

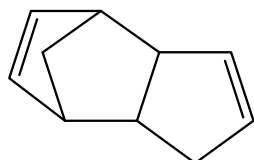
[11] ジシクロペンタジエン

本物質は、第6次とりまとめにおいて、環境リスク初期評価結果を公表しているが、新たに得られた環境実測データを踏まえ、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： ジシクロペンタジエン
(別の呼称：トリシクロ[5,2,1,0^{2,6}]デカ-3,8-ジエン)
CAS 番号：77-73-6
化審法官報公示整理番号：4-634
化管法政令番号：1-190
RTECS 番号：PC1050000
分子式：C₁₀H₁₂
分子量：132.20
換算係数：1 ppm = 5.41 mg/m³ (気体、25°C)
構造式：



(2) 物理化学的性状

本物質はカンフル臭を持つ無色結晶である¹⁾。

融点	33°C ²⁾
沸点	170°C(760 mmHg) ³⁾ 、170°C ²⁾ 、172°C ²⁾ 、 140~160°C(シクロペンタジエンに熱分解) ⁴⁾
密度	0.976 g/cm ³ (35°C) ²⁾
蒸気圧	1.40 mmHg (=186 Pa) (20°C) ²⁾ 、2.29 mmHg (=305 Pa) (25°C、外挿値) ³⁾
分配係数(1-オクタノール/水) (log Kow)	2.78 (25°C) ⁵⁾ 、2.89 ²⁾
解離定数(pKa)	
水溶性(水溶解度)	20 mg/L (25°C) ⁵⁾ 、40 mg/L ²⁾

(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
分解率：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) ⁶⁾
(備考 *：1点は機械のもれのため残りの1点で計算した ⁶⁾)

化学分解性

OH ラジカルとの反応性 (大気中)

反応速度定数： $120 \times 10^{-12} \text{ cm}^3/(\text{分子} \cdot \text{sec})$ (AOPWIN⁷⁾により計算)

半減期：0.54～5.4 時間 (OH ラジカル濃度を $3 \times 10^6 \sim 3 \times 10^5 \text{ 分子/cm}^3$ ⁸⁾と仮定して計算)

オゾンとの反応性 (大気中)

反応速度定数： $40 \times 10^{-17} \text{ cm}^3/(\text{分子} \cdot \text{sec})$ (AOPWIN⁹⁾により計算)

半減期：9.6～58 分 (オゾン濃度を $3 \times 10^{12} \sim 5 \times 10^{11} \text{ 分子/cm}^3$ ⁸⁾と仮定して計算)

加水分解性：

安定(25°C、5 日間)⁵⁾

生物濃縮性 (濃縮性がない又は低いと判断される物質¹⁰⁾)

生物濃縮係数(BCF)：

112～330 (試験生物：コイ、試験期間：8 週間、試験濃度：0.3 mg/L)⁶⁾

(58.9)～384 (試験生物：コイ、試験期間：8 週間、試験濃度：0.03 mg/L)⁶⁾

土壌吸着性

土壌吸着定数(Koc)：1,500 (PCKOCWIN¹¹⁾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 (ただし、製造数量は出荷量を意味し、同一事業者内での自家消費分を含んでいない値。)は、平成 21 年度が 63,404 t¹²⁾、平成 22 年度では 73,717 t¹³⁾である。ただし、平成 22 年度製造・輸入数量の届出要領は、平成 21 年度までとは異なっている。

「化学物質の製造・輸入量に関する実態調査」によると、本物質の製造 (出荷) 及び輸入量は平成 13 年度、平成 16 年度及び平成 19 年度ではそれぞれ 10,000～100,000 t/年未満¹⁴⁾、100,000～1,000,000 t/年未満¹⁵⁾、10,000～100,000 t/年未満¹⁶⁾である。

本物質の化学物質排出把握管理促進法 (化管法) における製造・輸入量区分は 100 t 以上である¹⁷⁾。OECD に報告している本物質の生産量は 10,000～100,000 t 未満、輸入量は 1,000 t 未満である。

② 用途

本物質の主な用途は、EP ラバー、不飽和ポリエステル樹脂、無水ハイミック酸、反応射出成形樹脂などの原料とされている⁴⁾。

(5) 環境施策上の位置付け

本物質は化学物質審査規制法優先評価化学物質（通し番号：77）及び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：190）に指定されている。

本物質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

本物質は化管法の第一種指定化学物質である。同法に基づき公表された、平成 22 年度の届出排出量¹⁾、届出外排出量対象業種・非対象業種・家庭・移動体²⁾から集計した排出量等を表 2.1 に示す。なお、届出外排出量対象業種・非対象業種・家庭・移動体の推計はなされていなかった。

表 2.1 化管法に基づく排出量及び移動量（PRTR データ）の集計結果（平成 22 年度）

	届出						届出外（国による推計）				総排出量（kg/年）			
	排出量（kg/年）				移動量（kg/年）		排出量（kg/年）				届出排出量	届出外排出量	合計	
	大気	公共用水域	土壌	埋立	下水道	廃棄物移動	対象業種	非対象業種	家庭	移動体				
全排出・移動量	8,739	1	0	0	8	248,544	-	-	-	-	8,740	-	8,740	
業種等別排出量(割合)														
化学工業	8,441 (96.6%)	1 (100%)	0	0	8 (100%)	237,544 (95.6%)								
倉庫業	200 (2.3%)	0	0	0	0	0								
プラスチック製品 製造業	82 (0.9%)	0	0	0	0	9,600 (3.9%)								
石油製品・石炭製品 製造業	16 (0.2%)	0	0	0	0	0								
鉄鋼業	0	0	0	0	0	1,400 (0.6%)								
総排出量の構成比(%)														
											届出	届出外		
											100%	-		

本物質の平成 22 年度における環境中への総排出量は、約 8.7 t となり、すべて届出排出量であった。届出排出量のうち約 8.7t が大気、0.001 t が公共用水域へ排出されるとしており、大気への排出量が多い。この他に下水道への移動量が 0.008 t、廃棄物への移動量が約 250 t であった。届出排出量の主な排出源は、大気への排出が多い業種は化学工業であり、公共用水域への排出は化学工業のみであった。

(2) 媒体別分配割合の予測

本物質の環境中の媒体別分配割合を、表 2.1 に示した環境中への排出量及び下水道への移動量を基に USES3.0 をベースに日本固有のパラメータを組み込んだ Mackay-Type Level III 多媒体モデル³⁾を用いて予測した。予測の対象地域は、平成 22 年度に環境中及び大気への排出量が最大であった千葉県（大気への排出量約 3.2 t）及び公共用水域への排出量が最大であった徳島県（公共用水域への排出量 0.001 t）とした。予測結果を表 2.2 に示す。

表 2.2 媒体別分配割合の予測結果

媒体	分配割合(%)		
	上段：排出量が最大の媒体、下段：予測の対象地域		
	環境中	大気	公共用水域
	千葉県	千葉県	徳島県
大気	97.4	97.4	98.0
水域	1.0	1.0	0.8
土壌	1.5	1.5	1.1
底質	0.1	0.1	0.1

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 2.3 に示す。

表 2.3 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	<0.0025	<0.0025	<0.0025	<0.0025	0.0025	0/20	全国	2008	4)
室内空気	μg/m ³									
食物	μg/g									
飲料水	μg/L									
地下水	μg/L	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	0.01	0/23	全国	1999	5)
土壌	μg/g									
公共用水域・淡水	μg/L	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	0.01	0/130	全国	1999	5)
公共用水域・海水	μg/L	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	0.01	0/17	全国	1999	5)
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	6)
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	6)

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）

一般環境大気の実測値を用いて、人に対するばく露の推定を行った（表 2.4）。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 2.4 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	0.0025 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 未満程度(2008)	0.00075 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ 未満程度
	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	過去のデータではあるが 0.01 $\mu\text{g}/\text{L}$ 未満程度 (1999)	過去のデータではあるが 0.0004 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ 未満程度
	公共用水域・淡水	過去のデータではあるが 0.01 $\mu\text{g}/\text{L}$ 未満(1999)	過去のデータではあるが 0.0004 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ 未満
	食物 土壌	データは得られなかった データは得られなかった	データは得られなかった データは得られなかった
最大値	大気 一般環境大気	0.0025 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 未満程度(2008)	0.00075 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ 未満程度
	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	過去のデータではあるが 0.01 $\mu\text{g}/\text{L}$ 未満程度 (1999)	過去のデータではあるが 0.0004 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ 未満程度
	公共用水域・淡水	過去のデータではあるが 0.01 $\mu\text{g}/\text{L}$ 未満(1999)	過去のデータではあるが 0.0004 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ 未満
	食物 土壌	データは得られなかった データは得られなかった	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 2.5 に示す。

吸入ばく露の予測最大ばく露濃度は、一般環境大気のデータから 0.0025 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 未満程度となった。一方、化管法に基づく平成 22 年度の大気への届出排出量をもとに、プルーム・パフモデル⁷⁾を用いて推定した大気中濃度の年平均値は、最大で 0.68 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ となった。

経口ばく露の予測最大ばく露量を算出できるデータは、得られなかった。なお、地下水のデータから算定すると過去のデータではあるが 0.0004 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ 未満程度であった。一方、化管法に基づく平成 22 年度の公共用水域淡水への届出排出量を全国河道構造データベース⁸⁾の平水流量で除し、希釈のみを考慮した河川中濃度を推定すると、最大で 0.0013 $\mu\text{g}/\text{L}$ となった。推定した河川中濃度を用いて経口ばく露量を算出すると 0.000052 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ 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から、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 2.5 人の一日ばく露量

媒体		平均ばく露量 (μg/kg/day)	予測最大ばく露量 (μg/kg/day)
大 気	一般環境大気	<u>0.00075</u>	<u>0.00075</u>
	室内空気		
水 質	飲料水		
	地下水	(過去のデータではあるが <u>0.0004</u>)	(過去のデータではあるが <u>0.0004</u>)
	公共用水域・淡水	(過去のデータではあるが <u>0.0004</u>)	(過去のデータではあるが <u>0.0004</u>)
食 物			
土 壤			
経口ばく露量合計			
	参考値 1	<u>0.0004</u>	<u>0.0004</u>
総ばく露量		<u>0.00075</u>	<u>0.00075</u>
	参考値 1	<u>0.00115</u>	<u>0.00115</u>

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、経口ばく露量合計の算出に用いていない

4) 参考値 1 は、地下水に過去のデータを用いた場合を示す

(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 2.6 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）を設定できるデータは、得られなかった。なお、過去のデータではあるが公共用水域の淡水域では 0.01 μg/L 未満、海水域では 0.01 μg/L 未満程度となった。

化管法に基づく平成 22 年度の公共用水域淡水への届出排出量を全国河道構造データベース⁸⁾の平水流量で除し、希釈のみを考慮した河川中濃度を推定すると、最大で 0.0013 μg/L となった。

表 2.6 公共用水域濃度

水 域	平 均	最 大 値
淡 水	データは得られなかった [過去のデータではあるが 0.01 μg/L 未満 (1999)]	データは得られなかった [過去のデータではあるが 0.01 μg/L 未満 (1999)]
海 水	データは得られなかった [過去のデータではあるが 0.01 μg/L 未満程度 (1999)]	データは得られなかった [過去のデータではあるが 0.01 μg/L 未満程度 (1999)]

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

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

本物質は経口や吸入、皮膚から吸収される。

本物質を ^{14}C でラベルしてラットに 110 mg/kg、マウスに 40 mg/kg、イヌに 100 mg/kg を単回経口投与した結果、放射活性の血漿中ピークはマウス、イヌで 2 時間後、ラットで 4 時間後にみられ、血漿中の半減期はラットで 27 時間であったが、マウス、イヌでは 2 相性の消失パターンを示し、半減期はマウスで第 1 相が 4 時間、第 2 相が 18 時間、イヌで第 1 相が 10 時間、第 2 相が 18 時間であった。投与の 1~2 時間後には放射活性は広く体内に分布し、ラットでは脂肪組織及び副腎、膀胱、マウスでは膀胱及び胆嚢、脂肪組織、イヌでは胆嚢及び胆汁に高濃度の分布がみられた。24 時間で尿中に 65~75%、糞中に 4~15%、呼気中に 0.1~6% が排泄され、尿中にはグルクロン酸抱合体や硫酸抱合体が含まれており、同定はできなかったが、マウス、イヌの尿中で 2 種類、イヌの尿中で 3 種類の代謝物が検出された¹⁾。

雌ウシに本物質 10 mg/kg/day を 3 日間経口投与した 24 時間後に ^{14}C でラベルした 10 mg/kg を経口投与した結果、血中の放射活性は 2 時間以内にピークに達して直ぐに減少し、24 時間後には未検出となり、96 時間後に採取した主要臓器からも放射活性は検出されなかった。96 時間で投与した放射活性の 81.4% が尿中に、4.2% が糞中に、0.07% が乳汁中に排泄（合計 85.7%）されたが、このうちの大部分が 24 時間以内の排泄（合計 75.7%）であり、乳中への排泄は 48 時間以降みられなかった。尿中からは種々の代謝物が検出され、それらの同定はできなかったものの、少なくとも 65% 以上がグルクロン酸抱合体として排泄されていた。また、本物質の揮発性を考慮すると、糞サンプルの取り扱い時に未変化体が揮散していたことから実際には糞中への排泄はもっと多く、未測定ではあるが、呼気中への未変化体の排泄もあったと考えられた。なお、具体的な結果は得られなかったが、本物質の二重結合の 1 つ又は両方がエポキシ化され、その後、エポキシドが加水分解されてジオール（恐らくエポキシジオール又はテトラオール）になり、最終的にグルクロン酸と抱合して排泄される経路があるものと考えられた²⁾。

本物質を吸入すると一部は未変化体のまま呼気中に排泄され、残りは吸入されて血管系に入り、肝臓で水酸化された後、大部分がグルクロン酸抱合体となって尿中に排泄される³⁾。

ウサギの肝臓を用いた *in vitro* 実験では、主要な代謝物として 2 種類のモノエポキシド（endo-4-oxatetracyclo[6.21.0^{2,7}.0^{3,5}]undec-9-en、endo-9-tetracyclo[5.3.1.0^{2,6}.0^{8,10}]undec-3-ene）が検出され、前者の *exo*-異性体、メチルジシクロペンタジエンのモノエポキシドもわずかに検出された⁴⁾。

(2) 一般毒性及び生殖・発生毒性

① 急性毒性⁵⁾

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	353 mg/kg
ラット	経口	LD ₅₀	370 mg/kg
ラット	経口	LD ₅₀	520 mg/kg
マウス	経口	LD ₅₀	190 mg/kg
ウシ	経口	LD ₅₀	1,200 mg/kg
ラット	吸入	LC ₅₀	610 mg/m ³ (4hr)
ラット	吸入	LC ₅₀	660 ppm (3,570 mg/m ³) (4hr)
マウス	吸入	LC ₅₀	400 mg/m ³ (2hr)
マウス	吸入	LC ₅₀	145 ppm (780 mg/m ³) (4hr)
モルモット	吸入	LC ₅₀	2,100 mg/m ³
モルモット	吸入	LC ₅₀	770 ppm (4,170 mg/m ³) (4hr)
ウサギ	吸入	LC ₅₀	4,200 mg/m ³
ウサギ	吸入	LC ₅₀	771 ppm (4,170 mg/m ³) (4hr)
イヌ	吸入	LCLo	773 ppm (4,180 mg/m ³) (1hr)
ウサギ	経皮	LD ₅₀	5,080 mg/kg

注：（ ）内の時間はばく露時間を示す。

本物質は眼、皮膚、気道を刺激し、眼や皮膚に付くと発赤、痛みを生じ、吸入すると咳や咽頭痛、頭痛、経口摂取では腹痛、吐き気を生じる⁶⁾。ヒトの TCLo として 16 mg/m³ (頭痛) が報告されている⁵⁾。

② 中・長期毒性

ア) Fischer 344 ラット雌雄各 6 匹を 1 群とし、0、8、40、200 mg/kg/day を 28 日間強制経口投与した結果、200 mg/kg/day 群で雌雄各 1 匹が死亡し、3 週目頃から投与後に流涎がみられ、40 mg/kg/day 以上の群の雄及び 200 mg/kg/day 群の雌で体重増加の抑制を認めた。また、40 mg/kg/day 以上の群の雄で GPT の上昇、クロール A/G 比の低下、雌でコレステロールの増加、200 mg/kg/day 群の雄でヘモグロビン濃度の増加、雌で GOT の上昇、ヘマトクリット値、平均血球容積の増加などに有意差を認めた。40 mg/kg/day 以上の群の雄で腎臓相対重量の増加、200 mg/kg/day 群の雌雄で肝臓相対重量、副腎の絶対及び相対重量の増加、胸腺絶対重量の減少などに有意差を認め、200 mg/kg/day 群では雌雄のほぼ全数で副腎皮質の肥大がみられ、肝細胞の泡沫状物質（水様変性又は脂肪変性）は雄でより強くみられた⁷⁾。この結果から、NOAEL は 8 mg/kg/day であった。

イ) Sprague-Dawley ラット雌雄各 10 匹を 1 群とし、0、4、20、100 mg/kg/day を交尾前 14 日から雄に 44 日間、雌には哺育 3 日目まで強制経口投与した結果、3、15 日後に 100 mg/kg/day 群の雌各 1 匹が死亡し、8 日後頃から雌雄の半数以上で投与後に流涎がみられ、雄の体重増加は抑制傾向にあった。雄の 20 mg/kg/day 以上の群で赤血球数及びヘマトクリット値、100 mg/kg/day 群でヘモグロビン濃度の有意な減少、GOT 及び GPT の有意な上昇を認めた

が、血球成分に関しては正常範囲内の変化であった。また、雄では 20 mg/kg/day 以上の群の腎臓、100 mg/kg/day 群の肝臓で絶対及び相対重量の有意な増加を認め、4 mg/kg/day 以上の群の全数で尿細管上皮の硝子滴の増加、20 mg/kg/day 以上の群の尿細管上皮で好塩基性変化や有糸分裂像、副腎束状帯で脂肪滴の増加、100 mg/kg/day 群の肝臓で腫大や単細胞壊死、腎臓の退色や多発性灰白色点、副腎の腫大などがみられた。硝子滴の増加は雄の対照群や雌ではみられなかった⁸⁾。その後、 α_{2u} -グロブリン抗体等を用いた検討から、本物質を投与した雄ラットの硝子滴生成は α_{2u} -グロブリンの蓄積と直接関連したものであることが示されており⁹⁾、雄ラットにみられた腎臓への影響は雄ラットに特有の α_{2u} -グロブリン腎症によるもので、ヒトには無関係のメカニズムによるものと考えられた。これらの結果から、雄の腎臓への影響を除外し、NOAELは4 mg/kg/dayであった。

ウ) Sprague-Dawley ラット雌雄各 30 匹を 1 群とし、0、0.008、0.025、0.075% (0、4、12.5、37.5 mg/kg/day 程度) の濃度で 90 日間混餌投与した結果、白血球数の減少や GPT の低下、肝臓相対重量の減少などがみられたが、いずれも重大な差ではなかった。また、ICR Swiss マウス雌雄各 32 匹を 1 群とし、0、0.0028、0.0091、0.0273% (0、3.6、11.8、35.5 mg/kg/day 程度) の濃度で 90 日間混餌投与した結果、肝臓などの絶対重量に差がみられたが、相対重量でみると差はなく、ラット、マウスともに毒性を示す証拠はなかった¹⁾と報告されている。

エ) ビーグル犬雌雄 4 匹を 1 群とし、0、0.01、0.03、0.1% (0、3、9、28 mg/kg/day 程度) の濃度で 13 週間混餌投与した結果、投与群、特に 0.1%群で嘔吐や軟便の発生頻度に軽度の増加がみられ、腸への影響が示唆された。また、0.1%群の雄で血糖値の有意な増加がみられたが、正常範囲を逸脱する値ではなかった¹⁰⁾。

オ) Fischer 344 ラット雌雄各 51 匹を 1 群とし、0、5、28、276 mg/m³を 13 週間 (6 時間/日、5 日/週) 吸入させた結果、5 mg/m³以上の群の雄で尿中に用量に依存した上皮細胞円柱の増加がみられ、276 mg/m³群の雄の尿の比重及び浸透圧は有意に低く、肝臓相対重量、腎臓の絶対及び相対重量の有意な増加を認めた。また、雄では 28 mg/m³以上の群の尿細管上皮で硝子滴の蓄積や過形成、異常なタンパク蓄積、肥厚がみられ、5 mg/m³群の雄でも異常なタンパク蓄積が有意にみられた。雌ではばく露に関連した影響はみられなかった^{11,12)}。この結果から、雄の腎臓への影響を除外し、NOAELは28 mg/m³ (ばく露状況で補正: 5 mg/m³) であった。

カ) B6C3F₁ マウス雌雄各 45 匹を 1 群とし、0、5、28、276 mg/m³を 13 週間 (6 時間/日、5 日/週) 吸入させた結果、276 mg/m³群の雄 10 匹、雌 9 匹が死亡し、死因として肺のうっ血と腎不全の可能性が考えられたが、実験終了時に屠殺したマウスにはこれらの影響はみられず、その他の臓器や体重、血液、一般状態にも影響はなかった¹²⁾。この結果から、NOAELは28 mg/m³ (ばく露状況で補正: 5 mg/m³) であった。

キ) Harlan-Wistar ラット雌雄各 12 匹を 1 群とし、0、107、190、399 mg/m³を 18 週間 (7 時間/日、5 日/週) 吸入させた結果、399 mg/m³群の雌雄で 4 日後に体重増加の有意な抑制を認めたが、その後の体重増加に有意差はなかった。雄では肝臓の絶対重量が 107 mg/m³以上の群、相対重量が 107、399 mg/m³群で有意に増加し、腎臓の絶対及び相対重量が 107 mg/m³以上の群で有意に増加したが、実験終了時の体重もばく露群よりも 9~15%重たかったことから、この差による影響の可能性も考えられた。また、190 mg/m³以上の群の雄の腎臓で

用量に依存した円形細胞の蓄積、尿細管の拡張や変性、円柱の増加を認め、399 mg/m³群の雌では針状の石灰質が高率にみられた。この他、399 mg/m³群の雄3匹で慢性の肺炎及び気管支拡張がみられ、対照群での発生はなかったことから、ばく露に関連した影響と思われる¹³⁾。この結果から、雄の腎臓への影響を除外し、NOAELは190 mg/m³（ばく露状況で補正：40 mg/m³）であった。

ク) ビーグル犬雄3匹を1群とし、0、48、127、175 mg/m³を18週間（7時間/日、5日/週）吸入させた結果、127 mg/m³群でGOTやACP、175 mg/m³群で血中尿素窒素やACPに一過性の軽度の上昇がみられた程度で、体重や一般状態、主要臓器の重量や組織に影響はなかった¹³⁾。この結果から、NOAELは175 mg/m³（ばく露状況で補正：36 mg/m³）であった。

③ 生殖・発生毒性

ア) Sprague-Dawley ラット雌10～11匹を1群とし、0、50、200、300、400、500 mg/kg/dayを妊娠6日目から15日目まで強制経口投与した結果、200 mg/kg/day以上の群で鼻及び口のまわりの乾燥異物、粗い被毛、傾眠が用量に依存してみられ、200 mg/kg/day群の1匹に痙攣、300 mg/kg/day群の6匹で円背位姿勢、300 mg/kg/day群の5匹、400 mg/kg/day群の11匹、500 mg/kg/day群の9匹で運動失調がみられた。妊娠9日目には400 mg/kg/day以上の群の全数が死亡し、200 mg/kg/day群の3匹、300 mg/kg/day群の8匹も死亡又は瀕死のために屠殺した。また、50 mg/kg/day以上の群で体重増加の有意な抑制を認めた。200 mg/kg/day群の胎仔の体重は有意に低く、300 mg/kg/day群の1匹では全胚吸収していた。しかし、50、200 mg/kg/day群で吸収胚の発生率や胎仔の生存率などに有意差はみられなかった¹⁴⁾。この結果から、50 mg/kg/dayは母ラットでLOAEL、胎仔でNOAELであった。

イ) ニュージーランドシロウサギ雌10匹を1群とし、0、25、100、200、300、400 mg/kg/dayを妊娠6日目から19日目まで強制経口投与した結果、300 mg/kg/day以上の群の全数で摂餌量及び飲水量の減少がみられ、300 mg/kg/day群で1匹、400 mg/kg/day群で3匹が死亡し、100 mg/kg/day群の各1匹で流産と血の混じったおりもの、300 mg/kg/day群の1匹で流産、400 mg/kg/day群の3匹で血の混じったおりものがみられた。また、200 mg/kg/day以上の群で体重増加の有意な抑制を認めた。400 mg/kg/day群では有意な変化ではないものの、吸収胚の数や胚の死亡率が高く、胎仔数は少なく、2匹の母ウサギで眼瞼や後肢に奇型のある胎仔が1～12匹みられた¹⁵⁾。この結果から、NOAELは母ウサギで25 mg/kg/day、胎仔で300 mg/kg/dayであった。

ウ) Sprague-Dawley ラット雌20匹を1群とし、0、0.008、0.025、0.075%の濃度で妊娠6日目から15日目まで混餌投与（約0、4、13、38 mg/kg/day）した試験、Sprague-Dawley ラット雄10匹、雌20匹を1群とし、0、0.0069、0.069%の濃度で混餌投与（約0、3、35 mg/kg/day）して実施した三世代試験の結果、いずれの世代にも影響はみられず、胎仔や仔に奇形や異常の発生増加もなかった¹⁰⁾。この結果から、NOAELは0.069～0.075%以上であった。

エ) Sprague-Dawley ラット雌雄各10匹を1群とし、0、4、20、100 mg/kg/dayを交尾前14日から雄に44日間、雌には哺育3日目まで強制経口投与した結果、3、15日後に100 mg/kg/day群の雌各1匹が死亡した。交尾率や受胎率、着床率、出産率等に影響はなかったが、哺育期間に2匹の全新生仔が死亡し、他の仔にも死亡が散見されたことから、仔の4日生存率

は有意に減少し、仔の体重はやや軽く、体重増加も若干抑制されていた⁸⁾。この結果から、NOAELは20 mg/kg/dayであった。

オ) Fischer 344 ラット雌雄各 51 匹^{11, 12)}、B6C3F₁ マウス雌雄各 45 匹¹²⁾ を 1 群とし、0、5、28、276 mg/m³ を 13 週間 (6 時間/日、5 日/週)、ビーグル犬雄 3 匹¹³⁾ を 1 群とし、0、48、127、175 mg/m³ を 18 週間 (7 時間/日、5 日/週) 吸入させた結果、精巣や精巣上体の組織への影響はいずれの群もみられなかった。

④ ヒトへの影響

ア) ボランティア 3 人を対象に、最低でも 45 分以上の間隔で繰り返し実施した嗅覚試験の結果、0.006 ppm では 100% の感知であったが、0.003 ppm では 67%、0.0006 ppm では 0% であった。また、1、5.5 ppm を 2 人に 30 分間吸入させた結果、7～10 分後に眼や咽喉の刺激が現れ、1 ppm では 1 人に嗅覚疲労がみられたが、5.5 ppm では嗅覚疲労は発生せず、1 時間後も口中に後味が残った¹³⁾。

イ) 5 ヶ月の調査期間内に不注意で本物質の蒸気にばく露される労働者がおり、最初の 2 ヶ月間には 3 人から一過性の頭痛の訴えがあったが、その後は同様の状況下でも訴えがなかったため、頭痛に限ってみると、本物質のばく露に慣れる可能性が示唆された¹³⁾。

ウ) 硝子繊維強化プラスチック (FRP) 製造工場で 30 年以上働いている 58 才の男性から皮膚炎の訴えがあり、工場に勤めた 2 ヶ月後に最初の皮膚炎が手に現れ、以後再発を繰り返し、特に夏場に多かった。このため、工場から入手した 2 種類の不飽和ポリエステル樹脂でパッチテストを行ったところ、本物質を含む樹脂で陽性反応がみられ、アレルギー反応の原因分画を分析した結果、無水フタル酸とジシクロペンテニルアルコール、カルボキシル基を持つ本物質の誘導体の 3 種類が検出された。本物質の誘導体については未同定であるためにテストはできなかったが、他の 2 物質や本物質では陰性であったことから、誘導体が原因と考えられた¹⁶⁾。

(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^{10,17~20}、大腸菌²⁰、酵母^{10,17} で遺伝子突然変異、チャイニーズハムスターの肺細胞 (CHL/IU)^{21,22} で染色体異常を誘発しなかった。

in vivo 試験系については、情報は得られなかった。

○ 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ついて、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ついて、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 4 mg/kg/day (副腎の変性) を試験期間が短いことから 10 で除した 0.4 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、中・長期毒性オ) のラットの試験から得られた NOAEL 28 mg/m³ (肝臓相対重量の増加)、カ) のマウスの試験から得られた NOAEL 28 mg/m³ (生存率の低下) をばく露状況で補正して 5 mg/m³ とし、試験期間が短いことから 10 で除した 0.5 mg/m³ が信頼性のある最も低濃度の知見と判断し、これを無毒性量等に設定する。

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	—	—	0.4 mg/kg/day	ラット	—
	地下水	—	—			

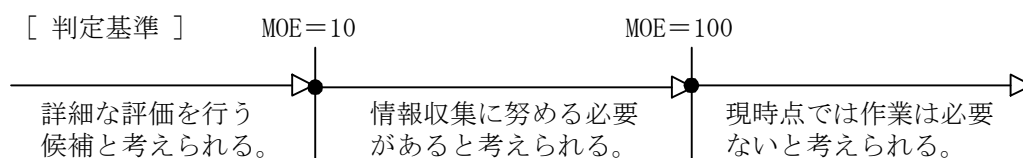
経口ばく露については、ばく露量が把握されていないため、健康リスクの判定はできなかった。

なお、過去のデータではあるが、地下水のデータとして報告（1999年）のあった値を用いて経口ばく露量を推定すると最大ばく露量は $0.0004 \mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ 未満程度であったが、参考としてこれと無毒性量等 $0.4 \text{ mg}/\text{kg}/\text{day}$ 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 100,000 超となる。また、化管法に基づく平成22年度の公共用水域・淡水への届出排出量をもとに推定した高排出事業所の排出先河川中濃度から算出した最大ばく露量は $0.000052 \mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ であったが、それから参考として MOE を算出すると 770,000 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。このため、本物質の経口ばく露による健康リスクの評価に向けて経口ばく露の情報収集等を行う必要性は低いと考えられる。

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	$0.0025 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 未満程度	$0.0025 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 未満程度	$0.5 \text{ mg}/\text{m}^3$ ラット マウス	20,000 超
	室内空気	—	—		—

吸入ばく露については、一般環境大気中の濃度についてみると、平均ばく露濃度、予測最大ばく露濃度はともに $0.0025 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 未満程度であった。無毒性量等 $0.5 \text{ mg}/\text{m}^3$ と予測最大ばく露濃度から、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 は 20,000 超となる。一方、化管法に基づく平成22年度の大気への届出排出量をもとに推定した高排出事業所近傍の大気中濃度（年平均値）の最大値は $0.68 \mu\text{g}/\text{m}^3$ であったが、参考としてこれから算出した MOE は 74 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情報収集等を行う必要があると考えられる。



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/和名	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	○		24,000	<i>Microcystis aeruginosa</i>	藍藻類	EC ₅₀ CHL	2	B	C	1)-5965
		○	40,000	<i>Anabaena flos-aquae</i>	藍藻類	NOEC CHL	2	B	C	1)-5965
		○	40,000	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	緑藻類	NOEC CHL	1	B	C	1)-5965
	○		43,000	<i>Navicula pelliculosa</i>	珪藻類	EC ₅₀ CHL	1	B	C	1)-5965
		○	58,300	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	緑藻類	NOEC GRO(RATE)	3	C* ¹	C* ¹	3)* ²
	○		61,000	<i>Anabaena flos-aquae</i>	藍藻類	EC ₅₀ CHL	2	B	C	1)-5965
	○		67,600	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	緑藻類	EC ₅₀ GRO(RATE)	3	C* ¹	C* ¹	3)* ²
	○		80,000	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	緑藻類	EC ₅₀ CHL	1	B	C	1)-5965
甲殻類		○	3,200	<i>Daphnia magna</i>	オオミジンコ	NOEC REP	21	B	B	4)- 2006071
	○		4,200	<i>Daphnia pulex</i>	ミジンコ	EC ₅₀ IMM	2	B	B	1)-18461
	○		8,000	<i>Daphnia magna</i>	オオミジンコ	EC ₅₀ IMM	2	B	B	4)- 2006071
	○		10,500	<i>Daphnia magna</i>	オオミジンコ	LC ₅₀ MOR	2	A	A	1)-5965
	○		15,000	<i>Asellus militaris</i>	ミズムシ科	LC ₅₀ MOR	2	C	C	1)-5965
	○		21,200	<i>Gammarus fasciatus</i>	ヨコエビ属	LC ₅₀ MOR	2	C	C	1)-5965
魚類	○		1,400	<i>Oryzias latipes</i>	メダカ	LC ₅₀ MOR	2	C	C	1)-12513
	○		3,700	<i>Oryzias latipes</i>	メダカ	TLm MOR	2	D	C	4)- 2012128
	○		4,300	<i>Oryzias latipes</i>	メダカ	LC ₅₀ MOR	4	B	B	4)- 2006072
	○		12,700	<i>Pimephales promelas</i>	ファットヘッド ミノー(7日齢)	LC ₅₀ MOR	2	B	B	1)-5965
	○		15,900	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	ニジマス	LC ₅₀ MOR	2	B	B	1)-5965
	○		17,800	<i>Lepomis macrochirus</i>	ブルーギル	LC ₅₀ MOR	2 (硬度 250 mg/L)	B	B	1)-5965

生物群	急性	慢性	毒性値 [μg/L]	生物名	生物分類/和名	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.
	○		20,000	<i>Ictalurus punctatus</i>	アメリカナマズ	LC ₅₀ MOR	2	B	B	1)-5965
	○		31,100	<i>Pimephales promelas</i>	ファットヘッド ミノー	LC ₅₀ MOR	2	B	B	1)-5965
	○		35,100	<i>Lepomis macrochirus</i>	ブルーギル	LC ₅₀ MOR	2 (硬度 35 mg/L)	B	B	1)-5965
その他			1,700	<i>Dugesia japonica</i>	ナミウズムシ	LC ₅₀ MOR	7	D	C	1)-12513
	○		5,300	<i>Tetrahymena pyriformis</i>	テトラヒメナ属	EC ₅₀ POP	1	D	C	1)-11258
	○		120,000	<i>Chironomus tentans</i>	ユスリカ属	LC ₅₀ MOR	2	B	C* ³	1)-5965

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

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、

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

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、TLM (Median Tolerance Limit): 半数生存限界濃度

影響内容

CHL (Chlorophyll Content): クロロフィル含量、GRO (Growth): 生長 (植物)、成長 (動物)、

IMM (Immobilization): 遊泳阻害、MOR (Mortality): 死亡、POP (Population Changes): 個体群の変化、

REP (Reproduction): 繁殖、再生産

エンドポイント/影響内容の欄の (): 試験結果の算出法

RATE: 生長速度より求める方法 (速度法)

*1 テストガイドラインからの逸脱が多いこと、初期細胞数にばらつきが多いこと、溶解度を大幅に超えた毒性値であることから、試験の信頼性、及び採用の可能性を「C」とした

*2 文献2)をもとに、試験時の設定濃度を用いて速度法により 0-72 時間の毒性値を再計算したものを掲載

*3 溶解度を大幅に超えた毒性値であるため、採用の可能性を「C」とした

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) 甲殻類

Passino-Reader ら¹⁾⁻¹⁸⁴⁶¹ は改変した米国 ASTM の試験方法(E728-80, 1980)に準拠し、ミジンコ *Daphnia pulex* の急性遊泳阻害試験を実施した。試験は止水式で行われ、設定試験濃度区は、助剤対照区及び 5 濃度区であった。試験溶液の調製には、試験用水として再調製水(硬度 160~200 mg/L、CaCO₃ 換算)が、助剤としてアセトンが 0.5 mL/L 以下の濃度で用いられた。48 時間半数影響濃度(EC₅₀)は 4,200 μg/L であった。

また、山本⁴⁾⁻²⁰⁰⁶⁰⁷¹ 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* の繁殖試験を実施した。試験は半止水式(2 日毎換水)で行われ、設定試験濃度は 0 (対照区)、0.1、0.32、1.0、3.2、10 mg/L (公比 3.2) 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 61 mg/L 程度、CaCO₃ 換算）が、助剤としてジメチルスルホキシド(DMSO)と界面活性作用のある硬化ひまし油(HCO-40)を 4 : 1 の割合で混合したものが 300 mg/L 用いられた。繁殖阻害（累積産仔率）に関する 21 日間無影響濃度(NOEC)は、設定濃度に基づき 3,200 µg/L であった。

2) 魚類

山本⁴⁾⁻²⁰⁰⁶⁰⁷²は OECD テストガイドライン No.203(1984)に準拠し、メダカ *Oryzias latipes* の急性毒性試験を実施した。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)、1.8、3.2、5.6、10、18 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 61 mg/L 程度、CaCO₃ 換算）が、助剤としてジメチルスルホキシド(DMSO)と界面活性作用のある硬化ひまし油(HCO-40)を 4 : 1 の割合で混合したものが 300 mg/L 用いられた。96 時間半数致死濃(LC₅₀)は、設定濃度に基づき 4,300 µg/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 pulex</i>	48 時間 EC ₅₀ (遊泳阻害)	4,200 µg/L
魚類	<i>Oryzias latipes</i>	96 時間 LC ₅₀	4,300 µg/L

アセスメント係数： 1,000 [2 生物群 (甲殻類及び魚類) の信頼できる知見が得られたため]

2つの毒性値のうち小さい方 (甲殻類の 4,200 µg/L) をアセスメント係数 1,000 で除することにより、急性毒性値に基づく PNEC 値 4.2 µg/L が得られた。

慢性毒性値

甲殻類	<i>Daphnia magna</i>	21 日間 NOEC (繁殖阻害)	3,200 µg/L
-----	----------------------	-------------------	------------

アセスメント係数： 100 [1 生物群 (甲殻類) の信頼できる知見が得られたため]

得られた毒性値 (甲殻類の 3,200 µg/L) をアセスメント係数 100 で除することにより、慢性毒性値に基づく PNEC 値 32 µg/L が得られた。

本物質の PNEC としては、甲殻類の急性毒性値から得られた 4.2 µg/L を採用する。

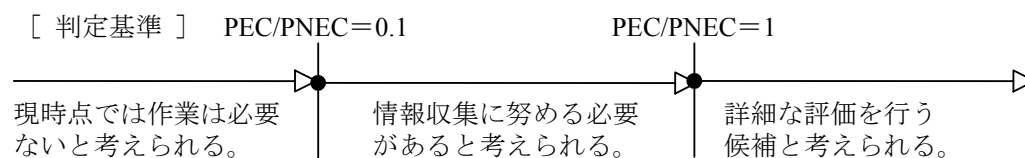
(3) 生態リスクの初期評価結果

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	データは得られなかった [過去のデータではあるが、 0.01 µg/L未満 (1999)]	データは得られなかった [過去のデータではあるが、 0.01 µg/L未満 (1999)]	4.2 µg/L	—
公共用水域・海水	データは得られなかった [過去のデータではあるが、 0.01 µg/L未満程度 (1999)]	データは得られなかった [過去のデータではあるが、 0.01 µg/L未満程度 (1999)]		—

注：1) 水質中濃度での () 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



本物質については、予測環境中濃度(PEC)を設定できるデータが得られなかったため、リスクの判定はできなかった。

しかし、過去のデータではあるが、淡水域では 0.01 µg/L 未満、海水域では 0.01 µg/L 未満程度という値が得られており、その値と PNEC の比は、0.1 よりも小さい値となる。また、化管法に基づく届出排出量を用いて推定した河川中濃度も 0.0013 µg/L であり、PNEC との比は 0.1 よりも小さい値となる。

したがって、本物質については、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) 有機合成化学協会 (1985) : 有機化合物辞典 講談社サイエンティフィク : 397.
- 2) Verschueren, K. ed. (2009): Handbook of Environmental Data on Organic Chemicals, 5th Edition, New York, Chichester, Weinheim, Brisbane, Singapore, Toronto, John Wiley & Sons, Inc. (CD-ROM).
- 3) 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: 68.
- 4) 化学工業日報社 (2012) : 16112 の化学商品.
- 5) OECD High Production Volume Chemicals Program (2002): SIDS (Screening Information Data Set) Initial Assessment Report.
- 6) 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>, 2012.09.12 現在).
- 7) U.S. Environmental Protection Agency, AOPWIN™ v.1.92.
- 8) 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.
- 9) U.S. Environmental Protection Agency, AOPWIN™ v.1.91.
- 10) 通産省公報 (1980.12.25).
- 11) U.S. Environmental Protection Agency, PCKOCWIN™ v.2.00.
- 12) 経済産業省(2012) : 一般化学物質等の製造・輸入数量 (22 年度実績) について, (http://www.meti.go.jp/policy/chemical_management/kasinhou/information/H22jisseki-matome-ver2.html, 2012.3.30 現在).
- 13) 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
- 14) 経済産業省 (2003) : 化学物質の製造・輸入量に関する実態調査(平成 13 年度実績)の確報値, (http://www.meti.go.jp/policy/chemical_management/new_page/10/2.htm, 2005.10.2 現在).
- 15) 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)の確報値, (http://www.meti.go.jp/policy/chemical_management/kasinhou/jittaichousa/kakuhou18.html, 2007.4.6 現在).
- 16) 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) の確報値, (http://www.meti.go.jp/policy/chemical_management/kasinhou/kakuhou19.html, 2009.12.28 現在).
- 17) 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).

(2) ばく露評価

- 1) 経済産業省製造産業局化学物質管理課、環境省環境保健部環境安全課 (2012) : 平成 22 年度特定化学物質の環境への排出量の把握等及び管理の改善の促進に関する法律(化学物質排出把握管理促進法)第 11 条に基づき開示する個別事業所データ.
- 2) 経済産業省製造産業局化学物質管理課、環境省環境保健部環境安全課 (2012) : 届出外排出量の推計値の対象化学物質別集計結果 算出事項(対象業種・非対象業種・家庭・移動体)別の集計表 3-1 全国,
(http://www.meti.go.jp/policy/chemical_management/law/prtr/h22kohyo/shukeikekka_csv.htm, 2012.10.05 現在)..
- 3) (独)国立環境研究所 (2013) : 平成 24 年度化学物質環境リスク初期評価等実施業務報告書.
- 4) 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.
- 5) 環境省水環境部水環境管理課 (2001) : 平成 11 年度要調査項目測定結果.
- 6) 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.
- 7) 経済産業省(2012) : 経済産業省－低煙源工場拡散モデル (Ministry of Economy , Trade and Industry - Low rise Industrial Source dispersion Model) METI-LIS モデル ver.3.02.
- 8) 鈴木規之ら (2003) : 環境動態モデル用河道構造データベース. 国立環境研究所研究報告 第 179 号 R-179 (CD)-2003.

(3) 健康リスクの初期評価

- 1) Hart, E.R. (1976): Further mammalian toxicological evaluation of DIMP and DCPD. Contract No. DAMD17-75-C-5068. NTIS/ADA 058323.
- 2) Ivie, G.W. and D.D. Oehler (1980): Fate of dicyclopentadiene in a lactating cow. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 24: 662-670.
- 3) Sandmeyer, E.E. (1981): Alicyclic hydrocarbons. Cited in: Clayton, G.D. and F.E. Clayton eds. Patty's industrial hygiene and toxicology. 3rd ed. Vol 2B, John Wiley and Sons. New York. pp 3242-3243.
- 4) van Breemen, R.B., C.C. Fenselau, R.J. Cotter, A.J. Curtis and G. Connolly (1987): Derivatives of dicyclopentadiene in ground water. Biomed. Environ. Mass Spectrom. 14: 97-102.
- 5) US National Institute for Occupational Safety and Health, Registry of Toxic Effects of Chemical Substances (RTECS) Database. (2012.12.17 現在).
- 6) IPCS (2005): International Chemical Safety Cards. 0873. Dicyclopentadiene.
- 7) 佐藤元信, 岡宮英明, 古川文夫, 篠田和俊, 今沢孝喜, 豊田和弘, 高橋道人 (1990): F344 ラットにおける dicyclopentadiene の 28 日間反復投与毒性試験. 衛生試験所報告. 108: 71-77.
- 8) 化学物質点検推進連絡協議会 (1996): ジシクロペンタジエ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. 3: 33-43.

- 9) Hamamura, M., A. Hirose, E. Kamata, K. Katoku, E. Kuwasaki, T. Oshikata, Y. Nakahara, M. Ema and R. Hasegawa (2006): Semi-quantitative immunohistochemical analysis of male rat-specific α_{2u} -globulin accumulation for chemical toxicity evaluation. *J. Toxicol. Sci.* 31: 35-47.
- 10) Hart, E.R. (1980): Further mammalian toxicological evaluation of DIMP and DCPD. (Final report on Phase 2, Contract No. DAMD17-77-C-7003). NTIS/ADA082685.
- 11) Bevan, C., W.M. Snellings, D.E. Dodd and G.F. Egan (1992): Subchronic toxicity study of dicyclopentadiene vapor in rats. *Toxicol. Ind. Health.* 8: 353-367.
- 12) Dodd, D.E., L.C. Longo and D.L. Eisler (1982): Ninety-day vapor inhalation study on rats and mice. NTIS/OTS 0204864.
- 13) Kinkead E.R., U.C. Pozzani, D.L. Geary and C.P. Carpenter (1971): The mammalian toxicity of dicyclopentadiene. *Toxicol. Appl. Pharmacol.* 20: 552-561.
- 14) Gulati, D.K., L.K. Grimes, M. Smith, J. Heindel and B.A. Schwetz (1993): Range finding studies: Developmental toxicity of dicyclopentadiene when administered via gavage in New Zealand White rabbits. NTP-92-RF/DT-044. Cited in: Olefins Panel of American Chemistry Council (2005): Test plan for the resin oils cyclodiene dimer concentrates category.
- 15) Gulati, D.K., L.K. Grimes, M. Smith, J. Heindel and B.A. Schwetz (1993): Range finding studies: Developmental toxicity of dicyclopentadiene when administered via gavage in CD Sprague-Dawley rats. NTP-92-RF/DT-038. Cited in: Olefins Panel of American Chemistry Council (2005): Test plan for the resin oils cyclodiene dimer concentrates category.
- 16) Minamoto, K., M. Nagano, K. Yonemitsu and M. Futatsuka (2002): Allergic contact dermatitis from unsaturated polyester resin consisting of maleic anhydride, phthalic anhydride, ethylene glycol and dicyclopentadiene. *Contact Dermatitis.* 46: 62-63.
- 17) Litton Bionetics Inc. (1978): Final report, mutagenicity evaluation of AP 1273, dicyclopentadiene, in the ames *Salmonella*/microsome plate test. NTIS/OTS 0557786.
- 18) NTP (1982): Dicyclopentadiene. *Salmonella* Study Overview.
http://ntp-apps.niehs.nih.gov/ntp_tox/index.cfm. (2012.12.17 現在).
- 19) Zeiger, E., B. Anderson, S. Haworth, T. Lawlor, K. Mortelmans and W. Speck (1987): *Salmonella* mutagenicity tests: III. Results from the testing of 255 chemicals. *Environ. Mutagen.* 9(Suppl 9): 1-110.
- 20) Verspeek-Rip, C.M. (2000): Evaluation of the mutagenic activity of dicyclopentadiene resin grade in the *Salmonella typhimurium* reverse mutation assay and the *Escherichia coli* reverse mutation assay (Preincubation test) with independent repeat. Proj. #284265. Cited in: Olefins Panel of American Chemistry Council (2005): Test plan for the resin oils cyclodiene dimer concentrates category.
- 21) NTP (1982): Dicyclopentadiene. CHO Cell cytogenetics - chromosome aberrations.
http://ntp-apps.niehs.nih.gov/ntp_tox/index.cfm. (2012.12.17 現在).
- 22) 化学物質点検推進連絡協議会 (1996): ジシクロペンタジエ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.* 3: 45-48.

(4) 生態リスクの初期評価

1) U.S.EPA 「AQUIRE」

5965 : Bentley, R.E., G.A. LeBlanc, T.A. Hollister, and B.H. Sleight III(1976) : Acute Toxicity of Diisopropylmethyl Phosphonate and Dicyclopentadiene to Aquatic Organisms. Contract No.DAMD-17-75-C-5073 Final Report, U.S.Army Medical Res.Develop.Command, Washington, D.C. :98.

11258 : Yoshioka, Y., Y. Ose, and T. Sato(1985) : Testing for the Toxicity of Chemicals with *Tetrahymena pyriformis*. Sci.Total Environ. 43(1/2):149-157.

12513 : Yoshioka, Y., Y. Ose, and T. Sato(1986) : Correlation of the Five Test Methods to Assess Chemical Toxicity and Relation to Physical Properties. Ecotoxicol.Environ.Saf. 12(1):15-21.

18461 : Passino-Reader, D.R., J.P. Hickey, and L.M. Ogilvie(1997) : Toxicity to *Daphnia pulex* and QSAR Predictions for Polycyclic Hydrocarbons Representative for Great Lakes Contaminants. Bull.Environ.Contam.Toxicol. 59(5):834-840.

2) 環境庁(1994) : 平成 5 年度 生態影響試験

3) (独)国立環境研究所(2008) : 平成 19 年度化学物質環境リスク評価検討調査報告書

4) その他

2006071 : 山本研三 (1995) : 化学物質の生態影響調査 (3)ージシクロペンタジエン、チモール(5-メチル-2-(1-メチルエチル)-フェノール)、サリチルアルデヒド、1,1,2-トリクロロエタンおよびトリクロロイソシアヌール酸のミジンコによる急性遊泳阻害試験および繁殖阻害試験ー. 兵庫県立公害研究所研究報告. 27: 32-38.

2006072 : 山本研三(1995) : 化学物質の生態影響調査 (4)ージシクロペンタジエン、チモール(5-メチル-2-(1-メチルエチル)-フェノール)、1,1,2-トリクロロエタンのメダカによる魚類急性毒性試験ー. 兵庫県立公害研究所研究報告. 27: 39-42.

2012128 : 通商産業省(1980): ジシクロペンタジエン (試料 No. K-89) のコイにおける濃縮度試験.