

令和8年1月13日

資料1-2-1

## (修正案)

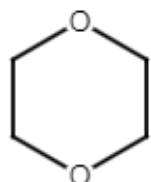
優先評価化学物質のリスク評価（一次）

人健康影響に係る評価Ⅱ

有害性情報の詳細資料

1, 4-ジオキサン

優先評価化学物質通し番号 80



令和8年1月

厚生労働省

## 目 次

有害性評価（人健康影響） .....	1
1. 有害性評価に関する国内外の評価.....	1
1-1. 非発がん影響.....	1
(1) 経口.....	1
(2) 吸入.....	3
1-2. 発がん影響.....	7
(1) 発がん性分類.....	7
(2) 発がん性の定量的評価.....	9
1-3. 国内の他法令による規制値等.....	15
2. 一般毒性.....	16
2-1. 経口.....	16
(1) ヒト.....	16
(2) 実験動物.....	16
2-2. 吸入.....	17
(1) ヒト.....	17
(2) 実験動物.....	17
3. 生殖発生毒性.....	18
3-1 経口.....	18
(1) ヒト.....	18
(2) 実験動物.....	18
3-2 吸入.....	18
(1) ヒト.....	18
(2) 実験動物.....	18
4. 変異原性（遺伝毒性） .....	19
<本評価における結論> .....	21
5. 発がん性.....	27
5-1 経口.....	27
(1) ヒト.....	27
(2) 実験動物.....	27
5-2 吸入.....	29
(1) ヒト.....	29
(2) 実験動物.....	29
6. その他の有害性に関する情報.....	30
6-1. 生体内運命（体内動態）.....	30
<吸收> .....	30
<分布> .....	31
<代謝> .....	31
<排泄> .....	33
6-2. 急性毒性.....	33

(1) ヒト .....	33
(2) 実験動物 .....	33
6-3. 刺激性・腐食性及び感作性 .....	34
(1) 刺激性・腐食性 .....	34
(2) 感作性 .....	34
7. 作用機序 .....	35
8. 有害性評価値の導出 .....	38
9. 参照文献 .....	41
9-1. 国内外の評価書・試験報告書 .....	41
9-2. 文献 .....	44
10. (参考) BMD 解析データ .....	49
10-1. 経口暴露による発がんリスク解析 .....	49
10-2. 吸入暴露による発がんリスク解析 .....	52

## 1 有害性評価（人健康影響）

### 2 はじめに

3 1, 4-ジオキサン（CAS 番号 123-91-1）は、人健康に関する有害性評価の優先度を検討するため 2010 年に実施されたスクリーニング評価において、人健康影響の有害性クラス「2」、暴露クラス「3」と評価され、優先度「高」となったことから優先評価化学物質として指定することが適当であるとされ、2011 年 4 月 1 日に優先評価化学物質（通し番号 80）に指定された。その後、2022 年 3 月 30 日に公表されたリスク評価（一次）評価 I の優先順位付けの結果を踏まえ、詳細なリスク評価としてリスク評価（一次）評価 II を実施することとなった。

9 国内外の評価機関による公表された既存の評価書等及び新しい知見を調査し、9.参照文献に  
10 挙げた資料を用いて 1, 4-ジオキサンの有害性評価を実施した。新しい知見の調査は、総合  
11 的な評価を実施していた最新の評価書（2022 年末時点）として AICIS<sup>(1)</sup> (2022) を選定し、その  
12 評価年である 2022 年より 2 年遡った 2020 年 1 月 1 日から 2025 年 3 月 12 日までに発表された  
13 文献について、PubMed 等のデータベースを活用した文献調査を行った。

14 なお、本評価においては、1, 4-ジオキサンの分子量は 88.11、吸入濃度の単位換算係数は  
15 1 mg/m<sup>3</sup>=0.273 ppm、1 ppm=3.66 mg/m<sup>3</sup>（1 気圧 20°C）を用いた<sup>(2)</sup>。ただし、引用文献中に吸入  
16 濃度の換算値の記載がある場合は、引用元の記載を優先する。

### 17 1. 有害性評価に関する国内外の評価

18 国内外の各機関が実施した 1, 4-ジオキサンの中・長期暴露による非発がん影響及び発がん影響に関する定量的評価（有害性評価値の根拠及び導出方法等）、発がん性及び変異原性（遺伝毒性）に関する定性的評価等について調査した。

21 毒性情報の包括的レビューによる 1, 4-ジオキサンの定量的評価が実施された最も新しい  
22 評価書は US EPA (2020, 2024) であった。国内で定量的評価が実施されていたのは、厚生労働省  
23 「化学物質のリスク評価検討会」で実施する化学物質による労働者の健康障害の初期リスク評  
24 価の資料であるリスク評価書（案）（有害性評価部分）(2018)（以下 厚労省 (2018)と略）であつ  
25 た。

#### 26 1-1. 非発がん影響

##### 27 (1) 経口

28 経口暴露による非発がん影響に関する主要な定量的評価について、表 1 に示した。ECHA に

<sup>(1)</sup> Australian Industrial Chemicals Introduction Scheme

<sup>(2)</sup> (独) 製品評価技術基盤機構 (NITE)：「化学物質の初期リスク評価書」Ver.1.0 No.13 (2005.5) より

29 は推定無影響レベル (DNEL<sup>(3)</sup>) が記載されていたが、参考扱いとする<sup>(4)</sup>。

30 表1 1, 4-ジオキサンの経口経路の非発がん影響に関する国内外の定量的評価

評価機関 発表年	根拠データ	エンドポイント	NOAEL/ LOAEL 等	評価値	備考
ECHA dossier (accessed on 2025/3/12)	ラット 2 年間飲水投与毒性試験 (雄: 0, 9.6, 94, 1,015, 雌: 0, 19, 148, 1,599 mg/kg/day) (Kociba <i>et al.</i> 1974)	肝細胞及び腎尿細管上皮細胞の変性・壞死	NOAEL (雄)=9.6 mg/kg/day	DNEL=0.096 mg/kg/day	AF=100
US EPA (2024)	ラット 2 年間飲水投与毒性試験 (雄: 0, 11, 55, 274 mg/kg/day、雌: 0, 18, 83, 429 mg/kg/day) (Kano <i>et al.</i> 2009)	肝毒性 (逸脱酵素の増加、肝相対重量増加、変異肝細胞巣の増加)	NOAEL (雄)=11 mg/kg/day	POD : NOAEL <sub>HEC</sub> = 2.6 mg/kg	動物からヒトの等価用量への変換
Health Canada (2021)	ラット 2 年間飲水投与毒性試験 (雄: 0, 9.6, 94, 1,015, 雌: 0, 19, 148, 1,599 mg/kg/day) (Kociba <i>et al.</i> 1974)	肝細胞壞死	BMDL <sub>5</sub> =5.4 mg/kg/day	TDI: 5.4 µg/kg/day HBV=0.050 mg/L	雌雄合計の発生例数から BMD 解析 UF=1,000
IRIS (2013)	同上試験 (Kociba <i>et al.</i> 1974)	肝細胞及び腎尿細管上皮細胞の変性・壞死	NOAEL 9.6 mg/kg/day	Chronic RfD=0.03 mg/kg/day	UF=300
ATSDR (2012)	同上試験 (Kociba <i>et al.</i> 1974)	肝細胞及び腎尿細管上皮細胞の変性、壞死	NOAEL 9.6 mg/kg/day	Chronic MRL=0.1 mg/kg/day	UF=100
環境省 (2003)	同上試験 (Kociba <i>et al.</i> 1974)	肝細胞の変性、壞死、肝細胞腺腫、腎臓の尿細管上皮細胞の変性、再生	NOAEL (雄)=9.6 mg/kg/day	MOE=2,400超 (予測最大暴露量=0.40 µg/kg/day 未満) MOE=29 (浄水場の水源井戸検出最大濃度=33 µg/kg/day)	—

31  
32 ECHA dossier<sup>(5)</sup> (accessed on 2025/3/12) では、経口経路の非発がん影響について、一般人に対する長期暴露に関して、ラット 2 年間飲水投与毒性試験 (Kociba *et al.* 1974) を選定し、肝細胞及び腎尿細管上皮細胞の変性と壞死の所見を指標として、雄に対する NOAEL<sup>(6)</sup> 9.6 mg/kg/day を評価係数 (AF) 100 (種差 10、個体差 10) で除して DNEL 0.096 mg/kg/day を算出している。

36 US EPA<sup>(7)</sup> (2024) では、ラット 2 年間飲水投与毒性試験 (Kano *et al.* 2009) を選定し、肝毒性 (逸脱酵素の増加、肝相対重量増加、変異肝細胞巣の増加) を指標として、雄に対する NOAEL を 11 mg/kg/day とし、POD<sup>(8)</sup> としてヒト等価 NOAEL (NOAEL<sub>HEC</sub><sup>(9)</sup>) を 2.6 mg/kg/day<sup>(10)</sup> と算出

(3) Derived No Effect Level

(4) DNEL は、事業者が導出した値であり、ECHA が承認した値ではないため、参考扱いとした。なお、本物質について定量化評価値に相当する値が他になかったため記載した。

(5) European Chemical Agency, Dossier

(6) No Observed Adverse Effect Level

(7) United States Environmental Protection Agency

(8) Point of departure (= NOAE/LOAEL, 許容摂取量等を求める際の出発点)

(9) NOAEL<sub>HEC</sub> : ヒト等価 NOAEL

(10) NOAEL<sub>HEC</sub> = NOAEL × (ラット体重 0.35 kg / ヒト体重 70 kg)<sup>0.25</sup> ≈ 2.6 mg/kg/day

39 していた。

40 Health Canada (2021) では、飲料水中の健康基準値 (HBV<sup>(11)</sup>) の設定にあたり、ラット 2 年間  
41 飲水投与毒性試験 (Kociba *et al.* 1974) を選定し、肝細胞壊死の雌雄合計の発生例数から BMD  
42 解析<sup>(12)</sup> にて BMDL<sub>5</sub><sup>(13)</sup> 5.4 mg/kg/day を算出し、不確実係数 (UF<sup>(14)</sup>) 1,000 (種差 10、個体差 10、  
43 データ不足 [生殖発生毒性の評価が不十分] 10) で除した 5.4 µg/kg/day を耐容一日摂取量 (TDI  
44<sup>(15)</sup>) とし、この値から HBV 50 µg/L<sup>(16)</sup>を算出している。

45 EPA IRIS<sup>(17)</sup> (IRIS と略) (2013) では、ラット 2 年間飲水投与毒性試験 (Kociba *et al.* 1974) の  
46 雄 94 mg/kg/day 以上にみられた肝細胞及び尿細管上皮細胞の変性・壊死を指標にした NOAEL  
47 9.6 mg/kg/day を UF 300 (種差 10、個体差 10、データ不足 [多世代生殖発生毒性試験の不足] 3)  
48 で除して、RfD<sup>(18)</sup> 0.03 mg/kg/day を算出している。

49 ATSDR<sup>(19)</sup> (2012) では、ラット 2 年間飲水投与毒性試験 (Kociba *et al.* 1974) の雄 94 mg/kg/day  
50 以上にみられた肝細胞及び尿細管上皮細胞の変性・壊死を指標にした NOAEL 9.6 mg/kg/day を  
51 UF 100 (種差 10、個体差 10) で除して Chronic MRL<sup>(20)</sup> 0.1 mg/kg/day を算出している。

52 環境省 (2003) では、ラット 2 年間飲水投与毒性試験 (Kociba *et al.* 1974) の肝細胞の変性・壊  
53 死、肝細胞腺腫、尿細管上皮細胞の変性・再生を認めない用量である雄ラットの NOAEL 9.6  
54 mg/kg/day を無毒性量等とした。井戸水 (地下水) からの予測最大暴露量 0.40 µg/kg/day 未満か  
55 ら MOE<sup>(21)</sup>≈2,400<sup>(22)</sup> 超を算出した。しかし、浄水場の水源井戸からの検出最大濃度 33 µg/kg/day  
56 を用いると MOE≈29<sup>(23)</sup>となり、健康リスクについては情報収集が必要であるとしている。

## 57 (2) 吸入

58 吸入暴露による非発がん影響に関する主要な定量的評価について、表 2 に示した。ECHA に  
59 は推定無影響レベル (DNEL) が記載されていたが、参考扱いとする。

60 表 2 1, 4-ジオキサンの吸入経路の非発がん影響に関する国内外の定量的評価

評価機関 発表年	根拠データ	エンドポイ ント	NOAEL/LOAEL 等	評価値	備考
ECHA dossier (accessed on 2025/3/12)	DFG MAK (2019) の MAK 値 10 ppm = 37 mg/m <sup>3</sup> か ら、一般人の慢性吸入 DNEL 算出		一般人の慢性吸入 DNEL= 6.6 mg/m <sup>3</sup>		(労働日数変換 0.71, 労働時呼吸 量変換 0.5, 個人 差 2)
US EPA	雄ラット 2 年間吸	呼吸上皮細	ラット BMCL <sub>10</sub> :	POD の算出	

(11) Health-based value

(12) BenchMark Dose Analysis

(13) BenchMark Dose Lower confidence limits : 5% 発現レベルをもたらす用量-反応曲線の 95% 信頼区間下限値

(14) Uncertainty Factor

(15) Tolerable Daily Intake

(16) HBV=5.4 µg/kg/day×70 kg×0.2/1.5L=50 µg/L (70 kg 体重、飲料水デフォルト配分係数 20%、飲水量 1.5L/day)

(17) Environmental Protection Agency Integrated Risk Information System

(18) Reference Dose

(19) Agency for Toxic Substances and Disease Registry

(20) Minimal Risk Levels

(21) Margin Of Exposure

(22) MOE=9.6×1,000×1/10×1/0.4≈2,400

(23) MOE=9.6×1,000×1/10×1/33≈29

(2020, 2024)	入毒性試験 (6 h/day, 5 days/week) ( 0, 50, 250, 1,250 ppm) (0, 180, 900, 4,500 mg/m <sup>3</sup> ) (Kasai <i>et al.</i> 2009)	胞及び嗅上皮細胞の化生	4.74 ppm (17.1 mg/m <sup>3</sup> )	労働者(8h/day, 5 days/week) : POD: BMCL <sub>HEC</sub> =12.8 mg/m <sup>3</sup>  一般人(24h/day, 7days/week) : POD: BMCL <sub>HEC</sub> =3 mg/m <sup>3</sup>	労働者：ラット 6h からヒト 8h 暴露に変換 DAF: 1  一般人：連続暴露に変換
DFG MAK (2019)	雄ラット同上試験 (Kasai <i>et al.</i> 2009)	近位尿細管細胞の核腫大  鼻腔に病理変化	全身性 NOAEC=50 ppm  局所 LOAEC= 50 ppm	労働時呼吸量 (2), 種差 (2)を考慮して補正: 50/4=12.5=10 ppm  NOAEC を LOAEC x 1/3 と仮定: 16.67 ppm	総合して MAK 値 (8h TWA) 10 ppm (37 mg/m <sup>3</sup> )
	ヒトボランティア試験 (50 ppm 6h) (Young <i>et al.</i> 1977)	眼の刺激作用	NOAEC=20 ppm	発がん性(2)を考慮して補正	
厚労省 (2018)	ドイツ人労働者コホート研究 (0.06~0.69 ppm) (Thiess <i>et al.</i> 1976)  (参考) 雄ラット同上試験 (Kasai <i>et al.</i> 2009)	最高濃度の 0.69 ppm でも各種検査で影響なし  50 ppm で 鼻腔の上皮細胞に毒性所見	NOAEL=0.69 ppm  LOAEL=50 ppm	労働者における評価レベル=0.7 ppm (2.5 mg/m <sup>3</sup> )  労働者における評価レベル=0.38 ppm (1.35 mg/m <sup>3</sup> )	暴露時間補正 6/8h, UF=100 (LOAEL 使用 10, 種差 10)
産衛学会 (2015)	雄ラット同上試験 (Kasai <i>et al.</i> 2009)	50 ppm で 鼻腔の上皮細胞に病変	LOAEL=50 ppm	2 ppm (7.2 mg/m <sup>3</sup> )	UF 25 (LOAEL使用10, 種差 pharmacodynamics の差として2.5)
IRIS (2013)	雄ラット同上試験 (Kasai <i>et al.</i> 2009)	嗅上皮細胞の萎縮と呼吸上皮化生	LOAEL=50 ppm LOAEL POD <sub>ADJ</sub> = 8.9 ppm LOAEL POD <sub>HEC</sub> = 32.2 mg/m <sup>3</sup>	Chronic RfC =0.03 mg/m <sup>3</sup>	UF=1,000 (LOAEL10, 種差 3, 個体差 10, データ不十分 3)
ATSDR (2012)	雄ラット同上試験 (Kasai <i>et al.</i> 2009)	同上	LOAEL=50 ppm LOAEL <sub>ADJ</sub> =8.9 ppm	Chronic MRL =0.03 ppm	UF=300 (LOAEL 使用 10, 個人差 10, 動物からの外挿 3)
Health Council of the Netherlands (2015)	雄ラット同上試験 (Kasai <i>et al.</i> 2009)	鼻病変	LOAEL=50 ppm	8h TWA OEL= 6 ppm (20 mg/m <sup>3</sup> )	UF 9 (LOAEL 使用, 個体差 3)
環境省 (2003)	ラット 2 年間吸入毒性試験 (7 h/day, 5 days/week) (雌雄: 0, 400 mg/m <sup>3</sup> ) (Torkelson <i>et al.</i> 1974)	肝臓, 腎臓, 血液に有害な影響なし	NOAEL=400 mg/m <sup>3</sup> 曝露状況補正 =83 mg/m <sup>3</sup>	MOE=18,000 (一般環境大気中濃度の予測最大量 =0.45 µg/m <sup>3</sup> )	—
ACGIH (2001)	ラット同上試験 (Torkelson <i>et al.</i> 1974)  ヒト薬物動態試験 (Young <i>et al.</i> 1977)	毒性なし  薬物動態	NOAEL=111 ppm (400 mg/m <sup>3</sup> )  1, 4-ジオキサンの蓄積が起ららない職場環境濃度=50 ppm	TLV-TWA=20 ppm (72 mg/m <sup>3</sup> )	—

62 ECHA dossier (accessed on 2025/3/12) では、DFG MAK<sup>(24)</sup> (2019) の MAK 値（最大現場濃度）  
63 10 ppm (37 mg/m<sup>3</sup>) を、労働日数変換 (5/7 days、0.71)、労働時呼吸量変換 (20 m<sup>3</sup>→10 m<sup>3</sup>=0.5)、  
64 個人差 (2) で変換して、一般人における慢性吸入 DNEL を 6.6 mg/m<sup>3</sup><sup>(25)</sup>と算出している。

65 US EPA (2020, 2024) では、雄ラット 2 年間吸入毒性試験 (Kasai *et al.* 2009) (1, 4-ジオキ  
66 サン蒸気 : 0、50、250、1,250 ppm、6 時間/日、週 5 日暴露、0、180、900、4,500 mg/m<sup>3</sup>相当)  
67 をキースタディ<sup>(26)</sup> に選定し、嗅上皮細胞の呼吸上皮化生や呼吸上皮細胞の扁平上皮化生の発  
68 生例数に基づき、BMD 解析 により BMCL<sub>10</sub><sup>(27)</sup> 4.74 ppm (17.1 mg/m<sup>3</sup>) を得て、労働者作業時間  
69 (1 日 8 時間、週 5 日労働) に変換し、さらに動物からヒトへの用量補正係数 (DAF: Dosimetric  
70 adjustment factor) =1.12 (但し 1 を超える場合は既定値 1.0 を用いる (US-EPA 1994)) で補正し、  
71 労働者におけるヒト等価 BMCL<sub>10HEC</sub><sup>(28)</sup> 12.8 mg/m<sup>3</sup><sup>(29)</sup> を POD として算出している。また、一般  
72 人 (1 日 24 時間、週 7 日) に換算して 3 mg/m<sup>3</sup><sup>(30)</sup> を POD として算出している。

73 DFG MAK (2019) では、雄ラット 2 年間吸入毒性試験 (Kasai *et al.* 2009) の全身性 NOAEC<sup>(31)</sup>  
74 を近位尿細管上皮細胞の核腫大を指標に、50 ppm と判断した。労働時呼吸量の増加 (2)、ラッ  
75 トからヒトへの種差 (2) を考慮して補正し、MAK 値（最大現場濃度、8h TWA<sup>(32)</sup>）10 ppm<sup>(33)</sup> を  
76 導出した。また、上記ラット試験の 50 ppm で、鼻腔局所に病理変化（呼吸上皮及び嗅上皮細胞  
77 の核肥大、嗅上皮細胞萎縮、呼吸上皮化生など）がみられたことから LOAEC<sup>(34)</sup> を 50 ppm と  
78 判断し、その 1/3 を NOAEC と仮定して 16.7 ppm とした。これは、1996 年の MAK 値を設定し  
79 た際のヒトボランティア試験 (Young *et al.* 1977) の眼刺激作用の NOAEC 20 ppm と同じ範囲に  
80 あった。さらに、1, 4-ジオキサンは鼻腔に対して発がん性があるため、MAK 値を 2018 年  
81 に 20 ppm から 10 ppm に引き下げ、これらを総合して MAK 値を 10 ppm (37 mg/m<sup>3</sup>) としてい  
82 る。

83  
84 厚労省 (2018) では、1, 4-ジオキサンに暴露されたドイツ人労働者 (24 名、経験 : ~41  
85 年) のコホート研究 (Thiess *et al.* 1976、空気中 1, 4-ジオキサン濃度 0.06~0.69 ppm) において、病理所見及び悪性疾患の徵候も認められず、血液検査の結果も概ね正常であり、肝臓の肥  
86 大や黄疸はみられず、腎機能検査も尿検査も正常であったことから、最高濃度 0.69 ppm を  
87 NOAEL として、評価レベルを 0.7 ppm (2.5 mg/m<sup>3</sup>) としている。  
88

89 また、参考として雄ラット 2 年間吸入毒性試験 (Kasai *et al.* 2009) における 50 ppm 群の鼻腔  
90 の上皮細胞に毒性所見（呼吸上皮細胞の核肥大、嗅上皮細胞の核肥大、嗅上皮細胞の萎縮、嗅

---

(24) Deutsche Forschungsgemeinschaft (DFG) maximale Arbeitsplatz-Konzentration (MAK=Maximum Workplace Concentration)

(25) DNEL=37 mg/m<sup>3</sup>×0.71×0.5/2 = 6.6 mg/m<sup>3</sup>

(26) キースタディとは、各機関の評価書において、定量的評価の根拠とされたものを指す。

(27) Benchmark Concentration Limit 10%

(28) BMCL human equivalent concentration

(29) BMCL<sub>HEC</sub> = 17.1 mg/m<sup>3</sup>×6/8 = 12.8 mg/m<sup>3</sup>

(30) BMCL<sub>HEC</sub> = 17.1 mg/m<sup>3</sup>×6/24×5/7 = 3 mg/m<sup>3</sup>

(31) No observed adverse effective concentration

(32) Time Weighted Average

(33) 50 ppm / 2 / 2 = 12.5 ≈ 10 ppm

(34) Lowest observed adverse effective concentration

91 上皮細胞の呼吸上皮化生など) がみられたことから、LOAEL<sup>(35)</sup> を 50 ppm とし、暴露時間補正  
92 6/8h、UF 100 (LOAEL10、種差 10) で除して、労働者 (8 時間、週 5 日労働) における評価レ  
93 ベル 0.38 ppm<sup>(36)</sup> ( $1.35 \text{ mg/m}^3$ ) を算出している。

94 日本産業衛生学会 (産衛学会と略) (2015) は、雄ラット 2 年間吸入毒性試験 (Kasai *et al.* 2009)  
95 で観察された呼吸上皮細胞、嗅上皮細胞の変化から得られた LOAEL 50 ppm を UF 25 (LOAEL  
96 使用 10, 種差 [pharmacodynamics の差として] 2.5) で除して、非発がん影響の濃度を 2 ppm ( $7.2$   
97  $\text{mg/m}^3$ ) と算出した。ただし、1, 4-ジオキサンの許容濃度は、発がん影響から求められた 1  
98 ppm ( $3.6 \text{ mg/m}^3$ ) を採用している (1-2.発がん影響 (2) 発がん性の定量的評価 参照)。

99 IRIS (2013) では、ラット 2 年間吸入毒性試験 (Kasai *et al.* 2009) における嗅上皮細胞の萎縮  
100 と呼吸上皮化生を根拠とした LOAEL 50 ppm に基づき、連続暴露条件に補正して、LOAEL  
101  $\text{POD}_{\text{ADJ}}^{(37)}$   $8.9 \text{ ppm}$  ( $32.2 \text{ mg/m}^3$ ) とし、動物からヒトへの用量補正係数 (DAF=1, US EPA (2020)  
102 と同様) で補正したヒト等価 LOAEL  $\text{POD}_{\text{HEC}}$   $32.2 \text{ mg/m}^3$  を得た。これを UF 1,000 (LOAEL 使  
103 用 10、種差 3、個体差 10、データ不十分 3) で除して、慢性参考濃度 (Chronic RfC<sup>(39)</sup>)  $0.03 \text{ mg/m}^3$   
104 (<sup>(40)</sup>) を算出している。

105 ATSDR (2012) では、雄ラット 2 年間吸入毒性試験 (Kasai *et al.* 2009) で観察された鼻腔の呼  
106 吸上皮細胞、嗅上皮細胞の変化から得られた非発がん影響の LOAEL 50 ppm を連続暴露に変換  
107 し、動物からヒトへの用量補正係数 (DAF=1, US EPA (2020) と同様) で補正し、 $\text{LOAEL}_{\text{ADJ}}$   $8.9286$   
108 ppm<sup>(41)</sup>を算出した。これに、UF 300 (LOAEL 使用 10、個人差 10、動物からの外挿 3) で除し  
109 て、慢性吸入 MRL を  $0.03 \text{ ppm}$  と算出している。

110 Health Council of the Netherlands (2015) では、雄ラット 2 年間吸入毒性試験 (Kasai *et al.* 2009)  
111 で観察された鼻病変から得られた LOAEL 50 ppm を UF 9 (LOAEL 使用 3、個体差 3) で除して、  
112 8hTWA OEL<sup>(42)</sup> を  $6 \text{ ppm}$  ( $20 \text{ mg/m}^3$ ) と算出している。

113 環境省 (2003) では、ラット 2 年間吸入毒性試験 (Torkelson *et al.* 1974) において、肝臓や腎  
114 臓、血液に有害な影響を認めない  $400 \text{ mg/m}^3$  を NOAEL とし、暴露状況で補正して無毒性量  $83$   
115  $\text{mg/m}^3$  を得た。UF (種差 10) と一般環境大気中濃度の予測最大量  $0.45 \mu\text{g}/\text{m}^3$  で除し、 $\text{MOE} =$   
116  $18,000$ <sup>(43)</sup>を算出した。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  
117 必要ないとしている。

118 ACGIH<sup>(44)</sup> (2001) では、ラット 2 年間吸入毒性試験 (Torkelson *et al.* 1974) における NOAEL

---

(35) Lowest observed adverse effect level

(36) 評価レベル =  $50 \text{ ppm} \times 6/8h \times 1/100 = 0.375 = 0.38 \text{ ppm}$  ( $1.35 \text{ mg/m}^3$ )

(37) Point of departure, Adjusted (許容摂取量等を求める際の出発点としての LOAEL)

(38)  $\text{POD}_{\text{Adj}} = 50 \text{ ppm} \times 6/24h \times 5/7 \text{ days} = 8.9 \text{ ppm}$  ( $32.2 \text{ mg/m}^3$ )

(39) Reference concentration

(40) Chronic RfC =  $8.9 \times 3.6 \times 1/1,000 = 0.03 \text{ mg/m}^3$

(41)  $\text{LOAEL}_{\text{ADJ}} = 50 \text{ ppm} \times 6/24 \text{ hours} \times 5/7 \text{ days} \times 1$  (DAF) =  $8.9286 \text{ ppm}$ , MRL =  $8.9286/300 = 0.03 \text{ ppm}$

(42) Occupational exposure limit

(43)  $\text{MOE} = 83 \text{ mg/m}^3 \times 1,000 / 0.45 = 18,000$

(44) American Conference of Governmental Industrial Hygienists

119 111 ppm (400 mg/m<sup>3</sup>)、及びヒトボランティア試験における 1, 4-ジオキサンの蓄積が起こら  
120 ない職場環境濃度 50 ppm (Young *et al.* 1977) などから、1981 年に TLV-TWA<sup>(45)</sup> 25 ppm を設定  
121 した（詳細不明）。その後、1999 年に他の国際的職業暴露基準との調和を促進するため、TLV-  
122 TWA を 20 ppm に改定している。

## 123 1-2. 発がん影響

### 124 (1) 発がん性分類

125 主な機関による発がん性分類（表 3）及び定性評価の概要を以下にまとめた。

126 表 3 1, 4-ジオキサンの発がん性分類

評価機関 発表年	分類	分類基準
日本政府による GHS 分類結果 (2024)	1B	ヒトに対しておそらく発がん性がある
AICIS (2022)	1B	ヒトに対しておそらく発がん性がある
US NTP (2021)	R	合理的にヒト発がん性因子であることが予想される
ECHA Scientific report (2021)	1B	ヒトに対しておそらく発がん性がある
UK HSE (2021)	1B	ヒトに対しておそらく発がん性がある
EU RAC (2019)	1B	ヒトに対しておそらく発がん性がある
DFG MAK (2019)	4	実験動物での発がん性は変異原性には基づいていない作用機構によるもので MAK 及び BAT が守られていればヒトに対する発がんのリスクは有意でない物質
ECHA CLH report (2018)	1B	ヒトに対しておそらく発がん性がある
厚労省 (2018)	—	ヒトに対する発がん性が疑われる
産衛学会 (2015)	第 2 群 B	証拠が比較的十分でないが、ヒトに対しておそらく発がん性があると判断できる
IRIS (2013)	L	ヒト発がん性である可能性が高い
ACGIH (2001)	A3	確認された動物発がん因子であるが、ヒトとの関連は不明
IARC (1999)	2B	ヒトに対して発がん性がある可能性がある

127  
128 日本政府による GHS<sup>(46)</sup> 分類結果 (2024) では、ヒトでは発がん性を示す証拠は示されてい  
129 ない。動物試験結果（雄ラット 2 年間吸入毒性試験 (Kasai *et al.* 2009)、ラット及びマウスの厚  
130 労省委託がん原性試験（2 年間飲水投与）(1990) より、2 種 2 経路において、腹膜、肝臓、鼻腔  
131 を中心に悪性を含む腫瘍の発生増加が認められている）に基づき、EU RAC (2019)、AICIS (2022)、  
132 産衛学会 (2015)、IRIS (2013)、ATSDR (2012)、厚労省 (1990) を参照し、発がん性分類について  
133 1B（ヒトに対しておそらく発がん性がある）としている。

134 AICIS (2022) では、ラット及びマウス 2 年間飲水投与毒性試験 (Kano *et al.* 2009) と雄ラット  
135 2 年間吸入毒性試験 (Kasai *et al.* 2009) に基づき、動物実験において発がん性に関して十分な証  
136 拠があるとしているが、US NTP<sup>(47)</sup> (2021)、UK HSE<sup>(48)</sup> (2021)、US EPA (2020)、EU RAC<sup>(49)</sup> (2019)  
137 を参照し、ヒトに対する発がん性の証拠は不十分であるとし、発がん性分類について 1B（ヒト  
138 に対しておそらく発がん性がある）としている。

(45) Threshold Limit Value - Time Weighted Average : 作業環境許容濃度

(46) Globally Harmonized System of Classification and Labelling of Chemicals

(47) US national toxicology program

(48) United Kingdom Health and Safety Executive

(49) European Union (EU) Committee for Risk Assessment (RAC)

139 US NTP (2021) では、ラット及びマウス 2 年間飲水投与毒性試験 (Kano *et al.* 2009) と雄ラット  
140 2 年間吸入毒性試験 (Kasai *et al.* 2009) に基づき、動物実験で発がん性の十分な証拠があると  
141 している。ヒトに関しては Buffler *et al.* (1978) のコホート研究を取り上げているが、ヒトに対する  
142 発がん性を実証するには十分でないとし、発がん性分類について R (合理的にヒト発がん  
143 性因子であることが予想される) としている。

144 ECHA Scientific report (2021) では、EU RAC (2019) を参照して、発がん性分類について 1B (ヒ  
145 トに対しておそらく発がん性がある) としている。

146 UK HSE (2021) では、EU RAC (2019) を参照して、発がん性分類について 1B (ヒトに対して  
147 おそらく発がん性がある) としている。

148 EU RAC (2019) では、ラット及びマウス 2 年間飲水投与毒性試験 (Kano *et al.* 2009) と雄ラット  
149 2 年間吸入毒性試験 (Kasai *et al.* 2009) に基づき、動物実験で発がん性の十分な証拠があると  
150 している。ヒトに関しては Buffler *et al.* (1978)、NIOSH (1977) と Thiess *et al.* (1976) のコホート  
151 研究について、1A (ヒトに対する発がん性が知られている) 分類の根拠にはならないと判断し、  
152 発がん性分類について 1B (ヒトに対しておそらく発がん性がある) としている。

153 DFG MAK (2019) では、ラット及びマウス 2 年間飲水投与毒性試験 (Kano *et al.* 2009) と雄ラ  
154 ット 2 年間吸入毒性試験 (Kasai *et al.* 2009) 及び、遺伝毒性に関する報告の用量反応性に基づ  
155 き、発がん性分類について 4 (実験動物での発がん性は変異原性には基づいていない作用機構に  
156 よるもので、MAK 値及び生物学的許容値 (BAT<sup>(50)</sup>) が守られていれば、ヒトに対する発がんの  
157 リスクは有意でない物質) としている。

158 ECHA CLH report<sup>(51)</sup> (2018) では、ラット及びマウス 2 年間飲水投与毒性試験 (Kano *et al.* 2009)  
159 と雄ラット 2 年間吸入毒性試験 (Kasai *et al.* 2009) に基づき、動物実験において発がん性の十分  
160 な証拠があるとしている。ヒトに関しては、1A (ヒトに対しておそらく発がん性がある) 分類  
161 の根拠となる報告がないとして、発がん性分類について 1B (ヒトに対して発がん性があるとみ  
162 なされるべき物質) としている。

163 厚労省 (2018) では、ラット及びマウス 2 年間飲水投与毒性試験 (Kano *et al.* 2009) と雄ラット  
164 2 年間吸入毒性試験 (Kasai *et al.* 2009)、産衛学会 (2015)、IRIS (2013)、IARC<sup>(52)</sup> (1999) を参  
165 照し、発がん性分類についてヒトに対する発がん性が疑われるとしている。

166 産衛学会 (2015) では、ラット及びマウス 2 年間飲水投与毒性試験 (Kano *et al.* 2009) とラット  
167 2 年間吸入毒性試験 (Kasai *et al.* 2009) に基づき、ACGIH (2001) と IARC (1999) を参照して、  
168 微生物変異原性は陰性であるが、マウス及びラットで発がん性があるとしている。ヒトにおけ  
169 る発がん性は確認できていないとして、発がん性分類について第 2 群 B (証拠が比較的十分で  
170 ないが、ヒトに対しておそらく発がん性があると判断できる) としている。

---

(50) Biological tolerance value

(51) ECHA Harmonised Classification and Labelling (CLH) report

(52) International Agency for Research on Cancer

IRIS (2013) では、ラット及びマウス 2 年間飲水投与毒性試験 (Kano *et al.* 2009) と雄ラット 2 年間吸入毒性試験 (Kasai *et al.* 2009)、モルモット及びウサギ 5 日間吸入毒性試験 (Fairley *et al.* 1934)、及び、コホート研究 (Buffler *et al.* 1978、Thiess *et al.* 1976) に基づき、発がん性分類について L (ヒト発がん性である可能性が高い) としている。

ACGIH (2001) では、ラット 2 年間飲水投与毒性試験 (Kociba *et al.* 1974) とラット 110 週間及びマウス 90 週間飲水投与試験 (NCI 1978) に基づき、発がん性分類について A3 (確認された動物発がん因子であるが、ヒトとの関連は不明) としている。

IARC (1999) では、ラット及びマウス 2 年間飲水投与毒性試験 (Yamazaki *et al.* 1994) とコホート研究 (Buffler *et al.* 1978) に基づき、発がん性分類について 2B (ヒトに対して発がんの可能性がある) としている。

## (2) 発がん性の定量的評価

### ① 経口

経口暴露による発がん性に関する主要な定量的評価について表 4 に示した。

表 4 1, 4-ジオキサンの経口経路の発がん性に関する国内外の定量評価

評価機関 発表年	根拠データ	エンドポイント	評価値・算出方法	$10^{-5}$ 発がんリスク レベル
UK HSE (2021)	マウス 2 年間飲水投与毒性試験 (雄: 0, 49, 191, 677 mg/kg/day、雌: 0, 66, 278, 964 mg/kg/day) (Kano <i>et al.</i> 2009)	肝細胞腺腫/がん	T25 (経口) マウス(雌)= 18.4 <sup>#</sup> mg/kg/day (#: 24.7 mg/kg/day の誤り)	SCL は提案なし
US EPA (2020)	同上試験 (Kano <i>et al.</i> 2009)	同上	BMD 解析 MSW time-to-tumor model BMDL <sub>50</sub> =27.0 mg/kg/day BMDL <sub>50HEC</sub> 3.93 mg/kg/day SF=1.2×10 <sup>-1</sup> (mg/kg/day) <sup>-1</sup>	(0.83 μg/kg/day, =10 <sup>-5</sup> /SF × 1,000) <sup>\$</sup>
EU RAC (2019)	同上試験 (Kano <i>et al.</i> 2009)	同上	T25 (経口) マウス(雌)= 18.4 <sup>#</sup> mg/kg/day (#: 24.7 mg/kg/day の誤り)	(1 μg/kg/day, =24.7×1,000/ 25,000) <sup>\$</sup>
ECHA CLH report (2018)	ラット 2 年間飲水投与毒性試験 (雄: 0, 11, 55, 274 mg/kg/day、雌: 0, 18, 83, 429 mg/kg/day) (Kano <i>et al.</i> 2009)	同上 同上	T25 (経口) マウス(雄)=92.2 mg/kg/day マウス(雌)=18.4 <sup>#</sup> mg/kg/day (#: 24.7 mg/kg/day の誤り)  ラット(雄)=89.4 mg/kg/day ラット(雌)=114.3 mg/kg/day	SCL は提案なし
IRIS (2013)	マウス同上試験 (Kano <i>et al.</i> 2009)	同上	BMD 解析 Log-Logistic model BMDL <sub>50</sub> 32.93 mg/kg/day BMDL <sub>50HED</sub> 4.95 mg/kg/day SF=1.0×10 <sup>-1</sup> (mg/kg/day) <sup>-1</sup> UR (飲水)=2.9×10 <sup>-6</sup> (μg/m <sup>3</sup> ) <sup>-1</sup>	飲水中 3.5 μg/L (0.14 μg/kg/day 体重 50 kg, 飲水 2L/day) <sup>\$</sup>
AICIS (2022)	SCCS (2015) で評価した「一般人の生涯 10 <sup>-5</sup> レベル発がんリスクは、化粧品内などの含有量を 10 ppm 以下 (55 μg/day 相当) に抑えるべき」とした報告を記載している。			55 μg/day (0.92 μg/kg/day, SCCS 2015)
SCCS (2015)	マウス 2 年間飲水投与毒性試験(雄: 0, 66, 250, 770 mg/kg/day、雌: 0, 77, 320, 1,070 mg/kg/day) (Yamazaki <i>et al.</i> 1994)	肝細胞がん (雌 0/50 例, 77 mg/kg 群 6/50 例=12%)	T25=162 mg/kg/day Human T25 = 23 mg/kg/day 生涯 10 <sup>-5</sup> 発がんリスク=0.92 μg/kg/day (体重 60 kg=55 μg/day)	0.92 μg/kg/day

食安委 (2007)	ラット 2 年間飲水投与毒性試験(雄: 0, 16, 81, 398 mg/kg/day、雌: 0, 21, 103, 514 mg/kg/day) (Yamazaki <i>et al.</i> 1994)	肝腫瘍及び肝臓の過形成	NOAEL=16 mg/kg/day UF=1,000	TDI=16 µg/kg/day
WHO GDWQ (2005)	ラット同上試験 (Yamazaki <i>et al.</i> 1994)	肝細胞腫瘍 増加	線形多段階モデルからの $10^{-5}$ 発がんリスク算出：飲料 水濃度= 54 µg/L  肝細胞腫瘍 NOAEL= 16 mg/kg/day, UF=1,000 TDI= 16 µg/kg 飲料水中の等価濃度=48µg/L  両計算から 50 µg/L を採用	飲水中ガイドライン値： 50 µg/L
厚労省 (2003)	ラット同上試験 (Yamazaki <i>et al.</i> 1994)	肝細胞腫瘍	線形マルチステージモデル による $10^{-5}$ 発がんリスクに 相当する飲水濃度	飲水中 54 µg/L (2.16 µg/kg/day, 体重 50 kg, 飲水 2L/day) <sup>s</sup>
参考				
産総研 (2005)	ラット 2 年間飲水投与毒性試験 (Kociba <i>et al.</i> 1974)	肝臓におけるがんの発生	MOE 算出	

<表中の補足事項>

<sup>#</sup> : UK HSE (2021)、EU RAC (2019)、ECHA CLH report (2018) の「評価値・算出方法」欄：マウス (雌) T25 = 18.4 mg/kg/day は、24.7 mg/kg/day の誤り

<sup>s</sup> : 各評価機関の報告書に数値記載はないが、本評価に際して算出した値を括弧内に  $10^{-5}$  発がんリスクレベルとして記載した。

網掛け (AICIS (2022)、SCCS (2015)～厚労省(2003)) : これらの評価書は、Yamazaki *et al.* (1994) のデータを用いて記載されているため参考扱いとする。

UK HSE (2021) では、マウス及びラット 2 年間飲水投与試験 (Kano *et al.* 2009) より、最小 T25 値（雌マウスにおける肝細胞腺腫/がんの担腫瘍動物より算出）が 18.4<sup>#</sup> mg/kg/day であったことから、1, 4-ジオキサンの発がん効力<sup>(53)</sup> は中程度と判断され、特定濃度規制値 (SCL)<sup>(54)</sup> は提案されなかった。（表中の補足事項<sup>(55)</sup> : <sup>#</sup> 18.4 mg/kg/day は、24.7 mg/kg/day の誤り）

US EPA (2020) では、マウスの 2 年間飲水投与毒性試験 (Kano *et al.* 2009) をキースタディとし、雌マウスにおける肝細胞腺腫/がんの発生率に基づき、BMD 解析の Multistage Weibull (MSW) time-to-tumor Model から BMDL<sub>50</sub> 27.0 mg/kg/day を得て、ヒト体重 (80 kg)、マウス平均体重 (0.0359 kg) に 0.25 乗して、ヒト等価 BMDL<sub>50HEC</sub> 3.93 mg/kg/day<sup>(56)</sup> 及び SF 1.2 × 10<sup>-1</sup><sup>(57)</sup> (mg/kg/day)<sup>-1</sup> を算出している。

EU RAC (2019) では、マウス 2 年間飲水投与毒性試験 (Kano *et al.* 2009) をキースタディと

<sup>(53)</sup> EC (1999) 及び旧指令 67/548/EEC の基準による、発がん効力の分類 (高効力発がん物質は T25: <1 mg/kg/day、中効力発がん物質は T25: 1～100 mg/kg/day の間、低効力発がん物質は T25: >100 mg/kg/day)

<sup>(54)</sup> Specific concentration limit

<sup>(55)</sup> ECHA CLH report (2018) に算出方法の詳細が記載されており、雌マウス (投与用量: 0、500、2,000、8,000 ppm: 0、66、278、964 mg/kg/day 相当) における肝細胞腺腫/がんの発生率は、500 ppm 群で 35/50 例 (70%)、対照群で 5/50 例 (10%) で、正味の発生率 66.7% (計算式: (35-5)/((50-5)×100)=66.7)。T25= 49 mg/kg/day (500 ppm 摂取量)×25/((35-5)/((50-5)×100)=18.4 mg/kg/day と算出されていた。しかし、500 ppm 雌の摂取量は 49 mg/kg/day ではなく 66 mg/kg/day の誤り、従って、正しくは T25=66 mg/kg/day×25/((35-5)/((50-5)×100)) = 27.4 mg/kg/day となる。UK HSE (2021)、EU RAC (2019) 及び ECHA CLH report (2018) 共通の誤り。

<sup>(56)</sup> BMDL<sub>50HEC</sub>= 27.0 mg/kg/day×(0.0359/80)<sup>0.25</sup> = 3.93 mg/kg/day

<sup>(57)</sup> SF = 0.5/3.93= 1.2×10<sup>-1</sup> (mg/kg/day)<sup>-1</sup>

し、雌マウスにおける肝細胞腺腫/がんの発生率（対照群 5/50 例、500 ppm 群 35/50 例）に基づく T25 値を 18.4<sup>#</sup> mg/kg/day と算出している（表中の補足事項：<sup>#</sup> 18.4 mg/kg/day は 24.7 mg/kg/day の誤り）。

ECHA CLH report (2018) では、マウス及びラット 1, 4-ジオキサンの 2 年間飲水投与毒性試験 (Kano *et al.* 2009) をキースタディとし、肝細胞腺腫/がんの発生率に基づき、マウス及びラットについての各 T25 を算出し（ラット、マウス試験の雌雄各 T25 値は、Table 4 の「評価値・算出方法」欄を参照）、最も小さい値を示した雌マウスの肝細胞腺腫/がんの発生率からの T25 値 18.4<sup>#</sup> mg/kg/day を採用している（表中の補足事項：<sup>#</sup> 18.4 mg/kg/day は、24.7 mg/kg/day の誤り）。

IRIS (2013) では、マウスの 2 年間飲水投与毒性試験 (Kano *et al.* 2009) をキースタディとし、雌マウスにおける肝細胞腺腫/がんの発生動物数に基づき、BMD 解析 (BMDS ver. 2.1.1.) により解析し、Log-Logistic model から BMDL<sub>50</sub> 32.93 mg/kg/day を得た。ヒト体重 (70 kg)、マウスの平均体重 (35.9 g) として、ヒト等価 BMDL<sub>50HED</sub> 4.95 mg/kg/day<sup>(58)</sup> を得て、SF 0.10<sup>(59)</sup> (mg/kg/day)<sup>-1</sup> 及びユニットリスク (UR、飲水)  $2.9 \times 10^{-6} (\mu\text{g}/\text{L})^{-1}$ <sup>(60)</sup> を算出し、飲水による  $10^{-5}$  発がんリスクレベルは 3.5  $\mu\text{g}/\text{L}$ <sup>(61)</sup> と算出している。

表 4 の網掛け部分に示した AICIS (2022)、SCCS (2015)、食安委 (2007)、WHO GDWQ (2005)、厚労省 (2003) では、Yamazaki *et al.* (1994) のラット及びマウス 2 年間飲水投与毒性試験の報告書を根拠データにしていたが、Yamazaki *et al.* (1994) のレポートは、その後、摂餌量の再計算や病理組織学的検査の再実施（変異肝細胞巣や肝細胞腺腫に関する見直し）が行われ、修正された最終成績は前述の Kano *et al.* (2009) として報告されている。従って、Yamazaki *et al.* (1994) のデータを参照して記載された評価書は、参考扱いとする。

AICIS (2022) では、SCCS (2015) で評価した「一般人の生涯  $10^{-5}$  レベル発がんリスクは、化粧品内などの含有量を 10 ppm 以下 (55  $\mu\text{g}/\text{day}$  相当) に抑えるべき」とした報告を記載しているが、この値を算出するのに Yamazaki *et al.* (1994) のデータを用いている。

SCCS<sup>(62)</sup> (2015) では、化粧品内に微量に含まれる 1, 4-ジオキサンの量を管理して、一般人の発がんリスクを  $10^{-5}$  に抑えるには、化粧品内のレベルを 10 ppm 以下 (55  $\mu\text{g}/\text{day}$ ) に抑えるべきであるとした提言<sup>(63)</sup>をしており、その算出には、マウス 2 年間飲水投与毒性試験（雄: 0、66、250、770 mg/kg/day、雌: 0、77、320、1,070 mg/kg/day）(Yamazaki *et al.* 1994) から、雌の肝細胞がん発生例数（対照群 0/50 例=0%、77 mg/kg 群 6/50 例=12%）から T25 を 162 mg/kg/day<sup>(64)</sup> と算出している。さらに、マウスからヒトへの代謝スケーリングファクターに基づく変換（雌

(58) BMDL<sub>50HED</sub> = BMDL<sub>50</sub>  $(32.93 \text{ mg}/\text{kg}/\text{day}) \times (0.0359/70 \text{ kg})^{0.25} = 4.95 \text{ mg}/\text{kg}/\text{day}$

(59) SF = 0.5/4.95 = 0.10 (mg/kg/day)<sup>-1</sup>

(60) UR = 0.5/(4.95  $\times$  70 kg/2 L  $\times$  1,000) =  $2.9 \times 10^{-6} (\mu\text{g}/\text{L})^{-1}$  (ヒト体重 70 kg、1 日飲水量 2L として算出)

(61) 飲水による  $10^{-5}$  発がんリスク =  $10^{-5} / (2.9 \times 10^{-6}) = 3.5 \mu\text{g}/\text{L}$

(62) Scientific Committee on Consumer Safety

(63) 化粧品 1 日使用量 17.4 g として 10 ppm 含有で 174  $\mu\text{g}/\text{day}$ 、経皮 50% 吸収で 87  $\mu\text{g}/\text{day}$ 、約 65% の化粧品の含有量は 1 ppm であることを考慮すると、実質吸収量は 87  $\mu\text{g}/\text{day}$  以下が予想されることから  $10^{-5}$  発がんリスクをクリアーすると考えている (SCCS 2015)。

(64) T25 after 104 weeks =  $104/104 \times 105/104 \times 77 \times 25/12 \text{ mg}/\text{kg}/\text{day} = 162 \text{ mg}/\text{kg}/\text{day}$  (105 週目屠殺補正含む)

232 マウス 25 g、ヒト体重 60 kg) にて、Human T25 を 23 mg/kg/day<sup>(65)</sup>と算出し、10<sup>-5</sup> 生涯発がんリスクを  $9.2 \times 10^{-4}$  mg/kg/day<sup>(66)</sup> (0.92 µg/kg/day、体重 60 kg として 55 µg/day) と算出している。

234 食安委 (2007) では、ラット 2 年間飲水投与毒性試験 (Yamazaki *et al.* 1994) における肝腫瘍  
235 (及び肝臓での過形成) の増加に関する NOAEL=16 mg/kg/day を UF 1,000 (種差 10、個体差 10、  
236 毒性の重篤性 [肝腫瘍] 10) で除して TDI 16 µg/kg/day を算出している。

237 WHO GDWQ<sup>(67)</sup> (2005) は、ラット 2 年間飲水投与毒性試験 (雄:0、16、81、398 mg/kg/day、雌:  
238 0、21、103、514 mg/kg/day、Yamazaki *et al.* 1994) における肝細胞腫瘍発生動物数に基づき、線  
239 形多段階モデルによって 10<sup>-5</sup> 発がんリスク飲料水濃度を 54 µg/L と算出している (詳細な記載  
240 なし)。一方、肝細胞腫瘍の NOAEL を低用量の 16~21 mg/kg/day と判断し、NOAEL=16 mg/kg/day  
241 を UF 1,000 (種差 10、個体差 10、非遺伝毒性発がんに関わる係数 10) にて除して TDI を 16  
242 µg/kg/day とし、飲料水中の等価濃度を TDI の暴露源配分係数 10%適用、体重 60 kg、1 日飲水  
243 量 2L として 48 µg/L<sup>(68)</sup>と算出した。以上の 2 つの方法にて算出された値から飲水中ガイドライ  
244 ン値を 50 µg/L としている。

245 厚労省 (2003) では、ラット 2 年間飲水投与毒性試験 (Yamazaki *et al.* 1994) をキースタディ  
246 とし、雌雄ラットへの 1, 4-ジオキサン濃度が 0、200、1,000、5,000 ppm による肝細胞腫瘍  
247 の発生率に基づき、線形マルチステージモデルによる 10<sup>-5</sup> 発がんリスクに相当する飲水濃度を、  
248 0.054 mg/L とした (発がん動物数などの詳細な記載なし)。これにより、飲料水質基準値を 0.05  
249 mg/L と設定している。

250 以下は、評価値を導出した定量的評価結果ではないため参考扱いとするが、産業技術総合研  
251 究所 (産総研と略) (2005)では、ラットの 2 年間飲水投与毒性試験 (Kociba *et al.* 1974) をキー  
252 スタディとし、肝臓にがんが認められず、かつ毒性試験結果および代謝プロフィールから適当  
253 と考えられた 10 mg/kg/day を経口経路の NOAEL とし、この値と一般の集団の経口+経皮暴露  
254 量の 95% 上限値である 0.079 µg/kg/day との比 Margin of Exposure (MOE) を算出した。MOE は  
255 130,000 と計算され、不確実性係数 1,000 (種差: 10, 個体差: 10, 腫瘍性変化: 10) を大きく  
256 上回っていたことから「リスクの懸念がなく、対策をとる必要はない」と判断できるとしていた。  
257 なお、産総研 (2005)では、経口暴露による非発がん影響は、発がん影響と同様に未変化体  
258 (1, 4-ジオキサン) による細胞障害性が原因と考えられており、非発がん影響のヒトにおける評価  
259 は、発がん性に関わる評価で担保されるとし、非発がん影響に関わる定量的なリスク評価を行っていない。

(65) Human T25 =  $163/(60/0.025)^{0.25} = 23 \text{ mg/kg/day}$

(66)  $10^{-5} \text{ 生涯発がんリスク} = 10^{-5} \times 23/0.25 = 9.2 \times 10^{-4} = 0.92 \mu\text{g/kg/day}$ , 体重 60 kg として 55 µg/day

(67) World Health Organization / Guidelines for Drinking-Water Quality

(68) 飲料水中の等価濃度= $16 \mu\text{g/kg/day} \times 0.1 \times 60 \text{ kg 体重} / 2 \text{ L} = 48 \mu\text{g/L}$

263 吸入暴露による発がん影響について主要な定量的評価について表 5 に示した。

264 表 5 1, 4-ジオキサンの吸入経路の発がん性に関する国内外の定量的評価

評価機関 発表年	根拠データ	エンドポイント	評価値・算出方法	$10^{-5}$ 発がんリスクレベル
UK HSE (2021)	雄ラット 2 年間吸入毒性試験 (6 時間/日、週 5 日) (雄: 0, 50, 250, 1,250 ppm (0, 180, 900, 4,500 mg/m <sup>3</sup> ) (Kasai <i>et al.</i> 2009)	腹膜中皮腫	T25 (吸入)=46.6 mg/kg/day (ECHA CLH report 2018 と同じ)	(1.9 µg/kg/day =46.6/25,000) <sup>s</sup>
US EPA (2020)	雄ラット同上試験 (Kasai <i>et al.</i> 2009)	鼻腔扁平上皮がん/肝細胞腺腫・がん/腹膜中皮腫/腎細胞がん/乳腺線維腺腫/乳腺腺腫/ジンバル腺腫/皮下線維腫	<労働者> UR (吸入)= $1.18 \times 10^{-6}$ ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) <sup>-1</sup> BMCL <sub>10</sub> HEC=84.6 mg/m <sup>3</sup>	<労働者> (8.47 µg/m <sup>3</sup> = $10^{-5}$ / $(1.18 \times 10^{-6})$ ) <sup>s</sup>
EU RAC (2019)	雄ラット同上試験 (Kasai <i>et al.</i> 2009)	腹膜中皮腫	T25 (吸入)=46.6 (mg/kg/day) (ECHA CLH report 2018 と同じ)	SCL は提案なし (1.9 µg/kg/day =46.6/25,000) <sup>s</sup>
ECHA CLH report (2018)	雄ラット同上試験 (Kasai <i>et al.</i> 2009)	腹膜中皮腫 (腹膜中皮腫の発生率: 250 ppm 群 14/50 例 =28% 対照群 2/50 例 =4% 正味の発生率の 25%から T25 65.2 mg/kg/day 算出)	1, 4-ジオキサン蒸気は100%吸収すると仮定250 ppm群の暴露量65.2 mg/kg/dayを1日当たりに換算(週5日暴露) T25 = $65.2 \times 5/7 = 46.6$ mg/kg/day	SCL は提案なし (1.9 µg/kg/day =46.6/25,000) <sup>s</sup>
厚労省 (2018)	雄ラット同上試験 (Kasai <i>et al.</i> 2009)	鼻腔扁平上皮がん/肝細胞腺腫/腹膜中皮腫	<労働者> <u>「閾値あり」の場合</u> NOAEL 50 ppm UF 100 (種差 10, がんの重大性に基づく不確実係数 10), 暴露時間補正(6/8h) =0.38 ppm (1.35 mg/m <sup>3</sup> )  <u>(参考) 「閾値なし」の場合</u> IRIS 2013 によるより UR (吸入)= $5 \times 10^{-6}$ ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) <sup>-1</sup> <u>に基づき発がんの過剰発生リスク</u> <u>(<math>10^{-4}</math>) に相当する労働者を対象としたばく露濃度を導出</u>	— (2 µg/m <sup>3</sup> ) <sup>s</sup>
産衛学会 (2015)	雄ラット同上試験 (Kasai <i>et al.</i> 2009)	発がんに関する NOAEL= 50 ppm	UF=50 (種差 10, 発がんの影響としての重大性 5) 許容濃度=1 ppm (3.6 mg/m <sup>3</sup> )	—
IRIS (2013)	雄ラット同上試験 (Kasai <i>et al.</i> 2009)	鼻腔扁平上皮がん/肝細胞腺腫/腹膜中皮腫/腎細胞がん/乳腺線維腺腫/乳腺腺腫/ジンバル腺腫/皮下線維腫	UR (吸入)= $5 \times 10^{-6}$ ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) <sup>-1</sup> BMCL <sub>10</sub> HEC=19.5 mg/m <sup>3</sup>	(2 µg/m <sup>3</sup> ) <sup>s</sup>
参考				

産総研 (2005)	ラット 2 年間吸入毒性試験 (Torkelson <i>et al.</i> 1974)	400 mg/m <sup>3</sup> (111 ppm) でも腫瘍の増加腫及び非腫瘍性変化の発生認めず	MOE 算出	
---------------	--	--	--------	--

265 <表中の補足事項>  
 266 § : 各評価機関の評価書に数値記載はないが、本評価に際して算出した値を括弧内に  $10^{-5}$  発がんリスクレベルとして記載し  
 267 た。

268 UK HSE (2021) では、雄ラット 2 年間吸入毒性試験 (Kasai *et al.* 2009) (雄 : 0、50、250、1,250  
 269 ppm、6 時間/日、週 5 日、2 年間暴露) における腹膜中皮腫の発生動物数から求めた T25 を 46.6  
 270 mg/kg/day としている。

271 US EPA (2020) では、雄ラット 2 年間吸入毒性試験 (Kasai *et al.* 2009) をキースタディとし、  
 272 鼻腔扁平上皮がん、肝細胞腺腫/がん、腹膜中皮腫、腎細胞がん、乳腺線維腺腫、皮下線維腫を  
 273 含む全ての腺腫/がんの発生率に基づき、BMD 解析 (BMDS ver. 2.704) により解析し、BMCL<sub>10</sub>  
 274 31.3 ppm を得て、ppm から mg へ単位換算 ( $\times 3.6$ ) し、暴露時間 (6 時間/日、週 5 日) を労働者  
 275 の暴露時間 (8 時間/日、週 5 日) に変換し、労働者におけるヒト等価 BMCL<sub>10HEC</sub> 84.6 mg/m<sup>3</sup><sup>(69)</sup>  
 276 及び UR (吸入)  $1.18 \times 10^{-6}$  ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )<sup>-1</sup><sup>(70)</sup> を算出している。

277 EU RAC (2019) 及び ECHA CLH report (2018) では、雄ラット 2 年間吸入毒性試験 (Kasai *et al.*  
 278 2009) をキースタディとし、腹膜中皮腫の発生率に基づき、T25 を算出した。統計学的に有意な  
 279 腹膜中皮腫の発生率の増加は、中間用量 (250.9 ppm) 以上群でみられ、250.9 ppm (904.27 mg/m<sup>3</sup>  
 280 <sup>(71)</sup>) 群において 14/50 例 (28%) であった。なお、対照群の発生率は 2/50 例 (4%) であった。正  
 281 明の発生率は 25% ( $= (14-2) / (50-2) \times 100$ )。また、1, 4-ジオキサン蒸気は 100% 吸収すると仮  
 282 定し、暴露量 (雄ラット体重 500 g、呼吸量 6L/h、1 日 6 時間、週 5 日の暴露) を 46.6 mg/kg/day  
 283 <sup>(72)</sup>と算出している。

284 厚労省 (2018) では、遺伝毒性なしという判断に基づき、発がん性に関して「閾値あり」と判  
 285 断しする場合は、雄ラット 2 年間吸入毒性試験 (Kasai *et al.* 2009) における発がん性に関する  
 286 NOAEL (50 ppm) を、暴露時間 (6 時間/日、週 5 日) を労働者の暴露時間 (8 時間/日、週 5 日)  
 287 に換算し、UF 100 (種差 10、がんの重大性に基づく不確実係数 10) で除した 0.38 ppm (1.35 mg/m<sup>3</sup>)  
 288 <sup>(73)</sup>を労働者に対する評価値として算出している。また、発がん性に関して「閾値なし」と判断  
 289 する場合には、IRIS (2013) を参照し、UR (吸入) を  $5 \times 10^{-6}$  ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )<sup>-1</sup> としている。なお、厚労省  
 290 (2018) では、参考として、発がん性に関して「閾値なし」とする場合の労働者を対象とした発  
 291 がんの過剰発生リスク ( $10^{-4}$ ) に相当するばく露濃度を、IRIS (2013) による UR (吸入)  $5 \times 10^{-6}$   
 292 ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )<sup>-1</sup> に基づき導出している。

293 産衛学会 (2015) では、雄ラット 2 年間吸入毒性試験 (Kasai *et al.* 2009) の発がんに関する  
 294 NOAEL 50 ppm を UF 50 (種差 10、発がんの影響としての重大性 5) で除して、許容濃度 1 ppm

(69) BMCL<sub>HEC</sub> = 31.3 ppm  $\times$  88.1 / 24.45  $\times$  6 / 8 = 84.5 mg/m<sup>3</sup>

(70) UR = 0.1 / 84.6 / 1,000 =  $1.18 \times 10^{-6}$  ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )<sup>-1</sup>

(71) ppm  $\rightarrow$  mg/m<sup>3</sup> 換算 = 250.9  $\times$  3.6  $\div$  904.27 mg/m<sup>3</sup>

(72) 暴露量 = 904 mg/m<sup>3</sup> / 1,000  $\times$  6L/h  $\times$  6h/day  $\times$  0.5 kg  $\times$  5 / 7days  $\approx$  46.6 mg/kg/day

(73) 評価レベル = 50 ppm  $\times$  6/8h  $\times$  5 / 5  $\times$  1 / 100 = 0.375 ppm = 1.35 mg/m<sup>3</sup>

295 (3.6 mg/m<sup>3</sup>) を算出している。

296 IRIS (2013) では、雄ラット 2 年間吸入毒性試験 (Kasai *et al.* 2009) の雄ラットにみられた複  
297 合腫瘍担癌動物数（鼻腔扁平上皮がん、肝細胞腺腫/がん、腹膜中皮腫、腎細胞がん、乳腺線維  
298 腺腫、皮下線維腫を含む全ての腺腫/がん）に基づき、BMD 解析 (BMDS ver.2.2 beta) により得  
299 られた BMCL<sub>10</sub> 30.3 ppm から、ヒト連続暴露変換にて BMCL<sub>10HEC</sub> 19.5 mg/m<sup>3</sup><sup>(74)</sup>を算出して、  
300 UR (吸入) 5×10<sup>-6</sup> (μg/m<sup>3</sup>)<sup>-1</sup><sup>(75)</sup>を算出している。

301 以下は、評価値を導出した定量的評価結果ではないため参考扱いとするが、産総研 (2005)で  
302 は、ラットの 2 年間吸入毒性試験 (Torkelson *et al.* 1974) をキースタディとし、非腫瘍性変化も  
303 肿瘍の増加もなかったとされている気中濃度 400 mg/m<sup>3</sup> (111 ppm) を暴露時間 (7 時間/日) 及  
304 び暴露日数 (5 日間/週) で補正した 83 mg/m<sup>3</sup> を吸入経路の NOAEL とした。この値を体重当たり  
305 1 日当たりの暴露量に換算した 25 mg/kg/day と一般の集団の吸入暴露量の 95% 上限値であ  
306 る 0.072 μg/kg/day との比 MOE は 350,000 と計算され、不確実性係数 1,000 (種差 : 10, 個体  
307 差 : 10, 肿瘍性変化 : 10) を大きく上回っていたことから「リスクの懸念がなく、対策をとる必  
308 要はない」と判断できるとしていた。

### 309 1-3. 国内の他法令による規制値等

310 国内の一般環境、労働環境等における大気や水の基準値、指針値、勧告値等の主な規制値に  
311 ついて表 6 にまとめた。

312 表 6 1, 4-ジオキサンの国内の他法令による規制値

法令	規制値
大気汚染防止法	大気基準：設定されていない 有害大気汚染物質に該当する可能性がある物質 (中環審第 9 次答申の 71)
水質汚濁防止法	一般排水基準 : 0.5 mg/L 地下水浄化基準 : 0.05 mg/L 排水基準を定める省令の一部を改正する省令の一部を改正する省令 (平成 24 年 5 月 23 日環境省令第 15 号) 水質汚濁防止法施行規則の一部を改正する省令(平成 24 年 5 月 23 日環境省令第 14 号)
水道法	水道水質基準 : 0.05mg/L 以下 水質基準に関する省令(平成 15 年 5 月 30 日厚生労働省令第 101 号)
環境基本法	水質環境基準 : 0.05 mg/L 以下 地下水環境基準 : 0.05 mg/L 以下 土壤環境基準 : 0.05 mg/L 以下 水質汚濁に係る環境基準について (平成 21 年 11 月 30 日環境省告示 78 号) 地下水の水質汚濁に係る環境基準について (平成 21 年 11 月 30 日環境省告示 79 号) 土壤の汚染に係る環境基準についての一部を改正する件 (平成 28 年 3 月 29 日環境省告示第 30 号)
室内濃度指針値	設定されていない
労働安全衛生法	管理濃度 : 10 ppm 令和 2 年 4 月 22 日厚生労働省告示第 192 号「作業環境評価基準」別表 (第 2 条関係) 「16 の 3 1, 4-ジオキサン 10 ppm」

(74) BMCL<sub>10HEC</sub>=30.3 ppm × 6/24h × 5/7days × 3.6 = 19.5 mg/m<sup>3</sup> (6h/day, 5/7 days, 1 ppm=3.6 mg/m<sup>3</sup>)

(75) UR (吸入) = 0.10/19.5 / 1,000 = 5×10<sup>-6</sup> (μg/m<sup>3</sup>)<sup>-1</sup>

313 2. 一般毒性

314 各機関の評価書において、評価値導出の根拠となったキースタディを収集し、その概要を以  
315 下にまとめた。

316 2-1. 経口

317 (1) ヒト

318 経口暴露によるヒトの一般毒性に関する情報は得られなかった。

319 (2) 実験動物

320 ラット 2 年間飲水投与毒性試験 (Kociba *et al.* 1974 ; ECHA dossier (accessed on 2025/3/12)、  
321 Health Canada (2021)、IRIS (2013)、ATSDR (2012)、産総研 (2005)、環境省 (2003) のキースタデ  
322 ィ) では、6~8 週齢の Sherman ラット (雌雄各群 60 例) に 1, 4-ジオキサン (純度不明) を  
323 0、0.01、0.1、1% (雄 : 0、9.6、94、1,015 mg/kg/day、雌 : 0、19、148、1,599 mg/kg/day 相当)  
324 の用量で 716 日間飲水投与した。その結果、1%群の雌雄では、対照群と比較して、有意な体重  
325 の低値がみられ、投与 4 か月までにはほぼ半数が死亡した。その他の群の生存率は対照群と同等  
326 であった。病理組織学的検査では、非発がん影響として、0.1%以上の群の雌雄に肝細胞の変性  
327 と壊死、腎尿細管上皮細胞の変性と壊死がみられた。

328 以上の結果から、本評価では、本試験における非腫瘍性変化の NOAEL を 9.6 mg/kg/day (雄  
329 の 0.01%の用量) と判断した。

330 ラット 2 年間飲水投与毒性試験 (Kano *et al.* 2009 ; US EPA (2020) のキースタディ) では、  
331 F344/DuCrj ラット (雌雄各群 50 例) に 1, 4-ジオキサン (純度 99%以上) を 0、200、1,000、  
332 5,000 ppm (雄 : 0、11、55、274 mg/kg/day、雌 : 0、18、83、429 mg/kg/day 相当) の用量で 2 年  
333 間飲水投与した。その結果、雌雄ともに 5,000 ppm 群で体重増加の抑制及び最終体重の減少、血  
334 清中の肝酵素 (AST、ALT、LDH、ALP) の増加、1,000 ppm 以上の群の雄で肝相対重量の増加、  
335 変異肝細胞巣の増加がみられた。

336 以上の結果から、本評価では、本試験における非腫瘍性変化の NOAEL を 11 mg/kg/day (雄の  
337 200 ppm の用量) と判断した。

338 マウス 2 年間飲水投与毒性試験 (Kano *et al.* 2009 ; US EPA (2020) のキースタディ) では、  
339 Crj:BDF1 マウス (雌雄各群 50 例) に 1, 4-ジオキサン (純度 99%以上) を 0、200、1,000、  
340 8,000 ppm (雄 : 0、49、191、677 mg/kg/day、雌 : 0、66、278、964 mg/kg/day 相当) の用量で 2  
341 年間飲水投与した。その結果、8,000 ppm 群の雌で死亡率が増加し、雌雄ともに体重増加率の減  
342 少、最終体重の減少、飲水量の減少がみられ、1,000 ppm 以上の群ではヘモグロビンとヘマトク  
343 リットの減少、血清中の肝酵素 (AST、ALT、LDH、ALP) の増加、相対肺重量の増加、鼻腔粘  
344 膜の炎症、嗅上皮細胞の萎縮または鼻腔の炎症などが観察された。

345 以上の結果から、本評価では、本試験における非腫瘍性変化の NOAEL を 49 mg/kg/day (雄の  
346 200 ppm の用量) と判断した。

347 2-2. 吸入

348 (1) ヒト

349 ドイツ人労働者を対象に横断的に実施されたコホート研究 (Thiess *et al.* 1976 ; IRIS (2013)、  
350 厚労省 (2018) から二次引用) では、1, 4-ジオキサンに暴露された 1, 4-ジオキサン製造  
351 の現役従事者 (24 名、経験 5~41 年)、他作業就労中の現役従事者 (23 名、経験 3~38 年)、及  
352 び退職した過去従事者 (27 名、経験 12~41 年) の合計 74 名を調査した。空気中 1, 4-ジオ  
353 キサン濃度は、プラント調査時において 0.06~0.69 ppm、過去におけるシミュレーション濃度は  
354 0.06~7.2 ppm であった。現役の 1, 4-ジオキサン製造従事者及び他作業従事者について、徹  
355 底的な臨床検査、X 線検査、血液検査が行われたが、いずれの労働者にも病理所見は認められ  
356 ず、悪性疾患の徵候もみられなかった。血液検査の結果は概ね正常であった。肝臓の肥大や黃  
357 痍はみられなかった。腎機能検査と尿検査は正常であった。退職労働者について、医療記録を  
358 レビューした結果、肝臓や腎臓の疾患、がんの報告はなかった。退職の理由として 1, 4-ジ  
359 オキサン暴露に関連した健康上の理由 (例えば、肺気腫、関節炎) は見当たらなかった。6 名の  
360 現役 1, 4-ジオキサン製造従事者の染色体検査において、異常所見はなかった。死亡統計は  
361 74 名を対象とした。1964~1974 年における期待死亡数は 14.5 人だったが、観察死亡数は 12 人  
362 であった。2 件の腫瘍 (lamella epithelial carcinoma 及び myelofibrosis leukemia) がみられたが、  
363 死因との関連性はないと考えられた。がんの標準化死亡比 (SMR) は、対照集団と有意な差はな  
364 かった (全人口 SMR=0.83、65~75 歳男性の SMR=1.61)。

365 (2) 実験動物

366 雄ラット 2 年間吸入毒性試験 (Kasai *et al.* 2009 ; US EPA (2020)、DFG MAK (2019)、IRIS (2013)  
367 のキースタディ) では、F344/DuCrj ラット (各群雄 50 例) に 1, 4-ジオキサン蒸気 (純度 99%  
368 以上) を 0、50、250、1,250 ppm (0、180、900、4,500 mg/m<sup>3</sup>) の用量で 2 年間吸入暴露 (6 時間  
369 /日、週 5 日) した。その結果、1,250 ppm 群では、死亡率の増加、体重増加抑制、肝臓及び肺相  
370 対重量の増加、ヘモグロビン、MCV、MCH の減少、AST、ALT、ALP、γGTP の上昇、尿 pH の  
371 低下がみられ、病理組織学的検査では、50 ppm 以上の群で呼吸上皮細胞の核肥大、嗅上皮細胞  
372 の核肥大、嗅上皮細胞の萎縮、嗅上皮細胞の呼吸上皮化生がみられ、250 ppm 以上の群では近位  
373 尿細管上皮細胞の核腫大、呼吸上皮細胞の扁平上皮化成、1,250 ppm では肝細胞に小葉中心性壞  
374 死及び海綿状変性がみられた。

375 以上の結果から、本評価では、本試験における非腫瘍性変化の LOAEL を 50 ppm と判断した。

376 ラット 2 年間吸入毒性試験 (Torkelson *et al.* 1974 ; 産総研 (2005)、環境省 (2003)、ACGIH (2001)  
377 のキースタディ) では、Wistar ラット (雌雄各群 192 例) に、1, 4-ジオキサン蒸気を 0 及  
378 び 111 ppm (400 mg/m<sup>3</sup>) の用量で 2 年間吸入暴露 (7 時間/日、週 5 日) した。その結果、1, 4  
379 -ジオキサン暴露の雄ラットにおいて、血中尿素窒素、ALP 及び白血球数の減少、赤血球数の  
380 増加がみられたが、いずれも正常範囲内の変化とされた。また、雌雄ともに肝臓、腎臓を含む  
381 主要臓器の肉眼的及び病理組織学的变化はみられなかった。

382 以上の結果から、本試験における非腫瘍性変化の NOAEL を 111 ppm としていたが、本評価

383 では、単用量の試験であることから NOAEL を採用しない。

### 384 3. 生殖発生毒性

385 生殖発生毒性に関する情報（試験数）は乏しく、経口経路ではラット発生毒性に関する試験  
386 が1つあるが、吸入経路に関しては、安定化剤として1, 4-ジオキサンを少量含む1, 1,  
387 1-トリクロロエタンのラット及びマウスの発生毒性試験しかない。このように、1, 4-ジ  
388 オキサンの生殖発生毒性を十分に評価するうえで必要な生殖毒性（2世代試験等）及び児動物の  
389 発達に関する情報は得られなかった。

#### 390 3-1 経口

##### 391 (1) ヒト

392 経口暴露によるヒトの生殖発生毒性に関する情報は得られなかった。

##### 393 (2) 実験動物

394 ラット経口投与による発生毒性試験（Giavini *et al.* 1985 : US EPA (2020)、DFG MAK (2019)、  
395 厚労省 (2018)、産衛学会 (2015)、IRIS (2013) に掲載）では、妊娠 Sprague Dawley (SD) ラット  
396 (各群 18~20 例) の妊娠 6~15 日目に 1, 4-ジオキサン（純度 99%）を 0、0.25、0.5、1.0  
397 mL/kg/day (0、250、500、1,000 mg/kg/day 相当) の用量で強制経口投与した。その結果、1,000  
398 mg/kg/day 群では、母動物の摂餌量が投与期間初期に減少し、投与期間後期には増加したが、体  
399 重増加量は軽度に低下した。また、1,000 mg/kg/day 群では胎児体重の低値、胸骨分節の骨化遅  
400 延を認めた。

401 以上の結果から、本評価では、本試験の NOAEL を 500 mg/kg/day と判断した。

#### 402 3-2 吸入

##### 403 (1) ヒト

404 吸入暴露によるヒトの生殖発生毒性に関する情報は得られなかった。

##### 405 (2) 実験動物

406 1, 4-ジオキサンを対象とした吸入暴露による実験動物の生殖発生毒性に関する情報は得  
407 られなかった。なお、1, 4-ジオキサンを 3.5%含む 1, 1, 1-トリクロロエタン 300 ppm  
408 の発生毒性試験（Schwetz *et al.* 1975；環境省 (2003)、AU NICNAS<sup>(76)</sup> (1998) に掲載）があるの  
409 で、参考情報として記載した。

410 SD ラット（雌 23 例）及び Swiss Webster マウス（雌 13 例）の妊娠 6 日目から 15 日目に吸  
411 入暴露（1, 4-ジオキサンの用量として 32 ppm、7 時間/日）した。その結果、胎児への影響

---

<sup>(76)</sup> Australia, National Industrial Chemicals Notification and Assessment Scheme、名称変更により現在は Australian Industrial Chemicals Introduction Scheme (AICIS)

412 は認められなかつたと報告されている。この試験は、1, 4-ジオキサン単体による試験では  
413 ないため、本評価では参考扱いとする。

#### 414 4. 変異原性（遺伝毒性）

415 調査した範囲において、ヒトの遺伝毒性に関する情報は得られなかつた。

416 表7及び表8に、*in vitro* 試験及び*in vivo* 試験結果の概要をまとめた。

417 1, 4-ジオキサンは、ほとんどの*in vitro* 試験で陰性を示すが、*in vivo* 試験に関しては、陰  
418 性、陽性の両方の結果が混在し、変異原性の有無を結論付けるには証拠が不十分としている評  
419 価書もあるが、多くの評価機関では「直接的な変異原性ではなく、酸化ストレス等を介した二次  
420 的な遺伝毒性作用が認められる」と評価している。主な評価機関による変異原性（遺伝毒性）  
421 の定性評価の結論を以下に記載した。

422 UK HSE (2025)では、ほとんどの*in vitro* 及び*in vivo* 試験が陰性であり、一部の*in vivo* 試験で  
423 陽性結果があつたものの、高用量のみの反応であつたことから、1, 4-ジオキサンは非遺伝  
424 毒性であり、遺伝毒性があつたとしてもごく軽微であるとしている。

425 日本政府によるGHS分類結果(2024)では、*in vitro* 試験はいずれも陰性を示したこと、*in vivo*  
426 試験では陰性、陽性が混在し一貫性がなかつたが、小核試験で陽性を示した用量は2000 mg/kg  
427 以上と高用量であったこと、高用量濃度暴露による酸化ストレスが、活性酸素システムの調節  
428 不全を引き起こし、DNA鎖切断やDNA付加体などの遺伝毒性事象を引き起こす(Lafranconi et  
429 al. 2023)こと、また、*in vivo* 試験の高用量では遺伝毒性が見られる場合があるが、本物質が変  
430 異原性であるとする証拠は不十分である(US EPA 2020)ことなどを理由に、*in vivo* 試験の高用  
431 量で見られた陽性知見は間接的な影響と判断し、区分に該当しないとしている。

432 ECHA dossier (accessed on 2025/3/12)では、1, 4-ジオキサンは*in vitro* 試験において陰性を  
433 示し、*in vivo* 試験では、点突然変異や染色体異常誘発を示す陽性結果も得られているが、高用  
434 量レベルでのみみられたことに注目する必要があるとし、科学的証拠の重みづけから、1, 4  
435 -ジオキサンは変異原性を示さないと結論づけられるとしている。

436 AICIS (2022)では、1, 4-ジオキサンは*in vitro* で遺伝毒性を誘発しなかつたことから、直  
437 接的な変異原性の可能性はないものと考えられるが、利用可能なデータは、生殖細胞変異原性  
438 の分類には十分ではないとしている。

439 ECHA Scientific report (2021)では、細菌及び哺乳類細胞を用いた*in vitro* 試験は陰性であるが、  
440 *in vivo* 試験の一部は陽性であった。この陽性結果は、主に2,000 mg/kgを超える高用量でみら  
441 れ、細胞増殖の誘導につながる細胞毒性に起因した非遺伝毒性による変化と判断されるが、2000  
442 mg/kg以下の用量で小核陽性が認められた試験もあり、二次的な作用機序として遺伝毒性機序  
443 があることは否定できないとしている。

444 Health Canada (2021) では、1, 4-ジオキサンは、多くの *in vitro* 試験で遺伝毒性を示さず、  
445 遺伝毒性が観察された場合は細胞毒性を伴っていた。また、*in vivo* 突然変異及び DNA 修復は陰  
446 性で、小核試験では陽性と陰性結果が認められた。1, 4-ジオキサンによる *in vivo* での DNA  
447 損傷に関する研究は不明確であり、低用量では遺伝毒性がなく、陽性結果は高用量のみでみら  
448 れたとしている。

449 US EPA (2020) では、高用量での *in vivo* 遺伝毒性に関する証拠はあるが、科学的証拠の重み  
450 付けに基づき、「1, 4-ジオキサンに変異原性がある、あるいは、変異原性作用様式を通じて  
451 がんを誘発すると結論付けるには証拠が不十分である」と結論付けている。

452 EURAC (2019) では、1, 4-ジオキサンは *in vitro* で遺伝毒性を誘発せず、直接的な変異原  
453 性を示さなかった。*in vivo* 試験では、骨髄細胞と肝細胞におけるいくつかの試験で小核形成の  
454 増加を示したが、末梢血細胞では示さず、結果は一貫していなかった。最終的に1, 4-ジオ  
455 キサンの変異原性に対する CLP 規制 (Classification, Labelling and Packaging Regulation) による  
456 分類はできないと判断している。

457 厚労省 (2018) では、*in vitro* 試験、*in vivo* 試験においてほとんどが陰性であり、遺伝毒性はない  
458 と判断している。

459 ECHA CLH report (2018) では、1, 4-ジオキサンは、ほとんどの *in vitro* 試験で陰性を示す  
460 一方で、*in vivo* 試験においては、小核試験で限界用量を超える用量で陽性を示すとの報告や細  
461 胞増殖の指標である複製 DNA 合成試験で陽性を示すとの報告があることから、二次作用機序  
462 としての遺伝毒性機序を除外することはできない。結論として、1, 4-ジオキサンは哺乳類  
463 細胞において *in vivo* で変異原性を示す。従って、1, 4-ジオキサンを生殖細胞変異原性物質  
464 として区分 2 (ヒトの生殖細胞に遺伝性突然変異を誘発する可能性があるため、ヒトに懸念をも  
465 たらす物質) に分類することが推奨されるとしている。

466 (補足コメント：ただし、上記 EURAC (2019) では、最終的に1, 4-ジオキサンの変異原性  
467 に対する CLP 規制による分類はできないと判断している)。

468 Health Council of the Netherlands (2015) では、重要な *in vitro* 試験では陰性であったが、*in vivo*  
469 試験の一部では予想外に制限用量を超える用量で主に陽性であったことから、1, 4-ジオキサ  
470 ンは、非確率的<sup>(77)</sup> 遺伝毒性物質であると考えるべきであり、陽性結果は細胞毒性、ひいては増  
471 殖誘導によるものであると結論することができる。細胞増殖のマーカーとしての複製 DNA 合成  
472 を測定する試験で認められた陽性結果は、この作用機序を裏付けている。一方、小核試験では、  
473 制限用量である 2,000 mg/kg 未満の用量でも時折陽性結果が認められたことから、二次作用機序  
474 としての確率的遺伝毒性機序を排除することはできない。しかし、全体としては、1, 4-ジオ  
475 キサンは哺乳類細胞において *in vivo* で変異原性を示すが、主に非確率的遺伝毒性機序によって  
476 作用するとしている<sup>(78)</sup>。

<sup>(77)</sup> 「非確率的」とは、その影響がランダムではなく、特定の条件や刺激に依存して発生するということを指す

<sup>(78)</sup> 補足コメント：主に、制限用量を超える用量で陽性を示すが、陽性の結果は、細胞毒性や増殖誘導によるものと判断されるとの主旨

477 ATSDR (2012) では、1, 4-ジオキサンは *in vitro* 試験で遺伝毒性を示さず、*in vivo* 試験で  
478 は、その多くが陰性であったとしている。

479 食安委 (2007) では、遺伝毒性・発がん性試験のまとめの項目において、1, 4-ジオキサン  
480 は、ほとんどの *in vitro* 試験で陰性であり、マウスの肝細胞を用いた小核試験で陽性であったが、  
481 この陽性反応は非遺伝毒性のメカニズムによるものであろうと結論付けられている。また、ラ  
482 ットを用いた DNA 合成、DNA 修復試験で 1,000 mg/kg 以下では陰性であることと、1, 4-ジ  
483 オキサンによるラット・マウスの発がん性が、明らかに遺伝毒性を介したものとは言えないと  
484 している。

485 産総研 (2005) では、調査した範囲内の遺伝毒性に関する実験的証拠の多くが陰性を示して  
486 いるとして、1, 4-ジオキサンの発がんメカニズムを判断する際に 1, 4-ジオキサンが非  
487 遺伝毒性物質であるとしている。

488 NITE<sup>(79)</sup> (2005) では、*in vitro* 試験で、ネズミチフス菌での復帰突然変異試験、CHO 細胞を用  
489 いた染色体異常試験、マウスリンフォーマ試験、大腸菌を用いた DNA 修復試験で代謝活性化の  
490 有無にかかわらず陰性であり、CHO 細胞を用いた姉妹染色分体交換 (SCE<sup>(80)</sup>) 試験で代謝活性  
491 化した場合は陰性で、活性化しない場合に弱い陽性を示し、肝臓の初代培養細胞を用いた不定  
492 期 DNA 合成 (UDS<sup>(81)</sup>) 試験でも陰性を示していること、*in vivo* 試験で、マウスを用いた小核  
493 試験では陰性を示し、その他、雄の F344 ラットを用いた UDS 試験、ショウジョウバエを用い  
494 た伴性劣性致死試験で陰性を示していることから、1, 4-ジオキサンは遺伝毒性を示さない  
495 としている。

496 EU RAR<sup>(82)</sup> (2002) では、*in vitro* で染色体異常誘発作用及び変異原性作用がみられていない  
497 が、*in vivo* のキイロショウジョウバエを用いた伴性劣性致死試験で陽性、C57BL6 マウスを用い  
498 た経口投与試験の 1 件で陽性を示し、またアルカリ溶出試験において *in vitro* 及び *in vivo* とも  
499 に、高用量で DNA 鎮の切断が起こることが指摘されているなど、1, 4-ジオキサンが弱い遺  
500 伝子毒性を有する可能性を示唆する結果がいくつか報告されてはいる。しかし、全体的な証拠  
501 の重みづけに基づくと、1, 4-ジオキサンは遺伝毒性を有さない物質であると判断されると  
502 し、さらに肝毒性が発現する用量で DNA 付加体が認められなかったことも、これを裏づけるも  
503 のとしている。

## 504 <本評価における結論>

505 遺伝毒性試験結果及び上記の国内外の評価機関による判断などを参考に、本評価における結  
506 論を記載した。

507 1, 4-ジオキサンは、Ames 試験を含む *in vitro* 試験では、ほぼ陰性を示した。唯一陽性を  
508 示した SCE 試験 (Galloway et al. 1987) の 10.5 mg/mL は試験限度濃度の 5 mg/mL を超えた非常

(79) National Institute of Technology and Evaluation

(80) Sister chromatid exchange

(81) Unscheduled DNA synthesis test

(82) European Union Risk Assessment Report

509 に高い濃度であり、非生理的条件下での陽性反応であるため、本評価で陽性知見として取り扱  
510 うのは妥当ではないと判断した。唯一陽性を示した SCE 試験の 10.5 mg/mL は非常に高い濃度  
511 で、生物学的妥当性<sup>(83)</sup>が乏しいと判断される（濃度 5 mg/mL までは陰性）。

512 In vivo で陽性を示した骨髓小核試験は、多くが試験限度用量の 2000 mg/kg を超えた高用量  
513 暴露の結果であった。また、同じ試験条件で実施した結果は再現性を示さず、遺伝毒性影響  
514 として認識するには一貫性がなかった。同様に、in vivo 肝臓小核試験の陽性結果は高用量暴  
515 露によるものであり、多くが幼若動物の使用や部分肝切除により細胞増殖活性を亢進させた  
516 状態での知見であった。以上の通り、in vivo 小核試験の陽性結果は、主に高用量暴露で得ら  
517 れたものであること、また、染色体損傷性を検出するすべての in vitro 試験において陰性であ  
518 ったことから、証拠の重み付けに基づく総合的な評価が必要であると判断した。高用量暴露  
519 で陽性との結果があるが、再現性が乏しく、動物の系統差があるなど、遺伝毒性ハザードと  
520 して認識するには一貫性がなく、その陽性反応は生物学的妥当性が乏しいと判断される。

521 In vivo 肝臓小核試験の高用量で見られた陽性結果は、多くが部分肝切除手法を用いた非生理  
522 的条件による試験であること、また、幼若動物を用いた試験では、成獣と肝臓代謝機能が異なる  
523 ため、生物学的妥当性に疑問が残ることが挙げられる。

524 また、Gi et al. (2018) による gpt delta transgenic rat (gpt delta TGR と略) の肝臓を用いた遺伝  
525 子突然変異試験（16 週間飲水投与）では、最高用量 5,000 ppm で、肝細胞腫瘍の前がん病変と  
526 して知られる GST-P (glutathione S-transferase placental form) 陽性変異肝細胞巣の単位面積あたり  
527 の数、突然変異頻度、DNA 修復酵素 (MGMT)<sup>(84)</sup> の誘導が統計学的に有意に増加していた。た  
528 だし、中間用量 (1000 ppm) 及び低用量 (200 ppm) ではこれらについて増加傾向も統計学的有意  
529 差も認められなかった。これらの結果から、著者らは 1, 4-ジオキサンがラットにおいて遺  
530 伝毒性肝発がん物質であるとしていた。なお、OECD テストガイドライン 488 (OECD TG488)<sup>(85)</sup>  
531 では、1 日 1 回 28 日間の反復投与を求め、同時陽性対照動物を通常用いるとしているものの、  
532 Gi et al. (2018) による試験では投与期間が 16 週間であり、かつ、陽性対照が設定されていない。  
533 また、Gi et al. (2008) による gpt delta transgenic rat (gpt delta TGR と略) の肝臓を用いた遺伝子  
534 突然変異試験（16 週間飲水投与）では、最高用量 5,000 ppm (442 mg/kg/day 相当の高暴露) の  
535 みで突然変異の增加、DNA 修復酵素 (MGMT)<sup>(86)</sup> の誘導がみられた。OECD テストガイドライ  
536 シー 488 (OECD TG488)<sup>(87)</sup> では、1 日 1 回 28 日間の反復投与を求めており、「8 週間を超える投  
537 与期間については、感度が増加する可能性はあるものの、長期投与でクローン性増殖による突  
538 然変異体頻度の見かけの増加が生じることもある」としている。これら高用量暴露のみの陽性  
539 結果、OECD TG488 からの逸脱は、本試験結果の規制利用時には慎重な解釈が必要と考えられ  
540 る。

541 さらに、上記 gpt delta TGR の背景系統である F344 ラットに本物質を最高 5000 ppm の用量で  
542 16 週間飲水投与して得た肝臓における DNA 付加体形成を解析したところ、200 ppm 及び 5000

(83) 試験条件が自然環境や生理的条件に近いこと

(84) Methyl guanine methyl transferase.

(85) トランスジェニックげっ歯類の体細胞および生殖細胞を用いた遺伝子突然変異試験

(86) Methyl guanine methyl transferase.

(87) トランスジェニックげっ歯類の体細胞および生殖細胞を用いた遺伝子突然変異試験

543 ppm で 8-OHdG<sup>(88)</sup> であることが特定された付加体の形成が対照群及び低用量群 (20 ppm) に比  
544 し増加し、5000 ppm では統計学的有意に増加していた (Totsuka *et al.* 2020)。著者らは、8-OHdG  
545 は活性酸素種から生成され、酸化ストレス関連の付加体であることが知られていることから、  
546 前述の 5000 ppm でみられた肝臓における突然変異頻度增加のメカニズムには、酸化ストレスが  
547 関与している可能性が高いとしている。8-OHdG は酸化ストレスによる二次的な反応を介して  
548 形成されると考えられること、用量反応関係を欠いているとされることも考慮し、Gi *et al.* (2018)  
549 による試験においてみられた 1, 4-ジオキサン投与による突然変異誘発のメカニズムは、DNA  
550 との直接的な結合作用を必要としない可能性があると考察している (Totsuka *et al.* 2020)。また、  
551 この研究では、8-OHdG 以外の構造を特定できない 2 種の DNA 付加体が対照群を含む全群に検  
552 出され、200 ppm 以上で増加傾向又は統計学的有意な増加がみられた。これらの付加体は、対照  
553 群でも検出されたこと、8-OHdG の生成増加が確認された 200 ppm 用量以上で増加したことによ  
554 に基づくと、1, 4-ジオキサンが直接 DNA に作用して生成したのではなく、酸化的ストレス等  
555 の二次的な作用により生成した可能性が高く、その生成には閾値を設定できると考えた。さら  
556 に、上記 *gpt delta* TGR での肝臓における DNA 付加体形成を解析したところ、8-OHdG<sup>(89)</sup> が検  
557 出された (Totsuka *et al.* 2020)。著者らは、8-OHdG は活性酸素種から生成され、酸化ストレス関  
558 連の付加体であることが知られていることから、肝臓における突然変異增加のメカニズムには、  
559 酸化ストレスが関与している可能性が高いこと、遺伝毒性発がん物質の MeIQx<sup>(90)</sup> の投与量と、  
560 MeIQx が核酸塩基に直接結合して形成される MeIQx-DNA 付加体との間には直線関係が認めら  
561 れるのに対し、二次的な反応を介して形成されると考えられる酸化ストレス-DNA 付加体 (8-  
562 OHdG) は、直線的な用量反応関係を欠いているとされることから、Gi *et al.* (2008) による試験に  
563 おいてみられた 1, 4-ジオキサン投与による突然変異誘発のメカニズムは、DNA との直接的  
564 な結合作用を必要としない可能性があると考察している (Totsuka *et al.* 2020)。なお、8-OHdG は  
565 対照群でも認められている。

566 また、遺伝毒性に関する Cho *et al.* (2022) の AOP<sup>(91)</sup> 報告では、酸化的 DNA 損傷と突然変異  
567 及び染色体異常（小核）が関連づけられている。酸化的ストレスの原因となる活性酸素種やフ  
568 リーラジカルは、特定の化学物質の暴露がない定常状態であっても様々な原因で細胞内に発生  
569 するため、酸化的 DNA 損傷は絶えず誘発されるものの、修復機構が働き修復される。しかし、  
570 化学物質の暴露により酸化的 DNA 損傷が増加し、DNA 修復能や内因性抗酸化能を超えると、  
571 DNA は修復されず塩基置換や DNA 鎮切断等が生じ、突然変異や染色体異常に陥る。すなわち、  
572 本物質による肝臓及び骨髄における小核形成は、すなわち、本物質による小核の陽性は、酸化  
573 的 DNA 損傷による二次的な影響であることが示唆される。また、Itoh and Hattori (2019) のラッ  
574 ト末梢血 *pig-a* 試験<sup>(92)</sup>では、3000 mg/kg までの単回経口投与で陰性であった（15 日後及び 30  
575 日後）。このことは、本実験条件下において、本物質あるいは代謝物の全身循環物には、突然変  
576 差作用はないことを示唆している。

(88) 8-hydroxy-2'-deoxyguanosine

(89) 8-hydroxy-2'-deoxyguanosine

(90) MeIQx : 2-Amino-3,8-dimethyl-3H-imidazo[4,5-f]quinoxaline

(91) Adverse Outcome Pathway 有害性発現経路：化学物質が生体内でどのように有害な影響を及ぼすかを説明するための概念的なフレームワーク

(92) Phosphatidylinositol glycan anchor biosynthesis, class A Assay

577 現時点までに得ることができた *in vitro* 及び *in vivo* 試験の知見を総合的に考察すると、本物質  
 578 による *in vivo* 試験の一部でみられた陽性反応（骨髄細胞小核、肝小核、肝突然変異）は、高用  
 579 量暴露のみでみられた結果あるいは 8-OHdG など DNA 付加体の生成に代表される酸化ストレ  
 580 スに起因する二次的な遺伝毒性と推測することが可能であり、本評価において閾値を設定でき  
 581 ると考えた。また、これらの知見は、1, 4-ジオキサンが直接的な遺伝毒性（変異原性）を示  
 582 すものではないと考えた。これらの知見を総合的に考察すると、本物質による *in vivo* での陽性  
 583 反応（骨髄細胞小核、肝小核、肝突然変異）は、高暴露による酸化ストレスに基づく二次的な  
 584 陽性が示された結果であり、直接的な遺伝毒性（変異原性）を示すものではないと判断した。

585

表 7 主な *in vitro* 遺伝毒性試験

試験系	試験材料	処理条件	用量 (μg/plate)	結果		文献 (引用元の評価書)
				S9-	S9+	
復帰突然変異試験	ネズミチフス菌 TA98	Fluctuation test	ND	—	—	Khudoley <i>et al.</i> 1987 (NITE 2005, 食安委 2007, ATSDR 2012, US EPA 2020)
	TA100			—	—	
	TA1530			—	—	
	TA1535			—	—	
	TA1537			—	—	
	ネズミチフス菌 TA98	プレインキュベーション法 (ラット及びハムスター S9)	100-10,000	—	—	Haworth <i>et al.</i> 1983 (EU RAR 2002, NITE 2005, 食安委 2007, ATSDR 2012, US EPA 2020)
	TA100		100-10,000	—	—	
	TA1535		100-10,000	—	—	
	TA1537		100-10,000	—	—	
	ネズミチフス菌 TA1535	ND	(mg/plate) 5.17-103	—	—	Stott <i>et al.</i> 1981 (EU RAR 2002, NITE 2005, 食安委 2007, ATSDR 2012, US EPA 2020)
	TA100		5.17-103	—	—	
	TA98		5.17-103	—	—	
	TA1538		5.17-103	—	—	
	TA1537		5.17-103	—	—	
	ネズミチフス菌 TA98	プレート法及びプレインキュベーション法	156-5,000	—	—	Morita <i>and &amp;</i> Hayashi 1998 (NITE 2005, 食安委 2007, ATSDR 2012, US EPA 2020)
	TA100		156-5,000	—	—	
	TA1535		156-5,000	—	—	
	TA1537		156-5,000	—	—	
	大腸菌 WP2 (pKM101)		156-5,000	—	—	
	WP2uvrA (pKM101)		156-5,000	—	—	
マウスリンフォーマtk 試験	L5178Y 細胞	4 時間処理	1,250-5,000 (μg/mL)	—	—	McGregor <i>et al.</i> 1991 (NITE 2005, 食安委 2007, ATSDR 2012, US EPA 2020)
	L5178Y 細胞	3 時間処理 24 時間処理 3 時間処理-2%S9 濃度 3 時間処理-5%S9 濃度	(μg/mL) 1,250-5,000 1,250-5,000 1,250-5,000 1,250-5,000	—	—	Morita <i>and &amp;</i> Hayashi 1998 (NITE 2005, 食安委 2007, ATSDR 2012, US EPA 2020)
小核試験	CHO-K1 細胞	5 時間処理-42 時間回復 44 時間処理-0 時間回復	(μg/mL) 1,250-5,000 1,250-5,000	—	—	Morita <i>and &amp;</i> Hayashi 1998 (NITE 2005, 食安委 2007, ATSDR 2012, US EPA 2020)
染色体異常試験	CHO-WBL 細胞	-S9mix 10.5 時間処理 +S9mix 2 時間処理	1,050-10,500 1,050-10,500	—	—	Galloway <i>et al.</i> 1987 (NITE 2005, ATSDR 2012, EU RAR 2019, US EPA 2020)
	CHO-K1 細胞	5 時間処理-18 時間回復 20 時間処理-24 時間回復 20 時間処理-0 時間回復 44 時間処理-0 時間回復 5 時間処理-42 時間回復	(μg/mL) 1,250-5,000 1,250-5,000 1,250-5,000 1,250-5,000 1,250-5,000	—	—	Morita <i>and &amp;</i> Hayashi 1998 (NITE 2005, 食安委 2007, ATSDR 2012, US EPA 2020)
SCE 試験	CHO-WBL 細胞		(μg/mL)	+		Galloway <i>et al.</i> 1987

験		-S9mix 約 25 時間処理 +S9mix 2 時間処理	1,050-10,500 1,050-10,500	(10, 500)	-	(NITE 2005, ATSDR 2012, EU RAR 2019, US EPA 2020)
	CHO-K1 細胞	3 時間処理-23 時間回復 26 時間処理	( $\mu$ g/mL) 1,250-5,000 1,250-5,000	- -	-	Morita <a href="#">and&amp;</a> Hayashi 1998 (NITE 2005, 食 安委 2007, ATSDR 2012, US EPA 2020)
酵母異 数性試 験	Saccharomyces cerevisiae, D61.M	4 時間処理	1.48-4.75(%)	-		Zimmermann <i>et al.</i> 1985 (EU RAR 2002, NITE 2005, 食安委 2007, ATSDR 2012, US EPA 2020)
不定期 DNA 合 成(UDS) 試験	ラット初代肝細 胞	ND	10 <sup>-8</sup> -1 M	-		Stott <i>et al.</i> 1981 (EU RAR 2002, NITE 2005, 食安委 2007, ATSDR 2012, US EPA 2020)
	ラット初代肝細 胞	ND	0.001, 0.01, 0.1, 1 mM	-	ND	Goldsworthy <i>et al.</i> 1991 (EU CLH Report 2018)
DNA 修 復試験	E. coli K-12、 343/636 株, 343/591 株	90 分処理	1,150 mmol/L	-	-	Hellmér <a href="#">and&amp;</a> Bolcsfoldi 1992 (EU RAR 2002, NITE 2005, 食安委 2007, ATSDR 2012, US EPA 2020)

- : 陰性、+ : 陽性、ND: Not described (文献中に記載なし)

586

587

588

表 8 主な *in vivo* 遺伝毒性試験

試験系	試験材料	処理条件	用量	結果	文献 (引用元の評価書)
遺伝子変異 試験 ( <i>gpt</i> assay)	<i>gpt</i> delta TGR F344 ラット肝臓 (6 週齢)	16 週間経口 (飲水) 投与	200, 1,000, 5,000 ppm	<i>gpt</i> 突然変異, MGMT 誘導 +(5,000 ppm)	Gi <i>et al.</i> 2018 (EPA 2020, ECHA dossier accessed on 2025/3/12)
	<i>gpt</i> delta TGR F344 ラット肝臓 (6 週齢)	16 週間経口 (飲水) 投与	0.2, 2, 20 ppm	<i>gpt</i> 突然変異 -	
	Wild-type F344 ラ ット肝臓 (3 週齢)	16 週間経口 (飲水) 投与	2, 20, 200, 2,000, 5,000 ppm	GST-P 陽性細 胞巣 +( $\geq$ 2,000 ppm)	
遺伝子変異 試験 ( <i>Pig-a</i> assay)	ラット, F344, 雄, 末梢血	単回経口投与 後 15 日または 30 日後検査	1,000, 2,000, 3,000 mg/kg	-	Itoh and Hattori 2019 (EPA 2020, ECHA dossier accessed on 2025/3/12)
ラット肝 小核試験	ラット, F344, 雄 ・幼若ラット法 ・部分肝切除 1 日 前投与法 ・部分肝切除 1 日 後投与法	・2 日間経口 投与して 4 日 後検査 ・切除前日に 単回投与して 5 日後検査 ・切除翌日に 単回投与して 3 日後検査	1,000, 2,000, 3,000 mg/kg	+ (1,000, 2,000, 3,000 mg/kg $\times$ 2) + (1,000, 2,000, 3,000 mg/kg) + (2,000, 3,000 mg/kg)	Itoh and Hattori 2019 (EPA 2020, ECHA dossier accessed on 2025/3/12)
マウス肝 小核試験	マウス, CD-1, 雄	単回経口投与 後, 1 日目に部 分肝切除し, 6 日目に検査	1,000-3,000 mg/kg	+ (2,000 mg/kg 以上)	Morita <a href="#">and&amp;</a> Hayashi 1998 (NITE 2005, 食 安委 2007, ATSDR 2012, US EPA 2020)
ラット 骨髄細胞 小核試験	ラット, F344, 雄	単回経口投与 後 24 または 48 時間	1,000, 2,000, 3,000 mg/kg	-	Itoh and Hattori 2019 (EPA 2020, ECHA dossier accessed on 2025/3/12)
マウス 骨髄細胞 小核試験	マウス, CBA 雄	単回強制経口 投与後 24 時間	1,800 mg/kg	-	Tinwell <a href="#">and&amp;</a> Ashby 1994 (EU RAR 2002, NITE 2005, 食安委

					2007, ATSDR 2012, US EPA 2020)
	マウス, C57BL6 雄	単回強制経口投与後 24 時間	3,600 mg/kg	—	Tinwell <a href="#">and</a> Ashby 1994 (EU RAR 2002, NITE 2005, 食安委 2007, ATSDR 2012, US EPA 2020)
	マウス, C57BL6 雌雄	単回強制経口投与後 24, 48 時間	450-3,600 mg/kg (雄) 5000 mg/kg (雌)	+ (900-3,600 mg/kg) +	Mirkova 1994 (EU RAR 2002, NITE 2005, 食安委 2007, ATSDR 2012, US EPA 2020)
	マウス, BALB/c 雄	単回強制経口投与後 24 時間	5,000 mg/kg	—	Mirkova 1994 (EU RAR 2002, NITE 2005, 食安委 2007, ATSDR 2012, US EPA 2020)
	マウス, B6C3F1 雄	・単回腹腔内投与後 24 時間 ・3 日間連続投与後 24, 48 時間	2,000-4,000 mg/kg 500, 1,000, 2,000 mg/kg ×3 (daily dose)	再現性がなく、用量依存性を示さない散発的な陽性結果 (明確な結論が得られなかった)	McFee <i>et al.</i> 1994 (食安委 2007, ATSDR 2012)
	マウス, CD-1, 雄	24 時間間隔で 2 回腹腔内投与後 24, 48, 72 時間	500, 1000, 2000, 3200 mg/kg ×2	—	Morita <i>et al.</i> 1994 (US EPA 2020) Morita <i>et al.</i> 1997
	マウス, CD-1, 雄 3 週齢 骨髓及び肝臓	5 日間強制経口投与後 24 時間目	1,500, 2,500, 3,500 mg/kg ×5	+ (骨髄, 1,500 mg/kg ×5 以上) + (肝臓, 2,500 mg/kg ×5 以上)	Roy <i>et al.</i> 2005 (ATSDR 2012, US EPA 2020)
マウス 末梢血 小核試験	ICR マウス (雄)	強制経口投与後 48 時間	1,000, 2,000, 3,000 mg/kg	—	Morita <a href="#">and</a> Hayashi 1998 (NITE 2005, 食安委 2007, ATSDR 2012, US EPA 2020)
伴性劣性致死試験	ショウジョウバエ Carton-S 雄, Basc, 雌	給餌	35,000 ppm	—	Yoon <i>et al.</i> 1985 (EU RAR 2002, NITE 2005, 食安委 2007, ATSDR 2012, US EPA 2020)
	ショウジョウバエ Carton-S 雄, Basc, 雌	注射	50,000 ppm	—	Yoon <i>et al.</i> 1985 (EU RAR 2002, NITE 2005, ATSDR 2012, US EPA 2020)
ラット肝 DNA 損傷	ラット, SD (CD 種)雌	2 回投与 (解剖の 21 及び 4 時間前)	168, 840, 2,550, 4,200 mg/kg	+ (2,550, 4,200 mg/kg)	Kitchin <a href="#">and</a> Brown <i>et al.</i> 1990 (EU RAR 2002, NITE 2005, 食安委 2007, ATSDR 2012, US EPA 2020)
DNA 合成	ラット, SD, 雄 肝細胞	単回強制経口	10, 100, 1,000 mg/kg	—	Stott <i>et al.</i> 1981 (EU RAR 2002, NITE 2005)
		飲水, 11 週間	10, 1,000 mg/kg	+ (1,000 mg/kg)	Stott <i>et al.</i> 1981 (EU RAR 2002, NITE 2005)
	ラット, F344, 雄 肝細胞	単回強制経口後 24, 48 時間	1,000, 1,500, 2,000 and 4,000 mg/kg	+ (24 h : 1,000-2,000 mg/kg で 用量依存あり, 細胞毒性なし 48 h : 細胞毒性なし)	Miyagawa <i>et al.</i> 1999 (EU CLH Report 2018)
DNA 修復 DNA アルキル化	ラット, SD, 雄	単回強制経口	1,000 mg/kg	— —	Stott <i>et al.</i> 1981 (EU RAR 2002, 食安委 2007, ATSDR 2012)

不定期 DNA 合成(UDS) 試験	ラット, F344, 雄	飲水, 8 日間	1%溶液	—	Goldsworthy <i>et al.</i> 1991 (EU RAR 2002, NITE 2005, 食安委 2007, ATSDR 2012, US EPA 2020)
--------------------	--------------	----------	------	---	--

589 — : 陰性、+ : 陽性

## 590 5. 発がん性

### 591 5-1 経口

#### 592 (1) ヒト

593 経口暴露によるヒトの発がん性に関する情報は得られなかった。

#### 594 (2) 実験動物

595 マウス 2 年間飲水投与毒性試験 (Kano *et al.* 2009 ; UK HSE (2021)、US EPA (2020)、EU RAC  
596 (2019)、ECHA CLH report (2018)、IRIS (2013) のキースタディ) において、Crj:BDF1 マウス (雌  
597 雄各群 50 例) に 1, 4-ジオキサン (純度 99%以上) を 0、500、2,000、8,000 ppm (雄 : 0、  
598 49、191、677 mg/kg/day、雌 : 0、66、278、964 mg/kg/day 相当) の用量で 2 年間飲水投与した。  
599 その結果、雄では、2,000 ppm 以上の群で肝細胞腺腫あるいは肝細胞がん複合、8,000 ppm 群で  
600 肝細胞がんの用量依存的で統計学的に有意な増加、2,000 ppm 群で肝細胞腺腫の統計学的に有意  
601 な増加が認められた。雌では、500 ppm 以上の群で肝細胞がん、肝細胞腺腫あるいは肝細胞がん  
602 複合の用量依存的で統計学的に有意な増加、500 及び 2000 ppm 群で肝細胞腺腫の統計学的に有  
603 いな増加が認められた。また、8,000 ppm 群では、鼻腔に神経上皮細胞腫が雄 1 例、腺がんが雌  
604 1 例認められた。観察した担腫動物数を表 9 に示した。

605 表9 マウス2年間飲水投与毒性試験 (Kano *et al.* 2009) における担腫動物数

飲水中 1, 4-ジオキサン濃度 (ppm)	0	500	2,000	8,000	Peto 検定
雄 : 投与量 (mg/kg/day)	0	49	191	677	
雄例数	50	50	50	50	
鼻腔 : 神経上皮腫	0	0	0	1	
肝臓 : 肝細胞腺腫	9	17	23**	11	
肝細胞がん	15	20	23	36**	↑↑
肝細胞腺腫/がん 複合	23	31	37**	40**	↑↑
雌 : 投与量 (mg/kg/day)	0	66	278	964	
雌例数	50	50	50	50	
鼻腔 : 腺がん	0	0	0	1	
肝臓 : 肝細胞腺腫	5	31**	20**	3	
肝細胞がん	0	6*	30**	45**	↑↑
肝細胞腺腫/がん 複合	5	35**	41**	46**	↑↑

606 フィッシャーの正確確率検定: \*:  $p \leq 0.05$ , \*\*:  $p \leq 0.01$ 、Peto 検定 : ↑↑:  $p \leq 0.01$

607 ラット 2 年間飲水投与毒性試験 (Kano *et al.* 2009 ; UK HSE (2021)、ECHA CLH report (2018) の  
608 キースタディ) において、F344/DuCrj ラット (雌雄各群 50 例) に 1, 4-ジオキサン (純度 99%  
609 以上) を 0、200、1,000、5,000 ppm (雄 : 0、11、55、274 mg/kg/day、雌 : 0、18、83、429 mg/kg/day  
610 相当) の用量で 2 年間飲水投与した。その結果、雌雄ともに 5,000 ppm 群で鼻腔の悪性腫瘍 (主

として扁平上皮がん)、肝細胞腺腫及び肝細胞がん、乳腺腫瘍の用量依存的で統計学的に有意な增加が認められた。また、雄の 5,000 ppm 群には腹膜の中皮腫の用量依存的で統計学的に有意な増加も認められた。観察した担腫瘍動物数を表 10 に示した。

**表10 ラット2年間飲水投与毒性試験 (Kano et al. 2009) における担腫瘍動物数**

飲水中 1, 4-ジオキサン濃度 (ppm)	0	200	1,000	5,000	Peto 検定
雄 投与量 (mg/kg/day)	0	11	55	274	
雄例数	50	50	50	50	
鼻腔 : 扁平上皮がん	0	0	0	3	↑↑
神経上皮腫	0	0	0	1	
横紋筋肉腫	0	0	0	1	
肉腫 (詳細不明)	0	0	0	2	
肝臓 : 肝細胞腺腫	3	4	7	32**	↑↑
肝細胞がん	0	0	0	14**	↑↑
肝細胞腺腫/がん 複合	3	4	7	39**	↑↑
腹膜 : 中皮腫	2	2	5	28**	↑↑
乳腺 : 線維腺腫/腺腫	1	2	2	6	↑↑
線維腺腫	1	1	0	4	↑↑
腺腫	0	1	2	2	
皮下 : 線維腫	5	3	5	12	↑↑
雌 投与量 (mg/kg/day)	0	18	83	429	
雌例数	50	50	50	50	
鼻腔 : 扁平上皮がん	0	0	0	7**	↑↑
神経上皮腫	0	0	0	1	
横紋筋肉腫	0	0	0	0	
肉腫 (詳細不明)	0	0	0	0	
肝臓 : 肝細胞腺腫	3	1	6	48**	↑↑
肝細胞がん	0	0	0	10**	↑↑
肝細胞腺腫/がん 複合	3	1	6	48**	↑↑
腹膜 : 中皮腫	1	0	0	0	
乳腺 : 線維腺腫/腺腫	8	8	11	18*	↑↑
線維腺腫	3	2	1	3	
腺腫	6	7	10	16*	↑↑
皮下 : 線維腫	0	2	1	0	

フィッシャーの正確確率検定: \*:  $p \leq 0.05$ , \*\*:  $p \leq 0.01$ 、Peto検定 : ↑↑:  $p \leq 0.01$

ラット 2 年間飲水投与毒性試験 (Kociba et al. 1974 ; US EPA (2020)、EU RAC (2019)、ECHA CLH report (2018) に掲載) では、6~8 週齢の Sherman ラット (雌雄各群 60 例) に 1, 4-ジオキサン (純度不明) を 0、0.01、0.1、1% (雄 : 0、9.6、94、1,015 mg/kg/day、雌 : 0、19、148、1,599 mg/kg/day 相当) の用量で 716 日間飲水投与した。その結果、1%群で肝臓における悪性腫瘍及び鼻腔扁平上皮がんの統計学的に有意な増加が認められた (表 11)。

**表11 ラット2年間飲水投与毒性試験 (Kociba et al. 1974) における担腫瘍動物数**

飲水中 1, 4-ジオキサン濃度 (%)	0	0.01	0.1	1
用量 雄/雌 mg/kg/day	0/0	10/19	94/148	1015/1599
雌雄合計例数	120	120	120	120
肝臓 : 肝臓がん(すべてのタイプ)	2	0	1	12 <sup>a</sup>
肝臓 : 肝細胞がん	1	0	1	10 <sup>b</sup> (6 M, 4F)
鼻腔 : 扁平上皮がん	0	0	0	3 <sup>c</sup> (1M, 2F)

フィッシャーの正確確率検定 : <sup>a</sup>:  $p=0.00022$ , <sup>b</sup>:  $p=0.00033$ , <sup>c</sup>:  $p=0.05491$ 、

M: Male, F: Female、記載の無い欄 : 性別不明

AICIS (2022)、SCCS (2015) のキースタディとされたマウス 2 年間飲水投与毒性試験

625 (Yamazaki *et al.* 1994) は試験結果の見直しが行われたため (1-2(2) ①経口の項参照)、本評価で  
626 は採用しなかった。

627 また、キースタディではないが、US EPA (2020) には、ラット 110 週間飲水投与試験 (NCI 1978)  
628 及びマウス 90 週間飲水投与試験が掲載されていた。

629 Osborne-Mendel ラット (雌雄各群 35 例) に 1, 4-ジオキサンを雄: 0, 240, 530 mg/kg/day、  
630 雌: 0, 350, 640 mg/kg/day の用量で 110 週間飲水投与した。その結果、鼻腔扁平上皮がんの発生  
631 率は、雌雄において有意に増加した (雄: 0/33, 12/33, 16/34、雌: 0/34, 10/35, 8/35)。また、雌  
632 において、用量に依存した肝臓腺腫の有意な増加が認められた (0/31, 10/33, 11/32)。

633 B6C3F1 マウス (雌雄各群 50 例) に 1, 4-ジオキサンを雄: 0, 720, 830 mg/kg/day、雌: 0,  
634 380, 860 mg/kg/day の用量で 90 週間飲水投与した。その結果、雌雄ともに、用量に依存して肝  
635 細胞腺腫又はがんの発生率が増加した (雄: 8/49, 19/50, 28/47、雌: 0/50, 21/48, 35/37)。

636 しかし、これらのラット、マウス試験はともに、対照群 (0 mg/kg/day) として他試験のデータ  
637 (matched-control data) を使用し、用量設定幅が狭く、死亡例が多いなど、US EPA (2020) ではデ  
638 ータの信頼性が低いとされていたため、本評価では使用しなかった。

## 639 5-2 吸入

### 640 (1) ヒト

641 以下の情報があったが、いずれも 1, 4-ジオキサンの暴露と発がんとの関連は見い出され  
642 ていない。

643 1, 4-ジオキサンに暴露された作業員のコホート研究 (Buffler *et al.* 1978 : 厚労省 (2018)、  
644 IRIS (2013) に掲載) によると、テキサス州の化学製造施設で 1954 年以降に低濃度 1, 4-ジオ  
645 キサン暴露を受けていた製造工場 (100 人) 及び加工場 (65 人) の前向き死亡率調査 (環境中  
646 の 1, 4-ジオキサン濃度は、両者とも 25 ppm 未満と推定) では、1975 年時点での製造工場 (従  
647 事者の 7 人が死亡した。そのうち 2 名ががんによる死亡であった。加工場従事者では 5 人が死  
648 亡し、そのうち 1 名ががんによる死亡であった。いずれも観察された死亡数は、期待数と比較  
649 し統計学的有意差を認めなかった (製造工場 : 観察値 7.9、期待値 4.9、加工場 : 観察値 4.9、期  
650 待値 5)。

651 1, 4-ジオキサンの大気濃度と乳がん発生率に関する大規模コホート研究 (Garcia *et al.* 2015、  
652 US EPA (2020) に掲載) によると、カリフォルニアの教師 (1995 年～2011 年に、現役及び退職  
653 した女性教師及び管理者) の参加者 (112,378 名の女性) における乳がん発生率と 1, 4-ジオ  
654 キサンの大気濃度暴露の関係を調査したが、統計学的に有意な関連性はみられなかった。

### 655 (2) 実験動物

656 雄のラット 2 年間吸入毒性試験 (Kasai *et al.* 2009 : UK HSE (2021)、US EPA (2020)、EU RAC  
657 (2019)、ECHA CLH report (2018)、厚労省 (2018)、産衛学会 (2015)、IRIS (2013) のキースタディ)  
658 では、F344/DuCrj ラット (各群 50 例) に 1, 4-ジオキサン蒸気を 0, 50, 250, 1,250 ppm (0,

659 180、900、4,500 mg/m<sup>3</sup>) の用量で 6 時間/日、週 5 日、2 年間吸入暴露した。その結果、腹膜中  
 660 皮腫、鼻腔扁平上皮がん、肝細胞腺腫/がん、腎細胞がん、乳腺線維腺腫、ジンバル腺の腺腫、  
 661 皮下線維腫が発生し、鼻腔扁平上皮がんと肝細胞腺腫は 1,250 ppm 群で、腹膜中皮腫が 250 ppm  
 662 以上の群で、皮下線維腫が 250 ppm 群で、統計学的に有意な発生率の増加を示した。観察した  
 663 担腫動物数を表 12 に示した。

664 表 12 雄ラット 2 年間吸入毒性試験 (Kasai *et al.* 2009) における担腫動物数

1, 4-ジオキサン蒸気濃度 (ppm, 吸入)	0	50	250	1,250	Peto 検定
mg/m <sup>3</sup>	0	180	900	4,500	
雄例数	50	50	50	50	
鼻腔：扁平上皮がん	0	0	1	6*	↑↑
肝臓：肝細胞腺腫	1	2	3	21**	↑↑
肝細胞がん	0	0	1	2	
腎臓：腎細胞がん	0	0	0	4	↑↑
腹膜：中皮腫#	2	4	14**	41**	↑↑
乳腺：線維腺腫	1	2	3	5	↑
乳腺：腺腫	0	0	0	1	
ジンバル線：腺腫	0	0	0	4	↑↑
皮膚：皮下線維腫	1	4	9**	5	

665 フィッシャーの正確確率検定: \*:  $p \leq 0.05$ , \*\*:  $p \leq 0.01$ 、Peto 検定: ↑:  $p \leq 0.05$ , ↑↑:  $p \leq 0.01$

666 #: 同施設（日本バイオアッセイ研究センター）F344/DuCrj 雄ラットを用いた 10 年間 (2005-2014 年) の吸入試  
 667 験での中皮腫の背景値は 18/697 例、発生率 2.6% (最小 0~最大 6%) (高信 健司ら 2015)

668 ラット 2 年間吸入毒性試験 (Torkelson *et al.* 1974: 産総研 (2005)、環境省 (2003)、ACGIH (2001)  
 669 のキースタディ) では、Wistar ラット (雌雄各群 192 例) に、1, 4-ジオキサンを 0 及び 111  
 670 ppm (400 mg/m<sup>3</sup>) の用量で 2 年間吸入暴露 (7 時間/日、週 5 日) した。その結果、1, 4-ジオ  
 671 キサン暴露に関連したと思われる腫瘍は認められなかった。

## 672 6. その他の有害性に関する情報

### 673 6-1. 生体内運命（体内動態）

674 US EPA (2020) では、1, 4-ジオキサンの体内動態に関するヒト及びラットの情報を以下の  
 675 ようにレビューしている。

#### 676 <吸収>

677 1, 4-ジオキサンの経口吸収を評価するためのヒト情報はなかった。

678 雄ラットに [<sup>14</sup>C]-1, 4-ジオキサン 10、100、1,000 mg/kg を単回投与、又は 10、1,000 mg/kg/day  
 679 を 17 回連續投与したところ、消化管から速やかに吸収され、放射能の 75~98%が尿中に、1~  
 680 2%が糞中に回収された (Young *et al.* 1978 a, b)。また、1, 4-ジオキサン 65 mg/kg を単回経口  
 681 投与した雄ラットでは、投与 1 時間後に最大血中濃度に達し、8 時間後には血中に検出された  
 682 が、12 時間後には検出されなくなった (Take *et al.* 2012)。

683 1, 4-ジオキサンを 50 ppm の濃度で吸入暴露した 4 人の成人男性ボランティアを対象とし  
 684 た研究では、速やかに血漿中に取り込まれ、6 時間後までに定常状態に近づいた (Young *et al.*  
 685 1977)。また、20 ppm の濃度で 8 時間吸入暴露された研究では、平均血中濃度が 4 時間後に 0.98

686 mg/L、8時間後に1.1 mg/Lで、4時間以内に定常状態に近づいたことが示された。さらに、吸  
687 入暴露の各時間中に10分間運動したボランティアでは平均血中濃度が高く、4時間後に1.48  
688 mg/L、8時間後に1.47 mg/Lに達した (Göen *et al.* 2016, Young *et al.* 1976, 1977)。

689 動物の吸入暴露では、1,4-ジオキサンを50 ppmの濃度で6時間吸入暴露したラットの血  
690漿中濃度は平均7.3 µg/mLであった (Young *et al.* 1978a, b)。また、250 ppmの濃度で吸入暴露し  
691 た雄ラットでは、3時間以内に定常状態の血中濃度に達した (Take *et al.* 2012)。

692 <分布>

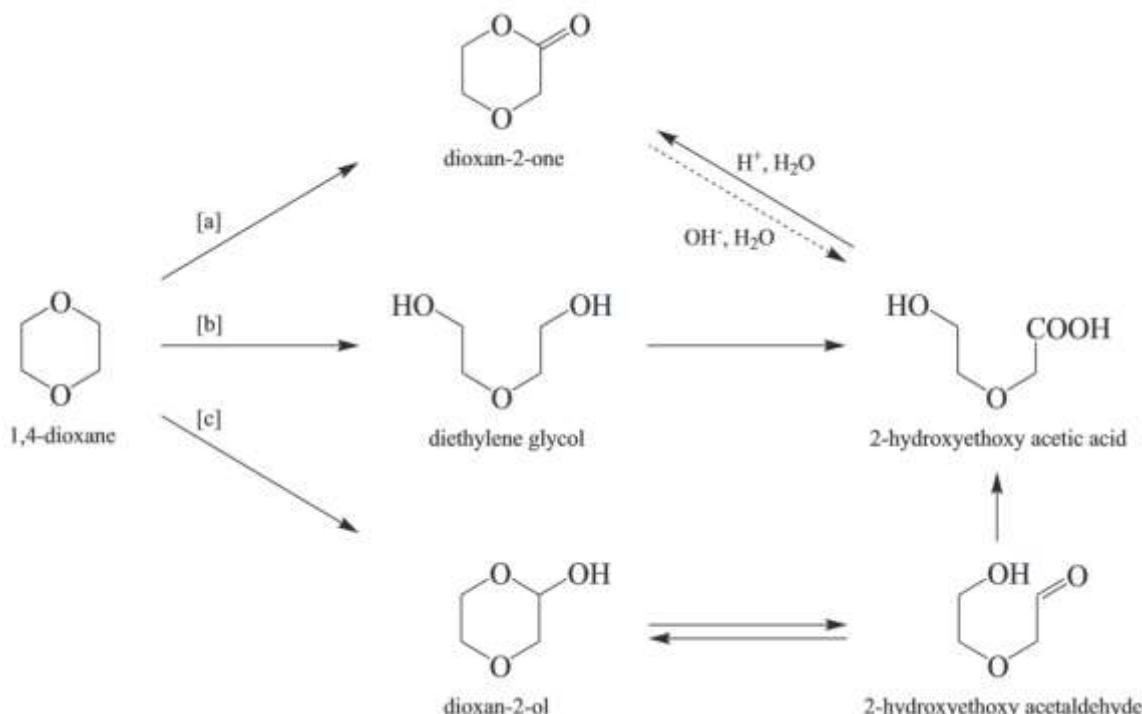
693 1,4-ジオキサンのヒト組織における分布に関する情報はなかった。

694 動物実験では、ラットに1,4-ジオキサンを吸入暴露し、肺、肝臓、脳、腎臓、腹部脂肪への分布を観察した試験では、すべての臓器で、暴露3時間後には定常状態に達した。また、暴露を中止してから2時間後までは、これらの臓器で検出可能であったが、6時間後には検出不可能となった。ラットへの単回経口投与では、これらの臓器のすべてで暴露後1時間後にピーク濃度に達し、12時間後には検出されなくなった (Take *et al.* 2012)。

699 なお、ヒト及び動物において、1,4-ジオキサンまたはその代謝物が胎盤を通過するかどうか、また、母乳に入るかどうかはわかっていない (EPA 2020)。

701 <代謝>

702 ECHA Scientific report (2021)に記載された代謝経路を図1に示す。



703

704 図1 1,4-ジオキサンの代謝経路

705 (ECHA Scientific report 2021より [Woo *et al.* 1977aより改変])

706 [a] Cytochromes P450 (CYP) による酸化とそれに続くヒドロキシル化  
707 [b] CYP による酸化、ジエチレングリコールへの開環とそれに続く  
708 2-hydroxyethoxy acetic acid への酸化  
709 [c] 上記の経路が飽和した場合の代謝の仮説 : α-ヒドロキシル化によるジ  
710 オキサン-2-オールの生成、2-ヒドロキシエトキシアセトアルデヒド  
711 への開環、それに続く HEAA への酸化（アルデヒド中間体は実験的  
712 に観察されていない）

713 ヒトやラットにおいて、1, 4-ジオキサンは [a] 及び [b] 経路の酸化により代謝されるが、飽  
714 和した場合に [c] 経路が想定されている。全身循環における一次代謝産物は、p-ヒドロキシエ  
715 トキシ酢酸 (HEAA, 2-hydroxyethoxy acetic acid) である (EPA 2020)。

716 1, 4-ジオキサン 50 ppm を 6 時間吸入した成人男性ボランティアでは、その 99%以上 (呼  
717 気排泄は無視できると仮定) が HEAA として尿中に出現した (Young *et al.* 1977)。1.6 ppm の  
718 1, 4-ジオキサンに 7.5 時間暴露された労働者の尿中に検出された HEAA 量と 1, 4-ジオ  
719 キサン量の比は 118 : 1 の割合 (Young *et al.* 1976)、また、50 ppm の 1, 4-ジオキサンを 6 時  
720 間吸入したラットでは 3,100 : 1 の割合であった (Young *et al.* 1978a, b)。CYP450 の誘導は尿中の  
721 HEAA 量を増加させ、CYP450 の抑制は尿中の HEAA 量を減少させたことから、1, 4-ジオ  
722 キサンの代謝が一部 CYP450 によって媒介されていることが示された (Woo *et al.* 1978, 1977b)。  
723 また、経口暴露後、1, 4-ジオキサンは、肝ミクロソームにおいて、CYP2B1/2、CYP2C11、  
724 CYP2E1、CYP3A などいくつかの CYP450 異性体を誘導するが、CYP4A1 は誘導しなかった  
725 (Nannelli *et al.* 2005)。In vitro の肝ミクロソーム CYP2E1 酵素活性を測定した代謝研究から、1,  
726 4-ジオキサンは、CYP2E1 を介した p-ニトロフェノールヒドロラーゼ活性の用量依存的阻害  
727 を示すこと (Patil *et al.* 2015)、肝臓ミクロソームにおける CYP450 の水溶性基質の代謝を阻害す  
728 ることがわかった (Shah *et al.* 2015)。

729 また、1, 4-ジオキサンの局所代謝により、組織特異的な代謝物が生じ、組織特異的な毒  
730 性に寄与する可能性がある。ラットの経口暴露後、1, 4-ジオキサンは肝臓、鼻粘膜と腎臓  
731 で CYP2E1 を誘導したが、肺組織では CYP2E1 の誘導はみられなかった。このように、組織特  
732 異的に CYP 誘導が制御されていることが示唆された (Nannelli *et al.* 2005)。

733 1, 4-ジオキサンの代謝は一次速度論に従うと思われ、高用量での経口または静脈内暴露  
734 により代謝が飽和することを示す証拠がいくつか存在する。一方、吸入暴露後の代謝飽和の証  
735 拠は報告されていない。13 週間の吸入試験では、雄ラット及び雌ラットの血漿中濃度がそれぞ  
736 れ 730 及び 1,054 µg/mL まで、代謝飽和は観察されなかった (Kasai *et al.* 2008)。この研究で代謝  
737 が飽和しなかったのは、1, 4-ジオキサンの反復吸入暴露による P450 酵素 (CYP2E1 含む)  
738 の誘導による代謝の促進、あるいは、経口暴露と吸入暴露のトキシコキネティックの違い（経  
739 口暴露の場合、摂取後の初回通過効果により、肝臓が高い暴露量を受けるため飽和効果が高ま  
740 る可能性）によると考えられる (EPA 2020)。

741 <排泄>

742 ヒト及びラットにおける 1, 4-ジオキサンの排泄は、主に代謝物 HEAA として尿を介して  
743 排泄される (Göen *et al.* 2016, Young *et al.* 1976, 1978a)。血漿中の 1, 4-ジオキサンの消失半  
744 減期は、ヒトとラットで約 1 時間、尿中の HEAA の消失は 2.7 時間であった (Young *et al.* 1977)。  
745 1, 4-ジオキサン及び代謝物 HEAA の半減期が短いことから、毎日反復暴露されても 1, 4  
746 -ジオキサンまたは HEAA の体内蓄積をもたらす可能性が少ないと推察される。

747 なお、ECHA dossier (accessed on 2025/3/12) には、1, 4-ジオキサンの代謝・排泄過程は、  
748 経口投与の場合、高用量で飽和するが、その飽和する用量レベルは、ラットで 9.6~42 mg/kg/day、  
749 マウスで 57~66 mg/kg/day の範囲であると報告されている (Dourson *et al.* 2017)

## 750 6-2. 急性毒性

### 751 (1) ヒト

752 厚労省 (2018) によると、ヒトでの急性（短期間暴露）毒性について以下の情報があった。  
753 閉鎖され換気のない屋内におけるマスクなしでの作業により 1, 4-ジオキサンに 1 週間暴  
754 露され、死亡した症例がある。初めは消化器症状、次いで筋緊張亢進と神経症状が出現した。  
755 入院 1 週間後に腎機能不全で死亡した。剖検では、間質内出血を伴う腎皮質の壊死、尿細管腔  
756 に赤血球像、肝細胞壊死、脳での脱髄と神経線維消失を認めた。職場での暴露濃度は、208~650  
757 ppm (平均 470 ppm) であった (産衛学会 2015)。

758 レーヨン製造工場での 1, 4-ジオキサン暴露による死亡例が報告されている。5 名の作業者  
759 が高濃度の 1, 4-ジオキサン (暴露濃度不明) に吸入暴露され、重度の出血性腎炎及び小葉  
760 中心性肝細胞壊死を発症し、約 1 週間後に急性腎不全で死亡した。黄疸はみられなかった。他  
761 の労働者は恶心、嘔吐、眼や気道の刺激を訴えた (ACGIH 2001)。

762 男女それぞれ 6 人のボランティアに、1, 4-ジオキサン 20 ppm を 2 時間吸入暴露したが、  
763 「溶剤臭」の感知はあったものの、眼、鼻、及び喉の不快感、呼吸困難、頭痛、疲労、恶心、め  
764 まい、中毒感などの訴えはなく、また血漿中の炎症マーカー (C-反応性タンパク質及びインタ  
765 ーロイキン-6 など) の上昇、及びまばたき頻度、肺機能または鼻の腫脹などの有意な影響はな  
766 かった (IRIS 2013)。

### 767 (2) 実験動物

768 厚労省 (2018) によると、動物での急性毒性について以下の情報があった (表 13、NIOSH(1994)、  
769 ACGIH (2001)、MAK (2003) より)。

770 表 13 1, 4-ジオキサンの急性毒性試験結果

	マウス	ラット	ウサギ
経口 LD <sub>50</sub>	5,660 mg/kg 5,900 mg/kg	5,170 mg/kg 5,400 mg/kg	2,060 mg/kg 2,500 mg/kg
吸入 LC <sub>50</sub>	10,109 ppm/2h 14,250 ppm/4h	12,568 ppm/2h 14,250 ppm/4h	—

771 ラット (雌雄各群 3 例) を 155,000 mg/m<sup>3</sup> (43,400 ppm) の 1, 4-ジオキサンに、1、3 また

772 は 7 時間吸入暴露したところ、毒性徴候として呼吸困難、無関心、昏睡、眼及び気道の粘膜刺  
773 激、眼瞼反射の喪失、被毛状態の異常、及び歩行失調がみられ、また剖検では急性心臓拡張、  
774 胃粘膜の出血性びらん、及び血液のまじった胃腸内容物がみられた (EU RAR 2002)。

775 また、ラット、マウス、及びモルモットに経口投与 (用量不明) した際の毒性徴候は、麻酔作  
776 用、昏睡、胃腸粘膜の刺激、及び肝臓と腎臓の損傷などであった (EU RAR 2002)。

777 雄ラットを 1 日 2 回、各 4 時間、3,660 または 7,320 mg/m<sup>3</sup> の 1, 4-ジオキサンに吸入暴露  
778 したところ、血清 ALT、AST 及びオルニチンカルバミルトランスフェラーゼ活性の有意な上昇  
779 が認められた (EU RAR 2002)。

780 モルモットへの 2,000 ppm の数時間吸入暴露で、重度の症状はみられなかった (ACGIH 2001)。

### 781 6-3. 刺激性・腐食性及び感作性

#### 782 (1) 刺激性・腐食性

##### 783 ① ヒト

784 厚労省 (2018) によると、1930~40 年代にボランティアを種々の濃度の 1, 4-ジオキサン  
785 に暴露し、その影響を調べた試験がいくつか報告されている。5,500 ppm の 1 分間の吸入暴露  
786 で、眼の刺激、鼻と喉の灼熱感、軽度のめまいの申告があり、1,600 ppm の 10 分間でも、程度  
787 は軽減したが同様の申告がなされた。1,000 ppm の 5 分間では、直ちに臭いが感知され、4 名中  
788 1 名が喉の締め付け感を訴えた。2,000 ppm の 3 分間では不快感の訴えはなかった。280 ppm 以  
789 上の数分間暴露で鼻と喉粘膜のわずかな刺激、1,400 ppm の数分間では、鼻に痒み、喉に乾きと  
790 ヒリヒリ感の訴えがあった。200 ppm は許容できると報告され、300 ppm では眼、鼻及び喉に刺  
791 激があった。また、ヒトへの 50 ppm、6 時間、単回吸入暴露で、眼の刺激が報告されている (IRIS  
792 2013)。

##### 793 ② 実験動物

794 刺激性に関して、以下の結果が厚労省 (2018) に掲載されている。

795 マウスへの吸入暴露で、2,800 ppm の 1, 4-ジオキサンを 8~9.5 時間暴露、あるいは 8,300  
796 ~3,900 ppm の 3.5~1 時間暴露により、粘膜刺激症状を認めた。

797 モルモットへの吸入暴露で、2,000 ppm で 8 時間暴露、あるいは 3,000 ppm で 8 時間暴露によ  
798 り、粘膜刺激症状を認めた。

799 ウサギの背部皮膚に、1, 4-ジオキサン原液を 1、5、15 分間、閉塞適用したが、一次皮膚  
800 刺激はほとんど引き起こされなかった。20 時間適用後は浮腫が認められた。

#### 801 (2) 感作性

802 呼吸器感作性に関する情報は得られなかった。

803 皮膚感作性に関しては、日本政府による GHS 分類結果 (2024) に以下の結果が掲載されてい

804 る。動物試験では陰性を示したが、ヒトでは症例数が少ないながら皮膚炎に関連した知見が得  
805 られているが、データ不足のため分類できないとしている。

806 モルモット (10 例) を用いたマキシマイゼーション試験 (EU Method B.6、GLP : 皮内感作 :  
807 5%、経皮感作及び惹起 : 100%) では、惹起終了 24 時間後の陽性率は 0% (0/10) で、陰性と判  
808 定された。

809 本物質を含む溶剤に 3 年間毎日浸漬した後、左手に皮膚炎を発症した 52 歳の男性で本物質  
810 (0.5%水溶液) に対するパッチテストで陽性反応がみられた。

811 本物質に数週間経皮ばく露を受けた 47 歳女性臨床検査技師が上肢及び顔面に炎症性皮膚変  
812 化を生じた。4 週間仕事を休んで皮膚が無傷に回復した後、患者は職務を再開した。しかし、わ  
813 ずか数日のばく露で再発した。皮膚を組織学的に調べた結果、湿疹の臨床症状が認められた。  
814 皮膚パッチテストにより、本物質原液に対する陽性反応がみられた。

815 脱脂溶剤として用いた本物質との接触によって明らかに皮膚炎を生じた作業者で本物質に対  
816 するパッチテスト陽性例の報告がある。

## 817 7. 作用機序

818 1, 4-ジオキサンの *in vitro* 変異原性は陰性と判断される。一方、*in vivo* 変異原性（遺伝毒  
819 性）は、一部の比較的高用量で実施された遺伝子突然変異試験 (*gpt assay*)、骨髄や肝臓小核試  
820 験で陽性の結果が得られているが、4. 変異原性（遺伝毒性）の <本評価における結論> に記  
821 載したように、これらの陽性反応は、活性酸素種の產生など酸化ストレスを介した DNA あるいは  
822 染色体への二次的な影響と考えられ本物質が直接 DNA に作用したことを示すものではない  
823 と判断した。したがって、発がん性については、閾値の設定が可能であると判断した。酸化ス  
824 トレスに基づく二次的なものと考えられ、直接的な遺伝毒性（変異原性）を示すものではない  
825 と判断した。したがって、発がん性に関する閾値の設定は可能であると判断した。

826 1, 4-ジオキサンのヒトにおける発がん性に関しては、吸入暴露による限られた疫学調査  
827 によると暴露との関連性は報告されていない。一方、ラットとマウスの 2 年間飲水投与毒性試  
828 験、及び雄ラットの 2 年間吸入毒性試験では、肝臓、鼻腔、腎臓、腹膜、乳腺などに腫瘍の発  
829 生が報告されている。

830 経口投与では、1, 4-ジオキサンの代謝・排泄過程は高用量投与で飽和するとされ、肝臓  
831 における肝細胞の核腫大、壊死または過形成などの傷害性変化及び腫瘍形成は、その飽和レベ  
832 ルを超えた用量で観察されている。また、ラットの鼻腔の発がんに関連する持続的な傷害性変  
833 化は、吸入暴露に加えて、飲水による経口投与でもみられている。飲水投与でも吸入暴露と同  
834 様に、呼吸器への局所暴露、局所的な刺激事象を排除できないことが指摘されている。

835 肝腫瘍の発生機序に関しては、① 1, 4-ジオキサンの代謝飽和とその後の細胞毒性・再生  
836 過形成機序、② 代謝飽和を超えた場合の細胞分裂促進作用機序（肝細胞の傷害を伴わない機序）、  
837 ③ DNA 修復系の飽和後の遺伝毒性、④ DNA 損傷を伴う酸化ストレス反応などのメカニズム  
838 が提案されている。以下に、それら論文の概要とコメントを記載した。

839 ① 代謝飽和とその後の細胞毒性・再生過形成機序

840 Dourson *et al.* (2014, 2017) は、ラットあるいはマウスへの 1, 4-ジオキサンの高用量暴露  
841 で、代謝物 HEAA への代謝飽和が起こり、肝臓への 1, 4-ジオキサンの蓄積、肝細胞肥大、  
842 肝重量の増加につながり、肝肥大、炎症、肝細胞壊死、過形成及び前腫瘍性病変、さらには  
843 肝細胞腺腫及び腺がんに進行すると考えた。ECHA dossier (accessed on 2025/3/12) 及び ECHA  
844 Scientific report (2021) では、この作用機序を支持している。

845 ② 代謝飽和を超えた場合の細胞分裂促進作用機序

846 Lafranconi *et al.* (2021) は、マウスの 90 日間飲水投与試験の代謝飽和を超えた用量 (6000 ppm)  
847において、肝重量増加、グリコーゲン様空胞化、小葉中心性肝細胞肥大に加え、単細胞壊死、  
848 細胞増殖活性、マウスの飲水投与試験において、肝重量増加、細胞増殖に伴うグリコーゲン  
849 様空胞化、小葉中心性肝細胞肥大、GST-P 陽性変異肝細胞巣の増加がみられたことから、肝  
850 細胞分裂が促進されることを示し、さらに、Chappell *et al.* (2021) は、Lafranconi らの研究と  
851 同じ肝臓サンプルを用いてトランスクリプトーム解析を行った結果、GST-P 陽性変異肝細胞  
852 巢の増加がみられた用量と同じ 6000 ppm では、グルタチオン抱合の第 II フェーズ及び細胞  
853 周期シグナリングに係る遺伝子の発現増加がみられたが、DNA 損傷反応に関係する遺伝子の  
854 発現増加がみられなかったことから、GST-P 陽性結節に関して、グルタチオン抱合の第 II  
855 フェーズに係る遺伝子増幅がみられたが、DNA 損傷反応に関係する遺伝子の増幅がみられな  
856 かったことから、1, 4-ジオキサンによる肝腫瘍は、代謝飽和を超えた場合に惹起される  
857 非変異原性の細胞分裂促進作用機序を支持するとした。

858 ③ DNA 修復系の飽和後の遺伝毒性機序

859 Gi *et al.* (2018) は、gpt delta TGR ラットに 1, 4-ジオキサンを 16 週間飲水投与したところ、  
860 5,000 ppm 群では gpt transgene の変異頻度の有意な増加 (A:T から G:C 及び A:T から T:A へ  
861 の変異など) がみられた。さらに、5,000 ppm の用量で DNA 修復酵素 MGMT が有意に誘導  
862 されたことから、広範な遺伝子損傷が肝細胞の修復能力を超え、結果として肝臓発がんに至  
863 ったことを示唆しているとした。

864 ④ DNA 損傷を伴う酸化ストレス反応

865 正常マウスとグルタチオン欠損 (GCLM<sup>(93)</sup>-null) マウスに 1,000 mg/kg/day の 1, 4-ジオキ  
866 サンを 1 週間経口強制投与する群と 5,000 ppm の濃度で 3 か月間飲水投与する群を設定する  
867 試験を実施した。その結果、両群ともに軽度の肝細胞毒性を生じたが、その背景には NRF2  
868<sup>(94)</sup> の活性化、CYP2E1 誘導、GSH プールの酸化、脂質過酸化、酸化的ストレス発現、酸化性  
869 DNA 損傷及び DNA 修復反応上昇に関連した遺伝子発現の変動が肝臓で観察され、これらの  
870 反応は、GSH 欠損マウスでより強く認められた。これは、1, 4-ジオキサンによる肝がん  
871 発症メカニズムが酸化ストレスであることを示唆するとした (Chen *et al.* 2022)。また、前述  
872 の gpt delta TGR の背景系統である F344 ラットを用いた 16 週間飲水投与試験 (Gi *et al.* 2018)  
873において得られた 1, 4-ジオキサン処理後のラット肝臓における DNA 付加体形成を解析

(93) Glutamate-cysteine ligase modifier subunit

(94) Nuclear factor erythroid 2-related factor 2 : 酸化ストレスにより活性化する核内転写因子

874 したところ、酸化的DNA損傷関連分子である8-OHdGが、*gpt transgene*の突然変異頻度が増  
875 加した用量で統計学的有意に増加した（詳細は、4. 変異原性（遺伝毒性）<本評価における結論>参照）1, 4-ジオキサン処理後のラット肝臓におけるDNA付加体形成を解析したところ、酸化的DNA損傷関連分子である8-OHdGが検出されたとしている (Totsuka *et al.* 2020)。

879 Ginsberg *et al* (2022)のレビューでは、酸化的ストレスが肝発がんに関与している可能性を示し  
880 つつも、代謝の飽和による本物質の発がん性への影響や肝毒性、細胞増殖、低用量域における  
881 遺伝毒性機序の詳細が解明されていないこと等から、本物質による発がん性の低用量域への外  
882 挿に、閾値なしとする線形アプローチ (non-threshold linear approach)を採用する理由を補強して  
883 いるとしている。

884 一方、Lafranconi *et al* (2023) のレビューでは、本物質の発がん機序として、上記①~④を統  
885 合して、吸収された本物質の代謝クリアランス超過、直接的な有糸分裂促進、CYP2E1活性の上  
886 昇、酸化ストレスによる二次的な遺伝毒性及び細胞毒性の発現、再生修復による持続的増殖に  
887 よる腫瘍発生を提言しており、1, 4-ジオキサンによる直接的な遺伝毒性の関与はないとする  
888 判断を支持している。また、Kirman *et al* (2026)によると、独立した6名の専門家が行った1,  
889 4-ジオキサンの発がん作用機序 (Mode of Action, MOA)に関するデータの信頼性評価では、肝  
890 腫瘍について、本物質を代謝するCYP2E1の代謝飽和による間接的な遺伝毒性 MOA が初期の  
891 キーイベントであり、最も支持する機序であるとし、CYP2E1の誘導、酸化ストレス、細胞毒性  
892 および再生増殖がその他のMOAであるとしている。また、鼻腔および腹膜腫瘍に関する利用  
893 可能な証拠は限られていたものの、肝臓と同様の非遺伝毒性 MOA が妥当であるとしていた。  
894 専門家らに最も支持された機序の信頼性は、直接的な遺伝毒性 MOA に関する信頼性に比し有意  
895 に高いことから、本物質によるげっ歯類腫瘍のヒト健康リスク評価における非線形外挿手法  
896 の使用を支持するとしている。

897 飲水及び吸入による2年間反復投与試験 (Kano *et al.* 2009; Kasai *et al.* 2009)において、雄性  
898 F344ラットの腹膜に中皮腫が発生した。この腫瘍は対照群にも認められ、用量の増加と共に発  
899 生増加し、各々の試験の最高用量または中間用量以上の発生頻度には統計学的有意差が認め  
900 られた。この腫瘍は、雄性F344ラットの自然発生腫瘍として知られ、加齢に伴い発生する。当  
901 該試験で認められた中皮腫の発生機序は特定されていないが、前述の通り1, 4-ジオキサン  
902 には酸化的ストレスを発生するポテンシャルがあること、本物質が直接DNAに作用すること  
903 を示すエビデンスがないことを踏まえると、雄性F344ラットにおいて自然発生する腹膜中皮腫  
904 の発生増加には、本物質による直接DNA損傷の関与ではなく、酸化的ストレスなど他の機序  
905 が関与した可能性があると考えた。Cyp2E1活性の上昇、酸化ストレスによる遺伝毒性及び細胞  
906 毒性の発現、再生修復による持続的増殖による腫瘍発生を提言しており、直接的な遺伝毒性の  
907 関与はないとする判断を支持している。

908 以上の知見より、1, 4-ジオキサンについては現時点までに得られたデータからは、低用  
909 量域での詳細な分子レベルの機序等が解明されていないため、1, 4-ジオキサンの発がん機  
910 序については一定の不確実性があるものの、DNAに直接作用することを示す知見は認められず、

911 酸化ストレス等二次的影響に起因する知見が認められていることから、1, 4-ジオキサンの  
912 発がん性については実質的な閾値を設定することは可能と判断される。

## 913 8. 有害性評価値の導出

914 ヒト及び実験動物において、1, 4-ジオキサンの毒性情報をレビューしたところ、ヒトか  
915 ら得られた情報は吸入経路に限られ、さらに1, 4-ジオキサンの暴露量と各種エンドポイント  
916 の間の用量反応関係が評価できないことが確認された。したがって、本評価では、動物試験  
917 成績を基に有害性に関する定量的な評価を実施することとした。

918 経口経路に関して、動物における非発がん影響として一般毒性の標的は、肝臓（肝細胞の変  
919 性、壊死など）及び腎臓（腎臓尿細管上皮細胞の変性、再生など）などであった。発生毒性につ  
920 いては胎児体重の低値、胸骨分節の骨化遅延などがみられたが、生殖毒性、児動物の発達に関  
921 する情報及び2世代試験などの情報はなかったため、生殖発生毒性の十分な評価はできなかっ  
922 た。

923 吸入経路に関して、動物における非発がん影響は、鼻腔（嗅上皮細胞の萎縮と呼吸上皮化生  
924 など）への影響が認められた。安定化剤として1, 4-ジオキサンを低用量添加した他剤の発  
925 生毒性試験では、胎児への影響は認められなかつたとされるが、詳細な情報はなく、1, 4-  
926 ジオキサンの生殖発生毒性に関する十分な評価はできなかつた。

927 変異原性については、4. 変異原性（遺伝毒性）で総合的に考察したごとく、*in vitro* 試験系で  
928 陰性、*in vivo* 試験系では、高用量暴露で二次的な陽性がみられたが、直接的な突然変異（変異  
929 原性）を示すものではないと判断した。

930 発がん性については、げっ歯類において経口、吸入経路で肝臓、鼻腔、腎臓、腹膜、乳腺など  
931 に腫瘍がみられているが、その発生機序は、7. 作用機序に記載したごとく、吸収された本物質  
932 の代謝クリアランス超過、直接的な有糸分裂促進、CYP2E1Cyp2E1活性の上昇、酸化ストレス  
933 による遺伝毒性及び細胞毒性の発現、再生修復による持続的増殖により、腫瘍が発生すると考  
934 えられ、直接的な遺伝毒性機序による発がんではないと判断した。したがって、後述の発がん  
935 性に関する有害性評価値導出においては、「閾値あり」として対応することとした。

936 以上の知見を考慮し、経口、吸入経路ともに、非発がん影響（一般毒性）、発がん影響に関する各毒性項目の有害性評価値を導出したのち、安全面を考慮して最も小さい値を経口経路、吸入経路それぞれの有害性評価値とすることとした。

939 経口経路に関しては、一般毒性は、最も低い NOAEL が得られたラットの2年間飲水投与毒性試験 (Kociba *et al.* 1974) をキースタディに選定し、肝臓（肝細胞の変性と壊死）、及び腎臓（腎尿細管上皮細胞の変性と壊死）への影響を指標とした NOAEL 9.6 mg/kg/day を UF100 (種差 10、個体差 10) で除した 96 µg/kg/day を有害性評価値として導出した。

943 発がん性については、最も発がんに対する感受性が高かったマウス2年間飲水投与毒性試験  
944 (Kano *et al.* 2009) をキースタディに選定し、他の腫瘍と比較して、最低用量から統計学的に有意

に、用量に依存した増加を示した雌の肝細胞腺腫あるいは肝細胞がん複合の担腫瘍動物数（表9 参照）を選択した。本試験では、NOAEL が得られなかったことから、BMD 法 (BMDS online Version 24.1) を用いた POD の算出を試みた（10.（参考）BMD 解析データ 10-1. 経口暴露による発がんリスク解析 <通常の BMDL10 解析 (BMR 10%)> 参照）。しかしながら、BMDL<sub>10</sub> 算出では適合モデルが得られなかつたため BMDL<sub>50</sub> を求めた結果、BMDL<sub>50</sub> 13.0 mg/kg/day が得られた。BMDL<sub>10</sub> は NOAEL 相当と考えられること、得られた用量反応曲線の低用量域はほぼ直線状であったことから（10-1. 経口暴露による発がんリスク解析 < BMDL<sub>50</sub> 解析 (BMR 50%) > 参照）、直線外挿により BMDL<sub>10</sub> 相当値を求めた結果、2.6 mg/kg/day<sup>(95)</sup> となつたため、この BMDL<sub>10</sub> 相当値を POD とした。発がん性に関しては「閾値あり」と判断したことから、POD を UF 1,000（種差 10、個体差 10、重篤な影響 [発がん性] 10）にて除した 2.6 μg/kg/day を経口経路による発がん性に関する有害性評価値として導出した。

上記のうち、値が最小であった発がん性に関する有害性評価値 2.6 μg/kg/day を経口経路による有害性評価値とした（表 14 参照）。

吸入経路に関しては、一般毒性は、雄ラットの 2 年間吸入毒性試験 (Kasai *et al.* 2009) (6 時間/日、週 5 日) をキースタディに選定した。鼻腔（呼吸／嗅上皮細胞の核肥大、嗅上皮細胞の萎縮／呼吸上皮化生など）、腎臓（近位尿細管上皮細胞の核腫大）、及び肝臓（小葉中心性肝細胞壊死など）への影響を指標とした LOAEL 50 ppm (180 mg/m<sup>3</sup>) を連続暴露補正した LOAEL 32.1 mg/m<sup>3</sup><sup>(96)</sup>をラットの体重 (0.35 kg)、呼吸量 (0.26 m<sup>3</sup>/day)、呼吸率 (1.0) と仮定して内部暴露量 23.8 mg/kg/day<sup>(97)</sup> に換算し、UF 1,000（種差 10、個体差 10、LOAEL 使用 10）を適用して 0.0238 mg/kg/day を得た。さらに、ヒトの体重 (50 kg) 及び呼吸量 (20 m<sup>3</sup>/day) を用いてヒト等価用量に換算した 59.5 μg/m<sup>3</sup> (0.016 ppm)<sup>(98)</sup> を有害性評価値として導出した。

発がん性については、雄ラットの 2 年間吸入毒性試験 (Kasai *et al.* 2009) をキースタディに選定し、他の腫瘍と比較して、中間用量から統計学的に有意に、用量に依存した発生増加を示した腹膜中皮腫の担腫瘍動物数（表 12 参照）を用い、経口経路と同様に、BMD 解析にて POD の算出を試みた。その結果、BMCL<sub>10</sub> 170 mg/m<sup>3</sup>、連続暴露補正で BMCL<sub>10ADJ</sub> 30.4 mg/m<sup>3</sup>を得て、ラットの体重 (0.35 kg)、1 日呼吸量 (0.26 m<sup>3</sup>/day) とヒトの体重 (50 kg)、1 日呼吸量 (20 m<sup>3</sup>/day) から、ヒト等価用量換算した BMCL<sub>10HEC</sub> 56.5 mg/m<sup>3</sup><sup>(99)</sup>、UR 1.77 × 10<sup>-3</sup> (mg/m<sup>3</sup>)<sup>-1</sup> が得られ、BMCL<sub>10HEC</sub> の値 56.5 mg/m<sup>3</sup> を POD とした。発がん性に関しては「閾値あり」と判断したことから、POD を UF 1,000（種差 10、個体差 10、重篤な影響 [発がん性] 10）にて除した 56.5 μg/m<sup>3</sup> (0.015 ppm) を吸入経路による発がん性に関する有害性評価値として導出した（10.（参考）BMD 解析データ 10-2. 吸入経路 参照）。

上記のうち、値が最小であった発がん性に関する有害性評価値 56.5 μg/m<sup>3</sup> (0.015 ppm) を吸入経路による有害性評価値とした。なお、この値はヒトにおける 1 日当たりの摂取量 22.6 μg/kg/day

(95) BMDL<sub>10</sub>相当値= BMDL<sub>50</sub> /5 = 13.0/5 =2.6 mg/kg/day

(96) 連続暴露補正= 180 × 6/24 × 5/7 = 32.1 mg/m<sup>3</sup>

(97) 内部暴露量= 32.1 × 0.26/0.35 × 1 = 23.8 mg/kg/day

(98) ヒト等価用量換算 = 0.0238×50/20 = 59.5 μg/m<sup>3</sup> (0.016 ppm)

(99) BMCL<sub>10HEC</sub> = 30.4 × 0.26/0.35 × 50/20 = 56.5 mg/m<sup>3</sup>

978 (100) に相当する（表 14 参照）。

979 経口（飲水）及び吸入経路による毒性メカニズムの詳細は解明されてはいないが、1, 4-  
980 ジオキサンの非発がん影響の標的臓器（肝臓、腎臓など）及び発がん影響の標的臓器（肝臓、  
981 鼻腔、腎臓、腹膜、乳腺など）が、ほぼ同じであることから本評価における経口及び吸入経路  
982 の有害性評価値の根拠としたエンドポイント（発がん性）はともに、1, 4-ジオキサンが全  
983 身に吸収されることによって発現する毒性であることが考えられるが、現時点までに得られた  
984 データに基づくと、暴露経路や標的臓器に関わらず同じメカニズムにより毒性（発がん性）が  
985 誘発される可能性が高いことから、経口及び吸入経路のハザード比（HQ）を合算することによ  
986 りリスク推計を行うことが適切と考えられる。

987 表 14 1, 4-ジオキサンの有害性評価値のまとめ

暴露経路	有害性評価値	根拠データ及び導出方法
経口	2.6 µg/kg/day	マウス 2 年間飲水投与毒性試験 (Kano <i>et al.</i> 2009) をキースタディに選定した。雌の肝細胞腺腫あるいは肝細胞がん複合の担腫瘍動物数を用い、BMD 解析を用いて BMDL <sub>10</sub> 相当の値 2.6 mg/kg/day を算出し、この値を POD とした。発がん性に関しては「閾値あり」と判断し、UF 1,000（種差 10、個体差 10、重篤な影響 [発がん性] 10）にて除した 2.6 µg/kg/day を経口経路による発がん性に関する有害性評価値として導出した。
吸入	56.5 µg/m <sup>3</sup> (0.015 ppm) (1 日摂取量 22.6 µg/kg/day に相当)	雄ラットの 2 年間吸入毒性試験 (Kasai <i>et al.</i> 2009) をキースタディに選定した。腹膜中皮腫の担腫瘍動物数を用い、BMD 解析にて BMCL <sub>10</sub> 170 mg/m <sup>3</sup> を得て、連続暴露補正した BMCL <sub>10ADJ</sub> 30.4 mg/m <sup>3</sup> を、ヒト等価用量換算した BMCL <sub>10HEC</sub> 56.5 mg/m <sup>3</sup> (0.015 ppm) を得て、この値を POD とした。発がん性に関しては「閾値あり」と判断し、UF 1,000（種差 10、個体差 10、重篤な影響 [発がん性] 10）にて除した 56.5 µg/m <sup>3</sup> (0.015 ppm) を吸入経路による発がん性に関する有害性評価値として導出した。

988

(100) ヒト 1 日当たりの摂取量=56.5 µg/m<sup>3</sup>×20/50=22.6 µg/kg/day

989 9. 参照文献

990 9-1. 国内外の評価書・試験報告書

991 ACGIH (2001): American Conference of Governmental Industrial Hygienists (ACGIH), TLVs and BEIs  
992 with 7th Edition Documentation (Booklet) : 1,4-Dioxane.

993 AICIS (2022): Australian Government Department of Health, Australian Industrial Chemicals Introduction  
994 Scheme, 1,4-Dioxane, Evaluation statement (June 2022).

995 <https://www.industrialchemicals.gov.au/sites/default/files/2022-06/EVA00003%20-%20Evaluation%20statement%20-%2030%20June%202022.pdf> (accessed on  
996 2025/3/12)

997 ATSDR (2012): U.S. Department of Health and Human Services, Agency for Toxic Substances and Disease  
998 Registry, Toxicological Profile for 1,4-Dioxane.

1000 <https://www.atsdr.cdc.gov/ToxProfiles/tp187.pdf> (accessed on 2025/3/12)

1001 DFG MAK (2019): 1,4-Dioxane MAK Value Documentation, supplement – Translation of the German  
1002 version from 2019

1003 [https://series.publisso.de/sites/default/files/documents/series/mak/dam/Vol2020/Iss1/Doc008/mb1\\_2391e5\\_1.pdf](https://series.publisso.de/sites/default/files/documents/series/mak/dam/Vol2020/Iss1/Doc008/mb1_2391e5_1.pdf) (accessed on 2025/3/12)

1004 ECHA dossier (accessed on 2025/3/12): European Chemical Agency (ECHA). REACH Registration  
1005 dossier, 1,4-Dioxane.

1006 <https://echa.europa.eu/registration-dossier/-/registered-dossier/15842/7/1> (accessed on 2025/3/12)

1007 ECHA CLH report (2018): European Chemical Agency (ECHA) Harmonised Classification and Labelling  
1008 (CLH) report for 1,4-dioxane.

1009 <https://echa.europa.eu/documents/10162/8d441e6e-348d-90a5-b23c-5fe36e5564d5> (accessed on  
1010 2025/3/12)

1011 ECHA Scientific report (2021): European Chemical Agency (ECHA) Scientific report for evaluation of limit  
1012 values for 1,4-dioxane at the workplace.

1013 <https://echa.europa.eu/documents/10162/ffebd37d-e38c-0b15-7376-229481dd9619> (accessed on  
1014 2025/3/12)

1015 EU RAC (2019): European Union (EU) Committee for Risk Assessment (RAC), Opinion proposing  
1016 harmonised classification and labelling at EU level of 1,4-dioxane.

1017 <https://echa.europa.eu/documents/10162/024a7c7e-eb2a-827d-0d88-5ef4a48e932e> (accessed on  
1018 2025/3/12)

1019 EU RAR (2002): Information from the Existing Substances Regulation (ESR), European Union Risk  
1020 Assessment Report (RAR), PL-2 Vol.21, 1,4-Dioxane.

1021 <https://echa.europa.eu/documents/10162/a4e83a6a-c421-4243-a8df-3e84893082aa> (accessed on  
1022 2025/3/12)

1023 Health Canada (2021): Health of Canada, Guidelines for Canadian Drinking Water Quality: Guideline  
1024 Technical Document - 1,4-Dioxane.

1025 <https://www.canada.ca/content/dam/hc-sc/documents/services/publications/healthy->

1027 [living/guidelines-canadian-drinking-water-quality-guideline-1-4-dioxane/1-4-dioxane-pdf-eng.pdf](https://www.cccanada.ca/en/living/guidelines-canadian-drinking-water-quality-guideline-1-4-dioxane/1-4-dioxane-pdf-eng.pdf)  
1028 (accessed on 2025/3/12)

1029 Health Council of the Netherlands (2015) 1,4-Dioxane, Re-evaluation of the carcinogenicity and  
1030 genotoxicity  
<https://www.healthcouncil.nl/binaries/healthcouncil/documenten/advisory-reports/2015/11/13/14-dioxane-re-evaluation-of-the-carcinogenicity-and-genotoxicity/advisory-report-1-4-dioxane-re-evaluation-of-the-carcinogenicity-and-genotoxicity.pdf> (accessed on 2025/3/12)

1031 IARC (1999): International Agency for Research on Cancer, IARC Monographs on the Evaluation of  
1032 Carcinogenic Risks to Humans, Vol. 71, p589-602, 1,4-Dioxane.  
<https://publications.iarc.who.int/publications/media/download/2279/d7e4bcce9c42cec078b965c33b0298cf0a3aff3d.pdf> (accessed on 2025/3/12)

1033 IRIS (2013): U.S. Environmental Protection Agency (EPA), Integrated Risk Information System (IRIA).  
1034 Toxicological review of 1,4-Dioxane (CAS RN. 123-91-1).  
[https://cfpub.epa.gov/ncea/iris/iris\\_documents/documents/toxreviews/0326tr.pdf](https://cfpub.epa.gov/ncea/iris/iris_documents/documents/toxreviews/0326tr.pdf) (accessed on  
1035 2025/3/12)

1036 IRIS Summary (2013): Chemical Assessment Summary of 1,4-Dioxane (CAS RN. 123-91-1).  
[https://iris.epa.gov/static/pdfs/0326\\_summary.pdf](https://iris.epa.gov/static/pdfs/0326_summary.pdf) (accessed on 2025/3/12)

1037 NICNAS (1998): National Industrial Chemicals Notification and Assessment Scheme (NICNAS) : 1,4-  
1038 Dioxane, Priority Existing Chemical (PEC) No.7, Full public report.  
<https://www.industrialchemicals.gov.au/sites/default/files/PEC7-1-4-Dioxane.pdf> (accessed on  
1039 2025/3/12)

1040 NIOSH (1977): "Criteria for a recommended standard: Occupational Exposure to Dioxane." In. Washington:  
1041 U.S . Department of Health, Education and Welfare, Center for Disease Control, National Institute  
1042 for Occupational Safety and Health (NIOSH).  
<https://www.cdc.gov/niosh/docs/77-226> (accessed on 2025/3/12)

1043 NITE (2005): (独)製品評価技術基盤機構 (NITE) 化学物質の初期リスク評価書 Ver. 1.0 No.13 1,  
1044 4 - ジオキサン。  
[https://www.chem-info.nite.go.jp/chem/chrip/chrip\\_search/dt/pdf/CI\\_02\\_001/risk/pdf\\_hyoukasyo/113riskdoc.pdf](https://www.chem-info.nite.go.jp/chem/chrip/chrip_search/dt/pdf/CI_02_001/risk/pdf_hyoukasyo/113riskdoc.pdf)  
1045 (accessed on 2025/3/12)

1046 SCCS (2015): Scientific Committee on Consumer Safety, SCIENTIFIC OPINION ON: The Report of the  
1047 ICCR Working Group: Considerations on Acceptable Trace Level of 1,4-Dioxane in Cosmetic  
1048 Products, 15 December 2015, SCCS/1570/15  
[https://ec.europa.eu/health/scientific\\_committees/consumer\\_safety/docs/scos\\_o\\_194.pdf](https://ec.europa.eu/health/scientific_committees/consumer_safety/docs/scos_o_194.pdf) (accessed  
1049 on 2025/3/12)

1050 UK HSE (2021): United Kingdom Health and Safety Executive (HSE), Agency technical report on the  
1051 classification and labelling of 1,4-dioxane (CAS RN. 123-91-1).  
<https://www.hse.gov.uk/chemical-classification/classification/harmonised-classification-self-classification/mcl-azaa-0076.pdf> (accessed on 2023/12/08) 2025/3/12 現在アクセス不可

- 1066 [UK HSE \(2025\): United Kingdom Health and Safety Executive \(HSE\), Agency technical report. Substance](https://www.hse.gov.uk/reach/assets/docs/technical-report-1-4-dioxane.pdf)  
1067 [name: 1,4-dioxane. CAS RN. 123-91-1.](https://www.hse.gov.uk/reach/assets/docs/technical-report-1-4-dioxane.pdf)  
1068 <https://www.hse.gov.uk/reach/assets/docs/technical-report-1-4-dioxane.pdf>
- 1069 US NCI (1978): Bioassay of 1,4-Dioxane for Possible Carcinogenicity (CAS No. 123-91-1). NCI-CG-TR-  
1070 80. U.S. Dept. of Health, Education, and Welfare, Public Health Service, U.S. National Institutes  
1071 of Health, Bethesda, MD  
[https://ntp.niehs.nih.gov/sites/default/files/ntp/htdocs/lt\\_rpts/tr080.pdf](https://ntp.niehs.nih.gov/sites/default/files/ntp/htdocs/lt_rpts/tr080.pdf) (accessed on 2025/3/12)
- 1072 US NTP (2021): U. S. Department of Health and Human Services/National Toxicology Program (NTP), RoC  
1073 Profile: 1,4-Dioxane: 15th Roc 2021.  
<https://ntp.niehs.nih.gov/ntp/roc/content/profiles/dioxane.pdf> (accessed on 2025/3/12)
- 1074 US EPA (2020): U.S. Environmental Protection Agency (EPA), Final Risk Evaluation for 1,4-Dioxane (CAS  
1075 RN. 123-91-1).  
[https://www.epa.gov/sites/default/files/2020-12/documents/1\\_risk\\_evaluation\\_for\\_14-dioxane\\_casrn\\_123-91-1.pdf](https://www.epa.gov/sites/default/files/2020-12/documents/1_risk_evaluation_for_14-dioxane_casrn_123-91-1.pdf) (accessed on 2025/3/12)
- 1076 US EPA (2024): U.S. Environmental Protection Agency (EPA), Supplement to the Risk Evaluation for 1,4-  
1077 Dioxane (CAS RN. 123-91-1).  
<https://www.epa.gov/system/files/documents/2024-11/1.-1-4-dioxane--supplement-to-the-risk-evaluation--public-release--hero--nov-2024.pdf> (accessed on 2025/7/4)
- 1078 WHO/GDWQ (2005): 1,4-Dioxane in Drinking-water, Background document for development of WHO  
1079 Guidelines for Drinking-water Quality WHO/SDE/WSH/05.08/120.  
[https://cdn.who.int/media/docs/default-source/wash-documents/wash-chemicals/dioxane-bd.pdf?sfvrsn=1910104c\\_4](https://cdn.who.int/media/docs/default-source/wash-documents/wash-chemicals/dioxane-bd.pdf?sfvrsn=1910104c_4) (accessed on 2025/3/12)
- 1080 環境省 (2003): 環境省環境リスク評価室: 化学物質の環境リスク初期評価 第2巻 [9] 1, 4-ジ  
1081 オキサン.  
<https://www.env.go.jp/chemi/report/h15-01/pdf/chap01/02-2/09.pdf> (accessed on 2025/3/12)
- 1082 厚労省 (1990): 厚労省委託がん原性試験実施結果: 1, 4-ジオキサンのラット及びマウスを用  
1083 いた経口(混水)投与によるがん原性試験.  
[https://anzeninfo.mhlw.go.jp/user/anzen/kag/carcino\\_report.htm](https://anzeninfo.mhlw.go.jp/user/anzen/kag/carcino_report.htm) (accessed on 2025/3/12)
- 1084 厚労省 (2003): 厚生科学審議会(生活環境水道部会水質管理専門委員会) 水質基準の見直しにおける検討概要(平成15年4月) 1, 4-ジオキサン.  
1085 (令和6年4月1日より、環境省へ移管)  
<https://www.env.go.jp/content/000219051.pdf> (accessed on 2025/3/12)
- 1086 厚労省 (2018): 厚生労働省労働基準局安全衛生部化学物質対策課化学物質評価室: 化学物質のリ  
1087 スク評価検討会(2018年12月17日)「1, 4-ジオキサン リスク評価書(案)(有害性  
1088 評価部分)」.  
<https://www.mhlw.go.jp/content/11201000/000454949.pdf>  
<https://www.mhlw.go.jp/content/11201000/000454950.pdf>  
<https://www.mhlw.go.jp/content/11201000/000454951.pdf> (accessed on 2025/3/12)
- 1089 産衛学会 (2015): 日本産業衛生学会 許容濃度の暫定値(2015)の提案理由 1, 4-ジオキサン 産

1105 衛誌 57 卷 4 号 178-182 頁 (2015)  
1106 [https://www.jstage.jst.go.jp/article/sangyoeisei/57/4/57\\_S15002/\\_article/-char/ja](https://www.jstage.jst.go.jp/article/sangyoeisei/57/4/57_S15002/_article/-char/ja) (accessed on  
1107 2025/3/12)

1108 産総研 (2005): 国立研究開発法人産業技術総合研究所化学物質リスク管理研究センター詳細リス  
1109 ク評価書シリーズ 2 1, 4-ジオキサン.  
1110 [https://unit.aist.go.jp/riss/crm/mainmenu/1,4-Dioxane\\_executive\\_summary.pdf](https://unit.aist.go.jp/riss/crm/mainmenu/1,4-Dioxane_executive_summary.pdf)  
1111 [http://www.aist-riss.jp/projects/RAD/download01/download01.cgi?RISS\\_1\\_4-dioxane\\_e](http://www.aist-riss.jp/projects/RAD/download01/download01.cgi?RISS_1_4-dioxane_e)  
1112 (accessed on 2025/8/18)

1113 食安委 (2007): 内閣府食品安全委員会清涼飲料水評価書 1, 4-ジオキサン(府食第 274 号、平  
1114 成 19 年 3 月 15 日).  
1115 [https://www.fsc.go.jp/fsciis/attachedFile/download?retrievalId=kya20071024062&fileId=06\\_001\\_001](https://www.fsc.go.jp/fsciis/attachedFile/download?retrievalId=kya20071024062&fileId=06_001_001)  
1116 (accessed on 2025/3/12)

1117 日本政府による GHS 分類結果 (2024) : 1, 4-ジオキサン.  
1118 <https://www.chem-info.nite.go.jp/chem/ghs/24-jniosh-2009.html>

## 1120 9-2. 文献

1121 Buffler, P.A., Wood, S.M., Suarez, L., Kilian, D.J. (1978): Mortality follow-up of workers exposed to 1,4-  
1122 dioxane. *J. Occup. Environ. Med.*, **20**, 255-259.

1123 Chappell, G.A., Heintz, M.M., Haws, L.C. (2021): Transcriptomic analyses of livers from mice exposed to  
1124 1,4-dioxane for up to 90 days to assess potential mode(s) of action underlying liver tumor  
1125 development. *Current Research in Toxicology*, **12**(2), 30-41.

1126 Chen, Y., Wang, Y., Charkoftaki, G., Orlicky, D.J., Davidson, E., Wan, F., Ginsberg, G., Thompson, D.C.,  
1127 Vasiliou, V. (2022): Oxidative stress and genotoxicity in 1,4-dioxane liver toxicity as evidenced in  
1128 a mouse model of glutathione deficiency. *The Science of the Total Environment*, **806** (Pt 2), 150703.

1129 [Cho Eunnara, Allemang Ashley, Audebert Marc, Chauhan Vinita, Dertinger Stephen, Hendriks Giel, Luijten](#)  
1130 [Mirjam, Marchetti Francesco, Minocherhomji Sheroy, Pfuhler Stefan, Roberts Daniel J., Trenz](#)  
1131 [Kristina, Yauk Carole L. \(2022\): AOP report: Development of an adverse outcome pathway for](#)  
1132 [oxidative DNA damage leading to mutations and chromosomal aberrations. Environmental and](#)  
1133 [Molecular Mutagenesis](#) **63**(3), 118-134

1134 Dourson, M., Reichard, J., Nance, P., Burleigh-Flayer, H., Parker, A., Vincent, M., McConnell, E.E. (2014):  
1135 Mode of action analysis for liver tumors from oral 1,4-dioxane exposures and evidence-based dose  
1136 response assessment. *Regulatory Toxicology and Pharmacology*, **68** (3), 387-401.

1137 Dourson, M., Higginbotham, J., Crum, J., Burleigh-Flayer, H., Nance, P., Forsberg, N.D., Lafranconi, M.,  
1138 Reichard, J. (2017): Update: Mode of action (MOA) for liver tumors induced by oral exposure to  
1139 1,4-dioxane. *Regulatory Toxicology and Pharmacology*, **88**, 45-55.

1140 [Fairley, A., Linton, EC, Ford-Moore, AH. \(1934\): The toxicity to animals of 1:4 dioxan. J Hyg 34: 486-501.](#)

1141 Galloway SM, Armstrong MJ, Reuben C, et al (1987): Chromosome aberrations and sister chromatid  
1142 exchanges in Chinese hamster ovary cells: Evaluations of 108 chemicals. *Environ. Mol. Mutagen.*,

- 1143                   **10** (Suppl 10), 1-175.
- 1144 Garcia, E., Hurley, S., Nelson, D.O., Hertz, A., Reynolds, P. (2015): Hazardous air pollutants and breast  
1145                   cancer risk in California teachers: a cohort study. Environ. Health., **14**: 14.
- 1146 Gi, M., Fujioka, M., Kakehashi, A., Okuno, T., Masumura, K., Nohmi, T., Matsumoto, M., Omori, M.,  
1147 Wanibuchi, H., Fukushima, S. (2018): *In vivo* positive mutagenicity of 1,4-dioxane and quantitative  
1148                   analysis of its mutagenicity and carcinogenicity in rats. Arch. Toxicol., **92**. 3207-3221.
- 1149 Giavini, E., Vismara, C., Broccia, M.L. (1985): Teratogenesis study of dioxane in rats. Toxicol Lett., **26**: 85-  
1150                   88.
- 1151 Göen, T., von Helden, F., Eckert, E., Knecht, U., Drexler, H., Walter, D. (2016). Metabolism and  
1152                   toxicokinetics of 1,4-dioxane in humans after inhalational exposure at rest and under physical stress.  
1153 Arch. Toxicol., **90**, 1315-1324.
- 1154 Goldsworthy T.L., Monticello T.M., Morgan K.T., Bermudez E., Wilson D.M., Jäckh R. and Butterworth  
1155                   B.E. (1991): Examination of potential mechanisms of carcinogenicity of 1,4-dioxane in rat nasal  
1156                   epithelial cells and hepatocytes. Arch. Toxicol., **65**, 1-9.
- 1157 Haworth S., Lawlor T., Mortelmans K., *et al.* (1983): Salmonella mutagenicity test results for 250 chemicals.  
1158                   Environ. Mutag., **5**, Suppl. 1, 1-142.
- 1159 Hellmér L. and Bolcsfoldi G. (1992): An evaluation of the E.coli K-12 uvrB/recA DNA repair host-mediated  
1160                   assay. I. *In vitro* sensitivity of the bacteria to 61 compounds. Mut. Res., **272**, 145-160.
- 1161 Itoh, S. and Hattori, C. (2019): *In vivo* genotoxicity of 1,4-dioxane evaluated by liver and bone marrow  
1162                   micronucleus tests and *Pig-a* assay in rats Mutation Research/Genetic Toxicology and  
1163                   Environmental Mutagenesis, **837**, 8-14.
- 1164 Kano, H., Umeda, Y., Kasai, T., Sasaki, T., Matsumoto, M., Yamazaki, K., Nagano, K., Arito, H., Fukushima,  
1165                   S. (2009): Carcinogenicity studies of 1,4-dioxane administered in drinking water to rats and mice  
1166                   for 2 years. Food. Chem. Toxicol., **47**, 2776-2784.
- 1167 Kasai, T., Saito, M., Senoh, H; Umeda, Y., Aiso, S., Ohbayashi, H., Nishizawa, T., Nagano, K., Fukushima, S.  
1168 (2008). Thirteen-week inhalation toxicity of 1,4-dioxane in rats. Inhal. Toxicol 20: 961-971.
- 1169 Kasai, T., Kano, H., Umeda, Y., Sasaki, T., Ikawa, N., Nishizawa, T., Nagano, K., Arito, H., Nagashima, H.,  
1170                   Fukushima, S. (2009): Two-year inhalation study of carcinogenicity and chronic toxicity of 1,4-  
1171                   dioxane in male rats. Inhal. Toxicol., **21**, 889-897.
- 1172 Khudoley V.V., Mizgirev I., Pliss G.B. (1987): The study of mutagenic activity of carcinogens and other  
1173                   chemical agents with *Salmonella typhimurium* assays: Testing of 126 compounds. Arch.  
1174                   Geschwulstforsch, **57**, 453-462.
- 1175 Kirman, C.R., Bus, J.S., Gupta, S., Klaunig, J.E., Meek, M.E., Hays, S.M. (2026): Expert panel evaluation  
1176 of the tumor modes of action for 1,4-dioxane and their implications for human risk assessment.  
1177 Regul. Toxicol. Pharmacol., 164, 105950.
- 1178 Kitchin K.T. and Brown J.L. (1990): Is 1,4-dioxane a genotoxic carcinogen? Cancer Lett., **53**, 67-71.
- 1179 Kociba, R.J., Mccollister, S.B., Park, C., Torkelson, T.R., (1974): Gehring, PJ. 1,4-dioxane. I. Results of a 2-  
1180                   year ingestion study in rats. Toxicol. Appl. Pharmacol., **30**, 275-286.
- 1181 Lafranconi M., Budinsky, R., Corey, L., Klapacz, J., Crissman, J., LeBaron, M., Golden, R., Pleus, R. (2021):

- 1182 A 90-day drinking water study in mice to characterize early events in the cancer mode of action of  
1183 1,4-dioxane. *Regulatory Toxicology and Pharmacology*, **119**, 104819.
- 1184 Lafranconi M, Anderson J, Budinsky R, Corey L, Forsberg N, Klapacz J, LeBaron MJ. (2023): An integrated  
1185 assessment of the 1,4-dioxane cancer mode of action and threshold response in rodents. *Regul  
1186 Toxicol Pharmacol*. **142**:105428.
- 1187 McFee A.F., Abbott M.G., Gulati D.K., and Shelby M.D. (1994): Results of mouse bone marrow  
1188 micronucleus studies on 1,4-dioxane. *Mut. Res.*, **322**, 145-148.
- 1189 McGregor D.B., Brown A.G., Howgate S., *et al.* (1991): Responses of the L5178Y mouse lymphoma cell  
1190 forward-mutation assay. V. 27 coded chemicals. *Environ. Mol. Mutagen.*, **17**(3), 196-219.
- 1191 Mirkova E.T. (1994): Activity of the rodent carcinogen 1,4-dioxane in the mouse bone marrow micronucleus  
1192 assay. *Mut. Res.*, **322**, 142-144.
- 1193 Miyagawa, M, Shirotori, T., Tsuchitani M., and Yoshikawa, K. (1999): Repeat-assessment of 1,4-dioxane in  
1194 a rat-hepatocyte replicative DNA synthesis (RDS) test: Evidence for stimulus of hepatocyte  
1195 proliferation. *Experimental and Toxicologic Pathology*, **51**, 555-558.
- 1196 Morita, T. (1994). No clastogenicity of 1,4-dioxane as examined in the mouse peripheral blood micronucleus  
1197 test. *Mammalian Mutagenicity Study Group Communications* 2: 7-8.
- 1198 Morita T, Asano N, Awogi T, Sasaki YF, Sato S, Shimada H, Sutou S, Suzuki T, Wakata A, Sofuni T, Hayashi  
1199 M. (1997) Evaluation of the rodent micronucleus assay in the screening of IARC carcinogens  
1200 (groups 1, 2A and 2B) the summary report of the 6th collaborative study by CSGMT/JEMS MMS.  
1201 Collaborative Study of the Micronucleus Group Test. *Mammalian Mutagenicity Study Group.*  
1202 *Mutat Res.* Feb 28;389(1):3-122.
- 1203 Morita T., Hayashi M. (1998): 1,4-dioxane is not mutagenic in five *in vitro* assays and mouse peripheral  
1204 blood micronucleus assay, but is in mouse liver micronucleus assay. *Environ. Mol. Mutagen.*, **32**,  
1205 269-280.
- 1206 Nannelli, A., De Rubertis, A., Longo, V., Gervasi, P.G. (2005). Effects of dioxane on cytochrome P450  
1207 enzymes in liver, kidney, lung and nasal mucosa of rat. *Arch. Toxicol.*, **79**, 74-82.
- 1208 Patil, P.G., Kamble, S.H., Shah, T.S., Iyer, K.R. (2015). Effect of water miscible organic solvents on p-  
1209 nitrophenol hydroxylase (CYP2E1) activity in rat liver microsomes. *Indian J. Pharmaceut. Sci.*, **77**,  
1210 283-289.
- 1211 Roy S.K., Thilagar A.K., Eastmond D.A. (2005): Chromosome breakage is primarily responsible for the  
1212 micronuclei induced by 1,4-dioxane in the bone marrow and liver of young CD-1 mice. *Mutat.  
1213 Res.*, **586** (1), 28-37.
- 1214 Schwetz, B.A., Leong, B.K.J., Gehring, P.J. (1975): The Effect of Maternally Inhaled Trichloroethylene,  
1215 Perchloroethylene, Methyl Chloroform and Methylene Chloride on Embryonal and Fetal  
1216 Development in Mice and Rats. *Toxicol. Appl. Pharmacol.*, **32**, 84-96. (厚労省 2018、NICNAS  
1217 1998 より引用)
- 1218 Shah, T.S., Kamble, S.H., Patil, P.G., Iyer, K.R. (2015): Effect of Water-miscible Organic Solvents on  
1219 CYP450-mediated Metoprolol and Imipramine Metabolism in Rat Liver Microsomes. *Indian J.  
1220 Pharmaceut. Sci.*, **77**, 382-390.

- 1221 Sheu C.W., Moreland F.M., Keun L.J. and Dunkel V.C. (1988): *In vitro* BALB/3T3 cell transformation assay  
1222 of nonoxynol-9 and 1,4-dioxane. Environ. Mol. Mutag., **11**, 41-48.
- 1223 Stott W.T., Quast J.F. and Watanabe P.G. (1981): Differentiation of the mechanisms of oncogenicity of 1,4-  
1224 dioxane and 1,3-hexachlorobutadiene in the rat. Toxicol. Appl. Pharmacol., **60**, 287-300.
- 1225 Take, M., Ohnishi, M., Yamamoto, S., Matsumoto, M., Nagano, K., Fukushima, S. (2012). Distribution of  
1226 1,4-dioxane by combined inhalation plus oral exposure routes in rats. Int. J. Environ. Anal. Chem.,  
1227 **92**, 1715-1728.
- 1228 Thiess, A.M., Tress, E., Fleig, I. (1976): [Industrial-medical investigation results in the case of workers  
1229 exposed to dioxane]. Arbeitsmed Sozialmed Praventivmed, **11**: 35-46. (厚労省 2018 より引用)
- 1230 Tinwell H. and Ashby J. (1994): Activity of 1,4-dioxane in mouse bone marrow micronucleus assays. Mut.  
1231 Res., **322**, 148-150.
- 1232 Torkelson, T.R., Leong B.K.J., Kociba R.J., Richter W.A., Gehring P.J.,(1974): 1,4-Dioxane. II. Results of a  
1233 2-year inhalation study in rats Toxicol. Appl. Pharmacol., **30**, 287-298
- 1234 Totsuka, Y., Maesako, Y., Ono, H., Nagai, M., Kato, M., Gi, M., Wanibuchi, H., Fukushima, S., Shiizaki, K.,  
1235 Nakagama, H. (2020): Comprehensive analysis of DNA adducts (DNA adductome analysis) in the  
1236 liver of rats treated with 1,4-dioxane Proceedings of the Japan Academy. Series B, Physical and  
1237 biological sciences, **96**, 180-87.
- 1238 Woo, Y., Argus, M., Arcos, J., 1977a. Metabolism in vivo of dioxane: effect of inducers and inhibitors of  
1239 hepatic mixed-function oxidases. Biochem. Pharmacol. 26, 1539–1542.
- 1240 Woo, Y.T., Argus, M.F., Arcos, J.C. (1977b): Tissue and subcellular distribution of 3H-dioxane in the rat and  
1241 apparent lack of microsome-catalyzed covalent binding in the target tissue. Life Sci., **21**, 1447-  
1242 1456.
- 1243 Woo, Y.T., Argus, M.F., Arcos, J.C. (1978): Effect of mixed-function oxidase modifiers on metabolism and  
1244 toxicity of the oncogen dioxane. Cancer Res., **38**, 1621-1625.
- 1245 Yamazaki, K., Ohno, H., Asakura, M., Narumi, A., Ohbayashi, H., Fujita, H., Ohnishi, M., Katagiri, T., Senoh,  
1246 H., Yamanouchi, K., Nakayama, E., Yamamoto, S., Noguchi, T., Nagano, K., Enomoto, M., Sakabe,  
1247 H. (1994): Two-year toxicological and carcinogenesis studies of 1,4-dioxane in F344 rats and  
1248 BDF1 mice. Proceedings: Second Asia-Pacific Symposium on Environmental and Occupational  
1249 Health 22-24 July 1993: Kobe (pp. 193-198). (食安委 2007 より引用)
- 1250 Yoon J.S., Mason J.M., Nale9a R, *et al.* (1985): Chemical mutagenesis testing in Drosophila. IV. Results of  
1251 45 coded compounds tested for the national toxicology program. Environ. Mutagen., **7**, 349-367.
- 1252 Young, J.D., Braun, W.H., Gehring, P.J., Horvath, B.S., Daniel, R.L. (1976). 1,4-Dioxane and beta-  
1253 hydroxyethoxyacetic acid excretion in urine of humans exposed to dioxane vapors. Toxicol Appl.  
1254 Pharmacol., **38**, 643-646.
- 1255 Young, J.D., Braun, W.H., Rampy, L.W., Chenoweth, M.B., Blau, G.E. (1977): Pharmacokinetics of 1,4-  
1256 dioxane in humans. Toxicol. Environm. Health, **3**, 507–520
- 1257 Young, J.D., Braun, W.H., Gehring, P.J. (1978a). The dose-dependent fate of 1,4-dioxane in rats. J. Environ.  
1258 Pathol. Toxicol., **2**, 263-282.
- 1259 Young, J.D., Braun, W.H., Gehring, P.J. (1978b). Dose-dependent fate of 1,4-dioxane in rats(b). J. Toxicol.

- 1260 Environ. Health., **4**, 709-726.
- 1261 Zimmermann F.K., Mayer V.W., Scheel I. and Resnick M.A. (1985): Acetone, methyl ethyl ketone, ethyl  
1262 acetate, acetonitrile and other polar aprotic solvents are strong inducers of aneuploidy in  
1263 *Saccharomyces cerevisiae*. Mut. Res., **149**, 339-351.
- 1264 高信 健司ら(2015) : F344/DuCrI CrIj ラットの自然発生腫瘍 産衛誌; **57** (3): 85-96
- 1265

## 10. (参考) BMD 解析データ

US EPA が公開しているソフトウェア BMDS Online Version 24.1<sup>(101)</sup> を用いて、BMD 解析を行った。モデル選定等の解析方法は、「ベンチマークドース法の適用に関するガイダンス」([http://dra4.nihs.go.jp/bmd/BMDS\\_guidance.pdf](http://dra4.nihs.go.jp/bmd/BMDS_guidance.pdf)) に示された方法に従った。

現在、化審法で採用されている「非連続データ」に関する BMDL の選定方法では、適合したモデルから算出された BMDL の中から、安全サイドの観点に立ち、最も低い BMDL を選定するが、この時、最適な数値を選定するための除外基準 (P : <0.1、最低用量/BMDL 比 : >10、BMD/BMDL 比 : >10) を採用している。

### 10-1. 経口暴露による発がんリスク解析

#### <通常の BMDL<sub>10</sub> 解析 (BMR 10%)>

1, 4-ジオキサンの経口経路の発がん性に関する有害性評価値導出（「閾値なし」の場合）において、マウス 2 年間飲水投与毒性試験 (Kano *et al.* 2009) の 雌の肝細胞腺腫/がんの発生例数を用いて、通常の BMDL<sub>10</sub> 解析を実施 (BMR 10%) したところ、以下に示すように、全てのモデルが除外され、適合したモデルが得られなかった。（灰色カラムは除外値）

Data : マウス 2 年間飲水投与毒性試験 (Kano *et al.* 2009) 雌 肝臓 肝細胞腺腫/がん発生頻度

Dose (mg/kg)	N	Incidence
0	50	5
66	50	35**
278	50	41**
964	50	46**

フィッシャーの正確確率検定: \*\*: p<0.01

Model	BMDL	BMD	BMDU	除外基準 P-Value <0.1	AIC	Scaled Residual at Control	Scaled Residual near BMD	Show Recommendati on and note	除外基準 最低用量/ BMDL 比 >10	除外基準 BMD/BMDL >10	適合
<b>Restricted Models</b>											
Hill	1.228	3.372	42.692	0.428	175.225	-0.01	-0.01	Questionable	53.75	2.75	×
Gamma	19.504	26.431	37.711	< 0.0001	203.331	-2.654	-2.654	Questionable	3.38	1.36	×
LogLogistic	3.658	5.542	9.436	0.142	176.214	-0.121	-0.121	Questionable	18.04	1.52	×
Multistage 1	19.504	26.431	37.558	< 0.0001	203.331	-2.654	-2.654	Questionable	3.38	1.36	×
Multistage 2	19.504	26.431	37.558	< 0.0001	203.331	-2.654	-2.654	Questionable	3.38	1.36	×
Multistage 3	19.504	26.431	37.558	< 0.0001	203.331	-2.654	-2.654	Questionable	3.38	1.36	×
Weibull	19.504	26.431	37.561	< 0.0001	203.331	-2.654	-2.654	Questionable	3.38	1.36	×
LogProbit	19.572	26.37	37.859	< 0.0001	198.354	-1.166	-1.166	Questionable	3.37	1.35	×
<b>Unrestricted Models</b>											
Logistic	44.436	58.047	77.50	< 0.0001	214.951	-4.411	3.201	Questionable	1.49	1.31	×
LogProbit	7.22E-05	0.418	4.555	0.768	174.698	-0.002	-0.002	Questionable	914127.42	5789.47	×
Probit	56.223	69.895	89.37	< 0.0001	217.671	-4.659	3.114	Questionable	1.17	1.24	×
Quantal Linear	19.504	26.431	37.558	< 0.0001	203.331	-2.654	-2.654	Questionable	3.38	1.36	×
Hill	1.03E-04	0.495	4.958	0.711	174.748	-0.003	-0.003	Questionable	640776.70	4805.83	×
Gamma	0.005	0.007	0.169	0.63	173.516	-0.157	-0.157	Questionable	13200.00	1.40	×
LogLogistic	1.03E-04	0.495	4.958	0.711	174.748	-0.003	-0.003	Questionable	640776.70	4805.83	×
Multistage 1	19.504	26.431	37.558	< 0.0001	203.331	-2.654	-2.654	Questionable	3.38	1.36	×
Multistage 2	8.034	10.421	14.132	0.00186	183.755	-0.574	-0.574	Questionable	8.22	1.30	×
Multistage 3	7.595	9.178	11.51	-	182.382	-4.99E-01	-4.99E-01	Questionable	8.69	1.21	×
Weibull	0	0.024	0.848	0.858	174.643	-0.002	-0.002	Unusable	#DIV/0!	#DIV/0!	×

<sup>(101)</sup> EPA Benchmark Dose Software (BMDS) は、2024 年 11 月に BMDS Online Version 24.1 としてリリースされ、これまでの Download 版の BMDS (Version 3.3.2) に代わり、現在、FDA の主要な用量反応モデリングプラットフォームとなっている。

1283 < BMDL<sub>50</sub> 解析 (BMR 50%) >

1284 BMR10%で適用モデルが得られなかった理由を考察すると、この試験では、最低用量 (66  
 1285 mg/kg/day) でも肝細胞腺腫/がんの発生頻度が 50%を超えており、BMR10%まで下方に外挿する  
 1286 のは、値の信頼性に問題生じる可能性があり、用量反応曲線から判断すると外挿可能なレベル  
 1287 は BMR50%くらいまでではないかと考えられた。従って、BMR10%を使用するより、BMR50%  
 1288 を算出すべきと判断した<sup>(102)</sup>。

1289 なお、IRIS (2013)、EPA (2020) でも同じデータを用いて BMDL<sub>50</sub>を得て、ヒト等価 BMDL<sub>50HEC</sub>  
 1290 及び SF を導出している (Page 10、1-2. 発がん影響、(2) 発がん性の定量的評価、① 経口 参  
 1291 照)。

1292 また、信頼性限界曲線の幅について、BMR10%を前提に検討した 95%信頼限界の許容される  
 1293 幅の大きさ (BMD/BMDL 比 : >10) から考察すると、BMR50%の場合の幅は、それより小さい  
 1294 幅で許容されるべき (信頼性限界曲線の幅は一般的に 50%付近が狭くなる) と考えられるため、  
 1295 今回の除外基準は BMD/BMDL 比:>10ではなく、BMD/BMDL 比>3を採用することとした<sup>(103)</sup>。

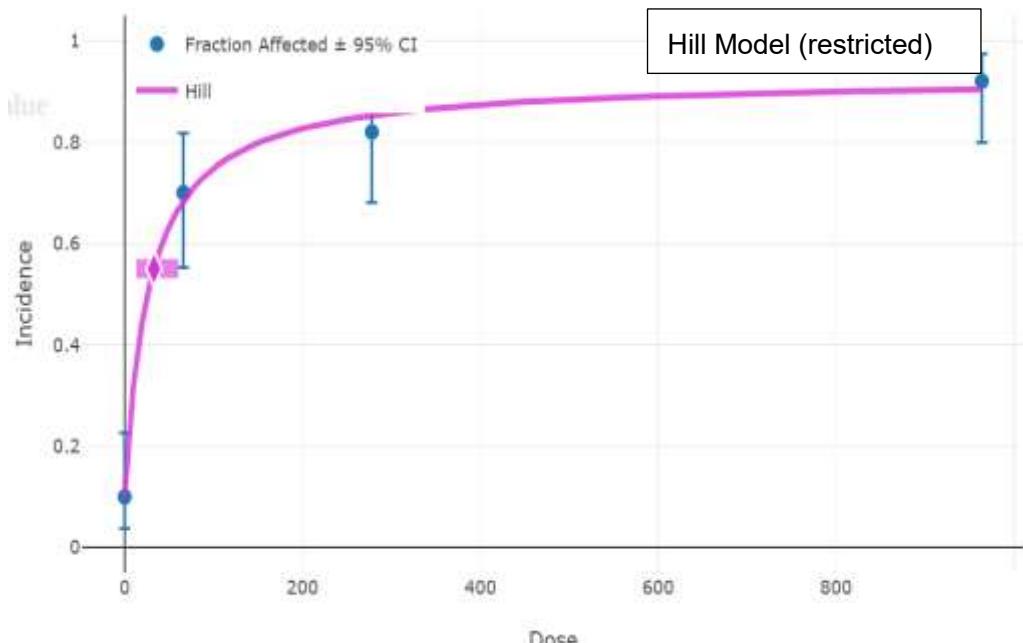
1296 上記に沿って、BMR 50%として BMDS Online Version 24.1 にて再計算後、除外基準 (P : <0.1、  
 1297 最低用量/BMDL 比 :>10、BMD/BMDL 比 :>3) を適用すると、Restricted model の Hill、Logistic、  
 1298 Unrestricted model の Gamma が適合した (灰色カラムは除外値) が、そのうち最小の BMDL<sub>50</sub> 値  
 1299 を示した Hill model を選択した。

Model : Hill  
 BMDL<sub>50</sub> = 13.0 mg/kg/day  
 BMDL<sub>10</sub> 相当値 = 13.0/5 = 2.6 mg/kg/day = POD

Model	BMDL	BMD	BMDU	除外基準 P-Value <0.1	AIC	Scaled Residual at Control	Scaled Residual near BMD	Show <b>Recommendation and note</b>	除外基準 最低用量/ BMDL 比 >10	除外基準 BMD/BMDL >3	適合
Restricted Models											
Hill	<b>13.02</b>	32.961	60.41	0.428	175.225	-0.01	-0.01	Viable	2.00	2.53	○
Gamma	128.316	173.884	247.084	< 0.0001	203.331	-2.654	1.03	Questionable	0.38	1.36	×
LogLogistic	32.926	49.88	75.895	0.142	176.214	-0.121	1.237	Viable	1.32	1.51	○
Multistage 1	128.314	173.884	247.087	< 0.0001	203.331	-2.654	1.03	Questionable	0.38	1.36	×
Multistage 2	128.314	173.884	247.084	< 0.0001	203.331	-2.654	1.03	Questionable	0.38	1.36	×
Multistage 3	128.314	173.884	247.084	< 0.0001	203.331	-2.654	1.03	Questionable	0.38	1.36	×
Weibull	128.316	173.884	247.084	< 0.0001	203.331	-2.654	1.03	Questionable	0.38	1.36	×
LogProbit	70.501	94.989	139.108	< 0.0001	198.354	-1.166	3.391	Questionable	0.69	1.35	×
Unrestricted Models											
Logistic	226.632	298.148	404.772	< 0.0001	214.951	-4.411	2.05	Questionable	0.22	1.32	×
LogProbit	0.602	19.301	54.807	0.768	174.698	-0.002	-0.002	Questionable	3.42	32.06	×
Probit	290.246	361.008	466.431	< 0.0001	217.671	-4.659	2.499	Questionable	0.18	1.24	×
Quantal Linear	128.316	173.884	247.084	< 0.0001	203.331	-2.654	1.03	Questionable	0.38	1.36	×
Hill	0.806	21.407	56.248	0.711	174.748	-0.003	-0.003	Questionable	3.08	26.56	×
Gamma	15.267	23.809	52.378	0.63	173.516	-0.157	-0.157	Viable	2.77	1.56	○
LogLogistic	0.806	21.407	56.248	0.711	174.748	-0.003	-0.003	Questionable	3.08	26.56	×
Multistage 1	128.314	173.884	247.084	< 0.0001	203.331	-2.654	1.03	Questionable	0.38	1.36	×
Multistage 2	55.065	72.115	98.963	0.00186	183.755	-0.574	2.289	Questionable	0.92	1.31	×
Multistage 3	53.283	66.566	86.111	-	182.382	-0.499	2.004	Questionable	0.99	1.25	×
Weibull	0.265	14.424	50.442	0.858	174.643	-0.002	-0.002	Questionable	4.58	54.43	×

(102) 2024 年 3 月から 4 月において、厚生労働省 化学物質調査会 委員によって実施された「1, 4-ジオキサンのヒト健康影響に係る評価 II 評価方法の検討」に関する意見聴取と BMD 解析の研究経験を持つ委員による打合せとその経過報告 (2024 年 4 月) において、当該内容 (データの特性を考慮して BMR 50% を使用するべき) が報告された。

(103) 同「評価方法の検討」のなかで、当該内容 (今回の除外基準を BMD/BMDL 比 :>10ではなく、BMD/BMDL 比>3を採用するべき) が報告された。



1302

1303

1304 最小 BMDL<sub>50</sub> は、Hill Model からの BMDL<sub>50</sub> 13.0 mg/kg/day (小数点以下 2 位で四捨五入) であ  
1305 った。BMDL<sub>10</sub> は NOAEL 相当と考えられること\*,\*\*、得られた用量反応曲線の低用量域はほぼ直  
1306 線状であったことから、直線外挿により BMDL<sub>10</sub>相当値を求めた結果、2.6 mg/kg/day となつたた  
1307 め、この BMDL<sub>10</sub>相当値を POD とした。

1308 \* 様々な研究が、NOAEL における過剰リスクの上限の中央値が 10%に近いことを推計してい  
1309 る。”Various studies estimated that the median of the upper bounds of extra risk at the NOAEL was close to  
1310 10%, suggesting that the BMDL<sub>10</sub> may be an appropriate default (Allen *et al.*, 1994; Fowles *et al.*, 1999;  
1311 Sand *et al.*, 2011). Also, a BMR of 10% appears preferable for quantal data because the BMDL can become  
1312 substantially dependent on the choice of dose-response model at lower BMRs (Sand *et al.*, 2002) (EFSA  
1313 2017) <https://efsa.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.2903/j.efsa.2017.4658>

1314 \*\*:「理想的な POD と考えられる真の有害性反応の閾値を求めるることは理論的に不可能なの  
1315 で、経験的に NOAEL に近い BMDL が算出されるように BMR の条件を設定することとなり動物  
1316 実験における有害性の誘発率の有無を示す二値データについては、BMR として 10%の動物に有  
1317 害反応を誘発する用量に対応する BMDL<sub>10</sub>が POD として妥当であると考えられた。」(広瀬明彦  
1318 2021) 化学物質のリスクアセスメントにおける用量反応評価の現状と課題 -動物実験データの  
1319 適用を中心に- *Bull. Natl Inst. Health Sci.*, 139, 29-42 (2021)

1320 <https://www.nihs.go.jp/library/eikenhoukoku/2021/029-042.pdf>

1321

1322 10-2. 吸入暴露による発がんリスク解析

1323 Data : 雄ラット 2年間吸入毒性試験 (Kasai *et al.* 2009) 雄 腹膜 中皮腫 発生頻度

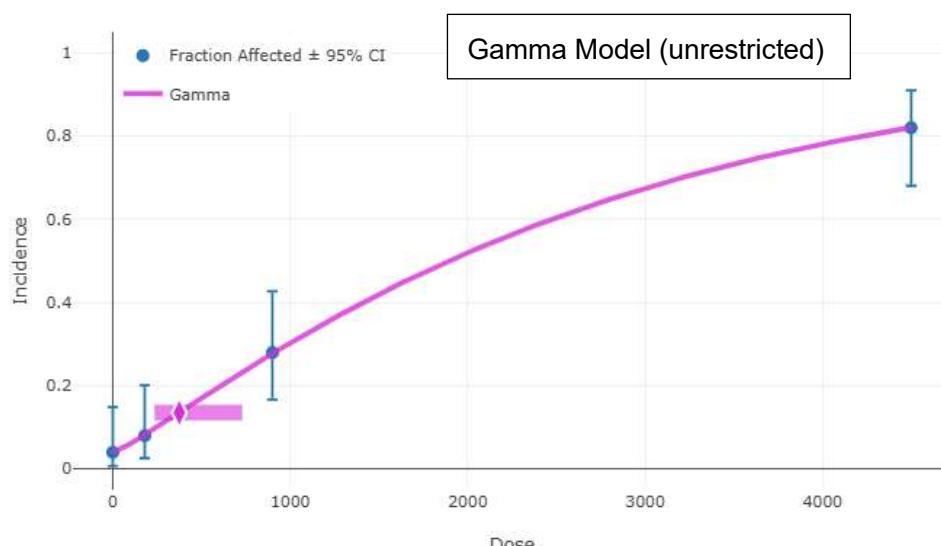
Dose (mg/m <sup>3</sup> )	N	Incidence	Model : Gamma BMCL <sub>10</sub> = 170 mg/m <sup>3</sup> BMCL <sub>10</sub> 連続暴露換算=170×(6/24h)×(5/7days)=30.4 mg/m <sup>3</sup> (ラット1日呼吸量 0.26 m <sup>3</sup> /day、ラット体重 0.35kg、ヒト1日呼 吸量 20 m <sup>3</sup> /day、ヒト体重 50 kg) BMCL <sub>10HEC</sub> = 30.4×(0.26/0.35)×(50/20)= 56.5 mg/m <sup>3</sup> = POD UR = 0.1/56.5 = 1.77×10 <sup>-3</sup> (mg/m <sup>3</sup> ) <sup>-1</sup>
0	50	2	
180	50	4	
900	50	14**	
4,500	50	41**	

1324 フィッシャーの正確確率検定: \*\*:  $p \leq 0.01$

1325 (暴露 : 6 時間/日、週 5 日)

1326 本試験では、「ベンチマークドース法の適用に関するガイダンス」に従い、BMR10%、除外基準  
1327 (P : <0.1、最低用量/BMDL 比 : >10、BMD/BMDL 比 : >10) 適用し、最小の BMDL<sub>10</sub> (吸入暴露  
1328 では BMCL<sub>10</sub> と読み替え) を示した Gamma Model を採用し、BMCL<sub>10</sub> 170 mg/m<sup>3</sup> を得た。連続暴  
1329 露換算にて BMCL<sub>10</sub> 30.4 mg/m<sup>3</sup>、ヒト等価用量換算にて BMCL<sub>10HEC</sub> 56.5 mg/m<sup>3</sup>, Unit risk (UR)  
1330 1.77×10<sup>-3</sup> (mg/m<sup>3</sup>)<sup>-1</sup> を算出した。この BMCL<sub>10HEC</sub> 56.5 mg/m<sup>3</sup> を POD として採用した。

Model	BMDL	BMD	BMDU	除外基準 P-Value <0.1	AIC	Scaled Residual at Control	Scaled Residual near BMD	Show Recommendation and note	除外基準 最低用量/ BMDL 比 >10	除外基準 BMD/ BMDL >10	適合
Restricted Models											
Hill	227.034	437.955	757.894	0.736	157.219	-0.166	0.257	Viable	0.79	1.93	○
Gamma	235.142	374.745	729.956	0.944	157.111	0.023	-0.051	Viable	0.77	1.59	○
LogLogistic	227.034	437.955	757.894	0.736	157.219	-0.166	0.257	Viable	0.79	1.93	○
Multistage 1	231.763	295.941	386.988	0.851	155.433	0.25	-0.331	Viable	0.78	1.28	○
Multistage 2	234.526	346.432	689.204	0.97	155.168	0.099	-0.204	Viable	0.77	1.48	○
Multistage 3	234.526	346.432	689.201	0.97	155.168	0.099	-0.204	Viable	0.77	1.48	○
Weibull	235.031	368.113	715.049	0.903	157.121	0.043	-0.093	Viable	0.77	1.57	○
LogProbit	392.793	509.816	793.535	0.807	155.536	-0.436	0.479	Viable	0.46	1.30	○
Unrestricted Models											
Logistic	727.423	903.773	1,118.15	0.0706	160.497	-1.28	1.781	Questionable	0.25	1.24	×
LogProbit	234.728	465.293	788.744	0.547	157.463	-0.336	0.45	Viable	0.77	1.98	○
Probit	695.107	842.377	1,022.18	0.0961	159.813	-1.166	1.717	Questionable	0.26	1.21	○
Quantal Linear	231.765	295.941	386.981	0.851	155.433	0.25	-0.331	Viable	0.78	1.28	○
Hill	227.034	437.955	757.894	0.736	157.219	-0.166	0.257	Viable	0.79	1.93	○
<b>Gamma</b>	<b>170.216</b>	<b>374.745</b>	<b>729.956</b>	<b>0.944</b>	<b>157.111</b>	<b>0.023</b>	<b>-0.051</b>	<b>Viable</b>	<b>1.06</b>	<b>2.20</b>	<b>○</b>
LogLogistic	227.034	437.955	757.894	0.736	157.219	-0.166	0.257	Viable	0.79	1.93	○
Multistage 1	231.763	295.941	386.985	0.851	155.433	0.25	-0.331	Viable	0.78	1.28	○
Multistage 2	206.668	346.432	689.206	0.805	157.168	0.099	-0.204	Viable	0.87	1.68	○
Multistage 3	132.926	398.675	734.358	-	159.106	6.07E-08	-7.10E-08	Questionable	1.35	3.00	×
Weibull	177.788	368.113	715.049	0.903	157.121	0.043	-0.093	Viable	1.01	2.07	○



1332