

令和2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3年3月

一般財団法人 化学物質評価研究機構

<目次>

1. 調査目的	3
2. 調査内容及び調査方法	4
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	4
2.1.1 POPs 候補物質に関する調査	4
2.1.2 POPs 条約及び PIC 条約に関する海外情報調査	4
2.1.3 POPs 条約及び PIC 条約の関連会議における対応	9
2.2 非意図的に含有する高懸念物質等に関する海外規制状況調査	9
3. 調査結果	10
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	10
3.1.1 POPs 候補物質に関する調査	10
3.1.2 POPs 条約及び PIC 条約に関する海外情報調査	29
3.1.3 POPs 条約及び PIC 条約の関連会議における対応	56
3.2 非意図的に含有する高懸念物質等に関する海外規制状況調査	63
3.2.1 欧州 REACH 規則	63
3.2.2 欧州 POPs 規則	67
3.2.3 米国 有害物質規制法 (TSCA)	69
3.2.4 カナダ環境保護法 (CEPA)	73
3.2.5 中国 新化学物質環境管理弁法	77
3.2.6 中国 厳格制限の有毒化学品名録	81
3.2.7 韓国 化学物質の登録及び評価等に関する法律 (化評法)	82
3.2.8 韓国 残留性汚染物質管理法	86
3.2.9 化審法の第一種特定化学物質の各国における規制	88
4. まとめ	111
4.1 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	111
4.2 非意図的に含有する高懸念物質等に関する海外規制状況調査	111

- 【添付資料 1】 デクロランプラス並びにその syn-異性体及び anti-異性体の発生源等の概要
- 【添付資料 2】 デクロランプラス並びにその syn-異性体及び anti-異性体の残留性等の概要
- 【添付資料 3】 デクロランプラス並びにその syn-異性体及び anti-異性体の生物蓄積性等の概要
- 【添付資料 4】 メトキシクロルの発生源等の概要
- 【添付資料 5】 メトキシクロルの残留性等の概要
- 【添付資料 6】 メトキシクロルの生物蓄積性等の概要
- 【添付資料 7】 UV-328 の残留性、生物蓄積性等に関する情報
- 【添付資料 8】 POPRC16 のレポート (Advance 版) (UNEP/POPS/POPRC.16/9) (英文)
- 【添付資料 9】 POPRC16 のレポート (Advance 版) (UNEP/POPS/POPRC.16/9) (和文翻訳)
- 【添付資料 10】 POPRC16 で審議されたデクロランプラス並びにその syn-異性体及び anti-異性体のリスクプロファイル案 (UNEP/POPS/POPRC.16/2) (和文翻訳)
- 【添付資料 11】 PICCRC16 のレポート (UNEP/FAO/RC/CRC.16/6) (英文)

1. 調査目的

化学物質管理に関連する国連ベースの多国間条約のうち、経済産業省では、「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)¹ 及び「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きに関するロッテルダム条約」(以下、PIC 条約)² 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)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中心に、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。

そこで、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、当該 POPs 条約の規制対象物質については、条約加盟国において規制措置が実施されているものの、非意図的に含有する高懸念化学物質等に関する規制状況は国毎に異なるため、これらの非意図的な含有に関する各国制度上の扱いについて化審法における手続の際の判断材料とすべく、海外の規制措置について調査を行った。

¹ 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/>)

² 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/>)

2. 調査内容及び調査方法

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

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、POPRC15（2019 年）以降、COP10 に向けた文書案等の提供が無いことを確認した。

② デクロランプラス

デクロランプラス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やモニタリングデータ等に関する情報を調査するとともに、生物蓄積性情報等の懸念点や問題点を抽出した。また、POPRC16 にて有害性情報が不十分であることから、リスク管理評価書の段階に進むことについては合意されなかった。従って、経済産業省担当官の指示に基づきデクロランプラスの有害性情報に特化して、欧米での規制状況及び毒性評価の調査・整理を行った。

③ メトキシクロル

メトキシクロル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やモニタリングデータ等に関する情報を調査するとともに、生物蓄積性情報等の懸念点や問題点を抽出した。また、メトキシクロルについてはリスク管理評価書の段階に進むことが決定されたが、国内では失効農薬であり農薬以外の用途も確認されていないことを確認した。

④ 新規提案物質

スイスより新たに提案された UV-328 について、国内法令での措置状況、有害性評価・リスク評価等の実施状況及び評価結果、製造及び使用量等について調査した。また、提案文書及び補足文書に記載された情報、国内の既存点検データ等に基づき、POPs 条約附属書 D に規定されるスクリーニング基準に基づく項目のうち残留性及び生物蓄積性情報について、基準を満たすか否かを検討した。

(2) 今後提案される可能性のある化学物質に関する調査

POPRC16 では、新規に POPs 候補物質が提案されたため、④の新規提案物質に特化した調査を行った。

2.1.2 POPs 条約及び PIC 条約に関する海外情報調査

ペルフルオロオクタン酸 (PFOA) とその塩及び PFOA 関連物質の例示リストについて、スイスから 176 物質の PFOA 関連物質の追加が提案されたことから、これらの物質について

て PFOA への分解を示す文献及び分解性、生物蓄積性、有害性、長距離移動性を示す文献の有無を調査した。

また、176 物質の追加提案の根拠の一つとしてスイスが提示した文献に各 PFAS の情報源の分類 (Type 分類) が記載されていることから、提案された 176 物質について該当する Type 分類を調査した。

(1) 文献調査

① 調査対象物質

調査対象物質は、スイスから提案された 176 物質とした。176 物質の CAS 番号を表 2.1-1 に示す。

表 2.1-1 スイスから提案された 176 物質の CAS 番号

17125-58-5	2342-53-5	137338-39-7	864551-40-6
72623-77-9	1578186-53-4	137338-40-0	63967-40-8
176676-70-3	1578186-56-7	137338-41-1	335-73-9
1545-59-1	1578186-64-7	154478-87-2	63967-42-0
87017-97-8	1578186-57-8	1835251-22-3	56900-98-2
191852-87-6	149790-22-7	1244062-17-6	88243-13-4
93857-45-5	441765-20-4	250738-42-2	88243-12-3
63295-18-1	146955-29-5	116177-54-9	55427-54-8
63295-19-2	76962-34-0	200817-54-5	88271-22-1
63295-23-8	146090-84-8	93454-70-7	88243-14-5
63295-24-9	123445-18-1	125635-85-0	88243-15-6
63295-22-7	77117-48-7	90499-29-9	88247-39-6
90179-37-6	1835250-28-6	93454-71-8	88243-11-2
98005-85-7	182130-12-7	133299-41-9	88243-16-7
98005-84-6	1835250-47-9	100550-08-1	88243-10-1
1158182-60-5	182130-14-9	1244062-16-5	88247-40-9
1578186-42-1	182130-15-0	31200-97-2	88243-17-8
1158182-61-6	6145-05-7	423-56-3	88243-09-8
93776-20-6	931415-52-0	307-37-9	121500-31-0
93776-21-7	138472-76-1	307-46-0	67549-47-7
63295-20-5	117146-18-6	135984-68-8	67535-33-5
63295-26-1	133310-73-3	864551-38-2	38565-53-6
114482-33-6	120226-60-0	1513863-96-1	98900-53-9

99679-40-0	438237-73-1	1513863-97-2	246234-80-0
93776-18-2	63225-57-0	1383438-89-8	1189587-64-1
94817-79-5	63255-58-1	1383438-90-1	934505-67-6
94817-80-8	54950-06-0	93128-66-6	142636-88-2
121912-26-3	441765-12-4	755698-73-8	138473-79-7
25935-14-2	54207-62-4	690947-60-5	89932-71-8
100155-23-5	481050-04-8	62880-96-0	178766-44-4
100107-48-0	441765-14-6	62880-98-2	376-23-8
2089109-26-0	160819-47-6	1513864-19-1	335-90-0
2089109-27-1	160819-50-1	1513864-12-4	91707-61-8
145441-32-3	160819-49-8	1513864-11-3	30295-53-5
171184-16-0	121912-28-5	80475-33-8	308-01-0
171184-17-1	727351-53-3	80475-34-9	331755-02-3
171184-04-6	1513864-17-9	34455-23-7	103555-98-2
2089109-30-6	71940-07-3	34455-24-8	90179-39-8
80234-03-3	71625-52-0	438237-77-5	5158-52-1
80244-66-2	1513863-91-6	34455-21-5	57670-46-9
34143-74-3	1513863-92-7	34455-35-1	98900-76-6
76830-13-2	704870-51-9	34695-29-9	98900-75-5
121913-10-8	1513864-01-1	34695-31-3	98046-76-5
39108-34-4	67333-62-4	441765-18-0	154380-30-0

② 調査方法

スイスから提供された176物質のPFOA関連物質のCAS番号に基づき、QSAR Toolbox (version 4.4.1) を用いて分解性、生物蓄積性及び有害性に関する実測データを検索した。また、これらの物質の分解性、生物蓄積性及び有害性について、Pubmed を用いた文献検索も実施した。

QSAR Toolbox は OECD のホームページから無料で公開されているツールで、各国から提供された種々のデータベースに登録されている有害性試験データ等が集積されている。今回は、以下のデータベースを検索対象とした。

Environmental Fate and Transport

- Bioaccumulation Canada
- Bioaccumulation fish CEFIC LRI
- Bioconcentration NITE
- Biodegradation in soil OASIS
- Biodegradation NITE

- Biota-Sediment Accumulation Factor
- ECHA REACH
- ECOTOX
- Hydrolysis rate constant OASIS
- kM database Environment Canada
- Phys-chem EPISUITE
- REACH Bioaccumulation database (normalised)

Ecotoxicological Information

- Aquatic ECETOC
- Aquatic Japan MoE
- Aquatic OASIS
- ECHA REACH
- ECOTOX
- Food TOX Hazard EFSA

Human Health Hazards

- Acute Oral toxicity DB
- ADME Database
- Bacterial mutagenicity ISSSTY
- Biocides and plant protection ISSBIOC
- Carcinogenic Potency Database (CPDB)
- Carcinogenicity&mutagenicity ISSCAN
- Cell Transformation Assay ISSCTA
- Dendritic cells COLIPA
- Developmental & Reproductive Toxicity (DART)
- Developmental toxicity database (CAESAR)
- Developmental toxicity ILSI
- ECHA REACH
- ECOTOX
- Eye Irritation ECETOC
- Food TOX Hazard EFSA
- GARD Skin sensitization
- Genotoxicity & Carcinogenicity ECVAM
- Genotoxicity OASIS
- Genotoxicity pesticides EFSA

- Human Half-Life
- Keratinocyte gene expression Givaudan
- Keratinocyte gene expression LuSens
- Micronucleus ISSMIC
- Micronucleus OASIS
- MUNRO non-cancer EFSA
- REACH Skin sensitisation database (normalised)
- Receptor Mediated Effects
- Rep Dose Tox Fraunhofer ITEM
- Repeated Dose Toxicity HESS
- Rodent Inhalation Toxicity Database
- Skin Irritation
- Skin Sensitization
- Skin Sensitization ECETOC
- ToxCastDB
- Toxicity Japan MHLW
- Toxicity to reproduction (ER)
- Transgenic Rodent Database
- Yeast estrogen assay database
- ZEBET database

Pubmed はアメリカ国立衛生研究所のアメリカ国立医学図書館 (NLM) が運用している、生命科学や生物医学に関する文献の無料検索エンジンである。今回は、CAS 番号で特定された各物質の情報を収集するため、各物質の CAS 番号+生分解性、生物蓄積性、毒性及び長距離輸送性に関するキーワード (例 : degradation, accumulation, toxicity, long range transport) で検索を行った。

また、第 15 回化学物質検討委員会 (PICCRC15) における議論も踏まえ、スイスから提供された PFOA 関連物質の CAS 番号リスト収載物質のうち OECD が 2006 年に発行したフッ素化合物のリスト「Lists of PFOS, PFAS, PFOA, PFCA, Related Compounds and Chemicals that may Degrade to PFCA (ENV/JM/MONO(2006)15)」³に収載されている物質も調査した。

さらに、各国の有害性評価書の有無を NITE-CHRIP⁴を用いて調査し、欧州 REACH での

3

[http://www.oecd.org/officialdocuments/publicdisplaydocumentpdf/?doclanguage=en&cote=env/jm/mono\(2006\)15](http://www.oecd.org/officialdocuments/publicdisplaydocumentpdf/?doclanguage=en&cote=env/jm/mono(2006)15)

⁴ https://www.nite.go.jp/chem/chrip/chrip_search/systemTop

登録文書の有無を ECHA サイト⁵で調査した。

(2) Type 分類調査

スイスから提示された Glüge et al., (2020)⁶ の文献の ESI (Electronic supplementary information) を参照し、提案された 176 物質について CAS 番号に基づき該当する情報源の分類 (Type 分類) を調査した。

2.1.3 POPs 条約及び PIC 条約の関連会議における対応

(1) 第 16 回残留性有機汚染物質検討委員会 (POPRC16)

2020 年 12 月にオンラインにて開催されたプレミーティング及び 2021 年 1 月にオンラインにて開催された第 16 回残留性有機汚染物質検討委員会 (POPRC16) の検討状況を調査するため、国内有識者を派遣するとともに、有識者に同行して情報収集・分析など委員会対応に必要なサポートを行った。

(2) 第 16 回化学物質検討委員会 (PICCRC16)

2020 年 9 月にオンラインにて開催された第 16 回化学物質検討委員会 (PICCRC16) に出席し、情報収集・分析などを行った。

(3) 国内検討会議の開催

POPRC16 の開催前後に大学教授や研究機関などの専門家らによる検討会議を開催し、POPRC16 における対応についての有識者の意見を聴取・取りまとめ、及び POPRC16 の結果報告を行った。

2.2 非意図的に含有する高懸念物質等に関する海外規制状況調査

EU、米国、カナダ、中国及び韓国における、化審法第一種特定化学物質に該当する化学物質ごとに、非意図的な副生成物として含有される高懸念化学物質に係る基準値の有無や、基準値がある場合にはその設定根拠について、公開情報を用いた調査を行った。

⁵ <https://echa.europa.eu/web/guest/information-on-chemicals/registered-substances;jsessionid=66AE1CF0F3F938C2B937EB11CA8BACAF.live1>

⁶ Juliane Glüge, Martin Scheringer, Ian T. Cousins, Jamie C. DeWitt, Gretta Goldenman, Dorte Herzke, Rainer Lohmann, Carla A. Ng, Xenia Trier, Zhanyun Wang: An overview of the uses of per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS). Environmental Science: Processes & Impacts, 2020, 22, 2345–2373,

3. 調査結果

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、POPRC15 (2019 年) 以降、COP10 に向けた文書案等の提供が無いことを確認した。

② デクロランプラス

デクロランプラス並びにその syn-異性体及び anti-異性体について、会期間作業グループより提供されたリスクプロファイル案 (第三次ドラフト) の確認を行った。

デクロランプラス並びにその syn-異性体及び anti-異性体に関して作成されたリスクプロファイル案を基に、発生源情報やモニタリングデータ等に関する情報を調査した。

また、POPRC16 にて有害性情報が不十分であることから、リスク管理評価書の段階に進むことについては合意されなかった。従って、経済産業省担当官の指示に基づき、デクロランプラスの有害性情報に特化して、欧米での規制状況及び毒性評価の調査・整理を行った。

(ア) リスクプロファイル案 (第三次ドラフト) への対応

経済産業省担当官と協議の上、以下の趣旨のコメントを作成した。

- ・ リスクプロファイル案第一次ドラフトにおいて、日本が生分解性試験及び蓄積性試験結果について化審法の既存点検結果の J-CHECK のサイトを引用するようにコメントしたが、その URL には試験条件等の具体的な記載がなかったため、取り上げられなかった。そこで今回は、具体的なデータの記載された URL で J-CHECK (英語サイト) 引用を追記するように求めた。
- ・ その他、参考文献の記載不備についてコメントした。

(イ) 発生源、モニタリングデータ、残留性及び生物蓄積性に関する検討

リスクプロファイル案 (UNEP/POPS/POPRC.16/2) の記載内容に基づき、発生源、モニタリングデータ、残留性及び生物蓄積性に関する情報を調査した (表 3.1-1)。なお、発生源、残留性及び生物蓄積性について、それぞれ「デクロランプラス並びにその syn-異性体及び anti-異性体の発生源等の概要」【添付資料 1】、「デクロランプラス並びにその syn-異性体及び anti-異性体の残留性等の概要」【添付資料 2】及び「デクロランプラス並びにその syn-異性体及び anti-異性体の生物蓄積性等の概要」【添付資料 3】として取りまとめた。

表 3.1-1 デクロランプラス並びにその syn-異性体及び anti-異性体の発生源、
モニタリングデータ、残留性及び生物蓄積性

項目	リスクプロファイル案の主な内容
発生源等	<p>製造、流通、ストックパイル</p> <ul style="list-style-type: none"> • 米国ではデクロランプラスは 1960 年代から製造されていたが 2016 年半ば生産は停止された。 • 中国では Anpon Electrochemical Co.によって製造され、中国での製造量は 2003 年以降年間 300~1000 トンと報告されている。 • デクロランプラスは、年間 100~1000 トンの製造及び/又は輸入量のトン数帯で、2 件の REACH 登録がされている。 • EU での最大輸入量は 300~400 トン/年であった。2019 年、EU への輸入量は 100 トン未満で、スウェーデンは、2006 年に 5 トン、2005 年に 11 トンの DP の使用を登録した。 • 世界の年間生産量は約 5000 トンである。 • カナダでは、2011 年及び 2016 年に CEPA のセクション 71 の下で実施された調査に基づくと、1000~10000 kg のデクロランプラスが、いくつかの企業によって輸入された。 • 韓国ではデクロランプラスは製造されていない。 <p>用途</p> <ul style="list-style-type: none"> • デクロランプラスは、市販のデカブロモジフェニルエーテル (c-decaBDE) の代替品/代用品として、また難燃剤として使用されるマイレックスの代用品として販売されている。 • 電子配線及びケーブル、自動車、プラスチック屋根材、テレビやコンピューターモニタの硬質プラスチックコネクタ、ワイヤーコーティング及び家具の難燃剤として使用されている。 • 難燃剤としては航空宇宙産業及びその他のアプリケーションでも広く使用されている。 • デクロランプラスは、難燃剤として多くの高分子システム (通常、熱可塑性プラスチック又は熱硬化性樹脂のいずれか) で使用されている。 • 2018 年に開催された REACH の付属書 XIV にデクロランプラスを含めるための第 9 次勧告案に関する EU の公開協議の中で、多くの企業がデクロランプラスを添加難燃剤として使用している用途を特定した。

項目	リスクプロファイル案の主な内容
	<p>環境への放出、その他の発生源</p> <ul style="list-style-type: none"> • デクロランプラス及びその異性体の非意図的な生成は知られておらず、環境中でのデクロランプラス及びその異性体の発生は、人間の活動の結果である。 • 生産、使用、リサイクル、廃棄物処理、埋立地浸出液、流出及び廃水処理などの多くの活動は、環境へのデクロランプラスの放出につながる可能性がある。 • DP は電気・電子機器の難燃剤として使用されており、電子廃棄物のリサイクルが環境へのデクロランプラスの放出源であると報告されている。 • 室内の粉塵は、消費者製品から放出されるデクロランプラスを含む多くの汚染物質の吸収源でありキャリアでもある。室内の粉塵も、生活排水のみを受け入れている廃水処理場の主な汚染源であると考えられている。
モニタリングデータ	<ul style="list-style-type: none"> • デクロランプラスは、廃水処理場からの汚泥及びバイオソリッドから検出されている。さらに、ノルウェーのオスロでは、雨水の粒子画分中に syn-及び anti-デクロランプラスが検出された。 • 上海の従来地下水処理場では、廃水からデクロランプラスが検出された。anti-DP の割合は、syn-DP の割合の割合よりも一貫して高かった。
残留性	<p>非生物的分解</p> <ul style="list-style-type: none"> • デクロランプラスは、様々な環境コンパートメントで化学的に安定であり、非生物的分解は最小限又は全くない。 • 水溶解度が非常に低く、log Kow が高いため、デクロランプラスは土壌及び底質中の有機炭素に結合すると予想され、微生物が生物学的に利用できる可能性は低い。 • デクロランプラスは加水分解を受けやすい官能基を含まず、加水分解は関連する分解プロセスであるとは予想されない。 • 空気中での光分解に関する研究から、anti-デクロランプラスが syn-デクロランプラスよりも空気中での光分解性が高い可能性が示唆されている。さらに、デクロランプラスはいくつかの研究では光分解及び低塩素化デクロラン及びその他の分解物の生成が報告されているが、自然条件下の空気中では比較的安定性があると考えられている。 <p>生物的分解</p> <ul style="list-style-type: none"> • 活性汚泥生分解試験 (修正 MITI OECD 301C) では 2 週間で生分解度は 0.6%、廃水バイオソリッドを用いた 21 日間の試験では生分解度は 0%と報告されている。

項目	リスクプロファイル案の主な内容
	<ul style="list-style-type: none"> 化審法におけるデクロランプラスの分解度点検結果では、BODによる分解度は0.6%であり、難分解性と判定されている。 モニタリング研究では、デクロランプラスが難分解性であり、底質中での生分解が限定的であることが追加の証拠によって示されている。 土壌中でのDPの長期的な分解は限定的であり、260日後で4.2~8.2%しか分解しない。
生物蓄積性	<ul style="list-style-type: none"> Log Kow=9.3は、生物蓄積の可能性が高いことを示している。 BCF> 5000 及び BCF>5000 に相当する排泄半減期が報告されている。 化審法におけるデクロランプラスの濃縮性点検結果では、BCF=87~121でありデクロランプラスは低濃縮性と判定されている。 BMF/TMF>1が、いくつかの種と食物網について報告されている。

(ウ) デクロランプラスの欧米での規制状況及び毒性評価

a. 欧州 REACH

高懸念物質(SVHC:Substances of Very High Concern)は、REACH 規則の附属書 XIV の認可対象物質の候補となる物質で、以下のように定義されている。

SVHC の定義(第 57 条)

- 発がん性区分 1A 又は 1B の物質
- 変異原性区分 1A 又は 1B の物質
- 生殖毒性区分 1A 又は 1B の物質
- PBT 物質(難分解性、生物蓄積性、有害性である物質)
- vPvB 物質(極めて難分解性で生物蓄積性が非常に高い物質)
- 上記以外に人健康や環境に重大な影響が起こりうる科学的な証拠があり、(a)~(e)と同等の懸念を引き起こす物質。例えば、内分泌かく乱物質等(個別に検討)

デクロランプラスは、2018年1月15日にSVHCに収載されている⁷。

➤ 対象物質：

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

➤ 収載根拠：vPvB (Article 57e)

- SVHCに特定されると発生する義務は、「3.2 非意図的に含有する高懸念物質等に関する海外規制状況調査」参照。

⁷ <https://echa.europa.eu/candidate-list-table/-/dislist/details/0b0236e181f392bf>

また、デクロランプラスについてノルウェーが制限提案の意図を示しており、2021年4月9日に提案文書提出予定となっている⁸。

➤ 対象物質：

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

- 制限の範囲：本提案は、Dechlorane Plus™を物質、他の物質の成分、混合物、成形品又はそれらの部品としての製造、使用及び上市を制限することを目的としている。
- 制限の理由：デクロランプラスは、極めて難分解性で生物蓄積性が非常に高いため、非常に懸念される物質である。本物質は地球環境で広く検出されており、いくつかの研究では濃度の上昇が示されている。デクロランプラスは、ヒトの血液、胎盤、母乳からも検出されている。ノルウェーは、残留性有機汚染物質に関するストックホルム条約の附属書A、B、及び/又はCにデクロランプラスとそのsyn-異性体及びanti-異性体を追加する提案を提出した。

b. 米国

Dechlorane Plus (DP, CAS No. 13560-89-9) は、TSCA インベントリーに収載済み (ACTIVE 物質)⁹。

c. POPRC16 リスクプロファイル案 INF 文書 (UNEP/POPS/POPRC.16/INF/14)¹⁰ からの情報

各国の規制について POPRC16 リスクプロファイル案 INF 文書からの情報を表 3.1-2 に示す。

⁸ <https://echa.europa.eu/registry-of-restriction-intentions/-/dislist/details/0b0236e184a168c4>

⁹ <https://www.epa.gov/tsca-inventory/how-access-tsca-inventory>

¹⁰

<http://chm.pops.int/TheConvention/POPsReviewCommittee/Meetings/POPRC16/Meetingdocuments/tabid/8500/Default.aspx>

表 3.1-2 デクロランプラス及びその異性体の国内規制プロセス
(UNEP/POPS/POPRC.16/INF/14 より引用和訳)

国／機関	規制プロセス
カナダ	<p>DP は、カナダの国内物質リスト (DSL) に収載されている。2019 年春にカナダ環境気候変動省 (ECCC) 及びカナダ保健省によって DP の最終スクリーニング評価が発表された。本評価で、<u>DP は環境又はその生物学的多様性に急性的又は長期的な有害影響を与える、又は与える可能性のある量又は濃度で、環境に侵入する又は侵入する可能性があるため、環境に対する毒性の基準を満たしていると結論された。提案されている規制アプローチは、特定の有害物質の禁止規則 2012 を修正して、DP 及び DP を含むすべての製品の製造、輸入、使用、販売、又は販売の申し出を禁止することである。</u></p>
欧州連合 (EU)	<p>2018 年に、英国が作成した附属書 XV Dossier とリスク管理オプション分析に基づいて、DP (syn-異性体及び anti-異性体を含む) が極めて難分解性で生物蓄積性が非常に高い物質であるとして、SVHC に特定され、REACH の候補リストに追加された。さらに、0.1 重量%を超える濃度の SVHC を含む成形品の供給者は、成形品の安全な使用を可能にするために十分な情報を成形品の受領者に提供しなければならない。少なくとも、当該物質の名称を伝える必要がある。消費者からの要求に応じて、サプライヤーは 45 日以内に安全データシートを提供する必要がある。ECHA は、その固有の特性と大量かつ広範な使用との組み合わせに基づいて、2019 年 10 月に REACH 規則の付属書 XIV (認可の対象となる物質のリスト) に DP を追加することを推奨した。EU 内のリスク管理活動をストックホルム条約に基づく評価プロセスと整合させるために、DP の附属書 XV REACH 制限 Dossier が作成される。ノルウェーは、2021 年 4 月に提出される予定の制限案を作成する責任がある。これは、REACH 付属書 XIV に DP を追加する可能性に関するプロセスに影響を与える。EU には DP (CAS 13560-89-9) の調和分類はないが、78 の通知者が、この物質を急性毒性カテゴリー 4、H332“吸入すると有害である”と分類している。</p>
ニュージーランド	<p>DP はニュージーランドの化学物質インベントリーに記載されているが、有害物質及び新生物法に基づく独自の承認はない。これは、グループ標準の対象となる製品のコンポーネントとしてのみ使用できることを意味する。</p>
ノルウェー	<p>ノルウェーでは、2020 年までに使用を段階的に廃止するという国家目標のもと、2019 年 1 月に DP が優先物質のリストに追加された。</p>
タイ	<p>DP は有害物質法 B.E2535 (1992) において分類されていない。ただし、DP はアカウント番号 5.6 でタイ工業省の通知に基づいて規制されている。製造業者及び輸入業者は、1000kg/年を超えるトン数の化学物質/製品の輸入を報告する必要がある。現在、タイにおける輸入量及び使用量に関する利用可能なデータはない。</p>
米国	<p>DP は、有害物質規制法 (TSCA) のインベントリーに掲載され、化学物質データ報告規則の対象であり、製造業者及び輸入業者は、米国 EPA に生産、輸入、使用量、及びその他の関連情報を提供することが要求されている。</p>

国／機関	規制プロセス
ChemSec	DP は、2014 年から ChemSec の Substitute It Now (SIN) リストに掲載されている。SIN リストは EU の化学物質法である REACH において定義された基準に基づいて、ChemSec によって SVHC であると識別された化学物質で構成されている。

d. 欧州 REACH SVHC SUPPORT DOCUMENT における毒性の記載

欧州 REACH の SVHC 指定時の根拠文書の一つである Support Document¹¹に記載されている毒性情報について以下に示す。

● サマリーでの毒性 (T : Toxicity) の記載

入手可能な生態毒性と哺乳類のデータに基づくと、Dechlorane Plus は現在 T 基準を満たさない。魚類（餌を介して）、底質又は土壤生物、及び/又は鳥類の関連するライフステージにおける長期毒性試験の実施により、これらのばく露経路を介して悪影響が生じる可能性があるかどうかを明らかにすることができる。ただし、Dechlorane Plus は vP と vB の両方の基準を満たしているため、これらは環境リスク管理の目的において科学的に必要ではない。

● 毒性 (T : Toxicity) 評価のまとめより抜粋

[ヒト健康影響]

入手可能なデータに基づくと、Dechlorane Plus は、変異原性、生殖毒性、又は特定の標的臓器毒性の分類基準を満たしていない。データはこれらのエンドポイントの分類には不十分である。発がん性データが不足している（登録トン数では必要ない）。マウスの潜在的な肝機能障害の証拠がいくつかあるが、これらの所見の重要性は不明である。この情報に基づくと、現在、T 基準は満たされない。

[生態毒性]

利用可能なすべての水生毒性試験は、純水への溶解限度（2 ng/L）を大幅に超える濃度で実施され、摂餌及び強制経口投与試験でも、環境に関連しない可能性のある比較的高濃度で実施された。Liang et al. (2014) は、この物質が魚の肝臓に潜在的に毒性を及ぼす可能性があることを示唆しているが、決定的ではない。しかし、経口投与によるマウスを用いた試験でも同様の所見が観察された。ゼブラフィッシュを用いた最近の非標準的な試験は、デクロランプラスが生物活性を持ち、酸化ストレス、甲状腺ホルモン関連遺伝子のアップレギュレーション、神経行動の変化などの影響を誘発する可能性があることを示唆している。ただし、

¹¹ <https://echa.europa.eu/documents/10162/97b3c3bf-f38a-f3e2-6b53-45654bcc02dc>

調査結果の信頼性は不確実である。

水溶性が非常に低く、疎水性が高いことから、試験濃度の維持が困難であるため、水ばく露による短期又は長期の毒性試験で影響が観察される可能性はほとんどない。より適切な試験は、標準的な試験ガイドラインは存在しないが、摂餌ばく露による関連するライフステージでの長期魚毒性試験である可能性がある。

いくつかの研究は、母体への取込みと卵への移行が鳥類や魚類で起こり得ることを示している。また、この物質が血液脳関門を通過でき、性腺に存在し、雌の魚から卵に移行する可能性があることを示している。同様に、ヒト臍帯血清中でのこれらの物質の検出は、胎盤移行及び胎児のばく露を示し、ヒト母乳中の存在は、離乳前のばく露が継続することも意味する。したがって、敏感なライフステージと組織は、長期間のばく露後、現在利用可能な研究では検出できない微妙ではあるが重要な悪影響を示す可能性がある。

ミミズを用いた試験で酸化ストレス及びその他の損傷 (DNA を含む) の兆候が最大 28 日間のばく露後に検出された。これらの調査結果は、より長期間ではミミズへの影響 (行動や繁殖など) を排除できないことを意味する。

入手可能なデータは鳥類における重大な毒性を示唆していないが、標準的な試験ガイドライン試験は入手できないため、調査結果は決定的なものとは見なされない。

デクロランプラスは、ヘプタクロル (CAS 番号 76-44-8) やクロルデン (CAS 番号 57-74-9) などの既知の農薬と構造的に関連しているが、構造と物理化学的特性は、デクロランプラスが同様の毒性特性を持っていると結論付けるほどは類似していない。

つまり、入手可能な情報は、生態毒性データに基づいて T 基準を評価するには不十分である。

e. カナダにおけるスクリーニング評価

表 3-2 に記載の通り、カナダでは 2019 年にデクロランプラス (DP) の最終スクリーニング評価結果が公表されている¹²。

● 本評価のサマリーの抜粋

実験データ及びモデルによるデータは、DP の好気性及び嫌気性生分解が非常に限られており、DP が水、土壌及び底質中で非常に持続性があると考えられることを示している。空気中の DP のモデル予測は、気相の半減期が 1 日未満であることを示唆しているが、DP は空気中の粒子に吸着される可能性が最も高く、空気中の持続性はより長くなる可能性がある。

公表されている生物蓄積及び生物濃縮の研究、並びに生物相での広範な測定は、DP が高

¹² <https://www.canada.ca/en/environment-climate-change/services/evaluating-existing-substances/screening-assessment-certain-organic-flame-retardants-substance-grouping-dimethanodibenzo-cyclooctene-dodecachloro-dodecahydro-dechlorane-plus-dp-.html>

度に生物蓄積性であり、生物及び食物網で生物濃縮する可能性があることを示している。DP の限られた実験による水生毒性データ（水への溶解度が低いため）を考慮し、水中での摂餌による魚毒性の可能性を Critical Body Residue (CBR) アプローチを使用して調査した。CBR の結果は、生物相（カナダの魚の組織）の DP が組織濃度に達せず、水生生物に急性又は慢性の致死性をもたらすことを示唆している。DP の土壌及び底質の生態毒性データが不足しているため、2つの類似物質、クロルデン（CAS RN 57-74-9）及びマイレックス（CAS RN 2385-85-5）の慢性毒性データを評価した。これらの類似体を用いた評価は保守的であると考えられるが、結果は、DP が底質及び土壌生物に低濃度で影響を与える可能性があることを示唆している。

産業シナリオは、潜在的な使用量を含む利用可能な工業用地情報を考慮してばく露推定値を提供するために開発された。これらのシナリオには、底質への DP 分配、及び廃水バイオソリッドへの分配とそれに続く土壌への適用をもたらす水への工業的放出が含まれていた。さらに、カナダ全土の廃水処理システムからの最近のモニタリングデータを用いて、ばく露分析をさらに発展させた。ばく露の控えめな推定値を毒性情報と統合するリスク指数分析が、底質及び土壌生物、並びに野生生物に対して実施された。これらの分析結果は、DP が底生生物に対するリスクを有する可能性があることを示している。さらに、ほとんどの土壌シナリオでは、カナダにおける現在の使用と放出レベルに基づく、DP は生物へのリスクは低い、少なくとも1つの土壌ばく露シナリオは、DP の予測環境濃度が土壌生物へのリスクをもたらす可能性のあるレベルに匹敵することを示唆している。

DP の高い持続性は、過去及び現在の排出によって環境に蓄積する可能性を示唆しており、その結果、底質及び土壌が長期間ばく露されることになる。DP は、産業活動から直接又は廃水処理システムを介して間接的に地表水に放出されると、浮遊物質/粒子に強く吸着し、最終的に堆積底質領域（つまりシンク）に沈殿すると予想される。いくつかの研究は、カナダで使用された量に基づいて産業シナリオから開発された底質の予測環境濃度を超える五大湖地域の DP 底質濃度を報告しており、カナダの特定の地域での DP ばく露は過小評価される可能性があり、予防措置が必要であることを示唆している。DP は米国では高生産量の物質であることに注意する必要があり、米国北部からの DP の過去及び/又は現在の環境輸送、特に五大湖近くでの製造はカナダでの DP ばく露に寄与する可能性がある。

このスクリーニング評価で提示された利用可能なすべての証拠を考慮すると、DP による環境への有害リスクがある。DP は、CEPA のパラグラフ 64 (a) に基づく基準「環境又はその生物学的多様性に、即時又は長期の悪影響を及ぼす、又は及ぼす可能性がある量又は濃度で環境内に入る、又は入る可能性がある」を満たしていると結論付けられる。しかし、DP は、生命が依存している環境を危険にさらす、又はそれを危険にさらす可能性がある量又は濃度で環境に侵入していないため、CEPA のパラグラフ 64 (b) に基づく基準を満たさないと結論付けられる。

国内又は国際的な規制機関による DP の健康影響分類は確認されていない。遺伝毒性に関

する入手可能な情報に基づくと、DP は遺伝毒性である可能性は低いと考えられる。反復投与毒性試験(経口)では、動物試験で試験された最高用量まで有害作用は認められなかった。カナダの一般住民の主なばく露源は、環境媒体(空気、ダスト、土壌、水)、及び母乳を含む食品であると予想される。

環境媒体及び食品からの推定摂取量と特定された健康への悪影響がないことに基づいて、一般集団の DP によるリスクは低いと考えられる。したがって、DP は、カナダにおける人命又は健康に対する危険を構成する、又はそれを構成する可能性がある量又は濃度で環境に侵入していないため、CEPA のパラグラフ 64 (c) に基づく基準を満たさないと結論付けられる。

全体の結論

DP は、CEPA のセクション 64 に記載されている 1 つ以上の基準を満たしていると結論付けられる。DP は、CEPA の持続性及び生物蓄積規制に定められている持続性及び生物蓄積の基準を満たすことが決定されている。

【参考】

CEPA(カナダ環境保護法) Part 5

有害物質 (Toxic substances)

64. 本パートおよびパート 6 の目的のために、「本質的に有害性」という表現が表示されている場合を除き、物質が次の量もしくは濃度でまたは次の条件下で環境内に入っていく場合または入るかもしれない場合、その物質は有害性である：

(a) 環境またはその生物学的多様性に、即時または長期の悪影響を及ぼす、または及ぼす可能性がある。

(b) 生命が依存している環境を危険にさらす、またはそれを危険にさらす可能性がある。または

(c) カナダにおける人命または健康に対する危険を構成する、またはそれを構成する可能性がある。

- 生態毒性関連箇所 (9.3.2 Consideration of the lines of evidence and conclusion) の抜粋
DP の生態毒性試験は不足している。Non-apical endpoint¹³を用いた DP の生態毒性試験は、

¹³ 最終的ではないエンドポイント：代替、亜生物体レベル、in vitro 反応、バイオマーカー、QSAR、ゲノミクス。到達エンドポイントのものより下位の生物学的な組織レベルの中間のイベント又は段階 (食品安全委員会 in silico 評価方法等食品に係る新たなリスク評価方法の開発・実用化に関する国際的な状況の調査報告書 <https://www.fsc.go.jp/fsciis/attachedFile/download?retrievalId=cho20160050001&fileId=001> より)。

土壌及び水生生物におけるDPの影響(酸化ストレス、遺伝毒性など)を示している。さらに、この評価で用いられた DP の生態毒性類似体であるクロルデン及びマイレックスは、底質生物及び陸生生物に対する毒性を示している。ただし、これらの物質は DP よりも生物学的に利用可能であるため、保存的であり、PNEC の決定にはより毒性が高い類似体である。これらの保守的な PNEC を用いると、底質生物(及び 1 つのシナリオでは土壌生物)に害を及ぼすリスクがある。五大湖地域の DP の発生源からのばく露の可能性、及びカナダ国内での DP 使用の潜在的な増加(例えば、電子配線及びケーブル、自動車、プラスチック屋根材、及び硬質プラスチックコネクタのさまざまな難燃剤アプリケーションにおける DecaBDE の代替難燃剤として)に関連する不確実性のため予防措置が必要である。

さらに、ここでは評価されていないが、カナダの環境及び生物相における DP の範囲(又は、場合によってはそれ以上の)濃度での他の“デクロラン関連”類似体(例、Dec 602、Dec 603、Dec 604、CP)の検出を考慮すると、同様の“デクロランプラス類似の”物質の累積的影響の可能性を考慮する必要がある。DP 関連化合物には、DP 合成の副反応によって形成される不純物(1,4-DP、VCH-DP、1,3-DPMA、1,5-DPMA など)も含まれる。これらすべての物質の製造、用途、物理化学的性状及び毒性に関する情報は不足しているが、初期の研究では、DP と同様の P 及び B 特性を有している可能性が示されている。

この情報は、DP がカナダで生態系に害を及ぼす可能性があることを示している。

● ヒト健康影響関連個所 (10.3 Characterization of risk to human health)

国内又は国際的な規制機関による DP の健康影響の分類は確認されていない。遺伝毒性データベースの結果はすべて陰性であり、DP が遺伝毒性である可能性が低いことを示している。慢性影響に関する研究は確認されていない。DP の発がん性を評価するための他の一連の証拠は決定的ではなかった。

最大 5000 mg/kg-bw/day の DP をラットに経口投与した 28 日間の生殖発生毒性スクリーニング・反復投与毒性併合試験及び 90 日間亜慢性毒性試験において、有害作用は観察されなかった。環境媒体(空気、水、ダスト)及び食品及び母乳からのカナダの一般集団の DP へのばく露の推定上限値は、0.5~4 歳の幼児で 8.3 ng/kg-bw/日である。このばく露の推定上限値は、悪影響が観察されなかった実験動物で試験された最高用量よりも約 8 桁低い。このマージンは、ばく露及び健康影響データベースの不確実性を説明するのに十分であると考えられ、一般集団の DP からのリスクは低いと考えられる。

③ メトキシクロル

メトキシクロルについて、会期間作業グループより提供されたリスクプロファイル案(第三次ドラフト)の確認を行った。

メトキシクロルに関して作成されたリスクプロファイル案を基に、発生源情報やモニタリングデータ等に関する情報を調査した。また、メトキシクロルについてはリスク管理評価

書の段階に進むことが決定されたが、国内では失効農薬であり農薬以外の用途も確認されていないことから、当該物質の国内での使用状況及び代替可能性等に関する情報を収集は実施しなかった。

(ア) リスクプロファイル案 (第三次ドラフト) への対応

経済産業省担当官からの指示に従い、リスクプロファイル案 (三次ドラフト) について内容の確認を行った。メトキシクロルについては日本からのコメント提出は行わなかった。

また、会期間作業として、リスクプロファイル案中に引用されている BCF 値算出方法に関する条約事務局からの問合せに対応し、BCF 算出方法の詳細を記載した文書 (英文) を作成した。

(イ) 発生源、モニタリングデータ、残留性及び生物蓄積性に関する検討

リスクプロファイル案 (UNEP/POPS/POPRC.16/3) の記載内容に基づき、発生源、モニタリングデータ、残留性及び生物蓄積性に関する情報を調査した (表 3.1-3)。なお、発生源、残留性及び生物蓄積性について、それぞれ「メトキシクロルの発生源等の概要」【添付資料 4】、「メトキシクロルの残留性等の概要」【添付資料 5】及び「メトキシクロルの生物蓄積性等の概要」【添付資料 6】として取りまとめた。

表 3.1-3 メトキシクロルの発生源、モニタリングデータ、残留性及び生物蓄積性

項目	リスクプロファイル案の主な内容
発生源等	<p>製造、流通、ストックパイル</p> <ul style="list-style-type: none"> メトキシクロルは 15 年以上にわたり、複数の国で制限/禁止されている。 1975 年には、米国の 3 社が 2,500 トンのメトキシクロルを生産していたが、1991 年には 193 トンに減少した。1992 年以降、米国でのメトキシクロルの生産は、2000 年に禁止されるまで大幅に減少した。 世界規模でのメトキシクロルの現在の生産量や使用量に関する情報は公開されていない。 <p>用途</p> <ul style="list-style-type: none"> メトキシクロルは有機塩素系殺虫剤であり、DDT の代替品として使用されてきた。 情報募集 (Annex E, 2019) に対応して、メトキシクロルの現在の使用を示した締約国はない。しかし、リスクプロファイル作成の目的で行われた文献検索では、特定の国でメトキシクロルの最近の使用が発生している可能性があることが示唆されている。

項目	リスクプロファイル案の主な内容
	<p>環境への放出、その他の発生源</p> <ul style="list-style-type: none"> • メトキシクロルは環境中に自然発生するものではなく、主に殺虫剤として農作物や家畜に散布された結果、環境中に放出されている。また、生産、製剤化、貯蔵、出荷、廃棄の過程で少量のメトキシクロルが環境中に放出される可能性がある。 • 世界中で生産されたメトキシクロルの最大推定量 8,000 トン/年 (1975 年頃) に基づき、生産中のピーク時の大気放出量は最大 4 トン/年と推定されている。 • 米国では、2018 年にオンサイト及びオフサイト処分 (またはその他の放出) から合計 1.04 トンのメトキシクロルが放出された。
モニタリングデータ	<ul style="list-style-type: none"> • メトキシクロルは土壌粒子に強固に結合すると予想されるが、メトキシクロルを含む土壌粒子は、風で飛ばされたり、雨水や雪解け水で河川や湖沼に運ばれたりする可能性がある。また、地下水のモニタリングデータから、メトキシクロルが土壌中に溶出する可能性が示唆されている。 • モニタリングデータは、メトキシクロルが段階的に廃止された後も、ヨーロッパとカナダの表層水域及びフランスの地下水からメトキシクロルが検出され続けていることを示しており、水中にメトキシクロルが残留していることを示すいくつかの証拠を提供している。 • 北極圏の湖や北太平洋から北極海までの海域の表層海水のモニタリングデータからは、表層水や海洋水域にも残留している可能性があることが示されている。
残留性	<p>非生物的分解</p> <ul style="list-style-type: none"> • メトキシクロルの加水分解は無視できる程度と考えられる。メトキシクロルの光分解率は中程度と思われるが、水中での光分解は最上層でしか起こらないため、光分解が分解に大きく寄与するとは考えられない。太陽光に暴露した乾燥メトキシクロル膜の光分解や土壌中での構造類似体 (エトキシクロル) の光分解の報告に基づき、メトキシクロルは土壌表面で光分解を受けると考えられるが、数 mm 以下の深さの土壌ではメトキシクロルの光分解は起こらないと考えられる。 <p>生物的分解</p> <ul style="list-style-type: none"> • モデリングデータ (BIOWIN 2、3、6) はメトキシクロルが迅速に生分解されるとは予想しておらず、メトキシクロルが難分解性である可能性があることを示している。

項目	リスクプロファイル案の主な内容
	<ul style="list-style-type: none"> • 証拠の重み付け (weight-of-evidence) アプローチに基づき、実験室での研究とモニタリングデータから得られた結果は、メトキシクロルは好気性堆積物中において難分解性であり、一部の嫌気性堆積物中においても難分解性である可能性があることを示している。 • 証拠の重み付けアプローチに基づき、実験室での研究結果とモニタリングデータから、メトキシクロルは一部の好気性土壌に難分解性である可能性があることが示された。しかし、上記の表層水、海水および土壌中のメトキシクロルの存在は、長距離輸送の結果である可能性もある。
生物蓄積性	<ul style="list-style-type: none"> • メトキシクロルは非常に疎水性が高く、その物理化学的特性に基づき、ほとんどの場合、堆積物や生物相に分布する。 • メトキシクロルは親油性物質であり、log Kow の実測値は 5.08 であった。 • Arnot-Gobas 法 (upper trophic) によって予測された BAF 値 (9,001 L/kg) は、水生生物におけるメトキシクロルの生物蓄積性を示唆している (BAF > 5,000)。 • メトキシクロルの BCF 値は、種によるメトキシクロルの代謝排泄能の違いの結果、水生生物種間で大きく異なる (113~8,300 の範囲)。 • 実験室での研究では、BCF 値が 5,000 を超える複数の魚種でメトキシクロルが生物蓄積の可能性があることが示されている。 • 二枚貝では 12,000 の BCF 値、カタツムリでは 6,945 の平均 BCF 値 (5,000 から 8,570 の範囲) があることから、メトキシクロルが水生無脊椎動物に生物蓄積性を有することが示唆されている。 • メトキシクロルは生物蓄積性と強い毒性及び強い生態毒性の組み合わせが懸念される。 • 毒物動態及び代謝に関する研究から、メトキシクロルは哺乳類には蓄積しないと示唆される。

④ 新規提案物質

スイスより新たに提案された UV-328 について、国内法令での措置状況、有害性評価・リスク評価等の実施状況等とその結果、製造、使用量等について調査した。また、提案文書及び補足文書に記載された情報、国内の既存点検データに基づき、POPs 条約附属書 D に規定されるスクリーニング基準 (表 3.1-4) に基づく項目のうち残留性及び生物蓄積性情報について、基準を満たすかどうかを検討した。

表 3.1-4 POPs 条約附属書 D に規定されるスクリーニング基準

(a) 物質の特定	(i) 物質名 (ii) 構造 (異性体の特定を含む)
(b) 残留性	(i) 水中半減期 > 60 日、土壌中半減期 > 6 ヶ月、底質中半減期 > 6 ヶ月 又は (ii) その他の科学的根拠
(c) 生物蓄積性	(i) 水生生物における BCF ¹⁴ 又は BAF ¹⁵ > 5,000 (BCF 又は BAF データがない場合、log Kow > 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
(d) 長距離移動性	(i) 排出源から離れた地点における測定濃度 (ii) 長距離にわたる移動が大気、水、渡り鳥などの回遊性の生物種を經由して起こることを示すモニタリングデータと、環境への移動可能性 (iii) 環境中運命又は大気を經由した長距離にわたる移動可能性を示すモデル計算結果と、排出源から離れた地点における環境への移動可能性。 大気を經由して著しく移動する物質の場合、大気中の半減期 > 2 日
(e) 有害な影響	(i) 人の健康や環境に対する有害な影響 (ii) 人の健康や環境を損なう可能性を示す毒性データ、又は生態毒性データ

(ア) 化学物質の特定情報 (出典: UNEP/POPS/POPRC.16/4)

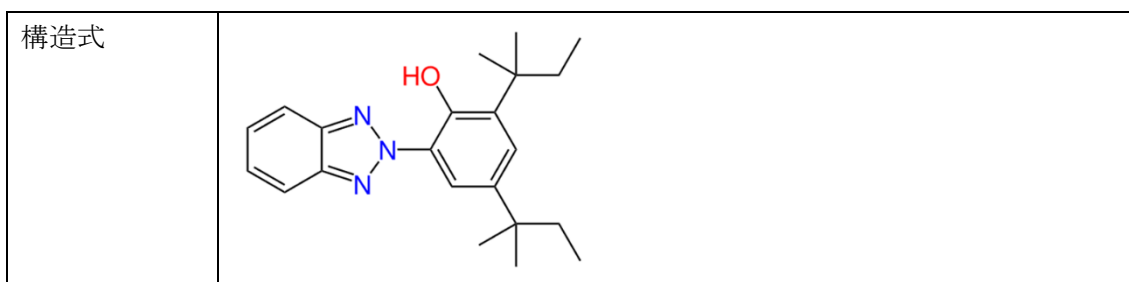
表 3.1-5 に UV-328 の特定情報を示す。

表 3.1-5 UV-328 の特定情報

CAS 番号	25973-55-1
一般名	UV-328
IUPAC 名	2-(2H-Benzotriazol-2-yl)-4,6-bis(2-methylbutan-2-yl)phenol
分子式	C ₂₂ H ₂₉ N ₃ O
分子量	351.5

¹⁴ BCF; Bioconcentration factor (水 (えら) からの取込みに関する濃縮係数)

¹⁵ BAF; Bioaccumulation factor (水 (えら) からと餌の両方の取込みに関する濃縮係数)



(イ) 物理化学的性状 (出典：UNEP/POPS/POPRC.16/4)

表 3.1-6 に UV-328 の物理化学的性状を示す。

表 3.1-6 UV-328 の物理化学的性状

融点 (°C)	蒸気圧 (Pa)	水溶解性 (mg/L)
80~83 (実測値)	2.6×10^{-8} (25°C)	< 0.001 (20°C, pH 6.3~6.4、実測値)
137 (予測値)	5.0×10^{-6} (20°C、実測値)	1.3×10^{-5} (範囲 $4.2 \times 10^{-8} \sim 3.1 \times 10^{-5}$ 、予測値)
202 (予測値)	0.1 (100°C、実測値)	0.015 (予測値)
		0.42 (予測値)
		0.02 (実測値)
沸点 (°C)	log Kow	ヘンリー定数 (atm m ³ /mol)
> 180 (沸騰前に分解、実測値)	> 6.5 (23°C, pH 6.4、実測値)	6.5×10^{-13} (予測値)
> 230 (予測値)	7.3 (25°C、予測値)	6.2×10^{-8} (予測値)
478 (予測値)		

(ウ) 国内法令での規制状況及び製造・輸入数量等

UV-328 の国内法令での規制状況及び製造・輸入数量等の概要を表 3.1-7 に示す。

表 3.1-7 UV-328 の国内法令での規制状況及び製造・輸入数量等

CAS No.	物質名	官報公示整理番号	化審法	製造・輸入数量実績	その他適用法令
25973-55-1	UV-328	5-3604	既存	2016~18年度：1,000未満 2015年度：1,000 2014年度：1,000未満	水濁法：指定物質(フェノール類及びその塩類) 食品衛生法：添加剤

(エ) 有害性評価・リスク評価等の実施状況等

a. 化審法既存化学物質安全性（分解性・濃縮性）点検結果¹⁶

化審法における UV-328 の分解度点検結果を表 3.1-8 に示す。BOD による分解度は 8% 及び 2% であり、難分解性と判定されている。化審法における UV-328 の濃縮度点検結果を表 3.1-9 に示す。低濃縮性と判定されている。

表 3.1-8 UV-328 の分解性点検結果

被験物質名称	2-（2H-1, 2, 3-ベンゾトリアゾール-2-イル）-4, 6-ジ-tert-ペンチルフェノール	官報公示整理番号	5-3604
CAS 番号	25973-55-1	判定	難分解性
分解度（BOD）	8%（試験物質濃度：10 mg/L） 2%（試験物質濃度：20 mg/L）	分解度（GC）	—
試験期間	4 週間		
試験物質濃度	10 mg/L 20.3 mg/L	活性汚泥濃度	1%（都市下水処理場 活性汚泥の上澄液）

表 3.1-9 UV-328 の濃縮性点検結果

被験物質名称	2-（2H-1, 2, 3-ベンゾトリアゾール-2-イル）-4, 6-ジ-tert-ペンチルフェノール	官報公示整理番号	5-3604
CAS 番号	25973-55-1	判定	低濃縮性
濃縮倍率 （設定濃度）	570～1400 （定常状態の平均：944.68） （0.1 ppb）	濃縮倍率 （設定濃度）	620～1800 （定常状態の平均：-*） （0.01 ppb）
魚種	コイ	試験期間	60 日間

*最後の連続した 3 回の分析における濃縮倍率（平均）の変動が 20%を超えたため算出できなかった。

b. 環境省生態毒性試験結果

UV-328 について、環境省が生態影響試験を実施している¹⁷（表 3.1-10）。

¹⁶ J-CHECK：https://www.nite.go.jp/chem/jcheck/detail.action?cno=25973-55-1&mno=5-3604&request_locale=ja

¹⁷ J-CHECK：https://www.nite.go.jp/chem/jcheck/detail.action?cno=25973-55-1&mno=5-3604&request_locale=ja

表 3.1-10 UV-328 生態影響試験結果

試験の種類 (試験生物)	試験結果
藻類生長阻害試験 (ムレミカヅキモ)	72 時間 EC50 (速度法) ≥ 0.016 mg/L 72 時間 NOEC (速度法) ≥ 0.016 mg/L
ミジンコ急性遊泳阻害試験 (オオミジンコ)	48 時間 EC50 ≥ 0.083 mg/L
魚類急性毒性試験 (ヒメダカ)	96 時間 LC50 ≥ 0.078 mg/L

c. 厚生労働省既存化学物質毒性試験結果

UV-328 (2-(2H-ベンゾトリアゾール-2-イル)-4,6-ジ-tert-ペンチルフェノール) について、厚生労働省が哺乳類培養細胞を用いる染色体異常試験を実施している¹⁸。染色体異常試験の結果、短時間処理法及び連続処理法ともに染色体の構造異常及び倍数体の出現率の増加は認められなかった。一方、各処理法の陰性対照群における染色体の構造異常及び倍数体の出現率はすべて陰性の判定基準内にあり、試験施設の背景値と同様であった。更に、各処理法の陽性対照群における染色体構造異常の出現率はすべて陽性の判定基準を超え、試験施設の背景値と同様の顕著な誘発が認められた。

以上の結果から、2-(2H-ベンゾトリアゾール-2-イル)-4,6-ジ-tert-ペンチルフェノールは、本試験条件下において染色体の構造異常及び倍数体の誘発能は有さないものと判定されている。

d. 政府による GHS 分類結果

UV-328 について政府による GHS 分類結果が公表されている¹⁹。

表 3.1-11 UV-328 の政府による GHS 分類結果 (抜粋)

危険有害性項目	分類結果
特定標的臓器毒性 (反復暴露)	区分 1 (肝臓)、区分 2 (腎臓)
水性環境有害性 (急性)	区分外
水性環境有害性 (長期間)	区分 1

(オ) POPs 条約附属書 D に規定されるスクリーニング基準への適合性の検討

スイスからの提案文書に記載された情報について、「UV-328 の残留性、生物蓄積性等に関する情報」として取りまとめた【添付資料 7】。

上記の調査結果から得られた残留性、生物蓄積性に関する情報に基づき、POPs 条約附属書 D に規定されるスクリーニング基準 (表 3.1-4) のうち残留性及び生物蓄積性について、

¹⁸ https://dra4.nihs.go.jp/mhlw_data/jsp/FileListPage.jsp?parameter_csno=25973-55-1

¹⁹ <https://www.nite.go.jp/chem/ghs/15-mhlw-0058.html>

基準を満たすかどうか検討を行った。

検討結果を表 3.1-12 に示す。

表 3.1-12 UV-328 のスクリーニング基準への適合性

項目	残留性、生物蓄積性に関する情報	スクリーニング基準への適合性
残留性	<p>(i) 半減期に関する根拠</p> <ul style="list-style-type: none"> ・ 消失半減期 (DT₅₀) : 179~218 日 99~223 日 ・ 米国、ナラガンセット湾で、製造工程から環境中への放出が停止された数十年の堆積物から UV-327 及び UV-328 を検出 <p>(ii) その他の根拠</p> <ul style="list-style-type: none"> ・ 疎水性が高く、有機物に強く吸着又は吸収し、揮発性が低い ・ 水中に放出した場合、粒子や有機物に分配され、浮遊または沈着する可能性が高い ・ UV-328 を用いた水中又は堆積物中のシミュレーションはないが、類似構造を持つ M1 (CAS 84268-36-0) によるリードアクロスを実施 M1 の DT50 は、堆積物の種類によって最大で 238 日又は 248 日であり、残留性を有することを支持 	スクリーニング基準を満たす。
生物蓄積性	<p>(i) BCF/BAF の根拠</p> <ul style="list-style-type: none"> ・ 以下の情報に基づき生物蓄積性があると判断 <ul style="list-style-type: none"> – log Kow > 5 – BCF (実測値) 及び BAF (予測値) は生物蓄積性の閾値を超える – 代謝変換速度が低い ・ BCF : 5.6 × 10³ L/kg ww (非補正) 6.6 × 10³ L/kg ww (脂質補正) ・ 平均脂質補正 BCF : 5.5 × 10³ L/kg ww <p>(ii) その他の根拠</p> <ul style="list-style-type: none"> ・ UV-328 は環境条件下では主に中性型(neutral form)で存在 ・ 高次の生物に取り込まれた場合、代謝が遅いため生物蓄積する可能性あり ・ 中等栄養段階の魚類の BAF (予測値) : 8.7 × 10⁴ L/kg 	スクリーニング基準を満たす。

項目	残留性、生物蓄積性に関する情報	スクリーニング基準への適合性
	<p>ww</p> <p>AQUAWEB モデルによると、摂餌を考慮した場合、水生生物の BMF は十分大きい</p> <p>(iii) 生物蓄積性を示すモニタリングデータ</p> <ul style="list-style-type: none"> ・いくつかの調査で水生生物から数百 ng/g lw の濃度で検出 (例：1998～2009 年の有明海のスナメリの脂肪) —有明海のスナメリと水間の UV-327 の BAF: 3.3×10^4 L/kg ww (4 ng/g ww/0.12 ng/L) 小型魚類の BAF よりも約一桁高い (3.2×10^3 L/kg ww = 0.39 ng/g ww/0.12 ng/L) ただし、UV-328 の濃度は得られていない。 ・食品や人の脂肪組織から検出 ・水質、堆積物、下水処理施設、生物等や遠隔地からも検出 	

(2) 今後提案される可能性のある化学物質に関する調査

POPRC16 では、新規に POPs 候補物質が提案されたため、今後提案される可能性のある化学物質に関する調査は実施しなかった。

3.1.2 POPs 条約及び PIC 条約に関する海外情報調査

(1) 文献調査

176 物質について、分解性、蓄積性、有害性、長距離移動性に関する文献情報は無かった。

Pubmed 検索では、CAS 番号 17125-58-5 (lithium salt of perfluorooctanoic acid) の 1 物質のみで 11 報の文献が得られた。この 11 報の文献の概要を表 3.1-13 にまとめたが、PFOA のリチウム塩であることから、この物質に特化した情報はなかった。

OECD のリストには、176 物質のうち以下の 8 物質が PFOA 関連物質として収載されていた (表 3.1-14)。

各国の有害性評価書、欧州 REACH での登録文書は無かった。

(2) Type 分類調査

176 物質についてスイスから提示された Glüge et al., (2020) の文献の ESI (Electronic supplementary information) を参照し、提案された 176 物質について CAS 番号に基づき該当する情報源の分類 (Type 分類) を調査した結果を表 3.1-15 に示す。

176 物質のうち、情報源として用途情報であるのが 23 物質、製品中からの検出であるのが 33 物質、特許情報であるのが 96 物質（うち、特許情報のみであるのは 89 物質）、過去に承認されたものが 3 物質、情報源不明なものが 39 物質であった。

表 3.1-13 CAS 番号 17125-58-5 (lithium salt of perfluorooctanoic acid) について Pumed 検索で得られた文献の概要

タイトル	概要	著者	出典
Concentration- and nutrient-dependent cellular responses of microalgae <i>Chlorella pyrenoidosa</i> to perfluorooctanoic acid	<p>PFOA は、新興の POPs であり、水生生物に毒性効果をもたらす可能性があるが、一般的に PFOA の暴露濃度が高く、栄養価の高い環境下で評価されており、実際の環境とは一致していない。そこで本研究では、PFOA の水生生物に対する毒性影響を総合的に理解するために、異なる濃度 (≤ 1.0 mg/L) 及び栄養条件での微細藻類 <i>Chlorella pyrenoidosa</i> の PFOA に対する細胞応答を調査した。その結果、1.0 mg/L 以下の濃度の PFOA は、藻類の生育やクロロフィル含量に大きな影響を与えず、膜の完全性や形態を破壊するような酸化的損傷は発生しなかった。しかし、窒素、リン制限条件及び飢餓条件では、藻類の生育及びクロロフィル含量が有意に低下し、酸化ストレスを誘発して細胞膜の構造と機能が破壊された。さらに、リンの欠乏は窒素の欠乏よりも藻類に深刻な悪影響を及ぼし、いずれも 1.0 mg/L の PFOA に対する微細藻類の毒性反応に影響を与えていた。藻類細胞による PFOA の吸着・取り込み率はいずれも 10% 以下であり、窒素、リン制限条件および飢餓条件下では吸着量は増加したが取り込み量は減少した。これらの知見は、水生環境における微細藻類に対する PFOA の毒性効果を理解する上で有用である。</p>	Hu Y, Meng FL, Hu YY, Habibul N, Sheng GP.	Water Res. 2020 Oct 15;185:116248.

タイトル	概要	著者	出典
<p>A critical review of perfluorooctanoate and perfluorooctanesulfonate exposure and immunological health conditions in humans</p>	<p>PFOA と PFOS はヒトにおいて免疫毒性があるかどうかは不明であることから、本稿では、PFOA 及び PFOS への曝露とヒトにおける様々な免疫関連の健康状態との関連性に関する疫学的証拠を体系的かつ批判的にレビューした。免疫バイオマーカーレベルや遺伝子発現パターンの研究 10 件、アトピーやアレルギー性疾患の研究 10 件、感染症の研究 5 件、ワクチン反応の研究 4 件、慢性炎症性疾患や自己免疫疾患の研究 5 件（複数のエンドポイントを評価した研究も含む）など、24 件の疫学研究で PFOA や PFOS と免疫関連の健康状態との関連性が報告されている。最もよく研究されている喘息は 7 件の研究で評価された。特定の健康状態を対象とした研究が少なく、方法論的に限定されていることが多く、結果に一貫性がなく、観察された関連性の説明として交絡、偏り、または偶然性を除外することができないため、利用可能な疫学的証拠は、PFOA 及び PFOS への曝露とヒトの免疫関連の健康状態との間の因果関係についての結論を出すには不十分である。このような研究を解釈する際には、臨床的な異常を示す証拠がない場合には、免疫不全が存在すると推定すべきではない。特定のエンドポイントとの示唆的な関連性を確認するためには、独立した集団での反復曝露評価を伴う大規模なプロスペクティブ研究が必要である。</p>	<p>Chang ET, Adami HO, Boffetta P, Wedner HJ, Mandel JS.</p>	<p>Crit Rev Toxicol. 2016;46 (4):279-331.</p>

タイトル	概要	著者	出典
Alternative and Legacy Perfluoroalkyl Substances: Differences between European and Chinese River/Estuary Systems	<p>厳しくなる規制の影響で、PFAS の生産はアジアの規制の低い国に委託されている。さらに、フッ素樹脂業界では、2,3,3,3,3-テトラフルオロ-2-(1,1,2,2,3,3,3,3-ヘプタフルオロプロポキシ)プロパン酸(HFPO-DA)などのフッ素化代替品の使用が始まっている。2013年8月から2014年9月にかけて、ドイツのエルベ川とライン川、オランダのライン・ミューズデルタ、中国のシャオチン川の河川・河口域における HFPO-DA とレガシーPFAS の表流水域での発生と分布を調査した。特に中国のサンプルは、主に PFOA を排出する工業用点源によって高濃度に汚染されていた。この点源では、HFPO-DA が 73.1 ng/L の濃度で支配的な化合物であったスホール川 (オランダ) の 6000 倍以上の濃度が観測された。さらに、北海の海岸線に沿ったすべてのサンプルから HFPO-DA が検出されたことから、この化合物はライン・ミューズのデルタから水流を介してドイツ湾に運ばれている可能性が示唆された。我々の知る限りでは、フッ素化代替物質である HFPO-DA がドイツと中国の表層水から初めて検出された。</p>	Heydebreck F, Tang J, Xie Z, Ebinghaus R.	Environ Sci Technol. 2015 Jul 21;49 (14):8386-95.

タイトル	概要	著者	出典
Acute inhalation toxicity of ammonium perfluorononanoate	<p>ペルフルオロノナン酸アンモニウム (CAS 登録番号 4149-60-4) は、昇華する白い粉末である。雄性ラットにおけるその急性吸入毒性を調査するため、雄性ラットを 67~4600 mg/m³ の範囲の粉塵濃度に 4 時間暴露した。LC50 は 820 mg/m³ と決定され、最低致死濃度は 590 mg/m³ であった。パーフルオロノナン酸アンモニウムは急性吸入経路では中程度の毒性に分類された。パーフルオロノナン酸アンモニウムに暴露すると、肝臓の大きさが顕著に増加した。パーフルオロノナン酸アンモニウムの急性毒性は炭素数 8 の同族体であるパーフルオロオクタン酸アンモニウムに似ているが、炭素数 10 の同族体であるパーフルオロ-n-デカン酸よりはかなり低いと思われる。</p>	Kinney LA, Chromey NC, Kennedy GL Jr.	Food Chem Toxicol. 1989 Jul;27 (7):465-8.

タイトル	概要	著者	出典
Dermal toxicity of ammonium perfluorooctanoate	<p>ペルフルオロオクタン酸アンモニウム (CAS 登録番号 3825-26-2) は皮膚に接触する可能性がある微細な白色粉末として存在するため、その皮膚毒性をウサギとラットで調べた。0.5 g を 24 時間皮膚に塗布したところ、ウサギの皮膚に軽度の刺激性を示した。経皮 LD50 はウサギで 4300 mg/kg、雄ラットで 7000 mg/kg、雌ラットで 7500 mg/kg 以上であった。ラットの皮膚はウサギの皮膚に比べて刺激性が少なく、一般的な効果はオス (メスに比べて) ラットの方が顕著であった。0、20、200 または 2000 mg/kg のいずれかを用いた亜慢性的な経皮処理 (10 回塗布、5 回投与、2 回休息日、5 回投与) は、それぞれ体重の軽度または著しい減少をもたらした。肝作用を示す血清酵素活性の上昇が投与ラットで認められた。肝重量が増加し、肝細胞の壊死と肥大が顕微鏡的に観察された。また、2000 mg/kg 投与群では塗布部位で表皮壊死が認められた。血中有機フッ素量は用量に応じて増加した。また、血中有機フッ素の存在により、事前の曝露が明らかになったが、治療に関連した毒性所見はすべて 42 日間の回復期間中に消失した。</p>	Kennedy GL Jr.	Toxicol Appl Pharmacol. 1985 Nov;81 (2):348-55.

タイトル	概要	著者	出典
Seasonal variations and spatial distributions of perfluoroalkyl substances in the rivers Elbe and lower Weser and the North Sea	<p>ドイツのエルベ川とヴェーザー川下流域及び北海を対象に、表層水域における PFAS の空間分布と季節変動を調査した。その結果、ΣPFAS 濃度はエルベ川では 4.1~250ng/L、ヴェーザー川下流では 3.8~16ng/L、北海では 0.13~10ng/L の範囲であった。最も多いのは PFBS で、河川水では 24%、海水では 31% を占めた。エルベ川水中の PFHxA と PFOA の濃度は、2011 年に有意な季節変動を示した。この季節変動は、放流量の変動と関連している可能性がある。PFOA と PFHxA の濃度が最も高かったのは 8 月であった。ピアソン相関から、PFBA と PFBS は他の PFAS とは異なる出所を有しており、現在の C4 ベースの製品の製造と使用でその違いを説明できる可能性があることが示された。エルベ川における個々の物質と ΣPFAS の推定フラックスは、有意な季節変動を示さなかった。北海への PFASs の年間放出量は、エルベ川から 335±100 kg/年、ヴェーザー川から 102±22 kg/年と推定された。</p>	Zhao Z, Xie Z, Tang J, Sturm R, Chen Y, Zhang G, Ebinghaus R.	Chemosphere. 2015 Jun; 129:118-25.

タイトル	概要	著者	出典
Inhalation toxicity of ammonium perfluorooctanoate	<p>ペルフルオロオクタン酸アンモニウム (CAS 登録番号 3825-26-1) は、昇華する白い粉末であるため、その吸入毒性が雄性ラットで研究された。この化合物は、1回の4時間暴露で中等度の毒性を示し、LC50は980 mg/m³であった。この濃度では、肝臓の大きさや角膜の不透明度が増加した。両方の所見は、暴露後の時間の増加とともに減少した。頭部のみを亜慢性吸入暴露 (0、1、8 または 84 mg/m³ に 6時間/日、5日/週、2週間) では、84 mg/m³ で体重増加が抑制された。可逆的な肝重量増加、血清酵素活性の可逆的増加、および壊死を含む顕微鏡的な肝臓病理学が 8 および 84 mg/m³ 暴露でみられた。眼の変化は認められなかった。血中の有機フッ化水素濃度は、84 mg/m³ で処理したラットでは初期濃度が 108 ppm であり、84 日後には 0.84 ppm まで低下し、血中半減期は 5~7 日であった。無影響濃度は 1 mg/m³ であり、1 mg/m³ の大気暴露 10 回目の直後のラットでは血中有機フッ化物濃度は平均 13 ppm 検出された。</p>	Kennedy GL Jr, Hall GT, Brittelli MR, Barnes JR, Chen HC.	Food Chem Toxicol. 1986 Dec;24(12):1325-9.

タイトル	概要	著者	出典
Perfluoroalkyl acids (PFAAs) in riverine and coastal sediments of Laizhou Bay, North China	<p>本研究では、中国の莱州湾と隣接する河川の表層堆積物中の PFCAAs 及び PFSAAs を含む PFAAs の濃度と分布を調査した。Σ PFAAs は、沿岸堆積物 (平均 0.76 ng/g dw) に比べて、河川堆積物 (平均 5.25 ng/g dw) で高い値を示した。PFAAs の中では PFOA が主な化合物であり、70%の試料でΣ PFAA 濃度の 50% から 97%を占めていた。最も高い濃度が検出されたのは小青江であり、これは近くのプロセス化学工業が急速に発展したためであると考えられる。莱州湾における PFAAs の分布には、流体力学が強く影響していることがわかった。短鎖型 PFAA (C≤8) の親水性によって、海流を介して湾内に運ばれ、浮遊物質に吸着して沈着することが可能になった。また、小青江では、世界中で調査された堆積物の中で最も高い PFOA 濃度 (76.9 ng/g dw) を示しており、この河川の底生生物にとって潜在的な脅威となっている可能性がある。</p>	Zhao Z, Tang J, Xie Z, Chen Y, Pan X, Zhong G, Sturm R, Zhang G, Ebinghaus R.	Sci Total Environ. 2013 Mar 1;447 :415-23.

タイトル	概要	著者	出典
[Hepatotoxicity of perfluorooctanoic acid in human hepatocytes using metabonomics]	<p>メタボノミクス的手法で異なる用量の PFOA に 72 時間暴露した L-02 ヒト肝細胞の代謝プロファイリングを調べたところ、スコアプロットでは、用量依存性の分布が観察された。さらに、PFOA の毒性と密接に関連する 18 種類の代謝物がバイオマーカーとして同定された。その中には、カルニチンとアシルカルニチン、ヌクレオシドとヌクレオシド抱合体、アミノ酸とアミノ酸抱合体などが含まれていた。その中で、脂肪酸代謝に重要な役割を果たすカルニチンとその代謝物については、対照群と用量群で有意な変化が認められた。一方、遺伝子マイクロアレイ解析では、コレステロール生合成に関与するいくつかの遺伝子が劇的にアップレギュレーションされていた。コレステロール生合成の障害は脂肪酸代謝に悪影響を及ぼし、その結果、投与群ではカルニチンの減少とアシルカルニチンの増加を誘導する可能性があることが示唆された。また、プリン代謝、トリカルボン酸サイクル、糖リン脂質代謝、アミノ酸代謝も PFOA に対する毒性反応に関与している可能性がある。</p>	Peng S, Yan L, Zhang J, Shen H.	Se Pu. 2012 Feb;30(2):123-7.

タイトル	概要	著者	出典
Perfluorooctane sulfonate (PFOS) and perfluorooctanoic acid (PFOA) in sewage treatment plants	<p>本研究では、実規模の下水処理場の生物学的単位での PFOS と PFOA の濃度を測定した。流入水、一次排水、曝気槽排水、最終排水及び一次活性化、二次及び嫌気性消化汚泥を 1 年間に 5 回のサンプリングで採取した。この研究のために選択された 2 つの下水処理場 (STP) は、受け入れている排水の 95% が生活排水である A 工場と、60% の工業廃水と 40% の生活排水を受け入れている B 工場である。PFOS と PFOA は、B 工場で A 工場に比べて水試料及び汚泥試料中に高濃度で観察された。PFOS の質量流量は、A 工場の二次処理後も一定であったが、B 工場の従来型活性汚泥法 (CAS) では有意に増加した (平均 94.6%)。これらの結果は、短い汚泥滞留時間 (SRT) で運転されている活性汚泥プロセスの処理後も、これら 2 つの化合物の質量流量が一定であることを示唆している。PFOS の季節変動は A 工場で認められたが、PFOA については両工場で有意な季節変動は認められなかった。</p>	Yu J, Hu J, Tanaka S, Fujii S.	Water Res. 2009 May;43 (9):2399-408.

タイトル	概要	著者	出典
Complete mineralization of perfluorooctanoic acid (PFOA) by γ -irradiation in aqueous solution	<p>PFOA は環境汚染物質の一つであり、従来の処理法では分解が困難であることから、その分解についての関心が高まっている。本研究では、$(60)\text{Co}$ 線源を用いた γ 線照射により、PFOA の迅速かつ完全な鉱化と同時に脱フッ素を達成した。 γ 線照射による PFOA の分解速度は高く、$\text{pH}13.0$ の N_2 飽和条件下では、擬一次速度定数 0.67h^{-1} を達成することができた。実験結果と量子化学計算の結果から、PFOA の分解には 2 つのラジカル、すなわちヒドロキシルラジカル ($-\text{OH}$) と水性電子 (eaq^-) が関与しており、eaq^- または $-\text{OH}$ だけでは PFOA の完全な無機化を達成できない可能性があることが確認された。その結果、$-\text{OH}$ と eaq^- の相乗効果により、$\text{C}-\text{C}$ 結合及び $\text{C}-\text{F}$ 結合の開裂が起こり、PFOA の完全な無機化が達成された。また、中間生成物を同定し、分解経路を提案した。本研究の結果は、フッ素化学物質やその他の難分解性汚染物質を完全に無機化するための有用かつ高効率なアプローチを提供できる可能性がある。</p>	Zhang Z, Chen JJ, Lyu XJ, Yin H, Sheng GP.	Sci Rep. 2014 Dec 10;4: 7418.

表 3.1-14 OECD リストに掲載されていた 8 物質

CAS 番号	Class
72623-77-9	PFOA P3: Perfluoro carboxylic compounds
93857-45-5	F8: Fluoro phosphate compounds
63295-18-1	F1: Fluoro alcohol compounds F8: Fluoro phosphate compounds
93776-21-7	F8: Fluoro phosphate compounds
63295-20-5	F1: Fluoro alcohol compounds F8: Fluoro phosphate compounds
38565-53-6	F17: Partial fluoro& miscellaneous fluoro compounds
142636-88-2	F5: Fluoro ester compounds
90179-39-8	PFOA

表 3.1-15 176 物質についての Glüge et al., (2020) の Type 分類

通し 番号	CAS No.	Designation	Type 分類 ^注
1	17125-58-5	Octanoic acid, 2,2,3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,8-pentadecafluoro-, lithium salt (1:1)	U
2	72623-77-9	Fatty acids, C6-18, perfluoro, ammonium salts	-
3	176676-70-3	1-Pentadecanol, 3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,9,9,10,10,11,11,12,12,13,13,14,14,15,15,15-heptacosafuoro-	-
4	1545-59-1	1-Tridecanol, 3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,9,9,10,10,11,11,12,12,13,13,13-tricosafuoro-	-
5	87017-97-8	1-Undecanol, 3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,9,9,10,10,11,11,11-nonadecafluoro-	-
6	191852-87-6	Undecanoic acid, 3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,9,9,10,10,11,11,11-nonadecafluoro-	-
7	93857-45-5	1-Dodecanol, 3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,9,9,10,10,11,11,12,12,12-heneicosafuoro-, 1-(dihydrogen phosphate), ammonium salt (1:2)	U

通し 番号	CAS No.	Designation	Type 分類 ^註
8	63295-18-1	1,2-Undecanediol, 4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,9,9,10, 11,11,11-hexa decafluoro-10-(trifluoromethyl)-, 1-(dihydrogen phosphate), diammonium salt	P
9	63295-19-2	1,2-Undecanediol, 4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,9,9,10, 11,11,11-hexa decafluoro-10-(trifluoromethyl)-, 1-(dihydrogen phosphate), compd. with 2,2'-iminobis[ethanol] (1:2)	P
10	63295-23-8	2-Undecanol, 4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,9,9,10,11,11,11- hexadecafluoro-10-(trifluoromethyl)-, dihydrogen phosphate, diammonium salt	P
11	63295-24-9	Acetic acid, 2-[[3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,9,10,10, 10-hexadeca fluoro-1-[(phosphonooxy)methyl]-9-(trifluoromethyl) decyl]oxy]-, ammonium salt (1:2)	P
12	63295-22-7	1-Undecanol, 2-chloro-4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,9,9,10, 11,11,11- hexadecafluoro-10-(trifluoromethyl)-, dihydrogen phosphate	P
13	90179-37-6	2-Undecanol, 4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,9,9,10,10,11, 11,11- heptadecafluoro-, dihydrogen phosphate, potassium salt	P
14	98005-85-7	Diphosphoric acid, mono(3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8, 9,9,10,10,10- heptadecafluorodecyl) ester, compd. with 2,2',2''- nitrilotris[ethanol] (1:3)	AP
15	98005-84-6	Diphosphoric acid, mono(3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8, 9,9,10,10,10- heptadecafluorodecyl) ester, compd. with 2-aminoethanol (1:3)	AP
16	1158182-60-5	Phosphoric acid, mono(3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8, 9,9,10,10,11,11,12,12,12-heneicosafuoro dodecyl) mono(3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,9,9,10, 10,10- heptadecafluorodecyl) ester	D
17	1578186-42-1	Phosphoric acid, mono(3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8, 9,9,10,10,10- heptadecafluorodecyl) mono(3,3,4, 4,5,5,6,6,7,7,8,8,9,9,10,10,11,11,12,12,13,13,14,14,14- pentacosafuorotetradecyl) ester	D
18	1158182-61-6	Phosphoric acid, mono(3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,9, 9,10,10,11,11,12,12,12-heneicosafuorododecyl) mono(3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,9,9,10,10,11,11,12,12,13,13,14,1	-

通し 番号	CAS No.	Designation	Type 分類 ^註
		4,14-pentacosafuorotetradecyl) ester	
19	93776-20-6	1-Decanol, 3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,9,9,10,10,10-heptadecafluoro-, 1-(dihydrogen phosphate), ammonium salt (1:1)	U
20	93776-21-7	1-Dodecanol, 3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,9,9,10,10,11,11,12,12,12-heneicosafuoro-, 1-(dihydrogen phosphate), ammonium salt (1:1)	U
21	63295-20-5	1,2-Undecanediol, 4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,9,9,10,11, 11,11-hexadecafluoro-10-(trifluoromethyl)-, 1,1'-(hydrogen phosphate)	P
22	63295-26-1	1-Undecanol, 2-chloro-4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,9,9, 10,11,11,11-hexadecafluoro-10-(trifluoromethyl)-, hydrogen phosphate	P
23	2342-53-5	1-Nonadecanol, 12,12,13,13,14,14,15,15,16, 16,17,17,18,18,19,19,19-heptadecafluoro-, dihydrogen phosphate	AP
24	1578186-53-4	Phosphoric acid, 3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,9,9,10, 10,10-heptadecafluorodecyl bis(3,3,4,4,5,5,6,6, 7,7,8,8,8-tridecafluorooctyl) ester	D
25	1578186-56-7	Phosphoric acid, bis(3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,9,9, 10,10,10-heptadecafluorodecyl) 3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,8-tridecafluorooctyl ester	D
26	1578186-64-7	Phosphoric acid, 3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,9,9,10,10, 11,11,12,12,12-heneicosafuorododecyl 3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,9,9,10,10,10-heptadecafluorodecyl 3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,8-tridecafluorooctyl ester	D
27	1578186-57-8	Phosphoric acid, 3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,9,9,10,10, 11,11,12,12,12-heneicosafuorododecylbis (3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,8-tridecafluorooctyl) ester	D
28	149790-22-7	1-Decanol, 3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,9,9,10,10,10-heptadecafluoro-, 1,1',1''-phosphate	D

通し 番号	CAS No.	Designation	Type 分類 ^註
29	441765-20-4	1-Decanesulfonamide, 3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,9, 9,10,10,10-heptadecafluoro-N-[3-(phosphono oxy)propyl]-N-propyl-, sodium salt (1:2)	P
30	146955-29-5	2-Propenoic acid, 3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,9,9,10, 10,10-heptadecafluoro-1-(hydroxymethyl)decyl ester	P
31	76962-34-0	2-Propenoic acid, 4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,9,9,10,10, 11,11,11-heptadecafluoro-2-hydroxyundecyl ester	P
32	146090-84-8	Silane, triethoxy(3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,9,9,10,10, 11,11,12,12,12-heneicosafuorododecyl)-	-
33	123445-18-1	Silane, (3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,9,9,10,10,11,11, 12,12,12-heneicosafuorododecyl)trimethoxy-	-
34	77117-48-7	Decane, 1,1,1,2,2,3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8-heptadecafluoro-	P
35	1835250-28-6	Undecane, 1,1,1,2,2,3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8-heptadecafluoro-	P
36	182130-12-7	Dodecane, 1,1,1,2,2,3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8-heptadecafluoro-	P
37	1835250-47-9	Tridecane, 1,1,1,2,2,3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8-heptadecafluoro-	P
38	182130-14-9	Tetradecane, 1,1,1,2,2,3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8-heptadecafluoro-	P
39	182130-15-0	Pentadecane, 1,1,1,2,2,3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8-heptadecafluoro-	P
40	6145-05-7	Hexadecane, 1,1,1,2,2,3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8-heptadecafluoro-	P
41	931415-52-0	Heptadecane, 1,1,1,2,2,3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8-heptadecafluoro-	P
42	138472-76-1	Octadecane, 1,1,1,2,2,3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8-heptadecafluoro-	P
43	117146-18-6	Tetracosane, 1,1,1,2,2,3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8-heptadecafluoro-	P
44	133310-73-3	Hexacosane, 1,1,1,2,2,3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8-heptadecafluoro-	P
45	137338-39-7	Octacosane, 1,1,1,2,2,3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8-heptadecafluoro-	P
46	137338-40-0	Triacotane, 1,1,1,2,2,3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8-heptadecafluoro-	P

通し 番号	CAS No.	Designation	Type 分類 ^註
47	137338-41-1	Dotriacontane, 1,1,1,2,2,3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8- heptadecafluoro-	P
48	154478-87-2	Dodecane, 1,1,1,2,2,3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8, 9,9,10,10- heneicosafuoro-	P
49	1835251-22-3	Tridecane, 1,1,1,2,2,3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8, 9,9,10,10- heneicosafuoro-	P
50	1244062-17-6	Tetradecane, 1,1,1,2,2,3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8, 9,9,10,10- heneicosafuoro-	P
51	250738-42-2	Pentadecane, 1,1,1,2,2,3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8, 9,9,10,10- heneicosafuoro-	P
52	116177-54-9	Hexadecane, 1,1,1,2,2,3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8, 9,9,10,10- heneicosafuoro-	P
53	200817-54-5	Heptadecane, 1,1,1,2,2,3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8, 9,9,10,10- heneicosafuoro-	P
54	93454-70-7	Octadecane, 1,1,1,2,2,3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8, 9,9,10,10- heneicosafuoro-	P
55	125635-85-0	Nonadecane, 1,1,1,2,2,3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8, 9,9,10,10- heneicosafuoro-	P
56	90499-29-9	Eicosane, 1,1,1,2,2,3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8, 9,9,10,10- heneicosafuoro-	P
57	93454-71-8	Docosane, 1,1,1,2,2,3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8, 9,9,10,10- heneicosafuoro-	-
58	133299-41-9	Eicosane, 1,1,1,2,2,3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8, 13,13,14,14,15,15,16,16,17,17,18,18,19,19,20,20,20- tetratriacontafluoro-	P
59	100550-08-1	Tetracosane, 1,1,1,2,2,3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,17, 17,18,18,19,19,20,20,21,21,22,22,23,23,24, 24,24- tetratriacontafluoro-	P
60	1244062-16-5	9-Tetracosene, 1,1,1,2,2,3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8- heptadecafluoro-	-
61	31200-97-2	1-Undecanol, 4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,9,9,10,11,11,11- hexadecafluoro-10-(trifluoromethyl)-	P
62	423-56-3	1-Nonanol, 2,2,3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,9,9,9-heptadecafluoro-	-

通し 番号	CAS No.	Designation	Type 分類 ^註
63	307-37-9	1-Decanol, 2,2,3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,9,9, 10,10,10-nonadecafluoro-	-
64	307-46-0	1-Undecanol, 2,2,3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,9,9, 10,10,11,11,11-heneicosafuoro-	-
65	135984-68-8	Decanal, 3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,9,9,10,10,10-heptadecafluoro-	-
66	864551-38-2	Dodecanal, 3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,9,9,10,10, 11,11,12,12,12-heneicosafuoro-	-
67	864551-40-6	2-Dodecanal, 3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,9,9,10,10,11, 11,12,12,12-eicosafuoro-	-
68	63967-40-8	Nonanal, 2,2,3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,9,9,9-heptadecafluoro-	-
69	335-73-9	Decanal, 2,2,3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,9,9,10,10,10-nonadecafluoro-	-
70	63967-42-0	Undecanal, 2,2,3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,9,9,10,10,11,11,11-heneicosafuoro-	-
71	56900-98-2	Ethanol, 2-[2-[(3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,9,9, 10,10,10-heptadecafluorodecyl)oxy]ethoxy]-	P
72	88243-13-4	Propanol, [2-[(3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,9,9,10,10, 10-heptadecafluorodecyl)oxy]methylethoxy]-	P
73	88243-12-3	Ethanol, 2-[2-[2-[(3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,9,9,10, 10,10-heptadecafluorodecyl)oxy]methylethoxy] methylethoxy]-	P
74	55427-54-8	3,6,9,12-Tetraoxadocosan-1-ol, 15,15,16,16,17, 17,18,18,19, 19,20,20,21,21,22,22,22-heptadecafluoro-	P
75	88271-22-1	3,6,9,12-Tetraoxadocosan-1-ol, 15,15,16,16,17, 17,18,18,19,19, 20,20,21,21,22,22,22-heptadecafluorodimethyl-	P
76	88243-14-5	3,6,9,12-Tetraoxadocosan-1-ol, 15,15,16,16,17, 17,18,18,19,19, 20,20,21,21,22,22,22-heptadecafluorotetramethyl-	P
77	88243-15-6	3,6,9,12,15-Pentaoxapentacosan-1-ol, 18,18,19, 19,20, 20,21,21,22,22,23,23,24,24,25,25,25-heptadecafluoropentamethyl-	P

通し 番号	CAS No.	Designation	Type 分類 ^註
78	88247-39-6	3,6,9,12,15,18-Hexaoxaoctacosan-1-ol, 21,21,22, 22,23, 23,24,24,25,25,26,26,27,27,28,28,28-heptadecafluoro-	P
79	88243-11-2	3,6,9,12,15,18-Hexaoxaoctacosan-1-ol, 21,21,22, 22,23,23,24, 24,25,25,26,26,27,27,28,28,28-heptadecafluoropentamethyl-	P
80	88243-16-7	3,6,9,12,15,18-Hexaoxaoctacosan-1-ol, 21,21,22, 22,23,23, 24,24,25,25,26,26,27,27,28,28,28-heptadecafluoro hexamethyl-	P
81	88243-10-1	3,6,9,12,15,18,21-Heptaoxahentriacontan-1-ol, 24,24,25,25, 26,26,27,27,28,28,29,29,30, 30,31,31,31- heptadecafluoropentamethyl-	P
82	88247-40-9	3,6,9,12,15,18,21,24-Octaoxatetracontan-1-ol, 27,27,28,28,29,29,30,30,31,31,32,32,33,33,34,34,34- heptadecafluoro-	P
83	88243-17-8	3,6,9,12,15,18,21,24-Octaoxatetracontan-1-ol, 27,27,28,28,29,29,30,30,31,31,32,32,33,33,34,34,34- heptadecafluorooctamethyl-	P
84	88243-09-8	3,6,9,12,15-Pentaoxapentacosan-1-ol, 18,18, 19,19,20, 20,21,21,22,22,23,23,24,24,25,25,25- heptadecafluoropentamethyl-, acetate	P
85	121500-31-0	1,2-Propanediol, 3-[(3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8, 9,9,10,10,10- heptadecafluorodecyl)oxy]-	P
86	67549-47-7	11,14,17,20,23,26,29,32-Octaoxaotetracontan-33-one, 1,1,1,2,2,3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8-heptadecafluoro-	U
87	67535-33-5	Tridecanoic acid, 27,27,28,28,29,29,30,30,31,31, 32,32,33,33, 34,34,34-heptadecafluoro-3,6,9,12, 15,18,21,24-octaoxatetra triacont-1-yl ester	-
88	38565-53-6	Oxirane, 2-(2,2,3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,9,9,9-heptadecafluoro nonyl)-	P
89	114482-33-6	Oxirane, 2-[(3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,9,9,10,10,10- heptadecafluorodecyl)oxy]methyl]-	-
90	99679-40-0	1-Decanaminium, N,N-diethyl-3,3,4,4,5,5, 6,6,7,7,8,8,9,9,10,10,10-heptadecafluoro-2-hydroxy-N- methyl-, iodide (1:1)	-

通し 番号	CAS No.	Designation	Type 分類 ^註
91	93776-18-2	1-Undecanaminium, 4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,9,9,10,10, 11,11,11-heptadecafluoro-2-hydroxy-N,N-bis(2-hydroxyethyl)-N-methyl-, iodide (1:1)	P
92	94817-79-5	2-Undecanol, 3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,9,9,10,10,11, 11,11-nonadecafluoro-1-[(1-methylpropyl) amino]-	P
93	94817-80-8	2-Dodecanol, 4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,9,9,10,10,11,11, 12,12,12-nonadecafluoro-1-[(1-methylpropyl) amino]-	P
94	121912-26-3	1-Propanaminium, 3-[[4-[(3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,9,9,10,10,10-heptadecafluorodecyl)oxy]-1,4-dioxo-2-buten-1-yl]amino]-N,N,N-trimethyl-, iodide (1:1)	-
95	25935-14-2	Pyridinium, 1-(3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,9,9,10, 10,10-heptadecafluorodecyl)-, iodide (1:1)	-
96	100155-23-5	Ethanaminium, N-ethyl-2-[[[[3-[[[3-[[[3-[[[3-[[[(3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,9,9,10,10,10-heptadecafluorodecyl)oxy]carbonyl]amino]methylphenyl]amino]carbonyl]amino]methylphenyl]amino]carbonyl]amino]methylphenyl]amino]carbonyl]oxy]-N,N-dimethyl-, ethyl sulfate	P
97	100107-48-0	Ethanaminium, N-ethyl-2-[[[[3-[[[3-[[[3-[[[(3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,9,9,10,10,10-heptadecafluorodecyl)oxy]carbonyl]amino]methylphenyl]carbonimidoyl]amino]methylphenyl]carbonimidoyl]amino]methylphenyl]amino]carbonyl]oxy]-N,N-dimethyl-, ethyl sulfate	P
98	2089109-26-0	1-Decanaminium, N-(carboxymethyl)-3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,9,9,10,10,10-heptadecafluoro-N,N-dimethyl-	D
99	2089109-27-1	1-Dodecanaminium, N-(carboxymethyl)-3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,9,9,10,10,11,11,12,12,12-heneicosfluoro-N,N-dimethyl-	-
100	145441-32-3	1-Decanaminium, N-(carboxymethyl)-3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,9,9,10,10,10-heptadecafluoro-N,N-dimethyl-, inner salt	-
101	171184-16-0	1-Dodecanaminium, N-(carboxymethyl)-4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,9,9,10,10,11,11,12,12,12-nonadecafluoro-N,N-dimethyl-, inner salt	U, D

通し 番号	CAS No.	Designation	Type 分類 ^註
102	171184-17-1	1-Tetradecanaminium, N-(carboxymethyl)- 4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,9,9,10,10,11,11,12,12,13,13,14,14,14- tricosafuoro-N,N-dimethyl-, inner salt	U, D
103	171184-04-6	1-Dodecanaminium, N-(carboxymethyl)- 3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,9,9,10,10,11,11,12,12,12-eicosafuoro- N,N-dimethyl-, inner salt	U, D
104	2089109-30-6	1-Dodecanaminium, N-(carboxymethyl)-5,5,6,6, 7,7,8,8,9,9,10,10,11,11,12,12,12-heptadeca fluoro-N,N- dimethyl-	D
105	80234-03-3	1-Undecanaminium, 2-(acetyloxy)-N-(carboxy methyl)- 4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,9,9,10,10,11,11,11-heptadecafluoro-N,N- dimethyl-, inner salt	U
106	80244-66-2	1-Tridecanaminium, 2-(acetyloxy)-N-(carboxy methyl)- 4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,9,9,10,10,11,11,12, 12,13,13,13- heneicosafuoro-N,N-dimethyl-, inner salt	U
107	34143-74-3	1-Decanethiol, 3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,9,9,10,10, 10- heptadecafluoro-	P
108	76830-13-2	2-Propenamide, telomer with 3,3,4,4,5,5,6,6,7,7, 8,8,9,9,10,10,10-heptadecafluoro-1-decanethiol	-
109	121913-10-8	2-Propenamide, telomer with 3,3,4,4,5,5,6,6,7,7, 8,8,9,9,10, 10,11,11,12,12,12-heneicosafuoro-1-dodecanethiol	-
110	39108-34-4	1-Decanesulfonic acid, 3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,9, 9,10,10,10- heptadecafluoro-	D, P
111	120226-60-0	1-Dodecanesulfonic acid, 3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8, 8,9,9,10,10,11,11,12,12,12-heneicosafuoro-	-
112	438237-73-1	1-Decanesulfonic acid, 3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,9, 9,10,10,10- heptadecafluoro-, potassium salt (1:1)	-
113	63225-57-0	1-Decanol, 3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,9,9,10,10,10-hepta decafluoro-, 1-(hydrogen sulfate), ammonium salt (1:1)	P
114	63255-58-1	1-Dodecanol, 3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,9,9,10,10, 11,11,12,12,12-heneicosafuoro-, 1-(hydrogen sulfate), ammonium salt (1:1)	P

通し 番号	CAS No.	Designation	Type 分類 ^註
115	54950-06-0	Butanedioic acid, 2-sulfo-, 1,4-bis(3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,9,9,10,10,10-heptafluorodecyl) ester, sodium salt (1:1)	-
116	441765-12-4	Acetic acid, 2-[(3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,9,9,10,10,10-heptafluorodecyl)thio]-, lithium salt (1:1)	P
117	54207-62-4	Propanoic acid, 3-[(3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,9,9,10,10,10-heptafluorodecyl)thio]-	D
118	481050-04-8	Propanoic acid, 3-[(3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,9,9,10,10,10-heptafluorodecyl)thio]-, lithium salt (1:1)	-
119	441765-14-6	Ethanesulfonic acid, 2-[(3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,9,9,10,10,10-heptafluorodecyl)thio]-, lithium salt (1:1)	P
120	160819-47-6	2-Propanol, 1,3-bis[(3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,9,9,10,10,10-heptafluorodecyl)thio]-	P
121	160819-50-1	2-Propanol, 1-[(2-dodecylhexadecyl)oxy]-3-[(3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,9,9,10,10,10-heptafluorodecyl)thio]-	P
122	160819-49-8	2-Propanol, 1-[(2-decyltetradecyl)oxy]-3-[(3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,9,9,10,10,10-heptafluorodecyl)thio]-	P
123	121912-28-5	2,5,8,11,14,17,20,23-Octaoxa-27-thiaheptatria contan-25-ol, 30,30,31,31,32,32,33,33,34,34,35, 35,36,36,37,37,37-heptafluoro-	-
124	727351-53-3	1-Propanaminium, 2-hydroxy-N,N,N-trimethyl-3-[(3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,9,9,10,10,10-heptafluorodecyl)thio]-	U, D
125	1513864-17-9	1-Propanaminium, 2-hydroxy-N,N,N-trimethyl-3-[(3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,9,9,10,10,11,11,12,12, 12-heneicosafuorododecyl)thio]-	U, D
126	71940-07-3	1-Propanaminium, 2-hydroxy-N,N,N-trimethyl-3-[(3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,9,9,10,10,10-heptafluorodecyl)thio]-, chloride (1:1)	U
127	71625-52-0	Ethanaminium, 2-[2-[(3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,9,9, 10,10,10-heptafluorodecyl)thio]ethoxy]-N,N,N-trimethyl-, iodide (1:1)	-

通し 番号	CAS No.	Designation	Type 分類 ^註
128	1513863-91-6	Acetamide, N-[3-(dimethylamino)propyl]-2-[(3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,9,9,10,10,10-heptadecafluorodecyl)thio]-	D
129	1513863-92-7	Acetamide, N-[3-(dimethylamino)propyl]-2-[(3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,9,9,10,10,11,11,12, 12,12-heneicosafuorododecyl)thio]-	D
130	704870-51-9	1-Propanaminium, 3-[[2-[(3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,9,9,10,10,10-heptadecafluorodecyl)thio]acetyl] amino]-N,N,N-trimethyl-	D
131	1513864-01-1	1-Propanaminium, 3-[[2-[(3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8, 9,9,10,10,11,11,12,12,12-heneicosafuorodo decyl)thio]acetyl]amino]-N,N,N-trimethyl-	D
132	67333-62-4	1-Propanaminium, N-ethyl-3-[[3-[(3,3,4,4,5, 5,6,6,7,7,8,8,9,9,10,10,10-heptadecafluorodecyl) thio]-2-methyl-1-oxopropyl]amino]-N,N-dimethyl-, ethyl sulfate (1:1)	-
133	1513863-96-1	1-Propanaminium, N-(carboxymethyl)-3-[[2-[(3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,9,9,10,10,10-heptadecafluorodecyl)thio]acetyl] amino]-N,N-dimethyl-, inner salt	D
134	1513863-97-2	1-Propanaminium, N-(carboxymethyl)-3-[[2-[(3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,9,9,10,10,11,11,12, 12,12-heneicosafuorododecyl)thio]acetyl] amino]-N,N-dimethyl-, inner salt	D
135	1383438-89-8	Butanoic acid, 4-[[3-(dimethylamino)propyl] amino]-2-[(3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,9,9,10,10,10-heptadecafluorodecyl)thio]-4-oxo-	U
136	1383438-90-1	Butanoic acid, 4-[[3-(dimethylamino)propyl] amino]-2-[(3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,9,9,10,10,11, 11,12,12,12-heneicosafuorododecyl)thio]-4-oxo-	U
137	93128-66-6	Glycine, N-[3-[(3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,9,9,10,10, 10-heptadecafluorodecyl)thio]-2-hydroxypropyl]-N-methyl-	-
138	755698-73-8	1-Propanesulfonic acid, 2-[[3-[(3,3,4,4,5,5,6,6, 7,7,8,8,9,9,10,10,10-heptadecafluorodecyl)thio]-1-oxopropyl]amino]-2-methyl-	U, D

通し 番号	CAS No.	Designation	Type 分類 ^註
139	690947-60-5	1-Propanesulfonic acid, 2-[[3-[(3,3,4,4,5,5,6,6, 7,7,8,8,9,9,10,10,11,11,12,12,12-heneicosafuoro dodecyl)thio]-1-oxopropyl] amino]-2-methyl-	U, D
140	62880-96-0	1-Propanesulfonic acid, 2-[[3-[(3,3,4,4,5,5,6,6, 7,7,8,8,9,9,10,10,10-heptadecafluorodecyl)thio]-1-oxopropyl]amino]-2-methyl-, sodium salt (1:1)	-
141	62880-98-2	1-Propanesulfonic acid, 2-[[3-[(3,3,4,4,5,5,6,6,7, 7,8,8, 9,9,10,10,11,11,12,12,12-heneicosafuoro dodecyl)thio]-1-oxopropyl]amino]-2-methyl-, sodium salt (1:1)	-
142	1513864-19-1	1-Propanaminium, 2-hydroxy-N,N,N-trimethyl-3-[(3,3,4,4, 5,5,6,6,7,7,8,8,9,9,10,10,10-heptadecafluorodecyl)sulfinyl]-	D
143	1513864-12-4	1-Propanesulfonic acid, 2-[[3-[(3,3,4,4,5,5,6,6,7, 7,8,8,9,9,10,10,10-heptadecafluorodecyl) sulfinyl]-1-oxopropyl]amino]-2-methyl-	D
144	1513864-11-3	1-Propanesulfonic acid, 2-[[3-[(3,3,4,4,5,5,6,6,7, 7,8,8,9,9,10,10,11,11,12,12,12-heneicosafuoro dodecyl)sulfinyl]-1-oxopropyl]amino]-2-methyl-	D
145	80475-33-8	1-Decanesulfonamide, N-[3-(dimethyloxido amino)propyl]-3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,9,9, 10,10,10-heptadecafluoro-	U, P
146	80475-34-9	1-Octanesulfonamide, N-[3-(dimethyloxido amino)propyl]-3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,8-tridecafluoro-N-methyl-	P
147	34455-23-7	1-Decanesulfonamide, N-[3-(dimethylamino) propyl]-3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,9,9,10,10,10-heptadecafluoro-	U, D, P
148	34455-24-8	1-Dodecanesulfonamide, N-[3-(dimethylamino) propyl]-3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,9,9,10,10,11, 11,12,12,12-heneicosafuoro-	U, D, P
149	438237-77-5	1-Propanaminium, 3-[[3-[(3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8, 9,9,10,10,10-heptadecafluorodecyl)sulfonyl] amino]-N,N,N-trimethyl-, 4-methylbenzene sulfonate (1:1)	P
150	34455-21-5	1-Propanaminium, N-(carboxymethyl)-3-[[3-[(3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,9,9,10,10,10-heptadecafluorodecyl)sulfonyl]amino]-N,N-dimethyl-, inner salt	U, D, P

通し 番号	CAS No.	Designation	Type 分類 ^註
151	34455-35-1	1-Propanaminium, N-(carboxymethyl)-3- [[[(3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,9,9,10,10,11,11,12,12,12- heneicosafuorododecyl)sulfonyl]amino]-N,N-dimethyl-, inner salt	U, D, P
152	34695-29-9	Ethanaminium, N-(2-carboxyethyl)-2-[[[(3,3,4,4, 5,5,6,6,7,7, 8,8,9,9,10,10,10-heptadecafluoro decyl)sulfonyl]amino]-N,N- dimethyl-, inner salt	P
153	34695-31-3	Ethanaminium, N-(2-carboxyethyl)-2-[[[(3,3,4,4, 5,5,6,6,7,7, 8,8,9,9,10,10,11,11,12,12,12-heneicosafuorododecyl) sulfonyl]amino]-N,N-dimethyl-, inner salt	P
154	441765-18-0	Glycine, N-[(3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,9,9,10,10,10- heptadecafluorodecyl)sulfonyl]-N-propyl-, lithium salt	P
155	98900-53-9	β -Alanine, N-(2-carboxyethyl)-N-[6-[[[(3,3,4,4, 5,5,6,6,7,7,8,8, 9,9,10,10,10-heptadecafluoro decyl)sulfonyl]amino]hexyl]-, dipotassium salt	P
156	246234-80-0	Silane, (3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,9,9,10,10,10- heptadecafluorodecyl)tris(1-methylethoxy)-	-
157	1189587-64-1	Silane, tetrakis[2-[(3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,9,9, 10,10,10- heptadecafluorodecyl)thio]ethyl]-	P
158	934505-67-6	2-Propenoic acid, polymer with 2-ethenylnaphthalene and 4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,9,9,10,10,11, 11,11-heptadecafluoro-2- hydroxyundecyl 2-propenoate	P
159	142636-88-2	2-Propenoic acid, 2-methyl-, octadecyl ester, polymer with 3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,9,9,10,10,11, 11,12,12,12- heneicosafuorododecyl 2-propenoate, 3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,9,9,10,10,10-heptadecafluorodecyl 2- propenoate and 3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,9,9,10,10,11,11,12,12,13,13,14,14,14- pentacosafuorotetradecyl 2-propenoate	U
160	138473-79-7	Glycine, N-ethyl-N-(2,2,3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,8- pentadecafluoro-1-oxooctyl)-, ammonium salt	P
161	89932-71-8	Octanamide, 2,2,3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,8-pentadecafluoro-N- (14-hydroxy-3,6,9,12-tetraoxatetradec-1-yl)-	P

通し 番号	CAS No.	Designation	Type 分類 ^註
162	178766-44-4	Ethanaminium, N,N,N-trimethyl-2-[(2,2,3,3,4,4, 5,5,6,6,7,7,7-pentadecafluoro-1-oxooctyl)amino]-, chloride (1:1)	P
163	376-23-8	Octanamide, N-[3-(dimethylamino)propyl]-2,2,3,3,4,4,5,5, 6,6,7,7,8,8,8-pentadecafluoro-	D
164	335-90-0	1-Propanaminium, N,N,N-trimethyl-3-[(2,2,3,3,4, 4,5,5,6,6,7,7, 8,8,8-pentadecafluoro-1-oxooctyl)amino]-, iodide (1:1)	P
165	91707-61-8	1-Pentanaminium, N,N,N-trimethyl-5- [(2,2,3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8, 8,8-pentadecafluoro-1-oxooctyl)amino]-, iodide (1:1)	P
166	30295-53-5	Octanamide, N-[3-(dimethyloxidoamino)propyl]- 2,2,3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,8-pentadecafluoro-	P
167	308-01-0	Pyridinium, 1-[2-[(2,2,3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,8-pentadecafluoro-1-oxooctyl)amino]ethyl]-, chloride (1:1)	P
168	331755-02-3	Pyridinium, 1-[2-[(2,2,3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,8-pentadecafluoro-1-oxooctyl)amino]ethyl]-, bromide (1:1)	P
169	103555-98-2	Piperazinium, 1-(2-hydroxyethyl)-1-methyl-4- (2,2,3,3,4,4,5,5,6,6, 7,7,8,8,8-pentadecafluoro-1-oxooctyl)-, chloride (1:1)	P
170	90179-39-8	1-Propanaminium, N-(carboxymethyl)-N,N-dimethyl-3- [(2,2,3,3, 4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,8-pentadecafluoro-1-oxooctyl)amino]-, inner salt	D, P
171	5158-52-1	1-Propanaminium, N-(2-carboxyethyl)-3- [(2,2,3,3,4,4,5,5,6,6,7,7, 8,8,8-pentadecafluoro-1-oxooctyl)amino]-N,N-dimethyl-, inner salt	P
172	57670-46-9	Ethanesulfonic acid, 2-[ethyl(2,2,3,3,4,4,5,5,6,6, 7,7,8,8,8-pentadecafluoro-1-oxooctyl)amino]-, potassium salt (1:1)	P
173	98900-76-6	1-Propanesulfonic acid, 3-[(3-aminopropyl) (2,2,3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,8-pentadecafluoro-1-oxooctyl)amino]-2-hydroxy-, sodium salt (1:1)	P
174	98900-75-5	Benzenesulfonic acid, 4-[[[3-(methylamino) propyl](2,2,3,3,4,4 ,5,5,6,6,7,7,8,8,8-pentadecafluoro-1-oxooctyl)amino]methyl]-, sodium salt (1:1)	P

通し 番号	CAS No.	Designation	Type 分類 ^注
175	98046-76-5	Octanamide, 2,2,3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,8-pentadecafluoro-N-[3-(trimethoxysilyl)propyl]-	P
176	154380-30-0	Poly(oxy-1,2-ethanediyl), α -[dimethoxy[3-[(2,2,3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,8-pentadecafluoro-1-oxooctyl)amino]propyl]silyl]- ω -[[dimethoxy[3-[(2,2,3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,8-pentadecafluoro-1-oxooctyl)amino]propyl]silyl]oxy]-	P

注 U:used、U*:currently used (used after 2017)、D:detected analytically in products、P:patented、AP:approved in the past

3.1.3 POPs 条約及び PIC 条約の関連会議における対応

(1) 第 16 回残留性有機汚染物質検討委員会 (POPRC16)

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 POPRC の第 16 回会合 (POPRC16) が、2021 年 1 月 11 日～16 日、オンラインにて開催された。(なお、POPRC16 がオンライン開催となり議論の時間が制限されることから POPRC16 の開催に先立ち、事前に意見を取集し POPRC16 の議論を促進させるために 2020 年 12 月 1 日～3 日、プレミーティングがオンラインにて開催された。) 以下に POPRC16 の会合概要を報告する。

なお、POPRC16 のレポート (Advance 版) (UNEP/POPS/POPRC.16/9) (英文) を【添付資料 8】に、その和文翻訳を【添付資料 9】に示す。また、【添付資料 10】として、POPRC16 で審議されたデクロランプラス並びにその syn-異性体及び anti-異性体のリスクプロファイル案 (UNEP/POPS/POPRC.16/2) の和文翻訳を示す。

① 会合の概要

POPRC16 の暫定議長は Mr. Peter Dawson (ニュージーランド)、メンバーとしての参加国は、日本、ガーナ、モロッコ、トーゴ、コンゴ、エジプト、エチオピア、ナミビア、インド、イラン、パキスタン、イエメン、中国、タイ、ベラルーシ、ウクライナ、ポーランド、コスタリカ、ペルー、スリナム、アルゼンチン、エクアドル、オーストリア、カナダ、デンマーク、ニュージーランド、ベルギー、ドイツ、ノルウェーの 29 カ国であり、レソト及び韓国は欠席であった。

POPRC16 では、デクロランプラス並びにその syn-異性体及び anti-異性体並びにメトキシクロルのリスクプロファイル案の検討、UV-328 の提案文書の検討、DecaBDE 及び SCCPs の個別の適用除外に関連する情報の検討、附属書 A 第 IV 部及び第 V 部第 2 項に準じた臭素化ジフェニルエーテルの評価及び検討、ペルフルオロオクタン酸 (PFOA) とその塩及び

PFOA 関連物質に該当する物質の例示リストの検討が行われた。

以下に POPRC16 での主な検討結果を示す。

● POPs 候補物質の検討結果

➤ デクロランプラス並びにその syn-異性体及び anti-異性体

リスクプロファイル案を審議し、残留性、生物蓄積性、長距離移動性及び有害性等を検討した結果、残留性、生物蓄積性及び長距離移動性に関する情報はデクロランプラス並びにその syn-異性体及び anti-異性体が重大な悪影響をもたらす恐れがあると結論付けるのに十分であったが、有害性に関しては現状の情報では十分であるという合意が得られなかったため、今後更なる情報を収集し、次回会合 (POPRC17) において議論を継続することが決定された。

➤ メトキシクロル

リスクプロファイル案を審議し、残留性、生物蓄積性、長距離移動性及び有害性等を検討した結果、メトキシクロルが重大な悪影響をもたらす恐れがあるとの結論に達し、附属書 F (リスク管理に関する評価の検討) の段階へ進めることが決定された。

➤ UV-328

提案国から提出された提案文書について、残留性、生物蓄積性、長距離移動性及び有害性等を審議した結果、UV-328 が附属書 D のスクリーニング基準を満たすとの結論に達し、附属書 E (リスクプロファイル案の作成) の段階へ進めることが決定された。

● その他の技術的課題の検討結果

➤ PFOA とその塩及び PFOA 関連物質に該当する物質の例示リスト

PFOA とその塩及び PFOA 関連物質の例示リストの改定について、締約国及びオブザーバーから意見収集を行うことが決定された。

② 議事次第

POPRC16 の議事次第及び検討内容を表 3.1-16 に示す。

表 3.1-16 POPRC16 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	2021 年 1 月 11 日(月)20:00 ²⁰ 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	会合のシナリオメモ、暫定スケジュールについて確	Add.1

²⁰ 時間表記は全て日本時間とする。

議題	検討内容の概要	会議資料
	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/Rev.1 INF/2/Rev.1
3	メンバー交代	2020 年 5 月からの新メンバーが紹介された。
4	技術的課題	
	(a) リスクプロファイル案の検討	
	(i) デクロランプラス並びにその syn-異性体及び anti-異性体	会期間作業グループにおいて作成されたリスクプロファイル案について検討された。
		2 INF/4 INF/14 CRP.2 CRP.3
	(ii) メキシクロル	会期間作業グループにおいて作成されたリスクプロファイル案について検討された。
		3 INF/5 CRP.1/Rev.1 CRP.8
	(b) 化学物質の附属書 A、B 及び/または C への掲載勧告の検討	
	UV-328	スイスからの提案文書について検討された。
		4 INF/6/Rev.1 CRP.7
	(c) DecaBDE 及び SCCPs の個別の適用除外に関連する情報の検討	会期間作業グループが作成した附属書 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案について検討された。
		5 INF/7 INF/8 INF/9 INF/10 CRP.4 CRP.5
	(d) 附属書 A 第 IV 部及び第 V 部第 2 項に準じた臭素化ジフェニルエーテルの評価及び検討	事務局が作成した附属書 A 第 IV 部及び第 V 部第 2 項に準じた臭素化ジフェニルエーテルの評価及び検討のための報告書案について検討された。
		6 INF/11/Rev.1
	(e) PFOA とその塩及び PFOA 関連物質に該当する物質の例示リスト	事務局が作成した PFOA とその塩及び PFOA 関連物質に該当する物質の例示リストについて検討された。
		7 INF/12 CRP.6
5	POPRC 委員会作業への効果的な参加に関する報告	効果的な参加を支援するための事務局の取組みが報告された。
		INF/13
6	会期間の作業計画 (POPRC16～POPRC17)	デクロランプラス並びにその syn-異性体及び anti-異性体並びに UV-328 のリスクプロファイル案の作成、メキシクロルのリスク管理評価書案の作成、
		8

議題		検討内容の概要	会議資料
		長距離移動性の基準の適用に関するガイダンスの作成の作業グループが設置された。	
7	POPRC17 の開催日程及び開催場所	2021年9月27日-10月1日にローマで開催される予定である。	-
8	その他の議題		
9	報告書の採択	POPRC16 の報告書案を確認し、採択された。	-
10	閉会	1月16日(土)27:02 閉会。	-

* 会議資料は UNEP/POPS/POPRC.16/の後の番号を記載

(2) 第16回化学物質検討委員会 (PICCRC16)

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化学物質検討委員会の第16回会合 (PICCRC16) が、2020年9月8日～11日、オンラインにて開催された。以下に PICCRC16 の会合概要を報告する。

なお、PICCRC16 のレポート (UNEP/FAO/RC/CRC.16/6) (英文) を【添付資料 11】に示す。

① 会合の概要

PIC 条約とは、正式名称を「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」といい、1998年9月に採択され、2004年2月に発効した。本条約は、先進国で使用が禁止または厳しく制限されている化学物質や駆除剤が、開発途上国にむやみに輸出されることを防ぐために、締約国間の輸出に当たっての事前通報/同意手続 (Prior Informed Consent) 等を規定したものである。

本条約の下、条約附属書 III に掲載された化学物質に関する輸入国側の輸入条件が全ての締約国に回付され、これに基づき輸出国は輸入国の当該化学物質の輸入意思を確認した上で輸出を行うこととなる。また、各締約国が独自に禁止又は厳しく制限した化学物質を輸出する際には、事前に輸入国へ当該化学物質の有害性情報などを通報することとなる。

条約附属書 III に化学物質を掲載する為には、その化学物質の通報が条約附属書 II もしくは附属書 IV の要件を満たす必要があり、この要件を満たしているか否かを検討するために、専門家による化学物質検討委員会 (Chemical Review Committee、CRC) が設置されている。ストックホルム条約との連携を重視し、第10回会合よりストックホルム条約の専門家委員会と連続して、同一場所で開催されてきたが、第16回会合は新型コロナウイルス感染症 (COVID-19) の世界的な感染拡大に伴い対面での開催が困難であるとして、オンラインで開催された。

PICCRC16 の議長は Ms. Noluzuko Gwayi (南アフリカ)、メンバーとしての参加国は、ア

ンティグア・バーブーダ、アルゼンチン、アルメニア、オーストリア、ベルギー、カナダ、中国、コロンビア、エクアドル、フィンランド、ガーナ、ガイアナ、インド、インドネシア、ラトビア、モルディブ、マルタ、ネパール、ニュージーランド、パキスタン、ポーランド、ルワンダ、セネガル、スリランカ、スイス、タイ、チュニジア、タンザニア、ジンバブエの30カ国で、コンゴが欠席であった。

PICCRC16 では、デカブロモジフェニルエーテル（decaBDE）の決定指針文書の検討と、PFOA とその塩及び PFOA 関連物質の新規通報についての検討が行われた。

以下に PICCRC16 での主な検討結果を示す。

● PIC 条約附属書 III 追加候補物質の検討結果

➤ decaBDE

決定指針文書案について検討し、decaBDE について、附属書 III への追加を COP に勧告することが決定された。

➤ PFOA とその塩及び PFOA 関連物質

ノルウェーからの新たな通報について検討し、その内容に基づいて PICCRC15 で決定された決定指針文書案の改訂案が最終化され、PFOA とその塩及び PFOA 関連物質の附属書 III への追加を COP に勧告することが決定された。

ノルウェーの新たな通報により、対象物質の CAS No.に基づく網羅的リストの入手は困難となった。決定指針文書案では、ロッテルダム条約事務局に対し、COP で附属書 III への追加が決定された場合には CRC と協議の上、PFOA とその塩及び PFOA 関連物質の一覧表を作成してロッテルダム条約のウェブサイトで公開し、定期的に更新することの要請が盛り込まれた。

② 議事次第

PICCRC16 の議事次第及び検討内容を表 3.1-18 に示す。

表 3.1-18 PICCRC16 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	2020年9月8日(火) 20:00 ²¹ 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を採択。	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確認。	1 2

²¹ 時間表記は全て日本時間とする。

議題		検討内容の概要	会議資料*
3	メンバー交代	2022年4月の任期満了に伴う新メンバーの選出に関する説明。	INF/3
4	技術的課題		
	(a) 決定指針文書案の検討		
	decaBDE	会期間作業グループにおいて作成された決定指針文書案について検討された。	3 INF/6
	(b) 最終規制措置通報の事前審査に関する事務局からの報告		2 INF/4 INF/5
	(c) 最終規制措置の評価		
	(i) PFOA とその塩及び PFOA 関連物質	ノルウェーからの通報について検討された。	4 INF/7 INF/8 INF/9
5	PICCRC17 の開催日程及び開催場所	2021年9月20日-24日にローマで開催予定である。COVID-19の感染拡大状況やCRCにおける議題の数に応じて、会議の期間等は変更される可能性がある。	-
6	その他の議題		
	(a) Handbook of Working Procedures and Policy Guidance for the Chemical Review Committee の更新		-
	(b) 委員会作業への効果的な参加を促進する活動に関する報告		-
	(c) PICCRC16-17の会期間タスクグループ作業のタイムスケジュール		INF/5
7	報告書の採択	PICCRC16の報告書案の確認及び採択。	6
8	閉会	9月11日(金)21:20閉会。	

* 会議資料は UNEP/FAO/RC/CRC.16/の後の番号を記載

(3) 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による検討会議をオンラインにて開催し、POPRC15からPOPRC16に向けて行われている会期間作業の動向・議論を踏まえ、POPRC16対応について有識者の意見を聴取し、取りまとめを行った。また、POPRC16の結果について有識者への報告を行った。

① 第1回国内検討会議

2020年11月24日に第1回国内検討会議をオンラインにて開催し、POPRC16への対応について有識者の意見を聴取し、取りまとめを行った。

UV-328の提案文書のうち、残留性、生物蓄積性について説明した。有識者による議論の結果、UV-328の残留性と生物蓄積性については附属書Dのスクリーニング基準を満たす

ことが合意された。ただし、プラスチックを介した長距離移動性については新たな概念として考え方の整理が必要であるとの結論になった。

デクロランプラス並びにその syn-異性体及び anti-異性体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。BCF>5000 を示す文献が 1 報のみであり、再度内容の確認を行うこととなった。また、有害性の情報が不十分であり日本としてもう一年データ収集を提案する方向で、専門家にご協力いただきながら POPRC16 での説明資料を作成することとなった。

メトキシクロル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。

PFOA とその塩及び PFOA 関連物質の例示リストについて、スイスから 176 物質の追加提案があった旨を説明した。

② 第 2 回国内検討会議

2021 年 2 月 9 日に第 2 回国内検討会議をオンラインにて開催し、POPRC16 の結果報告を行った。

UV-328 の提案文書について、POPRC16 における日本の対応と各国からの主なコメント内容を報告した。議論の結果、UV-328 は附属書 D のスクリーニング基準を満たすとの結論に達し、リスクプロファイル案を作成する段階に進むこととなった旨を報告した。さらに、プラスチックを介した長距離移動性について議論となり、様々な意見が出されたことから、会期間作業グループとして、長距離移動性に関するガイダンス作成のワーキンググループが設置された旨も報告した。

デクロランプラス並びにその syn-異性体及び anti-異性体のリスクプロファイル案について、POPRC16 における日本の対応と各国からの主なコメント内容を報告した。有害性に関する情報は十分か、次の附属書 F (リスク管理評価) の段階に進めるかどうか議論となったが、メンバー間で意見が分かれ最終的に合意できなかったため、次回の POPRC17 までに有害性情報が追加的に収集されることとなった旨を報告した。

メトキシクロルのリスクプロファイル案について、POPRC16 における日本の対応と各国からの主なコメント内容を報告した。議論の結果、当該物質が長距離移動の結果、重大な悪影響をもたらすおそれがあるとの結論に達し、リスク管理評価書を作成する段階に進めることが決定した旨を報告した。

PFOA とその塩及び PFOA 関連物質の例示リストについて、POPRC16 における日本の対応と各国からの主なコメント内容を報告した。追加提案された物質についての検討に時間を要する旨のコメントが多く、176 物質追加前のリストをベースに、意見聴取が実施され修正をすすめるという決議が採択された旨を報告した。

3.2 非意図的に含有する高懸念物質等に関する海外規制状況調査

3.2.1 欧州 REACH 規則

(1) 概要

REACH (Registration, Evaluation, Authorisation and Restriction of Chemicals ; 化学物質の登録、評価、認可及び制限に関する規則) は、2007年6月1日に発効したEUの化学品の規則であり、「人の健康と環境の高レベルの保護、ならびに、EU市場での物質の自由な流通の確保とEU化学産業の競争力と革新の強化」を目的としている。

従来の規則との相違点としては以下が挙げられる。

- ✓ 新規化学物質だけでなく、既存化学物質も規制の対象
- ✓ ばく露評価、リスク評価、リスク管理を産業界に要求
- ✓ 製品（成形品）に含まれる化学物質も対象
- ✓ サプライチェーンにおける情報伝達を義務付け

REACHの主な要素として、「登録」「評価」「認可」「制限」の4つがある。

登録 (Registration)

事業者当たり年間1トン以上を製造輸入する場合は、ECHA (European Chemicals Agency) に物質を登録する必要がある(第6条)。登録する情報は数量に応じて段階的に増加する。成形品中に含まれる物質についても登録が必要。

評価 (Evaluation)

ECHAが登録情報の適合性の確認、試験提案の評価を実施する(第40条～第43条)。また、登録された物質の中からECHA及び加盟国が物質を特定しリスク評価を行う。これはCoRAP (Community rolling action plan) として実施されている(第44条～第48条)。

認可 (Authorisation)

極めて懸念の高い物質については原則製造・輸入・使用禁止とし、用途ごとの許可制とする(第56条)。詳細は(2)③参照。

制限 (Restriction)

人や環境に容認し難いリスクがある場合、製造・輸入、使用について制限する(第68条)。詳細は(2)④参照。

(2) 製品含有化学物質に関する規制等

REACH では成形品（アーティクル）の義務として以下の義務が定められている^{22, 23}。

なお、高懸念物質（SVHC：Substances of Very High Concern）は、REACH 規則の附属書 XIV の認可対象物質の候補となる物質で、以下のように定義されている。

SVHC の定義（第 57 条）

- a) 発がん性区分 1A 又は 1B の物質
- b) 変異原性区分 1A 又は 1B の物質
- c) 生殖毒性区分 1A 又は 1B の物質
- d) PBT 物質（難分解性、生物蓄積性、有害性である物質）
- e) vPvB 物質（極めて難分解性で生物蓄積性が非常に高い物質）
- f) 上記以外に人健康や環境に重大な影響が起こりうる科学的な証拠があり、(a)～(e) と同等の懸念を引き起こす物質。例えば、内分泌かく乱物質等（個別に検討）

① 登録に関する義務 (EU 域内の生産者又は輸入者の義務)

通常及び当然予見できる使用条件下で、その成形品から物質が意図的に放出され、その物質が成形品中に、1 生産者又は輸入業者あたり年間 1 トンを越える量で存在し、その用途が登録されていない場合は、登録が必要。[第 7 条(1)]

② SVHC に特定されると発生する義務 (EU 域内の生産者又は輸入者の義務)

- ・ 0.1 重量%を超える濃度、かつ 1 トン/年以上の SVHC を含む成形品の製造者または輸入者は、ECHA に届出なければならない。ただし、人又は環境へのばく露を排除し得る場合および既にその使用のために登録されている場合は届出不要。[第 7 条(2)]
- ・ SVHC が成形品中に 0.1 重量%を超えて含有される場合には、成形品の供給者は川下ユーザーに対して、また、消費者から要求がある場合は 45 日以内に無料で、その成形品を安全に使用できる情報（少なくとも物質名）を提供する義務がある。[第 33 条]

また、成形品ではないが、SVHC そのもの及び SVHC を含む混合物についても以下の義務が発生する。

- ・ SVHC の提供者は、SDS を提供しなければならない。[第 31 条(1)(c)]
- ・ SVHC を含む混合物の提供者は、0.1 重量%以上の SVHC を含有する場合、受領者からの要求により SDS を提供しなければならない。[第 31 条(3)]

²² Guidance on requirements for substances in articles, June 2017, Version 4.0

(https://echa.europa.eu/documents/10162/23036412/articles_en.pdf/cc2e3f93-8391-4944-88e4-efed5fb5112c)

²³ J-Net21 成形品の義務-REACH 規則の基礎 (<https://j-net21.smrj.go.jp/development/reach/basic/mold.html>)

表 3.2-1 成形品（アーティクル）中の物質に関する義務²⁴

義務	アーティクル中の物質の登録	アーティクル中の物質の届出	アーティクル中の物質の情報伝達
REACH 規則における法的根拠	第 7 条(1)	第 7 条(2)	第 33 条
関係する行為者	アーティクルの生産者及び アーティクルの輸入業者	アーティクルの生産者及び アーティクルの輸入業者	アーティクルの供給者
関係する物質	アーティクルから放出されるよう意図される物質	認可のための極めて懸念の高い物質 (SVHC) の候補リストに記載された物質	認可のための極めて懸念の高い物質 (SVHC) の候補リストに記載された物質
トン数閾値	1 トン/年	1 トン/年	—
アーティクル中の濃度閾値	—	0.1 重量%	0.1 重量%
下記に基づき可能な、義務からの免除:			
既に当該使用のために物質が登録済み (第 7 条(6))	Yes	Yes	No
「ばく露の除外」に基づく (第 7 条(3))	No	Yes	No

③ 認可 (Authorisation)

認可は主に物質の規制であるが、成形品への物質の組み込みには適用される。一方、物質が輸入される成形品の一体部分として EU 内に輸入される場合は適用されない。

- ・ 懸念の高い物質については原則製造・輸入・使用禁止とし、用途ごとの許可制とする (第 56 条)。具体的には、附属書 XIV に記載された物質は認可を受けなければ上市又は使用ができない。附属書 XIV の認可物質は次のような流れで決定される。

²⁴ JETOC 特別資料 No.431, EU REACH の手引書「アーティクル中の物質に対する要件に関する手引き」(第 4 版)より引用一部改変

- ✓ CoRAP や ECHA 及び加盟国からの提案 (Registry of Intentions) によりリスク評価が実施され CLS (Candidate List of substances of very high concern for Authorisation) が半年毎に更新される。
- ✓ CLS (SVHC として特定された物質) からさらにリスク評価、用途、生産量、代替物質などを考慮し、認可物質を特定し附属書 XIV に記載する。2020 年 8 月末現在で 54 物質が認可物質として記載されている²⁵。
- 認可の要求は、附属書 XIV に記載された物質そのものの上市と使用、混合物中の物質の上市と使用、成形品への物質の組み込みに適用される (第 56 条(1))。
- 従って、附属書 XIV に記載された物質が他の物質の不純物、添加物、あるいは、成分要素のみである場合は、附属書 XIV のエントリーで指定されていない限り (例えば、物質 W、および、物質 W を x %以上含有する物質 X, Y, Z)、または、他の物質として附属書 XIV に記載されていない限り、通常は適用されない (ECHA Q&As²⁶)。
- 認可は、物質が輸入される成形品の一体部分として EU 内に輸入される場合は、要求されない (成形品中の物質に関するガイダンス²⁷より)。
- 附属書 XIV に記載された物質が混合物の成分として含まれている場合、この使用には認可要件が適用される (すなわち、混合物の製剤)。さらに、附属書 XIV に記載された物質が REACH 第 56 条(6)で定められた濃度制限を下回る濃度で混合物中に存在しない限り、そのような混合物の市場への投入および使用には認可が必要である (ECHA Q&As²⁶)。
- 認可の要求は、物質が混合物中に以下のように存在する場合、その使用には適用されない (第 56(6))。
 - (a) 第 57 条(d)、(e)及び(f)に言及される物質 (PBT/vPvB 物質、内分泌かく乱性物質等) について 0.1 重量%の濃度限界値未満
 - (b) 他の全ての物質については、CLP 規則²⁸第 11 条(3)^註 に規定された、混合物を有害性としての分類に至らせる値未満 (カットオフ値未満)

²⁵ <https://echa.europa.eu/authorisation-list>

²⁶ <https://echa.europa.eu/support/qas-support/browse/-/qa/70Qx/view/scope/REACH/Authorisation>

²⁷ Guidance on requirements for substances in articles, June 2017, Version 4.0
(https://echa.europa.eu/documents/10162/23036412/articles_en.pdf/cc2e3f93-8391-4944-88e4-efed5fb5112c)

²⁸ <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/en/ALL/?uri=CELEX:02008R1272-20190726>

注：CLP 規則第 11 条(3) は、「The cut-off value referred to in paragraphs 1 and 2 shall be determined as set out in section 1.1.2.2 of Annex I.」と記載されており、このカットオフ値は、CLP 規則の附属書 I の 1.1.2.2 に従って決定することになる。一部の物質では、発がん性や変異原性、皮膚感作性などの特定濃度限界値が 0.01%や 0.001%と設定されている。

④ 制限 (Restriction)

制限は、物質毎に規制内容が異なるが、多くの物質で物質/混合物だけでなく成形品に対する規制が設けられている。

- ・ 人の健康または環境への許容できないリスクが存在する場合、物質それ自身、混合物中のまたは成形品中の物質の製造、使用または上市について新たな制限を採用する（第 68 条）。
- ・ 具体的には、制限物質として附属書 XVII に物質とその用途の制限が規定されている。用途の制限は特定の用途や全面的な使用制限など、物質毎に決められている。2020 年 2 月末現在で Entry no.73（途中欠番あり）まで収載されている²⁹。

(3) 高懸念物質が副生物や不純物として非意図的に含有される場合

REACH では、懸念の高い物質に関する規制として、前述のように SVHC に特定されると発生する義務、認可及び制限がある。それぞれ、閾値や適用除外が設定されており、高懸念物質が副生物や不純物のように非意図的に含有される場合であっても閾値を越える場合は規制への対応が必要となる。ただし、一部の物質では、非意図的に含有する場合の閾値や適用除外となる用途等が個別に規定されている。化審法の第一種特定化学物質について閾値等を調査した結果は、表 3.2-6 を参照のこと。

3.2.2 欧州 POPs 規則

(1) 概要

残留性有機汚染物質に関する規則 (EU) 2019/1021 は、従来の欧州 POPs 規則でありこれまでに数度改訂されてきた規則 (EC) No 850/2004 を更新した規則であり、欧州における POPs 条約担保法である。POPs 条約対象物質及びそれ以外の一部の物質について、原則として EU における製造、上市を禁止するとともに、POPs の廃棄物管理についても定めている。なお、2020 年 6 月付で規則 (EU) 2019/1021 の附属書 I に PFOA とその塩及び PFOA 関連物質を追加する規則 (EU) 2020/784 規則 (EC) No 850/2004 が公布され、欧州 POPs 規則に PFOA が追加されている。

²⁹ <https://echa.europa.eu/substances-restricted-under-reach>

(2) 非意図的含有の取扱い

欧州 POPs 規則では、非意図的含有物質は‘unintentional trace contaminant’（非意図的な痕跡量の汚染物質）として以下の通り定義されている。

‘unintentional trace contaminant’ means a level of a substance that is incidentally present in a minimal amount, below which the substance cannot be meaningfully used, and above the detection limit of existing detection methods to enable control and enforcement;

(参考訳)

「意図しない痕跡量の汚染物質」とは、これを下回ると当該物質を意味のある方法で使用できなくなるような、付随的に最小量存在する物質のレベルであり、既存の検出方法の検出限界を超え、管理と施行が可能である物質のレベルである。

‘unintentional trace contaminant’（非意図的な痕跡量の汚染物質）については、規則第 4 条 1 項 (b) として、規則第 3 条（製造、上市及び使用の管理、物質の収載）からの適用除外が認められる物質の 1 つとされており、具体的な条件は附属書 I、II の中で物質毎に規定されている。

(b) a substance present as an unintentional trace contaminant, as specified in the relevant entries of Annex I or II, in substances, mixtures or articles.

(参考訳)

附属書 I 又は II の関連エントリーにおいて特定された“unintentional trace contaminant”として物質、混合物、成形品中に存在する物質

化審法の第一種特定化学物質及び第一種特定化学物質への追加が予定されている PFOA とその塩及び PFOA 関連物質を対象に欧州 POPs 規則における非意図的含有の取り扱いを調査した結果を表 3.2-2 に示す。このうち、規則第 4 条 1 項 (b) に基づく‘unintentional trace contaminant’（非意図的な痕跡量の汚染物質）が具体的に規定された物質を表 3.2-2 に示す。なお、この他に一部の用途に対する適用除外が別途規定されているものがある。

表 3.2-2 欧州 POPs 規則における非意図的含有の閾値*

物質	非意図的な含有の閾値
PFOS とその塩及び PFOS 関連物質	<ul style="list-style-type: none"> ・物質、混合物中: 10 mg/kg (0,001 重量%) ・半製品、製品、成形品又はその部品中: 0.1 重量%
ポリ臭素化ジフェニルエーテル (テトラ-、ペンタ-、ヘキサ-、ヘプタ-、及びデカブプロモジフェニルエーテル)	<ul style="list-style-type: none"> ・10 mg/kg (0,001 重量%) ・テトラ-、ペンタ-、ヘキサ-、ヘプタ-、及びデカブプロモジフェニルエーテルの合計で 500 mg/kg

ヘキサブロモシクロドデカン	・物質、混合物、成形品: 10 mg/kg (0,001 重量%)
PFOA とその塩及び PFOA 関連物質	<ul style="list-style-type: none"> ・PFOA とその塩: 0.025 mg/kg (0.0000025 重量%) ・PFOA 関連物質又は PFOA 関連物質の合計: 1 mg/kg (0.0001 重量%) ・炭素数 6 以下のフッ素化合物の製造の中間体として使用される物質中: 20 mg/kg (0.002 重量%) ・Polytetrafluoroethylene (PTFE) 微粒子中: 1 mg/kg (0.0001 重量%)

* ‘unintentional trace contaminant’ として適用除外とされる閾値

また、ポリ塩化ビフェニル (PCB)、ポリ塩化直鎖パラフィン (SCCP) については、‘unintentional trace contaminant’ (非意図的な痕跡量の汚染物質) とはされていないものの、含有量に応じた管理措置について規定されている (表 3.2-3)。

表 3.2-3 欧州 POPs 規則におけるその他の管理措置*

物質	非意図的な含有の閾値
ポリ塩化ビフェニル (PCB)	加盟国は、2025 年 12 月 31 日までにできるだけ早く、0.005%、0.05 dm ³ を超えて PCB を含有する機器 (変圧器、コンデンサー、又は液体原料を含むその他の容器等) を特定し、使用を止めなければならない。
ポリ塩化直鎖パラフィン (SCCP)	適用除外として、1 重量%未満の濃度の SCCP を含む物質、混合物、又は 0.15 重量%未満の濃度の SCCP を含む成形品の製造、上市、及び使用を認める。

* ‘unintentional trace contaminant’ として規定された閾値以外の含有閾値を含む管理措置

3.2.3 米国 有害物質規制法 (TSCA)

(1) 概要

TSCA (Toxic Substances Control Act ; 有害物質規制法) は、有害な化学物質による人の健康または環境への影響の不当なリスクを防止することを目的として 1977 年 1 月 1 日に発効。その後、2016 年 6 月 22 日に改正 TSCA が発効した。

TSCA の Policy (第 2 条(b)) は、「人の健康及び環境に対する化学物質の影響について、情報を作成するのは化学物質の製造者及び加工者の責任である。」「化学物質による不当なリスクから、人の健康と環境を保護すると共に、技術革新の妨害や経済的障害を考慮する。」とされている。

TSCA の主要な要素は以下。

- ・ 製造前届出（PMN；Pre Manufacture Notification）：TSCA インベントリーに掲載されていない物質（＝新規化学物質）について製造前届出が必要。ただし、成形品の一部として輸入される化学品は除外。
- ・ 重要新規利用規則（SNUR；Significant New Use Rule）：重要新規利用規則（取扱いの制限等）が定められた用途で新たに使用を予定する事業者は、当局への通知が必要
- ・ 化学品データ報告（CDR；Chemical Data Reporting）：TSCA インベントリーに掲載された物質を年間 25,000 ポンド（約 11 トン）製造・輸入する場合、定期的な量、用途等の報告が必要

適用対象事業者：

化学物質を製造、輸入、加工、流通、利用又は処分する個人及び企業。要求事項を規定する文章には「製造」は出てくるが、「輸入」という言葉は使われていない。しかし、3条(7)の定義で「製造は輸入を含む」とされているので実質的に対象となる。

適用対象製品：

化学物質（substance）と混合物（mixture）。いずれも用途規制（SNUR）の適用を受ける。成形品（article）は直接には対象にならないが、成形品中の化学物質が SNUR の適用を受ける。

(2) 製品含有化学物質に関する規制等³⁰

① 重要新規利用規則(SNUR)

重要新規利用規則（SNUR）は、TSCA 第 5 条(a)(2)に基づき重要新規利用であると EPA が決定した利用を特定し、製造業者、輸入業者及び加工業者がこれらの重要新規利用について報告する手続を規定する規則（以下に第 5 条(a)を引用記載した）。SNUR の対象となる化学物質は、定められた要件とともに Subpart E に列挙される。重要新規利用規則には、次の 5 つが定められている。①「作業場における保護」プログラムを確立せずに行う、その物質の何らかの利用に関係のある製造、輸入又は加工の全ての方式又は方法、②「危険有害性周知プログラム」を確立せずに行う、その物質の何らかの利用に関係のある製造、輸入又は加工の全ての方式又は方法、③「工業的、商業的及び消費者活動」、④「処分（焼却、埋立、深井戸注入以外）」、並びに⑤「水中への放出」。なお、「全ての利用（any use）」と規定されていれば、当該化学物質の製造、輸入又は加工は実質的に禁止されている。

³⁰ JETOC 特別資料 No.434, 米国における化学物質規制の初歩(第 8 版)及び JETOC 特別資料 No.413, 米国有害物質規制法(第 2 版)より

第 5 条 製造及び加工の届出

(a) 総則

(1) (A) 何人も、本パラグラフのサブパラグラフ(B)及び(h)項に定める場合を除き、以下を行ってはならない

- (i) 長官が第 8 条(b)項により要求されるリストを最初に公表した日から 30 日以降に新規化学物質を製造する、又は
- (ii) 長官がパラグラフ(2)に従い重要新規利用であると決定した使用のために何らかの化学物質を製造又は加工する。

(B) 以下に該当する場合、あらゆる者はサブパラグラフ(A)に述べられた措置をとることができる

- (i) 少なくともそのような製造又は加工を行う 90 日前に、その者が(d)項に従って当該物質の製造又は加工を行う意図の届出を長官に提出し、かつ(b)項、(e)項及び(f)項の適用されるあらゆる要件又は前記の各項に従って課されるあらゆる要件を順守している、並びに

(ii) 長官が以下を行っている

- (I) その届出の審査を実施している；及び
- (II) (3)項のサブパラグラフ(A)、(B)又は(C)に基づく決定を下し、適用される審査期間内に、前記のサブパラグラフに基づく決定に伴い要求される措置をとっている。

(2) 化学物質の使用がパラグラフ(1)に基づいてそれに関して届出が要求される重要新規利用であるという旨の長官による決定は、以下を含む全ての関連要因を考慮した後に公布される規則により行われるものとする

- (A) 化学物質の製造及び加工の計画数量
- (B) 使用が化学物質に対する人又は環境のばく露の様式又は状態を変える程度、
- (C) 使用が化学物質に対する人又は環境のばく露の規模と期間を増大する程度、並びに
- (D) 化学物質の製造、加工、商業的流通及び廃棄の当然予想される様式及び方法

例えば、物質が②の「危険有害性周知プログラム」に特定される場合には、OSHA のハザードコミュニケーションスタンダードで定めるような文書化されたハザードコミュニケーションプログラム、表示、安全性データシート (SDS)、作業員通知及び訓練、既存のハザードコミュニケーションプログラム及び人の健康、環境への危険有害性、ばく露及び予防ステートメントの記述を確立しないで利用することが重要新規利用に該当する。従って、これらを確認せずに製造、輸入又は加工をする時には、SNUR に従って重要新規利用届出 (SNUN) が必要である。言い換えると、ハザードコミュニケーションプログラム等を確認すれば、重要新規利用に該当しないので SNUN なしに製造、輸入又は加工が可能であるが、物質の利用者（つまり製造・輸入業者にとっては顧客）にもハザードコミュニケーションプログラム

等を確立することが要求される。従って、製造・輸入業者は、その物質が適用される 40 CFR §721 Subpart E の特定のセクションを利用者に通知することを含めて、物質の利用者がハザードコミュニケーションプログラム等を確立することを確実にする措置を講じない限り SNUN なしには製造、輸入できない。

SNUR には既存及び新規物質に関するものがそれぞれあり、多少異なる。

既存物質の SNUR

既存物質の SNUR は、既存の化学物質及び混合物が懸念を生じ得る新しい方法で利用される前に、EPA に届け出ることを要求する。EPA は、第 5 条(a)(2)にリストされたものを含む全ての関連因子の考慮後に SNUR の公布を決定する。この中には、指定された利用が「全ての利用 (any use)」と規定されている化学物質もある。このような化学物質は、その製造、輸入又は加工が実質的に禁止されているのに等しい。

新規物質の SNUR

既存物質の SNUR に対して、新規物質の SNUR は、第 5 条(e)の同意指令³¹に深く関連する。同意指令により特定の利用が制限された PMN 物質は、このまま NOC（製造又は輸入の開始届出）³²が提出されれば PMN 提出者以外の者は、同意指令で課せられた制限と関係なくその物質の製造や輸入が可能になり公平性を欠く（同意指令は PMN 提出者のみを対象としているため）。これを防ぐために第三者の利用を制限する新規物質に関する SNUR が公布される。

一方、PMN に記載された以外の活動が人や環境に悪影響を及ぼすおそれがあると EPA が判断する場合においても、SNUR が公布される。

② 不純物及び副生物の PMN 免除

TSCA では PMN 規則の適用を受けない化学品が複数規定されている。不純物及び商業目的のために使用されない副生物も PMN 規則の適用を受けない。ただし、法に基づいて商業目的のために製造されるが、これらは化学物質それ自体として商業的流通のために製造されず、かつその物質、混合物又はそれらが一部であるアーティクルとは別の商業目的を持っていないことが必要である。

不純物

不純物は、他の化学物質と一緒に意図的でなく存在する化学物質を意味すると定義さ

³¹ 同意指令 (Consent Order) : PMN の提出後、リスク上の懸念がなければ製造や輸入が認められるが、PMN に記載された内容に対して、ある特定の条件下では不当なリスクが起りうるという判断が出た場合の条件付きの許可。同意指令はその化学物質の PMN 申請をした事業者のみに効力を発揮する。

³² PMN を既に提出し、90 日間の審査が終了すれば新規化学物質を製造又は輸入できる。商業目的のために新規化学物質を製造又は輸入する者は、製造又は輸入開始後、30 暦日以内に、EPA に製造又は輸入の開始届出 (NOC) を提出しなければならない。

れている (40 CFR§720.3)。

ある新規化学物質と一緒に存在していると予期される全ての不純物に関する情報は、その新規化学物質の製造前届出 (PMN) に含められなければならない、その情報はその物質により呈されるリスク評価の際に考慮される。最大重量%及び利用可能なら CAS 登録番号が、第 5 条届出書式に記載されるべきである。それらの不純物が特定されていなければ、それらの存在が書き留められ、かつそれらの総重量%が推定されるべきである。

商業目的のために使用されない副生物

副生物は、他の化学物質又は混合物の製造、加工、使用又は廃棄中に別の商業的意図なしに生産される化学物質を意味すると定義されている (40 CFR§720.3)。

副生物は、その唯一の商業目的が、燃料としてそれを燃やす、廃棄物として処理する、又は商業目的のためにそれから成分化学物質を抽出する使用でない限り、届出要件の対象になる。(この除外はその副生物にのみ適用される；その副生物から抽出される成分物質には適用されない。)

③ 第 6 条による規制

化学物質又は混合物の製造 (輸入を含む)、加工又は流通等が、人の健康又は環境を損なう不当なリスクをもたらすという結論を下す正当な根拠がある場合には、EPA は規則によりそのような化学物質又は混合物に対して、そのようなリスクに対する適切な防護に必要な範囲で、製造 (輸入を含む)、加工もしくは流通等を禁止もしくは制限する、又は表示もしくは他の要件を課することができる。現在、PCB やアスベスト等について規則が公布されている。

化審法の第一種特定化学物質に該当する PCB については、40CFR § 761 に PCB 及び PCB 含有製品の製造 (輸入を含む)、加工、流通、使用、処分、貯蔵及び表示に係わる禁止行為及び遵守要件が定められている。非意図的に PCB を含有する製品については、製造施設から外に運び出される又は国内に輸入される製品中の非意図的に副生する PCB 濃度は最大 50ppm、年平均で 25ppm 未満と定められている。物質中への非意図的な副生に関する閾値についての記載はない。

3.2.4 カナダ環境保護法 (CEPA)

(1) 概要

1999 年カナダ環境保護法 (Canadian Environmental Protection Act 1999 ; CEPA 1999)³³は、2000 年 3 月 31 日から施行されている法律であり、持続可能な開発のための汚染防止並びに

³³ 1999 年カナダ環境保護法 (Canadian Environmental Protection Act 1999)
<https://laws-lois.justice.gc.ca/eng/acts/c-15.31/>

環境及びヒトの健康の保護を目的としている。

CEPA 1999 は 356 条項 6 附表 (Schedules) からなる法律で、附表 1 の有害物質リストには第 64 条の定義に基づく有害物質 (toxic substances) が記載されている。有害性の判断にあたっては、ヒトに対する物質固有の毒性に加えて、カナダ国内の環境や生物多様性に対する影響も考慮される。環境影響を考慮するという点ではストックホルム条約の基準に類似しているといえるが、本規則ではカナダ国内における影響を考慮するため、ストックホルム条約の附属書収載物質の全てが本規則における有害物質に該当するわけではなく、また、ストックホルム条約で規制対象となっていない物質も多数リストに記載されている。

さらに、CEPA 1999 の下には 50 以上の関連規則が存在する。そのうち、一般的な化学物質の管理や規制に関する規則を以下に挙げる。なお、ペルフルオロオクタンスルホン酸 (PFOS) 及びその塩並びにその他の特定化合物の規制 (Perfluorooctane Sulfonate and its Salts and Certain Other Compounds Regulations ; PFOS 規制) は 2016 年の改正で 2012 年特定有害物質禁止規則に統合され、廃止された³⁴。

- ✓ 2012 年特定有害物質禁止規則 (Prohibition of Certain Toxic Substances Regulations, 2012)

<https://laws-lois.justice.gc.ca/eng/regulations/SOR-2012-285/index.html>

- ✓ PCB 規則 (PCB Regulations)

<https://laws-lois.justice.gc.ca/eng/regulations/sor-2008-273/index.html>

CEPA 1999 の関連規則では、製品中の非意図的含有物質に関連して“incidentally produced” (偶発的/付随的に製造された) 及びこれに類する表現が用いられている。カナダの法規制ではこの表現の定義はなされていないが、製品の微量不純物を含めた非意図的含有物質として解釈される可能性がある。

(2) 製品含有化学物質に関する規制等

① 2012 年特定有害物質禁止規則

2012 年特定有害物質禁止規則 (Prohibition of Certain Toxic Substances Regulations, 2012 ; 以下、特定有害物質禁止規則) は製品含有化学物質規制の代表的規則である。

本規則はストックホルム条約に基づく義務を履行するための主要な法規制として位置づけられており、CEPA 1999 に基づき、環境及び/またはヒトの健康に有害であり、残留性や生物蓄積性及び/または本質的な毒性が判明した物質を規制対象としている³⁵。

³⁴ 2012 年特定有害物質禁止規則改正規則 (Regulations Amending the Prohibition of Certain Toxic Substances Regulations, 2012 (for the addition of 5 substances) (SOR/2016-252))

<https://pollution-waste.canada.ca/environmental-protection-registry/regulations/view?Id=131>

³⁵ カナダ政府ホームページ Prohibition of Certain Toxic Substances Regulations: frequently asked questions

本規則では、

- ・ CEPA 1999 の附表 1 の有害物質リストに明記されており、かつ；
- ・ 本規則の附表 1 または 2 に記載されている有害物質及びそれらを含む製品の製造、輸入、使用、販売、販売の申し出（本規則ではこれらをまとめて「活動 (activities)」と定義）を原則禁止している。但し、本規則では前述の活動が条件付きで認められる適用除外が数多く規定されているため、懸念される物質が含まれる附表と附表の各パートに適用される条項（Section 4～9 及び 12）を詳細に確認する必要がある。

以下に、特定有害物質禁止規則の対象及び対象外となる物質、濃度及び用途についてまとめる。製品含有物質に関連する条項及び記載は特に下線で示す。

i) 特定有害物質禁止規則の対象物質 [Section 1]

CEPA 1999 附表 1

CEPA 1999 で定められた有害物質リスト。2020 年 8 月末現在、132 物質群が記載されている。

特定有害物質禁止規則 附表 1

Part	タイトル	適用条項 (Section)	概要	対象物質 (数) *
1	禁止有害物質	1, 2, <u>4(1)</u> , 4.1(1), (2), 5(1)	いずれの用途においても禁止。	13 物質群
2	製品への含有を除いて禁止される有害物質	1, 2, <u>4(1)</u> , <u>(2)</u> , 5(2), 9(2)	<u>製品への含有を除き禁止。</u>	5 物質群
3	禁止製品	1, 2, <u>4(1)</u> , (3), 4.1(2)	<u>製品への含有を禁止。</u> Column 1 に示される有害物質は、Column 2 に示される製品を除き、製品に含有してはならない。	1 物質

* 2020 年 6 月末現在

特定有害物質禁止規則 附表 2：許可された用途、濃度制限及び報告閾値

Part	タイトル	適用条項 (Section)	概要	対象物質 (数) *
1	許可された用途 — 全ての活動	1, 2, <u>6(1)</u> , 6(2)(a), 9(2)	Column 2 の用途について全ての活動を許可。	4 物質群
1.1	許可された用途 — 特定の活動	1, 2, <u>6(1)</u> , (2.1), (2.2), 9(2)	特定の用途のみで活動を許可。許可される活動の詳細は Section 6(2.3)に定められている。	5 物質群
1.2	許可された用途	1, 2, <u>6(1)</u> ,	特定の用途のみで活動を許可。	2 物質群

<https://www.canada.ca/en/environment-climate-change/services/canadian-environmental-protection-act-registry/prohibition-certain-toxic-substances-regulations-questions.html>

Part	タイトル	適用条項 (Section)	概要	対象物質 (数) *
	一唯一の用途	(2.3)	許可される活動の詳細は Column 2 に記載されている。	
2	一時的な許可用途	1, 2, <u>6(1)</u> , 6(2)(b), 6(2.4), (4), 7(1), 7(2)(a), 9(2), (3)	期限付きで使用を許可。 Column 1 に示される有害物質を含有する製品は、Column 2 の用途のために設計され、Column 3 の日付よりも前に活動が発生している場合のみ、全ての活動が許可される。	5 物質群
3	許容濃度限界	1, 2, <u>6(1)</u> , 6(2)(c), 7(2)(b), 9(2)	製品中で、規定濃度までの使用を許可。 Column 1 に示される有害物質を含有する Column 2 の製品は、含有濃度が Column 3 の濃度以下であり、かつ当該製品が 2013 年 3 月 14 日以前に製造又は輸入されたものである場合のみ、使用、販売又は販売の申し出が許可される。2013 年 3 月 14 日以降は、Section 9(2)に従って許可証が交付された場合に活動が許可される。 <u>Column 1 の有害物質が偶発的/付随的に存在する場合も対象となる。</u>	2 物質群
3.1	特定用途の濃度制限	1, 2, <u>6(1)</u> , (2.5), 7(3), 9(2)	特定用途で使用する製品中で、規定濃度までの使用を許可。 Column 1 に示される有害物質を含有する Column 2 の製品のうち、含有濃度が Column 3 の濃度以下であり、かつ当該製品が 2008 年 5 月 29 日以前に製造又は輸入され、製造過程で特定の物理的形狀又はデザインに形成され、その形状又はデザインに依存する機能を有する場合のみ、使用、販売又は販売の申し出が許可される。2013 年 3 月 14 日以降は、Section 9(2)に従って許可証が交付された場合に活動が許可される。 <u>Column 1 の有害物質が偶発的/付随的に存在する場合も対象となる。</u>	1 物質群 (PFOS 及びその塩、並びに次のいずれかの基を含む化合物： C ₈ F ₁₇ SO ₂ 、 C ₈ F ₁₇ SO ₃ 又は C ₈ F ₁₇ SO ₂ N)
4	報告閾値	1, 2, 9(2), 12	報告閾値以上の活動で、附表 5 に定められた情報を含む報告書の提出を義務付け。 Column 2~4 に閾値が記載されている。	2 物質群

*2020 年 6 月末現在

ii) 特定有害物質禁止規則の対象外となる物質及び用途 [Section 2, 3]

- CEPA 1999 Part 7 Division 8 が適用される有害性廃棄物、有害性のリサイクル可能な材料又は非有害性廃棄物の中に含まれる物質
- 害虫防除製品法 (Pest Control Products Act) Section 2(1)の意味する範囲で防除製品中に含まれる物質

- ・ 有害物質の放出がない工程で使用される化学供給原料中に不純物として存在し、かつ、その有害物質がその工程中で破壊される、又は、当該工程中で特定有害物質禁止規則の附表 1 又は 2 のいずれかに示される有害物質ではない物質に完全に変換される物質
- ・ 分析のための実験室での使用、科学研究での使用又は実験室の分析標として使用する有害物質やそれを含有する製品（但し Section 3(2)、(3)項で規定される場合を除く）

② PCB 規則

PCB 規則 (PCB Regulations) は、環境へのポリ塩化ビフェニル (PCB) の放出を防止し、これらの物質の段階的な廃止を加速することによって人と環境の健康を保護する目的で、2008 年に施行された。

本規則は PCB 及び PCB を含む全ての製品に適用される [Section 2(1)]。本規則では、PCB を含有する製品の加工や使用、2 mg/kg 以上の濃度で含有する製品の製造や輸出入、50 mg/kg 以上の濃度で含有する製品の販売の申し出及び販売が禁止されている [Section 5, 6]。但し、偶発的/付随的に製造された PCB を含む着色顔料の製造、輸出、輸入、販売の申し出、販売、加工または使用については、PCB 濃度が 50 mg/kg 未満かつ年間平均 PCB 濃度が 25 mg/kg を超えない限り、適用除外の対象となる [Section 11]。

3.2.5 中国 新化学物質環境管理弁法

(1) 概要³⁶

新規化学物質管理のための「新化学物質環境管理弁法」が 2003 年 9 月 12 日に国家環境保護総局令第 17 号として公布された。その後、本弁法は改正され、2010 年 10 月 15 日から改正新化学物質環境管理弁法が施行、同時に旧弁法は廃止された。改正新化学物質環境管理弁法は、EU REACH 規則を参考とした部分もあり、適用範囲の追加、申告者の資格の限定（国内の登録された機構に限定）、リスク評価報告の追加、一般類／危険類／重点環境管理危険類新化学物質に区分された管理、などが新たに導入された。本法の主管部門は生態環境部である。規制対象物質は、「中国現有化学物質名録³⁷ (IECSC：中国既存化学物質リスト) に記載されていない化学物質」(新化学物質) であり、製造／輸入前に新化学物質の申告手続が必要である。申告のフローチャートを図 3.2-1 に示す。

³⁶ 経済産業省委託事業、平成 27 年度化学物質安全対策(化審法の施行状況等に関する調査)

³⁷ 1992 年 1 月 1 日から 2003 年 10 月 14 日（新化学物質環境管理弁法が公布される前日）までに中国国内で生産又は輸入された化学物質を収録したリストであり、環境保護部が編成している。新化学物質として登録証が発行された物質は、初回の生産又は輸入の日より 5 年経過後に環境保護部によってリストに追加されることとなっている。

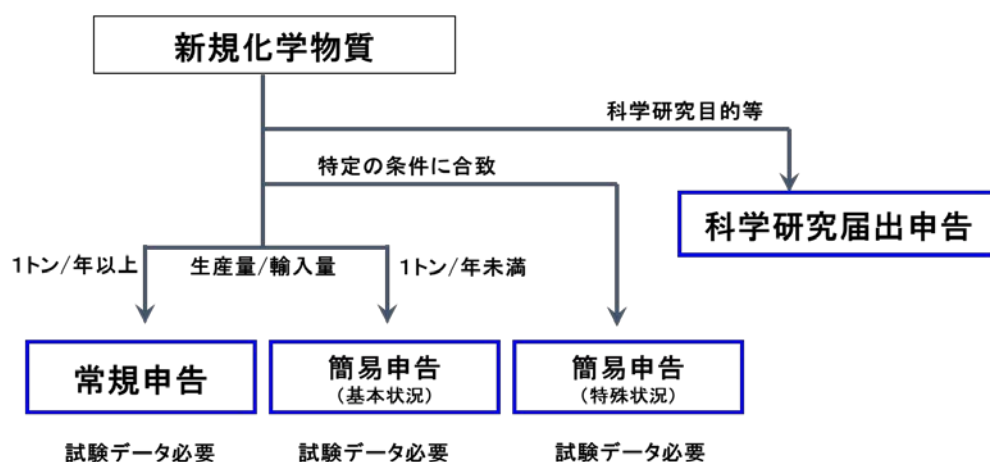


図 3.2-1 新規化学物質報告のフローチャート

適用除外項目

- ① 他の法律等で管理されている製成品
放射性物質、軍事工業製品、火工製品、医薬、農薬、化粧品、食品、他
- ② 天然に存在する物質
- ③ 非商業目的または非意図的生産物、廃棄物、副生物、不純物等
不純物：製品の機能に貢献せず、最終製品中に期せずして存在する、単一含量が 10wt%以下で、総量が 20wt%以下の化学物質
- ④ その他の特殊類別
ガラス類、ガラスフリット類、セラミックス原料・陶磁器、合金類、非分離中間体、物品*等

*物品³⁸：製造時に特定の形状または様式を形成し、最終使用の機能および目的を持ち、それが物品の形状または様式に依存し、最終使用時に化学変化がない、または商業価値以外の化学変化のみがあるもの。ただし、通常の使用時に新化学物質が意図的に放出される場合、その新化学物質は申告が必要になる。

本弁法の特徴として以下が挙げられる。

- ✓ 中国国内で年間 1 トン以上製造・輸入される全ての新規化学物質について、製造・輸入前に新規化学物質環境管理登録証³⁹を取得しなければならない

³⁸ JETOC 特別資料 No.291, 中国新化学物質環境管理弁法および新化学物質申告登記指南・関連資料

³⁹ 新化学物質の生産者又は輸入者は、必ず生産前又は輸入前に申告を行い、新化学物質環境管理登録証(以下、登記証とする)を受領しなければならない。

- ✓ 常規申告の場合、年間製造・輸入数量が1トン以上のすべての物質について、リスク評価が必要である（年間製造・輸入量に応じて要求される試験データは異なる）
- ✓ ポリマーの登録も必要
- ✓ 常規申告の場合、危害特性の鑑別、分類標準に基づき、一般類新規化学物質、危険類新規化学物質（GHS 危害物質）、重点環境管理危険類新規化学物質（PBT 物質）に分類され、重点環境管理危険類新規化学物質については、重点的なリスク抑制措置が実施される
- ✓ 常規申告の登録証の所有者は、化学品安全技術説明書（SDS）に有害性について明記するとともに、加工使用者にリスク抑制対策、化学品安全技術説明書（SDS）、分類、警告ラベル等を伝達しなければならない

化学物質の類別⁴⁰

- ・ 一般類新化学物質：まだ危害特性が見つかっていない、またはその危害性が化学物質危害特性の鑑別、分類に関する標準規定値より低い新化学物質
- ・ 危険類新化学物質：物理化学危害性、人体の健康危害性または環境危害特性を有し、かつ化学物質危害特性の鑑別、分類に関する標準規定値に達する、または超える新化学物質（GHS 危害物質）
- ・ 重点環境管理危険類新化学物質：危険類新化学物質の中で、持久性（残留性）、生物蓄積性、生態環境及び人体の健康への危害特性を有する化学物質（PBT 物質）

① リスク抑制措置⁴¹

一般的なリスク抑制措置

常規申告の登記証所有者及び相応する加工使用者：下記の1つ以上を実施

新化学物質のリスク・防護知識教育、個人防護の強化、安全防護の設置、警告標識の配置、生産使用方法の改善、汚染防治技術の改善、応急対応案・応急措置ほか

危険類新化学物質の登記証所有者及び加工使用者：

「危険化学品安全管理条例」等現行法規の関連規定の遵守

重点的なリスク抑制措置

重点環境管理危険類の登記証所有者及び相応する加工使用者：下記の全てを実施

一般的なリスク抑制措置に加えて、生産/加工使用期間中の環境への媒質排出状況の監視測定/見積評価、移動時の相応の設備配備と適切な措置による環境への漏出防止と緊

⁴⁰ JETOC 特別資料 No.291, 中国新化学物質環境管理弁法および新化学物質申告登記指南・関連資料

急処置の提示、関連規定に従う危険廃棄物処置

② 情報伝達⁴¹

登記証所有人：製品中に「未申告登記の新化学物質を含まない」又は「含まれる化学物質は
弁法に合致している」との声明を加工使用者に提供（指南六（四）1）

常規申告の登記証所有人：下記を実施

- ✓ SDS 中での新化学物質の危害特性の明確化、加工使用者への SDS の提供、登記証中のリスク抑制措置、GHS 分類結果等を提供（弁法第 30 条）
- ✓ 加工使用者のリスク抑制能力を評価し、その能力のない者への新化学物質の譲渡禁止（弁法第 33 条）

③ 報告⁴¹

活動報告

- ◇ 常規申告の登記証所有人（弁法第 35 条、指南六（四）2）：
生産／輸入活動の初回活動の 30 日以内に、初回活動状況報告表を報告送付
- ◇ 重点環境管理危険類新化学物質の登記証所有人（弁法第 35 条、指南六（四）3）：
初回活動状況報告に加えて、生産／輸入後、毎回、異なる加工使用者への移動が発生してから 30 日以内に、登記証の番号、移動方式・移動量等を報告

年度報告（一般類の場合は不要）

登記証の年度報告材料をウェブ上のシステムを通じて一括して提出しなければならない。

- ◇ 簡易申告の登記証所有人の報告内容（弁法第 36 条、指南六（四）4）：
生産総量、輸入総量、移動総量 等
- ◇ 危険類（重点環境管理危険類を含む）の登記証所有人の報告内容（弁法第 36 条、指南六（四）4）：
生産総量、輸入総量、移動量、移動時間、移動回数、リスク抑制措置の実行状況、環境中へのばく露・放出状況 等
（注）重点環境管理危険類の場合、本年度の生産／輸入計画、リスク抑制措置実施準備状況も追加報告する

なお、非意図的な副生物や不純物に関する除外規定等の記載はなかった。

⁴¹ JETOC 特別資料 No.450, 世界の新規化学物質届出制度(第 11 版)

3.2.6 中国 厳格制限の有毒化学品名録

(1) 概要

中華人民共和国生態環境部は 2019 年 12 月 31 日に「中国厳格制限の有毒化学品名録」(2020 年)に関する公告⁴²を公表し、「中国厳格制限の有毒化学品名録」(以下、名録と略)は 2020 年 1 月 1 日より施行されている。

当該名録に記載されている化合物を輸出入する場合、以下の規制措置を実施しなければならない。

- ・生態環境省に有毒化学品輸入(出)環境管理通行通知書を申請しなければならない。
- ・輸出入業者は製品を通関申請する際に、税関に有毒化学品輸入(出)環境管理通行通知書を提出する。

厳格に制限される有毒化学品：健康や環境への損害を及ぼすため、使用が禁止されているが、申請・許可による特別な状況下での使用が許可されている化学品、且つ環境に入った後の環境蓄積、生体内蓄積、生体内変化又は化学反応等による健康や環境に損害をもたらす、又は接触による人体に重篤な有害性及び環境に有害の恐れがある化学品を指す。

(2) 非意図的含有の取扱い

名録には 8 化合物が記載されており、そのうち、2 化合物には定量的な基準値(制限)が設けられている。他の 6 化合物には定量的な基準が設けられていない。2 化合物の基準を表 3.2-4 に示す。

表 3.2-4 : 「名録」における定量的な基準値

条目番号	化学品名称	基準値制限
3	水銀	水銀の合金を含み、水銀含有量が少なくとも 95 重量%の水銀及びその他の物質との混合物を含む
8	短鎖塩素化パラフィン	炭素数が 10 から 13 までの直鎖塩素化炭化水素であって、混合物での濃度が重量 1 %以上、且つ塩素の含有量が重量 48%を超えるものを含む

当該名録では意図的・非意図的による混合物への含有の区別について、明文化されていないため、当局に電話でヒアリングを実施した(下記参照)。その結果、企業からの書類の提出、その書類の確認という届け出制度により、管理していることが判明した。具体的には生体環境部に「輸(出)入環境管理通行通知書」を申請し、税関では「輸(出)入環境管理通行通知書」の有無を確認しているという管理方法である。

⁴² http://www.mee.gov.cn/xxgk2018/xxgk/xxgk01/201912/t20191231_756318.html

管理方法に係る当局ヒアリング

基準値の設定について、電話で当局(生態環境部)にヒアリングを実施した。

Q：管理範囲は非意図的含有と意図的含有の区別があるか？

A：意図的添加であるかどうかに関わらず、名録の品目に該当すれば、管理対象である。

Q：「中国厳格制限有毒化学品名録」(2020年)に収載された物質に対して、制限値の規定があるか？

A：現時点で、制限値の規定は設定されておらず、「混合物に含まれている限り、必ず申請手続きが必要」という規定もない。輸(出)入環境管理通行通知書の申請は、「名録」の化学品名称と HS コードの両方が合致した場合に申請しなければならず、且つ制限されている許可用途を満たすことが必要である。

3.2.7 韓国 化学物質の登録及び評価等に関する法律(化評法)

(1) 概要⁴³

化学物質の登録及び評価等に関する法律(化評法)は2015年に施行された法律で、欧州 REACH 規則の影響を強く受けており、K-REACH とも呼ばれる。その後法律の一部が改正され、改正化評法が2019年に施行された。欧州 REACH と同様に新規化学物質だけでなく既存化学物質の登録・評価、サプライチェーンにおける情報提供等が義務付けられている。化評法の全体像を図 3.2-2 に示す。

⁴³ JETOC 特別資料 No.451, 韓国化学物質の登録及び評価等に関する法律、施行令及び施行規則(第3版)

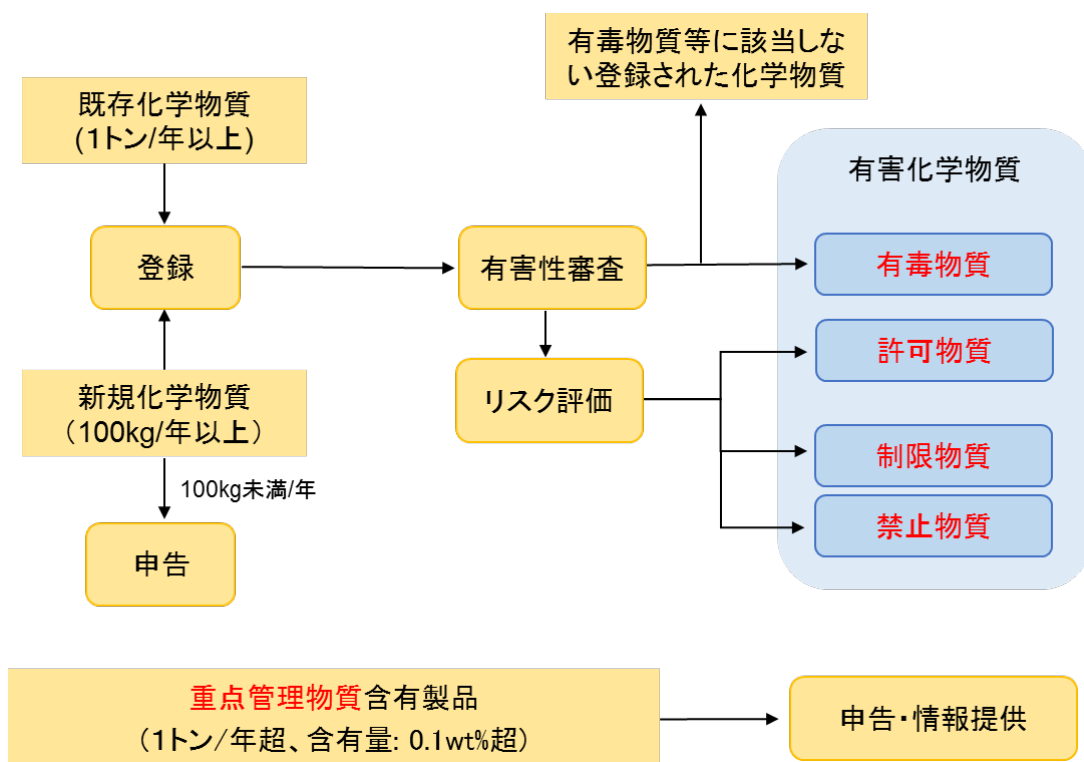


図 3.2-2 化評法の全体像

新規/既存化学物質の登録/申告については、化評法第 11 条 化学物質の登録等の免除等第 1 項第 2 号に「危害性が非常に低い化学物質として評価委員会の審議を経て環境部長官が指定・告示する化学物質を製造・輸入しようとする者」とされている。

これによって告示されたのが、「環境部告示第 2018-234 号」⁴⁴で、不純物及び副産物が登録又は申告免除対象の化学物質として定められている。

外部コンサルタントからの情報によれば、これらの裾切値は法規上記載がなく、具体的な数値は設定されていないが、口頭レベルにおいては単体成分 10%ほどまでであれば問題なく不純物、副産物として認められるといった当局見解が一般的にあるとのこと。

① 有害化学物質

化評法における有害化学物質（有毒物質、許可物質、制限物質、禁止物質）を表 3.2-5 に示す。

44

<http://gwanbo.mois.go.kr/ezpdf/customLayout.jsp?contentId=0000000000000001545875067831000&tocId=0000000000000001545875071366000&isTocOrder=N#>

表 3.2-5 化評法における有害化学物質

<p>有毒物質</p>	<ul style="list-style-type: none"> ・ 有害性がある化学物質として大統領令で定める基準⁴⁵により環境部長官が指定して告示したもの。2019年11月末時点で約950物質が指定されている。 ・ 「物質名（CAS番号）及びこれを〇%以上含有した化合物／混合物」という形で指定されている。 ・ 指定された物質を輸入しようとするものは輸入申告をしなければならない。また、指定された物質を製造、販売、保管・貯蔵、運搬又は使用している者は営業許可を受けなければならない。 ・ 非意図的な副生物であるかどうかの記載はない。
<p>許可物質</p>	<ul style="list-style-type: none"> ・ 有害性があると憂慮される化学物質として環境部長官の許可を受けて製造・輸入・使用するように第25条により環境部長官が関係中央行政機関の長との協議と第7条による化学物質評価委員会の審議を経て告示したもの。2019年11月現在未告示。
<p>制限物質</p>	<ul style="list-style-type: none"> ・ 特定用途で使用される場合、有害性が大きいと認定される化学物質としてその用途での製造、輸入、販売、保管・貯蔵、運搬又は使用を禁止するために第27条により環境部長官が関係中央行政機関の長との協議と第7条による化学物質評価委員会の審議を経て告示したもの。 ・ 「物質名（CAS番号）及びこれを〇%以上含有した化合物／混合物」という形で指定されている。 ・ 非意図的な副生物であるかどうかの記載はない。
<p>禁止物質</p>	<ul style="list-style-type: none"> ・ 有害性が大きいと認定される化学物質として全ての用途での製造、輸入、販売、保管・貯蔵、運搬又は使用を禁止するために第27条により環境部長官が関係中央行政機関の長との協議と第7条による化学物質評価委員会の審議を経て告示したもの。 ・ 「物質名（CAS番号）及びこれを〇%以上含有する混合物」という形で指定されている。 ・ 非意図的な副生物であるかどうかの記載はない。

⁴⁵ 化評法施行令 第3条 別表1

② 重点管理物質

次の各目のどれか一つに該当する化学物質のうちで危害性があると憂慮されて第7条による化学物質評価委員会の審議を経て環境部長官が定めて告示するものをいう。

- イ) 人又は動物にがん、突然変異、生殖能力異常又は内分泌系に障害を起こすか起こすおそれがある物質
- ロ) 人又は動植物の体内に蓄積性が高く、環境中に長期間残留する物質
- ハ) 人にばく露する場合、肺、肝臓、腎臓等に長期の損傷を起こすことができる物質
- ニ) 人又は動植物にイ)～ハ)までの物質と同等な水準又はそれ以上の深刻な危害を与えることができる物質

重点管理物質としては、672物質が指定されている。2段階で適用され、第1段階(204物質)は2019年7月1日から、第2段階(468物質)は2021年7月1日から施行される。

(2) 製品含有化学物質に関する規制等⁴⁶

① 重点管理物質含有製品の申告

製品（混合物としての製品）に含有された重点管理物質を0.1%以上で年間1トン以上含有した場合、含有された重点管理物質の名称、含量等を申告しなければならない（法32条）。

申告義務者: 重点管理物質含有製品^{*1}(混合物としての製品)の生産・輸入者

申告対象: 製品内の各重点管理物質が重量比0.1%を超過し、かつ年間1トン^{*2}を超過した場合の各重点管理物質

^{*1} 化学物質が使用過程で流出せず特定の固体形態で一定の機能を発揮する製品は除外

^{*2} 年間1トンとは、毎年1月1日～12月31日までに製品内に含有され個別重点管理物質の全体使用量を生産者ごとに合算した結果が1トンを超過した場合

⇒不純物・副生物について除外とは記載されていない(第11条第1項)。外部コンサルタントからの情報でも、重点管理物質に関しては不純物であれば規制免除等の文言はなく、対応の必要があるとのこと。

② 重点管理物質含有製品の情報提供

法32条により申告した重点管理物質（0.1%超の濃度でかつ総量1トン以上）含有製品を譲渡する者は含有重点管理物質の名称、用途、条件等、環境部令で定める情報を作成して譲受者に提供しなければならない（法35条）。

情報提供者: 重点管理物質含有製品を譲渡する者

⁴⁶ JETOC 特別資料 No.451, 韓国化学物質の登録及び評価等に関する法律、施行令及び施行規則(第3版)

提供対象者：製品譲受者（要請された場合、消費者にも）

適用除外：構成成分や含有量等、営業秘密に該当すると認定される情報。ただし、化学製品安全法の安全確認対象生活化学製品は営業秘密に認定されない。

3.2.8 韓国 残留性汚染物質管理法

(1) 概要

目的：残留性汚染物質の管理に必要な事項を規定することにより、残留性汚染物質による危害を避け、国民の健康と環境を保護し、国際協力を促進することを目的とする。（法第1条）

定義：「残留性汚染物質」とは、毒性及び残留性及び生物濃縮性、長距離の移動などの特性を持っており、人や生態系を危険にさらす物質として「残留性有機汚染物質に関するストックホルム条約」と「水銀に関する水俣条約」で定めるものをいい、その具体的な物質は、大統領令で定める⁴⁷。（法第2条）

① 残留性汚染物質の製造・輸出入及び使用禁止又は制限

「取り扱い禁止残留性汚染物質」の関連規定：

定義：ストックホルム条約附属書 A に規定された残留性有機汚染物質をいい、「化学物質管理法」に規定された制限物質・禁止物質と「農薬管理法」に規定された農薬は除く。（法第13条）

管制：何人も製造・輸出入または使用してはならない。ただし、ストックホルム条約附属書 A の特定の用途に製造または使用が許可された物質と試験及び研究用・検査用試薬は、この限りでない。（法第13条）

罰則：許可された用途外の製造・輸出入または使用した者は、5年以下の懲役または1億ウォン以下の罰金に処する。（法第32条）

「取扱制限残留性汚染物質」の関連規定：

定義：ストックホルム条約附属書 B に規定された残留性有機汚染物質と水俣条約に規定された水銀と水銀化合物をいい、「化学物質管理法」に規定された制限物質・禁止物質と「農薬管理法」に規定された農薬は除く。（法第13条）

管制：ストックホルム条約および水俣条約で許可された範囲内、禁止された用途以外に製造・輸出入または使用することができる。ただし、塩素アルカリ製造施設から発生した水銀は、製造・輸出入または使用してはならない。（法第13条）

47

<http://www.law.go.kr/LSW/lsBylInfoPLinkR.do?lsiSeq=165409&lsNm=%EC%9E%94%EB%A5%98%EC%84%B1%EC%9C%A0%EA%B8%B0%EC%98%A4%EC%97%BC%EB%AC%BC%EC%A7%88+EA%B4%80%EB%A6%AC%EB%B2%95+EC%8B%9C%ED%96%89%EB%A0%B9&bylNo=0001&bylBrNo=00&bylCls=BE&bylEfYd=20150324&bylEfYdYn=Y>

罰則：許可された用途外の製造・輸出入または使用した者は、3年以下の懲役または5千万ウォン以下の罰金に処する。(法第33条)

製造・輸出入・使用に関連する管理基準：

管理基準：施行令第18条において、下記2種類の対象に関して、それぞれ関連管理基準を規定している。

A、許可される「取り扱い禁止残留性汚染物質」と「取扱制限残留性汚染物質」：容器や包装、保管・貯蔵場所等に安全管理ための表示、応急措置に使用する防災装備や資材の備え、他の物と分けて保管等を規定している。

B、水銀と水銀化合物：Aの管理基準に加え、適切な保護具の着用、休業・廃業した場合の排出に関する安全対策の実施等を規定している。

罰則：上記の管理基準を守らない者は、2年以下の懲役または2千万ウォン以下の罰金に処する。(法第34条)

承認申請書の関連規定：

規定：

A、「取り扱い禁止残留性汚染物質」、「取扱制限残留性汚染物質」を許可された範囲⁴⁸内で輸出する場合（試験及び研究用・検査用等は除く）、環境部に承認申請書を提出する必要がある。(法第13条)

B、許可された範囲内で「取り扱い禁止残留性汚染物質」、「取扱制限残留性汚染物質」を輸出しようとする者は、輸入国ごと当該物質を輸出する90日前までに、規定書式の輸出承認申請書に輸出者の責任保証書、輸出通知書、MSDSを添付して流域環境庁長または地方環境庁長に提出しなければならない。(施行規則第6条)

罰則：上記に違反して承認または変更の承認を受けず、または虚偽の承認または変更の承認を受けて輸出した者、2年以下の懲役または2千万ウォン以下の罰金に処する。(法第34条)

なお、非意図的な副生物や不純物に関する除外規定等の記載はなかった。

⁴⁸ ストックホルム条約及び水俣条約で許可された用途範囲、及び水俣条約附属書で禁止された用途以外。

3.2.9 化審法の第一種特定化学物質の各国における規制

化審法の第一種特定化学物質について欧州 (POPs 条約、REACH、POPs 規則)、米国 (TSCA)、カナダ (CEPA)、中国及び韓国での規制、閾値の有無の調査を行った。

調査結果を表 3.2-6 及び表 3.2-7 に示す。第一種特定化学物質に該当する化学物質ごとに以下に整理した。

(1) ポリ塩化ビフェニル

本物質は、ストックホルム条約 (POPs 条約) の附属書 A 及び C に掲載されている。欧州では POPs 規則の附属書 I に掲載されており、原則製造、上市及び使用が禁止されている。非意図的な含有による適用除外の閾値は規定されていないが、含有量に応じた管理措置として次のように定められている。

- ▶ 加盟国は、2025 年 12 月 31 日までにできるだけ早く、0.005%、0.05 dm³ を超えて PCB を含有する機器 (変圧器、コンデンサー、又は液体原料を含むその他の容器等) を特定し、使用を止めなければならない。

米国 TSCA では、第 6 条による規制 (1.1.3 (2)③参照) に基づいて本物質に関する規則 40CFR § 761 が公布され、PCB 及び PCB 含有製品の製造 (輸入を含む)、加工、流通、使用、処分、貯蔵及び表示に係わる禁止行為及び遵守要件が定められている。非意図的に PCB を含有する製品については、製造施設から外に運び出される又は国内に輸入される製品中の非意図的に副生する PCB 濃度は最大 50ppm、年平均で 25ppm 未満と定められている。

カナダでは、CEPA1999 の下で PCB 規則が公布されている。本規則は PCB 及び PCB を含む全ての製品に適用される。本規則では、PCB を含有する製品の加工や使用、2 mg/kg 以上の濃度で含有する製品の製造や輸出入、50 mg/kg 以上の濃度で含有する製品の販売の申し出及び販売が禁止されている。但し、偶発的/付随的に製造された PCB を含む着色顔料の製造、輸出、輸入、販売の申し出、販売、加工または使用については、PCB 濃度が 50 mg/kg 未満かつ年間平均 PCB 濃度が 25 mg/kg を超えない限り、適用除外の対象となる。

韓国では化評法において、禁止物質及び有毒物質に指定されている。禁止物質は製造、輸入、販売、保管・貯蔵、運搬、使用が禁止されている。有毒物質は輸入申告、営業許可が必要となる。いずれも閾値は 0.005% とされている。また、置換された塩素数が 3 個未満の場合は除外される。また、韓国残留性汚染物質管理法における残留性汚染物質リストに取り扱い禁止残留性汚染物質としてリストされている。

中国厳格制限の有毒化学品名録 (2020 年) には本物質は収録されていない。

(2) ポリ塩化ナフタレン

本物質は、ストックホルム条約 (POPs 条約) の附属書 A 及び C に掲載されている。欧州では POPs 規則の附属書 I に掲載されており、原則製造、上市及び使用が禁止されている。

カナダでは、2012 年特定有害物質禁止規則の対象物質となっており、いずれの用途においても製造、輸入、使用、販売、販売の申し出が禁止されている。

韓国では化評法において、重点管理物質に指定されており、製品に含有された重点管理物質を 0.1%以上で年間 1 トン以上含有した場合、申告及び情報提供が必要とされている。また、韓国残留性汚染物質管理法における残留性汚染物質リストに取り扱い禁止残留性汚染物質としてリストされている。

米国 TSCA の SNUR で該当するものはなく、中国厳格制限の有毒化学品名録（2020 年）には本物質は収録されていない。

(3) ヘキサクロロベンゼン

本物質は、ストックホルム条約（POPs 条約）の附属書 A 及び C に掲載されている。欧州では POPs 規則の附属書 I に掲載されており、原則製造、上市及び使用が禁止されている。

カナダでは、2012 年特定有害物質禁止規則の対象物質となっており、いずれの用途においても製造、輸入、使用、販売、販売の申し出が禁止されている。

韓国では化評法において、重点管理物質に指定されており、製品に含有された重点管理物質を 0.1%以上で年間 1 トン以上含有した場合、申告及び情報提供が必要とされている。また、韓国残留性汚染物質管理法における残留性汚染物質リストに取り扱い禁止残留性汚染物質としてリストされている。

米国 TSCA の SNUR で該当するものはなく、カナダの 2012 年特定有害物質禁止規則及び中国厳格制限の有毒化学品名録（2020 年）には本物質は収録されていない。

(4) 1, 2, 3, 4, 10, 10-ヘキサクロロ-1, 4, 4a, 5, 8, 8a-ヘキサヒドロ-エキソ-1, 4-エンド-5, 8-ジメタノナフタレン(別名アルドリン)

本物質は、ストックホルム条約（POPs 条約）の附属書 A に掲載されている。欧州では POPs 規則の附属書 I に掲載されており、原則製造、上市及び使用が禁止されている。

韓国では化評法において、禁止物質及び有毒物質に指定されており、禁止物質は製造、輸入、販売、保管・貯蔵、運搬、使用が禁止されている。有毒物質は輸入申告、営業許可が必要となる。いずれも閾値は 0.1%とされている。また、韓国残留性汚染物質管理法における残留性汚染物質リストに取り扱い禁止残留性汚染物質としてリストされている。

米国 TSCA の SNUR で該当するものはなく、カナダの 2012 年特定有害物質禁止規則及び中国厳格制限の有毒化学品名録（2020 年）には本物質は収録されていない。

(5) 1, 2, 3, 4, 10, 10-ヘキサクロロ-6, 7-エポキシ-1, 4, 4a, 5, 6, 7, 8, 8a-オクタヒドロ-エキソ-1, 4-エンド-5, 8-ジメタノナフタレン(別名ディルドリン)

本物質は、ストックホルム条約（POPs 条約）の附属書 A に掲載されている。欧州では POPs 規則の附属書 I に掲載されており、原則製造、上市及び使用が禁止されている。

韓国では化評法において、禁止物質及び有毒物質に指定されており、禁止物質は製造、輸入、販売、保管・貯蔵、運搬、使用が禁止されている。有毒物質は輸入申告、営業許可が必要となる。いずれも閾値は1%とされている。また、韓国残留性汚染物質管理法における残留性汚染物質リストに取り扱い禁止残留性汚染物質としてリストされている。

米国 TSCA の SNUR で該当するものはなく、カナダの 2012 年特定有害物質禁止規則及び中国厳格制限の有毒化学品名録（2020 年）には本物質は収載されていない。

(6) 1, 2, 3, 4, 10, 10-ヘキサクロロ-6, 7-エポキシ-1, 4, 4a, 5, 6, 7, 8, 8a-オクタヒドロ-エンド-1, 4-エンド-5, 8-ジメタノナフタレン(別名エンドリン)

本物質は、ストックホルム条約 (POPs 条約) の附属書 A に掲載されている。欧州では POPs 規則の附属書 I に掲載されており、原則製造、上市及び使用が禁止されている。

韓国では化評法において、禁止物質及び有毒物質に指定されており、禁止物質は製造、輸入、販売、保管・貯蔵、運搬、使用が禁止されている。有毒物質は輸入申告、営業許可が必要となる。いずれも閾値は1%とされている。また、韓国残留性汚染物質管理法における残留性汚染物質リストに取り扱い禁止残留性汚染物質としてリストされている。

米国 TSCA の SNUR で該当するものはなく、カナダの 2012 年特定有害物質禁止規則及び中国厳格制限の有毒化学品名録（2020 年）には本物質は収載されていない。

(7) 1, 1, 1-トリクロロ-2, 2-ビス(4-クロロフェニル)エタン(別名 DDT)

本物質は、ストックホルム条約 (POPs 条約) の附属書 B に掲載されている。欧州では POPs 規則の附属書 I に掲載されており、原則製造、上市及び使用が禁止されている。

米国 TSCA では、SNUR が定められており、あらゆる用途の施設毎で、年間 10,000 ポンド以上の製造、輸入、または加工が規制されている。

カナダでは、2012 年特定有害物質禁止規則の対象物質となっており、いずれの用途においても製造、輸入、使用、販売、販売の申し出が禁止されている。

韓国では化評法において、禁止物質及び有毒物質に指定されており、禁止物質は製造、輸入、販売、保管・貯蔵、運搬、使用が禁止されている。有毒物質は輸入申告、営業許可が必要となる。いずれも閾値は1%とされている。また、韓国残留性汚染物質管理法における残留性汚染物質リストに取り扱い制限残留性汚染物質としてリストされている。

中国厳格制限の有毒化学品名録（2020 年）には本物質は収載されていない。

(8) 1, 2, 4, 5, 6, 7, 8, 8-オクタクロロ-2, 3, 3a, 4, 7, 7a-ヘキサヒドロ-4, 7-メタノ-1 H-インデン、1, 4, 5, 6, 7, 8, 8-ヘプタクロロ-3a, 4, 7, 7a-テトラヒドロ-4, 7-メタノ-1H-インデン及びこれらの類縁化合物の混合物(別名クロルデン又はヘプタクロル)

本物質は、ストックホルム条約 (POPs 条約) の附属書 A に掲載されている。欧州では POPs 規則の附属書 I に掲載されており、原則製造、上市及び使用が禁止されている。

韓国では化評法において、禁止物質及び有毒物質に指定されており、禁止物質は製造、輸入、販売、保管・貯蔵、運搬、使用が禁止されている。有毒物質は輸入申告、営業許可が必要となる。禁止物質についてはクロルデンの閾値が1%、ヘプタクロルの閾値が6%とされている。有毒物質については、クロルデン及びヘプタクロルのいずれもの閾値は1%とされている。また、韓国残留性汚染物質管理法における残留性汚染物質リストに取り扱い禁止残留性汚染物質としてリストされている。

米国 TSCA の SNUR で該当するものはなく、カナダの 2012 年特定有害物質禁止規則及び中国厳格制限の有毒化学品名録（2020 年）には本物質は収載されていない。

(9) ビス(トリブチルスズ)＝オキシド

本物質は欧州 REACH 規則において SVHC に特定されており、届出、情報提供、SDS 提供の義務がある（1.1.1 (2)参照）。いずれも閾値は0.1重量%とされている。

カナダでは、2012 年特定有害物質禁止規則の対象物質となっており、いずれの用途においても製造、輸入、使用、販売、販売の申し出が禁止されている。ただし、当該製品中濃度が 30%(w/w) 以下であり、かつ当該製品が 2013 年 3 月 14 日以前に製造又は輸入されたものである場合のみ、使用、販売又は販売の申し出が許可される。2013 年 3 月 14 日以降は、Section 9(2)に従って許可証が交付された場合に活動が許可される。ビス（トリブチルスズ）＝オキシドが製品中に偶発的/付随的に存在する場合も対象となる。

中国では、中国厳格制限の有毒化学品名録（2020 年）に収載されており、許可された用途（工業用途（塗料用途は除く））以外は使用が禁止されている。

韓国では化評法において、重点管理物質に指定されており、製品に含有された重点管理物質を 0.1%以上で年間 1 トン以上含有した場合、申告及び情報提供が必要とされている。さらに制限物質及び有毒物質に指定されており、それぞれ以下のように定められている。

▶ 制限物質

- ・水酸化トリアルキルスズとその塩類（酸化トリアルキルスズを包含する）及びトリブチルスズ化合物又はそのうちの一つを 0.1%以上含有した混合物

- ・次の各号に該当する用途では製造、輸入、販売、保管・貯蔵、運搬、使用を禁止する。

- イ. 船舶法第 2 条の規定による韓国船舶（ただし、軍艦・警察用船舶は除く）及び漁船法第 2 条規定による漁船の防汚塗料用

- ロ. 海洋汚染防止法による海洋施設と港湾法による港湾施設中一部又は全部が海水と接触するか接触できる構造物又は施設、漁網、漁具の防汚塗料用

- ハ. 山林法による木材防腐処理用

- ニ. 冷却水殺菌剤用

▶ 有毒物質

・水酸化トリアルキルスズとその塩類（水酸化トリアルキルスズを包含する）及びトリブチルスズ化合物又はその中の1つを0.1%以上含有する化合物にういて輸入申告、営業許可が必要

POPs 条約、欧州 POPs 規則、米国 TSCA の SNUR 及び韓国残留性汚染物質管理法では対象となっていない。

(10) N, N' -ジトリル-パラフェニレンジアミン、N-トリル-N' -キシリル-パラフェニレンジアミン又はN, N' -ジキシリル-パラフェニレンジアミン

本物質は、本調査の対象としたいずれの規制等においても対象となっていない。

(11) 2, 4, 6-トリターシャリーブチルフェノール

本物質は、本調査の対象としたいずれの規制等においても対象となっていない。

(12) ポリクロロ-2, 2-ジメチル-3-メチリデンビシクロ[2. 2. 1]ヘプタン(別名トキサフェン)

本物質は、ストックホルム条約 (POPs 条約) の附属書 A に掲載されている。欧州では POPs 規則の附属書 I に掲載されており、原則製造、上市及び使用が禁止されている。

韓国では化評法において、禁止物質及び有毒物質に指定されており、禁止物質は製造、輸入、販売、保管・貯蔵、運搬、使用が禁止されている。有毒物質は輸入申告、営業許可が必要となる。いずれも閾値は1%とされている。また、韓国残留性汚染物質管理法における残留性汚染物質リストに取り扱い禁止残留性汚染物質としてリストされている。

米国 TSCA の SNUR で該当するものはなく、カナダの 2012 年特定有害物質禁止規則及び中国厳格制限の有毒化学品名録 (2020 年) には本物質は収載されていない。

(13) ドデカクロロペンタシクロ[5. 3. 0. 0(2, 6). 0(3, 9). 0(4, 8)]デカン(別名マイレックス)

本物質は、ストックホルム条約 (POPs 条約) の附属書 A に掲載されている。欧州では POPs 規則の附属書 I に掲載されており、原則製造、上市及び使用が禁止されている。

カナダでは、2012 年特定有害物質禁止規則の対象物質となっており、いずれの用途においても製造、輸入、使用、販売、販売の申し出が禁止されている。

韓国では化評法において、重点管理物質に指定されており、製品に含有された重点管理物質を0.1%以上で年間1トン以上含有した場合、申告及び情報提供が必要とされている。また、韓国残留性汚染物質管理法における残留性汚染物質リストに取り扱い禁止残留性汚染物質としてリストされている。

米国 TSCA の SNUR で該当するものはなく、中国厳格制限の有毒化学品名録 (2020 年) には本物質は収載されていない。

(14) 2, 2, 2-トリクロロ-1, 1-ビス(4-クロロフェニル)エタノール(別名ケルセン又はジコホル)

本物質は、ストックホルム条約 (POPs 条約) の附属書 A に掲載されている。

韓国では化評法において、有毒物質に指定されており、本物質及びこれを 25%以上含有する化合物は輸入申告、営業許可が必要となる。

欧州 POPs 規則については、本物質を附属書 I に追加する案が検討されている。

米国 TSCA の SNUR で該当するものではなく、カナダの 2012 年特定有害物質禁止規則、中国厳格制限の有毒化学品名録 (2020 年) 及び韓国残留性汚染物質リストには本物質は収載されていない。

(15) ヘキサクロブター-1, 3-ジエン

本物質は、ストックホルム条約 (POPs 条約) の附属書 A 及び C に掲載されている。欧州では POPs 規則の附属書 I に掲載されており、原則製造、上市及び使用が禁止されている。

カナダでは、2012 年特定有害物質禁止規則の対象物質となっており、いずれの用途においても製造、輸入、使用、販売、販売の申し出が禁止されている。

韓国では化評法において、重点管理物質に指定されており、製品に含有された重点管理物質を 0.1%以上で年間 1 トン以上含有した場合、申告及び情報提供が必要とされている。また、韓国残留性汚染物質管理法における残留性汚染物質リストに取り扱い禁止残留性汚染物質としてリストされている。

米国 TSCA の SNUR で該当するものではなく、中国厳格制限の有毒化学品名録 (2020 年) には本物質は収載されていない。

(16) 2-(2H-1, 2, 3-ベンゾトリアゾール-2-イル)-4, 6-ジ-tert-ブチルフェノール

本物質は欧州 REACH 規則において認可対象物質となっており、認可の要求を行い許可を受けなければ上市又は使用ができない。ただし、認可要求は、物質が混合物中に以下のように存在する場合、その使用には適用されない (1.1.1 (2)③参照)。

(a)第 57 条(d),(e),(f)に言及される物質 (PBT/vPvB 物質、内分泌かく乱性物質等) について 0.1 重量%の濃度限界値未満

(b)他の全ての物質については、CLP 規則第 11 条(3)に規定された、混合物を有害性としての分類に至らせる値未満

その他の規制等では対象となっていない。

(17) ペルフルオロ(オクタン-1-スルホン酸) (別名PFOS) 又はその塩

本物質は、ストックホルム条約 (POPs 条約) の附属書 B に掲載されている。欧州では POPs 規則の附属書 I に掲載されており、原則製造、上市及び使用が禁止されている。非意図的含有について以下のように定められている。

- 物質又は混合物中に 10 mg/kg (0,001 重量%) 以下で存在する当該物質は ‘unintentional trace contaminant’ として適用除外とする。
- 半製品、製品、成形品又はその部品については、構造上又は微細構造上区別できる部品の重量から算出された PFOS 濃度が 0.1 重量%未満、線維製品又はコーティングされた製品については、PFOS 濃度が $1 \mu\text{g}/\text{m}^2$ 未満の場合、 ‘unintentional trace contaminant’ として適用除外とする。

米国 TSCA では、SNUR が定められており、任意の用途での製造（輸入を含む）又は加工が規制されている。ただし、次の場合を除く。

- (i) 耐火性リン酸エステル航空油圧作動油の防食添加剤としての使用
- (ii) 光酸発生剤又は界面活性剤を含むフォトレジスト物質の成分として、又は反射防止コーティングの成分としての使用
- (iii) 表面張力、静電気放電、及びアナログ及びデジタル画像フィルム、紙、印刷版の接着制御用コーティング、又は画像フィルムの処理に使用される混合物の界面活性剤としての使用
- (iv) (i)、(ii)、又は (iii) にリストされた使用例外のためにのみ使用される他の化学物質を生産するためだけの中間体としての使用。

カナダでは、2012 年特定有害物質禁止規則の対象物質となっており、いずれの用途においても製造、輸入、使用、販売、販売の申し出が禁止されている。ただし、以下の例外が規定されている。

- フォトリソグラフィプロセス用のフォトレジストや反射防止コーティング、写真用フィルム、印画紙、印刷版の用途での製造、輸入、使用、販売、販売の申し出が認められている。
- 国外の軍事作戦で汚染された軍用船舶または軍用消防車に存在する水性皮膜形成泡 (AFFF) の用途での使用が認められている。
- AFFF 製品のうち、含有濃度が 10 ppm 以下であり、かつ当該製品が 2008 年 5 月 29 日以前に製造又は輸入され、製造過程で形成された特定の物理的形狀に依存する機能を有する場合のみ、使用、販売又は販売の申し出が許可される。2013 年 3 月 14 日以降は、Section 9(2)に従って許可証が交付された場合に活動が許可される。有害物質が偶発的/付随的に存在する場合も対象となる。

中国では、中国厳格制限の有毒化学品名録（2020 年）に記載されており、以下の許可された用途以外は使用が禁止されている。

- 許可された用途：写真の画像形成、半導体デバイスのフォトレジストおよび反射防止コーティング、化合物半導体およびセラミックフィルターのエッチング液、航空

油圧油、閉ループシステムのための金属メッキ（硬質金属メッキ）、特定の医療機器（例えば、テトラフルオロエチレンとエチレン共重合体（ETFE）層と放射線シールド ETFE の製造、体外診断用医療機器と CCD カラーフィルター）、消火用フォームの製造と使用

韓国では化評法において、重点管理物質に指定されており、製品に含有された重点管理物質を 0.1%以上で年間 1 トン以上含有した場合、申告及び情報提供が必要とされている。さらに、有毒物質にも指定されており、ペルフルオロオクタンスルホン酸カリウム及びこれを 0.3%以上含有する化合物は輸入申告、営業許可が必要とされている。また、韓国残留性汚染物質管理法における残留性汚染物質リストに取り扱い制限残留性汚染物質としてリストされている。

(18) ペルフルオロ(オクタン-1-スルホニル)フルオリド(別名PFOSF)

本物質は、ストックホルム条約（POPs 条約）の附属書 B に掲載されている。欧州では POPs 規則の附属書 I に掲載されており、原則製造、上市及び使用が禁止されている。非意図的含有について以下のように定められている。

- 物質又は混合物中に 10 mg/kg (0,001 重量%) 以下で存在する当該物質は‘unintentional trace contaminant’として適用除外とする。
- 半製品、製品、成形品又はその部品については、構造上又は微細構造上区別できる部品の重量から算出された PFOS 濃度が 0.1 重量%未満、線維製品又はコーティングされた製品については、PFOS 濃度が $1 \mu\text{g}/\text{m}^2$ 未満の場合、‘unintentional trace contaminant’として適用除外とする。

米国 TSCA では、SNUR が定められており、任意の用途での製造（輸入を含む）又は加工が規制されている。ただし、次の場合を除く。

- (i) 耐火性リン酸エステル航空油圧作動油の防食添加剤としての使用
- (ii) 光酸発生剤又は界面活性剤を含むフォトレジスト物質の成分として、又は反射防止コーティングの成分としての使用
- (iii) 表面張力、静電気放電、及びアナログ及びデジタル画像フィルム、紙、印刷版の接着制御用コーティング、又は画像フィルムの処理に使用される混合物の界面活性剤としての使用
- (iv) (i)、(ii)、又は (iii) にリストされた使用例外のためにのみ使用される他の化学物質を生産するためだけの中間体としての使用。

カナダでは、2012 年特定有害物質禁止規則の対象物質となっており、いずれの用途においても製造、輸入、使用、販売、販売の申し出が禁止されている。ただし、以下の例外が規

定されている。

- ▶ フトリソグラフィプロセス用のフォトレジストや反射防止コーティング、写真用フィルム、印画紙、印刷版の用途での製造、輸入、使用、販売、販売の申し出が認められている。
- ▶ 国外の軍事作戦で汚染された軍用船舶または軍用消防車に存在する水性皮膜形成泡（AFFF）の用途での使用が認められている。
- ▶ AFFF 製品のうち、含有濃度が 10 ppm 以下であり、かつ当該製品が 2008 年 5 月 29 日以前に製造又は輸入され、製造過程で形成された特定の物理的形狀に依存する機能を有する場合のみ、使用、販売又は販売の申し出が許可される。2013 年 3 月 14 日以降は、Section 9(2)に従って許可証が交付された場合に活動が許可される。有害物質が偶発的/付随的に存在する場合も対象となる。

中国では、中国厳格制限の有毒化学品名録（2020 年）に記載されており、以下の許可された用途以外は使用が禁止されている。

- ▶ 許可された用途：写真の画像形成、半導体デバイスのフォトレジストおよび反射防止コーティング、化合物半導体およびセラミックフィルターのエッチング液、航空油圧油、閉ループシステムのみ金属メッキ（硬質金属メッキ）、特定の医療機器（例えば、テトラフルオロエチレンとエチレン共重合体（ETFE）層と放射線シールド ETFE の製造、体外診断用医療機器と CCD カラーフィルター）、消火用フォームの製造と使用

韓国では化評法において、重点管理物質に指定されており、製品に含有された重点管理物質を 0.1%以上で年間 1 トン以上含有した場合、申告及び情報提供が必要とされている。また、韓国残留性汚染物質管理法における残留性汚染物質リストに取り扱い制限残留性汚染物質としてリストされている。

(19) ペンタクロロベンゼン

本物質は、ストックホルム条約（POPs 条約）の附属書 A 及び C に掲載されている。欧州では POPs 規則の附属書 I に掲載されており、原則製造、上市及び使用が禁止されている。

米国 TSCA では、SNUR が定められており、あらゆる用途の施設毎で、年間 10,000 ポンド以上の製造、輸入、または加工が規制されている。

カナダでは、2012 年特定有害物質禁止規則の対象物質となっており、いずれの用途においても製造、輸入、使用、販売、販売の申し出が禁止されている。ただし、PCB 規則で使用が許可されている場合、機器や機器用の液体に含まれるクロロビフェニルとともに使用することが認められている。

韓国では化評法において、重点管理物質に指定されており、製品に含有された重点管理物

質を 0.1%以上で年間 1 トン以上含有した場合、申告及び情報提供が必要とされている。また、韓国残留性汚染物質管理法における残留性汚染物質リストに取り扱い禁止残留性汚染物質としてリストされている。

中国厳格制限の有毒化学品名録（2020 年）には本物質は収載されていない。

(20) r-1, c-2, t-3, c-4, t-5, t-6-ヘキサクロロシクロヘキサン(別名 α -ヘキサクロロシクロヘキサン)

本物質は、ストックホルム条約（POPs 条約）の附属書 A に掲載されている。欧州では POPs 規則の附属書 I に掲載されており、原則製造、上市及び使用が禁止されている。

韓国では化評法において、禁止物質及び有毒物質に指定されており、禁止物質は製造、輸入、販売、保管・貯蔵、運搬、使用が禁止されている。有毒物質は輸入申告、営業許可が必要となる。いずれも閾値は 1.5%とされている。また、韓国残留性汚染物質管理法における残留性汚染物質リストに取り扱い禁止残留性汚染物質としてリストされている。

米国 TSCA の SNUR で該当するものはなく、カナダの 2012 年特定有害物質禁止規則及び中国厳格制限の有毒化学品名録（2020 年）には本物質は収載されていない。

(21) r-1, t-2, c-3, t-4, c-5, t-6-ヘキサクロロシクロヘキサン(別名 β -ヘキサクロロシクロヘキサン)

本物質は、ストックホルム条約（POPs 条約）の附属書 A に掲載されている。欧州では POPs 規則の附属書 I に掲載されており、原則製造、上市及び使用が禁止されている。

韓国では化評法において、禁止物質及び有毒物質に指定されており、禁止物質は製造、輸入、販売、保管・貯蔵、運搬、使用が禁止されている。有毒物質は輸入申告、営業許可が必要となる。いずれも閾値は 1.5%とされている。また、韓国残留性汚染物質管理法における残留性汚染物質リストに取り扱い禁止残留性汚染物質としてリストされている。

米国 TSCA の SNUR で該当するものはなく、カナダの 2012 年特定有害物質禁止規則及び中国厳格制限の有毒化学品名録（2020 年）には本物質は収載されていない。

(22) r-1, c-2, t-3, c-4, c-5, t-6-ヘキサクロロシクロヘキサン(別名 γ -ヘキサクロロシクロヘキサン又はリンデン)

本物質は、ストックホルム条約（POPs 条約）の附属書 A に掲載されている。欧州では POPs 規則の附属書 I に掲載されており、原則製造、上市及び使用が禁止されている。

韓国では化評法において、禁止物質及び有毒物質に指定されており、禁止物質は製造、輸入、販売、保管・貯蔵、運搬、使用が禁止されている。有毒物質は輸入申告、営業許可が必要となる。いずれも閾値は 1.5%とされている。また、韓国残留性汚染物質管理法における残留性汚染物質リストに取り扱い禁止残留性汚染物質としてリストされている。

米国 TSCA の SNUR で該当するものはなく、カナダの 2012 年特定有害物質禁止規則及び

中国厳格制限の有毒化学品名録（2020年）には本物質は収載されていない。

**(23) デカクロロペンタシクロ[5.3.0.0(2,6).0(3,9).0(4,8)]デカン-5-オン(別名クロル
デコン)**

本物質は、ストックホルム条約（POPs 条約）の附属書 A に掲載されている。欧州では POPs 規則の附属書 I に掲載されており、原則製造、上市及び使用が禁止されている。

韓国では化評法において、重点管理物質に指定されており、製品に含有された重点管理物質を 0.1%以上で年間 1 トン以上含有した場合、申告及び情報提供が必要とされている。また、韓国残留性汚染物質管理法における残留性汚染物質リストに取り扱い禁止残留性汚染物質としてリストされている。

米国 TSCA の SNUR で該当するものはなく、カナダの 2012 年特定有害物質禁止規則及び中国厳格制限の有毒化学品名録（2020年）には本物質は収載されていない。

(24) ヘキサプロモビフェニル

本物質は、ストックホルム条約（POPs 条約）の附属書 A に掲載されている。欧州では POPs 規則の附属書 I に掲載されており、原則製造、上市及び使用が禁止されている。

米国 TSCA では、SNUR が定められており、すべての用途の製造、輸入、加工が規制されている。

韓国残留性汚染物質管理法における残留性汚染物質リストに取り扱い禁止残留性汚染物質としてリストされている。

カナダの 2012 年特定有害物質禁止規則及び中国厳格制限の有毒化学品名録（2020年）には本物質は収載されておらず、韓国化評法における有害化学物質及び重点管理物質には指定されていない。

(25) テトラプロモ(フェノキシベンゼン) (別名テトラプロモジフェニルエーテル)

本物質は、ストックホルム条約（POPs 条約）の附属書 A に掲載されている。欧州では POPs 規則の附属書 I に掲載されており、原則製造、上市及び使用が禁止されている。非意図的含有について以下のように定められている（2021年7月16日までに再評価予定）。

- 物質中に 10 mg/kg (0,001 重量%) 以下で存在する当該物質は ‘unintentional trace contaminant’ として適用除外とする。
- tetra-, penta-, hexa-, hepta-及び decaBDE に対して、混合物又は成形品中に存在するこれらの物質の合計濃度で 500 mg/kg までは ‘unintentional trace contaminant’ として適用除外とする。

米国 TSCA では、SNUR が定められており、すべての用途の製造、輸入、加工が規制されている。

カナダでは、2012 年特定有害物質禁止規則の対象物質となっており、いずれの用途においても製造品（manufactured items）への含有を除いて製造、輸入、使用、販売、販売の申し出が禁止されている。

韓国では化評法において、重点管理物質に指定されており、製品に含有された重点管理物質を 0.1%以上で年間 1 トン以上含有した場合、申告及び情報提供が必要とされている。また、韓国残留性汚染物質管理法における残留性汚染物質リストに取り扱い禁止残留性汚染物質としてリストされている。

中国厳格制限の有毒化学品名録（2020 年）には本物質は収載されていない。

(26) ペンタブロモ(フェノキシベンゼン) (別名ペンタブロモジフェニルエーテル)

本物質は、ストックホルム条約（POPs 条約）の附属書 A に掲載されている。欧州では POPs 規則の附属書 I に掲載されており、原則製造、上市及び使用が禁止されている。非意図的含有について以下のように定められている（2021 年 7 月 16 日までに再評価予定）。

- 物質中に 10 mg/kg (0,001 重量%) 以下で存在する当該物質は‘unintentional trace contaminant’として適用除外とする。
- tetra-, penta-, hexa-, hepta-及び decaBDE に対して、混合物又は成形品中に存在するこれらの物質の合計濃度で 500 mg/kg までは ‘unintentional trace contaminant’ として適用除外とする。

米国 TSCA では、SNUR が定められており、すべての用途の製造、輸入、加工が規制されている。

カナダでは、2012 年特定有害物質禁止規則の対象物質となっており、いずれの用途においても製造品（manufactured items）への含有を除いて製造、輸入、使用、販売、販売の申し出が禁止されている。

韓国では化評法において、重点管理物質に指定されており、製品に含有された重点管理物質を 0.1%以上で年間 1 トン以上含有した場合、申告及び情報提供が必要とされている。さらに、禁止物質にも指定されており、ペンタブロモジフェニルオキシド及びこれを 0.1%以上含有した混合物は製造、輸入、販売、保管・貯蔵、運搬、使用が禁止されている。また、韓国残留性汚染物質管理法における残留性汚染物質リストに取り扱い禁止残留性汚染物質としてリストされている。

中国厳格制限の有毒化学品名録（2020 年）には本物質は収載されていない。

(27) ヘキサブロモ(フェノキシベンゼン) (別名ヘキサブロモジフェニルエーテル)

本物質は、ストックホルム条約（POPs 条約）の附属書 A に掲載されている。欧州では POPs 規則の附属書 I に掲載されており、原則製造、上市及び使用が禁止されている。非意図的含有について以下のように定められている（2021 年 7 月 16 日までに再評価予定）。

- 物質中に 10 mg/kg (0,001 重量%) 以下で存在する当該物質は‘unintentional trace contaminant’として適用除外とする。
- tetra-, penta-, hexa-, hepta-及び decaBDE に対して、混合物又は成形品中に存在するこれらの物質の合計濃度で 500 mg/kg までは ‘unintentional trace contaminant’ として適用除外とする。

米国 TSCA では、SNUR が定められており、すべての用途の製造、輸入、加工が規制されている。

カナダでは、2012 年特定有害物質禁止規則の対象物質となっており、いずれの用途においても製造品 (manufactured items) への含有を除いて製造、輸入、使用、販売、販売の申し出が禁止されている。

韓国では化評法において、重点管理物質に指定されており、製品に含有された重点管理物質を 0.1%以上で年間 1 トン以上含有した場合、申告及び情報提供が必要とされている。また、韓国残留性汚染物質管理法における残留性汚染物質リストに取り扱い禁止残留性汚染物質としてリストされている。

中国厳格制限の有毒化学品名録 (2020 年) には本物質は収載されていない。

(28) ヘプタブロモ(フェノキシベンゼン) (別名ヘプタブロモジフェニルエーテル)

本物質は、ストックホルム条約 (POPs 条約) の附属書 A に掲載されている。欧州では POPs 規則の附属書 I に掲載されており、原則製造、上市及び使用が禁止されている。非意図的含有について以下のように定められている (2021 年 7 月 16 日までに再評価予定)。

- 物質中に 10 mg/kg (0,001 重量%) 以下で存在する当該物質は‘unintentional trace contaminant’として適用除外とする。
- tetra-, penta-, hexa-, hepta-及び decaBDE に対して、混合物又は成形品中に存在するこれらの物質の合計濃度で 500 mg/kg までは ‘unintentional trace contaminant’ として適用除外とする。

米国 TSCA では、SNUR が定められており、すべての用途の製造、輸入、加工が規制されている。

カナダでは、2012 年特定有害物質禁止規則の対象物質となっており、いずれの用途においても製造品 (manufactured items) への含有を除いて製造、輸入、使用、販売、販売の申し出が禁止されている。

韓国では化評法において、重点管理物質に指定されており、製品に含有された重点管理物質を 0.1%以上で年間 1 トン以上含有した場合、申告及び情報提供が必要とされている。また、韓国残留性汚染物質管理法における残留性汚染物質リストに取り扱い禁止残留性汚染物質としてリストされている。

中国厳格制限の有毒化学品名録（2020年）には本物質は収載されていない。

(29) 6, 7, 8, 9, 10, 10-ヘキサクロロ-1, 5, 5a, 6, 9, 9a-ヘキサヒドロ-6, 9-メタノ-2, 4, 3-ベンゾジオキサチエピン=3-オキシド(別名エンドスルファン又はベンゾエピン)

本物質は、ストックホルム条約（POPs 条約）の附属書 A に掲載されている。欧州では POPs 規則の附属書 I に掲載されており、原則製造、上市及び使用が禁止されている。

韓国では化評法において、禁止物質及び有毒物質に指定されており、禁止物質は製造、輸入、販売、保管・貯蔵、運搬、使用が禁止されている。有毒物質は輸入申告、営業許可が必要となる。いずれも閾値は1%とされている。また、韓国残留性汚染物質管理法における残留性汚染物質リストに取り扱い禁止残留性汚染物質としてリストされている。

米国 TSCA の SNUR で該当するものはなく、カナダの 2012 年特定有害物質禁止規則及び中国厳格制限の有毒化学品名録（2020年）には本物質は収載されていない。

(30) ヘキサプロモシクロデカン

本物質は、ストックホルム条約（POPs 条約）の附属書 A に掲載されている。欧州では POPs 規則の附属書 I に掲載されており、原則製造、上市及び使用が禁止されている。非意図的含有について以下のように定められている。

- 物質、混合物、成形品中に 10 mg/kg (0,001 重量%) 以下で存在する当該物質又は難燃性成形品の成分として含有する場合は ‘unintentional trace contaminant’ として適用除外とする。

また、欧州 REACH 規則において認可対象物質となっており、認可の要求を行い許可を受けなければ上市又は使用ができない。ただし、認可要求は、物質が混合物中に以下のように存在する場合、その使用には適用されない（1.1.1 (2)③参照）。

- (a)第 57 条(d),(e),(f)に言及される物質（PBT/vPvB 物質、内分泌かく乱性物質等）について 0.1 重量%の濃度限界値未満
- (b)他の全ての物質については、CLP 規則第 11 条(3)に規定された、混合物を有害性としての分類に至らせる値未満

米国 TSCA では、SNUR が定められており、自動車での使用以外の消費者向け繊維製品での使用が規制されている。

カナダでは、2012 年特定有害物質禁止規則の対象物質となっており、いずれの用途においても製造、輸入、使用、販売、販売の申し出が禁止されている。

中国では、中国厳格制限の有毒化学品名録（2020年）に収載されており、以下の許可された用途以外は使用が禁止されている。

- 特定の登録免除の有効期間内（2021年12月25日までに）の建物に使用される発泡ポリスチレンと押出ポリスチレン（主に難燃剤として）の製造と使用

韓国では化評法において、重点管理物質に指定されており、製品に含有された重点管理物質を0.1%以上で年間1トン以上含有した場合、申告及び情報提供が必要とされている。また、韓国残留性汚染物質管理法における残留性汚染物質リストに取り扱い制限残留性汚染物質としてリストされている。

(31) ペンタクロロフェノール又はその塩若しくはエステル

本物質は、ストックホルム条約（POPs 条約）の附属書 A に掲載されている。欧州では POPs 規則の附属書 I に掲載されており、原則製造、上市及び使用が禁止されている。また、欧州 REACH 規則において制限物質となっており、以下の条件での上市又は使用が禁止されている。

- 物質として
- 0.1 重量%以上の濃度で、他の物質中の成分として、又は混合物で

韓国では化評法において、重点管理物質に指定されており、製品に含有された重点管理物質を0.1%以上で年間1トン以上含有した場合、申告及び情報提供が必要とされている。さらに禁止物質及び有毒物質に指定されており、禁止物質は製造、輸入、販売、保管・貯蔵、運搬、使用が禁止されている。有毒物質は輸入申告、営業許可が必要となる。いずれも閾値は1%とされている。また、韓国残留性汚染物質管理法における残留性汚染物質リストに取り扱い禁止残留性汚染物質としてリストされている。

米国 TSCA の SNUR で該当するものはなく、カナダの 2012 年特定有害物質禁止規則及び中国厳格制限の有毒化学品名録（2020 年）には本物質は収載されていない。

(32) ポリ塩化直鎖パラフィン(炭素数が10から13までのものであつて、塩素の含有量が全重量の48パーセントを超えるものに限る。)

本物質は、ストックホルム条約（POPs 条約）の附属書 A に掲載されている。欧州では POPs 規則の附属書 I に掲載されており、原則製造、上市及び使用が禁止されている。非意図的な含有による適用除外の閾値は規定されていないが、含有量に応じた管理措置として次のように定められている。

- 適用除外として、1 重量%未満の濃度の SCCP を含む物質、混合物、又は 0.15 重量%未満の濃度の SCCP を含む成形品の製造、上市、及び使用を認める。

また、欧州 REACH 規則において SVHC に特定されており、届出、情報提供、SDS 提供の義務がある（1.1.1 (2)参照）。いずれも閾値は0.1 重量%とされている。

米国 TSCA では、SNUR が定められており、すべての用途の製造、輸入、加工が規制されている。

カナダでは、2012 年特定有害物質禁止規則の対象物質となっており、いずれの用途においても製造、輸入、使用、販売、販売の申し出が禁止されている。

中国では、中国厳格制限の有毒化学品名録（2020 年）に記載されており、許可された用途（工業用途）以外は使用が禁止されている。なお、対象物質は、鎖長 C10-C13 の直鎖塩素化炭化水素であつて、混合物に含まれる濃度は重量別で 1%以上、且つ塩素量は重量別で 48%以上とされている。

韓国残留性汚染物質管理法における残留性汚染物質リストに取り扱い禁止残留性汚染物質としてリストされている。韓国化評法における有害化学物質及び重点管理物質には指定されていない。

(33) 1, 1'-オキシビス(2, 3, 4, 5, 6-ペンタプロモベンゼン) (別名デカプロモジフェニルエーテル)

本物質は、ストックホルム条約 (POPs 条約) の附属書 A に掲載されている。欧州では POPs 規則の附属書 I に掲載されており、原則製造、上市及び使用が禁止されている。非意図的含有について以下のように定められている (2021 年 7 月 16 日までに再評価予定)。

- 物質中に 10 mg/kg (0,001 重量%) 以下で存在する当該物質は 'unintentional trace contaminant' として適用除外とする。
- tetra-, penta-, hexa-, hepta-及び decaBDE に対して、混合物又は成形品中に存在するこれらの物質の合計濃度で 500 mg/kg までは 'unintentional trace contaminant' として適用除外とする。

また、欧州 REACH 規則において制限物質となっており、以下の条件での上市又は使用が禁止されている。

- 物質を成分とする他の物質や混合物および、物質を 0.1 重量%以上含有する成形品の製造や上市を原則禁止
- ただし、次の用途は適用除外
 - [デカプロモジフェニルエーテルを含む他物質または混合物の適用除外用途]
 - ・ 2027 年 3 月 2 日までの航空機製造時の使用
 - ・ 2027 年 3 月 2 日までに製造された航空機用スペアパーツの製造時の使用
 - ・ 2019 年 3 月 2 日以前に製造された自動車や農林業用車両、機械のスペアパーツの製造時の使用
 - [デカプロモジフェニルエーテルを 0.1wt%以上含有する成形品の適用除外用途]
 - ・ 2019 年 3 月 2 日以前に上市された成形品
 - ・ 2027 年 3 月 2 日以前に上市された航空機
 - ・ 2027 年 3 月 2 日までに製造された航空機用スペアパーツ
 - ・ 2019 年 3 月 2 日以前に製造された自動車や農林業用車両、機械のスペアパーツ

・ RoHS 指令 (2011/65/EU) の適用範囲である電気電子製品

カナダでは、2012 年特定有害物質禁止規則の対象物質となっており、いずれの用途においても製造品 (manufactured items) への含有を除いて製造、輸入、使用、販売、販売の申し出が禁止されている。

韓国では化評法において、重点管理物質に指定されており、製品に含有された重点管理物質を 0.1%以上で年間 1 トン以上含有した場合、申告及び情報提供が必要とされている。また、韓国残留性汚染物質管理法における残留性汚染物質リストに取り扱い禁止残留性汚染物質としてリストされている。

米国 TSCA の SNUR で該当するものはなく、中国厳格制限の有毒化学品名録 (2020 年) には本物質は収載されていない。

表 3.2-6 化審法の第一種特定化学物質の欧州及び米国における規制及び閾値

政令番号	政令名称	CAS番号	ストックホルム条約 (POPs条約)	欧州REACH				欧州POP6規則 (規則 (EU) 2019/1021)			米国TSCA: 重要新規利用規則 (SNUR)	
				該当する規制等	閾値	根拠等	規制の内容	該当する規制等	閾値	適用除外等	該当する規制等	
1	ポリ塩化ビフェニル	複数あり(297物質)	●* (附属書A, C)	-				附属書I PartA (製造、上市禁止)	装置中: 0.005%、0.05 dm3	加盟国は、2025年12月31日までできるだけ早く、0.005%、0.05 dm3を超える容量を含有する機器(変圧器、コンデンサー、又は液体原料を含むその他の容器等)を特定し、使用を止めなければならない	●* (有害な化学物質及び混合物の規制)	【40 CFR § 761】 本規則は、PCB及びPCB含有製品の製造(輸入を含む)、加工、流通、使用、処分、貯蔵及び表示に係る禁止行為及び遵守要件を定めたもので、大部分の規定は個別に定められた濃度以上でPCBが存在する場合にのみ適用される。 https://www.ecfr.gov/cgi-bin/text-idx?SID=a2d79456d3ef331dfaf4856b8d224208&mc=true&nODE=pt40.34.761&rgn=div5
2	ポリ塩化ナフタレン(塩素数が2以上のものに限る。)	複数あり(80物質)	●* (附属書A, C)	-				附属書I PartA (製造、上市禁止)	-	-	-	
3	ヘキサクロロベンゼン	118-74-1	● (附属書A, C)	-				附属書I PartA (製造、上市禁止)	-	-	-	
4	1, 2, 3, 4, 10, 10-ヘキサクロロ-1, 4, 4a, 5, 8, 8a-ヘキサヒドロ-エキソ-1, 4-エンド-5, 8-ジメチルナフタレン(別名アルドリル)	309-00-2	● (附属書A)	-				附属書I PartA (製造、上市禁止)	-	-	-	
5	1, 2, 3, 4, 10, 10-ヘキサクロロ-6, 7-エポキシ-1, 4, 4a, 5, 6, 7, 8, 8a-オクタヒドロ-エキソ-1, 4-エンド-5, 8-ジメチルナフタレン(別名デルドリル)	複数あり(2物質)	●* (附属書A)	-				附属書I PartA (製造、上市禁止)	-	-	-	
6	1, 2, 3, 4, 10, 10-ヘキサクロロ-6, 7-エポキシ-1, 4, 4a, 5, 6, 7, 8, 8a-オクタヒドロ-エンド-1, 4-エンド-5, 8-ジメチルナフタレン(別名エンドリル)	複数あり(2物質)	●* (附属書A)	-				附属書I PartA (製造、上市禁止)	-	-	-	
7	1, 1, 1-トリクロロ-2, 2-ビス(4-クロロフェニル)エタン(別名DDT)	50-29-3	● (附属書B)	-				附属書I PartA (製造、上市禁止)	-	-	● (SNUR 2287)	【40 CFR § 721.2287】 重要な新しい用途: あらゆる用途の施設毎で、年間10,000ポンド以上の製造、輸入、または加工。
8	1, 2, 4, 5, 6, 7, 8-オクタクロロ-2, 3, 3a, 4, 7, 7a-ヘキサヒドロ-4, 7-メタノ-1H-インデン、1, 4, 5, 6, 7, 8-ヘプタクロロ-3a, 4, 7, 7a-テトラヒドロ-4, 7-メタノ-1H-インデン及びこれらの類縁化合物の混合物(別名クロルデン又はヘプタクロル)	複数あり(10物質)	●* (附属書A)	-				附属書I PartA (製造、上市禁止)	-	-	-	
9	ビス(トリブチルスズ)オキシド	56-35-9	-	● SVHC (PBT)	0.1重量%		【REACH第7条(2)】0.1重量%を超える濃度、かつ1トン/年以上のSVHCを含む成形品の製造者または輸入者は、ECHAに届出なければならない。 【REACH第33条】SVHCが成形品中に0.1重量%を超えて含有される場合には、成形品の供給者は川下ユーザーに対して、また、消費者から要求がある場合は45日以内に無料で、その成形品を安全に使用できる情報(少なくとも物質名)を提供する義務がある。 【REACH第31条(3)】SVHCを含む混合物の提供者は、0.1重量%以上のSVHCを含有する場合、受領者からの要求によりSDSを提供しなければならない。				-	
10	N, N'-ジトリル-パラフェニレンジアミン、N-トリル-N'-キシリル-パラフェニレンジアミン又はN, N'-ジキシリル-パラフェニレンジアミン	複数あり(6物質)	-	-							-	
11	2, 4, 6-トリターシャリル-ブチルフェノール	732-26-3	-	-							-	
12	ポリクロロ-2, 2-ジメチル-3-メチリデンピシクロ[2.2.1]ヘプタン(別名トキサフェン)	8001-35-2	● (附属書A)	-				附属書I PartA (製造、上市禁止)	-	-	-	
13	ドデカクロロペンタシクロ[5.3.0.0(2,6).0(3,9).0(4,8)]デカン(別名マイレックス)	2385-85-5	● (附属書A)	-				附属書I PartA (製造、上市禁止)	-	-	-	

表 3.2-6 化審法の第一種特定化学物質の欧州及び米国における規制及び閾値（続き）

政令番号	政令名称	CAS番号	ストックホルム条約 (POPs条約)	欧州REACH			欧州POP6規則 (規則 (EU) 2019/1021)			米国TSCA: 重要新規利用規則 (SNUR)		
				該当する規制等	閾値	根拠等	規制の内容	該当する規制等	閾値	適用除外等	該当する規制等	
14	2, 2, 2-トリクロロ-1, 1-ビス(4-クロロフェニル)エタノール(別名ケルセン又はジコホル)	115-32-2	● (附属書A)	-							-	
15	ヘキサクロロブター-1, 3-ジエン	87-68-3	● (附属書A, C)	-				附属書I PartA (製造、上市禁止)	-		-	
16	2-(2H-1, 2, 3-ベンゾトリアゾール-2-イル)-4, 6-ジ-tert-ブチルフェノール	3846-71-7	-	● (認可/No.54)	0.1重量%		【REACH第56条(6)】認可要求は、物質が混合物中に以下のように存在する場合、その使用には適用されない。 (a)第57条(d),(e),(f)に言及される物質(PBT/vPvB物質、内分泌かく乱性物質等)について0.1重量%の濃度限界値未満 (b)他の全ての物質については、CLP規則第11条(3)に規定された、混合物を有害性としての分類に至らせる値未満				-	
17	ペルフルオロ(オクタン-1-スルホン酸)(別名PFOS)又はその塩	複数あり(10物質)	●* (附属書B)	-				附属書I PartA (製造、上市禁止)	物質、混合物中: 10 mg/kg (0.001重量%) 半製品、製品、成形品又はその部品中: 0.1重量% 繊維製品又はコーティング製品: 1 μg/ m2未満	物質又は混合物中に10 mg/kg (0.001重量%) 以下で存在する当該物質は 'unintentional trace contaminant' として適用除外とする。 ・半製品、製品、成形品又はその部品については、構造上又は微細構造上区別できる部品の重量から算出されたPFOS濃度が0.1重量%未満、繊維製品又はコーティングされた製品については、PFOS濃度が1 μg/ m2未満の場合、'unintentional trace contaminant' として適用除外とする。	●* (SNUR 9582)	【40 CFR § 721.9582】 重要な新しい用途: 任意の用途での製造(輸入を含む)又は加工。ただし、次の場合を除く。 (i)耐火性リン酸エステル航空油圧作動油の防食添加剤としての使用 (ii)光酸発生剤又は界面活性剤を含むフトレジスト物質の成分として、又は反射防止コーティングの成分としての使用 (iii)表面張力、静電気放電、及びアナログ及びデジタル画像フィルム、紙、印刷版の接着制御用コーティング、又は画像フィルムの処理に使用される混合物の界面活性剤としての使用 (iv) (i)、(ii)、又は(iii)にリストされた使用例外のためにのみ使用される他の化学物質を生産するための中間体としての使用。
18	ペルフルオロ(オクタン-1-スルホン酸)フルオリド(別名PFOSF)	307-35-7	● (附属書B)	-				附属書I PartA (製造、上市禁止)	物質、混合物中: 10 mg/kg (0.001重量%) 半製品、製品、成形品又はその部品中: 0.1重量% 繊維製品又はコーティング製品: 1 μg/ m2未満	物質又は混合物中に10 mg/kg (0.001重量%) 以下で存在する当該物質は 'unintentional trace contaminant' として適用除外とする。 ・半製品、製品、成形品又はその部品については、構造上又は微細構造上区別できる部品の重量から算出されたPFOS濃度が0.1重量%未満、繊維製品又はコーティングされた製品については、PFOS濃度が1 μg/ m2未満の場合、'unintentional trace contaminant' として適用除外とする。	● (SNUR 9582)	【40 CFR § 721.9582】 重要な新しい用途: 任意の用途での製造(輸入を含む)又は加工。ただし、次の場合を除く。 (i)耐火性リン酸エステル航空油圧作動油の防食添加剤としての使用 (ii)光酸発生剤又は界面活性剤を含むフトレジスト物質の成分として、又は反射防止コーティングの成分としての使用 (iii)表面張力、静電気放電、及びアナログ及びデジタル画像フィルム、紙、印刷版の接着制御用コーティング、又は画像フィルムの処理に使用される混合物の界面活性剤としての使用 (iv) (i)、(ii)、又は(iii)にリストされた使用例外のためにのみ使用される他の化学物質を生産するための中間体としての使用。
19	ペンタクロロベンゼン	608-93-5	● (附属書A, C)	-				附属書I PartA (製造、上市禁止)	-		● (SNUR 1430)	【40 CFR § 721.1430】 重要な新しい用途: あらゆる用途の施設毎で、年間10,000ポンド以上の製造、輸入、または加工。
20	r-1, c-2, t-3, c-4, t-5, t-6-ヘキサクロロシクロヘキサン(別名α-ヘキサクロロシクロヘキサン)	319-84-6	● (附属書A)	-				附属書I PartA (製造、上市禁止)	-		-	
21	r-1, t-2, c-3, t-4, c-5, t-6-ヘキサクロロシクロヘキサン(別名β-ヘキサクロロシクロヘキサン)	319-85-7	● (附属書A)	-				附属書I PartA (製造、上市禁止)	-		-	
22	r-1, c-2, t-3, c-4, c-5, t-6-ヘキサクロロシクロヘキサン(別名γ-ヘキサクロロシクロヘキサン又はリンデン)	58-89-9	● (附属書A)	-				附属書I PartA (製造、上市禁止)	-		-	
23	デカクロロペンタシクロ[5.3.0.0(2,6).0(3,9).0(4,8)]デカン-5-オン(別名クロルデコン)	143-50-0	● (附属書A)	-				附属書I PartA (製造、上市禁止)	-		-	
24	ヘキサブromoフェニル	複数あり(23物質)	●* (附属書A)	-				附属書I PartA (製造、上市禁止)	-		●* (SNUR 1790)	【40 CFR § 721.1790】 重要な新しい用途: すべての用途(の製造、輸入、加工)
25	テトラブromo(フェニルシベンゼン)(別名テトラブromoフェニルエーテル)	複数あり(4物質)	●* (附属書A)	-				附属書I PartA (製造、上市禁止)	10 mg/kg (0.001重量%) tetra-, penta-, hexa-, hepta-及びdecaBDEの合計で500 mg/kg	物質中に10 mg/kg (0.001重量%) 以下で存在する当該物質は 'unintentional trace contaminant' として適用除外とする。 ・tetra-, penta-, hexa-, hepta-及びdecaBDEに対して、混合物又は成形品中に存在するこれらの物質の合計濃度で500 mg/kgまでは 'unintentional trace contaminant' として適用除外とする。 (2021年7月16日までに再評価予定)	●* (SNUR 10000)	【40 CFR § 721.10000】 重要な新しい用途: すべての用途(の製造、輸入、加工)

表 3.2-6 化審法の第一種特定化学物質の欧州及び米国における規制及び閾値 (続き)

政令番号	政令名称	CAS番号	ストックホルム条約 (POPs条約)	欧州REACH				欧州POPs規則 (規則 (EU) 2019/1021)			米国TSCA:重要新規利用規則 (SNUR)	
				該当する規制等	閾値	根拠等	規制の内容	該当する規制等	閾値	適用除外等	該当する規制等	
26	ペンタブロモ(フェノキシベンゼン)(別名ペンタブロモジフェニルエーテル)	複数あり(3物質)	●* (附属書A)	-				附属書1 PartA (製造、上市禁止)	10 mg/kg (0.001重量%) tetra-, penta-, hexa-, hepta-及びdecaBDEの合計で500 mg/kg	物質中に10 mg/kg (0.001重量%) 以下で存在する当該物質は 'unintentional trace contaminant' として適用除外とする。 *tetra-, penta-, hexa-, hepta-及びdecaBDEに対して、混合物又は成形品中に存在するこれらの物質の合計濃度で500 mg/kgまでは 'unintentional trace contaminant' として適用除外とする。 (2021年7月16日までに再評価予定)	●* (SNUR 10000)	[40 CFR § 721.10000] 重要な新しい用途: すべての用途 (の製造、輸入、加工)
27	ヘキサブロモ(フェノキシベンゼン)(別名ヘキサブロモジフェニルエーテル)	複数あり(6物質)	●* (附属書A)	-				附属書1 PartA (製造、上市禁止)	10 mg/kg (0.001重量%) tetra-, penta-, hexa-, hepta-及びdecaBDEの合計で500 mg/kg	物質中に10 mg/kg (0.001重量%) 以下で存在する当該物質は 'unintentional trace contaminant' として適用除外とする。 *tetra-, penta-, hexa-, hepta-及びdecaBDEに対して、混合物又は成形品中に存在するこれらの物質の合計濃度で500 mg/kgまでは 'unintentional trace contaminant' として適用除外とする。 (2021年7月16日までに再評価予定)	●* (SNUR 10000)	[40 CFR § 721.10000] 重要な新しい用途: すべての用途 (の製造、輸入、加工)
28	ヘプタブロモ(フェノキシベンゼン)(別名ヘプタブロモジフェニルエーテル)	複数あり(5物質)	●* (附属書A)	-				附属書1 PartA (製造、上市禁止)	10 mg/kg (0.001重量%) tetra-, penta-, hexa-, hepta-及びdecaBDEの合計で500 mg/kg	物質中に10 mg/kg (0.001重量%) 以下で存在する当該物質は 'unintentional trace contaminant' として適用除外とする。 *tetra-, penta-, hexa-, hepta-及びdecaBDEに対して、混合物又は成形品中に存在するこれらの物質の合計濃度で500 mg/kgまでは 'unintentional trace contaminant' として適用除外とする。 (2021年7月16日までに再評価予定)	●* (SNUR 10000)	[40 CFR § 721.10000] 重要な新しい用途: すべての用途 (の製造、輸入、加工)
29	6, 7, 8, 9, 10, 10-ヘキサクロロ-1, 5, 5a, 6, 9, 9a-ヘキサヒドロ-6, 9-メタノ-2, 4, 3-ベンゾジオキサチエピン=3-オキシド(別名エンドスルファン又はベンゾエピン)	複数あり(3物質)	● (附属書A)	-				附属書1 PartA (製造、上市禁止)	-	-	-	-
30	ヘキサブロモシクロデカン	複数あり(14物質)	● (附属書A)	●* (認可/No.3)	0.1重量%		【REACH第56条(6)】認可要求は、物質が混合物中に以下のように存在する場合、その使用には適用されない。 (a)第57条(d),(e),(f)に言及される物質 (PBT/vPvB物質、内分泌かく乱性物質等)について0.1重量%の濃度限界値未満 (b)他の全ての物質については、CLP規則第11条(3)に規定された、混合物を有害性としての分類に至らせる値未満	附属書1 PartA (製造、上市禁止)	物質、混合物、成形品: 10 mg/kg (0.001重量%)	物質、混合物、成形品中に10 mg/kg (0.001重量%) 以下で存在する当該物質又は難燃性成形品の成分として含有する場合は 'unintentional trace contaminant' として適用除外とする。 (2019年3月22日までに再評価予定)	●* (SNUR 10281)	[40 CFR § 721.10281] 重要な新しい用途: 自動車での使用以外の消費者向け繊維製品での使用。
31	ペンタクロロフェノール又はその塩若しくはエステル	複数あり(29物質)	● (附属書A)	●* (制限/No.22)	0.1%		【制限条件】 以下で上市又は使用されてはならない。 -物質として、 -0.1重量%以上の濃度で、他の物質中の成分として、又は混合物で。 【根拠】 旧指令 (76/769/EEC) での制限からの移行。数値の根拠は不明。	附属書1 PartA	-	-	-	-
32	ポリ塩化直鎖パラフィン(炭素数が10から13までのものであつて、塩素の含有量が全重量の48パーセントを超えるものに限る。)	複数あり(25物質)	● (附属書A)	●* SVHC (PBT/vPvB)	0.1重量%		【REACH第7条(2)】0.1重量%を超える濃度、かつ1トン/年以上のSVHCを含む成形品の製造者または輸入者は、ECHAに届出なければならない。 【REACH第33条】SVHCが成形品中に0.1重量%を超えて含有される場合には、成形品の供給者は川下ユーザーに対して、また、消費者から要求がある場合は45日以内に無料で、その成形品を安全に使用できる情報(少なくとも物質名)を提供する義務がある。 【REACH第31条(3)】SVHCを含む混合物の提供者は、0.1重量%以上のSVHCを含有する場合、受領者からの要求によりSDSを提供しなければならない。	附属書1 PartA (製造、上市禁止)	物質、混合物: 1重量% 成形品: 0.15重量%	適用除外として、1重量%未満の濃度のSCCPを含む物質、混合物、又は0.15重量%未満の濃度のSCCPを含む成形品の製造、上市、及び使用を認める。	●* (SNUR 10227)	[40 CFR § 721.10227] 重要な新しい用途: すべての用途 (の製造、輸入、加工)
33	1, 1'-オキシビス(2, 3, 4, 5, 6-ペンタブロモベンゼン)(別名テカブロモジフェニルエーテル)	1163-19-5	● (附属書A)	● (制限/No.67)	0.1%	【数値の根拠と推察される記述】 Currently, 0.1% w/w is the limit that triggers the notification requirement under article 7(2) of REACH and the information requirement under article 33 of REACH. This limit also applies to recycled articles. Finally, the same limit of 0.1% w/w is applied for PBDEs, including decaBDE, under the RoHS Directive (see Table 8). To enhance the enforceability of the restriction a concentration limit of 0.1% w/w is proposed. Although no uses in mixtures were identified during consultation (except some very limited information on e.g. inks and coatings), the same limit of 0.1% w/w is proposed also for mixtures. This is in line with previous restrictions on brominated flame retardants (see entry no 45. Diphenylether, octabromo derivative, of Annex XVII of REACH). The proposed limit will ensure that decaBDE is not intentionally added to products since concentrations below this limit will not ensure flame retardancy. This is because decaBDE is used in much higher quantities to be effective. The range of reported concentrations is between 7.5 and 20% depending on the application (see section C.2). Finally, there is no information on any products that would contain decaBDE as impurity in concentrations higher than 0.1%, meaning that the restriction will not inadvertently affect any products into which decaBDE is not intentionally added.	附属書1 PartA (製造、上市禁止)	10 mg/kg (0.001重量%) tetra-, penta-, hexa-, hepta-及びdecaBDEの合計で500 mg/kg	物質中に10 mg/kg (0.001重量%) 以下で存在する当該物質は 'unintentional trace contaminant' として適用除外とする。 *tetra-, penta-, hexa-, hepta-及びdecaBDEに対して、混合物又は成形品中に存在するこれらの物質の合計濃度で500 mg/kgまでは 'unintentional trace contaminant' として適用除外とする。 (2021年7月16日までに再評価予定)	-	-	

*: 一つの政令番号に複数のCAS番号が含まれており、それらのCAS番号の一部が当該規制に該当する

表 3.2-7 化審法の第一種特定化学物質のカナダ、中国及び韓国における規制及び閾値

政令番号	政令名称	CAS番号	カナダ環境保護法		中国:危険化学品目録(2015版)	中国規格制限の有毒化学品名録(2020年)		韓国:化評法(K-REACH)/化管法:有害化学物質、重点管理物質		韓国:残留性汚染物質管理法	
			該当する規制等	概要		該当する規制等	概要	該当する規制等	概要	該当する規制等	概要
1	ポリ塩化ビフェニル	複数あり(297物質)	●(PCB規則)	<分子式がC ₁₂ H _{10-10-n} Cl _n (n≥2)の塩化ビフェニル類が対象> ・PCBを含有する製品の加工や使用、2 mg/kg以上の濃度で含有する製品の製造や輸出入、50 mg/kg以上の濃度で含有する製品の販売のための提供及び販売を禁止 ・偶発的/付随的に製造されたPCBを含む着色顔料の製造、輸出、輸入、販売の申し出、販売、加工または使用については、PCB濃度が50 mg/kg未満かつ年間平均PCB濃度が25 mg/kgを超えない限り、適用除外の対象	●*			●*	<該当するCAS番号:1336-36-3> 【禁止物質(06-4-46)】 ・PCB(1336-36-3)及びこれを0.005%以上含有した混合物。ただし、置換された塩素数が3個未満の場合は除外 ・製造、輸入、販売、保管・貯蔵、運搬、使用を禁止 【有毒物質(97-1-394)】 ・PCB(1336-36-3)及びこれを0.005%以上含有する化合物。ただし、置換された塩素数が3個未満の場合は除外 ・輸入申告、営業許可が必要	●	・残留性汚染物質リストNo.9:ポリクロロジネイテドビフェニル(Polychlorinated biphenyls, PCBs) ・取り扱い禁止残留性汚染物質
2	ポリ塩化ナフタレン(塩素数が2以上のものに限る。)	複数あり(80物質)	●(2012年特定有害物質禁止規則)	<該当するCAS番号:2234-13-1, 70776-03-3> いずれの用途においても製造、輸入、使用、販売、販売の申し出を禁止。	●*			●*	<該当するCAS番号:70776-03-3> 【重点管理物質(別表2-432)】 ・製品に含有された重点管理物質を0.1%以上で年間1トン以上含有した場合、申告及び情報提供が必要	●	・残留性汚染物質リストNo.26:ポリクロロジネイテドナフタレン(Polychlorinated naphthalenes, PCNs) ・取り扱い禁止残留性汚染物質
3	ヘキサクロロベンゼン	118-74-1	●(2012年特定有害物質禁止規則)	いずれの用途においても製造、輸入、使用、販売、販売の申し出を禁止。				●(重点管理物質)	【重点管理物質(別表2-36)】 ・製品に含有された重点管理物質を0.1%以上で年間1トン以上含有した場合、申告及び情報提供が必要	●	・残留性汚染物質リストNo.8:ヘキサクロロベンゼン(Hexachlorobenzene) ・取り扱い禁止残留性汚染物質
4	1, 2, 3, 4, 10, 10-ヘキサクロロ-1, 4, 4a, 5, 8, 8a-ヘキサヒドロ-エキソ-1, 4-エンド-5, 8-ジメタナフタレン(別名アルドリン)	309-00-2	-		●(劇毒)			●(禁止物質/有毒物質)	【禁止物質(06-4-19)】 ・アルドリン(309-00-2)及びこれを0.1%以上含有した混合物 ・製造、輸入、販売、保管・貯蔵、運搬、使用を禁止 【有毒物質(97-1-178)】 ・アルドリン(309-00-2)及びこれを0.1%以上含有する化合物 ・輸入申告、営業許可が必要	●	・残留性汚染物質リストNo.1:アルドリン(Aldrin) ・取り扱い禁止残留性汚染物質
5	1, 2, 3, 4, 10, 10-ヘキサクロロ-6, 7-エポキシ-1, 4, 4a, 5, 6, 7, 8, 8a-オクタヒドロ-エキソ-1, 4-エンド-5, 8-ジメタナフタレン(別名ディルドリン)	複数あり(2物質)	-		●*			●*	<該当するCAS番号:60-57-1> 【禁止物質(06-4-6)】 ・ディルドリン(60-57-1)及びこれを1%以上含有した混合物 ・製造、輸入、販売、保管・貯蔵、運搬、使用を禁止 【有毒物質(97-1-40)】 ・ディルドリン(60-57-1)及びこれを1%以上含有する化合物 ・輸入申告、営業許可が必要	●	・残留性汚染物質リストNo.3:ディルドリン(Dieldrin) ・取り扱い禁止残留性汚染物質
6	1, 2, 3, 4, 10, 10-ヘキサクロロ-6, 7-エポキシ-1, 4, 4a, 5, 6, 7, 8, 8a-オクタヒドロ-エンド-1, 4-エンド-5, 8-ジメタナフタレン(別名エンドリン)	複数あり(2物質)	-		●*			●*	<該当するCAS番号:72-20-8> 【禁止物質(06-4-25)】 ・エンドリン(72-20-8)及びこれを1%以上含有した混合物 ・製造、輸入、販売、保管・貯蔵、運搬、使用を禁止 【有毒物質(97-1-196)】 ・エンドリン(72-20-8)及びこれを1%以上含有する化合物 ・輸入申告、営業許可が必要	●	・残留性汚染物質リストNo.2:エンドリン(Endrin) ・取り扱い禁止残留性汚染物質
7	1, 1, 1-トリクロロ-2, 2-ビス(4-クロロフェニル)エタン(別名DDT)	50-29-3	●(2012年特定有害物質禁止規則)	いずれの用途においても製造、輸入、使用、販売、販売の申し出を禁止。	●			●(禁止物質/有毒物質)	【禁止物質(06-4-3)】 ・DDT(50-29-3)及びこれを1%以上含有した混合物 ・製造、輸入、販売、保管・貯蔵、運搬、使用を禁止 【有毒物質(97-1-27)】 ・DDT(50-29-3)及びこれを1%以上含有する化合物 ・輸入申告、営業許可が必要	●	・残留性汚染物質リストNo.10:1,1,1-trichloro-2,2-bis(4-chlorophenyl)ethane, DDT ・取扱制限残留性汚染物質
8	1, 2, 4, 5, 6, 7, 8-オクタクロロ-2, 3, 3a, 4, 7, 7a-ヘキサヒドロ-4, 7-メタノ-1H-インデン、1, 4, 5, 6, 7, 8, 8-ヘプタクロロ-3a, 4, 7, 7a-テトラヒドロ-4, 7-メタノ-1H-インデン及びこれらの類縁化合物の混合物(別名クロルデン又はヘプタクロル)	複数あり(10物質)	-		●*			●*	<該当するCAS番号:57-74-9, 76-44-8, 5103-71-9, 5103-74-2> 【禁止物質(06-4-31, 06-4-52)】 ・クロルデン(57-74-9)及びこれを1%以上含有した混合物 ・ヘプタクロル(76-44-8)及びこれを0%以上含有した混合物 ・製造、輸入、販売、保管・貯蔵、運搬、使用を禁止 【有毒物質(97-1-285, 97-1-403)】 ・クロルデン(57-74-9)及びこれを1%以上含有する化合物 ・ヘプタクロル(76-44-8)及びこれを1.0%以上含有する化合物 ・輸入申告、営業許可が必要	●	・残留性汚染物質リストNo.5:クロルデン(Chlordane) ・残留性汚染物質リストNo.6:ヘプタクロル(Heptachlor) ・取り扱い禁止残留性汚染物質
9	ビス(トリブチルスズ)オキシド	56-35-9	●(2012年特定有害物質禁止規則)	当該製品中濃度が30%(w/w)以下であり、かつ当該製品が2013年3月14日以前に製造又は輸入されたものである場合のみ、使用、販売又は販売の申し出が許可される。2013年3月14日以降は、Section 9(2)に従って許可証が交付された場合に活動が許可される。ビス(トリブチルスズ)オキシドが製品中に偶発的/付随的に存在する場合も対象となる。	●	●	・化審法一特の該当CAS(56-35-9)以外に、以下のCASも含まれている。 1983-10-4, 2155-70-6, 4342-36-3, 1461-22-9, 24124-25-2, 85409-17-2 ・許可の用途以外は使用禁止 ・許可の用途:工業用途(塗料用途を除く)	●(重点管理物質/制限物質/有毒物質)	【重点管理物質(別表2-6)】 ・製品に含有された重点管理物質を0.1%以上で年間1トン以上含有した場合、申告及び情報提供が必要 【制限物質(06-5-4)】 ・水酸化トリアルキルスズとその塩類(水酸化トリアルキルスズを包含する)及びトリブチルスズ化合物又はそのうちの一つを0.1%以上含有した混合物 ・次の各号に該当する用途では製造、輸入、販売、保管・貯蔵、運搬、使用を禁止する。 イ. 船舶法第2条の規定による韓国船舶(ただし、軍艦・警備用船舶は除く)及び漁船法第2条の規定による漁船の防汚塗料用 ロ. 海洋汚染防止法による海洋施設と港湾法による港湾施設中一部又は全部が海水と接触するか接触できる構造物又は施設、漁網、漁具の防汚塗料用 ハ. 山林法による木材防汚処理用 ニ. 冷却水殺菌剤用 【有毒物質(97-1-139)】 ・水酸化トリアルキルスズとその塩類(水酸化トリアルキルスズを包含する)及びトリブチルスズ化合物又はその中の一つを0.1%以上含有する化合物 ・輸入申告、営業許可が必要	-	

表 3.2-7 化審法の第一種特定化学物質のカナダ、中国及び韓国における規制及び閾値（続き）

政令番号	政令名称	CAS番号	カナダ環境保護法		中国：危険化学品 目録（2015版）	中国規格制限の有毒化学品目録（2020年）		韓国：化評法（K-REACH）/化管法：有害化学物質、重点管理物質		韓国：残留性汚染物質管理法	
			該当する規制等	概要		該当する規制等	概要	該当する規制等	概要	該当する規制等	概要
10	N, N'-ジトリル-パラフェニレンジアミン、N-トリル-N'-キシリル-パラフェニレンジアミン又はN, N'-ジキシリル-パラフェニレンジアミン	複数あり(6物質)	-		-			-		-	
11	2, 4, 6-トリターシャリ-ブチルフェノール	732-26-3	-		-			-		-	
12	ポリクロロ-2, 2-ジメチル-3-メチリデンピククロ[2, 2, 1]ヘプタン(別名トキサフェン)	8001-35-2	-		●			●(禁止物質/有毒物質)	【禁止物質(06-4-28)】 ・カンフェロール(8001-35-2)及びこれを1%以上含有した混合物 ・製造、輸入、販売、保管・貯蔵、運搬、使用を禁止 【有毒物質(97-1-259)】 ・カンフェロール(8001-35-2)及びこれを1%以上含有する化合物 ・輸入申告、営業許可が必要	●	・残留性汚染物質リストNo.4: 독사펜(Toxaphene) ・取り扱い禁止残留性汚染物質
13	ドデカクロペンタシクロ[5, 3, 0, 0(2, 6), 0(3, 9), 0(4, 8)]デカン(別名マイレックス)	2385-85-5	●(2012年特定有害物質禁止規則)	いずれの用途においても製造、輸入、使用、販売、販売の申し出を禁止。	●			●(重点管理物質)	【重点管理物質(別表2-106)】 ・製品に含有された重点管理物質を0.1%以上で年間1トン以上含有した場合、申告及び情報提供が必要	●	・残留性汚染物質リストNo.7: 미렉스(Mirex) ・取り扱い禁止残留性汚染物質
14	2, 2-2-トリクロロ-1, 1-ビス(4-クロロフェニル)エタノール(別名ケルセン又はジコホル)	115-32-2	-		-			●(有毒物質)	【有毒物質(97-1-47)】 ・ジコホル(115-32-2)及びこれを25%以上含有する化合物 ・輸入申告、営業許可が必要	-	
15	ヘキサクロロブター-1, 3-ジエン	87-68-3	●(2012年特定有害物質禁止規則)	いずれの用途においても製造、輸入、使用、販売、販売の申し出を禁止。	●			●(重点管理物質)	【重点管理物質(別表2-23)】 ・製品に含有された重点管理物質を0.1%以上で年間1トン以上含有した場合、申告及び情報提供が必要	●	・残留性汚染物質リストNo.25: 헥사클로로부타디엔(Hexachlorobutadiene, HCBT) ・取り扱い禁止残留性汚染物質
16	2-(2H-1, 2, 3-ベンゾトリアゾール-2-イル)-4, 6-ジ-tert-ブチルフェノール	3846-71-7	-		-			-		-	
17	ペルフルオロ(オクタン-1-スルホン酸)(別名PFOS)又はその塩	複数あり(10物質)	●(2012年特定有害物質禁止規則)	<該当するCAS番号: 1763-23-1, 2795-39-3, 29081-56-9, 29457-72-5, 56773-42-3, 70225-14-8> ・フトリソグラフィプロセス用のフォトレジストや反射防止コーティング、写真用フィルム、印刷紙、印刷版の用途での製造、輸入、使用、販売、販売の申し出が認められている。 ・国外の軍事作戦で汚染された軍用船舶または軍用消防車に存在する水性皮膜形成剤(AFFF)の用途での使用が認められている。 ・AFFF製品のうち、含有濃度が10 ppm以下であり、かつ当該製品が2008年5月29日以前に製造又は輸入され、製造過程で形成された特定の物理的形態に依存する機能を有する場合のみ、使用、販売又は販売の申し出が許可される。2013年3月14日以降は、Section 9(2)に従って許可証が交付された場合に活動が許可される。有害物質が偶発的/付随的に存在する場合も対象となる。 附表2 Part 1, Part 1.1, Part 3.1	●*	●*		●*	<該当するCAS番号: 1763-23-1, 2795-39-3> 【重点管理物質(別表2-99, 2-111)】 ・製品に含有された重点管理物質を0.1%以上で年間1トン以上含有した場合、申告及び情報提供が必要 <該当するCAS番号: 2795-39-3> 【有毒物質(2010-1-612)】 ・ペルフルオロオクタンスルホン酸カリウム(2795-39-3)及びこれを0.3%以上含有する化合物 ・輸入申告、営業許可が必要	●	・残留性汚染物質リストNo.21: 과불화옥탄술포산(Perfluorooctane sulfonic acid, PFOS) ・取扱制限残留性汚染物質
18	ペルフルオロ(オクタン-1-スルホン酸)フルオリド(別名PFOSF)	307-35-7	●(2012年特定有害物質禁止規則)	・フトリソグラフィプロセス用のフォトレジストや反射防止コーティング、写真用フィルム、印刷紙、印刷版の用途での製造、輸入、使用、販売、販売の申し出が認められている。 ・国外の軍事作戦で汚染された軍用船舶または軍用消防車に存在する水性皮膜形成剤(AFFF)の用途での使用が認められている。 ・AFFF製品のうち、含有濃度が10 ppm以下であり、かつ当該製品が2008年5月29日以前に製造又は輸入され、製造過程で形成された特定の物理的形態に依存する機能を有する場合のみ、使用、販売又は販売の申し出が許可される。2013年3月14日以降は、Section 9(2)に従って許可証が交付された場合に活動が許可される。有害物質が偶発的/付随的に存在する場合も対象となる。 附表2 Part 1, Part 1.1, Part 3.1	●	●		●(重点管理物質)	【重点管理物質(別表2-50)】 ・製品に含有された重点管理物質を0.1%以上で年間1トン以上含有した場合、申告及び情報提供が必要	●	・残留性汚染物質リストNo.21: 그 염류와 과불화옥탄술포산(PFOS-F) ・取扱制限残留性汚染物質
19	ペンタクロロベンゼン	608-93-5	●(2012年特定有害物質禁止規則)	PCB規則で使用が許可されている場合、機器や機器用の液体に含まれるクロロビフェニルとともに使用することが認められている。	●			●(重点管理物質)	【重点管理物質(別表2-75)】 ・製品に含有された重点管理物質を0.1%以上で年間1トン以上含有した場合、申告及び情報提供が必要	●	・残留性汚染物質リストNo.20: 펜타클로로벤젠(Pentachlorobenzene, PeCB) ・取り扱い禁止残留性汚染物質
20	r-1, c-2, t-3, c-4, t-5, t-6-ヘキサクロシクロヘキササン(別名α-ヘキサクロシクロヘキササン)	319-84-6	-		●			●(禁止物質/有毒物質)	【禁止物質(06-4-51)】 ・ヘキサクロシクロヘキササン(608-73-1)及びこれを1.5%以上含有した混合物 ・製造、輸入、販売、保管・貯蔵、運搬、使用を禁止 【有毒物質(97-1-62)】 ・ヘキサクロシクロヘキササン(608-73-1)及びこれを1.5%以上含有する化合物 ・輸入申告、営業許可が必要	●	・残留性汚染物質リストNo.15: 알파헥사클로로사이클로헥산(Alpha hexachlorocyclohexane) ・取り扱い禁止残留性汚染物質
21	r-1, t-2, c-3, t-4, c-5, t-6-ヘキサクロシクロヘキササン(別名β-ヘキサクロシクロヘキササン)	319-85-7	-		●			●(禁止物質/有毒物質)	【禁止物質(06-4-51)】 ・ヘキサクロシクロヘキササン(608-73-1)及びこれを1.5%以上含有した混合物 ・製造、輸入、販売、保管・貯蔵、運搬、使用を禁止 【有毒物質(97-1-62)】 ・ヘキサクロシクロヘキササン(608-73-1)及びこれを1.5%以上含有する化合物 ・輸入申告、営業許可が必要	●	・残留性汚染物質リストNo.16: 베타헥사클로로사이클로헥산(Beta hexachlorocyclohexane) ・取り扱い禁止残留性汚染物質
22	r-1, c-2, t-3, c-4, c-5, t-6-ヘキサクロシクロヘキササン(別名γ-ヘキサクロシクロヘキササン又はリンデン)	58-89-9	-		●			●(禁止物質/有毒物質)	【禁止物質(06-4-51)】 ・ヘキサクロシクロヘキササン(608-73-1)及びこれを1.5%以上含有した混合物 ・製造、輸入、販売、保管・貯蔵、運搬、使用を禁止 【有毒物質(97-1-62)】 ・ヘキサクロシクロヘキササン(608-73-1)及びこれを1.5%以上含有する化合物 ・輸入申告、営業許可が必要	●	・残留性汚染物質リストNo.14: 린덴(Lindane) ・取り扱い禁止残留性汚染物質

表 3.2-7 化審法の第一種特定化学物質のカナダ、中国及び韓国における規制及び閾値（続き）

政令番号	政令名称	CAS番号	カナダ環境保護法		中国：危険化学品 目録(2015版)	中国規格制限の有毒化学品名録(2020年)		韓国：化評法(K-REACH)/化管法：有害化学物質、重点管理物質		韓国：残留性汚染物質管理法	
			該当する規制等	概要		該当する規制等	概要	該当する規制等	概要	該当する規制等	概要
23	デカクロロペンタシクロ[5.3.0.0(2.6).0(3.9).0(4.8)]デカン-5-オン(別名クロルデコン)	143-50-0	-		●			●(重点管理物質)	【重点管理物質(別表2-42)】 ・製品に含有された重点管理物質を0.1%以上で年間1トン以上含有した場合、申告及び情報提供が必要	●	・残留性汚染物質リストNo.13: クロルデコン(Chlordecone) ・取り扱い禁止残留性汚染物質
24	ヘキサブロモビフェニル	複数あり(23物質)	-		●*			-		●	・残留性汚染物質リストNo.19: ヘキサブロモビフェニル(Hexabromobiphenyl) ・取り扱い禁止残留性汚染物質
25	テトラブロモ(フェノキシベンゼン)(別名テトラブロモジフェニルエーテル)	複数あり(4物質)	●(2012年特定有害物質禁止規則)	<該当するCAS番号: 40088-47-9> 製造品(manufactured items)への含有を除いて禁止。	●*			●*	<該当するCAS番号: 5436-43-1, 40088-47-9> 【重点管理物質(別表2-128, 2-353)】 ・製品に含有された重点管理物質を0.1%以上で年間1トン以上含有した場合、申告及び情報提供が必要	●	・残留性汚染物質リストNo.17: テトラブロモジフェニルエーテル ・ペンタブロモジフェニルエーテル ・取り扱い禁止残留性汚染物質
26	ペンタブロモ(フェノキシベンゼン)(別名ペンタブロモジフェニルエーテル)	複数あり(3物質)	●(2012年特定有害物質禁止規則)	<該当するCAS番号: 32534-81-9> 製造品(manufactured items)への含有を除いて禁止。	●*			●*	<該当するCAS番号: 32534-81-9> 【禁止物質(06-4-48)】 ・ペンタブロモジフェニルオキシド(32534-81-9)及びこれを0.1%以上含有した混合物 ・製造、輸入、販売、保管・貯蔵、運搬、使用を禁止 <該当するCAS番号: 60348-60-9> 【重点管理物質(別表2-370)】 ・製品に含有された重点管理物質を0.1%以上で年間1トン以上含有した場合、申告及び情報提供が必要	●	・残留性汚染物質リストNo.17: テトラブロモジフェニルエーテル ・ペンタブロモジフェニルエーテル ・取り扱い禁止残留性汚染物質
27	ヘキサブロモ(フェノキシベンゼン)(別名ヘキサブロモジフェニルエーテル)	複数あり(6物質)	●(2012年特定有害物質禁止規則)	<該当するCAS番号: 36483-60-0> 製造品(manufactured items)への含有を除いて禁止。	●*			●*	<該当するCAS番号: 36483-60-0, 68631-49-2, 207122-15-4> 【重点管理物質(別表2-348, 2-399, 2-463)】 ・製品に含有された重点管理物質を0.1%以上で年間1トン以上含有した場合、申告及び情報提供が必要	●	・残留性汚染物質リストNo.18: ヘキサブロモジフェニルエーテル ・ペンタブロモジフェニルエーテル ・取り扱い禁止残留性汚染物質
28	ヘプタブロモ(フェノキシベンゼン)(別名ヘプタブロモジフェニルエーテル)	複数あり(5物質)	●(2012年特定有害物質禁止規則)	<該当するCAS番号: 68928-80-3> 製造品(manufactured items)への含有を除いて禁止。	●*			●*	<該当するCAS番号: 68928-80-3, 207122-16-5, 446255-22-7> 【重点管理物質(別表2-415, 2-464, 2-467)】 ・製品に含有された重点管理物質を0.1%以上で年間1トン以上含有した場合、申告及び情報提供が必要	●	・残留性汚染物質リストNo.18: ヘキサブロモジフェニルエーテル ・ペンタブロモジフェニルエーテル ・取り扱い禁止残留性汚染物質
29	6, 7, 8, 9, 10, 10-ヘキサクロロ-1, 5, 5a, 6, 9, 9a-ヘキサヒドロ-6, 9-メタノ-2, 4, 3-ベンゾジオキサチエピン=3-オキシド(別名エンドスルファン又はベンゾエピン)	複数あり(3物質)	-		●*			●	<該当するCAS番号: 115-29-7, 959-98-8, 33213-65-9> 【禁止物質(06-4-24)】 ・エンドスルファン(115-29-7)及びこれを1%以上含有した混合物 ・製造、輸入、販売、保管・貯蔵、運搬、使用を禁止 【有害物質(97-1-193)】 ・エンドスルファン(115-29-7)及びこれを1%以上含有する化合物 ・輸入申告、営業許可が必要	●	・残留性汚染物質リストNo.22: エンドスルファンとその異性体(Technical endosulfan and its related isomer) ・取り扱い禁止残留性汚染物質
30	ヘキサブロモシクロデカン	複数あり(14物質)	●(2012年特定有害物質禁止規則)	<該当するCAS番号: 3194-55-6, 25637-99-4> いずれの用途においても製造、輸入、使用、販売、販売の申し出を禁止。	-			●*	<該当するCAS番号: 3194-55-6, 25637-99-4> 【重点管理物質(別表1-118, 1-184)】 ・製品に含有された重点管理物質を0.1%以上で年間1トン以上含有した場合、申告及び情報提供が必要	●	・残留性汚染物質リストNo.23: ヘキサブロモシクロデカン(Hexabromocyclodecane) ・取り扱い禁止残留性汚染物質
31	ペンタクロロフェノール又はその塩若しくはエステル	複数あり(29物質)	-		●*			●*	<該当するCAS番号: 87-86-5, 131-52-2, 2917-31-9, 2917-32-0, 3644-38-0, 7778-73-6> 【禁止物質(06-4-49)】 ・ペンタクロロフェノール(87-86-5)とその塩類及びその中のペンタクロロフェノールとして1%以上含有した混合物 ・製造、輸入、販売、保管・貯蔵、運搬、使用を禁止 <該当するCAS番号: 87-86-5, 131-52-2, 2917-31-9, 2917-32-0> 【有害物質(97-1-339)】 ・ペンタクロロフェノール(87-86-5)及びその塩類及びその中のペンタクロロフェノールとして1%以上含有する化合物 ・輸入申告、営業許可が必要 <該当するCAS番号: 3772-94-9, 27735-64-4> 【重点管理物質(別表2-118, 2-338)】 ・製品に含有された重点管理物質を0.1%以上で年間1トン以上含有した場合、申告及び情報提供が必要	●	・残留性汚染物質リストNo.24: ペンタクロロフェノールとその塩類及びそのエステル、PCP ・取り扱い禁止残留性汚染物質
32	ポリ塩化直鎖パラフィン(炭素数が10から13までのものであつて、塩素の含有量が全重量の48パーセントを超えるものに限る。)	複数あり(25物質)	●(2012年特定有害物質禁止規則)	<該当するCAS番号: 68920-70-7, 85535-84-8> いずれの用途においても製造、輸入、使用、販売、販売の申し出を禁止。 1 kg以上かつ濃度0.5% (w/w)以上の活動について、附表5に定められた情報を含む報告書の提出が義務付けられている。	●*	●*	・鎖長C10-C13の直鎖塩素化炭化水素であつて、混合物に含まれる濃度は重量別で1%以上、且つ塩素量は重量別で48%以上 ・許可の用途以外は使用禁止 ・許可の用途: 工業用途	-		●	・残留性汚染物質リストNo.29: 短鎖塩素化パラフィン(SCCPs) ・取り扱い禁止残留性汚染物質
33	1, 1'-オキシビス(2, 3, 4, 5, 6-ペンタブロモベンゼン)(別名デカブロモジフェニルエーテル)	1163-19-5	●(2012年特定有害物質禁止規則)	附表1 Part 1, Part 2 附表2.1	-			●(重点管理物質)	【重点管理物質(別表1-96)】 ・製品に含有された重点管理物質を0.1%以上で年間1トン以上含有した場合、申告及び情報提供が必要	●	・残留性汚染物質リストNo.28: デカブロモジフェニルエーテル(BDE-209) ・取り扱い禁止残留性汚染物質
* : 一つの政令番号に複数のCAS番号が含まれており、それらのCAS番号の一部が当該規制に該当する											

4. まとめ

本事業において、POPs 条約及び PIC 条約に関係する国際会議における検討状況の調査、並びに、POPs 条約及び PIC 条約の着実な実施のために必要な基礎情報等を収集・整理した。また、非意図的な副生成物として含有される高懸念物質に関する海外規制状況の調査を実施した。

4.1 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

2021 年 1 月にオンラインにて開催された POPRC16 の検討状況を調査するため、国内有識者を派遣するとともに、有識者に同行して情報収集・分析など委員会对応に必要なサポートを行った。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・分析など、必要なサポートを行った。

POPRC16 では新たな追加物質として、スイスから UV-328 が提案された。国内法令での措置状況、有害性評価・リスク評価等の実施状況等とその結果、製造、使用量等について調査した。また、提案文書に記載された情報等に基づき、POPs 条約附属書 D に規定されるスクリーニング基準に基づく項目のうち残留性及び生物蓄積性情報について、基準を満たすかどうかを検討した。検討の結果、UV-328 は残留性及び生物蓄積性についてスクリーニング基準を満たすと考えられた。

POPRC16 でリスクプロファイル案の検討が行われたデクロランプラス並びにその syn-異性体及び anti-異性体、並びにメトキシクロルについて、リスクプロファイル案へのコメント対応を行うとともに、リスクプロファイル案の記載内容に基づき、発生源、モニタリングデータ、残留性及び生物蓄積性に関する情報の調査を行った。デクロランプラス並びにその syn-異性体及び anti-異性体については、POPRC16 ではリスク管理評価書作成段階に進むことについてメンバーの合意が得られず、POPRC17 までの会期間作業で有害性情報の追加的な収集が行われることとなった。メトキシクロルについては POPRC16 にてリスク管理評価書作成段階に進むこととなった。

また、経済産業省担当官からの指示に従い、デクロランプラスの欧米での規制状況及び毒性評価についての調査、並びに、スイスから PFOA とその塩及び PFOA 関連物質の例示リストに関して追加が提案された 176 物質の PFOA 関連物質について、PFOA への分解を示す文献及び分解性、生物蓄積性、有害性、長距離移動性を示す文献の有無を調査した。

4.2 非意図的に含有する高懸念物質等に関する海外規制状況調査

EU、米国、カナダ、中国及び韓国における、化審法第一種特定化学物質に該当する化学物質ごとに、非意図的な副生成物として含有される高懸念化学物質に係る基準値の有無や、基準値がある場合にはその設定根拠について、公開情報を用いた調査を行った。欧州 REACH、欧州 POPs 規則、米国 TSCA 及びカナダ環境保護法では、いくつかの物質について

て含有量に関する閾値が設定されていたが、数値の根拠が明確に分かるものはなかった。韓国の化評法では多くの物質で含有量に関する閾値が設定されていたが、数値の根拠は不明であった。中国厳格制限の有害化学品名録及び韓国の残留性汚染物質管理法では閾値が設定されている物質はなかった。

【添付資料 1】

デクロランプラス並びにその *syn*-異性体及び *anti*-異性体の
発生源等の概要

発生源等の概要 (デクロランプラス並びにその syn-異性体及び anti-異性体)

1 製造、流通、ストックパイル

(1) 米国

- デクロランプラス (DP) は、1960 年代から、Hooker Chemicals and Plastics Corporation (現在の Occidental Chemical Company (OxyChem)) によって製造されている (Shen et al., 2011)。
- DP は、米国では高生産量化学物質 (> 500 トン) に分類されており (Sverko et al., 2011)、1986 年以降の年間生産量は 450~4500 トンと推定された (Qiu et al., 2007)。
- Oxychem の施設での生産は 2016 年半ばに停止 (ECHA, 2020a)。

(2) 中国

- 中国淮安の Anpon Electrochemical Co.による中国での製造量は、2003 年以降年間 300~1000 トンと報告されている (Wang et al., 2010a)。

(3) EU

- DP は、年間 100~1000 トンの製造及び/又は輸入量のトン数帯で、2 件 (製造業者毎に 1 件) の REACH 登録がされている。
- 2013 年以降の主要な登録者である Occidental Chemical Belgium BVBA は、製造業者 OxyChem US を代表して 2017 年 12 月に REACH に基づく「製造又は輸入の停止」を通知し、現在は EU での DP の製造又は輸入は行っていない (ECHA, 2020b)。
- 2016 年以降、オランダの企業 ADAMA Agriculture BV は、唯一の輸入業者/販売業者である Velsicol のために Anpon Electrochemical Co.が指名した登録者である。EU での最大輸入量は 300~400 トン/年であった。2019 年、EU への輸入量は 100 トン未満で (オランダからの情報)、スウェーデンは、2006 年に 5 トン、2005 年に 11 トンの DP の使用を登録した (Kaj et al., 2010)。

(4) その他

- 世界の年間生産量は約 5000 トンである (Ren et al., 2008)。
- カナダでは、2011 年及び 2016 年に CEPA のセクション 71 の下で実施された調査に基づくと、1000~10000 kg の DP (一部は製品に含まれた DP) が、いくつかの企業によって輸入された (Canada, 2019a,b)。
- 韓国では、政府の調査 (2010 年、2014 年、2016 年) から収集された情報に基づくと、DP は韓国では製造されていない。2010 年には DP は輸入されなかったが、使用量は約 40 トンであった。2016 年には 11 トンが輸入され、17kg が使用された。DP は、2010

無印：リスクプロファイル案 (UNEP/POPS/POPRC. 16/2) からの情報、破線の下線：入手済み文献
下線：CERI 追加

年に 0.9 トンが輸出されて以降は、輸出されていない (Annex E information, Republic of Korea)。

2 用途

- (1) DP は、市販のデカブロモジフェニルエーテル (c-decaBDE) の代替品/代用品として、また難燃剤 (FR) として使用されるマイレックスの代用品として販売されている (Hoh et al., 2006)。
- (2) 電子配線及びケーブル、自動車、プラスチック屋根材、テレビやコンピューターモニタの硬質プラスチックコネクタ、ワイヤーコーティング及び家具の難燃剤として使用されている (Zhang et al., 2015, Annex E, 2019, 2020)。
- (3) また、難燃剤としては航空宇宙産業及びその他のアプリケーションでも広く使用されている (AIAC, 2020)。
- (4) DP は、様々な配合の添加剤としてよく使用され、キャビン内部パネル、ダクト、エンジン及びその他の部品など、多くの航空機部品に用いられている。
- (5) 中国の最近の研究では、DP は様々な建築材料で検出された (Hou et al., 2018)。壁紙 (不織布、PVC、紙)、ラテックス塗料、ボード (ラミネートフロア、ファイバーボード、無垢材など)、接着剤、シーラント、PVC ラインパイプ及びフォーム (吸音フォーム及び発泡スチロールパネルなど) のサンプルに不検出~5.1 ng/g の範囲の DP が含まれている (Hou et al., 2018)。
- (6) カナダでは、DP は自動車製造における難燃剤として使用されている (Canada, 2019b)。オランダからの情報では、自動車における、パワートレイン、冷却装置、シャシー (車の足回り機構) 及び車体整備・修理部品での使用が確認されている (Annex E, 2019)。
- (7) DP は、難燃剤として多くの高分子システム (通常、熱可塑性プラスチック又は熱硬化性樹脂のいずれか) で使用されている。
 - DP を含む可能性のある熱可塑性プラスチックの例としては、ナイロン (Weil and Levchik 2009; KEMI, 2019)、ポリエステル (KEMI, 2019)、アクリロニトリルブタジエンスチレン (ABS)、天然ゴム、ポリブチレンテレフタレート (PBT)、ポリプロピレン及びスチレンブタジエンゴム (SBR) ブロック共重合体 (OxyChem, 2007) がある。
 - DP は、エポキシ及びポリエステル樹脂、ポリウレタンフォーム、ポリエチレン、エチレンプロピレンジエンモノマーゴム、ポリウレタンゴム、シリコーンゴム、ネオプレンなどの熱硬化性樹脂に使用される (OxyChem, 2007)。
 - これらの材料中の DP の量は、PBT の 8% からシリコーンゴムの最大 40% の範囲である (OxyChem, 2007)。
- (8) あるメーカーによると、DP は産業顧客のみが使用するために製造されている (OxyChem, 2007)。ただし、EU のデータによると、DP は一般的に工業用製品と消費者用製品の両方の製造に使用されている。より具体的には、REACH 登録データによると、EU/EEA 地域での

無印：リスクプロファイル案 (UNEP/POPS/POPRC. 16/2) からの情報、破線の下線：入手済み文献
下線：CERI 追加

DP の使用には、産業現場や専門家による配合又は再梱包での使用、成形品に含まれる場合の消費者による使用が含まれる (ECHA, 2017a; 2019b)。

- REACH では、DP はポリマー製剤及び配合物、半導体、接着剤及びシーラントといった製品カテゴリーで産業用途に登録されている。
- 配合及び梱包において登録された最終用途には、1) 接着剤、シーラント、2) ポリマー製剤及び配合物、及び 3) 半導体が含まれる。
- 産業現場及び専門家ユーザーによって登録された最終用途には、1) 調剤の製剤化 (混合) 及び/又は再包装 (合金を除く)、2) 配合及び変換を含むプラスチック製品の製造、3) コンピューター、電子・光学製品、電気機器の製造が含まれる。
- 消費者使用段階での成形品の耐用年数において、次の成形品カテゴリーでの使用が登録文書に記載されている：1) 車両、2) 機械、機械器具、3) 電気/電子製品、4) 織物、繊維、衣服、5) プラスチック製品。
- さらに、航空機部品の接着剤での使用が示されている (ECHA, 2020)。
- DP のマイナーな使用として花火の開発があるが (ECHA, 2019)、これは EU/EEA で登録された用途ではない。

(9) 2011 年に、220 トンの電子廃棄物のサンプルがスイスのリサイクル施設で処理され、さまざまな出カストリームが分析された。DP 質量流量が最も多かったのは、細粒プラスチックと、モニターやラップトップ筐体などの消費者製品のプラスチックであった (Taverna et al., 2017)。

(10) DP は、2 台のテレビ及び 1 台のコンピューターのプラスチック筐体から検出されたが、中国のリサイクル施設から収集された同様の機器の回路基板からは検出されなかった (Li et al., 2019c)。さらに、中国広東省のリサイクル ABS から DP が検出された (Cao et al., 2020)。

(11) PyroVex[®] SG は添加難燃剤で、サプライヤーによると DP を 99%以上含有している (Velsicol Chemicals LLC, 2020)。PyroVex[®] SG は通常、プラスチックやその他の材料に混合され、単独で使用することも、性能要件を満たすために補完的な化学物質と配合することもできる。難燃性の電線やケーブル、コンピューターなどの電子機器に使用される電気コネクタの難燃剤として販売されている。PyroVex[®] SG グレード 515、25、35 は平均粒子径が異なるだけで、同じ化学混合物である。

(12) 2018 年 9 月から 12 月 5 日まで開催された REACH の付属書 XIV に DP を含めるための第 9 次勧告案に関する EU の公開協議の中で、多くの企業が DP を添加難燃剤として使用している用途を特定した。識別された用途は、航空及び自動車産業、ケーブル絶縁用の高分子化合物、及び花火の開発におけるマイナーな使用であった (ECHA, 2017e)。

3 環境への放出

- (1) DP 及びその異性体の非意図的な生成は知られておらず、環境中での DP 及びその異性体の発生は、人間の活動の結果である (DP and its isomers are not known to be unintentionally produced. The occurrence of DP and its isomers in the environment is a result of human activities.)。
- (2) 生産、使用、リサイクル、廃棄物処理、埋立地浸出液、流出及び廃水処理などの多くの活動は、環境への DP の放出につながる可能性がある (Wang et al., 2016; Wang and Kelly, 2017)。DP は、廃水処理場 (WWTP) からの汚泥 (e.g. de la Torre et al., 2011; Barón et al., 2014a; Norwegian Environment Agency, 2018b; 2019a; Ji et al., 2018) 及びバイオソリッド (Davis et al., 2012) から検出されている。さらに、DP で汚染された WWTP からの汚泥は、土壌濃縮 (Wu et al., 2017) 又は肥料 (Dai, 2011 reviewed in Ji et al., 2018) として使用することができる。さらに、ノルウェーのオスロでは、雨水の粒子画分中に syn-及び anti-DP が検出された (Norwegian Environment Agency, 2018b; 2019a)。
- (3) カナダの WWTP からのサンプルで塩素化難燃剤について調査した。DP の検出頻度は、廃水サンプルとバイオソリッドサンプルの両方で 90%以上であったが、除去効率の中央値は全 DP で 51%から 66%の間であった (Shanmuganathan et al., 2018)。
- (4) 上海の従来の下水処理場では、廃水から平均濃度 0.46 ng/L (範囲 : 0.05~1.40 ng/L) の DP が検出された。汚泥には 1.1~2.0 ng/g の範囲で DP が含まれていた。anti-DP の割合 (f_{anti}) は、syn-DP の割合 (f_{syn}) の割合よりも一貫して高かった。 f_{syn} の平均値は 0.16 から 0.33 の範囲であり、2 種の市販の DP 混合物の範囲内であった。上海のすべての WWTP からの下水汚泥を介した DP の年間放出量は 164.8 g と推定された (Xiang et al., 2014)。
- (5) DP は電気・電子機器の難燃剤として使用されており、電子廃棄物のリサイクルが環境への DP 放出源であると報告されている (Wang et al., 2016)。
 - 中国のリサイクルサイトでは、土壌中で非常に高レベルの DP (3327 ng/g) が検出されており、電子廃棄物のリサイクル活動が中国における DP 排出の重要な発生源となっていることを示唆している (Yu et al., 2010)。
 - スイスの研究では、電子廃棄物中の DP 濃度は全体で 33±11 mg/kg であった。これは、2011 年に生成されたスイスの全ての電子廃棄物において、年間 2.3±0.9 トン/年の年間 DP マスフローに相当する (Taverna et al., 2017)。
- (6) 室内の粉塵は、消費者製品から放出される DP を含む多くの汚染物質の吸収源であり担体 (キャリア) でもある。室内の粉塵も、生活排水のみを受け入れている WWTP の主な汚染源であると考えられている (Katsoyiannis and Samara, 2004; Xiang et al., 2013)。DP は、0.08~124 000 ng/g の範囲で室内粉塵中から検出されている (Newton et al., 2015; Wong et al., 2017, Cao et al., 2014, Lee et al., 2020)。

4 情報の統合 (発生源等に関連する部分のみ抜粋)

- DP は、市販されている添加剤塩素化難燃剤で、プラスチックポリマーで既に規制されている難燃剤の代替品として販売・使用されている。既知の用途には、航空産業及び自動車産業、電線及びケーブルのコーティング、プラスチック屋根材、テレビ及びコンピューターモニタのコネクタなどがある。
- DP は、生産拠点から離れた場所及び電子廃棄物のリサイクルサイトの WWTP からの粉塵、汚泥及び廃水からも検出されており、消費者製品からの排出とばく露を示している。

5 引用文献

- AIAC, Aerospace Industries Association of Canada (2020). Letter to the Stockholm Convention secretariat on applications of Dechlorane Plus (DP) and its syn- and anti-isomers in the aerospace industry submitted as a comment to the second draft of the Dechlorane Plus risk profile. 30 March 2020.
- Annex E (2019). Submissions of Annex E (risk profile) information on Dechlorane Plus. 2 December 2019. Available at: <http://chm.pops.int/tabid/8225/Default.aspx>
- Annex E (2020). Comments on the draft risk profiles on Dechlorane Plus. 30 March 2020. Available at: <http://chm.pops.int/tabid/8366/Default.aspx>
- Barón E, Santín G, Eljarrat E, Barceló D (2014a). Occurrence of classic and emerging halogenated flame retardants in sediment and sludge from Ebro and Llobregat river basins (Spain). *J Hazard Mater.* 30; 265:288-95.
- Canada (2019a). Dept. of the Environment. Dept. of Health. Screening Assessment Certain Organic Flame Retardants Grouping 1,4:7,10-Dimethanodibenzo[a,e]cyclooctene,1,2,3,4,7,8,9,10,13,13,14,14-dodecachloro-1,4,4a,5,6,6a,7,10,10a,11,12,12 adodecahydro-Dechlorane Plus (DP), Chemical Abstracts Service Registry Number 13560-89-9. Available at: <https://www.canada.ca/en/environment-climate-change/services/evaluating-existing-substances/screening-assessment-certain-organic-flame-retardants-substance-grouping-dimethanodibenzo-cyclooctene-dodecachloro-dodecahydro-dechlorane-plus-dp.html>
- Canada (2019b). Dept. of the Environment. Dept. of Health. Certain Organic Flame Retardants Grouping Risk Management Approach For 1,4:7,10-Dimethanodibenzo[a,e]cyclooctene, 1,2,3,4,7,8,9,10,13,13,14,14-dodecachloro-1,4,4a,5,6,6a,7,10,10a,11,12,12a-dodecahydro-Dechlorane Plus (DP), Chemical Abstracts Service Registry Number 13560-89-9. Available at: <https://www.canada.ca/en/environment-climate-change/services/evaluating-existing-substances/certain-organic-flame-retardants-grouping-risk-management-approach-dimethanodibenzo-cyclooctene-dodecachloro-dodecahydro-dechlorane-plus-dp.html>
- Cao X, Wang L, Zhang Y, Li Y, Zhu C, Zheng X, Sun Y, Li D, Mo L, Mai B (2020). Occurrence of organic pollutants in plastics on beach: Stranded foams can be sources of pollutants in islands. *Sci Total Environ.* 14; 707:136119.
- Cao Z, Xu F, Covaci A, Wu M, Wang H, Yu G, Wang B, Deng S, Huang J, Wang X (2014). Distribution patterns of brominated, chlorinated, and phosphorus flame retardants with particle size in indoor and outdoor dust and implications for human exposure. *Environmental Science and Technology*, 48, 8839–8846.

無印：リスクプロファイル案（UNEP/POPS/POPRC. 16/2）からの情報、破線の下線：入手済み文献
下線：CERI 追加

Davis EF, Klosterhaus SL, Stapleton HM (2012). Measurement of flame retardants and triclosan in municipal sewage sludge and biosolids. *Environ Int.* 40:1-7.

ECHA (2020a). Call for evidence on the manufacture, import, use and placing on the market of Dechlorane plus, as well as on the possibility for substitution, potential alternatives and on the socio-economic impacts of substitution. Information on recycling, emissions and on the use in articles is also of interest. <https://echa.europa.eu/da/calls-for-comments-and-evidence/-/substance-rev/25422/term>

ECHA (2020b). Registration dossier for 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. CAS number:13560-89-9 Available at: <https://echa.europa.eu/da/registration-dossier/-/registered-dossier/11906/3/1/4> (accessed 15.04.2020).

ECHA (2019). Comments on ECHA's Draft 9th Recommendation for Dechlorane Plus (EC number: -) and references to responses. Available at: <https://www.google.com/search?q=google+translate&oq=google+tra&aqs=chrome.0.69i59j69i57j69i59j69i64.2494j0j7&sourceid=chrome&ie=UTF-8>. Accessed 26.05.2020

ECHA (2017a). Agreement of the Member State Committee in accordance with Article 59(8): 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] is identified as a substance of very high concern because it meets the criteria of Article 57 (e) of Regulation (EC) 1907/2006 (REACH) as a substance which is very persistent and very bioaccumulative (vPvB), in accordance with the criteria and provisions set out in Annex XIII of REACH Regulation. Available at: <https://echa.europa.eu/documents/10162/15b88a69-2162-9385-4089-7c247cba4da6>

ECHA (2017e). Public consultation to identify nine new substances of very high concern. Available at: <https://echa.europa.eu/-/public-consultation-to-identify-nine-new-substances-of-very-high-concern> (accessed 15.04.2020).

Hoh E, Zhu LY, and Hites RA (2006). Dechlorane plus, a chlorinated flame retardant, in the Great Lakes. *Environ Sci Technol* 40 (4), 1184–1199.

Hou M, Wang Y, Zhao H, Zhang Q, Xie Q, Zhang X, Chen R, Chen J (2018). Halogenated flame retardants in building and decoration materials in China: Implications for human exposure via inhalation and dust ingestion. *Chemosphere.* 203:291-299.

Ji X, Xie X, Ding J, Cheng Y, He H, Huang Y, Qin L, Zhu H, Zhao C, Li A, and Han C (2018).

無印：リスクプロファイル案（UNEP/POPS/POPRC. 16/2）からの情報、破線の下線：入手済み文献
下線：CERI 追加

Chlorinated flame retardant Dechlorane Plus: environmental pollution in China. Environ. Rev. 26: 273–285.

Kaj L, Norstrom K, Egelrud L, Remberger M, Lilja K, Brorstrom-Lunden E (2010). Results from the Swedish National Screening Programme 2009, Subreport 2: Dechlorane Plus. Report B1950 Swedish Environmental Research Institute IVL, on assignment from the Swedish Environmental Protection Agency.

Katsoyiannis A, Samara C (2004). Persistent organic pollutants (POPs) in the sewage treatment plant of Thessaloniki, northern Greece: occurrence and removal. Water Res. 38:2685–98.

KEMI (2019). Swedish Chemicals Agency Commodity Guide [database on Internet]. CAS no 13560-89-9 Dechlorane Plus. [cited June 2013]. Available from: <https://webapps.kemi.se/varuguiden/AmneMaterial.aspx>.

Lee HK, Kang H, Lee S, Kim S, Choi K, Moon HB (2020) Human exposure to legacy and emerging flame retardants in indoor dust: A multiple-exposure assessment of PBDEs, Sci Total Environ 719: 137386

Li TY, Ge JL, Pei J, Bao LJ, Wu CC, Zeng EY (2019c). Emissions and Occupational Exposure Risk of Halogenated Flame Retardants from Primitive Recycling of E-Waste. Environ Sci Technol. 53(21):12495-12505.

Newton S, Sellström U, de Wit CA (2015). Emerging flame retardants, PBDEs, and HBCDDs in indoor and outdoor media in Stockholm, Sweden. Environ Sci Technol. 49(5):2912-20.

Norwegian Environment Agency (2019a). Environmental Contaminants in an Urban fjord. Report L. Nr. 7410-2019/M-1441.

Norwegian Environment Agency (2018b). Environmental Contaminants in an Urban fjord. Report M-1131.

OxyChem® Dechlorane Plus® Manual. 2007. Ver. 07-27-2007. Available from: https://www.oxy.com/OurBusinesses/Chemicals/Products/Documents/dechloraneplus/dechlorane_plus.pdf

Qiu XH, Marvin CH and Hites RA (2007). Dechlorane plus and other flame retardants in a sediment core from Lake Ontario. Environ. Sci. Technol. 41 (17), 6014–6019.

Ren NQ, Sverko E, Li YF, Zhang Z, Harner T, Wang DG, Wan XN and Mccarry BE (2008). Levels and isomer profiles of Dechlorane Plus in Chinese air. Environ. Sci. Technol. 42 (17), 6476–6480.

Shanmuganathan M, Zhang Z, Sverko E, Brymer R, Gill B, Smyth SA, Marvin CH (2018). Analysis of halogenated flame retardants in Canadian wastewater treatment plants using gas chromatography–tandem mass spectrometry (GC-MS/MS). Water Quality Research

無印 : リスクプロファイル案 (UNEP/POPS/POPRC. 16/2) からの情報、破線の下線 : 入手済み文献
下線 : CERI 追加

Journal 53.4: XX-XX.

- Shen L, Reiner EJ, Helm PA, Marvin CH, Hill B, Zhang X, Macpherson KA, Kolic TM, Tomy GT, Brindle ID (2011). Historic trends of dechloranes 602, 603, 604, dechlorane plus and other norbornene derivatives and their bioaccumulation potential in Lake Ontario. *Environ Sci Technol.* 45(8):3333-40.
- Sverko E, Tomy GT, Reiner EJ, Li YF, McCarry BE, Arnot JA, Law RJ and Hites RA (2011). Dechlorane Plus and related compounds in the environment: a review. *Environ. Sci. Technol.* 45 (12), 5088–5098.
- Taverna R, Gloor R, Maier U, Zennegg M, Figi R, Birchler E (2017). Stoffflüsse im Schweizer Elektronikschrott. Metalle, Nichtmetalle, Flammschutzmittel und polychlorierte Biphenyle in elektrischen und elektronischen Kleingeräten. Bundesamt für Umwelt, Bern. Umwelt-Zustand Nr. 1717 (full report in German: <https://www.bafu.admin.ch/uz-1717-d>; summary in English: <https://www.bafu.admin.ch/uz-1717-e>).
- Velsicol Chemicals LLC (2020). PyroVex® Flame Retardants. Excellent Fire Retardant Additives from an experienced manufacturer. Available at: <https://www.velsicol.com/images/pdf/Pyrovex/sds/pyrovex-sg-sds.pdf> (accessed 06.02.2020).
- Wang Q, Kelly BC (2017). Occurrence, distribution and bioaccumulation behaviour of hydrophobic organic contaminants in a large-scale constructed wetland in Singapore. *Chemosphere.* 183:257-265.
- Wang DG, Yang M, Qi H, Sverko E, Ma WL, Li YF, Alaei M, Reiner EJ and Shen L (2010a). An Asia-specific source of Dechlorane Plus: concentration, isomer profiles, and other related compounds. *Environ. Sci. Technol.* 44 (17): 6608–6613.
- Wang P, Zhang Q, Zhang H, Wang T, Sun H, Zheng S, Li Y, Liang Y, Jiang G. (2016). Sources and environmental behaviors of Dechlorane Plus and related compounds - A review. *Environ Int.* 88:206-220.
- Weil ED, Levchik, SV, (2009). *Flame Retardants for Plastics and Textiles: Practical Applications.* Cincinnati, Ohio: Hanser Publishers. 297 pp.
- Wong F, Suzuki G, Michinaka C, Yuan B, Takigami H, de Wit CA (2017). Dioxin-like activities, halogenated flame retardants, organophosphate esters and chlorinated paraffins in dust from Australia, the United Kingdom, Canada, Sweden and China. *Chemosphere* 168: 1248-1256.
- Wu Q, Li H, Kuo DTF, Chen S, Mai B, Li H, Liu Z, Deng M, Zhang H, Hu X, Geng X, Chen Y (2017). Occurrence of PBDEs and alternative halogenated flame retardants in sewage sludge from the industrial city of Guangzhou, China. *Environ Pollut.* 220(Pt A):63-71.

無印：リスクプロファイル案（UNEP/POPS/POPRC. 16/2）からの情報、破線の下線：入手済み文献
下線：CERI 追加

- Xiang N, Chen L, Meng XZ, Li YL, Liu Z, Wu B, Dai L, Dai X (2014). Polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) and dechlorane plus (DP) in a conventional wastewater treatment plant (WWTP) in Shanghai: seasonal variations and potential sources. *Sci Total Environ.* 15; 487:342-9.
- Xiang N, Zhao X, Meng XZ, Chen L (2013). Polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in a conventional wastewater treatment plant (WWTP) from Shanghai, the Yangtze River Delta: implication for input source and mass loading. *Sci Total Environ.* 461-462:391-6.
- Yu Z, Lu S, Gao S, Wang J, Li H, Zeng X, Sheng G, Fu J (2010). Levels and isomer profiles of Dechlorane Plus in the surface soils from e-waste recycling areas and industrial areas in South China. *Environ Pollut.* 158(9):2920-5.
- Zhang Q, Zhu C, Zhang H, Wang P, Li Y, Ren D, Jiang G (2015). Concentrations and distributions of Dechlorane Plus in environmental samples around a Dechlorane Plus manufacturing plant in East China. *Sci. Bull.* 60(8):792–797.

【添付資料 2】

デクロランプラス並びにその **syn**-異性体及び **anti**-異性体の
残留性等の概要

残留性等の概要 (デクロランプラス並びにその syn-異性体及び anti-異性体)

1 残留性

- (1) デクロランプラス (DP) は、様々な環境コンパートメントで化学的に安定であり、非生物的分解は最小限又は全くない (reviewed in Wang et al., 2016, **ECHA, 2017d, Canada, 2019a**)。水溶解度が非常に低く、log Kow が高いため、DP は土壌及び底質中の有機炭素に結合すると予想され、微生物が生物学的に利用できる可能性は低い (Wang et al., 2016)。地表水、底質または土壌中での DP の分解に関する測定された半減期データはない (**ECHA, 2017d**)。しかし、DP の物理化学的特性は 3 つの異なるモデル (EPISuite、SPARC 及び Absolv) を用いて予測され、水、土壌及び底質の推定半減期はそれぞれ 180 日、3650 日及び 1621 日と予測された (**Zhang et al., 2016**)。
- (2) DP は加水分解を受けやすい官能基を含まず、加水分解は関連する分解プロセスであるとは予想されない (**Canada, 2019a; ECHA, 2017b**)。空気中での DP の光分解に関する研究 (Sverko et al., 2008; **Wang et al., 2011; Li et al., 2013b; Wang et al., 2013b; Tao et al., 2015**) 及び水中での DP の光分解に関する研究 (Chou et al., 1979b) は、ECHA (2017d) 及び Canada (2019a) でレビューされている。ほとんどのデータは、溶媒の使用や光強度の違いなどにより自然条件に直接関連付けることができない制御された実験室での研究から得られたものである。
- (3) 光分解
 - 空気中での光分解に関する研究から、anti-DP が syn-DP よりも空気中での光分解性が高い可能性が示唆されている。さらに、DP はいくつかの研究では光分解及び低塩素化デクロラン及びその他の分解物の生成が報告されているが、自然条件下の空気中では比較的光安定性があると考えられている。
 - 第一に、自然条件下では、空気中の粒子への DP の収着が予想され、これにより光分解速度が低下し、空気中での半減期が長くなる (**Canada, 2019a**)。
 - 第二に、**Wang et al. (2013b)** の研究では、キセノンランプを用いた光照射による n-ノナン中の DP (anti-DP、syn-DP、及び商用 DP) の光分解が調査され、200~750 nm の光照射下で脱塩素による急速な光分解が見られた。最初の 5 分間で 50%以上が分解し、30 分後には 99%が分解した。280~750 nm の光では分解がはるかに遅く、4 時間後にわずか 20%の分解が観察された。200~280 nm (UV-C) での脱塩素化副生成物の量子収率は、280~320 nm よりも約 2~3 桁高く、320~750 nm の範囲では収率は検出されなかった (**Wang et al., 2013b**)。したがって、可視光 (> 400 nm) と UV-A 光 (320~400 nm) の両方で、DP は n-ノナン中で無視できるほどの分解を示したが、UV-C (200~280 nm) は DP の光分解に重要な役割を果たしており、DP を除去するための潜在的に効果的なアプローチ

ローチを提供する可能性がある。環境中での UV ばく露の大部分は波長 315~400 nm の UV-A 光であるため、これらの調査結果から、DP が環境中では光安定性が高く、地表の自然光条件下では限られた分解しかしないことが示唆された。さらに、DP から 1~4 個の塩素が除去され、水素と交換される連続分解プロセスが観察され、主要な全体的反応は光還元であり、DP の光脱塩素化につながることを示唆された (Wang et al., 2013b)。

- 脱塩素化は Li et al. (2013b) によっても観察された。本研究では、anti-DP、syn-DP 及び市販の DP の溶液を UV 光にばく露することにより、3 つの光分解実験を実施した。anti-DP-CI11 及び syn-DP-CI11 に加えて、ばく露後のすべてのサンプル及び被験物質で少なくとも 2 つの未知の生成物が同定された (Li et al., 2013b)。
- 水中での光分解に関する唯一の管理された実験室研究は、水銀ランプを用いて >290 nm の波長を 168 時間発光させ、5%アセトニトリルを含む水溶液中での DP の光変換を測定した Chou et al. (1979b) によるものである。Canada (2019a) では、この研究での DP の半減期は >24 年と報告されているが、ECHA (2017d) では、水中での光変換の速度定数が $<6 \times 10^{-4}/h$ と計算され、半減期 >48 日に相当すると報告されている (Chou et al., 1979b)。ECHA (2017d) によると、試験溶液には溶媒が含まれており、DP の初期濃度は 1 ppm (1 mg/L) で、報告されている純粋への溶解度よりも有意に大きいため、この研究結果は自然条件を直接表すものではない。

(4) 生分解

<生分解性試験>

- これらのモデリング結果と一致して、Canada (2019a) で議論された実験室試験は、DP が好気性条件下で生分解する可能性が低いことを示している；活性汚泥生分解試験 (修正 MITI OECD 301C) では 2 週間で生分解度は 0.6% (US EPA, 2011; see also **Japan J-CHECK, 2020a**)、廃水バイオソリッドを用いた 21 日間の試験では生分解度は 0%と報告されている (US EPA, 2009)。
- 化審法における DP の分解度点検結果を表 1 に示す。BOD による分解度は 0.6%であり、難分解性と判定されている (NITE CHRIP)。

表 1 DP の分解性点検結果

被験物質名称	<u>ドデカクロロドデカヒドロジメタノジベンゾシクロオクテン</u>	官報公示整理番号	4-296
CAS 番号	13560-89-9	判定	難分解性
分解度(BOD)	0.6%	分解度(GC)	0.36%
試験期間	二		
試験物質濃度	二	活性汚泥濃度	二

無印：リスクプロファイル案 (UNEP/POPS/POPRC. 16/2) からの情報、破線の下線：入手済み文献
下線：CERI 追加、**太字**：提案文書 (UNEP/POPS/POPRC. 15/3) になく新たに追加された文献

<モデル予測>

- 概して、モデル予測は、DP の好気性及び嫌気性生分解が非常に限られており、DP が水、土壌、底質に残留すると予想されるという実験結果を裏付けている (**Canada, 2019a**)。
- BIOWIN v4.10 モデル (US EPA, 2012)、Catalogic (2012) 及び TOPKAT (2004) を用いた予測はすべて、DP の生分解が非常に遅いことを示した (**Canada, 2019a; ECHA, 2017d**)。
- ECHA (2017d) は、BIOWIN v4.10 モデルの推定データと関連する不確実性に基づいて、「DP が生分解する可能性は低い」と結論付けている。
- DP について得られた BIOWIN の結果は、多くのヘキサクロロ-ノルボルネンを含む類似化学物質と同じであり、DP はストックホルム条約の下で既に POPs としてリストされているマイレックス、クロルデン、ヘプタクロル、ディルドリン/エンドリン、アルドリリン、エンドスルファンなどの類似化学物質と同程度の残留性があることを示している。
- さらに、DP について予測される 2 つの可能性のある微生物分解経路は、POPs 類似体の場合と同じである。ECHA (2017d) によると、既にリストされている POPs よりも水溶性が著しく低い DP の方が、これらの経路の代謝速度がより速くなる可能性は低い。BIOWIN v4.10 モデルの妥当性については、ECHA (2017d) で詳しく議論されている。いくつかの不確実性があるにもかかわらず、BIOWIN v4.10 は一般的に DP の有効なモデルと見なされている。

<モニタリング研究>

- モニタリング研究では、DP が難分解性であり、底質中での生分解が限定的であることが追加の証拠によって示されている。
- DP は、半減期が約 17 年で、浮遊底質中に残留することが示された (Sverko et al., 2008)。
- **Qiu et al. (2007)** の研究では、DP が最初の沈着後 30 年以上も存在する可能性があることが示唆されている。この研究では、DP はカナダのオンタリオ湖中央部の底質コアで測定され、1980 年頃に対応する層で検出された。 f_{anti} 値が、表層（最近の）堆積物での平均 0.76 から 1980 年頃に対応するより深い層の >0.90 まで、経時的に増加する線形傾向 ($r^2 = 0.739$) がみられ、anti-DP は底質中の syn-異性体よりも残留性が高い可能性が示唆された。しかし、この期間における商用バッチの f_{anti} の変動は不明であり、調査結果は、syn-DP から anti-DP への異性化も反映している可能性がある。
- Qiu et al. (2007) の調査結果と同様に、淡水中 (**Wang et al., 2010**) 及び海底底質中 (**Fang et al., 2014**) の DP 及び f_{anti} 値に関する他の研究は、それぞれ淡水底質中の syn-DP の立体選択的の減少及び anti-DP の濃縮の可能性が報告されている。anti-DP の濃縮は、底質中での syn-異性体の優先的な生分解による可能性が高いと説明されている。

<土壌での分解>

- 土壌中の DP の分解に関するいくつかのデータも入手可能である。pH 7.1 で、シルト

無印：リスクプロファイル案 (UNEP/POPS/POPRC. 16/2) からの情報、破線の下線：入手済み文献

下線：CERI 追加、**太字**：提案文書 (UNEP/POPS/POPRC. 15/3) になく新たに追加された文献

64.2%、砂 25.6%、粘土 10.2%及び有機物 3.12%からなる最上層の農業用土壌における DP の分解を、0.1、1、及び 10 mg/kg の初期 DP 濃度になるように、アセトン中に DP を添加して土壌をスパイクすることによって、制御された実験室条件下で調査した。25°C で 260 日間培養した後、初期 DP の 4.2~8.2%が分解した (Cheng et al., 2019)。

- 変換を調査するために開発されたモデルシミュレーションは、変換速度が一定ではなく、時間経過とともに統計的に異なることを示した。DP の半減期は、1325 日から 2948 日の範囲と推定され、土壌中での環境残留性をさらに示した (Cheng et al., 2019)。
- また、syn-DP は、中国の製造施設の近くでサンプリングされた土壌で 100 cm までの深さでほとんど変化しないことが報告されており (Wang et al., 2010a)、異性体特異的な分解又は優先的な吸着が土壌中で重要な役割を果たしていないことを示唆している可能性がある。DP 濃度は表層土壌 (0~5cm; 837 µg/kg 乾燥重量 (dw)) で最も高く、深さ 60~70 cm で 9.16 µg/kg dw、深さ 90~100 cm で 3.84 µg/kg dw に減少した。 f_{anti} 値は土壌の深さによってほとんど変化しなかったが、表層の 0.75 から最深層 (90~100 cm) の 0.67 までの範囲であった。研究の著者らは、彼らの発見について相反する意見を述べている。一方では、中国の市販製品の測定された f_{anti} 値である 0.60 と比較して、土壌中の syn-異性体の立体選択的な減少を示唆していると述べている。他方、異性体特異的な微生物分解又は優先的な吸着は土壌において重要な役割を果たしていないと述べている。

(5) DP は、水、土壌及び底質中で残留すると予想される。空気中の粒子への結合と利用可能な実験室研究及びモデリングデータに基づいて、DP は自然条件下の空気中でも残留すると考えられている。分解能及び微生物の代謝経路のモデリング研究は、DP の生分解が非常に遅い可能性があり、ストックホルム条約に記載されている類似物質よりも DP が速く分解する可能性が低いことを示唆している。モニタリングデータは、土壌と底質の経時的な分解に限られていることを示しており、DP が残留性であるという結論を裏付けている。土壌中の DP の残留性は、最近、制御された実験室研究でも確認された。

2 情報の統合 (残留性に関連する部分のみ抜粋)

基準	基準への適否 (Yes/No)	備考
残留性	Yes	<ul style="list-style-type: none"> • 分解能及び微生物の代謝経路のモデリングは、生分解が非常に遅く、ストックホルム条約に記載されている構造類似体よりも速く分解する可能性が低いことを示唆している (ECHA, 2017b; Zhang et al., 2016) • 土壌中での DP の長期的な分解は限定的であり、260 日後で 4.2~8.2%しか分解しない (Cheng et al., 2019) • 土壌中での経時的な分解は限定的 (Wang et al., 2010a)

無印：リスクプロファイル案 (UNEP/POPS/POPRC. 16/2) からの情報、破線の下線：入手済み文献
下線：CERI 追加、**太字**：提案文書 (UNEP/POPS/POPRC. 15/3) になく新たに追加された文献

3 引用文献

- Canada (2019a). Dept. of the Environment. Dept. of Health. Screening Assessment Certain Organic Flame Retardants Grouping 1,4:7,10-Dimethanodibenzo[a,e]cyclooctene,1,2,3,4,7,8,9,10,13,13,14,14-dodecachloro-1,4,4a,5,6,6a,7,10,10a,11,12,12 adodecahydro-Dechlorane Plus (DP), Chemical Abstracts Service Registry Number 13560-89-9. Available at: <https://www.canada.ca/en/environment-climate-change/services/evaluating-existing-substances/screening-assessment-certain-organic-flame-retardants-substance-grouping-dimethanodibenzo-cyclooctene-dodecachloro-dodecahydro-dechlorane-plus-dp-.html>
- CATALOGIC (Computer Model). 2012. Version 5.11.6. Bourgas (BG): Bourgas Prof. Assen Zlatarov University, Laboratory of Mathematical Chemistry.
- Cheng Y, Ding J, Xie X, Ji X, Zhang Y (2019). Validation and Application of a 3-Step Sequential Extraction Method to Investigate the Fraction Transformation of Organic Pollutants in Aging Soils: A Case Study of Dechlorane Plus. Environ Sci Technol. 5;53(3):1325-1333.
- Chou TW, Liu DHW, Mabey WR, Mitoma C, and Smith JH (1979a). As cited in: HPV Challenge-Robust Summaries & Test Plans: Dechlorane Plus. Final revision as identified by the submitter, June 8, 2009. Vapour Pressure and Water Solubility. Metabolism and Environmental Screening Studies on Dechlorane Plus. SRI International. SRI Project No. LSC-8060
- ECHA (2017b). Dechlorane Plus; Proposal for identification of a substance of very high concern on the basis of the criteria set out in REACH Article 57. Annex XV report. Available at: <https://echa.europa.eu/documents/10162/6ba01c40-009a-8388-1556-d8caa50d2b4f>
- ECHA (2017d). Member State Committee support document for identification of 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”TM) [covering any of its individual anti- and syn-isomers or any combination thereof] as a substance of very high concern because it meets the criteria of Article 57 (e). Adopted on 30 November 2017. Available at: <https://echa.europa.eu/documents/10162/acd1ca10-4d98-5537-3d5c-54cf8f3570c4>
- J-CHECK, Japan Chemicals Collaborative database (2020a): https://www.nite.go.jp/chem/jcheck/template.action?ano=7755&mno=4-0296&cno=13560-89-9&request_locale=en, (Accessed 26.05.2020)
- Li Y, Yu L, Wang J, Wu J, Mai B, Dai J (2013b). Accumulation pattern of Dechlorane Plus and associated biological effects on rats after 90 d of exposure. Chemosphere. 90(7):2149-56.

無印：リスクプロファイル案（UNEP/POPS/POPRC. 16/2）からの情報、破線の下線：入手済み文献
下線：CERI 追加、**太字**：提案文書（UNEP/POPS/POPRC. 15/3）になく新たに追加された文献

- Qiu XH, Marvin CH and Hites RA (2007). Dechlorane plus and other flame retardants in a sediment core from Lake Ontario. Environ. Sci. Technol. 41 (17), 6014–6019.**
- Sverko E, Tomy GT, Marvin CH, Zaruk D, Reiner E, Helm PA, Hill B, McCarry BE (2008). Dechlorane plus levels in sediment of the lower Great Lakes. Environ Sci Technol. 42(2):361-6.
- Tao W, Zhou Z, Shen L and Zhao B (2015). Determination of dechlorane flame retardants in soil and fish at Guiyu, an electronic waste recycling site in south China. Environmental Pollution, 206, 361-368.**
- TOPKAT, Toxicity Prediction by Komputer Assisted Technology, Prediction Module. 2004. Version 6.2. San Diego (CA): Accelrys Software Inc.
- US EPA, US Environmental Protection Agency (2009). HPV Challenge; Robust Summaries and Test Plans: Dechlorane Plus, cover letter dated on March 3, 2009 (doc. no. 201-16774), IUCLID report dated November 7, 2008.**
- US EPA, US Environmental Protection Agency (2011). Screening-level hazard characterization – Dechlorane plus (CASRN 13560-89-9).
- US EPA, US Environmental Protection Agency (2012). Estimation Programs Interface Suite™ for Microsoft® Windows, v4.11. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC, USA. Available online at <http://www.epa.gov/opptintr/exposure/pubs/episuitedi.htm> as of November 2012.
- Wang P, Zhang Q, Zhang H, Wang T, Sun H, Zheng S, Li Y, Liang Y, Jiang G. (2016). Sources and environmental behaviors of Dechlorane Plus and related compounds - A review. Environ Int. 88:206-220.
- Wang DG, Yang M, Qi H, Sverko E, Ma WL, Li YF, Alae M, Reiner EJ and Shen L (2010a). An Asia-specific source of Dechlorane Plus: concentration, isomer profiles, and other related compounds. Environ. Sci. Technol. 44 (17): 6608–6613.**
- Wang S, Huang J, Yang Y, Yu G, Deng S, Wang B (2013b). Photodegradation of Dechlorane Plus in n-nonane under the irradiation of xenon lamp. J Hazard Mater. 15; 260: 16-23.**
- Zhang X, Sühning R, Serodio D, Bonnell M, Sundin N, Diamond ML (2016). Novel flame retardants: Estimating the physical-chemical properties and environmental fate of 94 halogenated and organophosphate PBDE replacements. Chemosphere. 144:2401-7.**

【添付資料 3】

デクロンプラス並びにその **syn**-異性体及び **anti**-異性体の
生物蓄積性等の概要

生物蓄積性等の概要 (デクロランプラス並びにその syn-異性体及び anti-異性体)

1 生物蓄積性及びトキシコキネティクス

- (1) DP の log Kow は 9.3 (計算値) と報告されている (OxyChem., 2004b)。高い log Kow と非常に低い水溶解度は、DP が非常に疎水性であり、有機物に分配されることを示している。これは、6.65 という比較的高い log Kp (底質-水分配係数) によってさらに指示される。
- (2) これらの特性により、安定したばく露レベルを維持することが困難であるため、実験室での水性試験を実施することが困難になる。したがって、水へのばく露は、生物蓄積性の観点からは重要性が限られていると予測される。しかし、多くの野外研究で魚に有意な取り込みが起こることが示されている (Guo et al., 2017; Malak et al., 2018; Kurt-Karakus et al., 2019)。
- (3) BCF
 - 水経由のばく露による魚類の生体内蓄積試験では、ストックホルム条約で定められた生物濃縮基準 (BCF > 5000) を超える生物濃縮係数 (BCF) 値が報告された (Wang et al., 2019)。本研究では、コイを水経由で DP (0.14~0.24 ng/L の範囲) に 32 日間連続ばく露させた後、32 日間の排泄期間を置いた。投与は、4 つのパッケージを使用して実行された。各パッケージには、フィルタースクリーンに封入した濾紙内に 1g の市販の DP 粉末 (純度 99%以上) が含まれ、水槽の底にある中空の鋼球に入れられた。著者らは、3 日以内に定常状態の水中濃度に到達し、その後平衡が維持されると推定した。Syn-異性体及び anti-異性体の最大濃度は 32 日目に観察され、それぞれ 440±28 ng/g 湿重量 (ww) 及び 830±44 ng/g ww であった。平衡に達し、筋肉中の湿重量濃度と取り込み及び排泄定数の比に基づいて BCF が計算された。報告された BCF 値は syn-及び anti-DP でそれぞれ 5700 及び 9300 L/kg であり、排泄半減期は syn-及び anti-DP でそれぞれ 6.3 日及び 7.2 日であった (Wang et al., 2019)。【参考】文献中で引用されている DP の水溶解度：0.0169、0.654、0.0175 ng/L (平均 0.334 ng/L)
 - 1974 年に 2.7 及び 0.27 µg/L の DP 濃度の水にコイを 8 週間ばく露させた生体内蓄積試験では、BCF = 87~121 を示した (Japan J-Check, 2020b)。魚で観察されたレベルに関する情報は提供されていない。
 - 化審法における DP の濃縮性点検結果を表 1 に示す。DP は低濃縮性と判定されている (NITE CHRIP)。

表 1 DP の濃縮性点検結果

被験物質名称	ドデカクロロドデカヒドロジメタンジ ベンゾシクロオクテン	官報公示整理 番号	4-296
CAS 番号	13560-89-9	判定	低濃縮性
濃縮倍率 (設定濃度)	98~121 (2.65 µg/L)	濃縮倍率 (設定濃度)	87~96 (0.27 µg/L)
(実測濃度)	(1.87~2.71 µg/L)	(実測濃度)	(0.31~0.41 µg/L)
魚種	コイ	試験期間	28 日間

無印：リスクプロファイル案 (UNEP/POPS/POPRC. 16/2) からの情報、破線の下線：入手済み文献
下線：CERI 追加、太字：提案文書 (UNEP/POPS/POPRC. 15/3) になく新たに追加された文献

(4) 排泄半減期

- 排泄半減期は、生体内蓄積の重要な尺度である。英国環境庁 (EA, 2012) の分析によると、約 8~10 日の排泄半減期は、脂質が正常化され、成長補正された BCF が 5000 L/kg を超えていることを示している。ニジマスの幼魚を用いた餌料投与による生物蓄積性試験では、DP の排泄半減期 (全身から肝臓を差し引いたもの) は、anti-異性体で 30~40 日、syn-異性体で 50~70 日と報告されており、非常に生物蓄積性の高い物質であることを示している (Tomy et al., 2008)。どちらの異性体も、49 日間のばく露後には定常状態に達しなかった (Tomy et al., 2008)。
- 南極大陸からの水生食物網研究 (Na et al., 2017) の結果では、Tomy et al. (2008) と同様に、anti-DP 異性体のより高い生物蓄積が観察された。しかし、コイを用いた実験室での研究では、組織特異的な変動が認められた (Tang et al., 2018)。
- さらに、モデル化された研究 (Larisch and Goss, 2018) と魚類の測定された経口摂取 (Tomy et al., 2008) の比較は良好な一致を示し、食物を介した DP のような超疎水性化学物質の生物蓄積を確実に予測できることを示している。DP の取り込みは遅いが、物質が魚類で代謝されないため、最終的には実質的な生物濃縮をもたらす (Larisch and Goss, 2018)。
- Wang et al., (2019) で観察されたコイの筋肉での排泄半減期は、Tomy et al., (2008) でマスの全身から肝臓を除いて観察されたものよりもわずかに短く、魚種や実験条件の違いが原因である可能性がある。

(5) 10^{-8} mol DP/L (~6.53 μ g/L に等しい) \rightarrow 21 日間ばく露し、21 日間の排泄期間をおいた海洋緑巨藻 *U. pertusa* の幼生で anri-DP の生物蓄積が観察された (Gong et al., 2018)。累積 DP レベルは 7 日目及び 21 日目にそれぞれ 127 及び 206 ng/g ww であり、半減期は syn-DP 及び anti-DP でそれぞれ 1.458 日及び 14.531 日であった。

(6) ラットに市販の DP25 を異なる用量 (0、1、10、及び 100 mg/kg/d) で 90 日間強制経口投与した試験では、DP は筋肉よりも肝臓に優先的に蓄積した。高用量 (10 及び 100 mg/kg/d) では、syn-DP が組織で優勢であった。syn-DP の排泄半減期は肝臓で約 179 日、筋肉で 44 日、血清で 24 日、anti-DP の場合は筋肉で 54 日、血清で 25 日であった。肝臓の anti-DP の浄化時間は、浄化後の肝臓の有意でない増加のために計算されなかった (Li et al., 2013b)。

(7) BMF/TMF

- いくつかのフィールド研究では、様々な食物網における DP の生物蓄積係数 (BMF) 及び食物連鎖による生物蓄積 (TMF) が報告されている。温度、サンプリング時間、繁殖状況、回遊、年齢及び組織と全身の計算などの要因が、TMF の計算に影響を与える可能性がある (Borgå et al., 2012; Franklin, 2016)。

- DP は、淡水及び海水の両方から、BMF (Tomy et al., 2007; Wu et al., 2018; Sun et al., 2015, Sun et al., 2017) 及び TMF (Sun et al., 2015; Kurt-Karakus et al., 2019; Na et al., 2017) が 1 より大きいと報告されており、南極での 1 つの研究 (Na et al., 2017) を含めさまざまな食物網で生物濃縮する。
 - 中国南部の高度に汚染された場所から採取された両生類では、生物蓄積と母体への移行が観察されている (Wu et al., 2018)。両生類は、水生生物と陸生生物相の間の食物網で重要な階層的な位置を占めている。カエルと昆虫の間の既知の捕食者と被食者の関係に基づいて、DP の 1 を超える BMF (1.8~2.7) がこの研究で報告されている (Wu et al., 2018)。
 - 中国南部の電子リサイクル施設の近くにある淡水貯水池における DP の生物濃縮の研究では、DP 異性体の TMF は PBDE 同族体の TMF の 2~3 倍であり、同じ食物網に含まれる PCB 同族体の TMF と同等かそれよりも低いことが分かった (Wu et al., 2010)。
 - 中国の水生食物網研究では、TMF は 1.9~3.1 の範囲で報告された。この研究では、DPMA、anti-CI11-DP、及び syn-CI10-DP についても生物濃縮の可能性 (TMF > 1) が報告されており (Wang et al., 2015)、これも DP の生物蓄積を評価する際に考慮に入れる必要がある。
 - 1 を超える BMF を示す 3 つの陸生研究が利用可能である (Yu et al., 2013; She et al., 2013; Wu et al., 2018)。
 - 生物蓄積研究の詳細については、UNEP/POPS/POPRC.16/INF/14 の Table5 (本資料最終ページに掲載) を参照。
- (8) 環境サンプル中の DP の異性体組成は、生物相異性体選択的な取り込みまたは排泄、生物蓄積、及び立体特異的な光分解のために、技術製品とは異なる可能性がある (Wang et al., 2015; and reviewed in Wang et al., 2016)。栄養レベル (Peng et al., 2014; Tomy et al., 2007; Wang et al., 2015)、ばく露濃度 (Li et al., 2013a, b; Mo et al., 2013; Peng et al., 2015)、ライフサイクルステージ (Klosterhaus et al., 2012; Sühring et al., 2014)、野生生物と組織のタイプ (Peng et al., 2014; Zhang et al., 2011; Zheng et al., 2014a) 及び立体選択的排泄 (Li et al., 2019) は、生物における DP の立体選択的蓄積の主な要因である。
- (9) 鳥類での研究は、DP とその異性体の取り込み、分布、排泄の動態が複雑であることを示している。砂や食物から環境を介して DP にばく露された電子廃棄物リサイクル施設の近くで飼育されたニワトリは、anti-DP 異性体の優先的な蓄積を示した (Zheng et al., 2014a)。血液灌流の程度と組織機能も重要な要因であったが、組織の脂質含有量が組織分布の主な要因であった。さらに、この研究は、他の組織の f_{anti} (0.54-0.59) と比較して、脳、脂肪、肝臓の f_{anti} レベル (0.65-0.64) が高く、anti-DP の組織特異的蓄積を明らかにした。この研究はまた、土壌及びニワトリにおける anti-CI11-DP と anti-DP の同様の比率に基づいて、anti-CI11-DP が in vivo で DP から代謝されるのではなく、食餌から吸収されたことを示している (Zheng et al., 2014a)。この情報は、syn-CI11-DP 及び anti-CI11-DP が市販の DP-25 で検出されたこと

いう事実によって裏付けられており、したがって、これらの化学物質は市販の製品に由来すると推測できる (Li et al., 2013b)。

- (10) DP の生体内変化に関するいくつかの研究がある (Tomy et al., 2007; **2008**; Ren et al., 2009; Sverko et al., 2010)。DP は、生体内では容易に代謝されないことが示され (Tomy et al., 2008; Xian et al., 2011)、Tomy et al. の結果は、魚類での DP の酵素誘発代謝は、もし起こったとしても低い可能性があることを示唆している。魚類の肝臓抽出物又はヒト血清では、DP のヒドロキシル化またはスルホン化代謝物は観察されなかった (Tomy et al., 2007; Ren et al., 2009)。
- (11) デカクロロペンタシクロオクタジエン (DP-CI10) やウンデカクロロペンタシクロオクタジエン (DP-CI11) などの DP の分解生成物が鳥の卵 (Guerra et al., 2011; Muñoz-Arnanz et al., 2011, 2012; Zheng et al., 2014a) 及びラット (Li et al., 2013) で検出されているが、一部の研究では、摂取前の生物的又は生物的プロセスを通じて、あるいは市販製品の不純物によってさえも形成されることが示唆されている (Sverko et al., 2008, 2010; Tomy et al., 2008; Zheng et al., 2010, 2014b; Li et al., 2013)。ウズラと被験物質の両方で、2 つの追加の脱塩素類似体も検出された (Li et al., 2013a,b)。日本ウズラの卵を卵黄嚢に DP とともに注入した研究では、DP の生体内変化は示されなかった (Briels et al., 2018)。これは、18 日目の鶏卵でも観察されたが、新生ニワトリ (残りの卵黄を含む) の syn-および anti-DP は、それぞれ 5.9% および 15% の有意な減少を示し、後期発達段階での何らかの代謝活性を示している (Li et al., 2019)。
- (12) DP は、1980 年から 2000 年にサンプリングされたエリー湖のアーカイブされた魚 (ウォールアイ) で最初に検出された。これは、DP が魚に取り込まれたことを示唆している (Hoh et al., 2006)。利用可能なモニタリング研究は、DP が環境中に広く分散していることを示している (reviewed in Canada, 2019a; ECHA 2017b)。世界的な証拠は、DP の取り込みが、人間の体内だけでなく、水生及び陸生の食物網や人体などのさまざまな生物相サンプルで発生する可能性があることを明らかにしている (reviewed in Wang et al., 2016)。フィールドモニタリングデータは、DP が生物学的に利用可能であり、ベースライン麻酔に関連する重大な身体負荷の考慮事項に基づいて懸念される生物相のレベルを超える可能性があることを示唆している (ECHA 2017b)。
- (13) DP は、カナダの 2 つの都市で収集された母乳サンプル (Siddique et al., 2012)、ヒト血清 (Brasseur et al., 2014; Yan et al., 2012; Ren et al., 2009; Chen et al., 2015) および臍帯血清 (Ben et al., 2014)、ならびにヒトの毛髪 (Chen et al., 2015) で検出された。さらに、製造施設の労働者からの血中および毛髪中で非常に高い DP 濃度が報告されている (Zhang et al., 2013)。
- (14) 要約すると、BCF が 5000 L/kg を超えることを示す長い排泄半減期が、DP について報告されている。魚類の研究では、DP の log Kow が 5 を超え、DP 異性体の BCF が 5000 L/kg を超えることが報告されている。さらに、BMF 及び TMF > 1 は、いくつかの生物及び食物網に

ついて報告されている。多くの研究により、野生生物と人間における DP の存在が明らかになっている。フィールドモニタリングデータは、DP が生物学的に利用可能であり、高い身体負荷を達成できることを示唆している（ECHA、2017b）。これらの一連の証拠は、DP が生物蓄積性であるという結論を裏付けている。さらに、DP は最近、EU で非常に生物蓄積性の高い（vB）物質として特定された（ECHA, 2017a）。

2 情報の統合 (生物蓄積性に関連する部分のみ抜粋)

基準	基準への適否 (Yes/No)	備考
生物蓄積性	Yes	<ul style="list-style-type: none"> • Log Kow=9.3 (OxyChem、2007) は、生物蓄積の可能性が高いことを示している • BCF> 5000 (Wang et al., 2019) 及び BCF>5000 に相当する排泄半減期 (Tomy et al., 2008; Tang et al., 2018; Li et al., 2013b) • BMF/TMF>1 は、いくつかの種と食物網について報告されている (Tomy et al., 2007; Wu et al., 2018; Sun et al., 2015, Sun et al., 2017; Kurt-Karakus et al., 2019; Na et al., 2017)

3 引用文献

- Ben Y-J, Li X-H, Yang Y-L, Li L, Zheng M-Y, Wang W-Y, Xu X-B (2014). Placental Transfer of Dechlorane Plus in Mother–Infant Pairs in an E-Waste Recycling Area (Wenling, China.) *Environ. Sci. Technol.* 48, 5187–5193.
- Borgå K, Kidd KA, Muir DC, Berglund O, Conder JM, Gobas FA, Kucklick J, Malm O, Powell DE (2012). Trophic magnification factors: considerations of ecology, ecosystems, and study design. *Integr Environ Assess Manag.* 8(1):64-84.
- Brasseur C, Pirard C, Scholl G, De Pauw E, Viel JF, Shen L, Reiner EJ, Focant JF (2014). Levels of dechloranes and polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in human serum from France. *Environ. Int.* 65, 33–40.
- Briels N, Løseth ME, Ciesielski TM, Malarvannan G, Poma G, Kjærvi SA, Léon A, Cariou R, Covaci A, Jaspers VLB (2018). In ovo transformation of two emerging flame retardants in Japanese quail (*Coturnix japonica*). *Ecotoxicol Environ Saf.* 149:51-57.**
- Canada (2019a). Dept. of the Environment. Dept. of Health. Screening Assessment Certain Organic Flame Retardants Grouping 1,4:7,10-Dimethanodibenzo[a,e]cyclooctene,1,2,3,4,7,8,9,10,13,13,14,14-dodecachloro-1,4,4a,5,6,6a,7,10,10a,11,12,12 adodecahydro-Dechlorane Plus (DP), Chemical Abstracts Service Registry Number 13560-89-9. Available at: <https://www.canada.ca/en/environment-climate-change/services/evaluating-existing-substances/screening-assessment-certain-organic-flame-retardants-substance-grouping-dimethanodibenzo-cyclooctene-dodecachloro-dodecahydro-dechlorane-plus-dp-.html>
- Chen K, Zheng J, Yan X, Yu L, Luo X, Peng X, Yu Y, Yang Z, Mai B (2015). Dechlorane Plus in paired hair and serum samples from e-waste workers: correlation and differences. *Chemosphere* 123, 43–47.
- EA (2012). Depuration Rate Constant as an Indicator of Bioaccumulation Potential. Environment Agency, Bristol, UK. Available from https://www.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment_data/file/291525/LI_T_7371_44228a.pdf.
- ECHA (2017a). Agreement of the Member State Committee in accordance with Article 59(8): 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] is identified as a substance of very high concern because it meets the criteria of Article 57 (e) of Regulation (EC) 1907/2006 (REACH) as a substance which is very persistent and very bioaccumulative (vPvB), in accordance with the criteria and provisions set out in Annex XIII of REACH Regulation. Available at: <https://echa.europa.eu/documents/10162/15b88a69-2162-9385-4089-7c247cba4da6>
- ECHA (2017b). Dechlorane Plus; Proposal for identification of a substance of very high concern on the basis of the criteria set out in REACH Article 57. Annex XV report. Available at: <https://echa.europa.eu/documents/10162/6ba01c40-009a-8388-1556-d8caa50d2b4f>
- Franklin J (2016). How reliable are field-derived biomagnification factors and trophic magnification

factors as indicators of bioaccumulation potential? Conclusions from a case study on per- and polyfluoroalkyl substances. *Integr Environ Assess Manag.* 12(1):6-20.

Gong N, Shao K, Han X, Zhang Y, Sun Y (2018). Enrichment and physiological responses of dechlorane plus on juvenile marine macroalgae (*Ulva pertusa*). *Chemosphere* 205:594-600.

Guerra P, Fernie K, Jiménez B, Pacepavicius G, Shen L, Reiner E, Eljarrat E, Barceló D, Alae M (2011). Dechlorane plus and related compounds in peregrine falcon (*Falco peregrinus*) eggs from Canada and Spain. *Environ Sci Technol.* 45(4):1284-90.

Guo J, Venier M, Salamova A, Hites RA (2017). Bioaccumulation of Dechloranes, organophosphate esters, and other flame retardants in Great Lakes fish. *Sci Total Environ.* 583:1-9.

Hoh E, Zhu LY, and Hites RA (2006). Dechlorane plus, a chlorinated flame retardant, in the Great Lakes. *Environ Sci Technol* 40 (4), 1184–1199.

J-CHECK Japan Chemicals Collaborative database (2020b):
https://www.nite.go.jp/chem/jcheck/template.action?ano=28771&mno=4-0296&cno=13560-89-9&request_locale=en (Accessed 26.05.2020)

Klosterhaus SL, Stapleton HM, La Guardia MJ, Greig DJ (2012). Brominated and chlorinated flame retardants in San Francisco Bay sediments and wildlife. *Environ Int.* 15; 47:56-65.

Kurt-Karakus PB, Muir DC, de Jourdan B, Teixeira C, Martindale JE, Embers H, Wang X, Keir M, Backus S (2019). Bioaccumulation of selected halogenated organic flame retardants in Lake Ontario. *Environmental Toxicology and Chemistry—Volume 38, Number 6—pp.* 1198–1210

Larisch W, Goss KU (2018). Modelling oral up-take of hydrophobic and super-hydrophobic chemicals in fish. *Environ Sci Process Impacts.* 20(1):98-104.

Li ZR, Luo XJ, Luo YL, Zeng YH, Mai BX (2019a). Comparative study of dechlorane plus (DP) in adult chickens and developing embryos: Stereo-selective bioaccumulation of DP in chickens. *Environ Pollut.* 247:550-555

Li B, Qi P, Qu Y, Wang B, Chen J, Chang Z (2019b). Effects of dechlorane plus on oxidative stress, inflammatory response, and cell apoptosis in *Cyprinus carpio*. *Drug and Chemical toxicol.* DOI: 10.1080/01480545.2019.1701001

Li TY, Ge JL, Pei J, Bao LJ, Wu CC, Zeng EY (2019c). Emissions and Occupational Exposure Risk of Halogenated Flame Retardants from Primitive Recycling of E-Waste. *Environ Sci Technol.* 53(21):12495-12505.

Li Y, Yu L, Zhu Z, Dai J, Mai B, Wu J, Wang J (2013a). Accumulation and effects of 90-day oral exposure to Dechlorane Plus in quail (*Coturnix coturnix*). *Environ Toxicol Chem.* 32(7):1649-54.

Li Y, Yu L, Wang J, Wu J, Mai B, Dai J (2013b). Accumulation pattern of Dechlorane Plus and associated biological effects on rats after 90 d of exposure. *Chemosphere.* 90(7):2149-56.

Malak IA, Cariou R, Vénisseau A, Dervilly-Pinel G, Jaber F, Babut M, Le Bizec B (2018). Occurrence of Dechlorane Plus and related compounds in catfish (*Silurus spp.*) from

rivers in France. *Chemosphere*. 207:413-420.

Mo L, Wu JP, Luo XJ, Sun YX, Zheng XB, Zhang Q, Zou FS, Mai BX (2013). Dechlorane Plus flame retardant in kingfishers (*Alcedo atthis*) from an electronic waste recycling site and a reference site, South China: influence of residue levels on the isomeric composition. *Environ Pollut*. 174:57-62.

Muñoz-Arnanz J, Sáez M, Hiraldo F, Baos R, Páez-Guerrero I, Alae M, Jiménez B (2011). Dechlorane plus and possible degradation products in white stork eggs from Spain. *Environ Int*. 37(7):1164-8.

Muñoz-Arnanz J, Roscales JL, Vicente A, Aguirre JI, Jiménez B (2012). Dechlorane Plus in eggs of two gull species (*Larus michahellis* and *Larus audouinii*) from the southwestern Mediterranean Sea. *Anal Bioanal Chem*. 404(9):2765-73.

Na G, Yao Y, Gao H, Li R, Ge L, Titaley IA, Santiago-Delgado L, Massey Simonich SL (2017). Trophic magnification of Dechlorane Plus in the marine food webs of Fildes Peninsula in Antarctica. *Mar Pollut Bull*. 117(1-2):456-461.

NITE CHRIP (NITE-Chemical Risk Information Platform). Access on August 2019, https://www.nite.go.jp/chem/chrip/chrip_search/cmplInfDsp?cid=C004-901-68A&bcPtn=0&shMd=0&txNumSh=MTM1NjAtODktOQ==<NumTp=1<NumMh=0&txNmSh=<NmTp=<NmMh=1&txNmSh1=<NmTp1=&txNmSh2=<NmTp2=&txNmSh3=<NmTp3=&txMlSh=<MlMh=0<ScDp=0<PgCtSt=100&rbDp=0&txScSML=&txScSML2=<ScTp=1&txUpScFl=null&hdUpScPh=&hdUpHash=&rbScMh=1&txScNyMh=&txMIWtSt=&txMIWtEd=&err=

OxyChem test-plan for Dechlorane plus (2004b). Available at: <http://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download?doi=10.1.1.578.5473&rep=rep1&type=pdf>

Peng Y, Wu JP, Tao L, Mo L, Zheng XB, Tang B, Luo XJ, Mai BX (2015). Accumulation of Dechlorane Plus flame retardant in terrestrial passerines from a nature reserve in South China: the influences of biological and chemical variables. *Sci Total Environ*. 514:77-82.

Peng H, Wan Y, Zhang K, Sun J, Hu J (2014). Trophic transfer of dechloranes in the marine food web of Liaodong Bay, north China. *Environ Sci Technol*. 20;48(10):5458-66.

Ren GF, Yu ZQ, Ma ST, Li HR, Peng PG, Sheng GY, Fu JM (2009). Determination of Dechlorane Plus in serum from electronics dismantling workers in South China. *Environ Sci Technol* 43 (24), 9453–9457.

Siddique S, Xian QM, Abdelouahab N, Takser L, Phillips SP, Feng YL, Wang B, Zhu JP (2012). Levels of dechlorane plus and polybrominated diphenylethers in human milk in two Canadian cities. *Environ. Int*. 39 (1), 50–55.

Sühling R, Byer J, Freese M, Pohlmann JD, Wolschke H, Moller A, Hodson PV, Alae M, Hanel R, Ebinghaus R (2014). Brominated flame retardants and Dechloranes in European and American eels from glass to silver life stages *Chemosphere* 116, 104–111.

Sun YX, Hu YX, Zhang ZW, Xu XR, Li HX, Zuo LZ, Zhong Y, Sun H, Mai BX (2017). Halogenated organic pollutants in marine biota from the Xuande Atoll, South China Sea: Levels, biomagnification and dietary exposure. *Mar Pollut Bull*. 118(1-2):413-419.

- Sun YX, Zhang ZW, Xu XR, Hu YX, Luo XJ, Cai MG, Mai BX (2015). Bioaccumulation and biomagnification of halogenated organic pollutants in mangrove biota from the Pearl River Estuary, South China. *Mar Pollut Bull.* 15;99(1-2):150-6.
- Sverko E, Reiner EJ, Tomy GT, McCrindle R, Shen L, Aresenault G, Zaruk D, MacPherson KA, Marvin CH, Helm PL, McCarry BE (2010). Compounds structurally related to Dechlorane Plus in sediments and biota from Lake Ontario (Canada). *Environ. Sci. Technol.* 44, 574–579.**
- Sverko E, Tomy GT, Marvin CH, Zaruk D, Reiner E, Helm PA, Hill B, McCarry BE (2008). Dechlorane plus levels in sediment of the lower Great Lakes. *Environ Sci Technol.* 42(2):361-6.
- Tang B, Luo XJ, Huang CC, Sun RX, Wang T, Zeng YH, Mai BX (2018). Stereoselective bioaccumulation of syn- and anti-Dechlorane plus isomers in different tissues of common carp (*Cyprinus carpio*). *Sci Total Environ.* 616-617:1339-1346.
- Tomy GT, Thomas CR, Zidane TM, Murison KE, Pleskach K, Hare J, Arsenault G, Marvin CH, Sverko E (2008). Examination of isomer specific bioaccumulation parameters and potential in vivo hepatic metabolites of syn- and anti-Dechlorane Plus isomers in juvenile rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Environ Sci Technol.* 42(15):5562-7.**
- Tomy GT, Pleskach K, Ismail N, Whittle DM, Helm PA, Sverko E, Zaruk D, Marvin CH (2007). Isomers
- Wang D, Jia H, Hong WJ, Xue X, Sun Y, Li YF, Guo W (2019). Uptake, depuration, bioaccumulation, and selective enrichment of dechlorane plus in common carp (*Cyprinus carpio*). *Environ Sci Pollut Res Int.* doi:10.1007/s11356-019-07239-8. [Epub ahead of print] PubMed PMID: 31865567.**
- Wang P, Zhang Q, Zhang H, Wang T, Sun H, Zheng S, Li Y, Liang Y, Jiang G. (2016). Sources and environmental behaviors of Dechlorane Plus and related compounds - A review. *Environ Int.* 88:206-220.
- Wang DG, Guo MX, Pei W, Byer JD, Wang Z (2015). Trophic magnification of chlorinated flame retardants and their dechlorinated analogs in a fresh water food web. *Chemosphere.* 118:293-300.
- Wu JP, Chen XY, Si-Kang W, Sun Y, Feng WL, Tao L, Luo XJ, Mai BX (2018). Dechlorane Plus flame retardant in a contaminated frog species: Biomagnification and isomer-specific transfer from females to their eggs. *Chemosphere.* 211:218-225.
- Wu JP, Zhang Y, Luo XJ, Wang J, Chen SJ, Guan YT, Mai BX (2010). Isomer-specific bioaccumulation and trophic transfer of Dechlorane Plus in the freshwater food web from a highly contaminated site, South China. *Environ Sci Technol.* 15;44(2):606-11.
- Xian Q, Siddique S, Li T, Feng YL, Takser L, Zhu J (2011). Sources and environmental behavior of dechlorane plus--a review. *Environ Int.* 37(7):1273-84.**
- Yan X, Zheng J, Chen KH, Yang J, Luo XJ, Yu LH, Chen SJ, Mai BX, Yang ZY (2012). Dechlorane Plus in serum from e-waste recycling workers: influence of gender and potential isomer-specific metabolism. *Environ. Int.* 49, 31–37.
- Yu L, Luo X, Zheng X, Zeng Y, Chen D, Wu J, Mai B (2013). Occurrence and biomagnification of organohalogen pollutants in two terrestrial predatory food chains.**

Chemosphere. 93(3):506-11.

Zhang H, Wang P, Li Y, Shang H, Wang Y, Wang T, Zhang Q, Jiang G (2013). Assessment on the Occupational Exposure of Manufacturing Workers to Dechlorane Plus through Blood and Hair Analysis. Environ. Sci. Technol. 47, 10567–10573.

Zhang Y, Wu J-P, Luo X-J, Wang J, Chen S-J and Mai B-X (2011). Tissue distribution of Dechlorane Plus and its dechlorinated analogs in contaminated fish: High affinity to the brain for anti-DP. Environmental Pollution, 159. 3647-3652.

Zheng XB, Luo XJ, Zeng YH, Wu JP, Mai BX (2014a). Sources, gastrointestinal absorption and stereo-selective and tissue-specific accumulation of Dechlorane Plus (DP) in chicken. Chemosphere. 114:241-6.

Zheng J, Wang J, Luo XJ, Tian M, He LY, Yuan JG, Mai BX, Yang ZY (2010). Dechlorane Plus in human hair from an e-waste recycling area in South China: comparison with dust. Environ Sci Technol. 15;44(24):9298-303.

Table 5. Overview over available bioaccumulation data¹

Species (tissue)	Country/Region/Area and Exposure	Tissue	BAF/BCF L/kg	BMF			TMF			Comments and Benchmark BMF/TMF	References
				<i>syn</i>	<i>anti</i>	<i>totDP</i>	<i>syn</i>	<i>anti</i>	<i>totDP</i>		
Aquatic organisms/food webs											
Fish/zoo plankton	Canada/Field	whole		<0.1-0.6	0.8-11						Tomy et al., 2007
Fish/diporeia (shrimp-like)	Canada/Field	whole		0.1-12	0.1-11						Tomy et al., 2007
Fish/zoo plankton	Canada/Field	whole					1.3	1.1		PBDEs	Kurt-Karakus et al., 2019
Fish/invertebrate	South China/Field	various					11.3	6.5	10.2	PBDEs and PCBs	Wu et al., 2010
Fish/invertebrate (seven species)	Huai'an China/Field	whole					3.1	1.9	2.2	DPMA, anti-C111-DP and anti-C110-DP	Wang et al., 2015
Fish (various)/crab	South China/Field	various				1.3-11.8			2.3*		Sun et al., 2015
Food web (fish, octopus, crab)	South China/Field	muscle				2.3-7.1				PBDEs, DDT and PCBs	Sun et al., 2017
Seal/algae (total nine species)	Antarctica	various					2.9	3.3	3.0	PCBs	Na et al., 2017
Skua (bird)/penguins	Antarctica	muscle (pectoralis)					18.9	21.5			Kim et al., 2015
Trout diet study	Laboratory	whole - liver		5.2	1.9					Juvenile rainbow trout, exposed for 49 days through spiked food, and depuration for 112 days with unspiked food.	Tomy et al., 2008
Fish diet study	Laboratory	serum		1.06	1.23					Carp were exposed by spiked food for 28 days and depurated with non-spiked food for 84 days. Steady-state was only reached in serum. Several tissues were measured, and other tissues had longer depuration half-life, but only serum reached	Tang et al., 2018

無印：リスクプロファイル案（UNEP/POPS/POPRC. 16/2）からの情報、破線の下線：入手済み文献
 下線：CERI 追加、太字：提案文書（UNEP/POPS/POPRC. 15/3）になく新たに追加された文献

Species (tissue)	Country/Region/Area and Exposure	Tissue	BAF/BCF L/kg	BMF			TMF			Comments and Benchmark BMF/TMF	References
				<i>syn</i>	<i>anti</i>	<i>totDP</i>	<i>syn</i>	<i>anti</i>	<i>totDP</i>		
										equilibrium and had BMF above 1.	
Carp water exposure study (lab-microcosms) BCF	Laboratory BCF	muscle	<i>syn</i> -DP 5700 <i>anti</i> -DP 9300							BCF based on wet weight and ratio of rate constants, 32 days exposure and 32 days depuration. Water concentration was 0.054-0.11 ng/L for <i>syn</i> -DP and 0.086-0.14 ng/L for <i>anti</i> -DP. Rate constants (days): <i>syn</i> -DP <i>anti</i> -DP k_s 0.63 0.89 k_e 0.11 0.093 $t_{1/2}$ 6.3 7.2	Wang et al., 2019
Terrestrial organisms/food webs											
Frog/insect	South China/Field	muscle/whole		2.7	1.8	2.1				BMFs for PBDEs and anti-Cl11-DP detected	Wu et al., 2018
Owl/sparrow	China, Beijing	muscle		12	6.8	10				PBDEs, PCBs, HBCD, ppDDE	Yu et al., 2013
Owl/brown rat	China, Beijing	muscle		2.4	1.9	2				PBDEs, PCBs, HBCD, ppDDE	Yu et al., 2013
Sparrow/common kestrel	China, Beijing	muscle		0.31	0.35	0.32				PBDEs, PCBs, HBCD, ppDDE	Yu et al., 2013
Brown rat/common kestrel	China, Beijing	muscle		0.06	0.10	0.06				PBDEs, PCBs, HBCD, ppDDE	Yu et al., 2013
Apple snail/rice plant	South China/Field			3.1	2.3					PBDEs	She et al., 2013

*Non-significant

¹ Definitions:

- Bioconcentration factor (BCF; point) – describes uptake and accumulation of chemical from water only.
- Bioaccumulation factor (BAF; point) – describes uptake and accumulation of chemical from all sources (water, sediment, diet, etc.) relative to amount of chemical (exposure) in water.
- Biota-sediment accumulation factor (BSAF; point) – describes uptake and accumulation of chemical from all sources relative to amount of chemical (exposure) in sediment.
- Biomagnification factor (BMF; slope) – describes rate of change of chemical concentration in organisms separated by a single trophic level step ($\Delta TL=1$) on a food chain.
- Trophic magnification factor (TMF; slope) – describes rate of change of chemical concentration in organisms that occupy successively higher trophic levels ($\Delta TL>1$) in a food web.

無印：リスクプロファイル案（UNEP/POPS/POPRC.16/2）からの情報、破線の下線：入手済み文献
下線：CERI 追加、太字：提案文書（UNEP/POPS/POPRC.15/3）になく新たに追加された文献

【添付資料 4】

メトキシクロルの発生源等の概要

発生源等の概要（メキシクロル）

1 製造、流通、ストックパイル

- (1) メキシクロルは商業的にはアニソールとクロラールの縮合によって製造される(IARC, 1979; Sittig, 1980 as cited in ATSDR, 2002)。
- (2) メキシクロルの生産量に関するデータは非常に少なく、現在のメキシクロルの生産量や輸入量に関するデータは公開されていない。
- (3) 各国・地域での製造・流通状況を表 1 に示す。

表 1 各国・地域におけるメキシクロルの製造・流通状況

国・地域	詳細情報
米国	生産のピークは 1970 年代後半から 1980 年代前半であり、その後、生産量は減少し続けた。1975 年の米国の生産量は 2,500 トン(IARC, 1979 as cited in ATSDR, 2002)であったが、1991 年には 193 トンに減少している(Kincaid Enterprises, 1992 as cited in ATSDR, 2002)。1992 年以降も、2000 年に禁止されるまで、米国でのメキシクロルの生産は大幅に減少したと報告されている(US EPA, 2004)。
EU	<ul style="list-style-type: none"> ・植物保護製品(Plant protection product; PPP)として承認されておらず、2003 年 7 月 25 日までに PPP としての使用許可が取り消された(欧州委員会規則(EC) No.2076/ 2002)。 ・複数の加盟国においては 2003 年以前に使用が禁止されていた。 ・2002 年にメキシクロルが段階的に廃止されて以来、欧州では既存の生産者や輸入者は報告されていない(OSPAR, 2004)。 ・2006 年 9 月 1 日現在、殺生物剤の上市及び使用に関する欧州委員会規則(EC) No 2032/2003 に基づき、EU ではメキシクロルは有効成分として承認されていない。 ・ヒト及び動物用医薬品の認可及び監督に関する規則(EC)No.726/2004 に基づき、EU ではメキシクロルの動物用医薬品としての使用は承認されていない。
モナコ カタール 大韓民国 パレスチナ	現在、生産していない。
カナダ タイ	現在、生産、輸入、輸出していない。
ベラルーシ	国内で製造されたことがない。

破線の下線：入手済み文献、下線：CERI 追加、~~取り消し線~~：間違いと推察される情報

国・地域	詳細情報
コスタリカ	ストックパイルが登録されていない。
エジプト	現在、生産しておらず、輸入もしていない(1996 年以降、エジプトでは閣僚令第 55/1996 号により禁止されている)。
バヌアツ	現在、輸入していない。
ガーナ	輸入に関する公式データはない。
メキシコ	2010 年以降、輸入承認手続きの枠組みの中で輸入は登録されていない。

2 用途

- (1) メトキシクロルは有機塩素系殺虫剤(OCP)であり、構造類似物質である DDT の代替品として使用されてきた。獣医学の現場では、寄生虫駆除剤として使用されていた (US EPA, 2000)ほか、ニレ立ち枯れ病の媒介生物であるニレオオヒノキビクイムシ(US EPA, 2000)、イエバエ、蚊、ゴキブリ、チガー(ダニの幼虫)や農作物、野菜、果物、貯蔵穀物、家畜及び家庭のペットに一般的に見られる種々の節足動物を含む広範囲の害虫に対する殺虫剤として使用されてきた(EPA, 1988b; Verschueren, 1983; ATSDR, 2002)。

使用方法

- (2) ハエや蚊の幼虫を空中散布で防除するため、砂浜、河口、湖、沼地などの広い範囲に散布される可能性がある(EPA, 1988b; ATSDR, 2002)。その他の用途には、牛舎、穀物箱、菌舎、その他の農業施設への散布処理や、ゴミ容器、下水道マンホール、下水処理場への散布または曇り止めなどがある(ATSDR, 2002; EPA, 1988b)。
- (3) 米国では、約 28%が家庭用及び園芸用、15%が工業用及び商業用、57%が農業用に使用されていた(Kincaid Enterprises, 1992 as cited in ATSDR, 2002)。
- (4) 通常、石油系液体に溶かして散布するか、他の化学物質と混合して粉塵として散布する(ATSDR, 2002)。水和剤、粉塵、乳剤、ready-to-use の製品(液体)及び加圧液体として製剤化されている(US EPA, 2004)。

使用量・使用状況

- (5) メトキシクロルの世界的な使用量は、トリフルラリンや DDT 等の他の農薬に使用されている外挿係数に基づき、1970 年代後半から 1980 年代前半の米国での生産量の情報から全世界での最大生産量として 8,000 トン/年と推定された(Götzet al., 2008)。なお、最近の生産量の情報は入手できない。
- (6) リスクプロファイル作成のために行った文献検索によると、以下の国でメトキシクロルが最近使用されている可能性がある(非網羅的リスト):エジプト及びトルコ。
- (7) 各国・地域での使用状況を表 2 に示す。

破線の下線 : 入手済み文献、下線 : CERI 追加、取り消し線 : 間違いと推察される情報

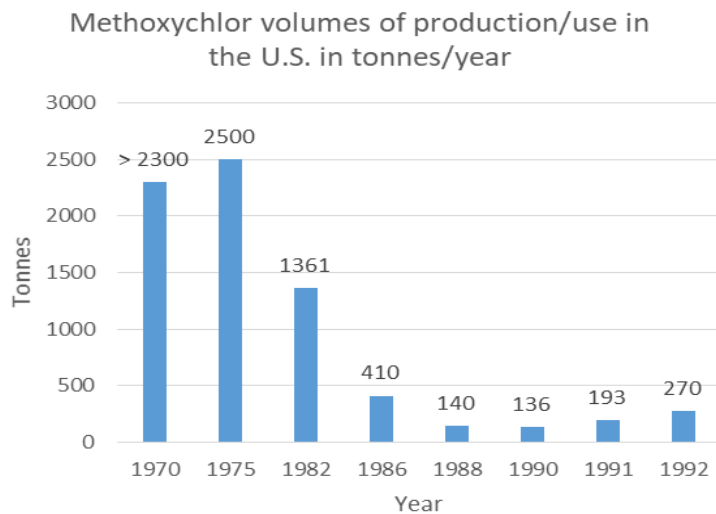
表 2 各国・地域におけるメキシクロルの使用状況

国・地域	詳細情報
米国	<ul style="list-style-type: none"> ・1974 年から 1985 年まで DDT の代替品として広く使用されていた(Götz et al., 2008)。 ・使用は 1986 年から 1992 年まで継続的に減少し、1992 年以降は大幅に減少した(1970 年代初頭から 1995 年までの米国におけるメキシクロルの使用に関する情報は、図 1 a)、b) に示す)。 ・米国での農薬使用は 2000 年に中止され、2004 年までにすべての製品が自主的に中止されたと予想されている(US EPA, 2004)。
EU	<ul style="list-style-type: none"> ・殺虫剤としての使用は、1970 年代から 2000 年の間にほとんどの加盟国で停止されたと報告されている(OSPAR, 2004)。 ・2003 年 7 月 25 日以降、EU では段階的に廃止されており、一部の加盟国ではそれ以前に禁止措置がとられている(例; ハンガリーでは 1972 年以降、オランダでは 1990 年以降、オーストリアでは 1993 年以降使用されていない(Annex E, 2019))。 ・オーストリアでは、メキシクロルの農業への使用量は 1991~1992 年には 1 kg/年であり、1993 年以降は使用されていない(Annex E, 2019)。 ・欧州医薬品評価機関(EMA)は、EU 加盟国ではメキシクロルは動物用医薬品に使用されていないと報告している(OSPAR, 2004)。
ノルウェー	現在使用登録されていないとの報告がある(Langford et al., 2012)。
カナダ	2002 年に登録が取り下げられ、3 年間のフェイズアウト期間が設けられた(Annex E, 2019)。
オーストラリア	唯一の製品登録は 1987 年半ばに取り消された(APVMA から入手可能な情報)。
ニュージーランド	1996 年の有害物質・新生物法(HSNO 法)に基づき承認されていないことが示されている(Annex E, 2019)。
ベラルーシ	殺虫剤としての使用は 1999 年に禁止された(Annex E, 2019)。
エジプト	殺虫剤としての使用は 1996 年に閣僚令第 55/1996 号により禁止されている(Annex E, 2019)。
モナコ カタール 大韓民国 パレスチナ タイ	現在メキシクロルを使用していない(Annex E, 2019)。
コスタリカ	2013 年に使用許可が取り消されたため、現在使用されていない。
メキシコ	1991 年 8 月以降、訓練を受け認可された人員の監督の下でのみ使用できる制限付き農薬となっている。さらに、2005 年 3 月 28 日に「農薬、肥料、毒性または危険な物

破線の下線：入手済み文献、下線：CERI 追加、取り消し線：間違いと推察される情報

国・地域	詳細情報
	質及び材料の登録、輸出入許可、輸出証明書に関する規則」が施行されて以来、有効成分メトキシクロルに関連した環境評価のための農薬の登録申請に関するデータはない。
ギニア インドネシア モーリタニア オマーン サウジアラビア	PAN International Consolidated of Banned Pesticides によると禁止されている (Annex E, 2019)。
トルコ	2012 年から禁止されている (Cindoruk et al., 2020)。
台湾	1975 年から OCP が禁止されている (Kao et al., 2019)。
中国	1990 年代以降、農薬としてのメトキシクロルの登録を停止している。現在のところ、合法・脱法を問わず、使用されている証拠はない。
ガーナ	OCP の使用が数年前から中止されている。使用に関する公式データはない。

a)



b)

Late 1970s to early 1980s	1986	1990-1991	1995	References
> 2300 t/y (U.S. production)	230-410 tonnes (use in the U.S.)	136-181 t/y (use in the U.S.)	0.54 tonnes (use in California)	Götz et al., 2008
2495 tonnes (in 1975) (U.S. production)				
8.03 tonnes (in 1978) (imported in the U.S)	226.8-408.2 tonnes (use in the U.S)	193 tonnes (in 1991) (production)		ATSDR, 2002
1361 tonnes (in 1982) (U.S. production)				
		140-270 t/y (between 1988-1992) (U.S. production)		Minister of Indian Affairs and Northern Development Ottawa, 2003

図 1 a, b) 米国におけるメキシクロルの生産・使用・輸入量(トン/年) (Götz et al, 2008; ATSDR, 2002; Minister of Indian Affairs and Northern Development Ottawa, 2003)

3 環境への放出

- (1) メキシクロルは環境中に自然には存在しない(ATSDR, 2002)。
- (2) メキシクロルは、主に農薬として農作物や家畜に散布された結果として環境中に放出される。メキシクロルの使用は季節性が高いため、防除時期(春・夏)には環境への放出量が多くなることが予想される。
- (3) メキシクロルの生産、調剤、貯蔵、出荷、廃棄の過程で、より少量のメキシクロルが環境に放出される可能性がある(ATSDR, 2002)。
 - 米国の有害化学物質排出目録制度(Toxics Release Inventory; TRI)によると、1998年(TRI99, 2001)にリストアップされたメキシクロル処理施設は、環境中に放出されたメキシクロルの大部分が陸地に放出されたと報告されている(ATSDR, 2002)。

土壌への放出

- (4) メキシクロルは、主に農作物、家庭用果樹園及び観賞用植物の殺虫剤としての使用を通じて土壌に放出される。
- (5) 保管場所や廃棄物処理場での漏洩を介して土壌に放出される場合もある。
 - TRI (TRI99, 2001) では、米国内の3つの処理施設では、1999年にはメキシクロルは土壌に放出されなかったと報告されている(ATSDR, 2002)。但し、TRIのデータは特定の種類の施設のみが報告を求められているため、完全な情報ではない可能性に留意する必要がある。
 - 米国全国浄化優先順位表(National Priority List; NPL)の有害廃棄物汚染地区である1613地区のうち58地区から採取された土壌サンプル46点と堆積物サンプル11点でメキシクロルが検出されている(HazDat, 2002 as cited in ATSDR, 2002)。
 - 2018年のTRIデータ(米国EPA, 2020a)によると、1.02トンのメキシクロルがオンサイト処理(またはその他)によって放出され、0.02トンのメキシクロルがオフサイト処理(またはその他)によって放出された。米国では、2018年に合計1.04トンが放出された。

大気への放出

- (6) メキシクロルの大気への放出は、主に殺虫剤としての使用によって生じる。
- (7) メキシクロルの生産、製剤化、廃棄時の大気への放出は、生産量1トンあたり0.5kgと推定されている(Archer et al., 1978)。
 - 1991年の米国における生産量193トン(Kincaid Enterprises, 1992 as cited in ATSDR, 2002)に基づき、生産時の大気放出量は96.5kg/年と推定されている。
 - TRI (TRI99, 2001)によると、米国の3つの処理施設では、1999年に13kgのメキシクロルが大気中に放出されたと報告されている(ATSDR, 2002)。
- (8) 全世界で生産されたメキシクロルの最大生産量8,000トン/年(1975年頃)の過去の推定値に基づき、生産中のピーク時の大気放出量は最大で4トン/年と推定される。

水圏への放出

- (9) メトキシクロルは、昆虫の幼虫の防除に使用された場合、農場の地表水に直接放出される可能性がある (Stoltz and Pollock, 1982 as cited in ATSDR, 2002)。
- メトキシクロルは、湿地で栽培されているクランベリーへの使用が承認されていた (ATSDR, 2002; EPA, 1988b) ため、クランベリーが栽培されている地表水に直接放出された可能性がある。
- (10) 土壌からの流出水、工業排水、または貯蔵・廃棄物処理場の漏水から水中に放出される可能性がある (ATSDR, 2002)。
- 現地調査では、メトキシクロルは土壌中に有意に溶出しなことが示されている (Howard, 1991) が、地下水のモニタリングデータは、メトキシクロルの溶出が起こる可能性を示唆している。
 - TRI (TRI99, 2001) によると、米国内の 3 つの処理施設では、1999 年にはメトキシクロルが水に放出されなかった (ATSDR, 2002)。
 - メトキシクロルは、NPL の有害廃棄物汚染地区である 1613 地区のうち 58 地区から採取された 19 の地下水と 7 つの表流水のサンプルから検出された (HazDat, 2002 as cited in ATSDR, 2002)。
- (11) ナイアガラ川からオンタリオ湖に流入するメトキシクロルは、懸濁物質で 3 kg/年、原水で 20 kg/年未満と推定された。さらに、降水によるスペリオール湖への負荷は 120 kg/年と推定された (Howard, 1991)。
- (12) カナダからの情報によると、カナダでは現在メトキシクロルの放出はなく、過去の放出に関する情報は入手できない (Annex E, 2019)。
- (13) 他の締約国は、メトキシクロルの環境中への放出に関する他の情報を提供していないが、一部の国ではメトキシクロルが環境に放出される可能性があるという文献からの証拠がある。

4 情報の統合 (発生源等に関連する部分のみ抜粋)

- メトキシクロルは有機塩素系殺虫剤であり、DDT の代替品として使用されてきた。
- メトキシクロルは 15 年以上にわたり、複数の国で制限／禁止されている。
- 情報募集 (Annex E, 2019) に対応して、メトキシクロルの現在の使用を示した締約国はない。しかし、リスクプロファイル作成の目的で行われた文献検索では、特定の国でメトキシクロルの最近の使用が発生している可能性があることが示唆されている。
- 1975 年には、米国の 3 社が 2,500 トンのメトキシクロルを生産していたが、1991 年には 193 トンに減少した。1992 年以降、米国でのメトキシクロルの生産は、2000 年に禁止されるまで大幅に減少した。
- 世界規模でのメトキシクロルの現在の生産量や使用量に関する情報は公開されていない。

- メトキシクロルは環境中に自然発生するものではなく、主に殺虫剤として農作物や家畜に散布された結果、環境中に放出されている。また、生産、製剤化、貯蔵、出荷、廃棄の過程で少量のメトキシクロルが環境中に放出される可能性がある。
- 世界中で生産されたメトキシクロルの最大推定量 8,000 トン/年(1975 年頃)に基づき、生産中のピーク時の大気放出量は最大 4 トン/年と推定されている。
- 米国では、2018 年にオンサイト及びオフサイト処分(またはその他の放出)から合計 1.04 トンのメトキシクロルが放出された(US EPA, 2020a)。

5 参考文献

Annex E (2019): Annex E information (risk profile) on methoxychlor. Submission of information from Parties and observers as specified in Annex E to the Stockholm Convention pursuant to Article 8 of the Convention, available at:

<http://chm.pops.int/TheConvention/POPsReviewCommittee/Meetings/POPRC15/POPRC15Follo-wup/AnnexEriskprofileinfosubmission/tabid/8225/Default.aspx>.

ATSDR (2002): Toxicological Profile for Methoxychlor. U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service. Agency for Toxic Substances and Disease Registry. September 2002. Report, 290 pages. Available at: <http://www.atsdr.cdc.gov/ToxProfiles/tp.asp?id=778&tid=151>.

Archer SR, McCurley WR and Rawlings GD (Monsanto Research Corp.) (1978): Source assessments: Pesticide manufacturing air emissions: overview and prioritization, Report EPA-600/2-78-004d, Washington, DC, U.S. Environmental Protection Agency. March 1978.

Cindoruk SS, Sakin AE, Tasdemir Y (2020): Levels of persistent organic pollutants in pine tree components and ambient air. *Environmental Pollution* 256 (2020) 113418. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113418>.

Götz C, Scheringer M, MacLeod M, Wegmann F, Schenker U and Hungerbühler K (2008): Dependence of Persistence and Long-Range Transport Potential on Gas-Particle Partitioning in Multimedia Models. *Environmental Science & Technology* 2008, 42, 3690-3696.

Howard PH (1991): Handbook of environmental fate and exposure data for organic chemicals. Volume III Pesticides. CRC Press. ISBN: 0-87371-328-1.

IARC (1987): IARC monographs on the evaluation of the carcinogenic risks to humans. Overall Evaluations of Carcinogenicity: An Updating of IARC Monographs volumes 1 to 42. Supplement No. 7. 449 pages. World Health Organisation, International Agency for research on cancer, Lyon, France, 1987. Available at:

<https://publications.iarc.fr/Book-And-Report-Series/Iarc-Monographs-Supplements/Overall-Evaluations-Of-Carcinogenicity-An-Updating-Of-IARC-Monographs-Volumes-1-42-1987>.

Kao CC, Que DE, Bongo SJ, Tayo LL, Lin YH, Lin CW, Lin SL, Gou YY, Hsu WL, Shy CG, Huang KL, Tsai

- MH and Chao HR (2019): Residue levels of organochlorine pesticides in breast milk and its associations with cord blood thyroid hormones and the offspring's neurodevelopment. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 2019, 16, 1438;
<https://doi.org/10.3390/ijerph16081438>.
- Langford KH, Beylich BA, Baek K, Fjeld E, Kringstad A, Hoyfeldt A, Oxnevad S, Thomas KV (2012): Screening of selected alkylphenolic compounds, biocides, rodenticides and current use pesticides. Niva-report 6343/2012, SPFO-report: 1116/2012, TA-2899/2012.
- Minister of Indian Affairs and Northern Development Ottawa (2003): Sources, occurrence, trends and pathways in the physical environment. Northern contaminants program. Canadian Arctic contaminants assessment report II, 361 pages. Available at:
<http://www.unece.org/fileadmin/DAM/env/lrtap/ExpertGroups/hm/1meeting/Physical.pdf>.
- OSPAR Commission 2002 (2004 Update): OSPAR Background Document on Methoxychlor. Hazardous Substances Series. ISBN 0 946956 99 5. Available at: <https://www.ospar.org/documents?v=6943>.
- US EPA (1988): Guidance for the reregistration of pesticide products containing methoxychlor as the active ingredient. Washington, DC: U.S. Environmental Protection Agency, Office of Pesticide Programs. PB89-138523.
- US EPA (2000): Summary for methoxychlor available at:
<https://www.epa.gov/sites/production/files/2016-09/documents/methoxychlor.pdf>.
- US EPA (2004): Methoxychlor Reregistration Eligibility Decision (RED). EPA 738-R-04-010. Washington, DC: US Environmental Protection Agency, Office of Pesticide Programs; 2004. 9 pp. Available at:
https://archive.epa.gov/pesticides/reregistration/web/html/methoxychlor_red.html.
- Verschueren K (1996): Handbook of Environmental Data on Organic Chemicals. 3rd edition. New York, NY: Van Nostrand Reinhold Co., 1996., p. 819.

【添付資料 5】

メトキシクロルの残留性等の概要

無印：リスクプロファイル案（UNEP/POPS/POPRC. 16/3）からの情報、破線の下線：入手済み文献、**太字**：提案文書（UNEP/POPS/POPRC. 15/4）になく新たに追加された文献、波線の下線：Pre-meetings documents Document 2: Updated draft risk profile: Methoxychlor で改訂された情報

残留性等の概要（メキシクロル）

1 残留性

1.1 モデリングデータに基づくスクリーニング情報

(1) BIOWIN v4.10 (US EPA, 2012) を用いたメキシクロルの好気性生分解能の評価結果：

BIOWIN 2: 0.0162, BIOWIN 3: 1.5126, BIOWIN 6: 0.006

これらの値はすべてスクリーニング値を十分に下回っており、REACH ガイダンス R.11 章 (ECHA, 2017; リスクプロファイル Appendix 参照) に従い「難分解性または非常に難分解性」である可能性が示唆される。

Appendix 2.2.2.1 モデリングデータに基づくスクリーニング情報

物質の好気性生分解能は、BIOWIN v4.10 (US EPA, 2012) を用いて評価できる。非線形モデル (BIOWIN 2)、究極的生分解時間 (BIOWIN 3)、MITI 非線形モデル (BIOWIN 6) からの予測値は、REACH ガイダンス R.11 章 (ECHA, 2017) に準拠した難分解性のスクリーニング評価として使用することができる。以下のスクリーニング情報は、物質が「難分解性または非常に難分解性」である可能性がある場合を示す。

(a) BIOWIN 2: ‘Does not biodegrade fast’ (probability < 0.5) and BIOWIN 3: \geq months (< 2.25 (to 2.75)) or

(b) BIOWIN 3: \geq months (< 2.25 (to 2.75)) and BIOWIN 6: ‘does not biodegrade fast’ (probability < 0.5).

1.2 加水分解

(1) 実環境に準じた条件下でのメキシクロルの残留性に対する加水分解の影響は無視できると予想される。

- 加水分解試験の結果 (Wolfe et al., 1977) (詳細が不明な点があるため信頼性に制約あり)：
1.0 × 10⁻⁸ M のメキシクロルを蒸留水に溶解し塩酸で pH5.0 に調整したものを標準溶液として、実環境に準じた pH 値 (3-9) での 4 つの温度 (45、65、75 及び 85°C) における加水分解を検討した。
速度定数を求め、これを外挿して得られた半減期は 27°C、pH3-7 で 367 日、27°C、pH9 でのメキシクロルの半減期の計算値は 2,100 日であった。
天然水を用いた試験では、オコニー川 (米国ジョージア州アセンズ) の水 (pH6.6) やアラバマ川 (米国アラバマ州バーミングハム) の水 (pH7.2) では加水分解速度に違いは見られなかった。
pH7 でのメキシクロル加水分解の主な生成物は、アニソイン、アニシル、DMDE [2,2-ビス(p-メトキシフェニル)-1,1-ジクロロエチレン] である (定量情報なし)。著者らは、アニソインとアニシルはメキシクロルよりもはるかに速い速度で分解を受けると予想している。副生成物である

無印：リスクプロファイル案 (UNEP/POPS/POPRC. 16/3) からの情報、破線の下線：入手済み文献、**太字**：提案文書 (UNEP/POPS/POPRC. 15/4) になく新たに追加された文献、波線の下線：Pre-meetings documents Document 2: Updated draft risk profile: Methoxychlor で改訂された情報

DMDE はメトキシクロルよりも加水分解に対して安定であり、わずかに蓄積すると予想される。

- Katagi(2002)の報告によると、蒸留水中でのメトキシクロルの加水分解半減期はpHによって大きく異なり、27°Cでの半減期値は1年(pH7)及び5.5年(pH9)である(HSDB, 2009)。

1.3 光分解

- (1) メトキシクロルは太陽光スペクトルの光を吸収しないため、直接光分解は無視できる程度であると示唆される(Remucal, 2014)。
- (2) メトキシクロルが溶存有機物の影響による間接的な光分解を受けやすいことを示唆する実験結果がある。
 - 天然水からの溶存有機物を添加し、波長>290nmの光を照射すると水中のメトキシクロルの光分解が促進されるとの報告がある(Remucal, 2014)。
 - 水生環境における農薬の直接光分解を評価するための実験室レベルの試験において一次動態を仮定すると、天然水中のメトキシクロルの直接光分解半減期は蒸留水(4.5ヶ月間、12時間/日暴露、北緯40度)よりもはるかに速い(2~5時間、5月中旬の太陽光に曝露した密閉石英セル中の溶液)ことから、一部の天然水環境では、直接光分解以外の光化学的プロセスがメトキシクロルのより速い分解を引き起こす可能性があることが示唆された。蒸留水中でのメトキシクロル光分解の主な生成物はDMDEであった(Zepp et al., 1976)。この研究は、太陽光の影響下にある特定の条件下での分解を示している。メトキシクロルの光分解率は中程度と思われるが、光分解は水相の最上層でしか起こらないため、分解に大きく寄与するとは考えられない。
- (3) 太陽光に曝露した乾燥メトキシクロル膜の光分解と、土壌中の構造類似物質(エトキシクロル)の光分解に関する研究報告に基づき、メトキシクロルが土壌表面で光分解を受ける可能性が示されているが、水中や土壌中での加水分解や光分解がメトキシクロルの環境中への残留に及ぼす影響はほとんどないと考えられる。
 - メトキシクロルの乾燥薄膜は直射日光にさらされると容易に分解した。6日後には10mgのメトキシクロルの6.6%が消失し、12日で40%が消失した。12日後には5mgのメトキシクロルの91.4%が消失したが、12日間の暴露期間中に消失した総量はほぼ同じであった(Ginsburg, 1953 as cited in NRCC, 1975)。しかし、分解生成物を決定する試みは行われず、暗闇での対照試験も実施されなかった。したがって、メトキシクロルの消失が完全に光分解によるものであるとは結論づけられない。
 - その後のMacNeilら(1972)の研究では、2ヶ月間太陽光に曝露した100mgのメトキシクロルの薄膜がほぼ完全に消失し、メトキシクロルオレフィン(Meo-DDE)が微量に検出されたことが示されている(NRCC, 1975)。
 - 固体表面上の純粋なメトキシクロルの膜は、希釈溶液よりも太陽光を急速に吸収する(Zepp et al., 1976)。
 - 水中でのメトキシクロルの光分解性や土壌中での構造類似体(エトキシクロル)の光分解性が

無印：リスクプロファイル案(UNEP/POPS/POPRC.16/3)からの情報、破線の下線：入手済み文献、**太字**：提案文書(UNEP/POPS/POPRC.15/4)になく新たに追加された文献、波線の下線：Pre-meetings documents Document 2: Updated draft risk profile: Methoxychlorで改訂された情報

ら、土壌中では光分解が起こる可能性が高いがごく表面のみであると報告されている (Coats et al., 1979 as cited in ATSDR, 2002)。

- メトキシクロルはほとんどが土壌の最上層(施用された土壌の最上層 5 cm)に存在する (Golovleva et al., 1984 as cited in ATSDR, 2002)ため、光化学的分解過程は、作物に適用されたメトキシクロルの方が重要と考えられる。しかしながら、土壌モニタリングデータ (Abong'o et al., 2015; Boloret et al., 2018; Thiombane et al., 2018)は、メトキシクロルが耕土(0~30cm)に存在することを示しており、地下水モニタリングデータ (US EPA, 1987; Plumb, 1991; Helou et al., 2019; Affum et al., 2018)は、土壌中で何らかの溶出が生じる可能性があることを示唆している。
- Katagi(2004)によると、土壌中で光が透過する深さ(光深度)は数 mm 以下である。そのため、数 mm 以下の深さの土壌ではメトキシクロルの光分解は起こらないと予想される。

1.4 生分解

- (1) 水、堆積物及び土壌中のメトキシクロルの分解速度は、相対的な酸素の有無によって影響を受けることが示されている。好気性分解速度は遅く、おそらく無視できる程度であるが、嫌気性分解速度は速い (OSPAR, 2004)。これは嫌気性条件下での生物学的・生物学的プロセスと微生物種によって説明されると思われる。

<水・堆積物>

- (2) 好気性条件: 池沼及び湖沼の堆積物でそれぞれ 115.9 ± 74.1 日及び 206.3 ± 186.8 日;

Eh 220~464 mv

嫌気性条件: 池沼及び湖沼の堆積物ともに 28 日未満; Eh -50 mv 未満

- 好気性と嫌気性の実験室条件下にて水-堆積物系(水-堆積物比:20:1、池または湖沼堆積物の重量:10g dw)における ^{14}C -メトキシクロル(^{14}C -環標識付き)の分解を研究した。湖沼(粘土 79%、シルト 21%、有機物 6.0%)と池沼(粘土 75%、シルト 24%、有機物 6.3%、pH=7.6)の堆積物を、明暗周期明期 16 時間、暗期 8 時間の制御された環境(22.5°C)で培養した試験 (Muir and Yarechewski, 1984)における一次動態を仮定した半減期。これらの結果は、好気性条件下、例えば浮遊堆積物や堆積物と水の界面でのメトキシクロルの分解が比較的遅いことを示唆している。
- 嫌気性条件下では、脱塩素化メトキシクロル(DMDD)とモノおよびジヒドロキシ分解生成物が堆積物中に存在する主な残留物であることから、メトキシクロルの迅速な分解が期待できる。
- この試験は OECD TG 308 からの複数の逸脱が指摘されており、その信頼性には制約がある。また、堆積物からの非抽出メトキシクロルの存在は半減期の計算には考慮されておらず、計算された半減期はメトキシクロルの最も保守的なケースを表すものではない可能性がある。

無印: リスクプロファイル案 (UNEP/POPS/POPRC. 16/3) からの情報、破線の下線: 入手済み文献、**太字**: 提案文書 (UNEP/POPS/POPRC. 15/4) になく新たに追加された文献、波線の下線: Pre-meetings documents Document 2: Updated draft risk profile: Methoxychlor で改訂された情報

〈土壌〉

- (3) メトキシクロルの残留物は表土に最大 14 ヶ月間残留する可能性がある(WHO, 2004)。
- (4) 土壌中での半減期が 120 日との報告がある(Chen, 2014; **Wauchope, 1992**) が、情報に制約があるため、メトキシクロルの土壌中への残留性について決定的な結論を出すことはできない。
 - 温度は不明であり、両引用文献ではそれ以上の詳細な情報は得られなかった。
 - 120 日という半減期は、メトキシクロルの半減期が 7-60 日、170 日、151-210 日となっている他の 3 つの研究(**Wauchope et al., 1992**) から導かれた。151-210 日という結果について Guthら(1976) は、ドイツの標準土壌を用いた試験で、メトキシクロルの土壌中半減期として 151 日(土壌 1) 及び 210 日(土壌 2) と報告している(一次速度則で計算、22±2°C の実験室; pH4.8(土壌 1) 及び pH6.5(土壌 2); 土壌の種類: 1% OC(土壌 1) 及び 2.2% OC(土壌 2) の砂壤土で得られた値)。試験方法の詳細が記載されていないため、本試験結果の取り扱いには注意が必要である。
- (5) 分布モデル(Mackay Level III Fugacity Model) と OECD の Pov および LRTP スクリーニングツールの入力データとして土壌中の半減期 210 日が使用されている。

1.5 モニタリングデータ

〈土壌〉

- (1) メトキシクロルが EU で 2006 年 9 月までに段階的に禁止された後も欧州の土壌からメトキシクロルが検出され続けていることを示し、好気性土壌ではメトキシクロルが残留している可能性があることを示すモニタリングデータがある。但し、欧州の土壌中のメトキシクロルの存在は、長距離輸送によるものである可能性もある。
- (2) EU 水政策枠組指令(WFD) のファクトシート¹に基づく調査調査(Lettieri and Marinov personal communication, May 2020)
 - 期 間: 2006 年～2014 年
 - 調査対象: 代表 4 カ国の内陸地表水 4,201 サンプル
 - 結 果: 53/4,201 サンプルで INERIS による予測無影響濃度(PNEC) 値 0.0005 µg/L を超えるメトキシクロルが検出された(検出限界(LOD): 0.007 µg/L、定量限界(LOQ): 0.02 µg/L)。検出サンプル中 2 サンプルのみが「溶存分画」、それ以外のサンプルはすべて「全水」であった。
- (3) スロバキアでは、塩素化農薬(メトキシクロルなど) が飲料水から 10 µg/L のレベルで検出されており、これは個々の農薬に対する EU の飲料水の一般的な制限値である 0.1 µg/L (EC, 1998) を超えている。この濃度は、80～90 年代にスロバキアで農業用に使用されていたこれらの農薬への過去の

¹ メトキシクロルに関する WFD のファクトシートは以下のリンクから入手可能:

https://circabc.europa.eu/webdav/CircaBC/env/wfd/Library/working_groups/priority_substances/2a%20-%20Sub-Group%20on%20Review%20of%20Priority%20Substances%202014%20start/Monitoring%20based%20exercise/Factsheets/Methoxychlor_draft%20Factsheet_annex%20monitoring%20report.pdf

無印: リスクプロファイル案(UNEP/POPS/POPRC. 16/3)からの情報、破線の下線: 入手済み文献、**太字**: 提案文書(UNEP/POPS/POPRC. 15/4)になく新たに追加された文献、波線の下線: Pre-meetings documents Document 2: Updated draft risk profile: Methoxychlor で改訂された情報

汚染を反映している(Slovak Republic, 2016)。

- (4) イタリア中部及び南部の都市部と農村部の土壌における OCP の汚染レベルの調査(Thiombane et al., 2018)

期 間:2016 年 4 月上旬～9 月末

調査対象:イタリア中部～南部 11 地域の主要な都市部と近郊の農村部の表土サンプル(n=148; 0～20cm の最上層)

結 果:都市部では n.d.～53.23 ng/g(平均値:3.64 ng/g)、農村部では n.d.～521.79 ng/g(平均値:10.96 ng/g)の範囲で検出された(LOD:0.025 ng/g)。メキシクロルは都市部の土壌から検出された OCP 全体の 12.17%を占めていた。

考 察:この物質の使用は、2003 年以降植物保護製品で、2006 年以降は殺生物剤製品でも禁止されているが、この結果は最近の適用(特にプーリア州)に関連している可能性が高いと考察されている。しかし、入手可能な情報によると、2006 年 9 月以降、イタリアでは一般的な禁止事項から免除された使用は認められていない。

<表層水・地下水>

- (5) メキシクロルが段階的な廃止(EU では 2006 年 9 月、カナダでは 2006 年 1 月)後も欧州とカナダの表層水域(及びフランスの地下水域)からメキシクロルが検出され続けていることを示し、メキシクロルが水域に残留していることを示すモニタリングデータがある。但し、欧州とカナダの表層水域におけるメキシクロルの存在は、その長距離輸送に起因する可能性もある。

- (6) フランスの表層水モニタリングデータ²

期 間:2000～2018 年

調査対象:表層水域から採取された 202,923 サンプル

結 果:73/202,923 サンプル(2005、2007、2008、2009、2010、2011、2013、2014、2015、2016、2017、2018 年で各 1 サンプル以上)から検出された。測定された濃度は 0.005～0.269 µg/L であり、検出限界は 0.001～0.3 µg/L であった。フランスにおけるメキシクロルの段階的廃止(2006 年)後の最高濃度は 0.269 µg/L であった(2013 年)。

- (7) フランスの地下水モニタリングデータ³

期 間:1990～2018 年

調査対象:19,428 のモニタリング地点(大部分は、水道水調査網)から採取された地下水 118,563 サンプル

結 果:30/19,428 サンプル(2000 年、2002 年、2003 年、2006 年から 2009 年、2015 年を除く毎年、少なくとも 1 地点以上)から検出された。測定された濃度は 0.001～0.089 µg/L であり、検出限界は 0.00001～100 µg/L であった。最高濃度(0.089 µg/L)は、メキシ

² データベースへのリンク:<http://www.naiades.eaufrance.fr/acces-donnees#/physicochimie>.

³ データベースへのリンク:<https://ades.eaufrance.fr/Recherche/Index/QualitometreAvance?g=933c15>.

無印: リスクプロファイル案(UNEP/POPS/POPRC. 16/3)からの情報、破線の下線: 入手済み文献、**太字**: 提案文書(UNEP/POPS/POPRC. 15/4)になく新たに追加された文献、波線の下線: Pre-meetings documents Document 2: Updated draft risk profile: Methoxychlor で改訂された情報

クロルの廃止後の 2010 年に測定された。

(8) カナダの表層水域モニタリングデータ(Annex E, 2019)

期 間:2000~2015 年

調査対象:表層水域から採取された 1582 サンプル

結 果:16/1582 サンプル(2001 年、2002 年、2007 年、2008 年、2009 年及び 2011 年で各 1 サンプル以上)から検出された。測定された濃度は 0.027~7.9 ng/L であり、検出限界は 0.0916~7.9 ng/L であった。カナダでのメキシクロルの段階的廃止(2006 年)後の最高濃度は 5.25 ng/L(2009 年)であった。

<湖沼・海域>

(9) メキシクロルが段階的に廃止された後の北極海の湖水および北極海でのメキシクロルの検出は、メキシクロルが海洋および淡水のコンパートメントに残留していることを示す複数の証拠を提供している。但し、北極圏の湖沼や海水中のメキシクロルの存在は、その長距離輸送に起因する可能性もある。

(10) メキシクロル、エンドスルファン、ペンタクロロアニソールの 3 物質が、0.017-0.023 ng/L の濃度で北極圏の湖で発見された(Muir et al., 1995b as cited in AMAP, 1998)

(11) 北太平洋~北極海の表層海水モニタリングデータ(Gao et al., 2019)

期 間:2016 年 7 月 12 日~9 月 23 日及び 2017 年 7 月 27 日~10 月 7 日

調査対象:北太平洋~北極海の表層海水(北緯 33 度から北緯 83 度)

結 果:北太平洋のメキシクロル濃度は<MDL⁴-0.54 ng/L(平均 0.13±0.13 ng/L、MDL は 0.01 ng/L)、チュクチ海のメキシクロル濃度は<MDL-0.38 ng/L(平均 0.15±0.11 ng/L)であった。

<堆積物>

(12) オービドス湖(ポルトガル)の堆積物コアモニタリングデータ(Pinto et al., 2016)

調査時期:2013 年 11 月

調査対象:上部堆積物コア

結 果:水深 16~40 cm の間の堆積物コアから 21.8~89 ng/g dw の濃度で検出された(Pinto personal communication, September 2019)。堆積物は 16~40 cm では嫌気性であると予想される。水深 14 cm 以下で検出された濃度を年代付けすることはできなかったが、14 cm 以下の堆積物コアにメキシクロルが存在することは、メキシクロルが過去(2006 年に EU で段階的に廃止される前)に高濃度で堆積物に投入され、一部の嫌気性堆積物に残留している可能性があることを示している。

考 察:Muir and Yarechewski(1984)の実験室環境における嫌気性条件下での生分解試験

⁴メソッド検出限界:Method Detection Limit (MDL).

無印:リスクプロファイル案(UNEP/POPS/POPRC.16/3)からの情報、破線の下線:入手済み文献、**太字**:提案文書(UNEP/POPS/POPRC.15/4)になく新たに追加された文献、波線の下線:Pre-meetings documents Document 2: Updated draft risk profile: Methoxychlor で改訂された情報

(「生物学的分解」の項を参照)は、本結果を支持していないが、本結果を考慮すると、この物質は一部の嫌気性堆積物に残留している可能性がある。

(13) オーストラリア南東部クイーンズランド州のブリスベン川河口の堆積物コアモニタリングデータ (Duodu et al., 2017)

調査時期: 2014年6月(冬)、9月(春)、12月(夏)、2015年5月(秋)

調査対象: 河口から75 kmの区間に渡るサンプリングポイント合計22箇所の堆積物(水深0~3 cm)サンプル

結果: メトキシクロルの平均濃度は、農村部、住宅地、商業地域及び工業地域で一貫しており、平均: 4.3 ± 0.2 ng/g、範囲: 4.1~4.8 ng/g(検出頻度: 100%、MDL: 0.06~2.3 ng/g、相対標準偏差(RSD) < 10%)であった。

考察: 測定濃度はメトキシクロルの実際の濃度を過小評価している可能性が高いと考えられる。これらのデータは、メトキシクロルの流入が歴史的なものであったことを示唆している。ブリスベン川河口域は微小潮汐であり、淡水の流入は限られている。淡水の流入が比較的少ないため、河口域では強い潮汐混合が支配的な混合メカニズムとして作用し、それによって微細な堆積物の再懸濁を引き起こしている。この研究は、メトキシクロルが堆積物中に残留していることを示す証拠を提供するものであり、この研究では堆積物は好気性(河川からの水深0~3 cm)であったと考えられる。オーストラリアでは、メトキシクロルの唯一の製品登録は1987年半ばに中止された(APVMAからの情報)⁵。

(14) 北米五大湖堆積物の堆積物コアモニタリングデータ(Annex E; 2019)

期間: 2013年5月~2017年9月

調査対象: 五大湖堆積物(水深0~15 cmだが、ほとんどのサンプルは表層堆積物から採取された)301サンプル

結果: 48/301 サンプルからメトキシクロルが検出された。これら48検体の平均検出濃度は3.7 ng/g(検出範囲0.075~36 ng/g)であった。

考察: これらのデータは、メトキシクロルが段階的に廃止された後(2006年1月)もカナダの堆積物から検出され続けていることを示しており、堆積物コンパートメントにメトキシクロルが残留している証拠を裏付けるものである。

2 情報の統合(残留性に関連する部分のみ抜粋)

- メトキシクロルは非常に疎水性が高く、その物理化学的特性に基づき、ほとんどの場合、堆積物や生物相に分布する。
- メトキシクロルは土壌粒子に強固に結合すると予想されるが、メトキシクロルを含む土壌粒子は、風

⁵ この情報は、[リンク](#)から入手可能な「Australian National Environment Protection (Assessment of Site Contamination) Measure 1999」から引用している。

無印: リスクプロファイル案(UNEP/POPS/POPRC.16/3)からの情報、破線の下線: 入手済み文献、**太字**: 提案文書(UNEP/POPS/POPRC.15/4)になく新たに追加された文献、波線の下線: Pre-meetings documents Document 2: Updated draft risk profile: Methoxychlor で改訂された情報

で飛ばされたり、雨水や雪解け水で河川や湖沼に運ばれたりする可能性がある。また、地下水のモニタリングデータから、メキシクロルが土壤中に溶出する可能性が示唆されている。

- メキシクロルは、蒸気圧値が比較的低いことに基づいて大気中への揮発の可能性は低い、遠隔地で発見された濃度は、大気輸送を示唆している。
- モデリングデータ(BIOWIN 2、3、6)はメキシクロルが迅速に生分解されるとは予想しておらず、メキシクロルが難分解性である可能性があることを示している。
- メキシクロルの加水分解は無視できる程度と考えられる。メキシクロルの光分解率は中程度と思われるが、水中での光分解は最上層でしか起こらないため、光分解が分解に大きく寄与するとは考えられない。太陽光に暴露した乾燥メキシクロル膜の光分解や土壤中での構造類似体(エトキシクロル)の光分解の報告に基づき、メキシクロルは土壌表面で光分解を受ける可能性があると考えられるが、数 mm 以下の深さの土壌ではメキシクロルの光分解は起こらないと考えられる。
- 証拠の重み付け(weight-of-evidence)アプローチに基づき、実験室での研究とモニタリングデータから得られた結果は、メキシクロルは好気性堆積物中において難分解性であり、一部の嫌気性堆積物中においても難分解性である可能性があることを示している。
- モニタリングデータは、メキシクロルが段階的に廃止された後も、ヨーロッパとカナダの表層水域及びフランスの地下水からメキシクロルが検出され続けていることを示しており、水中にメキシクロルが残留していることを示すいくつかの証拠を提供している。
- 北極圏の湖や北太平洋から北極海までの海域の表層海水のモニタリングデータからは、表層水や海洋水域にも残留している可能性があることが示されている。
- 証拠の重み付けアプローチに基づき、実験室での研究結果とモニタリングデータから、メキシクロルは一部の好気性土壌に難分解性である可能性があることが示された。しかし、上記の表層水、海水および土壌中のメキシクロルの存在は、長距離輸送の結果である可能性もある。

3 結論 (残留性に関連する部分のみ抜粋)

- メキシクロルは、環境中に自然発生するものではない。メキシクロルは、主に殺虫剤として農作物や家畜に適用された結果、環境に放出される。少量のメキシクロルは、その製造、製剤化、貯蔵、出荷および廃棄の過程で環境に放出される可能性がある。メキシクロルは、難分解性で、生物蓄積性があり、水生生物および陸生動物(ヒトを含む)に毒性があり、長距離の環境輸送を経て排出されるため、遠隔地を含む越境汚染の問題となっている。世界的には、ヒト、野生生物、環境に対するメキシクロルの発生と分布が示されている。
- メキシクロルは、15 年以上前から複数の国で規制/禁止されている。しかし、文献検索の結果、特定の国で最近のメキシクロルの使用が発生した可能性があることが示唆されている。メキシクロルは残留性と長距離輸送性を示しているため、国や地域の対策だけでは、環境や人の健康を高いレベルで保護するには十分ではなく、より広い範囲での国際的な対応が必要である。
- メキシクロルの使用は、その残留性、生物蓄積性、水生生物及び陸上動物(ヒトを含む)への毒性、

無印：リスクプロファイル案(UNEP/POPS/POPRC.16/3)からの情報、破線の下線：入手済み文献、**太字**：提案文書(UNEP/POPS/POPRC.15/4)になく新たに追加された文献、波線の下線：Pre-meetings documents Document 2: Updated draft risk profile: Methoxychlor で改訂された情報

遠隔地を含む環境区画での広範囲な発生に基づいて、ヒトの健康と環境に重大な悪影響をもたらす可能性が高く、国際的な行動が必要であると結論づけられている。

4 参考文献

- Abong'o DA, Wandiga SO, Jumba IO, Van den Brink PJ, Nazariwo BB, Madadi VO, Wafula GA, Kylin H and Nkedi-Kizza P (2015): Organochlorine pesticide residue levels in soil from the Nyando River Catchment, Kenya. *Africa Journal of Physical Sciences* 2 (1) (2015) 18–32. ISSN 2313–3317.
- Affum AO, Acquah SO, Osae SD, Kwaansa-Ansah EE (2018): Distribution and risk assessment of banned and other current-use pesticides in surface and groundwaters consumed in an agricultural catchment dominated by cocoa crops in the Ankobra Basin, Ghana. *Science of the Total Environment* 633 (2018) 630–640. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.03.129>.
- AMAP (1998): AMAP Assessment Report: Arctic Pollution Issues. Chapter 6, Persistent Organic Pollutants. Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP), Oslo, Norway, 859 pages. ISBN 82-7655-061-4
<https://www.amap.no/documents/doc/amap-assessment-report-arctic-pollution-issues/68>.
- Annex E (2019): Annex E information (risk profile) on methoxychlor. Submission of information from Parties and observers as specified in Annex E to the Stockholm Convention pursuant to Article 8 of the Convention, available at:
<http://chm.pops.int/TheConvention/POPsReviewCommittee/Meetings/POPRC15/POPRC15Followup/AnnexEriskprofileinfosubmission/tabid/8225/Default.aspx>.
- ATSDR (2002): Toxicological Profile for Methoxychlor. U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service. Agency for Toxic Substances and Disease Registry. September 2002. Report, 290 pages. Available at: <http://www.atsdr.cdc.gov/ToxProfiles/tp.asp?id=778&tid=151>.
- Bolor VK, Boadi NO, Borquaye LS and Afful S (2018): Human risk assessment of organochlorine pesticide residues in vegetables from Kumasi, Ghana. *Hindawi, Journal of Chemistry, Volume 2018, Article ID 3269065, 11 pages.* <https://doi.org/10.1155/2018/3269065>.
- Chen G (2014): Methoxychlor. Reference Module in Biomedical Sciences. *Encyclopedia of Toxicology* (Third edition), Pages 254–255.
<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/B9780123864543001627>.
- Duodu GO, Goonetilleke A, Ayoko GA (2017): Factors influencing organochlorine pesticides distribution in the Brisbane River Estuarine sediment, Australia. *Marine Pollution Bulletin* 123 (2017) 349–356. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.09.022>.
- ECHA (2017): Guidance on information requirements and chemical safety assessment, Chapter R.11: PBT/vPvB assessment. Version 3.0, June 2017. Available at:
https://echa.europa.eu/documents/10162/13632/information_requirements_r11_en.pdf.
- Guth JA, Burkhard N and Eberle O (1976): Experimental models for studying the persistence of pesticides in soils. *Proceeding british Crop Protection Council Symposium: persistence of insecticides and herbicides. Monograph 17.*
- Helou K, Harmouche-Karaki M, Karake S and Narbonne JF (2019): A review of organochlorine pesticides and polychlorinated biphenyls in Lebanon: Environmental and human contaminants. *Chemosphere* 231 (2019) 357–368. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.05.109>.
- Katagi T (2002): Abiotic hydrolysis of pesticides in the aquatic environment. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*, 175: 79–261. Available at:
<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/12206055>.
- Katagi T (2004): Photodegradation of Pesticides on Plant and Soil Surfaces. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*, 182:1–189.
https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-1-4419-9098-3_1.
- Muir DCG and Yarechewski AL (1984): Degradation of Methoxychlor in Sediments under Various Redox
- 無印：リスクプロファイル案（UNEP/POPS/POPRC. 16/3）からの情報、破線の下線：入手済み文献、
太字：提案文書（UNEP/POPS/POPRC. 15/4）になく新たに追加された文献、波線の下線：Pre-meetings documents Document 2: Updated draft risk profile: Methoxychlor で改訂された情報

- Conditions. Journal of Environmental Science and Health, Part B. Taylor & Francis Group, 19(3), 271–295. <https://doi.org/10.1080/03601238409372431>.
- OSPAR Commission 2002 (2004 Update): OSPAR Background Document on Methoxychlor. Hazardous Substances Series. ISBN 0 946956 99 5. Available at: <https://www.ospar.org/documents?v=6943>.
- Pinto MI, Vale C, Sontag G, Noronha JP (2016): Pathways of priority pesticides in sediments of coastal lagoons: The case study of Óbidos Lagoon, Portugal. Marine Pollution Bulletin 106 (2016) 335–340. <http://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.03.028>.**
- Plumb RH (1991): The occurrence of appendix IX organic constituents in disposal site ground water. GWMR 157–164.za.**
- Remucal CK (2014): The role of indirect photochemical degradation in the environmental fate of pesticides: a review. Environmental Science: Processes & Impacts, 2014, 16, 628. <https://doi.org/10.1039/c3em00549f>.
- Slovak Republic (2016): Summary report under the protocol on water and health. April 2016. Report, 38 pages. Available at: https://www.unece.org/fileadmin/DAM/env/water/Protocol_reports/reports_pdf_web/2016_report_s/Slovakia_Protocol_report_3rd_cycle_28Apr16.pdf.**
- Thiombane M, Petrik A, Di Bonito M, Albanese S, Zuzolo D, Cicchella D, Lima A, Qu C, Qi S and De Vivo B (2018): Status, sources and contamination levels of organochlorine pesticide residues in urban and agricultural areas: a preliminary review in central–southern Italian soils. Environmental Science and Pollution Research (2018) 25:26361–26382. <https://doi.org/10.1007/s11356-018-2688-5>.**
- US EPA (1988): Guidance for the reregistration of pesticide products containing methoxychlor as the active ingredient. Washington, DC: U.S. Environmental Protection Agency, Office of Pesticide Programs. PB89–138523.**
- US EPA (2012): Estimation Programs Interface Suite™ for Microsoft® Windows, v 4.11. United States Environmental Protection Agency, Washington, DC, USA.
- Wauchope RD, Buttler TM, Hornsby AG, Augustijn–Beckers PWM and Burt JP (1992): The SCS/ARS/CES pesticide properties database for environmental decision–making. Rev. Environ. Contam. Toxicol. 123: 1–155.**
- WHO (2004): Methoxychlor in Drinking–water, Background document for development of WHO Guidelines for Drinking–water Quality. World Health Organisation 2004. WHO/SDE/WSH/03.04/105.
- Wolfe NL, Zepp RG, Paris DF, Baughman GL and Hollis RC (1977): Methoxychlor and DDT degradation in water: rates and products. Environmental Science & Technology, 11(12), 1077–1081. <https://doi.org/10.1021/es60135a003>.
- Zepp RG, Wolfe NL, Gordon JA and Fincher RC (1976): Light–induced transformations of methoxychlor in aquatic systems. Journal of Agricultural and Food Chemistry, 24(4): 727–733.

無印：リスクプロファイル案（UNEP/POPS/POPRC. 16/3）からの情報、破線の下線：入手済み文献、**太字**：提案文書（UNEP/POPS/POPRC. 15/4）になく新たに追加された文献、波線の下線：Pre-meetings documents Document 2: Updated draft risk profile: Methoxychlor で改訂された情報

【添付資料 6】

メトキシクロルの生物蓄積性等の概要

無印：リスクプロファイル案（UNEP/POPS/POPRC. 16/3）からの情報、破線の下線：入手済み文献、**太字**：提案文書（UNEP/POPS/POPRC. 15/4）になく新たに追加された文献、波線の下線：Pre-meetings documents Document 2: Updated draft risk profile: Methoxychlor で改訂された情報

生物蓄積性等の概要(メキシクロル)

1 生物蓄積性及びトキシコキネティクス

1.1 モデリングデータに基づくスクリーニング情報

- (1) メキシクロルは強疎水性の物質であり、log Kow の実測値は 5.08 である(Karickhoff et al., 1979)。推定 log Kow 値は 5.67(KOWWIN v1.68(US EPA, 2012))であり、これは実測値と一致している。実測値と推定値はいずれも水生生物におけるメキシクロルの生物蓄積性を示している(log Kow >5)。
- (2) Arnot-Gobas 法で予測された BAF 値(9,001 L/kg)は、メキシクロルの水生生物への生物蓄積性(BAF > 5,000)を示唆している(詳細は Appendix 2.2.3.1 に記載)。

Appendix 2.2.3.1 モデリングデータに基づくスクリーニング情報

生物蓄積モデル(BCFBAF v3.01; US EPA, 2012)の推定値は以下の通り。

- ・ BCF 値 1,044 L/kg wet-wt(回帰法に基づく。入力データ:実測 log kow 値 5.08)
- ・ BCF 値 4,134 L/kg、BAF 値 9,001 L/kg(Arnot-Gobas 法(upper trophic)に基づく。入力データ:実測 log kow 値 5.08)

この物質は構造及びパラメトリックのいずれについてもモデルの適用範囲内にあり、予測は信頼できると考えられる。また、構造類似物質である DDT(CAS RN: 50-29-3)がモデルのトレーニングセットに、メキシクロルがモデルの検証セット(BCF 315 L/kg wet-wt)に含まれていることにも留意すべきである。

推定 BAF 値は、水生生物におけるメキシクロルの生物蓄積性を示唆している(BAF > 5,000)。

1.2 水生生物における生物濃縮・生物濃縮試験

- (1) メキシクロルの BCF 値は、生物種によるメキシクロルの代謝・排泄能力の違いにより、水生生物種間で大きく異なる(113~8,300の範囲)。実験室環境で算出されたメキシクロルの BCF の最大値は、ファットヘッドミノーの 8,300 である(Veith et al., 1979)。

- ファットヘッドミノーを用いた試験による BCF 推定(Veith et al., 1979)

概要: 25±0.5°Cの連続流水システムで、成魚のファットヘッドミノー(*Pimephales promelas*) (~6ヶ月齢、試験区: 30匹、対照区: 5匹)を非致死量のメキシクロルに暴露した。試験水はスペリオル湖から採取した。pHの算術平均値は7.49±0.15であった。溶存酸素は水槽内の魚の数に応じて変化し、5 mg/L以上を維持した。魚には冷凍ブラインシュリンプを毎日与えた。水中濃度は毎日測定した(メキシクロル平均暴露量/水中濃度: 3.5 µg/L)。暴露 2、4、8、16、24、32日後に 5匹の魚を分析した。生物濃縮係数の計算において、水または組織の濃度は回収量の補正を行っていない。定常状態の生物濃縮係数は、暴露 32日目の魚類及び水中の濃度から算出した。

結果: BCF 値は 8,300 と報告されている。著者は 32 日目に定常状態に達したかどうかを確認し

無印: リスクプロファイル案(UNEP/POPS/POPRC. 16/3)からの情報、破線の下線: 入手済み文献、**太字**: 提案文書(UNEP/POPS/POPRC. 15/4)になく新たに追加された文献、波線の下線: Pre-meetings documents Document 2: Updated draft risk profile: Methoxychlor で改訂された情報

ておらず、BCF 値は 8,300 よりも高かった可能性がある。

注釈：この研究の初期段階では、偶発的な産卵が観察され、魚の興奮性を低下させるために暴露時に産卵筒が使用された。実験の詳細が欠落しているため、本研究の妥当性を完全に評価することは困難である。OECD TG 305 の以下の妥当性基準を満たしているかどうかは不明である。また、本試験では、排泄期間は設けられておらず、メキシクロルの BCF は脂質補正や成長補正が行われていなかった可能性が高い。しかし、試験は OECD TG 305 の重要な原則に従っており、メキシクロルはその水溶解度以下の濃度で流水式で試験されたため、BCF の結果は制限付きで信頼性があると考えられる。

- (2) 8 試験機関で OECD TG 305 餌料投与法試験のリングテストが行われ(OECD, 2012a; OECD, 2013)¹、6 試験機関で得られた k_{2g} 値からの算出されたメキシクロルの推定 BCF 値は、ニジマスでは 3,335 ~ 5,926 L/kg(平均 4,421 L/kg)、コイでは 1,006 ~ 2,015 L/kg(平均 1,537 L/kg; 1 機関のみ)であった(OECD, 2012a)。ニジマスの脂質補正(脂質 5%)及び成長補正した BCF の平均推定値は 2,941 ~ 6,991(不確実性のある第 5 試験機関のデータを除く)、コイの推定値は 667 ~ 1,867(Environment Agency, 2014)であった。ニジマスの脂質標準化成長補正生物蓄積係数(BMF_{gL})の平均値は 0.14(給餌率 3%の場合の相対標準偏差: 71%、給餌率 1.5%を用いた単一試験の相対標準偏差: 0.022)であった(OECD, 2017)。

- ニジマスの OECD TG 305 餌料投与法試験のリングテスト(OECD, 2012a; OECD, 2013)

概要：試験はニジマス(*Oncorhynchus mykiss*)を用いて実施され、1 機関ではコイ(*Cyprinus carpio*)を用いてさらなる研究が行われた(OECD, 2012a)。メキシクロルの BCF 値は、以下のように餌料投与法試験データから導出された：水からのメキシクロルの等価吸収速度定数(k_1)は、13 の異なる既存方法の文献レビューから特定された「最良の」方法を用いて推定された。試験機関間の動態 BCF 値は、7 種類の計算方法から得られた推定 k_1 値の、全体の排泄速度定数(k_2)の平均値、または成長補正排泄速度定数(k_{2g})の平均値に対する比として推定された。

結果： k_{2g} 値を用いて、6 つの試験機関からのメキシクロルの推定 BCF 値は、1 日あたりの湿潤体重の 3%の摂食率を用いて、ニジマスでは 3,335 ~ 5,926 L/kg(平均 4,421 L/kg)、コイでは 1,006 ~ 2,015 L/kg(平均 1,537 L/kg; 1 機関のみ)であった(OECD, 2012a)。ニジマスの脂質補正(脂質 5%)及び成長補正した BCF の平均推定値は 2,941 ~ 6,991(不確実性のある第 5 試験機関のデータを除く)、コイの推定値は 667 ~ 1,867(Environment Agency, 2014)である。1.5%の給餌率を用いた推定 BCF 値は、3%の給餌率(成長補正なし; OECD, 2013)を用いた推定値と比較して低かった。リングテストから推定されたニジマスのメキシクロルの脂質標準化成長補正生物蓄積係数(BMF_{gL})の平均値は 0.14 であり、給餌率 3%の場合の相対標準偏差は 71%、1.5%の給餌率を用いた単一試験の場合の相対標準偏差は 0.022 であった(OECD, 2017)。

¹ OECD(2012)では、8 つの試験期間(英国、ドイツ、フランス、米国、カナダ、ノルウェー、スイス、日本を含む)の結果を検討している。

無印：リスクプロファイル案(UNEP/POPS/POPRC. 16/3)からの情報、破線の下線：入手済み文献、太字：提案文書(UNEP/POPS/POPRC. 15/4)になく新たに追加された文献、波線の下線：Pre-meetings documents Document 2: Updated draft risk profile: Methoxychlor で改訂された情報

注釈：高度に生体蓄積性のある複数の物質が魚類の餌料投与試験で BMF₁ <<1 を示しており、そのような結果はフィールドにおける生体蓄積の可能性の欠如を直接示すものではないことに注意が必要である²。

(3) **Inoueら(2012)**は OECD TG 305 に従って餌料投与試験を実施した。メトキシクロル、ムスクキシレン及び *o*-テルフェニルと基準物質であるヘキサクロロベンゼンの混合物に、コイを食餌投与法で暴露した。メトキシクロルの脂質補正及び成長補正した BMF は 0.034 ± 0.001 であった。また、日本の化審法の試験報告書から得られたメトキシクロルの定常状態における脂質補正 BCF は 810 であったと引用されている。

(4) 二枚貝 *Mytilus edulis* におけるメトキシクロルの生物濃縮能に関する研究では、21 日目の BCF 値が 12,000 と報告されている (**Renberg et al., 1985**)。21 日目には定常状態に完全には達していなかったため、BCF 値は 12,000 を超える可能性がある。

- 二枚貝 *Mytilus edulis* の生物濃縮能に関する研究 (**Renberg et al., 1985**)

概要：21 日間の試験期間中、連続流水システムが使用された。二枚貝は好ましくない条件下では弁を閉じることが知られており、結果が偏ることがあるため、内部標準物質(ペンタクロロベンゼン)がメトキシクロルと同時に水に添加された。相互作用のリスクはあるが、著者らは、取り込みにおける予期せぬ変動は被験物質の濃度と生物の内部標準物質の濃度を関連付けることで補うことができると述べている(ベンチマークアプローチ)。貝はバルト海の Tvären 湾の水深 1~3m で採取し、10°C で 8 ヶ月間飼育した。約 3.5 cm の大きさのイガイを選び、実験に使用する水槽に移した 2 枚のガラス板のそれぞれに 20 個体を配置した。被験物質のアセトン溶液(純度 100%)からなるストック溶液を、マグネチックスターラーを用いて汽水と混合した。餌は単細胞緑藻を与えた。

結果：21 日目にメトキシクロルで 12,000 の BCF 値が観測された。21 日目の終了時には定常状態に完全には達していなかったため、BCF 値は 12,000 を超える可能性があることが示唆された。8 日間の止水試験では 8,020 と 8,400 の BCF 値が得られたが、このような短期間では定常状態には到達しなかった。

注釈：実験の詳細(水質パラメータ、温度など)が不明であるため、本研究の妥当性を完全に評価することは困難である。信頼性の高い実験装置が使用され、メトキシクロルは水溶性以下の濃度で流水システムで試験されたので、この結果は、*Mytilus edulis* の BCF が 5,000 を超えることを示すデータとして使用可能である。

(5) 実際の自然条件で無濾過の湖水を使用して、カワゲラ、トビゲラ、等脚類、巻貝、ブルヘッドに流水式で 28 日間メトキシクロルを暴露した研究では、巻貝 *Physa integra* における平均 BCF が 6,945(濃度により 5,000 から 8,570 の範囲)であった (**Anderson and DeFoe, 1980**)。

- カワゲラ、トビゲラ、等脚類、巻貝、ブルヘッドの暴露研究 (**Anderson and DeFoe, 1980**)

² ECHA ガイダンス(ECHA, 2017 年)R.11.4.1.2.3 項 餌料投与法による生体蓄積試験からの BMF 結果の解釈の難しさに関する更なる議論を参照のこと。

無印：リスクプロファイル案(UNEP/POPS/POPRC. 16/3)からの情報、破線の下線：入手済み文献、**太字**：提案文書(UNEP/POPS/POPRC. 15/4)になく新たに追加された文献、波線の下線：Pre-meetings documents Document 2: Updated draft risk profile: Methoxychlor で改訂された情報

概要:流水試験システムで 28 日間、実際の自然条件(温度、pH、溶存酸素等)で無濾過の湖水を使用して、カワゲラ、トビゲラ、等脚類、巻貝、ブルヘッドをメキシクロルに暴露する実験を行った。

結果:メキシクロル BCF は、巻貝 *Physa integra* において平均 BCF が 6,945(濃度により 5,000 から 8,570 の範囲)であった。実験終了時(28 日目)に定常状態に達したかどうかは不明である。

注釈:この試験はメキシクロルの毒性と生物蓄積性を調べることを目的としており、*Physa integra* の死亡は観察されなかったが、亜致死影響があったかどうかは明らかではなく、したがって試験濃度が高すぎたのかどうかは不明である。したがって、BCF 値 6,945 は補助情報としてのみ使用されている。

- (6) メキシクロルの生物蓄積性と高い毒性(NOEL: 0.6 mg/kg bw/day(Aoyama et al., 2012))及び高い生態毒性(魚類及び水生無脊椎動物に対する NOECs³が 1.3 µg/L(1,300 ng/L)以下(Anderson and DeFoe, 1980; HSDB, 2009; US EPA, 2019)、淡水節足動物に対する HC₅⁴が 0.37 µg/L または 370 ng/L(Maltby et al., 2005))の組み合わせによる環境への影響が懸念される。
- (7) メキシクロルは、北極の生物相サンプル(陸上、鳥類及び海洋;Vorkamp et al., 2004; Savinov et al., 2011)及び南極(海洋生物相サンプル及びゾウアザラシの乳汁中(Filho et al., 2009))での検出が報告されている。さらに、ヒトの母乳からも検出されている(Damgaard et al., 2006)。

2 情報の統合(生物蓄積性に関連する部分のみ抜粋)

- メキシクロルは親油性物質であり、log Kow の実測値は 5.08 であった。
- Arnot-Gobas 法(upper trophic)によって予測された BAF 値(9,001 L/kg)は、水生生物におけるメキシクロルの生物蓄積性を示唆している(BAF > 5,000)。
- メキシクロルの BCF 値は、種によるメキシクロルの代謝排泄能の違いの結果、水生生物種間で大きく異なる(113~8,300 の範囲)。
- 実験室での研究では、BCF 値が 5,000 を超える複数の魚種でメキシクロルが生物蓄積の可能性があることが示されている。
- さらに、二枚貝では 12,000 の BCF 値、カタツムリでは 6,945 の平均 BCF 値(5,000 から 8,570 の範囲)があることから、メキシクロルが水生無脊椎動物に生物蓄積性を有することが示唆されている。
- メキシクロルは生物蓄積性と強い毒性及び強い生態毒性の組み合わせが懸念される。
- 毒物動態及び代謝に関する研究から、メキシクロルは哺乳類には蓄積しないと示唆される。

3 結論(生物蓄積性に関連する部分のみ抜粋)

- メキシクロルは、難分解性で、生物蓄積性があり、水生生物および陸生動物(ヒトを含む)に

³ No Observed Effect Concentrations (NOEC).

⁴ (訳注)5% Hazardous Concentration (HC₅):影響を受ける種の割合が 5%である化学物質濃度
無印: リスクプロファイル案(UNEP/POPS/POPRC. 16/3)からの情報、破線の下線: 入手済み文献、**太字**: 提案文書(UNEP/POPS/POPRC. 15/4)になく新たに追加された文献、波線の下線: Pre-meetings documents Document 2: Updated draft risk profile: Methoxychlor で改訂された情報

毒性があり、長距離の環境輸送を経て排出されるため、遠隔地を含む越境汚染の問題となっている。世界的には、ヒト、野生生物、環境に対するメキシクロルの発生と分布が示されている。検出例としては、北極や南極でのモニタリングなどがある。

- メキシクロルの使用は、その残留性、生物蓄積性、水生生物及び陸上動物(ヒトを含む)への毒性、遠隔地を含む環境区画での広範囲な発生に基づいて、ヒトの健康と環境に重大な悪影響をもたらす可能性が高く、国際的な行動が必要であると結論づけられている。

4 参考文献

- Anderson RL and DeFoe DL (1980): Toxicity and bioaccumulation of endrin and methoxychlor in aquatic invertebrates and fish. *Environmental Pollution (Series A), Ecological and Biological*, 22(2), 111-121. [https://doi.org/10.1016/0143-1471\(80\)90187-7](https://doi.org/10.1016/0143-1471(80)90187-7).
- Aoyama H, Hojo H, Takahashi KL, Shimizu-Endo N, Araki M, Takeuchi-Kashimoto Y, Saka M and Teramoto S (2012). Two-generation reproduction toxicity study in rats with methoxychlor. *Congenital Anomalies* 2012; 52, 28-41.
- Damgaard IN, Skakkebaek NE, Toppari J, Virtanen HE, Shen H, Schramm KW, Petersen JH, Jensen TK, Main KM and the Nordic Cryptorchidism Study Group (2006): Persistent pesticides in human breast milk and Cryptorchidism. *Environmental Health Perspectives*, 14(7), 1133-1138.
- Environment Agency (2014): Bioaccumulation of chemicals in fish: Investigation of the dependence of depuration rate constant on lipid content of fish. Environment Agency October 2014, ISBN: 978-1-84911-333-5. Available at: https://assets.publishing.service.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment_data/file/366135/Bioaccumulation_in_fish_report.pdf
- Filho KCM, Metcalfe CD, Metcalfe TL, Muelbert MMC, Robaldo RB, Martinez PE, Colares EP and Bianchini A (2009): Lactational transfer of PCBs and chlorinated pesticides in pups of southern elephant seals (*Mirounga leonina*) from Antarctica. *Chemosphere* 75(5), 610-616. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2009.01.032>.
- HSDB (2009): Methoxychlor - Hazardous substances databank (HSDB) number 1173, available at: <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/source/hsdb/1173>.
- Inoue Y, Hashizume N, Yoshida T, Murakami H, Suzuki Y, Koga Y, Takeshige R, Kikushima E, Yakata N and Otsuka M (2012): Comparison of bioconcentration and biomagnification factors for poorly water-soluble chemicals using common carp (*Cyprinus carpio* L.). *Arch. Environ. Con. Tox.* 63: 241-248.
- Karickhoff SW, Brown DS and Scott TA (1979): Sorption of hydrophobic pollutants on natural sediments. *Water Research*, (1979) 13 (3), 241-248.
- Maltby L, Blake N, Brock TCM and Vand Den Brink PJ (2005): Insecticide species sensitivity distributions: importance of test species selection and relevance to aquatic ecosystems. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 24(2), 379-388.
- OECD (2012a): Validation report of a ring test for the OECD 305 dietary exposure bioaccumulation fish test (part i) with additional report including comparative analysis of trout and carp results (part ii), ENV/JM/MONO(2012)20. OECD Environment, Health and Safety Publications, Series on Testing and Assessment, No. 175.
- OECD (2013): Validation report of a ring test for the OECD 305 dietary exposure bioaccumulation fish test, additional report including results using a lower feeding rate. ENV/JM/MONO(2013)15. OECD Environment, Health and Safety Publications, Series on Testing and Assessment, No. 191.
- OECD (2017): Guidance Document on Aspects of OECD TG 305 on Fish Bioaccumulation, ENV/JM/MONO(2017)16. OECD Environment, Health and Safety Publications, Series on Testing and Assessment, No. 264.

無印：リスクプロファイル案(UNEP/POPS/POPRC.16/3)からの情報、破線の下線：入手済み文献、**太字**：提案文書(UNEP/POPS/POPRC.15/4)になく新たに追加された文献、波線の下線：Pre-meetings documents Document 2: Updated draft risk profile: Methoxychlor で改訂された情報

- Renberg L, Tarkpea M and Lindén E (1985): The use of the bivalve *Mytilus edulis* as a test organism for bioconcentration studies. I. Designing a continuous-flow system and its application to some organochlorine compounds. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 9(2):171–178.
- Savinov V, Muir DCG, Svetochev V, Svetocheva O, Belikov S, Boltunov A, Alekseeva L, Reiersen LO and Savinova T (2011): Persistent organic pollutants in ringed seals from the Russian Arctic. *Science of the Total Environment* 409 (2011) 2734–2745. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.02.039>.
- US EPA (2012): Estimation Programs Interface Suite™ for Microsoft® Windows, v 4.11. United States Environmental Protection Agency, Washington, DC, USA.
- US EPA (2019): OPP Pesticide Ecotoxicity Database. The Ecological Fate and Effects Division of the US EPA Office of Pesticide Programs. Available at the following link (consulted in December 2019): <https://ecotox.ipmcenters.org/index.cfm?menuid=5>.
- Veith GD, DeFoe DL and Bergstedt BV (1979): Measuring and Estimating the Bioconcentration Factor of Chemicals in Fish. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*. NRC Research Press Ottawa, Canada, 36(9), pp. 1040–1048. <https://doi.org/10.1139/f79-146>.
- Vorkamp K, Riget F, Glasius M, Pécseli M, Lebeuf M and Muir D (2004): Chlorobenzenes, chlorinated pesticides, coplanar chlorobiphenyls and other organochlorine compounds in Greenland biota. *Science of The Total Environment*, 331(1–3), 157–175. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2004.03.027>.

【添付資料 7】

UV-328 の残留性、生物蓄積性等に関する情報

1. 残留性等に関する情報

提案文書の記載(UNEP/POPS/POPRC.16/4)

UV-328 は、実験結果から非常に低い生分解性が示唆されているように、難分解性物質である(ECHA, 2014; ECHA, 2018; J-CHECK, 2018)。EAWAG の生物触媒/生分解データベース(EAWAG-BD)の予測は Appendix(6.2 項)に記載されている(Gao, J., Ellis, L. B. M. & Wackett, L. P., 2009)。UV-328 には生分解も関与しないと予想される(ECHA, 2014)。高い $\log K_{ow}$ と $\log K_{oc}$ により、UV-328 は浮遊有機物や下水汚泥などに吸着する(または取り込まれる)。これは、ある程度のレベルで分解の抑制につながる。加水分解(加水分解性を有する構造要素がなく、水への溶解度が低い)、酸化、光変換(紫外線吸収剤の特性)についても、大きな影響は予想されない。

易分解性試験(活性汚泥、OECD TG 301 B, Good Laboratory Practice (GLP)は適用されていない)では、28 日後に 10 mg/L の UV-328 が 2-8%分解した(Ciba-Geigy, 1988)。汚泥改質した土壌(sludge-amended soils)を用いた試験では、UV-328 の消失半減期(DT₅₀)は 179-218 日間であった。この試験では、均質なサンプリングが行われていないこと、散逸モニタリングのみであること、3 年以上の長い分析期間があることなどの制限がある。それにもかかわらず、UV-328 が土壌中において非常に残留性であることは明らかである(Lai, H-J. et al., 2014a)。類似の別の試験では、UV-328 の DT₅₀ は 99-223 日であった(Lai, H-J. et al., 2014b)。

米国のナラガンセット湾における広範なモニタリングデータセットでは、製造による環境への放出が停止された数十年後に堆積物中に UV-327 と UV-328 が存在することが報告された。このモニタリングでは、製造工場の近くからの堆積物コアが調査された。これらの堆積物サンプルは嫌気性であった。UV-328 の生産は 1970 年から 1985 年まで行われ(Lopez-Avila, V. & Hites, R. A., 1980)、堆積物コアに記録された最高濃度は 1976 年の 74 $\mu\text{g/g}$ であった(Cantwell, M. G. et al., 2015)。地表付近の濃度としては 3-6 $\mu\text{g/g}$ が残存しており、これはより最近の年に対応するものであった。過去の使用による同様の濃度傾向は Hartmann ら、2005(4.2.2 節参照)によっても記されている(Hartmann, P. C., Quinn, J. G., Cairns, R. W. & King, J. W., 2005)。

UV-328 の推定 DT₅₀ は水中では <2 日間(分解ではなく沈殿作用による除去)、沈殿物では >100 日間であり、これは BIOWIN v4.10 の推定値によって支持されている(EPA, 2012)。AopWin v1.92 によると、気相における光分解半減期は 16.3 時間であり、全体の反応速度定数は $15.8 \times 10^{-12} \text{ cm}^3/(\text{分子} \cdot \text{s})$ である(EPA, 2012)。BIOWIN3 モデルでは、水中での半減期は 74 日である。土壌中での半減期はこの値($1.85 \times$ 水中での半減期)から 136 日間と算出される(Rorije, E., Verbruggen, E. M. J., Hollander, A., Traas, T. P. & Janssen, M. P. M., 2011; Stempel, S., Scheringer, M., Ng, C. A. & Hungerbühler, 2012)。

UV-328 を用いた水や土砂のシミュレーション試験の情報がないため、このデータギャップをカバーするためにリードアクリルを実施した。物質 M1(分子量 339.4 g/mol, CAS RN: 84268-36-0)は、構造的に UV-328 と非常に類似しており(フェニル基の置換基: *n*-プロピオン酸と *tert*-ブチル基 vs 2 つの *tert*-ペンチル基)、ベンゾトリアゾール(BZT)アナログである EC No.: 407-000-31 の主要な分解生成物である(Appendix 6.5 項のアナログ構造を参照)。M1 は水相で形成され、UV-328

よりも親水性が高い(水溶性 102.4 mg/L、log K_{OW} 3.30) (EPA, 2012)。M1 は急速に分散し、数日で堆積物に移行する(ECHA, 2014)。堆積物の種類にもよるが、計算によると DT₅₀ は 238 日または 248 日である。M1 の UV-328 と異なる側鎖(プロピオン酸置換基はフェノール環の 4 位に位置する)は、UV-328 の側鎖よりも速く分解される。したがって、UV-328 と M1 の運命特性が類似しているという(合理的な)仮定の下では、M1 の結果は、UV-328 の DT₅₀ および分解半減期(DegT₅₀)のベストケースの代表であると期待できる可能性がある。

1.1 水中、土壌中及び底質中での半減期等

1.1.1 水中での半減期等

- (1) 高い $\log K_{ow}$ と $\log K_{oc}$ により、UV-328 は浮遊有機物や下水汚泥などに吸着する(または取り込まれる)。これにより、ある程度の分解の抑制につながる。
- (2) 水中における UV-328 の推定消失半減期(DT₅₀): <2 日間(分解ではなく沈殿作用による除去)(EPA, 2012)
- (3) BIOWIN3 モデルによる水中での推定半減期: 74 日 (EPA, 2012)

1.1.2 土壌中での半減期等

- (1) 高い $\log K_{ow}$ と $\log K_{oc}$ により、UV-328 は浮遊有機物や下水汚泥などに吸着する(または取り込まれる)。これにより、ある程度の分解の抑制につながる。
- (2) 汚泥改質した土壌(sludge-amended soils)を用いた試験における消失半減期(DT₅₀): 179-218 日間
この試験では、サンプリングやモニタリングの方法、分析期間にいくつかの制限があったが、UV-328 が土壌中において非常に残留性であることは明らかである(Lai, H-J. et al., 2014a)。
- (3) (2)に類似の別の試験における DT₅₀: 99-223 日 (Lai, H-J. et al., 2014b)
- (4) 土壌中における推定半減期: 136 日間
1.85 × 水中半減期から算出(水中半減期は BIOWIN3 モデルで算出された 74 日を使用)(Rorije, E., Verbruggen, E. M. J., Hollander, A., Traas, T. P. & Janssen, M. P. M., 2011; Strepel, S., Scheringer, M., Ng, C. A. & Hungerbühler, 2012)。

1.1.3 底質中での半減期等

- (1) 米国のナラガンセット湾における広範なモニタリングデータからは、製造による環境への放出が停止された数十年後の堆積物中にも UV-327 と UV-328 が存在することが報告されている(Cantwell, M. G. et al., 2015)。
このモニタリングでは、製造工場の近くの嫌気性の堆積物コアを調査した。UV-328 の生産は 1970 年から 1985 年まで行われ(Lopez-Avila, V. & Hites, R. A., 1980)、堆積物コアで検出された最高濃度は 1976 年の 74 $\mu\text{g/g}$ であった。より最近の年に対応する地表付近の濃度としては 3-6 $\mu\text{g/g}$ が残存していた。
- (2) 過去の使用による同様の濃度傾向は Hartmann らによっても示されている(Hartmann, P. C., Quinn, J. G., Cairns, R. W. & King, J. W., 2005)。

1.2 その他の残留性に関する情報

1.2.1 生分解性

- (1) EAWAG の生物触媒/生分解データベース(EAWAG-BD)による予測: Appendix(6.2 項)に

示す (Gao, J., Ellis, L. B. M. & Wackett, L. P., 2009)

- (2) UV-328 に生分解は関与しないと予想されている (ECHA, 2014)。
 - 易分解性試験 (活性汚泥、OECD TG 301 B、非 GLP) 結果: 10 mg/L の UV-328 が 28 日後に 2-8% 分解したと報告されている (Ciba-Geigy, 1988)。
- (3) 化審法における UV-328 の分解度点検結果を表 1-1 に示す。BOD による分解度情報は公表されていないが、難分解性と判定されている (NITE CHRIP、J-CHECK)。

表 1-1 UV-328 の分解性点検結果

被験物質名称	2-(2H-1, 2, 3-ベンゾトリア ゾール-2-イル)-4, 6-ジ- tert-ペンチルフェノール	官報公示整理 番号	5-3604
CAS 番号	25973-55-1	判定	難分解性
分解度 (BOD)	8% (試験物質濃度: 10 mg/L)	分解度 (GC)	—
	2% (試験物質濃度: 20 mg/L)	活性汚泥濃度	1% (都市下水処理場 活性汚泥の上澄液)
試験期間	4 週間		

1.2.2 加水分解

- (1) 加水分解性を有する構造要素がなく、水への溶解度が低いことから、加水分解による大きな影響は予想されない。

1.2.3 光分解

- (1) 紫外線吸収剤の特性から、光変換の大きな影響は予想されない。
- (2) 気相における光分解半減期は AopWin v1.92 の計算値で 16.3 時間であり、全体の反応速度定数は $15.8 \times 10^{-12} \text{ cm}^3/(\text{分子}^{-1}\text{s})$ である (EPA, 2012)。

1.2.4 リードアクロス

- (1) UV-328 よりも親水性が高い構造類似物質である M1 は水中で急速に分散し、数日で堆積物に移行する (ECHA, 2014)。
- (2) M1 の推定 DT_{50} : 堆積物の種類により、238 日または 248 日 (EPA, 2012)

1.2.5 その他

- (1) 酸化による大きな影響は予想されない。

1.2.6 結論

UV-328 は非常に疎水性が高く、有機物に強く吸着・吸収され、揮発性は低い。水中に放出された場合には、粒子や有機物に分配され、浮遊または沈着する可能性が高い。実験及び推定データは、UV-328 が水中、土壌、または堆積物中において易分解性ではないことを

示している。実験データのギャップをカバーするための重み付け (WoE) アプローチ (Brandt, M., Becker, E., Jöhncke, U., Sättler, D. & Schulte, C., 2016) に基づく、構造アナログ (別の BZT 物質) からの堆積物中での分解に関するリードアクロスもまた、残留性を支持している。さらに、放出が停止した数十年後の環境中からの検出は、 $\text{DegT}_{50} > 180$ 日であることを示している。以上より、UV-328 は残留性の基準を満たしている。

2. 生物蓄積性等に関する情報

提案文書の記載(UNEP/POPS/POPRC.16/4)

UV-328 は、 $\log K_{ow} > 5$ 、生体蓄積の閾値以上の実測生物濃縮係数(BCF)及びモデルによる生物蓄積係数(BAF)、及び低い代謝的変換率を有するため、生体蓄積性があると考えられる。UV-328 は、ほとんどの場合食餌を介して取り込まれた後に生物体内に蓄積され、魚類、複数の海洋哺乳類、藻類、甲殻類で検出されている。

水生生物への生物蓄積性については、2000年と2007年に異なる2試験が行われた(いずれの試験も、試験魚種:コイ *Cyprinus carpio*、試験法:OECD TG 305C)(J-CHECK, 2018)。1つ目の試験は60日間行われ、溶媒の使用に関する情報は提供されなかった。BCFは5%の脂質含有量で補正し、試験開始時と終了時の平均脂質含有量で計算された(表1及び2)。排泄半減期は16日(0.01 $\mu\text{g/L}$)および33日(0.10 $\mu\text{g/L}$)であった。追加データでは、外皮、頭部、内臓および可食部のBCF測定値を示す。BCFの最高値は、以下の順であった:内臓>頭部>外皮>可食部(表3)。最も低いBCF値は高濃度区で得られたが、これは、UV-328の水溶解度が低いことに関係していると考えられる。UV-328は非常に疎水性の高い化学物質であり($\log K_{ow} > 4.5$)、非食餌性の暴露経路を適用した場合には水に完全に溶解しない可能性があるため、水生試験生物による取り込みとしては部分的にのみ利用可能である可能性がある。以上のように、水中のUV-328濃度を過大評価した結果、BCF値が過小評価された可能性がある(ECHA, 2014; J-Check, 2018)。

表1. 60日間の長期BCF試験:被験物質の公称濃度に基づくBCF及び脂質補正BCF(L/kg湿重量(ww))。試験魚の平均脂質含量は4.19%^aまたは3.26%^b(J-Check, 2018; ECHA, 2014)。

試験濃度 ($\mu\text{g/L}$)	BCF	BCF _{lipid-normalised}
0.1	940 ^a	1.1×10^3
0.01	620– 1.8×10^3 ^a	740– 2.2×10^3
0.01	2.4×10^3 ^b	3.7×10^3

表2. 60日間のBCF試験:被験物質の公称濃度に基づくBCF(L/kg ww)の時間経過(J-Check, 2018; ECHA, 2014)。

試験濃度 ($\mu\text{g/L}$)	暴露期間(日)				
	12	26	40	50	60
0.1	870	1.1×10^3	990	820	1.0×10^3
	570	1.4×10^3	780	1.0×10^3	1.0×10^3
0.01	620	890	1.5×10^3	1.3×10^3	1.0×10^3
	650	1.3×10^3	1.8×10^3	980	1.7×10^3

表3. 60日間の長期BCF試験:被験物質の設定濃度に基づく各組織におけるBCF(L/kg ww)、(J-Check, 2018; ECHA, 2014)。

試験濃度 ($\mu\text{g/L}$)	外皮	頭部	内蔵	可食部
0.1	770	1.4×10^3	2.3×10^3	600
	940	1.6×10^3	3.6×10^3	620
0.01	900	990	1.5×10^4	420
	2.0×10^3	2.3×10^3	3.6×10^4	840
0.01	2.3×10^3	3.7×10^3	1.4×10^4	1.6×10^3
	3.1×10^3	5.8×10^3	1.5×10^4	1.8×10^3

2 つ目の研究(OECD TG 305C)では、報告された最大 BCF は 5.6×10^3 (非補正)または 6.6×10^3 L/kg ww(脂質補正)であり、平均脂質補正 BCF は 5.5×10^3 L/kg ww であった(表 4)。この魚は試験開始時の脂質含量が 4.2%であった。最大値がわずかに高かったことを除いて BCF 値は類似しており、定常状態と見做すことができた。8 週目の平均 BCF は、脂質含量 4.2%の場合は 4.59×10^3 L/kg ww、脂質含量 5%で補正した場合は約 5.46×10^3 L/kg ww であった。

表 4. 8 週間の BCF 試験、被験物質の公称濃度に基づく BCFs(L/kg ww) (J-Check, 2018; ECHA, 2014).

暴露期間(週)		0.8 $\mu\text{g/L}$		0.08 $\mu\text{g/L}$	
2	非補正	1.3×10^3	1.3×10^3	2.3×10^3	2.3×10^3
	脂質補正	1.5×10^3	1.6×10^3	2.7×10^3	2.7×10^3
4	非補正	1.7×10^3	1.1×10^3	3.7×10^3	3.3×10^3
	脂質補正	2.0×10^3	1.3×10^3	4.4×10^3	3.9×10^3
6	非補正	1.7×10^3	2.8×10^3	4.4×10^3	5.6×10^3
	脂質補正	2.0×10^3	3.3×10^3	5.2×10^3	6.6×10^3
8	非補正	2.1×10^3	2.4×10^3	4.4×10^3	4.8×10^3
	脂質補正	2.5×10^3	2.8×10^3	5.2×10^3	5.7×10^3

数百 ng/g の脂質重量(lw)の濃度が測定されているモニタリング研究(Kim, J.-W. et al., 2011; Nakata, H., Murata, S. & Filatreau, J., 2009; Nakata, H. et al., 2012)では、水生生物相における UV-328 の多数の知見がある。UV-328 はまた、食品やヒトの脂肪組織で検出されている(Yanagimoto, H. et al., 2011)。日本の有明海では、1998 年から 2009 年までの間、5 頭のスナメリの脂肪中の複数種の BZT の存在をモニターした。調査対象となったスナメリの脂肪中には、平均して 29 ng/g ww の UV-328 と 14 ng/g ww の UV-327 が検出された。これらの値は、各分析試料の脂質含量で補正した場合には 19 ng/g lw の UV-327 と 38 ng/g lw の UV-328 に相当する。BZT の総負荷量を計算する際、脂質重量は全身重量の 28.8%と考えられた。これより、UV-327 の全身濃度は 4.0 ng/g ww、UV-328 の全身濃度は 8.4 ng/g ww となった。このことから、本海棲哺乳類と水との間の UV-327 の BAF は 3.3×10^4 L/kg ww(4 ng/g ww/0.12 ng/L)と推定され、これは小

型魚類の報告 (3.2×10^3 L/kg ww = 0.39 ng/g ww/0.12 ng/L) よりも約一桁高い値であった。これらの UV-327 の BAF は、日本の環境水生試料中の検出基準濃度 0.12 ng/L を用いて算出した。UV-328 については、このような環境基準値は与えられていないが、比較は可能である。2001 年の日本における UV-327 の年間生産・輸入量は 100~1,000 トン、UV-328 は 1,000~10,000 トンであった。UV-328 の排出量が増加する可能性については、水相中に残存する UV-328 の割合が低いことによって部分的に相殺されている可能性がある。本研究における UV-328 の平均濃度 (8.4 ng/g ww) は UV-327 (4.0 ng/g ww) よりも 2 倍高いので、UV-328 の BAF は UV-327 と同程度であると考えられる (Nakata, H., Shinohara, R., Murata, S. & Watanabe, M., 2010)。UV-327 の環境基準値を UV-328 に使用する場合、UV-328 の推定 BAF は 7.0×10^4 L/kg ww (8.4 ng/g ww/0.12 ng/L) となる。これらの BAF は、5% の脂質含有量に脂質補正することができる。その場合、UV-327 および UV-328 は、それぞれ 8.0×10^3 L/kg lw および 1.6×10^4 L/kg lw の BAF を有することになる。詳細な値は Appendix 6.3.1 に記載されている。また、上記のスナメリの研究と同じ条件を小型魚類を対象とした Nakata ら (2009) の研究に適用すると、小型魚類における UV-327 及び UV-328 の脂質補正 BAF は、それぞれ 6.7×10^3 L/kg 及び 4.2×10^3 L/kg となる (Nakata, H., Murata, S. & Filatreau, J., 2009)。詳細は Appendix 6.3.2 を参照のこと。

フェノール BZT が食物連鎖にどのように入っていくのかを理解するためには、底生動物の潜在的な役割を考慮する必要がある。これらの底生動物は、浮遊物をろ過して食べたり、堆積物の粒子を摂取したりしており、そこで BZT が強く吸着される可能性がある。このシナリオは、小魚、エビ、頭足類、つまり底生生物を餌とするスナメリで予想される栄養習慣に適合しており、UV-327 と UV-328 (唯一の違い: *tert*-ブチル vs *tert*-ペンチル基) の化学的類似性のために、リードアクロスを安全に進めることができる (ECHA, 2014)。

先に指摘したように、実験室環境での生物濃縮試験から得られた種々の生物濃縮の値は、 $\log K_{ow} > 4$ の化学物質の決定的な要因となりうる食餌を介した物質の生物濃縮を十分に考慮していない可能性がある (Arnot, J. A. & Gobas, F., 2003)。これらの物質について、BCF は水 (呼吸器) からの暴露のみを考慮し、食餌からの取り込みを考慮していないため、BAF は BCF よりも実質的に大きい (Arnot, J. & Gobas, F., 2006)。したがって、代謝補正を加えた BAF は、生物蓄積性を特徴づけるためのより適切なパラメータである。高 K_{ow} の化学物質の水生生物における代謝変換は重要ではないと考えられる。UV-328 は環境条件下では主に中性型で存在し (表 3、略)、代謝速度が遅い。UV-328 のカナダでの評価では、代謝速度定数 (k_M) は 184 g の魚で 0.01/day として計算された。他の有機化学物質と比較した場合、この k_M は低いと考えられている (Arnot, J. A., Mackay, D., Parkerton, T. F. & Bonnell, M., 2008; Arnot, J. A., Mackay, D. & Bonnell, M., 2008)。したがって、この推定値は、UV-328 が高次栄養段階の捕食者によって消費された場合、生物蓄積は、代謝が低いことによって発生する可能性が高いという主張をサポートしている。UV-328 の BAF は、AQUAWEB モデルによると、中等栄養段階の魚では約 8.7×10^4 L/kg ww と推定され、食物摂取を考慮した場合の水生生物の有意な BMF を示している (Canada, 2016; Arnot, J. A. & Gobas, F., 2004)。未発表のカナダのハミルトンハーバーにおける食物網の研究は、食物連鎖によ

る UV-328 の濃縮が起こり得ることを示している (Giraud, M. et al., 2020)。EPI Suite からの推定はまた、海洋食物網における UV-328 の生物濃縮と生物蓄積を予測している (表 5)。

表 5. BCFBAF v.3.01 で得られた UV-328 の EPI Suite による推定結果 (EPA, 2012)

BCF(回帰法)	6.0×10^3 L/kg ww
生体内変換半減期(魚類)	14.3 日
BCF Arnot-Gobas method (upper trophic)	1.1×10^3 L/kg
BCF Arnot-Gobas method (mid trophic)	1.5×10^3 L/kg
BCF Arnot-Gobas method (lower trophic)	1.7×10^3 L/kg
BAF Arnot-Gobas method (upper trophic)	9.3×10^4 L/kg
BAF Arnot-Gobas method (mid trophic)	1.5×10^5 L/kg
BAF Arnot-Gobas method (lower trophic)	2.0×10^5 L/kg

UV-328 は、2011 年に大韓民国において最大濃度 334 ng/g lw でヒト母乳中の主要な BZT (97.6% DF) であった。母乳の消費を介した EDI は $0.36 \mu\text{g}/\text{kg bw}/\text{日}$ と推定された (Lee, S. et al., 2015)。この研究では、ベンゾトリアゾールの暫定的な 1 日摂取許容量 (PTDI) 値が確立されていないことが指摘されている (Lee, S. et al., 2015)。日本、ベトナム、フィリピンでも複数の BZT が母乳から検出されており、UV-328 もその一つである ($1.2 \text{ ng}/\text{g lw}$, 16% DF; 基準量より低い値) (Kim, J.-W. et al., 2019)。本研究で使用した UV-328 の基準用量は $10 \mu\text{g}/\text{kg bw}/\text{day}$ である (OECD, 2017)。日本、韓国、中国、スペイン、米国のヒト脂肪組織からも UV-328 が検出された (最大 $35 \text{ ng}/\text{g lw}$, 45.2% DF) (Yanagimoto, H. et al., 2011)。

カナダの都市部の小川では、UV-328 はサンプリングした生物相の 33~57% に最大 $1.3 \mu\text{g}/\text{g lw}$ (ザリガニ) の濃度で存在していた (Lu, Z. et al., 2016)。中国の珠江河口域では、UV-328 を含む複数の BZT が海洋野生生物に最大 $258.9 \text{ ng}/\text{g lw}$ の濃度で存在していた (Peng, X. et al., 2017)。以前の研究では、野生の水生生物には検出されていなかったが、養殖のレッドスナッパー中には存在していた (最大 $0.8 \text{ ng}/\text{g dw}$) (Peng, X., Jin, J., Wang, C., Ou, W. & Tang, C., 2015)。UV-328 は、米国 (サウスカロライナ州) とカナダ (オンタリオ州) のサンプルでは、数種の魚類と 1 種の鳥類の血漿中に高い DF を示し、コイでは最大 $3.8 \text{ ng}/\text{g ww}$ に達していた (Lu, Z. et al., 2019)。同様の結果は、米国 (フロリダ) とカナダ (オンタリオ) の海洋生物相でも報告されており、ホワイトサッカー (全身) で最大 $3.9 \text{ ng}/\text{g}$ であった (Lu, Z., Peart, T. E., Cook, C. J. & De Silva, A. O., 2016)。カナダの都市部の小川では、魚の肝臓が紫外線吸収剤の主な蓄積組織であり、UV-328 の濃度は $0.6 \sim 20.7 \text{ ng}/\text{g ww}$ であった (Lu, Z., De Silva, A. O., Peart, T. E., Cook, C. J. & Tetreault, G. R., 2017)。1990 年に採取された日本の海棲哺乳類の脂肪の試料では、最大濃度は $70 \text{ ng}/\text{g lw}$ 前後であった (Nakata, H., 2011)。スナメリでは、UV-328 の平均濃度は $38 \text{ ng}/\text{g lw}$ であり、小型魚 ($8.4 \text{ ng}/\text{g lw}$) の約 4 倍であった。海洋生物中の UV-328 濃度は種によって異なり、ボラやハンマーヘッドシャークの肝臓で高い濃度が検出された (Nakata, H., Shinohara, R., Murata, S. & Watanabe, M.,

2010)。有明海の海洋生物のすべての試料に紫外線吸収剤が存在し、UV-328 濃度は最大 55 ng/g ww であった(Nakata, H. et al., 2009)。干潟の腹足類では最大 460 ng/g lw の非常に高い濃度が検出され、干潟の生物や魚類や甲殻類などの高次栄養種(全身、肝臓)でも高濃度で検出された(Nakata, H. et al., 2009)。干潟生物における UV-328 の濃度は、浅海生物よりも高かった。生物相中の UV-328 の存在は変動的で種特異的であった($< 0.2\text{--}55.0$ ng/g ww, 89.3% DF)(Nakata, H., Murata, S. & Filatreau, J., 2009)。UV-328 はスナメリで優勢であった(Nakata, H., Murata, S. & Filatreau, J., 2009)。ノルウェーのフィヨルドでは、UV-328 は生物相中に存在していた(最大 19.5 ng/g)(Langford, K. H., Reid, M. J., Fjeld, E., Øxnevad, S. & Thomas, K. V., 2015; Thomas, K. et al., 2014)。ドイツのいくつかの河川では、ブリームの肝臓から低い ng/g レベルの濃度で BZT が検出され、検出された最高濃度のいくつかは UV-328 であった(Wick, A., Jacobs, B., Kunkel, U., Heininger, P. & Ternes, T. A., 2016)。また、ノルウェーの河川では、低い ng/g レベルの濃度で UV-328 が全てのバイオマトリックス(コケと付着藻類、ブラウントラウト)に存在していた(Allan, I., Jenssen, M. T. S. & Braaten, H. F. V., 2018)。

日本と韓国の食品試料にも BZT が含まれていた。汚染はどこにでも存在し、魚介類(1.7 ng/g ww)と食肉(1 ng/g ww)で最も高濃度であった(Yanagimoto, H. et al., 2011)。太平洋のイガイ(2003–2007 年)では、PCBs、DDTs、PBDEs と同様にフェノール性 BZTs が広範囲に分布していた。これらはすべての試料で検出され、特に韓国と日本の試料では、UV-328 は最大 830 ng/g lw で存在していた(Nakata, H. et al., 2012)。別の報告では、有明海の干潟地域の低層底生生物で最も高い濃度を示しており、UV-328 は主要な BZT の一つであった(1–460 ng/g lw)(Nakata, H. et al., 2009)。UV-328 と UV-327 は高次栄養種で主要な成分であった(Nakata, H. et al., 2009)。イガイを用いた別の研究では、香港と韓国で UV-328 が最も高濃度であることが報告されている(約 0.8 $\mu\text{g/g}$ lw)。米国では、イガイの少数のサンプルから UV-328 が検出され、最大値は 0.3 $\mu\text{g/g}$ lw であった(Nakata, H. et al., 2011)。フィリピンのマニラ湾では、ほぼすべての魚類試料から BZT 紫外線吸収剤が ng/g レベルで検出された。UV-328 は試料の 88% で最大 34.2 ng/g で存在していた。BZT の分布プロファイルは魚種間で異なっており、これは様々な種で研究された物質の蓄積性と生分解性の違いを反映している可能性がある(Kim, J.-W. et al., 2011; Kim, J.-W., Ramaswamy, B. R., Chang, K.-H., Isobe, T. & Tanabe, S., 2011)。

2.1 水生生物の BCF、BMF 及びオクタノール/水分配係数(log Kow)

2.1.1 濃縮倍率

● BCF

- (1) 濃縮度試験①(試験魚種:コイ *Cyprinus carpio*、試験法:OECD TG 305C、暴露期間:60 日間、溶媒の使用に関する情報不明)の結果(J-Check, 2018; ECHA, 2014)

表 2-1. 60 日間の長期 BCF 試験:被験物質の公称濃度に基づく BCF 及び脂質補正 BCF(L/kg 湿重量(ww)). 試験魚の平均脂質含量は 4.19%^aまたは 3.26%^b

試験濃度(μg/L)	BCF	BCF _{lipid-normalised}
0.1	940 ^a	1.1 × 10 ³
0.01	620 – 1.8 × 10 ³ ^a	740 – 2.2 × 10 ³
0.01	2.4 × 10 ³ ^b	3.7 × 10 ³

試験魚の平均脂質含量: a 4.19%、b 3.26%(J-Check, 2018; ECHA, 2014).

表 2-2. 60 日間の長期 BCF 試験:被験物質の設定濃度に基づく各組織における BCF(L/kg ww)

試験濃度(μg/L)	外皮	頭部	内蔵	可食部
0.1	770	1.4 × 10 ³	2.3 × 10 ³	600
	940	1.6 × 10 ³	3.6 × 10 ³	620
0.01 ^a	900	990	1.5 × 10 ⁴	420
	2.0 × 10 ³	2.3 × 10 ³	3.6 × 10 ⁴	840
0.01 ^b	2.3 × 10 ³	3.7 × 10 ³	1.4 × 10 ⁴	1.6 × 10 ³
	3.1 × 10 ³	5.8 × 10 ³	1.5 × 10 ⁴	1.8 × 10 ³

試験魚の平均脂質含量: a 4.19%、b 3.26%(J-Check, 2018; ECHA, 2014).

- ・排泄半減期: 16 日(0.01 μg/L)および 33 日(0.10 μg/L)
- ・BCF の最高値: 内蔵 > 頭部 > 外皮 > 可食部の順
- ・UV-328 は非常に疎水性の高い化学物質であり(log K_{ow} > 4.5)、水に完全に溶解しない可能性があるため、水中の UV-328 濃度を過大評価した結果、BCF 値が過小評価された可能性がある。
- ・元データに記載された試験水中の被験物質濃度を表 2-3 に示す。

(参考)表 2-3 試験水中の被験物質濃度(経済産業省既存点検結果, 2007)

濃度区 ($\mu\text{g/L}$)	1 日後	12 日後	26 日後	40 日後	50 日後	60 日後	平均 (標準偏差)
0.1	0.102	0.100	0.103	0.103	0.103	0.102	0.102 (0.0012)
0.01	0.00927	0.00887	0.00941	0.00923	0.0101	0.0102	0.00950 (0.000509)

- (2) 濃縮度試験②(試験魚種:コイ *Cyprinus carpio*、試験法:OECD TG 305C、暴露期間:8 週間)の結果(J-Check, 2018; ECHA, 2014)

表 2-4. 8 週間の BCF 試験、被験物質の公称濃度に基づく BCFs(L/kg ww)

暴露期間(週)		0.8 $\mu\text{g/L}$	0.08 $\mu\text{g/L}$
2	非補正	1.3×10^3	2.3×10^3
	脂質補正	1.5×10^3	2.7×10^3
4	非補正	1.7×10^3	3.7×10^3
	脂質補正	2.0×10^3	4.4×10^3
6	非補正	1.7×10^3	4.4×10^3
	脂質補正	2.0×10^3	5.2×10^3
8	非補正	2.1×10^3	4.4×10^3
	脂質補正	2.5×10^3	5.2×10^3

脂質含量は試験開始時に 4.2%であり、脂質補正值は脂質含量 5%として算出した。

- ・最大値がわずかに高かったことを除いて BCF 値は類似しており、定常状態と見做すことができた。
 - ・8 週目の平均 BCF は、脂質含量 4.2%(非補正)の場合は 4.59×10^3 L/kg ww、脂質含量 5%で補正した場合は約 5.46×10^3 L/kg ww であった。
- (3) 化審法における UV-328 の濃縮性点検結果を表 2-5 に示す。UV-328 は低濃縮性と判定されている (NITE CHRIP)。

表 2-5 UV-328 の濃縮性点検結果

被験物質名称	2-(2H-1, 2, 3-ベンゾトリア ゾール-2-イル)-4, 6-ジ- tert-ペンチルフェノール	官報公示整理 番号	5-3604
CAS 番号	25973-55-1	判定	低濃縮性
濃縮倍率 (設定濃度)	570~1400 (定常状態の平均:944.68) (0.1 ppb)	濃縮倍率 (設定濃度)	620~1800 (定常状態の平均:-*) (0.01 ppb)
魚種	コイ	試験期間	60 日間

*最後の連続した3回の分析における濃縮倍率(平均)の変動が20%を超えたため算出できなかった。

● BMF

- (1) 日本の有明海で1998年から2009年までの間、5頭のスナメリの脂肪中の複数種のBZTの存在をモニターした結果、スナメリの脂肪中には、平均29 ng/g wwのUV-328(脂質含量補正した場合38 ng/g lw相当)と14 ng/g wwのUV-327(脂質含量補正した場合19 ng/g lw相当)が検出された。BZTの総負荷量算出時の脂質重量を全身重量の28.8%とすると、UV-328の全身濃度は8.4 ng/g ww、UV-327の全身濃度は4.0 ng/g wwとなった。日本の環境水生試料中の検出基準濃度0.12 ng/Lを用いると、本海棲哺乳類と水との間のUV-327のBAFは 3.3×10^4 L/kg ww(4 ng/g ww/0.12 ng/L)と推定され、これは小型魚類の報告(3.2×10^3 L/kg ww = 0.39 ng/g ww/0.12 ng/L)よりも約一桁高い値であった。UV-328については、このような環境基準値は与えられていないが、比較は可能である。2001年の日本におけるUV-327の年間生産・輸入量は100~1,000トン、UV-328は1,000~10,000トンであった。UV-328の排出量が増加する可能性については、水相中に残存するUV-328の割合が低いことによって部分的に相殺されている可能性がある。本研究におけるUV-328の平均濃度(8.4 ng/g ww)はUV-327(4.0 ng/g ww)よりも2倍高いので、UV-328のBAFはUV-327と同程度であると考えられる(Nakata, H., Shinohara, R., Murata, S. & Watanabe, M., 2010)。UV-327の環境基準値をUV-328に使用する場合、UV-328の推定BAFは 7.0×10^4 L/kg ww(8.4 ng/g ww/0.12 ng/L)となる。5%の脂質含有量で脂質補正したBAFは、UV-327及びUV-328でそれぞれ 8.0×10^3 L/kg lw および 1.6×10^4 L/kg lw となる(詳細な値はAppendix 6.3.1項に記載)。
- (2) 上記のスナメリの研究と同じ条件を小型魚類を対象としたNakataら(2009)の研究に適用すると、小型魚類におけるUV-327及びUV-328の脂質補正BAFはそれぞれ 6.7×10^3 L/kg及び 4.2×10^3 L/kgとなる(Nakata, H., Murata, S. & Filatreau, J., 2009)(詳細はAppendix 6.3.2節に記載)。
- (3) 底生動物は、浮遊物をろ過して摂取したり、堆積物の粒子を摂取したりしており、そこでBZTが強く吸着される可能性がある。このシナリオは、小魚、エビ、頭足類等の底生生物を餌とするスナメリで予想される栄養習慣に適合しており、UV-327とUV-328(唯一の違

い: *tert*-ブチル vs *tert*-ペンチル基)の化学的類似性のために、リードアクロスを安全に進めることができると考えられる(ECHA, 2014)。

- (4) 実験室環境での生物濃縮試験から得られた生物濃縮の値は、 $\log K_{ow} > 4$ の化学物質の決定的な要因となりうる食餌を介した生物濃縮を十分に考慮していない可能性があり(Arnot, J. A. & Gobas, F., 2003)、BCF は水(呼吸器)からの暴露のみを考慮し、食餌からの取り込みを考慮していないため、BAF はBCFよりも実質的に大きい(Arnot, J. & Gobas, F., 2006)。したがって、代謝補正を加えた BAF は、生物蓄積性を特徴づけるためのより適切なパラメータである。
- (5) UV-328 のカナダでの評価では、代謝速度定数(k_M)は 184 g の魚で 0.01/day と計算された。この k_M は他の有機化学物質よりも低いと考えられる(Arnot, J. A., Mackay, D., Parkerton, T. F. & Bonnell, M., 2008; Arnot, J. A., Mackay, D. & Bonnell, M., 2008)。この推定値は、UV-328 が高次栄養段階の捕食者によって取り込まれた場合の生物蓄積は、代謝が低いことによって発生する可能性が高いという主張をサポートしている。AQUAWEB モデルによると、UV-328 の BAF は、中等栄養段階の魚では約 8.7×10^4 L/kg ww と推定される(Canada, 2016; Arnot, J. A. & Gobas, F.; 2004)。
- (6) カナダのハミルトンハーバーにおける食物網の研究は、食物連鎖による UV-328 の濃縮が起こり得ることを示している(Giraud, M. et al., 2020)。
- (7) EPI Suite の推定もまた、海洋食物網における UV-328 の生物濃縮と生物蓄積を予測している(EPA, 2012)。

表 2-6. BCFBAF v.3.01 で得られた UV-328 の EPI Suite による推定結果

BCF(回帰法)	6.0×10^3 L/kg ww
生体内変換半減期(魚類)	14.3 日
BCF Arnot-Gobas method (upper trophic)	1.1×10^3 L/kg
BCF Arnot-Gobas method (mid trophic)	1.5×10^3 L/kg
BCF Arnot-Gobas method (lower trophic)	1.7×10^3 L/kg
BAF Arnot-Gobas method (upper trophic)	9.3×10^4 L/kg
BAF Arnot-Gobas method (mid trophic)	1.5×10^5 L/kg
BAF Arnot-Gobas method (lower trophic)	2.0×10^5 L/kg

2.1.2 オクタノール/水分配係数 ($\log K_{ow}$)

- (1) (US EPA)EPI Suite(KOAWIN v1.10, KowWin v1.68)を用いた推定では、UV-328 の推定 $\log K_{ow}$ 値として 7.3(25°C)が得られた。
- (2) OECD TG117 に従った実測 $\log K_{ow}$ 値は > 6.5 (23°C、pH 6.4)と報告されている(ECHA, 2018)。

2.2 生物相でのモニタリングデータ

- (1) カナダの都市部の小川では、UV-328 はサンプリングした生物相の 33~57%から最大 1.3 $\mu\text{g/g lw}$ (ザリガニ)の濃度で検出された(Lu, Z. et al., 2016)。
- (2) 中国の珠江河口域では、UV-328 を含む複数の BZT が海洋野生生物で最大 258.9 ng/g lw の濃度で検出された(Peng, X. et al., 2017)。
- (3) 野生の水生生物には検出されていないが、養殖のレッドスナッパーで検出されたとの報告がある(最大 0.8 ng/g dw) (Peng, X., Jin, J., Wang, C., Ou, W. & Tang, C., 2015)。
- (4) 米国(サウスカロライナ州)とカナダ(オンタリオ州)のサンプルでは、数種の魚類と1種の鳥類の血漿中に高い DF を示し、コイでは最大 3.8 ng/g ww であった(Lu, Z. et al., 2019)。同様の結果は、米国(フロリダ)とカナダ(オンタリオ)の海洋生物相でも報告されており、ホワイトサッカー(全身)で最大 3.9 ng/g であった(Lu, Z., Peart, T. E., Cook, C. J. & De Silva, A. O., 2016)。
- (5) カナダの都市部の小川における調査では、魚の肝臓が紫外線吸収剤の主な蓄積組織であり、UV-328 の濃度は 0.6~20.7 ng/g ww であった(Lu, Z., De Silva, A. O., Peart, T. E., Cook, C. J. & Tetreault, G. R., 2017)。
- (6) 1990 年に採取された日本の海棲哺乳類の脂肪の試料では、最大濃度は 70 ng/g lw 前後であった(Nakata, H., 2011)。スナメリでは UV-328 の平均濃度は 38 ng/g lw であり、小型魚(8.4 ng/g lw)の約 4 倍であった。
- (7) 海洋生物中の UV-328 濃度は種によって異なり、ボラやハンマーヘッドシャークの肝臓で高い濃度が検出された(Nakata, H., Shinohara, R., Murata, S. & Watanabe, M., 2010)。
- (8) 有明海の海洋生物のすべての試料に紫外線吸収剤が存在し、UV-328 濃度は最大 55 ng/g ww であった(Nakata, H. et al., 2009)。
- (9) 干潟の腹足類では最大 460 ng/g lw の非常に高い濃度が検出され、干潟の生物や魚類や甲殻類などの高次栄養種(全身、肝臓)でも高濃度で検出された(Nakata, H. et al., 2009)。
- (10) 干潟生物における UV-328 の濃度は、浅海生物よりも高かった。生物相中の UV-328 の存在は変動的で種特異的であった($< 0.2\text{--}55.0 \text{ ng/g ww}$, 89.3% DF) (Nakata, H., Murata, S. & Filatreau, J., 2009)。
- (11) UV-328 はスナメリで多く検出された(Nakata, H., Murata, S. & Filatreau, J., 2009)。
- (12) ノルウェーのフィヨルドでは、UV-328 は生物相中に存在していた(最大 19.5 ng/g) (Langford, K. H., Reid, M. J., Fjeld, E., Øxnevad, S. & Thomas, K. V., 2015; Thomas, K. et al., 2014)。
- (13) ドイツの複数の河川で、ブリーム(コイ科の淡水魚)の肝臓から低い ng/g レベルの濃度で BZT が検出され、検出された最高濃度のいくつかは UV-328 であった(Wick, A., Jacobs, B., Kunkel, U., Heininger, P. & Ternes, T. A., 2016)。

- (14) ノルウェーの河川では、低い ng/g レベルの濃度で UV-328 が全てのバイオマトリックス（コケと付着藻類、ブラウントラウト）に存在していた(Allan, I., Jenssen, M. T. S. & Braaten, H. F. V., 2018)。
- (15) 日本と韓国の食品試料にも BZT が含まれていた。汚染はどこにでも存在し、魚介類（1.7 ng/g ww）と食肉（1 ng/g ww）で最も高濃度であった(Yanagimoto, H. et al., 2011)。
- (16) 太平洋のイガイ(2003-2007 年)では、PCBs、DDTs、PBDEs と同様にフェノール性 BZTs が広範囲に分布していた。これらはすべての試料で検出され、特に韓国と日本の試料では、UV-328 は最大 830 ng/g lw で存在していた(Nakata, H. et al., 2012)。
- (17) 別の報告では、有明海の干潟地域の低層底生生物で最も高い濃度を示しており、UV-328 は主要な BZT の一つであった(1-460 ng/g lw) (Nakata, H. et al., 2009)。
- (18) UV-328 と UV-327 は高次栄養種で主要な検出成分であった(Nakata, H. et al., 2009)。
- (19) イガイを用いた別の研究では、香港と韓国で UV-328 が最も高濃度であることが報告されている(約 0.8 µg/g lw)。米国では、イガイの少数のサンプルから UV-328 が検出され、最大値は 0.3 µg/g lw であった(Nakata, H. et al., 2011)。
- (20) フィリピンのマニラ湾では、ほぼすべての魚類試料から BZT 紫外線吸収剤が ng/g レベルで検出された。UV-328 は試料の 88% で最大 34.2 ng/g で検出された。BZT の分布プロファイルは魚種間で異なっており、これは様々な種で研究された物質の蓄積性と生分解性の違いを反映している可能性がある(Kim, J.-W. et al., 2011; Kim, J.-W., Ramaswamy, B. R., Chang, K.-H., Isobe, T. & Tanabe, S., 2011)。

2.4 その他

- (1) UV-328 は、2011 年に大韓民国において最大濃度 334 ng/g lw でヒト母乳中の主要な BZT(97.6% DF)として検出された。母乳の消費を介した EDI は 0.36 µg/kg bw/日と推定された(Lee, S. et al., 2015)。この研究では、ベンゾトリアゾールの暫定的な 1 日摂取許容量(PTDI)値が確立されていないことが指摘されている(Lee, S. et al., 2015)。
- (2) 日本、ベトナム、フィリピンでも複数の BZT が母乳から検出されており、UV-328 もその一つである(1.2 ng/g lw, 16% DF; 基準量より低い値)(Kim, J.-W. et al., 2019)。本研究で使用された UV-328 の基準用量は 10 µg/kg bw/day である(OECD, 2017)。
- (3) 日本、韓国、中国、スペイン、米国のヒト脂肪組織からも UV-328 が検出された(最大 35 ng/g lw, 45.2% DF)(Yanagimoto, H. et al., 2011)。

2.5 結論

log K_{ow} の実測値および推定値より、ストックホルム条約の閾値(log $K_{ow} > 5$)に従って、UV-328 は生物蓄積性であると認められる。また、BCF が $> 5 \times 10^3$ L/kg ww であることを示す複数の実験データもある。複数の推定モデルにおいても、BCF 及び BAF 値が $> 5 \times 10^3$ L/kg

で、生物蓄積性である可能性が示唆されている。UV-328 は海洋食物網でも検出されており、食物連鎖の中で生体拡散するという証拠がある。したがって、UV-328 は生物蓄積性の基準を満たしている。

3. 参考

3.1 POPs 条約附属書 D スクリーニング基準(抜粋)

(b) 残留性	i) 水中における半減期>2 カ月、又は土壌中における半減期>6 カ月、又は底質中における半減期>6 カ月、又は、 ii) その他の科学的根拠
(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 Kow>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

3.2 REACH における PBT 及び vPvB 基準

基準	PBT 物質	vPvB 物質
P: 難分解性	海水中半減期>60 日 淡水・河口水半減期>40 日 海水底質半減期>180 日 淡水・河口水底質半減期>120 日 土壌半減期>120 日	海水中半減期>60 日 淡水・河口水半減期>60 日 海水底質半減期>180 日 淡水・河口水底質半減期>180 日 土壌半減期>180 日
B: 生物蓄積性	BCF>2000	BCF>5000
T: 毒性	海水・淡水生物における長期 NOEC 又は EC10<0.01 mg/L 発がん性カテゴリー1A 又は 1B 生殖細胞変異原性カテゴリー1A 又は 1B 生殖毒性カテゴリー1A、1B 又は 2 特定標的臓器毒性(反復)カテゴリー1 又は 2	—

3.3 ECHA における P/vP スクリーニング基準(抜粋) (ECHA, 2017)

スクリーニング情報	結果	残留性
Biowin 2 (non-linear model prediction) and Biowin 3 (ultimate biodegradation time) または Biowin 6 (MITI non-linear model prediction) and Biowin 3 (ultimate biodegradation time) または その他のモデル*	急速な生分解が起こらない(確率<0.5)*かつ最終的な生分解の達成に要すると予想される期間が数ヶ月以上(値<2.25(~2.75)**) または 急速な生分解が起こらない(確率<0.5)*かつ最終的な生分解の達成に要すると予想される期間が数ヶ月以上(値<2.25(~2.75)**) または モデル固有の値	P または vP の可能性

* 急速に生分解する確率は低い。その他のモデルについては ECHA(2017)に記載されている。

** この基準を満たす物質は BIOWIN 3 で 2.25~2.75 の値を示すため、一般にさらなる分解関連情報が必要となる。

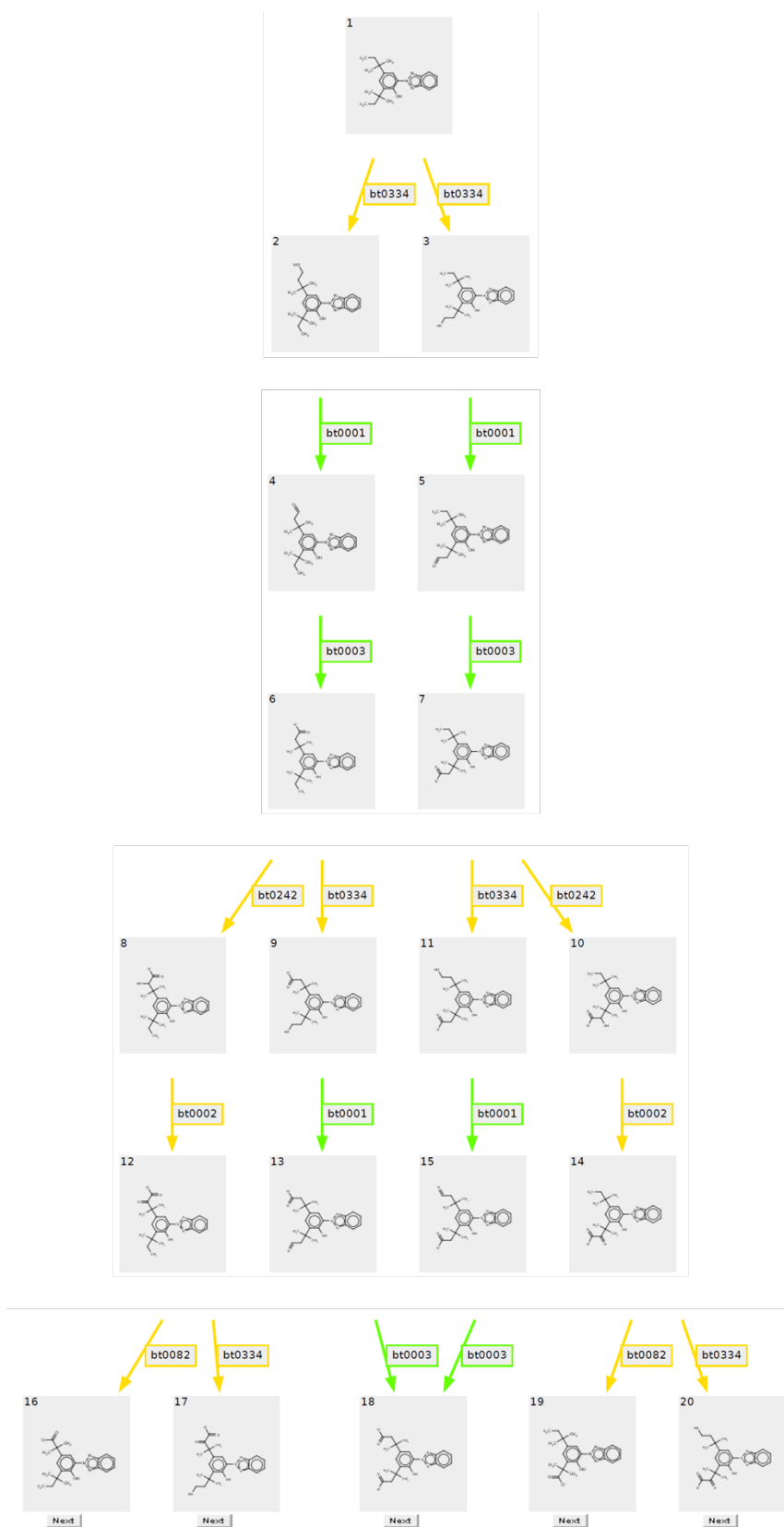
4. 参考文献

- Allan, I., Jenssen, M. T. S. & Braaten, H. F. V. Priority substances and emerging contaminants in selected Norwegian rivers–The River Monitoring Programme 2017. *NIVA-rapport* (2018).
- Annot, J. A. & Gobas, F. A Generic QSAR for Assessing the Bioaccumulation Potential of Organic Chemicals in Aquatic Food Webs. *QSAR Comb. Sci.* **22**, 337–345 (2003).
- Annot, J. A. & Gobas, F. A food web bioaccumulation model for organic chemicals in aquatic ecosystems. *Environ. Toxicol. Chem.* **23**, 2343–2355 (2004).
- Annot, J. & Gobas, F. A review of bioconcentration factor (BCF) and bioaccumulation factor (BAF) assessments for organic chemicals in aquatic organisms. *Environ. Rev.* **14**, 257–297 (2006).
- Annot, J. A., Mackay, D., Parkerton, T. F. & Bonnell, M. A database of fish biotransformation rates for organic chemicals. *Environ. Toxicol. Chem.* **27**, 2263–2270 (2008).
- Annot, J. A., Mackay, D. & Bonnell, M. Estimating metabolic biotransformation rates in fish from laboratory data. *Environ. Toxicol. Chem.* **27**, 341–351 (2008).
- Brandt, M., Becker, E., Jöhncke, U., Sättler, D. & Schulte, C. A weight-of-evidence approach to assess chemicals: case study on the assessment of persistence of 4,6-substituted phenolic benzotriazoles in the environment. *Environ. Sci. Eur.* **28**, 4 (2016).
- Cantwell, M. G. *et al.* Source determination of benzotriazoles in sediment cores from two urban estuaries on the Atlantic Coast of the United States. *Mar. Pollut. Bull.* **101**, 208–218 (2015).
- Ciba-Geigy. *Test for Ready Biodegradability of Tinuvin 328 in the Modified Sturm Test, OECD-Guideline No. 301 B.* (1988).
- EPA, U. Estimation Programs Interface Suite for Microsoft® Windows. (2012).
- ECHA. *Member State Committee Support Document for Identification of 2-(2H-Benzotriazol-2-yl)-4,6-ditertpentylphenol (UV-328) as a Substance of Very High Concern Because of Its PBT/vPvB Properties.* (2014).
- ECHA. 2-(2H-benzotriazol-2-yl)-4,6-ditertpentylphenol Registration Dossier. REACH (2018).
- Gao, J., Ellis, L. B. M. & Wackett, L. P. The University of Minnesota Biocatalysis/Biodegradation Database: improving public access. *Nucleic Acids Res.* **38**, D488–D491 (2009).
- Giraud, M. *et al.* Food-borne exposure of juvenile rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) to benzotriazole UV stabilizers alone and in mixture induces specific transcriptional changes. *Environ. Toxicol. Chem.* **n/a**, (2020).
- Hartmann, P. C., Quinn, J. G., Cairns, R. W. & King, J. W. Depositional history of organic contaminants in Narragansett Bay, Rhode Island, USA. *Mar. Pollut. Bull.* **50**, 388–395 (2005).
- J-Check. 2-(2H-1,2,3-Benzotriazol-2-yl)-4,6-di-tert-pentylphenol. NITE (2018).
- Kim, J.-W. *et al.* Contamination and bioaccumulation of benzotriazole ultraviolet stabilizers in fish from Manila Bay, the Philippines using an ultra-fast liquid chromatography–tandem mass spectrometry. *Chemosphere* **85**, 751–758 (2011).
- Kim, J.-W. *et al.* Occurrence of benzotriazole ultraviolet stabilizers (BUVSs) in human breast milk from three Asian countries. *Sci. Total Environ.* **655**, 1081–1088 (2019).
- Kim, J.-W., Ramaswamy, B. R., Chang, K.-H., Isobe, T. & Tanabe, S. Multiresidue analytical method for the determination of antimicrobials, preservatives, benzotriazole UV stabilizers, flame retardants and plasticizers in fish using ultra high performance liquid chromatography coupled with tandem

- mass spectrometry. *J. Chromatogr. A* **1218**, 3511–3520 (2011).
- Lai, H.-J. *et al.* Occurrence and dissipation of benzotriazoles and benzotriazole ultraviolet stabilizers in biosolid-amended soils. *Environ. Toxicol. Chem.* **33**, 761–767 (2014a).
- Lai, H.-J. *et al.* Field dissipation and plant uptake of benzotriazole ultraviolet stabilizers in biosolid-amended soils. *Environ. Sci. Process. Impacts* **16**, 558–566 (2014b).
- Langford, K. H., Reid, M. J., Fjeld, E., Øxnevad, S. & Thomas, K. V. Environmental occurrence and risk of organic UV filters and stabilizers in multiple matrices in Norway. *Environ. Int.* **80**, 1–7 (2015).
- Lee, S. *et al.* Synthetic musk compounds and benzotriazole ultraviolet stabilizers in breast milk: Occurrence, time-course variation and infant health risk. *Environ. Res.* **140**, 466–473 (2015).
- Lopez-Avila, V. & Hites, R. A. Organic compounds in an industrial wastewater. Their transport into sediments. *Environ. Sci. Technol.* **14**, 1382–1390 (1980).
- Lu, Z. *et al.* Distribution, Partitioning and Bioaccumulation of Substituted Diphenylamine Antioxidants and Benzotriazole UV Stabilizers in an Urban Creek in Canada. *Environ. Sci. Technol.* **50**, 9089–9097 (2016).
- Lu, Z. *et al.* Substituted diphenylamine antioxidants and benzotriazole UV stabilizers in blood plasma of fish, turtles, birds and dolphins from North America. *Sci. Total Environ.* **647**, 182–190 (2019).
- Lu, Z., De Silva, A. O., Peart, T. E., Cook, C. J. & Tetreault, G. R. Tissue Distribution of Substituted Diphenylamine Antioxidants and Benzotriazole Ultraviolet Stabilizers in White Sucker (*Catostomus commersonii*) from an Urban Creek in Canada. *Environ. Sci. Technol. Lett.* **4**, 433–438 (2017).
- Lu, Z., Peart, T. E., Cook, C. J. & De Silva, A. O. Simultaneous determination of substituted diphenylamine antioxidants and benzotriazole ultra violet stabilizers in blood plasma and fish homogenates by ultra high performance liquid chromatography–electrospray tandem mass spectrometry. *J. Chromatogr. A* **1461**, 51–58 (2016).
- Nakata, H. Benzotriazole UV Stabilizer (BUVS) in Human and Wildlife – Is it a POPs? in *4th International Conference on Environmental Health Science – 2011* (2011).
- Nakata, H. *et al.* Occurrence and Concentrations of Persistent Personal Care Products, Organic UV Filters, in the Marine Environment. *Interdiscip. Stud. Environ. Chem. – Environ. Res. Asia* 239–246 (2009).
- Nakata, H. *et al.* Benzotriazole UV Stabilizers in the Environment: Is it a POPs? in *32nd SETAC North America* (2011).
- Nakata, H. *et al.* Asia-Pacific mussel watch for emerging pollutants: Distribution of synthetic musks and benzotriazole UV stabilizers in Asian and US coastal waters. *Mar. Pollut. Bull.* **64**, 2211–2218 (2012).
- Nakata, H., Murata, S. & Filatreau, J. Occurrence and Concentrations of Benzotriazole UV Stabilizers in Marine Organisms and Sediments from the Ariake Sea, Japan. *Environ. Sci. Technol.* **43**, 6920–6926 (2009).
- Nakata, H., Shinohara, R., Murata, S. & Watanabe, M. Detection of benzotriazole UV stabilizers in the blubber of marine mammals by gas chromatography–high resolution mass spectrometry (GC–HRMS). *J. Environ. Monit.* **12**, 2088–2092 (2010).
- OECD. *Case Study on the Use of an Integrated Approach to Testing and Assessment for the Repeated-Dose Toxicity of Phenolic Benzotriazoles – ENV/JM/MONO(2017)23*. (2017).

- Peng, X. *et al.* Bioaccumulation and biomagnification of ultraviolet absorbents in marine wildlife of the Pearl River Estuarine, South China Sea. *Environ. Pollut.* **225**, 55–65 (2017).
- Peng, X., Jin, J., Wang, C., Ou, W. & Tang, C. Multi-target determination of organic ultraviolet absorbents in organism tissues by ultrasonic assisted extraction and ultra-high performance liquid chromatography–tandem mass spectrometry. *J. Chromatogr. A* **1384**, 97–106 (2015).
- Rorije, E., Verbruggen, E. M. J., Hollander, A., Traas, T. P. & Janssen, M. P. M. Identifying potential POP and PBT substances: Development of a new Persistence/Bioaccumulation-score, RIVM Report 601356001/2011. (2011).
- Stempel, S., Scheringer, M., Ng, C. A. & Hungerbühler, K. Screening for PBT Chemicals among the “Existing” and “New” Chemicals of the EU. *Environ. Sci. Technol.* **46**, 5680–5687 (2012).
- Thomas, K. *et al.* *Screening programme 2013: New bisphenols, organic peroxides, fluorinated siloxanes, organic UV filters and selected PBT substances.* (2014).
- Wick, A., Jacobs, B., Kunkel, U., Heining, P. & Ternes, T. A. Benzotriazole UV stabilizers in sediments, suspended particulate matter and fish of German rivers: New insights into occurrence, time trends and persistency. *Environ. Pollut.* **212**, 401–412 (2016).
- Yanagimoto, H. *et al.* Poster: Occurrence of Benzotriazole UV Stabilizers and Synthetic Musks in Human Adipose Tissues Collected from Japan, South Korea, China, Spain, and the USA. in *32nd SETAC (Society of Environmental Toxicology and Chemistry) North America* 257 (2011).

Appendix 6.2 EAWAG-BD による予測



Appendix 6.3 Nakata らの生物蓄積性に関する研究

6.3.1 Nakata ら(2010)の研究 (Nakata, H., Shinohara, R., Murata, S. & Watanabe, M., 2010)

Table 1. Concentrations of BZT UV absorbers (ng/g ww) in the blubbers of finless porpoises (FP) collected from the Ariake Sea, Japan.

	FP-1	FP-2	FP-3	FP-4	FP-5	Average
UV-327	4.5	9.5	6.3	31	18	14
UV-328	20	64	11	34	16	29

Table 2. Concentrations from Table 14 converted into ng/g lw.

	FP-1	FP-2	FP-3	FP-4	FP-5	Average
Blubber lipid content	81%	83%	87%	59%	91%	–
UV-327	5.6	11.4	7.2	52.5	19.8	19.3
UV-328	24.7	77.1	12.6	57.6	17.6	37.9

Table 3. Concentrations from Table 2 lipid-normalised to a lipid content of 5% (Nakata, H., Shinohara, R., Murata, S. & Watanabe, M., 2010).

	FP-1	FP-2	FP-3	FP-4	FP-5	Average
UV-327	0.3	0.6	0.4	2.6	1.0	1.0
UV-328	1.2	3.9	0.6	2.9	0.9	1.9

Table 4. Concentrations from Table 14 extrapolated to whole body concentrations, considering the mass fraction of blubber 28.8%. BAF for the finless porpoises is calculated ww- and lw-based. The environmental reference value used for both substances was 0.12 ng/L of UV-327 in water samples.

	UV-327	UV-328
Whole body concentration (ng/g ww)	4.0	8.4
BAF (L/kg ww)	3.3×10^4	7.0×10^4
BAF (L/kg lw)	8.0×10^3	1.6×10^4

6.3.2 Nakata ら (2009) の研究 (Nakata, H., Murata, S. & Filatreau, J., 2009)

Table 5. Concentrations of BZT UV absorbers (ng/g ww) in tidal flat and shallow water organisms collected from the Ariake Sea, Japan.

	Flathead	Solefish	Right eye flounder	Sandperch	Sweetlips	Average
Lipid content	2.3%	2.0%	3.3%	7.3%	1.4%	–
UV-327	0.34	0.29	0.34	0.51	0.47	0.39
UV-328	0.26	0.29	0.26	0.23	0.19	0.25

Table 6. Concentrations from Table 5 converted into ng/g lw.

	Flathead	Solefish	Right eye flounder	Sandperch	Sweetlips	Average
UV-327	0.7	0.7	0.5	0.3	1.7	0.8
UV-328	0.6	0.7	0.4	0.2	0.7	0.5

Table 7. Concentrations from Table 5 lipid-normalised to a lipid content of 5%.

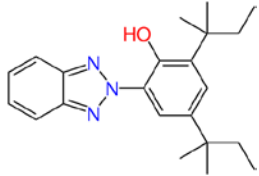
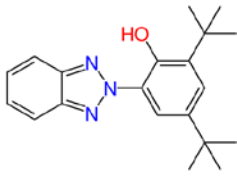
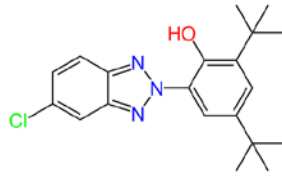
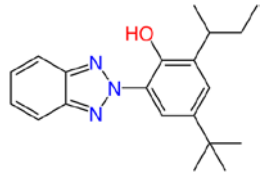
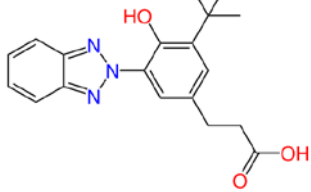
	Flathead	Solefish	Right eye flounder	Sandperch	Sweetlips	Average
UV-327	0.7	0.7	0.5	0.3	1.7	0.8
UV-328	0.6	0.7	0.4	0.2	0.7	0.5

Table 8. BAF for small fishes is calculated ww- and lw-based. The environmental reference value used for both substances was 0.12 ng/L of UV-327 in water samples.

	UV-327	UV-328
BAF (L/kg ww)	3.3×10^3	2.0×10^3
BAF (L/kg lw)	6.7×10^3	4.2×10^3

Appendix 6.5 アナログ物質

UV-328 類似体の物理化学的性質. EPI Suite™ v.4.10 からの値: WSKOW v1.42 (log K_{ow} から)、MPBPVP v1.43 (Modified Grain 法)、KOAWIN v1.10 (KowWin v1.68)、及び KOCWIN v2.00 (MCI 法) (EPA, 2012).

	UV-328 ¹	UV-320	UV-327	UV-350	M1 ²
CAS RN	25973-55-1	3846-71-7	3864-99-1	36437-37-3	84268-36-0
Molecular weight (g/mol)	351.5	323.4	357.9	323.4	339.4
^a Water solubility (mg/L)	< 0.001 (20°C, pH 6.3~6.4, 実測値) 1.3×10^{-5} (範囲 $4.2 \times 10^{-8} \sim 3.1 \times 10^{-5}$, 予測値) 0.015 (予測値) 0.42 (予測値) 0.02 (実測値)	0.2	0.03	0.1	102.4
^b Vapour pressure (mmHg, 25 ° C)	2.6×10^{-8} (25°C) 5.0×10^{-6} (20°C, 実測値) 0.1 (100°C, 実測値)	1.1×10^{-9}	2.7×10^{-10}	7.8×10^{-10}	5.2×10^{-12}
^c logK _{ow}	> 6.5 (23°C, pH 6.4, 実測値) 7.3 (25°C, 予測値)	6.3	6.9	6.3	3.3
^d logK _{oc}	3.6 (予測値) 5.2 (EPI Suite (KOCWIN v2.00, Kow method)) 5.6 (20°C, EPI Suite (KOCWIN v2.00, MCI method))	5.1	5.3	5.2	3.8
					

¹ UNEP/POPS/POPRC.16/4 からの追加情報

² 推定された性質は、SMILES コード CC(C)(C)C1=C(C(=CC(=C1)CCC(=O)O)N2N=C3C=CC=CC3=N2)O に基づき、M1 の中性型として提供されている。しかし、M1 は、ACD/Labs によって推定されデンマークの(Q)SAR データベース (Denmark, T. U. of. Danish (Q)SAR Database., 2018) から入手できる 4.7 ± 0.4 の pKa を考慮すると、ほとんどの場合、環境中ではアニオン性の形で存在する



Persistent Organic Pollutants Review Committee
Sixteenth meeting
Geneva (online), 11–16 January 2021

Report of the Persistent Organic Pollutants Review Committee on the work of its sixteenth meeting

I. Opening of the meeting

1. The sixteenth meeting of the Persistent Organic Pollutants Review Committee was held online from 11 to 16 January 2021.
2. The interim Chair, Mr. Peter Dawson (New Zealand), declared the meeting open at 12.05 p.m. (Geneva time (UTC+1)) on Monday, 11 January 2021. Welcoming the members of the Committee and observers, he informed them that Ms. Svitlana Sukhorebra (Ukraine), Vice-Chair of the Committee, would serve as the Rapporteur at the current meeting. He then invited Mr. Rolph Payet, Executive Secretary of the Basel Convention on the Control of Transboundary Movements of Hazardous Wastes and Their Disposal, the Rotterdam Convention on the Prior Informed Consent Procedure for Certain Hazardous Chemicals and Pesticides in International Trade and the Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants, to deliver opening remarks.
3. Mr. Payet welcomed the members, congratulating Mr. Dawson on his new role as interim Chair of the Committee. Noting that a face-to-face meeting had been impossible due to the ongoing coronavirus disease (COVID-19) pandemic, he stressed the importance, nevertheless, of holding the current meeting online in order to advance the Committee's work prior to the tenth meeting of the Conference of the Parties to the Stockholm Convention. The Committee members and all stakeholders played an important role in enabling the elaboration of robust recommendations for the listing of chemicals and supporting informed decision-making by the Conference of the Parties, which in turn facilitated global progress towards the elimination of the production and use of persistent organic pollutants worldwide. The work undertaken during the online pre-meetings in December 2020, in which the Committee members and observers had actively participated, would, it was to be hoped, facilitate the complex technical work on the agenda for the current meeting. The outcomes of the meeting would inform other processes for the sound management of chemicals and wastes, most notably at the forthcoming fifth session of the United Nations Environment Assembly of the United Nations Environment Programme, under the theme "Strengthening actions for nature to achieve the Sustainable Development Goals".

II. Organizational matters

A. Adoption of the agenda

4. The Committee adopted the agenda set out below on the basis of the provisional agenda (UNEP/POPS/POPRC.16/1):
 1. Opening of the meeting.
 2. Organizational matters:
 - (a) Adoption of the agenda;
 - (b) Organization of work.

3. Rotation of the membership.
4. Technical work:
 - (a) Consideration of draft risk profiles:
 - (i) Dechlorane Plus and its syn-isomer and anti-isomer;
 - (ii) Methoxychlor;
 - (b) Consideration of a proposal for the inclusion of UV-328 in Annexes A, B and/or C to the Convention;
 - (c) Review of information related to specific exemptions for decabromodiphenyl ether and short-chain chlorinated paraffins;
 - (d) Evaluation and review of brominated diphenyl ethers pursuant to paragraph 2 of parts IV and V of Annex A to the Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants;
 - (e) Indicative list of substances covered by the listing of perfluorooctanoic acid (PFOA), its salts and PFOA-related compounds.
5. Report on activities to support effective participation in the work of the Committee.
6. Workplan for the intersessional period between the sixteenth and seventeenth meetings of the Committee.
7. Venue and date of the seventeenth meeting of the Committee.
8. Other matters.
9. Adoption of the report.
10. Closure of the meeting.

B. Organization of work

5. The Committee agreed to conduct the meeting in accordance with the scenario note prepared by the interim Chair (UNEP/POPS/POPRC.16/INF/1/Rev.1) and the proposed schedule set out in document UNEP/POPS/POPRC.16/INF/2/Rev.1, subject to a adjustment as necessary. The Committee also agreed to conduct its work in plenary session and to establish contact, drafting and friends of the chair groups as necessary. In considering the matters on its agenda, the Committee had before it the documents listed in the annotations to the provisional agenda (UNEP/POPS/POPRC.16/1/Add.1) and in the list of pre-session documents by agenda item (UNEP/POPS/POPRC.16/INF/15).

C. Attendance

6. The meeting was attended by the following Committee members: Mr. Agustin Harte (Argentina), Ms. Ingrid Hauzenberger (Austria), Ms. Tamara Kukharchyk (Belarus), Ms. Valentina Bertato (Belgium), Ms. Cynthia Bainbridge (Canada), Mr. Jianxin Hu (China), Mr. Luis Guillermo Romero Esquivel (Costa Rica), Mr. Jean Paul Otamonga (Democratic Republic of the Congo), Ms. Rikke Donchil Holmberg (Denmark), Mr. Mario Rodas Talbott (Ecuador), Ms. Elham Refaat Abdelaziz (Egypt), Mr. Mehari Wondmagegn Taye (Ethiopia), Ms. Caren Rauert (Germany), Mr. Sam Adu-Kumi (Ghana), Mr. Dharmendra Kumar Gupta (India), Mr. Amir Nasser Ahmadi (Islamic Republic of Iran), Mr. Kazuhide Kimbara (Japan), Ms. Amal Lemsioui (Morocco), Mr. Gotfried Uiseb (Namibia), Mr. Peter Dawson (New Zealand), Ms. Christina Charlotte Tolfsen (Norway), Mr. Syed Mujitaba Hussain (Pakistan), Ms. Vilma Morales Quillama (Peru), Ms. Magdalena Frydrych (Poland), Ms. Victorine Augustine Pinas (Suriname), Ms. Chalongkwan Tangbanluekal (Thailand), Mr. Nadjou N'La don (Togo), Ms. Svitlana Sukhorebra (Ukraine), and Mr. Anas Ali Saeed Al-Nadhari (Yemen).

7. The members of the Committee from Lesotho and the Republic of Korea were unable to attend.

8. The following States and regional economic integration organizations were represented as observers: Australia, Brazil, Canada, Chile, China, Colombia, Croatia, Czechia, Egypt, European Union, Finland, France, Germany, Hungary, India, Indonesia, Ireland, Japan, Kuwait, Mexico, Netherlands, Norway, Qatar, Republic of Korea, Russian Federation, Saudi Arabia, Serbia, Slovakia, Slovenia, South Africa, Spain, Sweden, Switzerland, United Kingdom of Great Britain and Northern Ireland, United States of America, Zimbabwe.

9. The following intergovernmental organizations were represented as observers: Baltic Marine Environment Protection Commission (HELCOM), Comité inter-États des pesticides d'Afrique centrale (Interstate Pesticides Committee for Central Africa).

10. Non-governmental organizations were also represented as observers. The names of those organizations are included in the list of participants (UNEP/POPS/POPRC.16/INF/20).

III. Rotation of the membership

11. Introducing the item, the representative of the Secretariat drew attention to the information provided in document UNEP/POPS/POPRC.16/INF/3 on the newly appointed members of the Persistent Organic Pollutants Review Committee and forthcoming rotation of the membership in May 2022.

12. Following the ninth meeting of the Conference of the Parties, the Governments of Austria, Canada, India and Pakistan had informed the Secretariat of the replacement of the experts they had designated to serve as members of the Committee. The curricula vitae of the replacement experts from those countries were set out in the document before the Committee, together with a summary on the rotation of the membership and the contact information of the current and newly appointed members.

13. As requested by the Conference of the Parties in paragraph 5 of decision SC-9/10, at its fifteenth meeting the Committee had identified Mr. Peter Dawson (New Zealand) to serve as its interim Chair for its sixteenth meeting. The Conference of the Parties would consider the election of the Chair of the Committee at its tenth meeting, to be held in July 2021. Also at its tenth meeting, the Conference of the Parties would need to appoint new members with terms of office from 5 May 2022 to 4 May 2026 to replace the 17 members whose terms would expire on 4 May 2022. To facilitate the nomination of experts to fill the resulting vacancies, the Secretariat, on behalf of the Bureau of the Conference of the Parties, had sent a letter dated 19 November 2020 to all Parties to the Stockholm Convention containing the relevant information, and had proposed a deadline of 19 April 2021 for the submission of candidates' names, curricula vitae and declarations of conflict of interest to enable all the regional groups to consult among themselves in advance of, and during, the regional preparatory meetings.

14. Following the introduction by the representative of the Secretariat, one member made a statement regarding work being carried out at the national level in relation to the management of persistent organic pollutants. Drawing attention to certain illegal importation of persistent organic pollutants, he urged the Secretariat to provide capacity-building and customs training to support the management of such chemicals.

15. The Committee took note of the information provided.

IV. Technical work

A. Consideration of draft risk profiles

1. Dechlorane Plus and its syn-isomer and anti-isomer

16. In considering the sub-item, the Committee had before it a note by the Secretariat on the draft risk profile for Dechlorane Plus and its syn-isomer and anti-isomer prepared by the intersessional working group (UNEP/POPS/POPRC.16/2) and notes by the Secretariat containing additional information on the draft risk profile (UNEP/POPS/POPRC.16/INF/14) and a compilation of comments and responses relating to the draft risk profile (UNEP/POPS/POPRC.16/INF/4).

17. Introducing the sub-item, the representative of the Secretariat recalled that, by decision POPRC-15/2, the Committee had established an intersessional working group to further review the proposal to list Dechlorane Plus and its syn-isomer and anti-isomer in Annexes A, B and/or C to the Stockholm Convention, and to prepare a draft risk profile in accordance with Annex E to the Convention. The chair and drafter of the intersessional working group on Dechlorane Plus and its syn-isomer and anti-isomer had prepared a revised draft risk profile taking into account the comments that had been provided during and after the pre-meetings of December 2020, which was set out in a conference room paper before the Committee.

18. Ms. Victorine Pinas (Suriname), chair of the intersessional working group, gave a presentation on the work of the group in developing the draft risk profile.

19. In the ensuing discussion, the majority of members who took the floor said that they were convinced that the criteria of persistence, bioaccumulation and long-range environmental transport had been met.
20. Some members also said that they considered the evidence on significant adverse effects on human health and the environment to be sufficient and therefore proposed to move to the next stage. However, other members said that the data on significant adverse effects on human health and the environment were insufficient to provide evidence of such adverse effects and that the matter required further examination. One member proposed that an intersessional working group be established to collect more information on significant adverse effects of the chemical. Other members expressed the view that there was nonetheless enough evidence to move ahead on the basis of the precautionary principle.
21. One member recalled that, according to paragraph 7 of Article 8, the Committee was to decide whether the chemical was likely as a result of its long-range environmental transport to lead to significant adverse human health “and/or” environmental effects, while another noted that, according to the same paragraph, “a lack of full scientific certainty was not to prevent the proposal from proceeding”.
22. Reacting to a comment by the representative of an observer, one member said that the handbook for effective participation in the work of the Persistent Organic Pollutants Review Committee stated that the term “flexible”, as used in paragraph 3 of Article 8, should be taken to mean that a proposal might be considered to have satisfied the criteria if one of the criteria was only marginally met but two or more other criteria were amply met. One member clarified, however, that the paragraph referred to the application of the screening criteria specified in Annex D and was therefore not relevant in the discussion at hand.
23. The Committee established a contact group, chaired by Ms. Pinas, to further revise the draft risk profile for Dechlorane Plus and its syn-isomer and anti-isomer, and to prepare a draft decision based on initial text to be prepared by the Secretariat, taking into account the discussion in plenary.
24. Subsequently, the chair of the contact group introduced a revised version of the draft risk profile for Dechlorane Plus and a draft decision on the matter, both of which contained text that remained in square brackets owing to a lack of consensus on whether it was possible to conclude that there was sufficient evidence of significant adverse effects on human health and/or the environment such that global action was warranted; and, if not, whether the Committee should nevertheless proceed on the basis of the precautionary approach.
25. One member cautioned that there were indications that industry was already phasing in Dechlorane Plus as a substitute for other listed persistent organic pollutants, meaning that time was of the essence. Furthermore, it was likely that, in the future, the Committee would be required to consider an increasing number of chemicals for which only limited information was available in relation to certain criteria in the Convention. The situation that had arisen in relation to Dechlorane Plus could therefore be indicative of a more general issue.
26. The Committee adopted decision POPRC-16/1, by which it decided to defer its decision on the draft risk profile for Dechlorane Plus and its syn-isomer and anti-isomer (UNEP/POPS/POPRC.16/INF/19) to its seventeenth meeting; noted that, while information on persistence, bioaccumulation and the potential for long-range environmental transport was conclusive, the Committee had been unable to reach a agreement that the information on adverse effects was sufficient to reach a conclusion on the risk profile; also decided to establish an intersessional working group to review and update the draft risk profile; and invited Parties and observers to submit to the Secretariat additional information relating to the adverse effects of Dechlorane Plus before 1 March 2021.
27. The decision is set out in Annex I to the present report.

2. Methoxychlor

28. In considering the sub-item, the Committee had before it a note by the Secretariat on the draft risk profile for methoxychlor prepared by the intersessional working group (UNEP/POPS/POPRC.16/3) and a compilation of comments and responses relating to the draft risk profile (UNEP/POPS/POPRC.16/INF/5).
29. Introducing the sub-item, the representative of the Secretariat recalled that, by decision POPRC-15/3, the Committee had established an intersessional working group to further review the proposal to list methoxychlor in Annexes A, B and/or C to the Stockholm Convention and to prepare a

draft risk profile in accordance with Annex E to the Convention. The chair and drafter of the intersessional working group on methoxychlor had prepared a revised draft risk profile taking into account the comments that had been provided during and after the pre-meetings of December 2020, which was set out in a conference room paper before the Committee.

30. Ms. Lucie Ribeiro, gave a presentation on behalf of Ms. Valentina Bertato (Belgium), the drafter of the intersessional working group, on the work of the group in developing the draft risk profile.

31. In the ensuing discussion, one member expressed the view that the draft risk profile for methoxychlor satisfied the requirements of Annex E to the Convention. She noted that, while the evaluation of bioaccumulation and adverse effects was quite straightforward, for persistence, a weight of evidence evaluation had been conducted. The executive summary could have explained the approach and the evidence in more detail and could have mentioned the limitation of reported half-lives. She said that the monitoring data on soil, which complemented the evidence of lack of degradation of methoxychlor in soil, were not presented in the executive summary, but only later in the document, making it difficult initially for the reader to understand the rationale. She proposed that the issue be rectified. Noting that the most pronounced adverse human health effect of methoxychlor was endocrine disruption, she said that the chemical would meet the criteria for endocrine disruption currently applied in the European Union.

32. She noted that she had recently seen an insecticidal product containing methoxychlor for sale on the internet, indicating that some minor use might still occur, contrary to the impression given in the profile. She requested a correction to the text in three places, clarifying that registration of plant protection products containing methoxychlor had ceased in her country in 1993 and therefore agricultural use had also ceased.

33. The Committee established a contact group, chaired by Ms. Tamara Kukharchyk (Belarus), to prepare a draft decision based on an initial text to be prepared by the Secretariat, taking into account the discussion in plenary.

34. Subsequently, the chair of the contact group introduced a revised version of the draft risk profile for methoxychlor and a revised version of the draft decision on the matter. The Committee then adopted decision POPRC-16/2, by which it adopted the risk profile for methoxychlor (UNEP/POPS/POPRC.16/9/Add.1); decided that methoxychlor was likely, as a result of its long-range environmental transport, to lead to significant adverse human health and environmental effects such that global action was warranted; also decided to establish an intersessional working group to prepare a risk management evaluation that included an analysis of possible control measures for methoxychlor in accordance with Annex F to the Convention; and invited Parties and observers to submit to the Secretariat the information specified in Annex F before 1 March 2021. Additional information relevant to the risk profile for methoxychlor was set out in document UNEP/POPS/POPRC.16/INF/16.

35. The decision is set out in annex I to the present report.

B. Consideration of a proposal for the inclusion of UV-328 in Annexes A, B and/or C to the Convention

36. In considering the sub-item, the Committee had before it a note by the Secretariat on a proposal by Switzerland to list UV-328 in Annex A to the Stockholm Convention (UNEP/POPS/POPRC.16/4) and the Secretariat's verification of whether the proposal contained the information specified in Annex D to the Convention (UNEP/POPS/POPRC.16/INF/6/Rev.1). The proposal had been presented at the pre-meetings of the Committee held from 1 to 3 December 2020. The responses to comments given during those pre-meetings and written comments submitted until 18 December 2020 were set out in a conference room paper before the Committee.

37. Mr. Andreas Buser introduced the proposal on behalf of Switzerland.

38. In the ensuing discussion, several members expressed appreciation to the Government of Switzerland for preparing the proposal, with many of them suggesting that UV-328 met the screening criteria specified in Annex D. Other members said that further discussions on the matter were required.

39. While the majority of the members who spoke acknowledged the limited availability of monitoring data in relation to the long-range environmental transport of UV-328, most considered that the data were sufficient to proceed. Responding to questions, Mr. Buser said that few studies had attempted to measure UV-328 in air. A number of members noted that more data would be generated if UV-328 were moved on to the risk profile stage.

40. One member stressed the importance of conducting a thorough Annex D screening process before moving to the risk profile stage. Another member underscored the need to apply the screening criteria specified in Annex D in a flexible way, in accordance with paragraph 3 of Article 8 of the Convention.

41. Many members said that there was sufficient evidence for the long-range environmental transport of UV-328 via water through plastic debris and microplastics. A few members voiced doubt as to whether such long-range environmental transport via water through plastic debris and microplastics was covered by Annex D paragraph 1 (d) (ii) of the Stockholm Convention and said that further discussions were needed. Mr. Buser highlighted his understanding of the Convention in relation to plastics, saying that, although they were not explicitly mentioned in Annex D in relation to the potential for long-range environmental transport of chemicals, he considered that when plastics were transported by water they fell under the category of water, just as aerosols would fall under the category of air transport. Several members voiced their support for this position, with some noting that further work was required at the risk profile stage to understand the relative importance of the different pathways.

42. Making detailed proposals for further work, one member suggested that, for the risk profile stage, the read-across could be enhanced by a robust read-across justification, following, for example, the read-across assessment framework of the European Chemicals Agency. She also supported further exploration at the risk profile stage of the role of local contamination, the ingestion of transported plastic fragments containing UV-328 by seabirds and its effect on their digestive fluids and the impact of UV-328 on endocrine activity and diversity.

43. The Committee established a contact group, chaired by Mr. Sam Adu-Kumi (Ghana), to review the proposal to list UV-328 in Annexes A, B and/or C to the Convention and to prepare a draft decision, including an evaluation of the chemical against the screening criteria in Annex D, based on initial text to be prepared by the Secretariat, taking into account the discussion in plenary.

44. Subsequently, the chair of the contact group introduced a draft decision, prepared by the group, on the proposal to list UV-328 in Annexes A, B and/or C to the Convention. Several members stressed the importance of the Committee continuing to evaluate each chemical on a case-by-case basis and avoiding the setting of a precedent with regard to transport via plastic debris and microplastics. It was proposed that the Committee establish an intersessional working group to prepare draft guidance for the Committee on its consideration of long-range environmental transport to aid members in their future evaluations.

45. The Committee adopted decision POPRC-16/3, by which it decided that the screening criteria set out in Annex D to the Stockholm Convention had been fulfilled for UV-328, as set out in the evaluation contained in the annex to the decision; also decided to establish an intersessional working group to review the proposal further and to prepare a draft risk profile in accordance with Annex E to the Convention; and invited Parties and observers to submit to the Secretariat the information specified in Annex E before 1 March 2021.

46. The decision is set out in annex I to the present report.

C. Review of information related to specific exemptions for decabromodiphenyl ether and short-chain chlorinated paraffins

47. In considering the sub-item, the Committee had before it a note by the Secretariat on the review of information related to specific exemptions for decabromodiphenyl ether and short-chain chlorinated paraffins (UNEP/POPS/POPRC.16/5).

48. Introducing the sub-item, the representative of the Secretariat recalled that, according to the processes adopted in decisions SC-8/13 and SC-8/14, the Committee was to analyse information submitted by Parties and observers and any other pertinent and credible information available on specific exemptions for decabromodiphenyl ether and short-chain chlorinated paraffins and was to prepare a report, including any recommendations, for consideration by the Conference of the Parties. Accordingly, the intersessional working groups on decabromodiphenyl ether and short-chain chlorinated paraffins established by the Committee at its fifteenth meeting had prepared draft reports on the review of information related to specific exemptions for decabromodiphenyl ether (UNEP/POPS/POPRC.16/INF/7) and for short-chain chlorinated paraffins (UNEP/POPS/POPRC.16/INF/8). The comments and responses relating to the draft reports were set out in documents UNEP/POPS/POPRC.16/INF/9 and UNEP/POPS/POPRC.16/INF/10. The chairs of the intersessional working groups had prepared revised versions of the draft reports taking into

account the comments that had been provided during and after the pre-meetings of December 2020, which were set out in conference room papers before the Committee.

1. Decabromodiphenyl ether

49. Ms. Magdalena Frydrych (Poland), chair of the intersessional working group on decabromodiphenyl ether, introduced the revised version of the draft report on the review of information related to specific exemptions for decabromodiphenyl ether.

50. In the ensuing discussion, several members addressed the question of whether additional time was required for the Committee to gather more information on stocks and uses of decabromodiphenyl ether and exemption needs. One member, supported by another, said that she was opposed to recommending an additional review cycle, preferring to follow the original process established by the Conference of the Parties. Another member indicated that his country's recently updated national implementation plan provided detailed information on stocks and uses of polybrominated diphenyl ether, although decabromodiphenyl ether, having been listed fairly recently, had not been specifically covered by the latest inventory. One member urged the Committee to consider the fact that many developing countries might not have detailed information on decabromodiphenyl ether stocks and uses, while another pointed out that many Parties had had a December 2020 deadline for updating their national implementation plans, suggesting that additional information could be forthcoming as a result.

51. Several members observed that Parties that had registered for specific exemptions had failed to provide sufficient information about the reasons for such exemptions, and it was therefore important to recommend that additional information be sought from those Parties. One member noted her disappointment that registrations for specific exemptions had been made for plastic housings for household appliances and textiles, stressing the view that use alone would not constitute sufficient reason for an extension if such a request were made by a Party.

52. One member said that exemptions were being requested for production, but should be limited to the use of existing stocks, and suggested that a deadline be set for exemption requests.

53. Another member, noting that Parties using decabromodiphenyl ether had to be registered for specific exemptions in accordance with the Convention's provisions, proposed that Parties be urged rather than merely encouraged to register.

54. Reacting to a member's suggestion that information regarding the separation and recycling or disposal of decabromodiphenyl ether in products, particularly in electrical and electronic equipment, be gathered and shared with recyclers, another member informed the Committee that the latest draft of the guidance on best available techniques and best environmental practices relevant to the polybrominated diphenyl ethers listed under the Stockholm Convention included updated information on environmentally sound recycling of articles containing polybrominated diphenyl ethers.

55. The Committee agreed to request Ms. Frydrych to further revise the draft report, taking into account the discussion in plenary, and requested the Secretariat to prepare a draft decision, taking into account the discussion in plenary.

2. Short-chain chlorinated paraffins

56. Ms. Cynthia Bainbridge (Canada), chair of the intersessional working group on short-chain chlorinated paraffins, introduced the revised version of the draft report on the review of information related to specific exemptions for short-chain chlorinated paraffins.

57. In the ensuing discussion, a number of members highlighted the challenges in the evaluation of short-chain chlorinated paraffins, citing the diverse nature of definitions of the chemicals, limited relevant information and technological obstacles. One member highlighted the extensive research into short-chain chlorinated paraffins under way in his country, including in relation to their separation from medium-chain and long-chain chlorinated paraffins. Another member said that there was a need for more information regarding the monitoring and control of short-chain chlorinated paraffins and their effects on human health and the environment.

58. One member suggested that, as short-chain chlorinated paraffins had replaced polychlorinated biphenyls and polychlorinated naphthalenes in a wide range of open applications and given that short-chain chlorinated paraffins would have to be addressed in the next update of national implementation plans, the development of a comprehensive inventory would be extremely useful and could address all three groups of chemicals.

59. Several members noted that no Party had registered for specific exemptions for short-chain chlorinated paraffins. Several members expressed support for recommending to the Conference of the

Parties that specific exemptions were therefore no longer needed and voiced doubt as to whether extending the time period for further evaluation would generate any additional useful information. One member said that the limited availability of information led her to favour the continued evaluation of the need for exemptions until 2023. Another member said that she was not convinced that an extension of the period for further evaluation would lead to a different conclusion.

60. Concerned that the continuation of review processes for decabromodiphenyl ether and short-chain chlorinated paraffins until 2023 would result in two reports being required for the eleventh meeting of the Conference of the Parties, one member proposed harmonizing the draft decisions on the two chemicals or clarifying that any report in 2023 would build on the reports submitted by the Committee to the Conference of the Parties at its tenth meeting.

61. One member, expressing support for the proposal that the Committee recommend that Parties and observers provide information to the Secretariat on the composition of commercial chlorinated paraffins that included homologues with a chain length of C₁₀–C₁₃, proposed that the recommendation include a limit for the presence of short-chain chlorinated paraffins in other chlorinated paraffin mixtures. She suggested that the threshold be set at 1 per cent, which was supported by another member.

62. The chair noted an intervention by the representative of an observer Government, who had stated that his Government was considering making a proposal for listing under the Stockholm Convention chlorinated paraffins with carbon chain lengths in the range C₁₄–C₁₇ and with chlorination levels at or above 45 per cent chlorine by weight. In accordance with national legislation a draft proposal had been published on the website of the national environment agency for public consultation. If the Government were to proceed with the proposal, it would, in accordance with Article 8 of the Convention, submit to the Secretariat, by the appropriate deadline, a complete proposal with the information specified in Annex D.

63. The Committee agreed to request Ms. Bainbridge to further revise the draft report on the review of information related to specific exemptions for short-chain chlorinated paraffins, taking into account the discussion in plenary, and requested the Secretariat to include text relating to the chemicals in the draft decision.

3. Conclusion

64. Subsequently, Ms. Frydrych introduced a revised version of the draft report on the review of information related to specific exemptions for decabromodiphenyl ether and Ms. Bainbridge introduced a revised version of the draft report on the review of information related to specific exemptions for short-chain chlorinated paraffins.

65. The Committee adopted decision POPRC-16/4, by which it decided to submit to the Conference of the Parties the reports on the review of information related to specific exemptions for decabromodiphenyl ether (UNEP/POPS/POPRC.16/INF/17) and short-chain chlorinated paraffins (UNEP/POPS/POPRC.16/INF/18), and requested the Secretariat to prepare, for consideration by the Conference of the Parties at its tenth meeting, a draft decision reflecting the recommendations of the Committee contained in the reports.

66. The decision is set out in annex I to the present report.

D. Evaluation and review of brominated diphenyl ethers pursuant to paragraph 2 of parts IV and V of Annex A to the Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants

67. In considering the sub-item, the Committee had before it a note by the Secretariat on the evaluation and review of brominated diphenyl ethers pursuant to paragraph 2 of parts IV and V of Annex A to the Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants (UNEP/POPS/POPRC.16/6).

68. Introducing the sub-item, the representative of the Secretariat recalled that, pursuant to paragraph 2 of parts IV and V of Annex A to the Convention, the Conference of the Parties was to evaluate the progress that Parties had made towards achieving their ultimate objective of elimination of hexabromodiphenyl ether and heptabromodiphenyl ether and tetrabromodiphenyl ether and pentabromodiphenyl ether contained in articles and review the continued need for a specific exemption for those chemicals. The relevant paragraphs also provided that the specific exemptions would in any case expire at the latest in 2030.

69. Pursuant to decision SC-6/3, the Secretariat had analysed the information submitted by Parties and other pertinent and credible information and had prepared a draft report on brominated diphenyl

ethers (UNEP/POPS/POPRC.16/INF/11). On the basis of the comments provided during and after the pre-meetings in December 2020, the Secretariat had prepared a revised version of the draft report (UNEP/POPS/POPRC.16/INF/11/Rev.1). The Secretariat would finalize the report, taking into account any further comments at the present meeting, and submit it to the Conference of the Parties for consideration at its tenth meeting.

70. In the ensuing discussion, one member welcomed the significant work undertaken by the Secretariat. Another member said that there was a dire need to develop strategies for identifying products and articles in use, and wastes consisting of, containing or contaminated with, brominated diphenyl ethers. The identification of articles containing brominated diphenyl ethers in imports and in the waste stream was a major challenge, particularly in developing countries. Given that imports into developing countries were the main sources of articles containing brominated diphenyl ethers, the member proposed that prior informed consent procedures be put in place to control the import of products containing such chemicals. He also said that wastes containing brominated diphenyl ethers should be removed from the recycling streams and that manufacturers should stop using brominated diphenyl ethers in new articles. One member noted a comment by the representative of an observer indicating the challenges from a practical perspective in separating all articles containing brominated diphenyl ethers from the wastestream.

71. The Committee agreed to entrust the Secretariat with the revision of the report on brominated diphenyl ethers pursuant to paragraph 2 of parts IV and V of Annex A to the Convention, taking into account the discussion in plenary.

E. Indicative list of substances covered by the listing of perfluorooctanoic acid (PFOA), its salts and PFOA-related compounds

72. In considering the item, the Committee had before it a note by the Secretariat on an indicative list of substances covered by the listing of perfluorooctanoic acid (PFOA), its salts and PFOA-related compounds (UNEP/POPS/POPRC.16/7).

73. Introducing the sub-item, the representative of the Secretariat recalled that the Conference of the Parties, at its ninth meeting, had listed PFOA, its salts and PFOA-related compounds in Annex A with various specific exemptions and had requested the Secretariat to establish an indicative list of the relevant compounds in consultation with the Committee, based on information provided by Parties and others, and update it periodically. The Secretariat had prepared document UNEP/POPS/POPRC.16/INF/12, setting out the information provided by Parties and others and a draft indicative list, which had been presented at the pre-meetings held in December 2020. The Secretariat had subsequently prepared a revised draft indicative list taking into account the comments that had been provided after the pre-meetings, which was set out in a conference room paper.

74. In the ensuing discussion, there was general agreement that the non-exhaustive nature of the list should be made clear. While several members proposed including the term “non-exhaustive” in the title, others were of the opinion that the title had been agreed upon by the Conference of the Parties and should not be modified, and advised incorporating appropriate wording into the text of the document, possibly in a footnote.

75. Members also discussed a suggestion that additional information on individual substances, such as applications in which they were used, be added to the list. Several stressed the enormity of the work that might be involved in including references to measurements in the environment, for example, and expressed hesitation with regard to taking on such a task unless industry was willing to provide the relevant information. One member, noting that industry was in the process of identifying applications for perfluoroalkyl and polyfluoroalkyl substances (PFAS), suggested waiting until that work was complete before considering whether to add information on applications to the indicative list. Another member, responding to a suggestion that levels in the environment be added, said that she did not consider environmental levels relevant for the purposes of the list.

76. One member requested additional time to allow assessment of the many substances that had been added to the list only very recently. Another highlighted the importance of the list in assisting Parties in implementing their obligations under the Convention, and urged that an indicative list be made available as soon as possible.

77. The Committee requested the Secretariat to prepare a draft decision, taking into account the discussion in plenary.

78. Prior to the adoption of the decision, one member, responding to a request to have the indicative list translated into the six languages of the United Nations, said that it was preferable to let the Conference of the Parties decide on the matter of translation.

79. The Committee then adopted decision POPRC-16/5, by which it invited members, Parties and observers to submit comments on the draft indicative list of substances covered by the listing of PFOA, its salts and PFOA-related compounds (UNEP/POPS/POPRC.16/INF/12) by 28 February 2021 and then again on a revised version of the list by 30 April 2021, and requested the Secretariat, in consultation with the Chair and the Vice-Chair of the Committee, to update the indicative list of substances, taking into account the comments submitted, and to make it available on the Convention website in advance of the tenth meeting of the Conference of the Parties.

80. The decision is set out in annex I to the present report.

V. Report on activities to support effective participation in the work of the Committee

81. The representative of the Secretariat introduced a report on activities to support effective participation in the work of the Committee (UNEP/POPS/POPRC.16/INF/13), outlining the capacity-building and training activities carried out by the Secretariat since the previous meeting of the Committee. She drew attention to workshops organized by the Secretariat to support effective participation of Parties and observers in the work of both the Persistent Organic Chemicals Review Committee and the Chemical Review Committee of the Rotterdam Convention, as requested by the Conference of the Parties. The workshops had been possible thanks to financial support provided by the European Union and the Governments of Germany, Norway and Sweden.

82. A subregional workshop had also been held in Lagos, Nigeria, in January 2020, for the English-speaking African subregion, to enhance science-policy-industry interaction and support Parties in science-based decision-making for the implementation of the Basel, Rotterdam and Stockholm conventions. The workshop participants had discussed the road map for further engaging Parties and other stakeholders in informed dialogue for enhanced science-based action in the implementation of the conventions at the regional and national levels, and had identified related specific needs of developing countries. The Committee's work had been held up as a concrete example of science-policy-industry interaction.

83. Several members expressed appreciation for the workshops and materials that supported effective participation in the meetings of the Committee and encouraged the Secretariat to pursue and enhance its efforts in that regard.

84. The Committee took note of the information presented.

VI. Workplan for the intersessional period between the sixteenth and seventeenth meetings of the Committee

85. In considering the item, the Committee had before it a note by the Secretariat on a draft workplan for the intersessional period between the sixteenth and seventeenth meetings of the Committee (UNEP/POPS/POPRC.16/8). The representative of the Secretariat introduced the item, outlining the information in the note.

86. In the ensuing discussion, several members expressed concern regarding the tight intersessional schedule and suggested various ways of allowing for longer review and commenting periods. In the light of clarifications provided by the representative of the Secretariat, however, most notably with respect to meeting logistics, the Committee agreed to adopt the workplan without amendment.

87. In accordance with paragraph 29 of the annex to decision SC-1/7, the Committee established a number of intersessional working groups to carry forward the work necessary to implement its decisions. The Committee also established an intersessional working group to prepare draft guidance for the Committee on its consideration of long-range environmental transport.

88. The composition of the intersessional working groups is set out in annex II to the present report, and the workplan is set out in annex III.

VII. Venue and date of the seventeenth meeting of the Committee

89. The Committee agreed that its seventeenth meeting would be held at the headquarters of the Food and Agriculture Organization of the United Nations in Rome from 27 September to 1 October 2021, back to back with the seventeenth meeting of the Chemical Review Committee of the Rotterdam Convention. It was further understood that arrangements, including the duration of the meeting, might be adjusted during the intersessional period, in consultation with the Bureau, taking into account the number of chemicals to be considered by the Committee at the meeting and the situation with regard to the COVID-19 pandemic.

VIII. Other matters

90. No other matters were raised.

IX. Adoption of the report

91. The Committee adopted the present report on the basis of the draft report that had been circulated during the meeting, as orally amended, and on the understanding that the finalization of the report would be entrusted to the Rapporteur, working in consultation with the Secretariat.

X. Closure of the meeting

92. Following the customary exchange of courtesies, the meeting was declared closed at 7 p.m. (Geneva time (UTC+1)) on Saturday, 16 January 2021.

ADVANCED

Annex I

Decisions adopted by the Persistent Organic Pollutants Review Committee at its sixteenth meeting

POPRC-16/1: Dechlorane Plus

POPRC-16/2: Methoxychlor

POPRC-16/3: UV-328

POPRC-16/4: Review of information related to specific exemptions for decabromodiphenyl ether and short-chain chlorinated paraffins

POPRC-16/5: Indicative list of substances covered by the listing of perfluorooctanoic acid (PFOA), its salts and PFOA-related compounds

ADVANCE

POPRC-16/1: Dechlorane Plus

The Persistent Organic Pollutants Review Committee,

Having completed an evaluation of the proposal by Norway to list Dechlorane Plus and its syn-isomer and anti-isomer in Annexes A, B and/or C to the Stockholm Convention and having decided at its fifteenth meeting, in its decision POPRC-15/2, that the proposal meets the criteria set out in Annex D to the Convention,

Having considered the draft risk profile for Dechlorane Plus in accordance with paragraph 6 of Article 8 of the Stockholm Convention,

1. *Decides* to defer its decision on the draft risk profile for Dechlorane Plus¹ to the seventeenth meeting of the Committee;
2. *Notes* that, while information on persistence, bioaccumulation and the potential for long-range environmental transport was conclusive, the Committee was unable to agree that the information on adverse effects was sufficient to reach a conclusion on the risk profile for Dechlorane Plus;
3. *Decides*, in accordance with the annex to decision SC-1/7 of the Conference of the Parties, to establish an intersessional working group to review and update the draft risk profile on Dechlorane Plus in accordance with Annex E to the Convention;
4. *Invites* Parties and observers to submit to the Secretariat additional information relating to adverse effects of Dechlorane Plus before 1 March 2021.

POPRC-16/2: Methoxychlor

The Persistent Organic Pollutants Review Committee,

Having completed an evaluation of the proposal by the European Union to list methoxychlor in Annexes A, B and/or C to the Stockholm Convention and having decided at its fifteenth meeting, in its decision POPRC-15/3, that the proposal meets the criteria set out in Annex D to the Convention,

Having also completed the risk profile for methoxychlor² in accordance with paragraph 6 of Article 8 of the Convention,

1. *Adopts* the risk profile for methoxychlor;
2. *Decides*, in accordance with paragraph 7 (a) of Article 8 of the Convention, that methoxychlor is likely, as a result of its long-range environmental transport, to lead to significant adverse human health and environmental effects such that global action is warranted;
3. *Also decides*, in accordance with paragraph 7 (a) of Article 8 of the Convention and paragraph 29 of the annex to decision SC-1/7 of the Conference of the Parties, to establish an intersessional working group to prepare a risk management evaluation that includes an analysis of possible control measures for methoxychlor in accordance with Annex F to the Convention;
4. *Invites*, in accordance with paragraph 7 (a) of Article 8 of the Convention, Parties and observers to submit to the Secretariat the information specified in Annex F before 1 March 2021.

POPRC-16/3: UV-328

The Persistent Organic Pollutants Review Committee,

Having examined the proposal by Switzerland to list UV-328 in Annex A to the Convention and having applied the screening criteria specified in Annex D to the Convention,

1. *Decides*, in accordance with paragraph 4 (a) of Article 8 of the Convention, that it is satisfied that the screening criteria for UV-328 (CAS No. 25973-55-1) have been fulfilled, as is set out in the evaluation contained in the annex to the present decision;
2. *Also decides*, in accordance with paragraph 6 of Article 8 of the Convention and paragraph 29 of decision SC-1/7, to establish an intersessional working group to review the proposal further and to prepare a draft risk profile for UV-328 in accordance with Annex E to the Convention;

¹ UNEP/POPS/POPRC.16/INF/19.

² UNEP/POPS/POPRC.16/9/Add.1.

3. *Invites* Parties and observers to submit to the Secretariat the information specified in Annex E before 1 March 2021, in accordance with paragraph 4 (a) of Article 8 of the Convention.

Annex to decision POPRC-16/3

Evaluation of UV-328 against the criteria of Annex D

A. Background

The primary source of information for the preparation of the present evaluation was the proposal related to UV-328 submitted by Switzerland, which is contained in document UNEP/POPS/POPRC.16/4.

B. Evaluation

The proposal was evaluated in the light of the requirements of Annex D regarding the identification of the chemical (para. 1 (a)) and the screening criteria (paras. 1 (b)–(e)), as follows:

(a) Chemical identity

- (i) Adequate information was provided in the proposal.
- (ii) The chemical structure was provided.

The chemical identity of UV-328 is adequately established.

(b) Persistence

- (i) In two studies in which sludge-amended soils were monitored over a year, UV-328 had a disappearance half-life (DT_{50}) of 179–218 days and 99–223 days, respectively (Lai et al., 2014a; Lai et al., 2014b).

In a modified Sturm test (Organization for Economic Cooperation and Development (OECD) 301 B), UV-328 showed degradation of only 2 to 8 per cent in 28 days, meaning that the substance is not readily biodegradable (European Chemicals Agency (ECHA), 2020).

Monitoring data from Narragansett Bay show the presence of UV-328 in sediment decades after release into the environment from manufacturing was stopped (Cantwell et al., 2015).

- (ii) UV-328 is highly hydrophobic, adsorbs and/or absorbs strongly to organic material, and has a low tendency to volatilize. When released into water, it will likely partition to particles and organic matter, suspended or deposited (ECHA, 2014). Since UV-328 has no hydrolysable functional groups and low water solubility, hydrolysis is not expected to be significant.

As no simulation tests are available for water or sediment using UV-328, a read-across with a structurally similar substance, M1 (CAS No. 84268-36-0), was performed to cover this data gap. For M1, the calculated DT_{50} can be between 238 and 248 days, depending on the type of sediment (ECHA, 2014). Since the different side chain of M1 (propionic acid) degrades faster than that of UV-328 (*tert*-pentyl), results for M1 are considered to be a best-case representative of the DT_{50} and degradation half-life of UV-328 (Brandt et al., 2016).

There is sufficient evidence that UV-328 meets the criterion on persistence.

(c) Bioaccumulation

- (i) UV-328 has a $\log K_{ow} > 5$ (ECHA, 2020).

Lipid normalized bioconcentration factor (BCF) values $> 5,000$ L/kg ww are observed in one of two available fish bioaccumulation studies conducted according to OECD TG 305 C (ECHA, 2014).

- (ii) and (iii)

Based on a kinetic model, UV-328 has a slow estimated metabolic rate in fish, indicating that metabolic transformation is not significant. This means that when it is

consumed by a predator from a higher trophic level, biomagnification will likely occur due to low metabolism (Environment and Climate Change Canada, Health Canada, 2016).

The bioaccumulation factor (BAF) of UV-328 is estimated at a approximately 87,000 L/kg ww in mid-trophic level fish, indicating a significant biomagnification factor (BMF) in aquatic organisms when considering food intake, according to the AQUAWEB model (Environment and Climate Change Canada, Health Canada, 2016). EPI Suite's BCFBAF module estimates a BCF of 6,000 L/kg ww using its regression-based method (United States Environmental Protection Agency, 2012).

Monitoring data for five finless porpoises from Japan were on average 8.4 ng/g ww on a whole-body-weight basis (Nakata et al., 2010), which is 30 times higher than concentrations in small fish sampled from the same area (0.25 ng/g ww). With lipid content normalized to 5 per cent, concentrations in finless porpoises were still higher than in small fish (Nakata et al., 2009).

There is sufficient evidence that UV-328 meets the criterion on bioaccumulation.

(d) Potential for long-range environmental transport

(i) and (ii)

In the Norwegian Arctic, UV-328 was not detected in the air, but a 60 to 100 per cent detection frequency was found in Arctic biota (bird eggs and mink livers) (Norwegian Institute for Air Research (NILU), 2018). UV-328 was also found in the preen gland oil of seabirds sampled from across the world. The highest concentrations were found in seabirds from small remote and desert islands (up to 7,000 ng/g) (Takada et al., 2019). Furthermore, UV-328 had a detection frequency of 65 per cent in mussels sampled in the Pacific Ocean (Nakata et al., 2012). Around Lake Superior, which also has remote areas, UV-328 had a detection frequency of up to 100 per cent in herring gull eggs (Lu et al., 2018).

The detection of UV-328 in remote locations has not been extensive. It is not yet a chemical that is routinely monitored.

(iii) UV-328 has a $\log K_{OA} > 10$, which represents partitioning into atmospheric aerosol particles (Wania, 2003).

According to the OECD P_{OV} and LRTP Screening Tool, the characteristic travel distance and transfer efficiency of UV-328 are comparable with those of some acknowledged persistent organic pollutants, although there are some uncertainties concerning $\log K_{AW}$ as an input parameter.

UV-328 has been found to be transported with and subsequently released from plastic debris in water (millimetre-sized polyethylene and polypropylene), as it is used in significant amounts and has physico-chemical properties compatible with slow diffusion from plastics (Tanaka et al., 2019; Tanaka et al., 2020a). The uptake of UV-328 contained in plastic particles by seabirds in remote locations, with subsequent accumulation in their tissues, has been demonstrated (Tanaka et al., 2019; Tanaka et al., 2020b).

There is sufficient evidence that UV-328 meets the criterion on the potential for long-range environmental transport.

(e) Adverse effects

(i) No information is available.

(ii) Repeated oral administration (gavage) of UV-328 to rats caused toxicity in several organs, in particular the liver and kidneys (ECHA, 2020).

The Risk Assessment Committee of the European Chemicals Agency concluded that UV-328 meets the criteria for specific target organ toxicity – repeated exposure in subcategory 2 (STOT RE 2), according to Regulation (EC) No. 1272/2008 of the European Parliament and of the Council of 16 December 2008 on classification, labelling and packaging of substances and mixtures, based on subacute (49 days) and subchronic (90 days) repeated-dose toxicity studies conducted in rats (ECHA, 2013).

There is sufficient evidence that UV-328 meets the criterion on adverse effects.

C. Conclusion

The Committee concluded that UV-328 met the screening criteria specified in Annex D.

References

1. Brandt M, Becker E, Jöhncke U, Sättler D, Schulte C (2016). A Weight-of-Evidence Approach to Assess Chemicals: Case Study on the Assessment of Persistence of 4,6-Substituted Phenolic Benzotriazoles in the Environment. *Environmental Sciences Europe* 28(1): 1–14.
2. Environment and Climate Change Canada, Health Canada (2016). Screening Assessment Report on Phenol, 2-(2H-benzotriazol-2-yl)-4,6-bis(1,1-dimethylpropyl)- (BDTP). <http://www.ec.gc.ca/ese-ees/default.asp?lang=En&n=78FEE504-1>.
3. Cantwell MG, Sullivan JC, Katz DR, Burgess RM, Bradford Hubeny J, King J (2015). Source Determination of Benzotriazoles in Sediment Cores from Two Urban Estuaries on the Atlantic Coast of the United States. *Marine Pollution Bulletin* 101(1): 208–218.
4. ECHA (2013). Committee for Risk Assessment RAC, Opinion on the specific target organ toxicity of 2-benzotriazol-2-yl-4,6-di-tert-butylphenol (UV-320) and 2-(2H-benzotriazol-2-yl)-4,6-ditertpentylphenol (UV-328). https://echa.europa.eu/documents/10162/13641/rac_opinion_uv-320-328_en.pdf.
5. ECHA (2014). Member State Committee Support Document for Identification of 2-(2H-Benzotriazol-2-yl)-4,6-ditertpentylphenol (UV-328) as a Substance of Very High Concern because of its PBT/vPvB Properties. <https://echa.europa.eu/documents/10162/0a105049-c60d-c800-5ecd-a6eeb1f529d9>.
6. ECHA (2020). Registration dossier of 2-(2H-benzotriazol-2-yl)-4,6-ditertpentylphenol. <https://echa.europa.eu/registration-dossier/-/registered-dossier/5280>.
7. Lai HJ, Ying GG, Ma YB, Chen ZF, Chen F, Liu YS (2014a). Field Dissipation and Plant Uptake of Benzotriazole Ultra violet Stabilizers in Biosolid-Amended Soils. *Environmental Sciences: Processes and Impacts* 16(3): 558–566.
8. Lai HJ, Ying GG, Ma YB, Chen ZF, Chen F, Liu YS (2014b). Occurrence and Dissipation of Benzotriazoles and Benzotriazole Ultra violet Stabilizers in Biosolid-Amended Soils. *Environmental Toxicology and Chemistry* 33(4): 761–767.
9. Lu Z, De Silva AO, McGoldrick DJ, Zhou W, Peart TE, Cook C, Tetreault GR, Martin PA, de Solla SR (2018). Substituted Diphenylamine Antioxidants and Benzotriazole UV Stabilizers in Aquatic Organisms in the Great Lakes of North America: Terrestrial Exposure and Biodilution. *Environmental Science & Technology* 52(3): 1280-1289.
10. Nakata H, Murata S, Filatreau J (2009). Occurrence and Concentrations of Benzotriazole UV Stabilizers in Marine Organisms and Sediments from the Ariake Sea, Japan. *Environmental Science & Technology* 43: 6920–6926.
11. Nakata H, Shinohara RI, Murata S, Watanabe M (2010). Detection of Benzotriazole UV Stabilizers in the Blubber of Marine Mammals by Gas Chromatography-High Resolution Mass Spectrometry (GC-HRMS). *Journal of Environmental Monitoring* 12(11): 2088–2092.
12. Nakata H, Shinohara RI, Nakazawa Y, Isobe T, Sudaryanto, A, Subramanian A, Tanabe S, Zakaria MP, Zheng GJ, Lam PKS, Kim EY, Min BY, We SU, Viet PH, Tana TS, Prudente M, Frank D, Lauenstein G, Kannan K (2012). Asia–Pacific Mussel Watch for Emerging Pollutants: Distribution of Synthetic Musks and Benzotriazole UV Stabilizers in Asian and US Coastal Waters. *Marine Pollution Bulletin* 64(10): 2211–2218.
13. NILU (2018). Screening Programme 2017 AMAP Assessment Compounds (M-1080). <https://www.miljodirektoratet.no/globalassets/publikasjoner/M1080/M1080.pdf>.
14. Takada H, Tanaka K, Yamashita R, Watanuki Y (2019). Transfer of Additives from Ingested Plastics to Seabirds and Their Accumulation in the Tissue. ACS Spring 2019 National Meeting & Exposition.
15. Tanaka K, van Franeker JA, Deguchi T, Takada H (2019). Piece-by-Piece Analysis of Additives and Manufacturing Byproducts in Plastics Ingested by Seabirds: Implication for Risk of Exposure to Seabirds. *Marine Pollution Bulletin* 145: 36–41.

16. Tanaka K, Takada H, Ikenaka Y, Nakayama SMM, Ishizuka M (2020a). Occurrence and concentrations of chemical additives in plastic fragments on a beach on the island of Kauai, Hawaii. *Marine Pollution Bulletin* 150: 110732.
17. Tanaka K, Watanuki Y, Takada H, Ishizuka M, Yamashita R, Kazama M, Hiki N, Kashiwada F, Mizukawa K, Mizukawa H, Hyrenbach D, Hester M, Ikenaka Y, Nakayama SMM (2020b). In Vivo Accumulation of Plastic-Derived Chemicals into Sea bird Tissues. *Current Biology* 30(4): 723–728.e3.
18. US EPA (2012). Estimation Programs Interface Suite™ for Microsoft® Windows.
19. Wania F (2003). Assessing the Potential of Persistent Organic Chemicals for Long-Range Transport and Accumulation in Polar Regions. *Environmental Science & Technology* 37: 1344–1351.

POPRC-16/4: Review of information related to specific exemptions for decabromodiphenyl ether and short-chain chlorinated paraffins

The Persistent Organic Pollutants Review Committee,

Having completed the review of information related to specific exemptions for decabromodiphenyl ether and short-chain chlorinated paraffins requested by the Conference of the Parties in paragraph 5 of decisions SC-8/13 and SC-8/14,

1. *Decides* to submit the reports on the review of information related to specific exemptions for decabromodiphenyl ether and short-chain chlorinated paraffins³ to the Conference of the Parties for consideration at its tenth meeting;
2. *Requests* the Secretariat to prepare, for consideration by the Conference of the Parties at its tenth meeting, a draft decision reflecting the recommendations of the Committee contained in the reports referred to in paragraph 1 above.

POPRC-16/5: Indicative list of substances covered by the listing of perfluorooctanoic acid (PFOA), its salts and PFOA-related compounds

The Persistent Organic Pollutants Review Committee,

Having reviewed the compilation of information submitted by Parties and others pursuant to section III of decision SC-9/13 and the draft indicative list of substances covered by the listing of perfluorooctanoic acid (PFOA), its salts and PFOA-related compounds,

1. *Invites* members, Parties and observers to submit comments on the draft indicative list of substances covered by the listing of PFOA, its salts and PFOA-related compounds⁴ before 28 February 2021;
2. *Requests* the Secretariat to prepare, before 31 March 2021, a revised draft indicative list of substances covered by the listing of PFOA, its salts and PFOA-related compounds, taking into account the comments submitted;
3. *Invites* members, Parties and observers to submit further comments on the revised draft indicative list referred to in paragraph 2 above before 30 April 2021;
4. *Requests* the Secretariat, in consultation with the Chair and the Vice-Chair of the Committee, to update the indicative list of substances covered by the listing of PFOA, its salts and PFOA-related compounds, taking into account the comments submitted, and to make it available on the Convention website in advance of the tenth meeting of the Conference of the Parties;
5. *Recommends* that the Conference of the Parties consider inviting Parties and observers to submit to the Secretariat any further information regarding the identification of substances covered by the listing of PFOA, its salts and PFOA-related compounds so that the information can be considered when the list is further updated.

³ UNEP/POPS/POPRC.16/INF/17 and UNEP/POPS/POPRC.16/INF/18.

⁴ UNEP/POPS/POPRC.16/INF/12.

Annex II

Composition of intersessional working groups

Working group on UV-328

Committee members

Mr. Agustin Harte (Argentina)
Ms. Ingrid Hauzenberger (Austria)
Ms. Tamara Kukharchyk (Belarus)
Ms. Valentina Bertato (Belgium)
Ms. Cynthia Bainbridge (Canada)
Mr. Luis Guillermo Romero Esquivel (Costa Rica)
Mr. Jean-Paul Otamonga (Democratic Republic of the Congo)
Ms. Rikke Donchil Holmberg (Denmark)
Mr. Mario Rodas (Ecuador)
Mr. Elham Refaat Abdelaziz (Egypt)
Ms. Caren Rauert (Germany) **(Drafter)**
Mr. Sam Adu-Kumi (Ghana) **(Chair)**
Mr. Dharmendra Kumar Gupta (India)
Mr. Amir Nasser Ahmadi (Islamic Republic of Iran)
Mr. Kazuhide Kimbara (Japan)
Mr. Gotfried Uiseb (Namibia)
Mr. Peter Dawson (New Zealand)
Ms. Christina Charlotte Tølfesen (Norway)
Ms. Magdalena Frydrych (Poland)
Ms. Victorine Augustine Pinas (Suriname)
Ms. Svitlana Sukhorebra (Ukraine)

Observers

Ms. Anie Lauzon (Canada)
Mr. Greg Hammond (Canada)
Ms. Cecilia Andrea Aburto Schweitzer (Chile)
Ms. Katarína Řiháčková (Czechia)
Mr. Pavel Čupr (Czechia)
Mr. Timo Seppälä (Finland)
Ms. Sandrine Andres (France)
Ms. Catharina Brett-Smith (Germany)
Mr. Akihiko Ikegawa (Japan)
Mr. Akira Iino (Japan)
Ms. Asuka Wakahara (Japan)
Ms. Hiroko Arataki Ichihara (Japan)
Mr. Yasuyuki Suzuki (Japan)

Mr. Shunsuke Kudo (Japan)
 Ms. Momoe Teraishi (Japan)
 Ms. Christel Moræus Olsen (Norway)
 Ms. Mitsuko Komada (Norway)
 Ms. Anna Miroshnik (Russian Federation)
 Mr. Pavel Shirokov (Russian Federation)
 Ms. Victoria Kostina (Russian Federation)
 Mr. Ivan Djurickovic (Serbia)
 Ms. Noluzuko Gwayi (South Africa)
 Ms. Maria Delvin (Sweden)
 Mr. Andreas Buser (Switzerland)
 Ms. Elizabeth Lawton (United Kingdom of Great Britain and Northern Ireland)
 Mr. Ian Doyle (United Kingdom of Great Britain and Northern Ireland)
 Ms. Elizabeth Nichols (United States of America)
 Ms. Karissa Taylor Kovner (United States of America)
 Ms. Laura Nazef (United States of America)
 Ms. Monique Perron (United States of America)
 Ms. Anastasia Swearingen (American Chemistry Council (ACC))
 Mr. Mark Trehwitt (American Chemistry Council (ACC))
 Mr. Olivier De Matos (European Centre for Ecotoxicology and Toxicology of Chemicals (ECETOC))
 Mr. Jens Christopher Otte (European Chemical Industry Council (CEFIC))
 Mr. Todd Gouin (European Chemical Industry Council (CEFIC))
 Mr. Sunday Leonard (Global Environment Facility (GEF))
 Ms. Kathleen Plotzke (Global Silicones Council)
 Mr. K. Russell La Motte (Global Silicones Council)
 Mr. Hideshige Takada (International Panel on Chemical Pollution (IPCP))
 Ms. Pamela Miller (International Pollutants Elimination Network (IPEN))
 Ms. Sara Brosche (International Pollutants Elimination Network (IPEN))
 Ms. Eva Krüemmel (Inuit Circumpolar Council)
 Mr. Asirvatham Ramesh Kumar (National Environmental Engineering Research Institute (NEERI))
 Ms. Mariann Lloyd-Smith (National Toxics Network (NTN) Inc.)
 Mr. Evgeny Tretyakov (Stockholm Convention Regional Centre for Capacity-building and the Transfer of Technology, Russian Federation)
 Ms. Elena Bagryanskaya (Stockholm Convention Regional Centre for Capacity-building and the Transfer of Technology, Russian Federation)
 Ms. Juliane Glüge (Swiss Federal Institute of Technology (ETH) Zurich)

Working group on Dechlorane Plus

Committee members

Mr. Agustin Harte (Argentina)
 Ms. Ingrid Hauzenberger (Austria)
 Ms. Tamara Kukharchyk (Belarus)

Ms. Valentina Bertato (Belgium)
 Ms. Cynthia Bainbridge (Canada)
 Mr. Luis Guillermo Romero Esquivel (Costa Rica)
 Ms. Rikke Donchil Holmberg (Denmark)
 Ms. Caren Rauert (Germany)
 Mr. Sam Adu-Kumi (Ghana)
 Mr. Kazuhide Kimbara (Japan)
 Mr. Peter Dawson (New Zealand)
 Ms. Christina Charlotte Tolfsen (Norway) (**Drafter**)
 Ms. Magdalena Frydrych (Poland)
 Ms. Victorine Augustine Pinas (Suriname) (**Chair**)
 Mr. Nadjo N'Ladon (Togo)
 Ms. Svitlana Sukhorebra (Ukraine)

Observers

Ms. Anie Lauzon (Canada)
 Mr. Greg Hammond (Canada)
 Ms. Cecilia Andrea Aburto Schweitzer (Chile)
 Ms. Katarína Řiháčková (Czechia)
 Mr. Pavel Čupr (Czechia)
 Mr. Timo Seppälä (Finland)
 Ms. Sandrine Andres (France)
 Ms. Catharina Brett-Smith (Germany)
 Mr. Akihiko Ikegawa (Japan)
 Mr. Akira Iino (Japan)
 Ms. Asuka Wakahara (Japan)
 Ms. Hiroko Arataki Ichihara (Japan)
 Mr. Yasuyuki Suzuki (Japan)
 Mr. Shunsuke Kudo (Japan)
 Ms. Momoe Teraishi (Japan)
 Mr. Sergio Bazan (Mexico)
 Ms. Christel Moræus Olsen (Norway)
 Ms. Mitsuko Komada (Norway)
 Ms. Mariam Ibrahim Al-Abdulla (Qatar)
 Ms. Anna Miroshnik (Russian Federation)
 Mr. Pavel Shirokov (Russian Federation)
 Ms. Victoria Kostina (Russian Federation)
 Mr. Ivan Djurickovic (Serbia)
 Ms. Brenda Maphanga (South Africa)
 Ms. Noluzuko Gwayi (South Africa)
 Ms. Begoña Jiménez (Spain)
 Ms. Maria Delvin (Sweden)

Mr. Andreas Buser (Switzerland)
 Ms. Elizabeth Lawton (United Kingdom of Great Britain and Northern Ireland)
 Mr. Ian Doyle (United Kingdom of Great Britain and Northern Ireland)
 Ms. Elizabeth Nichols (United States of America)
 Ms. Karissa Taylor Kovner (United States of America)
 Ms. Laura Nazef (United States of America)
 Ms. Monique Perron (United States of America)
 Ms. Anastasia Swearingen (American Chemistry Council (ACC))
 Mr. Mark Trehwitt (American Chemistry Council (ACC))
 Ms. Kathleen Plotzke (Global Silicones Council)
 Mr. K. Russell La Motte (Global Silicones Council)
 Ms. Pamela Miller (International Pollutants Elimination Network (IPEN))
 Ms. Sara Brosche (International Pollutants Elimination Network (IPEN))
 Ms. Eva Kruemmel (Inuit Circumpolar Council)
 Ms. Emily Marquez (Pesticide Action Network - North America)
 Ms. Elena Bagryanskaya (SCRC Russian Federation)
 Ms. Sophia Danenberg (United States Council for International Business)

Working group on methoxychlor

Committee members

Ms. Ingrid Hauzenberger (Austria)
 Ms. Tamara Kukharchyk (Belarus)
 Ms. Valentina Bertato (Belgium) (**Drafter**)
 Ms. Cynthia Bainbridge (Canada)
 Ms. Rikke Donchil Holmberg (Denmark)
 Mr. Mehari Wondmagegn (Ethiopia)
 Ms. Caren Rauert (Germany)
 Mr. Sam Adu-Kumi (Ghana)
 Mr. Kazuhide Kimbara (Japan)
 Ms. Amal Lemsioi (Morocco)
 Mr. Gotfried Uiseb (Namibia)
 Mr. Peter Dawson (New Zealand)
 Ms. Christina Charlotte Tolfen (Norway)
 Ms. Magdalena Frydrych (Poland)
 Ms. Victorine Augustine Pinas (Suriname)
 Ms. Chalongkwan Tangbanluekal (Thailand) (**Chair**)
 Ms. Svitlana Sukhorebra (Ukraine)

Observers

Ms. Ana Maria Vekic (Brazil)
 Ms. Anie Lauzon (Canada)
 Ms. Mélanie Whiteside (Canada)

Ms. Cecilia Andrea Aburto Schweitzer (Chile)
Ms. Katarína Řiháčková (Czechia)
Mr. Pavel Čupr (Czechia)
Mr. Timo Seppälä (Finland)
Ms. Sandrine Andres (France)
Ms. Catharina Brett-Smith (Germany)
Mr. Akihiko Ikegawa (Japan)
Mr. Akira Iino (Japan)
Ms. Asuka Wakahara (Japan)
Ms. Hiroko Arataki Ichihara (Japan)
Mr. Yasuyuki Suzuki (Japan)
Mr. Shunsuke Kudo (Japan)
Ms. Momoe Teraishi (Japan)
Mr. Sergio Bazan (Mexico)
Ms. Mitsuko Komada (Norway)
Ms. Anna Miroshnik (Russian Federation)
Mr. Pavel Shirokov (Russian Federation)
Ms. Victoria Kostina (Russian Federation)
Mr. Ivan Djurickovic (Serbia)
Ms. Noluzuko Gwayi (South Africa)
Ms. Maria Delvin (Sweden)
Mr. Andreas Buser (Switzerland)
Ms. Elizabeth Lawton (United Kingdom of Great Britain and Northern Ireland)
Mr. Ian Doyle (United Kingdom of Great Britain and Northern Ireland)
Ms. Elizabeth Nichols (United States of America)
Ms. Karissa Taylor Kovner (United States of America)
Ms. Laura Nazef (United States of America)
Ms. Monique Perron (United States of America)
Mr. Mark Trehitt (American Chemistry Council (ACC))
Ms. Lydia Astanina (Green Women Analytical Environmental Agency)
Ms. Pamela Miller (International Pollutants Elimination Network (IPEN))
Ms. Sara Brosche (International Pollutants Elimination Network (IPEN))
Ms. Eva Krüemmel (Inuit Circumpolar Council)
Ms. Emily Marquez (Pesticide Action Network - North America)
Ms. Elena Bagryanskaya (Stockholm Convention Regional Centre for Capacity-building and the Transfer of Technology, Russian Federation)

Working group on long-range environmental transport

Committee members

Mr. Agustin Harte (Argentina)
Ms. Ingrid Hauzenberger (Austria)

Ms. Tamara Kukharchyk (Belarus)
 Ms. Valentina Bertato (Belgium)
 Ms. Cynthia Bainbridge (Canada)
 Ms. Rikke Donchil Holmberg (Denmark)
 Mr. Elham Refaat Abdelaziz (Egypt)
 Ms. Caren Rauert (Germany)
 Mr. Sam Adu-Kumi (Ghana)
 Mr. Kazuhide Kimbara (Japan)
 Mr. Peter Dawson (New Zealand)
 Ms. Christina Charlotte Tolfsen (Norway)
 Ms. Magdalena Frydrych (Poland)
 Ms. Svitlana Sukhorebra (Ukraine)

Observers

Ms. Ana Maria Vekic (Brazil)
 Ms. Anie Lauzon (Canada)
 Mr. Greg Hammond (Canada)
 Ms. Mélanie Whiteside (Canada)
 Ms. Cecilia Andrea Aburto Schweitzer (Chile)
 Ms. Katarína Řiháčková (Czechia)
 Mr. Pavel Čupr (Czechia)
 Mr. Timo Seppälä (Finland)
 Ms. Sandrine Andres (France)
 Ms. Catharina Brett-Smith (Germany)
 Mr. Akihiko Ikegawa (Japan)
 Mr. Akira Iino (Japan)
 Ms. Asuka Wakahara (Japan)
 Ms. Hiroko Arataki Ichihara (Japan)
 Mr. Yasuyuki Suzuki (Japan)
 Mr. Shunsuke Kudo (Japan)
 Ms. Momoe Teraishi (Japan)
 Ms. Christel Moræus Olsen (Norway)
 Ms. Mitsuko Komada (Norway)
 Ms. Anna Miroshnik (Russian Federation)
 Mr. Mikhail Zapevalov (Russian Federation)
 Mr. Pavel Shirokov (Russian Federation)
 Ms. Victoria Kostina (Russian Federation)
 Ms. Noluzuko Gwayi (South Africa)
 Mr. Ivan Djurickovic (Serbia)
 Mr. Mfanwenkosi Mathebula (South Africa)
 Ms. Begoña Jiménez (Spain)
 Ms. Maria Delvin (Sweden)

Mr. Andreas Buser (Switzerland)
 Ms. Elizabeth Lawton (United Kingdom of Great Britain and Northern Ireland)
 Mr. Ian Doyle (United Kingdom of Great Britain and Northern Ireland)
 Ms. Elizabeth Nichols (United States of America)
 Ms. Karissa Taylor Kovner (United States of America)
 Ms. Laura Nazef (United States of America)
 Ms. Monique Perron (United States of America)
 Ms. Anastasia Swearingen (American Chemistry Council (ACC))
 Mr. Mark Trehitt (American Chemistry Council (ACC))
 Ms. Anna Katharina Püschel (CropLife International)
 Mr. Michael Struder (CropLife International)
 Mr. Pasquale Falcigno (CropLife International)
 Mr. Rakesh Roshan (CropLife International)
 Mr. Ron van Peer (CropLife International)
 Mr. Jens Christopher Otte (European Chemical Industry Council (CEFIC))
 Ms. Maria Ruiz-Cuevas (European Chemical Industry Council (CEFIC))
 Mr. Todd Gouin (European Chemical Industry Council (CEFIC))
 Mr. Peter Hannebaum (European Committee of the Manufacturers of Fire Protection Equipment and Fire Fighting Vehicles)
 Mr. Thomas Leonhardt (European Committee of the Manufacturers of Fire Protection Equipment and Fire Fighting Vehicles)
 Mr. Ronald Bock (Fluorocouncil)
 Mr. Sunday Leonard (Global Environment Facility (GEF))
 Ms. Kathleen Plotzke (Global Silicones Council)
 Mr. K. Russell LaMotte (Global Silicones Council)
 Mr. Thomas Karluss (Global Silicones Council)
 Ms. Lydia Astanina (Green Women Analytical Environmental Agency)
 Mr. Hideshige Takada (International Panel on Chemical Pollution (IPCP))
 Mr. Zhanyun Wang (International Panel on Chemical Pollution (IPCP))
 Ms. Pamela Miller (International Pollutants Elimination Network (IPEN))
 Mr. Roger Anthony Klein (International Pollutants Elimination Network (IPEN))
 Ms. Sara Brosche (International Pollutants Elimination Network (IPEN))
 Ms. Eva Kruemmel (Inuit Circumpolar Council)
 Ms. Mariann Lloyd-Smith (National Toxics Network (NTN) Inc.)
 Ms. Emily Marquez (Pesticide Action Network - North America)
 Ms. Elena Bagryanskaya (Stockholm Convention Regional Centre for Capacity-building and the Transfer of Technology, Russian Federation)
 Ms. Juliane Glüge (Swiss Federal Institute of Technology (ETH) Zurich)
 Ms. Sophia Danenberg (United States Council for International Business)

Annex III

Workplan for the preparation of risk profiles and risk management evaluations during the intersessional period between the sixteenth and seventeenth meetings of the Committee

<i>Scheduled date</i>	<i>Interval between activities (weeks)</i>	<i>Activity (for each chemical under review)</i>
16 January 2021	–	The Committee establishes an intersessional working group.
18 January 2021	<1	The Secretariat requests Parties and observers to provide the information specified in Annex E for risk profiles and in Annex F for risk management evaluations.
1 March 2021	6	Parties and observers submit the information specified in Annex E for risk profiles and in Annex F for risk management evaluations to the Secretariat.
5 April 2021	5	The working group chair and the drafter complete the first draft.
19 April 2021	2	The members of the working group submit comments on the first draft to the chair and the drafter.
3 May 2021	2	The working group chair and the drafter finish their review of the comments from the working group and complete the second draft and a compilation of responses to those comments.
7 May 2021	<1	The Secretariat distributes the second draft to Parties and observers for comments.
11 June 2021	5	Parties and observers submit their comments to the Secretariat.
2 July 2021	3	The working group chair and the drafter review the comments from Parties and observers and complete the third and final draft and a compilation of responses to those comments.
5 July 2021	<1	The Secretariat sends the final draft to the Division of Conference Services, United Nations Office at Nairobi, for editing and translation.
9 August 2021	5	The Division of Conference Services completes the editing and translation of the final draft.
16 August 2021	1	The Secretariat distributes the final draft in the six official languages of the United Nations.
27 September– 1 October 2021	6	Seventeenth meeting of the Committee.

国際連合



SC

UNEP/POPS/POPRC. 16/9



残留性有機汚染物質に関するストックホルム条約

配布：一般

2021年1月21日

原文：英語

- ・残留性有機汚染物質検討委員会
- ・第16回委員会
- ・ジュネーブ（オンライン）、2021年1月11日～16日

第16回委員会の作業に関する残留性有機汚染物質検討委員会報告

I. 委員会の開始

1. 残留性有機汚染物質検討委員会の16回委員会は、2021年1月11日から16日までオンラインで開催された。
2. 臨時議長の Mr. Peter Dawson（ニュージーランド）は、2021年1月11日（月曜日）午後12時5分（ジュネーブ時間（協定世界時+1））に開会を宣言した。委員会の副議長である Ms. Svitlana Sukhorebra（ウクライナ）は、委員会の委員とオブザーバーを紹介し、今回の委員会の報告者を務めると伝えた。その後、開会のご挨拶を戴くために、国境を超える有害廃棄物の移動と廃棄を規制するバーゼル条約、有害化学物質等の輸出入と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同意手続きに関するロッテルダム条約、残留性有機汚染物質に関するストックホルム条約の事務総長である Mr. Rolph Payet を紹介した。
3. Mr. Rolph Payet は、委員を歓迎し、委員会の臨時議長としての新しい役職について Mr. Peter Dawson に祝辞を述べた。コロナウイルス（COVID-19）が現在もまん延しているため、対面での委員会が不可能になったが、ストックホルム条約の締約国会議の第10回委員会に先んじて、活動を進めるためにこのような委員会をオンラインで開催することの重要性を強調した。委員と関係者全員は、化学物質のリスト化という確固たる提案が起草できるようにし、締約国会議による情報に基づいた意思決定を支援する重要な役割を果たした。さらに、世界規模で残留性有機汚染物質の製造と使用の廃止の進展を促進する。2020年12月のオンラインによる事前委員会で行われた作業では、委員会の委員とオブザーバーが積極的に参加し、今回の委員会の議題について複雑な技術作業を進めることが望まれた。委員会の成果は、化学物質と廃棄物の健全な管理のための別の工程を伝えることである。特に、来たる国連環境計画の第5回国連環境総会は、「持続可能な発展の目標を達成するため自然保護活動を強化する」というテーマを掲げている。

II. 組織について

A. 議題の採択

4. 委員会は暫定議題に基づき、下記の議題（UNEP/POPS/POPRC.16/1）を採択した。
 1. 委員会の開始
 2. 組織について
 - (a) 議題の採択
 - (b) 作業の組織
 3. 委員の交代
 4. 技術的作業
 - (a) リスクプロファイル草案の検討
 - (i) デクロランプラスとその syn-異性体及び anti-異性体
 - (ii) メトキシクロル
 - (b) 条約の附属書 A、B 及び／または C への UV-328 追加提案の検討
 - (c) デカブロモジフェニルエーテルと短鎖塩素化パラフィンの特定適用除外に関連する情報の検討
 - (d) 残留性有機汚染物質に関するストックホルム条約の附属書 A の第IV部と第V部の第2項に準じて臭素化ジフェニルエーテルを評価・検討
 - (e) ペルフルオロオクタン酸（PFOA）とその塩及び PFOA 関連物質の例示リストを提示
 5. 委員会の作業に効率的に参加するための支援活動に関する報告
 6. 第16回と第17回委員会の間期の作業計画
 7. 第17回委員会の開催地と日程
 8. その他の事項
 9. 報告書の採択
 10. 委員会の閉会

B. 作業の組織

5. 委員会は、臨時議長が準備した進行メモ（UNEP/POPS/POPRC.16/INF/1/Rev.1）と文書 UNEP/POPS/POPRC.16/INF/2/Rev.1 に示した日程案に従って進行し、必要に応じて調整することに合意した。委員会はまた、その作業が全体会議で行われることと、必要に応じてコンタクトグループ、草案グループ及び議長支援グループを設置することに合意した。この議題事項を検討するにあたり、委員会は事前に暫定議題の注釈に示された文書（UNEP/POPS/POPRC.16/1/Add.1）と議題項目による事前会議の文書リストにある文書（UNEP/POPS/POPRC.16/INF/15）を入手した。

C. 参加者

6. 委員会には次の委員が出席した。Agustin Harte（アルゼンチン）、Ingrid Hauzenberger（オーストリア）、Tamara Kukharchyk（ベラルーシ）、Valentina Bertato（ベルギー）、Cynthia Bainbridge（カナダ）、Jianxin Hu（中国）、Luis Guillermo Romero Esquivel（コスタリカ）、Jean Paul Otamonga（コンゴ民主共和国）、Rikke Donchil Holmberg（デンマーク）、Mario Rodas Talbott（エクアドル）、Elham Refa. Jean Paul Otamonga（コンゴ民主共和国）、Rikke Donchil Holmberg（デンマーク）、Mario Rodas Talbott（エクアドル）、Elham Refaat Abdelaziz（エジプト）、Mehari Wondmagegn Taye（エチオピア）、Caren Rauert（ドイツ）、Sam Adu-Kumi（ガーナ）、Dharmendra Kumar Gupta（インド）、Amir Nasser Ahmadi（インド）、Sam Adu-Kumi（ガーナ）、Darmendra Kumar Gupta（インド）、Amir Nasser Ahmadi（インド）、Amir Nasser Ahmadi（インド）、Amir Nasser Ahmadi（インド）、Mr. Amir Nasser Ahmadi（イラン・イスラム共和国）、金原和秀（日本）、Amal Lemsioui（モロッコ）、Gotfried Uiseb（ナミビア）、Peter Dawson（ニュージーランド）、Christina Charlotte Tolfsen（ノルウェー）、Syed Mujtaba Hussain（パキスタン）、Vilma Morales Quillama（イラン・イスラム共和国）、Sam Adu-Kumi（ガーナ）、Mr. Vilma Morales Quillama（ペルー）、Magdalena Frydrych（ポーランド）、Victorine Augustine Pinas（スリナム）、

Chalongkwan Tangbanluekal (タイ)、Nadjo N'Ladon (トーゴ)、Svitlana Sukhorebra (ウクライナ)、Anas Ali Saeed Al-Nadhari (イエメン)。

7. レソトと大韓民国の委員は出席することができなかった。
8. 下記の国と地域の経済統合機構は、オブザーバーとして出席した。オーストラリア、ブラジル、カナダ、チリ、中国、コロンビア、クロアチア、チェコ、エジプト、EU、フィンランド、フランス、ドイツ、ハンガリー、インド、インドネシア、アイルランド、日本、クウェート、メキシコ、オランダ、ノルウェー、カタール、韓国、ロシア、サウジアラビア、セルビア、スロバキア、スロベニア、南アフリカ、スペイン、スウェーデン、スイス、大英帝国及び北アイルランド、アメリカ合衆国、ジンバブエ。
9. 以下の政府間組織はオブザーバーとして出席した。バルト海洋環境保護委員会 (HELCOM)、中央アフリカ国際殺虫財委員会 (Comité inter-États des pesticides d'Afrique centrale)。
10. 非政府組織もオブザーバーとして出席した。これらの組織名は参加者リスト (UNEP/POPS/POPRC.16/INF/20)に記載されている。

III. 委員の交代

11. 議題と、残留性有機汚染物検討委員会に新たに任命された委員に関する文書 UNEP/POPS/POPRC.16/INF/3 で示された情報に注目する事務局の代表者と、2022年5月に行われる委員の交代の紹介。
12. 締約国会議の第9回委員会に従って、オーストラリア、カナダ、インド、パキスタン各国の政府は、専門家の後任者に委員会の委員を務めるよう任命したことを事務局に報告した。委員会の前に、各国からの専門家の後任の経歴書は、委員の交代の概要とともに、現在の委員と新しく任命された委員の連絡先を記した文書をもって提出された。
13. 決定 SC-9/10 の第5項に関する締約国会議の要請により、その第15回委員会において、Peter Dawson 氏 (ニュージーランド) を第16回委員会の臨時議長を務めるよう任命した。締約国会議は、2021年7月に開催される第10回委員会で、委員会の議長の選出について検討する。また、締約国会議第10回委員会では、2022年5月5日で任期が満了する17人の委員に代わり、2022年5月5日から2026年5月5日を任期とする新たな委員を任命しなければならない。空席を埋める専門家の推薦を促すために、締約国会議局に代わり事務局が、ストックホルム条約のすべての締約国に2020年11月19日付けで関連情報を記載した書簡を送付した。地域の予備会議の前または会議中にすべての地域グループが相談できるように提出期限を2021年4月19日として、候補者の名前と経歴書、利益相反の申告の提出を求めた。
14. 事務局の代表による発表に続き、一人の委員が残留性有機汚染物質の管理に関連して国レベルで行われた活動に関して発言した。違法な残留性有機汚染物質の輸入を注視するために、その委員は事務局に、能力強化とこのような化学物質の管理を行う税関の教育を提供するよう強く要請した。
15. 委員会は提供された情報を記録した。

IV. 技術的作業

A. リスクプロファイル草案の検討

1. デクロンプラスとその syn-異性体と anti-異性体

16. サブ項目を検討するにあたり、委員会は事前に、会期間作業部会が準備したデクロンプラスとその syn-異性体及び anti-異性体のリスクプロファイル草案に関する事務局が作成したメモ (UNEP/POPS/POPRC.16/INF/2) と、事務局が作成したリスクプロファイル草案に関する追加情報を含むメモ (UNEP/POPS/POPRC.16/INF/14)、リスクプロファイル草案に関連するコメントと回答の資料 (UNEP/POPS/POPRC.16/INF/4) を入手した。

17. サブ項目を紹介するために、事務局の代表は、決定 POPRC-15/2 により、委員会がデクロランプラスとその syn-異性体及び anti-異性体を、ストックホルム条約の附属書 A 及び/または C に記載するという提案を今後検討するため、また条約の附属書 E に従ってリスクプロファイル草案を準備するために会期間作業部会を設置したと改めて説明した。議長と、デクロランプラスとその syn-異性体及び anti-異性体に関する会期間作業部会の草案者は、2020 年 12 月の予備会議の間とその後に寄せられたコメントを考慮に入れた上でリスクプロファイル草案の改定版を準備した。それらは委員会前に会議室の紙上に提示された。
18. 会期間作業部会の議長である Victorine Pinas 氏（スリナム）は、リスクプロファイル草案を作成するグループの活動について説明した。
19. その後の議論において、討論に加わった委員の大半が、残留性、生物蓄積性、長距離移動性の基準が満たされていることを確信したと述べた。
20. また、人の健康と環境への重大な悪影響の証拠について検討し、次の段階へ移ることを提案すると発言した委員もいた。しかし、人の健康と環境への重大な悪影響に関するデータは、そのような悪影響の証拠を提示するには十分ではなく、さらなる検証が必要であるとする委員もいた。ある委員は、化学物質の重大な悪影響に関するさらなる情報を収集するために会期間作業部会の設置を提案した。それにもかかわらず、その他複数の委員は、予防原則に基づいて前進するには十分な証拠があるという見解を述べた。
21. ある委員が、第 8 条第 7 項に従って、委員会は、化学物質は長距離移動の結果として、人の健康「及び/または」環境への重大な悪影響につながるか否かについて判断すべきだと想起した。一方、他の委員は同項に従って、「十分な科学的確実性の不足が提案の前進を妨げるものではない」と述べた。
22. オブザーバーの代表によるコメントに対応して、ある委員が、残留性有機汚染物質検討委員会の活動への効果的な参加についての手引書に、第 8 条第 3 項に使用されている「柔軟な」という用語は、提案は、基準のうちの一つが辛うじて満たしているが他の 2 つ以上は十分に満たしている場合には基準を満たすと見なされることもあるという意味ととらえるべきであると言った。しかしある委員は、その項は、附属書 D に明示されている審査基準の適用に言及しているので、すぐに議論するものではないと明言した。
23. 委員会は、デクロランプラスとその syn-異性体及び anti-異性体のリスクプロファイル草案の今後の改訂と、全体の議論を考慮に入れて事務局により準備される初期文書に基づく決定草案を準備するために、ピナス氏を議長とするコンタクトグループを設置した。
24. その後、コンタクトグループの議長は、改定されたデクロランプラスとその syn-異性体及び anti-異性体のリスクプロファイル草案と、事項の決定の草案、世界的な対処が必要とされる人の健康及び/または環境に重大な悪影響があると断定することができるか否かについて、またそうでなければ、予防手段の原則の上で委員会がそれでもなお進めるべきか否かについて合意不足があるため角カッコ内の文章が含まれていることを説明した。
25. ある委員が、産業界ではすでにリストに入っている他の残留性有機汚染物質の代用品としてデクロランプラスを段階的に導入する兆候があるため、時間が重大であると注意を促した。さらに、委員会は、情報の少ない化学物質を一定の基準に関連して条約に含める件について検討することを将来これまで以上に求められる可能性がある。したがって、デクロランプラスに関連して生じた状況は、より一般的な問題の兆候となり得るだろう。
26. 委員会は、第 17 回委員会のためにデクロランプラスとその syn-異性体及び anti-異性体のリスクプロファイル草案（UNEP/POPS/POPRC.16/INF/19）の決定を保留すると判断したことにより、決定 POPRC-16/1 を採用した。残留性と生物蓄積性、長距離移動性に関する情報が決定的であったが、委員会は、悪影響に関する情報が、リスクプロファイルの結論に達するのに十分であるという合意

に至ることができなかった。また、リスクプロファイルを検討し更新するために会期間作業部会を設置することを決定した。さらに、締約国とオブザーバーに、2021年3月1日までにデクロランプラスの悪影響に関する追加情報を事務局へ提出することを依頼した。

27. この決定は今回の報告の添付 I に提示される。

2. メトキシクロル

28. 委員会はサブ項目を検討するにあたり、会期間作業部会が準備したメトキシクロルのリスクプロファイル草案に関する事務局が作成したメモ (UNEP/POPS/POPRC.) と、リスクプロファイル草案に関するコメントと回答の資料 (UNEP/POPS/POPRC.16/INF/5) を事前に入手した。

29. サブ項目を説明するにあたり、事務局の代表は、決定 POPRC-15/3 により、委員会が今後メトキシクロルをリストとしてストックホルム条約の附属書 A、B 及び/または C に入れることの提案を検討するため、条約の附属書 E に従ってリスクプロファイル草案を準備するために会期間作業部会を設置したことを想起した。議長と、メトキシクロルに関する会期間作業部会の草案者は、2020年12月の事前会議の間と後に寄せられたコメントを考慮に入れた上でリスクプロファイル草案の改訂版を準備した。それらは委員会の前に CRP に提示された。

30. Lucie Ribeiro 氏は、会期間作業部会の草案者である Valentina Bertato 氏 (ベルギー) に代わり、リスクプロファイル草案を作成するグループの活動に関する説明を行った。

31. その後の議論で、ある委員は、メトキシクロルのリスクプロファイル草案が、条約の附属書 E の要件を満たしているという見解を示した。当委員は、生物蓄積性と悪影響の評価が実に明快である一方、残留性について証拠の重要性評価が実施されたと述べた。エグゼクティブ・サマリーで手法と証拠をより詳しく説明し、報告された半減期の制約に言及した。彼女は、土壌のメトキシクロル分解の不足の証拠を補完する土壌のモニタリングデータは、エグゼクティブ・サマリーで提示されておらず、文書の最後で読者が論拠を理解することを難しくしていると述べた。当委員は発行物を修正することを提案した。もっとも顕著なメトキシクロルの人健康への悪影響は内分泌かく乱ではなく、化学物質が現在 EU で適用されている内分泌かく乱の基準を満たすのだと言った。

32. その委員は最近、メトキシクロルを含む殺虫剤がインターネットで販売されているのを見て、プロファイルから受ける印象に反して、少量の使用はあり得るということを示唆していると述べた。当委員の国ではメトキシクロルを含む植物保護製品の登録が 1993 年に中止されて農業での使用も中止されたことを明確にするよう、当委員は文章の 3 か所について修正を要求した

33. 委員会は、全体会議での議論を考慮した上で事務局が作成する初期の文書に基づいて決定の草案を準備するため、Tamara Kukharchyk 氏 (ベラルーシ) を議長とするコンタクトグループを設置した。

34. 続いて、コンタクトグループの議長が、改定されたメトキシクロルのリスクプロファイル草案と、改定された事項に関する決定の草案を紹介した。委員会ではその後、メトキシクロルのリスクプロファイル草案 (UNEP/POPS/POPRC.16/9/Add.1) を採択したことによる決定 POPRC-16/2 を採択した。すなわち、メトキシクロルが、その長距離移動の結果として、世界的な対処を必要とするような人の健康と環境に重大な悪影響をもたらす可能性があるかと判断した。また、2021年3月1日までに、条約の附属書 F に従ってメトキシクロルの規制措置の分析を含むリスク管理評価書を準備するため、会期間作業部会を設置することを決定した。メトキシクロルのリスクプロファイルに関連する追加情報は、文書 UNEP/POPS/POPRC.16/INF/16 に記載された。

35. この決定は今回の報告の添付 I に提示される。

B. 条約の附属書 A、B 及び/または C への UV-328 追加の提案の検討

36. サブ項目を検討するにあたり、委員会は、ストックホルム条約の附属書 A に UV-328 をリストするというスイスの提案に関して事務局が作成したメモ (UNEP/POPS/POPRC.16/4) と、提案は条約の附属書 D に明示された情報を含んでいるか否かの事務局の検証 (UNEP/POPS/POPRC.16/INF/6/Rev.1)

を事前に入手した。提案は、2020年12月1日から3日まで開催された委員会の事前会議で発表された。この事前会議の間に出されたコメントと2020年12月18日までに提出された書面のコメントへの回答は、委員会の前にCRPに提示された。

37. Andreas Buser氏がスイスを代表して提案を紹介した。
38. 複数の委員が続く議論で、スイス政府が提案を作成したことに感謝の意を表した。それら委員の多くはUV-328が、附属書Dに明示された審査基準を満たしているとしている。この件はさらなる議論が必要だと述べる委員もいた。
39. 発言した委員の大多数が、UV-328の長距離移動性に関するモニタリングデータの有用性は低いと認識していたが、ほとんどの委員は、データは次の段階に進めるのに十分であると見なした。質問への回答として、Buser氏は、空気中のUV-328を測定する研究はあまり試みられていないと述べた。委員の多くが、UV-328がリスクプロファイルの段階に移行すれば、さらに多くのデータが入手できるであろうと述べた。
40. ある委員が、リスクプロファイルの段階に移行する前に附属書Dの審査工程を行うことの重要性を強調した。別の委員は、条約の第8条第3項に従って、附属書Dに明示された審査基準を柔軟に適用する必要性を明確に示した。
41. 多くの委員が、プラスチックゴミとマイクロプラスチックを介した水へのUV-328の長距離移動に関する十分な証拠があると述べた。数人の委員が、この長距離移動が、ストックホルム条約の附属書D第1項(d)(ii)に含まれるか否かについて疑念の声を上げ、さらなる議論が必要であると述べた。Buser氏は、プラスチックに関する条約について自身の理解を強調したが、化学物質の長距離移動の可能性に関して附属書Dで明確に言及されていないとも述べた。プラスチックが水を介して移行すると、それらは水のカテゴリーに分類され、エアロゾルは空気中の移行のカテゴリーに分類されると彼は考える。数人の委員は、今後の活動はリスクプロファイルの段階において関連するさまざまな経路の重要性を理解することが求められるため、この点を支援することを表明した。
42. ある委員は今後の活動に関する詳細の提案を作成するにあたり、リスクプロファイルの段階では、リードアクロス（類似物質からの推測）は、例えば、ECHAのリードアクロス評価の枠組みのように、強固なリードアクロスの根拠により強化されると述べた。当委員はまた、極地汚染やUV-328を含む移行プラスチック片の海鳥による摂取とその消化液への影響、UV-328の内分泌活動と悪影響の役割としてのリスクプロファイルの段階においてさらなる研究を支持した。
43. 委員会は、全体会議での議論を考慮した上で事務局が作成する初期の文書に基づいて、UV-328を条約の附属書A、B及び／またはCのリストに加えるという提案を検討するため、また附属書Dの審査基準による化学物質の評価を含む決定の草案を準備するため、Sam Adu-Kumi氏（ガーナ）を議長とするコンタクトグループを設置した。
44. 続いてコンタクトグループの議長が、グループが作成したUV-328を条約の附属書A、B及び／またはCのリストに加えるという提案に関する決定の草案を説明した。数人の委員が、委員会が化学物質それぞれに個々の場合に応じた評価を継続し、プラスチックゴミとマイクロプラスチックの移行に関する先例を作らないことの重要性を強調した。委員会が長距離移動に関して今後の評価にあたって委員を支援する草案ガイダンスを準備するため、委員会が会期間作業部会を設置することが提案された。
45. 委員会は、ストックホルム条約の附属書Dに明記された審査基準がUV-328を満たしていると判断したことによる、決定POPRC-16/3を採択した。また提案を検討し、条約の附属書Eに従ってリスクプロファイル草案を作成するため会期間作業部会を設置することを決定した。さらに締約国とオブザーバーに、2021年3月1日までに附属書Eに明記する情報を事務局に提出するよう依頼した。
46. この決定は今回の報告の添付Iに提示される。

C. デカブロモジフェニルエーテルと短鎖塩素化パラフィンの特定適用除外に関連する情報の検討

47. サブ項目を検討するにあたり委員会は、事務局が作成したデカブロモジフェニルエーテルと短鎖塩素化パラフィン特定の適用除外に関する情報の検証に関するメモ（UNEP/POPS/POPRC.16/5）を事前に入手した。
48. サブ項目を説明するにあたり事務局の代表は、決定 SC-8/13 と SC-8/14 で採択された工程に従って、委員会は締約国とオブザーバーが提出した情報とデカブロモジフェニルエーテルと短鎖塩素化パラフィンの特定の適用除外に有用な適正かつ信頼できる情報を分析し、検討のため締約国会議による提案を含む報告書を作成することを想起した。それに応じて、委員会により設置されたデカブロモジフェニルエーテルと短鎖塩素化パラフィンに関する会期間作業部会は、第5回委員会で、デカブロモジフェニルエーテルの特定適用除外に関する情報の検証についての報告草案（UNEP/POPS/POPRC.16/INF/7）と短鎖塩素化パラフィンの特定適用除外に関する情報の検証についての報告草案（UNEP/POPS/POPRC.16/INF/8）を作成した。報告草案に関連するコメントと回答は、文書 UNEP/POPS/POPRC.16/INF/9 と UNEP/POPS/POPRC.16/INF/10 に記載された。会期間作業部会の議長は、2020年12月の事前会議の間と後に集まったコメントを考慮した上で報告草案の改訂版を作成した。それらは委員会の前に CRP に提示された。

1. デカブロモジフェニルエーテル

49. デカブロモジフェニルエーテルに関する会期間作業部会の議長である Magdalena Frydrych 氏（ポーランド）は、デカブロモジフェニルエーテルの特定適用除外の情報に関する改定報告草案を紹介した。
50. 続く議論で、数人の委員が、委員会がデカブロモジフェニルエーテルの備蓄・使用と適用除外の必要性に関する多くの情報を集めるためにもっと時間が必要かという質問をした。ある委員が、もう一人の支持を得て発言した。当委員は、追加の検証サイクルを推奨することに反対し、締約国会議により確立された既存のプロセスに従うことを希望した。別の委員は、自分の国では最近国の実施計画を更新し、ポリ臭素化ジフェニルエーテルの備蓄と使用に関する詳細情報を提供したが、デカブロモジフェニルエーテルについては、ごく最近リストに入ったため、最新の一覧表では特に対応していないと述べた。ある委員が、多くの途上国にはデカブロモジフェニルエーテルの備蓄・使用に関する詳細情報がないという事実を検討するべきであると注意を促した。その一方で別の委員は、多くの締約国が2020年12月の期限までに国の実施計画を更新するため、その結果として追加情報が間もなく入るだろうと指摘した。
51. 数人の委員が、特定適用除外として登録した締約国が、そのような適用除外の理由について十分な情報を提供しなかったため、締約国が提供する追加情報を推奨することが重要だと述べた。ある委員が、プラスチックの住宅材、家庭用品や繊維製品が特定適用除外に登録されたのが残念だと述べ、締約国からそのような要求があったのであれば、使用のみでは拡張する十分な理由にならないという見解を強調した。
52. ある委員が、適用除外は製造に関して要求されるが、今ある在庫の使用に限るべきであると述べ、適用除外の要求に期限を設けるよう提案した。
53. 別の委員は、デカブロモジフェニルエーテルを使用している締約国は、条約の規定に従って特定適用除外を登録するべきだと述べ、締約国に登録を促すだけでなく、強く要請するべきだと提唱した。
54. 委員の提案に対応して、製品中の、特に電気・電子装置のデカブロモジフェニルエーテルの分離、再生または廃棄に関する情報が集められ、リサイクル業者に提供される。別の委員は、ポリ臭素化ジフェニルエーテルに関連する最も有効な技術と環境に関する実践についての最新のガイダンス草案が、ポリ臭素化ジフェニルエーテルを含む製品の環境に配慮したリサイクルに関する更新情報

を含むストックホルム条約に掲載されていると委員会に伝えた。

55. 委員会は、Frydrych 氏に、全体会議の議論を考慮した上で報告草案のさらなる改定を要求することに合意し、全体会議の議論を考慮した上で決定草案を作成するよう事務局に要求した。

2. 短鎖塩素化パラフィン

56. 短鎖塩素化パラフィンに関する会期間作業部会の議長である Cynthia Bainbridge 氏（カナダ）は、短鎖塩素化パラフィンの特定適用除外に関する情報の検証について改訂した報告草案を紹介した。
57. 続く議論で多くの委員が、短鎖塩素化パラフィンについて評価することの困難さを強調し、化学物質の定義についての多様な性質、関連情報の不足と技術的障害に言及した。ある委員は、短鎖塩素化パラフィンの広範な調査が、中鎖と長鎖塩素化パラフィンからの分離に関することも含め、自身の国で行われていることを強調した。別の委員は、短鎖塩素化パラフィンのモニタリングと管理と、人の健康と環境への影響に関する情報がもっと必要であると述べた。
58. ある委員は、短鎖塩素化パラフィンは、オープンアプリケーションに幅広くポリ臭素化ジフェニルエーテルとポリ塩化ナフタレンに置き換えられ、短鎖塩素化パラフィンは国の実施計画の次の更新で取り扱わなければならないため、総合的な一覧表の作成は大変有用であり、化学物質の3つすべてのグループに対処することができると述べた。
59. 数人の委員が、短鎖塩素化パラフィンを特定適用除外に登録した締約国はないと述べた。数人の委員は、特定適用除外は必要でなく、さらなる評価のための期限を延長して有用な追加情報が得られるか否かについて疑念の声を上げるよう、締約国会議に提言することを支持すると表明した。ある委員は、情報が入手困難であることから、2023年まで適用除外の必要性の評価を継続する方が良いと言った。別の委員は、さらなる評価のための期限を延長することで、別の結果につながると思えないと述べた。
60. デカブロモジフェニルエーテルと短鎖塩素化パラフィンの審査過程を2023年まで継続することに懸念があったため、締約国会議の第11回委員会のために2つの報告書が必要になった。ある委員は、2つの化学物質に関する決定草案を調整する、または2023年の報告書を、第10回委員会で締約国会議に提出した委員会の報告書に基づいて作成することを提案した。
61. ある委員は、委員会が締約国とオブザーバーが、鎖長 C10-C13 の同族体を含む商用の塩素化パラフィンの組成成分に関する情報を事務局に提供するよう勧告するという提案を支持すると表明し、短鎖塩素化パラフィンが他の塩素化パラフィンの混合物に存在の制限を含むことを提案した。当委員は、しきい値を1パーセントに設定することを提言し、別の委員から支持された。
62. 議長は、自国の政府はストックホルム条約に鎖長 C14-C17 の間の炭素入り塩素化パラフィンと、塩素化レベルが重さで45パーセント以上の塩素をリスト化するように提言することを検討していると述べ、政府オブザーバーの代表による介入に注目した。国の法令に従って、提言草案は公に協議するため全国環境庁のウェブサイト上に公開された。政府が提言を勧めようとする場合、条約の第8条に従って、適切な期限までに、附属書 D に明記された情報とともに完成した提案書を事務局に提出する。
63. 委員会は、Bainbridge 氏に、短鎖塩素化パラフィンの特定適用除外に関連する情報の検証に関する報告草案を、全体会議の議論を考慮した上でさらに改訂することを依頼することに合意し、事務局に、化学物質に関連する文章を決定草案に含めることを要求した。

3. 結論

64. 続けて、Frydrych 氏が、デカブロモジフェニルエーテルの特定適用除外に関連する情報の検証に関する改訂した報告草案を紹介し、Bainbridge 氏は、短鎖塩素化パラフィンの特定適用除外に関連する情報の検証に関する改訂した報告草案を紹介した。

65. 委員会は、締約国会議にデカブロモジフェニルエーテル (UNEP/POPS/POPRC.16/INF/17) の特定適用除外に関連する情報の検証に関する報告書と短鎖塩素化パラフィン (UNEP/POPS/POPRC.16/INF/18) の特定適用除外に関連する情報の検証に関する報告書を提出することを決定したことによる決定 POPRC-16/4 を採択し、第 10 回委員会で締約国会議が検討するために、報告書に含まれる委員会の提案を反映した決定草案を作成すること事務局に要求した。
66. この決定は今回の報告の添付 I に提示される。

D. 残留性有機汚染物質に関するストックホルム条約の附属書 A の第IV部と第V部の第 2 項に準じて臭素化ジフェニルエーテルを評価・検討

67. サブ項目を検討するにあたり、委員会は、残留性有機汚染物質に関するストックホルム条約附属書 A の第IV部と第V部第 2 項に従って事務局が作成した臭素化ジフェニルエーテルの評価と検証に関するメモ (UNEP/POPS/POPRC.16/6) を事前に入手した。
68. サブ項目を紹介するにあたり、事務局の代表は、ストックホルム条約附属書 A の第IV部と第V部第 2 項に従って、締約国が製品に含まれるヘキサブロモビフェニルエーテルとヘプタブロモビフェニルエーテルとテトラブロモビフェニルエーテルとペンタブロモビフェニルエーテルの排除という最終的な目標達成に向かう進捗を締約国会議が評価し、これらの化学物質の特定適用除外の継続的な必要性を検証することを想起した。また関連する項目で、いずれにせよ遅くとも 2030 年に特定適用除外の期限が切れると定めた。
69. 決定 SC-6/3 に従って、事務局は締約国により提出された情報とその他の適性で信頼できる情報を分析し、臭素化ジフェニルエーテルの報告草案 (UNEP/POPS/POPRC.16/INF/11) を作成した。2020 年 12 月の事前会議の間と後に提供されたコメントに基づき、事務局は報告草案の改訂版 (UNEP/POPS/POPRC.16/INF11/Rev.1) を作成した。事務局が今回の委員会でさらに得たコメントを考慮に入れた上で報告書を完成させ、第 10 回委員会で検討するために締約国会議に提出する。
70. 続く議論である委員は、事務局が行った重要な作業を歓迎した。別の委員は、臭素化ジフェニルエーテルを使用している製品と、それを含ままたはそれに汚染されている廃棄物を特定する戦略を策定することが喫緊に必要であると述べた。輸入や廃棄物の流れにおいて臭素化ジフェニルエーテルを含む製品を特定することは、特に途上国では非常に困難である。途上国への輸入が主な臭素化ジフェニルエーテルを含む製品の原因であるとして、委員は、そのような化学物質を含む製品の輸入を管理するために事前のインフォームドコンセント手順を導入することを提案した。また、臭素化ジフェニルエーテルを含む廃棄物はリサイクルの流れから排除し、製造者は新しい製品に臭素化ジフェニルエーテルを使用することを止めるべきだと述べた。ある委員は、臭素化ジフェニルエーテルを含むすべての製品を廃棄物の流れから分離するという実用的観点から見た課題を示唆するオブザーバーの代表によるコメントに言及した。
71. 委員会は、全体会議の議論を考慮した上で条約の附属書 A 第IV部と第V部第 2 項に従って、臭素化ジフェニルエーテルに関する報告書の改訂を事務局に委ねることに合意した。

E. ペルフルオロオクタン酸 (PFOA) とその塩及び PFOA 関連物質の例示リストを提示

72. 項目を検討するにあたり、委員会は、ペルフルオロオクタン酸 (PFOA) とその塩及び PFOA 関連物質の例示リストに関する事務局が作成したメモ (UNEP/POPS/POPRC.16/7) を事前に入手した。
73. サブ項目を検討するにあたり、事務局の代表は、締約国会議がその第 9 回委員会において、ペルフルオロオクタン酸 (PFOA) とその塩及び PFOA 関連物質を、いくつかの特定適用除外を付けて附属書 A のリストに加えたことを想起した。また、締約国とその他が提供した情報に基づく関連物質の例示リストを委員会と相談して作成し、定期的に更新するよう事務局に要求した。事務局は文書 UNEP/POPS/POPRC.16/INF/12 を作成し、締約国とその他が提供した情報と例示リストの草案を提示し、それは 2020 年 12 月の事前委員会で発表された。事務局は続けて、事前会議の後に寄せられたコメントを考慮に入れた上で改訂した例示リスト草案を作成した。それらは CRP に提示された。

74. 続く議論で、完全に網羅されていないリストを完成させることが合意された。数人のメンバーがタイトルに「完全に網羅されていない」という用語を含めることを提案した一方で、タイトルは締約国会議で合意して決められたものであり、変更するべきではないので、できれば文書の脚注に、適切な言葉を入れてはどうかという意見もあった。
75. また、メンバーは、物質が使用されているアプリケーションといった個別の物質に関する追加情報をリストに加えるという提案について議論した。数人は、環境の測定値を参照するなどの作業が膨大になると強く訴え、産業界が関連情報を進んで提供してくれない限り、このような作業に取り組むことに気が進まないと述べた。あるメンバーは、産業界はペルフルオロアルキルとポリフルオロアルキル (PFAS) のアプリケーションを特定する準備をしていると指摘し、アプリケーションに関する情報を指示リストに追加するか否か検討する前に、作業が終了するまで待つよう提案した。別のメンバーは、環境に基準を追加するという提案に反応して、リストの目的として環境基準関連は考えていないと述べた。
76. あるメンバーは直近で追加された多くの物質を評価するための時間の延長を要求した。別のメンバーは、条約において締約国が負う義務を実行するための支援としてのリストの重要性を強調した。そのため指示リストをできるだけ早く利用できるようにすることを強く求めた。
77. 委員会は、全体会議での議論を考慮した上で決定草案を作成するよう事務局に要求した。
78. 決定の採択に先立ち、あるメンバーが、例示リストを 6 か国語に翻訳するという国連の要求に対応して、翻訳の件は締約国会議で判断する方が良いと述べた。
79. その後委員会は、決定 POPRC-16/5 を採択した。そのため、PFOA とその塩及び PFOA 関連物質の例示リスト草案 (UNEP/POPS/POPRC.16/INF/12) に関するコメントを 2021 年 2 月 28 日までに提出するようメンバーと締約国、オブザーバーに求めた。また、改訂リストについては 2021 年 4 月 30 日までとした。委員会の議長が副議長と相談して、寄せられたコメントを考慮に入れた上で物質の指示リストを更新し、締約国会議第 10 回委員会の前に条約のウェブサイト上で閲覧できるようにすることを事務局に要求した。
80. この決定は今回の報告の添付Iに提示される。

V. 委員会の作業に効率的に参加するための支援活動に関する報告

81. 事務局の代表は、委員会の作業への効果的参加を支援する活動に関する報告 (UNEP/POPS/POPRC.16/INF/13) を紹介し、事務局が前回の委員会以来実施している能力開発と教育活動の要点を述べ、締約国会議の要求に従って、締約国とオブザーバーが、残留性有機化学物質検討委員会とロッテルダム条約の化学物質検討委員会の作業へ効果的に参加することを支援するために事務局が立ち上げたワークショップへの注目を促した。ワークショップは、EU とドイツ、ノルウェー、スウェーデン各国の政府が提供した経済的支援により可能となった。
82. 英語圏のアフリカの小地域が、科学・政策・産業の相互関係を強化しストックホルム条約を支持するために 2020 年 1 月に、小地域のワークショップがラゴス、ナイジェリアで開催された。ワークショップの参加者は、地域及び国レベルで条約の履行を継続するためのロードマップを議論し、途上国に必要な関連事項を特定した。委員会の活動は、科学・政策・産業の相互関係の具体的な例として支持された。
83. 数人のメンバーが、委員会における効果的参加を支援する委員会のワークショップと資料に対して感謝の意を表明し、事務局がそれに関して継続して努力をしていくことを奨励した。
84. 委員会は発表された情報を記録した。

VI. 第 16 回と第 17 回委員会の会期間活動計画

85. 項目を検討するにあたり、委員会は、事務局が作成した、委員会の第 16 回と 17 回委員会の会期間

の作業計画草案に関するメモ（UNEP/POPS/POPRC.16/8）を事前に入手した。事務局の代表は、項目を紹介し、情報を要約して記録した。

86. 続く議論で、数人のメンバーが、会期間の日程がきついことに関して懸念を表明し、もう少し長い検討とコメントの期限を認める多様な方法を提案した。しかし、事務局の代表が提供した説明を踏まえて、委員会の計画について注目すべく、委員会は修正なしにワークショップを導入することに合意した。
87. 決定 SC-1/7 の添付第 29 項に従って、委員会は、その決定を実行するために必要な作業を前進させるため、数多くの会期間作業グループを設定した。また委員会は会期間作業部会も設置した。
88. 会期間作業部会の組織はこの報告書の添付IIに示され、作業計画は添付IIIに示されている。

VII. 第 17 回委員会の開催地と日程

89. 委員会は、第 17 回委員会を、ロッテルダム条約の化学物質検討委員会第 17 回委員会に続いて、ローマの国際連合食糧農業機関の本場で、2021 年 9 月 27 日から 10 月 1 日まで開催することに合意した。委員会の期間を含む準備は、検討される化学物質の数と COVID-19 感染拡大の状況を考慮した上で、事務局と相談して会期間に調整されることが了承された。

VIII. その他の事項

90. 他の案件は取り上げられなかった。

IX. 報告書の採択

91. 委員会は、委員会の間に回覧された報告草案に基づく本報告書を採択した。口頭で修正され、事務局と相談した上で報告書の最終版は報告者に委ねられることが了承された。

X. 委員会の閉会

92. 慣習に従って挨拶が交わされ、2021 年 1 月 16 日土曜日の午後 7 時（ジュネーブ時間（協定世界時 +1））に委員会の閉会が宣言された。

添付 1

第 16 回委員会において残留性有機汚染物質検討委員会により採択された決定

POPRC-16/1: デクロランプラス

POPRC-16/2: メトキシクロル

POPRC-16/3: UV-328

POPRC-16/4: デカブロモジフェニルエーテルと短鎖塩素化パラフィンの特定適用除外に関連する情報の
検証

POPRC-16/5: ペルフルオロオクタン酸 (PFOA) とその塩及び PFOA 関連物質の例示リスト

ADVANCE

POPRC-16/1 : デクロランプラス

残留性有機汚染物質検討委員会では、

デクロランプラスとその *syn*-異性体及び *anti*-異性体をストックホルム条約の附属書 A、B 及び/または C に加えるというノルウェーが提案した評価が完了し、決定 POPRC-15/2 において、提案は条約の附属書 D に明記された基準を満たすと第 15 回委員会で判断し、

ストックホルム条約の第 8 条第 6 項に従って、デクロランプラスのリスクプロファイル草案を検討し、

1. デクロランプラスのリスクプロファイル草案¹の決定を、委員会の第 17 回委員会まで延期することを決定する。
2. 残留性、生物蓄積性及び長距離移動性の可能性に関する情報は決定的であるが、委員会は悪影響に関する情報がデクロランプラスのリスクプロファイルの決定に至るのに十分であると合意することができなかった、という点に留意すること。
3. 締約国会議の決定 SC-1/7 の添付に従って、デクロランプラスに関するリスクプロファイル草案を条約の附属書 E に従って検討し更新するため会期間作業部会を設置することを決定する。
4. 締約国とオブザーバーに、デクロランプラスの悪影響に関する追加情報を事務局へ 2021 年 3 月 1 日までに提出するよう依頼する。

POPRC-16/2 : メトキシクロル

残留性有機汚染物質検討委員会では、

メトキシクロルをストックホルム条約の附属書 A、B 及び/または C に加えるという EU が提案した評価が完了し、決定 POPRC-15/3 において、提案は条約の附属書 D に明記された基準を満たすと第 15 回委員会で判断し、

条約の第 8 条第 6 項に従って、メトキシクロルのリスクプロファイル²も完成し、

1. メトキシクロルのリスクプロファイルを採択する。
2. 条約の第 8 条第 7 項(a)に従って、メトキシクロルは長距離移動の結果として、世界的な対処が必要とされる人の健康と環境に重大な悪影響をもたらす可能性があるかと判断する。
3. また、条約の第 8 条第 7 項と締約国会議の決定 SC-1/7 の添付第 29 項に従って、メトキシクロルの規制措置の分析を含むリスク管理評価書を、条約の附属書 F に従って作成するために会期間作業部会を設置することを決定する。
4. 条約の第 8 条第 7 項(a)に従って、附属書 F に明記される情報を事務局へ 2021 年 3 月 1 日までに提出するよう締約国とオブザーバーに依頼する。

POPRC-16/3 : UV-328

残留性有機汚染物質検討委員会では、

UV-328 を条約の附属書 A に加えるというスイスの提案を検証し、条約の附属書 D に明記された審査基準を適用し、

1. 条約の第 8 条第 4 項(a)に従って、UV-328 (CAS No.25973-55-1) の審査基準を満たすと判断し、今回の決定の添付の中の評価にそのように提示する。
2. また、条約の第 8 条第 6 項と決定 SC-1/7 の第 29 項に従って、提案を検討し UV-328 のリスクプロ

¹ UNEP/POPS/POPRC.16/INF/19

² UNEP/POPS/POPRC.16/9/Add.1.

ファイル草案を附属書 E に従って作成するために会期間作業部会を設置することを決定する。

3. 条約の第 8 条第 4 項(a)に従って、附属書 E に明記される情報を事務局へ 2021 年 3 月 1 日までに提出すよう締約国とオブザーバーに依頼する。

決定 POPRC-16/3 の添付

附属書 D の基準に関する UV-328 の評価

A. 背景

今回の評価を準備するための主な情報源は、スイスが提出した UV-328 に関連する提案である。それは文書 UNEP/POPS/POPRC.16/4 に記載される。

B. 評価

提案は、化学物質の同一性に関する附属書 D の要求（パラグラフ 1(a)）に照らして以下のように評価された。

(a) 化学的同一性

- (i) 提案の中で適正な情報が提供された。
- (ii) 化学構造が提供された。

UV-328 の化学的同一性が適正に証明される。

(b) 残留性

- (i) スラッジ改良土壌を 1 年以上にわたって監視した 2 つの調査研究において、UV-328 は消失時間と半減期間はそれぞれ 179 日から 218 日、99 日から 223 日であった (Lai et al., 2014a; Lai et al., 2014b)。

修正シュトゥルム・テスト（経済協力開発機構 (OECD) 301B）において、UV-328 は 28 日間で 2 から 8 パーセントしか分解されなかった。すなわちその物質は生物分解が難しいことを意味する (European Chemicals Agency (ECHA), 2020)。

Narragansett Bay（ナラガンセット湾）のデータを監視したところ、製造業からの環境への放出が停止されてから数十年後、堆積物の中に UV-328 の存在が示された (Cantwell et al., 2015)。

- (ii) UV-328 は高い疎水性で、有機物に吸収または強く吸収されて揮発性は低い。水中に放出されると、粒子と有機物に分配され、滞留または堆積する (ECHA, 2014)。UV-328 は加水分解性の官能基がなく水溶性が低いことから、加水分解は重要ではないと見込まれる。

UV-328 を使用した水と堆積物のシミュレーション試験は得られていないため、このデータの不足を補うため構造的に類似の物質、M1 (CAS No.84268-36-0) でリードアクロスが行われた。M1 では、堆積物の種類による計算上の消失時間 DT_{50} は 238 日から 248 日の間となる (ECHA, 2014)。M1 の別の側鎖（プロピオン酸）は UV-328 のそれ（*t*-ペンチル）よりも早く減少するため、M1 の結果は、UV-328 の DT_{50} と半減時間の代表的なベストケースと見なされる (Brandt et al., 2016)。

UV-328 が残留性に関する基準を満たしているとする十分な証拠がある。

(c) 生物蓄積性

- (i) UV-328 の $\log K_{ow} > 5$ (ECHA, 2020)

脂質を標準化した生物濃縮係数 (bioconcentration factor、BCF) 値 $> 5,000L/kg$ ww は、OECD TG305C に従って行われた生物蓄積性試験において、対象魚 2 匹のうち 1 匹に見られる (ECHA, 2014)。

(ii)と (iii)

動態モデルによると、UV-328 は魚において、代謝速度が遅いと評価された。すなわち代謝変換は重要ではないことを示唆している。このことは、高い栄養段階の捕食者に摂取された場合、低代謝のせいで生物蓄積が起こる可能性があるということの意味する (Environment and Climate Change Canada, Health Canada, 2016)。

UV-328 の生物濃縮係数 (BAF) は、栄養段階中位の魚でおよそ 87,000L/kg ww と推定され、AQUAWEB モデルによると、食物摂取を考慮した場合、水生生物での多大な生物蓄積係数 (BMF) を示唆している (Environment and Climate Change Canada, Health Canada, 2016)。EPI Suite の BCFBAF モジュールでは、Regression-based メソッドを使用して BCF 6,000L/kg ww と推定された (United States Environmental Protection Agency, 2012)。

日本による 5 頭のスナメリのモニタリングデータによると、体重ベースで平均 8.4ng/g ww であった (Nakata et al., 2010)。それは、同じ地域から取った小魚のサンプルの濃度よりも 30 倍高い値である (0.25ng/g ww)。脂質含量を 5 パーセントに標準化しても、スナメリの濃度は小魚よりも高かった (Nakata et al., 2009)。

UV-328 が生物濃縮性に関する基準を満たしているとする十分な証拠がある。

(d) 長距離移動性

(i) と(ii)

ノルウェーの北極圏では、UV-328 は空気中では検出されなかったが、北極圏生物相 (鳥類の卵とミンクの肝臓) の中では 60 から 100 パーセントの検出頻度であった (Norwegian Institute for Air Research (NILU), 2018)。UV-328 は、世界中の海鳥のサンプルの尾腺ワックスからも発見された。最も高い濃度は、小さな砂地の孤島の海鳥から見つかった (最大 7,000ng/g) (Takada et al., 2019)。さらに、UV-328 は、太平洋のイガいのサンプルでは 65 パーセントの検出頻度であった (Nakata et al., 2012)。へき地もあるスペリオール湖の周りでは、UV-328 は、セグロカモメで 100 パーセントの検出頻度であった (Lu et al., 2018)。

遠隔地での UV-328 の検出は広範囲ではない。まだ、定期的に監視されている化学物質ではない。

(iii) UV-328 は $\log K_{oa} > 10$ 、大気エアロゾル粒子への分配を示す (Wania, 2003)。

入力パラメーターとして $\log K_{aw}$ に関していくらかの不確実性があるものの、UV-328 特有の移動距離と移動効率、OECD Pov と LRTP 検査ツールによって、認知された残留性有機汚染物質のそれと比較することができる。

UV-328 は水中のプラスチックゴミから移行することが分かっている (ミリメートルサイズのポリエチレンとポリプロピレン)。それは大量に使用され、プラスチックからの遅い拡散に適合する生理化学的性質を持っている (Tanaka et al., 2019; Tanaka et al., 2020a)。海鳥によるプラスチックゴミに含まれる UV-328 の摂取は、結果としてそれらの組織に蓄積され、遠隔地において確認されている (Tanaka et al., 2019; Tanaka et al., 2020b)。

UV-328 が長距離移動性に関する基準を満たしているとする十分な証拠がある。

(e) 悪影響

(i) 入手可能な情報なし。

(ii) ラットに UV-328 を反復経口投与 (強制経口投与) したところ、複数の臓器、特に肝臓と腎臓で毒性を引き起こした (ECHA, 2020)。

欧州化学物質庁のリスクアセスメント委員会は、UV-328 は特定の標的臓器毒性基準を満たし

ていると結論付けた。—2008年12月16日付け欧州議会と欧州理事会の、物質と混合物の分類、ラベリング、梱包に関する規制 (EC) No.1272/2008 に従って、亜急性 (49 日) 及び亜慢性 (90 日) の反復投与毒性試験に基づき、サブカテゴリ 2 (STOT RE2) に分類された (ECHA, 2013)。

UV-328 は悪影響に関する基準を満たしているとする十分な証拠がある。

C. 結論

委員会は UV-328 が附属書 D に明記された審査基準を満たしていると結論付けた。

References (参考資料)

1. Brandt M, Becker E, Jöhncke U, Sättler D, Schulte C (2016). A Weight-of-Evidence Approach to Assess Chemicals: Case Study on the Assessment of Persistence of 4,6-Substituted Phenolic Benzotriazoles in the Environment. *Environmental Sciences Europe* 28(1): 1–14.
2. Environment and Climate Change Canada, Health Canada (2016). Screening Assessment Report on Phenol, 2-(2H-benzotriazol-2-yl)-4,6-bis(1,1-dimethylpropyl)- (BDTP). <http://www.ec.gc.ca/ese-ees/default.asp?lang=En&n=78FEE504-1>.
3. Cantwell MG, Sullivan JC, Katz DR, Burgess RM, Bradford Hubeny J, King J (2015). Source Determination of Benzotriazoles in Sediment Cores from Two Urban Estuaries on the Atlantic Coast of the United States. *Marine Pollution Bulletin* 101(1): 208–218.
4. ECHA (2013). Committee for Risk Assessment RAC, Opinion on the specific target organ toxicity of 2-benzotriazol-2-yl-4,6-di-tert-butylphenol (UV-320) and 2-(2H-benzotriazol-2-yl)-4,6-ditertpentylphenol (UV-328). https://echa.europa.eu/documents/10162/13641/rac_opinion_uv-320-328_en.pdf.
5. ECHA (2014). Member State Committee Support Document for Identification of 2-(2H-Benzotriazol-2-yl)-4,6-ditertpentylphenol (UV-328) as a Substance of Very High Concern because of its PBT/vPvB Properties. <https://echa.europa.eu/documents/10162/0a105049-c60d-c800-5ecd-a6eeb1f529d9>.
6. ECHA (2020). Registration dossier of 2-(2H-benzotriazol-2-yl)-4,6-ditertpentylphenol. <https://echa.europa.eu/registration-dossier/-/registered-dossier/5280>.
7. Lai HJ, Ying GG, Ma YB, Chen ZF, Chen F, Liu YS (2014a). Field Dissipation and Plant Uptake of Benzotriazole Ultraviolet Stabilizers in Biosolid-Amended Soils. *Environmental Sciences: Processes and Impacts* 16(3): 558–566.
8. Lai HJ, Ying GG, Ma YB, Chen ZF, Chen F, Liu YS (2014b). Occurrence and Dissipation of Benzotriazoles and Benzotriazole Ultraviolet Stabilizers in Biosolid-Amended Soils. *Environmental Toxicology and Chemistry* 33(4): 761–767.
9. Lu Z, De Silva AO, McGoldrick DJ, Zhou W, Peart TE, Cook C, Tetreault GR, Martin PA, de Solla SR (2018). Substituted Diphenylamine Antioxidants and Benzotriazole UV Stabilizers in Aquatic Organisms in the Great Lakes of North America: Terrestrial Exposure and Biodilution. *Environmental Science & Technology* 52(3): 1280–1289.
10. Nakata H, Murata S, Filatreau J (2009). Occurrence and Concentrations of Benzotriazole UV Stabilizers in Marine Organisms and Sediments from the Ariake Sea, Japan. *Environmental Science & Technology* 43: 6920–6926.
11. Nakata H, Shinohara RI, Murata S, Watanabe M (2010). Detection of Benzotriazole UV Stabilizers in the Blubber of Marine Mammals by Gas Chromatography-High Resolution Mass Spectrometry (GC-HRMS). *Journal of Environmental Monitoring* 12(11): 2088–2092.

12. Nakata H, Shinohara RI, Nakazawa Y, Isobe T, Sudaryanto, A, Subramanian A, Tanabe S, Zakaria MP, Zheng GJ, Lam PKS, Kim EY, Min BY, We SU, Viet PH, Tana TS, Prudente M, Frank D, Lauenstein G, Kannan K (2012). Asia–Pacific Mussel Watch for Emerging Pollutants: Distribution of Synthetic Musks and Benzotriazole UV Stabilizers in Asian and US Coastal Waters. *Marine Pollution Bulletin* 64(10): 2211–2218.
13. NILU (2018). Screening Programme 2017 AMAP Assessment Compounds (M-1080). <https://www.miljodirektoratet.no/globalassets/publikasjoner/M1080/M1080.pdf>.
14. Takada H, Tanaka K, Yamashita R, Watanuki Y (2019). Transfer of Additives from Ingested Plastics to Seabirds and Their Accumulation in the Tissue. ACS Spring 2019 National Meeting & Exposition.
15. Tanaka K, van Franeker JA, Deguchi T, Takada H (2019). Piece-by-Piece Analysis of Additives and Manufacturing Byproducts in Plastics Ingested by Seabirds: Implication for Risk of Exposure to Seabirds. *Marine Pollution Bulletin* 145: 36–41.
16. Tanaka K, Takada H, Ikenaka Y, Nakayama SMM, Ishizuka M (2020a). Occurrence and concentrations of chemical additives in plastic fragments on a beach on the island of Kauai, Hawaii. *Marine Pollution Bulletin* 150: 110732.
17. Tanaka K, Watanuki Y, Takada H, Ishizuka M, Yamashita R, Kazama M, Hiki N, Kashiwada F, Mizukawa K, Mizukawa H, Hyrenbach D, Hester M, Ikenaka Y, Nakayama SMM (2020b). In Vivo Accumulation of Plastic-Derived Chemicals into Seabird Tissues. *Current Biology* 30(4): 723–728.e3.
18. US EPA (2012). Estimation Programs Interface Suite™ for Microsoft® Windows.
19. Wania F (2003). Assessing the Potential of Persistent Organic Chemicals for Long-Range Transport and Accumulation in Polar Regions. *Environmental Science & Technology* 37: 1344–1351.

POPRC-16/4：デカブロモジフェニルエーテルと短鎖塩素化パラフィンの特定適用除外に関する情報の検証

残留性有機汚染物質検討委員会では、

決定 SC-8/13 と SC-8/14 の第 5 項で締約国会議の要求によりデカブロモジフェニルエーテルと短鎖塩素化パラフィンの特定適用除外に関する情報の検証を完了し、

1. デカブロモジフェニルエーテルと短鎖塩素化パラフィン³の特定適用除外に関する情報の検証に関する報告書を、第 10 回委員会における検討のために締約国会議に提出することを決定する。
2. 第 10 回委員会における締約国会議による検討のため、上記第 1 項で言及される報告書に含まれる委員会の提案を反映した決定草案の作成を事務局に要求する。

POPRC-16/5：ペルフルオロオクタン酸（PFOA）とその塩及び PFOA 関連物質の例示リスト

残留性有機汚染物質検討委員会では、

決定 SC-9/13 の第 III 項に従って締約国とその他から提出された情報の資料と、ペルフルオロオクタン酸（PFOA）とその塩及び PFOA 関連物質の例示リスト草案を検討し、

1. PFOA とその塩及び PFOA 関連物質の例示リスト草案に関するコメントを 2021 年 2 月 28 日までに提出することをメンバー、締約国及びオブザーバーに依頼する。
2. PFOA とその塩及び PFOA 関連物質の例示リスト草案を、提出されたコメントを考慮に入れた上で 2021 年 3 月 31 日までに作成することを事務局に要求する。
3. 上記第 2 項で言及された例示リスト草案に関するコメントを 2021 年 4 月 30 日までに提出することをメンバー、締約国及びオブザーバーに依頼する。
4. 委員会の議長と副議長に相談して、PFOA とその塩及び PFOA 関連物質の例示リストを、提出されたコメントを考慮に入れた上で更新し、締約国会議第 10 回委員会の前に条約のウェブサイト上で閲覧できるようにすることを事務局に要求する。
5. 今後リストが更新される際に検討できるように、PFOA とその塩及び PFOA 関連物質の識別に関するさらなる情報を、締約国とオブザーバーが事務局に提出することの依頼について検討することを締約国会議に提言する。

³ UNEP/POPS/POPRC.16/INF/17 と UNEP/POPS/POPRC.16/INF/18

ANNEX (添付II)**Composition of intersessional working groups****Working group on UV-328****Committee members**

Mr. Agustin Harte (Argentina)
Ms. Ingrid Hauzenberger (Austria)
Ms. Tamara Kukharchyk (Belarus)
Ms. Valentina Bertato (Belgium)
Ms. Cynthia Bainbridge (Canada)
Mr. Luis Guillermo Romero Esquivel (Costa Rica)
Mr. Jean-Paul Otamonga (Democratic Republic of the Congo)
Ms. Rikke Donchil Holmberg (Denmark)
Mr. Mario Rodas (Ecuador)
Mr. Elham Refaat Abdelaziz (Egypt)
Ms. Caren Rauert (Germany) **(Drafter)**
Mr. Sam Adu-Kumi (Ghana) **(Chair)**
Mr. Dharmendra Kumar Gupta (India)
Mr. Amir Nasser Ahmadi (Islamic Republic of Iran)
Mr. Kazuhide Kimbara (Japan)
Mr. Gotfried Uiseb (Namibia)
Mr. Peter Dawson (New Zealand)
Ms. Christina Charlotte Tolfsen (Norway)
Ms. Magdalena Frydrych (Poland)
Ms. Victorine Augustine Pinas (Suriname)
Ms. Svitlana Sukhorebra (Ukraine)

Observers

Ms. Anie Lauzon (Canada)
Mr. Greg Hammond (Canada)
Ms. Cecilia Andrea Aburto Schweitzer (Chile)
Ms. Katarína Řiháčková (Czechia)
Mr. Pavel Čupr (Czechia)
Mr. Timo Seppälä (Finland)
Ms. Sandrine Andres (France)

Ms. Catharina Brett-Smith (Germany)
Mr. Akihiko Ikegawa (Japan)
Mr. Akira Iino (Japan)
Ms. Asuka Wakahara (Japan)
Ms. Hiroko Arataki Ichihara (Japan)
Mr. Yasuyuki Suzuki (Japan)
Mr. Shunsuke Kudo (Japan)
Ms. Momoe Teraishi (Japan)
Ms. Christel Moræus Olsen (Norway)
Ms. Mitsuko Komada (Norway)
Ms. Anna Miroshnik (Russian Federation)
Mr. Pavel Shirokov (Russian Federation)
Ms. Victoria Kostina (Russian Federation)
Mr. Ivan Djurickovic (Serbia)
Ms. Noluzuko Gwayi (South Africa)
Ms. Maria Delvin (Sweden)
Mr. Andreas Buser (Switzerland)
Ms. Elizabeth Lawton (United Kingdom of Great Britain and Northern Ireland)
Mr. Ian Doyle (United Kingdom of Great Britain and Northern Ireland)
Ms. Elizabeth Nichols (United States of America)
Ms. Karissa Taylor Kovner (United States of America)
Ms. Laura Nazef (United States of America)
Ms. Monique Perron (United States of America)
Ms. Anastasia Swearingen (American Chemistry Council (ACC))
Mr. Mark Trehitt (American Chemistry Council (ACC))
Mr. Olivier De Matos (European Centre for Ecotoxicology and Toxicology of Chemicals (ECETOC))
Mr. Jens Christopher Otte (European Chemical Industry Council (CEFIC))
Mr. Todd Gouin (European Chemical Industry Council (CEFIC))
Mr. Sunday Leonard (Global Environment Facility (GEF))
Ms. Kathleen Plotzke (Global Silicones Council)
Mr. K. Russell LaMotte (Global Silicones Council)
Mr. Hideshige Takada (International Panel on Chemical Pollution (IPCP))
Ms. Pamela Miller (International Pollutants Elimination Network (IPEN))
Ms. Sara Brosche (International Pollutants Elimination Network (IPEN))

- Ms. Eva Kruemmel (Inuit Circumpolar Council)
- Mr. Asirvatham Ramesh Kumar (National Environmental Engineering Research Institute (NEERI))
- Ms. Mariann Lloyd-Smith (National Toxics Network (NTN) Inc.)
- Mr. Evgeny Tretyakov (Stockholm Convention Regional Centre for Capacity-building and the Transfer of Technology, Russian Federation)
- Ms. Elena Bagryanskaya (Stockholm Convention Regional Centre for Capacity-building and the Transfer of Technology, Russian Federation)
- Ms. Juliane Glüge (Swiss Federal Institute of Technology (ETH) Zurich)

Working group on Dechlorane Plus

Committee members

- Mr. Agustin Harte (Argentina)
- Ms. Ingrid Hauzenberger (Austria)
- Ms. Tamara Kukharchyk (Belarus)
- Ms. Valentina Bertato (Belgium)
- Ms. Cynthia Bainbridge (Canada)
- Mr. Luis Guillermo Romero Esquivel (Costa Rica)
- Ms. Rikke Donchil Holmberg (Denmark)
- Ms. Caren Rauert (Germany)
- Mr. Sam Adu-Kumi (Ghana)
- Mr. Kazuhide Kimbara (Japan)
- Mr. Peter Dawson (New Zealand)
- Ms. Christina Charlotte Tolfsen (Norway) **(Drafter)**
- Ms. Magdalena Frydrych (Poland)
- Ms. Victorine Augustine Pinas (Suriname) **(Chair)**
- Mr. Nadjo N'Ladon (Togo)
- Ms. Svitlana Sukhorebra (Ukraine)

Observers

- Ms. Anie Lauzon (Canada)
- Mr. Greg Hammond (Canada)
- Ms. Cecilia Andrea Aburto Schweitzer (Chile)
- Ms. Katarína Řiháčková (Czechia)
- Mr. Pavel Čupr (Czechia)
- Mr. Timo Seppälä (Finland)
- Ms. Sandrine Andres (France)

Ms. Catharina Brett-Smith (Germany)
 Mr. Akihiko Ikegawa (Japan)
 Mr. Akira Iino (Japan)
 Ms. Asuka Wakahara (Japan)
 Ms. Hiroko Arataki Ichihara (Japan)
 Mr. Yasuyuki Suzuki (Japan)
 Mr. Shunsuke Kudo (Japan)
 Ms. Momoe Teraishi (Japan)
 Mr. Sergio Bazan (Mexico)
 Ms. Christel Moræus Olsen (Norway)
 Ms. Mitsuko Komada (Norway)
 Ms. Mariam Ibrahim Al-Abdulla (Qatar)
 Ms. Anna Miroshnik (Russian Federation)
 Mr. Pavel Shirokov (Russian Federation)
 Ms. Victoria Kostina (Russian Federation)
 Mr. Ivan Djurickovic (Serbia)
 Ms. Brenda Maphanga (South Africa)
 Ms. Noluzuko Gwayi (South Africa)
 Ms. Begoña Jiménez (Spain)
 Ms. Maria Delvin (Sweden)
 Mr. Andreas Buser (Switzerland)
 Ms. Elizabeth Lawton (United Kingdom of Great Britain and Northern Ireland)
 Mr. Ian Doyle (United Kingdom of Great Britain and Northern Ireland)
 Ms. Elizabeth Nichols (United States of America)
 Ms. Karissa Taylor Kovner (United States of America)
 Ms. Laura Nazef (United States of America)
 Ms. Monique Perron (United States of America)
 Ms. Anastasia Swearingen (American Chemistry Council (ACC))
 Mr. Mark Trehitt (American Chemistry Council (ACC))
 Ms. Kathleen Plotzke (Global Silicones Council)
 Mr. K. Russell LaMotte (Global Silicones Council)
 Ms. Pamela Miller (International Pollutants Elimination Network (IPEN))
 Ms. Sara Brosche (International Pollutants Elimination Network (IPEN))
 Ms. Eva Kruemmel (Inuit Circumpolar Council)

Ms. Emily Marquez (Pesticide Action Network - North America)

Ms. Elena Bagryanskaya (SCRC Russian Federation)

Ms. Sophia Danenberg (United States Council for International Business)

Working group on methoxychlor

Committee members

Ms. Ingrid Hauzenberger (Austria)

Ms. Tamara Kukharchyk (Belarus)

Ms. Valentina Bertato (Belgium) (**Drafter**)

Ms. Cynthia Bainbridge (Canada)

Ms. Rikke Donchil Holmberg (Denmark)

Mr. Mehari Wondmagegn (Ethiopia)

Ms. Caren Rauert (Germany)

Mr. Sam Adu-Kumi (Ghana)

Mr. Kazuhide Kimbara (Japan)

Ms. Amal Lemsioui (Morocco)

Mr. Gotfried Uiseb (Namibia)

Mr. Peter Dawson (New Zealand)

Ms. Christina Charlotte Tolfsen (Norway)

Ms. Magdalena Frydrych (Poland)

Ms. Victorine Augustine Pinas (Suriname)

Ms. Chalongkwan Tangbanluekal (Thailand) (**Chair**)

Ms. Svitlana Sukhorebra (Ukraine)

Observers

Ms. Ana Maria Vekic (Brazil)

Ms. Anie Lauzon (Canada)

Ms. Mélanie Whiteside (Canada)

Ms. Cecilia Andrea Aburto Schweitzer (Chile)

Ms. Katarína Řiháčková (Czechia)

Mr. Pavel Čupr (Czechia)

Mr. Timo Seppälä (Finland)

Ms. Sandrine Andres (France)

Ms. Catharina Brett-Smith (Germany)

Mr. Akihiko Ikegawa (Japan)

Mr. Akira Iino (Japan)

Ms. Asuka Wakahara (Japan)
 Ms. Hiroko Arataki Ichihara (Japan)
 Mr. Yasuyuki Suzuki (Japan)
 Mr. Shunsuke Kudo (Japan)
 Ms. Momoe Teraishi (Japan)
 Mr. Sergio Bazan (Mexico)
 Ms. Mitsuko Komada (Norway)
 Ms. Anna Miroshnik (Russian Federation)
 Mr. Pavel Shirokov (Russian Federation)
 Ms. Victoria Kostina (Russian Federation)
 Mr. Ivan Djurickovic (Serbia)
 Ms. Noluzuko Gwayi (South Africa)
 Ms. Maria Delvin (Sweden)
 Mr. Andreas Buser (Switzerland)
 Ms. Elizabeth Lawton (United Kingdom of Great Britain and Northern Ireland)
 Mr. Ian Doyle (United Kingdom of Great Britain and Northern Ireland)
 Ms. Elizabeth Nichols (United States of America)
 Ms. Karissa Taylor Kovner (United States of America)
 Ms. Laura Nazef (United States of America)
 Ms. Monique Perron (United States of America)
 Mr. Mark Trehwitt (American Chemistry Council (ACC))
 Ms. Lydia Astanina (GreenWomen Analytical Environmental Agency)
 Ms. Pamela Miller (International Pollutants Elimination Network (IPEN))
 Ms. Sara Brosche (International Pollutants Elimination Network (IPEN))
 Ms. Eva Kruemmel (Inuit Circumpolar Council)
 Ms. Emily Marquez (Pesticide Action Network - North America)
 Ms. Elena Bagryanskaya (Stockholm Convention Regional Centre for Capacity-building and the Transfer of Technology, Russian Federation)

Working group on long-range environmental transport

Committee members

Mr. Agustin Harte (Argentina)
 Ms. Ingrid Hauzenberger (Austria)
 Ms. Tamara Kukharchyk (Belarus)
 Ms. Valentina Bertato (Belgium)

Ms. Cynthia Bainbridge (Canada)
Ms. Rikke Donchil Holmberg (Denmark)
Mr. Elham Refaat Abdelaziz (Egypt)
Ms. Caren Rauert (Germany)
Mr. Sam Adu-Kumi (Ghana)
Mr. Kazuhide Kimbara (Japan)
Mr. Peter Dawson (New Zealand)
Ms. Christina Charlotte Tolfsen (Norway)
Ms. Magdalena Frydrych (Poland)
Ms. Svitlana Sukhorebra (Ukraine)

Observers

Ms. Ana Maria Vekic (Brazil)
Ms. Anie Lauzon (Canada)
Mr. Greg Hammond (Canada)
Ms. Mélanie Whiteside (Canada)
Ms. Cecilia Andrea Aburto Schweitzer (Chile)
Ms. Katarína Řiháčková (Czechia)
Mr. Pavel Čupr (Czechia)
Mr. Timo Seppälä (Finland)
Ms. Sandrine Andres (France)
Ms. Catharina Brett-Smith (Germany)
Mr. Akihiko Ikegawa (Japan)
Mr. Akira Iino (Japan)
Ms. Asuka Wakahara (Japan)
Ms. Hiroko Arataki Ichihara (Japan)
Mr. Yasuyuki Suzuki (Japan)
Mr. Shunsuke Kudo (Japan)
Ms. Momoe Teraishi (Japan)
Ms. Christel Moræus Olsen (Norway)
Ms. Mitsuko Komada (Norway)
Ms. Anna Miroshnik (Russian Federation)
Mr. Mikhail Zapevalov (Russian Federation)
Mr. Pavel Shirokov (Russian Federation)
Ms. Victoria Kostina (Russian Federation)

Ms. Noluzuko Gwayi (South Africa)
Mr. Ivan Djurickovic (Serbia)
Mr. Mfanwenkosi Mathebula (South Africa)
Ms. Begoña Jiménez (Spain)
Ms. Maria Delvin (Sweden)
Mr. Andreas Buser (Switzerland)
Ms. Elizabeth Lawton (United Kingdom of Great Britain and Northern Ireland)
Mr. Ian Doyle (United Kingdom of Great Britain and Northern Ireland)
Ms. Elizabeth Nichols (United States of America)
Ms. Karissa Taylor Kovner (United States of America)
Ms. Laura Nazef (United States of America)
Ms. Monique Perron (United States of America)
Ms. Anastasia Swearingen (American Chemistry Council (ACC))
Mr. Mark Trehitt (American Chemistry Council (ACC))
Ms. Anna Katharina Püschel (CropLife International)
Mr. Michael Struder (CropLife International)
Mr. Pasquale Falcigno (CropLife International)
Mr. Rakesh Roshan (CropLife International)
Mr. Ron van Peer (CropLife International)
Mr. Jens Christopher Otte (European Chemical Industry Council (CEFIC))
Ms. Maria Ruiz-Cuevas (European Chemical Industry Council (CEFIC))
Mr. Todd Gouin (European Chemical Industry Council (CEFIC))
Mr. Peter Hannebaum (European Committee of the Manufacturers of Fire Protection Equipment and Fire Fighting Vehicles)
Mr. Thomas Leonhardt (European Committee of the Manufacturers of Fire Protection Equipment and Fire Fighting Vehicles)
Mr. Ronald Bock (Fluorocouncil)
Mr. Sunday Leonard (Global Environment Facility (GEF))
Ms. Kathleen Plotzke (Global Silicones Council)
Mr. K. Russell LaMotte (Global Silicones Council)
Mr. Thomas Karluss (Global Silicones Council)
Ms. Lydia Astanina (GreenWomen Analytical Environmental Agency)
Mr. Hideshige Takada (International Panel on Chemical Pollution (IPCP))
Mr. Zhanyun Wang (International Panel on Chemical Pollution (IPCP))

- Ms. Pamela Miller (International Pollutants Elimination Network (IPEN))
Mr. Roger Anthony Klein (International Pollutants Elimination Network (IPEN))
Ms. Sara Brosche (International Pollutants Elimination Network (IPEN))
Ms. Eva Kruemmel (Inuit Circumpolar Council)
Ms. Mariann Lloyd-Smith (National Toxics Network (NTN) Inc.)
Ms. Emily Marquez (Pesticide Action Network - North America)
Ms. Elena Bagryanskaya (Stockholm Convention Regional Centre for Capacity-building and the Transfer of Technology, Russian Federation)
Ms. Juliane Glüge (Swiss Federal Institute of Technology (ETH) Zurich)
Ms. Sophia Danenberg (United States Council for International Business)

ADVANCE

添付III

第16回委員会及び第17回委員会の期間にリスクプロファイルとリスク管理評価書を作成するための委員会の作業計画

日程	活動の間隔 (週)	活動 (検討中の各化学物質について)
2021年1月16日	-	委員会が会期間作業部会を設置する。
2021年1月18日	<1	リスクプロファイルの附属書Eとリスク管理評価の附属書Fに明記する情報の提供を締約国とオブザーバーに事務局が依頼する。
2021年3月1日	6	リスクプロファイルの附属書Eとリスク管理評価の附属書Fに明記される情報を締約国とオブザーバーが事務局に提出する。
2021年4月5日	5	作業部会の議長と草案者は第一次草案を完成させる。
2021年4月19日	2	第一次草案に対するコメントを、作業部会のメンバーが議長と草案者に提出する。
2021年5月3日	2	作業部会の議長と草案者は、作業部会からのコメントの検討を終了し、第二次草案とコメントに対する回答の編集を完成させる。
2021年5月7日	<1	事務局はコメントを求めるために、第二次草案を締約国とオブザーバーに配布する。
2021年6月11日	5	締約国とオブザーバーはコメントを事務局に提出する。
2021年7月2日	3	作業部会の議長と草案者は、締約国とオブザーバーからのコメントを検討し、第三次草案と最終草案、及びコメントに対する回答の編集を完成させる。
2021年7月5日	<1	事務局は、編集と翻訳のために最終草案をナイロビの国連事務所会議サービス部門に送付する。
2021年8月9日	5	会議サービス部門は最終草案の編集と翻訳を完了する。
2021年8月16日	1	事務局は、国連の6つの公用語の最終草案を配布する。
2021年9月27日～ 2021年10月1日	6	第17回委員会



残留性有機汚染物質に関する ストックホルム条約

配布：一般
2020年6月9日

原著：英語

残留性有機汚染物質検討委員会

第16回会議

ジュネーブ、2021年1月11～15日

暫定議題第4 (a) (i) 項*

技術的作業：リスクプロファイル草案に関する考察：

デクロランプラス並びにその syn-異性体及び anti-異性体

リスクプロファイル草案：デクロランプラス並びに その syn-異性体及び anti-異性体

事務局による注記

I. 緒言

1. 残留性有機汚染物質検討委員会は第15回会議において、デクロランプラス (Dechlorane Plus、塩素系難燃剤) 並びにその syn-異性体及び anti-異性体に関する決定 POPRC-15/2 (UNEP/POPS/POPRC.15/7, annex I) を採択し、委員会は更に、当該化学品を条約 (UNEP/POPS/POPRC.15/3) の付属書 A、B 及び/または C に表記し、条約の付属書 E に従ってリスクプロファイル草案を作成するという提案を検討するために会期間作業部会を設けることを決定した。

2. 決定 POPRC-15/2 及び委員会採択の作業計画 (UNEP/POPS/POPRC.15/7, annex III) に従って、会期間作業部会はリスクプロファイル草案を作成した。当該草案は、正式に編集することなく、本注記の付属書において詳説する。追加の情報とリスクプロファイル草案に関するコメント及び対応を詳しく編集したものがそれぞれ、文書 UNEP/POPS/POPRC.16/INF/14 及び UNEP/POPS/POPRC.16/INF/4 である。

II. 提案された措置

3. 委員会は、次の事項を望む。

- (a) 本注記の付属書で詳説するリスクプロファイル草案を、すべての補正事項を付けて採用すること。
- (b) 条約の第8条7項に従い、またリスクプロファイルに基づき、デクロランプラス並びにその syn-異性体及び anti-異性体が、それらの長距離環境移動の結果として、

* UNEP/POPS/POPRC.16/1.

全世界的な措置が必要とされるような、人の健康及び／または環境に著しく悪い影響を与える可能性があるか否かを決定すること。

- (c) 上記 (b) 号の決定に応じて、次のいずれかについて合意する。
- (i) すべての当事者とオブザーバーを招待して、それらが条約の付属書 F に従って情報を提供し、会期間作業部会を設けてリスク管理評価の草案を作成し、また評価草案を完成させるための作業計画について合意する。
 - (ii) すべての当事者とオブザーバーが利用できるリスクプロファイルを作成し、提案を無視する。

付属書

デクロンプラス並びに
その **syn**-異性体及び **anti**-異性体

リスクプロファイル草案

残留性有機汚染物質検討委員会
会期間作業部会作成

2020年6月

目次

要旨	5
1. 緒言	6
1.1 化学的同一性	6
1.2 POPs 検討委員会の付属書 D の情報に関する結論	8
1.3 データソース	8
1.4 国際条約下の化学物質の現状	8
2. リスクプロファイルに関連する情報（概要）	9
2.1 発生源	9
2.2.1 生産、流通、備蓄	9
2.1.2 用途	9
2.1.3 環境への放出と排出	10
2.2 環境中運命	11
2.2.1 残留性	11
2.2.2 生体内蓄積及びトキシコキネティクス	12
2.2.3 長距移動性	14
2.3 ばく露	16
2.3.1 環境レベルと傾向	16
2.3.2 人へのばく露	20
2.4 懸念エンドポイントのためのハザード評価	21
2.4.1 水生生物への毒性	22
2.4.2 陸生生物への毒性	24
2.4.3 人への毒性	25
2.4.4 その他の懸念事項	27
3. 情報の統合	27
4. おわりに	28
参考文献	30

要旨

1. 残留性有機汚染物質検討委員会は第 15 回目の会議において、デクロランプラス (DP、CAS No. 13560-89-9) 並びにその syn-異性体 (CAS No. 135821-03-3) 及び anti-異性体 (CAS No. 135821-74-8) が、条約 (Decision POPRC-15/2) の付属書 D の審査基準を満たしていると結論し、また条約の付属書 E に従って、提案をさらに検討するため、かつリスクプロファイル草案を作成するために、会期間作業部会を設立することを決定した。当事者及びオブザーバーは、2019 年 12 月 2 日より前に、付属書 E に定める情報を提出するよう求められた。
2. 「デクロランプラス」™ の技術的混合物は、1960 年代から使用されている市販のポリ塩化難燃剤である。この材料は、電線及びケーブルの被覆材、プラスチック屋根ふき材、TV 及びコンピュータのモニタ用コネクタの添加難燃剤として、またナイロンやポリプロピレンのプラスチックのようなポリマー系の非可塑性難燃剤として用いられている。
3. 技術的な DP 混合物には、syn-異性体 DP と anti-異性体 DP の 2 つの立体異性体 (syn-異性体 DP と anti-異性体 DP の比率が約 1 : 3 または 25% と 75% の比率で存在する) がある。市販の DP 混合物には、不純物として単付加体 DP や単脱塩素化 DP 及び他の物質が含まれることもある。DP 及びその異性体は、意図的に生成されるものとして知られている。
4. フッカーケミカル (Hooker Chemicals and Plastics Corporation) (現オクシデンタルケミカル [Occidental Chemical Company、OxyChem]) は、ニューヨーク州ナイアガラフォールズで DP の生産を 1960 年代に開始して 2016 年に終了した。米国では DP は高生産量化学品と見なされてきたが、その推定年間生産量は 1986 年以降 450~4500 トンであった。中国の江蘇安邦電化有限公司の製造工場での生産は 2003 年に開始され、年間生産量は 300~1000 トンと報告されている。
5. DP は、生産、加工及び使用を通じて、また廃棄物処理施設とリサイクル施設から環境中に放出される。使用中の放出には、産業上の使用と専門的な使用や消費財からの放出がある。DP は多くの場所 (生産現場及びリサイクル現場から、都市部、村落部及び遠隔地まで及び) で世界的に検出された。DP は、大気、水、氷、土壌、廃水、汚泥、水処理汚泥、埋立地浸出液、屋内及び屋外の塵、野生生物及び人体から検出された。
6. 世界的には最高濃度の DP が米国及び中国のよく知られている生産現場や電子廃棄物の処理施設の近くで検出された。大気や海流を通じた、また、おそらく渡り鳥による遠隔地への DP 長距離移動が、モニタリング研究から明らかにされている。モデルの研究では、DP がすでにリストに入っている POPs (Persistent Organic Pollutants、残留性有機汚染物質) と類似の移動性と残留性を有することが示唆されている。DP は、北極、南極、及びチベット山岳域の異なる環境と生物相で検出された。DP の大気中半減期は約 14 時間と算出されている (すなわち条約の付属書 D (d) (iii) で設定される 2 日の基準より短い)。しかし、モデル化された大気中半減期は主に気相反応に基づくものであり、粒子への吸着後のおそらくより長い半減期 (その低い蒸気圧及び高いオクタノール空気分配係数の対数値により、これが DP の一次移動形態であると推定される) を考慮していない。入手可能なモニタリングデータはこの仮定を追認し、DP が主に大気中及び水中の粒子相に見られることを示している。したがって、DP の長距離移動は、おそらく粒子結合によって仲介される。粒子へ吸着すると反応速度が遅くなり、空気中の実際の半減期が長くなり、DP の長距離移動が助長されると考えられる。
7. DP は水、土壌及び堆積物の中では残留性であると予想され、また、その空気粒子へ結合した後や限られた光分解の後には、自然条件のもとでは空気中에서도残留性であると考えられる。それは、非常に低い水溶性、及び大きなオクタノール水分配係数である。また、それは、土壌や堆積物の有機物質に結合することが予想され、おそらく微生物は容易には生物学的に利用できないと思われる。さらに、DP には、加水分解に影響されやすい官能基がなく、加水分解するとは思われない。モデルから、DP の好気性生物分解は非常に遅いと予測され、ストックホルム条約ですでにリストに入っている同類の化学物質 (マイレックス、クロルデン、ヘプタクロル、ディルドリン/エンドリン、アルドリン及びエンドスルファン) と同様である。DP は深層土壌や堆積物の中で検出され、その残留性が示唆される。モニタリングデータから、土壌や堆積物の中で時間とともに分解するのは限られており、DP が残留性であると結論される。このことは、土壌の中の DP 半減期が 180 日より長いことを示す最近の実験室での研究で追認されている。
8. 生物濃縮係数が 5,000 を上回ることが、最近の魚における DP に関する研究で報告された。また 5,000 L/kg を上回る DP の生物濃縮係数に対応する排泄半減期と、1 を上回る生物蓄積係数及び栄養濃縮係数が、さまざまな食物連鎖と場所 (南極の食物連鎖を含む) で報告された。欧州連合では、DP が非常に残留性で、非常に生物蓄積的な物質 (very persistent and very bioaccumulative substance、vPvB) であることが確認されている。
9. 一般住民は、食品と飲料水の消費、屋内と環境大気の吸入、及び DP を含む塵芥の吸引と経口摂取により DP にばく露される。DP は、多くの地域の人々の血液と母乳から検出されている。さらに、人の胎児は、臍帯血を経て DP にばく露される可能性があり、乳児が DP にばく露される重要な原因は母乳である可能性がある。中

国では、最高レベルの DP が、職業上ばく露された労働者、ならびに生産施設及び電子廃棄物リサイクル施設の近くに住む住民に観察された。

10. 入手可能な動物実験では、人及び他の生物の経口、吸引または経皮経由の DP 摂取による急性毒性の懸念は小さいことが示唆されているが、DP に関する毒性データは限られており、慢性的な毒性に関する研究はない。DP を用いた毒性研究では、例えば、酸化損傷、神経毒性の兆候、及び内分泌かく乱の可能性といった影響について報告されている。酸化ストレスは、海洋マクロ藻、魚、海洋二枚貝、ミミズ、鳥類及びマウスで観察されている。DP にばく露された海洋マクロ藻類では、低濃度で光合成が弱められた。神経毒性は魚で観察され、また神経毒性の可能性がミミズで観察された。内分泌系変調作用の可能性は魚について説明があり、いくつかの疫学的研究では、人において内分泌系変調作用の可能性を示している。また、DP は一部の生物種において、血液脳関門を通して母親から子供に移行することが報告されている。ゼブラフィッシュ胚を用いた研究では、DP と 3-メチルフェナントレンとの共ばく露による相乗効果として、神経毒性パラメータの相乗効果と両化合物の生体蓄積量の上昇が示された。
11. DP は、遠隔地を含め、全世界の環境中で広く検出されている。入手可能な科学的なデータでは、DP が動物及び人において残留性と生物蓄積性があり、場合によっては有害となる可能性があることが示されている。DP は、生産現場と使用現場から遠い場所へと移動する。したがって、DP 並びにその syn-異性体及び anti-異性体はおそらく、長距離環境移動の結果として健康及び/または環境に悪影響を及ぼし、それゆえ、世界的な措置が正当化されるものと結論付けられる。

1. 緒言

12. 2019 年 5 月、残留性有機汚染物質 (POPs) に関するストックホルム条約の付属書 A、B、及び/または C に、塩素系難燃剤 (flame retardant [FR]) デクロランプラス (CAS No. 13560-89-9) とその syn-異性体 (CAS No. 135821-03-3) 及び anti-異性体 (CAS No. 135821-74-8) を含めるという提案をノルウェーが提出した。提案 (UNEP/POPS/POPRC.15/3) は条約の第 8 条に従って提出され、2019 年 10 月の残留性有機汚染物質検討委員会 (Persistent Organic Pollutants Review Committee [POPRC]) の第 15 回会議において検討された。

13. 市販の混合物「デクロランプラス」™ は、1960 年代から使用されている添加 FR である (Shen et al., 2011)。デクロランプラスには、略語 DP または DDC-Co が一般的に用いられている。本リスクプロファイルでは、DP を使用する。

1.1 化学的同一性

14. 技術的混合物デクロランプラス™ (CAS No. 13560-89-9) には、syn-異性体 DP (CAS No. 135821-03-3) と anti-異性体 DP (CAS No. 135821-74-8) の 2 つの立体異性体 (syn-異性体 DP と anti-異性体 DP の比率が約 1 : 3 または約 25% と 75% の比率で存在する [Sverko et al., 2011]) を含む市販の製剤である。北米の製造業者 OxyChem によれば、その市販品は、約 35% の syn-異性体 DP と 65% の anti-異性体 DP である (OxyChem, 2013)。江蘇安邦電化有限公司と OxyChem の製造業者からの市販 DP の syn-異性体 DP 分率 (f_{syn}) 値は、0.20~0.41 の範囲にある (Wang et al., 2010a)。

15. DP とその 2 つの異性体の化学的同一性と、モデル化された物理化学的性質と実験的な物理化学的性質を下記の表 1 及び表 2 に示す。DP とその 2 つの異性体の構造式を以下の図 1 に示す。

表 1 デクロランプラスとその syn-異性体及び anti-異性体の化学的同一性

CAS 番号 :	13560-89-9 (デクロランプラス™)、135821-03-3 (syn-異性体)、135821-74-8 (anti-異性体)
IUPAC 名 :	1,6,7,8,9,14,15,16,17,17,18,18-ドデカクロロペンタシクロ [12.2.1.1 ^{6,9} .0 ^{2,13} .0 ^{5,10}] オクタデカ-7,15-ジエン
EC 番号 :	236-948-9
EC 名 :	1,6,7,8,9,14,15,16,17,17,18,18-ドデカクロロペンタシクロ [12.2.1.16,9.02,13.05,10] オクタデカ-7,15-ジエン
分子式 :	C ₁₈ H ₁₂ Cl ₁₂
分子量 :	653.73 g/mol

別名：	ビス（ヘキサクロロシクロペンタジエノ）シクロオクタン； 1,2,3,4,7,8,9,10,13,13,14,14-ドデカクロロ- 1,4,4a,5,6,6a,7,10,10a,11,12,12a-ドデカヒドロ- 1,4:7,10-ジメタノジベンゾ [a,e] シクロオクテン； ドデカクロロドデカヒドロジメタノジベンゾシクロオクテン
商品名	デクロランプラス 25 (Dech Plus)；デクロランプラス 35 (Dech Plus-2)；DP-515；デ クロラン 605；デクロラン A：DP；Escapeflam DK-15（中国）；PyroVex SG（等級 515, 25 and 35）

デクロランプラス *anti*-（または外部）デクロランプラス *syn*-（または内部）デクロランプラス
(CAS no. 13560-89-9) (CAS no. 1358 21-74-8) (CAS no. 135821-03-3)

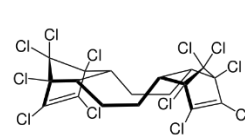
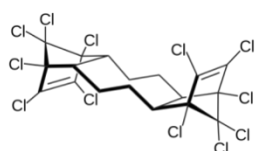
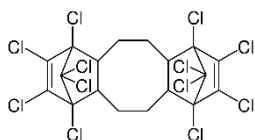


図1 DPとその2つの異性体の構造式

表2 デクロランプラスとその *syn*-異性体及び *anti*-異性体の一部の物理化学的特性の概要

特性	値	参考文献
20 °C、101.3 kPa での物理的状态	硬い白い粉末	ECHA, 2017d
融点/凝固点	340-382 °C 350 °C	ECHA, 2017d OxyChem, 2004b
蒸気圧	0.006 mm Hg \pm 0.8 Pa (200 °C)	OxyChem, 2004b
水溶解度*	<1.67 ng/L (20 - 25 °C) 0.044 - 249 μ g/L (不溶)	ECHA, 2017d OxyChem, 2004b
n-オクタノール/水分配係数、 K_{ow} (対数值)	9.3	OxyChem, 2004b
n-オクタノール/空気分配係数、 K_{oa} (対数值)	12.26	OxyChem, 2004b
堆積物/水分配係数、 K_p (対数值)	6.65	OxyChem, 2004b
空気/水分配係数、 K_{aw} (対数值)	以下の対数 K_{aw} は25 °C推定値 -3.2 (測定した水溶解度と推定した蒸気圧 より) 0.44 (測定した水溶解度と蒸気圧より) -2.8 (EPIWIN**がlog K_{ow} = 9を用いて推定 した水溶解度と蒸気圧より) -3.5 (HENRYWIN***v.3.20がBond法を用 いて予測した構造より)	ECHA, 2017d

* 水溶解度の正確な値には若干の不確かさがある (Chou et al.1979a)。しかし、すべての入手可能な測定値及び予測は、物質が非常に水溶性に乏しいことを示している。

以下のモデリングプログラムは、EPI SuiteTM 内の個別のモデルである。

** ウィンドウズ版 Estimation Program Interface Suite

*** グループ寄与法及び結合寄与法を用いてヘンリーの法則の定数 (空気/水分配係数) を算出する。データベースにフラグメントがないため、グループ寄与法は DP に適用できないため、結合寄与法の結果のみを示す。

16. DP は、2モルのヘキサクロロシクロペンタジエンと1モルの1,5-シクロオクタジエンからディールスアルダー一反応により生成する。市販の工業用ヘキサクロロシクロペンタジエンには、多くの低レベル不純物、例えば、テ

トラクロロエチレン、ペンタクロロシクロペンテノン、オクタクロロシクロペンタジエン、ヘキサクロロブタジエン、及び表に記入されている POPs、ヘキサクロロベンゼン、ペンタクロロベンゼン、及びマイレックスが含まれる可能性がある (U.S. EPA, 1978)。DP モノ付加体 (DP monoadduct [DPMA]) がジ付加体ディールスアルダープロセスによる DP 合成中の部分反応を通して形成される可能性があり、市販の DP 中に不純物として存在する (Sverko et al., 2010)。また、より少ない数の塩素原子を含む DP 化合物、例えば、モノ脱塩素化 DP (DP-1Cl または DP-Cl₁) も市販物質の不純物として生じる可能性がある (Li et al., 2013b)。

17. DP はストックホルム条約ですでに表にある物質 (アルドリン、マイレックス、及びクロルデコンなど) と、構造的に類似している。ストックホルム条約で表にある類似構造、デクロラン関連の物質、及び脱塩素化 DP の物理化学的性質は、UNEP/POPS/POPRC.16/INF/14 の表 1-2 に記載されている。定量的構造活性相関 (Quantitative structure-activity relationship [QSAR]) モデリング (Sverko et al., 2011, Feoet al., 2012) と製造業者による試験 (EHSI, 2004) では、DP が POPs の典型的な特徴を有することを示している (EHSI, 2004 年; Sverko et al., 2011, Feoet al., 2012)。

1.2 POPs 検討委員会の付属書 D の情報に関する結論

18. POPs 検討委員会の第 15 回会議で、DP (CAS No. 13560-89-9) とその syn-異性体 (CAS No. 135821-03-3) 及び anti-異性体 (CAS No. 135821-74-8) を残留性有機汚染物質 (POPs) に関するストックホルム条約に基づき表に記載するというノルウェーによる提案を評価し、DP とその syn-異性体及び anti-異性体が決定 POPRC-15/4、付属書 D (UNEP/POPS/POPRC.15/7) に定める審査基準を満たすものと結論した。委員会はこの提案をさらに検討することと、条約の付属書 E に従ってリスクプロファイル草案を作成することを決定した。

1.3 データソース

19. リスクプロファイル草案は、以下のデータソースに基づくものである。

- (a) ノルウェーが提出した推薦報告書 (UNEP/POPS/POPRC.15/3)
- (b) 条約の付属書 E の情報 (Annex E, 2019) 及び付属書 E に従って当事者及びオブザーバーが提出した意見書 (Annex E, 2020) : ベラルーシ、カナダ、エジプト、ドイツ、ハンガリー、モナコ、オランダ、ニュージーランド、ルーマニア、タイ、カタール、大韓民国、パレスチナ国、国際汚染物質除去ネットワーク (International Pollutants Elimination Network [IPEN]) 及び毒性に関するアラスカコミュニティアクション (Alaska Community Action on Toxics [ACAT])
- (c) 報告書とその他の灰色文献、及び査読した科学誌の情報
- (d) 欧州連合 (EU) の化学物質の登録、評価、認可、及び制限 (Registration, Evaluation, Authorisation and Restriction of Chemicals, REACH) の規則に基づく高懸念物質 (Substance of Very High Concern [SVHC]) として DP を特定することを支持する文書 (ECHA, 2017b, c)
- (e) カナダの審査評価報告書とリスク管理手法 (Canada, 2019a, b)

1.4 国際条約下の化学物質の現状

20. DP がいずれかの国際条約に含まれていることは現在知られていないが、いくつかの国でその規制プロセスが開始された。

21. DP はカナダの国内物質リスト (Canada's Domestic Substances List, DSL) に記載されている (ECCC, 2019 年)。DP の最終審査評価が 2019 年春に、カナダ環境・気候変動省 (Environment and Climate Change Canada, ECCC) 及びカナダ保健省により発表された (Canada, 2019a)。この評価は、それが環境にまたは生物多様性に即時のまたは長期的な悪影響を与えるまたは与えるかもしれない量や濃度、または条件で侵入しているまたは侵入する可能性があるため、DP は環境に対する毒性の基準を満たしていると結論するものである。提唱された規制手法は、2012 年に制定された *特定有害物質禁止規則 (Prohibition of Certain Toxic Substances Regulations)* を修正して、DP 及び DP を含むすべての製品の製造、輸入、使用、販売または販売の申し出を禁止するというものである (Canada, 2019b)。

22. EU では、英国が作成した付属書 XV の関係書類とリスク管理オプション分析に基づいて、DP (その syn-異性体及び anti-異性体を含む) は SVHC として鑑定され、また、それが非常に残留性で非常に生物蓄積性であると考えられるため、2018 年 1 月に REACH 候補リストに加えられた (ECHA, 2017a)。

23. ノルウェーでは、2020年までに段階的にDPの使用を減らしていくという国家目標を示し、2019年1月に優先物質のリストにDPが加えられた（Norwegian Environment Agency, 2019b）。
24. 輸入及び使用に関する特定の制限、承認及び通知要件が、米国（US）、ニュージーランド及びタイでも定められている（UNEP/POPS/POPRC.16/INF/14の表3を参照）。

2. リスクプロファイルに関連する情報（概要）

2.1 発生源

2.2.1 生産、流通、備蓄

25. DPは、1960年代から米国ニューヨーク州ナイアガラフォールズのフッカーケミカル社（現オキシデンタルケミカル社〔Occidental Chemical Company、OxyChem〕）により製造されてきた（Shen, et al., 2011）。米国ではDPを高生産量化学品（年間>500トン）と分類されており（Sverko, et al., 2011）、年間生産量は、1986年以降450～4500トンと推定された（Qiu, et al., 2007）。Oxychemの施設における生産は、2016年中頃に終了した（ECHA, 2020a）。中国の淮安市にある江蘇安邦電化有限公司による製造は、2003年以降年間300～1000トンであると報告された（Wang, et al., 2010a）。全世界の年間生産量は約5000トンである（Ren, et al., 2008）。

26. EUではREACHの下で、年間100～1000トンのDPの生産及び／または輸入総トン数を2業者が登録している（1登録につき1製造業者）。2013年以降の主要登録者である、製造業者OxyChem USを代表するオキシデンタルケミカルベルギーBVBA（Occidental Chemical Belgium BVBA）が、2017年12月にREACHの下で「製造または輸入の中止」を通知し、もはやDPの生産やEUへの輸入を行っていない（ECHA, 2020b）。江蘇安邦電化有限公司を代表するオランダのADAMA Agriculture BV社は2016年以降、唯一の輸入業者／販売業者Velsicolの登録者であった。EUが輸入した最大量は、年間300～400トンであった。2019年には、EUへの輸入が100トンより少なかった（公開論評期間中のオランダからの情報）。スウェーデンは、2006年に5トンまた2005年には11トンのDPの使用を登録した（Kaj, et al., 2010）。

27. カナダでは、2011年と2016年にCEPAの第71節の下で行われた調査に基づき、1,000 kgから10,000 kgのDP（一部の製品に含まれるDPを含む）が、数社により輸入された（Canada, 2019a, b）。政府の調査（2010年、2014年及び2016年）から集められた情報に基づく、韓国では、DPはこれまで製造されていない。DPは2010年には輸入されなかったが、約40トンが使用された。2016年には11トン輸入され、17 kgが使用された。DPは2010年以降輸出されておらず、その間0.9トンのDPが輸出された（付属書Eの情報、韓国）。

2.1.2 用途

28. DPは現在、市販のデカブロモジフェニルエーテル（c-decaBDE）の代替品／代用品として、また難燃剤（FR）として使われるマイレックスの代用として販売されている（Hoh, et al., 2006）。DPは電子配線とケーブル、自動車、プラスチック屋根ふき材料、及び、テレビとコンピュータのモニタの硬質プラスチックコネクタ、ワイヤ被覆剤、及び家具などにFRとして用いられている（Zhang, et al., 2015、付属書E〔2019年、2020年〕）。またDPは航空宇宙産業においてFRとして、さらには他の応用分野において幅広く用いられている（AIAC〔2020〕）。DPは種々の成形剤の添加物として、多くの航空機部品（例えばキャビン内部のパネル、導管材料、エンジンなど他の部品）で頻繁に使用されている。中国の最近の研究では、DPは種々の建築材料から検出されている（Hou, et al., 2018）。壁紙（不織布、PVC、紙）、ラテックス塗料、板材（例えばラミネート加工の床、ファイバーボード、加工木材）、接着剤、シール材、PVCの配管及び発泡剤（例えば吸音発泡剤や発泡ポリスチレンパネル）のサンプルには、検出ゼロから5.1ng/gまでのDPが含まれていた（Hou, et al., 2018）。カナダでは、DPは自動車製造でFRとして使われる（Canada, 2019b）。オランダの付属書Eの情報では、自動車のパワートレイン、冷却系、シャシー及び車体部分に使用されていることが確認されている（Annex E〔2019年〕）。

29. DPは、FRとして多くのポリマー系で使われている。この系統は通常、熱可塑性物質または熱硬化性物質である。DPが含まれている可能性のある熱可塑性物質として、ナイロン（Weil and Levchik, 2009、KEMI, 2019）、ポリエステル（KEMI, 2019）、アクリロニトリル・ブタジエン・スチレン（ABS）、天然ゴム、ポリブチレンテレフタレート（PBT）、ポリプロピレン、及びスチレン・ブタジエン・ゴム（SBR）ブロック・コポリマー（OxyChem, 2007）がある。DPは、熱硬化性物質、例えばエポキシ及びポリエステル樹脂、ポリウレタンフォーム、ポリエチレン、エチレン・プロピレン・ジエン・モノマー・ゴム、ポリウレタン・ゴム、シリコンゴム、及びネオプレンで使われている可能性がある（OxyChem, 2007）。これらの材料の中のDP量は、PBT中の8%からシリコンゴム中の40%の範囲に及ぶ（OxyChem, 2007）。

30. ある製造業者によると（OxyChem, 2007）、顧客が工業用に使用するためにのみDPを製造している。しかし、EUのデータによると、業務用製品と消費者向け製品の両方を製造するためにDPを使用している。より具体的にはREACH登録データによれば、EU/EEAの地域では産業現場では成形材や梱包材にまた専門業者の製品にはDPが使用されている（ECHA, 2017a, 2019b）。REACHの下で、DPは以下の製品分類の工業用に使用するため登録

されている。1) 接着剤、シール材、2) ポリマー製剤と化合物、及び3) 半導体。産業現場におけるまた専門業者が登録している最終的な用途は、次のとおりである。1) 調剤の調合（混合）及び／または梱包（合金を除く）、2) プラスチック製品の製造（調合及び転化を含む）、及び、3) コンピュータ、電子及び光学製品、電気機器の製造。消費者が使用する段階の製品の耐用期間中、以下の製品分類での使用が登録書類に示されている。1) 自動車、2) 機械、機械部品、3) 電気／電子製品、4) 生地、織物及び衣類、及び、5) プラスチック製品。加えて、航空機部品の接着剤に使用することも示されている（ECHA, 2020）。小規模な DP の使用としては、花火の製造（ECHA, 2019）があるが、これは EU/EEA では使用が登録されていない。

31. 2011年に、典型的な構成の電子廃棄物電子廃棄物サンプル 220 トンがスイスのリサイクル施設で処理され、さまざまな発生の流れが分析されている。最大の DP の流れは、細粒プラスチックと消費製品（例えばモニタ及びラップトップケース）からのプラスチックからであった（Taverna, et al., 2017）。

32. 2台の TV と 1 台のコンピュータのプラスチックケースから DP が検出されたが、中国のリサイクル施設から集められた類似機器の回路ボードからは検出されなかった（Li, et al., 2019c）。また、中国の広東省でリサイクルされた ABS から DP が検出された（Cao, et al., 2020）。

33. PyroVex[®]の事業者によれば、その SG は、DP を 99% 含む添加剤 FR である（Velsicol Chemicals LLC, 2020）。PyroVex[®] SG は通常、プラスチックや他の材料に混入され、また、性能要件を満たすために単独で使われるか、補完的な成分と調製される。それは、難燃性ワイヤやケーブル用に、またコンピュータや他の電子装置に用いる電気コネクタ用の FR として売買される。PyroVex[®] SG の等級 515、25 及び 35 は、平均粒径は異なるが同じ化学混合物である。

34. DP を REACH の付属書 XIV に含めるための第 9 次推奨草案に関する公開 EU 協議 2018 年 9 月から 12 月 5 日まで開催され、その際に、多くの会社が添加剤 FR として DP を使用する用途を明らかにした。明確にされた用途は、航空産業と自動車産業での用途、ケーブル絶縁用重合化合物への用途、及び花火の製造への小規模な使用であった（ECHA, 2017e）。

2.1.3 環境への放出と排出

35. DP とその異性体は意図せずに生成されることはない。環境中の DP とその異性体は、人間活動の結果として存在する。

36. DP は、多くの活動、例えば生産、使用、リサイクル及び廃棄物処理、さらには埋め立て地の浸出液や流出液及び汚水処理によって、環境に放出される（Wang, et al., 2016、Wang and Kelly, 2017）。DP は汚泥から検出され（de la Torre, et al., 2011、Barón, et al., 2014 a、Norwegian Environment Agency, 2018b、2019a、Ji, et al., 2018）、また汚水処理工場（wastewater treatment plant [WWTP]）の汚水汚泥から（Davis, et al., 2012）検出された。また、DP に汚染している WWTP からのスラッジが、土壌強化として使用され（Wu, et al., 2017）、また肥料として用いられる（Dai, 2011、Ji, et al., 2018 で概説された）可能性がある。さらに、DP の syn-異性体と anti-異性体は、オスロ市ノルウェーの雨水の粒子割合中に検出された（Norwegian Environment Agency, 2018b、2019a）。

37. カナダの WWTP からの試料について塩素化 FR を調査した。DP の検出頻度は、廃水及び汚水汚泥試料の両方において 90% より大きかったが、除去効率の中央値が総 DP で 51% と 66% の間であった（Shanmuganathan, et al., 2018）。上海の従来の WWTP において、DP レベルは廃水中に平均濃度 0.46ng/L（範囲：0.05~1.40ng/L）で検出された。スラッジには、1.1~2.0ng/g の範囲の DP が含まれていた。anti-異性体 DP の比率（ f_{anti} ）は、syn-異性体 DP（ f_{syn} ）の比率より一貫して大きかった。 f_{anti} 値の平均は 0.16~0.33 の範囲にあり、2つの市販 DP 混合物の範囲内であった。上海のすべての WWTP からの下水スラッジを経た DP の年間放出は 164.8g であると推定された（Xiang, et al., 2014）。

38. DP は電気・電子機器の FR として使われ、電子廃棄物電子廃棄物のリサイクルは環境への DP 放出源であることが報告されている（Wang, et al., 2016）。中国のリサイクルの現場では、土壌中に非常に高レベルな DP（3,327ng/g）が検出された。これは、電子廃棄物リサイクル活動が中国の DP 排出の重要な発生源であることを示唆している（Yu, et al., 2010）。スイスの研究では、電子廃棄物中の総 DP 濃度は $33 \pm 11 \text{ mg/kg}$ であった。これは、2011年にスイスのすべての電子廃棄物から発生する $2.3 \pm 0.9 \text{ t/year}$ の年間 DP 量に置き換えられる（Taverna, et al., 2017）。

39. 屋内の塵は、消費財から放出される DP を含む多くの汚染物質の吸収源及び移送体である。屋内の塵はまた、生活廃水のみを受ける WWTP の汚染物質の主発生源であると考えられる（Katsoyiannis and Samara, 2004 年、Xiang, et al., 2013）。DP は屋内の塵中に、0.08~124,000ng/g の範囲で検出された（Newton, et al., 2015、Wong, et al., 2017、Cao, et al., 2014、Lee, et al., 2020）。製造、WWTP、電子廃棄物リサイクル、埋め立地などからの放出及び排出に関する付加的情報については表 4 を、また、屋内の塵及び空気については UNEP/POPS/POPRC.16/INF/14 の表 12 を参照のこと。

2.2 環境中運命

2.2.1 残留性

40. DP は種々の環境区画内で化学的に安定し、非生物的分解がほとんどまたは全くない (Wang, et al., 2016 概説、ECHA, 2017d、Canada, 2019a)。非常に低い水溶性と高い $\log K_{ow}$ のため、DP は土壌及び堆積物の有機炭素と結合すると思われ、おそらく微生物にとって生物学的に利用可能ではない (Wang, et al., 2016)。表層水、堆積物または土壌中における DP の分解に関して測定された半減期データはない (ECHA, 2017d)。しかし、DP の物理化学的特性は3つの異なるモデル (EPISuite、SPARC 及び、Absolv) を用いて予測され、推定された半減期は水で 180 日、土壌中で 3,650 日及び堆積物中で 1,621 日と予測された (Zhang, et al., 2016)。

41. DP には加水分解されやすい官能基はまったくなく、加水分解が、関連する分解プロセスとは思われない (Canada, 2019年 a、ECHA, 2017年 b)。空气中 (Sverko, et al., 2008、Wang, et al., 2011、Li, et al., 2013b、Wang, et al., 2013b、Tao, et al., 2015)、及び水中 (Chou, et al., 1979b) における DP の光分解の研究は、ECHA (2017d) 及び Canada (2019a) で概説されている。大部分のデータは、自然条件 (例えば、溶媒の使用や光度の違い) に直接関連付けられない管理された実験室での研究から得られたものである。

42. 空气中の光分解の研究は、anti-異性体 DP が空气中で syn-異性体 DP よりも光分解可能であるかもしれないことを示唆している。さらに、DP は自然条件下で、空气中において比較的光に対して安定していると考えられるが、いくつかの研究において、光分解及び低塩素化デクロランの形成、及び他の分解生成物が報告されている。第一に、自然条件下で、空气中の粒子への DP の吸着が期待される。これは、光分解率を低下させ、結果として空气中の半減期が長くなる (Canada, 2019 a)。第二に、Wang ら (Wang et al., 2013b) の研究では、n-ノナン中における DP (anti-異性体 DP、syn-異性体 DP 及び市販の DP) の光分解がキセノン灯を用いた光照射により調査され、脱塩素による急速な光分解が 200~750 nm の光の下で見られた。最初の 5 分間で >50% が分解し、30 分後に 99% が分解した。分解は 280~750 nm の光ではずっと遅く、4 時間後に 20% のみ消失したことが観察された。200~280 nm (UV-C) における脱塩素副産物の量子収量は、280~320 nm の場合より約 2~3 桁多く、320~750 nm の範囲では収量は検出されなかった (Wang et al., 2013b)。したがって、可視光 (>400 nm) 及び UV-A 光 (320~400 nm) で、DP は n-ノナン中で無視できる程度の分解しか示さなかったが、UV-C (200~280 nm) は、DP の光分解で大きな役割を果たし、場合によっては有効な DP 除去法になり得る。大部分の環境中 UV ばく露は 315~400 nm の範囲の波長を有する UV-A 光であるため、これらの所見は、DP は環境中で光安定に違いなく、地表における自然光条件下では、限定された分解しかしないことを示している。さらに、1~4 個の塩素が DP から取り除かれて水素と交換される逐次的分解プロセスが観察され、主な全反応が光還元で、DP の光脱塩素につながったことを示唆した (Wangry et al., 2013b)。脱塩素はまた、Li らにより観察された (Li et al., 2013b)。この研究では、anti-異性体 DP、syn-異性体 DP 及び市販の DP の溶液を紫外線にさらすことによって、3 件の光分解実験が実行された。anti-異性体及び syn-異性体 DP-Cl₁₁ に加えて、少なくとも 2 つの未知の製品が、ばく露後のすべての試料で、また試験物質で確認された (Li et al., 2013b)。

43. 水中の光分解に関する唯一管理された実験室で行われた研究は、Chou ら (Chou et al., 1979b) によるものであった。Chou らは、>290 nm の波長を発する水銀灯を用いて、5% アセトニトリルを含む水溶液中の DP の光転移を 168 時間測定した。Canada (2019a) の研究では >24 年の DP 半減期が報告されているが、ECHA (2017d) は水中での光転移速度定数は $<6 \times 10^{-4} / \text{h}$ と算出し、それは >48 日の半減期に等しいと報告している (Chou et al., 1979b)。ECHA (2017d) によれば、試験溶液に溶媒が含まれており、DP の初期濃度が 1ppm (1mg/L、純水中における報告された可溶性より著しく高い濃度) であったため、この研究からの所見は自然条件を直接代表するものではない。

44. 一般に、モデル予測は、DP の好気性及び嫌気性生物分解が非常に限られており、また、DP は水、土壌及び堆積物中において残留性であることが予期されるという実験的な所見を支持する (Canada, 2019a)。BIOWIN v4.10 モデル (US EPA, 2012)、Catalogic (2012)、及び TOPKAT (2004) を用いた予測はすべて、DP の生物分解が非常に遅いことを示している (Canada, 2019a、ECHA, 2017 d)。ECHA (2017 d) は、BIOWIN v4.10 モデル及び関連した不確定度から推定したデータに基づいて、「DP は生物分解しそうにない」と結論している。DP について得られた BIOWIN の結果は、多くのヘキサクロロ・ノルボルネン含有類似化学物質と同様で、DP が類似化学物質 (例えばストックホルム条約下で POP としてすでに記載されているマイレックス、クロルデン、ヘプタクロル、ディルドリン/エンドリン、アルドリン及びエンドスルファン) と同じくらい残留性であることを示している。さらに、DP について予測される 2 つの考えられる微生物分解経路は、POP 類似体について予測されるものと同じである。ECHA (2017 d) によれば、これらの経路についての代謝速度は、すでに記載された POP より著しく水溶性が低い DP について、より急速である可能性は低い。BIOWIN v4.10 モデルの有効性は、ECHA (2017d) で詳述される。不確かさがいくらか見受けられるが、BIOWIN v4.10 は DP についての有効なモデルであると一般に考えられている。

45. 以上のモデリング結果に沿って、Canada (2019 a) で述べられる実験室試験は、DP が好気性条件下ではおそらく生物分解しないことを示した。活性汚泥生分解試験 (改訂 MITI OECD 301C) では 2 週間で 0.6% の生物分解を報告した (US EPA, 2011、Japan J-CHECK, 2020a も参照のこと)。また、廃水汚水汚泥を用いた 21 日間の試験では、0% の生物分解性が示された (US EPA, 2009)。

46. モニタリング研究は、DPが残留性で、堆積物中の生物分解は制限されるという追加の証拠を提供する。DPは懸濁堆積物中において残留性で、約17年の半減期を有することが分かった (Sverko et al., 2008)。Qiuらの研究 (Qiu, et al., 2007) では、DPが初期堆積後、30年以上にわたって依然として存在していることを示唆している。この研究において、DPはオンタリオ湖 (カナダ) 中心部からの堆積物中で測定され、1980年頃に対応する層で検出された。時間と共に増加する f_{anti} 値の線形トレンド [$r^2 = 0.739$ 、表面 (新しい) 堆積物の平均0.76から、1980年頃に対応するさらに深い層の >0.90 まで] が観察され、anti-異性体DPがsyn-異性体より堆積物中で残留性である可能性を示唆した。しかし、この時間にわたる市販のバッチの f_{anti} の偏差は知られておらず、この所見はまた、syn-異性体DPがanti-異性体DPに異性化したことを反映しているのかもしれない。Qiuら (Qiu, et al., 2007) の調査結果と同様、淡水中 (Wang et al., 2010) 及び海洋沈殿物 (Fang, et al., 2014) におけるDP及び f_{anti} 値に関する他の研究ではそれぞれ、淡水堆積物中におけるsyn-異性体DPの立体選択的減損の可能性、及びanti-異性体DPの濃縮について報告している。anti-異性体DPの濃縮は、堆積物中におけるsyn-異性体の優先的生物分解性による可能性があるとして説明されている。

47. また、土壌中におけるDPの分解に関するいくつかのデータも入手可能である。最上層農地土壌 (pH = 7.1、64.2% のシルト、25.6% の砂、10.2% のクレイ、及び3.12% の有機物から成る) 中におけるDPの分解が、0.1、1、及び10mg/kgの初期DP濃度を得るようDPのアセトン溶液を土壌にスパイクすることによる管理実験室条件で調査された。25°Cで260日間の培養後、初期DPの4.2~8.2%が分解された (Cheng et al., 2019)。転換を調査するために開発されたモデルシミュレーションにより、転換率が時間とともに変わりやすく、統計的に互いと異なることが示された。DPの半減期は1325~2948日の範囲にあると推定し、土壌中の環境残留性をさらに示した (Cheng et al., 2019)。また、syn-異性体DPは、中国の製造施設の近くで採取された土壌中では100cmの深度までほとんど変化しないことが報告され (Wang et al., 2010 a)、おそらく、異性体に特有の分解または優先的吸着は、土壌において大きな影響を与えないことを示唆している。DP濃度は、表面土壌 (0~5 cm) で最も高く (837 µg/kg、乾燥重量 [dw])、深度60~70 cmで9.16µg/kg-dw、及び深度90~100 cmで3.84µg/kg-dwまで減少する。 f_{anti} 値は土壌深度によってほとんど変化せず、表層の0.75から最も深い層 (90~100cm) の0.67の範囲であった。この調査の著者らは、自身の矛盾する知見を説明している。その一方で著者らは、自らの成果は、中国の市販の製品で測定された f_{anti} 値0.60と比較すると、土壌中におけるsyn-異性体の立体選択的減損を意味すると述べている。また他方で、異性体に特有の微生物分解または優先的吸着は、土壌において大きな役割を果たしていないとも述べている。

48. DPは、水、土壌及び堆積物中において残留性であると思われる。空気中の粒子に対するその結合性、及び入手可能な実験室での研究、及びモデル化データに基づく、DPはまた、自然条件で空気中で残留性であると考えられる。分解可能性及び微生物代謝経路のモデリング研究は、DPの生物分解性がおそらく非常に遅いこと、DPがストックホルム条約下で記載される類似の物質より、いくらかでも速く分解される可能性は低いことを示唆している。モニタリングデータは、土壌及び堆積物中における経時的分解が限られることを示し、DPが残留性であるとする結論を支持している。また、土壌中のDPの残留性は、管理された実験室での研究により最近追認された。

2.2.2 生体内蓄積及びトキシコキネティクス

49. DPのlog K_{ow} が9.3であることが報告されている (OxyChem, 2004 b)。大きなlog K_{ow} 及び非常に低い水溶性は (表2)、DPが非常に疎水性で、有機物質に対する分配することを示す。これは、6.65という比較的大きな対数堆積物-水分分配係数 (log K_p) によっても支持されている。安定したばく露レベルを維持することが困難であるため、これらの特性は水系の実験室での研究の実行を困難にする。したがって、水系ばく露は、生体内蓄積能に関しては、重要性が限られているであろう。しかし、多くの現地調査によって、魚類が著しく摂取していることが示されている (Guo et al., 2017, Malak et al., 2018, Kurt-Karakus et al., 2019)。

50. 水系ばく露による魚類生体内蓄積の調査では、生物濃縮係数 (bioconcentration factor [BCF]) 値がストックホルム条約によって定められた生物濃縮基準 (BCF 5000) を超える値が報告されている (Wang et al., 2019)。この研究では、コイを水経路で連続的に32日間DPにばく露させ (0.14~0.24ng/Lの範囲で)、続いて32日間の排泄期間を置いた。投与は4つのパッケージを用いて行われた。各パッケージは、1gの市販DP粉末 (≥99%の純度) を、フィルタスクリーンに封入された濾紙の中に入れ、水槽の底部の中空鋼鉄ボールの中に置かれた。著者は、定常状態の水中濃度に3日以内に達し、その後、平衡は維持されると推定した。syn-異性体及びanti-異性体の最大濃度は32日目に観察され、それぞれ440±28ng/g湿潤重量 (wet weight [ww]) 及び830±44ng/g-wwであった。平衡が達成され、BCFは筋肉中の湿潤重量濃度、及び摂取定数と排泄定数の比率に基づいて算出された。報告されたBCF値は、syn-異性体及びanti-異性体DPについてそれぞれ5,700 L/kg及び9,300 L/kgであり、排泄半減期は、syn-異性体及びanti-異性体DPについてそれぞれ6.3日及び7.2日であった (Wang et al., 2019)。1974年に行われた生体内蓄積試験では説明が十分ではないが、コイを水中濃度2.7mg/L及び0.27mg/LのDPに8週間ばく露したところ、BCF = 87~121を示した (Japan J-Check, 2020b)。魚類で観察されるレベルに関する情報は提供されなかった。

51. 排泄半減期は生体内蓄積の重要な尺度である。英国環境庁 (UK Environment Agency [EA]) の2012年の分析によれば、8~10日程度の排泄半減期は、脂質正常化と成長修正されたBCFが5,000 L/kgより大きいことを示す。ニジマスの幼魚を使用した実験室での餌料投与による生物蓄積性試験では、DPの排泄半減期 (肝臓を除いた全身) は、anti-異性体については30~40日、syn-異性体については50~70日であると報告され、非常に生物蓄積性の物

質であることが強く示された (Tomy et al., 2008)。いずれの異性体も、ばく露の 49 日後に定常状態に達しなかった (Tomy et al., 2008)。南極からの水生の食物網研究の結果 (Na et al., 2017) では、Tomy ら (Tomy et al., 2008) の結果と一致して、anti-異性体 DP のより大きな生体内蓄積を観察した。しかし、コイを用いた実験室での研究は、組織特異的な偏差を示した (Tang et al., 2018)。さらに、モデル化研究 (Larisch and Goss, 2018) と魚類による経口摂取の測定値 (Tomy et al., 2008 年) との比較は良く一致し、食物を介した DP のような超疎水性化学物質の生体内蓄積が信頼性良く予測され得ることを示した。物質は魚類によって代謝されないため、DP の摂取は遅いが、最終的に相当な生物濃縮になる (Larisch and Goss, 2018)。Wang ら (Wang et al., 2019) で観察されたコイ筋肉の排泄半減期は、Tomy ら (Tomy et al., 2008) で肝臓を除いた全体について観察された値よりわずかに短く、魚種及び実験条件の違いが原因であると考えられた。

52. anti-異性体 DP の生体内蓄積が、海洋緑巨藻 *U. pertusa* の幼生において、 10^{-8} mol DP/L (約 6.53 mg/L に等しい) への 21 日間のばく露後と 21 日間の排泄後に観察された (Gong et al., 2018)。累積 DP レベルは、7 日目及び 21 日目それぞれ 127 ng/g-ww 及び 206 ng/g-ww であり、半減期は、syn-異性体及び anti-異性体 DP についてそれぞれ 1.458 日及び 14.531 日であった。

53. 強制経口投与によって 90 日間、異なる用量 (0、1、10 及び 100 mg/kg/d) の市販 DP 25 にばく露されたラットにおいて、DP は筋肉よりも肝臓に優先的に蓄積した。高投与量 (10 及び 100 mg/kg/d) では、syn-異性体 DP は組織内で支配的であった。syn-異性体 DP の排出半減期は肝臓で約 179 日、筋肉で 44 日、及び血清で 24 日であり、anti-異性体 DP については筋肉で 54 日、及び血清で 25 日であった。肝臓についての anti-異性体 DP の浄化時間は、肝臓における浄化後の増加が有意でなかったため、算出されなかった (Li et al., 2013b)。

54. いくつかのフィールド調査から、さまざまな食物網における DP の生物蓄積係数 (biomagnification factor [BMF]) 及び栄養濃縮係数 (trophic magnification factor [TMF]) が報告されている。温度、サンプリング時間、繁殖状況、回遊、年齢、及び組織算出対全身算出のような要因) が、TMF の算出に影響を及ぼす可能性がある (Borgå et al., 2012, Franklin, 2016)。BMF (Tomy et al., 2007, Wu et al., 2018, Sun et al., 2015, Sun et al., 2017) 及び TMF (Sun et al., 2015, Kurt-Karakus et al., 2019, Na et al., 2017) が 1 を超えることが報告されているように (南極における 1 つの研究 [Na et al., 2017 年] を含む)、DP は淡水域から海洋域までの様々な食物網で生物濃縮する。中国南部の非常に汚染された場所から採取された両生類において、生体内蓄積及び母体への移行が観察された (Wu et al., 2018)。両生類は、水生生物相と陸生生物相の間の食物網において重要な栄養段階を占める。カエルと昆虫についての既知の捕食者と被食者との関係に基づいて、1 を上回る BMF (1.8~2.7) の DP の研究が報告された (Wu et al., 2018)。中国南部の電子機器リサイクル施設近くにある淡水貯水池で行った DP の生物濃縮の研究により、DP 異性体の TMF は、同じ食物網における PBDE 同族体の TMF より 2~3 倍大きく、非常に扱いにくい PCB 同族体と同等であるか、より小さいことが分かった (Wu et al., 2010)。中国からの水生の食物網研究では、1.9~3.1 の範囲の TMF が報告された。この研究では、DPMA、anti-異性体 Cl₁₁-DP、及び anti-異性体 Cl₁₀-DP については生物濃縮能 (TMF > 1) も報告され (Wang et al., 2015)、これも DP の生体内蓄積を評価するときには考慮しなければならない。これらの物質の詳細については、第 1.1 節の化学的同一性を参照のこと。1 を上回る BMF を示す 3 つの陸生研究がある (Yu et al., 2013, She et al., 2013, Wu et al., 2018)。生体内蓄積に関する詳細は UNEP/POPS/POPRC.16/INF/14 の表 5 を参照のこと。

55. 環境試料中の DP の異性体組成は、それらの生物相における異性体の選択的摂取または排出、生体内の蓄積、及び立体特異的光分解のため、工業用製品とは異なる (Wang et al., 2015, Wang et al., 2016 で概説)。栄養レベル (Peng et al., 2014, Tomy et al., 2007, Wang et al., 2015)、ばく露濃度 (Li et al., 2013 a, b, Mo et al., 2013, Peng et al., 2015)、生涯サイクルの段階 (Klosterhaus g et al., 2012, Sühring g et al., 2014)、野生生物の種及び組織 (Peng et al., 2014 年, Zhang et al., 2011 年, Zheng et al., 2014 a)、及び立体選択的排出 (Li g et al., 2019) が、生物における DP の立体選択的生体内蓄積の主因である。

56. 鳥類の研究では、DP とその異性体の摂取、分布及び排泄の動態が複雑なことを示している。砂及び食物から環境を介して DP にばく露され、電子廃棄物リサイクル施設の近くで飼育された鶏は、anti-異性体 DP の優先的蓄積を示した (Zheng et al., 2014 a)。組織の脂質含有量が生体内分布の主因であったが、血液灌流の程度及び組織の機能も重要な要因であった。さらに、研究は anti-異性体 DP の組織特異的蓄積を明らかにし、他の組織の 0.54~0.59 と比べて、脳、脂肪、及び肝臓にさらに高いレベルの f_{anti} (0.65~0.64) を示した。研究はまた、土壌及び鶏肉中の同程度の anti-異性体 Cl₁₁-DP 対 anti-異性体 DP 比率に基づいて、anti-異性体 Cl₁₁-DP は生体内で DP から代謝されるよりはむしろ、食餌を通して吸収されたことを示している (Zheng et al., 2014 a)。この情報は、syn-異性体 Cl₁₁-DP と anti-異性体 Cl₁₁-DP が、市販の DP-25 で検出されたという事実により支持されている。それゆえに、これらの化学物質は市販の製品から生じたと推測される (Li et al., 2013 b)。

57. DP の生体内変化に関するいくつかの研究がある (Tomy et al., 2007, 2008, Ren et al., 2009, Sverko et al., 2010)。DP は生体内で簡単には代謝されないことが示されており (Tomy et al., 2008, Xian et al., 2011)、Tomy らの結果は、魚類における DP の酵素誘発代謝は、もし起こったとしても低い可能性があることを示唆している。水酸化またはスルホン化された DP の代謝物質は、魚肝エキス、または人血清において観察されなかった (Tomy et al., 2007, Re et al., 2009)。DP の分解生成物 (例えばデカクロロペンタシクロオクタジエン [DP-Cl₁₀]、またはウンデカクロロペンタシクロオクタジエン [DP-Cl_{11z}]) は、鳥の卵 (Guerra et al., 2011, Muñoz-Arnanz et al., 2011, 2012, Zheng et al., 2014 a)、及びラット (Li et al., 2013) で検出されたが、いくつかの研究では、それらが摂取以

前の生物的または非生物的プロセスを通して形成されるか、もしくは市販の生成物の不純物を通して形成されることも示唆されている (Sverko et al., 2008, 2010, Tomy et al., 2008, Zheng et al., 2010, 2014, Li et al., 2013)。また、2つの追加の脱塩素類似体が、ウズラと試験物質で検出された (Li et al., 2013 a, b)。ウズラの卵の卵黄嚢に DP を注入した研究では、DP の生体内変化は示されなかった (Briels et al., 2018)。これは 18 日目の鶏卵でも観察されたが、ヒナが殻を破ったとき、新生のヒナの体内 (残りの卵黄も含む) の syn-異性体 DP と anti-異性体 DP の重量がそれぞれ 5.9% と 15% 著しく低下し、後期発育段階中にある程度の代謝活性が示された (Li et al., 2019)。

58. 1980 年から 2000 年に保存されたエリー湖の魚 (ウォールアイ) から DP が最初に検出され、魚に取り込まれることが示唆された (Hoh et al., 2006)。入手可能なモニタリング調査から、DP が環境に広く分散することが示されている (Canada, 2019a で概説、ECHA 2017b)。世界的な証拠から、DP の取り込みが水生と地上の生態食物網、及び人体のような種々の生物相サンプルに起こることが明らかにされている (Wang et al., 2016 で概説)。フィールドモニタリングデータは、DP が生物学的に取り込まれ、ベースライン麻酔に関連する重大な生体負担の考慮に基づいた、生物相において懸念なレベルを超える可能性があることを示唆している (ECHA 2017b)。DP は、カナダの 2 つの都市で採取された母乳サンプル (Siddique et al., 2012)、人血清 (Brasseur et al., 2014; Yan et al., 2012; Ren et al., 2009; Chen et al., 2015)、及び臍帯血血清 (Ben et al., 2014)、ならびに人毛髪 (Chen et al., 2015) から検出された。さらに、製造施設の労働者の血液及び毛髪から非常に高い DP 濃度が報告された (Zhang et al., 2013)。生物相と人のサンプルからの検出に関する詳細については、UNEP/POPS/POPRC.16/INF/14 の表 10 及び表 13 を参照のこと。

59. 要約すると DP に関して、5,000 L/kg を上回る BCF で暗示される長い排泄半減期が報告されている。DP の log K_{ow} は 5 より大きく、5,000 L/kg を上回る BCF が、DP 異性体について魚類研究から報告された。加えて、BMF=1 及び TMF=1 が、いくつかの生物及び食物網について報告された。多くの研究から、野生生物と人に DP が存在することが明らかになった。現場モニタリングデータは、DP が生物学的に取り込まれ、高い生体負荷をもたらすことを示唆している (ECHA, 2017b)。これら一連の証拠は、DP が生物蓄積性であるという結論を裏付けるものである。さらに EU は最近、DP を非常に生物蓄積性の物質 (very bioaccumulative、vB) と特定した (ECHA, 2017a)。

2.2.3 長距移動性

60. 大気中の DP は疎水性が強く、また蒸気圧が低い (第 1.1 節参照)、空気中の粒子に吸着する (Sverko et al., 2011; AMAP, 2017, Canada, 2019a)。モニタリング調査から、空気中 DP 粒子に結合した割合が平均で 99% に及ぶと報告されている (Hoh et al., 2006)。海水中における測定値から、DP が粒子に吸着する傾向が確認されている。東部グリーンランド海では、粒子に結合した DP の平均が、syn-異性体 DP の 97% 及び anti-異性体 DP の 80% を占めた。大西洋の海水中では、粒子に結合した割合は平均で、syn-異性体 DP について 58%、anti-異性体 DP について 75% であった (Möller et al., 2010)。

61. 空気中 DP のモデル化された半減期 (QSAR 推定) は 13.68 時間で、条約の付属書 D (d) (iii) に定める 2 日の基準より短い (Sverko et al., 2011)。ただし、空気中の半減期は主に気相反応に基づき、粒子への吸着 (これが DP の一次移送形態であると推定される) 後のより長い可能性のある半減期を考慮しないモデルを用いて導出している (Sverko et al., 2011 で概説、Canada, 2019a)。デカ BDE のような同様の物理化学的性質を有する他の化学物質についてすでに示されているように (Brevik et al., 2006、UNEP/POPS/POPRC.10/10/Add.2、POPRC-10/2)、粒子への吸収により反応速度が遅くなり、空気中の実際の半減期が長くなり、粒子上の DP の LRET が助長される可能性がある (Sverko et al., 2011; Canada, 2019a)。ECHA (2017d) に記述されるように、空中で微粒子に強く吸着する蒸気圧が低い物質の LRET は、それらが結合する微粒子の状態に支配され、大気中の条件 (例えば乾期) が許せば、遠隔地域への LRET を経験する。

62. OECD POV 及び LRTP 選別ツール (残留性及び LRET 能について化学物質を選別するためのソフトウェアツール) により実行されたモデル化研究 (Wegmann et al., 2009)、及び DP と DP 類似体及びベンチマーク化学物質 (α -HCH、HCB、PCB-101、PCB-180、PCB-28、HBCD、アトラジン、p-クレゾール、クロルデンプラス、Dec 602、Dec 603、Dec 604 など) との比較は、DP が記載された POP についての範囲内の移送及び残留性特性を有し (Sverko et al., 2011)、DP はある程度遠隔地域に沈着するかもしれないことを示唆している (Canada, 2019a)。しかし、OECD POV 及び LRTP 選別ツールを用いて導出された結果は不確かさを伴う。なぜなら、モデルで使われる入力パラメータの大部分が、推定パラメータだからである (ECHA, 2017d; Sverko et al., 2011)。

63. DP は遠隔地域の多くのさまざまな環境マトリックス及び生物相で検出された。例えば、北極の大気、雪、土壌、堆積物、水中及び生物相 (AMAP, 2017 で概説、Vorkamp et al., 2019a,b; Canada, 2019a) ; 南極の大気、土壌、地衣類、蘚類、ペンギン、トウゾクカモメ、南極ゾウアザラシ、及び南極オットセイ (Möller et al., 2010; Gao et al., 2018; Kim et al., 2015; 2018; Aznar-Aleman et al., 2019)、及びチベットの遠隔山領域の大気、土壌及び地衣類 (Yang et al., 2016a; Liu et al., 2018)。

64. 北極の生物相では、海洋食物網内の種 [シロクマ、ワモンアザラシ、タテゴトアザラシ、ズキンアザラシ、シロイルカ・クジラ、シャチ、イッカク、シロカモメ、一般的なカモメ、ヨーロッパウミバトの卵、一般的なケワタガモ、ヨーロッパのシャグ、ミツユビカモメ、ミンク及びタラ (anti-異性体 DP だけ)] から大部分が検出された。また、陸生種及び淡水種、すなわちトナカイの汚物、ハヤブサの卵、及び陸地に囲まれたアルプスイワナを含

む (AMAP 2017 で概説、Canada, 2019a; see also Norwegian Environment Agency, 2018a; Dreyer et al., 2019; Letcher et al., 2018; Green 2019; Verrault et al., 2018; Vorkamp et al., 2015; 2018; 2019a; Houde et al., 2017; Simond et al., 2017; Schlabach et al., 2011) から検出された。

65. 下記第 2.3.1 節でさらに詳細に述べるように、遠隔地域の DP 濃度は一般に低い、発生源地域のレベルより必ずしも低くはない [UNEP/POPS/POPRC.16/INF/14 の表 7 参照 (注: INF は準備中)]。報告された検出頻度は非検出から 100% 検出までさまざまである。総括すると、入手可能なモニタリングデータから、DP は遠い地理的距離を通して沈着する遠く離れた領域に移送され、受けとる環境に転送され、生物相に取り込まれることが示唆される (Sverko et al., 2011 で概説、AMAP 2017 and Canada 2019a; see also Möller et al., 2010; 2011; 2012; Na et al., 2015; Yang et al., 2013; Wang et al., 2010b)。

66. Möller ら (2010 年) は、DP の LRET の可能性を実証する環境モニタリングデータを報告した最初の文献であった。この研究では、海洋境界層の大気と表面海水を、東部グリーンランド海から北部大西洋と南部大西洋を経て南極大陸へ至る、海洋移送中にサンプリングした。DP 濃度は、大気中では 0.05 pg/m^3 から 4.2 pg/m^3 の範囲で、海水では非検出から 1.3 pg/L の範囲であった。結果は、大気及び海水を経て移送する可能性があり、大気及び海水の粒子に選択的に分配される可能性を示している (Möller et al. (2010))。東部グリーンランド海で、緯度が増加すると共に大気中の DP 濃度が減少していることを著者らは観察した。その所見は、おそらく UV 分解によって LRET の間に生じる、anti-異性体 DP の立体選択的減損を反映したものであることを提案するものである。緯度の増加と共に濃度レベルが減少する傾向は、海水サンプルには反映されていなかった。この研究では、西ヨーロッパが海洋環境の DP 発生源地域として確認された。気塊の遡上軌跡の分析から、海洋、北極、大陸の気塊が混在していることが示された。北部のいくつかの地点で観測された海水中の DP 濃度は、大西洋と北極海に由来する水塊と、融解した陸水からの淡水の流入の組み合わせによるものであると考えられる。

67. 東シナ海から北極への海洋移動 (Möller et al., 2011) では、DP 濃度は大気中で $0.01 \sim 1.4 \text{ pg/m}^3$ 、及び海水中で $0.006 \sim 0.4 \text{ pg/L}$ の範囲であった。この海洋環境における DP 発生源がアジア大陸であると特定され、大気-海水交換は大気から水中への DP 沈着であることが示された。チュクチ族海/ベーリング海地域の大気中 DP 濃度は、発生源地域と比較して一般に低かった。また、緯度の増加とともに減少する DP 濃度がこの研究においても観察されたが、濃度は検出限界に近かった。

68. 同じ著者による海洋境界層の大気中 DP に関するもう一つの研究で、大気サンプルが、東インド群島からインド洋へ、更に南極海に向けたサンプリングにおいて採集された (Möller et al., 2012)。syn-異性体 DP と anti-異性体 DP が、 0.26 pg/m^3 から 11 pg/m^3 の濃度ですべての海洋大気中サンプルから検出された。測定された濃度は、海洋大気中で以前報告された DP 濃度の範囲内で、最高濃度は東インド群島において検出された (UNEP/POPS/POPRC.16/INF/14 の表 6 及び表 7 を参照)。

69. Vorkamp ら (2019a) が説明するように、現在までの北極大気中最高 DP 濃度が、2012 年にグリーンランドで検出された。報告されたグリーンランド大気中平均 DP 濃度は、2012 年、2014 年と 2014 年から 2016 年の期間において、それぞれ 6.7 pg/m^3 、 0.64 pg/m^3 、及び 4.2 pg/m^3 であった (Vorkamp et al., 2015; 2019a)。北極の他の地点の大気サンプルからも DP が明らかに検出された。これらの地点はカナダ北極圏の Alert (Xiao et al., 2012)、ノルウェー北極圏の Longyearbyen (Salamova et al., 2014) 及びカナダ亜北極地帯の Little Fox Lake (Yu et al. 2015) である。これらの地点で報告された平均 DP 濃度はそれぞれ、 0.75 pg/m^3 、 1.2 pg/m^3 、及び 0.25 pg/m^3 であった。また、北部フィンランドの Pallas の大気中において、平均濃度 0.039 pg/m^3 の DP が検出された (Haglund et al., 2016)。

70. 北極から遠く離れた他の地域の研究でも、大気を経た DP の LRET が記録されている。Möller らによる調査 (2010 年、2012 年) では、DP の南極への大気中長距離移送を証明し、さらに、南極大気中 DP レベルが他の FR [例えばポリ臭化ジフェニル (polybrominated diphenyl, PBDE) とポリ臭化ビフェニル (polybrominated biphenyl, PBB)] の種類のそれと同等であることを示している。これらの所見は、第 2.3.1 節の環境のレベルと傾向でも記載するように、南極生物相における DP の検出で証明されている (Gao et al., 2018; Kim et al., 2015; 2018; Aznar-Aleman et al., 2019 を参照)。DP はまた、遠く離れた山間部に大気中長距離移送される。チベット台地南東部からの地衣類の研究において、DP 濃度は高度の増加と共に減少するように見えた (Yang et al., 2013)。著者らによると、この研究において観察された DP の分布パターンは、月平均表面風ベクトル空間についての知識と組み合わせて、領域への DP 移送は、主にインドモンスーンによって駆動され、LRET に起因しているという証拠を示している。Yang et al., 2013 はさらに、標高がより高い地点で観察されるより低い DP レベルは、大気を経てこの領域に移送される DP が、山によって冷却トラップされることを示すものと指摘している。

71. DP は、世界中の鳥類のさまざまな種の筋肉、鳥糞石、卵、血しょう、尾腺油、及び羽毛中に検出された (Gauthier and Letcher 2009; Guerra et al., 2011; Munoz-Arnanz et al., 2011; 2012; Baron et al., 2014b; 2015; Vorkamp et al., 2018; Løseth et al., 2019; Briels et al., 2019; Mo et al., 2019; Desjardins et al., 2019)。

72. 鳥類は、鳥糞石の沈着、羽毛の抜け落ち、及び腐りかけた死骸を通した POP の移送及び遠隔地の生態系への沈着の生物学的媒介としてこれまで特定され (Evenset et al., 2007; Blais et al., 2005)、遠隔地への DP の追加の移送経路を代表する可能性がある。Svalbard の Ellasjøen において、海鳥糞化石は、PCB の測定値に基づいて、湖の集水域の汚染物質総量の約 14%、湖自体の汚染物質総量の約 80% を占めることが分かり、大気 LRET と比較して、汚染物質移送経路として約 30 倍高いことが示唆された (Evenset et al., 2007)。

73. Desjardins et al. (2019)による研究では、モンリオール（カナダ）近郊の Deslauriers 島上のコロニーからの、都市に適応したオビハシカモメの糞化石の沈着は、局所的にばく露を増加させると仮定した（Desjardins et al. (2019)）。オビハシカモメのコロニー全体（雌雄合わせて 64,980羽のカモメ）によって、糞化石を通して堆積されたハロゲン化 FR の総量は、28 日間で 1 g と推定された。DP が検出された中で支配的なハロゲン化 FR で、anti-異性体 DP と syn-異性体 DP はそれぞれ、総ハロゲン化 FR 濃度の 2~3% と 1~2% を占めた。著者らは、この都市に適応したコロニーからの渡り鳥であるオオヒメカモメが、近隣の生態系へのハロゲン化 FR の生物媒介者として過小評価されている可能性を示唆している。

74. Vorkamp et al. (2018)は、北極圏南部の南部グリーンランドの Kujalleq で集められたハヤブサの卵から DP を検出した。グリーンランドハヤブサは、夏を北半球、冬をカリブ海及び南アメリカで過ごす渡り鳥である。したがって、それらの卵の中の DP は、越冬地及び繁殖地、ならびに渡りの間のばく露を反映している可能性がある。

75. すでに説明したように、Möller et al. (2010)は、環境試料中の anti-異性体 DP の割合 [すなわち、 f_{anti} = 濃度に基づく anti-異性体 / (syn-異性体 + anti-異性体)] は、紫外線下では anti-異性体 DP が syn-異性体 DP より急速に分解する結果として、発生源から距離が長くなるにつれて減少すると仮定した。しかし、これらの所見はまた、anti-異性体 DP が syn-異性体 DP への異性化を反映している可能性がある（Sverko et al., 2011）。入手可能なモニタリング研究は、発生源からの距離の増加に伴う異性体比の変化に関する一定程度の証拠を示しているが（ECHA, 2017b）、北極での観察はこの点に関しては一般に断定的ではない（AMAP, 2017）。より詳しく説明すると、北極大気中の DP 異性体比は、市販の混合物に見られるのと同じ範囲にあることをいくつかの研究で報告されていたが（Xiao et al., 2012; Salamova et al., 2014; Vorkamp et al., 2015）、他の研究では、市販の混合物と異なると報告されている（Möller et al., 2010; 2011; Carlsson et al., 2018; Na et al., 2015）。南極大陸における所見は、LRET 中の DP 異性体比の変化と一致している。南極大陸の Fildes 半島の研究において、Gao et al. (2018)は、土壌と地衣類中の平均 f_{anti} 値をそれぞれ 0.37 と 0.24 と推定した。これらの f_{anti} 値は、市販の製品のそれ ($f_{anti} = 0.64 \sim 0.80$) より低く、著者らの所見は大気中長距離移送が DP の主発生源であって、DP による負荷は、Möller et al. (2010)が仮定したように、大気中移送の間の syn-異性体 DP の立体選択的濃縮によって引き起こされるかもしれないことを確認すると結論している。しかし、土壌と地衣類中の DP の濃度がサンプリング現場の間で異なったので、DP レベルは領域の人為的及び動物の活動により影響されたかもしれないとも、著者は考えている（Gao et al., 2018）。

2.3 ばく露

2.3.1 環境レベルと傾向

76. DP は、さまざまな多くの環境マトリックスと生物相で、また生産現場からリサイクル施設、都市部、村落部及び遠隔地にわたるさまざまな種類の場所で、世界的に検出されている（Sverko et al., 2011; Wang et al., 2016）。大気中の最高 DP 濃度は、一般に米国及び中国の既知の生産または電子廃棄物リサイクル現場の近くで、数 $\text{ng} \cdot \text{m}^{-3}$ までの濃度で検出されている（Sverko et al., 2011）。

77. 遠隔地及び海域における DP レベルは、一般に生産現場及び都心近くの発源地域において報告されたレベルよりかなり低いが、いくつかの高いレベルの例が遠隔地でも観察された（Sverko et al., 2011 で概説、Canada, 2019a）。下記でも詳述するように、データが限定されているため、DP についての時間的及び空間傾向は曖昧である。

78. いくつかの DP モニタリング研究が、米国と中国の DP 製造業者及び電子廃棄物リサイクル現場の近くで行われた（Sverko et al., 2011; Ji et al., 2018）。DP の高いレベルがこれらの領域の種々のマトリックスで報告されている（Wang et al., 2016）。中国の江蘇安邦電化有限公司の生産施設の近くの DP の土壌濃度は $1,200\text{ng/g-dw}$ で、その量は 7.5 km 以内で 1 桁減少した（Wang et al., 2010c）。非常に高い DP 濃度 ($3,327\text{ng/g}$) が清遠（中国）の電子廃棄物リサイクル現場で測定されたが、DP レベルはリサイクル現場から離れると共に劇的に減少した（Yu et al., 2010）。

79. 米国では、OxyChem 製造施設の近くのナイアガラ川の懸濁堆積物試料から DP が検出された。1980 年から 2006 年に集められた堆積物を検査して、DP の濃度が減少傾向であることを確認した（Shen et al., 2011）。DP 濃度の減少傾向は、ナイアガラ川の懸濁堆積物については以前にも報告され（Sverko et al., 2008）、ナイアガラ川砂州の河口の近くで集められた堆積物コアで観察された低下（Sverko et al., 2010）と整合している。また、Shen et al. (2011)により観察された懸濁堆積物の濃度の傾向は、湖の沖合の堆積物コアに反映され、それは概して、ナイアガラ盆地における 1980 年以降の DP 濃度の低下を示した。類似の所見が、Mississauga 盆地について報告された（Shen et al., 2010）。ナイアガラ川の懸濁堆積物サンプルの DP の低下が製造拠点における生産量の変化を示すものか、現場で過去 20 年にわたって採用されている排出管理を反映するものかは明瞭でない。

80. 5つのラトビア湖からのウナギ中のハロゲン化 FR の研究では、9つのデクロラン関連化合物（すなわちマイレックス、syn-異性体 DP、anti-異性体 DP、Dec 602、Dec 603、Dec 604、ヘキサ-クロロシクロペンタジエニルジブロモシクロオクタン、 Cl_{10}DP 及び Cl_{11}DP ）を分析した。デクロラン関連化合物の平均総濃度は、 0.62ng/g-lw で、地理的分布は、5つの湖の間でほぼ均一であった（Zacs et al. 2018）。Dec 602 は、デクロラン関連化合物総濃度の約 40% を占めている支配的な物質であった。syn-異性体及び anti-異性体の DP 濃度はそれぞれ、非検出から

0.45ng/g-lw 及び非検出から 0.89ng/g-lw の範囲で、平均濃度はそれぞれ、0.14ng/g-lw 及び 0.24ng/g-lw であった。デクロラン関連化合物の総濃度に対する anti-異性体 DP の寄与は約 33% であったが、syn-異性体 DP は平均して約 10% を占めた。syn-異性体 DP と anti-異性体 DP を含む混合物の組成は、OxyChem® DP 商品の組成に近い f_{anti} 値を示し、消費財の処理からの DP の放出を確からしい発生源と示唆している。カナダの研究では、セントローレンス川の工業地域の Deslauriers 島（モントリオールの下流）に繁殖している都市の食べ物を餌としているオビハシカモメは、高レベルの DP を含んでいることが分かった。肝臓の平均 DP 濃度は 230ng/g-lw であった。anti-異性体 DP と syn-異性体 DP はそれぞれ、調査した肝臓の 100% と 93% において検出された（Gentes et al., 2012）。

81. 上記と第 2.2.3 節で説明するように、DP は世界的に遠隔地で検出されている。AMAP により実行された新たな北極の汚染物質についての批評は、北極における大気中の DP 濃度が、PBDE 類のそれと同等であると結論している（AMAP, 2017）。遠隔地の DP 濃度は一般的に低いが、発生源地域における濃度よりも必ずしも低くはない。例えば、東部チベット台地上の Gongga 山の大气と土壤中のハロゲン化 FR を調査した研究では、DP レベルは大气及び土壤中でそれぞれ、検出限界未満から 11.5pg/m³ と 8.3pg/g の範囲であると報告されている（Liu et al., 2018）。チベット台地は世界で最も標高の高い高度台地で、地球上で最も遠く離れて孤立した領域の 1 つと考えられていて、POP の LRET の研究に理想的である（Yang et al., 2016a）。著者（Liu et al., 2018）によると、チベット台地上の大气と土壤中 DP 濃度は、五大湖地域の濃度（0.14~4.0pg/m³）より高かったが（Sverko et al., 2011）、中国からの大气サンプル中の濃度（非検出から 66pg/m³）の範囲内で（Ren et al., 2008）、中国の生産施設の近くで観察された濃度（7,740~26,700pg/m³）よりもずっと低かった（Wang et al., 2010a）。南東チベット台地の地衣類に関する他の研究では、サンプルの 89% において DP が検出された（Yang et al., 2016a）。濃度は 20pg/g から 1,121pg/g の範囲で、平均濃度は 318pg/g であった。報告された濃度は同等であったが、中国の深圳、杭州、及び天津からの木樹皮における濃度よりわずかに高く（Qiu and Hites, 2008）、韓国及び米国のニューヨークの木樹皮における濃度よりもずっと低かったが（Qiu and Hites, 2008）、Svalbard の Ny-Ålesund の蘇類の濃度より著しく高かった（Na et al., 2015）。

82. 南極の土壤、地衣類及び蘇類のすべてのサンプル（100%）から DP が検出された（Gao et al., 2018; Kim et al., 2018）。南極の土壤の DP 濃度は、中国南部の工業地帯から集められた表面土壤サンプルのレベル（0.0336 ~ 4.65ng/g）と電子廃棄物リサイクル施設区域におけるレベル（未検出~47.4ng/g）について報告されたレベルより、一桁から数桁低かった（Yu et al., 2010）。一方、南極大陸の地衣類と蘇類の DP レベルは、2012 年にノルウェー北極圏の Ny-Ålesund でサンプリングされた蘇類から測定された値よりも高かった（Na et al., 2015）。南極大陸からの地衣類の DP 平均濃度は、中国北東部のアシ類の DP 平均濃度（0.63ng/g、乾燥重量（dw）、Wang et al., 2012）とチベット高地南東部の地衣類の DP 平均濃度（167 pg/g ; Yang et al., 2016a）と同様であったが、米国北東部の木樹皮の DP 平均濃度（0.03~115ng/g）と韓国の木樹皮の DP 平均濃度（1.4ng/g）よりも低かった（Qiu and Hites, 2008）。

83. 最近の北極圏汚染物質に関するノルウェーの選別評価において、モニタしたすべての種から DP が検出された。試験した種の検出頻度は、80% であった一般的なケワタガモを除けば 100% であった（Norwegian Environment Agency, 2018a）。Svalbard の生物中の syn-異性体 DP と anti-異性体 DP の濃度は、非検出から 6.9ng/g-ww までの範囲で、報告された平均値は一般的なケワタガモ（卵）の 0.04ng/g-ww と 0.07ng/g-ww、ミツユビカモメ（卵）の 0.01ng/g-ww と 0.03ng/g-ww、シロカモメ（卵）の 0.24ng/g-ww と 1.8ng/g-ww、シロクマ（血液）の 0.63ng/g-ww と 4.5ng/g-ww であった。さらに、Røst のヨーロッパ鶉（卵）、Sommarøy のミンク（肝臓）、また Tromsø の一般的なカモメにおいても DP が検出された。これらの種について報告された syn-異性体 DP と anti-異性体 DP の濃度レベルは、それぞれ、ヨーロッパ鶉の 0.22ng/g-ww と 1.4ng/g-ww、ミンクの 0.21ng/g-ww と 1.2ng/g-ww、及び一般的なカモメの 0.1ng/g-ww と 0.63ng/g-ww であった。ノルウェー環境庁で行なった他の研究において、DP レベルは、Svalbard の北極圏地点、Varangerfjord 外縁の Kjølffjord、及び Tromsø 湾地域でからのタラの肝臓で、定量化限度より低かった（Green et al., 2019）。対照的に、Bergen 湾地域（ノルウェー西海岸上の非北極圏地点）のタラの肝臓について報告された syn-異性体 DP と anti-異性体 DP は、0.178µg/kg-ww と 0.203µg/kg-ww であった。ノルウェー南部の Oslofjord 内部のタラの肝臓中の syn-異性体 DP と anti-異性体 DP のレベルは、それぞれ 0.135µg/kg-ww と 0.231µg/kg-ww であった。

84. 先に述べたグリーンランドの大气中及び生物相中の DP に関する Vorkamp et al. (2019a) による報告では、anti-異性体 DP は、2014 年から 2016 年のすべての大气サンプル中 92% において、また 2014 年に採取した大气サンプルの 46% において検出された。第 2.2.3 節ですでに示したように、この研究報告の大气中濃度の平均はそれぞれ、2014 年から 2016 年の期間については 4.2pg/m³、2014 年については 0.64pg/m³ であった。シロカモメを除いて、DP レベルは生物相試料の定量限界の範囲に近いがそれより低かった。2 つの DP 異性体のいずれも、Thule のワモンアザラシ試料からは検出されなかった。グリーンランド東部のワモンアザラシ、アルプスイワナ、及びイッカクには、anti-異性体 DP だけが存在した。syn-異性体 DP と anti-異性体 DP の両方は、Thule のすべてのシロカモメ検体の 100% からそれぞれ 0.22ng/g-lw と 0.89ng/g-lw（0.012ng/g-ww と 0.049ng/g-ww）の平均濃度が検出された。グリーンランド東部のシロカモメ検体中の syn-異性体 DP と anti-異性体 DP の検出頻度は、87.5% と 100% で、平均濃度は syn-異性体については 0.24ng/g-lw で、anti-異性体 DP については 0.93ng/g-lw であった。シロカモメ及びワモンアザラシのサンプルに基づく地理的比較は、比較的均一な DP レベルを示した。この研究において測定された DP レベルは、概して北極の他の場所からの同じ種の一部（例えばワモンアザラシ、シロカモメ、及びアルプスイワナ）について報告された濃度と同等であった。しかしながら、この研究において報告されたグリーンランドからのシロカモメ肝臓サンプルの DP 濃度は、北極圏カナダからの研究において、syn-異性体 DP と anti-異性体 DP は 2012 年の

雄の肝臓サンプルからそれぞれ 65%と 59%で検出された (Verreault et al., 2018)。これに対応するカナダ北極圏のサンプルより 5~10 倍低かった (Verreault et al., 2018)。雌では、両異性体の検出頻度は 21%であった。平均濃度は雄の鳥類からのみ算出されて、syn-異性体 DP と anti-異性体 DP それぞれが 0.18ng/g-ww と 0.16ng/g-ww であった。

85. 以前、グリーンランドの大気と生物相のサンプルから DP が他の FR とともに検出された (Vorkamp et al., 2015)。大気中の syn-異性体 DP と anti-異性体 DP の平均濃度は、2.3pg/m³ 及び 5.2pg/m³ であった。大気中の両異性体の検出頻度は 46%であったが、anti-異性体 DP と syn-異性体 DP は、それぞれ生物相サンプルの 95%及び 100% で検出された。生物相において、グリーンランド東部のワモンアザラシが最も高い DP 濃度で、報告された平均脂肪濃度は syn-異性体 DP と anti-異性体 DP について、それぞれ、0.096ng/g-ww と 0.42ng/g-ww であったが、それらの結果はグリーンランド西部のワモンアザラシ検体と統計的に同等であった。他の生物種について報告された syn-異性体 DP と anti-異性体 DP の平均濃度は、ヨーロッパウミバトの卵の 0.14ng/g-ww と 0.67ng/g-ww、シロカモメの肝臓の 0.023ng/g-ww と 0.11ng/g-ww、グリーンランド西部のワモンアザラシ脂肪の 0.019ng/g-ww と 0.071ng/g-ww、及びシロクマの脂肪組織中の 0.021ng/g-ww と 0.055ng/g-ww であった。

86. 北極圏カナダの複数の場所を網羅した他の研究において、DP はワモンアザラシで散発的に検出されるだけであった (Houde et al., 2017)。syn-異性体 DP と anti-異性体 DP の検出可能レベルは、それぞれ 0.04ng/g-lw ~ 0.41ng/g-lw の範囲と 0.04~6.3ng/g-lw の範囲であった。

87. St. Lawrence 河口湾のミンククジラとシロイルカ、及び北極圏カナダのシロイルカについても研究された (Simond et al., 2017)。2013 年には、これらの 3 集団の平均 DP 濃度は、0.31ng/g-lw (ミンククジラ、St. Lawrence 河口湾)、0.44ng/g-lw (シロイルカ、St. Lawrence 河口湾) 及び 1.28ng/g-lw (シロイルカ、北極圏) であった。北極シロイルカ集団の最高濃度 1.28ng/g-lw は、通常観察される汚染物質分布 (これは通常、より南の場所でより高い濃度を示した) とは異なり、説明できなかった。St. Lawrence 河口湾及び北極圏カナダのシロイルカの濃度は、グリーンランドの 2 匹のシャチで観察された濃度とほぼ同じ桁で、定量化可能なレベルの anti-異性体 DP 濃度であった (Vorkamp et al., 2019)。

88. King George 島における 4 つの鳥類種についての研究から、DP がジェンツーペンギン、アデリーペンギン、オオトウゾクカモメ、及びチャイロオオトウゾクカモメの中に存在することが示された (Kim et al., 2015)。DP の報告濃度は、ペンギンの組織の 0.250~0.329ng/g-lw と、トウゾクカモメの組織の 2.12~11.1ng/g-lw であった。Dec 603 及び 604 は検出されなかったが、Dec 602 はすべてのサンプルにおいて検出され、濃度は最も高く、anti-異性体 DP 及び syn-異性体 DP がそれに続いた。他の南極における研究において、Gao et al. (2018) は、Fildes 半島の 3 か所の異なる場所 (すなわち、沿岸地域、内陸部、及び Ardely 島) の土壌で、0.233±0.089ng/g-dw、0.201±0.086ng/g-dw、及び 0.15±0.147ng/g-dw の平均 DP 濃度を報告した。同じ場所の地衣類中における報告レベルは、それぞれ 0.449±0.213pg/g-dw、0.337±0.172pg/g-dw、及び 1.513±1.376pg/g-dw であった。DP はすべての試料において検出された。Kim et al. (2018) は、South Shetland 諸島、King George 島及び南極の Anvers 島にわたる 16 の異なるサンプリング現場からサンプリングされた地衣類と蘚類の中に DP が存在することを報告した。Gao et al. (2018) と同様に、また DP レベル及び f_{anti} 値の地理的違いに基づいて、著者らは LRET、人の活動、溶融する氷河水、及び生物、ペンギンの活動などが、領域の DP の考えられる発生源であると示している (Kim et al., 2018)。Aznar-Alemayn et al. (2019) は、南極半島の South Shetland 諸島からの死んだ鰭脚類中の DP と他のデクロランを調査した。Dec 602 と anti-異性体 DP だけが見つかった。DP はミナミゾウアザラシ及びナンキョクオットセイの脂肪組織に、それぞれ 0.60ng/g-lw と 0.16±0.16ng/g-lw の平均濃度で検出されたが、筋肉、脳及び毛皮中では定量化限度より低かった。Dec 602 は、特に脂肪組織において、anti-異性体 DP よりも高い濃度で検出された (Aznar-Alemayn et al., 2019)。

89. いくつかの研究では、環境試料 (例えば堆積物及び魚) の中に 1, 3- または 1, 5-DPMA を検出した (例えば Sverko et al., 2010; Tomy et al., 2013; Sühning et al., 2014; Wang et al., 2015; Wolschke et al., 2015; Rjabova et al., 2016)。また、サンプルを調製するときの浄化手順を使用することに失敗することが、この物質の過小報告につながる可能性がある (Rjabova et al., 2016)。いくつかの事例では、DPMA 異性体の濃度は同一サンプルの総 DP 濃度より高く、1, 3-DPMA より小さい分子サイズがより大きな生体内蓄積となる可能性を示唆した

(UNEP/POPS/POPRC.16/INF/14 の表 11 を参照のこと)。1, 3-DPMA はレイクトラウト中に 34±43 g/kg-lw の平均濃度で検出され (1, 5-DPMA は検出されなかった)、それは Tomy et al. (2007) が報告した同じサンプル中の DP の濃度より約 10 倍高かった。スペイン及びカナダにおいて採取されたハヤブサの卵では、DPMA は 25 個中 24 個の卵で検出され、濃度範囲はスペイン及びカナダのハヤブサの卵について、それぞれ 1.7~469ng/g-lw、1.2~1,660ng/g-lw であった (Guerra et al., 2011)。対応する DP レベルはそれぞれ、0.3~3.6ng/g-lw 及び 7.5~209ng/g-lw の範囲であった。また、DPMA は King George 島 (南極) のチャイロオオトウゾクカモメの組織 (血液を除く) においても検出され、LRET の可能性を示す。検出頻度は DPMA、Dec-604 及び anti-異性体 DP について 21%、11%、7.1% だけであり、最高濃度はそれぞれ 136pg/g-dw、165pg/g-dw、8.9pg/g-dw であった (Wolschke et al., 2015)。

90. 遠隔地における DP の空間的傾向が、北極の 5 つの別々の研究において報告された (Möller et al., 2010; 2011; Vorkamp et al., 2015; 2019a,b)。上記第 2.4.4 節で述べたように、Möller et al. (2010;2011) は緯度の増加に伴って DP 濃度が減少している様子を大気中では観察したが、水中では観察できなかった。グリーンランドのデータは、ほぼ均一なレベルまたは空間的傾向がないことを示している。Vorkamp et al. (2015) は、東部と西部のグリーンランドのワモンアザラシ検体中の DP レベルが統計的に変わらないことを発見したが、Vorkamp et al. (2019a) はさまざまな場所のシロカモメとワモンアザラシ検体に DP がほぼ均一にあることを見られた。

91. DPの時間的傾向もまた曖昧である。中国ハルビン市からの大気サンプル（ガス相及び粒子相）は、2008年から2013年の期間に、syn-異性体DPとanti-異性体DPの両方が著しく増加する傾向を示した（Li et al., 2016）。syn-異性体DPとanti-異性体DPの濃度が2倍になるのにかかる時間は著しく異なるが、両方のDP異性体の倍増時間は、2-エチルヘキシル2,3,4,5-テトラプロモベンゾエート及びビス（2-エチルヘキシル）テトラプロモフタレートについて報告された時間より短く、その研究における他のFRより急速なDPの増加を示した。気塊の遡上軌跡と発生源の寄与は、局地の発生源からの大きな寄与を示唆している（Li et al., 2016）。

92. 北アメリカの研究では、大気（ガス相及び粒子相）中のDP濃度が、2005年から2013年まで増加し、米国五大湖地域の3ヶ所（シカゴ、Sleeping Bear Dunes及びEagle Harbor）における倍増時間は4年から6年であった。既知のDP生産現場に最も近い2箇所の現場、クリーブランドとSturgeon Pointで、濃度は同期間中安定していて不変であった（Liu et al., 2016）。五大湖水域のカナダ側の現地（Burnt Island、Egbert及びPoint Petre）の調査では、2005年から2014年まで、2ヶ所（Burnt Island及びPoint Petre）における大気中のsyn-異性体DPとanti-異性体DPの濃度の傾向が報告された（Shunthirasingham et al., 2018）。大気中のanti-異性体DPの濃度は時間とともに減少することが観察され、報告された半減期はBurnt Islandで3.4年、Point Petreで14年であった。この減少は2010年以後横ばいになった。Burnt Islandでは、syn-異性体DPレベルは7.6年の倍増時間で、時間とともに増加したが、Point Petreではanti-異性体DPと同様、6.6年の半減期で減少することがわかった。Olukunle et al. (2018)は、大気中と雨水中のDP、syn-異性体及びanti-異性体のDP濃度が、Sturgeon Point、Point Petre、クリーブランド、及びシカゴで、2005年から2015年の期間にわたって変化しなかったと報告している。Salamova and Hites (2011)は、DPの時間的傾向を米国五大湖の現場で、2005年から2009年の期間にわたって評価し、全体的（蒸気相、粒子相、及び雨水相の組み合わせ）倍増時間が、anti-異性体DPでは9.5年で、syn-異性体DPと総DPについては何ら重要な傾向はないことを知った。Liu et al. (2016)がシカゴ、Sleeping Bear Dunes、及びEagle Harborで観察した増加するDPレベルと、Shunthirasingham et al. (2018)がBurnt Islandで観察した増加するsyn-異性体DPレベルは、著者によると、Salamova and Hites (2011)により示された結果と整合性がある。しかしながら、Liu et al. (2016)が報告した結果は、2005年から2013年の五大湖周辺における過去大気中のDPレベルの、Salamova and Hites (2011)によって以前報告された2005年から2009年のそれより急速な倍増時間を示唆している。しかしながら、五大湖領域のモニタリング現場は同じ地域にあるが、それらは同一でない。

93. 全世界のデータと比較すると、シカゴとSturgeon Pointの大気中レベルはその範囲の高い方の端にあって、中国太湖の平均DPレベル（ $3.5\text{pg}/\text{m}^3$ ）と類似している（Qiu et al., 2010）。いくつかの研究（Li et al., 2016; Liu et al., 2016; Olukunle et al., 2018; Salamova and Hites, 2011; Shunthirasingham et al., 2018）において報告された五大湖地域、及び中国の典型的都会の都市（Li et al., 2016）において観察されたDP濃度の増加は、DPがますます使われていることを示しているのかもしれない。DP濃度の多重線形回帰モデルを用いてサンプリング日及びサンプリング現場近くの住民による変動を分離することによって、Olukunle et al. (2018)は、五大湖の雨水相、ガス相及び粒子相の大気サンプル中のDP濃度がサンプリング日の関数として変化していることを示した。この知見は、この領域で環境へのDPの流入が続いていることを示している。それはおそらく、DPの使用と生産が規制されていないからだと思われる（Olukunle et al. (2018)）。その一方で前述したように、DPの減少が、オンタリオ湖の懸濁堆積物、堆積物コア、及びレイクトラウト検体において、1980年代のピークに続いて観察された（Shen et al., 2011）。五大湖地域における大気、雨水及び堆積物の時間傾向がさまざまである理由は明瞭でないが、Vorkamp et al. (2018)が示すように、マトリックスが異なる排出発生源を反映している可能性がある。

94. 生物相における時間傾向に関するいくつかの情報もある。Vorkamp et al. (2018)による最近の研究（北極におけるDPの時間的傾向に関する入手可能な唯一の研究）から、グリーンランド南部のハヤブサの卵について、1986年から2014年の期間中、 $0.984\text{ng}/\text{g-lw}$ から $37.9\text{ng}/\text{g-lw}$ の範囲のDP濃度が報告された。有意でない増加傾向（年間変化3.3%）が観察された（Vorkamp et al. (2018)）。St. Lawrence河口湾からのシロイルカに関して、DPが1997年から2000年ごろまで増加し、その後、おそらく2010年ごろに第2のピークを示した（Simond et al., 2017）。スペインのDoñana Natural Spaceから1999年、2003年、2011年、及び2013年に採集したシュバシコウまたはトビの卵の中のDP濃度には、著しい変化は見られなかった（Báron et al., 2015）。南シナ海のシナウスイロイルカとスナメリのFRを調査した研究において、Zhu et al. (2014)は、イルカ検体では2003年から2011年の間、またスナメリ検体では2003年から2012年の間に、DP対BDE-209比に正の時間的傾向を見いだした。著者による研究結果は、PBDE市販混合物の生産及び使用が制限された後の、中国南部地域におけるPBDE代替品の使用の増加によるものである。2005年から2015/2016年までドイツ及び極地の環境におけるさまざまなFRの濃度と傾向を報告している調査では、ドイツの調査された生物マトリックスの内のいくつか（すなわち、木の葉、木の芽、セグロカモメの卵）で、DPの減少傾向を、またドイツのタイ類の魚（ヒレ）とイガイ（柔らかい部分）で増加傾向が見られた（Dreyer et al., 2019）。同期間において、川の懸濁物質にわずかな減少傾向も観察された。しかしながら、この複数のサンプルの標準偏差はかなり大きかった。著者らが指摘するように、セグロカモメは海洋環境においてイガイなどを食べているが、地上の食物を摂っている可能性もある。したがって、1つの可能性は、Dreyer et al., 2019が報告した一見対照的な時間傾向は、地上と水生環境とのDPの排出と沈着の違いを反映しているということである。

95. Rauert et al. (2018)は、ポリウレタンフォームパッシブエアサンプラを用いて集められた5つのUN地域の世界中の48の現場の大気モニタリングデータを報告している。その研究は概して、バックグラウンド地点ですべてのFRの検出が低いことを示している。PBDE類は、新規FRより高い平均濃度及び検出頻度を示した（Rauert et al. (2018)）。syn-異性体DPは全48地点で、anti-異性体DPはパリ（フランス）を除いたすべての地点で検出限界よ

り低かった。パリでは、2014年に高レベルのDPが報告された（その年の第1及び第4四半期に19pg/m³、第2四半期に7.5pg/m³、また第3四半期に116pg/m³）。2005年及び2008年から2009年までのモニタリングデータそれぞれと比較すると、パリでは新規FRの濃度は増加し、PBDEの濃度は減少した。anti-異性体DP、-テトラプロモエチルシクロヘキササン及びビス（2-エチル-1-ヘキシル）テトラプロモフタレートというFRが支配的な新規FRであった。Rauert et al. (2018)らは、「代用FRの濃度が増加したPBDE類の濃度が減少したことは、この都市部におけるPBDE類の使用から代替品FRへの移行を示している可能性がある」と示唆している。

2.3.2 人へのばく露

96. 屋内の塵、食品、屋内と環境の大気、水、土壌、堆積物及び母乳から人がDPにばく露される可能性がある。いくつかの国の屋内の大気及び家庭内のダストの中からDPが検出され、DPを含む製品にばく露されていること示唆している（Shoeib et al., 2012; Johnson et al., 2013; Wong et al., 2017、UNEP/POPS/POP/RC.16/INF/14の表12を参照のこと）。都市部の環境の大気中で、地方の環境の大気に比べて高いDPレベルが観察された（Ren et al., 2008; Chen et al., 2011）。塵中のDP粒径の通常の分布パターンから、粗粒子よりも微粒子がより多く濃縮することが観察され、人がばく露を受ける可能性を示している（Cao et al., 2014）。上記第2.1.3節で報告したように、中国北京の屋内の塵では、最高DPレベル（231ng/g）が教室の統合サンプルで発見され、それは中国官洲島の家庭内ダストの濃度（平均18.9ng/g）より高かった（Cao et al., 2014）。広域カイロ圏（エジプト）のさまざまな微小環境（すなわち、家庭、職場、車）の屋内ダストについて、syn-異性体DPとanti-異性体DPが100%の車内ダスト検体から検出され、それぞれ5ng/g及び6ng/gであった（Hassan and Shoeib, 2015）。韓国では、DPはほとんどすべての家庭の屋内ダスト（0.30~530ng/g、中央値9.1ng/g）、オフィス（3.7~100ng/g、中央値35ng/g）、及び保育所（6.2~56ng/g、中央値12ng/g）のサンプルから検出された（Lee et al., 2020）。インドの15世帯の大気サンプルから、DPレベルが都市と郊外の地点についてそれぞれ、0.2~5.43pg/m³（中央値2.81pg/m³）及び0.52~62.7pg/m³（中央値1.62pg/m³）の範囲であることがわかった（Yadav et al., 2020）。Cequier et al. (2015)は、ノルウェー人女性46人を対象に、室内空気中のDPレベルと、塵埃、血清レベルの間に相関関係がないことを明らかにした。しかしながら、大気、ダストと血清の両方のレベルは、これらの試料において低かった。血清中の平均DPレベルは2.6ng/g-lwで、対応する家のダストサンプルは、それぞれ9ng/gと19ng/gのsyn-異性体DPとanti-異性体DPのレベルであったが、大気中濃度はさらにより低かった（Cequier et al., 2014）。高レベルのDPが、1986年から2008年に製造された航空機のキャビンの換気ダストにおいて検出され、anti-異性体DPの範囲は31~9600ng/gであった（Allen et al., 2013）。

97. ベルギーの食品では、DPは1,289のサンプルの5%で発見された（堅いチーズ、ウズラの卵及び豚肉、平均DPレベルはそれぞれ、339pg/g-ww、637pg/g-ww及び331pg/g-wwであった）（Poma et al., 2018）。韓国の小売市場の35からの175の食品サンプルにおいて、平均DPは未検出から170pg/g-wwまでの範囲にあって、syn-異性体DPとanti-異性体DPはそれぞれ、食品の83.4%及び79.4%において検出された（Kim et al., 2014）。1日あたりのDPの吸入は 11.2×10^3 pg/dayであると推定され、それは他のデクロラン（Dec 602、Dec 603、Dec 604及びマイレックス）よりも3桁高かった。最高DPレベルはウシの肝臓から検出された170pg/g-wwで、次いでサワラ、カキ、及び乾燥アンチョビのそれぞれ135pg/g-ww、81pg/g-ww及び78pg/g-wwであった。この研究では、タマネギを除くすべての食品においてDPが検出された。この結果は、韓国環境におけるDPの広範囲に渡るばく露を示している（Kim et al., 2014）。レバノンでの多脂肪食品群を代表する58の食品サンプルに関する研究において、成人人口について推定された1日の食事を通したDP摂取量は、下限は1,344pg/dayで上限は1,718pg/dayであった（Malak et al., 2019）。日本の123の食品サンプルのマーケットバスケット研究において、DPはグループY（砂糖及び菓子類）、V（マメ科植物及びそれらの製品、例えば大豆、豆腐、油揚げ、納豆、ヒヨコマメ）、X（魚、甲殻類及びそれらの製品）、及びXI（肉及び卵）で、それぞれ3.3pg/g-ww、2.8pg/g-ww、1.9pg/g-ww及び1.5pg/g-wwの濃度が検出された（Kakimoto et al., 2014）。大阪市の大気中DP濃度は、11 pg/m³であった。平均的なアジアの成人の吸入及び食事を通した、1日あたりの推定DP摂取量（750pg/day）は、ΣPBDEの推定値（62ng/日）の約1%であった（Kakimotoら、2014）。

98. 中国南部の製造施設と電子廃棄物リサイクル施設における人へのばく露を比較する研究において、電子廃棄物リサイクル地点及び生産施設の近くで生産された食品から高いDPレベルが発見された。野菜は、305ng/g-ww（チンゲンサイ）から272ng/g-ww（エシャロット）までのDPが含まれていた（Wang et al., 2013a）。穀類（一般的な小麦、トウモロコシ、及び大豆）はそれぞれ、1370ng/g-ww、760ng/g-ww、及び498ng/g-wwのレベルで、一般的なコイ及び他の現地の魚種は56.8ng/g-wwから1,110ng/g-wwまでのレベルであった（Wang et al., 2013a）。消費された食品が地元で生産されたという仮定の下で推定された1回分の食事摂取量は、製造現場及び電子廃棄物リサイクル現場からの人々それぞれの1日あたりの摂取量の99%及び93%以上を占めていた（Wang et al., 2013a）。製造現場の推定された1回分の食事摂取量は、労働者、居住者、及び子供について 1.1×10^{-2} mg/kg/dで、電子廃棄物リサイクル現場の推定された1回分の食事摂取量はより少なく、 3.0×10^{-5} mg/kg/dであった（Wang et al., 2013a）。電子廃棄物リサイクル現場の人々の推定総ばく露量（摂食、経皮、吸入）は 0.03×10^{-3} mg/kg/dであり、製造現場のそれより300倍低かった（Wang et al., 2013a）。中国の電子廃棄物リサイクル地域の他の研究において、2010年、2013年及び2016年に採取された放し飼いのニワトリの鶏卵は、より高いレベルのFR（DPを含む）を含んでいた。DPレベルに関する時間的傾向は観察されなかった。最高DPレベルは2016年の卵で観察され、平均及びSDは $5,413 \pm 1,978$ ng/g-lwであった（Huang et al., 2018）。

99. いくつかの国の人血清から DP が検出された。フランスの研究では、平均 $\Sigma 5$ PBDE 類 (BDE-47、BDE-99、BDE-100、BDE-153 及び BDE-154) の濃度 ($4.32 \pm 2.99 \text{ ng/g-lw}$) は、西ヨーロッパの典型的なレベルの範囲にあったが、平均 $\Sigma 5$ デクロラン化合物濃度 ($6.24 \pm 4.16 \text{ ng/g-lw}$) より低かった (デクロラン 603 > DP > マイレックス > デクロラン 602 > クロルデンプラス) (Brasseur et al., 2014)。観察された DP のレベルは、カナダ、フランス、韓国及びノルウェーの血清中で、中国で職業上ばく露を受けた人々と比較して低く、中央値はそれぞれ 2.39 ng/g-lw 、 1.20 ng/g-lw 、 0.73 ng/g-lw 、 1.3 ng/g-lw 及び 42.6 ng/g-lw であった (Zhou et al., 2014; Brasseur et al., 2014; Kim et al., 2016; Cequier et al., 2015; Ren et al., 2009)。萊州湾 (中国山東省) の南部の海岸の 305 人の被験者含む、さまざまな年齢層からの人血清サンプルを分析した中国の研究において、DP レベルと年齢とは何の関係もなかった。しかし、より若いボランティア (年齢 20~29 年) は、すべてのグループの平均 DP の 3.6 ng/g-lw と比較して、最も高い約 7 ng/g-lw の平均血清中 DP 濃度であった (Wang et al., 2014)。デクロラン化合物の時間傾向が、韓国の成人からの 7 つの血清サンプルにおいて、2006 年から 2013 年までの期間を網羅するために調査された。デクロラン化合物について異なる傾向は観測されなかった (Kim et al., 2016)。

100. 中国東部の近隣領域と比較して高い DP レベルが、DP 製造工場における職業上ばく露から観察された。DP 濃度は、血中で $89.8 \sim 2,958 \text{ ng/g-lw}$ また毛髪中で $4.08 \sim 2,159 \text{ ng/g-dw}$ に及んだ。DP 製造プロセスに直接従事している労働者について、彼らの DP レベルは、2 つの対照群の大部分の個人より著しく高かった (Zhang et al., 2013)。他の研究において、電子廃棄物リサイクル工場の 70 人の職業上ばく露を受けた労働者の血清中 DP レベルと中国南部の都市部の 3 人の居住者の対照群が評価された。労働者の DP レベルは、都会の居住者の DP レベル ($2.7 \sim 91 \text{ ng/g}$ 、中央値 4.6 ng/g-lw) よりも著しく高かった ($22 \sim 2200 \text{ ng/g}$ 、中央値 150 ng/g-lw)。女性の DP 濃度は彼女らの年齢と関係があることが分かったが、この関係は男性には見られなかった (Yan et al., 2012)。バングラデシュの電子廃棄物リサイクル現場で、職業上ばく露を受けた 15 人の労働者に関する研究では、DP ばく露の中央値がシリコン腕輪あたり 2.3 ng/h 、すなわち非職業的にばく露を受けた米国居住者より約 130 倍高かったことがわかった (Wang et al., 2020b)。

101. 人に関しては、臍帯血血清 (Ben et al., 2014) と母乳 (Siddique et al., 2012) から DP が検出され、さまざまな発育段階で子供へ移行することが示された。子宮内における生物蓄積性物質の母体からの移行は、胚発育に潜在的リスクであり、生後数年の間に子供たちへの FR 摂取が最も大きな発生源になる可能性がある。ノルウェー、オランダ及びスロバキアからの 450 件の母乳サンプルについて、syn-異性体 DP と anti-異性体 DP についてそれぞれ、3~9% と 20~26% の範囲の検出頻度であった。syn-異性体 DP の濃度は $0.05 \sim 2.85 \text{ ng/g-lw}$ 、anti-異性体 DP の濃度は $0.004 \sim 1.60 \text{ ng/g-lw}$ の範囲であった (Čechová et al., 2017)。より高い検出頻度がカナダからの 87 件の母乳サンプルにおいて観察され (syn-異性体 DP と anti-異性体 DP についてそれぞれ 76% 及び 91%)、syn-異性体 DP と anti-異性体 DP の平均濃度は、 0.27 ng/g-lw 及び 0.7 ng/g-lw であった (Siddique et al., 2012)。105 件の母乳と 102 件の母親の血清サンプルに関するカナダの研究において、syn-異性体 DP と anti-異性体 DP の検出頻度はそれぞれ、乳サンプルについて 40% と 50%、母親の血清サンプルについて 77% と 78% であった (Zhou et al., 2014)。しかしながら、母乳サンプルの DP 濃度は、カナダの以前の研究のそれより低かった (Siddique et al., 2012)。母親の血清中の総 DP は、 2.37 ng/g-lw であり、それは以前の 2 件の中国の研究で見られる値より低かった (Ben et al., 2013; Ren et al., 2009)。以前の研究では、電子廃棄物リサイクル活動にばく露を受けなかった母親の血清サンプルの総 DP の中間値は、1 つの研究 (Ren et al., 2009) で 13.7 ng/g-lw 、他の研究 (Ben ら、2013 年) で 4.0 ng/g-lw であった。また、母乳サンプル中の総 DP レベルは中国の研究においてより高く、中央値は 2.19 ng/g-lw であった (Ben et al., 2013)。syn-異性体 DP と anti-異性体 DP は、すべての母乳サンプル ($n = 44$) 及び血清サンプル ($n = 45$) において検出された (Ben et al., 2013)。母乳及び血清の Cl_{11} -DP の検出頻度は、それぞれ 45% 及び 84% で、20 年超泰州に住んでいた居住者 (R(20)グループ) の血液及び母乳中 DP レベルは、そこに住んでいた期間が 3 年に満たなかった人々 (R(3)グループ) におけるそれよりも著しく高かった (Ben et al., 2013)。概要については、UNEP/POPS/POPRC.16/INF/14 の表 13 を参照のこと。

102. 中国温嶺の電子廃棄物リサイクル地域の 72 人の居住者についての同じ研究の他の出版物では、胎盤と臍帯血血清から DP が検出され、胎盤を通した DP の出生前ばく露を示している (Ben et al., 2014)。市販 DP 混合物の f_{anti} 比率 (0.6~0.8) に近い f_{anti} 比率を有することが報告された (Zhou et al., 2014; Siddique et al., 2012; Ben et al., 2013) 人の母乳試料とは対照的に、臍帯血血清と母性血清間の濃度比率は syn-異性体について 0.45 で anti-異性体 DP について 0.35 と推定され、このことは胎盤が anti-異性体 DP に対して、DP の移行を部分的により大きく制限したことを示唆した (Ben et al., 2014)。

2.4 懸念エンドポイントのためのハザード評価

103. 入手可能な調査では、DP には、さまざまな生物に生理的変化や有害な影響を引き起こす可能性があることが示されている。酸化ストレスが、魚 (Chen et al., 2017; Hang et al., 2013; Kang et al., 2016)、海洋二枚貝 (Barón et al., 2016; Gagne et al., 2017)、ミミズ (Zhang et al., 2014; Yang et al., 2016b)、鳥類 (Li et al., 2013a) 及びマウス (Wu et al., 2012) に、DP へのばく露後に観察された。生物は、抗酸化防御及び修復機構を起動させて/上方制御することによって、酸化ストレス/損傷に対処することが可能かもしれない。しかし、反応性酸素種は、細胞の死及び細胞の生存を調整しているシグナル伝達カスケードを起動させることによって、ならびに DNA、タンパク質、末端小粒、細胞、組織、その他に損傷を引き起こすことによって、望ましくない影響を起こすかもしれない重要なシグナル分子である。酸化ストレスは老化及び疾患に関連づけられていて、複数のストレス要因によって野生生物

の「過負荷」につながる余分のストレス要因であるかもしれない。以下で更に記述されるように、報告された影響は、大部分の試験生物に対する酸化ストレス、ゼブラフィッシュ及びコイにおける神経毒性 (Chen et al., 2017; Li et al., 2019b) 及びゼブラフィッシュ (Kang et al., 2016) や人 (Ben et al., 2014; Guo et al. 2019) における内分泌腺の調整に対する影響、ならびにコイにおける免疫調整に対する影響 (Li et al., 2019b) を含む。しかし、いくつかの試験プロトコルが検証されておらず、総合的データベースには限りがある事に言及しなければならない。

2.4.1 水生生物への毒性

104. DP は水溶性が非常に低く (<44ng/l、表 2 を参照のこと)、水環境中で粒子、堆積物及び生物相に分配する。Zhen et al., (2018) は、自然水中の総 DP レベルは溶解濃度だけよりも高いかみならず、それは粒子状物質に DP が吸着することによることを示し、例えば萊州湾では、中間値 DP はろ過された水と微粒子の合計が 11.7ng/L で、ろ過された水と粒子の水試料中の DP はそれぞれ、未検出から 10ng/L、及び 0.890~346ng/L の範囲であった (Zhen et al., (2018))。DP について、大部分の入手可能な経験的水性毒性研究の結果はある程度の不確かさを伴っており、それは主に処理濃度が DP の水溶解度限界を上回ったからである。

105. 底生生物及び底質生物についての慢性ばく露研究は足りていない。土壌や堆積物などの重要な区画での DP の影響データが不足していることを認識し、ハザードプロファイルの主要なギャップに対処するためのアプローチとして、アナログデータの使用を検討することができる。類似体を選択するのに、構造、反応性、代謝及び生物学的利用能などの因子が考慮される。カナダの選別評価は、DP 類似体クロルデンが DP (OECD QSAR Toolbox, 2016) と構造的及び機能的に類似しているため、その毒性データを使用して、底質生物についての最悪のシナリオとしてデータの欠損を埋めて、DP についての予測無影響濃度 (PNEC : Predicted No Effect Level) 0.0129mg/kg-dw を推定した (Canada, 2019a)。

106. 水生藻類についての 2 つの研究では、DP の低用量における光合成及び酸化防止指標に対する影響を調査した (Gong et al., 2013; 2018)。淡水藻類 *P. subcapitata* を、設定濃度 13.51ng/L、135.1ng/L 及び 1,351ng/L の DP に、最高 72 時間ばく露させた (Gong et al., 2013)。72 時間で、エステラーゼの活動に著しい影響は観察されなかった。2 つの最も高い用量では 2 時間の時点で、135.1ng/L では 24 時間の時点で、一過性の増加が観察された。72 時間の時点におけるばく露を受けた細胞中の反応性酸素種 (reactive oxygen species, ROS) レベルは、対照群の細胞と類似していたが、著しい一過性の増加がすべての用量で、48 時間の時点で観察された (Gong et al., 2013)。高い用量 (135.1ng/L 及び 1,351ng/L) で、平均クロロフィル a の含有量は、48 時間及び 72 時間で著しく増加した (Gong et al., 2013)。成長は測定しなかったため、クロロフィル a の含有量増加の重要性は知られていない。著者は、DP は低毒性で、*P. subcapitata* に与える影響は重要でないと結論した。幼生の海洋緑色マクロ藻類 *U. pertusa* において、DP の取り込みは、光合成の生理的反応に影響を及ぼし、酸化ストレスを生じた (Gong et al., 2018)。 10^{-8} mol-DP/L への 21 日間のばく露と 21 日間の排泄期間後、anti-異性体 DP は生物濃縮する傾向にあった。生理学的影響が、 10^{-8} ~ 10^{-6} mol/L (約 6.53~653mg/L に等しい) の DP 用量への 14 日間のばく露後に観察された。抗酸化酵素 (過酸化ジスムターゼ (superoxide dismutase SOD) とカタラーゼ) の活性、脂質 (マロンジアルデヒド、MDA) への酸化損傷とクロロフィル蛍光パラメータが、DP ばく露の 1 日、7 日及び 14 日後に、用量及び時間依存的な形態で影響を受けた。光合成及び SOD に対する影響は、テストされたすべての濃度で著しかったが、カタラーゼ及び MDA に対する影響は 2 つの高い用量で著しかった。著者らは、DP が海藻の光合成に影響を及ぼし (低率な光エネルギー利用により観察されるように)、この影響が DP の取り込みによって生じる酸化損傷のものかもしれないと結論した (Gong et al., 2018)。海洋マクロ藻はバイオマス生産の主要な源であり、沿岸の海洋生態系の構造及び機能に役立っている。また、マクロ藻に対する悪い影響は、他の栄養レベルに影響を及ぼす可能性があるかもしれない。その試験において成長が測定されなかったため、観察された影響の重要性は知られていない。

107. 地中海イガイを、スパイクしたアガロースによって、0、5.6、56、及び 100 µg/L の濃度の DP に 6 日間ばく露させた。投与直後の水を測定した濃度は 0 µg/L、 0.4 ± 0.3 、 0.3 ± 0.2 及び 0.7 ± 0.5 µg/L で、23 時間ばく露した後のイガイの測定濃度はイガイあたりそれぞれ、 4.7 ± 3.1 、 8.8 ± 2.1 、 21 ± 9.1 µg/mussel であった (Barón et al., 2016)。すべての用量において DNA 鎖の切断が血球において観察された。明瞭な用量反応が観察されたが、すべての用量は負の対照群と著しく異なった。それはそれぞれ、13%、23% 及び 18% であった。小核形成の増加が、テストされた最も高い用量 (100mg/L) においてのみ観察された (Barón et al., 2016)。より長期の研究において、絶食しているアオイガイが設定濃度 0、0.001、0.01、0.1 及び 1.0 µg DP/L に 29 日間ばく露され、それぞれ 0ng/g-ww、0.12ng/g-ww、0.98ng/g-ww、7.26ng/g-ww 及び 57.8ng/g-ww の SDP 組織中濃度になった。DP にばく露した後、性腺の組織的病変は見られず、血球 DNA 鎖の切断、食菌作用率及び生存率の変化は観察されなかった。エラが最も応答する組織として確認された。エラの脂質過酸化は、0.01 及び 1.0 µg DP/L 用量の対照群と比較して、それぞれ 82% 及び 67% 増加する (0.01 µg/L のみ有意) ことが見られたが、シクロオキシゲナーゼ活性 (cyclooxygenase activity, COX) は 1 µg/L の用量で著しく 44% 減少した (Gagné et al., 2017)。COX に与える影響は産卵プロセスに影響し、アオイガイの繁殖に影響する可能性がある (Matsutani and Nomura, 1987)。これら 2 つの研究は、DP にばく露されて酸化ストレスが生じ、イガイがそれを相殺するためにエネルギーを使用しなければならないような、複数のストレス因子を増すことを示している。

108. 水媒介性の DP ばく露を伴ったゼブラフィッシュ胚/幼魚による 4 件の研究が確認された (Hang et al., 2013; Noyes et al., 2015; Chen et al., 2017; Kang et al., 2016)。Noyes et al. (2015)、Chen et al. (2017) 及び、Kang et al. (2016) の

研究において、産卵能力、生存、または奇形に与える著しい悪影響は、4.18mg/Lまでの濃度におけるDPへのばく露後には見られなかった。Kang et al. (2016)は、ゼブラフィッシュ胚を0.4mg/L、0.8mg/Lまたは1.6mg/Lの設定DP濃度に、4-144受精後時間 (hours post fertilization, hpf) ばく露させた。DPの測定された水中濃度はそれぞれ、0時間で140 μ g-DP/L、248 μ g-DP/L、267 μ g-DP/L、及び48時間で28.8 μ g-DP/L、70.5 μ g-DP/L及び71.7 μ g-DP/Lであった。対照的に、Hang et al. (2013)は、0.037~0.37mg/Lの設定濃度で、DPに8hpfから最長7日(168hpf)ばく露されたゼブラフィッシュ胚に、時間及び用量に依存した奇形(脊椎側曲線、心性浮腫、尾部変形)の著しい増加が観察された。測定濃度は報告されていない。

109. ゼブラフィッシュ胚/幼魚による短期ばく露研究は、DPが酸化ストレス及び神経行動学的変化を誘発することを示唆している(Hang et al., 2013; Noyes et al., 2015; Chen et al., 2017)。Noyes et al. (2015)は、設定濃度6.4 μ M-DP(4.18mg/L)へばく露120 hpfで、対照群と比較して暗刺激活性化に有意な機能亢進の反応を観察した。反応レベルは、同じテストシステムにおけるリン酸エステル系及び塩素化リン酸エステル系の難燃剤よりずっと低かった。Chen et al., (2017)は、すべての設定用量(15、30及び60 μ g/L)について、24 hpfにおいて自発運動の有意な増加、接触誘発刺激後の時間及び用量による遊泳距離の減少、自由遊泳活性の有意な減少、及び暗い期間及び明るい期間それぞれの期間の間における遊泳速度の減少を観察した。これらの神経行動学的変化は、軸索及び筋肉の病変に関連づけられるかもしれない。DPは主要な運動ニューロン軸索成長を著しく阻害し、96 hpfにおいてすべての用量で、用量依存的な形態で幼魚の尾領域の筋線維の細胞アポトーシス及び病変を誘発した。軸索成長関連の遺伝子発現(α 1-チューブリン及びgap43)は、最高用量(60 μ g/L)で著しく増加し、ROS及びMDAとしての酸化ストレスマーカー、ならびにアポトーシス伝令リボ核酸(messenger ribonucleic acid, mRNA)マーカーは2つの高い用量(30と60 μ g/L)で増加した(Chen et al., 2017)。

110. 設定濃度のDP(60 μ g/L)及び/または3-メチルフェナントレン(3-MP)(5または20 μ g/L)における、6-96hpfでのゼブラフィッシュ胚の共ばく露は、両化合物の高められた生体内蓄積、及び神経行動学的異常、軸索発達の減少、筋肉のアポトーシスマーカー、及び脳Ca²⁺ホメオスタシスに対する相乗効果に帰結した(Chen et al., 2019)。全魚中の相対的なROSレベルは、96hpfにおいて、すべてのばく露からの対照群と比較して著しく上昇したが、有意な変更は共ばく露については観察されなかった。以前の研究(Chen et al., 2017)のように、自発運動の有意な増加が60 μ g-DP/Lによる24 hpfで発生したが、5または20 μ g/Lの3-MPを伴った共ばく露は、対照群と比較して有意な減少となった。DPと3-MPの共ばく露は、接触誘発刺激後の遊泳距離の減少及び自由遊泳活性に、相乗効果あるいは付加的な影響を示した。さらに、相乗効果あるいは付加的な影響が、腹部の軸索長さの成長の減少、尾領域のアポトーシス細胞数の増加、及び軸索関連の遺伝子発現の誘導として観測された。脳Ca²⁺ホメオスタシスが96 hpfで調査され、有意な相乗効果の増加が脳細胞内Ca²⁺濃度において観察され、Ca²⁺ATPアーゼ活性における相乗効果の減少が共ばく露後に観察された。さらに、Ca²⁺ホメオスタシスに関連した遺伝子の弱められた発現において、相乗効果が観察された。DP単独のばく露と比較して、低用量と高用量の3-MPとの共ばく露は、DPの蓄積をそれぞれ14%及び82%増加させた。DP(60 μ g/L)の幼魚に対する身体負担は583.2 \pm 33.5ng/g-wwであった。一方、5及び20 μ g/Lの3-MPを伴った共ばく露は、DPレベルをそれぞれ665 \pm 33.5ng/g-ww及び1,061 \pm 85.7ng/g-wwに増やした。3-MP単独と比較して、DP(60 μ g/L)を伴った共ばく露は、3-MPレベルを3及び20 μ g/Lの3-MPグループそれぞれについて45%及び47%上昇させた(Chen et al., 2019)。混合ばく露から生じた高められた生体内蓄積は、組み合わせた化学ばく露で観察される相乗効果の有意な寄与を表すかもしれない。

111. 研究では、DPが魚類(Zhang et al., 2011)とカエル(Li et al., 2014)において血液脳関門を横断すること、anti-異性体DPが肝臓と比較して脳により高い残留性を有すること(Zhang et al., 2011)も示された。脳及び肝臓のストレス反応及び組織病理学変化は、設定濃度0、30、60または120 μ g/L DPに1日、15日または30日ばく露させた一般的なコイの幼魚(グループあたりn=30)において観察された(Liら、2019年b)。組織形態(細胞異常率)は、60mg/L及び120mg/Lに15日及び30日間ばく露されたグループにおいて著しく変化した。肝臓では不明瞭な輪郭、空胞化及び細胞核溶解が観察され、脳では粒状層、細胞核の細胞構造、不規則な配列、微小血栓性赤血球、グリア細胞及び結節数の増加の異常が観察された。肝臓SOD、グルタチオン(GSH)及びMDA活性レベルは、用量とばく露時間の増加と共に減少したが、脳においては逆のパターンが観察された(Li et al., 2019b)。DPが脳及び肝臓において、免疫調整遺伝子の発現も改変した。CYP1B1遺伝子の発現は、肝臓及び脳において、すべての時点及び濃度で著しく上方制御された。加えて、CYP2B、CYP3A1、及びアポトーシス関連のファクターbax及びファクターbcl-2が、肝臓において改変された。これらの結果は、DPばく露が肝臓及び脳の代謝を混乱させ、抗酸化酵素活性を阻害し、脂質の過酸化を増加させ、炎症を促進し、コイ幼魚において細胞アポトーシスを誘発することを示している(Li et al., 2019b)。他の実験において、300匹のコイ胚が、上記と同じDP濃度に3hpfから120hpfまでばく露され、対照群と比較してすべての用量において、DNA損傷の有意な用量依存的増加が示された。最高用量において、死亡率の有意な増加、孵化時間の遅れ及び孵化率の減少が観察され、身体長を減少させた。形態的な変形が、すべての用量の120hpfにおいて、対照群と比較して著しく増加した(Li et al. 2020)。正の関連が、DNA損傷と形態的な変形の間で観察された。観察は、重要な形態遺伝子及び酸化防止マーカーの遺伝子発現の変更によって助長された(Li et al. 2020)。

112. 上述のコイ幼魚の研究において、炎症誘発性サイトカインIL-6及びIL-1b、及び抗炎症性サイトカインIL-10は両方とも、すべての用量において30日目に、対照群と比較して肝臓内で著しく増加したが、脳では、IL-6は2つの高い濃度によって、IL-1bは最も高い濃度によってのみ、またIL-10は30 μ g/Lによって、著しく上方制御された(Li et al., 2019b)。これは、DPの免疫調整効果の可能性を示した最初の研究である。興味深いことに、低用量

(10mg/kg-bwに7日間)のDec-602(これはDPと構造的に類似)は、マウスにおいて、Tヘルパー1及びTヘルパー2のバランスを異常調整することによって、免疫反応を改変し、免疫及び伝達物質関連の代謝の改変を示した(Feng et al., 2016; Tao et al., 2018)。

113. 1mg/kg-ww、10mg/kg-ww及び100mg/kg-wwの用量の1回の腹膜内投与で、14日間DP処理されたカラショウザメの幼魚において、DPが全身性ストレス応答、小さいGタンパク質のシグナルカスケード、Ca²⁺の信号送信経路、及び代謝プロセスに影響を及ぼし、肝臓のアポトーシスを誘発したことを肝臓プロテオミクスが示している(Liang et al., 2014)。

114. DPばく露は、ゼブラフィッシュの成魚の組織に酸化ストレスを誘導する(Kang et al., 2016; Hang et al., 2013)。0.25mg/g-bw/day、2.5mg/g-bw/day及び7.5mg/g-bw/dayの用量のDPでスパイクされた食餌に、7日、14日及び28日間経口ばく露を受けたゼブラフィッシュにおいて、最高用量は腸のアポトーシスを誘発し、SOD活性の有意な用量依存的増加が1日目から28日目に、すべての用量において観察された(Hang et al., 2013)。7日目の魚組織中の測定濃度は、それぞれ618.4ng/g、762.8ng/g及び1,823.4ng/gであった。肝臓及び脳のプロテオミクスプロファイルは有意に改変され、確認されたタンパク質はDNA損傷、タンパク質合成、免疫反応、細胞のアポトーシス及び細胞骨格に関連があった(Hang et al., 2013)。0日目及び2日目に、0、0.3、1または3µg/g wwの用量のDPを強制経口投与によって受けたゼブラフィッシュにおいて、6日目に測定された組織中濃度はそれぞれ、5ng/g-ww、30ng/g-ww、44ng/g-ww及び420ng/g-wwであった。カタラーゼ活性の増加が肝臓において観察され、6日目における肝臓への酸化ストレス反応を示した(Kang et al., 2016)。加えて、DPの潜在的内分泌攪乱能に関するいくつかの徴候がでた。脳の甲状腺ホルモン及び性ホルモン関連の遺伝子の転写応答が改変され、甲状腺ホルモン及び性ホルモンに対するDPの潜在的阻害能力の可能性を示した(Kang et al., 2016)。6日目に、CYP19b(アロマターゼの脳種)の有意な誘導が、環境的に関連した体内残留レベルで、すべての用量で観察された。加えて、脳エストロゲン受容体(alpha mRNA)は、最も低い用量(0.3µg/g)のみで著しく上昇した。血漿中チロキシン(T4)濃度は概して増加したが、その変化は、脳内の副腎皮質刺激ホルモン放出ホルモン及びTSH-β遺伝子の上方調節とともに、最高用量(3µg/g ww、これは魚に420±13.3ng/g wwの濃度を与えた)で統計的に有意ではなかった(Kang et al., 2016)。これらは両方とも、非哺乳類脊椎動物において甲状腺ホルモン経路の微調整に関与する(De Groef et al., 2006)。

115. 母親を通したDPの摂取及び移行は、いくつかの魚種(例えば、Wu et al., 2013; Sühring et al., 2015; Peng et al., 2012; Zhang et al., 2011; Zeng et al., 2014)と、カエル(Wu et al., 2018)で見られた。DP及び他のFRは、雌のサメの発育中の胚に見られ、子宮内での母親を通した移行が証明された(Marler et al., 2018)。

2.4.2 陸生生物への毒性

116. 酸化ストレス反応と神経毒性がミミズにおいて観察された(hang et al., 2014; Yang et al., 2016b)。設定用量0.1mg/kg、0.5mg/kg、6.25mg/kg及び12.5mg/kgに28日間(Yang et al., 2016)、最高50mg/kgに14日間(Zhang et al., 2014)、DPにばく露されたミミズにおいて、急性毒性または個体重量の有意な変化は観察されなかった。しかし、組織内のマーカー[例えばSOD、MDA、グルタチオン、グルタチオンペルオキシダーゼ、カタラーゼ、及び8-ヒドロキシ-2-デオキシグアノシン(8OHdG)]、ならびに孤立した体腔球のコメット解析における尾部DNAの改変により酸化ストレスが示唆された。さらに、ミミズのアセチルコリンエステラーゼ(AChE)とセルラーゼの活性が、低用量によってさえも著しく弱められ、ミミズにおける神経毒影響の可能性が示唆された(Yang et al., 2016)。これらのバイオマーカ反応に関する全体的28日無影響量(no-effect concentration, NOEC)は、<0.1mg/kgである(ECHA, 2017b)。

117. 鳥類において、DPの急性毒性は観察されなかったが、DPが生物学的に吸収可能で、卵から移行されることを研究で示唆されている。カナダのハクトウワシの卵と血漿のペアサンプルで、DPは血漿よりも卵の中でより富んでいて、内陸及び五大湖の卵の幾何平均が、それぞれ0.28ng/g-wwと0.43ng/g-wwであったのに対して、血漿中のレベルは0.02ng/g-wwであった(Guoら、2018年)。

118. Crump et al. (2011)は、家畜のニワトリの胚肝細胞とニワトリ胚において、生体内及び生体外毒性手法を使用して、DPの濃度依存的な影響について研究した。DPは定温放置前に卵に注入されて、肝細胞においては3mMの最大用量まで、また、ヒヨコの殻破りの成功については卵あたり500ng/gの最高設定用量まで、明白な悪影響は観察されなかった。

119. Li et al. (2013a)は、90日間の強制経口投与によって、1mg/kg-bw/dから100mg/kg-bw/dの範囲の用量濃度で市販のDPに連続的にばく露された雄の一般的なウズラに与えるDPの影響について研究した。死亡率、個体重量及び肝臓重量は、ばく露グループのいずれにおいても改変されなかった。肝酵素活動と酸化ストレスを測定した。著者らは、いくつかの酵素活性の測定に与えるDPの影響について報告した(例えば、対照群と比較して、すべてのばく露グループにおける7-ペントオキシレゾルフィン-O-デメチラーゼ(PROD)の有意な減少と、対照群と比較して、高用量に曝したグループのアルコキシレゾルフィン-O-デアシルキラーゼ(ERND)と抗酸化酵素カタラーゼの有意な増加)。研究ではDPが肝臓でより蓄積しやすく(血清、筋肉に対して)、syn-異性体DPが(anti-異性体DPに対して)2つの高濃度ばく露グループにおいて蓄積されることを見いだした。

120. カナダの選別評価は、マイレックスからの毒性データを最悪のシナリオとして用い（DPに対するその構造的及び機能的な類似性にも基づき）、地上有機体（植物）のためのデータの欠損を埋め、DPの予想無影響濃度（predicted no effect concentration、PNEC）を0.075mg/kg-dwと推定した（Canada, 2019a）。

2.4.3 人への毒性

121. 哺乳類を用いた評価と実験室での研究は、DPには発癌性、変異原性、または生殖毒性はないことを暗示している（ECHA, 2017b,cにおいて概説、Canada 2019a）。デカ BDE についての彼らの代替評価において、米国 EPA（2014年）は、「クロルデン及びデカ BDE との類似性に基づく発癌性の可能性、後者についてはより長い期間の研究における悪影響の発現の可能性がある」と述べている（US EPA, 2014）。他のばく露バイオマーカ及び/または哺乳類における潜在的な悪影響（例えば、酸化ストレス、肝臓障害、及び後述するような内分泌系への影響）が報告されている。

122. *in vitro* 遺伝子への毒性に関して、*Salmonella typhimurium* (TA98, TA100, TA1535, TA1537 及び TA1538) を使用して行ったエームス試験の結果は、代謝活性化 (S9) の有無については陰性であった [Mortelmans and Tanaka, 1980年 (OxyChem 2004bにて記述されている)]。また、*in vitro* マウスリンパ腫アッセイの結果も、S9の有無については陰性であった [Jotz and Mitchel, 1980年 (OxyChem 2004bにて記述されている)]。研究で1件の *in vivo* 遺伝子毒性が確認された。マウスは、0mg/kg-bw/day、500mg/kg-bw/day、2,000mg/kg-bw/day または 5,000mg/kg-bw/day の DP を、10日間経口投与された (Wu et al. 2012)。肝臓サンプルがコメットアッセイのために採取され、遺伝毒性の結果は陰性であった。

123. 実験動物における急性毒性試験では、経口、吸入及び経皮ばく露の急性毒性の懸念は低いことが示されている。健康への悪影響は、確認された反復経口投与毒性試験（試験用量にして 5000mg/kg-bw/day までを 10日または 28日間）のいずれでも観察されなかった (ECHA, 2017b,c, Canada 2019a; OxyChem 2004b のまとめと下記に記述する)。しかし、それにはいくつかのデータの欠損がある。例えば、90日を超える長期試験がない。このことは、この物質の明らかに遅い取り込みと長い排出半減期を考慮すれば、重要かもしれない。したがって、反復用量の研究に関する DP の系統的影響の可能性は、生体内蓄積のより高い可能性に基づいて、またデカ BDE の代替評価において、より長期間の試験における悪影響の発現の可能性にデカ BDE との類似性があることから、中程度であると評価されている (US EPA, 2014)。また、高用量が生物のばく露の程度を真に反映しない可能性があるように、投与媒体がばく露を制限するかもしれない (例えば不溶微結晶の存在により) (ECHA, 2017b, c)。5,000mg/kg-bw の用量が、特に粘稠性なものとして記述されており (Brock et al., 2010)、それは極めて高用量 (OECD テストガイドラインの限界量の 5 倍) である。さらなる毒性試験 (*in vitro* エームス試験と出生前発生毒性試験 (pre-natal developmental test、PNDT) の研究) が、REACH 登録関係書類の遵守チェックに従う ECHA によって必要とされてきた (最終期限 2020 年 12 月 21 日)。

124. Wu et al. (2012)は高用量ばく露でマウスの肝臓障害について報告している。10日間の経口摂取後、酸化ストレスと損傷が、すべての用量 (500mg/kg-bw/day、2,000mg/kg-bw/day または 5,000mg/kg-bw/day) で、雄のマウスの肝臓において誘発された。相対肝臓重量は、2,000mg/kg 群においてのみ有意に増加した。肝臓への酸化ストレスは、すべての用量で SOD 活性及び酸化 DNA 損傷マーカー 8OHdG の有意な増加、ならびに 2,000mg/kg におけるカタラーゼ (catalase、CAT) 活性の増加により示された。しかし、DNA 鎖切断の増加はコメットアッセイでは観察されなかった。マイクロアレイ分析は、DP が肝臓の炭水化物、脂質、ヌクレオチド及びエネルギー代謝、ならびにシグナル形質導入プロセスを改変することを示唆した。

125. 0mg/kg/d、1mg/kg/d、10mg/kg/d または 100mg/kg/d で DP をラットに 90日間経口投与した試験において、DP は肝臓に優先して蓄積し、syn-異性体 DP が支配的立体異性体であった (Li et al., 2013b)。臨床血清パラメータ (例えばアラニンアミノトランスフェラーゼ、アスパラギン酸アミノトランスフェラーゼ、及びクレアチンキナーゼ) は最高用量で有意に減少し、血清グルコースは有意に増加した。また、甲状腺刺激ホルモン (TSH) の有意でない増加が観察された。肝臓においては、いくつかの重要な酵素の遺伝子発現 (例えば、n-アセチルトランスフェラーゼ、スルホトランスフェラーゼ、及び CYP2B1) が改変された (Li et al., 2013b)。しかし、絶対体重または絶対肝臓重量、または肝臓病理組織の著有意な変化は観察されなかった。Zhang et al. (2020)は、経胎盤通過及び乳汁分泌を通して Sprague-Dawley (SD) ラットの児動物への DP (用量 5mg/kg/d) の移行の影響を研究し、児への DP ばく露が種多様性及び豊富な腸微生物叢を弱めることを発見した。そして、児動物に長期の影響を生ずる代謝機能に影響して、短鎖脂肪酸の生産を増加させた。

126. Oxychem (2004b)が提示する以前の調査は、肝臓と卵巣へある程度の影響があるという結果である。しかし、ECHA (2017c)で述べられるように、これらの試験の信頼性ははっきりせず、また、試験の説明も限定されている。ラットにおける 13 週間の経口投与試験において、絶対及び相対肝臓重量は 500mg/kg で、雄のみが有意に増加したが、関連する病理組織変化は観察されなかった [Oscarson, 1975 (Oxychem (2004b)にて説明された)]。反復吸入ばく露試験において、ラットはダスト/m³として 0mg、640mg または 1,524mg の DP に、1日につき 6時間、1週につき 5日、28日間ばく露した (Bishop 1975)。絶対及び相対肝臓重量の有意な増加が両用量で観察された。小葉中心部肝細胞の不随する巨大肝細胞 (細胞毒性及び壊死の徴候を伴う肝細胞の腫脹) が、雄ラットについて両用量で、また何匹かの雌において高用量で観察された。肺組織への影響は、肺胞のマクロファージ数の増加として観察され、絶対肺重量の有意な増加は雌では両用量で、また雄では最高用量で観察された。640mg/m³の最小毒性濃度

(lowest-observed-adverse-effect concentration, LOAEC) が確認された [Bishop 1975 (Oxychem 2004b にて説明された)]。反復経皮投与試験において、雄と雌のウサギが、3%メチルセルロース水溶液中の DP に、0mg/kg-bw/d、500mg/kg-bw/d または 2,000mg/kg-bw/d で、総身体表面の 20% で、4 週間 (1 週につき 5 日間) 経皮ばく露された (Trzyna 1975)。塗布した箇所、紅斑はゼロから最小限であった。雌では絶対及び相対 (体重と脳重量に対して) 卵巣重量の、用量に関連した減少が両用量で観察され、絶対及び相対肝臓重量の減少は、最高用量で観察された。しかし、組織病理学的影響は、いずれの器官にも観察されなかった [Trzyna 1975 (OxyChem 2004b にて説明された)]。

127. 反復投与/生殖毒性/発達毒性の併合試験が、OECD ガイドライン 422 にしたがって実行され、CrI:CD (SD) ラットが、0mg/kg-bw/day、750mg/kg-bw/day、1,500mg/kg-bw/day または 5,000mg/kg-bw/day でトウモロコシ油中の DP を強制経口投与された (Brock et al. 2010)。10 匹性群のラットが 28 日間ばく露された。毒性、身体重量、摂食量、神経行動学的及び機能的な観察バッテリー評価の臨床徴候に、処理関連の影響は観察されなかった。血液学、尿検査、凝固または臨床成分パラメータの影響は観察されなかった。器官重量 (心臓、肝臓、精巣、卵巣及び甲状腺/上皮小体) の用量-反応に関連した変化は観察されなかった。死亡及び病変は対照群を含むすべての投与群全体に観察された。それは、強制経口投与による負傷及び、試験物質の胸腔/心膜腔への投与により示されるように、強制経口投与の投与過失と関連づけられた。結果として、用量が正しかったかどうかは明瞭でない。トウモロコシ油中の 5,000mg/kg の賦形剤は、特に粘稠性と記載された。著者らは、5,000mg/kg-bw/day の無影響量 (no-observable-effect level, NOEL) を確認した。しかし、いくつかの影響は観察されたが、用量-反応関係の欠如 (それは強制経口投与関連の過失による可能性がある) のため、著者によって、処理に関連したものは見なされなかった。絶対的及び相対的な卵巣重量の有意な増加は 1,500mg/kg のグループにおいてのみ観察され、また、絶対及び相対的甲状腺/副甲状腺重量の有意な増加は雌の 750mg/kg 群においてのみ観察された。平均早期吸収痕数 (1.8) 及び着床後胚損失率 (13.90%) が、1,500mg-DP/kg-bw 群において、対照群と比較して (それぞれ、0.8 及び 5.39%) 有意でなく増加していることが観察された。さらに、児動物の体重が、用量=1,500mg/kg-bw で有意に増加した。平均児動物体重は、750mg/kg、1,500mg/kg 及び 5,000mg/kg 群において、対照群と比較して 3%、15% 及び 13% 増加した。この影響は、下記の項 (Peshdary ら、2019 年) にて説明するように、このシグナル経路の活性化が子宮機能の強化による妊娠/胎児と関連づけてきた (Hewitt et al., 2006; Díaz et al., 2012) ことから、DP のペルオキシソーム増殖因子活性化受容体 PPAR- γ を起動させる能力の結果であるかもしれないが、甲状腺軸に対する影響かもしれない。

128. 甲状腺ホルモン及び肝臓代謝への上述の影響に加えて、肥満の原因となる影響の可能性が DP について観察された。in vitro のメカニズム研究において、DP はペルオキシソーム増殖因子活性化受容体 PPAR- γ を活性化させて、マウス及び人の前駆脂肪細胞の脂肪生成 (脂肪生成 mRNA 及びタンパク質マーカーの脂質蓄積及び上方制御として観察される) を誘発することを示した。しかし、いくつかの DP により媒介される脂肪生成指標は、PPAR- γ 活性化から独立しており、DP の作用の他の潜在的な作用様式が関与しているかもしれないことを示唆している (Peshdary et al., 2019)。

129. 限定的ではあるが、DP と人の甲状腺ホルモン (thyroid hormone, TH) ホメオスタシス及びリポタンパク質との間の考えられる関係について調査した。血清 TH と DP レベルの間の関係が、中国の電子廃棄物リサイクル領域の近くで、人の母親-乳児ペアで報告された (Ben et al., 2014)。20 年間居住者グループからの母親の血清中 DP 濃度は、3 年間居住者グループのそれよりも 2~3 倍高かった (幾何平均及び範囲はそれぞれ、13.5ng/g-lw、1.28~900ng/g-lw 及び 3.68ng/g-lw、1.69~11.6ng/g-lw であった)。syn-異性体 DP と anti-異性体 DP は、胎盤及び臍帯血清サンプルにおいて検出され、それらが母親から胎児の組織まで移行するかもしれないことを示唆している。20 年間その地域に住んでいたグループ (n=44) の母親血清中の TSH の濃度は、母親がその地域に 3 年またはそれより短い期間住んでいたグループ (n=22) のそれより有意に低かった (p=0.046) が、相関分析は 20 年間居住者グループの TH と DP レベルの間に有意ではなかった。PBDE 類の濃度が制御変数として使われる場合、DP 濃度は 20 年以上地域に住んでいた母親からの血清中の総トリヨードサイロニン (total triiodothyronine, TT3) の濃度と正の関係があった (syn-異性体 DP について r=0.37、p=0.020、anti-異性体 DP について r=0.360、p=0.024)。血清 DP レベルと甲状腺ホルモン TT3 レベルの関係は、DP が人の甲状腺ホルモンに対してある程度の影響がある可能性を示唆している (Ben et al., 2014)。他の研究は、電子廃棄物リサイクル地域に住んでいる成人 (n=54) と対照地域に住んでいる成人 (n=58) の血清レベルを比較して、より低い TSH、甲状腺結合グロブリン及び甲状腺受容体 (TR α) の mRNA 発現レベル、及びより高いヨードチロニン脱ヨウ素酵素 1 のレベルが、高ばく露群で観察された (Guo et al., 2019)。血清中の syn-異性体 DP と anti-異性体 DP の平均及び範囲は、電子廃棄物リサイクル地域からの居住者では 57ng/g-lw (12~1,000ng/g-lw) 及び 58ng/g-lw (11~1,450ng/g-lw)、対照集団では 3.2ng/g-lw (0.36~12ng/g-lw) 及び 5.9ng/g-lw (0.67~38ng/g-lw) であった (Guo et al., 2019)。温嶺 (中国) における妊婦についての他の研究では、血清甲状腺ホルモンと DP レベル間に関連性はなかった。血清中の DP の平均及び範囲は、13.9ng/g-lw (0.41~252ng/g-lw) であった (Yin et al., 2020)。しかし、DP 血清レベルとアポリポタンパク質 A との間の正の関連性が総 DP (p=0.095) 及び syn-異性体 DP (p=0.045) について観察された (Yin et al., 2020)。被験者のリストバンド中の anti-異性体 DP レベルと TSH 血中濃度の間の正の関連性 (b=0.089、p=0.023) が、米国の女性 (n=62) についての研究で見られた (Yin et al., 2020)。

2.4.4 その他の懸念事項

130. DP の副産物 1,3-及び 1,5-デクロランプラスモノ付加体 (Dechlorane Plus monoadduct, DPMA) は、場合によっては環境試料中における DP より高いレベルで検出され (Sverko et al., 2011; Tomy et al., 2013; Guerra et al., 2011)、また、南極生物相で (Wolschke et al., 2015) 検出された (詳細については第 89 項を参照)。また、DPMA は、破壊的な試料調整法のため、過少報告されている可能性がある (Rjabova et al., 2016)。予測 QSAR モデルの研究に基づく、DPMA は場合によっては生物蓄積性かもしれない、残留性かもしれない。人及び環境へのその毒性に関する情報はないが、アルドリン及びヘプタクロルとの構造類似性に基づく、それは環境中でエポキシド化され、神経毒性を有するかもしれない及び/または肝毒性を生じるかもしれない物質を生成する可能性がある (ECHA 2017b,c)。追加情報については、UNEP/POPS/POPRC.16/INF/14 の図 1 及び表 14 を参照のこと。

131. DP 製品の副産物のいくつか (ヘキサクロロブタジエン、ヘキサクロロベンゼン、ペンタクロロベンゼン、及びマイレックス) がストックホルム条約の下ですでに記載されている POPs なので、DP を今後も継続的に生産すると POPs の生成と放出が追加されるかもしれない。

3. 情報の統合

132. DP は、すでに規制されているプラスチックポリマー用 FR の代用品として販売・使用されている、市販の付加的な塩素化 FR である。主な用途としては、航空及び自動車産業、電線及びケーブル被覆材、プラスチック屋根ふき材料、TV 及びコンピュータのモニタ用コネクタなどがある。

133. DP は世界中のさまざまな場所で、環境試料、人及び野生生物から検出されている。それは世界的な汚染物質で、生産現場と使用現場から離れた遠隔地域 (北極、南極及びチベットの高地・山岳地域を含む) で発見されてきた。また、DP は生産現場や電子廃棄物リサイクル現場から離れた場所にある WWTP のダスト、スラッジ及び廃水において検出され、消費者製品からの放出とばく露を示唆している。

134. 入手可能なモニタリングデータから、LRET が進行している証拠が提示されている。生体内蓄積及び生物濃縮が、いくつかの研究 (遠隔地域の生物相も含む) において報告されている。DP は環境残留性で、遠隔地域の既存の環境レベルは一般に低いものの、そこには憂慮すべき理由がある。いくつかの研究では、遠隔地域の DP レベルが発生源地域におけるそれと同じ範囲にあることが報告されている。DP は環境において残留性で、生物相において生物濃縮する。何の措置も講じなければ、そのレベルは継続的な使用の結果として時間とともに増加し、将来の生物相への悪影響につながる可能性がある。

135. DP はほぼ半世紀の間生産・使用されてきたが、DP の環境中における検出は、2006 年に北アメリカの五大湖集水域において初めて報告された (Hoh et al., 2006)。その後の調査では、世界的汚染物質として DP が確認されている (Wang et al., 2016)。データが限定されているため、DP に関する時間的及び空間傾向は曖昧である。いくつかの研究において増加傾向が観察されると共に、他の調査ではレベルが変わっていないことが報告されている (第 2.3.1 節を参照)。

136. 入手可能な短期的な毒性データから、環境及び人への潜在的悪影響に関する懸念がある。1 つの関連する作用は、いくつかの生物学的プロセスに影響する酸化ストレスの誘導の可能性がある。成長過程の神経系と脳への影響が魚で示されている。DP は、ペルオキシソーム増殖因子活性化受容体 γ を活性化させて、肝機能を低下させ、甲状腺ホルモン経路に影響を及ぼすことが示されている (表 3 参照)。さらに、ゼブラフィッシュの共ばく露試験では、他の汚染物質が生体内蓄積を促進し、より高い毒性を示す可能性が指摘されている。より長期間の研究や異なるばく露経路を含む更なるデータから、DP の毒性に関するより確実な洞察が得られるかもしれない。構造的類似化学物質 (マイレックス、クロルデン、ヘプタクロル、ディルドリン/エンドリン、アルドリン、及びエンドスルファン) は、ストックホルム条約の下で、すでに登録されている (表 1、UNEP/POPS/POPRC.16/INF/14)。

137. 有害影響の懸念として、ストックホルム条約によってすでに登録されている物質、例えばアルドリン及びヘプタクロルと構造類似点を有する DP 副産物、例えば 1,3-または 1,5-DPMA がある (表 14、UNEP/POPS/POPRC.16/INF/14)。これらのモノ付加体のため毒性データはないが、場合によっては、これらは環境試料から DP より高いレベルで検出される (Sverko et al., 2011; Tomy et al., 2013; Guerra et al., 2011)。

138. DP は、妊娠中は血液を介して、出産後は母乳を経由して、発生段階の子へ移行する。魚類、鳥類及び両生類の母動物から卵への移行が説明されており、感受性が高い生活段階のばく露につながっている。高濃度の DP が、DP 生産工場及び電子廃棄物リサイクル現場の近くの環境試料とそこで生活している人から検出されている。

139. POPs の特性と広範囲な生産と使用に関連するリスクを考慮して、世界的な行動をとることが DP の更なる放出を防止するために必要である。

表 3 DP とその syn-異性体及び anti-異性体の POPs 特性に関する入手可能な証拠の概要

基準	基準に合致 (はい/いいえ)	備考
残留性	はい	<ul style="list-style-type: none"> 分解の可能性及び微生物代謝経路のモデルから、生物分解性が非常に遅く、ストックホルム条約に記載される構造類似体よりも速く分解する可能性が低いことを示唆している (ECHA, 2017b; Zhang et al., 2016) 土壌中での DP の長期的な分解は限定的であり、260 日後で 4.2%~8.2% しか分解しない (Cheng et al., 2019) 経時的土壌中分解が限定的 (Wang et al., 2010a)
生物蓄積性	はい	<ul style="list-style-type: none"> Log K_{ow} = 9.3 (OxyChem, 2007) は生体内蓄積の可能性が高いことを示唆。 BCF > 5000 (Wang et al., 2019) 及び BCF 5,000 に相当する排泄半減期 (Tomy et al., 2008; Tang et al., 2018; Li et al., 2013b) BMF/TMF > 1 が、いくつかの種及び食物網について報告されている (Tomy et al., 2007; Wu et al., 2018; Sun et al., 2015, Sun et al., 2017; Kurt-Karakus et al., 2019; Na et al., 2017)
環境中長距離移送の可能性	はい	<ul style="list-style-type: none"> DP が遠隔地の環境及び生物相で検出されている (Canada 2019a; AMAP 2017; Möller et al. 2010, 2012; Gao et al. 2018; Kim et al. 2018; Na et al. 2017; Yang et al. 2016; Liu et al. 2018)。 長距離移動は、大気中及び海中の粒子への DP の吸着によって (例えば Möller et al., 2010; Möller et al., 2011; Möller et al., 2012; Sverko et al., 2011; Canada 2019a) または渡り鳥を介して (Vorkamp ら、2018 年) 生じる。 大気中の DP 濃度は、緯度の増加と共に減少する (Möller et al. 2010, 2011)。
悪影響	はい	<ul style="list-style-type: none"> ゼブラフィッシュ (Chen et al., 2017; 2019) 及びコイ (Li et al., 2019b; 2020) の神経毒性の徴候。 ゼブラフィッシュ (Kang et al., 2016)、ヒト (Ben et al., 2014; Guo et al., 2019) 及びヒト由来細胞 (Peshdary et al., 2019) での内分泌調節影響の可能性。 マウスとラットで観察される肝臓障害 (Wu et al., 2012; Li et al., 2013b)。 コイで観察される免疫調整への影響の徴候 (Li et al., 2019b)。 魚類 (Chen et al., 2017; Hang et al., 2013; Kang et al., 2016; Li et al., 2019b)、海洋二枚貝類 (Barón et al., 2016; Gagne et al., 2017)、ミミズ類 (Zhang et al., 2014; Yang et al., 2016b)、鳥類 (Li et al., 2013a) 及びマウス (Wu et al., 2012) における酸化ストレス。

4. おわりに

140. DP は、人の活動 (例えば製造、使用及び廃棄、及び廃棄物の管理) から環境に放出される。DP は残留性で、生物蓄積性で、長距離移動を生じ、この物質の排出及び放出は越境汚染問題である。DP は全世界の地域 (北極及び南極も含む) の人、野生生物及び環境試料から検出されている。

141. DP は人の毛髪、臍帯血、血清及び母乳から検出されている。高濃度の DP が、電子廃棄物リサイクルの現場及び生産工場の近くの環境試料とそこで生活している人から検出されている。DP はまた、WWTP のダスト、スラッジ及び廃水から検出され、消費者製品のライフサイクル全体にわたる排出とばく露が示唆されている。

142. 入手可能な科学的文献は、重要な生物学的プロセスに影響を及ぼす可能性がある酸化ストレスによる、成長過程の水生種及び生物への悪影響の潜在的リスクがあることを示唆している。悪影響の懸念は、肝臓及び内分泌系の変調の影響について、特に甲状腺ホルモン系及びペルオキシソーム増殖因子活性化受容体 γ 経路において観察される影響に関するものである。水生生物に関して、発育過程の神経系及び脳への影響が同様に示されている。さらに、海洋マクロ藻の光合成活性への影響が観察され、一次生産に対する負の影響により伝達される水生生態系への潜在的影響が示唆されている。

143. DP に関する混合物の毒性影響 (例えば増加した毒性及び生体内蓄積) が 1 つの研究において示され、あらたな懸念を示唆している。海氷、氷河及び永久凍土に堆積した DP が、淡水及び海洋環境に放出されるので、気候の温暖化は極地の環境における DP の可動化及び放出を悪化させるかもしれない。気候変動及び他の環境ストレス因子の複合的影響は、ばく露レベル、生物の脆弱性及び適応性に (特に極地域において) 影響を及ぼしてリスクを増大させる。

144. いくつかの生物での DP の残留性、生体内蓄積性及び悪影響の証拠と、遠隔地を含む全世界の環境におけるその広範囲にわたる発生に基づき、DP とその syn-異性体及び anti-異性体はおそらく、それらの環境での長距離移送の結果として、世界的行動が必要となるような、人の健康と環境への著しい悪影響につながるものと結論される。

参考文献

- AIAC, Aerospace Industries Association of Canada (2020) . Letter to the Stockholm Convention secretariat on applications of Dechlorane Plus (DP) and its syn- and anti-isomers in the aerospace industry submitted as a comment to the second draft of the Dechlorane Plus risk profile. 30 March 2020.
- Annex E (2019) . Submissions of Annex E (risk profile) information on Dechlorane Plus. 2 December 2019. Available at: <http://chm.pops.int/tabid/8225/Default.aspx>
- Annex E (2020) . Comments on the draft risk profiles on Dechlorane Plus. 30 March 2020. Available at: <http://chm.pops.int/tabid/8366/Default.aspx>
- Allen JG, Stapleton HM, Vallarino J, McNeely E, McClean MD, Harrad SJ, Rauert CB, Spengler JD (2013) . Exposure to flame retardant chemicals on commercial airplanes. *Environ Health* 12:17.
- AMAP, (2017) . AMAP Assessment 2016: Chemicals of Emerging Arctic Concern. Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP) , Oslo, Norway. xvi+353pp
- Aznar-Alemayá Ò, Yang X, Alonso MB, Costa ES, Torres JPM, Malm O, Barceló D, Eljarrat E (2019) . Preliminary study of long-range transport of halogenated flame retardants using Antarctic marine mammals *Sci Total Environ.* 650 (Pt2) :1889-1897. doi: 10.1016/j.scitotenv.2018.09.287.
- Barón E, Dissanayake A, Vilà-Cano J, Crowther C, Readman JW, Jha AN, Eljarrat E, Barceló D (2016) . Evaluation of the Genotoxic and Physiological Effects of Decabromodiphenyl Ether (BDE-209) and Dechlorane Plus (DP) Flame Retardants in Marine Mussels (*Mytilus galloprovincialis*) . *Environ Sci Technol.* 50 (5) :2700-8.
- Barón E, Bosch C, Mániz M, Andreu A, Sergio F, Hiraldo F, Eljarrat E, Barceló D (2015) . Temporal trends in classical and alternative flame retardants in bird eggs from Doñana Natural Space and surrounding areas (south-western Spain) between 1999 and 2013. *Chemosphere.* 138:316-23.
- Barón E, Santín G, Eljarrat E, Barceló D (2014a) . Occurrence of classic and emerging halogenated flame retardants in sediment and sludge from Ebro and Llobregat river basins (Spain) . *J Hazard Mater.* 30; 265:288-95.
- Barón E, Mániz M, Andreu AC, Sergio F, Hiraldo F, Eljarrat E, Barceló D (2014b) . Bioaccumulation and biomagnification of emerging and classical flame retardants in bird eggs of 14 species from Doñana Natural Space and surrounding areas (South-western Spain) . *Environ Int.* 68:118-26. doi: 10.1016/j.envint.2014.03.013.
- Ben Y-J, Li X-H, Yang Y-L, Li L, Di J-P, Wang W-Y, Zhou R-F, Xiao K, Zheng M-Y, Tian Y, Xu X-B (2013) . Dechlorane Plus and its dechlorinated analogs from an e-waste recycling center in maternal serum and breast milk of women in Wenling, China. *Environmental Pollution.* 173, 176-181
- Ben Y-J, Li X-H, Yang Y-L, Li L, Zheng M-Y, Wang W-Y, Xu X-B (2014) . Placental Transfer of Dechlorane Plus in Mother–Infant Pairs in an E-Waste Recycling Area (Wenling, China.) *Environ. Sci. Technol.* 48, 5187–5193.
- Blais JM, Kimpe LE, McMahon D, et al. Arctic seabirds transport marine-derived contaminants. *Science.* 2005;309 (5733) :445. doi:10.1126/science.1112658
- Borgå K, Kidd KA, Muir DC, Berglund O, Conder JM, Gobas FA, Kucklick J, Malm O, Powell DE (2012) . Trophic magnification factors: considerations of ecology, ecosystems, and study design. *Integr Environ Assess Manag.* 8 (1) :64-84.
- Brasseur C, Pirard C, Scholl G, De Pauw E, Viel JF, Shen L, Reiner EJ, Focant JF (2014) . Levels of dechloranes and polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in human serum from France. *Environ. Int.* 65, 33–40.
- Brevik K, Wania F, Muir DCG, Alaee M, Backus S, Pacepavicius G (2006) . Empirical and modeling evidence of the long-range atmospheric transport of decabromodiphenyl ether. *Environmental Science and Technology.* 40, 4612–4618.
- Briels N, Torgersen LN, Castaño-Ortiz JM, Løseth ME, Herzke D, Nygård T, Bustnes JO, Ciesielski TM, Poma G, Malarvannan G, Covaci A, Jaspers VLB (2019) . Integrated exposure assessment of northern goshawk (*Accipiter gentilis*) nestlings to legacy and emerging organic pollutants using non-destructive samples. *Environ Res.* 178:108678. doi: 10.1016/j.envres.2019.108678.
- Briels N, Løseth ME, Ciesielski TM, Malarvannan G, Poma G, Kjærvi SA, Léon A, Cariou R, Covaci A, Jaspers VLB (2018) . In ovo transformation of two emerging flame retardants in Japanese quail (*Coturnix japonica*) . *Ecotoxicol Environ Saf.* 149:51-57.
- Brock WJ, Schroeder RE, McKnight CA, Van Steenhouse JL and Nyberg JM (2010) . Oral repeatdose and reproductive toxicity of the chlorinated flame retardant Dechlorane Plus. *Int. J. Toxicol.*, 29, 582–593.

- Cao X, Wang L, Zhang Y, Li Y, Zhu C, Zheng X, Sun Y, Li D, Mo L, Mai B (2020) . Occurrence of organic pollutants in plastics on beach: Stranded foams can be sources of pollutants in islands. *Sci Total Environ.* 14; 707:136119.
- Cao Z, Xu F, Covaci A, Wu M, Wang H, Yu G, Wang B, Deng S, Huang J, Wang X (2014) . Distribution patterns of brominated, chlorinated, and phosphorus flame retardants with particle size in indoor and outdoor dust and implications for human exposure. *Environmental Science and Technology*, 48, 8839–8846.
- Canada (2019a) . Dept. of the Environment. Dept. of Health. Screening Assessment Certain Organic Flame Retardants Grouping 1,4:7,10-Dimethanodibenzo[a,e]cyclooctene,1,2,3,4,7,8,9,10,13,13,14,14-dodecachloro-1,4,4a,5,6,6a,7,10,10a,11,12,12 adodecahydro-Dechlorane Plus (DP) , Chemical Abstracts Service Registry Number 13560-89- 9. Available at: <https://www.canada.ca/en/environment-climate-change/services/evaluating-existing-substances/screening-assessment-certain-organic-flame-retardants-substance-grouping-dimethanodibenzo-cyclooctene-dodecachloro-dodecahydro-dechlorane-plus-dp-.html>
- Canada (2019b) . Dept. of the Environment. Dept. of Health. Certain Organic Flame Retardants Grouping Risk Management Approach For 1,4:7,10-Dimethanodibenzo[a,e]cyclooctene, 1,2,3,4,7,8,9,10,13,13,14,14-dodecachloro-1,4,4a,5,6,6a,7,10,10a,11,12,12a-dodecahydro- Dechlorane Plus (DP) , Chemical Abstracts Service Registry Number 13560-89- 9. Available at: <https://www.canada.ca/en/environment-climate-change/services/evaluating-existing-substances/certain-organic-flame-retardants-grouping-risk-management-approach-dimethanodibenzo-cyclooctene-dodecachloro-dodecahydro-dechlorane-plus-dp.html>
- Carlsson P, Vrana B, Sobotka J, Borgå K, Bohlin Nizzetto P, Varpe Ø (2018) . New brominated flame retardants and dechlorane plus in the Arctic: Local sources and bioaccumulation potential in marine benthos. *Chemosphere.* 211: 1193-1202.doi: 10.1016/j.chemosphere.2018.07.158.
- CATALOGIC (Computer Model) . 2012. Version 5.11.6. Bourgas (BG) : Bourgas Prof. Assen Zlatarov University, Laboratory of Mathematical Chemistry.
- Cequier E, Marce RM, Becher G, Thomsen C (2015) . Comparing human exposure to emerging and legacy flame retardants from the indoor environment and diet with concentrations measured in serum. *Environment Intern.* 74, 54-59.
- Cequier E, Ionas AC, Covaci A, Marce RM, Becher G, Thomsen C (2014) . Occurrence of a broad range of legacy and emerging flame retardants in indoor environments in Norway. *Environ. Sci. Technol.* 48, 6827–6835.
- Čechova E, Vojta S, Kukučka P, Kočan A, Trnovec T, Murinov LP, de Cockc M, van de Borc M, Askevold J, Eggesbod M, Scheringer M (2017) . Legacy and alternative halogenated flame retardants in human milk in Europe: Implications for children's health. *Environment International* 108, 137–145.
- Chen X, Dong Q, Chen Y, Zhang Z, Huang C, Dong Q, Roper C, Tanguay RL, Zhu Y, Zhang Y (2019) . Neurodevelopmental toxicity assesment of alkyl phenanthrene and Dechlorane Plus co-exposure in zebrafish. *Ecotoxicology and Environmental Safety.* 180, 762-769.
- Chen X, Dong Q, Chen Y, Zhang Z, Huang C, Zhu Y, Zhang Y (2017) . Effects of Dechlorane Plus exposure on axonal growth, musculature and motor behavior in embryo-larval zebrafish. *Environ Pollut.* 224:7-15. doi: 10.1016/j.envpol.2017.03.011.
- Chen K, Zheng J, Yan X, Yu L, Luo X, Peng X, Yu Y, Yang Z, Mai B (2015) . Dechlorane Plus in paired hair and serum samples from e-waste workers: correlation and differences. *Chemosphere* 123, 43–47.
- Chen SJ, Tian M, Wang J, Shi T, Luo Y, Luo XJ, Mai BX (2011) . Dechloran Plus (DP) in air and plants at an electronic waste (e-waste) site in South China. *Environ. Pollut.* 159 (5) , 1290-1296.
- Cheng Y, Ding J, Xie X, Ji X, Zhang Y (2019) . Validation and Application of a 3-Step Sequential Extraction Method to Investigate the Fraction Transformation of Organic Pollutants in Aging Soils: A Case Study of Dechlorane Plus. *Environ Sci Technol.* 5;53 (3) :1325-1333.
- Chou TW, Liu DHW, Mabey WR, Mitoma C, and Smith JH (1979a) . As cited in: HPV Challenge- Robust Summaries & Test Plans: Dechlorane Plus. Final revision as identified by the submitter, June 8, 2009. Vapour Pressure and Water Solubility. Metabolism and Environmental Screening Studies on Dechlorane Plus. SRI International. SRI Project No. LSC-8060
- Chou TW, Liu DHW, Mabey WR, Mitoma C and Smith JH (1979b) . Metabolism and environmental screening studies on Dechlorane Plus. SRI International, SRI Project LSC-8060, 25 April 1979. Testing laboratory: SRI International, Menlo Park, California, USA. Report no.: LSC-8060. Owner company: Hooker Chemical Corporation, Hooker Research Center. Report date: 1979-04-25.
- Crump D, Chiu S, Gauthier LT, Hickey NJ, Letcher RJ, Kennedy SW. 2011. The effects of Dechlorane Plus on toxicity and mRNA expression in chicken embryos: A comparison of in vitro and in ovo approaches. *Comp Biochem Physiol C* 154:129-134

- Davis EF, Klosterhaus SL, Stapleton HM (2012) . Measurement of flame retardants and triclosan in municipal sewage sludge and biosolids. *Environ Int.* 40:1-7.
- De Groef B, Van der Geyten S, Darras VM, Kühn ER (2006) . Role of corticotropin-releasing hormone as a thyrotropin-releasing factor in non-mammalian vertebrates. *Gen. Comp. Endocrinol.* 146, 62-68.
- Desjardins CF, Mazerolle MJ, Verreault J (2019) . Is the urban-adapted ring-billed gull a biovector for flame retardants? *Environ Pollut.* 244:109-117. doi: 10.1016/j.envpol.2018.10.003.
- de Wit C A, Kierkegaard A, Ricklund N, Sellstrom U (2011) . Emerging brominated flame retardants in the environment. In E. Eljarrat & D. Barcelo (Eds.) , *Brominated flame retardants* (pp. 241–286) . Berlin: Springer.
- Díaz M, Bassols J, López-Bermejo A, Gómez-Roig MD, de Zegher F, Ibáñez L (2012) . Placental Expression of Peroxisome Proliferator- Activated Receptor α (PPAR α) : Relation to Placental and Fetal Growth. *J Clin Endocrinol Metab*, 97 (8) : E1468–E1472.
- Dreyer A, Neugebauer F, Lohmann N, Rüdell H, Teubner D, Grotti M, Rauert C, Koschorreck J (2019) . Recent findings of halogenated flame retardants (HFR) in the German and Polar environment. *Environ Pollut.* 253:850-863. doi:10.1016/j.envpol.2019.07.070.
- EA (2012) . Depuration Rate Constant as an Indicator of Bioaccumulation Potential. Environment Agency, Bristol, UK. Available from https://www.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment_data/file/291525/LIT_7371_44228a.pdf.
- ECCC (2019) . Environment and Climate Change Canada. Domestic Substances List. <https://www.canada.ca/en/environment-climate-change/services/canadian-environmental-protection-act-registry/substances-list/domestic.html>
- ECHA (2020a) . Call for evidence on the manufacture, import, use and placing on the market of Dechlorane plus, as well as on the possibility for substitution, potential alternatives and on the socio-economic impacts of substitution. Information on recycling, emissions and on the use in articles is also of interest. <https://echa.europa.eu/da/calls-for-comments-and-evidence/-/substance-rev/25422/term>
- ECHA (2020b) . Registration dossier for 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. CAS number:13560-89-9 Available at: <https://echa.europa.eu/da/registration-dossier/-/registered-dossier/11906/3/1/4> (accessed 15.04.2020) .
- ECHA (2019) . Comments on ECHA’s Draft 9th Recommendation for Dechlorane Plus (EC number: -) and references to responses. Available at: <https://www.google.com/search?q=google+translate&oq=google+tra&aqs=chrome.0.69i59j69i57j69i59j69i64.2494j0j7&sourceid=chrome&ie=UTF-8>. Accessed 26.05.2020
- ECHA (2018) : <https://echa.europa.eu/da/substance-information/-/substanceinfo/100.033.575> . Accessed 24.03, 2019.
- ECHA (2017a) . Agreement of the Member State Committee in accordance with Article 59 (8) : 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”TM) [covering any of its individual anti- and syn-isomers or any combination thereof] is identified as a substance of very high concern because it meets the criteria of Article 57 (e) of Regulation (EC) 1907/2006 (REACH) as a substance which is very persistent and very bioaccumulative (vPvB) , in accordance with the criteria and provisions set out in Annex XIII of REACH Regulation. Available at: <https://echa.europa.eu/documents/10162/15b88a69-2162-9385-4089-7c247cba4da6>
- ECHA (2017b) . Dechlorane Plus; Proposal for identification of a substance of very high concern on the basis of the criteria set out in REACH Article 57. Annex XV report. Available at: <https://echa.europa.eu/documents/10162/6ba01c40-009a-8388-1556-d8caa50d2b4f>
- ECHA (2017c) . Annex XV Appendix - Identification of Dechlorane Plus as SVHC. Detailed summaries of the data cited in the main report. Available at: <https://echa.europa.eu/documents/10162/86c6520a-cdc8-86bf-cc86-57beef04bc6f>
- ECHA (2017d) . Member State Committee support document for identification of 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”TM) [covering any of its individual anti- and syn-isomers or any combination thereof] as a substance of very high concern because it meets the criteria of Article 57 (e) . Adopted on 30 November 2017. Available at: <https://echa.europa.eu/documents/10162/acd1ca10-4d98-5537-3d5c-54cf8f3570c4>
- ECHA (2017e) . Public consultation to identify nine new substances of very high concern. Available at: <https://echa.europa.eu/-/public-consultation-to-identify-nine-new-substances-of-very-high-concern> (accessed 15.04.2020) .

- Evenset A, Carroll J, Christensen GN, Kallenborn R, Gregor D, Gabrielsen GW (2007) . Seabird guano is an efficient conveyer of persistent organic pollutants (POPs) to Arctic lake ecosystems. *Environ Sci Technol.* 41 (4) : 1173-9.
- Feng Y, Tian J, Xie HQ, She J, Xu SL, Xu T, Tian W, Fu H, Li W, Tao W, Wang L, Chen Y, Zhang S, Zhang W, Guo TL, Zhao B (2016) . Effects of acute low-dose exposure to the chlorinated flame retardant Dechlorane 602 and the Th1 and Th2 Immune responses in adult male mice. *Environ Health Perspect.* 124 (9) : 1406-1413.
- Feo ML, Barón E, Eljarrat E, Barceló D (2012) . Dechlorane Plus and related compounds in aquatic and terrestrial biota: a review. *Anal Bioanal Chem.* 404 (9) : 2625-37. doi: 10.1007/s00216-012-6161-x. Epub 2012 Jun 14. Review.
- Franklin J (2016) . How reliable are field-derived biomagnification factors and trophic magnification factors as indicators of bioaccumulation potential? Conclusions from a case study on per- and polyfluoroalkyl substances. *Integr Environ Assess Manag.* 12 (1) :6-20.
- Gagné PL, Fortier M, Fraser M, Parent L, Vaillancourt C, Verreault J (2017) . Dechlorane Plus induces oxidative stress and decreases cyclooxygenase activity in the blue mussel. *Aquat Toxicol.* 188:26-32.
- Gao H, Na G, Yao Y, Li R, Gao Y, Zhang Z, Yao Z (2018) . Distribution Characteristics and Source of Dechloranes in Soil and Lichen of the Fildes Peninsula (Antarctica) . *Int J Environ Res Public Health.* 15 (10) .
- Gauthier LT, Letcher RJ (2009) . Isomers of Dechlorane Plus flame retardant in the eggs of herring gulls (*Larus argentatus*) from the Laurentian Great Lakes of North America: temporal changes and spatial distribution. *Chemosphere*;75 (1) :115-20. doi: 10.1016/j.chemosphere.2008.11.030.
- Gentes ML, Letcher RJ, Caron-Beaudoin E, Verreault J. Novel flame retardants in urban-feeding ring-billed gulls from the St. Lawrence River, Canada. *Environ Sci Technol.* 2012;46 (17) :9735–9744. doi:10.1021/es302099f
- Gong N, Shao K, Han X, Zhang Y, Sun Y (2018) . Enrichment and physiological responses of dechlorane plus on juvenile marine macroalgae (*Ulva pertusa*) . *Chemosphere* 205:594-600.
- Gong N, Shao K, Hang X, Zhao L, Zhong R, Zhao E, Li G and Sun Y (2013) . Effect of Dechlorane Plus on *Pseudokirchneriella subcapitata* by flow cytometry. *Organohalogen Compounds*, 75, 200-204. <http://www.dioxin20xx.org/pdfs/2013/86.pdf>
- Green NW, Schøyen M, Hjermann DØ, Øxnevad S, Ruus A, Beylich B, Lund E, Tveiten L, Jenssen MTS, Håvardstun J, Ribeiro AL, Doyer I, Rundberget JT and Bæk K (2019) . Contaminants in coastal waters of Norway 2018. NIVA report 7412-2019. pp. 235
- Guerra P, Fernie K, Jiménez B, Pacepavicius G, Shen L, Reiner E, Eljarrat E, Barceló D, Alae M (2011) . Dechlorane plus and related compounds in peregrine falcon (*Falco peregrinus*) eggs from Canada and Spain. *Environ Sci Technol.* 45 (4) :1284-90.
- Guo LC, Yu S, Wu D, Huang J, Liu T, Xiao J, Huang W, Gao Y, Li X, Zeng W, Rutherford S, Ma W, Zhang Y, Lin L (2019) . Disruption of thyroid hormone regulated proteins and gene expression by polychlorinated biphenyls, polybrominated diphenylethers and new flame retardants in residents to an e-waste region. *Environ. Poll.* 254: 112925.
- Guo J, Simon K, Romanak K, Bowerman W, Vernier M (2018) . Accumulation of flame retardants in paired eggs and plasma of bald eagles. *Environmental Pollution* 237: 499-507.
- Guo J, Venier M, Salamova A, Hites RA (2017) . Bioaccumulation of Dechloranes, organophosphate esters, and other flame retardants in Great Lakes fish. *Sci Total Environ.* 583:1-9.
- Haglund P, Kaj L, Brorström-Lundén E (2016) . Analysis of new brominated flame retardants in human samples and background air. For Swedish EPA (Naturvårdsverket) , contract no. 2219-14-006.
- Hang XM, Jiang Y, Liu Y, Jia HL and Sun YQ (2013) . An integrated study on the toxicity of Dechlorane Plus in zebrafish. *Organohalogen Compounds*, 75, 1085-1089. <http://www.dioxin20xx.org/pdfs/2013/5154.pdf>
- Hassan Y, Shoeib T (2015) . Levels of polybrominated diphenyl ethers and novel flame retardants in microenvironment dust from Egypt: An assessment of human exposure. *Science of the Total Environment.* 505, 47–55.
- Hewitt DP, Mark PJ, Waddell BJ (2006) . Placental Expression of Peroxisome Proliferator-Activated Receptors in Rat Pregnancy and the Effect of Increased Glucocorticoid Exposure. *Biology of Reproduction* 74, 23–28.

- Hoh E, Zhu LY, and Hites RA (2006) . Dechlorane plus, a chlorinated flame retardant, in the Great Lakes. *Environ Sci Technol* 40 (4) , 1184–1199.
- Houde M, Wang X, Ferguson SH, Gagnon P, Brown TM, Tanabe S, Kunito T, Kwan M, Muir DCG (2017) . Spatial and temporal trends of alternative flame retardants and polybrominated diphenyl ethers in ringed seals (*Phoca hispida*) across the Canadian Arctic. *Environ Pollut*. 223:266-276. doi: 10.1016/j.envpol.2017.01.023. Epub 2017 Jan 26.
- Huang C-C, Zeng Y-H, Luo X-J, Tang B, Liu Y-E, Rena Z-H, Mai B-X (2018) . Level changes and human dietary exposure assessment of halogenated flame retardant levels in free-range chicken eggs: A case study of a former e-waste recycling site, South China / *Science of the Total Environment* 634, 509–515.
- Hou M, Wang Y, Zhao H, Zhang Q, Xie Q, Zhang X, Chen R, Chen J (2018) . Halogenated flame retardants in building and decoration materials in China: Implications for human exposure via inhalation and dust ingestion. *Chemosphere*. 203:291-299.
- J-CHECK, Japan Chemicals Collaborative database (2020a) :
https://www.nite.go.jp/chem/jcheck/template.action?ano=7755&mno=4-0296&cno=13560-89-9&request_locale=en,
(Accessed 26.05.2020)
- J-CHECK Japan Chemicals Collaborative database (2020b) :
https://www.nite.go.jp/chem/jcheck/template.action?ano=28771&mno=4-0296&cno=13560-89-9&request_locale=en
(Accessed 26.05.2020)
- Ji X, Xie X, Ding J, Cheng Y, He H, Huang Y, Qin L, Zhu H, Zhao C, Li A, and Han C (2018) . Chlorinated flame retardant Dechlorane Plus: environmental pollution in China. *Environ. Rev.* 26: 273–285.
- Jia H, Sun Y, Liu X, Yang M, Wang D, Qi H, Shen L, Sverko E, Reiner EJ, Li YF (2011) . Concentration and bioaccumulation of dechlorane compounds in coastal environment of northern China. *Environ Sci Technol*. 1;45 (7) :2613-8
- Johnson PI, Stapleton HM, Mukherjee B, Hauser R, Meeker JD (2013) . Associations between brominated flame retardants in house dust and hormone levels in men. *Sci Total Environ* 445-446:177-184
- Kaj L, Norstrom K, Egelrud L, Remberger M, Lilja K, Brorstrom-Lunden E (2010) . Results from the Swedish National Screening Programme 2009, Subreport 2: Dechlorane Plus. Report B1950 Swedish Environmental Research Institute IVL, on assignment from the Swedish Environmental Protection Agency.
- Kakimoto K, Nagayoshi H, Takagi S, Akutsu K, Konishi Y, Kajimura K, Hayakawa K, Toriba A (2014) . Inhalation and dietary exposure to Dechlorane Plus and polybrominated diphenyl ethers in Osaka, Japan. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 99, 69–73.
- Kang H, Moon HB, Choi K (2016) . Toxicological responses following short-term exposure through gavage feeding or water-borne exposure to Dechlorane Plus in zebrafish (*Danio rerio*) . *Chemosphere*. 146:226-32. doi: 10.1016/j.chemosphere.2015.12.024.
- Katsoyiannis A, Samara C (2004) . Persistent organic pollutants (POPs) in the sewage treatment plant of Thessaloniki, northern Greece: occurrence and removal. *Water Res.* 38:2685–98.
- KEMI (2019) . Swedish Chemicals Agency Commodity Guide [database on Internet]. CAS no 13560-89-9 Dechlorane Plus. [cited June 2013]. Available from: <https://webapps.kemi.se/varuguiden/AmneMaterial.aspx>
- Kim JT, Choi YJ, Barghi M, Yoon YJ, Kim JH, Kim JH, Chang YS (2018) . Occurrence and distribution of old and new halogenated flame retardants in mosses and lichens from the South Shetland Islands, Antarctica. *Environ Pollut*. 235:302-311.
- Kim JT, Son MH, Kang JH, Kim JH, Jung JW, Chang YS (2015) . Occurrence of Legacy and New Persistent Organic Pollutants in Avian Tissues from King George Island, Antarctica. *Environ Sci Technol*. 17;49 (22) :13628-38. doi: 10.1021/acs.est.5b03181.
- Kim J, Son M, Shin E, Choi S-D, Chang Y-S (2016) . Occurrence of Dechlorane compounds and polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in the Korean general population. *Environmental Pollution* 212; 330-336.
- Kim J, Son M, Kim J, Suh J, Kang Y (2014) . Assessment of Dechlorane compounds in foodstuffs obtained from retail markets and estimation of dietary intake in Korean population. *J. Hazard. Materials*. 275, 19-25.
- Klasmeier J, Matthies M, MacLeod M, Fenner K, Scheringer M, Stroebe M, Le Gall AC, McKone TE, van de Meent D, Wania F. (2006) . Application of multimedia models for screening assessment of long-range transport potential and overall persistence. *Environ Sci Technol* 40:53-60.
- Klosterhaus SL, Stapleton HM, La Guardia MJ, Greig DJ (2012) . Brominated and chlorinated flame retardants in San Francisco Bay sediments and wildlife. *Environ Int*. 15; 47:56-65.

- Kurt-Karakus PB, Muir DC, de Jourdan B, Teixeira C, Martindale JE, Embers H, Wang X, Keir M, Backus S (2019) . Bioaccumulation of selected halogenated organic flame retardants in Lake Ontario. *Environmental Toxicology and Chemistry—Volume 38, Number 6—pp. 1198–1210*
- Larisch W, Goss KU (2018) . Modelling oral up-take of hydrophobic and super-hydrophobic chemicals in fish. *Environ Sci Process Impacts.* 20 (1) :98-104.
- Lee HK, Kang H, Lee S, Kim S, Choi K, Moon HB (2020) Human exposure to legacy and emerging flame retardants in indoor dust: A multiple-exposure assessment of PBDEs, *Sci Total Environ* 719: 137386
- Letcher RJ, Morris AD, Dyck M, Sverko E, Reiner EJ, Blair DAD, Chu SG, Shen L. Legacy and new halogenated persistent organic pollutants in polar bears from a contamination hotspot in the Arctic, Hudson Bay Canada. *Sci Total Environ.* 2018 Jan 1;610-611:121-136. doi: 10.1016/j.scitotenv.2017.08.035.
- Li B, Chen J, Du Q, Wang B, Qu Y, Chang Z (2020) . Toxic effects of dechlorane plus on the common carp (*Cyprinus carpio*) embryonic development. *Chemosphere* 249, 126418. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.126481>
- Li ZR, Luo XJ, Luo YL, Zeng YH, Mai BX (2019a) . Comparative study of dechlorane plus (DP) in adult chickens and developing embryos: Stereo-selective bioaccumulation of DP in chickens. *Environ Pollut.* 247:550-555
- Li B, Qi P, Qu Y, Wang B, Chen J, Chang Z (2019b) . Effects of dechlorane plus on oxidative stress, inflammatory response, and cell apoptosis in *Cyprinus carpio*. *Drug and Chemical toxicol.* DOI: 10.1080/01480545.2019.1701001
- Li TY, Ge JL, Pei J, Bao LJ, Wu CC, Zeng EY (2019c) . Emissions and Occupational Exposure Risk of Halogenated Flame Retardants from Primitive Recycling of E-Waste. *Environ Sci Technol.* 53 (21) :12495-12505.
- Li WL, Liu LY, Song WW, Zhang ZF, Qiao LN, Ma WL, Li YF (2016) . Five-year trends of selected halogenated flame retardants in the atmosphere of Northeast China. *Sci Total Environ.* 1;539 :286-293.
- Li L, Wang W, Lv Q, Ben Y, Li X, (2014) . Bioavailability and tissue distribution of Dechloranes in wild frogs (*Rana limnocharis*) from an e-waste recycling area in Southeast China. *J of Environ. Sci.* 26: 636–642.
- Li Y, Yu L, Zhu Z, Dai J, Mai B, Wu J, Wang J (2013a) . Accumulation and effects of 90-day oral exposure to Dechlorane Plus in quail (*Coturnix coturnix*) . *Environ Toxicol Chem.* 32 (7) :1649-54.
- Li Y, Yu L, Wang J, Wu J, Mai B, Dai J (2013b) . Accumulation pattern of Dechlorane Plus and associated biological effects on rats after 90 d of exposure. *Chemosphere.* 90 (7) :2149-56.
- Liang X, Li W, Martyniuk CJ, Zha J, Wang Z, Cheng G, Giesy JP (2014) . Effects of dechlorane plus on the hepatic proteome of juvenile Chinese sturgeon (*Acipenser sinensis*) . *Aquat Toxicol.* 148:83-91.
- Liu X, Bing H, Chen Y, Li J, Wu Y, Zhang G (2018) . Brominated flame retardants and dechlorane plus on a remote high mountain of the eastern Tibetan Plateau: implications for regional sources and environmental behaviors. *Environ Geochem Health.* 40 (5) :1887-1897.
- Liu LY, Salamova A, Venier M, Hites RA (2016) . Trends in the levels of halogenated flame retardants in the Great Lakes atmosphere over the period 2005-2013. *Environ Int.* 92-93:442-9.
- Løseth ME, Briels N, Flo J, Malarvannan G, Poma G, Covaci A, Herzke D, Nygård T, Bustnes JO, Jenssen BM, Jaspers VLB (2019) . White-tailed eagle (*Haliaeetus albicilla*) feathers from Norway are suitable for monitoring of legacy, but not emerging contaminants. *Sci Total Environ.* 647:525-533. doi:10.1016/j.scitotenv.2018.07.333.
- Malak IA, Cariou R, Guiffard I, Vénisseau A, Dervilly-Pinel G, Jaber F, Le Bizec B (2019) . Assessment of Dechlorane Plus and related compounds in foodstuffs and estimates of daily intake from Lebanese population. *Chemosphere.* 235, 492-497.
- Malak IA, Cariou R, Vénisseau A, Dervilly-Pinel G, Jaber F, Babut M, Le Bizec B (2018) . Occurrence of Dechlorane Plus and related compounds in catfish (*Silurus spp.*) from rivers in France. *Chemosphere.* 207:413-420.
- Marler H, Adams DH, Wu Y, Nielsen CK, Shen L, Reiner EJ, Chen D (2018) . Maternal Transfer of Flame Retardants in Sharks from the Western North Atlantic Ocean. *Environ Sci Technol.* 20;52 (22) :12978-12986.
- Matsutani T, Nomura T, (1987) . In vitro effects of serotonin and prostaglandins on release of eggs from the ovary of the scallop, *Patinopecten yessoensis*. *Gen. Comp. Endocrinol.* 67, 111–118.
- Mo L, Zheng X, Zhu C, Sun Y, Yu L, Luo X, Mai B (2019) . Persistent organic pollutants (POPs) in oriental magpie-robins from e-waste, urban, and rural sites: Site-specific biomagnification of POPs. *Ecotoxicol Environ Saf.* 186:109758. doi: 10.1016/j.ecoenv.2019.109758.

- Mo L, Wu JP, Luo XJ, Sun YX, Zheng XB, Zhang Q, Zou FS, Mai BX (2013) . Dechlorane Plus flame retardant in kingfishers (Alcedo atthis) from an electronic waste recycling site and a reference site, South China: influence of residue levels on the isomeric composition. *Environ Pollut.* 174:57-62.
- Muñoz-Arnanz J, Sáez M, Hiraldo F, Baos R, Pacepavicius G, Alae M, Jiménez B (2011) . Dechlorane plus and possible degradation products in white stork eggs from Spain. *Environ Int.* 37 (7) :1164-8.
- Muñoz-Arnanz J, Roscales JL, Vicente A, Aguirre JI, Jiménez B (2012) . Dechlorane Plus in eggs of two gull species (Larus michahellis and Larus audouinii) from the southwestern Mediterranean Sea. *Anal Bioanal Chem.* 404 (9) :2765-73.
- Möller A, Xie Z, Cai M, Sturm R, Ebinghaus R (2012) . Brominated flame retardants and dechlorane plus in the marine atmosphere from Southeast Asia toward Antarctica. *Environ Sci Technol.* 46 (6) :3141-8.
- Möller A, Xie Z, Cai M, Zhong G, Huang P, Cai M, Sturm R, He J, Ebinghaus R (2011) . Polybrominated diphenyl ethers vs alternate brominated flame retardants and dechloranes from East Asia to the Arctic. *Environmental Science and Technology*, 45:6793-6799.
- Möller A, Xie Z, Sturm R, Ebinghaus R (2010) . Large-scale distribution of dechlorane plus in air and seawater from the Arctic to Antarctica. *Environ Sci Technol.* 44 (23) :8977-82.
- Na G, Yao Y, Gao H, Li R, Ge L, Titaley IA, Santiago-Delgado L, Massey Simonich SL (2017) . Trophic magnification of Dechlorane Plus in the marine food webs of Fildes Peninsula in Antarctica. *Mar Pollut Bull.* 117 (1-2) :456-461.
- Na G, Wei W, Zhou S, Gao H, Ma X, Qiu L, Ge L, Bao C, Yao Z (2015) . Distribution characteristics and indicator significance of Dechloranes in multi-matrices at Ny-Ålesund in the Arctic. *J Environ Sci (China)* . 1;28 :8-13.
- Newton S, Sellström U, de Wit CA (2015) . Emerging flame retardants, PBDEs, and HBCDDs in indoor and outdoor media in Stockholm, Sweden. *Environ Sci Technol.* 49 (5) :2912-20.
- Norwegian Environment Agency (2019a) . Environmental Contaminants in an Urban fjord. Report L. Nr. 7410-2019/M-1441.
- Norwegian Environment Agency (2019b) . Prioritetslisten. Published 18.01.2019. Available at: <http://www.miljostatus.no/prioritetslisten> (Accessed 27.03.2019) .
- Norwegian Environment Agency (2018a) . Screening program 2017. AMAP Assessment compounds. Report M-1080.
- Norwegian Environment Agency (2018b) . Environmental Contaminants in an Urban fjord. Report M-1131.
- Noyes PD, Haggard DE, Gonnerman GD and Tanguay RL (2015) . Advanced morphological behavioral test platform reveals neurodevelopmental defects in embryonic zebrafish exposed to comprehensive suite of halogenated and organophosphate flame retardants. *Toxicol. Sci.*, 145, 177-195.
- Olukunle OI, Lehman DC, Salamova A, Venier M, Hites RA (2018) . Temporal trends of Dechlorane Plus in air and precipitation around the North American Great Lakes. *Sci Total Environ.* 15; 642:537-542.
- OxyChem® Dechlorane Plus® (2013) . Available at: <https://www.oxy.com/OurBusinesses/Chemicals/ResponsibleCare/Documents/Dechlorane%20Plus.pdf>
- OxyChem® Dechlorane Plus® Manual. 2007. Ver. 07-27-2007. Available from: https://www.oxy.com/OurBusinesses/Chemicals/Products/Documents/dechloraneplus/dechlorane_plus.pdf
- OxyChem® Dechlorane Plus® (2004) . Available at: <https://www.oxy.com/pages/search.aspx?k=dechlorane%20plus>
- OxyChem test-plan for Dechlorane plus (2004b) . Available at: <http://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download?doi=10.1.1.578.5473&rep=rep1&type=pdf>
- Peng Y, Wu JP, Tao L, Mo L, Zheng XB, Tang B, Luo XJ, Mai BX (2015) . Accumulation of Dechlorane Plus flame retardant in terrestrial passerines from a nature reserve in South China: the influences of biological and chemical variables. *Sci Total Environ.* 1, 514:77-82.
- Peng H, Wan Y, Zhang K, Sun J, Hu J (2014) . Trophic transfer of dechloranes in the marine food web of Liaodong Bay, north China. *Environ Sci Technol.* 20;48 (10) :5458-66.
- Peng H, Zhang K, Wan Y, Hu J (2012) . Tissue distribution, maternal transfer, and age-related accumulation of dechloranes in Chinese sturgeon. *Environ Sci Technol.* 18;46 (18) :9907-13.

- Peshdary V, Calzadilla G, Landry A, Sorisky A, Atlas E (2019) . Dechlorane Plus increases adipogenesis in 3T3-L1 and human primary preadipocytes independent of peroxisome proliferator-activated receptor γ transcriptional activity. *Int J Obes (Lond)* . 43 (3) :545-555.
- Poma G, Malysheva SV, Gosciny S, Malarvannan G, Voorspoels S, Covaci A, Van Loco J (2018) . Occurrence of selected halogenated flame retardants in Belgian foodstuff. *Chemosphere*.194:256-265.
- Qiu X, Hites RA (2008) . Dechlorane plus and other flame retardants in tree bark from the northeastern United States. *Environ Sci Technol*. 42 (1) :31-6.
- Qiu XH, Marvin CH and Hites RA (2007) . Dechlorane plus and other flame retardants in a sediment core from Lake Ontario. *Environ. Sci. Technol*. 41 (17) , 6014–6019.
- Qiu X, Zhu T, Hu J (2010) . Polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) and other flame retardants in the atmosphere and water from Taihu Lake, East China. *Chemosphere*. 80 (10) :1207-12.
- Rauert C, Schuster JK, Eng A, Harner T (2018) . Global Atmospheric Concentrations of Brominated and Chlorinated Flame Retardants and Organophosphate Esters. *Environ Sci Technol*.;52 (5) :2777-2789. doi: 10.1021/acs.est.7b06239
- Ren GF, Yu ZQ, Ma ST, Li HR, Peng PG, Sheng GY, Fu JM (2009) . Determination of Dechlorane Plus in serum from electronics dismantling workers in South China. *Environ Sci Technol* 43 (24) , 9453–9457.
- Ren NQ, Sverko E, Li YF, Zhang Z, Harner T, Wang DG, Wan XN and Mccarry BE (2008) . Levels and isomer profiles of Dechlorane Plus in Chinese air. *Environ. Sci. Technol*. 42 (17) , 6476–6480.
- Rjabova J, Bartkevics V, Zacs D (2016) . The occurrence of Dechlorane Plus and related norbornene-based flame retardants in Baltic wild salmon (*Salmo salar*) . *Chemosphere* 147, 210-217.
- Salamova A, Hites RA (2011) . Dechlorane plus in the atmosphere and precipitation near the Great Lakes. *Environ Sci Technol*. 45 (23) :9924-30.
- Salamova A, Hermanson MH, Hites RA (2014) . Organophosphate and halogenated flame retardants in atmospheric particles from a European Arctic site. *Environ Sci Technol*.48 (11) :6133-40.
- Schlabach M, Remberger M, Brorström-Lunden E, Norström K, Kaj L, Andersson H, Herzke D, Borgen A, Harju M (2011) . Brominated flame retardants (BFR) in the Nordic Environment. *TemaNord 2011:528*. Nordic Council of Ministers, Copenhagen.
- Schwemmer P, Corman AM, Koch D, Borrmann RM, Koschorreck J, Voigt CC, Garthe S (2019) . Charakterisierung der Habitatwahl von Silbermöwen *Larus argentatus* durch GPS-Datenlogger zur Einschätzung der Schadstoffbelastung an der deutschen Nordseeküste. *Vogelwarte* 57 (1) , 13-30.
- Shanmuganathan M, Zhang Z, Sverko E, Brymer R, Gill B, Smyth SA, Marvin CH (2018) . Analysis of halogenated flame retardants in Canadian wastewater treatment plants using gas chromatography–tandem mass spectrometry (GC-MS/MS) . *Water Quality Research Journal* 53.4: XX-XX.
- Shunthirasingham C, Alexandrou N, Brice KA, Dryfhout-Clark H, Su K, Shin C, Park R, Pajda A, Noronha R, Hung H (2018) . Temporal trends of halogenated flame retardants in the atmosphere of the Canadian Great Lakes Basin (2005-2014) . *Environ Sci Process Impacts*. 20 (3) :469-479.
- Shen L, Reiner EJ, Helm PA, Marvin CH, Hill B, Zhang X, Macpherson KA, Kolic TM, Tomy GT, Brindle ID (2011) . Historic trends of dechloranes 602, 603, 604, dechlorane plus and other norbornene derivatives and their bioaccumulation potential in Lake Ontario. *Environ Sci Technol*. 45 (8) :3333-40.
- Shoeib M, Harner T, Webster GM, Sverko E, Cheng, Y (2012) . Legacy and current-use flame retardants in house dust from Vancouver, Canada. *Environ Pollut* 169:175-182.
- Siddique S, Xian QM, Abdelouahab N, Takser L, Phillips SP, Feng YL, Wang B, Zhu JP (2012) . Levels of dechlorane plus and polybrominated diphenylethers in human milk in two Canadian cities. *Environ. Int*. 39 (1) , 50–55.
- Simond AE, Houde M, Lesage V, Verreault J (2017) . Temporal trends of PBDEs and emerging flame retardants in belugas from the St. Lawrence Estuary (Canada) and comparisons with minke whales and Canadian Arctic belugas. *Environ Res*. 156:494-504.
- SIN LIST, 2020. International Chemical Secretariat's (ChemSec) Substitute It Now (SIN) list since 2014. Available at: <https://sinsearch.chemsec.org/chemical/13560-89-9>

- Sühring R, Freese M, Schneider M, Schubert S, Pohlmann JD, Alae M, Wolschke H, Hanel R, Ebinghaus R, Marohn L (2015) . Maternal transfer of emerging brominated and chlorinated flame retardants in European eels. *Sci Total Environ.* 530-531:209-218.
- Sühring R, Byer J, Freese M, Pohlmann JD, Wolschke H, Moller A, Hodson PV, Alae M, Hanel R, Ebinghaus R (2014) . Brominated flame retardants and Dechloranes in European and American eels from glass to silver life stages *Chemosphere* 116, 104–111.
- Sun YX, Hu YX, Zhang ZW, Xu XR, Li HX, Zuo LZ, Zhong Y, Sun H, Mai BX (2017) . Halogenated organic pollutants in marine biota from the Xuande Atoll, South China Sea: Levels, biomagnification and dietary exposure. *Mar Pollut Bull.* 118 (1-2) :413-419.
- Sun YX, Zhang ZW, Xu XR, Hu YX, Luo XJ, Caiming, Mai BX (2015) . Bioaccumulation and biomagnification of halogenated organic pollutants in mangrove biota from the Pearl River Estuary, South China. *Mar Pollut Bull.* 15;99 (1-2) :150-6.
- Sverko E, Tomy GT, Reiner EJ, Li YF, McCarry BE, Arnot JA, Law RJ and Hites RA (2011) . Dechlorane Plus and related compounds in the environment: a review. *Environ. Sci. Technol.* 45 (12) , 5088–5098.
- Sverko E, Reiner EJ, Tomy GT, McCrindle R, Shen L, Aresenault G, Zaruk D, MacPherson KA, Marvin CH, Helm PL, McCarry BE (2010) . Compounds structurally related to Dechlorane Plus in sediments and biota from Lake Ontario (Canada) . *Environ. Sci. Technol.* 44, 574–579.
- Sverko E, Tomy GT, Marvin CH, Zaruk D, Reiner E, Helm PA, Hill B, McCarry BE (2008) . Dechlorane plus levels in sediment of the lower Great Lakes. *Environ Sci Technol.* 42 (2) :361-6.
- Tang B, Luo XJ, Huang CC, Sun RX, Wang T, Zeng YH, Mai BX (2018) . Stereoselective bioaccumulation of syn- and anti-Dechlorane plus isomers in different tissues of common carp (Cyprinus carpio) . *Sci Total Environ.* 616-617:1339-1346.
- Tao W, Tian J, Xu T, Xu L, Xie HQ, Zhou Z, Guo Z, Fu H, Yin X, Chen Y, Xu H, Zhang S, Zhang W, Ma C, Ji F, Yang J, Zhao B (2018) . Metabolic profiling study on potential toxicity in male mice treated with Dechlorane 602 using UHPLC-ESI-IT-TOF-MS. *Environ Pollut.* 246: 141-147.
- Tao W, Zhou Z, Shen L and Zhao B (2015) . Determination of dechlorane flame retardants in soil and fish at Guiyu, an electronic waste recycling site in south China. *Environmental Pollution*, 206, 361-368.
- Taverna R, Gloor R, Maier U, Zennegg M, Figli R, Birchler E (2017) . Stoffflüsse im Schweizer Elektronikschrott. Metalle, Nichtmetalle, Flammschutzmittel und polychlorierte Biphenyle in elektrischen und elektronischen Kleingeräten. Bundesamt für Umwelt, Bern. Umwelt-Zustand Nr. 1717 (full report in German: <https://www.bafu.admin.ch/uz-1717-d>; summary in English: <https://www.bafu.admin.ch/uz-1717-e>) .
- Tomy GT, Sverko E, Palace V, Rosenberg B, McCrindle R, McAlees A, Smith LA, Byer J, Pacepavicius G, Alae M, McCarry BE (2013) . Dechlorane plus monoadducts in a Lake Ontario (Canada) food web and biotransformation by lake trout (Salvelinus namaycush) liver microsomes. *Environ Toxicol Chem.* 32 (6) :1376-81.
- Tomy GT, Thomas CR, Zidane TM, Murison KE, Pleskach K, Hare J, Arsenault G, Marvin CH, Sverko E (2008) . Examination of isomer specific bioaccumulation parameters and potential in vivo hepatic metabolites of syn- and anti-Dechlorane Plus isomers in juvenile rainbow trout (Oncorhynchus mykiss) . *Environ Sci Technol.* 42 (15) :5562-7.
- Tomy GT, Pleskach K, Ismail N, Whittle DM, Helm PA, Sverko E, Zaruk D, Marvin CH (2007) . Isomers of dechlorane plus in Lake Winnipeg and Lake Ontario food webs. *Environ Sci Technol.* 41 (7) :2249-54.
- TOPKAT, Toxicity Prediction by Komputer Assisted Technology, Prediction Module. 2004. Version 6.2. San Diego (CA) : Accelrys Software Inc.
- US EPA (1978) . Reviews of the Environmental Effects of Pollutants: XII. Hexachlorocyclopentadiene.
- US EPA, US Environmental Protection Agency (2009) . HPV Challenge; Robust Summaries and Test Plans: Dechlorane Plus, cover letter dated on March 3, 2009 (doc. no. 201-16774) , IUCLID report dated November 7, 2008.
- US EPA, US Environmental Protection Agency (2011) . Screening-level hazard characterization – Dechlorane plus (CASRN 13560-89-9) .
- US EPA, US Environmental Protection Agency (2012) . Estimation Programs Interface Suite™ for Microsoft® Windows, v4.11. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC, USA. Available online at <http://www.epa.gov/opptintr/exposure/pubs/episuite.html> as of November 2012.

- US EPA, US Environmental Protection Agency (2014) . An Alternatives Assessment for the Flame Retardant Decabromodiphenyl Ether (DecaBDE) , January 2014. Available at: <https://www.epa.gov/saferchoice/partnership-evaluate-flame-retardant-alternatives-decabde-publications>
- US EPA, US Environmental Protection Agency (2020) . The Toxic Substances Control Act (TSCA) Chemical Substance Inventory. Available at: <https://www.epa.gov/tsca-inventory> (accessed 17.04.2020) .
- Verreault J, Letcher RJ, Gentes ML, Braune BM (2018) . Unusually high Deca-BDE concentrations and new flame retardants in a Canadian Arctic top predator, the glaucous gull. *Sci Total Environ.*;639:977-987. doi:10.1016/j.scitotenv.2018.05.222.
- Velsicol Chemicals LLC (2020) . PyroVex® Flame Retardants. Excellent Fire Retardant Additives from an experienced manufacturer. Available at: <https://www.velsicol.com/images/pdf/Pyrovex/sds/pyrovex-sg-sds.pdf> (accessed 06.02.2020) .
- Vorkamp K, Rigét F, Sanderson H, Bossi R, Hansen KM, Skov H (2019a) . POP/PBT characterisation of dechlorane plus and novel brominated flame retardants based on data from Greenland. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy, 80 pp. Scientific Report from DCE – Danish Centre for Environment and Energy No. 339. Available at: <https://dce2.au.dk/pub/SR339.pdf> (accessed 20.04.2020) .
- Vorkamp K, Balmer J, Hung H, Letcher RJ, Rigét FF, de Wit CA (2019b) . Current-use halogenated and organophosphorous flame retardants: A review of their presence in Arctic ecosystems, *Emerging Contaminants, Volume 5*, Pages 179-200, ISSN 2405-6650, <https://doi.org/10.1016/j.emcon.2019.05.004>
- Vorkamp K, Falk K, Møller S, Rigét FF, Sørensen PB (2018) . Regulated and Unregulated Halogenated Flame Retardants in Peregrine Falcon Eggs from Greenland. *Environ Sci Technol.* 16;52 (2) :474-483.
- Vorkamp K, Bossi R, Rigét FF, Skov H, Sonne C, Dietz R. (2015) . Novel brominated flame retardants and dechlorane plus in Greenland air and biota. *Environmental Pollution.* 196:284-291.
- Wang S, Romanak KA, Hendryx M, Salamova A, Venier M (2020a) . Association between Thyroid Function and Exposures to Brominated and 3 Organophosphate Flame Retardants in rural Central Appalachia. *Environ. Sci. Technol.*, 2020 54 (1) :325-334. DOI: 10.1021/acs.est.9b04892.
- Wang Y, eris A, Rifat MR, Ahmed SI, Aich N,nguyen LV, Urik J, Eljarrat E, Vrana B, Jantunen LM, Diamond ML (2020b) . Measuring exposure of e-waste dismantlers in Dhaka Bangladesh to organophosphate esters and halogenated flame retardants using silicone wristbands and T-shirts, *Sci Total Environ* 720 :137480
- Wang D, Jia H, Hong WJ, Xue X, Sun Y, Li YF, Guo W (2019) . Uptake, depuration, bioaccumulation, and selective enrichment of dechlorane plus in common carp (Cyprinus carpio) . *Environ Sci Pollut Res Int.* doi:10.1007/s11356-019-07239-8. [Epub ahead of print] PubMed PMID: 31865567.
- Wang Q, Kelly BC (2017) . Occurrence, distribution and bioaccumulation behaviour of hydrophobic organic contaminants in a large-scale constructed wetland in Singapore. *Chemosphere.* 183:257-265.
- Wang P, Zhang Q, Zhang H, Wang T, Sun H, Zheng S, Li Y, Liang Y, Jiang G. (2016) . Sources and environmental behaviors of Dechlorane Plus and related compounds - A review. *Environ Int.* 88:206-220.
- Wang DG, Guo MX, Pei W, Byer JD, Wang Z (2015) . Trophic magnification of chlorinated flame retardants and their dechlorinated analogs in a fresh water food web. *Chemosphere.* 118:293-300.
- Wang Y, Xu M, Jin, He S, Li M, Sun Y (2014) . Concentrations and relationships between classes of persistent halogenated organic compounds in pooled human. *Science of the Total Environment* 482–483, 276–282.
- Wang DG, Alae M, Byer JD, Brimble S, Pacepavicus G (2013a) . Human health risk assessment of occupational and residential exposures to dechlorane plus in the manufacturing facility area in China and comparison with e-waste recycling site. *Sci. Total Environ.* 445-446, 329-336.
- Wang S, Huang J, Yang Y, Yu G, Deng S, Wang B (2013b) . Photodegradation of Dechlorane Plus in n-nonane under the irradiation of xenon lamp. *J Hazard Mater.* 15; 260: 16-23.
- Wang L, Jia HL, Liu, XJ, Yang M, Hong WJ, Sun YQ, Qi H, Song WW, Lin J, Li YF (2012) . Dechloranes in a river in northeastern China: Spatial trends in multi-matrices and bio-accumulation in fish (Enchelyopuselongatus) . *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 84, 262–267.
- Wang DG, Yang M, Qi H, Sverko E, Ma WL, Li YF, Alae M, Reiner EJ and Shen L (2010a) . An Asia-specific source of Dechlorane Plus: concentration, isomer profiles, and other related compounds. *Environ. Sci. Technol.* 44 (17) : 6608–6613.

- Wang X-P, Gong P, Yao T-D, Jones KC (2010b) . Passive air sampling of organochlorine pesticides, polychlorinated biphenyls, and polybrominated diphenyl ethers across the Tibetan Plateau. *Environmental Science and Technology*. 44: 2988–2993.
- Wang B, Iino F, Huang J, Lu Y, Yu G, Morita M (2010c) . Dechlorane Plus pollution and inventory in soil of Huai'an City, China. *Chemosphere*. 80 (11) :1285-90.
- Wegmann, F.; Cavin, L.; MacLeod, M.; Scheringer, M.; Hungerbühler, K. (2009) The OECD software tool for screening chemicals for persistence and long-range transport potential. *Environmental Modeling and Software* 24 (2) , 228-237.
- Weil ED, Levchik, SV, (2009) . *Flame Retardants for Plastics and Textiles: Practical Applications*. Cincinnati, Ohio: Hanser Publishers. 297 pp.
- Wolschke H, Meng X-Z, Xie Z, Ebinghaus R, Cai M (2015) . Novel flame retardants (N-FRs) , polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) and dioxin-like polychlorinated biphenyls (DL-PCBs) in fish, penguin, and skua from King George Island, Antarctica. *Marine Pollution Bulletin* 96, 513–518.
- Wong F, Suzuki G, Michinaka C, Yuan B, Takigami H, de Wit CA (2017) . Dioxin-like activities, halogenated flame retardants, organophosphate esters and chlorinated paraffins in dust from Australia, the United Kingdom, Canada, Sweden and China. *Chemosphere* 168: 1248-1256.
- Wu JP, Chen XY, Si-Kang W, Sun Y, Feng WL, Tao L, Luo XJ, Mai BX (2018) . Dechlorane Plus flame retardant in a contaminated frog species: Biomagnification and isomer-specific transfer from females to their eggs. *Chemosphere*. 211:218-225.
- Wu Q, Li H, Kuo DTF, Chen S, Mai B, Li H, Liu Z, Deng M, Zhang H, Hu X, Geng X, Chen Y (2017) . Occurrence of PBDEs and alternative halogenated flame retardants in sewage sludge from the industrial city of Guangzhou, China. *Environ Pollut*. 220 (Pt A) :63-71.
- Wu JP, She YZ, Zhang Y, Peng Y, Mo L, Luo XJ, Mai BX (2013) . Sex-dependent accumulation and maternal transfer of Dechlorane Plus flame retardant in fish from an electronic waste recycling site in South China. *Environ. Pollut*. 177: 150–155.
- Wu B, Liu S, Guo X, Zhang Y, Zhang X, Li M, Cheng S (2012) . Responses of mouse liver to dechlorane plus exposure by integrative transcriptomic and metabonomic studies. *Environ Sci Technol*. 46 (19) :10758-64.
- Xian Q, Siddique S, Li T, Feng YL, Takser L, Zhu J (2011) . Sources and environmental behavior of dechlorane plus--a review. *Environ Int*. 37 (7) :1273-84.
- Xiao H, Shen L, Su Y, Barresi E, Dejong M, Hung H, Lei YD, Wania F, Reiner EJ, Sverko E, Kang SC (2012a) . Atmospheric concentrations of halogenated flame retardants at two remote locations: The Canadian High Arctic and the Tibetan Plateau. *Environmental Pollution*, 161:154-161.
- Xiang N, Chen L, Meng XZ, Li YL, Liu Z, Wu B, Dai L, Dai X (2014) . Polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) and dechlorane plus (DP) in a conventional wastewater treatment plant (WWTP) in Shanghai: seasonal variations and potential sources. *Sci Total Environ*. 15; 487:342-9.
- Xiang N, Zhao X, Meng XZ, Chen L (2013) . Polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in a conventional wastewater treatment plant (WWTP) from Shanghai, the Yangtze River Delta: implication for input source and mass loading. *Sci Total Environ*. 461-462:391-6.
- Yadav IC, Devi NL, Kumar A, Li J, Zhang G (2020) Airborne brominated, chlorinated and organophosphate ester flame retardants inside the buildings of the Indian state of Bihar: Exploration of source and human exposure, *Ecotoxicol Environ Saf* 191:110212.
- Yan X, Zheng J, Chen KH, Yang J, Luo XJ, Yu LH, Chen SJ, Mai BX, Yang ZY (2012) . Dechlorane Plus in serum from e-waste recycling workers: influence of gender and potential isomer-specific metabolism. *Environ. Int*. 49, 31–37.
- Yang R, Zhang S, Li X, Luo D, Jing C (2016a) . Dechloranes in lichens from the southeast Tibetan Plateau: Evidence of long-range atmospheric transport. *Chemosphere*. 144:446-51.
- Yang Y, Ji F, Cui Y, Li M (2016b) . Ecotoxicological effects of earthworm following long-term Dechlorane Plus exposure. *Chemosphere*. 144:2476-81.
- Yang R., Zhang S, L, A, Jiang G, Jing C (2013) . Atitudinal and spatial signature of POPs in soil, lichen, conifer needles, and bark of the southeast tibetan plateau: Implications for sources and environmental cycling. *Environmental Science and Technology*, 47, 12736–13743.

- Yin JF, Li JFT, Li XH, Yang YL, Qin ZF (2020) . Bioaccumulation and transfer characteristics of dechlorane plus in human adipose tissue and blood stream and the underlying mechanisms. *Sci Total Env.* 700: 134391. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134391>
- Yu Y, Hung H, Alexandrou N, Roach P, Nordin K (2015) . Multiyear measurements of flame retardants and organochlorine pesticides in air in Canada's Western sub-Arctic. *Environ. Sci. Technol.* 49, 8623-8630.
- Yu L, Luo X, Zheng X, Zeng Y, Chen D, Wu J, Mai B (2013) . Occurrence and biomagnification of organohalogen pollutants in two terrestrial predatory food chains. *Chemosphere.* 93 (3) :506-11.
- Yu Z, Lu S, Gao S, Wang J, Li H, Zeng X, Sheng G, Fu J (2010) . Levels and isomer profiles of Dechlorane Plus in the surface soils from e-waste recycling areas and industrial areas in South China. *Environ Pollut.* 158 (9) :2920-5.
- Zacs D, Ikkere LE, Bartkevics V. Emerging brominated flame retardants and dechlorane-related compounds in European eels (*Anguilla anguilla*) from Latvian lakes. *Chemosphere.* 2018;197:680–690. doi:10.1016/j.chemosphere.2018.01.105
- Zeng Y-H, Luo X-J, Tang B, Zheng X-B and Mai B-X (2014) . Gastrointestinal absorption, dynamic tissue-specific accumulation, and isomer composition of dechlorane plus and related analogs in common carp by dietary exposure. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 100, 32–38.
- Zhang G, Ren Q, Ma S, Wu J, Yang X, Yu Y (2020) . Intergenerational transfer of Dechlorane Plus and the associated long-term effects on the structure and function of gut microbiota in offspring. *Environ Int.* 2020; 141: 105770. doi:10.1016/j.envint.2020.105770
- Zhang X, Sühling R, Serodio D, Bonnell M, Sundin N, Diamond ML (2016) . Novel flame retardants: Estimating the physical-chemical properties and environmental fate of 94 halogenated and organophosphate PBDE replacements. *Chemosphere.* 144:2401-7.
- Zhang Q, Zhu C, Zhang H, Wang P, Li Y, Ren D, Jiang G (2015) . Concentrations and distributions of Dechlorane Plus in environmental samples around a Dechlorane Plus manufacturing plant in East China. *Sci. Bull.* 60 (8) :792–797.
- Zhang L, Ji F, Li M, Cui Y, Wu B (2014) . Short-term effects of Dechlorane Plus on the earthworm *Eisenia fetida* determined by a systems biology approach. *J Hazard Mater.* 273:239-46. doi: 10.1016/j.jhazmat.2014.03.018.
- Zhang H, Wang P, Li Y, Shang H, Wang Y, Wang T, Zhang Q, Jiang G (2013) . Assessment on the Occupational Exposure of Manufacturing Workers to Dechlorane Plus through Blood and Hair Analysis. *Environ. Sci. Technol.* 47, 10567–10573.
- Zhang Y, Wu J-P, Luo X-J, Wang J, Chen S-J and Mai B-X (2011) . Tissue distribution of Dechlorane Plus and its dechlorinated analogs in contaminated fish: High affinity to the brain for anti-DP. *Environmental Pollution*, 159. 3647-3652.
- Zhao L, Gong N, Mi D, Luan C, Shao K, Jia H, Sun Y (2014) . Kinetics of stereoselective enrichment of Dechlorane Plus in *Ulva Pertusa*. *Chemosphere.* 111:580-6.
- Zhen X, Tang J, Liu L, Wang X, Li Y, Xie Z (2018) . From headwaters to estuary: Distribution and fate of halogenated flame retardants (HFRs) in a river basin near the largest HFR manufacturing base in China. *Sci. Total Environ.* 621: 1370–1377. doi:10.1016/j.scitotenv.2017.10.091.
- Zheng XB, Luo XJ, Zeng YH, Wu JP, Mai BX (2014a) . Sources, gastrointestinal absorption and stereo-selective and tissue-specific accumulation of Dechlorane Plus (DP) in chicken. *Chemosphere.* 114:241-6.
- Zheng XB, Luo XJ, Zeng YH, Wu JP, Chen SJ, Mai BX (2014b) . Halogenated flame retardants during egg formation and chicken embryo development: maternal transfer, possible biotransformation, and tissue distribution. *Environ Toxicol Chem.* 33 (8) :1712-9.
- Zheng J, Wang J, Luo XJ, Tian M, He LY, Yuan JG, Mai BX, Yang ZY (2010) . Dechlorane Plus in human hair from an e-waste recycling area in South China: comparison with dust. *Environ Sci Technol.* 15;44 (24) :9298-303.
- Zhou SN, Siddique S, Lavoie L, Takser L, Abdelouahab N, Zhu J (2014) . Hexachloronorborene-based flame retardants in humans: Levels in maternal serum and milk. *Environ Int* 66:11-17.
- Zhu B, Lai NL, Wai TC, Chan LL, Lam JC, Lam PK (2014) . Changes of accumulation profiles from PBDEs to brominated and chlorinated alternatives in marine mammals from the South China Sea. *Environ Int.* 66:65-70.



Rotterdam Convention on the Prior Informed Consent Procedure for Certain Hazardous Chemicals and Pesticides in International Trade

Distr.: General
23 September 2020
English only

Chemical Review Committee
Sixteenth meeting
Rome (online), 8–11 September 2020

Report of the Chemical Review Committee on the work of its sixteenth meeting

Introduction

1. In the light of the ongoing coronavirus disease (COVID-19) pandemic, it was not possible to hold the sixteenth meeting of the Chemical Review Committee under the Rotterdam Convention on the Prior Informed Consent Procedure for Certain Hazardous Chemicals and Pesticides in International Trade face to face at the headquarters of the Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO) in Rome, as had originally been planned. Instead, the Bureau decided that, as an exceptional measure owing to the pandemic, the meeting would be held online from 8 to 11 September 2020.

I. Opening of the meeting

2. The meeting was opened at 1.15 p.m. (UTC+2) on Tuesday, 8 September 2020, by the Chair of the Committee, Ms. Noluzuko Gwayi (South Africa).

3. Opening remarks were delivered by Mr. Rémi Nono Womdim, Executive Secretary of the Rotterdam Convention, and Mr. Rolph Payet, Executive Secretary of the Basel Convention on the Control of Transboundary Movements of Hazardous Wastes and Their Disposal, the Rotterdam Convention and the Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants.

4. Welcoming participants and expressing confidence that the Committee would achieve the goals set for the meeting, Mr. Womdim noted that, owing to the challenge of meeting virtually across different time zones, the Committee would not be reviewing the numerous new notifications of final regulatory action submitted by the Parties until its next meeting. The increased number of notifications was partly the fruit of increased efforts by the Secretariat to support Parties that requested assistance in submitting notifications of final regulatory action, and thereby to increase the effectiveness of the Convention. The environmentally sound management of chemicals, to which the Committee contributed through its work, in particular through its review of notifications of final regulatory action, was a prerequisite for achieving the Sustainable Development Goals and specific targets aimed at substantially reducing the number of deaths and illnesses caused by hazardous chemicals.

5. The FAO part of the Secretariat was focused on reducing the risks from pesticides and other agrochemicals, to which millions of agricultural workers around the world, many of them children, were exposed, including by developing awareness-raising materials and implementing various campaigns and activities in collaboration with other FAO divisions. During the lockdown prompted by the pandemic, the Secretariat had translated into the six official languages of the United Nations the general guidance on bridging of pesticide risk assessments, contained in the FAO Pesticide Registration Toolkit and the Pocket Guide for Effective Participation in the Chemical Review Committee under the Rotterdam Convention; held ten major online training sessions on various topics; and organized three webinars for Committee members in lieu of the usual orientation workshop.

6. Welcoming participants, Mr. Payet emphasized the importance of the work of the Committee in enabling the adoption of informed policy decisions by the Conference of the Parties to the Rotterdam Convention, and providing robust scientific foundations for policymakers to build back

better after the COVID-19 pandemic, which had demonstrated that the warnings of scientists could, and did, come true. At the current meeting, the Committee had two important tasks, namely, finalizing the draft decision guidance document for decabromodiphenyl ether for consideration by the Conference of the Parties at its tenth meeting, and determining whether the criteria set out in Annex II to the Convention had been met by the new notification of final regulatory action for perfluorooctanoic acid (PFOA), its salts and PFOA-related compounds submitted by Norway.

7. Noting the continuous and significant contributions of the Committee to the operation of the Convention, Mr. Payet drew attention to the challenge of reviewing the best available technical and scientific information and solutions, as well as socioeconomic considerations which were critical in ensuring that the Rotterdam Convention remained relevant and implementable in the context of countries' efforts to meet the Sustainable Development Goals, including the environmentally sound management of chemicals and wastes throughout their life cycles. Such focus would significantly reduce releases to air, water and soil in order to minimize their adverse impacts on human health and the environment, as evidenced by many of the chemicals that had been listed for prior informed consent under the Rotterdam Convention.

II. Organizational matters

A. Attendance

8. The following members of the Committee attended the meeting: Mr. Jonah Ormond (Antigua and Barbuda), Ms. Eliana Rosa Munarriz (Argentina), Ms. Anahit Aleksandryan (Armenia), Mr. Juergen Helbig (Austria), Ms. Mara Curaba (Belgium), Mr. Martin Lacroix (Canada), Ms. Jinye Sun (China), Ms. Lady Jhoana Dominguez Majin (Colombia), Ms. Gloria Judith Venegas Calderón (Ecuador), Mr. Timo Seppälä (Finland), Mr. Joseph Cantamanto Edmund (Ghana), Mr. Suresh Lochan Amichand (Guyana), Mr. Dinesh Runiwal (India), Ms. Yenny Meliana (Indonesia), Ms. Kristina Kazerovska (Latvia), Mr. Hassan Azhar (Maldives), Mr. Peter Korytár (Malta), Mr. Shankar Prasad Paudel (Nepal), Mr. Peter Dawson (New Zealand), Mr. Zaigham Abbas (Pakistan), Ms. Agnieszka Jankowska (Poland), Mr. Christian Sekomo Birame (Rwanda), Ms. Aïta Sarr Seck (Senegal), Ms. Nolozuko Gwayi (South Africa), Mr. Sumith Jayakody Arachchige (Sri Lanka), Ms. Sarah Maillefer (Switzerland), Ms. Nuansri Tayaputch (Thailand), Mr. Youssef Zidi (Tunisia), Mr. Daniel William Ndiyo (United Republic of Tanzania), Mr. Clarence Matewe (Zimbabwe).

9. The member of the Committee from the Congo was unable to attend.

10. The following States were represented as observers: Argentina, Australia, Burkina Faso, Canada, Chile, China, Colombia, Costa Rica, Estonia, Eswatini, Germany, Ghana, Guatemala, Indonesia, Japan, Kenya, Kuwait, Mexico, Netherlands, Norway, Paraguay, Qatar, Romania, Russian Federation, Serbia, Slovenia, South Africa, State of Palestine, Suriname, United Kingdom of Great Britain and Northern Ireland, United States of America.

11. The Central Africa Interstate Pesticides Committee was represented as an observer. Non-governmental organizations were also represented as observers. The names of those organizations are included in the list of participants (UNEP/FAO/RC/CRC.16/INF/12).

B. Adoption of the agenda

12. In considering the sub-item, the Committee had before it the provisional agenda (UNEP/FAO/RC/CRC.16/1) and the annotations to the provisional agenda (UNEP/FAO/RC/CRC.16/1/Add.1).

13. The Committee adopted the following agenda on the basis of the provisional agenda:

1. Opening of the meeting.
2. Organizational matters:
 - (a) Adoption of the agenda;
 - (b) Organization of work.
3. Rotation of the membership.
4. Technical work:
 - (a) Consideration of the draft decision guidance document for decabromodiphenyl ether;

- (b) Report of the Bureau on the preliminary review of a notification of final regulatory action;
 - (c) Review of a notification of final regulatory action for perfluorooctanoic acid (PFOA), its salts and PFOA-related compounds.
5. Venue and date of the seventeenth meeting of the Committee.
 6. Other matters.
 7. Adoption of the report.
 8. Closure of the meeting.

14. Responding to a query from a member regarding agenda item 4 (c) (Technical work: review of a notification of final regulatory action for perfluorooctanoic acid (PFOA), its salts and PFOA-related compounds), the Committee agreed that it would review the information contained in the notification to determine whether it met the criteria of Annex II to the Convention. Further to its review, the Committee at its current meeting would then consider its recommendation in relation to the chemical, which would be forwarded to the Conference of the Parties for consideration at its tenth meeting together with the draft decision guidance document and any revisions that might be required thereto.

15. The Committee decided that, under agenda item 6 (Other matters), the Secretariat would present a report on updates to the Handbook of Working Procedures and Policy Guidance for the Chemical Review Committee; a report on activities to facilitate effective participation in the work of the Committee; and a time schedule for the work to be carried out in the intersessional period between the sixteenth and seventeenth meetings of the Committee.

C. Organization of work

16. The Committee decided to conduct the meeting in accordance with the scenario note prepared by the Chair (UNEP/FAO/RC/CRC.16/INF/1) and the tentative schedule for the meeting (UNEP/FAO/RC/CRC.16/INF/2), subject to adjustment as necessary. It also decided that contact groups and drafting groups would be established as needed throughout the meeting. The documents pertaining to each agenda item were identified in the annotations to the provisional agenda (UNEP/FAO/RC/CRC.16/1/Add.1) and in the list of pre-session documents by agenda item (UNEP/FAO/RC/CRC.16/INF/10).

III. Rotation of the membership

17. Introducing the item, the representative of the Secretariat drew attention to the information provided in document UNEP/FAO/RC/CRC.16/INF/3, on the rotation of the membership of the Chemical Review Committee.

18. She informed the Committee that since its fifteenth meeting, no replacement of members had taken place, but the terms of office of 17 current members would expire on 30 April 2022 and new members would therefore need to be appointed by the Conference of the Parties at its tenth meeting, scheduled to take place in July 2021, with terms of office from 1 May 2022 to 30 April 2026. The Secretariat would, on behalf of the Bureau of the Conference of the Parties, facilitate the nominations of new members by circulating information on all the elections scheduled to take place at the tenth meeting, including the qualifications and documentation required, together with information on arrears in assessed contributions to the general trust fund of the Rotterdam Convention. A deadline of 19 April 2021 would be proposed for the submission of nominations to enable all the regional groups to consult among themselves in advance of, and during, the regional preparatory meetings.

19. The term of office of the current Chair, unless extended, would expire on 30 April 2022. At its tenth meeting, the Conference of the Parties would therefore need to either elect a new Chair to serve from 1 May 2022 onwards or, in line with the approach taken by the Conference of the Parties at its sixth and eighth meetings, request the Committee to identify an interim Chair for the eighteenth meeting of the Committee and elect a new Chair at its eleventh meeting.

20. The Committee took note of the information provided.

IV. Technical work

A. Consideration of the draft decision guidance document for decabromodiphenyl ether

21. Introducing the sub-item, the representative of the Secretariat recalled that, at its fifteenth meeting, the Committee had reviewed notifications of final regulatory action for decabromodiphenyl ether submitted by Canada, Japan and Norway, along with the supporting documentation referenced therein, and, taking into account each of the specific criteria set out in Annex II to the Convention, had concluded that the three notifications met the criteria set out in Annex II to the Convention. Accordingly, the Committee, by its decision CRC-15/2, had recommended to the Conference of the Parties that it list decabromodiphenyl ether (CAS No. 1163-19-5) in Annex III to the Convention as an industrial chemical. In addition, the Committee had adopted a rationale for its conclusion and established an intersessional drafting group to prepare a draft decision guidance document for decabromodiphenyl ether.

22. At the current meeting, the Committee had before it the draft decision guidance document prepared by the intersessional drafting group (UNEP/FAO/RC/CRC.16/3) and a compilation of comments and responses relating thereto (UNEP/FAO/RC/CRC.16/INF/6).

23. Mr. Peter Dawson, drafter of the intersessional drafting group, presented the draft decision guidance document on his own behalf and that of the group's chair, Mr. Suresh Amichand.

24. Following the presentation, several members proposed changes to the draft decision guidance document. A number of members drew attention to the terminology used in the document to identify decabromodiphenyl ether, which was different from that used under the Stockholm Convention, namely "decabromodiphenyl ether (BDE-209) present in commercial decabromodiphenyl ether (CAS No. 1163-19-5)", suggesting that the document should be revised to use that description. Another member expressed support for retaining the terminology used in the draft decision guidance document, which was consistent with the recommendation of the Committee in decision CRC-15/2. He added that CAS No. 1163-19-5, which was also used in the Stockholm Convention listing, could also be included when first mentioning the chemical's name in section 2 of the draft decision guidance document to clarify that the chemical referred to in the draft decision guidance document was the same chemical as that listed under the Stockholm Convention.

25. A number of members proposed changes to specific sections of the draft decision guidance document in order to update or correct the information provided. One member suggested that draft decision guidance documents should, as a general rule, include only the information provided in the notification of final regulatory action and supporting documentation provided by the notifying Parties, and additional information from relevant international sources such as the Persistent Organic Pollutants Review Committee of the Stockholm Convention, and identify the information as such. Another member said that decision guidance documents were not meant to be updated on a regular basis, but it was appropriate for members to provide additional information if clarification on specific elements was needed.

26. Responding to comments, Mr. Dawson said that he had taken note of the proposed changes and would consult with the Secretariat regarding whether the changes proposed to the introductory sections of the draft decision guidance document, which were based on the template set out in section 1.2 of the updated Handbook of Working Procedures and Policy Guidance for the Chemical Review Committee, could be made. With regard to the information provided in the draft decision guidance document, he said that it was based on the notifications and supporting documentation provided by Canada, Japan and Norway, and documents produced by the Persistent Organic Pollutants Review Committee, which could be highlighted in the document. As for the terminology used, the document referred to decabromodiphenyl ether because both decision CRC-15/2 and the notifications of final regulatory action referred to the chemical itself and not to its commercial mixture.

27. One member suggested that the response in document UNEP/FAO/RC/CRC.16/INF/6 to a question on the chemical identity should be modified in the light of the clarification provided and to avoid confusion.

28. Following the discussion, the Committee requested Mr. Amichand and Mr. Dawson to prepare a revised draft decision guidance document taking into account the comments made during the discussion and to add those comments to the compilation of comments in document UNEP/FAO/RC/CRC.16/INF/6. The Committee also requested the Secretariat to prepare a draft decision, by which the Committee would adopt the draft decision guidance document and forward it,

together with the related tabular summary of comments, to the Conference of the Parties for consideration at its tenth meeting.

29. The Committee subsequently adopted decision CRC-16/1, by which it adopted the draft decision guidance document for decabromodiphenyl ether (UNEP/FAO/RC/CRC.16/3/Rev.1) and decided to forward it, together with the related tabular summary of comments (UNEP/FAO/RC/CRC.16/INF/6/Rev.1), to the Conference of the Parties for its consideration. The decision is set out in the annex to the present report.

B. Report of the Bureau on the preliminary review of a notification of final regulatory action

30. In considering the sub-item, the Committee had before it the report of the Bureau on the preliminary review of a notification of final regulatory action (UNEP/FAO/RC/CRC.16/2), information on trade in chemicals under consideration by the Committee (UNEP/FAO/RC/CRC.16/INF/4), and a summary record of notifications of final regulatory action for chemicals reviewed by the Interim Committee or the Committee and of notifications scheduled for review by the Committee (UNEP/FAO/RC/CRC.16/INF/5).

31. Presenting the outcome of the preliminary review, Mr. Martin Lacroix, a member of the Bureau, said that, in accordance with the relevant procedure, the Bureau had undertaken a preliminary review of a new notification of final regulatory action for PFOA, its salts and PFOA-related compounds submitted by Norway, together with the relevant supporting documentation. As described in its preliminary review (UNEP/FAO/RC/CRC.16/2), the Bureau had recommended that a task group on PFOA, its salts and PFOA-related compounds be established to undertake an initial review of the new notification and supporting documentation and prepare an analysis as to whether and how the notification met the criteria set out in Annex II to the Convention.

32. The task group had been established and, because it was the only such group established in the intersessional period, all the Committee members had taken part in the group. The group had been chaired by Ms. Agnieszka Jankowska, while Mr. Timo Seppälä had served as drafter. The report of the task group had been posted on the Convention website on 7 August 2020, and the task group had held an online meeting on Monday, 7 September 2020, with the participation of observers, in order to finalize its report. The Committee had before it a conference room paper containing the report of the task group.

33. The Committee took note of the information provided.

C. Review of a notification of final regulatory action for perfluorooctanoic acid (PFOA), its salts and PFOA-related compounds

34. Introducing the sub-item, the representative of the Secretariat recalled that, at its fourteenth meeting, the Committee had reviewed notifications of final regulatory action for PFOA, its salts and PFOA-related compounds submitted by Canada and Norway and had concluded that both notifications had met the criteria of Annex II to the Convention. Accordingly, by its decision CRC-14/5, the Committee had recommended to the Conference of the Parties that it list PFOA, its salts and PFOA-related compounds in Annex III to the Convention as industrial chemicals and agreed that an intersessional drafting group would prepare a draft decision guidance document. At its fifteenth meeting, by decision CRC-15/4, the Committee had adopted the draft decision guidance document for PFOA, its salts and PFOA-related compounds (CAS Nos. 335-67-1, 3825-26-1, 335-95-5, 2395-00-8, 335-93-3, 335-66-0, 376-27-2, 3108-24-5) and decided to forward it, together with the related tabular summary of comments, to the Conference of the Parties for its consideration.

35. The Secretariat had subsequently received a new notification from Norway, which was intended to replace its previous notification. The Committee had before it the new notification (UNEP/FAO/RC/CRC.16/4) and the associated supporting documentation provided by Norway (UNEP/FAO/RC/CRC.16/INF/9), together with the original notifications by Canada and Norway (UNEP/FAO/RC/CRC.16/INF/7) and decision CRC-14/5, decision CRC-15/4 and the draft decision guidance document adopted at its fifteenth meeting (UNEP/FAO/RC/CRC.16/INF/8). The Committee also had before it a conference room paper containing the report of the intersessional task group that had been established to undertake a preliminary assessment of the notification and supporting documentation to determine whether it met the criteria of Annex II to the Convention.

36. The task of the Committee was to review the information on PFOA, its salts and PFOA-related compounds provided in the new notification from Norway, together with the supporting documentation, in accordance with the criteria set out in Annex II. If it concluded that the notification

met those criteria, the Committee could then consider amending its recommendation in decision CRC-14/5 and the draft decision guidance document adopted in decision CRC-15/4.

37. Ms. Jankowska, chair of the intersessional task group, presented the task group's report, which laid out the reasons for the conclusion that the notification and supporting documentation met the criteria set out in Annex II to the Rotterdam Convention.

1. Notification from Norway

38. The new notification was substantially identical to the previous notification from Norway, the main difference being that the more recent final regulatory action applied to a wider range of chemicals. The final regulatory action taken by Norway had been taken to protect human health and the environment so the task group had concluded that the criterion in paragraph (a) of Annex II had been met.

39. With respect to the criteria in paragraph (b) of Annex II, like the previous notification, the new notification indicated that the final regulatory action was based on three documents describing hazards and risks, and that reviews had been performed and documented according to internationally recognized scientific principles and procedures, thus satisfying the criteria in paragraphs (b) (i) and (ii). The criterion in paragraph (b) (iii) was also considered to have been met, as the final regulatory action had been based on a review of relevant scientific data that took into account the conditions prevailing in Norway. The notification thus met paragraph (b) of Annex II as a whole.

40. In terms of the criteria in paragraph (c) of Annex II, although the notification did not contain information on actual amounts used, the task group had agreed that the information provided on PFOA applications in Norway was sufficient to conclude that the final regulatory action would lead to a significant decrease in the quantity of PFOA, its salts and PFOA-related compounds used. Given that, according to the Norwegian evaluation, it was impossible to establish an acceptable level for the chemicals, and emissions of and exposure to those chemicals should therefore be limited to the greatest extent possible, the task group had also concluded that reduced exposure would result in a significant reduction of the risk to human health and the environment. Thus, the criteria in paragraphs (c) (i) and (ii) of Annex II had been met. The task group had also concluded that the concerns identified in Norway were likely to be encountered in other countries where the chemical was used, and that the criterion in paragraph (c) (iii) had therefore been met. Finally, while there was no information on trade in PFOA in Norway and PFOA was not produced in Norway, it was still used or imported as a chemical or impurity or in articles. Furthermore, information from ongoing discussions under the Stockholm Convention indicated that international trade in PFOA was ongoing. On that basis, the task group had concluded that the criterion in paragraph (c) (iv) had also been met and that the criteria in paragraph (c) of Annex II as a whole had thus been satisfied.

41. Finally, as the notification gave no indication that the regulatory action had been prompted by concerns regarding the intentional misuse of PFOA, the task group had concluded that the criterion in paragraph (d) of Annex II had been met.

42. Accordingly, the task group recommended that the Committee consider the new notification from Norway to have satisfied the criteria set out in Annex II to the Convention. It also recommended that the Committee update the rationale set out in the annex to decision CRC-14/5.

2. Discussion

43. During the ensuing discussion, all those who spoke concurred with the task group's conclusion that the new notification from Norway had met all the criteria set out in Annex II of the Convention.

44. Based on the views expressed during the discussion, the Committee concluded that the new notification met all the criteria in Annex II to the Convention and requested Ms. Jankowska, together with Mr. Seppälä, the drafter of the intersessional task group, to prepare a draft rationale for that conclusion on the basis of the draft revised rationale contained in the task group's report. The Committee also requested the Secretariat to prepare a draft decision by which the Committee would adopt the rationale for the conclusion, recommend the listing of PFOA, its salts and PFOA-related compounds in Annex III to the Convention and adopt the draft decision guidance document, should it decide to do so.

3. Proposed amendments to the draft decision guidance document

45. The representative of the Secretariat drew attention to a proposed revised draft decision guidance document submitted by the chair and the drafter of the intersessional task group, which was set out in a conference room paper.

46. Mr. Seppälä presented the proposed changes to the previous draft decision guidance document, most of which arose from the fact that the new notification from Norway covered a broader range of chemicals than the previous notification and the description of the new regulatory measures adopted in Norway.

47. Much of the ensuing discussion focused on the question of whether the draft decision guidance document should contain an exhaustive list of the chemicals in question, as well as how to clearly designate those chemicals, as some had not yet been assigned a CAS number. Members proposed several possible approaches, including referring to the list of PFOA-related compounds already drawn up by the Persistent Organic Pollutants Review Committee of the Stockholm Convention; providing a description of the chemicals with reference to examples that had CAS numbers, similar to the approach used for perfluorooctane sulfonic acid (PFOS), which was already listed in Annex III to the Rotterdam Convention; and providing an indicative list while requesting the Secretariat to publish a more extensive list on the Convention website, similar to what had been done for mercury compounds. Several members stressed that any ambiguity regarding the chemicals covered would make it difficult for Parties to manage the import and export of PFOA, its salts and PFOA-related compounds in the future if the chemicals were listed in Annex III. Several members also pointed out that PFOS should be excluded from the definition of the chemical in the draft decision guidance document, as it was excluded from the regulatory measures of Norway and thus did not overlap with the scope of the notification from Canada.

4. Next steps

48. The Committee agreed to establish a contact group on PFOA, its salts and PFOA-related compounds to prepare a revised draft decision guidance document on the basis of the proposed text set out in the conference room paper, taking into account the comments made during the discussion and submitted during the meeting and to add those comments to the compilation of comments (UNEP/FAO/RC/CRC.15/INF/6). Ms. Jankowska would serve as the chair of the contact group and Mr. Seppälä as the drafter. The chair of the contact group could, if necessary, convert the group to a drafting group limited to members of the Committee.

49. The representative of the Secretariat subsequently drew attention to a draft decision on PFOA, its salts and PFOA-related compounds, submitted by the Secretariat, which was set out in a conference room paper.

50. A brief discussion ensued on whether the operative paragraphs of the decision should include the new definition of the PFOA-related compounds.

51. The Committee agreed to request the contact group on PFOA, its salts and PFOA-related compounds to also prepare a revised draft decision on PFOA, its salts and PFOA-related compounds, on the basis of the draft submitted by the Secretariat and taking into account the comments in plenary.

52. Subsequently, the chair of the contact group reported back on the group's work. The Committee then considered the revised draft decision guidance document, the related table of comments and responses and the draft decision, prepared by the group; along with the revised draft rationale for concluding that the new notification from Norway met the criteria set out in Annex II to the Convention, prepared by Ms. Jankowska and Mr. Seppälä.

53. The Committee then adopted decision CRC-16/2, by which it adopted the rationale; recommended that perfluorooctanoic acid (CAS No. 335-67-1), its salts and PFOA-related compounds be listed in Annex III to the Convention as industrial chemicals; and adopted the revised draft decision guidance document for PFOA, its salts and PFOA-related compounds (UNEP/FAO/RC/CRC.16/5) and decided to forward it, together with the related tabular summary of comments (UNEP/FAO/RC/CRC.16/INF/11), to the Conference of the Parties for its consideration. The decision, to which the rationale is annexed, is set out in the annex to the present report.

V. Venue and date of the seventeenth meeting of the Committee

54. The Committee agreed to hold its seventeenth meeting at the headquarters of FAO in Rome from 20 to 24 September 2021, back to back with the seventeenth meeting of the Persistent Organic Pollutants Review Committee of the Stockholm Convention. The Committee also agreed that the arrangements might be adjusted, in consultation with the Bureau, including with respect to the length of the meeting, depending on the situation with regard to the COVID-19 pandemic and the number of notifications or proposals to be considered by the Committee.

VI. Other matters

A. Updates to the Handbook of Working Procedures and Policy Guidance for the Chemical Review Committee

55. Introducing the sub-item, the representative of the Secretariat recalled that, at its fifteenth meeting, the Committee had requested the Secretariat to revise the section of the Handbook of Working Procedures and Policy Guidance for the Chemical Review Committee in which one Party whose notification had been found not to meet all the criteria of Annex II was identified, and to describe that notification in generic terms, without naming the Party concerned, and to publish the revised Handbook on the website of the Rotterdam Convention. The Handbook had been updated accordingly and had been posted on the website of the Rotterdam Convention in October 2019.

56. Several members thanked the Secretariat for its efforts in updating the Handbook, which was an important reference document for the Committee members.

57. The Committee took note of the information provided.

B. Report on activities to facilitate effective participation in the work of the Committee

58. Introducing the sub-item, the representative of the Secretariat recalled that, by decision RC-9/2 on the operation of the Chemical Review Committee, the Conference of the Parties had welcomed the orientation workshop conducted by the Secretariat for new Committee members in 2018 and requested the Secretariat to establish and implement training activities within the framework of the technical assistance plan, subject to the availability of resources, for new and existing members and to report on the results to the Conference of the Parties at its tenth meeting. She then reported on the training activities undertaken since the Committee's fifteenth meeting.

59. An orientation workshop planned for April 2020 thanks to generous financial support provided by FAO had been cancelled due to the COVID-19 pandemic. The Secretariat had instead held a series of webinars, including one in May 2020 providing a general introduction to the work of the Committee; another in June 2020 to introduce the intersessional task group work and the criteria for reviewing notifications of final regulatory action; a third in July 2020 on draft decision guidance documents; and, finally, briefing webinars for all Committee members and observers on 20 and 26 August 2020. The Secretariat also planned to hold two de-briefing webinars on the outcomes of the current meeting in conjunction with the briefing webinars for the sixteenth meeting of the Persistent Organic Pollutants Review Committee.

60. A face-to-face subregional training course for the Western African subregion, on enhancing the skills of negotiators for meetings of the Basel, Rotterdam and Stockholm conventions and enhancing the effectiveness of the Rotterdam Convention by clarifying the process for the listing of new chemicals under the Convention, including the work by the Chemical Review Committee, had been held in Dakar in February 2020 thanks to the generous financial support provided by the Governments of Australia and Germany, and the European Union. Three current Committee members had participated in the training course, along with the Chair as a resource person.

61. Recalling that, in its decision RC-9/2, the Conference of the Parties had also requested the Secretariat to translate the Pocket Guide for Effective Participation in the Chemical Review Committee under the Rotterdam Convention, the representative of the Secretariat said that the guide had been translated and made available in the six official languages of the United Nations.

62. A video on the work of the Committee had been prepared during the fifteenth meeting with the aim of increasing the understanding and awareness of Rotterdam Convention Parties, observers and stakeholders of the work of the Committee, and had been made available in the multimedia gallery section of the Rotterdam Convention website.¹

63. The representative of the Secretariat also reported on the follow-up to a member's suggestion at the fifteenth meeting of the Committee that the Secretariat seek feedback from the participants of orientation workshops for new Committee members immediately following the workshop, as well as following their first participation in a meeting of the Committee, and that it use such feedback to improve similar workshops in the future. Given that the Secretariat had been unable to hold the

¹ <http://www.pic.int/Implementation/PublicAwareness/MultimediaGallery/tabid/2251/language/en-US/Default.aspx>.

face-to-face orientation workshop to date, the suggested feedback would be collected for the first time by means of an email survey for members following the current meeting.

64. One member encouraged all members to respond to the survey, emphasizing the importance of communicating their views so that the Secretariat could improve its guidance, webinars and in-person training sessions.

65. The Committee took note of the information provided.

C. Time schedule for intersessional task group work between the sixteenth and seventeenth meetings of the Committee

66. The Chair recalled that, in May 2020, the Secretariat had informed the Bureau and the Committee members that notifications of final regulatory action meeting the requirements of Annex I to the Convention had been received from at least two prior informed consent regions for nine chemicals. The notifications had also been forwarded through the PIC Circular published in June 2020. As the consideration of all nine candidate chemicals in addition to the draft decision guidance document for decabromodiphenyl ether would have been very challenging in an online format, the Bureau had decided that the Committee, at the current meeting, should focus on substantive matters for consideration and relevant to the discussion at the tenth meeting of the Conference of the Parties, namely PFOA, its salts and PFOA-related compounds and decabromodiphenyl ether, and to further consider how to handle the work on the notifications of final regulatory action received for the other eight chemicals. Given the possibility of additional notifications being received prior to the seventeenth meeting of the Committee and the schedule of the tenth meeting of the Conference of the Parties, planned for July 2021, the Bureau had subsequently decided to advise the Committee to bring forward its intersessional work on notifications for the other eight chemicals.

67. The representative of the Secretariat outlined the schedule proposed for their review. The Secretariat would make the advance version of the relevant documents for the seventeenth meeting of the Committee available to the Bureau by mid-November 2020, along with an initial draft of the preliminary review for the Bureau, to enable the Bureau to undertake its preliminary review from mid-November to mid-December 2020, including the establishment of intersessional task groups. The Secretariat would then make the relevant documents available to the Committee by mid-January 2021 to enable the intersessional task groups to carry out their work, in line with the guidance for intersessional task groups set out in section 1.7 of the Handbook, by the end of April 2021, including the steps of commenting by observers and finalization of the intersessional task group reports. Any additional notifications of chemicals eligible for review at the seventeenth meeting of the Committee would be reviewed intersessionally, in accordance with the usual time frame, during the months of May to September 2021.

68. Several members expressed support for the proposed schedule, although a number of new members raised concerns regarding the heavy workload involved in reviewing the notifications. Several other members noted, however, that the work of considering the chemicals would be divided among multiple intersessional task groups and that the Bureau could prioritize the work to ensure that it was manageable for the members.

69. The Committee took note of the information provided.

VII. Adoption of the report

70. The Committee adopted the report on the basis of the draft that had been circulated during the meeting, as orally amended and on the understanding that the finalization of the report would be entrusted to the Rapporteur, working in consultation with the Secretariat.

VIII. Closure of the meeting

71. Following the customary exchange of courtesies, the Chair declared the meeting closed at 2.20 p.m. (UTC+2) on Friday, 11 September 2020.

Annex

CRC-16/1: Decabromodiphenyl ether

The Chemical Review Committee,

Recalling paragraphs 1 and 2 of Article 7 of the Rotterdam Convention on the Prior Informed Consent Procedure for Certain Hazardous Chemicals and Pesticides in International Trade,

Recalling also its decision CRC-15/2, adopted at its fifteenth meeting, in which it recommended, in accordance with paragraph 6 of Article 5 of the Convention, that the Conference of the Parties list decabromodiphenyl ether (CAS No. 1163-19-5) in Annex III to the Convention as an industrial chemical,

Adopts the draft decision guidance document for decabromodiphenyl ether¹ and decides to forward it, together with the related tabular summary of comments,² to the Conference of the Parties for its consideration.

CRC-16/2: Perfluorooctanoic acid (PFOA), its salts and PFOA-related compounds

The Chemical Review Committee,

Recalling Article 5 of the Rotterdam Convention on the Prior Informed Consent Procedure for Certain Hazardous Chemicals and Pesticides in International Trade,

Recalling also paragraphs 1 and 2 of Article 7 of the Convention,

Recalling further its decision CRC-14/5, adopted at its fourteenth meeting, in which it concluded that the notifications of final regulatory action for perfluorooctanoic acid (PFOA), its salts and PFOA-related compounds submitted by Norway and Canada³ met the criteria set out in Annex II to the Convention, adopted the rationale for the Committee's conclusion set out in the annex to that decision and recommended, in accordance with paragraph 6 of Article 5 of the Convention, that the Conference of the Parties list perfluorooctanoic acid (PFOA), its salts and PFOA-related compounds in Annex III to the Convention as industrial chemicals,

Recalling its decision CRC-15/4, adopted at its fifteenth meeting, by which it adopted the draft decision guidance document for perfluorooctanoic acid (PFOA), its salts and PFOA-related compounds⁴ (CAS Nos. 335-67-1, 3825-26-1, 335-95-5, 2395-00-8, 335-93-3, 335-66-0, 376-27-2, 3108-24-5) and decided to forward it, together with the related tabular summary of comments,⁵ to the Conference of the Parties for its consideration,

Having considered the notification of final regulatory action for perfluorooctanoic acid (PFOA), its salts and PFOA-related compounds submitted by Norway,⁶ replacing the previously submitted notification on the chemicals from Norway,

1. *Concludes* that the notification of final regulatory action for perfluorooctanoic acid (PFOA), its salts and PFOA-related compounds submitted by Norway⁷ meets the criteria set out in Annex II to the Convention;
2. *Adopts* the rationale for the Committee's conclusion set out in the annex to the present decision;
3. *Recommends*, in accordance with paragraph 6 of Article 5 of the Convention, that the Conference of the Parties list perfluorooctanoic acid (PFOA) (CAS No. 335-67-1), its salts and PFOA-related compounds in Annex III to the Convention as industrial chemicals;

¹ UNEP/FAO/RC/CRC.16/3/Rev.1.

² UNEP/FAO/RC/CRC.16/INF/6/Rev.1.

³ See UNEP/FAO/RC/CRC.14/8.

⁴ UNEP/FAO/RC/CRC.15/3/Rev.1.

⁵ UNEP/FAO/RC/CRC.15/INF/6/Rev.1.

⁶ See UNEP/FAO/RC/CRC.16/4.

⁷ Ibid.

4. *Notes* that the definition of PFOA, its salts and PFOA-related compounds is provided in section 1 of the draft decision guidance document for PFOA, its salts and PFOA-related compounds;⁸

5. *Also notes* that the definition covers a large number of chemicals and that an exhaustive list of CAS numbers is not available;

6. *Recommends* that the Conference of the Parties, if it decides to list those chemicals in Annex III to the Convention, consider requesting the Secretariat to prepare, in consultation with the Chemical Review Committee, an indicative list of perfluorooctanoic acid (PFOA), its salts and PFOA-related compounds, make it available on the website of the Convention and update it periodically;

7. *Adopts* the revised draft decision guidance document for perfluorooctanoic acid (PFOA), its salts and PFOA-related compounds⁹ and decides to forward it, together with the related tabular summary of comments,¹⁰ to the Conference of the Parties for its consideration.

Annex to decision CRC-16/2

Rationale for the conclusion by the Chemical Review Committee that the notification of final regulatory action submitted by Norway in respect of perfluorooctanoic acid (PFOA), its salts and PFOA-related compounds in the industrial category meets the criteria of Annex II to the Rotterdam Convention

1. The notification on perfluorooctanoic acid (PFOA), its salts and PFOA-related compounds from Norway has been verified by the Secretariat as containing the information required by Annex I to the Rotterdam Convention. The notification underwent a preliminary review by the Secretariat and the Bureau, which evaluated whether or not the notification appeared to meet the requirements of the Convention.

2. The notification, the supporting documentation and the results of the preliminary review were made available to the Chemical Review Committee for its consideration (UNEP/FAO/RC/CRC.16/4, UNEP/FAO/RC/CRC.16/INF/9).

(a) Scope of the regulatory action notified by Norway

3. The regulatory action notified by Norway relates to perfluorooctanoic acid (PFOA), its salts and PFOA-related compounds (collectively referred to hereinafter as PFOA) as an industrial chemical. It states that from July 2020, PFOA:

- (1) Shall not be manufactured, or placed on the market as substances on their own from 4 July 2020.
- (2) Shall not, from 4 July 2020, be used in the production of, or placed on the market in:
 - (a) Another substance, as a constituent;
 - (b) A mixture;
 - (c) An article, in a concentration equal to or above 25 ppb of PFOA including its salts or 1,000 ppb of one or a combination of PFOA-related substances.
- (3) Points 1 and 2 shall apply from:
 - (a) 4 July 2022 to:
 - (i) Equipment used to manufacture semi-conductors;
 - (ii) Latex printing inks.
 - (b) 4 July 2023 to:
 - (i) Textiles for the protection of workers from risks to their health and safety;

⁸ UNEP/FAO/RC/CRC.16/5.

⁹ UNEP/FAO/RC/CRC.16/5.

¹⁰ UNEP/FAO/RC/CRC.16/INF/11.

- (ii) Membranes intended for use in medical textiles, filtration in water treatment, production processes and effluent treatment;
- (iii) Plasma nano-coatings.
- (c) 4 July 2032 to: medical devices other than implantable medical devices within the scope of Directive 93/42/EEC.
- (4) Points 1 and 2 shall not apply to any of the following:
 - (a) Perfluorooctane sulfonic acid and its derivatives which are listed in Part A of Annex I to Regulation (EC) No 850/2004;¹¹
 - (b) The manufacture of a substance where this occurs as an unavoidable by-product of the manufacture of fluorochemicals with a carbon chain equal to or shorter than 6 atoms;
 - (c) A substance that is to be used, or is used, as a transported isolated intermediate, provided that the conditions in points (a) to (f) of Article 18(4) of Regulation (EC) No 1907/2006 on the Registration, Evaluation, Authorization and Restriction of Chemicals (REACH) are met;
 - (d) A substance, constituent of another substance or mixture that is to be used, or is used:
 - (i) In the production of implantable medical devices within the scope of Directive 93/42/EEC;
 - (ii) In photographic coatings applied to films, papers or printing plates;
 - (iii) In photo-lithography processes for semiconductors or in etching processes for compound semiconductors;
 - (e) Concentrated fire-fighting foam mixtures that were placed on the market before 4 July 2020 and are to be used, or are used, in the production of other fire-fighting foam mixtures.
- (5) Point 2 (b) shall not apply to fire-fighting foam mixtures which were:
 - (a) Placed on the market before 4 July 2020; or
 - (b) Produced in accordance with point 4 (e), provided that, where they are used for training purposes, emissions to the environment are minimized and effluents collected are safely disposed of.
- (6) Point 2 (c) shall not apply to:
 - (a) Articles placed on the market before 4 July 2020;
 - (b) Implantable medical devices produced in accordance with point 4 (d) (i);
 - (c) Articles coated with the photographic coatings referred to in point 4 (d) (ii);
 - (d) Semiconductors or compound semiconductors referred to in point 4 (d) (iii).

PFOA, its salts and PFOA-related compounds in the scope of the regulation are defined as follows:

- (1) Perfluorooctanoic acid (PFOA) CAS No. 335-67-1 EC No. 206-397-9 and its salts;
- (2) Any related substance (including its salts and polymers) having a linear or branched perfluoroheptyl group with the formula C_7F_{15} - directly attached to another carbon atom as one of the structural elements;
- (3) Any related substance (including its salts and polymers) having a linear or branched perfluorooctyl group with the formula C_8F_{17} - as one of the structural elements.

¹¹ Regulation (EC) No 850/2004 was replaced with Regulation (EU) No 2019/1021 in 2019.

The following substances are excluded from this designation:

- (1) $C_8F_{17}-X$, where $X = F, Cl, Br$;
- (2) $C_8F_{17}-C(=O)OH$, $C_8F_{17}-C(=O)O-X'$ or $C_8F_{17}-CF_2-X'$ (where $X' =$ any group, including salts).

(b) Annex II paragraph (a) criterion

(a) *Confirm that the final regulatory action has been taken in order to protect human health or the environment;*

4. The Committee confirms that the regulatory action was taken to protect human health and the environment. The notification states that PFOA is a substance of very high concern with respect to its health and environmental properties. PFOA is harmful to the reproductive system, is carcinogenic, toxic and harmful to human health through repeated exposure, and is also an irritant. PFOA does not degrade in the environment. The notification describes the specific risks and concludes that it is impossible to establish an acceptable level for substances with such properties in the environment, and that emissions and exposure should be limited to the greatest extent possible.

5. In Norway, PFOA has been used in coating agents for carpets, textiles, furniture, shoes, paper, food wraps, printing plates, paint, floor wax, glue and photographic film. It is also present in products as a chemical impurity or as trace amounts of remaining starting materials from the production of other perfluorinated compounds. PFOA has been found in imported products such as textiles treated with perfluorinated compounds as well as in food contact materials with non-stick properties. PFOA was previously often present in small amounts in ski wax as a chemical impurity of the perfluorinated constituents in the wax.

6. The notification refers to a wide range of regulatory agency reviews: the impact assessment of regulating perfluorooctanoic acid (PFOA) and individual PFOA salts and esters in consumer products (UNEP/FAO/RC/CRC.16/INF/9, annex); European Food and Safety Agency (EFSA) document “Perfluorooctane sulfonate (PFOS), perfluorooctanoic acid (PFOA) and their salts: scientific opinion of the Panel on Contaminants in the Food Chain” (*EFSA Journal* 2008, 653, 1–131; UNEP/FAO/RC/CRC.16/INF/9, annex); European Chemicals Agency document “Member State Committee Support Document for Identification of Pentadecafluorooctanoic acid (PFOA) as a substance of very high concern because of its CMR and PBT properties” (UNEP/FAO/RC/CRC.16/INF/9, annex).

7. The Committee therefore confirms that the criterion in paragraph (a) of Annex II is met.

(c) Annex II paragraph (b) criteria

(b) *Establish that the final regulatory action has been taken as a consequence of a risk evaluation. This evaluation shall be based on a review of scientific data in the context of the conditions prevailing in the Party in question. For this purpose, the documentation provided shall demonstrate that:*

- (i) *Data have been generated according to scientifically recognized methods;*
- (ii) *Data reviews have been performed and documented according to generally recognized scientific principles and procedures;*

8. The government and agency reviews (UNEP/FAO/RC/CRC.16/INF/9, annex) provided are considered to be scientifically sound, generated according to scientifically recognized methods and reported according to generally recognized scientific principles and procedures.

9. The notification refers to a number of articles published in scientific peer-reviewed journals or government agency reports.

10. The Committee confirms that the criteria in paragraph (b) (i) and (ii) of Annex II are met.

- (iii) *The final regulatory action was based on a risk evaluation involving prevailing conditions within the Party taking the action;*

11. The notification from Norway and the supporting material provide a large amount of data relating to human exposure, as well as information from European Food and Safety Agency document “Perfluorooctane sulfonate (PFOS), perfluorooctanoic acid (PFOA) and their salts: scientific opinion of the Panel on Contaminants in the Food Chain” and European Chemicals Agency document “Member State Committee Support Document for Identification of Pentadecafluorooctanoic acid (PFOA) as a substance of very high concern because of its CMR and PBT properties”. The Norwegian

studies show that PFOA is transferred from the mother to the foetus, and that relatively high plasma concentrations are detected in blood samples from small children. Information on occupational exposure of professional Norwegian ski-waxers, leading to higher PFOA concentrations in blood serum, is also provided. Information in the risk evaluation points to widespread occurrence and concentrations of PFOA in the Norwegian environment (air, water and sediment). Persistence, bioaccumulation, temporal trends in some Arctic species (e.g., the polar bear) and evidence of long-range transport warrant concern.

12. The notification indicates that PFOA is a substance of very high concern with respect to its health and environmental properties. PFOA is harmful to the reproductive system, is carcinogenic, toxic and harmful to human health through repeated exposure, and is also an irritant. PFOA does not degrade in the environment. PFOA is a persistent, bioaccumulating and toxic (PBT) substance.

13. The notification concludes that it is impossible to establish an acceptable level for substances with such properties in the environment, and that emissions and exposure should be limited to the greatest extent possible.

14. The Committee therefore confirms that the criterion in paragraph (b) (iii) of Annex II is met.

15. The Committee confirms that the criteria of paragraph (b) of Annex II are met.

(d) Annex II paragraph (c) criteria

(c) *Consider whether the final regulatory action provides a sufficiently broad basis to merit listing of the chemical in Annex III, by taking into account:*

(i) *Whether the final regulatory action led, or would be expected to lead, to a significant decrease in the quantity of the chemical used or the number of its uses;*

16. The notification does not provide information on the amount used, but identifies different applications of PFOA in Norway. According to the regulatory action by Norway, PFOA shall not be manufactured or placed on the market as substances on their own, or be used in the production of or placed on the market in another substance, as a constituent, a mixture or an article, in a concentration equal to or above 25 ppb of PFOA including its salts or 1,000 ppb of one or a combination of PFOA-related substances. The restriction identifies several exemptions, some of which are time-limited and some open-ended.

17. Although the restriction contains several exemptions, the main use for PFOA, i.e., in the manufacture of polytetrafluoroethylene (PTFE), is prohibited. It can therefore be concluded that the restrictions have led to a significant decrease in the quantity of the chemical used in Norway.

18. The Committee therefore confirms that the criterion in paragraph (c) (i) is met.

(ii) *Whether the final regulatory action led to an actual reduction of risk or would be expected to result in a significant reduction of risk for human health or the environment of the Party that submitted the notification;*

19. The notification notes that it is impossible to establish an acceptable level for substances with such properties in the environment, and that emissions and exposure should be limited to the greatest extent possible. Therefore, the reduction of exposure of humans and the environment is expected to result in a significant risk reduction, especially considering the carcinogenic, mutagenic or reprotoxic (CMR) as well as PBT properties of PFOA.

20. The Committee confirms that the criterion in paragraph (c) (ii) is met.

(iii) *Whether the considerations that led to the final regulatory action being taken are applicable only in a limited geographical area or in other limited circumstances;*

21. The notification notes that concerns similar to those identified in Norway are likely to be encountered in other countries where the substance is used. PFOA is present in various globally distributed products. Adaptation of manufacturing methods to meet the Norwegian requirements may lead to reduced levels of PFOA in products in other countries as well. Several textile brands have phased out the use of perfluorinated compounds for water repellence treatment because of the negative attention directed at such compounds by various stakeholders.

22. The notification also cites Norway's "Evaluation of consequences of regulating PFOA and selected salts and esters of PFOA in consumer products", according to which PFOA is transported long distances via air and sea currents, and its presence has been detected in the Arctic in a variety of species, including sea birds, seals and polar bears. The substance has also been identified as CMR and PBT, which are relevant concerns for any State or region in which PFOA may be released.

-
23. The Committee therefore confirms that the criterion in paragraph (c) (iii) is met.
- (iv) *Whether there is evidence of ongoing international trade in the chemical;*
24. There is no information on trade of PFOA in Norway. However, the notification notes that, while PFOA is not produced in Norway, it is still used or imported either as a chemical impurity or in articles.
25. Information from the Persistent Organic Pollutants Review Committee of the Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants indicates ongoing international trade (UNEP/POPS/POPRC.12/11/Add.2 and UNEP/POPS/POPRC.13/7/Add.2).
26. The Committee therefore confirms that the criterion in paragraph (c) (iv) is met.
27. The Committee confirms that the criteria of paragraph (c) of Annex II are met.

(e) Annex II paragraph (d) criterion

- (d) *Take into account that intentional misuse is not in itself an adequate reason to list a chemical in Annex III.*
28. There is no indication in the notification that concerns about intentional misuse prompted the regulatory action.
29. On the basis of the above point, the Committee confirms that the criterion in paragraph (d) of Annex II is met.

(f) Conclusion

30. The Committee concludes that the notification of final regulatory action by Norway meets the criteria set out in Annex II to the Convention.
-