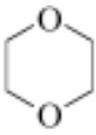


[9] 1,4-ジオキサン

1. 物質に関する基本的事項

(1) 分子式・分子量・構造式

物質名： 1,4-ジオキサン (別の呼称： : p-ジオキサン、1,4-ジエチレンジオキソド、1,4-ジオキサシクロヘキサン)
CAS 番号： 123-91-1
分子式： C ₄ H ₈ O ₂
分子量： 88.11
構造式： 

(2) 物理化学的性状

本物質は、無色の液体である¹⁾。エーテル臭を有する²⁾。

融点	11.80 ³⁾
沸点	101.1 (760 mmHg) ³⁾
比重	1.0337 (20) ⁴⁾
蒸気圧	37 mmHg (25) ⁵⁾
換算係数	1 ppm = 3.60 mg/m ³ at 25 , 気体 (計算値)
分配係数(1-オクタノール/水)(logP _{ow})	-0.27 (実測値) ⁶⁾
加水分解性	アルカリ条件下では加水分解しない ⁷⁾
解離定数	水存在下で解離する基をもたない ⁸⁾
水溶性	任意の割合で溶解 ⁹⁾

(3) 環境運命に関する基礎的事項

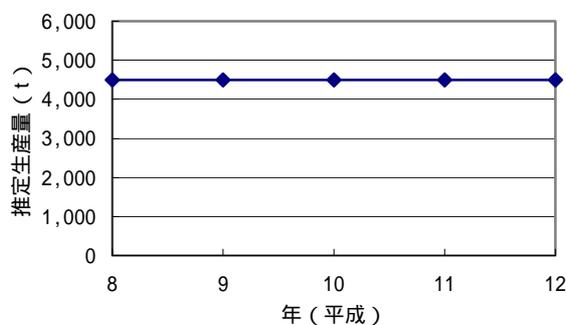
本物質の分解性および蓄積性は次の通りである。

<p>分解性</p> <p>好氣的：難分解⁷⁾</p> <p>嫌氣的：難分解⁷⁾</p> <p>非生物的：</p> <p>(OH ラジカルとの反応性)：大気中半減期 6.69¹⁰⁾ ~ 9.6¹¹⁾ 時間</p> <p>(直接光分解)：報告は見当たらないが、NO 共存下での太陽光による分解は NO 非共存下と比較して約 2.6 の強度となる¹²⁾</p> <p>BOD から算出した分解度：</p> <p>0% (試験期間：14 日、被験物質：100 mg/L、活性汚泥：30 mg/L)¹³⁾</p> <p>濃縮性：報告は見当たらない。n-オクタノール/水分配係数⁶⁾ から水棲生物における生物濃縮は非常に低いと推定される</p> <p>生物濃縮係数 (BCF)：、0.3-0.7 (コイ、42 日、1 mg/L)¹³⁾、0.2-0.6 (コイ、42 日、10 mg/L)¹³⁾</p>
--

(4) 製造輸入量及び用途¹⁴⁾

生産量・輸入量等

本物質の平成 12 年における国内生産量（推定値）は、4,500t であった。国内流通量の目安として国内生産量（推定値）の推移を下図に示した。



用途

本物質の主な用途は、有機合成反应用溶媒の他、種々溶剤（トランジスター、合成皮革、塗料、塩素系溶剤など）である。

2 . 暴露評価

環境リスクの初期評価のため、わが国の一般的な国民の健康や、水生生物の生存・生育を確保する観点から、実測データをもとに基本的には特定の排出源の影響を受けていない一般環境等からの暴露を評価することとし、安全側に立った評価の観点からその大部分がカバーされる高濃度側のデータによって暴露量の評価を行った。原則として統計的検定の実施を含めデータの信頼性を確認した上で最大濃度を評価に用いている。

(1) 環境中分布の予測

本物質の環境中の分布について、各環境媒体間への移行量の比率を EUSES モデルを用いて算出した結果を表 2.1 に示す。なお、モデル計算においては、面積 2,400 km²、人口約 800 万人のモデル地域を設定して予測を行った¹⁾。

表 2.1 各媒体間の分布予測結果

		分布量 (%)
大	気	85.3
水	質	8.4
土	壌	6.0
底	質	0.2

(2) 各媒体中の存在量の概要

本物質の環境中等の濃度について情報の整理を行った。各媒体ごとにデータの信頼性が確認された調査例のうち、より広範囲の地域で調査が実施されたものを抽出した結果を表 2.2 に示す。

表 2.2 各媒体中の存在状況

媒体	幾何 平均値	算術 平均値	最小値	最大値	検出 下限値	検出率	調査 地域	測定年	文献
一般環境大気 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	0.029	0.076	<0.0068	0.45	0.0068	9/12	全国	2000	2
食物 $\mu\text{g}/\text{g}$	<0.01	<0.01			0.01	0/45	全国	1997	3
地下水 $\mu\text{g}/\text{L}$	<0.05	<0.05			0.05	0/15	全国	2000	4
公共用水域・淡水 $\mu\text{g}/\text{L}$	0.21	6.0	<0.08	88	0.08	9/16	全国	2000	2
	<0.4	<0.4	<0.4	5.7	0.4	3/65	全国	2000	4
	0.24	3.2	<0.08	40	0.08	11/17	全国	1999	6
	0.22	0.75	<0.08	4.4	0.08	11/17	全国	1998	7
公共用水域・海水 $\mu\text{g}/\text{L}$	0.16	0.55	<0.08	4.4	0.08	13/17	全国	2000	2
	<0.4	<0.4			0.4	0/11	全国	2000	4
	0.16	0.42	<0.08	2.1	0.08	14/18	全国	1999	6
	0.18	0.44	<0.08	2.5	0.08	11/19	全国	1998	7
底質(公共用水域・淡水) $\mu\text{g}/\text{kg}$	<10	<10	<8		8-10	0/16	全国	2000	2
	<8	<8	<2		2-8	0/17	全国	1999	6
	<10	<10	<1	26	1-10	1/17	全国	1998	7
底質(公共用水域・海水) $\mu\text{g}/\text{kg}$	<11	<11	<8		8-11	0/17	全国	2000	2
	<8	<8	<0.5		0.5-8	0/19	全国	1999	6
	<8	<8	<1	21	1-8	1/19	全国	1998	7

注：1) 検出下限値の欄において、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。

2) 地下水の最大値として、事業所の井戸から 21.8 $\mu\text{g}/\text{L}$ の報告がある(1990)⁵⁾

3) 浄水場の水源井戸の最大値として、820 $\mu\text{g}/\text{L}$ の報告がある(2002)⁸⁾

(3) 人に対する曝露の推定（一日曝露量の予測最大量）

一般環境大気、地下水及び食物の実測値を用いて、人に対する曝露の推定を行った。（表 2.3）。化学物質の人による一日曝露量の算出に際しては、人の1日の呼吸量、飲水量及び食事をそれぞれ 15 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	0.029 µg/m ³ 程度 (2000)	0.0087 µg/kg/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	0.05 µg/L 未満 (2000)	0.002 µg/kg/day 未満
	公共用水域・淡水	0.21 µg/L 程度 (2000)	0.0084 µg/kg/day 程度
	食物	0.01 µg/g 未満 (1997)	0.4 µg/kg/day 未満
	土壌	データは得られなかった	データは得られなかった
最大値等	大気 一般環境大気	0.45 µg/m ³ 程度 (2000)	0.14 µg/kg/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	0.05 µg/L 未満 (2000)	0.002 µg/kg/day 未満
	公共用水域・淡水	88 µg/L 程度 (2000)	3.5 µg/kg/day 程度
	食物	0.01 µg/g 未満 (1997)	0.4 µg/kg/day 未満
	土壌	データは得られなかった	データは得られなかった

人の一日曝露量の集計結果を表 2.4 に示す。吸入曝露の一日曝露量の予測最大量は、0.14 µg/kg/day 程度（濃度としては 0.45 µg/m³ 程度）であった。

経口曝露による一日曝露量の予測最大量は 0.40 µg/kg/day 未満であり、うち食物経由が 0.4 µg/kg/day 未満であった。環境中分布のモデル予測結果等から、本物質の土壌からの曝露量は少ないと推定された。なお、平成 14 年に浄水場の水源井戸から検出された最大濃度 820 µg/L を用いると、経口曝露量は 33 µg/kg/day となる。

総曝露量を一般環境大気、地下水及び食物のデータから推定すると、一日曝露量の予測最大量は 0.14 µg/kg/day 以上 0.54 µg/kg/day 未満であった。

表 2.4 人の一日暴露量

		平 均	予測最大量
		暴露量(μg/kg/day)	暴露量(μg/kg/day)
大気	一般環境大気	0.0087	0.14
	室内空気		
水質	飲料水		
	地下水	<u>0.002</u>	<u>0.002</u>
	公共用水域・淡水	(0.0084)	(3.5)
食物		<u>0.4</u>	<u>0.4</u>
土壌			
経口暴露量合計		<u>0.402</u>	<u>0.402</u>
総暴露量		0.0087+ <u>0.402</u>	0.14+ <u>0.402</u>

注：1) アンダーラインは不検出データによる暴露量を示す。

2) () 内の数字は経口暴露量合計の算出に用いていない。

(4) 水生生物に対する暴露の推定（水質に係る予測環境中濃度：PEC）

本物質の水生生物に対する暴露の推定の観点から、水質中濃度を表 2.5 のように整理した。水質について安全側の評価値として予測環境中濃度（PEC）を設定すると、公共用水域の淡水域では 88 μg/L 程度、同海水域では 4.4 μg/L 程度となった。

表 2.5 水質中の濃度

媒 体	平 均	最 大 値 等
	濃 度	濃 度
水 質		
公共用水域・淡水	0.21 μg/L 程度(2000)	88 μg/L 程度(2000)
公共用水域・海水	0.16 μg/L 程度(2000)	4.4 μg/L 程度(2000)

注：公共用水域・淡水は、河川河口域を含む。

3. 健康リスクの初期評価

健康リスクの初期評価として、ヒトに対する化学物質の影響（内分泌かく乱作用に関するものを除く）についてのリスク評価を行った。

(1) 一般毒性及び生殖・発生毒性

急性毒性¹⁾

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	4,200 mg/kg
マウス	経口	LD ₅₀	5,300 mg/kg
モルモット	経口	LD ₅₀	3,150 mg/kg
ネコ	経口	LD ₅₀	2,000 mg/kg
ラット	吸入	LC ₅₀	46,000 mg/m ³ (2hr)
マウス	吸入	LC ₅₀	37,000 mg/m ³ (2hr)
ネコ	吸入	LCLo	44,000 mg/m ³ (7hr)

注：（ ）内の時間は暴露時間を示す。

本物質の吸入によりめまい、頭痛、吐き気、嘔吐、咽頭痛、腹痛、眠気、意識喪失の症状が起こる。高濃度の吸入又は飲み込みは中枢神経系、肝臓、腎臓、肺に影響を与える²⁾。ヒトの TCLo として 1,720 mg/m³（けいれん、血圧上昇、消化管障害）という報告がある¹⁾。

中・長期毒性

ア) Sherman ラット雌雄各 60 匹を 1 群とし、0、0.01、0.1、1%（雄：0、9.6、94、1,015 mg/kg/day、雌：0、19、148、1,599 mg/kg）を飲水に添加して 716 日間経口投与した結果、0.1%以上の群の雌雄で肝細胞の変性、壊死、肝細胞腺腫、腎臓の尿細管上皮の変性、再生を、1%群の雌雄で体重増加の抑制、死亡率の増加を認めた。この結果から、NOAEL は 9.6 mg/kg/day（雄）であった³⁾。

イ) F344/DuCrj ラット雌雄各 50 匹を 1 群とし、0、0.02、0.1、0.5%（雄：0、16、81、398 mg/kg/day、雌：0、21、103、514 mg/kg/day）を飲水に添加して 104 週間経口投与した結果、0.02%以上の群の雄、0.1%以上の群の雌で用量に依存した肝細胞の変性、気道上皮の変性、腎臓の尿細管上皮の変性、0.5%群で体重増加の抑制、死亡率の増加を認めた。この結果から、LOAEL は 16 mg/kg/day(雄)であった^{4,5)}。

ウ) Wistar ラット雌雄各 288 匹を 1 群とし、0、400 mg/m³を 2 年間（7 時間/日、5 日/週）吸入させた結果、400 mg/m³群の雄で血液尿素窒素、ALP 及び白血球数の減少、赤血球数の増加がみられたが、正常範囲に収まるものであった。これらの他には、暴露に関連した肝臓や腎臓への変化を認めなかった。この結果から、NOAEL は 400 mg/m³（暴露状況での補正：83 mg/m³）であった⁶⁾。

エ) ラットに 0、0.5、4.7、20.5 mg/m³を 30 日間吸入させた結果、4.7 mg/m³以上の群で GOT、GPT の増加、20.5 mg/m³で尿中のタンパク質と塩化物量の増加を認めた。また、電気刺激に対する筋の反射時間にも変化がみられた⁷⁾。しかし、この結果については、設定用量が極めて低いこと、本物質の純度が低いと考えられること、詳細について報告されていないことなどの問題がある。

生殖・発生毒性

Sprague-Dawley ラット雌 17～20 匹を 1 群とし、0、258、517、1,033 mg/kg/day を妊娠 6 日目から 15 日目まで水に添加して強制経口投与した結果、1,033 mg/kg/day の母ラットで体重の減少、胎仔で体重及び胸骨骨化率の減少を認めたが、奇形の出現はなかった。この結果から、NOAEL は 517 mg/kg/day であった⁸⁾。

Sprague Dawley ラット雌 20～35 匹及び Swiss Webster マウス雌 30～40 匹を 1 群とし、妊娠 6 日目から 14 日目まで本物質を 3.5% 含む 1,1,1-トリクロロエタン 300 ppm を吸入(7 時間/日)させた結果、仔への影響は認められず⁹⁾、本物質の暴露濃度は 120 mg/m³ であったと見積もられている¹⁰⁾。

Osborne-Mendel ラット雌雄各 35 匹を 1 群とし、0、0.5、1.0 % を飲水に添加して 110 週間経口投与した結果、0.5 % 以上の群で睾丸の中皮腫を認めた¹¹⁾ という報告以外には、経口及び吸入の中・長期毒性試験で生殖器官組織への影響は認められていない。

ヒトへの影響

本物質の製造工場の労働者 74 人(平均勤続年数 25 年)を対象にした疫学調査では、製造設備周辺で調査時に作業していた 24 人、以前作業していた 23 人の群で GOT、GPT、 γ -GPT の上昇例を数例認めたが、 γ -GPT の上昇例ではいずれも飲酒歴(アルコール換算 80g/日以上)があった。また、退職者 27 人のうち 12 人はすでに死亡していたが、死亡者数は期待値(14.5)よりも少なく、生存者 15 人には肝臓病や腎臓病の発症もなかった。本物質の作業環境濃度は 0.02～48 mg/m³ で、ほとんどが 3.7 mg/m³ 以下であった¹²⁾。

また、本物質の製造工場で 1 ヶ月から 10 年以上の暴露を受けた労働者 165 人では、作業環境濃度は最高で 90 mg/m³ であったが、死亡を含めた健康影響は認められなかった¹³⁾。

(2) 発がん性

発がん性に関する知見の概要

Fischer 344/DuCrj ラット雌雄各 50 匹を 1 群とし、0、0.02、0.1、0.5 % (雄：0、16、81、398 mg/kg/day、雌：0、21、103、514 mg/kg/day) を飲水に添加して 104 週間経口投与した結果、0.5 % 群の雌雄で扁平上皮がんを主とする悪性腫瘍及び肝細胞がんの有意な発生率の増加を認めた。また、0.5 % 群の雄では腹膜中皮腫にも有意な発生率の増加を認めた⁴⁾。

また、Crj:BDF₁ マウス雌雄各 50 匹を 1 群とし、0.05、0.2、0.8 % (雄：0、66、250、770 mg/kg/day、雌：0、77、320、1,070 mg/kg/day) を飲水に添加して 104 週間経口投与した結果、0.8 % 群の雄、0.05 % 以上の群の雌で肝細胞がんの有意な発生率の増加を認めた。また、0.05 % 群及び 0.2 % 群の雌雄で肝細胞腺腫の発生増加がみられ、0.8 % 群の雄で鼻甲介の神経上皮腫、雌で鼻甲介の腺がんの発生もあった^{4,5)}。

B6C3F₁ マウス雌雄各 50 匹を 1 群とし、0、0.5、1 % (雄：0、720、830 mg/kg/day を、雌：0、380、860 mg/kg/day) を飲水に添加して 90 日間経口投与した結果、0.5 % 以上の群で肝細胞がん及び肝細胞腺腫の有意な発生率の増加を認めた。また、0.5 % 群の雌、1 % 群の雄で鼻腔腺がんの発生もあった¹¹⁾。

Osborne-Mendel ラット雌雄各 35 匹を 1 群とし、0、0.5、1 % (雄：0、240、530 mg/kg/day

を、雌：0、350、640 mg/kg/day) を飲水に添加して 110 週間経口投与した結果、0.5 %群以上の群で鼻甲介の扁平上皮がんの有意な発生率の増加を認めた。また、0.5 %群の雌では肝細胞腺腫の有意な発生率の増加も認めた¹¹⁾。

デンマークのがん患者 19,000 人の死亡原因を解析した調査では、1970～1984 年の間に本物質を取り扱う作業に従事した男性労働者で、標準化死亡率は肝臓がんで 1.64 と有意に高く、また、本物質のみを取り扱っていた職場に限定しても、1.50 と有意に高く、飲酒などの他の要因だけでは説明できなかった。作業環境濃度については 1983～1991 年に測定したところ、測定値の大部分は 10 mg/m³ よりも低かったが、実際の暴露レベルが不明であるため、他の化学物質の影響も考えられる^{14, 15)}。

発がんリスク評価の必要性

実験動物では発がん性が認められるものの、ヒトでの発がん性に関しては十分な証拠がないため、IARC の評価では 2B (ヒトに対して発がん性が有るかもしれない) に分類されている¹⁶⁾。このため、発がん性に関する定性的な評価を別途実施している。

(3) 無毒性量 (NOAEL) 等の設定

経口暴露については、ラットの中・長期毒性試験から得られた NOAEL 9.6 mg/kg/day (肝細胞の変性、壊死など) が信頼性のある最小値であることから、同値を無毒性量等として設定する。

吸入暴露については、ラットの中・長期毒性試験から得られた NOAEL 400 mg/m³ (肝臓や腎臓、血液に有害な影響を認めない) が信頼性のある最小値であることから、同値を採用し、暴露状況で補正した 83 mg/m³ を無毒性量等として設定する。

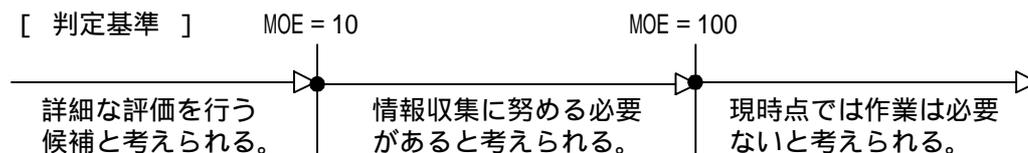
(4) 健康リスクの初期評価結果

表 3.2 健康リスクの初期評価結果

暴露経路		暴露量		無毒性量等		MOE
		平均値	予測最大量			
経口	飲料水	-	-	9.6 mg/kg/day	ラット	-
	地下水	0.40 µg/kg/day 未満	0.40 µg/kg/day 未満 (33 µg/kg/day)			2,400 超 (29)
吸入	環境大気	0.029 µg/m ³	0.45 µg/m ³	83 mg/m ³	ラット	18,000
	室内空気	-	-			-

注：1) 飲料水、地下水とは、経口暴露量のうち、水からの暴露量を求める際に用いた媒体を示す。

2) ()内の数値は、浄水場の水源井戸からの検出最大濃度を用いた場合を示す。



経口暴露については、井戸水(地下水)を常時摂取すると仮定した場合、暴露量は平均値、予測最大量ともに 0.40 µg/kg/day 未満であったが、浄水場の水源井戸からの検出最大濃度を用いると 33 µg/kg/day であった。動物実験結果より設定された無毒性量等 9.6 mg/kg/day と予測最大量から求めた MOE (Margin of Exposure) は 2,400 を超えるが、この検出最大濃度を用い

た場合は MOE は 29 となるため、経口暴露による健康リスクについては情報収集が必要であると考えられる。

吸入暴露については、一般環境大気中の濃度についてみると、平均値で $0.029 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 、予測最大量で $0.45 \mu\text{g}/\text{m}^3$ であった。動物実験結果より設定された無毒性量等 $83 \text{ mg}/\text{m}^3$ と予測最大量から求めた MOE は 18,000 となるため、一般環境大気の吸入暴露による健康リスクについては現時点では作業は必要ないと考えられる。

4 . 生態リスクの初期評価

生態リスクの初期評価として、水生生物に対する化学物質の影響（内分泌攪乱作用に関するものを除く）についてのリスク評価を行った。

(1) 生態毒性の概要

本物質の水生生物に対する影響濃度に関する知見の収集を行い、その信頼性を確認したもののについて生物群、毒性分類別に整理すると表 4.1 のとおりとなる。

表 4.1 生態毒性の概要

生物種	急性	慢性	毒性値 [μg/L]	生物名	エンドポイント /影響内容	暴露期間 [日]	信頼性			Ref. No.
							a	b	c	
藻類			580,000	<i>Selenastrum capricornutum</i>	NOEC BMS	3				環境庁
			1,000,000	<i>Selenastrum capricornutum</i>	NOEC GRO	3				環境庁
			>1,000,000	<i>Selenastrum capricornutum</i>	EC ₅₀ BMS	3				環境庁
			>1,000,000	<i>Selenastrum capricornutum</i>	EC ₅₀ GRO	3				環境庁
甲殻類			1,000,000	<i>Daphnia magna</i>	NOEC REP	21				環境庁
			>1,000,000	<i>Daphnia magna</i>	EC ₅₀ IMM	2				環境庁
			4,700,000	<i>Daphnia magna</i>	LC ₅₀ MOR	1				5718
			8,450,000	<i>Daphnia magna</i>	EC ₅₀	1				707
魚類			>100,000	<i>Oryzias latipes</i>	LC ₅₀ MOR	4				環境庁
			1,870,000	<i>Oryzias latipes</i>	NOEC GRO	28				17126
			6,700,000	<i>Menidia beryllina</i>	LC ₅₀ MOR	4				863
			9,850,000	<i>Pimephales promelas</i>	LC ₅₀ MOR	4				3217
			10,800,000	<i>Pimephales promelas</i>	LC ₅₀ MOR	4				3217
その他	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

太字の毒性値は、PNEC 算出の際に参照した知見として本文で言及したものの、下線を付した毒性値は PNEC 算出の根拠として採用されたものを示す。

信頼性) a : 毒性値は信頼できる値である、b : ある程度信頼できる値である、

c : 毒性値の信頼性は低いあるいは不明

エンドポイント) 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) BMS(Biomass) : 生物現存量、GRO(Growth) : 生長(植物) 成長(動物)、IMM(Immobilization) : 遊泳障害、MOR (Mortality) : 死亡、REP (Reproduction) : 繁殖、再生産

(2) 予測無影響濃度 (PNEC) の設定

急性毒性値及び慢性毒性値のそれぞれについて、信頼できる知見のうち生物群ごとに値の最も低いものを整理し、そのうち最も低い値に対して情報量に応じたアセスメント係数を適用することにより、予測無影響濃度 (PNEC) を求めた。

急性毒性値については、藻類では *Selenastrum capricornutum* に対する生長阻害の 72 時間半数影響濃度 (EC₅₀) が 1,000,000 μg/L 超、甲殻類では *Daphnia magna* に対する遊泳阻害の 48 時間半数影響濃度 (EC₅₀) が 1,000,000 μg/L 超、魚類では *Pimephales promelas* に対する 96 時間半数致死濃度 (LC₅₀) が 9,850,000 μg/L であった。急性毒性値について 3 生物群 (藻類、甲殻類及び魚類) の信頼できる知見が得られたため、アセスメント係数として 100 を用いることとし、上記の毒性値のうち、数値が確定している値のうち、最小値 (魚類 9,850,000μg/L) にこれを適用することにより、急性毒性値による PNEC として 98,500 μg/L が得られた。

慢性毒性値については、藻類では *Selenastrum capricornutum* に対する生長阻害の 72 時間無

影響濃度（NOEC）が 580,000 µg/L、甲殻類では *Daphnia magna* に対する繁殖阻害の 21 日間無影響濃度（NOEC）が 1,000,000 µg/L、魚類では *Oryzias latipes* に対する成長阻害の 28 日間無影響濃度（NOEC）が 1,870,000 µg/L であった。慢性毒性値について 3 生物群（藻類、甲殻類及び魚類）の信頼できる知見が得られたため、アセスメント係数として 10 を用いることとし、上記の毒性値のうち最も低い値（藻類の 580,000 µg/L）にこれを適用することにより、慢性毒性値による PNEC として 58,000 µg/L が得られた。

本物質の PNEC としては、藻類の慢性毒性値をアセスメント係数 10 で除した 58,000 µg/L を採用する。

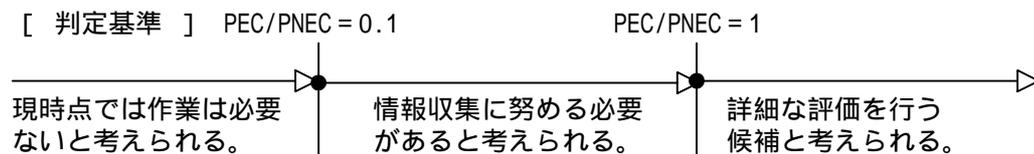
(3) 生態リスクの初期評価結果

表 4.2 生態リスクの初期評価結果

媒体		平均濃度	最大値[95パーセンタイル値] 濃度（PEC）	PNEC	PEC/ PNEC 比
水質	公共用水域・淡水域	0.21µg/L 程度(2000)	88µg/L 程度(2000)	58,000 µg/L	0.002
	公共用水域・海水域	0.16µg/L 程度(2000)	4.4µg/L 程度(2000)		0.00008

注：1) 環境中濃度での () 内の数値は測点年を示す。

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 0.21 µg/L 程度、海水域では 0.16 µg/L 程度であった。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 88 µg/L 程度、海水域は 4.4 µg/L 程度であった。

予測環境中濃度（PEC）と予測無影響濃度（PNEC）の比は、淡水域では 0.002、海水域では 0.00008 となるため、現時点では作業は必要ないと考えられる。

5 . 引用文献等

(1) 物質に関する基本的事項

- 1) National Fire Protection Association (1997): Fire Protection Guide to Hazardous Materials 12th Ed.
- 2) NIOSH (1997): NIOSH Pocket Guide to Chemical Hazards.
- 3) The Merck Index, 13th Ed. (2001): Merck & Co., Inc.
- 4) CRC Handbook of Chemistry and Physics. 79th Ed. (1998-1999): Boca Raton, FL. CRC Press Inc.
- 5) IARC (1979): Monographs on the Evaluation of the Carcinogenic Risk of Chemicals to Man. Geneva: World Health Organization, International Agency for Research on Cancer.
- 6) American Chemical Society (1995): Exploring QSAR-Hydrophobic, Electronic, and Steric Constants. Washington, DC.
- 7) American Chemical Society (1990): Handbook of Chemical Property Estimation Methods. Washington, DC.
- 8) 財団法人化学物質評価研究機構 (2002): 既存化学物質安全性 (ハザード) 評価シート
- 9) Hawley's Condensed Chemical Dictionary. 13th Ed. (1997): New York, NY. John Wiley & Sons, Inc.
- 10) U.S. EPA (1986): Graphical Exposure Modeling System. Fate of Atmospheric Pollutants.
- 11) NTIS (1975): Research Program on Hazard Priority Ranking of Manufactured Chemicals. PB84-263164.
- 12) Dilling, W. L., Bredeweg, C. J. and N. B. Tefereliller. (1976): Simulated atmospheric photodecomposition rates of methylene chloride, 1,1,1-trichloroethane, tetrachloroethylene, and other compounds. Environ. Sci. Technol. 10: 351-356.
- 13) 財団法人化学物質評価研究機構 (2002): 安全性点検 DATA
- 14) 14102 の化学商品 (2002) , 13901 の化学商品 (2001) , 13700 の化学商品 (2000) , 13599 の化学商品 (1999) , 13398 の化学商品 (1999) , 化学工業日報社

(2) 暴露評価

- 1) (財) 日本環境衛生センター(2002): 平成 13 年度化学物質の暴露評価に関する調査報告書 (環境省請負業務)
- 2) 環境省環境安全課(2002): 平成 13 年度版化学物質と環境
- 3) (財) 日本食品分析センター(1998): 平成 9 年度個別化学物質の暴露量に関する調査報告書 (環境庁請負業務)
- 4) 環境省水質管理課(2002): 平成 12 年度要調査項目測定結果
- 5) 環境庁(1990): 平成 2 年度水質管理計画調査 (地下水実態調査)
- 6) 環境省環境安全課(2001): 平成 12 年度版化学物質と環境
- 7) 環境庁環境安全課(1999): 平成 11 年版化学物質と環境
- 8) 大阪府健康福祉部環境衛生課(2002): 水道原水等における 1,4-ジオキサンの検出について (平成 14 年 8 月 20 日)

(3) 健康リスクの初期評価

- 1) US National Institute for Occupational Safety and Health (NIOSH) RTECS Database.
- 2) 中央労働災害防止協会安全衛生情報センター, 化学物質の危険有害性に関する資料 (<http://www.jaish.gr.jp/anzen/html/select/ankg00.htm>)
- 3) Kociba, R.J., S.B. McCollister, C. Park, T.R. Torkelson, and P.J. Gehring (1974): 1,4-Dioxane. I. Results of a 2-year ingestion study in rats. Toxicol. App. Pharmacol., 30: 275-286.

- 4) Yamazaki, K., H. Ohno, M. Asakura, A. Narumi, H. Ohbayashi, H. Fujita, M. Ohnishi, T. Katagiri, H. Senoh, K. Yamanouchi, E. Nakayama, S. Yamamoto, T. Noguchi, K. Nagano, M. Enomoto, and H. Sakabe (1994): Two-year toxicological and carcinogenesis studies of 1, 4-dioxane in F344 rats and BDF1 mice. Drinking studies. Proceedings on the Second Asia-Pacific Symposium on Environmental and Occupational Health, Environmental and Occupational Chemical Hazards (2), Kobe University, pp. 193-198.
- 5) 山崎一法、松本道治、大沢護、加納浩和、野崎巨右 (1994): 1,4-ジオキサンの飲水投与による F 344 ラット及び BDF1 マウスに対する発癌性, 産業医学 36: 445.
- 6) Torkelson, T.R., B.K.J. Leong, R.J. Kociba, W.A. Richter, and P.J. Gehring (1974): 1,4-Dioxane. II. Results of a 2-year inhalation study in rats. Toxicol. App. Pharmacol., 30: 287-298.
- 7) Pilipyuk, Z.I., G.M. Gorban, G.I. Solomin, and A.I. Gorshunova (1977): Toxicology of 1-4-dioxane. Space Biology and Aerospace Medicine 11: 70-74. (translated from Russian).
- 8) Giavini, W., C. Vismara, and M.L. Broccia (1985): Teratogenesis study of dioxane in rats. Toxicol. Lett. 26: 85- 88.
- 9) Schwetz B.A., K.J. Leong, P.J. Gehring (1975): The effect of maternally inhaled trichloroethylene, perchloroethylene, methyl chloroform, and methylene chloride on embryonal and fetal development in mice and rats. Toxicology and Applied Pharmacology, 32: 84-96.
- 10) GDCH (1991): 1,4-Dioxane. German Chemical Society - Advisory Committee on Existing Chemicals of Environmental Relevance. BUA Report No. 80. Stuttgart, Germany, Wissenschaftliche Verlagsgesellschaft, p 96.
- 11) NCI (National Cancer Insitute) (1978): Bioassay of 1,4-Dioxane for Possible Carcinogenicity, CAS No. 123-91-1. NCI Carcinogenesis Tech. Rep. Ser. No. 80. DHEW Publication No. (NIH) PB-285-711.
- 12) Thiess, A.M., E. Tress, and I. Fleig (1976): Industrial-medical investigation results in the case of workers exposed to dioxane. Arbeitsmed. Sozialmed. Praventivmed. 11: 35-46.
- 13) Buffler, P.A., S.M. Wood, M.S. Suarez, and D.J. Kilian (1978): Mortality follow-up of workers exposed to 1,4- dioxane. J. Occup. Med. 20: 255-259.
- 14) Hansen, J. (1993): The industrial use of selected chemicals and risk of cancer 1970-1984 (in Danish). Kopenhagen, Denmark, At-salg.
- 15) Hansen, J., T. Schneider, J.H. Olsen, and B. Laursen (1993): Availability of data on humans potentially exposed to suspected carcinogens in the working environment. Pharmacology and Toxicology 72(suppl): 77-85.
- 16) IARC (1999): Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risk of Chemicals to Human, Vol. 71.

(4) 生態リスクの初期評価

- 1) データベース : U.S. EPA 「AQUIRE」
- 2) 引用文献 (Ref. No. : データベースでの引用文献番号)
 - 707 : Bringmann, G., and R. Kuhn (1982) : Results of Toxic Action of Water Pollutants on *Daphnia magna* Straus Tested by an Improved Standardized Procedure. Z.Wasser-Abwasser-Forsch.15(1):1-6.
 - 863 : Dawson, G.W., A.L. Jennings, D. Drozdowski, and E. Rider (1977) : The Acute Toxicity of 47 Industrial Chemicals to Fresh and Saltwater Fishes. J.Hazard.Mater. 1(4):303-318.
 - 3217 : Geiger, D.L., L.T. Brooke, and D.J. Call (1990) : Acute Toxicities of Organic Chemicals to Fathead Minnows (*Pimephales promelas*), Vol. 5. Center for Lake Superior Environmental Studies, University of Wisconsin, Superior, WI:332.
 - 5718 : Bringmann, G., and R. Kuhn (1977) : The Effects of Water Pollutants on *Daphnia magna*.

- Z.Wasser-Abwasser-Forsch.10(5):161-166 (GER) (ENG ABS); TR-79-1204, English Translation, Literature Research Company:13 p.
- 17126 : Johnson, R., J. Tietge, G. Stokes, and D. Lothenbach (1993) : The Medaka Carcinogenesis Model. In: Technical Report 9306, Compendium of the FY1988 & FY1989 Research Reviews for the Research Methods Branch, U.S.Army Biomedical Research & Development Lab., Ft.Detrick, Frederick, MD:147-172 (U.S.NTIS AD-A272667).
- 3) 環境庁 (1996): 平成 7 年度 生態影響試験実施事業報告