

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	影響実態調査（カワウ）	25/26	ND(<0.62) - 24 μg/kg
	影響実態調査（猛禽類）	0/15	ND(<0.72-9) μg/kg
	影響実態調査（猛禽類卵）	0/4	ND(<0.44-1.1) μg/kg

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
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

１．２． 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(<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

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）	0/145	ND(<5) $\mu\text{g/kg}$
	影響実態調査（カエル類）	0/80	ND(<2-5) $\mu\text{g/kg}$
	影響実態調査（クジラ類）	23/26	ND(<10)–220 $\mu\text{g/kg}$
	影響実態調査（アザラシ類）	17/19	ND(<10)–70 $\mu\text{g/kg}$
	影響実態調査（ドバト）	0/32	ND(<2) $\mu\text{g/kg}$
	影響実態調査（トビ）	9/26	ND(<2)–7 $\mu\text{g/kg}$
	影響実態調査（シマフクロウ）	0/5	ND(<2) $\mu\text{g/kg}$
	影響実態調査（猛禽類）	26/30	ND(<2-10)–170 $\mu\text{g/kg}$
	影響実態調査（アカネズミ）	0/30	ND(<2-4) $\mu\text{g/kg}$
	影響実態調査（ニホンザル）	16/41	ND(<2-4)–178 $\mu\text{g/kg}$
	影響実態調査（クマ類）	2/17	ND(<2-5)–80 $\mu\text{g/kg}$
	影響実態調査（タヌキ）	9/15	ND(<2-8)–23 $\mu\text{g/kg}$

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	0/159	ND(<0.005-0.05) $\mu\text{g/L}$
底質調査	3/159	ND(<0.2-190)–0.6 $\mu\text{g/kg}$
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 $\mu\text{g/kg}$

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)–0.4259 ng/L 0.4259 ng/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 $\mu\text{g/kg}$ 62 $\mu\text{g/kg}$ 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

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 24 $\mu\text{g/kg}$ は、平成 12 年度の最高値 1.1 $\mu\text{g/kg}$ （カワウ）を上回っていた。なお、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。

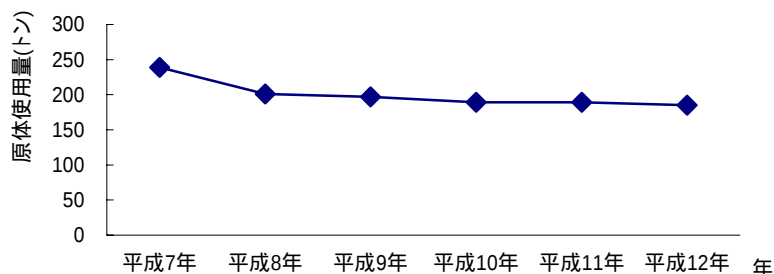
6 . 参考文献

- 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

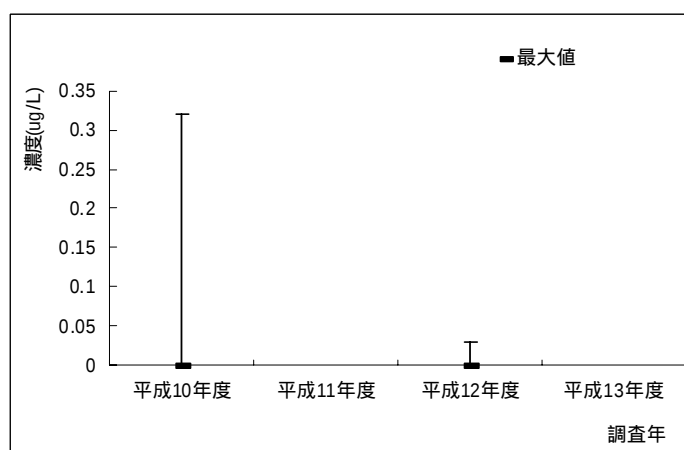
使用量およびその推移

原体使用量は 185t(2000 年、平成 12 年)で前年(189t)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
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>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⁾
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。

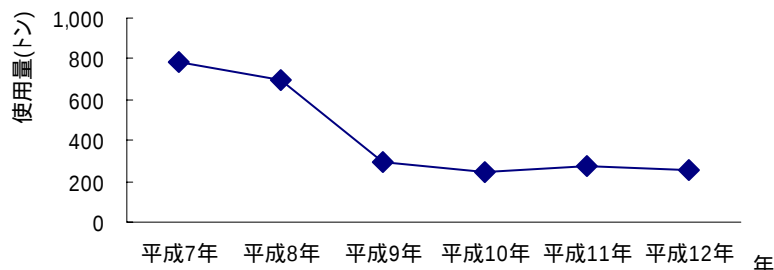
6 . 参考文献

- 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 258t(2000 年、平成 12 年)で前年(272t)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 $\mu\text{g/L}$
	農薬等の環境残留実態調査 (第二回)	11/249	ND(<0.05) - 0.65 $\mu\text{g/L}$
	農薬等の環境残留実態調査 (第三回)	4/249	ND(<0.05) - 0.15 $\mu\text{g/L}$
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(<2) $\mu\text{g/kg}$
水生生物調査 (魚類)	農薬等の環境残留実態調査	0/48	ND(<2) $\mu\text{g/kg}$

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) $\mu\text{g/L}$
底質調査	0/33	ND(<2-10) $\mu\text{g/kg}$
水生生物調査 (魚類)	0/77	ND(<0.4-5) $\mu\text{g/kg}$

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 年スベ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

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.
- 3)Krisfalsi,M.,V.P.Eroschenko and J.G.Cloud(1998)Methoxychlor and estradiol-17 β 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

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) μg/L
底質調査	0/27	ND(<0.6-2.4) 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(<0.007-0.4)–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 μg/kg 48 μg/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 μg/kg 878 μg/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 μg/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) μ g/ L
底質調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<10) μ g/kg
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<1) μ 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) 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	3/54	ND(<0.001-0.2)–0.027 μ g/ L
底質調査	0/54	ND(<0.1-9) 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.

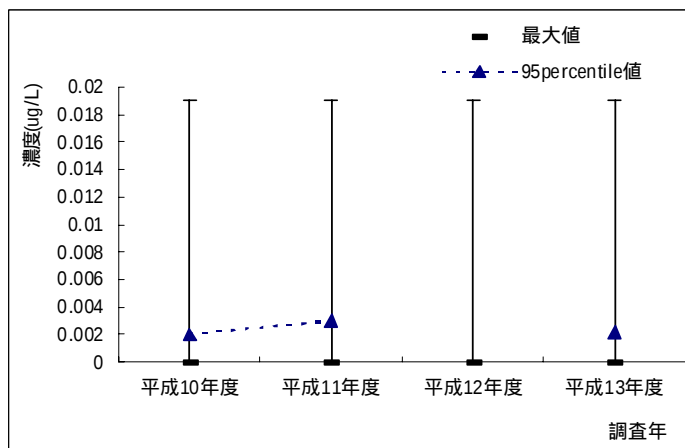
33．トリブチルスズ

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
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
		検出数	29	23	5	12
		検体数	428	170	171	171

図 水質調査結果

1. 環境実態調査結果

1.1. 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	一般水域調査（冬季）	12/171	ND(<0.002) - 0.019 μg/L
底質調査	一般水域調査（冬季）	33/48	ND(<0.2) - 120 μg/kg
大気調査	大気測定調査	0/18	ND(<0.003)ng/m ³
野生生物調査	影響実態調査（カワウ）	22/26	ND(<0.054-0.078) - 3.7 μg/kg
	影響実態調査（猛禽類）	5/15	ND(<0.086-0.22) - 1.8 μg/kg
	影響実態調査（猛禽類卵）	0/4	ND(<0.02-0.053) μg/kg

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	一般水域調査（冬季）	5/171	ND(<0.002) - 0.004 μ g/L
底質調査	一般水域調査（冬季）	44/48	ND(<0.2) - 300 μ g/kg
野生生物調査	影響実態調査（カワウ）	28/30	ND(<0.25-2) - 5 μ g/kg
	影響実態調査（カワウ卵）	72/90	ND(<1.4-2.3) - 51 μ g/kg
	影響実態調査（猛禽類）	21/44	ND(<0.49-3.5) - 17 μ g/kg
	影響実態調査（猛禽類卵）	0/6	ND(<0.12-0.86) μ g/kg

1.3. 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 μ g/L
底質調査	一般水域調査（冬季）	44/48	ND(<0.2) - 170 μ g/kg
	建設省実態調査（夏期）	1/11	ND(<0.1) - 2.6 μ g/kg
	建設省実態調査（秋期）	0/11	ND(<0.1) μ 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	一般水域調査（夏季）	1/130	ND(<0.01)–0.09 μ g/L
	一般水域・重点水域調査（秋季）	28/275	ND(<0.002)–0.008 μ g/L
	野生生物影響実態調査（コイ）	0/4	ND(<2) μ g/L
	野生生物影響実態調査（カエル類）	0/19	ND(<0.001) μ g/L
底質調査	一般水域調査（秋季）	81/152	ND(<0.1)–200 μ g/kg
	建設省実態調査（後期）	4/5	ND(<0.1)–0.4 μ g/kg
	野生生物影響実態調査（コイ）	0/3	ND(<1) μ g/kg
	野生生物影響実態調査（カエル類）	0/12	ND(<20) μ g/kg
土壌調査	野生生物影響実態調査（カエル類）	0/7	ND(<20) μ g/kg
水生生物調査 （魚類）	一般水域調査（秋季）	113/141	ND(<1)–120 μ 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）	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

調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	454/1,397	ND(<0.0003-1) - 0.45 µ g/L
底質調査	1,058/1,313	ND(<0.05-50) - 1,600 µ g/kg
水生生物調査(魚類)	308/1,085	ND(<1-50) - 1,700 µ g/kg
水生生物調査(鳥類)	0/155	ND(<50) µ g/kg
水生生物調査(貝類)	231/426	ND(<50) - 780 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- <i>n</i> -ブチルスズ	0.2 µg Sn/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	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- <i>n</i> -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- <i>n</i> -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⁾
bis-酸化トリ- <i>n</i> -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プスヘッドミノー(<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⁾
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⁾

同族体名	作用濃度	作用内容
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>) 雄で精巣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⁾
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⁾

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。

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

大気調査において測定値は検出限界値未満であったが、水質、底質及び野生生物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 $0.019 \mu\text{g/L}$ は、平成 12 年度調査の最高値 $0.004 \mu\text{g/L}$ 、平成 11 年度調査の最高値 $0.008 \mu\text{g/L}$ を上回り、平成 10 年度調査の最高値 $0.09 \mu\text{g/L}$ 及び国内の過去の最高値 $0.45 \mu\text{g/L}$ を下回っていた。底質調査において測定された最高値 $120 \mu\text{g/kg}$ は、平成 12 年度調査の最高値 $300 \mu\text{g/kg}$ 、平成 11 年度調査の最高値 $170 \mu\text{g/kg}$ 、平成 10 年度調査の最高値 $200 \mu\text{g/kg}$ 及び国内の過去の最高値 $1,600 \mu\text{g/kg}$ 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 $3.7 \mu\text{g/kg}$ は、平成 12 年度調査の最高値 $5 \mu\text{g/kg}$ (カワウ)を下回っていた。野生生物調査(猛禽類)において測定された最高値 $1.8 \mu\text{g/kg}$ は、平成 12 年度調査の最高値 $17 \mu\text{g/kg}$ (猛禽類)を下回っていた。なお、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。平成 13 年度の水質調査で測定された最高濃度 $0.019 \mu\text{g/L}$ 及び 95 パーセンタイル値 $0.0022 \mu\text{g/L}$ (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に関する水中濃度 $0.1 \mu\text{g/L}$ (bis-酸化トリブチルスズ)を比較するとその比は 0.001 を超えていた。

なお、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.Shiraishi,M.Shimizu,S.Yamazaki and M.Morita(1995) Impossex 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 impossex、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.Ballarín,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 brevispinia* (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 dogwhelks, *Nucella lapillus*: Long-term field and laboratory experiments. J. Mar. Bio. 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.
- 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 : 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 : 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.

34．トリフェニルスズ

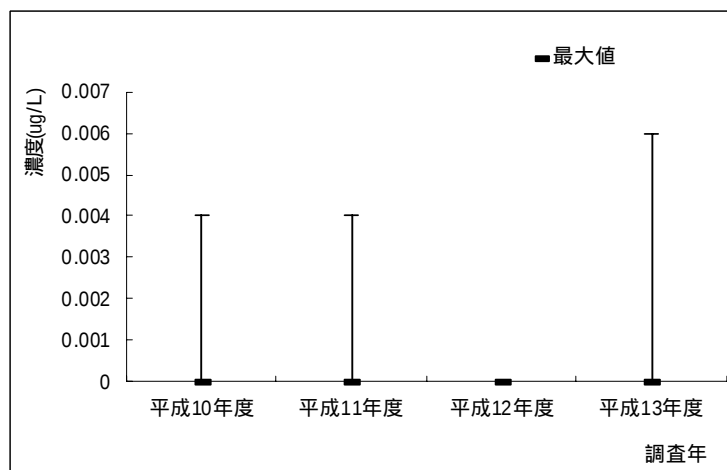
使用量およびその推移

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
34	トリフェニルスズ	最大値(ug/L)	0.004	0.004		0.006
		検出限界値(ug/L)	0.001-4	0.001	0.001	0.001
		検出数	1	1	0	1
		検体数	428	170	171	171

図 水質調査結果

1．環境実態調査結果

1.1．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	一般水域調査（冬季）	1/171	ND(<0.001) - 0.006 μ g/L
底質調査	一般水域調査（冬季）	19/48	ND(<0.1) - 18 μ g/kg
大気調査	大気測定調査	0/18	ND(<0.002)ng/m ³
野生生物調査	影響実態調査（カワウ）	26/26	0.68 - 13 μ g/kg
	影響実態調査（猛禽類）	0/15	ND(<0.053-0.3) μ g/L
	影響実態調査（猛禽類卵）	0/4	ND(<0.016-0.043) μ g/L

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	一般水域調査（冬季）	0/171	ND(<0.001) $\mu\text{g/L}$
底質調査	一般水域調査（冬季）	14/48	ND(<0.1) - 10 $\mu\text{g/kg}$
野生生物調査	影響実態調査（カワウ）	26/30	ND(<0.3-3.2) - 8.2 $\mu\text{g/kg}$
	影響実態調査（カワウ卵）	51/90	ND(<1.8-3.3) - 7.1 $\mu\text{g/kg}$
	影響実態調査（猛禽類）	12/44	ND(<0.16-2.8) - 17 $\mu\text{g/kg}$
	影響実態調査（猛禽類卵）	0/6	ND(<0.04-0.67) $\mu\text{g/kg}$

1.3. 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) $\mu\text{g/kg}$

1.4. 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	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

調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	192/1,382	ND(<0.00017-35) - 0.09 µg/L
底質調査	737/1,363	ND(<0.11-170) - 1,100 µg/kg
水生生物調査(魚類)	462/997	ND(<0.3-75) - 2,600 µg/kg
水生生物調査(鳥類)	10/115	ND(<20) - 50 µg/kg
水生生物調査(貝類)	85/346	ND(<20) - 450 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。

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
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	0.02 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>) 雌で細胞(本鰓、嗅検器、外套膜付随性腺)に異常増殖が認められる個体数の有意な高値が認められた濃度 ⁶⁾
	0.028 ~ 1.860 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、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 ⁷⁾
	0.118 ~ 2.890 µg/L	21 日間曝露後、雄メダカ(<i>O. 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 ⁷⁾
	0.14 µg/L	4 ヶ月間曝露した成熟淡水産巻貝(<i>Marisa cornuarietis</i>)雌で陰茎鞘長及び VDSI (imposex の指標)の高値、累積産卵容積、累積三叉卵数及び産卵容積当卵数の低値が認められた濃度 ⁶⁾
	0.32 µg/L	3 ヶ月間曝露した成熟ヨーロッパチヂミボラ (<i>N. lapillus</i>) 雄で前立腺長の低値、外套膜付随性腺の萎縮が認められた濃度 ⁶⁾
	0.47 µg/L	4 ヶ月間曝露した成熟淡水産巻貝(<i>M. cornuarietis</i>)雄で陰茎長の高値が認められた濃度 ⁶⁾
	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⁾
	1.5 µg/L	2 ヶ月間曝露した成熟淡水産巻貝(<i>M. cornuarietis</i>)雄で精子細胞産生の完全阻害が認められた濃度 ⁶⁾
	6.6 µg/L	4 日間の曝露期間中のヨーロッパミノー(<i>Phoxinus 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⁾
	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⁾
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	0.5 µg/L	96 時間の曝露期間中のゼブラフィッシュ(<i>Danio rerio</i>)卵に孵化遅延が認められた濃度 ⁵⁾
	25 µg/L	96 時間曝露後のゼブラフィッシュ(<i>D. rerio</i>)稚魚の死亡率の増加、骨格奇形、卵黄嚢吸収の遅延、心臓と卵黄嚢に水腫が認められた濃度 ⁵⁾
	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。

bis-酸化トリフェニルスズ、酢酸トリフェニルスズ及び水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。

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。

4. まとめ

大気調査において測定値は検出限界値未満であったが、水質、底質及び野生生物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 $0.006 \mu\text{g/L}$ は、平成 11 年度及び平成 10 年度の最高値 $0.004 \mu\text{g/L}$ を上回っていたが、国内の過去の最高値 $0.09 \mu\text{g/L}$ を下回っていた。底質調査において測定された最高値 $18 \mu\text{g/kg}$ は、平成 12 年度の最高値 $10 \mu\text{g/kg}$ 、平成 11 年度の最高値 $7.1 \mu\text{g/kg}$ 、平成 10 年度の最高値 $16 \mu\text{g/kg}$ を上回っていたが、国内の過去の最高値 $1,100 \mu\text{g/kg}$ 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 $13 \mu\text{g/kg}$ は、平成 12 年度の最高値 $8.2 \mu\text{g/kg}$ （カワウ）を上回っていた。なお、平成 12 年度の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。平成 13 年度の水質調査で測定された最高濃度 $0.006 \mu\text{g/L}$ （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 $0.02 \mu\text{g/L}$ を比較するとその比は 0.001 を超えていた。

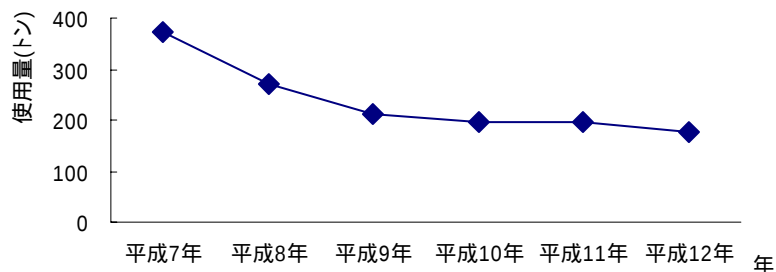
5. 参考文献

- 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*(Echinodermata, 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(*Styela 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
- 5)Strmac,M. and T.Braunbeck(1999)Effects of triphenyltin acetate on survival, hatching success, and liver ultrastructure of early life stages of zebrafish (*Danio rerio*).Ecotoxicology and Environmental Safety,44,25-39.
- 6)Schulte-Oehlmann,U.,M.Tillmann,B.Markert and J.Oehlmann(2000)Effects of endocrine disruptors on prosobranch snails(Mollusca: Gastropoda) in the laboratory. Part : Triphenyltin as xeno-androgens. Ecotoxicology, 9, 399-412.
- 7)環境省環境保健部(2002)魚類を用いた生態系への内分泌攪乱作用に関する試験結果について（案）平成 14 年度 第 1 回内分泌攪乱化学物質問題検討会資料

35.トリフルラリン

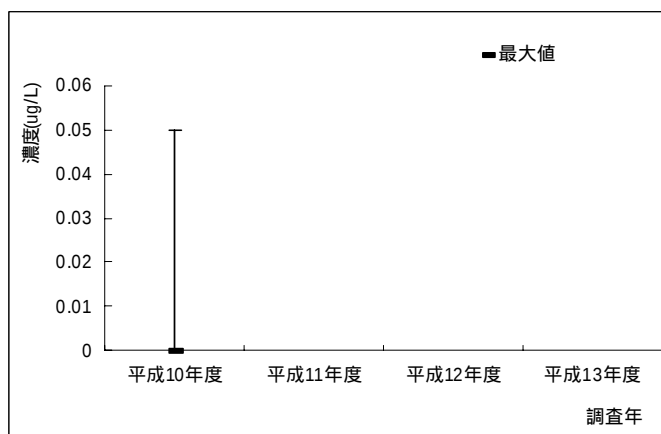
使用量およびその推移

原体使用量は 178t(2000 年、平成 12 年)で前年(195t)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
35	トリフルラリン	最大値(ug/L)	0.05			
		検出限界値(ug/L)	0.01-0.05		0.01	
		検出数	1		0	
		検体数	772		25	

1. 環境実態調査結果

1.1. 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	影響実態調査 (カワウ)	0/26	ND(<0.61-2.9) μ g/kg
	影響実態調査 (猛禽類)	0/13	ND(<3.2-11) μ g/kg

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	0/25	ND(<0.01) μ g/L
底質調査	農薬の環境動態調査	0/15	ND(<1) μ g/kg
水生生物調査 (魚類)	農薬の環境動態調査	1/4	ND(<1) - 2 μ g/kg
野生生物調査	影響実態調査(カワウ)	28/30	ND(<0.37-6.1) - 0.92 μ g/kg
	影響実態調査(カワウ卵)	0/10	ND(<4.1-8.7) μ g/kg
	影響実態調査(猛禽類)	23/44	ND(<1.3-17) - 12 μ g/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) μ g/L
	農薬等の環境残留実態調査(第二回)	0/249	ND(<0.05) μ g/L
	農薬等の環境残留実態調査(第三回)	1/249	ND(<0.05)-0.05 μ g/L
	野生生物影響実態調査(コイ)	0/6	ND(<0.05) μ g/L
	野生生物影響実態調査(カエル類)	0/19	ND(<0.01) μ g/L
底質調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<10) μ g/kg
	野生生物影響実態調査(コイ)	0/8	ND(<5) μ g/kg
	野生生物影響実態調査(カエル類)	0/12	ND(<0.7-3.5) μ g/kg
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<1) μ g/kg
	野生生物影響実態調査(カエル類)	0/7	ND(<0.7-1.2) μ g/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 μ g/kg
野生生物調査	影響実態調査(コイ)	3/145	ND(<1)-11 μ g/kg
	影響実態調査(ドバト)	0/31	ND(<0.5-2) μ g/kg
	影響実態調査(アカネズミ)	0/30	ND(<1-2.5) μ g/kg
	影響実態調査(タヌキ)	0/15	ND(<2-50) 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	0/30	ND(<0.009-0.02) μ g/L
底質調査	0/30	ND(<0.57-2.5) μ g/kg
水生生物調査(魚類)	0/30	ND(<0.47-1) μ 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
魚類調査	五大湖	ND(<3)-126 μ g/kg 126 μ g/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。

5 . まとめ

野生生物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 12 年度の水生生物（魚類）及び野生生物調査、平成 10 年度の水質、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 Lake Res.,Vol.13, No.3,296-309.

36 . 4-n-ペンチルフェノール

国内生産量と輸入量の合計値およびその推移

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 . 環境実態調査結果

1 . 1 . 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	一般水域調査（冬季）	1/171	ND(<0.01) - 0.01 μ g/L
底質調査	一般水域調査（冬季）	0/48	ND(<1.5) μ g/kg
大気調査	大気測定調査	0/21	ND(<0.2)ng/m ³
野生生物調査	影響実態調査（カワウ）	0/26	ND(<0.14-31) μ g/kg
	影響実態調査（猛禽類）	1/13	ND(<5-20) - 17 μ g/kg

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	一般水域調査（冬季）	0/171	ND(<0.01) μ g/L
底質調査	一般水域調査（冬季）	0/48	ND(<1.5) μ g/kg
野生生物調査	影響実態調査（カワウ）	0/30	ND(<0.41-14) μ g/kg
	影響実態調査（カワウ卵）	0/10	ND(<2.9-3) μ g/kg
	影響実態調査（猛禽類）	11/44	ND(<0.05-1.1) - 6.7 μ g/kg

1 . 3 . 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) μ g/L
	建設省実態調査（夏期）	0/12	ND(<0.01) μ g/L
	建設省実態調査（秋期）	2/12	ND(<0.01) - 0.03 μ g/L
底質調査	一般水域調査（冬季）	0/48	ND(<1.5) μ g/kg
	建設省実態調査（夏期）	0/11	ND(<1) μ g/kg
	建設省実態調査（秋期）	0/11	ND(<1) μ 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	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の報告（生体内試験、水中濃度）

異性体名	作用濃度	作用内容
4- <i>t</i> -ペンチルフェノール ^{注)}	10 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⁾
	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>) の血清中ビ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、精巣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、血清中ビ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、水質及び野生

生物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 0.01 µg/L は平成 11 年度の最高値 0.03 µg/L(建設省)を下回っていた。野生生物調査(猛禽類)において測定された最高値 17 µg/kg は平成 12 年度の最高値 6.7 µg/kg(猛禽類)を上回っていた。なお、平成 12 年度の野生生物調査、平成 11 年度の水質調査及び平成 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)Feminization of
young males of the common carp, *Cyprinus carpio*, exposed to 4-*tert*-
pentylphenol during sexual differentiation. Aquatic Toxicology,43,77-92.
- 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.

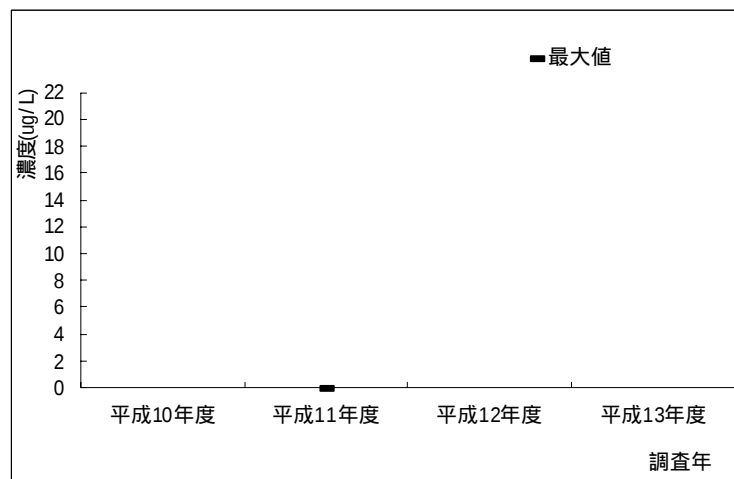
36 . 4-n-ヘキシルフェノール

国内生産量と輸入量の合計値およびその推移

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。



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
36	4-n-ヘキシルフェノール	最大値(ug/L)		0.01		
		検出限界値(ug/L)	0.01	0.01	0.01	0.01
		検出数	0	1	0	0
		検体数	415	194	171	171

図 水質調査結果

1 . 環境実態調査結果

1 . 1 . 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	一般水域調査 (冬季)	0/171	ND(<0.01) μ g/L
底質調査	一般水域調査 (冬季)	0/48	ND(<1.5) μ g/kg
大気調査	大気測定調査	0/21	ND(<0.07)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	一般水域調査 (冬季)	0/171	ND(<0.01) μ g/L
底質調査	一般水域調査 (冬季)	0/48	ND(<1.5) μ g/kg

1.3. 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) $\mu\text{g/L}$
	建設省実態調査（夏期）	0/12	ND(<0.01) $\mu\text{g/L}$
	建設省実態調査（秋期）	1/12	ND(<0.01) - 0.01 $\mu\text{g/L}$
底質調査	一般水域調査（冬季）	0/48	ND(<1.5) $\mu\text{g/kg}$
	建設省実態調査（夏期）	0/11	ND(<1) $\mu\text{g/kg}$
	建設省実態調査（秋期）	0/11	ND(<1) $\mu\text{g/kg}$

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	一般水域調査（夏季）	0/130	ND(<0.01) $\mu\text{g/L}$
	建設省実態調査（前期）	0/5	ND(<0.01) $\mu\text{g/L}$
	一般水域・重点水域調査（秋季）	0/275	ND(<0.01) $\mu\text{g/L}$
	建設省実態調査（後期）	0/5	ND(<0.01) $\mu\text{g/L}$
底質調査	一般水域調査（秋季）	0/152	ND(<5) $\mu\text{g/kg}$
	建設省実態調査（後期）	0/5	ND(<1) $\mu\text{g/kg}$
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）	一般水域調査（秋季）	0/141	ND(<1.5) $\mu\text{g/kg}$

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。なお、平成11年度の水質調査（建設省）の一部で検出された。

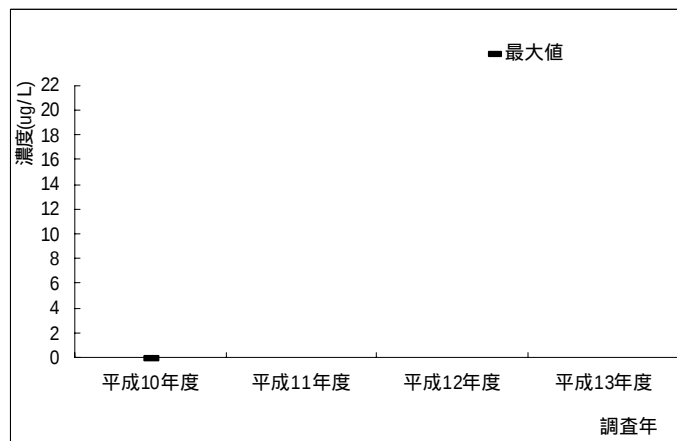
36．4-n-ヘプチルフェノール

国内生産量と輸入量の合計値およびその推移

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。



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
36	4-n-ヘプチルフェノール	最大値(ug/L)	0.06			
		検出限界値(ug/L)	0.01	0.01	0.01	0.01
		検出数	8	0	0	0
		検体数	415	194	171	171

図 水質調査結果

1． 環境実態調査結果

1.1． 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	一般水域調査（冬季）	0/171	ND(<0.01) μg/L
底質調査	一般水域調査（冬季）	0/48	ND(<1.5) μg/kg
大気調査	大気測定調査	1/21	ND(<0.05)–0.10ng/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	一般水域調査（冬季）	0/171	ND(<0.01) μg/L
底質調査	一般水域調査（冬季）	0/48	ND(<1.5) μg/kg

1.3. 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) $\mu\text{g/L}$
	建設省実態調査（夏期）	0/12	ND(<0.01) $\mu\text{g/L}$
	建設省実態調査（秋期）	0/12	ND(<0.01) $\mu\text{g/L}$
底質調査	一般水域調査（冬季）	0/48	ND(<1.5) $\mu\text{g/kg}$
	建設省実態調査（夏期）	0/11	ND(<1) $\mu\text{g/kg}$
	建設省実態調査（秋期）	0/11	ND(<1) $\mu\text{g/kg}$

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	一般水域調査（夏季）	5/130	ND(<0.01)–0.06 $\mu\text{g/L}$
	建設省実態調査（前期）	0/5	ND(<0.01) $\mu\text{g/L}$
	一般水域・重点水域調査（秋季）	3/275	ND(<0.01)–0.04 $\mu\text{g/L}$
	建設省実態調査（後期）	0/5	ND(<0.01) $\mu\text{g/L}$
底質調査	一般水域調査（秋季）	0/152	ND(<5) $\mu\text{g/kg}$
	建設省実態調査（後期）	0/5	ND(<1) $\mu\text{g/kg}$
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）	一般水域調査（秋季）	0/141	ND(<1.5) $\mu\text{g/kg}$

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。

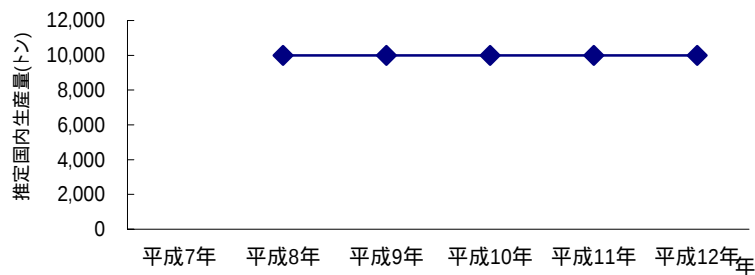
5. まとめ

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が、大気調査の一部で検出された。なお、平成10年度の水質調査の一部で検出された。

36 . 4-オクチルフェノール

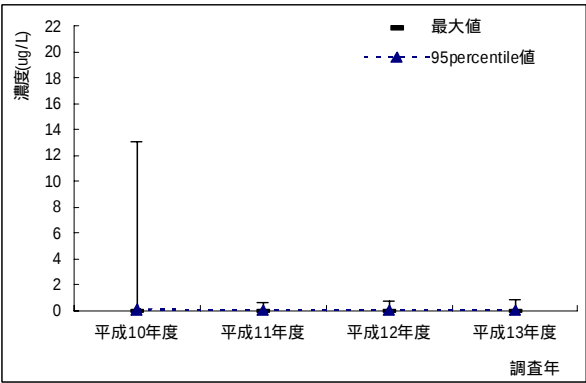
生産量およびその推移

推定国内生産量は 10,000t(2000 年、平成 12 年)で前年推定量(10,000t)と比較して横這いであった。

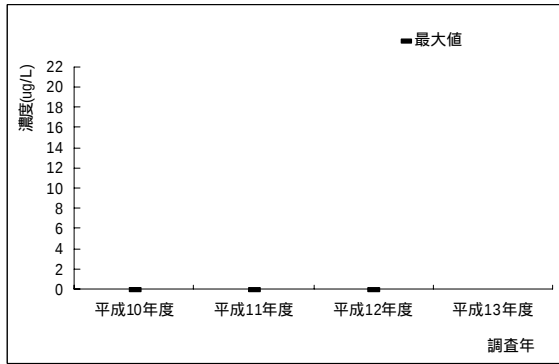


環境中濃度に関する規制

環境中濃度に関する規制はない。



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
36	4-t-オクチルフェノール	95percentile値(ug/L)	0.1	0.02	0.03	0.04
		最大値(ug/L)	13	0.61	0.72	0.85
		検出限界値(ug/L)	0.01-0.1	0.01	0.01	0.01
		検出数	241	87	44	48
		検体数	941	633	302	288



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
36	4-n-オクチルフェノール	最大値(ug/L)	0.1	0.03	0.01	
		検出限界値(ug/L)	0.01-0.1	0.01	0.01	0.01
		検出数	1	2	1	0
		検体数	941	633	171	171

図 水質調査結果

1 . 環境実態調査結果

1 . 1 . 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
水質調査	一般水域調査（冬季）	4-t-オクチルフェノール	38/171	ND(<0.01) - 0.85 μ g/L
		4-n-オクチルフェノール	0/171	ND(<0.01) μ g/L
	国土交通省内分泌攪乱化学物質存在状況調査	4-t-オクチルフェノール	10/117	ND(<0.01) - 0.11 μ 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) - 46 μ g/kg
		4-n-オクチルフェノール	0/48	ND(<1.5) μ g/kg
	国土交通省内分泌攪乱化学物質存在状況調査	4-t-オクチルフェノール	3/9	ND(<1.0) - 15.6 μ g/kg
大気調査	大気測定調査	4-t-オクチルフェノール	0/21	ND(<0.2)ng/m ³
		4-n-オクチルフェノール	0/21	ND(<0.09)ng/m ³
野生生物調査	影響実態調査（カワウ）	4-t-オクチルフェノール	14/26	ND(<0.13-0.2) - 27 μ g/kg
	影響実態調査（猛禽類）	4-t-オクチルフェノール	0/13	ND(<1.1-4.2) μ g/kg

1 . 2 . 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
水質調査	一般水域調査（冬季）	4-t-オクチルフェノール	34/171	ND(<0.01) - 0.72 μ g/L
		4-n-オクチルフェノール	1/171	ND(<0.01) - 0.01 μ g/L
	国土交通省地点別河川測定調査（秋期）	4-t-オクチルフェノール	10/131	ND(<0.01) - 0.13 μ 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	26/48	ND(<1.5) - 160 μ g/kg
		4-n-オクチルフェノール	0/48	ND(<1.5) μ g/kg
	国土交通省地点別河川測定調査（秋期）	4-t-オクチルフェノール	2/14	ND(<1) - 59 μ g/kg
野生生物調査	影響実態調査（カワウ）	4-t-オクチルフェノール	26/30	ND(<0.18-1.7) - 5.6 μ g/kg
		4-n-オクチルフェノール	0/30	ND(<0.03-1.2) μ g/kg
	影響実態調査（カワウ卵）	4-t-オクチルフェノール	0/10	ND(<1.6) μ g/kg
		4-n-オクチルフェノール	0/10	ND(<1.6-1.7) μ g/kg
	影響実態調査（猛禽類）	4-t-オクチルフェノール	16/44	ND(<0.06-1.5) - 23 μ g/kg
		4-n-オクチルフェノール	0/44	ND(<0.03-2.9) μ g/kg

1 . 3 . 平成 1 1 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 μ g/L
		4-n-オクチルフェノール	0/170	ND(<0.01) μ 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) - 0.10 μ g/L
		4-n-オクチルフェノール	1/31	ND(<0.01) - 0.01 μ 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 μ g/L
		4-n-オクチルフェノール	0/261	ND(<0.01) μ 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 μ g/L
		4-n-オクチルフェノール	1/140	ND(<0.01) - 0.03 μ 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 μ g/L
		4-n-オクチルフェノール	0/31	ND(<0.01) μ 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 μ g/kg
		4-n-オクチルフェノール	0/48	ND(<1.5) μ g/kg
	建設省実態調査（春期）	4-t-オクチルフェノール	10/28	ND(<1) - 56 μ g/kg
		4-n-オクチルフェノール	0/28	ND(<1) μ 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) - 92 μ g/kg
		4-n-オクチルフェノール	0/20	ND(<1) μ 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 μ g/kg
		4-n-オクチルフェノール	0/11	ND(<1) μ 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	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	8/261	ND(<0.03)–0.79 μg/L
		4-n-オクチルフェノール	0/261	ND(<0.03) 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	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
	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
	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
土壌調査	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
	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- <i>t</i> -オクチルフェノール	0/6	ND(<0.04-1.5) μg/L
底質調査	4- <i>t</i> -オクチルフェノール	2/6	ND(<4-54)-4 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	4- <i>t</i> -オクチルフェノール	ND(<0.005)-0.47 μg/L 0.47 μg/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- <i>t</i> -オクチルフェノール	10-1,800 μg/kg 1,800 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の報告（生体内試験、水中濃度）

異性体名	作用濃度	作用内容
4- <i>t</i> -オクチルフェノール	4.8 μg/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⁾
	9.92 μg/L	受精卵からふ化後 104 日齢まで曝露した雄メダカ(<i>Oryzias latipes</i>)に精巣卵が認められ、肝臓中ビテロジェニン濃度が有意に増加した濃度 ¹⁸⁾
	10 μg/L	21 日間曝露後、雄ニジマス(<i>O. mykiss</i>)の血漿中ビテロジェニン値が増加した濃度 ³⁾
	11.4 μg/L	受精卵からふ化後 60 日齢まで曝露した雄メダカ(<i>O. latipes</i>)に精巣卵が認められ、肝臓中ビテロジェニン濃度が有意に増加した濃度 ^{12,18)}
	20 μg/L	21 日間曝露後、雄メダカ(<i>O. latipes</i>)の血清中にビテロジェニンが合成された濃度 ⁴⁾ 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 ⁴⁾
	23.7 μg/L	受精卵からふ化後 60 日齢まで曝露した雄メダカ(<i>O. latipes</i>)の精巣卵出現率が有意に増加した濃度 ¹⁸⁾
	30.4 μg/L	受精卵からふ化後 104 日齢まで曝露した雄メダカ(<i>O. latipes</i>)の精巣卵出現率が有意に増加した濃度 ¹⁸⁾
	41 μg/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 ⁵⁾
	64.1 μg/L	21 日間曝露後、雄メダカ(<i>O. latipes</i>)の肝臓中ビテロジェニン濃度が有意に増加した濃度 ^{12,18)}
	82.3 μg/L	受精卵からふ化後 104 日齢まで曝露したメダカ(<i>O. latipes</i>)の産乱数及び受精率が有意に低下した濃度 ¹⁸⁾
	94.0 μg/L	受精卵からふ化後 60 日齢まで曝露した雌メダカ(<i>O. latipes</i>)の生殖腺指数が有意に低下した濃度 ¹⁸⁾

異性体名	作用濃度	作用内容
4- <i>t</i> -オクチルフェノール	100 µg/L	21 日間曝露後、ローチ(<i>Rutilus rutilus</i>)の血漿中ビテロジェニン値が増加した濃度 ³⁾
	100 µg/L	30 日間曝露した野生型グッピー(<i>Poecilia reticulata</i>) 雄で精液中精子数の高値及び GSI の低値が認められ、60 日間曝露した野生型グッピー(<i>P. reticulata</i>) 雄で Coloration Index (sexually attractive orange spots)の低値が認められた濃度 ¹⁷⁾
	300 µg/L	30 日間曝露した野生型グッピー(<i>P. reticulata</i>) 雄で Coloration Index の低値が認められた濃度 ¹⁷⁾
	4 µg/L ^{**}	42 日間曝露した幼若コイ (<i>Cyprinus carpio</i>) 雄で血漿中ビテロジェニン濃度の高値が認められた濃度 ¹³⁾
	13 µg/L ^{**}	5 日間曝露したコペポータ(<i>Acartia tonsa</i>)幼生の発生を阻害した EC ₅₀ 値 ¹⁶⁾
	100 µg/L ^{**}	1 または 3 日齢から 100 日齢まで曝露した雄メダカ(<i>O. latipes</i>)稚魚に精巣卵が形成された濃度 ⁶⁾ 1 日齢から 3 ヶ月間曝露した雄メダカ(<i>O. latipes</i>)稚魚に精巣卵が形成された濃度 ⁶⁾
	150 µg/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 ⁷⁾
	200 µg/L ^{**}	36 日間曝露した 11 ヶ月齢の雄メダカ(<i>O. latipes</i>)に精巣卵が形成された濃度 ⁶⁾
	10,000 µg/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 ⁸⁾
4- <i>n</i> -オクチルフェノール	89 µg/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 ⁵⁾
4-オクチルフェノール	0.206 µg/L [*]	10 日間曝露したヒョウガエル(<i>Rana pipens</i>)オタマジャクシ (孵化直後) で 曝露直後の視床下部 mRNA 発現量として plectin 及び NAP4 の高値並びに BA12 の低値、変態後の視床下部 mRNA 発現量として NADH 脱水素酵素、GAD67 及び BA12 の高値が認められた濃度 ¹⁴⁾
	2.1 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 ⁹⁾
	40 µg/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 ¹¹⁾
	206 µg/L [*]	10 日間曝露したヒョウガエル(<i>R. pipens</i>)オタマジャクシ (孵化直後) で UV 照射条件下において Stage 29 での体重の高値、Stage 36 (後脚の出現) 到達日の早期化が認められた濃度 ¹⁴⁾
	10,000 µg/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 ¹⁰⁾

異性体名	作用濃度	作用内容
オクチルフェノール***	1 µg/L	5 ヶ月間曝露した成熟淡水産巻貝(<i>Marisa cornuarietis</i>) 雌で外観異常(外套膜付随性腺肥大及び外套膜輸卵管破壊・流産卵漏洩)、死亡率、産卵容積及び産卵数の高値が認められた濃度¹⁵⁾ 上記 F₀ 産卵後更に 12 ヶ月間曝露した F₁ 雌で外套膜付随性腺肥大及び外套膜輸卵管破壊・流産卵漏洩などの外観異常(超雌の出現)、死亡率、産卵容積及び産卵数の高値が認められた濃度¹⁵⁾ 3 ヶ月間曝露した成熟ヨーロッパチヂミボラ(<i>Nucella lapillus</i>) 雌で輸卵管中に卵母細胞を有する個体数、capsule 腺長及び外套膜腺長の高値など外観異常(超雌の発生)が認められ、雄に陰茎長、前立腺長及び精嚢に精子を有する個体数の低値が認められた濃度¹⁵⁾

* 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。

*** この被験物質の組成は不明であった。

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、底質及び野生生物調査の一部で検出されたが、大気調査における測定値は検出限界値未満であった。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 0.85 µg/L は、平成 12 年度の最高値 0.72 µg/L、平成 11 年度の最高値 0.61 µg/L を上回っていたが、平成 10 年度の最高値 13 µg/L 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。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 46 µg/kg は、平成 10 年度の最高値 45 µg/kg 及び国内の過去の最高値 4 µg/kg を上回っていたが、平成 12 年度の最高値 160 µg/kg 及び平成 11 年度の最高値 170 µg/kg 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。野生生物調査(カワウ)において測定された 4-t-オクチルフェノールの最高値 27 µg/kg は、平成 12 年度の最高値 5.6 µg/kg (カワウ)を上回っていた。なお、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。平成 13 年度の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 0.85 µg/L 及び 95 パーセンタイル値 0.04 µg/L 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)Routledge,E.J.,D.Sheahan,C.Desbrow,G.C.Brighty,M.Waldock and J.P.Sumpter
(1998)Identification of estrogenic chemicals In STW effluent. 2.*In vivo* responses
in trout and roach. Environ.Sci.Technol.,32,1559-1565.
 - 4)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.
 - 5)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.
 - 6)Gray,M.A.,A.J.Niimi and C.D.Metcalf(1999)Factors affecting the development
of testis-ova in medaka(*Oryzias latipes*), exposed to octylphenol. Environmental
Toxicology and Chemistry,18,8,1835-1842.
 - 7)Bayley,M.,J.R.Nielsen and E.Baattrup(1999)Guppy sexual behavior as an effect
biomarker of estrogen mimics. Ecotoxicology and Environmental Safety,
43,68-73.
 - 8)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.
 - 9)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.
 - 10)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.
 - 11)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.
 - 12)環境省環境保健部(2001)ノニルフェノール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

- 13)Huang,R.-K. and C.-H.Wang(2001)The effect of two alkylphenols on vitellogenin levels in male carp. Proc. Natl. Sci. Counc. ROC(B), 25, 4, 248-252.
- 14)Crump,D.,D.Lean and V.L.Trudeau(2002)Octylphenol and UV-B radiation alter larval development and hypothalamic gene expression in the leopard frog(*Rana pipiens*). Environmental Health Perspective, 110, 3, 277-284.
- 15)Oehlmann,J.,U.Schulte-Oehlmann,M.Tillmann and B.Markert(2000)Effects of endocrine disruptors on prosobranch snails(Mollusca: Gastropoda) in the laboratory. Part : Bisphenol A and octylphenol as xeno-estrogens. Ecotoxicology, 9, 383-397.
- 16)Andersen,H.R.,L.Wollenberger,B.Halling-Sorensen and K.O.Kusk(2001) Development of copepod nauplii to copepodites- A parameter for chronic toxicity including endocrine disruption. Environmental Toxicology and Chemistry, 20, 12, 2821-2829.
- 17)Toft,G. and E. Baatrup(2001)Sexual characteristics are altered by 4-*tert*-octylphenol and 17 β -estradiol in the adult male guppy(*Poecilia reticulata*). Ecotoxicology and Environmental Safety, 48, 76-84.
- 18)環境省環境保健部(2002)魚類を用いた生態系への内分泌攪乱作用に関する試験結果について(案) 平成14年度 第1回内分泌攪乱化学物質問題検討会資料