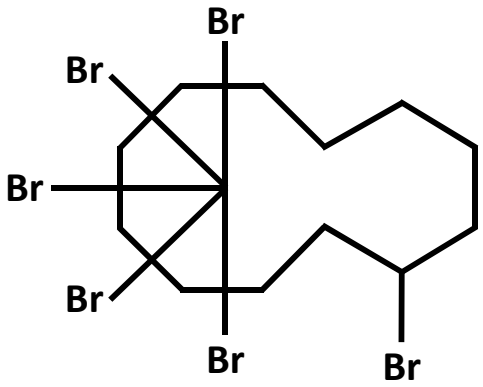
参考資料７

製 品 含 有 化 学 物 質 のリスク評 価

ヘキサブロモシクロドデカン

CAS番号 25637-99-4



平成 25 年 10 月

独 立 行 政 法 人　製 品 評 価 技 術 基 盤 機 構

厚生労働省医薬食品局審査管理課化学物質安全対策室

目　　次

要　約 1

1 対象物質のプロファイル 4

2 物理化学的性状等 5

3 使用状況等 6
3-1 化審法の製造数量等の届出情報 6
3-2 含有製品情報 7
3-3 室内環境等における HBCD 濃度 9

4 有害性評価 12

5 暴露評価 14
5-1 基本的な前提 14
5-1-1 評価対象とする人の集団 14
5-1-2 暴露評価の手順等 14
5-1-3 暴露シナリオに共通する条件 14
5-2 製品ごとの暴露量推定 16
5-2-1 対象製品の設定 16
5-2-2 住宅用断熱材 16
5-2-3 畳床の芯材 21
5-2-4 カーテン 21
5-2-5 自動車ファブリック 39
5-3 対象集団（成人、乳幼児）ごとの有害性に応じた合計推定暴露量 47
5-4 モニタリング情報を用いた推定暴露量の妥当性確認 49

6 リスク評価 50
6-1 一般毒性に係るリスク評価 50
6-2 生殖発生毒性に係るリスク評価 50

7 まとめと結論 51

8 付属資料 54
8-1 カーペット中の HBCD 含有試験 54
8-2 HBCD のヒト健康に対する長期毒性関連資料 59
8-2-1 ヘキサブロモシクロドデカンの有害性の概要 59
8-2-2 既存化学物質の人健康影響に関する情報 61
8-3 HBCD 含有製品（カーテン）からの放散試験 70

要　約

1,2,5,6,9,10 - ヘキサブロモシクロドデカンは、平成 16 年 9 月に「難分解性かつ高濃縮性と判断される物質」であるとして化学物質の審査及び製造等の規制に関する法律（以下「化審法」という）の第一種監視化学物質に指定された（平成 25 年 9 月末現在は監視化学物質）。その後、科学的知見が集積され、平成 25 年 5 月に残留性有機汚染物質に関するストックホルム条約に基づき、ヘキサブロモシクロドデカン（以下「HBCD」という）が廃絶・制限の対象物質に追加されることが決定した。同年 6 月には、3 省合同審議会[1]において、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、HBCD として化審法に定め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。

HBCD の用途は樹脂用難燃剤と繊維用難燃剤である。そのため、HBCD は断熱建材や難燃カーテン等の身の回りの製品中に含有されている。独立行政法人製品評価技術基盤機構（以下「NITE」という）では、これらの製品経由で室内等において HBCD に暴露する一般国民の健康影響に関するリスク評価を行った。対象とする製品は、化審法の監視化学物質としての製造数量等の届出における用途、経済産業省が実施した HBCD 含有製品に関する試買等の調査結果、諸外国で行われているリスク評価書等の情報から、一般国民の住居等において使用されていると考えられる 4 種類（住宅用断熱材、畳床の芯材、カーテン、自動車ファブリック）とした。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と乳幼児とした。乳幼児も対象としたのは、ものを口に含んだり舐めたりする行動（以下「マウジング」という）による成人とは異なる暴露経路が想定されるためである。

有害性情報には、化審法の長期毒性の判定に用いられたラットの二世代繁殖毒性試験による一般毒性及び生殖発生毒性に係る NOAEL 10mg/kg/day を用いた。一般毒性の有害性評価値（肝臓の絶対及び相対重量の増加）は、この NOAEL を不確実係数積 200（種間差 10×個体差 10×試験期間 2）[2]で除して 0.050mg/kg/day（50 μg/kg/day）とした。生殖発生毒性の有害性評価値（原始卵胞数の減少）は、NOAEL を不確実係数積 100（種間差 10×個体差 10）[2] で除して 0.10mg/kg/day（100 μg/kg/day）とした。

暴露量の推定は、製品ごとに暴露シナリオを設定して推定式をあてはめ、推定式のパラメータにデータを代入することにより行った。推定式のパラメータが暴露の様々な条件を表す。製品ごとに求めた暴露量を合計した「推定合計暴露量」をリスク評価に用いた。

暴露量は、複数の条件の下で推定される。各々の条件は、合理的な範囲で暴露量を大きく見積もる厳しい条件を設定した。暴露評価全体で、厳しい条件の重ね合わせで十分な安

[1] 平成 25 年度第 3 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 127 回審査部会 第 134 回中央環境審議会環境保健部会化学物質審査小委員会

[2] 暫定値

全率を見込んだ推定を行った。

また、既存文献における室内空気中濃度等のモニタリングデータにより暴露量推定の妥当性を確認した。HBCD の室内空気中濃度及びハウスダスト中濃度のモニタリングデータと、暴露量推定の過程で計算される室内空気中濃度とハウスダスト中濃度を比較したところ、実測値の最大値等が暴露評価で用いた推定値を上回ることはなく、概ねオーダーが一致し、これらの推定の妥当性を支持するものと考えた。

リスク評価では、合計推定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「リスクが懸念されるレベルにない」と評価した。

一般毒性に関しては、ハザード比を求める暴露量には生涯平均化暴露量を用いた。生涯平均化暴露量とは、乳幼児から成人までの 70 年間にわたり本評価で対象とした複数の製品から室内等で HBCD に暴露することを想定した場合の 70 年間時間加重平均の暴露量である。

生殖発生毒性に関しては、成人と乳幼児の別にハザード比を求め、暴露量にはそれぞれの暴露期間の合計推定暴露量を用いた。

対象とした製品ごとの暴露評価とリスク評価の結果を下表に示した。

暴露評価結果とリスク評価結果

製品の種類	暴露シナリオ	推定暴露量 μg/kg/day（合計推定暴露量中の割合%）		
		生涯平均化※4	成人時	乳幼児期
住宅用断熱材	放散したガス態に吸入経路で暴露	0.021 （5.7%）	0.020 （18%）	0.032 （0.5%）
畳床の芯材	放散したガス態に吸入経路で暴露	—※1	—※1	—※1
カーテン	放散したガス態に吸入経路で暴露	2.8×10^{-3} （0.8%）	2.7×10^{-3} （2.4%）	4.4×10^{-3} （<0.1%）
	ハウスダストに吸着したものに経口経路で暴露	0.18 （48%）	0.091 （80%）	1.1 （16%）
	マウジングにより経口経路で暴露	0.17 （46%）	—	5.9 （84%）
自動車ファブリック	放散したガス態に吸入経路で暴露	9.6×10^{-6} （<0.1%）	9.1×10^{-6} （<0.1%）	1.5×10^{-5} （<0.1%）
	車内中ダストに吸着したものに経口経路で暴露	—※2	—※2	—※2
	マウジングにより経口経路で暴露	—※3	—※3	—※3
	皮膚接触により経皮経路で暴露	4.5×10^{-5} （<0.1%）	4.3×10^{-5} （<0.1%）	7.0×10^{-5} （<0.1%）
合計推定暴露量		**0.4**	**0.1**	**7**
有害性項目		**一般毒性（有害性評価値=50 μg/kg/day）**	**生殖発生毒性（有害性評価値=100 μg/kg/day）**	
リスク評価結果：ハザード比		**0.008**	**0.001**	**0.07**

※1 板材に挟まれた芯材からの放散やほこりへの移行、直接的な接触は無視できるとした。

※2 カーテンのハウスダストへの吸着による暴露量推定に含まれるとした。
※3 カーテンのマウジングによる暴露量推定に含まれるとした。
※4 生涯平均化暴露量 = （成人時の暴露量×64 年+乳幼児期の暴露量×6 年★）／70 年
★マウジングに係る暴露期間は 2 年とした。

暴露評価の結果、住宅用断熱材、畳床の芯材、カーテン、自動車ファブリックに含有される HBCD の室内等における推定暴露量は、乳幼児期のカーテンのマウジングによる経口経路の暴露量が大きな割合を占めることが示唆された。

リスク評価の結果、一般毒性に関しては、有害性評価値が 50μg/kg/day であるのに対して生涯平均化暴露量は 0.4μg/kg/day、ハザード比は 0.008 となり 1 を下回った。生殖発生毒性に関しては、有害性評価値が 100μg/kg/day であるのに対して成人では合計推定暴露量が 0.1μg/kg/day、ハザード比は 0.001 となり 1 を下回った。乳幼児では、合計推定暴露量が 7μg/kg/day、ハザード比は 0.07 となり 1 を下回った。

以上より、本リスク評価で対象とした HBCD 含有製品を使用し続けた場合、製品経由の室内暴露等において人の健康に対するリスクが懸念されるレベルにはないものと考えられる。

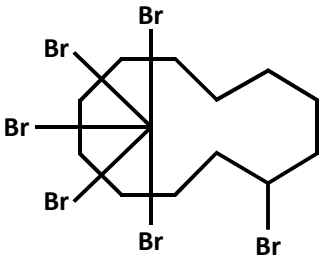
1 対象物質のプロファイル

1,2,5,6,9,10 - ヘキサブロモシクロドデカンは、平成 16 年 9 月に「難分解性かつ高濃縮性と判断される物質」であるとして化審法の第一種監視化学物質に指定された（平成 25 年 9 月末現在は監視化学物質)。その後、科学的知見が集積され、平成 25 年 5 月に残留性有機汚染物質に関するストックホルム条約（以下「POPs 条約」という）に基づき、ヘキサブロモシクロドデカン（以下、1,2,5,6,9,10 - ヘキサブロモシクロドデカンも含めて「HBCD」という）が廃絶・制限の対象物質に指定された。同年 6 月には、3 省合同審議会[1]において、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、HBCD として化審法に定め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。

HBCD には 16 の立体異性体があり、その内訳は 4 のジアステレオマー及び 12 の光学異性体となっている。

HBCD のプロファイルを表 1－1 に示す。

表 1-1 HBCD のプロファイル

監視化学物質通し番号	5 (官報公示日 2004/9/22)
官報公示整理番号	3-2254
監視化学物質名称	1,2,5,6,9,10-ヘキサブロモシクロドデカン
監視化学物質名称に対応する CAS 番号	3194-55-6
第一種特定化学物質に指定を行う化学物質名称（案）	ヘキサブロモシクロドデカン
第一種特定化学物質に指定を行う化学物質名称に対応する CAS 番号	25637 -99 -4　3194 -55 -6　4736 -49 -6、 65701 -47 -5　134237 -50 -6　134237 -51 -7 134237 -52 -8　138257 -17 -7　138257 -18 -8 138257 -19 -9　169102 -57 -2　678970 -15 -5 678970 -16 -6　678970 -17 -7
分子式	$C_{12}H_{18}Br_6$
構造式	
別名	—
既存/新規	既存化学物質
化審法分解度試験における分解生成物の有無	なし
備考	既存化学物質名簿　官報公示名称は「臭素化または塩素化環状（7～12 員環）炭化水素（Cl 又は Br 数：4～12)」。 立体異性体として CAS 番号 134237-50-6(α 体)、134237-51-7（β 体)、134237-52-8（γ 体）等がある。

[1] 平成 25 年度第 3 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 127 回審査部会 第 134 回中央環境審議会環境保健部会化学物質審査小委員会

2 物理化学的性状等

HBCD の物理化学的性状情報及び濃縮性情報を表 2-1 に示す。

HBCD は常温で白色の粉体である。

表 2-1 物理化学的性状データ及び濃縮性

項目	数値	単位	情報源等	備考
分子量	641.7	―	―	$C_{12}H_{18}Br_6$から算出
融点	190	℃	EU-RAR※2	α-HBCD、β-HBCD、γ−HBCD の各実測値の単純平均値
沸点（101.325kPa)※1	>190	℃	EU-RAR※2	分解点
蒸気圧（20℃）※1	5.8×10^{-5}	Pa	EU-RAR※2	6.27×10^{-5}Pa（21℃での実測値）(GLP、α：β：γ＝6：8.5：79.1、イソブタノール 0.1%含)
水溶解度（20℃）	0.066	mg/L	実測値 EU-RAR※2	α-HBCD、β-HBCD、γ-HBCD の和
1-オクタノール/水分配係数（対数値）	5.625	―	実測値 EU-RAR※2	工業グレード(25℃、α：β：γ＝6：8.5：79.1）（GLP、EPA OPPTS 830.7560)
ヘンリー係数	0.57	Pa・m^3/mol	推定値	蒸気圧・水溶解度・分子量より算出
有機炭素補正土壌吸着係数	2.7×10^4	L/kg	推定値	1-オクタノール/水分配係数（対数値)より算出
生物濃縮係数	13,050 (B) 6,478 (C) 3,652 (加重平均)	L/kg	実測値 J-CHECK※3	B、C はそれぞれ分離されたピーク

※1 常温・常圧に補正した値

※2 EU-RAR: European Chemicals Bureau（欧州化学品局）による HBCD のリスク評価書（2008）‘RISK ASSESSMENT Hexabromocyclododecane CAS-No.: 25637-99-4 EINECS-No.: 247-148-4 Final report May 2008 FINAL APPROVED VERSION’（以下「EU-RAR」という）

※3 J-CHECK: 厚生労働省、経済産業省及び環境省による化審法データベース

3 使用状況等

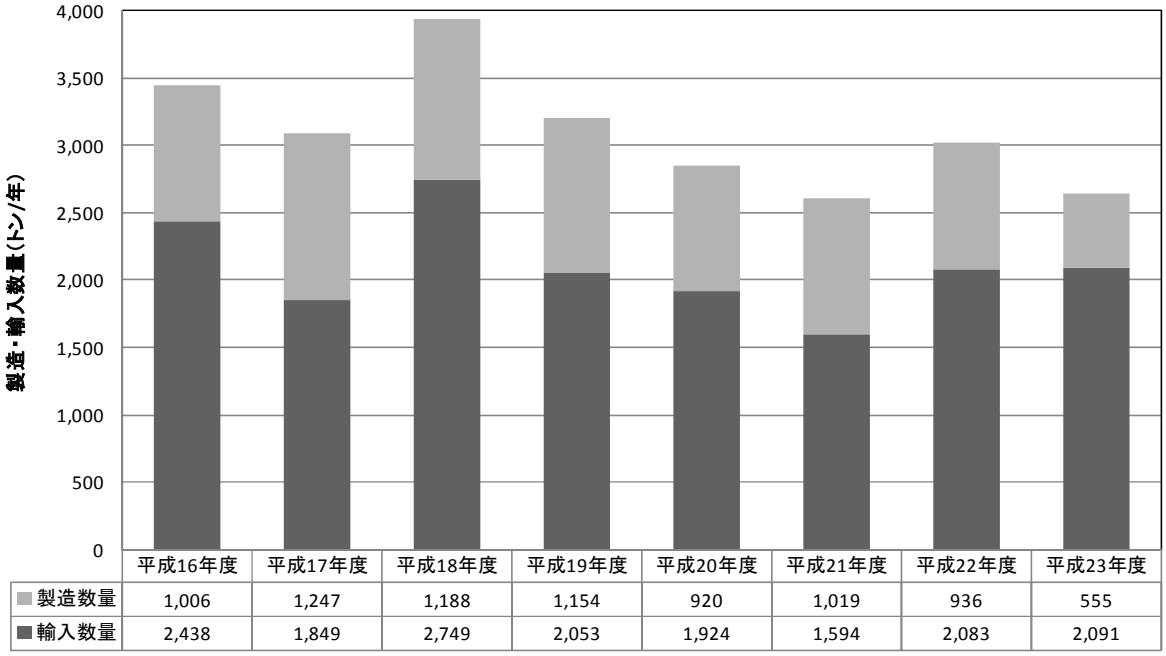
3-1 化審法の製造数量等の届出情報

HBCD は平成 16 年度に第一種監視化学物質に指定されて以降、毎年度、化審法に基づき、製造・輸入事業者より製造数量等が経済産業省に届け出られている。

(1) 製造数量、輸入数量の経年変化

製造数量等の届出情報による平成 16 年度から平成 23 年度までの 8 年間の製造数量、輸入数量を図 3－1 に示す。

平成 18 年度に製造･輸入数量の合計が約 4,000 トンとなったのをピークに製造数量は減少傾向にある。平成 23 年度の製造・輸入数量の合計は約 2,600 トンである。



	平成16年度	平成17年度	平成18年度	平成19年度	平成20年度	平成21年度	平成22年度	平成23年度
製造数量	1,006	1,247	1,188	1,154	920	1,019	936	555
輸入数量	2,438	1,849	2,749	2,053	1,924	1,594	2,083	2,091

図 3-1 製造・輸入数量の経年変化

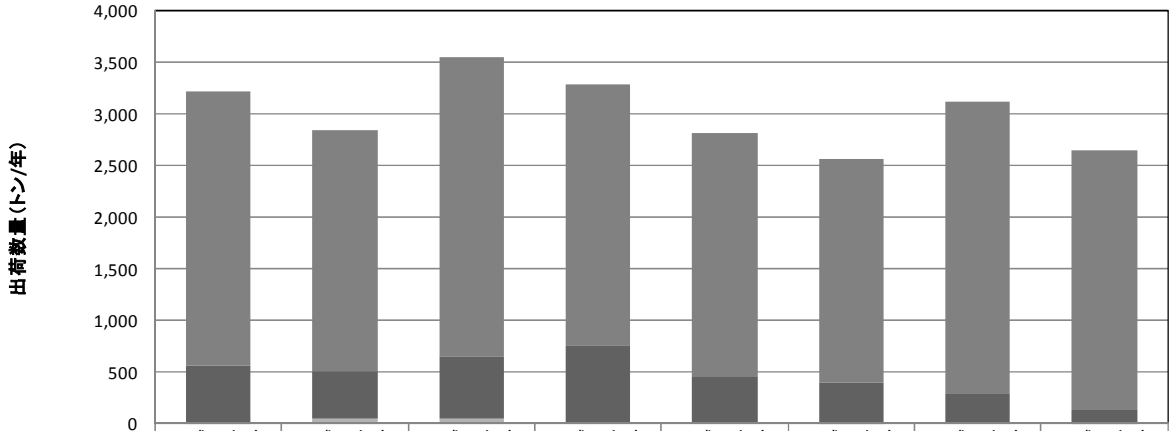
(2) 用途別出荷量の経年変化

化審法の製造数量等の届出の内容には、用途分類別・都道府県別出荷量が含まれる。製造数量等の届出情報による平成 16 年度から平成 23 年度までの 8 年間の用途分類別出荷量を図３－２に示す[1]。

HBCD の用途のほとんどは「樹脂用難燃剤」、「繊維用難燃剤」である。「繊維用難燃剤」

[1] 製造数量等の届出においては、用途分類は届出要領に収載されている表の中から選択する。平成 21 年度の化審法の改正により、この用途分類に変更があった。図 3－2 の作成にあたっては、平成 20 年度までの用途分類（機能別分類）を平成 21 年度以降の用途分類（用途分類と詳細用途分類）に対応させ、平成 21 年度以降の用途分類に統一した。

については、平成 19 年度をピークに減少し、「樹脂用難燃剤」については、平成 18 年度がピークであるものの大きな変動は見られない。



	平成16年度	平成17年度	平成18年度	平成19年度	平成20年度	平成21年度	平成22年度	平成23年度
樹脂用難燃剤	2,661	2,339	2,900	2,518	2,365	2,171	2,830	2,508
繊維用難燃剤	562	460	596	760	446	399	285	133
その他	0	50	52	4	6	0	1	0

図 3-2 用途別出荷量の経年変化

3-2 含有製品情報

(1) HBCD 含有樹脂の用途

HBCD を難燃剤として利用する樹脂は、押出法発泡ポリスチレン（Extruded Polystyrene。以下「XPS」という）、ビーズ法発泡ポリスチレン（Expanded Polystyrene。以下「EPS」という）である。

経済産業省[1]と環境省[2]の調査によれば、XPS は、断熱材として住宅を含む一般建築物や冷蔵冷凍倉庫（保冷車両を含む）、土木建材（盛土）、畳（畳床の芯材）に使用されている。EPS は、XPS と同様に断熱材の他、魚箱や緩衝材に使用されている。日本国内において、製品出荷量中の HBCD 純量で比較すると、XPS : EPS は約 9 : 1 であり、ほとんどが XPS である。

その他の HBCD 含有樹脂の用途情報として、POPs 条約のリスク管理評価書[3]では、耐衝撃性ポリスチレン（High Impact Polysthylene。以下「HIPS」という）もあげられている。しかし、H23fyMCTR 報告書や横浜国立大学[4]の報告書によると、HIPS は日本国内

---

[1] 株式会社三菱化学テクノリサーチ　平成 23 年度経済産業省委託　環境対応技術開発等「監視化学物質等市場状況調査事業」報告書　平成 24 年 3 月
以下「H23fyMCTR 報告書」という。

[2] みずほ情報総研株式会社　平成 24 年度環境省請負業務報告書　平成 24 年度ヘキサブロモシクロドデカンのリスク評価等検討業務報告書　平成 25 年 3 月

[3] UNEP/POPS/POPRC.7/5 Draft risk management evaluation on hexabromocyclododecane 13 July 2011

[4] 横浜国立大学　事業者の化学物質リスク自主管理の情報基盤成果報告書
（研究期間：平成 19 年度～平成 21 年度）

では利用されていない。

(2) HBCD 含有繊維の用途

HBCD を難燃剤として利用する繊維は、民生用（一般国民が購入等入手可能であり、日常的に使用される製品）としてはポリエステルであり、カーテン、自動車ファブリックに使用されている。非民生用用途では、ポリエステル以外に綿があり、非民生用の寝具や緞帳に使用されている[1]。

その他の HBCD 含有繊維の情報として、POPs 条約のリスク管理評価書[2]では、カーペットや防護服、工業用織物があげられているが、H23fyMCTR 報告書 [1]には、日本国内におけるこれら用途についての情報は記載されていない。

カーペットについては、POPs 条約のリスク管理評価書以外にも、米国環境保護庁（U.S.EPA）の資料[3]に HBCD の用途としての記載が見られる。

HBCD 含有繊維のカーペットが国内に流通している場合、一般住居における暴露が想定されるため、以下のような情報を収集した。

平成 23 年度経済産業省委託事業報告書[4]（以下「H23fyCERI 報告書」という）の試買調査の結果には、原産国にかかわらずカーペットに HBCD は含有されていなかったか、検出下限値以下しか含まれていなかったと報告されている。

また、経済産業省繊維課による業界ヒアリングによると、カーペットは後加工による難燃処理ができず、また、ホテルや劇場など防炎防火対象物のカーペットには消防法により防炎マークをつけるよう定められている関係上 HBCD 以外の物質が使用されているとのことである。

さらに、NITE では、NITE 製品安全センターが保管する過去に何らかの事故（化学物質による事故とは限らない）を起こしたカーペット[5]とサンプルカーペット[6]の計 28 種類の製品について、HBCD が含有されているのかどうかの調査を行った。その結果、6 製品に臭素が含有されていることは認められたものの、詳細試験の結果これらは HBCD ではない

---

[1] 株式会社三菱化学テクノリサーチ　平成 23 年度経済産業省委託　環境対応技術開発等「監視化学物質等市場状況調査事業」報告書　平成 24 年 3 月　（H23fyMCTR 報告書）

[2] UNEP (2011) Risk management evaluation on hexabromocyclododecane. Report of the Persistent Organic Pollutants Review Committee on the work of its seventh meeting.

[3] U.S. EPA　Partnership on Flame Retardant Alternatives for Hexabromocyclododecane (HBCD)
http://www.epa.gov/dfe/pubs/projects/hbcd/

[4] 一般財団法人化学物質評価研究機構　平成 23 年度環境対応技術開発等　（第一種特定化学物質含有製品等安全性調査）報告書　平成 24 年 2 月
http://www.meti.go.jp/meti_lib/report/2012fy/E001880.pdf
なお、一般財団法人化学物質評価研究機構を以下「CERI」という。

[5] 電気カーペット、OA タイルカーペットを含む。

[6] サンプルカーペットとは、販売会社等がカーペットの色や感触等を顧客に確認をするためのサンプル品。

ことが確認された（添付資料８－１）。

以上の収集情報等を踏まえ、日本においては HBCD 含有繊維の用途としてカーペットは想定されないと考えられる。

3-3 室内環境等における HBCD 濃度

HBCD の室内環境及び自動車内環境中濃度については、平成 22 年度に経済産業省の委託事業にて調査[1]が行われている。同委託事業の報告書より、日本国内の室内環境中のモニタリングデータ、海外の車内環境中のモニタリングデータの調査結果を抜粋し、表３－１、表３－２に示した。同報告書によると、車内環境中の HBCD 濃度は日本国内の測定データは得られなかった。

表 3-1 日本国内の室内環境中 HBCD 濃度のモニタリングデータ

測定媒体	カテゴリー	サンプリング	分析法	検出濃度	文献
室内空気	家庭（n=2；A、B）	Active Sampling	GC/HRMS (EI)	A：376 pg/m^3 B：17 pg/m^3	①
	ホテル（n=1）	Passive Sampling	GC/MS (EI)	客室 A：< 9 ng/m^3 客室 B：< 9 ng/m^3	②
	家庭（n=18） オフィス（n=14）	Active Sampling	GC/AED	家庭：< 0.47 ng/m^3 (<0.47～24.0 ng/m^3) オフィス：< 0.47 ng/m^3 (< 0.47～29.5 ng/m^3)	③
	モデルルーム（n=1）	Active Sampling	HRGC/HRMS	カーテン配置：130 pg/m^3 (Blank：25 pg/m^3)	④
室内粉じん	家庭（n=2；A、B）	掃除機	GC/HRMS (EI)	A：13,000 ng/g B： 140 ng/g	①
	ホテル（n=1）	掃除機	GC/MS (EI)	8 点の試料(フロア)間で異なる。 < 100～> 1,200 ng/g	②
	廃棄テレビ（n=5） キャビネット内	掃除機	LC/MS (ESI-Neg)	平均 2.8 μg/g (< 0.4～2.8 μg/g)	⑤
	オフィス（n=13） ホテル（n=9） 幼稚園-保育園（n=9） 病院（n=2） レストラン（n=2） クリーニング店 (n=2) 高齢者養護施設 (n=2) 電器店（n=1） 家庭（n=4）	掃除機	LC/MS	ホテル： 最高値 5700 ng/g 幼稚園・保育園： 比較的高濃度 家庭： HBCD 検出濃度は、それ以外のカテゴリーからの検出濃度と比較して低濃度 高濃度検出されたカテゴリーにおいて γ-HBCD 含量が高い傾向あり。	⑥

① : Takigami H; Suzuki G; Hirai Y; Sakai S, Brominated flame retardants and other polyhalogenated compounds in indoor air and dust from two houses in Japan.. Chemosphere., 76, 270-277. (2009)

[1] 一般財団法人化学物質評価研究機構　平成 22 年度環境対応技術開発等　（第一種特定化学物質含有製品等安全性調査）報告書　平成 23 年 2 月
http://www.meti.go.jp/meti_lib/report/2011fy/E001267.pdf

②：Takigami H; Suzuki G; Hirai Y; Ishikawa Y; Sunami M; Sakai S,　Flame retardants in indoor dust and air of a hotel in Japan.. Environ Int., 35, 688-693. (2009)
③：Saito I; Onuki A; Seto H,　Indoor organophosphate and polybrominated flame retardants in Tokyo..Indoor Air., 17, 28-36. (2006)
④：Kose, Tomohiro; Suzuki, Go; Kajiwara, Natsuko; Takigami, Hidetaka; Sakai, Shin-ichi, Determination of the emission amount of organic pollutants products using a model room.. Organohalogen Compounds, 70, 2305-2308. (2006)
⑤：Takigami H; Suzuki G; Hirai Y; Sakai S,　Transfer of brominated flame retardants from components into dust inside television cabinets.. Chemosphere., 73, 161-169. (2008)
⑥：Honda M; Suzuki G; Kajiwara N; Takigami H; Takasuga T,　BFR2010 (http://www.bfr2010.com/abstract-download/2010/ から引用)

表 3-2　海外の自動車内環境中 HBCD 濃度のモニタリングデータ

測定媒体	カテゴリー	サンプリング	分析法	検出濃度	文献
自動車内空気	キャビン（n=20） トランク（n=19） (Birmingham,UK)	Passive Sampling	LC/MS/MS	キャビン α-体：中央値 87 pg/m^3 β-体：中央値 39 pg/m^3 Total：126 pg/m^3 トランク α-体：中央値 94 pg/m^3 β-体：中央値 46 pg/m^3 γ-体：中央値 220 pg/m^3 Total：360 pg/m^3	⑦
	新車（n=17） (ストックホルム)	Passive Sampling	GC/MS (Negative CI)	非常に低濃度あるいは検出下限未満	⑧
自動車内粉じん	車内（n=20） (Birmingham,UK)	掃除機	LC/MS/MS	平均 19,000 ng/g	⑨
	キャビン（n=20） トランク（n=19） (Birmingham,UK)	掃除機	LC/MS/MS	キャビン α-体：中央値 3,000 ng/g β-体：中央値 1,100 ng/g γ-体：中央値 9,200 ng/g Total：13,300 ng/g トランク α-体：中央値 280 ng/g β-体：中央値 130 ng/g γ-体：中央値 860 ng/g Total：1,270 ng/g	⑦
	新車（n=17） (ストックホルム)	掃除機	GC/MS (Negative CI)	低濃度： 中央値 100 ng/g 未満	⑧

⑦：Harrad, S; Abdallah, MA; Covaci A,　Concentration of Brominated Flame Retardants (BFRs) in Air and Dust from UK Cars – Spatial Variability and Evidence for Degradation. BFR2010 (http://www.bfr2010.com/abstract-download/2010/ から引用)
⑧：De Wit, Cynthia A.; Thuresson, Kaj; Bjoerklund, Justina,　Tri-TO decabrominated diphenyl ethers and HBCD in indoor air and dust from Stockholm microenvironments.. Organohalogen Compounds, 70, 846-849. (2008)
⑨：Abdallah MA; Harrad S; Covaci A,　Hexabromocyclododecanes and tetrabromobisphenol-A in indoor air and dust inBirmingham, U.K: implications for human exposure.. Environ Sci Technol., 42, 6855-6861. (2008)

上記報告書以外の日本国内の情報には、斎藤ら[1]の報告があり、それには平成 11 年（1999 年）～平成 14 年（2002 年）の間の住宅室内（延べ 222 ヵ所）、オフィスビル室内（延べ

[1] 斎藤育江、大貫文、矢口久美子、小縣昭夫 (2008) 可塑剤・難燃剤等による室内空気汚染の実態とその曝露量評価　東京都健康安全研究センター研究年報 第 59 号　p. 27-38

130 ヵ所）の室内空気中濃度の調査結果が報告されている。それによると、一般住居（測定場所:居間及び寝室)における HBCD の室内空気中濃度は、< 1.2～24.0 ng/m^3（n = 18、中央値 : < 1.2 ng/m^3)、オフィス（測定場所 : 事務室及び会議室）では、< 1.2～29.5 ng/m^3（n = 14、中央値 : < 1.2 ng/m^3)であった。

以上の情報の範囲では、HBCD の室内空気中の最大濃度は 24.0 ng/m^3（家庭）（表３－１の③Saito ら及び斎藤ら）であり、室内粉じん中の最大濃度は 13,000 ng/g（家庭）（表３－１の②Takigami ら）である。自動車内空気中濃度及び粉じん濃度について、最大値の情報はないが、自動車内空気中濃度の中央値（126 pg/m^3、表３－２の⑦Harrad ら）や自動車内粉じん中濃度の平均値（19,000 ng/g、表３－２の⑨Abdallah ら）は得られている。

4 有害性評価

HBCD のヒト健康に対する長期毒性については、平成 20 年 12 月 19 日の 3 省合同審議会[1]において、2 世代繁殖毒性試験の結果等に基づき第一種特定化学物質相当であるかについて審議されている。関連資料を付属資料８－２に添付した。

本リスク評価の有害性評価値の導出には、同審議会において判定の根拠とされたラットの 2 世代繁殖毒性試験による結果を用いる。同試験では、一般毒性に係る影響と生殖発生毒性に係る影響の両方の NOAEL が得られている。

不確実係数については、化審法のリスク評価における不確実係数の設定方法[2]に準拠して暫定的に設定した。

表４－１に一般毒性、生殖発生毒性の試験情報のまとめ及び導出した有害性評価値を示す。

変異原性については、Ames 試験や染色体異常試験が行われており、ほとんどが陰性の結果である。欧州で現在入手可能なデータの範囲では HBCD の変異原性は認められないとしている。

発がん性については、国内外の機関において評価を実施していない。

[1] 平成 20 年度第 8 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 81 回審査部会、第 84 回中央環境審議会環境保健部会化学物質審査小委員会

[2] 「優先評価化学物質のリスク評価手法について」　平成 24 年 1 月 http://www.meti.go.jp/policy/chemical_management/kasinhou/files/information/ra/riskassess.pdf

1 **表 4-1 試験情報と有害性評価値**

投与経路		混餌投与
動物種		Crl:CD(SD)ラット雄雌各 24 匹/群
方法・期間		2 世代繁殖試験・14 週間
投与量		3 投与群(150、1500、15000ppm)
情報源		○平成 20 年度第 8 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 81 回審査部会、第 84 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 2－3 第一種特定化学物質へ該当するか否かの審議審査シート(人健康影響)※
一般毒性		
	NOEL 等	NOAEL 150ppm(10.2 mg/kg/day 相当)
	エンドポイント	標的臓器 ①肝臓、②卵巣、③甲状腺（二次的影響） **＜親動物＞** ①総蛋白及びグロブリン量の増加 【1500ppm～ F0 雄】 【15000ppm F0 雌及び F1 雄】 ①肝臓の絶対重量及び相対重量の増加 【1500ppm～ F0 雄】 【15000ppm F0 雌、F1 雄雌】 ②原始卵胞数の減少 【1500ppm～ F1 雌】繁殖毒性のエンドポイント ③血清 TSH 濃度の増加 【1500ppm～ F0 雌及び F1 雌】 ③濾胞小型化の発生頻度の増加 【1500ppm～ F0 雄雌及び F1 雌】 【15000ppm F1 雄】 **＜児動物＞** ①肝臓の絶対重量の増加 【1500ppm 以上 F1 雄雌】 ①肝臓の相対重量の増加 【1500ppm 以上 F1 雄雌及び F2 雄】 【15000ppm F2 雌】
	不確実係数積（UFs)	200＝種差(10)×個体差(10)×試験期間(2)
	有害性評価値	**0.05mg/kg/day**
生殖発生毒性		
	NOEL 等	NOAEL 150ppm(10.2 mg/kg/day 相当)
	エンドポイント	**＜親動物＞** 原始卵胞数の減少 【1500ppm～ F1 雌】 **＜児動物＞** 肝臓の絶対重量の増加 【1500ppm 以上 F1 雄雌】 肝臓の相対重量の増加 【1500ppm 以上 F1 雄雌及び F2 雄】 【15000ppm F2 雌】
	不確実係数積（UFs)	100＝種差(10)×個体差(10)
	有害性評価値	**0.10mg/kg/day**

2 ※ 厚生労働省既存化学物質安全性点検結果
3 Ema M, Fujii S, Hirata-Koizumi M, Matsumoto M. Two-generation reproductive toxicity study
4 of the flame retardant hexabromocyclododecane in rats., Reprod Toxicol. 2008 Apr;25(3):335-51.
5 Epub 2007 Dec 28
6

5 暴露評価

5-1 基本的な前提

5-1-1 評価対象とする人の集団

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乳幼児とする。乳幼児も対象とするのは、マウジング行動による成人とは異なる暴露経路が想定されるためである。

5-1-2 暴露評価の手順等

暴露評価は、対象とする HBCD 含有製品を設定し、はじめに製品ごとに暴露量を推定する（５－２）。製品に応じて人が HBCD を体に取り込む経路（吸入、経口、経皮）を想定して暴露シナリオを設定し、推定式を当てはめ、推定式のパラメータにデータを代入することにより暴露量の推定を行う。推定式のパラメータが暴露の様々な条件を表し、成人と乳幼児では体重や体に取り込む速度等のパラメータが異なる。

製品ごと・摂取経路ごとの推定暴露量を、成人と乳幼児の別に合計し、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）。

暴露量は、複数の条件の下で推定される。各々の条件は、合理的な範囲で暴露量を大きく見積もる厳しい条件を設定する。暴露評価全体で、厳しい条件の重ね合わせで十分な安全率を見込んだ推定を行うこととする。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、単純に最も厳しいデータとはせず、本評価の目的やシナリオの設定に沿うことを念頭に精査をして選択を行う。

なお、誤飲や誤食といった誤使用、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象外とする。

また、推定による暴露評価の妥当性の確認のため、既存文献における室内空気中濃度等の実測モニタリングデータと、５－３節における暴露量推定の過程で計算される室内環境濃度等の推定値との比較を行う（５－４節）。

5-1-3 暴露シナリオに共通する条件

(1) 室内環境

室内床面積は、NITE が公開している生活・行動パターン情報[2]によると、寝室・居室の室内面積の 10 パーセンタイルは 8.8m^2 であり、最小値は、寝室で 1.5m^2、居室で 1m^2 である。この最小値は、居室または寝室としては極端な設定と考えられる。よって、ここでは室内面積の 10 パーセンタイルの約半分の値である 3 畳（畳：横 0.9m×縦 1.8m=1.62m^2/

[1] 通常使用には予見可能な誤使用を含む。

[2] NITE（2012）室内暴露にかかわる生活・行動パターン情報、1.2.部屋　(1)タイプ・面積
http://www.safe.nite.go.jp/risk/pdf/exp_1_2_1.pdf

畳）の部屋 1.62m²/畳×3 畳=4.86m² を設定する。

空間容積は、床面積 4.86m² に建築基準法最低天井高さである 2.1m[1]を乗じた 10.2m³ とする。

換気回数は、平成 15 年 7 月 1 日に施行された改正建築基準法[2]により、0.5/hr（室内の空気が一時間に室内容積の半分が入れ替わる）と定められているが、それ以前の家屋の中には換気回数が非常に小さい気密住宅も多く存在している。よって、ここでは換気回数はほとんど空気の動きがない空間を想定して 0.1/hr とする。

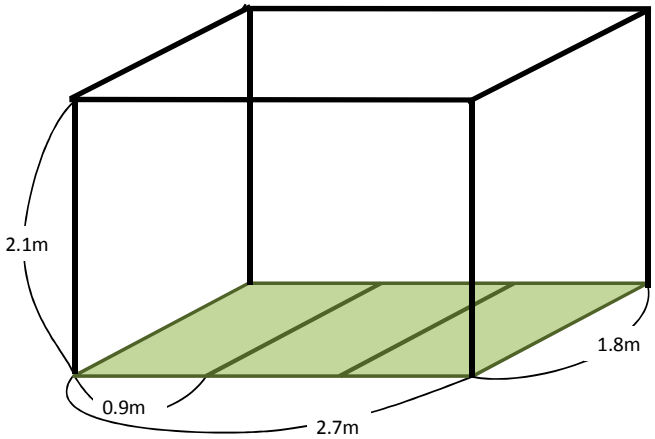


図 5-1 設定した室内空間の形状

(2) 成人の体重と呼吸量

体重は 50kg、呼吸量は 20m³/day を採用する[3]。

これらの値は、日本におけるリスク評価において一般的に使用される値である。

(3) 乳幼児の体重と呼吸量

本暴露評価における乳幼児の体重と呼吸量は、マウジングを行うと想定される 3 ヶ月～24 ヶ月児を対象として設定する。

乳幼児の体重については、厚生労働省の「平成 22 年乳幼児身体発育調査」[4]における一般調査及び病院調査によって身体発育値として収集されている。その中で、体重の 3、10、25、50、75、90、97 パーセンタイルが公表されている。ここでは、3 ヶ月～24 ヶ月児の体重の代表値として、3 ヶ月～24 ヶ月児の 10 パーセンタイルの体重を平均した 7.9kg とする。

---

[1] 建築基準法　施行令　第 21 条

[2] 建築基準法　施行令　第 20 条の 8

[3] NITE (2010) 平成 21 年度環境対応技術開発等（改正化審法における化学物質のリスク評価スキームに関する調査）調査報告書、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（案）.
http://www.meti.go.jp/policy/chemical_management/other/development.html

[4] 厚生労働省　平成 22 年乳幼児身体発育調査の概況について
http://www.mhlw.go.jp/stf/houdou/2r9852000001t3so.html

乳幼児の呼吸量については以下のような情報がある。

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る放射性物質から受ける放射線量の計算の例[1]において、国際放射線防護委員会（Publication 71）より、幼児（1 歳）で 5.16m³/day としている。河原の報告[2]で参照されている Brochu el al.の 0.5～1 歳未満の推定 1 日換気量の 90 パーセンタイルは、男児 : 5.23m³/day、女児 : 4.88m³/day であり、これを平均すると 5.06m³/day となる。さらに、同 Brochu el al.の 1～2 歳の平均値は、男児：5.12m³/day、女児：4.78m³/day、平均値：4.95m³/day とあり、0.5～1 歳未満の 90 パーセンタイルである 5.06m³/day よりも小さい値となっている。

以上より、乳幼児の呼吸量は、国際放射線防護委員会（Publication 71）の幼児（1 歳）の 5.16m³/day と Brochu el al.の 5.06m³/day を考慮し、5.20m³/day とする。

5-2 製品ごとの暴露量推定

5-2-1 対象製品の設定

「３－２　HBCD 含有製品情報」を踏まえると、一般国民は、住居内及び自動車内において HBCD に暴露する可能性が考えられる。本暴露評価において対象とする製品は、3 章に示した化審法の監視化学物質としての製造数量等の届出における用途、経済産業省が実施した HBCD 含有製品に関する試買等の調査結果のほか、諸外国で行われているリスク評価書等の情報から、一般国民の住居等において使用されていると考えられる 4 種類（住宅用断熱材、畳床の芯材、カーテン、自動車ファブリック）とし、表５－１に整理した。

本節５－２では、これらの製品ごとに暴露シナリオを設定して暴露量の推定を行う。

表 5-1　暴露評価対象とする製品カテゴリー

章-節-小節	製品カテゴリー	素材の形状	対象素材
５－２－２	住宅用断熱材	樹脂	XPS/EPS
５－２－３	畳床の芯材		
５－２－４	カーテン	繊維	ポリエステル
５－２－５	自動車ファブリック		

5-2-2 住宅用断熱材

(1) 住宅用断熱材の使用状況

住宅用の断熱材には、グラスウールやロックウール等の鉱物系断熱材、コルクや木質系繊維ボード等の繊維系の断熱材、XPS や EPS 等の発泡系の断熱材が使用されている。XPS 及び EPS に HBCD が難燃剤として使用されることがある。

断熱材の使用量は、地域や住居の建築方法、構造等によって大きく異なっている。外断

[1] 独立行政法人 放射線医学総合研究所（2011 年更新）放射線被ばくに関する基礎知識 第 6 報.
http://www.nirs.go.jp/information/info.php?i14

[2] 河原純子（2010）環境中の有害物質のリスク評価における飲水量・肺換気量　日本リスク研究学会誌　第 20 巻　第 3 号　p.169～182.

熱住宅の場合、外壁の仕上げ材と建物自体との間に断熱材が使用されることから、室内空間において断熱材と直接接触する可能性は想定されない。内断熱住宅の場合、断熱材は住宅構造材（柱や間柱）の隙間に使用され、断熱材には構造ボード（石膏ボード等）、更にはその上に壁紙等が貼られ、室内空間において断熱材が長期にわたりむき出して使用されることは想定されない。

(2) 暴露シナリオの設定

住宅用断熱材に係る暴露評価では、HBCD が含有された断熱材が使用されている住宅に居住し、断熱材から放散した HBCD が室内空気中に流入してそれを吸入する暴露シナリオを想定する。これは下記に示す EU-RAR と同様のシナリオである。

日常的に断熱材自体がむき出しの状態で存在することは想定しないこととし、直接手などで触れる可能性は極端に低いことから、経口・経皮経路での暴露シナリオは設定しない。

また、放散した HBCD の一部が床や壁などに吸着し、その部分を手や足で触れる経皮経路の暴露や、乳幼児が吸着している部分を直接または間接的に舐める経口経路の暴露が想定されるが、吸着量や吸着状況等については不明な点が多い。このような床や壁などへの吸着分からの暴露に関しては、以下に挙げる暴露量の推定をもって間接的にカバーしていると考えられることから、暴露シナリオは設定しない。

- 住宅用断熱材に限らず吸入経路においては、本来床や壁に吸着してしまう分も含めてガス態であると仮定して暴露すると想定すること。
- ５－２－４で後述するダスト経由での経口暴露においては、十分なダストへの吸着量を想定すること。

【参考】諸外国のリスク評価における暴露シナリオと暴露量推定

EU-RAR では、断熱材からの HBCD 暴露のシナリオとして、断熱材から HBCD が放散し、室内に流入することによる室内空気の摂取による暴露量を推定している。そのため、断熱材からの放散を想定し、断熱材からの HBCD の放散速度は、厚さ 7cm、密度 40kg/m^3、HBCD 含有率 3%の建築ボードを 50m^2 使用すると仮定し、また、製品寿命 20 年間において、0.05%放散されるとして評価を行っている。結果、断熱材からの HBCD の放散は、0.242 μg/m^2/hr を採用している。

暴露量の推定は、換気回数 0.35 /hr、室内容積 60m^3 の室内において、体重 60kg、呼吸量 20m^3/day の成人が 24 時間滞在した場合を推定しており、放散速度から室内濃度を 0.58 μg/m^3、暴露量を 0.19 μg/kg/day としている。

Canada-SAR 及び NICNAS-AR では、室内での吸入暴露は想定しているが、断熱材からの暴露に特化した評価は実施していない。

(3) 暴露量の推定式と推定結果

吸入経路による暴露量は、以下の式 I より推定する。ここでの HBCD はガス態を想定している。

吸入暴露量

$$= \frac{\dfrac{\text{放散速度}\left(\mu\,\text{g/m}^2\text{/hr}\right) \times \text{使用面積}(\text{m}^2)}{\text{換気回数}(\text{/hr}) \times \text{室内容積}(\text{m}^3)} \times \text{室内滞在時間}(\text{hr/day}) \times \text{呼吸量}(\text{m}^3\text{/day})}{\text{体重 BW(kg)}}$$

式 I

この式は、放散速度が一定で対象空間の中で定常状態に達していることを仮定したもの[1]であり、定常的な放散速度情報が得られていること、暴露量を大きく見積もる推定となることから適用することとした。

同式に代入するパラメータを表５－２に示す。これらの設定経緯の記載箇所を表中の「設定経緯の参照先」に示す。

表 5-2 住宅用断熱材からの吸入暴露量推定に係るパラメータ

項目	成人	乳幼児	設定経緯の参照先
放散速度（μ g/m²/hr）	1.75×10^{-3}		次項（４）①
断熱材使用面積（m²）	28.62		次項（４）②
換気回数（/hr）	0.1		５－１－３（１）
室内容積（m³）	10.2		５－１－３（１）
室内滞在時間（hr/day）	24		次項（４）②
呼吸量（m³/day）	20	5.2	５－１－３（２）、（３）
体重（kg）	50	7.9	５－１－３（２）、（３）

式 I より、成人と乳幼児それぞれの吸入暴露量は以下のようになる。

成人：

$$\text{吸入暴露量} = \frac{\dfrac{1.75\times10^{-3}\,\mu\,\text{g/m}^2\text{/hr} \times 28.62\text{m}^2}{0.1\text{/hr} \times 10.2\text{m}^3} \times 24\,\text{hr/day} \times \dfrac{20\,\text{m}^3\text{/day}}{24\,\text{hr/day}}}{50\text{kg}} = 0.020\ \mu\,\text{g/kg/day}$$

乳幼児：

$$\text{吸入暴露量} = \frac{\dfrac{1.75\times10^{-3}\,\mu\,\text{g/m}^2\text{/hr} \times 28.62\text{m}^2}{0.1\text{/hr} \times 10.2\text{m}^3} \times 24\,\text{hr/day} \times \dfrac{5.2\,\text{m}^3\text{/day}}{24\,\text{hr/day}}}{7.9\text{kg}} = 0.032\ \mu\,\text{g/kg/day}$$

(4) パラメータの設定経緯

① 放散速度

住宅用断熱材に係る放散速度に関して、以下の情報が得られた（それぞれの詳細は後出）。

(ア) 0.242 μ g/m²/hr

EU-RAR が用いた断熱材（建築ボード）の製品寿命等から推定された放散速度

[1] NITE (2008) GHS 表示のための消費者製品のリスク評価手法のガイダンス　付属書 1：消費者製品のリスク評価に用いる推定ヒト暴露量の求め方
http://www.safe.nite.go.jp/ghs/pdf/risk_consumer/exposure.pdf

（イ）28℃の場合：0.20μg/m²/hr、50℃の場合：0.84μg/m²/hr

「H23fyCERI 報告書の小形チャンバー法」[1]による放散速度試験の測定値

本評価では、住宅用断熱材からの放散速度として、（イ）「H23fyCERI 報告書の小形チャンバー法」による 50℃の放散速度を、室内環境を想定した換気回数で補正した数値である 1.75 ng/m²/hr を用いることとした。

この放散速度は、以下のような考え方で設定した。

（ア）EU-RAR に採用している放散速度は、断熱材使用量や断熱材中の HBCD 含有量から推定した放散速度であるのに対し、（イ）「H23fyCERI 報告書の小形チャンバー法」の試験は、試買調査として日本国内において販売されている実物を用いた測定値である。よって、本評価では、より日本の現状を代表していると考えられる H23fyCERI 報告書の値を用いることにした。

「H23fyCERI 報告書の小形チャンバー法」の 28℃と 50℃の試験条件に関しては、50℃の条件のものを採用した。断熱材は夏場の外気温の上昇に伴い温度が上昇し、放散速度も速くなるものと考えられるためである。

「H23fyCERI 報告書の小形チャンバー法」による放散速度を本評価で想定する室内環境に用いることに関しては、以下のような補正を行うこととした。

「H23fyCERI 報告書の小形チャンバー法」での換気回数は 48/hr であり、あまりにも一般的な室内環境条件と異なっていると考えられるため、この条件で測定された放散速度を一般的な室内環境下での放散速度に換算することとした。

田辺の報告[2]によると、一般的な揮発性有機化合物（以下「VOC」という）は換気回数と放散速度に一定の相関関係が見られるとしている。また、JIS A 1901 の「放散速度の算出及び結果の表現方法」には、式 II に示すように、放散速度と換気回数との間には比例関係があることが示されている。

$$\text{単位面積あたりの放散速度}\left(\mu\text{g}/(\text{m}^2\times\text{hr})\right) = \frac{\text{経過時間におけるチャンバー内の物質濃度}(\mu\text{g}/\text{m}^3)\times\text{換気回数}(/\text{hr})}{\text{試料負荷率}(\text{m}^2/\text{m}^3)} \quad \text{式 II}$$

HBCD は、その沸点（190℃以上で分解）からみると VOC か準揮発性有機化合物（以下「SVOC」という）か分類し難い[3]。ここでは、VOC と同様の挙動で式 II の関係が成り立

[1] 「H23fyCERI 報告書の小形チャンバー法」は、CERI が経済産業省の委託事業にて行った放散速度試験の方法で、JIS 法の小形チャンバー法とは異なる方法であるため、括弧書きで表記した。

[2] 田辺新一（2002）小型チャンバーADPAC を用いたアルデヒド類、VOC 放散量の測定に関する研究　その 9 ホルムアルデヒド放散建材の測定と気中濃度予測に関する考察．日本建築学会大会学術講演梗概集. pp.867-868.

[3] WHO の定義によると、VOC は沸点 50～260℃の物質、SVOC は沸点 240～400℃の物質である。

つものと仮定し、換気回数 48/hr の結果を換気回数 0.1/hr に外挿して放散速度を求めた。28℃での 0.20μg/m²/hr が 0.417 ng/m²/hr、50℃での 0.84μg/m²/hr が 1.75 ng/m²/hr となる。

なお、H23fyCERI 報告書の値は、チャンバー壁面への吸着分も含めたガス態としての放散量であることから、この値を用いることで吸入経路での暴露量を大きく見積もる推定となる。

（ア）と（イ）の概要を以下に示す。

(ア)EU-RAR における推定値

EU-RAR では、断熱材からの HBCD の放散速度は、0.242μg/m²/hr としている。これは、厚さ 7cm、密度 40kg/m³、HBCD 含有率 3%の建築ボードを 50m² 使用すると仮定し、製品寿命 20 年間において 0.05%放散されるとして推定されている。

(イ)「H23fyCERI 報告書の小形チャンバー法」による測定値

経済産業省の委託事業にて CERI が HBCD 含有製品の安全性調査を実施している。その中で小形チャンバー法を用い、28℃及び 50℃で 7 種類の製品の断熱材を試料として放散速度試験を行った結果がある。CERI の放散速度試験の中で最も放散速度の速い試料の 28℃及び 50℃の Total-HBCD 放散速度は、0.20μg/m²/hr、0.84μg/m²/hr である。

HBCD の物理化学的性状を考慮すると、一般的な放散速度試験では検出器の感度等も鑑みると放散を確認できない可能性がある。そのため、H23fyCERI 報告書では小形チャンバー法を独自に開発等行い、この試験法を用いて放散速度試験を行ったものと考えられる。また、SVOC 特有の壁面吸着も考慮して放散量が求められている。

「H23fyCERI 報告書の小形チャンバー法」における換気回数は、48/hr と推定される（用いたチャンバーの合計容量が 450mL であるものの、試験片等の設置状況を考慮すると、チャンバー容量はチャンバーの蓋の容積分（125mL）のみであると考えられ、ここに 100mL/min で通気していることより）。

表 5－3 に CERI 小形チャンバー法と JIS 法（JIS A 1901:2009）の違いを示す。

表 5-3 「H23fyCERI 報告書の小形チャンバー法」と JIS 法（JIS A 1901:2009）の比較

項目	H23fyCERI 報告書の小形チャンバー法	JIS A 1901:2009
チャンバー容積	125mL	20L～1m³
換気回数	48/hr （空気通気量 100mL/min）	0.5/hr
試験負荷率	0.4m²/m³	0.4～2.2m²/m³
試験温度	28℃及び 50℃	28±1℃
相対湿度	不明	50±5%
試験片の位置	チャンバー中央に置き、空気が試験片の放散面に対して垂直に当たるように設定する。	チャンバー中央部に置き、空気が試験片の放散面上を均一に流れるように設定する。

② 断熱材使用面積と室内滞在時間

断熱材の使用箇所は、室内環境として設定した 3 畳の部屋の壁面（4 面）と天井と床面の計 6 面から HBCD が放散していると仮定した。したがって、この室内 6 面の総面積である 28.62m² に断熱材が使用されているとした。

室内滞在時間は、24 時間とした。

5-2-3 畳床の芯材

(1) 畳床の芯材の使用状況

畳は通常、畳表、畳床、畳縁から構成されている。近年、日本において販売されている畳は、軽量かつメンテナンスの容易さから、XPS や EPS といった発泡系の素材を畳床の芯材として利用している製品がほとんどである。このような畳の芯材を木製ボード等ではさみ､更にそれをクッション材等でくるんだものが畳床として利用されている｡そのため、HBCD が含有されている XPS や EPS は、畳から露出せず日常的に皮膚等と接触する可能性はほとんど想定されない。

(2) 暴露シナリオの設定

畳床の芯材に使用されている XPS または EPS からの HBCD の放散による暴露が想定されるが、H23fyCERI 報告書によると、畳床の芯材の EPS/XPS には HBCD が使用されているものの、その放散は確認されていない。

以上より、吸入による暴露は想定されるもののその量は極めて微量であり、５－２－２にて推定した住宅用断熱材からの暴露量をはるかに下回ると考えられることから、本評価においては暴露量の推定は行わないこととする。

また、日常的に畳床の芯材自体がむき出しの状態で存在することは想定しないこととし、直接手などで触れる可能性は極端に低いことから、経口・経皮経路での暴露シナリオは設定しない。

5-2-4 カーテン

(1) カーテンの使用状況

日本において、HBCD の繊維関係の使用量のうち、カーテンに 8 割使用されている[1]ことから、カーテンは HBCD 暴露の主要な要因の 1 つであると考えられる。ただし、日本国内で入手可能な全てのカーテンに HBCD が含有されているわけではなく､難燃処理されたカーテンの一部の製品に使用されている[2]。

NITE が公開している生活・行動パターン情報[3]によると、寝室及び居間に防災カーテン

[1] 横浜国立大学　事業者の化学物質リスク自主管理の情報基盤　成果報告書　（研究期間：平成 19 年度～平成 21 年度）

[2] 一般財団法人化学物質評価研究機構　平成 23 年度環境対応技術開発等　（第一種特定化学物質含有製品等安全性調査）報告書　平成 24 年 2 月
http://www.meti.go.jp/meti_lib/report/2012fy/E001880.pdf

[3] NITE（2012）室内暴露にかかわる生活・行動パターン情報　2.2.カーテン

（難燃剤等が使用された防災目的のカーテン）が設置されているかどうかについてアンケート調査を行った結果、防災カーテンの設置率は寝室で 15.1%、居間で 17.1%（寝室: n=1,917、居間: n=1,517）[1]であった。なお、寝室及び居間にカーテン自体があるかどうかについて調査した結果、「ある」と回答したのは寝室で 64.2%、居間で 66.2%（寝室: n=2,040、居間: n=1,744）であった。

（2）暴露シナリオの設定

カーテンに係る暴露評価では、HBCD 含有カーテンが使用されている室内を想定し、暴露シナリオとして以下の 3 種類を設定する。

① カーテンから放散した HBCD の吸入経路の暴露
② HBCD 吸着ダストの経口経路の暴露
③ 乳幼児のマウジング行動による経口経路の暴露

上記のほか、カーテンに触れることによる経皮暴露が想定されるが、成人の場合、カーテンに触れる回数と時間は非常に限定的である。乳幼児の場合は、カーテンに触れる際に同時にマウジングが行われていると考えられることから、経皮摂取よりも経口摂取が十分に過大であると想定されるため、ここでは評価の対象外とする。また、ハウスダストの Hand-to-Mouth による経皮・経口暴露については、ハウスダストの部分で評価するため、個別の評価は行わない。

【参考】諸外国のリスク評価における暴露シナリオと暴露量推定

■ カーテンから放散した HBCD の吸入経路の暴露

EU-RAR では、カーテンを含む繊維製家具を HBCD の発生源とする吸入暴露のシナリオとして、ハウスダストに HBCD が吸着し、それを吸入経路で摂取する場合の暴露量を推定しており、カーテンからのガス態による暴露に特化した評価は実施していない。

Canada-SAR 及び NICNAS-AR では、室内での吸入暴露は想定しているが、カーテンからのガス態による暴露に特化した評価は実施していない。

■ HBCD 吸着ダストの経口経路の暴露

EU-RAR では、カーテンを含む繊維に含有する HBCD がハウスダストに吸着し、それを摂取する暴露シナリオを想定している。摂取経路については、経口経路と空気中に浮遊しているダストを吸入する経路を想定している。経口経路によるハウスダストの摂取量は、繊維家具の設置面積とその家具の製品寿命から 1 日あたりのダスト発生量を求め、このダストに HBCD の含有・吸着率を考慮して算出している。吸入経路によるハウスダストの摂取量は、繊維家具からのハウスダスト放出量から空気中に浮遊するハウスダスト濃度を求め、室内環境条件と滞在時間を加味して算出している。

---

http://www.safe.nite.go.jp/risk/pdf/exp_2_2.pdf

[1] 防災カーテンかどうかが「わからない」と回答されたのは、寝室で 18.3%、居間で 18.0%である。仮に「わからない」が全て防災カーテンであったとしたら、防災カーテンの使用は、寝室で 33.4%、居間で 35.1%である。

Canada-SAR では、住居やオフィス、車中において HBCD 含有ダストが検出されていることから、摂取経路は問わずカナダの最も高濃度で測定された値を用いて HBCD 吸着ダストからの暴露量推定を行っている。

NICNAS-AR では、EU-RAR と同様に、室内環境下において吸入及び経口経路での暴露を想定している。吸入経路では、ワーストケースのシナリオとして、室内空気中ダスト濃度とダスト中の HBCD 濃度から暴露量を算出している。経口経路では、1 日に摂取するダスト量とダスト中の HBCD 濃度から暴露量を算出している。

■ 乳幼児のマウジング行動による経口経路の暴露

EU-RAR では、カーテンを含む繊維家具からの HBCD 経口暴露のシナリオの中で、乳幼児のマウジングによる暴露量を推定している。推定に必要なマウジング時間については、米国消費者製品安全委員会（U.S. Consumer Product Safety Commission：CPSC）の調査による布を含む雑多なものをマウジングする時間の 95 パーセンタイルである 30min/day を採用している。さらに、カーテンを含む繊維家具を毎日 30 分間マウジングするのはまれであると考えられるため、マウジングは 3 日に 1 度の頻度で行うと仮定している。マウジングしている面積については、50cm^{2}としている。繊維製品中の HBCD の含有率については 2mg/cm^{2}と仮定している。繊維製品からの HBCD の溶出率については、90 分間に 2.75 %溶出されるとの報告を基に直線外挿し、マウジング時間である 30 分間で 0.9%としている。

以上の条件から HBCD が含有された繊維家具を体重 10kg の乳幼児が、1 日 30 分の間（ただし､頻度は 3 日に 1 度)に 50cm^{2}の範囲をマウジングするとして暴露量を算出し､その結果、暴露量は 30μg/kg/day となるとしている。ただし、家具の繊維に HBCD がバックコーティングされていない場合、暴露量は 10 分の 1 の 3μg/kg/day になるとしている。

Canada-SAR では、EU-RAR と同様にカーテンを含む繊維家具からの HBCD 経口暴露のシナリオの中で、乳幼児（6～24 ヶ月児を対象）のマウジングによる暴露量を推定している。推定においては、EU-RAR と同様の推定式と、水溶解度、唾液分泌量等を用いた推定式の 2 種類を用いている。水溶解度を用いた場合の暴露量は、EU-RAR と同様の推定式を用いた場合に比べ、約 3,300 分の 1 の小さい値となっている。EU-RAR と同様の推定式での推定において、マウジング時間については､いくつかの文献を基に 23min/day としている。マウジング面積と繊維製品中の HBCD 含有量については、EU-RAR の値をそのまま採用している。繊維製品からの HBCD の溶出量については､全米研究評議会（U.S. National Research Council：US NRC）の難燃剤のリスク評価書[1]に記載されているポリエステル繊維中の HBCD の溶出率 0.025/day を採用している。これは、24 時間での溶出率であることから、推定においては、23 分間に直線外挿した溶出率を用いている。なお、EU-RAR との比較のため、30 分間における溶出率を算出すると 0.05%である。EU-RAR と同様の推定式を使用した場合、以上の条件から、HBCD が含有された繊維家具を体重 10kg の乳幼児が､1 日 23 分の間に 50cm^{2}の範囲をマウジングするとして暴露量を算出している。その結果、暴露量は 4.0μg/kg/day になるとしている。

また､水溶解度と唾液分泌量から暴露量を推定する際は、水溶解度をα-HBCD の 48.8μg/L とし、子供が 1 分間あたりに分泌する唾液量 0.00022L/min を文献値より採用している。この他、溶出率を 0.05 とし、マウジング時間を前出の 23min/day として、これらを掛け合わすことで、暴露量は 1.2×10^{-3}μg/kg/day になるとしている。

[1] Subcommittee on Flame-Retardant Chemicals, Committee on Toxicology, Board on Environmental Studies and Toxicology Commission on Life Sciences, National Research Council. (2000) Toxicological Risks of Selected Flame-Retardant Chemicals.

NICNAS-AR では、カーテン等の繊維製品のマウジングによる暴露に特化した評価は実施していないが、直接暴露の１つとして経口暴露を想定している。しかし、溶解度が小さく、ほとんど溶解しないこと等を考慮すると直接暴露による経口暴露はごく微量であるとして推定は行っていない。

（３）暴露量の推定式と推定結果

① カーテンから放散した HBCD の吸入経路の暴露

カーテンから放散した HBCD の吸入経路による暴露量は、５－２－２の住宅用断熱材のシナリオと同様に、以下の式Ⅰ〔再掲〕により推定する。この HBCD はガス態を想定したものである。

$$\text{吸入暴露量} = \frac{\dfrac{\text{放散速度}(\mu\text{g/m}^2\text{/hr}) \times \text{使用面積}(\text{m}^2)}{\text{換気回数}(\text{/hr}) \times \text{室内容積}(\text{m}^3)} \times \text{室内滞在時間}(\text{hr/day}) \times \text{呼吸量}(\text{m}^3\text{/day})}{\text{体重 BW(kg)}}$$

式Ⅰ

この式は、放散速度が一定で対象空間の中で定常状態に達していることを仮定したもの[1]であり、定常的な放散速度情報が得られていること、暴露量を大きく見積もる推定となることから適用することとした。

同式に代入するパラメータを表５－４に示す。これらの設定経緯の記載箇所を表中の「設定経緯の参照先」に示す。

表 5-4　カーテンからの吸入暴露量推定に係るパラメータ

項目	成人	乳幼児	設定経緯の参照先
放散速度（μ g/m^2/hr）	1.8×10^{-4}		次項（４）①
カーテン使用面積（m^2）	37.8		次項（４）①
換気回数（/hr）	0.1		５－１－３（１）
室内容積（m^3）	10.2		５－１－３（１）
室内滞在時間（hr/day）	24		次項（４）①
呼吸量（m^3/day）	20	5.2	５－１－３（２）、（３）
体重（kg）	50	7.9	５－１－３（２）、（３）

式Ⅰより、成人と乳幼児それぞれの吸入暴露量は以下のようになる。

成人：

$$\text{吸入暴露量} = \frac{\dfrac{1.8\times10^{-4}\ \mu\text{g/m}^2\text{/hr} \times 37.8\text{m}^2}{0.1\text{/hr} \times 10.2\text{m}^3} \times 24\,\text{hr/day} \times \dfrac{20\,\text{m}^3\text{/day}}{24\,\text{hr/day}}}{50\text{kg}} = 2.7\times10^{-3}\ \mu\text{g/kg/day}$$

[1] NITE (2008) GHS 表示のための消費者製品のリスク評価手法のガイダンス　付属書１：消費者製品のリスク評価に用いる推定ヒト暴露量の求め方
http://www.safe.nite.go.jp/ghs/pdf/risk_consumer/exposure.pdf

乳幼児：

$$\text{吸入暴露量} = \frac{\frac{1.8\times10^{-4}\ \mu\text{g/m}^2\text{/hr}\times 37.8\text{m}^2}{0.1\text{/hr}\times 10.2\text{m}^3}\times 24\,\text{hr/day}\times\frac{5.2\,\text{m}^3\text{/day}}{24\,\text{hr/day}}}{7.9\text{kg}}$$

$$= 4.4\times10^{-3}\ \mu\text{g/kg/day}$$

② HBCD 吸着ダストの経口経路の暴露

HBCD 吸着ダストの経口経路の暴露量は、式 III より推定する。

$$\text{経口暴露量} = \frac{\text{単位ダスト中 HBCD 濃度}(\mu\text{g/g})\times 1\text{ 日あたりのダスト摂取量(mg/day)}}{\text{体重(kg)}}$$

式 III

式 III は、室内に存在するダスト量とダスト中の HBCD 濃度から暴露量を推定するもので、EU-RAR 及び NICNAS-AR と同様の方法である。

同式に代入するパラメータを表５－５に示す。これらの設定経緯の記載箇所を表中の「設定経緯の参照先」に示す。

表 5-5 カーテンからの吸着ダストの経口暴露量推定に係るパラメータ

項目	成人	乳幼児	設定経緯の参照先
単位ダスト中 HBCD 濃度（μg/g）	45.4		次項（４）②
1 日あたりのダスト摂取量（mg/day）	100	200	次項（４）②
体重（kg）	50	7.9	５－１－３（２）、（３）

式 III より、成人と乳幼児それぞれの経口暴露量は以下のようになる。

成人：

$$\text{経口暴露量} = \frac{45.4\ \mu\text{g/g}\times 100\,\text{mg/day}}{50\text{kg}} = 0.091\ \mu\text{g/kg/day}$$

乳幼児：

$$\text{経口暴露量} = \frac{45.4\ \mu\text{g/g}\times 200\,\text{mg/day}}{7.9\text{kg}} = 1.1\ \mu\text{g/kg/day}$$

③ 乳幼児のマウジング行動による経口経路の暴露

乳幼児が HBCD 含有カーテンをマウジングすることによる経口暴露量は、式 IV により推定する。

$$\text{経口暴露量} = \frac{\text{単位面積中の HBCD 含有量}(\text{mg/cm}^2)\times\text{マウジング面積}(\text{cm}^2)\times\text{マウジング時間(min/day)}\times\text{溶出率}(\%\text{/溶出時間})}{\text{体重(kg)}}$$

式 IV

本式は、繊維から唾液への溶出率を用いて HBCD の量を推定するもので、EU-RAR で採用されている推定式と同じである。他の推定式には、Canada-SAR が採用した水溶解度等を用いるものがある。ここでは、人口唾液を用いた溶出率の情報が得られていること、水溶解度を用いた方法と比較して暴露の実態をより反映していると考えられること、暴露量をより大きめに推定することから、本推定式を採用した。

同式に代入するパラメータを表５－６に示す。これらの設定経緯の記載箇所を表中の「設定経緯の参照先」に示す。

表 5-6　乳幼児のマウジング行動による経口暴露量推定に用いるパラメーター一覧

項目	乳幼児	設定経緯の参照先
単位面積あたりの HBCD 含有量（mg/cm²）	2	次項（４）③
マウジング面積（cm²）	50	次項（４）③
マウジング時間（min/day）	7 （20min×1/3 /day）	次項（４）③
溶出率（%/30min）	0.2	次項（４）③
体重（kg）	7.9	５－１－３（３）

式 IV より、乳幼児のマウジング行動による経口暴露量は以下のようになる。

$$\text{経口暴露量} = \frac{2\,\text{mg/cm}^2 \times 50\text{cm}^2 \times 7\,\text{min/day} \times 0.2\,\%/30\text{min}}{7.9\text{kg}} = 5.9\ \mu\,\text{g/kg/day}$$

（４）パラメータの設定経緯

HBCD 含有カーテンに係る暴露評価では 3 つの暴露シナリオを設定した。暴露シナリオごとに、暴露量推定に用いたパラメータの設定経緯を以下に示す。

① カーテンから放散した HBCD の吸入経路の暴露

カーテンからの放散による吸入経路の暴露量推定で用いる放散速度、カーテンの使用面積及び室内滞在時間を以下のように設定した。

■ 放散速度

カーテンからの HBCD の放散速度に関して、以下の情報が得られた（それぞれの詳細は後出）。

(ア) 28℃の場合：1.3×10^{-7}～$3.0\times10^{-5}\ \mu$ g/m²/hr

80℃の場合：5.7×10^{-2}～$1.1\ \mu$ g/m²/hr

「H23fyCERI 報告書のマイクロチャンバー法」による放散速度試験の測定値

(イ) 検出下限値以下（異性体別のチャンバー内濃度として 6.72～11.4 μg/m³ [1]）

[1] 5mL の抽出溶液中の検出下限値は、67.2～114ng/mL である。分析条件を考慮し、チャンバー内濃度に換算した値。

NITE が実施した JIS A 1901:2009[1]法による放散速度試験の測定値

本評価では、放散速度として、（ア）「H23fyCERI 報告書のマイクロチャンバー法」による 80℃の場合の放散速度を室内環境を想定した換気回数で補正した数値である 1.8×10^{-4} μg/m²/hr を用いることとした。

この放散速度は、以下のような考え方で設定した。

（イ）の JIS 法による測定では検出下限値以下であったことから、（ア）で検出された情報を用いることとした。

（ア）では、試買（一部に製造事業者等からの提供品）によって入手した 7 種のカーテンのうち、HBCD の含有が確認できた 5 種類について放散試験を実施している。放散試験は、20mL のバイアルをチャンバーとし、流速 200mL/min で精製空気を導入している（換気回数は 600/hr)。この方法を本評価書では「H23fyCERI 報告書のマイクロチャンバー法」と表記している。放散試験温度は、80℃から 120℃の間を 10℃間隔で 5 点設定し、アレニウスプロットにより室温 28℃に外挿している。カーテン試料からの放散速度は、28℃換算で 1.3×10^{-7}～3.0×10^{-5} μg/m²/hr の範囲であり、80℃換算で 5.7×10^{-2}～1.1 μg/m²/hr の範囲である。

また、カーテンについては、室内にあるものの夏場の直射日光等により、温度が上昇することが考えられる。夏場の直射日光があたった自動車内のダッシュボード上の温度が 80℃程度まで上昇するとの報告[2]があることから、一般的な室内においても、条件によっては 80℃程度までカーテン自体の温度が上昇する可能性が考えられる。そのため、カーテンが 80℃に達すると仮定し、80℃の最大値 1.1 μg/m²/hr を採用して、以下に示す換気回数の補正（600/hr から 0.1/hr）を行い、補正値の 1.8×10^{-4} μg/m²/hr を用いて暴露量を推定することにした。

H23fyCERI 報告書の放散試験の換気回数は 600/hr である。そこで、換気回数と放散速度の比例関係を仮定して[3]、換気回数 600/hr で測定された放散速度を換気回数 0.1/hr のそれに直線外挿した。その結果、80℃では 9.5×10^{-6}～1.8×10^{-4} μg/m²/hr となる。

また、H23fyCERI 報告書では、放散条件の検討段階で換気回数と放散速度の関係について調査している。それによると、換気回数 600/hr とした場合、放散速度が 1.6 μg/m²/hr であったものが、換気回数 150/hr（空気通気量 50mL/min）とした場合は 0.21 μg/m²/hr となっている。換気回数 600/hr の値で換気回数 150/hr に直線外挿した場合 0.40 μg/m²/hr となることから、換気回数 150/hr の測定値の方が小さい放散速度となっている。これを

---

[1] 日本工業規格　JIS A 1901:2009　建築材料の揮発性有機化合物（VOC)、ホルムアルデヒド及びカルボニル化合物放散測定方法－小形チャンバー法

[2] 夏期の自動車内温度は、昼間の車内温度で 27～51℃（平均 41℃）になるとの報告がされている（辻ら（2006）室内環境学会誌、9(2)　p.90-91.)。また、国民生活センターは、夏期の炎天下における車内温度の最高は 60.3℃であり、ダッシュボード上の温度は、86.7℃であったと報告している（国民生活センター（2003）乗用車内の安全を検証する)。

[3] 田辺新一（2002）小型チャンバーADPAC を用いたアルデヒド類、VOC 放散量の測定に関する研究　その 9　ホルムアルデヒド放散建材の測定と気中濃度予測に関する考察　日本建築学会大会学術講演梗概集　pp.867-868.

踏まえると、直線外挿の結果は大きめに見積もられていると考えられる。

（ア）と（イ）の概要を以下に示す。

(ア)「H23fyCERI 報告書のマイクロチャンバー法」による放散速度試験の測定値

JIS A 1901:2009[1]で示される一般的な放散速度試験においては、一般室内環境を想定し、換気回数を 0.5/hr に設定して行われる。しかし、H23fyCERI 報告書のマイクロチャンバー法では、上述のように換気回数 600/hr で測定されている。**表 5-7** に CERI マイクロチャンバー法と JIS 法（JIS A 1901:2009）の違いを示す。

表 5-7 「H23fyCERI 報告書のマイクロチャンバー法」と JIS 法（JIS A 1901:2009）の比較

項目	CERI マイクロチャンバー法	JIS A 1901:2009
チャンバー容積	20mL	20L～1m^3
換気回数	600/hr （空気通気量 200mL/min）	0.5/hr
試験負荷率	1.8m^2/m^3	0.4～2.2m^2/m^3
試験温度	80～120℃	28±1℃
相対湿度	不明	50±5%
試験片の位置	チャンバー全体に設置し、空気が試験片の放散面上を流れるように設定する。	チャンバー中央部に置き、空気が試験片の放散面上を均一に流れるように設定する。

HBCD の物理化学的性状を考えると、一般的な放散速度試験においては検出器では放散を確認できない可能性がある。そのため、H23fyCERI 報告書における調査では、マイクロチャンバー法を独自に開発等行い、この試験法を用いて放散速度試験を行ったものと考えられる。

(イ)JIS A 1901:2009 法による放散速度試験の測定値

（ア）の「H23fyCERI 報告書のマイクロチャンバー法」が放散速度試験 JIS 法と試験条件が大きく異なるため(表５－８を参照)、NITE では経済産業省からの協力依頼を受け、JIS 法[2]による放散速度試験を行った。

H23fyCERI 報告書で用いられたカーテン 7 製品のうち 2 製品を CERI より譲り受け、JIS A 1901 にて放散試験を実施した。その結果、通常の JIS A 1901 による試験では HBCD を検出することはできなかった（異性体別のチャンバー内濃度として 6.72～11.4 μg/m^3 [3]）。また、H23fyCERI 報告書の試験条件を踏まえ、放散試験温度を通常の 28℃から 100℃に変更して実施した場合においても、HBCD を検出することはできなかった。なお、HBCD がチャンバーの壁面等に吸着する可能性が示唆されたことから、一部試験においては、チ

[1] 日本工業規格　JIS A 1901:2009　建築材料の揮発性有機化合物（VOC）、ホルムアルデヒド及びカルボニル化合物放散測定方法－小形チャンバー法

[2] 日本工業規格　JIS A 1901:2009　建築材料の揮発性有機化合物（VOC）、ホルムアルデヒド及びカルボニル化合物放散測定方法－小形チャンバー法

[3] 5mL の抽出溶液中の検出下限値は、67.2～114ng/mL である。分析条件を考慮し、チャンバー内濃度に換算した値。

ャンバー壁面の吸着について確認を行ったが、これについても検出されなかった（放散試験の詳細については添付資料８－３に示す）。

■ カーテンの使用面積と室内滞在時間

カーテンの使用面積は、室内の共通条件で設定（５－１－３）した 3 畳の部屋の壁面（4 面）全てにカーテンが設置されているとし、これらのカーテンから HBCD が放散していると仮定する。この室内 4 面に設置されたカーテンの総面積は 18.9m² となる。さらに、カーテンを設置する場合、通常のカーテンと共にレースのカーテンが設置されることが多いと考えられることから、レースのカーテンからも同様の放散があると仮定する。よって、カーテンの使用面積は、18.9m² を 2 倍した 37.8m² とする。

室内滞在時間は、24 時間とする。

② HBCD 吸着ダストの経口経路の暴露

HBCD 吸着ダストの経口経路の暴露量推定で用いる室内環境下におけるハウスダスト摂取量、ダスト中の HBCD 濃度は以下のように設定した。

■ 室内環境下におけるダスト摂取量

室内環境下におけるダスト摂取量に関連して、以下の情報が得られた（それぞれの詳細は後出）。

(ア) 2.5mg/day
EU-RAR における経口経路を想定した場合のダスト摂取量

(イ) 100mg/day（1～5 歳児）、50mg/day（5～15 歳児）、25mg/day（成人）
NICNAS-AR における経口経路を想定した場合の土壌／ダスト摂取量

(ウ) 100mg/day（0.5～4 歳児）、65mg/day（5-11 歳児）、30mg/day（12 歳以上）等
CANADA-SAR における年齢別の土壌／ダスト摂取量

(エ) 200mg/day（小児）、100mg/day（成人）
環境省の平成 12 年度土壌摂食量調査における土壌の摂取量

本評価では、日本の情報であり値も最も大きい（エ）の土壌摂取量を「ダストの摂取量」として用いることとし、小児で 200mg/day、成人で 100mg/day とした。この「ダストの摂取量」は、その推定の仕方から、室内環境下だけではなく車内や屋外における摂取までも含んだ値と考えられ、室内及び次節で扱う車内におけるダスト摂取量としては十分に大きい値と考えられる[1]。

この値は以下のような考え方で設定した。

[1] 関連情報として、高木によれば（高木麻衣 (2012) ヒトの化学物質曝露を評価する．国立環境研究所ニュース．Vol.31 No.4, p.12-14.）、小児のハウスダスト摂取量は 40-100mg/day 程度、鉛摂取量のうちの食事、土壌、ハウスダストの寄与率はそれぞれ 15%, 34-39%, 42-47%との報告がある。これは、小児の血中鉛と曝露媒体中鉛の同位体比から、鉛摂取量の曝露媒体別の寄与率を推定したものである。

ダストには土壌由来の土ぼこりや繊維由来のほこりなどが考えられるが、（ア）はその算出の仕方から繊維家具由来のほこりのみが想定された値である。それに対し、(イ)～(エ)は土壌や繊維由来等のほこりを区別せず合わせたもので、経口／吸入の経路も区別しない摂取量である。室内には土壌由来の土ぼこりも存在しうることと、ここでは車内中のダストも合わせて扱うことを考え、日本で得られたデータである（エ）を用いることにした。

（エ）は、大便中元素総量と食物中元素総量の差を土壌中元素の平均濃度で除することにより土壌摂食量を計算している。そのため、経口／吸入の摂取経路も屋内／屋外といった摂取した場所も区別しない、食物以外で人が身体に取り込む総量のような摂取量である。本評価では、このダスト摂取量を採用することをもって、ダスト摂取に関しては全て経口暴露であると仮定し、摂取した場所も限定[1]しない評価を行うことにした。

（ア）～（エ）の概要を以下に示す。

(ア) EU-RAR における経口経路を想定したダスト摂取量

EU-RAR では、経口経路で摂取するダストについて、60m^3 の室内に 4m^2 の布製家具が設置されていると仮定し、布製家具から 10 年間でダストが 9.2g 発生するとの報告を基に、1 日あたりの発生量に換算している。この全量を経口にて摂取すると仮定し、ダストの摂取量は、2.5mg/day としている。

(イ) NICNAS-AR における経口経路を想定したダスト摂取量

NICNAS-AR では、経口経路を想定したダストの摂取量について、US EPA の Exposure Factors Handbok の土壌とダストを区別しない摂取量を引用し、暴露評価に用いている。経口／吸入の摂取経路も区別しないダスト摂取量のデフォルト値として 1～5 歳児で 100mg/day、5～15 歳児は 50mg/day、成人は 25mg/day としている。1 歳児以下のダスト摂取量は取るに足りないとしている。

(ウ) CANADA-SAR における年齢別の土壌摂取量

CANADA-SAR では、年齢別に土壌／ダストからの摂取量を 100mg/day(0.5～4 歳児)、65mg/day (5-11 歳児)、30mg/day (12 歳以上) 等と設定して、土壌／ダストからの HBCD 暴露量推定に用いている。

(エ) 環境省の平成 12 年度土壌摂食量調査[2]における土壌の摂取量

環境省の標記調査による土壌摂取量は、大便中元素総量と食物中元素総量の差を土壌中元素の平均濃度で除することにより推定されている。この推定方法のため、経口／吸入の摂取経路や屋内／屋外といった摂取場所を区別しない値と考えられる。

標記調査の結果は、国内の以下に挙げる各種の評価に引用され、暴露評価等に用いられている。

---

[1] 一般居室内だけでなく、自動車内等で摂取する HBCD を含有したダストを含んでの評価となる。

[2] 環境省（2001）平成 12 年度土壌摂食量調査.

・ 環境省「土壌の直接摂取によるリスク評価等について　平成 13 年 8 月　土壌の含有量リスク評価検討会」[1]では、汚染土壌の直接摂取を通じた長期的な暴露による人の健康に対する有害物質のリスクについて検討するために土壌摂取量を設定しており、標記調査を基に子供 200mg/day、大人 100mg/day を採用している。
・ 独立行政法人産業技術総合研究所が公開している暴露係数ハンドブック「その他摂取量　幼児の土壌粒子」[2]には、標記調査を基に幼児の土壌の摂取量 43.5mg/day としている。
・ 高木ら[3]は日本人の小児を対象にしたハウスダスト摂取による各種化学物質のリスク評価を実施する際に、ハウスダストの全摂取量を標記調査に基づいて、1 日摂食量の 50%値を 25mg/day、最大値を 200mg/day と設定している。

■ ダスト中の HBCD 濃度

ダスト中の HBCD 濃度に関して以下の情報が得られた（それぞれの詳細は後出）。

(ア) 0.47%（単位換算すると 4700μg/g）
　　EU-RAR が採用している繊維ダスト中の HBCD 含有率
(イ) 35.63μg/g
　　NICNAS-AR が採用しているダスト中の HBCD 濃度
(ウ) 1300 ng/g （単位換算すると 1.3μg/g）
　　CANADA-SAR が採用している屋内ダスト中の HBCD 濃度実測値
(エ) 13μg/g
　　Takigami ら[4]による 2 件の住宅におけるダスト中の HBCD 濃度実測値
(オ) 22.9μg/g
　　H23fyCERI 報告書の HBCD 含有繊維から粉じんへの 7 日間の HBCD 移行試験による粉じん中の HBCD 濃度

本評価では、(オ) の 7 日間の移行試験結果である 22.9μg/g を用い、移行期間をより長期に補正するなどして設定した 45.4μg/g をダスト中 HBCD 濃度として用いることにした。

この値は以下のような考え方で設定した。
極端に値の大きい（ア）は、紫外線や摩耗により劣化した綿の繊維から発生する綿ぼこ

[1] 環境省（2013）土壌の含有量リスク評価検討会報告書　「土壌の直接摂取によるリスク評価等について」
http://www.env.go.jp/water/report/h13-01/
[2] 独立行政法人産業技術総合研究所（2007 更新）暴露係数ハンドブック　その他摂取量　幼児の土壌粒子
http://unit.aist.go.jp/riss/crm/exposurefactors/documents/factor/other_intake/infant_soil_ingestion.pdf
[3] 高木麻衣、吉永淳（2009）日本人小児のハウスダストを介した化学物質曝露のリスク評価. 室内環境 Vol.12 No.2. p.130-114.
[4] Takigami H; Suzuki G; Hirai Y; Ishikawa Y; Sunami M; Sakai S,　Flame retardants in indoor dust and air of a hotel in Japan.. Environ Int., 35, 688-693. (2009)

り中の濃度であった。HBCD 含有繊維製品の日本における民生品はポリエステルとの情報があることから（３－２（２）参照)、ここでは、綿繊維のデータである（ア）は用いないこととした。日本のデータである（エ）（オ）では、サンプル数が多く値も大きい（オ）を採用データの候補とした。ただし（オ）のデータは 7 日間の移行試験によるものであるため、家屋中のダストの滞留時間を考慮して補正を行うこととし（補正方法については（オ）の概要で後述)、補正値と（イ）を比較して大きいデータを選択することにした。（オ）の補正値が 45.4μg/g と導出されたことから、この値を採用値とした。

（ア）～（オ）の概要を以下に示す。

(ア) EU-RAR が採用しているダスト中の HBCD 含有率

EU-RAR では、HBCD を含有する綿の繊維に関する劣化試験や溶出試験のレポートを引用し、紫外線や摩耗により劣化した綿の繊維から発生する綿ぼこり中の HBCD 濃度が 0.47%であったとの情報を採用している。

(イ) NICNAS-AR が採用しているダスト中の HBCD 濃度

NICNAS-AR では、イギリスにおける家庭、教室及びオフィスからの 80 のダスト試料中の HBCD 濃度が報告されている文献を引用している。この 95 パーセンタイルである 35.63μg/g をダスト中 HBCD 濃度のリーズナブルワーストケースの値として暴露評価に用いている。

(ウ) CANADA-SAR が採用しているダスト中の HBCD 濃度

CANADA-SAR では、各国の家庭やオフィス、自動車、公共施設などの屋内の HBCD 濃度情報の中から、カナダの家庭における測定値の最大値 1300 ng/g を引用して、これをダスト中の HBCD 濃度に採用している。

(エ) Takigami らによる日本の 1 件の住宅におけるダスト中の HBCD 濃度実測値

Takigami らは、北海道の 2 軒の木造住宅で掃除機を使用して粉じんを採取し、粉じん中の HBCD 濃度を測定している。1 軒の住宅では 13,000ng/g（13μg/g)、もう 1 軒では 140ng/g（0.14μg/g）が検出されている（３－３参照)。13,000ng/g が検出された住宅では、室内にあった家庭製品の X 線回折による臭素の検出を行った結果、ロールスクリーンとカーテンが発生源として推定された。

(オ) H23fyCERI 報告書の HBCD 含有製品から粉じんへの HBCD 移行試験による粉じん中の HBCD 濃度

H23fyCERI 報告書では、HBCD 含有製品から粉じんへの HBCD 移行試験の結果が報告されている。この H23fyCERI 報告書の試験は、HBCD を含有したカーテン及び自動車ファブリックに粉じんを 1、4、7 日間接触させ、粉じんへの HBCD の吸着量を調査したものである。粉じん試料として混合粉体、コットンリンタ及び関東ロームの 3 種類が使用されている。この結果によると、接触時間が長ければ吸着量も増加している。7 日間の接触

において、粉じん 1g 中の HBCD 含有濃度は、6.4～22.9μg/g の範囲であった。この値は、日本におけるモニタリング結果（表 3-1 参照）とほぼ同様のレベルであった。しかし、H23fyCERI 報告書の値は接触期間が最大で 7 日までであることから、時間が長くなればなるほど吸着量も多くなる可能性が考えられ、7 日間の値をそのまま採用するには疑問が残る。そのため、以下のような推定を行った。

H23fyCERI 報告書の結果から、それぞれの試料の接触日数と HBCD 吸着量が直線外挿できると仮定して、関係式を複数（粉じん試料と繊維試料の組合せの数）作成した。ここでは、一般的なダストとして最も代表性があると考えられる混合粉体（コットンリンタ、関東ローム、カーボンブラックの混合物）を用いた試験結果を用い、その中で最も吸着量が多くなる式を推定に用いた。その式に室内に通常存在しうるダスト齢を代入して、HBCD 吸着量を推定した。4 製品 7 種類の繊維試料において、接触日数によって最も吸着量が多くなるのは自動車ファブリックを試料としたものであり[1]、その関係は、HBCD 吸着量 =2.94×接触日数＋2.505 となった。

室内に通常存在しうるダスト齢は、以下のように設定した。NITE が公開している生活行動パターン情報「3.2.洗剤・化学ぞうきん等を用いた部屋掃除」[2]によれば、90%以上の人が月に 1 回以上清掃を行っている。このことから、月に 1 度は室内が清掃され、ダストが定期的に除去されると仮定した。よって、室内には、発生したばかりから最大で 30 日経過したダストが一様に存在しているということができる。このダスト齢の最大である 30 日を室内に通常存在しうるダスト齢と設定した。

上記推定式を用いて推定した 30 日後のダスト 1g 中の HBCD 吸着量は、90.7μg/g となった。

さらに、発生したばかりのダストには HBCD が吸着されていないと仮定する。すると、発生したばかりで HBCD 吸着量 0 のダストから最大で 30 日経過し吸着量 90.7μg/g のダストまでが、室内には一様に分布していると考えられる。毎日摂取する HBCD の量は 0～90.7μg/g の中央値となると考えられることから、この中央値を算出して 45.4μg/g となった。

③ 乳幼児のマウジング行動による経口経路の暴露

乳幼児のマウジング行動による経口経路の暴露量推定で用いるマウジング時間、マウジング面積、繊維製品中の HBCD 含有量及び繊維製品からの HBCD 溶出率を以下のように設定した。

---

[1] 本節はカーテンに係る暴露量推計であるため、カーテン製品を試料としたデータが本来は対応するが、ダストの摂取量の設定経緯で前述したように、本評価ではダストの摂取場所は限定しない推定方法としたことを踏まえ、ここでは自動車ファブリックを試料としたものを採用した。

[2] NITE（2009）室内暴露にかかわる生活・行動パターン情報 3.2. 洗剤・化学ぞうきん等を用いた部屋掃除.
http://www.safe.nite.go.jp/risk/pdf/exp_3_2.pdf

■ マウジング時間

布製品等に係るマウジングの時間については、以下の情報が得られた。

(ア) 30min/day を 3 日に 1 度の頻度として 10min/day
EU-RAR

(イ) 23min/day
Canada-SAR

(ウ) 20 分／日（6 分～15 分／日の読み取り誤差を考慮）
厚生労働省によるフタル酸エステルのリスク評価[1]で引用されている杉田らの文献の中のグラフからの読み取り[2]

上記の中から本評価では HBCD 含有カーテンのマウジング時間として（ウ）を採用し、（ア）で 3 日に 1 度の頻度としていることを加味して 20 分／日を 3 で除し、7 分／日とする。このマウジング時間は、基としたデータより「その他（布、紙など)」で括られるものであるため、次節５－２－５で扱う自動車ファブリックのマウジング時間も含まれるものとして扱うこととする。

このように設定した理由は、以下のとおりである。

- （ア）～（ウ）のデータは、月齢児別のデータ数は概ね同程度と考えられ（月齢別にすると N=5 前後)、データ数からみた優劣はないと考えられること。
- （ウ）のデータは特にマウジング時間の長い月齢児の月齢別のデータであること。
- （ウ）のマウジング時間の内訳を（ア）（イ）と比較すると、（ウ）には「玩具以外の合成樹脂」の分類があり、（ア）（イ）にはない。そのため「その他」に含まれるものが、（ウ）では（ア）（イ）より項目が絞られており、カーテンに限定したマウジング時間とするには、（ア）（イ）より適切であると考えられること。
- 乳幼児の行動については国による違いが想定されないと考えられるものの、子供の育て方や環境は文化の違い等によって異なっている可能性が考えられ、（ウ）は日本のデータであること。
- カーテンを 2 年間にわたり継続して毎日マウジングすることは考えにくく、また「そ

[1] 厚生労働省　薬事・食品衛生審議会食品衛生分科会器具・容器包装部会（平成 22 年 2 月 22 日開催）
http://www.mhlw.go.jp/shingi/2010/02/s0222-6.html
資料 1－1　おもちゃに係るフタル酸エステルの規格基準の一部改正について（案）（薬事・食品衛生審議会食品衛生分科会器具・容器包装部会 平成 22 年 2 月 22 日）
別添 2　おもちゃの Mouthing によるフタル酸エステルの暴露
http://www.mhlw.go.jp/shingi/2010/02/dl/s0222-6d.pdf
別添 3　リスクの試算　http://www.mhlw.go.jp/shingi/2010/02/dl/s0222-6e.pdf

[2] 杉田たき子、河村葉子、谷村雅子、松田りえ子、新野竜大、石橋亨、平林尚之、松木容彦、 山田隆、米谷民雄（2003）乳幼児用軟質ポリ塩化ビニル製玩具からのフタル酸エステル暴露量の推定. 食品衛生学雑誌　Vol. 44　No. 2. p.96-102.

の他」にはカーテン以外のものが含まれることから、3 日に 1 回程度の頻度とすることは合理的と考えられること。

（ア）～（ウ）の概要を以下に示す。

【参考】マウジング時間の情報

(ア) EU-RAR の 30min/day、3 日に 1 度の頻度としては 10min/day

（ア）の EU-RAR のマウジング時間は、US CPSC の調査[1]に基づいており、3～36 か月児 169 人の 2 日間、合計 4 時間/人の行動記録によるものである。総マウジング時間の平均は 70 分/日で、その内訳が「おしゃぶり」30%、「身体」25%、「プラスチック玩具」20%、「その他（プラスチックテーブルウェア、家具、布、その他雑多なもの)」25%とある。HBCD 含有繊維製品のマウジング時間としては、総マウジング平均時間 70 分に「その他（プラスチックテーブルウェア、家具、布、その他雑多なもの)」の割合 25%を乗じて 17 分/日であるが、95 パーセンタイルにするとして 30 分/日とされている。また、HBCD 含有繊維製品をマウジングするのは 3 日に 1 回であるとして、1 日平均暴露量の算出には、1/3 を乗じている。

(イ) Canada-SAR の 23min/day

（イ)の Canada-SAR のマウジング時間は、US EPA の Child-Specific Exposure Factors Handbook のデータに基づいて設定されている。同 Handbook には 2 種類の情報源のマウジング時間に関する調査結果があり、項目別のマウジング時間の平均値が収載されている。項目は「おしゃぶり」、「指」、「おもちゃ」及び「その他」で分類されている。HBCD 含有カーテンのマウジング時間は、「その他」で括られるマウジング時間を対応させており、月齢 0～18 か月児で 22 分/日（N=46)、6～9 か月児で 24 分（N=15)、15～18 か月児で 23 分（N=14）を引用して、23 分/日としている。

(ウ) 杉田らの文献の 20 分／日（6 分～15 分／日の読み取り誤差を考慮）

（ウ）の杉田らの文献には、日本の乳幼児のマウジング行動の実態を把握するため、全国各地の 6～10 か月児を各月齢ごとに 5 名ずつ無作為に選択し（合計 25 名)、親に児の行動を 2 日間にわたって合計 150 分間のビデオカメラによる撮影を依頼した調査結果が含まれている。6～10 か月児を対象としたのは、3～12 か月児の親による観察記録から、マウジング時間は 6～10 か月児が長いことが示された結果に基づいている。月齢ごとのマウジング時間は、「おしゃぶり」、「玩具」、「玩具以外の合成樹脂」、「指・身体」、「その他（布、紙など)」の別に秒単位で計測され、棒グラフで示されている。この分類において、カーテンのマウジング時間としては、「その他（布、紙など)」が該当すると考えられ、月齢ごと（6～10 か月）の「その他（布、紙など)」をマウジングする時間をグラフから読み取り（6～15 分／日)、その中の最大値（15 分／日）の読み取り誤差を考慮して 20 分／日とした。

[1] Kiss CT. (2001) A mouthing observation study of children under 6 years of age. P.50-66.
http://www.cpsc.gov/LIBRARY/FOIA/FOIA02/brief/fiveyearpt1PDF;.

■ マウジング面積

マウジングする面積については、EU-RAR 及び Canada-SAR では 50cm² としている。

他の情報は得られなかったことから、本評価でも 50cm² をカーテンのマウジング面積とした。

関連する情報として、杉田ら[1]が口腔内溶出試験に供した玩具等の表面積は 8.5 cm² や 15 cm² とあった。乳幼児の口腔の大きさや布という形状を考えると 50cm² は妥当と考えた。

■ 繊維製品中の HBCD 含有量

繊維製品中の HBCD 含有量については、以下の情報が得られた。

(ア) 2mg/cm²
　EU-RAR 及び Canada-SAR
(イ) 0.13～0.65mg/cm²
　H23fyCERI 報告書[2]における含有量データからの計算値
(ウ) 0.37～1.8mg/cm²
　Kajiwara らの報告[3]における含有量データからの計算値

本評価では、繊維製品中の HBCD 含有量として、上記の最大値である（ア）の 2mg/cm² を採用した。

（ア）は綿の繊維 1 試料に関する情報であり、日本の HBCD 含有繊維の民生品はポリエステルであることを考えると（イ）や（ウ）の情報が適切と考えられるが、（ウ）の最大値は 1.8 mg/cm² でほぼ同じであることから 2mg/cm² とした。

（ア）～（ウ）の概要を以下に示す。

(ア) EU-RAR 及び Canada-SAR の 2mg/cm²

EU-RAR 及び Canada-SAR では、乳幼児のマウジングによる暴露量推定に用いる繊維製品中の HBCD 含有量として 2mg/cm² を用いている。これは、綿の繊維に HBCD をコーティング処理（1 サンプル）した際に、最終的にコーティングされた量 1.98mg/cm² を引用したものと考えられる[4]。

---

[1] 杉田たき子、河村葉子、谷村雅子、松田りえ子、新野竜大、石橋亨、平林尚之、松木容彦、 山田隆、米谷民雄（2003）乳幼児用軟質ポリ塩化ビニル製玩具からのフタル酸エステル暴露量の推定　食品衛生学雑誌　Vol. 44　No. 2　p.96-102.

[2] みずほ情報総研株式会社　平成 24 年度環境省請負業務報告書　平成 24 年度ヘキサブロモシクロドデカンのリスク評価等検討業務報告書　平成 25 年 3 月

[3] N Kajiwara, M Sueoka, T Ohiwa, H Takigami（2009）Determination of flame-retardant hexabromocyclododecane diastereomers in textiles. Chemosphere, Volume 74, Issue 11, p.1485-1489.

[4] European Chemicals Bureau（2008）RISK ASSESSMENT Hexabromocyclododecane CAS-No.: 25637-99-4 EINECS-No.: 247-148-4 Final report FINAL APPROVED

(イ)H23fyCERI 報告書による～0.65mg/cm²

日本における情報としては、H23fyCERI 報告書にて含有量試験が行われており、カーテン及び繊維製品である自動車ファブリックの合計 8 製品中における含有量の範囲は 0.4～2.1wt%であった。H23fyCERI 報告書には試験に供された試料の重量及び面積が記載されていないが、同報告書を引用している環境省の報告書[1]にそれらの記載があった。両方のデータを突き合わせて繊維単位面積当たりの HBCD 含有量を求めた結果を表 5-8 に示す。

単位面積当たりの HBCD 含有量は、0.13～0.65mg/cm² であった。

表 5-8 繊維単位面積当たりの HBCD 含有量

試料タイプ	カーテン					自動車		
試料番号	1	2	3	4	5	A	B	C
平均表面積(cm²)	35.92 ※1	36.90	35.48	36.42	36.88	35.85	34.57	35.47 ※2
平均重量(g)	1.097 ※1	0.897	0.591	0.817	0.895	1.51	1.41	1.112 ※2
単位面積当たりの重量(mg/cm²)	30.5	24.3	16.7	22.4	24.3	42.1	40.8	31.3
含有率(wt%)	2.1	1.5	1.2	0.87	1.1	0.76	1.2	0.40
単位面積あたりの HBCD 含有量(mg/cm²)	**0.65**	**0.38**	**0.19**	**0.20**	**0.27**	**0.32**	**0.47**	**0.13**

※1 繰り返し 2 回の平均値
※2 繰り返し 5 回の平均値

(ウ)Kajiwara らの報告による～1.31mg/cm²

Kajiwara らは、日本において入手可能な 10 種の繊維製品の HBCD 含有量は 2.2～4.3wt%であったと報告している。この報告では、これら繊維製品の単位面積当たりの重量の情報がなかった。

そこで、ここでは(イ)で前述した繊維製品のデータを用いて、単位面積当たりの HBCD 含有量に換算した。H23fyCERI 報告書の 8 試料の単位面積当たりの重量の最小値と最大値を用いて、1cm² 当たりの HBCD 含有量を算出した結果を表 5-9 に示す。

Kajiwara らによる HBCD 含有率の最大値 1.3 wt%と（イ）の単位面積当たりの重量の最大値 0.65mg/cm² を用いると、単位面積当たりの HBCD 含有率は 1.8 mg/cm² となった。

表 5-9 HBCD 含有率から算出した繊維単位面積当たりの HBCD 含有量推定値

Kajiwara らによる繊維製品の HBCD 含有率(wt%)	単位面積当たりの重量(mg/cm²) （表 5-8 より）		単位面積あたりの HBCD 含有量 (mg/cm²)	
	最小値	最大値	最小値	最大値
2.2	16.7	42.1	0.37	0.93
4.3			0.71	1.8

VERSION, 376 ページ.

[1] みずほ情報総研株式会社　平成 24 年度環境省請負業務報告書　平成 24 年度ヘキサブロモシクロドデカンのリスク評価等検討業務報告書　平成 25 年 3 月

■ 繊維製品中の HBCD 溶出率

繊維製品からの HBCD の溶出率については、以下の情報が得られた。

(ア) 0.2～2.75%/90min（30 分換算値は 0.07～0.9%/30min）
EU-RAR
(イ) 0.025/day（30 分換算値は 0.05%/30min）
Canada-SAR
(ウ) 0.0065%/hr と 0.04%/hr（30 分換算値は 0.003%/30min と 0.02%/30min）
自動車ファブリック 2 試料に関する CERI の試験結果[1]

（ア）のデータが突出して大きいため、妥当性を確認するために EU-RAR の記載を調べたところ、これは試料が綿の繊維であり、溶出試験に用いた溶媒は人工唾液やクエン酸等と記載されていた。(イ)については、Canada-SAR がこのデータを引用している US. NRC の難燃剤のリスク評価書[2]を参照したところ、ポリエステル繊維中 HBCD の水への溶出から推定されたものであった。

HBCD 含有繊維製品の日本における民生品はポリエステルとの情報があることから（3－2（2）参照)、ここでは、綿繊維のデータである（ア）は用いないこととした。（イ）はポリエステル繊維であるが溶媒が水であり（ウ）は人工唾液を用いたデータであることから、本評価では、（ウ）のデータを基にすることとした。ただし、2 つのデータの開きが大きいことから、不確実性として 10 倍をみて、大きいデータ 0.02%/30min の 10 倍である 0.2%/30min を繊維製品からの HBCD の溶出率として設定した。

（ア）～（ウ）の概要を以下に示す。

(ア) EU-RAR の～2.75%/90min

EU-RAR では、繊維製品からの HBCD の溶出率として、3 試料の 90 分間の溶出試験の溶出率 0.2～2.75%を引用し、この中の最大値である 2.75%を採用している。EU-RAR では、この 90 分間の試験結果を、マウジング時間 30 分での溶出率に直線外挿することで 0.9%と設定している。

ただし、この 3 試料は、1 種類の綿の繊維に熱、紫外線による劣化試験を施したものと施していないものといった違いであり、溶出に使われた人工溶液（surrogate biological aqueous media）も人工唾液やクエン酸等と異なるため、変動が大きいと記載されている。この劣化試験や溶出試験の Director によれば、綿繊維を試料に選択したのはワーストケースを想定したとのことである。

[1] 一般財団法人化学物質評価研究機構　試験報告書（2011）「人工唾液によるファブリックからの HBCD (1,2,5,6,9,10-Hexabromocyclododecane)溶出量測定」

[2] Subcommittee on Flame-Retardant Chemicals, Committee on Toxicology, Board on Environmental Studies and Toxicology Commission on Life Sciences, National Research Council. (2000) Toxicological Risks of Selected Flame-Retardant Chemicals.

(イ) Canada-SAR の 0.025/day

Canada-SAR では、US NRC の難燃剤の評価書[1]に記載されている 0.025/day を基に、マウジング時間で直線外挿した溶出率を採用している。US NRC の評価書をみると、このデータはポリエステル繊維中 HBCD の水への溶出から推定されたもので、経皮経由の暴露評価で汗への溶出率に適用するものとして記載されていた。Canada-SAR にはこのデータの採用理由は記載されていなかった。

(ウ) 自動車ファブリックに関する CERI の試験結果

日本における情報として、CERI による自動車ファブリックを対象とした溶出試験結果がある。2011 年度に HBCD 含有製品の乳幼児のマウジングを考慮し、人工唾液を用いた溶出試験を行っている[2]。この試験に用いた繊維製品はカーテンではなく、日本の自動車に実際に使用されていた 2 種類の自動車ファブリックである。自動車ファブリック 2 製品について(ここでは自動車ファブリック A、及び B とする)、自動車ファブリック A の HBCD 含有濃度は、1.2wt%であり、B は 2.3wt%である。この自動車ファブリック A 及び B を 1cm^2 あたり 20mL の人工唾液に浸し、37℃の条件で 1 時間、2 時間、24 時間放置した後の HBCD 溶出量を測定している。溶出速度が最大となるのは、1 時間放置したものであり、その溶出量は自動車ファブリック A が 0.036 μ g/cm^2、ファブリック B が 0.38 μ g/cm^2 となった。よって、この結果から EU-RAR の条件とそろえた 30 分間における溶出率を求めると、自動車ファブリック A が 0.003%、B が 0.02%となる。

以上（ア）（イ）（ウ）の溶出率の情報を表 5-10 に整理した。

表 5-10 溶出率情報のまとめ

項目	（ア）EU-RAR	（イ）Canada-SAR	（ウ）CERI
繊維の種類	綿の繊維	ポリエステル繊維	ポリエステル繊維（自動車ファブリック）
溶媒	surrogate biological aqueous media（人工唾液、クエン酸等）	水	人工唾液
溶出率の範囲	0.2～2.75% （3 試料）（90 分間における）	0.025/day	0.003、0.02% 2 製品（30 分間における）
30 分間換算値	0.067～0.9%	0.05%	0.003、0.02%
評価採用値	0.9%（30 分間）	0.038%（23 分間）	―

5-2-5 自動車ファブリック

(1) 自動車ファブリックの使用状況

日本において、平成 22 年の情報によれば HBCD の繊維関係の使用量のうち、カーテン

[1] Subcommittee on Flame-Retardant Chemicals, Committee on Toxicology, Board on Environmental Studies and Toxicology Commission on Life Sciences, National Research Council. (2000) Toxicological Risks of Selected Flame-Retardant Chemicals.

[2] 一般財団法人化学物質評価研究機構　試験報告書（2011）人工唾液によるファブリックからの HBCD (1,2,5,6,9,10-Hexabromocyclododecane)溶出量測定

に 8 割、それ以外の自動車ファブリックなどに 2 割が使用されている[1]。環境省の調査[2]では、日本自動車工業会へのヒアリングを行い、自動車内装ファブリックでの HBCD の使用は 2010 年度末に撤廃されていることを確認している。

乗用車の平均使用年数は 12 年程度[3]であることから、現段階においても HBCD が含有された自動車ファブリックを使用した自動車が存在していると想定される。

前述の環境省の調査[2]では、HBCD 含有自動車ファブリックの主体は編み物であるが、車種やグレードによって HBCD 含有自動車ファブリックの使用の有無は異なるとしている。

(2) 暴露シナリオの設定

自動車ファブリックに係る暴露評価では、HBCD が含有された自動車ファブリックが使用されている自動車の使用を想定し、暴露シナリオとして以下の 2 種類を設定する。

① 自動車ファブリックからの放散による吸入経路の暴露
② 自動車ファブリックに皮膚が触れることによる経皮経路の暴露

上記の他、自動車内のダストに HBCD が吸着し、そのダストを摂取することによる経口経路の暴露が想定される。しかし、本評価では５－２－４のカーテンにて 1 日の総ダスト摂取として暴露量を推定しており、この中には、自動車内で摂取するダストも含まれるとして設定したことから、自動車ファブリックの中では独立した暴露シナリオは設定しない。乳幼児の自動車ファブリックのマウジングによる経口経路の暴露も想定されるが、５－２－４のカーテンにて設定したマウジング時間に自動車内でのマウジングも含まれるとして設定したことから、自動車ファブリックの中では独立した暴露シナリオは設定しない。

【参考】諸外国等のリスク評価における暴露シナリオと暴露量推定

EU-RAR、Canada-SAR ともに、自動車ファブリックに HBCD が含有されているという情報を把握しているものの、そのリスクは小さいとしており、暴露評価の対象とはしていない。

■ 自動車ファブリックからの放散による吸入経路の暴露

自動車ファブリックからの放散による吸入経路の暴露については、諸外国のリスク評価で対象としている例が見あたらなかった。

H23fyCERI 報告書においては、事業者情報に基づき、自動車ファブリックからの放散による吸入経路の暴露・リスク評価が行われている。この評価において用いられた条件は、自動車内温度を 40℃、自動車内滞在時間を 4 時間、自動車内容積を 3m^3、ファブリック使用面積を 8m^2、換気回数はなし、体重 50kg、呼吸量 20m^3/day である。HBCD の平均自動車内空気中濃

[1] 横浜国立大学　事業者の化学物質リスク自主管理の情報基盤　成果報告書　（研究期間：平成 19 年度～平成 21 年度）
[2] 株式会社環境管理センター　平成 23 年度環境省請負業務報告書　「平成 23 年度使用済自動車再資源化に係る臭素系難燃剤等対策調査業務報告書」　（平成 24 年 3 月）
[3] 一般財団法人 自動車検査登録情報協会　「わが国の自動車保有動向　車種別の平均使用年数 推移」　（平成 24 年 3 月）

度は、放散速度×使用面積／自動車内容積×自動車内滞在時間から推定し、その濃度は 0.37ng/m^3～0.54ng/m^3 としている。これに呼吸量と体重より求めた暴露量は、2.5×10^{-8}～3.6×10^{-8} mg/kg/day となっている。H23fyCERI 報告書では、換気なしの自動車内環境において、初期濃度がゼロの段階から 4 時間の乗車中に放散によって上昇する自動車内濃度をを想定して暴露量が推定されていると考えられる。

乗車時にドアを開けることで、車に乗り込んだ段階における自動車内濃度は急激に減少するため、初期濃度はほぼゼロと想定することも可能であり、H23fyCERI 報告書における暴露評価は、そのような自動車内において乗車時間の間に徐々に HBCD の濃度が上昇していくというシナリオである。

なお、低い換気回数の定常的な放散を想定した本評価のシナリオの方が暴露量がより大きく推定される。

■ 自動車ファブリックに皮膚が触れることによる経皮経路の暴露

NICNAS-AR では、自動車ファブリックに HBCD が含有されていると仮定し、経皮暴露について暴露量を推定している。

(3) 暴露量の推定式と推定結果

① 自動車ファブリックからの放散による吸入経路の暴露

吸入経路による暴露量は、５－２－２の住宅用断熱材のシナリオと同様に、以下の式 I〔再掲〕により推定する。

$$\text{吸入暴露量} = \frac{\dfrac{\text{放散速度}\left(\mu\,\text{g/m}^2\text{/hr}\right)\times\text{使用面積}(\text{m}^2)}{\text{換気回数}(\text{/hr})\times\text{室内容積}(\text{m}^3)}\times\text{自動車乗車時間}(\text{hr/day})\times\text{呼吸量}(\text{m}^3\text{/day})}{\text{体重 BW}(\text{kg})}$$

式 I

この式は、放散速度が一定で対象空間の中で定常状態に達していることを仮定したもの[1]であり、定常的な放散速度情報が得られていること、暴露量を大きく見積もる推定となることから適用することとした。

同式に代入するパラメータを表５－11 に示す。これらの設定経緯の記載箇所を表中の「設定経緯の参照先」に示す。

[1] NITE (2008) GHS 表示のための消費者製品のリスク評価手法のガイダンス　付属書 1：消費者製品のリスク評価に用いる推定ヒト暴露量の求め方
http://www.safe.nite.go.jp/ghs/pdf/risk_consumer/exposure.pdf

表 5-11 自動車ファブリックからの吸入暴露量推定に係るパラメータ

項目	成人	乳幼児	設定経緯の参照先
放散速度（μg/m²/hr）	6×10^{-6}（換気回数 0.05/hr で補正）		次項（４）①
自動車ファブリック使用面積（m²）	4.0		次項（４）①
自動車内換気回数（/hr）	0.05		次項（４）①
自動車内容積（m³）	1.5		次項（４）①
自動車乗車時間（hr/day）	1.7		次項（４）①
呼吸量（m³/day）	20	5.2	５－１－３（２）、（３）
体重（kg）	50	7.9	５－１－３（２）、（３）

式Ⅰより、放散速度を用いた成人と乳幼児それぞれの吸入暴露量は以下のようになる。

成人：

$$\text{吸入暴露量} = \frac{\frac{6.0\times10^{-6}\ \mu\text{g/m}^2\text{/hr}\times4.0\text{m}^2}{0.05\text{/hr}\times1.5\text{m}^3}\times1.7\ \text{hr/day}\times\frac{20\ \text{m}^3\text{/day}}{24\ \text{hr/day}}}{50\text{kg}} = 9.1\times10^{-6}\ \mu\text{g/kg/day}$$

乳幼児：

$$\text{吸入暴露量} = \frac{\frac{6.0\times10^{-6}\ \mu\text{g/m}^2\text{/hr}\times4.0\text{m}^2}{0.05\text{/hr}\times1.5\text{m}^3}\times1.7\ \text{hr/day}\times\frac{5.2\ \text{m}^3\text{/day}}{24\ \text{hr/day}}}{7.9\text{kg}} = 1.5\times10^{-5}\ \mu\text{g/kg/day}$$

② 自動車ファブリックに皮膚が触れることによる経皮経路の暴露

HBCD 含有自動車ファブリックの経皮経路の暴露量は、式Ⅴより推定する。この式は、皮膚表面上の水相中 HBCD 濃度と皮膚露出面積から暴露量を推定するもので、NICNAS-AR が採用している式と同じである。

$$\text{経皮暴露量} = \frac{\text{水相中 HBCD 濃度}(\mu\text{g/cm}^3)\times\text{1 日あたりの暴露皮膚表面積}(\text{cm}^2\text{/day})\times\text{水相厚}(\text{cm})\times\text{自動車乗車時間}(\text{hr/day})\times\text{体内吸収率}(\%)}{\text{体重}(\text{kg})}$$

式Ⅴ

同式に代入するパラメータを表５－12 に示す。これらの設定経緯の記載箇所を表中の「設定経緯の参照先」に示す。

表 5-12 自動車ファブリックからの経皮暴露量推定に係るパラメータ

項目	成人	乳幼児	設定経緯の参照先
皮膚表面上の水相（汗）中 HBCD 濃度（μg/cm³）	0.0463		次項（４）②
1 日あたりの暴露に関係する皮膚表面積（cm²/day）	1,623	419	次項（４）②
水相（汗）厚さ（cm）	0.01		次項（４）②
自動車乗車時間（hr/day）	1.7		次項（４）①
体内吸収率（%）	4		次項（４）②
体重（kg）	50	7.9	５－１－３（２）、（３）

式 V より、成人と乳幼児それぞれの経皮暴露量は以下のようになる。

成人：

$$\text{経皮暴露量} = \frac{0.0463\ \mu\text{g/cm}^3 \times \frac{1{,}623\ \text{cm}^2/\text{day}}{24\ \text{hr/day}} \times 0.01\text{cm} \times 1.7\ \text{hr/day} \times 4\%}{50\text{kg}}$$

$$= 4.3 \times 10^{-5}\ \mu\text{g/kg/day}$$

乳幼児：

$$\text{経皮暴露量} = \frac{0.0463\ \mu\text{g/cm}^3 \times \frac{419\ \text{cm}^2/\text{day}}{24\ \text{hr/day}} \times 0.01\text{cm} \times 1.7\ \text{hr/day} \times 4\%}{7.9\text{kg}}$$

$$= 7.0 \times 10^{-5}\ \mu\text{g/kg/day}$$

（4）パラメータの設定経緯

HBCD 含有自動車ファブリックに係る暴露評価では 2 つの暴露シナリオを設定した。暴露シナリオごとに、暴露量推定に用いたパラメータの設定経緯を以下に示す。

① 自動車ファブリックからの放散による吸入経路の暴露

自動車ファブリックからの放散による吸入経路の暴露量推定で用いる放散速度、自動車内容積、自動車内ファブリック使用面積、自動車内換気回数、自動車乗車時間を以下のように設定した。

■ 放散速度

自動車ファブリックからの HBCD の放散速度に関して、以下の情報が得られた。

- 28℃の場合：2.5×10^{-6}～4.5×10^{-6} μg/m²/hr
  80℃の場合：3.9×10^{-2}～7.2×10^{-2} μg/m²/hr
  「H23fyCERI 報告書のマイクロチャンバー法」による自動車ファブリック 3 試料の放散速度試験の測定値

本評価では、自動車ファブリックからの放散速度として、上記の 80℃の場合の放散速度

の最大値を自動車内環境を想定した換気回数で補正した数値である 6×10^{-6} μg/m²/hr を用いることとした。

この放散速度は、以下のような考え方で設定した。

「H23fyCERI 報告書のマイクロチャンバー法」では、20mL のバイアルをチャンバーとし、流速 200mL/min で精製空気を導入する（換気回数は 600/hr）。また、放散試験温度は 80℃から 120℃の間を 10℃間隔で 5 点設定し、アレニウスプロットにより室温に外挿している。自動車ファブリック試料は、製造事業者等の提供により 3 種類が入手されている。放散速度は、28℃で 2.5×10^{-6}～4.5×10^{-6} μg/m²/hr の範囲であり、80℃で 3.9×10^{-2}～7.2×10^{-2} μg/m²/hr の範囲であった。

自動車ファブリックについては、夏場の直射日光等により、温度が上昇することが考えられる。夏場の直射日光があたった自動車内のダッシュボード上の温度が 80℃程度まで上昇するとの報告[1]があることから、自動車ファブリックが 80℃に達すると仮定した場合が、28℃の放散速度を採用した場合よりも暴露量を大きく見積もることになると考えられる。よって、80℃の放散速度の最大値を用いることとした。

ただし、放散試験時の換気回数が 600/hr であることから、自動車内で設定する換気回数 0.05/hr（後述）での補正[2]を行うと、80℃における放散速度は、6×10^{-6} μg/m²/hr となる。

■ 自動車内容積と自動車ファブリック使用量

自動車内容積と自動車ファブリック使用面積に関して、以下の情報が得られた。

(ア) 自動車内容積：1.5m³、自動車ファブリック使用面積：4.0m²
　　商用車 1 車種の測定値[3]
(イ) 自動車内容積：3m³、自動車ファブリック使用面積：8m²
　　H23fyCERI 報告書による事業者提供値

本評価では、放散速度として、(ア) 商用車 1 車種の測定値による自動車内容積、1.5m³、自動車ファブリック使用面積、4.0m² を用いることとした。

この自動車内容積及び自動車ファブリック使用面積は、推定式 I の中の分母と分子に代入されて比率として扱われる。(ア) と (イ) は、同じ比率であることから、どちらの結果を用いても同じであり、ここでは (ア) を用いた。

---

[1] 夏期の自動車内温度は、昼間の車内温度で 27～51℃（平均 41℃）になるとの報告がされている（辻ら（2006）室内環境学会誌、9(2)　p.90-91.）。また、国民生活センターは、夏期の炎天下における車内温度の最高は 60.3℃であり、ダッシュボード上の温度は、86.7℃であったと報告している（国民生活センター（2003）乗用車内の安全を検証する.）。

[2] ５－２－２住宅用難燃剤（４）①参照。

[3] 達晃一、田辺新一（2009）車室内から発生する揮発性有機化合物の測定　空気調和・衛生工学会論文集　No.153　p.27-35.

■ 自動車内換気回数

自動車内換気回数に関して、以下の情報が得られた。

(ア) 0.5 /hr
　商用車 1 車種の測定値 [1]
(イ) 0 /hr
　H23fyCERI 報告書による事業者提供値

本評価では、放散速度として、(ア) 商用車 1 車種の測定値による自動車内換気回数に不確実性を考慮し、10 分の 1 である 0.05/hr を用いることとした。

推定式 I を用いる方法は、定常的な放散を仮定しており、換気回数が 0 /hr ではないことを前提としている。そこで (ア) を用いることになる。(ア) 商用車 1 車種の測定値は、商用車においてエアコンを内気循環モードにて運転した場合の換気回数を求めた結果、0.5/hr であったとの報告である。ただし 1 台のみの結果であることから、この値を採用するには不確実性が大きいと考えられたため、不確実性を考慮し、10 分の 1 である 0.05/hr を用いることとした。

■ 自動車乗車時間

自動車乗車時間に関して、以下の情報が得られた。

(ア) 4 時間
　EU-RAR の Bis(2-Ethylhexyl)-Phtalate (DEHP)評価書採用値[1]
(イ) 1 時間
　NICNAS-AR 採用値
(ウ) 自動車 1 トリップあたりの所要時間：中心都市　平日 33.9 分、休日 37.6 分
　国土交通省都市局の調査結果[2]

本評価においては、日本の状況を反映していると考えられる国土交通省の調査結果を用いて導出した 1.7hr/day を用いることとした。

この自動車乗車時間は、以下のような考え方で設定した。

(ア) EU-RAR の Bis(2-Ethylhexyl)-Phtalate (DEHP) 評価書の採用値は、最も長時間ではあるが、日本国内の状況を反映しているとは考えられないため、採用しなかった。

---

[1] European Chemicals Bureau (2008) RISK ASSESSMENT Bis(2-Ethylhexyl)-Phtalate (DEHP) CAS No: 117-81-7 EINECS No: 204-211-0

[2] 国土交通省都市局　都市計画課　都市計画調査室　全国都市交通特性調査　平成 24 年 8 月　都市における人の動き　－平成 22 年全国都市交通特性調査集計結果から－ http://www.mlit.go.jp/common/001002277.pdf

（ウ)国土交通省都市局の調査結果には、日本人の 1 人が 1 日に動く回数(トリップ数)、1 トリップあたりの所要時間及び総所要時間が全国都市と中心都市別等に記載されている。それによると、自動車を利用した 1 人 1 日のトリップ数は、地方都市圏で平日で 1.40 回、休日で 1.51 回であった。自動車 1 トリップあたりの所要時間は、中心の都市で平日 33.9 分、休日 37.6 分であった（全国の都市の場合、平日 26.3 分、休日 29.9 分)。以上の情報を用いて、以下のように自動車乗車時間を求めた。

まず、1 人 1 日のトリップが全て自動車であると仮定した。また、公表されているデータは平均値のみであり統計的な処理が行えなかったため、トリップ回数を 2 倍にすることにした。トリップ数に所要時間を乗じて所要時間を求めると、中心の都市で 1 日あたりの自動車乗車時間は、平日 1.40 回×2×33.9 分=94.9 分、休日 1.51 回×2×37.6 分=113.6 分となる。さらに平日 5 日休日 2 日で時間加重平均による 1 日あたりの自動車乗車時間を求めると、中心の都市で自動車乗車時間は、100 分/day≒1.7hr/day となる。このように、全てのトリップを自動車と仮定し、かつ、自動車を利用したトリップ回数を 2 倍することで安全側の自動車乗車時間を導出した。

本評価では、成人、乳幼児ともに 1.7hr/day を自動車乗車時間とした。この値は、(イ) NICNAS-AR 採用値よりも大きい値となっている。

なお、住居内滞在時間を 24 時間として評価を行っているが、本評価では、自動車乗車時間を上乗せする。

② 自動車ファブリックに皮膚が触れることによる経皮経路の暴露

自動車ファブリックに皮膚が触れることによる経皮経路の暴露量推定で用い、暴露に関与する 1 日あたりの皮膚表面積、皮膚表面上の水相中 HBCD 濃度、水相（汗）厚さ、体内吸収率を以下のように設定した。

■ 暴露に関与する 1 日あたりの皮膚表面積

自動車乗車中に自動車ファブリックと接触するなどの皮膚表面積に関して、以下の情報が得られた。

- 成人：1,918cm^2（体重：60kg）
  乳児：333cm^2（体重：5.8kg）
  幼児：606cm^2（体重：12.9kg）
  NICNAS-AR

NICNAS-AR では、体重 60kg の成人の大腿部、および、胴体の合計表面積の 25%が自動車ファブリックと接触すると仮定し、暴露に関与する 1 日あたりの皮膚表面積を 1,918cm^2 と設定している。成人の暴露に関与する 1 日あたりの皮膚表面積に大人と乳幼児の体重比を 3/4 乗したものを掛けることで、体重 5.8kg の乳児を 333cm^2、体重 12.6kg の幼児を 606cm^2 として用いている。

日本において、NICNAS-AR が用いたような情報は得られていない。情報が限られていることから、NICNAS-AR で用いられている換算式を利用し、本評価で用いる暴露に関与

する 1 日あたりの皮膚表面積を求めた。

体重 50kg の成人では、1,623cm^2 となり、体重 7.9kg の乳幼児では、419cm^2 となり、本評価ではこれらの値を用いることにした。

■ 皮膚表面上の水相中 HBCD 濃度と水相厚さ

皮膚表面上の水相中 HBCD 濃度と水相厚さに関して、以下の情報が得られた。

- 皮膚表面上の水相（汗）中 HBCD 濃度：0.0463μg/cm^3
  水相（汗）厚さ：0.01cm
  NICNAS-AR

本評価においては、他の情報が得られなかったことから、上記の情報を用いた。

NICNAS-AR では、皮膚表面上に厚さ 0.01cm の水相（汗）を仮定し、その水相（汗）中の HBCD 濃度を 0.0463μg/cm^3 としている。HBCD の体液中濃度に類する情報としては、マウジングのシナリオで挙げた人工唾液中等の濃度がある。

■ 皮膚からの体内吸収率

皮膚からの体内吸収率に関しては、NICNAS-AR で採用している 4%という情報があった。

他の情報が得られなかったことから、本評価においても上記の情報を用いた。

5-3 対象集団（成人、乳幼児）ごとの有害性に応じた合計推定暴露量

前節５－２では、製品ごと、対象集団（成人、乳幼児）ごと、暴露経路（吸入、経口、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。

一般毒性に関しては、生涯平均化暴露量を求める。生涯平均化暴露量は以下の式 VI で推定する[1]。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場合、暴露量は暴露期間と平均化時間を考慮する必要がある[2]。

本評価では、マウジング行動が想定される乳幼児期（3～27 ヶ月児を想定）と、成人期の 2 ケースの暴露量を推定している。生涯平均化暴露量は、生涯を 70 年と仮定し概略的に、乳幼児期の暴露がマウジングに関しては 2 年間、それ以外の暴露に関しては 6 年間変化なく継続し、続く 64 年間は成人の暴露量が継続する[3]として以下の式 VI で求めた。

---

[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食量を考慮しており、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。

[2] U.S.EPA（1992）Guidelines for Exposure Assessment. 2. GENERAL CONCEPTS IN EXPOSURE ASSESSMENT. EPA/600/Z-92/001.

[3] 以下の評価においても生涯を 70 年、乳幼児期を 6 年、成人期を 64 年としている。

生涯平均化暴露量

$$= \frac{\text{乳幼児の1日当たりの暴露量} \times 6\text{年} + \text{成人の1日当たりの暴露量} \times 64\text{年}}{\text{暴露期間（70年）}}$$

式 VI

生殖発生毒性に関しては、成人と乳幼児の別にそれぞれの暴露期間中の合計推定暴露量を求める。これは生涯といった時間で平均化しない、暴露がある期間での暴露量である。

本評価では、HBCD が含有されている製品について、それぞれで大きく見積もるように暴露量を推定した上で、さらにそれら製品を全て使用している環境を仮定して合計推定暴露量を求めている。

本評価で対象とした製品ごとの暴露評価の結果と、次章のリスク評価に用いる合計推定暴露量を**表 5-13** に示した。

住宅用難燃剤、畳床の芯材、カーテン、自動車ファブリックに含有される HBCD の室内等における推定暴露量は、乳幼児期のカーテンのマウジングによる経口経路の暴露量が大きな割合を占めることが示唆された。

表 5-13 合計推定暴露量

製品の種類	暴露シナリオ	推定暴露量 μg/kg/day（合計推定暴露量中の割合%）		
		生涯平均化※4	成人時	乳幼児期
住宅用断熱材	放散したガス態に吸入経路で暴露	0.021 （5.7%）	0.020 （18%）	0.032 （0.5%）
畳床の芯材	放散したガス態に吸入経路で暴露	—※1	—※1	—※1
カーテン	放散したガス態に吸入経路で暴露	2.8×10^{-3} （0.8%）	2.7×10^{-3} （2.4%）	4.4×10^{-3} （<0.1%）
	ハウスダストに吸着したものに経口経路で暴露	0.18 （48%）	0.091 （80%）	1.1 （16%）
	マウジングにより経口経路で暴露	0.17 （46%）	—	5.9 （84%）
自動車ファブリック	放散したガス態に吸入経路で暴露	9.6×10^{-6} （<0.1%）	9.1×10^{-6} （<0.1%）	1.5×10^{-5} （<0.1%）
	車内中ダストに吸着したものに経口経路で暴露	—※2	—※2	—※2
	マウジングにより経口経路で暴露	—※3	—※3	—※3
	皮膚接触により経皮経路で暴露	4.5×10^{-5} （<0.1%）	4.3×10^{-5} （<0.1%）	7.0×10^{-5} （<0.1%）
合計推定暴露量		**0.4**	**0.1**	**7**

※1 板材に挟まれた芯材からの放散やほこりへの移行、直接的な接触は無視できるとした。
※2 カーテンのハウスダストへの吸着による暴露量推定に含まれるとした。
※3 カーテンのマウジングによる暴露量推定に含まれるとした。
※4 生涯平均化暴露量 = （成人時の暴露量×64年+乳幼児期の暴露量×6年★）／70年
★マウジングに係る暴露期間は2年とした。

5-4 モニタリング情報を用いた推定暴露量の妥当性確認

ここでは、３－３節で整理した室内濃度等のモニタリング情報と、５－３節における暴露量推定の過程で計算される室内濃度等の推定値との比較を行う。これにより、５－３節で求めた暴露量について間接的に妥当性の確認を行う。

５－３節の暴露量の計算において、室内濃度等は、例えば、式Ｉに関しては右辺分子の第１項が該当する。この部分の推定値と、３－３節で整理した室内濃度等のモニタリング情報を対応させ、表５－14 に整理した。

吸入暴露量

$$= \frac{\dfrac{\text{放散速度}\left(\mu\text{g/m}^2\text{/hr}\right) \times \text{使用面積}(\text{m}^2)}{\text{換気回数}(\text{/hr}) \times \text{室内容積}(\text{m}^3)} \times \text{室内滞在時間}(\text{hr/day}) \times \text{呼吸量}(\text{m}^3\text{/day})}{\text{体重 BW}(\text{kg})}$$

$$= \frac{\text{室内濃度}(\mu\text{g/m}^3) \times \text{室内滞在時間}(\text{hr/day}) \times \text{呼吸量}(\text{m}^3\text{/day})}{\text{体重 BW}(\text{kg})}$$

式Ｉ

表 5-14　暴露量推定で用いた推定濃度とモニタリングデータの比較

媒体	暴露量推定で用いた推定濃度	モニタリングデータ
室内空気中 HBCD 濃度	0.0491 μg/m³ （５－２－２住宅用断熱材） 6.67×10^{-3} μg/m³ （５－２－４カーテン①より） **0.0558 μg/m³** （上記の合計値）	**0.0295 μg/m³** （最大値）
自動車内空気中 HBCD 濃度	**3.20×10^{-4} μg/m³** （５－２－５自動車ファブリック①）	**1.26×10^{-4} μg/m³** （中央値）
室内粉じん中 HBCD 濃度	**45.4 μg/g** （５－２－４②カーテンより。自動車ファブリックの分も含まれると想定。）	**13.0 μg/g** （最大値）
自動車内粉じん中 HBCD 濃度		**19.0 μg/g** （平均値）

表５－14 より、５－３節の暴露量推定の過程で推定される室内空気中濃度等は、モニタリングデータで得られている最大値等を下回るものはなく、オーダーは概ね一致した。以上より、これら室内濃度等に係る５－３節の暴露量推定に関して、妥当性を支持するものと考えられる。

6 リスク評価

5章で推定した合計推定暴露量を有害性評価値で除した値ハザード比が1以上の場合を「リスクが懸念されるレベルにある」、1未満の場合を「リスクが懸念されるレベルにない」として評価する。

6-1 一般毒性に係るリスク評価

一般毒性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暴露量を用いる。

$$\text{ハザード比} = \frac{\text{生涯平均化暴露量}(\mu\text{g/kg/day})}{\text{有害性評価値}(\mu\text{g/kg/day})} = \frac{0.4(\mu\text{g/kg/day})}{50(\mu\text{g/kg/day})} = 0.008$$

生涯平均化暴露量：0.4 μg/kg/day
有害性評価値：0.05mg/kg/day
（NOAEL(肝臓の絶対及び相対重量の増加)：10mg/kg/day、UFs：200）

ハザード比が 1 以下であることから、現状の HBCD 含有消費者製品を使用し続けた場合において、一般毒性のリスクが懸念されるレベルではないものと判断する。

6-2 生殖発生毒性に係るリスク評価

生殖発生毒性に係るハザード比の算出においては、成人と乳幼児のそれぞれの合計推定暴露量を用いる。

成人：

$$\text{ハザード比} = \frac{\text{合計推定暴露量}(\mu\text{g/kg/day})}{\text{有害性評価値}(\mu\text{g/kg/day})} = \frac{0.1(\mu\text{g/kg/day})}{100(\mu\text{g/kg/day})} = 0.001$$

成人の合計推定暴露量 ：0.1 μg/kg/day
有害性評価値 ：0.10mg/kg/day

乳幼児：

$$\text{ハザード比} = \frac{\text{合計推定暴露量}(\mu\text{g/kg/day})}{\text{有害性評価値}(\mu\text{g/kg/day})} = \frac{7.0(\mu\text{g/kg/day})}{100(\mu\text{g/kg/day})} = 0.07$$

乳幼児の合計推定暴露量 ： 7.0 μg/kg/day
有害性評価値 ：0.10mg/kg/day

ハザード比が成人、乳幼児いずれの場合も 1 以下であることから、現状の HBCD 含有消費者製品を使用し続けた場合において、生殖発生毒性のリスクが懸念されるレベルではないものと判断する。

7 まとめと結論

本章では、前章までの結果を総括し、リスク評価の結論を示す。

HBCDは、断熱建材や難燃カーテン等の身の回りの製品中に含有されている。ここでは、一般国民の住居等において使用されていると考えられる4種類（住宅用断熱材、畳床の芯材、カーテン、自動車ファブリック）の製品を対象とし、これらの製品経由で室内等においてHBCDに暴露する一般国民の健康影響に関するリスク評価を行った。

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と乳幼児とした。乳幼児も対象としたのは、マウジング行動による成人とは異なる暴露経路が想定されるためである。

リスク評価に用いた有害性情報（有害性評価値）を表７－１に整理した。有害性評価値は、一般毒性で 0.05mg/kg/day（50μg/kg/day）、生殖発生毒性で 0.10 mg/kg/day（100μg/kg/day）とした。

表 7-1 有害性情報のまとめ

投与経路		混餌投与
動物種		Crl:CD(SD)ラット雄雌各 24 匹/群
方法・期間		2 世代繁殖試験・14 週間
投与量		3 投与群(150、1500、15000ppm)
情報源		○平成 20 年度第 8 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 81 回審査部会、第 84 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 2－3　第一種特定化学物質へ該当するか否かの審議審査シート(人健康影響)
一般毒性		
	NOEL 等	NOAEL 150ppm(10.2 mg/kg/day 相当)
	エンドポイント	標的臓器：　①肝臓、②卵巣、③甲状腺（二次的影響） NOAEL の推定根拠：肝臓の絶対重量、相対重量の増加
	不確実係数積	200＝種差(10)×個体差(10)×試験期間(2)
	有害性評価値	**0.05mg/kg/day（50 μg/kg/day）**
生殖発生毒性		
	NOEL 等	NOAEL 150ppm(10.2 mg/kg/day 相当)
	エンドポイント	NOAEL の推定根拠：原始卵胞数の減少（F1 雌）
	不確実係数積	100＝種差(10)×個体差(10)
	有害性評価値	**0.10mg/kg/day（100 μg/kg/day）**

対象とした製品ごとの暴露評価とリスク評価の結果を、一般毒性と生殖発生毒性の別に次表に整理した。

表 7-2 一般毒性に係る暴露評価とリスク評価の結果

製品の種類	暴露シナリオ	推定暴露量(μg/kg/day)		
				生涯平均化※4
		成人時	乳幼児期	（合計推定暴露量中の割合%）
住宅用断熱材	放散したガス態に吸入経路で暴露	0.020	0.032	0.021
畳床の芯材	放散したガス態に吸入経路で暴露	—※1	—※1	—※1
カーテン	放散したガス態に吸入経路で暴露	2.7×10^{-3}	4.4×10^{-3}	2.8×10^{-3}
	ハウスダストに吸着したものに経口経路で暴露	0.091	1.1	0.18
	マウジングにより経口経路で暴露	—	5.9	0.16
自動車ファブリック	放散したガス態に吸入経路で暴露	9.1×10^{-6}	1.5×10^{-5}	9.6×10^{-6}
	車内中ダストに吸着したものに経口経路で暴露	—※2	—※2	—※2
	マウジングにより経口経路で暴露	—※3	—※3	—※3
	皮膚接触により経皮経路で暴露	4.3×10^{-5}	7.0×10^{-5}	4.5×10^{-5}
合計		0.1	7.0	**0.7**
リスク評価結果：ハザード比(生涯平均化暴露量による)（有害性評価値：50μg/kg/day）				**0.01**

※1 板材に挟まれた芯材からの放散やほこりへの移行、直接的な接触は無視できるとした。
※2 カーテンのハウスダストへの吸着による暴露量推定に含まれるとした。
※3 カーテンのマウジングによる暴露量推定に含まれるとした。
※4 生涯平均化暴露量 = （成人時の暴露量×64年+乳幼児期の暴露量×6年★）／70年
★マウジングに係る暴露期間は2年とした。

表 7-3 生殖発生毒性に係る暴露評価とリスク評価の結果

製品の種類	暴露シナリオ	推定暴露量(μg/kg/day)（合計推定暴露量中の割合%）	
		成人	乳幼児
住宅用断熱材	放散したガス態に吸入経路で暴露	0.020	0.032
畳床の芯材	放散したガス態に吸入経路で暴露	—※1	—※1
カーテン	放散したガス態に吸入経路で暴露	2.7×10^{-3}	4.4×10^{-3}
	ハウスダストに吸着したものに経口経路で暴露	0.091	1.1
	マウジングにより経口経路で暴露	—	5.9
自動車ファブリック	放散したガス態に吸入経路で暴露	9.1×10^{-6}	1.5×10^{-5}
	車内中ダストに吸着したものに経口経路で暴露	—※2	—※2
	マウジングにより経口経路で暴露	—※3	—※3
	皮膚接触により経皮経路で暴露	4.3×10^{-5}	7.0×10^{-5}
合計		**0.1**	**7.0**
リスク評価結果：ハザード比（有害性評価値：100μg/kg/day）		**0.001**	**0.07**

※1 板材に挟まれた芯材からの放散やほこりへの移行、直接的な接触は無視できるとした。
※2 カーテンのハウスダストへの吸着による暴露量推定に含まれるとした。
※3 カーテンのマウジングによる暴露量推定に含まれるとした。

暴露評価の結果、住宅用難燃剤、畳床の芯材、カーテン、自動車ファブリックに含有される HBCD の室内等における推定暴露量は、乳幼児期のカーテンのマウジングによる経口経路の暴露量が大きな割合を占めることが示唆された。

本暴露評価では、HBCD が含有されている 4 種類の製品を対象に、それぞれ厳しい条件を設定して暴露量を推定した上で、さらにそれら製品をすべて使用している環境を仮定して合計推定暴露量を推定した。したがって、暴露量としては、複数の安全率を見込んだ推定値と考えられる。

そのような合計推定暴露量を用いたリスク評価の結果、一般毒性、生殖発生毒性ともハザード比が 1 を下回った。このことから、現状所持している、本リスク評価で対象とした HBCD 含有製品を使い続けたとしても、リスクが懸念されるレベルではないと判断する。

また、今後、国内で製造される製品には HBCD は使用されず、POPs 条約において廃絶・制限の対象物質とすることが決定されたため、今後諸外国においてもその製造・使用が禁止もしくは制限される予定であり、本評価で推定した暴露量以上になる可能性はないものと考えられる。

8 付属資料

8-1 カーペット中の HBCD 含有試験

「カーペットに含有するヘキサブロモシクロドデカンの調査結果」

カーペットに含有するヘキサブロモシクロドデカンの調査結果

NITE 製品安全センター

1. 目的

ヘキサブロモシクロドデカン（以下「HBCD」という）は、海外ではカーペットの難燃剤として使用されていることから、日本で販売された製品に HBCD が含有されているのか確認するため、NITE 製品安全センターが保有するカーペットを試料として HBCD 含有の調査を実施した。

2. 調査対象試料

NITE 製品安全センターが事故品、同等品及び見本サンプルとして保有しているカーペット（電気カーペットを含む）28 点を調査対象試料とした。

なお、HBCD が含有されているカーテンを比較対象試料とした。

3. 調査方法

HBCD 中には臭素が含まれることから、波長分散型 X 線分析法（※1）（以下「WDX」という）により、カーペットの元素分析を行い、臭素が検出されたカーペットについて、ガスクロマトグラフ質量分析（以下「GC/MS」という）により、HBCD 含有の確認をした。

なお、GC/MS による HBCD の含有の確認については、HBCD が含有されているカーテンを用い、試料から抽出した溶液中に HBCD が検出されることを確認した方法で実施した。（※2）

4. 調査結果

WDX による元素分析の結果、臭素が検出されたカーペットは、28 点中 6 点であった。調査結果を表 1 に示す。

臭素が検出された 6 点（試料 1～6）について、GC/MS で分析した結果、HBCD は検出されなかった（例として試料 1 のトータルイオンクロマトグラム（以下「TIC」という）を図 1 に示す）。

参考として HBCD が含有されているカーテン（試料 A、B）を、GC/MS で分析した結果を図 2～5 に示す。

なお、WDX による元素分析で確認された臭素の由来については不明である。

5. まとめ

NITE 製品安全センターが保有するカーペットについて HBCD の含有の確認を行った結果、HBCD は確認されなかった。

表 1　調査結果

試料		カーペット						カーテン	
試験項目		試料 1	試料 2	試料 3	試料 4	試料 5	試料 6	試料 A	試料 B
素材（※3）	パイル部分	難燃アクリル	ポリプロピレン	ポリプロピレン	ポリエステル	ポリエステル	ポリエステル	―	―
	たて糸	―	―	―	―	―	―	ポリエステル	ポリエステル
	よこ糸	―	―	―	―	―	―	ポリエステル	ポリエステル
WDXによる元素分析（%）	Ti		17.5	17.3	0.9	26.6	43.0	8.8	47.5
	Br	**96.1**	**42.7**	**50.2**	**0.5**	**3.6**	**1.1**	**68.0**	**45.6**
	Zn	0.1	0.8	0.8	6.8	6.8	17.4	10.7	3.1
	Fe	0.1	18.9	1.5	8.6	9.8	7.7	6.3	2.1
	Cl	0.7	2.3	5.6	2.2	8.1	6.5	0.4	0.7
	S	1.3	2.0	2.3	2.1	10.1	2.2	3.4	0.2
	Si	0.7	2.5	4.0	3.0	6.7	3.5	0.8	0.2
	P		1.5	1.7	0.6	0.8	0.5		0.2
	Cu		0.6	1.3	0.4	2.6	1.3	0.2	0.2
	Ca	0.3	2.1	2.4	71.7	8.8	9.9	1.1	0.1
	K	0.1	3.7	5.5	1.9	5.2	2.1	0.2	0.1
	Sb		4.5	6.4					
	Al	0.3	1.0	0.9	1.1	4.2			
	Sr				0.4				
	Na	0.1				5.6	4.8		
	Ni							0.3	
	Mg					1.1			
	合計	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0
GC/MSでのHBCDの有無		無	無	無	無	無	無	有	有

注）元素分析の%に C、N、O、H は含まれない。

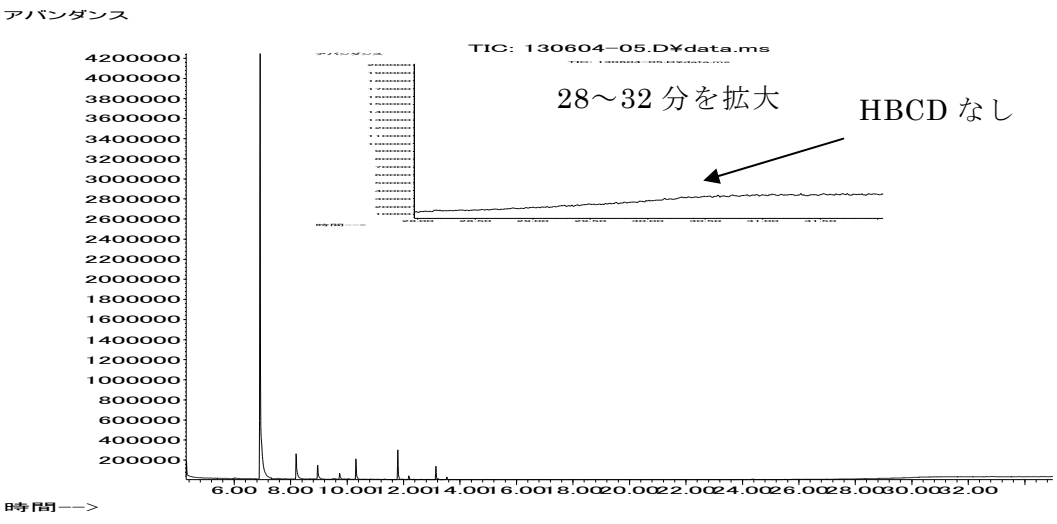


図 1　試料 1 の TIC

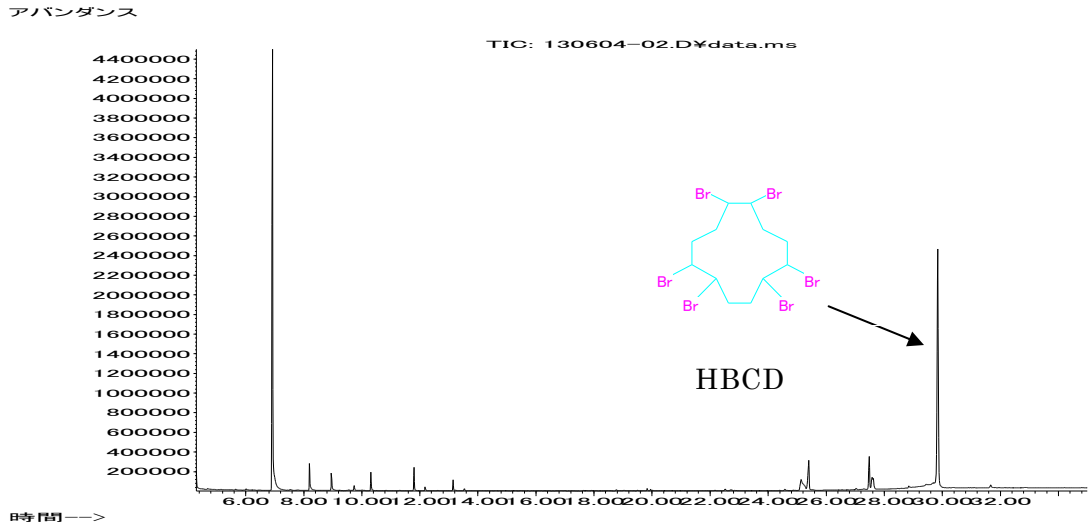


図 2　試料 A（カーテン）の TIC

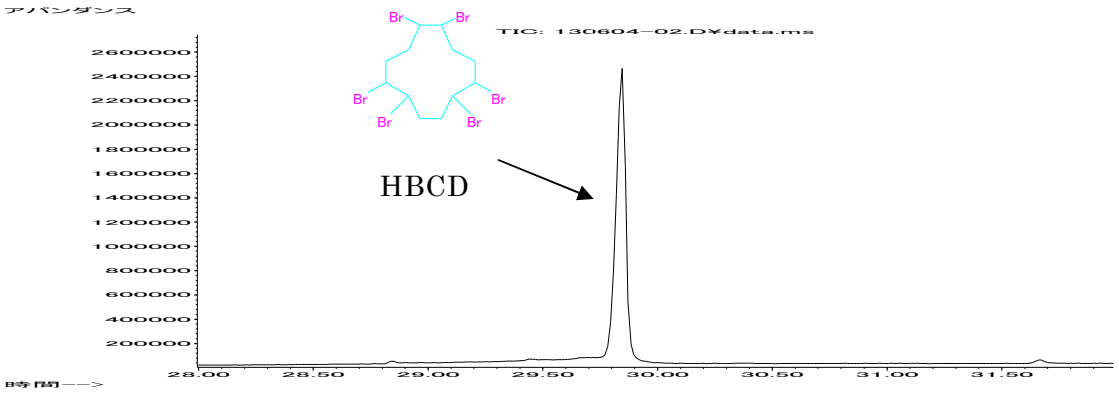


図 3　試料 A（カーテン）の TIC（28～32 分を拡大）

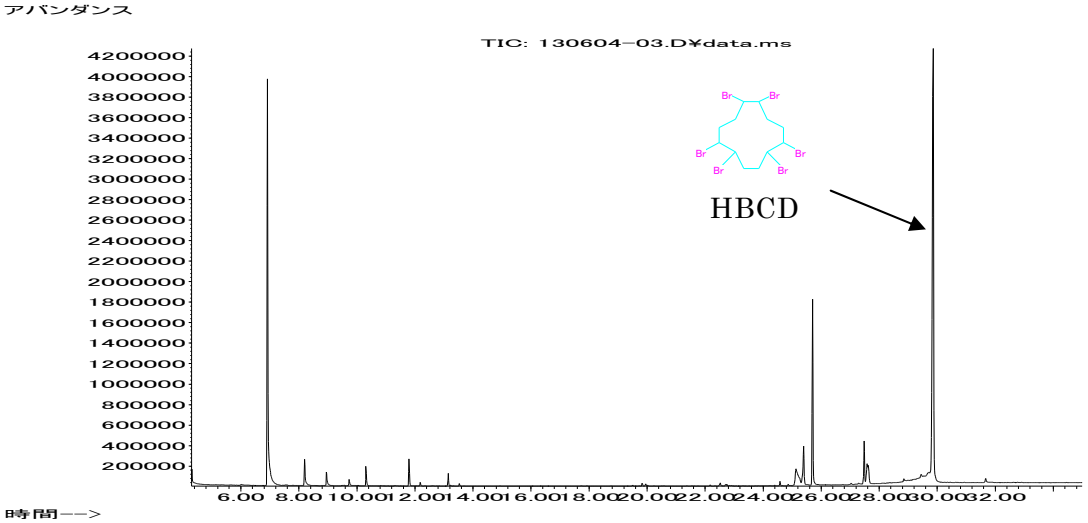


図 4　試料 B（カーテン）の TIC

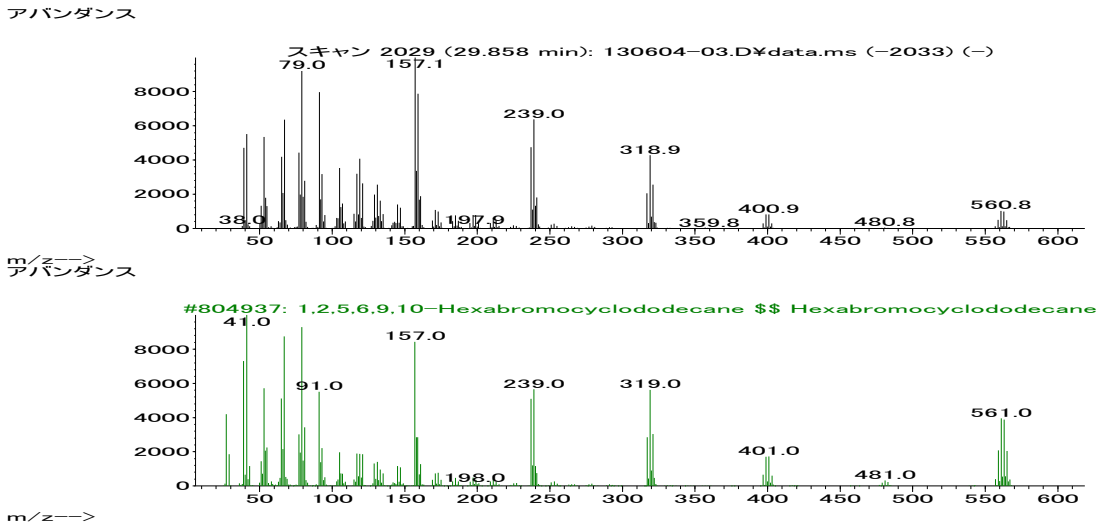


図 5　試料 B（カーテン）の HBCD 部分のマススペクトル（上側）
及びデータベースの HBCD のマススペクトル（下側）

（※1）
理学電機工業株式会社製　RIX1000　により測定。

（※2）
1. 抽出方法
　試料から約 0.2g をサンプリングし、クロロホルム 30ml で 60 分間煮沸抽出する。
2.　測定機器
　GC：アジレント・テクノロジー社製 7890A
　MS：アジレント・テクノロジー社製 5975C
3. 測定条件
　カラム：DB-5 MS　30m×0.25mm×0.25μm
　注入量：1μl
　加熱条件：50℃-3min　10℃/min　320℃-5min
　キャリアーガス流量：He 2ml/min
　イオン化法：電子衝撃法　（EI）電圧 70eV

（※3）
フーリエ変換赤外分光分析による方法。
日本分光株式会社製　FT／IR－420　により測定。

8-2 HBCD のヒト健康に対する長期毒性関連資料

8-2-1 ヘキサブロモシクロドデカンの有害性の概要

「平成 25 年度第 3 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 127 回審査部会、第 134 回中央環境審議会環境保健部会化学物質審査小委員会」　（平成 25 年 6 月 28 日開催）

資料 1－1　（別添 2－1）ヘキサブロモシクロドデカンの有害性の概要

別添２

ヘキサブロモシクロドデカンの有害性の概要

分解性	蓄積性	人健康影響関連	動植物への影響関連
【加水分解性】 環境中での重要な分解経路ではない （根拠：水溶解度が低く、有機炭素への吸着性が高く、加水分解される官能基無し） 【分解速度】 α-HBCDはβ及びγ-HBCDより分解が遅い 【残留性】 ・α-HBCDはβ及びγ-HBCDより残留性が高く、生物濃縮しやすい ・北極圏の最上位の捕食者において高濃度で検出	【BCF（生物濃縮係数）】 ・ファッドヘッドミノー：18,100 ・ニジマス：13,085 ・水生生物の総 PCB：18,100 【log Kow】 実験値：5.625	【神経系への影響】 ・聴覚機能の減弱（閾値の上昇と反応の低下） BMDL ＜1 ～ 10mg/kg bw 【生殖・発生への影響】 ・原始卵胞数の減少 NOAEL:10mg/kg/day ・マウス出生仔、単回経口：行動影響あり NOAEL:0.9mg/kg/day ※1500ppm(100mg/kg bw/day相当)でも一過性の変化しか現れなかったとする報告もある。 ・仔ラットの体重減少等 30～100 mg/kg/dayで影響あり ・仔ラットの大脳皮質におけるoligodendroglial developmentの減弱、甲状腺重量の増加と血清T3の減少等 NOAEL:100ppm (8～21mg/kg/day) 【代謝・内分泌系への影響】 ・ラット代謝機能（脂質、テストステロン、エストロゲン等）の変化 3～100mg/kg bw ・甲状腺ホルモンへの影響が懸念されるが、試験により結果はまちまち（影響なし～血清T4の減少）	【鳥類への繁殖毒性】 ・ニホンウズラ NOEC：5ppm（6週試験） (0.7mg/kg/day) ・アメリカチョウゲンボウ 0.8ppmの餌中投与により、求愛行動、産卵期の早期化、雛の成長速度の遅れが見られた。 ※POPRC8にて北野委員から御紹介、POPs条約webサイトにも掲載されている情報 ・ニホンウズラ NOEC：125ppm(20週試験) (16mg/kg/day) NOEC：<1ppm (6週試験) (0.14mg/kg/day) 1,5,25ppmで影響が見られたエンドポイントがあったが、濃度相関性がなくNOECを設定できなかった。(6週試験、α-HBCDのみ)

8-2-2 既存化学物質の人健康影響に関する情報

「平成 20 年度第 8 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 81 回審査部会、第 84 回中央環境審議会環境保健部会化学物質審査小委員会」　（平成 20 年 12 月 19 日開催）

資料２－３　既存化学物質の人健康影響に関する情報(第一種特定化学物質審議関係)

資料2－3

既存化学物質の人健康影響に関する情報（第一種特定化学物質審議関係）

（平成 20 年 12 月 19 日）

No.5　1,2,5,6,9,10-ヘキサブロモシクロドデカン ・・・・・・・・・・ p.1

1

表題：1,2,5,6,9,10-ヘキサブロモシクロドデカンのラットにおける２世代繁殖毒性試験

試験番号：ＳＲ０４２２２

試験目的：この試験は、1,2,5,6,9,10-ヘキサブロモシクロドデカンのラットの繁殖能力に及ぼす影響の有無を２世代にわたって評価するために行われた。

試験実施基準（GLP）および試験法ガイドライン

試験実施基準（GLP）：「新規化学物質等に係る試験を実施する試験施設に関する基準について」（平成15年11月21日薬食発第1121003号・平成15・11・17製局第3号・環保企発第031121004号 厚生労働省医薬食品局長・経済産業省製造産業局長・環境省総合環境政策局長連名通知）および『「新規化学物質等に係る試験を実施する試験施設に関する基準について」の一部改正について』（平成17年4月1日 薬食発第0401003号・平成17・03・04製局第1号・環保企発第050401003号 厚生労働省医薬食品局長・経済産業省製造産業局長・環境省総合環境政策局長連名通知）。

試験法ガイドライン：経済協力開発機構の「OECD Guideline for Testing of Chemicals; Two-Generation Reproduction Toxicity Study (416)」(22nd January 2001)。

試験委託者

名称　：国立医薬品食品衛生研究所
所在地　：東京都世田谷区上用賀1-18-1（〒158-8501）
委託責任者　：江馬　眞

試験施設

名称　：株式会社　化合物安全性研究所
所在地　：札幌市清田区真栄363番24（〒004-0839）
運営管理者　：一花　次夫（2006年4月19日まで）
　木口　雅夫（2006年4月20日以降）

要　約

1,2,5,6,9,10-ヘキサブロモシクロドデカン（HBCD）を0、150、1500および15000 ppm（F0雄；0、10.2、101、1008 mg/kg/day：F0雌；0、14.0、141、1363 mg/kg/day：F1雄；0、11.4、115、1142 mg/kg/day：F1雌；0、14.3、138、1363 mg/kg/day相当）の濃度で基礎飼料に混合して、1群当たり雌雄各24匹のCrl:CD(SD)ラットに2世代にわたって摂取させ、親動物の繁殖能力と児動物の発生・発育に及ぼす影響を検討した。

親動物に対する被験物質投与の一般毒性的影響については、150 ppm群ではいずれの検査項目においても認められなかった。

1500 ppm群では、血液化学的検査において総蛋白およびグロブリン量がF0雄で有意に増加し、ホルモンレベルではTSH濃度がF0およびF1世代の雌で有意に増加した。器官重量では、肝臓の絶対重量および相対重量にF0雄で有意な高値がみられた。甲状腺の病理組織学的検査では、濾胞の小型化がF0雌雄およびF1雌において有意に高い頻度でみられ、有意な発生頻度ではなかったが濾胞細胞の肥大がF0雌雄にみられた。さらに、F1雌の原始卵胞数に有意な低値がみられた。

15000 ppm群では、一般状態に変化はみられなかった。体重、体重増加量および摂餌量については、F0世代における変化は僅かであったが、F1世代では雌雄とも有意な低値が認められた。血液化学的検査では、総蛋白およびグロブリン量がF0雌雄およびF1雄において有意に増加した。ホルモンレベルでは、T4濃度がF0雌雄およびF1雌で有意な低値または低値傾向がみられた。TSH濃度はF0およびF1世代の雌で有意な高値であった。器官重量では、肝臓の絶対重量および相対重量にF0およびF1世代の雌雄とも有意な高値がみられた。しかし、肝臓の病理組織学的検査ではHBCD投与に関連する変化は認められなかった。甲状腺の絶対重量および相対重量にF0およびF1-世代の雌雄とも有意な高値または高値傾向がみられた。甲状腺の病理組織学的検査では、濾胞細胞の肥大がF0雄で1例に、濾胞の小型化がF0およびF1世代の雌雄ともに有意に高い頻度でみられ、甲状腺に対する影響が示唆された。また、F1雌の原始卵胞数に有意な低値がみられた。

繁殖能力に対する影響は、いずれの被験物質投与群においても認められなかった。

児動物に対する被験物質投与の影響は、150 ppm群ではいずれの検査項目においても認められなかった。

1500 ppm群では、離乳児の肝臓重量の増加が認められ、F1雌雄で絶対重量および相対重量ともに、F2雄で相対重量に有意な高値がみられた。また、眼瞼開裂の完成率の有意な低値がF2雌にみられた。

15000 ppm群では、F2児の生後5-21日における死亡の発生頻度が増加し、哺育児の生存率に生後4日および21日において有意な低値がみられた。児動物の体重増加も抑制され、F2児においてF1児よりも強く影響された。この変化に関連してF2児に身体発達・分化の遅延が観察され、

空中正向反射の成功率の低値が雌に、眼瞼開裂の完成率の低値が雌雄にみられた。離乳児の肝臓重量では、F1 雌雄で絶対重量および相対重量とも、F2 雌雄で相対重量に有意な高値がみられた。しかし、肝臓の病理組織学的検査では HBCD 投与に関連する変化は認められなかった。甲状腺の病理組織学的検査では変化は何も観察されなかった。

以上の結果から、HBCD を 2 世代にわたってラットに投与した場合、本試験条件下における無毒性量は 150 ppm (10.2 mg/kg/day 相当) であると考えられる。

1
2

成　績

1. F0 および F1 親動物に対する影響

(1) 一般状態 (Table 1 および 2; INDIVIDUAL DATA 1-1-1～1-4-4)

雄では、ケージ内事故に起因すると考えられる不正咬合、顔面の変形、口唇からの出血、上切歯破折、眼周囲または鼻部周囲被毛汚染が、対照群の F0 世代で 1 例；150 ppm 群の F0 世代で 1 例、F1 世代で 2 例；1500 ppm 群の F0 世代で 3 例、F1 世代で 3 例；15000 ppm 群の F0 世代で 2 例みられた。これらの動物のうち、1500 ppm 群の F1 世代の 1 例は事故の翌週（投与第 12 週）に死亡し、15000 ppm 群の F0 世代の 1 例は上顎部の骨折により出血が著しく、症状が重篤であったため予後不良と判断して安楽死させた（投与第 13 週）。このほかの一般状態の変化では、15000 ppm 群の F0 または F1 世代で皮下腫瘤、痂皮形成、眼球膨大、角膜外傷、眼球混濁、腫瘤または血尿がそれぞれ 1 例に観察された。

試験途中の雄動物の死亡は、交配前投与期間に 1500 ppm 群の F1 世代の 1 例（投与第 7 週）および 15000 ppm 群の F0 世代の 1 例（投与第 5 週）に認められたが、いずれも死亡前に一般状態の変化は認められなかった。

雌の対照群および 150 ppm 群ではいずれの動物にも異常所見は観察されなかった。1500 ppm 群では、F0 世代の投与第 9 週から剖検日まで眼周囲または鼻部周囲被毛汚染が 1 例に観察された。同群では、ケージ内事故に起因すると考えられる不正咬合、顔面の変形、鼻出血、外尿道口周囲被毛汚染、眼周囲または鼻部周囲被毛汚染が、F0 世代で 1 例（不妊）、F1 世代で 2 例みられた。15000 ppm 群では、F0 世代の妊娠および哺育期間に脱毛が 1 例に、F1 世代では口角部の腫瘤が不妊の 1 例に観察された。

試験途中の雌動物の死亡あるいは安楽死は、15000 ppm 群の F0 世代で 2 例みられた。1 例は交配前投与期間に外尿道口周囲被毛汚染および眼周囲または鼻部周囲被毛汚染が観察され、一般状態が悪化して瀕死状態になったため安楽死させた。他の 1 例は難産がみられ妊娠 21 日から児の娩出を開始したが、その翌日全児を娩出する前に死亡した。

被験物質投与群でみられた所見の発生頻度は、いずれにも対照群と比較して有意な差は認められなかった。

(2) 体重 (Figure 2～5; Table 3 および 4; INDIVIDUAL DATA 2-1-1～2-4-4)

雄の体重は、150 ppm 群では F0 および F1 のいずれの世代にも対照群と比較して有意な差はみられなかった。1500 ppm 群では F0 世代の投与第 2 週から剖検日まで有意な高値または高値傾向がみられたが、F1 世代では有意な差はみられなかった。15000 ppm 群では F0 世代の投与第 2 週、3 週および 5 週に有意な高値がみられ、F1 世代の投与第 3 週から 6 週に有意な低値がみられた。

1
2

雌の体重は、150 および 1500 ppm 群では F0 および F1 のいずれの世代にも対照群と比較して有意な差はみられなかった。15000 ppm 群では F0 世代の投与第 2 週に有意な高値がみられたが、F1 世代では投与第 3 週以降剖検日まで対照群より低い値で推移し投与第 3 週および投与第 6 週から哺育 14 日に有意な低値がみられた。

(3) 体重増加量 (Table 5 および 6; INDIVIDUAL DATA 3-1-1～3-4-4)

雄の体重増加量は、150 ppm 群では F0 および F1 のいずれの世代にも対照群と比較して有意な差はみられなかった。1500 ppm 群では F0 世代の投与 0-1 週から剖検日まで有意な高値または高値傾向がみられたが、F1 世代では有意な差はみられなかった。15000 ppm 群では F0 世代の投与 0-1 週から 0-4 週に有意な高値がみられ、F1 世代では投与 0-1 週および 0-3 週から 0-6 週に有意な低値がみられた。

雌の体重増加量は、150 ppm 群では F0 世代の哺育 0-4 日に対照群と比較して有意な高値がみられたが、F1 世代では有意な差はみられなかった。1500 ppm 群ではいずれの世代にも有意な差はみられなかった。15000 ppm 群では F0 世代の投与 0-1 週、0-2 週および 0-3 週に有意な高値、妊娠 0-14 日に有意な低値がみられ、F1 世代では投与 0-3 週から 0-10 週まで対照群と比較して低く推移し投与 0-3 週および 0-10 週に有意な低値がみられた。

(4) 摂餌量 (Figure 6～9; Table 7 および 8; INDIVIDUAL DATA 4-1-1～4-4-4)

雄の摂餌量は、150 ppm 群では F0 世代の投与第 2 週および 3 週に対照群と比較して有意な高値がみられ、F1 世代の投与第 7 週に有意な低値がみられた。1500 ppm 群では F0 世代の投与第 2 週から 4 週までおよび 6 週から 8 週まで対照群と比較して有意な高値がみられたが、F1 世代では有意な差はみられなかった。15000 ppm 群では F0 世代の投与第 2 週および 3 週に対照群と比較して有意な高値がみられた。一方、F1 世代では投与第 1 週、3 週および 4 週に有意な低値がみられた。

雌の摂餌量は、150 および 1500 ppm 群では F0 および F1 のいずれの世代にも対照群と比較して有意な差はみられなかった。15000 ppm 群では F0 世代では有意な差はみられなかったが、F1 世代の投与第 1 週から 5 週まで有意な低値がみられた。さらに、哺育期間中の摂餌量が低値で推移し哺育 7-14 日に有意な差がみられた。

(5) 被験物質摂取量 (Table 9 および 10)

投与期間中の各投与群の平均被験物質摂取量 (mg/kg/day) は、F0 雄、F1 雄、F0 雌および F1 雌の順にそれぞれ次のような結果であった。150 ppm 群で 10.2、11.4、14.0 および 14.3、1500 ppm 群で 101、115、141 および 138、15000 ppm 群で 1008、1142、1363 および 1363 であった。

(6) 繁殖能力

1) 性周期 (Table 11; INDIVIDUAL DATA 5-1-1～5-2-4)

雌の正常性周期出現率および発情期間隔には、いずれの世代においても被験物質投与群と対照群の間で有意な差はみられなかった。

2) 交尾率、受胎率、出産率、着床数および分娩率 (Table 12; INDIVIDUAL DATA 6-1-1～6-2-4)

雌雄の交尾率および受胎率ならびに雌の出産率、着床数および分娩率には、いずれの世代においても被験物質投与群と対照群の間で有意な差はみられなかった。

3) 交尾までの所要日数 (Table 12; INDIVIDUAL DATA 6-1-1～6-2-4)

交尾までの所要日数には、いずれの世代においても被験物質投与群と対照群の間で有意な差はみられなかった。

4) 妊娠期間 (Table 12; INDIVIDUAL DATA 6-1-1～6-2-4)

雌の妊娠期間に 1500 ppm 群の F0 世代においてのみ有意な延長がみられた。しかし、F1 世代では被験物質投与群と対照群の間で有意な差はみられなかった。

(7) 精巣の精子頭部数、精巣上体の精子の数、運動能および形態 (Table 13 および 14; INDIVIDUAL DATA 7-1-1～7-2-4 および 8-1-1～8-2-4)

精巣の精子頭部数、精子運動率、良好精子率、遊泳速度ならびに精巣上体における異常形態精子率には、いずれの世代においても被験物質投与群と対照群の間で有意な差はみられなかった。

精巣上体の精子数に、150 ppm 群の F0 世代で有意な低値がみられた。また、遊泳パターンのうち精子頭部の振幅 (ALH) に 15000 ppm 群の F0 世代で有意な高値がみられた。しかし、F1 世代ではこれらの項目を含むいずれの項目にも被験物質投与群と対照群の間で有意な差はみられなかった。

(8) 性成熟に関する身体発育分化 (Table 15; INDIVIDUAL DATA 9-1～9-4)

F1 世代の雄の包皮分離完了および雌の膣開口完了の平均日齢および完了日の体重には、被験物質投与群と対照群の間で有意な差はみられなかった。

(9) 自発運動量 (Table 16 および 17; INDIVIDUAL DATA 10-1-1～10-2-4)

F1 世代の雌雄とも、いずれのデータの収集間隔においても被験物質投与群と対照群の間で有意な差はみられなかった。

(10) 水迷路試験 (Table 18 および 19; INDIVIDUAL DATA 11-1-1～11-2-8)

F1 世代の雄では、1500 および 15000 ppm 群で試行 3 日目 (T型水迷路 2 日目) の目標地点

への到達時間に有意な短縮がみられた。15000 ppm 群では同日の過誤回数にも有意な低値がみられた。その他の試行日の各項目には被験物質投与群と対照群の間で有意な差はみられなかった。

F1 世代の雌ではいずれの項目にも被験物質投与群と対照群の間で有意な差はみられなかった。

(11) 血液学的検査 (Table 20 および 21; INDIVIDUAL DATA 12-1-1～12-4-4)

雄では、F0 および F1 世代のいずれの項目にも被験物質投与群と対照群の間で有意な差はみられなかった。

雌の 150 ppm 群では、F0 世代においてのみ桿状核好中球および分葉核好中球の割合が有意に低下し、リンパ球の割合は有意に増加した。1500 および 15000 ppm 群では F0 および F1 世代のいずれの項目にも対照群と比較して有意な差はみられなかった。

(12) 血液化学的検査 (Table 22 および 23; INDIVIDUAL DATA 13-1-1～13-4-4)

雄の 150 ppm 群ではいずれの項目にも対照群と比較して有意な差はみられなかった。1500 ppm 群では F0 世代においてのみグロブリン量が対照群と比較して有意に増加した。15000 ppm 群では F0 および F1 世代ともグロブリン量が有意に増加した。この変化を反映して、これらの投与群では総蛋白量が有意に増加した。一方、アルブミン量には変化はみられなかった。

雌の 150 および 15000 ppm 群では F0 世代においてのみ総蛋白およびグロブリンの量が有意に増加した。1500 ppm 群では F0 および F1 世代のいずれの項目にも変化はみられなかった。

(13) ホルモンレベル (Table 24 および 25; INDIVIDUAL DATA 14-1-1～14-4-4)

雄の 150 ppm 群ではいずれの項目にも対照群と比較して有意な差はみられなかった。1500 ppm 群では F0 世代において FSH 濃度に有意な低値がみられ、F1 世代では DHT 濃度に有意な高値がみられた。15000 ppm 群では F0 世代において T4 濃度に有意な低値がみられたが、F1 世代ではいずれの項目にも変化はみられなかった。

雌の 150 ppm 群では F0 世代において TSH 濃度に有意な高値がみられた。1500 および 15000 ppm 群では F0 および F1 世代とも TSH 濃度に有意な高値がみられた。15000 ppm 群ではこの他に、F0 世代で FSH 濃度に有意な高値、T4 濃度に有意な低値ならびに F1 世代で T4 濃度に低値傾向がみられた。

(14) 病理学的検査成績

1) 剖検所見 (Table 26 および 27; INDIVIDUAL DATA 15-1-1～15-4-4)

交尾不成立または交配相手雌が妊娠不成立であった雄では、F0 または F1 世代の対照群を含む各群で腎盂拡張、腎盂内微細白色顆粒、回腸の憩室、精巣および精巣上体の小型、上切

8-3 HBCD 含有製品(カーテン)からの放散試験

「カーテンからの HBCD 放散試験　結果報告書」

カーテンからの HBCD 放散試験　結果報告書

独立行政法人　製品評価技術基盤機構
化学物質管理センター　リスク評価課
北陸支所　　製品安全技術課

1. 背景と目的

1,2,5,6,9,10-ヘキサブロモシクロドデカン（以下「HBCD」という）は、「化学物質の審査及び製造等の規制に関する法律」（以下「化審法」という）の監視化学物質に指定されており、臭素系難燃剤としてカーテンや断熱材に使用されている。NITE 化学物質管理センターでは、HBCD のリスク評価を詳細に行うためには、一般環境経由だけでなく、室内環境経由の暴露評価を実施する必要があると考えられる。そのため、カーテン等の消費者製品から室内に放散される HBCD の放散量を求める必要がある。

HBCD の放散量については、その物性から JIS A 1901 の小形チャンバー法や JIS A 1911 の大形チャンバー法を使用するか、または、JIS A 1904 の SVOC のマイクロチャンバー法を使用することで放散速度が求められると考えられる。ここでは、JIS A 1901 に従い、小形チャンバー法による HBCD の放散量試験を行うこととし、これら放散試験の知見と技術を有している NITE 北陸支所と連携して、経済産業省（以下「METI」という）の平成 23 年度試買試験計画に上げられているカーテンからの放散量測定を実施することとした。

2.1　試験サンプル

放散試験に興じた試料名および HBCD 含有量等を Table 1 に示す。なお、試験サンプルについては、一般財団法人化学物質評価研究機構（以下「CERI」という）より、カーテンの HBCD 含有量分析結果と共に提供いただいた。

Table 1　Sample size and HBCD content of Curtain Samples

Sample No.	Sample Size	HBCD content of Curtain Sample (wt%)
No.1	100 cm×110 cm (1 sheet)	αHBCD：0.52, βHBCD：0.22, γHBCD：0.85
No.2	100 cm×135 cm (1 sheet)	αHBCD：0.71, βHBCD：0.43, γHBCD：1.00

※含有量は、CERI の試験結果の平均値



Fig. 1-a Curtain Sample No.1



Fig. 1-b Curtain Sample No.2

2.2　放散試験

放散試験は、JIS A 1901 小形チャンバー法で実施する。使用するチャンバーのサイズは、20L および 1m³チャンバーを用いた。通常の JIS A 1901 によると、チャンバー内温度は 28±1℃に設定される。しかし、HBCD の物理化学性状を踏まえると、この温度設定だけでは分析感度から定量下限値以下となる可能性が考えられたため、チャンバー内温度を設定可能な最大値である 100℃とした場合の試験も併せて実施することとした。試験条件の詳細を Table2 に示す。

Table 2　Emission Test Conditions of Curtain

Sample No.	Chamber Size	Test Specimen	Chamber Testing Conditions
No.1	20 L	Product loading factor：2.2 m^2/m^3	Emission time：1 day Chamber temperature：28 deg C Relative humidity：50 % Sampling Volume：50 L Air Change Rate：0.5/hr
No.1	1 m^3	Product loading factor：1 m^2/m^3	Emission time：1 day Chamber temperature：100 deg C Relative humidity：0 % Sampling Volume：50 L Air Change Rate：0.5/hr
No.2	20 L	Product loading factor：2.2 m^2/m^3	Emission time：1 day Chamber temperature：28 deg C Relative humidity：50 % Sampling Volume：50 L Air Change Rate：0.5/hr
No.2	1 m^3	Product loading factor：1 m^2/m^3	Emission time：1 day Chamber temperature：100 deg C Relative humidity：0 % Sampling Volume：50 L Air Change Rate：0.5/hr
No.2	1 m^3	Product loading factor：1 m^2/m^3	Emission time：1 day Chamber temperature：28 deg C Relative humidity：50 % Sampling Volume：50 L Air Change Rate：0.5/hr

※ Product loading factor：試験負荷率。チャンバー内に占める試験片面積のこと。

※ Emission time：チャンバー試験時の放散時間。

※ Air Change Rate：換気回数のこと。

2.3　試料採取

試料採取は、試料設置 24 時間経過後にチャンバーから排気された空気を流速 167mL /min で Agilent Technologies 社製 ABS Elut NEXUS 200mg, 6mL に物理吸着させることによりサンプリングを行う。これをアセトンにて抽出し、試料とした。また、HBCD は、その物理化学性状からチャンバー内の壁面へ吸着されることも想定されるため、20L チャンバーによる放散試験終了後、チャンバー内をアセトンにて壁面を BEMCOT（旭化成せんい社製）にて拭き取り、この BEMCOT からアセトンにて抽出し併せて試料とした。

2.4　試料分析方法

a)　標準試薬

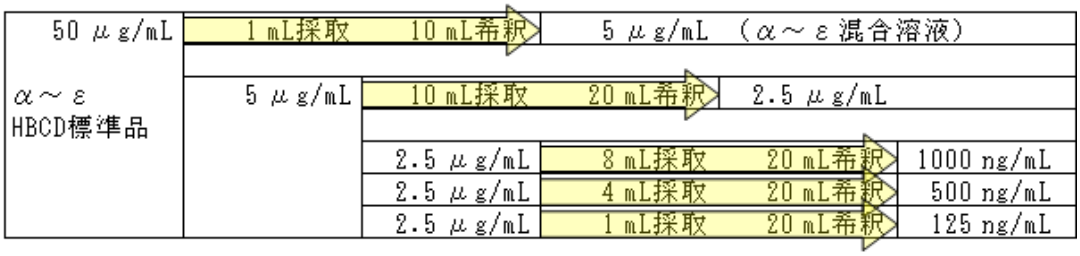
HBCD 標準試薬は、Wellington Laboratory 社製
α-1,2,5,6,9,10-Hexabromocyclododecane （容量 1.2mL、濃度 50 μg/mL、トルエン溶液）
β-1,2,5,6,9,10-Hexabromocyclododecane （容量 1.2mL、濃度 50 μg/mL、トルエン溶液）
γ-1,2,5,6,9,10-Hexabromocyclododecane （容量 1.2mL、濃度 50 μg/mL、トルエン溶液）
δ-1,2,5,6,9,10-Hexabromocyclododecane （容量 1.2mL、濃度 50 μg/mL、トルエン溶液）
ε-1,2,5,6,9,10-Hexabromocyclododecane （容量 1.2mL、濃度 50 μg/mL、トルエン溶液）
を用い、また、内部標準物質も同様に Wellington Laboratory 社製
α-1,2,5,6,9,10-Hexabromo[$^{13}C_{12}$]cyclododecane （容量 1.2mL、濃度 50 μg/mL、トルエン溶液）
β-1,2,5,6,9,10-Hexabromo[$^{13}C_{12}$]cyclododecane （容量 1.2mL、濃度 50 μg/mL、トルエン溶液）
γ-1,2,5,6,9,10-Hexabromo[$^{13}C_{12}$]cyclododecane （容量 1.2mL、濃度 50 μg/mL、トルエン溶液）
を用いた。

その他、溶媒抽出用アセトンは、残留農薬試験・PCB 試験用（関東化学社製）を、溶媒転換および HPLC 溶離液用アセトニトリルは、LC/MS 用（関東化学社製）を、HPLC 溶離液用メタノールは、LC/MS 用（関東化学社製）を用いた。精製水は、小松電子社製超純水/うるぴゅあ KE0119 にて作成した。

b)　試料調整

試料を採取した ABS Elut NEXUS からアセトンで抽出し、5mL に定容したものを HPLC/TOF-MS で分析した。

検量線溶液調製はα～ε-HBCD 標準品を、アセトニトリルで希釈・調製し、別途調製したα～γ-HBCD [$^{13}C_{12}$]500ng/mL 混合溶液を、最終 3 濃度水準の溶液調製時に各々添加した。



c)　分析機器条件

試料分析は、Agilent Technologies 社製高速液体クロマトグラフ飛行時間型質量分析計（TC/TOF-MS 6224Accurate-Mass）を用いた。

【LC 条件】

カラムは、Sigma-Aldrich 社製 Ascentis Express C18（長さ 150 mm×内径 2.1 mm×粒径 2.7 μm）を用いた。

サンプル注入量は 5μL とした。

移動相は、流速は 0.2 mL/min、カラム温度を 50℃とし、グラジエントにて分析を行った。グラジエントモードを以下に示す。

A/水：B/アセトニトリル:メタノール(1:9)

0 min	A：B = 20：80
0→13 min	A：B = 0：100 (linear gradient)
13→15 min	A：B = 0：100
15→15.1 min	A：B = 30：70
15.1→22min	A：B = 30：70

【MS 条件】

イオン化法は、ESI（Negative）とし、測定イオンは m/z 641.85 とした。

3. 放散試験結果



Fig.2-a 20L Chamber



Fig.2-b 1 m³ Chamber

Table 3　Emission Factor

Test Condition	Sample No.	Emission Factor　(ng/m²/h)
20 L Chamber　(28℃、50%RH)	1	N.D.
	2	N.D.
1.0 m³Chamber　(100℃、0%RH)	1	N.D.
	2	N.D.
1.0 m³Chamber　(28℃、50%RH)	2	N.D.

※N.D.：Not Detected　（検出限界以下）

※検出限界：HBCD 各異性体（α～ε）の抽出溶液中濃度として、67.2～114.0ng/mL

テストの結果は、Table 3 に示すとおり、すべて N.D.であった。

以上