
要 約

第 I 章 序 論

クロロホルム (CHCl_3) は、常温では無色で、やや強い刺激臭をもつ液体であり、有機化合物を溶解しやすい化学物質である。生体内では、クロロホルムが代謝されるとホスゲン (COCl_2) を生成することが知られている。また、クロロホルムは、水道水中に含まれ、発がん性が懸念されているトリハロメタン類の代表的な 1 つである。

クロロホルムは、主に化学工業などで溶媒や溶剤として使用されており、その使用や廃棄段階で環境中に排出される。その他に、塩素消毒処理や塩素漂白工程において、塩素と有機物の化学反応による副生成物としてクロロホルムが非意図的に生成され、環境中に排出される。

日本では、クロロホルムは、低濃度でも長期間の暴露により、発がん性などヒトへの健康影響が懸念される有害大気汚染物質の 1 つに指定されており、国や地方自治体による有害大気汚染物質モニタリング調査が行われている。これまで、クロロホルムの関係業界団体の事業者による自主管理計画によって排出削減対策が進められてきた。2006 (平成 18) 年 11 月には、中央環境審議会大気環境部会において、「今後の有害大気汚染物質対策のあり方について (第八次答申)」が審議され、クロロホルムの指針値 (年平均値 $18 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 以下) が答申された。さらに、水生生物の保全の観点から、クロロホルムの生態系に対する影響も検討されている。2003 (平成 15) 年には、中央環境審議会水環境部会によって、クロロホルムは、公共用水域などにおける検出状況などから、現時点ではただちに環境基準を設けず、引き続き知見の集積に努めるべき物質として要監視項目に指定され、水域区分ごとの指針値が示された。

このように、クロロホルムは、社会的な関心が高まっている化学物質であることから、クロロホルムのヒト健康や生態系に対する詳細なリスク評価が求められている。本評価書では、クロロホルムの多様な発生源の把握、クロロホルムによるヒト健康および生態の精緻な有害性評価、人の生活行動シナリオに基づいた確率的なリスク評価を主な課題として取り組み、日本におけるクロロホルムによるリスクについて信頼性の高い評価結果を示すことを目的とした。

第 II 章 クロロホルムに関する基本的情報

第 II 章では、クロロホルムの物性、環境動態、生産量と用途、日本における法規制などの基本的情報をまとめた。また、国内外の公的機関から公表されているクロロホルムのリスク評価書のレビューを行い、これまでのリスク評価の判定結果をまとめた。

クロロホルムのリスク評価に関しては、海外においては、WHO-IPCS (2004, 1994) や Environment Canada and Health Canada (2000), Euro Chlor (1997) の機関によって行われている。日本では、化評研・製評機構 (2005) や環境省環境保健部環境リスク評価室 (2003) がリスク判定の結果を公開している。

海外では、ヒト健康および生態のどちらにおいてもクロロホルムによるリスクは懸念されないと判定されている。日本では、化評研・製評機構 (2005) が、クロロホルムのヒト健康に対するリスクについて、吸入暴露で「ヒト健康に悪影響を及ぼしていることが示唆され、詳細な調査、解析及び評価等を行う必要がある候補物質である」と判定し、生態リスクについては、「現時点ではクロロホルムが環境中の水生生物に悪影響を及ぼすことはない」との結果を示した。環境省環境保健部環境リスク評価室 (2003) は、クロロホルムのヒト健康リスクについて、「情報収集に努める必要があると考えられる」としたが、生態リスクについては、「公共用水域の淡水域・海水域ともに詳細な評価を行う候補と考えられる」と判定した。

第 III 章 発生源および環境排出量の推定

第 III 章では、クロロホルムの発生源および環境排出量についてまとめ、さらに、未把握の発生源とその排出量に関する考察を行った。

地球規模でのクロロホルムの環境中への総排出量は約 660 Gg/year であり、排出量の 9 割程度は自然発生源由来との報告がある (McCulloch, 2003)。自然発生源としては、海洋、土壌、水田などが挙げられる。クロロホルムは、その多くがクロロジフルオロメタン (HCFC-22) の製造における原料として用いられるが、HCFC-22 の製造工場からクロロホルムが環境中へ排出される可能性はほとんどない。クロロホルムの人為的な発生源は、化学工業などでクロロホルムが溶媒や溶剤、試薬として直接使用され、環境へ排出されるものと、パルプ・製紙工場や水処理施設などにおいて塩素消毒や塩素漂白の過程でクロロホルムが非意図的に生成され、環境へ排出されるものがほとんどを占める。

2001 (平成 13) 年度から 2004 (平成 16) 年度までのクロロホルムの PRTR (Pollutant Release and Transfer Register : 化学物質排出移動量届出制度) データの経年変化を表 III.3 に示す。クロロホルムの大気への届出排出量は、1,800 t/year から 1,100 t/year へと漸減した。公共用水域への届出排出量は、160~170 t/year の範囲で横ばいに推移していた。廃棄物への届出移動量は、2,300 t/year から 2,500 t/year へとやや増加した。下水道への届出移動量は、17 t/year から 8 t/year へと減少した。

表 III.3 クロロホルムの PRTR データの経年変化

		2001 年度	2002 年度	2003 年度	2004 年度
届出排出量 [kg/year]	大気	1,783,696	1,617,835	1,293,423	1,056,511
	公共用水域	174,368	168,528	161,780	165,213
	土壌	0	0	0	0
	埋立	0	0	0	0
	合計	1,958,064	1,786,363	1,455,203	1,221,724
届出移動量 [kg/year]	廃棄物	2,331,322	2,331,156	2,380,818	2,563,073
	下水道	16,968	17,439	14,879	7,740
	合計	2,348,290	2,348,595	2,395,697	2,570,813
届出合計 [kg/year]		4,306,354	4,134,958	3,850,900	3,792,537
届出外排出量 [kg/year]	対象業種	681,661	237,512	244,630	25,065
	非対象業種	19,013	19,562	17,017	15,458
	家庭	61,039	62,910	56,755	52,327
	移動体	0	0	0	0
届出外合計 [kg/year]		761,713	319,984	318,402	92,850
届出：届出外の割合 [%]		72：28	85：15	82：18	93：7

2004 年度の PRTR データの届出排出量について、地方別に見ると、大気への届出排出量は、中部、中国、四国地方で多かった。また、公共用水域への排出量は、中国地方で最も多かった。業種別に見ると、大気への届出排出量は、約 50 % がパルプ・紙・紙加工品製造業、約 30 % が化学工業、残りは電気機械器具製造業などであった（図 III.3）。公共用水域への届出排出量については、パルプ・紙・紙加工品製造業（53 %）と化学工業（47 %）が占めていた（図 III.4）。

2004 年度の PRTR データに基づくクロロホルムの大気への排出量と気象条件を用いて、AIST-ADMER（産総研一曝露・リスク評価大気拡散モデル：National Institute of Advanced Industrial Science and Technology-Atmospheric Dispersion Model for Exposure and Risk Assessment）Ver.2.0.1 によるクロロホルムの大気中濃度を計算し、その計算値と有害大気汚染物質モニタリングの実測値を比較することによって、PRTR データによる排出量の妥当性の検証を行った。

全国における AIST-ADMER Ver.2.0.1 による計算結果は、実測値より小さい傾向が見られた。

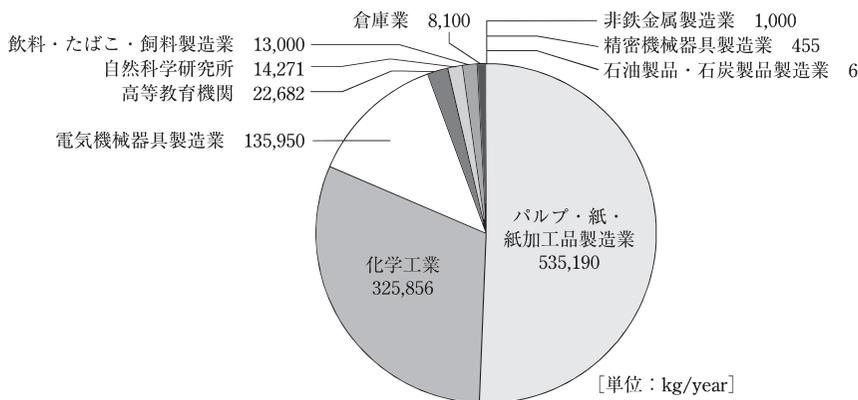


図 III.3 クロロホルムの業種別の大気への届出排出量 (2004 年度 PRTR データ)

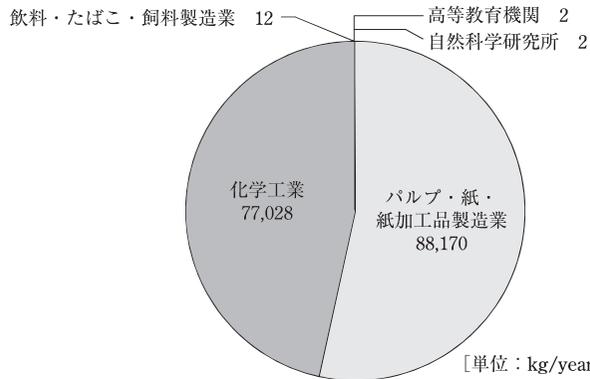


図 III.4 クロロホルムの業種別の公共用水域への届出排出量 (2004 年度 PRTR データ)

クロロホルムの高排出事業所周辺や東京都以外のモニタリング地点では、実測値が計算値の10倍から100倍を示していたことから、PRTRのデータでは把握されていない発生源の存在が示唆された。PRTRデータのうち、対象業種、非対象業種、家庭からの水道に係る排出量は、浄水場から給水される水道水の使用に基づいて推計されているが、塩素消毒処理設備のある浄水場や下水処理場、工場排水処理施設などはPRTRの排出量推計の対象となっていない。したがって、PRTRの水道に係る排出量は過小評価となっている可能性がある。

未把握の発生源情報のうち、恒常的かつ相当量の塩素消毒処理が行われているものとして、浄水場、下水処理場、浄化槽、工場排水処理施設を取り上げ、それぞれのクロロホルムの環境への年間

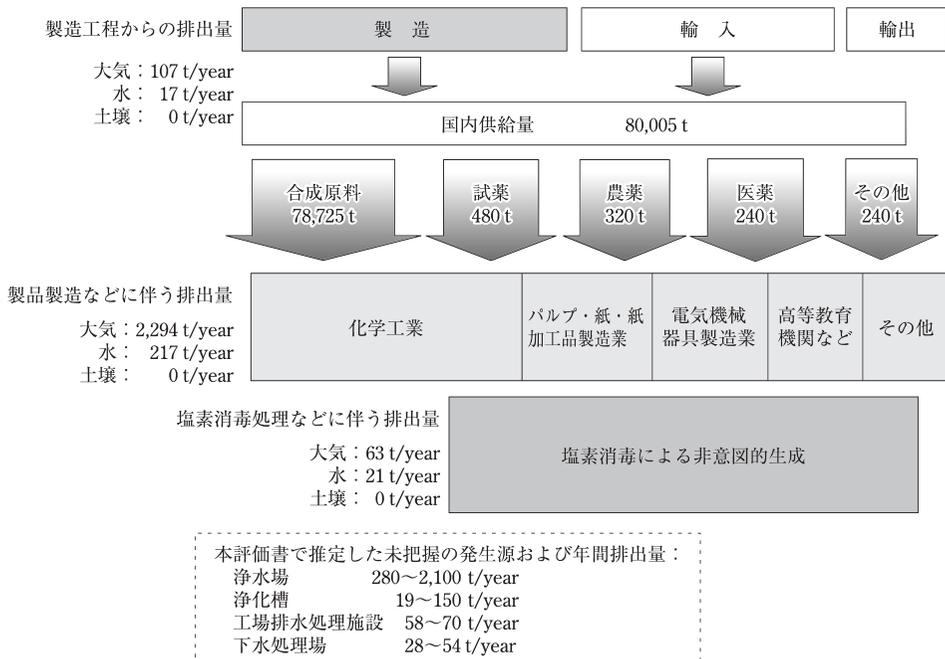


図 III.7 本評価書におけるクロロホルムの排出フロー

[製品評価技術基盤機構 (2004) の資料を基に、2001 年度の PRTR データを用いて改変]

排出量を推定した。この推定では、利用可能なデータが限られていたため、不確実性を考慮する必要はあるが、これらの推定排出量のレベルは、非対象業種や家庭からの PRTR 届出外排出量より大きかったことから、これらの発生源の寄与を無視できないことが示唆された。

本章で考察を行ったクロロホルムの排出フローを図 III.7 に示す。

第IV章 環境中濃度

第IV章では、大気、公共用水域、底質および土壌、食物、水道水、下水処理水、室内空気におけるクロロホルムの濃度について、既存のデータの収集整理を行い、本評価書のリスク判定で用いる環境媒体別濃度をまとめた。大気と公共用水域の環境中濃度については、高濃度地点を抽出し、発生源の観点から高濃度が出現した要因について個別に解析を行った。

クロロホルムの大気濃度に関しては、1997年度から2004年度までの地方公共団体における有害大気汚染物質モニタリングの地点ごとの年平均濃度について平均値（算術平均）、最小値、最大値を示した。これらの経年変化から、クロロホルムの大気濃度の全国平均は、 $0.36 \mu\text{g}/\text{m}^3$ から $0.26 \mu\text{g}/\text{m}^3$ へと変動しながら徐々に低下している傾向が見られた。さらに、2001年度から2004年度の有害大気汚染物質モニタリング調査結果における各測定値の上位3地点を高濃度地点として取り上げ、METI-LIS（経済産業省一低煙源工場拡散モデル：Ministry of Economy, Trade and Industry-Low rise Industrial Source dispersion Model）Ver. 2.03 による計算を行った結果、測定局の風上方向にクロロホルムの高排出事業所やプールなどの塩素消毒処理が行われている施設がある場合、風下では大気中クロロホルム濃度が高くなることが示された。

公共用水域におけるクロロホルム濃度については、1998年度から2003年度までの環境省による全国の公共用水域水質測定結果の経年変化を調べた。この期間の50パーセンタイルと95パーセンタイルはすべて「 $<6 \mu\text{g}/\text{L}$ 」と報告された値であった。しかし、 $440 \mu\text{g}/\text{L}$ や $310 \mu\text{g}/\text{L}$ などの非常に高い濃度が検出された地点もあったことから、クロロホルムが集中的に排出される地点があることが示唆された。さらに、これらの公共用水域の水質測定結果のうち、水道水の水質基準値 $0.06 \text{mg}/\text{L}$ を超過した地点について、クロロホルムの排出事業所などの発生源の観点から考察を行った。高濃

表 IV.10 環境媒体別のクロロホルム濃度の幾何平均および幾何標準偏差

媒 体		幾何平均	幾何標準偏差	引用データ
大 気		$0.21 \mu\text{g}/\text{m}^3$	1.8	2004年度 有害大気汚染物質モニタリング調査結果
室内空気	居間	$0.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$	2.9	神野ら (2006)
	寝室	$0.4 \mu\text{g}/\text{m}^3$	2.6	
	台所	$0.7 \mu\text{g}/\text{m}^3$	2.4	
	浴室	$19.1 \mu\text{g}/\text{m}^3$	1.7	
	屋内プール	$111.1 \mu\text{g}/\text{m}^3$	1.9	
水道水		$5 \mu\text{g}/\text{L}$	2.7	2002年度 水道統計（日本水道協会，2004）
プール水		$27.9 \mu\text{g}/\text{L}$	2.6	有賀ら (2003)

度地点のうち、静岡県 の 岳南排水路マンホール 4 号管末端と山口県 の 徳山湾海域 (地点 TD-21) の 2 地点については、PRTR 届出事業所からのクロロホルム排出の寄与が示唆された。一方、埼玉県 の 藤右衛門川論處橋のように、PRTR 届出事業所が存在せず、潜在的な発生源も特定できない場合、工業排水や生活排水が多く流入し、有機汚濁物質が増加したために、クロロホルムが非意図的に生成される可能性が考えられた。

表 IV.10 に、本評価書のヒト健康リスク判定に用いる環境媒体別のクロロホルム濃度の幾何平均と幾何標準偏差についてまとめた。

第 V 章 ヒト健康の有害性評価

第 V 章では、既存の有害性評価の文書を基に、クロロホルムのヒト健康に対する有害性評価の状況をまとめた。

クロロホルムの急性暴露では、ヒトに対して黄疸や肝炎などの肝障害があることが報告されている。また、コホート研究では飲水からのクロロホルムの摂取により乳癌や結腸癌の発症リスクが上昇するとの報告や、症例対照研究でも消化器癌や膀胱癌との関係性を示す報告がある。しかし、これらの発がん性を示唆する報告は、トリハロメタンあるいは飲料水の塩素処理との関係について解析されており、クロロホルムとの直接の関係を示すものではなかった。動物を用いる発がん性試験では、マウスで肝腫瘍と腎腫瘍、ラットで腎腫瘍が認められているが、ヒトでは動物試験で認められた肝腫瘍や腎腫瘍の発症リスクの上昇は明確ではなかった。

クロロホルムは、経口、経皮、吸入のいずれの暴露経路でも速やかに吸収され、脂肪、肝臓、腎臓などの組織に分布し、薬物代謝酵素 (チトクローム P450) により代謝され、ホスゲンを経て二酸化炭素となり、呼気中に排出される。クロロホルムの毒性は主に酸化的代謝から生じるホスゲンによると考えられている。

多くの機関がクロロホルムのヒトに対する健康影響評価を実施している。ATSDR (1997) がヒトのデータに基づいてクロロホルムの非発がん影響を評価しているが、他の評価機関ではヒトのデータは不十分であるとして、動物試験データを用いている。これらの機関によるリスク評価には、評価対象とした試験、暴露指標および不確実性係数の大きさに違いがある。暴露指標として、生理学的薬物動態 (PBPK) モデルにより推定した活性代謝物の標的臓器内生成速度を指標にするのが新しい評価方法であるが、モデルの検証が不十分であり、また、用いるパラメータの妥当性の問題があり、不確実性が大きい。なお、クロロホルムのヒトにおける発がんリスクの定量的な評価に際して、ほとんどの評価機関は、持続的な細胞障害性に対する代償性の細胞増殖によるものとし、クロロホルムの発がん性には閾値があるとの立場である。

本評価書では、クロロホルムの有害性を特定するとともに、発現メカニズムに関する情報を整理し、以下のような見解に至った。

クロロホルムの非発がん影響として、実験動物では鼻腔、肝臓および腎臓に障害性変化が認められているが、ラットやマウスに認められた鼻腔に対する影響は、ヒトでは情報がなく、また、げっ

歯類特有の影響と考えられたので、評価対象とはしなかった。一方、肝臓および腎臓に対する影響は、ヒトでも見られており、これらを非発がん影響のエンドポイントとして定量的なリスク評価を行った。

クロロホルムの経口暴露による定量的なリスク評価に際しては、イヌ7.5年間経口投与試験 (Heywood *et al.*, 1979) を評価対象として、U.S. EPA (2001) が用いた BMD 法による手法が最も適切と考えた。U.S. EPA (2001) の BMD (benchmark dose: ベンチマークドーズ) 法による推計により BMDL (benchmark dose lower confidence level: BMD の 95% 信頼下限値)₁₀ = 1.2 mg/kg/day が得られ、これを投与プロトコルで補正 (BMDL₁₀ × 6 日/7 日) すると 1.0 mg/kg/day が得られた。この値を定量的なリスク評価に用いる場合の不確実性係数は 100 (種差 10, 個体差 10 の積) とすることが妥当とした。

ヒトに対する吸入暴露による非発がん影響についても、ヒトに関する適切なデータはなく、動物試験データを用いた評価を行った。定量的な評価では、動物試験では腎臓の方が肝臓よりも影響を受けやすいことから、ラットの 13 週間吸入暴露試験 (Templin *et al.*, 1996b) で得られた腎臓の病理組織学的変化をエンドポイントとし、NOAEL (no observed adverse effect level: 無毒性量または無毒性濃度) を 10 ppm とした。腎臓に対する影響は代謝物による細胞障害作用によるものと考えられていること、クロロホルムの総摂取量ではなく活性代謝物の生成速度に依存すること、104 週間の暴露でも増悪が認められていないことなどから、NOAEL についての暴露期間の補正は不要と考えられる。しかし、本評価書では、安全側に立つという観点から、1 日の暴露時間 6 時間の補正を行い {10 ppm × (6 時間/24 時間)}、吸入暴露の NOAEL を 2.5 ppm とした。この NOAEL をリスク評価に用いる場合の不確実性係数は、腎臓に対する影響が上述の有害性発現メカニズムによることから、呼吸量の種差に関わる補正は不要と判断し、単純に 100 (種差 10, 個体差 10 の積) が妥当と考えた。

クロロホルムによる発がん性の評価では、クロロホルムの遺伝毒性は陰性と判断し、持続的な細胞障害性とそれに続く細胞増殖の増加のあることが多くの研究で明らかになっていることから、閾値ありの評価が適切であると考えた。また、クロロホルムの発がんメカニズムを考慮すると、非発がん影響に関して得られた NOAEL は、同時に発がん影響に対しても保護的であると考えられるので、発がん影響に関する NOAEL として非発がん影響に関する NOAEL をそのまま用いることとした。

第 VI 章 ヒト健康のリスク評価

第 VI 章では、第 IV 章の環境中濃度および第 V 章のヒト健康の有害性評価をもとに、ヒト健康の吸入暴露、経口暴露、経皮暴露のそれぞれの非発がんリスクについて確率的な評価を行った。発がんリスクに関しては、非発がん影響に関して得られた NOAEL が、発がん影響に対しても保護的であると考えられるので、ここでは、非発がんリスクについてのみ評価を行った。

吸入暴露の評価では、主に 1 日を家庭で過ごす人を対象に、以下に示す 3 つの暴露シナリオを設

定し、シナリオ別の吸入暴露による年平均暴露濃度をモンテカルロ・シミュレーションによって推定した。

暴露シナリオ1：水泳なし

1日のうちの1.2時間を屋外で過ごし、残りの12.4時間は居間、8時間は寝室、2時間は台所、0.4時間は浴室で過ごすとして仮定する。

暴露シナリオ2：水泳 週1回 2時間/回

シナリオ1と同様の生活をベースとして、水泳を週1回2時間行う。水泳に通う日は、居間で過ごす時間が10.4時間となり、水泳に通わない日は、居間で過ごす時間が12.4時間となる。

暴露シナリオ3：水泳 週5回 各2時間/回

シナリオ1と同様の生活をベースとして、水泳を週5回各2時間行う。水泳に通う日は、居間で過ごす時間が10.4時間となり、水泳に通わない日は、居間で過ごす時間が12.4時間となる。

暴露シナリオ別の年平均暴露濃度の平均および95パーセンタイルを表VI.1に示す。

表 VI.1 暴露シナリオ別の吸入暴露によるクロロホルムの年平均暴露濃度 [単位： $\mu\text{g}/\text{m}^3$]

シナリオ	平均	95パーセンタイル
シナリオ1 (水泳なし)	1.1	2.0
シナリオ2 (水泳週1回2時間)	2.7	4.7
シナリオ3 (水泳週5回各2時間)	9.2	17.9

経口暴露では、水道水を飲用することによるクロロホルムの体重あたりの平均1日摂取量を推定した。対象は、ヒトの体重の違いを考慮するため、成人男性、成人女性、子供（小学校高学年）とした。飲料水摂取量は、1人あたり2L/dayと仮定した。

表VI.2に、成人男性、成人女性、子供（小学校高学年）を対象とした飲料水経由の経口暴露によるクロロホルムの平均1日摂取量の平均および95パーセンタイルを示す。

表 VI.2 飲料水経由の経口暴露によるクロロホルムの平均1日摂取量
[単位： $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$]

年代	平均	95パーセンタイル
成人男性	0.16	0.35
成人女性	0.20	0.43
子供（小学校高学年）	0.29	0.65

クロロホルムの経皮暴露については、水道水に連続して接触する機会の多いシャワー入浴、浴槽入浴、水泳を対象として、経皮暴露による平均1日体内吸収量の推定を行った。評価の対象は、体重や体表面積の異なる成人男性、成人女性、子供（小学校高学年）とした。

表VI.3～VI.5に、シャワー入浴、浴槽入浴、水泳における経皮暴露によるクロロホルムの平均1日体内吸収量の平均および95パーセンタイルを示す。

リスクの判定においては、中西・吉田・内藤（2005）によるリスク判定の方法を参考に、暴露濃

表VI.3 成人男性の経皮暴露によるクロロホルムの平均1日体内吸収量
[単位：μg/kg/day]

	平均	95パーセンタイル
シャワー入浴	0.009	0.019
浴槽入浴	0.012	0.026
水泳	1.41	4.25

表VI.4 成人女性の経皮暴露によるクロロホルムの平均1日体内吸収量
[単位：μg/kg/day]

	平均	95パーセンタイル
シャワー入浴	0.010	0.021
浴槽入浴	0.013	0.029
水泳	1.54	4.82

表VI.5 子供(小学校高学年)の経皮暴露によるクロロホルムの平均
1日体内吸収量 [単位：μg/kg/day]

	平均	95パーセンタイル
シャワー入浴	0.011	0.025
浴槽入浴	0.015	0.033
水泳	1.76	5.61

度や摂取量が、動物試験でのNOAELをヒトの個人差と種間差を考慮した不確実性係数の基準マージンで除した値を超過する確率をリスクの指標として求めた。

吸入暴露では、いずれの暴露シナリオにおいても、クロロホルムのリスクは0.01%未満であり、懸念されるレベルではないと判定された(表VI.6)。経口暴露においても、成人男性、成人女性、子供(小学校高学年)のリスクは0.01%未満であり、懸念されるレベルではないことが示された(表VI.7)。

表VI.6 暴露シナリオ別の吸入暴露による
クロロホルムのリスクの算出結果

	リスク [%]
シナリオ1(水泳なし)	<0.01
シナリオ2(水泳週1回2時間)	<0.01
シナリオ3(水泳週5回各2時間)	<0.01

表VI.7 経口暴露によるクロロホルム
のリスクの算出結果

	リスク [%]
成人男性	<0.01
成人女性	<0.01
子供(小学校高学年)	<0.01

経皮暴露の有害性評価の指標を定量的に求めることは、現在のところ困難であることから、経皮暴露によって、体内に吸収されたクロロホルムが、血液によって肺を経由して体内に分布される体内動態メカニズムに従うことを考慮し、吸入暴露と同様の有害性指標をもつと仮定した。また、皮膚表面に接触したクロロホルムは、瞬時に体内へ吸収されるとして、より安全側のリスクの判定を行った。その結果、シャワー入浴と浴槽入浴における経皮暴露によるクロロホルムのリスクはすべて0.01%未満となり、水泳を行う場合は、リスクが約5%となる可能性が示唆された。しかし、経皮暴露による体内吸収量の推定は安全側のリスク評価の観点で行われていること、水泳は入浴より

も行動の頻度が少ないこと、2時間連続してプール水に接触し、そこに含まれるクロロホルムが全て体内へ吸収されて腎臓に影響を与えると仮定していることなどを考慮すると、この判定結果はリスクを過大に評価していると考えられる。したがって、経皮暴露によるクロロホルムのリスクは懸念されないレベルにあると判断した。

第 VII 章 生態リスク評価

第 VII 章では、クロロホルムの生態リスクを評価し、そのリスクが許容可能なレベルであるかについて判定を行った。

まず、既往のクロロホルム評価書のレビューを行った結果、①各毒性試験に対する信頼性評価の違い、②リスク評価に用いる分類群の違い、③毒性試験の濃度別死亡率データから NOEC (No Observed Effect Concentration：無影響濃度) に相当する値を選択する際の基準の違い、④予測環境中濃度 (PEC) として採用する値の選び方にクロロホルムのリスク評価結果が強く依存することが示された。

問題設定においては、本評価書の生態リスク評価では、①水生生物を対象とすること、②影響指標として「個体の生存・成長・発生・繁殖」を採用すること、③暴露指標としてクロロホルムの実測データから推定された環境中濃度分布を用いること、を示した。

暴露評価においては、クロロホルムの実測データを基に環境中濃度分布を推定した。その結果、東京都環境局の5年間の実測データから推定した環境中濃度分布をリスク評価の際に用いる暴露指標として採用した。採用した分布の95パーセンタイル値は0.48 µg/L、幾何平均は0.18 µg/L、幾何標準偏差は1.82であった。

影響評価においては、慢性毒性試験のレビューを行うとともに各毒性試験データの信頼性評価を行った。「信頼性の高いデータのみの場合」および「注意が必要なデータも含んだ場合」の2つのシナリオを想定し、それぞれのシナリオ毎に種の感受性分布および報告されている中で最も小さい NOEC を求めた。「信頼性の高いデータのみの場合」の種の5%影響濃度 (HC₅) は1,140 µg/L、最も小さい NOEC は3,400 µg/Lであった。「注意が必要なデータも含んだ場合」の種の5%影響濃度 (HC₅) は7.8 µg/L、最も小さい NOEC は14 µg/Lであった。

リスク判定においては、3つの手法(最も小さい NOEC を用いた解析、種の5%影響濃度 (HC₅) を用いた解析、種の期待影響割合 (EPAF) を用いた解析)を用いてリスク判定を行った。その結果、3つの手法全てにおいて「リスクは無視できるほど小さい」と判定されたため、「日本の公共用水域におけるクロロホルムによる生態リスクは懸念レベルでない」と結論した。

第 VIII 章 排出削減対策の評価

第 VIII 章では、クロロホルムの排出削減対策とその効果について、既に講じられている有害大気汚染物質の自主管理計画や塩素消毒処理に関する対策の現状をまとめた。

有害大気汚染物質の自主管理計画に基づいたクロロホルムの年間排出量は減少している。また、有害大気汚染物質モニタリングによるクロロホルムの大気濃度の全国平均値も徐々に減少している。したがって、現時点では、さらなるクロロホルムの排出削減対策は必要ではないと考えられる。

現在、紙パルプ産業の無塩素漂白の取り組みとして、日本製紙連合会では、ECF (elemental chlorine free) 漂白法（元素状の塩素を使用しない漂白法）の導入、漂白薬品の適正添加、過酸化水素等の代替薬品の採用、漂白排水の活性汚泥処理を掲げている（日本製紙連合会，2001）。

水道事業におけるトリハロメタン低減化対策として、水道事業者による以下の3つの対策が実施されている。① 原水を取水した後に、塩素を注入する前塩素処理から、凝集沈殿処理でトリハロメタン前駆物質の低減した後に塩素を注入する中間塩素処理へ変更する。② トリハロメタン前駆物質の低減のための粉末活性炭処理を導入する。③ トリハロメタン前駆物質の低減のためにオゾン処理に活性炭処理を組み合わせた高度浄水処理を導入する。

さらに、塩素消毒に代わる代替消毒法が研究されており、二酸化塩素、クロラミン、オゾン、紫外線などの代替物質の導入が検討されている。

今後、クロロホルムの排出削減対策として、代替物質の二酸化塩素などによる ECF の導入が期待される一方、二酸化塩素のコストが高いことや ECF 用の新設設備が必要であること、二酸化塩素による消毒の場合でも最後に必ず消毒用塩素の注入が必要になることなどの検討課題がある。

第 IX 章 結 論

本評価書では、クロロホルムの多様な発生源の把握、クロロホルムによるヒト健康および生態の詳細な有害性評価、人の生活行動のシナリオに基づいた確率的なリスク評価を主な課題として取り組んだ。

ヒト健康の有害性評価では、クロロホルムの非発がん影響に関する吸入暴露と経口暴露の NOAEL を示した。ヒト健康のリスクの判定では、生活行動における暴露シナリオに基づいた吸入暴露、飲料水を經由した経口暴露、入浴および水泳時の経皮暴露に関する評価を行った。その結果、ヒト健康に対するリスクはどの経路においても懸念されないレベルであると判定された。

生態リスク評価では、毒性データの信頼性の評価を詳細に行い、データの信頼性の違いに基づいた2つのシナリオを設定した。「個体の生存・成長・発生・繁殖」を影響指標とし、3つの異なった手法による生態リスク評価を行った結果、いずれの手法においても「生態リスクは無視できるほど小さい」と判定された。

本評価書において、ヒト健康リスクおよび生態リスクともに懸念されないことが明らかになったことから、新たなクロロホルムの排出削減対策は必要ではないと判断した。