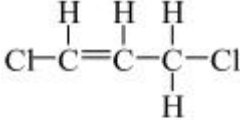


[1 4] 1,3-ジクロロプロペン

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： 1,3-ジクロロプロペン (別の呼称：1,3-ジクロロプロピレン、 -クロロアクリルクロリド) CAS 番号：542-75-6 分子式：C ₃ H ₄ Cl ₂ 分子量：110.97 構造式：	
---	---

(2) 物理化学的性状

本物質は、コハク色の特異の悪臭をもった液体である¹⁾。

融点	-84 ²⁾
沸点	108 ^{2,3)} 、112 (trans-体) ⁴⁾ 、104 (cis-体) ⁴⁾
比重	1.225 (20) ²⁾
蒸気圧	5.2 kPa (39 mmHg) (25) ²⁾ 4.5 kPa (34 mmHg) (25) ⁴⁾ 5.7 kPa (43 mmHg) (25) ⁴⁾
換算係数	1ppm=4.54 mg/m ³ at 25 ,気体 (計算値)
n-オクタノール/水分配係数	cis-体 1.36 (実測値) ⁵⁾ 、trans-体 1.41 (実測値) ⁵⁾
加水分解性	加水分解を受け 3-クロロアリルアルコールを生成する ⁶⁾
解離定数	解離基なし ⁷⁾
水溶性	2,000 mg/L (20) ²⁾

(3) 環境運命に関する基礎的事項

本物質の蓄積性は低いと想定される。分解性及び濃縮性は次のとおりである。

<p>分解性</p> <p>好氣的：OECD テストガイドライン 301D 法による 28 日後の分解度は 8 %と報告されている⁸⁾。</p> <p>嫌氣的：報告なし⁷⁾</p> <p>非生物的：</p> <p>(OH ラジカルとの反応性)：対流圏大気中では、速度定数 = 7.7×10^{-12} cm³/分子・sec (cis-体)、1.3×10^{-11} cm³/分子・sec (trans-体)で⁸⁾、OH ラジカル濃度を $5.0 \times 10^5 \sim 1 \times 10^6$ 分子/cm³ とした時の半減期はそれぞれ、25 ~ 50 時間、15 ~ 30 時間と計算される⁷⁾。</p> <p>(オゾンとの反応性)：対流圏大気中では、速度定数 = 1.5×10^{-19} m³/分子・sec (cis-体)、6.7×10^{-19} m³/分子・sec (trans-体)で⁸⁾、オゾン濃度を 7×10^{11} 分子/cm³ とした時の半減期はそれぞれ、76 日、17 日と計算される⁷⁾。</p> <p>(水中、土壌中での加水分解)：水中、土壌中で加水分解を受けて 3-クロロアリルア</p>

ルコールになることが報告されている。水中での加水分解の半減期として 15 で 11.0 日(cis-体)、13.0 日(trans-体)、29 で 2.0 日(cis-体及び trans-体)⁶⁾、また、土壌中での半減期として 3 日から 65 日以上の値がそれぞれ報告されている⁹⁾。
生物濃縮係数 (BCF): 1.91 (cis-体、trans-体)(米国人が消費している淡水域・河口域の摂取可能な生物について荷重平均した値)⁹⁾

(4) 製造輸入量及び用途

生産量・輸入量等

本物質について、OECD に報告している生産量は 1,000 ~ 10,000 t である。

用途

本物質の用途は、農薬(土壌燻蒸剤)である¹⁰⁾。

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が、多数のデータが得られ、その一部に排出源周辺等のデータも含まれると考えられる場合には、95パーセンタイル値による評価を行っている。

(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 2,400km²、人口約 800 万人のモデル地域を設定して予測を行った^{1),2)}。

表 2.1 本物質の各媒体間の分布予測結果

		分布量(%)
大	気	11.9
水	質	52.4
土	壤	35.0
底	質	0.6

(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 本物質の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										
cis	μg/m ³	0.003		< 0.002	0.16	0.002	3/10	全国	1997	3
trans	μg/m ³	0.01		< 0.007	1.5	0.007	3/12	全国	1997	3
飲料水	μg/L	< 0.2	< 0.2			0.2	0/5603	全国	1998	4
地下水	μg/L	< 0.2	< 0.2			0.2	0/18	兵庫	1997	5
食物	μg/g	< 0.002	< 0.002			0.002	0/45	全国	1999	6
公共用水域・淡水	μg/L	< 0.2	< 0.2	< 0.1	< 2	0.1-2	12/3017	全国	1998	7
公共用水域・海水	μg/L	< 0.2	< 0.2			0.2-2	0/684	全国	1998	7
底質(公共用水域・淡水)	μg/g	< 0.0004	< 0.0004			0.0004	0/8	新潟	1995	8

注：米国パイナップル農場の大気において最大 4600 μg/m³ の報告がある(1987)⁹⁾。

(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、飲料水及び食物の実測値を用いて、人に対する暴露の推定を行った(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、飲水量及び食事をそれぞれ 15m³、2L 及び 2,000g と仮定し、体重を 50kg と仮定している。

表 2.3 本物質の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	0.013 µg/m ³ 程度 (1997) cis-0.003 µg/m ³ 程度 trans-0.01 µg/m ³ 程度	0.0039 µg/kg/day 程度
	室内空気	データはない	データはない
	水質 飲料水	0.2 µg/L 未満程度 (1997)	0.008 µg/kg/day 未満程度
	地下水 公共用水域・淡水	概ね 0.2 µg/L 未満 (1997) 0.2 µg/L 未満程度 (1998)	概ね 0.008 µg/kg/day 未満 0.008 µg/kg/day 未満程度
	食物	0.002 µg/g 未満程度 (1999)	0.08 µg/kg/day 未満程度
	土壌	データはない	データはない
	最大値等	大気 一般環境大気	1.7 µg/m ³ 程度 (1997) cis-0.16 µg/m ³ 程度 trans-1.5 µg/m ³ 程度
室内空気		データはない	データはない
水質 飲料水		0.2 µg/L 未満程度程度 (1997) [上と同じ]	0.008 µg/kg/day 未満程度 [上と同じ]
地下水 公共用水域・淡水		概ね 0.2 µg/L 未満 (1997) 2 µg/L 未満程度 (1998) [上と同じ]	概ね 0.008 µg/kg/day 未満 0.08 µg/kg/day 未満程度 [上と同じ]
食物		0.002 µg/g 未満程度 (1999)	0.08 µg/kg/day 未満程度
土壌		データはない	データはない

注：[] 内の数値は、実測値の 95 パーセンタイル値を示す。

人の一日曝露量の集計結果を表 2.4 に示す。吸入曝露による一日曝露量の予測最大量は 0.51 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ (濃度としては 1.7 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) であった。経口曝露による一日曝露量の予測最大量は 0.0088 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ 未満であり、このうち食物経由が 0.08 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ 未満であった。全曝露経路からの一日曝露量の予測最大量は 0.60 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ 未満であった。

表 2.4 人の一日曝露量

		平均	予測最大量
		曝露量($\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$)	曝露量($\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$)
大気	一般環境大気	0.0039	0.51
	室内空気		
水質	飲料水	<u>0.008</u>	[0.008]
	地下水	(0.008)	(0.008)
	公共用水域・淡水	(0.008)	([0.08])
食物		<u>0.08</u>	<u>0.08</u>
土壌			
経口曝露量合計		<u>0.088</u>	<u>0.088</u>
総曝露量		<u>0.0929</u>	0.598

注：1) [] 内の数値は、実測値の 95 パーセンタイル値より算出した値。

2) () 内の数字は総曝露量の算出に用いていない。

3) アンダーラインは不検出データによる曝露量を示す。また、総曝露量の項のアンダーラインは、不検出データによる曝露量が優位を示した総曝露量を示す。

(4) 水生生物に対する曝露の推定 (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曝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、公共用水域淡水では 2 $\mu\text{g}/\text{L}$ 未満程度、同海水では 0.2 $\mu\text{g}/\text{L}$ 未満程度となった。

表 2.5 水質中の本物質の濃度

媒体	平均	最大値等
	濃度	濃度
水質		
公共用水域・淡水	0.2 $\mu\text{g}/\text{L}$ 未満程度 (1998)	2 $\mu\text{g}/\text{L}$ 未満程度 (1998)
公共用水域・海水	0.2 $\mu\text{g}/\text{L}$ 未満程度 (1998)	0.2 $\mu\text{g}/\text{L}$ 未満程度 (1998)

注：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 : 250 mg/kg
マウス	経口	LDLo: 300 mg/kg
ウサギ	皮膚	LDLo: 2,100 mg/kg

本物質には強い刺激性がある。吸入による軽度の症状として悪心、嘔吐、めまい、頭痛がみられ、重度になると上気道の刺激灼熱感、肺水腫、チアノーゼ、四肢のけいれん等をおこす。皮膚に接触した場合、灼熱感、水疱を生じ、皮膚からも吸収される。

中・長期毒性

- ア) F344 ラット雌雄各 10 匹を 1 群とし、0、5、15、50、100 mg/kg/day を 13 週間混餌投与した結果、15 mg/kg/day 以上の群で体重低下や胃非腺部の基底細胞に軽度の過形成と角化(角質増殖)を認め、体重低下は 5 mg/kg/day 群の雄でも認められた²⁾。
- イ) F344 ラット雌雄各 60 匹を 1 群とし、0、2.5、12.5、25 mg/kg/day を糖質カプセルに入れ 2 年間混餌投与した結果、12.5 mg/kg/day 以上の群の雌雄に体重増加の抑制と摂餌量の低下、胃粘膜の過形成を認めた。また、12.5 mg/kg/day 以上の群の雄と 25 mg/kg/day 群の雌に肝細胞腺種の増加がみられたが、有意差を認めたのは 25 mg/kg/day 群の雄のみであった。B6C3F₁ マウス雌雄各 60 匹を 1 群とし、0、2.5、25、50 mg/kg/day を同様に投与した結果、25 mg/kg/day 以上の群の雌雄に体重増加の抑制と摂餌量の低下を認めたが、その他には、50 mg/kg/day 群の雄でグリコーゲンの減少に伴う肝細胞の小型化がみられただけであった。これらの結果から、ラットでは 2.5 mg/kg/day が NOAEL、マウスでは 2.5 mg/kg/day が NOEL となる³⁾。
- ウ) ラット(雌雄各 24 匹)、モルモット(雌雄各 12 匹)、ウサギ(3 匹)、イヌ(2 匹)を 1 群とし、0、4.5、13.5 mg/m³ (0、1、3 ppm) を 6 ヶ月間(7 時間/日、5 日/週)吸入させた結果、13.5 mg/m³ 群の雌ラットにのみ、腎尿細管上皮の混濁腫脹を認めた⁴⁾。この結果から、4.5 mg/m³ が NOAEL となり、これを暴露状況で補正すると 0.8 mg/m³ となる。
- エ) F344 ラット及び B6C3F₁ マウス雌雄各 50 匹を 1 群とし、0、22.7、90.8、272 mg/m³ を 2 年間(6 時間/日、5 日/週)吸入させた結果、90.8 mg/m³ 以上の群のマウス雌雄に鼻腔上皮の変性や気道上皮の過形成の増加を認め、90.8 mg/m³ 以上の群の雌マウスには膀胱に過形成の増加も認めた⁵⁾。

生殖・発生毒性

F344 ラット雌雄各 30 匹を 1 群とし、0、45.4、136、409 mg/m³ を二世代にわたって(6 時

間/日、5日/週)吸入させた結果、409 mg/m³群の親ラットに体重増加の抑制等を認めたが、仔には影響を認めなかった⁶⁾。

ヒトへの影響

ACGIH (1991) は暴露限界閾値 - 時間荷重平均 (TLV-TWA) として 1 ppm (4.5 mg/m³) を、WHO (1993) は飲料水のガイドラインとして 20 µg/L を勧告している。また、職業暴露のレベルは一般的には 4.54 mg/m³ (1 ppm) 未満で (EHC, 1993)、一般環境からの暴露 (大気、水、食事) はほとんどあり得ないとされている (IARC, 1993)。

ヒトの発がん及び遺伝的影響に関する疫学データは認められない。また一般環境からの暴露は低い、あるいは存在しないため、リスクは無視できると指摘されている (IARC, 1993)。

なお、生殖毒性を調べるために時間荷重平均暴露量が 1 ppm (4.5 mg/m³) 未満である 64 人の男性 (塩素化合物製造従事者) と 63 人の対照群の男性の精子を比較した研究では、精子数及び正常精子の割合に差を認めなかったとされている (IARC, 1986)。

1975 年にカリフォルニアで起きたトラック事故により、高速道路上に本物質が流出し、吸い込んだ 80 人 (推定) のうち 46 人が病院で治療を受け、一部の人に頭痛、吐き気等の症状が認められた (IARC, 1993)。急性職業暴露の症例としては、6,810 mg/m³ (1,500 ppm) を超える空気を吸入した結果、頭痛、粘膜刺激、吐き気等の重篤な症状・徴候が観察されたことも報告されている。

これらの知見から、1 ppm (4.5 mg/m³) を NOAEL とし、暴露状況で補正すると 1.1 mg/m³ となる。

(2) 発がん性

発がん性に関する知見の概要

経口暴露では、ラットの肺、前胃に良性腫瘍、マウスの膀胱、肺、前胃に良性腫瘍が認められた。吸入暴露では、マウスで肺胞腺腫の発生率の増加を認めたが、ラットでは腫瘍の発生は認められなかった。

また、Ames 試験で変異原性を示し、小核試験では雌マウスの骨髄で陽性であり、姉妹染色分体交換やほ乳細胞での DNA 切断等が認められている。

発がんリスク評価の必要性

実験動物では発がん性が認められるものの、ヒトでの発がん性に関する証拠がないため、IARC の評価では 2B (ヒトに対して発がん性が有るかもしれない) に分類されている。このため、発がん性に関する評価の実施について検討する必要がある。

(3) 無毒性量 (NOAEL) 等の設定

経口暴露については、ラット (マウス) の中・長期毒性試験から得られた NOAEL (NOEL) 2.5 mg/kg/day (体重増加の抑制) が信頼性のある最小値であることから、同値を無毒性量等として設定する。

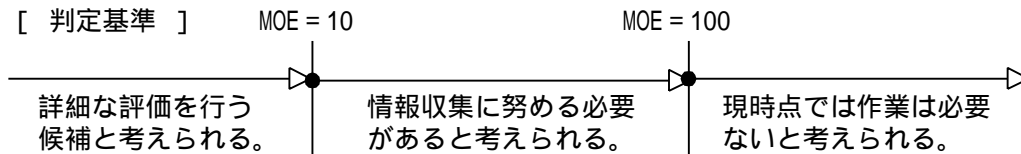
吸入暴露については、ラットの中・長期毒性試験から得られた NOAEL 4.5 mg/m³ (腎尿管上皮の混濁腫脹) とヒトの疫学調査から得られた NOAEL 4.5 mg/m³ (精子数及び正常精子の割合) が無毒性量等の候補になるが、信頼性があり、暴露期間が長かった疫学調査結果を

採用する方が適切と考えられる。このため、疫学調査から得られた NOAEL 4.5 mg/m³ を採用し、これを暴露状況で補正した 1.1 mg/m³ 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	0.088 µg/kg/day 未満	0.088 µg/kg/day 未満	2.5 mg/kg/day	ラット・マウス	2,800 超
吸入 環境大気	0.013 µg/m ³	1.7 µg/m ³	1.1 mg/m ³	ヒト	650



経口暴露については、暴露量は平均値、予測最大量ともに 0.088 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 2.5 mg/kg/day と予測最大量から求めた MOE (Margin of Exposure) は 2,800 を超えるため、経口暴露による健康リスクについては現時点では作業は必要ないと考えられる。

吸入暴露については、一般環境大気中の濃度についてみると、平均値で 0.013 µg/m³、予測最大量で 1.7 µg/m³ であった。ヒトに対する知見より設定された無毒性量等 1.1 mg/m³ と予測最大量から求めた MOE は 650 となるため、一般環境大気の吸入暴露による健康リスクについては現時点では作業は必要ないと考えられる。

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（内分泌攪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) 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			<u>9</u>	<i>Selenastrum capricornutum</i>	NOEC BMS	3				環境庁
			241	<i>Selenastrum capricornutum</i>	EC ₅₀ BMS	3				環境庁
甲殻類			90	<i>Daphnia magna</i>	NOEC REP	21				環境庁
			1,230	<i>Daphnia magna</i>	EC ₅₀ IMM	2				環境庁
			6,200	<i>Daphnia magna</i>	LC ₅₀ MOR	2				5184
			7,200	<i>Daphnia magna</i>	LC ₅₀ MOR	1				5184
			90,000	<i>Daphnia magna</i>	EC ₅₀ IMM	2				666
魚類			510	<i>Oryzias latipes</i>	NOEC MOR	28				17120
			1,430	<i>Oryzias latipes</i>	LC ₅₀ MOR	28				17120
			1,550	<i>Oryzias latipes</i>	LC ₅₀ MOR	4				環境庁
			1,800	<i>Cyprinodon variegatus</i>	LC ₅₀ MOR	4				10366
			6,100	<i>Lepomis macrochirus</i>	LC ₅₀ MOR	4				5590
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、NOEC (No Observed Effect Concentration): 無影響濃度

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

(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 *Selenastrum capricornutum* に対する生長阻害の 72 時間半数影響濃度 (EC₅₀) が 241 μg/L、甲殻類では *Daphnia magna* に対する遊泳阻害の 48 時間半数影響濃度 (EC₅₀) が 1,230 μg/L、魚類では *Oryzias latipes* の 96 時間半数致死濃度 (LC₅₀) が 1,550 μg/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(藻類の 241 $\mu\text{g/L}$)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 2.4 $\mu\text{g/L}$ が得られた。

慢性毒性値については、藻類では *Selenastrum capricornutum* に対する生長阻害の 72 時間無影響濃度 (NOEC) が 9 $\mu\text{g/L}$ 、甲殻類では *Daphnia magna* に対する繁殖阻害の 21 日間無影響濃度 (NOEC) が 90 $\mu\text{g/L}$ 、魚類では *Oryzias latipes* に対する致死の 28 日間無影響濃度 (NOEC) が 510 $\mu\text{g/L}$ であった。慢性毒性値について 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 10 を用いることとし、上記の毒性値のうち最も低い値 (藻類の 9 $\mu\text{g/L}$) にこれを適用することにより、慢性毒性値による PNEC として 0.9 $\mu\text{g/L}$ が得られた。

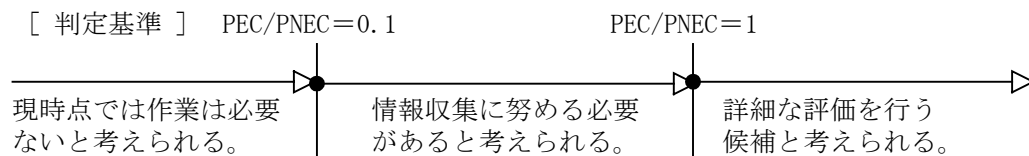
本物質の PNEC としては、以上により求められた PNEC のうち低い値である、藻類の慢性毒性値をアセスメント係数 10 で除した 0.9 $\mu\text{g/L}$ を採用する。

(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 パーセントイル値]濃度 (PEC)	PNEC	PEC/PNEC 比
水質	一般環境・淡水域	0.2 $\mu\text{g/L}$ 未満程度 (1998)	2 $\mu\text{g/L}$ 未満程度 (1998)	0.9 $\mu\text{g/L}$	<2.2
	一般環境・海水域	0.2 $\mu\text{g/L}$ 未満程度 (1998)	0.2 $\mu\text{g/L}$ 未満程度 (1998)		<0.22
	発生源周辺	データはない	データはない		
底質	一般環境	概ね 0.0004 $\mu\text{g/g}\cdot\text{dry}$ 未満 (1995)	概ね 0.0004 $\mu\text{g/g}\cdot\text{dry}$ 未満 (1995)		

注：一般環境・淡水域は、河川河口域を含む。



本物質の公共用水域における濃度は、平均濃度でみると淡水域・海水域とも 0.2 $\mu\text{g/L}$ 未満程度であり、検出下限値未満であった。安全性の評価値として設定された予測環境中濃度 (PEC) は、淡水域では 2 $\mu\text{g/L}$ 未満程度、0.2 $\mu\text{g/L}$ 未満程度であり、検出下限値未満であった。

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 2.2 未満、海水域では 0.22 未満となるため、現時点では生態リスクの判定はできない。

5 . 引用文献等

(1) 物質に関する基本的事項

- 1) 化学工業日報社 (2001) 13901 の化学商品
- 2) Richardson, M.L. *et al.* (1992-1995) The Dictionary of Substances and their Effects, Royal Society of Chemistry
- 3) The Merck Index, 12th. Ed. (1996) Merck & Co., Inc
- 4) Handbook of Environmental Data on Organic Chemicals, 3rd. Ed. (1996) Van Nostrand Reinhold Co
- 5) IPCS (1989) International Chemical Safety Cards
- 6) IPCS (1993) Environmental Health Criteria, 146
- 7) (財)化学工業検査協会 (1997) 化学物質ハザード・データ集
- 8) EU (1995) IUCLID (International Uniform Chemical Information Data Base) Data Sheet
- 9) Hazardous Substances Data Bank (HSDS) (1998) U.S.National Library of Medicine
- 10) (社)日本化学工業協会調査資料 (1998)

(2) 暴露評価

- 1) (財)日本環境衛生センター 平成 11 年度化学物質の暴露評価に関する調査報告書(環境庁 請負業務)
- 2) (財)日本環境衛生センター 平成 12 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)
- 3) 環境庁 有害大気汚染物質総合対策推進事業結果報告書 平成 10 年 3 月
- 4) 厚生省 平成 9 年水道統計水質編
- 5) 西宮市環境監視センター 地下水質調査結果表
- 6) (財)日本食品分析センター 平成 11 年度食事からの化学物質暴露量に関する調査報告書
- 7) 環境庁 全国公共用水域水質年鑑 2000 年版
- 8) Bull. Environ. Contam. Toxicol. 58, p893-900, 1997
- 9) WHO:Environmental Health Criteria 146

(3) 健康リスクの初期評価

- 1) 後藤 稔 編 (1994) 産業中毒便覧(増補版), 医歯薬出版
- 2) Haut, K. T. *et al.* (1996) Fundam. Appl. Toxicol., 32: 224-232.
- 3) Stebbins, K. E. *et al.* (2000) Toxicol. Pharma., 32 : 1-13.
- 4) Torkelson, T. R. *et al.* (1977) Am. Ind. Hyg. Assoc. J. , 38: 217-223.
- 5) Lomax L. G. *et al.* (1989) Fundam. Appl. Toxicol., 12: 418-431.
- 6) Breslin W. J. *et al.* (1989) Fundam. Appl. Toxicol., 12: 129-143.

参考資料

- ・ Environmental Health Criteria 146, IPCS (1993) .
- ・ IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans, Volume 41 (1986) ; suppl.,7 (1987) ; Volume 71 (1999) .

- Documentation of the Threshold Limit Values and Biological Exposure Indices, Sixth Edition, 1,3-Dichloropropene, ACGIH (1991) .
- Toxicological Review of 1,3-Dichloropropene, U.S. EPA (2000)
- National Occupational Exposure Survey (1997)

(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)

666:Johnson,W.W. and M.T.Finley (1980): Handbook of Acute Toxicity of Chemicals to Fish and Aquatic Invertebrates. Resour. Publ. 137, Fish Wildl. Serv., U.S.D.I., Washington, D.C.:98 p.

5184:LeBlanc,G.A. (1980): Acute Toxicity of Priority Pollutants to Water Flea (*Daphnia magna*). Bull. Environ. Contam. Toxicol. 24(5): 684-691.

5590:Buccafusco,R.J., S.J.Ells, and G.A.LeBlanc (1981): Acute Toxicity of Priority Pollutants to Bluegill (*Lepomis macrochirus*). Bull. Environ. Contam. Toxicol. 26(4): 446-452.

10366:Heitmuller,P.T., T.A.Hollister, and P.R.Parrish (1981): Acute Toxicity of 54 Industrial Chemicals to Sheepshead Minnows (*Cyprinodon variegatus*). Bull. Environ. Contam. Toxicol. 27(5): 596-604.

17120:Johnson,R., J.Tietge, and G.Stokes (1993): Validation of the Medaka Assay for Chemical Carcinogens. In: Technical Report 9306. Compendium of the FY1988 & FY1989 Research Reviews for the Research Methods Branch, U.S. Army Biomedical Research & Development Lab., Ft. Detrick, Frederick, MD:45-60 (U.S. NTIS AD-A272667).

3) 環境庁 (2000) : 平成 11 年度 生態影響試験実施事業報告