

(案)

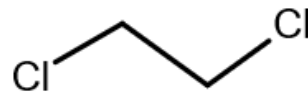
優先評価化学物質のリスク評価（一次）

人健康影響に係る評価Ⅱ

有害性情報の詳細資料

1, 2-ジクロロエタン

優先評価化学物質通し番号 11



令和4年9月

厚生労働省

25
26
27
28
29
30
31
32
33
34
35
36
37
38
39
40
41
42
43
44
45
46
47
48
49
50
51
52
53
54
55
56
57
58
59
60
61
62
63
64
65

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 | 6 |
| (1) 発がん性分類 | 6 |
| (2) 経口 | 7 |
| (3) 吸入 | 9 |
| 1-3. 国内の他法令による規制値等 | 11 |
| 2. 一般毒性 | 12 |
| 2-1. 経口 | 12 |
| (1) ヒト | 12 |
| (2) 実験動物 | 12 |
| 2-2. 吸入 | 13 |
| (1) ヒト | 13 |
| (2) 実験動物 | 13 |
| 3. 生殖発生毒性 | 15 |
| 3-1. 経口 | 15 |
| (1) ヒト | 15 |
| (2) 実験動物 | 15 |
| 3-2. 吸入 | 16 |
| (1) ヒト | 16 |
| (2) 実験動物 | 16 |
| 4. 変異原性（遺伝毒性） | 17 |
| 4-1. ヒトへの影響 | 18 |
| 4-2. 変異原性試験 | 18 |
| (1) <i>In vitro</i> 試験 | 18 |
| (2) <i>In vivo</i> 試験 | 19 |
| (3) その他 | 21 |
| 5. 発がん性 | 22 |
| 5-1. 経口 | 22 |
| (1) ヒト | 22 |
| (2) 実験動物 | 22 |
| 5-2. 吸入 | 23 |
| (1) ヒト | 23 |
| (2) 実験動物 | 24 |
| 6. その他の有害性に関する情報 | 25 |
| 6-1. 生体内運命（体内動態） | 25 |
| (1) ヒト | 25 |

| | | |
|----|---|----|
| 66 | (2) 実験動物 | 26 |
| 67 | 6-2. 急性毒性 | 27 |
| 68 | (1) ヒト | 27 |
| 69 | (2) 実験動物 | 28 |
| 70 | 6-3. 刺激性・腐食性及び感作性 | 29 |
| 71 | (1) ヒト | 29 |
| 72 | (2) 実験動物 | 29 |
| 73 | 7. 作用機序 | 30 |
| 74 | 8. 有害性評価値の導出 | 31 |
| 75 | 9. 参照文献 | 34 |
| 76 | 9-1. 国際機関等による評価書の参照文献リスト | 34 |
| 77 | 9-2. 国際機関等の評価書におけるキースタディ等の参照文献リスト | 36 |
| 78 | 10. (参考) BMD 解析データ | 41 |
| 79 | 10-1. 経口暴露による発がんリスク解析 | 41 |
| 80 | 10-2. 吸入暴露による発がんリスク解析 | 42 |
| 81 | | |

82 有害性評価（人健康影響）

83 はじめに

84 1, 2-ジクロロエタン（CAS 番号 107-06-2、分子量 98.96）は、人健康に関する有害性評
85 価の優先度を検討するため 2010 年度に実施されたスクリーニング評価において、人健康影
86 響の有害性クラス「2」、暴露クラス「3」と評価されたことから、優先度「高」と判定され、
87 2011 年 4 月 1 日に優先評価化学物質（通し番号 11）に指定された。その後、2019 年 3 月 20
88 日に実施されたリスク評価（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
89 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。

90 国内外の評価機関による 2022 年 6 月までに公表された既存の評価書等及び新しい知見を
91 調査し、9.参照文献に挙げた資料を用いて 1, 2-ジクロロエタンの有害性評価を実施した。

92 新しい知見の調査範囲については、有害性情報の包括的レビューが行われた国際機関の評
93 価書のうち、2018 年の調査で最新であった 2002 年の OECD 既存化学物質データベース SIDS
94 初期評価プロファイル（OECD SIDS⁽¹⁾ (2002)と略）の発表年から 2 年遡った 2000 年から 2018
95 年 12 月までと、2019 年 1 月から 2022 年 6 月までの 2 回に分けて調査した。調査は、PubMed
96 等のデータベースを活用して、公表された文献を対象に、本評価書に追記すべき文献を調査
97 した。

98 1, 2-ジクロロエタンの吸入濃度の単位換算係数は $1 \text{ mg/m}^3 = 0.243 \text{ ppm}$ 、 $1 \text{ ppm} = 4.11^{(2)}$
99 mg/m^3 （1 気圧 20°C、ただし、引用文献中に吸入濃度の換算値の記載がある場合は、引用元の
100 記載を優先）を用いた。

101 1. 有害性評価に関する国内外の評価

102 国内外の各機関が実施した 1, 2-ジクロロエタンの中・長期暴露による非発がん影響及
103 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、変異原
104 性に関する定性的評価等について調査した。これらのうち毒性データの包括的レビューによ
105 る網羅的な評価書は、新しい順に、米国有害物質疾病登録局の毒性プロファイル（Draft for
106 Public Comment 版 2022 年 1 月）（ATSDR⁽³⁾ draft (2022)と略）、厚労省 労働基準局 有害性評価
107 小委員会 資料 リスク評価書（案）（有害性評価部分）（厚労省リスク評価書（案）2019 と略）、
108 オランダ専門家委員会諮問報告（DECOS⁽⁴⁾ (2019)と略）、EU の職業被ばく限度に関する科学
109 委員会からの勧告（EU SCOEL⁽⁵⁾ (2016)と略）、OECD 既存化学物質データベース、SIDS 初期
110 評価プロファイル（OECD SIDS⁽⁶⁾ (2002)と略）などであった。

111 1-1. 非発がん影響

112 (1) 経口

113 経口暴露による非発がん影響について定量的評価を行っていたのは、表 1 に示す ATSDR
114 draft (2022)、US EPA による暫定審査済み毒性値評価書（US EPA PPRTVs⁽⁷⁾ (2010) と略）、環

(1) Organisation for Economic Co-operation and Development Screening Information Data Set

(2) 吸入濃度の単位換算係数 = 分子量 98.96 / 24.04 \approx 4.11 mg/m^3

(3) Agency for Toxic Substances and Disease Registry

(4) Dutch Expert Committee on Occupational Safety

(5) Scientific Committee on Occupational Exposure Limits

(6) Organisation for Economic Co-operation and Development Screening Information Data Set

(7) Provisional Peer-Reviewed Toxicity Values (PPRTVs) Assessments

115 境省化学物質の環境リスク初期評価 (2003) (環境リスク初期評価 (2003) と略)、内閣府食品
 116 安全委員会 清涼飲料水評価書 (食安委 (2008)と略)、(独) 製品評価技術基盤機構 化学物質
 117 の初期リスク評価書 (NITE⁽⁸⁾ (2005) と略) であった。

118 **表 1 1, 2-ジクロロエタ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結果**

| 評価機関・ 評価書・ 発表年 | 根拠 データ | エンドポイント | NOAEL/ LOAEL | 評価値 | 備考 |
|----------------------------|--|---|----------------------------|---------------------------------------|---|
| ATSDR draft (2022) | ラット 13 週 間飲水投与 試験 US NTP (1991) | 腎臓の絶対及び 相対重量の増加 | LOAEL 58 mg/kg/day | Intermediate MRL 0.2 mg/kg/day | UF 300 (LOAEL 使用 3、種差 10、個体差 10) |
| US EPA PPRTVs (2010) | 同上 | 同上 | 同上 | 慢性影響の暫 定 RfD 0.006 mg/kg/day | UF 10,000 (UF の最大値として適用) |
| 環境リスク 初期評価 (2003) | 同上 | 同上 | 同上 | ヒトにおける 無毒性量等 0.058 mg/kg/day | UF: 1,000 (LOAEL 使用 10、試験期 間 10、種差 10) ヒト予測最大暴露量 (飲料水: 0.000024 mg/kg/day 未満、地下水: 0.00017 mg/kg/day 未満) MOE (飲料水) 2,400 超 (地下水) 340 超 |
| 食安委 (2008) | ラット 90 日 間強制経口 投与試験 Daniel et al. (1994) | 腎臓及び肝臓相 対重量の増加、 ヘモグロビンの 減少、血小板数 の増加 | NOAEL 37.5 mg/kg/day | TDI 0.0375 mg/kg/day | UF 1,000 (種差 10、個体差 10、試 験期間 10) |
| NITE (2005) | 同上 | 同上 | 同上 | 設定せず | ヒト推定経口摂取量 0.000028 mg/kg/day UF: 500 (種差 10、個体差 10、試験期間 5) MOE 1,300,000 |

119
 120 ATSDR draft (2022) では、US NTP (1991) のラット 13 週間飲水投与試験における腎臓の絶
 121 対及び相対重量の増加を指標として LOAEL⁽⁹⁾を 58 mg/kg/day と設定し、不確実係数 (UF⁽¹⁰⁾)
 122 300 (LOAEL 使用 3、種差 10、個体差 10) を適用し、経口 intermediate MRL⁽¹¹⁾ として 0.2
 123 mg/kg/day を算出している。

124
 125 US EPA PPRTVs (2010) では、慢性影響を評価するための適切な毒性試験結果が得られな
 126 かったため、亜慢性試験であるラット 13 週間飲水投与試験 US NTP (1991) の LOAEL 58
 127 mg/kg/day を採用し、亜慢性の暫定 RfD⁽¹²⁾を UF 3,000 (ヒトの感受性 10、種差 10、デー
 128 ータ不足 3、LOAEL 使用 10) で除した 0.02 mg/kg/day とした。慢性 RfD を亜慢性 RfD の 1/10 (試
 129 験期間 10) として求めた場合、UF 30,000 をセットすることになるが、この不確実係数は非
 130 現実的であることから、UF の最大値である 10,000 を適用して慢性影響の暫定 RfD を 0.006
 131 mg/kg/day としている。

132

⁽⁸⁾ National Institute of Technology and Evaluation

⁽⁹⁾ Lowest Observed Adverse Effect Level

⁽¹⁰⁾ Uncertainty Factor

⁽¹¹⁾ Minimal Risk Levels

⁽¹²⁾ Reference Dose

133 環境リスク初期評価 (2003) では、US NTP (1991) のラット 13 週間飲水投与試験から得ら
 134 れた LOAEL 58 mg/kg/day (腎臓の絶対重量の増加) が信頼性のある最も低用量でみられた知
 135 見であると判断し、UF 1,000 (LOAEL 10、試験期間 10、種差 10) で除した 0.058 mg/kg/day
 136 をヒトにおける無毒性量等として採用した。非発がん影響を指標とした 2003 年の評価書で
 137 は、ヒトの無毒性量等をヒト予測最大暴露量 (飲料水 : 0.000024 mg/kg/day 未満、地下水 :
 138 0.00017 mg/kg/day 未満) で除した MOE は、飲料水の場合は 2,400 超、地下水の場合は 340 超
 139 であるため、経口暴露による健康リスクについては、現時点では情報収集に努めるなどの作
 140 業は必要ないとしている。

141
 142 食安委 (2008) では、Daniel et al. (1994) のラット 90 日間の強制経口投与試験での腎・肝・
 143 脳の相対重量増加及びヘモグロビン、ヘマトクリット値の減少を指標として NOAEL を 37.5
 144 mg/kg/day とし、UF 1,000 (種差 10、個体差 10、試験期間 10) を適用して非発がん毒性を指
 145 標とした場合の耐容一日摂取量 (TDI⁽¹³⁾) を 0.0375 mg/kg/day と算出した。

146
 147 NITE (2005) では、Daniel et al. (1994) のラット 90 日間強制経口投与試験での腎臓及び肝
 148 臓相対重量の増加、ヘモグロビンの減少、血小板数の増加を指標として NOAEL⁽¹⁴⁾を 37.5
 149 mg/kg/day とした。この NOAEL をヒト体重 1kg あたりの 1 日推定経口摂取量 0.000028
 150 mg/kg/day で除した MOE は 1,300,000 と算出され、UF 500 (種差 10、個体差 10、試験期間 5)
 151 よりも大きいことから、非発がん毒性を指標とした場合、上記 1 日推定摂取量であれば、1、
 152 2-ジクロロエタンはヒト健康に悪影響を及ぼすことはないとしている。

153
 154 (2) 吸入

155 吸入暴露による非発がん影響について定量的評価を行っていたのは、表 2 に示す US EPA
 156 PPRTVs (2010)、環境省 中央環境審議会 有害大気汚染物質にかかわる指針値 (中環審 2006
 157 と略)、NITE (2005)、環境リスク初期評価 (2003)、米国産業衛生専門家会議の化学物質の許
 158 容濃度値及び生物学的モニタリングの指標 (ACGIH⁽¹⁵⁾ 2001 と略)、WHO 欧州地域局大気質
 159 ガイドライン (WHO AQG⁽¹⁶⁾ 2000 と略)、日本産業衛生学会 (産衛学会 1984 と略) であった。

161 表 2 1, 2-ジクロロエタ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結果

| 評価機関・ 評価書・ 発表年 | 根拠データ | エンドポイント | NOAEL / LOAEL | 評価値 | 備考 |
|-------------------------|---|--|---|--------------------------------------|---|
| US EPA PPRTVs (2010) | ラット 12 か月吸入 試験 Spreafico et al. (1980) ヒト吸入暴露 Kozik (1957) | 雌 GGT 値 (gamma glutamyl transpeptidase)の 用量-反応デー タ ヒト肝臓及び胆 管の疾患、神経 症状など | BMDL _{1sdHEC} = 27 mg/m ³ (Kozik (1957)の LOAEL 22 mg/m ³ と 同 等) | 暫定 RfC 0.007 mg/m ³ | BMDL _{1SD} : 130 mg/m ³ LOAEL _{HEC} : 22 mg/m ³ (Kozik の値採 用) UF : 3,000 (種差 10、 データ不足 3、ヒト 感受性 10、LOAEL 使用 10、試験期間 10) |

(13) Tolerable Daily Intake
 (14) No Observed Adverse Effect Level
 (15) American Conference of Governmental Industrial Hygienists
 (16) World Health Organization Air Quality Guidelines

| 評価機関・ 評価書・ 発表年 | 根拠データ | エンドポイント | NOAEL / LOAEL | 評価値 | 備考 |
|----------------------|---|--|---|---|---|
| 中環審 (2006) | ラット 2 年間吸入 試験 (50 ppm の 1 用量) Cheever et al. (1990) | 諸臓器への影響 なし | NOAEL 50 ppm (200 mg/m ³) (暴露状況で 換算 : 42 mg/m ³) | 0.42 mg/m ³ (0.1 ppm) | UF 100 (種差 10、個体差 10) |
| NITE (2005) | ラット 12 か月吸入 試験 Spreafico et al. (1980) | ALT 上昇、 LDH、AST 低下 など | NOAEL 10 ppm (41.1 mg/m ³) | 設定せず | ヒト推定吸入摂取量 0.0011 mg/kg/day UF 100 (種差 10、個 体差 10) MOE 5,800 |
| 環境リスク評 価書 (2003) | 同上 | 同上 | NOAEL 40 mg/m ³ (暴露状況で 換算 : 8.3 mg/m ³) | ヒトにお ける無毒 性量等 0.83 mg/m ³ | UF 10 (種差 10) ヒト予測最大暴露量 (環境 : 0.0027 mg/m ³ 、室内 : 0.012 mg/m ³) MOE (環境) 310、(室内) 69 |
| ACGIH (2001) | ヒト研究 Brzozowski et al. (1954) Kozik (1957) Rosenbaum (1947) | 吐き気、嘔吐、 めまい、白血球 数の異常値、神 経系への影響、 肝毒性 | 記載なし | TLV- TWA 10 ppm (40 mg/m ³) | |
| WHO AQG (2000) | 動物 6 か月以上の 吸入試験 Spencer et al. (1951) Heppel et al. (1946) Hofmann et al. (1971) | 肝臓の病理組織 学的変化 | NOAEL 400 mg/m ³ LOAEL 700 mg/m ³ | 0.7 mg/m ³ (0.17 ppm) | UF 1,000 (動物データからヒト への外挿) |
| 産衛学会 (1984) | ヒト吸入暴露 Browning (1965) 動物吸入暴露 Heppel et al. (1946)、Spencer et al. (1951) | ヒト : 麻酔作 用、肝毒性、腎 毒性 動物 : 肝細胞の 脂肪変性、腎尿 細管上皮細胞変 性、肺の鬱血 | 記載無し | 許容濃度 10 ppm (40 mg/m ³) | |

162

163 US EPA PPRTVs (2010) では、Spreafico et al. (1980) のラット 12 か月吸入試験から、雌の
164 GGT 値 (Gamma Glutamyl Transpeptidase 活性値) の用量-反応データに基づいて、BMDL⁽¹⁷⁾_{1SD}
165 130 mg/m³を求めた。連続暴露に補正したヒト換算 BMDL_{1SD HEC}⁽¹⁸⁾は 27 mg/m³と算出された。
166 一方、この値は、Kozik (1957) の報告したヒト吸入職業暴露試験から得られた TWA LOAEL
167 61 mg/m³ (16 ppm) から算出した LOAEL_{HEC} 22 mg/m³ と同等であることから、最終的に
168 LOAEL_{HEC} 22 mg/m³ ⁽¹⁹⁾を採用し、UF 3,000 (データ不足 3、ヒトの感受性 10、LOAEL 使用
169 10、試験期間 10) で除した 0.007 mg/m³を暫定 RfC⁽²⁰⁾とした。

170

171 中環審 (2006) では、有害大気汚染物質にかかわる指針値の検討に際し、1, 2-ジクロロ
172 エタンに係る発がん性以外の有害性については、Cheever et al. (1990) のラット 2 年間吸入試
173 験 (0、50 ppm、7 時間/日、5 日/週) を採用しリスク評価を行うことが適当であるとした。ラ

⁽¹⁷⁾ Benchmark Dose Lower Confidence Limit

⁽¹⁸⁾ Human equivalent concentration

⁽¹⁹⁾ LOAEL_{HEC} = TWA 61 mg/m³ x 10/20 m³(呼吸量) x 5/7 days = 22 mg/m³

⁽²⁰⁾ Reference Concentration

174 ットの諸臓器への影響が認められなかった濃度 50 ppm (200 mg/m³) を NOAEL とし、1 日連
175 続暴露量への換算値⁽²¹⁾ 42 mg/m³ に UF 100 (種差 10、個体差 10) を適用して、発がん性以外
176 の有害性に係る評価値を 0.42 mg/m³ (0.1 ppm) と算出した。

177

178 NITE (2005) では、Spreafico et al. (1980) のラット 12 か月間吸入暴露試験における肝毒性
179 を示す血清パラメータの変化を指標として NOAEL 10 ppm (41.1 mg/m³) を採用した。この試
180 験は 7 時間/日、5 日/週で実施されており、ラット 1 日呼吸量 0.26 m³、ラット平均体重 350g、
181 吸収率 100%として 1 日推定吸入摂取量に換算すると 6.4 mg/kg/day⁽²²⁾となる。この NOAEL
182 換算値をヒト体重 1kg あたりの 1 日推定吸入摂取量 0.0011 mg/kg/day で除した MOE は 5,800
183 と算出され、UF 100 (種差 10、個体差 10) よりも大きいことから、非発がん毒性を指標とし
184 た場合、上記 1 日推定摂取量であれば、1, 2-ジクロロエタンはヒト健康に悪影響を及ぼ
185 すことはない判断している。

186

187 環境リスク初期評価 (2003) では、Spreafico et al. (1980) のラット 12 か月間吸入試験から
188 得られた NOAEL (ALT 上昇、LDH 及び AST 低下などがみられなかった用量) と職業暴露の
189 疫学調査におけるヒトへの影響から得られた NOAEL (肝疾患、神経症状などがみられなか
190 った用量) は共に 40 mg/m³であったが、ヒトの知見は 1950 年代のものであることから、ラ
191 ットの知見を信頼性ありと判断し、非発がん影響の NOAEL 40 mg/m³を 1 日連続暴露濃度に
192 換算した 8.3 mg/m³ を無毒性量等として採用した。動物における無毒性量の 1/10 である 0.83
193 mg/m³ をヒトにおける無毒性量等として、ヒト 1 日予測最大吸入暴露量 (一般環境大気中：
194 0.0027 mg/m³、室内空気：0.012 mg/m³) で割った MOE は、一般環境大気については 310 と算
195 出され、吸入暴露による健康リスクについては現時点では対応は必要ないとしている。一方、
196 室内空気についての MOE は 69 と算出されたことから、健康リスクについて情報収集に努
197 める必要があるとしている。

198

199 ACGIH (2001) では、1, 2-ジクロロエタンの職業暴露において 10~37 ppm で嘔吐、吐
200 き気、めまい、白血球数の異常 (Brzozowski et al. 1954)、また、平均 16 ppm 以下 (まれに 30
201 ~50 ppm) で神経系への有害作用と肝臓及び胆管の疾患 (Kozik 1957)、25 ppm を超えない 5
202 年間の暴露で種々の神経系への影響 (Rosenbaum 1947) がみられたとの報告から、TLV-
203 TWA⁽²³⁾ 10 ppm (40 mg/m³) を勧告している。

204

205 WHO AQG (2000) では、ヒトの研究で中枢神経系及び肝臓への影響がみられているが、デ
206 ータが限られており LOAEL や NOAEL が得られないとした。動物の研究では、複数の試験
207 結果 (Spencer et al. 1951、Heppel et al. 1946、Hofmann et al. 1971) から、6 か月間以上の中長期
208 間の吸入暴露試験で肝臓の病理組織学的変化 (脂肪変性を伴う肝細胞の混濁腫脹、壊死など)
209 が 700 mg/m³ 以上の用量でみられたことから、LOAEL を約 700 mg/m³、NOAEL を約 400 mg/m³
210 とした。動物データから一般市民へ外挿するための UF は、1,000 が適切であると、その理
211 由として、試験によって暴露期間がさまざまであること、データベースの不備、ヒトにおい
212 て影響の無いレベルが確認できないことを挙げている。結果として、連続暴露 (平均時間 24
213 時間) のガイドライン値として LOAEL 700 mg/m³ を起点とした 0.7 mg/m³ を提案している。

214

⁽²¹⁾ 200 mg/m³ / (24 時間/7 時間 x 7 日/5 日) = 42 mg/m³

⁽²²⁾ NOAEL の換算値 = 41.1 (mg/m³) x 0.26 (m³/日呼吸量) x 7 (時間) / 24 (時間) x 5 (日) / 7 (日) x 1.0 (吸収率) / 0.35 (kg 体重) = 6.4 (mg/kg/day)

⁽²³⁾ Threshold Limit Value - Time Weighted Average : 作業環境許容濃度

215 産衛学会 (1984) では、高濃度の 1, 2-ジクロロエタンを吸入したヒトで、麻酔作用、肝
 216 毒性、腎毒性がみられ、死亡例も報告されていること (Browning 1965)、実験動物では高濃度
 217 吸入で肝細胞の脂肪変性、腎尿細管上皮細胞の変性、肺の鬱血がみられたこと、4~6 か月間
 218 の低濃度暴露では、サル (100 又は 200 ppm)、ウサギ (200 又は 400 ppm)、モルモット (100
 219 ppm)、ラット (100 又は 200 ppm)、マウス (100 ppm) に著変はみられなかったこと (Heppel
 220 et al. 1946、Spencer et al. 1951)、経口投与によるラット及びマウスのがん原性試験 (US NCI
 221 1978) では動物において催腫瘍性が検出されたこと等の報告を考慮して、暫定許容濃度値 10
 222 ppm (40 mg/m³) を提案している。

223
 224 なお、ATSDR (2001) では、複数の急性及び中期吸入試験、経口投与試験の標的臓器であ
 225 った肝臓、胆管を含む諸臓器に病理組織学的変化がみられなかった 50 ppm を NOAEL と判断
 226 し、UF 90 (種差 3、個体差 10、データベースの不備 3) で除し、吸入 MRL を 0.6 ppm と算
 227 出していたが、ATSDR draft (2022) では、本試験が 1 用量の試験のため MRL 算出には不適
 228 と判断し、MRL を算出していない。

229 1-2. 発がん影響

230 (1) 発がん性分類

231 主な評価機関による発がん性分類及び定性評価の概要を表 3 に示す。

232 1, 2-ジクロロエタンは、多くの機関においてヒトに対して発がん性の可能性がある
 233 と評価されていた。IARC⁽²⁴⁾では 1979 年にデータがレビューされ、1987 年に 2B に分類された
 234 (IARC 1987)。US NTP (2016) は、ヒトに対する発がん性があると合理的に予想される物質
 235 としての判断 (US NTP 1981) を維持している。DFG MAK⁽²⁵⁾ (1992、発がん分類は 1989 年に評
 236 価実施)、EU SCOEL (2016) では、本物質を閾値のない遺伝毒性発がん性物質であるとしてい
 237 た。一方、ACGIH (2001) は、経口投与によるラット及びマウスの発がん性試験等の限られた
 238 データはあるが、暴露経路が異なるヒト職業吸入暴露による発がん性については疑問があり、
 239 発がん性を示す新たなデータがないことから A4 (ヒトに対する発がん性物質としては分類
 240 されない) に分類していた。

241

242

表 3 主な機関による 1, 2-ジクロロエタンの発がん性分類

| 機関・発表年 | 分類 | 分類基準 |
|-----------------|----|--------------------------|
| IARC (1987) | 2B | ヒトに対して発がん性がある可能性がある |
| US NTP (1981) | R | ヒト発がん性があると合理的に予測される物質 |
| EPA IRIS (1987) | B2 | ヒトに対して発がん性の可能性が高い |
| DFG MAK (1989) | 2 | ヒトに対して発がん性があると考えられる物質。 |
| 産衛学会 (1991) | 2B | ヒトに対して恐らく発がん性があると判断できる物質 |
| ACGIH (2001) | A4 | ヒトに対する発がん性物質として分類されない |
| EU REACH (2011) | 1B | ヒトに対してがんを引き起こす可能性がある |
| NICNAS (2013) | 2 | がんを引き起こす可能性がある物質 |
| EU SCOEL (2016) | A | 閾値のない遺伝毒性発がん物質 |

243

⁽²⁴⁾ International Agency for Research on Cancer

⁽²⁵⁾ Deutsche Forschungsgemeinschaft (DFG) maximale Arbeitsplatz-Konzentration (MAK=Maximum Workplace Concentration)

244 (2) 経口

245 経口暴露による発がん影響について定量的評価を行っていたのは、表 4 に示す食安委
 246 (2008)、環境省化学物質の環境リスク初期評価 第 3 巻 (2004) (環境リスク初期評価 (2004)
 247 と略)、厚労省水質基準の見直し (2003)、WHO GDWQ⁽²⁶⁾ のための背景資料 (WHO GDWQ
 248 (2003)と略)、WHO CICAD⁽²⁷⁾ (1998)、CEPA⁽²⁸⁾ (1994)、EPA IRIS⁽²⁹⁾ (1987)であった。

249

250 **表 4 1, 2-ジクロロエタ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・評価書・発表年 | 根拠データ | エンドポイント | 評価値・算出方法 | 10 ⁻⁵ のリスク |
|----------------------|--|---|--|---------------------------|
| 食安委(2008) | ラット 78 週間強制経口投与発がん性試験 US NCI (1978) | 前胃の扁平上皮がん、脾臓等における血管肉腫(雄)、乳腺がん(雌) | 数理モデルによる発がんリスク評価 経口 SF $6.3 \times 10^{-2} \text{ (mg/kg/day)}^{-1}$ リスクレベル 10^{-4} 、 10^{-5} 、 10^{-6} に相当する 摂取量 1.6、0.16、0.016 $\mu\text{g/kg/day}$ | 0.16 $\mu\text{g/kg/day}$ |
| 環境リスク初期評価(2004) | ラット 78 週間強制経口投与発がん性試験(SF) マウス 78 週間強制経口投与発がん性試験 (TD _{0.05}) US NCI (1978) | 雄血管肉腫 (SF) 雄マウス：肝細胞がん、細気管支-肺胞移行部腺腫 雌マウス：細気管支-肺胞移行部腺腫、乳腺腺がん、子宮内膜間質ポリープ・肉腫(TD _{0.05}) | EPA IRIS による経口 SF $9.1 \times 10^{-2} \text{ (mg/kg/day)}^{-1}$ を採用、リスクレベル 10^{-5} の濃度は 0.11 $\mu\text{g/kg/day}$ 、カナダ環境省/厚生省による TD _{0.05} 6.2 mg/kg/day を採用 飲料水・食物の予想最大暴露量 0.16 $\mu\text{g/kg/day}$ 以上 0.17 $\mu\text{g/kg/day}$ 未満から算出したがん過剰発生率 1.5×10^{-5} 、EPI : 2.6×10^{-5} 以上 2.7×10^{-5} 未満 地下水・食物の予想最大暴露量 4.0 $\mu\text{g/kg/day}$ から算出したがん過剰発生率 3.6×10^{-4} 、EPI 6.5×10^{-5} | 0.11 $\mu\text{g/kg/day}$ |
| 厚労省水質基準の見直し (2003) | ラット 78 週間強制経口投与発がん性試験 US NCI (1978) | 前胃の扁平上皮がん、脾臓等における血管肉腫(雄)、乳腺がん(雌) | マルチステージモデルを用いた発がんリスク評価：経口 SF $6.3 \times 10^{-2} \text{ (mg/kg/day)}^{-1}$ リスクレベル 10^{-5} の値は 0.16 $\mu\text{g/kg/day}$ 飲料水 UR $2.5 \times 10^{-6} \text{ (}\mu\text{g/L)}^{-1}$ (成人体重 50 kg、1 日の飲水量 2 L と仮定) 水質管理目標を 0.004 mg/L に設定 | 0.16 $\mu\text{g/kg/day}$ |
| WHO GDWQ 背景資料 (2003) | ラット及びマウス 78 週間強制経口投与発がん性試験 US NCI (1978) | 血管肉腫 (雄) | 線形多段階モデル 経口 SF $9.9 \times 10^{-3} \text{ (mg/kg/day)}^{-1}$ リスクレベル 10^{-5} の値は 1.0 $\mu\text{g/kg/day}$ 飲料水 UR $3.3 \times 10^{-7} \text{ (}\mu\text{g/L)}^{-1}$ (成人体重 60 kg、1 日の飲水量 2 L と仮定) リスクレベル 10^{-4} 、 10^{-5} 、 10^{-6} に相当する 飲料水中濃度 0.3、0.03、0.003 mg/L | 1.0 $\mu\text{g/kg/day}$ |

⁽²⁶⁾ WHO Guidelines for drinking-water quality

⁽²⁷⁾ WHO Concise International Chemical Assessment Documents

⁽²⁸⁾ Canadian Environmental Protection Act

⁽²⁹⁾ Environmental Protection Agency Integrated Risk Information System

| 評価機関・評価書・発表年 | 根拠データ | エンドポイント | 評価値・算出方法 | 10 ⁻⁵ のリスク |
|------------------------|-------------------------------------|--|--|-----------------------|
| WHO CICAD (1998) | 同上 | ラット：前胃の扁平上皮がん及び血管肉腫)、乳腺がん マウス：乳腺腺がん、肝細胞がん、子宮内膜間質肉腫及び肺胞/細気管支腺腫 | CEPA (1994)と同様な方法を用いて TD _{0.05} を 6.2～34 mg/kg/day と算出 | 1.2～6.8 µg/kg/day |
| CEPA (EHC 1994) | 同上 | 同上 | 対照群には同時期に実施した他試験のデータも追加、死亡率の高かった高濃度のデータを除外し、標準的な試験期間である 104 週間での腫瘍の発生率に補正した上で、5%の過剰発がんリスク経口用量 (TD _{0.05})を 6.2～297 mg/kg/day と算出 推定総摂取量(0.43～0.70 µg/kg/day) から計算された EPI は、1.5×10 ⁻⁶ ～1.1×10 ⁻⁴ | 1.2～59 µg/kg/day |
| EPA IRIS (1987) | ラット 78 週間強制経口投与発がん性試験 US NCI (1978) | 血管肉腫(雄) | Time-to-death analysis を用いた線形マルチステージモデル法による外挿 SF: 9.1×10 ⁻² (mg/kg/day) ⁻¹ リスクレベル 10 ⁻⁵ の値は 0.11 µg/kg/day 飲水 UR (成人体重 70 kg、1 日の飲水量 2 L と仮定) 2.6×10 ⁻⁶ (µg/L) ⁻¹ リスクレベル 10 ⁻⁴ 、10 ⁻⁵ 、10 ⁻⁶ に相当する飲料水中の濃度は 40、4、0.4 µg/L | 0.11 µg/kg/day |

251
252 食安委 (2008) では、US NCI(1978) によるラット 78 週間の強制経口投与試験をキースタ
253 ディに採用し、前胃の扁平上皮がん、血管肉腫及び乳腺がんの発生頻度の用量－反応データ
254 に基づいて、数理モデルによる発がんリスクの定量的評価を行った。その結果、当該物質の
255 発がん SF を $6.3 \times 10^{-2} (\text{mg/kg/day})^{-1}$ とし、 10^{-4} 、 10^{-5} 、 10^{-6} の発がんリスクレベルをそれぞれ 1.6、
256 0.16、0.016 µg/kg/day と算出している。

257
258 環境リスク初期評価 (2004) では、発がん性について閾値なしを前提とした場合の SF とし
259 て、EPA IRIS 算出の $9.1 \times 10^{-2} (\text{mg/kg/day})^{-1}$ を採用した。その他の参考として EPI 算出に必要
260 となる TD_{0.05} については、CEPA 及び CICAD が US NCI(1978) のマウスを用いた試験結果に
261 基づき算出した値から安全性を考慮した TD_{0.05} 6.2 mg/kg/day を採用した。飲料水・食物を摂
262 取する場合の予測最大暴露量は 0.16 µg /kg/day 以上 0.17 µg/kg/day 未満であり、SF 9.1×10^{-2}
263 (mg/kg/day)⁻¹ から求めた生涯のがん過剰発生率は 1.5×10^{-5} となった。また、TD_{0.05} 6.2
264 mg/kg/day から求めた EPI は 2.6×10^{-5} 以上 2.7×10^{-5} 未満となった。地下水・食物を摂取する
265 場合の予測最大暴露量は 4.0 µg /kg/day であり、生涯のがん過剰発生率は 3.6×10^{-4} 、EPI は
266 6.5×10^{-4} となった。過剰発生率及び EPI の値から、1，2－ジクロロエタンは、情報収集及び
267 詳細な評価を行う必要のある化合物としている。

268
269 厚労省水質基準の見直し(2003) では、US NCI(1978) のラット 78 週間経口投与試験をキース
270 スタディに採用し、雄の前胃での扁平細胞がん及び脾臓、副腎、膵臓、胃、腹腔内における
271 血管肉腫の発生率の増加、雌の乳腺がんの発生率の増加に基づいてマルチステージモデルを
272 用いた発がんリスク評価を実施し、評価値を 0.004 mg/L とした。なお、その詳細は、食安委
273 (2008) に、「マルチステージモデルを用いた発がんリスク評価により、経口 SF は 6.3×10^{-2}
274 (mg/kg/day)⁻¹、飲料水 UR $2.5 \times 10^{-6} (\mu\text{g/L})^{-1}$ (成人体重 50 kg、1 日の飲水量 2 L と仮定)、過剰

275 発がんリスク 10^{-5} の場合の飲料水中の濃度 0.004 mg/L を水質管理目標として設定」と記載さ
276 れている。

277

278 WHO GDWQ (2003) では、US NCI (1978) のラット 78 週間の経口投与試験をキースタディ
279 ャに採用し、雄にみられた血管肉腫のデータに基づき、線形マルチステージモデルを用い、
280 経口 SF を $9.9 \times 10^{-3} (\text{mg/kg/day})^{-1}$ 、リスクレベル 10^{-5} の値は $1.0 \mu\text{g/kg/day}$ と算出した。また、
281 飲料水の UR は $3.3 \times 10^{-7} (\mu\text{g/L})^{-1}$ (成人体重 60 kg 、1 日の飲水量 2 L と仮定)、過剰発がんリ
282 スクレベル 10^{-4} 、 10^{-5} 、 10^{-6} に相当する飲料水中濃度は 0.3 、 0.03 、 0.003 mg/L に相当するとし
283 ている。

284

285 WHO CICAD (1998) では、以下の CEPA (1994) と同様の試験、同様の方法を用いたが、
286 $\text{TD}_{0.05}$ を $6.2 \sim 34 \text{ mg/kg/day}$ と算出した (過剰発がんリスク 10^{-5} の経口用量は $1.2 \sim 6.8$
287 $\mu\text{g/kg/day}$)。

288

289 CEPA (1994) では、1, 2-ジクロロエタンの 78 週間の強制経口投与により、ラットでは
290 前胃の扁平上皮がん、諸臓器の血管肉腫及び乳腺腺がん、マウスでは乳腺腺がん、肝細胞が
291 がん、子宮内膜間質肉腫及び肺胞/細気管支腺腫の発生率が有意に増加した結果に加え、対照群
292 には同時期に実施した他試験のデータも追加した。さらに、雌雄ラット及び雌マウスの高用
293 量での死亡率が他群よりも高かったことから、これらの群を定量評価から除外したうえで、
294 発がん性の定量評価を行った。がんの発生率を標準的な発がん試験期間 (104 週) で補正し、
295 マルチステージモデルを適用して過剰ながん発生率が 5% となる経口用量⁽³⁰⁾ ($\text{TD}_{0.05}$) を $6.2 \sim$
296 297 mg/kg/day と算出した (過剰発がんリスク 10^{-5} の経口用量⁽³¹⁾ は $1.2 \sim 59 \mu\text{g/kg/day}$)。一般
297 市民の 1 日あたりの推定総摂取量 ($0.43 \sim 0.70 \mu\text{g/kg/day}$) から計算された EPI⁽³²⁾ は $1.5 \times 10^{-6} \sim$
298 1.1×10^{-4} であったことから、今後の対策の優先順位は低～中程度とした。

299

300 EPA IRIS (1987) では、1, 2-ジクロロエタン経口暴露による発がんには閾値がないと仮
301 定し、US NCI (1978) による Osborne-Mendel ラット 78 週間の強制経口投与試験 ($0, 47, 95$
302 mg/kg/day で週 5 日) をキースタディに採用し、雄の脾臓、肝臓、副腎、膵臓、胃、腹腔内
303 における血管肉腫の発生頻度の用量-反応データに基づいて、数理モデル (time-to-death
304 analysis) を適用して発がんリスクの定量評価を行い、低用量暴露における過剰発がんリスク
305 を推定した。その結果、経口スロープファクター (SF⁽³³⁾) は $9.1 \times 10^{-2} (\text{mg/kg/day})^{-1}$ 、飲料水ユ
306 ニットリスク (UR⁽³⁴⁾) は $2.6 \times 10^{-6} (\mu\text{g/L})^{-1}$ (成人体重を 70 kg 、1 日の飲水量を 2 L と仮定)
307 となり、この値に基づき、過剰発がんリスクを 10^{-4} 、 10^{-5} 、 10^{-6} とした場合の飲料水中の濃度
308 は、それぞれ 40 、 4 、 $0.4 \mu\text{g/L}$ と算出した。なお、SF から 10^{-5} のリスクを算出すると 0.11
309 $\mu\text{g/kg/day}$ ⁽³⁵⁾ と算出される。

310

311 (3) 吸入

312 吸入暴露による発がん影響について定量的評価を行っていたのは、表 5 に示す DECOS

(30) 生涯のがん過剰発生率が 5% となる用量

(31) 発がんリスク 10^{-5} の経口用量 ($\mu\text{g/kg/day}$) = $\text{TD}_{0.05} / 5,000 \times 1,000$

(32) Exposure/Potency Index, EPI: 暴露量を生涯のがん過剰発生率が 5% となる用量 ($\text{TD}_{0.05}$) で除した値

(33) Slope Factor: 単位暴露量の化学物質を毎日生涯にわたって摂取した場合の過剰発がんリスク推定値

(34) Unit Risk: 単位暴露量で生涯にわたって暴露されたときに被るとされる特定の健康被害の起こる確率

(35) $10^{-5} / \text{SF} (2.6 \times 10^{-6} \times 1,000) = 0.11 \mu\text{g/kg/day}$

313 (2019)、EU SCOEL (2016)、フランス環境労働衛生安全庁 AFSSET⁽³⁶⁾ (2009)、中環審 (2006)、
 314 WHO CICAD (1998)、EPA IRIS (1987)であった。

315
 316

表 5 1, 2-ジクロロエタンの吸入経路の発がん性に関する国内外の定量評価

| 評価機 関・評価 書・ 発表年 | 根拠データ | エンドポイント | 評価値・算出方法 | 10 ⁻⁵ の リスク |
|--------------------------|---|--|---|--|
| DECOS (2019) | マウス吸入がん原性試験 Nagano (2006)* | 雌マウスの乳腺 腫瘍 (腺がん) | BMD ₁₀ : 366 ppm UR : 1.63 x 10 ⁻³ (mg/m ³) ⁻¹ HBC-OCRVS : 3.18 x 10 ⁻⁴ (mg/m ³) ⁻¹ 40年間職業暴露した時のリスクレ ベル 4 x 10 ⁻⁵ の値は 0.126 mg/m ³ | (4 x 10 ⁻⁵ リスク : 126 µg/m ³) |
| EU SCOEL (2016) | ラット吸入がん原性試験 Nagano (2006)* | 雌ラットの乳腺 腫瘍 (腺腫+線 維腺腫) | BMD ₁₀ : 37.8 ppm 労働環境に調整した BMD ₁₀ : 38.58 ppm. 40年間職業暴露した時のリスクレベ ル 10 ⁻⁵ の値 : 0.00386 ppm (16 µg/m ³) | 16 µg/m ³ |
| AFSSET (2009) | ラット吸入がん原性試験 Nagano (2006)* | 雌ラットの乳腺 腫瘍 (腺がん+腺腫+ 線維腺腫) | BMD _{10L95} : 40 ppm 補正 BMD _{10L95ADJ} = 40x6/24x5/7=7.14 ppm (29.3 mg/m ³) TRV = 0.1/29.3=0.0034(mg/m ³) ⁻¹ Risk of 10 ⁻⁵ = 3 µg/m ³ | 3 µg/m ³ |
| 中環審 (2006) | ラット吸入がん原性試験 Nagano (1998)* | 雌ラットの乳腺 腫瘍 (腺がん+ 腺腫+線維腺腫) | BMDL ₁₀ : 22.0752 ppm 補正 BMDL ₁₀ (HED) =22.0752 x 4 x (6/24) x (5/7) =16 mg/m ³ UR : 6.3x10 ⁻⁶ (µg/m ³) ⁻¹ リスクレベル 10 ⁻⁵ の値は 1.6 µg/m ³ | 1.6 µg/m ³ |
| WHO CICAD (1998) | ラット及びマウス 78 週 間強制経口投与発がん性 試験 US NCI (1978) | 前胃の扁平上皮 がん及び血管肉 腫(雌雄ラット)、 乳腺がん (雌ラ ット、マウス)、 肝臓 (雄マウ ス)、肺 (雌雄マ ウス)、子宮内 膜 (雌マウス) のが ん | 過剰な腫瘍発生率が 5%となる経口 用量(TD _{0.05}) 6.2~34 mg/kg/day を 吸入暴露濃度に換算 リスクレベル 10 ⁻⁵ に対して 3.6~20 µg/m ³ | 3.6~ 20 µg/m ³ |
| EPA IRIS (1987) | ラット 78 週間強制経口 投与発がん性試験 US NCI (1978) | 脾臓等における 血管肉腫(雄) | 経口 SF 9.1x10 ⁻² (mg/kg/day) ⁻¹ を吸入 暴露での吸収率を 100%として換算 吸入 UR 2.6x10 ⁻⁵ (µg/m ³) ⁻¹ リスクレベル 10 ⁻⁵ の値は 0.4 µg/m ³ | 0.4 µg/m ³ |

317 * : Nagano (2006) は、1998 年の試験報告書 (Nagano 1998) の内容を 2006 年に学術論文として公表したもの
 318 である。

319

320 DECOS (2019) では、Nagano et al. (2006) のラット及びマウスの吸入暴露がん原性試験の
 321 うち、ヒトへの外挿性があると考えられる乳腺腫瘍で、より低用量からみられた雌マウスの
 322 腺がんを選定し、その発生頻度に BMD 法を適用し BMD₁₀ 366 ppm を求めた。この値から求
 323 めた UR は 1.63x10⁻³ (mg/m³)⁻¹ と算出され、ヒトの労働環境に調整 (1日 8 時間、週 5 日、年
 324 間 48 週間、40 年間労働) した健康人を対象にした職業暴露による発がんリスク換算⁽³⁷⁾した
 325 HBC-OCRVS⁽³⁸⁾ は 3.18 x 10⁻⁴(mg/m³)⁻¹ と算出した。この結果、40 年間職業暴露した時のリス
 326 クレベル 4 x 10⁻⁵ の値は 0.126 mg/m³ と算出した。

⁽³⁶⁾ Agence française de sécurité sanitaire de l'environnement et du travail (AFSSET)

2010 年 7 月 1 日にフランス食品衛生安全庁(AFSSA)と合併し、フランス食品環境労働衛生安全庁(ANSES)

⁽³⁷⁾ HBC-OCRVS=1.63x10⁻³ x 40/75 year x 48/52 weeks x 5/7 days x 10/18 m³ =3.18 x 10⁻⁴ (mg/m³)⁻¹

⁽³⁸⁾ Health-Based Calculated Occupational Cancer Risk Values

327
328
329
330
331
332
333
334
335
336
337
338
339
340
341
342
343
344
345
346
347
348
349
350
351
352
353
354
355
356
357
358
359
360
361
362
363

EU SCOEL (2016) では、Nagano et al. (2006) のラット及びマウスの吸入暴露がん原性試験のうち、統計学的有意差を示し、発生頻度が背景データを超えていた雌ラットの乳腺腫瘍を選定し、腺がん、腺腫あるいは線維腺腫のいくつかの組み合わせたデータを用いて BMD 法を適用した。このうち、最も小さい BMD₁₀ を示した腺腫＋線維腺腫の組み合わせから得られた値 37.8 ppm を用いて、労働環境に調整（1日8時間、年間48週間、40年間労働）した BMD₁₀⁽³⁹⁾ を求めた。その結果、職業暴露によるリスクレベル 10⁻⁵ の値は 0.00386 ppm (16 µg/m³) と算出された。

AFSSET (2009) は、Nagano et al. (2006) のラット吸入暴露がん原性試験（1日6時間、週5日）を選択し、雌の乳腺腫瘍（腺がん＋腺腫＋線維腺腫）の発生頻度の合算データに BMD 法を適用し、BMD_{10L95}⁽⁴⁰⁾ を 40 ppm、補正 BMD_{10L95ADJ}⁽⁴¹⁾ を 29.3 mg/m³ とし、毒性参照値 (TRV⁽⁴²⁾) 0.0034 (mg/m³)⁻¹ を求め、10⁻⁵ のリスクレベルを 3 µg/m³ と算出した。

中環審 (2006) では、1, 2-ジクロロエタンに係る発がん性について Nagano et al. (1998) によるラットに1日6時間、週5日、104週間吸入暴露したがん原性試験における雌の乳腺腫瘍（腺がん＋腺腫＋線維腺腫）の発生頻度の結合データにベンチマークドース (BMD) 法を適用し、BMDL₁₀⁽⁴³⁾ 22.0752 ppm を求めた。ラットのデータをヒトの同等用量 (BMDL₁₀ HED⁽⁴⁴⁾) に換算した値 16 mg/m³ から算出された UR は 6.3×10⁻⁶ (µg/m³)⁻¹ となり、1, 2-ジクロロエタンの発がん性に係るリスクレベル 10⁻⁵ の値は 1.6 µg/m³ と算出された。

WHO CICAD (1998) では、前述（経口の項参照）の方法で算出した TD_{0.05} 6.2～34 mg/kg/day から、リスクを無視できるとされる 5,000 分の 1（リスク 10⁻⁵ 相当）のヒト摂取用量 1.2～6.8 µg/kg/day を、空気中の濃度に換算（体重 60kg、呼吸量 20 m³/day）して発がんリスク 10⁻⁵ の吸入暴露濃度を 3.6～20 µg/m³ と算出した。

EPA IRIS (1987) では、Reitz et al. (1982) の経口投与及び吸入暴露の実験において、両経路で主要な尿中代謝物の相対量に差がなかったと報告されていることなどから、吸入暴露での吸収率を 100% と仮定した。US NCI (1978) の雄ラットを用いた経口投与試験でみられた血管肉腫をエンドポイントとした経口 SF 9.1×10⁻² (mg/kg/day)⁻¹ を吸入換算して求めた UR を 2.6×10⁻⁵ (µg/m³)⁻¹ とした。また、10⁻⁵ の生涯過剰発がんリスクに対応する 1, 2-ジクロロエタンの大気中濃度を 0.4 µg/m³ と報告している。

1-3. 国内の他法令による規制値等

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ついて、表 6 にまとめた。

表 6 1, 2-ジクロロエタンの国内の他法令による規制値

(39) 労働環境に調整した BMD₁₀ = 37.8 x 6.7 m³/10 m³ x 75/40 years x 6/8 h x 52/48 weeks = 38.58 ppm.
(40) 脚注(37)と同様 (France ANSES で用いられる BMDL₁₀ と同意語)
(41) 暴露時間による調整 : 40 ppm x 6/24 h x 5/7 days = 7.14 ppm = 29.3 mg/m³
(42) Toxicity Reference Value
(43) BenchMark Dose Lower confidence limit₁₀ : 10%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
(44) Human Equivalent Dose

| 法令 | 規制値 |
|---------|---|
| 大気汚染防止法 | 有害大気汚染物質指針値：1.6 µg/m ³ 以下(年平均値) |
| 水質汚濁防止法 | 有害物質、排水基準：0.04 mg/L |
| 水道法 | 水質基準：0.004 mg/L 以下 |
| 下水道法 | 排水基準：0.04 mg/L |
| 労働安全衛生法 | 管理濃度：10 ppm |
| 環境基本法 | 水質汚濁に係る環境基準：0.004 mg/L 地下水の水質汚濁に係る環境基準：0.004 mg/L 土壌汚染に係る環境基準：0.004 mg/L (溶出試験検液濃度) |

364

365 2. 一般毒性

366 国内外の主要な評価書における一般毒性の情報について、評価値導出の根拠となったキー
367 スタディ⁽⁴⁵⁾の概要を以下にまとめた。

368 2-1. 経口

369 (1) ヒト

370 1, 2-ジクロロエタンの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。

371

372 (2) 実験動物

373 食安委 (2008) 及び NITE (2005) によると、ラット 90 日間経口投与試験 (Daniel et al. 1994)
374 では、SD ラット (雌雄各群 10 例) に 1, 2-ジクロロエタンを 37.5、75、150 mg/kg/day の
375 用量 (溶媒：コーンオイル) で 90 日間強制経口投与した。その結果、投与期間中に、投与
376 による死亡例はなく、臨床症状、眼検査、肉眼及び病理組織学的検査に異常はみられなかつ
377 たが、150 mg/kg 群の雄で体重及び摂餌量の減少がみられた。臨床検査では、以下の統計学的
378 に有意な変化が認められた。血液学的検査では、75 mg/kg 以上群で軽度の各変化 (血小板数
379 の増加；雌雄 150 mg/kg 群、ヘモグロビン、ヘマトクリット値の減少；雄 75 mg/kg 以上群、
380 雌 150 mg/kg 群、白血球数の増加及び赤血球数の減少；雌 150 mg/kg 群等) がみられた。血
381 液生化学的検査では、雌の 75 mg/kg 以上群でカリウムの上昇とアルブミンの低下が、雄の 75
382 mg/kg 以上群で ALP の増加がみられた。また、臓器重量では、雄の 75 mg/kg 以上群で脳、腎
383 臓及び肝臓の相対重量の増加が、150 mg/kg 群で副腎及び精巣の相対重量の増加が認められ
384 た。雌では、75 mg/kg 以上群で腎臓の相対重量の増加が、150 mg/kg 群で肝臓の相対重量の
385 増加が認められた。病理組織学的検査では、いずれの用量群においても投与に起因した変化
386 は認められなかった。

387 以上の結果から、本評価では NOAEL を 37.5 mg/kg/day と判断した。

388

389 ATSDR draft (2022) 及び環境リスク初期評価 (2003) によると、F344/N ラットを用いた 13
390 週間飲水投与試験 (US NTP 1991) では、F344/N ラット (雌雄、各投与群 10 例) に 1, 2-
391 ジクロロエタンを 0、500、1,000、2,000、4,000 及び 8,000 ppm (雄 0、49、86、147、259 及
392 び 515 mg/kg/day 相当、雌 0、58、102、182、320 及び 601 mg/kg/day 相当) の用量で 13 週間
393 飲水投与した。その結果、投与に関連した臨床症状は認められず、死亡例もなかったが、4,000
394 ppm 以上群の雄で体重増加抑制を認め、用量に依存した飲水量の減少がみられた。雌雄の

⁽⁴⁵⁾ 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。

395 1,000 ppm 以上群で腎臓の絶対及び相対重量の増加が、雌の 500 ppm 群で絶対重量の増加が
396 認められた。雄の 2,000 ppm 以上群、雌の 4,000 ppm 以上群で肝臓の相対重量の増加が認め
397 られた。病理組織学的検査において、雄では、対照群を含む全ての投与群の 9/10 例に軽微ま
398 たは軽度の腎尿細管上皮細胞の再生が見られたが、雌では、同所見が用量に依存して発生増
399 加した（対照群及び 500 ppm 群 0/10 例、1,000 ppm 群 1/10 例、2,000 ppm 群 2/10 例、4,000
400 ppm 群 3/10 例、8,000 ppm 9/10 例）。

401 以上の結果から、本評価では、雌の 500 ppm 以上群にみられた腎臓絶対重量の増加に基づ
402 き、LOAEL を 58 mg/kg/day (500 ppm)と判断した。

403 2-2. 吸入

404 (1) ヒト

405 厚労省リスク評価書（案）(2019)、ACGIH (2001)、及び NIOSH (1997)によると、以下の 3
406 試験が記載されている。

407 Brzozowski et al. (1954) は、ポーランドの石油精製所において、1, 2-ジクロロエタン 10
408 ~200 ppm の範囲の環境濃度に暴露された労働者の症状を報告した。42 人のうち 6 人は、め
409 まい、吐き気、嘔吐、食欲不振を訴えた。それらのうちの 2 人は上腹部に痛み、3 人は肝臓
410 の肥大があった。10~37 ppm の 1, 2-ジクロロエタンに暴露された労働者にもめまい、吐
411 き気、嘔吐、食欲不振、白血球数の異常値がみられたと報告した。

412 Kozik (1957) は、溶媒として 1, 2-ジクロロエタンを含む接着剤を取り扱うロシアの飛
413 行機工場で作業者の健康調査（1951~55 年）を報告した。さまざまな場所とタイミングで測
414 定された作業環境中の 1, 2-ジクロロエタン濃度は 5~40 ppm であった。接着剤の塗布作
415 業を行う 5~6 分間は 22~40 ppm であり、その後乾燥するにしたがって濃度は低下し、15 分
416 後の乾燥終了時は 7.5~10 ppm であった。調査した作業者 83 名のうち、19 人に肝臓及び胆管
417 の疾患、13 人に神経症状、11 人に自律神経失調症、10 人に甲状腺機能亢進症又は甲状腺腫、
418 5 人に無力症の症状などがみられた。また、暴露群 17 人及び対照群 10 人の労働者に対して、
419 週明け及び週末に視覚運動反応（Visual-motor reaction）の検査を実施したところ、単純な反
420 応試験では両群に実質的な差異はなかったが、複雑な反応試験ではエラーを示す人数が対照
421 群の 0 人に対して暴露群では大多数であり、さらに複雑な反応試験では対照群では 4 人が週
422 末にのみエラーを示したのに対し、暴露群では 15 人が週末および週明けともにエラーを示
423 したと報告した。この結果から、NIOSH (1976) は、原著者が示している濃度データと作業実
424 施状況から、塗布作業中の平均濃度は 28 ppm、乾燥時は 16 ppm、塗布以外の作業時は 11 ppm
425 であり、1 日の作業における TWA を約 15 ppm と推定した。

426 Rosenbaum (1947) は、1934~1945 年にロシアで産業に従事した労働者を調査した。25 ppm
427 を超えない濃度（TLV-TWA 10 ppm (40 mg/m³)）の 1, 2-ジクロロエタンに 6 か月から 5 年
428 間暴露された労働者 100 人の血液及び内臓機能検査に変化はみられなかったが、一部の労働
429 者に自律神経失調、びまん性紅色皮膚描記症、筋緊張、徐脈、多汗症、疲労、過敏性あるい
430 は不眠などがみられたと報告した。

431

432 (2) 実験動物

433 中環審 (2006) によると、ラット 2 年間吸入試験（Cheever et al. 1990）において、SD ラッ
434 ト（雌雄各 50 例）に 50 ppm (200 mg/m³) の 1, 2-ジクロロエタンを 1 日 7 時間、週 5
435 日、2 年間にわたって吸入暴露したところ、生存率や体重増加、臓器重量に投与の影響はな
436 く、病理組織学的検査でも、投与に起因した変化は認められなかったと報告した。

437 以上の成績から、本評価では、NOAEL を 50 ppm (200 mg/m³) と判断した。

438

439 NITE (2005) 及び環境リスク初期評価 (2003) によると、Spreafico et al. (1980) は、雌雄の
440 SD ラット (雌雄各 8~10 例/群) に 3 か月齢から 3、6、18 か月間、12 か月齢から 12 か月
441 間、0、5、10、50、150 ppm (0、20.6、41.1、205.5、616.5 mg/m³ 相当) の濃度で 7 時間/日、
442 5 日/週の頻度で吸入暴露し、血液学的、血液生化学的検査を行った。3 か月齢から 3、6、18
443 か月間の暴露した実験ではいずれの群においても影響がみられなかった。一方、12 か月齢か
444 ら 12 か月間暴露した実験では、50 ppm 群以上の雌雄に ALT、尿酸の上昇、コレステロール
445 の減少、雌に γ -GTP の上昇、150 ppm 群の雌雄にグルコースの上昇が観察されたと報告した。
446 病理組織学的検査は行われていない。

447 以上の報告から、本評価では、NOAEL を 10 ppm (41.1 mg/m³) と推定した。

448

449 WHO AQG (2000) は NIOSH (1976) の記載を二次引用し、以下の 3 試験を報告している。

450 Spencer et al. (1951) は、ラット、モルモット、サルあるいはウサギに 1、2-ジクロロエ
451 タン 100、200、400 ppm を 7 時間/日、吸入暴露した。400 ppm の用量では、雌ラットに 10
452 回、雄ラットに 40 回、雄モルモットに 10 回、雌モルモットに 24 回暴露した後に剖検した。
453 病理組織学的検査では、ラット及びモルモットの肝臓に脂肪変性を伴う肝細胞の混濁腫脹、
454 モルモットの腎臓に尿細管上皮細胞の腫脹が見られた。400 ppm 群の 2 例のサルは 8 及び 12
455 回の暴露後に全身状態の悪化により剖検され、肝臓と腎臓における脂肪変性及び血漿プロト
456 ロンビン時間の延長が認められた。400 ppm 群のウサギ (雌 1 例、雄 2 例) は 165 回の暴露
457 後に剖検されたが、いずれの臓器、組織においても病理組織学的所見は見られなかった。100
458 及び 200 ppm 群のラット (151 回暴露) では影響はみられなかった。100 及び 200 ppm 群の
459 モルモット (180 回暴露) では体重増加抑制、肝臓の相対重量の高値がみられたが、肝臓に
460 病理組織学的変化はみられなかった (NIOSH 1976)。

461

462 Heppel et al. (1946) は、マウス、ラット、ウサギ、モルモット、イヌ、ネコあるいはサルに
463 100、200、400、1,000 ppm の濃度で、7 時間/日、5 日/週の吸入暴露を実施した。1,000 ppm 群
464 では全てのマウス (22 例) が 1 回の暴露で死亡し、1 例のサルは 2 回、もう 1 例のサルは 32
465 回の暴露で死亡した。最終的に 1,000 ppm 群において、ラットは 20/26 例、ウサギは 5/6 例、
466 モルモットは 36/41 例、イヌは 2/6 例、ネコは 2/6 例が死亡した。病理組織学的に、腎臓尿細
467 管上皮細胞の変性 (ラット、サル)、巣状出血を伴う肺のうっ血 (ラット)、肝臓のうっ血、
468 肝細胞の脂肪変性及び壊死 (ネコ)、巣状心筋炎 (イヌ、サル)、脾臓の炎症 (ラット) など
469 がみられた。400 ppm 群では 177 日間暴露したが、モルモット、ウサギ、ラットでは死亡率
470 が高く、病理組織学的所見は 1,000 ppm 群と同様であった。200 ppm 群ではマウス、モルモッ
471 ト、ラットの死亡率は高かったが、病理組織学的変化は、少数例の肺うっ血及び腎尿細管上
472 皮細胞の脂肪変性 (ラット)、肝細胞の壊死と出血 (モルモット) などに限られていた。39 例
473 のラット、16 例のモルモットに 100 ppm を 4 か月間暴露したが、影響はみられなかった
474 (NIOSH 1976)。

475

476 Hofmann et al. (1971) は、100、500 ppm の濃度で、6 時間/日、5 日/週の頻度で 6 週間、ネ
477 コ (4 例)、ウサギ (4 例)、ラット (10 例)、モルモット (10 例) に吸入暴露した。500 ppm
478 ではラット (死亡動物数記載なし)、モルモット (9/10 例)、ウサギ (3/4 例) に死亡がみられ
479 たが、ネコは 30 回の暴露後もすべて生存した。剖検において、500 ppm を暴露したすべての
480 ネコ及びウサギに心臓の拡張がみられ、ラットでは肺の充血及び浮腫が認められた。病理組
481 織学的検査では、ラット及びモルモットの心筋細胞、肝細胞及び副腎に脂肪変性及び壊死が

482 みられた。100 ppm の暴露では、各種動物に死亡例及び病理学的変化はみられなかった
483 (NIOSH 1976)。

484 3. 生殖発生毒性

485 3-1. 経口

486 (1) ヒト

487 1, 2-ジクロロエタン単独のヒトへの経口暴露による生殖発生毒性に関する情報はなか
488 った。Bove et al. (1996) は、米国ニュージャージー州での疫学研究で、1, 2-ジクロロエ
489 タン等で汚染された公共飲料水暴露による出生児の心臓に対する障害のオッズ比が、1 ppb
490 を越える暴露集団において、対照群 (1 ppb 以下の暴露集団) に比し 2 以上増加したと報告
491 した。また、Bove (1995) は、1, 2-ジクロロエタン等による汚染があった NPL⁽⁴⁶⁾地区住
492 民の子供にみられた神経管の欠陥に関するオッズ比が、有意差はなかったものの増加 (1.7)
493 したと報告した。しかし、ATSDR draft (2022) によると、これらの研究対象集団は、他の多
494 くの有機汚染物質にも高レベルで暴露されていたため、結果の解釈には注意が必要としてい
495 る。

496

497 (2) 実験動物

498 経口暴露による動物試験で生殖発生毒性の有害性評価値の算出を行った評価書はなか
499 ったが、厚労省リスク評価書 (案) (2019) によると、以下の 3 試験が報告されている。

500

501 雌雄ラット (系統不明、各群雌雄各 18 例) に飼料中濃度 250、500 ppm (用量はそれぞれ
502 25、50 mg/kg/day に相当) の 1, 2-ジクロロエタンを 2 年間混餌投与し、この間、7 回の交
503 配・出産をさせて、成長、生殖能 (交配、分娩、仔動物)、血液生化学などについて検査し
504 た。その結果、いずれの投与群においても雌雄の受胎率に影響はみられず、同腹児数、児動
505 物の体重 (出生時及び離乳時)、死亡率 (出生時及び離乳時) にも影響は認められなかった
506 (Alumot et al. 1976)。

507 以上の結果から、本評価では NOAEL を 50 mg/kg/day 以上と判断した。

508

509 ICR マウス (雄 10 例/群、雌 30 例/群) の F0 及び F1 に 0、5、15、50 mg/kg/day 相当の 1,
510 2-ジクロロエタンを妊娠・授乳・交配期間を含めて約 25 週間 (5 週間+2 回の交配 (F1 は
511 10 週間+交配)、妊娠・授乳期間、2 週間の休薬期間)、飲水投与した。親動物 (F0、F1)
512 についてはいずれの投与群においても摂水量、体重、受胎率、妊娠率に有意な変化はみられ
513 ず、剖検時に投与に関連した変化もみられなかった。児動物 (F1、F2) についても、同腹児
514 数、出生後体重 (生後 7、14、21 日)、生存率 (生後 4、21 日) に変化はなく、用量依存的
515 な剖検所見、先天性の外表/内臓/骨格の奇形は認められなかった (Lane et al. 1982)。

516 以上の結果から、本評価では、NOAEL を 50 mg/kg/day 以上と判断した。

517

518 妊娠 SD ラットに 1, 2-ジクロロエタンを 0 (溶媒: コーンオイル)、120、160、200、
519 240 mg/kg/day の用量で妊娠 6~20 日に強制経口投与した。その結果、200 mg/kg 体重以上で
520 母動物に体重増加抑制がみられた。240 mg/kg 群では 3 匹に早産 (妊娠 20 日) がみられ、娩

⁽⁴⁶⁾ National Priorities List: 長期的な浄化が必要とされる有害廃棄物汚染地区のリスト

521 出児は全て死亡した。母動物による喰殺も考慮し、これらの母動物についての生殖パラメー
522 タは除外して解析すると、240 mg/kg 群まで着床数、生存胎児数、胎児の性比、及び胎児体
523 重に有意な影響は認められなかった。200 mg/kg 以上の群では死亡吸収胚の有意な増加がみ
524 られた。その他の胚／胎児毒性、胎児の生育変化、奇形学的所見には、いずれの群におい
525 ても影響は認められなかった。奇形や変異は全群に散発的にみられたが、暴露との関連は認め
526 られなかった (Payan et al. 1995)。
527 以上の結果から、本評価では、NOAEL を 160 mg/kg/day と判断した。

528 3-2. 吸入

529 (1) ヒト

530 ヒトへの吸入暴露による生殖発生毒性に関する情報は見つからなかった。

531

532 (2) 実験動物

533 吸入暴露による動物試験で生殖発生毒性の有害性評価値の算出を行った評価書はなかつ
534 たが、厚労省リスク評価書(案)(2019)によると、以下の4試験が報告されている。

535

536 雌雄 SD ラット(対照群 30 例、投与群 20 例/群)(F0)に1, 2-ジクロロエタン蒸気を0、
537 25、75、150 ppm (103、308、617 mg/m³)の濃度で交配前60日間(6時間/日、5日間/週)吸
538 入暴露した後、児動物(F1a)を得るため同じ処置をした雌雄を1:1で交配した。さらに、交
539 配後の雌雄ラットに同様の条件(ただし7日/週)で116日間、吸入暴露した。母動物は妊娠
540 21日から分娩後4日間は吸入暴露しなかった。F1aは21-25日齢で剖検した。最後のF1a
541 の離乳分離7日後に、児動物(F1b)を得るため雌雄F0ラットを再度交配し、各雌ラットは
542 2回目の分娩をした。F1bはF1aと同様に検査した。F0ラットは、最後のF1bを分娩哺育
543 後に各種臓器(肝臓、腎臓、子宮、卵巣、精巣)の病理組織学的検査を行った。その結果、
544 雌雄F0ラットの体重は対照群と差がなく、諸臓器に暴露による病理組織学的変化はみられ
545 ず、受胎率及び妊娠期間にも影響はみられなかった。また、児動物の体重あるいは成長、性
546 比、生存率、肝臓重量、外表／内臓／骨格の所見に影響は認められなかった。さらに、肝臓
547 及び腎臓に病理組織学的影響はみられなかった (Rao et al. 1980)。

548 以上の結果から、本評価では、親動物及び児動物に対するNOAELは、ともに150 ppmと
549 判断した。

550

551 妊娠SDラット(0、100 ppm群:30例、300 ppm群:16例)に0、100、300 ppmの1, 2-
552 ジクロロエタン蒸気を7時間/日、妊娠6~15日に吸入暴露し、妊娠21日に解剖する試験
553 を実施した。その結果、100 ppm群では有意な体重増加がみられたが、死亡はなく毒性徴候
554 もなかった。300 ppm群では母動物毒性は著しく、嗜眠、運動失調、体重減少、摂餌量減少、
555 膣出血、死亡(10/16例)が認められた。300 ppm群の生存動物のうち着床痕が観察されたの
556 は1腹のみであり、そのすべてが吸収されていた。100 ppm群では、平均同腹児数、吸収胚
557 の発生率、胎児の体重と体長に対照群との差はみられず、また外表／内臓／骨格の奇形の発
558 生率にも差は認められなかった (Rao et al. 1980)。

559 以上の結果から、本評価では、母動物及び胎児に対するNOAELは、両者ともに100 ppm
560 と判断した。

561

562 妊娠 SD ラットに 1, 2-ジクロロエタンを 0、150、200、250、300 ppm (約 0、600、800、
563 1,000、1,200 mg/m³ 相当) の濃度で、妊娠 6~20 日に 1 日 6 時間 吸入暴露した。300 ppm 群
564 の 2/26 例の母動物が暴露期間中に死亡し、同群では体重増加抑制がみられたが、250 ppm 以
565 下の群では母動物の体重に変化はなかった。胚/胎児毒性 (着床数、吸収胚数、生存胎児数、
566 性比、胎児体重、外表/内臓/骨格の所見への影響) や催奇形性は、300ppm 群まで認められ
567 なかった (Payan et al. 1995)。

568 以上の結果から、本評価では、母動物に対する NOAEL を 250 ppm (1,000 mg/m³) と判断し、
569 胎児に対する NOAEL は 300ppm (1,200 mg/m³) と判断した。

570

571 妊娠 NZW ウサギ (19~21 例/群) に 0、100、300 ppm の 1, 2-ジクロロエタンを 7 時
572 間/日、妊娠 6~18 日に吸入暴露し、妊娠 29 日に解剖する試験が行われた。両暴露群で母動
573 物の死亡 (100 ppm 群: 4/21 例、300 ppm 群: 3/19 例、対照群: 0/20 例) が観察されたが、濃度
574 依存性がなく、また剖検で病理学的変化はみられず、死因は不明であった。生存した母動物
575 から得られた平均同腹児数、一腹あたりの胎児数、吸収胚の発生率、胎児の体重及び体長、
576 性比に 300ppm 群まで差はなかった。外表/内臓/骨格の奇形の発生も 300ppm 群まで対照
577 群と差はみられなかった (Dow Chemical Company 1979)。

578 以上の結果から、本評価では、母動物に対する LOAEL を 100 ppm、胎児に対する NOAEL
579 を 300 ppm と判断した。

580

581 4. 変異原性 (遺伝毒性)

582 NITE (2005)、環境リスク初期評価 (2004)、ACGIH (2001)、WHO AQG (2000)、IARC (1999)、
583 DFG MAK (1992)、WHO CICAD (1998)、産衛学会 (1984) などの主な評価機関では、細菌、
584 菌類 (真菌、酵母) 及び哺乳動物細胞 (ヒトを含む) を用いた多くの *in vitro* 試験、及びラッ
585 ト、マウス、昆虫を用いた *in vivo* 試験において、1, 2-ジクロロエタンは、陽性結果を示
586 したと報告されている。NICNAS (2013) では、*in vitro* 試験における陽性結果、*in vivo* での
587 Swiss マウスを用いた姉妹染色分体交換 (SCE) 試験及び単一 DNA 鎖切断解析から遺伝毒性
588 陽性の証拠は揃っていると報告している。また、EU SCOEL (2016) では、*in vitro* で遺伝子変
589 異、不定期 DNA 合成、小核を誘発するため遺伝毒性があり、代謝活性化システムの存在下
590 でグルタチオン結合などを介して DNA 付加体を形成すると考えられる。しかし、マウスを
591 用いた *in vivo* 小核試験では陰性を示すことから、変異原性に関して決定的な結論を出せな
592 いが、発がん性の誘発において非遺伝毒性の作用様式を支持する強力なデータがないことか
593 ら、保守的な立場として、閾値のない発がん物質との仮定を採用している。DECOS (2019) で
594 は、*in vivo* では決定的な遺伝毒性を示すデータがないが、*in vitro* では陽性を示す遺伝毒性試
595 験があることから、1, 2-ジクロロエタンは、低活性変異原物質で、遺伝毒性発がん物質
596 と結論づけている。厚労省リスク評価書 (案) (2019) では、1, 2-ジクロロエタンは、*in*
597 *vitro* 試験系では、復帰突然変異試験、遺伝子突然変異試験や不定期 DNA 合成試験、DNA 結
598 合性試験等で陽性を示し、*in vivo* 試験系でも小核試験を除き、染色体異常試験、SCE 試験、
599 コメットアッセイ、DNA 損傷試験 (一本鎖切断) 及び DNA 結合試験のいずれにおいても陽
600 性を示していることから、遺伝子傷害性を有すると判断している。

601 以上より、1, 2-ジクロロエタンは、*in vivo* 試験では陰性と陽性の結果が混在すること
602 から明確な結論を出すことは難しいが、多くの *in vitro* 変異原性試験では陽性を示すことか
603 ら、本評価では、1, 2-ジクロロエタンは変異原性 (遺伝毒性) を有する物質として扱う
604 ことが妥当と考えた。

605 4-1. ヒトへの影響

606 DECOS (2019) によれば、Cheng et al. (2000) は、台湾の2か所の塩化ビニルモノマー製造
607 工場で働く1, 2-ジクロロエタンあるいは塩化ビニルモノマーに暴露された51人の男性
608 と、暴露されていない20人のオフィス労働者からの採血で得られたリンパ球を用いてSCE
609 頻度を測定した。その結果、SCE頻度の増加は1, 2-ジクロロエタンの暴露(約1ppm)
610 に関連していたが、塩化ビニルモノマー暴露には関連していなかったと報告した。

611 4-2. 変異原性試験

612 主な変異原性試験成績のうち *in vitro* 試験を表7に、*in vivo* 試験を表8に、その他を表9に
613 記載した。

614

615 (1) *In vitro* 試験

616 1, 2-ジクロロエタンの評価書及びレビュー文献である ATSDR draft (2022)、Gwinn et al.
617 (2011) 及び NITE (2005)、OECD SIDS (2002)、WHO CICAD (1998) によれば、以下のように
618 報告されている。

619

620 細菌を用いたネズミチフス菌による復帰突然変異試験では、S9 添加の有無に関わらず陽
621 性であった (Barber et al. 1981、Brem et al. 1974、Rannug et al. 1978)。

622 Rannug (1978) らは S9 への還元型グルタチオンの添加が変異原活性を増強することを見
623 出し、この活性化にはグルタチオン-S-トランスフェラーゼが関与しており、1, 2-ジクロ
624 ロエタンのグルタチオン抱合体に強い変異原活性があることを報告した。

625 大腸菌を用いた試験では、S9 無添加のみで行われた DNA 修復試験で陽性が (Brem et al.
626 1974)、また、プロフェージ誘発試験では S9 を添加した場合に弱い陽性反応がみられた
627 (DeMarini et al. 1992)。

628

629 培養細胞を用いた試験では、ヒトやチャイニーズハムスター卵巣 (CHO) 細胞による遺伝
630 子突然変異試験が数件報告されているが、いずれも陽性であり、2 種類のヒトの細胞を用い
631 た試験では、グルタチオン S-トランスフェラーゼ活性の強い AHH-1 細胞で用量相関性のあ
632 る、より高い突然変異の誘発がみられた (Tan et al. 1981、Crespi et al. 1985、Ferreri et al. 1983)。

633 ヒトリンパ球による試験では、明確な用量相関性はみられていないが、*in vitro* での小核試
634 験、コメットアッセイとも S9 無添加の場合に陽性が (Tafazoli et al. 1998)、不定期 DNA 合成
635 試験では S9 添加の場合に陽性が報告されている (Perocco et al. 1981)。

636

637 DNA との結合性については、市販の DNA と試験管内でインキュベートした実験で、DNA
638 付加体が検出されており、この付加体の量は肝ミクロソーム又は細胞質可溶性画分の添加で
639 増加した (Arfellini et al. 1984)。

640

641

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 | 結果 ^{a), b)} | | 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 TA100 TA1535 TA1537 TA1538 | プレート法 密閉ガス暴 露 | ($\mu\text{M}/\text{plate}$) 31.8 - 231.8 31.8 - 231.8 31.8 - 231.8 不明: 不明 | - + + - - | - + + - - | Barber et al. 1981 (NITE 2005, ATSDR draft 2022, WHO CICAD 1998) | |
| | ネズミチフス菌 TA1530 TA1535 TA1538 | スポットテ スト | (μM) 10 10 10 | + + - | ND ND ND | Brem et al. 1974 (NITE 2005, ATSDR draft 2022, WHO CICAD 1998) | |
| | ネズミチフス菌 TA1535 | プレート法 | ($\mu\text{M}/\text{plate}$) 20 - 60 | + | + | Rannug et al. 1978 (NITE 2005, ATSDR draft 2022, WHO CICAD 1998) | |
| | DNA 修復 | 大腸菌 polA^+/A^- | | 10 μL | + | ND | Brem et al. 1974 (NITE 2005) |
| | プロファ ージ誘発 | 大腸菌 TH-008 | 37°C、1 晩 処理 | (μM) -S9: 19,736 - 631,568 +S9: 19,736 - 1,263,136 | - | weak + | DeMarini et al. 1992 (NITE 2005) |
| | 遺伝子突 然変異 | CHO 細胞 (HGPRT) | 5 時間処理 | -S9: 5 - 50 mM +S9: 1 - 3 mM | + | + | Tan et al. 1981 (NITE 2005, ATSDR draft 2022, WHO CICAD 1998) |
| ヒトリンパ芽球 AHH-1(HGPRT) TK6(TK ^{+/+}) | | 28 時間処理 20 時間処理 | 100 - 1,000 $\mu\text{g}/\text{mL}$ 200 - 1,000 $\mu\text{g}/\text{mL}$ | + + | ND ND | Crespi et al. 1985 (NITE 2005, ATSDR draft 2022, WHO CICAD 1998) | |
| 遺伝子突 然変異 | ヒト EUE 細胞 | 24 時間処理 | $10^{-3} - 5 \times 10^{-2} \text{ M}$ | + | ND | Ferreri et al. 1983 (NITE 2005, ATSDR draft 2022, WHO CICAD 1998) | |
| 小核 | ヒトリンパ球 | -S9 : 72 時 間 +S9 : 3 時間 | 2 - 20 mM | + | - | Tafazoli et al. 1998 (NITE 2005, ATSDR draft 2022) | |
| コメット アッセイ | ヒトリンパ球 | 3 時間処理 | 2 - 6 mM | + | - | Tafazoli et al. 1998 (NITE 2005, ATSDR draft 2022) | |
| 不定期 DNA 合成 | ヒトリンパ球 | 4 時間処理 | 2.5 - 10 $\mu\text{L}/\text{mL}$ | - | + | Perocco et al. 1981(NITE 2005, ATSDR draft 2022, WHO CICAD 1998) | |
| DNA 結合 性 | 市販 DNA | 37°C、90 分 インキュベ ート | 2.5 μCi ^{14}C - DCE/1.5 mg DNA | + | + | Arfellini et al. 1984 (NITE 2005) | |

643 a) - : 陰性、+ : 陽性、ND : 試験せず

644 b) カッコ内は陽性反応が観察された用量 ($\mu\text{g}/\text{plate}$)

645

646 (2) *In vivo* 試験

647 *In vivo* 試験では、ラットに単回腹腔内投与後、骨髄を用いて小核、染色体異常を、血液を
648 用いて DNA 損傷(コメット)を検査したところ、すべてに陽性を示した (Lone et al. 2009) と
649 の報告がある。また、Swiss マウスに単回腹腔内投与後、骨髄で SCE 頻度を検査したところ、
650 陽性 (Giri & Que Hee 1988) と報告された。マウスへの腹腔内投与及びトランスジェニックマ
651 ウスへの経口投与試験で、骨髄及び末梢血に小核の有意な増加はみられなかった (Sasaki et al.

652 1994、King et al. 1979、Armstrong et al. 1993)。また、トランスジェニックマウスへの単回経口
 653 あるいは複数回腹腔内投与後の肝臓及び精巣における *lacZ* 変異誘発試験では、両臓器共に
 654 陰性であった (Hachiya et al 2000)。

655
 656 コメントアッセイでは胃、肝、腎、膀胱、肺、脳、骨髄について調べられているが、いず
 657 れの器官においても DNA 損傷が検出された(Sasaki et al. 1998)。

658 また、マウスによる DNA 損傷試験で、経口または腹腔内投与した場合は肝臓に DNA の
 659 1 本鎖切断が観察されたが、吸入暴露試験では陰性の結果であった (Storer et al. 1983、1984、
 660 1985)。

661
 662 DNA との結合性に関しては、マウス及びラットによる試験が複数報告されているが、いず
 663 れも陽性で、特に肝臓、腎臓で高い結合性がみられているのに対し、肺での結合はわずかで
 664 あった。また、ラットよりマウスで結合量が多くみられた (Banerjee 1988、Arfellini et al. 1984、
 665 Baertsch et al. 1991)。

666
 667 なお、F344/DuCrI 雌ラットに 1, 2-ジクロロエタン蒸気を 0 または 200 ppm (乳腺腫瘍
 668 を誘発すると報告されている濃度より 20%程度高い濃度) の濃度で 1 日 6 時間、週 7 日で
 669 28 日間暴露し、乳腺組織 (標的臓器) と肝臓 (非標的臓器) でのコメントアッセイと DNA
 670 付加体を測定した。その結果、1, 2-ジクロロエタン暴露ラットの肝臓の N7-グアニルエ
 671 チルグルタチオン付加体レベルは乳腺組織より約 54%高く、コメントアッセイでは、乳腺上
 672 皮細胞に DNA 損傷は認められなかった。このことから、1, 2-ジクロロエタンは、遺伝毒
 673 性作用も、乳腺組織における発がんに関連する特定の DNA 付加物検出もされなかったとの
 674 報告がある (LeBaron et al. 2021)。

675
 676

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 ^{a)} | 文献 (引用元の評価書) |
|-----------|---------------------------------|--------------------|---|------------------|---|
| 小核 | ICR マウス/末梢血 | 単回腹腔内投与 | 45, 90, 180, 360 mg/kg | - | Sasaki et al. 1994 (NITE 2005) Morita et al. 1997 |
| | NMRI マウス | 2 回腹腔内投与 (24 時間間隔) | 4 mM/kg | - | King et al. 1979 (NITE 2005, ATSDR draft 2022, WHO CICAD 1998) |
| | Eμ-PIM-1 transgenic マウス/末梢血 | 14 週間および 41 週間経口投与 | 雄 100, 200 mg/kg 雌 150, 300 mg/kg | - | Armstrong et al. 1993 (NITE 2005, ATSDR draft 2022, WHO CICAD 1998) |
| 小核及び染色体異常 | ラット骨髄 | 単回腹腔内投与 | 80.7, 161.4, 242.1 mg/kg | + | Lone et al. 2016 (DECOS 2009, ATSDR draft 2022) |
| コメントアッセイ | ラット血液 | | | + | |
| 姉妹染色体分体交換 | Swiss マウス/骨髄 | 単回腹腔内投与 | 0, 0.5, 1.0, 2.0, 4.0, 8.0, 16 mg/kg | + | Giri & Que Hee 1988 (NICNAS 2013, DECOS 2019, NITE 2005, ATSDR draft 2022, CICAD 1998) |
| 遺伝子突然変異 | <i>lacZ</i> transgenic マウス/肝、精巣 | 単回経口投与あるいは複数回腹腔内投与 | 肝臓：単回経口 75, 150 mg/kg、複数回腹腔内 20, 40 mg/kg, 精巣：複数回腹腔内 20, 40 mg/kg, | 肝臓、精巣共に — | Hachiya et al. 2000 (DECOS 2009, ATSDR draft 2022) |

| 試験系 | 試験材料 | 処理条件 | 用量 | 結果 ^{a)} | 文献 (引用元の評価書) |
|--------------------------|--|---------------------------|--|----------------------|--|
| コメットアッセイ | CD-1 マウス/ 胃、肝、腎、膀胱、 肺、脳、 骨髄 | 単回腹腔内投与 | 200 mg/kg | 全臓器 + | Sasaki et al. 1998 (NITE 2005, ATSDR draft 2022) |
| DNA 損傷 (1本鎖 切断) | B ₆ C ₃ F ₁ マウス/ 肝 | 単回腹腔内投与 | 1 - 3 mM/kg | + | Storer et al. 1983 (NITE 2005, ATSDR draft 2022, WHO CICAD 1998) |
| | B ₆ C ₃ F ₁ マウス/ 肝 | 単回の経口、 腹腔内投与及び 吸入暴露 | 経口 100 - 400 mg/kg 腹腔 100 - 300 mg/kg 吸入 150 - 500 ppm | 経口 + 腹腔 + 吸入 - | Storer et al. 1984 (NITE 2005, ATSDR draft 2022, WHO CICAD 1998) |
| | B ₆ C ₃ F ₁ マウス/ 肝 | 単回腹腔内投与 | 200 mg/kg | + | Storer et al. 1985 (NITE 2005, ATSDR draft 2022) |
| DNA 結合性 | Arochlor 1254 前処理ラット 及びマウス/肝 | 単回腹腔内投与 | 1.38 mg/動物 | マウス+ ラット+ | Banerjee, 1988 (NITE 2005, ATSDR draft 2022, WHO CICAD 1998) |
| | BALB/c マウス、 Wistar ラット/ 胃、肝、 腎、肺 | 単回腹腔内投与 | 8.7 µM/kg | マウス+ ラット+ | Arfellini et al. 1984 (NITE 2005, WHO CICAD 1998) |
| | F344 ラット/ 肝、肺 | 吸入暴露 | 80 ppm×4 時間 4,400 ppm×数分 | + | Baertsch et al. 1991 (NITE 2005, WHO CICAD 1998) |
| コメットアッセイ | F344/DuCrI 雌 ラット/乳腺 | 吸入暴露 | 200 ppm 6 時間、7 日/週 | — | LeBaron et al. (2021) |
| DNA 結合性 | | | — | | |

677 a) - : 陰性、+ : 陽性、ND : 試験せず

678

679 (3) その他

680 細胞形質転換試験の結果を表 9 に示す。

681 密閉系で蒸気暴露を行った BALB/c-3T3 細胞による形質転換試験は陰性の結果であるが
682 (Arthur D. Little, Inc. 1983)、同じ蒸気暴露した SA7 ウイルスを接種したハムスター胎児細胞
683 を用いた試験では形質転換の促進がみられた (Hatch et al. 1983)。マウスの C3H/10T1/2 細胞
684 による試験でも細胞の形質転換がみられた (Schultz et al. 1992)。

685

686

表 9 細胞形質転換に関する情報

| 試験系 | 試験材料 | 処理条件 | 用量 | 結果 ^{a)} | | 文献 (引用元の評価書) |
|------------|----------------------------------|--------------------|-----------------------|------------------|-----|---|
| | | | | -S9 | +S9 | |
| 細胞形質 転換 | BALB/c-3T3 細胞 | 密閉系で 24 時間 蒸気暴露 | 4 - 250 µg/mL | - | ND | Arthur D. Little Inc. 1983 (NITE 2005) |
| | | 開放系で 72 時間 処理 | 5 - 50 µg/mL | - | ND | |
| | SA7 ウイルス接種 ハムスター胎児細胞 (SHE) | 密閉系で 20 時間 蒸気暴露 | 0.2 - 0.8 mL/flask | + | ND | Hatch et al. 1983 (NITE 2005, WHO CICAD 1998) |
| | C3H/10T1/2 細胞 | 48 時間処理 | 25 - 600 µg/mL | + | ND | Schultz et al. 1992 (NITE 2005, WHO CICAD 1998) |

687 a) - : 陰性、+ : 陽性、ND : 試験せず

688 5. 発がん性

689 5-1. 経口

690 (1) ヒト

691 経口暴露によるヒトでの発がん性について、有害性評価値の算出を行った評価書はなかつ
692 た。IARC (1999) には、以下のヒトの疫学調査に関する報告があったが、他化合物との複合
693 暴露の可能性があるため、参考として記載した。

694 米国中部において、がん発生率と飲料水汚染物質の関係について、人口 1,000 から 10,000
695 人の都市におけるがん発生率と地下水の有機塩素化合物及び金属濃度との関連を調べた。そ
696 の結果、男性において、1, 2-ジクロロエタン濃度 (≥0.1 ppm) と結腸がん (p=0.009) 並
697 びに直腸がん (p=0.02) に有意な関連性がみられたと報告した (Isacson et al. 1985)。しかし、
698 本疫学調査は、1, 2-ジクロロエタン以外の物質も飲料水を汚染していたことに留意が必要
699 である (IARC 1999)。

700

701 (2) 実験動物

702 食安委 (2008)、環境リスク初期評価書 (2004)、WHO GDWQ (2003)、厚労省水質基準の見
703 直し (2003)、WHO CICAD (1998)、CEPA (1994)、EPA IRIS (1987) では、以下の US NCI (1978)
704 ラットによる 78 週間強制経口投与発がん性試験を報告している (表 4 参照)。

705 US NCI (1978) は、雌雄 Osborne-Mendel ラット (各群雌雄 50 例、対照群は雌雄各 20 例 [表
706 10 の脚注 a)、b)参照]) に 1, 2-ジクロロエタン 0 (溶媒: コーンオイル)、47、95 mg/kg/day
707 の用量 (TWA⁽⁴⁷⁾用量) で 78 週間強制経口投与し、その後 32 週間観察した。高用量群の雄は
708 投与終了後の観察期間の 23 週目までに全例死亡し、雌は 15 週目までに全例死亡した。雄で
709 は、投与による有意ながん発生率の増加が前胃の扁平上皮がん及び血管肉腫 (発現臓器: 脾
710 臓 (低/高用量: 6 例/2 例)、肝臓 (1/0)、副腎 (0/1)、膵臓 (1/2)、胃 (2/0)、腹腔内 (1/1)) でみ
711 られた。雌では、乳腺腺がんには発生率の有意な増加がみられた (表 10 参照)。

712

713 表 10 ラット経口発がん性試験における担腫瘍動物数 (US NCI 1978)

| mg/kg/day | 0 Pooled vehicle control a) | 0 Matched vehicle control b) | 47 (TWA 用量) | 95 (TWA 用量) | 傾向検定 | |
|------------|--------------------------------------|---------------------------------------|----------------------|------------------------|------|----|
| 雄 | | | | | | |
| 前胃: 扁平上皮がん | 0/60 | 0/20 | 3/50 | 9/50 ^{##} * | (↑↑) | ↑↑ |
| 血管肉腫 | 1/60 | 0/20 | 9/50 ^{##} * | 7/50 [#] | (↑) | — |
| 雌 | | | | | | |
| 乳腺: 腺がん | 1/59 | 0/20 | 1/50 | 18/50 ^{##} ** | (↑↑) | ↑↑ |

714 a): 本試験と同時に実施され、同じ溶媒を投与された、他の化合物試験における対照群で、
715 同じ動物室で飼育され、同じ病理学者によって評価されている。

716 b): 本試験の溶媒対照群

717 #: p ≤ 0.05、##: p ≤ 0.01 Fisher exact test with the pooled vehicle control

718 *: p ≤ 0.05、**: p ≤ 0.01 Fisher exact test with the matched vehicle control

719 (↑): p ≤ 0.05、(↑↑): p ≤ 0.01 Cochran-Armitage test with the pooled vehicle control

720 ↑: p ≤ 0.05、↑↑: p ≤ 0.01 Cochran-Armitage test with the matched vehicle control

721

722

⁽⁴⁷⁾ Time Weighted Average: 時間加重平均値

723 環境リスク初期評価 (2004)、WHO CICAD (1998)、CEPA (1994)では、上記ラットの試験に
724 加えて US NCI (1978) によるマウス 78 週間試験も報告している (表 4 参照)。

725 雌雄 B6C3F1 マウス (各群雌雄 50 例、対照群は雌雄各 20 例 [表 11 の脚注 a)、b)参照])
726 に雄は 0、97、195 mg/kg/day、雌は 0、149、299 mg/kg/day (TWA 用量) の用量で 1、2-ジ
727 クロロエタンを 78 週間強制経口投与し、その後 13 週間観察した。雌の高用量群において、
728 死亡率が有意に増加した (対照群 20%、低用量群 31%、高用量群 72%)。腫瘍の発生に関し
729 ては、雌で乳腺腺がん及び子宮内膜間質肉腫、雄で肝細胞がん、雌雄において肺胞/細気管
730 支腺腫の発生率が有意に増加した (表 11 参照)。

731

732

表 11 マウス経口発がん性試験における担腫瘍動物数 (US NCI 1978)

| mg/kg/day | 0 Pooled vehicle control a) | 0 Matched vehicle control b) | 雄 97 雌 149 (TWA 用量) | 雄 195 雌 299 (TWA 用量) | 傾向検定 | |
|------------|--------------------------------------|---------------------------------------|---------------------------|----------------------------|------|----|
| 雄 | | | | | | |
| 肺胞/細気管支：腺腫 | 0/59 | 0/19 | 1/47 | 15/48 ^{##} ** | (↑↑) | ↑↑ |
| 肝細胞がん | 4/59 | 1/19 | 6/47 | 12/48 ^{##} | (↑↑) | ↑ |
| 雌 | | | | | | |
| 乳腺：腺がん | 0/60 | 0/20 | 9/50 ^{##} * | 7/48 ^{##} | (↑↑) | — |
| 子宮：内膜間質肉腫 | 0/60 | 0/20 | 5/49 [#] | 5/47 [#] | (↑) | — |
| 肺胞/細気管支：腺腫 | 2/60 | 1/20 | 7/50 [#] | 15/48 ^{##} * | (↑↑) | ↑↑ |

733

734

735

736

737

738

739

a): 本試験と同時に実施され、同じ溶媒を投与された、他の化合物試験における対照群で、
同じ動物室で飼育され、同じ病理学者によって評価されている。

b): 本試験の溶媒対照群

[#]: p ≤ 0.05、^{##}: p ≤ 0.01 Fisher exact test with the pooled vehicle control,

^{*}: p ≤ 0.05、^{**}: p ≤ 0.01 Fisher exact test with the matched vehicle control,

(↑): p ≤ 0.05、(↑↑): p ≤ 0.01 Cochran-Armitage test with the pooled vehicle control,

↑: p ≤ 0.05、↑↑: p ≤ 0.01 Cochran-Armitage test with the matched vehicle control

740 5-2. 吸入

741 (1) ヒト

742 吸入暴露によるヒトでの発がん性について、有害性評価値の算出を行った評価書はなかつ
743 た。環境リスク初期評価 (2004) からの二次引用によれば、以下に記載したヒトの疫学調査
744 に関する報告があるが、いずれの報告も、他の化合物との複合暴露であるため、参考として
745 記載している。

746 スウェーデンで酸化エチレン製造に 1 年間以上従事し、1、2-ジクロロエタン、酸化エ
747 チレン、エチレンクロロヒドリン及びビス (2-クロロエチル) エーテルの暴露を受けた労働
748 者 175 人を対象とした疫学調査を実施した。その結果、1961 年から 1977 年の死亡は 37 人
749 で、スウェーデン人口から求めた標準化死亡比 (SMR、95%信頼区間は不明) は 1.4、がんに
750 による死亡は 12 人で、SMR は 1.8 であった。また、胃がん (死亡 4 人、SMR 5.0)、白血病
751 (死亡 3 人、SMR 11.1) では死亡率の有意な増加を認めたが、1、2-ジクロロエタン以外
752 にも複数の化学物質の暴露を受けていたため、原因物質の特定はできなかったと報告してい
753 る (Hogstedt et al. 1979)

754

755 米国の石油化学工場で 1、2-ジクロロエタンを含む複数の化学物質に暴露した可能性の
756 ある労働者に悪性脳腫瘍による死亡者が発生したことから、白人男性労働者 6,588 人を対象
757 とした疫学調査を行った。その結果、1941 年から 1977 年の死亡者は 765 人で、米国白人男
758 性人口から求めた標準化死亡率 (SMR) は 0.83 (95%信頼区間 0.77~0.89)、がんによる死亡

759 は 150 人、SMR は 0.86 (同 0.73~1.01) であった。このうち、悪性脳腫瘍による死亡は 12
760 人、SMR 1.6 (同 0.8~2.8) であり、死亡率の有意な増加はなかった (Austin 1983)。

761
762 米国のクロロヒドリン製造工場で 1940 年から 1967 年の間に製造工程に従事し、1, 2-
763 ジクロロエタン以外にもエチレンクロロヒドリン及びビス (2-クロロエチル) エーテルの暴
764 露を受けた男性労働者 278 人 (平均勤続年数 5.9 年、各物質の暴露濃度は不明) を対象とし
765 た Benson et al. (1993) による疫学調査の結果、死亡は 147 人で、米国白人男性人口から求め
766 た SMR は 1.0 (同 0.9~1.2) であった。このうち、がんによる死亡は 40 人、SMR 1.3 (同 0.9
767 ~1.8) で暴露期間に依存した死亡率の増加がみられ、膵臓がんによる死亡は 8 人、SMR 4.9
768 (同 1.6~11.4)、リンパ系・造血系のがんによる死亡は 8 人、SMR 2.9 (同 1.3~5.8) で、
769 死亡率の有意な増加を認めたが、1, 2-ジクロロエタン以外にも複数の化学物質の暴露も
770 受けていたことから、原因物質の特定はできなかった (Benson et al. 1993)。

771
772 米国の化学工場で 1940 年から 1992 年の間に 30 日間以上雇用され、本物質を含む複数の
773 化学物質の暴露 (暴露濃度は不明) を受けた男性労働者 1,361 人を対象とした Olsen et al.
774 (1997) の調査では、死亡 300 人、SMR 0.9 (同 0.8~1.0) であった。このうち、がんによる死
775 亡は 75 人、SMR 0.9 (同 0.7~1.2) で死亡率の有意な増加はなく、工場、製造工程、雇用期
776 間との関連性もなく、さらに 25 年間の潜伏期間を仮定した場合にも死亡率の有意な増加は
777 なかった (Olsen et al. 1997)。

778
779 (2) 実験動物

780 中環審 (2006) 及び EU SCOEL (2016) では、以下の Nagano et al. (2006) のラット 104 週間
781 吸入暴露発がん性試験を、DECOS (2019) では、Nagano et al. (2006) のマウス 104 週間吸入暴
782 露がん原性試験をキースタディとして報告している (表 5 参照)。

783 Nagano et al. (2006) は、F344 ラット (雌雄各 50 例/群) に 1, 2-ジクロロエタンを 0、
784 10、40、160 ppm (全身暴露: 0、40、160、640 mg/m³) の濃度で 1 日 6 時間、週 5 日間の頻
785 度で 104 週間暴露した試験を実施した。その結果、雄に乳腺の線維腺腫、皮下組織の線維腫、
786 腹膜の中皮腫、雌に皮下組織の線維腫、乳腺の腺腫、線維腺腫、腺がんの発生の増加傾向が
787 認められた。対照群と比較して統計学的に有意な発生頻度の増加がみられたのは 160 ppm 群
788 の雄の乳腺の線維腺腫、雌の皮下組織の線維腫と乳腺の腺腫、線維腺腫であった。また、試
789 験実施施設の背景データと比較すると、160 ppm 群の雌雄の上述全ての腫瘍と 40 ppm 群の雄
790 の皮下組織の線維腫及び雌の乳腺腫瘍合計 (腺がん+腺腫+線維腺腫) の発生頻度は背景デ
791 ータの最大値を超えていた (表 12 参照)。

792
793 **表 12 ラット吸入がん原性試験における担腫瘍動物数 (Nagano et al. 2006)**

| 性 | 腫瘍 | 暴露濃度(ppm) | | | | Peto's test | 背景データ | |
|---|------------------|-----------|------|-------|---------|-------------|----------------|--------------|
| | | 0 | 10 | 40 | 160 | | 発生数 a (%) | 最小-最大 b |
| 雄 | 乳腺 線維腺腫 | 0/50 | 0/50 | 1/50 | 5/50* | ↑↑ | 13/749 (1.7) | 0/50 - 3/50 |
| | 皮下 線維腫 | 6/50 | 9/50 | 12/50 | 15/50 | ↑ | 55/749 (7.3) | 1/50 - 10/50 |
| | 腹膜 中皮腫 | 1/50 | 1/50 | 1/50 | 5/50 | ↑ | 16/479 (2.1) | 0/50 - 4/50 |
| 雌 | 皮下 線維腫 | 0/50 | 0/50 | 1/50 | 5/50* | ↑↑ | 8/747 (1.1) | 0/50 - 4/50 |
| | 乳腺 腺腫 | 3/50 | 5/50 | 5/50 | 11/50* | ↑↑ | 28/747 (3.7) | 0/50 - 9/50 |
| | 乳腺 線維腺腫 | 4/50 | 1/50 | 6/50 | 13/50* | ↑↑ | 76/747 (10.2) | 0/50 - 8/50 |
| | 乳腺 腺がん | 1/50 | 2/50 | 0/50 | 5/50 | ↑ | 5/474 (0.7) | 0/50 - 2/50 |
| | 乳腺腫瘍 (腺がん+腺腫+線維) | 8/50 | 8/50 | 11/50 | 25/50** | ↑↑ | 104/747 (13.9) | 2/50 - 10/50 |

| 性 | 腫瘍 | 暴露濃度(ppm) | | | | 背景データ | | |
|---|----|-----------|----|----|-----|-------------|-----------|---------|
| | | 0 | 10 | 40 | 160 | Peto's test | 発生数 a (%) | 最小-最大 b |

腺腫)

794 *: $p \leq 0.05$, **: $p \leq 0.01$ Fisher's exact test, $\uparrow: \leq 0.05$, $\uparrow\uparrow: \leq 0.01$: Peto's test

795 a: 吸入がん原性 15 試験の腫瘍発生数/検査動物数とその%

796 b: 吸入がん原性 1 試験の腫瘍発生動物数/検査動物数の最小値と最大値

797 下線: 試験実施施設の背景データの最大値を超えた例数に下線

798

799 Nagano et al. (2006) は、BDF1 マウス (雌雄各 50 例/群) に 1, 2-ジクロロエタンを 0、
800 10、30、90 ppm (全身暴露: 0、40、120、360 mg/m³) の用量で 1 日 6 時間、週 5 日間の頻度
801 で 104 週間吸入暴露した試験を実施した。その結果、雌に乳腺の腺がん、肺の細気管支・肺胞
802 上皮腺腫/がんと、肝臓の肝細胞腺腫及び子宮の内膜間質性ポリープの発生増加傾向が認め
803 られた。また、試験実施施設の背景データと比較すると、雄の 30 ppm の肝細胞腺腫、雌の
804 90 ppm 群の肝細胞腺腫、肺細気管支・肺胞上皮の腺腫/がん、乳腺腺がん及び子宮内膜間質
805 性ポリープの発生頻度は背景データの最大値を超えていた。雄の 30 ppm 以上の群でみられ
806 た肝臓の血管肉腫及び雌の 10、30 ppm 群でみられた悪性リンパ腫の発生頻度は統計学的に
807 有意な増加であったが、これら 2 つの腫瘍の発生頻度は傾向検定では有意ではなく、また後
808 者は背景データの範囲内にあった (表 13 参照)。

809

810 表 13 マウス吸入がん原性試験における担腫瘍動物数 (Nagano et al. 2006)

| 性 | 腫瘍 | 暴露濃度(ppm) | | | | 背景データ | | |
|---|-------------------|-----------|---------|---------------|---------------|--------------------|----------------|--------------|
| | | 0 | 10 | 30 | 90 | Peto's test | 発生数 a (%) | 最小-最大 b |
| 雄 | 肝臓 血管肉腫 | 0/50 | 4/49 | <u>6</u> /50* | 5/50* | - | 27/748 (3.6) | 0/50 - 5/50 |
| | 乳腺 腺がん | 1/49 | 2/50 | 1/50 | <u>6</u> /50 | $\uparrow\uparrow$ | 20/749 (2.7) | 0/50 - 4/50 |
| | 肺 気管支・肺胞 腺腫/がん | 5/49 | 1/50 | 4/50 | <u>11</u> /50 | $\uparrow\uparrow$ | 49/749 (6.5) | 0/50 - 6/50 |
| 雌 | 肝臓 肝細胞腺腫 | 1/49 | 1/50 | 1/50 | <u>6</u> /50 | $\uparrow\uparrow$ | 33/749 (4.4) | 1/50 - 4/50 |
| | 子宮 内膜間質性 ポリープ | 2/49 | 0/50 | 1/50 | <u>6</u> /50 | $\uparrow\uparrow$ | 26/748 (3.5) | 0/50 - 4/50 |
| | リンパ節 悪性 リンパ腫 | 6/49 | 17/50** | 22/50** | 12/50 | - | 241/749 (28.6) | 2/50 - 23/50 |

811 *: $p \leq 0.05$, **: $p \leq 0.01$ Fisher's exact test, $\uparrow: \leq 0.05$, $\uparrow\uparrow: \leq 0.01$: Peto's test

812 a: 吸入がん原性 15 試験の腫瘍発生数/検査動物数とその%

813 b: 吸入がん原性 1 試験の腫瘍発生動物数/検査動物数の最小値と最大値

814 下線: 試験実施施設の背景データの最大値を超えた例数に下線

815 6. その他の有害性に関する情報

816 6-1. 生体内運命 (体内動態)

817 (1) ヒト

818 ヒトにおける生体内運命についての報告は多くはない。

819 環境リスク初期評価 (2004) によると、1, 2-ジクロロエタンの吸入暴露を受けた労働
820 者の急性中毒についての症例報告から、1, 2-ジクロロエタンは吸入暴露後、速やかに吸
821 収されて広く体内に分布することが報告されている。ヒトの中毒例で代謝物である 2-クロロ
822 エタノール及びモノクロロ酢酸が少量検出されている (Nouchi et al. 1984)。

823

824 IARC (1999) によると、ヒト肝臓ミクロソームを用いた試験で1, 2-ジクロロエタンの
825 酸化は主として CYP2E1 により代謝されることが報告されている (Guengerich et al. 1991)。

826 ATSDR draft (2022) 及び NITE (2005) によると、ヒトでは 30 分間の1, 2-ジクロロエ
827 タン吸入暴露 (濃度不明) し、20 時間後に死亡した例や、吸入及び経皮による職業暴露 (推
828 定 15.6 ppm) により、本物質が母乳へ移行 (2.8 mg/100 mL) したとの報告があった (Urusova
829 1953)。

830

831 (2) 実験動物

832 NITE (2005) によれば、1, 2-ジクロロエタンの吸収、分布、代謝、排泄及び DNA との
833 結合性に関して、二次引用により以下のように報告している。

834

835 吸収に関して、ラットなどを用いた動物実験の結果、経口、吸入のいずれの経路でも極めて
836 速やかに吸収されるとし、経口投与では、ラットに1, 2-ジクロロエタン 150 mg/kg を
837 投与後 15 分で最高血中濃度 30~44 µg/mL に達すること (Reitz, et al. 1982)、また、ラット
838 に 25~150 mg/kg を経口投与で投与した場合、50 mg/kg を超えると投与用量と血中濃度との
839 相関性がみられず、胃腸管吸収の飽和が示されていたと報告されている (Spreafico et al, 1980)。
840 吸入経路では、ラットに 150 ppm の用量で暴露すると、1~2 時間、あるいは 2~3 時間で血
841 中濃度は最高に達し、6 時間暴露の最高血中濃度は 8~10 µg/mL であったと報告している
842 (Reitz et al. 1980, 1982)。

843

844 1, 2-ジクロロエタンの各組織への分布に関して、経口、吸入とも、速やかに血液、肝
845 臓、脾臓、脳に分布し、脂肪組織に多くの分布が示されている。ラットに1, 2-ジクロロ
846 エタンを経口投与した実験で肝臓は他の組織に比べ最も早く (10 分後)、飽和に達した。脂
847 肪組織中の濃度は 45-60 分後に飽和し、その濃度は血中濃度の約 5 倍であった (Spreafico et
848 al. 1980)。吸入暴露では、ラットに 250 ppm を暴露した場合の各組織中の濃度は 50 ppm 暴
849 露の 20-30 倍であった。脂肪組織での高い蓄積がみられ、血中濃度の 8-9 倍であった
850 (Spreafico et al. 1980)。妊娠ラットに 153-1,999 ppm を 5 時間暴露した実験では、母動物の血
851 中濃度と胎児中濃度は用量に相関して増加し、1, 2-ジクロロエタンが胎盤を通過するこ
852 とが示されている。胎児中濃度は母動物の血中濃度の 0.316 倍であった (Withey et al. 1985)。

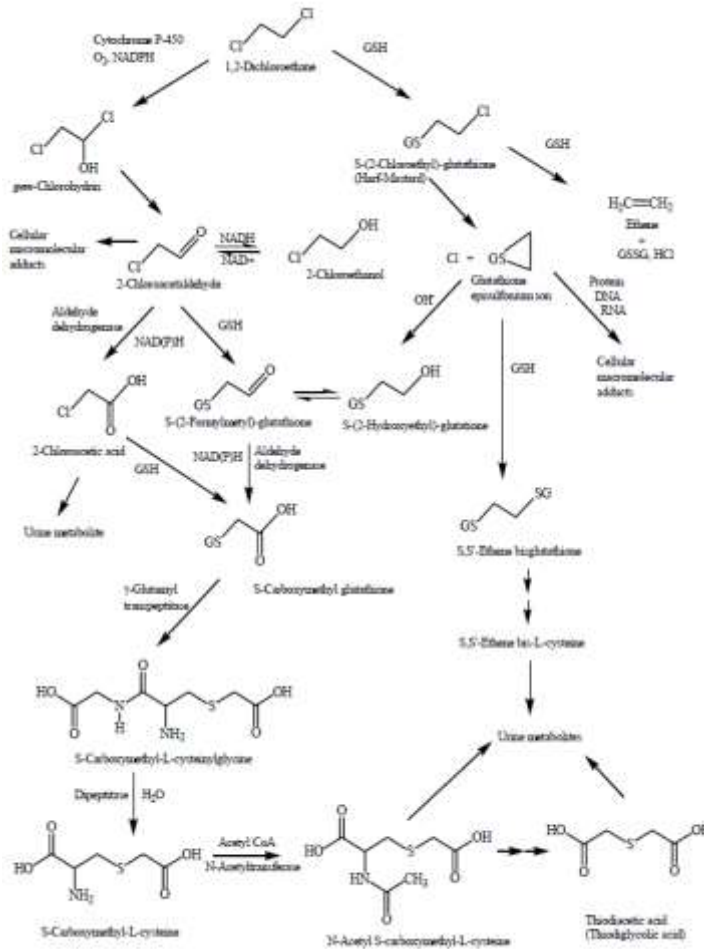
853

854 1, 2-ジクロロエタンの代謝、排泄に関して、経口投与では、ラットに 150 mg/kg の放
855 射標識体を投与した実験で、尿中に硫化二酢酸とその硫酸抱合体がみられている。放射能の
856 尿中排泄は 85.7%、呼気中二酸化炭素としての排泄は 7.7%であった (Reitz et al. 1980, 1982)。
857 別の報告でマウスに 37.5、150 mg/kg、ラットに 25、100mg/kg 経口投与した実験で、いずれ
858 の動物にも S-カルボキシメチルシステイン、硫化二酢酸、クロロ酢酸が検出されている。呼
859 気中二酸化炭素としての排泄はマウスで 18.21%、ラットで 8.20%であった (Mitoma et al.
860 1985)。また、硫化二グリコール酸、チオエーテルを検出した報告もある。この実験では放射
861 能の尿中排泄量が低用量では 62.1%であるのに対し、高用量で 7.4%に減少することから代謝
862 の飽和あるいは胃腸管吸収の飽和が示唆されている (Payan et al.1993)。吸入暴露でも経口投
863 与と同様の代謝物がみられ、150 ppm に 6 時間暴露した実験で尿中に硫化二酢酸とその硫酸
864 抱合体がみられている。また、それぞれの比率も経口投与と差異はみられなかった。放射能
865 の尿中排泄は 84%、呼気中二酸化炭素としての排泄は 7%であった (Reitz et al. 1980、1982)。
866 別の実験では 50 ppm 暴露で硫化二グリコール酸およびその硫酸抱合体、クロロ酢酸が検出
867 されている (Cheever et al. 1990)。

868
 869
 870
 871
 872
 873
 874
 875
 876

1, 2-ジクロロエタンのグルタチオン抱合体は DNA と結合して変異原性及び発がん性の原因となることが示されており、放射性標識体の経口投与及び吸入暴露で1, 2-ジクロロエタンと DNA との結合性が示されている (Cheever et al. 1990、Reitz, 1980, 1982)。また経口投与及び吸入暴露後の肝臓中の SH 濃度の測定から、1, 2-ジクロロエタンによるグルタチオンの消費が示されている (Reitz et al. 1982)。

以下に1, 2-ジクロロエタンの代謝経路を示す (NITE 2005 より二次引用 : U.S. DHHS 1999)。



877
 878
 879

図1 1, 2-ジクロロエタンの代謝経路 (NITE 2005 より二次引用 : U.S. DHHS 1999)

880 6-2. 急性毒性

881 (1) ヒト

882 ヒトにおける急性毒性について1, 2-ジクロロエタンは粘膜に対する刺激性を有し、多
 883 量に飲み込んだ場合や高濃度のガスに暴露された場合には強い急性毒性を示し、死に至る場
 884 合がある。臨床症状は摂取後2時間以内に現れ、頭痛、めまい、脱力、悪心、血液や胆汁を
 885 混じた嘔吐、瞳孔散大、心窩部痛、心臓の狭窄感を主とするが、チアノーゼがみられること
 886 もあり、死亡例の剖検では主要器官の充血や出血、また、肺水腫がみられたとの報告がある。

887 これらのデータから、1, 2-ジクロロエタンは経口又は吸入摂取により中枢神経系、循環
888 器系に影響を及ぼし、経口による致死量は15~60 mLと推定される (NITE 2005)。

889
890 ヒトにおける誤飲や自殺目的等による経口摂取での中毒例としての事例報告を以下に示し
891 た。

892
893 1, 2-ジクロロエタン 15 mL を誤飲した 14 才の少年では、2 時間以内に激しい頭痛、ふ
894 らつきがみられ、その後、病院で傾眠、定期的な嘔吐が続いた。翌日以降からは AST 及び
895 LDH の上昇、呼吸困難、傾眠及び乏尿症の悪化、肺水腫、一時的な心停止などが現れ、5 日
896 目には難治性の低血圧、低血糖を発症し、6 日目に死亡した (Yodaiken et al. 1973)。

897
898 1, 2-ジクロロエタン 30-60 mL を誤飲した 30 歳、50 歳および 63 歳男性の 3 事例では、
899 10-22 時間後に循環器障害により死亡したが (Garrison et al. 1954, Lochhead et al. 1951, Hueper
900 et al. 1935)、25 歳男性が自殺目的で 50 ml を飲用したケースでは 87 日後に回復して退院した
901 (Prezdziaik et al. 1975)。出現した症状をまとめると、摂取後 2 時間以内に頭痛・粘膜発赤・嘔
902 吐・下痢・頻脈・血圧低下・混迷・昏睡・チアノーゼ・体温低下・低血糖・高カルシウム血
903 症などがみられている。死後の剖検所見では、肝・腎・副腎の実質細胞の壊死、肺水腫など
904 が報告されている (Yodaiken et al. 1973)。

905
906 急性の職業性暴露例として、タンカー中で高濃度と推定される 1, 2-ジクロロエタン蒸
907 気を約 30 分間吸入した 51 歳の船員では、傾眠と嘔吐がみられてから呼吸困難となり、20 時
908 間後には、せん妄、振戦などがみられた。入院中は血清乳酸塩及びアンモニアなどの著明な
909 高値がみられ、肝臓は触知可能であったが、血中の肝機能検査値は正常であった。その後、
910 昏睡状態となり、その翌日には AST、ALT が著しく上昇し、入院 4 日目 (暴露 5 日後) に多
911 臓器不全を発生し不整脈で死亡した。剖検では、重度の肺うっ血・水腫、びまん性心筋変性、
912 小葉中心性肝細胞壊死、急性尿細管壊死、脳の神経細胞の変性などが認められた (Nouchi et
913 al. 1984)。

914
915 1, 2-ジクロロエタンで汚染された船を修理する作業に従事して死亡した 3 症例に肝障
916 害及び腎障害が、うち 1 症例に肺水腫が見られたことから、高濃度では麻酔作用のほか肝障
917 害作用・腎障害作用を示すと報告した (Browning 1965)。また、高濃度の 1, 2-ジクロロエ
918 タンの蒸気に暴露された急性中毒例では、肝腫大とタンパク尿が認められたことが報告され
919 ている (産衛学会 1984)。

920
921 米国で発生した、パイプラインからの 1, 2-ジクロロエタン流出現場で除去作業に従事
922 していた 221 名の作業員 (多くは保護具の着用なし) を対象に、健康影響調査と神経生理学
923 的検査が行われた。その結果、処理速度、注意力、認知的柔軟性、運動協調速度、言語性記
924 憶、言語的流暢さ及び視覚空間能力に低下を認め、これらの労働者では、気分障害や視覚障
925 害も認められた (Bowler et al. 2003)。

926 927 (2) 実験動物

928 1, 2-ジクロロエタンの実験動物に対する経口及び吸入暴露の LD₅₀ 値を以下 (表 14)
929 に示した (NITE 2005 より二次引用: Barsoum et al. 1934, Heppel et al. 1945, Munson et al. 1982,
930 Spencer et al. 1951, Stauffer Chemical Co. 1973, Union Carbide Corp. 1987)。

931
932

表 14 実験動物に対する経口及び吸入暴露の LD₅₀ 値 (NITE 2005)

| | マウス | ラット | ウサギ | モルモット |
|---------------------|---------------|--|------------------|------------------|
| 経口 LD ₅₀ | 413-911 mg/kg | 794 mg/kg | 890 mg/kg | — |
| 吸入 LD ₅₀ | ≤ 3,000 ppm | 12,000 ppm (0.53 h) 3,000 ppm (2.75 h) 1,000 ppm (7.2 h) | ≤ 3,000 ppm (7h) | ≤ 3,000 ppm (7h) |

933
934
935
936
937
938
939
940

ラットの経口急性毒性試験における主な症状として自発運動低下、歩行失調がみられている (Stauffer Chemical Co. 1973)。また、ラットの急性吸入暴露による主な症状として中枢神経系の抑制、チアノーゼ、体温低下、昏睡、無呼吸がみられ、生存例の剖検所見等から、肝臓及び腎臓重量の増加、プロトロンビン時間延長、ホスファターゼ減少、肝臓の脂質増加、うっ血、肝細胞の出血性壊死及び脂肪変性、腎臓尿細管上皮細胞のうっ血、出血等がみられている (Spencer et al. 1951)。

941
942
943
944
945
946
947
948

単回吸入暴露試験では、Fischer 344 ラットに 0、50、200、600、2,000 ppm の 1、2-ジクロロエタンを 4 時間、又は 0、50、100、150 ppm を 8 時間単回吸入暴露して、1、8、及び 15 日目に急性神経毒性作用を中心に調べた。その結果、中枢神経系の抑制を示す神経行動学的症状が 600 ppm 以上の濃度で投与 1 日目にみられたが、中枢神経系に病理学的変化は認められなかった。15 日後の検査において 2,000 ppm の暴露では副腎、腎臓重量の増加、肝臓重量の減少、腎臓と肝臓に変性/壊死が、200 ppm の 4 時間、100 ppm の 8 時間暴露で嗅上皮の変性/壊死、再生が認められた。この結果から、ラットで最大 8 時間の無影響濃度は 50 ppm と評価された (Hotchkiss et al 2010)。

949 6-3. 刺激性・腐食性及び感作性

950 (1) ヒト

951 眼に 1、2-ジクロロエタンが接触すると、通常、痛み、刺激、流涙が起こるが、重篤な
952 症状は、洗眼によって直ちに本物質を除去しなかった場合にのみ認められた (US EPA 1979)。

953 皮膚への継続的・長期的な暴露により、皮膚の脱脂、乾燥、ひび割れなどが観察された (US
954 EPA 1979)。

955 ポーランドにおいて、薫蒸剤として使用した 15-60 ppm の 1、2-ジクロロエタンに農夫
956 118 人が吸入暴露された結果、結膜充血 (69%)、咽頭発赤 (42%)、気管支症状 (35%) などが
957 認められた (NIOSH 1976)。

958 なお、調査した範囲内では、感作性に関する報告は得られていない。

959

960 (2) 実験動物

961 NITE (2005) によれば、ウサギを用いた 1、2-ジクロロエタンの刺激性に関しての実験
962 報告では、皮膚刺激性は 24 時間閉塞適用では中等度の刺激性、4 時間適用では刺激性なし
963 から軽度の刺激性を有すると評価されている (Duprat et al. 1976、Stauffer Chemical Co. 1973)。

964 OECD SIDS (2002) によれば、眼刺激性に関しては、ウサギの結膜嚢に 1、2-ジクロロエ
965 タン 0.1 mL の純物質を結膜嚢に投与した試験で、中等度の流涙、角膜上皮の擦過傷、軽度か
966 ら中等度のカタル性結膜炎が観察された。角膜炎は 7 日目には明らかに軽減し、発症の 7 日

967 後に消失した。Draize スコアは 7 (最大 110) であった (Duprat et al. 1976)。以上の結果から、
968 1, 2-ジクロロエタンは軽度の刺激性ありと判断される。

969 ECHA によれば、雌性 CBA マウスを用いて局所リンパ節試験 (LLNA 法 ; OECD TG 429 準
970 拠、GLP 対応) を実施 (用量 : 25, 50, 100% 濃度 (溶媒 : アセトン/オリーブ油 (4:1 v/v)) した
971 が、死亡、臨床的徴候、耳介における皮膚反応、及び耳介厚みの顕著な増加はいずれもみら
972 れず、また、遅延型接触過敏症の誘導や局所刺激作用を示さなかった (ECHA/REACH, SCOEL
973 2016)。従って、1, 2-ジクロロエタンは皮膚感作性を有さないと考えられた。

974 7. 作用機序

975 1, 2-ジクロロエタンは、その物理的特性である高い親油性、蒸気圧及び血清/空気分配
976 係数により、肺の肺胞膜、胃腸管粘膜を通して、速やかに吸収される可能性が高いことが示
977 唆されている (ATSDR draft 2022)。本物質は体内に入ると多くの臓器・組織に分布し、より
978 親油性の高い組織に蓄積する。吸収された 1, 2-ジクロロエタンは、ラット及びマウスを
979 用いた代謝に関する試験で、細胞高分子に共有結合する反応中間体を生成することが示され
980 ている (Fabricant et al. 1980, Jean et al. 1989)。1, 2-ジクロロエタンの生体内変化は、肝臓
981 におけるグルタチオンの量に大きく依存し、低用量では直線性があるが、高用量では P-450
982 酵素が飽和するにつれてグルタチオン抱合体の量が不均衡に上昇するとされ、非常に高用量
983 では GSH 経路も再び飽和する。この様に、暴露の上昇に伴い CYP を介した生体内変化プロ
984 セスが飽和すると、より高いレベルの 1, 2-ジクロロエタンが体中を循環し、解毒・除去
985 される代わりに、グルタチオンと結合した多くの反応性中間体が生成し、毒性が発現すると
986 考えられている (D'Souza et al. 1987, Reitz et al. 1982)。

987 生体物質とグルタチオンとの抱合を触媒するグルタチオン S-トランスフェラーゼは、肝臓、
988 腎臓、腸、精巣、副腎及び肺に存在し、主にそれらの実質細胞の細胞質に高レベルで (>95%)
989 存在している (Parkinson 1996)。S- (2-クロロエチル) グルタチオン及び S- (2-クロロエチル)
990 -L-システインのような推定されるグルタチオン依存性代謝産物は、自然に変換して、細胞
991 性高分子に結合することができる求電子性エプスルホニウムイオンを形成すると考えら
992 れている (Peterson et al. 1988)。肝細胞グルタチオンの急速な枯渇並びに肝臓 DNA 及びタン
993 パク質への S- (2-クロロエチル) グルタチオン及び S- (2-クロロエチル) -L-システインの結
994 合が *in vitro* で実証されている (Jean and Reed 1989)。同様に、腎皮質は、初期の抱合反応を
995 触媒可能な高活性のグルタチオン S-トランスフェラーゼを含むことが報告されており (Lock
996 1989)、S- (2-クロロエチル) グルタチオン抱合体及び S- (2-クロロエチル) -L-システイン抱
997 合体は、ラットにおいて腎毒性を示すことがわかっている。競合代謝反応を触媒するチトク
998 ロム P450 (主に CYP2E1) は腎臓において比較的低い活性であるため、腎臓における 1, 2
999 -ジクロロエタンの代謝が毒性代謝産物の産生へとシフトさせることから、毒作用が発現し
1000 やすいと考えられている。

1001 また、*in vitro* でラット肝細胞 (Sano et al. 1990) 及び動脈内皮細胞及び大動脈平滑筋細胞
1002 (Tse et al. 1990) の脂質過酸化を促進すると報告されている。このことは、急性職業暴露死
1003 亡例の剖検所見で、肝臓、腎臓、心臓などに組織障害がみられた (Nouchi et al. 1984) ことと
1004 の関連が示唆される。

1005 1, 2-ジクロロエタンは、*in vivo* 変異原性試験からは明確な結論を出すことは難しいが、
1006 多くの *in vitro* 変異原性試験で陽性を示すことから、変異原性 (遺伝毒性) を有する物質とし
1007 て扱うことが妥当であると考えた。

1008 発がん性との関連では、1, 2-ジクロロエタンを 28 日間ラットに吸入暴露した試験
1009 (LeBaron et al. 2021) で、乳腺及び肝臓のコメットアッセイ及び DNA 付加体検査で陰性を示

1010 し、遺伝毒性作用も、乳腺組織における発がんに関連する特定の DNA 付加物検出もされな
1011 かったとの報告がある。しかし、DNA との結合性に関しては、*in vitro* 試験 (Cheever et al.
1012 1990、Reitz, 1980, 1982) においても、*in vivo* 試験 (Banerjee 1988、Arfellini et al. 1984、Baertsch
1013 et al. 1991)においても、DNA との結合性が報告されている。従って、DNA 付加体形成などが
1014 動物実験における発がん性に関与している可能性が考えられる。また、発がん性のメカニ
1015 ムが非遺伝毒性機序によるとの証拠が見当たらないことから、1, 2-ジクロロエタンは、
1016 閾値のない遺伝毒性発がん物質として考えるのが妥当であると判断した。

1017 なお、類似体の 1,2-ジブプロモエタンは同じメカニズムで活性化され、明らかに発がん性も
1018 強いとされている。両化合物を 5 mg/kg の用量で腹腔内投与してラットの肝臓、腎臓で形成
1019 された DNA 付加体を測定した結果、1, 2-ジクロロエタンは、1,2-ジブプロモエタンに比較
1020 して 10~50 倍低いレベルであった (Watanabe et al. 2007)。したがって、*in vivo* における 1,
1021 2-ジクロロエタンの遺伝毒性惹起作用は 1,2-ジブプロモエタンに比較して弱いと考えられる。

1022 8. 有害性評価値の導出

1023 ヒト及び実験動物において、1, 2-ジクロロエタンの毒性データをレビューしたところ、
1024 一般毒性の標的は肝臓、腎臓、中枢神経系などであった。生殖発生毒性については、1, 2
1025 -ジクロロエタンによる明らかな毒性影響は認められなかった。変異原性試験では、*in vivo*
1026 試験系では明確な結論を出すことは難しいが、多くの *in vitro* 試験系で陽性を示す。また、発
1027 がん性試験では、経口及び吸入経路共にラット、マウスで発がん性が認められた。これらの
1028 試験成績及び前章で示した作用機序に関する考察から、1, 2-ジクロロエタンは、閾値の
1029 ない遺伝毒性発がん物質として扱うこととした。

1030 経口経路では、1, 2-ジクロロエタンの単剤暴露による人健康影響データは得られてい
1031 ないが、動物試験成績が存在する。一方、吸入経路では、少数の職業暴露による疫学研究報
1032 告と多くの動物試験成績がある。各経路において、キースタディを選択し、各毒性項目の評
1033 価値を算出したのち、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評価
1034 値とすることとした。

1035
1036 経口経路に関しては、動物試験成績から評価値を導出することとし、投与用量に依存した
1037 毒性プロファイル、NOAEL が得られた試験を選択し、毒性項目ごとに評価値を算出した。

1038 ①一般毒性については、ラット 90 日間強制経口投与試験 (Daniel et al. 1994) を選択し、腎
1039 臓及び肝臓相対重量の増加、ヘモグロビン量、ヘマトクリット値の減少などの変化の見られ
1040 ない 37.5 mg/kg/day を NOAEL とし、UF 1,000 (種差 10、個体差 10、試験期間 10) で除した
1041 37.5 µg/kg/day を有害性評価値として算出した。②発がん性については、ラット及びマウスの
1042 78 週間強制経口投与発がん性試験 (US NCI 1978) 結果から、最も低用量から誘発された雄
1043 ラットの血管肉腫 (脾臓、肝臓、副腎、膵臓、胃、腹腔内) を選択することが適切であると
1044 考え、ベンチマークドース法の適用に関するガイダンス⁽⁴⁸⁾に従って BMD 法を適用した。そ
1045 の結果、BMDL₁₀ は 9.3 mg/kg/day、スロープファクターは $1.07 \times 10^{-2} (\text{mg/kg/day})^{-1}$ 、発がんリ
1046 スク 10^{-5} の値は 0.93 µg/kg/day と算出された。

1047 算出された評価値①、②のうち、より小さい値であり、重篤性の高い閾値の無い発がん性
1048 を毒性エンドポイントとした②の発がん性に基づく 0.93 µg/kg/day を、1, 2-ジクロロエ
1049 タンの本評価での経口経路による有害性評価値とした。(表 15 及び 10-1 (参考) BMD 解析
1050 データ (1) 経口暴露による発がんリスク解析 参照)。

⁽⁴⁸⁾ 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

1051
 1052
 1053
 1054
 1055
 1056
 1057
 1058
 1059
 1060
 1061
 1062
 1063
 1064
 1065
 1066
 1067
 1068
 1069
 1070
 1071
 1072
 1073
 1074
 1075
 1076
 1077
 1078
 1079
 1080
 1081

吸入経路に関しては、①ヒトにおける一般毒性に関して、1, 2-ジクロロエタンを含む接着剤を取り扱う工場作業者の健康調査 (Kozik 1957) を選択し、神経系への影響、肝毒性が見られた TWA 15 ppm (62 mg/m³) を LOAEL とし、連続暴露変換⁽⁴⁹⁾した 3.6 ppm (14.8 mg/m³) を UF 1,000 (個人差 10、LOAEL 使用 10、暴露期間が明確でないため試験期間 10) で除した 14.8 μg/m³ (0.0036 ppm) を評価値として算出した。②動物における一般毒性に関しては、ラット 12 か月吸入暴露試験 (Spreafico et al. 1980) を選択し、ALT、尿酸値の上昇、コレステロール値の減少などの変化が見られなかった 41.1 mg/m³ (10 ppm) を NOAEL とし、連続暴露換算⁽⁵⁰⁾及びヒト等価用量換算⁽⁵¹⁾により算出された 160 μg/m³ (0.038 ppm) を評価値とした。③発がん性においては、ラット及びマウスの 104 週間吸入暴露発がん性試験 (Nagano et al. 2006) 結果から、用量反応関係が明確な雌ラットの乳腺腫瘍を選択した。雌ラットの乳腺腫瘍 (乳腺腺腫、線維腺腫及び腺がん) は、いずれも発生組織が同じで、発生機序も同様と考えられ、良性腫瘍が悪性腫瘍に移行する可能性があるため、全てのタイプ (腺がん+腺腫+線維腺腫) の担がん動物数を基に評価することが適切であると考え、ベンチマークドース法の適用に関するガイダンスに従って BMD 法を適用した。その結果、BMDL₁₀ は 11.5 ppm、連続暴露 (1 日 6 時間、週 5 日暴露)、呼吸量 (ラット 0.26 m³/day、ヒト 20 m³/day)、ラット体重 0.35 kg、ヒト体重 50 kg を適用したヒト等価用量 BMDL₁₀HED は 15.7 mg/m³、ユニットリスクは 6.40 x 10⁻⁶ (μg/m³)⁻¹、発がんリスク 10⁻⁵ の値は 1.6 μg/m³ (0.00039 ppm) と算出された。なお、この値は、ヒト体重 50kg、呼吸量 20 m³/day としたときの 1 日摂取量 0.64 μg/kg/day⁽⁵²⁾ に相当する。

算出された評価値①～③のうち、最も小さい値であり、重篤性の高い閾値の無い発がん性を毒性エンドポイントとした③の発がん性に基づく 1.6 μg/m³ (0.00039 ppm) を 1, 2-ジクロロエタンの吸入経路による有害性評価値とした (表 15 及び 10-2 (参考) BMD 解析データ (2) 吸入暴露による発がんリスク解析 参照)。

また、1, 2-ジクロロエタンは、体内に吸収された後、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りリスク推計を行うことが適切と考えられる。

表 15 1, 2-ジクロロエタ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 | 0.93 μg/kg/day | ラット 78 週間強制経口投与発がん性試験 (US NCI 1978) 結果から、雄ラットの血管肉腫を選択し、BMD 解析から得られた BMDL ₁₀ 9.3 mg/kg/day を得た。その結果、スロープファクター 1.07 x 10 ⁻² (mg/kg/day) ⁻¹ 、発がんリスク 10 ⁻⁵ の値は 0.93 μg/kg/day と導出された。 |
| 吸入 | 1.6 μg/m ³ (0.00039 ppm) | ラット 104 週間吸入暴露発がん性試験 (Nagano et al. 2006) 結果から、雌ラットの乳腺腫瘍 (腺がん+腺腫+線維腺腫合算) を選択し BMD 解析から得られた BMDL ₁₀ 11.5 ppm から BMDL ₁₀ HED 15.7 |

⁽⁴⁹⁾ 連続暴露換算 : 62 x 8/24 時間 x 5/7 日 = 14.8 mg/m³

⁽⁵⁰⁾ 連続暴露換算 : 41.1 x 7/24 時間 x 5/7 日 = 8.56 mg/m³

⁽⁵¹⁾ ヒト等価用量換算 ; 8.56 x (0.26/20) x (50/0.35) = 16 mg/m³

(ラット : 体重 0.35kg、呼吸量 0.26 m³/day、ヒト : 体重 50 kg、呼吸量 20 m³/day)

⁽⁵²⁾ 1 日摂取量 : 1.6 x 20 x 吸収率 1.0 / 50 = 0.64 μg/kg/day (ヒト 1 日呼吸量 20 m³/day、体重 50 kg)

| | | |
|--|-------------------------------|---|
| | (1日摂取量 0.64 μg/kg/day に相当) | mg/m ³ を得た。その結果、ユニットリスク $6.40 \times 10^{-6} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$ 、発がんリスク 10^{-5} の値は 1.6 μg/m ³ (0.0039 ppm) と導出された。 |
|--|-------------------------------|---|

1082

1083

1084 9. 参照文献

1085 9-1. 国際機関等による評価書の参照文献リスト

- ACGIH (2001) American Conference of Governmental Industrial Hygienists, Documentation of the threshold limit values for chemical substances and biological exposure indices, 7th Edition: ETHYLENE DICHLORIDE, CAS number: 107-06-2, Synonym:1,2-Dichloroethane
- ATSDR draft (2022) US Department of Health and Human Services, Public Health Service/Agency for Toxic Substances and Disease Registry, Toxicological Profile for 1,2-Dichloroethane
<https://www.atsdr.cdc.gov/ToxProfiles/tp38.pdf>
- CEPA (1994) Government of Canada (Health and Welfare Canada, Environment Canada) Canadian Environmental Protection Act, Priority Substances List Assessment Report, 1,2-Dichloroethane.
https://www.canada.ca/content/dam/hc-sc/migration/hc-sc/ewh-semt/alt_formats/hecs-sesc/pdf/pubs/contaminants/psl1-lsp1/1_2_dichloroethane/1_2_dichloroethane-eng.pdf
- DECOS (2019) Dutch Expert Committee on Occupational Safety (DECOS) A committee of the Health Council of the Netherlands Advisory report 1,2-Dichloroethane
https://www.healthcouncil.nl/binaries/healthcouncil/documenten/advisory-reports/2019/08/27/12-dichloorethaan/Advies_1%2C2-dichloroethane_v1.pdf
- DFG MAK (1992) Deutsche Forschungsgemeinschaft. The MAK-Collection for Occupational Health and Safety, Part I: MAK Value Documentations Volume 3 1,2-Dichloroethane.
<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/pdf/10.1002/3527600418.mb10706e0003>
- ECHA/REACH (2022 access) European Chemical Agency. REACH Registration dossier, 1,2-dichloroethane
<https://echa.europa.eu/registration-dossier/-/registered-dossier/15430>
- EPA IRIS (1987) US Environmental Protection Agency, Integrated Risk Information System. Chemical Assessment Summary 1,2-Dichloroethane; CASRN 107-06-2
https://cfpub.epa.gov/ncea/iris/iris_documents/documents/subst/0149_summary.pdf
- EU SCOEL (2016) SCOEL/REC/302 1,2-Dichloroethane (Ethylene dichloride) Recommendation from the Scientific Committee on Occupational Exposure Limits
<https://op.europa.eu/en/publication-detail/-/publication/a827e898-c680-11e6-a6db-01aa75ed71a1>
- IARC (1979) IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks of Chemicals to Humans, Vol.20. 1,2-Dichloroethane. pp.429-448
<https://publications.iarc.fr/publications/media/download/1568/91745f20178ce526c22f48e21993964032fa110e.pdf>
- IARC (1987) Overall Evaluations of Carcinogenicity: An Updating of IARC Monographs Volumes 1–42 IARC Monographs Supplement 7, p 62
<https://publications.iarc.fr/publications/media/download/3283/b2fe295e10e63fd88e772d2ab60ae9a1e3ddd446.pdf>
- IARC (1999) IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks of Chemicals to Humans, Vol.71. 1,2-Dichloroethane. pp.501-529
<https://monographs.iarc.fr/wp-content/uploads/2018/06/mono71-21.pdf>
- NICNAS (2013) Australian Government Department of Health, National Industrial Chemicals Notification and Assessment Scheme IMAP Single Assessment Report. Ethane, 1,2-dichloro-: Human health tier II assessment
<https://www.industrialchemicals.gov.au/sites/default/files/Ethane%2C%201%2C2-dichloro-Human%20health%20tier%20II%20assessment.pdf>
- NIOSH (1976) Criteria for a Recommended Standard: Occupational Exposure to Ethylene Dichloride (1,2-dichloroethane)
<https://www.cdc.gov/niosh/docs/76-139/>
- 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.3 1, 2-ジクロロエタン
https://www.nite.go.jp/chem/chrip/chrip_search/dt/pdf/CI_02_001/risk/pdf_hyoukasyo/116riskdoc.pdf

- OECD/SIDS (2002) OECD Existing Chemicals Database, 1,2-Dichloroethane. SIDS (Screening Information Data Set) Initial Assessment Report for 14th SIAM
<https://hpvchemicals.oecd.org/ui/handler.axd?id=95f8d194-732a-4cc9-b59b-839ed3b18732>
- U.S. DHHS (1999) Toxicological Profile for 1,2-Dichloroethane (Draft). Agency for Toxic Substances and Disease Registry, United States Department of Health and Human Services.
 (NITE 2005 より引用)
- US EPA (1979) INVESTIGATIONS OF SELECTED ENVIRONMENTAL POLLUTANTS: 1,2-DICHLOROETHANE ORNL/EIS-148 EPA-560/2-78-006
<https://nepis.epa.gov/Exe/ZyPDF.cgi/910138GG.PDF?Dockey=910138GG.PDF>
- US EPA PPRTVs (2010) Provisional Peer-Reviewed Toxicity Values for 1,2-Dichloroethane (CASRN 107-06-2) EPA/690/R-10/011F Final 10-01-2010 Superfund Health Risk Technical Support Center National Center for Environmental Assessment Office of Research and Development US Environmental Protection Agency Cincinnati, OH
<https://cfpub.epa.gov/ncea/pprtv/documents/Dichloroethane12.pdf>
- US NCI (1978) US DEPARTMENT OF HEALTH, EDUCATION, AND WELFARE Public Health Service, National Institutes of Health. National Cancer Institute CARCINOGENESIS Technical Report Series No. 55. Bioassay of 1,2-Dichloroethane for Possible Carcinogenicity CAS No. 107-06-2
https://ntp.niehs.nih.gov/ntp/htdocs/lt_rpts/tr055.pdf
- US NTP (1991) US DEPARTMENT OF HEALTH, EDUCATION, AND WELFARE Public Health Service, National Institutes of Health. National Cancer Institute. NATIONAL TOXICOLOGY PROGRAM (NTP) NTP REPORT ON THE TOXICITY STUDIES OF 1,2-DICHLOROETHANE (ETHYLENE BICHLORIDE) IN F344/N RATS, SPRAGUE DAWLEY RATS, OSBORNE-MENDEL RATS, AND B6C3F1 MICE (DRINKING WATER AND GAVAGE STUDIES)
https://ntp.niehs.nih.gov/ntp/htdocs/st_rpts/tox004.pdf
- US NTP (2016) U. S. Department of Health and Human Services, National Toxicology Program (NTP), Report on Carcinogens. 14th. ed. 1,2-Dichloroethane
<https://ntp.niehs.nih.gov/ntp/roc/content/profiles/dichloroethane.pdf>
- WHO AQG (2000) WHO Regional Office for Europe, Copenhagen, WHO Regional Publications, European Series, No. 91, Air Quality Guidelines for Europe 2nd Edition, 1,2-Dichloroethane
http://www.euro.who.int/_data/assets/pdf_file/0005/74732/E71922.pdf#search=%2775150+Europe+air+quality+guideline%27
- WHO CICAD (1998) Concise International Chemical Assessment Documents 1, 1,2-Dichloroethane
<https://apps.who.int/iris/bitstream/handle/10665/42027/9241530014.pdf>
- WHO GDWQ のための背景資料 (2003) 1,2-Dichloroethane in Drinking-water, Background document for development of WHO Guidelines for Drinking-water Quality
http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/chemicals/12-Dichloroethane.pdf
- 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 [10] 1, 2-ジクロロエタン
<http://www.env.go.jp/chemi/report/h15-01/pdf/chap01/02-2/10.pdf>
- 環境省 (2004) 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3巻 [3] 1, 2-ジクロロエタン
http://www.env.go.jp/chemi/report/h16-01/pdf/chap01/02_4_3.pdf
- 産衛学会 (1984) 日本産業衛生学会 許容濃度の暫定値(1984年度) の提案理由 産業医学 26(4)356-357 https://www.jstage.jst.go.jp/article/joh1959/26/4/26_4_354/_pdf/-char/ja
- 産衛学会 (2018) 日本産業衛生学会 (2018) 許容濃度等の勧告(2018年度) 産衛誌: 60 (5): 116-148
https://www.jstage.jst.go.jp/article/sangyoeisei/60/5/60_S18001/_pdf/-char/ja
- 食安委 (2008) 食品安全委員会化学物質・汚染物質専門調査会 清涼飲料水評価書 (案) 1, 2-ジクロロエタン
<http://www.fsc.go.jp/fsciis/attachedFile/download?retrievalId=kai20081106sfc&fileId=110>
- 中環審 (2006) 中央環境審議会 今後の有害大気汚染物質の対策について (第八次答申) 1, 2-ジクロロエタンに係る健康リスク評価について
<https://www.env.go.jp/content/900437689.pdf>

- 厚労省 (2003) 厚生科学審議会 水質基準の見直しにおける検討概要
<https://www.mhlw.go.jp/topics/bukyoku/kenkou/suido/kijun/dl/moku05.pdf>
- 厚労省 (2019) 労働基準局 有害性評価小委員会 1, 2-ジクロロエタン リスク評価書 (案)
 (有害性評価部分)
<https://www.mhlw.go.jp/content/11201000/000467736.pdf>
 別添1 有害性総合評価表
<https://www.mhlw.go.jp/content/11201000/000467737.pdf>
 別添2 有害性評価書 (改定)
<https://www.mhlw.go.jp/content/11201000/000467738.pdf>

1086 9-2. 国際機関等の評価書におけるキースタディ等の参考文献リスト

- 1087 Alumot E, Nachtomi E, Mandel E, Holstein P. Tolerance and acceptable daily intake of chlorinated fumigants
 1088 in the rat diet. Food Cosmet Toxicol. 1976;14(2):105-110. (OECD/SIDS 2002 より引用)
- 1089 Arfellini G, Bartoli S, Colacci A, et al. *In vivo* and *in vitro* binding of 1,2-dibromoethane and 1,2-
 1090 dichloroethane to macromolecules in rat and mouse organs. J Cancer Res Clin Oncol.
 1091 1984;108(2):204-213.
- 1092 Arthur D. Little, Inc. (1983) Cell transformation assays of 11 chlorinated hydrocarbon analogs. EPA Doc.
 1093 No.40+8324457, NTIS OTS No. 0509392 (NITE 2005 より引用).
- 1094 Armstrong MJ, Galloway SM. Micronuclei induced in peripheral blood of E mu-PIM-1 transgenic mice by
 1095 chronic oral treatment with 2-acetylaminofluorene or benzene but not with diethyl-nitrosamine or
 1096 1,2-dichloroethane. Mutat Res. 1993;302(1):61-70.
- 1097 Austin SG, Schnatter AR. A cohort mortality study of petrochemical workers. J Occup Med. 1983;25(4):304-
 1098 312.
- 1099 Baertsch A, Lutz WK, Schlatter C. Effect of inhalation exposure regimen on DNA binding potency of 1,2-
 1100 dichloroethane in the rat. Arch Toxicol. 1991;65(3):169-176.
- 1101 Banerjee S, Van Duuren BL, Oruambo FI. Microsome-mediated covalent binding of 1,2-dichloroethane to
 1102 lung microsomal protein and salmon sperm DNA. Cancer Res. 1980;40(7):2170-2173.
- 1103 Barber ED, Donish WH, Mueller KR. A procedure for the quantitative measurement of the mutagenicity of
 1104 volatile liquids in the Ames Salmonella/microsome assay. Mutat Res. 1981;90(1):31-48.
- 1105 Barsoum G.S., Saad, K. (1934) Relative toxicity of certain chlorine derivatives of the aliphatic series. Quart.
 1106 J. Pharm. Pharmacol., 7, 205-214 (NITE 2005 より引用).
- 1107 Benson LO, Teta MJ. Mortality due to pancreatic and lymphopietic cancers in chlorohydrin production
 1108 workers. Br J Ind Med. 1993;50(8):710-716.
- 1109 Bove FJ, Fulcomer MC, Klotz JB, Esmart J, Dufficy EM, Savrin JE. Public drinking water contamination and
 1110 birth outcomes. Am J Epidemiol. 1995;141(9):850-862.
- 1111 Bove FJ. Public drinking water contamination and birthweight, prematurity, fetal deaths, and birth defects.
 1112 Toxicol Ind Health. 1996;12(2):255-266.
- 1113 Bowler RM, Gysens S, Hartney C. Neuropsychological effects of ethylene dichloride exposure.
 1114 Neurotoxicology 2003; 24: 553-562. (厚労省リスク評価書 (案) 2019 より引用)
- 1115 Brem H, Stein AB, Rosenkranz HS. The mutagenicity and DNA-modifying effect of haloalkanes. Cancer Res.
 1116 1974;34(10):2576-2579.
- 1117 Browning E. : Toxicity and Metabolism of Organic Solvents, 252, Elsevier, Amsterdam, 1965.
- 1118 Brzozowski J, Czajka J, Dutkiewicz T, Keszy I, Wojcik J. [Hygiene and health conditions of workers employed
 1119 in eradication of potato beetle with hexachlorocyclohexane and with dichloroethane]. Med Pr.
 1120 1954;5(2):89-98. (ACGIH (2001)より引用)

- 1121 Cheever KL, Cholakis JM, el-Hawari AM, Kovatch RM, Weisburger EK. Ethylene dichloride: the influence
1122 of disulfiram or ethanol on oncogenicity, metabolism, and DNA covalent binding in rats. *Fundam*
1123 *Appl Toxicol.* 1990;14(2):243-261.
- 1124 Cheng TJ, Chou PY, Huang ML, Du CL, Wong RH, Chen PC. Increased lymphocyte sister chromatid exchange
1125 frequency in workers with exposure to low level of ethylene dichloride. *Mutation research* 2000;
1126 470(2): 109-14.
- 1127 Crespi CL, Seixas GM, Turner TR, Ryan CG, Penman BW. Mutagenicity of 1,2-dichloroethane and 1,2-
1128 dibromoethane in two human lymphoblastoid cell lines. *Mutat Res.* 1985;142(3):133-140.
- 1129 Daniel FB, Robinson M, Olson GR, York RG, Condie LW. Ten and ninety-day toxicity studies of 1,2-
1130 dichloroethane in Sprague-Dawley rats. *Drug Chem Toxicol.* 1994;17(4):463-477.
- 1131 DeMarini DM, Brooks HG. Induction of prophage lambda by chlorinated organics: detection of some single-
1132 species/single-site carcinogens. *Environ Mol Mutagen.* 1992;19(2):98-111.
- 1133 Dow Chemical Company (1979) Initial Submission: the Effects of Inhaled Ethylene Dichloride on Embryonal
1134 and Fetal Development in Rats and Rabbits (final Report) with Cover Letter dated 112291
1135 OTS0534988. 1979.
- 1136 D'Souza R, Francis WR, Bruce RD, et al. 1987. Physiologically based pharmacokinetic model for ethylene
1137 dichloride and its application in risk assessment. In: *Pharmacokinetics in risk assessment: Drinking*
1138 *water and health.* Washington, DC: National Research Council, 8:286-301.
1139 (ATSDR draft 2022 より引用)
- 1140 Duprat P., Delsaut, L. and Gradski, D. (1976) Pouvoir irritant des principaux solvants chlores aliphatiques sur
1141 la peau et les muqueuses oculaires du lapin. *Eur. J. Toxicol.*, 9, 171-177. (NITE 2005 より引用)
- 1142 Fabricant JD, Chalmers Jr JH. 1980. Evidence of the mutagenicity of ethylene dichloride and structurally
1143 related compounds. In: Ames BN, Infante P, Reitz R, eds. *Ethylene dichloride: A potential health*
1144 *risk? Banbury report No. 5.* Cold Spring Harbor, NY: Cold Spring Harbor Laboratory, 309-329.
- 1145 Ferreri AM, Rocchi P, Capucci A, Prodi G. Induction of diphtheria toxin-resistant mutants in human cells by
1146 halogenated compounds. *J Cancer Res Clin Oncol.* 1983;105(1):111-112.
- 1147 Garrison SC, Leadingham RS. A fatal case of ethylene chloride poisoning in an occupational therapy
1148 department of a neuropsychiatric hospital. *Am J Phys Med* 1954; 33: 230-237.
1149 (厚労省リスク評価書 (案) 2019 より引用)
- 1150 Giri AK, Que Hee SS. In vivo sister chromatid exchange induced by 1,2-dichloroethane on bone marrow cells
1151 of mice. *Environ Mol Mutagen* 1988; 12(3): 331-4. (NICNAS 2013 より引用)
- 1152 Guengerich F. P., Kim, D.-H. & Iwasaki, M. (1991) Role of human cytochrome P-450 IIE1 in the oxidation
1153 of many low molecular weight cancer suspects. *Chem. Res. Toxicol.*, 4, 168-179
1154 (IARC 1999 より引用)
- 1155 Gwinn MR, Johns DO, Bateson TF, Guyton KZ. A review of the genotoxicity of 1,2-dichloroethane (EDC).
1156 *Mutat Res.* 2011;727(1-2):42-53.
- 1157 Hatch GG, Mamay PD, Ayer ML, Casto BC, Nesnow S. Chemical enhancement of viral transformation in
1158 Syrian hamster embryo cells by gaseous and volatile chlorinated methanes and ethanes. *Cancer Res.*
1159 1983;43(5):1945-1950.
- 1160 Hachiya N, Motohashi Y. Examination of lacZ mutant induction in the liver and testis of Muta Mouse
1161 following injection of halogenated aliphatic hydrocarbons classified as human carcinogens. *Ind*
1162 *Health.* 2000 Apr;38(2):213-20.
- 1163 Heppel L.A., Neal, P.A., Perrin, T.L., Endicott, K.M. and Porterfield V.T. (1945). The toxicology of 1,2-
1164 dichloroethane (ethylene) III. Its acute toxicity and the effect of protective agents. *J. Pharmacol. Exp.*
1165 *Ther.* 84, 53-63. (NOISH 1976 より引用)

1166 Heppel LA, Neal PA, et al. The Toxicology of 1,2-dichloroethane (ethylene dichloride); the effects of daily
1167 inhalations. *J Ind Hyg Toxicol.* 1946;28:113-120. (NOISH 1976 より引用)

1168 Hofmann HT, Birnstiel H, Jobst P. [On the inhalation toxicity of 1,1- and 1,2-dichloroethane]. *Arch Toxicol.*
1169 1971;27(3):248-265. (NOISH 1976 より引用)

1170 Hogstedt C, Rohlen O, Berndtsson BS, Axelson O, Ehrenberg L. A cohort study of mortality and cancer
1171 incidence in ethylene oxide production workers. *Br J Ind Med.* 1979;36(4):276-280.

1172 Hotchkiss JA, Andrus AK, Johnson KA, Krieger SM, Woolhiser MR, Maurissen JP. Acute toxicologic and
1173 neurotoxic effects of inhaled 1,2-dichloroethane in adult Fischer 344 rats. *Food Chem Toxicol.*
1174 2010;48(2):470-481.

1175 Hueper WC, Smith C. Fatal ethylene dichloride poisoning. *Am J Med Sci* 1935; 189: 778-784.
1176 (厚労省リスク評価書 (案) 2019 より引用)

1177 Isacson P., Bean, J.A., Sp linter, R., Olson, D.B. & Kohler, J. (1985) Drinking water and cancer incidence in
1178 Iowa. III. Association of cancer with indices of contamination. *Am. J. Epidemiol.*, 1 21, 856-869
1179 (IARC 1999 より引用)

1180 Jean PA, Reed DJ. 1989. In vitro dipeptide, nucleoside, and glutathione alkylation by S-(2-chloroethyl)
1181 glutathione and S-(2-chloroethyl)-L-cysteine. *Chem Res Toxicol* 2:455-460.
1182 (ATSDR draft 2022 より引用)

1183 King MT, Beikirch H, Eckhardt K, Gocke E, Wild D. Mutagenicity studies with X-ray-contrast media,
1184 analgesics, antipyretics, antirheumatics and some other pharmaceutical drugs in bacterial, *Drosophila*
1185 and mammalian test systems. *Mutation Research/Genetic Toxicology.* 1979;66(1):33-43.

1186 Kozik IV. Some problems of occupational hygiene in the use of dichloroethane in the aircraft industry. *Gigiena*
1187 *truda i professional'nye zabojevanija.* 1957;1:31-38.
1188 (厚労省リスク評価書 (案) 2019 及び NIOSH 1997 より引用)

1189 Lane RW, Riddle BL, Borzelleca JF. Effects of 1,2-dichloroethane and 1,1,1-trichloroethane in drinking water
1190 on reproduction and development in mice. *Toxicol Appl Pharmacol.* 1982;63(3):409-421.

1191 LeBaron MJ, Hotchkiss JA, Zhang F, Koehler MW, Boverhof DR. Investigation of potential early key events
1192 and mode of action for 1,2-dichloroethane-induced mammary tumors in female rats. *J Appl Toxicol.*
1193 2021 Mar;41(3):362-374.

1194 Lochhead HB, Close HP. Ethylene dichloride plastic cement: A case of fatal poisoning. *J Am Med Assoc*
1195 1950; 146: 1323. (厚労省リスク評価書 (案) 2019 より引用)

1196 Lock EA. 1989. Mechanism of nephrotoxic action due to organohalogenated compounds. *Toxicol Lett* 46:93-
1197 106. (ATSDR draft 2022 より引用)

1198 Lone MI, Nazam N, Hussain A, Singh SK, Dar AH, Najar RA, Al-Qahtani MH, Ahmad W. Genotoxicity and
1199 immunotoxic effects of 1,2-dichloroethane in Wistar rats. *J Environ Sci Health C Environ Carcinog*
1200 *Ecotoxicol Rev.* 2016 Jul 2;34(3):169-186.

1201 Mitoma C., Steeger, T., Jackson, S.E., Wheeler, K.P., Rogers, J.H. and Milman, H.A. (1985) Metabolic
1202 disposition study of chlorinated hydrocarbons in rats and mice. *Drug Chem. Toxicol.*, 8, 183-194.
1203 (NITE 2005 より引用).

1204 Morita T, Asano N, Awogi T, Sasaki YF, Sato S, Shimada H, Sutou S, Suzuki T, Wakata A, Sofuni T, Hayashi
1205 M (1997) Evaluation of the rodent micronucleus assay in the screening of IARC carcinogens (Groups
1206 1, 2A and 2B), The summary report of the 6th collaborative study by CSGMT/JEMS·MMS. *Mutation*
1207 *Res* 389, 3-122

1208 Munson A.E. et al. (1982) In vivo assessment of immnotoxicity. *Environ. Health Perspect.*, 43, 41-52
1209 (NITE 2005 より引用).

1210 Nagano K, Nishizawa T, Yamamoto S and Matsushima T (1998) Inhalation carcinogenesis studies of six
1211 halogenated hydrocarbons in rats and mice. In: Chiyotani, K., Hosoda, Y. & Aizawa, Y., EDS,
1212 Advances in the Prevention of Occupational Respiratory Diseases, Amsterdam, Elsevier, pp.741-746.
1213 (中環審 2006 より引用)

1214 Nagano K, Umeda Y, Senoh H, et al. Carcinogenicity and chronic toxicity in rats and mice exposed by
1215 inhalation to 1,2-dichloroethane for two years. J Occup Health. 2006;48(6):424-436.

1216 Nouchi T, Miura H, Kanayama M, Mizuguchi O, Takano T. Fatal intoxication by 1,2-dichloroethane--a case
1217 report. Int Arch Occup Environ Health. 1984;54(2):111-113.

1218 Olsen GW, Lacy SE, Bodner KM, et al. Mortality from pancreatic and lymphopietic cancer among workers
1219 in ethylene and propylene chlorohydrin production. Occup Environ Med. 1997;54(8):592-598.

1220 Payan JP, Saillenfait AM, Bonnet P, Fabry JP, Langonne I, Sabate JP. Assessment of the developmental
1221 toxicity and placental transfer of 1,2-dichloroethane in rats. Fundam Appl Toxicol. 1995;28(2):187-
1222 198.

1223 Parkinson A. 1996. Biotransformation of xenobiotics. In: Klaassen CD, Amdur MO, Doull J, eds. Casarett and
1224 Doull's toxicology: The basic science of poisons. New York, NY: McGraw-Hill Companies, Inc.,
1225 113-114,172-175.

1226 Perocco P, Prodi G. DNA damage by haloalkanes in human lymphocytes cultured *in vitro*. Cancer Lett.
1227 1981;13(3):213-218.

1228 Peterson LA, Harris TM, Guengerich FP. 1988. Evidence for an episulfonium ion intermediate in the formation
1229 of S-[2-(N7-guanyl)ethyl] glutathione in DNA. J Am Chem Soc 110:3284-3291.

1230 Prezdziak J, Bakula S. Acute poisoning with 1,2-dichloroethane. Wiad Lek 1975; 28 (11): 983-987.
1231 (厚労省リスク評価書 (案) 2019 より引用)

1232 Rannug U, Sundvall A, Ramel C. The mutagenic effect of 1,2-dichloroethane on Salmonella typhimurium I.
1233 Activation through conjugation with glutathion *in vitro*. Chem Biol Interact. 1978;20(1):1-16.

1234 Rao KM, JS; Deacon, MM; John, JA; Calhoun, LL; Young, JT. Teratogenicity and reproduction studies in
1235 animals inhaling ethylene dichloride. A Potential Health Risk? Banbury Report (Ames, B et al, eds),
1236 No 5. 1980:149-166. (厚労省リスク評価書 (案) 2019 より引用)

1237 Reitz R.H., Fox, T.R., Domoradzki, J.Y., Quast, J.F., Langvardt, P. and Watanabe, P.G. (1980)
1238 Pharmacokinetics and macromolecular interactions of ethylene dichloride: Comparison of oral and
1239 inhalation exposure. Banbury Report, 5, 135-148. (ATSDR draft 2022 より引用)

1240 Reitz R.H., Fox, T.R., Ramsey, J.C., Quast, J.F., Langvardt, P.W. and Watanabe, P.G. (1982)
1241 Pharmacokinetics and macromolecular interactions of ethylene dichloride in rats after inhalation or
1242 gavage. Toxicol. Appl. Pharmacol., 62, 190-204. Rosenbaum ND. Ethylene dichloride as an
1243 industrial poison. Gig Sanit. 1947;12:12-17. (ATSDR draft 2022 より引用)

1244 Sasaki YF, Saga A, Akasaka M, et al. Detection of *in vivo* genotoxicity of haloalkanes and haloalkenes
1245 carcinogenic to rodents by the alkaline single cell gel electrophoresis (comet) assay in multiple mouse
1246 organs. Mutat Res. 1998;419(1-3):13-20.

1247 Sasaki YFS, M. Yamada, H. and Matsuhashi, T. Evaluation of micronucleus induction in mice by four
1248 organochlorine pesticides: 1,2-dibromo-3-hloropropane, 1,3-dichloropropene, 1,2-dichloroethane,
1249 and nitrofen. MMS Com. 1994;11:1399-1402. (NITE 2005 より引用)

1250 Sano M, Tappel AL. 1990. Halogenated hydrocarbon and hydroperoxide induced lipid peroxidation in rat
1251 tissue slices. J Agric Food Chem 38:437-441. (ATSDR draft 2022 より引用)

1252 Schultz K, Ghosh L, Banerjee S. Neoplastic expression in murine cells induced by halogenated hydrocarbons.
1253 *In vitro* Cell Dev Biol. 1992;28a(4):267-272.

1254 Spencer HCR, V.K. Adams, E.M. McCollister, D.D. and Irish, D.D. Vapor toxicity of ethylene dichloride
1255 determined by experiments on laboratory animals. AMA Arch Ind Hyg Occup Med. 1951;4:482-493.
1256 (NIOSH 1976 より引用)

1257 Spreafico FEZ, F. Marcucci, M. Sironi, S. Paglialunga, M. Madonna, and E Mussini. Pharmacokinetics of
1258 ethylene dichloride in rats treated by different routes and its long-term inhalatory toxicity. Banbury
1259 Report 5 Ethylene Dichloride: A Potential Health Risk? 1980:107-129. (NITE 2005 より引用).

1260 Stauffer Chemical Co. (1973). Four toxicological studies of 1,2-dichloroethane. EPA Doc. No. 86-870000606,
1261 NTIS OTS No. OTS0515133.

1262 Storer RD, Conolly RB. Comparative *in vivo* genotoxicity and acute hepatotoxicity of three 1,2-dihaloethanes.
1263 Carcinogenesis. 1983;4(11):1491-1494.

1264 Storer RD, Conolly RB. An investigation of the role of microsomal oxidative metabolism in the *in vivo*
1265 genotoxicity of 1,2-dichloroethane. Toxicol Appl Pharmacol. 1985;77(1):36-46.

1266 Storer RD, Jackson NM, Conolly RB. *In vivo* genotoxicity and acute hepatotoxicity of 1,2-dichloroethane in
1267 mice: comparison of oral, intraperitoneal, and inhalation routes of exposure. Cancer Res.
1268 1984;44(10):4267-4271.

1269 Tafazoli M, Baeten A, Geerlings P, Kirsch-Volders M. *In vitro* mutagenicity and genotoxicity study of a
1270 number of short-chain chlorinated hydrocarbons using the micronucleus test and the alkaline single
1271 cell gel electrophoresis technique (Comet assay) in human lymphocytes: a structure-activity
1272 relationship (QSAR) analysis of the genotoxic and cytotoxic potential. Mutagenesis. 1998;13(2):115-
1273 126.

1274 Tan EL, Hsie AW. Mutagenicity and cytotoxicity of haloethanes as studied in the CHO/HGPRT system. Mutat
1275 Res. 1981;90(2):183-191.

1276 Tse SYH, Mak IT, Weglicki WB, et al. 1990. Chlorinated aliphatic hydrocarbons promote lipid peroxidation
1277 in vascular cells. J Toxicol Environ Health 31:217-226.

1278 Urusova T. 1953. [The possible presence of dichloroethane in human milk with exposure in industrial
1279 conditions.] Gig Sanit 18:36-37. (ATSDR draft 2022 より引用)

1280 Union Carbide Corp. (1987) NTIS/OTIS 0515565 #86-870001403. (NITE 2005 より引用)

1281 Watanabe K, Liberman RG, Skipper PL, Tannenbaum SR, Guengerich FP. Analysis of DNA adducts formed
1282 *in vivo* in rats and mice from 1,2-dibromoethane, 1,2-dichloroethane, dibromomethane, and
1283 dichloromethane using HPLC/accelerator mass spectrometry and relevance to risk estimates. Chem
1284 Res Toxicol. 2007;20(11):1594-1600.

1285 Withey J.R. and Karpinski K. (1985) The fetal distribution of some aliphatic chlorinated hydrocarbons in the
1286 rat after vapor phase exposure. Biol. Res. Preg. Perinatol., 6, 79-88. (NITE 2005 より引用).

1287 Yodaiken RE, Babcock JR. 1,2-Dichloroethane poisoning. Arch Environ Health. 1973;26(5):281-284.
1288 (厚労省リスク評価書 (案) 2019 より引用)

1289
1290

1291 10. (参考) BMD 解析データ

1292 US EPA が公開しているソフトウェア BMDS (Version 3.1.2)を用いて、下記の BMD 解析を行
 1293 った。モデル選択等の解析方法は、ベンチマークドース法の適用に関するガイダンス
 1294 (http://dra4.nihs.go.jp/bmd/BMDS_guidance.pdf) に示された方法に従った。

1295 10-1. 経口暴露による発がんリスク解析

1296 US NCI 1978 雄ラット 血管肉腫担がん動物数

| Dose (mg/kg/day) | N | Incidence |
|---------------------|----|-----------|
| 0 | 20 | 0 |
| 47 | 50 | 9 |
| 95 | 50 | 7 |

Model : Log-Logistic
 BMDL₁₀ = 9.3 mg/kg/day
 スロープファクター = 0.1/9.3 = 1.07 x 10⁻² (mg/kg/day)⁻¹
 発がんリスク 10⁻⁵ の値 = 0.93 μg/kg/day

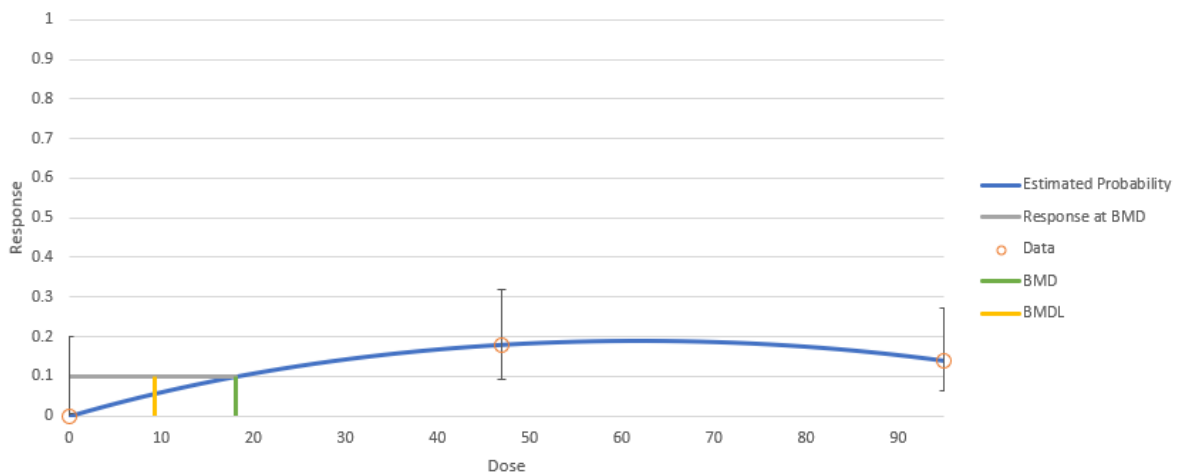
1297 BMDS (version 3.1.2, US EPA)による出力結果

1298 最小 BMDL₁₀ (1.16 mg/kg/day) は、「最低用量/BMDL 比 が 10 以上となる」ことから、ガ
 1299 イダンスに記載された除外推奨に従い除外した。

| Model | Analysis Type | Restriction | RiskType | BMR | BMD | BMDL | BMDU | P Value |
|---------------------|---------------|--------------|------------|-----|-------------|-------------|-------------|-------------|
| Dichotomous Hill | frequentist | Restricted | Extra Risk | 0.1 | 2.50379E-06 | 0 | Infinity | 0.585378714 |
| Gamma | frequentist | Restricted | Extra Risk | 0.1 | 43.06013405 | 29.28842377 | Infinity | 0.045180938 |
| Log-Logistic | frequentist | Restricted | Extra Risk | 0.1 | 40.64748862 | 26.39101107 | Infinity | 0.173280264 |
| Log-Probit | frequentist | Restricted | Extra Risk | 0.1 | 122.5431173 | 45.14081877 | Infinity | 0.034990095 |
| Multistage Degree 2 | frequentist | Restricted | Extra Risk | 0.1 | 43.06003451 | 29.28792121 | Infinity | 0.134534329 |
| Multistage Degree 1 | frequentist | Restricted | Extra Risk | 0.1 | 43.06003451 | 29.28887804 | Infinity | 0.045180968 |
| Weibull | frequentist | Restricted | Extra Risk | 0.1 | 43.05676737 | 29.28848196 | Infinity | 0.045187668 |
| Dichotomous Hill | frequentist | Unrestricted | Extra Risk | 0.1 | 0 | 0 | Infinity | 0.585378718 |
| Gamma | frequentist | Unrestricted | Extra Risk | 0.1 | 6.535958187 | 1.160235913 | 52.59448583 | 0.693980454 |
| Logistic | frequentist | Unrestricted | Extra Risk | 0.1 | 95.25311229 | 57.43377387 | Infinity | 0.046303513 |
| Log-Logistic | frequentist | Unrestricted | Extra Risk | 0.1 | 0 | 0 | Infinity | 0.861672461 |
| Log-Probit | frequentist | Unrestricted | Extra Risk | 0.1 | 0 | 0 | Infinity | 0.861623414 |
| Multistage Degree 2 | frequentist | Unrestricted | Extra Risk | 0.1 | 18.1458196 | 9.349256569 | 56.30048277 | 0.999556908 |
| Multistage Degree 1 | frequentist | Unrestricted | Extra Risk | 0.1 | 43.06004018 | 29.28874028 | Infinity | 0.04518097 |
| Probit | frequentist | Unrestricted | Extra Risk | 0.1 | 90.43877846 | 54.18259822 | Infinity | 0.046202877 |
| Quantal Linear | frequentist | Unrestricted | Extra Risk | 0.1 | 43.0600385 | 29.28835878 | Infinity | 0.045180965 |
| Weibull | frequentist | Unrestricted | Extra Risk | 0.1 | 65535 | 0 | Infinity | 0.861732446 |

1300

Frequentist Multistage Degree 2 Model with BMR of 10% Extra Risk for the BMD and 0.95 Lower Confidence Limit for the BMDL



1301

1302 10-2. 吸入暴露による発がんリスク解析

1303 吸入試験 ラットの雌 乳腺（腺がん＋腺腫＋線維腺腫）の3つの腫瘍の組み合わせ。

1304 Nagano et al. (2006) ラット 雌乳腺腫瘍（腺がん＋腺腫＋線維腺腫）担がん動物数

1305

| Dose (ppm) | N | Incidence |
|------------|----|-----------|
| 0 | 50 | 8 |
| 10 | 50 | 8 |
| 40 | 50 | 11 |
| 160 | 50 | 25 |

Model : Gamma
 $BMDL_{10} = 11.5 \text{ ppm} = 11.5 \times 4.11 = 47.3 \text{ mg/m}^3$
 $BMDL_{10} \text{ 連続暴露換算} = 47.3 \times (6/24) \times (5/7) = 8.45 \text{ mg/m}^3$
 ラット1日呼吸量 $0.26 \text{ m}^3/\text{day}$ 、ヒト1日呼吸量 $20 \text{ m}^3/\text{day}$
 ラット体重 0.35 kg 、ヒト体重 50 kg
 $BMDL_{10} \text{ ヒト等価用量} = 8.45 \times (0.26/20) \times (50/0.35) = 15.7 \text{ mg/m}^3$
 $\text{ユニットリスク} = 0.1/15.7 = 6.40 \times 10^{-6} (\mu\text{g/m}^3)^{-1}$
 発がんリスク 10^{-5} の値 = $1.6 \mu\text{g/m}^3$ (0.00039 ppm)

1306

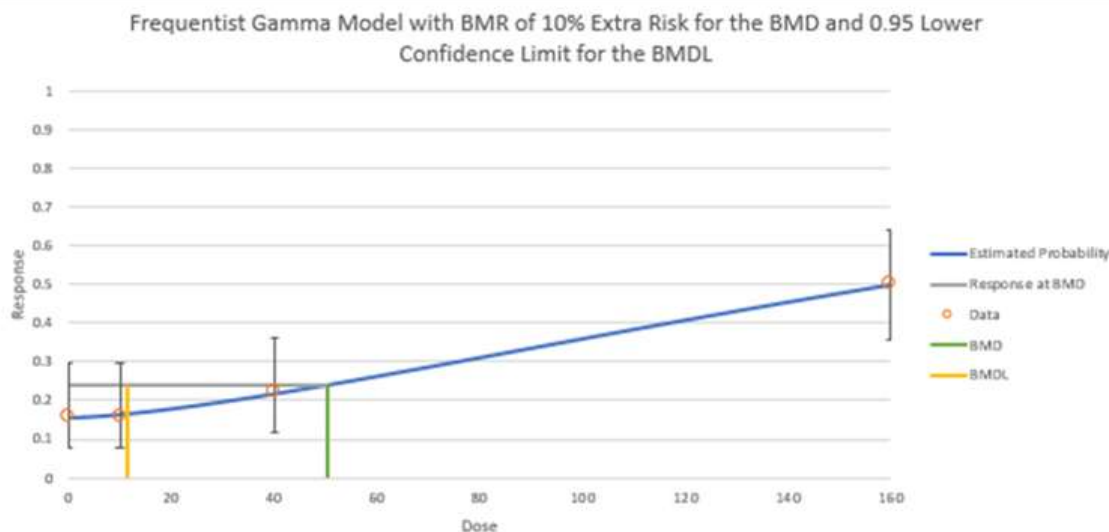
1307

1308 BMDS (version 3.1.2, US EPA)による出力結果

1309 ガイダンスに従い、最小 $BMDL_{10}$ (11.5 ppm) を選択した。

| Model | Analysis Type | Restriction | RiskType | BMRF | BMD | BMDL | BMDU | P Value |
|---------------------|---------------|--------------|------------|------|-------------|-------------|-------------|-------------|
| Dichotomous Hill | frequentist | Restricted | Extra Risk | 0.1 | 49.73483084 | 14.95601237 | 155.5984431 | NA |
| Gamma | frequentist | Restricted | Extra Risk | 0.1 | 50.29382565 | 22.62305128 | 135.1686927 | 0.907775475 |
| Log-Logistic | frequentist | Restricted | Extra Risk | 0.1 | 49.73960731 | 18.12081933 | 150.1058716 | 0.914517248 |
| Log-Probit | frequentist | Restricted | Extra Risk | 0.1 | 55.99924488 | 39.50306683 | 156.6638108 | 0.968764745 |
| Multistage Degree 3 | frequentist | Restricted | Extra Risk | 0.1 | 51.70513153 | 22.58753593 | 112.321808 | 0.850391249 |
| Multistage Degree 2 | frequentist | Restricted | Extra Risk | 0.1 | 51.70511723 | 22.58722746 | 94.81978097 | 0.850391248 |
| Multistage Degree 1 | frequentist | Restricted | Extra Risk | 0.1 | 32.90813446 | 22.07457844 | 56.85249849 | 0.830136236 |
| Weibull | frequentist | Restricted | Extra Risk | 0.1 | 50.64789081 | 22.61778095 | 150.6190066 | 0.894802389 |
| Dichotomous Hill | frequentist | Unrestricted | Extra Risk | 0.1 | 49.41367196 | 12.78409907 | 154.950223 | NA |
| Gamma | frequentist | Unrestricted | Extra Risk | 0.1 | 50.29525994 | 11.52757258 | 135.1690852 | 0.907775564 |
| Logistic | frequentist | Unrestricted | Extra Risk | 0.1 | 51.0174793 | 40.08442153 | 71.14150864 | 0.980107869 |
| Log-Logistic | frequentist | Unrestricted | Extra Risk | 0.1 | 49.74354149 | 12.76585808 | 150.1058907 | 0.914491532 |
| Log-Probit | frequentist | Unrestricted | Extra Risk | 0.1 | 48.82371512 | 13.61269437 | 158.2721736 | 0.965382192 |
| Multistage Degree 3 | frequentist | Unrestricted | Extra Risk | 0.1 | 47.46060848 | 6.886367359 | 151.9338275 | NA |
| Multistage Degree 2 | frequentist | Unrestricted | Extra Risk | 0.1 | 51.70513153 | 16.14567602 | 116.3574517 | 0.850391244 |
| Multistage Degree 1 | frequentist | Unrestricted | Extra Risk | 0.1 | 32.90142059 | 22.07470829 | 56.85295904 | 0.830122995 |
| Probit | frequentist | Unrestricted | Extra Risk | 0.1 | 48.53151542 | 37.95468512 | 69.02441774 | 0.977566225 |
| Quantal Linear | frequentist | Unrestricted | Extra Risk | 0.1 | 32.90823853 | 22.074661 | 56.84891805 | 0.830136469 |
| Weibull | frequentist | Unrestricted | Extra Risk | 0.1 | 50.60279091 | 11.95575357 | 150.6280461 | 0.894797015 |

1310



1311