

## 36. 4-オクチルフェノール

### 使用量およびその推移

使用量は 10,000t(1999 年推定値)で前年の推定値(10,000t)と比較して横這いであった。  
環境中濃度に関する規制

環境中濃度に関する規制はない。

### 1. 全国一斉調査結果

#### 1.1. 平成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 μg/L
		4-n-オクチルフェノール	1/171	ND(<0.01) - 0.01 μg/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 μg/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 μg/kg
		4-n-オクチルフェノール	0/48	ND(<1.5) μg/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 μg/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 μg/kg
		4-n-オクチルフェノール	0/30	ND(<0.03-1.2) μg/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) μg/kg
		4-n-オクチルフェノール	0/10	ND(<1.6-1.7) μg/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 μg/kg
		4-n-オクチルフェノール	0/44	ND(<0.03-2.9) μg/kg

#### 1.2. 平成11年度

調査区分	調査名	異性体名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	一般水域調査(秋季)	4-t-オクチルフェノール	28/170	ND(<0.01) - 0.61 μg/L
		4-n-オクチルフェノール	0/170	ND(<0.01) μg/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 μg/L
		4-n-オクチルフェノール	1/31	ND(<0.01) - 0.01 μg/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 μg/L
		4-n-オクチルフェノール	0/261	ND(<0.01) μg/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 μg/L
		4-n-オクチルフェノール	1/140	ND(<0.01) - 0.03 μg/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 μg/L
		4-n-オクチルフェノール	0/31	ND(<0.01) μg/L

調査区分	調査名	異性体名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
底質調査	一般水域調査（冬季）	4-t-オクチルフェノール	25/48	ND(<1.5) - 170 $\mu\text{g/kg}$
		4-n-オクチルフェノール	0/48	ND(<1.5) $\mu\text{g/kg}$
	建設省実態調査（春期）	4-t-オクチルフェノール	10/28	ND(<1) - 56 $\mu\text{g/kg}$
		4-n-オクチルフェノール	0/28	ND(<1) $\mu\text{g/kg}$
	建設省実態調査（夏期）	4-t-オクチルフェノール	6/20	ND(<1) - 92 $\mu\text{g/kg}$
		4-n-オクチルフェノール	0/20	ND(<1) $\mu\text{g/kg}$
	建設省実態調査（秋期）	4-t-オクチルフェノール	3/11	ND(<1) - 67 $\mu\text{g/kg}$
		4-n-オクチルフェノール	0/11	ND(<1) $\mu\text{g/kg}$

1.3. 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 $\mu\text{g/L}$
		4-n-オクチルフェノール	0/130	ND(<0.01) $\mu\text{g/L}$
	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 $\mu\text{g/L}$
		4-n-オクチルフェノール	1/256	ND(<0.1)–0.1 $\mu\text{g/L}$
	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 $\mu\text{g/L}$
		4-n-オクチルフェノール	0/275	ND(<0.01) $\mu\text{g/L}$
	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 $\mu\text{g/L}$
		4-n-オクチルフェノール	0/261	ND(<0.03) $\mu\text{g/L}$
	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) $\mu\text{g/L}$
		4-n-オクチルフェノール	0/19	ND(<0.01) $\mu\text{g/L}$
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 $\mu\text{g/kg}$
		4-n-オクチルフェノール	0/152	ND(<5) $\mu\text{g/kg}$
	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 $\mu\text{g/kg}$
		4-n-オクチルフェノール	0/20	ND(<1) $\mu\text{g/kg}$
	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) $\mu\text{g/kg}$
		4-n-オクチルフェノール	0/3	ND(<5) $\mu\text{g/kg}$
	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) $\mu\text{g/kg}$
		4-n-オクチルフェノール	0/12	ND(<1.9-10.5) $\mu\text{g/kg}$
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) $\mu\text{g/kg}$
		4-n-オクチルフェノール	0/94	ND(<5) $\mu\text{g/kg}$
	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) $\mu\text{g/kg}$
		4-n-オクチルフェノール	0/7	ND(<2.2-3.6) $\mu\text{g/kg}$
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 $\mu\text{g/kg}$
		4-n-オクチルフェノール	0/141	ND(<1.5) $\mu\text{g/kg}$

調査区分	調査名	異性体名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
野生生物調査	影響実態調査（コイ）	4-t-オキシルフェノール	0/145	ND(<5) $\mu\text{g}/\text{kg}$
		4-n-オキシルフェノール	0/145	ND(<5) $\mu\text{g}/\text{kg}$
	影響実態調査（ドバト）	4-t-オキシルフェノール	9/31	ND(<1.5)–5.6 $\mu\text{g}/\text{kg}$
		4-n-オキシルフェノール	0/31	ND(<1.5-2) $\mu\text{g}/\text{kg}$
	影響実態調査（アカネズミ）	4-t-オキシルフェノール	21/30	ND(<1.5)–7.2 $\mu\text{g}/\text{kg}$
		4-n-オキシルフェノール	0/30	ND(<1.5-2.5) $\mu\text{g}/\text{kg}$
	影響実態調査（タヌキ）	4-t-オキシルフェノール	6/15	ND(<1.5)–37 $\mu\text{g}/\text{kg}$
		4-n-オキシルフェノール	0/15	ND(<1.5-7) $\mu\text{g}/\text{kg}$

## 2. 国内の過去の測定値

調査区分	異性体名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	4-t-オキシルフェノール	0/6	ND(<0.04-1.5) $\mu\text{g}/\text{L}$
底質調査	4-t-オキシルフェノール	2/6	ND(<4-54)–4 $\mu\text{g}/\text{kg}$

## 3. 海外の汚染水域での測定値

調査区分	調査場所	異性体名	検出濃度範囲
水質調査	五大湖	4-t-オキシルフェノール	ND(<0.005)–0.47 $\mu\text{g}/\text{L}$ 0.47 $\mu\text{g}/\text{L}$ は、1994年スペリオール湖での測定値 <sup>1)</sup>
底質調査	五大湖	4-t-オキシルフェノール	10–1,800 $\mu\text{g}/\text{kg}$ 1,800 $\mu\text{g}/\text{kg}$ は、1995年オンタリオ湖での測定値 <sup>1)</sup>

## 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-t-オキシルフェノール	4.8 $\mu\text{g}/\text{L}$	3週間曝露後、成熟した雄ニジマス( <i>Oncorhynchus mykiss</i> )の血漿中にピテロジェニンが合成された濃度 <sup>2)</sup>
	10 $\mu\text{g}/\text{L}$	21日間曝露後、雄ニジマス( <i>O. mykiss</i> )の血漿中のピテロジェニン値が増加した濃度 <sup>3)</sup>
	20 $\mu\text{g}/\text{L}$	21日間曝露後、雄メダカ( <i>Oryzias latipes</i> )の血清中にピテロジェニンが合成された濃度 <sup>4)</sup> 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 <sup>4)</sup>
	41 $\mu\text{g}/\text{L}$	9日間曝露後、未成熟ニジマス( <i>O. mykiss</i> )の血漿中ピテロジェニン値が増加した濃度 <sup>5)</sup>
	100 $\mu\text{g}/\text{L}$	21日間曝露後、ローチ( <i>Rutilus rutilus</i> )の血漿中のピテロジェニン値が増加した濃度 <sup>3)</sup>
	100 $\mu\text{g}/\text{L}$ **	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 <sup>6)</sup> 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 <sup>6)</sup>
	150 $\mu\text{g}/\text{L}$	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 <sup>7)</sup>

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	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 <sup>6)</sup>
	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 <sup>8)</sup>
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 <sup>5)</sup>
4-オクチルフェノール	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 <sup>9)</sup>
	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 <sup>10)</sup>
	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 <sup>11)</sup>

\* この作用濃度は信頼性がやや低かった。

\*\* この作用濃度は信頼性が低かった。

なお、内分泌攪乱作用に関する試験管内試験の報告も得られている。

## 5. まとめ

水質、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 4-*t*-オクチルフェノールの最高値 0.72 µg/L は、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の最高値 0.01 µg/L は、平成 11 年度の最高値 0.03 µg/L (建設省) 及び平成 10 年度の最高値 0.1 µg/L (建設省) を下回っていた。底質調査において測定された 4-*t*-オクチルフェノールの最高値 160 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 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。なお、平成 11 年度の水質及び底質調査、平成 10 年度の水質、底質、水生生物(魚類)及び野生生物調査の一部で検出された。水質調査で測定された 4-*t*-オクチルフェノールの最高濃度 13 µg/L (平成 10 年度)と報告されている内分泌攪乱作用を示すと疑われた水中濃度 4.8 µg/L を分類するために暫定的に比較するとその比は 0.001 を超えていた。

## 6. 参考文献

- 1) Bennie, D.T., C.A. Sullivan, H.-B. Lee, T.E. Peart & R.J. Maguire (1997) Occurrence of alkylphenols and alkylphenol mono- and diethoxylates in natural waters of the Laurentian Great Lakes basin and the upper St. Lawrence River. The Science of the Total Environment. Vol. 193, 263-275.
- 2) Jobling, S., D. Sheahan, J.A. Osborne, P. Mathiessen and J.P. Sumpter (1996) Inhibition of testicular growth in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) exposed to estrogenic

- alkylphenolic chemicals. Environ.Toxicol.Chem., Vol.15, 194-202.
- 3)Routelede,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.Baatrup(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 chitobiase 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 chitobiase 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.

## 36. ノニルフェノール

### 使用量およびその推移

使用量は 19,000t(1999 年推定値)で前年の推定値 ( 20,000t)と比較して減少傾向であった。

生産量は 16,500t(2000 年)で前年 ( 17,400t)と比較して減少傾向であった。

### 環境中濃度に関する規制

環境中濃度に関する規制はない。

## 1. 全国一斉調査結果

### 1.1. 平成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 )	40/171	ND(<0.1) - 7.1 $\mu\text{g/L}$
	国土交通省地点別河川測定調査 ( 秋期 )	17/131	ND(<0.1) - 1.0 $\mu\text{g/L}$
底質調査	一般水域調査 ( 冬季 )	33/48	ND(<1.5) - 5,600 $\mu\text{g/kg}$
	国土交通省地点別河川測定調査 ( 秋期 )	10/14	ND(<3) - 1,100 $\mu\text{g/kg}$
野生生物調査	影響実態調査 ( カワウ )	28/30	ND(<7.7-18) - 230 $\mu\text{g/kg}$
	影響実態調査 ( カワウ卵 )	0/10	ND(<24-25) $\mu\text{g/kg}$
	影響実態調査 ( 猛禽類 )	42/44	ND(<0.14-0.41) - 190 $\mu\text{g/kg}$

### 1.2. 平成11年度

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	一般水域調査 ( 冬季 )	45/170	ND(<0.1)-4.6 $\mu\text{g/L}$
	建設省実態調査 ( 春期 )	13/31	ND(<0.1)-2.3 $\mu\text{g/L}$
	建設省実態調査 ( 夏期 )	35/261	ND(<0.1)-2.0 $\mu\text{g/L}$
	建設省実態調査 ( 秋期 )	19/140	ND(<0.1)-3.3 $\mu\text{g/L}$
	建設省実態調査 ( 冬期 )	7/31	ND(<0.1)-2.6 $\mu\text{g/L}$
底質調査	一般水域調査 ( 冬季 )	37/48	ND(<15)-12,000 $\mu\text{g/kg}$
	建設省実態調査 ( 春期 )	26/27	ND(<3)-2,600 $\mu\text{g/kg}$
	建設省実態調査 ( 夏期 )	16/20	ND(<3)-2,700 $\mu\text{g/kg}$
	建設省実態調査 ( 秋期 )	9/11	ND(<3)-1,400 $\mu\text{g/kg}$

### 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	一般水域調査（夏季）	99/130	ND(<0.05)–7.1 µg/L
	建設省実態調査（前期）	110/256	ND(<0.1)–1.9 µg/L
	一般水域・重点水域調査（秋季）	146/275	ND(<0.05-0.1)–21 µg/L
	建設省実態調査（後期）	135/261	ND(<0.03)–3.0 µg/L
	野生生物影響実態調査（カエル類）	8/19	ND(<0.1)–0.2 µg/L
底質調査	一般水域調査（秋季）	36/152	ND(<50)–4,900 µg/kg
	建設省実態調査（後期）	18/20	ND(<3)–880 µg/kg
	野生生物影響実態調査（コイ）	2/3	ND(<50)–160 µg/kg
	野生生物影響実態調査（カエル類）	2/12	ND(<19-87)–692 µg/kg
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<50) µg/kg
	野生生物影響実態調査（カエル類）	0/7	ND(<22-36) µg/kg
水生生物調査 （魚類）	一般水域調査（秋季）	42/141	ND(<15)–780 µg/kg
野生生物調査	影響実態調査（コイ）	0/145	ND(<50) µg/kg
	影響実態調査（ドバト）	16/31	ND(<15)–113 µg/kg
	影響実態調査（アカネズミ）	22/30	ND(<15)–190 µg/kg
	影響実態調査（タヌキ）	14/15	ND(<15)–2,000 µg/kg

### 2. 国内の過去の測定値

調査区分	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	2/173	ND(<0.05-5)–0.26 µg/L
底質調査	55/161	ND(<1.4-487)–1,300 µg/kg

### 3. 海外の汚染水域での測定値

調査区分	調査場所	検出濃度範囲
水質調査	五大湖	ND(<0.01)–0.92 µg/L 0.92 µg/L は、1995 年オンタリオ湖での測定値 <sup>1)</sup>
底質調査	五大湖	170–72,000 µg/kg 72,000 µg/kg は、1995 年オンタリオ湖での測定値 <sup>1)</sup>

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>p</i> -ノニルフェノール	1.6 µg/L	42 日間曝露後、ファットヘッドミノー ( <i>Pimephales promelas</i> ) の精巣組織に異常が認められた濃度 <sup>2)</sup>
ノニルフェノール	10 µg/L	72 時間曝露後、未成熟なニジマス ( <i>Oncorhynchus mykiss</i> ) の肝臓にビテロジェニン mRNA が誘導された濃度 <sup>3)</sup>
4-ノニルフェノール	20.3 µg/L	3 週間曝露後、成熟した雄ニジマス ( <i>O. mykiss</i> ) の血漿中にビテロジェニン濃度が合成された濃度 <sup>4)</sup>
4- <i>t</i> -ノニルフェノール	30 µg/L	孵化から 35 日間曝露した孵化 466 日後の遺伝的全雌ニジマス ( <i>O. mykiss</i> ) の体重に対する相対卵巣重量 (OSL) が増加した濃度 <sup>5)</sup>
<i>p</i> -ノニルフェノール	30 µg/L	3 週間曝露後、カレイ類 ( <i>Plastichthy flesus</i> ) の血中にビテロジェニンが誘導されなかった濃度 <sup>6)</sup>
4-ノニルフェノール	36 µg/L	20 日間曝露後、ユスリカ類 ( <i>Chironomus tentas</i> ) の卵塊に形状異常が認められた濃度 <sup>7)</sup>
tech-4-ノニルフェノール	50 µg/L	3 ヶ月曝露後、雄メダカ ( <i>Oryzias latipes</i> ) の精巣内に卵細胞が形成された濃度 <sup>8)</sup>
tech-ノニルフェノール	76 µg/L	9 日間曝露後、未成熟ニジマス ( <i>O. mykiss</i> ) 血漿中のビテロジェニン値が増加した濃度 <sup>9)</sup>
ノニルフェノール <sup>**</sup>	10 µg/L	72 時間曝露後、未成熟なニジマス ( <i>O. mykiss</i> ) の肝臓にビテロジェニン mRNA が誘導された濃度 <sup>10)</sup>
ノニルフェノール <sup>**</sup>	14.14 µg/L	72 時間曝露後、未成熟なニジマス ( <i>O. mykiss</i> ) の肝臓にビテロジェニン mRNA を生成した濃度曲線の EC50 値 <sup>10)</sup>
4-ノニルフェノール	22 µg/L <sup>*</sup>	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 <sup>11)</sup>
4-ノニルフェノール <sup>**</sup>	31 µg/L	39 日間曝露したコペポーダ ( <i>Tisbe battagliai</i> ) の生残率と繁殖に影響を与えなかった。62 µg/L 以上では生残率の低下がみられたが、繁殖への影響はみられなかった <sup>12)</sup>
ノニルフェノール <sup>**</sup>	50 µg/L	1 日間曝露後、未成熟なニジマス ( <i>O. mykiss</i> ) の肝臓にビテロジェニン mRNA が誘導された濃度 <sup>11)</sup>
ノニルフェノール (90% <i>p</i> -NP+10% <i>o</i> -NP)	66 µg/L <sup>*</sup>	2 週間曝露した雄メダカ ( <i>O. latipes</i> ) を正常な雌と交配させたところ稚魚の孵化率が低下した濃度 <sup>13)</sup>
tech-4- <i>t</i> -ノニルフェノール	100 µg/L <sup>*</sup>	3 週間曝露後、ゲンゲ類 ( <i>Zoarcetes viviparus</i> ) の血清中ビテロジェニン値が増加した濃度 <sup>8)</sup>

異性体名	作用濃度	作用内容
4- <i>n</i> -ニルフェノール	109 µg/L	9日間曝露後、未成熟ニジマス( <i>O. mykiss</i> )血漿中のピテロジェニン値の増加が認められなかった濃度 <sup>14)</sup>
4- <i>n</i> -ニルフェノール	25 µg/L *	48時間曝露後、オオミジンコ( <i>Daphnia magna</i> )でアンドロジェン代謝を攪乱した濃度 <sup>11)</sup>
4- <i>n</i> -ニルフェノール	50 µg/L *	21日間のオオミジンコ( <i>D. magna</i> )の繁殖試験において産仔数の減少がみられた濃度 <sup>15)</sup>
4- <i>n</i> -ニルフェノール	100 µg/L *	48時間曝露後、オオミジンコ( <i>D. magna</i> )でテストステロン蓄積値が増加した濃度 <sup>15)</sup>

\* この作用濃度は信頼性がやや低かった。

\*\* この被験物質は入手先が不明であった。

なお、内分泌攪乱作用に関する試験管内試験の報告も得られている。

## 5. まとめ

水質、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 7.1 µg/L は、平成 11 年度の最高値 4.6 µg/L 及び国内の過去の最高値 0.26 µg/L を上回っていたが、平成 10 年度の最高値 21 µg/L を下回っていた。底質調査において測定された最高値 5,600 µg/kg は、平成 10 年度の最高値 4,900 µg/kg 及び国内の過去の最高値 1,300 µg/kg を上回っていたが、平成 11 年度の最高値 12,000 µg/kg を下回っていた。平成 10 年度～平成 12 年度の水質調査結果と環境省が提案した予測無影響濃度(PNEC)0.608 µg/L<sup>16)</sup>との比較結果は下表の通りである。なお、平成 11 年度の水質及び底質調査、平成 10 年度の水質、底質、水生生物(魚類)及び野生生物調査の一部で検出された。水質調査で測定された最高濃度 21 µg/L (平成 10 年度)と報告されている内分泌攪乱作用を示すと疑われた水中濃度 1.6 µg/L を分類するために暫定的に比較するとその比は 0.001 を超えていた。

表 全国一斉調査結果(水質)と予測無影響濃度(PNEC)との比較

水質調査結果	PNEC 超過試料数 / 調査試料数	PNEC 超過率(%)
平成 12 年度	10/302	3.3
平成 10 年度及び 平成 11 年度	71/1,574	4.5

## 6. 参考文献

1) Bennie, D.T., C.A. Sullivan, H.-B. Lee, T.E. Peart and R.J. Maguire (1997) Occurrence

- of alkylphenols and alkylphenol mono- and diethoxylates in natural waters of the Laurentian Great Lakes basin and the upper St. Lawrence River. *The Science of the Total Environment*, Vol. 193, 263-275.
- 2) Miles-Richardson, S.R., S.L. Pierens, K.M. Nichols, V.J. Kramer, E.M. Snyder, S.A. Snyder, J.A. Render, S.D. Fitzgerald and J.P. Giesy (1999) Effects of waterborne exposure to 4-nonylphenol and nonylphenol ethoxylate on secondary sex characteristics and gonads of fathead minnows (*Pimephales promelas*). *Environmental Research Section A*, 80, S122-S137.
  - 3) Ren, L.S.K. Lewis and J.J. Lech (1996) Effects of estrogen and nonylphenol on the post-transcriptional regulation of vitellogenin gene expression. *Chemico-Biol. Interact.*, Vol. 100, 67-76.
  - 4) Jobling, S., D. Sheahan, J.A. Osborne, P. Mathiessen and J.P. Sumpter (1996) Inhibition of testicular growth in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) exposed to estrogenic alkylphenolic chemicals. *Environ. Toxicol. Chem.*, Vol. 15, 194-202.
  - 5) Ashfield, L.A., T.G. Pottinger and J. Sumpter (1998) Exposure of female juvenile rainbow trout to alkylphenolic compounds results in modifications to growth and ovosomatic index. *Environmental Toxicology and Chemistry*, Vol. 17, No. 3, 679-686.
  - 6) Allen, Y., A.P. Scott, P. Matthiessen, S. Haworth, J.E. Thain and S. Feist (1999) Survey of estrogenic activity in United Kingdom estuarine and coastal waters and its effects on gonadal development of the flounder *Platichthys flesus*. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 18, 8, 1791-1800.
  - 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.
  - 8) 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.
  - 9) 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.
  - 10) 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.
  - 11) Kloas, W., Lutz, I. and R. Einspanier (1999) Amphibian as a model to study endocrine disruptors: . Estrogenic activity of environmental chemicals *in vitro* and *in vivo*. *The Science of the Total Environment*, 225, 59-68.

- 12) Bechmann, R.K. (1999) Effects of the endocrine disrupter nonylphenol on the marine copepod *Tisbe battagliai*. *The Science of the Total Environment*, 233, 33-46.
- 13) Shioda, T. and M. Wakabayashi (2000) Effect of certain chemicals on the reproduction of medaka (*Oryzias latipes*). *Chemosphere*, 40, 239-243.
- 14) Korsgaard, B. and K.L. Pedersen (1998) Vitellogenin in *Zoarcetes viviparus*: Purification, quantification by ELISA and induction by estradiol-17 $\beta$  and 4-nonylphenol. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C*, 120, 159-166.
- 15) 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.
- 16) 環境省環境保健部(2001)平成 13 年度 第 1 回内分泌攪乱化学物質問題検討会資料

## 37. ビスフェノールA

### 使用量およびその推移

使用量は404,284t(1999年)で前年(320,841t)と比較して増加傾向であった。

### 環境中濃度に関する規制

環境中濃度に関する規制はない。

## 1. 全国一斉調査結果

### 1.1. 平成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)	82/171	ND(<0.01) - 0.72 μg/L
	国土交通省地点別河川測定調査 (秋期)	42/131	ND(<0.01) - 1.7 μg/L
底質調査	一般水域調査(冬季)	14/48	ND(<5) - 47 μg/kg
	国土交通省地点別河川測定調査 (秋期)	11/14	ND(<0.2) - 16 μg/kg
野生生物調査	影響実態調査(カワウ)	28/30	ND(<0.09-1.3) - 19 μg/kg
	影響実態調査(カワウ卵)	0/10	ND(<3.1-3.3) μg/kg
	影響実態調査(猛禽類)	29/44	ND(<0.06-0.68) - 70 μg/kg

### 1.2. 平成11年度

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	一般水域調査(冬季)	80/170	ND(<0.01) - 0.71 μg/L
	建設省実態調査(春期)	18/31	ND(<0.01) - 0.27 μg/L
	建設省実態調査(夏期)	115/261	ND(<0.01) - 0.64 μg/L
	建設省実態調査(秋期)	63/140	ND(<0.01) - 0.65 μg/L
	建設省実態調査(冬期)	25/31	ND(<0.01) - 1.81 μg/L
底質調査	一般水域調査(冬季)	25/48	ND(<5) - 270 μg/kg
	建設省実態調査(春期)	27/27	ND(<0.2) - 18 μg/kg
	建設省実態調査(夏期)	17/20	ND(<0.2) - 89 μg/kg
	建設省実態調査(秋期)	9/11	ND(<0.2) - 26 μg/kg

1.3. 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	一般水域調査（夏季）	88/130	ND(<0.01)–0.94 μg/L
	建設省実態調査（前期）	147/256	ND(<0.01)–1.4 μg/L
	一般水域・重点水域調査（秋季）	167/275	ND(<0.01)–1.7 μg/L
	建設省実態調査（後期）	109/261	ND(<0.01)–1.3 μg/L
	野生生物影響実態調査（カエル類）	4/19	ND(<0.01)–0.03 μg/L
底質調査	一般水域調査（秋季）	55/152	ND(<5)–67 μg/kg
	建設省実態調査（後期）	19/20	ND(<0.2)–11.0 μg/kg
	野生生物影響実態調査（コイ）	0/3	ND(<5) μg/kg
	野生生物影響実態調査（カエル類）	4/12	ND(<10-35)–152 μg/kg
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	2/94	ND(<5)–2,700 μg/kg
	野生生物影響実態調査（カエル類）	0/7	ND(<10-15) μg/kg
水生生物調査（魚類）	一般水域調査（秋季）	8/141	ND(<5)–15 μg/kg
野生生物調査	影響実態調査（コイ）	0/145	ND(<5) μg/kg
	影響実態調査（ドバト）	1/31	ND(<20-80)–48 μg/kg
	影響実態調査（アカネズミ）	1/30	ND(<40-100)–42 μg/kg
	影響実態調査（タヌキ）	0/15	ND(<20-320) μg/kg

2. 国内の過去の測定値

調査区分	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	42/225	ND(<0.005-0.1)–0.268 μg/L
底質調査	95/215	ND(<0.2-13)–600 μg/kg
大気調査	0/18	ND(0.81-24)ng/m <sup>3</sup>
水生生物調査（魚類）	24/169	ND(<0.5-20.4)–287.3 μg/kg

3. 海外の汚染水域での測定値

海外の汚染水域での測定値は得られなかった。

#### 4. 内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果の報告（生体内試験、水中濃度）

作用濃度	作用内容
500 µg/L	12 日間の曝露期間中、ニジマス( <i>Oncorhynchus mykiss</i> )未成魚の血中ビテロジェニン量が増加した濃度 <sup>1)</sup>
2,000 µg/L	孵化後 60 日まで曝露したメダカ( <i>Oryzias latipes</i> )稚魚に精巢卵が形成された濃度 <sup>2)</sup>
23 µg/L *	12 週間の曝露期間中のアフリカツメガエル( <i>Xenopus laevis</i> )のオタマジャクシの変態後の性比を調べたところ、雌が対照区と比較して多かった濃度 <sup>3)</sup>
23 µg/L **	12 日間の曝露期間中、コペポーダ( <i>Acartia tonsa</i> )の産卵率が増加した濃度 <sup>4)</sup>
2,283 µg/L *	2 週間曝露した雄メダカ( <i>O. latipes</i> )を正常な雌と交配させたところ、産卵数、稚魚の孵化率が減少した濃度 <sup>5)</sup>
3,160 µg/L	21 日間曝露後、オオミジンコ( <i>Daphnia magna</i> )の生殖、脱皮に影響を与えなかった濃度 <sup>6)</sup>

\*この作用濃度は信頼性がやや低かった。

\*\*この作用濃度は信頼性が低かった。

なお、内分泌攪乱作用に関する試験管内試験の報告は得られている。

#### 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。水質調査において測定された最高値 1.7 µg/L（国土交通省）は、平成 11 年度の最高値 1.81 µg/L（建設省）を下回っていたが、平成 10 年度の最高値 1.7 µg/L と同じで、国内の過去の最高値 0.268 µg/L を上回っていた。底質調査において測定された最高値 47 µg/kg は、平成 11 年度の最高値 270 µg/kg、平成 10 年度の最高値 152 µg/kg 及び国内の過去の最高値 600 µg/kg を下回っていた。なお、平成 11 年度の水質及び底質調査、平成 10 年度の水質、底質、土壌、水生生物（魚類）及び野生生物調査の一部で検出された。水質調査で測定された最高濃度 1.81 µg/L（平成 11 年度、建設省）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 500 µg/L を分類するために暫定的に比較するとその比は 0.001 を超えていた。

#### 6. 参考文献

- 1)Lindholm,C.,K.L.Pedersen and S.N.Pedersen(2000)Estrogenic response of bisphenol A in rainbow trout(*Oncorhynchus mykiss*). *Aquatic Toxicology*,48, 87-94.
- 2)Yokota,H.,Y.Tsuruda,M.Maeda,Y.Oshima,H.Tadokoro,A.Nakazono,T.Honjo and K.Kobayashi(2000)Effect of bisphenol A on the early life stage in Japanese medaka (*Oryzias latipes*). *Environmental Toxicology and Chemistry*,19,7,1925-1930.
- 3)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.
- 4)Andersen,H.R.,B.Halling-Sorensen and K.O.Kusk(1999)A parameter for detecting

estrogenic exposure in the copepod *Acartia tonsa*. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 44,56-61.

5)Shioda,S. and M.Wakabayashi(2000)Effect of certain chemicals on the reproduction of medaka(*Oryzias latipes*).*Chemosphere*,40,239-243.

6)Casper,N.(1998)No estrogenic effects of bisphenol A in *Daphnia magna* STRAUS..*Bull. Environ. Contam. Toxicol*,61,143-148.

## 38. フタル酸ジ-2-エチルヘキシル

### 使用量およびその推移

使用量は276,050t(1999年)で前年(266,923t)と比較して増加傾向であった。

### 環境中濃度に関する規制

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

### 1. 全国一斉調査結果

#### 1.1. 平成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)	49/170	ND(<0.3) - 6.9 μg/L
底質調査	一般水域調査(冬季)	47/48	ND(<25) - 6,100 μg/kg
野生生物調査	影響実態調査(カワウ)	20/30	ND(<4.2-46) - 410 μg/kg
	影響実態調査(カワウ卵)	0/10	ND(<25-27) μg/kg
	影響実態調査(猛禽類)	32/44	ND(<2.3-51) - 310 μg/kg

#### 1.2. 平成11年度

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	一般水域調査(冬季)	46/170	ND(<0.01)-6.6 μg/L
	建設省実態調査(春期)	19/31	ND(<0.2)-2.1 μg/L
	建設省実態調査(夏期)	66/261	ND(<0.2)-2.4 μg/L
	建設省実態調査(秋期)	50/140	ND(<0.2)-1.3 μg/L
	建設省実態調査(冬期)	8/31	ND(<0.2)-2.1 μg/L
底質調査	一般水域調査(冬季)	41/48	ND(<25)-22,000 μg/kg
	建設省実態調査(春期)	24/27	ND(<25)-1,600 μg/kg
	建設省実態調査(夏期)	17/20	ND(<25)-2,900 μg/kg
	建設省実態調査(秋期)	8/11	ND(<25)-700 μg/kg
大気調査	大気環境分析調査	19/20	ND(<4.2) - 34 ng/m <sup>3</sup>

#### 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	一般水域調査(夏季)	71/130	ND(<0.3)-9.9 μg/L
	建設省実態調査(前期)	131/256	ND(<0.2)-9.4 μg/L
	一般水域・重点水域調査(秋季)	65/275	ND(<0.3-0.5)-4.9 μg/L
	建設省実態調査(後期)	96/261	ND(<0.2)-4.8 μg/L
	野生生物影響実態調査(加II類)	0/19	ND(<0.5) μg/L
底質調査	一般水域調査(秋季)	125/152	ND(<25)-210,000 μg/kg
	建設省実態調査(後期)	19/20	ND(<25)-3,400 μg/kg
	野生生物影響実態調査(コイ)	3/3	36-320 μg/kg
	野生生物影響実態調査(加II類)	9/12	ND(<45-145)-1,766 μg/kg

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
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(カエル類)	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 <sup>3</sup>
水生生物調査 (魚類)	一般水域調査(秋季)	30/141	ND(<25)–190 µg/kg
野生生物調査	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

調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	268/568	ND(<0.01-3.9) - 15 µg/L
底質調査	289/451	ND(<2-6,600) - 22,000 µg/kg
大気調査	70/80	ND(<2-50) - 790ng/m <sup>3</sup>
水生生物調査(魚類)	114/1,088	ND(<0.8-2,800) - 19,000 µg/kg
水生生物調査(鳥類)	0/101	ND(<100-500) µg/kg
水生生物調査(貝類)	8/276	ND(<100-500) - 1,600 µg/kg

## 3. 海外の汚染水域での測定値

調査区分	調査場所	検出濃度範囲
魚類調査	五大湖	ND(不明)–940 µg/kg 940 µg/kg は、1983 年ミシガン湖で採集されたカワカマス類 Northern pike( <i>Esox lucius</i> )での測定値 <sup>1)</sup>

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

\*この作用濃度は信頼性がやや低かった。

なお、内分泌攪乱作用に関する試験管内試験の報告は得られている。

## 5. まとめ

水質、底質及び野生生物調査の一部で検出された。水質調査で測定された最高値 6.9 µg/L は、平成 11 年度の最高値 6.6 µg/L を上回っていたが、平成 10 年度の最高値 9.9 µg/L 及び国内の過去の最高値 15 µg/L を下回っていた。底質調査で測定された最高値 6,100 µg/kg は、平成 11 年度の最高値 22,000 µg/kg、平成 10 年度の最高値 210,000g/kg 及び国内の過去の最高値 22,000 µg/kg を下回っていた。なお、平成 11 年度の水質、底質及び大気調査、平成 10 年度の水質、底質、土壌、

大気、水生生物（魚類）及び野生生物調査の一部で検出された。

## 6 . 参考文献

- 1)Camanzo,J.,C.P.Rice,D.J.Jude and R.Rossmann(1987)Organic priority pollutants in nearshore fish from 14 Lake Michigan tributaries and embayments, 1983.J.Great Lakes Res.,Vol.13,No.3,296-309.
- 2)Shioda,S. and M.Wakabayashi(2000)Effect of certain chemicals on the reproduction of medaka(*Oryzias latipes*).Chemosphere,40,239-243.

## 39. フタル酸ブチルベンジル

### 使用量およびその推移

使用量は2,000t(1999年推定値)で前年(2,000t推定値)と比較して横這いであった。  
環境中濃度に関する規制

環境中濃度に関する規制はない。

### 1. 全国一斉調査結果

#### 1.1. 平成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)	0/170	ND(<0.1) μg/L
底質調査	一般水域調査(冬季)	23/48	ND(<10) - 140 μg/kg

#### 1.2. 平成11年度

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	一般水域調査(冬季)	0/170	ND(<0.1) μg/L
	建設省実態調査(春期)	0/31	ND(<0.2) μg/L
	建設省実態調査(夏期)	0/261	ND(<0.2) μg/L
	建設省実態調査(秋期)	0/140	ND(<0.2) μg/L
	建設省実態調査(冬期)	0/31	ND(<0.2) μg/L
底質調査	一般水域調査(冬季)	24/48	ND(<10) - 270 μg/kg
	建設省実態調査(春期)	0/27	ND(<10) μg/kg
	建設省実態調査(夏期)	1/20	ND(<10) - 30 μg/kg
	建設省実態調査(秋期)	0/11	ND(<10) μg/kg
大気調査	大気環境分析調査	13/20	ND(<1.1) - 3.5ng/m <sup>3</sup>

#### 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	一般水域調査(夏季)	0/130	ND(<0.1) μg/L
	建設省実態調査(前期)	3/256	ND(<0.2)-1.0 μg/L
	一般水域・重点水域調査(秋季)	1/275	ND(<0.1)-0.1 μg/L
	建設省実態調査(後期)	3/261	ND(<0.2)-3.1 μg/L
	野生生物影響実態調査(カエル類)	0/19	ND(<0.2) μg/L
底質調査	一般水域調査(秋季)	10/152	ND(<10)-1,400 μg/kg
	建設省実態調査(後期)	4/20	ND(<10)-14 μg/kg
	野生生物影響実態調査(コイ)	0/3	ND(<10) μg/kg
	野生生物影響実態調査(カエル類)	0/12	ND(<13-70) μg/kg
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	8/94	ND(<10)-599 μg/kg
	野生生物影響実態調査(カエル類)	0/7	ND(<15-24) μg/kg

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
大気調査	大気環境分析調査	47/178	ND(<0.72)–5.5ng/m <sup>3</sup>
水生生物調査（魚類）	一般水域調査（秋季）	3/141	ND(<10)–35 μg/kg
野生生物調査	影響実態調査（コイ）	0/145	ND(<10) μg/kg
	影響実態調査（ドバト）	0/31	ND(<40-160) μg/kg
	影響実態調査（アカネズミ）	0/30	ND(<80-200) μg/kg
	影響実態調査（タヌキ）	0/15	ND(<40-640) μg/kg

## 2. 国内の過去の測定値

調査区分	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	0/27	ND(<0.08-0.1) μg/L
底質調査	2/27	ND(<4-10)–16 μg/kg

## 3. 海外の汚染水域での測定値

海外の汚染水域での測定値は得られなかった。

## 4. 内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果の報告(生体内試験、水中濃度)

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

## 5. まとめ

底質調査の一部で検出されたが、水質調査における測定値は検出限界値未満であった。底質調査で測定された最高値 140 μg/kg は、国内の過去の最高値 16 μg/kg を上回っていたが、平成 11 年度の最高値 270 μg/kg 及び平成 10 年度の最高値 1,400 μg/kg を下回っていた。なお、平成 11 年度の底質及び大気調査、平成 10 年度の水質、底質、土壌、大気及び水生生物調査（魚類）の一部で検出された。

## 40. フタル酸ジ-n-ブチル

### 使用量およびその推移

使用量は 12,722t(1999 年)で前年 ( 11,769t)と比較して増加傾向であった。

### 環境中濃度に関する規制

環境中濃度に関する規制はない。

## 1. 全国一斉調査結果

### 1. 1. 平成 1 2 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 )	12/170	ND(<0.3) - 0.9 $\mu\text{g/L}$
	国土交通省地点別河川測定調査 ( 秋期 )	2/114	ND(<0.2) - 0.2 $\mu\text{g/L}$
底質調査	一般水域調査 ( 冬季 )	18/48	ND(<25) - 250 $\mu\text{g/kg}$
	国土交通省地点別河川測定調査 ( 秋期 )	0/13	ND(<25) $\mu\text{g/kg}$
野生生物調査	影響実態調査 ( カワウ )	3/30	ND(<2.9-34) - 5.9 $\mu\text{g/kg}$
	影響実態調査 ( カワウ卵 )	0/10	ND(<31-34) $\mu\text{g/kg}$
	影響実態調査 ( 猛禽類 )	13/44	ND(<3.1-36) - 290 $\mu\text{g/kg}$

### 1. 2. 平成 1 1 年度

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	一般水域調査 ( 冬季 )	7/170	ND(<0.3) - 1.1 $\mu\text{g/L}$
	建設省実態調査 ( 春期 )	12/31	ND(<0.2) - 1.2 $\mu\text{g/L}$
	建設省実態調査 ( 夏期 )	28/261	ND(<0.2) - 0.6 $\mu\text{g/L}$
	建設省実態調査 ( 秋期 )	14/140	ND(<0.2) - 0.4 $\mu\text{g/L}$
	建設省実態調査 ( 冬期 )	2/31	ND(<0.2) - 0.3 $\mu\text{g/L}$
底質調査	一般水域調査 ( 冬季 )	17/48	ND(<25) - 810 $\mu\text{g/kg}$
	建設省実態調査 ( 春期 )	16/27	ND(<25) - 200 $\mu\text{g/kg}$
	建設省実態調査 ( 夏期 )	4/20	ND(<25) - 110 $\mu\text{g/kg}$
	建設省実態調査 ( 秋期 )	2/11	ND(<25) - 40 $\mu\text{g/kg}$
大気調査	大気環境分析調査	20/20	6.0 - 63ng/m <sup>3</sup>

### 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	一般水域調査（夏季）	9/130	ND(<0.3)-2.3 μg/L
	建設省実態調査（前期）	69/256	ND(<0.2)-1.3 μg/L
	一般水域・重点水域調査（秋季）	14/275	ND(<0.3)-1.9 μg/L
	建設省実態調査（後期）	39/261	ND(<0.2)-0.8 μg/L
	野生生物影響実態調査（加川類）	0/19	ND(<0.5) μg/L
底質調査	一般水域調査（秋季）	67/152	ND(<25)-2,000 μg/kg
	建設省実態調査（後期）	6/20	ND(<25)-100 μg/kg
	野生生物影響実態調査（コイ）	2/3	ND(<25)-37 μg/kg
	野生生物影響実態調査（加川類）	0/12	ND(<33-175) μg/kg
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	48/94	ND(<10)-816 μg/kg
	野生生物影響実態調査（加川類）	1/7	ND(<37-50)-99 μg/kg
大気調査	大気環境分析調査	86/178	ND(<20)-160ng/m <sup>3</sup>
水生生物調査 （魚類）	一般水域調査（秋季）	0/141	ND(<25) μg/kg
野生生物	影響実態調査（コイ）	27/145	ND(<25)-79 μg/kg
	影響実態調査（ドバト）	0/31	ND(<100-400) μg/kg
	影響実態調査（アカネズミ）	0/30	ND(<200-500) μg/kg
	影響実態調査（タヌキ）	0/15	ND(<100-1,600) μg/kg

### 2. 国内の過去の測定値

調査区分	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	336/568	ND(<0.01-40) - 36 μg/L
底質調査	203/448	ND(<1-2,900) - 2,300 μg/kg
大気調査	66/78	ND(<5-70) - 370ng/m <sup>3</sup>
水生生物調査(魚類)	119/1,094	ND(<10-1,110) - 1,950 μg/kg
水生生物調査(鳥類)	0/106	ND(<100-500) μg/kg
水生生物調査(貝類)	8/276	ND(<100-500) - 300 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
920 µg/L	16 日間の曝露期間中のオオミジンコ( <i>Daphnia magna</i> )で産仔数の減少が認められた濃度 <sup>1)</sup>
970 µg/L	14 日間曝露後のファットヘッドミノー( <i>Pimephales promelas</i> )の孵化及び稚魚の生残に影響を与えた濃度 <sup>1)</sup>
1,000 µg/L	21 日間の曝露期間中のオオミジンコ( <i>D. magna</i> )の生殖を阻害した濃度 <sup>2)</sup>
1,740 µg/L	14 日間曝露後のファットヘッドミノー( <i>P. promelas</i> )の胚の生残率が減少した濃度 <sup>1)</sup>

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。水質調査において測定された最高値 0.9 µg/L は平成 11 年度の最高値 1.2 µg/L、平成 10 年度の最高値 2.3 µg/L 及び国内の過去の最高値 36 µg/L を下回っていた。底質調査において測定された最高値 250 µg/kg は平成 11 年度の最高値 810 µg/kg、平成 10 年度の最高値 2,000 µg/kg 及び国内の過去の最高値 2,300 µg/kg を下回っていた。なお、平成 11 年度の水質、底質及び大気調査、平成 10 年度の水質、底質、土壌、大気及び野生生物調査の一部で検出された。水質調査で測定された最高濃度 2.3 µg/L (平成 10 年度) と報告されている内分泌攪乱作用を示すと疑われた水中濃度 920 µg/L を分類するために暫定的に比較するとその比は 0.001 を超えていた。

#### 6. 参考文献

- 1) McCarthy, J.F. and D.K. Whitmore (1985) Chronic toxicity of di-*n*-butyl and di-*n*-octyl phthalate to *Daphnia magna* and the fathead minnow. Environ. Toxicol. Chem., Vol. 4, 167-179
- 2) Huag, G.L., H.W. Sun and Z.H. Song (1999) Interactions between dibutyl phthalate and aquatic organisms. Bull. Environ. Contam. Toxicol., 63, 759-765