IPCS

UNEP//ILO//WHO

国際化学物質簡潔評価文書

Concise International Chemical Assessment Document

No.22　ETHYLENE GLYCOL: Environmental Aspects(2000)

エチレングリコール:環境への影響

世界保健機関　国際化学物質安全性計画

国立医薬品食品衛生研究所安全情報部

2005

目 次

序 言
1. 要 約 ---- 3
2. 物質の特定および物理的・化学的性質 ---- 3
3. 分析方法 ---- 6
4. 環境の暴露源 ---- 6
5. 環境中の移動・分布・変換 ---- 7
6. 環境中の濃度 ---- 11
7. 実験室および自然界の生物への影響 ---- 12
7.1 水生生物 ---- 12
7.1.1 除氷剤の毒性 ---- 14
7.1.2 自然界への影響 ---- 15
7.2 陸生生物 ---- 15
8. 影響評価 ---- 16
8.1 予測環境濃度 ---- 17
8.2 予測無影響濃度 ---- 18
8.3 環境リスク指標 ---- 19

参考文献 ---- 21

添付資料 1 原資料 ---- 31
添付資料 2 CICAD ピアレビュー ---- 32
添付資料 3 CICAD 最終検討委員会 ---- 33

国際化学物質安全性カード
エチレングリコール(ICSC0270) ---- 36

国際化学物質簡潔評価文書 (Concise International Chemical Assessment Document)

No.22 エチレングリコール:環境への影響
(Ethylene Glycol: Environmental aspects)

序 言

http://www.nihs.go.jp/hse/cicad/full/jogen.html を参照

1. 要 約

エチレングリコールを環境的側面から評価する国際簡潔評価文書(CICAD)は、英国の地球生態学研究所によって、「*環境有害性評価(Environmental hazard assessment): エチレングリコール*」に関する報告書(Nielsen et al., 1993)を基にして作成された。環境関連既存化学物質に関してドイツ化学会諮問委員会(BUA, 1991)が作成したエチレングリコールの報告書も同時に原資料として用いられた。さらに、これらの文書に加えて、最近の文献検索を1998年まで行った。主な原資料に関するピアレビューの経過に関する情報を添付資料1に示す。また、本CICADのピアレビューに関する情報を添付資料2に示す。本CICADは、1998年12月8日～11日に、米国ワシントンで開催された最終検討委員会によって国際的に評価、承認されたものである。上記検討委員会に出席したメンバーのリストを添付資料 3 に示す。国際化学物質安全性計画(IPCS、1993)によって作成された国際化学物質安全性カード(ICSC 0270)を本文書に転載した。

エチレングリコール(CAS No. 107-21-1)は、透明な無色のシロップ状の液体で、甘味を有するが無臭である。揮発性は低い。水やある種の溶媒に混和し、エーテルにわずかに溶ける。しかし、ベンゼン、塩素化炭化水素類、石油エーテル類、および油類には実質上不溶である。オクタノール／水分配係数は －1.93～－1.36 である。

エチレングリコールのおよその世界生産能力は、1993年に940万トンであった。環境への排出先は、おもに水圏である。表層水への局所的な最大放出量は、空港の滑走路や航空機の除氷剤としてエチレングリコールを使用することによる。全世界では、約 2/3 のエチレングリコールが中間体として、さらに1/4はエンジン冷却用の不凍液として使用されている。

大気中へ放出されたエチレングリコールは、ヒドロキシラジカルとの反応によって分解する。本反応による本物質の半減期は0.3～3.5日であると推定されている。

エチレングリコールの加水分解が表層水中で起こるとは考えにくい。

本物質は微粒子への結合能をほとんどもたず、土壌中で移動可能である。

低いオクタノール／水分配係数と少数の生物で測定された生物濃縮係数は、生物蓄積の可能性が低いことを示している。

エチレングリコールは、下水汚泥によるいくつかの標準試験法によると、易分解性である。多くの研究から、好気的にも嫌気的にも生分解することがわかっている。分解前の誘導期を示唆する研究もあるが、多くの研究はそうではない。分解は、順化汚泥でも非順化汚泥でも起きる。急速に分解することが、表層水(淡水に比べて塩水では遅い)、地下水、土壌で報告されている。エチレングリコールを炭素源として利用するいくつかの微生物株が確認されている。

環境中の各コンパートメントにおけるエチレングリコール測定濃度に関しては、限られたデータしかない。表層水で測定した濃度は一般に低く、1 リットルあたり数マイクログラムに過ぎない。生産工場の廃液中の濃度は、処理前の値で、平均 1300mg/ L 程度であった。群を抜いて高濃度を示すのは空港からの流出水で、19000mg/L に達するとの報告がある。

エチレングリコールは、一般に、水生生物に対しては低い毒性を示している。微生物に対する毒性の閾値は、1000mg/L を超える。微小藻類の生長に対する EC_{50} は 6500mg/ L、あるいはそれ以上である。数値が得られた急性毒性試験で、LC_{50} は水生無脊椎動物では 20000mg/L を、魚類では 17800mg/L を超える。両生類を用いた試験では、オタマジャクシの LC_{50} は 17000mg/L であった。ミジンコの慢性試験では、無影響濃度(NOEC)はエンドポイントを生殖とした場合 8590mg/L であった。魚類の短期暴露後の NOEC は、成長に対して 15380mg/L と報告されている。

エチレングリコール含有の除氷剤を用いた試験で、水生生物への毒性が純エチレングリコールより強いことは、除氷剤が他の毒性成分を含んでいることを示唆している。

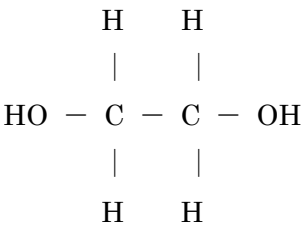
空港からの流出水を受け入れる河川水に水生生物を暴露した実験で、毒性および致死作用が証明されている。空港周辺の現地調査では、エチレングリコール中毒、魚類の死亡、生物多様性の減少と思われる毒性徴候が報告されている。しかし、これらの影響が間違いなくエチレングリコールによるものであるとは言い切れない。

陸生動物は、エチレングリコールに暴露する可能性ははるかに低く、一般に低い感受性

を示している。土壌からの酵母菌や子嚢菌に対して毒性を発揮するのは、100000mg/mL 以上の濃度である。非常に高濃度での種子浸漬は、一部の実験で発芽阻害を引き起こしたが、これは環境的に重要とはみなされない。経口投与したアヒルの無作用量(NOEL)は 1221mg/kg 体重で、家禽の致死量は約 8000mg/kg 体重であるとの報告は、鳥類への毒性が低いことを示している。

2. 物質の特定および物理的・化学的性質

エチレングリコール($C_2H_6O_2$、CAS 番号 107-21-1)は、1,2-エタンジオール(1,2-ethanediol)、2-ヒドロキシエタノール(2-hydroxyethanol)、1,2-ジヒドロキシエタン(1,2-dihydroxyethane)、グリコール(glycol)、グリコールアルコール(glycol alcohol)、エチレンアルコール(ethylene alcohol)、モノエチレングリコール(monoethylene glycol)、MEG としても知られる。構造式は以下のとおりである。



エチレングリコールは、無色透明のシロップ状液体で、甘味を有するが無臭である。分子量は 62.07 である。揮発性は低く、蒸気圧は 20℃では 7.9 または 8.0Pa(Eisenreich et al., 1981 ; ATSDR, 1997)、25℃では 12.2Pa(HSDB, 1998)である。吸湿性があり、相対湿度 100%ではその重量の 2 倍の水を吸収する(Budavari, 1989)。水、低級脂肪族アルコール類(lower aliphatic alcohols)、グリセロール(glycerol)、酢酸(acetic acid)、アセトン(aceton)などケトン類(ketones)、アルデヒド類(aldehydes)、ピリジン(pyridine)などタール塩基類(tar bases)と混和する。エーテル(ether)に若干溶けるが、ベンゼン(benzene)やその同族体、塩素化炭化水素類(chlorinated hydrocarbons)、石油エーテル類(petroleum ethers)、油類(oils)には事実上溶けない(Budavari, 1989)。オクタノール／水分配係数(log *Kow*)は－1.93(Hansch & Leo, 1979)～－1.36[1]である。他の物理的・化学的性質については、本文書に転載されている国際化学物質安全性カード(ICSC0270)参照のこと。

[1] Chou T, Hansch C (1986) Pomona College, Claremont, CA, unpublished (cited in BUA, 1991).

3. 分析方法

エチレングリコールの環境中での測定には、水素炎イオン化検出器付ガスクロマトグラフィーを用いる。最近では、質量分析法と組み合わせた高分解能ガスクロマトグラフィーが用いられている。生体試料中での測定には、ガスクロマトグラフィーや高分解能ガスクロマトグラフィーに、高速液体クロマトグラフィーや比色法を加える方法がある。環境媒体に関する検出限界は不明である。抽出および濃縮法についての詳細は、ATSDR (1997)に記述がある。

4. 環境の暴露源

エチレングリコールは、クロロヒドリン(chlorohydrin)のアルカリ加水分解によって直接生成できるが、エチレンオキシド(ethylene oxide)の加水分解によるのがより一般的である。フィードストリームは、エチレンオキシド(クロロヒドリンから、またはエチレンの直接酸化で得られる)と水分から成る。この混合物を加圧下に約 100℃で反応槽に供給すると、反応終了時までに 170℃に上昇する。エチレングリコールが過剰のエチレンオキシドと反応し、ジエチレングリコール(diethylene glycol)とトリエチレングリコール(triethylene glycol) が若干生成される。この粗グリコール液を、多重効用蒸発装置で濃縮し、蒸留によって最終的に分離する(Kent, 1974)。生成物の比率を、米国環境保護庁(EPA)はエチレングリコール 87.0～88.5%、ジエチレングリコール 9.3～10.5%、トリエチレングリコール 2.2～2.5%と、また ICI Chemicals and Polymers Ltd.はそれぞれ 90%、9%、1%と推定している [1]。

エチレングリコールのおよその世界生産能力は 1993 年に 940 万トンであった[2]。米国の全生産能力は 1993 年に約 300 万トンと推定され(SRI, 1993)、この数字は 1989 年以来ほとんど変わっていない。英国の生産量は、年間生産能力 85000 トンに基づき、1993 年に 50000 トンと推定された [1]。ドイツの生産量は 1989 年に最高 240000 トンであり、地域別および国別の内訳についてはドイツ化学諮問委員会(BUA)による記載(1991)がある。日本では、生産量が 1992 年の 560000 トンから 1996 年の 751000 トンに増加した(Chemical Daily Company, 1997)。

世界的にみると、エチレングリコールのおよそ 2/3 は中間体として繊維・フィルム・ボトル用などのポリエステル製造に、1/4 はエンジン冷却用の不凍液に用いられている。西欧で

---

[2] ICI Chemicals and Polymers Ltd. (1993) Personal communication cited in Nielsen et al. (1993).

は使用パターンが若干異なり、約 1/2 はポリエステル製造に、1/4 は冷却に用いられている。滑走路の除氷にも用いられ、これが環境中の局所濃度を高める主要な原因となっている。その他の用途には、接着剤の可塑剤、セルロースフィルムの軟化剤、電解コンデンサー用のグリコールホウ酸エステル(glycoborate)、爆薬中のグリコールジニトラート(glycol dinitrate)、さまざまな熱伝導器、インクの湿潤剤、塗料の不凍液および可塑剤があり、ペンタエリスリトール(pentaerythritol)を原料とするミディアムオイルのアルキド樹脂のゲル化能を低下させるのにも用いられる[3]。滑走路の氷結防止のため、エチレングリコールおよびプロピレングリコール(propylene glycol)を含有するさまざまな除氷剤が作られている。これらのグリコール系除氷剤は、場所によってはどちらか一方が単独で使用されるが、併用されることが多い。除氷剤に含まれる他の成分は、異なる毒性が示すように製造業者間で大きく異なっている(後述参照)。除氷剤の詳細な情報は不明である。

ドイツでは、大気への放出量は 1989 年にエチレングリコール製造・加工とエチレンオキシド製造から 875 トン未満と推定され、水圏への放出量は製造から 28 トン未満および凍結防止用の散布から 2000 トン以上と推定された(BUA, 1991)。英国では、生産統計および使用比率に基づき、凍結防止への使用によるエチレングリコールの放出量が 1993 年に Nielsen らによって最大 12500 トンと推論された。グリコール製造から大気中への全揮発性有機化合物の推定放出量は年間 41～260 トンであった。英国の業界では、滑走路除氷への使用による環境への放出量を 1993 年に推定で 600～720 トンとしているが[4]、この用途は減少しつつある。米国有害化学物質排出登録制度(TRI)データベースを通じて各国が報告した詳細な放出量については、ATSDR (1997)に記述がある。米国では、1990～1993 年の年間総放出量は、大気中へ 4600 トン、水中へ 523 トン、土壌中へ 577 トン、製造による地下浸透が 2675 トンであった。同期間の環境中への推定放出量として、公営処理場を介した 6778 トンと製造・工業用施設からの 60252 トンが報告されている(ATSDR, 1997)。

5. 環境中の移動・分布・変換

エチレングリコールの蒸気圧は 7.9Pa(20℃)と低く、大気中に放出された場合はほとんどすべてが気相中に存在すると思われる(Eisenreich et al., 1981)。そのヘンリー定数は算定法によって異なるが、1.41×10^{-3} あるいは 6.08×10^{-3}Pa･m³/mol (BUA, 1991)で、水域や土

[3] Chou T, Hansch C (1986) Pomona College, Claremont, CA, unpublished (cited in BUA, 1991).

[4] ICI Chemicals and Polymers Ltd. (1993) Personal communication cited in Nielsen et al. (1993).

壌表面からの蒸発能が低いことを示している。

シリカゲルに吸着させ波長＞290 nm で光照射した ^{14}C 標識エチレングリコールは、17 時間で 12.1%が分解する(Freitag et al., 1985)。これらの波長では分子吸収は起こらないはずで光分解は考えられず、この分解のメカニズムは不明である。大気中でのヒドロキシラジカルとの反応による推定半減期は、2.1 日(BUA, 1991)、8～84 時間(Howard et al., 1991)、あるいは 1 日(Nielsen et al., 1993)である。

エチレングリコールの加水分解が環境中で起こるとは考えられない(Lyman et al., 1982)。

1984 年に Lokke は溶出試験で、3 種類の土壌へのエチレングリコールの吸着を調べている。吸着はほとんど認められず、土壌分配係数(log K_{oc})は 0～0.62 と算出された。5 種類の土壌における移動率は、1986 年に Schramm らにより 12 時間に 4～27cm と測定された。

エチレングリコールの低いオクタノール／水分配係数(log K_{ow} －1.93～－1.36)は、生物蓄積の可能性が低いことを示す。生物濃縮係数が、緑藻(*Chlorella fusca*)で 190(Freitag et al., 1985)、アメリカザリガニ(*Procambarus* sp.)の特定の組織で最高 0.27 まで(Khoury et al., 1993)、ウグイに近い淡水魚 golden orfe (*Leuciscus idus melanotus*)で 10(Freitag et al., 1985)であることから、生物蓄積性が低いことが確認できる。

経済協力開発機構(OECD)、米国環境保護庁(EPA)、日本の通商産業省(旧)(MITI)のガイドラインに沿った標準的な生分解試験で、エチレングリコールは易生分解性を示した[5]。

Means と Anderson は 1981 年に、さまざまな水性媒体を用いた 5 件の試験において、エチレングリコールの生分解を好気的条件下で測定した。分解のモニタリングは、酸素摂取、溶存態有機炭素除去、あるいは二酸化炭素産生によった。すべての試験において、エチレングリコールは容易に分解し、誘導期は最高 3 日間であった。開始濃度の 10%以下にまで分解するのは、全試験で 1～21 日後と報告された。Boatman らは 1986 年、順化下水汚泥を接種材料とし、炭素 20mg/L 相当のエチレングリコール濃度を用いて試験を行った。二酸化炭素の産生量で測定すると、顕著な分解は試験第 14 日まで起こらなかった(推定誘導期は 8～10 日間)。第 21 日までに、エチレングリコールの 71%が分解した。石油化学工程から発生する活性汚泥を用いた Matsui らによる 1975 年の報告によると、エチレングリコールは初期濃度 172mg/L で、化学的酸素要求量(COD)の 92%、全有機体炭素の 93%が 24

[5] Unpublished reports from Dow Chemicals, Union Carbide, and ICI Chemicals and Polymers Ltd.; cited in IUCLID (European Union database), 1st ed., 1996

時間で除去された。しかし、ガスクロマトグラフィーによる直接測定では、24 時間後に 44%のエチレングリコールが残存しており、この食い違いは用いた分析法でのエチレングリコールの検出不良による、と著者らは説明している。Pitter は 1976 年に、順化活性下水汚泥と COD の初期値 200mg/L を用いて、エチレングリコールは COD 測定に基づき 120 時間以内に 96.8%除去されたと報告した。生分解率は 1 時間あたり 41.7mgCOD/g であった。Zahn と Wellens は 1980 年に、バッチ式の生分解試験でエチレングリコールを 4 日間温置し、分解率が 90%を超えると報告したが、誘導期は観察されなかった。Bridie らは 1979 年に、エチレングリコールを 20℃で 5 日間温置した後に、生化学的酸素要求量(BOD)は理論的酸素要求量(ThOD)の 36%、COD は 100%と報告した。順化した活性汚泥では、5 日後の BOD の分解率は ThOD の 63%であった。Conway らは 1983 年に、家庭から出る下水汚泥を接種材料に用いて、5 日後の理論的 BOD を 39%と報告したが、この値は第 10 日までに 73%に、第 20 日には 96%に上昇した。Freitag らは 1985 年に、都市下水汚泥を接種材料とし、エチレングリコール 0.05mg/L での分解率が 5 日間で 5.7%に過ぎないことを報告した。McGahey と Bouwer は 1992 年に、一次処理水を接種材料とし、エチレングリコールの分解を調べた。3 日間の初期誘導期を経た後、25℃で 1.13±0.34/日の典型的な一次速度定数が報告された。この反応による半減期は 11.5～21.5 時間であった。

Evans と David は 1974 年に、管理された実験条件下において河川水の 4 試料中でエチレングリコールの生分解を調べた。これらの試料に 0、2、10mg/L のエチレングリコールを加え、20℃または 8℃で培養した。20℃では、4 試料すべてで 3 日以内に一次生分解が完了した。8℃では、14 日で完了した。4℃では分解率はさらに低下した。Price らは 1974 年に、淡水と塩水両方において 20 日間温置したエチレングリコールの生分解を評価した。エチレングリコール濃度は、1 リットルあたり最高 10mg までとした。淡水での分解率は、5 日後には 34%で、第 10 日までに 86%に、第 20 日までに 100%に上昇した。塩水では分解が進まず、5 日後に 20%、20 日後に 77%であった。

McGahey と Bouwer は 1992 年、天然の地下水と土壌を接種材料として、エチレングリコールの分解を調べている。初期濃度 111mg/L のエチレングリコールは、地下水では 25℃で 0.76/日の速度定数で分解し、誘導期は 3 日未満であり、半減期は 22 時間と推定された。一次分解速度定数は、砂壌土で 1.01/日、砂質シルトで 2.90/日であった。砂壌土での誘導期は 3 日間、半減期は 16.5 時間、砂質シルトでの誘導期は 0 日間、半減期は 6 時間と報告された。砂壌土でエチレングリコール濃度を 10000mg/L まで上げると、一次分解速度定数は 0.05/日へと大きく減少し、分解はごくわずかになった。砂壌土で温度を 25℃から 10℃に下げると、速度定数が 2.09/日から 1.19/日に減少し、半減期が 6 時間から 14 時間に増大したが、両温度ではともに温置期間内にほとんど完全な分解が観察された。エチレングリコールを原料とした航空機氷結防止液の生分解速度が、8℃で土壌中の微生物で調べられた。エ

チレングリコールの初期濃度が土壌 1kg あたり 390～4900mg である場合、1 日に約 20mg/kg が分解した(Klecka et al., 1993)。

Haines と Alexander は 1975 年に、土壌細菌(緑膿菌 *Pseudomonas aeruginosa*)がエチレングリコール分解能を有することを確認した。この細菌はもともとプロピレングリコールで増殖し、接種材料(採取したばかりの Hudson-Collamer シルト壌土 0.10 g から成る)あたり 1mg の炭素を 2 日以内に分解する能力を有していた(酸素消費量に基づく)。Watson と Jones は 1977 年に、放流下水から細菌を分離し、アシネトバクター(*Acinetobacter*)属とシュードモナス(*Pseudomonas*)属がエチレングリコールを分解するのを確認した。フラボバクテリウム(*Flavobacterium*)属の分離菌では分解は起こらなかった。しかし、強い好気的条件下では、フラボバクテリウム属はエチレングリコールをグリコール酸に、最終的には二酸化炭素(carbon dioxide)に変換した(Willetts, 1981)。

Dwyer と Tiedje は 1983 年に、都市下水汚泥から採取した菌からメタン生成菌を集積培養しエチレングリコールの分解を評価した。接種細菌は、形態的に異なる 2 種の細菌、メタノバクテリウム属(*Methanobacterium* sp.)とデスルホブビリオ属(*Desulfovibrio* sp.)が多数を占めていた。エチレングリコール 36mmol/L(2.2g/L)を 37℃で温置し分析したところ、100%が 12 日以内に代謝されていた。分解産物は、エタノール、酢酸、メタンなどであった。Battersby と Wilson は 1989 年に、家庭排水も工業排水も受け入れる下水処理場から発生した一次消化汚泥を用いて、メタン発生状況下でエチレングリコール分解を総ガス発生量によって評価した。炭素 50mg/L を含む汚泥とエチレングリコールを 35℃で 60 日間温置した。1～2 週間で完全な分解が起こり(理論的ガス発生量の 80%を超える)、1 日未満の短い誘導期が報告された。嫌気的条件下で石油化学工業廃水の前処理池から採取した接種菌を用いたところ、エチレングリコールは 10 日後に濃度 135mg/L では 78%が、755mg/L では 75～79%が分解した(Hovious et al., 1973)。嫌気的条件下で、7 日以内に 89%が分解した(Kameya et al., 1995)。池の軟泥から分離されエチレングリコールに順化した嫌気性細菌のクロストリジウム属(*Clostridium glycolicum*)は、嫌気的条件下で 1L あたり 5.3g あるいは 6.7g のエチレングリコールを分解した(Gaston & Stadman, 1963)。非順化酢酸菌(*Acetobacter*)株は、嫌気的条件下でエチレングリコールを唯一の炭素源として用い、同物質を 1L あたり 5～15g で分解した(Kaushal & Walker, 1951 ; Hrotmatka & Polesofsky, 1962)。

米国ニュージャージー州でエチレングリコールの流出事故が起きた。不凍液としてエチレングリコールを 275g/L 含む冷却水 15000 リットルの流出であった。これを受けてグリコール濃度を測定したところ、土壌中に 4.9g/L、地下水中に 2.1g/L 含まれていた。窒素、リン酸、酸素飽和水(oxygen-saturated water)を汚染土壌に注入する浄化作業を開始し、26

日後には自然界に存在する微生物によって 85～93%のエチレングリコールが分解されていた。9 ヵ月後、エチレングリコールの濃度は検出限界の 50mg/L よりも低く、検出できなかった(Flathman et al., 1989)。

6. 環境中の濃度

1991 年に日本の環境庁は、1977 年と 1986 年に表層水と底質で行った 2 件の環境調査の結果を報告した。最初の調査では、エチレングリコールは水および底質の 6 試料からは検出されなかった(検出限界は水 0.1～0.4mg/L、底質 1～2mg/L)。後の調査では、底質の 24 試料からはエチレングリコールは検出されなかった(検出限界 0.06mg/kg)が、水試料 24 個のうち 2 個から 1.3μg/L および 2μg/L の濃度で検出された(検出限界 0.8μg/L)。

空港からの流出水中のエチレングリコールのモニタリングを、Sills と Blakeslee が 1992 年に調査したところ、流出水中の濃度は数千 mg/L に上っていた。米国ユタ州ソルトレークシティーのソルトレークシティー国際空港では 19000mg/L、カナダ・オンタリオ州トロントのレスター・B・ピアスン国際空港では 3100mg/L、米国コロラド州デンバーのステイプルトン国際空港では 5050mg/L にまで達していた。レスター・B・ピアスン国際空港からの流出水が流入する河川水では、測定濃度は 70mg/L にまで達していた。デンバーの滑走路近くの土壌ではエチレングリコールは検出されなかったが、カナダ・オンタリオ州オタワのオタワ国際空港の砂土の下の地下水では 415mg/L まで測定され、その濃度は 6 月にピークに達し、秋期に検出不能にまで低下していた。

Pitt らは 1975 年、都市下水処理場から簡易処理水を採取した。報告書に詳細な記載はないが､エチレングリコール濃度は 3μg/L と報告されている｡Zeithoun と McIllhenny は 1971 年にグリコール製造廃水中でエチレングリコールを検出し、2 つの製造工場からの 51 個の廃水試料中の濃度は 680～2300mg/L に及んだ(平均 1003～1306mg/L)。1,2-プロパンジオール(1,2-propanediol)を製造する 2 つの工場から採取したほぼ同数の試料では､廃水中のエチレングリコール濃度は 355～2550mg/L に及んだ(平均 960～1140mg/L)。Grabinska-Loniewska は 1974 年に、ポーランドのポリエステル繊維工場からエチレングリコールを廃水成分として確認した。濃度は 200～440mg/L であった(平均 200mg/L、試料数は不明)。

米国カリフォルニア州の微生物処理工場に流入して汚染した地下水には、エチレングリコールが最高 103mg/L まで含まれていた(Ross et al., 1988)。

Lee らは 1983 年に、シジミ(*Corbicula* sp.)の 2 試料でエチレングリコールを検出したが、濃度は報告されていない。

エチレングリコールを 50%含有する除氷剤を橋梁に噴霧した後、大気中に検出されたエチレングリコールの時間加重平均値は、エーロゾルとして 0.05～0.33mg/m^3 未満、蒸気として 0.05～10.4mg/m^3 未満であった(LDOTD, 1990)。

エチレングリコールは、いくつかの高等植物の生長調整物質エチレン(ethylene)の代謝産物であり(Blomstrom & Beyer, 1980)、また食用キノコのマツタケ(*Tricholoma matsutake*)中に自然発生することが確認されている(Ahn & Lee, 1986)。

7. 実験室および自然界の生物への影響

7.1 水生生物

水生生物を対象とした急性毒性試験の結果を、表 1 に要約する。

慢性毒性試験は、ミジンコ(ニセネコゼミジンコ *Ceriodaphnia dubia*)で 60%のコントロールが仔を 3 回産出するまでの期間行われた。無影響濃度(NOEC)は、死亡に対して 24000mg/L、生殖に対して 8590mg/L と報告され、25%阻止濃度(IC_{25})は 12310mg/L と算定された。コイ科の魚ファットヘッドミノー(*Pimephales promelas*)で行った 7 日間毒性試験では、NOEC は死亡に対して 32000mg/L、成長に対して 15380mg/L であり、 IC_{25} は 22520mg/L であった(Pillard, 1995)。Masters らは 1991 年に、米国 EPA の標準的な 7 日間慢性毒性試験でニセネコゼミジンコをエチレングリコールに暴露し、結果の比較のため 4 日間試験も並行して行った。生存と幼体産出が観察された。NOEC と最小作用濃度(LOEC)の幾何平均値である “慢性毒性の指標”は、幼体産出に対しては両試験で 4.2mg/L、生存に対しては 4 日間試験で＞6.0mg/L および 7 日間試験で 4.2mg/L であった。NOEC と LOEC の実測値は報告されていない。

Mayes らは 1983 年に、魚齢が異なる 3 群のファットヘッドミノー(稚魚 10～15 日齢、幼魚 30～35 日齢、若魚 60～94 日齢)でエチレングリコールの毒性を比較し、魚齢が影響を及ぼさないことを見出した。しかし、Mayer と Ellersieck は 1986 年に、ニジマス(*Oncorhynchus mykiss*)の日齢の進んだ稚魚(1.1g)では日齢が若い稚魚(0.7g)より感受性が高いことを認めた。

表1．エチレングリコールの水生生物への急性毒性

生物	エンドポイント	濃度 (mg/L)	参考文献
微生物			
細菌　根圏細菌　Pseudomonas putida 原虫　膜毛原虫　Entosiphon sulcatum, 繊毛虫類　Uronema parduczi	毒性の閾値 (細胞増殖)	>10000	Bringmann & Kuhn (1980a,b)
藍色細菌 ミクロキスティス属 Microcystis aeruginosa	毒性の閾値 (細胞増殖)	2000	Bringmann & Kuhn (1976)
緑膿菌　シュードモナス属 Pseudomonas aeruginosa	EC_0 (増殖) EC_{100} (増殖)	1000 2000	Daugherty (1980)
発光細菌　Photobacterium phosphoreum	30分間EC_{50} (発光) 5分間EC_{50} 5分間EC_{50}	621 112220 166000	Kaiser & Palabrica (1991) Calleja et al. (1993) Kahru et al. (1996)
水中堆積物中および下水汚泥中の細菌	EC_{50} (増殖)	114300	Khoury et al. (1990)
下水汚泥中の細菌	EC_{50} (酸素摂取量)	224600	Kilroy & Gray (1992)
下水汚泥中の嫌気性細菌	毒性の閾値	5000	Hoechst (1975)
ユーグレナ属の鞭毛虫 flagellate englenoid	EC_0 (個体数の増加)	>10000	AQUIRE[a]
藻類			
緑藻類 イカダモ　Scenedesmus quadricauda	毒性の閾値	>10000	Bringmann & Kuhn (1980a)
緑藻類　ムレミカヅキモ　Selenastrum capricornutum	96時間EC_{50} (生長、細胞数) 96時間EC_{50} (生長、細胞容積)	6500～7500 9500～13000	Dow[b]
無脊椎動物			
オオミジンコ　Daphnia magna	48時間LC_{50} (遊泳阻害) 24時間LC_{50} 24時間NOEC	>10000 50000 41000～51000 74400 14828[c] >10000 2500	Conway et al. (1983) Hermens et al. (1984) Gerzich et al. (1986) Calleja et al. (1994) Hartwell et al. (1995) Bringmann & Kuhn (1977)
ニセネコゼミジンコ Ceriodaphnia dubia	48時間LC_{50}	25800 (22600～29900) 34440	Cowgill et al. (1985) Pillard (1995)
アメリカザリガニ　Procambarus sp.	96時間LC_{50}	91430	Khoury et al. (1990)
小エビの一種　Crangon vulgaris	96時間LC_{50}	50000	AQUIREa
ブラインシュリンプ　Artemia salina	24時間LC_{50}	>20000 180420	Price et al. (1974) Calleja et al. (1994)
エビジャコの一種　Crangon crangon	96時間LC_{50}	約 50000	Blackman (1974)
魚類			
ニジマス Oncorhynchus mykiss	96時間LC_{50}	>18500 17800～45600	Jank et al. (1974) Mayer & Ellersieck(1986)
グッピー Poecilia reticulata	168時間LC_{50}	49300	Konnemann (1981)
ブルーギル Lepomis macrochirus	96時間LC_{50}	>111300 27540	Mayer & Ellersieck(1986) Khoury et al. (1990)
ファットヘッドミノー Pimephales promelas	96時間LC_{50}	>10000 49000～57000 72860	Conway et al. (1983) Mayes et al. (1983) Pillard (1995)
金魚 Carassius auratus メダカ Oryzias latipes	24時間LC_{50} 48時間NOEC	>5000 900	Bridie et al. (1979) Tsuji et al. (1986)
両生類			
カエル (オタマジャクシ) Rana brevipoda	48時間LC_{50}	17000	Nishiuchi (1984)

[a] 米国環境保護局によって作成されたAQUIRE (Aquatic Information Retrieval) データベース
[b] DowのIPCSへの私信 (日付不明)
[c] 除氷剤中のエチレングリコール含量に基づく数値

エチレングリコールは28550mg/Lでは、普通のヨーロッパアカガエル(*Rana temporaria*)のオタマジャクシに昏迷を起こさなかった。オタマジャクシは5～6時間の暴露で動作が緩

慢になったが、刺激への反応は失わなかった。しかし、12～20 時間後には死に至った。14275mg/L では、24～30 時間は動いていたが、約 36～38 時間後には致死した(Lipnick, 1991)。

DeZwart と Slooff が 1987 年に、アフリカツメガエル(*Xenopus laevis*)のオタマジャクシで報告した 48 時間半数致死濃度(LC_{50})の 326mg/L は、著者らからの連絡を受けて標準値設定には妥当でないと考えられている。この試験は技術者の訓練課程の一環であり、信頼性が保証されていないからである。

7.1.1 除氷剤の毒性

Pillard は 1995 年に、純粋なエチレングリコールと、エチレングリコールが原料の除氷剤とを用いて、ニセネコゼミジンコとファットヘッドミノーで急性および慢性毒性試験を行った。急性試験では、ニセネコゼミジンコの 48 時間 LC_{50} は純エチレングリコールで 34440mg/L、除氷剤で 13140mg/L であった。慢性 NOEC は、生存に対してそれぞれ 24000 mg/L と 8400 mg/L、生殖に対してそれぞれ 8590mg/L と＜3330mg/L であった。ファットヘッドミノーの急性試験では、96 時間 LC_{50} はそれぞれ 72860mg/L と 8050mg/L であった。慢性 NOEC は、生存に対してそれぞれ 32000mg/L と 6090mg/L、成長に対してそれぞれ 15380mg/L と＜3330mg/L であった。除氷剤の毒性がより強かったのは、錆止め、緩衝液、ポリマー、界面活性体など、除氷剤の他の何らかの組成物に起因するとされた。Hartwell らは 1995 年に、エチレングリコール系除氷剤を用いて、ファットヘッドミノー、オオミジンコ(*Daphnia magna*)、ミジンコ(*Daphnia pulex*)、ニセネコゼミジンコ(*Ceriodaphnia dubia*)について、1L あたりエチレングリコールをそれぞれ 10802mg、4213mg、4675mg、9845mg 含む濃度で 96 時間 LC_{50} を測定した。ファットヘッドミノーの 7 日間暴露でも同一の LC_{50} が得られた。ニセネコゼミジンコの生殖に対する最大許容毒性濃度(MATC)は 418mg/L と算定された。暴露したファットヘッドミノーでは、鰓および腎臓の病変とシュウ酸カルシウム結晶が認められた。米メリーランド州のボルティモア・ワシントン国際空港内の調整池から流れ出て、滑走路除氷からの流出水を受け入れる河川から採取した水で、ファットヘッドミノーの飼育が行われた。3 月あるいは 4 月に採取した水に 7 日間暴露したところ、いずれの試料でもファットヘッドミノーの死亡は認められなかった。しかし、3 月に採取した水の場合には、7 日間の暴露後にシュウ酸塩の結晶が認められた。3 月の水試料に暴露したオオミジンコとミジンコでは、96 時間にわたって生存率の有意な低下が記録された。ニセネコゼミジンコの場合には、7 日後に初めて生存率の低下がみられ、新生仔の産出もコントロールの 55%に減少していた。4 月の採取水の場合には、ミジンコ類に重大な有害作用はみられなかった(ニセネコゼミジンコでは新生仔の産出が有意に増加した)。

除氷剤の毒性は、特定の成分によって大きく異なると思われる。たとえば、1997～98 年の航空機氷結防止時期に使われたユニオン・カーバイド社製 UCAR 50/50 エチレングリコール含有タイプ I 液では、水生生物への毒性は文献に引用された数字より低く、オオミジンコの 48 時間 EC_{50} は 88000mg/L、ファットヘッドミノーの 96 時間 LC_{50} は 44000mg/L、ニジマスの 96 時間 LC_{50} は 34200mg/L であった[6]。自然界への影響の可能性を評価するため、用いる特定の除氷剤について毒性値を測定する必要がある。

7.1.2 自然界への影響

ボルティモア・ワシントン国際空港の調整池から流れる河川にグリコールが流出してから 3 ヵ月経った初夏、川から魚が採取された。ハゼに似た魚ダータ Tesselated darters(和名“矢魚”の一種)(*Etheostoma olmstedi*)で、腎臓の間質組織と尿細管の基底層にシュウ酸塩結晶が認められた。アメリカウナギ(*Aguilla rostrata*)は、腎臓にシュウ酸による損傷と思われる病変を呈していたが、結晶は認められなかった[7]。Pillard は 1995 年に、空港周辺河川における魚類の死亡と、空港の流出水を受け入れる 3 本の河川で水生生物群が傷ついていることを示す自身の未公表報告書について引用している。

7.2 陸生生物

酵母菌(*Saccharomyces cerevisiae*)をエチレングリコール中で培養したところ、グルコース利用が濃度 150g/L で 1%減少、172.5g/L で＜10%抑制された(Gray & Sova, 1956)。200g/L では、子嚢菌のアカパンカビ *Neurospora crassa* で分生子の発芽が阻止されたが、清潔な培地に戻すと発芽が起こった。200g/L を超える濃度では胞子が死滅した(Bates & Wilson, 1974)。酸素摂取量と増殖(濁度)をエンドポイントとして、1990 年に Khoury らは土壌中の従属栄養微生物に対する IC_{50} を 114300mg/L と報告している。

Bose と Bandyopadhyay は 1975 年に、トマトの種子を濃度 5.5g/L のエチレングリコール溶液に浸漬した。発芽したのは浸種の 50%にとどまったが、これらには大きな生長と早い開花がみられ、収穫高は未浸漬のトマトの 2 倍であった。グアー豆(*Cyamopsis tetragonoloba*)を水中に 4 時間浸した後、10g/L あるいは 20g/L のエチレングリコール水溶液に 8 時間浸漬したところ、葉柄が短縮した小さい葉、発育不全、不稔が一部に現れた(Bose & Naskar, 1975)。10g/L のエチレングリコール水溶液に 24 時間浸漬した種もみ中で発芽したのは 23%であったが、コントロールでは 48%であった。発芽米では、生長、穂の長さ、

---

[6] Personal communication to IPCS.

[7] Unpublished reports cited by Hartwell et al. (1995).

粒重、不稔に及ぼす影響はわずかであったが、コントロールと比較すると若芽の数が 40～50%少なかった(Bose & Bhattacharyya, 1975)。2g/L のエチレングリコール溶液に浸したジュート(黄麻)(*Corchorus capsularis*)の種子発芽量は、コントロールの 84%であった。浸漬処理後に発芽したジュートはコントロールと比べて、開花までの平均日数は 8 日長く、花粉不稔性は高く、実った種子の数は少なく粒重が軽かった(Bose & Datta, 1973)。タバコ(植物)(*Nicotiana xanthi*)に 34 g/L、51.5g/L、69g/L のエチレングリコール溶液 5mL を噴霧したところ、頂芽の生重量が用量依存性に 10～33%減少したが、他の明らかな影響は認められなかった(Steffens & Barer, 1984)。

エチレングリコール 5%含有の飼料を 27 日間与えたニワトリで、毒性(詳細不明)が認められた(Yoshida et al., 1969)。飲料水に含まれるエチレングリコールの 24 時間 LC_{50} は、ニワトリで 75100mg/L と報告された(Riddell et al., 1967)。飲料水を介して 27800mg/L に暴露したニワトリに死亡はみられなかったが、腎性のシュウ酸症が認められた。14500mg/L の飲料水を与えたニワトリでは、尿細管にシュウ酸カルシウム結晶が生じていたが、臨床徴候は報告されていない。Beasley と Buck は 1980 年に、家禽類の致死量が 7790～8900mg/kg 体重の範囲内であると報告した。経口投与したマガモ*(Anas platyrhynchos)* で、無作用量(NOEL)は 1221mg/kg 体重、最小作用量(LOEL)は 2553mg/kg 体重と報告された(Stowe et al., 1981)。

8. 影響評価

大気中に放出されたエチレングリコールは、ヒドロキシラジカルとの反応によって分解される。この反応による半減期は 0.3 ～3.5 日と推定されている。

エチレングリコールの加水分解は表層水では起こらないと考えられる。

本物質は微粒子への結合能をもたないかわずかで、土壌中で移動可能である。

低いオクタノール／水分配係数と少数の生物で測定された生物濃縮係数は、生物蓄積の可能性が低いことを示している。

エチレングリコールは、下水汚泥を用いた標準試験において易生分解性を示す。多くの研究から、好気的にも嫌気的にも生分解することがわかっている。分解前の誘導期を示唆する研究もあるが、多くの研究はそうではない。分解は、順化汚泥でも非順化汚泥でも起きる。急速に分解することが、表層水(淡水に比べて塩水では遅い)、地下水、土壌で報告さ

れている。エチレングリコールを炭素源として利用するいくつかの微生物株が確認されている。

環境中の各コンパートメントにおけるエチレングリコールの測定濃度に関しては、限られたデータしかない。表層水で測定される濃度は一般に低く、1L あたり 2～3μg に過ぎない。生産工場からの廃水中濃度は、処理前には、平均で最高 1300mg/L までである。群を抜いて高濃度を示すのは空港からの流出水で、19000mg/L に達するとの報告がある。

エチレングリコールの水生生物に対する毒性は一般に低い。微生物に対する毒性の閾値は 1000mg/L を上回る。微小藻類の増殖に対する EC_{50} は、6500mg/L あるいはそれ以上である。数値が得られた急性毒性試験で、LC_{50} は水生無脊椎動物では 20000mg/L を、魚類では 17800mg/L を超える。両生類に対する唯一の有効な急性毒性値は、ダルマガエル(*Rana brevipoda*)のオタマジャクシにおける 17000mg/L である。ミジンコの慢性試験では、エンドポイントが生殖の場合 NOEC は 8590mg/L と報告されている。魚(ファットヘッドミノー)の短期暴露後の NOEC は、成長に対して 15380mg/L と報告されている。

エチレングリコール含有の除氷剤を用いた試験で、純エチレングリコールと比較すると水生生物への毒性が強いことは、除氷剤が他の毒性成分を含んでいることを示唆している。

空港からの流出水を受け入れる河川水に水生生物を暴露した実験で、毒性および致死作用が証明されている。空港周辺の現地調査では、エチレングリコール中毒(シュウ酸塩結晶形成)、魚類の死亡、生物多様性の減少と思われる毒性徴候が報告されている。しかしながら、これらの影響をエチレングリコールによるものとは断定できない。

陸生動物は、エチレングリコールに暴露する可能性ははるかに低く、一般に低い感受性を示している。土壌からの酵母菌や子嚢菌に対して毒性を発揮するのは、100000mg/L 以上の濃度である。非常に高濃度での種子浸漬は、一部の実験で発芽阻害を引き起こしたが、これは環境的には重要とみなされない。経口投与したアヒルの NOEL は 1221mg/kg 体重で、家禽の致死量は約 8000mg/kg 体重であるとの報告は、鳥類への毒性が低いことを示している。

8.1　予測環境濃度

エチレングリコール製造工場用地の処理場への流入下水中で、本物質の測定値が報告されている。これは、処理後の予測環境濃度(PEC)の算出基準として利用される。平均濃度は最高で 1306mg/L までと報告されている。

この放出濃度を踏まえ、OECD の技術指導マニュアル(Technical Guidance Manual)のデフォルト値を主として用いると、河川水での初期濃度は以下のようになると考えられる：

$$PEC_{local\ (water)} = C_{effluent} / [(1 + K_{p(susp)} \times C_{(susp)}) \times D]$$

* $PEC_{local\ (water)}$ は、排出源近傍における予測環境濃度(g/L)
* $C_{effluent}$ は、下水処理場の放流水におけるエチレングリコール濃度(g/L)、$C_{effluent} = I \times (100 - P)/100$ として算出

I = 下水処理場への流入濃度(1.3g/L)

P = 下水処理場における除去率（91%、エチレングリコールの “易生分解性”に基づく）

* $K_{p(susp)}$ は浮遊物質／水吸着係数、$K_{p(susp)} = f_{oc(susp)} \times K_{oc}$ として算出

$f_{oc(susp)}$ = 浮遊物質中の有機炭素の分画（デフォルト値 0.1）

$K_{oc} = 0.411 \times K_{ow}$

K_{ow} = オクタノール／水分配係数（$\log K_{ow} = -1.36$）

* $C_{(susp)}$ は河川水における浮遊物質濃度(kg/L)（デフォルト値 15mg/L）
* D は河川流量に対する希釈係数（控えめなデフォルト値 10）

これらの控えめな条件のもとでは、$PEC_{local\ (water)}$は 11.7mg/L となる。この値は、表層水で報告された濃度よりかなり高く、初期最高濃度が慎重に見積もられたことを表わしている。

8.2 予測無影響濃度

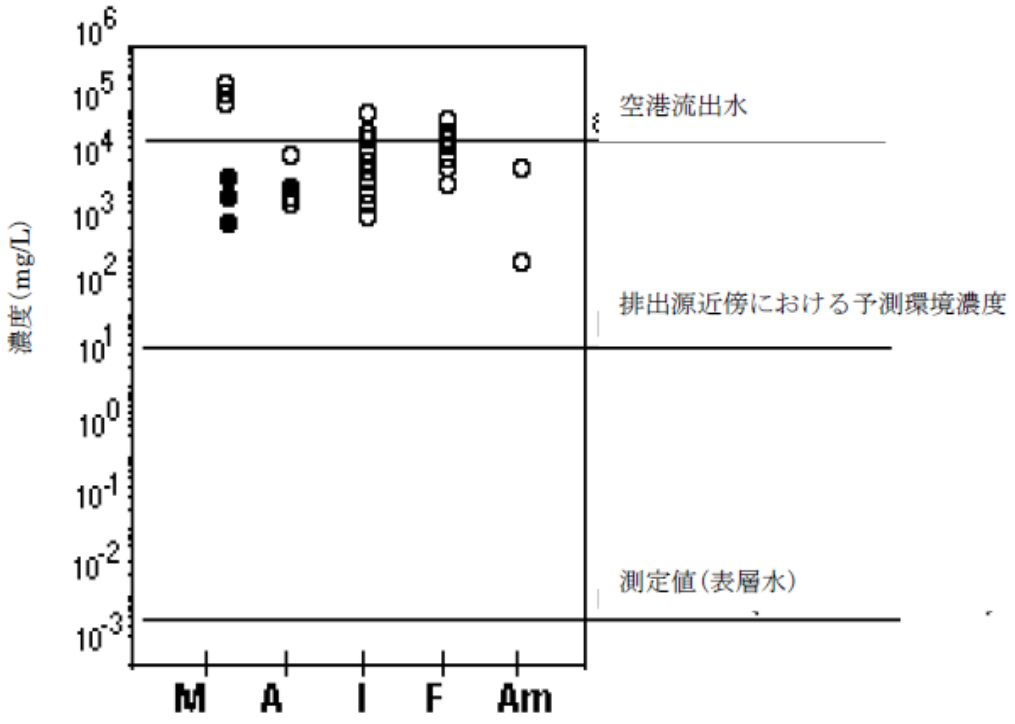


図1　微生物(M)、藻類(A)、無脊椎動物(I)、魚類(F)、両生類(Am)において報告されたエチレングリコールの急性毒性値のプロットと予測・測定環境濃度

水生生物に対するエチレングリコールの毒性についてはかなりの量のデータベースがあり、急性および慢性試験は 2 つの栄養段階の、急性および短期試験は第 3 の栄養段階の生物についての結果を示している。さまざまな種類の生物における試験結果の分布を図 1 に示す。

黒丸は微生物あるいは藻類の毒性閾値を示すが、これらは予測無影響濃度(PNEC)を推定する適切な基準とはみなされていない。広範囲の利用可能なデータを考えると、ミジンコの生殖に対する慢性 NOEC の 8590mg/L に不確実係数 10 を適用することは理にかなうであろう。これにより PNEC は 859mg/L となる。

8.3　環境リスク指標

図 1 より明らかであるが、エチレングリコール生産が水生生物に与えるリスクは、控えめな想定に基づいたとしても非常に低いものである。$PEC_{local\ (water)}$ /PNEC 比を求めると、

リスク比は 0.013 となる。表層水で得られたわずかな測定値に基づくと、リスクは無視できると考えられる(リスク比は 2.3×10^{-6})。

空港からの流出水中の濃度は、そのまま放置すれば、自然界に重大な影響を与えかねないこともまた明らかである。一般論として流出水がどのくらい希釈されるのかを推定することは困難であるが、報告されている濃度では少なくとも 100 倍といった希釈係数が必要であろう。特定の空港では流出水中の濃度はかなり高いと考えられる。水生生物に対する毒性は、除氷剤では純エチレングリコールより著しく強いと考えられている。エチレングリコール含有の除氷剤だけが使われることも考えにくい。グリコール類の易生分解性もまた、表層水での酸素欠乏をもたらし生物へのリスクを高める。必要とされる汚染防止対策の設定には、顕在的な影響についてのリスクアセスメントと現地調査を個別的に行うべきである。

参考文献

Ahn JS, Lee KH (1986) Studies on the volatile aroma components of edible mushroom *(Tricholoma matsutake)* of Korea. *Journal of the Korean Society for Food and Nutrition*, 15:253-257.

ATSDR (1997) *Toxicological profile for ethylene glycol and propylene glycol*. Atlanta, GA, US Department of Health and Human Services, Public Health Service, Agency for Toxic Substances and Disease Registry. 249 pp.

Bates WK, Wilson JF (1974) Ethylene glycol-induced alteration of conidial germination in *Neurospora crassa.* *Journal of bacteriology,* 117:560-567.

Battersby NS, Wilson V (1989) Survey of the anaerobic biodegradation potential of organic chemicals in digesting sludge. *Applied environmental microbiology*, 55(2):433-439.

Beasley VR, Buck WB (1980) Acute ethylene glycol toxicosis: A review. *Veterinary and human toxicology,* 22(4):255-263.

Blackman RAA (1974) Toxicity of oil-sinking agents. *Marine pollution bulletin*, 5:116-118.

Blomstrom DC, Beyer EM (1980) Plants metabolise ethylene to ethylene glycol. *Nature,* 283(5742):66-68.

Boatman RJ, Cunningham SL, Ziegler DA (1986) A method for measuring the biodegradation of organic chemicals. *Environmental toxicology and chemistry,* 5:233-243.

Bose S, Bandyopadhyay M (1975) Effect of dimethyl sulfoxide, ethylene glycol and hydroxylamine on tomato *(Lycopersicon esculentum* Mill.). *Science and culture,* 41:240-241.

Bose S, Bhattacharyya SK (1975) Studies on the effect of single and combined treatments of x-rays, ethylene glycol and hydroxylamine in rice *(Oryza sativa* L.). *Plant science,* 7:19-22.

Bose S, Datta GC (1973) Effect of treatments of colchicine, dimethylsulphoxide, ethylene glycol, hydroxylamine and triethanolamine in jute *(Corchorus capsularis* L.). *Bangladesh journal of botany,* 2:1-6.

Bose S, Naskar SK (1975) Effect of dimethyl sulfoxide, ethylene glycol, hydroxylamine and triethanolamine in M_1 generation in cluster bean. *Bulletin of the Botanical Society of Bengal,* 29:49-52.

Bridie A, Wolff CJM, Winter M (1979) BOD and COD of some petrochemicals. *Water research,* 13:627-630.

Bringmann G, Kuhn R (1976) Comparative findings on the damaging effects of water pollutants in bacteria *(Pseudomonas putida)* and blue-green algae *(Microcystis aeruginosa). GasWasserfach: Wasser Abwasser,* 117(9):410-413 (in German).

Bringmann G, Kuhn R (1977) Results of the damaging effect of water pollutants on *Daphnia magna. Zeitschrift fuer Wasser und Abwasser Forschung,* 10:161-166 (in German).

Bringmann G, Kuhn R (1980a) Comparison of the toxicity thresholds of water pollutants to bacteria, algae and protozoa in the cell multiplication inhibition test. *Water research,* 14:231-241.

Bringmann G, Kuhn R (1980b) Determination of the biological effects of water pollutants in protozoa. II. Ciliated bacteria. *Zeitschrift fuer Wasser und Abwasser Forschung,* 13(1):26-31 (in German).

BUA (1991) *Ethylene glycol.* GDCh-Advisory Committee on Existing Chemicals of Environmental Relevance (BUA). Hirzel, Wissenschaftliche Verlagsgesellschaft. 139 pp. (BUA Report 92.S).

Budavari S, ed. (1989) *The Merck Index. An encyclopaedia of chemicals, drugs and biologicals*, 11th ed. Rahway, NJ, Merck and Co. Inc.

Calleja MC, Persoone G, Geladi P (1993) The predictive potential of a battery of ecotoxicological tests for human acute toxicity as evaluated with the first 50 MEIC chemicals. *Alternatives to laboratory animals,* 21:330-349.

Calleja MC, Persoone G, Geladi P (1994) Comparative acute toxicity of the first 50 multicentre evaluation of *in vivo* cytotoxicity chemicals to aquatic non-vertebrates. *Archives of environmental contamination and toxicology,* 26:69-78.

Chemical Daily Company (1997) *Annual of chemical industry.* Tokyo, The Chemical Daily Company Ltd.

Conway RA, Waggy GT, Spiegel MH, Berglund RL (1983) Environmental fate and effects of ethylene oxide. *Environmental science and technology,* 17(2):107-112.

Cowgill UM, Takahashi IT, Applegath SL (1985) A comparison of the effect of four benchmark chemicals on *Daphnia magna* and *Ceriodaphnia dubia-affinis* tested at two different temperatures. *Environmental toxicology and chemistry,* 4:415-422.

Daugherty LC (1980) The growth of *Pseudomonas aeruginosa* on glycols of industrial importance. *Lubrication engineering,* 36(12):718-723.

DeZwart D, Slooff W (1987) Toxicity of mixtures of heavy metals and petrochemicals to *Xenopus laevis. Bulletin of environmental contamination and toxicology,* 38:345-351.

Dwyer DF, Tiedje JM (1983) Degradation of ethylene glycol and polyethylene glycols by methanogenic consortia. *Applied environmental*

microbiology, 46(1):185-190.

Eisenreich SJ, Looney BB, Thornton JD (1981) Airborne organic contaminants in the Great Lakes ecosystem. *Environmental science and technology,* 15(1):30-38.

Evans WH, David EJ (1974) Biodegradation of mono-, di-, and triethylene glycols in river waters under controlled laboratory conditions. *Water research,* 8(2):97-100.

Flathman PE, Jerger DE, Bottomley LS (1989) Remediation of contaminated ground water using biological techniques. *Ground water monitoring review,* 9:105-119.

Freitag D, Ballhorn L, Geyer H, Korte F (1985) Environmental hazard profile of organic chemicals: An experimental method for the assessment of the behaviour of organic chemicals in the ecosphere by means of simple laboratory tests with ^{14}C labeled chemicals. *Chemosphere,* 14(10):1589-1616.

Gaston LW, Stadtman ER (1963) Fermentation of ethylene glycol by *Clostridium glycolicum.* *Journal of bacteriology,* 85:356-362.

Gersich FM, Blanchard FA, Applegath SL, Park CN (1986) The precision of daphnid *(Daphnia magna* Straus, 1820) static acute toxicity tests. *Archives of environmental contamination and toxicology,* 15(6):741-749.

Grabinska-Loniewska A (1974) Studies on the activated sludge bacteria participating in the biodegradation of methanol, formaldehyde and ethylene glycol: II. Utilization of various carbon and nitrogen compounds. *Acta Microbiologica Polonica, Series B: Microbiologia Applicata,* 6(2):83-88.

Gray WD, Sova C (1956) Relation of molecule size and structure to alcohol inhibition of glucose utilization by yeast. *Journal of*

bacteriology, 72:349-356.

Haines JR, Alexander M (1975) Microbial degradation of polyethylene glycols. *Applied microbiology,* 29:621-625.

Hansch C, Leo AJ (1979) Substituent constants for correlation analysis in chemistry and biology. New York, NY, John Wiley & Sons.

Hartwell SI, Jordahl DM, Evans JE, May EB (1995) Toxicity of aircraft de-icer and anti-icer solutions to aquatic organisms. *Environmental toxicology and chemistry*, 14:1375-1386.

Hermens J, Canton H, Janssen P, De Jong R (1984) Quantitative structure activity relationships and toxicity studies of mixtures of chemicals with anaesthetic potency: Acute lethal and sublethal toxicity to *Daphnia magna. Aquatic toxicology,* 5:143-154.

Hoechst (1975) *Investigation of the biodegradation of ethylene glycol.* Frankfurt/Main, Germany, Hoechst AG, Abteilung Reinhaltung von Wasser und Luft (in German).

Hovious JC, Conway RA, Ganze CW (1973) Anaerobic lagoon pretreatment of petrochemical wastes. *Journal of the Water Pollution Control Federation,* 45:71-84.

Howard PH, Boethling RS, Jarvis WF, Meylan WM, Michalenko EM (eds.) (1991) *Handbook of environmental degradation rates.* Chelsea, MI, Lewis Publishers, Inc., pp. 392-393.

Hrotmatka O, Polesofsky W (1962) Untersuchungen uber die Essiggarung. VII. Uber die Oxydation verschiedener primarer Alkohole und Glykole. *Enzymologia,* 24:372-384.

HSDB (1998) *Hazardous substances data bank.* Micromedex Inc. (CD-ROM version).

IPCS (1993) *International Chemical Safety Card -- Ethylene glycol.* Geneva, World Health Organization, International Programme on Chemical Safety (ICSC 0270).

Jank BE, Guo HM, Cairns VW (1974) Activated sludge treatment of airport wastewater containing de-icing fluids. *Water research,* 8:875-880.

Japan Environment Agency (1991) *Chemicals in the environment. Report on environmental survey and wildlife monitoring of chemicals in FY 1988 and 1989.* Tokyo, Japan Environment Agency, Department of Environmental Health, Office of Health Studies.

Kahru A, Tomson K, Pall T, Kulm I (1996) Study of toxicity of pesticides using luminescent bacteria *Photobacterium phosphoreum. Water science and technology,* 33(6):147-154.

Kaiser KLE, Palabrica VS (1991) *Photobacterium phosphoreum* toxicity data index. *Water pollution research journal of Canada,* 26:361-431.

Kameya T, Murayama T, Urano K, Kitano M (1995) Biodegradation ranks of priority organic compounds under anaerobic conditions. *Science of the total environment,* 170:43-51.

Kaushal R, Walker TK (1951) Formation of cellulose by certain species of *Acetobacter. Biochemical journal,* 48:618-621.

Kent JA, ed. (1974) *Riegel's handbook of industrial chemistry,* 7th ed. New York, NY, Van Nostrand Reinhold Company.

Khoury GA, Abdelghani AA, Anderson AC, Monkiedje A (1990) Acute toxicity of ethylene glycol to crayfish, bluegill sunfish and soil micro-organisms. *Trace substances in environmental health,* 23:371-378.

Khoury GA, Adbelghani AA, Anderson AC (1993) Bioaccumulation and

depuration of ethylene glycol by crayfish (*Procambarus* spp.). *Environmental toxicology and water quality,* 8:25-31.

Kilroy AC, Gray NF (1992) Toxicity of four organic solvents commonly used in the pharmaceutical industry to activated sludge. *Water research,* 26:887-892.

Klecka GM, Carpenter CL, Landenberger BD (1993) Biodegradation of aircraft deicing fluids in soil at low temperatures. *Ecotoxicology and environmental safety,* 25:280-295.

Konnemann H (1981) Quantitative structure-activity relationships in fish toxicity studies. I. Relationship for 50 industrial pollutants. *Toxicology,* 19:209-221.

LDOTD (1990) *Fate of ethylene glycol in the environment.* Baton Rouge, LA, Louisiana Department of Transportation and Development, Louisiana Transportation Research Center.

Lee NE, Haag WR, Jolley RL (1983) Cooling water pollutants: bioaccumulation by *Corbicula.* In: Jolley RL, Brungs WA, Cotruvo JA, Cumming RB, Mattice JS, Jacobs VA, eds. *Water chlorination: Chemistry, environmental impact and health effects. Vol. 4.* Ann Arbor, MI, Ann Arbor Science Publishers, pp. 851-870.

Lipnick RL, ed. (1991) *Studies of narcosis.* London, Chapman and Hall, pp. 123-124.

Lokke H (1984) Leaching of ethylene glycol and ethanol in subsoils. *Water, air, and soil pollution,* 22:373-387.

Lyman WJ, Reehl WF, Rosenblatt DH (1982) *Handbook of chemical property estimation methods.* New York, NY, McGraw-Hill.

Masters JA, Lewis MA, Davidson DH, Bruce RD (1991) Validation of a 4-day *Ceriodaphnia* toxicity test and statistical considerations in

data analysis. *Environmental toxicology and chemistry,* 10:47-55.

Matsui S, Murakami T, Sasaki T, Hirose Y, Iguma Y (1975) Activated sludge degradability of organic substances in the waste water of the Kashima petroleum and petrochemical industrial complex in Japan. *Progress in water technology,* 7(3-4):645-650.

Mayer FL, Ellersieck MR (1986) *Manual of acute toxicity: interpretation and database for 410 chemicals and 66 species of freshwater animals*. Washington, DC, US Department of the Interior, Fish and Wildlife Service (Resource Publication No. 160).

Mayes MA, Alexander HC, Dill DC (1983) A study to assess the influence of age on the response of fathead minnows in static acute toxicity tests. *Bulletin of environmental contamination and toxicology,* 31:139-147.

McGahey C, Bouwer EJ (1992) Biodegradation of ethylene glycol in simulated subsurface environments. *Water science and technology*, 26:41-49.

Means JL, Anderson SJ (1981) Comparison of five different methods for measuring biodegradability in aqueous environments. *Water, air, and soil pollution*, 16:301-315.

Nielsen IR, Malcolm HM, Dobson S (1993) *Environmental hazard assessment: Ethylene glycol*. Garston, United Kingdom Department of the Environment, Building Research Establishment, Toxic Substances Division. 33 pp. (TSD/16).

Nishiushi Y (1984) Toxicity of agrochemicals to freshwater organisms. III. Solvents. *Suisan Zoshoku,* 32:115-119.

Pillard DA (1995) Comparative toxicity of formulated glycol de-icers and pure ethylene and propylene glycol to *Ceridaphnia dubia* and *Pimephales promelas.* *Environmental toxicology and chemistry,*

14:311-315.

Pitt WW, Jolley RL, Scott CD (1975) Determination of trace organics municipal sewage effluents and natural waters by high resolution ion exchange chromatography. *Environmental science and technology,* 9:1068-1073.

Pitter P (1976) Determination of biological degradability of organic substances. *Water research,* 10:231-235.

Price KS, Waggy GT, Conway RA (1974) Brine shrimp bioassay and seawater BOD of petrochemicals. *Journal of the Water Pollution Control Federation*, 46(1):63-77.

Riddell C, Nielsen SW, Kersting EJ (1967) Ethylene glycol poisoning in poultry. *Journal of the American Veterinary Medical Association,* 150:1531-1535.

Ross D, Stroo HF, Bourquin AW, Sikes DJ (1988) Bioremediation of hazardous waste sites in the USA: case histories. In: *Proceedings of the American Pollution Control Association Annual Meeting* (Paper 88-6B.2, 81, 9s).

Schramm M, Warrick AW, Fuller WH (1986) Permeability of soils to four organic liquids and water. *Hazardous waste and hazardous materials,* 3:21-27.

Sills RD, Blakeslee PA (1992) The environmental impact of deicers in airport stormwater runoff. In: *Chemical deicers and the environment.* Boca Raton, FL, Lewis Publishers, pp. 323-340.

SRI (1993) *Directory of chemical producers -- United States of America.* Menlo Park, CA, Stanford Research Institute International (598; 890).

Steffens GL, Barer SJ (1984) The inhibition of axillary and terminal

bud growth on tobacco by a series of C2 to C10 diol formulations. *Beitrage zur Tabakforschung International,* 12:279-284.

Stowe CM, Barnes DM, Arendt TD (1981) Ethylene glycol intoxication in ducks. *Avian diseases,* 25:538-541.

Tsuji S, Tonogai Y, Ito Y, Kanoh S (1986) The influence of rearing temperature on the toxicity of various environmental pollutants for killifish (Oryzias latipes). Eisei Kagaku, 32:46-53.

US EPA (1980) *Organic chemical manufacturing. Vol. 9: Selected processes.* Prepared by R.J. Lovell et al., US Environmental Protection Agency (Report No. EPA-450/3-80-028d).

Watson GK, Jones N (1977) The biodegradation of polyethylene glycols by sewage bacteria. *Water research,* 11:95-100.

Willetts A (1981) Bacterial metabolism of ethylene glycol. *Biochimica Biophysica Acta*, 677(2):194-199.

Yoshida M, Hoshii H, Morimoto H (1969) Nutritive values of glycols for poultry feeds . *Japanese poultry science,* 6:73-81.

Zahn R, Wellens H (1980) Prufung der biologischen Abbaubarkeit im Standversuch - weitere Erfahrungen und neue Einsatzmoglichkeiten. *Zeitschrift fuer Wasser und Abwasser Forschung,* 13:1-7.

Zeithoun MA, McIllhenny WF (1971) *Treatment of wastewater from the production of polyhydric organics*. Produced for the US Environmental Protection Agency (PB-213841).

添付資料１　原資料

Nielsen IR, Malcolm HM, Dobson S (1993)　*Environmental hazard assessment: Ethylene glycol*. Garston, United Kingdom Department of the Environment, Building Research Establishment, Toxic Substances Division (TSD/16)

環境有害性評価(EHA)文書の原案は、ピアレビューのため英国内外に広く配布される。寄せられたコメントは、最終版で取り上げる。エチレングリコールに関する当該 EHA に対してコメントを行った諸機関は、United Kingdom Department of the Environment (Wastes Technical Division and Global Atmosphere Division)、the Health and Safety Executive (United Kingdom)、the Ministry of Agriculture, Fisheries and Food (United Kingdom)、the Water Research Centre (United Kingdom), The Edinburgh Centre for Toxicology、Heriot-Watt University、the US Environmental Protection Agency、the Swedish National Chemicals Inspectorate, the Umweltbundesamt, Germany、ICI Chemicals and Polymers Ltd. である。

BUA (1991)　*Ethylene glycol.* GDCh-Advisory Committee on Existing Chemicals of Environmental Relevance (BUA). Hirzel, Wissenschaftliche Verlagsgesellschaft (BUA Report 92.S)

ドイツ化学会諮問委員会(BUA)による評価のため、報告書担当企業(通常はドイツ最大の製造業者)は広範な文献検索ならびに研究を行なった上で報告草案を作成する。この草案は、政府機関、関連学界、産業界の代表者からなる作業委員会が検討を重ねる中でピアレビューされる。

この報告書の英訳は 1994 年に公表された。

添付資料 2　CICAD ピアレビュー

エチレングリコールの CICAD 原案は検討のため、各国の IPCS 窓口機関や参加機関と連絡を取った上で IPCS が認定した機関、組織、ならびに専門家に送られた。以下の関係各機関からコメントが寄せられた。

Chemical Manufacturers' Association, Arlington, USA

Chinese Academy of Preventive Medicine, Beijing, People's Republic of China

European Chemical Industry Council (CEFIC), Brussels, Belgium

Health and Safety Executive, Bootle, United Kingdom

Health Department of Western Australia, Perth, Australia

National Institute of Health Sciences, Tokyo, Japan

National Institute of Public Health, Prague, Czech Republic

Senatskommission der Deutschen Forschungsgemeinschaft, Bonn, Germany

United States Department of Health and Human Services (National Institute of Environmental Health Sciences, Research Triangle Park), USA

United States Environmental Protection Agency (Region VIII; National Center for Environmental Assessment, Washington, DC), USA

World Health Organization/International Programme on Chemical Safety, Montreal, Canada

添付資料 3　CICAD 最終検討委員会

米国ワシントン、1998 年 12 月 8～11 日

メンバー

Dr T. Berzins, National Chemicals Inspectorate (KEMI), Solna, Sweden (副座長)

Mr R. Cary, Toxicology Unit, Health Directorate, Health and Safety Executive, Bootle, Merseyside, United Kingdom　(報告者)

Dr S. Dobson, Institute of Terrestrial Ecology, Monks Wood, Abbots Ripton, Huntingdon, Cambridgeshire, United Kingdom

Dr O. Faroon, Agency for Toxic Substances and Disease Registry, Centers for Disease Control and Prevention, Atlanta, GA, USA

Dr G. Foureman, National Center for Environmental Assessment, US Environmental Protection Agency, Research Triangle Park, NC, USA

Dr H. Gibb, National Center for Environmental Assessment, US Environmental Protection Agency, Washington, DC, USA　(座長)

Dr R.F. Hertel, Federal Institute for Health Protection of Consumers & Veterinary Medicine, Berlin, Germany

Dr I. Mangelsdorf, Documentation and Assessment of Chemicals, Fraunhofer Institute for Toxicology and Aerosol Research, Hanover, Germany

Dr A. Nishikawa, Division of Pathology, National Institute of Health Sciences, Tokyo, Japan

Dr E.V. Ohanian, Office of Water/Office of Science and Technology, Health and Ecological Criteria Division, US Environmental Protection

Agency, Washington, DC, USA

Dr J. Sekizawa, Division of Chem-Bio Informatics, National Institute of Health Sciences, Tokyo, Japan

Professor P. Yao, Institute of Occupational Medicine, Chinese Academy of Preventive Medicine, Ministry of Health, Beijing, People's Republic of China

オブザーバー

Dr K. Austin, National Center for Environmental Assessment, US Environmental Protection Agency, Washington, DC, USA

Dr I. Daly (ICCA representative), Regulatory and Technical Associates, Lebanon, NJ, USA

Ms K.L. Lang (CEFIC, European Chemical Industry Council, representative), Shell International, London, United Kingdom

Ms K. Roberts (ICCA representative), Chemical Self-funded Technical Advocacy and Research (CHEMSTAR), Chemical Manufacturers Association, Arlington, VA, USA

Dr W. Snellings (ICCA representative), Union Carbide Corporation, Danbury, CN, USA

Dr M. Sweeney, Document Development Branch, National Institute for Occupational Safety and Health, Cincinnati, OH, USA

Dr K. Ziegler-Skylakakis, GSF-Forschungszentrum für Umwelt und Gesundheit GmbH, Institut für Toxikologie, Oberschleissheim, Germany

事務局

Dr M. Baril, Institut de Recherches en Santé et Sécurité du Travail du Québec (IRSST), Montreal, Quebec, Canada

Dr H. Galal-Gorchev, Chevy Chase, MD, USA

Ms M. Godden, Health and Safety Executive, Bootle, Merseyside, United Kingdom

Dr R.G. Liteplo, Environmental Health Directorate, Health Canada, Ottawa, Ontario, Canada

Ms L. Regis, Programme for the Promotion of Chemical Safety, World Health Organization, Geneva, Switzerland

Mr A. Strawson, Health and Safety Executive, London, United Kingdom

Dr P. Toft, Programme for the Promotion of Chemical Safety, World Health Organization, Geneva, Switzerland

国際化学物質安全性カード

エチレングリコール

ICSC番号:0270

エチレングリコール
ETHYLENE GLYCOL
1,2-Ethanediol
1,2-Dihydroxyethane
$HOCH_2CH_2OH$
分子量:62.1

CAS登録番号:107-21-1
RTECS番号:KW2975000
ICSC番号:0270
EC番号:603-027-00-1

災害/暴露のタイプ	一次災害/急性症状	予防	応急処置/消火薬剤
火災	可燃性。	**裸火禁止。**	粉末消火薬剤、水溶性液体用泡消火薬剤、水噴霧、二酸化炭素。
爆発			
身体への暴露		ミストの発生を防ぐ！	
吸入	咳、めまい、頭痛	換気。	新鮮な空気、安静。人工呼吸が必要なことがある。医療機関に連絡する。
皮膚	皮膚の乾燥	保護手袋	汚染された衣服を脱がせる。多量の水かシャワーで皮膚を洗い流す。
眼	発赤、痛み	安全ゴーグル	数分間多量の水で洗い流し(できればコンタクトレンズをはずして)、医師に連れて行く。
経口摂取	腹痛、感覚鈍麻、吐き気、意識喪失、嘔吐	作業中は飲食、喫煙をしない。	口をすすぐ。吐かせる(**意識がある場合のみ**！)。医療機関に連絡する。医療関係者と連絡がとれない場合、患者に意識があるときはアルコール飲料を摂取させると腎不全を防げることがある。

漏洩物処理	貯蔵	包装・表示
・漏れた液やこぼれた液を密閉式の容器に出来る限り集める。 ・残留分を多量の水で洗い流す。 ・(個人用保護具:有機ガスおよび蒸気用フィルター付マスク)	・強力な酸化剤、強塩基から離しておく。 ・乾燥。 ・床面に沿って換気。	・EU分類 記号:Xn R:22 S:(2)

重要データは次ページ参照

Prepared in the context of cooperation between the International Programme on Chemical Safety & the Commission of the European Communities © IPCS CEC 1993

国際化学物質安全性カード

エチレングリコール

ICSC番号:0270

重要データ	**物理的状態; 外観:** **無色無臭の、粘稠な吸湿性液体** **物理的危険性:** **化学的危険性:** 燃焼すると、有毒なガスを生成する。強力な酸化剤、強塩基と反応する。 **許容濃度:** TLV:100 mg/m³(天井値); A4(人における発がん性が分類できていない物質)(ACGIH 2004) MAK:10 ppm, 26 mg/m³; ピーク暴露限度カテゴリー:I(2); 皮膚吸収(H); 妊娠中のリスクグループ:C; (DFG 2004) (訳注:詳細は DFG の List of MAK and BAT values を参照)	**暴露の経路:** 体内への吸収経路:吸入、経皮 **吸入の危険性:** 20℃で気化すると、空気が汚染されてやや遅く有害濃度に達する。 **短期暴露の影響:** 眼、気道を刺激する。腎臓、中枢神経系に影響を与え、腎不全、脳損傷を生じることがある。意識低下を引き起こすことがある。 **長期または反復暴露の影響:** 中枢神経系に影響を与え、眼の動きの異常(眼振)を生じることがある。
物理的性質	・沸点:198℃ ・融点:−13℃ ・比重(水=1):1.1 ・水への溶解性:混和する	・蒸気圧:7 Pa(20℃) ・相対蒸気密度(空気=1):2.1 ・20℃での蒸気/空気混合気体の相対密度(空気=1):1.00 ・引火点:111℃ (C.C.) ・発火温度:398℃ ・爆発限界:3.2〜15.3 vol%(空気中) ・log Pow (オクタノール/水分配係数):−1.93
環境に関するデータ		

注

・作業時のどの時点でも、許容濃度(天井値)を超えてはならない。

NFPA(米国防火協会)コード:H(健康危険性)1;F(燃焼危険性)1;R(反応危険性)0;

付加情報

© IPCS, CEC, 1993

訳注:掲載の ICSC 日本語版は本 CICAD 日本語版作成時のものです。ICSC は更新されることがあります。http://www.nihs.go.jp/ICSC/　を参照してください。