

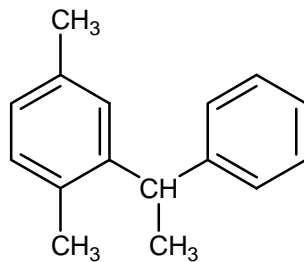
[5] 1,4-ジメチル-2-(1-フェニルエチル)ベンゼン

本物質は、第9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、環境中での存在状況を踏まえ、健康リスクの評価を行った。なお、生態リスクについても、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： 1,4-ジメチル-2-(1-フェニルエチル)ベンゼン
(別の呼称： 1-フェニル-1-キシリルエタン)
CAS 番号： 6165-51-1
化審法官報公示整理番号： 4-38 (1-フェニル-1-キシリルエタン)及び 4-244 (α -メチルベンジルキシレン)
化管法政令番号：
RTECS 番号： CZ7300000(ジメチル(1-フェニルエチル)ベンゼン)
分子式： $C_{16}H_{18}$
分子量： 210.31
換算係数： 1 ppm = 8.60 mg/m³ (気体、25°C)
構造式：



(2) 物理化学的性状

本物質は無色の液体である¹⁾。

融点	$\leq -50^{\circ}\text{C}^{1)}$
沸点	310°C (MPBPWIN ²⁾ により計算)
密度	0.989 g/cm^3 (15°C) ¹⁾
蒸気圧	$1.6 \times 10^{-4} \text{ mmHg}$ (=0.021Pa) (25°C) ¹⁾
分配係数 (1-オクタノール/水) (log Kow)	5.39 (25°C) ¹⁾
解離定数 (pKa)	
水溶性 (水溶解度)	0.96 mg/L (25°C) ¹⁾

(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。

生物分解性
好氣的分解 (難分解性であると判断される物質 ³⁾)
分解率：BOD 0%、HPLC 5% (試験期間：4週間、被験物質濃度：100 mg/L、活性汚泥濃度：30 mg/L) ⁴⁾

化学分解性

OH ラジカルとの反応性 (大気中)

反応速度定数： $22 \times 10^{-12} \text{ cm}^3/(\text{分子} \cdot \text{sec})$ (AOPWIN⁵⁾により計算)

半減期：2.9～29 時間 (OH ラジカル濃度を $3 \times 10^6 \sim 3 \times 10^5 \text{ 分子/cm}^3$ ⁶⁾と仮定し計算)

加水分解性

加水分解しない (pH=4, 7, 9、50℃、5 日間)¹⁾

生物濃縮性 (高濃縮性ではないと判断される物質³⁾)

生物濃縮係数(BCF)：

- ・分散剤 (HCO-40) を試験溶液の調製に用いた濃縮度試験結果

310～930 (試験生物：コイ、試験期間：6 週間、試験濃度：1 $\mu\text{g/L}$)⁴⁾

420～1100 (試験生物：コイ、試験期間：6 週間、試験濃度：0.1 $\mu\text{g/L}$)⁴⁾

- ・溶媒 (ジメチルスルホキシド) を試験溶液の調製に用いた濃縮度試験結果

420～690 (試験生物：コイ、試験期間：6 週間、試験濃度：0.1 $\mu\text{g/L}$)⁴⁾

- ・助剤を使用しない濃縮度試験結果

470～1200 (試験生物：コイ、試験期間：6 週間、試験濃度：0.1 $\mu\text{g/L}$)⁴⁾

土壌吸着性

土壌吸着定数(Koc)： 4.0×10^4 (KOCWIN⁷⁾により計算)

(4) 製造輸入量及び用途

① 生産量・輸入量等

本物質の化審法に基づき公表された製造・輸入数量の推移を表 1.1 に示す^{8),9)}。

表 1.1 製造輸入数量の推移

平成(年度)	18	19	20	21
製造・輸入数量(t) ^{a)}	724	816	494	351

注：a) 製造数量は出荷量を意味し、同一事業所内での自家消費分を含んでいない値を示す

本物質を含む製品の 2002 年における生産量は約 8,000 t であり¹⁾、市販製品中の含有率は約 10%である¹⁾。

② 用途

本物質の主な用途は PCB の代替溶媒であり、約 60%が感圧紙染料に用いる溶媒、約 40%が工業用コンデンサーオイルとして使用されている。また、少量がエポキシ樹脂及びウレタン樹脂の可塑剤、トリクロロエタンの代替溶媒として使用されている¹⁾。

(5) 環境施策上の位置付け

本物質は旧化学物質審査規制法（平成 15 年改正法）において第二種監視化学物質（通し番号:879）、第三種監視化学物質（通し番号:9）に指定されていた。

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

本物質は化学物質排出把握管理促進法（化管法）第一種指定化学物質ではないため、排出量及び移動量は得られなかった。

(2) 媒体別分配割合の予測

化管法に基づく排出量及び下水道への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。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	0.3	0.0	0.0	0.0
水 域	0.1	10.9	0.0	0.1
土 壤	98.9	15.7	99.8	99.5
底 質	0.7	73.3	0.2	0.4

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	検出率	調査地域	測定年度	文 献
一般環境大気	μg/m ³								
室内空気	μg/m ³								
食物	μg/g								
飲料水	μg/L								
地下水	μg/L								
土壌	μg/g								

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	検出率	調査地域	測定年度	文献	
公共用水域・淡水	μg/L	0.0027	0.0064	<0.0021	0.017	0.0021	1/3	北海道 茨城県	2008	2)
公共用水域・海水	μg/L	<0.0021	<0.0021	<0.0021	<0.0021	0.0021	0/4	全国	2008	2)
底質(公共用水域・淡水)	μg/g	0.00031	0.0012	0.00004	0.0039	0.00002	5/5	全国	2008	2)
底質(公共用水域・海水)	μg/g	0.0025	0.0074	0.00018	0.027	0.00002	8/8	全国	2008	2)

注：a) 最大値又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

(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）

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）。ここで公共用水域のデータを用いたのは、飲料水等の分析値が得られなかったためである。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	データは得られなかった	データは得られなかった
	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	データは得られなかった	データは得られなかった
	公共用水域・淡水	概ね 0.0027 μg/L (2008)	概ね 0.00011 μg/kg/day
最大値	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
	大気 一般環境大気	データは得られなかった	データは得られなかった
	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	データは得られなかった	データは得られなかった	
公共用水域・淡水	概ね 0.017 μg/L (2008)	概ね 0.00068 μg/kg/day	
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を設定できるデータは得られなかった。

経口ばく露の予測最大ばく露量は、公共用水域淡水のデータから算定すると概ね 0.00068 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ となった。魚類中濃度の推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		
	室内空気		
水 質	飲料水		
	地下水		
	公共用水域・淡水	0.00011	0.00068
食 物			
土 壤			
経口ばく露量合計		0.00011	0.00068
総ばく露量		0.00011	0.00068

(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、公共用水域の淡水域では概ね 0.017 $\mu\text{g}/\text{L}$ 、海水域では概ね 0.0021 $\mu\text{g}/\text{L}$ 未満となった。

表 2.5 公共用水域濃度

水 域	平 均	最 大 値
淡 水	概ね 0.0027 $\mu\text{g}/\text{L}$ (2008)	概ね 0.017 $\mu\text{g}/\text{L}$ (2008)
海 水	概ね 0.0021 $\mu\text{g}/\text{L}$ 未満 (2008)	概ね 0.0021 $\mu\text{g}/\text{L}$ 未満 (2008)

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

本物質の体内動態、代謝に関して、知見は得られなかった。

(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¹⁾

動物種	経路	致死量、中毒量等
ラット	経口	LD ₅₀ >2,000 mg/kg

ヒトでの急性影響について、知見は得られなかった。

なお、ラットに単回強制経口投与した急性毒性試験では、2,000 mg/kg/day 群（雌雄各 5 匹）の雌 1 匹が投与後 1 日、雌雄各 1 匹が投与後 2 日に死亡しており、1,000 mg/kg/day 以上の群で体重の減少又は増加抑制、2,000 mg/kg/day 群で一般状態（自発運動の低下、緩徐呼吸、横臥姿勢など）、腎臓（顆粒円柱、蛋白円柱など）への影響が認められた¹⁾。

② 中・長期毒性

ア) 雌雄の Sprague-Dawley ラットに 0、100、500、1,000 mg/kg/day を 2 週間強制経口投与した結果、1,000 mg/kg/day 群の雌雄で自発運動の低下、緩徐な呼吸がみられ、全数が死亡した。100 mg/kg/day 以上の群の雌雄で肝臓重量の増加、500 mg/kg/day 群の雌雄で A/G 比の低下、総コレステロール値及びリン脂質の増加、雌で貧血を認めた²⁾。この結果から、LOAEL を 100 mg/kg/day とする。

イ) Sprague-Dawley ラット雌雄 12 匹を 1 群とし、0、12.5、50、200 mg/kg/day を交尾前 14 日間、雄ではその後交尾期間を含む 35 日間、雌では交尾期間から哺育 3 日までの期間を通して強制経口投与した結果、各群に死亡はなく、一般状態への影響もなかったが、200 mg/kg/day 群の雄で尿量の増加、浸透圧及び比重の低下、結晶出現頻度の増加に有意差を認めた。また、50 mg/kg/day 以上の群の雄でプロトロンビン時間の延長、総コレステロールの増加、200 mg/kg/day 群の雄で γ -GTP、脂質の増加、クロールの減少、200 mg/kg/day 群の雌でグルコースの増加に有意差を認めた。50 mg/kg/day 以上の群の雄、200 mg/kg/day 群の雌で肝臓重量の有意な増加と小葉中心性の肝細胞肥大を認め、200 mg/kg/day 群の雄では門脈周囲性肝細胞の脂肪化の発現頻度が減少した。12.5 mg/kg/day 以上の群の雄で副腎重量の有意な減少と束状帯細胞の萎縮がみられ、200 mg/kg/day 群の雄の副腎では球状帯細胞の肥大の発現頻度が有意に増加した²⁾。この結果から、雄で LOAEL を 12.5 mg/kg/day、雌で NOAEL を 50 mg/kg/day とする。

③ 生殖・発生毒性

ア) Sprague-Dawley ラット雌雄 12 匹を 1 群とし、0、12.5、50、200 mg/kg/day を交尾前 14 日間、雄ではその後交尾期間を含む 35 日間、雌では交尾期間から哺育 3 日までの期間を通して強制経口投与した結果、雌の 200 mg/kg/day 群で妊娠 21 日の体重は有意に低かったが、性周期や黄体数、着床痕数、交尾率等に影響はなかった。また、妊娠期間や出産率、出産仔数、新生仔数、仔の体重や生存率にも影響はなく、仔の外表検査においても異常はなかった²⁾。この結果から、雄及び仔で NOAEL を 200 mg/kg/day 以上、母ラットで NOAEL を 50 mg/kg/day とする。

④ ヒトへの影響

ヒトへの影響に関して、知見は得られなかった。

(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及び大腸菌で遺伝子突然変異³⁾、チャイニーズハムスター肺細胞 (CHL/IU) で染色体異常⁴⁾ を誘発しなかった。

in vivo 試験系については、知見が得られなかった。

○ 実験動物に関する発がん性の知見

実験動物での発がん性に関して、知見は得られなかった。

○ 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 LOEL 12.5 mg/kg/day (副腎の重量減少と束状帯細胞の萎縮) を LOEL であるために 10 で除し、試験期間が短いことから 10 で除した 0.13 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	—	—	0.13 mg/kg/day	ラット
	公共用水域・淡水	概ね 0.00011 µg/kg/day	概ね 0.00068 µg/kg/day		

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、平均ばく露量は概ね 0.00011 µg/kg/day、予測最大ばく露量は概ね 0.00068 µg/kg/day 程度であった。無毒性量等 0.13 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 19,000 となる。環境媒体から食物経路で摂取されるばく露量は少ないと推定されることから、そのばく露量を加えても 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。

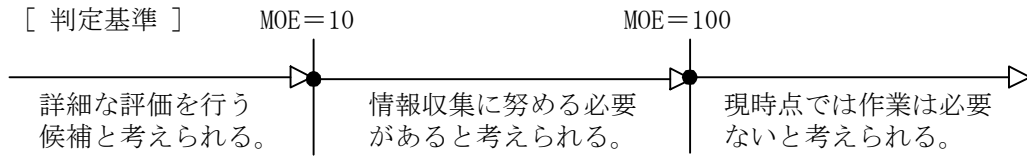
表 3.4 吸入ばく露による健康リスク (MOE の算定)

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	—	—	—	—
	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、ばく露濃度も把握されていないため、健康リスクの判定はできなかった。

なお、本物質の大気中での半減期は 2.9~29 時間と推定されており、大気に排出されてもほ

とんど大気には分配されないと予測されている。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		○	370	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	緑藻類	NOEC GRO (RATE)	3	B* ¹	B* ¹	3)* ³
	○		>1,540	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	緑藻類	EC ₅₀ GRO (RATE)	3	B* ²	C* ²	3)* ³
甲殻類		○	9	<i>Daphnia magna</i>	オオミジンコ	NOEC REP	21	B* ¹	B* ¹	2)-1
	○		250	<i>Daphnia magna</i>	オオミジンコ	EC ₅₀ IMM	2	B* ¹	B* ¹	2)-1
魚類		○	33.8	<i>Oryzias latipes</i>	メダカ (胚)	NOEC GRO / MOR	40	B* ¹	B* ¹	2)-2
	○		310	<i>Oryzias latipes</i>	メダカ	LC ₅₀ MOR	4	B* ¹	B* ¹	2)-1
	○		511	<i>Oryzias latipes</i>	メダカ	LC ₅₀ MOR	4	B	B	4)- 2009119
その他	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—

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、NOEC(No Observed Effect Concentration): 無影響濃度

影響内容

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

() 内: 試験結果の算出法

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、試験の信頼性及び採用の可能性を「B」とした

*2 界面活性作用のある助剤を用いており、毒性値が溶解度を超過しているため、試験の信頼性を「B」、採用の可能性を「C」とした

*3 文献 2)-1 をもとに、試験時の実測濃度 (幾何平均値) を用いて、速度法による 0-72 時間の毒性値を再計算したものを掲載している

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

環境庁²⁾¹⁾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。設定試験濃度(追加試験)は 0 (対照区、助剤対照区)、0.72、1.30、2.34、4.21 mg/L (公比 1.8) であった。試験溶液は、界面活性作用のある硬化ひまし油(HCO-50) 100 mg/L を助剤として調製された。被験物質の実測濃度(追加試験)は、試験終了時において設定濃度の 9.2~15.2%に減少しており、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値)が用いられた。速度法による 72 時間無影響濃度(NOEC)は 370 µg/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、試験の信頼性及び採用の可能性を「B」とした。

2) 甲殻類

環境庁²⁾¹⁾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。試験は半止水式(24 時間後換水)で行われ、設定試験濃度は 0 (対照区、助剤対照区)、0.05、0.10、0.17、0.31、0.56、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 Elendt M4 飼育水(硬度 250 mg/L、CaCO₃ 換算)が、助剤として界面活性作用のある硬化ひまし油(HCO-50) 10 mg/L が用いられた。被験物質の実測濃度は、24 時間後の換水前において設定濃度の 62.0~78.4%であった。毒性値の算出には実測濃度(0 及び 24 時間後の幾何平均値)が用いられ、48 時間半数影響濃度(EC₅₀)は 250 µg/L であった。なお、界面活性作用のある助剤を用いているため、試験の信頼性及び採用の可能性を「B」とした。

また、環境庁²⁾¹⁾は OECD テストガイドライン No. 211(1998)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)で行われた。設定試験濃度は 0 (対照区、助剤対照区)、0.013、0.024、0.043、0.077、0.140、0.250 mg/L (公比 1.8) であり、試験溶液の調製には、試験用水として Elendt M4 飼育水(硬度 249 mg/L、CaCO₃ 換算)が、助剤として界面活性作用のある硬化ひまし油(HCO-50) 100 mg/L が用いられた。被験物質の実測濃度は、換水前(2、9、16 日目)において設定濃度の 33.3~64.3%であった。毒性値の算出には実測濃度(時間加重平均値)が用いられ、繁殖阻害(累積産仔数)に関する 21 日間無影響濃度(NOEC)は、9 µg/L であった。なお、界面活性作用のある助剤を用いているため、試験の信頼性及び採用の可能性を「B」とした。

3) 魚類

環境庁²⁾¹⁾は OECD テストガイドライン No. 203(1992)に準拠し、メダカ *Oryzias latipes* の急性毒性試験を GLP 試験として実施した。試験は半止水式(24 時間毎換水)で行われ、設定試験濃度は 0 (対照区、助剤対照区)、0.38、0.69、1.20、2.20、4.00 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 41.0 mg/L、CaCO₃ 換算)が、助剤として界面活性作用のある硬化ひまし油(HCO-50) 40 mg/L が用いられた。被験物質の実測濃度は、24 時間後の換水前において設定濃度の 34.2~81.0%であり、毒性値の算出には実測濃度(0 及び 24 時間後の幾何平均値)が用いられた。96 時間半数致死濃度(LC₅₀)は 310 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、試験の信頼性及び採用の可能性を「B」とした。

また、環境省²⁾²⁾は OECD テストガイドライン No. 210 (1992)に準拠し、メダカ *Oryzias latipes* の胚を用いた魚類初期生活段階毒性試験を GLP 試験として実施した。試験は流水式（約 18 回換水/日）で実施された。設定試験濃度は 0（対照区、助剤対照区）、0.0060、0.016、0.042、0.11、0.30 mg/L（公比 2.7）であり、試験溶液は、脱塩素水道水（硬度 67 mg/L、CaCO₃ 換算）を試験用水に、ジメチルホルムアミド(DMF) 0.1 mL/L 及び界面活性作用のある硬化ひまし油(HCO-60) 0.6 mg/L を助剤に用いて調製された。被験物質の実測濃度(0、7、14、21、28、35 日目)は、設定濃度の 76~102%であり、毒性値の算出には実測濃度（算術平均値）が用いられた。成長阻害（体長）、又は孵化後の死亡に関する 40 日間無影響濃度(NOEC)は、33.8 µg/L であった。なお、界面活性作用のある助剤を用いているため、試験の信頼性及び採用の可能性を「B」とした。

(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、上記本文で示した最小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

甲殻類	<i>Daphnia magna</i>	48 時間 EC ₅₀ （遊泳阻害）	250 µg/L
魚類	<i>Oryzias latipes</i>	96 時間 LC ₅₀	310 µg/L

藻類では採用できる値は得られなかったが、文献 No. 3)より、緑藻類 *Pseudokirchneriella subcapitata* に対する急性毒性値は溶解度超であると考えられる。したがって、アセスメント係数は 3 生物群の値が得られた場合の 100 を用いることとした。

2 つの毒性値の小さい方（甲殻類の 250 µg/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 値 2.5 µg/L が得られた。

慢性毒性値

藻類	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	72 時間 NOEC（生長阻害）	370 µg/L
甲殻類	<i>Daphnia magna</i>	21 日間 NOEC（繁殖阻害）	9 µg/L
魚類	<i>Oryzias latipes</i>	40 日間 NOEC（成長阻害/孵化後の死亡）	33.8 µg/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 9 µg/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 値 0.9 µg/L が得られた。

本物質の PNEC としては、甲殻類の慢性毒性値から得られた 0.9 µg/L を採用する。

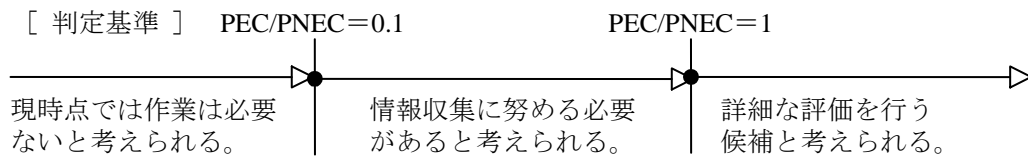
(3) 生態リスクの初期評価結果

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	概ね0.0027 µg/L (2008)	概ね0.017 µg/L (2008)	0.9 µg/L	0.02
公共用水域・海水	概ね0.0021 µg/L未満 (2008)	概ね0.0021 µg/L未満(2008)		<0.002

注：1) 環境中濃度での () 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、平均濃度でみると淡水域で概ね 0.0027 µg/L、海水域では概ね 0.0021 µg/L 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、淡水域で概ね 0.017 µg/L、海水域では概ね 0.0021 µg/L 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 0.02、海水域では 0.002 未満となるため、現時点では作業の必要はないと考えられる。

5. 引用文献等

(1) 物質に関する基本的事項

- 1) OECD High Production Volume Chemicals Program (2005): SIDS (Screening Information Data Set) Initial Assessment Report.
- 2) U.S. Environmental Protection Agency, MPBPWIN™ v.1.43.
- 3) 経済産業公報 (2003.01.17).
- 4) 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>, 2011.9.30 現在).
- 5) U.S. Environmental Protection Agency, AOPWIN™ v.1.92.
- 6) Howard, P.H., Boethling, R.S., Jarvis, W.F., Meylan, W.M., and Michalenko, E.M. ed. (1991): Handbook of Environmental Degradation Rates, Boca Raton, London, New York, Washington DC, Lewis Publishers: xiv.
- 7) U.S. Environmental Protection Agency, KOCWIN™ v.2.00.
- 8) 経済産業省(通商産業省) 化学物質の審査及び製造等の規制に関する法律 (化審法) 第二十三条第二項の規定に基づき、同条第一項の届出に係る製造数量及び輸入数量を合計した数量として公表された値.
- 9) 経済産業省(通商産業省) 化学物質の審査及び製造等の規制に関する法律 (化審法) 第二十五条の二第二項の規定に基づき、同条第一項の届出に係る製造数量及び輸入数量を合計した数量として公表された値.

(2) ばく露評価

- 1) U.S. Environmental Protection Agency, EPI Suite™ v.4.00.
- 2) 環境省環境保健部環境安全課 (2010) : 平成 20 年度化学物質環境実態調査.

(3) 健康リスクの初期評価

- 1) 化学物質点検推進連絡協議会 (2002): 1,4-ジメチル-2-(1-フェニルエチル)ベンゼンのラットを用いる単回経口投与毒性試験. 化学物質毒性試験報告書. 9: 419-421.
- 2) 化学物質点検推進連絡協議会 (2002): 1,4-ジメチル-2-(1-フェニルエチル)ベンゼンのラットを用いる反復経口投与毒性・生殖発生毒性併合試験. 化学物質毒性試験報告書. 9: 422-434.
- 3) 化学物質点検推進連絡協議会 (2002): 1,4-ジメチル-2-(1-フェニルエチル)ベンゼンの細菌を用いる復帰変異試験. 化学物質毒性試験報告書. 9: 435-438.
- 4) 化学物質点検推進連絡協議会 (2002): 1,4-ジメチル-2-(1-フェニルエチル)ベンゼンのチャイニーズハムスター培養細胞を用いる染色体異常試験. 化学物質毒性試験報告書. 9: 439-442.

(4) 生態リスクの初期評価

1) U.S.EPA「AQUIRE」；該当なし

2) 環境省（庁）データ

1：環境庁(2000)：平成11年度 生態影響試験

2：環境省(2003)：平成14年度 生態影響試験

3) (独)国立環境研究所(2006)：平成17年度化学物質環境リスク評価検討調査報告書

4) その他

2009119：経済産業省 (2002): 1,4-ジメチル-2-(1-フェニルエチル)ベンゼンのコイにおける濃縮度試験. 化審法データベース (J-CHECK). (<http://www.safe.nite.go.jp/jcheck>, 2010.11.29 現在).