

21.アルドリン

使用量およびその傾向

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。

環境濃度に関する規制

環境濃度に関する規制はない。

1. 緊急全国一斉調査結果

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(<5) 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(<10) 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	0/60	ND(<0.1) μ g/L
底質調査	0/60	ND(<10) μ g/kg
水生生物調査(魚類)	4/841	ND(<1-5)-2 μ g/kg
水生生物調査(貝類)	0/286	ND(<1) μ g/kg
水生生物調査(鳥類)	1/127	ND(<1)-2 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
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. 内分泌攪乱作用に関する水中濃度の報告(生体内試験)

内分泌攪乱作用に関する水中濃度の報告(生体内試験)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以下であった。

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

使用量およびその傾向

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。

環境濃度に関する規制

環境濃度に関する規制はない。

1. 緊急全国一斉調査結果

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(<20) μ g/kg
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<5) 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(<30) 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	0/60	ND(<0.1) μ g/L
底質調査	0/60	ND(<10) μ g/kg
水生生物調査(魚類)	8/841	ND(<1-5)-4 μ g/kg
水生生物調査(貝類)	65/286	ND(<1)-180 μ g/kg
水生生物調査(鳥類)	0/127	ND(<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
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 μ g/kg 59.8 μ 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. 内分泌攪乱作用に関する水中濃度の報告(生体内試験)

内分泌攪乱作用に関する水中濃度の報告(生体内試験)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以下であった。

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

使用量およびその傾向

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。

環境濃度に関する規制

環境濃度に関する規制はない。

1. 緊急全国一斉調査結果

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
	野生生物影響実態調査(コイ)	0/6	ND(<0.025) μ g/L
	野生生物影響実態調査(カエル類)	0/19	ND(<0.03) μ g/L
底質調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<20) 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(<5) μ g/kg
土壌調査	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(カエル類)	0/7	ND(<5) 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(<30) μ g/kg
野生生物調査	影響実態調査(コイ)	2/145	ND(<5)-5.7 μ g/kg
	影響実態調査(カエル類)	2/80	ND(<2-5)-12 μ g/kg
	影響実態調査(クジラ類)	24/26	ND(<10)-1,930 μ g/kg
	影響実態調査(アザラシ類)	7/19	ND(<10)-90 μ g/kg
	影響実態調査(ドバト)	1/32	ND(<2)-3 μ g/kg
	影響実態調査(トビ)	24/26	ND(<2)-124 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)	20/30	ND(<2-10)-506 μ g/kg
	影響実態調査(アカネズミ)	0/30	ND(<2-4) μ g/kg
	影響実態調査(ニホンザル)	31/41	ND(<2-4)-115 μ g/kg
	影響実態調査(クマ類)	3/17	ND(<2-5)-12 μ g/kg
	影響実態調査(タヌキ)	8/15	ND(<2-8)-29 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	1/281	ND(<0.01-0.1)-0.011 μ g/L
底質調査	23/281	ND(<1-10)-9.2 μ g/kg
水生生物調査(魚類)	421/1191	ND(<1-5)-46 μ g/kg
水生生物調査(貝類)	192/431	ND(<1)-760 μ g/kg
水生生物調査(鳥類)	108/172	ND(<1)-124 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
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 μ g/kg 1,300 μ g/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 μ g/kg 3 μ g/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 μ g/kg 3 μ g/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. 内分泌攪乱作用に関する水中濃度の報告（生体内試験）

内分泌攪乱作用に関する水中濃度の報告（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、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以下であったが、野生生物調査の一部で検出された。野生生物調査（コイ）で測定された最高値は2.国内の過去の水生生物調査（魚類）及び3.海外の汚染水域の魚類調査での測定値を下回っていた。

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）

使用量およびその傾向

原体使用量は230t(1996年)で、前年(239t)と比較して減少傾向であった。

環境濃度に関する規制

環境濃度に関する規制はない。

1. 緊急全国一斉調査結果

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) μ g/L
		インドスルファン()	0/249	ND(<0.05) μ g/L
		インドスルファンサルフェート	0/249	ND(<0.05) μ g/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) μ g/L
		インドスルファン()	0/249	ND(<0.05) μ g/L
		インドスルファンサルフェート	0/249	ND(<0.05) μ g/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) μ g/L
		インドスルファン()	0/249	ND(<0.05) μ g/L
		インドスルファンサルフェート	1/249	ND(<0.05)–0.06 μ g/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) μ g/kg
		インドスルファン()	0/94	ND(<20) μ g/kg
		インドスルファンサルフェート	0/94	ND(<20) μ g/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) μ g/kg
		インドスルファン()	0/94	ND(<5) μ g/kg
		インドスルファンサルフェート	0/94	ND(<30) μ g/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) μ g/kg
		インドスルファン()	0/48	ND(<30) μ g/kg
		インドスルファンサルフェート	0/48	ND(<10) μ g/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) μ g/L
	インドスルファン()	0/30	ND(<0.014-0.06) μ g/L
底質調査	インドスルファン()	0/30	ND(<0.2-1) μ g/kg
	インドスルファン()	0/30	ND(<0.7-3) μ g/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) μ g/kg ³⁾

4. 内分泌攪乱作用に関する水中濃度の報告(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 μ g/L	ナマズ類(<i>Clarias batrachus</i>)の血漿中ビテロジェニン値の減少が認められた濃度 ⁴⁾
	8 μ g/L	卵黄形成期及び卵黄形成後のナマズ類(<i>Clarias batrachus</i>)のサイロキシン(T4)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⁾

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

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以下であったが、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

25.ヘプタクロル

使用量およびその傾向

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。

環境濃度に関する規制

環境濃度に関する規制はない。

1. 緊急全国一斉調査結果

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
	野生生物影響実態調査(コイ)	0/6	ND(<0.025) μ g/L
	野生生物影響実態調査(カエル類)	0/19	ND(<0.03) 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(<5) μ g/kg
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<5) μ g/kg
	野生生物影響実態調査(カエル類)	0/7	ND(<5) 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(<10) μ g/kg
野生生物調査	影響実態調査(コイ)	0/145	ND(<5) μ g/kg
	影響実態調査(カエル類)	0/80	ND(<2-5) μ g/kg
	影響実態調査(クジラ類)	0/26	ND(<5) μ g/kg
	影響実態調査(アザラシ類)	0/19	ND(<5) μ g/kg
	影響実態調査(ドバト)	0/32	ND(<2) μ g/kg
	影響実態調査(トビ)	0/26	ND(<2) 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(<2-10) μ g/kg
	影響実態調査(アカネズミ)	0/30	ND(<2-4) μ g/kg
	影響実態調査(ニホンザル)	0/41	ND(<2-4) μ g/kg
	影響実態調査(クマ類)	0/17	ND(<2-5) μ g/kg
	影響実態調査(タヌキ)	0/15	ND(<2-8) 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	0/125	ND(<0.005) μ g/L
底質調査	14/87	ND(<0.2)-3.7 μ g/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 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
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. 内分泌攪乱作用に関する水中濃度の報告（生体内試験）

内分泌攪乱作用に関する水中濃度の報告（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

何れの調査においても測定値は検出限界値以下であった。

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

使用量およびその傾向

ヘプタクロルの代謝物、第1種特定化学物質（1986年化審法）

環境濃度に関する規制

環境濃度に関する規制はない。

1. 緊急全国一斉調査結果

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
	野生生物影響実態調査（コイ）	0/6	ND(<0.025) μ g/L
	野生生物影響実態調査（カエル類）	0/19	ND(<0.03) 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(<5) μ g/kg
土壌調査	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（カエル類）	0/7	ND(<5) 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(<10) μ g/kg
野生生物調査	影響実態調査（コイ）	0/145	ND(<5) μ g/kg
	影響実態調査（カエル類）	0/80	ND(<2-5) μ g/kg
	影響実態調査（クジラ類）	23/26	ND(<10)-220 μ g/kg
	影響実態調査（アザラシ類）	17/19	ND(<10)-70 μ g/kg
	影響実態調査（ドバト）	0/32	ND(<2) μ g/kg
	影響実態調査（トビ）	9/26	ND(<2)-7 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）	26/30	ND(<2-10)-170 μ g/kg
	影響実態調査（アカネズミ）	0/30	ND(<2-4) μ g/kg
	影響実態調査（ニホンザル）	16/41	ND(<2-4)-178 μ g/kg
	影響実態調査（クマ類）	2/17	ND(<2-5)-80 μ g/kg
影響実態調査（タヌキ）	9/15	ND(<2-8)-23 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	0/159	ND(<0.005-0.05) μ g/L
底質調査	3/159	ND(<0.2-190)-0.6 μ 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 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
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 (<u>Cyprinus carpio</u>)での測定値 ²⁾

4. 内分泌攪乱作用に関する水中濃度の報告（生体内試験）

内分泌攪乱作用に関する水中濃度の報告（生体内試験）は得られなかった。

5. まとめ

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以下であったが、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

使用量およびその傾向

原体使用量は201t(1996年)で前年(239t)と比較して減少傾向であった。

環境濃度に関する規制

0.1mg/L (水中、登録保留基準：農薬法)

1. 緊急全国一斉調査結果

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 μ g/L
	農薬等の環境残留実態調査 (第二回)	3/249	ND(<0.05)–0.07 μ g/L
	農薬等の環境残留実態調査 (第三回)	1/249	ND(<0.05)–0.07 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	2/94	ND(<1)–6 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	3/51	ND(<0.001-0.06)–1.6 μ g/L
底質調査	3/51	ND(<0.19-60)–0.45 μ g/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 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. 内分泌攪乱作用に関する水中濃度の報告 (生体内試験)

作用濃度	作用内容
10,000 μ g/L	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)値の上昇、サイロキシン(T4)値の低下、T3/T4 比の増加を認めた濃度 ¹⁾

5. まとめ

底質及び水生生物調査において測定値は検出限界値以下であったが、水質及び土壌調査の一部で検出された。水質調査で検出された最高値は2.国内の過去の測定値を下回っていた。水質調査で検出された最高濃度 0.32 μ g/L と報告されている内分泌攪乱作用に関する水中濃度 10,000 μ 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 未満であった。

6. 参考文献

- 1) Yadav, 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

28.メソミル

使用量およびその傾向

原体使用量は700t(1996年)で前年(786t)と比較して減少傾向であった。

環境濃度に関する規制

環境濃度に関する規制はない。

1. 緊急全国一斉調査結果^{注)}

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 μ g/L
	農薬等の環境残留実態調査(第二回)	11/249	ND(<0.05) - 0.65 μ g/L
	農薬等の環境残留実態調査(第三回)	4/249	ND(<0.05) - 0.15 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(<2) 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

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) μ g/L
底質調査	0/33	ND(<2-10) μ g/kg
水生生物調査(魚類)	0/77	ND(<0.4-5) 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. 内分泌攪乱作用に関する水中濃度の報告(生体内試験)

内分泌攪乱作用に関する水中濃度の報告(生体内試験)は得られなかった。

5. まとめ

底質、土壌及び水生生物調査において測定値は検出限界値以下であったが、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は2.国内の過去の測定値を上回っていた。

29.メトキシクロル

使用量およびその傾向

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。

環境濃度に関する規制

環境濃度に関する規制はない。

1. 緊急全国一斉調査結果

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(<5) μ g/kg
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<10) 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(<20) 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	0/27	ND(<0.01) μ g/L
底質調査	0/27	ND(<2-15) μ g/kg

3. 海外の汚染水域での測定値

調査区分	調査場所	異性体名	検出濃度範囲
水質調査	五大湖	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 μ g/kg 118 μ g/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. 内分泌攪乱作用に関する水中濃度の報告(生体内試験)

内分泌攪乱作用に関する水中濃度の報告(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

何れの調査においても測定値は検出限界値以下であった。

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

使用量およびその傾向

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。

環境濃度に関する規制

環境濃度に関する規制はない。

1. 緊急全国一斉調査結果

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) μ g/L
底質調査	0/27	ND(<0.6-2.4) 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
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 μ g/kg 48 μ 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 μ g/kg 878 μ 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. 内分泌攪乱作用に関する水中濃度の報告（生体内試験）

作用濃度	作用内容
1.3-1,000 μ g/L	淡水魚 Bluegill(<i>Lepomis macrochirus</i>)及び金魚(<i>Carassius auratus</i>)で繁殖、体重、大きさに影響が認められなかったが個体数が減少した濃度 ³⁾

なお、内分泌攪乱作用に関する試験管内試験の報告も得られている。

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

使用量およびその傾向

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。

環境濃度に関する規制

環境濃度に関する規制はない。

1. 緊急全国一斉調査結果

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. 内分泌攪乱作用に関する水中濃度の報告(生体内試験)

内分泌攪乱作用に関する水中濃度の報告(生体内試験)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以下であった。

32. トキサフェン

使用量およびその傾向
 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。
 環境濃度に関する規制
 環境濃度に関する規制はない。

1. 緊急全国一斉調査結果

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) μ g/L
底質調査	0/33	ND(<10-40) 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
水質調査	五大湖	ND(不明)ng/L ¹⁾
魚類調査	五大湖	ND(<40-520)–4700 μ g/kg 4700 μ 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 μ g/kg 120 μ 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. 内分泌攪乱作用に関する水中濃度の報告（生体内試験）

内分泌攪乱作用に関する水中濃度の報告（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

使用量およびその傾向

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。

環境濃度に関する規制

環境濃度に関する規制はない。

1. 緊急全国一斉調査結果

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
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	409/1112	ND(<0.003-1)–0.45 μ g/L
底質調査	807/1006	ND(<0.05-50)–1,600 μ g/kg
水生生物調査（魚類）	272/875	ND(<1-50)–1,700 μ g/kg
水生生物調査（貝類）	216/336	ND(<50)–780 μ g/kg
水生生物調査（鳥類）	0/125	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. 内分泌攪乱作用に関する水中濃度の報告（生体内試験）

作用濃度	作用内容
0.001 $\mu\text{g/L}$	雌のイボニシ(<i>Thais clavigera</i>)にインポセックスを誘導した濃度 ¹⁾
0.0005 $\mu\text{gtin/L}$ =0.001 $\mu\text{g/L}$ 注1)	雌のヨーロッパチヂミボラ(巻貝) Dog whelk(<i>Nucella lapillus</i>)にインポセックスを誘導した濃度 ²⁾
0.002 $\mu\text{g/L}$	雌の巻貝 Mud snail(<i>Ilyanassa obsoleta</i>)で雄性化が認められた濃度 ³⁾
0.001 $\mu\text{gtin/L}$ =0.002 $\mu\text{g/L}$ 注1)	雌のヨーロッパチヂミボラ Dog whelk(<i>Nucella lapillus</i>)にインポセックスを誘導した濃度 ^{4,5)}
0.0036 $\mu\text{gtin/L}$ =0.0088 $\mu\text{g/L}$ 注1)	雌のヨーロッパチヂミボラ Dog whelk(<i>Nucella lapillus</i>)にインポセックスを誘導した濃度 ⁶⁾
0.017 $\mu\text{g/L}$	雌のヨーロッパチヂミボラ Dog whelk(<i>Nucella lapillus</i>)にインポセックスを誘導した濃度 ⁷⁾
0.01 $\mu\text{gtin/L}$ =0.02 $\mu\text{g/L}$ 注1)	雌のヨーロッパチヂミボラ Dog whelk(<i>Nucella lapillus</i>)で卵形成が抑制され、精子形成が開始されていた濃度 ⁴⁾
0.0205 $\mu\text{g/L}$	タマキビガイ類 Periwinkle(<i>Littorina 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 ⁸⁾
0.015 $\mu\text{gtin/L}$ =0.037 $\mu\text{g/L}$ 注1)	タマキビガイ類 Periwinkle(<i>Littorina littorea</i>)で間性(雌の産卵口の閉鎖等)が認められた濃度の閾値 ⁹⁾
0.04 $\mu\text{gtin/L}$ =0.1 $\mu\text{g/L}$ 注1)	雌のヨーロッパチヂミボラ Dog whelk(<i>Nucella lapillus</i>)にインポセックスを誘導した濃度 ¹⁰⁾
5 $\mu\text{g/L}$	シオマネキ類(カニ) Fiddler crab(<i>Uca pugilator</i>)の再生鋏及び脚に奇形が増加した濃度 ¹¹⁾
0.2 μg 塩化 TBTtin/L =0.5 μ 塩化 gTBT/L 注2)	雌のヨーロッパチヂミボラ Dog whelk(<i>Nucella lapillus</i>)にインポセックスを誘導した濃度 ¹²⁾
0.62 μ 塩化 gTBT/L	ミジンコ類(<i>Daphnia magna</i>)で水酸化テストステロンの増加が認められた濃度 ¹³⁾

注1) 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

注2) 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

5. まとめ

土壌調査における測定値は検出限界値以下であったが、水質、底質、水生生物及び野生生物調査の一部で検出された。水質、底質及び水生生物調査において検出された最高値は2.国内の過去の測定値を下回っていた。水質調査で最高濃度 0.09 $\mu\text{g/L}$ が測定された地点の秋季調査時の測定値は 0.008 $\mu\text{g/L}$ で濃度に変動があることが伺われた。水質調査で測定された最高濃度 0.09 $\mu\text{g/L}$ と報告されている内分泌攪乱作用に関する水中濃度 0.001 $\mu\text{g/L}$ 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) 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
- 3) 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
- 4) 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
- 5) 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. Biol. Assoc. UK*, Vol. 68, 715-731
- 6) Gibbs, P. E. and G. W. Bryan (1987) TBT paints and the demise of the dogwhelk *Nucella lapillus* (Gastropoda). *Oceans* Vol. 4, 1482-1487
- 7) 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
- 8) Matthiessen, P., R. Waldock, J. E. Thain, M. E. Waite and S. Scrope-Howe (1995)
Changes in periwinkle (*Littorina littorea*) population following the ban on TBT-based antifouling on small boats in the United Kingdom. *Ecotoxicol. Environ. Saf.*, Vol. 30, 180-194
- 9) 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
- 10) 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
- 11) Weis, J. S. and K. Kim (1988) Tributyltin is a teratogen in producing deformities in limbs of the fiddler crab, *Uca pugnator*. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, Vol. 17, No. 5, 583-587
- 12) 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

- 13) 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

34. トリフェニルスズ

使用量およびその傾向

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。

環境濃度に関する規制

環境濃度に関する規制はない。

1. 緊急全国一斉調査結果

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) μ g/L
	一般水域・重点水域調査（秋季）	1/275	ND(<0.001)–0.004 μ g/L
	野生生物影響実態調査（コイ）	0/4	ND(<4) μ g/L
	野生生物影響実態調査（カエル類）	0/19	ND(<0.002) μ g/L
底質調査	一般水域調査（秋季）	29/152	ND(<0.1)–16 μ g/kg
	建設省実態調査（後期）	0/5	ND(<0.1) 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）	70/141	ND(<1)–210 μ g/kg
野生生物調査	影響実態調査（コイ）	108/145	ND(<0.3)–99 μ g/kg
	影響実態調査（クジラ類）	12/26	ND(<20-50)–60 μ g/kg
	影響実態調査（アザラシ類）	0/19	ND(<20-200) 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）	3/26	ND(<2-200)–10 μ g/kg
	影響実態調査（シマフクロウ）	2/5	ND(<2)–3 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	184/1073	ND(<0.0005-35)–0.09 μ g/L
底質調査	586/1072	ND(<0.15-170)–1,100 μ g/kg
水生生物調査（魚類）	426/787	ND(<0.3-75)–2,600 μ g/kg
水生生物調査（貝類）	84/256	ND(<20)–450 μ g/kg
水生生物調査（鳥類）	10/85	ND(<20)–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. 内分泌攪乱作用に関する水中濃度の報告（生体内試験）

作用濃度	作用内容
0.2 μ gSn/L	雌のヨーロッパチヂミボラ Dog whelk(<i>Nucella lapillus</i>)でインポセックスが認められなかった濃度 ¹⁾

5. まとめ

土壌調査における測定値は検出限界値以下であったが、水質、底質、水生生物及び野生生物調査の一部で検出された。水質、底質及び水生生物調査において検出された最高値は2.国内の過去の測定値を下回っていた。

6. 参考文献

- 1) 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

使用量およびその傾向

原体使用量は271t(1996年)で前年(372t)と比較して減少傾向であった。

環境濃度に関する規制

環境濃度に関する規制はない。

1. 緊急全国一斉調査結果

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. 内分泌攪乱作用に関する水中濃度の報告(生体内試験)

内分泌攪乱作用に関する水中濃度の報告(生体内試験)は得られなかった。

5. まとめ

底質及び土壌調査において測定値は検出限界値以下であったが、水質、水生生物及び野生生物調査の一部で検出された。水質、水生生物及び野生生物調査(コイ)での測定値は2.国内の過去の測定値を上回っていた。水生生物及び野生生物調査(コイ)での測定値は3.海外の汚染水域の魚類調査での測定値を下回っていた。

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

使用量およびその傾向

使用量に関する報告は得られなかった。

環境濃度に関する規制

環境濃度に関する規制はない。

1. 緊急全国一斉調査結果

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) μ g/L
	建設省実態調査（前期）	0/5	ND(<0.01) μ g/L
	一般水域・重点水域調査（秋季）	0/275	ND(<0.01) μ g/L
	建設省実態調査（後期）	0/5	ND(<0.01) μ g/L
底質調査	一般水域調査（秋季）	0/152	ND(<5) μ g/kg
	建設省実態調査（後期）	0/5	ND(<1) μ g/kg
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	1/94	ND(<5)–15 μ g/kg
水生生物調査（魚類）	一般水域調査（秋季）	0/141	ND(<1.5) μ 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. 内分泌攪乱作用に関する水中濃度の報告（生体内試験）

作用濃度	作用内容
100 μ g/L	遺伝的に全てが雄になるコイ (<i>Cyprinus carpio</i>) で、性分化が起っていない期間にほぼ全個体で輸卵管を分化した濃度 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、底質及び水生生物調査において測定値は検出限界値以下であったが、土壌調査の一部で検出された。

6. 参考文献

- 1) Gimeno, S., A. Gerritsen, T. Bowmer and H. Komen (1996) Feminization of male carp. Nature, Vol. 384, 221-222

36. 4-n-ヘキシルフェノール

使用量およびその傾向

使用量に関する報告は得られなかった。

環境濃度に関する規制

環境濃度に関する規制はない。

1. 緊急全国一斉調査結果

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) μ g/L
	建設省実態調査（前期）	0/5	ND(<0.01) μ g/L
	一般水域・重点水域調査（秋季）	0/275	ND(<0.01) μ g/L
	建設省実態調査（後期）	0/5	ND(<0.01) μ g/L
底質調査	一般水域調査（秋季）	0/152	ND(<5) μ g/kg
	建設省実態調査（後期）	0/5	ND(<1) μ g/kg
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<5) μ g/kg
水生生物調査（魚類）	一般水域調査（秋季）	0/141	ND(<1.5) μ 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. 内分泌攪乱作用に関する水中濃度の報告（生体内試験）

内分泌攪乱作用に関する水中濃度の報告（生体内試験）は得られなかった。

5. まとめ

何れの調査においても検出限界値以下であった。

36. 4-n-ヘプチルフェノール

使用量およびその傾向

使用量に関する報告は得られなかった。

環境濃度に関する規制

環境濃度に関する規制はない。

1. 緊急全国一斉調査結果

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 μ g/L
	建設省実態調査（前期）	0/5	ND(<0.01) μ g/L
	一般水域・重点水域調査（秋季）	3/275	ND(<0.01)–0.04 μ g/L
	建設省実態調査（後期）	0/5	ND(<0.01) μ g/L
底質調査	一般水域調査（秋季）	0/152	ND(<5) μ g/kg
	建設省実態調査（後期）	0/5	ND(<1) μ g/kg
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<5) μ g/kg
水生生物調査（魚類）	一般水域調査（秋季）	0/141	ND(<1.5) μ 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. 内分泌攪乱作用に関する水中濃度の報告（生体内試験）

内分泌攪乱作用に関する水中濃度の報告（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、土壌及び水生生物調査において測定値は検出限界値以下であったが、水質調査の一部で検出された。

36. オクチルフェノール

使用量およびその傾向

使用量は 10,000t(1997 年)で前年(10,000t)と比較して横這いであった。

環境濃度に関する規制

環境濃度に関する規制はない。

1. 緊急全国一斉調査結果

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 μ g/L
		4-n-オクチルフェノール	0/130	ND(<0.01) μ g/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 μ g/L
		4-n-オクチルフェノール	1/256	ND(<0.1)–0.1 μ g/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 μ g/L
		4-n-オクチルフェノール	0/275	ND(<0.01) μ g/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 μ g/L
		4-n-オクチルフェノール	0/261	ND(<0.03) μ g/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) μ g/L	
	4-n-オクチルフェノール	0/19	ND(<0.01) μ g/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 μ g/kg
		4-n-オクチルフェノール	0/152	ND(<5) μ g/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 μ g/kg
		4-n-オクチルフェノール	0/20	ND(<1) μ g/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) μ g/kg
		4-n-オクチルフェノール	0/3	ND(<5) μ g/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) μ g/kg
		4-n-オクチルフェノール	0/12	ND(<1.9-10.5) μ g/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) μ g/kg
		4-n-オクチルフェノール	0/94	ND(<5) μ g/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) μ g/kg
		4-n-オクチルフェノール	0/7	ND(<2.2-3.6) μ g/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 μ g/kg
		4-n-オクチルフェノール	0/141	ND(<1.5) μ g/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) μ g/kg
		4-n-オクチルフェノール	0/145	ND(<5) μ g/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 μ g/kg
		4-n-オクチルフェノール	0/31	ND(<1.5-2) μ g/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 μ g/kg
		4-n-オクチルフェノール	0/30	ND(<1.5-2.5) μ g/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 μ g/kg
		4-n-オクチルフェノール	0/15	ND(<1.5-7) μ g/kg

2. 国内の過去の測定値

調査区分	異性体名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	4-t-オクチルフェノール	0/6	ND(<0.04-1.5) μ g/L
底質調査	4-t-オクチルフェノール	2/6	ND(<4-54)-4 μ g/kg

3. 海外の汚染水域での測定値

調査区分	調査場所	異性体名	検出濃度範囲
水質調査	五大湖	4-t-オクチルフェノール	ND(<0.005)-0.47 μ g/L 0.47 μ 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-オクチルフェノール	10-1,800 μ g/kg 1,800 μ g/kg は、1995年オンタリオ湖での測定値 ¹⁾

4. 内分泌攪乱作用に関する水中濃度の報告（生体内試験）

異性体名	作用濃度	作用内容
4-t-オクチルフェノール	4.8 μ g/L	成熟した雄のニジマス(<i>Oncorhynchus mykiss</i>)血漿中にビテロジェニンが合成された濃度（閾値は3 μ g/L） ²⁾

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

土壌調査において測定値は検出限界値以下であったが、水質、底質、水生生物、野生生物調査の各一部で検出された。水質及び底質調査において測定された4-t-オクチルフェノールの最高値は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4-t-オクチルフェノールの最高値は3.海外の汚染水域での測定値を下回っていた。水質調査で4-t-オクチルフェノールの最高濃度13 μ g/Lが測定された地点の夏季調査時の測定値は0.47 μ g/Lで濃度に変動があることが伺われた。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 μ g/Lと報告されている内分泌攪乱作用に関する水中濃度4.8 μ 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) 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

36. ノニルフェノール

使用量およびその傾向

使用量は20,000t(1997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。
 環境濃度に関する規制
 環境濃度に関する規制はない。

1. 緊急全国一斉調査結果

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

4. 内分泌攪乱作用に関する水中濃度の報告（生体内試験）

作用濃度	作用内容
10 µ g/L	未成熟なニジマス(<i>Oncorhynchus mykiss</i>)の肝臓にピテロジェニン mRNA を発現誘導した濃度 ²⁾
14 µ g/L	ニジマス(<i>Oncorhynchus mykiss</i>)の肝臓にピテロジェニン mRNA を生成した濃度 ³⁾
20.3 µ g/L	成熟した雄ニジマス(<i>Oncorhynchus mykiss</i>)のピテロジェニン濃度が有意な値になった濃度 ⁴⁾
25 µ g/L	雌ミジンコ(<i>Daphnia magna</i>)にアンドロジェン誘導体を蓄積した濃度 ⁵⁾
50 µ g/L	50%の雄メダカ(<i>Oryzias latipes</i>)の精巣内に卵細胞を形成させた濃度 ⁶⁾ ユスリカ類(<i>Chironomus tentans</i>)の卵塊形状に異常を起こした濃度 ⁷⁾
100 µ g/L	雌ミジンコ(<i>Daphnia magna</i>)の繁殖力が低下した濃度 ⁵⁾ 86%の雄メダカ(<i>Oryzias latipes</i>)の精巣内に卵細胞を形成させた濃度 ⁶⁾

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

土壌調査において測定値は検出限界値以下であったが、水質、底質、水生生物及び野生生物調査の一部で検出された。水質及び底質調査において検出された最高値は2.国内の過去の測定値を上回っていた。底質調査において検出された最高値は3.海外の汚染水域での測定値を下回っていた。水質調査で最高濃度 21 µ g/L が測定された地点の夏季調査時の測定値は 3.3 µ g/L で濃度に変動があることが伺われた。水質調査で測定された最高濃度 21 µ g/L と報告されている内分泌攪乱作用に関する水中濃度 10 µ 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) 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) 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
- 3) 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
- 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) 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
- 6) Gray, M.A. and C.D. Metcalfe (1997) Induction of testis-ova in Japanese medaka (Oryzias latipes) exposed to p-nonylphenol. Environ. Toxicol. Chem., Vol. 16, 1082-1086
- 7) 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 tentans. Toxicology and Environmental Safety. Vol. 38, 155-160

37. ビスフェノールA

使用量およびその傾向

使用量は309,616t(1997年)で前年(295,679t)と比較して増加傾向であった。

環境濃度に関する規制

環境濃度に関する規制はない。

1. 緊急全国一斉調査結果

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 μ g/L
	建設省実態調査(前期)	147/256	ND(<0.01)–1.4 μ g/L
	一般水域・重点水域調査(秋季)	167/275	ND(<0.01)–1.7 μ g/L
	建設省実態調査(後期)	109/261	ND(<0.01)–1.3 μ g/L
	野生生物影響実態調査(カエル類)	4/19	ND(<0.01)–0.03 μ g/L
底質調査	一般水域調査(秋季)	55/152	ND(<5)–67 μ g/kg
	建設省実態調査(後期)	19/20	ND(<0.2)–11.0 μ g/kg
	野生生物影響実態調査(コイ)	0/3	ND(<5) μ g/kg
	野生生物影響実態調査(カエル類)	4/12	ND(<10-35)–152 μ g/kg
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	2/94	ND(<5)–2,700 μ g/kg
	野生生物影響実態調査(カエル類)	0/7	ND(<10-15) μ g/kg
水生生物調査(魚類)	一般水域調査(秋季)	8/141	ND(<5)–15 μ g/kg
野生生物調査	影響実態調査(コイ)	0/145	ND(<5) μ g/kg
	影響実態調査(ドバト)	1/31	ND(<20-80)–48 μ g/kg
	影響実態調査(アカネズミ)	1/30	ND(<40-100)–42 μ g/kg
	影響実態調査(タヌキ)	0/15	ND(<20-320) 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	42/225	ND(<0.005-0.1)–0.268 μ g/L
底質調査	95/215	ND(<0.2-13)–600 μ g/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 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. 内分泌攪乱作用に関する水中濃度の報告(生体内試験)

内分泌攪乱作用に関する水中濃度の報告(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

何れの調査においても一部で検出された。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。底質調査及び水生生物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下回っていた。

38. フタル酸ジ-2-エチルヘキシル

使用量およびその傾向

使用量は318,857t(1997年)で前年(315,916t)と比較して増加傾向であった。

環境濃度に関する規制

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. 緊急全国一斉調査結果

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(加川類)	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(加川類)	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(加川類)	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
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	58/68	ND(<2-40)-650ng/m ³
水生生物調査(魚類)	112/1018	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 μ g/kg 940 μ g/kg は、1983 年ミシガン湖で採集されたカワカマス類 Northern pike (<u>Esox lucius</u>)での測定値 ¹⁾

4. 内分泌攪乱作用に関する水中濃度の報告(生体内試験)

内分泌攪乱作用に関する水中濃度の報告(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

何れの調査においても一部で検出された。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を上回っていた。水生生物調査及び野生生物調査(コイ)で測定された最高値は2.国内の過去の水生生物調査(魚類)での測定値及び3.海外の汚染水域の魚類調査の測定値を下回っていた。

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

39. フタル酸ブチルベンジル

使用量およびその傾向

使用量は2,000t(1997年推定値)で前年(2,000t推定値)と比較して横這いであった。

環境濃度に関する規制

環境濃度に関する規制はない。

1. 緊急全国一斉調査結果

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) μ g/L
	建設省実態調査(前期)	3/256	ND(<0.2)–1.0 μ g/L
	一般水域・重点水域調査(秋季)	1/275	ND(<0.1)–0.1 μ g/L
	建設省実態調査(後期)	3/261	ND(<0.2)–3.1 μ g/L
	野生生物影響実態調査(カエル類)	0/19	ND(<0.2) μ g/L
底質調査	一般水域調査(秋季)	10/152	ND(<10)–1,400 μ g/kg
	建設省実態調査(後期)	4/20	ND(<10)–14 μ g/kg
	野生生物影響実態調査(コイ)	0/3	ND(<10) μ g/kg
	野生生物影響実態調査(カエル類)	0/12	ND(<13-70) μ g/kg
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	8/94	ND(<10)–599 μ g/kg
	野生生物影響実態調査(カエル類)	0/7	ND(<15-24) μ g/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 μ g/kg
野生生物	影響実態調査(コイ)	0/145	ND(<10) μ g/kg
	影響実態調査(ドバト)	0/31	ND(<40-160) μ g/kg
	影響実態調査(アカネズミ)	0/30	ND(<80-200) μ g/kg
	影響実態調査(タヌキ)	0/15	ND(<40-640) 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	0/27	ND(<0.08-0.1) μ g/L
底質調査	2/27	ND(<4-10)–16 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. 内分泌攪乱作用に関する水中濃度の報告(生体内試験)

内分泌攪乱作用に関する水中濃度の報告(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

野生生物調査において測定値は検出限界値以下であったが、水質、底質、土壌、大気及び水生生物調査の一部で検出された。水質及び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。

40. フタル酸ジ-n-ブチル

使用量およびその傾向

使用量は 17,794t(1997 年)で前年 (16,744t)と比較して増加傾向であった。

環境濃度に関する規制

環境濃度に関する規制はない。

1. 緊急全国一斉調査結果

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 μ g/L
	建設省実態調査 (前期)	69/256	ND(<0.2)–1.3 μ g/L
	一般水域・重点水域調査 (秋季)	14/275	ND(<0.3)–1.9 μ g/L
	建設省実態調査 (後期)	39/261	ND(<0.2)–0.8 μ g/L
	野生生物影響実態調査 (カエル類)	0/19	ND(<0.5) μ g/L
底質調査	一般水域調査 (秋季)	67/152	ND(<25)–2,000 μ g/kg
	建設省実態調査 (後期)	6/20	ND(<25)–100 μ g/kg
	野生生物影響実態調査 (コイ)	2/3	ND(<25)–37 μ g/kg
	野生生物影響実態調査 (カエル類)	0/12	ND(<33-175) μ g/kg
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	48/94	ND(<10)–816 μ g/kg
	野生生物影響実態調査 (カエル類)	0/7	ND(<37-60)–99 μ g/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) μ g/kg
野生生物	影響実態調査 (コイ)	27/145	ND(<25)–79 μ g/kg
	影響実態調査 (ドバト)	0/31	ND(<100-400) μ g/kg
	影響実態調査 (アカネズミ)	0/30	ND(<200-500) μ g/kg
	影響実態調査 (タヌキ)	0/15	ND(<100-1,600) 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	336/568	ND(<0.01-40)–36 μ g/L
底質調査	203/448	ND(<1-2,900)–2,300 μ g/kg
大気調査	53/69	ND(<5-70)–370ng/m ³
水生生物調査 (魚類)	119/1024	ND(<10-1,110)–1,950 μ g/kg
水生生物調査 (貝類)	8/246	ND(<100-500)–300 μ g/kg
水生生物調査 (鳥類)	0/96	ND(<100-500) 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. 内分泌攪乱作用に関する水中濃度の報告(生体内試験)

作用濃度	作用内容
1,800 μ g/L	ミジンコ類(<u>Daphnia magna</u>)の孵化幼生数の減少が認められた濃度 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

水生生物調査において測定値は検出限界値以下であったが、水質、底質、土壌、大気及び野生生物調査の一部で検出された。水質、底質及び大気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下回っていた。野生生物調査(コイ)で測定された最高値は 2.国内の過去の水生生物調査(魚類)での測定値を下回っていた。水質調査で最高濃度 2.3 μ g/L が測定された地点の秋季調査時の測定値は検出限界値 0.3 μ g/L 未満で濃度に変動があることが伺われた。水質調査で測定された最高濃度 2.3 μ g/L と報告されている内分泌攪乱作用に関する水中濃度 1,800 μ 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)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

41. フタル酸ジシクロヘキシル

使用量およびその傾向

使用量は100t(1997年)で前年(100t)と比較して横這いであった。

環境濃度に関する規制

環境濃度に関する規制はない。

1. 緊急全国一斉調査結果

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) μ g/L
	建設省実態調査(前期)	0/5	ND(<0.2) μ g/L
	一般水域・重点水域調査(秋季)	0/275	ND(<0.1) μ g/L
	建設省実態調査(後期)	0/5	ND(<0.2) μ g/L
底質調査	一般水域調査(秋季)	4/152	ND(<10)-170 μ g/kg
	建設省実態調査(後期)	0/5	ND(<10) μ g/kg
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<10) μ g/kg
大気調査	大気環境分析調査	7/178	ND(<0.38)-4.9ng/m ³
水生生物調査(魚類)	一般水域調査(秋季)	0/141	ND(<10) 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	0/27	ND(<0.1-0.4) μ g/L
底質調査	0/27	ND(<10-50) 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. 内分泌攪乱作用に関する水中濃度の報告(生体内試験)

内分泌攪乱作用に関する水中濃度の報告(生体内試験)は得られなかった。

5. まとめ

水質、土壌及び水生生物調査において測定値は検出限界値以下であったが、底質及び大気調査の一部で検出された。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。

42. フタル酸ジエチル

使用量およびその傾向

使用量は700t(1997年)で前年(700t)と比較して横這いであった。

環境濃度に関する規制

環境濃度に関する規制はない。

1. 緊急全国一斉調査結果

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(<0.1)–1.1 μ g/L
	建設省実態調査(前期)	0/5	ND(<0.2) μ g/L
	一般水域・重点水域調査(秋季)	4/275	ND(<0.1)–0.3 μ g/L
	建設省実態調査(後期)	0/5	ND(<0.2) μ g/L
	野生生物影響実態調査(コイ)	0/3	ND(<0.2) μ g/L
	野生生物影響実態調査(カエル類)	0/19	ND(<0.2) μ g/L
底質調査	一般水域調査(秋季)	1/152	ND(<10)–22 μ g/kg
	建設省実態調査(後期)	0/5	ND(<10) μ g/kg
	野生生物影響実態調査(コイ)	0/3	ND(<10) μ g/kg
	野生生物影響実態調査(カエル類)	0/12	ND(<13-70) μ g/kg
土壌調査	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(カエル類)	0/7	ND(<15-24) μ g/kg
大気調査	大気環境分析調査	82/178	ND(<1.7)–18ng/m ³
水生生物調査(魚類)	一般水域調査(秋季)	0/141	ND(<10) μ g/kg
野生生物	影響実態調査(コイ)	0/145	ND(<10) μ g/kg
	影響実態調査(ドバト)	0/31	ND(<40-160) μ g/kg
	影響実態調査(アカネズミ)	0/30	ND(<80-200) μ g/kg
	影響実態調査(タヌキ)	0/15	ND(<40-640) 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	0/27	ND(<0.1-2) μ g/L
底質調査	0/27	ND(<6-20) 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. 内分泌攪乱作用に関する水中濃度の報告(生体内試験)

内分泌攪乱作用に関する水中濃度の報告(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

土壌、水生生物及び野生生物調査において測定値は検出限界値以下であったが、水質、底質及び大気調査の一部で検出された。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。

43. ベンゾ(a)ピレン

使用量およびその傾向

非意図的生成物

環境濃度に関する規制

環境濃度に関する規制はない。

1. 緊急全国一斉調査結果

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) μ g/L
	建設省実態調査（前期）	0/5	ND(<0.01) μ g/L
	一般水域・重点水域調査（秋季）	8/275	ND(<0.01)–0.02 μ g/L
	建設省実態調査（後期）	0/5	ND(<0.01) μ g/L
	野生生物影響実態調査（コイ）	0/3	ND(<0.01) 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	一般水域調査（秋季）	122/152	ND(<1)–3,800 μ g/kg
	建設省実態調査（後期）	4/5	ND(<1)–39 μ g/kg
	野生生物影響実態調査（コイ）	3/3	1–45 μ g/kg
	野生生物影響実態調査（カエル類）	11/12	ND(<5)–341 μ g/kg
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<5) μ g/kg
	野生生物影響実態調査（カエル類）	7/7	70–258 μ g/kg
大気調査	大気環境分析調査	198/198	0.021–2.4ng/m ³
水生生物調査（魚類）	一般水域調査（秋季）	0/141	ND(<2) μ g/kg
野生生物調査	影響実態調査（コイ）	0/145	ND(<1) μ g/kg
	影響実態調査（カエル類）	0/80	ND(<2-5) μ g/kg
	影響実態調査（クジラ類）	0/26	ND(<5) μ g/kg
	影響実態調査（アザラシ類）	0/19	ND(<5) μ g/kg
	影響実態調査（ドバト）	0/32	ND(<2) μ g/kg
	影響実態調査（トビ）	0/26	ND(<2) 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(<2-10) μ g/kg
	影響実態調査（アカネズミ）	0/30	ND(<2-4) μ g/kg
	影響実態調査（ニホンザル）	0/41	ND(<2-4) μ g/kg
	影響実態調査（クマ類）	0/17	ND(<2-5) μ g/kg
	影響実態調査（タヌキ）	0/15	ND(<2-8) 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	1/288	ND(<0.002-1)–0.017 μ g/L
底質調査	239/291	ND(<0.1-300)–3,700 μ g/kg
大気調査	48/51	ND(<0.02-0.3)–6.37ng/m ³
水生生物調査（魚類）	1/167	ND(<0.3-230)–8 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
底質調査	五大湖	31.7-64.0 μ g/kg 64.0 μ g/kg は、1986年スペリオール湖での測定値 ¹⁾

4. 内分泌攪乱作用に関する水中濃度の報告(生体内試験)

内分泌攪乱作用に関する水中濃度の報告は得られなかった。

5. まとめ

水生生物及び野生生物調査において測定値は検出限界値以下であったが、水質、底質、土壌及び大気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3.海外の汚染水域での測定値を上回っていた。大気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下回っていた。

6. 参考文献

- 1) Baker, J.E. and S.J. Eisenreich (1989) PCBs and PAHs as tracers of particulate dynamics in large lakes. J. Great Lake Res., Vol. 15, No. 1, 84-103

44. 2,4-ジクロロフェノール

使用量およびその傾向

使用量に関する報告は得られなかった。

環境濃度に関する規制

環境濃度に関する規制はない。

1. 緊急全国一斉調査結果

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）	15/130	ND(<0.01)–0.20 μ g/L
	建設省実態調査（前期）	1/5	ND(<0.01)–0.01 μ g/L
	一般水域・重点水域調査（秋季）	23/275	ND(<0.01)–0.05 μ g/L
	建設省実態調査（後期）	0/5	ND(<0.01) μ g/L
底質調査	一般水域調査（秋季）	4/152	ND(<5)–230 μ g/kg
	建設省実態調査（後期）	0/5	ND(<1) μ g/kg
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<5) μ g/kg
水生生物調査（魚類）	一般水域調査（秋季）	1/141	ND(<1.5)–1.6 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	0/57	ND(<0.02-40) μ g/L
底質調査	0/57	ND(<3-4,000) μ g/kg
大気調査	0/18	ND(0.5-10)ng/m ³

3. 海外の汚染水域での測定値

海外の汚染水域での測定値は得られなかった。

4. 内分泌攪乱作用に関する水中濃度の報告(生体内試験)

作用濃度	作用内容
1,570 μ g/L	ミジンコ類(<i>Daphnia magna</i>)で同腹の胎仔数と新生仔数の著しい減少を認めた濃度 ¹⁾

5. まとめ

土壌調査での測定値は検出限界値以下であったが、水質、底質及び水生生物調査の一部で検出された。水質調査で最高濃度 0.20 μ g/L が測定された地点の秋季調査時の測定値は 0.02 μ g/L で濃度に変動がある事が伺われた。水質調査で測定された最高濃度 0.20 μ g/L と報告されている内分泌攪乱作用に関する水中濃度 1,570 μ 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 未満であった。

6 . 参考文献

- 1)Gersich,F.M. and D.P.Milazzo(1990)Evaluation of a 14-day static renewal toxicity test with Daphnia magna STRAUS.Arch.Environ.Contam. Toxicol.,Vol.19, No.1, 72-76

45. アジピン酸ジ-2-エチルヘキシル

使用量およびその傾向

使用量は 33,282t(1997 年)で前年 (32,694t)と比較して増加傾向であった。

環境濃度に関する規制

環境濃度に関する規制はない。

1. 緊急全国一斉調査結果

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)	3/130	ND(<0.05)–0.07 μ g/L
	建設省実態調査 (前期)	127/256	ND(<0.01)–0.16 μ g/L
	一般水域・重点水域調査 (秋季)	39/275	ND(<0.01)–1.8 μ g/L
	建設省実態調査 (後期)	44/261	ND(<0.01)–0.05 μ g/L
	野生生物影響実態調査 (加Ⅱ類)	1/19	ND(<0.01)–0.33 μ g/L
底質調査	一般水域調査 (秋季)	12/152	ND(<10)–66 μ g/kg
	建設省実態調査 (後期)	1/20	ND(<10)–10 μ g/kg
	野生生物影響実態調査 (コイ)	1/3	ND(<10)–14 μ g/kg
	野生生物影響実態調査 (加Ⅱ類)	0/12	ND(<13-70) μ g/kg
土壌調査	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 (加Ⅱ類)	0/7	ND(<15-24) μ g/kg
大気調査	大気環境分析調査	140/178	ND(<0.58)–21ng/m ³
水生生物調査 (魚類)	一般水域調査 (秋季)	0/141	ND(<10) μ g/kg
野生生物調査	影響実態調査 (コイ)	0/145	ND(<10) μ g/kg
	影響実態調査 (ドバト)	0/31	ND(<40-160) μ g/kg
	影響実態調査 (アカネズミ)	0/30	ND(<80-200) μ g/kg
	影響実態調査 (タヌキ)	4/15	ND(<40-640)–57,230 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	0/63	ND(<0.09-25) μ g/L
底質調査	12/63	ND(<4.1-1,000)–100 μ g/kg
大気調査	33/48	ND(<0.05-6)–22ng/m ³

3. 海外の汚染水域での測定値

海外の汚染水域での測定値は得られなかった。

4. 内分泌攪乱作用に関する水中濃度の報告(生体内試験)

内分泌攪乱作用に関する水中濃度の報告(生体内試験)は得られなかった。

5. まとめ

土壌及び水生生物調査において測定値は検出限界値以下であったが、水質、底質、大気及び野生生物調査の一部で検出された。底質及び大気調査で測定された最高値は2.国内の過去の測定値を下回っていた。

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

46. ベンゾフェノン

使用量およびその傾向

使用量に関する報告は得られなかった。

環境濃度に関する規制

環境濃度に関する規制はない。

1. 緊急全国一斉調査結果

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）	12/130	ND(<0.01)–0.09 μ g/L
	建設省実態調査（前期）	2/5	ND(<0.01)–0.01 μ g/L
	一般水域・重点水域調査（秋季）	59/275	ND(<0.01)–0.16 μ g/L
	建設省実態調査（後期）	3/5	ND(<0.01)–0.02 μ g/L
底質調査	一般水域調査（秋季）	4/152	ND(<1)–4 μ g/kg
	建設省実態調査（後期）	1/5	ND(<1)–4.8 μ g/kg
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	8/94	ND(<1)–3 μ g/kg
水生生物調査（魚類）	一般水域調査（秋季）	3/141	ND(<1)–4 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	0/15	ND(<0.1-0.2) μ g/L
底質調査	0/15	ND(<20) 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. 内分泌攪乱作用に関する水中濃度の報告(生体内試験)

内分泌攪乱作用に関する水中濃度の報告(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

何れの調査においても一部で検出された。

47. 4-ニトロトルエン

使用量およびその傾向

使用量は2,500t(1989年推定値)で前年(2,500t推定値)と比較して横這いであった。

環境濃度に関する規制

環境濃度に関する規制はない。

1. 緊急全国一斉調査結果

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)	2/130	ND(<0.01)–0.09 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)–0.21 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(<1) 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	7/94	ND(<1)–2 μg/kg
水生生物調査(魚類)	一般水域調査(秋季)	1/141	ND(<1)–5 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	2/127	ND(<0.03-0.4)–0.21 μg/L
底質調査	3/116	ND(<2-15)–38 μg/kg
大気調査	1/73	ND(2-20)–9ng/m ³
水生生物調査(魚類)	1/116	ND(<3-7.5)–4.8 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. 内分泌攪乱作用に関する水中濃度の報告(生体内試験)

内分泌攪乱作用に関する水中濃度の報告(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以下であったが、水質、土壌及び水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は2.国内の過去の測定値と同じで、水生生物調査においては測定された最高値は2.国内の過去の水生生物調査(魚類)での測定値を上回っていた。

48. オクタクロロスチレン

使用量およびその傾向

有機塩素系化合物の副生物

使用量およびその傾向は得られなかった。

環境濃度に関する規制

環境濃度に関する規制はない。

1. 緊急全国一斉調査結果

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) μ g/L
	建設省実態調査（前期）	0/5	ND(<0.03) μ g/L
	一般水域・重点水域調査（秋季）	0/275	ND(<0.01) μ g/L
	建設省実態調査（後期）	0/5	ND(<0.03) μ g/L
底質調査	一般水域調査（秋季）	0/152	ND(<2) μ g/kg
	建設省実態調査（後期）	0/5	ND(<1) μ g/kg
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<10) μ g/kg
水生生物調査（魚類）	一般水域調査（秋季）	2/141	ND(<2)–12 μ 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

調査区分	調査場所	検出濃度範囲
水質調査	五大湖	0.0047ng/L 0.0047ng/L は、1986 年オンタリオ湖での測定値 ¹⁾
底質調査	五大湖	ND(不明)–15 μ g/kg 15 μ g/kg は、1982 年オンタリオ湖での測定値 ²⁾
魚類調査	五大湖	5.5–263 μ g/kg 263 μ 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 ³⁾
	北海	150 μ g/kg 150 μ g/kg は、Elbe estuary 採集されたカレイ類 <i>Platichthys flesus</i> での測定値 ⁴⁾

4. 内分泌攪乱作用に関する水中濃度の報告(生体内試験)

内分泌攪乱作用に関する水中濃度の報告(生体内試験)は得られなかった。

5. まとめ

水質、底質及び土壌調査において測定値は検出限界値以下であったが、水生生物

調査の一部で検出された。水生生物調査で測定された最高値は3.海外の汚染水域の魚類調査での測定値を下回っていた。

6. 参考文献

- 1) Oliver, B.G and A.J.Niimi (1988) Trophodynamic of analysis of polychlorinated biphenyl congeners and other chlorinated hydrocarbons in the Lake Ontario ecosystem. Environ.Sci.Technol., Vol.22, 388-397
- 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) Huestis, S.Y., M.R.Servos, D.M.Whittle and D.G.Dixon (1996) Temporal age-related trends in levels of polychlorinated biphenyl congeners and organochlorine contaminants in Lake Ontario lake trout (Salvelinus namaycush). J.Great Lakes Res., Vol.22, No.2, 310-330
- 4) Luckas, B. and U.Harms (1987) Characteristic levels of chlorinated hydrocarbons and trace metals in fish from coastal waters of North and Baltic Sea. Int.J. Environ.Anal.Chem., Vol.29, 215-225

49.アルディカーブ（アルジカルブ）

使用量およびその傾向

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。

環境濃度に関する規制

環境濃度に関する規制はない。

1. 緊急全国一斉調査結果

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

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. 内分泌攪乱作用に関する水中濃度の報告（生体内試験）

内分泌攪乱作用に関する水中濃度の報告（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。

50.ベノミル

使用量およびその傾向

使用量は原体 191t 及び製剤 324t(1996 年)で前年(原体 245t 及び製剤 391t)と比較して減少傾向であった。

環境濃度に関する規制

環境濃度に関する規制はない。

1. 緊急全国一斉調査結果^{注)}

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)	16/249	ND(<0.07)–0.3 μ g/L
	農薬等の環境残留実態調査(第二回)	9/249	ND(<0.07)–0.76 μ g/L
	農薬等の環境残留実態調査(第三回)	17/249	ND(<0.05)–0.48 μ g/L
底質調査	農薬等の環境残留実態調査	8/94	ND(<3)–12 μ g/kg
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	6/94	ND(<1)–15 μ g/kg
水生生物調査 (魚類)	農薬等の環境残留実態調査	1/48	ND(<2)–4 μ g/kg

注) ベノミルは環境中で速やかにカルベンダジムに分解される。また、化学的に類似した構造を持つ化学物質は代謝物としてカルベンダジムを生成する。今回の調査ではカルベンダジムで定量しており、これらの類似化合物に由来するカルベンダジムとの含量として測定された。

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. 内分泌攪乱作用に関する水中濃度の報告(生体内試験)

内分泌攪乱作用に関する水中濃度の報告(生体内試験)は得られなかった。

5. まとめ

今回の検討からは除外した。