
- * ダイオキシン類に対して生体が反応した結果として起こるこのような変化は、どのくらいの影響が起きているかを判断する指標になると考えられます。
- * この調査では、カワウ、ハシブトガラス、アカネズミにおいて、ダイオキシン類蓄積による影響の指標として、薬物代謝酵素活性および血中の甲状腺ホルモン濃度が利用できる可能性が示唆されました。

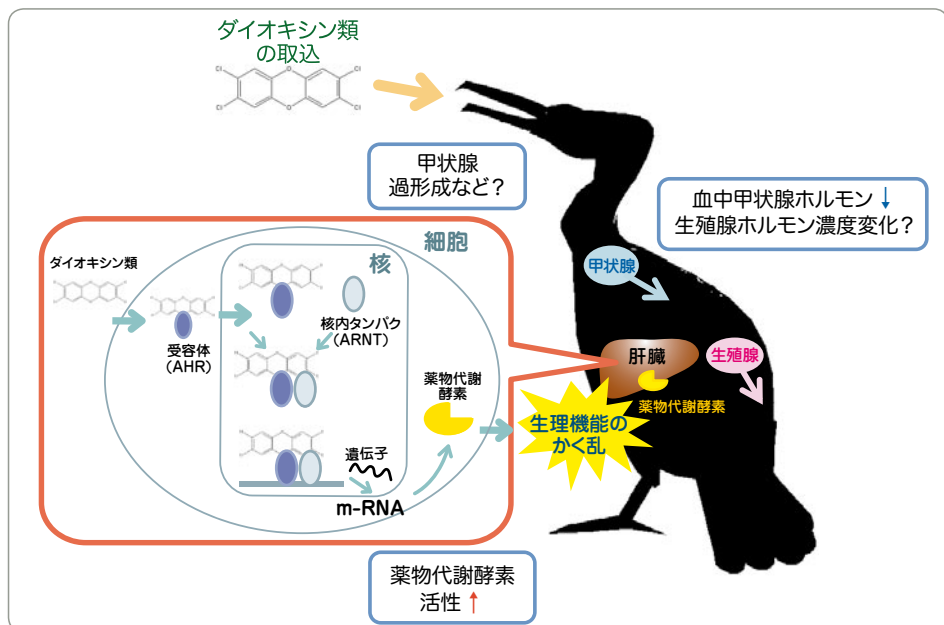
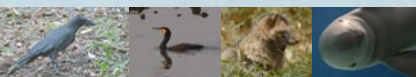


図 21 ダイオキシン類の生物への影響



参考図書・文献

このパンフレットでとりまとめた調査の報告は下記の環境省のホームページで閲覧できます。

- 野生生物のダイオキシン類蓄積状況及び影響調査
<http://www.env.go.jp/chemi/dioxin/chosa/yasei.html>
- 内分泌かく乱化学物質による野生生物影響実態調査等
<http://www.env.go.jp/chemi/end/kento1302/index.html> (資料 4)
<http://www.env.go.jp/chemi/end/kento1402/index.html> (資料 2-4)
<http://www.env.go.jp/chemi/end/kento1502/index.html> (資料 2-1-3, 2-2)
<http://www.env.go.jp/chemi/end/kento1602/index.html> (資料 2-1-3, 2-2)
<http://www.env.go.jp/chemi/kurohon/2005/http2005/30furoku/311.pdf>

その他の報告書

- 1) 環境省ダイオキシン類対策に関する調査結果・報告書等のホームページ
ダイオキシン類の排出量の目録 (排出インベントリー)
ダイオキシン類に係る環境調査結果 など
<http://www.env.go.jp/chemi/dioxin/report.html>
- 2) 厚生労働省 食品からのダイオキシン類一日摂取量調査等の調査報告のホームページ
<http://www.mhlw.go.jp/topics/bukyoku/iyaku/syoku-anzen/dioxin/index.html>
- 3) 水産庁 魚介類中のダイオキシン類の実態調査について
http://www.maff.go.jp/j/syuan/tikusui/gyokai/g_kenko/busitu/index.html#dai
- 4) 福島県 野生生物の外因性内分泌かく乱化学物質等調査結果報告書 (ダイオキシン類も含む)
http://www.pref.fukushima.jp/kankyoutaiki/daiokisin_top.html

引用文献

- 1) Kumar, K.S. et al. (2002) Distribution and elimination of polychlorinated dibenzo-p-dioxins, dibenzofurans, biphenyls, and p,p'-DDE in tissues of bald eagles from the upper peninsula of Michigan. *Environ. Sci. Technol.* 36(13):2789-2796.
- 2) Yamashita, N. et al. (1993) Embryonic abnormalities and organochlorine contamination in double-crested cormorants and Caspian terns from the upper Great Lakes in 1988. *Environmental Pollution*. 70:163-173.
- 3) 環境省 (2008) 日本人におけるダイオキシン類の蓄積量について
<http://www.env.go.jp/chemi/dioxin/pamph/cd/index.html>
- 4) 厚生労働省 食品からのダイオキシン類一日摂取量調査等の調査報告 (平成 11 年度～平成 18 年度報告より、まとめ)
<http://www.mhlw.go.jp/topics/bukyoku/iyaku/syoku-anzen/dioxin/index.html>
- 5) 環境省 (2003) 平成 14 年度イヌワシ保護増殖事業報告書
- 6) Elliott JE et al. (1996) Biological effects of polychlorinated dibenzo-p-dioxins, dibenzofurans, and biphenyls in bald eagle (*Haliaeetus leucocephalus*) chicks. *Environmental Toxicology and Chemistry* 15:782-793.
- 7) Hilscherova K. et al. (2003) Oxidative stress in laboratory-incubated double-crested cormorant eggs collected from the Great lakes. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 45:533-546.
- 8) 環境省 (2008) ダイオキシン類の排出量の目録 (排出インベントリー)
<http://www.env.go.jp/air/report/h20-08/full.pdf>
- 9) 環境省 (2008) 平成 19 年度ダイオキシン類に係る環境調査結果
<http://www.env.go.jp/air/report/h20-06/full.pdf>



参考図書

- 1) 分子でよむ環境汚染, 鈴木 聡編著, 東海大学出版会, 253 pp. (2009).
- 2) ヘその緒が語る体内汚染 ~未来世代を守るために (知りたい!サイエンス). 森 千里/戸高 恵美子著. 技術評論社. 208 pp. (2008)
- 3) 環境学入門〈8〉環境と健康. 森田 昌敏/高野 裕久著. 岩波書店. 232 pp. (2005)
- 4) 生体統御システムと内分泌攪乱. 井上 達/井口 泰泉編集. シュプリンガーフェアラーク東京. 321 pp. (2005)

野生生物とダイオキシン類について、もっと詳しいことを知りたい方は：

専門書

- 1) Arnold Schechter ed. (1994) Dioxins and Health. Plenum Press, New York and London.
- 2) Interdisciplinary Studies on Environmental Chemistry, Murakami, Vol. 1, Biological Responses to Chemical Pollutants, Y., Nakayama, K., Kitamura, S., Iwata, H. and Tanabe, S. (Eds), TERRAPUB, Tokyo, Japan, 372 pp. (2008)

総説

- 1) 田辺信介・国末達也 (2005): ダイオキシン類によるヒトおよび野生生物の汚染—最近の研究を中心に—, 中毒研究, 18(4), 319-331.
- 2) 田辺信介 (2005): 有害物質による地球規模の環境汚染と生態系への蓄積および毒性影響に関する研究, 環境科学会誌, 18(2), 191-198.
- 3) 田辺信介・国末達也・高橋 真 (2006): アジアの有害物質汚染と母乳の安全性, 遺伝, 別冊 No.19, 104-115.

野生生物のダイオキシン類蓄積状況及び影響調査検討委員会委員名簿

(敬称略 五十音順 肩書・所属は平成 21 年 3 月現在)

井口泰泉	大学共同利用機関法人自然科学研究機構岡崎統合バイオサイエンスセンター教授	
大井玄 ¹⁾	東京大学名誉教授	
大島康行 ²⁾	早稲田大学名誉教授	
杉森文夫 ³⁾	我孫子市鳥の博物館館長	
田辺信介	愛媛大学沿岸環境科学研究センター教授	
坪田敏男	北海道大学大学院獣医学研究科教授	
羽山伸一	日本獣医生命科学大学獣医学部准教授	
藤瀬良弘	(財)日本鯨類研究所研究部長常務理事	
皆川康雄	野生動物ボランティアセンター所長	
森千里	千葉大学大学院医学研究院教授	
安野正之 ³⁾	元滋賀県立大学環境学部教授	1) 座長
山田格	国立科学博物館動物第一研究室長	2) 平成 18 年ご逝去 3) 平成 16 年度まで

本調査の実施にあたり、調査対象地の自治体および猟友会の方々、その他、多くの協力機関・協力者の方々にたいへんにお世話になりました。ここに深く感謝申し上げます。

2009年

このパンフレットに関するご意見及びお問い合わせ先

環境省環境保健部環境リスク評価室

〒100-8975 東京都千代田区霞が関 1-2-2

TEL(03)3581-3351(内線 6343)

FAX(03)3581-3578

<http://www.env.go.jp/>

