

令和4年度化学物質安全対策  
(規制化学物質に関する国際的な動向調査)

報告書

令和5年3月

日本エヌ・ユー・エス株式会社

## 目 次

1	業務の目的.....	1
2	調査内容及び実施方法.....	1
2.1	POPs 条約及び PIC 条約の規制対象物質及び規制候補物質に関する国際的な動向調査 ...	1
2.1.1	POPs 候補物質に関する調査.....	1
2.1.2	POPs 候補物質に係る国内企業に対する調査及び検討 .....	2
2.1.3	今後提案される可能性のある化学物質に関する調査.....	2
2.2	POPs 条約及び PIC 条約の関連会議における対応.....	2
2.2.1	第 10 回 POPs 条約締約国会議（COP10（第二部）） .....	3
2.2.2	第 18 回残留性有機汚染物質検討委員会（POPRC18） .....	3
2.2.3	第 18 回化学物質検討委員会（CRC18） .....	3
2.2.4	国内検討会議の開催.....	3
2.3	OECD における化学物質規制動向.....	4
2.3.1	OECD/the Chemicals and Biotechnology Committee(OECD 化学バイオ委員会) の公式・ 非公式会合.....	4
3	業務の結果.....	5
3.1	POPs 条約及び PIC 条約の規制対象物質及び規制候補物質に関する国際的な動向調査 ...	5
3.1.1	POPs 候補物質に関する調査.....	5
3.1.2	POPs 候補物質に係る国内企業に対する調査及び検討 .....	24
3.1.3	今後提案される可能性のある化学物質に関する調査.....	36
3.2	POPs 条約及び PIC 条約の関連会議における対応.....	40
3.2.1	第 10 回 POPs 条約締約国会議（COP10 第二部） .....	40
3.2.2	第 18 回残留性有機汚染物質検討委員会（POPRC18） .....	41
3.2.3	第 18 回化学物質検討委員会（CRC18） .....	44
3.2.4	国内検討会議の開催.....	47
3.3	OECD における化学物質規制動向.....	48
3.3.1	OECD/the Chemicals and Biotechnology Committee(OECD 化学バイオ委員会) の公式・ 非公式会合.....	49

<資料>

- 資料 1 中鎖塩素化パラフィンの発生源等の概要
- 資料 2 中鎖塩素化パラフィンの残留性等の概要
- 資料 3 中鎖塩素化パラフィンの生物蓄積性等の概要
- 資料 4 長鎖ペルフルオロカルボン酸とその塩及び関連物質の発生源等の概要
- 資料 5 長鎖ペルフルオロカルボン酸とその塩及び関連物質の残留性等の概要
- 資料 6 長鎖ペルフルオロカルボン酸とその塩及び関連物質の生物蓄積性等の概要
- 資料 7 クロルピリホスの発生源等の概要
- 資料 8 クロルピリホスの残留性等の概要
- 資料 9 クロルピリホスの生物蓄積性等の概要

## 1 業務の目的

経済産業省では、化学物質管理に関連する国連の多国間条約である、「残留性有機汚染物質に関するストックホルム条約」（以下、「POPs 条約」という。）<sup>1</sup>、「国際貿易の対象となる特定の有害な化学物質及び駆除剤についての事前のかつ情報に基づく同意の手続に関するロッテルダム条約」（以下、「PIC 条約」という。）<sup>2</sup>に対応すべく、化学物質の審査及び製造等の規制に関する法律（以下、「化審法」という。）等の施行を通じて、化学物質の製造・使用・貿易等に係る規制措置を実施している。各条約に新たな物質が追加された場合には、国内の法制度等に適切に反映する必要があるため、これら条約の動向を迅速かつ適切にフォローすることが重要である。

また、国内における化学物質管理が、国際的な議論・動向との整合性を有するものとなるよう、OECD における化学物質規制動向や、主に経済産業省で担当する化学物質の製造・使用・貿易等に関する規制の国際動向に注目した情報収集をすることが重要である。

本事業では、POPs 条約及び PIC 条約に係る国際会議における検討状況を調査するとともに、これらの条約の着実な国内実施のために必要な基礎情報を収集・整理した。また、POPs 候補物質に関する国際会議における検討状況の詳細を踏まえつつ、必要に応じて、POPs 及び POPs と類似の性状を有する高懸念化学物質等に関する国際機関及び諸外国での規制等に関する情報を収集した。さらに、OECD における化学物質管理についての検討状況を調査するとともに、規制化学物質に関する海外情報の収集と整理を行った。

## 2 調査内容及び実施方法

### 2.1 POPs 条約及び PIC 条約の規制対象物質及び規制候補物質に関する国際的な動向調査

#### 2.1.1 POPs 候補物質に関する調査

##### (1) POPs 条約の規制候補物質に関する調査

規制候補物質（POPs 候補物質）の検討を行う POPs 条約締約国会議 COP10（第二部）及び POPs 条約検討委員会 POPRC18 に向けて、以下の POPs 候補物質の性状や管理方法等について記載された会議文書案を準備した。また、会期間作業において、会議文書案の他にも追加情報を提供した。会議文書案や追加情報、これらで引用されている文献等を調査し、整理、分析を行った。事業期間中は化学物質管理課の指示に従って進捗状況を適宜報告し、その上で更なる具体的な検討を要する項目等を定めて調査した。

<sup>1</sup> 環境中での残留性、生物蓄積性、人や生物への毒性、長距離移動性が懸念される有機化学物質（残留性有機汚染物質）の製造及び使用の廃絶・制限、排出の削減、これらの物質を含む廃棄物等の適正処理等を規定している。我が国は2002年に締結。（<http://chm.pops.int/>）

<sup>2</sup> 特定の有害な化学物質の輸出入に関する手続を規定し、その決定を締約国に周知することにより、環境の悪化と人の健康に悪影響を及ぼすことを防ぐ。我が国は2004年に締結。（<http://www.pic.int/>）

#### 1) ペルフルオロヘキサンスルホン酸 (PFHxS) とその塩及び関連物質

POPs 条約 COP10 (第二部) に向けて、PFHxS とその塩及び関連物質に関する議題及び文書案の有無を確認し、諸外国における規制や代替方法等に関する新たな情報が存在した場合はその内容について確認することとした。

#### 2) デクロランプラス (DP)、UV-328

上記の物質について、将来規制されることが決定した場合の社会経済的影響、及び適用除外の必要性について検討するため、当該物質の国内での使用状況及びその代替可能性等に関する情報を収集し整理した。

#### 3) 中鎖塩素化パラフィン、長鎖ペルフルオロカルボン酸とその塩及び関連物質、クロルピリホス

上記の物質について、作成されるリスクプロファイルに関して発生源情報等に関する情報を調査するとともに、分解性、生物蓄積性等の情報の懸念点や問題点を抽出した。また、将来規制されることが決定した場合の社会経済的影響、及び適用除外の必要性について検討するため、当該物質の国内での使用状況及びその代替可能性等に関する情報を収集し整理する。

#### 4) 新規提案物質

POPRC18 において、新規に POPs 候補物質は提案されなかった。

#### 5) ペルフルオロオクタン酸とその塩及び関連物質の例示リスト

例示リストの改訂案が提供された場合、追加または削除された物質に関する根拠資料等を収集し整理する。

### 2.1.2 POPs 候補物質に係る国内企業に対する調査及び検討

経済産業省が国内企業に対し POPs 規制候補物質 (中鎖塩素化パラフィン、長鎖ペルフルオロカルボン酸とその塩及び関連物質) の使用状況等に関して実施する調査について、その結果を分析して必要な情報を抽出・整理した。また、その分析結果に基づき POPs 条約事務局への情報提供資料案を作成した。必要な情報の抽出・整理に当たっては、適宜、経済産業省を通じて関連する業界団体等からの情報収集を行った。

### 2.1.3 今後提案される可能性のある化学物質に関する調査

POPRC18 では、新規に POPs 候補物質が提案されたため、2.1.1(1)5) の新規提案物質に特化した調査を行った。

## 2.2 POPs 条約及び PIC 条約の関連会議における対応

## 2.2.1 第10回 POPs 条約締約国会議（COP10（第二部））

令和4年6月6日～6月10日、ジュネーブ（スイス）にて対面形式で開催された第10回 POPs 条約締約国会議（COP10）（第二部）では、静岡大学の金原和秀教授を国内有識者として参加させ、参加に伴う事務的な作業、検討状況などの最新情報の入手、必要に応じた資料作成、金原教授への説明等を行った。

## 2.2.2 第18回残留性有機汚染物質検討委員会（POPRC18）

令和4年9月26日～30日にローマ（イタリア）にて開催された第18回 POPs 検討委員会（以下、「POPRC18」という。）に出席するとともに、静岡大学の金原和秀教授を専門家として参加させ、会議における検討状況を整理するほか、参加に係る事務的作業、検討状況等の最新情報の入手、必要に応じた資料作成、金原教授への支援等を行った。また、会期間作業における議論についても状況を把握し、情報収集・分析等の必要な支援を行うとともに、必要に応じて関連資料の翻訳、概要作成を行った。

## 2.2.3 第18回化学物質検討委員会（CRC18）

令和4年9月19日～23日にローマ（イタリア）にて開催された第18回化学物質検討委員会（以下、「CRC18」という。）に出席した。また、会議における検討状況を整理したほか、参加に係る事務的作業、検討状況等の最新情報の入手、資料作成等の必要な支援を行い、必要に応じて関連資料の翻訳、概要作成を行った。

## 2.2.4 国内検討会議の開催

大学教授や研究機関などの専門家ら有識者による非公開の検討会議を POPRC18 の前に2回開催し、POPRC18 に向けて行われている会期間作業の動向・議論を踏まえ、POPRC18 における対応について有識者の意見を聴取し、取りまとめた。経済産業省からの推薦により選定した国内検討会議の委員は表 2.2-1 のとおり。

表 2.2-1 国内検討会議のメンバー

氏名	所属・役職
木村 信忠	国立研究開発法人 産業技術総合研究所 環境安全本部 環境安全部（兼務）生物プロセス研究部門 次長
金原 和秀	静岡大学 学術院工学領域 教授
茅島 孝和	一般財団法人 化学物質評価研究機構 安全性評価技術研究所 評価事業部 部長
高月 峰夫	元早稲田大学 客員教授
武吉 正博	一般財団法人 化学物質評価研究機構 安全性評価技術研究所 副所長

山下 信義	国立研究開発法人 産業技術総合研究所 環境創成研究部門 環境計測技術研究グループ 上級主任研究員
-------	---

## 2.3 OECDにおける化学物質規制動向

### 2.3.1 OECD/the Chemicals and Biotechnology Committee(OECD 化学バイオ委員会) の公式・非公式会合

令和4年11月9日～10日にWEB会議形式にて開催されたOECD化学品・バイオ技術委員会(以下、「CBC」という。)に出席した。また、議事録を作成して会議における検討状況を整理したほか、参加に係る事務的作業、検討状況等の最新情報の入手、資料作成等の必要に応じた支援を行い、必要に応じて関連資料の翻訳、概要作成を行った。

### 3 業務の結果

#### 3.1 POPs 条約及び PIC 条約の規制対象物質及び規制候補物質に関する国際的な動向調査

##### 3.1.1 POPs 候補物質に関する調査

###### (1) POPs 条約の規制候補物質に関する調査

###### 1) ペルフルオロヘキサンスルホン酸（PFHxS）とその塩及び関連物質

PFHxS とその塩及び関連物質については、COP10（第二部）に向けた会議文書案等の提供があったものの、POPRC で検討されたリスク管理評価における情報の概要を取りまとめたものであり、例示リストについても会議資料として提供されていなかったことから、諸外国における規制や代替方法等に関する新たな情報は存在しなかった。

###### 2) デクロランプラス

デクロランプラスについて POPRC18 でリスク管理評価に関して検討されたことから、将来規制されることが決定した場合の社会経済的影響、及び適用除外の必要性について検討するため、当該物質の国内での使用状況及びその代替可能性等に関する情報を収集し整理した。

###### ア. 国内での使用状況

デクロランプラス（官報公示整理番号 4-296）は、化審法による製造輸入数量の届出対象物質となっていることから、下表に過去 5 年間における届出数量の状況を整理した。

年度	年度計 製造・輸入数量(t)
2016	X
2017	X
2018	X
2019	X
2020	X

X：届出がなされている物質ではあるが、届出事業者数が 2 社以下の場合

出典： [https://www.meti.go.jp/policy/chemical\\_management/kasinhou/information/volume\\_general.html](https://www.meti.go.jp/policy/chemical_management/kasinhou/information/volume_general.html)（2023 年 3 月 24 日確認）より

###### イ. 用途に関する情報

デクロランプラスの用途については、リスク管理評価案において、ポリ塩化ビニル系難燃剤、接着剤、シーラント、ポリマーの難燃剤、グリース中の極圧添加剤としての使用や、自動車（オートバイ、農業・建設用車両、産業用トラックなど、陸上車両におけるすべて

の用途を含む)、航空宇宙・防衛用途、電気・電子機器、船舶、園芸、林業、農業、建設機械、家電製品、医療・放射線治療といった産業分野での使用が記載されている。さらに、NITE「化学物質総合情報提供システム(CHRIP)」にも塩素系難燃剤との情報があることから、国内においても難燃剤として使用されているものと考えられる。

また、リスク管理評価案では、寿命の長い既存の商品/製品の修理を可能にするために、補給用部品に使用するための時間制限のある免除が必要として、以下の商品/製品を挙げている。

- (1) 全ての陸上車両を対象とする自動車（例：自動車、オートバイ、農業・建設車両、産業用トラック）
- (2) 農業・建設に使用する産業機械
- (3) 林業機械を含む船舶、園芸、屋外用動力装置
- (4) 航空機エンジンファンケースラビングストリップ製品などの航空宇宙・防衛用途
- (5) 医療用画像・放射線療法装置・設備

#### ウ. 代替可能性等に関する情報

デクロランプラスの代替物質に関する情報については、欧州 REACH 規則に基づく本物質の制限のためのレポート<sup>3</sup>において、次のようなステップで代替物質を選定している。

ステップ1：既存文献のレビューに基づく可能性のある代替品の初期リストを作成。

ステップ2：これらの代替品の適性を評価—同じく既存文献のレビューに基づく。

ステップ3：最初の代替品リストのハザード基準を用いて、難分解性、生物蓄積性、毒性（PBT）または発がん性、変異原性、生殖毒性（CMR）のある物質を選別し、可能な限り DP の代替品選定において残念な代替とないようにする。（ただし、本評価は物質がその時点でどのように指定または分類されているかに基づく。）

代替物質の評価の結果、難燃剤として使用される DP の代替物質としては、ポリりん酸アンモニウム、水酸化アルミニウム、エタン-1,2-ビス(ペンタブロモフェニル)の3つが「潜在的に適切」であることが示されている（但し、エタン-1,2-ビス(ペンタブロモフェニル)は、PBT/vPvB の疑いがあり、総トン数が多く、広範囲への分散使用される物質のため「残念な代替品」となる可能性が指摘されている）。また、極圧添加剤として使用されるデクロランプラスに適する可能性がある2つの代替物質として、長鎖塩素化パラフィンとりん酸トリクレジルが見出されている（但し、どちらの代替物質も、その特性により「残念な代替品」になる可能性が指摘されている）。

<sup>3</sup> ECHA (2022). RAC & SEAC (draft) Annex to the Background document to the Opinion on the Annex XV dossier proposing restrictions on 1,6,7,8,9,14,15,16,17,17,18,18-Dodecachloropentacyclo [12.2.1.16,9.02,13.05,10] octadeca-7,15-diene (“Dechlorane Plus”™) [covering any of its individual anti- and syn-isomers or any combination thereof] - Revision 1 of 21/01/2022. <https://echa.europa.eu/documents/10162/cfbcfefd-c6ba-923a-72ff-b70b2786ff70>

表 3.1-1 デクロンプラスの代替物質の評価結果

物質	利用可能性	有害性	技術的な 実現可能性	経済的な 実現可能性	総合的な 適性
Alternatives to DP as a flame retardant					
無水クロレンド酸 Chlorendic anhydride	Potentially similar	Potentially similar	Potentially similar	Potentially worse	不適の可能性 <b>Potentially worse</b>
ポリリン酸アンモニウム Ammonium polyphosphate	Potentially similar	Clearly better	Potentially similar	Potentially better	明らかに適 <b>Clearly better</b>
水酸化アルミニウム Aluminium hydroxide	Potentially similar	Clearly better	Potentially similar	Clearly better	明らかに適 <b>Clearly better</b>
エタン-1,2-ビス(ペンタブロモ フェニル) Ethane-1,2-bis (pentabromophenyl)	Potentially similar	Potentially similar	Potentially similar	Clearly better	適の可能性 <b>Potentially better</b>
Alternatives to DP as an extreme pressure additive					
長鎖塩素化パラフィン Long chain chlorinated paraffins	Potentially similar	Potentially similar	Potentially similar	Unknown	同等の可能性 <b>Potentially similar</b>
りん酸トリクレジル Tricresyl phosphate	Potentially similar	Potentially similar	Potentially similar	Unknown	同等の可能性 <b>Potentially similar</b>
クロレンド酸ジアリル Diallyl chlorendate	Potentially worse	Potentially similar	Potentially similar	Unknown	不適の可能性 <b>Potentially worse</b>

ECHA(2022)<sup>3</sup>を改変。

### 3) UV-328

UV-328 について POPRC18 でリスク管理評価に関して検討されたことから、将来規制されることが決定した場合の社会経済的影響、及び適用除外の必要性について検討するため、当該物質の国内での使用状況及びその代替可能性等に関する情報を収集し整理した。

#### ア. 国内での使用状況

UV-328 は 2 - [2 - ヒドロキシ - 3, 5 - ジーアルキル (C = 4, 5) フェニル] ベンゾトリアゾール (官報公示整理番号 5-3604) として、化審法による製造輸入数量の届出対象物質となっていることから、下表に過去 5 年間における届出数量の状況を整理した。

年度	年度計 製造・輸入数量(t)
2016	1,000 未満
2017	1,000 未満
2018	1,000 未満
2019	1,000 未満
2020	1000 未満

1,000 未満 : 1 以上 ~ 1,000 未満

出典 : [https://www.meti.go.jp/policy/chemical\\_management/kasinhou/information/volume\\_general.html](https://www.meti.go.jp/policy/chemical_management/kasinhou/information/volume_general.html) (2023 年 3 月 24 日確認) より

## イ. 用途に関する情報

リスク管理評価案には、UV-328 が、紫外線による劣化や変色から材料を保護するための紫外線吸収剤として、以下の幅広い用途に使用されているとの記載がある。また、NITE「化学物質総合情報提供システム(CHRIP)」には、UV-328 の用途としてベンゾトリアゾール系紫外線吸収剤と記載されていることから、国内でも同様に幅広い用途に使用されているものと考えられる。

- 自動車用の塗料、コーティング剤、シーラント、接着剤、プラスチック、ゴム、様々な自動車用液体（冷却液、油圧液、モーターオイル中の潤滑油など）など
- 屋外家具、建材、食品包装（非食品接触層）、木製品などのプラスチックやゴムへの添加剤
- 印刷インキ
- 皮革や繊維
- 化粧品

## ウ. 代替可能性等に関する情報

リスク管理評価案には、UV-328 の代替物質が多数あり、例えば他のフェノール系ベンゾトリアゾール、ベンゾフェノン、ヒンダードアミン系光安定剤 (HALS)、オキサラニリド、シアノアクリレートなどが記載されている。

## 4) 中鎖塩素化パラフィン

中鎖塩素化パラフィン (MCCPs) について、将来規制されることが決定した場合の社会的影響、及び適用除外の必要性について検討するため、当該物質の国内での使用状況及びその代替可能性等に関する情報を収集し整理するとともに、作成された中鎖塩素化パラフィンのリスクプロファイル案に関して発生源情報等に関する情報を調査するとともに、分解性、生物蓄積性等の情報の懸念点や問題点を抽出した。

## ア. 国内での使用状況

MCCPs に該当するものとしては、モノ（又はポリ）クロロアルカン（C=14～17、直鎖型）（官報公示整理番号 2-68）が、化審法による製造輸入数量の届出対象物質となっていることから、下表に過去 5 年間における届出数量の状況を整理した。

年度	年度計 製造・輸入数量(t)
2016	3000
2017	2000
2018	1,000 未満
2019	X
2020	X

X：届出がなされている物質ではあるが、届出事業者数が 2 社以下の場合

1,000 未満：1 以上～1,000 未満

2000：2,000 以上～3,000 未満

3000：3,000 以上～4,000 未満

出典：[https://www.meti.go.jp/policy/chemical\\_management/kasinhou/information/volume\\_general.html](https://www.meti.go.jp/policy/chemical_management/kasinhou/information/volume_general.html)（2022 年 3 月 22 日確認）より

## イ. 用途に関する情報

リスクプロファイル案には、MCCPs が、以下の用途に使用されているとの記載がある。また、NITE「化学物質総合情報提供システム(CHRIP)」には、中鎖塩素化パラフィンの用途として難燃性樹脂原料と記載されていることから、国内でも同様の用途に使用されているものと考えられる。

- PVC、接着剤、シーラント、塗料およびコーティングの二次可塑剤
- 塩化ビニルコンパウンドやその他のポリマー、接着材、シーリング材、塗料や塗装、繊維製品の難燃剤
- 金属加工油用の極圧潤滑剤や接着防止剤
- 塗料、塗装、繊維製品の防水剤
- 製紙における発色剤用の担体溶媒
- 革加工用の加脂剤
- カーボンレスコピー用紙

さらに、リスクプロファイル案では、中鎖塩素化パラフィンが検出された製品として以下のものを挙げている。

- 食品関連製品用、玩具用、動物飼料用を含む高分子包装材（例：ポリエチレンテレフタレート、ポリプロピレン、ポリエチレン）
- ヘッドホンなどの消費者向けケーブル、ゴム製アヒルを含む玩具、キッチン用品、ふきん（家庭用キッチンでの使用后）、携帯電話の保護ケース、プールマットや縄跳びなどのポリ塩化ビニル製品、衣類などの成形品
- プラスチック製の運動コートや人工芝
- 単一コンポーネントポリウレタンフォーム DIY 用スプレー
- 廃棄物（家具用繊維製品、使用済み自動車、廃電気・電子機器（WEEE）、PVC ケーブル、その他いくつかの PVC 製品）
- リサイクル品や再生品（使用済み自動車タイヤ、自動車タイヤから作られた粒状ゴム、粒状ゴムから作られた遊び場のタイル）

## ウ. 代替可能性等に関する情報

中鎖塩素化パラフィンの代替物質に関する情報について、提案文書及びリスクプロファイル案の記載内容のなかには見つからなかった。

中鎖塩素化パラフィンを主に金属加工油用の極圧潤滑剤として使用していると想定される事業者からなる全国工作油剤工業組合が、短鎖塩素化パラフィン（SCCPs）が POPs 条約の候補物質となった際に会員 32 社に行った塩素系加工油剤削減の取組に関するアンケート

ト<sup>4</sup>では、塩素系加工油剤の削減を進める際の問題点について「塑性加工の代替はかなり困難」との回答もあり、SCCPs から MCCPs を含む他の塩素系加工油剤への代替があった可能性が推察される。リスクプロファイル案にも同様の記載がある（エラー! 参照元が見つかりません。参照）。

#### エ. リスクプロファイル案における中鎖塩素化パラフィンの発生源等に関する情報

リスクプロファイル案の記載内容に基づき、発生源等に関する主な情報を整理した（エラー! 参照元が見つかりません。）。なお、リスクプロファイル案に記載された発生源等に関する情報については、資料 1 に取りまとめた。

表 3.1-2 リスクプロファイル案に記載された発生源等に関する主な情報

	発生源等に関する主な情報
製造、流通	<ul style="list-style-type: none"> <li>■ MCCPs と LCCPs は、POPs 条約に SCCP が掲載後、短期的または中期的に SCCPs に代わる用途で使用されている。</li> <li>■ 中国は、C14-17 鎖長を含む塩素化パラフィン（CP）製品を生産する主要国である（2019 年に年間 450,200 トンを供給）。</li> <li>■ C14-17 鎖長を持つ CP の現在の世界生産量は、年間 80 万トン程度になる可能性がある。</li> </ul>
用途、規制	<ul style="list-style-type: none"> <li>■ 主な用途は二次可塑剤、難燃剤。</li> <li>■ 高分子包装材、様々な成形品などから検出。廃棄物、リサイクル品や再生品からも検出。</li> <li>■ 欧州では REACH 規則に基づき、その PBT/vPvB により SVHC に指定されており<sup>5</sup>、2022 年にはその規制案が提案されている。また RoHS 指令に基づき、電気・電子機器に含有される MCCPs の規制が 2018 年に提案されている。</li> <li>■ カナダ環境省とカナダ保健省は、1999 年に、今回提案の MCCPs を含む「分子式 <math>C_nH_xCl_{(2n+2-x)}</math> で <math>10 \leq n \leq 20</math> の塩素化アルカン」が、カナダ環境保護法 64 項(a)(c)で定義されている「有毒(toxic)」と結論付けている。</li> </ul>
環境への排出	<ul style="list-style-type: none"> <li>■ 製造時、工業プロセスでの使用、消費者製品の使用、廃棄などのライフサイクルを通して環境に放出される可能性がある。</li> <li>■ EU の使用パターンと排出規制が世界全体と同様であると仮定すると、世界規模での環境への排出量は年間 2,400~24,000 トン。</li> </ul>

#### オ. リスクプロファイル案における中鎖塩素化パラフィンの分解性等に関する情報の懸念点や問題点

リスクプロファイル案の記載内容に基づき、分解性等に関する主な情報を整理した（エ

<sup>4</sup> <http://www.zenkoyu.or.jp/enso.html>

<sup>5</sup> 指定された MCCPs の定義は、炭素鎖長 C14~C17 の直鎖クロロアルカンを 80%以上含む UVCB 物質 (Substances of Unknown or Variable composition, Complex reaction products or Biological materials) である。

ラー! 参照元が見つかりません。)。なお、リスクプロファイル案に記載された分解性等に関する情報については、資料 2 に取りまとめた。

表 3.1-3 リスクプロファイル案における MCCPs の分解性等に関する情報の懸念点等

	分解性等に関する主な情報	懸念点等
半減期	<ul style="list-style-type: none"> <li>・AOPWIN v1.92 による推定大気中半減期: 30.8~140.0 時間</li> <li>・C14 n-アルカン (50 wt.% Cl) の OECD TG 308 試験 (好氣的条件、GLP)               <ul style="list-style-type: none"> <li>－2 種類の底質の半減期: 120 日超 (12°C)</li> <li>－塩素数 3~13 のモデル推定半減期: 120 日超~10000 日超</li> </ul> </li> </ul>	附属書 D の残留性のスクリーニング基準の適合性 <ul style="list-style-type: none"> <li>・大気中半減期 60 日超には適合しない</li> <li>・底質中半減期 6 カ月については試験期間が最長 4 カ月でのデータしかないが、塩素数によっては 180 日超であることを推定</li> </ul> 以上より、C14 (塩素数 5~13) の MCCP は難分解性であると考えられる。
モニタリングデータ	<ul style="list-style-type: none"> <li>・堆積物コアのモニタリング               <ul style="list-style-type: none"> <li>－近年堆積した地層での MCCPs 濃度が、同じコアの 8 年以前の堆積層と同じ桁の濃度</li> </ul> </li> </ul>	8 年以上経っても (嫌氣的な) 堆積物に残留することを示しているが、8 年前の層の当初濃度が不明のため、本物質の残留性の判断は困難。

#### カ. リスクプロファイル案における中鎖塩素化パラフィンの生物蓄積性等に関する情報の懸念点や問題点

リスクプロファイル案の記載内容に基づき、生物蓄積性等に関する主な情報を整理した (エラー! 参照元が見つかりません。)。なお、リスクプロファイル案に記載された生物蓄積性等に関する情報については、資料 3 に取りまとめた。

表 3.1-4 リスクプロファイル案における MCCPs の生物蓄積性等に関する情報の懸念点等

	生物蓄積性等に関する主な情報	懸念点等
BCF/BAF (logKow)	<ul style="list-style-type: none"> <li>・信頼できる研究による logKow               <ul style="list-style-type: none"> <li>－C14 (50 wt.% Cl) : 6.6</li> <li>－C14~C16 (50.4~61.0 wt.% Cl) : 5.56~8.68</li> <li>－C14~C17 (46.7 wt.% Cl) : 5.57~7.90</li> </ul> </li> <li>・魚類の生物濃縮係数 (BCF)               <ul style="list-style-type: none"> <li>－C14 : 14 600 L/kg (脂質、成長補正あり)</li> </ul> </li> </ul>	C14 の実測 BCF が附属書 D のスクリーニング基準 (5000 L/kg ww) に適合するとともに、C14~17 で log Kow が 5 を超えており、MCCP の生物蓄積性が明確に示されていると考えられる。
その他の情報	<ul style="list-style-type: none"> <li>・野外での生物蓄積の研究               <ul style="list-style-type: none"> <li>－BMF 又は TMF : 1.0 前後</li> </ul> </li> <li>・魚類の生物増幅係数 (BMF)               <ul style="list-style-type: none"> <li>－C14 : 0.468 (脂質、成長補正あり)</li> </ul> </li> </ul>	BMF 又は TMF が 1 前後であることから、本物質の生物蓄積性を支持する内容と考えられる。
モニタリ	<ul style="list-style-type: none"> <li>・野外研究により、最上位種や鳥類の卵のような高感</li> </ul>	野外の上位捕食者で検出され

	生物蓄積性等に関する主な情報	懸念点等
ングデータ	受性のライフステージを含め、極域、汚染源に近い場所で生息や摂食する広範な生物で検出されている	ており、本物質の生物蓄積性の可能性を示唆する内容と考えられる。

## 5) 長鎖ペルフルオロカルボン酸とその塩及び関連物質

長鎖ペルフルオロカルボン酸（長鎖 PFCA）について、将来規制されることが決定した場合の社会経済的影響、及び適用除外の必要性について検討するため、当該物質の国内での使用状況及びその代替可能性等に関する情報を収集し整理するとともに、作成された中鎖塩素化パラフィンのリスクプロファイル案に関して発生源情報等に関する情報を調査するとともに、分解性、生物蓄積性等の情報の懸念点や問題点を抽出した。

### ア. 国内での使用状況

長鎖 PFCA に該当するものとしては、パーフルオロアルキルカンボン酸（C = 7 ~ 13）（官報公示整理番号 2-2659）が、化審法による製造輸入数量の届出対象物質となっていることから、下表に過去 5 年間における届出数量の状況を整理した。なお、炭素鎖長 C14 ~ C20 のペルフルオロカルボン酸に該当するフルオロアルキル（C = 11 ~ 20）カルボン酸（官報公示整理番号 2-2658）は届出対象になっていない。

年度	年度計 製造・輸入数量(t)
2016	X
2017	—
2018	X
2019	—
2020	X

X：届出がなされている物質ではあるが、届出事業者数が 2 社以下の場合

—：届出対象外

出典：[https://www.meti.go.jp/policy/chemical\\_management/kasinhou/information/volume\\_general.html](https://www.meti.go.jp/policy/chemical_management/kasinhou/information/volume_general.html)（2022 年 3 月 22 日確認）より

### イ. 用途に関する情報

リスクプロファイル案には、長鎖 PFCA とその塩及び関連物質が、以下の非常に広範な用途に使用されている又は使用されていた可能性があるとの記載がある。

- 化学物質や化学製品の製造などへの工業的利用
- 電子部品、医療機器、フォトイメージング
- 自動車ケア製品
- 食品接触材料、調理器具、家庭用品
- 印刷用インク
- 建築・建設資材

- 泡消火剤
- スキーワックス
- パーソナルケア及びその他の消費者製品
- 繊維・アパレル

また、NITE「化学物質総合情報提供システム(CHRIP)」には、以下の用途が記載されていることから、国内でも界面活性剤としての機能性から上記と同様の用途に使用されているものと考えられる。

C9 PFCA (PFNA)：界面活性剤

C12 PFCA (PFDoDA)～C16 PFCA (PFHxDA)：フッ素系界面活性剤

#### ウ. 代替可能性等に関する情報

長鎖 PFCA の代替物質に関する情報について、提案文書及びリスクプロファイル案の記載内容のなかには見つからなかった。

2022年6月に公表されたホワイトハウス声明<sup>6</sup>によると、連邦航空局（FAA）は国防総省（DOD）と共同で、緊急時に空港で使用する PFAS フリー泡消火剤の研究を実施している。

EUでは、PFAS（定義は以下のとおり）を対象として REACH 規則に基づく制限が提案されており、提案文書<sup>7</sup>において、各セクターごとに代替可能性を評価している（表 3.1-5 参照）。これによると、いくつかの用途において代替可能性が低いもの又は代替に時間がかかるものがあることが示されている。

完全にフッ素化されたメチル (CF<sub>3</sub>-) またはメチレン (-CF<sub>2</sub>-) 炭素原子 (H/Cl/Br/I が付いていない) を少なくとも1つ含む物質。

以下の構造要素のみを含む物質は、制限案の範囲から除外される：

CF<sub>3</sub>-X または X-CF<sub>2</sub>-X'

ここで、X は-OR または-NRR'であり

X'はメチル基 (-CH<sub>3</sub>)、メチレン基 (-CH<sub>2</sub>-)、芳香族基、カルボニル基 (-C(O)-)、-OR"、-SR"または-NR"R"；

R/R'/R"/R"''は、水素 (-H)、メチル基 (-CH<sub>3</sub>)、メチレン基 (-CH<sub>2</sub>-)、芳香族基またはカルボニル基 (-C(O)-)

表 3.1-5 REACH 規則で 18 ヶ月の移行期間後に全面禁止する制限を実施した場合の代替評価

用途の分野	代替評価の概要
繊維製品、布製家具、皮革製品、衣料品、	<ul style="list-style-type: none"> <li>・ 家庭用繊維製品</li> <li>・ 消費者向け衣料品</li> <li>・ 業務用スポーツウェアやフットウェア</li> </ul>
	代替可能性が高い 技術的に実現可能な代替品（左欄で挙げられていた例を以下に列挙）が存在

<sup>6</sup> FACT SHEET: Biden-Harris Administration Combatting PFAS Pollution to Safeguard Clean Drinking Water for All Americans” JUNE 15, 2022 • STATEMENTS AND RELEASES. <https://www.whitehouse.gov/briefing-room/statements-releases/2022/06/15/fact-sheet-biden-harris-administration-combatting-pfas-pollution-to-safeguard-clean-drinking-water-for-all-americans/>

<sup>7</sup> <https://echa.europa.eu/documents/10162/f605d4b5-7c17-7414-8823-b49b9fd43aea>

用途の分野		代替評価の概要
カーペット (TULAC; Textiles, Upholstery, Leather, Apparel and Carpets)	<ul style="list-style-type: none"> <li>・個人用防護具</li> <li>・屋外用工業用布</li> <li>・皮革製品</li> <li>・その他：家庭用織物の処理（スプレー）</li> </ul>	<p>することを示す十分な証拠あり</p> <p>デンドリマー、ハイブリッドブレンド（シリコーン／炭化水素）、炭化水素、ポリウレタン、シリコーン</p>
	<ul style="list-style-type: none"> <li>・医療用繊維</li> </ul>	<p>代替可能性が不明確</p> <p>すべての用途で技術的に実現可能な代替品が存在するかどうかについては、結論が出ていない</p>
	<ul style="list-style-type: none"> <li>・高機能膜</li> <li>・その他：自動車エンジンルーム用繊維製品（防音・防振）</li> </ul>	<p>代替可能性が低い</p> <p>すべての用途について技術的に実現可能な代替品が存在しない</p> <p>又は</p> <p>技術的に実現可能な代替品が存在することを示す弱い証拠あり</p>
食品接触材料 および包装	<ul style="list-style-type: none"> <li>・家庭用調理器具</li> <li>・紙及び板紙の包装</li> <li>・プラスチック包装</li> <li>・その他の包装用途</li> </ul>	<p>代替可能性が高い</p> <p>技術的に実現可能な代替品（左欄で挙げられていた例を以下に列挙）が存在することを示す十分な証拠あり</p> <p>セラミックコーティング、陽極酸化アルミニウム、ステンレス鋼</p>
	<ul style="list-style-type: none"> <li>・工業用の食品・飼料の製造</li> <li>・工業用および業務用耐熱容器の非粘着性被覆</li> </ul>	<p>代替可能性が低い</p> <p>技術的に実現可能な代替品が直ちには利用できない</p> <p>又は</p> <p>すべての用途について技術的に実現可能な代替品が存在しない</p>
金属めっき、金属製品製造	<ul style="list-style-type: none"> <li>・クロムによる装飾めっき</li> <li>・プラスチックへのめっき</li> </ul>	<p>代替可能性が高い</p> <p>技術的に実現可能な代替品が存在することを示す十分な証拠あり</p>
	<ul style="list-style-type: none"> <li>・硬質クロムめっき</li> </ul>	<p>セクター全体では代替可能性が高いが、一部で低い</p>
	<ul style="list-style-type: none"> <li>・クロム以外の金属によるめっき</li> </ul>	<p>代替可能性が低い</p> <p>技術的に実現可能な代替品が存在することを示す弱い証拠あり</p>
	<ul style="list-style-type: none"> <li>・他のセクターに含まれない金属製品の製造</li> </ul>	<p>証拠が確認されていない</p>
消費者向け混	<ul style="list-style-type: none"> <li>・洗剤（ガラス、金属、セラミック、</li> </ul>	<p>代替可能性が高い</p>

用途の分野		代替評価の概要
合物	<ul style="list-style-type: none"> <li>カーペット、布製家具用</li> <li>ワックスや艶出し剤（例えば家具、床、車など用）</li> <li>食洗器用品（泡切れ改善として）</li> <li>車用フロントガラスの処理およびワイパー液</li> <li>ギターの弦</li> </ul>	<p>技術的に実現可能な代替品（左欄で挙げられていた例を以下に列挙）が存在することを示す十分な証拠あり</p> <p>シリコーン、車研磨用カルナバワックス、鉱物油</p>
	<ul style="list-style-type: none"> <li>ピアノへの使用</li> </ul>	<p>利用可能な証拠がない</p>
化粧品	<ul style="list-style-type: none"> <li>全体</li> </ul>	<p>代替可能性が高い</p> <p>技術的に実現可能な代替案が存在するという十分な根拠がある</p>
スキーワックス	<ul style="list-style-type: none"> <li>全体</li> </ul>	<p>代替可能性が高い</p> <p>技術的に実現可能な代替案が存在するという十分な根拠がある</p>
フッ素系ガスの用途	<ul style="list-style-type: none"> <li>家庭用、商業用、工業用冷蔵庫</li> <li>家庭用エアコン、回転式乾燥機、業務用エアコン、産業用エアコン</li> <li>多様な用途での液体噴霧高圧ガス</li> <li>マグネシウム鋳造でのカバーガス</li> <li>一部の消火剤</li> <li>ほとんどの電気機器の絶縁ガス</li> </ul>	<p>代替可能性が高い</p> <p>技術的に実現可能な代替案（左欄で挙げられていた例を以下に列挙）が存在する</p> <p>自然冷媒、炭化水素系冷媒、HFC134a、乾燥空気（窒素と酸素を混合）</p>
	<ul style="list-style-type: none"> <li>ほとんどの発泡剤</li> </ul>	<p>代替可能性が高い</p> <p>市場の一部にフッ素系ガスの使用から脱却する動きあり</p> <p>代替品（例は下記参照）もあるが、難燃性、エネルギー効率、耐久性に関連した性能上の制約あり</p> <p>ハイドロフルオロオレフィン（HFO）</p>
	<ul style="list-style-type: none"> <li>50度以下の低温冷凍の冷媒</li> <li>実験・計測機器に含まれる冷媒</li> <li>医療現場などで使用される冷凍遠心分離機の冷媒</li> <li>家庭用エアコン（炭化水素系冷媒の使用が制限される場合）</li> <li>発泡ウレタンプレー中の発泡剤</li> <li>産業用精密洗浄液</li> <li>酸素濃縮環境下で使用する洗浄液</li> </ul>	<p>代替可能性が低い</p> <p>代替品がないなど</p>

	用途の分野	代替評価の概要
	<ul style="list-style-type: none"> <li>・3Dプリンター用途の溶媒</li> <li>・ニッチな産業（例：エアダスターの供給業、工業環境で特定の仕上げ剤や潤滑剤などを塗布するための推進剤/溶剤の供給業）でのエアゾール</li> <li>・用途によって代替品が欠点となる場合の消火剤（CO2による窒息リスク、水による保護資産の損傷可能性、作用速度が遅いこと）</li> <li>・紙媒体の文化財の保存</li> <li>・高電圧スイッチギア（145kV以上）の絶縁ガス</li> </ul>	
医療機器	<ul style="list-style-type: none"> <li>・定量吸入器（MDI）の液体噴霧用高圧ガス</li> </ul>	<p>代替可能性は高い</p> <p>技術的に実現可能な代替案が存在するという十分な根拠がある</p>
	<ul style="list-style-type: none"> <li>・滅菌ガス</li> </ul>	<p>代替可能性は高い</p> <p>技術的な実現性については不確実な部分がある</p>
	<ul style="list-style-type: none"> <li>・植込み型医療機器（メッシュ、創傷治療製品、チューブ・カテーテルは含まない）</li> <li>・チューブ・カテーテル</li> <li>・定量吸入器のコーティング</li> <li>・診断用ラボラトリー検査</li> </ul>	<p>代替可能性は低い</p> <p>技術的に実現可能な代替案が一般的に利用できないことを示す十分な根拠がある</p>
	<ul style="list-style-type: none"> <li>・ヘルニア手術用メッシュ</li> <li>・創傷処置用製品</li> <li>・その他の医療機器のコーティング</li> <li>・洗浄や熱伝導用の人工流体</li> <li>・硬質ガス透過性(RGP)コンタクトレンズ、眼科用レンズ</li> <li>・医療機器からの排気用メンブレン</li> </ul>	<p>代替可能性は低い</p> <p>技術的に実現可能な代替案が一般的に利用できないことを示す根拠に乏しい</p>
	<ul style="list-style-type: none"> <li>・PCTFE（三フッ化塩化エチレン樹脂(3フッ化)）をベースとした医薬品、医療機器、分子診断薬などの包装</li> <li>・PTFE（四フッ化エチレン樹脂(4フッ化)）の眼科用薬液の包装</li> <li>・末端滅菌された医療機器の包装</li> </ul>	<p>代替可能性は低い</p> <p>技術的に実現可能な代替案が一般的に利用できないことを示す弱い根拠がある</p>

用途の分野	代替評価の概要
輸送	<ul style="list-style-type: none"> <li>電気自動車、ハイブリッド車の可搬性エアコンの冷媒</li> <li>海洋用途の輸送用冷凍装置</li> </ul>
	<ul style="list-style-type: none"> <li>本制限案の他の部分（例えば、潤滑油、電子機器、TULAC）で扱われていない範囲で、自動車の安全性に関連する適切な機能に影響を与え、運転者、乗客または商品の安全に影響を与える用途</li> <li>油圧作動油</li> <li>機械式コンプレッサーのあるエンジン車の可搬性エアコンの冷媒</li> <li>海洋用途以外の輸送用冷凍装置</li> <li>軍用の可搬性エアコンや輸送用冷凍装置の冷媒</li> </ul>
電子機器、半導体	<ul style="list-style-type: none"> <li>浸漬冷却用熱伝導媒体と液晶ディスプレイ</li> </ul>
	<ul style="list-style-type: none"> <li>フォトリソグラフィ（光酸発生剤）</li> <li>チップ製造に使用されるフッ素ゴム</li> <li>半導体デバイスの液浸冷却</li> <li>プラスチックの難燃性</li> </ul>
	<ul style="list-style-type: none"> <li>半導体製造工程でのいくつかの用途</li> </ul>
	<ul style="list-style-type: none"> <li>すべての封止剤用途、電線絶縁用途、その他すべての用途におけるフッ素エラストマー</li> </ul>
エネルギー分野	<ul style="list-style-type: none"> <li>太陽電池のバックシート</li> <li>ポリマー電解質膜(PEM)燃料電池の封止材の一部の用途</li> <li>原子力発電所のガスケット材、非 PEM 電解技術に関連して使用されるガスケット、チューブ、インライナー</li> </ul>
	<ul style="list-style-type: none"> <li>PEM 燃料電池のメンブレンや補強材</li> </ul>
	<ul style="list-style-type: none"> <li>その他のエネルギー分野の用途</li> </ul>

用途の分野	代替評価の概要
建設用資材	<ul style="list-style-type: none"> <li>・ 建築用の塗装及び塗料</li> <li>・ 風力発電用ブレードの塗装</li> <li>・ コイル塗装</li> <li>・ 建築用メンブレン（トップコートの複合メンブレン、単一フッ素樹脂）</li> <li>・ 温室用 ETFE（四フッ化エチレン・エチレン共重合樹脂）フィルム/フォイル</li> <li>・ 窓枠（フッ素樹脂積層板）</li> <li>・ 橋梁や建築用のベアリング</li> <li>・ 熱可塑性、熱硬化性樹脂の製造のための加工助剤</li> <li>・ 表面保護/封止剤に使用される側鎖フッ素系樹脂</li> <li>・ 湿潤剤・レベリング剤としてのフッ素系界面活性剤</li> <li>・ 非重合体系 PFAS 処理助剤で製造された建築用膜状製品</li> </ul>
	<ul style="list-style-type: none"> <li>・ 永続的スレッドシールテープ</li> </ul>
	<ul style="list-style-type: none"> <li>・ 非永続的スレッドシールテープ</li> <li>・ アクリルフォームテープの製造用の非重合体系 PFAS 加工助剤</li> <li>・ 窓用フィルム製造</li> </ul>
潤滑油	<ul style="list-style-type: none"> <li>・ 過酷な条件や安全性に関わる条件下で使用される潤滑油</li> </ul>
	<ul style="list-style-type: none"> <li>・ 過酷な条件や安全性に関わる条件下で使用されない潤滑油</li> </ul>
石油・鉱業	<ul style="list-style-type: none"> <li>・ トレーサーや消泡剤などの非重合体系 PFAS</li> </ul>
	<ul style="list-style-type: none"> <li>・ フッ素系樹脂</li> </ul>

用途の分野	代替評価の概要
	技術的に実現可能な代替案が一般的に利用できないことを示す十分な根拠がある

### エ. リスクプロファイル案における長鎖 PFCA の発生源等に関する情報

リスクプロファイル案の記載内容に基づき、発生源等に関する主な情報を整理した（表 3.1-6）。なお、リスクプロファイル案に記載された発生源等に関する情報については、資料 4 に取りまとめた。

表 3.1-6 リスクプロファイル案に記載された発生源等に関する主な情報

	発生源等に関する主な情報
製造、流通	<ul style="list-style-type: none"> <li>■ 長鎖 PFCA、その塩及び関連物質の過去と現在の生産に関する公開情報は限られており、推定生産量は文献によって異なる。</li> <li>■ PFCA、フルオロポリマー、その他の PFAS 製品の生産が、米国、西ヨーロッパ、日本からアジア新興国（特に中国）に移転している。</li> </ul>
用途、規制	<ul style="list-style-type: none"> <li>■ 長鎖 PFCA とその塩及び関連物質は、様々な用途に使用されているかまたは使用されていた可能性がある。</li> <li>■ EU では REACH 規則に基づき、C9-C14 PFCA、その塩および関連化合物が 2021 年 8 月から制限されている。</li> <li>■ 米国では、2020 年に TSCA における重要新規使用規則（SNUR）を修正しており、炭素鎖長が <math>7 \leq n \leq 20</math> のパーフルオロアルキルカルボン酸塩（PFAC）およびパーフルオロアルキルスルホン酸塩の製造業者または輸入業者に対し、特定の活動を行う前に USEPA に通知する必要がある。</li> <li>■ カナダでは、2016 年以降、特定有害物質禁止規則（カナダ 2012 年）により、長鎖 PFCA、その塩およびその前駆体、ならびにそれらを含む製品の製造、使用、販売、販売または輸入が、ごく限られた免除を除き禁止されている。さらに、この規制を強化するための提案が 2022 年に公表されている。</li> </ul>
環境への排出	<ul style="list-style-type: none"> <li>■ 長鎖 PFCA は直接的、間接的な発生源から環境中に排出される可能性がある。</li> <li>■ 長鎖 PFCA とその塩及び関連物質は、様々な環境及びその他のマトリクスで検出されている。</li> <li>■ 長鎖 PFCA とその関連物質は、埋立地、焼却場、廃水処理場からも環境中に放出される可能性がある。</li> <li>■ 1951 年~2030 年の C9-14 PFCA の世界累積排出量の推定値又は予測値は、342 トン~3,041 トン。</li> </ul>

### オ. リスクプロファイル案における長鎖 PFCA の分解性等に関する情報の懸念点や問題点

リスクプロファイル案の記載内容に基づき、分解性等に関する主な情報を整理した（表 3.1-7）。なお、リスクプロファイル案に記載された分解性等に関する情報については、資料 5 に取りまとめた。

表 3.1-7 リスクプロファイル案における長鎖 PFCA の分解性等に関する情報の懸念点等

	分解性等に関する主な情報	懸念点等
半減期	<ul style="list-style-type: none"> <li>・水中半減期 －60 日超：C9～C10</li> <li>・土壌中半減期 －6 カ月超：C9～C10</li> <li>・C11～14 の半減期はリードアクロスによる推定で生分解性が低いと判定</li> <li>・化審法による濃縮度試験結果 －難分解性：C11～C16、C18</li> <li>・炭素-フッ素間結合は最も強い共有結合の一つで、極めて安定</li> </ul>	<p>附属書 D の残留性のスクリーニング基準の適合性</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>・水中半減期 60 日超は C9～C10</li> <li>・土壌中半減期 6 カ月超は C9～C10</li> </ul> <p>以上より、少なくとも C9～C10 はスクリーニング基準には適合しており、本提案物質の一部が難分解性を示している。C17、C19～C20 についてはデータがなく分子間結合の強度に基づいて環境中での安定性に関する定性的な記述があるのみで、判断が困難である。</p>
モニタリングデータ	<ul style="list-style-type: none"> <li>・実環境中での残留性を示すデータ及び記述はない</li> </ul>	<p>上記の半減期以外の情報がなく、その他の科学的根拠はしめされていない。</p>

#### カ. リスクプロファイル案における長鎖 PFCA の生物蓄積性等に関する情報の懸念点や問題点

リスクプロファイル案の記載内容に基づき、生物蓄積性等に関する主な情報を整理した（表 3.1-8）。なお、リスクプロファイル案に記載された生物蓄積性等に関する情報については、資料 6 に取りまとめた。

表 3.1-8 リスクプロファイル案における長鎖 PFCA の生物蓄積性等に関する情報の懸念点等

	生物蓄積性等に関する主な情報	懸念点等
BCF/BAF (logKow)	<ul style="list-style-type: none"> <li>・水生生物での C9-14 の PFCAs －5000 超の BCF 及び BAF あり</li> <li>・実験室での BCF と BAF は、ほとんどの場合、C9 から C14 まで増加し、C16 から C18 にかけて減少</li> <li>・野外での BCF や BAF は、ほとんどの場合、C9 から C14 までで増加し、C15 で減少</li> <li>・BIONIC v3.0 による魚類 BCF 値の推定 －C17-21：28,500～130,000</li> </ul>	<p>実測の BCF や推定 BCF が附属書 D のスクリーニング基準（5000 L/kg ww）に適合しており、C15 以上を除く長鎖 PFCA が生物蓄積性を示していると考えられる。実験室でも野外でも C15 以上の BCF や BAF は C14 をピークに減少することから、BCF のモデル推定値については、さらなる検討が</p>

	生物蓄積性等に関する主な情報	懸念点等
		必要と考えられる。
その他の情報	<ul style="list-style-type: none"> <li>・上位捕食種での C9-16 の PFCA -1 以上の TMF と BMF あり</li> <li>・C9-14 で利用可能な TMF は 0.3~19.8</li> <li>・C9-16 で利用可能な BMF は 0.1~25.2</li> <li>・上位捕食種では常に 1 以上</li> </ul>	C9-16 では TMF や BMF も 1 を超えていることから、生物蓄積性を示していると考えられる。C17 以上についてはデータがなく、判断ができない。
モニタリングデータ	<ul style="list-style-type: none"> <li>・C9~C18 の PFCA がホッキョクグマ、セグロカモメ、ハヤブサなどの上位捕食種で検出</li> </ul>	野外の上位捕食者で検出されており、本物質の生物蓄積性の可能性を示唆する内容と考えられる。

## 6) クロルピリホス

クロルピリホスについて、将来規制されることが決定した場合の社会経済的影響、及び適用除外の必要性について検討するため、当該物質の国内での使用状況及びその代替可能性等に関する情報を収集し整理するとともに、作成された中鎖塩素化パラフィンのリスクプロファイル案に関して発生源情報等に関する情報を調査するとともに、分解性、生物蓄積性等の情報の懸念点や問題点を抽出した。

### ア. 国内での使用状況

クロルピリホスの国内の使用状況については、下表に過去 5 年間における全国出荷量を整理した。

農薬年度	全国出荷量 (t 又は kL)
2016	85.259
2017	69.443
2018	68.207
2019	59.481
2020	77.409

農薬年度：例えば 2000 農薬年度の出荷量とは 1999 年 10 月～2000 年 9 月に出荷された農薬の量となる。  
全国出荷量：小数点第 4 位を四捨五入。

出典：国立環境研究所「化学物質データベース Webkis-Plus」（2022 年 3 月 22 日確認）より

### イ. 用途に関する情報

リスクプロファイル案には、クロルピリホスが塩素化有機リン酸系殺虫剤として、芝生や観賞植物だけでなく、様々な作物の害虫駆除に使用されているとの記載がある。

国内では、1971 年に農薬取締法に基づいて登録がなされ、果樹、根菜、雑穀、花き、樹

木などの一部の特定作物に適用されている。

#### ウ. 代替可能性等に関する情報

クロルピリホスの代替物質に関する情報について、提案文書及びリスクプロファイル案の記載内容のなかには見つからなかった。

#### エ. リスクプロファイル案におけるクロルピリホスの発生源等に関する情報

リスクプロファイル案の記載内容に基づき、発生源等に関する主な情報を整理した（表 3.1-9）。なお、リスクプロファイル案に記載された発生源等に関する情報については、資料 7 に取りまとめた。

表 3.1-9 リスクプロファイル案に記載された発生源等に関する主な情報

	発生源等に関する主な情報
製造、流通	<ul style="list-style-type: none"> <li>■ 2007 年以前は世界で年間約 1 万トン使用され、その後世界の推定生産量・使用量は年間約 5 万トンに増加。</li> <li>■ クロルピリホスの世界的な生産量は、中国とインドが二大生産国であるとみなされている。（インド：2021 年の総生産量は 24,000 トン）。</li> <li>■ C14-17 鎖長を持つ CP の現在の世界生産量は、年間 80 万トン程度になる可能性がある。</li> </ul>
用途、規制	<ul style="list-style-type: none"> <li>■ クロルピリホスは広く用いられている塩素化有機リン酸系殺虫剤。</li> <li>■ 国際的な合意の下でリスト化されていない物質である。</li> <li>■ 欧州では、2020 年に有効成分としてクロルピリホスを含む植物保護製品の認可をすべて取り消している。</li> <li>■ 米国では、2021 年に US EPA が国内の全食品へのクロルピリホス製品の使用を停止している。また、クロルピリホスのシロアリ防除剤としての使用も 2000 年に段階的に廃止されている。</li> <li>■ 中国では 2016 年 12 月からクロルピリホスの野菜への使用が禁止されている。</li> </ul>
環境への排出	<ul style="list-style-type: none"> <li>■ 農薬として使用された場合、環境に直接放出され、土壌粒子や堆積物に付着し、土壌から地下水に浸出し、流出した灌漑水を通じて水生環境に到達し、拡散や揮発によって空気中を移動する。</li> <li>■ 米国では製造時の大気への放出量は最大 25 トンと推定されている。</li> <li>■ 2007 年~2017 年の間に欧州では、クロルピリホスの水域への年間総排出量は 28~82 kg を記録している。</li> </ul>

#### オ. リスクプロファイル案におけるクロルピリホスの分解性等に関する情報の懸念点や問題点

リスクプロファイル案の記載内容に基づき、分解性等に関する主な情報を整理した（表

3.1-10)。なお、リスクプロファイル案に記載された分解性等に関する情報については、資料8に取りまとめた。

表 3.1-10 リスクプロファイル案におけるクロルピリホスの分解性等に関する情報の懸念点等

	分解性等に関する主な情報	懸念点等
半減期	<ul style="list-style-type: none"> <li>・クロルピリホスの環境中での分解半減期は数日から数年</li> <li>・水中半減期の範囲：&lt;2～75 日</li> <li>・土壌中半減期の範囲： <ul style="list-style-type: none"> <li>－室内実験：6～224 日</li> <li>－野外調査：0.44～88.89 日</li> </ul> </li> <li>・底質中半減期： <ul style="list-style-type: none"> <li>－砂質ローム：22 日、粘土ローム：51 日</li> <li>－2つの湖底：30.7 日、58.3 日</li> <li>－好气的条件：20.3 日、23.7 日</li> <li>－嫌气的条件：223 日、57.6 日</li> <li>－水-底質試験 (12℃で標準化)：65.5～124.3 日</li> </ul> </li> </ul>	<p>附属書 D の残留性のスクリーニング基準の適合性</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>・水中半減期 60 日超には適合</li> <li>・土壌中半減期 6 カ月超には適合</li> <li>・底質中半減期 6 カ月超には嫌气的条件で適合</li> <li>・以上より、残留性のスクリーニング基準には適合しており、本物質の難分解性が示されていると考えられる。</li> </ul>
モニタリングデータ	<ul style="list-style-type: none"> <li>・地下水、降雨後の河川水（懸濁態）、海域の底質表層から検出。</li> <li>・北極圏では様々な媒体でクロルピリホスが高頻度で検出。</li> <li>・北極域の湖底堆積物コアからも数十年前の層から低濃度で検出。</li> </ul>	<p>クロルピリホスが環境中で粒子吸着態として挙動し、遠隔地に移動して数十年にわたって残留し続けていることを示唆しており、本物質の難分解性を支持する内容であると考えられる。</p>

#### カ. リスクプロファイル案におけるクロルピリホスの生物蓄積性等に関する情報の懸念点や問題点

リスクプロファイル案の記載内容に基づき、生物蓄積性等に関する主な情報を整理した（表 3.1-11）。なお、リスクプロファイル案に記載された生物蓄積性等に関する情報については、資料9に取りまとめた。

表 3.1-11 リスクプロファイル案におけるクロルピリホスの生物蓄積性等に関する情報の懸念点等

	生物蓄積性等に関する主な情報	懸念点等
BCF/BAF (logKow)	<ul style="list-style-type: none"> <li>・魚類に対する BCF が 5,000 を超えるとは結論づけられないが、一部の種や発達段階において BCF が 5,000 を超える報告もある</li> <li>・毒性効果を示す濃度での BCF は 1,000～2,000 の範囲であり、中程度の生物濃縮を示す</li> </ul>	<p>実測の BCF が附属書 D のスクリーニング基準（5000 L/kg ww）に適合しないが、log Kow が 5 前後で、本物質の生物蓄積性の可能性を示している内</p>

	生物蓄積性等に関する主な情報	懸念点等
	<ul style="list-style-type: none"> <li>・ logK<sub>ow</sub> : 4.7~5.2</li> <li>・ log K<sub>oa</sub> : 8.3~8.9</li> </ul>	容であると考えられる。
その他の情報	<ul style="list-style-type: none"> <li>・ 底生生物 BSAF : 6~99</li> <li>・ 水生生物への毒性は高い <ul style="list-style-type: none"> <li>－ニジマス 96h LC50 : 0.008 mg/L</li> <li>－ニジマス NOEC (死亡) : 0.0003 mg/L</li> <li>－オオミジンコ EC50 : 0.0001 mg/L</li> <li>－アフリカツメガエル 96h LC50 : 0.564 mg/L</li> </ul> </li> <li>・ 水生生物への高い毒性が組み合わさることで、中程度の生物濃縮でも有害な影響を引き起こす体内濃度になる可能性がある</li> </ul>	底生生物の BSAF が 1 を超えていること、水生生物への毒性が高いことから、本物質の水生生物以外への生物蓄積性や生態毒性が示されていると考えられる。
モニタリングデータ	<ul style="list-style-type: none"> <li>・ カナダ北極圏の植物、草食動物、肉食動物より検出</li> </ul>	野外でより栄養段階の下位から上位まで検出されており、本物質が生物蓄積性である可能性が示されていると考えられる。

#### 7) 新規提案物質

POPRC18 においては、新規の POPs 候補物質が提案されなかった。

#### 8) ペルフルオロオクタン酸とその塩及び関連物質の例示リスト

ペルフルオロオクタン酸とその塩及び関連物質の例示リストの改訂案は提供されなかった。

### 3.1.2 POPs 候補物質に係る国内企業に対する調査及び検討

国内企業に対して経済産業省が実施した POPs 規制候補物質（中鎖塩素化パラフィン、長鎖ペルフルオロカルボン酸とその塩及び関連物質）の使用状況等の調査において、調査票を作成するとともに、回収した回答データを分析し、附属書 F へ掲載を要請するための代替が難しい用途等の情報を抽出・整理し、その結果に基づいて POPs 条約事務局への情報提供資料案を作成した。

#### (1) POPs 規制候補物質の使用状況等に関する情報の整理

##### 1) 調査票の作成

過去に POPs 規制候補物質について同様の調査を実施した際の調査票を参考にして、製品中の MCCP の含有とその代替可能性等に関する調査票（図 3.1-1）及び製品中の PFCA の含有とその代替可能性等に関する調査票（図 3.1-2）を作成した。

## 2) 回収データの整理

経済産業省で調査票の回収し、回答データの入力を行い、弊社に提供された。回答データを集計したところ、回答のあった業界は MCCP で 86、PFCA で 72、企業は MCCP で 260 社、PFCA で 230 社あった。

## (2) POPs 規制候補物質に関する分析代替が難しい用途等の情報の抽出・整理

MCCP、長鎖 PFCA のそれぞれについて物質の名称を特定できた場合において、それらの物質が含有又は使用されているものの代替困難と回答があった用途等についての情報を抽出・整理した結果を以下に示した。

### 1) 代替無しと回答のあった MCCP の用途等についての抽出・整理

MCCP については 11 種の物質の名称が特定できた。リスクプロファイルに掲載された以下の MCCP の用途を参考にして、国内企業において代替がないと回答された用途の情報について抽出し、分類・整理した。

- PVC、接着剤、シーラント、塗料、コーティング剤の二次可塑剤
- PVC ゴム化合物、ポリマー、接着剤、シーラント、塗料、繊維製品などの難燃剤
- 金属加工油剤の極圧潤滑剤及び付着防止剤
- 塗料、コーティング、テキスタイル用の防水剤
- 製紙用カラーフォーマーのキャリア溶剤
- 皮革用脂肪液やカーボンレスコピー紙
- 高分子包装材（ポリエチレンテレフタレート、ポリプロピレン、ポリエチレン等）食品関連製品、玩具、動物飼料用を含む物品
- ヘッドホンなどの消費者向けケーブル、ラバーダックなどの玩具、台所用品、ふきん（家庭用キッチンでの使用）、携帯電話の保護ケース、プールマットや縄跳びなどの PVC 製品、衣類
- プラスチック製のスポーツコートや人工芝、DIY 用スプレー、ポリウレタン発泡剤
- 家具用繊維、使用済み自動車、廃電気・電子機器（WEEE）、PVC ケーブル、その他いくつかの PVC 製品
- 自動車タイヤ、自動車タイヤから作られたゴム粒剤、ゴム粒剤から作られた遊具タイル

### 2) 代替無しと回答のあった長鎖 PFCA の用途等についての抽出・整理

長鎖 PFCA については 30 種の物質の名称が特定できた。リスクプロファイルに掲載された以下の長鎖 PFCA の用途を参考にして、国内企業において代替がないと回答された用途の情報について抽出し、分類・整理した。

- 界面活性剤

- ポリフッ化ビニリデン（PVDF）などのフッ素樹脂（ケーブル、電線、電子機器、建設関連用途の材料の耐火性又は耐候性コーティング剤、パルプ・紙産業及び核廃棄物処理などに使用）の生産
- 撥油、撥油性、撥水、撥汚染性を付与するためフルオロテトラマーベースの物質を製造する際のビルディングブロックとして使用
- 電子物品（半導体等）及び医療機器（紫外線硬化歯科修復材料やコンタクトレンズの製造等）
- コンピュータや電子製品の製造において機能性流体として使用
- 写真材料として使用
- 潤滑油（エンジンオイル、油圧作動油、グリースなど）及び塗料シール剤
- 自動車修理用製品や自動車ワックス及び研磨で使用
- 食品接触材料
- プラスチック製ペットフード包装
- 再生紙食品包装材
- 非粘着性調理器具
- 家庭用カーペットケア液やフォーム
- 皿洗いやリンス剤
- プリンターインク
- 窓の葉飾りなどのコーティングや窓ガラスフィルムなどの建築材料
- 床用ワックスや石材/タイル/木材用シーラント、糸状のシールテープやシールペースト
- コーキング剤、塗料、コーティング剤、接着剤、床用ワックスに用いられる界面活性剤
- 研磨剤、塗料、ラッカー、ニス
- 泡消火剤（AFFF）
- 泡消火剤（AFFF）の調製に使用されるフルオロカーボン界面活性剤
- スキーワックス/グライダー又はその原材料
- 化粧品、サンクリーム、デンタルフロス及び/又はボディローション
- 曇り止めスプレーと布
- 子供用チャイルドシートの生地及び発泡体、発泡体と生地の積層複合物
- 大人/子供のアウターウェアや乳幼児/子供用スタイなどのアパレル商品
- 屋外用繊維製品（ジャケット、手袋等）や皮革
- 医療用衣服及び消防士の出足具
- 繊維保護剤、繊維含浸剤及びカーペット保護剤
- 家庭用繊維製品（カーテン、ベッドカバー/リネン、掛け布団、カーペット、テーブルクロス等）、屋外用繊維、含浸/防水剤、工業用高分子材料（カーペットプロテクター）
- 布/繊維（日よけ、公共交通機関の座席カバー、海洋塗布）



**(3) POPs 条約事務局への情報提供資料案の作成**

経済産業省を通じて国内の業界団体や企業に確認をしながら、POPs 条約事務局へ提供するため既定の様式に(1)で整理した内容に基づいて情報を記入するとともに、英訳案を作成した。以下に作成した情報提供資料案（日本語及び英訳の併記したもの）の該当箇所のみ抜粋して示す。

<b>MCCP に関する情報提供資料案（抜粋）</b>	
<b>Additional Annex E information</b>	
(i) Production data, including quantity and location	<p>過去4年間の日本での製造・輸入量の合計は以下のとおり。</p> <p>The total production and import volumes from FY2017 to FY2020 in Japan are as follows.</p> <p>2017年度：306 トン            2018年度：2 907 トン            2019年度：2 855 トン            2020年度：2 507 トン</p> <p>FY 2017: 306 t            FY 2018: 2 907 t            FY 2019: 2 855 t            FY 2020: 2 507 t</p>
(ii) Uses	<p>国内企業に対する調査の結果、航空機、半導体製造装置、医療機器などの部品の製造時に使用する金属加工油の添加剤としての用途が判明した。</p> <p>Based on the surveys of domestic companies, major uses are additives for metal working oils used in the manufacturing processes of parts for aircraft, semi-conductor manufacturing equipment and medical equipment, etc.</p>
(iii) Releases, such as discharges, losses and emissions	
<b>(b) Alternatives (products and processes) (provide summary information and relevant references):</b>	
(i) Describe alternatives	<p>下記の非常に幅広い用途において、代替の検討に長期間が必要である。具体的な代替品や代替プロセスに関する情報は無い。</p> <p>Years of consideration is required to evaluate alternatives in the following vast range of use. There is no information on specific alternative products and processes.</p>

	<p>摩擦面の接触圧力が高く、油膜の破断が起りやすい潤滑状態の金属加工で使用される加工油への添加剤。これらの金属加工油を使用する製造プロセスが存在する製品の例を以下に列挙する。</p> <p>Additives to processing fluids used in metal processing under lubrication conditions where contact pressure on friction surfaces is high and/or oil film breakage is likely to occur. Examples of products for which there are manufacturing processes using such metal processing fluids are listed below.</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>・ 原動機で作動する機械器具や装置（自動車、オートバイ、航空機、船舶、農業機械、建設機械、産業用機械などを含む）の部品</li> <li>・ Parts, components and modules of mobilized devices, equipment and appliances powered by a motor (including vehicles/cars, motorcycles, airplane/aeroplane, ships, agricultural machinery, construction machinery and industrial machinery);</li> <li>・ 医療用機器の部品</li> <li>・ Parts of medical devices, equipment, and appliances;</li> <li>・ 半導体装置の部品</li> <li>・ Parts of semiconductor devices and equipment;</li> <li>・ 電気電子機器の部品</li> <li>・ Parts of electrical and electronic devices, equipment, and appliances;</li> <li>・ 電池の部品</li> <li>・ Parts and components of batteries.</li> </ul> <p>上記を含めた長寿命の旧型の機器や装置の故障に備えた旧型予備部品の製造にも MCCP 含有加工油が使用されている。そのため、適用除外が認められない場合、これらの部品の供給が滞ることとなる。</p> <p>MCCP-containing processing fluids are also used in the manufacturing processes of legacy spare parts in case of breakdowns of legacy equipment and device with a long service life, including the products listed above. Therefore, if the specific exemption is not applied, the supply of these parts will be disrupted.</p>
(ii) Technical feasibility	<p>下記の理由により、代替措置の検証に長期間（場合によっては約10数年）を要するため、(b)(i)で記載した非常に幅広い用途において、代替の検討が必要な状況である。</p> <p>Verification of alternative measures requires long period of time (in some cases for about a decade or more) for the following reasons,</p>

	<p>considerations of alternatives are necessary for the very wide range of uses described in (b)(i).</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>・ 摩擦面の接触圧力が高く、油膜の破断が起りやすい潤滑状態で行われる重加工では、硫黄系極圧添加剤や LCCP という既存代替品が技術的に適合できないこと（LCCP には MCCP が副産物として含まれる）</li> <li>・ The existing alternatives such as sulphur-based extreme pressure additives and LCCP (LCCP contains MCCP as a by-product) are technically incompatible in heavy processing under lubrication condition, where contact pressure on friction surfaces is high and oil film breakdown is likely to occur.</li> <li>・ プレス・切削加工メーカーが膨大にあることから、加工油に求めるニーズも多岐にわたり、MCCP 含有加工油メーカー1 社あたり 1000 種を超えるタイプの製品を製造している場合もあるため、全製品の代替措置の完了までに非常に時間がかかること</li> <li>・ The vast number of metal stamping and cutting manufacturers exists, which means that there is a wide range of needs for quality of processing oils, and each MCCP-containing processing oil manufacturer may produce over 1000 different types of products. Therefore, it is very time-consuming to complete alternative measures for all products.</li> </ul>
(iii) Costs, including environmental and health costs	<p>広範な産業分野での代替評価の実施コストが膨大で、多くの代替製品で従来品よりもコストアップになる可能性があるが、影響を受ける範囲があまりに膨大であり、まだ検証が完了していない。</p> <p>The costs for carrying out alternative assessments in a wide range of industrial sectors are enormous, and many alternative products potentially cost more than conventional products. However, the scope of impact is so vast that verification has not yet been completed.</p> <p>開発途上国においては、インフラ設備に関連した旧型の機器や装置の部品の故障へ対応できなくなることや、旧型の農業用機械が使用できなくなることで農業生産性の低下を招くなどの影響も考えられる。</p> <p>In developing countries, the impacts could include the inability to respond to the failure of parts/components of legacy equipment and devices related to infrastructure facilities, and the loss of agricultural productivity due to the inability to use legacy agricultural machineries.</p>
(iv) Efficacy	<p>硫黄系極圧添加剤や LCCP の代替品としての有効性は低く、別の代替品の探索やその有効性の検証を行っている。</p>

	Sulphur-based extreme pressure additives and LCCPs are less effective as substitutes. Therefore, the search for other alternatives and verification of their effectiveness is underway.
(v) Risk	<p>代替可能性のある LCCP には MCCP が副産物として含有されている。</p> <p>LCCPs, potential alternative of MCCPs, contain MCCPs as a by-product. 日本国内における新たな MCCP の代替物質の製造や輸入にあたっては、POPs 性状のものが導入されないよう国内法令で規制されており、代替品による環境や労働環境のリスクは低いと推定される。The production and import of new MCCP substitutes in Japan are regulated by domestic laws to ensure that those with POPs properties are not introduced. Therefore, the risks to the environment and working environment by the alternatives are estimated to be low.</p>
(vi) Availability	<p>現時点で、国内で利用可能な代替品となる極圧添加剤は、見つからない。</p> <p>No alternative is available at present for extreme pressure additives in Japan.</p>
(vii) Accessibility	<p>現時点で、国内で利用可能な代替品となる極圧添加剤は、見つからない。</p> <p>No alternative is available at present for extreme pressure additives in Japan.</p>

**(c) Positive and/or negative impacts on society of implementing possible control measures (provide summary information and relevant references):**

(i) Health, including public, environmental and occupational health	<p>医療用機器の部品の製造が滞ることにより診断や診療における医療サービスの低下が懸念される。</p> <p>There is a concern about the reduction of medical services, such as diagnosis, treatment, and therapy as a result of delays in the production of parts for medical equipment.</p>
(ii) Agriculture, including aquaculture and forestry	<p>農業用機械、林業用機械の部品の製造が滞ることにより、農林業への影響が懸念される。</p> <p>There is a concern about the impact on the agriculture and forestry industries as a result of delays in the manufacture of components for agricultural and forestry machineries.</p>
(iii) Biota (biodiversity)	
(iv) Economic aspects	産業用機械、運送用機械の部品の製造が滞ることにより多くの製

	<p>造業において生産性が低下し、材料や部品などの輸送も滞り、産業全体に影響することが懸念される。</p> <p>There is a concern about the impact on the industry as a whole, as the disruption to the manufacture of parts for industrial and transport machineries will reduce productivity in many manufacturing industries and will also disrupt the transport of materials and parts.</p>
(v) Movement towards sustainable development	
(vi) Social costs	

#### 長鎖 PFCA に関する情報提供資料案（抜粋）

Additional Annex E information	
(i) Production data, including quantity and location	
(ii) Uses	<p>国内企業に対する調査の結果、下記の用途が新たに判明した。</p> <p>The following uses were newly identified as a result of the survey to the domestic companies.</p> <p>長鎖 PFCA</p> <p>Long-chain PFCAs</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>・ 食塩電解用イオン交換膜</li> <li>・ Ion exchange membranes for salt electrolysis</li> </ul> <p>長鎖 PFCA の関連物質</p> <p>Related compounds to long-chain PFCAs</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>・ 半導体製造装置とその部品、および稼働に必要なマテリアル</li> <li>・ Semiconductor manufacturing equipment and its components, and materials required for those operation.</li> <li>・ 電子部品・電子機器の品質評価試験用のフッ素系不活性液体</li> <li>・ Inactive/inert fluorine liquid for reliability testing of electric components and electronic and electronic equipment (EEE)</li> <li>・ 閉鎖系に使用される熱媒体</li> <li>・ Heat medium/media in an enclosed environment</li> <li>・ 医療用機器において、光学的特性と熱媒体の性能の両立が必要な熱媒体</li> <li>・ Heat medium requiring both optical properties and heat-transfer</li> </ul>

	<p>performance for medical devices</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>・ 蛍光検出による分析機器の屈折液</li> <li>・ Refractive medium/media in analysis equipment for detecting fluorescence</li> <li>・ コンデンサーやケーブルへのマーキング用インキ</li> <li>・ Inks for marking capacitors and cables</li> </ul>
(iii) Releases, such as discharges, losses and emissions	

**(b) Alternatives (products and processes) (provide summary information and relevant references):**

(i) Describe alternatives	<p>下記の用途において、具体的な代替品や代替プロセスがないことから、適用除外が必要な状況である。</p> <p>Specific exemptions are required for the following applications since no specific alternative products and/or processes are available at this time.</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>・ ふっ素樹脂製品製造工程に使用される潤滑剤</li> <li>・ Lubricants used in fluoropolymer product manufacturing processes;</li> <li>・ 半導体製造用装置の部品/材料</li> <li>・ Parts and/or materials for semiconductor production devices, equipment, and appliances;</li> <li>・ 電気・電子機器の部品/材料</li> <li>・ Parts and/or materials for electrical and electronic devices, equipment, and appliances;</li> <li>・ 医療用機器及び資材の原材料又は製造工程での使用（光学的特性と熱媒体の性能の両立が必要な熱媒体を含む）</li> <li>・ Raw materials or manufacturing processes of medical devices and materials (including heat medium requiring both optical properties and heat-transfer performance).</li> <li>・ 電子部品・電子機器の品質評価試験用のフッ素系不活性液体</li> <li>・ Inactive/inert fluorine liquid for reliability testing of electric components and EEE</li> <li>・ 閉鎖系に使用される熱媒体</li> <li>・ Heat medium/media in an enclosed environment</li> <li>・ 蛍光検出による分析機器の屈折液</li> <li>・ Refractive medium/media in analysis equipment for detecting fluorescence</li> <li>・ コンデンサーやケーブルへのマーキング用インキ</li> </ul>
---------------------------	---

	<ul style="list-style-type: none"> <li>・ Inks for marking capacitors and cables</li> </ul> <p>上記のような機器や装置の故障に備えた補修用部品に適用除外が認められない場合、これらの部品の供給が滞ることとなる。</p> <p>If the specific exemption does not apply to legacy spare parts in case of failure of equipment and devices mentioned above, the supply of these parts may be disrupted.</p>
(ii) Technical feasibility	<p>(b)(i)で記載した用途においては、下記の理由により、直ちに代替が困難な状況である。</p> <p>Regarding the applications listed in (b)(i), substitutions are challenging due to the following reasons.</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>・ 同等の機能や効果を有する代替品又は代替プロセスの探索、開発、検証に時間を要するため</li> <li>・ A long period of time is required for the search, development and verification of alternative products or processes with equivalent functions and effects.</li> <li>・ 不純物として低濃度で含有する場合には技術的に除去が困難なため</li> <li>・ It is technically difficult to remove impurities or by-products which content is very low.</li> <li>・ 医療用機器及び資材の原材料や製造工程における変更は国による承認が必要となるため</li> <li>・ Changes in raw materials or manufacturing processes of medical devices and materials require approval by national authority.</li> </ul> <p>電子部品・電子機器の品質評価試験用のフッ素系不活性液体に関しては不活性であり、電子部品を腐食・変質させることがなく、試験後の洗浄も不要であるため、広く気密性試験の試験槽の媒体に使用される。このような、沸点が高く、不活性な物質の代替品を見つかっていない状況。</p> <p>Regarding inactive/inert fluorine liquids for reliability testing of electric components and EEE, alternative to inert substances with a high boiling point has not been identified. Fluorine-based inert liquids containing long-chain PFCA are widely used as test chamber media in hermeticity tests, as they do not corrode or alter electronic components and do not require cleaning after testing.</p> <p>医療機器用途の熱媒体は、一定に温度を保つことに加え、光学特性を一定に保つ特性を必要とするが、2つの特性を両立する代替品が</p>

	<p>見つかっていない状況。</p> <p>Heat media for medical device applications require both optical property and property of maintaining constant temperature. Alternative which has both properties at the same time has not been identified.</p> <p>蛍光検出による分析機器の屈折液に関しては、分析カラムへのレーザ入射効率を同等に保つことが出来る他の代替品が見つかっていない状況。</p> <p>Regarding refractive medium/media in analysis equipment for detecting fluorescence, no alternative has been identified which can maintain the same efficiency of laser incidence to the analysing column.</p>
(iii) Costs, including environmental and health costs	<p>代替品では従来品よりもコストアップになる可能性があるが、まだ検証が完了していない。</p> <p>Alternative products may cost more than conventional products, but verification has not yet been completed.</p>
(iv) Efficacy	<p>代替品の有効性の検証を行っている途上である。</p> <p>Verification of the effectiveness of alternatives is in progress.</p>
(v) Risk	<p>日本国内における新たな PFCA の代替物質の製造や輸入にあたっては、POPs 性状のものが導入されないよう国内法令で規制されており、代替品による環境や労働環境のリスクは低いと推定される。</p> <p>The production and import of new PFCA substitutes in Japan are regulated by domestic laws to ensure that those with POPs properties are not introduced. Therefore, the risks to the environment and working environment by the alternatives are estimated to be low.</p>
(vi) Availability	<p>(b)(i)で記載した用途においては、現時点で、国内で利用可能な代替品や代替プロセスは、見つかっていない。</p> <p>For the uses described in (b)(i), no alternative products or processes are available in Japan at present.</p>
(vii) Accessibility	<p>(b)(i)で記載した用途においては、現時点で、国内で利用可能な代替品や代替プロセスは、見つかっていない。</p> <p>For the uses described in (b)(i), no alternative products or processes are available in Japan at present.</p>
<b>(c) Positive and/or negative impacts on society of implementing possible control measures (provide summary information and relevant references):</b>	
(i) Health, including public, environmental and occupational health	<p>医療用機器及び資材の製造が滞ることにより診断や治療における医療サービスの低下が懸念される。</p> <p>There is a concern about the reduction of medical services, such as diagnosis, treatment, and therapy as a result of delays in the production of</p>

	medical equipment and materials.
(ii) Agriculture, including aquaculture and forestry	
(iii) Biota (biodiversity)	
(iv) Economic aspects	<p>半導体や電気・電子機器の部品が滞ることにより、これらを使用した多くの電気・電子機器の供給が滞り、産業全体に影響することが懸念される。</p> <p>There is concern that a disruption in the supply of parts for semiconductors and electrical and electronic devices could impact the entire industry, as the supply of many electrical and electronic devices using these parts would be disrupted.</p>
(v) Movement towards sustainable development	
(vi) Social costs	

### 3.1.3 今後提案される可能性のある化学物質に関する調査

今後の POPRC で新規に POPs 候補物質として提案される可能性のある化学物質については、これまでの新規提案国が EU 又は EU 加盟国が多かったことを踏まえると、欧州において、難分解性、生物蓄積性、有害性について評価された化学物質になる可能性が高いと考えられる。

そこで、REACH 規則 (Regulation (EC) No 1907/2006) において、以下の(a)から(f)に示す 6 つの基準(第 57 条で規定)に基づき指定される高懸念物質 (Substances of very high concern; SVHC) を候補として、特に難分解性や生物蓄積性 ((d)又は(e))、有害性 ((a)、(b)又は(c)) により SVHC とされた有機物質を調査対象とすることとした。

- (a) 発がん性物質 (CLP 規則のカテゴリー1A 又はカテゴリー1B の基準を満たす物質)
- (b) 変異原性物質 (CLP 規則のカテゴリー1A 又はカテゴリー1B の基準を満たす物質)
- (c) 生殖毒性物質 (CLP 規則のカテゴリー1A 又はカテゴリー1B の基準を満たす物質)
- (d) REACH 規則の附属書 XIII に定める基準に従って難分解性、生体蓄積性及び有害性を有する物質
- (e) REACH 規則の附属書 XIII に定める基準に従って、極めて難分解性で高い生体蓄積性を有する物質
- (f) 内分泌かく乱性を有するか、又は難分解性、生体蓄積性及び毒性を有するか、又は極めて難分解性で高い生体蓄積性を有するような物質であって、(d) 又は (e) の基準を満たさないが、(a) から (e) に列記した他の物質と同等レベルの懸念を生じさせるような、人又は環境に対する深刻な影響をもたらすおそれがあるとの科学的証拠があり、かつ第 59 条に定める手続きに従って個別に特定される物質

本年度中 (令和 4 年 4 月以降) に追加で指定された 9 種の SVHC (表 3.1-12) のうち、上記の

条件に合致するのは、「ペルフルオロヘプタン酸及びその塩」のみであることから、ペルフルオロヘプタン酸（以下、「PFHpA」）（CAS 番号：375-85-9）を対象に国内外の規制措置や代替方法等に関する情報を収集し整理することとした。

表 3.1-12 令和4年4月以降に指定された REACH 規則の SVHC

物質名	分類（第 57 条）
N-(ヒドロキシメチル) アクリルアミド	発がん性、変異原性
1,1'-[エタン-1,2-ジイルビスイソオキシ]ビス[2,4,6-トリブロモベンゼン]	vPvB
2,2',6,6'-テトラブロモ-4,4'-イソプロピリデンジフェノール	発がん性
4,4'-スルホニルジフェノール	生殖毒性、第 57 条 (f)
メタホウ酸バリウム	生殖毒性
テトラブロモフタル酸ビス(2-エチルヘキシル)（個々の異性体及び／又はその組み合わせのいずれかをカバーしたもの）	vPvB
4-ヒドロキシ安息香酸イソブチル	第 57 条 (f)
メラミン	第 57 条 (f)
ペルフルオロヘプタン酸及びその塩	生殖毒性、PBT、vPvB、第 57 条 (f)
2,2,3,3,5,5,6,6-オクタフルオロ-4-(1,1,1,2,3,3,3-ヘプタフルオロプロパン-2-イル)モルホリンと 2,2,3,3,5,5,6,6-オクタフルオロ-4-(ヘプタフルオロプロピル)モルホリンの反応生成物	vPvB

#### (1) PFHpA の国内規制状況

PFHpA は、化審法における既存化学物質である（J-check より）。

#### (2) PFHpA の海外規制状況

##### 1) WHO 飲料水水質ガイドライン作成のための背景文書

2022 年 9 月に、WHO 飲料水水質ガイドライン作成のための背景文書「飲料水中の PFOS 及び PFOA」が公表されている<sup>8</sup>。この背景文書では、PFOS 及び PFOA を含めたおよそ 30 種類の PFAS 関連物質が、現在の利用可能な方法で測定でき、集団として PFAS を管理することは、これらの曝ばく露を減らす有効な手段であることから、「総 PFAS」として 500ng/L を提案しており、PFHpA は EPA method や ISO の分析方法で測定可能な物質の例として記載されている。

<sup>8</sup> <https://www.cmbg3.com/library/WHO-Draft-Drinking-Water-Document.pdf>

## 2) 各国の飲料水に関する目標値等

カナダ保健省により、PFHpA の飲料水スクリーニング値が 200ng/L と設定されている<sup>9</sup>。飲料水スクリーニング値は、迅速な対応が必要で既存の正式なガイドラインがない場合に、連邦省庁または州や準州の要請で作成される。

上記の WHO 飲料水水質ガイドライン作成のための背景文書によると、スウェーデン国家食品庁が飲料水の水質基準値として 11 種の PFAS の合計値が 90ng/L を設定しており、PFHpA も含まれている。

## 3) 欧州委員会

欧州委員会 (EC) は 2022 年に「持続可能性に向けた化学品戦略(Chemical Strategy for Sustainability)」を策定しており、そのなかで PFAS への具体的な対策の 1 つとして、水、持続可能な製品、食品、産業排出物、廃棄物に関する関連法規の下でグループアプローチを適用して対処する方針が示されている<sup>10</sup>。同年 10 月には、欧州委員会より水枠組指令、地下水指令、環境品質基準指令の改定案<sup>11</sup>が公表され、24 種の PFAS の合計値 (PFOA 等量換算<sup>12</sup>) で地下水、表層水、生物体の環境品質基準が以下のとおり提案されている。

地下水の年間平均濃度：4.4ng/L

表流水の年間平均濃度：4.4ng/L

生物体の含有量：77ng/kg 湿重

## 4) 米国環境庁(USEPA)

USEPA は 2022 年 11 月に、安全飲料水法 (Safe Drinking Water Act) に基づき、第 5 次汚染物質候補リスト (Fifth Contaminant Candidate List, CCL5) の最終版を公表している。このリストには per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) が含まれており、その定義は PFOS や PPOA を除いて以下の 3 つの構造のうち少なくとも 1 つを含む化学物質となっていることから、PFHpA も対象となる。

1. R-(CF<sub>2</sub>)-CF(R)'R' CF<sub>2</sub> 及び CF 部分は両方とも飽和炭素であり、R 基はいずれも水素であってはならない
2. R-CF<sub>2</sub>OCF<sub>2</sub>-R' CF<sub>2</sub> 部分は両方とも飽和炭素であり、R 基のいずれも水素であってはならない
3. CF<sub>3</sub>C(CF<sub>3</sub>)RR' すべての炭素は飽和であり、R 基はいずれも水素であってはならない

なお、汚染物質候補リスト (CCL) には、公衆衛生上の影響度 (有害性と存在量) により未規制の汚染物質として掲載される。掲載後は、モニタリングデータ、リスク評価やその他関連情報を用いて優先順位付けが行われる。次に、USEPA が以下の 3 つの基準に基づいて第 1

<sup>9</sup> <https://scotttreid.ca/wp-content/uploads/2016/03/Health-Canada-PFAS-Screening-Values-Fact-Sheet-EN.pdf>

<sup>10</sup> <https://ec.europa.eu/environment/pdf/chemicals/2020/10/Strategy.pdf>

<sup>11</sup> [https://environment.ec.europa.eu/publications/proposal-amending-water-directives\\_en](https://environment.ec.europa.eu/publications/proposal-amending-water-directives_en)

<sup>12</sup> 欧州食品安全機関 (EFSA) の設定した耐容週間摂取量 (TWI) に基づいて、PFOA の相対効力係数 (RPF; Relative Potency Factor) を 1.0 とした場合の各 PFAS の RPF を用いた相対毒性アプローチで算出する。PFHpA の RPF は 0.505。

種飲料水規則（NPDWR; National Primary Drinking Water Regulation）の策定を開始する物質かどうか決定されることとなる。（2023年3月14日に6種のPFASについてのNPDWRが公表されたが、PFHpAは対象外であった。）

- 当該汚染物質が、人々の健康に有害な影響を及ぼすかどうか
- 当該汚染物質が存在しているか、又は当該汚染物質が公衆衛生上の懸念となる頻度及びレベルで公共水道に存在するようになる可能性が高いかどうか
- EPA 長官だけの判断で、当該汚染物質を規制することが、公共水道による健康リスク低減のための重要な機会となるかどうか

### (3) PFHpA の用途及び代替

ECHA<sup>13</sup>によると、PFHpA 単体の製品は製造輸入されておらず、商業的な用途はないとされている。一方で、PubChem<sup>14</sup>には用途の情報として、以下の記載がある。

- 撥水剤としての使用。
- 長鎖パーフルオロアルカンカルボン酸およびその塩は、低濃度でも水、水溶液、有機液体の表面張力（表面エネルギー）を大きく低下させる界面活性剤である。これらの酸（C6-C12）およびその誘導体は、湿潤剤、分散剤、乳化剤、発泡剤として使用されている。

従って、本物質が POPs 条約の附属書に掲載された場合、炭素鎖 7 を含むある程度の炭素鎖の幅をもったパーフルオロアルカンカルボン酸の成分が含有される撥水剤、湿潤剤、分散剤、乳化剤、発泡剤については、他の成分又は製品に代替されるものと想定される。なお、具体的な代替物質や代替品に関する情報は得られなかったが、3.1.1 (1)で REACH 規則に基づく制限を提案されている PFCA の代替評価結果を参考にすると、PFHpA を成分の一つとしている PFAS 製品の一部で、代替に長期間が必要である用途などが出てくることを想定しておく必要がある。

---

<sup>13</sup> ECHA (2022): Member State Committee support document for identification of PERFLUOROHEPTANOIC ACID AND ITS SALTS AS SUBSTANCES OF VERY HIGH CONCERN BECAUSE OF ITS TOXIC FOR REPRODUCTION (ARTICLE 57C),PBT (ARTICLE 57D),VPVB (ARTICLE 57E),EQUIVALENT LEVEL OF CONCERN HAVING PROBABLE SERIOUS EFFECTS TO HUMAN HEALTH (ARTICLE 57(F) - HUMAN HEALTH),EQUIVALENT LEVEL OF CONCERN HAVING PROBABLE SERIOUS EFFECTS TO THE ENVIRONMENT (ARTICLE 57(F) - ENVIRONMENT) PROPERTIES. Available at: <https://echa.europa.eu/documents/10162/0eb7e7f6-a1a1-831e-4d0d-e13c1b13c28a>

<sup>14</sup> <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/compound/67818>

## 3.2 POPs 条約及び PIC 条約の関連会議における対応

### 3.2.1 第 10 回 POPs 条約締約国会議 (COP10 第二部)

第 10 回 POPs 条約締約国会議 (COP10 第二部) は、新型コロナウイルス感染症の拡大に伴い、オンライン (令和 3 年 7 月開催) 及び対面セグメント (令和 4 年 6 月開催) の 2 段階で行われることとなり、令和 4 年 6 月 6 日～6 月 10 日にジュネーブ (スイス) にて開催された同会議には静岡大学の金原和秀教授に国内有識者として参加いただいた。

COP10 第二部へ参加いただいた金原和秀教授からの報告 (以下、「金原報告」) に基づく COP における検討状況などから、今後の POPs 条約への附属書掲載候補物質の検討に資する情報を抽出し、考察した。

#### (1) COP での適用除外の新たな提案について

金原報告によると、PFHxS の附属書 A への掲載に関してタイやイランから新たな適用除外の適用について提案が出されたが、参加者からの COP での適用除外の提案は相応しくないとの反応がうかがえる。

近年は、むやみに適用除外を増やさないようにするという姿勢がうかがえ、今後は、COP に先立って開催される POPRC において、提案物質のリスク管理評価案を検討する最終段階で適用除外の必要性が認められなかった場合は、附属書に適用除外を記載することが困難となることが推察される。

従って、これまでより早い段階で、国内企業における代替可能性の低い又は代替に長期間が必要といった用途があるのかを調査し、ある場合はその用途の詳細について把握する必要があると考えられる。

#### (2) 関連物質の例示リストについて

金原報告によると、PFHxS の塩及び関連物質の例示リストについては、日本側から PFHxS に分解しないものが含まれている懸念を示しても、予防的アプローチの観点から同リストの修正等に賛成しない参加者が大勢を占めていて、実際の修正等には至っていない。

これは、化学物質の管理において、実際のリスクは不明確だが有害である可能性がある時点で規制するというような、欧州における予防原則の考え方を適用することが標準的になっていることを裏付けていると考えられる。したがって、環境中で親物質にならない明確な科学的論拠を示すことができれば、例示リストから除外される物質も出てくると考えられる。現行の例示リストに挙げられていて、国内企業や業界団体においてこうした科学的根拠がある物質があり、適用除外用途にしたいという要望があるのであれば、例示リストからの除外を提案することも一つの方法になり得る。なぜなら、「POPs だけど適用除外したい用途がある」よりも「関連物質 (=POPs) でないという根拠がある」という主張の方がより高い説得力を持つ上に、日本が適用除外を増やしたがっているというような悪い印象を持たれる可能性が低くなると考えられるからである。

従って、関連物質のみの用途で適用除外を得たい場合は、必要に応じてその関連物質が本当に環境中で親物質に分解又は変化するのかを詳細に試験するといった対応も一つの選択肢

になる可能性があると考えられる。

### 3.2.2 第 18 回残留性有機汚染物質検討委員会 (POPRC18)

POPs 条約対象物質への追加を提案された候補物質を検討するために設置された第 18 回残留性有機汚染物質検討委員会(POPRC18)が、令和 4 年 9 月 26～30 日に対面形式で開催された。以下に POPRC18 の結果概要を報告する。

#### (1) 議事次第

POPRC18 の議事次第及び検討内容を表 3.2-1 に示す。

表 3.2-1 POPRC18 の議事次第及び検討内容

	議題	検討内容の概要	会議資料*
1	開会	2023 年 9 月 26 日 (月) 開会。	—
2	組織事項		
	(a) 議題の採択	事務局より提示された議題案が採択された。	1
	(b) 作業の構成	会合の暫定スケジュール等について確認。必要に応じて Contact Group、Drafting Group 及び Friends of the Chair Group を設置し、検討を進めることが確認された。	INF/1 INF/2
3	メンバー交代	メンバーの交代に関する説明。	INF/3
4	本委員会の作業に関連する第 10 回締約国会議の結果	2022 年 6 月 6 日～17 日に開催された COP10 の結果のうち、POPRC の作業に関する内容が紹介された。	INF/4
5	技術的課題		
	(a) リスク管理評価書案の検討		
	(i) デクロランプラス	会期間作業グループが作成したデクロランプラスのリスク管理評価書案について検討した。	2、2/Add.1、 INF/5、INF/6、 INF/23
	(ii) UV-328	会期間作業グループが作成した UV-328 のリスク管理評価書案について検討した。	3、3/Add.1、 INF/7
	(b) リスクプロファイル案の検討		
	(i) クロルピリホス	会期間作業グループが作成したクロルピリホスのリスクプロファイル案を検討。	4、INF/4、 INF/8、INF/9
	(ii) 塩素化パラフィン (炭素数 14～17 で塩素化率 45 重量%以上のもの)	会期間作業グループが作成した塩素化パラフィン(炭素数 14～17 で塩素化率 45 重量%以上のもの) のリスクプロファイル案を検討。	5、5/Add.1、 INF/10、INF/11
	(iii) 長鎖ペルフルオロカルボン酸 (PFCA)、その塩及び関連物質	会期間作業グループが作成した長鎖ペルフルオロカルボン酸 (PFCA)、その塩及び関連物質のリスクプロファイル案を検討。	6、6/Add.1、 INF/12、 INF/13、INF/14
	(c) DecaBDE 及び SCCPs の個別の適用	附属書 A に掲載されている DecaBDE 及び SCCPs の個別の適用除外に関する報告書の	7、INF/15、 INF/16、

議題	検討内容の概要	会議資料*
除外に関連する情報の検討	更新に係る作業計画案について検討された。	INF/17、INF/18
(d) 附属書 B 第 III 部 第 5 項及び第 6 項に準じた PFOS、その塩及び PFOSF の評価プロセス	附属書 B 第 III 部 第 5 項及び第 6 項に準じた PFOS、その塩及び PFOSF の評価に係る作業計画等について検討された。	8、INF/19、INF/20
(e) 長距離移動性	長距離移動性に関する文書について検討された。	9、INF/21、INF/22
6 会期間 (POPRC18～POPRC19) の作業計画	POPRC18 と POPRC19 の間に行われる会期間の作業計画案を検討し、採択された。	10
7 POPRC19 の開催日程及び開催場所	POPRC19 の開催日程及び開催場所について検討及び決定した。	-
8 その他の事項	POPRC メンバーによる提案はなかった。	-
9 報告書の採択	POPRC18 の報告書案について検討及び採択された。	-
10 閉会	2022 年 9 月 30 日 (金) に閉会した。	-

\* 会議資料は UNEP/POPS/POPRC.18/の後の番号を記載

## (2) 主な議題の検討結果の概要

以下に、POPRC18 の主な議題の検討結果を示す。

### 1) 議題 5(a)(i) デクロンプラスのリスク管理評価書案の検討

会期間作業グループが作成したデクロンプラスのリスク管理評価書案について、その内容を検討し、適用除外ありで附属書 A に掲載することを締約国会議に勧告することの是非が議論された。リスク管理評価書案の修正及び個別の適用除外の範囲に関する発言はあったが、締約国会議への勧告に反対する意見はなかったことから、リスク管理評価書案を修正した上で、個別の適用除外ありで附属書 A に掲載すること締約国会議に勧告することが採択された。

その他、日本を含む締約国や業界団体等から提供された情報を踏まえて、個別の適用除外に指定する用途及びその年限についての報告があった。個別の適用除外を必要とする分野が多岐にわたることから、各分野で DP が使用されている部品を例示することとなり、個別の適用除外の一つである宇宙分野から、使用部品例の情報提供があった。

### 2) 議題 5(a)(ii) UV-328 のリスク管理評価書案の検討

会期間作業グループが作成した UV-328 のリスク管理評価書案について、その内容を検討し、適用除外ありで附属書 A に掲載することを締約国会議に勧告することの是非が議論された。リスク管理評価書案の修正及び個別の適用除外に指定する用途やその年限に関する発言はあったが、締約国会議への勧告に反対する意見はなかったことから、リスク管理評価書案を修正した上で、個別の適用除外ありで附属書 A に掲載すること締約国会議に勧

告することが採択された。

### 3) 議題 5(b)(i) クロルピリホス

会期間作業グループが作成したクロルピリホスのリスクプロファイル案について、その内容を検討し、長距離にわたる自然の作用による移動の結果として、世界的規模の行動を正当化するような人の健康又は環境に対する重大な悪影響をもたらすかどうか議論された。

POPRC17 に争点となったクロルピリホスの長距離移動性に加えて残留性についても、リスクプロファイル案に示されたデータとは異なる論文のデータに基づいた際にクロルピリホスが両基準を満たさないという意見があり、POPRC18 でも議論されることになった。附属書 F の段階に進むことを支持する意見もあったが、一部の国から反対意見が出たため、附属書 E の結論について合意を得られなかったため、POPRC19 まで採択を延期することになった。

### 4) 議題 5(b)(ii) 塩素化パラフィン（炭素数 14～17 で塩素化率 45 重量%以上のもの）

会期間作業グループが作成した塩素化パラフィンのリスクプロファイル案について、その内容を検討し、長距離にわたる自然の作用による移動の結果として、世界的規模の行動を正当化するような人の健康又は環境に対する重大な悪影響をもたらすかどうか議論された。

POPRC17 において議論となった生物蓄積性のデータについて、リスクプロファイル案において新たに提示されたデータを含めて再度議論されることになった。その結果、一部の国から生物蓄積性のデータについて懐疑的な意見も出たが、参照されたデータが OECD TG に則ったものであったため、信頼性があると判断された。最終的に、修正されたリスクプロファイル案及び附属書 F の段階に進むこと等を示した決議案が採択された。

### 5) 議題 5(b)(iii) 長鎖ペルフルオロカルボン酸(PFCA)、その塩及び関連物質

会期間作業グループが作成した長鎖ペルフルオロカルボン酸(PFCA)、その塩及び関連物質のリスクプロファイル案について、その内容を検討し、長距離にわたる自然の作用による移動の結果として、世界的規模の行動を正当化するような人の健康又は環境に対する重大な悪影響をもたらすかどうか議論された。

POPRC17 において C<sub>19</sub>～C<sub>21</sub> のデータが示されていないことについて多くの参加者から懸念が示されたが、POPRC18 においても対象の範囲について議論された。必ずしもすべての実験データをそろえる必要もなく、モデルを用いた推定データを踏まえて総合的に判断するという意見もあり、修正されたリスクプロファイル案及び附属書 F の段階に進むこと等を示した決議案が採択された。

### 6) 議題 5(c) DecaBDE 及び SCCPs の個別の適用除外に関連する情報の検討

DecaBDE 及び SCCPs に関して、それぞれの適用除外をどのように変更するのかについて議論された。一部の国から現状での使用状況が報告され、POPRC の提言を踏まえて、COP11 において検討されることを示した決議案が採択された。

7) 議題 5(d) 附属書 B 第 III 部第 5 項及び第 6 項に準じた PFOS、その塩及び PFOSF の評価プロセス

PFOS、その塩及び PFOSF の適用除外をどのように変更するのかについて議論された。一部の国から現状での使用状況が報告された。決議案が採択され、POPRC の提言を踏まえて、COP11 において検討されることを示した決議案が採択された。

8) 議題 5(e) 長距離移動性

会期間作業グループが作成した長距離移動性のガイダンス案について、その内容を検討した。多くの参加者が会期間作業グループの作業に謝意を示すとともに、当該文書の重要性について発言があった。会期間作業グループを設置し、検討を継続する決議案が採択された。

### 3.2.3 第 18 回化学物質検討委員会 (CRC18)

PIC 条約対象物質への追加を提案された候補物質を検討するために設置された第 18 回化学物質検討委員会(CRC18)が、2022 年 9 月 19 日～23 日にローマ (イタリア) で対面形式で開催された。(なお、CRC18 の開催に先立ち、pre-meeting が 2022 年 9 月 18 日に同所にて開催された。) 以下に CRC18 の概要を報告する。

(1) 議事次第

CRC18 の議事次第及び検討内容を表 3.2-2 に示す。

表 3.2-2 CRC18 の議事次第及び検討内容の概要

議題	検討内容の概要	会議資料*
1 開会	2021 年 9 月 19 日 (月) 開会された。	—
2 組織事項		
(a) 議題の採択	事務局より提示された議題案を採択された。	1、1/Add.1
(b) 作業の構成	会合のシナリオメモ、暫定スケジュールについて確認。必要に応じて、Contact Group 及び Drafting Group を設置し検討を進めることを説明された。	1/Add.1 INF/1 INF/2
3 ロッテルダム条約 COP10 における成果の報告	2022 年 6 月 6 日～17 日に開催された COP10 の結果のうち、CRC の作業に関する内容が紹介された。	INF/31 INF/32
4 メンバー交代	メンバーの交代に関して説明された。	INF/3
5 技術的課題		
(a) 決定指針文書案の検討		
(i) イプロジオン	モザンビーク及び EU からの通報について検討した。	3 INF/4
(ii) テルブホス	モザンビーク及びカナダからの通報について検討した。	4 INF/5
(b) 最終規制措置通	最終規制措置 (Final Regulation Action, FRA) 通報	2

議題	検討内容の概要	会議資料*
報の事前審査に関する事務局からの報告	の事前審査の実施状況について説明された。	6/Rev.1 7/Rev.1
<b>(b) 最終規制措置の評価</b>		
(i) アミトロール	エクアドルからの通報について検討した。	5、INF/8
(ii) カルバリル	ボスニアヘルツェゴビナ、モザンビーク及びトルコからの通報について検討した。	6、INF/10 INF/11 INF/12
(iii) 四塩化炭素	エクアドルからの通報について検討した。	7 INF/13 INF/14
(iv) クロフェンビン ホス	モザンビーク、ノルウェー及びトルコからの通報について検討した。	8 INF/15 INF/16 INF/17
(v) メチダチオン	トルコ、ウルグアイ及びモザンビークからの通報について検討した	9 INF/18
(vi) 臭化メチル	コロンビア及びインドネシアからの通報について検討した。	10、INF/19 INF/20 INF/21
(vii) メチルパラチ オン	中国、インドネシア及びウルグアイからの通報について検討した。	11、INF/22 INF/23 INF/24
(viii) マイレックス	エクアドル及びインドネシアからの通報について検討した。	12、INF/25 INF/26 INF/27
(ix) パラコート	マレーシア及びモザンビークからの通報について検討した。	13、INF/28 INF/29
(x) チオジカルブ	トルコ及びモザンビークからの通報について検討した。	14 INF30
6 PICCRC19 の開催日程及び開催場所	PICCRC19 の開催日程及び開催場所について説明された。	
7 その他の議題	委員会作業への効果的な参加を促進するための活動及び新たな通報に関する会期間作業について検討された。	
8 報告書の採択	PICCRC18 の報告書案の確認及び採択された。	
9 閉会	9月23日(金)閉会された。	

\* 会議資料は UNEP/FAO/RC/CRC.18/の後の番号を記載

## (2) 主な議題の検討結果の概要

ロッテルダム条約附属書 III 追加候補物質の検討に関して、以下に主な議題の検討結果の概要を示した。

### 決定指針文書案 (DGD)

**1) 議題 5(a)(i) イプロジオン**

提案された決定指針文書案 (DGD) について検討を行い、修正された DGD が採択され、COP11 に送付されることとなった。

**2) 議題 5(a)(ii) テルブホス**

提案された DGD について検討を行い、修正された DGD が採択され、COP11 に送付されることとなった。

最終規制措置

**3) 議題 5(b)(i) アミトロール**

エクアドルの通報について検討を行い、附属書 II のクライテリアを全ては満たさないことが合意された。附属書 II のクライテリアを満たすことが合意された EU からの通報のみであるため、新たな通報があるまで本物質に関して検討しないことが決定した。

**4) 議題 5(b)(ii) カルバリル**

モザンビーク、ボスニアヘルツェゴビナ及びトルコの通報について検討を行い、いずれも附属書 II のクライテリアを全て満たすとの合意に至らなかった。この結果を踏まえて、次回 PICCRC19 にてモザンビークの通報について引き続き検討を行うこととなった。

**5) 議題 5(b)(iii) 四塩化炭素**

エクアドルの通報について検討を行い、附属書 II のクライテリアの全てを満たすとの合意に至らなかった。附属書 II のクライテリアを満たすことが合意されたのはカナダからの通報のみであるため、新たな通報があるまで本物質に関して検討しないことが決定した。

**6) 議題 5(b)(iv) クロフェンビンホス**

モザンビーク、ノルウェー及びトルコの通報について検討を行い、ノルウェーについては附属書 II のクライテリアを全て満たすことが合意された一方で、モザンビーク及びトルコの通報については附属書 II のクライテリアを満たすとの合意に至らなかった。この結果を踏まえて、ノルウェーの通報について最終規制措置の決議案が採択され、次回 PICCRC19 にてモザンビークの通報について引き続き検討を行うこととなった。

**7) 議題 5(b)(v) メチダチオン**

モザンビーク、ウルグアイ及びトルコの通報について検討を行い、いずれも附属書 II のクライテリアを全て満たすとの合意に至らなかった。この結果を踏まえて、次回 PICCRC19 にてモザンビークの通報について引き続き検討を行うこととなった。

**8) 議題 5(b)(vi) 臭化メチル**

コロンビア及びインドネシアの通報について検討を行い、コロンビアについては附属書 II のクライテリアを全て満たすことが合意された一方で、インドネシアの通報については

附属書 II のクライテリアを満たすとの合意に至らなかった。この結果と附属書 II のクライテリアを全て満たすことが合意されたオランダの通報を踏まえて、次回 PICCRC19 までに DGD を作成することとなり、DGD に関する会期間 DG（ドラフティンググループ）が設置されることが決定した。会期間 DG の座長はアンティグア・バーブーダ、ドラフターはスイスが務める。

#### 9) 議題 5(b)(vii) メチルパラチオン

中国、インドネシア及びウルグアイの通報について検討を行い、いずれも附属書 II のクライテリアを全て満たすとの合意に至らなかった。附属書 II のクライテリアを満たすことが合意されたのは EU からの通報のみであるため、新たな通報があるまで本物質に関して検討しないことが決定した。

#### 10) 議題 5(b)(viii) マイレックス

エクアドル及びインドネシアの通報について検討を行い、いずれも附属書 II のクライテリアを全て満たすとの合意に至らなかった。附属書 II のクライテリアを満たすことが合意されたのはカナダからの通報のみであるため、新たな通報があるまで本物質に関して検討しないことが決定した。

#### 11) 議題 5(b)(ix) パラコート

マレーシア及びモザンビークの通報について検討を行い、いずれも附属書 II のクライテリアを満たすことが合意された。次回 PICCRC19 までに DGD を作成することとなり、DGD に関する会期間 DG が設置されることが決定した。会期間 DG の座長はオーストリア、ドラフターはセルビアが務める。

#### 12) 議題 5(b)(x) チオジカルブ

モザンビーク及びトルコの通報について検討を行い、いずれも附属書 II のクライテリアを全て満たすとの合意に至らなかった。この結果を踏まえて、次回 PICCRC19 にてモザンビークの通報について引き続き検討を行うこととなった。

### 3.2.4 国内検討会議の開催

有識者による非公開の検討会議を令和 4 年 9 月 5 日及び同年 9 月 8 日の 2 回開催し、POPRC18 に向けて行われている会期間作業の動向・議論を踏まえ、POPRC18 における対応について有識者の意見を聴取し、取りまとめた。また、POPRC18 の結果の報告はメール会議形式で行った。

#### (1) 第 1 回検討会議

令和 4 年 9 月 5 日に開催した第 1 回検討会議においては、リスクプロファイル案の段階にある長鎖 PFCA、その塩及び関連物質が「長距離にわたる自然の作用による移動の結果として、世界的規模の行動を正当化するような人の健康又は環境に対する重大な悪影響をもたら

すかどうか」の議論とともに、UV-328 の長距離移動の経路として提案されているプラスチック経由での移動を含めた長距離移動性に関する考察案に関する議論が主に行われた。

長鎖 PFCA、その塩及び関連物質のリスクプロファイル案のうち、発生源等の概要、残留性及び生物蓄積性について説明した。本物質が残留性を有することについては合意が得られたが、関連物質の適用範囲や C<sub>18</sub> 以降の長鎖における濃縮性についての情報が不十分であることから、日本としてデータの確認と継続的なデータ取集を提案するとの結論になった。

長距離移動性に関する考察案については、特段委員からの指摘がなかった。また、経産省より PFHxS の例示リストについて説明があり、提案国に対して利用可能なデータがあるものについては記述してもらうように要望することが伝えられた。

## (2) 第 2 回検討会議

令和 4 年 9 月 8 日に開催した第 2 回検討会議においては、リスクプロファイル案の段階にあるクロルピリホス及び塩素化パラフィン(炭素数 14~17 で塩素化率 45 重量%以上のもの)が「長距離にわたる自然の作用による移動の結果として、世界的規模の行動を正当化するような人の健康又は環境に対する重大な悪影響をもたらすかどうか」の議論とともに、リスク管理評価書案の段階にあるデクロランプラス及び UV-328 に関する議論が主に行われた。また、第 1 回検討会議にて議論された長鎖 PFCA、その塩及び関連物質の対象範囲について再度議論された。

クロルピリホスのリスクプロファイル案のうち、発生源等の概要、残留性及び生物蓄積性について説明した。残留性については極域での検出事例から、特定の環境下で残留性を有することで合意が得られたが、生物蓄積性も含め、日本として附属書 F の議論までに新たなデータがあれば当該事項への追加を要望するとの結論になった。

塩素化パラフィンのリスクプロファイル案のうち、発生源等の概要、残留性及び生物蓄積性について説明した。残留性及び生物蓄積性についてはおおむね合意が得られたが、塩素化パラフィンの科学分析については、管理における課題となるため附属書 F の段階でより記述を追加するように要望することが提案された。

デクロランプラスのリスク管理評価書案のうち、適用除外について経産省の担当官から説明があった。POPRC 前のプレミーティングにおいて、日本から適用除外の対象についてプレゼンする機会が設けられることが説明された。日本として本物質は、附属書 A 及び適用除外ありとして要望することとなった。

UV-328 のリスク管理評価書案のうち、有害性のデータの追加が遅れていることについて議論されたが、附属書 A 及び適用除外ありとして要望することで合意が得られた。

なお、第 1 回検討会議において議論された長鎖 PFCA、その塩及び関連物質について再度議論され、残留性、生物蓄積性、長距離移動性を考慮して、日本として炭素鎖 18 までは対象として認め、可能であれば炭素鎖 19 以降は対象外とする意向で合意が得られた。

### 3.3 OECD における化学物質規制動向

### 3.3.1 OECD/the Chemicals and Biotechnology Committee(OECD 化学バイオ委員会) の公式・非公式会合

OECD における「化学物質管理に関する特別プログラム」等を監督し、ナノ材料、農薬、バイオサイドを含む様々な化学物質管理の改善・調和に向けた課題に取り組むために設置された OECD 化学品・バイオ技術委員会 (CBC) の第 3 回委員会が令和 4 年 11 月 9~10 日にオンライン形式で開催された。弊社から 2 名が参加し、本会合の結果の概要を取りまとめた。

## 資料 1

中鎖塩素化パラフィンの発生源等の概要

## 発生源等の概要

(塩素化パラフィン (炭素数 14~17 で塩素化率 45 重量%以上のもの))

### 1. エグゼクティブサマリー

- MCCP 工業用化学物質としては広く使用されており、全世界で年間 80 万トン程度が供給されていると推定される。
- ポリ塩化ビニル (PVC) などのポリマーの難燃剤や二次可塑剤、金属加工油剤など幅広い用途に使用されている。

### 2. 製造、流通

- 1930 年代に製造が始まった塩素化パラフィン (以下、CP) について、現在中鎖塩素化パラフィン (以下、MCCPs) と長鎖塩素化パラフィン (以下、LCCPs) が CP 製造の最大の構成要素である (Guida et al., 2020)。MCCPs 及び LCCPs も、ストックホルム条約による短鎖塩素化パラフィン (以下、SCCPs) の制限を受けて、短・中期的に SCCPs の代替となっている。
- MCCP の入手可能な供給量のデータは表 4 に記載。
  - 中国は、C<sub>14-17</sub> 鎖長を含む CP 製品の主な生産国である。
  - 各国の製造量の詳細は、参考資料 7 に記載。
- C<sub>14-17</sub> 鎖長を持つ CP の現在の世界での生産量は年間 80 万トン程度。

表 4 世界での供給量と製造業者数

国/地域	製造量 (トン/年)	製造業者数
中国	450,200 (2019)	100~150
インド	150,000 (2011)	-
欧州	110,000 (2021)	11 (EU REACH 登録者) 549 (CLP 通報者)
ロシア	27,000 (2011)	-
タイ	20,000 (1994)	-
米国	15,529 (2015)	1
バングラデシュ	19,500 (2011)	-
ヨルダン	12,000 (2015)	-
オーストラリア	1,000~9,999 (2006)	-
韓国	36 (2018)	-
カナダ	550 (2017)	-
日本、エジプト、南アフリカ共和国、ブラジル	CPs や MCCPs の供給について文献で示唆されているが数量的なデータはない	

- : 不明

(Guida et al., 2020; Chen et al., 2022; Li et al., 2018b; ECHA, 2022b, 2022c; Altair Chimica, 2021; NICNAS, 2020; Glüge et al., 2018; EPA, 2015; 韓国、カナダ、IPEN の附属書 E への提出情報より)

黒字：リスクプロファイル案 (UNEP/POPS/POPRC.18/5/Add.1) に記載された情報

取消線：リスクプロファイル案に記載があるが、記載ミスと考えられる情報

下線：受託者による修正又は追加情報 破線の下線の文献：入手済み文献 無印の文献：未入手の文献

### 3. 用途

- MCCPs の用途は以下の通りである (Altair Chimica, 2021, EC, 2005, ECHA, 2022b, Chen et al., 2022, EPA, 2015, ノルウェー及びカナダの附属書 E への提出情報)。
  - PVC、接着剤、シーラント、塗料、コーティング剤の二次可塑剤
  - PVC ゴム化合物、ポリマー、接着剤、シーラント、塗料、繊維製品などの難燃剤
  - 金属加工油剤の極圧潤滑剤及び付着防止剤
  - 塗料、コーティング、テキスタイル用の防水剤
  - 製紙用カラーフォーマーのキャリア溶剤
  - 皮革用脂肪液
  - カーボンレスコピー紙
- EU では、ポリマー／ゴム（全ての用途）、接着剤、シーラントにおける MCCPs が用途の大部分を占めているが、中国では PVC 製品が MCCPs の使用の大部分を占めていると指摘 (Chen et al., 2022)。
- MCCPs は以下のものから検出 (McGrath et al., 2021; Brandsma et al., 2021; Wang et al., 2018; Su et al., 2020; Kutarna et al., 2022; Sprengel and Vetter, 2021a; Yuan et al., 2021; Gallistl et al., 2017; 2018; and Li et al., 2021, オランダの附属書 E への提出情報)。
  - 高分子包装材（ポリエチレンテレフタレート、ポリプロピレン、ポリエチレン等）食品関連製品、玩具、動物飼料用を含む成形品
  - ヘッドホンなどの消費者向けケーブル、ラバーダックなどの玩具、台所用品、ふきん（家庭用キッチンでの使用）、携帯電話の保護ケース、プールマットや縄跳びなどの PVC 製品、衣類
  - プラスチック製のスポーツコートや人工芝、DIY 用スプレー、ポリウレタン発泡剤
- 廃棄物に関する近年の調査では、家具用繊維、使用済み自動車、廃電気・電子機器 (WEEE)、PVC ケーブル、その他いくつかの PVC 製品から MCCPs が検出 (NEA, 2021)。
- 使用済み自動車タイヤ、自動車タイヤから作られたゴム粒剤、ゴム粒剤から作られた遊具タイルからも検出 (Brandsma et al., 2019)。

黒字：リスクプロファイル案 (UNEP/POPS/POPRC.18/5/Add.1) に記載された情報

取消線：リスクプロファイル案に記載があるが、記載ミスと考えられる情報

下線：受託者による修正又は追加情報 破線の下線の文献：入手済み文献 無印の文献：未入手の文献

#### 4. 環境への放出

- CP は、製造時、工業プロセスでの使用、消費者製品の使用、廃棄などのライフサイクルを通して環境に放出される可能性あり。
- EU における MCCP のリスク管理オプション分析の一環として、REACH 登録者の化学物質安全性報告書の情報に基づき、異なるライフサイクルステージの放出量を推定 (Environment Agency, 2019b)。
  - 合計で年間 305 トンが EU 内から環境に放出されると推定 (表 5、表 6 を参照)
  - 表 6 の地表水への放出推定総量は下水処理場による下水汚泥からの MCCPs の除去を考慮。
  - 年間約 149 トンの MCCPs が汚泥に移行し、埋立、農業での使用、焼却処分される可能性あり。
- ノルウェーでは、製品中の MCCPs からの排出量は 2010 年~2019 年にかけて微減 (ノルウェーの附属書 E への提出情報)。
- 中国では、3,800 トン (2018 年) と 4,100 トン (2019 年) の MCCPs が環境に排出されたと推定 (Chen et al., 2022)。
- EU の排出量推定に基づいて、EU で年間に排出される MCCP の割合 (年間 305 トン) を世界の推定供給トン数に当てはめると、世界規模での環境への排出量は年間 2,400~24,000 トン。
  - 世界のトン数は近似値であり、この計算は EU の使用パターンと排出規制が世界全体と同様であると仮定。
  - 世界レベルでの MCCPs 供給量に対する割合を考慮すると排出量はさらに多い可能性あり (Chen et al., 2022, Guida et al., 2020)。
- CP のライフサイクルのモデリングから、2020 年までの MCCPs の世界での累積排出量は約 208 万トン (CP 全体 520 万トンの 40%) と推定 (Chen et al., 2022)。

表 5 MCCPs の EU の環境に対する用途別総排出量の推定値 (全ライフサイクルステージ)

(Environment Agency, 2019b)

用途	年間総排出量(トン)
MCCPs の製造	0
PVC、ゴム (配合、変換、ライフサイクル)	41
接着剤/封止剤 (配合、使用方法、ライフサイクル)	126
金属加工油剤 (調合と使用)	100
繊維製品 (処方、ライフサイクル)	13
塗料/コーティング (配合、使用方法、ライフサイクル)	10
紙製造/リサイクル	15
<b>合計</b>	<b>305</b>

黒字：リスクプロファイル案 (UNEP/POPS/POPRC.18/5/Add.1) に記載された情報

取消線：リスクプロファイル案に記載があるが、記載ミスと考えられる情報

下線：受託者による修正又は追加情報 破線の下線の文献：入手済み文献 無印の文献：未入手の文献

表 6 MCCPs の全ライフサイクルステージからの EU での環境中への総排出量の推定値

排出経路	年間総排出量(トン)
水	4
空気	91
土壌	61
下水汚泥*	149

\*農業に使用され、埋め立てられ、または焼却される可能性のあるもの。

## 5. 情報の統合 (発生源等に関連する部分のみ抜粋)

- MCCP は、世界で年間 80 万トン程度供給されていると推定され、工業用化学物質として広く使用されている。その用途は幅広く、PVC などのポリマーの難燃剤や二次可塑剤、金属加工油剤として使用されている。現在、欧米で供給されている市販の MCCP 製品では、C<sub>14</sub> 成分が主成分となっており、C<sub>15-17</sub> 成分は低い比率で含まれている。

黒字：リスクプロファイル案 (UNEP/POPS/POPRC.18/5/Add.1) に記載された情報

取消線：リスクプロファイル案に記載があるが、記載ミスと考えられる情報

下線：受託者による修正又は追加情報 破線の下線の文献：入手済み文献 無印の文献：未入手の文献

## 6. 引用文献

- Altair Chimica 2021. Comments on the ECHA February 2021 Proposal for Identification of Substances of Very High Concern on Medium-Chain Chlorinated Paraffins. 23 April 2021. <https://echa.europa.eu/registry-of-svhc-intentions/-/dislist/details/0b0236e185e9de96> [accessed 9 May 2022].
- Brandsma S. H, Brits M, de Boer J, Leonards P. E. G. 2021. Chlorinated paraffins and tris (1-chloro-2-propyl) phosphate in spray polyurethane foams – A source for indoor exposure? *Journal of Hazardous Materials*, 416, 125758–125769.
- Brandsma SH, Brits M, Groenewoud QR, van Velzen MJM, Leonards PEG, and de Boer J. 2019. Chlorinated Paraffins in Car Tires Recycled to Rubber Granulates and Playground Tiles. *Environmental Science & Technology* 53(13):7595-7603. DOI: 10.1021/acs.est.9b01835.
- Chen, C., Chen, A., Zhan., F., Wania, F., Zhang, S., Li, L., and Liu, J. 2022. Global historical production, use, In-Use Stocks, and Emissions of Short-, Medium-, and Long-Chain Chlorinated Paraffins. *Environmental Science & Technology* 2022 56 (12), 7895-7904. DOI: 10.1021/acs.est.2c00264.
- EC [European Communities]. 2005. European Union Risk Assessment Report: Alkanes, C14–17, Chloro-. 2005. 3rd Priority List, Volume 58. European Commission Joint Research Centre, EUR 21640 EN. Accessed (April 2021) at <https://echa.europa.eu/documents/10162/584faee8-d13a-41dd-8b33-959ad1a81171>.
- ECHA [European Chemicals Agency]. 2022b. REACH Registration dossier. Alkanes C14–17, Chloro-. Accessed (31st March 2022) at: <https://echa.europa.eu/registration-dossier/-/registered-dossier/15252>.
- ECHA [European Chemicals Agency]. 2022c. ECHA Classification & Labelling inventory available at <https://echa.europa.eu/information-on-chemicals/cl-inventory-database/-/discli/details/94445>, checked 31st March 2022.
- EPA [US Environmental Protection Agency]. 2015. TSCA New chemicals review program standard review risk assessment on Medium-Chain Chlorinated Paraffins (PMN P-12-0282, P-12-0283) and Long-Chain Chlorinated Paraffins (PMN P-12-0284). <https://www.epa.gov/reviewing-new-chemicals-under-toxic-substances-control-act-tsca/standard-review-risk-assessment> [accessed 12 May 2022].
- Environment Agency. 2019b. Analysis of the most appropriate risk management option (RMOA) for Alkanes, C14–17, chloro-. November 2019. Available at at: <https://echa.europa.eu/assessment-regulatory-needs/-/dislist/details/0b0236e1811f547f> [Accessed April 2022].
- Gallistl C, Lok B, Schlien A and Vetter W. 2017. Polyhalogenated compounds (chlorinated paraffins, novel and classic flame retardants, POPs) in dishcloths after their regular use in households. *Science of the Total Environment*, 595, 303–314.
- Gallistl C, Sprengel J and Vetter W, 2018. High levels of medium-chain chlorinated paraffins and polybrominated diphenyl ethers on the inside of several household baking oven doors. *Science of the Total Environment*, 615,1019–1027. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.09.112>.
- Glüge J, Schinkel L, Hungerbuehler K, Cariou R and Bogdal C. 2018. Environmental risks of medium-chain chlorinated paraffins (“MCCPs”) - A review. *Environmental Science & Technology*, 52, 6743–6760.
- Guida, Y., Capella, R., and Weber, R. 2020. Chlorinated paraffins in the technosphere: A review of available information and data gaps demonstrating the need to support the Stockholm Convention implementation. *Emerging Contaminants* 6:143-154.
- Kutarna S, Du X, Diamond ML, Blum A, Helm P, Peng H. 2022. Widespread Presence of Chlorinated Paraffins in Consumer Products. Pre-publication -available at: <http://dx.doi.org/10.2139/ssrn.4017470>.
- Li Q, Yuan M, Shangguan J, Guo M, Wu J, Zhang Y, Pei M, Zhang Z, Zhang M, Sun Y, Tian C, Li J

- and Zhang G. 2021. Insights into Persistent Toxic Substances in Protective Cases of Mobile Phones: Occurrence, Health Risks, and Implications. *Environmental Science and Technology*, 55, 6076–6086.
- Li T, Gao S, Ben Y, Zhang H, Kang Q and Wan Y. 2018b. Screening of chlorinated paraffins and unsaturated analogues in commercial mixtures: Confirmation of their occurrences in the atmosphere. *Environmental Science & Technology*, 52, 1862–1870.
- NEA [Norwegian Environment Agency]. 2021. Environmental Pollutants in Post-Consumer Plastics. Report M-2059 2021. Dated 2nd June 2021. Available at: <https://www.miljodirektoratet.no/publikasjoner/2021/juni-2021/environmental-pollutants-in-post-consumer-plastics/>. Accessed April 2022.
- NICNAS [National Industrial Chemicals Notification and Assessment Scheme]. 2020. Alkanes, C14–17, chloro-: Environment tier II assessment. 16 June 2020. Accessed (5th February 2021) at: <https://www.industrialchemicals.gov.au/sites/default/files/Alkanes%2C%20C14-17%2C%20chloro-%20Environment%20tier%20II%20assessment.pdf>.
- Sprengel J and Vetter W. 2021. Chlorinated paraffins in hinges of kitchen appliances. *Environmental Monitoring and Assessment*, 193, 250–259.
- Wang C, Gao W, Liang Y, Wang Y and Jiang G. 2018. Concentrations and congener profiles of chlorinated paraffins in domestic polymeric products in China. *Environmental Pollution*, 238, 326–335.
- Yuan B, McLachlan M, Roos A, Simon M, Strid A, de Wit C. 2021. Long-chain chlorinated paraffins have reached the Arctic. *Environmental Science & Technology Letters*, 8(9), 753-759. DOI 10.1021/acs.estlett.1c00470.
- Yuan B, Tay JH, Padilla-Sánchez JA, Papadopoulou E, Haug LC, and De Witt CA. 2021. Human exposure to chlorinated paraffins via inhalation and dust ingestion in a Norwegian cohort. *Environmental Science & Technology*, 55(2), 1145-1154. DOI:10.1021/acs.est.0c05891.

## 資料 2

中鎖塩素化パラフィンの残留性等の概要

## 残留性等の概要

(塩素化パラフィン (炭素数 14~17 で塩素化率 45 重量%以上のもの))

### 1. エグゼクティブ・サマリー (残留性に関連する部分のみ抜粋)

- C<sub>14-17</sub> 鎖長の塩素化パラフィン (以下、CP) は条約の残留性の基準を満たす。
- C<sub>14</sub> 鎖長の CP は、実験室試験に基づき、2 種類の好気性条件下の底質において 180 日を超える半減期を有する。
- 残留性スクリーニング試験から、塩素化率 45 重量%以上の成分も、底質中に残留すると予想。
- 堆積物中の残留性は、堆積物コアのモニタリングデータによって裏付けられており、同じコアで過去 8 年間以前にわたる地層全体で中鎖塩素化パラフィン (以下、MCCPs) が同等の桁で検出。
- C<sub>14</sub> 鎖長の難分解性の結論は、以下の理由から C<sub>15-17</sub> 鎖長においても適用できる。
  - これは水溶性と log K<sub>OW</sub> の測定値と予測値の傾向から、これらの鎖長の方がより吸着性が高いからである。
  - 堆積物からこれらの鎖長が検出され、特にデータがある場合には、検出された同族体のプロファイルが商業物質のプロファイルを反映していることから裏付けられている。

### 2. 化学分析の課題

- CP は非常に複雑な性質を持つため、その検出と定量には多くの分析上の課題がある。純粋な形態では、検出方法である質量分解能が低いことによって高分子の MCCPs と低分子の長鎖塩素化パラフィン (以下、LCCPs) を区別できないなど、強い質量干渉 (mass interferences) が起こることがある (Schinkel et al., 2018)。
- MCCPs の同族体及び異性体の一般的な定量方法
  - 液体クロマトグラフィー - 大気圧イオン化 - 高分解能質量分析 (LC-API-HRMS)
  - ガスクロマトグラフィー - 電子捕獲陰イオン化 - 高分解能質量分析 (GC-ECNI-HRMS (直接挿入式大気圧化学イオン化高分解能質量分析を含む))
  - ガスクロマトグラフィー - 電子捕獲陰イオン化 - 低分解能質量分析 (GC-ECNI-LRMS)
  - これらの分析方法は評価パターン解析、同族体の特定、線形回帰に対応 (Bogdal et al., 2015, Yuan et al., 2017a, Chen et al., 2011)。
  - 上記の 3 つの分析方法は下記の物質群を判別
    - ◇ CP 異性体 (CP congeners : 同じ炭素鎖長で特定の塩素原子数を持つ物質群)
    - ◇ 同族体グループ (congener groups : 平均的な塩素化率があり、炭素鎖長に幅が

黒字 : リスクプロファイル案 (UNEP/POPS/POPRC.18/5/Add.1) に記載された情報

取消線 : リスクプロファイル案に記載があるが、記載ミスと考えられる情報

下線 : 受託者による修正又は追加情報 破線の下線の文献 : 入手済み文献 無印の文献 : 未入手の文献

ある物質群)

- ◇ 同族体 (homologues : 炭素鎖長は同じであるが塩素原子数が異なる物質群)
- 高分解能質量分析装置へ直接注入することにより、「クリーン」なサンプルで比較的多くのデータを取得できる。
- 同族体を異なる異性体に分離できるクロマトグラフィー法は存在しない。
  - NMR 分析では上記の分離レベルを要されるが (Sprenkel et al., 2019)、単一異性体の構造のみを確認することができる (van Mourik et al., 2021)。
- 試料中の物質が使用された分析標準物質と異なる際には塩素化の程度も重要。
  - ECNI を用いて塩素原子数 5 未満の MCCPs 同族体の特定及び定量を試みる際に不確実性が残った (Brandsma et al., 2017, Bogdal et al., 2015, Yuan et al., 2017, van Mourik et al., 2015)。
  - 塩素化率の高い同族体は優先的にイオン化され、質量分析器においてより強いシグナルを生成 (Meziere et al., 2020)。
  - 効率の良い試料のクリーンアップ手順を使用しない場合、一般的に使用されている低分解能の質量分析法ではマトリクスと他の汚染物質 (クロルデン、ポリ塩化ビフェニル、トキサフェン等) の両方から干渉を受ける可能性あり。
- 2011 年以前の学術文献における報告値は、指標にはなるが定量的ではないと思われる。2011 年以降に報告された生物相及び環境中の MCCPs の検出値は、以降の議論において半定量的である。
  - これは、様々な分析手法や分析機器、研究所が関わっているためである。
- 2015 年以降の最新の高分解能質量分析法では、標準試料と試料の間の差異を考慮した数学的補正が適用されており、正確であると考えられるが、認証された標準物質がないため、完全に定量できているとは言えない。
- 生物相、堆積物、土壌、大気マトリクスのいずれであっても、大部分のモニタリング研究では、5~10 塩素原子のみを有する MCCPs の同族体の検出に限定されている。
  - これは分析上の限界と同様に、使用される標準物質に関連する (Kraetschmer et al., 2019)。
  - 特筆されていない限り、同族体の検出はこれらの塩素化範囲に限定されていると考えられるべきである。

### 3. 残留性

#### 3.1. 非生物学的なデータ

- 大気中における光分解等に関するデータは資料 3-4 で議論されている。
  - C<sub>14-17</sub> CP の大気中半減期の実測値はない
  - AOPWIN v1.92 を用いた大気中半減期の推定 : 30.8~140.0 時間
- 水などの他の媒体における光分解について信頼できるデータはない。その構造から、CP

黒字 : リスクプロファイル案 (UNEP/POPS/POPRC.18/5/Add.1) に記載された情報

取消線 : リスクプロファイル案に記載があるが、記載ミスと考えられる情報

下線 : 受託者による修正又は追加情報 破線の下線の文献 : 入手済み文献 無印の文献 : 未入手の文献

は大きく加水分解することはないと考えられる。

## 3.2. 生物学的なデータ

### (1) 生物学的スクリーニングデータ

- BIOWIN 2、3、6 モデル (the BIOWIN v4.10 program of EPIsuite v4.1) を用いて、MCCP の同族体グループである C<sub>14</sub>Cl<sub>1-14</sub>、C<sub>15</sub>Cl<sub>1-15</sub>、C<sub>16</sub>Cl<sub>1-16</sub>、C<sub>17</sub>Cl<sub>1-17</sub> に関する生分解を予測 (ECHA, 2021a)。
  - ECHA の難分解性スクリーニング基準 (ECHA 2017) を用いて、C<sub>14</sub>Cl<sub>1</sub>、C<sub>15</sub>Cl<sub>1</sub>、C<sub>16</sub>Cl<sub>1</sub> の異性体は「難分解性又は非常に難分解性」のスクリーニング基準を満たさなかった。
  - C<sub>14</sub>Cl<sub>2</sub>、C<sub>15</sub>Cl<sub>2</sub>、C<sub>16</sub>Cl<sub>2</sub>、C<sub>17</sub>Cl<sub>1</sub>、C<sub>17</sub>Cl<sub>2</sub> の異性体は「難分解性または非常に難分解性の可能性があるためさらなる情報が必要である」としてスクリーニングされた。
  - C<sub>14</sub>Cl<sub>3</sub>、C<sub>15</sub>Cl<sub>3</sub>、C<sub>16</sub>Cl<sub>3</sub>、C<sub>17</sub>Cl<sub>3</sub> は、「難分解性または非常に難分解性の可能性がある」としてスクリーニングされた。
  - 塩素数を 3 個以上含む MCCP 異性体は「難分解性または非常に難分解性」と判定
    - ◇ 塩素数の関係で 3 つのうち 1 つのモデルでは上記の異性体は適用範囲外。
  - Cl<sub>3</sub> 及び Cl<sub>4</sub> の異性体の予測値は、これ以外のスクリーニング試験での結果と矛盾するため、この評価では低い重み付けがなされた。
  - 全体として、予測されたデータは塩素化の程度に応じた生分解の傾向を示唆しているが、測定されたデータから、残留性が生じる前により高いレベルの塩素化が必要であることが示唆。
- C<sub>14-17</sub> CP の生分解性に及ぼす炭素鎖長及び塩素化レベルの影響を調べるため、同実験室で多くの生分解スクリーニング試験が実施 (CPIA の附属書 E への提供情報)。
  - OECD TG 301 (易生分解性試験) に基づき、生物学的利用能を高めるために界面活性剤 (アルキルフェノールポリアルコキシレート) を添加した条件を変更し、場合によっては試験時間を延長して実施。
  - 全試験結果の概要は参考資料 7 に記載
  - 以下では、附属書 D/E の評価に適した条件と判断された試験結果を要約
  - C<sub>14</sub> *n*-アルカン (塩素化率 41.3 重量%及び塩素化率 45.5 重量%) は、28 日以内に容易に生分解 (60%以上の無機化) した。
  - C<sub>14</sub> *n*-アルカン (塩素化率 50 重量%) は 28 日以内に 60%分解 (無機化) するという基準を満たせなかったが、56 日後に満たした。
  - C<sub>14</sub> *n*-アルカン (塩素化率 55 重量%及び塩素化率 60 重量%) は 60 日でも 60%分解という基準を満たせなかった。
  - C<sub>15</sub> *n*-アルカン (塩素化率 51 重量%) は、60 日で 60%分解の基準を満たせなかった。

黒字：リスクプロファイル案 (UNEP/POPS/POPRC.18/5/Add.1) に記載された情報

取消線：リスクプロファイル案に記載があるが、記載ミスと考えられる情報

下線：受託者による修正又は追加情報 破線の下線の文献：入手済み文献 無印の文献：未入手の文献

- C<sub>14-17</sub> *n*-アルカン（塩素化率 45.5 重量%）28 日に 51%分解（易生分解性の基準を満たさず）であったが、延長期間での試験は利用できなかった。
- C<sub>14-17</sub> *n*-アルカン（塩素化率 51.7 重量%）は、28 日間で易生分解されず（27%分解を達成）、延長された期間で半数以上分解されたが（60 日後に 57%分解）、60%分解の基準を満たさず。
- C<sub>14-17</sub> *n*-アルカン（塩素化率 63.2 重量%）は、同じ条件で 10%しか分解しなかった。
- これらの生分解試験から、塩素化度が低い物質は、生物学的利用能を向上させた条件下で、微生物により分解されることが示された。また、傾向として 1 分子あたりの塩素原子数が多くなると分解性が低下することが示された。
- 特定の C<sub>16</sub> 又は C<sub>17</sub> の物質だけを対象としたスクリーニング分解試験のデータはない。しかし、同じ塩素化度の C<sub>14-17</sub> 物質の混合物は、C<sub>14</sub> 又は C<sub>15</sub> の物質よりも分解性が低いことに注目すべきであり、これは C<sub>14-17</sub> の混合物が分解されにくいことを示唆（そうであれば混合物は報告よりも分解されるはずである）。
  - 炭素鎖長が長くなると、水溶性が低くなり (Glüge et al., 2013)、吸着性が大きくなる (Gawor and Wania, 2013) ため、分解性が低下するという一般的な予想と合致。
  - SCCP の同族体についても同様の分解傾向を示す (Knobloch et al., 2021)。
- MCCPs のような疎水性物質の場合、水溶性は K<sub>ow</sub> に反比例し、K<sub>oc</sub> は K<sub>ow</sub> に比例する。参考資料 7 の表 6 や表 16 で予測された log K<sub>ow</sub> の値は、炭素鎖長が長くなるにつれて明らかに増加する傾向がある。
- これらのスクリーニング試験からの情報を環境中半減期へ外挿することができないことに留意する必要がある。
- OECD TG 314B（活性汚泥中の生分解）及び優良試験所規範（基準）（Good Laboratory Practices、以下 GLP）に従った試験を C<sub>14-17</sub> *n*-アルカン（塩素化率 52 重量%）で実施。
  - 試験物質はトリチウムを使用して放射性同位体で標識され、Triton X-100 可溶化剤を用いて 28 日間の試験が実施 (Eurofins EAG Agrosience, 2022)
  - 試験濃度は 54.7 µg/L、接種濃度（懸濁物質）は 2.5g/L、可溶化剤濃度は 322 µg/L
  - 試験温度は 19.5°C~21.3°C
  - 本試験では試験条件下で 24 時間に 87.4%の無機化（<sup>3</sup>H<sub>2</sub>O の形成に基づく）を示す。これは他のスクリーニング研究で観察された限定的な分解とは対照的。
  - 測定された無機化放射能が親物質と関連しているかどうかの確認はせず、放射性トレーサーの動態のみの関連性を確認。
  - トリチウムはタンパク質関連物質の水素原子と交換することが知られており、試験系にはそのような物質が多く存在することがこの研究の重要な欠点(Nivesse et al., 2021)。
  - 試験ガイドラインでは、試験容器に可溶化剤を投与するオプションは提供されていない。さらに、標準的なスクリーニング試験と比較して、生分解しやすい条件とな

黒字：リスクプロファイル案（UNEP/POPS/POPRC.18/5/Add.1）に記載された情報

取消線：リスクプロファイル案に記載があるが、記載ミスと考えられる情報

下線：受託者による修正又は追加情報 破線の下線の文献：入手済み文献 無印の文献：未入手の文献

- っている（懸濁物質濃度が OECD 310 の約 300 倍である等）。
- そのためこの試験結果は、本評価の目的においては、現時点では信頼性が低い。また、OECD TG 314B では、生分解性の指標も関連する環境中の半減期も用意されていないことに留意が必要。
  - GLP OECD 314B の 2 つ目の試験は同じ条件と同じプロトコルで実施 (Eurofins EAG Agrosience, 2022b)。
    - 被験物質は、C<sub>14-17</sub> *n*-アルカン（塩素化率 52 重量%）をトリチウム標識と非標識の割合を 1:195 で組み合わせて調製。
    - 試験濃度は、最初の試験で使用した濃度の 150 倍と報告されているが、確認された初期試験濃度は不明。
    - 報告書には試料採取時間に対する生分解率の表はないが、本文中では 23 時間以内に有意な分解が認められ（数値報告なし）、9 日目には標識された放射性物質に基づいて 90%以上の生分解を達成したことが示された。
      - ◇ 生物的及び非生物的な容器の干渉により、生分解の確認が妨げられた。塩化水銀の添加により、非生物的な容器の GC-μECD における分離と検出に支障が出たようであり、生物的な容器についてはスパイクしたブランクの測定やスパイクの抽出手順の分析に関する報告はない。
      - ◇ 試験中、標準的な分析方法と比較して GC-μECD スペクトルで MCCPs の領域の分解能が悪くなり、生分解の兆候と解釈される可能性がある。分解能が低くピーク形状の悪化した大きな領域が補足図で観察。
      - ◇ さらに研究や潜在的な変換生成物の同定が実施されていないため、最初の（トリチウムのみによる）研究で挙げられた懸念があるが、さらなる問題がある。
    - 2 つ目の分析で確認されていないので、分解が起こっていることを確信できない。
    - この研究の結果は信頼性が低い。

参考）化審法による C<sub>14-17</sub> の塩素化 *n*-アルカン（塩素化率不明）の分解度点検結果は、掲載されていない（J-CHECK）。

表 化審法の分解度試験結果（J-CHECK より）

被験物質名称	モノ（又はポリ）クロロアルカン（C=14～17、直鎖型）
CAS 番号	85535-85-9
官報公示整理番号	2-68
判定	—
分解度（BOD）	—
分解度（GC）	—
試験法/試験条件	—

黒字：リスクプロファイル案（UNEP/POPS/POPRC.18/5/Add.1）に記載された情報

取消線：リスクプロファイル案に記載があるが、記載ミスと考えられる情報

下線：受託者による修正又は追加情報 破線の下線の文献：入手済み文献 無印の文献：未入手の文献

参考) SSCP (C<sub>11</sub>, 塩素含有率 63.7%) の化審法における分解度試験

被験物質名称	塩素化パラフィン C <sub>11</sub> , (塩素含有率 63.7%)
CAS 番号	18993-26-5
官報公示整理番号	2-68
判定	難分解性
分解度 (BOD)	1%
分解度 (LC-MS)	0%
試験法/試験条件	試験法 : 標準法 (OECD 301C) 試験期間 : 4 週間 試験装置 : 標準 試験物質濃度 : 100 mg/L 活性汚泥濃度 : 30 mg/L

## (2) 環境を模擬した試験データ

- GLP に従って、非放射性の C<sub>14</sub> *n*-アルカン (塩素化率 50 重量%) を用いて OECD TG 308 試験 (水-底質系における好気性及び嫌気性分解) を実施 (Unpublished, 2019c, 2019d).
  - 詳細は Environment Agency (2019a) に記載
  - 試験は、2 種類の底質と底質中の設定被験物質濃度 5 µg/g dw を用いて好气的条件下で実施。
  - 試験管は 0、15、30、45、60、91、120 日目に消費した (試験ガイドラインでは、100 日を超えて試験しないように規定)。
  - 化学分析は APCI-ToF-HRMS を用いた。
  - 91 日目の 1 回の測定を除いて、すべてのサンプリング間隔の平均測定濃度は、設定濃度の 8% (計算上の相対標準偏差 : RSD) より大きい偏差を示さなかった。
  - 抽出された試料に対する同族体の分析では、抽出物間や抽出及びスパイクされた底質、元の被験物質の間に有意な変動は見られなかった。
  - 2 種類の堆積物において化学分析で生物学的変換が観測されなかったため、底質物の半減期は 120 日以上 (12°C)。
  - この研究は、放射性標識の欠如や堆積物試料に使用された抽出方法に起因する不完全なマスバランスによる制限を受けながらも、信頼性が高いと評価される。

## (3) 環境コンパートメントモニタリング

- 環境モニタリングデータは、参考資料 7 の 2.3.1 に要約されている。世界中の複数の場所で採取された堆積物コアから検出されており、上記で整理した実験室データとの関連性に焦点を当てる。
- スイスのトゥーン湖で 1899 年~2004 年の期間に相当する沈殿物コアを採取 (Iozza et al., 2008).
  - この湖はアルプスの農村集水域に位置し、既知の点源 (金属や高分子産業等) はない。
  - GC-ECNI-LRMS を用いて測定した堆積物コアの MCCPs 濃度は、1965 年から増加傾向を示し、表層 (2004 年) で 26 µg/kg dw であった。

黒字 : リスクプロファイル案 (UNEP/POPS/POPRC.18/5/Add.1) に記載された情報

取消線 : リスクプロファイル案に記載があるが、記載ミスと考えられる情報

下線 : 受託者による修正又は追加情報 破線の下線の文献 : 入手済み文献 無印の文献 : 未入手の文献

- 1980年代の試料では、15~20 µg/kg dw の濃度が確認。
- C<sub>14</sub>の鎖長は、最も多く存在する（MCCPs全体の41~64%を占める）成分であったが、全てのコアの区画で全ての鎖長が検出。
- MCCPsの塩素含有量は、1994年~2004年までの最近のコア区分でわずかに高かった（概して約56重量%であり、ほぼ変動はなかった）。
- 1961年までの期間では、塩素含有量は約53.3%に減少。
- SCCPにおける塩素化率の範囲はこの期間より広いが（63.7~69.5%）、1986年頃にピークがある。
- この塩素化傾向について、次の2つの説明
  - ◇ 塩素含有率の高いCPsへの変化
  - ◇ 古い堆積物中のCPsの脱塩素化。
- MCCPsはC<sub>14</sub>鎖長が支配的に占めており、Cl<sub>6-8</sub>が最も多く検出。MCCPs同族体では、Cl<sub>5</sub>のグループが2~7%検出。
- 中国南部の珠江デルタ（PRD）地域であるDongguan市のDongjiang川から堆積物コアを採取（Chen et al., 2011）。
  - この都市はPRDにおける最大の電子製品製造拠点。
  - この堆積物コアは、約15年間の堆積物を含むと予想。
  - GC-ECNI-LRMS分析により、MCCPsの濃度はコアの上層部で深層部よりも高く、深さ0~32 cmでは1,400~3,800 µg/kg dw、深さ36~68 cmでは1,100~1,400 µg/kg dwで検出。
  - 上層部での濃度の上昇はこの地域でMCCPsの使用量が増加した結果であると推定。
  - 下層部のMCCPs濃度は比較的一定であった。上層（深さ0 cm~約44 cmまで）では、下層よりもC<sub>16</sub>とC<sub>17</sub>の物質の相対量が多く、C<sub>14</sub>の物質の相対比率は上層よりも下層でわずかに高いことが指摘。
  - これは、この地域で使用されているMCCPsの組成が経時的に変化していることを反映している可能性を示唆。
  - それでも、C<sub>14</sub>鎖長は、全MCCPsの約60%を占めて検出。
    - ◇ SCCPsと比較して、MCCPsの塩素化にはコアでほとんど変化が確認できず。
    - ◇ これは鎖長の長いCPは脱塩素化する可能性が低いと推定。
    - ◇ 塩素化のばらつきのレベルは、Iozzaら（2008）の報告と同様。
- スウェーデンの3つの異なる場所（廃水処理工場の下流、工業用木材加工場の近く、鉄鋼工場へ）で堆積物コアが採取（Yuan et al., 2017）。
  - APCI-QToF-MS分析を用いて、MCCPsの濃度を< 6.5~93 µg/kg dwで検出。
  - 1954年と1960年のコアから採取した堆積物からも検出。
  - コアに含まれる約80年間の堆積物の中で、SCCPsが制限され減少する一方、MCCPsが増加する経時的な傾向を観測。

黒字：リスクプロファイル案（UNEP/POPS/POPRC.18/5/Add.1）に記載された情報

取消線：リスクプロファイル案に記載があるが、記載ミスと考えられる情報

下線：受託者による修正又は追加情報 破線の下線の文献：入手済み文献 無印の文献：未入手の文献

- MCCPs の炭素鎖長は 4 種類全て検出され、MCCPs の合計濃度として算出。
- C<sub>14</sub> 同族体は 2 つのコアで独占的に（最大 89%）検出されたが、4 つの炭素鎖 C<sub>14-17</sub> の同族体全てが製鉄所のコアで均等に分布。
- この分析法では Cl<sub>3-15</sub> の異性体を検出でき、MCCPs の平均塩素化度は 48~55% の範囲であったが、論文では異なるコアでの異性体の傾向は報告されていない。
- 中国の香港水域（1 コア、2004 年に採取）及び日本の東京湾（2 コア、2012 年に採取）などの都市化された 2 つの沿岸地域から堆積物コアを採取（Zeng et al., 2017a）。
  - GC-ECNI-LRMS を用いて SCCPs と MCCPs を分析。
  - MCCPs は、両地点で 1950 年代後半に堆積したと推定される水平な層で検出。
  - 表層濃度は、香港水域で 20.3 µg/kg dw、東京湾（2~4 cm）で 7.9 µg/kg dw、29.3 µg/kg dw だが、これらは異なる試料採取日を示しており比較はできない。
  - コアにおける過去の最大濃度は 1980 年代後半のもので、東京湾のコアでは 180 µg/kg dw、香港のコアでは 7.3 µg/kg dw であった。
  - 東京湾では、1990 年代から近年にかけて SCCPs と MCCPs の濃度が低下しているが、これは 2000 年代初頭に導入された規制により、製造と使用が減少したためであると推定。両コアとも、最上部のコアスライスにおける濃度は、過去 8 年間のコアスライスにおける濃度と一桁以内の差である。
  - 香港コアの近年の傾向は、コアの採取時期が古いため識別できない。同族体については 4 つの MCCPs の炭素鎖長（及び Cl<sub>5-10</sub>）が全て検出され、合計の MCCPs 濃度として表示。
  - C<sub>14</sub> が最も多く（66.8%~79%）、残りの鎖長は 7.0%~28.1% の範囲で検出。
- 中国の 9 つの湖の最深部から堆積物コアを採取（Zhang et al., 2019）
  - 9 つのうち 2 つは産業から離れた地域（中国北西部のチベット高原の Qinghai 湖と孟心湖地域の Bosten 湖）。
  - ほとんどのコアは 2006 年に採取され、1930 年頃からの期間に相当。
  - 補完的な表層堆積物サンプルは 2018 年と 2019 年に採取され、非遠隔湖から 2011 年から 2019 年の間に採取された 4 つの浅い堆積物コアとともに採取。
  - すべてのコアは、UPLC-QToFMS を使用して分析。
  - MCCPs 濃度は、異性体の分析に基づいて総 MCCPs 濃度として表記。
  - グラフのデータでは、Cl<sub>6-10</sub> が検出可能であることを示している。
  - 1970 年代までは検出限界である 5.0 µg/kg dw 以下の低濃度であったが、その後、表面濃度が最も低い MCCP（35~269 µg/kg dw）が遠隔地の湖で観測され、大都市や製造業の近くの湖で表面の MCCP が高濃度（643~390 µg/kg dw）で検出。
  - より近年のコアでは、上部のコアスライスの MCCPs 濃度は 1990 年代初期を表すライスでの濃度と同様であった。
  - MCCPs の同族体プロファイルは、ほぼすべての湖で類似しており、C<sub>14</sub> 鎖長、Cl<sub>7</sub>

黒字：リスクプロファイル案（UNEP/POPS/POPRC.18/5/Add.1）に記載された情報

取消線：リスクプロファイル案に記載があるが、記載ミスと考えられる情報

下線：受託者による修正又は追加情報 破線の下線の文献：入手済み文献 無印の文献：未入手の文献

及び Cl<sub>8</sub> の塩素化レベルが支配的であることが指摘。観測されたプロファイルが中国の市販品である CP-42 と類似。

- コアで検出された CP 全体の割合としての MCCPs は増加、SCCP は減少
- 2 つの遠隔地の湖（高標高の寒冷地）における CP の存在は、低温によるトラップ効果と沈着による長距離移動性の結果である可能性を提唱。
- カナダ・オンタリオ州コーンウォール下流のセント・フランシス湖の 1972 年から 1995 年の堆積物コアから 750~1,200 µg/kg dw で検出 (Muir et al., 2002)。
  - このデータから、カナダは堆積物中の MCCPs の半減期を 1 年以上と推定
- 測定可能な濃度の MCCPs が深く古い堆積物層から検出され、表層（近年）の濃度と同じ桁であることがわかった。これは、MCCPs が長期間にわたって堆積物中に残留している可能性を示す間接的な証拠となる。
- 分解条件（酸化還元電位等）は深さによって異なり、堆積時の環境排出物にも依存することが認識。同族体分析を実施し、4 つの炭素鎖長のすべてが検出。
- 上記の研究に基づいて C<sub>14</sub> は一般的に支配的な炭素鎖長であり、炭素鎖長プロファイルはいくつかの論文で市販の CP 製品と一致することが指摘。C<sub>14</sub> が市販製品の主流であることから、現場で C<sub>14</sub> が多く検出されたと推測されており、他の長い炭素鎖の同族体と比較して残留性が高いことを意味するものではない。
- MCCPs は北極圏で採取された海底堆積物を分析した研究において限定的に検出。

### 3.3. 残留性に関するまとめ

- 好気性条件下で GLP に従って 2 種類の堆積物を用いて実施された信頼性の高い OECD TG 308 試験において、C<sub>14</sub> *n*-アルカン（塩素化率 50 重量%）が 12°C で 120 日経過しても変化しなかったことは重要なデータである。
  - この試験で 120 日間での分解が確認されなかったことから、その後の 120 日~180 日で多大な分解が起こる可能性は非常に低いと推測。
  - この仮説は、堆積物コアのモニタリングデータによって裏付けられており、近年堆積した地層における MCCPs の濃度が、同じコア内の 8 年以前に堆積した地層と同程度の濃度であったことから示される。
  - C<sub>14</sub> *n*-アルカン（塩素化率 50 重量%）を用いた修正された生分解スクリーニング試験では、56 日後に大部分が生分解されたが、同じ試験物質を用いた OECD TG 308 試験では分解が起らなかった。
- シミュレーション試験は環境的な関連性が高いため、残留性の評価において重要視される。好気性堆積物中で分解速度が小さいのは、吸着によって生物学的利用能が低下することを反映している。
- 修正及び強化された易生分解試験を実施され、C<sub>14</sub> *n*-アルカン（塩素化率 50 重量%）よりも分解性が低いことが示された全ての物質は、C<sub>14</sub> 異性体群（塩素化率 50 重量%）と

黒字：リスクプロファイル案（UNEP/POPS/POPRC.18/5/Add.1）に記載された情報

取消線：リスクプロファイル案に記載があるが、記載ミスと考えられる情報

下線：受託者による修正又は追加情報 破線の下線の文献：入手済み文献 無印の文献：未入手の文献

同様又はより長い堆積物中半減期を有すると推定。

- 表 3 に記載された物理化学的性質から予測及び観測された傾向を考慮すると、 $C_{14}$   $n$ -アルカン（塩素化率 50 重量%）と同等以上の塩素含有量を持つ  $C_{15-17}$  の物質は、堆積物に対して同等以上の吸着性を持つことが予想され、これらの物質は堆積物中に同等以上に残留する可能性が高いと予想されるため、堆積物中の半減期は 180 日を超えると推定。
- この仮説は、堆積物コアの古い層について異性体レベルでの分析が行われ、関連する 4 つの炭素鎖長が全て検出されたことにより支持される。
- 上記の堆積物コアの炭素鎖長の組成は市販の CP と同様であり、環境への放出後に組成が変化せず、劣化が起きていないことを示唆。
- 中国の Qinghai 湖や Bosten 湖、北極などの遠隔地の堆積物からも検出。
  - 発生源からの遠隔地で検出されることは、長距離移動後に堆積し、残留する可能性を示唆。
- $C_{14}$   $n$ -アルカンで塩素含有量が低いもの（塩素化率 45 重量%以下）は、入手可能なデータから易生分解性が示された。一方、 $C_{14-17}$   $n$ -アルカン（塩素化率 45.5 重量%）は 28 日後に 51%が無機化されたが、容易に生分解されなかった。
  - 吸着によってこれらの物質の堆積物中の半減期が長くなった可能性もあるが、結論を出すための確かなデータはない。
  - これらの特定の  $C_{14}$   $n$ -アルカンの試験結果が OECD の「易分解性」の定義に合致することを考慮し、塩素化率 45 重量%未満の炭素鎖長 14-17 のものは本提案から除外。
  - スクリーニング試験で使用された塩素化率 45 重量%未満の構成成分に、より塩素化の高い（難分解性のある）成分が存在する可能性もあるが、このスクリーニング試験で大部分が無機化されたことにより、懸念される難分解性成分の濃度は低いと予想。
- 炭素鎖長 14-17(塩素化率 45 重量%以上)は堆積物中の半減期が 180 日を超えると評価。

#### 4. 情報の統合（残留性に関連する部分のみ抜粋）

- $C_{14-17}$  の CP は、ストックホルム条約の残留性の基準を満たす。
- 生分解性スクリーニング試験で、塩素化率が 45 重量%以上の全成分について難分解性を示した試験結果がある。
- $C_{14}$  の CP は、実験室での試験に基づき、好気性条件下で 2 種類の堆積物において 180 日を超える半減期を有すると推定（ECHA, 2021a の Table 69 より）。
- 堆積物中の残留性は堆積物コアのモニタリングデータによって裏付けられ、近年に相当するコアの濃度と過去 8 年以前に相当するコア全体で同様な濃度の桁で検出。
- $C_{14}$  の難分解性に関する結論は、以下の理由から  $C_{15-17}$  でも適用される。
  - 水溶解度及び  $\log K_{ow}$  の測定値及び予測値の傾向から  $C_{15-17}$  はより吸着性が高い。

黒字：リスクプロファイル案（UNEP/POPS/POPRC.18/5/Add.1）に記載された情報

取消線：リスクプロファイル案に記載があるが、記載ミスと考えられる情報

下線：受託者による修正又は追加情報 破線の下線の文献：入手済み文献 無印の文献：未入手の文献

- C<sub>15-17</sub> の物質が堆積物中でも検出。
- データがある場合は、検出された異性体の組成が商業製品中の組成と同様。

**Table 69: Summary Table – Outcome of the calculations of the degradation kinetics of the OECD TG 308 study (Unpublished, 2019c) with the CAKE software for C<sub>14</sub> chlorinated n-alkane, 50% Cl wt. testing material (or Total C<sub>14</sub>) and its constituting congener groups (C<sub>14</sub>Cl<sub>3-14</sub>)**

Water-sediment system	DT <sub>50</sub> values in days from the best fit model												Total C <sub>14</sub>
	C <sub>14</sub> Cl <sub>3</sub>	C <sub>14</sub> Cl <sub>4</sub>	C <sub>14</sub> Cl <sub>5</sub>	C <sub>14</sub> Cl <sub>6</sub>	C <sub>14</sub> Cl <sub>7</sub>	C <sub>14</sub> Cl <sub>8</sub>	C <sub>14</sub> Cl <sub>9</sub>	C <sub>14</sub> Cl <sub>10</sub>	C <sub>14</sub> Cl <sub>11</sub>	C <sub>14</sub> Cl <sub>12</sub>	C <sub>14</sub> Cl <sub>13</sub>	C <sub>14</sub> Cl <sub>14</sub>	
Brandywine Creek	412 (SFO)	1760 (SFO)	3760 (SFO)	> 10,000 (SFO)	1110 (SFO)	590 (SFO)	3130 (SFO)	>120*	> 10,000 (HS)	>120*	> 10,000 (SFO)	> 10,000 (HS)	> 10,000 (SFO)
Choptank River	> 10,000 (SFO)	> 10,000 (DFOP)	> 10,000 (DFOP and HS)	> 10,000 (DFOP)	> 10,000 (SFO)	> 10,000 (SFO)	> 10,000 (SFO)	>120*	>120*	>120*	> 10,000 (SFO)	> 10,000 (SFO)	> 10,000 (SFO)

\*No decrease or no variation in the concentration was observed during the test duration of 120 days.

黒字：リスクプロファイル案（UNEP/POPS/POPRC.18/5/Add.1）に記載された情報

取消線：リスクプロファイル案に記載があるが、記載ミスと考えられる情報

下線：受託者による修正又は追加情報 破線の下線の文献：入手済み文献 無印の文献：未入手の文献

## 5. 引用文献

- Bogdal C, Alsberg T, Diefenbacher PS, Macleod M, Berger U. 2015. Fast quantification of chlorinated paraffins in environmental samples by direct injection high-resolution mass spectrometry with pattern deconvolution. *Anal. Chem.*, 87, 2852–2860.
- Brandsma SH, van Mourik L, O'Brien JW, Eaglesham G, Leonards PEG, de Boer J, Gallen C, Mueller J, Gaus C, Bogdal C. 2017. Medium-chain chlorinated paraffins (CPs) dominate in Australian sewage sludge. *Environmental Science & Technology*, 51, 6, 3364–3372.
- Chen MY, Luo XJ, Zhang XL, He MJ, Chen SJ, Mai BX. 2011. Chlorinated paraffins in sediments from the Pearl River Delta, South China: Spatial and temporal distributions and implication for processes. *Environmental Science & Technology*, 45, 9936–9943.
- ECHA [European Chemicals Agency]. 2021a. Member State Committee Support Document for identification of Medium-Chain Chlorinated Paraffins (MCCP) as Substances of Very High Concern Because of their PBT (Article 57d), vPvB (Article 57e) properties. Adopted on 15 June 2021. Accessed 31st March 2022 at <https://echa.europa.eu/documents/10162/98611952-49d5-b0be-d4b9-3df6579315c9>.
- Environment Agency. 2019a. Substance evaluation conclusion and evaluation report for Medium-chain chlorinated paraffins / alkanes, C14–17, chloro. Environment Agency, UK. Dated: 09 December 2019. Accessed (26th March 2021) at: <https://echa.europa.eu/documents/10162/b707a807-583e-62f2-c899-85ea2bbda9c2>.
- Eurofins EAG Agrosience. 2022a. Tritiated Medium-Chain Chlorinated Paraffin (52% chlorine wt.): biodegradation in activated sludge. Report no. 835E-110 dated 2nd February 2022. Eurofins EAG Agrosience, LLC, Easton, Maryland USA.
- Eurofins EAG Agrosience. 2022b. Comparison of the biodegradation of tritiated chlorinated paraffin ([<sup>3</sup>H]C14–17-52%Cl) to non-tritiated MCCP-52%Cl in the OECD 314B test system using GC- $\mu$ ECD and TLC methods. Report no. 835E-111 dated 3rd May 2022. Eurofins EAG Agrosience, LLC, Easton, Maryland USA.
- Gawor A and Wania F. 2013. Using quantitative structural property relationships, chemical fate models, and the chemical partitioning space to investigate the potential for long range transport and bioaccumulation of complex halogenated chemical mixtures, *Environmental Science: Process & Impacts*, 15, 1671–1684.
- Glüge J, Bogdal C, Scheringer M, Buser AM, Hungerbühler K. 2013. Calculation of physicochemical properties for short- and medium-chain chlorinated paraffins. *Journal of Physical and Chemical Reference Data*, 42, 023103.
- Iozza S, Müller C E, Schmid P, Bogdal C, Oehme M. 2008. Historical profiles of chlorinated paraffins and polychlorinated biphenyls in a dated sediment core from Lake Thun (Switzerland). *Environmental Science & Technology*, 42, 1045–1050.
- Knobloch MC, Schinkel L, Kohler H E, Mathi, F, Kern S, Bleiner D, & Heeb NV. (2021a). Transformation of short-chain chlorinated paraffins and olefins with the bacterial dehalogenase LinB from *Sphingobium indicum* - Kinetic models for the homologue-specific conversion of reactive and persistent material. *Chemosphere*, 283, 131199.
- Muir D, Braekevelt E, Tomy G, Whittle M. 2002. Analysis of Medium Chain Chlorinated Paraffins in Great Lake Food Webs and in a Dated Sediment Core for Lake St. Francis in the St. Lawrence River System. Preliminary Report August 2002. National Water Research Institute, Burlington, ON.
- Nivresse AL, Baglan N, Montavon G, Granger G, Péron O. 2020. Cellulose, proteins, starch and simple carbohydrates molecules control the hydrogen exchange capacity of bio-indicators and foodstuffs. *Chemosphere*. 2021 Apr;269:128676. doi: 10.1016/j.chemosphere.2020.128676. Epub 2020 Oct 17. PMID: 33268089.
- Unpublished. 2019c. C14 Chlorinated Paraffin: Aerobic Transformation in Aquatic Sediment Systems (simulation study). Summary and discussion of test available in Environment Agency

- (2019a) cited above. Registrant robust study summary available at: <https://echa.europa.eu/registration-dossier/-/registered-dossier/15252/5/3/3/?documentUUID=7f7caa05-f6f0-450e-b311-4e9c879d74d2> [accessed May 2022].
- Unpublished. 2019d. Determination of C14 polychlorinated n-alkane with 50% Cl by weight in sediments from OECD 308 biodegradation tests (specific analysis). Summary and discussion of test available in Environment Agency (2019a) cited above.
- van Mourik, L. M., Leonards, P. E., Gaus, C., & de Boer, J. (2015). Recent developments in capabilities for analysing chlorinated paraffins in environmental matrices: A review. *Chemosphere*, 136, 259–272.
- Yuan B, Brüchert V, Sobek A and de Wit CA. 2017. Temporal trends of C8–C36 chlorinated paraffins in Swedish coastal sediment cores over the past 80 years. *Environmental Science & Technology*, 51, 14199–14208.
- Yuan B, Strida A, Darnerud PO, de Wit CA, Nyström J, Bergmanac A. 2017. Chlorinated paraffins leaking from hand blenders can lead to significant human exposures. *Environment International* 109: 73-80.
- Zeng L, Lam JCW, Horii Y, Li X, Chen W, Qiu JW, Leung KMY, Yamazaki E, Yamashita N, Lam PKS. 2017a. Spatial and temporal trends of short- and medium-chain chlorinated paraffins in sediments off the urbanized coastal zones in China and Japan: A comparison study. *Environmental Pollution*, 224, 357-367.
- Zhang C, Chang H, Wang H, Zhu Y, Zhao X, He Y, Sun F, and Wu F. 2019. Spatial and temporal distributions of short-, medium-, and long-chain chlorinated paraffins in sediment cores from nine lakes in China. *Environmental Science & Technology*, 53, 9462–9471.

## 資料 3

中鎖塩素化パラフィンの生物蓄積性等の概要

## 生物蓄積性等の概要

(塩素化パラフィン (炭素数 14~17 で塩素化率 45 重量%以上のもの))

### 1 スクリーニング情報

- 表 3 に示すように、C<sub>14-17</sub> 鎖長の塩素化パラフィン (以下、「CP」という。) の構成成分は、log Kow の値に幅があるが、測定値や予測値はすべて 5 を超えている。
    - ◇ C<sub>14</sub> 塩素化 n-アルカン塩素化率 50 重量%の信頼性のある log Kow : 6.6
    - ◇ C<sub>14-16</sub> 鎖長で異なる塩素化レベルの log Kow : 5.56~8.68 (Hilger et al. 2011a)
    - ◇ 試験の詳細は参考資料 7 を参照。
    - ◇ 「MCCP」の範囲にわたって分析が可能で、OECD TG 117 と同一の HPLC 法を使用しており、log Kow の結果はすべて 5 を超えている。
  - COSMOtherm と ACD lab ソフトウェアを用いた log Kow の予測値は、利用可能な測定データとよく一致している(Glüge et al., 2013; Endo, 2021; ECHA, 2021a; Gawor and Wania, 2013)。
  - それに比べて、EPIWIN™による物理化学的特性の予測値は、より不十分な一致しか得られていない(Glüge et al., 2013; Environment Agency 2019a)。
  - 予測では、log Kow 値は、炭素鎖長に対し、塩素化率 55 重量%までは塩素含有量に比較的依存しないことが示された。Log Kow は、鎖長に対して、塩素化率 55 重量%を超えると、塩素含有量とともに上昇するようである。
  - 言い換えると、Cl<sub>1.5</sub> 付近までは log Kow 値の変化は小さく、この塩素化レベルを超えると上昇する。
  - log Kow は、炭素鎖が長くなるにつれても上昇する。
  - COSMOtherm を用いた特定成分の log Kow の予測の詳細は、参考資料 7 を参照。
- 全体としては、塩素化率 45%超の C<sub>14-17</sub> の CP の全成分について、予測データと実測データでは log Kow は 5 以上である。

表 3. C<sub>14-17</sub> 鎖長の CP における物理化学的性状 (log Kow のみ抜粋)

性状	値	情報源/備考
n-オクタノール/水分配係数 (log Kow)	6.58 ± 0.09、C <sub>14</sub> (50 wt.% Cl)	Unpublished (2019b); 非 GLP の OECD TG 123 (ゆっくり攪拌)。分析法: APCI ToF HRMS (優勢な同族体のみ)。選択した分析方法により、異なる塩素化同族体グループ間で Kow の変動はほとんど観察されず。制限付きで信頼できる研究と見なす。

無印: リスクプロファイル案 (UNEP/POPS/POPRC.18/6/Add.1) に記載された情報

取消線: リスクプロファイル案に記載があるが、記載ミスと考えられる情報

下線: 受託者による修正又は追加情報

破線の下線の文献: 入手済み文献

無印の文献: 未入手の文献

性状	値	情報源/備考
	6.30 (5.56–7.71)、C <sub>14</sub> , 47.0 wt.% Cl 6.65 (5.84–7.81)、C <sub>15</sub> , 50.4 wt.% Cl 6.81 (5.78–8.38)、C <sub>16</sub> , 61.0 wt.% Cl 6.67 (5.57–7.90)、C <sub>14–17</sub> , 46.7 wt.% Cl	Hilger <i>et al.</i> (2011a); UV 検出器を使用した OECD 117 に基づく逆相 HPLC 法。非 GLP 試験で制約があるが、信頼性が高いと見なす。より完全な概要は参考資料 7 を参照。
	7.2 (4.7–8.3)、C <sub>16</sub> 35 wt.% Cl	Fisk <i>et al.</i> (1998a); EC (2005) での主要な研究。分析法：HPLC。示唆的情報のみを提供すると見なされる研究（内部標準物質や標準物質に関する情報がないため）。
	5.52–8.21、C <sub>14–17</sub> 45 wt.% Cl; 5.47–8.01、C <sub>14–17</sub> 52 wt.% Cl	Renberg <i>et al.</i> (1980); 非 GLP でガイドライン未準拠の研究。分析法：逆相高性能薄層クロマトグラフィー (RP-HPTLC)。示唆的情報のみを提供すると見なされる研究（内部標準物質や標準物質に関する情報がないため）。
	7.93–10.21、C <sub>14</sub> Cl <sub>1–16</sub> 8.49–10.91、C <sub>15</sub> Cl <sub>1–17</sub> 9.04–11.16、C <sub>16</sub> Cl <sub>1–16</sub> 9.60–11.84、C <sub>17</sub> Cl <sub>1–18</sub>	Endo (2021); COSMOtherm <sup>1</sup> での予測。より完全な概要は参考資料 7 を参照。
	6.2–8.25、C <sub>14</sub> Cl <sub>1–14</sub> 6.63–8.76、C <sub>15</sub> Cl <sub>1–15</sub> 7.07–9.28、C <sub>16</sub> Cl <sub>1–16</sub> 7.33–9.8、C <sub>17</sub> Cl <sub>1–17</sub> 7.94–9.1、C <sub>14</sub> Cl <sub>4–10</sub> 8.43–9.84、C <sub>15</sub> Cl <sub>4–11</sub> 8.92–10.36、C <sub>16</sub> Cl <sub>4–12</sub> 9.59–11.04、C <sub>17</sub> Cl <sub>5–13</sub>	ACD Percepta <sup>2</sup> (ECHA, 2021a で提供) の log P 法で予測した log K <sub>OW</sub> 。EPIWIN™ 内の KOWWIN v1.68 <sup>3</sup> を用いた予測 log K <sub>OW</sub> 。より完全な概要は参考資料 7 を参照。Glüge <i>et al.</i> (2013) に基づき、COSMOtherm の結果は EPIWIN の結果よりも優先される。

## 2 魚類への蓄積性

- ニジマス (*Oncorhynchus mykiss*) への <sup>14</sup>C 放射性同位体ラベルの C<sub>14</sub> 塩素化 n-アルカン塩素化率 45 重量%の信頼性のある魚類生物濃縮試験 (OECD TG 305、GLP) (Unpublished, 2010a,b) については、Environment Agency (2010) に詳述。
  - 取込期間の水中曝露濃度として 1 濃度区の 0.34 µg/L (測定値) を使用し、これは水溶解度を十分に下回る。(溶媒：ジメチルホルムアミド 0.004 mL/L)。
  - 試験魚は流水条件下で 35 日間曝露後 42 日間の排泄期間を設けた。
  - フォローアップの分析作業で、測定された放射能の約 79% は親物質である可能性が

<sup>1</sup> COSMOconfX 20, TURBOMOLE 7.4 and COSMOthermX 20 (all from COSMOlogic, Biovia, Dassault Systemes).

<sup>2</sup> ACD/Labs release 2019.2.1, Advanced Chemistry Development, Inc., 2019.

<sup>3</sup> Estimation Programs Interface Suite™ for Microsoft® Windows, v 4.11. United States Environmental Protection Agency, Washington, DC, USA.

無印：リスクプロファイル案 (UNEP/POPS/POPRC.18/6/Add.1) に記載された情報

取消線：リスクプロファイル案に記載があるが、記載ミスと考えられる情報

下線：受託者による修正又は追加情報

破線の下線の文献：入手済み文献

無印の文献：未入手の文献

あると判定されている (Unpublished, 2010b) (Unpublished, 2010b)。残りの 21%は、非極性の抽出不能な代謝物と関連。これらの代謝物はそれ以上同定されなかったため、それらが有害性または蓄積性があるかは不明。

- リスクプロファイルの目的のため、魚類の生物濃縮係数 (BCF) は、測定されたすべての放射能が関連しているという保守的な仮定を用いて算出。
    - ◇ 成長補正および脂質正規化された動力的 BCF : 14 600 L/kg
    - ◇ 代謝物を無視した親物質のみの同条件での BCF : 約 11 530 L/kg
  - 本試験は、テストガイドラインに照らした規制当局による評価に基づき、制限なしで信頼性ありと評価されている。
- ニジマス (*O. mykiss*) への C<sub>14</sub> 塩素化 *n*-アルカン塩素化率 50 重量%の信頼性のある魚類の食餌曝露による生物蓄積性試験 (OECD TG 305、GLP、流水式) (Unpublished, 2019e,f) については Environment Agency (2019) に詳述。
    - 設定濃度 15 µg/g の試験物質を含む投与と、設定濃度 15 µg/g の試験物質と 3 µg/g のヘキサクロロベンゼン (HCB) の両方を投与した陽性対照を使用。
    - 14 日間の取込期間後、56 日間の排泄期間を設けて非投与の給餌。
    - 化学分析は APCI-QToF-HRMS による。
      - ◇ 成長補正された排泄半減期 : 108.9 日
      - ◇ 成長補正および脂質正規化された動力的生物増幅係数 (BMF<sub>KgL</sub>) : 0.468 (Unpublished, 2019e)
      - ◇ HCB (陽性対照) 成長補正された排泄半減期 : 26 日  
BMF<sub>KgL</sub> : 1.41
    - 本試験は、試験指針に対する規制当局による評価に基づき、制限なしで信頼性ありと評価されている。
  - 測定した脱塩半減期と、OECD TG 305 の BCF 推定ツール(OECD 2017a)にある 15 の取込 (k1)モデルのそれぞれを使用すると、本試験のすべてのケースで BCF が 5,000 L/kg を大幅超過(Environment Agency 2019a)。
  - その他の関連する成分について、魚類の生物濃縮の情報を提供している研究がいくつかある (表 7)。
  - これらの研究は、上記の 2 つの研究よりも信頼性が低いと評価されているが (後述)、それでも有用な情報を提供している。

無印 : リスクプロファイル案 (UNEP/POPS/POPRC.18/6/Add.1) に記載された情報

取消線 : リスクプロファイル案に記載があるが、記載ミスと考えられる情報

下線 : 受託者による修正又は追加情報

破線の下線の文献 : 入手済み文献

無印の文献 : 未入手の文献

表 7. 支持するとみられる追加的な魚類生物蓄積性試験の結果

塩素化率 % wt.	炭素鎖長				
	C <sub>14</sub>	C <sub>15</sub>	C <sub>16</sub>	C <sub>17</sub>	C <sub>18</sub> <sup>†</sup>
<40			>5,000 L/kg Fisk <i>et al.</i> , 1996 <sup>#</sup>		
40-45					
45-50	>5,000 L/kg Fisk <i>et al.</i> , 1998b <sup>#</sup>				>5,000 L/kg Fisk <i>et al.</i> , 2000 <sup>#</sup>
50-55		2,072 L/kg* Thompson <i>et al.</i> , 2000			
55-65	>5,000 L/kg Fisk <i>et al.</i> , 2000 <sup>#</sup>				
>65			>5,000 L/kg Fisk <i>et al.</i> , 1996 <sup>#</sup>		

注：斜体は、試験結果が信頼できない可能性があることを示す。\* 脂質補正なし。# 摂餌試験からの外挿。  
† 「MCCPs」の構成成分ではないが、上限を示す。

- ニジマス (*O. mykiss*) での <sup>14</sup>C 放射性同位元素で標識された C<sub>15</sub> 塩素化 *n*-アルカン (塩素化率 51 重量%) の生物濃縮試験 (OECD TG 305、GLP 試験、流水式) (Thompson *et al.* 2000)
  - 試験濃度区 (設定 1 µg/L、5 µg/L)
  - 高濃度区の方で低い BCF 値となり、水溶解度を超過と推定。
  - 魚類の脂質含有量は未測定のため、脂質補正できず。
  - BCF 値は、魚類中の総放射能と測定した平均水中濃度に基づいて算出。
    - ◇ 1 µg/L 濃度区 動学的 BCF (成長補正) : 2072 L/kg  
排泄半減期 (成長補正) : 29 日
  - BCF 値は塩素含有量の低い C<sub>14</sub> 物質よりも著しく低いが、排泄半減期は生物濃縮の大きな懸念を示唆している (Environment Agency (2012) の分析と OECD (2017b) における議論によれば、約 8~10 日の排泄半減期は、5,000 L/kg 以上の脂質補正および成長補正された BCF を示している)
  - BCF と排泄半減期との間に見かけ上、説明のつかない不一致があることは、本試験結果は慎重に扱うべきであることを意味している。支持している試験と見なされる。
- ニジマス (*O. mykiss*) を用いた一連の魚類の食餌曝露による生物蓄積試験より、OECD 推定ツール (OECD, 2017a) を用いて BCF 値を導出 (Fisk *et al.*, 1996, 1998b, 2000)。
  - 様々な塩素化レベルの C<sub>14</sub> (2 つの別々の研究で)、C<sub>16</sub>、C<sub>18</sub>、幾つかの SCCP が使用され、そのうちの幾つかは同じ実験で一緒に実施。
  - 試験物質は特別に合成され、末端の炭素原子に塩素原子を保持していた (代謝に影響を与えた可能性あり)。
  - 試験は、標準的なテストガイドラインに未準拠、非 GLP で、1996 年と 1998 年の試験の検証のための重要な情報が未入手で、試験の 1 つでは死亡も観察。

無印：リスクプロファイル案 (UNEP/POPS/POPRC.18/6/Add.1) に記載された情報

取消線：リスクプロファイル案に記載があるが、記載ミスと考えられる情報

下線：受託者による修正又は追加情報

破線の下線の文献：入手済み文献

無印の文献：未入手の文献

- 従って、これらの試験の信頼性については不確実性がある。
- この問題は、参考資料7で詳述。
  - ◇ 全成分 排泄半減期：29日～91日  
推定 BCF：5,000 L/kg 超
- 上述のように、この長い排泄半減期が、5,000 L/kg 超の BCF を示している。
- C<sub>18</sub>の結果は、C<sub>17</sub>の成分が試験された場合には、同様の結果が得られるであろうことを示唆している。
- C<sub>14</sub>（塩素化率 42-53 重量%）を用いた Fisk et al. (1998)の知見は、同程度の塩素化レベルの同じ C<sub>14</sub>を対象とした、2つの信頼できる魚類の生物蓄積性試験の結果(Unpublished, 2010a/b; Unpublished, 2019e/f)と一致する。
- このことは、Fisk et al. (1996, 1998b, 2000)によって用いられた方法論で、より最近の生物蓄積性研究に大まかに比較可能な結果が得られたため、Fisk et al. (1996, 1998, 2000)の研究で測定され前述した他の塩素化レベルまたは炭素鎖長の生物蓄積性の結果が使用可能であることについて、ある程度の信頼性を与えてくれる。
- 4つの実験室での研究(Fisk et al. (1996, 1998b, 2000)、Thompson et al. (2000))を総合すると、C<sub>14</sub>より長鎖の成分は魚類で大きな生物蓄積性がある可能性があるが、今のところ実験室データだけで断定的に裏付けられたいとすることはできない。これらは支持している研究であると見なされる。
- 2012年までに得られた「MCCPs」の実験室での生物蓄積データは、Houde et al. (2008)の野外調査とともに、Thompson & Vaughan (2014)のレビュー記事で検討された。
  - この公表文献では、追加の実験データは提供されていない。
  - レビューの結論としては、実験室データと野外データから異なる結論が導き出されるため、(難分解性と)生物蓄積性の評価にはさらなるデータが必要ということであった。また、利用可能な野外データも限定的であることが指摘されている。
- このレビューは、最新の魚類の生物蓄積性（および底質での分解性）の調査が実施される前に行われた。
- また、このレビューは、(実験室での魚類食餌試験の解釈のためのガイダンスを提供する) OECD (2017b)の公表前に完了し、1つのフィールド研究(Houde et al., 2008)からのデータのみを考慮している。
- BAT v2.0 ツールを用いた分析結果が提供されている（CPIA Annex E 提出）。
  - この結果では、入手可能なほぼすべての実験室での生物蓄積データと1件の野外での生物濃縮研究、並びにいくつかの *in silico* モデルとともに、レビューと解釈を提

無印：リスクプロファイル案（UNEP/POPS/POPRC.18/6/Add.1）に記載された情報

取消線：リスクプロファイル案に記載があるが、記載ミスと考えられる情報

下線：受託者による修正又は追加情報

破線の下線の文献：入手済み文献

無印の文献：未入手の文献

供している。

- このBAT 報告書は新しい実験データを提供しておらず、既存の測定データについて提起された主な技術的視点は、Environment Agency (2019a)および本リスクプロファイルで既に議論されている。
- 証拠の重み付けアプローチでは、信頼できる測定データの82%が「MCCP」は生物濃縮性でないことを示すと結論付けている。
- しかしながら、これは単一の研究に基づいて (Houde et al., 2008 ; 参考資料 7 に詳述)、全体の証拠の88%のデータを予測したもので、利用可能なデータの妥当な反映を提供するとは見なされない。
- 出力に含まれているフガシティ比の概念は、英国または EU 域内で規制目的のために認識または検証されていない。従って、BAT 報告書は、本リスクプロファイルではこれ以上議論されない。

参考) 化審法による C<sub>14-17</sub> の塩素化 n-アルカン (塩素化率不明) の生物濃縮に関する情報は、J-CHECK に未記載である。

### 3 他の水生生物への蓄積

- オオミジンコ (*Daphnia magna*) を用いた非標準法、非 GLP の実験室での生物蓄積試験で、C<sub>13-18</sub> 塩素化 n-アルカン (塩素化率 45 重量%) 含む多くの市販 CP 製品を評価 (Castro et al. 2019)。
  - CP を 1 mg CP/g でシリコンに担持させた受動的投与システムを使用。
  - 各処理区で 5 連の容器 (1 連あたり 35 匹のミジンコが取込と排泄の期間に採取できるように十分な数) を使用し、曝露条件は OECD TG 202 に準拠。
  - 24 時間齢未満のミジンコ幼体を 48 時間 CP に曝露し (取込)、その後 24 時間の排泄期間。
  - 曝露時間は比較的短いですが、著者らの過去の調査から、CP の受動的投与方式では 24 時間以内にシステムが平衡化することが示されている。
  - BCF は、水だけを介して曝露されたミジンコ中の濃度と、生物が存在しない状態で測定された単一の水中濃度の比から算出。
  - また、水と餌の両方を介して曝露されたミジンコについては、各フェーズの終了時に測定された濃度で BAF を算出。
  - ECHA (2021a) と ECHA (2022e) は、Environment Agency (2019) で議論されたいくつかの不確実性に対処しており、その結果、本研究は支持する情報を提供すると見なされる。参考資料 7 に詳述。
  - 同族体レベルの化学分析は、APCI-QTOF-MS を用いた。C<sub>14</sub> (Cl<sub>4-9</sub>)、C<sub>15</sub> (Cl<sub>3-9</sub>)、C<sub>16</sub>

無印：リスクプロファイル案 (UNEP/POPS/POPRC.18/6/Add.1) に記載された情報

取消線：リスクプロファイル案に記載があるが、記載ミスと考えられる情報

下線：受託者による修正又は追加情報

破線の下線の文献：入手済み文献

無印の文献：未入手の文献

(Cl<sub>2-8</sub>)、C<sub>17</sub> (Cl<sub>2-9</sub>)が検出されている。本研究の著者は、この分析法では単一と同族体を定量できないため、半定量的なものとして取り扱うべきと指摘している(Pers. Comm., 2021)。

- 試験物質とミジンコにおける同族体の特徴を比較すると、塩素化の極端なところ(例えば、Cl<sub>2</sub>やCl<sub>9</sub>)を除いて、これらは視覚的に類似していることが示された。
- これは、C<sub>14-17</sub>鎖長について比例的に蓄積することを示している(例えば、個々の鎖長で不均衡な蓄積または優先的な蓄積を示すデータはない)。
- ECHA(2021a)では、MCCPの含水率補正したBCF(定常状態)を約50 000 L/kg wwと提示している(原データは乾燥重量で提示)。BAF(定常状態)は39 810 L/kg ww。
- さらに3つの試験で、水生無脊椎動物(底生動物 *Lumbriculus variegatus*、ムラサキイガイ *Mytilus edulis*)におけるC<sub>14-17</sub> CPsの高い生物濃縮性が示された(Renberg et al. (1986), Madeley & Thompson (1983), Fisk et al. (1998a))。
  - C<sub>14-17</sub>塩素化 n-アルカン(塩素化率 52 重量%)、C<sub>16</sub>塩素化 n-アルカン(塩素化率 34 重量%)の非標準法、非 GLP の生物蓄積試験(Renberg et al. (1986), Madeley & Thompson (1983))
    - ◇ BAF : 2,000 L/kg 超 (C<sub>14-17</sub>(塩素化率 52 重量%))  
5,000 L/kg 超 (C<sub>16</sub>(塩素化率 34 重量%))
  - 底質中に生息する貧網類(*Lumbriculus variegatus*)を使った試験(Fisk et al., 1998a)
    - ◇ 脂質補正 BSAF : 4.4 (C<sub>16</sub>塩素化 n-アルカン(塩素化率 35 重量%))  
0.6 (C<sub>16</sub>塩素化 n-アルカン(塩素化率 69 重量%))
    - ◇ 分析前に生物の腸内内容物を除去していないため、生物濃縮が著しく過大評価されている可能性あり
- 方法論的な問題(参考資料7で議論)のため、これらの研究は提案を支持するほどには信頼性があるとは見なされていないが、魚類やミジンコ以外の水生分類群でもC<sub>14-17</sub>のCPで高い生物濃縮性を経験する可能性があるという懸念は示されている。
- 要約すると、魚類を用いた実験室での生物濃縮研究は、C<sub>14-17</sub>のCPの様々な成分で高いレベルの生物濃縮性を示している。
- 特に、塩素含有量が45-50重量%の範囲のC<sub>14</sub>について、信頼性のある水中曝露及び食餌曝露試験では、5 000 L/kgを超えるBCF値が測定又は推定されている。
- 現行のテストガイドラインやC14での最新の試験のような高い基準で実施されていない他のいくつかの魚類の生物蓄積性試験では、C<sub>14</sub>より長い炭素鎖のBCFが約2 000 L/kgから5 000 L/kg以上の範囲となることを示唆している。
- ミジンコを用いた非GLP、非ガイドラインの実験室での生物蓄積性研究では、塩素化率45

無印：リスクプロファイル案(UNEP/POPS/POPRC.18/6/Add.1)に記載された情報

取消線：リスクプロファイル案に記載があるが、記載ミスと考えられる情報

下線：受託者による修正又は追加情報

破線の下線の文献：入手済み文献

無印の文献：未入手の文献

重量%の C<sub>13-18</sub> で非常に高い BCF を報告している。

- 無脊椎動物での他の利用可能な実験室での生物蓄積データは信頼性が低い、高い生物蓄積性が魚類に限定されそうにないという懸念を支持している。

#### 4 野外での生物増幅とモニタリング調査

- APCI-QToF-MS を用いてスウェーデンの環境中の C<sub>30</sub> までの鎖長の CP を分析(Yuan et al. 2019)。
- 海洋食物網では、オジロワシ、ハイイロアザラシ、ゼニガタアザラシ、ネズミイルカの組織中の C<sub>14-17</sub> 同族体の濃度 (約 0.2~0.5mg/kg 脂質重量(lw)) は、ニシンでの濃度 (約 0.03~0.44mg/kg lw) よりも高いか概ね同等であった。
  - 「MCCPs」は総量として報告され、最上位捕食種を含む 4 つの「MCCPs」鎖長すべてを検出 (検出された塩素化レベルは Cl<sub>4</sub> から Cl<sub>10</sub> まで様々であった)。
- Yuan et al. (2019)のデータを用いて、特定された空間領域から入手した捕食者-被食者種において明確に測定された CP の生物増幅性を推定 (De Wit et al. 2020)。
  - 捕食者/餌生物のペアの可能性のある SCCP、「MCCP」、LCCP の平均脂質重量濃度の比率は、SCCP が 1.5-5.0、「MCCP」が 0.40-3.1、LCCP が 0.90-3.3。
  - MCCP で最も高い比率のペアは、ゼニガタアザラシ/ニシン (2.4) とウミワシ/ギルモット (3.1)。
  - 「MCCP」の BMF が低いのは次のペア。
    - ◇ ギルモット/ニシン (0.4)、ウミワシ/ケワタガモ (1.1)、ハイイロアザラシ/ニシン (1.4)、ネズミイルカ/ニシン (1.8)
  - これらの値は、全体の負荷量を代表していない可能性のある組織の測定値に基づいており、また、サンプル数が少ない (いくつかのケースではわずか 2 サンプル) ため、かなり注意深く検討すべきである。また、捕食者とその潜在的な餌生物は同じ場所、同じ時間に採集されていない。さらには、バルト海における CP の掲示的な変化は不明である。
- Yuan et al. (2019)と De Wit et al. (2020)をまとめると、「MCCPs」成分は幅広い水生生物種に蓄積され、食物連鎖の頂点の生物の組織中に検出されるという強い証拠を提供していると考えられる。
- しかし、証拠を強化し、捕食者種と被食者種の間での生物濃縮を確認するためには、同じ特定の食物網内の生物相からのさらなる同時期のデータと安定同位体データの支持が必要。
- 長江デルタの水田から採捕したトノサマガエルと 2 種のヘビ (陸生のタイリクマムシと半水生のネズミヘビ) の組織を APCI-QTOF-MS で分析(Du et al. 2019, 2020)。
  - 2011 年も同じ時間、同じ場所で動物を採取した。

無印：リスクプロファイル案 (UNEP/POPS/POPRC.18/6/Add.1) に記載された情報

取消線：リスクプロファイル案に記載があるが、記載ミスと考えられる情報

下線：受託者による修正又は追加情報

破線の下線の文献：入手済み文献

無印の文献：未入手の文献

- 「MCCPs」の4つの鎖長はすべて組織で検出され、C14が最も多く、同族体別の分析では組織タイプによって取込にばらつきがあることが示された。
- 同族体ではCl5-6異性体が優占していた。
- 筋肉中濃度に基づき、トノサマガエル-ネズミヘビの食物連鎖における「MCCPs」の平均BMF値を1.8（最大BMF=2.8）と算出(Du et al. 2020)。
- BMFの算出は組織別の濃度からであり（全体ではない）、ヘビのサンプル数は少なかった。
- $\delta^{13}\text{C}$  と  $\delta^{15}\text{N}$  の測定により、2種が同じ食物連鎖に属していることが示されたが、ヘビがカエルだけを食べていることは確認できない（別の論文で、Du et al., 2018は、ネズミヘビが、カエル、カタツムリ、ドジョウなどの小魚、ウナギを食べることを示している）。
  - したがって、報告されたBMFの信頼性には不確実性がある。
  - とはいえ、本調査では、生物濃縮の可能性が指摘されている。
- さらに、捕食者を含めて、汚染地域における組織で測定された「MCCPs」の高濃度（最大14 mg/kg lw）は、この物質が生物学的に利用可能であることを示している。
- 2014年に魚類10種と無脊椎動物5種（ $\delta^{15}\text{N}$ に基づく栄養段階2.31~3.81をカバー）を採取し、中国北部の遼東湾の生物相におけるSCCPsと「MCCPs」の生物蓄積性を検討(Huang et al. 2017).
  - 分析は、2D GC-HRMSを用いて実施。
  - 「MCCPs」はすべての試料で検出され、最高濃度と最低濃度がそれぞれ、ターボット（魚類）（平均5097  $\mu\text{g}/\text{kg lw}$ ）とシャコ類（16.72  $\mu\text{g}/\text{kg lw}$ ）で測定された。
  - 同族体プロファイルは、C<sub>14</sub>同族体(60.7-96.5%)が支配的で、C<sub>15</sub> (6.7-24.0%)、C<sub>16</sub>及びC<sub>17</sub>がそれに続いていた。
  - MCCPsの鎖長は7~9塩素化したものが主（90.1%）。
  - 水中濃度が得られなかったため、「MCCPs」の生物濃縮係数（BAF）は算出されなかった。
  - 「MCCPs」の同族体（C<sub>14-17</sub>Cl<sub>5-10</sub>）の栄養増幅係数（TMF）：0.23~2.92
    - ◇ いずれも統計的に有意ではなく（ $p < 0.05$ ）、ほぼすべてのプロットは非常に低い $r^2$ 値であった。
  - $\Sigma$ MCCPs TMFも同様に有意ではなかった。
    - ◇ SCCPsの同族体プロットの約4分の1は、 $r^2$ が0.5以上、TMFが1以上（且つ統計的に有意）。
    - ◇ しかし、 $\Sigma$ SCCPsのTMFは統計的に有意でなかった。
  - 著者らは、魚類で「MCCPs」の生物濃縮は起こっていないが、SCCPsでは起こっていると結論。

無印：リスクプロファイル案（UNEP/POPS/POPRC.18/6/Add.1）に記載された情報

取消線：リスクプロファイル案に記載があるが、記載ミスと考えられる情報

下線：受託者による修正又は追加情報

破線の下線の文献：入手済み文献

無印の文献：未入手の文献

- 高次栄養段階における魚類サンプルの数が限られていること（いくつかの事例では 2~3 匹）、サンプルの生物相に捕食者-被食者関係が定義されていないこと（例えば <sup>13</sup>C 分析を含む）、両物質の相関関係の質から、この研究の結論には不確かさがある。
- 全体として、生物濃縮データは、評価において低いウェイトを与えられている。
- 南シナ海の亜熱帯香港水域から軟体動物 4 種、甲殻類 7 種、魚類 16 種を採集し、「MCCPs」について分析(Zeng et al. 2017b)。
- これらの値は、2 種の鯨類（同じ年と地域で採取され、2.3.1.6.2 で述べた以前の論文(Zeng et al. 2015)で詳述されているスナメリ（平均 5.5mg/kg lw）および 3 種のウスイロイルカ（平均 13mg/kg lw））の脂皮中の CPs の平均濃度と比較。
  - 生物濃縮係数（BMF）と TMF は、魚類の筋肉組織、軟体動物の軟組織、鯨類の脂皮中の濃度を用いて計算（すべて脂質補正）。
    - ◇ 算出された BMF と TMF : 1 超
  - 哺乳類の濃度は餌生物よりも著しく高いが、哺乳類が採取地域の餌生物のみを摂取しているのか、それともより広範囲で、より汚染された可能性のある地域の餌生物も摂取しているのか、かなり不確かである（例えば、イルカは汽水の河口域での餌を好むとされており、餌の採取地点から少し離れているように見える）。
  - さらに、捕食者のサンプル数が少ないこと、TMF の計算で各捕食者について単一のプール値を使用したこと、全体濃度でなく組織濃度を使用したことから、不確実性が増している。
  - したがって、これらの BMF と TMF は信頼性があるとは見なせない。
- ただし、鯨類の脂皮で観察された高い平均濃度は、「MCCPs」に曝露した結果として、高い生物蓄積が起こる可能性を示唆している。
- 鎖長レベルの分析では、両方の鯨種で 4 つの鎖長すべてが取り込まれ、C<sub>14</sub> が最も多く取り込まれていることが示された。
- スヴァールバル（ノルウェー北極圏）からワモンアザラシの血漿、ホッキョクグマの血漿、ミツユビカモメの卵、ホンケワタガモの卵、シロカモメの血漿、タイセイヨウタラの肝臓、ホッキョクダラの全体を採取し、GC-HRMS を用いて CP と他のいくつかの汚染物質について分析(Harju et al. 2013)。
  - 試料は 2012 年に採取（2010 年に採取されたアザラシの試料を除く）。
    - ◇ アザラシの血漿 : 100-740 μg/kg lw
    - ◇ クマの血漿 : <LOD-600 μg/kg lw
  - 推定 TMF :
    - ◇ SCCPs : 2.3

無印：リスクプロファイル案（UNEP/POPS/POPRC.18/6/Add.1）に記載された情報

取消線：リスクプロファイル案に記載があるが、記載ミスと考えられる情報

下線：受託者による修正又は追加情報

破線の下線の文献：入手済み文献

無印の文献：未入手の文献

◇ MCCPs : 2.0

- SCCPs と MCCPs の複雑な性質と、同種内のサンプル間のばらつきのため、TMF>1 が S/MCCPs の生物蓄積性の指標としてのみ適用できることを著者は示している(さらに、濃度/栄養段階プロットの  $r^2$  係数は SCCPs で 0.52、MCCPs で 0.31 だったことに言及)。
- 著者らは、彼らが望む筋肉組織のターンオーバー(代謝回転)は長く、使用された組織は、それよりもはるかに短いことを示している。
- また、全体濃度ではなく、組織、特に異なる組織を使用することは、サンプリング(アザラシだけでなく)の時間的変動が不明であることと同様に、不確実性の原因となる。
- 全体として、導出された TMF には不確実性があり、この評価では低いウェイトが割り当てられている。
- Houde et al. (2008)を含む他のいくつかの古い野外モニタリング研究は、参考資料 7 に詳述。

## 5 陸上生物

- シマミミズ(*Eisenia fetida*)を用いた 56 日間の試験、C<sub>15</sub> 塩素化 n-アルカン(塩素化率 51 重量%) (Thompson et al., 2001)。(制限付きで信頼できると評価)
  - ミミズ-土壌蓄積係数: 成虫で 2.4、幼虫で 2.3
- 7 種の昆虫、2 種の両生類、1 種のトカゲ、数種の食虫性鳥類を含む陸上食物網における「MCCP」の生物濃縮を調査(Liu et al. 2020)。
  - 生物相は、中国南部の広東省で廃電子機器のリサイクルと農業が行われている地域全体で 14 カ月にわたって採取。「MCCPs」は、GC-MS-ECNI で分析。
  - C<sub>14-17</sub> で Cl<sub>5-10</sub> の範囲の同族体レベルの分析では、すべての生物ですべての同族体が検出され、C<sub>14</sub>Cl<sub>7-9</sub> が最も多い「MCCPs」の同族体であった。
  - 昆虫-両生類/トカゲの食物連鎖における「MCCPs」の合計の TMF(計算値): 2.45
  - $\delta^{15}\text{N}$  と「MCCPs」の塩素化率の間には、有意な正の相関あり。
  - このことは、より高い生物濃縮の可能性が、より高い塩素化レベルと関連していることを示唆している。
  - この論文は、両生類が昆虫と同じ食物連鎖にあったことを示す証拠となる。
  - しかし、両生類とトカゲのサンプリング数が昆虫の数に比べて少ないこと、BMF は捕食者の筋肉組織ではなく昆虫の全体から計算されていること、サンプリングが 1 年以上にわたって異なる時期に行われたこと、単一の捕食者種が占める栄養レベルの範囲(1.7~3.8)が予想より高かったこと(そのため鳥を TMF 計算から除外)などが挙げられる。

無印: リスクプロファイル案(UNEP/POPS/POPRC.18/6/Add.1)に記載された情報

取消線: リスクプロファイル案に記載があるが、記載ミスと考えられる情報

下線: 受託者による修正又は追加情報

破線の下線の文献: 入手済み文献

無印の文献: 未入手の文献

- したがって、導き出された TMF には不確実性があり、本評価では低いウェイトが与えられている。
- 他のいくつかの研究では、「MCCP」が高感受性のライフステージを示す鳥類の卵に母体移行することが示されている（種には、ホンケワタガモ(Green et al., 2018)；モリフクロウ(Heimstad et al., 2018, 2020)；ホンケワタガモ、ギルモット、オジロワシ、チョウゲンボウ、モリフクロウ(Yuan et al. 2019)；セグロカモメ(Ruus et al., 2018)が含まれる。)
  - 報告された最高濃度：0.135 mg/kg wet weight (ww)
- 中国の旧廃電子機器リサイクル工場の周辺に住む放し飼いの鶏から採取した卵の「MCCP」濃度は 0.125～91.1 mg/kg lw で、中央値は 1 mg/kg lw 前後(Zeng et al, 2018)。

## 6 生物蓄積性に関する哺乳類のデータ

- 哺乳類に関する実験室データは、EC (2007)で評価されている。
  - 放射性同位体で標識された「MCCP」を用いた哺乳類試験では、経口曝露後の吸収が著しいことが示されている（おそらく投与量の 50%以上。ただし、一般に生体内で到達する濃度は食物中のそれよりも低い）。
  - 吸収後、放射性標識は代謝回転/細胞増殖の高い組織へ初期に優先的に分布。
  - その後、放射性標識は脂肪組織に再分配され、その半減期は腹部脂肪で 8 週間までと判定されている。
  - 特に興味深いのは、CXR Biosciences Ltd (2005a)の研究で、白色脂肪組織では約 13 週間の摂餌曝露で定常濃度に達することが分かったことである。
  - この組織からの排泄は二相性で、最初の半減期は 4 週間、その後著しく遅い第 2 相があり、終末相半減期は約 43 週間であることが判明している。
- ラットの生理学的薬物動態 (PBPK) モデルの結果をヒトの PBPK モデルへ外挿している (Dong et al. 2020)。
  - 分布容積と半減期の比較に基づき、CP は肝臓と脂肪に蓄積すると予測。
  - 著者らは、ヒトにおける「MCCP」の半減期について、上記のラットにおける半減期よりもかなり長い 1.2 年と推定。
- ヒト組織モニタリングについては、資料 3-5 に要約済みで、これには、母乳や、血液などの他の組織において「MCCP」を検出した複数の調査研究が含まれている。
- グループとしての CP のトキシコキネティクスは、最近のレビューで議論されている (Darnerud and Bergman 2022)。

無印：リスクプロファイル案 (UNEP/POPS/POPRC.18/6/Add.1) に記載された情報

取消線：リスクプロファイル案に記載があるが、記載ミスと考えられる情報

下線：受託者による修正又は追加情報

破線の下線の文献：入手済み文献

無印の文献：未入手の文献

- 具体的な結論は、「MCCP」のみ、吸収のみについて示されている。
- 「MCCP」は、消化管から吸収され、おそらく肺からも吸収される。
- 吸収された CP は広く分布。
- CP は肝臓で代謝され、主に胆汁や糞便を介して排泄される。母乳を介しても幾分かは排泄される。

## 7 生物蓄積性に関するその他のデータ

- 資料 3-5 で述べたように、多くの環境モニタリング調査で、「MCCP」の化学分析が同族体レベルで実施されている。
- 底質や土壌などの環境マトリックス、あるいは廃水処理場などの排出地点に関係するところでは、より短い鎖長、特に C<sub>14</sub> の「MCCP」が優勢である。
- 同族体レベルの情報が得られる生物相モニタリングは、同様のパターンを示す。
- 環境試料で、そして、分析した CP-52 商用サンプルでは、C<sub>14</sub> の Cl<sub>7-8</sub> が最も広く検出される同族体であることが指摘されている(Glüge et al. 2018)。
- 市販製品と、大気中の粉塵、底質、食品、ヒト組織のモニタリングの両方における、C<sub>14</sub> 同族体の広範な汚染も指摘されている(Xia et al. 2021)。
- 著者らは、環境と生物相の試料と、主成分分析に基づいて想定される発生源として特定するための 2 つの CP-52 商用サンプルでの同族体プロファイルとの間に、密接な相関関係があることを見出している。

## 8 生物蓄積性のまとめ

- C<sub>14-17</sub> の CP の構成成分は、log Kow 値に幅があるが、すべての測定値が 5 を超える(Hilger et al., 2011)。
- 測定された同族体レベルの情報とよく合っている予測データは、すべての鎖長で log Kow 値が 5 超であることを示す。
- OECD TG 305 と GLP に従って実施された信頼できる 2 つの魚類の生物蓄積性試験では、C<sub>14</sub> 塩素化 *n*-アルカン (塩素化率 45 重量%) 製品のニジマスでの測定 BCF 値が 5 000 L/kg を大幅に超え、C<sub>14</sub> 塩素化 *n*-アルカン (塩素化率 50 重量%) の食事曝露で算出された BCF が 5 000 L/kg を大幅に超えることを示している(Unpublished, 2010a,b; Unpublished 2019e,f)。
- 支持する実験室での証拠から、C<sub>14</sub> より長い鎖長の CP は魚類への生物濃縮性が高いと考えられる(Fisk et al., 1996, 1998b, 2000; Thompson et al., 2000)。
- これらのデータは、C<sub>15</sub> の塩素化 *n*-アルカン (塩素化率 51 重量%) の水経由の曝露試験と、

無印：リスクプロファイル案 (UNEP/POPS/POPRC.18/6/Add.1) に記載された情報

取消線：リスクプロファイル案に記載があるが、記載ミスと考えられる情報

下線：受託者による修正又は追加情報

破線の下線の文献：入手済み文献

無印の文献：未入手の文献

C<sub>14</sub>、C<sub>16</sub>、C<sub>18</sub> の鎖長の様々な塩素化レベルを用いた一連の食餌曝露の生物蓄積性試験により得たものである。

- 食餌曝露研究の信頼性は不明であるが、測定 BCF と推定 BCF は約 2 000 L/kg から 5 000 L/kg 超の範囲にある。
- 加えて、すべての物質で排泄半減期が長く、BCF が 5 000 L/kg 超であることと矛盾しない。
- C<sub>13-18</sub> (塩素化率 45 重量%) について、オオミジンコ(*Daphnia magna*)を用いた実験室での生物濃縮試験で、非常に高い BCF 値が確かめられたことにより、さらに補強する根拠が得られている。
- 他の無脊椎動物の実験室での生物蓄積データは、信頼性がより低いものの、他の分類群の生物において C<sub>14-17</sub> の CPs が大きく生物蓄積される可能性を補強する根拠を与えている。
- 3 で述べたように、これらの無脊椎動物の研究は、魚類の研究より信頼性が低いため、本評価では低い重み付けと見なす。
- BMF 又は TMF が 1 前後と計算された 8 件利用可能な野外での生物蓄積の研究がある (Houde et al., 2008; Yuan et al., 2019; de Wit et al., 2020; Du et al., 2020; Liu et al., 2020; Zeng et al., 2017b; Harju et al., 2013)。
- これらすべてで、方法論上の大きな限界 (特にサンプル数の制限、異なる時期に採取したサンプルの使用、単一の組織中濃度への依存) があり、それらの信頼性に影響を及ぼしている。
- それでも、食物連鎖のデータは、高い生物濃縮性という観点からは決定的ではないものの、「MCCP」が生物学的に利用可能であり、最上位捕食種を含む食物連鎖全体を通じて蓄積する可能性があることを示している。
- 水生生物相及び陸上生物相のモニタリングのエビデンスは資料 3-5 に要約されている。
- 他で述べた分析上の困難により、利用可能なデータには一般的な不確実性があるにもかかわらず、C<sub>14-17</sub> の CPs は、鳥類の卵のような高感受性のライフステージを含め、汚染源に近い場所 (すなわち工業地域や都市地域) で生息、摂食する広範な生物に存在する。
- 生物相での濃度は、汚染地域では 1 mg/kg lw を超えることがあり、例えば、中国のヘビでは 14 mg/kg lw である。
- 数は少ないものの、「MCCP」は北極圏を含む遠隔地の試料や、最上位捕食種からも検出されている。
- 殆どの環境試料で検出される「MCCP」の実際の炭素鎖長分布と塩素含有量に関する情報はごくわずかであるが、分析方法の進歩により、より最近の研究では、そうした情報が次第に得られるようになってきている。
- 生物相でより詳細な情報が得られている場合、C<sub>14</sub> が「MCCP」の優勢な成分であることが多いが、C<sub>15</sub>、C<sub>16</sub>、C<sub>17</sub> も検出されている。

無印：リスクプロファイル案 (UNEP/POPS/POP/RC.18/6/Add.1) に記載された情報

取消線：リスクプロファイル案に記載があるが、記載ミスと考えられる情報

下線：受託者による修正又は追加情報

破線の下線の文献：入手済み文献

無印の文献：未入手の文献

- ヨーロッパと米国では、C<sub>14</sub>は市販の製品タイプにおける重要な構成成分である。
- 中国のようなアジアでの製品では、このパターンはあまり定かではないものの、中国の土壌と底質ではC<sub>14</sub>が優勢であるように見える。
- 生物相で見られる同族体パターンが利用可能な場合、それらは市販製品かあるいは環境マトリックスのどちらかで見られる同族体パターンと類似している（すなわち、一方の同族体が他方に比べて相対的に濃縮することは殆どないように見える）。
- このことは、C<sub>15-17</sub>の生物濃縮の挙動がC<sub>14</sub>と類似である可能性を示唆している。
- 実験室でC<sub>14</sub>のCPが魚類に顕著に生物濃縮されるという十分な証拠があるので、生物相での測定に基づいて、より長い鎖長のCPが同程度の生物濃縮を示す可能性があるとするのは妥当である。
- この仮説は、魚類の摂餌曝露による生物蓄積の研究(Fisk et al. 1996, 1998, 2000)、及び無脊椎動物の生物蓄積の研究(Castro et al. 2019)によって支持され、実験動物でより長鎖のCPの高い生物蓄積レベルがみられている（但し、研究自体の信頼性は不明か又は低い）。
- 「MCCP」は、魚類や哺乳類において比較的長い排出半減期又は排泄半減期を示す。
  - PBPKモデルに基づくと、本物質のヒトでの半減期は1.2年と推定(Dong et al., 2020)。
  - ✧ この研究では、ラット試験から得られた実験データとヒトの食事曝露データに基づいて、ヒトのPBPKモデルをパラメータ化している。
- 全体として、スクリーニングデータ、ラボ試験、野外の生体モニタリングデータから、すべての鎖長が条約の生物蓄積性の基準を満たす十分な証拠がある。

## 9 情報の統合 (生物蓄積性に関連する部分のみ抜粋)

- C<sub>14-17</sub>鎖長のCPは、条約の生物濃縮の基準に適合している。
- すべての成分で、log Kow 値が5を超える。
- C<sub>14</sub>を用いた最近の2つの魚類の実験室での生物蓄積試験では、測定または推定BCFが5,000 L/kgをしっかりと超えている。
- C<sub>15</sub>、C<sub>16</sub>、C<sub>18</sub>の魚類の生物蓄積性の実験室での試験は、現行の試験ガイドラインに沿ったものでも、C<sub>14</sub>に関する最新の試験ほど高い基準で行われたものでもない。
- にもかかわらず、3種類の鎖長すべてで高い生物蓄積性が示唆されている（C<sub>17</sub>は試験されていないが、その生物蓄積性はC<sub>16</sub>とC<sub>18</sub>の間にあると推察される）。
- C<sub>14-17</sub>塩素化率45重量%を用いた非ガイドラインの無脊椎動物の生物蓄積性試験では、ミジンコに対して5000L/kgをはるかに超えるBCF値が測定された。
- 野外モニタリング研究では、すべての鎖長が生物学的に利用可能であり、最上位捕食種や感受性の高いライフステージ（鳥の卵など）を含む生物相で検出されることが示されている。

無印：リスクプロファイル案（UNEP/POPS/POP/RC.18/6/Add.1）に記載された情報

取消線：リスクプロファイル案に記載があるが、記載ミスと考えられる情報

下線：受託者による修正又は追加情報

破線の下線の文献：入手済み文献

無印の文献：未入手の文献

る。

- データが利用可能な場合、生物中の同族体プロファイルは、土壌や堆積物、下水処理場汚泥などの環境マトリックス中の同族体プロファイルと類似しており、同族体の取込が曝露を反映していることが示唆される。
- 全体として、より長い鎖長の生物蓄積性の挙動は、C14 とほぼ同様であるように思われる。
- 複数の野外での生物濃縮研究があり、そこでは BMF または TMF がどちらも 1 前後と計算されている。
- それぞれの野外調査には限界があるが、データは「MCCP」の生物濃縮の可能性を排除できないことを示している。

無印：リスクプロファイル案（UNEP/POPS/POPRC.18/6/Add.1）に記載された情報

取消線：リスクプロファイル案に記載があるが、記載ミスと考えられる情報

下線：受託者による修正又は追加情報

破線の下線の文献：入手済み文献

無印の文献：未入手の文献

## 10 引用文献

- Castro M, Sobek A, Yuan B, Breitholtz M (2019). Bioaccumulation potential of CPs in aquatic organisms: Uptake and depuration in *Daphnia magna*. *Environmental Science and Technology*, 53, 9533–9541.
- CXR Biosciences Ltd. 2005a. A Dietary Study to Investigate the Toxicokinetics of Medium Chain Chlorinated Paraffins (Cerechlor S52) in Male and Female Fisher 344 Rats. CXR0282. CXR Biosciences Ltd., Dundee, UK. Unpublished report. Summary and discussion of test available in HSE (2008) cited below. Registrant robust study summary available at: <https://echa.europa.eu/registration-dossier/-/registered-dossier/15252/7/2/1>.
- Darnerud, P.O., and Bergman, A. 2022. Critical review on disposition of chlorinated paraffins in animals and humans. *Environment International*, Volume 163, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2022.107195>.
- De Wit, C.A., Bossi, R., Dietz, R., Dreyer, A., Faxneld, S., Garbus, S.E., Hellström, P., Koshchorreck, J., Lohmann, N., Roos, A., Sellström, U., Sonne, C., Treu, G., Vorkamp, K., Yuan, B., Eulaers, I. 2020. Organohalogen compounds of emerging concern in Baltic Sea biota: Levels, biomagnification potential and comparisons with legacy contaminants. *Environment International*, Volume 144, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.106037>.
- Dong S, Zhang S, Li X, Li T, Fan M, Wang Y, Chang J, Wang R, Zou Y, Suo D, Wang P and Su X. 2020. Short- and medium-chain chlorinated paraffins in plastic animal feed packaging and factors affect their migration into animal feed. *Journal of Hazardous Materials*, 389, 121836–121843.
- Du X, Yuan B, Zhou Y, Benskin JP, Qiu Y, Yin G, Zhao J. 2018. Short-, medium-, and long-chain chlorinated paraffins in wildlife from paddy fields in the Yangtze River delta. *Environmental Science & Technology*, 52, 1072–1080.
- Du, X., Bo Yuan, Yihui Zhou, Ziye Zheng, Yan Wu, Yanling Qiu, Jianfu Zhao, and Ge Yin. 2019. Tissue-Specific Accumulation, Sexual Difference, and Maternal Transfer of Chlorinated Paraffins in Black-Spotted Frogs. *Environmental Science & Technology*, 53 (9), 4739-4746. DOI: 10.1021/acs.est.8b06350.
- Du, X., Bo Yuan, Yihui Zhou, Cynthia A. de Wit, Ziye Zheng, and Ge Yin. Chlorinated Paraffins in Two Snake Species from the Yangtze River Delta: Tissue Distribution and Biomagnification. 2020. *Environmental Science & Technology*. 54 (5), 2753-2762. DOI: 10.1021/acs.est.9b06467.
- EC [European Communities]. 2005. European Union Risk Assessment Report: Alkanes, C14–17, Chloro-. 2005. 3rd Priority List, Volume 58. European Commission Joint Research Centre, EUR 21640 EN. Accessed (April 2021) at <https://echa.europa.eu/documents/10162/584faee8-d13a-41dd-8b33-959ad1a81171>.
- EC [European Communities]. 2007. Updated Risk Assessment of Alkanes, C14–17, Chloro- (Medium-chain Chlorinated Paraffins). Draft Environment Addendum of August 2007. Accessed (April 2021) at <https://echa.europa.eu/documents/10162/d317126f-75bc-4ba6-a8be-7ecaa2a96656>.
- ECHA [European Chemicals Agency]. 2021a. Member State Committee Support Document for identification of Medium-Chain Chlorinated Paraffins (MCCP) as Substances of Very High Concern Because of their PBT (Article 57d), vPvB (Article 57e) properties. Adopted on 15 June 2021. Accessed 31th March 2022 at <https://echa.europa.eu/documents/10162/98611952-49d5-b0be-d4b9-3df6579315c9>.
- ECHA [European Chemicals Agency]. 2022e. Intercessional Working Group comments, June 2022.
- Endo S. Refinement and extension of COSMO-RS-trained fragment contribution models for predicting the partition properties of C10–20 chlorinated paraffin congeners: *Environ. Sci.: Processes Impacts*, 2021, 23, 831.

- Environment Agency. 2010. Conclusion of Substance Evaluation for Transitional Dossiers for Medium-chain Chlorinated Paraffins. Accessed (April 2022) at:  
<https://echa.europa.eu/documents/10162/32844551-067f-4e40-8170-d60ac1625f5b>.
- Environment Agency. 2012. Brooke D and Crookes M. Depuration rate constant: growth correction and use as an indicator of bioaccumulation potential. Environment Agency, UK. October 2012. ISBN: 978-1-84911-283-3. Accessed (10 October 2019) at:  
[https://assets.publishing.service.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment\\_data/file/291525/LIT\\_7371\\_44228a.pdf](https://assets.publishing.service.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment_data/file/291525/LIT_7371_44228a.pdf).
- Environment Agency. 2019a. Substance evaluation conclusion and evaluation report for Medium-chain chlorinated paraffins / alkanes, C14–17, chloro. Environment Agency, UK. Dated: 09 December 2019. Accessed (26th March 2021) at:  
<https://echa.europa.eu/documents/10162/b707a807-583e-62f2-c899-85ea2bbda9c2>.
- Fisk AT, Cymbalisky CD, Bergman A, Muir DCG. 1996. Dietary accumulation of C12- and C16-chlorinated alkanes by juvenile rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Environmental Toxicology and Chemistry*, 15, 1775–1782.
- Fisk AT, Wiens SC, Webster GRB, Bergman A, Muir DCG. 1998a. Accumulation and depuration of sediment-sorbed C12- and C16- polychlorinated alkanes by oligochaetes (*Lumbriculus variegatus*). *Environmental Toxicology and Chemistry*, 17, 2019–2026.
- Fisk AT, Cymbalisky CD, Tomy GT, Muir DCG. 1998b. Dietary accumulation and depuration of individual C10, C11- and C14- polychlorinated alkanes by juvenile rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Aquatic Toxicology*, 43, 209–221.
- Fisk AT, Tomy GT, Cymbalisky CD, Muir DCG. 2000. Dietary accumulation and quantitative structure-activity relationships for depuration and biotransformation of short (C10), medium (C14) and long (C18) carbon-chain polychlorinated alkanes by juvenile rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Environmental Toxicology and Chemistry*, 19, 1508–1516.
- Gawor A and Wania F. 2013. Using quantitative structural property relationships, chemical fate models, and the chemical partitioning space to investigate the potential for long range transport and bioaccumulation of complex halogenated chemical mixtures, *Environmental Science: Process & Impacts*, 15, 1671–1684.
- Glüge J, Bogdal C, Scheringer M, Buser AM, Hungerbühler K. 2013. Calculation of physicochemical properties for short- and medium-chain chlorinated paraffins. *Journal of Physical and Chemical Reference Data*, 42, 023103.
- Glüge J, Schinkel L, Hungerbuehler K, Cariou R and Bogdal C. 2018. Environmental risks of medium-chain chlorinated paraffins (“MCCPs”) - A review. *Environmental Science & Technology*, 52, 6743–6760.
- Green NW, Schøyen M, Hjermann DØ, Øxnevad S, Ruus A, Lusher A, Beylich B, Lund E, Tveiten L, Håvardstun J, Jenssen MTS, Ribeiro AL, Bæk K. 2018. Contaminants in Coastal Waters of Norway 2017. The Norwegian Environment Agency. ISBN 978-82-577-7037-2.
- Harju M, Herzke D, Kaasa H 2013. Perfluorinated alkylated substances, brominated flame retardants and chlorinated paraffins in the Norwegian Environment - Screening 2013. OR 31/2013: 105. Norwegian Institute for Air Research, Tromsø, Norway.
- Heimstad ES, Nygård T, Herzke D, Bohlin-Nizzetto P. 2018. Environmental Pollutants in the Terrestrial and Urban environment. NILU - Norwegian Institute for Air Research. NILU OR 20/2018. NILU project no. O-117065.
- Heimstad ES, Moe B, Nygård T, Herzke D, Bohlin-Nizzetto P. 2020. Environmental pollutants in the terrestrial and urban environment 2020. Norwegian Environment Agency report no. M-2049 2021. Available at  
<https://www.miljodirektoratet.no/publikasjoner/2021/oktober-2021/environmental-pollutants-in-the-terrestrial-and-urban-environment-2020/> [Accessed April 2022].
- Hilger B, Fromme H, Völkel W, Coelhan M (2011a). Effects of chain length, chlorination degree, and structure on the octanol-water partition coefficients of polychlorinated n-alkanes. *Environmental Science Technology*, 45, 7, 2842–2849.

- Houde M, Muir DCG, Tomy GT, Whittle DM, Teixeira C, Moore S. 2008. Bioaccumulation and trophic magnification of short- and medium- chain chlorinated paraffins in food webs from Lake Ontario and Lake Michigan. *Environmental Science & Technology*, 42, 3893–3899.
- Huang H, Gao L, Qiao L. 2017. Bioaccumulation and biomagnification of short and medium-chain polychlorinated paraffins in different species of fish from Liaodong Bay, North China. *Scientific Reports*, 7, Article number: 10749.
- Liu Y, Luo X, Zeng Y, Wang Q, Tu W, Yang C, Mai B. 2020. Trophic Magnification of Short- And Medium-Chain Chlorinated Paraffins in Terrestrial Food Webs and Their Bioamplification in Insects and Amphibians during Metamorphosis. *Environmental Science & Technology*, 54, 11282-11291.
- Madeley JR and Thompson RS. 1983. Toxicity of chlorinated paraffin to mussels (*Mytilus edulis*) - 52% chlorination of intermediate chain length n-paraffin. ICI Confidential Report BL/B/2289.
- OECD [Organisation for Economic Co-operation and Development]. 2017a. Spreadsheets to be used in conjunction with TG 305. Accessed (April 2021) at: <https://www.oecd.org/chemicalsafety/testing/Section-3-environmental-fate-behaviour-software-tg-305.htm>.
- OECD [Organisation for Economic Co-operation and Development]. 2017b. Guidance Document on Aspects of OECD TG 305 on Fish Bioaccumulation. Series on Testing & Assessment. No. 264. OECD, Paris.
- Renberg L, Sundström G, Sundh-Nygård K. 1980. Partition coefficients of organic chemicals derived from reverse phase thin layer chromatography. Evaluation of methods and application on phosphate esters, polychlorinated paraffins and some PCB-substitutes. *Chemosphere*, 9, 683–691.
- Renberg L, Tarkpea M, Sundstrom G. 1986. The use of the bivalve *Mytilus Edulis* as a test organism for bioconcentration studies. II. The bioconcentration of two <sup>14</sup>C-labeled chlorinated paraffins. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 11, 361–372.
- Ruus A, Bæk K, Petersen K, Allan I, Beylich B, Schlabach M, Warner N, Borgå K, Helberg M. 2018. Environmental Contaminants in an Urban Fjord, 2017. The Norwegian Environment Agency. NIVA Report no. 7368-2019. ISBN: 978-82-577-7103-4.
- Thompson RS, Caunter JE and Gillings E. 2000. Medium-chain chlorinated paraffin (51% chlorinated n-pentadecane-8-<sup>14</sup>C): Bioconcentration and elimination by rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). AstraZeneca Confidential Report BL6869/B. <https://echa.europa.eu/registration-dossier/-/registered-dossier/15252/5/4/2/?documentUID=937dafa8-9468-4af8-a49b-d30b29d9d66e> [Accessed May 2022].
- Thompson RS, Hutchings MJ and Gillings E. 2001. Medium-chain chlorinated paraffin (52% chlorinated, C<sub>14</sub>–<sup>17</sup>): Effects in soil on the survival, growth and reproduction of the earthworm, *Eisenia fetida*. AstraZeneca Confidential Report BL7115/B. <https://echa.europa.eu/registration-dossier/-/registered-dossier/15252/5/4/3/?documentUID=3a196f37-9dce-4303-a038-874dd29c1a11> [Accessed May 2022].
- Thompson, R. and Vaughan, M. (2014), Medium-chain chlorinated paraffins (MCCPs): A review of bioaccumulation potential in the aquatic environment. *Integr Environ Assess Manag*, 10: 78-86. <https://doi.org/10.1002/ieam.1452>
- Unpublished. 2010a. [<sup>14</sup>C]-Chlorinated n-Tetradecane: Determination of the Bioconcentration in Rainbow Trout (*Oncorhynchus mykiss*). Summary and discussion of test available in Environment Agency (2019a) cited above. Registrant robust study summary available at: <https://echa.europa.eu/registration-dossier/-/registered-dossier/15252/5/4/2/?documentUID=937dafa8-9468-4af8-a49b-d30b29d9d66e> [accessed May 2022].
- Unpublished. 2010b. Analysis of <sup>14</sup>C-labeled Polychlorinated C<sub>14</sub> Exposed Fish. Report R-10/06-1, IVM Institute for Environmental Studies. Summary and discussion of test available in Environment Agency (2019a) cited above.
- Unpublished. 2019b. 1-Octanol/Water Partition Coefficient Determination of C<sub>14</sub> Polychlorinated

- n-Alkane with 50% Cl by Weight. Summary and discussion of test available in Environment Agency (2019a) cited above. Registrant robust study summary available at: <https://echa.europa.eu/registration-dossier/-/registered-dossier/15252/4/8/?documentUID=36047953-20b3-424e-98d7-5379c7c3ec49>.
- Unpublished. 2019e. C14 Chlorinated Paraffin: A Dietary Exposure Bioaccumulation Test with the Rainbow Trout (*Oncorhynchus mykiss*). Summary and discussion of test available in Environment Agency (2019a) cited above.
- Unpublished. 2019f. Determination of C14 Polychlorinated n-alkane with 50% Cl by weight in fish tissue and fish diet from OECD 305 bioaccumulation tests. Summary and discussion of test available in Environment Agency (2019a) cited above.
- Xia D, Vaye O, Lu R, Sun Y. 2021. Resolving mass fractions and congener group patterns of C8–C17 chlorinated paraffins in commercial products: Associations with source characterization. *Science of the Total Environment* 769 (2021) 144701.
- Yuan B, Vorkamp K, Roos AM, Faxneld S, Sonne C, Garbus SE, Lind Y, Eulaers I, Hellström P, Dietz R, Persson S, Bossi R, de Wit CA. 2019. Accumulation of short-, medium-, and long-chain chlorinated paraffins in marine and terrestrial animals from Scandinavia. *Environmental Science and Technology*, 53, 3526–3537.
- Zeng L, Lam JCW, Wang Y, Jiang G, Lam PKS. 2015. Temporal trends and pattern changes of short- and medium-chain chlorinated paraffins in marine mammals from the South China Sea over the past decade. *Environmental Science & Technology*, 49, 11348–11355.
- Zeng L, Lam JCW, Chen H, Du B, Leung KMY, Lam PKS. 2017b. Tracking dietary sources of Short- and medium-chain chlorinated paraffins in marine mammals through a subtropical marine food web. *Environmental Science and Technology*, 51, 9543–9552.
- Zeng Y. C. Huang, X. Luo, Y. Liu, Z. Ren, B. Mai. 2018. Polychlorinated biphenyls and chlorinated paraffins in home-produced eggs from an e-waste polluted area in South China: occurrence and human dietary exposure. *Environ. Int.*, 116, 52-59.

## 資料 4

長鎖ペルフルオロカルボン酸とその塩及び関連物質の  
発生源等の概要

## 発生源等の概要（長鎖 PFCA、その塩及び関連物質）

### 1. エグゼクティブサマリー

- 長鎖 PFCA とその塩及び長鎖 PFCA 関連物質は、工業用途（例：界面活性剤、フッ素樹脂の製造）、電子機器、医療機器、印刷インキ・写真材料、自動車ケア製品、建築・建設材料、調理器具、食品接触材料、消火フォーム、スキーワックス、各種消費財（家庭用品、パーソナルケア製品、ホームテキスタイル及びアパレル）などの様々な用途に用いられている、又は用いられていた可能性がある。また、長鎖 PFCA とその関連物質は、パーフルオロアルキル物質（PFAS）の製造過程で非意図的に生成される可能性がある。
- 長鎖 PFCA、その塩及び関連物質の過去と現在の生産に関する公開情報は限られており、推定生産量は文献によって異なる。
  - C<sub>9</sub> PFCA のアンモニウム塩（パーフルオロノナノ酸アンモニウム、APFN）の世界での生産量の推定値は、1975 年~2004 年の期間で年間 15~100 トンの範囲であると報告されている。
  - 日本、西ヨーロッパ、アメリカ合衆国における APFN の使用量は、1975 年~2015 年の間に年間 8~107 トンと推定。
  - フルオロテロマー（長鎖 PFCA 関連物質）の世界での生産量は、2006 年に約 9,100 トンと推定。
  - フルオロテオマー系製品の世界での年間生産量：2,500~20,000 トン（1961 年~2004 年）、45,000 トン（2005 年~2030 年）と推定。
- PFCA、フルオロポリマー、その他の PFAS 製品の生産が、米国、西ヨーロッパ、日本からアジア新興国（特に中国）に移転した結果、PFCA の産業的な発生源が地理的に移動していることが報告。

### 2. 製造、流通、備蓄

- 長鎖 PFCA とその塩及び関連物質の世界全体における生産量と消費量の推定値が文献で報告
  - 1975 年~2004 年までの主にポリフッ化ビニリデン（PVDF）の製造に用いられる C<sub>9</sub> PFCA のアンモニウム塩（パーフルオロノナノ酸アンモニウム、APFN）の世界全体での製造量は、800~2,300 トンの範囲と推定（製造量は年間 15~100 トンと推定）（Prevedourous et al., 2006）
  - 2004 年の APFN 製造量は 15~75 トンの範囲と推定（PERFORCE 2004; Posner et al.2009）。
  - 1975 年~2015 年において日本、西ヨーロッパ及び米国における APFN の使用量は、年間 8~107 トンの範囲であると推定（Wang et al., 2014）。

黒字：リスクプロファイル案（UNEP/POPS/POPRC.18/6/Add.1）に記載された情報

取消線：リスクプロファイル案に記載があるが、記載ミスと考えられる情報

下線：受託者による修正又は追加情報 破線の下線の文献：入手済み文献 無印の文献：未入手の文献

- 2016年~2030年の期間については、主要な製造会社が米国 EPA スチュワードシッププログラムを果たすため、PVDF 製造における APFN の使用及びこれらの国における APFN 関連の生産がなくなると推測
- OECD が 2009 年に実施した調査において、2 カ国中 4 社から C<sub>9-18</sub> 長鎖 PFCA とその塩及び関連物質の製造について報告 (OECD, 2011)。
  - 10:2-18:2 フルオロテトラマーを含む 23 種類の C<sub>9-12</sub> 長鎖 PFCA、その塩及び関連物質が製剤の一部または残留物（不純物）として、製品又は混合物に含まれていると報告。
  - 上記の物質が製品に含まれる総量は約 16 トン。
  - これらの物質の多くは、原料（表面処理剤、撥水撥油剤、土壌撥水剤）、フッ素樹脂重合助剤、製造中間体としての用途が報告 (OECD 2011)。
  - C<sub>18</sub> 以上のペルフルオロ鎖長を持つ物質の意図的な製造に関する情報はないが、これらの鎖長をもつ物質は C<sub>9-18</sub> の原料内の成分又は不純物として存在すると予想。
- 2006 年の全世界のフルオロテトラマー生産量は約 9,100 トン（2,000 万ポンドと報告）と推定、当時は米国が 50%以上を占めると推定 (US EPA, 2009)。
  - 消費者製品の用途では、繊維とアパレルが量の約 50%を占め、カーペットとカーペットケア製品が次に大きなシェアを占めると想定。
  - 紙製品用を含むコーティング剤は、消費者製品の用途として 3 番目に大きなカテゴリとして認識。
  - 2012年~2015年にかけて、米国では各 8:2、10:2、12:2、14:2 FTOH について、年間 454 トン未満の国内総生産量が報告 (CDR, 2020)。
- フルオロテトラロール系製品の世界年間生産量を 1961年~2004年まで 2,500~20,000 トンと推定し、2005年~2030年まで年間 45,000 トンと推定・予測 (Wang et al., 2014)。
  - 2002 年以降、PFCA、フルオロポリマー、その他の PFAS 製品の製造工場が米国、西ヨーロッパ、日本からアジア新興国（特に中国）に移転した結果、PFCA の産業的な発生源が地理的に移動していることが報告。
- オーストラリアにおいて、長鎖 PFCA の関連物質（自動車塗装、ガラス処理、インクカートリッジ、繊維、カーペット、石工/セメント表面の撥水/撥油剤として使用）を含む 8 製品が、2004 年~2005 年に輸入されており、総量は年間最大 33 トン（33,300kg と報告）(NICNAS 2019)。
  - 2005 年に 2 つの PFCA 関連物質も輸入
  - ペルフルオロフラン化合物（分析試薬）：0.00025 トン
  - ペルフルオロアルキルエチル部分を含むポリマー（被覆材の木板用コーティング剤）：0.15 トン
- カナダ環境保護法（CEPA）の下で 1997 年~2000 年、2004 年に行われた業界調査によると、長鎖 PFCA の製造やカナダへの輸入は報告されていない (Canada, 1999)。

黒字：リスクプロファイル案（UNEP/POPS/POPRC.18/6/Add.1）に記載された情報

取消線：リスクプロファイル案に記載があるが、記載ミスと考えられる情報

下線：受託者による修正又は追加情報 破線の下線の文献：入手済み文献 無印の文献：未入手の文献

- 多くの長鎖 PFCA 関連物質: 1~100 トンほど輸入 (Environment Canada 2001, 2005)。
- 製造された製品に付随して輸入された物質は計上されていない。
- 2017 年~2021 年の間に、長鎖 PFCA その塩及び関連物質の年間平均 0.003 トンが科学研究又は実験室の分析標準物質として使用 (ECCC 2022)。
- 2017 年 6 月時点で、輸出入を含めた年間 1 トン以上の C<sub>9-14</sub> PFCA、その塩及び関連物質の意図的な製造又は使用について EU では確認されていない。これらの物質は、主に炭素原子数 9 未満の炭素鎖長を含む PFCA の製造時に非意図的に製造されたと報告 (ECHA 2018b)。
- ベラルーシ、モナコ、ニュージーランド、ノルウェー、韓国は、長鎖 PFCA とその塩及び関連物質が自国では製造されていないことを示した。
  - ニュージーランドは、長鎖 PFCA とその塩はニュージーランド化学物質インベントリーに掲載されていないが、多くの長鎖 PFCA 関連物質がインベントリーに掲載され、ニュージーランドへの輸入が承認されている製品の成分として使用。

### 3. 用途

- 長鎖 PFCA とその塩及び関連物質は、様々な用途に使用されているか、または使用されていた可能性。
  - 長鎖 PFCA に関連する化合物の製造に使用できる開始物質は、炭素数 4~20 のフッ素化鎖長の FTOH 混合物 (Beatty, 2003, Sherman et al., 2001)。
  - この範囲の上限にある化合物 (C<sub>17-21</sub> 等) は、範囲の下限にある化合物に比べて混合物の割合が低い (重量で最大 4% など) 可能性がある (詳細は参考資料 4 の表 3 を参照)。
  - 一方で世界中でのフルオロテロマーの生産量の推定値を考慮すると、C<sub>9-21</sub> PFCA が環境中への多大な負荷になる可能性。
- 長鎖 PFCA とその関連物質は、炭素原子数 9 未満の炭素鎖を含む PFAS の製造時や他の工業プロセス (ポリテトラフルオロエチレン (PTFE) 粉末の製造やフッ素ポリマーの重合など)、工業又は消費者での高温での使用 (例: オープン、非粘着性調理器具、燃焼機関) などの PTFE 等のフッ素化ポリマーの加熱時に非意図的に生成する可能性もある。その結果、長鎖 PFCA が不純物として特定の製品や成形品に含まれることがある (Prevedouros et al., 2006, ECHA 2018b, 2020, 参考資料 4 を参照)
- 長鎖 PFCA、その塩及び関連物質の製品及び成形品中の特定された用途と検出の報告の詳細を以下に整理する。なお、長鎖 PFCA の検出を報告した大部分の研究は、より長い炭素鎖の同族体 (>C<sub>14</sub> PFCA など) は分析対象外であった。

#### 3.1 工業的利用

- APFN は、界面活性剤や主に PVDF などのフッ素樹脂の生産に使用 (Prevedouros et al.,

黒字: リスクプロファイル案 (UNEP/POPS/POPRC.18/6/Add.1) に記載された情報

取消線: リスクプロファイル案に記載があるが、記載ミスと考えられる情報

下線: 受託者による修正又は追加情報 破線の下線の文献: 入手済み文献 無印の文献: 未入手の文献

2006, OECD 2015)

- PVDF などのフッ素樹脂は、ケーブル、電線、電子機器、建設関連用途の材料の耐火性又は耐候性コーティング剤、パルプ・紙産業及び核廃棄物処理での使用など多くの用途 (Banks, 1994, Ebnesajjab, 2013)。
- PVDF ポリマーは推定 100~200 ppm の APFN を残留させることができる (Prevedouros et al., 2006)。
- フルオロテトラマーエポキシド、オレフィン又はアルコールは、フルオロテトラマーベースの物質を製造する際のビルディングブロックとして使用。
  - 撥油、撥油性、撥水、撥汚染性を付与するための市販品として使用。
  - フルオロテトラマー系物質の中には、モノマー (10:2 フルオロテトラマー・アクリレートモノマー (FTAcs) 等) として利用され、同じ特性を持つ側鎖フッ素化ポリマー (10:2 フルオロテトラマー・アクリレート (FTA) 等) を生成するものがある (Environment Canada, 2012; Kannan et al., 2011)。
  - 長鎖 PFCA 関連物質のいくつかは、化学物質や化学製品の製造に関する Substances in Preparations in Nordic Countries (SPIN) データベースにも掲載されており、離型剤として特許を取得 (Glüge et al., 2020)

### 3.2 電子部品、医療機器、フォトイメージング

- 長鎖 PFCA 関連物質は電子物品 (半導体等) 及び医療機器 (紫外線硬化歯科修復材料やコンタクトレンズの製造棟) に使用される可能性 (Swedish Chemicals Agency 2015; ECHA 2018b)。
- 長鎖 PFCA 関連物質がコンピュータや電子製品の製造において機能性流体として使用 (Glüge et al., 2020)。
- 長鎖 PFCA とその塩及び関連物質は写真材料として使用 (I&P Europe, Annex E information 2022; Glüge et al. 2020)

### 3.3 自動車ケア製品

- C<sub>9-14, 16</sub> PFCA は潤滑油 (エンジンオイル、油圧作動油、グリースなど) 及び塗料シール剤で検出 (Zhu and Kannan, 2020, Arcadis, 2021)
- 長鎖 PFCA に関連する化合物は自動車修理用製品や自動車ワックス及び研磨で使用されている又はされていたと報告 (Nordic Council of Ministers, 2015, NICNAS, 2019, Glüge et al., 2020)

### 3.4 食品接触材料、調理器具、家庭用品

- C<sub>9-18</sub> PFCA 及び関連物質 (10:2 monoPAP、diPAP (8:2、8:2/12:2) 及び FTOH (8:2、10:2、12:2、14:2、16:2、18:2) 等) は、食品接触材料において検出 (Schaidler et al., 2017,

黒字：リスクプロファイル案 (UNEP/POPS/POPRC.18/6/Add.1) に記載された情報

取消線：リスクプロファイル案に記載があるが、記載ミスと考えられる情報

下線：受託者による修正又は追加情報 破線の下線の文献：入手済み文献 無印の文献：未入手の文献

Xenia et al., 2011, Vestergren et al., 2015, Kotthoff et al., 2015, Gebbink et al., 2013, Blom and Hanssen, 2015, Borg and Ivarsson, 2017, Guo et al., 2009, Liu et al., 2014c, Granby and Tesdal Håland, 2018, Schultes et al., 2019, Yuan et al., 2016)

- C<sub>9-12</sub> PFCA はプラスチック製ペットフード包装から検出 (Chinthakindi et al., 2021)
- C<sub>10</sub> PFCA は再生紙食品包装材で測定 (Curtzwiler et al., 2021)
- C<sub>9-12</sub> PFCA は非粘着性調理器具で検出 (Guo et al., 2009)
- FTOHs (10:2 及び 8:2) は非粘着性調理器具から検出され、そこから排出物として検出 (Sinclair et al., 2007, Herzke et al., 2012, Blom and Hanssen, 2015)
- C<sub>9-12</sub> PFCA は家庭用カーペットケア液やフォームで測定 (Guo et al., 2009, Liu et al., 2014)
- FTOHs (10:2 及び 8:2) は特定の皿洗いやリンス剤で検出 (Kotthoff et al., 2015, Dinglasan-Panlilio and Mabury, 2006, Blom and Hanssen, 2015)

### 3.5 印刷用インク

- 8:2 FTOH はプリンターインクから検出 (Herzke et al., 2009)

### 3.6 建築・建設資材

- モノ PAP 及び diPAP は、建築・建設分野で使用 (Glüge et al., 2020)
- C<sub>4-14</sub> PFCA、FTOHs (8:2 及び/又は 10:2) 及び FTUCAs (10:2 及び 8:2) は、窓の葉飾りなどのコーティングや窓ガラスフィルムなどの建築材料で検出 (Janousek et al. 2019; Bečanová et al. 2016; Gewurtz et al. 2009)
- C<sub>9-12</sub> PFCA は、床用ワックスや石材/タイル/木材用シーラント、糸状のシールテープやシールペーストで検出 (Guo et al., 2009, Liu et al., 2014, Arcadis, 2021)。
- FTOH や側鎖フッ素化ポリマーなどの長鎖 PFCA 関連物質は、コーキング剤、塗料、コーティング剤、接着剤、床用ワックスに用いられる界面活性剤で検出 (Dinglasan-Panlilio and Mabury, 2006)
- FTOH や長鎖 PFCA 関連物質は研磨剤、塗料、ラッカー、ニスにも使用 (Banks, 1994, Nordic Council of Ministers, 2015, NICNAS, 2019)

### 3.7 泡消火剤

- C<sub>9-14, 18</sub> PFCA、FTA (8:2)、FTCA (10:2)、FTUCA (8:2 及び 10:2)、フルオロテロマールホン酸 (FTSA) (8:2) 並びに FTOH (10:2 及び 8:2) は泡消火剤 (AFFF) で検出又は使用 (Herzke et al., 2009, 2012, Swedish Chemicals Agency, 2015, Nordic Council of Ministers, 2015, NICNAS, 2019, Favreau et al., 2017, ECHA, 2022)
- C<sub>9,10</sub> PFCA は、AFFF の調製に使用されるフルオロカーボン界面活性剤で検出 (Mumtaz et al., 2019)

黒字：リスクプロファイル案 (UNEP/POPS/POPRC.18/6/Add.1) に記載された情報

取消線：リスクプロファイル案に記載があるが、記載ミスと考えられる情報

下線：受託者による修正又は追加情報 破線の下線の文献：入手済み文献 無印の文献：未入手の文献

### 3.8 スキーワックス

- C<sub>9-21</sub> PFCAs と 8:2 FTOHs は、スキーワックス/グライダー又はその原材料で測定・検出 (Kotthoff et al., 2015, Plassman and Berger, 2013, Blom and Hanssen, 2015, Fang et al., 2020)

### 3.9 パーソナルケア及びその他の消費者製品

- C<sub>9-14, 16</sub> PFCAs 及び関連物質 (monoPAPs (8:2 及び 10:2)、diPAPs (8:2/8:2 及び 8:2/10:2)、FTOHs (8:2 及び 10:2)、フルオロテロマーメタクリル酸 (FTMAc) (8:2 及び 10:2) 及び 8:2 FTSA 等) が化粧品、サンクリーム、デンタルフロス及び/又はボディローションから検出 (ECHA, 2018b, Blom and Hanssen, 2015, Danish Environmental Protection Agency, 2018, Guo et al., 2009, Whitehead et al., 2021, Swedish Chemicals Agency, 2021, Schultes et al., 2018, Arcadis, 2021)
- C<sub>9-12</sub> PFCAs、FTOHs (8:2、10:2、12:2、14:2、16:2) 及びフルオロテトラマーエトキシレート (FTEOs、8:2、10:2、12:2、14:2、16:2) は曇り止めスプレーと布から検出 (Herkert et al., 2022)
- C<sub>9-14, 16</sub> PFCAs、FTCAs (8:2 及び 10:2)、FTOHs (8:2 及び 10:2) 並びに FTAcS (8:2 及び 10:2) が、子供用チャイルドシートの生地及び発泡体、発泡体と生地の積層複合物から検出 (Wu et al., 2021)

### 3.10 繊維・アパレル

- C<sub>9-14, 16</sub> 長鎖 PFCAs、FTOHs (10:2 及び 8:2)、FTCAs 及び FTUCAs は、大人/子供のアウトウエアや乳幼児/子供用スタイなどのアパレル商品から検出 (Gremmel et al., 2016, Berger and Herzke, 2006, Commission for Environmental Cooperation, 2017, Borg and Ivarsson, 2017, Liu et al., 2014)
- C<sub>9-14</sub> PFCAs 及び/又は FTOHs (10:2 及び 8:2) は屋外用繊維製品 (ジャケット、手袋等) や皮革サンプルで検出 (Kotthoff et al., 2015)
  - 上記の試料に対する分析では、FTOH (10:2 及び 8:2) と PFCA (C<sub>10</sub> 及び C<sub>8</sub>) の濃度の相関を確認 (R=0.957、p=0.0013) (Kotthoff et al., 2015).
- C<sub>9-12</sub> PFCA は、医療用衣服及び消防士の出足具から検出 (Guo et al., 2009, Liu et al., 2014, Peaslee et al., 2020)
- C<sub>9-11</sub> PFCAs 及び FTOHs (8:2 及び 10:2)、FTA (8:2) 及び FTMAc (8:2) などの長鎖 PFCAs 関連化合物は、繊維保護剤、繊維含浸剤及びカーペット保護剤に用いられる (Banks, 1994, Nordic Council of Ministers, 2015, NICNAS, 2019, Favreau et al., 2017)。
- C<sub>9-16</sub> PFCAs、FTOHs (10:2 及び 8:2) が家庭用繊維製品 (カーテン、ベッドカバー/リネン、掛け布団、カーペット、テーブルクロス等) (Commission for Environmental

黒字：リスクプロファイル案 (UNEP/POPS/POPRC.18/6/Add.1) に記載された情報

取消線：リスクプロファイル案に記載があるが、記載ミスと考えられる情報

下線：受託者による修正又は追加情報 破線の下線の文献：入手済み文献 無印の文献：未入手の文献

Cooperation 2017; Vestergren et al. 2015; Herzke et al. 2009, 2012; Blom and Hanssen 2015; Guo et al. 2009; Liu et al. 2014)、屋外用繊維 (Arcadis, 2021)、含浸/防水剤 (Herzke et al., 2012, Kotthoff et al., 2015, Borg and Ivarsson, 2017, Arcadis, 2021)、工業用高分子材料 (カーペットプロテクター) (Dinglasan-Panlilio and Mabury, 2006)で検出

- C<sub>4-14</sub> PFCA、FTOHs (8:2、10:2) は、その他の布/繊維 (日よけ、公共交通機関の座席カバー、海洋塗布) で検出 (Janousek et al., 2019)
- 繊維とアパレルが、世界的にフルオロテロマー使用量の約 50%を占めると考えられており、カーペットとカーペットケア製品は、消費者製品の使用量の中で次に大きなシェアを占めている (US EPA, 2009)。
  - 2000 年代初期から中期にかけて、カーペットやラグの処理剤において、フルオロテロールベースの側鎖フッ素化ポリマーが非ポリマーの PFAS に取って代わり、側鎖フッ素化ポリマーは現在米国市場で最も一般的なカーペットやラグの処理剤となっている (FluoroCouncil, 2017)。

#### 4. 環境への排出

- 長鎖 PFCA、その塩及び関連物質は天然には存在しない (Kissa, 1994)。環境中における存在は人間の活動のみによるものである。
- 長鎖 PFCA は直接的及び間接的な発生源から環境中に放出される可能性 (OECD, 2015, Wang et al., 2014)。
  - 直接的な排出源は、PFCA の製造場所からの排出や長鎖 PFCA を主成分又は製品中の残留物や化学反応による不純物として含まれる製品のライフサイクル (製造、使用、廃棄) からの排出がある。
  - 間接的な発生源とは、環境中に排出された長鎖 PFCA 関連物質が、生物学的または非生物学的な変化により長鎖 PFCA に転換されたものである。
- 長鎖 PFCA とその塩及び関連物質は、様々な環境及びその他のマトリクスで検出。(詳細は資料 4-5 に記載)。
  - C<sub>9-16</sub> PFCA、FTOHs (8:2 及び 10:2)、diPAP (8:2)、FTUCAs (8:2 及び 10:2)並びに FTSA (8:2, 10:2, 12:2, 14:2) は様々な環境マトリクス (水、地下水、土壌、大気、排水、堆積物) で測定され、インド、中国、韓国、ドイツ、ノルウェー、日本における製造工場、電気メッキの工業団地、紙製品工場に近接する工業地域又は都市部等で採取 (Chen et al.2018a; Li and Hua 2021; Heydebreck et al. 2016; Lam et al. 2014; Sharma et al. 2016; Sim et al. 2021; Göckener et al. 2022; Takemine et al. 2014; Yu et al. 2022; Yao et al. 2016; Jiawei et al. 2019; Langberg et al. 2020; Kim et al. 2021)
  - C<sub>9,10</sub> PFCA について、2009 年~2021 年にかけて中国の太湖における濃度の時間的推移の増加を報告 (Yu et al., 2022)。
- C<sub>9-12</sub> PFCA は、米軍基地において AFFF で汚染された地下水で検出 (Backe et al.2013)。

黒字：リスクプロファイル案 (UNEP/POPS/POPRC.18/6/Add.1) に記載された情報

取消線：リスクプロファイル案に記載があるが、記載ミスと考えられる情報

下線：受託者による修正又は追加情報 破線の下線の文献：入手済み文献 無印の文献：未入手の文献

- C<sub>9-14, 16</sub> PFCA、FTCA (8:3、9:3、11:3)、8:2 FTUCA、FTSA (8:2、10:2、12:2、14:2) についても、カナダの空港 4 カ所において AFFF が影響する地下水と土壌で検出 (Liu et al.2022)。
- 長鎖 PFCA とその関連物質は、埋立地、焼却場、廃水処理場からも環境中に放出される可能性
  - C<sub>9-18</sub> PFCA、FTOH (8:2、10:2、12:2)、FTCA (8:2、10:2)、FTA (8:2、10:2)、FTUCA (8:2、10:2) は米国、中国、韓国、カナダ、スウェーデン、ドイツ及びスペインにある埋め立て地の浸出水、ろ過液又は土壌で検出 (Lang et al. 2017; Liu et al. 2021; Sim et al. 2021; Benskin et al. 2012a; Busch et al. 2010; Fuertes et al. 2017; Kameoka et al. 2021; Weinberg et al. 2011, Miljösamverkan Sverige, 2022)
  - C<sub>9-18</sub> PFCAs 及び関連物質は、世界中の様々な国にある下水処理場の下水汚泥、流入水及び流出水で検出 (reviewed in Lenka et al. 2021; Alder and von der Voet 2014; Loganathan et al. 2007; Rodríguez-Varela et al. 2021; Schultz et al. 2006; Bossi et al. 2008; Moodie et al. 2021; Pepper et al. 2021; Ahrens et al. 2011; Yao et al. 2016; Nguyen et al. 2022; Nordic Council of Ministers 2019; Austria Annex E information 2022; HELCOM 2022)
  - C<sub>9-14</sub> PFCAs 及び 8:2 diPAPs は、都市部の固形廃棄物焼却場の浸出水、飛灰、主灰 (ボトムアッシュ) で測定 (Liu et al., 2021)。
  - C<sub>9-12, 14</sub> PFCAs、FTOHs (8:2 及び 10:2) も排水処理施設や埋立地周辺の大気中で検出 (Ahrens et al., 2011, Shoeib et al., 2016)。
- 汚染された下水汚泥の散布が長鎖 PFCA の環境への放出源となる可能性。
  - C<sub>9-14</sub> PFCA は、下水汚泥を陸上散布したことがある農業用地の水 (地表水、井戸水、地下水) と土壌で検出 (Lindstrom et al. 2011; Pepper et al. 2021; Sepulvado et al. 2011; Sim et al. 2021; Johnson 2022)。
- スキーワックスは長鎖 PFCAs や関連物質の環境中への排出源として特定。
  - C<sub>9-21</sub> PFCAs は、クロスカントリースキー競技の後に採取した雪及び融雪後のスキー場の土壌で測定 (Carlson and Tupper 2020; Plassman and Berger 2013; Grønnestad et al.2019)。
- 長鎖 PFCA、その塩及び関連物質の一部の用途は、室内環境への放出につながる可能性。
  - C<sub>9-15</sub> PFCAs は、複数の国の個人宅、ホテル、オフィスビル、車両、保育園など様々な場所の室内空気やダストサンプルで検出。  
(詳細は参考資料 4 の 2.3.2 及び表 9 を参照)。
- 定量化可能な排出源からの 1951 年~2030 年までの C<sub>4-14</sub> PFCA の世界累積排出量 (参考資料 4 の表 3 に要約) を推定 (Wang et al. 2014)。
  - PFCA 及び/又はその前駆体を含む製品に関するデータ (製造工程、生産量、使用パターンを含む) と製品のライフサイクルの各段階における推定又は経験的に得られ

黒字：リスクプロファイル案 (UNEP/POPS/POPRC.18/6/Add.1) に記載された情報

取消線：リスクプロファイル案に記載があるが、記載ミスと考えられる情報

下線：受託者による修正又は追加情報 破線の下線の文献：入手済み文献 無印の文献：未入手の文献

た排出係数を組み合わせることによって推定値を算出。

- PFCA 排出量の不確実性は約 8 倍の差のある低排出量シナリオと高排出量シナリオを定義することにより説明。
- 1951 年~2030 年までの C<sub>9-14</sub> PFCA の世界累積排出量の推定値又は予測値は、342 トン~3,041 トン。
- C<sub>9</sub> : 250~1,901 トン、C<sub>10</sub> : 8~222 トン、C<sub>11</sub> : 67~689 トン、C<sub>12</sub> : 0~63 トン、C<sub>13</sub> : 17~147 トン、C<sub>14</sub> : 0~19 トン
- 推定された排出源は PFCA 同族体ごとに異なり、各排出源の相対的寄与は時間とともに変化（詳細は参考資料 4 の図 1 を参照）

## 5. 情報の統合 (発生源等に関連する部分のみ抜粋)

- 長鎖 PFCA 類とその塩及び関連物質は、工業用途、電子機器、医療機器、印刷インク、写真材料、自動車ケア製品、建築・建設材料、調理器具、食品接触材料、泡消火剤、スキーワックス、その他消費者製品などの幅広い用途で使用されている又は使用されていた可能性がある。また、長鎖 PFCA とその関連物質は、PFAS の製造過程で非意図的に生成されることがある。
- 長鎖 PFCA とその塩及び関連物質の生産量の推移や現在の生産量に関する公開情報は限られており、推定量も著者によって異なる。
  - C<sub>9</sub> PFCA のアンモニウム塩 (APFN) の世界での生産量の推定値は、1975 年~2004 年の期間で年間 15~100 トンの範囲。
  - 日本、西ヨーロッパ、米国における APFN の使用量は、1975 年~2015 年の間に年間 8~107 トンと推定。
  - フルオロテロマー（長鎖 PFCA 関連物質）の全世界での生産量は、2006 年に約 9,100 トンと推定。
  - フルオロテロマー系製品の世界での生産量は、1961 年~2004 年までは年間 2,500~20,000 トン、2005 年~2030 年までは年間 45,000 トンと推定又は予測。
- PFCA、フルオロポリマー、その他の PFAS 製品の生産が、米国、西ヨーロッパ、日本からアジア新興国（特に中国）に移転した結果、PFCA の産業的な発生源が地理的に移動していることが報告。
- 長鎖 PFCA は、直接的な発生源（PFCA の製造場所や長鎖 PFCA を含む製品のライフサイクルからの排出）及び間接的な発生源（環境に放出された長鎖 PFCA 関連物質が長鎖 PFCA に変化）から環境に放出。
- 長鎖 PFCA とその塩及び関連物質の環境への放出は、製造工場や工業地域の近辺で採取された環境マトリクス、消火用泡の影響を受けた場所、廃棄物処理施設からの排水、汚泥、浸出液、下水汚泥の散布された農業現場、スキー場の雪と土、室内環境での検出によって確認されている。

黒字：リスクプロファイル案（UNEP/POPS/POPRC.18/6/Add.1）に記載された情報

取消線：リスクプロファイル案に記載があるが、記載ミスと考えられる情報

下線：受託者による修正又は追加情報 破線の下線の文献：入手済み文献 無印の文献：未入手の文献

## 5 引用文献

- Ahrens L, Shoeib M, Harner T, Lee SC, Guo R, Reiner EJ. 2011. Wastewater Treatment Plant and Landfills as Sources of Polyfluoroalkyl Compounds to the Atmosphere. *Environ. Sci. Technol.* 45:8098–8105.
- Alder AC, van der Voet J. 2014. Occurrence and point source characterization of perfluoroalkyl acids in sewage sludge. *Chemosphere.* 129:62–73.
- Arcadis. 2021. PFAS in products and waste streams in the Netherlands. Available from: <https://open.overheid.nl/repository/ronl-82c63cd6-574c-4a1d-829e-80b5b5942e0b/1/pdf/Bijlage%203%20PFAS%20in%20Products%20and%20Waste%20streams%20-%20eindconcept%20eindrapport.pdf> [Accessed: 3 May 2022].
- Backe WJ, Day TC, Field JA. 2013. Zwitterionic, Cationic, and Anionic Fluorinated Chemicals in Aqueous Film Forming Foam Formulations and Groundwater from U.S. Military Bases by Nonaqueous Large-Volume Injection HPLC-MS/MS. *Environ. Sci. Technol.* 47:5226–5234.
- Banks RE, Smart BE, Tatlow JC. *Organofluorine chemistry: principles and commercial applications.* Springer, 1994. ISBN: 978-0-306-44610-8. [As cited in OECD 2013].
- Beatty RP, Inventor. E. I. du Pont de Nemours and Company, assignee. 2003 Apr 1. Fluorinated lubricant additives. United States Patent US 6541430. Available from: <https://patents.justia.com/patent/6541430> [Accessed: 23 February 2022].
- Bečanová J, Melymuk L, Vojta, Š. Komprdová, K. and Klánová, J. 2016. Screening for perfluoroalkyl acids in consumer products, building materials and wastes. *Chemosphere.* 164:322–329.
- Benskin JP, Li B, Ikononou MG, Grace JR, Li LY. 2012a. Per- and Polyfluoroalkyl Substances in Landfill Leachate: Patterns, Time Trends, and Sources. *Environ. Sci. Technol.* 46:11532–11540.
- Berger U, Herzke D. 2006. Per- and polyfluorinated alkyl substances (PFAs) extracted from textile samples. *Organohal Compds.* 68:2023–2026.
- Blom C, Hanssen L. 2015. Analysis of per- and polyfluorinated substances in articles. Available from: <https://www.norden.org/en/publication/analysis-and-polyfluorinated-substances-articles> [Accessed: 24 February 2022].
- Borg D, Ivarsson J. 2017. Analysis of PFASs and TOF in products. Available from: <https://norden.diva-portal.org/smash/get/diva2:1118439/FULLTEXT01.pdf> [Accessed: 24 February 2022].
- Bossi R, Strand J, Sortkjær O, Larsen MM. 2008. Perfluoroalkyl compounds in Danish wastewater treatment plants and aquatic environments. *Environment International.* 34:443–450.
- Busch J, Ahrens L, Sturm R, Ebinghaus R. 2010. Polyfluoroalkyl compounds in landfill leachates. *Environmental Pollution.* 158:1467–1471.
- Canada. 1999. Canadian Environmental Protection Act, 1999. S.C. 1999, c.33. Canada Gazette Part III, vol. 22, no. 3. Available from: <https://laws-lois.justice.gc.ca/eng/acts/C-15.31/> [Accessed: 14 April 2022].
- Carlson GL, Tupper S. 2020. Ski wax use contributes to environmental contamination by per-and polyfluoroalkyl substances. *Chemosphere.* 261:128078.
- [CDR]. Chemical Data Reporting. 2020. United States Environmental Protection Agency. [Accessed 6 July 2020] CAS No. 678-39-7; CAS No. 865-86-1; CAS No. 39239-77-5; CAS No. 60699-5106.
- Chen H, Yao Y, Zhao Z, Wang Y, Wang Q, Ren C, Wang B, Sun H, Alder AC, Kannan K. 2018a. Multimedia Distribution and Transfer of Per- and Polyfluoroalkyl Substances (PFASs) Surrounding Two Fluorochemical Manufacturing Facilities in Fuxin, China. *Environ. Sci. Technol.* 52:8263–8271.

- Chinthakindi, S, Zhu, H, Kannan, K. 2021. An exploratory analysis of poly-and per-fluoroalkyl substances in pet food packaging from the United States. *Environmental Technology and Innovation*. 21:101247.
- Commission for Environmental Cooperation. 2017. *Furthering the Understanding of the Migration of Chemicals from Consumer Products—A Study of Per- and Polyfluoroalkyl Substances (PFASs) in Clothing, Apparel, and Children’s Items*. Montreal, Canada: Commission for Environmental Cooperation. 201 pp.
- Curtzweiler GW, Silva P, Hall A, Ivey A, Vorst K. 2021. Significance of Perfluoroalkyl Substances (PFAS) in Food Packaging. *Integr Environ Assess Manag*. 17(1):7–12.
- Danish Environmental Protection Agency. 2018. Risk assessment of fluorinated substances in cosmetic products. Survey of chemical substances in consumer products No. 169. Available from: <https://www2.mst.dk/Udgiv/publications/2018/10/978-87-93710-94-8.pdf> [Accessed: 24 February 2022].
- Dinglasan-Panlilio MJA, Mabury S. 2006. Significant Residual Fluorinated Alcohols Present in Various Fluorinated Materials. *Environ Sci Technol*. 40:1447–1453.
- Ebnesajjad S. 2013. *Introduction to Fluoropolymers - Material, Technology, and Applications*. Elsevier [As cited in ECHA 2018b].
- [ECCC] Environment and Climate Change Canada. 2022. Personal communication.
- [ECHA] European Chemicals Agency. 2018b. Committee for Risk Assessment (RAC). Committee for Socio-economic Analysis (SEAC). Opinion on an Annex XV dossier proposing restrictions on PFNA, PFDA, PFUnDA, PFDoDA, PFTTrDA, PFTDA; their salts and precursors. Compiled version prepared by the ECHA Secretariat of RAC's opinion (adopted 14 September 2018) and SEAC's opinion (adopted 29 November 2018). Available from: <https://echa.europa.eu/documents/10162/5aabe3cc-a317-4b2f-5446-5fc22c522c31> [Accessed: 23 October 2020].
- [ECHA] European Chemicals Agency. 2018b. Committee for Risk Assessment (RAC). Committee for Socio-economic Analysis (SEAC). Opinion on an Annex XV dossier proposing restrictions on PFNA, PFDA, PFUnDA, PFDoDA, PFTTrDA, PFTDA; their salts and precursors. Compiled version prepared by the ECHA Secretariat of RAC's opinion (adopted 14 September 2018) and SEAC's opinion (adopted 29 November 2018). Available from: <https://echa.europa.eu/documents/10162/5aabe3cc-a317-4b2f-5446-5fc22c522c31> [Accessed: 23 October 2020].
- [ECHA] European Chemicals Agency. 2020. Committee for Risk Assessment (RAC). Committee for Socio-economic Analysis (SEAC). Opinion related to the request by the Executive Director of ECHA under Art. 77(3)9(c) of REACH to prepare a supplementary opinion on: Proposed derogations from the restrictions on C9–C14 perfluorocarboxylic acids (C9–C14 PFCA), their salts and related substances and on Perfluorooctanoic acid (PFOA), its salts and PFOA-related substances. Compiled version prepared by the ECHA Secretariat of RAC's opinion (adopted 30 November 2020) and SEAC's opinion (adopted 10 December 2020). Available from: [https://echa.europa.eu/documents/10162/13579/art77\\_3c\\_pfoa\\_pfca\\_derogations\\_compiled\\_rac\\_seac\\_opinions\\_en.pdf/6582d9a1-56b2-3e88-a70f-cdf3ab33d421](https://echa.europa.eu/documents/10162/13579/art77_3c_pfoa_pfca_derogations_compiled_rac_seac_opinions_en.pdf/6582d9a1-56b2-3e88-a70f-cdf3ab33d421) [Accessed: 19 January 2021].
- [ECHA] European Chemicals Agency. 2022. Annexes to Annex XV Restriction Report. Per- and polyfluoroalkyl substances (PFASs) in firefighting foams. Available from: <https://echa.europa.eu/documents/10162/faf3207a-4910-292e-e994-2ab1281a0512> [Accessed: 4 May 2022].
- Environment Canada. 2001. Primary Report on PFAs from Section 71 survey prepared by Use Patterns Section, Chemicals Control Division, Commercial Chemicals Evaluation Branch. Gatineau (QC).
- Environment Canada. 2005. Report on PFCAs results of notice issued under Section 71 CEPA for 2004 calendar year.

- Environment Canada. 2012. Ecological Screening Assessment Report Long-Chain (C9–C20) Perfluorocarboxylic Acids, their Salts and their Precursors. Available from: <http://www.ec.gc.ca/ese-ees/default.asp?lang=En&n=CA29B043-1> [Accessed: 23 October 2020].
- Fang S, Plassmann MM, Cousins IT. 2020. Levels of per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) in ski wax products on the market in 2019 indicate no changes in formulation. *Environ. Sci.: Processes Impacts*. 22:2142.
- Favreau P, Poncioni-Rothlisberger C, Place BJ, Bouchex-Bellomie H, Weber A, Tremp J, Field JA, Kohler M. 2017. Multianalyte profiling of per- and polyfluoroalkyl substances (PFASs) in liquid commercial products. *Chemosphere*. 171:491–501.
- FluoroCouncil . 2017. How carpet treatments have changed since the Battelle study in 2000 and why there is reduced loss of PFAS during the carpet life span. Information provided to DTSC by the FluoroCouncil in May 2017. [As cited in DTSC 2019].
- Fuertes I, Gómez-Lavín S, Elizalde MP, Urtiaga A. 2017. Perfluorinated alkyl substances (PFASs) in northern Spain municipal solid waste landfill leachates. *Chemosphere*. 168:399–407.
- Gebbink WA, Ullah S, Sandblom O, Berger U. 2013. Polyfluoroalkyl phosphate esters and perfluoroalkyl carboxylic acids in target food samples and packaging—method development and screening. *Environ Sci Pollut Res*. 20:7949–7958.
- Gewurtz SB, Bhavsar SP, Crozier PW, Diamond ML, Helm PA, Marvin CH, Reiner EJ. 2009. Perfluoroalkyl contaminants in window film: indoor/outdoor, urban/rural, and winter/summer contamination and assessment of carpet as a possible source. *Environ Sci Technol*. 43:7317–7323.
- Glüge J, Scheringer M, Cousins IT, DeWitt JC, Goldenman G, Herzke D, Lohmann R, Ng CA, Trieri X, Wang Z. 2020. An overview of the uses of per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS). *Environ. Sci.: Processes Impacts*. 22:2345.
- Göckener B, Fliedner A, Rüdell H, Badry A, Koschorreck J. 2022. Long-Term Trends of Per- and Polyfluoroalkyl Substances (PFAS) in Suspended Particular Matter from German Rivers Using the Direct Total Oxidizable Precursor (dTOP) Assay. *Environ. Sci. Technol*. 56:208–217.
- Granby K, Tesdal Håland J. 2018. Per- and polyfluorinated alkyl substances (PFAS) in paper and board Food Contact Materials - Selected samples from the Norwegian market 2017. Technical University of Denmark. Available from : [https://www.mattilsynet.no/mat\\_og\\_vann/produksjon\\_av\\_mat/matkontaktmaterialer/rapport\\_fr\\_a\\_dtu\\_per\\_and\\_polyfluorinated\\_alkyl\\_substances\\_pfas\\_in\\_paper\\_and\\_board\\_food\\_contact\\_materials\\_2017.35382/binary/Rapport%20fra%20DTU%20Per-%20and%20polyfluorinated%20alkyl%20substances%20\(PFAS\)%20in%20paper%20and%20board%20Food%20Contact%20Materials,%202017](https://www.mattilsynet.no/mat_og_vann/produksjon_av_mat/matkontaktmaterialer/rapport_fr_a_dtu_per_and_polyfluorinated_alkyl_substances_pfas_in_paper_and_board_food_contact_materials_2017.35382/binary/Rapport%20fra%20DTU%20Per-%20and%20polyfluorinated%20alkyl%20substances%20(PFAS)%20in%20paper%20and%20board%20Food%20Contact%20Materials,%202017) [Accessed: 6 April 2022].
- Gremmel C, Frömel T, Knepper TP. 2016. Systematic determination of perfluoroalkyl and polyfluoroalkyl substances (PFASs) in outdoor jackets. *Chemosphere*. 160:173–180.
- Grønnestad R, Vázquez VP, Arukwe A, Jaspers VLB, Jenssen BN, Karimi M, Lyche JL, Krøkje Å. 2019. Levels, Patterns, and Biomagnification Potential of Perfluoroalkyl Substances in a Terrestrial Food Chain in a Nordic Skiing Area. *Environ. Sci. Technol*. 53:13390–13397.
- Guo Z, Liu X, Krebs KA, Roache NF. 2009. Perfluorocarboxylic acids content in 166 articles of commerce. EPA/600/R-09/033. Available from: [https://cfpub.epa.gov/si/si\\_public\\_record\\_report.cfm?Lab=NRMRL&dirEntryId=206124](https://cfpub.epa.gov/si/si_public_record_report.cfm?Lab=NRMRL&dirEntryId=206124) [Accessed: 24 February 2022].
- [HELCOM] Helsinki Commission Micropollutants in wastewater and sewage sludge. Available from <https://helcom.fi/wp-content/uploads/2022/04/Micropollutants-in-wastewater-and-sewage-sludge.pdf> [Accessed: 5 May 2022].
- Herkert NJ, Kassotis CD, Zhang S, Han Y, Pulikkal VF, Sun M, Ferguson PL, Stapleton HM. 2022. Characterization of Per- and Polyfluorinated Alkyl Substances Present in Commercial Anti-fog Products and Their In Vitro Adipogenic Activity. *Environ. Sci. Technol*. 56:1162–1173.

- Herzke D, Olsson E, Posner S. 2012. Perfluoroalkyl and polyfluoroalkyl substances (PFASs) in consumer products in Norway—A pilot study. *Chemosphere*. 88: 980–987.
- Herzke D, Posner S, Olsson E. 2009. Survey, screening and analyses of PFCs in consumer products. Swerea IVF Project report 09/41. Available from: <https://www.miljodirektoratet.no/globalassets/publikasjoner/klif2/publikasjoner/2578/ta2578.pdf> [Accessed: 24 February 2022].
- Heydebreck F, Tang J, Xie Z, Ebinghaus R. 2016. Emissions of Per- and Polyfluoroalkyl Substances in a Textile Manufacturing Plant in China and Their Relevance for Workers' Exposure. *Environ. Sci. Technol.* 50:10386–10396.
- Janousek RM, Lebertz S, Knepper TP. 2019. Previously unidentified sources of perfluoroalkyl and polyfluoroalkyl substances from building materials and industrial fabrics. *Environ Sci Processes Impacts*. 21:1936–1945.
- Jiawei T, Yizhen Z, Jiajun S, Xuelu S, Chao S, Chunhui Z. 2019. Occurrence and characteristics of perfluoroalkyl substances (PFASs) in electroplating industrial wastewater. *Water Sci Technol.* 79(4):731–740.
- Johnson GR. 2022. PFAS in soil and groundwater following historical land application of biosolids. *Water Research*. 211:118035.
- Kameoka H, Ito K, Ono J, Banno A, Matsumura C, Haga Y, Endo K, Mizutani S, Yabuki Y. 2021. Investigation of perfluoroalkyl carboxylic and sulfonic acids in leachates from industrial and municipal solid waste landfills, and their treated waters and effluents from their closest leachate treatment plants. *Journal of Material Cycles and Waste Management*. 24:287–296.
- Kannan K. 2011. Perfluoroalkyl and polyfluoroalkyl substances: current and future perspectives. *Environ Chem*. 8:333–338.
- Kim KY, Ndabambi M, Choi S, Oh J. 2021. Legacy and novel perfluoroalkyl and polyfluoroalkyl substances in industrial wastewater and the receiving river water: Temporal changes in relative abundances of regulated compounds and alternatives. *Water Research*. 191:116830.
- Kissa E. 1994. *Fluorinated Surfactants. Synthesis Properties Applications*. New York (NY): Marcel Dekker, Inc.
- Kotthoff M, Müller J, Jüriling H, Schlummer M, Fiedler D. 2015. Perfluoroalkyl and polyfluoroalkyl substances in consumer products. *Environ Sci Pollut Res*. 22:14546–14559.
- Lam H, Cho C, Lee JS, Soha H, Lee B, Lee JA, Tatarozako N, Sasaki K, Saito N, Iwabuchi K, Kannan K, Cho H. 2014. Perfluorinated alkyl substances in water, sediment, plankton and fish from Korean rivers and lakes: A nationwide survey. *Science of the Total Environment*. 491–492:154–162.
- Lang JR, Allred BM, Field JA, Levis JW, Barlaz MA. 2017. National Estimate of Per- and Polyfluoroalkyl Substance (PFAS) Release to U.S. Municipal Landfill Leachate. *Environ. Sci. Technol.* 51:2197–2205.
- Langberg HA, Breedveld GD, Slinde GA, Grønning HM, Høisæter Å, Jartun M, Rundberget T, Jenssen BM, Hale SE. 2020. Fluorinated Precursor Compounds in Sediments as a Source of Perfluorinated Alkyl Acids (PFAA) to Biota. *Environ. Sci. Technol.* 54:13077–13089.
- Li X, Hua Z. 2021. Multiphase distribution and spatial patterns of perfluoroalkyl acids (PFAAs) associated with catchment characteristics in a plain river network. *Chemosphere*. 263:128284.
- Lindstrom AB, Strynar MJ, Delinsky AD, Nakayama SH, McMillan L, Libelo EL, Neill M, Thomas L. 2011. Application of WWTP Biosolids and Resulting Perfluorinated Compound Contamination of Surface and Well Water in Decatur, Alabama, USA. *Environ. Sci. Technol.* 45:8015–8021.
- Liu M, Munoz G, Duy SV, Sauv e S, Liu J. 2022. Per- and Polyfluoroalkyl Substances in Contaminated Soil and Groundwater at Airports: A Canadian Case Study. *Environ. Sci. Technol.* 56: 885–895.
- Liu S, Zhao S, Liang Z, Wang F, Sun F, Chen D. 2021. Perfluoroalkyl substances (PFASs) in

- leachate, fly ash, and bottom ash from waste incineration plants: Implications for the environmental release of PFAS. *Science of the Total Environment* 795:148468.
- Liu X, Guo Z, Krebs KA, Pope RH, Roache NF. 2014c. Concentrations and trends of perfluorinated chemicals in potential indoor sources from 2007 through 2011 in the US. *Chemosphere*. 98:51–57.
- Loganathan BG, Sajwan KS, Sinclair E, Kumar KS, Kannan K. 2007. Perfluoroalkyl sulfonates and perfluorocarboxylates in two wastewater treatment facilities in Kentucky and Georgia. *Water Research*. 41:4611–4620.
- Miljösamverkan Sverige. 2022. PFAS vid deponier. Available from: <https://www.miljosamverkansverige.se/wp-content/uploads/2022-01-27-Rapport-PFAS-vid-deponier.pdf> [Accessed: 27 Jun2 2022]
- Moodie D, Coggan T, Berry K, Kolobaric A, Fernandes M, Lee E, Reichman S, Nugegoda D, Clarke BO. 2021. Legacy and emerging per- and polyfluoroalkyl substances (PFASs) in Australian biosolids. *Chemosphere*. 270:129143.
- Mumtaz M, Bao Y, Liu L, Huang J, Cagnetta G, Yu G. 2019. Per- and Polyfluoroalkyl Substances in Representative Fluorocarbon Surfactants Used in Chinese Film-Forming Foams: Levels, Profile Shift, and Environmental Implications. *Environ. Sci. Technol. Lett.* 6:259–264.
- Nguyen HT, McLachlan MS, Tschärke B, Thai P, Braeunig J, Kaserzon S, O'Brien JW, Mueller JF. 2022. Background release and potential point sources of per- and polyfluoroalkyl substances to municipal wastewater treatment plants across Australia. *Chemosphere*. 293:133657.
- [NICNAS] National Industrial Chemicals Notification and Assessment Scheme. 2019. Indirect precursors to perfluorocarboxylic acids: Environment tier II assessment. Available from: <https://www.nicnas.gov.au/chemical-information/imap-assessments/imap-assessments/tier-ii-environment-assessments/indirect-precursors-to-perfluorocarboxylic-acids> [Accessed: 25 May 2020].
- Nordic Council of Ministers. 2015. Substances in Preparations in Nordic Countries (SPIN). Chemical Group, Nordic Council of Ministers, Copenhagen, Denmark. Accessed 17 March 2015. [As cited in NICNAS 2019]
- [OECD] Organisation for Economic Co-operation and Development. 2011. PFCS: Outcome of the 2009 Survey on the production, use and release of PFOS, PFAS, PFOA PFCA, their related substances and products/mixtures containing these substances. Available from: [http://www.oecd.org/officialdocuments/publicdisplaydocumentpdf/?cote=env/jm/mono\(2011\)1&doclanguage=en](http://www.oecd.org/officialdocuments/publicdisplaydocumentpdf/?cote=env/jm/mono(2011)1&doclanguage=en) [Accessed: 23 October 2020].
- [OECD] Organisation for Economic Co-operation and Development. 2015. Working towards a global emission inventory of PFASs: focus on PFCAs - status quo and the way forward. OECD Environment, Health and Safety Publications Series on Risk Management. No. 30. Available from: <https://www.oecd.org/chemicalsafety/Working%20Towards%20a%20Global%20Emission%20Inventory%20of%20PFASS.pdf> [Accessed: 24 February 2022].
- Peaslee GF, Wilkinson JT, McGuinness SR, Tighe M, Caterisano N, Lee S, Gonzales A, Roddy M, Mills S, Mitchell K. 2020. Another Pathway for Firefighter Exposure to Per- and Polyfluoroalkyl Substances: Firefighter Textiles. *Environ. Sci. Technol. Lett.* 7:594–599.
- Pepper IL, Brusseau ML, Prevatt FJ, Escobar BA. 2021. Incidence of PFAS in soil following long-term application of class B biosolids. *Science of the Total Environment*. 793:148449.
- PERFORCE. 2004: Perfluorinated substances in the European environment, EU project FP6-NEST-508967. [As cited in ECHA 2018b].
- Plassman and Berger. 2013. Perfluoroalkyl carboxylic acids with up to 22 carbon atoms in snow and soil samples from a ski area. *Chemosphere*. 91:832-837.
- Posner S, Roos S, and Olsson E. 2009. Survey of the extent of use and occurrence of PFNA (perfluorononanoic acid) in Norway, Swerea IVF, Project report 09/46. TA-2562/2009. [As cited

in ECHA 2018b]

- Prevedouros K, Cousins IT, Buck RC, Korzeniowski SH. 2006. Sources, fate, and transport of perfluorocarboxylates. *Environ Sci Technol.* 40:32–44.
- Rodríguez-Varela M, Durán-Álvarez JC, Jiménez-Cisneros B, Zamora O, Prado B. 2021. Occurrence of perfluorinated carboxylic acids in Mexico City's wastewater: A monitoring study in the sewerage and a mega wastewater treatment plant. *Science of the Total Environment* 774:145060.
- Schaider LA, Balan SA, Blum A, Andrews DQ, Strynar MJ, Dickinson ME, Lunderberg DM, Lang JR, Peaslee GF. 2017. Fluorinated Compounds in U.S. Fast Food Packaging. Supporting Information. *Environ Sci Technol. Lett* 4:105–111.
- Schultes L, Peaslee GF, Brockman JD, Majumdar A, McGuinness SR, Wilkinson JT, Sandblom O, Ngwenyama RA, Benskin JP. 2019. Total Fluorine Measurements in Food Packaging: How Do Current Methods Perform? *Environ. Sci. Technol. Lett.* 6:73–78.
- Schultes L, Vestergren R, Volkova K, Westberg E, Jacobson T, Benskin JP. 2018. Per- and polyfluoroalkyl substances and fluorine mass balance in cosmetic products from the Swedish market: implications for environmental emissions and human exposure. *Environ. Sci.: Processes Impacts.* 20:1680.
- Schultz MM, Higgins P, Huset CA, Luthy RG, Barofsky DF, Field JA. 2006. Fluorochemical Mass Flows in a Municipal Wastewater Treatment Facility. *Environ. Sci. Technol.* 40:7350–7357.
- Sharma BM, Bharat GK, Tayal S, Larssen T, Bečanová B, Karásková P, Whitehead PG, Futter MN, Butterfield D, Nizzetto L. 2016. Perfluoroalkyl substances (PFAS) in river and ground/drinking water of the Ganges River basin: Emissions and implications for human exposure. *Environmental Pollution.* 208:704–713.
- Sherman MA, Kirchner JR, Del Pesco TW, Huang H, inventors. E. I. du Pont de Nemours and Company, assignee. 2001. Fluorochemical oil and water repellents. World Intellectual Property Organization Patent WO 01/10922 A1. Available from: <https://patents.google.com/patent/WO2001010922A1/en?q=WO2001010922A1> [Accessed: 23 February 2022].
- Shoeib M, Schuster J, Rauert C, Su K, Smyth S, Harner H. 2016. Emission of poly and perfluoroalkyl substances, UV-filters and siloxanes to air from wastewater treatment plants. *Environmental Pollution.* 218:595–604.
- Sim W, Park H, Yoon J, Kim J, Oh J. 2021. Characteristic distribution patterns of perfluoroalkyl substances in soils according to land-use types. *Chemosphere* 276:130167.
- Sinclair E, Kim SK, Akinleye HB, Kanna K. 2007. Quantitation of Gas-Phase Perfluoroalkyl Surfactants and Fluorotelomer Alcohols Released from Nonstick Cookware and Microwave Popcorn Bags. *Environ Sci Technol.* 41:1180–1185.
- Swedish Chemicals Agency. 2015. Chemical Analysis of Selected Fire-fighting Foams on the Swedish Market 2014. [As cited in ECHA 2018b].
- Takemine S, Matsumura C, Yamamoto K, Suzuki M, Tsurukawa M, Imaishi H, Nakano T, Kondo A. 2014. Discharge of perfluorinated compounds from rivers and their influence on the coastal seas of Hyogo prefecture, Japan. *Environmental Pollution.* 184:397–404.
- [US EPA] United States Environmental Protection Agency. 2009. Long-Chain Perfluorinated Chemicals (PFCs) Action Plan. Available from: [https://www.epa.gov/sites/production/files/2016-01/documents/pfcs\\_action\\_plan1230\\_09.pdf](https://www.epa.gov/sites/production/files/2016-01/documents/pfcs_action_plan1230_09.pdf) [Accessed: 23 October 2020].
- Vestergren R, Herzke D, Wang T, Cousins IT. 2015. Are imported consumer products an important diffuse source of PFASs to the Norwegian environment? *Environmental Pollution.* 198:223–230.
- Wang Z, Cousins IT, Scheringer M, Buck RC, Hungerbühler K. 2014. Global emission inventories for C4–C14 perfluoroalkyl carboxylic acid (PFCA) homologues from 1951 to 2030, Part I:

- production and emissions from quantifiable sources. Supplementary Information. *Environment International*. 70:62–75.
- Weinberg I, Dreyer A, Ebinghaus R. 2011. Landfills as sources of polyfluorinated compounds, polybrominated diphenyl ethers and musk fragrances to ambient air. *Atmospheric Environment*. 45: 935–941.
- Whitehead HG, Venier M, Wu Y, Eastman E, Urbanik S, Diamond ML, Shalin A, Schwartz-Narbonne H, Bruton TA, Blum A, Wang Z, Green M, Tighe M, Wilkinson JT, McGuinness S, Peaslee GF. 2021. Correction to “Fluorinated Compounds in North American Cosmetics”. *Environ Sci Technol Lett*. 8(7):538–544.
- Wu Y, Miller GZ, Gearhart J, Peaslee G, Venier M. 2021. Side-chain fluorotelomer-based polymers in children car seats. *Environ Pollut*. 268:115477.
- Xenia T, Granby K, Christensen JH. 2011. Polyfluorinated surfactants (PFS) in paper and board coatings for food packaging. *Environ Sci Pollut Res*. 18:1108–1120.
- Yao Y, Chang S, Sun H, Gan Z, Hu H, Zhao Y, Zhang Y. 2016. Neutral and ionic per- and polyfluoroalkyl substances (PFASs) in atmospheric and dry deposition samples over a source region (Tianjin, China). *Environmental Pollution*. 212:449–456.
- Yu L, Liu X, Hua Z, Zhang Y, Xue H. 2022. Spatial and temporal trends of perfluoroalkyl acids in water bodies: A case study in Taihu Lake, China (2009–2021). *Environmental Pollution*. 293:118575.
- Yuan G, Peng H, Huang C, Hu J. 2016. Ubiquitous occurrence of fluorotelomer alcohols in eco-friendly paper-made food-contact materials and their implication for human exposure. *Environ.Sci.Technol*. 50(2): 942-950.
- Zhu H, Kannan K. 2020. A pilot study of per- and polyfluoroalkyl substances in automotive lubricant oils from the United States. *Environ Technol & Innovat*. 19:100943.

## 資料 5

長鎖ペルフルオロカルボン酸とその塩及び関連物質の  
残留性等の概要

## 残留性等の概要（長鎖 PFCA、その塩及び関連物質）

### 1 エグゼクティブ・サマリー（残留性に関連する部分のみ抜粋）

- 長鎖 PFCA は、カルボン酸に完全フッ素化炭素鎖が結合したもので、環境中で極めて難分解性である。炭素-フッ素結合は最も強い共有結合の一つであり(約 108-120 kcal/mole)、結合は極めて安定で、酸、塩基、酸化剤、還元剤、光分解プロセス、微生物、代謝プロセスによる分解に対して一般的に耐性があります。強い炭素-フッ素間結合と電子を多く含むフッ素原子の高い電子密度は炭素骨格を保護し、熱と化学試薬の両方に対して不活性であるという結果をもたらしている。
- 多くの研究が、長鎖 PFCA は環境に適した条件下では分解しないことを証明している。例えば、C<sub>9</sub> PFCA は、経済協力開発機構（OECD）の 301F では生分解しなかった。他の研究では、長鎖 PFCA がある程度分解されるが、環境的な条件下では分解されないことが示されている。

### 2 残留性

- 長鎖 PFCA は、全炭素数が 9~21 であり、完全フッ素化された炭素鎖を有するカルボン酸である。
- 炭素-フッ素結合は、最も強い共有結合（約 108-120 kcal/mole）の一つであり、結合は極めて安定で、酸、塩基、酸化剤、還元剤、光分解プロセス、微生物、代謝プロセスによる分解に対して一般的に耐性がある (Dixon 2001; Parsons et al.2008)。
  - フッ素は元素の中で最も高い電気陰性度を持つため、炭素鎖へのフッ素の結合及びフッ素原子の高い電子密度により、炭素骨格が保護され、熱と化学物質の両方に対して不活性 (Hakli et al. 2008; Colombari et al. 2014; Parsons et al. 2008)
  - 炭素-フッ素間の結合は、イオン化ポテンシャルの高さ、分極性の低さ、分子間及び分子内相互作用の低さ、そして表面張力の小ささに寄与
  - これらの理由により長鎖 PFCA は環境中で極めて安定であると推測。
  - C<sub>9</sub> PFCA は OECD 301F では生分解しなかった (Stasinakis et al., 2008)。
  - 長鎖 PFCA が環境的な条件下で分解しなかったことが報告 (Hori et al. 2005a; Hori et al. 2005b; Hori et al. 2008; Qu et al. 2016; Liu et al. 2017)。
  - 環境条件から離れた条件下での研究において、長鎖 PFCA の一部が分解した報告
    - ◇ 高地(2,500 m と 4,200 m)で 106 日間太陽照射した場合、C<sub>10</sub> PFCA の 30~35% 光分解した (Taniyasu et al. 2013)
    - ◇ C<sub>9-18</sub> PFCA が河川水中で電気酸化で 38%脱フッ素化 (Barisci and Suri 2020)
- 長鎖 PFCA は、様々な機関における難分解性に関する規制基準を満たしている。
  - EU では、REACH 規則で定められた基準に従って、C<sub>9,10</sub> PFCA が非常に難分解性

黒字：リスクプロファイル案（UNEP/POPS/POPRC.18/6/Add.1）に記載された情報

取消線：リスクプロファイル案に記載があるが、記載ミスと考えられる情報

下線：受託者による修正又は追加情報 破線の下線の文献：入手済み文献 無印の文献：未入手の文献

(P : persistent) であると確認され、C<sub>11-14</sub> PFCA が非常に難分解性 (vP : very persistent) であると確認 (ECHA 2012a, b, c, d, 2015, 2016)。詳細は下記の表に記載。

- カナダでは、長鎖 PFCAs とその塩及びその前駆体の生態学的スクリーニング評価において、長鎖 PFCAs とその塩は、残留性及び生物蓄積性規則 (Canada 2000) で規定された残留性の基準を満たしていると結論づけた (Environment Canada 2012)。
- 前駆体が安定な長鎖 PFCA に変化することで、環境中での残留性が増加することが認識。

表 C<sub>9-14</sub> 長鎖 PFCA に対する残留性(P 又は vP)判定の根拠等

物質	判定	残留性に関する根拠	文献
PFNA (C <sub>9</sub> PFCA) 375-95-1	PBT	水中：半減期 2,477 日 (推定値) 土壌中：半減期 4,954 日 (推定値) 生分解性：28 日で分解せず (OECD 301F) ※PFOA のリードアクロスより生分解性が低いと推測	Lambert et al. 2011 Lambert et al. 2011 Stasinakis et al. 2008 ECHA 2015
PFDA (C <sub>10</sub> PFCA) 335-76-2	PBT	水中：半減期 4,722 日 (推定値) 土壌中：半減期 9,444 日 (推定値) ※PFOA と PFNA のリードアクロスより生分解性が低いと推測	Lambert et al. 2011 Lambert et al. 2011 ECHA 2016
PFUnDA (C <sub>11</sub> PFCA) 2058-94-8	vPvB	※C <sub>8,9,12,14</sub> の PFCA のリードアクロスより生分解性が低いと推測	ECHA 2012a
PFDoDA (C <sub>12</sub> PFCA) 307-55-1	vPvB	生分解性：28 日で分解せず (OECD 301C) ※PFOA のリードアクロスより生分解性が低いと推測	NITE 2007a ECHA 2012d
PFTTrDA (C <sub>13</sub> PFCA) 72629-94-8	vPvB	※C <sub>8,9,12,14</sub> 、PFCA のリードアクロスより生分解性が低いと推測	ECHA 2012c
PFTDA (C <sub>14</sub> PFCA) 376-06-7	vPvB	生分解性：28 日で分解せず (OECD 301C) ※C <sub>8,12</sub> 、PFCA のリードアクロスより生分解性が低いと推測	NITE 2007b ECHA 2012b

- POP として認知されており、2019 年にストックホルム条約にリストアップされ、長鎖 PFCA と同族体である PFOA に関するリスクプロファイル (UNEP/POPS/POPRC.12/11/Add.2) から、この物質は残留性があると結論づけられる。

黒字：リスクプロファイル案 (UNEP/POPS/POPRC.18/6/Add.1) に記載された情報

取消線：リスクプロファイル案に記載があるが、記載ミスと考えられる情報

下線：受託者による修正又は追加情報 破線の下線の文献：入手済み文献 無印の文献：未入手の文献

- 化審法による C<sub>9-21</sub> 長鎖 PFCA の分解度情報を下表に整理した。7 つの長鎖 PFCA で難分解性と判定されている (J-CHECK)。

表 化審法による分解度の判定 (J-CHECK より)

被験物質 略称	CAS 番号 (官報公示整理番号)	判定	分解度 (%)			試験法/試験条件
			BOD	LC-MS	HPLC	
PFNA	375-95-1 (2-2659)	—	—	—	—	—
PFDA	335-76-2 (2-2659)	—	—	—	—	—
PFUnDA	2058-94-8 (2-2659)	難分解性	—	—	—	—
PFDoDA	307-55-1 (2-2658、2-2659)	難分解性	0%	—	2%	試験法：OECD 301C 試験温度等：25±1℃ (遮光下) 試験物質濃度：100 mg/L 活性汚泥濃度：30 mg/L 試験期間：28 日間
PFTTrDA	72629-94-8 (2-2658、2-2659)	難分解性	—	—	—	—
PFTDA	376-06-7 (2-2658)	難分解性	0%	0%	—	試験法：OECD 301C 試験温度等：25±1℃ (遮光下) 試験物質濃度：100 mg/L 活性汚泥濃度：30 mg/L 試験期間：28 日間
PFPeDA	141074-63-7 (2-2658)	難分解性	—	—	—	—
PFHxDA	67905-19-5 (2-2658)	難分解性	—	—	—	—
PFHpDA	57475-95-3	—	—	—	—	—
PFODA	16517-11-6	難分解性	—	—	—	—
PFNDA	133921-38-7	—	—	—	—	—
C <sub>20</sub> PFCA	68310-12-3	—	—	—	—	—
C <sub>21</sub> PFCA	—	—	—	—	—	—

—：未記載又は未掲載

### 3 情報の統合 (残留性に関連する部分のみ抜粋)

- 長鎖 PFCA は、環境中で極めて難分解性である。
- 炭素-フッ素間結合は最も強い共有結合の一つであり、極めて安定で、酸、塩基、酸化剤、還元剤、光分解プロセス、微生物、代謝プロセスによる分解に対して耐性がある。強い炭素-フッ素間結合と電子を多く含むフッ素原子の高い電子密度は炭素骨格を保護し、熱と化学試薬の両方に対して不活性である。
- 多くの研究において長鎖 PFCA が環境条件下では分解されないことを示している。例えば、C<sub>9</sub> PFCA は、OECD 301F では生分解しなかった。他の研究においても長鎖 PFCA がある程度分解されるが、環境的に適切な条件下では分解されないことが示されている。

黒字：リスクプロファイル案 (UNEP/POPS/POPRC.18/6/Add.1) に記載された情報

取消線：リスクプロファイル案に記載があるが、記載ミスと考えられる情報

下線：受託者による修正又は追加情報 破線の下線の文献：入手済み文献 無印の文献：未入手の文献

#### 4 引用文献

- Barisci S and Suri R. 2020. Electrooxidation of short and long chain perfluorocarboxylic acids using boron doped diamond electrodes. Chemosphere. 243:125349.
- Canada. 2000. Canadian Environmental Protection Act, 1999: Persistence and Bioaccumulation Regulations. P.C. 2000-348, 23 March, 2000, SOR/2000-107. Available from: <https://laws-lois.justice.gc.ca/eng/regulations/SOR-2000-107/page-1.html> [Accessed: 14 April 2022].
- Colomban C, Kudrik EV, Afanasiev P, Sorokin AB. 2014. Catalytic defluorination of perfluorinated aromatics under oxidative conditions using N-bridged diiron phthalocyanine. J Am Chem Soc. 136: 11321–11330.
- Dixon DA. 2001. Fluorochemical decomposition process. Pacific Northwest National Laboratory, Richland WA
- [ECHA] European Chemicals Agency. 2012a. Support Document for Identification of Henicosafuoroundecanoic Acid as a Substance of Very High Concern Because of its vPvB Properties. Available from: <https://echa.europa.eu/documents/10162/01986fb8-ede8-4458-b54e-12ff8a534b98> [Accessed: 23 October 2020].
- [ECHA] European Chemicals Agency. 2012b. Support Document for Identification of Heptacosafuorotetradecanoic Acid as a Substance of Very High Concern Because of its vPvB Properties. Available from: <https://echa.europa.eu/documents/10162/997efe1b-0564-4ca1-a012-bab93e518f25> [Accessed: 23 October 2020].
- [ECHA] European Chemicals Agency. 2012c. Support Document for Identification of Pentacosafuorotridecanoic Acid as a Substance of Very High Concern Because of its vPvB Properties. Available from: <https://echa.europa.eu/documents/10162/3fd11ee9-6925-475f-b328-d224d45219a4> [Accessed: 23 October 2020].
- [ECHA] European Chemicals Agency. 2012d. Support Document for Identification of Tricosafuododecanoic Acid as a Substance of Very High Concern Because of its vPvB Properties. Available from: <https://echa.europa.eu/documents/10162/0d5abffa-6bbf-40c7-b6b1-1ca3736cf570> [Accessed: 23 October 2020].
- [ECHA] European Chemicals Agency. 2015. Support Document for Identification of Perfluorononan-1-oic Acid and its Sodium and Ammonium Salts as Substances of Very High Concern Because of their Toxic for Reproduction and PBT Properties. Available from: <https://echa.europa.eu/documents/10162/48ae5fe3-9436-4a10-a533-ed642b92ce47> [Accessed 23: October 2020].
- [ECHA] European Chemicals Agency. 2016. Support Document for Identification of Nonadecafluorodecanoic Acid (PFDA) and its Sodium and Ammonium Salts as a Substance of Very High Concern Because of its Toxic for Reproduction (Article 57 c) and Persistent, Bioaccumulative, and Toxic (PBT) (Article 75 D) Properties. Available from: <https://echa.europa.eu/documents/10162/d580f392-aadd-459c-5bfa-7a2e4dd86032> [Accessed: 23 October 2020].
- Environment Canada. 2012. Ecological Screening Assessment Report Long-Chain (C9–C20) Perfluorocarboxylic Acids, their Salts and their Precursors. Available from: <http://www.ec.gc.ca/ese-ees/default.asp?lang=En&n=CA29B043-1> [Accessed: 23 October 2020].
- Hakli O, Ertekin K, Ozer MS, Aycan S. 2008. Determination of pKa values of clinically important perfluorochemicals in non aqueous media. Journal of Analytical Chemistry. 63(11):1051–1056
- Hori H, Nagaoka Y, Murayama M, Kutsuna S. 2008. Efficient decomposition of perfluorocarboxylic acids and alternative fluorochemical surfactants in hot water. Environ Sci Technol.

42(19):7238–7443.

Hori H, Yamamoto A, Hayakawa E, Taniyasu S, Yamashita N, Kutsuna S, Kiatagawa H, Arakawa R. 2005a. Efficient decomposition of environmentally persistent perfluorocarboxylic acids by use of persulfate as a photochemical oxidant. *Environ Sci Technol.* 39:2383-2388.

Hori H, Yamamoto A, Katsuna S. 2005b. Efficient photochemical decomposition of long-chain perfluorocarboxylic acids by means of an aqueous/liquid CO<sub>2</sub> biphasic system. *Environ Sci Technol.* 39:7692–7697.

Lambert N, Rostock C, Bergfald B, Bjorvik LM. 2011 Identifying POP candidates for the Stockholm Convention. TA-2871/2011.

Liu J, Qu R, Wang Z, Mendoza-Sanchez I, Sharma VK. 2017. Thermal- and photo-induced degradation of perfluorinated carboxylic acids: kinetics and mechanism. *Water Research.* 126:12–18.

National Institute of Technology and Evaluation. 2007b. Biodegradation and Bioconcentration of Existing Chemical Substances under the Chemical Substances Control Law. Information on the chemical published in the Official Bulletin of Economy, Trade and Industry. Available from: [https://www.nite.go.jp/chem/jcheck/tempfile\\_list.action?tpk=19580&ppk=2341&kinou=100&type=ja](https://www.nite.go.jp/chem/jcheck/tempfile_list.action?tpk=19580&ppk=2341&kinou=100&type=ja) [Accessed: 31 August 2021]

Parsons JR, Saez M, Dolfing J, de Voogt P. 2008. Biodegradation of perfluorinated compounds. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*, Vol 196. D.M. Whitacre (ed.), Springer-Science + Business Media LLC.

Qu R, Liu J, Li C, Wang L, Wang Z, Wu J. 2016. Experimental and theoretical insights into the photochemical decomposition of environmentally persistent perfluorocarboxylic acids. *Water Research.* 104:34–43.

Stasinakis AS, Petalas AV, Mamais D, Thomaidis NS. 2008. Application of the OECD 301F respirometric test for the biodegradability assessment of various potential endocrine disrupting chemicals. *Bioresource Technology.* 99:3458–3467.

Taniyasu S, Yamashita N, Yamazaki E, Petrick G, Kannan K. 2013. The environmental photolysis of perfluorooctanesulfonate, perfluorooctanoate and related chemicals. *Chemosphere.* 90:1686–1692.

## 資料 6

長鎖ペルフルオロカルボン酸とその塩及び関連物質の  
生物蓄積性等の概要

## 生物蓄積性等の概要（長鎖 PFCA、その塩及び関連化合物）

### 1 BCF、BAF

#### (1) 実験に基づくデータ

- 一部の長鎖 PFCA (C<sub>18</sub> まで) については、生物濃縮と生物蓄積の両方の実験データが利用可能である。
- 実験室由来の生物濃縮係数 (BCF、L/kg) と生物蓄積係数 (BAF、L/kg) が、3 種の淡水魚（ゼブラフィッシュ (*Danio rerio*)、コイ (*Cyprinus carpio L.*)、ニジマス (*Oncorhynchus mykiss*)）、ミドリイガイ (*Perna viridis*)、海水魚のクロソイ (*Sebastes schlegeli*) で報告あり (Martin et al. 2003a, Martin et al. 2003b, Jeon et al. 2010, Liu et al. 2011a, Inoue et al. 2012, Goeritz et al. 2013, Chen et al. 2016, Menger et al. 2020)。
- 実験室での BCF/BAF の値は、試験生物の種や齢により変動がある。
  - コイ (全体) の BCF の例 (Inoue et al. 2012) :
    - C<sub>11</sub> PFCA : 2300 – 3700
    - C<sub>12</sub> PFCA : 10 000 – 16 000
    - C<sub>13</sub> PFCA : 16 000 – 17 000
    - C<sub>16</sub> PFCA : 4700 – 4800
    - C<sub>18</sub> PFCA : 320 – 430
- 実験室での BCF と BAF は、ほとんどの場合、C<sub>9</sub> (<0.4~1,514) から C<sub>14</sub> (17,000~363,078) まで増加し、C<sub>16</sub> (4,700~4,800) から C<sub>18</sub> (20~4,800) にかけて減少する。

#### (2) 野外でのデータ

- 野外での淡水及び海産生物の BCF や BAF は C<sub>15</sub> PFCA まで報告あり。
  - 東京の下水処理場排出口近くの排水路のコイ (Murakami et al. 2011)
    - 肝臓 BAF : 69 (C<sub>9</sub>) ~> 26,000 (C<sub>13</sub>)
    - 腎臓 BAF : 2,600 (C<sub>9</sub>) ~> 40,000 (C<sub>13</sub>)
- 野外での BCF や BAF は種により 3.9 (C<sub>9</sub> PFCA) から 5,011,872 (C<sub>12</sub> PFCA) まで変動する。野外での BCF や BAF は、ほとんどの場合、C<sub>9</sub> から C<sub>14</sub> までで増加し、C<sub>15</sub> (> 59 – 224) で減少する (Kwadijk et al. 2010, Labadie and Chevreuril 2011, Murakami et al. 2011, Zhou et al. 2012, Naile et al. 2013, Fang et al. 2014, Pan et al. 2014, Ahrens et al. 2015, Gebbink et al. 2016, Liu et al. 2019a, Liu et al. 2019b, Munoz et al. 2019, Pan et al. 2019, Choi et al. 2020)。
- しかしながら、非常に長鎖の PFCA 類は、水溶解度が低く、濃度が非常に低いために水中のこれらの物質の測定が不可能となり、野外での BAF 値はあまり報告されていない。

無印：リスクプロファイル案 (UNEP/POPS/POP/RC.18/6/Add.1) に記載された情報

取消線：リスクプロファイル案に記載があるが、記載ミスと考えられる情報

下線：受託者による修正又は追加情報

破線の下線の文献：入手済み文献

無印の文献：未入手の文献

参考) 化審法の濃縮度試験結果 (J-CHECK より)

■対象物質: PFNA (C<sub>9</sub>)、PFDA (C<sub>10</sub>)

判定: 未判定 (掲載)

■対象物質: PFUnDA (C<sub>11</sub>)

判定: 高濃縮性ではないと判断される物質

試験魚種: コイ、試験法: OECD 305 (流水式)、曝露期間: 60 日間

設定濃度 (µg/L)	定常状態での平均実測濃度 (µg/L)	分散剤 (µg/L)	濃縮倍率									
			13 日後	27 日後	41 日後	49 日後	60 日後	定常状態	外皮	頭部	内臓	可食部
1	0.946	不明	2,000	2,200	2,500	2,100	2,300	2,300	2,600 6,100	3,200 4,500	3,900 3,700	860 1,300
0.1	0.0894	不明	2,100	2,500	3,500	4,300	3,300	3,700	3,400 1,700	4,100 2,300	6,000 3,000	1,000 620

※分散剤: HCO-40、2-メトキシエタノール

■対象物質: PFDoDA (C<sub>12</sub>)

判定: 高濃縮性であると判断される物質

試験魚種: コイ、試験法: OECD 305 (流水式)、曝露期間: 60 日間、脂質補正: 1 曝露群のみ

設定濃度 (µg/L)	定常状態での平均実測濃度 (µg/L)	分散剤 (µg/L)	濃縮倍率									
			14 日後	28 日後	42 日後	50 日後	60 日後	定常状態	外皮	頭部	内臓	可食部
1	0.987	不明	4,500	22,000	17,000	18,000	14,000	16,000	42,000 12,000	44,000 12,000	62,000 16,000	13,000 3,200
0.1	0.0970	不明	6,500	25,000	9,800	7,800	13,000	10,000	13,000 10,000	14,000 12,000	17,000 13,000	4,300 3,700

※分散剤: HCO-40、2-メトキシエタノール

※0.1µg/L 区の下段は、脂質補正ありの BCF。

■対象物質: PFTrDA (C<sub>13</sub>)

判定: 高濃縮性であると判断される物質

試験結果等: 未掲載

■対象物質: PFTDA (C<sub>14</sub>)

判定: 高濃縮性であると判断される物質

試験魚種: コイ、試験法: OECD 305 (流水式)、曝露期間: 60 日間、脂質補正: 1 曝露群のみ

設定濃度 (µg/L)	定常状態での平均実測濃度 (µg/L)	分散剤 (µg/L)	濃縮倍率									
			14 日後	28 日後	42 日後	53 日後	60 日後	定常状態	外皮	頭部	内臓	可食部
1	0.947	不明	8,300	14,000	18,000	17,000	15,000	16,000	18,000 17,000	31,000 31,000	46,000 41,000	4,600 4,700
0.1	0.0931	不明	9,500	16,000	22,000	17,000	17,000	17,000	21,000 42,000	19,000 33,000	27,000 45,000	5,300 9,700

※分散剤: HCO-40、2-メトキシエタノール

無印: リスクプロファイル案 (UNEP/POPS/POP/RC.18/6/Add.1) に記載された情報

取消線: リスクプロファイル案に記載があるが、記載ミスと考えられる情報

下線: 受託者による修正又は追加情報

破線の下線の文献: 入手済み文献

無印の文献: 未入手の文献

■対象物質：PFPeDA (C<sub>15</sub>)

判定：高濃縮性であると判断される物質  
 試験結果等：未掲載

■対象物質：PFHxDA (C<sub>16</sub>)

判定：高濃縮性であると判断される物質  
 試験魚種：コイ、試験法：OECD 305 (流水式)、曝露期間：60 日間

設定濃度 (µg/L)	定常状態での平均実測濃度 (µg/L)	分散剤 (µg/L)	濃縮倍率									
			14 日後	28 日後	42 日後	53 日後	60 日後	定常状態	外皮	頭部	内臓	可食部
1	0.984	不明	2,100	3,700	4,400	4,400	5,600	4,800	5,000	4,400	5,200	1,600
			6,100	4,700	5,300	1,800						
0.1	0.0985	不明	2,000	3,400	4,300	4,200	5,500	4,700	5,100	4,500	12,000	2,200
			4,300	5,200	8,400	2,500						

※分散剤：HCO-40、N,N-ジメチルホルムアミド

■対象物質：PFODA (C<sub>18</sub>)

判定：高濃縮性ではないと判断される物質  
 試験魚種：コイ、試験法：OECD 305 (流水式)、曝露期間：60 日間

設定濃度 (µg/L)	定常状態での平均実測濃度 (µg/L)	分散剤 (µg/L)	濃縮倍率					
			7 日後	19 日後	33 日後	46 日後	60 日後	定常状態
1	0.973	不明	390	330	460	380	460	430
0.1	0.0985	不明	250	310	300	290	360	320

※分散剤：HCO-40、N,N-ジメチルホルムアミド

■対象物質：PFHpDA (C<sub>17</sub>)、PFNDA (C<sub>19</sub>)、C<sub>20</sub> PFCA、C<sub>21</sub> PFCA

J-CHECK に未掲載

(3) データ不足への対応

- 他の調査では、研究者は検出限界値を使って BAF を算出している。
  - 水中の非検出濃度を検出限界値で代用し、海産プランクトンの BAF を導出(Zhang et al. 2019)。
- 水生生物における PFASs の BCF や BAF の最近のレビュー(Burkhard 2021)
  - 水中や組織中の検出限界値未満の濃度に基づくデータを含めずに、最大で C<sub>10</sub> までの報告に制限。
  - より大きな鎖長の BCF や BAF を実験的に測定するため、環境中濃度に限らない実験室での曝露を活用して、この問題を回避。
- しかしながら、実験室での BCF の測定値は、一定にはならず、曝露濃度の上昇に伴い減少する。PFAS の体内負荷が受動的輸送と能動的輸送の両方によって制御されており、後者が濃度依存性であることが仮定される。

無印：リスクプロファイル案 (UNEP/POPS/POPRC.18/6/Add.1) に記載された情報

取消線：リスクプロファイル案に記載があるが、記載ミスと考えられる情報

下線：受託者による修正又は追加情報

破線の下線の文献：入手済み文献

無印の文献：未入手の文献

- 高用量では、より迅速な排泄と低い蓄積の結果、活性タンパク質による輸送は飽和状態となる(Liu et al. 2011a)。
- 結果として、高濃度を用いた実験室での BCF は、実環境のシナリオよりも低くなると予測される。

## 2 BMF、TMF

### (1) BMF/TMF の妥当性

- 魚類や水生無脊椎動物の BCF/BAF データを鳥類や陸上/海洋哺乳類への外挿は、長鎖 PFCA の生物濃縮性を過小評価する可能性がある。
- 非極性で非揮発性の中性の有機化学物質（例：PCB）では、生物濃縮は、一般的に、水呼吸の生物（例：魚類、水生無脊椎動物）や空気呼吸の生物（例：陸上/海上の哺乳類、鳥類）において同じメカニズムで起こる。
- 中性の化学物質は、水や大気への排泄率が低く、その結果、大気呼吸生物と水呼吸生物の両方で、類似した生物濃縮性となる(Kelly et al. 2004; Mackay and Fraser 2000)。
- しかしながら、イオン化し、極性を持ち、不揮発性の長鎖 PFCA は、中性の化学物質に比して高い水溶性となる。
- 水呼吸生物にとって、このことは長鎖 PFCA のより迅速な水相への排除に続いて、生物濃縮性を減少させる結果となる可能性がある。
- 適度な水溶解度の長鎖 PFCA は鰓から水へ移行する傾向が比較的高いが、このメカニズムは、親油性が高くなる非常に長鎖の PFCA ではあまり重要でない可能性がある。
- このことは、ホッキョクグマやアザラシの油脂中でより長鎖の PFCA(C<sub>11-14</sub>)が優占的である一方で、それらの肝臓では C<sub>9-11</sub> の PFCA が優占的であった(Boisvert et al. 2019)ことと矛盾しない。
- 逆に、長鎖 PFCA は、蒸気圧が低く、負の電荷を帯びていることから、肺の肺胞膜から大気へ移行する傾向が比較的低いと考えられる。
- 空気呼吸生物での生物濃縮は、主に極性よりも揮発性によって進むため、長鎖 PFCA の非揮発性は、比較的緩慢な大気への排泄を助長し、空気呼吸生物でより高い生物濃縮をもたらす(Kelly et al. 2004)。
- つまりは、魚類の鰓は、鳥類や陸上・海生哺乳類のような生物種には備わっていない長鎖 PFCA の追加的な排泄の機構を与えてくれている(Martin et al. 2003a)。
- さらには、魚類の BCF/BAF の海生/陸上哺乳類への外挿は、高次と低次の栄養段階での生物学的差異（例：摂餌速度、同化効率、浄化速度）のため、実施すべきではない(Martin et al. 2003a)。
- 従って、長鎖 PFCA の全体的な生物濃縮性を判定するには、野外での生物増幅係数(BMF、単位なし) や食物連鎖による蓄積係数 (TMF、単位なし) がより適切と考えられる。

無印：リスクプロファイル案 (UNEP/POPS/POPRC.18/6/Add.1) に記載された情報

取消線：リスクプロファイル案に記載があるが、記載ミスと考えられる情報

下線：受託者による修正又は追加情報

破線の下線の文献：入手済み文献

無印の文献：未入手の文献

- それにもかかわらず、条約附属書 D の BCF の基準を超える全体の BCF が実験室で導き出されている。

## (2) BMF/TMF データ

- 長鎖 PFCA (C<sub>18</sub> PFCA まで) の野外での生物増幅や食物連鎖による蓄積の研究では、複数の魚種や上位捕食種 (例: 鳥類、陸上/海生哺乳類) で高い生物増幅性があることを示している (Martin et al. 2004, Houde et al. 2006a, Haukås et al. 2007, Butt et al. 2008, Powley et al. 2008, Kelly et al. 2009, Tomy et al. 2009b, Loi et al. 2013; Müller et al. 2011, Fang et al. 2014, Xu et al. 2014, Munoz et al. 2017b, Simonnet-Laprade et al. 2019b, Ren et al. 2022)。
- 1 を超える BMF や TMF は、生物蓄積性ありと見なされる。
  - 中国の遼東湾の海洋食物網での上位捕食種であるウミネコ (*Larus crassirostris*) (Zhang et al. 2015)
    - ◇ TMF (C<sub>9-14</sub>): 1.78~4.88 (筋肉と肝臓のデータより全体を推定)
  - フランスのオルジュ川の食物網での様々な摂食行動をもつ上位捕食種の 8 種の淡水魚 (Simonnet-Laprade et al. 2019a)
    - ◇ BMF (C<sub>11-14</sub>): 0.3~25.2
    - ◇ TMF (C<sub>11-14</sub>): 1.5~3.0
  - フランスの他の 5 つの河川食物網での上位捕食種であるチャブ (ウグイ亜科) (*Squalius cephalus*) とバーベル (コイ亜科) (*Barbus barbus*) (Simonnet-Laprade et al. 2019b)
    - ◇ TMF (C<sub>9-14</sub>): 0.9~14.9
  - グリーンランドでの限られた試料によるアザラシ肝臓とホッキョクグマ肝臓の比較 (Boisvert et al. 2019)
    - ◇ 平均 BMF (C<sub>16-18</sub>): 約 2~3
- 全世界でのいくつかの食物網での TMF や BMF の報告は、参考資料 4 の 2.2.3 を参照。
- 全体として、C<sub>9-14</sub> で利用可能な TMF は 0.3~19.8、C<sub>9-16</sub> で利用可能な BMF は 0.1~25.2 で、上位捕食種 (例: ウミネコ、サギ、肉食魚、ワモンアザラシ、シロイルカ、ホッキョクグマ、オオカミ) は常に 1 以上である。

## 3 オクタノール-水分配係数(log Kow)

- C<sub>16</sub> 超の長鎖 PFC には、その測定の実験的困難性により、生物増幅や食物連鎖による蓄積のデータがない。
- しかしながら、C<sub>17-21</sub> の PFCA も鳥類や陸上/海生哺乳類で生物増幅している可能性が見込まれる。
- さらに、野生動物での長鎖 PFCA に関連する化合物の存在と代謝変換により、長鎖 PFCA

無印: リスクプロファイル案 (UNEP/POPS/POPRC.18/6/Add.1) に記載された情報

取消線: リスクプロファイル案に記載があるが、記載ミスと考えられる情報

下線: 受託者による修正又は追加情報

破線の下線の文献: 入手済み文献

無印の文献: 未入手の文献

の体内負荷が増加する可能性がある(Nabb et al. 2007; Letcher et al. 2014)。

- 生物濃縮の指標としてオクタノール-水分配係数 (log Kow) 値が伝統的に用いられているが、長鎖 PFCA のような界面活性物質や電離性物質では意味のある log Kow が確実に測定又はモデル化できない。
- 長鎖 PFCA ではモデルによる Kow 値のみが利用可能 (例 : Wang et al. 2011)。
- 長鎖の PFCA は、有機相 (脂質) と水相での分配よりも、有機相と水相の界面に移動する傾向がある(Houde et al. 2006a; OECD 2002)。
- ペルフルオロ分子の一部はリン脂質との相互作用が可能である(Armitage et al. 2012; Dassuncao et al. 2019; Droge 2019)が、ほとんどの研究で、非常に高い疎水性の尾部と極性の頭部が疎水性並びにタンパク質とのイオン性相互作用を促進していることによつて、脂質よりもタンパク質に富む組織 (すなわち、卵黄、肝臓、血液) が、長鎖 PFCA の主要な貯蔵場所であることを示している(Jones et al. 2003; Bischel et al. 2010; Woodcroft et al. 2010; Bischel et al. 2011; Ng and Hungerbuhler 2013; Cheng and Ng 2018; Zhong et al. 2019)。
- したがって、長鎖 PFCA においては、生物蓄積性の特徴付けや予測目的 (例 : Kow に基づく生物蓄積性モデル) に log Kow を使用することは不適切である(OECD 2002; Conder et al. 2008)。
- それよりむしろ、実験に基づく生物蓄積データの方がより適切である。
- 詳細は参考資料 4 の 2.2.3 を参照。

#### 4 モデルによる BCF 予測

- 一連の PFCA の化学的類似性の高さは先に述べたとおりで、類似の生物濃縮特性を持つことが示唆される。
- PFOA のような短鎖の PFCA では、低い鰓の取込み速度や、活発な腎臓でのクリアランスによつて、BCF が低減化されることが知られている(Consoer et al. 2014)。
- より長鎖の PFCA では、取込み効率を高めて、腎クリアランス速度を低下させる可能性がある疎水性分配を増加させることを示す。
- C<sub>17-21</sub> の実験による生物濃縮の測定値が欠如しているため、BIONIC v3.0 を使用して魚類 BCF 値のモデリングを実施した。このモデルはイオン性の有機化学物質を対象に開発され、一連のペルフルオロアルキル酸に適用されている(Armitage et al. 2013)。この機構モデルは、pKa を組込むことや、貯蔵脂質-水 (Kslw)、膜-水 (Kmw)、血漿アルブミン-水 (Ksaw)、構造タンパク質-水 (Kspw) といったイオン性化合物に関連した特定の分配係数を使うことにより、BCF の pH 依存性に対応できる。これらの入力、貯蔵脂質の分配のみに着目した従来の BCF モデルよりも、魚類でのイオン性化合物の実際の分配をよりよく説明する。モデル化された PFCA (C<sub>17-21</sub>) における実験に基づいた分配入力パラメータは、利用不可

無印 : リスクプロファイル案 (UNEP/POPS/POPRC.18/6/Add.1) に記載された情報

取消線 : リスクプロファイル案に記載があるが、記載ミスと考えられる情報

下線 : 受託者による修正又は追加情報

破線の下線の文献 : 入手済み文献

無印の文献 : 未入手の文献

であり、他の長鎖 PFCA の観測された分配に基づいて開発されている(Droge 2019; Allendorf et al. 2020<sup>1</sup>)。また、BIONIC モデルでは、Arnotら(2009)に記載されているマスバランス法を用いて算出した魚類の代謝速度定数 (kM) の入力も要求される。すべての入力データは参考資料 4 の表 6 を参照。

- 予測 BCF : C<sub>17</sub> で最大 129,000  
          C<sub>18</sub> で最大 130,000  
          C<sub>19</sub> で最大 26,800  
          C<sub>20</sub> で最大 27,600  
          C<sub>21</sub> で最大 28,500

- 魚類の BCF 予測値は、通常は、炭素鎖が長くなるに従い減少するが、C<sub>17-21</sub> の PFCA の高い生物濃縮性を裏付け、すべての予測値が 5,000 を超えている。

## 5 生体内への取込みの可能性

- C<sub>16</sub> までの長鎖 PFCA の生物蓄積性の実験による証拠がある。
- C<sub>17-21</sub> の PFCA に関する使用又は排出の証拠がある。
  - C<sub>17-21</sub> : 雪や土壌で検出(Plassman and Berger 2013)
  - C<sub>9-11</sub>、C<sub>14</sub>、C<sub>18</sub> : 北極圏の大気で検出(Wong et al. 2018)
  - C<sub>16-18</sub> : 上位捕食種で検出(Greaves et al. 2013; Letcher et al. 2015; Su et al. 2017; Letcher et al. 2018; Boisvert et al. 2019; Sun et al. 2020)
- 直鎖のペルフルオロアルキル鎖の PFCA (C<sub>8-18</sub> の PFCA: 有効径 Deff=0.61–0.96 nm) は、生体膜の通過が可能(Inoue et al. 2012)。
- カナダ環境・気候変動省(ECCC)により OASIS software (TIMES 2020)を用いて Deff を予測。
  - C<sub>19</sub> : 1.18 nm、C<sub>20</sub> : 1.22 nm、C<sub>21</sub> : 1.25 nm
- 炭素-炭素立体配座は、フルオロカーボン鎖が長くなるにつれて変化し、より長い鎖ほどより螺旋状になるため、断面径が小さくなる(Wang and Ober 1999)。
- これらの立体的な考察は、分子量や他の物理化学的な考察に基づいて予想されるよりも大きな生物濃縮性につながる(Anliker et al. 1988; Dimitrov et al. 2003)。
- 分析上の限界から実験に基づいた判定が困難であることを認識した上で、C<sub>17-21</sub> の PFCA は生物濃縮性を有すると結論付けられる。

## 6 体内動態及び体内半減期

- ヒトでは、長鎖 PFCA は血液、並びに肝臓、腎臓、肺などの灌流組織に蓄積される(Pérez et al. 2013; Kudo 2015)。

無印：リスクプロファイル案 (UNEP/POPS/POP/RC.18/6/Add.1) に記載された情報

取消線：リスクプロファイル案に記載があるが、記載ミスと考えられる情報

下線：受託者による修正又は追加情報

破線の下線の文献：入手済み文献

無印の文献：未入手の文献

- 長鎖 PFCA は、強いタンパク質結合親和性と肝臓、腸、腎臓レベルで起こる再吸収プロセスによって、人体から非常にゆっくりと排泄される(EFSA 2020)。
- C<sub>9</sub>の PFCA のヒト体内の平均半減期は 2.5~4.3 年で、C<sub>10</sub> と C<sub>11</sub> ではどちらも 4.5~12 年 (Zhang et al. 2013)。
- いくつかの動物試験では、炭素鎖が長いほど、PFCA の排出が遅くなり、その結果、生物濃縮性がより高くなることが示唆されている。これらの研究は、C<sub>7-10</sub> (Ohmori et al. 2003)、C<sub>6-9</sub> (Kudo et al. 2006)、C<sub>8</sub> と C<sub>10</sub> (Yeung et al. 2009)で実施されている。
- C<sub>4-10</sub> の *in vitro* 試験では、炭素鎖が長いほどより強くタンパク質へ結合することが示されている(Chen et al. 2020)。
- しかしながら、他の研究では、同じような直線的な増加傾向は確認されていない(Bischel et al. 2011; Jackson et al. 2021)ため、この傾向がすべての長鎖 PFCA に適用できるかは不透明である。

## 7 ヒト体内への蓄積

- ヒトにおける長鎖 PFCA の生物蓄積は、加齢とともに長鎖 PFCAs の濃度の上昇を示す生体モニタリング研究により証明されている。
  - カナダの一般人を対象とした調査（3 サイクルのモニタリング）(Health Canada 2021a,b)
    - ◇ C<sub>9</sub>と C<sub>10</sub> の濃度：最も高齢層（60~79 歳）で最も高濃度
  - 2017 年にカナダのヌナヴィクに住むイヌイットの成人を対象に行った健康調査 (Aker et al. 2021)
    - ◇ 男女の C<sub>9-11</sub> の血漿濃度の合計：年齢とともに有意に上昇  
最も高齢層（50 歳以上）で最も高濃度
- ヒトでの C<sub>12-21</sub> の PFCA の生物濃縮に関する情報は不足しているが、データ不足に対処するためのリード・アクロス論が展開され得る。
- 一連の PFCA の化学的類似性の高さは上述のとおりで、同様の生物濃縮特性が示唆される。
- ヒトでの C<sub>9</sub>、C<sub>10</sub>、C<sub>11</sub> の PFCA の長い半減期の直接的な証拠があり、生体モニタリング研究では、特定の長鎖 PFCA の血中濃度が年齢とともに上昇することが示されている。
- 動物実験では、鎖長の増加（C<sub>4</sub>-C<sub>12</sub>）に伴い排泄が遅くなる証拠がある。
- 鎖長の上昇に伴いタンパク質結合が増加するという *in vitro* の証拠もいくつかあるが、この傾向がすべての長鎖 PFCA で正しいかどうかは不確実である。
- したがって、炭素数 21 までの長鎖 PFCA がヒトで生物濃縮すると予想することは妥当であるが、生物濃縮性は必ずしも鎖長の増加に伴って上昇するとは限らない。

無印：リスクプロファイル案 (UNEP/POPS/POPRC.18/6/Add.1) に記載された情報

取消線：リスクプロファイル案に記載があるが、記載ミスと考えられる情報

下線：受託者による修正又は追加情報

破線の下線の文献：入手済み文献

無印の文献：未入手の文献

## 8 各国の基準への適合状況等

- 長鎖 PFCA は、いくつかの管轄区域において生物濃縮性に関する規制基準に適合している。
- EU では長鎖 PFCA (C<sub>9</sub>-C<sub>14</sub>) が評価され、REACH 規則で定められた基準に従って、生物蓄積性 (C<sub>9</sub>, C<sub>10</sub>) または非常に生物蓄積性 (C<sub>11</sub>-C<sub>14</sub>) として特定されている (ECHA 2012a,b,c,d, 2015, 2016)。
- カナダでは、長鎖 PFCA、その塩及びその前駆体の生態リスク評価 (Environment Canada 2012) において、長鎖 PFCAs とその塩が鳥類及び陸上/海生哺乳類に蓄積し生物増幅すると結論付けるために、BMF や TMF データに基づく証拠の重み付けアプローチを用いている。

## 9 情報の統合 (生物蓄積性に関連する部分のみ抜粋)

- 淡水性及び海生の水生生物における C<sub>9-14</sub> の PFCAs において、5000 を超えるいくつかの BCF 及び BAF の測定値が報告されている。
- 上位捕食種に焦点を当てた研究では、C<sub>9-16</sub> の PFCA で 1 以上の TMF と BMF が報告され、長鎖 PFCA が空気呼吸生物で生物増幅するという証拠を提供している。
- C<sub>18</sub> までの PFCA は、ホッキョクグマ、セグロカモメ、ハヤブサなどの上位捕食種で測定されている。
- ヒトでは、長鎖 PFCA は血液と灌流組織に蓄積され、体内から非常にゆっくりと排出される (すなわち、C<sub>9</sub> の PFCA の推定平均半減期は 2.5~4.3 年、C<sub>10</sub> と C<sub>11</sub> の両方の平均半減期は 4.5~12 年)。
- 実験に基づく情報は、C<sub>16</sub> までの長鎖 PFCA の生物濃縮性を示している。
- 他の情報でも、C<sub>17-21</sub> の予測 BCF が 5000 を超えるなど、これらの PFCA の高い生物濃縮性を支持している。
- 炭素数 21 までの長鎖 PFCA が、水生及び陸上生物並びにヒトにおいて生物濃縮性を有すると見込むことは妥当である。

無印：リスクプロファイル案 (UNEP/POPS/POPRC.18/6/Add.1) に記載された情報

取消線：リスクプロファイル案に記載があるが、記載ミスと考えられる情報

下線：受託者による修正又は追加情報

破線の下線の文献：入手済み文献

無印の文献：未入手の文献

## 10 引用文献

- Ahrens L, Norstorm K, Viktor T, Cousins AP, Josefsson S. 2015. Stockholm Arlanda Airport as a source of per- and polyfluoroalkyl substances to water, sediment and fish. *Chemosphere*. 129: 33–38.
- Aker A, Lemire M, Ayotte P. 2021. Environmental Contaminants: Persistent Organic Pollutants and Contaminants of Emerging Arctic Concern. Nunavik Inuit Health Survey 2017 Qanuillirpitaa? How are we now? Quebec: Nunavik Regional Board of Health and Social Services (NRBHSS) & Institut national de santé publique du Québec (INSPQ).
- Anliker R, Moser P, Doppinger D. 1988. Bioaccumulation of dyestuffs and organic pigments in fish. Relationships to hydrophobicity and steric factors. *Chemosphere*. 17:1631–1644.
- Allendorf F, Goss K-U, Ulrich N. 2021. Estimating the equilibrium distribution of perfluoroalkyl acids and 4 of their alternatives in mammals. *Environ Toxicol Chem*. 40(3):910–920.
- Armitage JM, Arnot JA, Wania F. 2012. Potential role of phospholipids in determining the internal tissue distribution of perfluoroalkyl acids in biota. *Environ Sci Technol*. 46:12285–12286.
- Armitage JM, Arnot JA, Wania F, Mackay D. 2013. Development and evaluation of a mechanistic bioconcentration model for ionogenic organic chemicals in fish. *Environ Toxicol Chem*. 32(1):115–128.
- Arnot et al. (2009) (文献情報が未記載)
- Bischel HN, MacManus-Spencer LA, Luthy RG. 2010. Noncovalent interactions of long-chain perfluoroalkyl acids with serum albumin. *Environ Sci Technol*. 44:5263–5269.
- Bischel HN, MacManus-Spencer LA, Zhang C, Luthy RG. 2011. Strong associations of short-chain perfluoroalkyl acids with serum albumin and investigation of binding mechanism. *Environmental Toxicology and Chemistry*. 30(11):2423–30.
- Boisvert G, Sonne C, Rigét FF, Dietz R, Letcher RJ. 2019. Bioaccumulation and biomagnification of perfluoroalkyl acids and precursors in East Greenland polar bears and their ringed seal prey. *Environmental Pollution*. 252:1335–1343.
- Burkhard LP. 2021. Evaluation of Published Bioconcentration Factor (BCF) and Bioaccumulation Factor (BAF) Data for Per - and Polyfluoroalkyl Substances Across Aquatic Species. *Environmental Toxicology and Chemistry*. 40(6):1530-1543.
- Butt CM, Mabury SA, Kwan M, Wang X, Muir DCG. 2008. Spatial trends of perfluoroalkyl compounds in ringed seals (*Phoca hispida*) from the Canadian Arctic. *Environ Toxicol Chem*. 27(3):542–553.
- Chen F, Gong Z, Kelly BC. 2016. Bioavailability and bioconcentration potential of perfluoroalkyl-phosphinic and –phosphonic acids in zebrafish (*Danio rerio*): comparison to perfluorocarboxylates and perfluorosulfonates. *Science of the Total Environment*. 568:33–41.
- Chen H, Wang Q, Cai Y, Yuan R, Wang F, Zhou B. 2020. Investigation of the interaction mechanism of perfluoroalkyl carboxylic acids with human serum albumin by spectroscopic methods. *Int J Environ Res Public Health*. 17(4):1319–1330.
- Cheng W, Ng CA. 2018. Predicting relative protein affinity of novel per- and polyfluoroalkyl substances (PFASs) by an efficient molecular dynamics approach. *Environ Sci and Technol*. 52:7972–7980.
- Choi S, Kim J-J, Kim M-H, Joo Y-S, Chung M-S, Kho Y, Lee K-W. 2020. Origin and organ-specific bioaccumulation pattern of perfluorinated alkyl substances in crabs. 261: 114185.
- Conder JM, Hoke RA, de Wolf W, Russell MH, Buck RC. 2008. Are PFCA's bioaccumulative? A critical review and comparison with regulatory criteria and persistent lipophilic compounds. *Environ Sci Technol*. 42(4):995–1003.
- Consoer D, Hoffman A, Fitzsimmons P, Kosian P, Nichols J. 2014. Toxicokinetics of perfluorooctanoate (PFOA) in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Aquatic Toxicol*.

156:65–73.

- Dassuncao C, Hu XC, Zhang X, Bossi R, Dam M, Mikkelsen B, Sunderland EM. 2017. Temporal shifts in poly- and perfluoroalkyl substances (PFASs) in North Atlantic pilot whales indicate large contribution of atmospheric precursors. *Environ Sci Technol*. 51:4512–4521.
- Dimitrov SD, Dimitrova NC, Walker JD, Veith GD, Mekenyan OG. 2003. Bioconcentration potential predictions based on molecular attributes—an early warning approach for chemicals found in humans, birds, fish and wildlife. *QSAR Comb Sci*. 22:58–68.
- Droge STJ. 2019. Membrane-water partition coefficients to aid risk assessment of perfluoroalkyl anions and alkyl sulfates. *Environ Sci Technol*. 53:760–770.
- [ECHA] European Chemicals Agency. 2012a. Support Document for Identification of Henicosafuoroundecanoic Acid as a Substance of Very High Concern Because of its vPvB Properties. Available from: <https://echa.europa.eu/documents/10162/01986fb8-ede8-4458-b54e-12ff8a534b98> [Accessed: 23 October 2020].
- [ECHA] European Chemicals Agency. 2012b. Support Document for Identification of Heptacosafuorotetradecanoic Acid as a Substance of Very High Concern Because of its vPvB Properties. Available from: <https://echa.europa.eu/documents/10162/997efe1b-0564-4ca1-a012-bab93e518f25> [Accessed: 23 October 2020].
- [ECHA] European Chemicals Agency. 2012c. Support Document for Identification of Pentacosafuorotridecanoic Acid as a Substance of Very High Concern Because of its vPvB Properties. Available from: <https://echa.europa.eu/documents/10162/3fd11ee9-6925-475f-b328-d224d45219a4> [Accessed: 23 October 2020].
- [ECHA] European Chemicals Agency. 2012d. Support Document for Identification of Tricosafuorododecanoic Acid as a Substance of Very High Concern Because of its vPvB Properties. Available from: <https://echa.europa.eu/documents/10162/0d5abffa-6bbf-40c7-b6b1-1ca3736cf570> [Accessed: 23 October 2020].
- [EFSA] European Food Safety Authority. 2020. Scientific Opinion on the Risk to Human Health Related to the Presence of Perfluoroalkyl Substances in Food. *EFSA Journal*. Available at <https://efsa.onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.2903/j.efsa.2020.6223>.
- Environment Canada. 2012. Ecological Screening Assessment Report Long-Chain (C9–C20) Perfluorocarboxylic Acids, their Salts and their Precursors. Available from: <http://www.ec.gc.ca/ese-ees/default.asp?lang=En&n=CA29B043-1> [Accessed: 23 October 2020].
- Fang S, Chen X, Zhao S, Zhang Y, Jiang W, Yang L, Zhu L. 2014. Trophic magnification and isomer fractionation of perfluoroalkyl substances in the food web of Taihu Lake, China. *Environ Sci* 48:2173–2182.
- Gebbink WA, Bignert A, Berger U. 2016. Perfluoroalkyl acids (PFAAs) and selected precursors in the Baltic Sea environment: do precursors play a role in food web accumulation of PFAAs? *Environ Sci* 50:6354–6362.
- Goeritz I, Falk S, Stahl T, Schafers C, Schlechtriem C. 2013. Biomagnification and tissue distribution of perfluoroalkyl substances (PFASs) in market-size rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Environmental Toxicology and Chemistry*. 32 (9):2078–2088.
- Greaves AK, Letcher RJ, Sonne C, Dietz R. 2013. Brain region distribution and patterns of bioaccumulative perfluoroalkyl carboxylates and sulfonates in East Greenland polar bears (*Ursus maritimus*). *Environmental Toxicology and Chemistry*. 32(3):713–722.
- Haukås M, Berger U, Hop H, Gulliksen B, Gabrielsen GW. 2007. Bioaccumulation of per- and polyfluorinated alkyl substances (PFAS) in selected species from the Barents Sea food web. *Environ Pollut*. 148:360–371.
- Health Canada. 2021a. Per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) in Canadians. Ottawa, ON.

- Available:  
<https://www.canada.ca/en/health-canada/services/environmental-workplace-health/reports-publications/environmental-contaminants/human-biomonitoring-resources/per-polyfluoroalkyl-substances-canadians.html>.
- Health Canada. 2021b. Sixth Report On Human Biomonitoring of Environmental Chemicals in Canada. Results of the Canadian Health Measures Survey Cycle 6 (2018–2019). Available at  
<https://www.canada.ca/en/health-canada/services/environmental-workplace-health/reports-publications/environmental-contaminants/sixth-report-human-biomonitoring.html>.
- Houde M, Martin JW, Letcher RJ, Solomon KR, Muir DG. 2006a. Biological monitoring of polyfluoroalkyl substances: a review. *Environ Sci Technol*. 40:3463–3473.
- Inoue Y, Hashizume N, Yakata N, Murakami H, Suzuki Y, Kikushima E, Otsuka M. 2012. Unique physicochemical properties of perfluorinated compounds and their bioconcentration in common carp *Cyprinus carpio* L. *Arch Environ Contam Toxicol*. 62:672–680.
- Jackson TW, Scheibly CM, Polera ME, Belcher SM. 2021. Rapid Characterization of Human Serum Albumin Binding for Per- and Polyfluoroalkyl Substances Using Differential Scanning Fluorimetry. *Environ Sci Technol*. 55(18):12291-12301
- Joel J, Kanna K, Lim HK, Moon HB, Kim SD. 2010. Bioconcentration of perfluorinated compounds in blackrock fish, *Sebastes schlegelii*, at different salinity levels. *Environ Toxicol Chem*. 29(11):2529–2535.
- Jones PD, Hu W, De Coen W, Newsted JL, Giesy JP. 2003. Binding of perfluorinated fatty acids to serum proteins. *Environmental Toxicology and Chemistry*. 22 (11):2639–2649.
- Kelly BC, Gobas FAPC, McLachlan MS. 2004. Intestinal absorption and biomagnification of organic contaminants in fish, wildlife and humans. *Environ Toxicol Chem*. 23(10):2324–2336.
- Kelly BC, Ikononou MG, Blair JD, SurrIDGE B, Hoover D, Grace R, Gobas FAPC. 2009. Perfluoroalkyl contaminants in an arctic marine food web: Tropic magnification and wildlife exposure. *Environ Sci Technol*. 43:4037–4043.
- Kudo N, Suzuki-Nakajima E, Mitsumoto A, Kawashima Y. 2006. Responses of the liver to perfluorinated fatty acids with different carbon chain length in male and female mice: in relation to induction of hepatomegaly, peroxisomal beta-oxidation and microsomal 1-acylglycerophosphocholine acyltransferase. *Biol Pharm Bull*. 29(9):1952–1957.
- Kudo N. 2015. Metabolism and pharmacokinetics. In: Dewitt J, editor. *Toxicological effects of perfluoroalkyl and polyfluoroalkyl substances*. Switzerland: Springer International Publishing. p. 151-175.
- Kwadijk CJAF, Korytar P, Koelmans AA. 2010. Distribution of perfluorinated compounds in aquatic systems in the Netherlands. *Environ Sci*44:3746–3751.
- Labadie P, Chevreuril M. 2011. Partitioning behaviour of perfluorinated alkyl contaminants between water, sediment and fish in the Orge River (nearby Paris, France). *Environ Pollut*. 159(2):391–397.
- Letcher RJ, Chu SG, McKinney MA, Tomy GT, Dietz R, Sonne C. 2014. Comparative hepatic in vitro depletion and metabolite formation of major perfluorooctane sulfonate precursors in polar bear, ringed seal and beluga whale. *Chemosphere*. 112:225–231.
- Letcher, R.J., Su, G., Moore, J.N., Williams, L.L., Martin, P.A., de Solla, S.R. and Bowerman, W.W. 2015. Perfluorinated sulfonate and carboxylate compounds and precursors in herring gull eggs from across the Laurentian Great Lakes of North America: Temporal and recent spatial comparisons and exposure implications. *Science of the Total Environment* 538, 468-477.
- Letcher, RJ, Morris, AD, Dyck, M, Sverko, E., Reiner, E, Blair, DAD, Chu, SG and Shen, L. 2018. Legacy and new halogenated persistent organic pollutants in polar bears from a contamination hotspot in the Arctic, Hudson Bay Canada. *Science of the Total Environment* 610-611, 121-136.

- Liu C, Gin KYH, Chang VWC, Goh BPL, Reinhard M. 2011a. Novel perspectives on the bioaccumulation of PFCs—the concentration dependency. *Environ Sci Technol* 45:9758–9764.
- Liu J, Zhao X, Liu Y, Qiao X, Wang X, Ma M, Jin X, Liu C, Zheng B, Shen J, Guo R. 2019a. High contamination, bioaccumulation and risk assessment of perfluoroalkyl substances in multiple environmental media at the Baiyangdian Lake. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 182:109454.
- Loi EIH, Yeung LWY, Mabury SA, Lam PKS. 2013. Detections of commercial fluorosurfactants in Hong Kong marine environment and human blood: A Pilot Study. *Environ Sci*. 47(9): 4677–4685. doi:10.1021/es303805k.
- Mackay D, Fraser A. 2000. Bioaccumulation of persistent organic chemicals: mechanism and models. *Environmental Pollution*. 110:375–391.
- Martin JW, Mabury SA, Solomon KR, Muir DCG. 2003a. Dietary accumulation of perfluorinated acids in juvenile rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Environ Toxicol Chem*. 22:189–195.
- Martin JW, Mabury SA, Solomon KR, Muir DCG. 2003b. Bioconcentration and tissue distribution of perfluorinated acids in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Environ Toxicol Chem*. 22:196–204.
- Martin JW, Whittle M, Muir DCG, Mabury SA. 2004. Perfluoroalkyl contaminants in a food web from Lake Ontario. *Environ Sci* 38:5379–5385.
- Menger F, Pohl J, Ahrens L, Carlsson G, Örn S. 2020. Behavioural effects and bioconcentration of per- and polyfluoroalkyl substances (PFASs) in zebrafish (*Danio rerio*) embryos. *Chemosphere*. 245:125573.
- Müller CE, De Silva AO, Small J, Williamson M, Wang X, Morris A, Katz S, Gamberg M, Muir DCG. 2011. Biomagnification of Perfluorinated Compounds in a Remote Terrestrial Food Chain: Lichen–Caribou–Wolf. *Environ Sci Technol*. 45:8665–8673.
- Munoz G, Budzinski H, Babut M, Drouineau H, Lauzent M, Le Menach K, Lobry J, Selleslagh J, Simonnet-Laprade, Labadie P. 2017b. Evidence for the trophic transfer of perfluoroalkylated substances in a temperate macrotidal estuary. *Environ Sci Technol*. 51:8450–8459.
- Munoz G, Budzinski H, Babut M, Lobry J, Selleslagh J, Tapie N, Labadie P. 2019. Temporal variations of perfluoroalkyl substances partitioning between surface water, suspended sediment, and biota in a macrotidal estuary. *Environ Sci Technol* 53:319–326.
- Murakami M, Adachi N, Saha M, Morita C, Takada H. 2011. Levels, temporal trends, and tissue distribution of perfluorinated surfactants in freshwater fish from Asian countries. *Arch Environ Contam Toxicol*. 61:631–641.
- Nabb DL, Szostek B, Himmelstein MW, Mawn MP, Gargas ML, Sweeney LM, Stadler JC, Buck RC, Fasano WJ. 2007. In vitro metabolism of 8-2 fluorotelomer alcohol: interspecies comparisons and metabolic pathway refinement. *Toxicological Sciences*. 100(2):333–344.
- Naile JE, Khim JS, Hong S, Park J, Kwon B-O, Ryu JS, Hwang JH, Jones PD, Giesy JP. 2013. Distributions and bioconcentration characteristics of perfluorinated compounds in environmental samples collected from the west coast of Korea. *Chemosphere*. 90:387–394.
- Ng CA, Hungerbühler K. 2013. Bioconcentration of perfluorinated alkyl acids: how important is specific binding? *Environmental Science and Technology*. 47:7214–7223.
- [OECD] Organization of Economic Cooperation and Development. 2002. Co-operation on existing chemicals. Hazard assessment of perfluorooctane sulfonate (PFOS) and its salts. Environment Directorate. Joint meeting of the Chemicals Committee and the Working Party on Chemicals, Pesticides and Biotechnology. ENV/JM/RD(2002)17/FINAL (Unclassified).
- Ohmori K, Kudo N, Katayama K, Kawashima Y. 2003. Comparison of the toxicokinetics between perfluorocarboxylic acids with different carbon chain length. *Toxicology*. 184(2-3):135–140.

- Pan C-G, Zhao J-L, Liu Y-S, Zhang Q-Q, Chen Z-F, Lai H-J, Peng F-J, Liu S-S, Ying G-G. 2014. Bioaccumulation and risk assessment of per- and polyfluoroalkyl substances in wild freshwater fish from rivers in the Pearl River Delta region, South China. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 107:192–199.
- Pan X, Ye J, Zhang H, Tang J, Pan D. 2019. Occurrence, removal, and bioaccumulation of perfluoroalkyl substances in Lake Chaohu, China. *Int J Environ Res Public Health*. 16:1692.
- Pérez F, Nadal M, Navarro-Ortega A, Fàbrega F, Domingo JL, Barceló D, Farré M. 2013. Accumulation of perfluoroalkyl substances in human tissues. *Environ Int*. 59:354-62.
- Plassman and Berger. 2013. Perfluoroalkyl carboxylic acids with up to 22 carbon atoms in snow and soil samples from a ski area. *Chemosphere*. 91:832-837.
- Powley GR, George SW, Russell MH, Hoke RA, Buck RC. 2008. Polyfluorinated chemicals in a spatially and temporally integrated food web in the Western Arctic. *Chemosphere*. 70:664–672.
- Ren J, Point AD, Baygi SF, Fernando S, Hopke PK, Holsen TM, Crimmins BS. 2022. Bioaccumulation of polyfluoroalkyl substances in the Lake Huron aquatic food web. *Sci Total Environ* 819:152974.
- Simonnet-Laprade C, Budzinski H, Maciejewski K, Le Menach K, Santos R, Alliot F, Goutte A, Labadie P. 2019a. Biomagnification of perfluoroalkyl acids (PFAAs) in the food web of an urban river: assessment of the trophic transfer of targeted and unknown precursors and implications. *Environ Sci*. 21:1864–1874.
- Simonnet-Laprade C, Budzinski H, Babut M, Le Menach K, Munoz G, Lauzent M, Ferrari BJD, Labadie P. 2019b. Investigation of the spatial variability of poly- and perfluoroalkyl substance trophic magnification in selected riverine ecosystems. *Science of the Total Environment*. 686:393–401.
- Su, G., Letcher, R.J., Moore, J.N., Williams, L.L. and Grasman, K. 2017. Contaminants of emerging concern in herring gull compared to and Caspian tern eggs from United States colony sites in the Great Lakes of North America. *Environmental Pollution* 222, 154-164.
- Sun J, Letcher RJ, Eens M, Covaci A, Fernie KJ. 2020. Perfluoroalkyl acids and sulfonamides and dietary, biological and ecological associations in peregrine falcons from the Laurentian Great Lakes Basin, Canada. *Environmental Research*. 191:110151–110160.
- TIMES [Tissue Metabolism Simulator (prediction module)]. 2020. Ver. 2.30.1. Bourgas (BG): University “Prof. Dr. Asen Zlatarov”, Laboratory of Mathematical Chemistry.
- Tomy GT, Pleskach K, Ferguson SH, Hare J, Stern G, MacInnis G, Marvin CH, Loseto L. 2009b. Trophodynamics of some PFCs and BFRs in a western Canadian Arctic marine food web. *Environ Sci Technol*. 43:4076–4081.
- Wang J, Ober CK. 1999. Solid state crystalline and liquid crystalline structure of semifluorinated 1-bromoalkane compounds. *Liq Cryst*. 26:637.
- Wang Z, MacLeod M, Cousins IT, Scheringer M, Hungerbühler K. 2011. Using COSMOtherm to predict physicochemical properties of poly- and perfluorinated alkyl substances (PFASs). *Environ Chem*. 8(4):389–98.
- Wong F, Shoeib M, Katsoyiannis A, Eckhardt S, Stohl A, Bohlin-Nizzetto P, Li H, Fellin P, Su Y, Hung H. 2018. Assessing temporal trends and source regions of per- and polyfluoroalkyl substances (PFASs) in air under the Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP). *Atmospheric Environment*. 172:65–73.
- Woodcroft MW, Ellis DA, Rafferty SP, Burns DC, March RE, Stock NL, Truempour JY, Munro K. 2010. Experimental characterization of the mechanism of perfluorocarboxylic acids liver protein bioaccumulation: the key role of the neutral species. *Environmental Toxicology and Chemistry*. 29(8): 1669–1677.
- Xu J, Guo C-S, Zhang Y, Meng W. 2014. Bioaccumulation and trophic transfer of perfluorinated compounds in a eutrophic freshwater food web. *Environ Toxicol Chem* 33: 254–261.
- Yeung LW, Loi EI, Wong VY, Guruge KS, Yamanaka N, Tanimura N. 2009. Biochemical responses

- and accumulation properties of long-chain perfluorinated compounds (PFOS/PFDA/PFOA) in juvenile chickens (*Gallus gallus*). *Arch Environ Contam Toxicol*. 57(2):377–386.
- Zhang Y, Beesoon, Zhu L, Martin JW. 2013. Biomonitoring of perfluoroalkyl acids in human urine and estimates of biological half-life. *Environ Sci Technol*. 47(18):10619–27.
- Zhang Z, Peng H, Wan Y, Hu J. 2015. Isomer-specific trophic transfer of perfluorocarboxylic acids in the marine food web of Liaodong Bay, North China. *Environ Sci Technol*. 49:1453–1461.
- Zhang X, Lohmann R, Sunderland EM. 2019. Poly- and perfluoroalkyl substances in seawater and plankton from the Northwestern Atlantic Margin. *Environ Sci Technol*. 53(21):12348–12356.
- Zhong W, Zhang L, Cui Y, Chen M, Zhu L. 2019. Probing mechanisms for bioaccumulation of perfluorinated acids in carp (*Cyprinus carpio*): impacts of protein binding affinities and elimination pathways. *Science of the Total Environment*. 647:992–999.
- Zhou Z, Shi Y, Li W, Xu L, Cai Y. 2012. Perfluorinated compounds in surface water and organisms from Baiyangdian Lake in North China: sources, profiles, bioaccumulation, and potential risk. *Bull Environ Contam Toxicol*. 89:519–524.

## 資料 7

クロルピリホスの発生源等の概要

## 発生源等の概要 (クロルピリホス)

### 1. エグゼクティブサマリー

- クロルピリホスは、1965年にDow Chemical社によって初めて商業生産された。クロルピリホスの商業的な製造方法は多数報告されているが、一般的な方法は炭酸ナトリウムの存在下で3,5,6-トリクロロ-2-ピリジノールとホスホクロリドチオ酸ジエチルの反応である(ATSDR, 1997)。米国農務省の調査によると、クロルピリホスは1995年に米国で最も使用された殺虫剤であり、630万ポンドが畑作に使用された(USA, 1996)。五大湖流域の4州(ウィスコンシン、イリノイ、インディアナ、ミシガン)では、1996年のクロルピリホスの使用量は145万6千ポンドだった(USA, 1997)。
- 世界の総生産量に関するデータはないが、中国作物保護工業会(CCPIA)のデータによると、2007年以前の世界の使用量は年間約1万トンであった。
- 中国では毒性の強い5種類の有機リン系農薬の禁止後、クロルピリホスが主に使用されるようになり(Chen et al., 2012)、現在の世界の使用量は年間5万トンと推定(CCPIA, 2022)。
- Corteva(旧Dow Chemical)が2021年末までにクロルピリホスの生産を終了すると発表してから、中国とインドがクロルピリホスの二大生産国であるとみなされている。

### 2. 製造、流通、ストックパイル

- クロルピリホスは、1965年に米国のDow Chemical社によって初めて商業生産された。クロルピリホスの商業的製造方法は多数報告されているが、一般的な方法は炭酸ナトリウムの存在下かつ塩基性条件下で3,5,6-トリクロロ-2-ピリジノールをホスホクロリドチオ酸ジエチルと反応させる方法である(ATSDR, 1997)。
- 世界の総生産量に関するデータはないが、2007年以前は世界で年間約1万トン使用され、その後世界の推定生産量・使用量は年間約5万トンに増加(CCPIA, 2022)。
- 中国では毒性の強い5種類の有機リン系農薬が禁止された後、クロルピリホスが殺虫剤の主流となった(Chen et al., 2012)。中国では2016年に野菜へのクロルピリホスの使用が禁止されたが、中国殺虫剤情報ネットワークによれば、現在も他の用途で1,127個のクロルピリホス系製品が登録されており、アベルメクテン(1,651個)とイミダクロプリド(1,362個)に次いで多い。
- 現在、クロルピリホスの世界的な生産量は、中国とインドが二大生産国であるとみなされている。
  - インドにおける2021年のクロルピリホスの総生産量は24,000トンと報告されており、そのうち国内使用量は11,000トン、輸出量は12,000トン、備蓄量は1,000トンであった(PMFAI, 2022)。
  - 中国におけるクロルピリホスの生産量と使用量に関するデータは提供されていない。し

黒字：リスクプロファイル案(UNEP/POPS/POPRC.18/4/Add.1)に記載された情報

取消線：リスクプロファイル案に記載があるが、記載ミスと考えられる情報

下線：受託者による修正又は追加情報 破線の下線の文献：入手済み文献 無印の文献：未入手の文献

かし、2019年には、合計32,500トンのクロルピリホスが中国から輸出されたと推定されている。主な輸出先は、ブラジル、ベトナム、インドネシア、タイであった。ただし、その後、ベトナム、インドネシア、タイでの使用は段階的に廃止されているか、またはその途上である。輸出額が多い製品は、クロルピリホス97%TC、クロルピリホス40%EC、クロルピリホス95%TCであった。

- 米国におけるクロルピリホスの生産量は明らかにされていないが、米国での生産量は過去25年間で大幅に減少。1987年~1998年の米国におけるクロルピリホスの年間使用量は約9,500トン (US EPA, 2006)、2014年~2018年の年間使用量は約2,300トン (US EPA, 2020) であると報告。
  - 住宅用処理剤として登録されていたクロルピリホス製品の大半は、1997年から2001年の間に登録者によって自主的に撤廃又は段階的に廃止 (US EPA, 2006)。
    - ◇ カリフォルニア州などの州レベルでの規制、減産、代替製品の開発等により、使用申請が減少していると報告。
    - ◇ 近年、複数の製造業者が米国での生産を自主的に停止
- カナダでは生産量は報告されていない。全てのクロルピリホスの有効成分及び大半のクロルピリホスの最終使用製品は、2021年に中止される前にカナダに輸入された。
  - カナダにおける2020年のクロルピリホスの年間販売量は、有効成分で算出すると133トン。
- オーストラリアは2020年~2021年にクロルピリホス（製品／活性剤）2,131トンを輸入したと報告 (Australia, 2022)。
- 2020年に欧州連合でクロルピリホスの認可が更新されなかったことにより、欧州各国でのクロルピリホスの使用・生産・輸入が中止されたと予想。
  - 英国での使用量は近年顕著な減少を示しており、2016年に報告された17トンを超えた使用量は2020年には0.1トン未満に減少していることが指摘。
- FAOによると、クロルピリホスは2008年~2015年の間に、ヨーロッパ（セルビア、トルコ）、近東（レバノン）、アフリカ（ブルンジ、マラウィ、マダガスカル、セネガル）、ラテンアメリカとカリブ海（エクアドル）、アジア（タイ、バングラディッシュ、ミャンマー、マレー）などの12の途上国や経済移行国が輸入した。2015年のこれらの市場への輸入総量は、~7,000トンと推定される（欧州委員会、2017年）。2008年~2015年にかけて、これらの国への輸入総量は、一般的な傾向として輸入量が増加 (European Commission, 2017)。
  - トルコの輸入量は、2008~2015年の期間に明確な増加傾向。
  - マレーシアとミャンマーの輸入量は、いくつかの年に若干の減少があったものの、この期間にわたって増加傾向。
  - ブラジルでは、2009年~2020年の国内生産量は1,467~12,989トン、輸入量は8~6,441トン、国内使用量は2,449~1,652トンであった。

黒字：リスクプロファイル案 (UNEP/POPS/POPRC.18/4/Add.1) に記載された情報

取消線：リスクプロファイル案に記載があるが、記載ミスと考えられる情報

下線：受託者による修正又は追加情報 破線の下線の文献：入手済み文献 無印の文献：未入手の文献

### 3. 用途

- クロルピリホスは広く用いられている塩素化有機リン酸系殺虫剤で、芝生や観賞植物だけでなく、様々な作物の害虫駆除に使用 (EM & Shaik, 2015)。クロルピリホスを含む農薬製品は、トウモロコシ、大豆、アルファルファ、オレンジ、リンゴ、バナナ、小麦、クルミなど多くの農作物に使用登録されている (US EPA, 2020a; Foong et al, 2020)。さらに、クロルピリホス製品は、苗床の観賞用植物、ゴルフ場の芝生、木材処理剤、牛の耳標など、非食用部位での使用も登録されている。また、空中及び地上での蚊の成虫に対する殺虫剤の噴霧、ヒアリ駆除、ライム病などの病気を媒介する可能性のある一部のダニの種に対する使用など、公衆衛生としての用途もある (US EPA, 2020a)。
- 米国では 1987 年~1998 年の間に、年間約 9,500 トンのクロルピリホスが使用され、そのうち約 25%がトウモロコシに、25%がシロアリ防除に、12.5%が芝生に使用されたと推定 (US EPA, 2006)。米国 EPA の農薬プログラムの推計によると、2007 年時点でも米国内で最も使用された殺虫剤であった (Alavanja, 2013)。米国におけるクロルピリホスの住宅用途の廃止とシロアリ用途の段階的廃止を実施した結果、約 4,500 トンのクロルピリホスが市場から排除されたと推定される。2014 年~2018 年の間に、クロルピリホスの使用量は 2,300 トンまで減少し、主に大豆、アルファルファ、トウモロコシに使用され、総使用量の約 50%を占めていた。この推定値の中で、大豆は全散布量の約 25%を占めていた (US EPA, 2020)。2021 年 8 月、US EPA は国内の全食品へのクロルピリホス製品の使用を停止した。US EPA は非食品用途について登録審査を進める予定である。
- 欧州委員会は 2020 年 1 月に施行規則 EU 2020/18 を採択し、EU 加盟国は有効成分としてクロルピリホスを含む植物保護製品の認可をすべて取り消した。欧州のいくつかの国では、以前よりクロルピリホスの使用を制限又は禁止していた。
  - オーストリアは 2020 年にすべての農薬使用を中止した (Austria, 2022)。
  - オランダでは 1971 年から広く使用されていたが、EU レベルでの使用禁止を受けて使用を中止し、代替殺虫剤の開発が進められている。
  - スウェーデンとノルウェーでは、クロルピリホスは植物防護製品として認可されていない (Sweden, 2022, Norway, 2022)。
  - ベラルーシでは、穀物、トウモロコシ、菜種、果物、野菜の処理に農業で使用されており、2018 年の総使用量は 64.6 トンであった (Belarus, 2022)。
- インドで 2021 年に生産されたクロルピリホス 24,000 トンのうち、11,000 トンが国内で使用 (PMFAI, 2022)。インドではクロルピリホスが多くの特定農業用途に承認されているとの報告あり。インドで使用が承認されている特定の製品、作物、対象害虫等の概要は、参考資料 5 の表 3 に記載。
- インドではこのほか、非農業用途として、建築工程前後におけるシロアリ被害からの建物保護、蚊の成虫とその媒介虫の防除においてクロルピリホス製品が使用されている。
- 米国においてクロルピリホスのシロアリ防除剤としての使用は、2000 年に段階的に廃止され

黒字：リスクプロファイル案 (UNEP/POPS/POPRC.18/4/Add.1) に記載された情報

取消線：リスクプロファイル案に記載があるが、記載ミスと考えられる情報

下線：受託者による修正又は追加情報 破線の下線の文献：入手済み文献 無印の文献：未入手の文献

た。

- 他のいくつかの国でもシロアリ防除のためのクロルピリホスの使用は段階的に廃止されているが、インド、オーストラリアや、ザンビアやジンバブエなどアフリカの多くの国ではシロアリ防除剤として現在も使用されている (India, 2020, Rother, 2020)。
- オーストラリアでは、毒性学、労働安全衛生、化学、残留、環境に関する懸念に基づいて、現在見直しが進められている (Australia, 2019)。
- 中国では 2017 年にいくつかの作物（主に米、野菜、果物、綿）に適用された本物質の国内総消費量は~18,000 トン。一方で、中国では 2016 年 12 月からクロルピリホスの野菜への使用が禁止 (CCPIA, 2022)。

#### 4. 環境への放出

- 農薬として使用された場合、クロルピリホスは環境に直接放出され、いくつかの経路を経てさらに分布する可能性がある。土壌粒子や堆積物に付着し、土壌から地下水に浸出し、流出した灌漑水を通じて水生環境に到達し、拡散や揮発によって空気中を移動 (Nandhini et al., 2021; Das et al., 2020; Gebremariam et al., 2012; Otieno et al., 2012)。
- 製造時の環境への潜在的な排出を把握するためのデータは限られている。米国では、1980 カ所の製造施設からのデータを報告し、クロルピリホスの製造量 1 トンあたり 0.5 kg が大気中に放出されると見積り、世界の製造量が年間 5 万トンであることから、製造時の大気への放出量は最大 25 トンと推定されている (ATSDR, 1997)。
- 2007 年~2017 年の間に欧州では、欧州汚染物質排出移動登録 (E-PRTR) に関する規則に基づいて報告されたクロルピリホスの水域への排出は、5 カ国で 24 回記録され、年間総排出量は 28~82 kg が記録。排出量の前年比は変動しているが、全体として減少傾向にあり、主な排出源は都市部の下水処理場であることが示唆。2016 年、水枠組み指令のデータセットレビューによると、クロルピリホスの排出値がゼロを超えたのは 9 カ国であった。しかし、農業活動による汚染物質の排出を報告したのは 1 カ国だけで、3 カ国は河川負荷による汚染物質の排出を報告した。

#### 5. 情報の統合 (発生源等に関連する部分のみ抜粋)

- クロルピリホスは、1965 年に Dow Chemical 社によって初めて商業生産された。クロルピリホスの商業的製造方法は多数報告されているが、一般的な方法は炭酸ナトリウム存在下などの塩基性条件下で 3,5,6-トリクロロ-2-ピリジノールとホスホロクロリドチオ酸ジエチルを反応させる方法である (ATSDR, 1997)。
- 世界の総生産量に関するデータはないが、CCPIA (2022) のデータによると、2007 年以前の世界の使用量は年間約 10,000 トンであった。
  - 中国では毒性の強い 5 種類の有機リン系農薬の禁止後、クロルピリホスが殺虫剤の主流となり (Chen et al., 2012)、現在の世界使用量は年間 5 万トンと推定されている (CCPIA、

黒字：リスクプロファイル案 (UNEP/POPS/POPRC.18/4/Add.1) に記載された情報

取消線：リスクプロファイル案に記載があるが、記載ミスと考えられる情報

下線：受託者による修正又は追加情報 破線の下線の文献：入手済み文献 無印の文献：未入手の文献

2022)。

- 現在、中国とインドが世界的にクロルピリホスの二大生産国であるとみなされている。
- 有機リン系殺虫剤に属するクロルピリホスは、農業用殺虫剤及び非農業害虫の防除剤として広く使用されている。2008年には、88カ国以上で使用が許可されていた。
  - 欧州連合では、欧州委員会決議（2007/565/EC）により、殺生物剤としての使用は2008年までに段階的に廃止された（European Union, 2007）。
  - 米国環境保護庁は2000年に非農業用途の大半を段階的に廃止することを決定した（US EPA, 2006）。
  - 他の国もクロルピリホスを禁止している。しかし、殺生物剤（建物でのシロアリ駆除等）として、一部の国でまだ使用されている。

黒字：リスクプロファイル案（UNEP/POPS/POPRC.18/4/Add.1）に記載された情報

取消線：リスクプロファイル案に記載があるが、記載ミスと考えられる情報

下線：受託者による修正又は追加情報 破線の下線の文献：入手済み文献 無印の文献：未入手の文献

## 6. 引用文献

- ATSDR. (1997). Toxicological Profile for Chlorpyrifos. Atlanta, Georgia: Agency for Toxic Substances and Disease Registry Retrieved from <https://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp84.pdf>.
- Alavanja, M.C.R., Ross, M.K., Bonner, M.R. (2013). Increased cancer burden among pesticide applicators and others due to pesticide exposure', *Cancer Journal for Clinicians* vol 63, pp 120-142.
- Australia. (2019). Reconsideration Work Plan Chlorpyrifos. Australian Government Retrieved from <https://apvma.gov.au/node/50241>.
- Chen, C., Qiana Y., Liu X., Tao C., Liang, Ying., Lia, Y. (2012). Risk assessment of chlorpyrifos on rice and cabbage in China, *Regulatory Toxicology and Pharmacology*, 62(1): 125-130.
- Das, S., Hageman, K. J., Taylor, M., Michelsen-Heath, S., Stewart, I. (2020). Fate of the organophosphate insecticide, chlorpyrifos, in leaves, soil, and air following application. *Chemosphere*. 243. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.125194>.
- European Commission. (2017). A Study on the effect of listing of chemicals in Annex III to the Rotterdam Convention Final Report (Contract No: ENV/07.0201/512.723161/ETU/A.3), <https://op.europa.eu/en/publication-detail/-/publication/4d2a2b30-b92f-11e7-a7f8-01aa75ed71a1/language-en/format-PDF>.
- European Union. (2007). 2007/565/EC: Commission Decision of 14 August 2007 concerning the non-inclusion in Annex I, IA or IB to Directive 98/8/EC of the European Parliament and of the Council concerning the placing of biocidal products on the market of certain substances to be examined under the 10-year work programme referred to in Article 16(2) thereof (notified under document number C(2007) 3846). *Official Journal of the European Union*, L 216, 21.08.2007, p. 17-21.
- Foong, S.Y., Ma, N. L., Lam, S. S., Peng, W., Low, F., Lee, B. H., Sonne, C. (2020). A recent global review of hazardous chlorpyrifos pesticide in fruit and vegetables: prevalence, remediation and actions needed. *Journal of hazardous materials*, 400, 123006.
- Gebremariam, S. Y., Beutel, M. W., Yonge, D. R., Flury, M., Harsh, J. B. (2012). Adsorption and desorption of chlorpyrifos to soils and sediments. *Reviews of environmental contamination and toxicology*, 215, 123–175. doi:10.1007/978-1-4614-1463-6\_3.
- India. (2020). Major Use of Pesticides (Registered under the Insecticides Act, 1968): (UPTO - 31/01/2020). Ministry of Agriculture & Farmers Welfare Department of Agriculture, Cooperation & Farmers Welfare Directorate of Plant Protection, Quarantine & Storage. Retrieved from [http://ppqs.gov.in/sites/default/files/approved\\_use\\_of\\_insecticides.pdf](http://ppqs.gov.in/sites/default/files/approved_use_of_insecticides.pdf).
- John, E. M., Shaik, J. M. (2015). Chlorpyrifos: pollution and remediation. *Environmental Chemistry Letters*, 13(3), 269-291.
- Nandhini, A. R., Harshinyb, M., Gummadi, S. N. (2021). Chlorpyrifos in environment and food: a critical review of detection methods and degradation pathways. *Environmental Science: Processes and Impacts*.9:1245-1420. Chlorpyrifos in environment and food: a critical review of detection methods and degradation pathways - *Environmental Science: Processes & Impacts* (RSC Publishing).
- Otieno P.O., Schramm, K-W., Pfister, G., Lalah, J.O., Ojwach, S.O. (2012). Spatial distribution and temporal trend in concentration of carbofuran, diazinon and chlorpyrifos ethyl residues in sediment and water in Lake Naivasha, Kenya. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* (DOI 10.1007/s00128-012-0529-7).
- Rother, H.-A. (2020). Termicide application of chlorpyrifos in African States.
- US EPA. (2006). Reregistration Eligibility Decision (RED) for Chlorpyrifos. (EPA 738-R-01-007). United States Environmental Protection Agency Retrieved from [https://www3.epa.gov/pesticides/chem\\_search/reg\\_actions/reregistration/red\\_PC-059101\\_1-Jul-06.pdf](https://www3.epa.gov/pesticides/chem_search/reg_actions/reregistration/red_PC-059101_1-Jul-06.pdf)

US EPA. (2020a). Chlorpyrifos Proposed Interim Registration Review Decision Case Number 0100.  
December 2020, [https://www.epa.gov/sites/default/files/2020-12/documents/chlorpyrifos\\_pid\\_signed\\_120320.pdf](https://www.epa.gov/sites/default/files/2020-12/documents/chlorpyrifos_pid_signed_120320.pdf)

## 資料 8

クロルピリホスの残留性等の概要

## 残留性等の概要 (クロルピリホス)

### 1. エグゼクティブ・サマリー (残留性に関連する部分のみ抜粋)

- クロルピリホスの環境中での分解半減期は、散布量、生態系の種類、土壌または堆積物の特性、及び温度などの環境要因によって、数日から数年（シロアリ防除の場合）の範囲である。
- 北極及び南極のモニタリングデータから、クロルピリホスは遠隔地まで長距離移動する。クロルピリホスの分解は温度に依存するため、これらの地域では長期間にわたり残留することが予想される。北極圏では、あらゆる媒体からクロルピリホスが頻りに検出されることもクロルピリホスの残留性を裏付けている。さらに、北極及び亜北極の湖の年代測定された堆積物コアからクロルピリホスが検出されている (Landers, 2008)。
- クロルピリホスはストックホルム条約の基準から、一部の環境下では難分解性であると考えられる。

### 2. 残留性

- クロルピリホスは好氣的条件及び嫌氣的条件において土壌中で徐々に分解。水溶性は低く、土壌への結合力は高い。浸出及び吸脱着に関する情報から、土壌または堆積物中のクロルピリホスはほとんど移動しない (Spain 2017a, 2017b, US EPA, 2006)。
- クロルピリホスの環境中での分解半減期は数日から数年であり、散布量、生態系の種類、土壌または堆積物の特性、温度などの環境要因など、幅広い要因に依存する。
  - 水溶性は低く、土壌結合能は高く、 $K_{oc}$  値は 2,785~31,000 であり、クロルピリホスは土壌中で不動又はわずかに移動すると考えられる (PRMA, 2019)。
  - クロルピリホスは、散布時にスプレードリフト（散布時に起こる漂流飛散）を介して、または土壌に吸着して、散布後数ヶ月で流出水となって地表水を汚染する可能性がある。
  - 利用可能なデータは、ほとんどのクロルピリホスの流出が、一般に流出水への溶解ではなく、浸食土壌への吸着を経由していることを示している。以下で言及されているすべての半減期は、参考資料 5 の表 4-9 に記載。

#### 2.1. 環境分布

- 蒸気圧とヘンリー一定数から、クロルピリホスは揮発性があり、揮発が環境での拡散プロセスに関与していると判断される。
- 米国では、2011 年からカリフォルニア州農薬規制局の大気モニタリングネットワークが構築されている。特定の郡における各季節での大気モニタリングと、カリフォルニア州の主要な農業地域に位置する地点で年間を通じて週 1 回の無作為な大気サンプリングの両方が実施され、クロルピリホスは様々な地点で定期的に検出 (California Department of

黒字：リスクプロファイル案 (UNEP/POPS/POPRC.18/4/Add.1) に記載された情報

取消線：リスクプロファイル案に記載があるが、記載ミスと考えられる情報

下線：受託者による修正又は追加情報 破線の下線の文献：入手済み文献 無印の文献：未入手の文献

## 2.2. 非生物的な分解

- 非生物学的な分解に関する詳細は、参考資料 5 を参照。
- クロルピリホスの光分解はマイナーな分解経路である。
- 加水分解はアルカリ性では pH に依存するが、pH7 以下では pH に依存しない。
- 加水分解の半減期は、pH<5 では一般に長く (16~210 日)、pH>9 では短い (0.1~10 日)。
- 複数の研究での報告から揮発による損失が大きい。

## 2.3. 生分解

### 2.3.1. 水

- クロルピリホスの水中での分解に関する報告 (Spain, 2017b)。
  - 表流水での半減期: 21 日、46 日 (OECD TG 309、推定値、好気性、22°C) (Gassen, 2015)
  - 未変化体の最大 28.5%が培養期間中に水層からの蒸発により試験系から徐々に失われた
  - 50%の損失は分解のみを意味するのではなく、分解だけでなく揮発による損失も含む散逸を意味している
  - フォローアップ試験では、40 日目に揮発性有機炭素トラップに 95.7%までの放射性物質 (同位体標識したものかと思われる) が検出され、100%の未変化のクロルピリホスであった
- クロルピリホスの散逸は主に表層水からの揮発による (Caviezel, 2015)。
  - 61 日間の培養後、標識された放射性物質 (AR) の 58.6%及び 64.4%に相当
  - 試験終了時には、1.7%未満が CO<sub>2</sub> に無機化
- 3つの海水を用いた止水式試験系での半減期は 45 日 (河口域、15°C)、35 日 (沿岸、12°C)、75 日 (外洋、8°C) と推定 (Swales, 2003)
  - <sup>14</sup>C は急速に減少し、水中での生物分解ではなく、実質的に揮散することが指摘された。トラップは使用されなかった。
  - 20°Cにおけるヘンリー定数を 1.1 Pa m<sup>3</sup>/mol とすると、これらの観測結果は妥当。
- 蒸留水を入れた開放ビーカーでの実験室での半減期: 8~24 時間 (Schimmel et al., 1983)
  - 加水分解としては短すぎることから、揮発を反映していると考えられる。
  - 50 ppb の溶液 10 L を 80 mL/min で通気すると、24 時間後には適用量の 15%未満しか残らなかった。
- 通気した海水溶液を入れた瓶に取り付けた樹脂トラップから標識されたクロルピリホスの 63%が回収されたことが有力な証拠になる (Schimmel et al., 1983, Racke 1993, Australia, 2000a)。

黒字: リスクプロファイル案 (UNEP/POPS/POPRC.18/4/Add.1) に記載された情報

取消線: リスクプロファイル案に記載があるが、記載ミスと考えられる情報

下線: 受託者による修正又は追加情報 破線の下線の文献: 入手済み文献 無印の文献: 未入手の文献

- 上記の半減期は、参考資料5の表4に記載
- 環境条件下での自然水における散逸半減期は約4~10日（幾何平均5日）（Mackay et al., 2014）
  - 屋外試験や開放試験系では、上記に詳述したように揮発が全体の散逸にかなり寄与するため、屋外系での試験結果は分解による半減期と関連性がないと推測。
- 評価した全ての研究において、揮発による散逸が大きく寄与しているため、信頼性のある水中での分解半減期のデータは収集できなかった。
- 分解性試験で残存したクロルピリホスの推定半減期が75日（8℃）であったことが認められれば、これは附属書Dの水中半減期2ヶ月以上という基準を超えており、クロルピリホスは8℃の外洋水中で難分解性であると推定。水系では、クロルピリホスの水相からの主な散逸経路は揮発と底質への分配（10-52%）である（Australia, 2022）。

参考) 化審法におけるクロルピリホスの分解度点検結果を下表に示す。難分解性であると判定されているが、詳細な試験条件については確認できなかった（J-CHECK）。

表 化審法の分解度試験結果（J-CHECKより）

被験物質名称	チオりん酸 O,O-ジエチル-O-(3,5,6-トリクロロ-2-ピリジル) (別名クロルピリホス)
CAS 番号	2921-88-2
官報公示整理番号	5-3724
判定	難分解性
分解度 (BOD)	0.2%
分解度 (GC)	9.3%
試験法/試験条件	試験法：告示に基づく※ 試験条件：未記載

※告示とは、「微生物等による化学物質の分解度試験」（環保業第5号、薬発第615号、49基局第392号）をいう。

### 2.3.2. 土壌

- クロルピリホスの分解経路と分解速度の評価については、公表された論文や登録のために実施された独自の研究など数多くの研究がある。
  - 研究の多くは OECD TG 307 に従って実施（OECD, 2002）
  - 米国のガイドラインや Biologische Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft (BBA)ガイドラインのような古いガイドラインにも準拠
  - マスバランス、回収率、損失、有効性基準に関するその他の情報の詳細を含む独自の研究の要約は、European Union RAR 等に記載（Spain, 2017b）

### 2.3.3. 研究室での試験—分解速度

- 4つの土壌で分解経路と分解速度の研究を実施（De Vette and Schoonmade, 2001, B. Clark, 2013）

黒字：リスクプロファイル案（UNEP/POPS/POPRC.18/4/Add.1）に記載された情報

取消線：リスクプロファイル案に記載があるが、記載ミスと考えられる情報

下線：受託者による修正又は追加情報 破線の下線の文献：入手済み文献 無印の文献：未入手の文献

- 分解速度論は Abu (2015) が FOCUS 分解速度論 (FOCUS, 2006) に従って再評価。
- 分解半減期 : 5.96~110.3 日 (20°C)
- 他の研究でも土壌における分解半減期 : 11-141 日 (Bidlack, 1979)
- 上記の半減期は、参考資料 5 の表 4 に記載。
  - 比較可能なように、より温和な地域で予想される分解を反映するために、分解半減期を 12°C で標準化した列が盛り込まれている。
- 土壌における分解は温度依存性 (Getzin, 1981)
  - 空気乾燥した土壌 (シルトローム) の分解半減期 : 42 日 (35°C)、91 日 (25°C)、175 日 (15°C)
  - これらはストックホルム条約附属書 D の基準値よりわずかに低い値
  - 研究著者らは、「殺虫剤を添加する前に土壌を空気乾燥させることで、殺虫剤を分解する能力を持つ生物種 (微生物群) の活動が乱れ、16 週間の培養期間の初期に殺虫剤を代謝することができなくなった可能性がある。(Getzin 1981)」としている。
  - 微生物活性の高い土壌での分解半減期 : 4 週間 (粘土ローム)、12 週間 (シルトローム土壌)
  - 滅菌土壌での分解半減期 : 25 週間 (粘土ローム及びシルトローム土壌)。
  - 北極環境の気温である 5°C では土壌での分解半減期は 50 週間程度と予想され、温度を 10°C 下がるごとに分解半減期は約 2 倍になる (Getzin, 1981)
  - Racke ら(1994)も 10°C 下がるごとに分解半減期が 2 倍になると報告。
- マレーシアの湿潤熱帯土壌 3 種におけるクロルピリホスの分解を検討 (Chai et al., 2013)
  - 分解半減期 : 49.5~120 日 (乾燥土壌)、63.0~124 日 (湿潤土壌、重量水分率 61~68%)
  - 湿った土壌で最も速く分解。
  - 分解は温度が高いほど顕著に進行し、クロルピリホスの投与量が多いほど分解は進行しなかった。
- クロルピリホスは土壌に強く結合し、土壌中で  $K_{oc}$  値は 2,785~31,000 (Canadian Proposed Re-Evaluation Decision (PRVD2019-05))
  - 主要代謝物である TCP (弱酸性) は土壌への吸着が弱く、移動性が高く ( $K_{oc}$ : 27-389)、pH が高くなるにつれて移動性は高くなる。
  - 分解過程はアルカリ性土壌では加水分解の影響を受け、酸性土壌では加水分解と生分解の影響をうけると予想。
  - 水分含量の少ない土壌や低温での実験では分解が減少する。土壌中のクロルピリホスの主な分解生成物は TCP (試験物質の最大 40%)。

#### 2.3.4. フィールドスタディ

- 一般に、野外試験における半減期は、実験室での試験よりも低い。しかし、フィールドスタディでは、試験は閉鎖系で行われず、揮発などによる損失は考慮されない。そのた

黒字 : リスクプロファイル案 (UNEP/POPS/POPRC.18/4/Add.1) に記載された情報

取消線 : リスクプロファイル案に記載があるが、記載ミスと考えられる情報

下線 : 受託者による修正又は追加情報 破線の下線の文献 : 入手済み文献 無印の文献 : 未入手の文献

め、半減期は分解ではなく散逸を指すことに留意する必要がある (Mackay et al., 2014)。

- 野外試験での分解半減期：2~56 日 (PRMA, 2019)
- 3つの土壌(参考資料5の表6を参照)及び4つの土壌での散逸半減期:0.3~89日 (Old, 2002a, 2002b, 2002c)
- インドでは、独自研究、公表研究など様々な現地調査が行われ、散逸半減期は0.44~16日 (Menon et al., 2004; Vijjalakshmi et al., 1996; Balasubriam et al., 1995 and 1996, Sardar et al., 2005, Upendra Kumar et al., 2017)。
- クロルピリホスの散布後、揮発は土壌表面(24~48時間以内に最大25%)及び植物表面(24~48時間以内に80%)から発生し、クロルピリホスの早期損失に大きく寄与すると考えられる (Australia 2022)
  - 気象条件を考慮したジャガイモの圃場実験でも確認 (Leistra et al., 2006)
  - クロルピリホスの累積揮散量は、散布量の約65%と推定
  - 米国での生物学的評価で引用されたDOWの独自研究では、標識されたクロルピリホスの約28%が最初の24時間以内に揮発することが観察。

#### 2.3.5. シロアリ防除に用いられる使用量におけるクロルピリホスの分解

- クロルピリホスの土壌分解に関する多数の研究が整理され、評価された(Giesy et al. (2014))。
  - これは主にRacke (1993) によるレビューに依拠している。
  - すべての経路を介した土壌からの散逸の半減期：1.1~1,576日
  - 最大の半減期は、最も高い適用率(シロアリの防除に用いられる適用率を再現するための試験で1,000 mg/kgまで)で報告。
    - ◇ 散布量は、農業用散布の0.28~2.24 kg/haに対し、シロアリ用の土壌トレンチ散布では392 kg/ha (Racke, 1993)。
    - ◇ これらの結果は、1,000、100、10 mg/kgの散布量に対して385日、155日、41日の半減期であった他の研究でも確認 (Murray et al., 2001)。
    - ◇ 詳細は参考資料5に記載
- 高い散布量でクロルピリホスの分解性が低下するのは、生分解性をもつ微生物に対してクロルピリホスの毒性が影響している可能性があるため。

#### 2.3.6. 嫌気性分解

- 実験室において、嫌気性条件下(湛水)と好気性条件下(30日間)、好気性条件後に嫌気性条件下で稲作に使用する2つの土壌でクロルピリホス分解を比較(未発表、Bidlack, 1979)。
  - 粘土質の土壌での分解半減期：107日(好気性)、51日(嫌気性)、58日(好気性/嫌気性)

黒字：リスクプロファイル案(UNEP/POPS/POPRC.18/4/Add.1)に記載された情報

取消線：リスクプロファイル案に記載があるが、記載ミスと考えられる情報

下線：受託者による修正又は追加情報 破線の下線の文献：入手済み文献 無印の文献：未入手の文献

- ローム質土壌での分解半減期：11 日（好気性）、39 日（嫌気性）、15 日（好気性/嫌気性）

### 2.3.7. 堆積物・底質

- OECD TG 308 の採用前に使用されていた BBA Part IV Section 5-1 に従って、水-底質の試験を実施 (Reeves and Mackie, 1993, Spain, 2017b)。
  - Brown Carrick Sediment の砂質ロームと Auchingilsie Sediment の粘土質ロームを使用。
  - 回収率が低いためこの研究は完全に有効とは言えないが、一つの指標にはなる。
  - クロルピリホスは好氣的な水条件下で分解し、半減期：22 日（砂質ローム）、51 日（粘土ローム）
  - 90%分解値：72 日（砂質ローム）、168 日（粘土ローム）
  - 水層での散逸はより速く、半減期：3 日（砂質ローム）、6 日（粘土ローム）。
  - これは底質への吸着、揮発、分解のいずれかだと推測。
    - ◇ 相当量の放射性標識された物質が試験系から消失。
    - ◇ 放射性標識された物質は、接続された PVC チューブで一部保持されたただであった。この放射性標識された物質は揮発性クロルピリホスと同定。
    - ◇ 試験中、低濃度の  $^{14}\text{CO}_2$ （全体の 1%未満）が生成。
    - ◇ 主な分解生成物は TCP であり、砂壤土 Total system では 0 時間で最大 16.86%、粘土壤土 Total system では 100 日で 9.89% AR を占めた。
  - その他の研究で、クロルピリホスが水ではなく底質（シルト質粘土ローム）に適用され、同様にかんりの量の放射性物質が損失 (Kennard, 1996)。
    - ◇ 試験系（底質及び水）における半減期：30.5 日
    - ◇  $^{14}\text{CO}_2$  への無機化はごくわずかしか観察されなかった
    - ◇ 主な分解生成物は TCP であり、培養期間終了時（36 日）の試験系における標識された放射性物質は最大で 44%を占めた。
  - 2 つの底質/水の試験系でも試験された (Kang, 2015)。
    - ◇ 英国の Calwich Abbey 湖、Swiss 湖から採取された底質
    - ◇ 好気性条件下で最大 150 日間、堆積物/水の比率が 1:3 で、 $20\pm 2^\circ\text{C}$ の暗所で培養され、設定濃度 0.50 mg/L の  $^{14}\text{C}$  で標識されたクロルピリホスが投与。
    - ◇ この研究の生データは Abu (2015) により再評価され、系全体の半減期：30.7 日、58.3 日と推定。
- 米国カリフォルニア州南部の 2 つの小川から採取した都市部の底質での分解試験 (Bondarenko and Gan, 2004)
  - 好氣的条件下での半減期：20.3 日、23.7 日
  - 嫌氣的条件下での半減期：223 日、57.6 日

黒字：リスクプロファイル案 (UNEP/POPS/POPRC.18/4/Add.1) に記載された情報

取消線：リスクプロファイル案に記載があるが、記載ミスと考えられる情報

下線：受託者による修正又は追加情報 破線の下線の文献：入手済み文献 無印の文献：未入手の文献

- 半減期は1次分解反応速度論に基づき、複数の時点の濃度測定値から算出
- 本研究は天然の底質を原水ではなく脱イオン水で補給し、マスバランスは報告されず、揮発による潜在的損失は考慮されなかった。
- 海水/底質の比較分解試験において、半減期は24日と報告 (Schimmel et al., 1983)。
  - 10gの底質、100mLの海水溶液を使用
  - ホルマリン処理（無菌処理）した土砂を用いた対照試料では、28日後にクロルピリホスの顕著な損失は観察されなかった。このことから著者らは微生物による分解であると結論づけた。
- クロルピリホスの半減期は、屋外の海水溶液の曝露では屋内実験よりも短かった（太陽光に曝された系で半減期 4.6 日）。海水からのクロルピリホスの揮発率は高いが（最大63%）、試験系内に土砂が存在する場合には、その損失は無視できる程度。
- クロルピリホスは沈殿物や浮遊物にかなり強く吸着 (Dabrowski et al., 2002; Gebremariam et al., 2012; Readman et al., 1992)
  - 堆積物の特性により、吸着と脱着の程度は異なる可能性がある。
  - 吸着により微生物による吸着物質の利用可能性を低下させることから、分解プロセスに大きな影響を与える可能性あり。
  - クロルピリホスの吸着は、土壌や堆積物の有機炭素含有量と強い相関がある。
    - ◇ 土壌中のクロルピリホスの吸着係数は2桁に及ぶ。
    - ◇ 有機炭素量に基づいて標準化したクロルピリホスの分配係数( $K_{oc}$ )の平均値(中央値)は、土壌で8,163 L/kg (7,227 L/kg)、堆積物で13,439 L/kg (15,500 L/kg) (Gebremariam et al., 2012)。
    - ◇ Mackay (2014) は  $K_{oc}$  を8,500 と記載。
- ATSDR (1997) により「表流水から揮発可能なクロルピリホスの量は、土砂の吸着によって減少する。クロルピリホスは、有機炭素-土壌吸着係数 ( $K_{oc}$ ) の範囲が973~31,000であり、土壌コロイドに対して強い親和性を持っている ((Felsot & Dahm, 1979; Kenaga, 1980; P. J. McCall et al., 1980) in (Racke, 1993)」と報告されている。これは、自然の水生態系におけるクロルピリホスが懸濁物や沈殿物に強く吸着し、吸着によって相当量のクロルピリホスが水中から懸濁物などの粒子状物質へ輸送される可能性があることを示唆。

#### 2.4. 残留性に関するその他の根拠

- EU 承認に向けた評価報告書案 (Spain, 2017b)は、土壌浸出の挙動（カラム浸出研究）に関する研究が挙げられている (Reeves & O' Connor, 1994a, 1994b; Pike and Getzin, 1981; Racke, 1993; Fenoll et al. 2011; Rani et al., 2014 )。
  - クロルピリホスは土壌中で移動せず、地下水への溶出が起こりにくいことを示唆。
  - 一方で近年の研究では、クロルピリホスが強い吸着能を有するにもかかわらず、地

黒字：リスクプロファイル案 (UNEP/POPS/POPRC.18/4/Add.1) に記載された情報

取消線：リスクプロファイル案に記載があるが、記載ミスと考えられる情報

下線：受託者による修正又は追加情報 破線の下線の文献：入手済み文献 無印の文献：未入手の文献

下水中で検出。

- ◇ トルコの地中海沿岸で採取された地下水及び表流水サンプルの大半から検出 (Tuncel et al., 2008)。
  - ◇ ブラジルのリオグランデ・ド・スル州の飲料水用井戸水試料では、クロルピリホスの検出頻度が地表水試料の検出頻度を上回った (Bortoluzzi et al., 2007)。
  - ◇ オーストラリアの井戸水からも多くのクロルピリホスが検出 (Wightwick & Allinson, 2007)。
  - ◇ 土壌や堆積物からのクロルピリホスの脱着は少ないが、重要であることを明らかにした(Gebremariam et al., 2012)。モデル予測によると、土壌や堆積物が水にさらされる脱着現象が継続的に起こると、固相のクロルピリホスは最終的に水相に分配される。
  - ◇ クロルピリホスは吸着能が高いため溶出可能性は低い、汚染された土壌や堆積物が二次的な長期的な汚染源となる可能性。
- 南アフリカのルーレンス川において、降雨後にクロルピリホスの濃度が非検出から 0.19 µg/L まで上昇することを確認 (Dabrowski et al. 2002)。
    - クロルピリホスは水試料の 1 つからしか検出されなかったが、懸濁物試料の大部分から検出され、最大濃度は 152 µg/kg
  - 土壌や水よりも堆積物に吸着した方がクロルピリホスは難分解性であるため、浮遊物質との強い結合は水環境に特有の移動経路の可能性を示し、井戸や海底の底質でのクロルピリホスの検出報告の説明となる可能性もある (Gebremariam et al., 2012; Readman et al., 1992; Tuncel et al., 2008)。
  - 西太平洋熱帯域の 3 地点の表層堆積物から検出 (Ge et al., 2024)。
    - サンプルは深さ 0~2 cm、深度 2,169 m~566 m で採取
    - 検出濃度は 362.6 pg/g dw~1,700 pg/g dw
  - 北極圏のモニタリングデータは、クロルピリホスが遠隔地までの長距離移動性を示唆
    - クロルピリホスの分解は温度依存性であるため、北極域では長期間にわたり残留すると想定。
    - 北極圏では様々な媒体でクロルピリホスが高頻度で検出され、残留性が裏付けられる。
    - 北極及び亜北極の湖の年代測定された堆積物コアからクロルピリホスが検出 (Landers, 2008)。
      - ◇ 上記の堆積物コア中の濃度は低い、クロルピリホスの局所的な使用に由来するものではなく、数十年前にさかのぼることが可能である。
      - ◇ このことからクロルピリホスが堆積物中に残留することを示唆。

黒字：リスクプロファイル案 (UNEP/POPS/POPRC.18/4/Add.1) に記載された情報

取消線：リスクプロファイル案に記載があるが、記載ミスと考えられる情報

下線：受託者による修正又は追加情報 破線の下線の文献：入手済み文献 無印の文献：未入手の文献

### 3. 結論

- 本文書で評価した水中での分解試験では、揮発が散逸に大きく寄与しているため、信頼性のある水中での分解半減期を収集できなかった。クロルピリホスの 8°C 条件下での半減期の推定が 75 日であると認められると、附属書 D の水中半減期 2 ヶ月の基準を超えており、クロルピリホスは 8°C の外洋水中で残留性があると見なされる。
- 土壌のクロルピリホスの分解半減期は、散布量が多い時（シロアリ防除に用いられる散布量を再現するために選定されたラボ試験で 100~1,000 mg/kg 使用し、最大 392 kg/ha）に最大の半減期（385 日）を確認 (Racke, 1993)。
  - これらの高い散布量はシロアリ防除に使用され、現在でも複数の国で使用が認められている。
  - 散布量が多い時にクロルピリホスの分解性が低下するのは、分解性のある微生物に対してクロルピリホスの毒性が影響している可能性がある。
  - 農業用途の散布量（0.28~2.24 kg/ha）での半減期：6 日（20°C）~224 日（15°C）
- EU の REACH 規則で定められたガイダンスが示唆するように、比較のため、または温帯地域で予想される分解を反映するために 12°C で標準化すると、土壌での半減期は 12.7~483 日となり、北極の条件である 5°C で標準化した半減期はより大きくなると予想。
  - 「情報要件と化学物質安全性評価に関するガイダンス（Guidance on Information Requirements and Chemical Safety Assessment）」（ECHA, 2017）の R.7b 章及び R.11 章に記載。
    - ◇ 欧州の機関（authorities）において 12°C は欧州における表流水の平均温度であると現在考えられており、ECHA の加盟国委員会において新規の分解性試験のシミュレーションとして使用することが求められている。
  - ここでの評価した多数の土壌研究のうち、15~35°C の温度で実験した 21 の土壌において、実験温度 15°C での半減期が 6 ヶ月以上という土壌中の残留性基準を超えたものは 1 つだけであった。
  - 土壌中のエンドポイントの約半数で、12°C で標準化した後に難分解性の基準を超えていた。クロルピリホスは、環境によっては土壌中半減期が 6 カ月を超え、残留性の基準を満たす。
- 実験室での好氣的な底質分解試験での分解半減期は、ストックホルム条約の基準である 180 日（6 ヶ月）を下回る。
  - 嫌氣的条件下では半減期の値はより長く、いくつかの研究では上記の閾値を超えた。
  - 沈殿物に強く収着し、長期間残留する可能性あり。
  - 流出水に頻繁に検出され、沈殿物と関連あり (Dabrowski et al., 2002; Readman et al., 1992)。
  - 井戸水や海底堆積物からクロルピリホスが検出されることが報告されているが、クロルピリホスは特に堆積物に強く吸着し、その吸着画分は微生物に利用されない可

黒字：リスクプロファイル案（UNEP/POPS/POPRC.18/4/Add.1）に記載された情報

取消線：リスクプロファイル案に記載があるが、記載ミスと考えられる情報

下線：受託者による修正又は追加情報 破線の下線の文献：入手済み文献 無印の文献：未入手の文献

能性があるためと思われる。検出頻度が高いのは、広く使用されていることもあるが、堆積物と吸着し、温度が低い場所で残留性が高いためと思われる。

- 環境中での分解半減期は、散布量、生態系の種類、土壌や堆積物の特性、温度などの環境要因によって、数日から数年（シロアリ防除の場合）（Gebremariam et al., 2012）。
  - 北極圏のモニタリングデータから遠隔地まで長距離移動性あり
  - 分解は温度に依存するため、北極圏等では長期間残留すると予想。
  - 北極圏であらゆる媒体で頻繁に検出
  - 北極及び亜北極の湖における堆積物コアで年代測定した結果クロルピリホスが検出（Landers, 2008）。
- クロルピリホスはストックホルム条約の定義上、一部の環境下では残留性がある。

黒字：リスクプロファイル案（UNEP/POPS/POPRC.18/4/Add.1）に記載された情報

取消線：リスクプロファイル案に記載があるが、記載ミスと考えられる情報

下線：受託者による修正又は追加情報 破線の下線の文献：入手済み文献 無印の文献：未入手の文献

#### 4. 引用文献 (文献確認中)

- Australia. (2000a). The Chlorpyrifos interim review report: Environmental assessment. retrieved from Chlorpyrifos interim review report: Environmental assessment | Australian Pesticides and Veterinary Medicines Authority (apvma.gov.au).
- Bidlack, H. D. (1979). Degradation of chlorpyrifos in soil under aerobic, aerobic/anaerobic and anaerobic conditions. Dow Chemical, Midland, MI. Unpublished Report.
- Bondarenko, S., Gan, J. (2004). Degradation and sorption of selected organophosphate and carbamate insecticides in urban stream sediments. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 23(8), 1809–1814. doi:10.1897/03-344.
- Bortoluzzi, E. C., Rheinheimer, D. S., Gonçalves, C. S., Pellegrini, J. B., Maroneze, A. M., Kurz, M. H., Bacar, N. M., Zanella, R. (2007). Investigation of the occurrence of pesticide residues in rural wells and surface water following application to tobacco. *Química Nova*, 30(8), 1872-1876.
- California Department of Pesticide Regulation. Air Monitoring Network Report: A Comprehensive Evaluation of Results (2011-2016). (2018). Available at [https://www.cdpr.ca.gov/docs/emon/airinit/amn\\_comprehensive\\_reports.htm](https://www.cdpr.ca.gov/docs/emon/airinit/amn_comprehensive_reports.htm); CDPR seasonal reports available at: [https://www.cdpr.ca.gov/docs/emon/airinit/air\\_monitoring\\_reports.htm](https://www.cdpr.ca.gov/docs/emon/airinit/air_monitoring_reports.htm); CDPR annual reports including 2018 on are available at: [https://www.cdpr.ca.gov/docs/emon/airinit/air\\_network.htm](https://www.cdpr.ca.gov/docs/emon/airinit/air_network.htm)
- Caviezel, A. (2015). [14C]Chlorpyrifos–Aerobic Mineralisation in Surface Water–Simulation Biodegradation Test. Innovative Environmental Services (IES) Ltd, Switzerland.
- Chai, L.-K., Wong, M.-H., Bruun Hansen, H. C. (2013). Degradation of chlorpyrifos in humid tropical soils. *Journal of environmental management*, 125, 28–32. doi:10.1016/j.jenvman.2013.04.005.
- Clark, B. (2013). The environmental fate of the 3,5,6-trichloro-2-pyridinol (TCP) metabolite as generated in the aerobic degradation of chlorpyrifos in four soils: ab Study No. 68425; DAS Study No. 120571. ABC Laboratories Inc.
- Dabrowski, J. M., Peall, S. K. C., Reinecke, A. J., Liess, M., Schulz, R. (2002). Runoff-Related Pesticide Input into the Lourens River, South Africa: Basic Data for Exposure Assessment and Risk Mitigation at the Catchment Scale. *Water, Air, & Soil Pollution*, 135(1), 265–283. doi:10.1023/a:1014705931212.
- De Vette, H. Q. M., Schoonmade, J. A. (2001). A study on the route and rate of aerobic degradation of [14C]-chlorpyrifos in four European soils. DAS. TNO Nutrition and Food Research Department of Environmental Toxicology.
- ECHA. (2017). Guidance on Information Requirements and Chemical Safety Assessment, Chapter R. 11: PBT/vPvB assessment. (978-92-9495-839-6) and Guidance on Information Requirements and Chemical Safety Assessment Chapter R.7b: Endpoint specific guidance. European Chemicals Agency Retrieved from [https://echa.europa.eu/documents/10162/17224/information\\_requirements\\_r11\\_en.pdf/a8cce23f-a65a-46d2-ac68-92fee1f9e54f?t=1498475968629](https://echa.europa.eu/documents/10162/17224/information_requirements_r11_en.pdf/a8cce23f-a65a-46d2-ac68-92fee1f9e54f?t=1498475968629); [https://echa.europa.eu/documents/10162/17224/information\\_requirements\\_r7b\\_en.pdf/1a551efc-bd6a-4d1f-b719-16e0d3a01919?t=1498476047712](https://echa.europa.eu/documents/10162/17224/information_requirements_r7b_en.pdf/1a551efc-bd6a-4d1f-b719-16e0d3a01919?t=1498476047712).
- FOCUS. (2006). Guidance Document on Estimating Persistence and Degradation Kinetics from Environmental Fate Studies on Pesticides in EU Registration (EC Document Reference Sanco/10058/2005 version 2.0, 434 pp).
- Felsot, A., Dahm, P. A. (1979). Sorption of organophosphorus and carbamate insecticides by soil. *Journal of agricultural and food chemistry*, 27(3), 557–563.
- Fenoll, J., Ruiz, E., Flores, P., Hellín, P., Navarro, S. (2011). Reduction of the movement and persistence of pesticides in soil through common agronomic practices. *Chemosphere*, 85(8), 1375-1382.

- Gassen, M. (2015). Aerobic mineralisation of [14C]chlorpyrifos in surface water–simulation biodegradation test. Harlan Laboratories Ltd.
- Gebremariam, S. Y., Beutel, M. W., Yonge, D. R., Flury, M., Harsh, J. B. (2012). Adsorption and desorption of chlorpyrifos to soils and sediments. *Reviews of environmental contamination and toxicology*, 215, 123–175. doi:10.1007/978-1-4614-1463-6\_3.
- Getzin, L. W. (1981). Degradation of Chlorpyrifos in Soil: Influence of Autoclaving, Soil Moisture, and Temperature<sup>1</sup>. *Journal of Economic Entomology*, 74(2), 158–162. doi:10.1093/jee/74.2.158.
- Giesy, J. P., Solomon, K. R., Mackay, D., Anderson, J. (2014). Evaluation of evidence that the organophosphorus insecticide chlorpyrifos is a potential persistent organic pollutant (POP) or persistent, bioaccumulative, and toxic (PBT). *Environmental Sciences Europe*, 26(1), 359. doi:10.1186/s12302-014-0029-y.
- Kang, S. (2015). Aerobic aquatic metabolism of [14C]chlorpyrifos. Smithers Viscient.
- Kenaga, E. E. (1980). Predicted bioconcentration factors and soil sorption coefficients of pesticides and other chemicals. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 4(1), 26–38. doi:10.1016/0147-6513(80)90005-6
- Kennard, L. M. (1996). The aerobic degradation of [14C]-chlorpyrifos in natural waters and associated sediments, Aerobic aquatic degradation of chlorpyrifos in a flow-through system.
- Landers, D. (2008). Western Airborne Contaminants Assessment Project (WACAP) Final Report, Volume I, The Fate, Transport, and Ecological Impacts of Airborne Contaminants in Western National Parks (USA). Retrieved from National Park Service, Oregon State University, U.S. Geological Survey, US Forest Service - Department of Agriculture, University of Washington, US Environmental Protection Agency: [http://www.nature.nps.gov/air/Studies/air\\_toxics/wacap.cfm](http://www.nature.nps.gov/air/Studies/air_toxics/wacap.cfm).
- Leistra, M., Smelt, J.H., Weststrate, H., van den Berg, F. and Aalderink, R. (2006). Volatilization of the Pesticides Chlorpyrifos and Fenpropimorph from a Potato Crop, *Environ. Sci. Technol.* 2006, 40, (1), 96–102. <https://doi.org/10.1021/es051248x>.
- Mackay, D., Giesy, J. P., Solomon, K. R. (2014). Fate in the Environment and Long-Range Atmospheric Transport of the Organophosphorus Insecticide, Chlorpyrifos and Its Oxon. In Solomon, Giesy, & Keith (Eds.), *Ecological Risk Assessment for Chlorpyrifos in Terrestrial and Aquatic Systems in North America* (pp. 35–76). s.l.: Springer.
- McCall, P. J., Swann, R. L., Laskowski, D. A., Unger, S. M., Vrona, S. A., Dishburger, H. J. (1980). Estimation of chemical mobility in soil from liquid chromatographic retention times. *Bulletin of environmental contamination and toxicology*, 24(2), 190–195. doi:10.1007/bf01608096.
- Murray, R. T., Stein, C. v., Kennedy, I. R., Sanchez-Bayo, F. (2001). Stability of chlorpyrifos for termiticidal control in six Australian soils. *Journal of agricultural and food chemistry*, 49(6), 2844–2847. doi:10.1021/jf010031t.
- OECD. (2002). Guidelines for the Testing of Chemicals. No 307. Aerobic and Anaerobic Transformation in Soil. In: OECD, Paris.
- Old, J. (2002a). The dissipation of chlorpyrifos and its major metabolite (3,5,6-trichloro-2-pyridinol) in soil following a single application of Dursban 4 (EF-1042). Spain, Inveresk Research.
- Old, J. (2002b). The dissipation of chlorpyrifos and its major metabolite (3,5,6-trichloro-2-pyridinol) in soil following a single autumn application of Dursban 4 (EF-1042). Greece, Inveresk Research.
- Old, J. (2002c). The dissipation of chlorpyrifos and its major metabolite (3,5,6-trichloro-2-pyridinol) in soil following a single spring application of Dursban 4 (EF-1042). UK, Inveresk Research.
- PRMA. (2019). Canadian Pest Management Regulatory Agency, Proposed Re-evaluation Decision PRVD2019-05, Chlorpyrifos and Its Associated End-use Products: Updated Environmental Risk Assessment, <https://www.canada.ca/en/health-canada/services/consumer-product-safety/pesticides-pest->

- management/public/consultations/proposed-re-evaluation-decisions/2019/chlorpyrifos/document.html.
- Pike, K., Getzin, L. (1981). Persistence and movement of chlorpyrifos in sprinkler-irrigated soil. *Journal of Economic Entomology*, 74(4), 385-388.
- Racke, K. D. (1993). Environmental fate of chlorpyrifos. *Reviews of environmental contamination and toxicology*, 131, 1–150. doi:10.1007/978-1-4612-4362-5\_1.
- Racke, K. D., Concha, M., Shepler, K. (1994). Photodegradation of 3,5,6-trichloro-2-pyridinol on soil by natural sunlight. DOW Chemical.
- Rani, M., Saini, S., Kumari, B. (2014). Leaching behaviour of chlorpyrifos and cypermethrin in sandy loam soil. *Environmental monitoring and assessment*, 186(1), 175-182.
- Readman, J. W., Liong Wee Kwong, L., Mee, L. D., Bartocci, J., Nilve, G., Rodriguez-Solano, J. A., Gonzalez-Farias, F. (1992). Persistent organophosphorus pesticides in tropical marine environments. *Marine Pollution Bulletin*, 24(8), 398–402. doi:10.1016/0025-326x(92)90500-6.
- Reeves, G. L., Mackie, J. A. (1993). The aerobic degradation of [14C]-chlorpyrifos in natural waters and associated sediments.
- Reeves, G. L., O'Connor, J. F. (1994a). Determination of the seepage behaviour of chlorpyrifos by soil column studies. DOW.
- Reeves, G. L., O'Connor, J. F. (1994b). The leaching characteristics of aged [14C]-chlorpyrifos soil residues. DOW.
- Sardar, D., Kole, R. K. (2005). Metabolism of chlorpyrifos in relation to its effect on the availability of some plant nutrients in soil. *Chemosphere*, 61(9), 1273–1280. doi:10.1016/j.chemosphere.2005.03.078.
- Schimmel, S. C., Garnas, R. L., Patrick Jr, J. M., Moore, J. C. (1983). Acute toxicity, bioconcentration, and persistence of AC 222,705, benthocarb, chlorpyrifos, fenvalerate, methyl parathion, and permethrin in the estuarine environment. *Journal of agricultural and food chemistry*, 31(1), 104–113.
- Spain. (2017a). Renewal Assessment Report (RAR) on the active substance chlorpyrifos-methyl prepared by the rapporteur Member State Spain in the framework of Commission Implementing Regulation (EU) No 844/2012. Retrieved from [www.efsa.europa.eu](http://www.efsa.europa.eu).
- Spain. (2017b). Renewal Assessment Report (RAR) on the active substance chlorpyrifos prepared by the rapporteur Member State Spain in the framework of Commission Implementing Regulation (EU) No 844/2012. Retrieved from [www.efsa.europa.eu](http://www.efsa.europa.eu).
- Swales, S. (2003). 14C-Chlorpyrifos: Degradation in Marine Waters. Covance Laboratories Ltd.
- Tuncel, S. G., Öztas, N. B., Erduran, M. S. (2008). Air and groundwater pollution in an agricultural region of the Turkish Mediterranean coast. *Journal of the Air & Waste Management Association*, 58(9), 1240-1249.
- US EPA. (2006). Reregistration Eligibility Decision (RED) for Chlorpyrifos. (EPA 738-R-01-007). United States Environmental Protection Agency Retrieved from [https://www3.epa.gov/pesticides/chem\\_search/reg\\_actions/reregistration/red\\_PC-059101\\_1-Jul-06.pdf](https://www3.epa.gov/pesticides/chem_search/reg_actions/reregistration/red_PC-059101_1-Jul-06.pdf)
- Upendra Kumar; Berliner, J.; Totan Adak ; Rath, P. C. ; Avro Dey ; Pokhare, S. S. ; Jambhulkar, N. N. ; Panneerselvam, P. ; Anjani Kumar ; Mohapatra, S. D., 2017, Non-target effect of continuous application of chlorpyrifos on soil microbes, nematodes and its persistence under sub-humid tropical rice-rice cropping system. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. Vol.135 pp.225-235.
- Vijyalakshmi A. and Ramesh A. (1996); Studies on the Persistence of Chlorpyrifos 48% EC in Black soil (field). Gharda Chemicals Limited unpublished report B.CF4.024
- Wightwick, A., Allinson, G. (2007). Pesticide residues in Victorian waterways: a review. *Australasian Journal of Ecotoxicology*, 13(3), 91.

## 資料 9

クロルピリホスの生物蓄積性等の概要

## 生物蓄積性の概要 (クロルピリホス)

### 1. エグゼクティブ・サマリー (生物蓄積性に関連する部分のみ抜粋)

- クロルピリホスの log K<sub>ow</sub> から生物蓄積性が示唆。
  - log K<sub>ow</sub> が 4.7~5.2 であり、log K<sub>oa</sub> が 8.3~8.9 であることが報告されており、これは水生生物及び陸上生物における生物濃縮の可能性を示唆。
- 様々な種やライフステージにおいて生物濃縮係数 (BCF) が 5,000 を超える報告もあるが、入手可能な実験データに基づくと、魚類に対する BCF が 5,000 を超えるとは結論づけられない。
  - 魚類の研究において、毒性の見られる濃度において BCF は 1,000~2,000 の範囲であり、中程度の生物蓄積性を示唆。
  - 魚類の BCF>2,000 が検出されるのは初期の発達段階で確認。
- 中程度の生物蓄積性であっても強い毒性が組み合わさることにより、有害な影響を引き起こす体内濃度になる可能性がある。

### 2. 生物蓄積性

#### (1) 実験室での試験における生物蓄積性 (参考資料 5 の表 1 を参照)

- log K<sub>ow</sub> (オクタノール/水分配係数) : 4.7~5.2
  - 5.11 (KowWIN v1.68 estimate)
  - 4.7 (20°C、中性の pH) (EC 2005)
  - 5.0 (24.5°C、純度 98%) (WHO 2009)
  - 4.96~5.11 (20°C) (Gebremariam et al., 2012)
  - 5.2~5.267 (25°C) (Gebremariam et al., 2012)
- log K<sub>oa</sub> (オクタノール/大気分配係数) : 8.3~8.9
- 水生生物及び陸上生物における潜在的な生物濃縮性を示唆。
- 魚類における生物濃縮は、多くの種、発達段階、曝露シナリオで研究。
  - 利用可能な生物濃縮係数 (BCF) は幅広い範囲で報告されているが、多くの研究において低用量で毒性が発現しているため、十分に有効であるとは言えない。
  - 本資料で評価した全ての生物濃縮に関する研究の概要については、参考資料 5 の表 10 を参照。
- 米国、カナダ、オーストラリア、EU における規制時の評価では、魚類におけるクロルピリホスの BCF は 5,000 未満の中程度と判定。
  - 大多数の魚類の研究において BCF は 2,000 未満だと結論づけられているが、これらの実験では非常に低い用量で毒性作用が発生。
- EU RAR で検討された重要な BCF : 1,374±321 (ニジマス (*Onchorhynchus mykiss*))

黒字：リスクプロファイル案 (UNEP/POPS/POPRC.18/4/Add.1) に記載された情報

取消線：リスクプロファイル案に記載があるが、記載ミスと考えられる情報

下線：受託者による修正又は追加情報 破線の下線の文献：入手済み文献 無印の文献：未入手の文献

(Spain, 2017b)

- 流水式条件下で 0.3 µg/L で 30 日間曝露後、16 日間浄化した水で成育し、定常状態に達した。
- 本試験は EPA Guideline No. 72-6 及び 165-4 に従って実施。
- 数値は脂質含量及び成長による希釈について標準化されていない。
- 本試験は稚魚のニジマスで実施されたため、成長による希釈により BCF が過小評価されている可能性あり。
- 高い生物濃縮が魚類のエレウテロ胚において確認
  - ゼブラフィッシュ (*Danio rerio*) の動的生物濃縮係数 (kinetic BCF) : 3,548、6,918 (El-Amrani et al., 2012)
  - メダカ (*Oryzias latipes*) の kinetic BCF : 2,187 (Alharbi et al., 2017)
  - 曝露濃度は 1 µg/L と 10 µg/L
  - 曝露時間は 48 時間 (半止水式)、静置時間は 24 時間
  - 各濃度で 20 個体を入れた 4 つのプール試料と対照試料を準備
  - 曝露時間が 0, 2, 6, 21, 29, 45, 48 時間及び静置時間 2, 4, 24 時間において試料を採取。
  - クロルピリホスは高速液体クロマトグラフィーを用いて分析。
  - 水試料中のクロルピリホスの検出限界値 : 0.5 µg/L、魚類胚の検出限界値 : 3 ng/g
  - 定常状態に達しなかったため、動的 BCF を算出。
  - BCF はいずれの実験でも脂質含量で標準化していない。
  - 魚類胚の脂質含量は平均 11-20% (El-Amrani et al., 2012)。
- 様々な研究において、非常に低濃度で魚類に対する毒性が示唆 (参考資料 5 の表 10 や Eaton et al., 1985 等を参照)
  - ニジマスに対する 96 時間の 50%致死濃度 (LC<sub>50</sub>) : 8 µg/L (Spain 2017b)
  - 河口魚のトウゴロイワシ (*Leuresthes tenuis*) に対する無影響濃度 (NOEC) : 0.14 µg/L (胚重量)、0.3 µg/L (致死) (Goodman, Hansen, Cripe, et al., 1985b)。
  - クロルピリホスの種感受性分布 (SSD) : 0.812 µg/L (Giesy et al., 2014)
- 中等度の生物濃縮では、毒性の強さにより、毒性効果が生じる体内濃度に達する可能性があるという懸念がある。クロルピリホスの高い毒性は、中程度の生物濃縮においても、毒性の低い化学物質で高い生物濃縮があることと同様の影響を与える可能性があることを意味し、附属書 D の基準 (c) (ii) を満たしている。
- 魚類以外の水生生物においてもクロルピリホスに対して高い感受性が示唆。
  - オオミジンコ (*Daphnia magna*) の EC<sub>50</sub> : 0.1 µg/L (Spain, 2017a)
  - アフリカツメガエル (*Xenopus laevis*) の LC<sub>50</sub> (96 時間) : 0.564 mg/L (Richards and Kendall, 2002)
- 陸上生物における毒性も実証

黒字 : リスクプロファイル案 (UNEP/POPS/POPRC.18/4/Add.1) に記載された情報

取消線 : リスクプロファイル案に記載があるが、記載ミスと考えられる情報

下線 : 受託者による修正又は追加情報 破線の下線の文献 : 入手済み文献 無印の文献 : 未入手の文献

- ミツバチへの接触毒性 (LD<sub>50</sub>) : 0.068 µg (Bell, 1994)
- ボブホワイトウズラの LD<sub>50</sub> : 39.24 mg/kg-bw (Spain 2017b)。
- マウスの急性経口投与による LD<sub>50</sub> : 64~71 mg a.s./kg-bw
- ラットの急性経口投与による LD<sub>50</sub> : 66~192 mg a.s./kg-bw (European Commission, 2005)
- カナダのバサースト地域 (ヌナブト準州) において植物-カリブー-オオカミの食物連鎖におけるクロルピリホスの生体内濃縮を調査 (Morris et al., 2014)
  - 生物相からのクロルピリホスの分析回収率 : 52±17%
  - 最小検出限界 (MDL) : 0.18 ng/g lw (植物)、0.13 ng/g lw (カリブー)、0.054 ng/g lw (オオカミ)
  - 植物での MDL を超えた検出頻度 : 地衣類と緑色植物で約 50%、キノコ類で 80%
  - 全濃度についてブランクで補正し、脂質換算して幾何平均値±標準誤差 (ng/g lw) で算出
    - ◇ 地衣類 : 0.25 ± 0.21 ng/g lw
    - ◇ ヤナギ、コケ、イネ科植物 : 0.24 ± 0.088 ng/g lw
    - ◇ キノコ類 : 0.85 ± 0.52 ng/g lw →いずれも高い濃度で検出
  - カリブー (n=5) : 0.40 ± 0.16 ng/g lw、筋肉で検出されたが肝臓では検出されず
  - オオカミ 1 頭の肝臓から MDL 以下で検出
  - 地衣類-カリブー-オオカミの食物連鎖は、筋肉、肝臓及び全身への負荷に対する栄養学的拡大係数 (TMF) が 1 未満であることを意味。
- 底生生物における生物濃縮は水生ワーム種 (*Lumbriculus variegatus*) で測定 (Jantunen et al., 2008)
  - 4 種類の堆積物を用いて、0.06~1.1 µmol/kg dw で 10 日間曝露 (止水式)
  - 定常状態に達せず、生物濃縮性を過小評価した可能性
  - 生物濃縮は生物相-底質蓄積係数 (BSAF) として測定
  - BSAF : 6~99 (土壌及びクロルピリホス濃度に依存)
  - この BSAF は高い生物濃縮性を示唆 (ECHA, 2017).
- ミミズ種 (*Eisenia Andrei*) において OECD 317 に従って定常状態での BAF を測定 (Svobodová et al., 2018)
  - 土壌はガンマ線で滅菌され、設定濃度 : 5 mg/kg dw に設定
  - 2 つの異なる土壌における定常状態での BAF : 6.34±1.30、4.51±0.76

黒字 : リスクプロファイル案 (UNEP/POPS/POPRC.18/4/Add.1) に記載された情報

取消線 : リスクプロファイル案に記載があるが、記載ミスと考えられる情報

下線 : 受託者による修正又は追加情報 破線の下線の文献 : 入手済み文献 無印の文献 : 未入手の文献

参考) 化審法の濃縮度試験結果 (J-CHECK より)

判定: 濃縮性が中程度と判断される物質

試験魚種: コイ、試験法: 流水式、曝露期間: 8 週間、脂質補正: 不明

設定濃度 (µg/L)	実測濃度 (µg/L)	分散剤 (CHO 40) (µg/L)	濃縮倍率					供試物質重量比(%)			
			1 週後	2 週後	4 週後	6 週後	8 週後	外皮	頭部	内臓	可食部
10	6.55	50	864 957	1,700 2,210	1,820 1,780	1,650 2,880	1,490 853	6.92	60.4	5.98	26.6
1	0.655	5	177 49	313 493	120 285	94.1 73.6	206 67.1	5.42	65.1	3.09	26.8

※10µg/L 区で 25 尾中 5 尾が斃死、残り 20 尾に全て異常あり。背骨湾曲が認められた。⇒2 週間の追加試験の 5µg/L 区でも全個体に異常あり。

※BCF が試験濃度依存性の傾向あり。⇒5µg/L と 0.2µg/L で 2 週間の追加試験を実施して確認

3. 結論 (附属書 D の基準である生物蓄積性について)

- クロルピリホスの log K<sub>ow</sub> が 5 を超える値もあり、生物濃縮の可能性を示唆。
- クロルピリホスは、遠隔地での様々な栄養レベルでの生物相、世界中での食物連鎖の頂点にあたる捕食者で検出。
- 現在入手可能なデータに基づくと、魚類に対して BCF が 5,000 を超えるとは結論づけられないが、一部の種や発達段階において BCF が 5,000 を超える報告もある。
- 魚類の研究では、毒性効果を示す濃度での BCF は 1,000~2,000 の範囲であり、中程度の生物濃縮を示唆。2,000 を超える BCF は、初期の発達段階で観察。
- 高い毒性が組み合わさることにより、中程度の生物濃縮でも有害な影響を引き起こす体内濃度になる可能性があるため懸念されている。
- 魚類を始めヒトを含む哺乳類や無脊椎動物、両生類、鳥類などの種における高い毒性と、魚類の中程度の BCF や底生生物に対する 6 以上の BSAF の報告から、クロルピリホスは附属書 D の生物蓄積性の基準 (c) (ii) を満たす。

(参考)

POPs 条約附属書 D スクリーニング基準 (抜粋)

(c) 生物蓄積性	i) 水生生物における BCF*又は BAF* > 5,000 (BCF 又は BAF データがない場合、log K <sub>ow</sub> > 5) ii) 他の生物における高い生物蓄積性や生態毒性を示す根拠、又は iii) 生物蓄積性の可能性を示す、生物相におけるモニタリングデータ
-----------	---

※ BCF ; Bioconcentration factor 水からの取込みに関する濃縮係数

BAF ; Bioaccumulation factor 水及び餌を含む全ての経路からの取込みに関する濃縮係数

黒字: リスクプロファイル案 (UNEP/POPS/POPRC.18/4/Add.1) に記載された情報

取消線: リスクプロファイル案に記載があるが、記載ミスと考えられる情報

下線: 受託者による修正又は追加情報 破線の下線の文献: 入手済み文献 無印の文献: 未入手の文献

#### 4. 引用文献（文献確認中）

- Alharbi, H. A., Alcorn, J., Al-Mousa, A., Giesy, J. P., Wiseman, S. B. (2017). Toxicokinetics and toxicodynamics of chlorpyrifos is altered in embryos of Japanese medaka exposed to oil sands process-affected water: evidence for inhibition of P-glycoprotein. Journal of applied toxicology, 37(5), 591–601. doi:10.1002/jat.3397.
- Bell, G. (1994). DURSBAN F. Acute toxicity to honey bees Dow AgroSciences. Huntingdon Research Centre Ltd, Huntingdon, UK.
- EC. (2005). Review report for the active substance chlorpyrifos. SANCO/3059/99 - rev. 1.5.
- Eaton, J., Arthur, J., Hermanutz, R., Kiefer, R., Mueller, L., Anderson, R., Erickson, R., Northling, B., Pritchard, H. (1985). Biological Effects of Continuous and Intermittent Dosing of Outdoor Experimental Streams with Chlorpyrifos. In R. C. Bahner (Ed.), Aquatic toxicology and hazard assessment (pp. 85-85-34). Philadelphia, Pa.: American Soc. for Testing and Materials.
- El-Amrani, S., Pena-Abaurrea, M., Sanz-Landaluze, J., Ramos, L., Guinea, J., Cámara, C. (2012). Bioconcentration of pesticides in zebrafish eleutheroembryos (Danio rerio). The Science of the total environment, 425, 184–190. doi:10.1016/j.scitotenv.2012.02.065.
- European Commission. (2005). European Review Report for the active substance chlorpyrifos Finalised in the Standing Committee on the Food Chain and Animal Health at its meeting on 3 June 2005 in view of the inclusion of chlorpyrifos in Annex I of Directive 91/414/EEC (2005) SANCO/3059/99 - rev. 1.5.
- Gebremariam, S. Y., Beutel, M. W., Yonge, D. R., Flury, M., & Harsh, J. B. (2012). Adsorption and desorption of chlorpyrifos to soils and sediments. Reviews of environmental contamination and toxicology, 215, 123–175. doi:10.1007/978-1-4614-1463-6\_3.
- Giesy, J. P., Solomon, K. R., Mackay, D., Anderson, J. (2014). Evaluation of evidence that the organophosphorus insecticide chlorpyrifos is a potential persistent organic pollutant (POP) or persistent, bioaccumulative, and toxic (PBT). Environmental Sciences Europe, 26(1), 359. doi:10.1186/s12302-014-0029-y.
- Goodman, L. R., Hansen, D. J., Cripe, G. M., Middaugh, D. P., Moore, J. C. (1985b). A new early life-stage toxicity test using the California grunion (*leuresthes tenuis*) and results with chlorpyrifos. Ecotoxicology and Environmental Safety, 10(1), 12–21. doi:10.1016/0147-6513(85)90003-x.
- Jantunen, A., Tuikka, A., Akkanen, J., Kukkonen, J. (2008). Bioaccumulation of atrazine and chlorpyrifos to *Lumbriculus variegatus* from lake sediments. Ecotoxicology and Environmental Safety, 71(3), 860-868.
- Morris, A. D., Muir, D. C. G., Solomon, K. R., Teixeira, C., Duric, M., Wang, X. (2014). Trophodynamics of current use pesticides and ecological relationships in the Bathurst region vegetation-caribou-wolf food chain of the Canadian Arctic. Environmental Toxicology and Chemistry, 33(9), 1956–1966. doi:10.1002/etc.2634.
- Richards, S. M., Kendall, R. J. (2002). Biochemical effects of chlorpyrifos on two developmental stages of *Xenopus laevis*. Environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal, 21(9), 1826-1835.
- Spain. (2017a). Renewal Assessment Report (RAR) on the active substance chlorpyrifos-methyl prepared by the rapporteur Member State Spain in the framework of Commission Implementing Regulation (EU) No 844/2012. Retrieved from [www.efsa.europa.eu](http://www.efsa.europa.eu).
- Spain. (2017b). Renewal Assessment Report (RAR) on the active substance chlorpyrifos prepared by the rapporteur Member State Spain in the framework of Commission Implementing Regulation (EU) No 844/2012. Retrieved from [www.efsa.europa.eu](http://www.efsa.europa.eu).
- Svobodová, M., Šmídová, K., Hvězdová, M., Hofman, J. (2018). Uptake kinetics of pesticides chlorpyrifos and tebuconazole in the earthworm *Eisenia andrei* in two different soils. Environmental Pollution, 236, 257-264. doi:<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.01.082>.

WHO. (2009). Specification and Evaluations for Public Health Pesticides, Chlorpyrifos, O,O-diethyl O-3,5,6-trichloro-2-pyridyl phosphorothioate.