

1 詳細リスク評価書シリーズ4 ジクロロメタン(塩化メチレン)

2 要約

4 1. はじめに

6 ジクロロメタン(塩化メチレン)は、化学的に安定である、不燃性である、すぐれた脱脂・抽出能力がある等の理由で、洗浄剤、溶媒をはじめとする様々な用途で各産業界において用いられている常温で無色透明の液体である。このように、ジクロロメタンは有用な物質として広く用いられているために、また、揮発性が高いために環境(大気)への排出量が多く、加えて、ヒトへの有害性を示す知見も得られていることから、ジクロロメタンの暴露によるヒト健康への悪影響が懸念されている。そのため、ジクロロメタン暴露による日本人(一般住民)の健康リスクの現状についてまとまった知見があるとはいえない状況であるにも関わらず、近年、事業者団体による有害大気汚染物質に関する自主管理計画により、事業所において様々な排出量削減対策が採られてきた。しかし、本来、排出削減対策は、現況のリスクを把握したうえで必要と認められる場合に行うべきものである。

16 そこで、本評価書では、暴露評価、有害性評価を包括的に行い、ジクロロメタン暴露(職業暴露は除く)による日本人の健康リスクの現状を詳細に把握すること、また、排出量削減の費用効果分析を行い、今後も事業所における排出削減対策を続けていくべきか否かの判断材料を提供することを主な目的とした。

20 本評価書では、日本全国について広域評価用の大気拡散モデル(AIST-ADMER)を用いて約5 km(東西、南北方向に3次メッシュ区画5個分)の解像度で、また、大規模発生源近傍について局所濃度評価用の大気拡散モデル(METI-LIS)を用いて100 mの解像度で濃度分布を評価することにより、ジクロロメタンに固有の濃度分布と人口分布を考慮して、詳細なリスク評価を行っていること、また、リスクを事業所排出による寄与分と室内発生源寄与分に分けて定量的に評価している点に特色がある。

26 図1に、本評価書のフローを示した。

28 2. 摂取媒体別濃度の概観と主要摂取経路の特定

30 ジクロロメタンは、摂取経路による体内動態の差は小さく、いずれの経路で摂取されても全身に循環し、各摂取経路に特有な毒性発現も認められていないため、毒性発現には各経路からの総摂取量のみが意味を持つと考えられる。この総摂取量には、どの媒体からの摂取が重要であるのかを調べた。

1
2
3
4
5
6
7
8
9
10
11
12
13
14
15
16
17
18
19
20
21
22
23
24
25
26
27
28
29
30
31
32
33
34

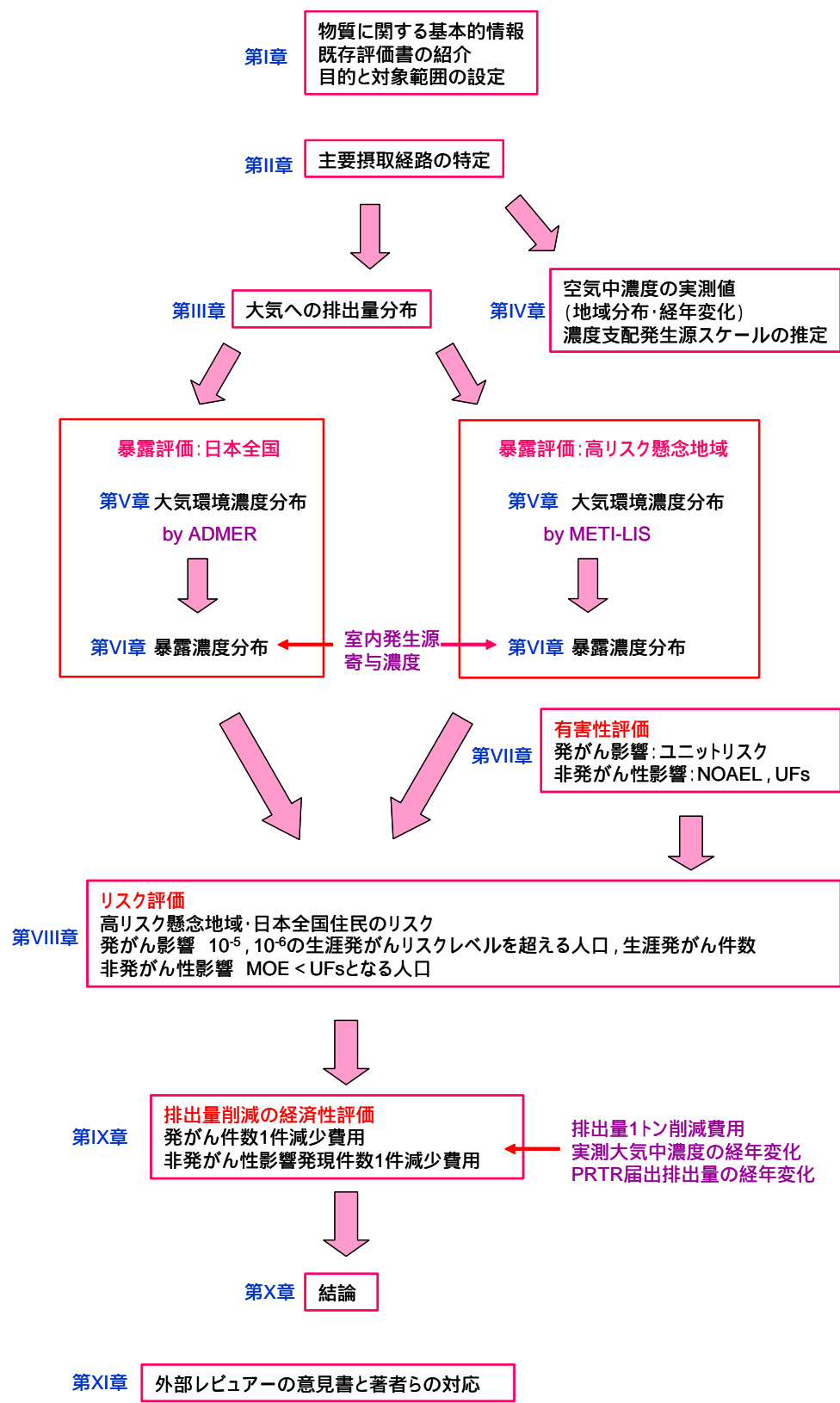


図 1 本評価書のフロー

1 各摂取媒体中のわが国における実測ジクロロメタン濃度等を基に、各媒体(空気(室外・室内)、
2 飲料水、食品) を通して日本人に摂取されるジクロロメタンの概量を、空气中濃度は平均値、そ
3 れ以外の媒体中濃度は大きく見積もってもこの程度と考えられる平均値を用いて推定した。その
4 結果、この場合でも空気以外の媒体からのジクロロメタン摂取量は空気に比べて1 オーダー程度
5 小さいと推定された。以上より、日本人の主要摂取経路は空気の吸入であり、これに比べてその
6 他の環境媒体を通して摂取される量は十分小さく、ヒト健康リスク評価にあたっては、空気の吸
7 入のみを考慮すればよいと判断した。

9 3. 発生源の特定と環境排出量の推定

11 2001(平成13) 年度の全国におけるジクロロメタンの環境排出量(大気への排出量) を推定し
12 た。発生源としては、PRTR 対象業種のジクロロメタン製造・使用事業所(届出事業所、届出外
13 事業所)、家庭等(ジクロロメタン含有の最終製品使用による排出)、廃棄物処分場(ジクロロメ
14 タン(含有) 廃棄物廃棄後の排出) 等ジクロロメタンのライフサイクル全般にわたる発生源のほ
15 か、ごみ焼却やバイオマスの燃焼等による2 次生成、自然界での発生を考慮した。その結果、PRTR
16 対象業種事業所(届出事業所、届出外事業所) からの排出量が他の発生源からの排出量に比べて
17 圧倒的に大きく、他の発生源からの排出量は無視できると判断され、全国の総排出量はおよそ
18 72,000 t/yr と推定された。

19 全国のPRTR 対象業種届出外事業所からの排出量を約5 km 解像度のメッシュに割り振るための
20 指標は、検討の結果「業種別出荷額」が適切であると判断し、その指標に基づいて、全国におけ
21 る約5 km 解像度の排出量分布を推計した。その結果、地域別では、関東地方、東海地方、近畿地
22 方の都市部など人口密度が大きい地域で排出量が大きいと推定された。要約の5 節で示す全国に
23 おける大気環境濃度分布推定には、ここで得られた約5 km 解像度の排出量分布を用いた。

25 4. 実測値による空气中濃度分布の把握

27 大気環境(室外空气中) 濃度分布の現状、経年変化について実測値に基づいて詳細に解析した。
28 関東地方、東海地方、近畿地方などで相対的に濃度が高い地域が見られ、相対的に濃度が高い地
29 域はいずれも県単位以上の広域にわたって広がっていた。経年変化に着目すると、近年の3 年間
30 (2000 ~ 2002 年度) では全国的に顕著な減少傾向が認められた。近傍(1 km 以内) に発生源(PRTR
31 届出事業所) が存在する測定局の年間平均濃度と周囲のPRTR 届出排出量データ(年間排出量)
32 を用いて、各測定局の年間平均濃度がどのようなスケールの排出量に支配されているのかを調べ
33 た結果、発生源(PRTR 対象業種届出事業所) 近傍(1 km 以内) の測定局でも、それらの濃度は
34 一般的に、近傍(1 km 以内) の排出量に支配されるというよりは、むしろ、より広域(10 km 程
35 度以上) の排出量に支配されていることを示した。これは、ジクロロメタン年間平均濃度の主要

1 な空間変動スケールは 10 km 程度以上であることを示唆した。一般に、室内空気中濃度は大気環
2 境（室外空気中）濃度に比べて高いことを示した。

3

4 5. 大気環境濃度評価

5

6 AIST-ADMER による大気環境（室外空気中）濃度分布推定のシミュレーションを行った。その
7 結果、計算値は実測値を反映したものとなっており、「一般環境」、「沿道」の測定局のみならず発
8 生源近傍における測定局の濃度も妥当に再現されることを示した。これは、要約の 4 節で示唆さ
9 れたジクロロメタン大気環境濃度変動の主要な空間スケールが AIST-ADMER の解像度（約 5 km）
10 より大きいことに関連すると推察された。同モデルを用いて日本全国における大気環境濃度の地
11 域分布及び大気環境濃度の人口分布を評価した。大気環境濃度は、人口過密地域で大きいという
12 特色が見られ、年間平均大気環境濃度の全国平均値は $0.38\mu\text{g}/\text{m}^3$ であるのに対し、全国のヒトが暴
13 露される年間平均大気環境濃度の平均値（人口加重平均値）はその 7 倍を超える $2.84\mu\text{g}/\text{m}^3$ と推定
14 された。なお、AIST-ADMER で推定された年間平均大気環境濃度の最大値は $15.6\mu\text{g}/\text{m}^3$ であり、
15 AIST-ADMER の解像度では大気環境基準値（ $150\mu\text{g}/\text{m}^3$ ）を超える濃度となるメッシュは存在しな
16 かった。

17 PRTR 対象業種届出事業所の大気への排出量とその周辺人口を解析したうえで、市原、浜松、
18 松山、豊中の各地域（約 5 km 四方）を高リスク懸念地域に選定し、METI-LIS を用いて 100 m の
19 高解像度で大気環境濃度の地域分布及び大気環境濃度の人口分布を評価した。各地域内でヒトが
20 暴露される年間平均大気環境濃度の最大値は、市原、浜松、松山、豊中の各地域で、それぞれ、
21 $156\mu\text{g}/\text{m}^3$ 、 $120\mu\text{g}/\text{m}^3$ 、 $613\mu\text{g}/\text{m}^3$ 、 $289\mu\text{g}/\text{m}^3$ であり、大気環境基準値を超える大気環境濃度で暴露
22 される人口は、それぞれの地域で、4 人（地域内人口の 0.03%）、0 人（同 0%）717 人（同 1.47%）、
23 1,222 人（同 0.41%）程度と推定された。また、全国で大気環境基準値を超える大気環境濃度で暴
24 露される人口は、各事業所について正確な値が得られているわけではない排出高度の条件によっ
25 て大きく異なるが、おおむね 2,000 人～10,000 人（全国人口の 0.0016%～0.0080%）程度の範囲内
26 にあると推定された。

27

28 6. 室内空気を考慮した暴露濃度評価

29

30 2001（平成 13）年度を対象に、室内空気中の濃度を考慮して暴露濃度の評価を行った。要約の
31 5 節で推定された全国、および高リスク懸念地域における大気環境（室外空気中）濃度分布と室
32 内発生源寄与濃度の和で室内空気中濃度の分布を推定し、それらを基に暴露濃度の人口分布を推
33 定した。ここで、室内発生源寄与濃度は実測データの室内外濃度差を統計処理することによって
34 得た。また、暴露濃度は室外空気中濃度と室内空気中濃度を日本人の室外・室内平均滞在時間比
35 1:9 で重み付け平均し、式を整理することにより $1.0 \times (\text{室外空気中濃度}) + 0.9 \times (\text{室内発生源寄与})$

1 濃度)として算出した。結果、高リスク懸念地域に選定された4地域では、大きめに見積もった
2 安全側の推計値として、それぞれの地域で49~2,600人(地域内人口の0.42~1.9%)程度、全国
3 では、大きめに見積もった安全側の推計値として、43万人~44万人(全国人口の0.34~0.35%)
4 程度の人口が大気環境基準値を超える暴露濃度で暴露されると推定された。全国で大気環境基準
5 値を超える暴露濃度で暴露される人口は、要約の5節で推定された全国で大気環境基準値を超え
6 る大気環境(室外空气中)濃度で暴露される人口(2,000~10,000人(全国人口の0.0016%~
7 0.0080%)程度)よりずっと大きく、全国的に見た場合、大気環境基準値を超える暴露濃度で暴
8 露される人口には、室外発生源(PRTR対象業種事業所)の寄与は室内発生源の寄与に比べて小
9 さいことが示された。

10

11 7. ヒト健康に対する有害性評価

12

13 ヒト健康に対する有害性について、非発がん性影響(発がん性以外の影響)と発がん影響にわ
14 けて評価した。

15 非発がん性の有害影響については、クリティカルなエンドポイントは肝臓への影響(脂肪変性
16 等)であると判断し、要約8節のヒト健康リスク評価において、リスクの判定に使用する暴露マ
17 ージン(MOE)を算出する際に用いる無毒性量(NOEL)には、ラットに2年間暴露した実験(6
18 時間/日,5日間/週)で得られた200ppmを連続暴露に換算した35.7ppm(124mg/m³)を採用し
19 た。また、リスク判定時にMOEと比較すべき不確実性係数積(UFs)は、実験動物(ラット)と
20 ヒトの種差を説明する10とヒトの個人差を説明する10の積100で十分であると判断した。

21 発がん影響については、ユニットリスクとして、Cassanova et al. (1997)で生理学的薬物動態
22 モデル(PB-PKモデル)によって導出される値に、暴露時間の補正を行なって得られる値 1.5×10^{-9}
23 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)⁻¹を安全側の推計値として採用した。

24

25 8. ヒト健康リスク評価

26

27 要約の5節,6節でそれぞれ示した大気環境濃度評価,暴露濃度評価,要約の7節で示した有
28 害性評価の結果を基に,ジクロロメタン暴露による2001(平成13)年度時点における日本人の健
29 康リスクを評価した。

30 発がんリスクについては,要約の7節で採用したユニットリスク($1.5 \times 10^{-9}(\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$)を用いて
31 評価し,非発がん性(発がん性以外の)有害影響リスクについては,要約7節で選択した肝臓へ
32 の影響(脂肪変性等)をエンドポイントとして,同節で採用した無毒性量(NOEL)35.7ppm(124
33 mg/m³),不確実性係数積(UFs)100を用い,暴露マージン(MOE)が不確実性係数積(UFs)を
34 下回る人口を指標にして評価を行った。

35 表1に全国におけるヒト健康リスク評価結果を示した。ヒト健康リスクはいずれの指標で見て

1 も小さいこと、室外発生源（PRTR 対象業種事業所）の寄与は室内発生源の寄与に比べて小さい
 2 ことがわかる。なお、これらの結果は、高リスク懸念地域においても成立していた。本節で推定
 3 されたリスク指標はいずれも大きめに見積もった安全側の推計値として得られたものであり、実
 4 際の数値はこれらより小さい可能性が高い。ジクロロメタンの発がんリスクをこれまで評価が行
 5 われてきた 1,3-ブタジエン、ベンゼンのそれと比較すると、きわめて小さいことがわかった。
 6

7 **表1 全国におけるヒト健康リスク評価結果**

リスク指標	暴露濃度で算定した 場合（A）	大気中（室外空气中） 濃度のみで算定した 場合（B）	室外発生源 （PRTR 対象 業種事業所） 寄与率 ²⁾
生涯発がん件数 ¹⁾	1.3 件 (1.1×10^{-8})	0.52 件 (4.4×10^{-9})	40%
生涯発がん確率 ¹⁾ が 10^{-5} を超える人口	410 人 (3.3×10^{-6})	0 人 (0)	0%
非発がん性影響（肝 脂肪変性）の MOE が UFs 未満となる人口	21,000 人 (1.7×10^{-4})	0～150 人 ($0 \sim 1.2 \times 10^{-6}$)	<1.0%

8 注：括弧内の数値は全国の総人口に対する比率。

9 1) 2001(平成 13)年度の空气中濃度に生涯にわたって暴露されるとした場合のものである。

10 2)(A)に対する(B)の比として算出。

11

12 **9. 排出量削減の経済性評価**

13

14 全国的に展開された事業者団体による自主管理計画で行われた事業所における排出削減対策の
 15 経済性評価を行なった。

16 化学工業関連団体における対策で、ジクロロメタンの排出量を 1 t 削減するための費用は 21 万
 17 円/t 程度であり、ベンゼン、アセトアルデヒド、1,3-ブタジエン、クロロホルム、1,2-ジクロロエ
 18 タン、塩化ビニルモノマー、アクリロニトリル、ホルムアルデヒド、トリクロロエチレン、テト
 19 ラクロロエチレン等の物質の排出量を 1 t 削減するための費用に比べて安かった。このように、
 20 排出削減対策の費用対効果を単位排出削減量あたりの費用を指標として捉えるならば、ジクロロ
 21 メタンの排出削減対策は他物質と比較して費用対効果が良いと考えられた。

22 一方、2002(平成 14)年度に行われた対策によるジクロロメタン排出量削減の費用対効果を、
 23 「真の費用対効果」といえる単位リスク減少費用を指標として推定すると、発がん件数を 1 件減少

1 させるための費用は、5,500 億円以上、非発がん性（発がん性以外の）有害影響（肝臓への影響：
2 脂肪変性等）の発現件数を 1 件減らすための費用は、どんなに小さく見積もっても 60 億円以上と
3 算定された。発がん件数を 1 件減らすための費用（5,500 億円以上）は、これまでに報告された
4 1,3-ブタジエン、ベンゼンの排出削減対策と比較して 2 オーダー程度高かった。このように事業所
5 におけるジクロロメタン排出削減対策の「真の費用対効果」は決して良いとは言えず、全国レベル
6 の排出量削減については、他に優先させるべき物質があると考えられた。

7

8

9

10

11

12

13

14