

## 8. 1, 1, 1-トリクロロエタン

〔物質名〕 1, 1, 1-トリクロロエタン、メチルクロロホルム、 $\alpha$ -トリクロロエタン

1, 1, 1-Trichloroethane、Methyl chloroform、MC、 $\alpha$ -Trichloroethane

Cas Registry Number=71-55-6、既存化学物質番号=2-55

### 8. 1 物理化学的性状

1, 1, 1-トリクロロエタンは塩化ビニリデンに塩酸ガスを添加し、精留した後安定剤を加えて製品とする。無色透明の不燃性の液体ある。揮発性で特有の温和な甘い臭いをもつ。ゆっくり加水分解し、塩化水素を発生させる。日光存在下で塩素と反応して、1, 1, 1, 2-テトラクロロエタンと少量のペンタ及びヘキサクロロエタンを生ずる。気相で360～440℃に加熱すると脱塩化水素を起し、1, 1-ジクロロエチレンと塩化水素を生じる。また、高温で大気中の酸素によって酸化されホスゲンが発生させる。

1, 1, 1-トリクロロエタンは揮発性が高いため、使用時に揮散して大気に移行する。水中へ放出されても、主に表面から揮散による。土壌へ漏れた1, 1, 1-トリクロロエタンは揮散するか、または地下水に浸透する。大気中では比較的安定で広域に拡散し、一部は降雨によって地上に洗い落とされる。

化学式： $\text{CCl}_3\text{CH}_3$

分子量：133.42

比重： $d_4^{20}$  1.3492、 $d_4^{20}$  1.3376、 $d_4^{20}$  1.35、 $d_4^{15}$  1.345

融点： $-30.4^\circ\text{C}$ 、 $-32.62^\circ\text{C}$ 、

沸点： $74.1^\circ\text{C}$  (760mmHg)、 $74^\circ\text{C}$  (760mmHg)

蒸気圧：123.7mmHg (25℃)<sup>1)</sup>

水溶解度：347mg/L (25℃)<sup>1)</sup>

ヘンリー則定数： $8 \times 10^{-8}$  atm-m<sup>3</sup>/mol<sup>1)</sup>

オクタノール/水分配係数：2.49 (対数値)<sup>1)</sup>

土壌有機物吸着分配係数：27～76、2～108<sup>1)</sup>、183<sup>2)</sup>

生物濃縮係数：8.9<sup>3)</sup>

### 8. 2 生産量及び用途<sup>4)</sup>

日本における1989年の1, 1, 1-トリクロロエタンの年間生産量は163,780 tであり、輸出量が8,524 tに対して輸入量が25,876 tである。したがって、1989年の総使用量は18万 tに達している。

1, 1, 1-トリクロロエタンは、主として金属の常温洗浄および蒸気洗浄に用いられ、不燃料溶剤のなかでは毒性が最も低く、利用分野が広い。また、特にドライクリーニング用溶剤、繊維のシミ抜き剤、エアゾール用として汎用されている。

### 8. 3 分析方法

我国では排水<sup>5)</sup>及び水道水<sup>6)</sup>中の1, 1, 1-トリクロロエタンの分析法に、ヘッドスペース・ガスクロマトグラフ法、溶媒抽出・ガスクロマトグラフ法を挙げている。ヘッドスペース法は、一

定容積のバイアル瓶に空間を残して試料水を封入し、恒温水槽中で一定時間放置して気・液平衡状態とした後、バイアル瓶上部の空気を採取し、それを直接ガスクロマトグラフ（GC）に注入して定量する方法であり、GCの検出器は電子捕獲型検出器（ECD: Electron capture detector）による。この分析法による排水での定量範囲は0.2~2 $\mu$ g/L、水道水での検出限界値は1 $\mu$ g/Lとなっている。溶媒抽出法は、試料中の1,1,1-トリクロロエタンをヘキサンで抽出し、ヘキサン層をGC-ECDに注入して定量する。この分析法による排水での定量範囲は0.01~0.2ng、水道水での検出限界値は1 $\mu$ g/Lとなっている。ヘッドスペース法と溶媒抽出法はいずれも、分析の妨害となる実験室内の空気の汚染や溶媒中の不純物に注意を払えば、簡単な操作で1,1,1-トリクロロエタンの分析が可能となる。ただ、JIS法<sup>52</sup>と厚生省通達<sup>62</sup>では、GCの分離カラムにシリコン系の樹脂を液相とした充填カラムが示されているが、1,1,1-トリクロロエタンはクロロホルムや四塩化炭素、あるいは抽出溶媒の不純物と極めて近接した位置に溶出することから、誤認を防ぐためには分離能の優れた揮発物質用のキャピラリーカラムの利用が望まれる。

一方、米国EPAでは1,1,1-トリクロロエタンの分析に溶媒抽出法のMethod 551<sup>72</sup>とパージトラップ法のMethod 502.1<sup>83</sup>、Method 502.2<sup>92</sup>、Method 524.1<sup>92</sup>およびMethod 524.2<sup>112</sup>を提案している。溶媒抽出法のMethod 551は、1,1,1-トリクロロエタンなど6種の有機塩素系溶剤とトリハロメタン類など12種の塩素処理副生成物の同時分析に対応した方法である。方法の概要は次の通りである。35mLの試料を2mLのMTBE（methyl-tert-butylether）で振とう抽出して、MTBEの2 $\mu$ LをGCに注入し、ECDで検出、定量する方法である。GCの分離カラムは、内径0.32mm×長さ30mのフェーズドシリカキャピラリーカラムで、液相は無極性のメチルシリコン系（DB-1など）で膜厚が1.0 $\mu$ mを採用している。このカラムで目的物質の溶出位置にピークが出現すれば、50%のトリフルオロプロピル系の液相（DB-201、SP-2401など）で膜厚0.5 $\mu$ mの分離カラムを用いて溶出位置を確かめ、さらにGC/MSによる確認を促している。この方法による1,1,1-トリクロロエタンの検出限界値は0.008 $\mu$ g/Lである。抽出溶媒として用いるMTBEは日本では入手し難い面があり、その際ジエチルエーテルまたはn-ヘキサンでも分析可能である。抽出溶媒は予め分析の妨害となる不純物が存在していないことを確かめ、妨害の可能性があれば蒸留精製して用いる。

パージトラップ法は、揮発成分を試料水から追い出し、それを吸着管に捕集・濃縮した後、吸着管を加熱して成分をGCに導入する方法である。EPAのmethod4法は、それぞれガスクロマトグラフ（GC）の分離カラムの種類と定性・定量の手段が異なっているが、いずれも1,1,1-トリクロロエタンをはじめとした揮発性物質40~60種の多成分同時分析法である。この中で最も進んだ方法は、Method 524.2であり、GCの分離カラムにキャピラリーカラム、定性と定量にガスクロマトグラフ/質量分析計（GC/MS）を採用することによって、有機ハロゲン化合物40種とベンゼンやトルエンなどの揮発性脂肪族、芳香族炭化水素20種の同時定量を可能としている。キャピラリーカラムは、内径0.32~0.75mm、長さ30~60mのVOCOL、DB-624、DB-5などを推奨している。Method 524.2の操作の概要は次の通りである。試料水25mL（MSの感度に応じて5mLの試料量でも分析可能）をパージリング装置に採り、ヘリウムまたは窒素ガスを室温で11分間、40mL/minの流速で通気して、気化成分を吸着管に捕集する。吸着管は、内径と長さがそれぞれ0.27、25cm以上の管にTenax GCとシリカゲルを2:1の割合で充填したものである。吸着管に捕集した成分は、捕集管を250°Cに急速加熱することによって脱離し、GCの分離カラムに導く。この方法による1,1,1-トリクロロエタンの検出限界値は、パージトラップ装置やカラムの種類によって多少異なり、0.04~0.08 $\mu$ g/Lである。

#### 8.4 環境中での挙動

1,1,1-トリクロロエタンは生産と使用の間の揮散をともなって環境中に侵入し、主に金属の脱脂洗浄工程での揮散が多く、クリーニングやエアゾール溶剤も直接的な揮散をもたらす。また、生産工程での揮散と排水によっても環境に放出され、使用工程でのグリースやオイルにも高濃度の1,1,1-トリクロロエタンを含み、これらは排水として流されるか、廃棄物として土壤中に埋められ、環境への侵入源となっている。

高いヘンリー則定数をもつ1,1,1-トリクロロエタンは、水や土壌表面から速やかに揮散する。揮散による水中濃度の半減期は、室内実験の系で1~数時間の結果が得られている<sup>127</sup>。また、野外の春、夏および冬の条件を再現したメゾコズムを用いた実験で、1,1,1-トリクロロエタンの揮散による半減期は、水の混合状態、風などに依存するが、春の24日から冬の11日の範囲にあったと述べている<sup>133</sup>。1,1,1-トリクロロエタンの生分解性は極めて低く、十分に順化した環境での長期間の培養ではじめて分解がみられる<sup>14,153</sup>。1,1,1-トリクロロエタンの半減期は、海水で9ヶ月<sup>162</sup>、地下水で231日<sup>177</sup>が得られており、分解は好気条件よりも嫌気条件で進む<sup>177</sup>。1,1,1-トリクロロエタンの生分解によって塩化ビニルが生成することが確認されている<sup>16,163</sup>。1,1,1-トリクロロエタンの生物濃縮性は、28日間飼育したブルーギルへの濃縮係数が8.9であり、かなり小さい<sup>92</sup>。

1,1,1-トリクロロエタンは、グリースやオイルの廃棄物として土壤中に投棄されることがある。1,1,1-トリクロロエタンの土壌有機物への吸着は有機物含量に大きく依存し、無機質含量には影響しない<sup>13</sup>。有機物含量が0.1~4.9%の土壌への吸着係数は<0.05~0.5の範囲にあり、砂質と粘土質土壌への吸着は非常に小さい<sup>192</sup>。有機物への吸着力は高いものの、無機物への吸着力が弱く、この性質は地層中では容易に移動することを示しており、1,1,1-トリクロロエタンが地下水汚染を引き起こすことにつながっている<sup>202</sup>。

大気での1,1,1-トリクロロエタンは、かなり安定で長い距離を移動し南極でも見いだされた<sup>21,222</sup>。太陽光で生成するOHラジカルとの反応により、非常にゆっくりと分解し、その半減期は6ヶ月から2.2年と推定され、これは不飽和の塩素化炭化水素よりも明らかに長く、また四塩化炭素のように塩素で飽和している物質よりも短い値である<sup>13</sup>。分解速度は塩素ラジカルや窒素酸化物が存在することで助長される<sup>13</sup>。分解によって塩化ビニルが生成する<sup>13</sup>。OHラジカルとの反応が緩やかなことで、揮散した1,1,1-トリクロロエタンの15%は成層圏に達するとみられ、成層圏では急速な光分解をうけ、ホスゲン、塩素、塩酸、炭酸ガスとなる。大気中の1,1,1-トリクロロエタンのいくらかは雨によって洗い落とされ、降雨時の大気中の濃度は晴天時に比べ40%減少する<sup>232</sup>。大気への放出量が多く、しかも対流圏で比較的安定であることから、大気中の1,1,1-トリクロロエタンの存在量は年々12~17%増加しているとの推定がある<sup>13</sup>。

1975年に環境庁が全国の河川等の表層水395検体について調査した結果、1,1,1-トリクロロエタンは43検体で検出され、その濃度範囲は0.06~5.4 $\mu$ g/Lであった<sup>242</sup>。東京都内29地点と東京湾3地点の河川水・海水には35.5~<0.1 $\mu$ g/Lの範囲で検出されている<sup>243</sup>。この時、底泥についても調査され、17.1~<1 $\mu$ g/kgで1,1,1-トリクロロエタンが検出されている。環境庁は1982年に全国の主要15都市における地下水1,360検体について1,1,1-トリクロロエタンの汚染実態調査を行い、14%に相当する検体から概ね100~0.2 $\mu$ g/Lの範囲で検出されている<sup>243</sup>。大気中の濃度も1979~1981年の間に環境庁によって調べられており、291検体中199検体から検出され、濃

度範囲0.01~3.40ppbの結果を得ている<sup>27-29)</sup>。

米国105都市での表層水について調べた結果、そのうち12%で1,1,1-トリクロロエタンが検出され、中央値は0.2μg/Lで、最大値は1.2μg/Lであった<sup>1)</sup>。1975から1976年にかけて、流域が工業化した河川での調査(14地点)が行われている。1,1,1-トリクロロエタン濃度は地点の9%で1μg/Lを超え、最大濃度は8μg/Lであった<sup>1)</sup>。リバプール湾での平均濃度は<0.25μg/L、最大3.3μg/Lであった<sup>1)</sup>。

#### 参考文献

- 1) Saga G.W., Jarvis W.F. and Gray D.A.: 1,1,1-Trichloroethane. In: P.H. Howard (ed) Handbook of Environmental Fate and Exposure Data for Organic Chemicals, Vol. II Solvent, Lewis Publishers, pp450-460 (1990)
- 2) Chiou C.T., Peters L.J. and Freed V.H.: A physical concept of soil-water equilibrium for nonionic organic compounds, Science, 206, 831-832 (1979)
- 3) Davies R.P. and Dobbs A.J.: The prediction of bioconcentration in fish, Water Res., 18, 1253-1262 (1984)
- 4) 化学工業日報社: 1,1,1-トリクロロエタン、11691の化学商品、p701 (1991)
- 5) 排水基準を定める総理府令の規定に基づく環境庁長官が定める排水基準に係わる検定方法: JISK0125 用水・排水中の低分子量ハロゲン化炭化水素試験法(環境庁告示第18号、平成元年4月3日)
- 6) 水道におけるトリクロロエチレン、テトラクロロエチレン及び1,1,1-トリクロロエタン対策について(厚生省環境衛生局水道環境部長通知、環水第15号、昭和59年2月18日)の別表
- 7) Hodgson J.W. and Cohn A.L.: Method 551. Determination of chlorination disinfection byproducts and chlorinated solvents in drinking water by liquid-liquid extraction and gas chromatography with electron-capture detection, Environmental Monitoring Systems Laboratory, Office of research and development, U.S. EPA, Cincinnati Ohio 45268 (1990)
- 8) Bellar T.A.: Method 502.1. Volatile halogenated organic compounds in water by purge and trap gas chromatography. Revision 2.0, Environmental monitoring systems laboratory, Office of research and development, U.S. EPA, Cincinnati, Ohio 45268 (1989)
- 9) Ho J.S.: Method 502.2. Volatile organic compounds in water by purge and trap capillary column gas chromatography with photoionization and electrolytic conductivity detectors in series. Revision 2.0, Environmental monitoring systems laboratory, Office of research and development, U.S. EPA, Cincinnati, Ohio 45268 (1989)
- 10) Eichelberger J.W. and Budde W.L.: Method 524.1. Measurement of purgeable organic compounds in water by packed column gas chromatography/mass spectrometry, Revision 3.0, Environmental Monitoring systems laboratory, Office of research and development, U.S. EPA, Cincinnati, Ohio 45268 (1989)
- 11) Eichelberger J.W. and Budde W.L.: Method 524.2. Measurement of purgeable organic compounds in water by capillary column gas chromatography/mass spectrometry. Revision 3.0, Environmental Monitoring systems laboratory, Office of research and development, U.S. EPA, Cincinnati, Ohio 45268 (1989)
- 12) Dailling, W.L., Bredeweg, C.J. and Tefertiller, N.B.: Organic photochemistry. Simulated atmospheric photodecomposition rates of methylene chloride, 1,1,1-trichloroethane, trichloroethylene, tetrachloroethylene, and other compounds, Environ. Sci. Technol., 10, 351-356 (1976)
- 13) Wakeham S.G., Davis A.C. and Karas J.L.: Mesocosm experiments to determine the fate and persistence of volatile organic compounds in coastal seawater, Environ. Sci. Technol. 17, 611-617 (1983)
- 14) Bower E.J. and McCary P.L.: Transformations of halogenated organic compounds under denitrofluorination conditions, Appl. Environ. Microbiol., 45, 1286-1294 (1983)
- 15) Tabak H.H., Quave S.A., Mashni C.I. and Barth B.F.: Biodegradability studies with organic priority pollutant compounds, J. Water Pollut. Control Fed., 53, 1503-1518 (1981)
- 16) Person C.R. and McConnel G.: Chlorinated C<sub>1</sub> and C<sub>2</sub> hydrocarbons in the marine environment, Proc. Roy. Soc. London B, 189, 305-332 (1975)

- 17) McCarthy P.L. et al.: Groundwater Pollut. Microbiol., pp89-115 (1984)
- 18) Parsons F. and Lage G.B.: Chlorinated organics in simulated ground water environments, J. Am. Water Works Assoc., 77, 52-59 (1985)
- 19) Urano K. and Murata C.: Adsorption of principal chlorinated organic compounds on soil, Chemosphere, 14, 293-299 (1985)
- 20) Shackerzenbach R.P., Giger W., Hoehn E. and Schneider J.K.: Behavior of organic compounds during infiltration of river water to groundwater, Environ. Sci. Technol., 472-479 (1983)
- 21) Battelle Columbus Labs.: Multimedia Levels Methylchloroform, p2.1-2.22, EPA-560-6-77-030 (1977)
- 22) Rasmussen R.A., Khalil M.A.K. and Dalluge R.W.: Atmospheric trace gases in Antarctica, Science, 211, 285-287 (1981)
- 23) Ohta T., Morita M., Mizoguchi I. and Tada T.: Washout effect and diurnal variation for chlorinated hydrocarbons in ambient air, Atmos. Environ. 11, 985-987 (1977)
- 24) 環境庁環境保健部保健調査室: 昭和50年度化学物質環境汚染実態調査の概要、昭和51年版化学物質と環境(昭和51年12月)
- 25) 津久井公照、西井戸敏夫: 都内環境水域の有機塩素系溶剤濃度、東京都公害研究所公害研究報告書(1977)
- 26) 環境庁水質保全局: 昭和57年度地下水実態調査結果(1983)
- 27) 環境庁環境保健部保健調査室: 昭和54年度化学物質環境汚染実態調査の概要、昭和55年版化学物質と環境(昭和55年12月)
- 28) 環境庁環境保健部保健調査室: 昭和55年度化学物質環境汚染実態調査の概要、昭和56年版化学物質と環境(昭和56年12月)
- 29) 環境庁環境保健部保健調査室: 昭和56年度化学物質環境汚染実態調査の概要、昭和57年版化学物質と環境(昭和57年12月)

#### 8. 5 人の健康への影響

##### (1) 吸収・代謝・排泄

1,1,1-トリクロロエタンは、消化管から迅速かつ完全に吸収される。代謝生成物は、トリクロロエタノール、トリクロロエタン-グルーカラナイドとトリクロロ酢酸であり、これらは主に尿中に排出される。しかしながら、非常に少量のトリクロロエタン(1%)が、変化を受けずに呼気中に排出される。

ヒトにおいて、尿中に排泄された1,1,1-トリクロロエタン代謝物質に代謝された量は投与量の6%以下であると算出された。

1,1,1-トリクロロエタンは、主として呼気中に排泄される。

##### (2) ヒトへの健康影響

1,1,1-トリクロロエタンの吸入事故の際に急性肺充血と浮腫が典型的に認められ、また、肝臓には脂肪性の空胞が観察されている。

##### (3) 短期毒性

1,1,1-トリクロロエタンの経口投与による急性のLD<sub>50</sub>は、数種の動物で5.7~14.3g/kgである。ラットに0.5g/kgの1,1,1-トリクロロエタンを9日間投与し結果、毒性はほとんど示さなかった。5及び10g/kgでは、一過性の過度の興奮や長時間の麻酔状態を示す場合もあり死亡する例もあった。

##### (4) 長期毒性及び発がん性

ラットに週5日、0.5、2.5、5.0g/kgの1,1,1-トリクロロエタンを12週強経口投与した。2.5、5.0g/kgを投与したラットは体重増加の抑制、中枢神経系への作用が認められた。0.5g/kgでは毒性は認められなかった。(Bruckner et al., 1985)

McNuttらはマウスを14週200ppm(1365mg/m<sup>3</sup>)または1000ppm(5400mg/m<sup>3</sup>)で連続吸入暴露すると100ppm群で肝トリグリセリドの増加と同様に小葉中心肝細胞に有意な変化が認められた。この変化

は滑面小胞体、ペルオキシソームおよび油滴の増加である。病理組織学的変化に基づく200ppmはLOAELである。(McNutt et al, 1975)

雌雄ラット及びマウスを用いた2年間の吸入試験(6h/day, 5days/week)でNOAELはそれぞれ500ppm, 1500ppmであるとの報告もある。この実験でも発がん性は認められていない。(Quast et al., 1988)

NCI及びNTPでのラット、マウスを用いた2年間の強制経口投与試験では肝細胞がんの有意な発症率増加が認められているが、不適切な投与量設定や事故による大量の死亡のため評価に適した試験ではないと考えられている。

#### (5) 生殖及び胎仔毒性

1,1,1-トリクロロエタンを100, 300および1000mg/kgの投与量で35日間暴露したマウスでは受精、妊娠、胎仔生存率に影響は認められなかった。

#### (6) 遺伝毒性

*S. typhimurium* の様々な菌株において、1,1,1-トリクロロエタンは代謝の活性化により変異原性がある。

*Saccharomyces cerevisiae* もしくは *Schizosaccharomyces bombe* においては、1,1,1-トリクロロエタンは変異原性がない。

#### 参考文献

- Bruckner, J.V., Muralidhara, S., Mackenzie, W.F., Kyle, G.M. and Luthra, R. (1985) Acute and subacute oral toxicity studies of 1,1,1-trichloroethane (TRI) in rats. *Toxicologist* 5, 100.
- McNutt, N.S., Amster, R.L., McConnell, E.F. and Morris, F. (1975) Hepatic lesions in mice after continuous inhalation exposure to 1,1,1-trichloroethane. *Lab. Invest.*, 5, 642-654.
- Quast, J.F., Calhoun, L.L., Frauson, L.E. (1988) 1,1,1-trichloroethane formulation: a chronic inhalation toxicity and oncogenicity study in Fischer 344 rats and B6C3F1 mice. *Fund. Appl. Toxicol.* 11, 611-625.

#### 8. 6 水生生物への影響

1,1,1-トリクロロエタンの水生生物に及ぼす毒性影響に関するデータを表1に示す<sup>1)</sup>。

淡水生物に対する急性毒性濃度は、魚類に対する96時間LC<sub>50</sub>が31から91mg/Lで、供試生物の中では最も感受性がたかく、ついでミジンコ (*D. magna*)、藻類となる。

海水生物に対する急性毒性濃度は、5から>670mg/Lまでの範囲にある。概ね淡水生物と同レベルの毒性影響が認められる。

慢性毒性に関してはデータがほとんどない。

Thompsonら<sup>2)</sup>は、1,1,1-トリクロロエタンのコイ (*Cyprinus carpio*) とミジンコ (*D. magna*) に対する毒性試験をできるだけロスのない条件下で行い、14日間、7.7mg/Lでコイに暴露させても致死はもちろん他の毒性影響は認められなかったとしている。また、ミジンコに対しても、17日間、1.3mg/Lで暴露させてもミジンコの再生産に何等の悪影響もなかった。

#### クライテリア<sup>3)</sup>

クロロエタン類の淡水水生生物に対するデータは、塩素数が多くなれば、毒性影響が強く表れる、すなわち、1,2-ジクロロエタンでは118mg/Lで、2種類のトリクロロエタンでは18mg/L、2

種類のテトラクロロエタンでは9.32mg/L、ペンタクロロエタンでは7.24mg/L、ヘキサクロロエタンでは0.98mg/Lという急性毒性を示した。

慢性毒性については、1,2-ジクロロエタンでは20mg/Lで、1,1,2-トリクロロエタンでは2.4mg/L、1,1,2,2-テトラクロロエタンでは2.4mg/L、ペンタクロロエタンでは1.1mg/L、ヘキサクロロエタンでは0.54mg/Lであった。これらの試験された生物種よりも感度が高い生物種に対しては、もっと低い濃度で急性及び慢性毒性影響が表れると考えられる。

塩素化エタン類の海水産水生生物に対するデータでも、塩素数が多くなれば、毒性影響が強くなること、また魚や無脊椎動物に対する急性毒性は、1,2-ジクロロエタンでは113mg/Lで、1,1,1-トリクロロエタンでは31.2mg/L、1,1,2,2-テトラクロロエタンでは9.02mg/L、ペンタクロロエタンでは0.39mg/L、ヘキサクロロエタンでは0.94mg/Lで急性毒性を示した。

慢性毒性影響は、ペンタクロロエタンで0.281mg/Lという値であった。急性及び慢性毒性データは、これらの試験された生物種よりも感度が高い生物種に対しては、もっと低い濃度で急性及び慢性毒性影響が表れると考えられる。

#### 参考文献

- 1) 昭和61年度環境庁委託業務結果報告書(1987) 水質環境基準検討調査
- 2) Thompson R.S. and Carnichael, N.G. (1989) 1,1,1-trichloroethane medium-term toxicity to carp, Daphnids, and higher plants. *Ecotoxicol. Environ. Saf.*, 17, 172-182.
- 3) U.S. EPA (1986) Quality Criteria for Water 1986.

表1 1,1,1-トリクロロエタンの水生生物に及ぼす毒性影響

供試生物	方法	結果
I. 淡水生物		
Pseudomonas Putida (細菌類)	増殖阻害	93 mg/L
Selenastrum capricornutum (緑藻類)	96-h EC <sub>50</sub>	93
	chlorophyll a	>670
	(cell numbers)	>670
Scenedesmus quadricauda (緑藻類)	増殖阻害	430
Entosiphon sulcatum (ミドリムシ類)	増殖阻害	>1,040
Daphnia magna (オオミジンコ)	48-h IC <sub>50</sub>	38
	(運動停止)	
	48-h EC <sub>50</sub>	>530
Lepomis macrochirus (bluegill)	96-h LC <sub>50</sub>	70
Pimephales promelas (fathead minnow)	96-h LC <sub>50</sub>	53
	96-h LC <sub>10</sub>	31
	96-h LC <sub>01</sub>	91
	96-h EC <sub>50</sub>	11
II. 海産生物		
Phaeodactylum tricornutum (藍藻類)	EC <sub>50</sub>	5
Skeletonema costatum (緑藻類)	96-h EC <sub>50</sub>	
	chlorophyll a	>670
	(cell count)	>670
Elminicus modestus (フジツボの ノープリウス幼生)	48-h LC <sub>50</sub>	7.5
Mysidopsis bahia (mysid shrimp)	LC <sub>50</sub>	31
Limnanda limnanda (マガレイの類)	96-h LC <sub>50</sub>	33
Cyprinodon variegatus (sheepshead minnow)	96-h LC <sub>50</sub>	71

## 8. 7 処理方法<sup>1)</sup>

水中の1,1,1-トリクロロエタンを除去する方法には、活性炭吸着、曝気、及び煮沸がある。1,1,1-トリクロロエタンのある粒状活性炭による吸着実験では、平衡濃度100及び10 $\mu$ g/Lにおける吸着量がそれぞれ1.1及び0.5mg/g活性炭であった。USEPA-DWRDは、コネチカットとニュージャージーにパイロットスケールの粒状活性炭吸着筒を設置した。コネチカットでは、10-50 $\mu$ g/Lの1,1,1-トリクロロエタンで汚染された井戸水を処理し、通水倍量11,360もしくは約12週間の連続通水で破過が起きた。ニュージャージーでは、1,1,1-トリクロロエタンの平均濃度が300 $\mu$ g/Lの地下水を処理し、通水倍量16,800もしくは約30週間の連続通水で破過が起きた。接触時間が吸着効果に及ぼす影響について検討したある実験結果によれば、原水中の1,1,1-トリクロロエタン濃度100 $\mu$ g/Lを処理水中で0.5 $\mu$ g/Lにまで低下させるには、負荷が0.26mg、0.51mg及び0.74mg/g活性炭のとき、接触時間をそれぞれ7.5、15及び22.5分にすることが必要であった。

1,1,1-トリクロロエタンはそのヘンリー定数から考えても、曝気による除去が適している。あるパイロットスケールの散気式曝気筒による実験では、原水中の1,1,1-トリクロロエタン濃度が237 $\mu$ g/Lのとき、気液比4:1で除去率90%がえられた。また、別のパイロットスケールの充填曝気塔による実験では、原水中の1,1,1-トリクロロエタン濃度が42-110 $\mu$ g/Lのとき、74-97%の除去率がえられた。曝気による処理は効果的であるが、1,1,1-トリクロロエタンが水中からそのまま大気中へ移行するので、環境に与える影響につき十分配慮する必要がある。

緊急時には、煮沸も1,1,1-トリクロロエタンの除去に有効である。激しく5分間煮沸することにより、96%の1,1,1-トリクロロエタンを除去することができたとの報告がある。

## 参考文献

- 1) 米国環境保護庁編・水質問題研究会訳(1988) 飲料水中の各種化学物質の健康影響評価-健康に関する勧告集-、日本水道協会。

## 8. 8 法規制等

### (1) 規制対象物質の指定<sup>1)</sup>

化審法：2-55

労働安全衛生法：有機溶剤(施行令別表6の2)

有害物質；名称等を表示すべき有害物(施行令第18条)

危険物船舶運送及び貯蔵規則：毒物(第3条告示別表第4)

航空法：毒物(施行規則第194条告示別表第9)

環境庁暫定指導指針

### (2) 労働環境大気許容濃度

日本産業衛生学会<sup>2)</sup> 時間加重平均値：200 ppm (1100 mg/m<sup>3</sup>) 1974年

米国 ACGIH<sup>3)</sup> 時間加重平均値：350 ppm (1910 mg/m<sup>3</sup>)

短時間暴露：450 ppm (2460 mg/m<sup>3</sup>)

OSHA<sup>4)</sup> 時間加重平均値：350 ppm (1900 mg/m<sup>3</sup>)

短時間暴露：450 ppm (2450 mg/m<sup>3</sup>)

NIOSH<sup>4)</sup> 天井値：350 ppm (1910 mg/m<sup>3</sup>)

### (3) 環境水水質基準<sup>5)</sup>

米国EPA

人の健康保護に関する基準(リスクレベル10<sup>-6</sup>)

水生生物及び飲料水経路の暴露：18.4 mg/L

水生生物経路のみの暴露：1030 mg/L

海水生物に対する基準 急性毒性：31.2 mg/L

### (4) 飲料水水質基準

日本 通知<sup>6)</sup>：0.3 mg/L 1984年

米国EPA 最大汚染濃度目標値(MCLG)<sup>7)</sup>：0.2 mg/L 1985年

最大汚染濃度(MCL)<sup>8)</sup>：0.2 mg/L 1987年

### (5) 発がん性評価

IARC<sup>9)</sup>：3(発がん性の評価が不可能なもの)

米国EPA<sup>10)</sup>：D(動物実験で発がん性の証拠が不十分で、分類が不可能なもの)

## 参考文献

- 1) 化学工業日報社(1992) 11892の化学商品。
- 2) 日本産業衛生学会(1990) 許容濃度等の勧告(1990)、平成2年4月5日、産業医学、Vol.32、p.381-423。
- 3) American Conference of Governmental Industrial Hygienists and U.S. Department of Labor, Occupational Safety and Health Administration(1989) Threshold Limit Values and Biological Exposure Indices for 1989-1990, 29 CFR Part 1910, Air Contaminants, Final Rule. Fed. Reg. 54(12):2332-2983, January 19, 1989.
- 4) National Institute for Occupational Safety and Health(1988) NIOSH Recommendations for Occupational Safety and Health Standards 1988.
- 5) U.S. EPA(1987) Quality Criteria for Water 1986.
- 6) 水道環境部長通知(1984) 水道におけるトリクロロエチレン、テトラクロロエチレン及び1,1,1-トリクロロエタン対策について、昭和59年2月18日。
- 7) U.S. EPA(1985) 40 CFR Parts 141 and 142 National Primary Drinking Water Regulations; Volatile Synthetic Organic Chemicals; Final Rule and Proposed Rule. Fed. Reg. 50(219):46880-47022, November 13, 1985.
- 8) U.S. EPA(1987) 40 CFR Parts 141 and 142 National Primary Drinking Water Regulations-Synthetic Organic Chemicals; Monitoring for Unregulated Contaminants; Final Rule. Fed. Reg. 52(130):25690-25717, July 8, 1987.
- 9) International Agency for Research on Cancer(1987) IARC Monographs on the Evaluation of the Carcinogenic Risk to Humans, Supplement 7.
- 10) U.S. EPA(1990) Drinking Water Regulations and Health Advisories. April 1990.