

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)と比較して減少傾向であった。

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. 全国一斉調査結果

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(水中濃度)の報告(生体内試験)
内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果(水中濃度)の報告(生体内試験)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. 全国一斉調査結果

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(<5) $\mu\text{g/kg}$
水生生物調査(魚類)	農薬等の環境残留実態調査	0/48	ND(<30) $\mu\text{g/kg}$

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	0/60	ND(<0.1) $\mu\text{g/L}$
底質調査	0/60	ND(<10) $\mu\text{g/kg}$
水生生物調査(魚類)	8/841	ND(<1-5)-4 $\mu\text{g/kg}$
水生生物調査(貝類)	65/286	ND(<1)-180 $\mu\text{g/kg}$
水生生物調査(鳥類)	0/127	ND(<1) $\mu\text{g/kg}$

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 $\mu\text{g/kg}$ 59.8 $\mu\text{g/kg}$ 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(水中濃度)の報告(生体内試験)

内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果(水中濃度)の報告(生体内試験)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)と比較して減少傾向であった。

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. 全国一斉調査結果

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
	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	27/299	ND(<1-10)–9.2 μg/kg
水生生物調査(魚類)	427/1,261	ND(<1-5)–46 μg/kg
水生生物調査(貝類)	200/461	ND(<1)–760 μg/kg
水生生物調査(鳥類)	113/182	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（水中濃度）の報告（生体内試験）
内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果（水中濃度）の報告（生体内試験）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

平成10年度の水質、底質、土壌及び水生生物調査において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。

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55t(1998年)で、前年(73t)と比較して減少傾向であった。

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. 全国一斉調査結果

1.1 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）	インドスルファン()	0/249	ND(<0.05) μg/L
		インドスルファン()	0/249	ND(<0.05) μg/L
		イ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）	インドスルファン()	0/249	ND(<0.05) μg/L
		インドスルファン()	0/249	ND(<0.05) μg/L
		イ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）	インドスルファン()	0/249	ND(<0.05) μg/L
		インドスルファン()	0/249	ND(<0.05) μg/L
		イ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	インドスルファン()	0/94	ND(<20) μg/kg
		インドスルファン()	0/94	ND(<20) μg/kg
		イ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	インドスルファン()	0/94	ND(<5) μg/kg
		インドスルファン()	0/94	ND(<5) μg/kg
		イ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	インドスルファン()	0/48	ND(<40) μg/kg
		インドスルファン()	0/48	ND(<30) μg/kg
		イ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	インドスルファン()	0/30	ND(<0.004-0.025) μg/L
	インドスルファン()	0/30	ND(<0.014-0.06) μg/L
底質調査	インドスルファン()	0/30	ND(<0.2-1) μg/kg
	インドスルファン()	0/30	ND(<0.7-3) μg/kg
大気調査	インドスルファン()	4/55	ND(<0.2-30)–14ng/m ³
	インドスルファン()	4/55	ND(<0.2-30)–3.8ng/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)–0.175ng/L 0.175ng/L は、1984 年スベリオール湖での測定値 ¹⁾
		エンドスルファン()	ND(<0.007-0.011)–0.1693ng/L 0.1693ng/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) μg/kg ³⁾

4. 内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果(水中濃度)の報告(生体内試験)

異性体名	作用濃度	作用内容
エンドスルファン	1.5 μg/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 μg/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 μg/L **	3 日間曝露後、シオマネキ類(<i>Uca pugilator</i>)の外皮及び肝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

平成 10 年度の底質、土壌及び水生生物調査において測定値は検出限界値未満であったが、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 chitinase activity in the epidermis and hepatopancreas of the fiddler crab, *Uca pugilator*. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 42, 185-190

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)と比較して増加傾向であった。

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. 全国一斉調査結果

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
	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（水中濃度）の報告（生体内試験）
内分泌攪乱作用を示すと疑われえ結果（水中濃度）の報告（生体内試験）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

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
- 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

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. 全国一斉調査結果

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

5. まとめ

平成10年度の水質、底質、土壌及び水生生物調査において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。

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 189t(1998 年)で前年(197t)と比較して減少傾向であった。

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)

1. 全国一斉調査結果

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)	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(水中濃度)の報告(生体内試験)

作用濃度	作用内容
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⁾
0.007mL/L*	96 時間曝露後、卵黄形成期及び形成後のナマズ類(<i>Clarias 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⁾

*この作用濃度は信頼性が低かった。

5. まとめ

平成 10 年度の底質及び水生生物調査において測定値は検出限界値未満であった

が、水質及び土壌調査の一部で検出された。

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

28.メソミル

使用量およびその推移

原体使用量は244t(1998年)で前年(294t)と比較して減少傾向であった。

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. 全国一斉調査結果^{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(水中濃度)の報告(生体内試験)

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

5. まとめ

平成10年度の底質、土壌及び水生生物調査において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。

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. 全国一斉調査結果

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(<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	p,p'-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(Cyprinus carpio)での測定値 ²⁾

4. 内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果(水中濃度)の報告(生体内試験)

内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果(水中濃度)の報告(生体内試験)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

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 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

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

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. 全国一斉調査結果

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	0/27	ND(<0.01) $\mu\text{g/L}$
底質調査	0/27	ND(<0.6-2.4) $\mu\text{g/kg}$

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 $\mu\text{g/kg}$ 48 $\mu\text{g/kg}$ 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 $\mu\text{g/kg}$ 878 $\mu\text{g/kg}$ 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（水中濃度）の報告（生体内試験）

作用濃度	作用内容
1,000 $\mu\text{g/L}$ [*]	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

今回の検討からは除外した。

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)と比較して減少傾向であった。

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. 全国一斉調査結果

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(<10) $\mu\text{g/kg}$
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(水中濃度)の報告(生体内試験)

内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果(水中濃度)の報告(生体内試験)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

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. 全国一斉調査結果

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) $\mu\text{g/L}$
底質調査	0/33	ND(<10-40) $\mu\text{g/kg}$

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 $\mu\text{g/kg}$ 4,700 $\mu\text{g/kg}$ 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 $\mu\text{g/kg}$ 120 $\mu\text{g/kg}$ 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（水中濃度）の報告（生体内試験）

内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果（水中濃度）の報告（生体内試験）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)と比較して減少傾向であった。

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. 全国一斉調査結果

1.1. 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

1.2. 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	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

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（コイ）	92/145	ND(<0.3)–75 µ g/kg
	影響実態調査（クジラ類）	18/26	ND(<20-50)–330 µ g/kg
	影響実態調査（アザラシ類）	1/19	ND(<20-50)–110 µ g/kg
	影響実態調査（ドバト）	0/31	ND(<200) µ g/kg
	影響実態調査（トビ）	2/26	ND(<2-200)–8 µ g/kg
	影響実態調査（シマフクロウ）	0/5	ND(<2) µ g/kg
	影響実態調査（猛禽類）	0/30	ND(<200) µ g/kg
	影響実態調査（アカネズミ）	0/30	ND(<200) µ g/kg
	影響実態調査（ニホンザル）	0/41	ND(<200) µ g/kg
	影響実態調査（クマ類）	0/17	ND(<50-200) µ g/kg
	影響実態調査（タヌキ）	0/15	ND(<50-200) µ 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	429/1,190	ND(<0.003-1)–0.45 µ g/L
底質調査	893/1,111	ND(<0.05-50)–1,600 µ g/kg
水生生物調査（魚類）	289/945	ND(<1-50)–1,700 µ g/kg
水生生物調査（貝類）	231/366	ND(<50)–780 µ g/kg
水生生物調査（鳥類）	0/135	ND(<50) µ 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（水中濃度）の報告（生体内試験）

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-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ヂミボラ(<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	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	2.75 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⁾
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⁾
bis-酸化トリ-n-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>Uca pugilator</i>)の脱皮が遅延し、再生脚に奇形が認められた濃度 ⁹⁾
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>U. pugilator</i>)の再生脚に奇形が認められた濃度 ¹⁰⁾
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⁾
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⁾
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>Palaemonestes pugio</i>)の尾節の再生と脱皮に遅延を生じた濃度 ¹³⁾
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>)にインボセックスが認められた 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>)の雌にインボセックスが認められた海域の濃度 ¹⁵⁾
トリブチルスズ(TBT)****	0.015 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⁾
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⁾

同族体名	作用濃度	作用内容
トリブチルスズを含んだ防汚塗料からの溶出物****	0.00084 $\mu\text{gSn/L}$ *	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 $\mu\text{gSn/L}$ *	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 $\mu\text{gtin/L}$ *	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 $\mu\text{gtin/L}$ *	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 $\mu\text{gtin/L}$ *	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 $\mu\text{gtin/L}$ *	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 $\mu\text{gSn/L}$ *	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 $\mu\text{gSn/L}$ *	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 $\mu\text{gTBT/L}$	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 $\mu\text{gTBT}^+/\text{L}$ *	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。

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

水質及び底質調査の一部で検出された。水質及び底質調査において測定された最高値は、1.平成10年度調査の測定値を下回っていた。なお、平成10年度の水生生物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 0.09 $\mu\text{g/L}$ (平成10年度: 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に関する水中濃度 0.1 $\mu\text{g/L}$ を分類するために暫定的に比較するとその比は 0.001 を超えていた。

6. 参考文献

- 1) Horiguchi, T., H. Shiraishi, 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 [^{14}C]-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 (*Styrella 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. Loes (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, J. (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 dogwhelks, *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 dogwhelk *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 dogwhelk,

- 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 dogwhelk, *Nucella lapillus*, induced by tributyltin from antifouling paints. J. Mar. Bio. 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 antifoulings 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

34. トリフェニルスズ

使用量およびその推移

農薬登録失効（塩化トリフェニルスズ 1975 年、酢酸トリフェニルスズ 1977 年、水酸化トリフェニルスズ 1990 年農薬法）第 2 種特定化学物質（8 種の化合物として 1990 年化審法）最後の原体（水酸化トリフェニルスズ）使用量は 50t(1990 年)で前年(67t)と比較して減少傾向であった。

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. 全国一斉調査結果

1.1. 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）	1/170	ND(<0.001) - 0.004 $\mu\text{g/L}$
底質調査	一般水域調査（冬季）	20/48	ND(<0.1) - 7.1 $\mu\text{g/kg}$
	建設省実態調査（夏期）	0/11	ND(<0.1) $\mu\text{g/kg}$
	建設省実態調査（秋期）	0/11	ND(<0.1) $\mu\text{g/kg}$

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	一般水域調査（夏季）	0/130	ND(<0.01) $\mu\text{g/L}$
	一般水域・重点水域調査（秋季）	1/275	ND(<0.001) - 0.004 $\mu\text{g/L}$
	野生生物影響実態調査（コイ）	0/4	ND(<4) $\mu\text{g/L}$
	野生生物影響実態調査（カエル類）	0/19	ND(<0.002) $\mu\text{g/L}$
底質調査	一般水域調査（秋季）	29/152	ND(<0.1) - 16 $\mu\text{g/kg}$
	建設省実態調査（後期）	0/5	ND(<0.1) $\mu\text{g/kg}$
	野生生物影響実態調査（コイ）	0/3	ND(<1) $\mu\text{g/kg}$
	野生生物影響実態調査（カエル類）	0/12	ND(<20) $\mu\text{g/kg}$
土壌調査	野生生物影響実態調査（カエル類）	0/7	ND(<20) $\mu\text{g/kg}$
水生生物調査 （魚類）	一般水域調査（秋季）	70/141	ND(<1) - 210 $\mu\text{g/kg}$

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（コイ）	108/145	ND(<0.3)–99 μg/kg
	影響実態調査（クジラ類）	12/26	ND(<20-50)–60 μg/kg
	影響実態調査（アザラシ類）	0/19	ND(<20-200) 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）	3/26	ND(<2-200)–10 μg/kg
	影響実態調査（シマフクロウ）	2/5	ND(<2)–3 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

調査区分	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	189/1,175	ND(<0.0005-35)–0.09 μg/L
底質調査	640/1,168	ND(<0.15-170)–1,100 μg/kg
水生生物調査（魚類）	439/857	ND(<0.3-75)–2,600 μg/kg
水生生物調査（貝類）	84/286	ND(<20)–450 μg/kg
水生生物調査（鳥類）	10/95	ND(<20)–50 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（水中濃度）の報告（生体内試験）

同族体名	作用濃度	作用内容
bis-酸化トリフェニルスズ	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 ¹⁾
塩化トリフェニルスズ	6.6 µg/L	4日間の曝露期間中のヨーロッパミノー(<i>Poxinus phoxinus</i>)の稚魚に形態異常が認められた濃度 ²⁾
	15.9 µg/L	3～6日間の曝露期間中のヨーロッパミノー(<i>P. phoxinus</i>)の孵化に影響が認められた濃度 ²⁾
塩化トリフェニルスズ	3,855 µg/L	シロボヤ(<i>Styela plicata</i>)幼生の発生を阻害した濃度 ³⁾
塩化トリフェニルスズ	0.2 µg Sn/L =0.6 µg/L ^{注1)}	14日間の曝露期間中の雌ヨーロッパチヂミボラ(<i>Nucella lapillus</i>)でインポセックスが認められなかった濃度 ⁴⁾
水酸化トリフェニルスズ	3,670 µg/L	シロボヤ(<i>S. plicata</i>)幼生の発生を阻害した濃度 ³⁾
酢酸トリフェニルスズ	41 µg/L	シロボヤ(<i>S. plicata</i>)幼生の発生を阻害した濃度 ³⁾

注 1)スズの原子量を 118.69、塩化トリフェニルスズの分子量を 385.46 として換算した値
 なお、bis-酸化トリフェニルスズについても、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、環境中では塩化トリフェニルスズとして測定されているため、5.まとめには使用しなかった。

5. まとめ

水質及び底質調査の一部で検出された。水質調査において測定された最高値は、1.平成 10 年度の測定値と同じで、2.国内の過去の測定値を下回っていた。底質調査において測定された最高値は、1.平成 10 年度及び国内の過去の測定値を下回っていた。なお、平成 10 年度の水生生物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 0.004 µg/L(塩化トリフェニ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 6.6 µg/L を分類するために暫定的に比較するとその比は 0.001 未満であった。

6. 参考文献

- 1)Walsh,G.E.,L.L.McLaughlin,M.K.Louie,C.H.Deans and E.M.Lores(1986)
 Inhibition of arm regeneration by *Ophioderma brevispina*(Echinodenmata, Ophiuroidea) by tributyltin oxide and triphenyltin oxide. *Ecotoxicology and Environmental Safety*,12,95-100
- 2)Fent,K. and W.Meier(1994)Effects of triphenyltin on fish early life stages. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*,27,224-231
- 3)Cima,F.,L.Ballarín,G.Bressa,G.Martinucci and P.Burighel(1996)Toxicity of organotin compounds on embryos of a marine invertebrate(*Styrela*

plicata;Tunicata).Ecotoxicology and Environmental Safety,35,174-182

- 4)Bryan,G.W.,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.UK, Vol.68,733-744

35.トリフルラリン

使用量およびその推移

原体使用量は196t(1998年)で前年(212t)と比較して減少傾向であった。

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. 全国一斉調査結果

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
	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)	1/249	ND(<0.05)–0.05 μg/L
	野生生物影響実態調査(コイ)	0/6	ND(<0.05) μg/L
	野生生物影響実態調査(カエル類)	0/19	ND(<0.01) 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(<0.7-3.5) μg/kg
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<1) μg/kg
	野生生物影響実態調査(カエル類)	0/7	ND(<0.7-1.2) μg/kg
水生生物調査 (魚類)	農薬等の環境残留実態調査	8/48	ND(<2)–4 μg/kg
野生生物調査	影響実態調査(コイ)	3/145	ND(<1)–11 μg/kg
	影響実態調査(ドバト)	0/31	ND(<0.5-2) μg/kg
	影響実態調査(アカネズミ)	0/30	ND(<1-2.5) μg/kg
	影響実態調査(タヌキ)	0/15	ND(<2-50) 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	0/30	ND(<0.009-0.02) μg/L
底質調査	0/30	ND(<0.57-2.5) μg/kg
水生生物調査(魚類)	0/30	ND(<0.47-1) 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
魚類調査	五大湖	ND(<3)–126 μg/kg 126 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（水中濃度）の報告（生体内試験）
内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果（水中濃度）の報告（生体内試験）は得られなかった。

5 . まとめ

平成 10 年度の底質及び土壌調査において測定値は検出限界値未満であったが、水質、水生生物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 Lake Res.,Vol.13,No.3,296-309

36. 4-n-ペンチルフェノール

使用量およびその推移

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. 全国一斉調査結果

1.1. 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）	0/170	ND(<0.01) μg/L
	建設省実態調査（夏期）	0/12	ND(<0.01) μg/L
	建設省実態調査（秋期）	2/12	ND(<0.01) - 0.03 μg/L
底質調査	一般水域調査（冬季）	0/48	ND(<1.5) μg/kg
	建設省実態調査（夏期）	0/11	ND(<1) μg/kg
	建設省実態調査（秋期）	0/11	ND(<1) 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	一般水域調査（夏季）	0/130	ND(<0.01) μg/L
	建設省実態調査（前期）	0/5	ND(<0.01) μg/L
	一般水域・重点水域調査（秋季）	0/275	ND(<0.01) μg/L
	建設省実態調査（後期）	0/5	ND(<0.01) μg/L
底質調査	一般水域調査（秋季）	0/152	ND(<5) μg/kg
	建設省実態調査（後期）	0/5	ND(<1) μg/kg
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	1/94	ND(<5)-15 μg/kg
水生生物調査 （魚類）	一般水域調査（秋季）	0/141	ND(<1.5) μg/kg

2. 国内の過去の測定値

国内の過去の測定値は得られなかった。

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（水中濃度）の報告（生体内試験）

異性体名	作用濃度	作用内容
4-t-ペンチルフェノール ^{注)}	32 µg/L	3ヶ月曝露後、成熟した雄コイ(<i>Cyprinus carpio</i>)で生殖腺指数、精小葉の直径が有意に減少した濃度 ¹⁾
	100 µg/L	30日間曝露後、遺伝的に全てが雄になるコイ(<i>C. carpio</i>)で、輸卵管が形成された濃度 ²⁾
	256 µg/L	30日間曝露後、雄コイ(<i>C. carpio</i>)の血清中ピテロジェニン値が増加した濃度 ³⁾
	320 µg/L	90日間曝露後、遺伝的に全てが雄になるコイ(<i>C. carpio</i>)で、精巢内卵が形成された濃度 ²⁾
	1,000 µg/L	90日間曝露後、遺伝的に全てが雄になるコイ(<i>C. carpio</i>)で、精子形成阻害が認められた濃度 ²⁾
	1,000 µg/L	2ヶ月間曝露後、成熟した雄コイ(<i>C. carpio</i>)で、血清中ピテロジェニン値が増加した濃度 ¹⁾

注)4-n-ペンチルフェノールに関する e 内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果（水中濃度）の報告（生体内試験）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

底質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（建設省）で検出された。水質調査において測定された最高値は、平成10年度の測定値を上回っていた。なお、平成10年度の土壌調査の一部で検出された。

6. 参考文献

- 1) Gimeno, S., H. Komen, S. Jobling, J. Sumpter and Browmer, T. (1998) Demasculinisation of sexually mature male common carp, *Cyprinus carpio*, exposed to 4-*tert*-pentylphenol during spermatogenesis. *Aquatic Toxicology*, 43, 93-109
- 2) Gimeno, S., A. Gerritsen, T. Bowmer and H. Komen (1996) Feminization of male carp. *Nature*, Vol. 384, 221-222
- 3) Gimeno, S., H. Komen, A. G. M. Gerritsen and T. Bowmer, (1998) Feminisation of young males of the common carp, *Cyprinus carpio*, exposed to 4-*tert*-pentylphenol during sexual differentiation. *Aquatic Toxicology*, 43, 77-92

36. 4-n-ヘキシルフェノール

使用量およびその推移

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. 全国一斉調査結果

1.1. 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）	0/170	ND(<0.01) μg/L
	建設省実態調査（夏期）	0/12	ND(<0.01) μg/L
	建設省実態調査（秋期）	1/12	ND(<0.01) - 0.01 μg/L
底質調査	一般水域調査（冬季）	0/48	ND(<1.5) μg/kg
	建設省実態調査（夏期）	0/11	ND(<1) μg/kg
	建設省実態調査（秋期）	0/11	ND(<1) 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	一般水域調査（夏季）	0/130	ND(<0.01) μg/L
	建設省実態調査（前期）	0/5	ND(<0.01) μg/L
	一般水域・重点水域調査（秋季）	0/275	ND(<0.01) μg/L
	建設省実態調査（後期）	0/5	ND(<0.01) μg/L
底質調査	一般水域調査（秋季）	0/152	ND(<5) μg/kg
	建設省実態調査（後期）	0/5	ND(<1) 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）	一般水域調査（秋季）	0/141	ND(<1.5) μg/kg

2. 国内の過去の測定値

国内の過去の測定値は得られなかった。

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（水中濃度）の報告（生体内試験）

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

5. まとめ

底質調査において測定値は検出限界値未満であったが、水質調査の一部（建設省）で検出された。水質調査において測定された最高値は、1.平成10年度の測定値を上回っていた。

36. 4-n-ヘプチルフェノール

使用量およびその推移

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. 全国一斉調査結果

1.1. 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）	0/170	ND(<0.01) μg/L
	建設省実態調査（夏期）	0/12	ND(<0.01) μg/L
	建設省実態調査（秋期）	0/12	ND(<0.01) μg/L
底質調査	一般水域調査（冬季）	0/48	ND(<1.5) μg/kg
	建設省実態調査（夏期）	0/11	ND(<1) μg/kg
	建設省実態調査（秋期）	0/11	ND(<1) 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	一般水域調査（夏季）	5/130	ND(<0.01)–0.06 μg/L
	建設省実態調査（前期）	0/5	ND(<0.01) μg/L
	一般水域・重点水域調査（秋季）	3/275	ND(<0.01)–0.04 μg/L
	建設省実態調査（後期）	0/5	ND(<0.01) μg/L
底質調査	一般水域調査（秋季）	0/152	ND(<5) μg/kg
	建設省実態調査（後期）	0/5	ND(<1) 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）	一般水域調査（秋季）	0/141	ND(<1.5) μg/kg

2. 国内の過去の測定値

国内の過去の測定値は得られなかった。

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（水中濃度）の報告（生体内試験）

内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果（水中濃度）の報告（生体内試験）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

水質及び底質調査において測定値は検出限界値未満であった。なお、平成 10 年度の水質調査において一部検出された。

36. 4-オクチルフェノール

使用量およびその推移

使用量は 10,000t(1998 年推定値)で前年の推定値(10,000t)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. 全国一斉調査結果

1.1. 平成 11 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	一般水域調査 (秋季)	4-t-オクチルフェノール	28/170	ND(<0.01) - 0.61 $\mu\text{g/L}$
		4-n-オクチルフェノール	0/170	ND(<0.01) $\mu\text{g/L}$
	建設省実態調査 (春期)	4-t-オクチルフェノール	8/31	ND(<0.01) - 0.06 $\mu\text{g/L}$
		4-n-オクチルフェノール	1/31	ND(<0.01) - 0.01 $\mu\text{g/L}$
	建設省実態調査 (夏期)	4-t-オクチルフェノール	24/261	ND(<0.01) - 0.24 $\mu\text{g/L}$
		4-n-オクチルフェノール	0/261	ND(<0.01) $\mu\text{g/L}$
	建設省実態調査 (秋期)	4-t-オクチルフェノール	18/140	ND(<0.01) - 0.48 $\mu\text{g/L}$
		4-n-オクチルフェノール	1/140	ND(<0.01) - 0.03 $\mu\text{g/L}$
建設省実態調査 (冬期)	4-t-オクチルフェノール	9/31	ND(<0.01) - 0.32 $\mu\text{g/L}$	
	4-n-オクチルフェノール	0/31	ND(<0.01) $\mu\text{g/L}$	
底質調査	一般水域調査 (冬季)	4-t-オクチルフェノール	25/48	ND(<1.5) - 170 $\mu\text{g/kg}$
		4-n-オクチルフェノール	0/48	ND(<1.5) $\mu\text{g/kg}$
	建設省実態調査 (夏期)	4-t-オクチルフェノール	6/20	ND(<1) - 91 $\mu\text{g/kg}$
		4-n-オクチルフェノール	0/20	ND(<1) $\mu\text{g/kg}$
	建設省実態調査 (秋期)	4-t-オクチルフェノール	3/11	ND(<1) - 67 $\mu\text{g/kg}$
		4-n-オクチルフェノール	0/11	ND(<1) $\mu\text{g/kg}$

1.2. 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	一般水域調査（夏季）	4-t-オクチルフェノール	81/130	ND(<0.01)–1.4 μg/L
		4-n-オクチルフェノール	0/130	ND(<0.01) μg/L
	建設省実態調査（前期）	4-t-オクチルフェノール	5/256	ND(<0.1)–0.1 μg/L
		4-n-オクチルフェノール	1/256	ND(<0.1)–0.1 μg/L
	一般水域・重点水域調査（秋季）	4-t-オクチルフェノール	147/275	ND(<0.01)–13 μg/L
		4-n-オクチルフェノール	0/275	ND(<0.01) μg/L
	建設省実態調査（後期）	4-t-オクチルフェノール	2/261	ND(<0.03)–0.7 μg/L
		4-n-オクチルフェノール	0/261	ND(<0.03) μg/L
野生生物影響実態調査（カエル類）	4-t-オクチルフェノール	0/19	ND(<0.01) μg/L	
	4-n-オクチルフェノール	0/19	ND(<0.01) μg/L	
底質調査	一般水域調査（秋季）	4-t-オクチルフェノール	11/152	ND(<5)–45 μg/kg
		4-n-オクチルフェノール	0/152	ND(<5) μg/kg
	建設省実態調査（後期）	4-t-オクチルフェノール	5/20	ND(<1)–21 μg/kg
		4-n-オクチルフェノール	0/20	ND(<1) μg/kg
	野生生物影響実態調査（コイ）	4-t-オクチルフェノール	0/3	ND(<5) μg/kg
		4-n-オクチルフェノール	0/3	ND(<5) μg/kg
	野生生物影響実態調査（カエル類）	4-t-オクチルフェノール	0/12	ND(<1.9-10.5) μg/kg
		4-n-オクチルフェノール	0/12	ND(<1.9-10.5) μg/kg
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	4-t-オクチルフェノール	0/94	ND(<5) μg/kg
		4-n-オクチルフェノール	0/94	ND(<5) μg/kg
	野生生物影響実態調査（カエル類）	4-t-オクチルフェノール	0/7	ND(<2.2-3.6) μg/kg
		4-n-オクチルフェノール	0/7	ND(<2.2-3.6) μg/kg
水生生物調査（魚類）	一般水域調査（秋季）	4-t-オクチルフェノール	16/141	ND(<1.5)–30 μg/kg
		4-n-オクチルフェノール	0/141	ND(<1.5) μg/kg
野生生物調査	影響実態調査（コイ）	4-t-オクチルフェノール	0/145	ND(<5) μg/kg
		4-n-オクチルフェノール	0/145	ND(<5) μg/kg
	影響実態調査（ドバト）	4-t-オクチルフェノール	9/31	ND(<1.5)–5.6 μg/kg
		4-n-オクチルフェノール	0/31	ND(<1.5-2) μg/kg
	影響実態調査（アカネズミ）	4-t-オクチルフェノール	21/30	ND(<1.5)–7.2 μg/kg
		4-n-オクチルフェノール	0/30	ND(<1.5-2.5) μg/kg
	影響実態調査（タヌキ）	4-t-オクチルフェノール	6/15	ND(<1.5)–37 μg/kg
		4-n-オクチルフェノール	0/15	ND(<1.5-7) μg/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	4-t-オキシルフェノール	0/6	ND(<0.04-1.5) $\mu\text{g/L}$
底質調査	4-t-オキシルフェノール	2/6	ND(<4-54)-4 $\mu\text{g/kg}$

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	4-t-オキシルフェノール	ND(<0.005)-0.47 $\mu\text{g/L}$ 0.47 $\mu\text{g/L}$ は、1994年スペリオール湖での測定値 ¹⁾
底質調査	五大湖	4-t-オキシルフェノール	10-1,800 $\mu\text{g/kg}$ 1,800 $\mu\text{g/kg}$ は、1995年オンタリオ湖での測定値 ¹⁾

4. 内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果(水中濃度)の報告(生体内試験)

異性体名	作用濃度	作用内容
4-t-オキシルフェノール	4.8 $\mu\text{g/L}$	3週間曝露後、成熟した雄ニジマス(<i>Oncorhynchus mykiss</i>)の血漿中にビテロジェニンが合成された濃度 ²⁾
	20 $\mu\text{g/L}$	21日間曝露後、雄メダカ(<i>Oryzias latipes</i>)の血清中にビテロジェニンが合成された濃度 ³⁾ この雄メダカを未曝露の雌と同居させたところ、雄の生殖行動に影響が認められた濃度 ³⁾
	41 $\mu\text{g/L}$	9日間曝露後、未成熟ニジマス(<i>O. mykiss</i>)の血漿中ビテロジェニン値が増加した濃度 ⁴⁾
	150 $\mu\text{g/L}$	4週間の曝露後、雄グッピー(<i>Poecilia reticulata</i>)の性行動に影響を与えた濃度 ⁵⁾
	10,000 $\mu\text{g/L}$ *	7日間曝露後、シオマネキ類(<i>Uca pugilator</i>)の肝臓組織のキトビアーゼ活性を阻害した濃度 ⁶⁾
4-n-オキシルフェノール	89 $\mu\text{g/L}$	9日間曝露後、未成熟ニジマス(<i>O. mykiss</i>)の血漿中ビテロジェニン値の増加が認められなかった濃度 ⁴⁾
4-オキシルフェノール	2.1 $\mu\text{g/L}$ *	12週間の曝露期間中のアフリカツメガエル(<i>Xenopus laevis</i>)のオタマジャクシの変態後の性比を調べたところ、雌が対照区と比較して多かった濃度 ⁷⁾
	10,000 $\mu\text{g/L}$ *	7日間曝露後、シオマネキ類(<i>U. pugilator</i>)の肝臓組織のキトビアーゼ活性を阻害した濃度 ⁸⁾
	40 $\mu\text{g/L}$ **	4~5日間の曝露期間中のオオミジンコ(<i>Daphnia magna</i>)の脱皮に影響を与えなかった濃度 ⁹⁾

* 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。

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

水質及び底質調査の一部で検出された。水質調査において測定された 4-t-オ

クチルフェノールの最高値は、1.平成 10 年度 の測定値を下回っていた。4-n-オクチルフェノールの最高値（建設省）は、1.平成 10 年度の測定値（建設省）を下回っていた。底質調査において測定された 4-t-オクチルフェノールの最高値は、1.平成 10 年度及び 2.国内の過去の測定値を上回っていたが、3.海外の汚染水域での測定値を下回っていた。4-n-オクチルフェノールは検出限界値未満であった。なお、平成 10 年度の水生生物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 4-t-オクチルフェノールの最高濃度 13 µg/L（平成 10 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 4.8 µg/L を分類するために暫定的に比較するとその比は 0.001 を超えていた。

6. 参考文献

- 1) Bennie, D. T., C. A. Sullivan, H.-B. Lee, T. E. Peart & R. J. Maguire (1997) Occurrence of alkylphenols and alkylphenol mono- and diethoxylates in natural waters of the Laurentian Great Lakes basin and the upper St. Lawrence River. *The Science of the Total Environment*. Vol. 193, 263-275
- 2) Jobling, S., D. Sheahan, J. A. Osborne, P. Mathiessen and J. P. Sumpter (1996) Inhibition of testicular growth in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) exposed to estrogenic alkylphenolic chemicals. *Environ. Toxicol. Chem.*, Vol. 15, 194-202
- 3) Gronen, S., N. Denslow, S. Manning, S. Barnes, D. Barnes and M. Brouwer (1999) Serum vitellogenin levels and reproductive impairment of male Japanese medaka (*Oryzias latipes*) exposed to 4-*tert*-octylphenol. *Environmental Health Perspectives*, 107, 385-390
- 4) Pedersen, S. N., L. B. Christiansen, K. L. Pedersen, B. Korsgaard and P. Bjerregaard (1999) *In vivo* estrogenic activity of branched and linear alkylphenols in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *The Science of the Total Environment*, 233, 89-96
- 5) Bayley, M., J. R. Nielsen and E. Baatrup (1999) Guppy sexual behavior as an effect biomarker of estrogen mimics. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 43, 68-73
- 6) Zou, E. and M. Fingerman (1999) Effects of exposure to diethyl phthalate, 4-*(tert)*-octylphenol, and 2,4,5-trichlorobiphenyl on activity of chitinase in the epidermis and hepatopancreas of the fiddler crab, *Uca pugilator*. *Comparative Biochemistry and Physiology Part c*, 122, 115-120
- 7) Kloas, W., I. Lutz and R. Einspanier (1999) Amphibian as a model to study endocrine disruptors: Estrogenic activity of environmental chemicals *in*

vitro and *in vivo*. *The Science of the Total Environment*, 225, 59-68

- 8) Zou, E. and M. Fingerman (1999) Effects of estrogenic agents on chitinase activity in the epidermis and hepatopancreas of the fiddler crab, *Uca pugilator*. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 42, 185-190
- 9) Zou, E. and M. Fingerman (1997) Effects of estrogenic xenobiotics on molting of the water flea, *Daphnia magna*. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 38, 281-285

36. ノニルフェノール

使用量およびその推移

使用量は 20,000t(1998 年推定値)で前年の推定値 (20,000t)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. 全国一斉調査結果

1.1. 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)	45/170	ND(<0.1)–4.6 μg/L
	建設省実態調査 (春期)	13/31	ND(<0.1)–2.3 μg/L
	建設省実態調査 (夏期)	35/261	ND(<0.1)–2.0 μg/L
	建設省実態調査 (秋期)	19/140	ND(<0.1)–3.3 μg/L
	建設省実態調査 (冬期)	7/31	ND(<0.1)–2.6 μg/L
底質調査	一般水域調査 (冬季)	37/48	ND(<1.5)–12,000 μg/kg
	建設省実態調査 (夏期)	16/20	ND(<3)–2,700 μg/kg
	建設省実態調査 (秋期)	9/11	ND(<3)–1,400 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	一般水域調査 (夏季)	99/130	ND(<0.05)–7.1 μg/L
	建設省実態調査 (前期)	110/256	ND(<0.1)–1.9 μg/L
	一般水域・重点水域調査 (秋季)	146/275	ND(<0.05-0.1)–21 μg/L
	建設省実態調査 (後期)	135/261	ND(<0.03)–3.0 μg/L
	野生生物影響実態調査 (カエル類)	8/19	ND(<0.1)–0.2 μg/L
底質調査	一般水域調査 (秋季)	36/152	ND(<50)–4,900 μg/kg
	建設省実態調査 (後期)	18/20	ND(<3)–880 μg/kg
	野生生物影響実態調査 (コイ)	2/3	ND(<50)–160 μg/kg
	野生生物影響実態調査 (カエル類)	2/12	ND(<19-87)–692 μg/kg
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<50) μg/kg
	野生生物影響実態調査 (カエル類)	0/7	ND(<22-36) μg/kg
水生生物調査 (魚類)	一般水域調査 (秋季)	42/141	ND(<15)–780 μg/kg
野生生物調査	影響実態調査 (コイ)	0/145	ND(<50) μg/kg
	影響実態調査 (ドバト)	16/31	ND(<15)–113 μg/kg
	影響実態調査 (アカネズミ)	22/30	ND(<15)–190 μg/kg
	影響実態調査 (タヌキ)	14/15	ND(<15)–2,000 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	2/173	ND(<0.05-5)-0.26 µg/L
底質調査	55/161	ND(<1.4-487)-1,300 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(<0.01)-0.92 µg/L 0.92 µg/L は、1995 年オンタリオ湖での測定値 ¹⁾
底質調査	五大湖	170-72,000 µg/kg 72,000 µg/kg は、1995 年オンタリオ湖での測定値 ¹⁾

4. 内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果（水中濃度）の報告（生体内試験）

異性体名	作用濃度	作用内容
4-p-ノニルフェノール	1.6 µg/L	42 日間曝露後、ファットヘッドミノール (<i>Pimephales promelas</i>) の精巣組織に異常が認められた濃度 ²⁾
ノニルフェノール	10 µg/L	72 時間曝露後、未成熟なニジマス (<i>Oncorhynchus mykiss</i>) の肝臓にビテロジェニン mRNA が誘導された濃度 ³⁾
4-ノニルフェノール	20.3 µg/L	3 週間曝露後、成熟した雄ニジマス (<i>O. mykiss</i>) の血漿中にビテロジェニン濃度が合成された濃度 ⁴⁾
4-ノニルフェノール	36 µg/L	20 日間曝露後、ユスリカ類 (<i>Chironomus tentans</i>) の卵塊に形状異常が認められた濃度 ⁵⁾
tech-4-ノニルフェノール	50 µg/L	3 ヶ月曝露後、雄メダカ (<i>Oryzias latipes</i>) の精巣内に卵細胞が形成された濃度 ⁶⁾
tech-ノニルフェノール	76 µg/L	9 日間曝露後、未成熟ニジマス (<i>O. mykiss</i>) 血漿中のビテロジェニン値が増加した濃度 ⁷⁾
tech-4-t-ノニルフェノール	100 µg/L *	3 週間曝露後、ゲンゲ類 (<i>Zoarcetes viviparus</i>) の血清中ビテロジェニン値が増加した濃度 ⁸⁾
4-n-ノニルフェノール	109 µg/L	9 日間曝露後、未成熟ニジマス (<i>O. mykiss</i>) 血漿中のビテロジェニン値の増加が認められなかった濃度 ⁷⁾
ノニルフェノール **	10 µg/L	72 時間曝露後、未成熟なニジマス (<i>O. mykiss</i>) の肝臓にビテロジェニン mRNA が誘導された濃度 ⁹⁾
ノニルフェノール **	14.14 µg/L	72 時間曝露後、未成熟なニジマス (<i>O. mykiss</i>) の肝臓にビテロジェニン mRNA を生成した濃度曲線の EC50 値 ⁹⁾
4-ノニルフェノール	22 µg/L *	12 週間の曝露期間中のアフリカツメガエル (<i>Xenopus laevis</i>) のオタマジャクシの変態後の性比を調べたところ、雌が対照区と比較して多かった濃度 ¹⁰⁾
4-n-ノニルフェノール	25 µg/L *	48 時間曝露後、オオミジンコ (<i>Daphnia magna</i>) でアンドロジェン代謝をした攪乱した濃度 ¹¹⁾
4-n-ノニルフェノール	50 µg/L *	21 日間のオオミジンコ (<i>D. magna</i>) の繁殖試験において産仔数の減少がみられた濃度 ¹¹⁾

異性体名	作用濃度	作用内容
ノニルフェノール ^{**}	50 µg/L	1 日間曝露後、未成熟なニジマス(<i>O. mykiss</i>)の肝臓にビテロジェニン mRNA が誘導された濃度 ⁹⁾
ノニルフェノール (90% <i>p</i> -NP+10% <i>O</i> -NP)	66 µg/L [*]	2 週間曝露した雄メダカ(<i>O. latipes</i>)を正常な雌と交配させたところ稚魚の孵化率が低下した濃度 ¹²⁾
4-n-ノニルフェノール	100 µg/L [*]	48 時間曝露後、オオミジンコ(<i>D. magna</i>)でテストステロン蓄積値が増加した濃度 ¹¹⁾

*この作用濃度は信頼性がやや低かった。

**この被験物質は入手先が不明であった。

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。

5. まとめ

水質及び底質調査の一部で検出された。水質調査において測定された最高値は、2.国内の過去の測定値を上回っていたが、1.平成 10 年度の測定値を下回っていた。底質調査において測定された最高値は 1.平成 10 年度及び 2.国内の過去の測定値を上回っていたが、3.海外の汚染水域での測定値を下回っていた。なお、平成 10 年度の水生生物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 21 µg/L (平成 10 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 1.6 µg/L を分類するために暫定的に比較するとその比は 0.001 を超えていた。

6. 参考文献

- 1) Bennie, D.T., C.A. Sullivan, H.-B. Lee, T.E. Peart and R.J. Maguire (1997) Occurrence of alkylphenols and alkylphenol mono- and diethoxylates in natural waters of the Laurentian Great Lakes basin and the upper St. Lawrence River. *The Science of the Total Environment*. Vol. 193, 263-275
- 2) Miles-Richardson, S.R., S.L. Pierens, K.M. Nichols, V.J. Kramer, E.M. Snyder, S.A. Snyder, J.A. Render, S.D. Fitzgerald and J.P. Giesy (1999) Effects of waterborne exposure to 4-nonylphenol and nonylphenol ethoxylate on secondary sex characteristics and gonads of fathead minnows (*Pimephales promelas*). *Environmental Research Section A*, 80, S122-S137
- 3) Ren, L.S.K. Lewis and J.J. Lech (1996) Effects of estrogen and nonylphenol on the post-transcriptional regulation of vitellogenin gene expression. *Chemico-Biol. Interact.* Vol. 100, 67-76
- 4) Jobling, S., D. Sheahan, J.A. Osborne, P. Mathiessen and J.P. Sumpter (1996) Inhibition of testicular growth in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) exposed

- to estrogenic alkylphenolic chemicals. Environ.Toxicol.Chem.,Vol.15,194-202
- 5)Kahl,M.D.,E.A.Makynen,P.A.Kosian and G.T.Ankly(1997)Toxicity of 4-nonylphenol in a life-cycle test with the midge *Chironomus tentas*. Toxicology and Environmental Safety.Vol.38,155-160
 - 6)Gray,M.A.and C.D.Metcalf(1997)Induction of testis-ova in Japanese medaka (*Oryzias latipes*)exposed to p-nonylphenol. Environ.Toxicol.Chem.,Vol.16, 1082-1086
 - 7)Pedersen,S.N.,L.B.Christiansen,K.L.Pedersen,B.Korsgaard, and P.Bjerregaard (1999)*In vivo* estrogenic activity of branched and linear alkylphenols in rainbow trout(*Oncorhynchus mykiss*).The Science of the Total Environment, 233,89-96
 - 8)Krsgaard,B. and K.L.Pedersen(1998)Vitellogenin in *Zoarces viviparus*: Purification,quantification by ELISA and induction by estadiol-17 and 4-nonylphenol.Comparative Biochemistry and Physiology Part C,120,159-166
 - 9)Lech,J.J.,S.K.Lewis and L.Ren(1996)*In vivo* estrogenic activity of nonylphenol in rainbow trout.Fundament.Appl.Toxicol.,Vol.30,229-232
 - 10)Kloas,W.,Lutz,I. and R.Einspanier(1999)Amphibian as a model to study endocrine disruptors: .Estrogenic activity of environmental chemicals *in vitro* and *in vivo*.The Science of the Total Environment,225,59-68
 - 11)Baldwin,W.S.,S.E.Graham,D.Shea and G.A.LeBlanc(1997)Metabolic androgenization of female *Daphnia magna* by the xenoestrogen 4-nonylphenol. Environ.Toxicol.Chem.,Vol.16,No.9,1905-1911
 - 12)Shioda,T. and M.Wakabayashi(2000)Effect of certain chemicals on the reproduction of medaka(*Oryzias latipes*).Chemosphere, 40,239-243

37. ビスフェノールA

使用量およびその推移

使用量は320,841t(1998年)で前年(309,616t)と比較して増加傾向であった。

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. 全国一斉調査結果

1.1. 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)	80/170	ND(<0.01) - 0.71 µg/L
	建設省実態調査(春期)	18/31	ND(<0.01) - 0.27 µg/L
	建設省実態調査(夏期)	115/261	ND(<0.01) - 0.64 µg/L
	建設省実態調査(秋期)	63/140	ND(<0.01) - 0.65 µg/L
	建設省実態調査(冬期)	25/31	ND(<0.01) - 1.81 µg/L
底質調査	一般水域調査(冬季)	25/48	ND(<5) - 270 µg/kg
	建設省実態調査(夏期)	17/20	ND(<0.2) - 89 µg/kg
	建設省実態調査(秋期)	9/11	ND(<0.2) - 26 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	一般水域調査(夏季)	88/130	ND(<0.01)-0.94 µg/L
	建設省実態調査(前期)	147/256	ND(<0.01)-1.4 µg/L
	一般水域・重点水域調査(秋季)	167/275	ND(<0.01)-1.7 µg/L
	建設省実態調査(後期)	109/261	ND(<0.01)-1.3 µg/L
	野生生物影響実態調査(カエル類)	4/19	ND(<0.01)-0.03 µg/L
底質調査	一般水域調査(秋季)	55/152	ND(<5)-67 µg/kg
	建設省実態調査(後期)	19/20	ND(<0.2)-11.0 µg/kg
	野生生物影響実態調査(コイ)	0/3	ND(<5) µg/kg
	野生生物影響実態調査(カエル類)	4/12	ND(<10-35)-152 µg/kg
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	2/94	ND(<5)-2,700 µg/kg
	野生生物影響実態調査(カエル類)	0/7	ND(<10-15) µg/kg
水生生物調査 (魚類)	一般水域調査(秋季)	8/141	ND(<5)-15 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(ドバト)	1/31	ND(<20-80)-48 µg/kg
	影響実態調査(アカネズミ)	1/30	ND(<40-100)-42 µg/kg
	影響実態調査(タヌキ)	0/15	ND(<20-320) 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	42/225	ND(<0.005-0.1)–0.268 µg/L
底質調査	95/215	ND(<0.2-13)–600 µg/kg
大気調査	0/18	ND(0.81-24)ng/m ³
水生生物調査(魚類)	24/169	ND(<0.5-20.4)–287.3 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(水中濃度)の報告(生体内試験)

作用濃度	作用内容
23 µg/L *	12 週間の曝露期間中のアフリカツメガエル(<i>Xenopus laevis</i>)のオタマジャクシの変態後の性比を調べたところ、雌が対照区と比較して多かった濃度 ¹⁾
2,283 µg/L *	2 週間曝露した雄メダカ(<i>Oryzias latipes</i>)を正常な雌と交配させたところ、産卵数、稚魚の孵化率が減少した濃度 ²⁾
3,160 µg/L	21 日間曝露後、オオミジンコ(<i>Daphnia magna</i>)の生殖、脱皮に影響を与えなかった濃度 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

水質及び底質調査の一部で検出された。水質調査において測定された最高値(建設省)は、1.平成 10 年度及び 2.国内の過去の測定値を上回っていた。底質調査において測定された最高値は、1.平成 10 年度の測定値を上回っていたが、2.国内の過去の測定値を下回っていた。なお、平成 10 年度の土壌、水生生物及び野生生物調査の一部で検出された。

6. 参考文献

- 1)Kloas,W.,I.Lutz and R.Einspanier(1999)Amphibian as a model to study endocrine disruptors: .Estrogenic activity of environmental chemicals *in vitro* and *in vivo*.The Science of the Total Environment,225,59-68
- 2)Shioda,S. and M.Wakabayashi(2000)Effect of certain chemicals on the reproduction of medaka(*Oryzias latipes*).Chemosphere,40,239-243
- 3)Casper,N.(1998)No estrogenic effects of bisphenol A in *Daphnia magna* STRAUS.. Bull.Environ.Contam.Toxicol,61,143-148

38. フタル酸ジ-2-エチルヘキシル

使用量およびその推移

使用量は266,923t(1998年)で前年(318,857t)と比較して減少傾向であった。

環境中濃度に関する規制

0.06mg/L (要監視項目、環境基準(水質):環境基本法、監視項目(指針値):水道法)

1. 全国一斉調査結果

1.1. 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)	46/170	ND(<0.01)–6.6 μg/L
	建設省実態調査(春期)	19/31	ND(<0.2)–2.1 μg/L
	建設省実態調査(夏期)	66/261	ND(<0.2)–2.4 μg/L
	建設省実態調査(秋期)	50/140	ND(<0.2)–1.3 μg/L
	建設省実態調査(冬期)	8/31	ND(<0.2)–2.1 μg/L
底質調査	一般水域調査(冬季)	41/48	ND(<25)–22,000 μg/kg
	建設省実態調査(夏期)	17/20	ND(<25)–2,900 μg/kg
	建設省実態調査(秋期)	8/11	ND(<25)–700 μg/kg
大気調査	大気環境分析調査	19/20	ND(<4.2) - 34 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	一般水域調査(夏季)	71/130	ND(<0.3)–9.9 μg/L
	建設省実態調査(前期)	131/256	ND(<0.2)–9.4 μg/L
	一般水域・重点水域調査(秋季)	65/275	ND(<0.3-0.5)–4.9 μg/L
	建設省実態調査(後期)	96/261	ND(<0.2)–4.8 μg/L
	野生生物影響実態調査(加II類)	0/19	ND(<0.5) μg/L
底質調査	一般水域調査(秋季)	125/152	ND(<25)–210,000 μg/kg
	建設省実態調査(後期)	19/20	ND(<25)–3,400 μg/kg
	野生生物影響実態調査(コイ)	3/3	36–320 μg/kg
	野生生物影響実態調査(加II類)	9/12	ND(<45-145)–1,766 μg/kg
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	53/94	ND(<10)–335 μg/kg
	野生生物影響実態調査(加II類)	2/7	ND(<37-60)–929 μg/kg
大気調査	大気環境分析調査	61/178	ND(<33)–360ng/m ³
水生生物調査 (魚類)	一般水域調査(秋季)	30/141	ND(<25)–190 μg/kg

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	影響実態調査（コイ）	88/145	ND(<25)–260 µg/kg
	影響実態調査（ドバト）	3/31	ND(<100-400)–3,290 µg/kg
	影響実態調査（アカネズミ）	2/30	ND(<200-500)–390 µg/kg
	影響実態調査（タヌキ）	10/15	ND(<40-640)–363,000 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	268/568	ND(<0.01-3.9)–15 µg/L
底質調査	289/451	ND(<2-6,600)–22,000 µg/kg
大気調査	70/80	ND(<2-50)–790ng/m ³
水生生物調査（魚類）	112/1,018	ND(<0.8-2,800)–19,000 µg/kg
水生生物調査（貝類）	8/246	ND(<100-500)–1,600 µg/kg
水生生物調査（鳥類）	0/91	ND(<100-500) 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(不明)–940 µg/kg 940 µg/kg は、1983 年ミシガン湖で採集されたカワカマス類 Northern pike(<i>Esox lucius</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（水中濃度）の報告(生体内試験)

作用濃度	作用内容
391 µg/L *	2 週間曝露した雄メダカ(<i>Oryzias latipes</i>)を正常な雌と交配させたところ、影響が認められなかった濃度 ²⁾

*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

水質、底質及び大気調査の一部で検出された。水質及び大気調査で測定された最高値は、1.平成 10 年度及び 2.国内の過去の測定値を下回っていた。底質調査で測定された最高値は 2.国内の過去の測定値と同じで、1.平成 10 年度の測定値を下回っていた。なお、平成 10 年度の土壌、水生生物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) Shioda, S. and M. Wakabayashi (2000) Effect of certain chemicals on the reproduction of medaka (*Oryzias latipes*). *Chemosphere*, 40, 239-243

39. フタル酸ブチルベンジル

使用量およびその推移

使用量は2,000t(1998年推定値)で前年(2,000t推定値)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. 全国一斉調査結果

1.1. 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)	0/170	ND(<0.1) µg/L
	建設省実態調査(春期)	0/31	ND(<0.2) µg/L
	建設省実態調査(夏期)	0/261	ND(<0.2) µg/L
	建設省実態調査(秋期)	0/140	ND(<0.2) µg/L
	建設省実態調査(冬期)	0/31	ND(<0.2) µg/L
底質調査	一般水域調査(冬季)	24/48	ND(<10) - 270 µg/kg
	建設省実態調査(夏期)	1/20	ND(<10) - 30 µg/kg
	建設省実態調査(秋期)	0/11	ND(<10) µg/kg
大気調査	大気環境分析調査	13/20	ND(<1.1) - 3.5ng/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	一般水域調査(夏季)	0/130	ND(<0.1) µg/L
	建設省実態調査(前期)	3/256	ND(<0.2)-1.0 µg/L
	一般水域・重点水域調査(秋季)	1/275	ND(<0.1)-0.1 µg/L
	建設省実態調査(後期)	3/261	ND(<0.2)-3.1 µg/L
	野生生物影響実態調査(カエル類)	0/19	ND(<0.2) µg/L
底質調査	一般水域調査(秋季)	10/152	ND(<10)-1,400 µg/kg
	建設省実態調査(後期)	4/20	ND(<10)-14 µg/kg
	野生生物影響実態調査(コイ)	0/3	ND(<10) µg/kg
	野生生物影響実態調査(カエル類)	0/12	ND(<13-70) µg/kg
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	8/94	ND(<10)-599 µg/kg
	野生生物影響実態調査(カエル類)	0/7	ND(<15-24) µg/kg
大気調査	大気環境分析調査	47/178	ND(<0.72)-5.5ng/m ³
水生生物調査 (魚類)	一般水域調査(秋季)	3/141	ND(<10)-35 µg/kg
野生生物	影響実態調査(コイ)	0/145	ND(<10) µg/kg
	影響実態調査(ドバト)	0/31	ND(<40-160) µg/kg
	影響実態調査(アカネズミ)	0/30	ND(<80-200) µg/kg
	影響実態調査(タヌキ)	0/15	ND(<40-640) 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(<0.08-0.1) $\mu\text{g/L}$
底質調査	2/27	ND(<4-10)-16 $\mu\text{g/kg}$

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（水中濃度）の報告(生体内試験)

内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果（水中濃度）の報告(生体内試験)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

底質及び大気調査の一部で検出されたが、水質調査における測定値は検出限界値未満であった。底質調査で測定された最高値は、2.国内の過去の測定値を上回っていたが、1.平成10年度の測定値を下回っていた。大気調査で測定された最高値は1.平成10年度の測定値を下回っていた。なお、平成10年度の水質、土壌及び水生生物調査の一部で検出された。

40. フタル酸ジ-n-ブチル

使用量およびその推移

使用量は 11,769t(1998年)で前年(17,794t)と比較して減少傾向であった。

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. 全国一斉調査結果

1.1. 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)	7/170	ND(<0.3) - 1.1 µg/L
	建設省実態調査(春期)	12/31	ND(<0.2) - 1.2 µg/L
	建設省実態調査(夏期)	28/261	ND(<0.2) - 0.6 µg/L
	建設省実態調査(秋期)	14/140	ND(<0.2) - 0.4 µg/L
	建設省実態調査(冬期)	2/31	ND(<0.2) - 0.3 µg/L
底質調査	建設省実態調査(夏期)	4/20	ND(<25) - 110 µg/kg
	建設省実態調査(秋期)	2/11	ND(<25) - 40 µg/kg
	一般水域調査(冬季)	17/48	ND(<25) - 810 µg/kg
大気調査	大気環境分析調査	20/20	6.0 - 63ng/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	一般水域調査(夏季)	9/130	ND(<0.3)-2.3 µg/L
	建設省実態調査(前期)	69/256	ND(<0.2)-1.3 µg/L
	一般水域・重点水域調査(秋季)	14/275	ND(<0.3)-1.9 µg/L
	建設省実態調査(後期)	39/261	ND(<0.2)-0.8 µg/L
	野生生物影響実態調査(カエル類)	0/19	ND(<0.5) µg/L
底質調査	一般水域調査(秋季)	67/152	ND(<25)-2,000 µg/kg
	建設省実態調査(後期)	6/20	ND(<25)-100 µg/kg
	野生生物影響実態調査(コイ)	2/3	ND(<25)-37 µg/kg
	野生生物影響実態調査(カエル類)	0/12	ND(<33-175) µg/kg
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	48/94	ND(<10)-816 µg/kg
	野生生物影響実態調査(カエル類)	1/7	ND(<37-50)-99 µg/kg
大気調査	大気環境分析調査	86/178	ND(<20)-160ng/m ³
水生生物調査 (魚類)	一般水域調査(秋季)	0/141	ND(<25) µg/kg
野生生物	影響実態調査(コイ)	27/145	ND(<25)-79 µg/kg
	影響実態調査(ドバト)	0/31	ND(<100-400) µg/kg
	影響実態調査(アカネズミ)	0/30	ND(<200-500) µg/kg
	影響実態調査(タヌキ)	0/15	ND(<100-1,600) 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	336/568	ND(<0.01-40)–36 µg/L
底質調査	203/448	ND(<1-2,900)–2,300 µg/kg
大気調査	66/78	ND(<5-70)–370ng/m ³
水生生物調査(魚類)	119/1,024	ND(<10-1,110)–1,950 µg/kg
水生生物調査(貝類)	8/246	ND(<100-500)–300 µg/kg
水生生物調査(鳥類)	0/96	ND(<100-500) 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(水中濃度)の報告(生体内試験)

作用濃度	作用内容
920 µg/L	16 日間の曝露期間中のオオミジンコ(<i>Daphnia magna</i>)で産仔数の減少が認められた濃度 ¹⁾
970 µg/L	14 日間曝露後のファットヘッドミノー(<i>Pimephales promelas</i>)の孵化及び稚魚の生残に影響を与えた濃度 ¹⁾
1,000 µg/L	21 日間の曝露期間中のオオミジンコ(<i>D. magna</i>)の生殖を阻害した濃度 ²⁾
1,740 µg/L	14 日間曝露後のファットヘッドミノー(<i>P. promelas</i>)の胚の生残率が減少した濃度 ¹⁾

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

水質及び底質調査の一部で検出された。大気調査においては何れの試料からも検出された。水質(建設省)底質及び大気調査において測定された最高値は平成10年度及び2.国内の過去の測定値を下回っていた。なお、平成10年度の土壌及び野生生物調査で検出された。水質調査で測定された最高濃度 2.3 µg/L(平成10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 920 µg/L を分類するために暫定的に比較するとその比は0.001 を超えていた。

6. 参考文献

1)McCarthy,J.F.and D.K.Whitmore(1985)Chronic toxicity of di-n-butyl and di-n-octyl phthalate to *Daphnia magna* and the fathead minnow.
Environ.Toxicol.Chem., Vol.4,167-179

2)Huag,G.L.,H.W.Sun and Z.H.Song(1999)Interactions between dibutyl phthalate and aquatic organisms.Bull.Environ.Contam.Toxicol.,63,759-765