


## [ 16 ] p-ジクロロベンゼン

### 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： p-ジクロロベンゼン (別の呼称：1,4-ジクロロベンゼン) CAS 番号：106-46-7 分子式：C <sub>6</sub> H <sub>4</sub> Cl <sub>2</sub> 分子量：147.0 構造式：	
---	---

#### (2) 物理化学的性状

本物質は、白色結晶で揮発性（昇華する）があり、きつい臭気がある<sup>1)</sup>。

融点	53.5 <sup>2)</sup> 、54 <sup>2)</sup>
沸点	174.12 <sup>2)</sup> 、173.4 <sup>2)</sup>
比重	1.458 (20 <sup>3)</sup> )
蒸気圧	0.08 kPa (0.6 mmHg) (20 <sup>4)</sup> ) 0.24 kPa (1.8 mmHg) (30 <sup>4)</sup> )
換算係数	1ppm=6.01 mg/m <sup>3</sup> at 25 <sup>5)</sup> , 気体 (計算値)
n-オクタノール/水分配係数	3.57 (実測値) <sup>5)</sup>
加水分解性	加水分解を受けやすい化学結合なし <sup>6)</sup>
解離定数	解離基なし <sup>6)</sup>
水溶性	49 mg/L (22 <sup>7)</sup> )、79 mg/L (25 <sup>7)</sup> ) <sup>2)</sup>

#### (3) 環境運命に関する基礎的事項

本物質の分解性及び濃縮性は次のとおりである。

分解性 好氣的：難分解 <sup>7)</sup> 。 嫌氣的：嫌気条件下で分解されないとの報告がある <sup>8)</sup> 。嫌氣的条件下で脱塩素するとの報告もあるが、モニタリングデータからは、この結果の十分な立証は得られていない <sup>8)</sup> 。 非生物的： (OH ラジカルとの反応性)：対流圏大気中では、速度定数 = $3.2 \times 10^{-13}$ cm <sup>3</sup> /分子・sec (22 <sup>8)</sup> ) <sup>8)</sup> 、OH ラジカル濃度 = $5.0 \times 10^5 \sim 1 \times 10^6$ 分子/cm <sup>3</sup> とした時の半減期は 25 ~ 50 日と計算される <sup>6)</sup> 。 (スモッグチャンバーによる試験)：スモッグチャンバーによる試験で、ジクロロニトロフェノール、ジクロロニトロベンゼン、ジクロロフェノールが光分解生成物
---

として生成されるとの報告がある<sup>8)</sup>。

BOD から算出した分解度：

0% (試験期間：4週間、被験物質：100 mg/L、活性汚泥：30 mg/L)<sup>7)</sup>

生物濃縮係数 (BCF)：魚類；60～720<sup>8)</sup>

#### (4) 製造輸入量及び用途

##### 生産量・輸入量等

本物質の平成7年～11年における国内生産量・輸出入量の記載はないが<sup>9)</sup>、OECDに報告している生産量は10,000 t以上である。

##### 用途

本物質の用途は、染料中間物、殺虫剤、有機合成、調剤、防臭剤、農薬である<sup>1)</sup>。

## 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 2,400km<sup>2</sup>、人口約 800 万人のモデル地域を設定して予測を行った<sup>1),2)</sup>。

表 2.1 本物質の各媒体間の分布予測結果

		分布量(%)
大	気	99.4
水	質	0.02
土	壤	0.6
底	質	0.009

### (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	μg/m <sup>3</sup>	0.73		< 0.13	*14	0.13	12/15	全国	1999	3
室内空気	μg/m <sup>3</sup>	120			2200	0.06	200/207	全国	1998	4
飲料水	μg/L	< 0.03	< 0.03			0.03	0/34	全国	1999	5
地下水	μg/L	< 0.1	< 0.1	< 0.1	*16	0.1	6/120	東京	1997	6
食物	μg/g	< 0.01	0.017	< 0.01	*0.23	0.01	18/57	全国	1998	7
公共用水域・淡水	μg/L	0.016		< 0.01	0.094	0.01	8/11	全国	1998	8
公共用水域・海水	μg/L	0.014	0.028	< 0.01	0.11	0.01	4/7	全国	1998	8
底質(公共用水域・淡水)	μg/g	5.9	27	0.15	210	0.001	11/11	全国	1998	8
底質(公共用水域・海水)	μg/g	12	21	2.1	49	0.001	7/7	全国	1998	8

注) 1) スイスの下水処理場放流水で 1.1 μg/L(1983)<sup>9)</sup>、米国のド・ライクリ-ニク<sup>10)</sup> 廃棄物に汚染された地下水で最大値 59 μg/L の報告がある(1983-1987)<sup>10)</sup>。

2) 日本の処分場浸出水のデータとして、最大値 0.06 μg/L の報告がある(1994)<sup>11)</sup>。

3) \*印は 5%棄却検定を行った結果、棄却された値を示す。

## (3) 人に対する暴露の推定（一日暴露量の予測最大量）

空気（一般環境大気及び室内空気）、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  $15\text{m}^3$ 、 $2\text{L}$  及び  $2,000\text{g}$  と仮定し、体重を  $50\text{kg}$  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	$0.73 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 程度 (1999)	$0.22 \mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ 程度
	室内空気	$120 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 程度 (1998)	$36 \mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ 程度
	水質		
	飲料水	$0.03 \mu\text{g}/\text{L}$ 未満程度 (1999)	$0.0012 \mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ 未満程度
	地下水	概ね $0.1 \mu\text{g}/\text{L}$ 未満 (1997)	概ね $0.004 \mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ 未満
	公共用水域・淡水	$0.016 \mu\text{g}/\text{L}$ 程度 (1998)	$0.00064 \mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ 程度
	食物	$0.01 \mu\text{g}/\text{g}$ 未満 (1998)	$0.4 \mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ 未満
	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		$2.9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 程度 (1999)	$0.87 \mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ 程度
室内空気		$2200 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 程度 (1998) [ $530 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 程度 ]	$660 \mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ 程度 [ $160 \mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ 程度 ]
水質			
飲料水		$0.03 \mu\text{g}/\text{L}$ 未満程度 (1999)	$0.0012 \mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ 未満程度
地下水		概ね $3.5 \mu\text{g}/\text{L}$ 未満 (1995) [ 概ね $0.1 \mu\text{g}/\text{L}$ 未満 ]	概ね $0.14 \mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ 未満 [ 概ね $0.004 \mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ 未満 ]
公共用水域・淡水		$0.094 \mu\text{g}/\text{L}$ 程度 (1998)	$0.0038 \mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ 程度
食物		$0.09 \mu\text{g}/\text{g}$ 程度 (1998)	$3.6 \mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ 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。

人の一日暴露量の集計結果を表 2.4 に示す。吸入暴露による一日暴露量の予測最大量は  $160 \mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ （濃度としては  $530 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ）（95 パーセンタイル値）であったが、これは室内空気の濃度に終日暴露されるという前提の値であり、代わりに一般環境大気の数値を用いると  $0.87 \mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ （濃度としては  $2.9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ）であった。経口暴露による一日暴露量の予測最大量は  $3.6 \mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$  であり、そのうち食物経路が  $3.6 \mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$  であった。全暴露経路からの一日暴露量の予測最大量は、室内空気の濃度に終日暴露されるという前提で  $160 \mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$  であり、一般

環境大気の数値を用いると 4.5 µg/kg/day 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	0.22	0.87
	室内空気	36	[ 160 ]
水質	飲料水	<u>0.0012</u>	<u>0.0012</u>
	地下水	(0.004)	([0.004])
	公共用水域・淡水	(0.00064)	(0.0038)
食物		<u>0.4</u>	3.6
土壌			
経口暴露量合計		<u>0.4012</u>	3.6012
総暴露量 (ケース 1)		36.4012	163.6012
総暴露量 (ケース 2)		<u>0.6212</u>	4.4712

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を示す。

2) ( ) 内の数字は総暴露量の算出に用いていない。

3) 総暴露量 (ケース 1) は、大気暴露において一般環境大気及び室内空気のうち化学物質の濃度が高いもの (ここでは室内空気) に終日暴露されていると仮定して算出したもの。総暴露量 (ケース 2) は、一般環境大気に終日暴露されていると仮定して算出したもの。

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

#### (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 0.094 µg/L 程度、同海水域では 0.11 µg/L 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	0.016 µg/L 程度 (1998)	0.094 µg/L 程度 (1998)
公共用水域・海水	0.014 µg/L 程度 (1996)	0.11 µg/L 程度 (1996)

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<sup>1)</sup>

表 3.1 急性毒性

動物種	経路	致死量、中毒量等
ヒト	経口	TDL <sub>0</sub> : 300 mg/kg
ラット	経口	LD <sub>50</sub> : 500 mg/kg
マウス	皮下	TDL <sub>0</sub> : 124 mg/kg

本物質の蒸気は眼や気道、皮膚を刺激する。o-ジクロロベンゼンの作用に似ているが、眼球水晶体の混濁を著明におこす。

##### 中・長期毒性

Sprague-Dawley ラット雌雄各 28 匹を 1 群とし、0、50、150、450 ppm (0、300、900、2,700 mg/m<sup>3</sup>) を 10 週間 (6 時間/日、7 日/週) 吸入させた結果、150 ppm 群の雄で体重低下、震え、鼻と目からの分泌物の増加等を認めた。さらに 150 ppm 以上の群では肝臓と腎臓の重量増加を認めた<sup>2)</sup>。この結果から、50 ppm (300 mg/m<sup>3</sup>) が NOAEL となり、これを暴露状況で補正すると 75 mg/m<sup>3</sup> となる。

ビーグル犬雌雄各 5 匹を 1 群とし、0、10、50、75 mg/kg/day を 1 年間 (5 日/週) 強制経口投与した結果、75 mg/kg/day 群の雌雄に貧血、脾臓の髓外造血、胆管増生、腎尿細管上皮空胞化を、雌に血小板数の増加、ALT 及び  $\gamma$ -GPT の上昇、副腎相対重量の増加を、雄に肝門脈域の炎症を認めた。また、50 mg/kg/day 群では、雌雄に肝臓重量の増加、ALP の上昇、肝細胞肥大 (一部の動物で肝細胞色素沈着を伴う) を、雌に腎臓重量と甲状腺重量の増加を認めた<sup>3)</sup>。この結果から、10 mg/kg/day が NOAEL となり、これを暴露状況で補正すると 7.1 mg/kg/day となる。

##### 生殖・発生毒性

CD ラット雌 11~16 匹を 1 群とし、0、250、500、750、1,000 mg/kg/day をコーン油に溶解させて妊娠 6~15 日目に強制経口投与した結果、500 mg/kg/day 以上の群で用量に依存した過剰肋骨 (extra ribs) 形成の増加を、750 mg/kg/day 以上の群で仔の体重低下と骨格の異常を観察したが、250 mg/kg/day 群ではこれらの異常を認めなかった<sup>4)</sup>。この結果から、250 mg/kg/day が NOAEL となる。

##### ヒトへの影響

ヒトへの遅発性影響としては、貧血、脾腫等の造血器障害、皮膚の乾燥あるいは硬化、中枢神経系への影響 (指の振顫、筋肉の反射増強、踝の攣縮) が知られているが、他の化学物

質の暴露を伴う例が少なくないと思われる。その他、肺（肉芽腫症）や肝（萎縮、黄疸）への悪影響をもたらすとする症例報告がある。

## （2）発がん性

### 発がん性に関する知見の概要

F344 ラット及び BDF<sub>1</sub> マウス雌雄各 50 匹を 1 群とし、0、20、75、300 ppm（0、120、450、1,800 mg/m<sup>3</sup>）を 104 週間（6 時間/日、5 日/週）吸入させた結果、マウスでは 300 ppm 群の雄に肝細胞がんと組織球性肉腫、雌で肝細胞がんと肝細胞腺腫の発生率に有意な増加を認めた。しかし、ラットでは腫瘍の発生増加は認められなかった<sup>5)</sup>。

NTP（1987）の長期投与試験では、300 mg/kg/day の用量で F344 ラットの雄に腎の尿細管細胞腺がんの有意な増加を、600 mg/kg/day の用量で B6C3F<sub>1</sub> マウスの雄に肝細胞がんの有意な発生を認めた。しかしながら、ラット投与群の腎臓では  $\alpha$ -2-ミクログロブリンと p-ジクロロベンゼンとの反応生成物と考えられる硝子滴の形成が認められ、これによる腫瘍の発生と考えられた<sup>3)</sup>。また、B6C3F<sub>1</sub> マウスの雄の肝臓は化学物質に対して発がん感受性が高いことが知られている。さらに、遺伝子毒性が認められないことから遺伝子に対する直接作用によるものではないことが考えられる。

従って、ラット及びマウスにおいて発がん性は認められるものの種を越えた発がん性の可能性は低く、ヒトの発がん性の根拠とするには妥当ではない。

### 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しては十分な証拠がないため、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

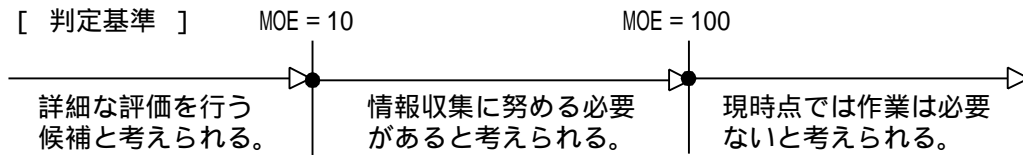
経口暴露については、イヌの中・長期毒性試験から得られた NOAEL 10 mg/kg/day（肝臓、腎臓、甲状腺の重量増加、ALP 上昇、肝細胞肥大）が信頼性のある最小値であることから同値を採用し、これを暴露状況で補正した 7.1 mg/kg/day を無毒性量等として設定する。

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 300 mg/m<sup>3</sup>（肝臓と腎臓の重量増加）が信頼性のある最小値であることから同値を採用する。これを暴露状況で補正して 75 mg/m<sup>3</sup> とし、試験期間が 10 週間と短いために 10 で除した 7.5 mg/m<sup>3</sup> 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	0.40 $\mu$ g/kg/day 未満	3.6 $\mu$ g/kg/day	7.1 mg/kg/day	イヌ	200
吸入	室内空気	120 $\mu$ g/m <sup>3</sup>	7.5 mg/m <sup>3</sup>	ラット	1.4
	環境大気	0.73 $\mu$ g/m <sup>3</sup>			260



経口暴露については、暴露量は平均値で  $0.40 \mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$  未満、予測最大量で  $3.6 \mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$  であった。動物実験結果より設定された無毒性量等  $7.1 \text{ mg}/\text{kg}/\text{day}$  と予測最大量から求めた MOE (Margin of Exposure) は 200 となるため、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、より濃度の高い室内空気中の濃度についてみると、平均値で  $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 、予測最大量で  $530 \mu\text{g}/\text{m}^3$  であった。動物実験結果より設定された無毒性量等  $7.5 \text{ mg}/\text{m}^3$  と予測最大量から求めた MOE は 1.4 となるため、室内空気の吸入暴露による健康リスクについては詳細な評価を行う候補と考えられる。なお、本物質については既に室内濃度指針値が設定され、対策が進められているところである。

一方、一般環境大気中の濃度についてみると、平均値で  $0.73 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 、予測最大量で  $2.9 \mu\text{g}/\text{m}^3$  であり、無毒性量等  $7.5 \text{ mg}/\text{m}^3$  と予測最大量から求めた MOE は 260 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			127.9	<i>Ankistrodesmus falcatus acicul</i>	EC <sub>50</sub> PSE	4 時間				10674
			1,600	<i>Selenastrum capricornutum</i>	EC <sub>50</sub> GRO	4				10712
			5,600	<i>Selenastrum capricornutum</i>	NOEC BMS	3				環境庁
			7,100	<i>Selenastrum capricornutum</i>	EC <sub>50</sub> BMS	3				環境庁
			28,000	<i>Scenedesmus subspicatus</i>	EC <sub>50</sub> BMS	2				2997
			34,300	<i>Cyclotella meneghiniana</i>	EC <sub>50</sub> CYT	2				88
甲殻類			100	<i>Daphnia magna</i>	NOEC REP	21				環境庁
			300	<i>Daphnia magna</i>	NOEC REP	21				847
			2,500	<i>Daphnia magna</i>	EC <sub>50</sub> IMM	2				環境庁
			11,000	<i>Daphnia magna</i>	LC <sub>50</sub> MOR	2				5184
			11,600	<i>Daphnia magna</i>	LC <sub>50</sub> MOR	2				12055
			約 147 ~ 14700	<i>Portunus pelagicus</i>	LC <sub>50</sub> MOR	0.42 ~ 41.7				4745
魚類			760	<i>Pimephales promelas</i>	MATC MOR	32 ~ 33				12124
			2,200	<i>Oryzias latipes</i>	LC <sub>50</sub> MOR	4				環境庁
			2,850	<i>Pimephales promelas</i>	MATC MOR	7				257
			7,200	<i>Cyprinodon variegatus</i>	LC <sub>50</sub> MOR	2				10366
その他			約 147	<i>Paracentrotus lividus</i>	NR CYT	2				5808
			940	<i>Chironomus riparius</i>	NOEC MOR	2				4072
			13,000	<i>Tanytarsus dissimilis</i>	LC <sub>50</sub> MOR	2				10579
			12,000	<i>Chironomus riparius</i>	LC <sub>50</sub> MOR	2				4072
			32,000	<i>Chironomus riparius</i>	NR-LETH MOR	2				4072

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) EC<sub>50</sub> (Median Effective Concentration): 半数影響濃度、LC<sub>50</sub> (Median Lethal Concentration): 半数致死濃度、NOEC (No Observed Effect Concentration): 無影響濃度、NOEL (No-observable-effect-level): 無影響レベル、MATC (Maximum Acceptable Toxicant Concentration): 最高許容濃度、NR (Not Reported): 記載無し、NR-LETH: 死亡率不明

影響内容) BMS (Biomass): 生物現存量、CYT (Cytogenetic): 胚への影響、GRO (Growth): 生長(植物)、成長(動物)、IMM (Immobilization): 遊泳阻害、MOR (Mortality): 死亡、REP (Reproduction): 繁殖、再生産、PSE (Photosynthesis): 光合成活性阻害

## (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96時間半数影響濃度 ( $EC_{50}$ ) が 1,600  $\mu\text{g/L}$ 、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 ( $EC_{50}$ ) が 2,500  $\mu\text{g/L}$ 、魚類では *Oryzias latipes* の96時間半数致死濃度 ( $LC_{50}$ ) が 2,200  $\mu\text{g/L}$ 、その他の生物ではユスリカ類 *Tanytarsus dissimilis* に対する48時間半数致死濃度 ( $LC_{50}$ ) が 13,000  $\mu\text{g/L}$  であった。急性毒性値について4生物群 (藻類、甲殻類、魚類及びその他) 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その他の生物を除いた最も低い値 (藻類の 1,600  $\mu\text{g/L}$ ) 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 16  $\mu\text{g/L}$  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 5,600  $\mu\text{g/L}$ 、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 100  $\mu\text{g/L}$ 、魚類では *Pimephales promelas* に対する致死の32~33日間最高許容濃度 (MATC) が 760  $\mu\text{g/L}$  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 (甲殻類の 100  $\mu\text{g/L}$ ) 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 10  $\mu\text{g/L}$  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、甲殻類の慢性毒性値をアセスメント係数10で除した 10  $\mu\text{g/L}$  を採用する。

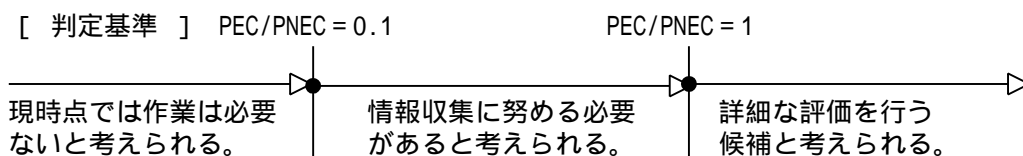
## (3) 生態リスクの初期評価結果

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パーセンタイル値]濃度 (PEC)	PNEC	PEC/PNEC 比
水質	一般環境・淡水域	0.016 $\mu\text{g/L}$ 程度 (1998)	0.094 $\mu\text{g/L}$ 程度 (1998)	10 $\mu\text{g/L}$	0.01
	一般環境・海水域	0.014 $\mu\text{g/L}$ 程度 (1996)	0.11 $\mu\text{g/L}$ 程度 (1996)		0.01
	発生源周辺	(廃棄物処分場浸出水で 0.05 $\mu\text{g/L}$ の報告がある(1994-)) <sup>1)</sup>	(廃棄物処分場浸出水で 0.05 $\mu\text{g/L}$ の報告がある(1994-)) <sup>1)</sup>		
底質	一般環境	淡水域で 6 $\mu\text{g/g}\cdot\text{dry}$ 程度 (1996)	淡水域で 210 $\mu\text{g/g}\cdot\text{dry}$ 程度 (1996)		
		海水域で 12 $\mu\text{g/g}\cdot\text{dry}$ 程度 (1996)	海水域で 49 $\mu\text{g/g}\cdot\text{dry}$ 程度 (1996)		

注：一般環境・淡水域は、河川河口域を含む。

1) スイスの下水処理場放流水で 1.1  $\mu\text{g/L}$ (1983)、米国のドライクリニグ 廃棄物に汚染された地下水で最大値 59  $\mu\text{g/L}$  の報告がある(1983-1987)。



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では 0.016  $\mu\text{g/L}$  程度、海水域では 0.014  $\mu\text{g/L}$  程度であり、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 0.094  $\mu\text{g/L}$  程度、海水域では 0.11  $\mu\text{g/L}$  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・海水域ともに 0.01 であるため、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) 化学工業日報社 (2001) 13901 の化学商品
- 2) Handbook of Environmental Data on Organic Chemicals, 2nd. Ed. (1983) Van Nostrand Reinhold Co.
- 3) Howard PH (1990) Handbook of Environmental Fate and Exposure Data for Organic Chemicals, Vol.1, Large Production and Priority Pollutants, Chelsea
- 4) NIST Library of 54K Compounds
- 5) 分配係数計算用プログラム “C Log P” , アダムネット(株)
- 6) (財)化学品検査協会 (1997) 化学物質ハザード・データ集
- 7) 経済産業省 (2001) 既存化学物質安全性点検データ (1,4 ジクロロベンゼン),官報番号 3-41
- 8) Hazardous Substances Data Bank (HSDB) (1998) U.S. National Library of Medicine
- 9) 化学工業日報社(1997;1998;1999;2000;2001) 13197 の化学商品, 13398 の化学商品, 13599 の化学商品, 13700 の化学商品, 13901 の化学商品

### (2) 暴露評価

- 1) (財)日本環境衛生センター 平成 9 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) 環境省環境安全課 平成 12 年度版化学物質と環境
- 4) 厚生省 居住環境中の揮発性有機化合物の全国実態調査について 平成 11 年 12 月 14 日
- 5) 厚生省 水道水源における有害化学物質等監視情報ネットワーク
- 6) 東京都立衛生研究所研究年報 49, p54-61, 1998
- 7) (財) 日本食品分析センター 平成 10 年度食事中のダイオキシン類の化学物質暴露量に関する調査(II)
- 8) 環境庁環境安全課 平成 11 年版化学物質と環境
- 9) Ahel B.G.,Giger W. *et al*:Organic Micropollutants in Surface Waters of the Glatt Valley, Anal.Org.Micropollut.Water 1983,280-288(1984)
- 10) Agency for Toxic Substances and Disease Registry,GA:Health Assessment for Haviland Complex National Priorities List Site, Hyde Park, New York, Region 2, CERCLIS No.NYD980785661.RP-90-138827(1988)
- 11) Yasuhara A.,Shiraishi H. *et al*:Determination of Organic Components in Leachates from Hazardous Waste Disposal Sites in Japan by Gas Chromatography-Mass Spectrometry, J.Chromatography A,774,321-332(1997)

### (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) Chlorobenzene Producers Association (1986) Study 86-81-90605. MRID No. 411088-1.
- 3) OECD SIDS (Screening Information Data Set)

- 4) Giavini, E. *et al.* (1986) Bull. Environ. Contam. Toxicol., 37:164-168.  
 5) 西沢共司ら (1997) 日本癌学会総会記事, UAP-009

参考資料

- Environmental Health Criteria 128, Chlorobenzene other than hexachlorobenzene, IPCS (1991) .
- IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans, Volume 7 (1974) ; Volume 29 (1982) ; Supplement 7 (1987) ; Volume 73 (1999) .
- IRIS (Integrated Risk Information System) , No.552, 1,4-Dichlorobenzene, U.S. EPA (1997) .
- Documentation of the Threshold Limit Values and Biological Exposure Indices, Sixth Edition, p-Dichlorobenzene, ACGIH (1996) .

(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)

- 88: Figueroa, I. del C. and M.S. Simmons (1991): Structure-Activity Relationships of Chlorobenzenes Using DNA Measurement as a Toxicity Parameter in Algae. Environ. Toxicol. Chem. 10(3): 323-329.
- 257: Mayes, M.A., T.J. Shafer, and M.G. Barron (1988): Critical Evaluation of the Fathead Minnow 7-Day Static Renewal Test. Chemosphere 17(11): 2243-2252.
- 847: Kuhn, R., M. Pattard, K. Pernak, and A. Winter (1989): Results of the Harmful Effects of Water Pollutants to *Daphnia magna* in the 21 Day Reproduction Test. Water Res. 23(4): 501-510.
- 2997: Kuhn, R. and M. Pattard (1990): Results of the Harmful Effects of Water Pollutants to Green Algae (*Scenedesmus subspicatus*) in the Cell Multiplication Inhibition Test. Water Res. 24(1): 31-38.
- 4072: Roghair, C.J., A. Buijze, E.S.E. Yedema, and J.L.M. Hermens (1994): A QSAR for Base-Line Toxicity to the Midge *Chironomus riparius*. Chemosphere 28(5): 989-997.
- 4745: Mortimer, M.R. and D.W. Connell (1994): Critical Internal and Aqueous Lethal Concentrations of Chlorobenzenes with Crab *Portunus pelagicus* (L.). Ecotoxicol. Environ. Saf. 28(3): 298-312.
- 5184: LeBlanc, G.A. (1980): Acute Toxicity of Priority Pollutants to Water Flea (*Daphnia magna*). Bull. Environ. Contam. Toxicol. 24(5): 684-691.
- 5808: Pagano, G., M. Cipollaro, G. Corsale, A. Esposito, G.G. Giordano, E. Ragucci, and N.M. Trieff (1988): Comparative Toxicities of Benzene, Chlorobenzene, and Dichlorobenzenes to Sea Urchin Embryos and Sperm. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 40(4): 481-488.
- 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.
- 10579: Call, D.J., L.T. Brooke, N. Ahmad, and J.E. Richter (1983): Toxicity and Metabolism Studies with EPA Priority Pollutants and Related Chemicals in Freshwater Organisms. EPA 600/3-83-095, U.S. EPA, Duluth, MN:120 p. (U.S. NTIS PB83-263665).
- 10674: Wong, P.T.S., Y.K. Chau, J.S. Ramey, and M. Docker (1984): Relationship Between Water Solubility of Chlorobenzenes and Their Effects on a Freshwater Green Alga. Chemosphere 13(9): 991-996.
- 10712: Calamari, D., S. Galassi, and F. Setti (1982): Evaluating the Hazard of Organic Substances on Aquatic Life: The Paradichlorobenzene Example. Ecotoxicol. Environ. Saf. 6(4): 369-378.
- 12055: Gersich, F.M., F.A. Blanchard, S.L. Applegath, and C.N. Park (1986): The Precision of Daphnid (*Daphnia magna* Straus, 1820) Static Acute Toxicity Tests. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 15(6): 741-749.
- 12124: Carlson, A.R. and P.A. Kosian (1987): Toxicity of Chlorinated Benzenes to Fathead Minnows (*Pimephales promelas*). Arch. Environ. Contam. Toxicol. 16(2): 129-135.
- 3) 環境庁 (1996) : 平成7年度 生態影響試験実施事業報告