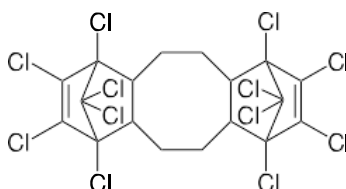


製品含有化学物質のリスク評価 デクロランプラス

CAS 登録番号 13560-89-9



令和5年11月

独立行政法人製品評価技術基盤機構
経済産業省製造産業局化学物質管理課
厚生労働省医薬局医薬品審査管理課化学物質安全対策室

目 次

| | | |
|----|------------------------------------|----|
| 1 | | |
| 2 | | |
| 3 | 要 約 | 2 |
| 4 | 1 対象物質のプロファイル | 4 |
| 5 | 2 物理化学的性状 | 6 |
| 6 | 3 使用状況等 | 6 |
| 7 | 3-1 化審法の製造数量、輸入数量の届出情報 | 6 |
| 8 | 3-1-1 製造数量、輸入数量の経年変化 | 6 |
| 9 | 3-1-2 用途別出荷量の経年変化 | 7 |
| 10 | 3-2 含有製品情報 | 7 |
| 11 | 3-2-1 国内外の消費者製品のデクロランプラス含有状況 | 8 |
| 12 | 3-3 室内環境等における濃度 | 11 |
| 13 | 4 有害性評価 | 17 |
| 14 | 5 暴露評価 | 18 |
| 15 | 5-1 暴露シナリオ | 18 |
| 16 | 5-1-1 評価対象とする人の集団 | 18 |
| 17 | 5-1-2 暴露環境と発生源 | 21 |
| 18 | 5-1-3 暴露経路・シナリオの設定 | 21 |
| 19 | 5-2 暴露量推定 | 22 |
| 20 | 5-2-1 居住住宅室内 | 22 |
| 21 | 5-3 推定暴露量（生涯平均化-合計推定暴露量） | 24 |
| 22 | 6 リスク評価 | 25 |
| 23 | 7 まとめと考察 | 27 |
| 24 | その他の考察 | 27 |
| 25 | 8 参考文献 | 28 |
| 26 | | |

要 約

令和 5 年 5 月のストックホルム条約（POPs 条約）第 11 回締約国会議（COP11）にて、デクロランプラスは附属書 A（廃絶）の対象物質に追加されることが決定された。令和 5 年 7 月には、難分解性かつ高濃縮性に加えて長期毒性も有するとして、「1, 2, 3, 4, 7, 8, 9, 10, 13, 13, 14, 14-ドデカクロロ-1, 4, 4 a, 5, 6, 6 a, 7, 10, 10 a, 11, 12, 12 a-ドデカヒドロ-1, 4 : 7, 10-ジメタノジベンゾ [a, e] [8] アンヌレン（別名デクロランプラス）」を化審法第 2 条第 2 項に規定する第一種特定化学物質に指定することが適当であると判定された。

本リスク評価での対象物質であるデクロランプラスは、POPs 条約締約国会議の下部組織である残留性有機汚染物質検討委員会（POPRC）のリスクプロファイルをはじめとした報告書等で、電気・電子機器、食品包装、建築材料、繊維製品、プラスチック製品、自動車、家具等の身の回りの製品中に難燃剤として含有されているとの報告がある。本書では、デクロランプラスの室内暴露に関する情報を用いて日本国民の健康影響に関するリスク評価を行った。

対象とする製品等の暴露源は、POPRC のリスクプロファイルをはじめとした報告書や諸外国で行われているリスク評価書等の情報から、一般の住居等において比較的重要な暴露源として考えられる、室内空気及びダストを想定した。

本リスク評価の対象とする人の集団は、日本に居住する成人及び 6 歳以下の子供とした。子供に着目して評価したのは、呼吸量やダストを経由した摂取量が成人とは異なるためである。

有害性に関しては、デクロランプラス等の毒性情報収集を行い入手した有害性情報を精査した結果、国内外の評価機関で設定された有害性評価値はなかったが、米国環境保護庁（US EPA）およびカナダ保健省（Health Canada）により判断された無毒性量（NOAEL）の情報を得ることができた。本リスク評価では、経口有害性評価値としてこの情報で得られた動物試験の NOAEL 5,000 mg/kg/day を POD (Point of Departure) とし、WHO の評価におけるデフォルトの不確実係数に基づいた不確実係数積 1000（種間差 10、個体差 10、試験期間 10）を適用して得られた 5 mg/kg/day を有害性評価値として採用することとした。

暴露量は、文献調査及び製品含有試験により、消費者製品中含有状況を調査の上、対象とする製品等が使用される又は存在する居住室内環境における 2 種の暴露シナリオを設定し、それら暴露シナリオに応じた暴露量推定式とその推定式に必要なパラメータを設定することにより推定した。最終的に、2 種の暴露シナリオごとに推定した暴露量を足し合わせた 1 日あたりの「推定合計暴露量」を算出した。

1 暴露シナリオ及びパラメータは、居住室内環境における条件に応じて設定したが、そ
2 の際、合理的な範囲で暴露量を大きく見積もる厳しい条件とすることとした。そのため、
3 推定合計暴露量は、厳しい条件が重ね合わされた結果となっている。また、各パラメー
4 タは、既存文献の調査結果に基づいて設定したが、それら結果の妥当性の確認及び情報
5 が不足しているパラメータについては、NITEにて国内の製品を対象とした試験を行い、
6 その結果も考慮した。

7 暴露評価の結果、推定合計暴露量は、成人期で 3.5 ng/kg/day 、子供期で 19 ng/kg/day
8 となった。居住住宅室内環境において、成人、子供ともにデクロランプラスを含有する
9 ダストを摂取することによる経口経路の暴露量の割合が多く、推定合計暴露量の 9 割以
10 上を占める結果となった。

11
12 リスク評価は、推定合計暴露量を有害性評価値で除したハザード比を求め、ハザード
13 比が 1 以上の場合を「リスクが懸念されるレベルにある」、1 未満であれば「リスクが
14 懸念されるレベルにない」とした。

15 本リスク評価では、暴露評価において成人と子供それぞれの推定合計暴露量を算出し
16 ていることから、これら子供から成人までの 70 年で生涯平均化した一日暴露量（70
17 年間の加重平均暴露量）に換算し、慢性毒性影響の有害性評価値と比較した。

18 リスク評価の結果、有害性評価値が 5 mg/kg/day であるのに対して生涯平均化暴露量
19 は 4.8 ng/kg/day となり、ハザード比は 9.6×10^{-7} で 1 を下回った。よって、合理的な範
20 囲で暴露量を大きく見積もる厳しい条件を重ね合わせた結果においても、リスクが懸念
21 されるレベルにないと考えられる。

22
23 デクロランプラスについては、近年の国内取扱実績が年間 200 トン程度であるが、
24 本書における国内外の製品含有状況の調査において消費者製品中の検出例はほとんど
25 確認されず、一部壁紙や建築材料における報告例があるものの、低濃度での検出であっ
26 た。また、上述のとおり、室内空気及びダスト経由の暴露量に基づいたリスク評価結果
27 はハザード比 9.6×10^{-7} と 1 を大きく下回っている。さらに、デクロランプラスが化審
28 法第一種特定化学物質に指定され、それらの物質群を含有する製品の製造・輸入が規制
29 されるため、消費者製品を経由したデクロランプラスの暴露量は、今後さらに低下して
30 いくと考えられる。

31 しかしながら、本リスク評価で対象とした範囲の他にも多様な製品が存在する可能性
32 や製品以外からの暴露も存在することに留意しつつ、今後の推移についても、継続的な
33 実態把握とより詳細な情報に基づく評価が必要である。

1 対象物質のプロファイル

2 デクロランプラスは平成 21 年の化審法改正以降、一般化学物質となっている。令和
3 5 年 5 月の残留性有機汚染物質に関するストックホルム条約（POPs 条約）第 11 回締結
4 国会議において、デクロランプラスが附属書 A（廃絶）の対象物質に追加されることが
5 決定された。令和 5 年 7 月には、難分解性かつ高濃縮性に加えて長期毒性も有するとし
6 て、「1, 2, 3, 4, 7, 8, 9, 10, 13, 13, 14, 14-ドデカクロロ-1, 4, 4
7 a, 5, 6, 6 a, 7, 10, 10 a, 11, 12, 12 a-ドデカヒドロ-1, 4 : 7, 10-ジ
8 メタノジベンゾ [a, e] [8] アンヌレン（別名デクロランプラス）」を化審法に定め
9 る第一種特定化学物質に指定することが適当であると判定された¹。
10 本書では、デクロランプラスの室内暴露に関する情報を用いてリスク評価を行う。

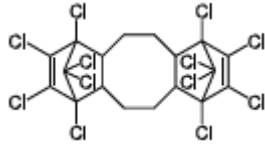
¹ 令和 5 年度第 4 回薬事・食品衛生審議会薬事分 科会化学物質安全対策部会化学物質調査会、化学物質審議会第 229 回審査部会、第 236 回中央 環境審議会環境保健部会化学物質審査小委員会 資料 1 残留性有機汚染物質に関するストックホルム条約の新規対象物質を化審法第一種特定化学物質に指定することについて

1 デクロランプラスのプロファイルを表 1-1 に示す。

2

3

表 1-1 デクロランプラスのプロファイル

| | |
|-----------------------|--|
| 評価対象物質 | デクロランプラス |
| CAS 登録番号 | 13560-89-9 |
| 分子式 | C ₁₈ H ₁₂ Cl ₁₂ |
| 構造式 |  |
| 別名 | 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 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- |
| 既存/新規 | 既存化学物質 |
| 化審法：官報公示整理番号及び名称 | 4-296 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 |
| 化学物質安全性点検結果等（分解性・蓄積性） | 分解性の結果：難分解性 濃縮性の結果：低濃縮性 |

4 出典：独立行政法人製品評価技術基盤機構化学物質総合情報提供システム(NITE-CHRIP) 閲覧日：2023年4月

5 13日

6

1 2 物理化学的性状

2 デクロランプラスの物理化学的性状について、POPRC のリスクプロファイル¹に記載
3 されている値を、表 2-1 に抜粋した。

4

5

表 2-1 物理化学的性状データ

| 項目 | 数値 | 単位 | 情報源等* |
|---|---|-------|-------------------------------|
| 分子量 | 653.73 | g/mol | |
| 20 °C、101.3 kPa における物理的状態 | 白色固体粉末 | — | ECHA, 2017b |
| 融点/凝固点 | 340-382 350 | °C | ECHA, 2017b OxyChem, 2004b |
| 蒸気圧 | 0.8 (200°C) | Pa | OxyChem, 2004b |
| 水溶解度 | <1.67 ng/L (20 – 25 °C) 0.044–249 µg/L (溶解せず) | — | ECHA, 2017b OxyChem, 2004b |
| 空気 / 水分配係数、 K _{aw} (log 値) | 25°Cにおける推計値 -3.2 (水溶解度 (測定値) 及び蒸気圧 (推 計値) から算出) 0.44 (水溶解度及び蒸気圧の測定値から 算出) -2.8 (EPI Suite による推計値) -3.5 (HENRYWINv3.20 による推計値) | — | ECHA, 2017b |
| n-オクタノール / 水分 配係数 (logP _{ow}) | 9.3 | — | OxyChem, 2004b |
| n-オクタノール / 空気 分配係数、K _{oa} (log 値) | 12.26 | — | OxyChem, 2004b |
| 底質 / 水分配係数、K _p (log 値) | 6.65 | — | OxyChem, 2004b |

6 ※POPRC によるリスクプロファイルに記載の引用元、本書の参考文献には記載しない。

7

8 3 使用状況等

9 3-1 化審法の製造数量、輸入数量の届出情報

10 3-1-1 製造数量、輸入数量の経年変化

11 化審法におけるデクロランプラスの届出情報による、2012 年度から 2021 年度までの
12 10 年間の製造・輸入数量について以下に記す。

13 デクロランプラスの製造数量は 2012 年度から 2021 年度まで、全て 0 トンであり、
14 輸入数量は 30～200 トン程度で推移している。

¹ United Nations, Report of the Persistent Organic Pollutants Review Committee on the work of its seventeenth meeting - Addendum - Risk profile for Dechlorane Plus, 2022(UNEP/POPS/POPRC.17/13/Add.2)

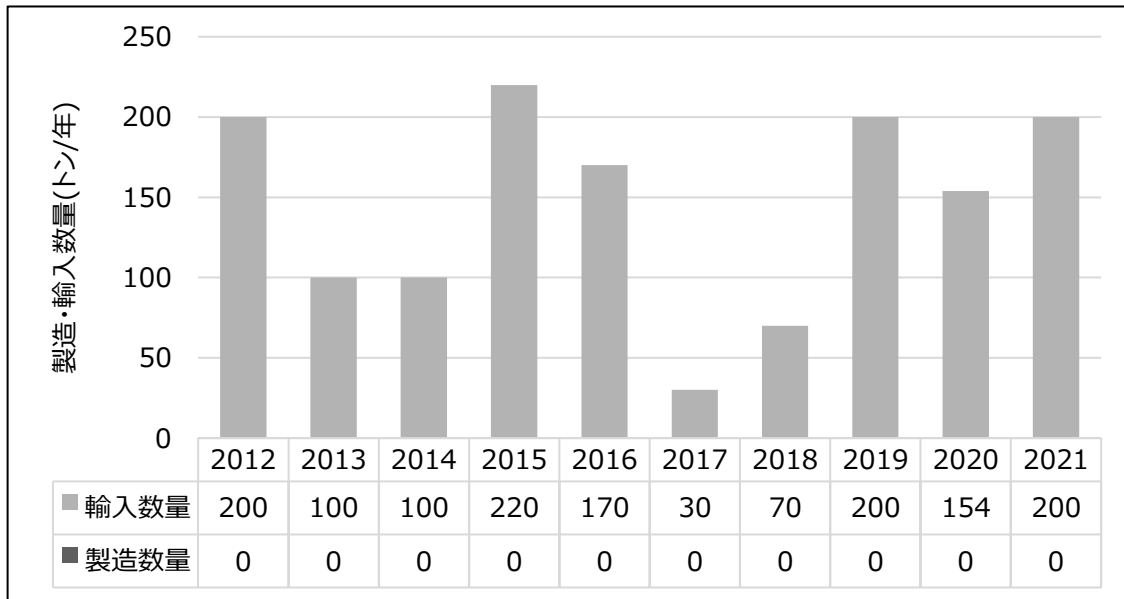


図 3-1 製造・輸入数量の経年変化

3-1-2 用途別出荷量の経年変化

化審法の製造数量等の届出の内容には、用途分類別の出荷量が含まれる。デクロランプラスの2012年度から2021年度までの10年間の用途分類別出荷量を以下に記す。

デクロランプラスの出荷数量の合計は、2012年度以降、30～200トン程度で推移している。

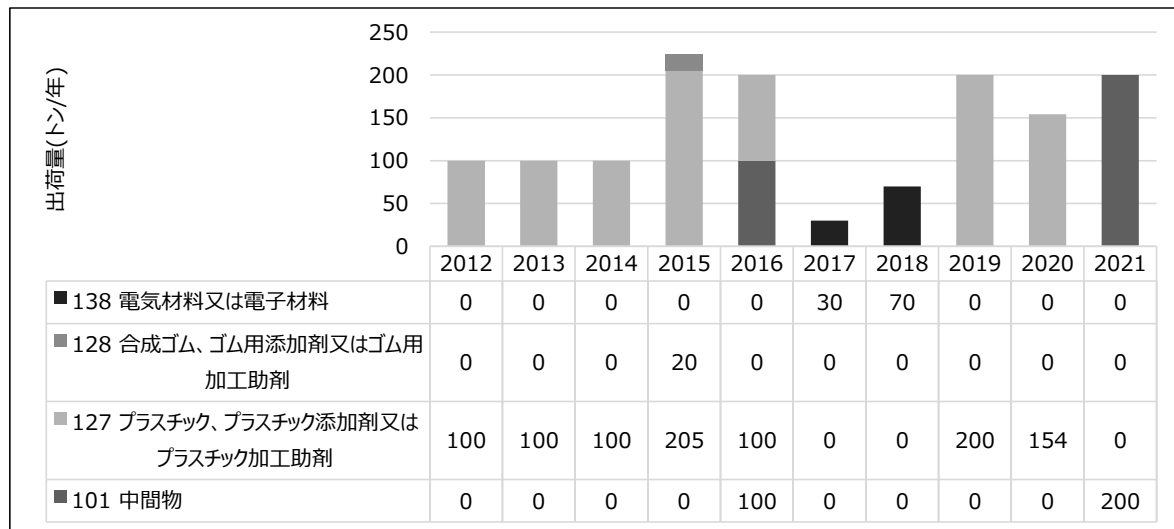


図 3-2 用途別出荷量の経年変化

3-2 含有製品情報

デクロランプラスは、工業用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現在流通している。用途としては、電気・電子機器、光学製品、食品包装、建築・建設材料、テープ・接着剤、織布、繊維、アパレル、化粧品、爆薬・花火、プラスチック製品、塗

1 料・グリースが知られ、電子配線及びケーブル、自動車、プラスチック製屋根材、テレ
2 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
3 具の難燃剤として使用されている¹。

4 世界的な動向としては、POPRC によるリスクプロファイル文書の中で、米国、中国、
5 EU 等について以下のような記載がある³。

6 (1) 米国

7 1960 年代から、Hooker Chemicals and Plastics Corporation (現在の
8 Occidental Chemical Company (OxyChem)) によって製造されていた。なお、
9 Oxychem の施設での生産は 2016 年半ばに停止されたとの情報があるが、この事
10 実 は米国環境保護庁により正式に確認されていない。

11 (2) 中国

12 中国淮安の Anpon Electrochemical Co.による中国での製造量は、2003 年以降
13 年間 300～1,000 トンと報告されている。Anpon Electrochemical Co.は近年
14 ADAMA に買収され、ADAMA が世界で唯一の製造事業者と考えられている。

15 (3) EU

16 ・年間 10～100 トンの製造及び／又は輸入量のトン数帯で、2 件（どちらも製造業
17 者）の REACH 登録がされている (ECHA 2021a)。

18 ・2013 年以降の主要な登録者である Occidental Chemical Belgium BVBA は、米
19 国の製造業者 OxyChem の代理人であったが、2017 年 12 月に REACH に基づ
20 く「製造又は輸入の停止」に関する届出を行い、現在は EU での DP の製造又は
21 輸入は行っていない。

22 ・オランダの ADAMA Agriculture BV は、2016 年以降唯一の輸入業者／販売業者
23 である Velsicol の登録者であり、Anpon Electrochemical Co.の代理人である。
24 なお、EU での最大輸入量は年間 300～400 トンであった。

25

263-2-1 国内外の消費者製品のデクロランプラス含有状況

27 国内外における消費者製品へのデクロランプラスの含有量に関する情報について文
28 献調査²を行い、文献等で得られた情報を記載した。

¹ POPRC によるリスクプロファイル文書

※同段落中の文は、全て当該文書から引用又は抜粋・編集した。

United Nations, Report of the Persistent Organic Pollutants Review Committee on the work of its seventeenth meeting - Addendum - Risk profile for Dechlorane Plus, 2022(UNEP/POPS/POPRC.17/13/Add.2)

² 調査実施期間は 2022 年 8 月 29 日～2022 年 12 月 23 日
調査手法は以下のとおり。

①POPRC のリスクファイル文書や ECHA 報告書等、世界各国の環境、健康、労働衛生に関する主要機関の発行した、デクロランプラスに関する記載のある報告書を対象に 15 文献程度選定し、消費者製品や室内暴露に関する記述を抜粋する。

②①において抜粋した記述中に引用されている文献のうち、含有濃度（消費者製品、室内環境媒体）情報を有するものを 30～40 程度選定し、調査する。なお、調査の中で当該情報に資する文献が確認された場合、①における引用文献に限らず調査を行う。

1 難燃剤等として輸入製品に使用されている可能性も踏まえ、データがある場合は国
2 内の状況に主眼を置きつつも、国内外の製品含有情報をまとめて考察した。
3 なお、本書に記載する含有情報は、規制等の動向により含有状況が経年推移するこ
4 とを想定し、サンプル調達、測定及び公表の時期(表中においては「測定年」の欄に記
5 載)を確認の上、直近 10 年 (2013 年以降) のものを対象とした。調査の結果、国内に
6 おける消費者製品中デクロランプラス含有状況に関しては文献が少なく、濃度につい
7 ての報告は確認されなかった。さらに、国外を含むデータにおいても主要な消費者製
8 品についての報告例はほとんど確認されず、一部壁紙や建材において低濃度 (数 ng/g
9 程度) での検出例が確認された。

1

表 3-1 消費者製品（壁紙等）のデクロランプラス濃度(文献値)

| 国名 | 測定/採取年 | 対象 | n 数 | 中央値 | 最大値 | 単位 | 文献 |
|-----------|--------|----------------|-----------|-----------|------|------|-------------------|
| 中国 | 2015 | 発泡ポリスチレンパネル | 1 | 0.81 | | ng/g | Hou et al. (2018) |
| | 2016 | 壁紙、不織布 | 7 | 0.14 | 0.27 | | |
| | 2016 | 壁紙、ポリ塩化ビニル | 3 | 0.71 | 1.04 | | |
| | 2016 | 壁紙、紙 | 2 | 0.17-0.53 | | | |
| | 2016 | 壁面装飾パウダー、石膏 | 2 | ND | | | |
| | 2016 | 壁面装飾パウダー、パテ | 2 | ND | | | |
| | 2016 | 壁面装飾パウダー、珪藻土 | 1 | ND | | | |
| | 2016 | ラテックス塗料 | 6 | 0.07 | 0.21 | | |
| | 2016 | ブロックボード | 3 | 0.13 | 0.20 | | |
| | 2016 | パーティクルボード | 2 | 0.17-0.18 | | | |
| | 2016 | 繊維版 | 2 | 0.05-0.09 | | | |
| | 2016 | 無垢材ボード | 2 | 0.07-0.16 | | | |
| | 2016 | 多層無垢材ボード | 1 | 0.20 | | | |
| | 2016 | ラミネート床材 | 4 | 0.07 | 0.23 | | |
| | 2016 | シール剤：磁器用接着剤 | 6 | 0.06 | 1.31 | | |
| | 2016 | シール剤：シーラント | 7 | 0.19 | 1.28 | | |
| | 2016 | PVC 材料：ソケットパネル | 4 | ND | 0.65 | | |
| | 2016 | PVC 材料：ラインパイプ | 2 | ND-5.21 | | | |
| 2015-2016 | 吸音フォーム | 2 | 0.22-0.52 | | | | |

2

ND : not detectable (不検出。検出限界値 : 0.008~1.12 ng/g)

1 ◆ NITE(2023)

2 NITEは、文献調査による国内外の製品におけるデクロランプラス含有状況を踏まえ、
3 含有の報告のある製品群の中で、消費者への暴露の可能性及び寄与が高いと思われる一
4 部の製品について、国内流通製品の含有状況を確認した。

5 対象とする製品は、大手販売サイトの公開情報を参考に、防災機能等の記載の有無な
6 ども確認の上、選定した。

7 対象製品として、2023年に購入した電源ケーブル、壁紙、カーペット、カーテンにつ
8 いて、デクロランプラスの含有を確認した結果、いずれの製品についても定量下限値未
9 満であった。

10

11

表 3-2 NITEにおける国内流通製品の含有状況調査結果

| 対象製品 | n 数 | 濃度範囲 | 単位 |
|------------|-----|----------|------|
| 電源ケーブル | 2 | <LOQ(10) | ng/g |
| 電源コード | 2 | <LOQ(2) | ng/g |
| 壁紙（不織布） | 2 | <LOQ(2) | ng/g |
| 壁紙（塩化ビニール） | 2 | <LOQ(10) | ng/g |
| フロアカーペット | 2 | <LOQ(2) | ng/g |
| 防災カーテン | 4 | <LOQ(10) | ng/g |

12

※LOQ:limit of quantification（定量下限値）

13

14 **3-3 室内環境等における濃度**

15 デクロランプラスは前述のとおり、その機能から消費者製品中に含有している可能性
16 があり、居住住宅室内環境下において暴露の懸念がある。

17 本節では、国内外における居住住宅室内の空气中濃度、ダスト¹中濃度、製品からの
18 溶出濃度等に関する情報をまとめた。なお、本書に記載する室内環境等における濃度情
19 報の範囲は、製品含有情報と同じく、直近10年（2013年以降）のものを対象とした。

20

21 **(1)居住住居室内の空气中濃度**

22 デクロランプラスの居住住宅室内の空气中濃度の調査結果を表 3-3 に示す。室内空気
23 中濃度については、国内外において得られた近年の報告は限られていた。デクロラン
24 プラスの物理化学的性状（融点：340-382℃、蒸気圧：0.8 Pa）より、デクロラン
25 プラスは空气中に揮発しにくいことから、調査の対象とする研究数が少なかった可能性
26 も考えられる。調査範囲の中で最も高い室内空気の報告値は2013年のカナダにおける
27 住宅の室内空気（n=23）の最大値 316 pg/m³であった。

28

29

¹ 繊維ぼこりやその他粒子のことであり、髪の毛や皮膚片、食品カス等の固形物は含まれない。

1

表 3-3 居住住宅室内空气中的デクロランプラス濃度 (文献値)

| 国名 | 測定/採取年 | 対象 | n 数 | 中央値 | 最大値 | 単位 | 文献 |
|-----------|-----------|-------------------|-----|-------|------|-------------------|-------------------------|
| 米国 | 2013 | 住宅の室内空気 | 15 | 0.37 | 27 | pg/m ³ | Venier et al. (2016) |
| カナダ | 2013 | 住宅の室内空気 | 23 | 38 | 316 | | |
| チェコ | 2013 | 住宅の室内空気 | 1 | 65 | | | |
| ノルウェー | 2013-2014 | 住宅の室内空気、syn-DP | 60 | <1.2 | 150 | pg/m ³ | Tay et al. (2017) |
| | 2013-2014 | 住宅の室内空気、anti-DP | 60 | <3.7 | 47 | | |
| 英国 | 2015 | オフィスの室内空気、syn-DP | 20 | ※1.3 | 7.7 | pg/m ³ | POPRC (2022) |
| | 2015 | オフィスの室内空気、anti-DP | 20 | ※1.8 | 24 | | |
| | 2015 | 住宅の室内空気、syn-DP | 15 | ※<2.0 | 4.6 | | |
| | 2015 | 住宅の室内空気、anti-DP | 15 | ※2.2 | 20 | | |
| インド、ビハール州 | 2015 | 住宅の室内空気 | 15 | 2.52 | 62.7 | pg/m ³ | Yadav et al. (2020) |

※平均値

2

3

4

1 **(2)居住住宅室内のダスト中濃度**

2 国内外における居住住宅室内のダスト濃度の報告値を確認した。その結果を表 3-4
3 に示す。なお、日本国内の居住住宅室内等におけるダスト中デクロンプラス濃度に関
4 する近年の報告例は確認できなかった。また、自動車室内のダスト濃度は報告数が限ら
5 れているが、居住住居室内の濃度と同等もしくは低いレベルと考えられるものであった。

6 したがって、本リスク評価において採用するダスト濃度は、2013 年以降の期間にお
7 ける国外を含むデータを対象とする。その範囲内で最も高い室内ダストの報告値は、
8 2015 年の米国の室内（大学）ダスト（n=12）の最大値 2,800 ng/g、次いで、2013-2015
9 年の英国の室内（オフィス）ダスト(n=47)の最大値 2,740 ng/g（syn-異性体と anti-異
10 性体の合計値）、2013 年のカナダのハウスダスト（n=34）の最大値 732 ng/g であった。

11

12

表 3-4 ハウスダスト中のデクロランプラス濃度(文献値)

| 国名 | 測定/採取年 | 対象 | n 数 | 中央値 | 最大値 | 単位 | 文献 |
|-------------|--------|-------------------------------------|-----|------|-------|------|-------------------------|
| 中国、Dongguan | 2013 | 室内ダスト | 102 | — | 622 | ng/g | POPRC (2022) |
| 米国 | 2013 | ハウスダスト | 29 | 18 | 322 | ng/g | Venier et al. (2016) |
| カナダ | | ハウスダスト | 34 | 22 | 732 | | |
| チェコ | | ハウスダスト | 14 | 20 | 277 | | |
| エジプト、カイロ | 2013 | ハウスダスト、anti-異性体 | 17 | 0.01 | 1.7 | ng/g | Hassan, Y et al. (2015) |
| | | ハウスダスト、syn-異性体 | 17 | 0.34 | 2.28 | | |
| | | 職場の粉塵、anti-異性体 | 5 | 0.28 | 0.95 | | |
| | | 職場の粉塵、syn-異性体 | 5 | 1.2 | 2.9 | | |
| | | 車内の粉塵、anti-異性体 | 9 | 0.99 | 5.65 | | |
| | | 車内の粉塵、syn-異性体 | 9 | 1.5 | 4.94 | | |
| オーストラリア | 2014 | オフィスのダスト | 16 | 62.5 | 310 | ng/g | Wong et al. (2017) |
| カナダ | | オフィスのダスト | 36 | 47 | 100 | | |
| スウェーデン | | オフィスのダスト | 25 | 40 | 280 | | |
| 米国 | 2015 | 学生キャンパス・共用部のダスト (難燃規格 TB133 適合家具使用) | 12 | 42 | 2,800 | ng/g | Dodson et al. (2017) |
| | | 学生キャンパス・寮のダスト (難燃規格 TB133 適合家具使用) | 42 | 37 | 1,900 | | |
| | | 学生キャンパス・共用部のダスト (難燃規格 TB117 適合家具使用) | 15 | 13 | 38 | | |
| | | 学生キャンパス・寮のダスト (難燃規格 TB117 適合家具使用) | 26 | 11 | 130 | | |
| 韓国 | 2015 | ハウスダスト | 111 | 8.5 | 530 | ng/g | Lee et al. (2020) |

| | | | | | | | |
|-------|-----------|-------------------|-----|-------|-------|------|-------------------|
| | | オフィスの室内ダスト | 4 | 35 | 100 | | |
| | | 保育園の室内ダスト | 4 | 12 | 56 | | |
| | | 室内ダスト（家、オフィス、保育園） | 119 | 9.1 | 530 | | |
| ノルウェー | 2013-2014 | ハウスダスト、anti-異性体 | 60 | 2.3 | 62 | ng/g | Tay et al. (2017) |
| | | ハウスダスト、syn-異性体 | | 8.3 | 120 | | |
| 英国 | 2013-2015 | オフィスの粉塵、syn-異性体 | 47 | 11 | 640 | ng/g | Tao et al. (2016) |
| | | オフィスの粉塵、anti-異性体 | | 62 | 2,100 | | |
| | | ハウスダスト、syn-異性体 | 45 | 0.77 | 28 | | |
| | | ハウスダスト、anti-異性体 | | 4.9 | 170 | | |
| 中国、広州 | 2015-2016 | ハウスダスト | 51 | ※24.5 | 1,050 | ng/g | POPRC (2022) |
| | | 子供の手の拭き取りダスト | 31 | ※0.1 | 10 | | |
| | | 成人の手の拭き取りダスト | 51 | ※0.2 | 5.6 | | |

1 ※平均値

2

1 **(3)製品からの溶出**

2 デクロランプラスの消費者製品からの溶出については、国内外における近年の文献
3 や試験結果は得られなかった。

4

1 4 有害性評価

2 有害性情報に関しては、POPRC18において廃絶対象物質（附属書A）への追加を締
3 約国会議（COP）に勧告することが決まった段階で、毒性情報を収集・整理するための
4 調査を行った¹。入手した有害性情報を精査した結果、国内外の評価機関で設定された
5 有害性評価値はなかったため、米国環境保護庁（US EPA）又はカナダ保健省（Health
6 Canada）により判断された無毒性量（NOAEL）に基づき有害性評価値の検討を行うこ
7 ととした。

9 US EPA (2011)²及び Health Canada (2019)³では、Brock *et al.*(2010)⁴により報告さ
10 れた、ラットを用いた 28 日間反復投与毒性試験及び生殖発生毒性スクリーニング試験
11 の併合試験について、最高用量の 5,000 mg/kg/day まで一般毒性並びに親動物及び児動
12 物での生殖発生毒性影響が認められなかったことを根拠に、本試験の一般毒性及び生殖
13 発生毒性の NOAEL を 5,000 mg/kg/day と判断している。

14
15 US EPA (2011)では、Oscarson (1975)⁵により報告された、ラットの 13 週間混餌投
16 与により最高投与量の 100,000 ppm (5,000 mg/kg/day) で毒性影響が認められなかつ
17 たことを根拠に、本試験の NOAEL を 5,000 mg/kg/day と判断している。

18
19 吸入影響については、Bishop(1975)⁶により報告された、ラットを用いた 28 日間反復
20 吸入毒性試験において、640 mg/m³以上の雌雄でみられた肝臓及び肺への影響に基づき、
21 US EPA (2011)及び Health Canada (2019)において LOAEC 640 mg/m³と判断してい
22 る。ただし、この試験情報は企業データであり詳細を確認できないため、信頼性が確認
23 できないことから、本評価では参考扱いとする。

¹ 調査実施期間は令和 4 年 12 月 13 日～令和 5 年 3 月 24 日

² US EPA, Hazard Characterization Document Dechlorane Plus® (CASRN 13560-89-9), 2011

³ Health Canada, 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), 2019
<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>

⁴ Brock W.J., Schroeder R.E., McKnight C.A., VanSteenhouse J.L., Nyberg J.M. (2010). Oral Repeat Dose and Reproductive Toxicity of the Chlorinated Flame Retardant Dechlorane Plus. *Int Toxicol.* 2010. 29(6), 582-593.

⁵ Oscarson E.T. (1975). 90-Day Subacute Oral Toxicity Study with Dechlorane Plus 25 in Albino Rats. Testing laboratory: Industrial BIO-TEST Laboratories, Inc. Report no.: IBT No. 622-06273. (Health Canada (2019) より引用)

⁶ Bishop A. (1975). 28-Day Subacute Dust Inhalation Toxicity Study with Dechlorane Plus 25 in Rats. Testing laboratory: Industrial BIO-TEST Laboratories, Inc. Report no.: IBT No. 663-06279. (Health Canada (2019) より引用)

1
2 以上を踏まえ、本リスク評価における経口有害性評価値としては、動物試験の結果よ
3 り導出された NOAEL 5,000 mg/kg/day を POD とし、WHO の評価におけるデフォル
4 トの不確実係数に基づき、不確実係数積 1,000（種間差 10、個体差 10、試験期間 10）
5 を適用した 5 mg/kg/day を有害性評価値として採用することが適当と判断した。

6
7 なお、体内動態について、POPRC によるリスクプロファイル文書及び Health Canada
8 (2019)の記載に基づき、以下のとおり整理した。

- 9 ・ ラットにおいて、デクロランプラスは消化管からほぼ吸収されず、主として肝臓
10 と卵巣に分布する。また、疫学研究において母体血清、胎盤及び臍帯血清サンプ
11 ル中のデクロランプラスを測定した結果、デクロランプラスが母体組織から胎児組織
12 に移行する可能性が示されている。
- 13 ・ 代謝に関する情報は得られなかった。
- 14 ・ 動物では、消失半減期は血清で 24～25 日、筋肉で 44 日、肝臓で 179 日であり、
15 主に糞便中に排泄され、尿中にはほとんど排泄されない。

17 5 暴露評価

18 暴露評価では、設定した暴露シナリオに沿って人への暴露量を推定する。本暴露評価
19 では、製品の使用状況や設置状況には、個人差や使用環境の違いなどによって大きな差
20 が生じる可能性があるため、日本国内で考えられる厳しい条件を重ね合わせたワースト
21 シナリオを用いて十分な安全を見込んだ推定を行うこととする。

22 ただし、条件（パラメータ）の設定に当たっては、複数の情報が得られる場合、単純
23 に最も厳しいデータとはせず、暴露シナリオや製品含有状況等を考慮し、精査をしたう
24 えで選択する。

25 なお、非常識な使用や事件・事故につながるような通常使用¹以外の使用については対
26 象外とする。

28 5-1 暴露シナリオ

29 5-1-1 評価対象とする人の集団

30 本暴露評価・リスク評価の対象とする人の集団は、一般住宅に居住する成人と子供と
31 する。子供も対象とするのは、子供の乳幼児期においてもものを口に含んだり舐めたりす
32 るマウジング行動があることや、ダスト等の摂取量が成人よりも多くなることが想定さ
33 れるためである。なお、本リスク評価においては 3-2-1 国内外の消費者製品のデクロラ
34 ンプラス含有状況より、マウジングが想定される製品からの検出が確認されなかったこ
35 とから、マウジングについては暴露シナリオ（暴露評価）の対象外とする。

¹ 通常使用には予見可能な誤使用を含む。

1 本リスク評価において、他の暴露・リスク評価^{1,2}で採用されている年数と同様に、人
2 の生涯年数（暴露期間及び平均化期間）を 70 年間、うち子供期を 6 歳までの 6 年間と
3 設定する。そのため、子供に関する暴露係数の設定においては、それぞれのパラメータ
4 について、6 歳児までの分布を考慮する。

5 以下に、成人と子供に関する暴露評価に共通で用いる係数とその設定根拠を示す。

6

7 (1)体重

8 本リスク評価に用いる成人の体重は 50 kg とする。この値は、化審法における優先評
9 価化学物質に関するリスク評価において使用されている値である³。

10

11 本評価で用いる子どもの体重は、厚生労働省の「国民健康・栄養調査」⁴の令和元年の
12 結果から、1 歳～6 歳児の体重男女別の体重を単純平均した 15.2 kg とする。この値は、
13 同調査の 3～4 歳児の平均体重（15.2 kg）と同値である。また、厚生労働省の「一般用
14 医薬品及び医薬部外品としての殺虫剤の室内使用時のリスク評価方法ガイドライン
15 （案）」⁵においても、小児のデフォルト値として 15 kg（3 歳児）が採用されている。

16

17 (2)呼吸量

18 本リスク評価に用いる成人の呼吸量は 20 m³/day とする。この値は、化審法における
19 優先評価化学物質に関するリスク評価において使用されている値である。

20

21 子供の呼吸量については、独立行政法人放射線医学総合研究所による空気中に存在す
22 る放射性物質から受ける放射線量の計算の例⁶において、国際放射線防護委員会
23 （Publication 71）の情報より、1 歳児で 5.16 m³/day、5 歳児で 8.72 m³ とされている。

¹ 「環境省大臣官房廃棄物・リサイクル対策部（2011）PFOS 含有廃棄物の処理に関
する技術的留意事項」における PFOS を含有する残さの排出目標の検討において、
生涯平均一日土壌摂取量を考慮しており、その中で子供の期間を 6 年、大人の期間
を 64 年、生涯年数を 70 年としている。

² 「ECHA 2016. Guidance on Information Requirements and Chemical Safety
Assessment. Chapter R.15: Consumer exposure assessment」では、消費者暴露に
おける慢性影響の保守的な評価（ステップ 1）として、暴露期間 70 年（生涯に渡っ
て毎日 24 時間暴露される）のシナリオを設定している。
https://www.echa.europa.eu/documents/10162/13632/information_requirements_r15_en.pdf/35e6f804-c84d-4962-acc5-6546dc5d9a55

³ 厚生労働省・経済産業省・環境省、化審法における優先評価化学物質に関するリスク
評価の技術ガイダンス、2014
http://www.meti.go.jp/policy/chemical_management/kasinhou/information/ra_1406_tech_guidance.html

⁴ 厚生労働省、国民健康・栄養調査
http://www.mhlw.go.jp/bunya/kenkou/kenkou_eiyou_chousa.html

⁵ 厚生労働省医薬食品局審査管理課、(2007). 意見募集案件（平成 19 年 11 月 28 日）、
一般用医薬品及び医薬部外品としての殺虫剤の室内使用時のリスク評価方法ガイドラ
イン（案）

⁶ 独立行政法人放射線医学総合研究所、放射線被ばくに関する基礎知識、第 6 報、
2011 年更新 http://www.nirs.qst.go.jp/data/pdf/i14_j6.pdf

1 また、日本の子供の情報として、Kawahara ら¹は、5～6 歳の児童の 10 人を対象に平
2 均 1 日吸入速度を測定した結果、呼吸量を $8.3 \pm 1.4 \text{ m}^3/\text{day}$ と推定している。この値
3 は、国際放射線防護委員会 (Publication 71) とほぼ一致している。

4 したがって、本評価で用いる子供の呼吸量は、国際放射線防護委員会 (Publication 71)
5 の 5 歳児の値である $8.72 \text{ m}^3/\text{day}$ を採用する。

6 本リスク評価書で対象としている子供の期間は 6 歳までであり、1 歳～6 歳児の平均
7 体重 (3 歳児の平均値に相当) を採用し、呼吸量には平均より大きな 5 歳児の値を採用
8 することは、若干安全側の設定であると考えられる。

10 (3)ダスト摂取量

11 室内における消費者製品由来の化学物質の暴露は、製品の一部のダスト化や、放散し
12 た成分がダストへ吸着し、それを子供などが摂取することの寄与が大きいと考えられて
13 いることから、成人及び子供に関する 1 日当たりのダスト摂取量について調査した。

14 調査の結果、以下の情報が得られた。

16 a) 100 mg/day (子供)、60 mg/day (成人)

17 米国 EPA 暴露係数ハンドブック (EPA-EFH) ²におけるダスト摂取量の推奨値

18 b) 100 mg/day (子供)、50 mg/day (成人)

19 オランダ RIVM の報告書³におけるハウスダスト摂取量の保守的な推奨値

20 c) 100 mg/day (子供)、50 mg/day (成人)

21 厚生労働科学研究報告書⁴で採用されているハウスダスト摂取量

22 d) 50 mg/day (成人)

23 AIST-ICET⁵で採用されているハウスダスト摂取量

25 a) の EPA-EFH では、室内のダストのみの摂取量の推奨値のうち、一般市民の中心
26 的な代表値については、生後 6 ヶ月までを 20 mg/day、6 ヶ月～1 歳を 40 mg/day、1
27 歳～2 歳を 50 mg/day、2 歳～12 歳を 30 mg/day、12 歳から成人を 20 mg/day として
28 いる。また、上限(95%ile)値を、生後 6 ヶ月までの幼児を 60 mg/day、6 ヶ月～12 歳を
29 100 mg/day、12 歳から成人を 60 mg/day としている。

30 b) の RIVM の報告書では、ハウスダストの摂取量について、各国で使用されている
31 摂取量についてレビューを行った結果、保守的かつ現実的な推定摂取量として、子供を

¹ Junko Kawahara et al., Estimation of daily inhalation rate in preschool children using a tri-axial accelerometer: A pilot study, *Science of The Total Environment*, 409, 2011, pp.3073-3077

² U.S. EPA. (2017). Update for Chapter 5 of Exposure Factors Handbook *Soil and Dust Ingestion*. EPA/600/R-17/384F

³ RIVM. (2008). Exposure to chemicals via house dust. *RIVM Report 609021064*.

⁴ 厚生労働科学研究費補助金化学物質リスク研究事業、室内環境における準揮発性有機化合物の多経路曝露評価に関する研究、平成 24-26 年度総合研究報告書、平成 27 年 3 月

⁵ AIST-ICET、住宅・世帯・人データベース説明資料、2016
(※説明資料は、ツールに同梱されている。)

1 100 mg/day、成人を 50 mg/day としている。

2 c) の報告書及び d) のツールでは、日本人の暴露及びリスクを評価するための値である
3 だが、共に b) の RIVM の報告書が参照されている。

4
5 以上より、a) は 12 歳までの子供のダスト摂取量の上限値が 100 mg/day、成人では
6 60 mg/day とされており、b) 、c) は子供で 100 mg/day、b) 、c) 、d) は成人で 50 mg/day
7 である。これらの値は、基本的には居住住宅内において子供が動きまわったり人の行動
8 に伴いダストが浮遊したりする環境を想定したダストの摂取量である。

9 本リスク評価で用いるダスト摂取量は、子供 100 mg/day、成人については a) から d)
10 のうち最も多い 60 mg/dayを採用した。

11

12 5-1-2 暴露環境と発生源

13 3 章に記載した含有製品情報等を踏まえると、国内の居住住宅室内においてデクロラ
14 ンプラスを含有する製品の使用に伴う又はそれに起因するダスト等からデクロランプ
15 ラスに暴露する可能性が考えられる。

16 自動車室内では、子供及び成人は乗車中常にシートにベルトで固定され着座している
17 ため、ダストの浮遊や接触の頻度は居住住宅内よりも少ないと考えられる。また、車室
18 内空気濃度は得られなかったが、自動車室内のダスト濃度のデータは、その数は限られ
19 るがいくつか得られ、表 3-4 のとおり、その濃度が居住住居室内のダストを上回る傾向
20 はみられなかった。これらのことから、一日の滞在場所として自動車室内のシナリオを
21 別途設けることが、より安全側となるとは考えられなかった。

22 よって、本書では、一日の全ての時間を居住住宅室内で過ごすと仮定し、暴露および
23 リスク評価を行うこととする。

24

25 3-2 の含有製品と濃度の確認において、デクロランプラスを含有する製品種、検出率
26 及び含有濃度は大部分が検出下限値未満又は数 ng/g 以下の低濃度であった。したがっ
27 て、本リスク評価で着目する暴露源となる製品群としては、居住住宅の室内空気及びダ
28 ストに関しては国内外のモニタリング情報を参考として、暴露評価を行うこととする。

29

30 5-1-3 暴露経路・シナリオの設定

31 デクロランプラスは、ガス態として空気中に存在する可能性は低いと考えられ、モニ
32 タリング情報においても、居住住宅室内の空気中の濃度の報告は限られたものしか得ら
33 れなかった。しかしながら、国外での空気中濃度の報告は少ないながら存在することか
34 ら、本評価では、ガス態としての吸入経路の暴露も存在すると仮定する。

35 一方で、ダスト中では、得られた国外の居住住宅の調査においてデクロランプラスが
36 検出されている。本評価では、デクロランプラスが居住住宅室内（自動車室内は前述の
37 とおり居住住居室内で代表する。）においてダストに吸着又は含有製品の一部が粒子化
38 し、空気中に浮遊又は手や体に付着した後非意図的に経口摂取されると仮定し、暴露量
39 を推定する。

すなわち、ダストについては、暴露経路を吸入と経口に区別して考えることができるが、ダストの組成や粒径分布等を仮定することが難しいことから、吸入摂取は考慮せず、すべて経口摂取として評価することとする。

また、経皮経路については、3-2-1における文献調査において消費者製品中の含有が確認されず、製品からの溶出についての情報も得られていないことから、考慮しないこととする。

以下に、居住住宅室内において考えられる経路毎の暴露シナリオを示す。

◆ 居住住宅室内で想定される暴露シナリオ

居住住宅室内の暴露評価では、3章で得られたデクロランプラス含有製品情報と、居住住宅室内で想定される行動を踏まえ、暴露シナリオとして以下の2種類を設定する。

- i. 居住住宅室内の空气中デクロランプラスの吸入経路の暴露
- ii. 居住住宅室内でダストを非意図的に摂取することによる経口経路の暴露

なお、暴露量推定用のパラメータとして3章に示したモニタリング情報等を用い、室内で最も暴露量が多くなると考えられる行動を代表とした暴露シナリオを設定して評価を行う。

5-2 暴露量推定

本節では、設定された暴露シナリオに沿った推定式を用いて、各パラメータにデータを代入し暴露量を算出する。

暴露環境及び摂取経路ごとの推定暴露量を求めた後、成人と子供の別に合計し、それぞれの合計推定暴露量を求め（5-3）、リスク評価に用いる（6章）。

5-2-1 居住住宅室内

i: 居住住宅室内の空气中デクロランプラスの吸入経路の暴露

(1) 推定方法と暴露量

ここでは、居住住宅室内滞在時間において、室内空气中に存在するデクロランプラスを吸入すると仮定し、その暴露量を推定する。

推定暴露量は、以下の式 5-1 を用いて算出した。

$$\text{吸入暴露量} = \frac{\text{居住住宅室内空气中濃度}(\text{ng}/\text{m}^3) \times \text{滞在時間比率} \times \text{呼吸量}(\text{m}^3/\text{day})}{\text{体重}(\text{kg})}$$

式 5-1

式 5-1 に代入するパラメータを表 5-1 に示す。

表 5-1 居住住宅室内の空气中デクロランプラスの吸入経路の暴露推定に係るパラメータ

| 項目 | 成人 | 子供 | 設定経緯の参照先 |
|----------------------------------|-------|------|---------------------------|
| 居住住宅室内空气中濃度 (ng/m ³) | 0.316 | | 本節 (2) |
| 滞在時間比率 (無次元) | 1 | | 24 (hr/day) / 24 (hr/day) |
| 居住住宅室内滞在時間 (hr/day) | 24 | | 5-1-2 |
| 呼吸量 (m ³ /day) | 20 | 8.72 | 5-1-1 (2) |
| 体重 (kg) | 50 | 15.2 | 5-1-1 (1) |

以上から、居住住宅室内空气中のデクロランプラスの吸入経路の推定暴露量は、成人が 0.13 ng/kg/day、子供が 0.18 ng/kg/day となった。

(2)パラメータの設定根拠

以下に、表 5-1 に示した居住住宅室内の空气中濃度の設定根拠を示す。

■ 居住住宅室内の空气中濃度

国内外における居住住宅室内の空气中濃度のモニタリング情報は限られており、近年では、2013 年のカナダにおける住宅(n = 23)の最大値が 316 pg/m³ (中央値 : 38 pg/m³) であり、その他 2013~2014 年のノルウェーにおける室内空気の前最大値が 197 pg/m³ との報告がある (表 3-3)。本リスク評価で居住住宅室内の空气中濃度として用いる値は、近年の報告における最大値である、316 pg/m³(0.316 ng/m³)とする。

ii : 居住住宅室内のダストを非意図的に摂取することによる経口経路の暴露

(1)推定方法と暴露量

本リスク評価では、室内の製品から放散したデクロランプラスが吸着又は製品からの剥離等で粒子化したダストの全量を経口経路で摂取すると仮定し、その暴露量を推定する。

推定暴露量は、以下の式 5-2 を用いて算出した。

$$\text{経口暴露量} = \frac{\text{ダスト中濃度}(\text{ng/g}) \times \text{1日当たりのダスト摂取量}(\text{g/day}) \times \text{滞在時間比率}}{\text{体重}(\text{kg})}$$

式 5-2

式 5-2 に代入するパラメータを表 5-2 に示す。

表 5-2 居住住宅室内のダストの非意図的経口暴露量推定に係るパラメータ

| 項目 | 成人 | 子供 | 設定経緯の参照先 |
|----------------------|-------|------|---------------------------|
| 居住住宅室内ダスト中濃度 (ng/g) | 2,800 | | 本節 (2) |
| 滞在時間比率 (無次元) | 1 | | 24 (hr/day) / 24 (hr/day) |
| 居住住宅室内滞在時間 (hr/day) | 24 | | 5-1-2 |
| 1日当たりのダスト摂取量 (g/day) | 0.06 | 0.10 | 5-1-1 (3) |
| 体重 (kg) | 50 | 15.2 | 5-1-1 (1) |

1 以上から、居住住宅室内のダストに吸着したデクロランプラスの非意図的経口推定暴
2 露量は、成人が 3.4 ng/kg/day、子供が 18 ng/kg/day となった。

4 (2)パラメータの設定根拠

5 以下に、表 5-2 に示した居住住宅室内のダスト中濃度の設定根拠を示す。

7 ■ 居住住宅室内ダスト中のデクロランプラス濃度

8 ダストの非意図的摂取によるデクロランプラスの暴露量を推定するため、国内外の居
9 住住宅室内で採取されたダスト中の濃度等について調査した結果、国内における報告例
10 は見つからなかった。

11 したがって、本リスク評価で用いるダスト濃度は、2013 年以降の期間における国外
12 を含むデータを対象とし、その範囲内で最も高い室内（大学）ダストの報告値である、
13 2015 年の米国（n = 12）の最大値 2,800 ng/g とする。

14
15 本評価では、調査で得られた 2013 年以降の濃度データの最大値である 2,800 ng/g
16 (Dodson et al., 2017)を採用した。同報告の中央値は 42 ng/g であり、2013 年以降の報
17 告で得られた濃度の中央値の平均は、23.5 ng/g であった。また、調査範囲外ではある
18 が、先山ら（2016）¹における 2011 年の日本のハウスダスト濃度は 2.9～42 ng/g（中
19 央値：6.5 ng/g）であった。

20 室内のダスト中濃度の値として 2,800 ng/g を採用することは、中央値レベルと比較
21 して 70～120 倍程度暴露量を大きく見積もる設定となっている可能性がある。また、採
22 用値は大学キャンパスにおける濃度であり、居住住宅と比較して大きく見積もる設定とな
23 っている可能性がある。

25 5-3 推定暴露量（生涯平均化-合計推定暴露量）

26 前節 5-2 では、環境ごとに、対象集団（成人、子供）ごと、暴露経路（吸入、経口、
27 経皮）ごとに暴露量を推定した。ここでは、リスク評価、すなわち有害性評価値と比較
28 する推定暴露量とするために、有害性に応じた合計推定暴露量を求める。

29
30 4 章で示した有害性評価値は、慢性毒性影響に関する値である。慢性の有害性評価
31 値とは、ある特定期間だけに限った有害性（Acute や Intermediate）ではなく、長期間
32 にわたって暴露した場合に有害影響が発現する可能性がある値である。そのため、ある
33 特定の期間において、その期間だけに見積もられる暴露量と慢性の有害性評価値とでリ
34 スク評価を行うことはできない。

35 生涯にわたって継続的に摂取し続けた場合の影響のリスク評価を行うためには、暴露

¹ 先山 孝則，中野 武（2016）我が国の塩素系難燃剤 Dechlorane Plus による汚染レ
ベルについて

1 量は暴露期間と平均化時間を考慮する必要がある¹。本リスク評価書では、子供期(6年)
2 と、成人期の2ケースの暴露量を推定している。

3 よって、生涯において平均化した合計暴露量の推定にあたっては、人の生涯を70年
4 と仮定し、子供の期間6年間においてその暴露量に変化なく継続し、続く64年間は成
5 人の暴露量が継続するとして以下の式5-3で生涯平均化した合計暴露量を推定できる
6 ²。

7 生涯平均化合計推定暴露量

$$8 \quad = \frac{\text{子供の1日当たりの暴露量} \times 6 \text{年} + \text{成人の1日当たりの暴露量} \times 64 \text{年}}{\text{暴露期間 (70年)}} \\ 9$$

式 5-3

10 本リスク評価では、デクロランプラスが含有されている製品が使用される環境下にお
11 いて、暴露量を大きく見積もるように推定し、さらに、生涯にわたりそれら環境下にお
12 いて暴露し続けていると仮定して合計推定暴露量を求めた。合計推定暴露量を表5-3に
13 示す。

14

15

表 5-3 合計推定暴露量 (単位: ng/kg/day)

| 暴露経路 | 暴露シナリオ | 子供期 | 成人期 | 生涯平均値 |
|---------|--------------|------|------|-------|
| 吸入 | i. 室内空気の吸入 | 0.18 | 0.13 | 0.13 |
| 経口 | ii. 室内ダストの摂取 | 18 | 3.4 | 4.7 |
| 合計推定暴露量 | | 19 | 3.5 | 4.8 |

16

17 以上の結果から、デクロランプラス含有製品及び製品使用環境において、生涯平均化
18 した合計推定暴露量が 4.8 ng/kg/day となり、この値を用いてリスク評価を行う。

19

20 6 リスク評価

21 5章で推定した暴露量を合計し、有害性評価値で除した値ハザード比(HQ)が1以
22 上の場合を「リスクが懸念されるレベルにある」、1未満の場合を「リスクが懸念される
23 レベルにない」として評価する。

24 慢性毒性影響に係るハザード比の算出においては、暴露量は生涯平均化した合計推定
25 暴露量を用いる。

26 また、リスク評価に用いる有害性評価値については、4章で採用された有害性評価値
27 (5 mg/kg/day)を用いる。

¹ U.S.EPA. (2019). Guidelines for Human Exposure Assessment. CHAPTER 4. CONSIDERATION OF LIFESTAGES, VULNERABLE GROUPS AND POPULATIONS OF CONCERN IN EXPOSURE ASSESSMENTS. EPA/100/B-19/001.

² 「環境省大臣官房廃棄物・リサイクル対策部(2011)PFOS含有廃棄物の処理に関する技術的留意事項」におけるPFOSを含有する残さの排出目標の検討において、生涯平均一日土壌摂取量を考慮しており、その中で子供の期間を6年、大人の期間を64年、生涯年数を70年として本式と同様の期間設定や推定式を用いている。

1
2
3
4
5
6
7
8
9
10
11
12
13
14
15
16
17
18
19
20
21
22
23
24
25
26
27
28
29
30
31
32
33

$$\text{ハザード比} = \frac{\text{生涯平均化した合計推定暴露量 (ng/kg/day)}}{\text{有害性評価値 (ng/kg/day)}} = \frac{4.8 \text{ (ng/kg/day)}}{5 \text{ (mg/kg/day)}} = 9.6 \times 10^{-7}$$

生涯平均化した合計推定暴露量 : 4.8 ng/kg/day
 有害性評価値 : 5 mg/kg/day
 ハザード比 (HQ) : 9.6×10^{-7}

リスク評価の結果、ハザード比が 1 以下であることから、現状のデクロランプラス含有消費者製品を使用し続けた場合において、慢性毒性影響のリスクは懸念されるレベルではないと考えられる。

表 6-1 に、暴露経路別、暴露期間別の推定暴露量の内訳を示す。

表 6-1 居住住宅室内における暴露量及びリスク評価結果一覧
 (暴露量の単位 : ng/kg/day)

| 暴露経路 | 暴露シナリオ | 子供期 | 成人期 | 生涯平均値 | HQ |
|---------|--------------|----------------------|----------------------|----------------------|----------------------|
| 吸入 | i. 室内空気の吸入 | 0.18 | 0.13 | 0.13 | 2.6×10^{-8} |
| 経口 | ii. 室内ダストの摂取 | 18 | 3.4 | 4.7 | 9.3×10^{-7} |
| 合計推定暴露量 | | 19 | 3.5 | 4.8 | 9.6×10^{-7} |
| HQ | | 3.7×10^{-6} | 7.0×10^{-7} | 9.6×10^{-7} | |

上記の結果から、居住住宅室内におけるデクロランプラスの暴露量は、成人、子供ともにダストの非意図的摂取による経口経路の暴露 (シナリオ ii) の寄与が大きく、全経路の合計の 9 割以上 (成人期 : 96%、子供期 : 99%) を占めることが分かった。

一般的に、ダスト中の化学物質の濃度は、清掃により低減し、その後再びダスト化及びダストへの吸着により経時的に増加する、という推移が繰り返される。またダストの摂取量も、清掃や空気清浄等による室内ダストの除去により減少する。したがって、居住住宅室内等の清掃を適宜実施し、デクロランプラス含有ダストを除去することで、デクロランプラスの暴露量及びリスクを低レベルに保つことができると考えられる。特に、室内の滞在及び行動の空間の高さが成人より床面に近く、Hand to Mouth による摂取量も多い等の理由で、ダスト経由の化学物質の摂取量が成人よりも多いと言われている年齢の低い子供がいる場合には、デクロランプラス含有製品の有無に限らず、ダスト中濃度及び摂取量を清掃等によって抑えることが重要である。

最も暴露の寄与が高いダストの非意図的摂取については、前述のとおり、国外も含めた 2013 年以降の報告の中の最大値 (米国における 2015 年の調査結果) であり、同報告の中央値また 2013 年以降に得られた報告の中央値のレベルと比較すると、70~120 倍程度の値であることにも留意すべきである。

1 7 まとめと考察

2 リスク評価の結果、ハザード比は1未満となり、想定した暴露シナリオであればリス
3 クの懸念はないと結論付けられる。そのため、居住住宅等で使用されているデクロラン
4 プラス含有製品に対して、特別な措置を講じる必要がないものとする。

5
6 本リスク評価書は、暴露評価の全てにおいて極端な最悪条件のみを設定しているわけ
7 ではないが、合理的な範囲において暴露量をなるべく多く（安全側に）見積もるような
8 値をパラメータに設定し、それらを掛け合わせて暴露量を推定している。暴露シナリオ
9 についても、暴露経路ごとの異なる製品と複数のシナリオを考慮することで予見可能な
10 誤使用を網羅し、全ての暴露経路において推定した暴露量を合計している。

11 このように、本リスク評価に用いた合計推定暴露量は、暴露評価の各段階において安
12 全側に見積もられた推定値の積算結果となっており、実際に国内には、同程度の量を定
13 常的に暴露している人が存在していない可能性も考えられる。

14 そのため、上述のとおり安全側の多めの見積もりを重ねた合計推定暴露量と、不確実
15 性も考慮に入れた有害性評価値を比較したハザード比が1未満だということは、十分な
16 暴露マージンがあるという結果と考える。

17

18 その他の考察

19 本書のデクロランプラスに関する暴露評価においては、製品含有状況の調査結果を踏
20 まえ、室内空気及びダストからの暴露シナリオを設定し、既報で得られた最大濃度及び
21 安全側の設定を用いた推計を行っているため、暴露量の分布はほぼ網羅されていると考
22 えられる。また、3章で使用状況について記載したとおり、2012年以降、国内における
23 デクロランプラスの製造・輸入数量は70～200トン程度で推移しているが、文献調査等
24 では限られた製品にしかデクロランプラスの含有を確認出来なかった。さらに、文献調
25 査等で得られた値の大部分が検出下限値未満もしくは本書の評価で採用した値よりも
26 低濃度であったことから、本書における過去の国外も含めた最大値を用いた暴露評価は、
27 安全側の設定であるといえる。

28 さらに、POPs条約を受け、国内外の規制が進むことが予想されることから、今後居
29 住住宅室内等でデクロランプラス含有製品が増加することは考え難く、居住住宅室内に
30 におけるデクロランプラスの暴露量も減少していくと推察される。

31

32

1 8 参照文献

- 2 Dodson, R. E., Rodgers, K. M., Carey, G., Cedeno Laurent, J. G., Covaci, A., Poma,
3 G., Malarvannan, G., Spengler, J. D., Rudel, R. A., & Allen, J. G. (2017). Flame
4 retardant chemicals in college dormitories: flammability standards influence dust
5 concentrations. *Environmental science & technology*, *51*(9), 4860-4869.
- 6 Environment and Climate Change Canada, Health Canada. (2019). Screening
7 assessment certain organic flame retardants substance grouping 1,4:7,10-
8 dimethanodibenzo[a,e]cyclooctene, 1,2,3,4,7,8,9,10,13,13,14,14-dodecachloro-
9 1,4,4a,5,6,6a,7,10,10a,11,12,12a-dodecahydro- dechlorane plus (DP).
- 10 Hassan, Y., & Shoeib, T. (2015). Levels of polybrominated diphenyl ethers and novel
11 flame retardants in microenvironment dust from Egypt: an assessment of human
12 exposure. *Science of the Total Environment*, *505*, 47-55.
- 13 Hou, M., Wang, Y., Zhao, H., Zhang, Q., Xie, Q., Zhang, X., Chen, R., & Chen, J.
14 (2018). Halogenated flame retardants in building and decoration materials in China:
15 Implications for human exposure via inhalation and dust
16 ingestion. *Chemosphere*, *203*, 291-299.
- 17 Lee, H. K., Kang, H., Lee, S., Kim, S., Choi, K., & Moon, H. B. (2020). Human
18 exposure to legacy and emerging flame retardants in indoor dust: a multiple-
19 exposure assessment of PBDEs. *Science of the Total Environment*, *719*, 137386.
- 20 NITE. (2023).令和 4 年度化審法第一種特定化学物質の指定に係る製品中化学物質の含
21 有濃度分析報告書
- 22 Tao, F., Abdallah, M. A. E., & Harrad, S. (2016). Emerging and legacy flame
23 retardants in UK indoor air and dust: evidence for replacement of PBDEs by
24 emerging flame retardants?. *Environmental science & technology*, *50*(23), 13052-
25 13061.
- 26 Tay, J. H., Sellström, U., Papadopoulou, E., Padilla-Sánchez, J. A., Haug, L. S., & de
27 Wit, C. A. (2017). Human exposure to legacy and emerging halogenated flame
28 retardants via inhalation and dust ingestion in a Norwegian cohort. *Environmental*
29 *science & technology*, *51*(14), 8176-8184.
- 30 United Nations, Report of the Persistent Organic Pollutants Review Committee on
31 the work of its seventeenth meeting - Addendum - Additional information relating
32 to the draft risk profile for Dechlorane Plus, 2022(UNEP/POPS/POPRC.17/INF/9)
- 33 Venier, M., Audy, O., Vojta, Š., Bečanová, J., Romanak, K., Melymuk, L., Kratka, M.,
34 Kukucka, P., Okeme, J., Saini, A., Diamond, M. L., & Klánová, J. (2016). Brominated
35 flame retardants in the indoor environment—Comparative study of indoor
36 contamination from three countries. *Environment International*, *94*, 150-160.
- 37 Wong, F., Suzuki, G., Michinaka, C., Yuan, B., Takigami, H., & de Wit, C. A. (2017).
38 Dioxin-like activities, halogenated flame retardants, organophosphate esters and
39 chlorinated paraffins in dust from Australia, the United Kingdom, Canada, Sweden
40 and China. *Chemosphere*, *168*, 1248-1256.
- 41 Yadav, I. C., Devi, N. L., Kumar, A., Li, J., & Zhang, G. (2020). Airborne brominated,
42 chlorinated and organophosphate ester flame retardants inside the buildings of the
43 Indian state of Bihar: Exploration of source and human exposure. *Ecotoxicology and*
44 *Environmental Safety*, *191*, 110212.