

[5] シス-1,2-ジクロロエチレン

本物質は、第5次取りまとめ（2006年度）において生態リスク初期評価結果を公表した。今回、健康リスク初期評価の実施に併せて、新たな環境実測データ（水質）、環境への排出量と生態毒性に関する知見が得られたため、生態リスクについても改めて初期評価を行った。

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：シス-1,2-ジクロロエチレン

（別の呼称：1,2-DCE、*cis*-1,2-DCE）

CAS 番号：156-59-2

化審法官報公示整理番号：2-103（ジクロロエチレン）

化管法管理番号：632（1,2-ジクロロエチレン）

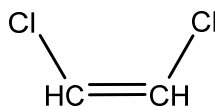
RTECS 番号：KV9420000

分子式：C₂H₂Cl₂

分子量：96.94

換算係数：1 ppm = 3.96 mg/m³（気体、25°C）

構造式：



(2) 物理化学的性状

本物質は常温で無色透明の液体で揮発性物質である¹⁾。

融点	-80.0°C ²⁾ 、-81.5°C ³⁾ 、-80.1°C ⁴⁾
沸点	60°C (101 kPa) ^{2),3)} 、60.2°C ⁴⁾
密度	1.2837 g/cm ³ (20°C) ²⁾
蒸気圧	2.68 × 10 ⁴ Pa (25°C) ²⁾ 、2.40 × 10 ⁴ Pa (20°C) ³⁾
分配係数（1-オクタノール/水）（log Kow）	1.86 (pH 不明) ^{2),3),4),5)} 、 1.83 (pH= 6.5(平均)、24°C、精製水) ⁶⁾
解離定数（pKa）	
水溶性（水溶解度）	6.4 × 10 ³ mg/1,000g (25°C) ²⁾ 、 3.5 × 10 ³ mg/L (25°C) ^{3),4),7)}

(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%

（試験期間：4週間、被験物質濃度：2.62及び6.43 mg/L、活性汚泥濃度：1滴/L（都市下水処理場返送）、試験法：OECD TG 301D）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： $2.6 \times 10^{-12} \text{ cm}^3/(\text{分子} \cdot \text{sec})$ (測定値)⁹⁾

半減期：2 ～ 20 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、一日を 12 時間として推定)

オゾンとの反応性 (大気中)

反応速度定数： $3.6 \times 10^{-20} \text{ cm}^3/(\text{分子} \cdot \text{sec})$ (測定値)⁹⁾

半減期：0.2 ～ 1.2 年 (オゾン濃度を $3 \times 10^{12} \sim 5 \times 10^{11} \text{ 分子/cm}^3$ ¹⁰⁾と仮定し推定)

硝酸ラジカルとの反応性 (大気中)

反応速度定数： $1.4 \times 10^{-16} \text{ cm}^3/(\text{分子} \cdot \text{sec})$ (測定値)⁹⁾

半減期：240 日 (硝酸ラジカル濃度を $2.4 \times 10^8 \text{ 分子/cm}^3$ ¹¹⁾と仮定し推定)

加水分解性

分解性スクリーニング試験の結果、5 日後の残存率は 75% (初期濃度：2.5 $\mu\text{g/mL}$ 、pH = 7)

(備考：残存率の低下は主に試験容器からの揮散に起因していると推定される。)¹²⁾

生物濃縮性 (蓄積性がない又は低いと判断される化学物質¹³⁾)

土壌吸着性

土壌吸着定数(Koc)：40 (KOCWIN¹⁴⁾により推定)

(4) 製造輸入量及び用途

① 製造輸入量等

ジクロロエチレンの化審法に基づき公表された一般化学物質としての製造・輸入数量の推移を表 1.1 に示す¹⁵⁾。

表 1.1 ジクロロエチレンの製造・輸入数量の推移

年度	2012	2013	2014	2015	2016
製造・輸入数量(t) ^{a, b)}	3,000	X ^{c)}	X ^{c)}	2,000	2,000
年度	2017	2018	2019	2020	2021
製造・輸入数量(t) ^{a, b)}	3,000	3,000	3,000	3,000	4,000

注：a) 異性体を含む値を示す。

b) 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を示す。

c) 届出事業者が 2 社以下のため、製造・輸入数量は公表されていない。

② 用途

本物質（シス-1,2-ジクロロエチレン）は、1,1-ジクロロエチレンあるいはクロロエチレン製造時の副生成物、他の物質の環境中などでの分解物として生成される¹⁾。かつては染料や香料、熱可塑性の合成樹脂などを製造する際の溶剤、他の塩素系溶剤の原料として使われていたが、現在の用途はないと考えられる¹⁾。

(5) 環境施策上の位置付け

本物質は2023年（令和5年）4月1日に施行された化学物質排出把握管理促進法（化管法）対象物質見直しにより指定化学物質の範囲が拡大した1,2-ジクロロエチレンとして第一種指定化学物質（管理番号：632、政令番号：183）に指定されている。

本物質は、有害大気汚染物質に該当する可能性がある物質に選定されている。

本物質は、環境基準（水質）、水質汚濁防止法に基づく排水基準（健康項目）が設定されている。

本物質及びトランス-1,2-ジクロロエチレンは水道水質基準及び環境基準（土壌、地下水）が設定されている。

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：379）に指定されていた。

2. 曝露評価

環境リスクの初期評価のため、我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曝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、2021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（2021 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	195	5,140	0	0	0	82,400	-	-	-	-	5,335	-	5,335

業種等別排出量(割合)								総排出量の構成比(%)	
下水道業	0	4,588	0	0	0	0	0.1		
		(89.3%)					(0.0001%)		
パルプ・紙・紙加工品製造業	0	220	0	0	0	0	0		
		(4.3%)							
化学工業	195	20	0	0	0	82,400			
	(100%)	(0.4%)				(100.0%)			
一般廃棄物処理業（ごみ処分量に限る。）	0	162	0	0	0	0			
		(3.1%)							
非鉄金属製造業	0	79	0	0	0	0			
		(1.5%)							
産業廃棄物処分量	0	68	0	0	0	0			
		(1.3%)							
金属鉱業	0	3	0	0	0	0			
		(0.05%)							

総排出量の構成比(%)	
届出	100%
届出外	-

本物質の2021年度における環境中への総排出量は約5.3tとなり、すべて届出排出量であった。届出排出量のうち約0.20tが大気、約5.1tが公共用水域へ排出されるとしており、公共用水域への排出量が多い。この他に廃棄物への移動量が約82tであった。届出排出量の主な排出源は、大気へはすべて化学工業であり、公共用水域への排出が多い業種は下水道業（89%）であった。

しかし、特別要件施設（金属鉱業、一般廃棄物処分量、産業廃棄物処分量、下水道業、等）の排出量は定量下限値をもとに排出量を算出している場合があるため、過剰評価している場合があることに留意する必要がある。

本物質の化管法に基づき公表された排出量及び移動量の推移を表2.2に示す¹⁾。

表 2.2 化管法に基づく排出量及び移動量（PRTR データ）の推移

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			
2021	195	5,140	0	0	0	82,400	-	-	-	-	5,335	-	5,335
2020	213	4,421	0	0	0	232,000	-	-	-	-	4,634	-	4,634
2019	310	4,673	0	0	0	162,200	-	-	-	-	4,983	-	4,983
2018	187	4,220	0	0	0	270,920	-	-	-	-	4,407	-	4,407
2017	145	4,529	0	0	0	260,710	-	-	-	-	4,674	-	4,674
2016	219	4,897	0	0	0	161,300	-	-	-	-	5,116	-	5,116
2015	201	4,802	0	0	0	140,470	-	-	-	-	5,003	-	5,003
2014	187	4,155	0	0.1	0	94,370	-	-	-	-	4,342	-	4,342
2013	174	3,970	0	0.1	0	151,200	-	-	-	-	4,145	-	4,145
2012	185	3,870	0	0.1	0	78,200	-	-	-	-	4,055	-	4,055

(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は、環境中への推定排出量を基に 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、2021 年度に環境中及び公共用水域への排出量が最大であった石川県（公共用水域への排出量 0.55 t）、大気への排出量が最大であった千葉県（大気への排出量 0.14 t、公共用水域への排出量 0.014 t）とした。予測結果を表 2.3 に示す。

表 2.3 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
	石川県	千葉県	石川県
大気	41.7	94.2	41.7
水域	57.9	5.6	57.9
土壌	0.0	0.1	0.0
底質	0.3	0.0	0.3

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 2.4.1、表 2.4.2 に示す。

表 2.4.1 各媒体中の存在状況（国による調査結果）

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	—	—	(0.0014) ^{c)}	(0.011) ^{c)}	— ^{d)}	0/13	全国	2013	4)
		—	—	(0.0031) ^{c)}	(0.011) ^{c)}	— ^{d)}	0/13	全国	2012	5)

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	
室内空気	μg/m ³									
食物	μg/g									
飲料水	μg/L	<40	<40	<1	17 ^{㉑)}	1~40	70/5134	全国	2008	6)
		<40	<40	<1	15 ^{㉑)}	1~40	170/5469	全国	2007	7)
		<40	<40	<1	17 ^{㉑)}	1~40	162/5287	全国	2006	8)
		<10	<10	<1	13	1~10	140/5045	全国	2005	9)
		<40	<40	<1	12 ^{㉑)}	1~40	192/5249	全国	2004	10)
		<40	<40	<1	21 ^{㉑)}	1~40	149/5546	全国	2003	11)
		<40	<40	<1	16 ^{㉑)}	1~40	162/5380	全国	2002	12)
		<40	<40	<1	24 ^{㉑)}	1~40	95/5401	全国	2001	13)
		<40	<40	<1	32 ^{㉑)}	1~40	69/5255	全国	2000	14)
地下水	μg/L	<4	<4	<0.1	170	0.1~4	89/1826	全国	2021	15) ^{e)}
		<4	<4	<0.1	220	0.1~4	28/1871	全国	2020	16) ^{e)}
		<4	<4	<0.1	83	0.1~4	35/1869	全国	2019	17) ^{e)}
		<4	<4	<0.2	37	0.2~4	40/1925	全国	2018	18) ^{e)}
		<4	<4	<0.2	25	0.2~4	31/1971	全国	2017	19) ^{e)}
		<4	<4	<0.2	52	0.2~4	31/1998	全国	2016	20) ^{e)}
		<4	<4	<0.2	74	0.2~4	32/2059	全国	2015	21) ^{e)}
		<4	<4	<0.2	27	0.2~4	21/2087	全国	2014	22) ^{e)}
		<4	<4	<0.1	550	0.1~4	23/2395	全国	2013	23) ^{e)}
		<4	<4	<0.2	50	0.2~4	28/2304	全国	2012	24) ^{e)}
土壌	μg/g									
公共用水域・淡水	μg/L	<4	<4	<0.1	6	0.1~4	7/2815	全国	2021	25)
		<4	<4	<0.1	2.3 ^{㉑)}	0.1~4	10/2815	全国	2020	26)
		≦4	<4	<0.1	8.5	0.1~4	10/2801	全国	2019	27)
		<4	<4	<0.1	3.6 ^{㉑)}	0.1~4	5/2805	全国	2018	28)
		<4	<4	<0.1	4.6	0.1~4	12/2887	全国	2017	29)
		<4	<4	<0.1	3.8 ^{㉑)}	0.1~4	7/2884	全国	2016	30)
		<4	<4	<0.1	5.1	0.1~4	7/2861	全国	2015	31)
		<4	<4	<0.1	4.1	0.1~4	5/2879	全国	2014	32)
		<4	<4	<0.1	4.6	0.1~4	6/2914	全国	2013	33)
		<4	<4	<0.1	4	0.1~4	9/2896	全国	2012	34)
公共用水域・海水	μg/L	≦4	<4	<0.2	≦4	0.2~4	0/532	全国	2021	25)
		<4	<4	<0.2	<4	0.2~4	0/540	全国	2020	26)
		<4	<4	<0.2	<4	0.2~4	0/534	全国	2019	27)
		<4	<4	<0.2	<4	0.2~4	0/542	全国	2018	28)
		<4	<4	<0.2	<4	0.2~4	0/567	全国	2017	29)
		<4	<4	<0.2	<4	0.2~4	0/555	全国	2016	30)
		<4	<4	<0.2	<4	0.2~4	0/566	全国	2015	31)
		<4	<4	<0.2	<4	0.2~4	0/546	全国	2014	32)
		<22	<22	<0.2	<22	0.2~22	0/562	全国	2013	33)

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
	<4	<4	<0.2	<4	0.2~4	0/554	全国	2012	34)
底質(公共用水域・淡水) $\mu\text{g/g}$	<0.0002	<0.0002	<0.0002	<0.0002	0.0002	0/10	全国	1987	35)
底質(公共用水域・海水) $\mu\text{g/g}$	<0.0002	<0.0002	<0.0002	<0.0002	0.0002	0/13	全国	1987	35)
魚類(公共用水域・淡水) $\mu\text{g/g}$									
魚類(公共用水域・海水) $\mu\text{g/g}$									
貝類(公共用水域・淡水) $\mu\text{g/g}$									
貝類(公共用水域・海水) $\mu\text{g/g}$									

注：a) 最大値又は幾何平均値の欄の太字で示した数字は、曝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) 検出下限値未満のデータには検出下限値に 1/2 を乗じて得られた値を用いて調査地点の算術平均値を算出しているため、算出した算術平均値が検出下限値より小さな値となることがある。その様な場合には括弧書きで公表されている。

d) 公表されていない

e) 報告されたシス-1,2-ジクロロエチレン濃度の集計結果

f) 最大濃度を上回る下限値による不検出データが報告されているため、最大濃度よりも高濃度の地点が存在する可能性がある。

表2.4.2 各媒体中の存在状況（国以外の調査結果）

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	測定年度	文献
一般環境大気 $\mu\text{g/m}^3$	—	—	(0.0065) ^{a)}	(0.0070) ^{a)}	— ^{b)}	0/5	川崎市	2021	36)
	—	—	(0.005) ^{a)}	(0.005) ^{a)}	— ^{b)}	0/5	川崎市	2020	37)
	—	—	(0.0033) ^{a)}	(0.0033) ^{a)}	— ^{b)}	0/5	川崎市	2019	38)
	—	—	(0.0041) ^{a)}	(0.0041) ^{a)}	— ^{b)}	0/5	川崎市	2018	39)
	—	—	(0.0047) ^{a)}	(0.0047) ^{a)}	— ^{b)}	0/5	川崎市	2017	40)
	—	—	(0.020) ^{a)}	(0.021) ^{a)}	— ^{b)}	0/5	川崎市	2016	41)
	—	—	(0.013) ^{a)}	(0.014) ^{a)}	— ^{b)}	0/5	川崎市	2015	42)
	—	—	(0.013) ^{a)}	(0.014) ^{a)}	— ^{b)}	0/5	川崎市	2014	43)
			(0.030) ^{a)}	(0.030) ^{a)}	— ^{b)}	0/5	川崎市	2013	44)
室内空気 $\mu\text{g/m}^3$									
食物 $\mu\text{g/g}$									
飲料水 $\mu\text{g/L}$									
地下水 $\mu\text{g/L}$									
土壌 $\mu\text{g/g}$									
公共用水域・淡水 $\mu\text{g/L}$	<0.2	<0.2	<0.2	0.3	0.2	1/45	栃木県	2005	45)

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	測定年度	文献
公共用水域・海水 $\mu\text{g/L}$									
底質(公共用水域・淡水) $\mu\text{g/g}$	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	0.01	0/10	高知県	2021	46)
	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	0.01	0/10	高知県	2020	47)
	<0.01	<0.01	<0.008	<0.01	0.008~ 0.01	0/10	高知県	2019	48)
	<0.01	<0.01	<0.008	<0.01	0.008~ 0.01	0/10	高知県	2018	49)
	<0.008	<0.008	<0.008	<0.008	0.008	0/10	高知県	2017	50)
	<0.01	<0.01	<0.008	<0.01	0.008~ 0.01	0/10	高知県	2016	51)
	<0.008	<0.008	<0.008	<0.008	0.008	0/10	高知県	2015	52)
	<0.008	<0.008	<0.008	<0.008	0.008	0/10	高知県	2014	53)
	<0.008	<0.008	<0.008	<0.008	0.008	0/10	高知県	2013	54)
底質(公共用水域・海水) $\mu\text{g/g}$									
魚類(公共用水域・淡水) $\mu\text{g/g}$									
魚類(公共用水域・海水) $\mu\text{g/g}$									
貝類(公共用水域・淡水) $\mu\text{g/g}$									
貝類(公共用水域・海水) $\mu\text{g/g}$									

注：a) 検出下限値未満のデータには検出下限値に1/2を乗じて得られた値を用いて調査地点の算術平均値を算出しているため、算出した算術平均値が検出下限値より小さな値となることがある。その様な場合には括弧書きで示した。
b) 公表されていない。

(4) 人に対する曝露量の推定（一日曝露量の予測最大量）

本物質については、吸入曝露による健康リスクの初期評価を行うため、一般環境大気の実測値を用いて、人に対する曝露の推定を行った（表 2.5）。化学物質の人による一日曝露量の算出に際しては、人の一日の呼吸量を 15 m^3 、体重を 50 kg と仮定している。

表 2.5 各媒体中の濃度と一日曝露量

	媒体	濃度	一日曝露量
平均	大気		
	一般環境大気 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	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 室内空気	各月の最大検出下限値未満の値であるが年平均値として $0.011 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 程度 が報告されている(2013) データは得られなかった	各月の最大検出下限値未満の値であるが年平均値として $0.0033 \mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ 程度が報告されている データは得られなかった

注：太字の数値は、リスク評価に用いた曝露濃度（曝露量）を示す。

吸入曝露については、表 2.5 に示すとおり、一般環境大気の実測データから各月の最大検出下限値未満の値であるが年平均値として最大 $0.011 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 程度が報告されている。

一方、化管法に基づく 2021 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⁵⁵⁾を用いて推定した大気中濃度の年平均値は、最大で $0.026 \mu\text{g}/\text{m}^3$ となった。

(5) 水生生物に対する曝露の推定（水質に係る予測環境中濃度：PEC）

本物質の水生生物に対する曝露の推定の観点から、水質中濃度を表 2.6 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）を設定すると、公共用水域の淡水域は $8.5 \mu\text{g}/\text{L}$ 、同海水域では $4 \mu\text{g}/\text{L}$ 未満となった。

化管法に基づく 2021 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⁵⁶⁾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 $4.3 \mu\text{g}/\text{L}$ となった。

表 2.6 公共用水域濃度

水 域	平 均	最 大 値
淡 水	$4 \mu\text{g}/\text{L}$ 未満 (2019)	$8.5 \mu\text{g}/\text{L}$ (2019)
海 水	$4 \mu\text{g}/\text{L}$ 未満 (2021)	$4 \mu\text{g}/\text{L}$ 未満 (2021)

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。本物質 (*cis* 体) の異性体 (*trans* 体) については、第4巻で健康リスク評価を実施している。

本物質 (*cis* 体) については、既に公共用水域及び地下水の水質汚濁に係る環境基準が設定されていることから、経口曝露の初期評価については対象外とし、吸入曝露経路について評価を行うこととした。しかしながら、吸入曝露経路による本物質 (*cis* 体) の一般毒性等の知見が得られなかったため、ここでは本物質 (*cis* 体) と *trans* 体の混合物の毒性知見を使用した評価、並びに本物質 (*cis* 体) の経口曝露経路の毒性知見の経路間外挿による評価を行った。

(1) 体内動態、代謝

CO₂ 吸収用のソーダ石灰を入れた密閉式ガラスチャンバーで約 550 ppm の本物質をラット 3 匹に曝露した実験では、チャンバー内の本物質の減衰曲線から、気中の本物質は約 2 時間で生体 (血液、組織) との間で平衡に達したと見積もられた。同様にして実施した *trans* 体の実験では、約 1.5 時間で平衡に達したと見積もられた¹⁾。この他には、ヒト及び実験動物での吸収や体内分布、排泄に関する情報は得られなかったが、本物質や *trans* 体の物性 (低分子量、親油性) 及び異性体の 1,1-ジクロロエチレン (1,1-DCE) の知見から、吸入の場合には 35~50%、経口摂取の場合にはほぼ 100% が体内に吸収されると考えられている²⁾。

本物質及び *trans* 体はチトクローム P-450 の酸化作用を受けてエポキシド中間体 (ジクロロエチレンオキサシド) となり、モノクロロ酢酸クロライドを経てモノクロロ酢酸へと代謝される経路、エポキシド中間体からジクロロアセトアルデヒドとなり、2,2-ジクロロエタノールあるいはジクロロ酢酸へと代謝される経路が推定されており、モノクロロ酢酸あるいはジクロロアセトアルデヒドへの代謝は非酵素的反応によると考えられている^{3,4,5)}。ラットの肝臓を摘出・灌流した実験では、本物質の主要代謝物として 2,2-ジクロロエタノール、少量代謝物としてジクロロ酢酸が検出されたが、*trans* 体ではこれらの代謝物は少量であり、本物質の取込速度が *trans* 体の約 4 倍速かったことが相違の原因の 1 つと考えられた⁶⁾。また、ラットの肝ミクロソームを用いた本物質及び *trans* 体の *in vitro* 実験では、代謝物としてジクロロアセトアルデヒド、2,2-ジクロロエタノール、ジクロロ酢酸が検出されたが、これらの総量は本物質の方が *trans* 体よりも約 4 倍多かった⁴⁾。

上述したように、本物質及び *trans* 体の代謝は P-450 によるエポキシド化で始まるが、代謝の過程で産出された中間体による P-450 及びそのヘム (heme) の減少がラットの肝ミクロソームを用いた *in vitro* 実験で認められており⁴⁾、その後、ラットの *in vitro*、*in vivo* 実験で P-450IIIE1 が代謝に関与していると考えられること、P-450IIIE1 が選択的に阻害されて不活性化されること、*trans* 体の方が本物質よりも阻害作用が強いことなどが確認されている⁷⁾。なお、P-450IIIE1 の阻害作用は塩化エチレン類の中でもこれら 2 物質に特異的で、塩化ビニルモノマーや 1,1-DCE、トリクロロエチレン、テトラクロロエチレンの *in vivo* 実験ではみられていない⁷⁾。

(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⁸⁾

動物種	経路	致死量、中毒量等	
ラット	吸入	LC ₅₀	13,700 ppm (54,250 mg/m ³)
マウス	吸入	LCLo	65,000 mg/m ³ (2hr)
ネコ	吸入	LCLo	20,000 mg/m ³ (6hr)

注：() 内の時間は曝露時間を示す。

本物質及び *trans* 体の混合物は眼及び気道を刺激し、高濃度で中枢神経系に影響を与えて意識低下を生じることがある。吸入すると咳、咽頭痛、めまい、吐き気、嗜眠、脱力感、意識喪失、嘔吐を生じ、経口摂取するとこれらの症状の他に腹痛を生じる。皮膚に付くと皮膚乾燥を生じ、眼に入ると充血、痛みを生じる⁹⁾。

② 中・長期毒性

ア) 本物質及び *trans* 体の混合物（本物質は約 60%）を用いて 0、500、1,000 ppm を雌雄のラット（12～35 匹/群）に 6 ヶ月間（7 時間/日、5 日/週）吸入させた試験では、各群の一般状態や生存率、行動、体重、血液、血液生化学への影響はなかった。しかし、500 ppm 以上の群の雌で肝臓相対重量、500 ppm 以上の群の雄及び 1,000 ppm 群の雌で腎臓相対重量の有意な増加を認めた¹⁰⁾。この結果から、LOAEL を 500 ppm（曝露状況で補正：104 ppm (412 mg/m³））とする。

イ) 本物質を経口投与した知見として、以下を示す。

Sprague-Dawley ラット雌雄各 10 匹を 1 群とし、0、32、97、291、872 mg/kg/day の本物質を 90 日間強制経口投与した結果、872 mg/kg/day 群の雄で体重増加の有意な抑制を認めた。97 mg/kg/day 以上の群の雄及び 291 mg/kg/day 以上の群の雌でヘマトクリット値の減少、291 mg/kg/day 以上の群の雄及び 291 mg/kg/day 群の雌でヘモグロビンの減少、291 mg/kg/day 群の雌で赤血球数の減少、872 mg/kg/day 群の雄で血液尿素窒素、クレアチニンの減少に有意差を認めた。なお、雄では曝露群で赤血球数への影響はなかった。また、32 mg/kg/day 以上の群の雄で腎臓相対重量、97 mg/kg/day 以上の群の雌雄で肝臓相対重量、872 mg/kg/day 群の雌で胸腺相対重量の増加に有意差を認め、有意差はなかったものの、雌でも腎臓相対重量は 97 mg/kg/day 以上の群で増加がみられた。一方、病理組織学的検査では異常はなかった^{11, 12)}。この結果から、本物質の LOAEL を 32 mg/kg/day とする。なお、これを吸収率 100%と仮定して吸入換算すると 110 mg/m³となる。

ウ) 参考までに *trans* 体の反復吸入曝露の実験結果を示す。

Wistar ラット雌 6 匹を 1 群とし、0、790 mg/m³ の *trans* 体を 8 週間、16 週間（8 時間/日、5 日/週）吸入させた結果、790 mg/m³ の 8 週間曝露では 3 匹の肝小葉で軽度の脂肪変性、クッパー細胞で重度の脂肪変性を認め、16 週間の曝露では 2 匹に軽度、3 匹に重度の肝小葉の脂肪変性、5 匹のクッパー細胞で軽度な脂肪変性を認めた。また、790 mg/m³ の 8、16 週

間曝露で全数の肺に充血、肺胞中隔の拡張がみられ、このうち各 3 匹では重度の肺浸潤もみられたが、その他の臓器では組織に異常はなく、中枢神経系の抑制もみられなかった¹³⁾。この結果から、*trans* 体の LOAEL を 790 mg/m^3 (曝露状況で補正 : 190 mg/m^3) とする。

エ) 参考までに *trans* 体の反復吸入曝露の実験結果を示す。

Sprague-Dawley ラット雌雄各 15 匹を 1 群とし、0、200、1,000、4,000 ppm の *trans* 体を 90 日間 (6 時間/日、5 日/週) 吸入させた亜慢性吸入毒性試験 (OECD TG413 準拠) の結果、各群の一般状態や生存率、体重、眼、血液、血液生化学、尿、臓器重量、剖検所見、病理組織学的所見に影響はなかった。また、0、4,000 ppm を 5 匹/群に 90 日間同様に曝露して実施した肝臓の BrdU の取り込みによる細胞増殖活性の検査でも有意な変化はなかった。しかし、4,000 ppm 群の雄では 45 日後及び 90 日後の血液検査でリンパ球数の有意な低下がみられ、白血球数は 45 日後に有意に低く、90 日後も有意差はなかったものの同程度の低下であった¹⁴⁾。この結果から、*trans* 体の NOAEL を雄で 1,000 ppm (曝露状況で補正 : 179 ppm (709 mg/m^3))、雌で 4,000 ppm (曝露状況で補正 : 714 ppm ($2,830 \text{ mg/m}^3$)) 以上とする。

オ) 1,2-ジクロロエチレン (*cis* 体及び *trans* 体) の人の健康の保護に関する水質環境基準の設定根拠となった *trans* 体の経口投与の実験結果を参考までに示す。

CD-1 マウス雌雄各 140 匹を 1 群とし、*trans* 体を飲水に添加して雄に 0、17、175、387 mg/kg/day、雌に 0、23、224、452 mg/kg/day を 90 日間投与した結果、雄の 175 mg/kg/day 以上の群で ALP の有意な増加、387 mg/kg/day 群の肝臓でグルタチオン濃度の有意な低下を認めた。雌では 224 mg/kg/day 以上の群で胸腺相対重量、ALT 及び AST の有意な減少、452 mg/kg/day 群で肺相対重量の減少を認めた。また、雄の 17 mg/kg/day 以上の群及び雌の 23 mg/kg/day 以上の群で血糖値の有意な増加、雌の 23 mg/kg/day 以上の群でアニリン水酸化酵素活性の有意な低下を認めたが、ヘキサバルビタールによる麻酔作用への影響はなかった。血糖値の増加については、低用量群と高用量群で投与量に 20 倍以上の差があるにもかかわらず、これらの群でほとんど血糖値の差はなく、用量依存性もなかったことから、本物質による影響とは考えられず、アニリン水酸化酵素活性の低下についても毒性学的な意義については不明であった¹⁵⁾。この結果から、*trans* 体の NOAEL を 17 mg/kg/day とする。

③ 生殖・発生毒性

ア) 本物質を反復吸入曝露した生殖・発生毒性の実験結果は得られなかったため、参考までに本物質及び *trans* 体の混合物の実験結果を示す。

本物質及び *trans* 体の混合物 (組成は不明) を餌に添加し、CD-1 マウス雌 12 匹を 1 群とし、0、97、505、979、2,087、2,918 mg/kg/day を妊娠 6 日から妊娠 16 日まで投与した用量設定のための予備試験¹⁶⁾、Sprague-Dawley ラット雌 (10 匹/群) に 0、135、672、1,228、1,966、2,704 mg/kg/day を妊娠 6 日から妊娠 16 日まで投与した用量設定のための予備試験¹⁷⁾ では、母ラット及び胎仔に影響はなかった。このため、0、3,134、5,778、6,906 mg/kg/day に増量して同様に雌ラットに投与した試験では、5,778 mg/kg/day 以上の群で体重増加の有意な抑制を認めたが、妊娠成績や胎仔の体重などに影響はなかった¹⁸⁾。

イ) 本物質を反復吸入曝露した生殖・発生毒性の実験結果は得られなかったため、参考までに *trans* 体の実験結果を示す。

Sprague-Dawley ラット雌 24 匹を 1 群とし、0、7,900、23,800、47,600 mg/m³ の *trans* 体を妊娠 7 日から妊娠 16 日まで吸入 (6 時間/日) させた結果、母ラットでは 7,900 mg/m³ 以上の群で眼の刺激 (流涙、眼周囲の汚れ)、鼻周囲の汚れ、23,800 mg/m³ 以上の群で摂餌量の有意な減少、脱毛、47,600 mg/m³ 群で体重増加の有意な抑制、流涎、傾眠を認めた。また、23,800 mg/m³ 以上の群で吸収胚の発生率に有意な増加を認めたが、過去に同系統のラットの対照群でみられた発生率の範囲内に収まるもので、投与に関連した影響ではないと考えられた。胎仔では 47,600 mg/m³ 群で雌雄の平均体重及び雌の平均体重が有意に低く、有意差はなかったものの、水頭症の発生率に増加がみられた¹⁹⁾。この結果から、*trans* 体の LOAEL を母ラットで 7,900 mg/m³ (曝露状況で補正: 2,000 mg/m³)、胎仔で NOAEL を 23,800 mg/m³ (曝露状況で補正: 6,000 mg/m³) とする。

④ ヒトへの影響

ア) 本物質には麻酔作用があり、少なくとも 2,000 症例で本物質 (*trans* 体を含む) とエーテルを組み合わせた麻酔剤が使用されていた²⁰⁾。

イ) ボランティアに *trans* 体を短時間曝露させた実験では、3,300 mg/m³ では 15 分間の曝露で中程度の眩暈が生じ、3,800~4,800 mg/m³ では 5~10 分間の曝露で眩暈、中程度の目の灼熱感を生じた。6,800~8,800 mg/m³ といったより高濃度では眩暈、目の灼熱感、吐き気が曝露終了後も 30 分間持続した²¹⁾。

ウ) 液体は刺激物として働き、皮膚炎や粘膜の炎症を起こすことが報告されている²²⁾。

エ) 産業中毒に関しては、狭い囲いの中で本物質を吸入したことによる死亡が 1 件報告されているが²¹⁾、曝露濃度や時間、毒性症状、本物質の異性体組成については報告されていない。

(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	—

	機 関 (年)	分 類
USA	EPA (2010)	ヒトに対する発がん性の評価を行うにはデータが不十分
	ACGIH	—
	NTP	—
日本	日本産業衛生学会	—
ドイツ	DFG	—

② 遺伝子傷害性に関する知見

ア) *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^{23~27)}、大腸菌^{23, 28)}、酵母²⁹⁾ で遺伝子突然変異を誘発しなかったが、S9 無添加の酵母で誘発した報告³⁰⁾ もあった。また、S9 添加の有無にかかわらず大腸菌で DNA 傷害を誘発しなかった³¹⁾。S9 添加の有無にかかわらずチャイニーズハムスター肺細胞 (CHL) で姉妹染色分体交換を誘発しなかったが³²⁾、チャイニーズハムスター卵巣細胞 (CHO) では S9 無添加で姉妹染色分体交換を誘発し、S9 添加では曖昧な結果であった²⁷⁾。S9 添加の有無にかかわらずチャイニーズハムスター肺細胞 (CHL)^{32, 33)}、チャイニーズハムスター卵巣細胞 (CHO)²⁷⁾ で染色体異常を誘発しなかったが、S9 無添加のラット肝細胞 (初代培養) で不定期 DNA 合成を誘発した⁵⁾。

イ) *in vivo* 試験系では、腹腔内投与したマウス宿主経路法のネズミチフス菌で遺伝子突然変異を誘発しなかったが³⁴⁾、経口投与したマウス宿主経路法の酵母で遺伝子突然変異を誘発した³⁰⁾。腹腔内投与したマウスの骨髄細胞で姉妹染色分体交換²⁷⁾、染色体異常²⁷⁾ を誘発しなかった。なお、腹腔内投与したマウスの骨髄細胞で染色体異常を誘発した報告³⁴⁾ もあったが、講演概要集のみの情報であった。

③ 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。

④ 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。

吸入曝露について、中・長期毒性ア) に示した本物質 (*cis* 体) 及び *trans* 体の混合物 (本物質は約 60%) をラットに吸入させた試験から得られた LOAEL 500 ppm (雌の肝臓相対重量、

雄の腎臓相対重量の増加)を曝露状況で補正して104 ppmとし、LOAELであることから10で除し、さらに慢性曝露への補正が必要なことから10で除した1.04 ppm (4.1 mg/m³)を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。

なお、本物質 (cis 体) 及び trans 体の毒性の差異を経口曝露の試験結果から比較すると、次のようになる。

- a 中・長期毒性イ) に示した本物質 (cis 体) のラットの試験から得られた LOAEL 32 mg/kg/day を LOAEL であることから10で除し、NOAEL 相当量を 3.2 mg/kg/day と推定する。
- b 中・長期毒性オ) に示した trans 体のマウスの試験から得られた NOAEL は 17 mg/kg/day である。

これらの知見から両異性体の NOAEL の差異は大きいものではないと推定され、両者の間で毒性は著しく異ならないと考えられる。このことから、上記のように、本物質 (cis 体) 及び trans 体の混合物をラットに吸入させた試験結果 (中・長期毒性ア)) から無毒性量等を設定し、本物質 (cis 体) の初期評価を行うことは妥当と判断する。

また、本物質 (cis 体) 単独の毒性の知見としては、中・長期毒性イ) のラットの経口投与試験結果のみが報告されている。参考として、この試験から得られた LOAEL 32 mg/kg/day (腎臓の相対重量増加) を LOAEL であることから10で除し、慢性曝露への補正が必要なことから10で除して経口曝露経路の無毒性量等に相当する 0.32 mg/kg/day を求め、これを吸収率100%と仮定して吸入換算した 1.1 mg/m³ を用いた健康リスクの判定も行うこととする。

② 健康リスクの初期評価結果

ア) 吸入曝露

【予測最大曝露濃度に基づく Margin of Exposure (MOE) 等による健康リスクの判定】

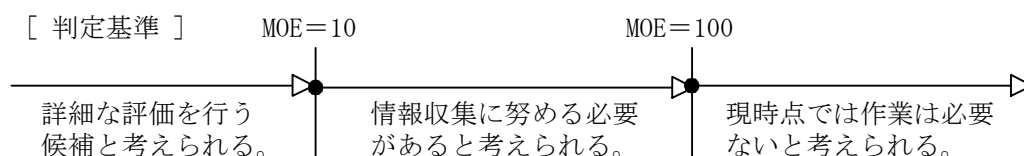
吸入曝露については、一般環境大気中の濃度についてみると、実測データとして各月の最大検出下限値未満の値であるが、年平均値として最大 0.011 µg/m³ 程度の報告があった。中・長期毒性ア) の本物質及び trans 体の混合物のラット吸入曝露試験結果に基づく無毒性量等 4.1 mg/m³ と予測最大濃度から、動物実験結果より設定された知見であるために10で除して算出した MOE は 37,000 となる。

このため、健康リスクの判定としては、現時点では作業は必要ないと考えられる。

表 3.3 吸入曝露による健康リスク (MOE の算定)

曝露経路・媒体		平均曝露濃度	予測最大曝露濃度	無毒性量等	MOE
吸入	環境大気	—	0.011 µg/m ³ 程度*	4.1 mg/m ³ ラット	37,000
	室内空気	—	—		—

注：*印は、検出下限値未満の値 (13 件) であるが、年平均値として報告のあった最大値を示す。



【総合的な判定】

参考として、中・長期毒性イ) の本物質のラット経口投与試験結果に基づく経口曝露の無毒性量等に相当する 0.32 mg/kg/day を吸収率 100%と仮定して吸入換算した 1.1 mg/m³ と一般環境大気中の予測最大曝露濃度 0.011 µg/m³ 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 10,000 となる。また、化管法に基づく 2021 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 0.026 µg/m³ であり、参考としてこれと中・長期毒性ア) の本物質及び *trans* 体の混合物のラット吸入曝露試験結果に基づく無毒性量等、及び中・長期毒性イ) の本物質のラット経口投与試験結果に基づく無毒性量等に相当する値から、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、それぞれ 16,000、4,200 となる。

したがって、総合的な判定としては、本物質の一般環境大気からの吸入曝露については、健康リスクの評価に向けて吸入曝露の情報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、生物群（藻類等、甲殻類等、魚類及びその他の生物）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	曝露期間 [日]	試験の 信頼性	採用の 可能性	文献 No.
藻類等	○		59,690	<i>Raphidocelis subcapitata</i>	緑藻類	EC ₅₀ GRO (Yield)	2	B	B	1)-100638
		○	73,600 *1,2	<i>Raphidocelis subcapitata</i>	緑藻類	NOEC GRO (RATE)	3	A	A	3)
	○		>73,600*1,2	<i>Raphidocelis subcapitata</i>	緑藻類	EC ₅₀ GRO (RATE)	3	A	A	3)
甲殻類 等		○	4,510	<i>Daphnia magna</i>	オオミジンコ	NOEC REP	21	A	A	2)
	○		40,200	<i>Daphnia magna</i>	オオミジンコ	EC ₅₀ IMM	2	A	A	2)
魚類	○		67,200	<i>Oryzias latipes</i>	メダカ	LC ₅₀ MOR	4	B	B	2)
その他	○		>100,000	<i>Lithobates sylvaticus</i>	アメリカアカガエル (胚)	LC ₅₀ MOR	4	B	B	1)-110526
	○		>100,000	<i>Lithobates clamitans</i>	ブロンズガエル (胚)	LC ₅₀ MOR	4	B	B	1)-110526
	○		>100,000	<i>Anaxyrus americanus</i>	アメリカヒキガエル (胚)	LC ₅₀ MOR	4	B	B	1)-110526

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、—: 採用の可能性は判断しない

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)、IMM (Immobilization): 遊泳阻害、MOR (Mortality): 死亡、REP (Reproduction): 繁殖、再生産

毒性値の算出方法

RATE: 生長速度より求める方法 (速度法)

Yield: 試験終了時のバイオマスから開始時のバイオマスを差し引いた収量に基づき算出する方法

*1 文献2) をもとに、試験時の実測濃度 (幾何平均値) を用いて、速度法により再計算した値

*2 限度試験 (毒性値を求めるのではなく、定められた濃度において毒性の有無を調べる試験) による値

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) 藻類等

Tsai と Chen¹⁾⁻¹⁰⁰⁶³⁸ は、緑藻類 *Raphidocelis subcapitata* (旧名 *Pseudokirchneriella subcapitata*) の生長阻害試験を実施した。試験は密閉系で行われ、米国 EPA の試験方法 (OPPTS 850.5400.1996) に従った培地、すなわち米国 ASTM の試験方法 (E1218) に従った培地 (硬度 7.5 mg/L、CaCO₃ 換算) が用いられた。収量により求めた生長阻害に関する 48 時間半数影響濃度 (EC₅₀) は、設定濃度に基づき 59,690 µg/L であった。

また、環境省²⁾は OECD テストガイドライン No.201 (1984) に準拠し、緑藻類 *Raphidocelis subcapitata* (旧名: *Pseudokirchneriella subcapitata*) 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用いられ、限度試験 (設定試験濃度 161 mg/L) であった。被験物質の実測濃度は、試験開始時及び終了時において、それぞれ設定濃度の 69%及び 30%であった。生長阻害に関する速度法による 72 時間無影響濃度 (NOEC) は、実測濃度に基づき 73,600 µg/L であった³⁾。

2) 甲殻類等

環境省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。試験は半止水式 (24 時間後換水、密閉容器使用、水面をテフロンシートで被覆) で行われた。設定試験濃度は 0 (対照区)、10.0、18.0、32.0、56.0、100 mg/L (公比 1.8) であり、試験溶液の調製には Elendt M4 培地が用いられた。被験物質の実測濃度は、試験溶液調製時において設定濃度の 65~77%、24 時間後の換水前では設定濃度の 56~65%であった。遊泳阻害に関する 48 時間半数影響濃度 (EC₅₀) は、実測濃度に基づき 40,200 µg/L であった。

また、環境省²⁾は OECD テストガイドライン No. 211 (1989) 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 (毎日換水、密閉容器使用、水面をテフロンシートで被覆) で実施された。設定試験濃度は 0 (対照区)、0.700、2.20、7.00、22.0、70.0 mg/L (公比 3.2) であり、試験溶液の調製には Elendt M4 培地が用いられた。被験物質の実測濃度は、試験溶液調製時において設定濃度の 64~78%、換水前において設定濃度の 51~66%であった。繁殖阻害 (累積産仔数) に関する 21 日間無影響濃度 (NOEC) は、実測濃度 (時間加重平均値) に基づき 4,510 µg/L であった。

3) 魚類

環境省²⁾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、密閉容器使用) で行われた。設定試験濃度は 0 (対照区)、5.00、9.00、17.0、30.0、55.0、100 mg/L (公比 1.8) であり、試験用水として脱塩素水道水 (硬度 40 mg/L、CaCO₃ 換算) が用いられた。被験物質の実測濃度は、試験溶液調製時において設定濃度の 70~78%、24 時間後の換水前では設定濃度の 69~77%であった。96 時間半数致死濃度 (LC₅₀) は、実測濃度に基づき 67,200 µg/L であった。

4) その他の生物

McDaniel ら¹⁾⁻¹¹⁰⁵²⁶は、北米の3種の両生類、アメリカアカガエル *Lithobates sylvaticus* (= *Rana sylvatica*)、ブロンズガエル *Lithobates clamitans* (= *Rana clamitans*)、アメリカヒキガエル *Anaxyrus americanus* (= *Bufo americanus*) の胚を用いて、急性毒性試験を実施した。試験は半止水式（毎日換水、密閉容器使用）で行われ、設定試験濃度は、0（対照区）、12.5、60、100 mg/L であった。いずれの種も、最高濃度においても50%を超える死亡は見られず、96時間半数致死濃度（LC₅₀）は、設定濃度に基づき100,000 µg/L 超とされた。

(2) 定量的構造活性相関（QSAR）等による検討

環境リスク初期評価において、予測無影響濃度（PNEC）の導出は、原則として生態毒性に関する試験によって得られた実験値を用いることとしており、定量的構造活性相関（QSAR）による予測やリードアクロス（類推）の活用については、当面専門家判断に基づく総合的な判定の根拠の1つとしている。

本物質について、PNEC 導出のために採用された慢性毒性実験値は、2生物群（藻類等及び甲殻類等）から得られている。魚類の慢性毒性値が得られればアセスメント係数は2生物群の知見が得られた場合の100から3生物群の知見が得られた場合の10となり、生態リスクの初期評価結果が変わる可能性がある。そこで、魚類の慢性毒性について、QSARによる予測^{4),5)}や類推が可能かどうかを検討した。

本物質のQSAR 予測値については、決定係数（R²）が0.7以上、毒性試験データ数（n）が5以上、leave-one-out による内部バリデーション指標（Q²）が0.5以上（KATEのみ）（以下、指標という。）を満たすQSAR式によるQSAR 予測値のうち、log Kow と化学物質の部分構造について判定し、適用できるとしたものを（適用領域内）を参考にすることとした。

1) 魚類の慢性毒性

魚類の慢性毒性について、指標を満たしたQSAR式から、適用領域内の予測値として、表4.2に示す結果が得られた。各QSARクラスに含まれる参照物質と本物質の化学構造的な類似性を確認し、本初期評価に用いるための妥当性を検証した結果、いずれの値もそのまま評価に用いることはできないと判断された（第2編「シス-1,2-ジクロロエチレン」参照）。

表 4.2 QSAR を用いた魚類毒性予測結果の概要
(KOWWIN v1.69 による推定値 log Kow=1.98 を用いた予測)

QSAR 予測値 [µg/L]	エンドポイント	QSAR モデル	QSAR クラス	Max log Kow [log Kow Range]	R ²	n	Q ²
1,700	NOEC	KATE2020 v4	CNOS_X unreactive Fish Chronic	[1.52, 5.52]	0.76	12	0.68
1,800	NOEC	KATE2020 v4	C_X hydrocarbon unreactive	[1.52, 5.52]	0.78	11	0.68
1,900	NOEC	KATE2020 v4	narcotic group Fish Chronic	[1.52, 5.81]	0.82	12	0.75

QSAR 予測値 [μg/L]	エンドポイント	QSAR モデル	QSAR クラス	Max log Kow [log Kow Range]	R ²	n	Q ²
8,100	ChV	ECOSAR 2.2	Neutral Organics	8.0[0.49, 6.2]	0.74	46	—

QSAR 予測値

予測値を算出する定量的構造活性相関 (QSAR) プログラムとして、ECOSAR 2.2、KATE 2020 ver.4.1 が用いられた。

log Kow 値や部分構造が適用範囲外の場合、QSAR 式の R² が 0.7 未満の場合、n が 5 未満の場合、KATE 2020 において Q² が 0.5 未満の場合、それらの予測値は掲載していない。

エンドポイント

ChV (Chronic Value) : NOEC と LOEC の幾何平均値、LOEC (Lowest Observed Effect Concentration) : 最小影響濃度、NOEC (No Observed Effect Concentration) : 無影響濃度

log Kow

Max log Kow : ECOSAR において各 QSAR 式に定められる log Kow の値。これを超過する場合、一般的に「飽和濃度で影響なし」と考えられる。

[log Kow Range] : QSAR を構築する参照物質の log Kow の最大値と最小値

統計値

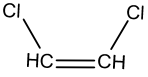
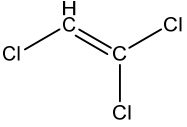
R² : QSAR 式の決定係数

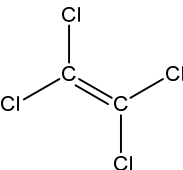
n : 毒性試験データ数、() 内は Support Chemicals (log Kow 推定値>6.0 の化学物質、不等号付き、外れ値) のデータ数

Q² : Leave-one-out による内部バリデーション指標 (KATE のみ)

魚類慢性毒性について本物質が分類される QSAR クラスを構築している参照物質のうち、本物質と化学構造的に類似性が高いクロロエチレン類を、類似物質として抽出した (表 4.3 トリクロロエチレン及びテトラクロロエチレン)。エチレンに結合する塩素数や log Kow を考慮すると、この 2 物質から本物質の毒性値を推定することは妥当ではないと判断された。しかし毒性傾向は推定でき、類似物質よりも塩素数が少なく log Kow が小さい本物質の毒性は、この 2 物質よりも弱いと思われる。しかし、シス体、トランス体の有害性の相違について不明であることや、トリクロロエチレンのエンドポイントが、通常魚類の慢性毒性として採用していない EC₂₀ (20%影響濃度) しか得られていないことから、本物質の毒性は 2 物質の最小毒性値 (1,000 μg/L) 超であると類推した。この類推は、上述の点に加えて外挿であることが懸念事項として残っている (第 2 編「シス-1,2-ジクロロエチレン」参照)。

表 4.3 本物質及び魚類慢性毒性 QSAR クラスの参照物質のクロロエチレン類 (類似物質) の毒性値

CAS 番号	物質名	log Kow (予測値)	構造式	魚類慢性毒性実験値 [μg/L]	
				(QSAR モデル) 参照物質の毒性値 (実験値)	『化学物質の環境リスク初期評価』で PNEC 導出時に参照された毒性値
156-59-2	シス-1,2-ジクロロエチレン (本物質)	1.98		—	—
79-01-5	トリクロロエチレン (類似物質)	2.5		(KATE2020 v4.1) —	—*3
				(ECOSAR2.2)*1 7,590*2 7,710*2 7,930*2	

CAS 番号	物質名	log Kow (予測値)	構造式	魚類慢性毒性実験値 [μg/L]	
				(QSAR モデル) 参照物質の毒性値 (実験値)	『化学物質の環境リスク初期評価』で PNEC 導出時に参照された 毒性値
127-18-4	テトラクロロエチレン (類似物質)	2.97		(KATE2020 v4.1) 1,000	— ^{*3}
				(ECOSAR2.2) 1,980 2,340 1,700	

*1 QSAR クラス「Vinyl/Allyl/Propargyl Halides」の参照物質として用いられており、「Neutral Organics」の参照物質ではない

*2 ECOSAR での取り扱い参照物質そのものではなく Support Chemicals (Data Not Included in SAR) である。また、毒性値は NOEC (無影響濃度) ではなく EC₂₀ (20%影響濃度) である

*3 化学物質の環境リスク初期評価は実施されているが、評価当時には魚類慢性毒性の実験値は得られていなかった

(3) 予測無影響濃度 (PNEC) の設定

生態毒性試験により得られた毒性値のうち、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

藻類等	<i>Raphidocelis subcapitata</i>	48 時間 EC ₅₀ (生長阻害)	59,690 μg/L
甲殻類等	<i>Daphnia magna</i>	48 時間 EC ₅₀ (遊泳阻害)	40,200 μg/L
魚類	<i>Oryzias latipes</i>	96 時間 LC ₅₀	67,200 μg/L
その他	<i>Lithobates sylvaticus</i>	96 時間 LC ₅₀	100,000 μg/L 超
	<i>Lithobates clamitans</i>	96 時間 LC ₅₀	100,000 μg/L 超
	<i>Anaxyrus americanus</i>	96 時間 LC ₅₀	100,000 μg/L 超

アセスメント係数 : 100 [3 生物群 (藻類等、甲殻類等、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 (甲殻類等の 40,200 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 400 μg/L が得られた。

慢性毒性値

藻類等	<i>Raphidocelis subcapitata</i>	72 時間 NOEC (生長阻害)	73,600 μg/L
甲殻類等	<i>Daphnia magna</i>	21 日間 NOEC (繁殖阻害)	4,510 μg/L

アセスメント係数 : 100 [2 生物群 (藻類等及び甲殻類等) の信頼できる知見が得られたため]

2つの毒性値の小さい方の値 (甲殻類等の 4,510 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 45 μg/L が得られた。

本物質の PNEC としては甲殻類等の慢性毒性値から得られた 45 μg/L を採用する。

(4) 生態リスクの初期評価結果

【PEC/PNEC 比による生態リスクの判定】

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及び海水域ともに 4 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 8.5 µg/L、海水域では 4 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 0.2、海水域では 0.09 未満であった。

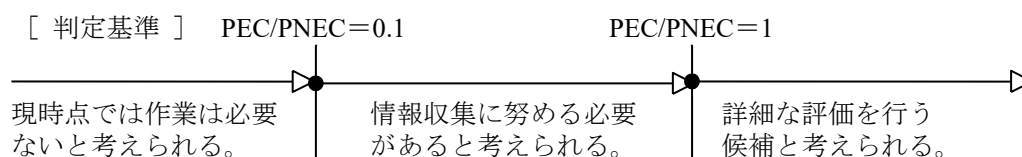
生態リスクの判定としては、情報収集に努める必要があると考えられる。

表 4.4 生態リスクの判定結果

水 質	平均濃度	最大濃度 (PEC)	PNEC	PEC/ PNEC 比
公共用水域・淡水	4 µg/L 未満 (2019)	8.5 µg/L (2019)	45 µg/L	0.2
公共用水域・海水	4 µg/L 未満 (2021)	4 µg/L 未満 (2021)		<0.09

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



【総合的な判定】

化管法に基づく 2021 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 4.3 µg/L であり、この値と PNEC の比は 0.096 となる。

また、魚類の慢性毒性について QSAR 等による検討を行った結果、本物質の魚類の慢性毒性は、1,000 µg/L 超であることが推測された。これは PNEC の根拠である甲殻類等の慢性毒性実験値 (4,510 µg/L) を下回る可能性がある。3 生物群の慢性毒性の知見が揃った場合のアセスメント係数 10 で除すと 100 µg/L 超となり、これに対する PEC の比は 0.1 を下回る。しかしながら、魚類の慢性毒性の QSAR 等による推定結果は、外挿による類推であること等の懸念事項も残っている。

総合的な判定としては、PEC/PNEC 比による生態リスクの判定を踏まえ、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、まずは今後の曝露情報（環境実測データ、PRTR データ）の推移を見守ることとし、水生生物の有害性についても必要に応じて情報収集を検討する。

(5) 前回と今回の評価の概要

前回（第5次取りまとめ）の生態リスク評価では、水質実測データから設定した予測環境中濃度（PEC）と予測無影響濃度（PNEC）の比より、「情報収集に努める必要があると考えられる」とされた。

本物質については継続的に公共用水域の水質調査が実施されているため、現状の公共用水域水質実測データ及び化学物質排出把握管理促進法（化管法）に基づく環境中への排出量を用いて、改めて評価を行った。

生態毒性においては、藻類等及びその他の生物について新たな知見が得られたが、PNECの根拠となる知見は前回の評価時と同じものであった。実験値が得られなかった魚類慢性毒性についてはQSAR等により毒性傾向が推定された。

現状の公共用水域水質実測データと化管法に基づく環境中への排出量は、前回の評価時からほとんど変わらなかったため、PECとPNECの比は前回の評価からほとんど変化しておらず、PEC/PNEC比による生態リスクの判定は、前回と同じ「情報収集に努める必要があると考えられる」とされた。

化管法に基づく排出量から推定した河川中濃度や、QSAR等による魚類慢性毒性の推定結果を考慮すると「現時点では作業の必要はない」とも考えられたが、有害性に関する不明な懸念事項が残っていることから、総合的な判定も「情報収集に努める必要があると考えられる」とされた。

表 4.5 前回と今回の評価の概要

		前回の評価 (第5次取りまとめ)	今回の評価 ¹⁾ (第22次取りまとめ)
予測無影響濃度 (PNEC)	生物種	オオミジンコ	オオミジンコ
	エンドポイント	NOEC 繁殖阻害	NOEC 繁殖阻害
	アセスメント係数	100	100
	PNEC (µg/L)	45	45
予測環境中濃度 (PEC)	淡水 (µg/L)	8	8.5
	海水 (µg/L)	<4	<4
PEC / PNEC 比	淡水	0.2	0.2
	海水	<0.09	<0.09
PEC/PNEC比による判定 ²⁾	判定表記 ³⁾	▲	▲
総合的な判定	化管法に基づく直近年度の届出排出量による推定河川中濃度 (µg/L)		4.3
	上記推定河川中濃度と PNEC の比		0.096
	QSAR 等による生態毒性の傾向		QSAR 等による魚類慢性毒性の推定結果を考慮すると「現時点では作業の必要はない」とも考えられたが、有害性に関する不明な懸念事項が残っている
	判定表記 ³⁾		▲

- 注：1) 表中の網掛けは、前回評価結果からの変更箇所を示す
2) 前回の評価では「評価結果」という項目名で表記されている
3) ○：現時点では作業は必要ないと考えられる、▲：情報収集に努める必要があると考えられる、
■：詳細な評価を行う候補と考えられる、×：現時点ではリスクの判定はできない
4) 表中において、斜め線は実施していないことを示す

5. 引用文献等

(1) 物質に関する基本的事項

- 1) 環境省 (2023) : 化学物質ファクトシート (2021年改正対応) ,1-2 ジクロロエチレン (作成年 : 2012年) , (<https://www2.env.go.jp/chemi/prtr/factsheet/factsheet.html>).
- 2) Haynes.W.M.ed. (2013) : CRC Handbook of Chemistry and Physics on DVD, (Version 2013), CRC Press.
- 3) O'Neil, M.J. ed. (2013) : The Merck Index - An Encyclopedia of Chemicals, Drugs, and Biologicals. 15th Edition, The Royal Society of Chemistry: 17.
- 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: 284.
- 5) Hansch, C. et al. (1995) : Exploring QSAR Hydrophobic, Electronic, and Steric Constants, Washington DC, ACS Professional Reference Book: 4.
- 6) cis-1,2-ジクロロエチレン (被験物質番号 K-1019B) の1-オクタノールと水との間の分配係数試験 最終報告書. 化審法データベース(J-CHECK).
- 7) YALKOWSKY, S.H. and HE, Y. (2003) Handbook of Aqueous Solubility Data Second, Boca Raton, London, New York, Washington DC, CRC Press: 22.
- 8) cis-1,2-ジクロロエチレン (被験物質番号 K-1019B) の微生物による分解度試験 最終報告書. 化審法データベース(J-CHECK).
- 9) U.S. Environmental Protection Agency, PhysProp, EPI Suite™ v.4.11.
- 10) 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.
- 11) Atkinson, R. and Carter, W. P. L. (1984) Kinetics and Mechanisms of the Gas-Phase Reactions of Ozone with Organic Compounds under Atmospheric Conditions. Chem. Rev., 84: 437-470.
- 12) 環境庁環境保健部保健調査室 : 化学物質分析法開発調査報告書 (昭和 61 年度) .化学物質データベース(Webkis-Plus).
- 13) 通産省公報(1990.12.28).
- 14) U.S. Environmental Protection Agency, KOCWIN™ v.2.01.
- 15) 経済産業省 : 化学物質の製造輸入数量 (https://www.meti.go.jp/policy/chemical_management/kasinhou/information/volume_index.html, 2023.05.15 現在).

(2) 曝露評価

- 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 : 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 8 条第 4 項に基づき事業者から届け出された化学物質の排出量・移動量及び法第 9 条第 2 項に基づき国が算出 (推計) した届出外排出量の集計結果. (https://www.meti.go.jp/policy/chemical_management/law/prtr/6.html, 2023.03.03 現在).

- 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 (2023) : 届出外排出量の推計値の対象化学物質別集計結果 3.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,
(https://www.meti.go.jp/policy/chemical_management/law/prtr/r30kohyo/shukeikekka_csv.html, 2023.03.03 現在).
- 3) 国立環境研究所 (2024) : 令和 5 年度化学物質環境リスク初期評価等実施業務報告書.
- 4) 環境省水・大気環境局大気環境課、自動車環境対策課 (2015) : 平成 25 年度大気汚染状況について (有害大気汚染物質モニタリング調査結果報告) .
- 5) 環境省水・大気環境局大気環境課、自動車環境対策課 (2014) : 平成 24 年度大気汚染状況について (有害大気汚染物質モニタリング調査結果報告) .
- 6) (社)日本水道協会 (2010) : 平成 20 年度水道統計 水質編 第 91-2 号.
- 7) (社)日本水道協会 (2009) : 平成 19 年度水道統計 水質編 第 90-2 号.
- 8) (社)日本水道協会 (2008) : 平成 18 年度水道統計 水質編 第 89-2 号.
- 9) (社)日本水道協会 (2007) : 平成 17 年度水道統計 水質編 第 88-2 号.
- 10) (社)日本水道協会 (2006) : 平成 16 年度水道統計 水質編 第 87-2 号.
- 11) (社)日本水道協会 (2005) : 平成 15 年度水道統計 水質編 第 86-2 号.
- 12) (社)日本水道協会 (2004) : 平成 14 年度水道統計 水質編 第 85-2 号.
- 13) (社)日本水道協会 (2003) : 平成 13 年度水道統計 水質編 第 84-2 号.
- 14) (社)日本水道協会 (2002) : 平成 12 年度水道統計 水質編 第 83-2 号.
- 15) 環境省水・大気環境局 (2023) : 令和 3 年度地下水質測定結果.
- 16) 環境省水・大気環境局 (2022) : 令和 2 年度地下水質測定結果.
- 17) 環境省水・大気環境局 (2021) : 令和元年度地下水質測定結果.
- 18) 環境省水・大気環境局 (2020) : 平成 30 年度地下水質測定結果.
- 19) 環境省水・大気環境局 (2019) : 平成 29 年度地下水質測定結果.
- 20) 環境省水・大気環境局 (2018) : 平成 28 年度地下水質測定結果.
- 21) 環境省水・大気環境局 (2017) : 平成 27 年度地下水質測定結果.
- 22) 環境省水・大気環境局 (2016) : 平成 26 年度地下水質測定結果.
- 23) 環境省水・大気環境局 (2015) : 平成 25 年度地下水質測定結果.
- 24) 環境省水・大気環境局 (2014) : 平成 24 年度地下水質測定結果.
- 25) 環境省水・大気環境局 (2022) : 令和 3 年度公共用水域水質測定結果.
- 26) 環境省水・大気環境局 (2021) : 令和 2 年度公共用水域水質測定結果.
- 27) 環境省水・大気環境局 (2020) : 令和元年度公共用水域水質測定結果.
- 28) 環境省水・大気環境局 (2019) : 平成 30 年度公共用水域水質測定結果.
- 29) 環境省水・大気環境局 (2018) : 平成 29 年度公共用水域水質測定結果.
- 30) 環境省水・大気環境局 (2017) : 平成 28 年度公共用水域水質測定結果.
- 31) 環境省水・大気環境局 (2016) : 平成 27 年度公共用水域水質測定結果.
- 32) 環境省水・大気環境局 (2015) : 平成 26 年度公共用水域水質測定結果.
- 33) 環境省水・大気環境局 (2014) : 平成 25 年度公共用水域水質測定結果.
- 34) 環境省水・大気環境局 (2013) : 平成 24 年度公共用水域水質測定結果.

- 35) 環境庁環境保健部保健調査室 (1988) : 昭和 63 年版化学物質と環境 (昭和 62 年度化学物質環境実態調査結果) .
- 36) 野村あづみ, 重水洋平, 沼田和也, 菊地美加, 今村則子(2022) : 川崎市における大気中揮発性有機化合物調査結果 (2021 年度) . 川崎市環境総合研究所年報. 10:56-61.
- 37) 重水洋平, 金井正和, 菊地美加, 今村則子(2021) : 川崎市における大気中揮発性有機化合物調査結果 (2020 年度) . 川崎市環境総合研究所年報. 9:28-34.
- 38) 重水洋平, 金井正和, 時岡泰孝, 喜内博子(2020) : 川崎市における大気中揮発性有機化合物調査結果 (2019 年度) . 川崎市環境総合研究所年報. 8:32-38.
- 39) 金井正和, 福永顕規, 時岡泰孝, 井上雄一(2019) : 川崎市における大気中揮発性有機化合物調査結果 (2018 年度) . 川崎市環境総合研究所年報. 7:33-39.
- 40) 金井正和, 福永顕規, 時岡泰孝, 井上雄一(2018) : 川崎市における大気中揮発性有機化合物調査結果 (2017 年度) . 川崎市環境総合研究所年報. 6:32-38.
- 41) 藤田一樹, 福永顕規, 関昌之, 井上雄一(2017) : 川崎市における大気中揮発性有機化合物調査結果 (2016 年度) . 川崎市環境総合研究所年報. 5:38-44.
- 42) 藤田一樹, 福永顕規, 関昌之, 原美由紀(2016) : 川崎市における大気中揮発性有機化合物調査結果 (2015 年度) . 川崎市環境総合研究所年報. 4:31-37.
- 43) 藤田一樹, 福永顕規, 西村和彦, 原美由紀(2015) : 川崎市における大気中揮発性有機化合物調査結果 (2014 年度) . 川崎市環境総合研究所年報. 3:26-32.
- 44) 吉川奈保子, 福永顕規, 西村和彦, 中村弘造(2014) : 川崎市における大気中揮発性有機化合物調査結果 (2013 年度) . 川崎市環境総合研究所年報. 2:46-53.
- 45) 神野憲一, 加藤恵美子, 佐々木貞幸, 渡辺真美子, 田村博, 谷田部秀夫, 小林有一 (2006) : 栃木県内の水環境における化学物質に関する調査研究 (第 1 報) . 栃木県保健環境センター年報. 11:54-59.
- 46) 高知県 : 令和 3 年度公共用水域及び地下水の水質測定結果.
- 47) 高知県 : 令和 2 年度公共用水域及び地下水の水質測定結果.
- 48) 高知県 : 令和元年度公共用水域及び地下水の水質測定結果.
- 49) 高知県 : 平成 30 年度公共用水域及び地下水の水質測定結果.
- 50) 高知県 : 平成 29 年度公共用水域及び地下水の水質測定結果.
- 51) 高知県 : 平成 28 年度公共用水域及び地下水の水質測定結果.
- 52) 高知県 : 平成 27 年度公共用水域及び地下水の水質測定結果.
- 53) 高知県 : 平成 26 年度公共用水域及び地下水の水質測定結果.
- 54) 高知県 : 平成 25 年度公共用水域及び地下水の水質測定結果.
- 55) 経済産業省 (2019) : 経済産業省一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.3.4.3.
- 56) G-CIEMS (Grid-Catchment Integrated Environmental Modeling System) Ver.1.2.

(3) 健康リスクの初期評価

- 1) Filser JG, Bolt HM. (1979): Pharmacokinetics of halogenated ethylenes in rats. Arch Toxicol. 42: 123-136.

- 2) US EPA (1980): Ambient water quality criteria for dichloroethylenes. EPA 440/5-80-041.
- 3) Leibman KC, Ortiz E. (1977): Metabolism of halogenated ethylenes. *Environ Health Perspect.* 21: 91-97.
- 4) Costa AK, Ivanetich KM. (1982): The 1,2-dichloroethylenes: their metabolism by hepatic cytochrome P-450 *in vitro*. *Biochem Pharmacol.* 31: 2093-2102.
- 5) Costa AK, Ivanetich KM. (1984): Chlorinated ethylenes: their metabolism and effect on DNA repair in rat hepatocytes. *Carcinogenesis.* 5: 1629-1636.
- 6) Bonse G, Urban T, Reichert D, Henschler D. (1975): Chemical reactivity, metabolic oxirane formation and biological reactivity of chlorinated ethylenes in the isolated perfused rat liver preparation. *Biochem Pharmacol.* 24: 1829-1834.
- 7) Lilly PD, Thornton-Manning JR, Gargas ML, Clewell HJ, Andersen ME. (1998): Kinetic characterization of CYP2E1 inhibition *in vivo* and *in vitro* by the chloroethylenes. *Arch Toxicol.* 72: 609-621.
- 8) RTECS[®]: Registry of Toxic Effects of Chemical Substances.
- 9) IPCS (2003): International Chemical Safety Cards. 0436. 1,2-Dichloroethylene.
- 10) Dow Chemical Company (1962): The toxicity of 1,2-dichloroethylene as determined by repeated exposures on laboratory animals. NTIS/OTS0557247.
- 11) McCauley PT, Robinson M, Condie LW, Parnell M. (1990): The effects of subacute and subchronic oral exposure to cis-1,2-dichloroethylene in rats. Unpublished report.
(https://ordspub.epa.gov/ords/eims/eimscomm.getfile?p_download_id=491529 2023.11.10 現在)
- 12) McCauley PT, Robinson M, Daniel FB, Olson GR. (1995): The effects of subacute and subchronic oral exposure to cis-1,2-dichloroethylene in Sprague-Dawley rats. *Drug Chem Toxicol.* 18: 171-184.
- 13) Freundt KJ, Liebaladt GP, Lieberwirth E. (1977): Toxicity studies on *trans*-1,2-dichloroethylene. *Toxicology.* 7: 141-153.
- 14) Kelly DP. (1998): *trans*-1,2-Dichloroethylene: 90-day inhalation toxicity study in rats. Laboratory Project ID: HL-1998-00952. Unpublished report.
(https://chemview.epa.gov/chemview/proxy?filename=09022526804d3104_Dupont199800952.pdf 2023.11.10 現在)
- 15) Barnes DW, Sanders VM, White KL Jr, Shopp GM Jr, Munson AE. (1985): Toxicology of *trans*-1,2-dichloroethylene in the mouse. *Drug Chem Toxicol.* 8: 373-392.
- 16) NTP (1991): Range finding studies: developmental toxicity 1,2-dichloroethylene when administered via feed in Swiss CD-1 mice. NTP TRP 91022. Cited in: US EPA (2010): Toxicological review of *cis*-1,2-dichloroethylene and *trans*-1,2-dichloroethylene.
- 17) NTP (1991): Range finding studies: developmental toxicity 1,2-dichloroethylene when administered via feed in CD Sprague-Dawley rats. NTP TRP 91032. Cited in: US EPA (2010): Toxicological review of *cis*-1,2-dichloroethylene and *trans*-1,2-dichloroethylene.

- 18) NTP (1991): Range finding studies: developmental toxicity 1,2-dichloroethylene (repeat) when administered via feed in CD Sprague-Dawley rats. NTP TRP 91033. Cited in: US EPA (2010): Toxicological review of *cis*-1,2-dichloroethylene and *trans*-1,2-dichloroethylene.
- 19) Hurtt ME, Valentine R, Alvarez L. (1993): Developmental toxicity of inhaled *trans*-1,2-dichloroethylene in the rat. *Fundam Appl Toxicol.* 20: 225-230.
- 20) OSHA (1999): NIOSH/OSHA/DOE Health Guidelines. 1,2-Dichloroethylene.
- 21) Von Oettingen WF. (1955): The halogenated aliphatic, olefinic, cyclic, aromatic, and aliphatic-aromatic hydrocarbons including the halogenated insecticides, their toxicity and potential dangers. U.S. Department of Health Education, and Welfare. Public Health Service Publication No. 414.
- 22) Sittig M. (1985): Handbook of toxic and hazardous chemicals and carcinogens. 2nd ed. Park Ridge, NJ. Noyes Data Corporation.
- 23) Greim H, Bimboes D, Egert G, Göggelmann W, Krämer M. (1977): Mutagenicity and chromosomal aberrations as an analytical tool for *in vitro* detection of mammalian enzyme-mediated formation of reactive metabolites. *Arch Toxicol.* 39: 159-169.
- 24) 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.
- 25) Zeiger E, Anderson B, Haworth S, Lawlor T, Mortelmans K. (1988): *Salmonella* mutagenicity tests: IV. Results from the testing of 300 chemicals. *Environ Mol Mutagen.* 11(Suppl. 12): 1-158.
- 26) Mersch-Sundermann V. (1989): The mutagenicity of organic microcontamination in the environment. II. The mutagenicity of volatile organic halogens in the *Salmonella* microsome test (Ames Test) with regard to the contamination of groundwater and drinking water. *Zentralbl Bakteriol Mikrobiol Hyg B Umwelthyg Krankenhaushyg Arbeitshyg Prav Med.* 187: 230-243. (in German).
- 27) NTP (2002): NTP technical report on the toxicity studies of *trans*-1,2-dichloroethylene (CAS No. 156-60-5) administered in microcapsules in feed to F344/N rats and B6C3F₁ mice.
- 28) Greim H, Bonse G, Radwan Z, Reichert D, Henschler D. (1975): Mutagenicity *in vitro* and potential carcinogenicity of chlorinated ethylenes as a function of metabolic oxirane formation. *Biochem Pharmacol.* 24: 2013-2017.
- 29) Galli A, Bauer C, Bronzetti G, Corsi C, Del Carratore R, Nieri R, Paolini M. (1982): Genetic activity of 1,2-dichloroethylene. A). *In vitro* studies. *Boll Soc Ital Biol Sper.* 58: 860-863. (in Italian).
- 30) Bronzetti G, Bauer C, Corsi C, Del Carratore R, Galli A, Nieri R, Paolini M, Cundari E, Cantelli Forti G, Crenshaw J. (1984): Comparative genetic activity of *cis*- and *trans*-1,2-dichloroethylene in yeast. *Teratog Carcinog Mutagen.* 4: 365-375.
- 31) Mersch-Sundermann V, Müller G, Hofmeister A. (1989): The mutagenicity of organic microcontaminants in the environment. IV. The mutagenicity of volatile organic halogens in the SOS-chromotest. *Zentralbl Hyg Umweltmed.* 189: 266-271. (in German).
- 32) Sawada M, Sofuni T, Ishidate M Jr. (1987): Cytogenetic studies on 1,1-dichloroethylene and its two isomers in mammalian cells *in vitro* and *in vivo*. *Mutat Res.* 187: 157-163.

- 33) 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.
- 34) Černá M, Kypěnová H. (1977): Mutagenic activity of chloroethylenes analysed by screening system tests. *Mutat Res.* 46: 214-215.

(4) 生態リスクの初期評価

1) US EPA 「ECOTOX」

100638 : Tsai,K.P., and C.Y. Chen (2007): An Algal Toxicity Database of Organic Toxicants Derived by a Closed-System Technique. *Environ. Toxicol. Chem.*26(9): 1931-1939.

110526 : McDaniel,T.V., P.A. Martin, N. Ross, S. Brown, S. Lesage, and B.D. Pauli (2004): Effects of Chlorinated Solvents on Four Species of North American Amphibians. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*47(1): 101-109.

2) 環境省 (2004) : 平成 15 年度 生態影響試験

3) 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) 国立環境研究所 生態毒性予測システム KATE2020 version4.1 (2023 年 10 月 2 日確認) <https://kate.nies.go.jp/>

5) U.S. EPA, ECOSAR v2.2 (2023 年 10 月 2 日確認) <https://www.epa.gov/tsca-screening-tools/ecological-structure-activity-relationships-ecosar-predictive-model>