

14. クロルデン

使用量およびその推移

農薬登録失効（1968年農薬法）第1種特定化学物質（1986年化審法）

原体使用量は2,206t(1985年)で前年(1,900t)と比較して増加した。

環境中濃度に関する規制

環境中濃度に関する規制はない。

1. 環境実態調査結果

1.1. 平成14年度

調査区分	調査名	異性体名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
野生生物調査	環境実態調査 (トノサマガエル)	trans-クロルデン	4/5	ND(<0.1) - 11 µg/kg
		cis-クロルデン	1/5	ND(<0.02-0.1) - 0.70 µg/kg
	環境実態調査 (トウキョウダル マガエル)	trans-クロルデン	1/1	0.11 µg/kg
		cis-クロルデン	1/1	0.047 µg/kg
	環境実態調査 (イヌワシ)	trans-クロルデン	1/1	0.47 µg/kg
		cis-クロルデン	0/1	ND(<0.2) µg/kg
	環境実態調査 (クマタカ卵)	trans-クロルデン	1/1	15 µg/kg
		cis-クロルデン	1/1	1.5 µg/kg
	環境実態調査 (カワウ)	trans-クロルデン	10/10	0.0077 - 0.15 µg/kg
		cis-クロルデン	10/10	0.018 - 0.89 µg/kg
	環境実態調査 (トビ)	trans-クロルデン	8/8	0.76 - 3.6 µg/kg
		cis-クロルデン	8/8	5.2 - 13 µg/kg
	環境実態調査 (ハシブトガラス)	trans-クロルデン	10/12	ND(<0.006-0.02) - 0.05 µg/kg
		cis-クロルデン	12/12	0.013 - 0.06 µg/kg
	環境実態調査 (スナメリ)	trans-クロルデン	10/10	0.81 - 6.8 µg/kg
		cis-クロルデン	10/10	19 - 140 µg/kg
	環境実態調査 (ニホンザル)	trans-クロルデン	3/10	ND(<0.006) - 0.011 µg/kg
		cis-クロルデン	9/10	ND(<0.005) - 0.0098 µg/kg
	環境実態調査 (タヌキ)	trans-クロルデン	6/10	ND(<0.006) - 0.06 µg/kg
		cis-クロルデン	9/10	ND(<0.005) - 0.13 µg/kg

1.2. 平成13年度

調査区分	調査名	異性体名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
野生生物調査	環境実態調査 (カワウ)	trans-ケルテン	2/26	ND(<0.083-0.79) - 12 µg/kg
		cis-ケルテン	5/26	ND(<0.31-0.78) - 1.1 µg/kg
	環境実態調査 (猛禽類)	trans-ケルテン	9/15	ND(<0.66-8.3) - 360 µg/kg
		cis-ケルテン	1/15	ND(<1.2-15) - 30 µg/kg
	環境実態調査 (猛禽類卵)	trans-ケルテン	4/4	2.5 - 15 µg/kg
		cis-ケルテン	0/4	ND(<0.74-1.8) µg/kg

1.3. 平成12年度

調査区分	調査名	異性体名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
野生生物調査	影響実態調査 (カワウ)	trans-ケルテン	0/30	ND(<0.05-1.3) µg/kg
		cis-ケルテン	9/30	ND(<0.05-1.3) - 0.79 µg/kg
	影響実態調査 (カワウ卵)	trans-ケルテン	50/90	ND(<3.2-8.6) - 55 µg/kg
		cis-ケルテン	68/90	ND(<3.4-5.5) - 39 µg/kg
	影響実態調査 (猛禽類)	trans-ケルテン	37/44	ND(<0.11-1.9) - 57 µg/kg
		cis-ケルテン	33/44	ND(<0.26-1.9) - 64 µg/kg
	影響実態調査 (猛禽類卵)	trans-ケルテン	6/6	11 - 130 µg/kg
		cis-ケルテン	6/6	0.2 - 11 µg/kg

1.4. 平成10年度

調査区分	調査名	異性体名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	農薬等の環境残留実態調査（第一回）	trans-カドレン	0/249	ND(<0.05) μg/L
		cis-カドレン	0/249	ND(<0.05) μg/L
	野生生物影響実態調査（コイ）	trans-カドレン	0/6	ND(<0.025) μg/L
		cis-カドレン	0/6	ND(<0.025) μg/L
	野生生物影響実態調査（カエル類）	trans-カドレン	0/19	ND(<0.03) μg/L
		cis-カドレン	0/19	ND(<0.03) μg/L
底質調査	農薬等の環境残留実態調査	trans-カドレン	0/94	ND(<10) μg/kg
		cis-カドレン	0/94	ND(<10) μg/kg
	野生生物影響実態調査（コイ）	trans-カドレン	0/8	ND(<5) μg/kg
		cis-カドレン	0/8	ND(<5) μg/kg
	野生生物影響実態調査（カエル類）	trans-カドレン	0/12	ND(<5) μg/kg
		cis-カドレン	0/12	ND(<5) μg/kg
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	trans-カドレン	1/94	ND(<5) - 7 μg/kg
		cis-カドレン	0/94	ND(<5) μg/kg
	野生生物影響実態調査（カエル類）	trans-カドレン	0/7	ND(<5) μg/kg
		cis-カドレン	0/7	ND(<5) μg/kg
水生生物調査（魚類）	農薬等の環境残留実態調査	trans-カドレン	25/48	ND(<2) - 32 μg/kg
		cis-カドレン	25/48	ND(<2) - 22 μg/kg
野生生物調査	影響実態調査（コイ）	trans-カドレン	9/145	ND(<5) - 26 μg/kg
		cis-カドレン	18/145	ND(<5) - 36 μg/kg
	影響実態調査（カエル類）	trans-カドレン	0/80	ND(<2-5) μg/kg
		cis-カドレン	0/80	ND(<2-5) μg/kg
	影響実態調査（クジラ類）	trans-カドレン	19/26	ND(<5-10) - 45 μg/kg
		cis-カドレン	25/26	ND(<5) - 459 μg/kg
	影響実態調査（アザラシ類）	trans-カドレン	0/19	ND(<5) μg/kg
		cis-カドレン	1/19	ND(<5) - 7 μg/kg
	影響実態調査（ドバト）	trans-カドレン	0/32	ND(<2) μg/kg
		cis-カドレン	0/32	ND(<2) μg/kg
	影響実態調査（トビ）	trans-カドレン	9/26	ND(<2) - 13 μg/kg
		cis-カドレン	23/26	ND(<2) - 119 μg/kg
	影響実態調査（シマフクロウ）	trans-カドレン	0/5	ND(<2) μg/kg
		cis-カドレン	0/5	ND(<2) μg/kg
	影響実態調査（猛禽類）	trans-カドレン	1/30	ND(<2-10) - 5 μg/kg
		cis-カドレン	7/30	ND(<2-10) - 74 μg/kg

調査区分	調査名	異性体名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
野生生物調査	影響実態調査 (アカネズミ)	trans-クオルテン	0/30	ND(<2-4) μ g/kg
		cis-クオルテン	0/30	ND(<2-4) μ g/kg
	影響実態調査 (ニホンザル)	trans-クオルテン	0/41	ND(<2-4) μ g/kg
		cis-クオルテン	1/41	ND(<2-4) - 3 μ g/kg
	影響実態調査 (クマ類)	trans-クオルテン	0/17	ND(<2-5) μ g/kg
		cis-クオルテン	0/17	ND(<2-5) μ g/kg
	影響実態調査 (タヌキ)	trans-クオルテン	0/15	ND(<2-8) μ g/kg
cis-クオルテン		0/15	ND(<2-8) μ g/kg	

2. 国内の過去の測定値

調査区分	異性体名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	trans-クオルテン	3/365	ND(<0.005-0.05) - 0.0016 μ g/L
	cis-クオルテン	1/365	ND(<0.005-0.05) - 0.004 μ g/L
底質調査	trans-クオルテン	218/420	ND(<0.018-1) - 75 μ g/kg
	cis-クオルテン	128/420	ND(<0.025-1) - 22 μ g/kg
大気調査	trans-クオルテン	46/73	ND(<0.01-0.4) - 8.5ng/m ³
	cis-クオルテン	40/73	ND(<0.01-0.4) - 5ng/m ³
	-クオルテン	18/73	ND(<0.1-0.5) - 1.8ng/m ³
水生生物調査 (魚類)	trans-クオルテン	502/1,406	ND(<1) - 69 μ g/kg
	cis-クオルテン	753/1,406	ND(<1) - 53 μ g/kg
	-クオルテン	31/93	ND(<1) - 12 μ g/kg
	クオルテン類	766/1,096	ND(<1) - 133 μ g/kg
水生生物調査 (貝類)	trans-クオルテン	299/496	ND(<1) - 24 μ g/kg
	cis-クオルテン	316/496	ND(<1) - 53 μ g/kg
	クオルテン類	265/436	ND(<1) - 97 μ g/kg
水生生物調査 (鳥類)	trans-クオルテン	20/185	ND(<2) - 2 μ g/kg
	cis-クオルテン	56/185	ND(<1-50) - 21 μ g/kg
	クオルテン類	89/155	ND(<3) - 676 μ g/kg

3. 海外の汚染水域での測定値

調査区分	調査場所	異性体名	検出濃度範囲
水質調査	五大湖	trans-クロルデン	ND(<0.002-0.007)-0.100ng/L 0.100ng/L は、1983 年エリー湖での測定値 ¹⁾
		cis-クロルデン	ND(<0.002)-0.183ng/L 0.183ng/L は、1984 年スペリオール湖での測定値 ²⁾
		-クロルデン	0.007608-0.300ng/L 0.300ng/L は、1984 年スペリオール湖での測定値 ²⁾
底質調査	五大湖	-クロルデン	0.2-4.2 μg/kg 4.2 μg/kg は、1982 年エリー湖での測定値 ³⁾
魚類調査	五大湖	trans-クロルデン	ND(<0.05-50)-310 μg/kg 310 μg/kg は、1979 年ミシガン湖で採集されたマス類 Lake trout(<i>Salvelinus namaycush</i>)での測定値 ⁴⁾
		cis-クロルデン	ND(<3-50)-211 μg/kg 211 μg/kg は、1983 年ミシガン湖で採集されたコイ (<i>Cyprinus carpio</i>)での測定値 ⁵⁾
		-クロルデン	痕跡-78.9 μg/kg 78.9 μg/kg は、1982 年オンタリオ湖で採集されたマス類 Lake trout(<i>S. namaycush</i>)での測定値 ⁶⁾
		クロルデン類	3.1-370 μg/kg 370 μg/kg は、1985 年スペリオール湖で採集されたマス類 Lake trout(<i>S. namaycush</i>)での測定値 ⁷⁾

4. 内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果の報告（生体内試験、水中濃度）
 内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果の報告（生体内試験、水中濃度）は得られなかった。なお、内分泌攪乱作用に関する試験管内試験の報告は得られている。

5. まとめ

野生生物調査の一部で検出された。野生生物調査（カワウ）で測定された trans-クロルデンの最高値 0.15 μg/kg は、平成 13 年度の最高値 12 μg/kg を下回り、cis-クロルデンの最高値 0.89 μg/kg は、平成 13 年度の最高値 1.1 μg/kg を下回り、平成 12 年度の最高値 0.79 μg/kg を上回っていた。野生生物調査（トビ）で測定された trans-クロルデンの最高値 3.6 μg/kg は、平成 10 年度の最高値 13 μg/kg を下回り、cis-クロルデンの最高値 13 μg/kg も、平成 10 年度の最高値 119 μg/kg を下回っていた。野生生物調査（ニホンザル）で測定された cis-クロルデンの最高値 0.0098 μg/kg は、平成 10 年度の最高値 3 μg/kg を下回っていた。

なお、平成 13 年度の野生生物調査、平成 12 年度の野生生物調査、平成 10 年度の土壌、水生生物（魚類）及び野生生物調査の一部で検出された。

6. 参考文献

- 1)Stevens,R.J.J. and M.A.Neilson(1989)Inter-and intralake distributions of

- trace organic contaminants in surface waters of the Great Lakes. J. Great Lakes Res. Vol.15, No.3, 377-393.
- 2) Chan, C.H. and J. Kohli (1987) Surveys of trace contaminants in the St. Clair River, 1985. Inland Waters/Lands Directorate. Scientific Series, No.158, 1-10.
 - 3) Oliver, B.G. and R.A. Bourbonniere (1985) Chlorinated contaminants in surficial sediments of Lakes Huron, St. Clair, and Erie: Implications regarding sources along the St. Clair and Detroit Rivers. J. Great Lakes Res., Vol.11, No.3, 366-372.
 - 4) Kuehl, D.W., E.N. Leonard, B.C. Butterworth and K.L. Johnson (1983) Polychlorinated chemical residues in fish from major watersheds near the Great Lakes, 1979. Environ. Int., Vol.9, 293-299.
 - 5) Camanzo, J., C.P. Rice, D.J. Jude and R. Rossmann (1987) Organic priority pollutants in nearshore fish from 14 Lake Michigan tributaries and embayments, 1983. J. Great Lakes Res., Vol.13, No.3, 296-309.
 - 6) Huestis, S.Y., M.R. Servos, D.M. Whittle and D.G. Dixon (1996) Temporal and age-related trends in levels of polychlorinated biphenyl congeners and organochlorine contaminants in Lake Ontario lake trout (*Salvelinus namaycush*). J. Great Lakes Res., Vol.22, No.2, 310-330.
 - 7) Miller, M.A., N.M. Kassulke and M.D. Walkowski (1993) Organochlorine concentrations in Laurentian Great Lakes salmonines: Implications for fisheries management. Arch. Environ. Contam. Toxicol., Vol.25, 212-219.

15. オキシクロルデン

使用量およびその推移

クロルデンの代謝物、第1種特定化学物質（クロルデン類として、1986年化審法）
環境中濃度に関する規制

環境中濃度に関する規制はない。

1. 環境実態調査結果

1.1. 平成14年度

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
野生生物調査	環境実態調査（トノサマガエル）	5/5	0.37 - 46 $\mu\text{g}/\text{kg}$
	環境実態調査（トウキョウダルマガエル）	1/1	0.40 $\mu\text{g}/\text{kg}$
	環境実態調査（イヌワシ）	1/1	0.72 $\mu\text{g}/\text{kg}$
	環境実態調査（クマタカ卵）	1/1	78 $\mu\text{g}/\text{kg}$
	環境実態調査（カワウ）	10/10	1.9 - 21 $\mu\text{g}/\text{kg}$
	環境実態調査（トビ）	8/8	3.8 - 18 $\mu\text{g}/\text{kg}$
	環境実態調査（ハシブトガラス）	12/12	1.4 - 12 $\mu\text{g}/\text{kg}$
	環境実態調査（スナメリ）	10/10	21 - 440 $\mu\text{g}/\text{kg}$
	環境実態調査（ニホンザル）	8/10	ND(<0.02) - 0.08 $\mu\text{g}/\text{kg}$
環境実態調査（タヌキ）	10/10	0.94 - 16 $\mu\text{g}/\text{kg}$	

1.2. 平成13年度

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
野生生物調査	環境実態調査（カワウ）	26/26	1.9 - 62 $\mu\text{g}/\text{kg}$
	環境実態調査（猛禽類）	5/15	ND(<0.41-5.1) - 650 $\mu\text{g}/\text{kg}$
	環境実態調査（猛禽類卵）	1/4	ND(<0.25-0.6) - 31 $\mu\text{g}/\text{kg}$

1.3. 平成12年度

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
野生生物調査	影響実態調査（カワウ）	28/30	ND(<0.21-0.22) - 6.5 $\mu\text{g}/\text{kg}$
	影響実態調査（カワウ卵）	89/90	ND(<9.1) - 190 $\mu\text{g}/\text{kg}$
	影響実態調査（猛禽類）	44/44	1.1 - 260 $\mu\text{g}/\text{kg}$
	影響実態調査（猛禽類卵）	6/6	62 - 280 $\mu\text{g}/\text{kg}$

1.4. 平成10年度

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	農薬等の環境残留実態調査(第一回)	0/249	ND(<0.05) µg/L
	野生生物影響実態調査(コイ)	0/6	ND(<0.025) µg/L
	野生生物影響実態調査(カエル類)	0/19	ND(<0.03) µg/L
底質調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<10) µg/kg
	野生生物影響実態調査(コイ)	0/8	ND(<5) µg/kg
	野生生物影響実態調査(カエル類)	0/12	ND(<5) µg/kg
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	1/94	ND(<10)-10 µg/kg
	野生生物影響実態調査(カエル類)	0/7	ND(<5) µg/kg
水生生物調査(魚類)	農薬等の環境残留実態調査	0/48	ND(<30) µg/kg
野生生物調査	影響実態調査(コイ)	2/145	ND(<5)-7.4 µg/kg
	影響実態調査(カエル類)	26/80	ND(<2-5)-8 µg/kg
	影響実態調査(クジラ類)	25/26	ND(<5)-1,190 µg/kg
	影響実態調査(アザラシ類)	19/19	40-305 µg/kg
	影響実態調査(ドバト)	9/32	ND(<2)-11 µg/kg
	影響実態調査(トビ)	26/26	3.0-80 µg/kg
	影響実態調査(シマフクロウ)	2/5	ND(<2)-4 µg/kg
	影響実態調査(猛禽類)	27/30	ND(<2-10)-510 µg/kg
	影響実態調査(アカネズミ)	0/30	ND(<2-4) µg/kg
	影響実態調査(ニホンザル)	24/41	ND(<2-4)-28 µg/kg
	影響実態調査(クマ類)	4/17	ND(<2-5)-108 µg/kg
	影響実態調査(タヌキ)	15/15	12-196 µg/kg

2. 国内の過去の測定値

調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	0/164	ND(<0.005-0.01) µg/L
底質調査	3/126	ND(<0.2-1) - 0.3 µg/kg
大気調査	0/73	ND(<0.05-1.5) ng/m ³
水生生物調査(魚類)	367/2,210	ND(<1) - 21 µg/kg
水生生物調査(鳥類)	105/185	ND(<1) - 79 µg/kg
水生生物調査(貝類)	94/496	ND(<1) - 16 µg/kg

3. 海外の汚染水域での測定値

調査区分	調査場所	検出濃度範囲
水質調査	五大湖	0.131-0.263ng/L 0.263ng/Lは、1983年オンタリオ湖での測定値 ¹⁾
魚類調査	五大湖	痕跡-400 µg/kg 400 µg/kgは、1978年スペリオール湖で採集されたマス類 Lake trout(<i>Salvelinus namaycush</i>)での測定値 ²⁾

- 4 . 内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果の報告（生体内試験、水中濃度）
内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果の報告（生体内試験、水中濃度）は得られなかった。なお、内分泌攪乱作用に関する試験管内試験の報告は得られている。

5 . まとめ

野生生物調査の一部で検出された。野生生物調査（カワウ）で測定された最高値 21 µg/kg は、平成 13 年度の最高値 62 µg/kg を下回り、平成 12 年度の最高値 6.5 µg/kg を上回っていた。野生生物調査（トビ）で測定された最高値 18 µg/kg は、平成 10 年度の最高値 80 µg/kg を下回っていた。野生生物調査（ニホンザル）で測定された最高値 0.08 µg/kg は、平成 10 年度の最高値 28 µg/kg を下回っていた。野生生物調査（タヌキ）で測定された最高値 16 µg/kg は、平成 10 年度の最高値 196 µg/kg を下回っていた。

なお、平成 13 年度の野生生物調査、平成 12 年度の野生生物調査、平成 10 年度の土壌及び野生生物調査の一部で検出された。

6 . 参考文献

- 1)Biberhofer,J. and R.J.J.Stevens(1987)Organochlorine contaminants in ambient waters of Lake Ontario. Inland Waters/Lands Directorate. Scientific Series,No.159,1-11.
- 2)DeVault,D.S.,R.Hesselberg,P.W.Rodgers and T.J.Feist(1996)Contaminant trends in lake trout and walleye from the Laurentian Great Lakes. J. Great Lakes Res.,Vol.22, No.4,884-895.

16. trans-ノナクロル

使用量およびその推移

農薬としては未登録、第1種特定化学物質（クロルデン類として、1986年化審法）
使用量に関する報告は得られなかった。

環境中濃度に関する規制

環境中濃度に関する規制はない。

1. 環境実態調査結果

1.1. 平成14年度

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
大気調査	環境実態調査	15/20	ND(<0.003) - 0.59 ng/m ³
野生生物調査	環境実態調査(トノサマガエル)	5/5	0.18 - 52 µg/kg
	環境実態調査(トウキョウダルマガエル)	1/1	0.28 µg/kg
	環境実態調査(イヌワシ)	1/1	2.6 µg/kg
	環境実態調査(クマタカ卵)	1/1	71 µg/kg
	環境実態調査(カワウ)	10/10	0.02 - 1.3 µg/kg
	環境実態調査(トビ)	8/8	18 - 60 µg/kg
	環境実態調査(ハジプトガラス)	12/12	0.66 - 12 µg/kg
	環境実態調査(スナメリ)	10/10	120 - 2,900 µg/kg
	環境実態調査(ニホンザル)	10/10	0.05 - 0.21 µg/kg
	環境実態調査(タヌキ)	10/10	0.28 - 15 µg/kg

1.2. 平成13年度

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
野生生物調査	環境実態調査(カワウ)	3/26	ND(<0.21-0.54) - 0.67 µg/kg
	環境実態調査(猛禽類)	10/15	ND(<0.64-7.4) - 930 µg/kg
	環境実態調査(猛禽類卵)	4/4	1.6 - 35 µg/kg

1.3. 平成12年度

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
野生生物調査	影響実態調査(カワウ)	10/30	ND(<0.03-0.9) - 0.32 µg/kg
	影響実態調査(カワウ卵)	66/90	ND(<2.3-3.8) - 15 µg/kg
	影響実態調査(猛禽類)	39/44	ND(<0.23-1.3) - 210 µg/kg
	影響実態調査(猛禽類卵)	6/6	3 - 360 µg/kg

1.4. 平成10年度

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	農薬等の環境残留実態調査(第一回)	0/249	ND(<0.05) µg/L
	野生生物影響実態調査(コイ)	0/6	ND(<0.025) µg/L
	野生生物影響実態調査(カエル類)	0/19	ND(<0.03) µg/L
底質調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<10) µg/kg
	野生生物影響実態調査(コイ)	0/8	ND(<5) µg/kg
	野生生物影響実態調査(カエル類)	0/12	ND(<5) µg/kg
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<10) µg/kg
	野生生物影響実態調査(カエル類)	0/7	ND(<5) µg/kg
水生生物調査(魚類)	農薬等の環境残留実態調査	43/48	ND(<2)-149 µg/kg
野生生物調査	影響実態調査(コイ)	19/145	ND(<5)-32 µg/kg
	影響実態調査(カエル類)	0/80	ND(<2-5) µg/kg
	影響実態調査(クジラ類)	25/26	ND(<5)-7,570 µg/kg
	影響実態調査(アザラシ類)	19/19	57-434 µg/kg
	影響実態調査(ドバト)	1/32	ND(<2)-3 µg/kg
	影響実態調査(トビ)	26/26	10-322 µg/kg
	影響実態調査(シマフクロウ)	4/5	ND(<2)-5 µg/kg
	影響実態調査(猛禽類)	26/30	ND(<2-10)-761 µg/kg
	影響実態調査(アカネズミ)	0/30	ND(<2-4) µg/kg
	影響実態調査(ニホンザル)	17/41	ND(<2-4)-12 µg/kg
	影響実態調査(クマ類)	1/17	ND(<2-5)-12 µg/kg
	影響実態調査(タヌキ)	12/15	ND(<2-8)-241 µg/kg

2. 国内の過去の測定値

調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	3/365	ND(<0.005-0.05) - 0.005 µg/L
底質調査	175/420	ND(<0.015-1) - 7 µg/kg
大気調査	43/73	ND(<0.01-0.5) - 2.8ng/m ³
水生生物調査(魚類)	956/1,406	ND(<1) - 102 µg/kg
水生生物調査(鳥類)	104/185	ND(<1) - 470 µg/kg
水生生物調査(貝類)	270/496	ND(<1) - 40 µg/kg

3. 海外の汚染水域での測定値

調査区分	調査場所	検出濃度範囲
魚類調査	五大湖	ND(<0.1-5)-406 µg/kg 406 µg/kg は、1983年ミシガン湖で採集されたコイ(<i>Cyprinus carpio</i>)での測定値 ¹⁾

4. 内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果の報告(生体内試験、水中濃度)

内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果の報告(生体内試験、水中濃度)は得られなかった。なお、内分泌攪乱作用に関する試験管内試験の報告は得られている。

5 . まとめ

大気及び野生生物調査の一部で検出された。大気調査で測定された最高値 0.59ng/m³ は、国内の過去の最高値 2.8ng/m³ を下回っていた。野生生物調査（カワウ）で測定された最高値 1.3 μg/kg は、平成 13 年度の最高値 0.67 μg/kg 及び平成 12 年度の最高値 0.32 μg/kg を上回っていた。野生生物調査（トビ）で測定された最高値 60 μg/kg は、平成 10 年度の最高値 322 μg/kg を下回っていた。野生生物調査（ニホンザル）で測定された最高値 0.21 μg/kg は、平成 10 年度の最高値 12 μg/kg を下回っていた。野生生物調査（タヌキ）で測定された最高値 15 μg/kg は、平成 10 年度の最高値 241 μg/kg を下回っていた。

なお、平成 13 年度の野生生物調査、平成 12 年度の野生生物調査、平成 10 年度の水生生物（魚類）及び野生生物調査の一部で検出された。

6 . 参考文献

- 1) Camanzo, J., C.P. Rice, D.J. Jude and R. Rossmann (1987) Organic priority pollutants in nearshore fish from 14 Lake Michigan tributaries and embayments, 1983. J. Great Lakes Res., Vol. 13, No. 3, 296-309.
- 2) Kuehl, D.W., E.N. Leonard, B.C. Butterworth and K.L. Johnson (1983) Polychlorinated chemical residues in fish from major watersheds near the Great Lakes, 1979. Environ. Int., Vol. 9, 293-299.

17. 1,2-ジブロモ-3-クロロプロパン

使用量およびその推移

農薬登録失効(1980年農薬法)

最後の原体使用量は296t(1973年)で前年(275t)と比較して増加した。

環境中濃度に関する規制

環境中濃度に関する規制はない。

1. 環境実態調査結果

1.1. 平成14年度

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
大気調査	環境実態調査	0/20	ND(<0.07)ng/m ³

1.2. 平成10年度

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	農薬等の環境残留実態調査(第一回)	0/249	ND(<0.05) μg/L
底質調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<5) μg/kg
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<1) μg/kg
水生生物調査(魚類)	農薬等の環境残留実態調査	0/48	ND(<10) μg/kg

2. 国内の過去の測定値

調査区分	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	0/93	ND(<0.02-12) μg/L
底質調査	0/90	ND(<0.2-50) μg/kg
大気調査	0/36	ND(0.005-20)ng/m ³

3. 海外の汚染水域での測定値

海外の汚染水域での測定値は得られなかった。

4. 内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果の報告(生体内試験、水中濃度)

内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果の報告(生体内試験、水中濃度)は得られなかった。

5. まとめ

何れの調査においても測定値は検出限界値未満であった。

18. DDT

使用量およびその推移

農薬登録失効・販売禁止（1971年農薬法）第1種特定化学物質（1981年化審法）
最後の原体使用量は300t(1971年)で、前年(4,700t)と比較して減少した。

環境中濃度に関する規制

環境中濃度に関する規制はない。

1. 環境実態調査結果

1.1. 平成14年度

調査区分	調査名	異性体名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
野生生物調査	環境実態調査 (トノサマガエル)	o,p'-DDT	0/5	ND(<0.08-0.4) $\mu\text{g/kg}$
		p,p'-DDT	2/5	ND(<0.2-0.5) - 0.70 $\mu\text{g/kg}$
	環境実態調査 (トウキョウダルマガエル)	o,p'-DDT	0/1	ND(<0.08) $\mu\text{g/kg}$
		p,p'-DDT	0/1	ND(<0.09) $\mu\text{g/kg}$
	環境実態調査 (イヌワシ)	o,p'-DDT	0/1	ND(<0.6) $\mu\text{g/kg}$
		p,p'-DDT	0/1	ND(<0.7) $\mu\text{g/kg}$
	環境実態調査 (クマタカ卵)	o,p'-DDT	0/1	ND(<0.08) $\mu\text{g/kg}$
		p,p'-DDT	0/1	ND(<0.09) $\mu\text{g/kg}$
	環境実態調査 (カワウ)	o,p'-DDT	4/10	ND(<0.01) - 0.06 $\mu\text{g/kg}$
		p,p'-DDT	10/10	0.012 - 1.1 $\mu\text{g/kg}$
	環境実態調査 (トビ)	o,p'-DDT	8/8	0.07 - 0.32 $\mu\text{g/kg}$
		p,p'-DDT	8/8	0.36 - 1.6 $\mu\text{g/kg}$
	環境実態調査 (ハシブトガラス)	o,p'-DDT	0/12	ND(<0.01-0.02) $\mu\text{g/kg}$
		p,p'-DDT	12/12	0.029 - 0.71 $\mu\text{g/kg}$
	環境実態調査 (スナメリ)	o,p'-DDT	10/10	11 - 460 $\mu\text{g/kg}$
		p,p'-DDT	10/10	29 - 790 $\mu\text{g/kg}$
	環境実態調査 (ニホンザル)	o,p'-DDT	1/10	ND(<0.01) - 0.06 $\mu\text{g/kg}$
		p,p'-DDT	3/10	ND(<0.01) - 0.12 $\mu\text{g/kg}$
環境実態調査 (タヌキ)	o,p'-DDT	0/10	ND(<0.01) $\mu\text{g/kg}$	
	p,p'-DDT	9/10	ND(<0.01) - 0.55 $\mu\text{g/kg}$	

1.2. 平成13年度

調査区分	調査名	異性体名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
野生生物調査	環境実態調査 (カワウ)	o,p'-DDT	0/26	ND(<0.068-0.65) $\mu\text{g/kg}$
		p,p'-DDT	1/26	ND(<0.073-0.7) - 2.1 $\mu\text{g/kg}$
	環境実態調査 (猛禽類)	o,p'-DDT	0/15	ND(<0.4-17) $\mu\text{g/kg}$
		p,p'-DDT	0/15	ND(<0.5-41) $\mu\text{g/kg}$
	環境実態調査 (猛禽類卵)	o,p'-DDT	0/4	ND(<0.82-2) $\mu\text{g/kg}$
		p,p'-DDT	1/4	ND(<2-4.8) - 7.5 $\mu\text{g/kg}$

1.3. 平成12年度

調査区分	調査名	異性体名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
野生生物調査	影響実態調査 (カワウ)	o,p'-DDT	0/30	ND(<0.04-1.1) $\mu\text{g/kg}$
		p,p'-DDT	22/30	ND(<0.09-1.2) - 1.8 $\mu\text{g/kg}$
	影響実態調査 (カワウ卵)	o,p'-DDT	1/90	ND(<0.09-7) - 0.16 $\mu\text{g/kg}$
		p,p'-DDT	67/90	ND(<3.6-4.9) - 17 $\mu\text{g/kg}$
	影響実態調査 (猛禽類)	o,p'-DDT	15/44	ND(<0.08-1.5) - 6.8 $\mu\text{g/kg}$
		p,p'-DDT	31/44	ND(<0.15-1.7) - 59 $\mu\text{g/kg}$
影響実態調査 (猛禽類卵)	o,p'-DDT	0/6	ND(<0.1-0.21) $\mu\text{g/kg}$	
	p,p'-DDT	5/6	ND(<0.15) - 18 $\mu\text{g/kg}$	

1.4. 平成10年度

調査区分	調査名	異性体名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	農薬等の環境残留実態 調査(第一回)	o,p'-DDT	0/249	ND(<0.05) $\mu\text{g/L}$
		p,p'-DDT	0/249	ND(<0.05) $\mu\text{g/L}$
	野生生物影響実態調査 (コイ)	o,p'-DDT	0/6	ND(<0.025) $\mu\text{g/L}$
		p,p'-DDT	0/6	ND(<0.025) $\mu\text{g/L}$
	野生生物影響実態調査 (カエル類)	o,p'-DDT	0/19	ND(<0.03) $\mu\text{g/L}$
		p,p'-DDT	0/19	ND(<0.03) $\mu\text{g/L}$

調査区分	調査名	異性体名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
底質調査	農薬等の環境残留実態調査	o,p'-DDT	0/94	ND(<5) μg/kg
		p,p'-DDT	0/94	ND(<5) μg/kg
	野生生物影響実態調査 (コイ)	o,p'-DDT	0/8	ND(<5) μg/kg
		p,p'-DDT	0/8	ND(<5) μg/kg
	野生生物影響実態調査 (カエル類)	o,p'-DDT	0/12	ND(<5) μg/kg
		p,p'-DDT	2/12	ND(<5)-93 μg/kg
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	o,p'-DDT	1/94	ND(<10)-125 μg/kg
		p,p'-DDT	4/94	ND(<10)-152 μg/kg
	野生生物影響実態調査 (カエル類)	o,p'-DDT	2/7	ND(<5)-9 μg/kg
		p,p'-DDT	4/7	ND(<5)-67 μg/kg
水生生物調査 (魚類)	農薬等の環境残留実態調査	o,p'-DDT	0/48	ND(<5) μg/kg
		p,p'-DDT	0/48	ND(<5) μg/kg
野生生物調査	影響実態調査 (コイ)	o,p'-DDT	0/145	ND(<5) μg/kg
		p,p'-DDT	0/145	ND(<5) μg/kg
	影響実態調査 (カエル類)	o,p'-DDT	1/100	ND(<1-5)-3 μg/kg
		p,p'-DDT	14/100	ND(<1-5)-33 μg/kg
	影響実態調査 (クジラ類)	o,p'-DDT	26/26	12-2,270 μg/kg
		p,p'-DDT	26/26	20-6,610 μg/kg
	影響実態調査 (アザラシ類)	o,p'-DDT	1/19	ND(<5)-6 μg/kg
		p,p'-DDT	19/19	30-549 μg/kg
	影響実態調査 (ドバト)	o,p'-DDT	0/32	ND(<2) μg/kg
		p,p'-DDT	1/32	ND(<2)-2 μg/kg
	影響実態調査 (トビ)	o,p'-DDT	0/26	ND(<2) μg/kg
		p,p'-DDT	16/26	ND(<2)-8 μg/kg
	影響実態調査 (シマフクロウ)	o,p'-DDT	0/5	ND(<2) μg/kg
		p,p'-DDT	2/5	ND(<2)-6 μg/kg
	影響実態調査 (猛禽類)	o,p'-DDT	0/30	ND(<2-10) μg/kg
		p,p'-DDT	3/30	ND(<2-10)-4 μg/kg
	影響実態調査 (アカネズミ)	o,p'-DDT	0/30	ND(<2-4) μg/kg
		p,p'-DDT	0/30	ND(<2-4) μg/kg
	影響実態調査 (ニホンザル)	o,p'-DDT	0/41	ND(<2-4) μg/kg
		p,p'-DDT	0/41	ND(<2-4) μg/kg
影響実態調査 (クマ類)	o,p'-DDT	0/17	ND(<2-5) μg/kg	
	p,p'-DDT	0/17	ND(<2-5) μg/kg	
影響実態調査 (タヌキ)	o,p'-DDT	0/15	ND(<2-8) μg/kg	
	p,p'-DDT	2/15	ND(<2-8)-26 μg/kg	

2. 国内の過去の測定値

調査区分	同族体名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	<i>o,p'</i> -DDT	0/55	ND(<0.0007-0.1) μg/L
	<i>p,p'</i> -DDT	0/294	ND(<0.002-0.1) μg/L
底質調査	<i>o,p'</i> -DDT	0/50	ND(<0.3-10) μg/kg
	<i>p,p'</i> -DDT	93/341	ND(<0.15-10) - 20 μg/kg
水生生物調査(魚類)	<i>o,p'</i> -DDT	212/1,322	ND(<0.5-5) - 32 μg/kg
	<i>p,p'</i> -DDT	740/1,531	ND(<0.5-7) - 180 μg/kg
	総DDT	816/966	ND(<1) - 359 μg/kg
水生生物調査(鳥類)	<i>o,p'</i> -DDT	19/192	ND(<1) - 22 μg/kg
	<i>p,p'</i> -DDT	85/222	ND(<1) - 43 μg/kg
	総DDT	135/135	10 - 700 μg/kg
水生生物調査(貝類)	<i>o,p'</i> -DDT	38/491	ND(<1) - 3 μg/kg
	<i>p,p'</i> -DDT	211/581	ND(<1) - 24 μg/kg
	総DDT	245/376	ND(<1) - 40 μg/kg

3. 海外の汚染水域での測定値

調査区分	調査場所	異性体名	検出濃度範囲
水質調査	五大湖	<i>o,p'</i> -DDT	ND(<0.007-0.011)–0.195ng/L 0.195ng/L は、1984 年スペリオール湖での測定値 ¹⁾
		<i>p,p'</i> -DDT	ND(<0.007-0.011)–0.513ng/L 0.513ng/L は、1984 年スペリオール湖での測定値 ¹⁾
		DDT 類	0.069–0.271ng/L 0.271ng/L は、1983 年オンタリオ湖での測定値 ²⁾
底質調査	五大湖	<i>p,p'</i> -DDT	0.2–45 μg/kg 45 μg/kg は、1982 年オンタリオ湖での測定値 ³⁾
魚類調査	五大湖	DDT 類	ND(<3)–19,190 μg/kg 19,190 μg/kg は、1970 年ミシガン湖で採集されたマス類 Lake trout(<i>Salvelinus namaycush</i>)での測定値 ^{4,5)}
		<i>o,p'</i> -DDT	ND(<50)–72.8 μg/kg 72.8 μg/kg は、1977 年オンタリオ湖で採集されたマス類 Lake trout(<i>S. namaycush</i>)での測定値 ⁶⁾
		<i>p,p'</i> -DDT	ND(<4-50)–620 μg/kg 620 μg/kg は、1980 年ミシガン湖で採集されたサケ類 Coho salmon(<i>Oncorhynchus kisutch</i>)での測定値 ⁷⁾
	バルト海	DDT 類	0–400 μg/kg 400 μg/kg は、1979 年バルト海で採集されたニシン類(<i>Clupea harengus</i>)での測定値 ⁸⁾
	北海	DDT 類	3–340 μg/kg 340 μg/kg は、Elbe estuary で採集されたカレイ類(<i>Platichthys flesus</i>)での測定値 ⁹⁾

4. 内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果の報告（生体内試験、水中濃度）

異性体名	作用濃度	作用内容
<i>o,p'</i> -DDT	5 µg/L	孵化後の100日間曝露した雄メダカ(<i>Oryzias latipes</i>)に精巣卵が形成された濃度 ¹⁰⁾
tech- DDT (80% <i>p,p'</i> -DDT+20% <i>o,p'</i> -DDT)	10 µg/L *	28日間曝露後のトラサンショウウオ類(<i>Ambystoma tigrinum</i>)の雌幼生のミューラー管上皮細胞領域が減少し、また、エストラジオール及びジハイドロテストステロンの働きを妨げた濃度 ¹¹⁾
<i>o,p'</i> -DDT	100 µg/L *	20日間曝露した未成熟リードガエル(<i>Hyperolius argus</i> 前脚出現 24時間以内)で性成熟に先駆けて雌型体色変化(第二性徴)を示した個体数に高値が認められた濃度 ¹²⁾ 。 <i>p,p'</i> -DDTでは発現しなかった ¹²⁾ 。

*この作用濃度は信頼性が低かった。

なお、内分泌攪乱作用に関する試験管内試験の報告も得られている。

5. まとめ

野生生物調査の一部で検出された。野生生物調査(カワウ)で測定された *p,p'*-DDT の最高値 1.1 µg/kg は、平成 13 年度の最高値 2.1 µg/kg、平成 12 年度の最高値 1.8 µg/kg を下回っていた。野生生物調査(トビ)で測定された *p,p'*-DDT の最高値 1.6 µg/kg は、平成 10 年度の最高値 8 µg/kg を下回っていた。野生生物調査(タヌキ)で測定された *p,p'*-DDT の最高値 0.55 µg/kg は、平成 10 年度の最高値 26 µg/kg を下回っていた。

なお、平成 13 年度の野生生物調査、平成 12 年度の野生生物調査、平成 10 年度の底質、土壌及び野生生物調査の一部で検出された。

6. 参考文献

- 1) Chan, C.H. and J. Kohli (1987) Surveys of trace contaminants in the St. Clair River, 1985. Inland Water/Lands Directorate. Scientific Series, No. 158, 1-10.
- 2) Biberhofer, J. and R.J.J. Stevens (1987) Organochlorine contaminants in ambient water of Lake Ontario. Inland Water/Lands Directorate. Scientific Series, No. 159, 1-11.
- 3) Oliver, B.G. and M.N. Carlton (1984) Chlorinated organic contaminants on settling particulates in the Niagara River vicinity of Lake Ontario. Environ. Sci. Technol., Vol. 18, 903-908.
- 4) Environmental Canada & United States Environmental Protection Agency (1995) Toxic contaminants: 1994 State of the Lakes Ecosystem Conference Background Paper. EPA 905-R-95-016.
- 5) DeVault, D.S., R. Hesselberg, P.W. Rodgers and T.J. Feist (1996) Contaminant trends in lake trout and walleye from the Laurentian Great Lakes. J. Great Lakes Res., Vol. 22, No. 4, 884-895.

- 6) Huestis, S. Y., M. R. Servos, D. M. Whittle and D. G. Dixon (1996) Temporal age-related trends in levels of polychlorinated biphenyl congeners and organochlorine contaminants in Lake Ontario lake trout (*Salvelinus namaycush*). *J. Great Lakes Res.*, Vol. 22, No. 2, 310-330.
- 7) DeVault, D. S., J. M. Clark, G. Lahvis and J. Weishaar (1988) Contaminants and trends in fall run coho salmon. *J. Great Lakes Res.*, Vol. 14, No. 1, 23-33.
- 8) Hansen, P. D., H. von Westernhagen and H. Rosenthal (1985) Chlorinated hydrocarbons and hatching success in Baltic herring spring spawners. *Mar. Environ. Res.*, Vol. 15, 59-76.
- 9) Lucks, B. and U. Harms (1987) Characteristic levels of Chlorinated hydrocarbons and trace metals in fish from coastal waters of North and Baltic Sea. *Int. J. Environ. Anal. Chem.*, Vol. 29, 215-225.
- 10) Metcalfe, T. L., C. D. Metcalfe, Y. Kiparissis, A. J. Niimi, C. M. Foran and W. H. Benson (2000) Gonadal development and endocrine responses in Japanese medaka (*Oryzias latipes*) exposed to *o,p'*-DDT in water or through maternal transfer. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 19, 7, 1893-1900.
- 11) Clark, E. J., D. O. Norris and R. E. Jones (1998) Interactions of gonadal steroids and pesticides (DDT, DDE) on gonaduct growth in larval tiger salamanders, *Ambystoma tigrinum*. *Gen. Comp. Endocrinol.*, Vol. 109, No. 1, 94-105.
- 12) Noriega, N. C. and T. B. Hayes (2000) DDT congener effects on secondary sex coloration in the reed frog *Hyperolius argus*: a partial evaluation of the *Hyperolius argus* endocrine screen. *Comparative Biochemistry and Physiology Part B*, 126, 231-237.

19. DDE

使用量およびその推移

農薬としては未登録、DDTの代謝物
使用量に関する報告は得られなかった。

環境中濃度に関する規制

環境中濃度に関する規制はない。

1. 環境実態調査結果

1.1. 平成14年度

調査区分	調査名	異性体名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
野生生物調査	環境実態調査 (トノサマガエル)	o,p'-DDE	0/5	ND(<0.1-0.5) $\mu\text{g/kg}$
		p,p'-DDE	2/5	ND(<0.3-0.9) - 4.2 $\mu\text{g/kg}$
	環境実態調査 (トウキョウダルマガエル)	o,p'-DDE	0/1	ND(<0.1) $\mu\text{g/kg}$
		p,p'-DDE	0/1	ND(<0.2) $\mu\text{g/kg}$
	環境実態調査 (イヌワシ)	o,p'-DDE	0/1	ND(<0.7) $\mu\text{g/kg}$
		p,p'-DDE	1/1	25 $\mu\text{g/kg}$
	環境実態調査 (クマタカ卵)	o,p'-DDE	0/1	ND(<0.1) $\mu\text{g/kg}$
		p,p'-DDE	1/1	33 $\mu\text{g/kg}$
	環境実態調査 (カワウ)	o,p'-DDE	10/10	0.013 - 0.10 $\mu\text{g/kg}$
		p,p'-DDE	10/10	34 - 620 $\mu\text{g/kg}$
	環境実態調査 (トビ)	o,p'-DDE	8/8	0.24 - 0.94 $\mu\text{g/kg}$
		p,p'-DDE	8/8	40 - 180 $\mu\text{g/kg}$
	環境実態調査 (ハシブトガラス)	o,p'-DDE	1/12	ND(<0.01-0.02) - 0.022 $\mu\text{g/kg}$
		p,p'-DDE	12/12	7.9 - 80 $\mu\text{g/kg}$
	環境実態調査 (スナメリ)	o,p'-DDE	10/10	7.1 - 99 $\mu\text{g/kg}$
		p,p'-DDE	10/10	290 - 9,300 $\mu\text{g/kg}$
	環境実態調査 (ニホンザル)	o,p'-DDE	0/10	ND(<0.01) $\mu\text{g/kg}$
		p,p'-DDE	10/10	0.011 - 0.06 $\mu\text{g/kg}$
環境実態調査 (タヌキ)	o,p'-DDE	0/10	ND(<0.01) $\mu\text{g/kg}$	
	p,p'-DDE	10/10	0.015 - 0.34 $\mu\text{g/kg}$	

1.2. 平成13年度

調査区分	調査名	異性体名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
野生生物調査	環境実態調査 (カワウ)	o,p'-DDE	0/26	ND(<0.094-0.9) µg/kg
		p,p'-DDE	26/26	13 - 1,600 µg/kg
	環境実態調査 (猛禽類)	o,p'-DDE	0/15	ND(<0.5-9.8) µg/kg
		p,p'-DDE	14/15	ND(<3.3) - 3,500 µg/kg
	環境実態調査 (猛禽類卵)	o,p'-DDE	0/4	ND(<0.48-1.2) µg/kg
		p,p'-DDE	4/4	63 - 620 µg/kg

1.3. 平成12年度

調査区分	調査名	異性体名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
野生生物調査	影響実態調査 (カワウ)	o,p'-DDE	0/30	ND(<0.06-1.5) µg/kg
		p,p'-DDE	30/30	4.2 - 50 µg/kg
	影響実態調査 (カワウ卵)	o,p'-DDE	0/90	ND(<0.13-8.8) µg/kg
		p,p'-DDE	90/90	130 - 12,000 µg/kg
	影響実態調査 (猛禽類)	o,p'-DDE	6/44	ND(<0.11-2.1) - 2.4 µg/kg
		p,p'-DDE	44/44	3.7 - 5,900 µg/kg
	影響実態調査 (猛禽類卵)	o,p'-DDE	0/6	ND(<0.14-0.29) µg/kg
		p,p'-DDE	6/6	350 - 5,400 µg/kg

1.4. 平成10年度

調査区分	調査名	異性体名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	農薬等の環境残留 実態調査(第一回)	o,p'-DDE	0/249	ND(<0.05) µg/L
		p,p'-DDE	0/249	ND(<0.05) µg/L
	野生生物影響実態 調査(コイ)	o,p'-DDE	0/6	ND(<0.025) µg/L
		p,p'-DDE	0/6	ND(<0.025) µg/L
	野生生物影響実態 調査(カエル類)	o,p'-DDE	0/19	ND(<0.03) µg/L
		p,p'-DDE	0/19	ND(<0.03) µg/L

調査区分	調査名	異性体名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
底質調査	農薬等の環境残留 実態調査	o,p'-DDE	0/94	ND(<5) μ g/kg
		p,p'-DDE	0/94	ND(<5) μ g/kg
	野生生物影響実態 調査(コイ)	o,p'-DDE	0/8	ND(<5) μ g/kg
		p,p'-DDE	0/8	ND(<5) μ g/kg
	野生生物影響実態 調査 (カエル類)	o,p'-DDE	1/12	ND(<5)-24 μ g/kg
		p,p'-DDE	4/12	ND(<5)-154 μ g/kg
土壌調査	農薬等の環境残留 実態調査	o,p'-DDE	0/94	ND(<10) μ g/kg
		p,p'-DDE	10/94	ND(<5)-287 μ g/kg
	野生生物影響実態 調査 (カエル類)	o,p'-DDE	0/7	ND(<5) μ g/kg
		p,p'-DDE	5/7	ND(<5)-84 μ g/kg
水生生物調査 (魚類)	農薬等の環境残留 実態調査	o,p'-DDE	0/48	ND(<5) μ g/kg
		p,p'-DDE	31/48	ND(<5)-71 μ g/kg
野生生物調査	影響実態調査 (猛禽類)	o,p'-DDE	0/30	ND(<2-10) μ g/kg
		p,p'-DDE	30/30	12-5,940 μ g/kg
	影響実態調査 (アカネズミ)	o,p'-DDE	0/30	ND(<2-4) μ g/kg
		p,p'-DDE	1/30	ND(<2-4)-2 μ g/kg
	影響実態調査 (ニホンザル)	o,p'-DDE	0/41	ND(<2-4) μ g/kg
		p,p'-DDE	7/41	ND(<2-4)-10 μ g/kg
	影響実態調査 (クマ類)	o,p'-DDE	0/17	ND(<2-5) μ g/kg
		p,p'-DDE	1/17	ND(<2-5)-23 μ g/kg
	影響実態調査 (タヌキ)	o,p'-DDE	0/15	ND(<2-8) μ g/kg
		p,p'-DDE	6/15	ND(<2-8)-60 μ g/kg
	影響実態調査 (コイ)	o,p'-DDE	0/145	ND(<5) μ g/kg
		p,p'-DDE	39/145	ND(<5)-27 μ g/kg
	影響実態調査 (カエル類)	o,p'-DDE	0/100	ND(<1-5) μ g/kg
		p,p'-DDE	34/100	ND(<1-5)-185 μ g/kg
	影響実態調査 (クジラ類)	o,p'-DDE	24/26	ND(<5)-351 μ g/kg
		p,p'-DDE	26/26	60-30,300 μ g/kg
	影響実態調査 (アザラシ類)	o,p'-DDE	0/19	ND(<5) μ g/kg
		p,p'-DDE	19/19	150-2,530 μ g/kg
	影響実態調査 (ドバト)	o,p'-DDE	0/32	ND(<2) μ g/kg
		p,p'-DDE	17/32	ND(<2)-10 μ g/kg
影響実態調査 (トビ)	o,p'-DDE	0/26	ND(<2) μ g/kg	
	p,p'-DDE	26/26	5.0-230 μ g/kg	
影響実態調査 (シマフクロウ)	o,p'-DDE	0/5	ND(<2) μ g/kg	
	p,p'-DDE	5/5	15-34 μ g/kg	

2. 国内の過去の測定値

調査区分	同族体名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	p,p'-DDE	1/294	ND(<0.0003-0.1) - 0.0007 µg/L
底質調査	p,p'-DDE	202/344	ND(<0.15-10) - 74 µg/kg
水生生物調査(魚類)	o,p'-DDE	156/1,273	ND(<1-10) - 19 µg/kg
	p,p'-DDE	1,257/1,531	ND(<0.2-10) - 360 µg/kg
水生生物調査(鳥類)	o,p'-DDE	19/192	ND(<1) - 2 µg/kg
	p,p'-DDE	222/222	7 - 1,100 µg/kg
水生生物調査(貝類)	o,p'-DDE	7/491	ND(<1) - 2 µg/kg
	p,p'-DDE	354/581	ND(<1) - 12 µg/kg

3. 海外の汚染水域での測定値

調査区分	調査場所	異性体名	検出濃度範囲
水質調査	五大湖	p,p'-DDE	ND(<0.002-0.007)-0.139ng/L 0.139ng/L は、1986 年オンタリオ湖での測定値 ¹⁾
底質調査	五大湖	p,p'-DDE	2-87 µg/kg 87 µg/kg は、1982 年オンタリオ湖での測定値 ²⁾
魚類調査	五大湖	DDE 類	50-5,250 µg/kg 5,250 µg/kg は、1980 年オンタリオ湖で採集されたマス類 Lake trout (<i>Salvelinus namaycush</i>) での測定値 ³⁾
		o,p'-DDE	ND(<50)-150 µg/kg 150 µg/kg は、1982 年ミシガン湖で採集されたマス類 Lake trout (<i>S. namaycush</i>) での測定値 ⁴⁾
		p,p'-DDE	13-9,015 µg/kg 9,015 µg/kg は、1983 年ミシガン湖で採集されたコイ (<i>Cyprinus carpio</i>) での測定値 ⁵⁾

4. 内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果の報告(生体内試験、水中濃度)

異性体名	作用濃度	作用内容
p,p'-DDE	10 µg/L [*]	28 日間曝露後のトラサンショウウオ類 (<i>Ambystoma tigrinum</i>) の雌幼生のミューラー管上皮領域が増加した濃度 ⁶⁾
o,p'-DDE	100 µg/L [*]	20 日間曝露した未成熟リードガエル (<i>Hyperolius argus</i> 前脚出現 24 時間以内) で性成熟に先駆けて雌型体色変化(第二次性徴)を示した個体数に高値が認められた濃度 ⁷⁾ 。 p,p'-DDE では発現しなかった ⁷⁾ 。

* この作用濃度は信頼性が低かった。

なお、内分泌攪乱作用に関する試験管内試験の報告も得られている。

5 . まとめ

野生生物調査の一部で検出された。野生生物調査(カワウ)で測定された p,p'-DDE の最高値 620 $\mu\text{g}/\text{kg}$ は、平成 13 年度の最高値 1,600 $\mu\text{g}/\text{kg}$ を下回り、平成 12 年度の最高値 50 $\mu\text{g}/\text{kg}$ を上回っていた。野生生物調査(トビ)で測定された p,p'-DDE の最高値 180 $\mu\text{g}/\text{kg}$ は、平成 10 年度の最高値 230 $\mu\text{g}/\text{kg}$ を下回っていた。野生生物調査(ニホンザル)で測定された p,p'-DDE の最高値 0.06 $\mu\text{g}/\text{kg}$ は、平成 10 年度の最高値 10 $\mu\text{g}/\text{kg}$ を下回っていた。野生生物調査(タヌキ)で測定された p,p'-DDE の最高値 0.34 $\mu\text{g}/\text{kg}$ は、平成 10 年度の最高値 60 $\mu\text{g}/\text{kg}$ を下回っていた。

なお、平成 13 年度の野生生物調査、平成 12 年度の野生生物調査、平成 10 年度の底質、土壌、水生生物(魚類)及び野生生物調査の一部で検出された。

6 . 参考文献

- 1)Stevens,R.J.J. and M.A.Neilson(1989)Inter-and intralake distributions of trace organic contaminants in surface waters of the Great Lakes. J. Great Lakes Res.Vol.15,No.3,377-393.
- 2)Oliver,B.G.and M.N.Carlton(1984)Chlorinated organic contaminants on settling particulates in the Niagara River vicinity of Lake Ontario. Environ. Sci. Technol.,Vol.18,903-908.
- 3)Borgman U. and D.M.Whittle(1991)Contaminant concentration trends in Lake Ontario lake trout(*Salvelinus namaycush*):1977 to 1988.J.Great Lakes Res., Vol.17,No.3,368-381.
- 4)Miller,M.A.(1993)Maternal transfer of organochlorine compounds in salmonines to their eggs. Can.J.Fish.Aquat.Sci.,Vol.50,1405-1413.
- 5)Camanzo,J.,C.P.Rice,D.J.Jude and R.Rossmann(1987)Organic priority pollutants in nearshore fish from 14 Lake Michigan tributaries and embayments,1983. J. Great Lakes Res.,Vol.13,No.3,296-309.
- 6)Clark.E.J.D.O.Norris and R.E.Jones(1998)Interactions of gonadal steroids and pesticides(DDT,DDE)on gonaduct growth in larval tiger salamanders, *Ambystoma tigrinum*.Gen.Comp.Endocrinol.,Vol.109,No.1.
- 7)Noriega,N.C. and T.B.Hayes(2000)DDT congener effects on secondary sex coloration in the reed frog *Hyperolius argus*: a partial evaluation of the *Hyperolius argus* endocrine screen. Comparative Biochemistry and Physiology

Part B, 126, 231-237.

19 . D D D

使用量およびその推移

農薬としては未登録、D D Tの代謝物
使用量に関する報告は得られなかった。

環境中濃度に関する規制

環境中濃度に関する規制はない。

1 . 環境実態調査結果

1 . 1 . 平成14年度

調査区分	調査名	異性体名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
野生生物調査	環境実態調査 (トノサマガエル)	o,p'-DDD	0/5	ND(<0.07-0.4) $\mu\text{g/kg}$
		p,p'-DDD	1/5	ND(<0.05-0.2) - 0.36 $\mu\text{g/kg}$
	環境実態調査 (トウキョウダルマガエル)	o,p'-DDD	0/1	ND(<0.07) $\mu\text{g/kg}$
		p,p'-DDD	0/1	ND(<0.04) $\mu\text{g/kg}$
	環境実態調査 (イヌワシ)	o,p'-DDD	0/1	ND(<0.5) $\mu\text{g/kg}$
		p,p'-DDD	0/1	ND(<0.3) $\mu\text{g/kg}$
	環境実態調査 (クマタカ卵)	o,p'-DDD	0/1	ND(<0.07) $\mu\text{g/kg}$
		p,p'-DDD	1/1	0.58 $\mu\text{g/kg}$
	環境実態調査 (カワウ)	o,p'-DDD	5/10	ND(<0.01) - 0.04 $\mu\text{g/kg}$
		p,p'-DDD	10/10	0.07 - 1.5 $\mu\text{g/kg}$
	環境実態調査 (トビ)	o,p'-DDD	8/8	0.07 - 1.8 $\mu\text{g/kg}$
		p,p'-DDD	8/8	4.4 - 23 $\mu\text{g/kg}$
	環境実態調査 (ハシブトガラス)	o,p'-DDD	0/12	ND(<0.01-0.02) $\mu\text{g/kg}$
		p,p'-DDD	12/12	0.39 - 13 $\mu\text{g/kg}$
	環境実態調査 (スナメリ)	o,p'-DDD	10/10	8.9 - 200 $\mu\text{g/kg}$
		p,p'-DDD	10/10	65 - 1,200 $\mu\text{g/kg}$
	環境実態調査 (ニホンザル)	o,p'-DDD	0/10	ND(<0.01) $\mu\text{g/kg}$
		p,p'-DDD	1/10	ND(<0.01) - 0.01 $\mu\text{g/kg}$
	環境実態調査 (タヌキ)	o,p'-DDD	0/10	ND(<0.01) $\mu\text{g/kg}$
		p,p'-DDD	5/10	ND(<0.01) - 0.08 $\mu\text{g/kg}$

1.2. 平成13年度

調査区分	調査名	異性体名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
野生生物調査	環境実態調査 (カワウ)	o,p'-DDD	0/26	ND(<0.11-1.0) μg/kg
		p,p'-DDD	3/26	ND(<0.15-1.5) - 2.7 μg/kg
	環境実態調査 (猛禽類)	o,p'-DDD	0/15	ND(<0.88-11) μg/kg
		p,p'-DDD	1/15	ND(<1.2-21) - 30 μg/kg
	環境実態調査 (猛禽類卵)	o,p'-DDD	0/4	ND(<0.54-1.3) μg/kg
		p,p'-DDD	0/4	ND(<1-2.4) μg/kg

1.3. 平成12年度

調査区分	調査名	異性体名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
野生生物調査	影響実態調査 (カワウ)	o,p'-DDD	0/30	ND(<0.07-1.7) μg/kg
		p,p'-DDD	1/30	ND(<0.1-2.5) - 0.16 μg/kg
	影響実態調査 (カワウ卵)	o,p'-DDD	3/90	ND(<0.14-8.5) - 0.85 μg/kg
		p,p'-DDD	60/90	ND(<0.24-6.4) - 22 μg/kg
	影響実態調査 (猛禽類)	o,p'-DDD	10/44	ND(<0.13-2.4) - 9.3 μg/kg
		p,p'-DDD	34/44	ND(<0.64-3.5) - 1,700 μg/kg
	影響実態調査 (猛禽類卵)	o,p'-DDD	0/6	ND(<0.16-0.33) μg/kg
		p,p'-DDD	6/6	0.85 - 17 μg/kg

1.4. 平成10年度

調査区分	調査名	異性体名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	農薬等の環境残留実態 調査(第一回)	o,p'-DDD	0/249	ND(<0.05) μg/L
		p,p'-DDD	0/249	ND(<0.05) μg/L
	野生生物影響実態調査 (コイ)	o,p'-DDD	0/6	ND(<0.025) μg/L
		p,p'-DDD	0/6	ND(<0.025) μg/L
	野生生物影響実態調査 (カエル類)	o,p'-DDD	0/19	ND(<0.03) μg/L
		p,p'-DDD	0/19	ND(<0.03) μg/L

調査区分	調査名	異性体名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
底質調査	農薬等の環境残留実態調査	o,p'-DDD	0/94	ND(<5) μg/kg
		p,p'-DDD	0/94	ND(<5) μg/kg
	野生生物影響実態調査 (コイ)	o,p'-DDD	0/8	ND(<5) μg/kg
		p,p'-DDD	0/8	ND(<5) μg/kg
	野生生物影響実態調査 (カエル類)	o,p'-DDD	1/12	ND(<5)-122 μg/kg
		p,p'-DDD	3/12	ND(<5)-425 μg/kg
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	o,p'-DDD	0/94	ND(<10) μg/kg
		p,p'-DDD	6/94	ND(<10)-305 μg/kg
	野生生物影響実態調査 (カエル類)	o,p'-DDD	1/7	ND(<5)-14 μg/kg
		p,p'-DDD	3/7	ND(<5)-36 μg/kg
水生生物調査 (魚類)	農薬等の環境残留実態調査	o,p'-DDD	0/48	ND(<5) μg/kg
		p,p'-DDD	11/48	ND(<5)-24 μg/kg
野生生物調査	影響実態調査 (コイ)	o,p'-DDD	0/145	ND(<5) μg/kg
		p,p'-DDD	2/145	ND(<5)-21 μg/kg
	影響実態調査 (カエル類)	o,p'-DDD	0/100	ND(<1-5) μg/kg
		p,p'-DDD	6/100	ND(<1-5)-19 μg/kg
	影響実態調査 (クジラ類)	o,p'-DDD	25/26	ND(<5)-392 μg/kg
		p,p'-DDD	26/26	20-4,780 μg/kg
	影響実態調査 (アザラシ類)	o,p'-DDD	0/19	ND(<5) μg/kg
		p,p'-DDD	16/19	ND(<5)-117 μg/kg
	影響実態調査 (ドバト)	o,p'-DDD	0/32	ND(<2) μg/kg
		p,p'-DDD	1/32	ND(<2)-3 μg/kg
	影響実態調査 (トビ)	o,p'-DDD	0/26	ND(<2) μg/kg
		p,p'-DDD	23/26	ND(<2)-18 μg/kg
	影響実態調査 (シマフクロウ)	o,p'-DDD	0/5	ND(<2) μg/kg
		p,p'-DDD	5/5	3-8 μg/kg
	影響実態調査 (猛禽類)	o,p'-DDD	0/30	ND(<2-10) μg/kg
		p,p'-DDD	15/30	ND(<2-10)-82 μg/kg
	影響実態調査 (アカネズミ)	o,p'-DDD	0/30	ND(<2-4) μg/kg
		p,p'-DDD	0/30	ND(<2-4) μg/kg
	影響実態調査 (ニホンザル)	o,p'-DDD	0/41	ND(<2-4) μg/kg
		p,p'-DDD	1/41	ND(<2-4)-3 μg/kg
影響実態調査 (クマ類)	o,p'-DDD	0/17	ND(<2-5) μg/kg	
	p,p'-DDD	0/17	ND(<2-5) μg/kg	
影響実態調査 (タヌキ)	o,p'-DDD	0/15	ND(<2-8) μg/kg	
	p,p'-DDD	0/15	ND(<2-8) μg/kg	

2. 国内の過去の測定値

調査名	同族体名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	p,p'-DDD	0/276	ND(<0.0007-0.1) μg/L
底質調査	p,p'-DDD	143/344	ND(<0.008-10) - 40 μg/kg
水生生物調査(魚類)	o,p'-DDD	185/1,273	ND(<1-10) - 18 μg/kg
	p,p'-DDD	853/1,531	ND(<1-7) - 85 μg/kg
水生生物調査(鳥類)	o,p'-DDD	8/192	ND(<1) - 31 μg/kg
	p,p'-DDD	121/222	ND(<1) - 99 μg/kg
水生生物調査(貝類)	o,p'-DDD	16/491	ND(<1) - 1 μg/kg
	p,p'-DDD	217/581	ND(<1) - 9 μg/kg

3. 海外の汚染水域での測定値

調査区分	調査場所	異性体名	検出濃度範囲
水質調査	五大湖	p,p'-DDD	ND(不明)-0.093ng/L 0.093ng/L は、1984 年オンタリオ湖での測定値 ¹⁾
底質調査	五大湖	p,p'-DDD	1.0-72 μg/kg 72 μg/kg は、1981 年オンタリオ湖での測定値 ¹⁾
魚類調査	五大湖	o,p'-DDD	ND(<50)-50 μg/kg 50 μg/kg は、1982 年ミシガン湖で採集されたサケ類 Chinook salmon(<i>Oncorhynchus tshawytscha</i>)での測定値 ²⁾
		p,p'-DDD	ND(<5)-240 μg/kg 240 μg/kg は、1982 年ミシガン湖で採集されたマス類 Lake trout(<i>Salvelinus namaycush</i>)での測定値 ²⁾

4. 内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果の報告(生体内試験、水中濃度)

異性体名	作用濃度	作用内容
o,p'-DDD	1,000 μg/L *	20 日間曝露した未成熟リードガエル(<i>Hyperolius argus</i> 前脚出現 24 時間以内)で性成熟に先駆けて雌型体色変化(第二次性徴)を示した個体数に高値が認められた濃度 ³⁾ 。p,p'-DDD では発現しなかった ³⁾ 。

*この作用濃度は信頼性が低かった。

なお、内分泌攪乱作用に関する試験管内試験の報告は得られている。

5. まとめ

野生生物調査の一部で検出された。野生生物調査(カワウ)で測定された p,p'-DDD の最高値 1.5 μg/kg は、平成 13 年度の最高値 2.7 μg/kg を下回り、平成 12 年度の

最高値 0.16 $\mu\text{g}/\text{kg}$ を上回っていた。野生生物調査（トビ）で測定された p,p'-DDD の最高値 23 $\mu\text{g}/\text{kg}$ は、平成 10 年度の最高値 18 $\mu\text{g}/\text{kg}$ を上回っていた。野生生物調査（ニホンザル）で測定された p,p'-DDD の最高値 0.01 $\mu\text{g}/\text{kg}$ は、平成 10 年度の最高値 3 $\mu\text{g}/\text{kg}$ を下回っていた。

なお、平成 13 年度の野生生物調査、平成 12 年度の野生生物調査、平成 10 年度の底質、土壌、水生生物（魚類）及び野生生物調査の一部で検出された。

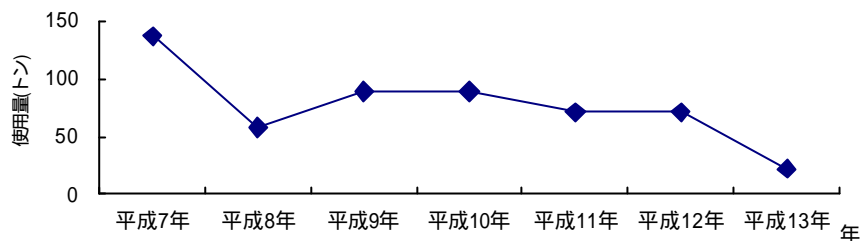
6 . 参考文献

- 1) Oliver, B.G. and A.J. Niimi (1988) Trophodynamic analysis of polychlorinated biphenyl congeners and other chlorinated hydrocarbons in the Lake Ontario ecosystem. *Environ. Sci. Technol.*, Vol. 22, 388-397.
- 2) Miller, M.A. (1993) Maternal transfer of organochlorine compounds in salmonines to their eggs. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, Vol. 50, 1405-1413.
- 3) Noriega, N.C. and T.B. Hayes (2000) DDT congener effects on secondary sex coloration in the reed frog *Hyperolius argus*: a partial evaluation of the *Hyperolius argus* endocrine screen. *Comparative Biochemistry and Physiology Part B*, 126, 231-237.

20. ケルセン

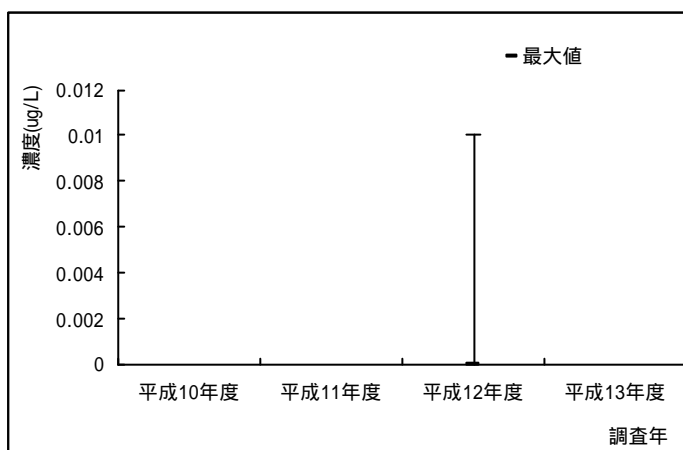
使用量およびその推移

原体使用量は 22t (2001 年、平成 13 年) で前年 (71t) と比較して減少した。



環境中濃度に関する規制

環境中濃度に関する規制はない。



SPEED'98	物質名	年度	平成10年度	平成11年度	平成12年度	平成13年度
			ケルセン	最大値(ug/L)		
20		検出限界値(ug/L)	0.05		0.01	
		検出数	0		1	
		検体数	747		25	

図 水質調査結果

1. 環境実態調査結果

1.1. 平成14年度

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
大気調査	環境実態調査	0/20	ND(<0.003)ng/m ³

1.2. 平成12年度

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	農薬の環境動態調査	1/25	ND(<0.01) - 0.01 µg/kg
底質調査	農薬の環境動態調査	0/15	ND(<1) µg/kg
水生生物調査(魚類)	農薬の環境動態調査	4/4	5 - 66 µg/kg

1.3. 平成10年度

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	農薬等の環境残留実態調査(第一回)	0/249	ND(<0.05) µg/L
	農薬等の環境残留実態調査(第二回)	0/249	ND(<0.05) µg/L
	農薬等の環境残留実態調査(第三回)	0/249	ND(<0.05) µg/L
底質調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<20) µg/kg
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<20) µg/kg
水生生物調査 (魚類)	農薬等の環境残留実態調査	2/48	ND(<20) - 43 µg/kg

2. 国内の過去の測定値

調査区分	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	0/24	ND(<0.02-0.2) µg/L
底質調査	0/24	ND(<3-11) µg/kg

3. 海外の汚染水域での測定値

海外の汚染水域での測定値は得られなかった。

4. 内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果の報告(生体内試験、水中濃度)

内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果の報告(生体内試験、水中濃度)は得られなかった。なお、内分泌攪乱作用に関する試験管内試験の報告は得られている。

5. まとめ

大気調査における測定値は検出限界値未満であった。

なお、平成12年度の水質及び水生生物調査(魚類)、平成10年度の水生生物調査(魚類)の一部で検出された。

21. アルドリン

使用量およびその推移

農薬登録失効(1975年農薬法)、第1種特定化学物質(1981年化審法)
最後の原体使用量は0t(1973年)で前年(2t)と比較して減少した。

環境中濃度に関する規制

環境中濃度に関する規制はない。

1. 環境実態調査結果

1.1. 平成10年度

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	農薬等の環境残留実態調査(第一回)	0/249	ND(<0.05) μg/L
底質調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<10) μg/kg
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<5) μg/kg
水生生物調査(魚類)	農薬等の環境残留実態調査	0/48	ND(<10) μg/kg

2. 国内の過去の測定値

調査区分	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	0/60	ND(<0.1) μg/L
底質調査	0/60	ND(<10) μg/kg
水生生物調査(魚類)	4/841	ND(<1-5)-2 μg/kg
水生生物調査(貝類)	0/286	ND(<1) μg/kg
水生生物調査(鳥類)	1/127	ND(<1)-2 μg/kg

3. 海外の汚染水域での測定値

調査区分	調査場所	検出濃度範囲
水質調査	五大湖	ND(<0.007-0.011)-0.359ng/L 0.359ng/Lは、1987年スペリオール湖での測定値 ¹⁾

4. 内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果の報告(生体内試験、水中濃度)

内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果の報告(生体内試験、水中濃度)は得られなかった。

5. まとめ

平成10年度の何れの調査においても測定値は検出限界値未満であった。

6. 参考文献

- 1) Chan, C.H. and J.Kohli(1987) Surveys of trace contaminants in the St. Clair River, 1985. Inland Water/Lands Directorate. Scientific Series, No.158, 1-10.

22. エンドリン

使用量およびその推移

農薬登録失効(1975年農薬法)、第1種特定化学物質(1981年化審法)
最後の原体使用量は0t(1974年)で前年(0t)と比較して横這いであった。

環境中濃度に関する規制

環境中濃度に関する規制はない。

1. 環境実態調査結果

1.1. 平成10年度

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	農薬等の環境残留実態調査(第一回)	0/249	ND(<0.05) μg/L
底質調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<20) μg/kg
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<5) μg/kg
水生生物調査(魚類)	農薬等の環境残留実態調査	0/48	ND(<30) μg/kg

2. 国内の過去の測定値

調査区分	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	0/60	ND(<0.1) μg/L
底質調査	0/60	ND(<10) μg/kg
水生生物調査(魚類)	8/841	ND(<1-5)-4 μg/kg
水生生物調査(貝類)	65/286	ND(<1)-180 μg/kg
水生生物調査(鳥類)	0/127	ND(<1) μg/kg

3. 海外の汚染水域での測定値

調査区分	調査場所	検出濃度範囲
水質調査	五大湖	ND(<0.007-0.022)-0.149ng/L 0.149ng/Lは、1986年オンタリオ湖での測定値 ¹⁾
魚類調査	五大湖	ND(<5-27)-59.8 μg/kg 59.8 μg/kgは、1977年オンタリオ湖で採集されたマス類 Lake trout(<i>Salvelinus namaycush</i>)での測定値 ²⁾

4. 内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果の報告(生体内試験、水中濃度)

内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果の報告(生体内試験、水中濃度)は得られなかった。

5. まとめ

平成10年度の何れの調査においても測定値は検出限界値未満であった。

6 . 参考文献

- 1)Stevens,R.J. and M.A.Neilson(1989)Inter-and intralake distributions of trace organic contaminants in surface waters of the Great Lakes. J. Great Lakes Res.,Vol.15,No.3,377-393.
- 2)Huestis,S.Y.,M.R.Servos,D.M.Whittle and D.G.Dixon(1996)Temporal and age-related trends in levels of polychlorinated biphenyl congeners and organochlorine contaminants in Lake Ontario lake trout(*Salverinus namaycush*). J. Great Lake Res.,Vol.22,No.2,310-330.

23. ディルドリン

使用量およびその推移

農薬登録失効(1975年農薬法)、第1種特定化学物質(1981年化審法)

最後の原体使用量は42t(1980年)で前年(65t)と比較して減少した。

環境中濃度に関する規制

環境中濃度に関する規制はない。

1. 環境実態調査結果

1.1. 平成14年度

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
野生生物調査	環境実態調査(トノサマガエル)	0/5	ND(<0.1-0.6) $\mu\text{g/kg}$
	環境実態調査(トウキョウダルマガエル)	0/1	ND(<0.1) $\mu\text{g/kg}$
	環境実態調査(カワウ)	10/10	0.79 - 14 $\mu\text{g/kg}$
	環境実態調査(トビ)	8/8	3.7 - 12 $\mu\text{g/kg}$
	環境実態調査(ハシブトガラス)	12/12	1.1 - 6.8 $\mu\text{g/kg}$
	環境実態調査(スナメリ)	10/10	30 - 400 $\mu\text{g/kg}$
	環境実態調査(ニホンザル)	10/10	0.013 - 0.07 $\mu\text{g/kg}$
	環境実態調査(タヌキ)	10/10	0.07 - 1.8 $\mu\text{g/kg}$

1.2. 平成13年度

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
野生生物調査	環境実態調査(カワウ)	0/26	ND(<0.11-0.34) $\mu\text{g/kg}$
	環境実態調査(猛禽類)	1/13	ND(<1-12) - 200 $\mu\text{g/kg}$

1.3. 平成12年度

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
野生生物調査	影響実態調査(カワウ)	10/30	ND(<0.61-29) - 6.1 $\mu\text{g/kg}$
	影響実態調査(カワウ卵)	10/10	14 - 41 $\mu\text{g/kg}$
	影響実態調査(猛禽類)	33/44	ND(<0.01-0.27) - 340 $\mu\text{g/kg}$

1.4. 平成10年度

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	農薬等の環境残留実態調査（第一回）	0/249	ND(<0.05) μg/L
	野生生物影響実態調査（コイ）	0/6	ND(<0.025) μg/L
	野生生物影響実態調査（カエル類）	0/19	ND(<0.03) μg/L
底質調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<20) μg/kg
	野生生物影響実態調査（コイ）	0/8	ND(<5) μg/kg
	野生生物影響実態調査（カエル類）	0/12	ND(<5) μg/kg
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<10) μg/kg
	野生生物影響実態調査（カエル類）	0/7	ND(<5) μg/kg
水生生物調査（魚類）	農薬等の環境残留実態調査	0/48	ND(<30) μg/kg
野生生物調査	影響実態調査（コイ）	2/145	ND(<5)-5.7 μg/kg
	影響実態調査（カエル類）	2/80	ND(<2-5)-12 μg/kg
	影響実態調査（クジラ類）	24/26	ND(<10)-1,930 μg/kg
	影響実態調査（アザラシ類）	7/19	ND(<10)-90 μg/kg
	影響実態調査（ドバト）	1/32	ND(<2)-3 μg/kg
	影響実態調査（トビ）	24/26	ND(<2)-124 μg/kg
	影響実態調査（シマフクロウ）	0/5	ND(<2) μg/kg
	影響実態調査（猛禽類）	20/30	ND(<2-10)-506 μg/kg
	影響実態調査（アカネズミ）	0/30	ND(<2-4) μg/kg
	影響実態調査（ニホンザル）	31/41	ND(<2-4)-115 μg/kg
	影響実態調査（クマ類）	3/17	ND(<2-5)-12 μg/kg
	影響実態調査（タヌキ）	8/15	ND(<2-8)-29 μg/kg

2. 国内の過去の測定値

調査区分	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	1/299	ND(<0.01-0.1) - 0.011 μg/L
底質調査	30/354	ND(<0.21-10) - 9.2 μg/kg
水生生物調査（魚類）	445/1,403	ND(<1-5) - 46 μg/kg
水生生物調査（貝類）	215/521	ND(<1) - 760 μg/kg
水生生物調査（鳥類）	123/202	ND(<1) - 124 μg/kg

3. 海外の汚染水域での測定値

調査区分	調査場所	検出濃度範囲
水質調査	五大湖	0.075–1.111ng/L 1.111ng/L は、1986 年エリー湖での測定値 ¹⁾
魚類調査	五大湖	ND(<1-5)–1,300 μg/kg 1,300 μg/kg は、1990 年ミシガン湖で採集されたマス類 Brook trout(<i>Salvelinus fontinalis</i>)での測定値 ²⁾
	バルト海	3 μg/kg 3 μg/kg は、バルト海で採集されたタラ類(<i>Gadus morhua</i>) での測定値 ³⁾
	北海	2–3 μg/kg 3 μg/kg は、南部北海で採集されたタラ類(<i>Gadus morhua</i>) ⁴⁾ と 1991 年英国 Firth of Forth で採集されたニシン類(<i>Clupea harengus</i>) での測定値 ⁵⁾

4. 内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果の報告（生体内試験、水中濃度）
 内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果の報告（生体内試験、水中濃度）は得られなかった。なお、内分泌攪乱作用に関する試験管内試験の報告は得られている。

5. まとめ

野生生物調査の一部で検出された。野生生物調査（トビ）で測定された最高値 12 μg/kg は、平成 10 年度の最高値 124 μg/kg を下回っていた。野生生物調査（ニホンザル）で測定された最高値 0.07 μg/kg は、平成 10 年度の最高値 115 μg/kg を下回っていた。野生生物調査（タヌキ）で測定された最高値 1.8 μg/kg は、平成 10 年度の最高値 29 μg/kg を下回っていた。

なお、平成 13 年度、平成 12 年度及び平成 10 年度の野生生物調査の一部で検出された。

6. 参考文献

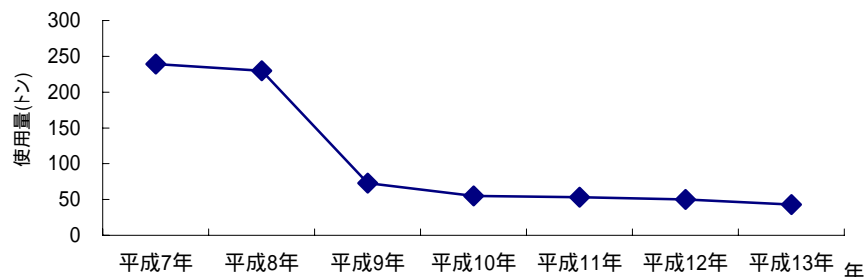
- 1)Stevens,R.J.J. and M.A.Neilson(1989)Inter-and intralake distributions of trace organic contaminants in surface waters of the Great Lakes. J. Great Lakes Res.Vol.15,No.3,377-393.
- 2)Miller,M.A.,N.M.Kassulke and M.D.Walkowski(1993)Organochlorine concentrations in Laurentian Great Lakes salmonines: Implications for fisheries management. Arch.Environ.Contam.Toxicol.,Vol.25,212-219.
- 3)Huschenbeth,E.(1986)Zur kontamination von fischen der Nord-und Osee

- sowie der Unterelbe mit organochlorpestiziden und polychlorierten Biphenylen. Arch. Fisch. Wiss., Vol. 36, 269-286.
- 4) Kelly, A.G. and L.A. Campbell (1994) Organochlorine contaminations in liver of cod (*Gadus morhua*) and muscle of herring (*Clupea harengus*) from Scottish waters. Mar. Poll. Bull., Vol. 28, 103-108.
- 5) Harms, U. and M.A.T. Kerkhoff (1988) Accumulation by fish. in "Pollution of the North Sea. An Assessment", (Salomons, W., B.L. Bayne, E.K. Duursma and U. Forstner, eds.), Springer-Verlag, Berlin, 567-578.

24. エンドスルファン（ベンゾエピン）

使用量およびその推移

原体使用量は 43t(2001 年、平成 13 年)で前年(50t)と比較して減少した。



環境中濃度に関する規制

環境中濃度に関する規制はない。

1. 環境実態調査結果

1.1. 平成14年度

調査区分	調査名	異性体名 ^{注)}	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
大気調査	環境実態調査	エンドスルファン	0/20	ND(<0.005)ng/m ³
		エンドスルファン	0/20	ND(<0.007)ng/m ³

1.2. 平成10年度

調査区分	調査名	異性体名 ^{注)}	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	農薬等の環境残留実態調査 (第一回)	エンドスルファン()	0/249	ND(<0.05) μg/L
		エンドスルファン()	0/249	ND(<0.05) μg/L
		エンドスルファンサルフェート	0/249	ND(<0.05) μg/L
	農薬等の環境残留実態調査 (第二回)	エンドスルファン()	0/249	ND(<0.05) μg/L
		エンドスルファン()	0/249	ND(<0.05) μg/L
		エンドスルファンサルフェート	0/249	ND(<0.05) μg/L
	農薬等の環境残留実態調査 (第三回)	エンドスルファン()	0/249	ND(<0.05) μg/L
		エンドスルファン()	0/249	ND(<0.05) μg/L
		エンドスルファンサルフェート	1/249	ND(<0.05)–0.06 μg/L
底質調査	農薬等の環境残留実態調査	エンドスルファン()	0/94	ND(<20) μg/kg
		エンドスルファン()	0/94	ND(<20) μg/kg
		エンドスルファンサルフェート	0/94	ND(<20) μg/kg
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	エンドスルファン()	0/94	ND(<5) μg/kg
		エンドスルファン()	0/94	ND(<5) μg/kg
		エンドスルファンサルフェート	0/94	ND(<30) μg/kg
水生生物調査 (魚類)	農薬等の環境残留実態調査	エンドスルファン()	0/48	ND(<40) μg/kg
		エンドスルファン()	0/48	ND(<30) μg/kg
		エンドスルファンサルフェート	0/48	ND(<10) μg/kg

注) エンドスルファンサルフェートはエンドスルファンSO₂体と同じ物質

2. 国内の過去の測定値

調査区分	異性体名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	エンドスルファン()	0/30	ND(<0.004-0.025) $\mu\text{g/L}$
	エンドスルファン()	0/30	ND(<0.014-0.06) $\mu\text{g/L}$
底質調査	エンドスルファン()	0/30	ND(<0.2-1) $\mu\text{g/kg}$
	エンドスルファン()	0/30	ND(<0.7-3) $\mu\text{g/kg}$
大気調査	エンドスルファン()	4/55	ND(<0.2-30)-14 ng/m^3
	エンドスルファン()	4/55	ND(<0.2-30)-3.8 ng/m^3

3. 海外の汚染水域での測定値

調査区分	調査場所	異性体名	検出濃度範囲
水質調査	五大湖	エンドスルファン()	ND(<0.007-0.022)-0.175 ng/L 0.175 ng/L は、1984年スペリオール湖での測定値 ¹⁾
		エンドスルファン()	ND(<0.007-0.011)-0.1693 ng/L 0.1693 ng/L は、1988年オンタリオ湖での測定値 ²⁾
魚類調査	五大湖	エンドスルファンサルフェート	ND(<0.5-2) $\mu\text{g/kg}$ ³⁾

4. 内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果の報告（生体内試験、水中濃度）

異性体名	作用濃度	作用内容
エンドスルファン	40.7 $\mu\text{g/L}$	約 20～22 時間曝露した野生型ゼブラフィッシュ (<i>Danio rerio</i>) 受精胚で始原生殖細胞分布の変化(前体節分布の低値、後体節分布の高値)が認められた濃度 ⁷⁾
	1.5 $\mu\text{g/L}$ *	16 時間曝露後、卵黄形成期のナマズ類 (<i>Clarias batrachus</i>) の血漿中ピテロジェニン値の減少が認められた濃度 ⁴⁾
	8 $\mu\text{g/L}$ *	96 時間曝露後、卵黄形成期及び卵黄形成後のナマズ類 (<i>C. batrachus</i>) のサイロキシン(T4)値が増加し、トリヨードサイロニン(T3)及び T3/T4 比が減少した濃度 ⁵⁾
	50 $\mu\text{g/L}$ **	3 日間曝露後、シオマネキ類 (<i>Uca pugilator</i>) の外皮及び肝膵臓組織のキトビアーゼを阻害した濃度 ⁶⁾

* この作用濃度は信頼性が低かった。

** この作用濃度は信頼性がやや低かった。

なお、内分泌攪乱作用に関する試験管内試験の報告も得られている。

5. まとめ

大気調査の測定値は検出限界値未満であった。

なお、平成 10 年度の水質調査の一部でエンドスルファンサルフェートが検出された。

6 . 参考文献

- 1) Chan,C.H.and J.Kohli(1987)Surveys of trace contaminants in the St. Clair River, 1985.Inland Waters/Lands Directorate. Scientific Series,No.158,1-10.
- 2)L'Italien,S.(1993)Organic contaminants in the Great Lakes 1986-1990.Report No:EQB/LWD-OR/93-02-I,Environment Canada, Environmental Quality Branch, Ontario Region, Burlington, Ontario.
- 3)Camanzo,J.,C.P.Rice,D.J.Jude and R.Rossmann(1987)Organic priority pollutants in nearshore fish from 14 Lake Michigan tributaries and embayments, 1983. J.Great Lakes Res.,Vol.13,No.3,296-309.
- 4)Chakravorty,S.,B.Lal and T.P.Singh(1992)Effects of endosulfan(thiodan) on vitellogenesis and its modulation by different hormones in the vitellogenic catfish *Clarias batrachus*. Toxicology, Vol.75,No.3,191-198.
- 5)Sinha,N., B.Lal and T.P.Singh(1991)Pesticides induced changes in circulating thyroid hormones in the freshwater catfish *Clarias batrachus*. Comp. Biochem. Physiol.,Vol.100,No.1-2,107-110.
- 6)Zou,E. and M.Fingerman(1999)Effects of estrogenic agents on chitobiase activity in the epidermis and hepatopancreas of the fiddler crab, *Uca pugilator*. Ecotoxicology and Environmental Safety,42,185-190.
- 7)Willey,J.B. and P.H.Krone(2001)Effects of endosulfan and nonylphenol on the primordial germ cell population in pre-larval zebrafish embryos. Aquatic Toxicology, 54, 113-123.

25. ヘプタクロル

使用量およびその推移

農薬登録失効(1975年農薬法)、第1種特定化学物質(1986年化審法)
最後の原体使用量は61t(1972年)で前年(58t)と比較して増加した。

環境中濃度に関する規制

環境中濃度に関する規制はない。

1. 環境実態調査結果

1.1. 平成14年度

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
野生生物調査	環境実態調査(カワウ)	0/10	ND(<0.009) μg/kg
	環境実態調査(トビ)	7/8	ND(<0.009) - 0.024 μg/kg
	環境実態調査(ハシブトガラス)	0/12	ND(<0.009-0.02) μg/kg
	環境実態調査(スナメリ)	7/10	ND(<0.2) - 1.4 μg/kg
	環境実態調査(ニホンザル)	0/10	ND(<0.009) μg/kg
	環境実態調査(タヌキ)	1/10	ND(<0.009) - 0.013 μg/kg

1.2. 平成10年度

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	農薬等の環境残留実態調査(第一回)	0/249	ND(<0.05) μg/L
	野生生物影響実態調査(コイ)	0/6	ND(<0.025) μg/L
	野生生物影響実態調査(カエル類)	0/19	ND(<0.03) μg/L
底質調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<10) μg/kg
	野生生物影響実態調査(コイ)	0/8	ND(<5) μg/kg
	野生生物影響実態調査(カエル類)	0/12	ND(<5) μg/kg
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<5) μg/kg
	野生生物影響実態調査(カエル類)	0/7	ND(<5) μg/kg
水生生物調査 (魚類)	農薬等の環境残留実態調査	0/48	ND(<10) μg/kg
野生生物調査	影響実態調査(コイ)	0/145	ND(<5) μg/kg
	影響実態調査(カエル類)	0/80	ND(<2-5) μg/kg
	影響実態調査(クジラ類)	0/26	ND(<5) μg/kg
	影響実態調査(アザラシ類)	0/19	ND(<5) μg/kg
	影響実態調査(ドバト)	0/32	ND(<2) μg/kg
	影響実態調査(トビ)	0/26	ND(<2) μg/kg
	影響実態調査(シマフクロウ)	0/5	ND(<2) μg/kg
	影響実態調査(猛禽類)	0/30	ND(<2-10) μg/kg
	影響実態調査(アカネズミ)	0/30	ND(<2-4) μg/kg
	影響実態調査(ニホンザル)	0/41	ND(<2-4) μg/kg
	影響実態調査(クマ類)	0/17	ND(<2-5) μg/kg
	影響実態調査(タヌキ)	0/15	ND(<2-8) μg/kg

2. 国内の過去の測定値

調査区分	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	0/125	ND(<0.005) µg/L
底質調査	14/87	ND(<0.2)–3.7 µg/kg
大気調査	2/73	ND(0.1-1)–0.1ng/m ³
水生生物調査 (魚類)	9/127	ND(<1)–10 µg/kg

3. 海外の汚染水域での測定値

調査区分	調査場所	検出濃度範囲
水質調査	五大湖	ND(<0.007-0.011)–0.036ng/L 0.036ng/L は、1984 年スペリオール湖での測定値 ¹⁾
魚類調査	五大湖	ND(<1-2)–8 µg/kg 8 µg/kg は、1983 年ミシガン湖で採集されたコイ (<i>Cyprinus carpio</i>) での測定値 ²⁾

4. 内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果の報告 (生体内試験、水中濃度)

作用濃度	作用内容
333 µg/L	24 時間曝露したロブスター (<i>Homarus americanus</i>) 幼生 (1-5 日齢) で CYP45 (55 および 57kDa の cytochrome P450 酵素)、HSP40 (40kDa の human stress protein) 抗体結合蛋白質濃度の有意な高値が認められた濃度 ³⁾
1,000 µg/L	24 時間曝露したロブスター (<i>H. americanus</i>) 幼生 (1-5 日齢) でエクジソン濃度の攪乱、脱皮日の遅延、脱皮成功率及び生存率の低値が認められた濃度 ³⁾

なお、内分泌攪乱作用に関する試験管内試験の報告は得られている。

5. まとめ

野生生物調査の一部で検出された。

6. 参考文献

- 1) Chan, C.H. and J. Kohli(1987) Surveys of trace contaminants in the St. Clair River, 1985. Inland Water/Lands Directorate. Scientific Series, No.158, 1-10.
- 2) Camanzo, J., C.P. Rice, D.J. Jude and R. Rossmann(1987) Organic priority pollutants in nearshore fish from 14 Lake Michigan tributaries and embayments, 1983. J. Great Lake Res., Vol.13, No.3, 296-309.
- 3) Snyder, M.J. and E.P. Mulder(2001) Environmental endocrine disruption in decapod crustacean larvae: hormone titers, cytochrome P450, and stress protein responses to heptachlor exposure. Aquatic Toxicology, 55, 177-190.

26. ヘプタクロルエポキシサイド

使用量およびその推移

ヘプタクロルの代謝物、第1種特定化学物質（1986年化審法）

環境中濃度に関する規制

環境中濃度に関する規制はない。

1. 環境実態調査結果

1.1. 平成14年度

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
大気調査	環境実態調査	0/20	ND(<0.0009)ng/m ³
野生生物調査	環境実態調査(トノサマガエル)	0/5	ND(<0.2-0.9) μg/kg
	環境実態調査(トウキョウダルマガエル)	0/1	ND(<0.2) μg/kg
	環境実態調査(イヌワシ)	0/1	ND(<1) μg/kg
	環境実態調査(クマタカ卵)	0/1	ND(<0.2) μg/kg
	環境実態調査(カワウ)	10/10	0.28 - 3.8 μg/kg
	環境実態調査(トビ)	8/8	0.53 - 6.6 μg/kg
	環境実態調査(ハシブトガラス)	12/12	0.54 - 13 μg/kg
	環境実態調査(スナメリ)	10/10	3.7 - 63 μg/kg
	環境実態調査(ニホンザル)	10/10	0.0083 - 0.03 μg/kg
環境実態調査(タヌキ)	10/10	0.09 - 1.8 μg/kg	

1.2. 平成13年度

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
野生生物調査	環境実態調査(カワウ)	25/26	ND(<0.62) - 24 μg/kg
	環境実態調査(猛禽類)	0/15	ND(<0.72-9) μg/kg
	環境実態調査(猛禽類卵)	0/4	ND(<0.44-1.1) μg/kg

1.3. 平成12年度

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
野生生物調査	影響実態調査(カワウ)	20/30	ND(<0.13-1.9) - 1.1 μg/kg
	影響実態調査(カワウ卵)	57/90	ND(<5.6-15) - 69 μg/kg
	影響実態調査(猛禽類)	38/44	ND(<0.5-2.7) - 180 μg/kg
	影響実態調査(猛禽類卵)	6/6	17 - 73 μg/kg

1.4. 平成10年度

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	農薬等の環境残留実態調査（第一回）	0/249	ND(<0.05) μg/L
	野生生物影響実態調査（コイ）	0/6	ND(<0.025) μg/L
	野生生物影響実態調査（カエル類）	0/19	ND(<0.03) μg/L
底質調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<10) μg/kg
	野生生物影響実態調査（コイ）	0/8	ND(<5) μg/kg
	野生生物影響実態調査（カエル類）	0/12	ND(<5) μg/kg
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<10) μg/kg
	野生生物影響実態調査（カエル類）	0/7	ND(<5) μg/kg
水生生物調査（魚類）	農薬等の環境残留実態調査	0/48	ND(<10) μg/kg
野生生物調査	影響実態調査（コイ）	0/145	ND(<5) μg/kg
	影響実態調査（カエル類）	0/80	ND(<2-5) μg/kg
	影響実態調査（クジラ類）	23/26	ND(<10)-220 μg/kg
	影響実態調査（アザラシ類）	17/19	ND(<10)-70 μg/kg
	影響実態調査（ドバト）	0/32	ND(<2) μg/kg
	影響実態調査（トビ）	9/26	ND(<2)-7 μg/kg
	影響実態調査（シマフクロウ）	0/5	ND(<2) μg/kg
	影響実態調査（猛禽類）	26/30	ND(<2-10)-170 μg/kg
	影響実態調査（アカネズミ）	0/30	ND(<2-4) μg/kg
	影響実態調査（ニホンザル）	16/41	ND(<2-4)-178 μg/kg
	影響実態調査（クマ類）	2/17	ND(<2-5)-80 μg/kg
	影響実態調査（タヌキ）	9/15	ND(<2-8)-23 μg/kg

2. 国内の過去の測定値

調査区分	検出した試料数/調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	0/159	ND(<0.005-0.05) μg/L
底質調査	3/159	ND(<0.2-190)-0.6 μg/kg
大気調査	0/73	ND(<0.1-0.5)ng/m ³
水生生物調査（魚類）	28/173	ND(<1-5)-6 μg/kg

3. 海外の汚染水域での測定値

調査区分	調査場所	検出濃度範囲
水質調査	五大湖	ND(不明)-0.4259ng/L 0.4259ng/Lは、1988年ミシガン湖での測定値 ¹⁾
魚類調査	五大湖	ND(<0.1-5)-62 μg/kg 62 μg/kgは、1983年ミシガン湖で採集されたコイ(<i>Cyprinus carpio</i>)での測定値 ²⁾

- 4 . 内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果の報告（生体内試験、水中濃度）
内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果の報告（生体内試験、水中濃度）は得られなかった。

5 . まとめ

大気調査における測定値は検出限界値未満であったが、野生生物調査の一部で検出された。野生生物調査（カワウ）で測定された最高値 3.8 µg/kg は、平成 13 年度の最高値 24 µg/kg を下回り、平成 12 年度の最高値 1.1 µg/kg を上回っていた。野生生物調査（トビ）で測定された最高値 6.6 µg/kg は、平成 10 年度の最高値 7 µg/kg を下回っていた。野生生物調査（ニホンザル）で測定された最高値 0.03 µg/kg は、平成 10 年度の最高値 178 µg/kg を下回っていた。野生生物調査（タヌキ）で測定された最高値 1.8 µg/kg は、平成 10 年度の最高値 23 µg/kg を下回っていた。

なお、平成 13 年度、平成 12 年度及び平成 10 年度の野生生物調査の一部で検出された。

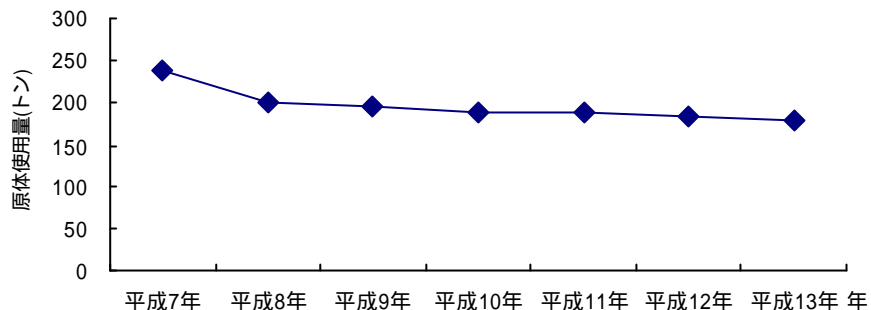
6 . 参考文献

- 1)L'Italien,S.(1993)Organic contaminants in the Great Lakes 1986-1990. Report No:EQB /LWD-OR/93-02-I,Environment Canada, Environmental Quality Branch, Ontario Region, Burlington, Ontario.
- 2)Camanzo,J.,C.P.Rice,D.J.Jude and R.Rossmann(1987)Organic priority pollutants in nearshore fish from 14 Lake Michigan tributaries and embayments, 1983. J. Great Lakes Res.,Vol.13,No.3,296-309.

27. マラチオン

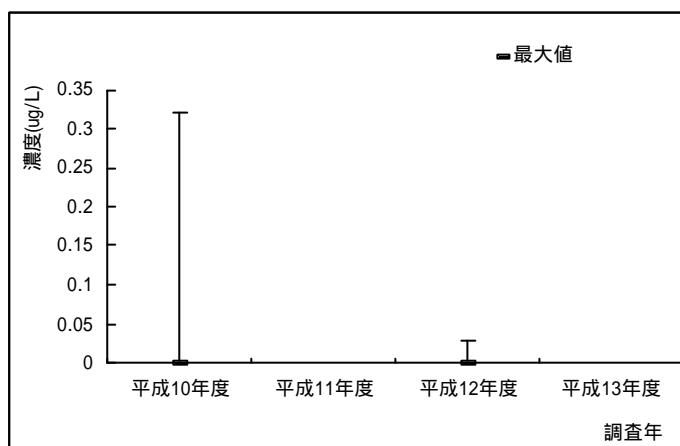
使用量およびその推移

原体使用量は179t(2001年、平成13年)で前年(185t)と比較して減少した。



環境中濃度に関する規制

0.1mg/L (水中、登録保留基準：農薬法)



SPEED'98	物質名	年度	平成10年度	平成11年度	平成12年度	平成13年度
27	マラチオン	最大値(ug/L)	0.32		0.03	
		検出限界値(ug/L)	0.05		0.01	
		検出数	7		2	
		検体数	747		50	

図 水質調査結果

1. 環境実態調査結果

1.1. 平成12年度

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	農薬の環境動態調査	2/50	ND(<0.01) - 0.03 µg/L
底質調査	農薬の環境動態調査	0/30	ND(<1) µg/kg
水生生物魚類（魚類）	農薬の環境動態調査	0/8	ND(<1) µg/kg
野生生物調査	影響実態調査（カワウ）	0/30	ND(<0.08-10) µg/kg
	影響実態調査（カワウ卵）	0/10	ND(<4.8-10) µg/kg
	影響実態調査（猛禽類）	0/44	ND(<0.09-11) µg/kg

1.2. 平成10年度

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	農薬等の環境残留実態調査（第一回）	3/249	ND(<0.05)-0.32 µg/L
	農薬等の環境残留実態調査（第二回）	3/249	ND(<0.05)-0.07 µg/L
	農薬等の環境残留実態調査（第三回）	1/249	ND(<0.05)-0.07 µg/L
底質調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<10) µg/kg
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	2/94	ND(<1)-6 µg/kg
水生生物調査 （魚類）	農薬等の環境残留実態調査	0/48	ND(<2) µg/kg

2. 国内の過去の測定値

調査区分	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	3/51	ND(<0.001-0.06)-1.6 µg/L
底質調査	3/51	ND(<0.19-60)-0.45 µg/kg
大気調査	0/54	ND(0.036-25)ng/m ³
水生生物調査（魚類）	3/92	ND(<0.097-69)-12 µg/kg

3. 海外の汚染水域での測定値

海外の汚染水域での測定値は得られなかった。

4 . 内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果の報告（生体内試験、水中濃度）

作用濃度	作用内容
1,250 µg/L	5日間曝露後、ナマズ類(<i>Clarias gariepinus</i>)の産卵直後の胚で体軸の湾曲、卵黄嚢浮腫が認められた濃度 ³⁾
7 mL/L*	96時間曝露後、卵黄形成期及び形成後のナマズ類(<i>C. batrachus</i>)の血清中トリヨードサイロニン(T3)値、T3/T4比の減少が認められた濃度 ²⁾
10,000 µg/L*	28日間曝露後、ナマズ類(<i>Heteropneustes fossilis</i>)の雌で血漿中トリヨードサイロニン(T3)値、T3/T4比の増加、サイロキシシン(T4)値の減少を認めた濃度 ¹⁾

*この作用濃度は信頼性が低かった。

5 . まとめ

平成12年度の底質、水生生物（魚類）及び野生生物調査における測定値は検出限界値未満であったが、水質調査の一部で検出された。水質調査で測定された最高値0.03 µg/Lは、平成10年度の最高値0.32 µg/L及び国内の過去の最高値1.6 µg/Lを下回っていた。

なお、平成10年度の水質及び土壌調査の一部で検出された。

水質調査で測定された最高濃度0.03 µg/L（平成12年度）と報告されている内分泌攪乱作用を示すと疑われた水中濃度1,250 µg/Lを比較するとその比は0.001未満であった。

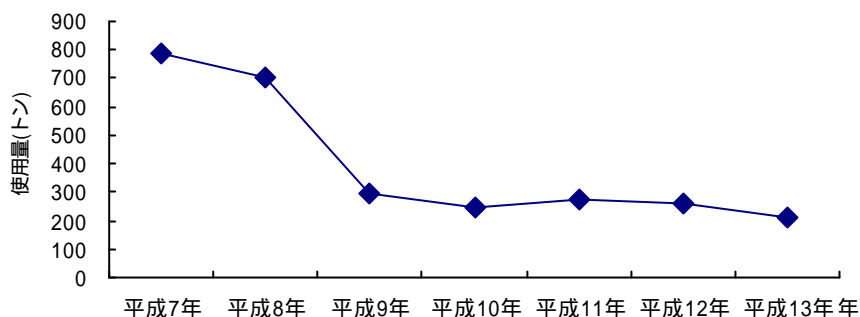
6 . 参考文献

- 1)Yadv,A.K. and T.P.Singh(1987)Pesticide-induced changes in peripheral thyroid hormone levels during different reproductive phases in *Heteropneustes fossilis*. Ecotoxicol.Environ.Saf.,Vol.13,No.1,97-103.
- 2)Sinha,N.,B.Lal and T.P.Singh(1991)Pesticides induced changes in circulating thyroid hormones in the freshwater catfish *Clarias batrachus*. Comp.Biochem. Physiol.,100c,1/2,107-110.
- 3)Nguyen,L.T.H. and C.R.Janssen(2002)Embryo-larval toxicity tests with the African catfish(*Clarias gariepinus*): Comparative sensitivity of endpoints. Arch.Environ.Contam.Toxicol., 42, 256-262.

28. メソミル

使用量およびその推移

原体使用量は210t(2001年、平成13年)で前年(258t)と比較して減少した。



環境中濃度に関する規制

環境中濃度に関する規制はない。

1. 環境実態調査結果^{注)}

1.1. 平成10年度

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	農薬等の環境残留実態調査 (第一回)	10/249	ND(<0.05) - 0.30 μg/L
	農薬等の環境残留実態調査 (第二回)	11/249	ND(<0.05) - 0.65 μg/L
	農薬等の環境残留実態調査 (第三回)	4/249	ND(<0.05) - 0.15 μg/L
底質調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<10) μg/kg
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<2) μg/kg
水生生物調査 (魚類)	農薬等の環境残留実態調査	0/48	ND(<2) μg/kg

注) 化学的に類似した構造を持つ化学物質は代謝物としてメソミルを生成する。

このため、これらの物質に由来するメソミルの含量として測定された。

2. 国内の過去の測定値

調査区分	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	0/33	ND(<0.018-0.1) μg/L
底質調査	0/33	ND(<2-10) μg/kg
水生生物調査 (魚類)	0/77	ND(<0.4-5) μg/kg

3. 海外の汚染水域での測定値

海外の汚染水域での測定値は得られなかった。

4. 内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果の報告 (生体内試験、水中濃度)

内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果の報告 (生体内試験、水中濃度) は得られなかった。

5 . まとめ

平成 10 年度の水質調査の一部で検出された。

29. メトキシクロル

使用量およびその推移

農薬登録失効(1960年農薬法)
使用量に関する報告は得られなかった。

環境中濃度に関する規制

環境中濃度に関する規制はない。

1. 環境実態調査結果

1.1. 平成14年度

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
大気調査	環境実態調査	0/20	ND(<0.001)ng/m ³

1.2. 平成10年度

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	農薬等の環境残留実態調査(第一回)	0/249	ND(<0.05) μg/L
底質調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<5) μg/kg
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<10) μg/kg
水生生物調査(魚類)	農薬等の環境残留実態調査	0/48	ND(<20) μg/kg

2. 国内の過去の測定値

調査区分	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	0/27	ND(<0.01) μg/L
底質調査	0/27	ND(<2-15) μg/kg

3. 海外の汚染水域での測定値

調査区分	調査場所	異性体名	検出濃度範囲
水質調査	五大湖	<i>p,p'</i> -メトキシクロル	ND(<0.007-0.011)-0.561ng/L 0.561ng/Lは、1984年スペリオール湖での測定値 ¹⁾
魚類調査	五大湖	メトキシクロル	ND(<1-50)-118 μg/kg 118 μg/kgは、1983年ミシガン湖で採集されたコイ(<i>Cyprinus carpio</i>)での測定値 ²⁾

4 . 内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果の報告（生体内試験、水中濃度）

作用濃度	作用内容
0.16 µg/L	21 日間曝露した幼若ファットヘッドミノー (<i>Pimephales promelas</i>) で体内ビテロジェニン濃度の高値が認められた濃度 ⁴⁾
0.55 µg/L	21 日間曝露した成熟ファットヘッドミノー (<i>P. promelas</i>) で累積産卵数の低値、雄で血漿中テストステロン及びケトテストステロン濃度の低値、ビテロジェニン濃度の高値、雌で GSI 及び血漿中エストラジオール濃度の低値が認められた濃度 ⁵⁾
500 µg/L *	21 日間の曝露期間中、ニジマス (<i>Oncorhynchus mykiss</i>) 稚魚の皮膚色素発現に影響を与えた濃度 ³⁾

* この作用濃度は信頼性がやや低かった。

なお、内分泌攪乱作用に関する試験管内試験の報告は得られている。

5 . まとめ

何れの調査においても測定値は検出限界値未満であった。

6 . 参考文献

- 1) Chan, C.H., and J. Kohli (1987) Surveys of trace contaminants in the St. Clair River, 1985. Inland Waters/Lands Directorate. Scientific Series, No. 158, 1-10.
- 2) Camanzo, J., C.P. Rice, D.J. Jude and R. Rossmann (1987) Organic priority pollutants in nearshore fish from 14 Lake Michigan tributaries and embayments, 1983. J. Great Lake Res., Vol. 13, No. 3, 296-309.
- 3) Krisfalusi, M., V.P. Eroschenko and J.G. Cloud (1998) Methoxychlor and estradiol-17 affect alevin rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) mortality, growth and pigmentation. Bull. Environ. Contam. Toxicol., Vol. 61, 519-526.
- 4) Panter, G.H., T.H. Hutchinson, R. Lange, C.M. Lye, J.P. Sumpter, M. Zerulla and C.R. Tyler (2002) Utility of a juvenile fathead minnow screening assay for detecting (anti-)estrogenic substances. Environmental Toxicology and Chemistry, 21, 2, 319-326.
- 5) Ankley, G.T., K.M. Jensen, M.D. Kahl, J.J. Korte and E.A. Makenen (2001) Description and evaluation of a short-term reproduction test with the fathead minnow (*Pimephales promelas*). Environmental Toxicology and Chemistry, 20, 6, 1276-1290.

30. マイレックス

使用量およびその推移

農薬としては未登録、第1種特定化学物質（2002年化審法）

使用量に関する報告は得られなかった。

環境中濃度に関する規制

環境中濃度に関する規制はない。

1. 環境実態調査結果

1.1. 平成14年度

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
野生生物調査	環境実態調査(カワウ)	10/10	0.07 - 1.7 $\mu\text{g}/\text{kg}$
	環境実態調査(トビ)	8/8	0.28 - 1.1 $\mu\text{g}/\text{kg}$
	環境実態調査(ハシブトガラス)	12/12	0.3 - 3.0 $\mu\text{g}/\text{kg}$
	環境実態調査(スナメリ)	10/10	0.7 - 14 $\mu\text{g}/\text{kg}$
	環境実態調査(ニホンザル)	3/10	ND(<0.004) - 0.014 $\mu\text{g}/\text{kg}$
	環境実態調査(タヌキ)	9/10	ND(<0.004) - 0.15 $\mu\text{g}/\text{kg}$

2. 国内の過去の測定値

調査区分	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	0/27	ND(<0.01) $\mu\text{g}/\text{L}$
底質調査	0/27	ND(<0.6-2.4) $\mu\text{g}/\text{kg}$

3. 海外の汚染水域での測定値

調査区分	調査場所	検出濃度範囲
水質調査	五大湖	ND(<0.007-0.4)-2.5ng/L 2.5ng/L は、1988年ヒューロン湖での測定値 ¹⁾
底質調査	五大湖	ND(<0.2)-48 $\mu\text{g}/\text{kg}$ 48 $\mu\text{g}/\text{kg}$ は、1982年オンタリオ湖での測定値 ²⁾
魚類調査	五大湖	ND(<0.2-2)-878 $\mu\text{g}/\text{kg}$ 878 $\mu\text{g}/\text{kg}$ は、1988年オンタリオ湖で採集されたマス類 Lake trout(<i>Salvelinus namaycush</i>)での測定値 ¹⁾

4. 内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果の報告（生体内試験、水中濃度）

作用濃度	作用内容
1,000 $\mu\text{g}/\text{L}$ [*]	308日間の野外曝露期間中の金魚(<i>Carassius auratus</i>)の死亡、鰓の病変が認められた濃度 ^{3) **} 168日間の野外曝露期間中のブルーギル(<i>Lepomis macrochirus</i>)の死亡、病変、ヘマトクリット値に対照区との差が認められなかった濃度 ^{3) **}

* この作用濃度は信頼性が低かった。

** この作用内容は内分泌との明確な関係がみられなかった。

なお、内分泌攪乱作用に関する試験管内試験の報告も得られている。

5 . まとめ

野生生物調査の一部で検出された。

6 . 参考文献

- 1)Sergeant,D.B.,M.Munawar,P.V.Hodson,D.T.Bennie and S.Y.Huestis(1993)Mirex in the North American Great Lakes: New detections and their confirmation. J. Great Lakes Res.,Vol.19,No.1,145-157.
- 2)Oliver,B.G.and M.N.Carlton(1984)Chlorinated organic contaminants on settling particulates in the Niagara River vicinity of Lake Ontario. Environ.Sci. Technol.,Vol.18,903-908.
- 3)Van Valin,C.C.,A.K.Andrews and L.L.Eller(1968)Some effects of mirex on two warmwater fishes.Trans.Am.Fish.Soc.,Vol.97,185-196.

31. ニトロフェン

使用量およびその推移

農薬登録失効(1982年農薬法)

最後の原体使用量は8t(1981年)で前年(原体103t及び製剤53t)と比較して減少した。

環境中濃度に関する規制

環境中濃度に関する規制はない。

1. 環境実態調査結果

1.1. 平成10年度

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	農薬等の環境残留実態調査(第一回)	0/249	ND(<0.05) $\mu\text{g/L}$
底質調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<20) $\mu\text{g/kg}$
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<1) $\mu\text{g/kg}$
水生生物調査(魚類)	農薬等の環境残留実態調査	0/48	ND(<2) $\mu\text{g/kg}$

2. 国内の過去の測定値

調査区分	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	3/54	ND(<0.001-0.2)–0.027 $\mu\text{g/L}$
底質調査	0/54	ND(<0.1-9) $\mu\text{g/kg}$

3. 海外の汚染水域での測定値

海外の汚染水域での測定値は得られなかった。

4. 内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果の報告(生体内試験、水中濃度)

内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果の報告(生体内試験、水中濃度)は得られなかった。

5. まとめ

平成10年度の何れの調査においても測定値は検出限界値未満であった。

32. トキサフェン

使用量およびその推移

農薬としては未登録、第1種特定化学物質（2002年化審法）

使用量に関する報告は得られなかった。

環境中濃度に関する規制

環境中濃度に関する規制はない。

1. 環境実態調査結果

国内の登録実績がなく農薬以外の用途がないことから調査対象から除外した。

2. 国内の過去の測定値

調査区分	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	0/33	ND(<0.3-0.6) μg/L
底質調査	0/33	ND(<10-40) μg/kg

3. 海外の汚染水域での測定値

調査区分	調査場所	検出濃度範囲
水質調査	五大湖	ND(不明)ng/L ¹⁾
魚類調査	五大湖	ND(<40-520)-4,700 μg/kg 4,700 μg/kg は、1982年ミシガン湖で採集されたマス類 Lake trout(<i>Salvelinus namaycush</i>)での測定値 ²⁾
	バルト海	120 μg/kg 120 μg/kg は、1986年北部バルト海で採集されたサケ類(<i>Salmo salar</i>)での測定値 ³⁾

4. 内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果の報告（生体内試験、水中濃度）

内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果の報告（生体内試験、水中濃度）は得られなかった。なお、内分泌攪乱作用に関する試験管内試験の報告は得られている。

5. まとめ

今回の検討からは除外した。

6. 参考文献

1) Biberhofer, J. and R. J. J. Stevens (1987) Organochlorine contaminants in ambient waters of Lake Ontario. Inland Water/Lands Directorate. Scientific Series, No. 159, 1-11.

2) Miller, M. A. (1993) Maternal transfer of organochlorine compounds in salmonines to their eggs. Can. J. Fish. Aquat. Sci., Vol. 50, 1405-1413.

3) Koistinen, J., J. Paasivirta and P. J. Vuorinen (1989) Dioxins and other planar

polychloroaromatic compounds in Baltic, Finnish and Arctic fish samples.
Chemosphere, Vol.19,527-530.

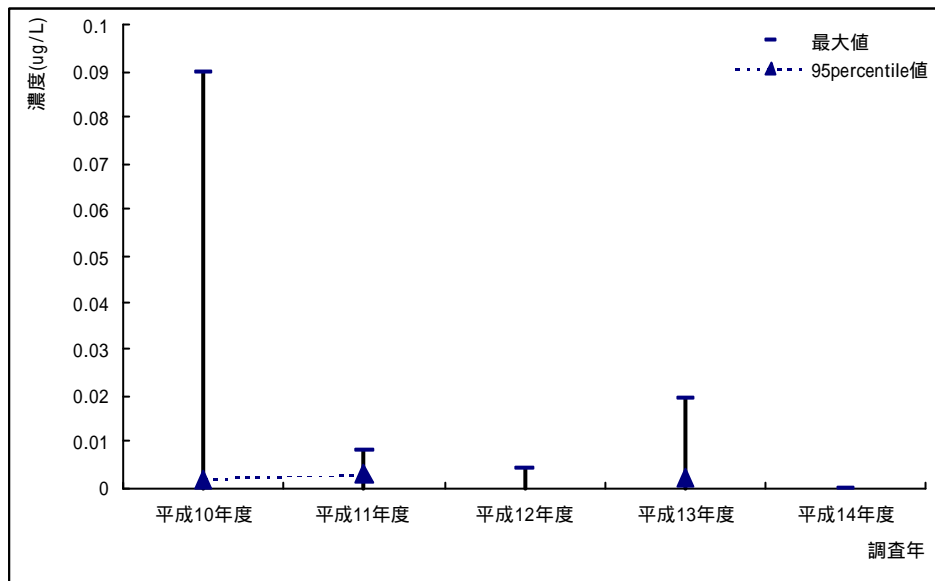
33. トリブチルスズ

使用量およびその推移

農薬登録失効（トリブチルオキシドとして 1977 年農薬法）第 1 種特定化学物質（トリブチルオキシドとして 1990 年化審法）第 2 種特定化学物質（13 種の化合物として 1989 年化審法）最後の原体使用量（防汚塗料）は 11,840t(1989 年)で前年(12,790t)と比較して減少した。

環境中濃度に関する規制

環境中濃度に関する規制はない。



SPEED'98	物質名	年度					
		平成10年度	平成11年度	平成12年度	平成13年度	平成14年度	
33	トリブチルスズ	95percentile値(ug/L)	0.002	0.003		0.0022	
		最大値(ug/L)	0.09	0.008	0.004	0.019	
		検出限界値(ug/L)	0.001-2	0.002	0.002	0.002	0.001
		検出数	29	23	5	12	0
		検体数	428	170	171	171	75

注：年度により調査点数及び調査位置は異なっている。

図 水質調査結果

1. 環境実態調査結果

1.1. 平成14年度

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	環境実態調査	0/75	ND(<0.001) $\mu\text{g/L}$
底質調査	環境実態調査	24/24	0.3 - 130 $\mu\text{g/kg}$
野生生物調査	環境実態調査(トノサマガエル)	0/5	ND(<0.1-0.5) $\mu\text{g/kg}$
	環境実態調査(トウキョウダルマガエル)	0/1	ND(<0.1) $\mu\text{g/kg}$
	環境実態調査(イヌワシ)	0/1	ND(<0.6) $\mu\text{g/kg}$
	環境実態調査(クマタカ卵)	0/1	ND(<0.1) $\mu\text{g/kg}$
	環境実態調査(カワウ)	1/10	ND(<1) - 2.7 $\mu\text{g/kg}$
	環境実態調査(トビ)	6/8	ND(<1) - 8 $\mu\text{g/kg}$
	環境実態調査(ハシブトガラス)	1/12	ND(<1) - 2.1 $\mu\text{g/kg}$
	環境実態調査(スナメリ)	10/10	3 - 870 $\mu\text{g/kg}$
	環境実態調査(ニホンザル)	0/10	ND(<1) $\mu\text{g/kg}$
	環境実態調査(タヌキ)	0/10	ND(<1) $\mu\text{g/kg}$

1.2. 平成13年度

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	実態調査	12/171	ND(<0.002) - 0.019 $\mu\text{g/L}$
底質調査	実態調査	33/48	ND(<0.2) - 120 $\mu\text{g/kg}$
大気調査	環境実態調査	0/18	ND(<0.003) ng/m^3
野生生物調査	環境実態調査(カワウ)	22/26	ND(<0.054-0.078) - 3.7 $\mu\text{g/kg}$
	環境実態調査(猛禽類)	5/15	ND(<0.086-0.22) - 1.8 $\mu\text{g/kg}$
	環境実態調査(猛禽類卵)	0/4	ND(<0.02-0.053) $\mu\text{g/kg}$

1.3. 平成12年度

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	一般水域調査(冬季)	5/171	ND(<0.002) - 0.004 $\mu\text{g/L}$
底質調査	一般水域調査(冬季)	44/48	ND(<0.2) - 300 $\mu\text{g/kg}$
野生生物調査	影響実態調査(カワウ)	28/30	ND(<0.25-2) - 5 $\mu\text{g/kg}$
	影響実態調査(カワウ卵)	72/90	ND(<1.4-2.3) - 51 $\mu\text{g/kg}$
	影響実態調査(猛禽類)	21/44	ND(<0.49-3.5) - 17 $\mu\text{g/kg}$
	影響実態調査(猛禽類卵)	0/6	ND(<0.12-0.86) $\mu\text{g/kg}$

1.4. 平成11年度

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	一般水域調査（冬季）	23/170	ND(<0.002) - 0.008 µg/L
底質調査	一般水域調査（冬季）	44/48	ND(<0.2) - 170 µg/kg
	建設省実態調査（夏期）	1/11	ND(<0.1) - 2.6 µg/kg
	建設省実態調査（秋期）	0/11	ND(<0.1) µg/kg

1.5. 平成10年度

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	一般水域調査（夏季）	1/130	ND(<0.01)–0.09 µg/L
	一般水域・重点水域調査（秋季）	28/275	ND(<0.002)–0.008 µg/L
	野生生物影響実態調査（コイ）	0/4	ND(<2) µg/L
	野生生物影響実態調査（カエル類）	0/19	ND(<0.001) µg/L
底質調査	一般水域調査（秋季）	81/152	ND(<0.1)–200 µg/kg
	建設省実態調査（後期）	4/5	ND(<0.1)–0.4 µg/kg
	野生生物影響実態調査（コイ）	0/3	ND(<1) µg/kg
	野生生物影響実態調査（カエル類）	0/12	ND(<20) µg/kg
土壌調査	野生生物影響実態調査（カエル類）	0/7	ND(<20) µg/kg
水生生物調査 （魚類）	一般水域調査（秋季）	113/141	ND(<1)–120 µg/kg
野生生物調査	影響実態調査（コイ）	92/145	ND(<0.3)–75 µg/kg
	影響実態調査（クジラ類）	18/26	ND(<20-50)–330 µg/kg
	影響実態調査（アザラシ類）	1/19	ND(<20-50)–110 µg/kg
	影響実態調査（ドバト）	0/31	ND(<200) µg/kg
	影響実態調査（トビ）	2/26	ND(<2-200)–8 µg/kg
	影響実態調査（シマフクロウ）	0/5	ND(<2) µg/kg
	影響実態調査（猛禽類）	0/30	ND(<200) µg/kg
	影響実態調査（アカネズミ）	0/30	ND(<200) µg/kg
	影響実態調査（ニホンザル）	0/41	ND(<200) µg/kg
	影響実態調査（クマ類）	0/17	ND(<50-200) µg/kg
影響実態調査（タヌキ）	0/15	ND(<50-200) µg/kg	

2. 国内の過去の測定値

調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	457/1,493	ND(<0.0003-1) - 0.45 µg/L
底質調査	1,138/1,415	ND(<0.05-50) - 1,600 µg/kg
水生生物調査(魚類)	339/1,157	ND(<1-50) - 1,700 µg/kg
水生生物調査(鳥類)	0/165	ND(<50) µg/kg
水生生物調査(貝類)	261/456	ND(<50) - 780 µg/kg

3. 海外の汚染水域での測定値

海外の汚染水域での測定値は得られなかった。

4. 内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果の報告（生体内試験、水中濃度）

同族体名	作用濃度	作用内容
塩化トリブチルスズ	0.001 µg/L	3ヶ月曝露後、雌イボニシ(<i>Thais clavigera</i>)にインボセックスが認められた濃度 ^{1,2)}
塩化トリブチルスズ	0.0201 ~ 0.205 µg/L	60日間曝露後、メダカ(<i>Oryzias latipes</i>)の孵化率、孵化日数、死亡率、全長、体重、肝臓中ビテロジェニン濃度、生殖腺の組織学的検査、生殖腺指数及び肝指数に有意な変化が認められなかった濃度 ²⁶⁾
塩化トリブチルスズ	0.117 ~ 4.00 µg/L	21日間曝露後、雄メダカ(<i>Oryzias latipes</i>)の肝臓中ビテロジェニン濃度の増加が認められなかった濃度 ²⁶⁾
塩化トリ-n-ブチルスズ	0.2 µgSn/L = 0.5 µg/L ^{注1)}	14日間の曝露期間中の雌ヨーロッパチミボラ(<i>Nucella lapillus</i>)にインボセックスが認められた濃度 ³⁾
塩化トリブチルスズ	326 µg/L	シロボヤ(<i>Styela plicata</i>)幼生の発生を阻害した濃度 ⁷⁾
bis-酸化トリ-n-ブチルスズ	0.1 µg/L	4週間の曝露期間中のクモヒトデ類(<i>Ophioderma brevispina</i>)の腕の再生を阻害した濃度 ⁸⁾
酸化トリ-n-ブチルスズ	0.1 µg/L	21日間の曝露期間中のエビ類(<i>Palaemonetes pugio</i>)の尾節の再生と脱皮に遅延を生じた濃度 ¹³⁾
bis-酸化トリ-n-ブチルスズ	0.5 µg/L	4週間の曝露期間中のシオマネキ類(<i>Uca pugilator</i>)の再生脚に奇形が認められた濃度 ¹⁰⁾
酸化トリブチルスズ	3.2 µg/L	6~8時間(1.5~2細胞期に相当)曝露したムラサキイガイ(<i>Mytilus edulis</i>)胚(受精後12時間後)で細胞増殖速度定数の高値が認められた濃度 ³⁴⁾
bis-酸化トリブチルスズ	5.4 µg/L	180日間の曝露期間中のシーブスヘッドミノー(<i>Cyprinodon variegatus</i>)の生殖に影響を与えなかった濃度 ¹²⁾
塩化トリブチルスズ	0.62 µg/L *	21日間曝露後、オオミジンコ(<i>Daphnia magna</i>)で水酸化テストステロンが増加した濃度 ⁴⁾
塩化トリブチルスズ	2.5 µg/L **	ナガウニ(<i>Echinometra mathaei</i>)の受精に影響が認められた濃度 ⁵⁾
塩化トリブチルスズ	2.74 µg/L **	7週間曝露した淡水産モノアラガイ (<i>Lymnaea stagnalis</i>) F ₀ で殻高・体重の低値が認められた濃度 ²⁸⁾
塩化トリブチルスズ	2.75 µg/L	3~10日間の曝露期間中のヨーロッパミノー(<i>Phoxinus phoxinus</i>)の稚魚の組織に影響が認められた濃度 ⁶⁾ ***
塩化トリブチルスズ	5.0 µg/L **	シュモクアオリガイ類(<i>Isognomon californicum</i>)の受精に影響が認められた濃度 ⁵⁾

同族体名	作用濃度	作用内容
塩化トリブチルスズ	274 µg/L **	7週間曝露した淡水産モノアラガイ (<i>L. stagnalis</i>) F ₀ で生殖能力(一個体一週間当の卵塊数)の低値が認められた濃度 ²⁸⁾ 12週間曝露した淡水産モノアラガイ (<i>L. stagnalis</i>) F ₀ で組織学的異常(上皮組織(肺、足)に退化・壊死)が認められた濃度 ²⁸⁾
bis-酸化トリ- <i>n</i> -ブチルスズ	0.05 µg/L *	48時間曝露した4齢幼虫ユスリカ (<i>Chironomus riparius</i>)雄で脱皮の促進傾向、雌で脱皮の抑制傾向が認められた濃度 ³²⁾
酸化トリブチルスズ	0.32 µg/L **	3日間曝露したムラサキヒゲゴカイ (<i>Platynereis dumerilii</i>) 受精胚(受精12時間後~幼生)で奇形・死亡率の高値、染色体異常総発生率の高値、細胞分裂中期での異常発生率の高値、姉妹染色同体交換発生率の高値、細胞増殖速度の低値が認められた濃度 ³³⁾
bis-酸化トリ- <i>n</i> -ブチルスズ	0.5 µg/L *	24日間の曝露期間中のシオマネキ類(<i>U. pugilator</i>)の脱皮が遅延し、再生脚に奇形が認められた濃度 ⁹⁾
酸化トリブチルスズ	0.56 µg/L **	3日間曝露したムラサイガイ(<i>Mytilus edulis</i>) 受精胚(受精12時間後~幼生)で奇形・死亡率の高値、染色体異常総発生率の高値、細胞分裂中期での異常発生率の高値、姉妹染色同体交換発生率の高値、細胞増殖速度の低値が認められた濃度 ³³⁾
bis-酸化トリブチルスズ	1.5 µg/L **	49日間の曝露後、サンショウウオ類(<i>Ambystoma mexicanum</i>)の幼生の骨形成に異常が認められた濃度 ¹¹⁾
酸化トリブチルスズ	濃度の詳細不明	57~64日間曝露後、雌 Mud snail(<i>Ilyanassa obsoleta</i>)にインポセックスが認められた濃度 ¹⁴⁾
トリブチルスズイオン (TBT ⁺) ****	0.002 µg/L	海域で採集された巻貝 Mud snail(<i>I. obsoleta</i>)の雌にインポセックスが認められた海域の濃度 ¹⁵⁾
トリブチルスズ(TBT) ****	0.01 µg/L	3ヶ月曝露した成熟ヨーロッパチヂミボラ (<i>Nucella lapillus</i>) 雌でVDSI(imposexの指標となる)の高値が認められた濃度 ³¹⁾
トリブチルスズ(TBT) ****	0.0112 µg/L *	21日間曝露した成熟グッピー(<i>Poecilia reticulata</i>)雄で精巢中精子数の低値が認められた濃度 ²⁹⁾
トリブチルスズ(TBT) ****	0.015 µgSn/L * =0.037 µg/L ^{注2)}	海域で採集されたタマキビガイ類(<i>Littorina littorea</i>)で雌の産卵口の閉鎖が認められた際の体内濃度と生物濃縮係数からの推定水中濃度 ¹⁶⁾

同族体名	作用濃度	作用内容
トリブチルスズ(TBT) ****	0.028 µgSn/L =0.069 µg/L 注2)	移植 18 ヶ月後の雌ヨーロッパチヂミボラ(<i>N. lapillus</i>)で輸卵管の閉塞による不妊が認められた海中平均濃度 4)
トリブチルスズ(TBT) ****	0.5 µg/L	6 ヶ月間曝露した成熟淡水産巻貝(<i>Marisa cornuarietis</i>) 雌で VDSI (imposex の指標となる)の高値が認められた濃度 30)
トリブチルスズを含んだ防汚塗料からの溶出物 ****	0.00084 µgSn/L *	12 週間の曝露期間中の雌ヨーロッパチヂミボラ(<i>N. lapillus</i>)にインポセックスが認められた濃度 17)
トリブチルスズを含んだ防汚塗料からの溶出物 ****	0.001 µgSn/L *	120 日間の曝露期間中の雌ヨーロッパチヂミボラ(<i>N. lapillus</i>)でインポセックスが増加した際の体内濃度と生物濃縮係数からの推定水中濃度 18)
トリブチルスズを含んだ防汚塗料からの溶出物 ****	<0.0015 µgtin/L *	408 日間の曝露期間中の雌ヨーロッパチヂミボラ(<i>N. lapillus</i>)にインポセックスが認められた濃度 4)
トリブチルスズを含んだ防汚塗料からの溶出物 ****	<0.0015 µgtin/L *	14 ヶ月の曝露期間中の雌ヨーロッパチヂミボラ(<i>N. lapillus</i>)にインポセックスが認められた濃度 19)
トリブチルスズを含んだ防汚塗料からの溶出物 ****	0.0015 µgtin/L *	1 年間曝露後、雌ヨーロッパチヂミボラ(<i>N. lapillus</i>)にインポセックスが認められた濃度 20)
トリブチルスズを含んだ防汚塗料からの溶出物 ****	0.0038 µgtin/L *	2 年間の曝露期間中の雌ヨーロッパチヂミボラ(<i>N. lapillus</i>)にインポセックスが認められた濃度 21)
トリブチルスズを含んだ防汚塗料からの溶出物 ****	0.02 µgSn/L *	120 日間の曝露期間中の雌ヨーロッパチヂミボラ(<i>N. lapillus</i>)でインポセックスが増加した濃度 18)
トリブチルスズを含んだ防汚塗料からの溶出物 ****	0.04 µgSn/L *	42 日間の曝露期間中の雌ヨーロッパチヂミボラ(<i>N. lapillus</i>)にインポセックスが認められた濃度 23)
トリブチルスズを含んだ防汚塗料からの溶出物 ****	0.0205 µgTBT/L	12 ヶ月の曝露期間中のタマキビガイ類(<i>L. littorea</i>)で産卵口の閉鎖による産卵数の減少が認められた濃度 22)
トリブチルスズを含んだ防汚塗料からの溶出物 ****	0.514 µgTBT+/L *	7 日間曝露後、ストライプトバス類(<i>Morone saxatilis</i>)の稚魚の脊椎に異常が認められた濃度 24)

* この作用濃度は信頼性がやや低かった。

** この作用濃度は信頼性が低かった。

*** この作用内容は内分泌との明確な関係がみられなかった。

**** この被験物質は組成が不明であった。

なお、内分泌攪乱作用に関する試験管内試験の報告も得られている。

注 1) スズの原子量を 118.69、塩化トリブチルスズの分子量を 325.53 として換算した値

注 2) スズの原子量を 118.69、トリブチルスズの分子量を 291.046 として換算した値

なお、塩化トリブチルスズについても、文献の信頼性評価により信頼性が認められた報告が得られたが、環境中の測定結果が bis-酸化トリブチルスズとして記載されているため、5.まとめには使用しなかった。

5. まとめ

水質調査において測定値は検出限界値未満であったが、底質及び野生生物調査の一部で検出された。底質調査において測定された最高値 130 $\mu\text{g}/\text{kg}$ は、平成 13 年度調査の最高値 120 $\mu\text{g}/\text{kg}$ を上回り、平成 12 年度調査の最高値 300 $\mu\text{g}/\text{kg}$ 、平成 11 年度調査の最高値 170 $\mu\text{g}/\text{kg}$ 、平成 10 年度調査の最高値 200 $\mu\text{g}/\text{kg}$ 及び国内の過去の最高値 1,600 $\mu\text{g}/\text{kg}$ を下回っていた。野生生物調査(カワウ)において測定された最高値 2.7 $\mu\text{g}/\text{kg}$ は、平成 13 年度調査の最高値 3.7 $\mu\text{g}/\text{kg}$ 、平成 12 年度調査の最高値 5 $\mu\text{g}/\text{kg}$ を下回っていた。野生生物調査(トビ)において測定された最高値 8 $\mu\text{g}/\text{kg}$ は、平成 10 年度調査の最高値 8 $\mu\text{g}/\text{kg}$ を上回っていた。

なお、平成 13 年度の水質、底質及び野生生物調査、平成 12 年度の水質、底質及び野生生物調査、平成 11 年度の水質及び底質調査、平成 10 年度の水質、底質、水生生物(魚類)及び野生生物調査の一部で検出された。

水質調査で測定された最高濃度 0.019 $\mu\text{g}/\text{L}$ (平成 13 年度)及び 95 パーセントイル値 0.0022 $\mu\text{g}/\text{L}$ (bis-酸化トリブチルスズとして記載されている)と報告されている内分泌攪乱作用を示すと疑われた水中濃度 0.1 $\mu\text{g}/\text{L}$ (bis-酸化トリブチルスズ)を比較するとその比は 0.001 以上であった。

環境省はトリブチルスズの魚類並びにその他の水生生物に対する内分泌攪乱作用に関し、以下のように評価している²⁶⁾。

現時点ではトリブチルスズ(TBT)は魚類に対する内分泌攪乱作用を有しないか、またはその作用は極めて弱いと考えられる。ただし、ヒラメの雄化にみられるような報告²⁷⁾の再現性については、今後の科学的知見の集積を待って、必要があれば再評価を含めて、検討していきたい。また、他の水生生物については、内分泌攪乱作用が疑われる報告もみられたが、これらの反応が内分泌攪乱作用によるものか否かを現時点で判断することは困難であるとされた。これら無脊椎動物に対する内分泌攪乱作用を評価するための試験法については、OECDを含む先進各国でも未だ検討も始まっていないことから、今後は、イボニシ等巻貝の内分泌系を解明するための調査研究を推進するとともに、OECD等の動向を注視しながら無脊椎動物に対する内分泌攪乱作用を評価するための試験法の開発・確立を求めることが肝要である。

6. 参考文献

- 1) Horiguchi, T., H. Shiraiishi, M. Shimizu, S. Yamazaki and M. Morita (1995) Imposex in Japanese gastropods (Neogastropoda and Mesogastropoda): Effects of tributyltin and

- triphenyltin from antifouling paints. Mar. Pollut. Bul.,Vol.31,4-12.
- 2)堀口敏宏(1993)有機スズ化合物による海産巻貝類の imposex、1992 年度 博士学位論文、東京大学
 - 3)Bryan, G. E., P. E. Gibbs and G. R. Burt(1988)A comparison of the effectiveness of tri-*n*-butyltin chloride and five other organotin compounds in promoting the development of imposex in the dog-whelk, *Nucella lapillus*. J. Mar. Biol. Ass. U.K.,68,733-744.
 - 4)Oberdorster, E., D. Rittschof and G. A. LeBlanc(1998)Alteration of [¹⁴C]-testosterone metabolism after chronic exposure of *Daphnia magna* to tributyltin. Arch. Environ. Contam. Toxicol.,Vol.34,No.1,21-25.
 - 5)Ringwood, A. M.(1992)Comparative sensitivity of gametes and early developmental stage of a sea urchin species(*Echinometra mathaei*) and a bivalve species(*Isognomon californicum*) during metal exposures. Arch. Environ. Contam. Toxicol.,22,288-295.
 - 6)Fent, K. and W. Meier(1992)Tributyltin-induced effects on early life stage of minnows *Phoxinus phoxinus*. Arch. Environ. Contam. Toxicol.,22,428-438.
 - 7)Cima, F., L. Ballarin, G. Bressa, G. Martinucci and P. Burighel(1996)Toxicity of organotin compounds on embryos of a marine invertebrate(*Styela plicata*;Tunicata). Ecotoxicology and Environmental Safety,35,174-182.
 - 8)Walsh, G. E., L. L. McLaughlin, M. K. Louie, C. H. Deans and E. M. Lores(1986) Inhibition of arm regeneration by *Ophioderma brevispina* (Echinodermata, Ophiuroidea) by tributyltin oxide and triphenyltin oxide. Ecotoxicology and Environmental Safety,12,95-100.
 - 9)Weis, J. S., J. Gottlieb and J. Kwiatkowski(1987)Tributyltin retards regeneration and produces deformities of limbs in the fiddler crabs, *Uca pugilator*. Arch. Environ. Contam. Toxicol.,16,321-326.
 - 10)Weis, J. S. and K. Kim(1988)Tributyltin is a teratogen in producing deformities in limbs of the fiddler crab, *Uca pugilator*. Arch. Environ. Contam. Toxicol.,17,583- 587.
 - 11)Scadding, S. R.(1990)Effects of tributyltin oxide on the skeletal structures of developing and regenerating limbs of the axolotl larvae, *Ambystoma mexicanum*. Bull. Environ. Contam. Toxicol.,45,574-581.
 - 12)Manning, C. S., T. F. Lytle, W. W. Walker and J. S. Lytle(1999)Life-cycle toxicity of bis(tributyltin)oxide to the sheepshead minnow(*Cyprinodon variegatus*). Arch. Environ. Contam. Toxicol.,37,258-266.
 - 13)Khan, A., J. S. Weis, C. E. Saharig and E. Polo(1993)Effect of tributyltin on mortality and telson regeneration of grass shrimp, *Palaemonetes pugio*. Bull. Environ. Contam. Toxicol.,50,152-157.
 - 14)Smith, B. S.(1981)Tributyltin compounds induce male characteristics on female mud snails *Nassarius obsoletus* = *Ilyanassa obsoleta*. Journal of Applied Toxicology,1,3,141-144.
 - 15)Bryan, G. W., P. E. Gibbs, R. J. Huggett, L. A. Curtis, D. S. Bailey and D. M. Dauer (1989)Effects

- of tributyltin pollution on the mud snail, *Ilyanassa obsoleta*, from the York River and Sarsh Creek, Chesapeake Bay. *Mar. Pollut. Bull.*, Vol. 20, 458-462.
- 16) Bauer, B., P. Fioroni, I. Ide, S. Liebe, J. Oehlmann, E. Stroben and B. Watermann (1995) TBT effects on the female genital system of *Littorina littorea*: A possible indicator of tributyltin pollution. *Hydrobiologia*, Vol. 309, 15-27.
- 17) Bryan, G. W., P. E. Gibbs, G. R. Burt and L. G. Hummerstone (1987) The effects of tributyltin (TBT) accumulation on adult dog-whelks, *Nucella lapillus*: Long-term field and laboratory experiments. *J. Mar. Biol. Assoc. UK*, Vol. 67, 525-544.
- 18) Gibbs, P. E., G. W. Bryan and P. L. Pascoe (1991) TBT-induced imposex in the dogwhelk, *Nucella lapillus*: Geographical uniformity of the response and effects. *Mar. Environ. Res.*, Vol. 32, 79-87.
- 19) Bryan, G. W., P. E. Gibbs, L. G. Hummerstone and G. R. Burt (1986) The decline of the gastropod *Nucella lapillus* around south-west England: Evidence for the effect of tributyltin from antifouling paints. *J. Mar. Biol. Assoc. UK*, Vol. 66, 611-640.
- 20) Gibbs, P. E. and G. W. Bryan (1987) TBT paints and the demise of the dog-whelk *Nucella lapillus* (Gastropoda). *Oceans* Vol. 4, 1482-1487.
- 21) Gibbs, P. E., G. W. Bryan, P. L. Pascoe and G. R. Burt (1987) The use of the dog-whelk, *Nucella lapillus*, as an indicator of tributyltin (TBT) contamination. *J. Mar. Biol. Ass. U.K.*, 67, 507-523.
- 22) Gibbs, P. E., P. L. Pascoe and G. R. Burt (1988) Sex change in the female dog-whelk, *Nucella lapillus*, induced by tributyltin from antifouling paints. *J. Mar. Biol. Assoc. UK*, Vol. 68, 715-731.
- 23) Matthiessen, P., R. Waldock, J. E. Thain, M. E. Waite and S. Scrope-Howe (1995) Changes in periwinkle (*Littorina littorea*) population following the ban on TBT-based antifouling on small boats in the United Kingdom. *Ecotoxicol. Environ. Saf.*, Vol. 30, 180-194.
- 24) Spooner, N., L. J. Gord, P. E. Gibbs and G. W. Bryan (1991) The effect of tributyltin upon steroid titres in the female dogwhelk, *Nucella lapillus*, and the development of imposex. *Mar. Environ. Res.*, Vol. 32, 37-49.
- 25) Pinkney, A. E., L. L. Matteson and D. A. Wright (1990) Effects of tributyltin on survival, morphometry, and RNA-DNA ratio of larval striped bass, *Morone saxatilis*. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 19, 235-240.
- 26) 環境省環境保健部(2001)トリブチルスズが魚類に与える内分泌攪乱作用の試験結果に関する報告(案)、平成13年度第1回内分泌攪乱化学物質問題検討会資料
- 27) 島崎洋平、北野健、大嶋雄治、今田信良、本城凡夫(2000)トリブチルスズによるヒラメの雄化、日本内分泌攪乱化学物質学会第3回研究発表会講演要旨集、A-3-1, 65.
- 28) Czech, P., K. Weber and D. R. Dietrich (2001) Effects of endocrine modulating substances on reproduction in the hermaphroditic snail *Lymnaea stagnalis* L..

- Aquatic Toxicology, 53, 103-114.
- 29) Haubruge, E., F. Petit and J. G. Gage (2000) Reduced sperm counts in guppies (*Poecilia reticulata*) following exposure to low levels of tributyltin and bisphenol A. Proc. R. Soc. Lond. B, 267, 2333-2337.
 - 30) Tillmann, M., U. Schulte-Oehlmann, M. Duft, B. Markert and J. Oehlmann (2001) Effects of endocrine disruptors on prosobranch snails (Mollusca: Gastropoda) in the laboratory. Part 1: Cyproterone acetate and vinclozolin as antiandrogens. Ecotoxicology, 10, 373-388.
 - 31) Schulte-Oehlmann, U., M. Tillmann, B. Markert and J. Oehlmann (2000) Effects of endocrine disruptors on prosobranch snails (Mollusca: Gastropoda) in the laboratory. Part 2: Triphenyltin as xeno-androgens. Ecotoxicology, 9, 399-412.
 - 32) Hahn, T. and R. Schulz (2002) Ecdysteroid synthesis and imaginal disc development in the midge *Chironomus riparius* as biomarkers for endocrine effects of tributyltin. Environmental Toxicology and Chemistry, 21, 5, 1052-1057.
 - 33) Jha, A. N., J. A. Hagger, S. J. Hill and M. H. Depledge (2000) Genotoxic, cytotoxic and developmental effects of tributyltin oxide (TBTO): an integrated approach to the evaluation of the relative sensitivities of two marine species. Marine Environmental Research, 50, 565-573.
 - 34) Jha, A. N., J. A. Hagger and S. J. Hill (2000) Tributyltin induces cytogenetic damage in early life stages of the marine mussel, *Mytilus edulis*. Environmental and Molecular Mutagenesis, 35, 343-350.