

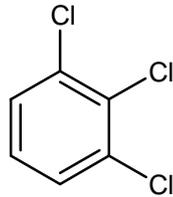
[10] 1,2,3-トリクロロベンゼン

本物質は、第7次とりまとめにおいて、生態リスク初期評価結果を公表しているが、環境省内より健康リスク初期評価実施の要望を受けて評価を行った。なお、生態リスク初期評価は、再度評価を行った。

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：1,2,3-トリクロロベンゼン
CAS 番号：87-61-6
化審法官報公示整理番号：3-74（トリクロロベンゼン）
化管法政令番号*：1-290（トリクロロベンゼン）
RTECS 番号：DC2095000
分子式：C₆H₃Cl₃
分子量：181.45
換算係数：1 ppm = 7.42 mg/m³ (気体、25°C)
構造式：



*注：化管法対象物質の見直し後の政令番号（平成21年10月1日施行）

(2) 物理化学的性状

本物質は白色の結晶である¹⁾。

融点	51.3°C ²⁾ 、52.6°C ^{3),4)} 、52°C ⁵⁾
沸点	218.5°C(760 mmHg) ²⁾ 、221°C ³⁾ 、 221°C (760 mmHg) ⁴⁾ 、219°C ⁵⁾
密度	1.4533g/cm ³ (25°C) ²⁾
蒸気圧	0.21 mmHg (=28 Pa) (25°C) ⁴⁾ 、 0.3 mmHg (=41 Pa) (20°C) ⁵⁾
分配係数 (1-オクタノール/水) (log Kow)	4.04 ²⁾ 、4.05 ⁴⁾ 、4.11 ⁵⁾ 、4.20 ⁵⁾ 、4.14 ⁶⁾
解離定数 (pKa)	
水溶性 (水溶解度)	21 mg/1000g (25°C) ²⁾ 、18 mg/L (25°C) ⁴⁾ 、 12 mg/L (22°C) ⁵⁾

(3) 環境運命に関する基本的事項

本物質の分解性及び濃縮性は次のとおりである。

生物分解性

好氣的分解 (分解性が良好でないと判断される物質(トリクロロベンゼンとして)⁷⁾)

分解率(トリクロロベンゼンとして)：BOD 0%、GC 0% (試験期間：2週間、被験物質濃度：100 mg/L、活性汚泥濃度：30 mg/L)⁸⁾

化学分解性

OH ラジカルとの反応性 (大気中)

反応速度定数： $0.28 \times 10^{-12} \text{ cm}^3/(\text{分子} \cdot \text{sec})$ (AOPWIN⁹⁾により計算)

半減期：19日～190日 (OH ラジカル濃度を $3 \times 10^6 \sim 3 \times 10^5 \text{ 分子/cm}^3$ ¹⁰⁾ と仮定し、1日は12時間として計算)

加水分解性

加水分解性の基を持たない¹¹⁾

生物濃縮性 (濃縮性が中程度と判断される物質(トリクロロベンゼンとして)⁷⁾)

生物濃縮係数 (BCF) :

350～980^{*}

(試験生物：コイ、試験期間：6週間、試験濃度(1,2,3-体の濃度):25 μg/L)⁸⁾

130～1200^{*}

(試験生物：コイ、試験期間：6週間、試験濃度(1,2,3-体の濃度)：2.5 μg/L)⁸⁾

(備考 ※：本試験については、1,2,3-、1,2,4-、1,3,5-各トリクロロベンゼンの1：2：1の混合物を用い、濃縮倍率は各異性体ごとに求めた⁸⁾)

土壌吸着性

土壌吸着定数(Koc)：2,500¹²⁾～63,000¹²⁾ (幾何平均値¹²⁾により集計：8,400)

(4) 製造輸入量及び用途

① 生産量・輸入量等

「化学物質の製造・輸入数量に関する実態調査」によると、トリクロロベンゼンとしての平成16年度及び平成19年度における製造(出荷)及び輸入量は100～1,000t/年未満である^{13),14)}。化学物質排出把握管理促進法(化管法)におけるトリクロロベンゼンとしての製造・輸入量区分は100t以上である¹⁵⁾。

トリクロロベンゼンとしての平成9年及び10年の生産量は1,200t/年とされている¹⁶⁾。

② 用途

トリクロロベンゼンの主な用途は、染料・顔料中間物、トランス油、潤滑剤とされている¹⁷⁾。

(5) 環境施策上の位置付け

本物質は、化学物質審査規制法第二種監視化学物質(通し番号:920)及び第三種監視化学物質(通し番号:85)に指定されている。トリクロロベンゼンは、化学物質排出把握管理促進法第一種指定化学物質(政令番号:290)に指定されている。また、本物質は、水生生物保全に係る水質目標を優先的に検討すべき物質に選定されているほか、トリクロロベンゼン類は、水環境保全に向けた取組のための要調査項目に選定されている。

2. ばく露評価

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化学物質の環境からのばく露を中心に評価することとし、データの信頼性を確認した上で安全側に立った評価の観点から原則として最大濃度により評価を行っている。

(1) 環境中への排出量

本物質の排出量及び移動量は、化学物質排出把握管理促進法（化管法）の対象物質見直し前においては第一種指定化学物質ではなかったため、現時点では得られなかった。対象物質見直し後の排出量及び移動量の届出は、平成23年度に開始され、集計結果が公表される予定である。

(2) 媒体別分配割合の予測

化管法に基づく排出量及び移動量が得られなかったため、Mackay-Type Level III Fugacity Model¹⁾により媒体別分配割合の予測を行った。予測結果を表 2.1 に示す。

表 2.1 Level III Fugacity Model による媒体別分配割合 (%)

排出媒体	大 気	水 域	土 壤	大気/水域/土壌
排出速度 (kg/時間)	1,000	1,000	1,000	1,000 (各々)
大 気	70.7	7.9	0.4	1.2
水 域	1.0	39.0	0.0	1.5
土 壤	27.0	3.0	99.4	95.4
底 質	1.3	50.1	0.1	1.9

注：数値は環境中で各媒体別に最終的に分配される割合を質量比として示したもの

(3) 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。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 ^{a)}	算術 平均値	最小値	最大値 ^{a)}	検出 下限値 ^{b)}	検出率	調査地域	測定年度	文 献	
一般環境大気	μg/m ³	0.00023	0.00028	0.000055	0.0011	0.000011	28/28	全国	2007	2)
		0.00062	0.0013	0.0001	0.0061	0.000015	13/13	全国	1999	3)
室内空気	μg/m ³									
食物	μg/g									
飲料水	μg/L									
地下水 ^{c)}	μg/L	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	0.01	0/7	全国	2006	4)

媒体	幾何 平均値 ^{a)}	算術 平均値	最小値	最大値 ^{a)}	検出 下限値 ^{b)}	検出率	調査地域	測定年度	文献	
土壌	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	0.01	0/4	全国	2005	5) ^{d)}	
	<0.03	<0.03	<0.03	<0.03	0.03	0/3	全国	2005	5) ^{e)}	
	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	0.01	0/15	全国	2000	6)	
公共用水域・淡水 ^{f)}	μg/L	<0.01	0.046	<0.01	1.9	0.01	4/54	全国	2006	4)
		<0.01	0.016	<0.01	0.34	0.01	3/48	全国	2005	5) ^{d)}
		<0.03	0.11	<0.03	3	0.03	3/34	全国	2005	5) ^{e)}
		<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	0.01	0/65	全国	2000	6)
公共用水域・海水	μg/L	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	0.01	0/17	全国	2006	4)
		<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	0.01	0/12	全国	2005	5) ^{d)}
		<0.03	<0.03	<0.03	<0.03	0.03	0/7	全国	2005	5) ^{e)}
		<0.01	<0.01	<0.01	0.01	0.01	1/11	全国	2000	6)
底質(公共用水域・淡水)	μg/g	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	0.001	0/14	全国	2002	7)
底質(公共用水域・海水)	μg/g	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	0.001	0/10	全国	2002	7)
魚類(公共用水域・淡水)	μg/g	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	0.001	0/3	滋賀県、 鳥取県、 高知県	1999	3)
		<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	0.001	0/3	滋賀県、 鳥取県、 高知県	1996	8)
魚類(公共用水域・海水) ^{g)}	μg/g	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	0.001	0/11	全国	1999	3)
		<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	0.001	0/11	全国	1996	8)
貝類(公共用水域・海水) ^{h)}	μg/g	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	0.001	0/6	全国	1999	3)
		<0.001	<0.001	<0.001	0.001	0.001	1/6	全国	1996	8)

注：a) 最大値または幾何平均値の欄の**太字**で示した数字は、ばく露の推定に用いた値を示す

b) 検出下限値の欄の斜体で示されている値は、定量下限値として報告されている値を示す

c) 廃棄物を埋め立てた事業所周辺におけるトリクロロベンゼン類の地下水調査（4地点）において、2006年度の年平均値は最大720μg/Lであり、2007年度以降の同一地下水の濃度は明らかでないが近隣の地下水において2007年度の年平均値は350μg/Lであり、2009年度の年平均値では270μg/Lであった⁹⁾

d) 第一次調査結果

e) 第二次調査結果

f) 廃棄物を埋め立てた事業所周辺におけるトリクロロベンゼン類の河川水調査（1地点）において、2006年度の年平均値は3μg/Lであり、2009年度の年平均値では1.2μg/Lであった⁹⁾

g) 魚類（公共用水域・海水）において、過去には最大値として0.003 μg/g(1982)が検出されている¹⁰⁾

h) 貝類（公共用水域・海水）において、過去には最大値として0.0056μg/g(1990)が検出されている¹¹⁾

(4) 人に対するばく露量の推定（一日ばく露量の予測最大量）

一般環境大気、地下水及び公共用水域淡水の実測値を用いて、人に対するばく露の推定を行った（表2.3）。化学物質の人による一日ばく露量の算出に際しては、人の一日の呼吸量、飲水量及び食事量をそれぞれ15 m³、2 L及び2,000 gと仮定し、体重を50 kgと仮定している。

表 2.3 各媒体中の濃度と一日ばく露量

	媒体	濃度	一日ばく露量
平均	大気		
	一般環境大気	0.00023 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 程度 (2007)	0.000069 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ 程度
	室内空気	データは得られなかった	データは得られなかった
	水質		
	飲料水	データは得られなかった	データは得られなかった
	地下水	概ね 0.03 $\mu\text{g}/\text{L}$ 未満 (2005)	概ね 0.0012 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ 未満
	公共用水域・淡水	0.03 $\mu\text{g}/\text{L}$ 未満程度 (2005)	0.0012 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ 未満程度
最大値	大気		
	一般環境大気	0.0011 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 程度 (2007)	0.00033 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ 程度
	室内空気	データは得られなかった	データは得られなかった
	水質		
	飲料水	データは得られなかった	データは得られなかった
	地下水	概ね 0.03 $\mu\text{g}/\text{L}$ 未満 (2005)	概ね 0.0012 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ 未満
	公共用水域・淡水	3 $\mu\text{g}/\text{L}$ 程度 (2005)	0.12 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ 程度
食物	データは得られなかった	データは得られなかった	
土壌	データは得られなかった	データは得られなかった	

人の一日ばく露量の集計結果を表 2.4 に示す。

吸入ばく露の予測最大ばく露濃度は、一般環境大気から 0.0011 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 程度となった。

経口ばく露の予測最大ばく露量は、地下水のデータから算定すると概ね 0.0012 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ 未満、公共用水域淡水のデータから算出すると 0.12 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ 程度であった。本物質の経口ばく露の予測最大ばく露量は、0.12 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ 程度を採用する。魚類中濃度の測定値を用いて経口ばく露量を推定した結果、本物質は環境媒体から食物経由で摂取されるばく露量は少ないと考えられる。

表 2.4 人の一日ばく露量

媒体	平均ばく露量 ($\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$)	予測最大ばく露量 ($\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$)
大気	一般環境大気	0.000069
	室内空気	
水質	飲料水	
	地下水	(0.0012)
	公共用水域・淡水	0.0012
食物		
土壌		
経口ばく露量合計	0.0012	0.12
総ばく露量	0.000069+0.0004	0.12033

注：1) アンダーラインを付した値は、ばく露量が「検出下限値未満」とされたものであることを示す

2) 総ばく露量は、吸入ばく露として一般環境大気を用いて算定したものである

3) () 内の数字は、ばく露量合計の算出に用いていない

(5) 水生生物に対するばく露の推定（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ばく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、公共用水域の淡水では 3 µg/L 程度、海水では 0.03 µg/L 未満程度となった。

表 2.5 公共用水域濃度

水 域	平 均	最 大 値
淡 水	0.03 µg/L 未満程度 (2005)	3 µg/L 程度 (2005)
海 水	0.03 µg/L 未満程度 (2005)	0.03 µg/L 未満程度 (2005)

注：1) () 内の数値は測定年度を示す

2) 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についてのリスク評価を行った。

(1) 体内動態、代謝

^{14}C でラベルした本物質 10 mg/kg をラットに強制経口投与した結果、0.5 時間後には放射活性は血液や組織に現れ、2~4 時間後にピークに達してゆっくりと減少し、主要組織の中では消化管を除くと肝臓、脂肪組織、腎臓、膀胱で高かった。体内からの放射活性の消失は 2 相性で半減期は第 1 相が 9.2 時間、第 2 相が 145 時間であったが、脂肪組織や血液、副腎などでは 56 日後も放射活性の残存がみられた¹⁾。

ウサギに 500 mg/kg を強制経口投与した結果、5 日間で尿中に投与量の 46~55% がグルクロン酸抱合体、9~13% が硫酸抱合体として排泄され、それらの多くは 24 時間以内に排泄されたものであった。これらの抱合体は主に 2,3,4-トリクロロフェノール (TCP) との抱合体であり、3,4,5-TCP や 3,4,5-トリクロロカテコールも検出されたが量的にはわずかであった。この他にも尿中には投与量の 0.2~0.5% が 2,3,4-トリクロロフェニルメルカプツール酸、3~5% が TCP の遊離体として排泄されていたが、糞中への未変化体の排泄はなかった²⁾。また、60~75 mg/kg を腹腔内投与したウサギでも主要な尿中代謝物は 2,3,4-TCP であり、少量の 2,3,6-TCP 及び 3,4,5-TCP の排泄もあった³⁾。

ウサギの皮膚に塗布した試験から、本物質の経皮吸収性は低いと考えられた⁴⁾。

本物質は中間代謝物としてアレーンオキシドに代謝された後に、エポキシドの C-O 結合の開裂によって 2,3,4-TCP、3,4,5-TCP、2,3,6-TCP に代謝される経路が推定されている³⁾。

(2) 一般毒性及び生殖・発生毒性

① 急性毒性

表 3.1 急性毒性⁵⁾

動物種	経路	致死量、中毒量等	
ラット	経口	LD ₅₀	1,830 mg/kg
マウス	腹腔内	LD ₅₀	1,390 mg/kg

本物質は眼、気道を刺激する。吸入すると咳や咽頭痛、経口摂取すると腹痛や下痢、吐き気、嘔吐を生じ、眼に入ると発赤、痛みを生じる⁶⁾。

② 中・長期毒性

ア) 雄ラットに毎日の投与量を徐々に増やしながらか塩化ベンゼン類を強制経口投与し、尿中へのポルフィリン排泄量がほぼ平衡状態に達した時点で屠殺した試験では、本物質の投与期間は 7 日で、最大投与量は 785 mg/kg/day であった。尿中のコプロポルフィリンは 250~500 mg/kg/day の投与量で著明に増加するようになったが、ウロポルフィリンの増加は軽度であり、ポルホビリノーゲンは 500~800 mg/kg/day で著明に増加した。肝臓ではウロポルフィリンは増加したが、カタラーゼ活性に変化はなく、コプロポルフィリンやプロトポルフィリンはむしろ減少した。これらのラットでは極度の衰弱、運動失調、間代性攣縮がみ

られ、稀に軽度の振戦もあった。また、肝臓は腫大し、壊死を伴わない肝細胞の変性がみられた⁷⁾。

イ) Sprague-Dawley ラット雌雄各 10 匹を 1 群とし、0、0.0001、0.001、0.01、0.1%の濃度で餌に添加して 13 週間投与した結果、生存率や一般状態、血液及び臨床生化学成分、尿の各検査で影響はなかったが、0.1%群の雄で体重増加の有意な抑制、肝臓及び腎臓の相対重量の有意な増加を認めた。体重増加の有意な抑制は 0.001%群の雄、腎臓の相対重量の有意な増加は 0.0001%及び 0.001%群の雄にもみられたが、これらは用量に依存した変化ではなかった。また、0.1%群の肝臓では軽度～中程度の肝細胞の肥大と核の大小不同が主に静脈周囲や小葉中間域でみられ、脂肪浸潤による広範な肝細胞の空胞化と塊状の好塩基性細胞で特徴付けられる軽度の変性もあり、甲状腺では濾胞サイズの減少や上皮の高さの増加、コロイド密度の減少も投与量に応じて軽度～中程度にみられ、これらの組織変化は雌よりも雄で強く現れた。なお、各群の用量は雄で 0、0.08、0.78、7.7、79 mg/kg/day、雌で 0、0.13、1.3、12、113 mg/kg/day に相当した⁸⁾。この結果から、NOAEL を 0.01% (雄 7.7 mg/kg/day) とする。

③ 生殖・発生毒性

ア) Sprague-Dawley ラット雌雄各 10 匹を 1 群とし、0、0.0001、0.001、0.01、0.1%の濃度で餌に添加して 13 週間投与した結果、雌雄の生殖器の組織に影響はなかった⁸⁾。

イ) Sprague-Dawley ラット雌 13 匹を 1 群とし、0、150、300、600 mg/kg/day を妊娠 6 日から 15 日まで強制経口投与した結果、600 mg/kg/day 以上の群で肝臓相対重量の有意な増加とアミノピリン-N-脱メチル化酵素の有意な上昇を認めた。300 mg/kg/day 以上の群でヘモグロビン濃度が減少、600 mg/kg/day 群でヘマトクリット値が減少してごく軽度の貧血であったが、網赤血球数の増加はなく、骨髄には多くの赤血球系細胞があったことから、無効造血によるものと考えられた。また、300 mg/kg/day 以上の群の甲状腺で濾胞サイズの減少や空胞化を伴った上皮高の増加などの軽度の変性、肝臓では門脈周囲の細胞質で好酸球の増加、肝細胞核の大小不同などの軽度の変性がみられた。しかし、胎仔に対する毒性や催奇形性はなかった^{9,10)}。この結果から、NOAEL を母ラットで 300 mg/kg/day、胎仔で 600 mg/kg/day 以上とする。

④ ヒトへの影響

ア) 本物質の臭気試験では、被験者の半数が 0.008 ppm (0.0594 mg/m³) の濃度で臭気に気づき、0.016 ppm (0.1187 mg/m³) では全員が不快な臭気を認めた¹¹⁾。

イ) 夫の作業服をトリクロロベンゼンに漬けて洗濯することで、トリクロロベンゼンに長期間ばく露された女性 (68 才) にみられた再生不良性貧血の症例報告¹²⁾、ポンプの修理中に数時間にわたってトリクロロベンゼンの蒸気を吸入し、大量の咯血をした男性労働者の症例報告¹³⁾、2～6 ヶ月にわたってトリクロロベンゼンにばく露された労働者 15 人中 7 人にみられた塩素ざ瘡の症例報告¹⁴⁾があったが、いずれもトリクロロベンゼンの異性体組成は不明であり、ばく露濃度や他の化学物質のばく露状況なども不明であった。なお、トリクロロベンゼンの中でも 1,2,4-体が工業的に最も重要であり、工業用トリクロロベンゼンの

93～98%が1,2,4-体、残りが1,2,3-体であるとした報告¹⁵⁾があることから、これらの知見は1,2,4-体のばく露であった可能性が高い。

(3) 発がん性

① 主要な機関による発がんの可能性の分類

国際的に主要な機関での評価に基づく本物質の発がんの可能性の分類については、表 3.2 に示すとおりである。

表 3.2 主要な機関による発がんの可能性の分類

機 関 (年)		分 類
WHO	IARC	—
EU	EU	—
USA	EPA	—
	ACGIH	—
	NTP	—
日本	日本産業衛生学会	—
ドイツ	DFG	—

② 発がん性の知見

○ 遺伝子傷害性に関する知見

in vitro 試験系では、代謝活性化系 (S9) 添加の有無にかかわらずネズミチフス菌で遺伝子突然変異^{16,17)}、DNA 傷害¹⁸⁾、チャイニーズハムスター肺細胞 (CHL) で染色体異常¹⁹⁾を誘発しなかった。

in vivo 試験系では、腹腔内投与したマウスの骨髄細胞^{20,21)}で小核を誘発した。

○ 実験動物に関する発がん性の知見

Sprague-Dawley ラット雄 7 匹、雌 2 匹を 1 群として 2/3 部分肝切除した 18～24 時間後にジエチルニトロソアミン (DENA) 51 mg/kg を強制経口投与し、その 1、5 週間後に本物質 181 mg/kg を腹腔内投与し、2 週間後に肝臓の GGT 陽性細胞巣を指標とした前腫瘍病変誘発の可能性を評価した。その結果、雌雄の肝臓で GGT 陽性細胞巣の数に増加はみられず、本物質にはプロモーション作用がないことが示唆された²²⁾。

また、Wistar ラット雌雄各 60 匹を 1 群とし、本物質を含む 11 種類のハロゲン化炭化水素の等量混合物を 0、0.22、2.2、22 mg/L の濃度で 2 年間飲水投与した結果、有意な発生率の増加を示した腫瘍はなく、明らかな毒性もみられなかった²³⁾。

○ ヒトに関する発がん性の知見

ヒトでの発がん性に関して、知見は得られなかった。

(4) 健康リスクの評価

① 評価に用いる指標の設定

非発がん影響については一般毒性及び生殖・発生毒性等に関する知見が得られているが、発がん性については十分な知見が得られず、ヒトに対する発がん性の有無については判断できない。このため、閾値の存在を前提とする有害性について、非発がん影響に関する知見に基づき無毒性量等を設定することとする。

経口ばく露については、中・長期毒性イ)のラットの試験から得られた NOAEL 7.7 mg/kg/day (体重増加の抑制、肝臓及び腎臓の相対重量の増加、肝臓及び甲状腺の病変) を試験期間が短かったことから 10 で除した 0.77 mg/kg/day が信頼性のある最も低用量の知見と判断し、これを無毒性量等に設定する。

吸入ばく露については、無毒性量等の設定ができなかった。

② 健康リスクの初期評価結果

表 3.3 経口ばく露による健康リスク (MOE の算定)

ばく露経路・媒体		平均ばく露量	予測最大ばく露量	無毒性量等	MOE
経口	飲料水	—	—	0.77 mg/kg/day ラット	—
	公共用水域・淡水	0.0012 µg/kg/day 未満程度	0.12 µg/kg/day 程度		640

経口ばく露については、公共用水域・淡水を摂取すると仮定した場合、平均ばく露量は 0.0012 µg/kg/day 未満程度、予測最大ばく露量は 0.12 µg/kg/day 程度であった。無毒性量等 0.77 mg/kg/day と予測最大ばく露量から、動物実験結果より設定された知見であるために 10 で除して求めた MOE (Margin of Exposure) は 640 となる。環境媒体から食物経路で摂取されるばく露量については少ないと推定されることから、そのばく露を加えても MOE が大きく変化することはないと考えられる。

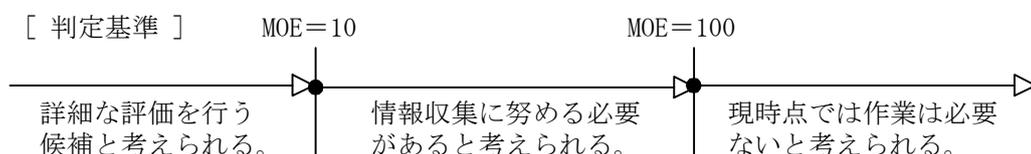
従って、本物質の経口ばく露による健康リスクについては、現時点では作業は必要ないと考えられる。

表 3.4 吸入ばく露による健康リスク (MOE の算定)

ばく露経路・媒体		平均ばく露濃度	予測最大ばく露濃度	無毒性量等	MOE
吸入	環境大気	0.00023 µg/m ³ 程度	0.0011 µg/m ³ 程度	—	—
	室内空気	—	—		—

吸入ばく露については、無毒性量等が設定できず、健康リスクの判定はできなかった。

なお、参考として吸収率を 100% と仮定し、経口ばく露の無毒性量等を吸入ばく露の無毒性量等に換算すると 2.6 mg/m³ となるが、これと予測最大ばく露濃度 0.0011 µg/m³ から MOE を算出すると 240,000 となる。このため、本物質の一般環境大気の吸入ばく露による健康リスクの評価に向けて吸入ばく露の知見収集等を行う必要性は低いと考えられる。



4. 生態リスクの初期評価

水生生物の生態リスクに関する初期評価を行った。

(1) 水生生物に対する毒性値の概要

本物質の水生生物に対する毒性値に関する知見を収集し、その信頼性及び採用の可能性を確認したものを生物群（藻類、甲殻類、魚類及びその他）ごとに整理すると表 4.1 のとおりとなった。

表 4.1 水生生物に対する毒性値の概要

生物群	急性	慢性	毒性値 [µg/L]	生物名	生物分類	エンドポイント ／影響内容	ばく露 期間[日]	試験の 信頼性	採用の 可能性	文献 No.
藻類		○	225	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	緑藻類	NOEC GRO(RATE)	3	B ^{*1}	B ^{*1}	3) ^{*2}
	○		900	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	緑藻類	EC ₅₀ GRO	4	C	C	1)-10745
	○		1,490	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	緑藻類	EC ₅₀ GRO(RATE)	2	B	B	4)-2010106
	○		1,630	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	緑藻類	EC ₅₀ GRO(RATE)	3	B ^{*1}	B ^{*1}	3) ^{*2}
	○		2,200	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	緑藻類	EC ₅₀ PHY	3 時間	C	C	1)-15526
甲殻類		○	25	<i>Portunus pelagicus</i>	タイワンガザミ (1 齢幼生)	NOEC GRO	40	B	C	4)-2008031
			<100 ^{*3}	<i>Daphnia magna</i>	オオミジンコ	NOEC REP	約 14	C	C	1)-15526
		○	167	<i>Daphnia magna</i>	オオミジンコ	NOEC REP	21	B ^{*1}	B ^{*1}	2)
		○	173	<i>Portunus pelagicus</i>	タイワンガザミ (1 齢幼生)	EC ₅₀ GRO	40	B	C	4)-2008031
	○		350	<i>Daphnia magna</i>	オオミジンコ	EC ₅₀ IMM	1	C	C	1)-15526
	○		458	<i>Daphnia magna</i>	オオミジンコ	EC ₅₀ IMM	2	B ^{*1}	B ^{*1}	2)
		○	630	<i>Daphnia magna</i>	オオミジンコ	NOEC REP	21	A	A	1)-847
	○		1,450	<i>Daphnia magna</i>	オオミジンコ	LC ₅₀ MOR	2	B	C	1)-11926
	○		1,820	<i>Daphnia magna</i>	オオミジンコ	EC ₅₀ IMM	2	C	C	1)-10805
	○		> 2,000	<i>Daphnia magna</i>	オオミジンコ	EC ₅₀ IMM	1	C	C	1)-847
	○		2,360	<i>Artemia salina</i>	アルテミア属	LC ₅₀ MOR	1	A	B	1)-11926
	○		2,720	<i>Daphnia magna</i>	オオミジンコ	LC ₅₀ MOR	2	B	C	1)-11936
	○		2,970	<i>Portunus pelagicus</i>	タイワンガザミ	LC ₅₀ MOR	2	C	C	1)-4745
魚類			31.8	<i>Gambusia affinis</i>	カダヤシ (1~3 週齢)	NOEC GRO	42	C	C	1)-18983
		○	40 ^{*4}	<i>Danio rerio</i>	ゼブラフィッシュ ユ (約 74 日齢)	EC ₅₀ REP	147	B	C	4)-2010102

生物群	急性	慢性	毒性値 [μg/L]	生物名	生物分類	エンドポイント ／影響内容	ばく露 期間[日]	試験の 信頼性	採用の 可能性	文献 No.
		○	77	<i>Danio rerio</i>	ゼブラフィッシュ ユ (胚)	NOEC HAT / MOR	28	C	C	4)-2010073
			98.0	<i>Gambusia affinis</i>	カダヤシ (1~3 週齢)	EC ₅₀ GRO	42	C	C	1)-18983
		○	250	<i>Danio rerio</i>	ゼブラフィッシュ ユ (胚)	NOEC GRO・ HAT・MOR	28	B	B	1)-3279
	○		348	<i>Poecilia reticulata</i>	グッピー	LC ₅₀ MOR	4	B	B	1)-2422
	○		710	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	ニジマス	LC ₅₀ MOR	2	B	B	1)-15526
	○		1,850	<i>Danio rerio</i>	ゼブラフィッシュ ユ	LC ₅₀ MOR	4	B	B	4)-2010103
			2,220	<i>Oryzias latipes</i>	メダカ	LC ₅₀ MOR	14	B ^{*1}	C	2)
			2,340	<i>Poecilia reticulata</i>	グッピー	LC ₅₀ MOR	14	C	C	4)-2006031
	○		3,100	<i>Danio rerio</i>	ゼブラフィッシュ ユ	LC ₅₀ MOR	2	B	B	1)-15526
	○		3,220	<i>Oryzias latipes</i>	メダカ	LC ₅₀ MOR	4	B ^{*1}	B ^{*1}	2)
その他			18	<i>Chironomus riparius</i>	ドブユスリカ	NOEC BEH	4~4.08	B	C	1)-14176
	○		1,700	<i>Chironomus riparius</i>	ドブユスリカ	LC ₅₀ MOR	2	B	B	1)-4072
	○		10,000	<i>Australorbis glabratus</i>	ヒラマキガイ科	LC ₅₀ MOR	4	C	C	1)-14399

毒性値 (太字) : PNEC 導出の際に参照した知見として本文で言及したもの

毒性値 (太字下線) : PNEC 導出の根拠として採用されたもの

試験の信頼性 : 本初期評価における信頼性ランク

- A : 試験は信頼できる、B : 試験は条件付きで信頼できる、C : 試験の信頼性は低い、D : 信頼性の判定不可
E : 信頼性は低くないと考えられるが、原著にあたって確認したものではない

採用の可能性 : PNEC 導出への採用の可能性ランク

- A : 毒性値は採用できる、B : 毒性値は条件付きで採用できる、C : 毒性値は採用できない

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、

LOEC (Lowest Observed Effect Concentration) : 最小影響濃度、NOEC (No Observed Effect Concentration) : 無影響濃度

影響内容

BEH (Behavior) : 行動、GRO (Growth) : 生長 (植物)、成長 (動物)、HAT (Hatch) : 孵化、

IMM (Immobilization) : 遊泳阻害、MOR (Mortality) : 死亡、PHY (Physiology) : 生理機能 (ここでは光合成阻害)、

REP (Reproduction) : 繁殖、再生産

() 内 : 毒性値の算出方法

RATE : 生長速度より求める方法 (速度法)

*1 界面活性作用のある助剤を用いているため、試験の信頼性、採用の可能性を「B」とした

*2 文献2) をもとに、試験時の実測濃度 (幾何平均値) を用いて速度法により 0-48 時間の毒性値を再計算したものを掲載

*3 文献では 100μg/L で有意な差が確認されたと報告されている

*4 エンドポイント不適により PNEC として採用はできないが、非常に小さい値で繁殖阻害が現れていることに留意する必要がある

評価の結果、採用可能とされた知見のうち、生物群ごとに急性毒性値及び慢性毒性値のそれぞれについて最も小さい毒性値を予測無影響濃度(PNEC)導出のために採用した。その知見の概要は以下のとおりである。

1) 藻類

Hsieh ら⁴⁾⁻²⁰¹⁰¹⁰⁶は、Lin ら(2005)及び Chen ら(2005)の試験方法に従い、緑藻類 *Pseudokirchneriella subcapitata* の生長阻害試験を行った。試験は密閉系で行われ、米国 EPA の試験方法(EPA/712/C-96/164, OPPTS 850-5400, 1996)に従った培地が用いられた。被験物質の設定濃度からの実測濃度の変動は8%以内であった。速度法による48時間半数影響濃度(EC₅₀)は、設定濃度に基づき1,490µg/Lであった。

また、環境庁²⁾は OECD テストガイドライン No. 201(1984)に準拠し、緑藻類 *Pseudokirchneriella subcapitata* (旧名 *Selenastrum capricornutum*) の生長阻害試験を GLP 試験として実施した。試験には密閉容器が使用され、設定試験濃度は0 (対照区、助剤対照区)、0.050、0.120、0.280、0.640、1.50、3.40、8.00mg/L (公比 2.3) であった。試験溶液は、ジメチルホルムアミド(DMF) 16mg/L と界面活性作用のある硬化ひまし油(HCO-40) 64mg/L を助剤に調製された。被験物質の実測濃度は、試験終了時において設定濃度の66~89%であり、毒性値の算出には実測濃度(試験開始時と終了時の幾何平均)が用いられた。0~48時間の結果に基づき、速度法による72時間無影響濃度(NOEC)は225µg/Lであった³⁾。なお、界面活性作用のある助剤を用いているため、試験の信頼性、採用の可能性とも「B」とした。

2) 甲殻類

環境庁²⁾は OECD テストガイドライン No. 202(1984)に準拠し、オオミジンコ *Daphnia magna* の急性遊泳阻害試験を GLP 試験として実施した。試験は止水式(テフロンシート被覆)で行われ、設定試験濃度は0 (対照区、助剤対照区)、0.100、0.180、0.320、0.560、1.00 mg/L (公比 1.8) であった。試験溶液の調製には、試験用水として脱塩素水道水(硬度 63mg/L、CaCO₃換算)が、助剤としてジメチルホルムアミド(DMF) 8mg/L と界面活性作用のある硬化ひまし油(HCO-40) 25 mg/L が用いられた。被験物質の実測濃度は試験終了時において設定濃度の66~76%に減少したため、毒性値の算出には実測濃度(試験開始時と終了時の幾何平均)が用いられた。48時間半数影響濃度(EC₅₀)は458µg/Lであった。界面活性作用のある助剤を用いているため、試験の信頼性、採用の可能性とも「B」とした。

また、環境庁²⁾は OECD テストガイドライン No. 211(1997年4月提案)に準拠し、オオミジンコ *Daphnia magna* の繁殖試験を GLP 試験として実施した。試験は半止水式(週3回換水、テフロンシート被覆)で行われ、設定試験濃度は0 (対照区、助剤対照区)、0.020、0.045、0.100、0.220、0.500 mg/L (公比 2.2) であった。試験溶液の調製には、試験用水として脱塩素水道水(硬度 63mg/L、CaCO₃換算)が、助剤としてジメチルホルムアミド(DMF) 10mg/L と界面活性作用のある硬化ひまし油(HCO-40) 10mg/L が用いられた。被験物質の実測濃度は、換水前において設定濃度の33~80%であった。毒性値の算出には実測濃度(時間加重平均)が用いられ、21日間無影響濃度(NOEC)は167 µg/Lであった。界面活性作用のある助剤を用いているため、試験の信頼性、採用の可能性とも「B」とした。

3) 魚類

Van Hoogen と Opperhuizen¹⁾⁻²⁴²²はグッピー *Poecilia reticulata* の急性毒性試験を実施した。試験は流水式(流速:3L/時間)で行われ、設定試験濃度区は対照区及び5濃度区(公比 3.2)で

あった。脱イオン水と水道水を 50%ずつ混合した試験用水が用いられた。96 時間半数致死濃度 (LC₅₀)は、実測濃度に基づき 348µg/L であった。

また、Van Leewen ら¹⁾⁻³²⁷⁹はゼブラフィッシュ *Danio rerio* (= *Brachydanio rerio*)の胚を用いて、魚類初期生活段階毒性試験を実施した。試験は半止水式 (週 3 回換水) で行われ、設定試験濃度区は、対照区、助剤対照区及び 7~8 濃度区 (公比 1.8) であった。被験物質の調製には、試験用水として再調整水 (硬度約 210mg/L、CaCO₃ 換算) が、助剤としてジメチルスルホキシド (DMSO)が 100µL/L 以下の濃度で用いられた。被験物質の平均実測濃度は、設定濃度の 65% であった。成長 (体長)、ふ化、死亡に関する 28 日間無影響濃度 (NOEC)は、実測濃度に基づき 250µg/L であった。

4) その他

Roghair ら¹⁾⁻⁴⁰⁷²は、ミジンコと魚類に対する欧州共同体 (EC)の試験方法 (1984)及び OECD テストガイドライン No. 202 / 203 (1984)に準拠し、ユスリカ科 *Chironomus riparius* の急性毒性試験を実施した。試験は止水式 (密閉容器使用) で行われ、設定試験濃度は 0 (対照区)、0.18、0.32、0.56、1.0、1.8、3.2mg/L (公比約 1.8) であった。試験用水には、オランダ標準水 (DSW: 硬度 210mg/L、CaCO₃ 換算)が用いられた。被験物質の実測濃度は、試験終了時においても開始時の 93% であった。実測濃度に基づく半数致死濃度 (LC₅₀)は 1,700µg/L であった。

(2) 予測無影響濃度 (PNEC) の設定

急性毒性及び慢性毒性のそれぞれについて、上記本文で示した毒性値に情報量に応じたアセスメント係数を適用し予測無影響濃度 (PNEC)を求めた。

急性毒性値

藻類	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	生長阻害 ; 48 時間 EC ₅₀	1,490µg/L
甲殻類	<i>Daphnia magna</i>	遊泳阻害 ; 48 時間 EC ₅₀	458µg/L
魚類	<i>Poecilia reticulata</i>	96 時間 LC ₅₀	348µg/L
その他	<i>Chironomus riparius</i>	48 時間 LC ₅₀	1,700µg/L

アセスメント係数 : 100 [3 生物群 (藻類、甲殻類、魚類) 及びその他の生物について信頼できる知見が得られたため]

これらの毒性値のうち、その他の生物を除いた最も小さい値 (魚類の 348µg/L) をアセスメント係数 100 で除することにより、急性毒性値に基づく PNEC 3.5µg/L が得られた。

慢性毒性値

藻類	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	生長阻害 ; 72 時間 NOEC	225µg/L
甲殻類	<i>Daphnia magna</i>	繁殖阻害 ; 21 日間 NOEC	167µg/L
魚類	<i>Danio rerio</i>	成長・ふ化・死亡 ; 28 日間 NOEC	250µg/L

アセスメント係数 : 10 [3 生物群 (藻類、甲殻類及び魚類) について信頼できる知見が得られたため]

これらの毒性値のうち最も小さい値 (甲殻類の 167µg/L) をアセスメント係数 10 で除するこ

とにより、慢性毒性値に基づく PNEC 17 $\mu\text{g/L}$ が得られた。

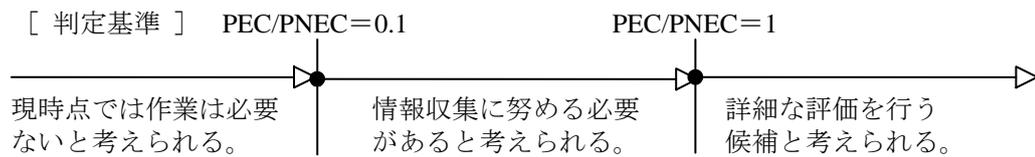
本物質の PNEC としては魚類の急性毒性値から得られた 3.5 $\mu\text{g/L}$ を採用する。

(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

水質	平均濃度	最大濃度(PEC)	PNEC	PEC/ PNEC 比
公共用水域・淡水	0.03 $\mu\text{g/L}$ 未満程度(2005)	3 $\mu\text{g/L}$ 程度(2005)	3.5 $\mu\text{g/L}$	0.9
公共用水域・海水	0.03 $\mu\text{g/L}$ 未満程度(2005)	0.03 $\mu\text{g/L}$ 未満程度 (2005)		<0.009

注：1) 水質中濃度の()内の数値は測定年度を示す
2) 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 0.03 $\mu\text{g/L}$ 未満程度であり、定量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 3 $\mu\text{g/L}$ 程度、海水域では 0.03 $\mu\text{g/L}$ 未満程度であった。

予測環境中濃度(PEC)と予測無影響濃度(PNEC)の比は、淡水域で 0.9、海水域では 0.009 未満となるため、情報収集に努める必要があると考えられる。

本物質については、今後得られる PRTR データを踏まえつつ、環境中濃度の推移の把握に努める必要があると考えられる。

5. 引用文献等

(1) 物質に関する基本的事項

- 1) 越後谷悦郎ら(監訳)(1986) : 実用化学辞典 朝倉書店 : 482.
- 2) Lide, D.R. ed. (2006): CRC Handbook of Chemistry and Physics, 86th Edition (CD-ROM Version 2006), Boca Raton, Taylor and Francis. (CD-ROM).
- 3) O'Neil, M.J. ed. (2006): The Merck Index - An Encyclopedia of Chemicals, Drugs, and Biologicals. 14th Edition, Whitehouse Station, Merck and Co., Inc. (CD-ROM).
- 4) Howard, P.H., and Meylan, W.M. ed. (1997): Handbook of Physical Properties of Organic Chemicals, Boca Raton, New York, London, Tokyo, CRC Lewis Publishers: 95.
- 5) Verschueren, K. ed. (2001): Handbook of Environmental Data on Organic Chemicals, 4th Edition, New York, Chichester, Weinheim, Brisbane, Singapore, Toronto, John Wiley & Sons, Inc. (CD-ROM).
- 6) Hansch, C. et al. (1995): Exploring QSAR Hydrophobic, Electronic, and Steric Constants, Washington DC, ACS Professional Reference Book: 16.
- 7) 通産省公報(1977.11.30).
- 8) 厚生労働省, 経済産業省, 環境省 : 化審法データベース (J-CHECK). ,
(<http://www.safe.nite.go.jp/jcheck>, 2010.10.23 現在).
- 9) U.S. Environmental Protection Agency, AOPWINTM v.1.92.
- 10) Howard, P.H. et al. ed. (1991): Handbook of Environmental Degradation Rates, Boca Raton, London, New York, Washington DC, Lewis Publishers: xiv.
- 11) Lyman, W.J., Reehl, W.F., and Rosenblatt, D.H. (1990): Handbook of chemical property estimation methods: environmental behavior of organic compounds. American Chemical Society, Washington, D.C., USA. [Hazardous Substances Data Bank (<http://toxnet.nlm.nih.gov/>, 2007.2.5 現在)].
- 12) Hazardous Substances Data Bank (<http://toxnet.nlm.nih.gov/>, 2007.2.5 現在).
- 13) 経済産業省(2007) : 化学物質の製造・輸入量に関する実態調査 (平成 16 年度実績) の確報(http://www.meti.go.jp/policy/chemical_management/kasinhou/jittaichousa/kakuhou18.html, 2007.4.6 現在).
- 14) 経済産業省(2009) : 化学物質の製造・輸入量に関する実態調査 (平成 19 年度実績) の確報(http://www.meti.go.jp/policy/chemical_management/kasinhou/kakuhou19.html, 2009.12.28 現在).
- 15) 薬事・食品衛生審議会薬事分科会化学物質安全対策部会 PRTR 対象物質調査会、化学物質審議会管理部会、中央環境審議会環境保健部会 PRTR 対象物質等専門委員会合同会合 (第 4 回)(2008) : 参考資料 2 追加候補物質の有害性・暴露情報,
(<http://www.env.go.jp/council/05hoken/y056-04.html>, 2008.11.6 現在).
- 16) シーエムシー出版 (1999) : ファインケミカルマーケットデータ'99(上巻) : 448.
- 17) 化学工業日報社(2011) : 15911 の化学商品.

(2) ばく露評価

- 1) U.S. Environmental Protection Agency, EPI Suite™ v.4.00.
- 2) 環境省環境安全課 (2009): 平成 19 年度化学物質環境実態調査.
- 3) 環境省環境保健部環境安全課(2001): 平成 11 年度化学物質環境汚染実態調査.
- 4) 環境省水・大気環境局水環境課(2007): 平成 18 年度要調査項目測定結果.
- 5) 環境省水・大気環境局水環境課(2007): 平成 17 年度要調査項目測定結果.
- 6) 環境省水環境部水環境管理課(2002): 平成 12 年度要調査項目測定結果.
- 7) 環境省水環境部企画課(2004): 平成 14 年度要調査項目測定結果.
- 8) 環境庁環境保健部環境安全課(1998): 平成 8 年度化学物質環境汚染実態調査.
- 9) 新潟県: 胎内市における地下水汚染について.
(<http://www.pref.niigata.lg.jp/kankyotaisaku/1206291661894.html>, 2010.11.27 現在)
- 10) 環境庁環境保健部保健調査室(1983): 昭和 57 年度化学物質環境汚染実態調査.
- 11) 環境庁環境保健部保健調査室(1991): 平成 2 年度化学物質環境汚染実態調査.

(3) 健康リスクの初期評価

- 1) Chu, I., D.J. Murdoch, D.C. Villeneuve and A. Viau (1987): Tissue distribution and elimination of trichlorobenzenes in the rat. *J. Environ. Sci. Health B.* 22: 439-453.
- 2) Jondorf, W.R., D.V. Parke and R.T. Williams (1955): Studies in detoxication. 66. The metabolism of halogenobenzenes: 1:2:3-, 1:2:4- and 1:3:5-trichlorobenzenes. *Biochem. J.* 61: 512-521.
- 3) Kohli, J., D. Jones and S. Safe (1976): The metabolism of higher chlorinated benzene isomers. *Can. J. Biochem.* 54: 203-208.
- 4) Dow Chemical Co. (1956): Results of range finding toxicological tests on 1,2,3-trichlorobenzene. NTIS/OTS0206686.
- 5) US National Institute for Occupational Safety and Health, Registry of Toxic Effects of Chemical Substances (RTECS) Database.
- 6) IPCS (2003): International Chemical Safety Cards. 1222. 1,2,3-Trichlorobenzene.
- 7) Rimington, C. and G. Ziegler (1963): Experimental porphyria in rats induced by chlorinated benzenes. *Biochem. Pharmacol.* 12: 1387-1397.
- 8) Côté, M., I. Chu, D.C. Villeneuve, V.E. Secours and V.E. Valli (1988): Trichlorobenzenes: results of a thirteen week feeding study in the rat. *Drug Chem. Toxicol.* 11: 11-28.
- 9) Ruddick, J.A., W.D. Black, D.C. Villeneuve and V.E. Valli (1983): A teratological evaluation following oral administration of trichloro- and dichlorobenzene isomers to the rat. *Teratology.* 27: 73A.
- 10) Black, W.D., V.E. Valli, J.A. Ruddick and D.C. Villeneuve (1988): Assessment of teratogenic potential of 1,2,3- 1,2,4- and 1,3,5-trichlorobenzenes in rats. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 41: 719-726.
- 11) Occidental Chem. Corp. (1983): Odor thresholds of selected chemicals for Hooker chemical - eleven additional samples with cover letter. NTIS/OTS0205956.

- 12) Girard, R., F. Tolot, P. Martin and J. Bourret (1969): Severe hemopathy and exposure to chlorine derivatives of benzene (apropos of 7 cases). *J. Med. Lyon.* 50: 771-773. (in French).
- 13) Ehrlicher, H. (1968): Observations and experiences in industry concerning the toxicity (physiopathologic effect) of chlorated benzene vapours (mono- to hexachlorobenzene). *Zentralbl. Arbeitsmed.* 18: 204-205. (in German).
- 14) Popovski, P., T. Orusev, E. Urumova, L. Blagoeva and V. Trpovski (1980): Skin changes in workers in trichlorobenzene production. *Arh. Hig. Rada. Toksikol.* 31: 177-184. (in Slovenian).
- 15) WHO (1996): Guidelines for drinking-water quality. Second edition. Volume 2. Health criteria and other supporting information. Trichlorobenzenes.
- 16) Haworth, S., T. Lawlor, K. Mortelmans, W. Speck and E. Zeiger (1983): *Salmonella* mutagenicity test results for 250 chemicals. *Environ. Mutagen.* 5(Suppl. 1): 3-142.
- 17) 能美健彦, 宮田ルミ子, 吉川邦衛, 石館基 (1985): 水道水汚染有機化合物およびその関連物質の変異原性に関する研究. I. 微生物による遺伝子突然変異試験. 衛生試験所報告. 103: 60-64.
- 18) Ono, Y., I. Somiya and T. Kawaguchi (1992): Genotoxic evaluation on aromatic organochlorine compounds by using *umu* test. *Water Sci. Tech.* 26: 61-69.
- 19) 祖父尼俊雄, 林真, 松岡厚子, 沢田稔, 畑中みどり, 石館基 (1985): 水道水汚染有機化合物およびその関連物質の変異原性に関する研究. II. 哺乳動物培養細胞による染色体異常試験. 衛生試験所報告. 103: 64-75.
- 20) Mohtashampur, E., R. Triebel, H. Straeter and K. Norpoth (1987): The bone marrow clastogenicity of eight halogenated benzenes in male NMRI mice. *Mutagenesis.* 2: 111-113.
- 21) Parrini, M., C. Bolognesi and P. Roggieri (1990): Induction of micronuclei in polychromatic erythrocytes from mouse bone marrow following intraperitoneal administration of halogenated benzenes. *Boll. Soc. Ital. Biol. Sper.* 66: 709-716. (in Italian).
- 22) Herren-Freund, S.L. and M.A. Pereira (1986): Carcinogenicity of by-products of disinfection in mouse and rat liver. *Environ. Health Perspect.* 69: 59-65.
- 23) Wester, P.W., C.A. van der Heijden, A. Bisschop, G.J. van Esch, R.C. Wegman and T. de Vries (1985): Carcinogenicity study in rats with a mixture of eleven volatile halogenated hydrocarbon drinking water contaminants. *Sci. Total Environ.* 47: 427-432.

(4) 生態リスクの初期評価

1) U.S.EPA 「AQUIRE」

- 847 : Kühn, R., M. Pattard, K.-D. 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.
- 2422 : Van Hoogen, G., and A. Opperhuizen (1988): Toxicokinetics of Chlorobenzenes in Fish. *Environ.Toxicol.Chem.* 7(3):213-219.
- 3279 : Van Leeuwen, C.J., D.M.M. Adema, and J. Hermens (1990): Quantitative Structure-Activity Relationships for Fish Early Life Stage Toxicity. *Aquat.Toxicol.* 16(4):321-334.

- 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.
- 10745 : Galassi, S., and M. Vighi (1981): Testing Toxicity of Volatile Substances with Algae. *Chemosphere* 10(10):1123-1126.
- 10805 : Bobra, A., W.Y. Shiu, and D. Mackay (1985): Quantitative Structure-Activity Relationships for the Acute Toxicity of Chlorobenzenes to *Daphnia magna*. *Environ.Toxicol.Chem.* 4(3):297-305.
- 11926 : Abernethy, S., A.M. Bobra, W.Y. Shiu, P.G. Wells, and D. Mackay (1986): Acute Lethal Toxicity of Hydrocarbons and Chlorinated Hydrocarbons to Two Planktonic Crustaceans: The Key Role of Organism-Water Partitioning. *Aquat.Toxicol.* 8(3):163-174.
- 11936 : Bobra, A.M., W.Y. Shiu, and D. Mackay (1983): A Predictive Correlation for the Acute Toxicity of Hydrocarbons and Chlorinated Hydrocarbons to the Water Flea (*Daphnia magna*). *Chemosphere* 12(9/10):1121-1129.
- 14176 : Van der Zandt, P.T.J., F. Heinis, and A. Kikkert (1994): Effects of Narcotic Industrial Pollutants on Behaviour of Midge Larvae (*Chironomus riparius* (Meigen), Diptera): A Quantitative Structure-Activity Relationship. *Aquat.Toxicol.* 28(3/4):209-221.
- 14399 : Hopf, H.S., and R.L. Muller (1962): Laboratory Breeding and Testing of *Australorbis glabratus* for Molluscicidal Screening. *Bull.W.H.O.* 27:783-789.
- 15526 : Calamari, D., S. Galassi, F. Setti, and M. Vighi (1983): Toxicity of Selected Chlorobenzenes to Aquatic Organisms. *Chemosphere* 12(2):253-262.
- 18983 : Chaisuksant, Y., Q. Yu, and D.W. Connell (1998): Effects of Halobenzenes on Growth Rate of Fish (*Gambusia affinis*). *Ecotoxicol.Environ.Saf.* 39(2):120-130.
- 2) 環境庁(1998) : 平成9年度生態影響試験
- 3) (独)国立環境研究所(2007) : 平成18年度化学物質環境リスク評価検討調査報告書
- 4) その他
- 2006031 : Konemann, H. (1981): Quantitative Structure-Activity Relationships in Fish Toxicity Studies, Part 1: Relationship for 50 Industrial Pollutants. *Toxicology*.19: 209-221.
- 2008031 : Munro, R. M. and Connell, D.W. (1995): Effect of Exposure to Chlorobenzenes on Growth Rates of the Crab *Portunus pelagicus* (L). *Environ.Sci.Technol.* 29(8):1881-1886.
- 2010073 : Roex, E.W.M., E. de Vries, and C.A.M. van Gestel (2002): Sensitivity of Zebrafish (*Danio rerio*) Early Life Stage Test for Compounds with Different Modes of Action. *Environmental Pollution*. 120:355-362.
- 2010102 : Roex, E.W.M., M. Giovannangelo, and C.A.M. van Gestel (2001): Reproductive Impairment in the Zebrafish, *Danio rerio*, upon Chronic Exposure to 1,2,3-Trichlorobenzen. *Ecotoxicol.Environ.Saf.* 48(2):196-201.

- 2010103 : Roex, E.W.M., M.C.T. van Langen, and C.A.M. van Gestel (2002): Acute Toxicity of Two Compounds with Different Modes of Action to the Zebrafish, *Danio rerio*. Bull.Environ.Contam. Toxicol. 68(2):269-274.
- 2010106 : Hsieh, S.H., C.H. Hsu, D.Y. Tsai, and C.Y. Chen (2006): Quantitative Structure-Activity Relationships for Toxicity of Nonpolar Narcotic Chemicals to *Pseudokirchneriella subcapitata*. Environmental Toxicology and Chemistry. 25(11): 2920-2926.