

[6] 4-t-オクチルフェノール

1. 物質に関する基本的事項

(1) 分子式・分子量・構造式

物質名： 4-t-オクチルフェノール (別の呼称： 4-(1,1,3,3-テトラメチルブチル)フェノール、 p-t-オクチルフェノール等) CAS 番号： 140-66-9 分子式： $C_{14}H_{22}O$ 分子量： 206.36 構造式：	
---	---

(2) 物理化学的性状

本物質は、白色の固体である¹⁾。

融点	84-85 ¹⁾
沸点	158 (2kPa) ¹⁾
比重	0.89 g/mL (90) ¹⁾
蒸気圧	4.7×10^{-3} kPa (74) ²⁾
換算係数	該当せず
分配係数(1-オクタノール/水)(logP _{ow})	5.28 (計算値) ³⁾
加水分解性	加水分解しない ⁴⁾
解離定数	フェノール微酸性だが、pKa 値の報告は見当たらない
水溶性	不溶性 ⁴⁾

(3) 環境運命に関する基礎的事項

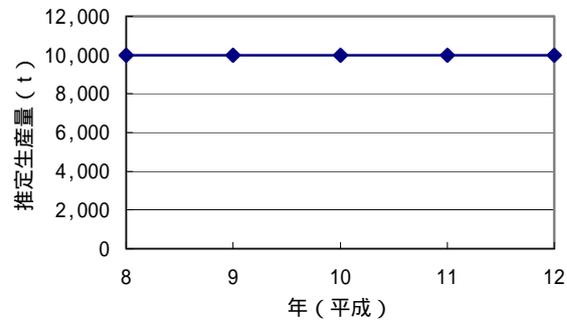
本物質の分解性および蓄積性は次の通りである。

分解性 好氣的：馴養期間を経て分解が認められるが、円滑ではない ⁵⁾ 嫌氣的：分解性は、好氣的条件よりも一層低下する ⁶⁾ 非生物的： (OH ラジカルとの反応性)：大気中半減期 約 9 時間 (OH ラジカル濃度 $5 \times 10^5/cm^3$ として計算) ⁷⁾ (直接光分解)：報告は見当たらない BOD から算出した分解度：報告は見当たらない ⁸⁾ 濃縮性：水棲生物における生物濃縮は大きいと予測される ⁹⁾ 生物濃縮係数 (BCF)：6,000 (推定値) ¹⁰⁾
--

(4) 製造輸入量及び用途 ¹¹⁾

生産量・輸入量等

本物質の平成 12 年における国内生産量（推定値）は、10,000t であった。国内流通量の目安として推定国内生産量の推移を下図に示した。



用 途

本物質の主な用途は、界面活性剤や新油性フェノール樹脂の合成原料である。

2 . 暴露評価

環境リスクの初期評価のため、わが国の一般的な国民の健康や、水生生物の生存・生育を確保する観点から、実測データをもとに基本的には特定の排出源の影響を受けていない一般環境等からの暴露を評価することとし、安全側に立った評価の観点からその大部分がカバーされる高濃度側のデータによって暴露量の評価を行った。原則として統計的検定の実施を含めデータの信頼性を確認した上で最大濃度を評価に用いている。

(1) 環境中分布の予測

本物質の環境中の分布について、各環境媒体間への移行量の比率を EUSES モデルを用いて算出した結果を表 2.1 に示す。なお、モデル計算においては、面積 2,400 km²、人口約 800 万人のモデル地域を設定して予測を行った¹⁾。

表 2.1 各媒体間の分布予測結果

		分布量 (%)
大	気	0.003
水	質	0.1
土	壤	0.1
底	質	99.7

(2) 各媒体中の存在量の概要

本物質の環境中等の濃度について情報の整理を行った。各媒体ごとにデータの信頼性が確認された調査例のうち、より広範囲の地域で調査が実施されたものを抽出した結果を表 2.2 に示す。

表 2.2 各媒体中の存在状況

媒体	幾何 平均値	算術 平均値	最小値	最大値	検出 下限値	検出率	調査 地域	測定年	文献	
一般環境大気	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	<0.0007	<0.0007		0.0007	0/22	全国	2001	2	
飲料水	$\mu\text{g}/\text{L}$	<0.01	<0.01		0.01	0/1	全国	2000	3	
		<0.01	<0.01		0.01	0/42	全国	1999	3	
地下水	$\mu\text{g}/\text{L}$	<0.01	<0.01	<0.01	0.01	0.01	1/24	全国	2001	4
		<0.01	<0.01			0.01	0/24	全国	2000	5
		<0.01	<0.01	<0.01	0.02	0.01	1/23	全国	1999	6
土壌	$\mu\text{g}/\text{g}$	<0.005	<0.005		0.005	0/94	全国	1998	7	
公共用水域・淡水	$\mu\text{g}/\text{L}$	<0.01	0.024	<0.01	0.85	0.01	32/130	全国	2001	4
		<0.01	0.026	<0.01	0.72	0.01	32/130	全国	2000	5
		0.01	0.017	<0.01	0.61	0.01	27/130	全国	1999	6
公共用水域・海水	$\mu\text{g}/\text{L}$	<0.01	<0.01	<0.01	0.01	0.01	4/17	全国	2001	4
		<0.01	<0.01	<0.01	0.01	0.01	2/17	全国	2000	5
		<0.01	<0.01			0.01	0/17	全国	1999	6
底質(公共用水域・淡水)	$\mu\text{g}/\text{kg}$	2.3	5.6	<1.5	46	1.5	20/37	全国	2001	4
		1.9	3.7	<1.5	20	1.5	20/36	全国	2000	5
		2.7	8.3	<1.5	72	1.5	18/35	全国	1999	6
底質(公共用水域・海水)	$\mu\text{g}/\text{kg}$	2.1	4.2	<1.5	15	1.5	5/11	全国	2001	4
		1.7	2.8	<1.5	10	1.5	5/11	全国	2000	5
		2.1	3.8	<1.5	15	1.5	6/12	全国	1999	6

(3) 人に対する暴露の推定(一日暴露量の予測最大量)

一般環境大気、水(飲料水及び地下水)及び土壌の実測値を用いて、人に対する暴露の推定を行った。食物に関する分析値が得られていないが、生産量、用途、物性等を考慮すると類似の物性及び用途を有するノニルフェノールの最大分析値 $0.1\mu\text{g}/\text{g}$ 未滿を越えることはないと予想されるため、本物質の食物中濃度は、平均値、最大値とも $0.1\mu\text{g}/\text{g}$ 未滿と設定することにした(表 2.3)。化学物質の人による一日暴露量の算出に際しては、人の1日の呼吸量、飲水量、食事量及び土壌摂取量をそれぞれ 15 m^3 、 2 L 、 $2,000\text{ g}$ 及び 0.15 g と仮定し、体重を 50 kg と仮定している。

表 2.3 各媒体中濃度と一日暴露量

	媒体	濃度	一日暴露量
平均	大気 一般環境大気 室内空気	0.0007 µg/m ³ 未満 (2001) データは得られなかった	0.00021 µg/kg/day 未満 データは得られなかった
	水質 飲料水	0.01 µg/L 未満 (1999)	0.0004 µg/kg/day 未満
	地下水	0.01 µg/L 未満 (2001)	0.0004 µg/kg/day 未満
	公共用水域・淡水	0.01 µg/L 未満 (2001)	0.0004 µg/kg/day 未満
	食物	0.1 µg/g 未満 ^{注2}	4 µg/kg/day 未満
	土壌	0.005 µg/g 未満 (1998)	0.000015 µg/kg/day 未満
最大値等	大気 一般環境大気 室内空気	0.0007 µg/m ³ 未満 (2001) データは得られなかった	0.00021 µg/kg/day 未満 データは得られなかった
	水質 飲料水	0.01 µg/L 未満 (1999)	0.0004 µg/kg/day 未満
	地下水	0.01 µg/L 程度 (2001)	0.0004 µg/kg/day 程度
	公共用水域・淡水	0.85 µg/L 程度 (2001) [0.06 µg/L 程度]	0.034 µg/kg/day 程度 [0.0024 µg/kg/day 程度]
	食物	0.1 µg/g 未満 ^{注2}	4 µg/kg/day 未満 ^{注2}
	土壌	0.005 µg/g 未満 (1998)	0.000015 µg/kg/day 未満

注：1) [] 内の数値は、実測値の95パーセンタイル値を示す。

2) ノニルフェノールの分析値をもとに設定したもの。

人の一日暴露量の集計結果を表 2.4 に示す。吸入暴露の一日暴露量の予測最大量は、0.00021 µg/kg/day 未満（濃度としては 0.0007 µg/m³ 未満）であった。

経口暴露による一日暴露量の予測最大量は、飲料水を摂取すると仮定した場合は 4.0 µg/kg/day 未満であり、地下水を常時摂取する場合は 0.0004 µg/kg/day 以上 4.0 µg/kg/day 未満であった。

総暴露量を一般環境大気、飲料水、食物及び土壌のデータから推定すると、一日暴露量の予測最大量は 4.0 µg/kg/day 未満であった。

表 2.4 人の一日暴露量

		平均	予測最大量
		暴露量(μg/kg/day)	暴露量(μg/kg/day)
大気	一般環境大気	<u>0.00021</u>	<u>0.00021</u>
	室内空気		
水質	飲料水	<u>0.0004</u>	<u>0.0004</u>
	地下水	<u>0.0004</u>	0.0004
	公共用水域・淡水	(<u>0.0004</u>)	(0.034)
食物		<u>4</u>	<u>4</u>
土壌		<u>0.000015</u>	<u>0.000015</u>
経口暴露量合計 ^{注2}	ケース1	<u>4.000415</u>	<u>4.000415</u>
	ケース2	<u>4.000415</u>	0.0004+ <u>4.000015</u>
総暴露量 ^{注3}		<u>4.000625</u>	<u>4.000625</u>

注：1) アンダーラインは不検出データによる暴露量を示す。

2) 経口暴露量合計(ケース1)は、飲料水を摂取していると仮定して算出したもの。

経口暴露量合計(ケース2)は、地下水を摂取していると仮定して算出したもの。

3) 総暴露量は、経口暴露としてケース1を用いて算定したものである。

4) ()内の数字は経口暴露量合計の算出に用いていない。

(4) 水生生物に対する暴露の推定(水質に係る予測環境中濃度:PEC)

本物質の水生生物に対する暴露の推定の観点から、水質中濃度を表 2.5 のように整理した。水質について安全側の評価値として予測環境中濃度(PEC)を設定すると、公共用水域の淡水域では 0.85 μg/L 程度、同海水域では 0.01 μg/L 程度となった。

表 2.5 水質中の濃度

媒体	平均	最大値等
	濃度	濃度
水質 公共用水域・淡水	0.01 μg/L 未満(2001)	0.85 μg/L 程度 [0.06μg/L 程度] (2001)
公共用水域・海水	0.01 μg/L 未満(2001)	0.01 μg/L 程度(2001)

注：1) []内の数値は、実測値の95パーセンタイル値を示す。

2) 公共用水域・淡水は、河川河口域を含む。

3. 健康リスクの初期評価

健康リスクの初期評価として、ヒトに対する化学物質の影響（内分泌かく乱作用に関するものを除く）についてのリスク評価を行った。

(1) 一般毒性及び生殖・発生毒性

急性毒性¹⁾

表 3.1 急性毒性

動物種	経路	致死量、中毒量等	
ラット	経口	LD ₅₀	4,600 mg/kg
マウス	経口	LD ₅₀	3,210 mg/kg
ウサギ	経皮	LD ₅₀	1,880 mg/kg

本物質の目への刺激性は比較的低いが、皮膚に対しては高い刺激性を示し、色素脱失を引き起こす²⁾。

中・長期毒性

ア) Sprague-Dawley ラット雌雄各 6 匹を 1 群とし、0、15、70、300 mg/kg/day を 28 日間強制経口投与した結果、70 mg/kg 群の雌雄で流涎、雌で A/G 比の低下を認めた。また、300 mg/kg 群で流涎、腎臓の重量増加及び灰白色斑、尿細管上皮に再生性変化を認め、雄で体重増加の抑制、血清アルブミンの減少、雌で血中総コレステロールの減少、A/G 比の低下、尿素窒素の増加、トリグリセライドの増加、肝臓重量の軽度の増加を認めた。この結果から、NOAEL は 15 mg/kg/day であった³⁾。

イ) ラット（系統不明）雌雄各 20 匹を 1 群とし、0、30、300、3,000 ppm を 3 ヶ月間混餌投与した結果、300 ppm 以上の群で体重増加の抑制、3,000 ppm 群の雌でヘマトクリット値及びチロキシンの減少を認めた⁴⁾。また、ラット（系統不明）雌雄各 10 匹を 1 群とし、0、30、300、3,000 ppm を 90 日間混餌投与した結果、3,000 ppm 群の雌で飲水量の減少、雌雄で脳重量の増加、体重増加の抑制を認めた⁵⁾。

ウ) ラット（系統不明）雌雄各 15 匹を 1 群とし、0、5% を 5 ヶ月間混餌投与した結果、成長及び死亡率、摂餌量、尿中の糖分及びタンパク、血液成分、器官重量、病理組織に影響を認めなかった⁶⁾。

エ) Sprague-Dawley ラット雌雄各 30 匹を 1 群とし、0、0.015、1.5、15、150 mg/kg/day を二世代にわたり混餌投与した結果、150 mg/kg/day 群で体重増加の抑制を認めた。この結果から、NOAEL は 15 mg/kg/day であった⁷⁾。

生殖・発生毒性

Sprague-Dawley ラットの新生仔雌雄各 28～30 匹を 1 群とし、0、12.5、25、50、100 mg/kg/day を生後 1 日目から 5 日目までコーン油に添加して強制経口投与した結果、25 mg/kg/day 以上の群で体重の有意な減少、50 mg/kg/day 以上の群で性成熟に有意な遅延を認めた。また、12.5 mg/kg/day 以上の群で前立腺の絶対及び相対重量の減少、100 mg/kg/day 群で副睾丸の重量の減少及び睾丸の相対重量の増加、50 mg/kg/day 以上の群で精囊の相対重量の増加に有意差を認めた。しかし、性周期や生殖能力、生殖器官の組織などへの影響は認めなかった。この結果

から、生殖毒性に対する NOAEL は 100 mg/kg/day であった⁸⁾。なお、体重の有意な減少など、生殖・発生毒性以外の影響も認められているが、暴露期間が 5 日間と短いことから、それらは急性毒性に分類される影響であった。

Sprague-Dawley ラット雌雄各 30 匹を 1 群とし、0、0.015、1.5、15、150 mg/kg/day を二世代にわたり混餌投与した結果、150 mg/kg/day 群で膣開口及び包皮分離発現日齢のわずかな遅延を認めたが、出生仔数、睪丸・前立腺・卵巣の重量、精子の数や自動運動性、形態、発情周期などには影響を認めなかった。この結果から、NOAEL は 150 mg/kg/day 以上であった⁷⁾。

ヒトへの影響

ポリオキシエチレンオクチルフェニルエーテル及びポリオキシエチレンノニルフェニルエーテルを約 10% 含有する界面活性剤を使用していた 2 人の作業員で、両手、前腕部に痒疹を生じた後に両手、前腕部、足背部、腹部、腰部の皮膚に白斑が生じた事例が報告されており、この原因物質として、アルキルフェノール類による皮膚の脱色について報告例があることから、使用した界面活性剤に残留していたか、分解で生じた本物質あるいはオクチルフェノールが考えられている⁹⁾。

(2) 発がん性

発がん性に関する知見の概要

1983 年から 1986 年の間に乳がんと診断された 261 人（対照群 753 人）を対象にしたケースコントロール調査によれば、乳がん患者の 29.5%、対照群の 32.5% が種々の化学物質に職業暴露されており、このうち、PCBs 及び 4-オクチルフェノール（4-OP）でのみ、乳がんのリスクが増加（PCBs：オッズ比 3.2, 95% 信頼限界 0.8-12.2、4-OP：同 2.9, 0.8-10.8）の傾向にあったと報告されている¹⁰⁾。

発がんリスク評価の必要性

IARC において評価は行われておらず、現時点において評価はできない。

(3) 無毒性量（NOAEL）等の設定

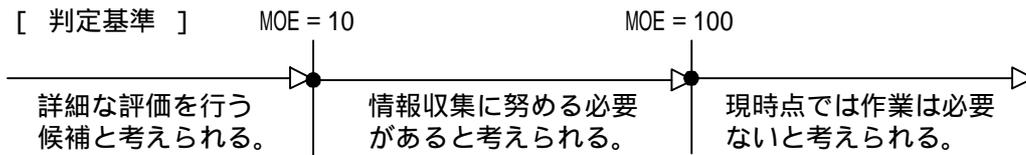
経口暴露については、ラットの中・長期毒性試験から得られた NOAEL 15 mg/kg/day（流涎、A/G 比の低下）、NOAEL 15 mg/kg/day（体重増加の抑制など）は共に信頼性のある最小値で、比較的短い暴露期間で得られた結果であった。このため、NOAEL 15 mg/kg/day を採用し、試験期間が短いことから 10 で除した 1.5 mg/kg/day を無毒性量等として設定する。

(4) 健康リスクの初期評価結果

表 3.2 健康リスクの初期評価結果

暴露経路		暴露量		無毒性量等		MOE
		平均値	予測最大量			
経口	飲料水	4.0 µg/kg/day 未満	4.0 µg/kg/day 未満	1.5 mg/kg/day	ラット	38 超
	地下水	4.0 µg/kg/day 未満	0.0004 µg/kg/day 以上 4.0 µg/kg/day 未満			38 超 ~ 380,000
吸入	環境大気	0.0007 µg/m ³ 未満	0.0007 µg/m ³ 未満	-	-	-
	室内空気	-	-	-	-	-

注：飲料水、地下水とは、経口暴露量のうち、水からの暴露量を求める際に用いた媒体を示す。



経口暴露については、飲料水を摂取すると仮定した場合、暴露量は平均値、予測最大量ともに 4.0 µg/kg/day 未満であった。動物実験結果より設定された無毒性量等 1.5 mg/kg/day と予測最大量から求めた MOE (Margin of Exposure) は 38 を超えるため、飲料水を摂取すると仮定した場合の経口暴露による健康リスクの判定はできない。

一方、井戸水(地下水)を常時摂取すると仮定した場合、暴露量は平均値 4.0 µg/kg/day 未満、予測最大量 0.0004 µg/kg/day 以上 4.0 µg/kg/day 未満であった。動物実験結果より設定された無毒性量等 1.5 mg/kg/day と予測最大量から求めた MOE は 38 超 380,000 以下となるため、地下水を摂取すると仮定した場合の経口暴露による健康リスクの判定はできない。

4 . 生態リスクの初期評価

生態リスクの初期評価として、水生生物に対する化学物質の影響についてのリスク評価を行った。

(1) 生態毒性の概要

本物質の水生生物に対する影響濃度に関する知見の収集を行い、その信頼性を確認したもののについて生物群、毒性分類別に整理すると表 4.1 のとおりとなる。

表 4.1 生態毒性の概要

生物種	急性	慢性	毒性値 [μg/L]	生物名	エンドポイント /影響内容	暴露期間 [日]	信頼性			Ref. No.
							a	b	c	
藻類			90	<i>Bellerochea polymorpha</i>	EC ₅₀ BMS	2				13180
			140	<i>Skeletonema costatum</i>	EC ₅₀ BMS	3				13180
甲殻類			47.9	<i>Americamysis bahia</i>	LC ₅₀ MOR	4				2280
			53.4	<i>Americamysis bahia</i>	LC ₅₀ MOR	4				2280
			55.1	<i>Americamysis bahia</i>	LC ₅₀ MOR	4				2280
			90	<i>Daphnia magna</i>	LC ₅₀ MOR	2				18976
			105.6	<i>Americamysis bahia</i>	LC ₅₀ MOR	4				2280
			112.2	<i>Americamysis bahia</i>	LC ₅₀ MOR	4				2280
			113.1	<i>Americamysis bahia</i>	LC ₅₀ MOR	4				2280
			1,100	<i>Crangon septemspinosa</i>	LC ₅₀ MOR	4				15164
魚類			280	<i>Fundulus heteroclitus</i>	LC ₅₀ MOR	4				56564
			400	<i>Oryzias latipes</i>	EC ₅₀ IMM	17				20339
			450	<i>Oryzias latipes</i>	LC ₅₀ MOR	17				20339
			830	<i>Oryzias latipes</i>	LC ₅₀ MOR	17				20339
			830	<i>Oryzias latipes</i>	EC ₅₀ IMM	17				20339
			940	<i>Oryzias latipes</i>	LC ₅₀ MOR	17				20339
			3,900	<i>Fundulus heteroclitus</i>	LC ₅₀ MOR	4				56564
その他	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

太字の毒性値は、PNEC 算出の際に参照した知見として本文で言及したものの、下線を付した毒性値は PNEC 算出の根拠として採用されたものを示す。

信頼性) a : 毒性値は信頼できる値である、 b : ある程度信頼できる値である、

c : 毒性値の信頼性は低いあるいは不明

エンドポイント) EC₅₀ (Median Effective Concentration) : 半数影響濃度、 LC₅₀ (Median Lethal Concentration) : 半数致死濃度

影響内容) BMS (Biomass) : 生物現存量、 IMM (Immobilization) : 遊泳阻害、 MOR (Mortality) : 死亡

(2) 予測無影響濃度 (PNEC) の設定

急性毒性値及び慢性毒性値のそれぞれについて、信頼できる知見のうち生物群ごとに値の最も低いものを整理し、そのうち最も低い値に対して情報量に応じたアセスメント係数を適用することにより、予測無影響濃度 (PNEC) を求めた。

急性毒性値については、藻類では *Bellerochea polymorpha* に対する生長阻害の 48 時間半数影響濃度 (EC₅₀) が 90μg/L 超、甲殻類では *Americamysis bahia* に対する 96 時間半数致死濃度 (LC₅₀) が 47.9μg/L、魚類の *Fundulus heteroclitus* に対する 96 時間半数致死濃度 (LC₅₀) が 280μg/L であった。急性毒性値について 3 生物群 (藻類、甲殻類及び魚類) の信頼できる知見が得られたため、アセスメント係数として 100 を用いることとし、上記の毒性値のうち最も低い値 (甲殻類の 47.9 μg/L) にこれを適用することにより、急性毒性値による PNEC として 0.48 μg/L が得られた。

慢性毒性値については、信頼できる毒性値は得られなかった。

本物質のPNECとしては、甲殻類の急性毒性値をアセスメント係数100で除した0.48 µg/Lを採用する。

なお、4-t-オクチルフェノールについてはメダカに対する内分泌攪乱作用が確認されており、精巣卵を引き起こした濃度により設定されたNOEC値は9.92 µg/Lであった(環境省(2002)³⁾)。このような精巣卵の発生の取扱いについては、平成13年8月の内分泌攪乱化学物質問題検討会により了承されたノニルフェノールに関する報告書⁴⁾において、安全側の仮定として暫定的にエンドポイントとすることが提案されているが、精巣卵と繁殖阻害等との関連については、同検討会において引き続き検討が続けられているほか、平成14年9月にオランダで開催されたOECDのワークショップにおいても同様の検討が行われており、国際的にも検討が続けられている段階であるため、その取扱いについては同検討会における今後の検討及び国際的な動向を踏まえて判断する必要がある。

(3) 生態リスクの初期評価結果

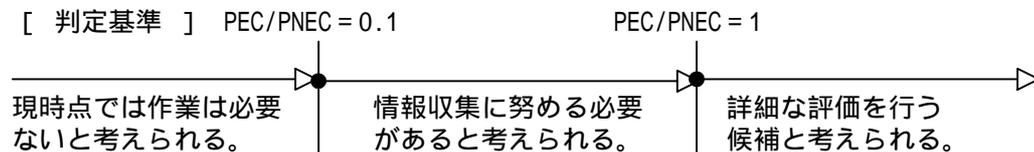
表 4.2 生態リスクの初期評価結果

媒体		平均濃度	最大値[95パーセント値] 濃度 (PEC)	PNEC	PEC/ PNEC 比
水質	公共用水域・淡水域	0.01 µg/L 未満(2001)	0.85 µg/L 程度 [0.06 µg/L 程度] (2001)	0.48 µg/L	1.8
	公共用水域・海水域	0.01 µg/L 未満(2001)	0.01 µg/L 程度(2001)		0.02

注：1) 環境中濃度での [] 内の数値は、実測値の95パーセント値を示す。

2) 環境中濃度での () 内の数値は測点年を示す。

3) 公共用水域・淡水は、河川河口域を含む。



本物質の公共用水域における濃度は、平均濃度で見ると淡水域・海水域ともに0.01 µg/L未満で検出下限値未満であった。安全側の評価値として設定された予測環境中濃度(PEC)は、淡水域で0.85 µg/L程度、海水域は0.01 µg/L程度であった。

予測環境中濃度(PEC)と予測無影響濃度(PNEC)の比は、淡水域では1.8となるため、詳細な評価を行う候補と考えられる。一方海水域では0.02となるため、現時点では作業は必要ないと考えられる。

5 . 引用文献等

(1) 物質に関する基本的事項

- 1) Ullmann's Encyclopedia of Industrial Chemistry. 5th Ed. Vol. A1 (1985): Deerfield Beach, FL. VCH Publishers.
- 2) The Vapor Pressures of Pure Substances: Selected Values of the Temperature Dependence of the Vapor Pressures of Some Pure Substances in the Normal and Low Pressure Region. Vol. 17 (1984): Amsterdam, Netherlands: Elsevier Science Publishers.
- 3) Meylan, W. M. and P. H. Howard (1995): J. Pharm. Sci. 84: 83-92.
- 4) 財団法人化学物質評価研究機構 (2002): 既存化学物質安全性 (ハザード) 評価シート
- 5) Hutchins, S. R., Tomson, M. B, Wilson, J. T. and C. H. Ward (1984): Microbial removal of wastewater organic compounds as a function of input concentration in soil columns. Appl. Environ. Microbiol. 48: 1039-1045.
- 6) Hutchins, S. R., Tomson, M. B, Wilson, J. T. and C. H. Ward (1984): Anaerobic inhibition of trace organic compound removal during rapid infiltration of wastewater. Appl. Environ. Microbiol. 48: 1046-1048.
- 7) Meylan, W. M. and P. H. Howard (1993): Computer estimation of the atmospheric gas-phase reaction rate of organic compounds with hydroxyl radicals and ozone. Chemosphere 26: 2293-2299.
- 8) 財団法人化学物質評価研究機構 (2002): 安全性点検 DATA
- 9) Franke, C., Studinger, G, Berger, G, Boehling, S., Bruckmann, U., Cohors-Fresenborg, D. and U. Joehncke (1994): The assessment of bioaccumulation. Chemosphere 29: 1501-1514.
- 10) American Chemical Society. (1990): Handbook of Chemical Property Estimation Methods. Washington, D.C.
- 11) 14102 の化学商品 (2002) , 13901 の化学商品 (2001) , 13700 の化学商品 (2000) , 13599 の化学商品 (1999) , 13398 の化学商品 (1999) , 化学工業日報社

(2) 暴露評価

- 1) (財) 日本環境衛生センター(2002): 平成 13 年度化学物質の暴露評価に関する調査報告書 (環境省請負業務)
- 2) 環境省環境管理局大気環境課(2002): 平成 13 年度内分泌攪乱化学物質における環境実態調査結果 (大気) について
- 3) 厚生省 : 水道水源における有害化学物質監視情報ネットワーク
- 4) 環境省環境管理局水環境部水環境管理課(2002): 平成 13 年度水環境中の内分泌攪乱化学物質 (いわゆる環境ホルモン) 実態調査結果
- 5) 環境省環境管理局水環境部水環境管理課(2001): 平成 12 年度水環境中の内分泌攪乱化学物質 (いわゆる環境ホルモン) 実態調査結果
- 6) 環境庁水質保全局水質管理課(2000): 平成 11 年度水環境中の内分泌攪乱化学物質 (いわゆる環境ホルモン) 実態調査結果
- 7) 環境庁土壌農薬課(1999): 環境ホルモン戦略 SPEED'98 関連の農薬等の環境残留実態調査

(3) 健康リスクの初期評価

- 1) US National Institute for Occupational Safety and Health (NIOSH) RTECS Database..
- 2) OECD SIDS Initial Assessment Profile
- 3) 厚生省 (1994): 生活衛生局企画課生活化学安全対策室監修, 化学物質点検推進連絡協議会編, 化学

物質毒性試験報告, vol. 1, 361-384.

- 4) Bayer, A.G. (2000): Isooctylphenol subchronic toxicological experiments with rats, 03/16/82; EPA Doc. No. 40-8262001; Fiche No. OTS0527934.
- 5) Chem MFGS ASSN (1983): Letter from CHEM MFGS ASSN to U.S. EPA regarding submission of study protocols and additional comments on proposed voluntary testing program for octylphenol with attachments, EPA/OTS; Doc #40-8362008, NTIS/OTS0527938.
- 6) Med. college of Virginia (2000): Toxicological study on the effect of adding ope-40 to the diet of rats in 5% concentration for a period of 5 months with cover letter, EPA/OTS; Doc #40-6162030, NTIS/OTS0527957
- 7) Tyl, R.W., C.B. Myers, M.C. Marr, D.R. Brine, P.A. Fail, J.C. Seely, and J.P. Van Miller (1999): Two-generation reproduction study with para-tert-octylphenol in rats. Regul. Toxicol. Pharmacol. Oct. 30(2 Pt 1): 81-95.
- 8) Nagao, T., S. Yoshimura, Y. Saito, M. Nakagomi, K. Usumi, and H. Ono (2001): Reproductive effects in male and female rats from neonatal exposure to p-octylphenol. Reprod. Toxicol. Nov. 15(6): 683-92.
- 9) Ikeda, M., H. Ohtsuji, and S. Miyahara (1970): Two cases of leucoderma, presumably due to nonyl or octylphenol in synthetic detergents. Ind. Health 8: 192 - 196.
- 10) Aschengrau, A., P.F. Coogan, M. Quinn, and L.J. Cashins (1998): Occupational exposure to estrogenic chemicals and the occurrence of breast cancer: an exploratory analysis. Am. J. Ind. Med. 34(1): 6-14.

(4) 生態リスクの初期評価

- 1) データベース : U.S. EPA 「AQUIRE」
- 2) 引用文献 (Ref. No. : データベースでの引用文献番号)
 - 2280:Cripe, G.M., A. Ingleby-Guezou, L.R. Goodman, and J. Forester (1989): Effect of Food Availability on the Acute Toxicity of Four Chemicals to *Mysidopsis bahia* (Mysidacea) in Static Exposures. Environ.Toxicol.Chem. 8(4):333-338.
 - 13180:Walsh, G.E., L.L. McLaughlin, M.J. Yoder, P.H. Moody, E.M. Lores, J. Forester, and P.B. Wessinger-Duvall (1988): Minutocellus Polymorphus: A New Marine Diatom for Use in Algal Toxicity Tests. Environ.Toxicol.Chem. 7(11):925-929.
 - 15164:McLeese, D.W., V. Zitko, D.B. Sergeant, L. Burrige, and C.D. Metcalfe (1981): Lethality and Accumulation of Alkylphenols in Aquatic Fauna. Chemosphere 10(7):723-730.
 - 18976:Zou, E., and M. Fingerman (1997): Effects of Estrogenic Xenobiotics on Molting of the Water Flea, *Daphnia magna*. Ecotoxicol.Environ.Saf. 38(3):281-285.
 - 20339:Gray, M.A., and C.D. Metcalfe (1999): Toxicity of 4-tert-Octylphenol to Early Life Stages of Japanese Medaka (*Oryzias latipes*). Aquat.Toxicol. 46(2):149-154.
 - 56564:Kelly, S.A., and R.T. Di Giulio (2000): Developmental Toxicity of Estrogenic Alkylphenols in Killifish (*Fundulus heteroclitus*). Environ.Toxicol.Chem. 19(10):2564-2570.
- 3) 環境省(2002) : 平成 14 年度第 1 回内分泌攪乱化学物質問題検討会資料 (平成 14 年 6 月 14 日開催)
- 4) 環境省(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 (平成 13 年 8 月 3 日)