

化学物質の初期リスク評価書

Ver. 1.0

No. 138

1-オクタノール

1-Octanol

化学物質排出把握管理促進法政令号番号：**1-58**

CAS 登録番号：111-87-5

2008年9月

独立行政法人 製品評価技術基盤機構

財団法人 化学物質評価研究機構

委託元 独立行政法人 新エネルギー・産業技術総合開発機構

序 文

目的

「化学物質の初期リスク評価書」は、独立行政法人 新エネルギー・産業技術総合開発機構から委託された化学物質総合評価管理プログラムの一環である「化学物質のリスク評価及びリスク評価手法の開発」プロジェクトの成果である。このプロジェクトは、「特定化学物質の環境への排出量の把握等及び管理の改善の促進に関する法律」(化学物質排出把握管理促進法)の対象化学物質を中心に有害性情報、排出量等の暴露情報など、リスク評価のための基礎データを収集・整備するとともに、これらを利用したリスク評価手法を開発し、評価するものである。

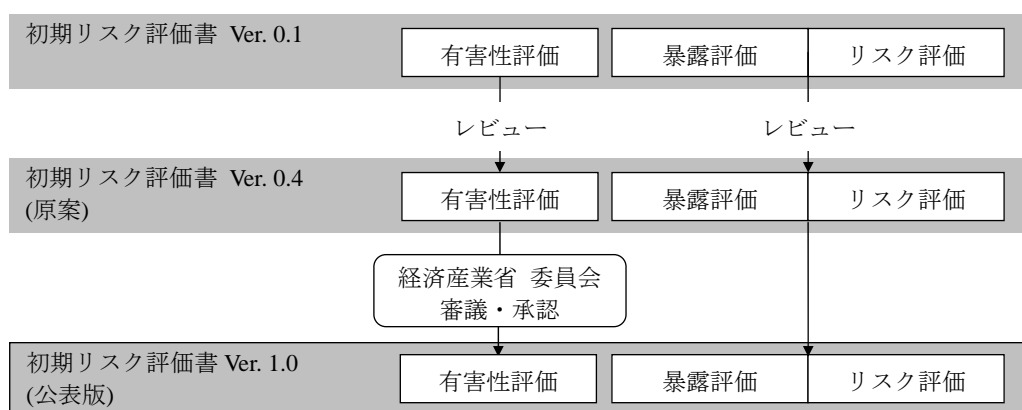
「化学物質の初期リスク評価書」では、環境中の生物及びヒト健康に対する化学物質のリスクについてスクリーニング評価を行い、その結果、環境中の生物あるいはヒト健康に悪影響を及ぼすことが示唆されると判断された場合は、その化学物質に対して更に詳細な調査、解析及び評価等の必要とされる行動の提案を行うことを目的とする。

初期リスク評価の対象

化学物質排出把握管理促進法第一種指定化学物質のうち、生産量、環境への排出量及び有害性情報などを基に選択した化学物質を初期リスク評価の対象とする。環境中の生物への影響については、有害性評価手法が国際的に整えられている水生生物を対象とする。ヒト健康への影響については、我が国の住民を対象とし、職業上の暴露は考慮しない。

公表までの過程

財団法人 化学物質評価研究機構及び独立行政法人 製品評価技術基盤機構が共同して評価書案を作成し、有害性評価(環境中の生物への影響及びヒト健康への影響)については外部の有識者によるレビューを受け、その後、経済産業省化学物質審議会管理部会・審査部会安全評価管理小委員会の審議、承認を得ている。また、暴露評価及びリスク評価については独立行政法人 産業技術総合研究所によるレビューを受けている。本評価書は、これらの過程を経て公表している。



なお、本評価書の作成に関する手法及び基準は「化学物質の初期リスク評価指針 Ver. 2.0」及び「作成マニュアル Ver. 2.0」として、ホームページ (<http://www.nite.go.jp/>) にて公開されている。

要 約

1-オクタノールは無色の液体であり、水溶解度は 300 mg/L (20°C) である。

主な用途は、有機スズ系安定剤、可塑剤の合成原料であり、2002 年の国内供給量は約 3,000 トンであった。2004 年度の PRTR データによると、1-オクタノールは 1 年間に全国合計で、大気へ 2.5 トン、公共用水域へ 38 kg 排出され、土壌への排出はないと推定される。主な排出経路は、電気機械器具製造業や化学工業において使用する際の大気への排出であると考えられる。

1-オクタノールは蒸気圧が 10.6 Pa (25°C)、ヘンリー定数が $2.48 \text{ Pa}\cdot\text{m}^3/\text{mol}$ (25°C、測定値) である。好氣的条件では生分解されやすいことなどから、河川水等の環境水中に排出された場合、主に生分解により水中から除去され、その他揮散により大気中に移動すると推定される。また、水生生物に対する生物濃縮性は低いと推定される。

1-オクタノールの環境中の濃度として、公共用水域 (河川、湖沼、海域) 中の濃度が測定されている。大気、飲料水及び食物中の濃度は調査した範囲内では入手できなかった。2001 年度の河川水中濃度の調査における最大値は $0.54 \mu\text{g/L}$ であり、95 パーセンタイルは $0.17 \mu\text{g/L}$ であった。

一方、PRTR 排出量データと数理モデルを用いて、大気中濃度及び河川水中濃度の推定を行った。その結果、推定値の最大はそれぞれ $0.019 \mu\text{g/m}^3$ 及び $5.2 \times 10^{-3} \mu\text{g/L}$ であった。

1-オクタノールの水生生物に対するリスク評価を行うための推定環境濃度 (EEC) として、河川水中濃度の測定値と数理モデルによる河川水中濃度の推定値を比較し、より大きい値である測定値の 95 パーセンタイルである $0.17 \mu\text{g/L}$ を用いた。

また、ヒトが 1-オクタノールに暴露する経路としては、呼吸による大気からの吸入暴露、飲料水及び食物を摂取することによる経口暴露が主として考えられる。1-オクタノールの大気中濃度 ($0.019 \mu\text{g/m}^3$:推定値)、飲料水中濃度の代用として河川水中濃度 ($0.17 \mu\text{g/L}$:実測値)、魚体内濃度 ($0.74 \mu\text{g/kg}$:推定値) から、ヒトの体重 1 kgあたりの 1 日推定摂取量を $7.6 \times 10^{-3} \mu\text{g/kg/日}$ (吸入経路)、 $8.6 \times 10^{-3} \mu\text{g/kg/日}$ (経口経路) と推定した。

1-オクタノールの環境中の水生生物への有害性に関しては、3 つの栄養段階 (藻類・甲殻類・魚類)のうち、甲殻類について急性及び長期毒性試験結果が得られており、藻類及び魚類については急性毒性試験結果のみ得られている。長期毒性試験の最小値は、甲殻類であるオオミジンコの繁殖を指標とした 21 日間 NOEC が 1.0 mg/L である。また、急性毒性試験の最小値は、魚類である 4 日齢のファットヘッドミノアの成長を指標とした 7 日間 NOEC の 0.75 mg/L であり、得られた水生生物に対する毒性データのうち最小値である。この値と EEC $0.17 \mu\text{g/L}$ を用いて暴露マージン (MOE) を算出した結果、MOE 4,400 はリスク評価に用いた毒性試験データに関する不確実係数積 1,000 より大きく、現時点では 1-オクタノールが環境中の水生生物に悪影響を及ぼすことはない判断する。

1-オクタノールはヒトに対して主に吸入と経口の暴露経路からの摂取が推定されるが、ヒト健康への影響のリスク評価に必要な無毒性量を判断するに適切な動物試験の報告は得られず、MOE 及び不確実係数積は求めない。

以上のことから、1-オクタノールは現時点では環境中の水生生物に対して悪影響を及ぼすことはないと判断する。

オクタノールの実験動物に対する反復投与毒性に関して、吸入経路及び経口経路では、適切な動物試験の報告は得られなかった。1-オクタノールの実験動物に対する反復投与毒性試験は1か月のマウスへの強制経口投与試験が報告されているが、毒性指標が不明で毒性を判断できない。また、吸入暴露による反復投与毒性試験結果は報告されていない。

生殖・発生毒性は、ラットへの経口投与試験で、1-オクタノールは母動物へ一般状態の変化はみられたが、生殖への影響及び胎児の催奇形性はみられなかった。

1-オクタノールの遺伝毒性については、*in vivo* では、評価できる結果は得られていない。*in vitro* で陽性の結果があるが、データは限られており、遺伝毒性の有無については判断できない。また、発がん性試験は、肺腫瘍発生の有無を調べたスクリーニング試験及びイニシエーター・プロモーター試験が存在するが、いずれも発がん性を評価するには不十分で、1-オクタノールの発がん性は判断できない。IARC等の国際機関では1-オクタノールの発がん性を現時点で評価していない。

ヒト健康に対するリスク評価を行うのに適切な毒性試験報告が得られなかったため、リスク評価を行うことができなかった。今後、反復投与毒性試験報告等の慢性影響に関する知見が得られた時点で、再度リスク評価を行うことが望ましい。

目 次

1. 化学物質の同定情報.....	1
1.1 物質名.....	1
1.2 化学物質審査規制法官報公示整理番号.....	1
1.3 化学物質排出把握管理促進法政令号番号.....	1
1.4 CAS登録番号.....	1
1.5 構造式.....	1
1.6 分子式.....	1
1.7 分子量.....	1
2. 一般情報.....	1
2.1 別 名.....	1
2.2 純 度.....	1
2.3 不純物.....	1
2.4 添加剤または安定剤.....	1
2.5 現在の我が国における法規制.....	1
3. 物理化学的性状.....	1
4. 発生源情報.....	2
4.1 製造・輸入量等.....	2
4.2 用途情報.....	2
4.3 排出源情報.....	3
4.3.1 化学物質排出把握管理促進法に基づく排出源.....	3
4.3.2 その他の排出源.....	4
4.4 環境媒体別排出量の推定.....	4
4.5 排出シナリオ.....	5
5. 環境中運命.....	5
5.1 大気中での安定性.....	5
5.2 水中での安定性.....	5
5.2.1 非生物的分解性.....	5
5.2.2 生分解性.....	5
5.2.3 下水処理による除去.....	6
5.3 環境中分布推定.....	6
5.4 環境水中での動態.....	6
5.5 生物濃縮性.....	7

6.	暴露評価.....	7
6.1	環境中濃度.....	7
6.1.1	環境中濃度の測定結果.....	7
6.1.2	環境中濃度の推定.....	8
6.2	水生生物生息環境における推定環境濃度.....	11
6.3	ヒトへの暴露シナリオ.....	11
6.3.1	環境経由の暴露.....	11
6.3.2	消費者製品経由の暴露.....	11
6.4	ヒトの推定摂取量.....	11
7.	環境中の生物への影響.....	12
7.1	水生生物に対する影響.....	12
7.1.1	微生物に対する毒性.....	12
7.1.2	藻類に対する毒性.....	13
7.1.3	無脊椎動物に対する毒性.....	13
7.1.4	魚類に対する毒性.....	14
7.1.5	その他の水生生物に対する毒性.....	15
7.2	陸生生物に対する影響.....	15
7.2.1	微生物に対する毒性.....	15
7.2.2	植物に対する毒性.....	15
7.2.3	動物に対する毒性.....	16
7.3	環境中の生物への影響 (まとめ).....	16
8.	ヒト健康への影響.....	16
8.1	生体内運命.....	16
8.2	疫学調査及び事例.....	17
8.3	実験動物に対する毒性.....	18
8.3.1	急性毒性.....	18
8.3.2	刺激性及び腐食性.....	19
8.3.3	感作性.....	21
8.3.4	反復投与毒性.....	21
8.3.5	生殖・発生毒性.....	21
8.3.6	遺伝毒性.....	22
8.3.7	発がん性.....	23
8.4	ヒト健康への影響 (まとめ).....	24
9.	リスク評価.....	25
9.1	環境中の生物に対するリスク評価.....	25
9.1.1	リスク評価に用いる推定環境濃度.....	25

9.1.2	リスク評価に用いる無影響濃度	25
9.1.3	暴露マージンと不確実係数積の算出	26
9.1.4	環境中の生物に対するリスク評価結果	26
9.2	ヒト健康に対するリスク評価	26
9.2.1	リスク評価に用いるヒトの推定摂取量	27
9.2.2	リスク評価に用いる無毒性量	27
9.2.3	暴露マージンと不確実係数積の算出	27
9.2.4	ヒト健康に対するリスク評価結果	28
9.3	まとめ	28
文 献	29

1. 化学物質の同定情報

1.1 物質名 : 1-オクタノール

1.2 化学物質審査規制法官報公示整理番号 : 2-217

1.3 化学物質排出把握管理促進法政令号番号 : 1-58

1.4 CAS登録番号 : 111-87-5

1.5 構造式



1.6 分子式 : $\text{C}_8\text{H}_{18}\text{O}$

1.7 分子量 : 130.23

2. 一般情報

2.1 別名

n-オクチルアルコール

2.2 純度

99.5%以上(一般的な製品) (化学物質評価研究機構, 2002)

2.3 不純物

2-オクタノール(一般的な製品) (化学物質評価研究機構, 2002)

2.4 添加剤または安定剤

無添加(一般的な製品) (化学物質評価研究機構, 2002)

2.5 現在の我が国における法規制

化学物質排出把握管理促進法：第一種指定化学物質

消防法：危険物第四類第三石油類

海洋汚染防止法：有害液体物質 Y 類 (オクチルアルコール)

船舶安全法：有害性物質

3. 物理化学的性状

外 観：無色液体 (IPCS, 2002)

融 点：-17~-16°C (Merck, 2001)

沸 点：194~195°C (Merck, 2001)

引 火 点：81°C(密閉式) (IPCS, 2002 ; NFPA, 2002)

発 火 点：253°C (IPCS, 2002 ; NFPA, 2002)

爆発限界：0.2～30 vol % (空気中) (IPCS, 2002 ; NFPA, 2002)
 比重：0.827 (20°C/4°C) (Merck, 2001)
 蒸気密度：4.49 (空気 = 1、計算値)
 蒸気圧：10.6 Pa (25°C) (Howard and Meylan, 1991)
 220 Pa (60°C)、5.1 kPa (113°C) (Verschueren, 2001)
 分配係数：オクタノール/水分配係数 $\log K_{ow} = 3.00$ (測定値)、2.81 (推定値) (SRC:KowWin, 2006)
 解離定数：解離基なし
 スペクトル：主要マススペクトルフラグメント
 m/z 41 (基準ピーク = 1.0)、70 (0.53)、84 (0.43) (NIST, 1998)
 吸脱着性：土壌吸着係数 $K_{oc} = 28$ (推定値) (SRC:PcKocWin, 2006)
 溶解性：水：300 mg/L (20°C) (Gangolli, 1999; Verschueren, 2001)
 540 mg/L (25°C) (Howard and Meylan, 1991)
 アルコール、クロロホルム：混和 (Merck, 2001)
 ヘンリー定数：2.48 Pa·m³/mol (2.45×10⁻⁵ atm·m³/mol) (25°C、測定値) (SRC:HenryWin, 2006)
 換算係数：(気相、20°C) 1 ppm = 5.42 mg/m³、1 mg/m³ = 0.185 ppm (計算値)

4. 発生源情報

4.1 製造・輸入量等

1-オクタノールの2000年から2002年まで3年間の製造量、輸入量等を表4-1に示す(製品評価技術基盤機構, 2004)。2003年、2004年の情報は得られていない。

表4-1 1-オクタノールの製造・輸入量等 (トン)

年	2000	2001	2002
製造量	500	500	500
輸入量	2,500	2,500	2,500
輸出量	0	0	0
国内供給量 ¹⁾	3,000	3,000	3,000

(製品評価技術基盤機構, 2004)

1) 国内供給量 = 製造量 + 輸入量 - 輸出量とした。

4.2 用途情報

1-オクタノールの用途及びその使用割合を表4-2に示す(製品評価技術基盤機構, 2004)。

1-オクタノールは主に有機スズ系安定剤、可塑剤であるジ-*n*-オクチルフタレート (DnOP)、ローズ・ジャスミン系香料の合成原料として使用されている。

表 4-2 1-オクタノールの用途別使用量の割合

用途		割合 (%)
合成原料	安定剤 (有機スズ系)	50
	可塑剤 (ジ- <i>n</i> -オクチルフタレート (DnOP))	35
	香料 (ローズ・ジャスミン系香料)	15
合計		100

(製品評価技術基盤機構, 2004)

また、上記合成原料以外に、界面活性剤の合成原料、化粧品及び有機合成反応の溶剤に使用されている (経済産業省・環境省, 2006a)。

4.3 排出源情報

4.3.1 化学物質排出把握管理促進法に基づく排出源

化学物質排出把握管理促進法に基づく「平成 16 年度届出排出量及び移動量並びに届出外排出量の集計結果」(経済産業省・環境省, 2006a) (以下、2004 年度 PRTR データ) によると、1-オクタノールは 1 年間に全国合計で届出事業者から大気へ 2.4 トン、公共用水域へ 37 kg 排出され、廃棄物として 60 トン、下水道に 9 kg 移動している。なお、土壌への排出はない。また届出外排出量としては対象業種の届出外事業者から大気へ 69 kg、公共用水域へ 1 kg の排出量が推計されている。なお、非対象業種、家庭、移動体からの排出量は推計されていない。

a. 届出対象業種からの排出量と移動量

2004 年度 PRTR データに基づき、1-オクタノールの届出対象業種別の排出量と移動量を表 4-3 に示す (経済産業省・環境省, 2006a,b)。

届出対象業種からの 1-オクタノールの排出量のうち、ほとんどは電気機械器具製造業及び化学工業からの大気への排出である。また、化学工業においては、環境への排出量より、むしろ廃棄物としての移動量のほうが多い。

表 4-3 1-オクタノールの届出対象業種別の排出量及び移動量 (2004 年度実績) (トン/年)

業種名	届出					届出外 排出量 (推計)	届出と届出外の 排出量合計	
	排出量			移動量			排出計 ¹⁾	割合 (%)
	大気	公共用水域	土壌	廃棄物	下水道			
電気機械器具製造業	1.4	0	0	0.052	0	—	1.4	56
化学工業	1.0	0.024	0	60	0.009	0.038	1.1	42
飲料・たばこ・飼料製造業	0.010	0.013	0	0	0	—	0.023	1

業種名	届出					届出外	届出と届出外の 排出量合計	
	排出量			移動量			排出量 (推計)	排出計 ¹⁾
	大気	公共用 水域	土壌	廃棄物	下水道			
高等教育機関	—	—	—	—	—	0.022	0.022	1
自然科学研究所	—	—	—	—	—	0.011	0.011	0
倉庫業	0	0	0	0.001	0	—	0	0
合計 ¹⁾	2.4	0.037	0	60	0.009	0.070	2.5	100

(経済産業省・環境省, 2006a,b)

1) 四捨五入のため、表記上、合計があっていない場合がある。

—: 届出なしまたは推計されていない。

4.3.2 その他の排出源

2004年度PRTRデータで推計対象としている以外の1-オクタノールの排出源に関する情報については、調査した範囲では得られていない。

4.4 環境媒体別排出量の推定

各排出源における1-オクタノールの環境媒体別排出量を表4-4に示す(製品評価技術基盤機構, 2007)。

その際、2004年度PRTRデータに基づく届出対象業種の届出外事業者からの排出量については、届出データにおける業種ごとの大気、公共用水域、土壌への排出割合を用いて、その環境媒体別の排出量を推定した。

以上のことから、1-オクタノールは、1年間に全国で、大気へ2.5トン、公共用水域へ38kg排出されると推定した。

ただし、廃棄物としての移動量及び下水道への移動量については、各処理施設における処理後の環境への排出を考慮していない。

表4-4 1-オクタノールの環境媒体別排出量(2004年度実績)(トン/年)

排出区分	大気	公共用水域	土壌
対象業種届出	2.4	0.037	0
対象業種届出外 ¹⁾	0.069	0.001	0
合計	2.5	0.038	0

(製品評価技術基盤機構, 2007)

1) 大気、公共用水域、土壌への排出量は、業種ごとの届出排出量の排出割合と同じと仮定し、推定した。

また、公共用水域へ排出される届出排出量37kgは、すべて河川への排出であった(経済産業省, 2006)。届出以外の公共用水域への排出についてすべて河川への排出と仮定すると、河川への排出量は38kgとなる。

4.5 排出シナリオ

2002 年における 1-オクタノールの製造量 (表 4-1) 及びその製造段階における排出原単位 (日本化学工業協会, 2005) から、1-オクタノールの製造段階での排出量は 10 kg と推定できる (製品評価技術基盤機構, 2007)。

また、1-オクタノールの使用段階での排出については、合成原料として使用されているという用途情報及び 2004 年度 PRTR データ等から判断して、その多くは、電気機械器具製造業や化学工業において使用する際の大気への排出と考えられる。

5. 環境中運命

5.1 大気中での安定性

a. OH ラジカルとの反応性

対流圏大気中では、1-オクタノールと OH ラジカルとの反応速度定数は 1.30×10^{-11} cm³/分子/秒 (25°C、推定値) である (SRC:AopWin, 2006)。OH ラジカル濃度を $5 \times 10^5 \sim 1 \times 10^6$ 分子/cm³ とした時の半減期は 0.6~1 日と計算される。

b. オゾンとの反応性

調査した範囲内では、1-オクタノールとオゾンとの反応性に関する報告は得られていない。

c. 硝酸ラジカルとの反応性

調査した範囲内では、1-オクタノールと硝酸ラジカルとの反応性に関する報告は得られていない。

d. 直接光分解性

対流圏大気中では、1-オクタノールは 290 nm 以上の光を吸収しないので直接光分解しないと推定される (U.S. NLM:HSDB, 2006)。

5.2 水中での安定性

5.2.1 非生物的分解性

1-オクタノールには、加水分解を受けやすい化学結合はないので、水環境中では加水分解されない (U.S. NLM:HSDB, 2006)。

5.2.2 生分解性

1-オクタノールは、化学物質審査規制法に基づく好氣的生分解性試験では、被験物質濃度 100 mg/L、活性汚泥濃度 30 mg/L、試験期間 4 週間の条件において、生物化学的酸素消費量 (BOD) 測定での分解率は 89% であり、良分解性と判定されている。なお、全有機炭素 (TOC) 測定での分解率は 99%、ガスクロマトグラフ (GC) 測定での分解率は 100% であった (経済産業省, 2004)。

汚泥を用いた好氣的生分解性試験では、1-オクタノールは、濃度 500 mg/L の場合、試験期間 5 日

間のBOD測定での分解率は62%であった(Wagner, 1974)。また、別の好氣的生分解性試験でも、1-オクタノールは、試験期間5日間のBOD測定での分解率(BOD₅)は、33%及び37%であった(Dore et al., 1975 ; Heukelekian and Rand, 1955)。

消化汚泥を用いた嫌氣的生分解性試験では、1-オクタノールは、50 mg炭素/L(換算値 68 mg/L)の場合、試験期間56日間のメタン発生量測定での分解率は75%以上であった(Shelton and Tiedje, 1984)。

以上のことから、1-オクタノールは好氣的条件下で生分解され、嫌氣的条件下でも徐々に生分解されると推定される。

5.2.3 下水処理による除去

調査した範囲内では、1-オクタノールの下水処理による除去に関する報告は得られていない。

5.3 環境中分布推定

1-オクタノールが、大気、水域または土壌のいずれかに定常的に排出されて定常状態に到達した状態、すなわち、大気、水域、土壌及び底質間の移動、系外への移動・分解などによる減少が釣り合った後に残存している1-オクタノールの環境中での分布をフガシティモデル・レベルIII(Mackay et al., 1992)により推定した(表5-1)。なお、環境への排出は、大気、水域及び土壌の各々に個別に排出される3つのシナリオを設定した(化学物質評価研究機構, 2001)。

1-オクタノールが大気に排出された場合は大気に約6割、水域に約3割、土壌に約1割分布し、水域に排出された場合は主に水域に分布し、また、土壌に排出された場合は主に土壌に分布するものと推定される。

表5-1 1-オクタノールのフガシティモデル・レベルIIIによる環境中分布推定結果

シナリオ	分布 (%)			
	大気	水域	土壌	底質
シナリオ1 (大気中に100%排出)	61.4	27.8	10.4	0.4
シナリオ2 (水域中に100%排出)	0.6	97.9	0.1	1.4
シナリオ3 (土壌中に100%排出)	0.0	0.6	99.4	0.0

(化学物質評価研究機構, 2001)

5.4 環境水中での動態

1-オクタノールは、蒸気圧が10.6 Pa (25°C)、水に対する溶解度が540 mg/L (25°C)であり、ヘンリー定数が2.48 Pa・m³/mol (25°C)である(3章参照)。ヘンリー定数を基にした水中から大気中への1-オクタノールの揮散性に関する報告があり、水深1 m、流速1 m/秒、風速3 m/秒のモデル河川での半減期は1.8日と推算されている(Lyman et al., 1990)。1-オクタノールの土壌吸着係数(K_{oc})の値は28(3章参照)であるので、水中の懸濁物質及び底質には吸着され難いと推定される。

以上のこと及び5.2の結果より、環境水中に1-オクタノールが排出された場合は、主に生分解

により水中から除去され、その他、揮散により大気中に移動すると推定される。

5.5 生物濃縮性

調査した範囲内では、1-オクタノールの生物濃縮係数 (BCF) の測定値に関する報告は得られていない。しかし、1-オクタノールのBCFはオクタノール/水分配係数 (log Kow) の値 3.00 (3章参照) から 41 と計算され (SRC: BcfWin, 2006)、水生生物への濃縮性は低いと推定される。

6. 暴露評価

この章では、大気、公共用水域、飲料水、食物中濃度の測定データの収集、整理と、PRTR 排出量データから大気、河川水中濃度の推定を行い、水生生物のリスク評価を行うための推定環境濃度 (EEC) と、ヒト健康のリスク評価を行うための吸入経路及び経口経路の推定摂取量を決定する。

6.1 環境中濃度

6.1.1 環境中濃度の測定結果

ここでは、環境中濃度の測定報告について調査を行い、その結果について概要を示す。また得られた報告を基に、暴露評価に用いる濃度の採用候補を選定する。

a. 大気中の濃度

1-オクタノールの大気中濃度に関する報告は、調査した範囲内では得られていない。

b. 公共用水域中の濃度

1-オクタノールの公共用水域中濃度として、次のような報告結果が得られた。

1-オクタノールの公共用水域中濃度として、環境省による 2002 年度の化学物質環境調査結果を表 6-1 に示す (環境省, 2003)。この調査は一般環境中における残留状況を把握するために行っている。2002 年度における海域での測定値の 95 パーセンタイルは 0.018 $\mu\text{g/L}$ であった。なお、河川では 1 地点 3 検体、湖沼では 2 地点 6 検体の測定のみで不検出であった。

表 6-1 1-オクタノールの公共用水域中の濃度 (1)

調査年度	水域	検出地点数 / 調査地点数	検出数 / 検体数	検出範囲 ($\mu\text{g/L}$)	95 パーセンタイル ($\mu\text{g/L}$)	検出限界 ($\mu\text{g/L}$)
2002	河川	0/1	0/3	nd	/	0.002
	湖沼	0/2	0/6	nd		0.002
	海域	8/14	24/42	nd-0.046	0.018	0.0007-0.002

(環境省, 2003)

nd: 不検出

不検出検体は検出限界の 1/2 の値として 95 パーセンタイルを算出

文献中の調査地点名で「~河口」と記されているものは一律「海域」に分類した

また、1-オクタノールの公共用水域中の濃度として、環境省による 2001 年度の水環境中の要調査項目存在状況調査結果を表 6-2 に示す（環境省, 2002）。この調査は、環境省が水環境中で一定の検出率を超えて検出されている物質、水環境を經由して人の健康や生態系に有害な影響を与える可能性がある物質等を要調査項目に選定し、その水環境中の存在状況を全国的に調査したものである。この調査について、2001 年度における河川での測定値の 95 パーセンタイルを求めると $0.17 \mu\text{g/L}$ となる。

表 6-2 1-オクタノールの公共用水域中の濃度 (2)

調査年度	水域	検出地点数 /調査地点数	検出数 /検体数	検出範囲 ($\mu\text{g/L}$)	95 パーセンタイル ($\mu\text{g/L}$)	検出限界 ($\mu\text{g/L}$)
2001	河川	44/44	44/44	0.004-0.54	0.17	0.002
	湖沼	3/3	3/3	0.011-0.030		0.002
	海域	2/3	2/3	nd-0.007		0.002

(環境省, 2002)

nd: 不検出

不検出検体は検出限界の 1/2 の値として 95 パーセンタイルを算出

以上の報告より、暴露評価に用いる河川水中濃度における測定結果の採用候補は、検出地点及び検出数が多い環境省の 2001 年度の測定結果より算出した 95 パーセンタイルの $0.17 \mu\text{g/L}$ とした。また、海域中濃度における測定結果の採用候補は、調査年度が新しく測定地点も多いことから、環境省の 2002 年度の測定結果より算出した 95 パーセンタイルの $0.018 \mu\text{g/L}$ とした。

c. 飲料水中の濃度

1-オクタノールの水道水中濃度及び地下水中濃度に関する報告は調査した範囲内では得られていない。

d. 食物中の濃度

1-オクタノールの食物中濃度及び魚体内濃度に関する報告は調査した範囲内では得られていない。

6.1.2 環境中濃度の推定

ここでは、数理モデルを用いて大気及び河川の濃度推定を行う。

また食物に関する利用可能な測定結果が得られなかったため、魚体内濃度の推定も行う。

a. 大気中濃度の推定

1-オクタノールの 2004 年度 PRTR 排出量データと広域大気拡散モデル AIST-ADMER Ver. 1.5 (産業技術総合研究所, 2006; 東野ら, 2003) を用いて、全国 11 地域 (北海道、東北、北陸、関東、中部、東海、近畿、中国、四国、九州、沖縄) の大気中濃度を推定した。

大気への排出量分布の推定

届出データについては、事業所所在地を排出地点とし、排出地点が特定できない推計値 (対象業種届出外からの排出) については、各種統計データを利用し、メッシュデータによる排出量分布の推定を行った (製品評価技術基盤機構, 2007)。

以下に排出量分布の推定に利用した主なデータを示す。

届出外排出量 : 事業所数及び従業員数 (統計情報研究開発センター, 2004a)
業種別製品出荷額 (経済産業調査会, 2004)

計算条件

1-オクタノールは、大気環境中ではガス状で存在すると考えられ (U.S. NLM:HSDB, 2006)、以下のように計算条件を設定した。

数理モデル : AIST-ADMER Ver.1.5
 計算対象地域 : 全国 (11地域) 5 km × 5 kmメッシュ
 年間排出量 : 2.5トン (4. 参照)
 計算対象期間 : 1年
 気象データ : アメダス気象年報 2004 (気象業務支援センター, 2006)
 パラメータ : 雨による洗浄比¹⁾ 1.0×10^3
 大気中での分解係数²⁾ 6.5×10^{-6} (1/s)
 大気からの乾性沈着速度³⁾ 0 (m/s)
 バックグラウンド濃度³⁾ $0 (\mu\text{g}/\text{m}^3)$

推定結果

各地域での推定値を表6-3に示す(製品評価技術基盤機構, 2007)。全国の年平均の最大値は、東北地域における $0.019 \mu\text{g}/\text{m}^3$ であった。

表 6-3 1-オクタノールの年平均大気中濃度推定結果

計算対象地域	最小 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	最大 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
北海道	$< 10^{-9}$	4.4×10^{-6}
東北	2.0×10^{-9}	0.019
北陸	2.0×10^{-9}	3.2×10^{-6}
関東	2.5×10^{-8}	1.5×10^{-3}
中部	1.4×10^{-8}	8.3×10^{-5}
東海	5.0×10^{-8}	2.4×10^{-3}
近畿	5.5×10^{-8}	4.4×10^{-3}
中国	$< 10^{-9}$	2.1×10^{-3}

¹⁾ (雨による洗浄比) = 気体定数: $8.314 (\text{Pa} \cdot \text{m}^3/(\text{mol} \cdot \text{K})) \times$ 絶対温度: $298 (\text{K}) \div$ ヘンリー定数: $2.48 (\text{Pa} \cdot \text{m}^3/\text{mol})$
 = 1.0×10^3 (ヘンリー定数は 3. 参照)

²⁾ (大気中での分解係数) = OHラジカルとの反応速度定数: $1.30 \times 10^{11} (\text{cm}^3/\text{分子}/\text{s}) \times$ OHラジカル濃度: $5 \times 10^5 (\text{分子}/\text{cm}^3)$
 = 6.5×10^{-6} (1/s) (反応速度定数及び濃度は 5.1 参照)

³⁾ 乾性沈着速度及びバックグラウンド濃度に関する情報が得られなかったので 0 とした

計算対象地域	最小 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	最大 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
四国	2.3×10^{-9}	3.1×10^{-5}
九州	$< 10^{-9}$	3.6×10^{-3}
沖縄	$< 10^{-9}$	9.0×10^{-7}

(製品評価技術基盤機構, 2007)

$10^{-9} \mu\text{g}/\text{m}^3$ 未満の推定結果はすべて「 $< 10^{-9}$ 」と表記した

b. 河川水中濃度の推定

1-オクタノールの2004年度PRTRデータ(届出及び届出外排出量)から推定した全国における公用水域への排出量38 kg/年は全て河川への排出であった。そのうち、関東地域における河川への排出量は23 kg/年であった。

関東地域における河川への排出割合が62%を占めるため、全国を代表できると考え、河川中化学物質濃度分布予測モデルIRM1(化学物質評価研究機構, 2002,2003)を用いて、利根川水系、荒川水系及び多摩川水系について濃度を推定した。

河川への排出量分布の推定

大気と同様の方法により、メッシュデータによる排出量分布の推定を行った。

計算条件

数理モデル : IRM1

計算対象地域 : 関東3水系(利根川、荒川、多摩川)1 km×1 kmメッシュ

計算対象期間 : 1年

流量データ : 平成12年度流量年表(国土交通省, 2002)

アメダス気象年報2000(気象業務支援センター, 2002)等から作成

パラメータ : ヘンリー定数 2.48 ($\text{Pa} \cdot \text{m}^3/\text{mol}$)(3.参照)

生物分解速度定数¹⁾ 5.4×10^{-7} (1/s)

分配係数(付着藻類吸着態)²⁾ 48 (-)

分配係数(懸濁物吸着態)³⁾ 120 (cm^3/g)

分配係数(底泥吸着態)⁴⁾ 62 (cm^3/g)

吸着速度定数⁵⁾ 10^{-6} (1/s)

推定結果

推定の結果、1-オクタノールの河川の利水目的類型AA~Cの水質基準点での河川水中濃度の最大値は、利根川水系で $5.2 \times 10^{-3} \mu\text{g}/\text{L}$ 、荒川水系で $1.1 \times 10^{-4} \mu\text{g}/\text{L}$ 、多摩川水系で $1.4 \times 10^{-5} \mu\text{g}/\text{L}$ で

¹⁾ (生物分解速度定数) = $\log_2 \div \text{良分解性}(5 \text{ 参照})$ であることから360時間と仮定 = 5.35×10^{-7}
= 5.4×10^{-7} (1/s)

²⁾ 分配係数(付着藻類吸着態) = $10^{(\log K_{ow} - 1.32)}$ = 48 $\log K_{ow}$ = 3.00 (3.参照)

³⁾ 分配係数(懸濁物吸着態) = $0.2 \times 10^{(\log K_{ow} - 0.21)}$ = 120 (cm^3/g)

⁴⁾ 分配係数(底泥吸着態) = $0.1 \times 10^{(\log K_{ow} - 0.21)}$ = 62 (cm^3/g)

⁵⁾ 吸着速度定数は 10^{-6} と仮定した

あった（製品評価技術基盤機構, 2007）。

c. 魚体内濃度の推定

1-オクタノールの魚体内濃度は、海域に生息する魚の体内に濃縮されると仮定し、海域中濃度と生物濃縮係数（BCF）を乗じて魚体内濃度を推定する。

海域中濃度は環境省の2002年度の測定結果を用い（6.1.1 b 参照）、同調査における95パーセンタイルの $0.018 \mu\text{g/L}$ を1-オクタノールの海域中濃度とした。

計算条件及び推定結果

海域中濃度： $0.018 (\mu\text{g/L})$

生物濃縮係数： $41 (\text{L/kg})$ (5.5 参照)

魚体内濃度： $0.018 (\mu\text{g/L}) \times 41 (\text{L/kg}) = 0.74 (\mu\text{g/kg})$

魚体内濃度の推定結果は $0.74 \mu\text{g/kg}$ であった。

6.2 水生生物生息環境における推定環境濃度

水生生物が生息するEECを河川水中濃度の測定結果と河川水中濃度の推定結果から決定する。EECは、測定結果の採用候補 $0.17 \mu\text{g/L}$ と推定結果 $5.2 \times 10^{-3} \mu\text{g/L}$ を比較し、より大きい値である $0.17 \mu\text{g/L}$ とした（6.1.1 b、6.1.2 b 参照）。

6.3 ヒトへの暴露シナリオ

6.3.1 環境経由の暴露

1-オクタノールの環境経由のヒトへの暴露経路は、呼吸による吸入暴露と飲料水及び食物からの経口暴露が主として考えられる。食物中の濃度に関する測定結果は得られていないため、ここでは食物として魚類のみを考慮する。

6.3.2 消費者製品経由の暴露

入手した用途情報からは、香料及び化粧品の合成原料に使用されているとの情報がある（4.2 参照）が、どの様な形態で使用されているか不明のため、本評価書においては考慮しない。

6.4 ヒトの推定摂取量

本評価書において各経路からの摂取量を推定する際、成人の大気吸入量を $20 \text{m}^3/\text{人}/\text{日}$ 、飲料水摂水量を $2 \text{L}/\text{人}/\text{日}$ 、魚類の摂食量を $120 \text{g}/\text{人}/\text{日}$ とした。

推定摂取量の算出は、以下の仮定に従って求めた。

大気からの摂取量推定に採用する大気中濃度は測定結果の採用候補が得られていないため、大気中濃度の推定結果から最大値 $0.019 \mu\text{g}/\text{m}^3$ を用いた（6.1.1 a、6.1.2 a 参照）。

飲料水からの摂取量推定に採用する飲料水中濃度は、飲料水に関する測定結果が入手できなかったため河川水中濃度で代用する。ここでは河川水中濃度の測定結果から、飲料水中濃度を $0.17 \mu\text{g/L}$ とした（6.1.1 c、6.2 参照）。

魚類からの摂取量推定に採用する魚体内濃度は、魚体内濃度の推定結果から $0.74 \mu\text{g/kg}$ とした (6.1.2 c 参照)。

これらの仮定のもとに推定したヒトでの摂取量は、以下のとおりである。

大気からの摂取量： $0.019 (\mu\text{g}/\text{m}^3) \times 20 (\text{m}^3/\text{人}/\text{日}) = 0.38 (\mu\text{g}/\text{人}/\text{日})$

飲料水からの摂取量： $0.17 (\mu\text{g}/\text{L}) \times 2 (\text{L}/\text{人}/\text{日}) = 0.34 (\mu\text{g}/\text{人}/\text{日})$

魚類からの摂取量： $0.74 (\mu\text{g}/\text{kg}) \times 0.12 (\text{kg}/\text{人}/\text{日}) = 0.089 (\mu\text{g}/\text{人}/\text{日})$

成人の体重を平均 50kg と仮定して、体重 1kg あたりの摂取量を求めると次のようになる。

吸入摂取量： $0.38 (\mu\text{g}/\text{人}/\text{日}) / 50 (\text{kg}/\text{人}) = 7.6 \times 10^{-3} (\mu\text{g}/\text{kg}/\text{日})$

経口摂取量： $(0.34 + 0.089) (\mu\text{g}/\text{人}/\text{日}) / 50 (\text{kg}/\text{人}) = 8.6 \times 10^{-3} (\mu\text{g}/\text{kg}/\text{日})$

合計摂取量： $7.6 \times 10^{-3} (\mu\text{g}/\text{kg}/\text{日}) + 8.6 \times 10^{-3} (\mu\text{g}/\text{kg}/\text{日}) = 0.016 (\mu\text{g}/\text{kg}/\text{日})$

7. 環境中の生物への影響

7.1 水生生物に対する影響

7.1.1 微生物に対する毒性

1-オクタノールの微生物に対する毒性試験結果を表 7-1 に示す。

細菌や原生動物での試験について報告されており、毒性の最小値は、細菌では活性汚泥の呼吸阻害を指標とする 3 時間 EC_{50} の 350mg/L (Tang et al., 1990)、原生動物では繊毛虫類 (*Tetrahymena pyriformis*) 増殖阻害を指標とした 46 時間 EC_{50} の 9.3mg/L であった (Larsen et al., 1997)。

表 7-1 1-オクタノールの微生物に対する毒性試験結果

生物種	温度 (°C)	エンドポイント		濃度 (mg/L)	文献
細菌 <i>Pseudomonas putida</i> (シュート・モナス)	25	16 時間毒性閾値 ¹⁾	増殖阻害	> 50 (n)	Bringmann & Kuhn, 1976, 1977
活性汚泥	ND	3 時間 EC_{50}	呼吸阻害	350	Tang et al., 1990
原生動物 <i>Entosiphon sulcatum</i> (鞭毛虫類)	25	72 時間毒性閾値 ²⁾	増殖阻害	44 (n)	Bringmann, 1978
<i>Uronema parduczi</i> (繊毛虫類)	25	20 時間毒性閾値 ²⁾	増殖阻害	23 (n)	Bringmann & Kuhn, 1980
<i>Chilomonas paramecium</i> (鞭毛虫類)	20	48 時間毒性閾値 ²⁾	増殖阻害	> 20 (n)	Bringmann et al., 1980
<i>Tetrahymena pyriformis</i> (繊毛虫類)	28	46 時間 EC_{50}	増殖阻害	9.3 (n)	Larsen et al., 1997

ND: データなし、(n): 設定濃度

1) 対照区と比較して 3% の影響を与える濃度 (EC_3)、2) 対照区と比較して 5% の影響を与える濃度 (EC_5)

7.1.2 藻類に対する毒性

1-オクタノールの藻類に対する毒性試験結果を表 7-2 に示す。

淡水緑藻のセネデスムスを用いた生長阻害試験について報告されており、バイオマス及び生長速度によって算出された 48 時間EC₅₀はそれぞれ 6.5 mg/L、14 mg/L、48 時間EC₁₀はそれぞれ 2.8 mg/L、4.2 mg/Lであった (Kuhn and Pattard, 1990)。

なお、セネデスムス及び藍藻のマイクロシスティスを用いた 8 日間毒性閾値 (EC₃) がそれぞれ 6.3 mg/L、1.9 mg/Lであった (Bringmann and Kuhn, 1977,1978) との報告があるが、通常の生長阻害試験のエンドポイントではないため、有害性評価には用いない。

調査した範囲内では、海産種に関する試験報告は得られていない。

表 7-2 1-オクタノールの藻類に対する毒性試験結果

生物種	試験方式	温度 (°C)	エンドポイント		濃度 (mg/L)	文献
淡水						
<i>Scenedesmus subspicatus</i> ¹⁾ (緑藻、セネデスムス)	DIN ²⁾ 38412-9 止水	24	48 時間EC ₁₀	生長阻害	2.8	Kuhn & Pattard, 1990
			48 時間EC ₅₀	バイオマス	6.5	
			48 時間EC₁₀	生長速度	4.2	
			48 時間EC ₅₀	生長速度	14 (n)	
<i>Scenedesmus quadricauda</i> (緑藻、セネデスムス)	止水	27	8 日間毒性閾値 ³⁾	生長阻害	6.3 (n)	Bringmann & Kuhn, 1977, 1978
<i>Microcystis aeruginosa</i> (藍藻、マイクロシスティス)	止水	27	8 日間毒性閾値 ³⁾	生長阻害	1.9 (n)	Bringmann & Kuhn, 1978

ND: データなし、(n): 設定濃度

1) 現学名: *Desmodesmus subspicatus*、2) ドイツ規格協会 (Deutsches Institut für Normung) テストガイドライン、3) 対照区と比較して 3%の影響を与える濃度 (EC₃)

太字はリスク評価に用いたデータを示す。

7.1.3 無脊椎動物に対する毒性

1-オクタノールの無脊椎動物に対する毒性試験結果を表 7-3 に示す。

甲殻類の急性毒性について、淡水種ではミジンコ類に関する報告があり、オオミジンコに対する 24 時間EC₅₀ (遊泳阻害) は 26 mg/L 及び 20 mg/L、ネコゼミジンコ属の一種 (*Ceriodaphnia dubia*) に対する 48 時間EC₅₀ (遊泳阻害) は 4.2 mg/L であった (Bringmann and Kuhn, 1982; Kuhn et al., 1989; Rose et al., 1998)。海産種ではブラインシュリンプ及びソコミジンコに関する報告があり、ブラインシュリンプに対する 24 時間LC₅₀は 58.9 mg/L、ソコミジンコ目の一種 (*Nitocra spinipe*) に対する 96 時間LC₅₀は 58 mg/L であった (Linden et al., 1979; Toussaint et al., 1995)。

長期毒性について、オオミジンコの繁殖を指標とした 21 日間 NOEC は 1.0 mg/L であった (Kuhn et al., 1989)。

表 7-3 1-オクタノールの無脊椎動物に対する毒性試験結果

生物種	大きさ/ 成長段階	試験法/ 方式	温度 (°C)	硬度 (mg CaCO ₃ /L)	pH	エンドポイント	濃度 (mg/L)	文献
淡水								
<i>Daphnia magna</i> (甲殻類、マダカ シロ)	生後 24 時間 以内	DIN ¹⁾ 38412-2 止水	25	ND	7.0	24 時間EC ₅₀ 遊泳阻害	26 (n)	Kuhn et al., 1989
		止水	20	ND	8.0	24 時間EC ₅₀ 遊泳阻害	20 (n)	Bringmann & Kuhn, 1982
		UBA ²⁾ 半止水 閉鎖系	25	ND	8.0± 0.2	21 日間 NOEC 繁殖	1.0 (m)	Kuhn et al., 1989
<i>Ceriodaphnia dubia</i> (甲殻類、ネセオ オミシノコ属の一 種)	ND	U.S. EPA 半止水 閉鎖系	ND	65.2	7.7	48 時間EC ₅₀ 遊泳阻害	4.2 (m) ³⁾	Rose et al., 1998
海水								
<i>Artemia salina</i> (甲殻類、ブライン シュリンプ)	ふ化幼生	止水	25	塩分濃度: 35‰	8	24 時間LC ₅₀	58.9 (m)	Toussaint et al., 1995
<i>Nitocra spinipes</i> (甲殻類、ソミシ ノコ目の一種)	成体 3-6 週齢	止水	21	塩分濃度: 7‰	7.8	96 時間LC ₅₀	58 (n)	Linden et al., 1979

ND: データなし、(m): 測定濃度、(n): 設定濃度、閉鎖系: 試験容器や水槽にフタ等をしているが、ヘッドスペースはある状態

1) ドイツ規格協会 (Deutsches Institut für Normung) テストガイドライン、2) ドイツ環境庁 (Umweltbundesamt) テストガイドライン、3) 暴露開始時の測定濃度をもとに算出した値

太字はリスク評価に用いたデータを示す。

7.1.4 魚類に対する毒性

1-オクタノールの魚類に対する毒性試験結果を表 7-4 に示す。

淡水魚の急性毒性として、測定濃度で毒性値を算出したファットヘッドミノーに対する 96 時間 LC₅₀が 12.2 mg/L、メダカに対する 48 時間LC₅₀が 21.0 mg/L、メダカ科の一種 (*Nothobranchius guentheri*) に対する 24 時間LC₅₀が 12 mg/Lであった (Broderius and Kahl, 1985; Carlson et al., 1998; Shedd et al., 1999)。また、4 日齢のファットヘッドミノーの成長を指標とした 7 日間NOECは 0.75 mg/Lであった (Pickering et al., 1996)。海水魚について、コイ科の一種 (*Abramis alburnus*) に対する 96 時間LC₅₀は 16 mg/Lであった (Bengtsson et al., 1984)。

調査した範囲内では、長期毒性に関する試験報告は得られていない。

表 7-4 1-オクタノールの魚類に対する毒性試験結果

生物種	大きさ/ 成長段階	試験法/ 方式	温度 (°C)	硬度 (mg CaCO ₃ /L)	pH	エンドポイント	濃度 (mg/L)	文献
急性毒性 淡水								
<i>Pimephales promelas</i> (フットヘッド・ミノ)	15.2 mm 0.048 g 32 日齢	U.S. EPA 流水	26.5	45.0-46.6	7.7	96 時間LC ₅₀	13.0 (m)	Geiger et al., 1990
	0.12 g 28-34 日齢	流水	25	44.6	7.6	96 時間LC ₅₀	12.2 (m)	Broderius & Kahl, 1985
	4 日齢	半止水	25	86-94	7.5	7 日間 NOEC 成長	0.75 (n)	Pickering et al., 1996
<i>Oryzias latipes</i> (メダカ)	24 日齢	止水	24	40-46	7.8	48 時間LC ₅₀	21.0 (m)	Carlson et al., 1998
<i>Leuciscus idus</i> (コールテンソルフェ、コイ科)	ND	止水	ND	ND	ND	48 時間LC ₅₀	16-20 (n)	Juhnke & Luedemann, 1978
<i>Nothobranchius guentheri</i> (メダカ科の一種)	ふ化後 24 時間	止水	25	40-44	7.75 - 7.82	24 時間LC ₅₀	12 (m)	Shedd et al., 1999
海水								
<i>Abramis alburnus</i> (コイ科の一種)	8-10cm	止水	10	塩分濃度: 7‰	7.9	96 時間LC ₅₀	16 (n)	Bengtsson et al., 1984

ND: データなし、(n): 設定濃度、(m): 測定濃度

太字はリスク評価に用いたデータを示す。

7.1.5 その他の水生生物に対する毒性

調査した範囲内では、1-オクタノールのその他の水生生物（両生類等）に関する試験報告は得られていない。

7.2 陸生生物に対する影響

7.2.1 微生物に対する毒性

調査した範囲内では、1-オクタノールの微生物（土壌中の細菌や菌類）に関する試験報告は得られていない。

7.2.2 植物に対する毒性

1-オクタノールの植物に対する毒性試験結果を表 7-5 に示す。

レタスの水耕試験で生長阻害を指標とした 72 時間EC₅₀は 39.1 mg/Lであった (Reynolds, 1977)。

表 7-5 1-オクタノールの植物に対する毒性試験結果

生物種	試験条件	エンドポイント	濃度 (mg/L)	文献
<i>Lactuca sativa</i> (双子葉植物、レタス)	水耕試験	72 時間EC ₅₀ 生長阻害	39.1	Reynolds, 1977

7.2.3 動物に対する毒性

調査した範囲内では、1-オクタノールの動物に関する試験報告は得られていない。

7.3 環境中の生物への影響 (まとめ)

1-オクタノールの環境中の生物に対する毒性影響については、致死、遊泳阻害、生長阻害、繁殖などを指標に検討が行われている。

微生物について、細菌では活性汚泥の呼吸阻害を指標とする 3 時間EC₅₀の 350 mg/L、原生動物では繊毛虫類 (*Tetrahymena pyriformis*) 増殖阻害を指標とした 46 時間EC₅₀の 9.3 mg/Lであった。

藻類について、淡水緑藻のセネデスマスを用いた生長阻害試験について報告されており、パイオマス及び生長速度によって算出した 48 時間EC₅₀はそれぞれ 6.5 mg/L、14 mg/Lであり、生長速度によって算出した値はGHS急性毒性有害性区分IIIに相当し、有害性を示す。

無脊椎動物について、甲殻類のネコゼミジンコ属の一種 (*Ceriodaphnia dubia*) に対する 48 時間EC₅₀ (遊泳阻害) は 4.2 mg/Lであり、この値はGHS急性毒性有害性区分IIに相当し、強い有害性を示す。長期毒性については、オオミジンコの繁殖を指標とした 21 日間NOECが 1.0 mg/Lであった。

魚類に対する急性毒性については、測定濃度で毒性値を算出したファットヘッドミノーに対する 96 時間LC₅₀は 12.2 mg/L、メダカに対する 48 時間LC₅₀は 21.0 mg/Lであり、これらの値はGHS急性毒性有害性区分IIIに相当し、有害性を示す。また、4 日齢のファットヘッドミノーの成長を指標とした 7 日間NOECは 0.75 mg/Lであった。長期毒性については、試験報告は得られていない。

陸生生物について、レタスの水耕試験で生長阻害を指標とした 72 時間EC₅₀は 39.1 mg/Lであった。

以上から、1-オクタノールの水生生物に対する急性毒性は、甲殻類に対して GHS 急性毒性有害性区分 II に相当し、強い有害性を示す。長期毒性についての NOEC 等は、甲殻類では 1.0 mg/L である。

得られた毒性データのうち水生生物に対する最小値は、魚類であるファットヘッドミノーの成長を指標とした 7 日間 NOEC の 0.75 mg/L である。

8. ヒト健康への影響

8.1 生体内運命

a. 吸収・分布

¹⁴C-1-オクタノール (純度 98%以上) をHR/Dヘアレスマウスの皮膚に 24 時間閉塞適用した試験

で、適用量の 50% が吸収され、主に呼気中へ二酸化炭素として排出された (Iwata et al., 1987)。

摘出したヒトの腹部皮膚 (皮下脂肪組織除いた表皮及び真皮) を用いた 1-オクタノールの皮膚受動拡散試験 (供給側: 1-オクタノール生理食塩水溶液、受容側: 生理食塩水溶液) で、1-オクタノールはエタノール、プロパノール、ペンタノールよりも迅速に受容側に拡散した (Blank, 1964)。

ヒトの皮膚 (表皮) の *in vitro* 吸収速度は毎時 0.008 mg/cm² で浸透は遅い (Scheuplein and Blank, 1971)。

b. 代謝・排泄

1-オクタノールの動物における代謝経路を図 8-1 に示す。

第 1 級アルコールである 1-オクタノールは、大部分が体内でオクタン酸に酸化される。オクタン酸はさらに酸化を受け二酸化炭素になり、呼気から排泄されるか、または、グルクロン酸抱合を受け、エステルタイプのグルクロニドとして尿中へ排泄される。一部は直接グルクロン酸抱合を受け、オクチルグルクロニドとして尿中へ排泄される。ウサギに 1-オクタノールを経口で 8 mmol/kg 投与した場合、その 9.5% がオクチルグルクロニドとして尿中に排泄された (Williams, 1959)。

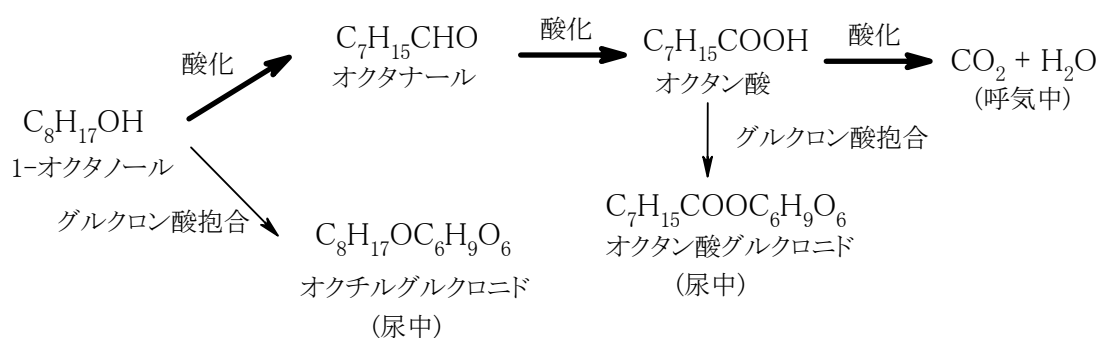


図 8-1 1-オクタノールの代謝経路図 (Williams, 1959 より作成)

8.2 疫学調査及び事例

1-オクタノールの疫学調査及び事例を表 8-1 に示す。

a. 急性影響

ボランティア (2 試験所: 27 人及び 28 人) に対して 1-オクタノール (純度 99% 以上) の 0.2 mL を上腕部へ 4 時間閉塞適用した実験で、終了 24、48、72 時間後の観察では、各々 4/27 人、5/28 人にわずかに皮膚刺激の陽性反応がみられた。この結果は、EC (EU) の刺激性分類基準に基づけば、1-オクタノールは刺激性物質に該当しないと著者らは判断している (Griffiths et al., 1997)。

4 人のボランティアの上腕部に 1-オクタノールの 50% 溶液 (基剤: ワセリン) を 24 時間閉塞適用した実験で、被覆除去後、一部のヒト (人数等詳細不明) に紅斑と浮腫がみられたが速やかに回復した (Kastner, 1977)。

20 人の成人ボランティアの上部背中に 1-オクタノールの 0.5 M、1 M 及び 2 M 溶液 (基剤: ワセリン) をフィンチェンバーを用いて 24 時間閉塞適用し、適用終了 1 時間後適用部位の紅斑を観

察した実験で、紅斑のスコア (20 人の平均) は、0.5 M で 0.1、1 M で 0.5、2M で 0.7 と濃度依存性がみられた。著者らは、1-オクタノールはヒトの皮膚に「わずか」～「中等度」の刺激を示すとしている (Sato et al., 1996)。

25 人のボランティアに 1-オクタノールの 2% 溶液 (基剤：白色ワセリン) を 48 時間閉塞適用したパッチテストでは、刺激性はみられなかった (Opdyke, 1973b)。

化学工場の作業者の眼に液体 1-オクタノールが入った労働災害事故で、角膜上皮に一過性の傷害をもたらしたが、48 時間後には回復した (McLaughlin, 1946)。

1-オクタノールを 50 mL/m³ (約 7,600 ppm) 濃度で 1～3 秒間吸入暴露した実験で、各々 5 人の男女の眼及び鼻粘膜に痛みの症状がみられた (Cometto-Muniz and Cain, 1995)。

b. 慢性影響

調査した範囲内では、1-オクタノールの慢性影響に関する疫学研究報告は得られていない。

表 8-1 1-オクタノールの疫学調査及び事例

対象集団性別・人数	暴露状況/暴露量	結果	文献
ボランティア 2 試験所 27 人及び 28 人	1-オクタノール 0.2 mL を 4 時間 上腕部閉塞適用 24、48、72 時間 後観察	4/27 人、5/28 人にわずかな皮膚刺激陽性の反応、EC の基準によれば、皮膚刺激性物質に該当しない	Griffiths et al., 1997
ボランティア 4 人	1-オクタノールの 50% 溶液 (基剤：ワセリン) を上腕部に 24 時間閉塞適用	一部のヒトに紅斑と浮腫がみられたが、速やかに回復	Kastner, 1977
ボランティア 成人 20 人	1-オクタノールの 0.5 M、1M 及び 2 M 溶液 (基剤：ワセリン) を上部背中に 24 時間閉塞適用、適用終了 1 時間後、適用部の観察	紅斑のスコア (20 人の平均) 0.5 M : 0.1 1 M : 0.5 2 M : 0.7 紅斑スコアの基準 0: 無反応 0.4: わずかな紅斑 1.0: 中等度の紅斑 2.0: 顕著な紅斑	Sato et al., 1996
ボランティア 25 人	1-オクタノールの 2% 溶液 (基剤：白色ワセリン) を上腕部に 48 時間閉塞適用	皮膚刺激性はみられなかった	Opdyke, 1973b
化学工場作業者	眼に液体 1-オクタノールが入った労働災害事故	角膜上皮に一過性の傷害、48 時間後には回復	McLaughlin, 1946
(ボランティア) 男女各 5 人	1-オクタノールの 50 mL/m ³ (約 7,600 ppm) 濃度を 1-3 秒間吸入暴露	眼及び鼻粘膜に痛み	Cometto-Muniz & Cain, 1995

8.3 実験動物に対する毒性

8.3.1 急性毒性

1-オクタノールの実験動物に対する急性毒性試験結果を表 8-2 に示す (Henkel, 1981; Opdyke, 1973a; Voskoboinikova, 1966)。

経口経路でのLD₅₀は、マウスで 1,790 mg/kg (Voskoboinikova, 1966)、ラットで 5,000 mg/kg超であり、ラットでみられた毒性の一般症状は、中等度から強度の立毛と軽度の鎮静であった。この症状は、24 時間後には完全に回復した。投与された動物のその後の成長は、対照と有意差がなかった。剖検では、毒性所見や内臓及び体腔に炎症はみられなかった (Henkel, 1981; Opdyke, 1973a)。ウサギを用いての経皮投与では、LD₅₀は 5,000 mg/kg超であった (Opdyke, 1973a)。

SDラット (雌雄各 5 匹) に 1-オクタノールの 6,390 mg/m³ (1,203 ppm) を 1 時間吸入暴露した試験では、死亡例はなく、肺の病変もみられなかった。5,600 mg/m³ (1,053 ppm) に 4 時間暴露した試験では、雄 5 匹中 3 匹が 2 日以内に死亡し、病理組織学的検査では肺胞水腫を伴う気管支上皮壊死、うっ血、肺胞マクロファージの蓄積等の肺の病変がみられた (Amoco, 1988)。

表 8-2 1-オクタノールの急性毒性試験結果

	マウス	ラット	ウサギ
経口 LD ₅₀ (mg/kg)	1,790	>5,000	ND
吸入 LC ₅₀ (mg/m ³)	ND	ND	ND
経皮 LD ₅₀ (mg/kg)	ND	ND	>5,000

ND: データなし

8.3.2 刺激性及び腐食性

1-オクタノールの実験動物に対する刺激性及び腐食性試験結果を表 8-3 に示す。

ウサギに 1-オクタノール原液の 500 mg を 24 時間皮膚に閉塞適用した試験 (Draize test) で、無傷及び有傷の皮膚とも軽度の刺激がみられた (Opdyke, 1973b)。

ウサギの皮膚に 1-オクタノール原液 (純度 98%以上) または 50%溶液 (基剤: スクワレン) を 24 時間閉塞適用し、被覆除去後、1、24、48 時間観察した試験で、P.I.I. (一次刺激性指数) はそれぞれ、原液で 4.3/8 (中等度刺激性)、50%溶液で 2.8/8 (中等度刺激性) であった (Iwata et al., 1987)。

ウサギの剃毛した背部皮膚に 1-オクタノールの 50%溶液 (基剤: ワセリン) を 24 時間閉塞適用し、被覆除去後、24、48 時間観察した試験で、僅かな刺激性がみられた。しかし、紅斑及び浮腫は速やかに回復した (Kastner, 1977)。

モルモットの剃毛した背部皮膚に 1-オクタノールの 50%溶液 (基剤: ワセリン) を 24 時間閉塞適用し、被覆除去後、24、48 時間観察した試験で、非常に軽微な刺激性がみられた。しかし、紅斑及び浮腫は速やかに回復した (Kastner, 1977)。

ヌードマウスの片側の背部に 1-オクタノール原液 (94%以上) を 2 回/日、1 週間開放適用 (無閉塞) した試験で、刺激性はみられなかった (Henkel, 1970)。

ヌードマウスの背中皮膚に 1-オクタノールの 50%溶液 (基剤: ワセリン) を 24 時間閉塞適用し、被覆除去後、24、48 時間観察した試験で、紅斑及び浮腫はみられず刺激性はなかった (Kastner, 1977)。

ヌードマウスの皮膚に 1-オクタノール原液 (98%以上)、50%溶液 (基剤: スクワレン)、20%溶液 (基剤: スクワレン)、50%ヒマシ油溶液、50%クエン酸トリエチル溶液を 24 時間閉塞適用し、被覆除去後、1、24、48 時間観察した試験で、P.I.I. (一次刺激性指数) はそれぞれ、原液で 5.7/8 (中等度刺激性)、50%スクワレン溶液で 3.2/8 (中等度刺激性)、20%スクワレン溶液で 2.1/8 (中等度刺

激性)、50%ヒマシ油溶液で 1.7/8 (軽度刺激性)、50%クエン酸トリエチル溶液で 2.0/8 (軽度刺激性)であった (Iwata et al., 1987)。

ウサギの眼に 1-オクタノール原液 (99%) を適用し、適用後、24、48、72 時間観察した試験で、結膜発赤の平均スコアは 2.54/3、結膜浮腫の平均スコアは 1.83/4、角膜混濁の平均スコアは 2.11/4、虹彩炎の平均スコアは 0.67/2 であり、1-オクタノールはウサギの眼に中等度の刺激性を示した (Jacobs, 1992; Jacobs and Martens, 1989)。

ウサギの眼に 1-オクタノールの 50%オリーブ油溶液を適用した眼刺激性試験 (Draize test) で、1-オクタノールはわずかな刺激性を示した (Henkel, 1970)。

以上、1-オクタノールの皮膚刺激性は、濃度依存性があり、「非常に軽微」～「中等度」の刺激性を示した。眼には中等度の刺激性を示す。

表 8-3 1-オクタノールの刺激性及び腐食性試験結果

動物種等	試験法 投与方法	投与期間	投与量	結果	文献
ウサギ	皮膚一次刺激性 (Draize test) 閉塞適用	24 時間	500 mg	無傷及び有傷とも軽度の皮膚刺激性	Opdyke, 1973b
ウサギ	皮膚一次刺激性 閉塞適用	24 時間	原液または 50% 溶液 (基 剤: スクワレ ン)	1、24、48 時間後観察 P.I.I. 原液: 4.3/8 (中等度) 50% 溶液: 2.8/8 (中等 度)	Iwata et al., 1987
ウサギ	皮膚一次刺激性 閉塞適用	24 時間	剃毛皮膚に 50% 溶液 (基 剤: ワセリン)	24、48 時間後観察 僅かな刺激性 紅斑及び浮腫は速やかに回復	Kastner, 1977
モルモット	皮膚一次刺激性 閉塞適用	24 時間	剃毛皮膚に 50% 溶液 (基 剤: ワセリン)	24、48 時間後観察 「非常に軽微」の刺激性、 紅斑及び浮腫は速やかに回復	Kastner, 1977
ヌードマウス	皮膚一次刺激性 開放適用	1 週間 2 回/日	原液 (94% 以上)	刺激性なし	Henkel, 1970
ヌードマウス	皮膚一次刺激性 閉塞適用	24 時間	50% 溶液 (基 剤: ワセリン)	24、48 時間後観察 紅斑、浮腫みられず刺激性なし	Kastner, 1977
ヌードマウス	皮膚一次刺激性 閉塞適用	24 時間	原液 (98% 以上)、50% 溶液 (基剤: スクワレン)、20% 溶液 (基剤: スクワレン)、50% ヒマシ油溶液、50% クエン酸 トリエチル溶液	1、24、48 時間後観察 P.I.I. 原液: 5.7/8 (中等度) 50% スクワレン溶液: 3.2/8 (中等度) 20% スクワレン溶液: 2.1/8 (中等度) 50% ヒマシ油溶液: 1.7/8 (軽度) 50% クエン酸トリエチル 溶液: 2.0/8 (軽度)	Iwata et al., 1987
ウサギ	眼刺激性試験		原液(99%)	適用後、24、48、72 後の平均スコア 結膜発赤: 2.54/3 結膜浮腫: 1.83/4	Jacobs, 1992; Jacobs & Martens, 1989

動物種等	試験法 投与方法	投与期間	投与量	結 果	文献
				角膜混濁：2.11/4 虹彩炎：0.67/2 眼に中等度の刺激	
ウサギ	眼刺激性試験 (Draize test)		50%オリーブ 油溶液	わずかな刺激性	Henkel, 1970

8.3.3 感作性

調査した範囲内では、1-オクタノールの感作性に関する試験報告は得られていない。

8.3.4 反復投与毒性

1-オクタノールの実験動物に対する反復投与毒性試験結果を表 8-4 に示す。

a. 経口投与

White マウス (雌雄不明10匹/群) に1-オクタノールの179 mg/kg (溶媒：ヒマワリ油) を1か月間強制経口投与した試験で、累積的影響 (指標不明) はみられなかった (Voskoboinikova, 1966)。

b. 吸入暴露

調査した範囲内では、1-オクタノールの反復吸入暴露に関する試験報告は得られていない。

以上、1-オクタノールの反復投与毒性で評価できる試験結果は得られなかった。

表 8-4 1-オクタノールの反復投与毒性試験結果

動物種等	投与方法	投与期間	投与量	結 果	文献
マウス White 雌雄不明 10匹/群	強制経口 投与	1か月間	179 mg/kg (溶媒：ヒマワリ油)	累積的影響 (指標不明) なし	Voskoboinikova, 1966

8.3.5 生殖・発生毒性

1-オクタノールの実験動物に対する生殖・発生毒性試験結果を表8-5に示す。

a. 生殖・発生毒性

雌 Wistar ラット (8~10 匹/群) に 1-オクタノール (99.9%) の 0、130、650、975、1,300 mg/kg/日を妊娠 6~15 日に強制経口投与し、妊娠 20 日目に帝王切開した試験で、母動物は 130 mg/kg/日以上で用量依存的に流涎、立毛、鼻漏等の一般状態の変化がみられた。650 mg/kg/日以上では、死亡がみられた (650 mg/kg/日：2/10、975 mg/kg/日：2/10、1,300 mg/kg/日：2/10)。また、わずかな摂餌量の減少及び体重増加抑制がみられたが、統計学的には、対照と有意差はなかった。母動物の生殖に関する指標に影響はみられなかった。また、胎児にも催奇形性を含む影響はみられなかった (Hellwig and Jackh, 1997)。

雌SDラット (15 匹/群) に1-オクタノールの 0、400 mg/m³を7時間/日で妊娠1～19日に吸入暴露し、妊娠20日目に帝王切開した試験で、母動物の摂餌量、摂水量、体重変化等の一般状態及び生殖に関して対照群と有意差はみられなかった。また胎児にも平均体重、吸収胚数の増加や催奇形性を含む影響はみられなかった (Nelson et al., 1990a,b)。

以上、1-オクタノールの生殖・発生毒性試験において、経口投与ではWistarラットへの妊娠6～15日に0～1,300 mg/kg/日投与した試験で、母動物に一般状態の変化がみられたが、母動物及び胎児には生殖・発生に関する影響はみられず、また、吸入暴露ではSDラットへの妊娠1～19日に0～400 mg/m³を7時間/日暴露した試験で、母体及び胎児への影響はみられなかった。

表 8-5 1-オクタノールの生殖・発生毒性試験結果

動物種等	投与方法	投与期間	投与量	結 果	文 献
ラット Wistar 雌 8-10 匹/群	強制経口 投与	妊娠 6-15 日 妊娠 20 日目に 帝王切開	0、130、650、975、 1,300 mg/kg/日	母動物 130 mg/kg/日以上 流涎、立毛、鼻漏等の一般状態変化 (用 量依存的) 650 mg/kg/日以上 死亡 (650 mg : 2/10、975 mg : 2/10、 1,300 mg : 2/10) わずかな摂餌量の減少及び体重増加 抑制 (統計上対照と有意差なし) 生殖への影響なし 胎児 催奇形性なし	Hellwig & Jackh, 1997
ラット SD 雌 15 匹/群	吸入暴露	妊娠 1-19 日目 7 時間/日 妊娠 20 日目に 帝王切開	0、400 mg/m ³	母動物: 一般状態及び生殖への影響な し 胎児: 催奇形性なし	Nelson et al., 1990a,b

8.3.6 遺伝毒性

1-オクタノールの遺伝毒性試験結果を表 8-6 に示す。

in vitro

a. 突然変異

ネズミチフス菌 (TA98、TA100、TA1535、TA1537、TA1538) を用いた復帰突然変異試験では、S9 の添加の有無にかかわらず、陰性であった (Henkel, 1982)。

b. 染色体異常

チャイニーズハムスター肺線維芽細胞 (V79 細胞) を用いた染色体異常試験で、1-オクタノールは S9 無添加で陽性を示した (Onfelt, 1987)。

V79 細胞を用いた染色体異常試験で、1-オクタノール (最大濃度: 1.0×10⁻³ M) は S9 無添加で、結果は陰性または陽性の判断基準のボーダーラインにあり、染色体異常の有無を判断できなかつ

た (Stahl et al., 1981; Tucker et al., 1993)。

in vivo

a. 染色体異常

雄ラットに 1-オクタノールの LD₅₀ 値の 1/5 (数値不明) を腹腔内投与し、大腿骨骨髓細胞中の染色体異常を調べた試験で、倍数性細胞数と構造異常細胞数の出現が対照に比べ有意に高く、染色体異常がみられた (Bariliak and Kozachuk, 1988)。この試験は、投与量不明で、かつ 1 用量のみの結果であり、用量依存性に関するデータはない。

以上、1-オクタノールの遺伝毒性は、*in vitro* では、ネズミチフス菌を用いた復帰突然変異試験で S9 の添加の有無にかかわらず陰性 (Henkel, 1982)、V79 細胞を用いた染色体異常試験では S9 無添加で陽性 (Onfelt, 1987) の結果が得られているが、S9 無添加で陰性または陽性の判断はつかない結果も報告されている (Stahl et al., 1981; Tucker et al., 1993)。*in vivo* では、評価できる結果は得られていない。

これらの結果から、1-オクタノールは、*in vitro* で陽性の結果があるが、データが限られており、遺伝毒性の有無については判断できない。

表 8-6 1-オクタノールの遺伝毒性試験結果

	試験系	試験材料	処理条件	用量	結果		文献
					-S9	+S9	
<i>in vitro</i>	復帰突然変異試験	ネズミチフス菌 TA98、TA100、 TA1535、 TA1537、TA1538	ND	ND	-	-	Henkel, 1982
	染色体異常試験	V79 細胞	処理時間 10.5 時間	50-500 μg/mL	+	ND	Onfelt, 1987
		V79 細胞	処理時間 18 時間	最大濃度 1.0×10 ⁻³ M	+/-	ND	Stahl et al., 1981; Tucker et al., 1993
<i>in vivo</i>	染色体異常試験	ラット 骨髓細胞	腹腔内	LD ₅₀ の 1/5		+	Bariliak & Kozachuk, 1988

+: 陽性、-: 陰性、+/-: 陽性または陰性の判断がつかない、ND: データなし

V79 細胞: チャイニーズハムスター肺線維芽細胞 (V79 細胞)

8.3.7 発がん性

1-オクタノールの実験動物に対する発がん性試験結果を表 8-7 に示す。

雌雄 A/He マウス (15 匹/群) に 1-オクタノール (トリカプリリン溶液) の最大耐用量 (MTD) 及びその 1/5 量である 0、100、500 mg/kg を週 3 日、8 週間腹腔内投与し、投与開始 24 週間後、剖検した肺の腫瘍発生のスクリーニング試験で、1-オクタノールは、肺腫瘍を発生させなかった (Stoner et al., 1973)。

雌 Swiss マウス (40 匹) にあらかじめ 7,12-ジメチルベンズ(a)アントラセン (0.005%アセトン溶

液)を単回皮膚塗布した後、1-オクタノールの20 g/100 mLシクロヘキサン溶液を20 μL(4 mg/回)、週3回、60週間皮膚塗布したイニシエーター・プロモーター試験で、24週目の1匹に腫瘍が発生し、扁平上皮がんに変化した。著者はこの結果から、おそらく、1-オクタノールは弱いプロモーター作用があるとした(Sice, 1966)。しかしながら、これは統計解析に基づく結論ではない。

以上、1-オクタノールの発がん性試験は、スクリーニング試験のみで発がん性の有無を判断できない。また、イニシエーター・プロモーター試験でも確定的なプロモーター効果は確認できなかった。

国際機関等では1-オクタノールの発がん性を評価していない(ACGIH, 2006; IARC, 2006; U.S. EPA, 2006; U.S. NTP, 2005; 日本産業衛生学会, 2006)

表 8-7 1-オクタノールの発がん性試験結果

動物種等	投与方法	投与期間	投与量	結 果	文献
マウス A/He 雌雄 15匹/群	腹腔内投与	8週間 3回/週	0、100、500 mg/kg (トリカプリリン 溶液)	投与開始24週間後剖検 肺腫瘍の発生なし	Stoner et al., 1973
マウス Swiss 雌 40匹	皮膚塗布	60週間 3回/週	7,12-ジメチルベンズ(a)アントラセン(0.005%アセトン溶液)単回塗布後 1-オクタノール(20g/100 mL)シクロヘキサン溶液 20 μL/回	24週目 1匹に扁平上皮がん発生	Sice, 1966

8.4 ヒト健康への影響 (まとめ)

1-オクタノールの経口経路及び吸入経路の吸収・分布に関する試験報告は得られなかった。経皮経路では1-オクタノールをヌードマウスの皮膚に24時間閉塞適用した試験で、適用量の約50%が吸収され、主に呼気中へ二酸化炭素として排泄された。吸収された1-オクタノールは、生体内でオクタン酸に酸化され、さらに二酸化炭素へ酸化され呼気中へ排泄される。また一部はグルクロン酸抱合を受け、グルクロニドとして尿中へ排泄される。

1-オクタノールのヒトへの影響として、ボランティアによる皮膚刺激性試験で、1-オクタノールが濃度により「わずか」から「中等度」の刺激性を示すとの報告や、1-オクタノールが眼に入った事故例で角膜に一過性の傷害がみられ、48時間後には回復した例が報告されている。高濃度(50 mL/m³: 約7,600 ppm)の1-オクタノールでヒトの眼や鼻粘膜への刺激がみられている。

実験動物に対する1-オクタノールの経口投与によるLD₅₀は、マウスで1,790 mg/kg、ラットで5,000 mg/kg超であった。吸入暴露のLC₅₀は報告されていないが、ラットに5,600 mg/m³で4時間暴露した試験では、5匹中3匹が2日以内に死亡した。ウサギを用いての経皮投与では、LD₅₀は5,000

mg/kg超であった。経口投与での急性毒性の症状として、立毛、沈静、吸入暴露での死亡例では肺胞水腫を伴う気管支上皮壊死、うっ血等の肺の病変がみられている。

実験動物に対する皮膚刺激性試験の結果は、1-オクタノールの刺激性は、濃度依存性があり、「非常に軽微」～「中等度」の刺激性を示す。眼には中等度の刺激性を示す。

調査した範囲内では、1-オクタノールの皮膚感作性に関する試験報告は得られていない。

1-オクタノールの反復投与毒性で評価できる試験結果は得られなかった。

実験動物に対する生殖・発生毒性試験では、ラットへの経口投与試験で、1-オクタノールは母動物の流涎、立毛、鼻漏等一般状態の変化はみられたが、生殖への影響及び胎児の催奇形性はみられていない。ラットへの吸入経路では、母体への生殖影響はみられず、また、胎児にも平均体重、吸収胚数への影響はなく、催奇形性もみられなかった。

1-オクタノールの遺伝毒性は *in vitro* では、ネズミチフス菌を用いた復帰突然変異試験では陰性であるが、V79細胞を用いた染色体異常試験で陽性であり、*in vivo* では、評価できる結果は得られていない。*in vitro* で陽性の結果があるが、データは限られており、1-オクタノールの遺伝毒性の有無については判断できない。

発がん性試験は、マウスの腹腔内へ8週間投与し、肺の腫瘍発生の有無を調べた試験及びマウス皮膚にイニシエーター塗布後、60週間1-オクタノールを塗布したイニシエーター・プロモーター試験が存在するが、発がん性試験はスクリーニング試験であり、イニシエーター・プロモーター試験は統計的に十分解析されておらず、1-オクタノールの発がん性の有無は判断できない。なお、国際機関等では1-オクタノールの発がん性を評価していない。

9. リスク評価

9.1 環境中の生物に対するリスク評価

環境中の生物に対するリスク評価は、水生生物を対象とし、その影響を3つの栄養段階（藻類・甲殻類・魚類）で代表させる。リスク評価は、無影響濃度等（NOEC、LC、EC）を推定環境濃度（EEC）で除した値である暴露マージン（MOE）と、無影響濃度等として採用した試験データに関する不確実係数積を比較することにより行う。

9.1.1 リスク評価に用いる推定環境濃度

本評価書では、1-オクタノールの EEC として、河川水中濃度の測定結果と推定結果を比較し、より大きい値である測定結果の $0.17 \mu\text{g/L}$ を採用した（6.2 参照）。

9.1.2 リスク評価に用いる無影響濃度

リスク評価に用いる 1-オクタノールの水生生物に対する無影響濃度等を表 9-1 に示す。3つの栄養段階（藻類・甲殻類・魚類）のうち、藻類については急性毒性試験結果（Kuhn and Pattard, 1990）、甲殻類については長期毒性試験結果（Kuhn et al., 1989）、魚類については急性毒性試験結果（Pickering et al., 1996）を用いる（7.参照）。

これらの結果から、1-オクタノールの環境中の水生生物に対するリスク評価に用いる無影響濃度等として、最小値である魚類の4日齢のファットヘッドミノーに対する成長を指標とした7日

間 NOEC の 0.75 mg/L (Pickering et al., 1996) を採用した (表 7-4 参照)。

表9-1 1-オクタノールの水生生物に対する無影響濃度等

生物レベル	生物種	エンドポイント	濃度 (mg/L)	文献
藻類	<i>Scenedesmus subspicatus</i> (セネデスマス)	48 時間EC ₁₀	4.2	Kuhn & Pattard, 1990
甲殻類	<i>Daphnia magna</i> (オジシロ)	21 日間 NOEC 繁殖	1.0	Kuhn et al., 1989
魚類	<i>Pimephales promelas</i> (フアットヘッド・ミノ)	7 日間 NOEC 成長	0.75	Pickering et al., 1996

太字はリスク評価に用いたデータを示す

9.1.3 暴露マージンと不確実係数積の算出

1-オクタノールの環境中の水生生物に対する MOE を、魚類の成長を指標とした 7 日間 NOEC の 0.75 mg/L と EEC 0.17 μg/L を用いて、以下のように算出した。また、3つの栄養段階からそれぞれ採用した毒性試験データに関する不確実係数積を求めた。

$$\begin{aligned} \text{MOE} &= \text{NOEC} / \text{EEC} \\ &= 750 (\mu \text{g/L}) / 0.17 (\mu \text{g/L}) \\ &= 4,400 \end{aligned}$$

不確実係数: 室内試験の結果から野外での影響を推定するための不確実係数 (10)

急性毒性試験結果から長期毒性試験結果を推定するための不確実係数 (100)

不確実係数積: 1,000

9.1.4 環境中の生物に対するリスク評価結果

表 9-2 に示すように、MOE 4,400 は不確実係数積 1,000 より大きく、1-オクタノールは現時点では環境中の水生生物に悪影響を及ぼすことはないと判断する。

表9-2 1-オクタノールの環境中の生物に対するリスク評価結果

EEC (μg/L)	NOEC (mg/L)	MOE	不確実係数積
測定値	0.17	4,400	1,000 ¹⁾

1) 室内試験 (10) × 急性毒性試験 (100)

9.2 ヒト健康に対するリスク評価

1-オクタノールのヒトにおける定量的な健康影響データは得られていないため、ヒト健康に対するリスク評価には動物試験データを用いることとする (8.参照)。リスク評価は、実験動物に対する無毒性量等 (NOAEL、LOAEL) を推定摂取量で除した値である MOE と、評価に用いた毒性試験データに関する不確実係数積を比較することにより行う。

9.2.1 リスク評価に用いるヒトの推定摂取量

1-オクタノールは、主に大気、飲料水及び食物（魚類）を通じてヒトに摂取されると推定され、それぞれの経路からの1日推定摂取量を表9-3に示す（6.4参照）。

吸入、経口及び全経路のヒトの体重1kgあたりの1日推定摂取量 7.6×10^{-3} 、 8.6×10^{-3} 、 $0.016 \mu\text{g/kg/日}$ をヒト健康に対するリスク評価に用いる。

表9-3 1-オクタノールの1日推定摂取量

摂取経路		摂取量推定に用いた採用濃度の種類	1日推定摂取量 ($\mu\text{g/人/日}$)	体重1kgあたりの1日推定摂取量 ($\mu\text{g/kg/日}$)
吸入	大気	モデル推定値 (AIST-ADMER)	0.38	7.6×10^{-3}
経口	飲料水	河川水中濃度	0.34	8.6×10^{-3}
	食物	海域中濃度×生物濃縮係数	0.089	
全経路（合計）			0.81	0.016

9.2.2 リスク評価に用いる無毒性量

1-オクタノールの実験動物に対する反復投与毒性に関して、吸入経路及び経口経路では、ヒト健康への影響のリスク評価に必要な無毒性量を判断するのに適切な動物試験の報告は得られなかった。

1-オクタノールの実験動物に対する反復投与毒性試験は1か月間のマウスへの強制経口投与試験が報告されているが（Voskobinikova, 1966）、毒性指標が不明で毒性を判断できない。また、吸入暴露による反復投与毒性試験結果は報告されていない。

生殖・発生毒性は、ラットへの経口投与試験で、1-オクタノールは母動物へ一般状態の変化はみられたが（Hellwig and Jackh, 1997）、生殖への影響及び胎児の催奇形性はみられなかった。

1-オクタノールの遺伝毒性については、*in vitro* では、ネズミチフス菌を用いた復帰突然変異試験では陰性であるが、V79細胞を用いた染色体異常試験で陽性であり、*in vivo* では、評価できる結果は得られていない。*in vitro* で陽性の結果があるが、データは限られており、遺伝毒性の有無については判断できない。また、発がん性試験は、肺腫瘍発生の有無を調べたスクリーニング試験及びイニシエーター・プロモーター試験が存在するが（Sice, 1966）、いずれも発がん性を評価するには不十分で、1-オクタノールの発がん性は判断できない。また、IARC等の国際機関では1-オクタノールの発がん性を現時点で評価していない。

なお、IPCS、EU、米国EPA、カナダ環境省・保健省、オーストラリア保健・高齢者担当省、我が国の環境省では1-オクタノールのリスク評価を実施していない。

9.2.3 暴露マージンと不確実係数積の算出

1-オクタノールは、ヒトに対して主に吸入と経口の暴露経路からの摂取が推定されるが、吸入

暴露では試験データが得られておらず、経口暴露では評価できる試験データが無いため、MOE 及び不確実係数積は求めない。

9.2.4 ヒト健康に対するリスク評価結果

1-オクタノールは、リスク評価に用いるのに適した毒性試験報告が得られていないため、現時点でヒト健康に対する影響について MOE は算出できない。

9.3 まとめ

1-オクタノールは現時点では環境中の水生生物に対して悪影響を及ぼすことはないと判断する。

なお、ヒト健康に対するリスク評価を行うのに適切な毒性試験報告が得られなかったため、リスク評価を行うことができなかった。今後、反復投与毒性試験報告等の慢性影響に関する知見が得られた時点で、再度リスク評価を行うことが望ましい。

文 献 (文献検索時期 : 2006 年 4 月⁶⁾)

- ACGIH, American Conference of Governmental Industrial Hygienists (2006) TLVs and BEIs.
- Amoco (1988) Acute inhalation toxicity of capryl alcohol (1-octanol) in rats. Amoco Corporation, unpublished data. U.S. EPA/OPTS Public Files, Fiche #: OTS0516625-1, Doc#: 89-890000051, Old#: 8EHQ-1288-0762.
- Bariliak, I.R. and Kozachuk, S.Yu. (1988) Cytogenetic action of a number of monohydric alcohols on bone marrow cells in rats. *Tsitol Genet.*, **22**, 49-52.
- Bengtsson, B.E., Renberg, L. and Tarkpea, M. (1984) Molecular structure and aquatic toxicity - an example with C1-C13 aliphatic alcohols. *Chemosphere*, **13**, 613-622.
- Blank, H. (1964) Penetration of low-molecular-weight alcohol into skin. I. Effect of concentration of alcohol and type of vehicle. *J Invest Dermatol.*, **43**, 415-420.
- Bringmann, G. (1978) Bestimmung der biologischen Schadwirkung wassergefährdender Stoffe gegen Protozoa I. Bakterienfressende Flagellaten. *Z. Wasser Abwasser Forsch*, **11**, 210-215.
- Bringmann, G. and Kuhn, R. (1976) Vergleichende Befunde der Schadwirkung wassergefährdender Stoffe gegen Bakterien (*Pseudomonas putida*) und Blaualgen (*Microcystis aeruginosa*). *Gwf-wasser/abwasser*, **117**, 410-413.
- Bringmann, G. and Kuhn, R. (1977) Grenzwerte der Schadwirkung wassergefährdender Stoffe gegen Bakterien (*Pseudomonas putida*) und Grünalgen (*Scenedesmus quadricauda*) im Zellvermehrungshemm Test. *Z. Wasser Abwasser Forsch.*, **10**, 87-98.
- Bringmann, G. and Kuhn, R. (1978) Grenzwerte der Schadwirkung wassergefährdender Stoffe gegen Blaualgen (*Microcystis aeruginosa*) und Grünalgen (*Scenedesmus quadricauda*) im Zellvermehrungshemm Test. *Vom Wasser*, **50**, 45-60.
- Bringmann, G. and Kuhn, R. (1980) Bestimmung der biologischen Schadwirkung wassergefährdender Stoffe gegen Ptozoen II. Bakterienfressende Ciliaten. *Z. Wasser Abwasser Forsch*, **1**, 26-31.
- Bringmann, G. and Kuhn, R. (1982) Ergebnisse der Schadwirkung wassergefährdender Stoffe gegen *Daphnia magna* in einem weiterentwickelten standardisierten Testverfahren. *Z. Wasser Abwasser Forsch*, **15**, 1-6.
- Bringmann, G., Kuhn, R. and Winter, A. (1980) Bestimmung der biologischen Schadwirkung wassergefährdender Stoffe gegen Protozoen III. Saprozoische Flagellaten. *Z. Wasser Abwasser Forsch*, **13**, 170-173.
- Broderius, S. and Kahl, M. (1985) Acute toxicity of organic chemical mixtures to the fathead minnow. *Aquat.Toxicol.*, **6**, 302-322.
- Carlson, R.W., Bradbury, S.P., Drummond, R.A. and Hammermeister, D.E. (1998) Neurological effects on startle response and escape from predation by medaka exposed organic chemicals. *Aquat.Toxicol.*, **43**, 51-68. (U.S. EPA, 2003 から引用)
- Cometto-Muniz, J.E. and Cain, W.S. (1995) Relative sensitivity of the ocular trigeminal, nasal trigeminal and olfactory systems to airborne chemicals. *Chem. Senses.*, **20**, 191-198. (DFG, 2003 から引

⁶⁾ データベースの検索を 2006 年 4 月に実施し、発生源情報等で新たなデータを入手した際には文献を更新した。

用)

- DFG, Deutsche Forschungsgemeinschaft (2003) Occupational Toxicants Vol. 20, 1-Octanol, pp. 227-237. Wiley-VCH GmbH & Co. KGaA, Weinheim.
- Dore, M., Brunet, N. and Legube, B. (1975) Participation de differents composes organiques a la valeur des criteres globaux de pollution. Trib. Cebrdeau, **28**, 3-11.
- EU, European Union (2000) IUCLID, International Uniform Chemical Information Database, ver. 3.1.1.
- Gangolli, S. (1999) The Dictionary of Substances and their Effects, 2nd ed., The Royal Society of Chemistry, Cambridge.
- Geiger, D.L., Brooke, L.T. and Call, D.J. (1990) Acute toxicities of organic chemicals to fathead minnows (*Pimephales promelas*), Vol. 5. Center for Lake Superior Environmental Stud., Univ. of Wisconsin-Superior, Superior, WI I:332.
- Griffiths, H.A., Wilhelm, K.P., Robinson, M.K., Wang, X.M., McFadden, J., York, M, and Basketter, D.A. (1997) Interlaboratory evaluation of a human patch test for the identification of skin irritation potential/hazard. Food Chem. Toxicol., **35**, 255-260
- Hellwig, J. and Jackh, R. (1997) Differential prenatal toxicity of one straight-chain and five branched-chain primary alcohols in rats. Food Chem. Toxicol., **35**, 489-500.
- Henkel (1970) Lorol C 8 und C 18 Acute toxicity studies. (German) Archiv No. TBD 700043 27.04.1970 , Henkel KGaA, Dusseldorf, unpublished report. (DFG, 2003 から引用)
- Henkel (1981) Lorol C 8. Acute oral toxicity studies. (German) Archiv No. R 9500186, Henkel KGaA, Dusseldorf, November 1981, unpublished report. (DFG, 2003 から引用)
- Henkel (1982) Ames-Test. mit Lorol C 8. In vitro mutagenicity test (German) Archiv-Nr. TBD 820114 Henkel KGaA, Dusseldorf, unpublished report. (DFG, 2003 から引用)
- Heukelekian, H. and Rand, M.C. (1955) Biochemical oxygen demand of pure organic compounds. J. Water Pollut. Contr. Assoc., **27**, 1040-1053.
- Howard, P.H. and Meylan, W.M. Eds. (1991) Handbook of Physical Properties of Organic Chemicals, Lewis Publishers, Inc., Chelsea, MI.
- IARC, International Agency for Research on Cancer (2006) IARC Monograph on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans. (<http://www.iarc.fr> から引用)
- IPCS, International Programme on Chemical Safety (2002) ICSC, International Chemical Safety Cards, Geneva. (<http://www.ilo.org/public/english/protection/safework/cis/products/icsc/dtasht/index.htm> から引用)
- Iwata, Y., Moriya, Y. and Kobayashi, T. (1987) Percutaneous absorption of aliphatic compounds. Cosmet. Toilet., **102**, 53-68.
- Jacobs, G.A. (1992) OECD eye irritation test on 1-octanol. J. Am. Coll. Toxicol., **11**, 726. (DFG, 2003 から引用)
- Jacobs, G.A. and Martens, M.A. (1989) An objective method for the evaluation of eye irritation in vivo. Food Chem. Toxicol., **27**, 255-258. (DFG, 2003 から引用)
- Juhnke, I., and Luedemann, D. (1978) Results of the investigation of 200 chemical compounds for acute fish toxicity with the golden orfe test. Z.Wasser-Abwasser-Forsch. **11**, 161-164. (GER)

- Kastner, W. (1977) Zur Speziesabhängigkeit der Hautverträglichkeit von Kosmetikgrundstoffen. J.Soc. Cosmet. Chem., **28**, 741-754.
- Kuhn, R. and Pattard, M. (1990) Results of the harmful effects of water pollutants to green algae (*Scenedesmus subspicatus*) in the cell multiplication inhibition test. Water Res., **24**, 31-38.
- Kuhn, R., Pattard, M., Pernak, K. and Winter, A. (1989) Results of the harmful effects of water pollutants to *Daphnia magna* in the 21 day reproduction test. Water Res., **23**, 501-510.
- Larsen, J., Schultz, T.W., Rasmussen, L., Hooftman, R. and Pauli, W. (1997) Progress in an ecotoxicological standard protocol with protozoa: Results from a pilot ringtest with *Tetrahymena pyriformis*. Chemosphere, **35**, 1023-1041.
- Linden, E., Bengtsson, B.E., Svanberg, O. and Sundstrom, G. (1979) The acute toxicity of 78 chemicals and pesticide formulations against two brackish water organisms, the bleak (*Alburnus alburnus*) and the harpacticoid *Nitocra spinipes*. Chemosphere, **8**, 843-851. (U.S. EPA, 2003 から引用)
- Lyman, W.J. et al. (1990) Handbook of Chemical Property Estimation Methods. Amer. Chem. Soc., Washington, DC. (U.S. NLM: HSDB, 2006 から引用)
- Mackay, D., Paterson, S. and Shiu, W.Y. (1992) Generic models for evaluating the regional fate of chemicals. Chemosphere, **24**, 695-717.
- McLaughlin, R.S. (1946) Chemical burns of the human cornea. Am. J. Ophthalmol., **29**, 1355-1363.
- Merck (2001) The Merck Index, 13th ed., Merck & Co., Inc., Whitehouse Station, NJ.
- Nelson, B.K., Brightwell, W.S., Khan, A., Krieg, E.F. Jr. and Hoberman, A.M. (1990a) Developmental toxicology assessment of 1-octanol, 1-nonanol and 1-decanol administered by inhalation to rats. J. Am. Coll. Toxicol., **9**, 93-97.
- Nelson, B.K., Brightwell, W.S. and Krieg, E.F. Jr. (1990b) Developmental toxicology of industrial alcohols: a summary of 13 alcohols administered by inhalation to rats. Toxicol. Ind. Health, **6**, 373-387.
- NFPA, National Fire Protection Association (2002) Fire Protection Guide to Hazardous Materials, 13th ed., Quincy, MA.
- NIST, National Institute of Standards and Technology (1998) NIST/EPA/NIH Mass Spectral Library, Gaithersburg, MD.
- Onfelt, A. (1987) Spindle disturbances in mammalian cells. III. Toxicity, c-mitosis and aneuploidy with 22 different compounds. Specific and unspecific mechanisms. Mutat. Res., **182**, 135-154.
- Opdyke, D.L. (1973a) Monographs on fragrance raw materials. Food Cosmet. Toxicol., **11**, 101-102. (DFG, 2003 から引用)
- Opdyke, D.L. (1973b) Monographs on fragrance raw materials. Food Cosmet. Toxicol., **11**, 1079.
- Pickering, Q.H., Lazorchak, J.M. and Winks, K.L. (1996) Subchronic sensitivity of one-, four-, and seven-day-old fathead Minnow (*Pimephales promelas*) larvae to five toxicants. Environ. Toxicol. Chem., **15**, 353-359.
- Reynolds, T. (1977) Comparative Effects of Aliphatic Compounds on Inhibition of Lettuce Fruit Germination. Ann. Bot., **41**, 637-648.
- Rose, R.M., Warne, M.St.J. and Lim, R.P. (1998) Quantitative structure-activity relationships and volume

- fraction analysis for nonpolar narcotic chemicals to the Australian cladoceran *Ceriodaphnia cf. dubia*. Arch. Environ. Contam. Toxicol., **34**, 248-252.
- Sato A, Obata K, Ikeda Y, Ohkoshi K, Okumura H, Ozawa N, Ogawa T, Katsumura Y, Kawai J, Tatsumi H, Honoki S, Hiramatsu I, Hiroyama H, Okada T and Kozuka T (1996) Evaluation of human skin irritation by carboxylic acids, alcohols, esters and aldehydes, with nitrocellulose-replica method and closed patch testing. Contact Dermatitis, **34**, 12-16.
- Scheuplein, R.J. and Blank, I.H. (1971) Permeability of the skin. Physiol. Rev., **51**, 702-747.
- Shedd, T.R., Widder, M.W., Toussaint, M.W., Sunkel, M.C. and Hull, E. (1999) Evaluation of the annual killifish *Nothobranchius guentheri* as a tool for rapid acute toxicity screening. Environ. Toxicol. Chem., **18**, 2258-2261.
- Shelton, D.R. and Tiedje, J.M. (1984) General method for determining anaerobic biodegradation potential. Appl. Environ. Microbiol., **47**, 850-857.
- Sice, J. (1966) Tumor-promoting activity of n-alkanes and n-alkanols. Toxicol. Appl. Pharmacol., **9**, 70-74.
- SRC, Syracuse Research Corporation (2006) AopWin Estimation Software, ver. 1.90, North Syracuse, NY.
- SRC, Syracuse Research Corporation (2006) BcfWin Estimation Software, ver. 2.14, North Syracuse, NY.
- SRC, Syracuse Research Corporation (2006) HenryWin Estimation Software, ver. 3.10, North Syracuse, NY.
- SRC, Syracuse Research Corporation (2006) KowWin Estimation Software, ver. 1.66, North Syracuse, NY.
- SRC, Syracuse Research Corporation (2006) PcKocWin Estimation Software, ver. 1.66, North Syracuse, NY.
- Stahl, K.W., Cheng, S.J., Bayer, U. and Chouroulinkov, I. (1981) Genotoxicity of *N*-methyl-*N*-nitrosourea in the presence of amphiphilic membrane-active compounds. Toxicol. Appl. Pharmacol., **60**, 16-25.
- Stoner, G.D., Shimkin, M.B., Kniazeff, A.J., Weisburger, J.H., Weisburger, E.K. and Gori, G.B. (1973) Test for carcinogenicity of food additives and chemotherapeutic agents by the pulmonary tumor response in strain A mice. Cancer Res., **33**, 3069-3085.
- Tang, N.H. et al., (1990) J. Environ. Eng., **116**, 1076-1084. (IUCLID, 2000 から引用)
- Toussaint, M.W., Shedd, T.R., Van der Schalie, W.H. and Leather, G.R. (1995) A comparison of standard acute toxicity tests with rapid-screening toxicity tests. Environ. Toxicol. Chem., **14**, 907-915.
- Tucker, J.D., Auletta, A., Cimino, M.C., Dearfield, K.L., Jacobson-Kram, D., Tice, R.R. and Carrano, A.V. (1993) Sister-chromatid exchange: second report of the Gene-Tox Program. Mutat. Res., **297**, 101-180.
- U.S. EPA, Environmental Protection Agency (2003) ECOTOX (ECOTOXicology) database. (<http://www.epa.gov/ecotox/>から引用)
- U.S. EPA, Environmental Protection Agency (2006) Integrated Risk Information System, National Library of Medicine. (<http://toxnet.nlm.nih.gov/cgi-bin/sis/htmlgen?IRIS> から引用)
- U.S. NLM, National Library of Medicine (2006) HSDB, Hazardous Substances Data Bank, Bethesda, MD. (<http://toxnet.nlm.nih.gov/cgi-bin/sis/htmlgen?HSDB>から引用)
- U.S. NTP, National Toxicology Program (2005) U.S. Department of Health and Human Services Public

- Health Service, National Toxicology Program, 11th Report on Carcinogens.
- Verschueren, K. (2001) Handbook of Environmental Data on Organic Chemicals, 4th ed., John Wiley & Sons, Inc., New York, NY.
- Voskoboinikova, V.B. (1966) Determination of the maximum permissible concentrations of the flotation agent IM-68 and of its component alcohols (hexyl, heptyl and octyl) in water supplies. Hyg. Sanit., **31**, 310-315.
- Wagner, R. (1974) Untersuchungen uber das Abbauverhalten Organischer Stoffe mit Hilfe der Respirometrischen Verdunnungsmethode. Vom Wasser, **42**, 271-305.
- Williams, R.T. (1959) Detoxication mechanisms. The metabolism and detoxication of drugs, toxic substances and other organic compounds. Chapman & Hall, London, 46-49, 61-62.
- 化学物質評価研究機構 (2001) 化学物質有害性・リスク調査等報告書－PRTR 法指定化学物質の環境挙動・生態影響・健康影響－, 平成 12 年度通商産業省委託研究.
- 化学物質評価研究機構編(2002) 化学物質ハザード・データ集, 経済産業省化学物質管理課監修, 第一法規出版, 東京. (http://www.cerij.or.jp/ceri_jp/koukai/sheet/sheet_indx4.htm, http://www.safe.nite.go.jp/data/index/pk_hyoka.hyoka_homeに記載あり)
- 化学物質評価研究機構 (2002) 平成 13 年度化学物質リスク評価のための河川モデル開発 報告書.
- 化学物質評価研究機構 (2003) 平成 14 年度化学物質リスク評価のための河川モデル開発 報告書.
- 環境省 (2002) 水環境中の要調査項目存在状況調査結果 (平成 13 年度調査)ホームページアドレス : <http://www.env.go.jp/water/chosa/index.html>
- 環境省 (2003) 平成 12 年度版 化学物質と環境
- 気象業務支援センター (2002) アメダス年報 (平成 12 年)
- 気象業務支援センター (2006) アメダス年報 (平成 16 年)
- 経済産業省 (2004) 経済産業公報 (2004 年 11 月 8 日), 3 省共同化学物質データベース. (<http://www.safe.nite.go.jp/tmdb/Init.do>から引用)
- 経済産業省 (2006) 特定化学物質の環境への排出量の把握等及び管理の改善の促進に関する法律第 11 条に基づく開示 (排出年度 : 平成 16 年度).
- 経済産業省, 環境省 (2006a) 特定化学物質の環境への排出量の把握等及び管理の改善の促進に関する法律 (化学物質排出把握管理促進法) に基づく届出排出量及び移動量並びに届出外排出量の集計結果について (排出年度 : 平成 16 年度) http://www.meti.go.jp/policy/chemical_management/law/prtr/h16kohyo/gaiyou.htm に記載あり).
- 経済産業省, 環境省 (2006b) 平成 16 年度 PRTR 届出外排出量の推計方法等 (http://www.meti.go.jp/policy/chemical_management/law/prtr/h16kohyo/todokedegaisanshutudata.htm に記載あり).
- 経済産業調査会 (2004) 工業統計メッシュデータ (平成 12 年)
- 国土交通省 (2002) 流量年表 (平成 12 年), 財団法人日本河川協会, 東京
- 後藤稠, 池田正之, 原一郎編(1994) 産業中毒便覧 (増補版), 医歯薬出版, 東京.
- 産業技術総合研究所 (2006) 産総研－曝露・リスク評価大気拡散モデル (AIST-ADMER)

(<http://unit.aist.go.jp/crm/admer/>).

製品評価技術基盤機構 (2004) 化学物質のリスク評価及びリスク評価手法の開発プロジェクト/平成 15 年度研究報告書 (新エネルギー・産業技術総合開発機構 委託事業).

製品評価技術基盤機構 (2005) 化学物質のリスク評価及びリスク評価手法の開発プロジェクト/平成 16 年度研究報告書 (新エネルギー・産業技術総合開発機構 委託事業).

製品評価技術基盤機構 (2006) 化学物質のリスク評価及びリスク評価手法の開発プロジェクト/平成 17 年度研究報告書 (新エネルギー・産業技術総合開発機構 委託事業).

製品評価技術基盤機構 (2007) 化学物質のリスク評価及びリスク評価手法の開発プロジェクト/平成 18 年度研究報告書 (新エネルギー・産業技術総合開発機構 委託事業).

統計情報研究開発センター (2004) 平成 13 年事業所・企業統計調査地域メッシュ統計

日本化学工業協会 (2005) (社) 日本化学工業協会のレスポンシブル・ケアによる PRTR の実施について—2004 年度化学物質排出量調査結果— (2003 年度実績).

日本産業衛生学会 (2006) 許容濃度等の勧告 (2006 年度), 産衛誌, **48**, 98-123

東野晴行, 北林興二, 井上和也, 三田和哲, 米澤義堯 (2003) 曝露・リスク評価大気拡散モデル (ADMER) の開発- 大気環境学会誌, **38** (2), 100~115.

化学物質の初期リスク評価書

No.138 1-オクタノール

作成経緯

2007年3月 初期リスク評価指針 Ver.2.0 に基づき原案作成
2007年9月 有害性評価部分 経済産業省 化学物質審議会管理部会・審査部会 第31回安全評価管理小委員会審議了承
2008年9月 Ver.1.0 公表

初期リスク評価責任者

プロジェクトリーダー 中西 準 子

有害性評価外部レビュー

環境中の生物への影響 (7章)

神戸女学院大学 人間環境科学部 川合 真一郎

ヒト健康への影響 (8章)

名古屋市立大学大学院 医学研究科 実験病態病理学講座 白井 智之

初期リスク評価実施機関, リスク評価担当者

財団法人 化学物質評価研究機構 高月 峰 夫
林 浩 次
野坂 俊 樹
金井 勝 彦
山根 重 孝
独立行政法人 製品評価技術基盤機構 宮坂 宣 孝

連絡先

財団法人 化学物質評価研究機構 安全性評価技術研究所
〒112-0004 東京都文京区後楽 1-4-25 日教販ビル 7F
tel. 03-5804-6136 fax. 03-5804-6149

独立行政法人 製品評価技術基盤機構 化学物質管理センター リスク評価課
〒151-0066 東京都渋谷区西原 2-49-10
tel. 03-3468-4096 fax. 03-3481-1959
