

1 詳細リスク評価書シリーズ5 短鎖塩素化パラフィン

2 要 約

3 1. 緒言

4 塩素化パラフィンは、塩素とパラフィンを原料として製造され、難燃性、可塑性、金属表面極
5 圧下での潤滑性、疎水性を有し、かつ安価で非常に有用な物質として使用されてきた歴史をもつ。
6 特に極端に高い圧力下（極圧下）で優れた潤滑性を有することから金属加工油剤としての用途に
7 適している。金属加工分野の一部工程では、リサイクルの困難性や近年のダイオキシン類発生の
8 懸念による非塩素化という潮流にもかかわらず、経済的判断も加味されて、その代替品が未だに
9 開発できていない工業的に重要な物質である。塩素化パラフィンは、これまで産業界が行ってき
10 た対策やその効果を把握するためにも、リスク評価対象として優先順位の高い物質である。

11
12
13
14 塩素化パラフィンの中でも炭素数が 10 から 13 の直鎖塩素化パラフィンを特に短鎖塩素化パラ
15 フィンと呼び、塩素化パラフィンの中でも高い毒性があることから、欧州や米国などにおいてリ
16 スク評価の対象となった。そして、短鎖塩素化パラフィンが難分解性と高蓄積性を有することか
17 ら、水系への排出に伴う生態系へのリスクが懸念され、欧州では 2004 年から金属加工用途と皮革
18 産業用途において短鎖塩素化パラフィンの規制が行われている。また、米国でも 1995 年から短鎖
19 塩素化パラフィンを有害化学物質排出目録（Toxics Release Inventory; TRI）のリストに追加してい
20 る。

21
22 しかし日本国内では短鎖塩素化パラフィンに関する規制がなく、化学物質排出移動登録制度
23 （Pollutant Release and Transfer Register; PRTR）の指定化学物質リストの中にも短鎖塩素化パラフ
24 インは入っていない。そのため、欧州のような定量的なリスク評価は行われておらず、また米国
25 のように TRI によって排出状況や排出量の削減効果を定量的に把握することはされていない。

26
27 ところが、化学物質の審査及び製造等の規制に関する法律（化審法）が 2003（平成 15）年に改
28 正された。そこでは、動植物への影響に着目した審査・規制制度や環境中への放出可能性を考慮
29 した審査制度が新たに導入され、第 1 種および第 3 種監視化学物質に関する措置が追加された。
30 そして、難分解性で高濃縮性である短鎖塩素化パラフィンは 2005 年 2 月に第 1 種監視化学物質に
31 指定されている。そのため、短鎖塩素化パラフィンは今後社会的に注目される物質の 1 つになる
32 ことが想定される。

33
34 そこで、短鎖塩素化パラフィンの生産、使用および廃棄段階に至る国内の産業構造を反映した
35 リスク評価を行い、それを公開するものである。

1
2 本評価書の目的は、短鎖塩素化パラフィンの生態リスクおよびヒト健康リスクを評価すること、
3 および対策の経済的考察を行ってリスク削減の望ましい方策を示すことである。

4
5 しかし、短鎖塩素化パラフィンに関する規制がなく、PRTR 制度への短鎖塩素化パラフィンの
6 未登録の現状では、発生源を特定するための生産・使用に関する情報もほとんどなく、環境モニ
7 タリングデータもほとんどない。このように短鎖塩素化パラフィンに関する情報が極めて少ない
8 状況では、実際にモニタリング調査を行うとともに、モデル推論の手法を援用して暴露状況を把
9 握することが重要である。

10
11 具体的な目標は以下のとおりである。第 1 に、短鎖塩素化パラフィンの物性に関する国内外の
12 情報を提示し、既存のリスク評価と規制に関する情報をまとめることで、リスク評価のための検
13 討に資する情報を提供する。第 2 に、短鎖塩素化パラフィンのライフサイクルの各段階からの排
14 出量を推定し、モデルを援用した環境中濃度推定に関する暴露解析手法を提示する。そして、環
15 境中濃度および生物中濃度、食品中濃度に関する国内外のモニタリング情報を提示し、特に短鎖
16 塩素化パラフィンを対象とした国内の実測調査を行うことによって、暴露解析に資する情報を提
17 供する。

18
19 第 3 に、生態やヒト健康に対する有害性に関して国内外の知見を収集して生態およびヒト健康
20 に対する有害性のエンドポイントを提示することで、行政や業界の有害性調査を支援する。第 4
21 に、リスク評価に際しての判断基準の位置づけと導出手法について示し、行政によるリスク評価
22 を支援する。第 5 に、リスク削減措置のための企業や行政のリスクマネジメントのアプローチの
23 手順を提案し、かつ費用分析を行うことで、行政による化学物質管理の方針検討や、業界、事業
24 所の自主管理を支援することを本評価書はめざしている。

25
26 本評価書は 2005 年 5 月までの文献調査、情報収集を行って作成した。特に暴露解析に関しては
27 企業などへのヒアリング情報も活用した。今後、重要なデータが新たに得られた場合には、更新
28 される可能性を持つ。

29 30 2. 一般情報と既存のリスク評価書

31
32 塩素化パラフィンの一般的な同定情報と入手可能な物性値をまとめた上で、本評価書で対象と
33 する短鎖塩素化パラフィンの物理化学的性状を整理するとともに、各国における塩素化パラフィ
34 ンの評価と規制状況をまとめ、塩素化パラフィンのリスク評価と規制の現状を把握する。

1 短鎖塩素化パラフィンの物理化学的性状に関しては、蒸気圧と水溶解度が非常に低く、オクタ
2 ノール/水分配係数 (K_{ow}) が高いことに特徴がある。また、炭素数や塩素化率によって性状が変
3 化し、塩素化率が高くなるほど粘度が増し、蒸気圧が低下し、オクタノール/水分配係数が高くな
4 る傾向がある。すなわち、高塩素化率になるほど環境での蓄積性が増すことが想定される。また、
5 炭素数が C_{10-17} の短鎖、中鎖塩素化パラフィン通常液体であるのに対し、炭素数 C_{18} 以上の長鎖塩
6 素化パラフィンは粘性の液体であり、塩素化率70%では固体となる。すなわち、炭素数が少ない
7 ほど環境中の媒体間移動性が高いと想定される。

8
9 短鎖塩素化パラフィンは、その毒性の高さから、欧州においてリスク評価の対象となった。そ
10 して、短鎖塩素化パラフィンが高毒性だけでなく高蓄積性を有することから、水系への排出に伴
11 う生態系へのリスクが懸念され、欧州ではリスク評価の結果をもとに、2004年から金属加工用途
12 と皮革産業用途において短鎖塩素化パラフィンの使用が禁止された。また、アメリカでも局所域
13 の水生生物への有害影響を懸念して、毒性評価とともに河川濃度調査を行った結果をもとに、1995
14 年から短鎖塩素化パラフィンをTRIのリストに追加して、事業者には排出移動量の報告を義務付けて
15 いる。一方、短鎖塩素化パラフィンは残留性有機汚染物質 (persistent organic pollutants; POPs) の
16 候補にもなっているが、長距離移動性に関する証拠がないことから、POPsへの登録には至ってい
17 ない。

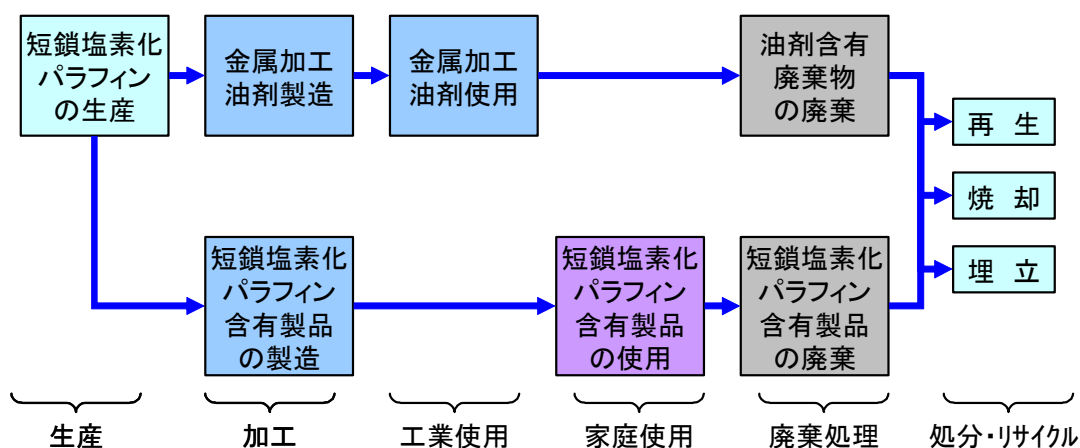
18
19 日本国内では、短鎖塩素化パラフィンに関する規制はなく、化学物質移動登録制度 (Pollutant
20 Release and Transfer Register; PRTR) の化学物質リストの中にも短鎖塩素化パラフィンは入ってい
21 ない。しかし、短鎖塩素化パラフィンを含む金属加工油剤のリサイクルが難しいこと、焼却によ
22 るダイオキシン類発生の懸念から、塩素化パラフィンなどを含んだ塩素系金属加工油剤の自主削
23 減が進みつつある。また、短鎖塩素化パラフィンは難分解性で、かつ魚類への濃縮倍率が5,000倍
24 以上と生物濃縮性が高かったことから (化学物質審議会 2004)、2005年2月に第1種監視化学物質
25 の指定がなされている。

26 27 3. 発生源の特定と環境への排出量の推計

28
29 物質のライフサイクルの観点から短鎖塩素化パラフィンの環境への発生源を特定し、排出量を
30 推定する。ただし、短鎖塩素化パラフィンの国内環境の実測値はほとんどなく、数少ない実測値
31 だけでヒト、生物の暴露状況の全体像を描けるわけではない。暴露状況の全体像を把握するため
32 には、短鎖塩素化パラフィンの推定排出量から環境中からのヒト、生物の暴露量を算出して、推
33 定値から全体像を把握するためのモデルを援用することが必要である。そのためのモデルとして
34 EISES を用いた。そこで、このモデルの入力条件に対応する発生源と排出量に関するデータを収
35 集、整理して、環境への排出量を求めることが必要となる。

1
2
3
4
5
6

短鎖塩素化パラフィン(Short-chain chlorinated paraffins)は金属加工油剤の極圧添加剤として、またプラスチック、ゴムや塗料の難燃剤、可塑剤として使用されており、それを含む製品の用途は多岐に渡る。図1に示すように、短鎖塩素化パラフィンの製造、加工段階とその製品の使用、および最終製品の使用と廃棄のそれぞれの段階からの使用量と環境中への排出量の推計を行った。

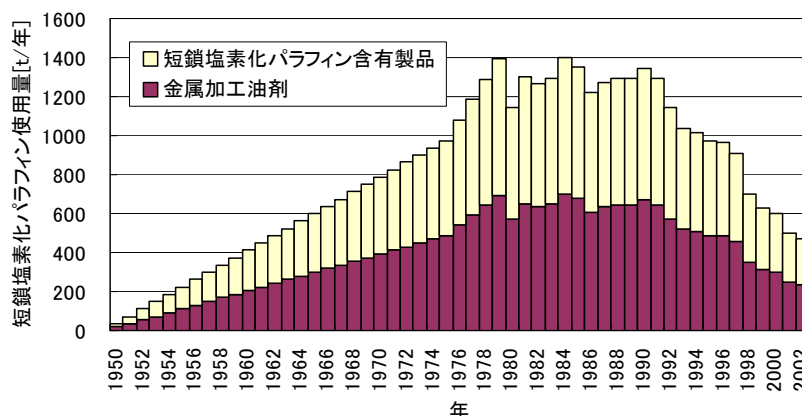


7
8
9

図1 塩素化パラフィンのライフサイクル

10 日本難燃剤協会の調査(日本難燃剤協会 2003)によって、短鎖塩素化パラフィンは全国におよ
11 そ502 t/year出荷されており、金属加工油剤の添加剤として240 t/year、その他の用途として262 t/year
12 の出荷量があることが明らかとなった。また、国内における短鎖塩素化パラフィンの現在に至る
13 までの使用量を図2のように推算した。

14



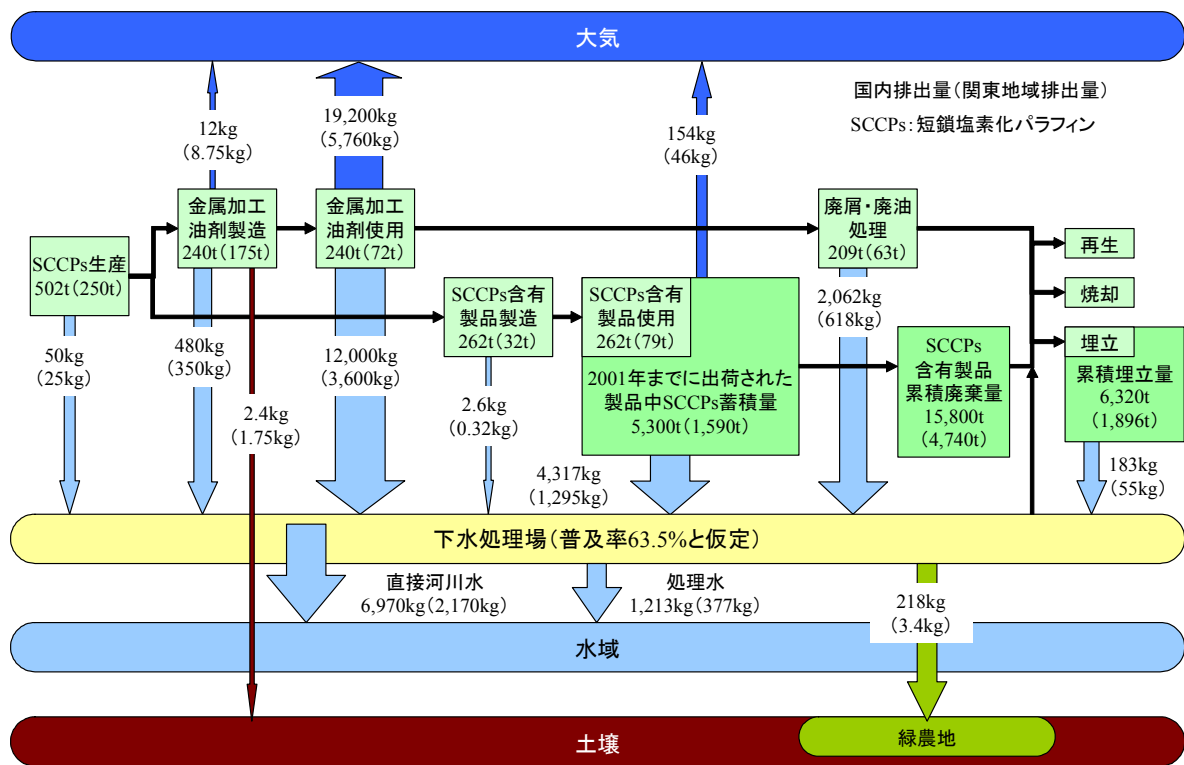
15
16
17

図2 本評価書で推定した短鎖塩素化パラフィンの生産量の経年変化

18 EUのリスク評価書ガイドライン(EU-TGD 1996)などの排出係数データを利用して、短鎖塩素
19 化パラフィンのライフサイクルの各段階での各媒体への排出係数を具体的に設定した。その結果

1 得られた2001年の短鎖塩素化パラフィンのフローと環境中への排出量を図3に示す。

2



3

図3 2001年における短鎖塩素化パラフィンのフローと環境中への排出

5

6 物質フローは金属加工油剤の経路とその他の短鎖塩素化パラフィン含有製品の経路に大きく二
7 分され、それぞれ製造・使用・廃棄処理の段階がある。そして金属加工油剤の使用段階からの大
8 気、水系への排出が19,200 kg/year, 12,000 kg/yearと最も大きく、主要な発生源となっており、
9 金属加工事業所の周辺において局所的に影響を与える懸念があることが想定される。また、2001
10 年までに出荷された製品中に含有する短鎖塩素化パラフィンの蓄積量をもとに推定した製品の使
11 用段階での水系への排出量が4,317 kg/yearと次に大きい状況であるが、多数分散型の発生源のため
12 局所に与える影響は少なく、全国あるいは関東地域を空間範囲としたリスク評価で影響の大きさ
13 を検討すればよいと判断した。

14

4. 暴露評価

16

17 環境中に放出された短鎖塩素化パラフィンは様々な環境中の媒体を経て、ヒトや環境中の生物
18 に到達する。発生源からヒトや環境中の生物に至る短鎖塩素化パラフィンの主要な暴露経路を明
19 確にすることが、適切に暴露を評価する上で必要になる。そこで本章では、まず短鎖塩素化パラ
20 フィンに関する分配平衡や分解に関する既存のデータをまとめる。その際に、試験方法や試験濃
21 度、溶解助剤の使用など試験条件の適切性について検討するとともに、マルチメディアモデルに

1 より、大気、土壌などの環境媒体や植物、魚類などの生物中の動態を推定し、様々な暴露の経路
 2 の中から主要な経路を特定する。また、国内外のモニタリングで実測された環境中濃度、食品中
 3 濃度を整理した上で、短鎖塩素化パラフィンを多く使用する関東地域を中心に実際に測定した結
 4 果をまとめる。その結果をもとに、リスク評価に使用する環境中濃度およびヒト摂取量を導出す
 5 る。ただし、実測値だけでヒト、生物の暴露状況の全体像を描けるわけではないので、モデル推
 6 定値をリスク評価に使用するためにモデル推定値の妥当性を示す必要があり、実測値との比較検
 7 討によってモデル推定の妥当性を検証する。

8

9 4.1 環境動態

10

11 モデルに適用する物性値として、蒸気圧を 0.000227 Pa (25°C, Drouillard *et al.* 1998a), 水溶解
 12 度には Drouillard *et al.* (1998b) のデータから 0.0625 mg/L (25°C) を求め、オクタノール/水分配
 13 係数の対数値には Sijm & Sinnige (1995) のデータをもとに 6.4 を求めた。短鎖塩素化パラフィン
 14 の分解性に関しては、大気中の半減期を 3.1 日と設定し、水中、土壌中、底質中そして下水汚泥
 15 中においては分解性がないと仮定した。また、化学物質審議会 (2004) の報告をもとに、コイ
 16 (*Cyprinus carpio*) の生物濃縮係数を 5,900 と設定した。

17

18 4.2 数理モデルによる主要暴露経路の推定

19

20 国内、関東地域および事業所近傍の局所の発生源を対象にマルチメディアモデルを使用して、
 21 短鎖塩素化パラフィンの環境中濃度を算定した結果を表1および表2に示す。その結果、生産およ
 22 び消費が高水準の関東地域の環境中濃度が日本国内の平均的な濃度よりも高いことがわかる。ま
 23 た表2に示すように、発生源周辺では水質および底質の濃度が関東地域に比べても全体的に高く、
 24 短鎖塩素化パラフィンは局所に留まって生態系に影響を与える可能性があることが示された。中
 25 でも、金属加工油剤の使用段階で水中濃度および底質中濃度が高く、金属加工事業所から下水処
 26 理場を経て水系に排出される経路が主要な経路であることが想定され、事業所周辺の局所でのリ
 27 スク評価が必要と判断した。

28

29

表1 モデルにより算出した環境中の短鎖塩素化パラフィン濃度

項目	単位	関東地域	日本国内
大気中濃度	ng/m ³	0.430	0.180
水中濃度	µg/L	0.0375	0.0125
底質中濃度	mg/kg-wet	0.286	0.0959
土壌中濃度	mg/kg-wet	0.150	0.0627
農業土壌中濃度	mg/kg-wet	0.151	0.0790

30

表2 モデルにより算出した発生源近傍での短鎖塩素化パラフィン濃度

項目	単位	短鎖塩素化パラフィン生産	金属加工油剤製造	金属加工油剤使用	短鎖塩素化パラフィン含有製品の製造
水中濃度	µg/L	0.0567	0.126	0.492 (0.265~0.947)	0.0375 (0.0375~0.0375)
底質中濃度	mg/kg-wet	0.246	0.629	2.56(1.36~4.96)	0.163(0.163~0.163)

() は短鎖塩素化パラフィン使用量を中央値の2分の1から2倍までの幅をもたせた場合の濃度範囲

4.3 環境中濃度と食品中濃度の実測

短鎖塩素化パラフィンの実測データがほとんどないために、本評価書では、河川水質、底質および下水処理場の流入水と放流水を実測し、かつマーケットバスケット法による食品中濃度を実測した。その実測値をモデル推定値と比較した結果を表3と表4に示す。

表3 短鎖塩素化パラフィンの環境中濃度に関する実測値とモデル推定値の比較

項目	実測値	モデル推定値
河川水中濃度	0.020, 0.031 (平均 0.0255) µg/L 90%信頼区間: 0.0051~0.12 µg/L	0.0378 µg/L
河川底質中濃度	0.1966, 0.2111, 0.3847, 0.4844 (平均 0.319) µg/kg-wet, 90%信頼区間: 0.060~1.48 µg/kg-wet	0.289 µg/kg-wet
下水処理場流入水	0.22, 0.26, 0.36 (平均 0.28) µg/L	0.735 µg/L
下水処理場放流水	0.026, 0.035, 0.016 (平均 0.026) µg/L	0.074 µg/L
下水処理場からの水系排出係数	11.8, 13.5, 4.4 (平均 9.9) %	11.2%

表4 短鎖塩素化パラフィンの食品中濃度に関する実測値とモデル推定値の比較

項目	実測値	モデル推定値
豆類, 緑黄色野菜など	1.7 µg/kg	2.06 µg/kg
種実, いも類	1.4 µg/kg	738 µg/kg
肉類	7.0 µg/kg	13.4 µg/kg
乳類	0.75 µg/kg	4.23 µg/kg
魚類	16 µg/kg-wet	221 µg/kg-wet

この結果、河川水質と底質の濃度については、モデル推定値が実測値の90%信頼区間に入り、モデル推定値は妥当と解釈できた。また、下水処理場の流入水と放流水濃度および水系への排出係数についても、モデル推定値が実測値の平均に近く、モデル推定値は妥当と解釈できた。したがって、モデルで算出した環境中濃度は妥当と判断した。

一方、食品中濃度についてはモデルの構造上の特性による影響で、モデル算出結果は必ずしも実測値を反映しておらず、モデルの推定濃度の妥当性が確認できなかった。したがって、環境中

1 濃度については、実測値を実際の状況を現すものとしてリスク評価に使用し、実測値のない場合
 2 はモデルの推定結果をリスク評価に適用することとした。また、食品中濃度についてはマーケッ
 3 トバスケット法による実測値をリスク評価に適用することにした。

4
 5 4.4 暴露評価の結論

6
 7 生態リスクの評価に使用する暴露濃度について、実測値の95パーセンタイルをワーストケース
 8 と見なす。また、実測値のない土壌および発生源周辺の水質、底質については、モデルで算出し
 9 た環境中濃度を使用してリスク評価を行う。一方ヒト摂取量については、マーケットバスケット
 10 分析による実測値を使用してヒト1日摂取量を推定した。反復投与毒性については1歳女性、発
 11 生毒性については出産適齢期である25歳女性の摂取量95パーセンタイルをリスク評価に使用す
 12 る。以上のリスク評価に使用する暴露データを表5に示す。

13
 14 表5 リスク評価に使用する暴露データ

リスク	対象	暴露濃度または摂取量	備考
生態リスク (関東地域)	水質	0.12 µg/L	CRM, 実測値の95パーセンタイル CRM, 実測値の95パーセンタイル モデル推定値
	底質	1.48 mg/kg-wet	
	土壌	0.150 mg/kg-wet	
生態リスク (局所)	水質	0.0567 µg/L	短鎖塩素化パラフィン生産, モデル 推定値 金属加工油剤製造, モデル推定値 金属加工油剤使用, モデル推定値 短鎖塩素化パラフィン含有製品の 製造, モデル推定値
		0.126 µg/L	
		0.492 (0.265~0.947) µg/L	
		0.0375 (0.0375~0.0375) µg/L	
	底質	0.246 mg/kg-wet	短鎖塩素化パラフィン生産, モデル 推定値 金属加工油剤製造, モデル推定値 金属加工油剤使用, モデル推定値 短鎖塩素化パラフィン含有製品の 製造, モデル推定値
		0.629 mg/kg-wet 2.56 (1.36~4.96) mg/kg-wet 0.163 (0.163~0.163) mg/kg-wet	
ヒト健康リ スク(反復投 与毒性)	食品から の摂取量	0.68 µg/kg/day	実測値に1歳女性の摂取量95パー センタイルを乗算
ヒト健康リ スク(発生毒 性)	食品から の摂取量	0.223 µg/kg/day	実測値に出産適齢期女性25歳の摂 取量95パーセンタイルを乗算

() は短鎖塩素化パラフィン使用量を中央値の2分の1から2倍までの幅をもたせた場合の濃度範囲

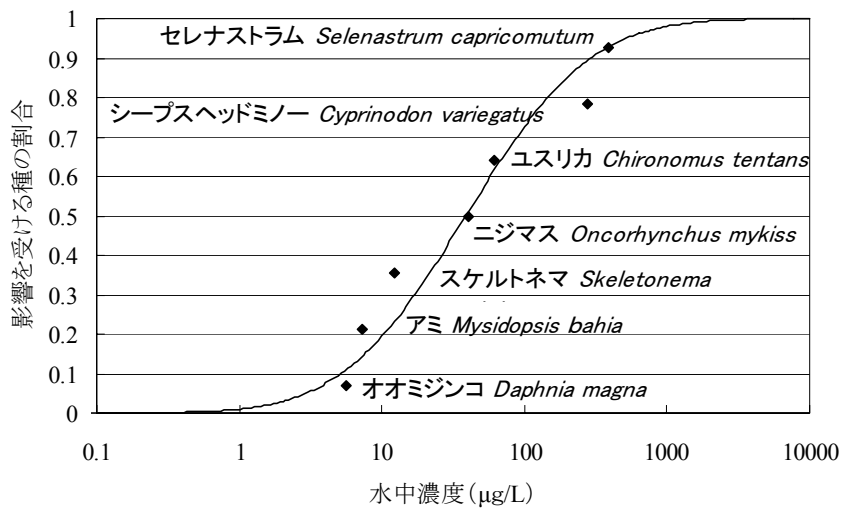
15
 16 5. 生態毒性

17
 18 まず魚類と鳥類での短鎖塩素化パラフィンの体内動態について既存データからまとめた。次に、
 19 短鎖塩素化パラフィンの環境生物への有害性と生物濃縮・蓄積性について、国内外の魚類などの

1 水生生物と鳥類に関する動物試験の既存データからまとめた。そして水質、底質に生息する生物
 2 群集の中で影響を受ける種の割合を評価し、リスク評価で用いる短鎖塩素化パラフィンの生態影
 3 響に関するスクリーニングの基準となる濃度を導出した。

4
 5 その結果、短鎖塩素化パラフィンの体内動態については、高塩素化合物ほど代謝されにくく、
 6 脂質の多い臓器からの排泄が遅いことがわかった。また、短鎖塩素化パラフィンは生物濃縮性が
 7 高く、河川水質からえら経路で魚類が物質を取り込む経路を主経路と特定し、国内の既存研究の
 8 結果から生物濃縮係数を5,900 L/kg-wetと設定した。

9
 10 また、国内外の魚類などの水生生物と鳥類に関する動物試験の既存文献を調査し、信頼性の高
 11 いデータをもとに、生物群集の中で影響を受ける種の割合を評価した。その結果、図4に示す種
 12 の感受性分布から得られた水生生物の種の5%が影響を受ける濃度 (HC₅) 2.9 µg/Lを水生生物のスク
 13 リーニング評価の基準とした。



14
 15 図4 水生生物種の感受性分布
 16

17 また、平衡分配法によって底生生物のHC₅として11mg/kg-wet，土壤生息生物のHC₅として
 18 10mg/kg-wetを設定した。また、高次捕食者としての鳥類のリスク評価のために、幼鳥の生存率低
 19 下をエンドポイントとした鳥類のNOAELとして166 mg/kg-餌を設定した。

20
 21 6. ヒトへの毒性
 22

23 短鎖塩素化パラフィンのヒト健康影響について、既存評価書のヒト健康影響評価の論点を整理
 24 した上で、国内外のラット、マウスをはじめとした動物試験や試験管試験などの既存データから
 25 まとめる。そして、リスク評価で用いる短鎖塩素化パラフィンのヒト健康影響のエンドポイント

1 と無毒性量を特定する。

3 6.1 既存評価書のヒト健康影響評価の論点

5 NTP 有害性評価 (NTP 1986a), EHC 評価書 (WHO/IPCS 1996), EU リスク評価書 (EU 1999)
6 の知見から, ラットやマウスに対する経口による肝臓, 腎臓, 甲状腺への毒性が共通してあり,
7 ヒト健康への関連性が議論されている。また, ラットとマウスに肝臓, 腎臓の発がんも見られ,
8 ヒトへの影響が疑われている。しかし, EHC 評価書は肝臓毒性と腎毒性をエンドポイントとして
9 いるのに対して, EU リスク評価書は, 肝臓毒性はヒト健康に対してあてはまらないとして, もう
10 一方の腎毒性をエンドポイントとしており, 評価書によって毒性エンドポイントに関する見解は
11 分かれている。

13 6.2 体内動態

15 経口投与による吸収効率が経皮投与より 100 倍高く, 消化管からの吸収率が高い。また, 肝臓
16 や腎臓など代謝活性の高い臓器と脂肪に分布しやすく, 呼吸, 尿, 糞を通して排泄されること,
17 高塩素化率の短鎖塩素化パラフィンほど吸収されにくい, 一度体内に吸収されると排泄されに
18 くいことが明らかとなった。しかし, 短鎖塩素化パラフィンの具体的な代謝経路を試験結果から
19 同定することは困難であり, かつ代謝物の同定が行われた試験もない。以上から, 本評価書では,
20 ヒトの 1 日平均摂取量と NOAEL との比較からリスク評価を行うこととした。

22 6.3 ヒト健康毒性

24 短鎖塩素化パラフィンの急性毒性および刺激性は弱く, 感作性および変異原性はないことが明
25 らかとなった。短鎖塩素化パラフィンの反復投与毒性に関しては, ラットとマウスの経口投与試
26 験によって肝臓, 甲状腺と腎臓が標的臓器であることがわかった (ICI Report 1981a, NTP 1986a,
27 Serrone *et al.* 1987)。

29 肝臓重量と肝細胞肥大の目立った増加はペルオキシソーム増生を反映したものである (Wyatt *et*
30 *al.* 1993, Bentley *et al.* 1993, Ashby *et al.* 1994, Elcombe *et al.* 1995)。ペルオキシソーム増生剤によ
31 る肝細胞肥大や重量増加はげっ歯類に特異的とされており (日本トキシコロジー学会教育委員会
32 編 2003), ヒトはペルオキシソーム増生に対しては感受性が高くない (Bentley *et al.* 1993; Ashby *et*
33 *al.* 1994) ことから, 肝臓影響はヒト健康に対しては当てはまらないと判断した。

35 甲状腺重量と甲状腺濾胞細胞肥大の増加 (NTP 1986a, Serrone *et al.* 1987) における T₄ 濃度の減

1 少はペルオキシソーム増生に関与する肝臓酵素活性（UDPG-トランスフェラーゼ）が増加した結
2 果である（Wyatt *et al.* 1993, ICI draft paper 1, 2）. この毒性メカニズムについてもげっ歯類特有で
3 あり、ラットやマウスの試験における甲状腺の影響はヒト健康には当てはまらないと本評価書は
4 判断した.

5
6 腎臓重量増加については、雄ラット特有の $\alpha 2u$ グロブリンの存在が確認できていないのが現状
7 である（EU 1999）. しかし、雌には発現しておらず、雄だけの影響であり、しかもラットに限ら
8 れた変化であることから、この変化を $\alpha 2u$ グロブリン腎症と判断することは妥当であると本評価
9 書は判断した.

10
11 一方、雌ラットでは、尿細管色素沈着が観察されている（Serrone *et al.* 1987）. この尿細管色素
12 沈着についてはヒトへの影響可能性を否定するようなデータがないことから、ヒトへの影響もあ
13 りうると考えることは妥当である. この毒性によって、尿細管に蓄積された短鎖塩素化パラフィ
14 ンが腎臓へのなんらかの影響を及ぼすことが想定されるが、現時点ではこれ以上の具体的情報は
15 ない. したがって、本評価書では、雌ラットの尿細管色素沈着をエンドポイントとする NOAEL
16 として 100 mg/kg/day を導出した.

17
18 また、発がん性に関しては、雄ラットで観察された腎尿細管腺腫に対して、この変化を $\alpha 2u$ グ
19 ロブリン腎症と判断することは妥当であると解釈して、短鎖塩素化パラフィンは発がん性を有す
20 る可能性は低いと判断した.

21
22 生殖毒性に関しては、ICI Report（1982a）あるいは Serrone *et al.*（1987）によるラットの試験で
23 は、母体に対する毒性がみられた用量で胎児に対する催奇形作用が認められ、母体に対する毒性
24 に起因した 2 次的な影響であると判断することが適切である. 催奇形作用は一般的に閾値が存在
25 し、ここでは母体毒性の発現時に胎児の奇形が認められることから、母体毒性のない用量を催奇
26 形作用の NOEL としてリスク評価に利用することが可能である. したがって、発生影響の NOAEL
27 として 500 mg/kg/day を設定した.

28 29 7. リスク評価

30
31 暴露評価と有害性評価の結果をもとに生態リスクおよびヒト健康リスクの判定を行った.

32 33 7.1 生態リスク評価

34
35 種の感受性分布から求めた種の 5% が影響をうける濃度（HC₅）と環境中濃度を比較して、生態

1 リスクの判定を行った。その際に事業所近傍の局所での生態リスク評価も実施し、かつ生態濃縮
 2 性に関する判定を行った。その結果を表6および表7に示す

3

4 表6 水生生物、底生生物の生態リスクのスクリーニング評価

媒体	HC ₅	環境中濃度	判定
水質	2.9 µg/L	0.12 µg/L (実測値の90%信頼上限値)	HC ₅ より小さく、生態リスクを懸念する必要性は低い
底質	11 mg/kg-wet	1.48 mg/kg-wet (実測値の90%信頼上限値)	
土壌	10 mg/kg-wet	0.150 mg/kg-wet (モデル推定値)	

5

6 表7 局所の生態リスクのスクリーニング評価

媒体	HC ₅	ライフステージ	環境中濃度	判定
水質	2.9 µg/L	短鎖塩素化パラフィンの生産	0.0567µg/L	HC ₅ より小さく、生態リスクを懸念する必要性は低い
		金属加工油剤製造	0.126µg/L	
		金属加工油剤使用	0.492 (0.265~0.947) µg/L	
		短鎖塩素化パラフィン含有製品の製造	0.0375 (0.0375~0.0375) µg/L	
底質	11 mg/kg-wet	短鎖塩素化パラフィンの生産	0.246 mg/kg-wet	同上
		金属加工油剤製造	0.629 mg/kg-wet	
		金属加工油剤使用	2.56 (1.36~4.96) mg/kg-wet	
		短鎖塩素化パラフィン含有製品の製造	0.163 (0.163 ~ 0.163) mg/kg-wet	

注：環境中濃度はすべてモデル推定値

() は短鎖塩素化パラフィン使用量を中央値の2分の1から2倍までの幅をもたせた場合の濃度範囲

7

8 その結果、地域においては水質、底質でモニタリングデータの90%信頼上限値がHC₅よりも小
 9 さく、また、土壌中推定濃度もHC₅よりはるかに低く、地域における水生生物、底生生物および
 10 土壌生息動物の生態リスクを懸念する必要性は低いと本評価書では判断した。

11

12 また、事業所近傍の局所における生態リスクについても、すべてのライフステージにおいて、
 13 局所における環境中濃度が HC₅より小さく、短鎖塩素化パラフィンの使用量にもとづいた感度分
 14 析の結果においても HC₅を超過していないことから、生態リスクの懸念の必要性は低いことが明
 15 らかになった。

16

17 また、生物濃縮性の高い魚類を捕食する鳥類に対するリスク判定について表8に示す。その結果、
 18 どのライフステージにおいても不確実性係数10を大きく上回るマージンがあり、使用量にもとづ
 19 いた感度分析の結果においても不確実性係数10よりマージンが小さくなることはなく、鳥類のリ
 20 スクを懸念する必要はないと判断された。

21

22

表8 高次捕食者としての鳥類に対するリスク判定

ライフステージ	MOE
短鎖塩素化パラフィン生産	620
金属加工油剤製造	344
金属加工油剤使用	106(57~186)
短鎖塩素化パラフィン含有製品の製造	750(750~750)

7.2 ヒト健康リスク評価

国内における短鎖塩素化パラフィンの摂取はほとんど食事経由であり、尿細管色素沈着および発生影響をエンドポイントとしたNOAELとヒト1日摂取量を比較した結果を表9に示す。その結果、その結果、いずれのエンドポイントにおいてもMOEは非常に大きく、ワーストケースを想定した評価においても不確実係数を大きく上回る。よって、短鎖塩素化パラフィンの環境中からの暴露によるヒト健康リスクを懸念する必要はなく、これ以上の詳細な暴露解析をもとにした評価の必要はないと本評価書では判断した。

表9 ヒト健康に関するリスク判定

エンドポイント	尿細管色素沈着	発生影響
NOAEL	100 mg/kg/day (雌ラットの NOAEL)	500 mg/kg/day (雌ラットの NOAEL)
不確実性係数	1,000 (短期間試験×種間差×個人差)	100 (種間差×個人差)
ヒト摂取量	0.68 µg/kg/day (1歳女性 95パーセンタイル)	0.223 µg/kg/day (出産適齢期女性 25歳 95パーセンタイル)
MOE	1.5×10^5	2.2×10^6

8. リスク削減対策と経済評価

現状では、短鎖塩素化パラフィンは大部分の地域や局所において懸念されるリスクレベルではない。ただし、短鎖塩素化パラフィンを含む金属加工油剤を使用する事業所から下水処理場を経て周辺の河川に排出される経路が主要な経路と想定されることから、さらに暴露状況を監視していく必要がある。その金属加工油剤の使用段階においては、リスク低減のために金属加工油剤の非塩素化が継続的に取り組まれており、そのリスク対策の効果を検討する。そこで、EUや米国での規制・管理動向を把握した上で、日本において実現可能な対策を検討した。そして、企業の自主管理の手順と、それに沿った行政の規制オプションを図5のように検討した。

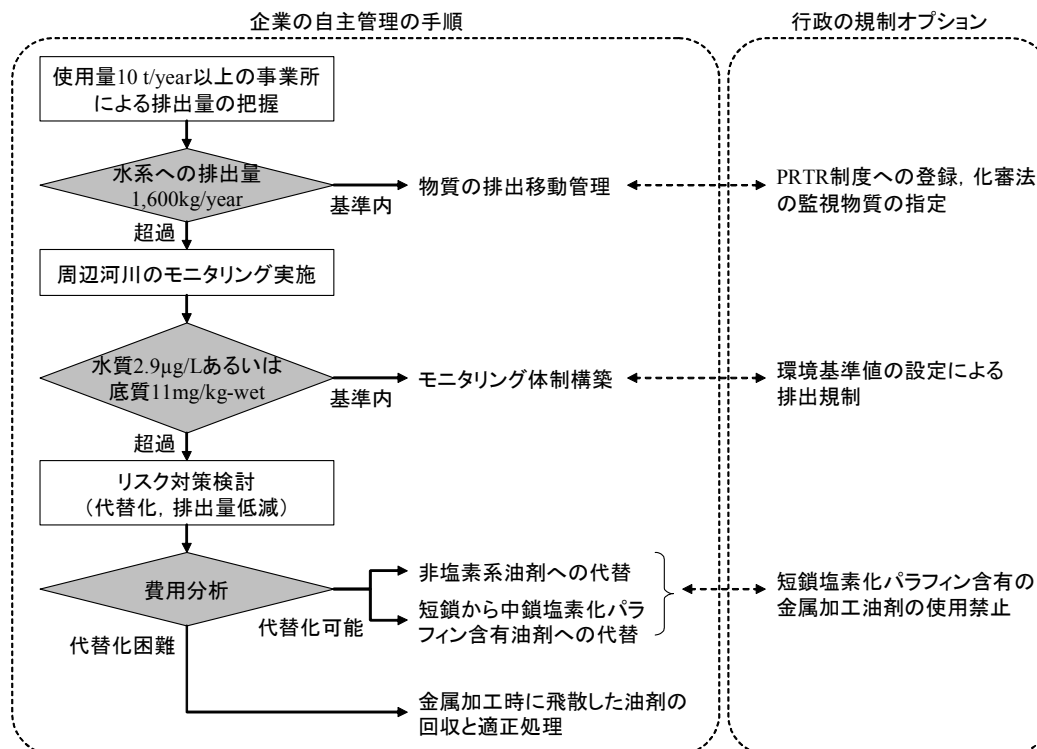


図5 企業の自主管理手順と行政の規制オプション

その結果、金属加工油剤を使用する事業所もしくは関連業界は、短鎖塩素化パラフィンの使用量、排出量の把握を行うことがリスク管理の第1段階である。そして、短鎖塩素化パラフィンの使用量10 t/year以上の事業者は、環境中への排出量を把握する必要がある。水系への排出量が1,600 kg/yearを超える場合には、第2段階として、事業所近辺の河川のモニタリング実施を検討することが望ましい。そして、河川水質が種の感受性分布から得られたHC₅である2.9 µg/Lを超えている場合、もしくは河川底質が11 mg/kg-wetを超えている場合は、第3段階として短鎖塩素化パラフィンの代替化や排出量削減などのリスク対策を検討する必要がある。ただし、短鎖塩素化パラフィンを10 t/year使用する事業所が油剤を代替するためには、中鎖塩素化パラフィンへの代替に4.8～8.7百万円/year、非塩素系への代替に8.7～12.6百万円/yearの追加費用がかかることが明らかとなった。技術面および費用面から物質代替の困難な事業所は、まず排出量低減を図ることが実現可能な方策であろう。

一方、行政の規制オプションとして、短鎖塩素化パラフィンのPRTR制度への登録、環境への排出量規制、使用禁止の3つの手段を提案した。その中でPRTR制度への登録が実現可能性が高いと判断し、費用分析を行ったところ、約3.4百万円/yearの行政の追加費用がかかることが明らかとなった。PRTR制度への登録によって、短鎖塩素化パラフィンを多く排出している事業所や流入する河川を特定できるため、企業にとっては事業所の排出量削減の目標設定が可能となり、行政にとっては環境モニタリングを実施するべき河川地点を把握することができ、企業と行政の

1 リスクマネジメントが進むことが期待される。2005年2月に、短鎖塩素化パラフィン¹は化審法の
2 第1種監視化学物質に指定されたため、今後、事業所は短鎖塩素化パラフィンの製造・輸入実績
3 数量を国に届け出る必要があり、そのデータから短鎖塩素化パラフィンの生産・使用実績が明ら
4 かになることが想定される。よって、環境中濃度がHC₅を超過する可能性のある発生源を特定す
5 ることが可能となる。そして、これまで事業所で進めてきた物質代替化と合わせて、短鎖塩素化
6 パラフィンを管理しながら使用する体制が整ってくることを期待できる。この状況においてPRTR
7 制度に追加登録することによるメリットは、事業所の排出係数に関わる知見を入手でき、より精
8 度の高い排出量を把握することができることである。しかし、第1種監視化学物質に指定された
9 ことによって製造・輸入実績数量が届出られることになり、PRTRの費用対効果は低く見積もら
10 れるため、PRTRリストに短鎖塩素化パラフィンを登録することの是非は今後検討すべき課題で
11 ある。

12 13 9. 結論

14
15 現状では、短鎖塩素化パラフィンは大部分の地域や局所において懸念されるリスクレベルでは
16 ない。ただし、短鎖塩素化パラフィンを含む金属加工油剤を使用する事業所から下水処理場を経
17 て周辺の河川に排出される経路が主要な暴露経路と特定されたことから、さらに暴露状況を監視
18 していく必要がある。

19
20 短鎖塩素化パラフィンが化審法の第1種監視化学物質に指定されたことから、行政にとっては
21 新たに得られる短鎖塩素化パラフィンの生産・使用実績データを本評価書の暴露評価のフレーム
22 に適用することにより、具体的な暴露解析を実施することができる。そして、リスクが懸念され
23 る地域や局所を特定して、地域における重要な生物種の保全も考慮したリスク評価が期待される。
24 今後PRTRリストに短鎖塩素化パラフィンを登録することの是非は、その後国内で検討すべき課
25 題であろう。

26
27 一方、企業にとっても、事業所の短鎖塩素化パラフィンの使用量・排出量を把握して、本評価
28 書で提案した自主管理の手順に沿ってリスク対応を図ることができる。

29 今後は、短鎖塩素化パラフィンの代替物質の候補となっている中鎖塩素化パラフィンやリン酸
30 トリブチルなどの非塩素系物質も含めた、金属加工油剤に極圧添加剤の用途で見たリスク評価を
31 行い、物質間のリスク比較を行うことが課題として挙げられる。

32
33 最後に、短鎖塩素化パラフィンのようなデータが少なく、暴露状況の全体像を把握することが
34 困難な物質については、モデル推論を援用してリスク評価を実施し、リスクマネジメントの方針
35 を示すといった本評価書のような手順が有効である。そして、この手順はリスクの事前対応にも

- 1 適用することが可能であり，さらに情報の少ない物質を対象としたリスク評価への展開に見通し
- 2 を与えることが今後期待される。