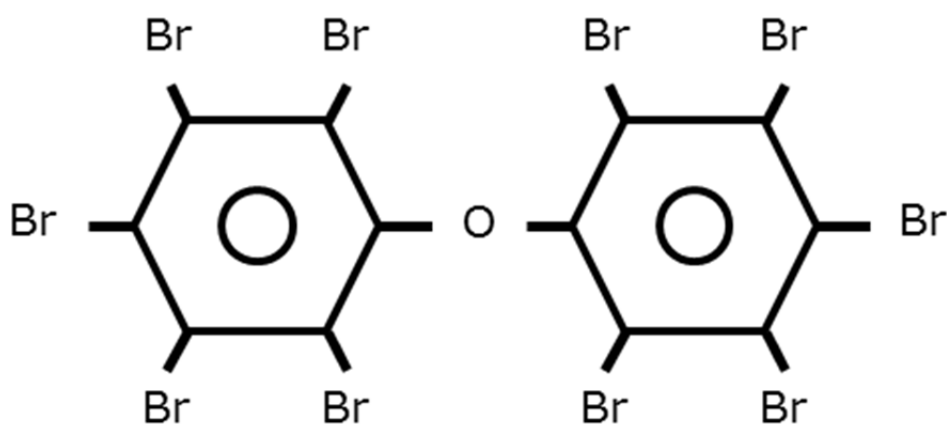


製品含有化学物質のリスク評価

デカブロモジフェニルエーテル

CAS番号 1163-19-5



平成 29 年 9 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・生活衛生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	1
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	7
7	3-1 化審法の製造数量等の届出情報	7
8	3-1-1 製造数量、輸入数量の経年変化	7
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	9
11	3-2-1 BDE-209 含有樹脂の用途	9
12	3-2-2 BDE-209 含有繊維の用途	11
13	3-3 室内環境等における BDE-209 濃度の報告	13
14	3-3-1 居住住宅室内における BDE-209 濃度	13
15	3-3-2 自動車室内における BDE-209 濃度	20
16	3-4 製品及び室内環境中の濃度に関する参照文献	23
17	4 有害性評価	29
18	5 暴露評価	32
19	5-1 暴露シナリオ	32
20	5-1-1 評価対象とする人の集団	32
21	5-1-2 暴露環境と発生源	37
22	5-1-3 暴露経路・シナリオの設定	39
23	5-2 暴露量推定	41
24	5-2-1 居住住宅室内	41
25	5-2-2 自動車室内	53
26	5-3 推定暴露量（生涯平均化-合計推定暴露量）	59
27	6 リスク評価	62
28	7 まとめと考察	63
29	7-1 まとめと考察	63
30	7-2 その他の考察	63
31	8 付属資料	66
32		

要 約

デカブロモジフェニルエーテルは、平成 12 年 9 月に化学物質の審査及び製造等の規制に関する法律（化審法）における「高濃縮性でないが難分解性及び長期毒性を有する化学物質（第二種特定化学物質）の疑いのある化学物質」として指定化学物質に指定された。平成 15 年の化審法改正時には、第二種監視化学物質に指定され、平成 21 年の化審法改正時以降は、スクリーニング評価結果に基づき、一般化学物質となった。その後、当該物質は、平成 28 年 9 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、デカブロモジフェニルエーテルが廃絶・制限の対象物質に追加されることが決定された。平成 29 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、デカブロモジフェニルエーテルを化審法第 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カブロモジフェニルエーテル（BDE-209）¹の主要用途は、樹脂用難燃剤と繊維用難燃剤であり、電気製品、プラスチック製品や車のシート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（NITE）では、これらの製品経由で室内等において BDE-209 に暴露する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、化審法に基づく調査及び届出情報における用途、経済産業省等が実施した国内における実態調査の結果、諸外国で行われているリスク評価書等の情報から、日本国民の住居等において使用されている製品の中でも比較的高濃度で暴露する可能性が考えられる家具、自動車ファブリック及び室内と車室内のダストとした。

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、ものを口に含んだり舐めたりするマウジング行動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。

有害性情報として、2017 年 3 月に米国有害物質疾病登録局（ATSDR）がポリブロモジフェニルエーテルの有害性評価書において、BDE-209 の中期毒性の最小リスクレベル値（MRL）を 0.2 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ と設定していることから、本リスク評価においてもこの MRL を採用することを検討した。しかし、ATSDR では、慢性毒性に関して情報が不足していることから、中期毒性の MRL 設定に留まっている。そこで、ATSDR の中期毒性の MRL 値を参考に慢性毒性の有害性評価値にするため、中期毒性の MRL の設定に用いられた LOAEL 0.05 $\text{mg}/\text{kg}/\text{day}$ を用いることとした。ATSDR の中期毒性の MRL は、LOAEL 値を不確実係数積 300（種間差 10×個体差 10×LOAEL 使用 3）で除して設定されているこ

¹ 商用のデカブロモジフェニルエーテルには、10 臭素化体（BDE-209）以外に、9 臭素化ジフェニルエーテル及び 8 臭素化ジフェニルエーテルの不純物が少量含まれているが、本リスク評価書では、BDE-209 について評価を行っている。

1 とから、これに試験期間に関する不確実性も考慮し、LOAEL 0.05 mg/kg/day に不確実係
2 数積 1000 (種間差 10×個体差 10×LOAEL の使用と試験期間の両方を考慮した 10) で除
3 して有害性評価値を 0.05 µg/kg/day (50 ng/kg/day) とした。本リスク評価書では、この
4 値を慢性影響の有害性評価値として用いることとした。

5
6 暴露量は、対象とする製品等が使用される又は存在する環境 (居住室内及び自動車室内)
7 ごとに合計 8 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推定式とその推定
8 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、8 種の暴露シナリオご
9 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」を算出することとし
10 た。

11 暴露シナリオ及びパラメータは、対象とする製品等が使用される又は存在する環境や製
12 品等の使用条件等に応じて設定したが、その際、合理的な範囲で暴露量を大きく見積もる
13 厳しい条件とすることとした。そのため、推定合計暴露量は、厳しい条件が重ね合わされ
14 た結果となっている。また、各パラメータは、既存文献の調査結果に基づいて設定したが、
15 それら結果の妥当性の確認及び情報が不足しているパラメータについては、NITE 製品安
16 全センター及び北陸支所にて BDE-209 を含有する製品を対象とした試験を行い、その結
17 果も用いた。

18 暴露評価の結果、推定合計暴露量は、成人が 20.4 ng/kg/day、子供が 131.9 ng/kg/day
19 となった。居住住宅室内及び自動車室内環境において、BDE-209 を含有する製品の使用に
20 伴う直接的な摂取よりも、成人、子供ともに製品から放出された BDE-209 が吸着したダ
21 ストを摂取することによる経口経路の暴露量が非常に多く、推定合計暴露量の 97 %を占め
22 る結果となった。

23
24 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、ハザード比
25 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
26 れるレベルにない」とした。

27 リスク評価において、有害性評価値が慢性毒性の値であることを考慮し、暴露評価の結
28 果が成人と子供それぞれで推定合計暴露量が算出されていることから、これを子供から成
29 人までの 70 年における生涯平均化暴露量 (70 年間の加重平均暴露量) に換算した。

30 リスク評価の結果、慢性毒性に関しては、有害性評価値が 50 ng/kg/day であるのに対し
31 て生涯平均化暴露量は 30 ng/kg/day となり、ハザード比は 0.6 で 1 を下回った。よって、
32 合理的な範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
33 クが懸念されるレベルにないと考えられる。

34 なお、子供期の 1 日あたりの暴露量を用いると、ハザード比が 1 以上になるが、単純に
35 慢性毒性の有害性評価値を用いることは適切ではなく、ATSDR が設定した中期毒性の
36 MRL を用いるのが良いと考えられる。この場合においても、ハザード比は 0.6 となるため、
37 リスクが懸念されるレベルにない。

38
39 BDE-209 が化審法第一種特定化学物質に指定されたことから、BDE-209 を含有する製
40 品を輸入・製造・販売ができなくなるため、今後は本リスク評価で推定した暴露量よりも

- 1 一段と低下していくと考えられる。また、現在、居住住宅室内及び自動車室内で **BDE-209**
- 2 含有製品が使用・設置されている場合においては、それら製品を今後も使用し続けたとし
- 3 ても製品経路による人への健康影響に関するリスクは懸念されるレベルにないものと考え
- 4 られる。
- 5

1 対象物質のプロファイル

デカブロモジフェニルエーテルは、平成 12 年 9 月に化学物質の審査及び製造等の規制に関する法律（化審法）において、「高濃縮性でないが難分解性及び長期毒性を有する化学物質（第二種特定化学物質）の疑いのある化学物質」としての指定化学物質に指定され、その後第二種監視化学物質に指定された。平成 21 年の化審法改正時以降は、スクリーニング評価の結果に基づき一般化学物質となっている。平成 28 年 9 月には、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）に基づき、デカブロモジフェニルエーテルが廃絶・制限の対象物質に追加されることが決定された。平成 29 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、デカブロモジフェニルエーテルを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。

デカブロモジフェニルエーテルは、基本骨格であるジフェニルエーテルの全ての置換基が臭素化された臭素数 10 の物質（BDE-209）である。臭素化ジフェニルエーテル（BDE）には、BDE-209 を含めて合計 209 個の異性体が存在しており、それらは PBDEs と呼ばれている。

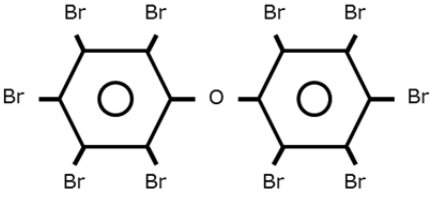
なお、商用のデカブロモジフェニルエーテルには、BDE-209（ $\geq 90\sim 97\%$ ）と少量の臭素数 9 のノナブロモジフェニルエーテルや臭素数 8 のオクタブロモジフェニルエーテルから構成されている（POPRC2015）。

本リスク評価書では、商用のデカブロモジフェニルエーテルの主たる物質である BDE-209 について評価を行う。

BDE-209 のプロファイルを表 1-1 に示す。

1

表 1-1 BDE-209 のプロフィール

化審法：旧第二種監視化学物質通し番号	429 (官報公示日 2000/9/22)
化審法：官報公示整理番号	3-2846
化審法：旧第二種監視化学物質名称	デカブロモジフェニルエーテル
化審法：旧第二種監視化学物質名称に対応する CAS 番号	1163-19-5
化審法：第一種特定化学物質に指定を行う化学物質名称 (案)	デカブロモジフェニルエーテル
化審法：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	1163-19-5
分子式	C ₁₂ Br ₁₀ O
構造式	
別名	デカブロモジフェニルオキシド ビス (ペンタブロモフェニール) エーテル 1,1'-オキシビス [2,3,4,5,6-ペンタブロモベンゼン] 1,1'-Oxybis(pentabromobenzene) 2,2',3,3',4,4',5,5',6,6'-Decabromodiphenyl ether BDE-209 Benzene 1,1-oxybis-, decabromo derivative benzene, 1,1'-oxybis(2,3,4,5,6-pentabromo)- Benzene, 1,1'-oxybis[2,3,4,5,6-pentabromo-] DBBE DBBO DBDPE DBDPO Decabromo biphenyl oxide Decabromo phenoxybenzene Decabromodiphenyl ether Decabromodiphenyl oxide
既存/新規	既存化学物質
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
特定化学物質の環境への排出量の把握等及び管理の改善の促進に関する法律 (化管法)	分類：第一種 政令番号：1-255
大気汚染防止法	分類：有害大気汚染物質 政令番号：中環審第9次答申の119

2

※：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：2017年8月21日

3

1 **2 物理化学的性状**

2 BDE-209 の物理化学的性状について、国連のデカブロモジフェニルエーテル（商業用混
 3 合物、c-decaBDE）リスク管理評価書（POPRC2015）¹から抜粋し、表 2-1 に示す。

4

5

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
分子量	959.2	—	
20 °C、101.3 kPa における物理的状態	白色又は灰色の微細な結晶性粉末	—	ECB 2002
融点/凝固点	300~310	°C	Dead Sea Bromine Group 1993, cited in ECB 2002
沸点	320 (分解)	°C	Dead Sea Bromine Group 1993, cited in ECB 2002
蒸気圧	4.63×10 ⁻⁶ (21 °C)	Pa	Wildlife International Ltd 1997, cited in ECB 2002
水溶解度	< 0.1 (25 °C、カラム溶出法)	µg/L	Stenzel and Markley 1997. cited in ECB 2002
n-オクタノール/水分配係数 Kow (対数値)	6.27 (ジェネレータ・カラム法：実測値) 9.97 (HPLC 法：推定値)	—	Mac Gregor and Nixon 1997, Watanabe and Tatsukawa 1990, respectively, cited in ECB 2002
n-オクタノール/空気分配係数 Koa (対数値)	13.1	—	Kelly et al. 2007

6

¹ United Nations, Report of the Persistent Organic Pollutants Review Committee on the work of its eleventh meeting, Addendum, Risk management evaluation on decabromodiphenyl ether (commercial mixture, c-decaBDE), 2015

1 3 使用状況等

2 3-1 化審法の製造数量等の届出情報

3 BDE-209 は、平成 12 年に指定化学物質に指定されて以降平成 21 年度実績まで、経済産
4 業省により毎年度、製造・輸入量等の実態が調査されてきた。また、平成 22 年度以降は、
5 化審法の一般化学物質として製造・輸入事業者から毎年度、製造数量等が経済産業省に届
6 け出られている。

8 3-1-1 製造数量、輸入数量の経年変化

9 製造数量等の調査及び届出情報による平成 12 年度から平成 26 年度実績までの 15 年間
10 の製造数量、輸入数量を図 3-1 に示す。

11 なお、平成 12 年度から平成 21 年度までについては、経済産業省が事業者に対して調査
12 を行った製造・輸入数量実態調査の結果であり、平成 22 年度以降については、化審法一
13 般化学物質として事業者から国に届け出られた数量である。これら調査及び届出において
14 は、数量の扱いに若干の違いがあり、100 トン未満について同等に扱うことができない。
15 そのため、ここでは、100 トン未満を四捨五入して製造・輸入数量の推移を示す。

16
17 製造・輸入数量の合計は、平成 12 年度（約 3,800 トン）以降、減少傾向にある。平成
18 26 年度の製造・輸入数量の合計は約 1,100 トンである。

20 3-1-2 用途別出荷量の経年変化

21 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。平
22 成 12 年度から平成 26 年度までの 15 年間の用途分類別出荷量を図 3-2 に示す。

23 なお、経済産業省が実施した製造・輸入数量実態調査と化審法一般化学物質として事業
24 者が届け出る製造・輸入数量において、その用途情報の分類に違いがある。そのため、こ
25 こでは、製造・輸入数量実態調査における用途情報を化審法一般化学物質の届け出用の用
26 途分類に対応させたうえで、用途分類別出荷量の推移を示す。なお、3-1-1 と同様に 100 ト
27 ン未満を四捨五入した。

28
29 BDE-209 の用途は「難燃剤」であり、「樹脂用」、「繊維用」に出荷されている。「樹脂用
30 難燃剤」については、平成 12 年度の 3,200 トンから減少し、平成 26 年度には 600 トン
31 （平成 12 年度の 20 %以下）となっている。「繊維用難燃剤」については、明らかな増減
32 は見られないが、平成 23 年度の 500 トン以降は減少傾向にある。

33

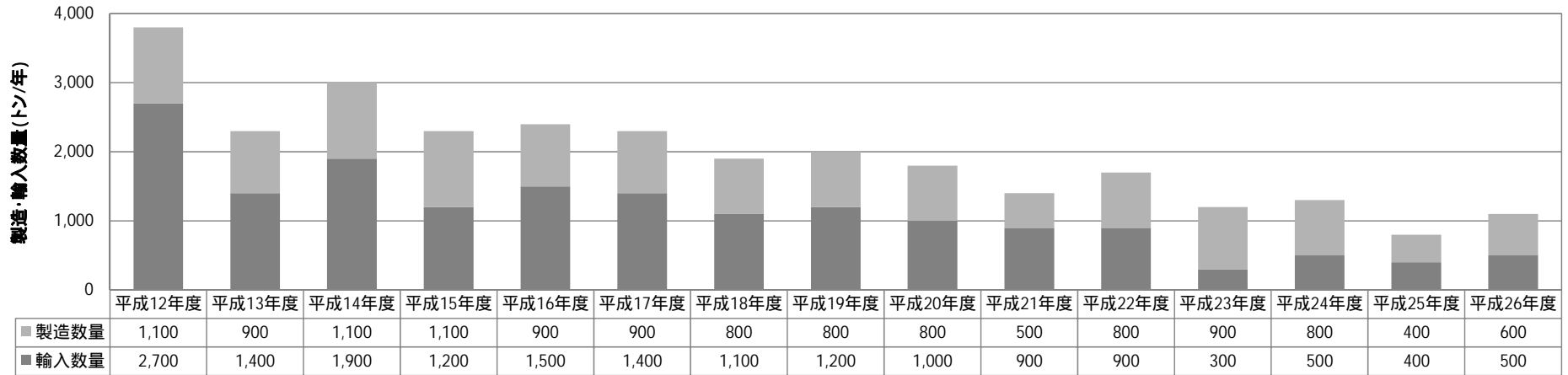


図 3-1 製造・輸入数量の経年変化

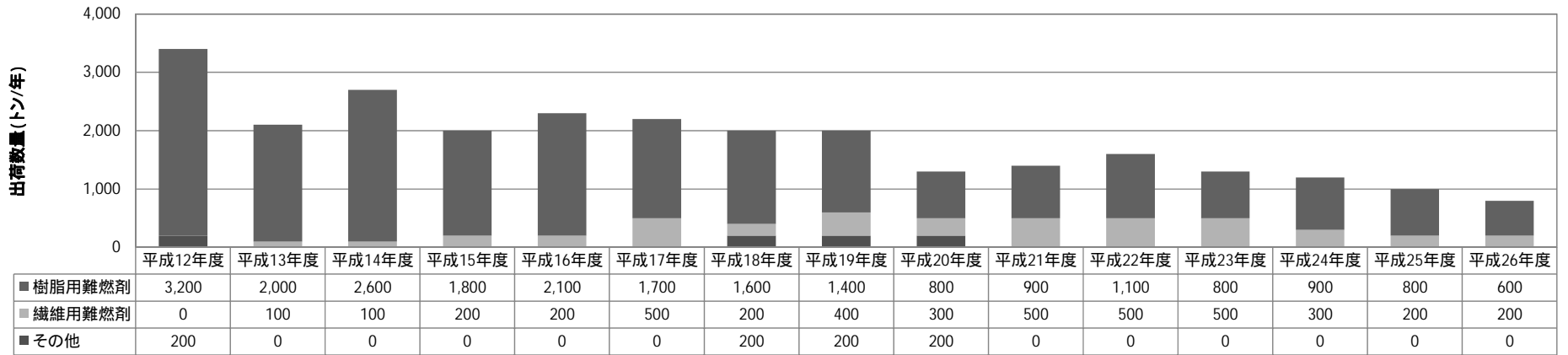


図 3-2 用途別出荷量の経年変化

1
2
3

4
5
6

3-2 含有製品情報

国内における BDE-209 の用途は、前述のとおり難燃剤であり、その 7～8 割が樹脂用難燃剤で占められ、その他が繊維用難燃剤である。世界的に見ても、国にもよるが、そのほとんどが電子機器用の樹脂の難燃剤として使用されており、一部が繊維製品（織物）の難燃剤として使用されている（POPRC2015）。

3-2-1 BDE-209 含有樹脂の用途

一般的に、高難燃性を要する部品には臭素系難燃剤が使われる¹。樹脂に対する臭素系難燃剤の添加率は、10～40 %程度であり、三酸化アンチモンを難燃助剤として使用することで、難燃効果が著しく増強する²。樹脂用の難燃剤としての BDE-209 の主要な用途は、耐衝撃性ポリスチレン製のブラウン管テレビをはじめとする電子機器類の筐体やケーブル、小型電気部品などである¹。

日本国内における樹脂製品への含有量調査結果を表 3-1 にまとめた。ブラウン管テレビをはじめとする電気製品及び部品からは、0.58～140,000 µg/g の濃度で BDE-209 が検出された。中国製の玩具からは 370～23,000 µg/g の BDE-209 が検出された。その他、中国製の 2 製品にも BDE-209 の含有が認められた。

なお、経済産業省の調査において、ビデオテープのテープ部分、吹付用断熱材、発泡ウレタン各 1 点、耐熱塗料 3 点の BDE-209 含有濃度は定量下限値（調査年度により異なり、0.03～0.2 µg/g）未満であった（④ METI2014, ⑤ METI2015, ⑥ METI2016³）。環境省の調査においては、BDE-209 を含有する可能性のある繊維製品を除く 33 製品のうち、21 製品は検出限界（0.01 µg/g）未満かそれに近い値であった（⑦ MOE2014）。

¹ 西澤仁, 難燃性高分子材料(IV)OA 機器、AVC 機器、電線ケーブル用難燃材料と難燃化技術, 日本ゴム協会誌 Vol. 87, 2014, No.1 p. 3-8

² 独立行政法人産業技術総合研究所, 詳細リスク評価書シリーズ 23 デカブロモジフエニルエーテル, 2008

³ ○囲み数字の参考文献については、「3-4 製品及び室内環境中の濃度に関する参照文献」としてまとめて示す。

1

表 3-1 日本国内の樹脂製品中の BDE-209 濃度のモニタリングデータ

分類	製品	検出濃度 ($\mu\text{g/g}$)	文献
電気製品類	ブラウン管テレビ(マレーシア製)	95,000	⑦MOE2014
	ブラウン管テレビ筐体前面 n=5	中央値 : 239 平均値 : 256 最小値 : 0.58 最大値 : 140,000	⑫ Takigami ら 2008
	ブラウン管テレビ筐体背面 n=5	中央値 : 7,300 平均値 : 45,460 最小値 : 1.3 最大値 : 120,000	
	ブラウン管テレビ内の回路 n=5	中央値 : 3.6 平均値 : 9.62 最小値 : 1.0 最大値 : 38	
	ACアダプタ(中国製)	7,750	⑦MOE2014
	電気スイッチ(日本製)	0.8	
	ナイトセンサーライト(中国製)	82,500	
	ファンヒーター(中国製)	22.5	
	LED ネオンブレード(中国製)	870	
	スピーカー(マレーシア製)	3.25	
	玩具	ビデオテープ ケース部分(中国製)	140
おもちゃ 1(中国製)		370	⑦MOE2014
おもちゃ 2(中国製)		9,300	
おもちゃ 3(中国製)		4,750	
おもちゃ 4(中国製)		6,200	
仏像(おもちゃ)(中国製)		23,000	
その他	硬質プラスチックピン(中国製)	545	
	昇降台(中国製)	255	

2

3 家電メーカーにおいては、火災等の製品安全を確保するため、主に 80 年代後半から、
4 ブラウン管や電源基板等の発熱部分を覆う一部のプラスチックに難燃剤として
5 BDE-209 を限定的に使用していた。しかしその後、RoHS 指令¹による 2008 年以降の
6 使用禁止に対し、家電メーカーが前倒しの対応をした結果、2007 年以降に製造した製
7 品には BDE-209 は使用されていない²。日本国内の大手電気・電子機器メーカーによ
8 り作成された調達規定の中では、PBDEs に対する RoHS 指令への対応のため、遅く
9 とも 2006 年 4 月 1 日までに全廃又は含有禁止とされており、関連業界では、前倒し
10 の対応がなされている。

11 なお、日本においては、テレビの地上波放送が 2012 年 3 月までにデジタル化され
12 たため、それに併せ、ブラウン管テレビから液晶等のテレビに買い換えが行われた。
13 よって、現在では BDE-209 が含有されているブラウン管テレビはほとんどの住居に
14 おいて設置されていないと考えられる。

15

¹ Restriction of Hazardous Substances(RoHS)指令：電子・電気機器における特定有害物質の使用制限についての欧州連合による指令のこと。

² 平成 28 年 12 月 7 日に開催された環境省の「第 3 回 POPs 廃棄物適正処理推進に関する検討委員会」の資料 1-2 家電製品協会資料

3-2-2 BDE-209 含有繊維の用途

繊維用難燃剤として BDE-209 は、自動車用繊維製品（自動車ファブリック：布系の座席用シート生地や布系のフロアマットなど）のバックング、幟旗、宣伝幕、重布、ブラインド、布張り家具、ローパーティション、カーペット、特殊衣服に BDE-209 が使用されている¹。なお、一般的な衣服には使用されていない（EU2001²）。日本では、自動車シートが市場で流通している BDE-209 の用途の 60%を占めており、それ以外の織物用途は 15%であると報告されている（POPRC2015）。

日本国内における繊維製品への含有量調査結果を表 3-2 にまとめた。日本製の防災カーペットからは、12 µg/g の濃度で BDE-209 が検出された。防災ずきんの表皮及び中綿からは 5,000～25,000 µg/g、防災・難燃シートからは 0.6～19,000 µg/g の BDE-209 が検出された。自動車のシートからは 1,850～19,000 µg/g、チャイルドシートからは 0.75 µg/g の BDE-209 が検出された。その他、防災用品、バイク用品各 1 種にも BDE-209 の含有が認められた。

なお、経済産業省の調査において、防災カーペット 2 点、クッション 2 点（うち、幼児用 1 点）、防災ずきん 2 点、防災・難燃シート（カバー含む）7 点、車用ジュニアシート、車内マット用カバー、車用携帯まくら、エプロン、バイクカバー各 1 点の BDE-209 含有濃度は定量下限値（調査年度により異なり、0.03～0.2 µg/g）未満であった（④METI2014, ⑤METI2015, ⑥METI2016）。環境省の調査においては、BDE-209 を含有する可能性のある繊維製品 12 製品のうち、7 製品は検出限界（0.01 µg/g）未満かそれに近い値であった（⑦MOE2014）。

¹ 平成 27 年 10 月 7 日厚生労働省「平成 27 年度第 3 回化学物質による労働者の健康障害防止措置に係る検討会」の資料 2-2-2 日本難燃剤協会提出資料

² European Chemicals Bureau, European Union, Risk Assessment Report, bis(pentabromophenyl) ether, CAS No: 1163-19-5, EINECS No: 214-604-9, 2001

1

表 3-2 日本国内の繊維製品中の BDE-209 濃度のモニタリングデータ

分類	製品	検出濃度 ($\mu\text{g/g}$)	文献
カーペット	防災カーペット(日本製)	12	④METI2014
防災ずきん	防災ずきん表地(日本製)	25	
	防災ずきん中綿(日本製)	5	
	防災ずきん表地(中国製)	3.2	⑤METI2015
防災・難燃シート	防災・難燃シート 1(日本製)	0.4	④METI2014
	防災・難燃シート 2(日本製)	29,000	⑤METI2015
	防災・難燃シート 3(日本製)	0.6	
	防災シート(中国製)	15	⑥METI2016
自動車シート	自動車シート 1(製造国不明)	12,000	⑦MOE2014
	自動車シート 2(製造国不明)	19,000	
	自動車シート 3(製造国不明)	1,850	
	チャイルドシート(製造国不明)	0.75	
その他	簡易防災 7 点セット(製造国不明)	55,500	
	バイク用カバー(中国製)	39,000	

2

3 経済産業省は平成 28 年度に、難燃剤を人の生活環境下において身近に存在する製
4 品に使用していると思われる日本自動車工業会（JAMA）やカーテンやブラインド等
5 を扱う工業会等にヒアリングを行った。その結果、調査時点で最終製品の中 BDE-209
6 が使用されていることがわかったのは、自動車ファブリックと室内用ブラインドであ
7 った。

8 環境省の委託事業¹において、平成 23 年 2 月に臭素系難燃剤に関して JAMA にヒア
9 リングを行っている。それによると、1990 年代半ば頃からヒアリング時点において
10 BDE-209 は、車両やグレード、仕様によって異なるが、主にシート表皮のバックコー
11 トと電子部品（エンジンルーム）に使用されており、また、平成 22 年頃において会
12 員企業全体の使用量は数十トンレベルであったが、その後北米等の動きに合わせて減
13 少していくとされている。

14 また、平成 28 年 12 月 7 日環境省「第 3 回 POPs 廃棄物適正処理推進に関する検討
15 委員会」の資料では、自動車業界において、これまでシートなどの繊維素材と主に電
16 子部品（弱電部品）などの樹脂素材に BDE-209 を使用していたが、2017 年頃を目途
17 に新型車・継続生産車への使用を廃止するとされている²。

18 自動車の平均使用年数は 12.76 年（乗用車）³といわれている。したがって、新製
19 品への入れ替わりはある一方で、BDE-209 が含有されたファブリックを使用した自動
20 車やそれらの補修部品等が、現段階においても使用又は在庫として保管されていると
21 考えられる。

22

¹ 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

² 平成 28 年 12 月 7 日環境省「第 3 回 POPs 廃棄物適正処理推進に関する検討委員会」
の資料 1-3

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 28 年 3 月

3-3 室内環境等における BDE-209 濃度の報告

BDE-209 は上述の用途があることから、居住住宅室内及び自動車室内環境下において暴露の懸念がある。

本章では、日本の省庁が行った事業の報告書及び日本国内で行われた調査報告を中心に、日本国内の暴露に関連する実態調査の結果を示すと共に、必要に応じ、日本国外の状況についても確認する¹。

3-3-1 居住住宅室内における BDE-209 濃度

居住住宅室内の空気中濃度、ダスト²中濃度、製品からの溶出濃度等に関して、日本国の状況について調査した。

(1) 空気中濃度

日本国内外における居住住宅室内の空気中濃度の調査結果を、表 3-3、表 3-4 に示す³。

日本国内の居住住宅等の室内空気中 BDE-209 濃度は、調査した文献の範囲において、N.D.~0.95 ng/m³であった。日本国外の居住住宅室内空気中 BDE-209 濃度の最大値の範囲は、268.6×10⁻³~4.46 ng/m³となり、日本の居住住宅室内空気中濃度と比較すると、得られた各文献の最大値について求めた中央値とほぼ同レベルであった。

表 3-3 室内空気中濃度のモニタリングデータ (国内)

分類	場所	n	検出濃度 (ng/m ³)	文献
居住住宅	日本全国の住宅	21 軒	中央値 : 0.20 以下 最大値 : 0.95	①MHLW2015
	日本全国の住宅	50 軒	全て N.D.	
	札幌の住宅	6 軒	全て N.D.	⑩Takeuchi ら 2014
	東京都のアパート	1 軒	N.D.	⑪Saito ら 2007
	北海道の住宅	2 軒 2 室	平均値 : 0.019 最小値 : 0.0081 最大値 : 0.027	⑬Takigami ら 2009a
ホテル	大阪のホテル	1 軒	N.D.	⑭Takigami ら 2009b

¹ ○囲み数字の文献は日本国内の文献であり、1~14 の数字は国外の文献を示している。なお、文献リストは、「3-4 製品及び室内環境中の濃度に関する参照文献」としてまとめて示す。

² 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。

³ 表中の赤及び青色のセルは、日本国内 (赤) 及び国外 (青) それぞれの項目で最大であった報告を示している。

表 3-4 室内空气中濃度のモニタリングデータ (国外)

国名	発表年	n	中央値 (ng/m ³)	最大値 (ng/m ³)	文献
米国*	2007	20	-	268.6×10 ⁻³	4
米国*	2007	20	-	651.2×10 ⁻³	4
英国	2016	15	0.170	3.8	5
ノルウェー	2014	38	0.00376	4.15	6
ドイツ	2009	34	0.0095	0.438	3
台湾	2015	3	-	0.1	15
まとめ			最大値： 0.17 平均値： 0.06 中央値： 0.01	最大値： 4.15 平均値： 1.57 中央値： 0.54	

※：同一の家屋で、前段はリビング、後段はベッドルームを測定。

上述の国内外の室内空气中の BDE-209 濃度 (最大値) の分布を図 3-3 に示す。

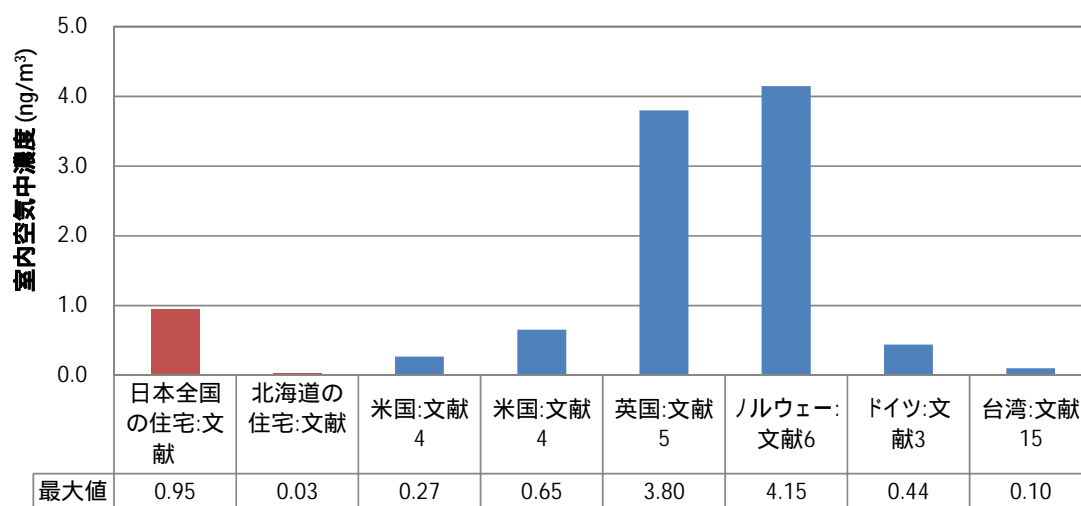


図 3-3 国内外の文献値比較 (室内空气中濃度の最大値)

※：N.D.及び最大値が記載されていない文献は除く

また、各種製品からの放散速度¹の調査結果を表 3-4 に示す。放散速度については、国内に流通する製品に対する含有量調査で BDE-209 の含有が認められた製品に対して行った調査結果である (⑦MOE2014)。

表 3-5 室内の BDE-209 含有製品からの放散速度データ (国内)

分類	製品	検出濃度 (ng/cm ² /hr)	文献
電気製品	ナイトセンサーライト	0.0019 [※]	⑦MOE2014
その他	バイク用カバー(中国製)	0.0016 [※]	⑦MOE2014

※：壁面吸着分の洗いこみ分も含む。

¹ 製品からの BDE-209 の放散速度の結果と、その製品が設置してある室内環境条件 (室内容積及び換気回数) を仮定することで、室内濃度に換算することができる。

1 **(2)ダスト中濃度**

2 日本国内外における居住住宅室内等のダスト中濃度の調査結果を表 3-6 及び表
3 3-7 に示す。

4 日本国内の居住住宅室内等のダスト中の BDE-209 濃度は、調査した文献の範囲に
5 おいて、88～6,500 ng/g であった。

6 その他、モニタリングデータ以外にダスト中濃度を得るため、国立研究開発法人産
7 業技術総合研究所の室内製品暴露評価ツール (AIST-ICET) の機能を使い、製品から
8 ダストへの移行吸着を蒸気圧から推定¹した。その結果、1,019 ng/g となった。

9

10 **表 3-6 居住住宅室内等のダスト中濃度のモニタリングデータ (国内)**

分類	製品	n	検出濃度 (ng/g)	文献
居住住宅	日本全国の住宅	19 箇所	中央値 : 364 最大値 : 3,300	①MHLW2015
	日本全国の住宅	44 箇所	中央値 : 225 最大値 : 4,300	
	関東地方の住宅	5 軒	最大値 : 6,500 ^{*1}	②MOE2012
	国内の住宅	19 軒	中央値 : 550 平均値 : 820 最小値 : 100 最大値 : 2,600	⑧Suzuki ら 2006
	東京多摩地区の住宅	9 軒 13 箇所	テレビ周辺 (n = 3) : 88、90、3,200 洗濯機周辺 (n = 1) : 2,800 床面(n = 1) : 540 その他 ^{*2} : 160 以下	⑨Kono ら 2007
	北海道の住宅	2 軒	平均値 : 390 最小値 : 160 最大値 : 620	⑬Takigami ら 2009a
	オフィス等	国内のオフィス	3 機関 14 室	中央値 : 1,100 平均値 : 2,400 最小値 : 150 最大値 : 17,000
大阪のホテル		1 軒	中央値 : 1,100 [*]	⑭Takigami ら 2009b
その他	ブラウン管テレビ筐体内粉塵	5 台	中央値 : 239,000 平均値 : 256,000 最小値 : 56,000 最大値 : 490,000	⑫Takigami ら 2008
	推定値	—	1,019	AIST-ICET

11

※1 : 報告内容から推定

12

※2 : 蛍光灯カバー(n = 4)、エアコンフィルター(n = 2)、掃除機パック、ファンヒーターフィルター(各 n = 1)

13

¹ AIST-ICET では、プラスチック部材からダスト模擬体への BDE-209、ビスフェノール A ビスジフェニルホート (BDP)、トリフェニルホスフェート (TPP) の移行試験によって得られた経験式である以下の式を用いている。

$$\text{製品からのダストへの移行量 (}\mu\text{g/g)} = 75 \times \text{蒸気圧 (Pa)}^{0.35}$$

1 日本国外の居住住宅室内におけるダスト中の BDE-209 濃度について、2011 年に出
 2 版された Todd Whitehead らの論文（文献 1）に数多くの既報の調査結果がレビュー
 3 されており、その他にも多くの報告がある。その結果、日本国外の居住住宅室内のダ
 4 スト中の BDE-209 濃度は、国（地域）によって濃度が大きく異なり、特に英国で濃
 5 度が高く、その最大値が 2,200,000 ng/g であった。英国を除いた国外の最大値は、ベ
 6 ルギーの 303,000 ng/g であった。

7
 8 表 3-7 日本国外の居住住宅のダスト中濃度のモニタリングデータ

国名	発表年	n	中央値 (ng/g)	最大値 (ng/g)	文献
オーストラリア	2008	10	730	13,000	1
	2009	10	291	-	1
	2009	5	151	587	1
フィリピン	2010	25	118	524	1
シンガポール	2007	31	1,000	13,000	1
韓国	2012	46	1,200	11,000	
中国	2010	76	1,792	9,602	1
	2010	27	4,039	40,500	1
クウェート	2006	17	83	338	1
サウジアラビア	2016	15	275	1,670	11
カナダ	2005	68	630	10,000	1
	2008	10	560	1,100	1
米国	2005	9	665	65,777	1
	2005	17	1,350	8,750	1
	2007	11	< 500	9,600	1
	2008	20	4,502	184,600	1
	2008	20	1,300	3,300	1
	2008	10	2,000	21,000	1
	2008	1	40	40	1
	2009	20	190	66,000	1
	2009	38	1,398	-	1
	2009	12	903	9,210	1
	2009	4	1,038	4,156	1
	2010	50	1,482	32,366	1
	2010	30	1,534	-	1
	2010	27	2,476	72,133	1
	2014	39	1,443	16,792	2
2012	16**a	1,400	15,000	14	
2012	16**b	1,200	8,500	14	
ナイジェリア	2016	12	390	940	8
ベルギー	2004	23	< 100	303,677	1
	2008	8	144	292	1
	2009	19	106	588	1
	2010	43	313	> 1,513	1
フランス	2003	8	420	3,400	1
スペイン	2003	4	425	1,700	1
	2007	6	184	1,615	1
	2008	1	138	138	1
ポルトガル	2010	9	953	1,832	1
フィンランド	2003	1	100	100	1
イタリア	2003	1	1,600	1,600	1
ルーマニア	2008	1	27	27	1
英国	2003	10	7,100	19,900	1

	2006	9	3,796	54,795	1
	2008	30	8,100	2,200,000	1, 9
	2008	28	2,800	520,000	1
	2008	10	10,000	54,000	1
	2016	45	4,500	370,000	5
デンマーク	2003	1	260	260	1
	2011	42	332	58,064	1
スウェーデン	2007	5	158	1,560	1
ノルウェー	2014	38	303	204,000	6
ドイツ	2003	40	265	19,100	1
	2003	1	2,800	2,800	1
	2008	10	63	410	1
	2009	34	312	1,460	1,3
まとめ			最大値： 10,000 平均値： 1,408 中央値： 595	最大値： 2,200,000 平均値： 83,528 中央値： 8,500	

1 ※：同一の家屋で、2006年（a）と2011年（b）に測定。

2

3 国内外の居住住宅室内のダスト中の BDE-209 濃度の分布を図 3-4 に示す。

4

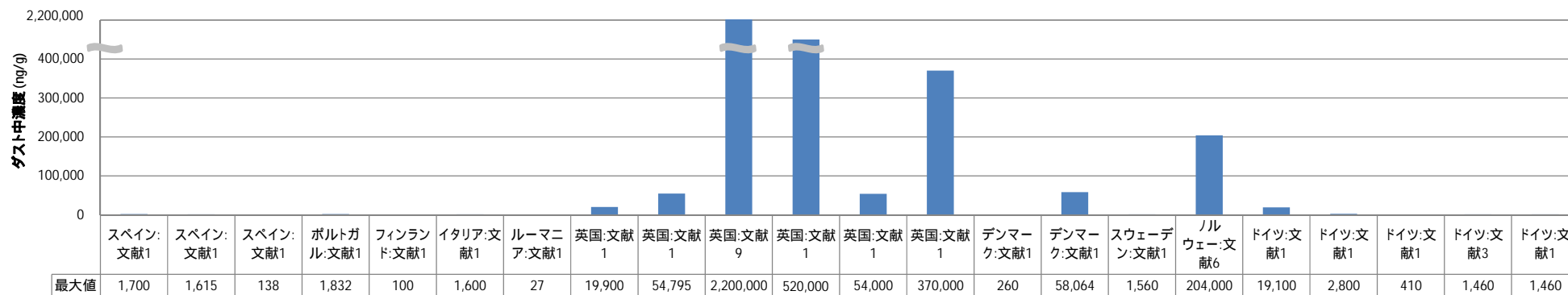
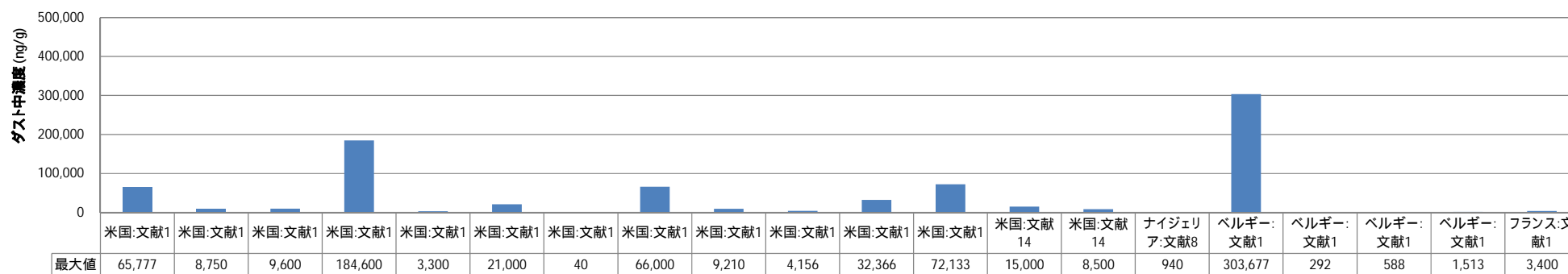
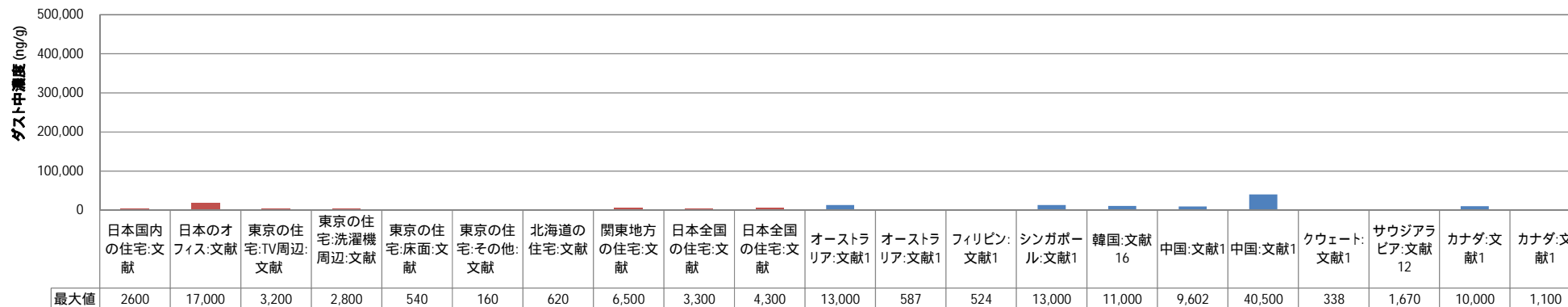


図 3-4 国内外の文献値比較（室内ダスト中濃度の最大値）

※：N.D.及び最大値が記載されていない文献は除く

1
2

Fang Tao ら（文献 5）は、英国内での住宅及びオフィスのダストを採取し、過去に報告された濃度と比較した結果、ダスト中の BDE-209 濃度は、住宅内において減少している部分もあるものの有意な差が見られなかった（ $p > 0.05$ ）が、オフィスでは顕著（ $p < 0.05$ ）に減少傾向にあるとし、その理由として、製品の入れ替わりが住宅よりもオフィスの方が早いサイクルで回るからとしている。よって、住宅のダスト中 BDE-209 も、今後製品の入れ替わりに伴って減少していくものと考えられる。

(3)製品からの溶出

日本国内における居住住宅室内にある BDE-209 含有製品から水への溶出に係るデータを表 3-8 に示す。

日本国内の BDE-209 含有製品からの水への溶出濃度は、調査した文献の範囲において、N.D.～170 ng/g（7.2 ng/cm²）であった。なお、水への溶出については、環境庁告示 13 号「産業廃棄物に含まれる金属等の検定方法」¹に基づいて実施されていた。

その他、7 製品の拭取り調査において、ビニルレザー製ソファに BDE-209 が確認され、その濃度は 100 ng/cm²であったとの報告がある。ただし、拭き取り試験は、室内ダストの発生源調査として行われたものであり、得られたのは溶出の情報ではない。

表 3-8 室内の BDE-209 含有製品から水への溶出に係るデータ（国内）

分類	製品	検出濃度 (ng/g)	文献
樹脂製品	ブラウン管テレビ(マレーシア製)	1200 (0.6 ng/cm ²)	①MOE2014
	ナイトセンサーライト(中国製)	0.0042 (0.024 ng/cm ²)	
	仏像 (おもちゃ) (中国製)	170 (7.2 ng/cm ²)	
	ビデオテープケース部(中国製)	0.93	⑥METI2016
繊維製品	防災カーペット	N.D.	④METI2014
	防災ずきん表地(日本製)	0.05	
	防災ずきん中綿(日本製)	0.37	
	防災・難燃シート 2(日本製)	N.D.	⑤METI2015
	防災・難燃シート 4(中国製)	99	⑥METI2016
	簡易防災 7 点セット(製造国不明)	0.00074 (0.055 ng/cm ²)	⑦MOE2014
バイク用カバー(中国製)	0.0049 (0.27 ng/cm ²)		
その他	製品の拭き取り※ n = 7	ビニルレザー製ソファ : 100 ng/cm ² その他 6 製品 : N.D.	①HLW2015

※：表面のホコリを除去した後、メタノールを添加した石英フィルターで縦横に 5 回ずつ拭取った結果。

¹ 環境庁告示 13 号 産業廃棄物に含まれる金属等の検定方法：5 mm 辺以下に粉碎した試料に対し、純水との重量体積比が 10 %となるように混合し、常温常圧において毎分 200 回で連続 6 時間振とうさせた際の水への溶出量。

3-3-2 自動車室内における BDE-209 濃度

(1) 空気中濃度

日本国内外における自動車室内の空気中濃度及び製品からの放散速度の調査結果を表 3-9 及び表 3-10 に示す。

日本国内において、自動車室内の空気中濃度のモニタリングデータは得られなかった。

放散速度については、環境省の自動車シートの試買調査（⑦MOE2014）及び工業会において確認されている中で、現在最も BDE-209 の含有濃度の高い自動車シートの表皮に対して行った調査（付属資料 1: 独立行政法人製品評価技術基盤機構（NITE））の結果がある。

表 3-9 自動車室内の BDE-209 含有製品からの放散速度データ

製品	検出濃度 (ng/cm ² /hr)	文献
自動車シート	9.3×10 ⁻⁵ ※1	⑦MOE2014
	N.D.※2	NITE(付属 1)

※1：壁面吸着した物質の洗いこみ分も含む。

※2：ガス態での捕集はされなかったが、壁面への吸着は認められた。

日本国外情報は、英国の一つの報告しか得られなかった¹。英国の自動車室内の空気中濃度の最大値（4.0 ng/m³）は、居住住宅室内の空気中濃度調査における最大値（ノルウェー：4.15 ng/m³ ※英国は 3.8 ng/m³）とほぼ同一の値であった。

表 3-10 自動車室内空気中濃度のモニタリングデータ（国外）

国名	発表年	n	中央値 (ng/m ³)	最大値 (ng/m ³)	文献
英国	2010	20※	1.3	4.0	13
	2010	19※	0.9	3.7	13

※：同一の車で、n=20 は運転席、n=19 はトランクルームで測定。

(2) ダスト中濃度

日本国内外における自動車室内のダスト中濃度の調査結果を表 3-11 及び表 3-12 に示す。

日本国内の自動車室内のダスト濃度のモニタリングデータは、調査した範囲では 1 つの報告（③MOE2015）しか得られなかった。その最大値は、床面で 352,000 ng/g、座面で 136,000 ng/g であった。

NITE の試験（付属資料 1）は、製品中の BDE-209 が模擬ダストへ移行・吸着するののかについて検討したものである。その結果、夏場等の高温状態を想定した 60℃ の環境下において、28 日間でダスト模擬体へ移行・吸着する BDE-209 の量は、自動車フ

¹ BDE-209 の物理化学性状を考慮すると、揮発しにくい半揮発性有機化合物（Semi Volatile Organic Compounds : SVOC、沸点範囲～400℃）または粒子状有機化合物（Particulate Organic Matter : POM、沸点範囲 380℃～）に分類されることから、調査者の測定対から除外されたためである可能性が考えられる。

1 アプリックから単位面積当たり 0.04 $\mu\text{g}/\text{cm}^2$ となった。試験に用いた模擬ダストは、
 2 自動車シート 1 cm^2 当たり約 0.5 g であるため、単純にダスト重量当たりの吸着量を
 3 求めると 78.4 ng/g となる。

4 しかし、NITE で同資料において報告しているパッシブフラックスサンプラーによ
 5 る放散試験の結果から、自動車シートから放散した BDE-209 が、シート 1 cm^2 当た
 6 り約 0.5 g/ cm^2 のダストに均一に吸着しているとは考えられず、自動車ファブリック
 7 と接触している極近傍で移行吸着が起きていると想定される。そのため、極近傍のダ
 8 スト模擬体重量を 1/100 の 0.005 g/ cm^2 のダストに 0.04 μg が付着したと仮定した場
 9 合、28 日後（ダスト齢=28 日）のダスト中濃度は 8,000 ng/g となる。車室内を年に 1
 10 度の頻度で清掃する（平均ダスト齢 = 183 日）と仮定すると、ダスト中濃度は、52,140
 11 ng/g となる。

12
 13 表 3-11 自動車室内ダスト中濃度のモニタリングデータ（国内）

製品	検出濃度 (ng/g)	文献
国内の使用済み自動車解体工場の国産車 36 台と、現有車 5 台の計 41 台	最大値(床面) : 352,000 ^{*1} 最大値(座面) : 136,000 ^{*1}	③MOE2015
自動車シート	52,140 ^{*2}	NITE(附属 1)
推定値	1,019 ^{*3}	AIST-ICET

14 ※1：報告内容から推定

15 ※2：模擬ダストを用いた移行試験の結果からの推定

16 ※3：3-3-1(2)の AIST-ICET による物理化学性状からの推定値（再掲）

17
 18 国外の自動車室内ダスト中 BDE-209 濃度は、国によって濃度が大きく異なり、特
 19 に英国では、自動車室内においても濃度が高く、その最大値が 2,600,000 ng/g であっ
 20 た。英国を除いた国外の最大値は、52,000 ng/g（ナイジェリア）であった。

21 英国を含む各国の最大値の平均した値と日本の最大値とを比較すると、各国の最大
 22 値（平均）が日本の最大値よりも 2/3 程度低い値となっている。

23
 24 表 3-12 自動車室内ダスト中濃度のモニタリングデータ（国外）

国名	発表年	n	中央値 (ng/g)	最大値 (ng/g)	文献
米国	2009	12	3,100	-	8
エジプト	2015	5	1,540	-	8
ナイジェリア	2016	16	780	52,000	8
ナイジェリア	2015	12	122	347	8, 11
英国	2008	20	100,000	2,600,000	9
英国*	2011	14	190,000	-	7
英国*	2011	14	2,700	-	7
クウェート	2016	19	391	16,100	10
サウジアラビア	2016	15	200	35,500	11
まとめ			最大値 : 190,000 平均値 : 33,204 中央値 : 1,540	最大値 : 2,600,000 平均値 : 540,789 中央値 : 35,500	

25 ※：同一の車で、n = 20 は運転席、n = 19 はトランクルームで測定。

26
 27 上述の国内外の自動車室内ダスト中の BDE-209 濃度の分布を図 3-5 に示す。
 28

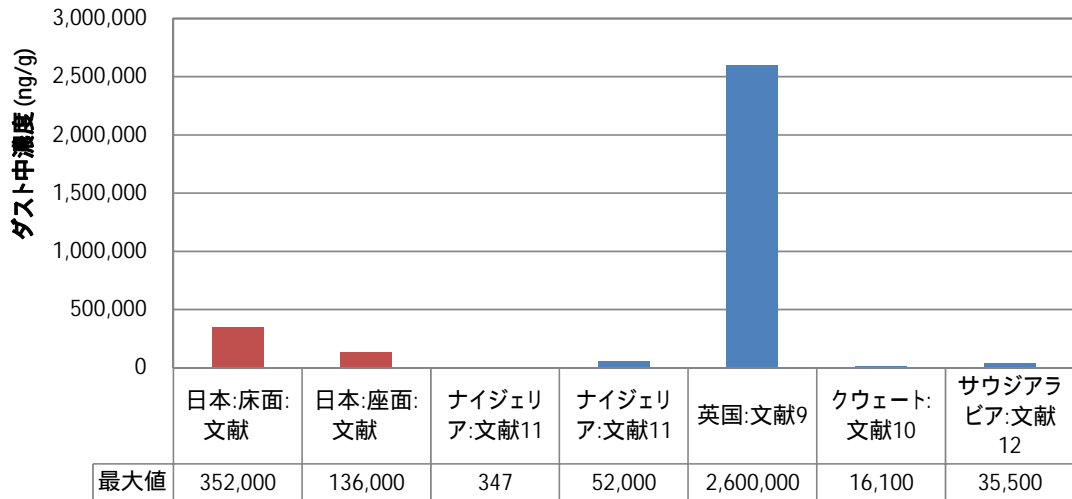


図 3-5 国内外の文献値比較（自動車室内ダスト中濃度の最大値）

※：N.D.及び最大値が記載されていない文献は除く

自動車室内ダスト中の BDE-209 の濃度は、一般家庭中のダストよりも 1~2 桁大きい値となるといわれている（③MOE2015）。調査した文献の範囲においても、一般家庭中のダストと自動車室内の床面ダストとを比較すると、自動車中のダストの方が一般家庭中のダストと比較して 50 倍以上大きい値となっている。

(3)製品からの溶出

日本国内における自動車室内の BDE-209 含有製品からの溶出に係るデータを表 3-13 に示す。本データは、国内に流通する BDE-209 が含まれている可能性があると考えられる製品に対する含有量調査において、BDE-209 の含有が認められた製品に対して行った調査（⑦MOE2014）及び業界団体において確認されている製品の中で、最も BDE-209 の含有濃度の高い自動車シートの表皮に対し、人工唾液を用いて行った溶出試験（付属資料 2：NITE）の結果である。

表 3-13 日本国内の BDE-209 含有製品からの溶出等のデータ

	製品	検出濃度	文献
溶出試験	自動車シート(製造国不明)	0.03 ng/cm ² * ¹ (2 × 10 ⁴ ng/g)	⑦MOE2014
	自動車シート(日本製)	56 ng/cm ² /day* ² (人工唾液中濃度:4 ng/mL)	NITE(付属 2)

※1：環境庁告示 13 号による溶出試験の結果

※2：人工唾液による 24 時間の溶出試験の結果

3-4 製品及び室内環境中の濃度に関する参照文献

【国内の情報】

①MHLW2015

平成 27 年 3 月、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、研究代表者 神野 透人

<概要>

本報告書において、BDE-209 を含む臭素系難燃剤による室内環境汚染の実態を把握するため、平成 25 年度及び平成 26 年度において、北海道から沖縄までの住宅を調査している。平成 25 年度は 21 軒（ハウスダストは 19 箇所）で調査しており、ハウスダスト中の BDE-209 の検出率は 100 %で全ての家屋から検出され、濃度の中央値は 364 ng/g、最大値は 3,300 ng/g であった。室内空気中の検出率は 15.8 %であり、中央値は定量下限値の 0.20 ng/m³以下、最大値は 0.95 ng/m³であった。平成 26 年度は 50 軒（ハウスダストは 44 カ所）で調査しており、ハウスダスト中の BDE-209 の検出率は 100 %で全ての家屋から検出され、濃度の中央値は 225 ng/g、最大値は 4,300 ng/g であった。室内空気中の検出率は 0 %であり、全ての家屋で定量下限値の 0.20 ng/m³以下であった。

また、ハウスダスト中濃度が高濃度であった住宅を対象に、発生源調査として室内に設置してある家電製品（冷蔵庫、テレビ、マッサージチェア）、繊維製品（ソファ 2 種、椅子座面、カーテン）の表面を拭き取り、その濃度を測定した。その結果、ビニルレザー製のソファ 1 種から 100 ng/cm²の BDE-209 を検出し、この製品が BDE-209 の主要な発生源であるとしている。

②MOE2012

平成 24 年 3 月、平成 21～23 年度環境研究総合推進費補助金研究事業、循環過程を含む製品ライフサイクルにおける BFR のリスクコントロールに関する研究、総合研究報告書、代表研究者 滝上 英孝

<概要>

本報告書において、ハウスダストの粒径分布と有機臭素化合物の蓄積特性を把握するため、2009 年に関東地方の一般家庭 5 軒を対象にハウスダストを採取し、PBDEs の濃度を測定している。このとき、ハウスダストは、粒子状及び繊維状だけでなく粒径でも分画し、分画後の単位ダスト中の BDE-209 重量を測定している。その結果、粒子状ダストでは 106-250 μm の粒径において、最大値 7,500 ng/g の PBDEs を検出している。また、繊維状でも粒子状ダストと同じ粒径で、最大値 7,900 ng/g の PBDEs を検出している。なお、粒子状、繊維状共に同じ家屋で採取された試料である。なお、粒子状ダストはダスト全重量中 41～68 %を占めていた。

BDE-209 は、全ての家屋で検出されており、PBDEs に占める BDE-209 の割合は、63～94 %であったとしている。（BDE-209 単独での濃度は記載されていないため、グラフ等から推定すると、粒子状で約 6,200 ng/g、繊維状で約 6,900 ng/g となる。また、全重量に対する粒子状ダストの割合を考慮すると、ハウスダストとしては約 6,500 ng/g 程度となる。）

③MOE2015

平成 27 年 3 月、平成 24～26 年度環境研究総合推進費補助金研究事業、使用済み自動車（ELV）の資源ポテンシャルと環境負荷に関するシステム分析、総合研究報告書、代表研究者 酒井 伸一

<概要>

本報告書において、使用済み自動車（ELV : End-of-Life Veichles）のリサイクルに

1 よる循環資源が有害物質の曝露源になり得るのか等について調査するため、国内の
2 ELV 解体工場にて ELV 国産車 36 台、ELV 外車 4 台、現有車 5 台の計 45 台を対象に
3 内装部材中に臭素が含まれるかを分析し、また、床面及び座面・ダッシュボード上か
4 らダストを採取（外車を除く計 41 台）して臭素系難燃剤の分析を行った。その結果、
5 部材中の臭素の一部は PBDEs 製剤に由来していることが明らかとなったが、自動車
6 の製造年との関係性は見出せていない。検出された PBDEs のうち 12 試料では、
7 BDE-209 が主体である商用 DecaBDE が使用されている可能性が示唆された。床面ダ
8 スト中の PBDEs の濃度範囲は、530～440,000 ng/g であり、中央値は 4,500 ng/g で
9 あった。座面ダスト中の PBDEs の濃度範囲は、960～170,000 ng/g の最大値は 352,000
10 ng/g となる。（座面ダストにも同様の割合が適応できるとした場合、BDE-209 の最大
11 値は、136,000 ng/g となる。）
12

13 ④METI2014

14 平成 26 年 3 月、経済産業省委託事業、平成 25 年度化学物質安全対策、第一種特定
15 化学物質含有製品等安全性調査報告書、受託機関 一般財団法人化学物質評価研究
16 機構

17 <概要>

18 本報告書では、化審法第一種特定化学物質などによる環境経由での人や動植物への
19 悪影響を未然に防止して適切な管理を行うために、試買検査による製品中における物
20 質の含有実態について調査している。そのため、室内環境中等の濃度ではなく、室内
21 環境等で使用される製品中の含有量等を調査した結果である。
22

23 PBDEs が含まれている可能性がある耐熱塗料 3 種（全て日本製）、防災頭巾（日本
24 製）、車内携帯まくら（中国製）、防災・難燃シート 3 種（全て日本製）、防災カーペ
25 ット 3 種（全て日本製）を対象に、製品中の含有量の分析と製品から水へ溶出量の分
26 析を行っている。

27 その結果、BDE-209 は、防災頭巾の表地（25 µg/g）、防災頭巾の中綿（5.0 µg/g）、
28 防災・難燃シートの 1 種（0.4 µg/g）、防災カーペットの 1 種（12 µg/g）に含有され
29 ていた。また、それら製品から水への PBDEs としての溶出率は、防災頭巾の表地が
30 0.00018 %（BDE-209 の溶出量 0.05 ng/g）、防災頭巾の中綿が 0.0074 %（BDE-209
31 の溶出量 0.37 ng/g）、防災カーペットの 1 種が 0.00008 %以下（BDE-209 の溶出量は
32 不検出）であった。
33

34 ⑤METI2015

35 平成 27 年 3 月、経済産業省委託事業、平成 26 年度化学物質安全対策、第一種特定
36 化学物質含有製品等安全性調査報告書、受託機関 一般財団法人化学物質評価研究
37 機構

38 <概要>

39 本報告書では、化審法第一種特定化学物質などによる環境経由での人や動植物への
40 悪影響を未然に防止して適切な管理を行うために、試買検査による製品中における物
41 質の含有実態について調査している。そのため、室内環境中等の濃度ではなく、室内
42 環境等で使用される製品中の含有量等を調査した結果である。
43

44 PBDEs が含まれている可能性がある防災ずきん 2 種（中国製）、防災・難燃シート
45 3 種（全て日本製）、幼児用クッション（中国製）、難燃カバー 2 種（日本製、中国製）、
46 発砲ウレタン（オランダ製）、エプロン（日本製）を対象に、製品中の含有量の分析と
47 製品から水へ溶出量の分析を行っている。

48 その結果、BDE-209 は、中国製防災ずきんの表地（3.2 µg/g）、防災・難燃シート
49 の 2 種（0.6 及び 29,000 µg/g）に含有されていた。また、高濃度に含有されていた防
50 災・難燃シート 1 種から水への溶出試験では、溶出を確認できなかった。
51

52 ⑥METI2016

53 平成 28 年 3 月、経済産業省委託事業、平成 27 年度化学物質安全対策、第一種特定

1 化学物質含有製品等安全性調査報告書、受託機関 一般財団法人化学物質評価研究
2 機構

3
4 <概要>

5 本報告書では、化審法第一種特定化学物質などによる環境経由での人や動植物への
6 悪影響を未然に防止して適切な管理を行うために、試買検査による製品中における物
7 質の含有実態について調査している。そのため、室内環境中等の濃度ではなく、室内
8 環境等で使用される製品中の含有量等を調査した結果である。

9 BDE-209 が含まれている可能性がある防災・難燃シート 3 種（全て中国製）、バイ
10 クカバー（中国製）、車内マット用カバー（中国製）、防災ずきん 2 種（全て中国製）、
11 クッション（米国製）、ビデオテープ（中国製）、車用ジュニアシート（中国製）、吹付
12 用断熱材（韓国製）を対象に、製品中の含有量の分析と製品から水へ溶出量の分析を
13 行っている。

14 その結果、BDE-209 は、防災・難燃シート 1 種（15 µg/g）、ビデオテープのケース
15 部（140 µg/g）に含有されていた。また、BDE-209 の含有が確認された 2 製品を対象
16 とした水への溶出率は、防災・難燃シート 1 種が 0.66 %（BDE-209 の溶出量 99 ng/g）、
17 ビデオテープのケース部が 0.00066 %（BDE-209 の溶出量 0.93 ng/g）であった。
18

19 ⑦MOE2014

20 平成 26 年 3 月、環境省委託事業、平成 25 年度製品中の有害化学物質モニタリング
21 調査業務報告書、受託機関 みずほ情報総研株式会社

22
23 <概要>

24 本報告では、製品中の有害な化学物質については、その含有状況や溶出の可能性よ
25 っては、人や動植に影響を及ぼす懸念が高いことから、市場に流通する形態や実態を
26 把握するため、BDE-209 を含有する可能性がある製品を入手し、含有量分析、溶出試
27 験、放散試験を実施している。

28 その結果、BDE-209 を含有する可能性のある 45 製品（電気電子製品 13、運輸関連
29 製品 1、建築・建設関連製品 8、ケーブル類 4、リサイクル製品 7、繊維製品 12）に
30 対し、BDE-209 の含有量分析で、1%以上含有されていた製品が 7 製品（電気電子製
31 品 1、運輸関連製品 1、リサイクル製品 1、繊維製品 4）、0.1~1%が 5 製品、0.1%以
32 下が 5 製品、28 製品が N.D.であった。この 7 製品の内、製品の種類等を考慮して 6
33 製品（製造国不明自動車シート、中国製仏像のおもちゃ、中国製ナイトセンサーライ
34 ト、製造国不明簡易防災 7 点セット、中国製バイク用カバー、マレーシア製ブラウン
35 管テレビ）について溶出試験を行った結果、製品の単位面積当たりの溶出量は、簡易
36 防災 7 点セットが最大値 550 ng/cm²であった。また、3 製品（製造国不明自動車シー
37 ト、中国製ナイトセンサーライト、中国製バイク用カバー）について放散試験を実施
38 した結果、放散速度が最大となったのは、ナイトセンサーライトの 1.9×10⁻³ ng/cm²/hr
39 であった。
40

41 ⑧Suzuki ら 2006

42 Suzuki G et al., PBDEs AND PBDD/Fs IN HOUSE AND OFFICE DUST FROM
43 JAPAN, *Organohalogen Compounds Vol 68, 2006, pp.1843-1846*

44
45 <概要>

46 本報告では、2005 年の 5 月から 12 月にかけて、日本国内の 19 軒の家屋（n = 19）
47 と 3 機関のオフィス（n = 14）において、ダストを採取し、それらに含まれる PBDEs
48 を測定した。採取する際にはアンケートを実施し、清掃頻度、面積、築年数、床の種
49 類、換気状況、テレビ（TV）やコンピュータ（PC）の設置台数と使用状況も調査し
50 ている。

51 その結果、19 軒の家屋中のダスト中 BDE-209 濃度は、範囲 100,000–2,600,000 pg/g、
52 中央値 550,000 pg/g、平均値 820,000 pg/g であり、14 のオフィスにおけるダスト中
53 BDE-209 濃度は、範囲 150,000–17,000,000 pg/g、中央値 1,100,000 pg/g、平均値
54 2,400,000 pg/g であった。また、アンケート調査に基づく室内環境情報とダスト中の

1 BDE-209 を含む高臭素化の BDE との間に相関は見られていない。

2
3 ⑨Kono ら 2007

4 Kono Y et al., POLYBROMINATED DIOXINS (PBDDs/DFs) AND
5 POLYBROMINATED DIPHENYL ETHERS (PBDEs) IN HOUSE DUST IN
6 ORDINARY HOMES, *Organohalogen Compounds Vol 69, 2007, pp.2781-2784*

7
8 <概要>

9 本報告では、東京多摩地区の 9 軒の家屋から、テレビの周辺 (n = 3)、蛍光灯カバーの上 (n = 4)、エアコンのフィルター (n = 2)、掃除機のパック (n = 1)、洗濯機の周辺 (n = 1)、ファンヒーターのフィルター (n = 1)、床面 (n = 1) から合計 13
10 のダストサンプルを採取し、ダスト中の BDE-209 等の濃度を測定している。

11
12
13 その結果、テレビ周辺の 1 サンプルが BDE-209 の濃度が最も高く、3,200 ng/g (そ
14 の他 2 サンプルは 88 及び 90 ng/g)、次いで洗濯機周辺の 2,800 ng/g であった。床面
15 は 540 ng/g、その他は全て 160 ng/g 以下 (14-160 ng/g) であった。

16
17 ⑩Takeuchi ら 2014

18 Shinji Takeuchi et al., Detection of 34 plasticizers and 25 flame retardants in
19 indoor air from houses in Sapporo, *Japan, Science of The Total Environment*
20 *491-492, 2014, pp.28-33*

21
22 <概要>

23 本報告では、2012 年の夏季 (7、8 月) において札幌市の新築 1 軒を含む合計 6 軒
24 の 2 階建て家屋中の居間及び寝室の室内空気を採取し、BDE-209 等の濃度を測定して
25 いる。その結果、BDE-209 は検出されなかった。

26
27 ⑪Saito ら 2007

28 I. Saito et al., Indoor organophosphate and polybrominated flame retardants in
29 Tokyo, *Indoor Air 17, 2007, pp.28-36*

30
31 <概要>

32 本報告では、東京都内の新築アパートの有機リン系及び臭素系難燃剤の室内空気中
33 濃度測定するとともに、物質移行の有無を調査するため、部屋に設置されている TV・
34 PC モニターにサンプラーを接触させ、物質移行量を調査している。その結果、室内
35 空気からは BDE-209 は検出されなかった。また、物質移行についても、BDE-209 に
36 ついては検出されなかった。

37
38 ⑫Takigami ら 2008

39 Hidetaka Takigami et al., Transfer of brominated flame retardants from
40 componets into dust inside television cabinets, *Chemosphere 73, 2008,*
41 *pp.161-169*

42
43 <概要>

44 本報告では、日本国内メーカーが生産した 2005 年まで使用されたブラウン管テレ
45 ビ (廃棄) 5 台を入手し、テレビ内部にたまったダスト、筐体の前・背面、回路基板
46 を採取し、BDE-209 等の含有量を調査した。その結果、内部ダスト中の BDE-209 濃
47 度は、範囲 56,000~490,000、平均値 256,000 中央値 239,000 ng/g、回路基板に含
48 有される BDE-209 濃度は、範囲 1,000~38,000、平均値 9,620、中央値 3,600 ng/g、
49 同様に筐体前面では、範囲 $5.8 \times 10^2 \sim 1.4 \times 10^8$ 、平均値 28,014,952、中央値 8,500 ng/g、
50 筐体背面では、範囲 $1.3 \times 10^3 \sim 1.2 \times 10^8$ 、平均値 45,460,520、中央値 7.30×10^6 ng/g
51 であった。ダスト中の PBDE は BDE-209 が支配的であり、筐体由来だと考えられる

1 としている。

2
3 ⑬ Takigami ら 2009a

4 Hidetaka Takigami et al., Brominated flame retardants and other
5 polyhalogenated compounds in indoor air and dust from two houses in Japan,
6 *Chemosphere* 76, 2009, pp.270-277

7
8 <概要>

9 本報告では、北海道の2軒(A宅及びB宅)の家屋を対象に、外気、室内空気(1
10 階、2階)、ハウスダスト、換気ガス中のBDE-209等の濃度を測定している。その結
11 果、BDE-209は、A宅では、外気19、換気ガス35、室内空気(1階)8.1、室内空気
12 (2階)27 pg/m³、ダスト中のBDE-209濃度は620 ng/gであった。一方、B宅では、
13 外気9.9、換気ガス9.7、室内空気(1階)18、室内空気(2階)21 pg/m³、ダスト中
14 のBDE-209濃度は160 ng/gであった。

15
16 ⑭ Takigami ら 2009b

17 Hidetaka Takigami et al., Flame retardants in indoor dust and air of a hotel in
18 Japan, *Environment International* 35, 2009, pp.688-693

19
20 <概要>

21 本報告では、大阪のホテル(1987年建築、10階建て、客室数57室、2003年にリ
22 モデルを実施済み。ホテル内にはレストランや結婚式場等を併設している。)で客室内
23 や併設されているレストランやフロントデスク等からダストを採取すると共に、それ
24 ら室内の空気を採取している。その結果、ダスト中のPBDEsの82~94%がBDE-209
25 であり、PBDEsの中央値は1,200 ng/g(BDE-209の割合が94%とすると約1,100 ng/g)
26 であった。室内空気中からBDEは検出されなかったが、空気清浄機の取り込み口に
27 設置したフィルターからBDE-209をナノグラムオーダーで検出した。これは、室内
28 空気中で生まれた若しくは存在するダスト由来であると考えられるとしている。

29
30
31 **【国外の情報】**

- 32 1. Todd Whitehead et al., REVIEW Estimating exposures to indoor
33 contaminants using residential dust, *Journal of Exposure Science and*
34 *Environmental Epidemiology*, 21, 2011, pp.549-564
- 35 2. Asa Bradman et al., Flame retardant exposures in California early
36 childhood education environments, *Chemosphere*, 116, 2014, pp.61-66
- 37 3. Hermann Fromme et al., Human exposure to polybrominated diphenyl
38 ethers (PBDE), as evidenced by data from a duplicate diet study, indoor air,
39 house dust, and biomonitoring in Germany, *Environment International*,
40 2009, pp.1125-1135
- 41 4. Joseph G. Allen et al., Personal Exposure to Polybrominated Diphenyl Ethers
42 (PBDEs) in Residential Indoor Air, *Environmental Science & Technology*, 41,
43 2007, pp.4574-4579
- 44 5. Fang Tao et al., Emerging and Legacy Flame Retardants in UK Indoor Air
45 and Dust: Evidence for Replacement of PBDEs by Emerging Flame
46 Retardants?, *Environmental Science & Technology*, 50, 2016,
47 pp.13052-13061
- 48 6. Enrique Cequier et al., Occurrence of a Broad Range of Legacy and
49 Emerging Flame Retardants in Indoor Environments in Norway,
50 *Environmental Science & Technology*, 48, 2014, pp.6827-6835
- 51 7. Stuart Harrad et al., Brominated flame retardants in dust from UK cars –
52 Within-vehicle spatial variability, evidence for degradation and exposure
53 implications, *Chemosphere*, 82, 2011, pp.1240-1245
- 54 8. Stuart Harrad et al., Polybrominated diphenyl ethers and polychlorinated

- 1 biphenyls in dust from cars, homes, and offices in Lagos, Nigeria,
2 *Chemosphere*, 146, 2016, pp.346-353
- 3 9. Stuart Harrad *et al.*, Concentrations of brominated flame retardants in dust
4 from United Kingdom cars, homes, and offices: Causes of variability and
5 implications for human exposure, *Environment International*, 2008, 34,
6 pp.1170-1175
- 7 10. Bondi Gevao *et al.*, Polybrominated diphenyl ether levels in dust collected
8 from cars in Kuwait: Implications for human exposure, *Indoor and Built*
9 *Environment*, 25, 2016, pp.106-113
- 10 11. Olukunle *et al.*, Polybrominated diphenyl ethers in car dust in Nigeria:
11 Concentrations and implications for non-dietary human exposure,
12 *Microchemical Journal*, 123, 2015, pp.99-104
- 13 12. Nadeem Ali *et al.*, Brominated and organophosphate flame retardants in
14 indoor dust of Jeddah, Kingdom of Saudi Arabia: Implications for human
15 exposure, *Science of the Total Environment*, 569-570, 2016, pp.269-277
- 16 13. Stuart Harrad *et al.*, Modification and Calibration of a Passive Air Sampler
17 for Monitoring Vapor and Particulate Phase Brominated Flame Retardants
18 in Indoor Air: Application to Car Interiors, *Environmental Science &*
19 *Technology*, 44, 2010, pp.3059-3065
- 20 14. Robin E. Dodson *et al.*, After the PBDE Phase-Out: A Broad Suite of Flame
21 Retardants in Repeat House Dust Samples from California, *Environmental*
22 *Science & Technology*, 46, 2012, pp.13056-13066
- 23

1 4 有害性評価

2 BDE-209 は、平成 21 年の改正以前の化審法においては第二種監視化学物質であり、
3 かつ化管法の届出対象物質である。第二種監視化学物質は、平成 21 年の化審法改正
4 時にスクリーニング評価が実施されており、その結果から BDE-209 は一般化学物質
5 であると評価されている。

6 当時のスクリーニング評価に用いた有害性評価値は、化管法での指定根拠を基に設
7 定されている。BDE-209 の化管法の指定根拠は、変異原性陽性結果とラットの 30 日
8 間の試験データから得られた NOEL 値 1 mg/kg/day である。この NOEL 値に対し、
9 化審法の評価ガイダンス¹に従って不確実係数積 (UFs) を設定すると 600 (種差 10
10 × 個体差 10 × 試験期間 6) となる。よって、NOEL 1 mg/kg/day と UFs 600 から設定
11 された有害性評価値は、0.0017 mg/kg/day となり、この値を用いてスクリーニング評
12 価が行われている。

13

14 直近 10 年において、欧州食品安全機関 (European Food Safety Authority : EFSA)
15 ²、米国環境保護庁 (United States Environmental Protection Agency : US EPA) ³、
16 米国有害物質疾病登録局 (Agency for Toxic Substances and Disease Registry :
17 ATSDR) ⁴がそれぞれ BDE-209 について評価し、有害性評価値を設定している。

18

19 EFSA では、2011 年にベンチマーク用量信頼下限値 (BMDL₁₀) を神経行動におけ
20 るラットの総合的な身体活動の影響から 1.7 mg/kg/day と設定している。また、
21 BDE-209 は、動物と人との間で体内半減期に違いはないことから、体重での補正をせ
22 ずに用いている。この BMDL₁₀ の設定においては、多くの研究報告を精査した上で設
23 定された値であることから、信頼性は高いものと考えられる。

24

25 US EPA では、2014 年に慢性毒性の経口の参照用量 (RfD) を神経行動的な影響か
26 ら得られた NOEL 値である 2.22 mg/kg/day を用いて、 7×10^{-3} mg/kg/day としてい
27 る。また、発がんの経口スロープファクターを 7×10^{-4} (mg/kg/day)¹、飲み水のユニ
28 ットリスクを 2.0×10^{-8} (µg/L)¹ と設定していることから、例えば許容できるリスクレ

¹ 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

² European Food Safety Authority (EFSA) Panel on Contaminants in the Food Chain (CONTAM), Scientific Opinion on Polybrominated Diphenyl Ethers (PBDEs) in Food, *EFSA Journal*, 9 (5):2156, 2011

³ U.S. EPA, Technical Fact Sheet - Polybrominated Diphenyl Ethers (PBDEs) and Polybrominated Biphenyls (PBBs), U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC, EPA 505-F-14-006, 2014

⁴ Agency for Toxic Substances and Disease Registry, TOXICOLOGICAL PROFILE FOR POLYBROMINATED DIPHENYL ETHERS (PBDEs), 2017

1 ベルを 10^{-5} とした場合、0.014 mg/kg/day 及び 0.5 mg/L (= 0.02 mg/kg/day) となる。
2 これらの設定においては、多くの研究報告を精査した上で設定された値であることから、
3 信頼性は高いものと考えられる。

4
5 ATSDR では、最新の研究報告を複数レビューし、2017 年に BDE-209 に関する最
6 小リスクレベル (MRL) を設定・公表した。ATSDR が設定した MRL は、Acute (急
7 性毒性) で 0.01 mg/kg/day、Intermediate (中期毒性) で 0.0002 mg/kg/day であり、
8 Chronic (慢性毒性) はデータ不足から設定しないとしている。

9 ATSDR の中期毒性の MRL は、BDE-209 を 8 週間ラットに強制投与した最小用量
10 である 0.05 mg/kg/day において、12 %の血清グルコースの増加が確認された (Zhang
11 ら、2013) ことから、この値に種差 10、個体差 10、LOAEL を採用する不確実係数 3、
12 で UF_s を 300 とし、LOAEL を UF_s で除すことで 0.0002 mg/kg/day と設定している。
13 この中期毒性の MRL の設定においては、多くの研究報告を精査した上で設定された
14 値であることから、信頼性は高いものと考えられる。しかしながら、標的臓器が特定
15 されておらず、エンドポイントとして 12 %の血清グルコースの増加の他、マイクロア
16 レイ等の結果による肝臓遺伝子転写物の 1,257 の変化であることには注意が必要であ
17 る。

18
19 以上から、化審法スクリーニング評価で使用されている有害性評価値の他、EFSA、
20 US EPA 及び ATSDR の有害性評価値があるが、この中で最も有害性評価値が小さく、
21 かつ、情報が新しいのは、ATSDR の中期毒性の MRL である。そのため、本リスク評
22 価では、ATSDR の中期毒性の MRL 設定の根拠文献から有害性評価値を設定する。

23
24 有害性評価の目的は、BDE-209 含有製品が生涯にわたって使用される際の慢性的な
25 影響による有害性評価値を設定することであるため、ATSDR の MRL の中で、慢性毒
26 性の値を参考に化審法での有害性評価値を決定すべきである。しかし、ATSDR では、
27 BDE-209 の慢性毒性の MRL がデータ不足から設定できないとされていることから、
28 本リスク評価で用いる有害性評価値は、中期毒性の MRL 値で採用された値から外挿
29 して慢性毒性の有害性評価値を設定することとする。

30
31 ATSDR の中期毒性の MRL は、上述のように Zhang らの報告において、最小投与
32 量で影響が観察されていることから、LOAEL 0.05 mg/kg/day を UF_s 300 で除してい
33 る。そこで、LOAEL 採用による不確実係数 3 に試験期間が 8 週間であることを考慮
34 し、この部分の不確実係数を 10 と設定した。この不確実係数 10 に加え、種差 10、
35 個体差 10 を考慮することで、UF_s を 1,000 とした。

36
37 よって、有害性評価値は、式 4-1 から 0.00005 mg/kg/day (50 ng/kg/day) とな
38 る。

$$\frac{\text{LOAEL } 0.05 \text{ mg/kg/day}}{\text{UFs } 1000 (\text{試験期間} + \text{LOAEL 使用 } 10 \times \text{種差 } 10 \times \text{個体差 } 10)} = 0.000050 \text{ mg/kg/day}$$

式 4-1

表 4-1 に試験情報と有害性評価値をまとめる。

表 4-1 試験情報と有害性評価値

投与経路	反復経口投与
動物種	Adult male Sprague-Dawley(SD)ラット 各 10 匹/群
試験期間	8 週間
投与量	3 投与群(0.05、1、20 mg/kg)とコントロール群
情報源	<ul style="list-style-type: none"> U.S. DEPARTMENT OF HEALTH AND HUMAN SERVICES, Public Health Service, Agency for Toxic Substances and Disease Registry, Toxicological Profile for Polybrominated Diphenyl Ethers (PBDEs), March 2017 Zhan et al., Mechanism of BDE209-induced impaired glucose homeostasis based on gene microarray analysis of adult rat liver, <i>Archives of Toxicology</i>, 87, 2013, pp.1557-1567
慢性毒性	
NOEL 等	LOAEL 0.05 mg/kg/day
エンドポイント	BDE-209 がグルコースの恒常性等のメカニズムに及ぼす影響を調査。0.05 mg/kg/day の群において、12 %の血清グルコースの増加が確認された。このグループとコントロールにおいて、全ゲノム遺伝子発現マイクロアレイ、遺伝子オントロジー解析、経路解析を行ったところ、BDE-209 は 1,257 の肝臓遺伝子転写物の変化を誘導し、18 の標準的経路において有意に濃縮されることがわかった。
不確実係数積 (UFs)	1000 = 種差(10) × 個体差(10) × 試験期間及び LOAEL(10)
有害性評価値	0.00005 mg/kg/day (50 ng/kg/day)

1 5 暴露評価

2 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。

3 本暴露評価では、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
4 よって大きな差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
5 合わせたワースト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。

6 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
7 純に最も厳しいデータとはせず、精査をしたうえで選択する。

8 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
9 対象外とする。

10

11 5-1 暴露シナリオ

12 5-1-1 評価対象とする人の集団

13 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
14 とする。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
15 りす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
16 想定されるためである。

17 本リスク評価において、他の暴露・リスク評価²で採用されている年数と同様に、人
18 の生涯年数を 70 年間、うち子供期を 6 歳までの 6 年間と設定する。そのため、子供
19 に関する暴露係数の設定においては、6 歳児までの分布を考慮する。

20 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。

21

22 (1) 体重

23 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
24 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³。

25

26 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の平成 27
27 年の結果から、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
28 値は、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

¹ 通常使用には予見可能な誤使用を含む。

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 年としている。

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_14_06_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

1 「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
2 ライン（案）」¹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
3 いる。

4 5 **(2)呼吸量**

6 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
7 る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。

8
9 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
10 する放射性物質から受ける放射線量の計算の例²において、国際放射線防護委員会
11 （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
12 る。また、日本の子供の情報として、Kawahara ら³は、5～6 歳の児童の 10 人を対象
13 に平均 1 日吸入速度を測定した結果、呼吸量を **8.3 ± 1.4 m³/day** と推定している。こ
14 の値は、国際放射線防護委員会（Publication 71）とほぼ一致している。

15 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
16 71）の **5 歳児**の値である **8.72 m³/day**を採用する。

17 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
18 均体重（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
19 採用することは、若干安全側の設定であると考えられる。

20 21 **(3)ダスト摂取量**

22 BDE-209 の暴露量推定のためには、暴露におけるダスト摂取の寄与が大きいとされ
23 ていることから、成人及び子供に関する 1 日当たりのダスト摂取量を把握する必要が
24 ある。

25 ダスト及び土壌摂取量について調査した結果、以下の情報が得られた。

- 26
27 a) ハウスダストのみ：**60 mg/day**（子供）、**30 mg/day**（成人）
28 土壌（土埃）＋ハウスダスト：**100 mg/day**（子供）、**50 mg/day**（成人）
29 米国 EPA 暴露係数ハンドブック（EPA-EFH）⁴における土壌及びダスト摂取量
30 の推奨値

¹ 厚生労働省医薬食品局審査管理課、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）、2007

² 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

³ 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

⁴ U.S. EPA, Exposure Factors Handbook 2011 Edition (Final Report), U.S.
Environmental Protection Agency, Washington, DC, EPA/600/R-09/052F, 2011

- 1 b) 100 mg/day (子供)、50 mg/day (成人)
2 オランダ RIVM の報告書¹におけるハウスダスト摂取量の保守的な推奨値
3 c) 200 mg/day (子供)、100 mg/day (成人)
4 環境省の平成 12 年度土壌摂取量調査²における土壌の摂取量
5 d) 100 mg/day (子供)、50 mg/day (成人)
6 厚生労働科学研究報告書³で採用されているハウスダスト摂取量
7 e) 50 mg/day (成人)
8 AIST-ICET⁴で採用されているハウスダスト摂取量
9

10 a) の EPA-EFH では、室内のダストのみの摂取量の代表値として、6 週～1 歳児を
11 30 mg/day、1～6 歳児及び 6～21 歳を 60 mg/day、成人を 30 mg/day とすることを推
12 奨している。全年代の最大値としては、3～6 歳児の 100 mg/day であるとしている。
13 また、土壌(土埃)とハウスダストを合わせた代表値として、6 週～1 歳児を 60 mg/day、
14 1～6 歳児及び 6～21 歳を 100 mg/day、成人を 50 mg/day とすることを推奨している。

15 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
16 る摂取量についてレビューを行っており、後述の c) の文献等を踏まえて摂取量につ
17 いて考察している。その結果、保守的かつ現実的な推定摂取量として、子供を 100
18 mg/day、成人を 50 mg/day としている。

19 c) の環境省の土壌接触量調査では、大便中元素総量と食物中元素総量の差を土壌中
20 元素の平均濃度で除することにより、土壌摂取量が推定されている。この推定方法で
21 は、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なる。そ
22 のため、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。

23 d) の報告書及び e) 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
24 あるが、共に b) の RIVM の報告書が参照されている。

25
26 以上より、b)、d)、e) は、子供 100 mg/day (e) は除く)、成人 50 mg/day であ
27 り、a) も土壌+ダストとした場合は同様の値となる。c) については、土壌摂取量とさ
28 れているが、その推定方法を考慮すると、食物以外に摂取した量に相当しており、ダ
29 ストの摂取量として用いると過大な評価となる可能性がある。

30 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に伴
31 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。

32 自動車室内では、子供はベビーシートやチャイルドシート等に、また成人も同様に

¹ RIVM, Exposure to chemicals via house dust, The Dutch National Institute for Public Health and the Environment (RIVM), RIVM Report 609021064, 2008

² 環境省、平成 12 年度土壌摂取量調査、2001

³ 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

⁴ 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 シートに座っている状態である。そのため、自由度のある行動やそれによるダストの
2 浮遊は限定的であり、ダストとの接触頻度は居住住宅内よりも少ないと考えられる。
3 しかし、自動車室内のダスト摂取量を設定することは情報が少ないために困難であ
4 ることから、本リスク評価では、居住住居室内の摂取状況と同様であるとし、子供 100
5 mg/day、成人 50 mg/dayを採用した。

6

7 (4)マウジング行動時間

8 子供のマウジング行動時間については、以下の情報が得られた。

9

10 a) 23 min/day

11 Canada の HBCD のリスク評価書 (Canada-HBCD) ¹採用値

12 b) 10 min/day

13 EU の HBCD のリスク評価書 (EU-RAR-HBCD) ²採用値

14 c) 20min/day (6～15 min/day の読み取り誤差を考慮)

15 厚生労働省によるフタル酸エステル³のリスク評価³で引用されている杉田らの
16 文献⁴の中のグラフからの読み取り

17

18 a) の Canada-HBCD のマウジング時間は、米国 EPA の子供用暴露係数ハンドブッ
19 ク (CSEFH) ⁵のデータに基づいて設定されている。このハンドブックには、2 種類
20 の情報源のマウジング時間に関する調査結果があり、「おしゃぶり」、「指」、「おもちゃ」
21 及び「その他」の項目別のマウジング時間の平均値が収載されている。Canada-HBCD
22 では、評価対象製品を考慮して「その他」のマウジング時間を採用しており、月齢 0
23 ～18 か月児の 22 min/day (n = 46)、6～9 か月児の 24 min/day (n = 15)、15～18
24 か月児の 23 min/day (n = 14) を引用して、23 min/day としている。なお、CSEFH
25 においても推奨値は設定されているが、そのマウジングの対象の幅が広く、
26 Canada-HBCD と同様に記載データから設定する必要があるため、ここでは CSEFH

¹ Environment Canada, Health Canada, Screening Assessment Report on Hexabromocyclododecane, 2011

² European Chemicals Bureau, European Union, Risk Assessment Report, Hexabromocyclododecane, CAS No: 25637-99-4, EINECS No: 247-148-4, 2008

³ 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>

⁴ 杉田たき子 ら、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、pp.96-102、2003

⁵ US.EPA, Child-Specific Exposure Factors Handbook, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC, EPA/600/R-06/096F, 2008

1 の推奨値を情報として取り上げていない。

2 b) の EU-RAR-HBCD のマウジング時間は、米国の消費者安全委員会の調査結果の
3 95 %ile を採用しさらに、対象製品をマウジングする頻度は、3 日に一度であると仮定
4 して 10 min/day としている。

5 c) 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
6 国各地の 6～10 か月児 25 人を対象に、2 日間で合計 150 分間、親がビデオカメラで
7 撮影した児の行動を基にした調査結果が含まれている。6～10 か月児は、過去の 3～
8 12 か月児の観察記録から、マウジング時間が特に長いことが示されている。月齢ごと
9 のマウジング時間は、「おしゃぶり」、「指・身体」、「玩具」、「玩具以外の合成樹脂」、
10 「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。

11

12 c) のデータは、特にマウジング時間が長い月齢児のデータである。また、BDE-209
13 の含有及び溶出の状況を踏まえ、後述の評価でマウジングの対象として代表させる、
14 自動車ファブリック等の繊維製品のマウジング時間としては、「その他（布、紙など）」
15 が該当すると考えられる。よって本評価では、マウジング時間に 20 min/day を採用
16 することとした。

17 b) の EU-RAR-HBCD でマウジング頻度を考慮しないと 30 min となり、調査した範
18 囲では、乳幼児期のマウジング時間に国による大きな違いは見られなかった。

19

20 (5)マウジング面積

21 子供のマウジング行動における 1 日当たりのマウジング面積については、以下の情
22 報が得られた。

- 23
- 24 a) 50 cm²
25 Canada-HBCD 採用値
- 26 b) 50 cm²
27 EU-RAR-HBCD 採用値

28

29 マウジング面積については、a) の Canada-HBCD では、米国の National Research
30 Council (NRC) の HBCD のリスク評価書で採用されている値であることを根拠に 50
31 cm² を採用していた。そこで、NRC の根拠について調査した結果、7.75 in² の織物を
32 しゃぶるとした値であり、これは、NRC のリスク評価のための小委員会での適切な値と
33 して推定されたとのことであった。

34 b) の EU-RAR-HBCD では、その根拠については明確ではないが、1 日当たりの合計
35 値を 50 cm² と仮定していた。

36 マウジング時間の調査において国による大きな違いが見られず、2 つ以上のリスク
37 評価書で同様の値が採用されていることから、本評価においても 50 cm² を採用する
38 こととした。

39

5-1-2 暴露環境と発生源

3 章に記載した含有製品情報等を踏まえると、日本国民は、居住住宅室内及び自動車室内において BDE-209 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 BDE-209 に暴露する可能性が考えられる。よって、本リスク評価書では、居住住宅室内及び自動車室内の 2 つの環境における暴露を対象とする。各環境における BDE-209 含有製品からの排出及び暴露のイメージを図 5-1 に示す。

居住住居室内については、国内で流通している樹脂及び繊維製品の調査において、BDE-209 の含有が一部認められたものの、製品毎の有無や濃度は様々であった。本リスク評価では、居住住宅室内での吸入暴露及びダストの経口暴露に関してはモニタリング情報を参考とし、また、マウジングによる経口暴露及び経皮暴露に関しては、3 章に示した BDE-209 の含有（及び暴露）情報がある製品の中で、最も接触頻度及び接触面積が大きいと考えられる製品であるソファを中心に暴露評価を行うこととする。

自動車室内についても、調査の結果、全ての自動車ファブリックに BDE-209 が含有されているわけではなかったが、自動車の保有及び乗車の状況は多様であるため、ワーストケースとして BDE-209 を含むファブリックが使用された自動車を保有し、成人及び子供が毎日一定時間自動車に乗車すると仮定して暴露評価を行う。

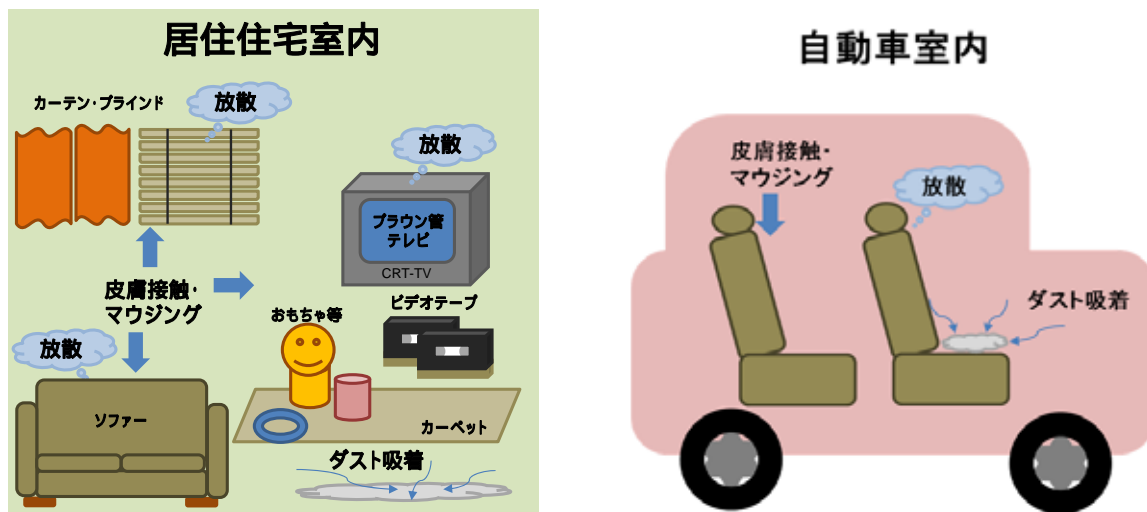


図 5-1 各環境における BDE-209 含有製品からの排出と接触（暴露）イメージ

以下に、自動車室内と室内の滞在時間に関する係数とその設定根拠を示す。

(1)自動車乗車時間

1 日当たりの自動車乗車時間に関して、以下の情報が得られた。

- a) 4 時間（成人）、2 時間（子供）

1 EU-RAR のリスク評価書 (EU-RAR-DEHP) ¹の採用値
2 b) 1 時間
3 NICNAS のリスク評価書 (NICNAS-HBCD) ²の採用値
4 c) 平日、休日の時間加重平均値：50 分
5 (全国のトリップ数及び時間 (都市圏別平均値) の各最大値を用いた計算値)
6 国土交通省都市局の調査³結果
7 d) 平日、休日の時間加重平均：2.4 時間 (90%ile)
8 NITE、室内暴露にかかわる生活・行動パターン情報⁴
9
10 a) の EU-RAR-DEHP の採用値は、成人が 4 時間、子供が 2 時間であり、4 つの情
11 報の中で最も長時間であったが、どのような条件で設定されたかは、不明であった。
12 b) の NICNAS-HBCD の採用値は、オーストラリアにおける調査結果等から、子供
13 と大人の両方に対して 1 日 1 時間と仮定して用いている。なお、米国の研究結果から、
14 11 歳未満の子供が自動車で過ごす時間は、1 日当たり 1.1~1.6 時間であることも根拠
15 の一つとしている。
16 c) の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
17 数)、1 トリップ当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
18 れている。それによると、自動車を利用した 1 人 1 日の平均トリップ数は、地方都市
19 圏が最大で平日 1.40 回、休日 1.51 回であった。自動車 1 トリップ当たりの所要時間
20 は、中心の都市が最大で平日 33.9 分、休日 37.6 分であった。なお、ここで得られた
21 各都市圏の値は全て平均値である。
22 d) の NITE の調査は、乗車時間ではなく、自動車を日常的に使用する人 (成人) を
23 対象とした平日及び休日の平均的な運転時間について調査している。平日に自動車を
24 運転すると回答した人 (n = 1,411) と、休日に自動車を運転すると回答した人 (n =
25 1,387) のそれぞれの運転時間を、平日 5 日、休日 2 日として加重平均したアンケー
26 ト回答者全体 (n = 1,707) の運転時間の 90 %ile は、2.4 時間/日であった。
27
28 以上より、国内外の乗車時間が得られているが、国によって自動車の使い方は異な
29 ると考えられることから、本リスク評価では、日本のデータである c) 及び d) の情報
30 から、合理的な範囲で暴露量を大きく見積もることが可能な d) の 2.4 hr/day を自動

¹ European Chemicals Bureau, European Union, Risk Assessment Report, Bis(2-Ethylhexyl)-Phtalate (DEHP) CAS No: 117-81-7 EINECS No: 204-211-0, 2008

² NATIONAL INDUSTRIAL CHEMICALS NOTIFICATION AND ASSESSMENT SCHEME (NICNAS), AssessmentReport No.34, Hexabromocyclododecane, 2012

³ 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 ー平成 22 年全国都市交通特性調査集計結果からー

http://www.mlit.go.jp/toshi/city_plan/toshi_city_plan_tk_000007.html

⁴ NITE、室内暴露にかかわる生活・行動パターン情報、4.1.自動車の運転時間、2017 http://www.nite.go.jp/chem/risk/exp_4_1.pdf

1 車乗車時間として採用した。

2 ただし、c) と d) の間には 2 倍以上の差があり、また、特に子供について、毎日自
3 動車に乗車するだけでなく、2.4 hr/day を日々繰り返すという設定はかなり過大であ
4 る可能性がある。

5

6 (2)居住住宅室内滞在時間

7 1 日当たりの居住住宅室内滞在時間に関して、以下の情報が得られた。

8

9 a) 家屋内滞在時間：時間加重平均 20 時間 (90 %ile)

10 NITE、室内暴露にかかわる生活・行動パターン情報¹

11 b) 21.6 時間

12 自動車乗車時間 2.4 時間以外を居住住宅室内滞在時間とした場合

13

14 a) の NITE の調査結果は、全国の 20 歳代～70 歳代の男女 3,536 名の家屋内滞在時
15 間を平日 5 日、休日 2 日で加重平均した値である。

16 b) の値については、前述の自動車乗車時間以外の時間の全てを居住住宅室内滞在時
17 間とした場合の値である。

18

19 以上より、a) 及び b) はほぼ同じ値となっており、自動車乗車時間との整合性を考
20 慮すると b) の方が妥当であると考えられる。

21 よって、本リスク評価では、自動車乗車時間との整合性を鑑みて 21.6 hr/day を採
22 用した。

23

24 5-1-3 暴露経路・シナリオの設定

25 BDE-209 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、モニタリン
26 グ情報においても、居住住宅室内及び自動車室内の空気中の濃度や放散速度の報告は
27 少なく、日本国内では検出下限値未満又は低濃度であったという報告がほとんどであ
28 った。しかしながら、国内外での空気中濃度の報告は少ないがゼロではないことから、
29 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。

30 一方で、ダスト中の BDE-209 は、報告のあった国内外の居住住宅及び自動車にお
31 ける全ての調査で検出されている。本評価では、BDE-209 が居住住宅室内及び自動車
32 室内においてダストに吸着又は自身が粒子化し、空気中に浮遊又は手や体に付着した
33 後非意図的に経口摂取されると仮定し、暴露量を推定する。

34 ダストの評価において、その粒子径故の肺胞への到達状況により吸入暴露と経口暴
35 露に区別して考えることがある。しかし、本リスク評価では、ダストの組成や粒径分
36 布等を仮定することが難しいことから、空気中のダストは非意図的な経口摂取として

¹ NITE、室内暴露にかかわる生活・行動パターン情報、1.1.住宅 (2) 滞在時間、2012
http://www.nite.go.jp/chem/risk/exp_1_1_2.pdf

1 総合的に評価することとする。

2 マウジングによる経口経路の暴露では、マウジングにより唾液中に移行した
3 BDE-209 を摂取すると仮定した推定を行う。

4 経皮経路の暴露については、本評価では、皮膚表面上の水相（汗）に溶出した
5 BDE-209 を皮膚経由で暴露すると仮定し、また体内への吸収率も考慮する。その他の
6 方法としては、製品から皮膚表面への移行量（又は率）に体内への吸収率を考慮する
7 方法、皮膚表面から体内への吸収速度を推定して皮膚経由の暴露量を想定する等の複
8 数の方法がある。

9 以下に、居住住宅及び自動車の室内において考えられる経路毎の暴露シナリオを示
10 す。

11

12 **(1)居住住宅室内**

13 3章に示したように、居住住宅室内の複数の製品に BDE-209 が含有されているとの
14 報告がある。その中には、消費者の身近でかつ高頻度で直接暴露する可能性がある製
15 品も含まれている。しかし、現状では、BDE-209 が含有されている製品の普及率や設
16 置状況は不明である。そのため、居住住宅室内においては、暴露量推定用のパラメー
17 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
18 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。

19

20 居住住宅室内の暴露評価では、3章で得られた BDE-209 含有製品情報と居住住宅室
21 内での行動とを踏まえ、暴露シナリオとして以下の 4 種類を設定する。

22

- 23 i. 居住住宅室内の空气中 BDE-209 の吸入経路の暴露
- 24 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
- 25 iii. 居住住宅室内に存在する BDE-209 含有ソファをしゃぶる（マウジング：子供
26 のみ）ことによる経口経路の暴露
- 27 iv. 居住住宅室内に存在する BDE-209 含有ソファに皮膚が触れることによる経皮
28 経路の暴露

29

30 **(2)自動車室内**

31 自動車室内のファブリック類には、BDE-209 が含有されている。自動車ファブリッ
32 クとは、布系の座席用シート生地や布系のフロアマットなどであり、それらに難燃性
33 を付与するため、バックコーティング剤（バックキング）に BDE-209 が含有されてい
34 る。電子部品に使用されているとの報告もあるが、使用箇所がエンジンルームである
35 ため、自動車室内での暴露評価の対象外とした。

36 なお、居住住宅室内の暴露評価にて設定したパラメータ等で共通で使用するものに
37 ついては、自動車室内においても同様の値を採用する。

38

39 自動車室内の暴露評価では、自動車ファブリックの使用や接触等の状況を踏まえ、
40 暴露シナリオとして以下の 4 種類を設定する。

- 1
- 2 i. 自動車室内の空气中 BDE-209 の吸入暴露
- 3 ii. 自動車室内のダストを非意図的に摂取することによる経口暴露
- 4 iii. 自動車ファブリックをしゃぶる（マウジング：子供のみ）ことによる経口暴露
- 5 iv. 自動車ファブリックに皮膚が触れることによる経皮暴露
- 6

7 5-2 暴露量推定

8 本物質の暴露評価は、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
9 ータにデータを代入し暴露量を算出する。

10 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
11 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）。

13 5-2-1 居住住宅室内

14 i : 居住住宅室内の空气中 BDE-209 の吸入経路の暴露

15 (1) 推定方法と暴露量

16 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 BDE-209 を吸
17 入すると仮定し、その暴露量を推定する。

18 推定暴露量は、以下の式 5-1 を用いて算出した。

$$19 \text{ 吸入暴露量} = \frac{\text{居住住宅室内空气中濃度}(\text{ng}/\text{m}^3) \times \text{滞在時間比率} \times \text{呼吸量}(\text{m}^3/\text{day})}{\text{体重}(\text{kg})}$$

20 式 5-1

21 式 5-1 に代入するパラメータを表 5-1 に示す。

22 表 5-1 居住住宅室内の空气中 BDE-209 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)	0.95		本節 (2)
滞在時間比率 (無次元)	0.9		21.6 (hr/day) / 24 (hr/day)
居住住宅室内滞在時間 (hr/day)	21.6		5-1-2 (2)
呼吸量 (m ³ /day)	20	8.72	5-1-1 (2)
体重 (kg)	50	15.2	5-1-1 (1)

25 以上から、居住住宅室内空气中の BDE-209 の吸入経路の暴露量は、成人が 0.34
26 ng/kg/day、子供が 0.49 ng/kg/day となった。

29 (2) パラメータの設定根拠

30 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。

1 居住住宅室内の空气中濃度

2 国内において、放散速度が既知の消費者製品は限られており、またその設置状況も
3 不明である。したがって、本評価における吸入経路での暴露量推定には、国内におけ
4 る居住住宅室内の空气中濃度のモニタリング情報を用いることとした。

5 居住住宅の室内における空气中 BDE-209 濃度について、以下の情報が得られた。

6 [再掲]

7 表 3-3 室内空气中濃度のモニタリングデータ（国内）（居住住宅のみ抜粋）

分類	場所	n	検出濃度 (ng/m ³)	文献
居住住宅	日本全国の住宅	21 軒	中央値： 0.20 以下 最大値： 0.95	①MHLW2015
	日本全国の住宅	50 軒	全て N.D.	
	札幌の住宅	6 軒	全て N.D.	⑩Takeuchi ら 2014
	東京都のアパート	1 軒	N.D.	⑪Saito ら 2007
	北海道の住宅	2 軒 2 室	平均値： 0.019 最小値： 0.0081 最大値： 0.027	⑬Takigami ら 2009a
ホテル	大阪のホテル	1 軒	N.D.	⑭Takigami ら 2009b

9
10 本リスク評価で用いる 居住住宅室内の空气中濃度は、上記の表のうち、4 つの報告
11 に記載されている濃度の最大値である 0.95 ng/m³ (①MHLW2015) とする。

12
13 本評価では調査した範囲で得られた最大値である 0.95 ng/m³ (①MHLW2015) を
14 採用することとしたが、同報告の調査対象である 21 軒の結果における中央値は、定
15 量下限値 (0.20 ng/m³) 以下とされている。同調査の翌年の 50 軒の結果では、全て
16 N.D.であった。またその他、2 つの報告 (n = 6 及び n = 1) で N.D.であり、検出さ
17 れた 1 報告 (n = 2 軒×2 室)においては最大値が 0.027 ng/m³(⑬Takigami ら 2009a)
18 であった。

19 これらのことから、国内における室内の空气中濃度の値として 0.95 ng/m³を採用す
20 ることは、最大で 100 倍程度過大である可能性が考えられる。

21
22 なお、国外のモニタリングでは、最大値が 4.15 ng/m³との報告 (文献 6 : ノルウェ
23 ー) があるが、国内で複数の情報が得られており、居住住宅の環境や人の生活行動が
24 日本人とは異なると考えられるため、本評価では採用の対象としない。

25 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

26 (1)推定方法と暴露量

27 本リスク評価では、室内の製品から放散した BDE-209 が吸着又は製品からの剥離
28 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。

29 推定暴露量は、以下の式 5-2 を用いて算出した。

30
31

経口暴露量

$$= \frac{\text{単位ダスト中濃度 (ng/g)} \times \text{1日当たりのダスト摂取量 (g/day)} \times \text{滞在時間比率}}{\text{体重 (kg)}} \quad \text{式 5-2}$$

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
居住住宅室内単位ダスト中濃度 (ng/g)	6,500		本節 (2)
滞在時間比率 (無次元)	0.9		21.6 (hr/day) / 24 (hr/day)
居住住宅室内滞在時間 (hr/day)	21.6		5-1-2 (3)
1日当たりのダスト摂取量 (g/day)	0.05	0.10	5-1-1 (2)
体重 (kg)	50	15.2	5-1-1 (1)

以上から、居住住宅室内のダストに吸着した BDE-209 の非意図的経口暴露量は、成人が 5.9 ng/kg/day、子供が 38.5 ng/kg/day となった。

(2)パラメータの設定根拠

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。

居住住宅室内ダスト中の BDE-209 濃度

ダストの非意図的摂取による BDE-209 の暴露量を推定するため、国内の居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、以下の情報が得られた。

1 [再掲]

2 表 3-6 居住住宅室内等のダスト中濃度のモニタリングデータ (国内)
3 (居住住宅のみ抜粋)

分類	製品	n	検出濃度 (ng/g)	文献
居住住宅	日本全国の住宅	19 箇所	中央値 : 364 最大値 : 3,300	①MHLW2015
	日本全国の住宅	44 箇所	中央値 : 225 最大値 : 4,300	
	関東地方の住宅	5 軒	最大値 : 6,500 ^{*1}	②MOE2012
	国内の住宅	19 軒	中央値 : 550 平均値 : 820 最小値 : 100 最大値 : 2,600	⑧Suzuki ら 2006
	東京多摩地区の住宅	9 軒 13 箇所	テレビ周辺 (n = 3) : 88、90、3,200 洗濯機周辺 (n = 1) : 2,800 床面(n = 1) : 540 その他 ^{*2} : 160 以下	⑨Kono ら 2007
	北海道の住宅	2 軒	平均値 : 390 最小値 : 160 最大値 : 620	⑬Takigami ら 2009a

4 ※1 : 報告内容から推定

5 ※2 : 蛍光灯カバー(n = 4)、エアコンフィルター(n = 2)、掃除機パック、ファンヒーターフィルター(各 n = 1)

6
7 本リスク評価で用いる室内ダスト中濃度は、上記の表のうち、居住住宅に関する 6
8 つの報告に記載されている濃度の最大値である 6,500 ng/g (②MOE2012) とする。

9
10 本評価では調査した範囲で得られた最大値である 6,500 ng/g (②MOE2012) を採用
11 した。最大値の記載のある 5 つの報告において、6,500 ng/g (n = 5) の他、3,300 ng/g
12 (n = 19)、4,300 ng/g (n = 44)、2,600 ng/g (n = 19)、620 ng/g (n = 2) であった。

13 これらのことから、国内における室内のダスト中濃度の値として 6,500 ng/g を採用
14 することは、日本人の生活環境や行動条件の範囲内のワーストケースとして、最大で
15 2 倍程度暴露量を大きく見積もる値であると考えられる。

16
17 なお、国外のモニタリングでは、最大値が 2,200,000 ng/g との報告 (文献 9 : 英国)
18 があるが、国内で複数の情報が得られており、居住住宅の環境や人の生活行動が日本
19 人とは異なると考えられるため、本評価では採用の対象としない。

20
21 **iii : 居住住宅室内に存在する BDE-209 含有ソファをマウジングすることによる経口経路の**
22 **暴露**

23 **(1) 推定方法と暴露量**

24 5-1-2 に示したように、居住住宅室内におけるマウジングによる経口暴露及び経皮
25 暴露に関しては、BDE-209 の含有や暴露の情報がある製品の中で最も接触頻度及び面
26 積が大きいと考えられるソファを代表とし、暴露評価を行うこととする。

1 マウジング行動は子供に特有の行動であると考えられることから、成人については
 2 対象外とし、ここでは子供がソファをマウジングする際の経口での暴露量を推定する。
 3 推定暴露量は、以下の式 5-3 を用いて算出した。

4 経口暴露量

$$= \frac{\text{溶出速度}(\text{ng}/\text{cm}^2/\text{min}) \times \text{マウジング面積}(\text{cm}^2) \times \text{マウジング時間}(\text{min}/\text{day}) \times \text{滞在時間比率}}{\text{体重}(\text{kg})}$$

5 式 5-3

6
 7 式 5-3 に代入するパラメータを表 5-3 に示す。

8
 9 表 5-3 BDE-209 含有ソファをマウジングすることによる
 10 経口暴露量推定に係るパラメータ

項目	子供	設定経緯の参照先
溶出速度 (ng/cm ² /min) ((ng/cm ² /day))	0.039 (56)	本節 (2)
滞在時間比率 (無次元)	0.9	21.6 (hr/day) / 24 (hr/day)
居住住宅室内滞在時間 (hr/day)	21.6	5-1-2 (2)
マウジング面積 (cm ²)	50	5-1-1 (4)
マウジング時間 (min/day)	7	5-1-1 (5)
体重 (kg)	15.2	5-1-1 (1)

11
 12 以上から、子供の BDE-209 含有ソファをマウジングすることによる BDE-209 の経
 13 口暴露量は、0.81 ng/kg/day となった。

14
 15 (2)パラメータの設定根拠

16 以下に、表 5-3 に示した居住住宅室内の BDE-209 含有ソファからの溶出速度の設
 17 定根拠を示す。

18
 19 溶出量・溶出速度

20 BDE-209 の含有が認められている国内で流通している BDE-209 含有製品から水等
 21 への溶出等について調査した結果、以下の情報が得られた。

1 **[再掲]**

2 **表 3-8 室内の BDE-209 含有製品から水への溶出に係るデータ (国内)**

分類	製品	検出濃度 (ng/g)	文献
樹脂製品	ブラウン管テレビ(マレーシア製)	1200 (0.6 ng/cm ²)	①MOE2014
	ナイトセンサーライト(中国製)	0.0042 (0.024 ng/cm ²)	
	仏像 (おもちゃ) (中国製)	170 (7.2 ng/cm ²)	
	ビデオテープケース部(中国製)	0.93	⑥METI2016
繊維製品	防災カーペット	N.D.	④METI2014
	防災ずきん表地(日本製)	0.05	
	防災ずきん中綿(日本製)	0.37	
	防災・難燃シート 2(日本製)	N.D.	⑤METI2015
	防災・難燃シート 4(中国製)	99	⑥METI2016
	簡易防災 7点セット(製造国不明)	0.00074 (0.055 ng/cm ²)	⑦MOE2014
	バイク用カバー(中国製)	0.0049 (0.27 ng/cm ²)	
その他	製品の拭き取り※ n = 7	ビニルレザー製ソファ : 100 ng/cm ² その他 6 製品 : N.D.	①HLW2015

3 ※: 表面のホコリを除去した後、メタノールを添加した石英フィルターで縦横に 5 回ずつ拭き取った結果。

4
5 また、居住住宅室内にある製品ではないが、自動車シートから水及び人工唾液への
6 溶出試験の結果が得られた。

7
8 **[再掲]**

9 **表 3-13 日本国内の BDE-209 含有製品からの溶出等のデータ**

	製品	検出濃度	文献
溶出試験	自動車シート(製造国不明)	0.03 ng/cm ² *1 (2 × 10 ⁴ ng/g)	⑦MOE2014
	自動車シート(日本製)	56 ng/cm ² /day*2 (人工唾液中濃度:4 ng/mL)	NITE(付属 2)

10 ※1: 環境庁告示 13 号による溶出試験の結果

11 ※2: 人工唾液による 24 時間の溶出試験の結果

12
13 本リスク評価で用いる溶出量・溶出速度は、最も実際の暴露状況を表現した試験で
14 あると考えられる人工唾液への溶出試験結果の 56 ng/cm²/day (NITE) (= 0.039
15 ng/cm²/min) とする。

16
17 既報文献において、居住住宅室内の BDE-209 含有製品から水への溶出濃度の最大
18 値は、中国製の仏像 (おもちゃ) の 170 ng/g (7.2 ng/cm²) であった。しかし、一般
19 的な居住住宅室内に当該製品が設置されている可能性は非常に限定的であり、また、
20 試験方法についてもマウジングを想定したものではないため、この結果をマウジング
21 時の溶出量に採用することは、適切ではないと考えられる。

22 また、本リスク評価では、ビニルレザー製ソファの拭き取り試験の結果 BDE-209
23 の含有が確認されており、室内での接触頻度及び接触面積が大きいと考えられること
24 から、ソファを対象製品として選定している。しかし、その拭き取り試験自体の目的

1 は、含有製品の探索であり、また、その試験方法は、ソファの表面をメタノールを添
2 加した石英フィルターで縦横に 5 回ずつ拭き取ったものである。そのため、当該試験
3 で得られた結果をマウジング時の溶出量とすることは適切ではないと考える。

4
5 一方、NITE の溶出試験は、マウジングによる経口摂取を前提に、BDE-209 の物理
6 化学性状（水溶解度）を考慮し、1 L の人工唾液中に 72 cm²（片面の面積として）の
7 自動車ファブリックを入れ、24 時間経過後の BDE-209 濃度を測定したものである。
8 この試験方法は、本リスク評価における暴露シナリオ及び暴露条件に最も近い試験で
9 あると考えられる。また、対象製品の使用形態も類似しており、ソファの素材である
10 樹脂への一般的な BDE-209 の含有率は、NITE の試験試料である自動車シート表皮の
11 含有率（表皮全体で 11.3 wt%、バックングで 48.1 wt%）と同レベルであることから、
12 溶出の程度も同様であると仮定できる。

13 そのため、BDE-209 含有製品からの溶出速度は、56 ng/cm²/day（NITE）（= 0.039
14 ng/cm²/min）を採用することとした。

15
16 ただし、この試験結果は、本来直接マウジングする可能性のない裏面からの溶出も
17 含めた両面からの溶出速度を片面の面積で除して単位面積当たりの溶出速度としてい
18 る。

19 したがって、ソファをマウジングした際の溶出というシナリオに対し、通常想定さ
20 れるよりも 2 倍程度過大な値となっている可能性がある。

21 22 iv : 居住住宅室内に存在する BDE-209 含有ソファに皮膚が触れることによる経皮経路の暴 23 露

24 (1) 推定方法と暴露量

25 ここでは、室内の滞在時に、ソファに含有する BDE-209 が汗を介して着衣に覆わ
26 れていない皮膚に暴露すると仮定し、経皮経路の暴露量を推定する。

27 推定暴露量は、以下の式 5-4 を用いて算出した。

28 経皮暴露量

$$= \frac{\text{皮膚接触面積}(\text{cm}^2/\text{day}) \times \text{水相厚}(\text{cm}) \times \text{水相中濃度}(\mu\text{g}/\text{cm}^3) \times \text{滞在時間比率} \times \text{体内吸収率}(\%)}{\text{体重}(\text{kg})}$$

29 式 5-4

30
31 式 5-4 に代入するパラメータを表 5-4 に示す。

1 表 5-4 BDE-209 含有ソファからの経皮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
皮膚接触表面積 (cm ² /day)	3,065	1,345	本節 (2)
水相 (汗) 厚さ (cm)	0.01		本節 (2)
水相 (汗) 中濃度 (ng/mL)	4.0		本節 (2)
滞在時間比率 (無次元)	0.9		21.6 (hr/day) / 24 (hr/day)
自動車室内滞在時間 (hr/day)	21.6		5-1-2 (1)
体内吸収率 (%)	3		本節 (2)
体重 (kg)	50	15.2	5-1-1 (1)

2
3 以上から、BDE-209 含有ソファに皮膚が触れることによる経皮経路の暴露量は、成
4 人で 0.07 ng/kg/day、子供で 0.10 ng/kg/day となった。

5
6 **(2)パラメータの設定根拠**

7 以下に、表 5-4 に示した居住住宅室内の BDE-209 含有ソファに皮膚が触れること
8 による経皮経路の暴露量推定に使用したパラメータの設定根拠を示す。具体的には、
9 ソファとの 1 日当たりの皮膚接触表面積、皮膚表面上の水相 (汗) 中の BDE-209 濃
10 度と水相 (汗) 厚さ、体内への吸収率である。

11
12 **暴露に関与する 1 日当たりの皮膚表面積**

13 自動車乗車中にシートと接触する皮膚表面積に関して、以下の情報が得られた。

14
15 a) 成人：1,918 cm² (体重：60 kg)

16 乳児：333 cm² (体重：5.8 kg)

17 幼児：606 cm² (体重：12.9 kg)

18 NICNAS-HBCD の採用値

19 b) 成人：3,065 cm² (体重：50 kg、身長：160 cm)

20 子供：1,345 cm² (体重：15.2 kg、身長：100 cm)

21 藏澄ら¹の推定式から求めた体表面積に接触率を乗じた推定値

22
23 a) の NICNAS-HBCD では、オーストラリアの成人 (体重 60 kg) の大腿部及び胴
24 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
25 日当たりの皮膚表面積を 1,918 cm²と設定している。子供の皮膚表面積は、成人の表
26 面積に大人と子供の体重比を 3/4 乗したものを掛けることで、乳児 (体重 5.8 kg) を
27 333 cm²、幼児 (体重 12.6 kg) を 606 cm²としている。

28 b) 藏澄らの推定式は、日本人の成人 45 名の測定結果に基づく経験式 (推定式) で
29 あり、身長と体重及び性別により全体表面積及び部位別の体表面積を推定することが
30 できる。b)の値は、5-1-1 (1) 及び (2) の成人及び子供の体重から推定される性別と
31 身長を仮定して求めた各体表面積にソファへの接触率 (1/4 (頭、首、上腕、太もも、
32 脚、足) 及び 1/2 (耳、二の腕、手) と仮定) を乗じた推定値である。

¹ 藏澄ら、日本人の体表面積に関する研究,日本生気象学会雑誌、Vol.31 No.1、
pp.5-29、1994

1 本リスク評価では、1日当たりのソファへの接触皮膚表面積として、日本人の推定
2 値であり、a)と比較し1.5~2倍多く見積もられている、b)の 3,065 cm² (成人)、1,345
3 cm² (子供)を採用した。

4
5 【日本人の接触表面積算出について】

6 藏澄らの推定式は、身長と体重及び性別により全体及び部位別の体表面積を推定す
7 ることができる。本リスク評価で用いている成人の体重は50 kgであるが、身長及び
8 性別は設定していない。そのため、厚生労働省の平成27年国民栄養調査¹の結果から、
9 平均体重が50 kgの場合、平均身長がどのくらいになるかを性別別で確認した。その
10 結果、男性の場合、平均体重が50 kg付近になるのは、13~14歳で47.6~51.2 kgで
11 あり、その年齢の平均身長は、159.3~164.3 cmであった。また、女性では、平均体
12 重が50 kg付近になるのは、15~19歳において48.1~53.4 kgであり、その年齢の平
13 均身長は、155.9~158.8 cmであった。よって、男女ともに体重50 kgの身長は、160
14 cm付近であると考えられることから、体重50 kgの成人の身長を男女ともに160 cm
15 と仮定した。

16 なお、藏澄らの式による体表面積の推定においては、男女別に係数等が異なってい
17 ることから、ここでは、男女別に体表面積を推定した後、その値を平均することとし
18 た。

19 また、子供については、成人と同様に藏澄らの式が適応できると仮定し、同様の確
20 認を行ったところ、平均体重が15.2 kg付近になるのは、男女とも3~4歳(14.1~16.6
21 kg)であり、その年齢の平均身長は96.7~103.2 cmであった。以上から、成人と同
22 様に、子供の身長を男女ともに100 cmと仮定し、藏澄らの式から体表面積を男女別
23 に算出後平均した。

24 成人、子供の部位別体表面積を表5-5に示す。

25
26
27
28
29
30
31
32
33
34
35
36
37

¹ 厚生労働省、平成27年国民健康・栄養調査報告、平成29年3月

1

表 5-5 全身体表面積及び部位別体表面積 (単位 : cm²)

	成人男性	成人女性	成人	子供男児	子供女児	子供
体表面積(全身)	15,027	15,188	15,108	6,659	6,602	6,630
頭	1,067	1,109	1,088	486	469	477
耳	90	76	83	33	40	36
首	556	456	506	200	244	222
胸	932	972	952	426	409	418
腹部	947	790	868	346	416	381
背中	1,082	1,124	1,103	493	475	484
腰	466	349	408	153	205	179
上腕	1,503	1,519	1,512	666	660	663
二の腕	887	866	876	380	389	385
手	751	729	740	320	330	325
臀部	1,202	1,245	1,224	546	528	537
太もも	2,570	2,962	2,766	1,298	1,129	1,214
脚	1,909	1,944	1,926	852	838	845
足	1,067	1,063	1,065	466	469	467

2

3 この表 5-5 に示した各部位の表面積の結果から、1日中常に衣服等によって覆い隠
4 されていない可能性がある部位を頭、耳、首、上腕、二の腕、手、太もも、脚、足で
5 あると仮定する。また、それぞれの部位の体表面積の内、常にソファに接触している
6 割合を 1/4 (頭、首、上腕、太もも、脚、足) 及び 1/2 (耳、二の腕、手) と仮定する
7 と、1日当たりの接触可能体表面積は、表 5-6 となる。

8

9

表 5-6 1日中常に接触可能な部位別体表面積 (単位 : cm²/day)

	頭	耳	首	上腕	二の腕	手	太もも	脚	足	合計
接触割合	1/4	1/2	1/4	1/4	1/2	1/2	1/4	1/4	1/4	—
成人	272	42	127	378	438	370	692	482	266	3,065
子供	119	18	56	166	193	163	304	211	117	1,345

10

11 この接触可能な体表面積は、人の全体表面積の 2 割 (子供、成人共に) の値に該当
12 する。

13

14 上述の値は、居住住宅滞在時間において毎日常に接触しているとして推計に用いる
15 体表面積である。本評価では、居住住宅滞在時間を 1日当たり 21.6 時間としており、
16 実際の生活で毎日 21.6 時間ソファに座り続けるということはありません。一方で、本
17 評価ではソファを、室内の他の BDE-209 含有製品との接触も含めた代表製品として
18 採用している。

19

これらのことから、ソファを代表製品とし毎日 21.6 時間座り続けると仮定した推定

1 は、ソファに関しては過大であるが、他の含有製品の存在や接触頻度が不明であるため、室内の経皮接触としての不確実性については不明である。

3

4 水相（汗）厚さ

5 皮膚表面上の水相厚さに関して、以下の情報が得られた。

6

7 a) 皮膚表面水相厚さ：0.01 cm

8 NICNAS-HBCD

9 b) 皮膚表面水層（相）厚さ：0.01 cm

10 AIST-ICET のデフォルト設定値

11

12 a) では、皮膚表面上に厚さ 0.01 cm の水相（汗）を仮定している。

13 b) では、皮膚表面の水相（成形品では汗、混合物では混合物そのもの）の厚さを「皮膚表面水層厚さ」と定義し、EU のリスク評価技術ガイダンス文書¹における皮膚表面での混合物の厚さのデフォルト値（0.01 cm）と同じであると仮定し、適用している。

14 よって、本リスク評価書では、水相（汗）の厚さを a) 及び b) の採用値である 0.01

17 cm とすることとした。

18

19 水相（汗）厚さについては、種々のリスク評価書等で一般的に採用されている値を用いたが、情報が不足していることから、不確実性の程度は不明である。

21

22 皮膚表面上の水相（汗）中の BDE-209 濃度

23 皮膚表面上の水相（汗）中濃度に関し、調査した範囲では、汗への溶出を考慮した報告が得られなかった。

24 よって、本リスク評価書では、人工唾液と人工汗の組成が、同一ではないが含有物質の種類が類似していること、また試験片のサイズや製品の種類などの条件が他の試験よりも暴露シナリオに近いことから、iii でのマウジングと同様に自動車シートを用いた NITE の試験（付属 2）を採用し、水相（汗）中の濃度を 4 ng/mL とすることとした。

30

31 採用した試験結果は、マウジングを想定した人工唾液を用いた試験であり、人工汗液への溶出状況とは異なる可能性がある。また試験片は他の試験（0.5～5 mm）よりは大きいものの 2 cm 角に裁断されており、本来接触の可能性のない裏面からの溶出も含めた両面からの溶出濃度を片面の面積で除して単位面積当たりの溶出濃度としてカウントしている。したがって、ソファに座って汗を介して接触するというシナリオに対し、その程度については不明であるが、十分に過大な値であると考えられる。

37

¹ European Chemicals Bureau, European Union, Technical Guidance Document on Risk Assessment, 2003

1 体内（皮膚）吸収率

2 皮膚から BDE-209 の体内（皮膚）吸収率に関しては、米国 EPA¹による PBDEs の
3 暴露評価において、経皮からの体内（皮膚）吸収率として採用されている 3 %を、本
4 評価においても用いることとした。

5
6 この値の根拠は、米国 EPA のダイオキシンに関する再評価（2003）において採用
7 されている値から設定しているようである。PBDEs は、ダイオキシンや PCB と同様
8 の構造を持つことから、ダイオキシンの体内（皮膚）吸収率を用いることは、ある程
9 度妥当であると考えられる。また、論文では、複数の異性体を含む PBDEs（BDE-28、
10 47、99、100、138、153、154、183、209）としての体内（皮膚）吸収率として用い
11 ているが、BDE-209 の体内（皮膚）吸収率としては、その分子構造を考慮すると、低
12 臭素の異性体と比べて体内への吸収はされにくいと考えられる。

13 よって、また、情報が限定的であるものの、得られた情報の中では合理的に暴露量
14 を大きく見積もる結果となると考えられる。

16 居住住宅室内における暴露量のまとめと考察

17 5-1-3 の居住住宅室内の暴露シナリオ i~iv における推定暴露量を表 5-7 にまとめ
18 る。

20 表 5-7 居住住宅室内における暴露量推定結果一覧（単位：ng/kg/day）

経路別合計暴露量	シナリオ	成人		子供	
吸入経路	i	0.34		0.49	
経口経路	ii	5.9	5.9	38.5	39.3
	iii	—		0.81	
経皮経路	iv	0.07		0.10	
合計暴露量			成人	子供	
			6.3	39.9	

21
22 これらの結果から、居住住宅室内における BDE-209 の暴露量は、成人、子供とも
23 に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（シナリオ ii）の寄与が大
24 きく、どちらも全経路の合計の 9 割以上（成人で 93.7 %、子供で 98.5 %）を占める
25 ことが分かった。

26 なお、ダストの非意図的摂取については、前述のとおり少なくとも 2 倍程度過大に
27 暴露量を見積もっている可能性があることに注意しなければならない。

28
¹ U.S. Environmental Protection Agency , An Exposure Assessment of Polybrominated Diphenyl Ethers,EPA/600/R-08/086F May 2010

1 **5-2-2 自動車室内**

2 **i :自動車内の空気中 BDE-209 の吸入暴露量**

3 **(1)推定方法と暴露量**

4 ここでは、自動車乗車中に、車内空気中に存在する BDE-209 を吸入すると仮定し、
5 その暴露量を推定する。

6

7 推定暴露量は、以下の式 5-5 を用いて算出した。

8

$$\text{吸入暴露量} = \frac{\text{自動車室内空気中濃度}(\text{ng}/\text{m}^3) \times \text{滞在時間比率} \times \text{呼吸量}(\text{m}^3/\text{day})}{\text{体重}(\text{kg})}$$

9

式 5-5

10

11 式 5-5 に代入するパラメータを表 5-8 に示す。

12

13 **表 5-8 自動車室内の空気中 BDE-209 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
自動車室内空気中濃度 (ng/m ³)	4.0		本節 (2)
滞在時間比率 (無次元)	0.1		2.4 (hr/day) / 24 (hr/day)
自動車室内滞在時間 (hr/day)	2.4		5-1-2 (1)
呼吸量 (m ³ /day)	20	8.72	5-1-1 (2)
体重 (kg)	50	15.2	5-1-1 (1)

14

15 以上から、居住住宅室内空気中の BDE-209 の吸入経路の暴露量は、成人が 0.16
16 ng/kg/day、子供が 0.23 ng/kg/day となった。

17

18 **(2)パラメータの設定根拠**

19 以下に、表 5-8 に示した自動車室内の空気中濃度の設定根拠を示す。

20

21 **自動車室内の空気中濃度**

22 吸入経路での暴露量を推定するため、自動車室内空気中濃度のモニタリング結果・
23 放散速度試験結果から自動車室内での空気中濃度を推定し、それらから暴露量を算出
24 する必要がある。

25 自動車の室内における空気中 BDE-209 濃度について、以下の情報が得られた。

26

27 **[再掲]**

28 **表 3-9 自動車室内の BDE-209 含有製品からの放散速度データ**

製品	検出濃度 (ng/cm ² /hr)	文献
自動車シート	9.3×10 ⁻⁵ ※1	⑦MOE2014
	N.D.※2	NITE(付属 1)

29

※1：壁面吸着した物質の洗いこみ分も含む。

30

※2：ガス態での捕集はされなかったが、壁面への吸着は認められた。

31

1 [再掲]

2 表 3-10 自動車室内空气中濃度のモニタリングデータ (国外)

国名	発表年	n	中央値 (ng/m ³)	最大値 (ng/m ³)	文献
英国	2010	20 [*]	1.3	4.0	13
	2010	19 [*]	0.9	3.7	13

3 ※：同一の車で、n=20は運転席、n=19はトランクルームで測定。

4
5 調査した範囲で得られた国内の濃度は壁面吸着を含む値又は検出下限値以下の報告
6 のみであった。よって、本リスク評価書で用いる自動車室内の空气中濃度は、国外で
7 はあるが、唯一空气中の濃度として得られた 4.0 ng/m³ (文献 13) を採用した。

8
9 本評価で採用することとした Harrad et al. (文献 13) の報告によると、英国にお
10 ける車 20 台 (運転席) を対象とした車室内空气中濃度を測定した結果、中央値が 1.3
11 ng/m³、最大値が 4.0 ng/m³であった。

12 BDE-209 の飽和蒸気圧と分子量から算出¹した飽和蒸気圧濃度は、1,790 ng/m³ で
13 あるが、米国 EPA が作成した EPI Suite による蒸気圧 (6.23×10⁻¹⁰ Pa) から算出し
14 た飽和蒸気圧濃度は、0.24 ng/m³であった。英国での報告値 4.0 ng/m³は、後者の飽
15 和蒸気圧と比較した場合には異常値となっている。

16 また、国外のデータを使用することに関し、3 章に示した各モニタリングデータの
17 英国の値が日本 (国内データとの最大値の比較をした場合、室内空气中で 4.0 倍、室内
18 ダストで 130 倍、自動車室内ダストで 7.4 倍) や諸外国と比べて非常に高濃度である。

19 これらのことを踏まえると、採用値とした 4.0 ng/m³は、過大評価又は本報告以外
20 の情報が得られれば、採用すること自体の是非についても検討すべき値である可能性
21 がある。

22
23 **ii : 自動車室内のダストを非意図的に摂取することによる経口暴露量**

24 **(1) 推定方法と暴露量**

25 本リスク評価では、自動車ファブリックから放散した BDE-209 が吸着又はファブ
26 リック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
27 暴露量を推定する。

28 推定暴露量は、以下の式 5-6 を用いて算出した。

29 経口暴露量

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

30 式 5-6

31
32 式 5-6 に代入するパラメータを表 5-9 に示す。

¹ 4.63×10⁻⁶ Pa × 959.16 g/mol × 0.4037 mg mol/g/Pa/m³ から算出

表 5-9 自動車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
自動車室内単位ダスト中濃度 (ng/g)	136,000		本節 (2)
滞在時間比率 (無次元)	0.1		2.4 (hr/day) / 24 (hr/day)
自動車室内滞在時間 (hr/day)	2.4		5-1-2 (1)
1日当たりのダスト摂取量 (g/day)	0.05	0.10	5-1-1 (3)
体重 (kg)	50	15.2	5-1-1 (1)

以上から、自動車室内のダストに吸着した BDE-209 の非意図的経口暴露量は、成人が 13.6 ng/kg/day、子供が 89.5 ng/kg/day となった。

(2)パラメータの設定根拠

以下に、表 5-9 に示した自動車室内のダスト中濃度の設定根拠を示す。

自動車室内ダスト中の BDE-209 濃度

ダストの非意図的摂取による BDE-209 の暴露量を推定するため、自動車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、以下の情報が得られた。

[再掲]

表 3-11 自動車室内ダスト中濃度のモニタリングデータ (国内)

製品	検出濃度 (ng/g)	文献
国内の使用済み自動車解体工場の国産車 36 台と、現有車 5 台の計 41 台	最大値(床面) : 352,000 ^{*1} 最大値(座面) : 136,000 ^{*1}	③MOE2015
自動車シート	52,140 ^{*2}	NITE(付属 1)

※1: 報告内容から推定

※2: 模擬ダストを用いた移行試験の結果からの推定

本リスク評価で用いる自動車室内ダスト中濃度は、上記の表のうち、高濃度で検出された報告において自動車内で最も滞在する時間が長いと考えられる座面のダスト濃度の最大値である 136,000 ng/g (③MOE2015) とする。

本評価では、調査した範囲で得られた値のうち、座面のダスト濃度の最大値である 136,000 ng/g (③MOE2015) を採用した。国内で自動車室内中のダスト濃度が得られたのは当該調査のみである。

床面ダスト中濃度の最大値は座面より高濃度となったが、床面のダストを経口摂取することは、自動車の中での行動を考えると現実的ではないため、本評価では座面の濃度を採用した。報告書に記載された PBDEs としての座面ダスト中濃度 (960~170,000 ng/g、中央値 11,000 ng/g) に、最大濃度の検体における PBDEs に対する BDE-209 の割合 (約 80%) を考慮し、座面ダスト中 BDE-209 の最大濃度を 136,000 ng/g と推定した。中央値についても同様の比率であると仮定すると 8,800 ng/g と推定でき、最大値の 1/15 程度となる。床面ダストについては、最大値を 352,000 ng/g、中央値を 3,600 ng/g と推定でき、中央値は最大値のほぼ 1/100 程度となり、そのかい

1 離は大きい。

2 また、当該調査の対象は国産車計 41 台でありその数は少なくないが、使用済み自
3 動車 (ELV) の解体工場にあった自動車であり、解体前の ELV の保管状態による負荷
4 分がある可能性も否定できない。

5 自動車室内のダスト中濃度は、車内に存在し続ける期間 (ダスト齢) が長いほど吸
6 着した物質が増加することから、車室内の清掃頻度によって変化する。NITE の調
7 査¹では、自分で車の室内清掃を行う人の割合は 6 割以上であり、その実施頻度で最も
8 多かったのは 3 か月に 1 回以上で、回答者 (n = 1,180) の 6 割以上であった。ただし
9 この結果にはガソリンスタンドや自動車ディーラで車内清掃をする人の回答は含まれ
10 ていないため、実際の平均的な清掃頻度は上記と異なる可能性がある。

11 これらのことから、国内の自動車室内のダスト中濃度の値として ELV 解体工場にあ
12 った自動車の座面ダスト中濃度の最大値 136,000 ng/g を採用することは、過大に暴露
13 量を見積もる結果となる可能性が考えられる。NITE による BDE-209 含有自動車シー
14 トからのダストへ吸着試験の結果に基づいた推定値は 52,140 ng/g であり、それと比
15 較すると 2 倍以上の値である。

16

17 なお、国外のモニタリングでは、英国において自動車室内ダスト中濃度の最大値が
18 2,600,000 ng/g (中央値 100,000 ng/g) との報告 (文献 9) がある。同文献 (文献 9)
19 には、英国の居住住居室内ダスト中濃度も報告されており、その濃度は日本の居住住
20 宅室内ダスト中濃度の最大値の約 340 倍と非常に高濃度である。この英国における居
21 住住宅室内ダスト中濃度は、他の国外の報告と比較しても顕著に高濃度で検出されて
22 いることから、英国における環境や行動様式が特異的である可能性が考えられるため、
23 本評価では採用の対象としない。自動車室内ダスト中濃度は、生活習慣、車室内清掃
24 の習慣、自動車室内に持ち込まれる BDE-209 含有製品の違い、自動車室内に外部か
25 ら流入及び持ち込まれるダストの種類等の複数の影響によって異なり、その国の状況
26 を反映した結果であると考えられる。

27

28 **iii :自動車ファブリックをマウジングすることによる経口暴露量**

29 **(1)推定方法と暴露量**

30 子供のマウジング行動は、基本的に手に持つことが可能な「物 (おもちゃなど)」、
31 着用している「衣服」及び「手」自体が対象となる。自動車室内滞在時間において、
32 通常子供はベビーシートやチャイルドシートに固定されており、自動車ファブリック
33 自体を直接マウジングするという行動は限定的であると考えられる。

34 しかしながら、子供の行動や習性には不確実な点が多いことから、ワーストシナリ
35 オとして、乗車中にマウジングを行うと仮定し、その際の経口経路での暴露量を推定
36 する。なお、マウジング行動は子供に特有の行動であると考えられることから、成人

¹ NITE、室内暴露にかかわる生活・行動パターン情報、4.3.自動車の洗浄、2017
http://www.nite.go.jp/chem/risk/exp_4_3.pdf

1 については暴露量を推定しない。
 2 推定暴露量は、以下の式 5-7 を用いて算出した。
 3

経口暴露量

$$= \frac{\text{溶出速度}(\text{ng}/\text{cm}^2/\text{min}) \times \text{マウジング面積}(\text{cm}^2) \times \text{マウジング行動時間}(\text{min}/\text{day}) \times \text{滞在時間比率}}{\text{体重}(\text{kg})}$$

式 5-7

式 5-7 に代入するパラメータを表 5-10 に示す。

表 5-10 自動車ファブリックをマウジングすることによる
 経口暴露量推定に係るパラメータ（子供のみ）

項目	子供	設定経緯の参照先
溶出速度 (ng/cm ² /min)	0.039	本節 (2)
滞在時間比率 (無次元)	0.1	2.4 (hr/day) / 24 (hr/day)
自動車室内滞在時間 (hr/day)	2.4	5-1-2 (1)
マウジング面積 (cm ²)	50	5-1-1 (4)
マウジング時間 (min/day)	7	5-1-1 (5)
体重 (kg)	15.2	5-1-1 (1)

上記の式及びパラメータを用いて推定した結果、子供の自動車ファブリックをマウジングすることによる BDE-209 の経口暴露量は、0.09 ng/kg/day となった。

(2)パラメータの設定根拠

以下に、表 5-10 に示した自動車ファブリックからの溶出速度の設定根拠を示す。

溶出量・溶出速度

自動車ファブリックからの溶出量・速度について調査した結果、以下の情報が得られた。

[再掲]

表 3-13 日本国内の BDE-209 含有製品からの溶出等のデータ

	製品	検出濃度	文献
溶出試験	自動車シート(製造国不明)	0.03 ng/cm ² *1 (2×10 ⁴ ng/g)	⑦MOE2014
	自動車シート(日本製)	56 ng/cm ² /day*2 (人工唾液中濃度:4 ng/mL)	NITE(付属 2)

*1：環境庁告示 13 号による溶出試験の結果
 *2：人工唾液による 24 時間の溶出試験の結果

本リスク評価で用いる 溶出量・溶出速度 は、調査した範囲で得られた自動車室内の溶出に関する情報のうち、最も実際の暴露状況を表現した試験であると考えられる人工唾液への溶出試験結果の 56 ng/cm²/day (NITE) (= 0.039 ng/cm²/min) とする。

1 NITE の溶出試験は、マウジングによる経口摂取を前提に、BDE-209 の物理化学性
 2 状（水溶解度）を考慮し、1 L の人工唾液中に 72 cm²（片面の面積として）の自動車
 3 ファブリックを入れ、24 時間経過後の BDE-209 濃度を測定したものである。この試
 4 験方法は、本リスク評価における暴露シナリオ及び暴露条件に最も近い試験であると
 5 考えられる。

6 ただし、この試験結果は、本来直接マウジングする可能性のない裏面からの溶出も
 7 含めた両面からの溶出速度を片面の面積で除して単位面積当たりの溶出速度としてい
 8 る。

9 したがって、自動車シートをマウジングした際の溶出というシナリオに対し、通常
 10 想定されるよりも 2 倍程度過大な値となっている可能性がある。また、前述のとおり、
 11 ベルト等でシートに固定されている状態でのマウジングの面積及び時間はより小さい
 12 値である可能性がある。

14 iv :自動車ファブリックに皮膚が触れることによる経皮暴露量

15 (1)推定方法と暴露量

16 ここでは、乗車時に、自動車シートに含有する BDE-209 が汗を介して着衣に覆わ
 17 れていない皮膚に暴露すると仮定し、経皮経路の暴露量を推定する。

18 推定暴露量は、以下の式 5-8 を用いて算出した。

19 経皮暴露量

$$= \frac{\text{水相中濃度}(\mu\text{g}/\text{cm}^3) \times \text{皮膚接触面積}(\text{cm}^2/\text{day}) \times \text{水相厚}(\text{cm}) \times \text{滞在時間比率} \times \text{体内吸収率}(\%)}{\text{体重}(\text{kg})}$$

20 式 5-8

21 式 5-8 に代入するパラメータを表 5-11 に示す。

22 表 5-11 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	子供	設定経緯の参照先
皮膚接触表面積 (cm ² /day)	3,065	1,345	5-2-1 iv (2)
水相 (汗) 厚さ (cm)	0.01		5-2-1 iv (2)
水相 (汗) 中濃度 (ng/mL)	4		5-2-1 iv (2)
滞在時間比率 (無次元)	0.1		2.4 (hr/day) / 24 (hr/day)
自動車室内滞在時間 (hr/day)	2.4		5-1-2 (1)
体内吸収率 (%)	3		5-2-1 iv (2)
体重 (kg)	50	15.2	5-1-1 (1)

25 上記の式及びパラメータを用いて推定した結果、自動車ファブリックに皮膚が触れ
 26 ることによる経皮経路の暴露量は、成人で 7.4×10^{-3} ng/kg/day、子供で 0.011 ng/kg/day
 27 となった。

1 (2)パラメータの設定根拠

2 BDE-209 を含有する自動車シートに皮膚が触れることによる経皮経路の暴露量推
3 定に使用したパラメータは、居住住宅室内のシナリオ iv のパラメータと共通であるこ
4 とから、ここでは、別途パラメータは設定しない。

6 自動車室内における暴露量のまとめと考察

7 5-1-3 の自動車室内の暴露シナリオ i~iv における推定暴露量を表 5-12 にまとめ
8 る。

10 表 5-12 自動車室内暴露量推定結果一覧 (単位 : ng/kg/day)

経路別合計暴露量	シナリオ	成人		子供	
吸入経路	i	0.16		0.23	
経口経路	ii	13.6	13.6	89.5	89.6
	iii	—		0.09	
経皮経路	iv	7.4×10^{-3}		0.011	
合計暴露量		成人		子供	
		13.8		89.8	

11
12 これらの結果から、自動車室内における BDE-209 の暴露量は、居住住居室内と同
13 様、成人、子供ともに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（シナ
14 リオ ii）の寄与が大きく、どちらも全経路の合計のほとんど（成人で 98.6 %、子供で
15 99.8 %）を占めることが分かった。

16 なお、前述のとおり、ダストの非意図的摂取については、過大に暴露量を見積もっ
17 ている可能性があることに注意しなければならない。

19 5-3 推定暴露量（生涯平均化-合計推定暴露量）

20 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、
21 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
22 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。

23
24 4 章で示した有害性評価値は、慢性毒性に関する値である。慢性の有害性評価値
25 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
26 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
27 る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
28 でリスク評価を行うことはできない。

29 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
30 露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
31 年）と、成人期の 2 ケースの暴露量を推定している。

¹ U.S.EPA (1992) Guidelines for Exposure Assessment. 2. GENERAL CONCEPTS IN EXPOSURE ASSESSMENT. EPA/600/Z-92/001.

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 年と仮定し、子供の期間 6 年間に於いてその暴露量が変化なく継続し、続く 64 年間は成人の暴露量が継続するとして以下の式 5-9 で生涯平均化した合計暴露量を推定できる¹。

生涯平均化合計推定暴露量

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

式 5-9

本リスク評価書では、BDE-209 が含有されている製品が使用される環境下において、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 5-13 に示す。

表 5-13 合計推定暴露量 (単位 : ng/kg/day)

経路別合計暴露量	生涯平均化暴露量
吸入経路	0.52
経口経路	28.9
経皮経路	0.08
全環境・経路の合計暴露量	29.5

[再掲]

表 5-7 居住住宅室内における暴露量推定結果一覧 (単位 : ng/kg/day)

経路別合計暴露量	シナリオ	成人		子供	
吸入経路	i	0.34		0.49	
経口経路	ii	5.9	5.9	38.5	39.3
	iii	—		0.81	
経皮経路	iv	0.07		0.10	
合計暴露量			成人	子供	
			6.3	39.9	

[再掲]

表 5-12 自動車室内暴露量推定結果一覧 (単位 : ng/kg/day)

経路別合計暴露量	シナリオ	成人		子供	
吸入経路	i	0.16		0.23	
経口経路	ii	13.6	13.6	89.5	89.6
	iii	—		0.09	
経皮経路	iv	7.4×10 ⁻³		0.011	
合計暴露量			成人	子供	
			13.8	89.8	

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 年として本式と同様の期間設定や推定式を用いている。

- 1
- 2 以上の結果から、BDE-209 含有製品及び製品使用環境において、生涯平均化した合計推定暴露量が 29.5 ng/kg/dayとなり、この値を用いてリスク評価を行う。
- 3

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。

慢性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した合計推定暴露量を用いる。

$$\text{ハザード比} = \frac{\text{生涯平均化した合計推定暴露量 (ng/kg/day)}}{\text{有害性評価値 (ng/kg/day)}} = \frac{29.5 \text{ (ng/kg/day)}}{50 \text{ (ng/kg/day)}} = 0.6$$

生涯平均化した合計推定暴露量：	29.5 ng/kg/day
有害性評価値：	50 ng/kg/day
ハザード比：	0.6

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 BDE-209 含有消費者製品を使用し続けた場合において、慢性毒性のリスクは懸念されるレベルではないと考えられる。

<参考>

子供期の合計暴露量は、その特有の行動に伴って暴露量が比較的多くなるため、129.7 ng/kg/day と推定された。この暴露量に対し、慢性毒性の有害性評価値を用いるとハザード比が 1 以上になるため、リスクの懸念があるように見える。しかし、慢性毒性の有害性評価値は、生涯にわたる暴露用量に対する指標であるため、限られた期間の暴露に対して用いることは適切ではないと考えられるため、この時期については、ATSDR が設定した中期毒性の最小リスクレベル値（MRL = 200 ng/kg/day）を有害性評価値として用いるのが妥当であると考えられる。そのため、この中期毒性の MRL を有害性評価値として子供期に限ったリスク評価を参考までに行うこととした。

$$\text{ハザード比} = \frac{\text{子供期の合計暴露量 (ng/kg/day)}}{\text{有害性評価値 (ng/kg/day)}} = \frac{129.7 \text{ (ng/kg/day)}}{200 \text{ (ng/kg/day)}} = 0.6$$

子供期の合計暴露量：	129.7 ng/kg/day
有害性評価値：	200 ng/kg/day
ハザード比：	0.6

よって、ハザード比が 1 以下であることから、子供期においてもリスクが懸念されるレベルではないと考えられる。

1 7 まとめと考察

2 本章では、前章までの結果を総括し、リスク評価のまとめ等を示す。

3

4 7-1 まとめと考察

5 リスク評価の結果、ハザード比は1以下となり、現状の使用状況であればリスクの
6 懸念はないと考えられ、現在各居住住宅等にある BDE-209 含有製品に対して、特別
7 な措置を講じる必要がないものとする。

8

9 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
10 けではないが、合理的な範囲において暴露量をなるべく多く見積もるような値をパラ
11 メータに設定している。暴露シナリオについても、複数のシナリオを考慮することで
12 予見可能な誤使用を網羅し、国内で考えられる全ての暴露経路における暴露量を推定
13 して合計している。そのため、それぞれ暴露量を大きく見積もるように設定されてい
14 るパラメータを掛け合わせて暴露量を推定していることから、最終的な合計推定暴露
15 量としては、幾重にも過大に見積もられた結果となっており、そのような量を定常的
16 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。

17 また、有害性評価において現在公的機関から公表されている有害性評価値の中で最
18 も低濃度である ATSDR の有害性評価値を参考に設定している。ATSDR が中期毒性
19 MRL の設定に採用したエンドポイントは、0.05 mg/kg/day の投与群において、12 %
20 の血清グルコースの増加が確認され、このグループとコントロールで、全ゲノム遺伝
21 子発現マイクロアレイ、遺伝子オントロジー解析、経路解析を行った結果、1,257 の
22 肝臓遺伝子転写物の変化を誘導し、18 の標準的経路において有意に濃縮されることを
23 根拠にしている。しかし、標的臓器が特定されておらず、エンドポイントが血清グル
24 コースの増加の他、マイクロアレイ等の結果による肝臓遺伝子転写物の変化であるこ
25 とを考慮すると、有害性評価値 50 ng/kg/day は、過大な設定になっている可能性があ
26 る。

27

28 よって、合計推定暴露量は十分に過大な結果であることから、暴露量はある程度の
29 マージンが含まれていると言え、また、有害性評価値も過大な値が設定されている可
30 能性があることから、ハザード比が1に近いからといって暴露マージンが十分ではな
31 いとは言えないと考える。

32

33 本リスク評価の結果から、既に居住住宅室内や自動車室内に存在している製品は、
34 今後も製品寿命を迎えるまで使い続けたとしてもリスクが懸念されるレベルにはない
35 と考える。

36

37 7-2 その他の考察

38 BDE-209 含有製品に関し、ほとんどの居住住宅で存在していない製品（ブラウン管

1 テレビやビデオケースなど)があることや、既に関連業界において使用が削減されて
2 きた状況から、今後 BDE-209 含有製品が居住住宅室内等で増加することは考えられ
3 ない。そのため、BDE-209 の暴露量は今後さらに低下していくと考える。

4
5 また、主たる暴露源はダストの摂取によるものであることから、居住住宅室内や自動
6 車室内において適宜清掃を実施し、BDE-209 含有ダストを除去していくことで、暴露
7 量及びリスクを低減できると考えられる。なお、子供はダスト経由の化学物質の摂取
8 量が成人よりも多いと言われているため、BDE-209 の含有の有無に限らず、ダストの
9 発生及び摂取量を清掃等によって抑えることが重要である。

10
11 通常商業利用されるデカブロモジフェニルエーテルには、BDE-209 が 97 %以上含
12 まれているが、その他臭素数が 9 個 (0.3~3 %) または 8 個 (0~0.04 %) の BDE が
13 含まれている(POPRC2015)。また、いくつかの報告において、高温条件等の下で 10
14 臭素化体である BDE-209 の臭素が脱離し、他の臭素化体になる可能性が指摘されて
15 いる。しかし、実際の居住住宅室内及び自動車室内環境下において、購入から製品寿
16 命を迎えるまでの期間にどの程度が他の臭素化体に変化するのか等について、不明な
17 点も多い。

18 本リスク評価書では、評価対象物質をBDE-209に限定して行っているため、10臭素化
19 物以外の臭素化物については、評価を行っていないが、既にBDE-209含有製品が減少傾
20 向にある中で、これら物質についても室内環境下で減少して行くものと考えられる。

21 よって、これら BDE-209 以外の物質については、適宜モニタリング等を実施し、
22 実状況を把握していくのが望ましいと考えられる。

23
24 BDE-209 は、1980 年代後半から難燃剤として樹脂や繊維製品に使用されてきた。
25 難燃剤は、各種製品に使用することで、何らかの事故等が発生した際に製品が発火す
26 るのを防ぎ、また、例え発火した場合においても、その難燃性で延焼を少しでも妨げ
27 ることで人命救助等にかかる時間を確保している。BDE-209 が化審法第一種特定化学
28 物質に指定されたことから、今後は他の難燃剤等に代替・仕様変更がなされていくも
29 のと考えられるが、このとき、代替・仕様変更による影響について十分な検証と関係
30 者間での正しい情報伝達を行わないと、新たな他のリスクを発生させる可能性がある。
31 これを二律背反問題やリスクトレードオフと呼ぶ。

32 過去に、家電製品中に使用されていた樹脂材料中の臭素系難燃剤が、RoHS 指令等
33 に対応するために赤リンに変更された事例がある。その際、物質・材料の仕様変更
34 に関する情報が化学物質製造事業者から最終製品製造事業者までの間で正確に情報伝達
35 がなされなかった又は最終製品製造事業者には全く知らされなかった(サイレントチ
36 ェンジ)ため、赤リンの使用に伴う副作用(赤リンと空気中の湿気とが化学反応し、
37 導電物質のリン酸が形成され、絶縁樹脂に電流が流れたことでショートする等)によ
38 って動作不良、高温発熱、変形、発火等の製品事故に至った事例が複数報告され、一

- 1 部製品ではリコールが発生している¹。
- 2 このような化学物質管理を背景とした製品事故が発生しないよう、**BDE-209** の他の
- 3 物質への代替・仕様変更においては、各事業者間できちんとした情報伝達を行い、化
- 4 学物質のリスクだけでなく製品事故のリスクについても十分な検証と評価を行い、リ
- 5 スクトレードオフに注意を払う必要があると考える。
- 6

¹ 独立行政法人製品評価技術基盤機構、平成 26 年度製品安全業務報告会、口頭発表資料：(3) プラスチックの難燃化手法と難燃剤によるトラブル事例について、2014
<http://www.nite.go.jp/data/000055670.pdf>

1 8 付属資料