

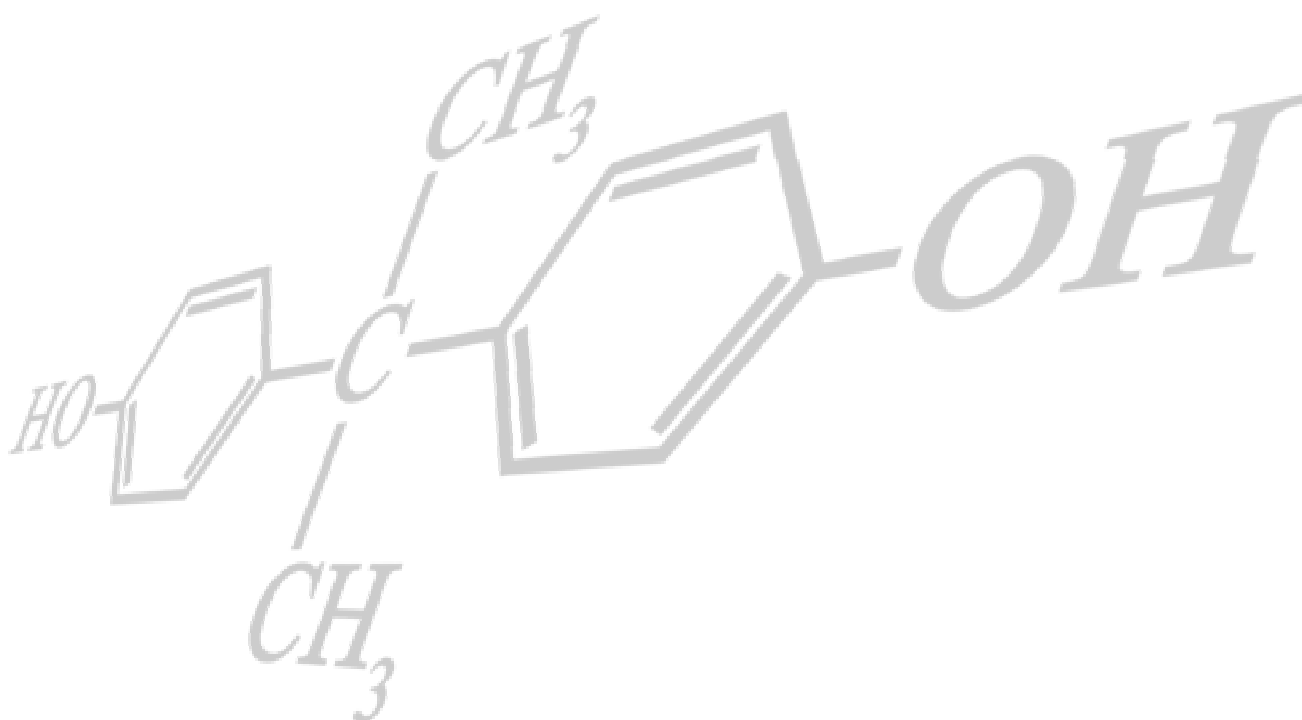
---

---

ビスフェノールAリスク評価管理研究会

中間報告書

---



2003年5月

独立行政法人 製品評価技術基盤機構  
ビスフェノールAリスク評価管理研究会

# 目次

## 第1章 はじめに

- 1.1 目的
- 1.2 経過

## 第2章 一般情報

- 2.1 BPAの歴史
- 2.2 同定情報
- 2.3 物理化学的性状
- 2.4 その他情報

## 第3章 既存の有害性及びリスク評価結果

- 3.1 既存の有害性評価結果
- 3.2 既存のリスク評価結果

## 第4章 製造、使用等の実態

## 第5章 環境モニタリングデータ

## 第6章 化学物質排出把握管理促進法に基づく排出量・移動量の集計 (平成13年度PRTR情報)

## 第7章 製品経路ヒトへの暴露の可能性のある用途

- 7.1 ヒトが暴露する可能性のある用途
- 7.2 BPAの溶出に関する報告、文献

## 第8章 放出シナリオ

- 8.1 放出シナリオについて
- 8.2 各ライフステージにおける放出量の推定
- 8.3 まとめ

## 第9章 産業界の自主的取組み状況

## 第10章 自治体における取組み事例

- 10.1 岡山県の取組み
- 10.2 東京都の取組み

## 第11章 まとめ

巻末資料 用語・略号

# 第1章 はじめに

## 1.1 目的

ビスフェノール A (以後 BPA と略す) は、内分泌かく乱作用の有無に関わらず実験動物による試験では生殖・発生毒性が認められており、有害性評価や暴露評価を踏まえてリスク評価を実施し、適切なリスク管理のあり方について検討すべき物質であるとされている(化学物質審議会内分泌かく乱作用検討小委員会)。一方、OECD、EU などの国際機関をはじめ厚生労働省、国土交通省、環境省においても有害性評価や暴露評価等が進められており、産業界においてはすでにさまざまな自主的取組みが進められている。

しかしながら、リスク評価に基づく適切なリスク管理のあり方の検討については、排出実態と環境濃度との関係等、十分検証されていない多くの課題が残されており、より一層の情報を収集整理し、評価検討を図ることが必要となっている。こうした状況を踏まえ、独立行政法人製品評価技術基盤機構に、産学官の有識者等から横成されるビスフェノール A リスク評価管理研究会を設置し、BPA 等の生産・使用、及び有害性情報、リスク評価等の情報を収集するとともに、自主管理等の具体的なリスク管理のあり方の検討を行っている。

本報告書は

BPA に関する有害性評価およびリスク評価の現状を整理する。

BPA の放出シナリオを作成する。

の目的の基に BPA 等の生産・使用、及び有害性情報、リスク評価等の現状について研究会の検討状況をまとめたものである。

報告書で取り扱っている内容は

### (1) 有害性評価およびリスク評価

リスク評価に関し共同研究を行っている独立行政法人産業技術総合研究所及び(財)化学物質評価研究機構と連携して行うリスク評価のため、化学物質審議会内分泌かく乱作用検討小委員会における有害性情報に加え、収集し調査した国内外において評価されている有害性情報、暴露情報及びリスク評価に関する情報を集約整理するなど、現リスク評価のまとめ

### (2) 実態調査

BPA 及びその関連製品に関し、国内外において評価されている暴露情報(モニタリング情報、BPA 及びその関連製品を含めた生産流通実態、用途別需要量、使用状況など BPA のライフサイクルにわたるリスク評価に必要な情報)及びリスク管理・削減に関する産業界の取組み等の実態について国、自治体、関係業界等から情報収集・調査

### (3) 放出シナリオ

詳細リスク評価及びリスク管理のための BPA を含む物質の製造、用途、消費、廃棄に至るライフサイクルにおいてどの経路が主要な放出経路かを推定

### (4) 産業界における取組み

### (5) 自治体における取組み

である。

研究会には 大学、研究機関、自治体及び産業界等の有識者の参加を求め、平成 14 年 7 月より 1～2 ヶ月に 1 回程度の頻度で開催し、課題を検討した。

なお本報告書の書き方については上記目的 と では若干異なり、 に関しては「本研究会は有害性及びリスクの評価を行うことが目的ではないとの理由から、有害性に関する種々の評価及び情報に関して研究会としての評価を加えることなく現状を記述する。従って紹介する報告書の評価のスタンスが異なればそれを判断することなく記述する。 に関しては「日本においては未検討の分野であるので現状をまとめるのではなく研究会の成果として表す。」に則っていることを申し添えておく。

本報告書が今後 BPA のリスク評価・管理の資料として役立てば幸いである。

## 1.2 経過

平成 14 年 5 月上旬より研究会設置のための諸準備作業を取り進めて 11 名の委員を任命した。第 1 回研究会を 2002 年 7 月 3 日に開催し、その後上記の頻度で開催し、広範囲の項目について検討を重ねる一方、9 月から 2003 年 1 月にかけて BPA のユーザー工業界に対して使用実態調査も行った。それらの検討結果について中間報告書原稿の作成を行い、第 5、6 回の研究会で中間報告書の取りまとめを行った。

以下に研究会開催日と議題および使用実態調査期間を示した。また、1-4 ページに本研究会の委員名と所属を示した。

### < 研究会開催日と主な議題 >

第 1 回研究会：2002 年 7 月 3 日

- (1)ビスフェノール A リスク評価管理研究会の設置について
- (2)ビスフェノール A リスク評価管理の検討の進め方について
- (3)環境モニタリング（水質）について
- (4)ビスフェノール A の評価の現状について
- (5)ビスフェノール A の生産、使用の現状について
  - ・ビスフェノール A の生産、使用等について
  - ・ポリカーボネート樹脂の用途別使用量、生産量、排出量等について

第 2 回研究会：2002 年 8 月 28 日

- (1)エポキシ樹脂の用途と使用量について
- (2)EU のリスク評価書について
- (3)埋め立て処分場からの溶出について
- (4)ビスフェノール A 安全性 5 社研究会の調査報告について
- (5)岡山県の取組みについて
- (6)東京都の取組みについて

第 3 回研究会：2002 年 10 月 9 日

(1)ビスフェノールAの初期リスク評価書について

(2)中間報告書の構成について

(3)放出シナリオについて

第4回研究会：2002年12月18日

(1)中間報告書の概要について

(2)ビスフェノールA使用実態調査のとりまとめについて

(3)ビスフェノールAの放出シナリオについて

第5回研究会：2003年3月17日

(1)中間報告書（案）について

第6回研究会：2003年5月28日

(1)中間報告書（案）の検討

< 使用実態調査期間 >

・ 調査期間：2002年9月～2003年1月

ビスフェノールAリスク評価管理研究会委員

- 青山博昭 (財)残留農薬研究所 毒性第一部 生殖毒性研究室長  
浦谷善彦 (財)化学物質評価研究機構 安全性評価技術研究所 主管研究員  
河村光隆 工学院大学 工学部 環境化学工学科 教授  
(委員長)
- 白髪輝夫 岡山県 生活環境部 環境管理課 主査  
瀧口和夫 ポリカーボネート樹脂技術研究会 技術委員長  
(帝人化成(株) 環境・品質管理部 主席部員)
- 寺田正敏 東京都環境局環境改善部 有害化学物質対策課長  
(2003年5月から)
- 中上 明 エポキシ樹脂工業会 技術安全委員会代表  
(三井化学(株) フェノール事業部 部長補佐)  
(2003年3月まで)
- 中澤裕之 星薬科大学 薬品分析化学教室 教授  
中西義則 エポキシ樹脂工業会 技術安全委員会代表  
(ジャパンエポキシレジン株式会社 技術環境室長)  
(2003年5月から)
- 西川洋三 ビスフェノールA安全性5社研究会代表  
(三菱化学(株) 環境安全部 部長)  
(2003年3月まで)
- 野田 功 東京都 環境局 環境改善部 有害化学物質対策課長  
(2003年3月まで)
- 宮本健一 独立行政法人産業技術総合研究所 化学物質リスク管理研究センター  
研究員
- 村上弘陽 ビスフェノールA安全性5社研究会代表  
(新日鐵化学株式会社 環境・安全・品質保証部 技術アドバイザー)  
(2003年5月から)
- 山田正人 独立行政法人国立環境研究所 循環型社会形成推進・廃棄物研究センター  
最終処分技術研究開発室 主任研究員

## 第 2 章 一般情報

### 2.1 BPA の歴史

ULLMAN's Encyclopedia of Industrial Chemistry, 5<sup>th</sup> Ed の Phenol Derivatives の中に“4. Bisphenols (Bishydroxyarylalkanes)”の項があり、そこには BPA の歴史に関して以下のような内容が記載されている。

“BPA は 1891 年に Dianin によって初めて報告された。1945 年頃エポキシ樹脂（以後 EX 樹脂と略す）、1950 年代にはポリカーボネート樹脂（以後 PC 樹脂と略す）が開発された。BPA はこれらの樹脂の原料としてフェノールとアセトンから製造される。高級耐熱プラスチックの中間体、ワニスの原料、ゴム、プラスチック、油および油脂の酸化防止剤として使われる。”

また、A. Greth (1967)の報文には、“BPA は Dianin(1891), Zinke(1905), Schmidlin(1910)および Beaty(1912)により報告され、1920 年頃にはよく知られるようになった”と記載されている。

BPA および PC 樹脂の安全性に関する日米欧の化学工業界の組織である PC / BPA Global Group（第 4 章参照）のホームページには次のように記載されている。

“1905 年にドイツの Thomas Zinke (Univ. of Marburg)により BPA 及びその関連化合物の合成が報告された（Th. Zinke, 1905）。これはそれ以前の他の研究者の報告及び Marburg 大学の未発表の研究を基にしている。しかし、その応用については言及していなかった。

1957 年に米国で、1958 年にヨーロッパで PC 樹脂の商業生産が始まり、また同じ頃 EX 樹脂の生産も始まった。この動きに合わせて BPA の生産規模も拡大してきた。”

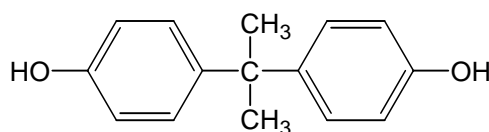
以上のことから、BPA は 1891 年に Dianin によって初めて合成され、その後 Zinke らによって展開されたが、その応用には触れられなかった。1940～50 年代に PC 樹脂及び EX 樹脂が開発され、それに伴い BPA の生産規模も拡大してきたと考えられる。

我が国における歴史については、PC 樹脂技術研究会のホームページに PC 樹脂の歴史が載っており、国内の PC 樹脂の生産は 1960 年に帝人化成（旧久野島化学）および出光石油化学により開始されたと記載されている。BPA の生産もこれに連動して拡大してきたと思われる。

### 2.2 同定情報

物質名	: 4,4'-イソプロピリデンジフェノール
別名	: ビスフェノール A
その他名称	: 2,2-ビス(4-ヒドロキシフェニル)プロパン 4,4'-(1-メチルエチリデン)ジフェノール
化審法官報告示番号	: 4-123
化学物質排出把握管理促進法政令番号	: 1-29
CAS 登録番号	: 80-05-7

構造式



分子式 : C<sub>15</sub>H<sub>16</sub>O<sub>2</sub>

分子量 : 228.29

## 2.3 物理化学的性状

外 観 : 白色固体 ( HSDB, 2001 )

融 点 : 152 ~ 155 ( IPCS, 1999 )

150 ~ 155 ( HSDB, 2001 )

沸 点 : 250 ~ 252 /1.7kPa ( IPCS, 1999 )

引火点 : 207 ( o.c. ) ( IPCS, 1999 )

発火点 : 600 ( IPCS, 1999 )

爆発限界 : データなし

比 重 : 1.195 ( HSDB, 2001 )

蒸気密度 : 7.87 ( 空気 = 1 )

蒸気圧 :  $5 \times 10^{-6}$  Pa (  $4 \times 10^{-8}$  mmHg ) ( 20 ) ( HSDB, 2001 )

87 Pa ( 0.65mmHg ) ( 190 ) ( IPCS, 1999 )

分配係数 : log Kow = 3.32 ( 実測値 ) ( KowWin, 2002 )

= 3.64 ( 推定値 ) ( KowWin, 2002 )

加水分解性 : 加水分解を受け易い化学結合なし

解離定数 : データなし

吸脱着性 : Koc ( 土壌吸着係数 ) = 314 , 1,524 ( HSDB, 2001 )

溶解性 : 水 ; 120 mg / L ( 25 ) ( HSDB, 2001 )

アルコール、エーテル、アセトンなどの有機溶媒に可溶

換算係数 : ( 気体 , 20 )  $1 \text{ mg} / \text{m}^3 = 0.105 \text{ ppm}$  ;  $1 \text{ ppm} = 9.49 \text{ mg} / \text{m}^3$

## 2.4 その他情報

純度 : 99 % 以上 ( 一般的な製品 ) [ 化学物質ハザードデータ集 , 2002 ]

不純物 : 1 % 未満、フェノール , 2,4'-イソプロピリデンジフェノール ( 一般的な製品 )

[ 化学物質ハザードデータ集 , 2002 ]

添加剤又は安定剤 : 無添加 ( 一般的な製品 ) [ 化学物質ハザードデータ集 , 2002 ]

現在の我が国における法規制

・化学物質排出把握管理促進法 : 第 1 種指定化学物質

・食品衛生法 : PC 樹脂製食器中のビスフェノール A 含有率 500 ppm 以下

PC 樹脂製食器からビスフェノール A の食品への溶出 2.5 ppm 以下



## 文献

化学物質ハザード・データ集 (2002) 経済産業省化学物質管理課監修, 財団法人化学物質評価  
研究機構編集, 第一法規出版

A. Greth, Chem.-Ztg., Chem. App., 91(11), 357-61 (1967)

HSDB, Hazardous Substances Data Bank (2001) U.S. National Library of Medicine,  
(<http://toxnet.nlm.nih.gov/cgi-bin/sis/htmlgen?HSDB>)

IPCS (1999) International Chemical Safety Cards, International Programme on Chemical Safety

KowWin (2002) KowWin ver 1.66, Syracuse Research Corporation

PC/BPA Global Group ホームページ : <http://www.bisphenol-a.org/infosheets/>

Th. Zincke, Justus Leibigs Annalen der Chemie, Vol.343, 75 – 99 (1905 )

Ullman's Encyclopedia of Industrial Chemistry, 5<sup>th</sup> Ed., Vol. A19, p.313 ( Dianin の文献は紹介されて  
いない。)

## 第3章 既存の有害性及びリスク評価結果

### 3.1 既存の有害性評価結果

BPAの有害性評価結果に関して、以下、BPAの環境中の生物とヒト健康に及ぼす影響に関する有害性情報、BPAの低用量作用問題に関する見解、リスク評価に用いられている環境中の生物への無影響濃度、ヒト健康への無毒性量及び不確実係数について、国内外の有害性評価書及びリスク評価書などを参照して記載する。

#### 3.1.1 BPAの有害性情報

BPAの環境中運命、環境中の生物とヒト健康への影響の記載に関して、

経済産業省化学物質管理課/内分泌かく乱作用検討小委員会公表「ビスフェノールAの有害性評価」(2002)

化学物質評価研究機構(2003)化学物質の初期リスク評価書 暫定版 No.4, 4,4'-イソプロピリデンジフェノール(別名 ビスフェノールA).

(化学物質評価研究機構/新エネルギー・産業技術総合開発機構委託事業)

を基礎資料とし、環境中の生物への影響を記載している後者の資料の概要を主に紹介する。但し、引用文献の出典は、該当資料の文献欄を参照していただき、本文中では記載せず、新たに追加した事項の文献を章末に記載する。他に、

EUリスク評価書(案): United Kingdom(2002) Risk assessment of bisphenol-A, Draft of February 2002, Document prepared by United Kingdom on behalf of the European Commission under the Existing Substances Regulation (Council Regulation EEC/793/93)

を参照する。

##### 3.1.1.1 環境中運命

###### (1) 生分解性

BPAの易分解性標準試験、馴化された微生物を用いた生分解試験の結果が報告されている。「化学物質の審査および製造等の規制に関する法律」(化学物質審査規制法)に基づく試験においては難分解性と判定されている(通商産業省, 1977)。また、OECD実験指針301Dによる試験及び修正スタム(Sturm)試験でも生分解性は認められなかった(German Chemical Society, 1997)。しかし、OECD実験指針301Fによる試験で、BPAは22.5、28日間の条件で7mg/Lでは93%、25mg/Lでは81%分解された(West and Goodwin, 1997)。

一方、馴化汚泥を生物源とするクローズドボトル試験では、BPAは5日間で63%、28日間で79%分解された(Bayer AG, 1989)。下水処理場を模した試験設備を用いた馴化汚泥での試験では、58mg/L、25~30、24時間の条件で72%のBPAの分解が示された(Matsui et al., 1988)。

以上の結果は、BPAが生分解されることを示している。

分解経路を調べた実験で、BPAは分解中間体を経て分解が進み、中間体として4-ヒドロキシ安

息香酸、4-ヒドロキシアセトフェノンなどを経て、BPA の炭素成分の約 60%が CO<sub>2</sub> にまで無機化され、約 20%が菌体内成分に変換（資化）されることが確認された。残りは他の有機物に転換されると推定されている（Lobos et al., 1992）。

## (2) 環境水中での動態

河川水を用いた BPA の生分解試験結果の報告がある。

BPA 製造工場付近の河川表流水を用いた生分解試験で、BPA は 4 日間で 90%以上が一次分解された（Dorn et al, 1987）。また、別の試験で、二酸化炭素の発生量を指標として検討した結果、2～4 日後から分解が開始し、18 日で平均 76%（半減期 1.2±0.7 日）が分解された（Klecka, 2000）。

国土交通省による都市下水処理場での流入下水と処理水の水質調査によれば、下水処理場に流入した BPA の約 96%が除去されることが示されている（国土交通省, 2001）。

以上の知見から、通常の標準的な活性汚泥法による下水処理において、BPA は分解と活性汚泥への吸着によって、生物化学的酸素消費量（BOD）とほぼ同様な割合で除去され、また河川中に放出された BPA も徐々に生分解されると推定される。

## (3) 生物濃縮性

化学物質審査規制法に基づいた生物濃縮試験から、BPA の生物濃縮係数（BCF）は、試験濃度 150 µg/L で 5.1～13.3、15 µg/L では約 20～67.7 であり、低濃縮性と判定されている（通商産業省, 1977）。

### 3.1.1.2 環境中の生物への影響

#### (1) 水生生物に対する影響

環境中の生物に対する BPA の影響に関して、陸生生物に関する毒性試験報告は得られていないので、以下、水生生物に限って BPA の影響を記す。

#### 微生物

50 mg/L の BPA は、20～25 ℃、2.5 時間の条件下で 2,500～3,000 mg/L の活性汚泥中に含まれる硝化細菌による硝化作用を 15～26%阻害する（Wood et al., 1981）。但し、無影響濃度（NOEC）は求められていない。

#### 藻類

淡水藻類（*Selenastrum capricornutum*, 現学名 *Pseudokirchneriella subcapitata*）及び海水藻類（*Skeletonema costatum*）の生長を阻害し、その半数影響濃度（EC<sub>50</sub>）、NOEC は、それぞれ、1.0～5.5 mg/L、0.32～1.2 mg/L である。藻類の生長阻害に対する最小の NOEC は *Selenastrum capricornutum* の 72 時間 NOEC の 0.32 mg/L である（環境庁, 1999; Alexander et al., 1988）。

#### 無脊椎動物

無脊椎動物である甲殻類のオオミジンコ、ヨコエビ、ミシッドシュリンプに対して、BPA は致死、遊泳また繁殖の阻害を引き起こしている。その半数致死濃度（LC<sub>50</sub>）及び EC<sub>50</sub> は 1.1～13 mg/L、

NOEC は 0.51 ~ 5.6 mg/L である (Alexander et al., 1988; Watts et al., 2001; 環境庁, 1999)。オオミジンコの繁殖を指標とした 21 日間 EC<sub>50</sub>、NOEC は 3.146 ~ 7.5、3.146 ~ 4.6 である (Bayer AG, 1996; 環境庁, 1999)。

BPA の毒性は、ミシッドシュリンプに対して最も強く現れており、致死を指標とした 96 時間 LC<sub>50</sub> 及び NOEC は、それぞれ、1.1 mg/L、0.51 mg/L である (Alexander et al., 1988)。

## 魚類

魚類のファットヘッドミノー、メダカ、アトランティックシルバーサイドに対して、BPA は致死、成長阻害、繁殖阻害を生じている。これら 3 種の魚に対する BPA の 96 時間 LC<sub>50</sub> は 4.6 ~ 9.4 mg/L、NOEC は 2.26 ~ 5.9 mg/L である (Alexander et al., 1988; Tabata et al., 2001; 環境庁, 1999)。

また、長期毒性として、BPA はファットヘッドミノー、メダカの成長阻害、産卵数減少、次世代ふ化率低下を生じている。その NOEC は 0.16 ~ 1.82 mg/L である (Shioda and Wakabayashi, 2000; Sohoni et al., 2001; Yokota et al., 2000)。

魚類に対する BPA の毒性が最も強く現れているのは、164 日間繁殖試験におけるファットヘッドミノー雄の成長及び次世代ふ化の阻害であり、その NOEC は 0.16 mg/L である (Sohoni et al., 2001) (注)。

(注) EU リスク評価書 (案) (2002) には、ファットヘッドミノーの多世代繁殖試験で得られた NOEC が記載されている (Sumpter et al., 2001)。致死、成長及び繁殖を指標とした NOEC は、それぞれ、0.640 mg/L、0.160 mg/L、0.016 mg/L である。この文献は企業の委託研究報告書で、未公表である。そのため、初期リスク評価書では引用していない。

## (2) 内分泌系への影響

BPA の内分泌系への影響に関して、主に魚類を用いた *in vitro*、*in vivo* 試験が行なわれている。*in vitro* 試験において、BPA のエストロゲン受容体 (ER) を介したビテロゲニン (卵黄タンパク質の前駆体) 誘導の有無や ER との結合性が検討されている。ニジマスやコイの雄初代培養肝細胞を用いてビテロゲニンの誘導を調べた試験では、その誘導活性は 17 $\beta$ -エストラジオールの 1/10,000 ~ 1/100,000 であった (Pawlowski et al., 2000; Smeets et al., 1999)。またコイの ER を用いた結合試験では、BPA の 17 $\beta$ -エストラジオールに対する相対結合強度は 1/8 ~ 1/3 であった (Kloas et al., 2000)。

*in vivo* 試験において、BPA はファットヘッドミノー、メダカ、ニジマスの生殖系または内分泌系に影響を及ぼすことが報告されている。ファットヘッドミノー成魚を 0.001 ~ 1.28 mg/L の濃度で 164 日間暴露した試験で、0.016 mg/L 以上の群で精子形成を阻害し、精子数を減少させた。0.16 mg/L では成長、産卵数、次世代ふ化率を変化させなかったが、0.16 mg/L 以上の群でビテロゲニン合成を誘導し、BPA がエストロゲン様作用をもつことを示した (Sohoni et al., 2001) (注)。メダカの受精卵に 0.00228 ~ 1.82 mg/L を暴露し、ふ化後 60 日目まで暴露を続けた試験で、1.82 mg/L の群で精巣卵がみられた。また、メダカの雄に暴露したところ、濃度の増加とともに雌の割合が増え、1.82 mg/L 群ではすべて雌であった (Yokota et al., 2000)。ニジマスの稚魚に対して 0.01 ~ 0.5 mg/L を 12 日間暴露した試験で、0.07 mg/L 以上の群で 6 日間暴露後にビテロゲニンの上昇がみら

れた (Lindholst et al., 2000)。

以上の結果から、生殖系及び内分泌系に及ぼす BPA の影響が魚類の繁殖毒性を示さない濃度で見られているが、これらの影響が個体群や生物群集にどのように影響するかは、現時点では明確になっていない。

他に、淡水巻貝の一種 *Marisa cornuarietis* に BPA を 22 、5 か月間暴露した *in vivo* 実験で、最低濃度の 1 µg/L で産卵回数の増加、生殖器官の奇形、高死亡率が認められている (Oehlmann et al., 2000)。

(注) EU リスク評価書 (案) では、Sohoni ら (2001) の文献を引用せず、上述の Sumpter ら (2001) のファットヘッドミノーの多世代繁殖試験結果を記述している。0、0.001、0.016、0.16、0.64、1.28 mg/L の濃度に暴露された F<sub>0</sub>、F<sub>1</sub>、F<sub>2</sub> 世代のファットヘッドミノーに対する BPA の長期影響が調べられ、生存、成長、ふ化能を指標にした多世代における NOEC は、F<sub>2</sub> のふ化に対する NOEC に相当し、0.016 mg/L であった。F<sub>0</sub>、F<sub>1</sub> の雌雄におけるピテロゲニン合成誘導の NOEC は 0.016 mg/L であり、精子数減少を指標とした NOEC は、F<sub>0</sub> 世代では 0.001 mg/L であったが、F<sub>1</sub> 世代では 0.001 mg/L は LOEC であった。この報告後の再検討会で、精子形成の実験は当初の実験計画にはなく、後から追加したため実験が最適化されておらず、データの信頼性は低いという指摘に著者は同意している。

### 3.1.1.3 ヒト健康への影響

#### (1) 生体内運命

ヒトの体内に吸収された BPA の生体内運命を調べた研究は数少なく、詳細は実験動物を用いて調べられている。

ヒトでの生体内運命に関して、BPA を含む歯科用シーラントを健康なボランティアの歯に施し、唾液及び血液中の BPA 濃度を調べた実験が行なわれた。1、3 時間後の唾液標本に BPA が検出されたが、3 時間後で低下しており、それ以降は検出されなかった。また血液標本には検出されなかった (Fung et al., 2000)。

ボランティア男女に、重水素で置換した BPA 5 mg をゲラチンカプセルに封入して経口投与し、血中と尿中の代謝物の同定と経時変化が GC/MS または LC-MS/MS 法を用いて調べられた。血中及び尿中から検出された代謝物は、唯一、BPA グルクロン酸抱合体であり、未変化体の BPA は検出されなかった。グルクロン酸抱合体の血中濃度は、投与 80 分後に最大となり、半減期 5.3 時間で減少し、24 ~ 34 時間後には検出限界以下となった。投与した BPA は、すべて、グルクロン酸抱合体として尿中に排泄され、半減期 5.4 時間で減少し、24 ~ 34 時間で消失した (Volkel et al., 2002)。これらの結果は、ヒトが低用量の BPA を摂取した場合、速やかにグルクロン酸抱合体に代謝されて、尿中に排泄され、24 時間以内にほぼ全量が排泄されることを示している。

実験動物での生体内運命に関して、ラットに <sup>14</sup>C で標識した BPA を経口投与した実験で、投与 1 時間以内に血中放射能濃度は最高となった。また、18 時間以内に検出限界以下となり、放射性物質の排出は速やかであった。血漿中の放射性化合物は、主としてグルクロン酸抱合体であった。放射能の大部分が糞中に排泄され、その主成分は未変化体であったが、尿中排泄の主な化合物はモノグルクロン酸抱合体であった。BPA とその代謝物の生体内への残留性は低く、投与 7 日後に

は投与放射エネルギーの 0.4 % となった (Pottenger et al., 2000)。

雌雄のカニクイザルに、ベンゼン環を  $^{14}\text{C}$  で標識した BPA を単回経口投与し、放射性化合物の血中濃度変化、排泄量変化を調べた結果、BPA は腸で速やかに吸収され、その後、BPA のグルクロン酸抱合体に代謝され、24 時間以内にその大部分が尿に排泄された (Kurebayashi et al., 2002)。主な排泄経路は、ラットでは糞中であり、ヒト及びサルでは尿中と、生物種による排泄経路の違いが認められる。

*in vitro* の実験であるが、ヒト肝がん由来 HepG2 細胞に BPA と硫酸を添加した実験で、BPA の硫酸抱合体の形成が認められ、BPA が生体内で硫酸抱合されることが示唆された (Suiko et al., 2000)。また、BPA を酸化剤と反応させると、BPA の *o*-キノン体が生じ、さらにそれを DNA と混合すると、DNA と結合することが示された (Atkinson and Roy, 1995a)。*in vivo* の実験で、ラットに BPA を体重当たり 200 mg/kg を強制経口投与した実験で、肝臓の DNA と共有結合することが示された (Atkinson and Roy, 1995b)。これらの結果から、BPA は肝臓で 3-ヒドロキシ体に代謝された後に、反応性代謝物であるセミキノン体及び *o*-キノン体を生じ、DNA と結合することが推察されている (German Chemical Society, 1997)。

## (2) 疫学調査及び事例

BPA は、その粉塵に接触したヒトに対して、軽度の皮膚刺激性を示す (後藤ら編, 1994) (注)。しかし、それ以外の BPA のヒト健康への影響を明確に示す疫学調査及び事例報告はない。

(注) EU リスク評価書 (案) では、皮膚・眼及び呼吸器刺激性に関する報告を取り上げ、考察を加えている。BPA 製造工場の包装従事者に皮膚発疹を生じた、また、BPA の微粉が皮膚に付着し、汗によって灼熱感または刺痛感を得たという報告があるが、皮膚発疹は刺激性というより感作性の症状であり、最近の動物実験で皮膚刺激性はなかったという結果と合わせて考えると、報告内容は詳細を欠き、信頼性は低いと述べている。眼及び呼吸器刺激性に関して、BPA の粉末に暴露された労働者が眼と喉の痛みを訴えたという報告があるが、暴露状況の詳細が不明であり、眼刺激性を有するとはいいがたいと結論している。

一方、感作性に関して、BPA のパッチテストに反応した皮膚炎患者の事例、BPA を取り扱った製造工場労働者に皮膚炎症が認められたという報告があるが、BPA または BPA を原料としたエポキシ樹脂に起因しているかは不明である。しかし、光感受性に関して、8 名の労働者が、BPA を主成分とするエポキシ樹脂をガスバーナーで加熱作業中、樹脂の燻蒸気に数か月暴露された後、太陽光に 10~15 分間照らされた時、刺痛、灼熱感と紅斑を生じた。その後、BPA を用いた光パッチテストで 8 名全員が陽性を示したという報告 (Allen and Kaidbey, 1979) を紹介して、ヒトに対する BPA の光感作性の可能性があると記載している。

## (3) 実験動物に対する毒性

ヒト健康への BPA の影響に関する知見は少ないので、実験動物に対する BPA の毒性影響が調べられている。合わせて、記載されている最小毒性量 (LOAEL) または無毒性量 (NOAEL) を記す。

### 刺激性・感作性

調査した範囲内では、実験動物に対する BPA の皮膚刺激性、眼刺激性及び腐食性に関する公表された文献は得られていない (注)。感作性に関して、モルモットを用いたマキシマイゼーション (maximization) 試験で、BPA による感作性は認められなかった (Thorgiersson and Fregert, 1977) が、マウスの耳肥厚試験で BPA の光感作性が認められている (Maguire, 1988)。従って、BPA は、ヒトに対して皮膚感作性は示さないが、光感作性を示す可能性がある。

(注) EU リスク評価書 (案) では、最近のウサギを用いた未公表試験結果に基づいて、皮膚刺激性はないが、眼刺激性を示すと記述している (Leuschner, 2000a,b)。皮膚感作性について、モルモットに対して BPA (濃度不明) で感作誘導し、濃度 50% で感作誘発したところ、対照群では 0/10、適用群では 2/16 の頻度で皮膚陽性反応を示したという報告 (Procter & Gamble Co., 1969) を紹介し、高濃度暴露という条件下では BPA は皮膚感作性を示す可能性があると述べている。

### 急性毒性

BPA の経口投与による急性毒性の半数致死量 (LD<sub>50</sub>) は、ラットで体重当たり 3,300 ~ 5,000 mg/kg (U.S. NTP, 1982; Dow Chemical, 1994)、マウスでは 4,100 ~ 5,200 mg/kg (U.S. NTP, 1982) である。投与後の毒性症状として、興奮、続いて、緊張減退、けいれん、運動失調、下痢そして尿量の増加を生ずる (Dow Chemical, 1994)。

### 反復投与毒性

マウスに関して、雌雄の B6C3F<sub>1</sub> マウスに、13 週間、1,300 mg/kg/day 以上の経口投与で、赤血球数の減少、2,500 mg/kg/day 以上で尿細管上皮の変性などの毒性変化が生ずるとともに、6,300 mg/kg/day 以上で体重の増加抑制、肝臓重量の増加、卵巣重量の減少、さらに腎臓重量の増加など器官重量変化を生じている。NOAEL は 500 mg/kg/day であった (古川ら, 1994)。

雌雄の B6C3F<sub>1</sub> マウスに 2 年間の経口投与した結果、1,000 ppm (150 mg/kg/day 相当: German Chemical Society 換算) 以上で雄の肝臓の多核巨細胞が増加したが、体重は変化せず、5,000 ppm (750 mg/kg/day 相当: German Chemical Society 換算) 以上では雌雄ともに体重減少を生じた (U.S. NTP, 1982)。この結果に関して、初期リスク評価書は、雄の肝臓の多核巨細胞が増加しても体重は変化していないので、肝臓の多核巨細胞の増加は有害性ではないと考え、その結果、NOAEL は 1,000 ppm (150 mg/kg/day 相当) であると推定している。

ラットに対する影響として、雌雄の F344 ラットに 91 日間経口投与した試験で、13 mg/kg/day 以上で膀胱に硝子状塊形成及び盲腸拡張を生じた。25 mg/kg/day で膀胱に硝子状塊形成及び盲腸拡張を生ずるが、体重増加抑制はない。50 mg/kg/day 以上で体重増加抑制が認められた (U.S. NTP, 1982)。これらの結果から、初期リスク評価書は、膀胱の硝子状塊形成及び盲腸拡張については投与量依存性も機能障害も認められないことから、毒性的な影響ではないと判断し、NOAEL は 25 mg/kg/day であると推定している。

雌雄の F344 ラットに対する 2 年間の経口投与試験において、BPA 74 mg/kg/day の最低用量で、生存率、一般症状及び病理組織学的検査の結果には対照群と比べて有意な変化はなかったが、体重増加の抑制及び摂餌量の減少を生じた。体重増加抑制は投与開始後から認められるのに対し、

摂餌量の減少は12週間以降に認められた (U.S. NTP, 1982)。この結果から、摂餌量の減少は嗜好性の変化によるだけとは考えにくく、何らかの毒性が考えられるので、長期の一般毒性のNOAELは74 mg/kg/day未満であると、初期リスク評価書は考えている (注)。

一方、雌雄のSDラットの3世代生殖毒性試験において、0、5、50、500 mg/kg/dayのBPAを雄に15～18週間、雌に18～21週間混餌投与したところ、各世代とも50 mg/kg/dayで雄の体重増加抑制、肝臓の絶対・相対重量の減少、500 mg/kg/dayで、雌雄の体重増加抑制、腎臓の絶対重量の減少が、雄では肝臓の絶対重量、腎臓の相対重量、前立腺及び精嚢の絶対重量の減少、精巣及び精巣上体の絶対重量の減少と相対重量の増加、雌では卵巣の絶対・相対重量の減少、子宮の絶対重量の減少などが認められた。500 mg/kg/dayでのF<sub>0</sub>～F<sub>2</sub>世代の雌に軽度の尿細管の変性と肝炎を生じたが、各世代、各投与群とも、摂餌量、病理的变化に有意な差はなかった。その結果、親動物の一般毒性のNOAELは5 mg/kg/dayであると著者は結論している (Tyl et al., 2002) (注)。

吸入暴露の場合、雌雄のF344ラットはBPA 50 mg/m<sup>3</sup>以上の13週間暴露で体重減少、鼻腔、呼吸粘膜の炎症を生じており、呼吸器に刺激を与えた (Dow Chemical, 1988)。この結果から、吸入暴露でのNOAELは10 mg/m<sup>3</sup>と初期リスク評価書は推定している。

(注) EUリスク評価書 (案) では、U.S. NTP (1982) の2年間経口投与による発がん性試験 (慢性毒性試験) で、雌雄ラットに74 mg/kg/dayで認められた4～6%の体重減少には毒性学的意義はないとし、この値をNOAELとみなしている。また、Tylら (2002) のラット3世代生殖毒性試験での親動物に対する一般毒性のNOAELの5 mg/kg/dayに言及して、50 mg/kg/dayで認められた雄ラットの体重増加抑制による体重減少は対照群の体重の10%以下であるので、毒性作用に当たらないと考察し、50 mg/kg/dayをNOAELと判定している。

### 生殖・発生毒性

雌雄のSDラットに、0、5、50、500 mg/kg/dayのBPAを雄に15～18週間、雌に18～21週間混餌投与した3世代生殖毒性試験において、500 mg/kg/day投与で3世代にわたって出生時の生存同腹児数の減少、各世代の児動物の膈開口と包皮分離の遅延及び体重の低値を生じ、BPAは生殖・発生毒性を示した。その結果、生殖・発生毒性のNOAELは、50 mg/kg/dayであり、母体毒性を生じない投与用量ではBPAは生殖・発生における選択毒性を示さないと著者は結論している (Tyl et al., 2002)。

### 遺伝毒性

*in vitro* 試験では、ネズミチフス菌、大腸菌及び酵母を用いた復帰突然変異試験、染色体異常試験、マウスリンフォーマ試験、並びに姉妹染色分体交換試験で、ラット肝ミクロソーム (S9) の添加の有無にかかわらず陰性であった (German Chemical Society, 1997)。 *in vivo* 試験では、ラットを用いたDNA付加体形成試験で陽性であったが、共有結合指数が小さいため、発がんなどの毒性学的意義はないと著者は考察している (Atkinson and Roy, 1995b)。

### 発がん性

BPAをF344ラットに0、1,000、2,000 ppm (雄: 0、74、148 mg/kg/day、雌: 0、74、135 mg/kg/day



相当)、B6C3F<sub>1</sub> マウスの雄に 0、1,000、5,000 ppm、雌に 0、5,000、10,000 ppm を 103 週間投与した試験で、BPA の発がん性はみられていない (U.S. NTP, 1982)。

発がん性について、国際機関等 - 国際がん研究機関 (IARC)、米国産業衛生専門家会議 (ACGIH)、米国環境保護庁 (U.S. EPA)、米国国家毒性計画 (U.S. NTP) 及び日本産業衛生学会 - は BPA の評価を行っていない (IARC, 2002; ACGIH, 2002; U.S. EPA, 2002; U.S. NTP, 2002; 日本産業衛生学会, 2002)。

#### (4) 内分泌系への影響

BPA の内分泌かく乱作用に関する *in vitro* 及び *in vivo* 試験結果を記す。

##### 1) レセプター結合に関する *in vitro* 試験結果

BPA は受容体結合試験ではヒトやラットのエストロゲン受容体 (ER) に対して結合性を示す (17 $\beta$ -エストラジオール (E2) の 1/500 ~ 1/15,000) (Nagel et al., 1997; Sheeler et al., 2000; Blair et al., 2000; 化学物質評価研究機構, 2001)。ヒト ER を導入した酵母 (ツーハイブリッドアッセイを含む) やヒト又はラット ER を導入した動物細胞を用いたレポーター遺伝子アッセイでも、エストロゲン応答配列 (ERE) 依存的に遺伝子の転写活性化を起こす (E2 の 1/600 ~ 1/130,000) (Coldham et al., 1997; Gaido et al., 1997; Hiroi et al., 1999; Legler et al., 1999; Nishihara et al., 2000; Sheeler et al., 2000; Yamasaki et al., 2001; 化学物質評価研究機構, 2001)。

##### 2) ほ乳動物の内分泌系及び生殖系に及ぼす影響

ほ乳動物のエストロゲン作用を検出するスクリーニング手法である子宮増殖アッセイを用いて、ラット及びマウスに対するエストロゲン作用が調べられている。

雌の卵巣摘出した B6C3F<sub>1</sub> マウス (35 ~ 60 日齢) に BPA 0、0.02 ~ 8 mg/kg/日を 4 日間皮下投与した子宮増殖アッセイで、0.8 mg/kg/day 以上の群で子宮重量の増加が観察された (Papaconstantinou et al., 2000)。一方、雌の幼若 ICR マウス (21 日齢) に BPA 0、0.01 ~ 100 mg/kg/day を 3 日間皮下投与した子宮増殖アッセイでは、子宮重量に変化はみられていない (Mehmood et al., 2000)。

雌の幼若 SD ラット (18 日齢) に BPA 0、40、160、800 mg/kg/day を 3 日間強制経口投与した子宮増殖アッセイ、また BPA 0、8、40、160 mg/kg/day を 3 日間皮下投与した子宮増殖アッセイにおいて、経口投与で 160 mg/kg/day 以上の群、皮下投与では 8 mg/kg/day 以上の群で子宮重量の増加が認められた (Yamasaki et al., 2000) が、雌の幼若 SD ラット (20 日齢) に 2 mg/kg/day の 3 日間皮下投与では、子宮重量の増加はなかった (Yamasaki et al., 2001)。

雌の卵巣摘出 SD ラット (7 ~ 8 週齢) 及び F344 ラット (7 ~ 8 週齢) に 0.3 mg/kg/day 相当のカプセルを皮下埋植した子宮増殖アッセイにおいて、F344 ラットでは子宮重量増加、子宮上皮細胞の高さの増加がみられたが、SD ラットでは異常はみられていない (Steinmetz et al., 1998)。雌の幼若 Long-Evans ラット (21 日齢) に BPA 0、100、200、400 mg/kg/day を 3 日間強制経口投与した子宮増殖アッセイでは、最終投与から 6 時間後に検査した場合 200 mg/kg/day 以上の群で子宮重量の増加が観察されたが、最終投与から 24 時間後に検査した場合には異常はみられなかった (Laws et al., 2000)。

以上の結果、BPA はエストロゲン様作用を有することが示されたが、エストロゲン受容体を介した作用は弱い。受容体結合活性は、17 $\beta$ -エストラジオールと比べて、1/500 ~ 1/15,000 であり、転写活性は 1/600 ~ 1/130,000 と小さい。

### 3.1.2 BPA の低用量作用問題に関する考察

低用量問題について、上述の 、 の評価書に加えて、

厚生労働省「内分泌かく乱化学物質の健康影響に関する検討会 中間報告書追補」(2001)

米国国家毒性計画 (U.S. NTP) : U.S. National Toxicology Program (2001) National Toxicology Program's Report of the Endocrine Disruptors Low-Dose Peer Review. U.S. NTP.

を参考資料とする。

#### 3.1.2.1 低用量作用問題の背景

厚生労働省の「内分泌かく乱化学物質の健康影響に関する検討会中間報告書追補」(2001) (以下、「中間報告書追補」と記す) は、低用量作用問題の背景を以下のように述べている。

「化学物質の用量 (濃度) と生体に与える影響については、一般的に毒性発現の閾値があり、用量を増加させることにより毒性発現が増大しシグモイド (あるいは S 字) 形で表されるような関係を示すと考えられている。しかし、vom Saal らは、妊娠雌ネズミに、これまで影響を表すと考えられていたよりもはるかに少ない量の化学物質を投与したときに、生まれてきた雄ネズミの前立腺重量が増加したということから用量反応パターンは逆 U 字形を示すと報告し、ホルモン様作用を持つ物質の場合には従来考えられていたよりも低い用量による影響が観察されると主張した。

このような低用量作用の意義をどう理解するかにより、閾値を前提としたこれまでのリスク評価の考え方 (動物での無毒性量を不確実係数で除して人での安全量を求める考え方) に基づく化学物質の安全性評価試験方法の見直しが必要となる。」(p.35 から抜粋)

このような背景の下、U.S. NTP と米国国立環境衛生科学研究所 (U.S. NIEHS) は、米国環境保護庁 (U.S. EPA) の求めに応じて、ヒト健康への影響を評価するために、動物種に対する内分泌かく乱物質による低用量作用と用量反応関係を検討する専門家会議を 2000 年 10 月に開催し、検討結果を NTP 低用量ピアレビュー最終報告書として 2001 年 5 月に公表した。

#### 3.1.2.2 低用量作用の定義

低用量作用の定義について、U.S. NTP 低用量ピアレビュー最終報告書 (2001) は、「低用量作用とはヒトが暴露される範囲で生ずる生物学的変化、または生殖発生毒性を評価する EPA の標準試験範例で用いられる用量より低い用量で生ずる生物学的変化とみなす。」「多くの場合、発生の際に内分泌機能が変化した結果生ずるヒト健康に対する長期的影響の特性については十分に調べられていないので、有害性作用というより生物学的変化に、このレビューの焦点を置く。」(p.1 から抜粋) と、述べている。

それを受けて、厚生労働省の「中間報告書追補」は、「本作業班では、それを踏襲して、低用量作用を、『標準的な毒性試験において観察されてきた無作用量 (NOEL) や無毒性量 (NOAEL) よりも低い用量で観察されるホルモン様の影響』として考える。この場合、対象となる濃度は、生

体内の 17 $\beta$ -エストラジオールを例とすると 10<sup>-10</sup> M 程度の血中濃度（この濃度は、動物に数  $\mu$ g/kg/day 投与したときに得られる）である。」(p.36 から抜粋) と、説明している。

### 3.1.2.3 低用量作用問題についての見解比較

#### (1) U.S. NTP 低用量ピアレビュー最終報告書: BPA に関するサブパネルの見解

以下、サブパネルの BPA に関する見解を引用する。

「ラットに対する経口暴露の最小毒性量 (LOAEL) は 50 mg/kg/day であるとする EPA の判定に基づいて、暴露の経路、期間、年齢/生活段階に関わらず、低用量作用の境界値を 5 mg/kg/day とする。

BPA の低用量作用について信頼できる証拠を与えている研究がある。それらの研究は、6 か月齢の雄マウスの前立腺重量増加、2 及び 20  $\mu$ g/kg/day の経胎盤暴露後の雌マウスの早熟化、Sprague-Dawley ラットではなく F344 ラットに対する 0.5 mg/kg/day の暴露での子宮増殖と血清プロラクチン値への低用量作用などの結果を示している。後者の発見が示しているように、ビスフェノール A のエストロゲン作用に対する感受性に関して 2 系統のラット間に明らかな差異がある。

低用量作用を解析し得るように計画されたにもかかわらず、ラット及びマウスに対する低用量作用の証拠を見出せなかった Sprague-Dawley ラットの多世代試験を含む大規模な研究がある。

ジエチルstilbestロール (DES) 暴露群と比較した研究において、マウスの前立腺と子宮拡張などを示す DES の研究と同様に、低用量作用を示した研究があれば、DES と BPA とともに作用を示さなかった研究もある。

BPA の低用量作用の有無をもたらす実験結果の相違は、植物エストロゲンの含量の異なる飼料、用いられた動物の系統、投与期間、動物飼育（個別か集団か）の相違などに由来している可能性がある。再試を試みた研究において、研究間で用いた対照動物群の体重、前立腺重量の相違、投与溶液の分析の相違などがある。

サブパネルは、『低用量の BPA が特定の指標に対して影響を及ぼしうるという信頼できる証拠がある。一方、BPA の低用量作用を観察できなかったという信頼できる研究がいくつかの異なる研究室で行なわれ、それらの否定的な結果には一貫性があるので、サブパネルは BPA の低用量作用は一般的或いは再現性のある発見であるとみなさない。』と、結論した。

低用量域での BPA の用量反応曲線の形を確定するには、データは不十分であり、報告されている低用量作用に関する機序や生物学的関連は不明確である。

サブパネルは、BPA の低用量作用に関する不確実さを明確にするために今後必要とされる研究分野を以下のように定めた。

- 1) BPA の低用量作用が一般性及び再現性のある現象であることを確認するために、経胎盤或いは出生直後の暴露後に高感度でかつ簡便な分子指標測定法の開発とその使用による低用量研究の追試
- 2) BPA とその代謝物の胎児移行、代謝、排泄の特性を記述するために、多種の動物種と系統における薬物動態に関するデータの取得
- 3) 発生の各段階でのエストロゲン受容体の分布、受容体の特異的なアンタゴニストの作用、エストロゲン受容体欠損マウスの BPA 応答など、作用機序に関するデータの取得
- 4) 子宮内位置効果に関する追試

- 5) 感受性の種差及び系統差を生ずる因子など、BPA やホルモン一般の作用発現に影響する遺伝的、非遺伝的因子の特性研究
- 6) 妊娠期間から成熟期に至る転写調節に対する BPA の作用機構に関する研究」  
(p.iii-iv から抜粋)

#### (2) 経済産業省「ビスフェノール A の有害性評価」

この問題に関して、経済産業省の「ビスフェノール A の有害性評価」(2002) は、低用量作用を取り上げた研究例をあげ、2000 年 10 月に行われた U.S. NTP 低用量ピアレビューの最終報告書(2001 年 5 月 14 日公表) の結論を引用しつつ、低用量問題に関する見解を次のように述べている。

「BPA を代表例とする、いわゆる低用量作用問題に関して、NTP 低用量作用パネルが示しているように、BPA の低用量作用は、現時点ではかなり限定的な実験条件下で観察される現象であり、普遍化した現象とは考えがたいことから、今後も学術的な観点から情報収集を行う必要があるものの、それ以外の特別な対応をとる必要はないと判断される。」(p.12 から抜粋)

#### (3) 化学物質評価研究機構「初期リスク評価書 暫定版」

「初期リスク評価書 暫定版」(2003) でも、上記経済産業省の「ビスフェノール A の有害性評価書」の見解を踏まえ、「ビスフェノール A の低用量投与 ( $\mu\text{g}$  単位の投与用量) による内分泌・神経系及び生殖系への影響については、現時点ではかなり限定的な実験条件下で観察される現象であり、普遍化した現象とは考えがたいとの見解が示されているため、本評価書ではビスフェノール A の低用量作用を考慮しない。」(p.31 から抜粋) という見解を示している。

#### (4) 厚生労働省「中間報告書追補」

厚生労働省の「中間報告書追補」(2001) は、その「まとめ」で、「現時点では、ヒトに対する内分泌かく乱作用が確認された事例はない。低用量域のホルモン様作用の問題は、内分泌かく乱性を考察する上での中心的課題であるが、現時点で入手できる科学的知見からは、低用量域における内分泌かく乱作用を直ちに断定することには疑問がある。」「今後、DES 陽性対照が再現性をもって陽性反応を示す試験系の確立とそのための背景データベースの構築や統計解析手法の検討、及びホメオスタシス反応の寄与を確認する遺伝子発現解析などを含む対応するメカニズムの研究を進め、前期の時期に照準を合わせて試験法の開発とそれに基づく試験目標を達成すべく、一刻も早くその実態を明らかにしたい。」(p.43-44 から抜粋) と、結んでいる。

### 3.1.3 リスク評価に用いられている無影響濃度と無毒性量及び不確実係数

現在、リスク評価書として公表されている「初期リスク評価書 暫定版」と「EU リスク評価書(案)」において、生態及び健康リスク評価に用いられている無影響濃度 (NOEC)、無毒性量 (NOAEL) 及び不確実係数 (積) を紹介する。合わせて、国内外で採用されている BPA の耐容 1 日摂取量 (Tolerable Daily Intake, TDI) の根拠について記載する。

#### 3.1.3.1 生態リスク評価のための無影響濃度と不確実係数

##### (1) 初期リスク評価書 暫定版

リスク評価に用いる NOEC として、「初期リスク評価書 暫定版」は、「ビスフェノール A の水生生物に対する致死、成長阻害、繁殖阻害に関する最小の NOEC として、ファットヘッドミノーの雄の成長阻害及び次世代ふ化率低下の NOEC である 0.16 mg/L を採用する。」と記載している。

不確実係数については、「3 つの栄養段階に相当する生物種 (藻類、甲殻類、魚類) を代表する少なくとも 2 生物種の長期毒性に関する NOEC が利用可能なため、室内試験の結果を野外に外挿する係数 (10)、2 つの栄養段階から全体を推定する係数 (5) に試験の種類、質等より、評価者の判断で追加する (デフォルト値: 1) を乗じた不確実係数積 50 (10×5×1)」とすることを記述している。

なお、0.16 mg/L より低い濃度で、ファットヘッドミノー雄の精子形成阻害、ニジマス稚魚のピテロゲニン誘導など、魚類の生殖系及び内分泌系に BPA は影響を及ぼす報告があるが、「(それらの影響が) 個体群さらには群集にどのように影響するか明確になっていないため、現時点ではそれらのデータを採用しない」と、見解を述べている。

## (2) EU リスク評価書 (案)

EU リスク評価書 (案) は、水生生物に対する最小の NOEC として、ファットヘッドミノーの次世代ふ化を指標とした NOEC の 0.016 mg/L を採用している。藻類、無脊椎動物、魚類に関する長期毒性の NOEC が得られているので、不確実係数を 10 と定めている (注)。ファットヘッドミノーの精子形成の LOEC は 0.001 mg/L であり、巻貝の「超雌化」現象の NOEC は 0.001 mg/L 以下であること (Oehlman et al., 2001) に言及し、リスク評価に及ぼす影響を考慮して、追試の必要性を述べている。

(注) 初期リスク評価書では不確実係数を 50、EU リスク評価書では 10 としている違いは、無脊椎動物のデータの評価に由来している。リスク評価に用いる無脊椎動物の代表値として、初期リスク評価書では、ミシッドシュリンプの致死を指標とした 96 時間 NOEC の 0.51 mg/L を急性毒性の NOEC として採用し、オオミジンコの繁殖を指標とした 21 日間 NOEC の 4.1 mg/L を用いなかったが、EU リスク評価書 (案) では、オオミジンコの 21 日間繁殖阻害の NOEC>3.146 mg/L (Bayer AG, 1996) を長期毒性データとして採用しているものと推察される。その結果、3 生物種の長期毒性データの数が初期リスク評価書では 2、EU リスク評価書では 3 と異なり、不確実係数に違いを生じている。

以下、リスク評価に用いられた水生生物に対する影響のまとめを表 3.1.3.1-1 に、NOEC 及び不確実係数を表 3.1.3.1-2 に示す。

表 3.1.3.1-1 水生生物に対する影響濃度のまとめ

生物レベル	生物種	エンドポイント	濃度 (mg/L)	文献
藻類	<i>Selenastrum capricornutum</i> <sup>1)</sup> (セレストラム) (淡水)	72 時間 NOEC 生長(ℓ 仔数)	0.32	環境庁, 1999

生物レベル	生物種	エンドポイント	濃度 (mg/L)	文献
	<i>Skeletonema costatum</i> (スケルトネラ) (海水)	96 時間 EC <sub>10</sub> 生長(ハ イマ)	0.40	Alexander et al., 1988
甲殻類	<i>Mysidopsis bahia</i> (ミッド シュリッ、アミ科) (海水)	96 時間 NOEC 致死	0.51	Alexander et al., 1988
	<i>Daphnia magna</i> (オミシノコ) (淡水)	21 日間 NOEC 繁殖	>3.146	Bayer AG, 1996
魚類	<i>Pimephales promelas</i> (ファットヘッド ミノ) (淡水)	164 日間 NOEC 成長、次世代ふ化率	0.16	Sohoni et al., 2001
		2 世代間 NOEC 2 世代ふ化率	0.016	Sumpter et al., 2001

1) 現学名: *Pseudokirchneriella subcapitata*

表 3.1.3.1-2 生態リスク評価に用いられている無影響濃度と不確実係数

	生物種	エンドポイント	濃度 (mg/L)	不確実係数
初期リスク評価書 暫定版	ファットヘッド ミノ	164 日間 NOEC 成長、次世代ふ化率	0.16	50
EU リスク評価書 (案)	ファットヘッド ミノ	2 世代間 NOEC 2 世代ふ化率	0.016	10

### 3.1.3.2 健康リスク評価のための無毒性量 と不確実係数

#### (1) 初期リスク評価書 暫定版

「初期リスク評価書 暫定版」が採用した NOAEL は、「成長、生存及び生殖・発生におけるビスフェノール A の最小の NOAEL は、ラットの 3 世代生殖毒性試験から得られた親動物の一般毒性における NOAEL 5 mg/kg/day」である。

不確実係数について、「動物とヒトとの種差を説明する係数 10、個人差を説明する係数 10 及び短期の試験期間 (4 か月) を長期に外挿する係数 5 の積である 500」と記述している。

#### (2) EU リスク評価書 (案)

ラットの 13 週間 (6 時間/日、5 日/週) 吸入暴露で、鼻腔の炎症と嗅覚上皮細胞の過形成を指標とした NOAEL は 10 mg/m<sup>3</sup> であり、この値を吸入暴露の NOAEL として採用している。経口暴露に関して、マウスの 2 年間混餌による経口投与の発がん性試験 (慢性毒性試験) で得られた肝細胞の多核巨細胞の増加を指標とした雄マウスに対する LOAEL の 120 mg/kg/day を採用している (注)。

生殖・発生毒性の NOAEL として、ラット多世代生殖毒性試験で求められた NOAEL の 50 mg/kg/day を採用している。

不確実係数を算定せずに、安全マージン (margin of safety) (NOAEL または LOAEL に対する摂取量の比) を算出して、リスク評価を行なっている。

(注) LOAEL が 120 mg/kg/day であると記載されているが、U.S. NTP 発がん性試験 (慢性毒性試

験) 報告書 (1982) ではマウスが餌を撒き散らしたために摂餌量を測定できず、BPA の摂取量を算定していないので、EU リスク評価書 (案) が換算した値である。

### (3) 欧州委員会/食品科学委員会

欧州委員会の食品科学委員会は、「ビスフェノール A に関する食品科学委員会の意見」(以下、「意見」と略す) の中で、NOAEL の採用について、「耐容 1 日摂取量 (TDI) は広範囲の経口投与量による生殖と内分泌に関するデータを網羅した研究からのデータに基づくべきであるということが委員会の結論である。そのような研究として、最近の総合的な 3 世代研究があり、最小毒性量は 50 mg/kg/day であると結論している。その結論に基づいて、BPA の経口投与による NOAEL は 5 mg/kg/day であると考え。その要となる毒性作用は、成熟動物の体重及び児動物の体重と器官重量の有意な減少である。1986 年に TDI を決定した時、90 日間投与研究に基づいた成熟動物の体重への影響が要の作用と考えた。成熟動物への影響から NOAEL を 25 mg/kg/day としてきたが、最新の 3 世代研究は児動物の体重と器官重量への影響を調べており、現在では、この研究から導かれる NOAEL が TDI の算出にとって最適であると考え。NOAEL の不確実係数として、生物種の違いから 10、個人差による 10 とデータベースに由来する不確実さ 5 の積である 500 が妥当であると考え。NOAEL の 5 mg/kg/day に不確実係数 500 を適用して、TDI が 0.01 mg/kg と求められる。委員会は、この値を暫定的な TDI とするように提案し、今後意味ある新しいデータが得られた時に、再審査するよう勧告する。」(p.12 から抜粋) と、記述している。

### (4) 米国環境保護庁 (U.S. EPA)

米国環境保護庁は、1982 年の U.S. NTP 発がん性試験 (慢性毒性試験) 結果に基づいて、長期経口暴露による参照用量 (RfD) を算定している。その算出根拠を引用すると (IRIS, 2003)、「F344 ラットの雌雄 (各群 50 匹) に BPA を 0、1,000 および 2,000 ppm の濃度で含む飼料を 103 週間経口投与した。1,000 ppm 以上のすべての投与群で体重増加抑制が、対照群と比べて投与開始 5 週間後から観察された。摂餌量もまた 12 週間後から対照群と比べて減少した。このラットの体重減少は、BPA の暴露による直接的な有害性影響であると考えられ、LOAEL は 1,000 ppm と判定した。摂餌量は体重/日の 5% に相当すると仮定された換算係数を用いて、1,000 ppm は 50 mg/kg/day と換算された (注 1)。

マウスに関して、同じ研究から NOAEL が求められている。B6C3F<sub>1</sub> マウスの雄 (50 匹/群) に 0、1,000、5,000 ppm を、雌 (50 匹/群) に 0、5,000、10,000 ppm を混餌投与した。雄マウスでは 5,000 ppm で、雌マウスでは 5,000 および 10,000 ppm でそれぞれ体重が低下した。雄マウスでは 1,000 および 5,000 ppm で肝細胞の巨細胞数の増加が認められたが、この作用は有害性ではないと考えられ、1,000 ppm は NOAEL とされた。マウスの摂餌量の換算係数 0.13 を用いて、NOAEL は 130 mg/kg/day と換算された。ラットの LOAEL の 50 mg/kg/day の方がマウスの NOAEL の 130 mg/kg/day より小さいので、慢性経口 RfD のためにラットの LOAEL の 50 mg/kg/day が選定された。

不確実係数について、動物からヒトに投与量を外挿する種差の不確実係数 10、閾値に対する感受性の個人差に由来する不確実係数 10、短期毒性から長期毒性に外挿する毒性の期間効果による不確実係数 10 を乗じた不確実係数積 1,000 を用いる (注 2)。」

(注 1) U.S. NTP 報告書 (1982) は、雌雄ラットの BPA 摂取量を計測し、74 mg/kg/day と算出しているが、IRIS は換算値の 50 mg/kg/day を採用している。

(注 2) IRIS (EPA) は不確実係数の算出に、種差の不確実係数 10、個人差に由来する係数 10 に加えて、短期から長期に外挿する不確実係数 10 を採用し、合計 1,000 としている。しかし、生涯試験の結果に基づいているので、は必要ないはずである。代わりに、LOAEL を NOAEL に外挿する修正係数 10 が必要となる。

#### (5) 国内での法規制値

食品衛生法で、BPA の PC 製食器からの溶出基準が 2.5 ppm と定められているが、その算出根拠について記載されていない。しかし、ビスフェノール A 安全性 5 社研究会 (2003) は、独自に調査した結果から、「生殖影響試験では、50mg/kg/day で影響がみられず、慢性毒性試験では 50mg/kg/day でわずかに体重の減少があった他は影響はみられませんでした。これらの結果から、50mg/kg/day を基準にして安全係数 1/1,000 をかけた 0.05mg/kg/day をヒトでの許容摂取量としました。すなわち、ヒトが 1 日に体重 1kg あたり生涯摂取し続けても影響がない量は 0.05mg ということです。」、「日本の場合、成人の体重を 50kg としていますので、1 人 1 日あたり 2.5mg 以下なら影響ない用量となります。食品を 1 日あたり 1kg 摂取するという前提を置いておりますので、ビスフェノール A としては 2.5ppm 以下の溶出なら影響ないということになります。」(ビスフェノール A 安全性 5 社研究会ホームページから引用) と、推定している (注)。

(注) ビスフェノール A 安全性 5 社研究会に確認したところ、U.S. EPA が RfD の算出に用いたラットの 2 年間発がん性試験 (慢性毒性試験) から得られた一般毒性の LOAEL 50 mg/kg/day と不確実係数積 1,000 (種差 10 × 個人差 10 × LOAEL を NOAEL に外挿 10) に基づいて TDI 0.05 mg/kg/day を算出したことが判明した。

以下、リスク評価に用いられている無毒性量と不確実係数のまとめを表 3.1.3.2-1 に示す。

表 3.1.3.2-1 健康リスク評価に用いられている無毒性量と不確実係数のまとめ

	暴露経路	動物種	影響評価指標	NOAEL (mg/kg/day)	不確実係数積	文献
初期リスク評価書 (暫定版)	吸入	F344 ラット	13 週間 体重減少、 鼻腔及び呼吸 粘膜の炎症	10 (mg/m <sup>3</sup> )	-	Dow Chemical, 1988
	経口	SD ラット	3 世代生殖 体重増加抑制 肝臓重量減少	5	500	Tyl et al., 2002
	経口	SD ラット	3 世代生殖 生殖能	50	-	Tyl et al., 2002
EU リスク評価書 (案)	吸入	F344 ラット	13 週間 鼻腔上皮炎症	10 (mg/m <sup>3</sup> )	-	Nitschenke et al., 1988
	経口	B6C3F <sub>1</sub> マウス	2 年間 肝細胞の多核 巨細胞化	(LOAEL) 120	-	U.S. NTP, 1982



	暴露経路	動物種	影響評価指標	NOAEL (mg/kg/day)	不確実係数積	文献
		SD ラット	3 世代生殖 生殖能	50	-	Tyl et al., 2002
欧州委員会/食品 科学委員会	経口	SD ラット	3 世代生殖 体重増加抑制 肝臓重量減少	5	500	Tyl et al., 2002
U.S. EPA	経口	F344 ラット	2 年間 肝細胞の多核 巨細胞化	(LOAEL) 50	1,000	U.S. NTP, 1982
食品衛生法	-	-	-	-	-	

## 文 献

欧州委員会/食品科学委員会, European Commission, Scientific Committee on Food (2002) Opinion of the Scientific Committee on Food on Bisphenol A.

環境庁 (1999) 平成 10 年度環境庁化学物質の生態影響試験事業

ビスフェノールAのオオミジンコに対する繁殖阻害試験 (日本食品分析センター, 試験番号: 第10093号, 2000年5月30日).

経済産業省 (2002) ビスフェノールAの有害性評価書. 内分泌かく乱作用検討小委員会, 化学物質管理課. (<http://www.meti.go.jp/report/whitepaper/index.html>)

厚生労働省 (2001) 内分泌かく乱化学物質の健康影響に関する検討会 中間報告書追補 (平成 13 年 12 月 26 日).

化学物質評価研究機構 (2003) 化学物質の初期リスク評価書 暫定版 No.4, 4,4'-イソプロピリデンジフェノール (別名 ビスフェノールA).

(化学物質評価研究機構/新エネルギー・産業技術総合開発機構委託事業)

(<http://www.safe.nite.go.jp/siryou/project/main.html>)

ビスフェノール A 安全性 5 社研究会 (2003) ビスフェノール A と エンドクリン (環境ホルモン) 問題 (2000 年 12 月 1 日改訂). (<http://www.bisphenol-a.gr.jp>)

米国国家毒性計画, U.S. National Toxicology Program (2001) National Toxicology Program's Report of the Endocrine Disruptors Low-Dose Peer Review. U.S. NTP. In: Final Report of the Endocrine Disruptors Low-Dose Peer Review, published in May 14<sup>th</sup>, 2001.

(<http://ntp-server.niehs.nih.gov/htdocs/liason/LowDoseWebPage.html>)

Alexander, H.C., Dill, D.C., Smith, L.W., Guiney, P.D. and Dorn, P. (1988) Bisphenol A: Acute aquatic toxicity. Environ. Toxicol. Chem., **7**, 19-26.

Allen, H. and Kaidbey, K. (1979) Persistent photosensitivity following occupational exposure to epoxy resins. Arch. Dermatol., **115**, 1307-1310.

Bayer AG (1996) Studies on the ecological behaviour of bisphenol-A. Study Number 600 A/96.

- Dow Chemical (1988) Bisphenol A: 13-week aerosol toxicity study with Fischer 344 rats. Study Report K-001304-011, Dow Chemical Co. (German Chemical Society, 1997 から引用)
- German Chemical Society (1997) Bisphenol A (2,2-Bis-(4-hydroxy-phenyl)propane), BUA Report 203 (Dec., 1995), German Chemical Society-Advisory Committee on Existing Chemicals of Environmental Relevance, Stuttgart.
- IRIS, Integrated Risk Information System (2003) Bisphenol A. (CASRN 80-05-7). (<http://www.epa.gov/iris/subst/0356.htm>)
- Leuschner, J. (2000a) Acute skin irritation test (patch test) of bisphenol-A in rabbits. Laboratory of Pharmacology and Toxicology KG, unpublished test report No. 12664/99.
- Leuschner, J. (2000b) Acute eye irritation study of bisphenol-A by instillation into the conjunctival sac of rabbits. Laboratory of Pharmacology and Toxicology KG, unpublished test report No. 12665/99.10
- Nitschke, K.D., Lomax, L.G., Schuetz, D.J., Hopkins, P.J. and Weiss, S.W. (1988) Bisphenol-A: 13 week aerosol toxicity study with Fischer 344 rats. Dow Chemical Co., unpublished report.
- Oehlmann, J., Schulte-Oehlmann, U., Duft, M. and Tillmann, M. (2001) Effect of environmental hormones in prosobranch molluscs. Presentation at the 2nd Status Seminar on Endocrine Disrupters held in Berlin, April 2001.
- Procter & Gamble Co. (1969) Guinea pig closed patch test. Unpublished data. NTIS/OTSO206621, Doc. I.D. 878214688/9.
- Sohoni, P., Tyler, C.R., Hurd, K., Caunter, J., Hetheridge, M., Williams, T., Woods, C., Evans, M., Toy, R., Gargas, M. and Sumpter, J.P. (2001) Reproductive effects of long-term exposure to bisphenol A in the fathead minnow (*Pimephales promelas*). Environ. Sci. Technol., **35**, 2917-2925.
- Sumpter, J.P., Tyler, C.R. and Sherazi, A. (2001) Bisphenol-A: Multigeneration study with the fathead minnow (*Pimephales promelas*). Brunel University.
- Tyl, R.W., Myers, C.B., Marr, M.C., Thomas, B.F., Keimowitz, A.R., Brine, D.R., Veselica, M.M., Fail, P.A., Chang, T.Y., Seely, J.C., Joiner, R.L., Butala, J.H., Dimond, S.S., Cagen, S.Z., Shiotsuka, R.N., Stropp, G.D. and Waechter, J.M. (2002) Three-generation reproductive toxicity study of dietary bisphenol A in CD Sprague-Dawley rats. Toxicol. Sci., **68**, 121-146.
- United Kingdom (2002) Risk assessment of bisphenol-A, Draft of February 2002, Document prepared by United Kingdom on behalf of the European Commission under the Existing Substances Regulation (Council Regulation EEC/793/93).
- U.S. NTP, U.S. National Toxicology Program (1982) Carcinogenesis bioassay of bisphenol A (CAS No. 80-05-7) in F344 rats and B6C3F<sub>1</sub> mice (feed study). Technical Report Series No. 215, U.S. NTP.
- Volkkel, W., Colnot, T., Csanady, G.A., Filser, J.G. and Dekant, W. (2002) Metabolism and kinetics of bisphenol A in humans at low doses following oral administration. Chem. Res. Toxicol., **15**, 1281-1287.
- West R.J. and Goodwin, P.A. (1997) Evaluation of ready biodegradability of bisphenol-A using the OECD 301F: Manometric respirometry test. Dow Company report. Study ID 971108B. (United Kingdom, 2002 から引用)

## 3.2 既存のリスク評価結果

### 3.2.1 はじめに

これまでに国内外で行われた BPA に対するリスク評価には、以下のようなものがある。

EU リスク評価書(案): United Kingdom (2002) Risk assessment of bisphenol-A, Draft of February 2002, Document prepared by United Kingdom on behalf of the European Commission under the Existing Substances Regulation (Council Regulation EEC/793/93)

OECD (2002) SIDS initial assessment report for SIAM 14, 26-28 March 2002

化学物質評価研究機構 (2003) 化学物質の初期リスク評価書 暫定版 No.4 4,4'-イソプロピリデンジフェノール(別名 ビスフェノール A)(新エネルギー・産業技術総合開発機構 委託事業)

Scientific Committee on Food (2002) Opinion of the Scientific Committee on Food on Bisphenol A, Expressed on 17 April 2002, European Commission, SCF/CS/PM 3939 Final

～ は、ヒト健康リスク評価と生態リスク評価の両方が行われているが、 はヒト健康リスク評価のみである。ここでは、これらの概要について紹介する。

### 3.2.2 United Kingdom (2002) Risk assessment of bisphenol-A, Draft of February 2002, Document prepared by United Kingdom on behalf of the European Commission under the Existing Substances Regulation (Council Regulation EEC/793/93)の概要

#### (1) 生態リスク評価

##### 暴露評価

暴露評価では、BPA の環境への排出源として次の各工程が考慮され、大気と排水に対して排出量が見積もられた(用途と経路によっては、全く排出されない場合もある)。

- ・ BPA の生産
- ・ PC 樹脂の生産、加工、製品(再利用ボトル及び建材)の使用
- ・ EX 樹脂の生産、使用
- ・ フェノール樹脂の生産
- ・ 不飽和ポリエステル樹脂の生産
- ・ 缶内面のコーティング
- ・ 感熱紙の生産、リサイクル
- ・ 塩ビ樹脂の生産、加工、使用(電気ケーブル)
- ・ ポリオール/ポリウレタンの生産
- ・ ブレーキ液の生産と廃棄
- ・ タイヤの生産
- ・ ポリアミドの生産
- ・ ビスフェノール A アルコキシレートの生産
- ・ テトラプロモビスフェノール A の生産
- ・ 製品の廃棄(埋立地からの放出を推定することはできなかった)

上記の発生源からの排出量は、EUSES という化学物質の環境動態予測モデルにインプットされ、発生源近傍 (local)、工業地域 (regional)、EU 全域 (continental) のそれぞれについて、大気、表流水、土壌、地下水、生物中の濃度が予測された。発生源近傍については、大気濃度は発生源から 100m 離れた所の平均濃度、沈着量は発生源から 1000m 離れた所の平均濃度、表流水濃度は、排水とそれが流入する表流水とが完全混合し、懸濁物質に吸着する分が除去された後の濃度を EUSES は推算する。工業地域の濃度は、200km×200km の広さで人口 2 千万人が住み、欧州の生産量の 10% が生産・使用され、各環境媒体中の濃度は定常状態に達しているという仮定のもとに推算される。EU 全域の濃度は、EU 加盟国全部を合わせた面積 ( $3.56 \times 10^6 \text{ km}^2$ ) で EU 全体の使用量の合計が使用され、各環境媒体中の濃度は定常状態に達しているという仮定のもとに推算される。EU 全域の濃度は、工業地帯の濃度のバックグラウンドとして足され、工業地域の濃度は、発生源近傍の濃度のバックグラウンドとして足される。このように推算された各環境媒体中の濃度は、予測環境濃度 (PEC) と呼ばれている。

### 影響評価

水生生物に対しては、3 つの栄養段階 (藻類、甲殻類、魚類) に対して、急性毒性値、慢性毒性値がそろっている。最小の毒性値は、ファットヘッドミノーの 3 世代試験での NOEC (孵化率) の  $16 \mu\text{g/L}$  である。3 つの栄養段階の急性と慢性の毒性データがそろっている場合の評価係数は 10 が用いられ、予測無影響濃度 (PNEC) は、最小の NOEC を評価係数で除して求められるので、PNEC は  $1.6 \mu\text{g/L}$  と推算された。

一方、このリスク評価者は、内分泌かく乱作用によるエンドポイントは、その影響の生態への意味を考えなくてはならないが、最も感受性の高いエンドポイントかもしれないことを指摘した。ファットヘッドミノーの 3 世代試験では、精子形成阻害が認められた。このエンドポイントの取り扱い、EU のリスク評価のための技術ガイダンス文書には記載がないが、予備的な取り扱いとして、精子形成阻害の LOEC の  $1 \mu\text{g/L}$  に安全係数 10 を用いて、conservative PNEC として  $0.1 \mu\text{g/L}$  が計算された。ただし、これには専門家の意見も次の 3 つに分かれていると述べられている。

- 1) このエンドポイントは、リスク評価に適切でない。
- 2) 安全係数の 10 は、過大評価である。
- 3) この評価は適切である。

また、巻貝 (*Marisa cornuarietis*) では、 $1 \mu\text{g/L}$  (試験の最低濃度) でも外套膜生殖腺アクセサリーの肥大、メスの致死を増大させる外套膜卵管部分の奇形、卵母細胞と産卵量の増大が起こったという報告もリスク評価の中で注目された。この巻貝に対しては、積算産卵数と総産卵重量は、BPA の濃度上昇とともに増大し、孵化率は BPA に影響されなかったという。ただし、この試験では低濃度の試験であるにも関わらず BPA の濃度が測定されていないこと、また、この試験よりも低濃度範囲 ( $0.05 \sim 1 \mu\text{g/L}$ ) で行われた試験では、BPA の濃度の半減期が、6 時間 ~ 2 時間であり、生分解されている可能性が高いことなどから、これらの結果を PNEC の算出に用いるには不相当とされた。ファットヘッドミノーの精子形成阻害と巻貝への潜在的な影響に関する研究が、conservative PNEC に関する不確実性を解決するために計画されているという。

以上のことから、conserveative PNEC は、リスクが存在するかどうかの確定的な意思決定には使用せず、内分泌かく乱に関するエンドポイントを評価するために、より確かな科学的基盤を探求する必要があるかどうかを判断するために使用された。

底質に生息する生物については、*Corophium volutator* (ドロクダムシの一種)の急性毒性試験より、10day EC50 の 36mg/kg-dry を評価係数 1000 で除して、PNEC として 36  $\mu$ g/kg が計算された。さらに、分配平衡法 (底質と間隙水の間に関係が成り立ち、底質生息生物の感受性は水中で浮遊して生活する生物と感受性は等しく、生物への暴露は底質の直接摂取や接触ではなく、間隙水からのみ暴露するという仮定のもとに PNEC を推算する方法) を用いて、水生生物の PNEC の 1.6  $\mu$ g/L から、底質に生息する生物の PNEC として 26  $\mu$ g/kg-we( 60  $\mu$ g/kg-dry ) が計算された。また、conservative PNEC の 0.1  $\mu$ g/L からは、底生生物に対する PNEC として 1.6  $\mu$ g/kg-wet ( 3.7  $\mu$ g/kg-dry ) が計算された。両方の方法で求められた PNEC が比較され、以下の理由から平衡分配法による PNEC が採用された。

- 1) 2 つ方法で求められた PNEC は似た値である。
- 2) 水生生物に対する毒性データベースの方が底生生物に対する毒性データベースよりも充実しており、より信頼性が置ける。
- 3) 底質毒性試験における間隙水濃度での毒性値が L(E)C50 で 1.1 ~ 1.4mg/L であり、水生無脊椎動物の急性毒性値とほぼ等しい。

土壌に生息する生物に対しては、毒性試験結果が得られなかったため、平衡分配法が用いられ、PNEC として 23  $\mu$ g/kg-wet が計算され、conservative PNEC として 1.3  $\mu$ g/kg-wet が計算された。

大気中の BPA に対する PNEC は、導出不能とされた。また、食物連鎖を通じた間接影響に対する PNEC として、餌 (魚とミミズ) 中の濃度で 33mg/kg-food が算出された。これは、ラットの 3 世代試験に対する NOAEL (一腹あたりの全出生仔数の減少) の 50mg/kg-body weight に換算係数 20、餌のカロリーの補正係数 3、評価係数 10 を用いて計算された結果である。

#### リスクの推算と説明

完全にドライプロセスか全ての排水が焼却されるために、環境への放出が無視できると思われる用途として、下記のものが挙げられた。

- ・不飽和ポリエステルを生産
- ・コーティング缶を生産
- ・タイヤを生産
- ・ビスフェノール A アルコキシレートの生産
- ・テトラブromoビスフェノール A の生産と使用
- ・フェノール樹脂を生産

また、EU においては、BPA の生産と同じ場所でのみ生産しているために、排出量が BPA の生産からの排出と一緒に推算されている用途として、以下のものが挙げられている。

- 1) PC 樹脂生産
- 2) ポリオール/ポリウレタン生産

3) プレーキ液生産

4) ポリアミド生産

表流水に対しては、予測環境濃度（PEC）と予測環境濃度/予測無影響濃度比（PEC/PNEC）は、表 3.2.2-1 のように推算された（PNEC = 1.6 μg/L のとき）。PEC/PNEC 比が 1 以上のときは、リスクが懸念されると判断される。一般シナリオの感熱紙と塩ビの関連で PEC/PNEC 比が 1 を超えると推算された。conservative PNEC の 0.1 μg/L を用いると、工業地域を含む全てのケースで PEC/PNEC 比は 1 を超えると推算された。

表 3.2.2-1 表流水に対するリスク

発生源	PEC [μg/L]	PEC/PNEC
発生源近傍（場所固有シナリオ）		
生産（BPA5）	0.44	0.28
エポキシ樹脂生産（ER4）	1.32	0.83
感熱紙生産（PAPER6）	1.06	0.67
塩ビ生産（PVC1）	0.62	0.39
発生源近傍（一般シナリオ）		
フェノール樹脂加工	1.56	0.98
感熱紙リサイクル	230	143
感熱紙（TNO 推定値）	18	11.25
塩ビ - 生産時の反応停止剤	333	208
塩ビ - 加工時の酸化防止剤	0.27	0.17
塩ビ - 添加剤の製造	12.8	8
塩ビ - 可塑剤生産時の酸化防止剤	2.0	1.25
塩ビ - 可塑剤の使用	0.23	0.14
工業地域	0.12	0.075

ER: Epoxy Resin

TNO: オランダの調査機関

以上のことから、以下のように結果付けられている。

さらに情報が必要である。

通常の PNEC でリスクが懸念と判定されなかった全ての分野が該当している。

- ・ BPA の生産
- ・ EX 樹脂の生産
- ・ 感熱紙の生産
- ・ フェノール樹脂の加工
- ・ 塩ビ樹脂の加工時の酸化防止剤としての使用
- ・ 塩ビ樹脂の加工時の可塑材としての使用
- ・ 工業地域の濃度

上記の用途に対しては、以下の必要性が指摘されている。

- 1) 巻貝に対する毒性を調べる必要がある。さらに、その結果の使用方法（適用する評価係数の値も含む）を議論し、合意に達する必要がある。

- 2) 巻貝に対する影響に再現性がなければ、魚の精子形成阻害の LOEC に基づく現在の conservative PNEC を再考する必要がある。
- 3) 次の iii)の結論に該当する分野で削減が行われた場合の結果を考慮する必要がある。

リスクを削減する必要がある。既に適用されているリスク削減手段を考慮する必要がある。  
 ( There is a need for limiting the risks; risk reduction measures which are already being applied shall be taken into account. )

この結論は次の分野に適用されている。

- ・感熱紙リサイクル
- ・塩ビ樹脂の生産における反応停止剤としての使用
- ・塩ビ樹脂の加工のための添加剤の製造
- ・塩ビ樹脂の加工用可塑剤の製造時の酸化防止剤としての使用

なお、塩ビ樹脂の製造における BPA の使用は、ヨーロッパでは 2001 年末までに工業会の自主的合意により中止することになっていると述べられている。

底質に対しては、平衡分配法が用いられているため、上記と全く同じ結論になったと述べられている。また、底質の測定値のいくつかは、推算値よりも高いことが指摘されており、このことは、水生生物への影響が詳細に調べられる時に、さらに考察されるだろうと述べられている。

土壌に対しては、大気経由の汚染の寄与は小さく、ほとんどが汚泥の農地還元により汚染されると予測された。農地での 30 日間の平均の予測環境濃度 (PEC) と予測環境濃度/予測無影響濃度比 (PEC/PNEC) は、表 3.2.2-2 のように推算された (PNEC = 23 µg/kg-wet のとき)。水生生物に対する conservative PNEC を用いて推算した PNEC ( = 1.3 µg/kg-wet ) を用いた場合には、表 3.2.2-2 の全ての発生源近傍での PEC/PNEC 比が 1 を超え、工業地域では下回ると推算された。

表 3.2.2-2 土壌に対するリスク

発生源	PEC [mg/kg-wet]	PEC/PNEC
発生源近傍 (場所固有シナリオ)		
エポキシ樹脂生産 (ER4)	0.463	20
発生源近傍 (一般シナリオ)		
フェノール樹脂加工	0.0199	0.87
感熱紙リサイクル	3.14	136
塩ビ樹脂 - 生産時の反応停止剤	4.59	200
塩ビ樹脂 - 加工時の酸化防止剤	0.0022	0.10
塩ビ樹脂 - 添加剤の製造	0.175	7.61
塩ビ樹脂 - 可塑剤生産時の酸化防止剤	0.027	1.17
塩ビ樹脂 - 可塑剤の使用	0.0015	0.065
工業地域	$9.7 \times 10^{-5}$	0.004

以上のことから、以下のように結果付けられた。

さらに情報が必要である。

これは、汚泥の農地還元が行われている、あるいは、行われることが仮定されている以下用途が該当している。

- ・ EX 樹脂の生産
- ・ フェノール樹脂の加工
- ・ 感熱紙のリサイクル
- ・ 塩ビ樹脂の生産における反応停止剤としての使用
- ・ 塩ビ樹脂の加工のための酸化防止剤としての使用
- ・ 塩ビ樹脂の生産のための添加剤の製造
- ・ 塩ビ樹脂の加工用可塑剤の製造時の酸化防止剤としての使用
- ・ 塩ビ樹脂の加工における可塑剤としての使用

これらは、水生生物に対する毒性値から平衡分配法により PNEC を算出した結果であるので、土壤に生息する生物での試験により改善できるが、どの試験が有効であるかは不確実であると述べられている。この段階では、どのような土壤生物に対する試験のデータを採取するかを考慮する前に、水生生物に対する試験の結果を待つことが提案された。また、イギリス環境省がミミズの *Eisenia andrei* に対する内分泌攪乱作用に関する研究を行っており、BPA が試験物質の一つになっているので、その結果も適切な情報を与えることが期待されると述べられている。

現在のところ、さらなる情報や試験、既に行われているリスク削減手段以上の対策は必要ない。

BPA の生産と感熱紙の生産については、土壤への放出が報告されていないので、この結論に達したと述べられている。

大気中の BPA のリスクと食物連鎖を通じた間接影響によるリスクは、いずれも、「ii) 現在のところ、さらなる情報や試験、既に行われているリスク削減手段以上の対策は必要ない」と結論付けられた。

## (2) ヒト健康リスク評価

### 暴露評価

#### a) 消費者暴露

消費者暴露は、ポリマー中の残留モノマーが暴露可能になるとき、あるいはポリマーの分解が起こり、生成モノマーが暴露可能になるときにのみ起こる。最も暴露量が多い可能性があるのは、直接食品に接触する用途のもので、それらには、EX 樹脂で内部コーティングされた食品や飲料の容器、PC 樹脂製食器やボトルなどがあると述べられている。他の比較的マイナーな暴露源には、歯科用シーラント、EX 樹脂での表面コーティングや接着剤からの経皮暴露があると述べられている。



b) PC 樹脂（食品接触用途）

哺乳瓶からの溶出を調べた 2 つの研究では、50ppb (50 μg/L) までの BPA が擬似食品に溶出した。これは、現実的な最悪ケース (realistic worst case) の暴露条件となっている。食器、食品保存容器からの溶出については、よくまとめられた多くの研究において、食器中の食品や飲料からは検出されていない。検出されている結果は、研究の詳細さや信頼性に乏しい報告だったり、擬似食品を用いた研究のものである。擬似食品中の BPA 濃度で報告されている中で最も高いのは、5ppb (5 μg/kg) であり、信頼性が幾分不確かとされながらも、暴露評価に用いられた。これらの値を用いて、乳児の暴露量は、表 3.2.2-3 のように推算されている。

表 3.2.2-3 ポリカーボネート哺乳瓶からの乳児のビスフェノール A (BPA) の暴露量の推算

月齢	ミルクの 1 日摂取量 (L)	ミルク中の BPA 濃度 (μg/L)	BPA の摂取量 (μg/day)
1~2 ヶ月	0.699	50	35
4~6 ヶ月	0.983	50	50

PC 製食器からの暴露において、最も現実的なシナリオは、幼児が全ての食事と飲料を PC 製食器を使って摂取するというものであると述べられている。幼児 (1.5~4.5 歳) の 1 日の食事と飲料の摂取量は 2kg と推定された。これは、イギリスのデータの 97.5 パーセンタイルに相当している。食品中の BPA 濃度に 5 μg/kg が仮定され、1 日摂取量は、10 μg と推算された。

c) EX 樹脂

EX 樹脂は、食品用の缶、飲料用の缶、ワインの貯蔵用の大桶の内面のコーティングに用いられていると述べられている。食品に接触する EX 樹脂からの BPA の暴露量は、表 3.2.2-4 のように推算された。成人の摂取は、1 日にワインをボトル (0.75 L) 1 本飲み、他の全ての食料と飲料を缶入り製品から摂取するという仮定に基づいている。

表 3.2.2-4 食品に接触するエポキシ樹脂からのビスフェノール A 暴露量の推算

暴露源	ワイン又は缶詰食品の 1 日摂取量 (L, kg)	ワイン又は食品中の BPA 濃度 (μg/L, μg/kg)	BPA の摂取量 (μg/day)
ワイン	0.75	650	500
缶詰食品 (6~12 ヶ月の乳児)	0.375	100	40
缶詰食品 (1.5~4.5 歳の幼児)	2	100	200
缶詰食品 (成人)	1.0	100	100
缶詰食品+ワイン (成人)	0.75L (ワイン) 1.0kg (食品)	650 μg/L (ワイン) 100 μg/kg (食品)	600

d) ヨット・ボートの防汚ペイント

ヨットの防汚ペイントは、ヨットやボートを保護し装飾するために用いられ、イギリスでは、典型的には 1 年に 1 回塗られていると述べられている。防汚ペイントは、EX 樹脂を最大 40% 含有し、EX 樹脂中には約 10ppm の未反応の BPA が存在するとされた。塗装は、刷毛かロー

ラーで行われるが、刷毛の場合が推算された。BPAは大気中に蒸気としての濃度は低いが、エアロゾルとして存在し、それに暴露しうると述べられている。暴露量は、表 3.2.2-5 のように推算された。

表 3.2.2-5 防汚ペイントの塗布による暴露量の推算

塗装方法/保護具	塗布時間(h)	BPAの大気 中濃度 (mg/m <sup>3</sup> )	ペンキの経 皮暴露(mg)	BPAの吸入量 (μg)	BPAの経皮 暴露(μg)
刷毛/Tシャツ、シ ョーツ、手袋なし	1.5	0.04	7,335	3 × 10 <sup>-4</sup>	29
刷毛/手袋、オーバ ーオール	1.5	0.04	140	3 × 10 <sup>-4</sup>	0.6

他にも、木材用ニス、木材用目止め剤、接着剤に使われている EX 樹脂に含まれている BPA の暴露量が推算されている。

#### e) 歯科用シーラント

BPAの誘導体であるビスフェノールA ジグリシジルエーテル メタクリレート (bis-GMA) とビスフェノールA ジメタアクリレート (bis-DMA)が歯科用シーラントに使用され、BPAは不純物として含まれているか、分解されて生成するかもしれないが、BPAの放出は、親物質 (bis-DMA or bis-GMA) が分解される時にのみ起こると示唆されたと述べられている。bis-GMAの分解は起こらず、bis-DMAのみからBPAが溶出することも示唆されたという。歯科治療から1時間後の唾液中のBPAの濃度は、0.3~3ppmの範囲であろうと考えられた。1時間を経過した後は、2つの研究で、検出限界以下となったことから、歯科治療による暴露は、急性の現象であることが示唆されたと述べられている。

#### f) 家庭用の紙

キッチンロール中のBPA濃度が0.55~24.1mg/kgであり、バージン原料の紙からの抽出量は、ほとんどの調査で無視できるか皆無であり、1つのサンプルだけ0.12mg/kgであったと報告された。このことから、バージン原料の紙からの移動は無視できること、また、再生紙については、メタノール(100%)またはエタノール(95%)での抽出といった極端な条件で測定されたデータであるので、毎日の家庭での使用を代表したものではないと述べられ、リスク評価で考慮されなかった。

#### g) 環境経由の暴露

EUSESによる予測の結果、工業地域での摂取量は、 $1.78 \times 10^{-5}$  mg/kg/dayであり、発生源近傍で最も高いのは、用途がPVCの生産における反応停止剤としての利用であり、0.059 mg/kg/dayと推算された。

h) 複合暴露（消費者暴露と環境経由暴露の合計）

複合暴露の最悪ケースは、ポリ塩化ビニル製造工場の近傍での暴露と食品容器からの暴露が合わさる場合である。体重 70kg の成人の暴露が、表 3.2.2-6 のように推算された。

表 3.2.2-6 複合暴露

暴露源	暴露量 (mg/kg/day)
消費者として（食品とワインによる経口暴露）	$9 \times 10^{-3}$
環境経由の間接暴露	
工業地域	$1.78 \times 10^{-5}$
発生源近傍	0.059
合計	
工業地域	$9 \times 10^{-3}$
発生源近傍	0.068

影響評価

リスクの推算（安全マージン（MOS）の計算）には、B6C3F<sub>1</sub> マウスの 2 年間試験で、肝臓への影響の LOAEL（多核巨細胞の出現）である 120mg/kg と、CD ラットの 3 世代繁殖試験での NOAEL（一腹あたりの全出生仔数、生存出生仔数）の 50mg/kg/day が用いられた。前者を用いて肝毒性の MOS、後者を用いて繁殖毒性の MOS が推算された。

リスクの推算と説明

安全マージン（MOS）によってリスクが推算され、その大きさによって下記の 2 つの選択肢のどちらかの結論が導かれた。それらの結果は、表 3.2.2-7～表 3.2.2-10 のように推算と判定がなされた。

さらに情報が必要である。

（発生毒性に関して、 $\mu\text{g/kg}$  レベルの低用量での悪影響に関する不確実性を考慮して、EU の関係部局は、この不確実性を解決するためにさらに調査を行うことで同意している。）

現在のところ、さらなる情報や試験、既に行われているリスク削減手段以上の対策は必要ない。

表 3.2.2-7 消費者暴露による MOS

暴露源	1 日摂取量 (mg)	推算暴露量 (mg/kg/day)	MOS		結論		
			肝毒性 <sup>1</sup>	繁殖毒性（出生率と発生） <sup>2</sup>	肝毒性	出生率への影響	発生への影響
哺乳瓶（1～2ヶ月の乳児）	0.035	0.008	15,000	6,250	(ii)	(ii)	(i)
哺乳瓶（4～6ヶ月の乳児）	0.050	0.007	17,000	7,100	(ii)	(ii)	(i)

缶詰食品（6～12ヶ月の乳児）	0.04	$5 \times 10^{-3}$	26,000	11,000	(ii)	(ii)	(i)
ポリカーボネート食器（1.5～4.5歳の幼児）	0.010	$7 \times 10^{-4}$	171,000	71,500	(ii)	(ii)	(i)
缶詰食品（1.5～4.5歳の幼児）	0.200	0.014	8,500	3,600	(ii)	(ii)	(i)
缶詰食品（成人）	0.10	0.0014	84,000	35,000	(ii)	(ii)	(i)
ワイン（成人）	0.500	0.007	17,000	7,000	(ii)	(ii)	(i)
缶詰食品+ワイン（成人）	0.600	0.009	14,000	6,000	(ii)	(ii)	(i)

<sup>1</sup>LOAEL = 120mg/kg/day に基づく

<sup>2</sup>NOAEL = 50mg/kg/day に基づく

表 3.2.2-8 接着剤の使用による MOS（経皮暴露）

1 回当たりの BPA 暴露量 (mg)	推算暴露量 (mg/kg/day)	MOS		結論		
		肝毒性 <sup>1</sup>	繁殖毒性（出生率と発生） <sup>2</sup>	肝毒性	出生率への影響	発生への影響
0.014	$2 \times 10^{-5}$	$6 \times 10^6$	$2.5 \times 10^5$	(ii)	(ii)	(i)

<sup>1</sup>LOAEL = 120mg/kg/day に基づく

<sup>2</sup>NOAEL = 50mg/kg/day に基づく

表 3.2.2-9 環境経由暴露

発生源	推算暴露量 (mg/kg/day)	MOS		結論		
		肝毒性 <sup>1</sup>	繁殖毒性（出生率と発生） <sup>2</sup>	肝毒性	出生率への影響	発生への影響
工業地域	$1.78 \times 10^{-5}$	$6 \times 10^6$	$2 \times 10^6$	(ii)	(ii)	(i)
発生源近傍	0.059	2000	800	(ii)	(ii)	(i)

表 3.2.2-10 複合暴露

発生源	推算暴露量 (mg/kg/day)	MOS		結論		
		肝毒性 <sup>1</sup>	繁殖毒性（出生率と発生） <sup>2</sup>	肝毒性	出生率への影響	発生への影響
工業地域	$9 \times 10^{-3}$	$1 \times 10^4$	5500	(ii)	(ii)	(i)
発生源近傍	0.068	1700	725	(ii)	(ii)	(i)

<sup>1</sup>LOAEL = 120mg/kg/day に基づく

<sup>2</sup>NOAEL = 50mg/kg/day に基づく

### 3.2.3 OECD (2002) SIDS Initial Assessment Report(SIAR) for SIAM 14, 26-28 March 2002 の概要

ヒトの健康リスク評価での鍵となる毒性エンドポイントは、眼刺激性、呼吸器刺激性、腐食性、繰返し吸入暴露による気管への局所的影響、繰返しの全身暴露による肝臓への影響、生殖・発生毒性であると述べられている。BPA は、眼と気管へ刺激性があるので、暴露のピークを制限しなければならないこと、また、少なくとも、特に感受性が高い個体の皮膚へ反応を引き起こすので、皮膚への暴露も制限しなければならないと述べられている。肝臓への影響（多核巨細胞の出現）は、人への適切性は不確かであるとの記述とともに、マウスの2年間混餌投与試験での LOAEL の 120mg/kg/day が採用された。生殖・発生毒性については、低用量作用に関して対立するデータがあり、さらなる情報収集が進行中であることから、暫定 NOAEL として 50mg/kg/day が採用された。

生態リスク評価では、毒性データは、藻類、甲殻類、魚類に対して急性毒性値、慢性毒性値がそろっている。最小の毒性値は、ファットヘッドミノーのフルライフサイクル試験での、NOEC（孵化率）の 16 µg/L である。3つの栄養段階の急性と慢性の毒性データがそろっている場合の評価係数 10 が用いられた。予測無影響濃度（PNEC）は、最小の NOEC を評価係数で除して求められるので、PNEC は 1.6 µg/L と推算された。ファットヘッドミノーの精子形成への影響（LOEC = 1 µg/L）や巻貝への影響が、より低い濃度で報告されているが、それらのデータの論拠に弱い部分があるので、さらなる研究の必要性が示唆され、それが進行中であると述べられている。

即ちハザードを分類するための十分な情報が得られているが、BPA は更なる研究の候補物質であるという勧告がなされた。さらなる研究とは以下の4つである。

- 1) 巻貝と魚の精子形成に対する影響について、どのレベルで影響が起こるのかを明らかにし、それらの影響の重要性を考察するために、さらなる研究が必要である。
- 2) 土壌生物にたいしては、毒性データがない。これらのデータは、post-SIDS 活動として得られうる（EU のリスク評価において、多くの用途に対して土壌コンパートメントのリスクが懸念されている）。現在、水生生物に対しては繁殖パラメーターに基づく慢性試験がより高感度であるように思われるが、土壌に対しては、どの試験がなされるべきかは不明確である。
- 3) 国または地域の BPA の使用が示されれば、暴露に関する情報収集が水域コンパートメントに対して考慮される必要があるかもしれない。それが適切であれば、リスク評価がなされる。ヨーロッパに対する既存の地域レベルのリスク評価では、PNEC に 1.6 µg/L を用い、最悪ケースの放出量を用いると、PVC での使用と感熱紙のリサイクルに対してのみ生態リスクを削減する必要性が示された。より低濃度での影響の存在が確認されたら、他の用途に対してもリスクが懸念されるだろう。
- 4) 幾つかの研究で見られる低用量の BPA による哺乳類の生殖・発生毒性に関する不確実性は、さらに考慮が必要である。今後の研究の必要条件の詳細を検討するために、運営委員会が設置される。これは、post-SIDS での要求である。

### 3.2.4 化学物質評価研究機構（2003）化学物質の初期リスク評価書 暫定版 No.4 4,4'-イソプロピリデンジフェノール(別名 ビスフェノール A)(新エネルギー・産業技術総合開発機構 委託事業)の概要

#### (1) 生態リスク評価

BPAの環境中の生物に対する影響に関して、食物連鎖の3つの栄養段階を代表する生物種(藻類、甲殻類、魚類)に対する長期毒性データのうち、最小のNOECとして、ファッドヘッドミノーの繁殖及び次世代のふ化率を指標とした164日間試験での0.16 mg/Lが取り上げられた。暴露濃度の代表値としては、環境庁と建設省の1998年度から2000年度のモニタリングデータの95パーセントタイルである0.12 µg/Lが用いられた。リスクは、暴露マージン(暴露濃度に対するNOECの比)で評価され、暴露マージンは、1,333と計算された。この値は、不確実係数積50より大きいので、有害な影響を受ける可能性は低いとしている。

#### (2) ヒト健康リスク評価

ヒトがBPAに暴露される主な経路として、大気の吸入(大気中への移行の可能性は低いので、呼吸による吸入暴露は極めて微量で無視し得る量であると判断)、飲料水、魚、PC製の食器類が考慮された。ヒトの一日あたりの摂取量は101.15 µg/man/dayと計算され、さらに、成人の体重が50 kgと仮定され、2.0 µg/kg/dayと推算された。

有害性評価では、動物試験の結果、BPAは遺伝毒性、発がん性を示していないが、長期の経口暴露で一般毒性、生殖・発生毒性の影響が認められたと記述されている。他に、BPAの内分泌・神経系及び生殖系への影響については、現時点ではかなり限定的な実験条件下で観察される現象であり、普遍化した現象とは考えがたいとの見解が示されているという理由から考慮されなかった。

リスク評価に用いられた毒性値は、ラットの3世代にわたる生殖・発生試験で得られた親動物の一般毒性のNOAEL 5 mg/kg/dayであった。この値と上記の成人の予測摂取量 2.0 µg/kg/dayを用いて、BPAのヒト健康に対する暴露マージン(MOE)は、2,500と算出された。リスクの判定基準である動物とヒトの感受性の種差を説明する係数10、感受性の個人差を説明する係数10及び試験期間を考慮した係数(4か月から長期へ外挿)5の積である500と比較すると、算出されたMOE 2,500は500を大きく越えると推算された。

### 3.2.5 Scientific Committee on Food (2002) Opinion of the Scientific Committee on Food on Bisphenol A, Expressed on 17 April 2002, European Commission, SCF/CS/PM 3939 Final の概要

EUの食品科学委員会(Scientific Committee on Food, SCF)は、EUにおいて、食品添加物や汚染物質の毒性を評価し、許容一日摂取量(ADI)や耐容一日摂取量(TDI)の設定を行う機関である。EU食品科学委員会は、BPAの毒性について評価をおこなった結果、ラットの3世代毒性試験でのNOAEL(成熟動物の体重減少、仔動物の体重と器官重量の減少)である5mg/kg/dayに不確実係数500(10(種差)×10(個体差)×5(データベースに残る不確実性))を適用して、暫定耐容一日摂取量(暫定TDI)として0.01mg/kg/dayを提案した。

さらに、EU食品科学委員会は、現実的な最悪ケースの摂取量として、表3.2.5-1の値を示し

た。それらの値は、通常の加工、貯蔵、使用の条件下での実際の食品と飲料への溶出の研究のうち、受理できるデータのみに基づいているという。ただし、ワインについては、食品の擬似物に対するデータしか得られなかったという。EU のリスク評価書( )と比較して、約1オーダー低くなっている。この違いは、EU のリスク評価書では、推算摂取量が、食品と食品の擬似物に対するすべてのデータの中で最も高い値に基づいているためと、子供に対して、缶詰食品の消費量が1日2kgと仮定されていることによると述べられている。表3.2.5-1の値は、暫定TDIの値よりも小さくなっている。

また、さらなる研究の必要性として、以下のことが指摘されている。

- ・マウスの試験で見出された事柄に関する不確実性を解決するために、用量と報告された影響のヒトに対する重大性との両方の観点から、さらなる研究が必要である。
- ・マウスがヒトに対する適切なモデルとなるかを確認するために、妊娠期間中のエストロゲン様物質に対する感受性における種間でのトキシコダイナミクスが違いうることを考慮しながら、ヒトとマウスで比較できる経口トキシコキネティックデータが必要である。
- ・EUの既存物質規制でのBPAの評価の下での新規のマウス繁殖毒性試験が行われる予定であり、新生ラットと妊娠しているラットでのトキシコキネティクス調査、ヒトの肝細胞での代謝、比較できるPBPKモデルの構築が進行中であると理解している。繁殖毒性試験は、マウスの影響についての我々の知識を進展させるであろうが、上述したように、マウスについて幾人かの研究者から報告された影響のヒトに対する潜在的な重要性に対する疑問に答えるために、他の研究が必要であるように思われる。

表3.2.5-1 EUの食品科学委員会による摂取量の推算結果

消費者グループ	食品	1日当たりの消費量	BPA濃度(μg/kg)	推算摂取量(μg/kg/day)
0~4ヶ月の乳児 4.5kg	乳児用調合乳	0.7 L	10	1.6
6~12ヶ月の乳児 8.8kg	乳児用調合乳	0.7 L	10	0.8
6~12ヶ月の乳児 8.8kg	缶詰食品	0.38 kg	約20	0.85
4~6歳の子供 18kg	缶詰食品	1.05 kg	約20	1.2
成人 60kg	缶詰食品	1.05 kg	約20	0.37
成人 60kg	ワイン	0.75 L	9	0.11

## 第4章 製造、使用等の実態

国内におけるBPAの製造、用途および環境への放出について調査した。

### 4.1 調査方法

次の4通りの方法で調べた。また、反応式、製造法に関しては関係する成書も参考にした。

#### 1) 研究会での報告内容から

研究会に報告された以下の3業界のデータをまとめた。本実態調査の基になるデータとなっている。

- (1)ビスフェノールA (BPA): BPA安全性5社研究会(西川委員)の報告
- (2)ポリカーボネート樹脂(PC): PC樹脂技術研究会(瀧口委員)の報告
- (3)エポキシ樹脂(EX): EX樹脂工業会(中上委員)の報告

#### 2) ヒヤリング

詳細な情報を得るため以下のヒヤリング調査を行った。

- (1) BPA安全性5社研究会
- (2) PC樹脂技術研究会
- (3) EX樹脂工業会技術委員会
- (4) 日本塗料工業会
- (5) 日本電線工業会
- (6) 日本オートケミカル工業会
- (7) 日本製缶協会
- (8) 製缶メーカー
- (9) 日本水道協会
- (10) 日本古紙再生促進センター
- (11) 塩ビ樹脂メーカー
- (12) 静岡県環境衛生科学研究所
- (13) 広島工業大学
- (14) 広島大学
- (15) 塩化ビニル工業・環境協会
- (16) 塩化ビニル管・継手工業会
- (17) 塩ビメーカー

#### 3) 電話、Eメールでの問い合わせ

必要に応じて電話、Eメールで問い合わせた。

- (1) 塩化ビニル工業・環境協会



- (2) 塩化ビニル管・継手工業会
- (3) 日本ビニル工業会
- (4) 可塑剤工業会
- (5) 塩ビ樹脂メーカー
- (6) 塩ビ加工メーカー
- (7) 日本製紙連合会
- (8) 富士工業技術センター

4) アンケート調査（アンケート内容別紙参照）

2次、3次ユーザーも含めて把握するために以下の団体にアンケート調査を行った。

回答のあった団体（：工業会事務局でまとめて回答 \*印：加盟企業が個々に回答）

< 日本プラスチック工業連盟加盟団体（加盟 50 団体中 9 団体） >

日本ビニル工業会

日本フォームスチレン工業組合

エンプラ技術連合会

日本 ABS 樹脂工業会

日本ウレタン原料工業会

\* 合成樹脂工業協会

\* 塩化ビニリデン衛生協議会

\* 日本 PET 工業会

\* 日本ポリプロピレンフィルム工業連合会

< 日本プラスチック工業協同組合連合会関係（2 団体） >

\* 関東プラスチック工業協同組合

\* 日本プラスチック玩具工業協同組合

< 独立団体 >

日本電線工業会

日本塗料工業会

日本接着剤工業会

樹脂化粧鋼板会

農薬工業会

日本製紙連合会

\* 日本ゴム履物協会

\* 日本ビニルホース工業会

\* インテリアフロア工業会

\* 日本カーペット工業組合

\* 印刷インキ工業会

- \* 合成高分子ルーフィング工業会
- \* 日本医療器材工業会

## 4.2 調査結果

### 4.2.1 BPA 生産量と各用途別使用量

BPA 安全性 5 社研究会、PC 樹脂技術研究会および EX 樹脂工業会から提供された情報を基に用途分野を整理し、ヒヤリング、電話・Eメールおよびアンケート調査等を併用して実態の把握を行った。

本研究会で BPA 安全性 5 社研究会から報告された BPA の供給量、国内需要量および用途別供給量について表 4.2.1-1 にまとめた。

表 4.2.1-1 BPA 供給量、内需および用途別供給量 (単位：t)

	1997 年度	1998 年度	1999 年度	2000 年度	2001 年度
供給量	354,900	427,800	469,300	482,600	490,700
輸出量	42,600	68,800	72,000	80,700	118,200
繰越量	- 11,700	12,300	14,900	5,000	3,600
メーカー内需向け出荷量	324,000	346,700	382,400	396,900	368,900
ユーザー輸入量	39,400	38,800	37,200	34,600	44,700
内需	363,400	385,500	419,600	431,500	413,600
(用途)					
ポリカーボネート樹脂	214,900	241,700	267,400	284,400	276,100
その他熱可塑性樹脂	800	1,200	1,200	1,300	300
エポキシ樹脂	84,400	79,400	84,800	81,300	65,900
ポリエステル樹脂中間体	8,900	9,300	12,000	12,800	11,800
その他熱硬化性樹脂	1,300	2,700	3,800	3,400	4,500
難燃剤	4,500	4,900	5,200	5,700	4,700
塩ビ樹脂添加剤	300	100	100	100	100
その他樹脂添加剤	3,900	2,600	2,800	2,400	300
感熱紙用顕色剤	1,200	1,100	1,000	500	0
水添ビスフェノールA	3,000	1,800	2,100	1,900	2,200
その他用途	800	1,900	2,000	3,100	3,000

(BPA 安全性 5 社研究会調べ)

\* ) 内需 = 供給量 - 輸出量 - 繰越量 + ユーザーによる輸入

この表から判るように BPA 供給量は経年的に伸びており、2001 年度には 49 万 t に達している。

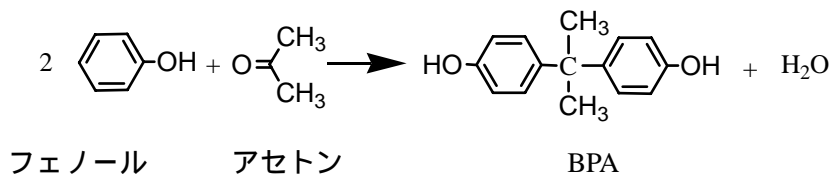
2000 年度について詳しく見ると、内需からユーザーによる輸入を引いた 396,900 t (メーカー内需向け出荷量) を基に各用途の比率を見ると、PC 樹脂が 71.7 % および EX 樹脂が 20.5 % で、この 2 樹脂で 92.2 % を占めている。以下ポリエステル樹脂中間体 3.2 %、難燃剤 1.4 % と続き、残りの各用途は 1 % 以下である。従って BPA の主たる用途は PC 樹脂と EX 樹脂用原料ということになる。これら樹脂類は反応により BPA とは別の高分子物質に変化している。そのため、環境への BPA の放出を考えた場合、製造および加工時の工場からの放出、製品中に微量残存している未反応モノマーとしての BPA あるいはポリマーの分解によって生成した BPA が議論の対象になると考えられる。

一方、BPA そのものを使用する用途として、感熱紙用顕色剤、塩ビ樹脂添加剤およびその他樹脂添加剤等がある。これらの用途は供給量は少ないが、工場内で使用されてかつ最終製品中にまで BPA そのものとして含有されているため、環境への放出について詳細に実態を把握する必要

がある。

まず、BPA の製造についてまとめると次のようになる。BPA はフェノールとアセトンから酸触媒の存在下に製造される。反応式は

(反応式)



で示され、通常酸触媒が用いられる。メーカーにより触媒が異なることもあるようである。

BPA 製造時の環境への放出については、BPA 安全性 5 社研究会によれば、メンバー会社 1 社の例で BPA プラント排水中の BPA 濃度は 1 μg/L (10 万 t 生産の場合、排水量は 45 t/h ; これは更にコンビナートの共同排水処理場で処理、希釈される。)であり、大気の年間排出量は 0.017kg 以下となっている。

この BPA 製造業界は 1997 年に国内の BPA メーカー 5 社で、「BPA 安全性 5 社研究会」を設立し、BPA の安全性について取り組んでいる。[ビスフェノール A 安全性 5 社研究会ホームページ参照]

< BPA 安全性 5 社研究会メンバー企業 >

- ・日本ジーイープラスチック(株)
- ・三井化学(株)
- ・出光石油化学(株)
- ・三菱化学(株)
- ・新日鉄化学(株)

更にユーザー業界である PC 樹脂業界とともに欧米の同業企業とも共同で安全問題に対応するため、「Polycarbonate/Bisphenol A Global Group」を結成している。参加企業を以下に示した。

Polycarbonate/Bisphenol A Global Group

Member Companies : Bayer; Dow; GE Plastics; Idemitsu Petrochemical; Mitsubishi Chemical; Mitsubishi Engineering Plastics; Mitsui Chemical; Nippon Steel Chemical; Sumitomo Dow; Sunoco Chemicals; Teijin Chemical

( Polycarbonate/Bisphenol A Global Group 資料より )

これまでの調査結果について章末の資料 1 および資料 2 にまとめた。

資料 1 には主たる用途への反応スキームを示した。さらに詳細な反応式については、必要に応じて以下のそれぞれの項目で示した。

資料 2 には BPA の生産量および各用途での使用量について 2000 年を中心にして推算した結果をスキームにまとめた。

以下に資料 2 に従って説明する。

#### 4.2.2 各用途別使用実態

##### (1) BPA 自身を添加剤として利用する分野

BPA 内需向け出荷量に対して占める比率は小さいが、製造、使用、廃棄およびリサイクルの各段階で BPA として環境に放出される可能性は無視できないと考えられる。この用途分野を感熱紙用顕色剤、塩ビ樹脂添加剤およびその他樹脂添加剤に分けて整理した。特に前二者は EU リスク評価書において環境への放出源と指摘されていることから、我が国における状況について把握しておく必要があると思われる。

##### 感熱紙用顕色剤

従来から BPA そのものが感熱紙用顕色剤として用いられてきており、BPA 安全性 5 社研究会によれば、1995 年度には 2,000t 程供給されていた。しかし、内分泌かく乱物質問題が起きたため、製紙業界側は数年前から BPA の代替化を進め、BPA の供給量は減少してきた。2001 年度の顕色剤用の出荷はほぼゼロとなったということで、代替化は完了したと思われる。

一方、日本製紙連合会によれば、2 年前に代替化は終わったとのことで、若干タイムラグはあるが、現在では感熱紙用顕色剤について BPA は使用されていないと判断できる。

参考のために、感熱紙生産量の経年推移について調べた。日本製紙連合会調べによると、表 4.2.2-1 に示したように 1995 年度から 2001 年度まで感熱紙生産量はほぼ横這いで、11.3 万 t～13.2 万 t の間で推移しており、BPA 供給量の減少が感熱紙の需要減によるものではないことを示している。

表 4.2.2-1 感熱紙生産量推移

年度	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001
生産量 (千 t)	116	113	126	120	129	132	126
BPA 出荷量 (t)	-	-	1,200	1,100	1,000	500	0

(日本製紙連合会調べ ; BPA 出荷量は表 4.2.1-1 より)

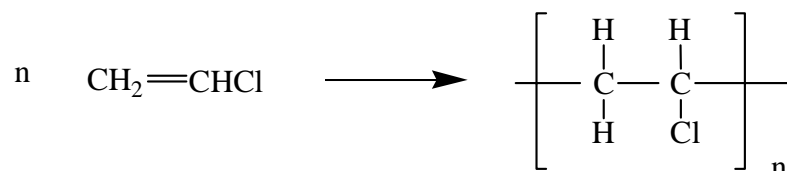
環境中への放出について考えるとき、感熱紙は BPA そのものを用いているため、全使用量は少なくとも最悪ケースを考慮すれば環境負荷への寄与はかなり大きくなると思われるので、可能な限り実態を追ってみた。上記のように現在は感熱紙用顕色剤としての使用はないので、感熱紙製造時の環境への放出はないと考えられる。(過去については不明)

EU リスク評価書によれば、感熱紙は古紙再生の原料として用いられている。我が国においても古紙再生工場の排水から相対的に高濃度の BPA が検出されたとの報告もあり ( H. Fukazawa et al., 2002 ) また本研究会でも BPA 安全性 5 社研究会から、ある都市の河川について製紙工場の上流と下流の河川水の BPA 濃度測定の結果、上流は不検出で下流の濃度は全国平均より高い値を示し、製紙工場が BPA を含む排水を出していることが示唆されるとの報告があった。これらの事実から古紙再生に伴う BPA の環境への放出の可能性について調査した。

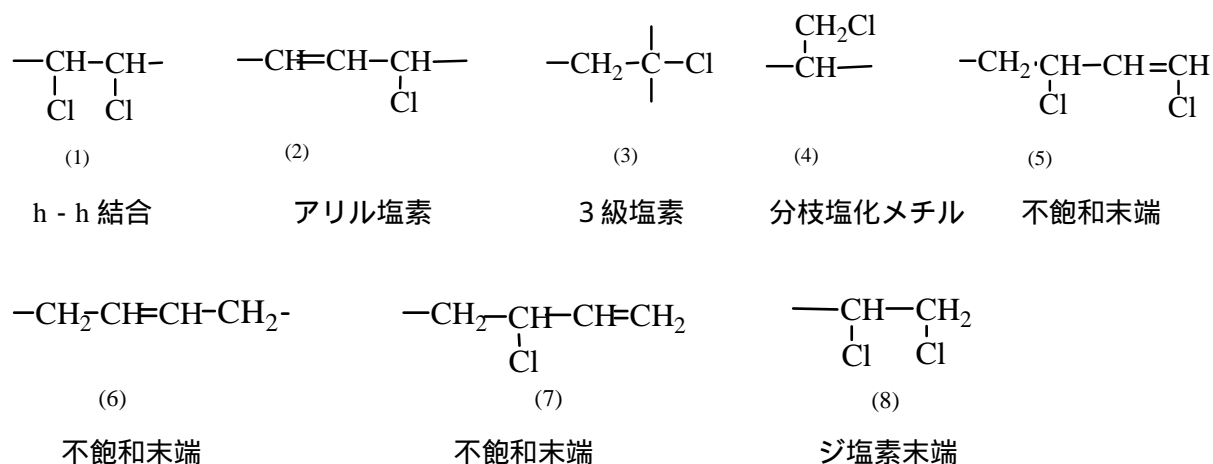
(財)日本古紙再生促進センターによれば、感熱紙は古紙再生原料としては禁忌品Bという範疇に分類され、原料として用いられない(混入する程度はやむを得ない)ことになっている。しかし、古紙収集時の感熱紙混入は避けられず、かなり混入しているのが実態ではないかとの見方もある(自治体研究機関)。このような実態であるとすれば、感熱紙に BPA の使用はなくなったが、再生紙原料としてはしばらくの間は BPA 使用の感熱紙が混入してくるものと思われる。一方、最近ではスーパーのレジシートを積極的にトイレトペーパーにリサイクルして資源節減をうたっている企業もあり、BPA 使用の感熱紙が古紙再生に利用される際には水域への放出の可能性があったと思われるが、現実には製紙工場排水及びその下流河川水中に BPA が相対的に高濃度で検出される事実との関係をどう説明するかもう少し調査が必要である。後述する印刷インク樹脂にも BPA が添加されているとのアンケートへの回答もあることから、後でこれと併せて考察する。

塩化ビニル樹脂(以下塩ビ樹脂と略す)添加剤

塩ビ樹脂は塩化ビニルモノマーの重合により、次の反応式に従い製造される。

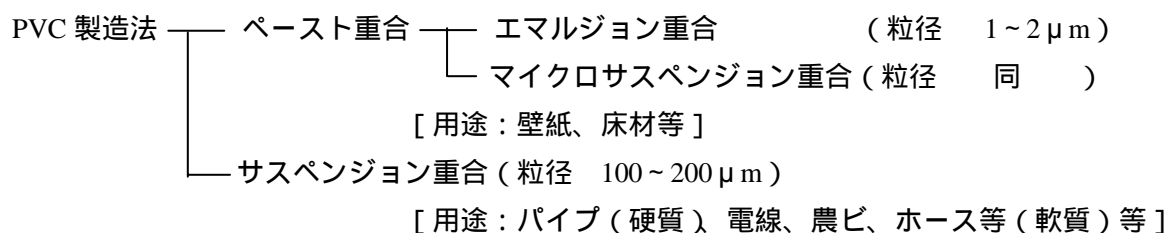


しかし、この構造の中に不規則構造として以下のものが知られている(大津隆行, 1988)。



これら不規則構造が不安定であるため脱 HCl 等の酸化反応を始めとして種々の反応が生じ、樹脂の劣化が起こる。この劣化反応を防止するため塩ビ樹脂には安定剤が添加されることが多い。特に、加工時および使用時の熱、光、酸素等により脱 HCl を主体とする劣化反応を防止するために熱安定剤や紫外線安定剤等が添加される。安定剤としては 金属石けん系 (Ba/Zn や Ba/Zn 等を含む石けん系) 有機スズ系および 鉛系の化合物が用いられ、その他に安定助剤として種々の有機化合物も用いられる(皆川源信, 1996)。この有機化合物安定剤の一つである BPA の使用実態を調査した。

まず、塩ビ樹脂の製造法を概観しておく。塩ビ樹脂製造メーカーの1社の説明によると、製造方法は次に示すようにペースト重合とサスペンション重合に分けられる。



ペースト重合は更にエマルジョン重合とマイクロサスペンション重合に分けられるが、マイクロサスペンション重合はエマルジョン重合に近いものである。実際の製造比はペースト重合が7~8%、サスペンション重合が92~93%程度である。

同社によると、従来からエマルジョン重合に関しては BPA を使用していないが、サスペンション重合に関しては数年前まで BPA を使用するケースもあったということである。BPA を使用したのは限られたグレードのものであり、熱安定剤として少量を反応終了時に添加していたが、内分泌かく乱物質問題が起きた後はその使用も止めたとのことである。また、同社の場合、かつて重合停止剤として BPA が使われたこともあるが、それは昭和の頃の話で現在は使われていないということである。重合停止剤としての使用は異常反応を止めるためであり、その場合、そのバッチのものは没となり、製品として市場に出ることはないと考えられる。2003 年の塩ビ工業・環境協会の調査によれば加盟企業で塩ビ樹脂製造中に BPA を添加しているところはないとのことであった。

塩ビ樹脂は熱可塑性樹脂で、そのまま成型加工する硬質塩ビと可塑剤を加えて軟らかくして加工する軟質塩ビの二つの分野に分けられる。

硬質塩ビの用途については、管や窓枠等があるが、飲料水に関わる水道管については、塩化ビニル管継手工業会によれば従来から BPA は使用しておらず、実際に分析した結果も検出限界(0.01ppb)以下であった。他の管用途として下水排水管や農業用などに使われているが、塩化ビニル管継手工業会によれば、これらは水道管と同様の原料を使用しており、水道管と同等と考えられるとのことである。また塩ビ加工メーカーによれば、塩ビ樹脂窓枠の生産量はあまり多くないということである。

硬質塩ビから環境への放出を考慮する場合、内分泌かく乱物質問題の発生以後に製造されたものからの BPA の放出はないと考えられるが、水道管や配水管の耐用年数が長いことから、それ以前に製造されたものについては不明である。

軟質塩ビには BPA は安定剤として使われているが、可塑剤工業会によれば、従来可塑剤の DIDP(Diisododecyl phthalate)および DUP(Diundecyl phthalate)に BPA が添加され、安定剤入り可塑剤として使われてきたが、2001 年に BPA の可塑剤への添加を中止している。

日本ビニル工業会関係の製品で BPA が添加されているものをまとめると表 4.2.2-2 のようになる。

表 4.2.2-2 日本ビニル工業会関係の BPA 含有製品 (回答率：企業比 59%，生産量比 84%)

用途 (合計値)	製造量 (t)					BPA 含有率 (%)	耐用年数 (年)
	1997年	1998年	1999年	2000年	2001年		
工業用フィルム	10,138	8,222	9,497	9,307	8,031	0.081	1-20
電線	8,072	7,048	6,527	5,828	3,822	0.2	5-30
その他	22,475	20,419	18,807	19,912	17,698	0.004	10

集計された回答によれば、工業用フィルムの製造量は漸減傾向にある。電線は大幅に減少し、2001年には1997年の5割弱となっている。その他についてはレザーが主であり、屋外での使用比率は工業用フィルムと同等以下であるとの日本ビニル工業会のコメントがある。

電線工業会加盟会社のアンケート回答（主要6社が回答）結果から推算すると、BPA使用量は2001年度で約17tと考えられる。この他に中小の電線メーカーも関与していると思われるが数量に関しては不明である。

農業用ビニルフィルムについては2000年頃からBPAの使用を中止し、かつ農業用ビニルフィルムは約2年でリサイクルに回される（他の用途になる）ので、現在はBPA入り製品は使われていないであろうということである（塩ビ加工メーカーのコメント）。

建築材料として塩ビ床材や化粧鋼板が関係するが、BPA含有量に関してはごく微量である。

また、農薬工業会経由のアンケート調査において、加盟会社から農薬以外の製品についても回答があった中で、塩ビ樹脂が自動車に使われているケースがある。

日本ビニルホース工業会によれば、2000年頃から工業会として散水ホースにはBPAおよびノニルフェノール系の安定剤であるTNPP [tris(nonylphenyl)phosphite] を使用しないよう自主規制を決めた。しかし、今回のアンケートへの回答ではホース類に対して未だ若干のBPAが使用されている。

これらの調査結果から、塩ビ樹脂安定剤としてのBPA使用量は約40tとなり、BPA安全性5社研究会から示された塩ビ樹脂添加剤用供給量100t（2000年度）に対して40%の把握率となる。

これらの用途からのBPAの放出について検討する必要がある。農業用ビニルフィルムからもちがっては環境へ放出されたと推定される。その他の塩ビ製品については化粧鋼板やビニルホース等からも環境放出の可能性はあるが、量的に少なく寄与は殆どないと思われる。また、塩ビ製品が廃棄物として処分された時の埋立処分場から浸出水への放出が考えられる。しかし、埋立処分場については種々のプラスチックが建築廃材等と入り交じって廃棄されていると考えられ、実態を把握することは困難であると思われる。

以上の結果をまとめると、塩ビ樹脂のうち硬質塩ビに関してはBPAは現在では殆ど含有されていないと思われる。軟質塩ビについても業界の自主管理による代替化等でBPAの使用量は減少してきており、塩ビ樹脂に対するBPAの供給量は1997年の300tから2001年には100t以下になっている。

#### その他樹脂添加剤

その他樹脂添加剤に分類されたものはBPA安全性5社研究会のデータによれば、1997年の3,900tをピークに漸減傾向にあり、2000年度の需要は2,400tであった。この分野は以下の4つに分けられる。

##### ）インキ樹脂用添加剤

インキ樹脂は溶剤に溶かして顔料や添加剤を加えてインキとなるが、ロジン変性フェノール樹脂等は溶剤に溶かしてオーバープリントワニスとして紙面全体にコーティングして光沢のある丈夫な皮膜を作るためにも用いられる（相原次郎 2002）。紙面全面にコーティングするためその使用量も活字等よりかなり多いものと推定される。現在把握しているBPA添加の印刷インキ用樹脂の数量は少ないが、古紙再生工程でのBPAの放出に関係すると推定される。古紙再生に伴う



BPA の放出については、先に示した感熱紙用顕色剤と印刷インキの両方を考える必要があると思われる。

インキ樹脂としてはフェノール樹脂が主であるが、エポキシ樹脂等も一部使われており、2000年度のインキ樹脂用と思われる BPA を合すると 39t となった。

) 塗料・接着剤用添加剤

前項と同様のインキ樹脂も含む可能性があるが、塗料あるいは接着剤として集計した。これもフェノール樹脂であり、2001年度 BPA として 81t であった。

) 鋳型用バインダー

フェノール樹脂に BPA を添加して使用する用途がある。シェルモールドとも言われ、砂で鋳物の型を作成する時にバインダーとして用いている。2000年度 BPA 使用量は 615 t でその他樹脂添加剤の 8 割弱に達する。しかし、フェノール樹脂メーカーによれば、鋳造時に高温処理されるため有機物は全て分解してしまい、BPA としての環境への放出は考えられないとのことであった。

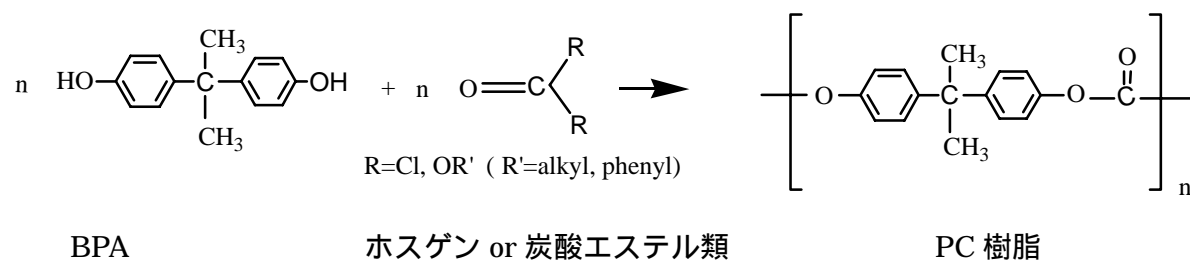
) その他

BPA を安定剤として添加する用途としてブレーキ液がある。日本オートケミカル工業会によれば、従来 BPA を最大、ブレーキ液の 1 % 添加してきた。しかし 1997 年に工業会として BPA を他の酸化防止剤に切り替えることを決め、現在は 10 分の 1 以下まで減少した。即ち、ブレーキ液の生産量は 1985 年から 2001 年度までほぼ横這いで約 2 万 t (最大で 2.3 万 t) であるが、BPA 使用量は 1997 年度までは 200 t で 2001 年度には 12 t となっており、間もなくゼロになる予定である。2000 年度に換算すると 60 t となる。オートケミカル工業会によれば、ブレーキ液の廃油は焼却されるので環境放出はないとのことであった。

これら 2000 年度使用量を合計すると 795 t となり、その他樹脂添加剤としての供給量 2,400 t に対して約 33 % の把握率となる。

(2) PC 樹脂

< 反応式 >



PC 樹脂技術研究会によれば、PC 樹脂の製造法は 2 通りに分けられる。1 つは界面重合法 (上式で R = Cl) でありもう 1 つはエステル交換法 (上式で R = OR') である。

PC 樹脂中に残存する BPA 量については食品衛生法で 500ppm 以下 (フェノール、t-ブチルフェノールとの合計) と規定されているが、内分泌かく乱物質問題が生じたため、業界の自主管理による基準として食品向け PC 樹脂中の BPA 含有量を 250ppm 以下としている。

表 4.2.2-3 に PC 樹脂技術研究会から報告された PC 樹脂の出荷量、内需および用途別供給量を示した。

表 4.2.2-3 PC 樹脂出荷量、内需および用途別供給量

(単位：t)

	1996 年度	1997 年度	1998 年度	1999 年度	2000 年度
生産量	250,592	291,873	317,042	347,037	354,108
出荷量	244,518	294,680	314,997	352,441	351,528
輸入量	28,444	37,723	65,350	56,168	69,530
輸出量	120,476	157,368	180,918	218,900	194,509
内需	152,486	175,035	100,429	189,709	226,549
(用途)					
電気・電子・OA	59,470	68,264	79,772	83,472	92,885
自動車・機械	24,398	28,006	27,920	26,559	45,310
医療・保安	6,099	7,001	7,977	5,601	6,796
雑貨他	35,072	40,258	47,863	32,251	38,513
押し出し	27,447	31,506	35,897	41,736	43,044

(PC 樹脂技術研究会調べ)

\* ) 内需 = 出荷量 - 輸出量 + 輸入量

表 4.2.2-3 を見ると、PC 樹脂の生産量はこれまで右肩上がり伸びてきたが、1999 年度から 2000 年度にかけてはその伸びが止まったかの感がある。内訳を見ると、電気・電子・OA の需要が伸びており、2000 年度では PC 樹脂需要の 41.0 % を占めている。

PC 樹脂技術研究会では PC 量から BPA 量を換算する係数として 0.9 を用いている。表 4.2.2-4 に 2000 年度のより詳しい分類の PC 樹脂の用途と主要製品および別供給量と BPA 換算量を示した (100 t で 4 捨 5 入)。

表 4.2.2-4 2000 年度 PC 樹脂生産量、内需および用途別供給量と BPA 換算 (単位：t)

用途	主要製品	PC 樹脂 供給量	BPA 換算量 (係数 0.9)
電気・電子	コネクタ、キートップ、IC トレー、コイルピン、ビデオカメラ、ヘアドライヤ、アイロン水タンク	32,000	29,000
OA・光学用途	CD、DVD の基盤、LBP 光学ボックス、FDD 部品、その他	75,000	68,000
シート・フィルム	カーポート、アーケード、道路防音壁、塀剤、銘板	45,000	41,000
自動車・機械	ヘッドランプレンズ、ドアハンドル、インパネ、カメラ部品、電動工具ハウジング、	32,000	29,000
医療・保安	人工透析機、三方活栓 (輸液回路)、フーリガン対策盾、保護めがね、電気工事ヘルメット	7,000	6,000
雑貨・その他	食器、ほ乳びん、パチンコ、ゴーグル、サングラス、空手面	18,000	16,000
アロイ用他	ABS とのアロイ用等、OA 筐体	18,000	16,000
( 内需 )	-	227,000	204,000
( 生産量 )	-	354,000	319,000

(PC 樹脂技術研究会調べ)

2000年度のPC樹脂生産量は354,000 tでBPA換算319,000 tとなる。表.4.2.1-1のBPA安全性5社研究会データではPC樹脂用供給量は284,400 tで約34,600 tの差がある。2000年度の輸出入を考慮した内需は227,000 tでBPA換算204,000 tとなる。分野別需要量は、BPA換算で電気・電子29,000 t、OA・光学用途68,000 t、自動車・機械29,000 t、医療・保安6,000 t、雑貨・その他16,000 tおよびアロイ用他16,000 tとなっている。

これら各用途の詳細についての知見は少なく、アンケート調査でもあまり情報は得られなかった。これまでに得られた各用途についての情報をまとめると次のようになる。ABS樹脂工業会のまとめによると2000年度PC/ABS樹脂生産量は14,946tでBPA含有量は約0.005%となっており、PC樹脂由来と推定される。BPA量にすると0.75tになる。PC樹脂の使用量は不明である。

他に用途が判明したものとして医療関係で人工肺、人工肺用血液回路（日本医療機器材工業会会員メーカー）および入れ歯、雑貨・その他関係として哺乳ビン、食器、模造ガラス・ゲームのケース（日本プラスチック玩具協同組合会員メーカー）、文具、板、波板、健康食品用シェーカー（日本プラスチック工業協同組合会員メーカー）等がある。

PC樹脂技術研究会は次に示す国内のPC樹脂製造6社で構成されており、グローバルにはBPA安全性5社研究会のところで示した“PC/BPA Global Group”に参加して安全性問題に取り組んでいる。（<http://www.polycarbo.gr.jp/>）

#### <PC樹脂技術研究会メンバー企業>

- ・帝人化成（株）
- ・三菱エンジニアリングプラスチック（株）
- ・出光石油化学（株）
- ・住友ダウ（株）
- ・日本ジーイープラスチック（株）
- ・日本バイエル（株）

PC樹脂製造時のBPA放出については、PC樹脂技術研究会の報告によれば、PC樹脂製造5社6工場は全て海に近い工業地帯に立地し、処理後の排水は海域に放出される。6工場の排水中のBPA放出量は年間で“殆ど無し”から56.9kgの範囲となっている。また、製造は密閉式の液相反応であり、BPAが大気に排出されることは基本的にはない。ただし、BPAを原料として装入するときに若干のBPA粉末が大気へ飛散する可能性があるが、正確な把握は出来ていない。

PC樹脂加工工程で生じる端材は廃棄することなくリサイクルされる（PC樹脂が高価であるため）。

BPAを環境へ放出する可能性がある用途としては、非常に低い濃度と推定されるが、ガレージの屋根や高速道路の防音壁等屋外で使用することにより微量残存するBPAが雨水に溶出するケースを考慮する必要がある。しかし、具体的なデータはない。

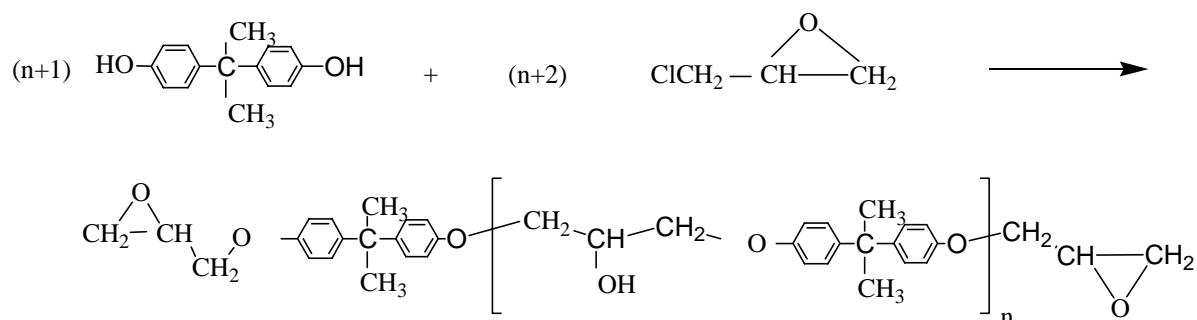
また、ヒトが製品経由で暴露する可能性のある用途として、医療機器や入れ歯、ほ乳瓶、食器および健康食品用シェーカーなどが挙げられる。

PC樹脂は酸には強いが、アルカリには弱く加水分解され易い。

### (3) EX 樹脂

EX 樹脂製造の反応式を示す。EX 樹脂は重合度を示す n 数によって物性、用途が異なってくる。n = 0.7 まで粘ちような液状で、それ以上分子量が大きくなると固体になる。基本構造は n = 0 の Bisphenol A Diglycidyl Ether(BADGE)である。また、これらの基本 EX 樹脂と他の化合物（多価フェノール化合物、多価カルボン酸等）との反応により他の化学構造を導入したタイプも多く生産されており、EX 樹脂の種類は多岐にわたっている。

<反応式>



次に、表 4.2.2-5 に EX 樹脂出荷量、内需および用途別供給量を示した。

表 4.2.2-5 EX 樹脂出荷量、内需および用途別供給量（単位：t）

分野 / 年	1997	1998	1999	2000	2001
塗料計	55,270	47,340	49,400	50,050	48,310
缶用	13,130	10,780	10,980	10,050	9,480
自動車用	12,840	10,920	11,900	12,970	12,900
その他塗料	29,300	25,640	26,520	27,030	25,930
電気計	60,670	55,750	59,900	65,360	47,730
積層板	32,920	30,860	33,050	37,370	28,560
封止材	12,830	10,410	11,750	12,780	6,940
その他電気	14,920	14,480	15,100	15,210	12,230
土木・接着・他計	43,010	37,600	38,810	38,930	36,930
内需計	158,950	140,690	148,110	154,340	132,970
輸出計	27,860	28,260	39,100	42,780	26,980
出荷量合計	186,810	168,950	187,210	197,120	159,950

(EX 樹脂工業会統計資料)

EX 樹脂工業会によれば、EX 樹脂出荷量は 18 万 t 強で横這い状態であったが、2001 年度はやや落ち込んでいる。これは経済環境の悪化が原因であると説明されている。2000 年度の EX 樹脂出荷量は 197,120t であるが、BPA 安全性 5 社研究会のデータでは同年の EX 樹脂用供給量は 81,300t であり、その比（換算係数）は 0.41 となる。EX 樹脂工業会によれば、EX 樹脂中の BPA 比は用途によって異なる。表 4.2.2-6 に用途と主要製品/分野および 2000 年度の用途別 EX 樹脂供給量（内需）、BPA 使用量とその比をまとめた。BPA 比は封止材の 0.10 から自動車の 0.64 まで大きな幅がある。

表 4.2.2-6 2000 年度用途別 EX 樹脂の BPA 使用量推定 (単位:t)

用途	主要製品・分野	EX 樹脂 需要量	BPA 使用量	BPA 比
塗料計	容器(食品缶内、外面塗装、ドラム缶内面コーティング) 自動車用電着(ボディ下塗り、部品塗装) 船舶(バラストタンク内面塗装) 工場設備(プラント防食塗装、鋼管内・外面塗装等) 土木・建築(橋梁防食塗装) その他(鉄骨塗装、金属屋根塗装等)	50,050	32,000	0.64
缶用		10,050	6,400	0.64
自動車用		12,970	8,300	0.64
その他		27,030	17,300	0.64
電気計	電気機器(コンポジット材; プリント配線基盤等) 電気機器(成型品; エレクトロニクスデバイス封止材、配電盤、ジャンパーソケット、コネクタ、変圧器の絶縁封入)等	65,360	16,000	0.24
積層板		37,370	7,500	0.20
封止材		12,780	1,300	0.10
その他		15,210	7,200	0.47
土木・接着・他	自動車(FRP/金属リム等の接着組立)、土木(コンクリート補強、建築物の床材、排水・透水舗装) 航空機(機体接着等) 化学機器(金属部品の組立等) 鉄道車両(金属備品・車体接着)等	38,930	16,000	0.41
内需計	-	154,340	64,000	0.41

(EX 樹脂工業会調べ)

2000 年度内需計は 154,340 t で BPA 換算では 64,000 t となる。各用途の BPA 換算使用量は塗料関係が 32,000 t、電気関係が 16,000 t および土木・接着・他が 16,000 t となっている。塗料関係は更に缶 6,400 t、自動車 8,300 t およびその他塗料 17,300 t となっている。缶用塗料はドラム缶および食品缶および飲料缶が含まれているが、これらの内訳については情報が得られていない。またその他塗料についても飲料水への溶出を考慮して水道管内面コーティングについて把握する必要がある。電気関係では内訳は積層板 7,500 t、封止材 1,300 t およびその他電気 7,200 t となっている。

EX 樹脂工業会は下記 8 社で構成されている。( <http://www.epoxy.gr.jp/> )

- ・旭化成(株)
- ・旭電化工業(株)
- ・大日本インキ化学工業(株)
- ・ダウ・ケミカル日本(株)
- ・三井化学(株)(2003 年 3 月退会)
- ・日本化薬(株)
- ・東都化成(株)
- ・ジャパン エポキシレジン(株)

EX 樹脂工業会によれば、会員会社 8 社の製造工場から BPA の環境への放出は表 4.2.2-7 のように報告されている。

表 4.2.2-7 2000 年度 BPA 排出量 ( 会員 8 社の合計 )

	濃度	検出限界 (ppb)	排水・排気量 (10 <sup>4</sup> m <sup>3</sup> /y)
排水系	ND	5	280
排気系	-	-	0

(EX 樹脂工業会調べ)

日本塗料工業会のアンケート回答によれば、2001 年度の EX 樹脂塗料生産量 ( 経済産業省調べ ) は 109,660 t となっている。また、2001 年度 EX 樹脂取扱量は 19,375 t、BPA 取扱量は 3,705 t となっている。EX 樹脂工業会から報告された、塗料向け EX 樹脂出荷量 50,050 t と対応すると仮定すると、塗料中の EX 樹脂含有率は 45.6 % となる。一方、塗料工業会報告の 19,375 t に対応するとすれば 17.7 % となる。塗料工業会のコメントとして EX 樹脂塗料中の EX 樹脂含有量はいろいろな種類があり一概には言えないが、大体 30 % 程度ということであった。EX 樹脂塗料について数量的にきっちり押さえるのはかなり困難と思われる。以上の数量関係を表 4.2.2-8 にまとめた。

表 4.2.2-8 EX 樹脂塗料生産量と EX 樹脂量 ( 2001 年度 )

	数量 ( t )	製品中の EX 樹脂量比 ( % )
EX 樹脂塗料生産量	109,660	-
EX 樹脂出荷量 ( EX 工業会 )	48,310	45.6
EX 樹脂取扱量	19,375	17.7
BPA 取扱量	3,705	-

( BPA リスク評価管理研究会推定 )

食品缶および飲料缶の内面コーティングについての調査結果を以下に示す。

日本製缶協会によれば、現在 10 企業が加盟している。そのうち 3 社はアルミ缶とスチール缶の両方を作っているが、残り 7 社はスチール缶のみを作っている。この分野の製缶協会加盟企業の全生産量のうち食品用がおよそ 7 - 8 %、酒・アルコール用が 30 %、飲料用が残りの 6 割程である。輸入缶詰が缶詰のおよそ 5 割を占めている。缶にはビール缶のようなアルミのツーピース缶と食用缶やコーヒー缶のようなスチールのスリーピース缶がある。最近スチールのツーピース缶も出ている。内面コーティング塗料の使用量に関するデータはない。缶詰や缶飲料の販売個数から缶数は把握できると考えられる。

製缶業界では BPA 問題に対して次の 2 通りの対策を行っている。

) 内面コーティングを PET フィルムに代える。各社それぞれ独自の対応している。

) BPA 溶出量の削減。塗料メーカーに塗料中の BPA 含有量を減らすよう要望した。

製缶業界の自主管理として、飲料缶からの BPA 溶出を 5 ppb 以下とした。また、缶詰はものによって異なるが、10 ppb 以下としている。

更に水道協会によれば水道管の内面コーティングについての状況は次の通りである。

・水道管の種類は次のようなものがある。

-ダクタイル鋳鉄管 ( 鋳物 )

-鋼管（スチール）

-塩ビ管 等

ダクタイト管が内面コーティングの対象となる。

- ・内径は 50-2,600mm まで多くのサイズがある。
- ・日本における水道管の距離は 546,318km (1999 年度)
- ・水道管の耐用年数は水質によって異なる。内面塗装されていないもので 100 年もっているものもある。普通で 50 年以上は楽にもつ。
- ・ダクタイト管に内面塗料として規格に載った塗料を塗る。EX 樹脂塗料は BPA だけでなくビスフェノール F も認められており、最近その使用が増加している。(比率は不明)
- ・EX 樹脂塗料が内面コーティングに用いられるようになってから未だ 15 年程である。
- ・EX 樹脂塗料の塗膜厚は 0.3mm で管内面全面に塗る。水道水は内面全面に接触して流れる。
- ・溶出についての表装用材料の規定は 1989 年にフェノール類として 5ppb 以下と定められている。
- ・水道関係の塗装については水道管以外に池、配水池のコンクリート壁やバルブなどもある。

内面コーティングに関する定量的な情報が得られないため、水道水への溶出についてはモニタリングデータおよび溶出試験データを用いて検討することとする。

また、表 4.2.2-9 に日本接着剤工業会調べによる接着剤原料としての EX 樹脂消費量を示した。1997 年度から 2000 年度まで横這いで、2000 年度は 10,472 t であり、EX 樹脂工業会の土木・接着剤・その他についてのデータ 38,930 t と大きく離れている。

表 4.2.2-9 接着剤原料としての EX 樹脂消費量 (単位：トン)

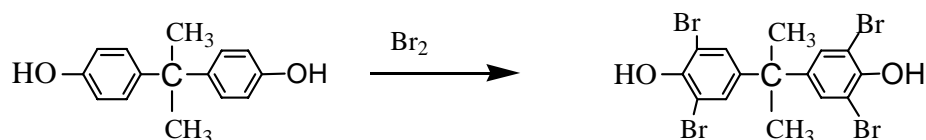
年度	1997	1998	1999	2000	2001
EX 樹脂消費量	10,837	10,737	10,940	10,472	8,347

(日本接着剤工業会調べ)

塗料、接着剤についてはもう少し別の角度からも調査の必要があると思われる。

#### (4) 臭素化 BPA

<反応式>

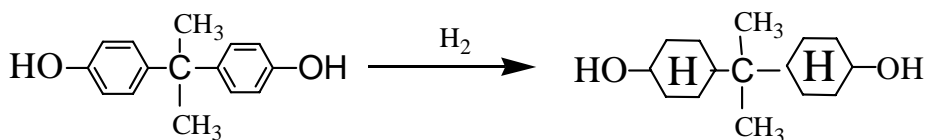


臭素化 BPA(テトラブロモビスフェノール A)の用途は難燃剤であるが、需要は増加傾向にある。2001 年度はやや下がったが、一時的なものなのか 2000 年度がピークだったのか成り行きを見守る必要がある。

臭素化 BPA はそれ自身をポリマーに加えて難燃剤とする場合とエポキシ樹脂構成モノマーとして重合させる場合とがある。

(5) 水添 BPA

<反応式>



水添 BPA はポリエステル樹脂の原料として用いられる。需要量は大体 2,000 t 前後で横這いだが、1997 年度のみ 3,000 t と通常の 1.5 倍になっている。

(6) その他熱硬化性樹脂

熱硬化性樹脂の具体的用途については現在のところ不明である。その他樹脂添加剤として分類した鋳型用バインダーが熱硬化性樹脂の方に入る可能性もあり、未だ未解明の部分がある。

需要は数量的には多くはないが、年々増加している。1998 年度から増加傾向にあり 2000 年度で 3,400t に達している。

ここに分類されるものとして数量は少ないがポリウレタン樹脂がある。ポリウレタン原料のポリオールとして BPA を使っている。表 4.2.2-10 に 2001 年度の製造量と BPA 含有量を示した。BPA 使用量として 25.1t になる。

表 4.2.2-10 2001 年度 BPA を原料としたポリウレタン樹脂の製造量と BPA 含有量

(単位：t)

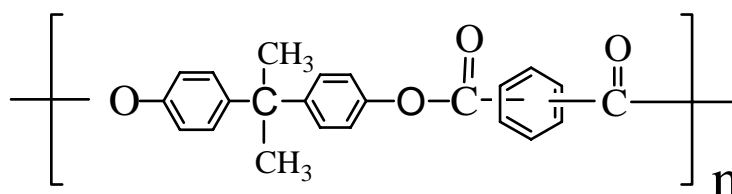
用途	2001 年度製造量	BPA 含有率 (%)	BPA 量 (t)
塗装材用バインダー	13	15-25	3.3
樹脂型作成用樹脂	1	4-12	0.1
建築分野向け樹脂	56	30-40	22.4
計	70	-	25.8

(7) 熱可塑性樹脂

需要は 2000 年度まで微増傾向にあり、2000 年度で 1,300t となっている。2001 年度は 300 t と落ち込んでいるが、これは集計時の分類が変わったためと説明されている。

その他熱可塑性樹脂にどのようなものが含まれるものか詳細は不明であるが、1 つ判明したものとしてポリアリレートがある。次の構造式に示したように BPA とフタル酸誘導体とから構成されている。

<構造式>





これは繊維用樹脂として用いられている。表 4.2.2-11 に過去 5 年の生産量と BPA 含有量を示した。

なお、上記構造式から BPA の比率を 0.587 として BPA 量を算出した。

表 4.2.2-11 ポリアリレート生産量と BPA 含有量 (単位：t)

年度	1997	1998	1999	2000	2001
生産量	2,100	1,500	1,500	1,100	1,100
BPA 含有量	1,233	881	881	646	646

(メーカー情報)

#### (8) ポリエステル樹脂中間体

需要は増加傾向にあり、1995 年度の 5,600 t に対して 2000 年度は 12,800t に達している。

#### (9) その他

その他に分類されものが増えており、2000 年度では 3,100 t となっている。現在までの調査結果で歯科材料をここに入れているが、量的には微々たるものと思われる。しかし、歯科材料はヒトが直接暴露する可能性があるため、ヒトの暴露レベルについての検討が必要と思われる。

#### 文献

相原次郎著「印刷インキ入門“増補版”」p.33 (2002) 印刷学会出版部

エポキシ樹脂工業会ホームページ：<http://www.epoxy.gr.jp>

大津隆行, 化学, 43, 276 (1998)

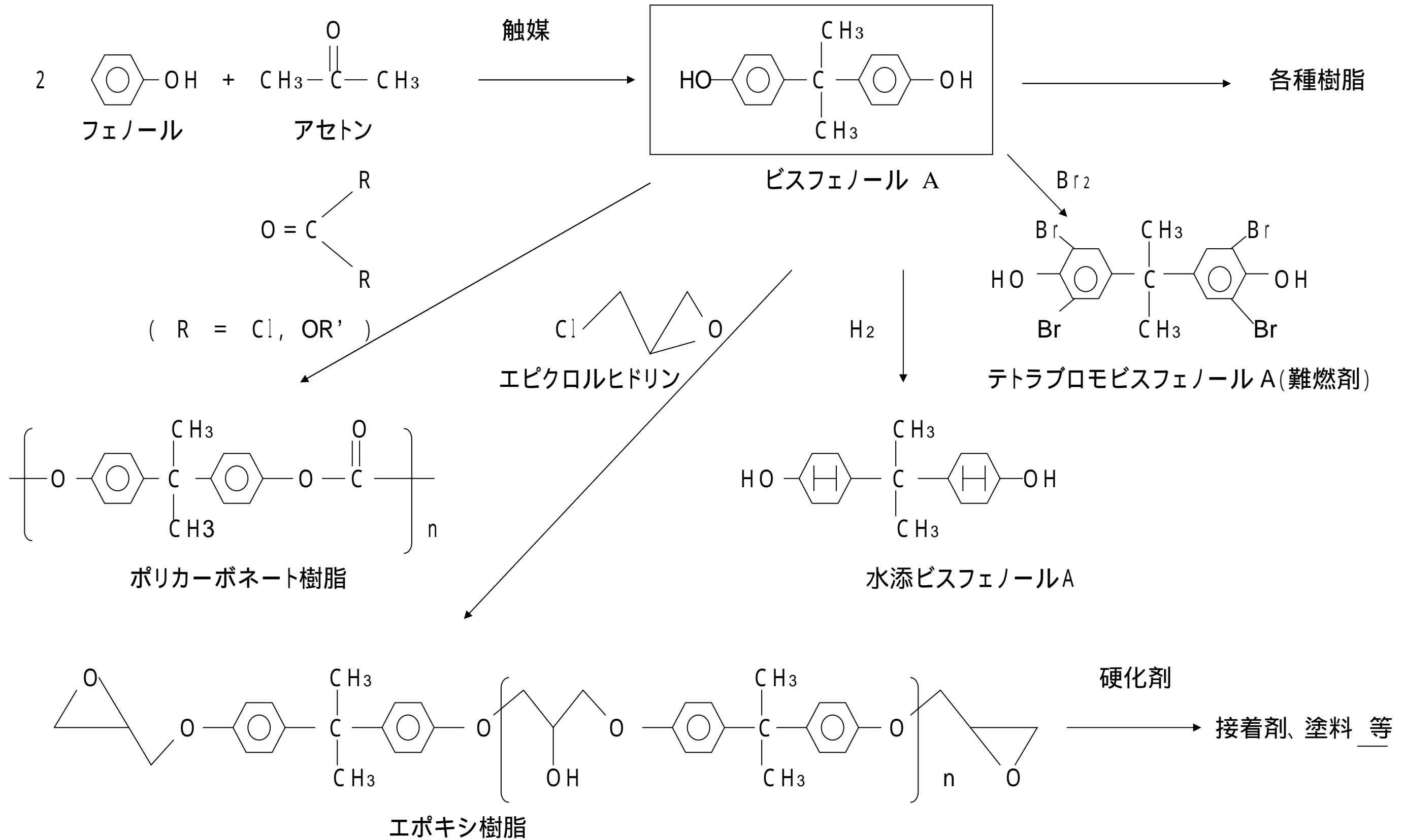
ビスフェノールA安全性5社研究会ホームページ：<http://www.bisphenol-a.gr.jp>

ポリカーボネート樹脂技術研究会ホームページ：<http://www.polycarbo.gr.jp>

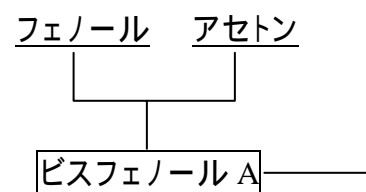
皆川源信編著「プラスチック添加剤活用ノート」p.110 (1996) 工業調査会

H. Fukazawa et al, Journal of Health Science, 48(3), 242 – 249 (2002)

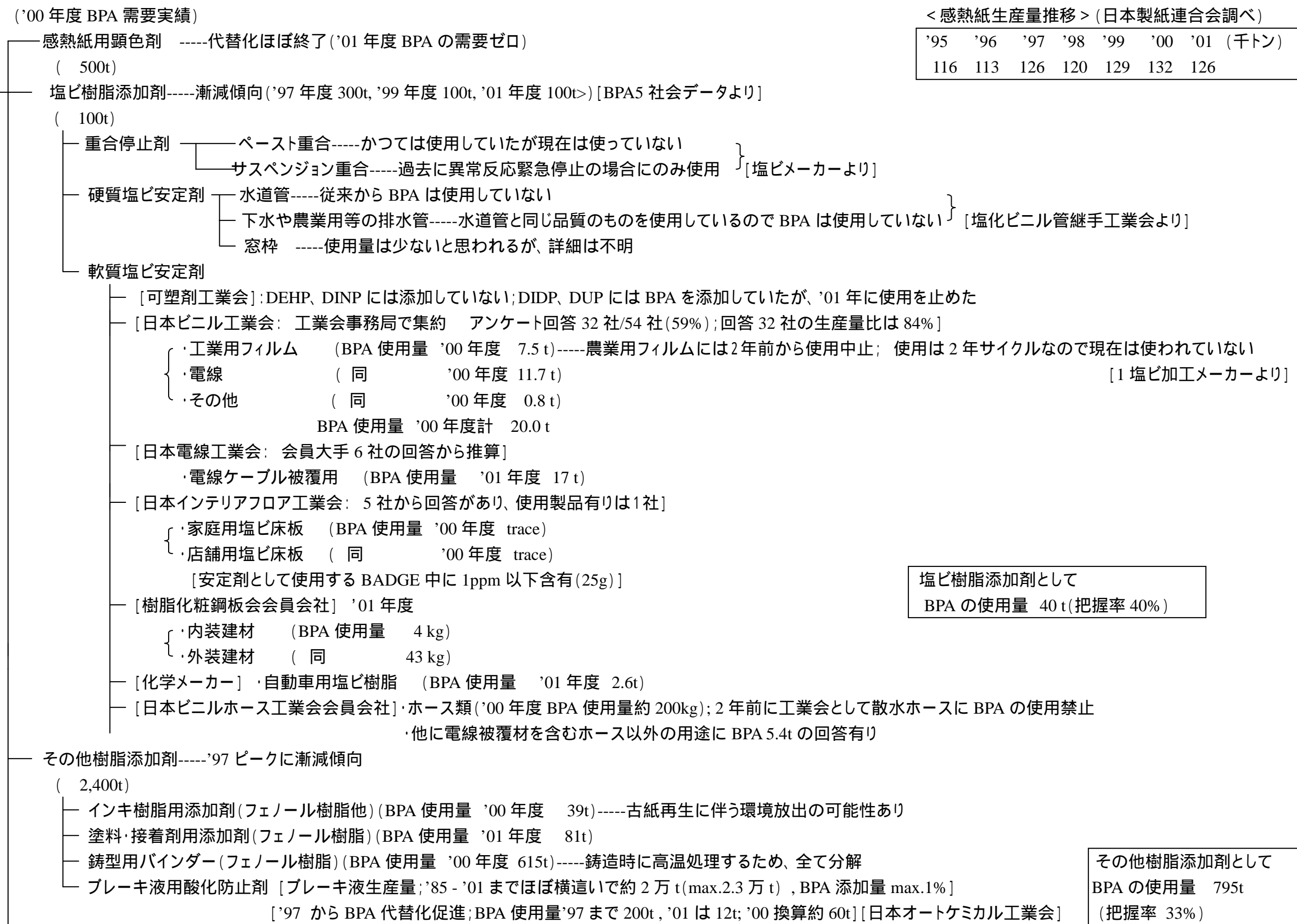
### ビスフェノールAおよび各用途誘導体への製造経路



ビスフェノール A の生産量と各用途の使用実態(アンケート回答等から推算)



[BPA 安全性 5 社研究会]  
(’00 年度内需 431,500t)

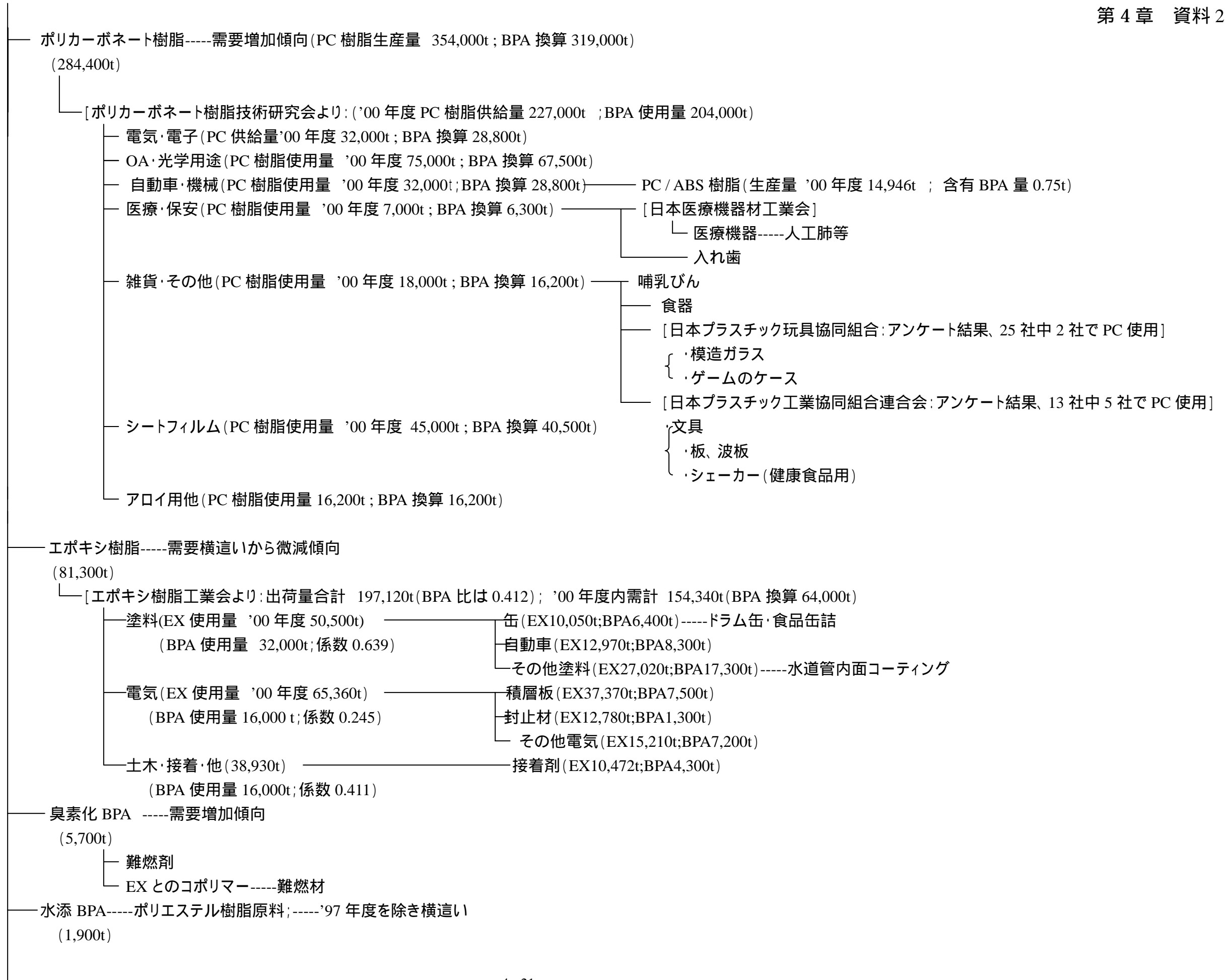


< 感熱紙生産量推移 > (日本製紙連合会調べ)

’95	’96	’97	’98	’99	’00	’01	(千トン)
116	113	126	120	129	132	126	

塩ビ樹脂添加剤として  
BPA の使用量 40 t(把握率 40%)

その他樹脂添加剤として  
BPA の使用量 795t  
(把握率 33%)



熱硬化性樹脂-----需要増加傾向 (3,400t)	ポリウレタン樹脂('01年度 BPAとして26t);塗装剤用バインダー、樹脂型作成用樹脂、建築分野向け樹脂
熱可塑性樹脂-----'00まで需要微増傾向 (1,300t)	ポリアリレート樹脂('00年度生産量1,100t;BPA換算646t);繊維用
ポリエステル樹脂中間体-----需要増加傾向 (12,800t)	
その他-----歯科材料等 (3,100t)	

## 第5章 環境モニタリングデータ

### 5.1 はじめに

BPA の環境モニタリングは、国の機関（国土交通省、環境省）、地方自治体、市民団体、研究者などによって行われてきた。環境モニタリングの対象媒体は、表流水、底質、地下水、大気、土壌、生物、水道水など多岐にわたっている。それらの情報源の一覧表を表 5.1-1 に示す。表 5.1-1 の情報は、インターネットで公開されている情報の検索（地方自治体のデータ収集を主眼におき、検索エンジン Google で、「ビスフェノール A」、「環境調査」、「内分泌かく乱化学物質」などのキーワードで検索した。2002 年 12 月 25 日現在）、科学技術振興事業団の文献データベース JOIS による文献検索（2002 年 5 月 30 日現在）などによって得た。BPA の環境モニタリングは、様々な機関で行われており、全ての情報を網羅することが非常に困難であるため、表 5.1-1 に含まれていないデータもあるかもしれない。

表 5.1-1 ビスフェノール A の環境モニタリングデータの情報源の一覧

	表流水	底質	地下水	大気	土壌	水生生物	野生生物	浄水場原水	浄水場浄水	水道水	下水道	雨水
環境庁 (1998、1999、2000) 環境省 (2001、2002a、2002b)												
国土交通省 (2001、2002)												
札幌市 (2002)												
秋田県 (2002a,b)												
秋田市 (2002)												
岩手県 (2002a,b,c,d)												
宮城県 (2001)												
福島県 (2000)												
山形県 (2002)												
茨城県(2002a,b,c)												
群馬県 (2002)												
埼玉県 (2002)												
千葉県 (2002a,b,c)												
千葉市 (2002a,b,c)												
佐倉市 (2002)												
東京都 (1999、2001)												
東京都 (2003)				室内								
神奈川県 (2002a,b,c)												
川崎市 (2002a,b,c)												
横浜市 (2002)												
横須賀市 (2002a,b)												
藤沢市 (2002)												
静岡県 (2002a,b)												
山梨県 (2000)												
愛知県 (2002a,b)												
豊田市 (2002)												
三重県 (2002)												
岐阜県 (2002a,b,c,d)												
福井県 (2002)												

表 5.1-1 ビスフェノール A の環境モニタリングデータの情報源の一覧（つづき）

	表流水	底質	地下水	大気	土壌	水生生物	野生生物	浄水場原水	浄水場浄水	水道水	下水道	雨水
大阪府（2002）												
堺市（2002）												
兵庫県（2002）												
神戸市（2002）												
岡山県（2002）												
鳥取県（2002）												
熊本県（2002）												
鹿児島市 （2002）												
淀川水系の水質を調べる会 （2002）												
神奈川県臨海地区大気汚染調査協議会 （2000）												
グリーンコープ連合 （2002a,b）												
沢田ら（2000）												
Masunaga et al. （2000）												
倉林ら（2001）												
小倉ら（1999）												
橋田ら（2001）												
佐来ら（1999）												



表 5.1-1 ビスフェノール A の環境モニタリングデータの情報源の一覧（つづき）

	表流水	底質	地下水	大気	土壌	水生生物	野生生物	浄水場原水	浄水場浄水	水道水	下水道	雨水
早川ら(2001)												
山口,張野(2000)												
梅林ら(2000)												
市原ら(2001)												
河内(2000)												
Yamashita et al. (2001)												
藤波ら(1998)												
藤波,樋口(1998)												
安武ら(2001)												
進藤ら(1998)												
本多,古賀(1999)												
大谷,斎藤(2002)												
瀬戸ら(2001)				室内								

## 5.2 表流水

リスク評価では、事故などを想定している場合には短期的な高濃度が問題となるが、それ以外の場合には、長期的な平均濃度が問題となる。BPA が事故等により表流水へ流出した事例の報告はなく、これまでに流出事故はなかったと思われた。したがって、BPA の場合には、短期的な高濃度よりも長期的な平均濃度が問題になると考えられる。

表 5.1-1 に示した調査の多くは、たまたまある瞬間に採水され、濃度が測定されたものであり、長期的平均値と時間変動とを評価するために十分な頻度で測定されている地点はほとんどない。しかし、調査地点は、淡水域で 1,001 地点、海水域で 149 地点と数多くあり、淡水域では日本全国の都道府県で調査が行われている。調査されている地点の特徴は、表 5.2-1 の通りである。これまでに、各地点で 1 回から十数回の測定が行われてきた。

まず、どの程度の汚染レベルの地点がどの位の割合で存在しているかを把握するために、各地点の濃度を 1 つの数値で代表させて傾向を調べる。濃度の代表値は、複数回の測定が行われている地点では、測定値の算術平均値とし、1 回の測定しか行われていない地点では、その測定値とした。ただし、これは、汚染レベルを場所毎に相对比较し、高濃度地点と低濃度地点の割合を大掴みに把握するための操作であり、必ずしも測定時期や測定頻度の違いを無視した算術平均値がリスク評価に適した暴露の代表値ではないことを断っておく。淡水域 1001 地点の濃度の累積頻度分布を図 5.2-1 に、海水域 149 地点の濃度の累積頻度分布を図 5.2-2 に示す。各調査での定量限界値は、様々であるが、 $0.01 \mu\text{g/L}$  という値が最も高い濃度であり、また、最も頻繁に用いられている値であったので、定量限界値未満のデータは、 $0.01 \mu\text{g/L}$  の  $1/2$  ( $0.005 \mu\text{g/L}$ ) として取り扱った。また、定量限界値未満とだけ報告されており、その数値が不明な場合にも、 $0.005 \mu\text{g/L}$  として取り扱った。 $0.005 \mu\text{g/L}$  未満の濃度の BPA がリスクとして問題になる場合には、この取り扱い是不適切であるが、現在得られている毒性情報から考えると、このような低濃度ではリスクが問題にならないと思われた。

淡水域では、約 30% の調査地点での平均濃度が  $0.005 \mu\text{g/L}$  以下であり、99.5% の調査地点での平均濃度が  $1 \mu\text{g/L}$  以下であった。海水域では、約半数の調査地点での平均濃度が  $0.005 \mu\text{g/L}$  以下であり、1 地点を除いた全ての地点での平均濃度が  $1 \mu\text{g/L}$  以下であった。すなわち、非常に多くの地点での濃度が  $1 \mu\text{g/L}$  以下と低く、さらに定量限界未満の濃度の地点も多数存在した。

次に、平均値でなく個々の測定値について、淡水域での高濃度の上位 15 データを表 5.2-2 に、海水域での高濃度の上位 5 データを表 5.2-3 に示す。ここでの目的は、過去に高濃度で検出された地点はどのような場所であるのかを見ることである。最高値は、 $17 \mu\text{g/L}$  で水域の類型区分が D の静岡県の沼川の沼川新橋であった。沼川は延長約 14.1km の一級河川であり、田子の浦港に流入している。表 5.2-2 には、類型区分が A の地点が 3 地点ある。そのうち、奈良県笠間川処分場排水下流では、1999 年～2000 年に 7 回調査が行われ、それぞれ  $0.26 \mu\text{g/L}$  (1999 年 1 月)、 $1.6 \mu\text{g/L}$  (1999 年 4 月)、 $2.6 \mu\text{g/L}$  (1999 年 1 月)、 $0.063 \mu\text{g/L}$  (1999 年 10 月)、 $0.83 \mu\text{g/L}$  (2000 年 1～3 月)、 $0.4 \mu\text{g/L}$  (2000 年 4～6 月)、 $0.077 \mu\text{g/L}$  (2000 年 7～9 月) であった。また、その地点よりも下流の多田大橋では 1999 年～2000 年に 6 回調査がなされ、最高値は  $0.24 \mu\text{g/L}$  であった。なお、水域の類型区分は、現在や過去の利水状況、現在の水質の状況、水質悪化の防止、水質改善の促進などの観点から、国や都道府県が水域毎に指定するものであり、

河川では6段階(AA、A、B、C、D、E)、湖沼では4段階(AA、A、B、C)、海域では3段階(A、B、C)に分かれている。環境基準のうち、生物化学的酸素要求量(BOD)、浮遊物質(SS)などの生活環境項目は、類型区分毎に基準値が定められている。一般的に、類型区分がAAやAなどの水域では、良好な水質の維持が望まれており、類型区分がDやEなどの水域では、長期的な水質の改善が望まれていることが多い。

三重県三滝川のデータは調査地点が不明であるが、同じ地点で半年間に10回調査されていた。その結果、検出限界以上であったのは5回で、 $1.6\mu\text{g/L}$ を一度記録した以外は、 $0.39\text{g/L}$ 以下であった。三重県名張川五月橋は1999~2000年に7回調査が行われ、濃度範囲は $0.035\sim 1.3\mu\text{g/L}$ であった。

海水域は、淡水域と比較して濃度が低い傾向がみられた。これは、河川に比べて海の方がBPAを含む排水の希釈倍率が高いためと考えられた。最高値は $2.5\mu\text{g/L}$ で静岡県田子の浦港であった。この海域には、河川で最高濃度を示した沼川がそそいでいる。表5.2-3の地点のうち、愛媛県の燧灘の新居浜海域の類型区分はAである。ここでは、1998~2001年まで5回調査が行われ、検出されたのは2回で $0.94\mu\text{g/L}$ (1998年9月9日)と $0.03\mu\text{g/L}$ (1998年11月25日)であった。

表5.2-2と表5.2-3の値は、上記で計算した平均値ではなく、報告されたままの数値である。これらの分析値の信頼性は、測定方法、測定者、サンプリングの条件、ランダムなバラツキの大きさなどに依存するが、それらが一定とはなっていないこと、また、これらの濃度は、暴露を代表する長期的平均値ではなく瞬間値であることに注意する必要がある。すなわち、表5.2-2と表5.2-3に示した地点は、比較的高濃度を示す地点の候補ではあるが、特に測定が1回しか行われていない地点などは、常に高濃度を示すとは限らない。また、仮にそれらの濃度が信頼できる代表値であったとしても、現在の毒性データに基づく知見や海外でリスク評価に採用している判断基準値などと合わせて考えると、それが人や水生生物に対する影響が懸念される濃度かどうかは、毒性評価も含めた詳細なリスク評価の結果から判断すべきである。

表 5.2-1 暴露評価に用いた環境濃度調査の特徴

調査	時期	地点
環境庁 平成 10 年度調査	夏季 (7月~9月)	河川：下流部の環境基準点(1級河川、2級河川が中心) (100地点) 湖沼：指定湖沼等の環境基準点(5地点) 海域：閉鎖性水域の環境基準点(17地点)
	秋季 (11月~1月)	一般水域調査 河川：下流部の環境基準点(1級河川、2級河川が中心) (139地点) 湖沼：指定湖沼等の環境基準点(5地点) 海域：閉鎖性水域の環境基準点(18地点) 重点水域調査 利根川 23 地点、荒川 9 地点、多摩川 12 地点、淀川 10 地点、筑後川 17 地点、東京湾 18 地点、大阪湾 12 地点
環境庁 平成 11 年度調査	1月~2月	河川：下流部の環境基準点(1級河川、2級河川が中心) (124地点) 湖沼：指定湖沼等の環境基準点(6地点) 海域：閉鎖性水域の環境基準点(17地点)
環境省 平成 12 年度調査	1月~2月	河川：下流部の環境基準点(1級河川、2級河川が中心) (124地点) 湖沼：指定湖沼等の環境基準点(6地点) 海域：閉鎖性水域の環境基準点(17地点)
環境省 平成 13 年度調査	12月~3月	河川：下流部の環境基準点(124地点) 湖沼：指定湖沼等の環境基準点(6地点) 海域：閉鎖性水域の環境基準点(17地点)
建設省 平成 10 年度調査	前期 (7月~8月)	全国の1級河川 109 水系のうち、地方を代表する 16 水系の河川が選定され、河川では、直轄管理区間の淡水域、汚濁負荷の流入、公共用水域水質測定地点の条件が考慮されて 217 地点が選定された。ダム、湖沼では、汚濁負荷の流入、利水面の重要性、他の地点との比較の条件が考慮されて 39 地点が選定された。
	後期 (11月~12月)	上記と同じような観点から、河川 222 地点、ダム 39 地点で調査された。
建設省 平成 11 年度調査	春季 (5月~7月)	主要 5 河川(1級河川)を中心に平成 10 年度の調査結果を考慮して選定された 9 水系 27 地点
	夏季 (7月~9月)	平成 10 年度後期調査と同じ地点の 109 水系 261 地点
	秋季 (11月~12月)	実態調査結果を考慮して選定された 109 水系 140 地点
	冬季 (2月)	春季調査と同じ地点
国土交通省 平成 12 年度調査	9月~12月	平成 11 年度までの調査結果の考慮から選定された 109 水系、131 地点
国土交通省 平成 13 年度調査	10月~12月	平成 12 年度までの調査結果の考慮から選定された 96 水系、117 地点
地方自治体の独自調査	調査により異なる	環境省・国土交通省の調査により高濃度で検出された地点や、両省の調査に含まれていない地点
論文・学会発表	調査により異なる	調査により異なる

表 5.2-2 淡水域の報告値の中での高濃度から上位 15 データ

類型	調査地点			調査日時			濃度 ( $\mu\text{g/L}$ )	文献
				年	月	日		
-	岩手県	吸川	水門	1999	9	28 ~ 30	4.8	岩手県 (2002)b
-	岩手県	吸川	吸川橋	2001	9	20	6.9	岩手県 (2002)d
B	千葉県	江戸川	江戸川水門	2000	10	17	1.7	国土交通省河川局 (2002)
B	千葉県	手賀沼	T-7	2001	12	5	1.7	環境省総合環境政策局(2002)c
E	東京都	綾瀬川	内匠橋	1998	8	24	1.4	国土交通省河川局 (2002)
E	東京都	綾瀬川	内匠橋	2000	2	2	1.81	国土交通省河川局 (2002)
D	神奈川県	鶴見川	亀の子橋	1998	12	11	1.3	国土交通省河川局 (2002)
D	静岡県	沼川	沼川新橋	2000 年度			17	静岡県 (2002)b
A	三重県	三滝川		1997	6	25	1.6	佐来ら (1999)
A	三重県	名張川	五月橋	1999	7~ 9		1.3	淀川水系の水質を 調べる会(2002)
-	大阪府	味生水路	区間入り口	2001	11	16	3.3	環境省総合環境政策局(2002)c
-	大阪府	味生水路	区間出口	2001	11	16	2.7	環境省総合環境政策局(2002)c
A	奈良県	笠間川	処分場排水 下流	1999	4		1.6	市原ら(2001)
A	奈良県	笠間川	処分場排水 下流	1999	7		2.6	市原ら(2001)
B	福岡県	広川	永代橋	1998	11	17	1.7	環境庁水質保全局 (1999)

表 5.2-3 海水域の報告値の中での高濃度から上位 5 データ

類型	調査地点			調査日時			濃度 ( $\mu\text{g/L}$ )	文献
				年	月	日		
-	秋田県	秋田湾	北部海域	2001	7		0.57	秋田県生活環境文化 部 (2002)b
C	静岡県	田子の浦 港		1999	1	11~ 18	2.5	静岡県 (2002)a
-	大阪府	大阪湾 O-5		1998	11	19	0.58	環境庁水質保全局 (1999)
B	兵庫県	播磨灘 61	白浜沖	1998	8	19	0.66	環境庁水質保全局 (1999)
A	愛媛県	燧灘 610-5	新居浜海域	1998	9	9	0.94	環境庁水質保全局 (1999)

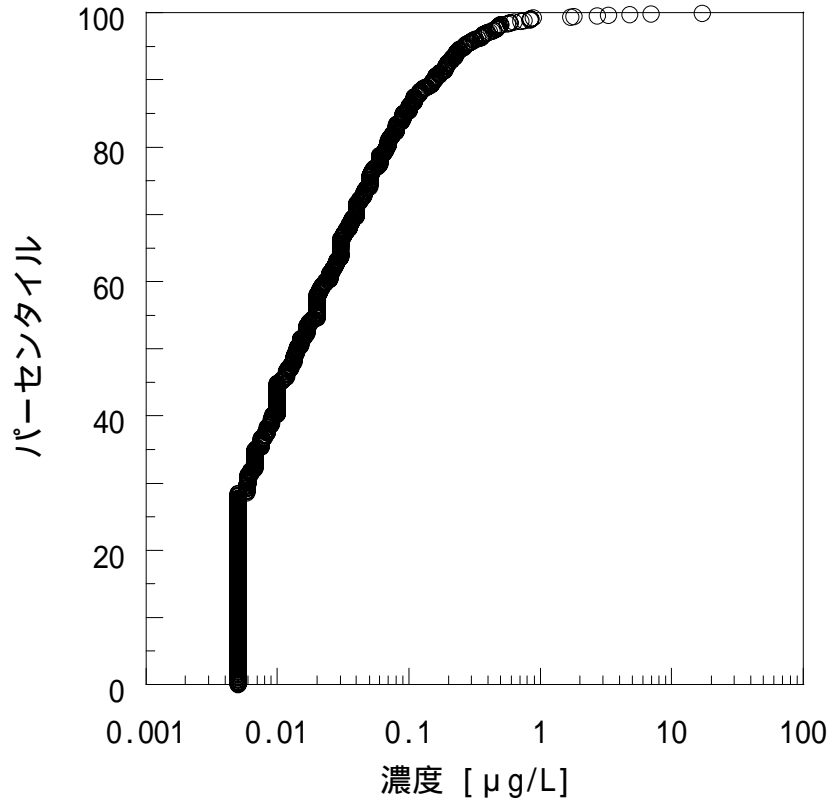


図 5.2-1 全国 1002 地点での表流水（淡水）濃度の累積頻度分布

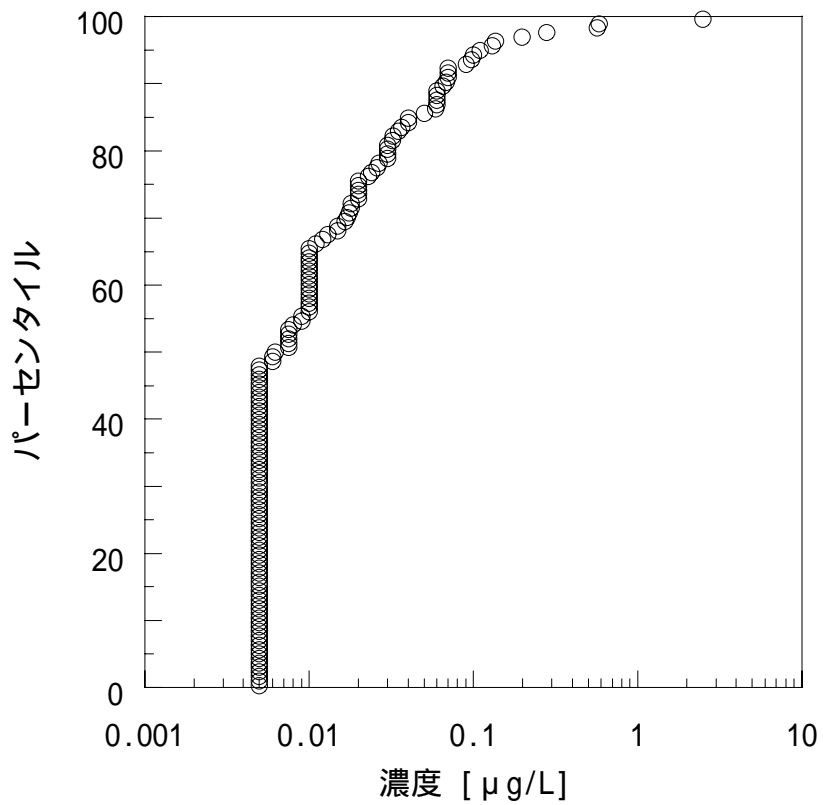


図 5.2-2 海水域 149 地点での濃度の累積頻度分布

### 5.3 底質

1998年から2001年の調査地点は、淡水域で310地点、海水域で49地点あった。淡水域では日本全国の都道府県で調査が行われている。表流水中濃度での解析と同じように、まず、どの程度の汚染レベルの地点がどの位の割合で存在しているかを把握するために、各地点の濃度を1つの数値で代表させて傾向を調べた。濃度の代表値は、複数回の測定が行われている地点では、測定値の算術平均値とし、1回の測定しか行われていない地点では、その測定値とした。定量限界値未満のデータは、 $0.2 \mu\text{g/kg}$ として取り扱った。報告されているデータは、ほとんどが乾燥重量基準の濃度であったが、一部、湿潤重量基準の濃度で表記されているものも存在した。含水率が分かれば、湿潤重量基準の濃度を乾燥重量基準の濃度に換算できるが、含水率は報告されていなかったことと、湿潤重量基準のデータは、全体のうちわずかであったので、換算は行わなかった。ただし、これは、濃度を過小に見積もっていることになる。

淡水域の底質濃度の累積頻度分布を図5.3-1に、海水域の底質濃度の累積頻度分布を図5.3-2に示す。淡水域では、約55%の調査地点での平均濃度が定量限界値( $0.2 \mu\text{g/kg}$ )以下であった。海水域では、約60%の調査地点での平均濃度が定量限界値以下であった。表流水と同様に、海水域での濃度の方が淡水域での濃度よりも低い傾向がみられた。

平均値でなく個々の測定値について、淡水域での高濃度の上位15データを表5.3-1に、海水域での高濃度の上位5データを表5.3-2に示す。淡水域での最高値は $1,100 \mu\text{g/kg-dry}$ で、2001年11月に大阪府の味生水路で観測された。この地点の類型区分は未指定である。海水域での最高値は、 $120 \mu\text{g/kg-dry}$ で愛媛県の燧灘新居浜海域であった。この地点では1998~2001年に4回調査され、濃度範囲は $27 \sim 120 \mu\text{g/kg-dry}$ であった。表流水の濃度調査で検出されている地点は、底質濃度調査でも検出されていることが多かった。

なお、これらの濃度が問題かどうかは、表流水の場合と同様に詳細なリスク評価によって判断すべきである。

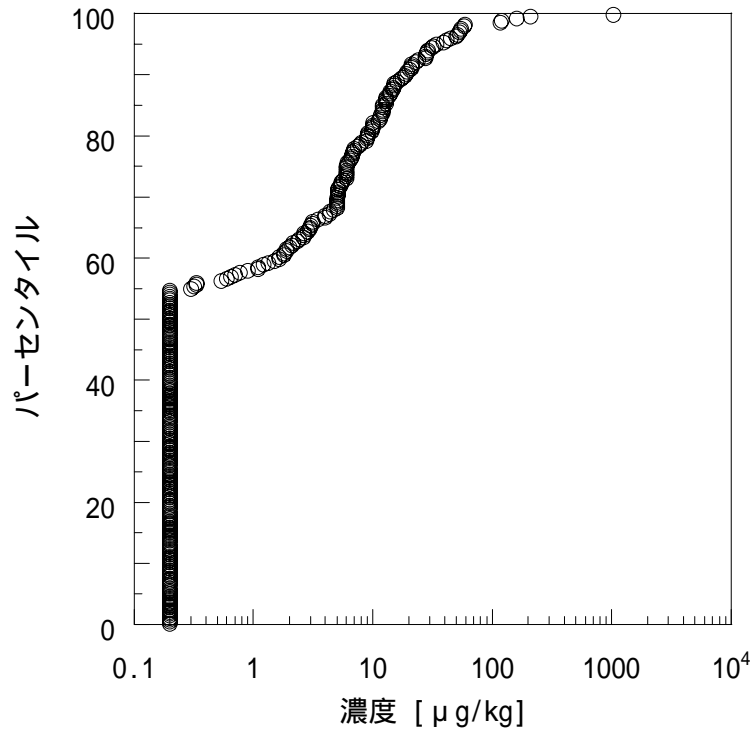


図 5.3-1 淡水域 310 地点での底質濃度の累積頻度分布

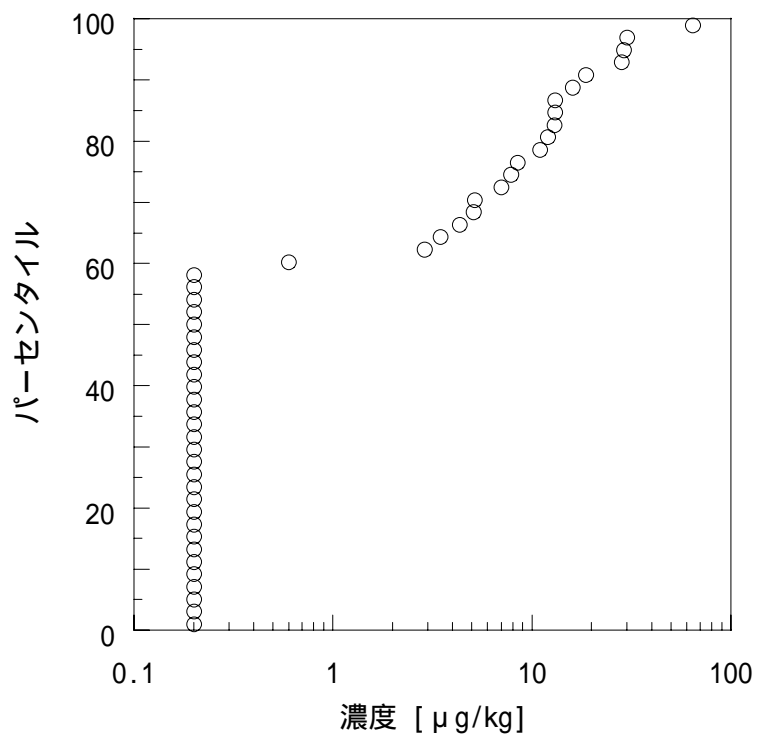


図 5.3-2 海水域 49 地点での底質濃度の累積頻度分布



表 5.3-1 淡水域の底質濃度の報告値の中での高濃度から上位 15 データ

類型	調査地点			調査日時			濃度 ( $\mu\text{g/kg}$ )	引用
				年	月	日		
C	埼玉県	鴨川	新開橋	2001	9	6	310	埼玉県(2002)b
C	埼玉県	鴨川	中土手橋	2001	9	6	290	埼玉県(2002)b
C	埼玉県	鴨川	学校橋	2000	10	17	180	埼玉県(2002)a
D	東京都	目黒川	太鼓橋	2001	7		96	東京都環境局環境評価部(2002)
C	東京都	隅田川	両国橋	1998	11		200	東京都環境局環境評価部 (2002)
E	神奈川県	帷子川	水道橋	1999	12		160	倉林ら (2001)
C	神奈川県	恩田川	都橋	2001	12	12	100	環境省総合環境政策局(2002)a
E	神奈川県	鷹取川	追浜橋	2000	7	16	140	横須賀市 (2002)a
E	神奈川県	鷹取川	追浜橋	2002	1	29	280	横須賀市 (2002)b
E	大阪府	寝屋川	京橋	1998	3	16 ~ 18	98	山口 & 張野 (2000)
E	大阪府	寝屋川	京橋	2000	1	18	270	環境庁水質保全局 (2000)
-	大阪府	味生水路	区間入り口	2001	11	16	1100	環境省総合環境政策局(2002)c
-	大阪府	味生水路	区間出口	2001	11	16	960	環境省総合環境政策局(2002)c
-	兵庫県	左門殿川	辰巳橋	2000	11	1 ~ 13	120	兵庫県 (2002)
E	沖縄県	国場川	泊下橋	2002	3	18	98	環境省総合環境政策局(2002)a

表 5.3-2 海水域の報告値の中での高濃度から上位 5 データ

類型	調査地点			調査日時			濃度 ( $\mu\text{g/kg}$ )	引用
				年	月	日		
B	東京都	東京湾	荒川河口沖 (St.8)	1998	11		66	東京都環境局環境評価部(2002)
B	東京都	東京湾	多摩川河口 (St.32)	1998	11		55	東京都環境局環境評価部(2002)
C	神奈川県	東京湾	鶴見川河口	1999	12		59	倉林ら (2001)
A	愛媛県	燧灘	新居浜海域	2000	1	28	64	環境庁水質保全局 (2000)
A	愛媛県	燧灘	新居浜海域	2001	12	3	120	環境省総合環境政策局(2002)a

## 5.4 地下水

地下水中の濃度は、1998年から2001年に全国94地点で調査されており、全検体数は153であった。検出割合は21/153（検出限界値は0.01 $\mu\text{g/L}$ ）であった。表5.4-1に高濃度から上位5データを示す。東京都新宿区は1998～2002年まで5回調査がされ、検出濃度は0.08～0.39 $\mu\text{g/L}$ であった。最高値は東京都町田市本町田の3.29 $\mu\text{g/L}$ であった。他のデータに比べて濃度が高かった理由は不明だが、調査が行われた井戸は調査前の3ヶ月間は使われておらず、この調査の約3ヵ月後に再調査したところ、0.11 $\mu\text{g/L}$ であった。これらの濃度が問題であるかどうかは、暴露を代表する長期的平均濃度、暴露量の人口分布、暴露量の推移、様々な経路からの総合的な暴露量などの詳細な評価を行ってから判断すべきである。

表 5.4-1 地下水中濃度の報告値の中での上位5データ

調査地点			調査日時			濃度 ( $\mu\text{g/L}$ )	引用
			年	月	日		
東京都	新宿区		1998	8	27	0.39	環境庁水質保全局(1999)
東京都	新宿区		1998	11	24	0.33	環境庁水質保全局(1999)
東京都	新宿区		2000	1	20	0.11	環境庁水質保全局(2000)
東京都	町田市	本町田	1999	9	27	3.29	東京都衛生局生活環境部(2002)b
神奈川県	横浜市	神奈川区	2001	12	12	0.15	環境省総合環境政策局(2002)a

## 5.5 土壌

1999年、2000年、2002年に千葉県内の29箇所で調査されている。これらの地点は、役所や公園や小学校などで、どの地点でも検出限界値5 $\mu\text{g/kg}$ 未満であった。

## 5.6 大気

大気中の濃度は、1997年から2002年の間に42地点で調査され、検出されたのは8地点であった（検出限界値は1～7 $\text{ng/m}^3$ ）。最高値は28 $\text{ng/m}^3$ （千葉県市川市）であった。測定数が少なく、更に多くのデータの蓄積が望まれる。

## 5.7 室内空気

室内空気中濃度の調査は、瀬戸ら(2001)と東京都健康局(2003)の測定データがあり、検出濃度は<0.3-8.1 $\text{ng/m}^3$ であった。瀬戸ら(2001)は、住宅室内で0.5～1.1 $\text{ng/m}^3$ 、ビル室内では0.8～2.4 $\text{ng/m}^3$ の測定例を報告している。東京都健康局(2003)は、住宅や特定建築物の計34施設を対象として、1施設あたり2箇所で空気を24時間採取後、分析した。夏と冬に調査し、検出頻度は夏が57/68、冬が38/67であり、平均値は夏1.5 $\text{ng/m}^3$ 、冬0.81 $\text{ng/m}^3$ で夏の方が高い値を示した。室内空気中濃度の調査数は少ないのでデータの蓄積が必要である。

## 5.8 水生生物

魚貝類のサンプル数は 485 検体あり、検出割合は 11/485 (定量限界値 ; 5  $\mu\text{g/kg}$ ) であった。最高値は 30  $\mu\text{g/kg}$ (神奈川県寒川取水堰、コイ)であった。魚貝類以外の生物では、付着藻類が 2 検体調査され、濃度は 4.5  $\mu\text{g/kg}$ 、2.8  $\mu\text{g/kg}$  であった。検出された検体は、いずれも河川に生息する生物であり、湖沼や海域で採取した検体からは検出されていない。

## 5.9 陸上生物

1998 年度 2000 年度にわたり、鳥類と哺乳類について 120 検体の調査が行われた。検出割合は 31/120 (定量限界値 ; 0.06 ~ 320  $\mu\text{g/kg-wet}$ ) であり、定量された濃度の範囲は 0.15 ~ 70  $\mu\text{g/kg-wet}$  であった。最高値は 2000 年度調査の栃木県内のオオコノハズクの 70  $\mu\text{g/kg-wet}$ (環境省自然環境局,2001)であった。同じく 2000 年度調査の同県で採取された別のオオコノハズク中の濃度は 6.2  $\mu\text{g/kg-wet}$  であった。

## 5.10 下水処理水の濃度

下水処理場への流入水の個別のデータは 98 検体あり、全ての検体で検出されている。検出濃度範囲は 0.09 ~ 3.9  $\mu\text{g/L}$  であった。放流水の個別データは 84 検体あり、濃度範囲は ND (定量限界値 ; 0.03  $\mu\text{g/L}$ ) ~ 0.42  $\mu\text{g/L}$ 、検出割合は 68/84 であった。

## 5.11 雨水

群馬県前橋市岩神町において 1997 年 7 月から 1998 年 1 月の半年間にわたり 12 回測定されている。検出限界値の 0.02  $\mu\text{g/L}$  以上であったのは 3 回で、最高値は 0.04  $\mu\text{g/L}$  と報告されている。

## 文 献

- Masunaga S, Itazawa T, Furuichi T, Sunardi, Villeneuve DL, Kannan NK, John PG, Nakanishi J (2000) Occurrence of estrogenic activity and estrogenic compounds in the Tama river, Japan. *Environmental Sciences* 7(2) 101-117.
- Yamashita Y, Okumura T, Yamada H (2001) Intersexuality in acathomysis mitsukuri(mysidacea) in Sendai bay, northeastern Japan. *Plankton biology & ecology* 48(2) 128-132.
- 愛知県(2002)a 平成 11 年度内分泌攪乱化学物質の環境調査結果について  
<http://www.pref.aichi.jp/kankyo/tyosa/hormon/h11/index.html>.
- 愛知県(2002)b 平成 12 年度内分泌攪乱化学物質の環境調査結果について  
<http://www.pref.aichi.jp/kankyo/tyosa/hormon/h12/h12hormon-5.html>.
- 秋田県生活環境文化部 (2002)a 平成 12 年度外因性内分泌攪乱化学物質調査結果について  
<http://www.pref.akita.jp/kankyoho/h13horumon/h13horumon.htm>.
- 秋田県生活環境文化部 (2002)b 平成 13 年度内分泌攪乱化学物質調査結果について  
<http://www.pref.akita.jp/kankyoho/kagaku/hormon.htm>.
- 秋田市(2002) 内分泌攪乱化学物質(環境ホルモン)調査結果について  
[http://www.city.akita.akita.jp/city/ev/pl/yougai/h13/h13\\_5.htm](http://www.city.akita.akita.jp/city/ev/pl/yougai/h13/h13_5.htm).
- 市原真紀子,中地重晴,山田清美,川寄悦子,小野敬子,井上泰江 (2001) 笠間川生物調査中間報告 - 産廃埋立処分場の排水の影響について 日本水環境学会年会講演集 35 125.
- 茨城県生活環境部 (2002)a 平成 11 年度環境ホルモン実態調査結果について  
[http://www.pref.ibaraki.jp/reports/h11\\_kankyo/h11\\_hormon.htm](http://www.pref.ibaraki.jp/reports/h11_kankyo/h11_hormon.htm).
- 茨城県生活環境部 (2002)b 平成 12 年度環境ホルモン実態調査結果について  
[http://www.pref.ibaraki.jp/news/01news/n010608\\_03.htm](http://www.pref.ibaraki.jp/news/01news/n010608_03.htm).
- 茨城県生活環境部環境対策課(2002)c 平成 13 年度内分泌攪乱化学物質(環境ホルモン)水環境調査結果について <http://www.pref.ibaraki.jp/bukyoku/seikan/kantai/h13horm.htm>.
- 岩手県(2002)a 平成 10 年度環境ホルモン実態調査結果について  
<http://www.pref.iwate.jp/~hp0315/wa/wa10618a.htm>.
- 岩手県(2002)b 平成 11 年度環境ホルモン実態調査結果について  
<http://www.pref.iwate.jp/~hp0315/wa/wa120508a.htm>.
- 岩手県(2002)c 平成 12 年度環境ホルモン実態調査結果について  
<http://www.pref.iwate.jp/~hp0315/wa/wa130601a.htm>.
- 岩手県(2002)d 平成 13 年度環境ホルモン実態調査結果について  
<http://www.pref.iwate.jp/~hp0315/wa/wa140606a.htm>.
- 梅林清志,今西喜久男,伊吹幸代,毛利吉邦 (2000) 下水処理場におけるアルキルフェノール類及びビスフェノール A 環境化学討論会予稿集 9 322-323.
- 大阪府環境農林水産部 (2002) 平成 13 年度大阪府環境ホルモンに係る河川調査結果について  
<http://www.epcc.pref.osaka.jp/shidou/shiryou/houdou/14/0606/>.
- 大谷仁己,斎藤武夫 (2002) 雨水中の有機物質濃度

<http://www.pref.gunma.jp/c/02/eikanken/work33.html>.

岡山県 (2002) 平成 13 年度環境ホルモン実態調査結果について  
[http://www.pref.okayama.jp/seikatsu/kankanri/end/H13\\_endc.htm](http://www.pref.okayama.jp/seikatsu/kankanri/end/H13_endc.htm).

小倉光夫, 飯田勝彦, 三村春雄, 浜村哲夫, 安部明美, 伏脇裕一, 斎藤和久 (1999) 神奈川県内の公共用水域及び地下水における化学物質モニタリング調査結果(VII) 神奈川県環境科学センター研究報告 22 54-57.

鹿児島市 (2002) 平成 11 年度の環境ホルモンについて.  
<http://www.city.kagoshima.kagoshima.jp/webkago.nsf/alldoc/22100>.

神奈川県環境農政部 (2002)a 平成 11 年度環境ホルモン関連調査結果について  
<http://www.fsinet.or.jp/~k-center/release/200009/14-01.htm>.

神奈川県環境農政部 (2002)b 平成 12 年度環境ホルモン関連調査結果について  
<http://www.fsinet.or.jp/~k-center/release/200105/31-01.htm>.

神奈川県環境農政部 (2002)c 平成 13 年度環境ホルモン関連調査結果について  
<http://www.fsinet.or.jp/~k-center/release/200205/29-04.htm>.

神奈川県臨海地区大気汚染調査協議会 (2000) 平成 12 年度 神奈川県臨海地区大気汚染調査報告書

河内俊英 (2000) 内分泌かく乱物質による河川の汚染水環境・環境研究 13 1-8.

川崎市 (2002)a 平成 11 年度内分泌かく乱化学物質の環境調査結果について  
[http://www.city.kawasaki.jp/30/30kagaku/home/kagaku/eed\\_h11.htm](http://www.city.kawasaki.jp/30/30kagaku/home/kagaku/eed_h11.htm).

川崎市 (2002)b 平成 12 年度内分泌かく乱化学物質の環境調査結果(まとめ)  
<http://www.city.kawasaki.jp/30/30kagaku/home/kagaku/hormon13hpape.pdf>.

川崎市 (2002)c 平成 13 年度内分泌かく乱化学物質の環境調査結果  
<http://www.city.kawasaki.jp/30/30kagaku/home/kagaku/13horumon.pdf>.

環境庁 (1998) 平成 9 年度 化学物質と環境

環境庁水質保全局 (1999) 平成 10 年度水環境中における内分泌攪乱物質(いわゆる環境ホルモン)に関する実態調査結果

環境庁水質保全局 (2000) 平成 11 年度水環境中における内分泌攪乱物質(いわゆる環境ホルモン)に関する実態調査結果.

環境省環境管理局 (2001). 平成 12 年度水環境中における内分泌攪乱物質(いわゆる環境ホルモン)に関する実態調査結果

環境省総合環境政策局 (2002)a 平成 13 年度水環境中における内分泌攪乱物質(いわゆる環境ホルモン)に関する実態調査結果

環境省総合環境政策局 (2002)b 実環境における水生生物への影響調査について

環境省総合環境政策局 (2002)c 内分泌攪乱化学物質における暴露経路調査結果について

岐阜県健康福祉環境部 (2002)a. 平成 10 年度環境ホルモンモニタリング調査結果  
<http://www.pref.gifu.jp/s11142/seikatu/horumon99/index.html>.

岐阜県健康福祉環境部 (2002)b 平成 11 年度環境ホルモンモニタリング調査結果  
<http://www.pref.gifu.jp/s11142/seikatu/horumon00/index.html>.

- 岐阜県健康福祉環境部 (2002)c 平成 12 年度環境ホルモンモニタリング調査結果  
<http://www.pref.gifu.jp/s11142/seikatu/horumon/index.html>.
- 岐阜県健康福祉環境部 (2002)d 平成 13 年度環境ホルモンモニタリング調査結果  
<http://www.pref.gifu.jp/s11142/seikatu/horumon01/horu14..html>.
- 倉林輝世,初貝留美,二宮勝幸 (2001) 横浜水域における環境ホルモン実態調査 横浜市環境科学  
研究所報 25 56-61
- グリーンコープ連合 (2002)a 2000 年度グリーンコープ環境ホルモン物質水質検査  
<http://www.greencoop.or.jp/water/mid2.html>.
- グリーンコープ連合 (2002)b グリーンコープ連合 2001 年度環境ホルモン物質水質調査報告書  
<http://www.greencoop.or.jp/water/2001.html>.
- 群馬県 (2002) 公共用水域の環境ホルモン調査結果について  
<http://www.pref.gunma.jp/hpm/kanhozen/00030.html>.
- 神戸市 (2002) 公共用水域における外因性内分泌攪乱化学物質の調査結果  
<http://www.city.kobe.jp/cityoffice/24/sosiki/sidou/suisitu/hormon.html>.
- 国土交通省都市・地域整備局 (2001) 平成 12 年度下水道における内分泌攪乱化学物質に関する  
調査報告
- 国土交通省河川局 (2002) 平成 13 年度水環境における内分泌攪乱物質に関する実態調査結果
- 埼玉県 (2002)a 平成 12 年度化学物質環境モニタリング調査結果報告書  
[http://www.pref.saitama.jp/A09/BZ00/130427\\_no2.gif](http://www.pref.saitama.jp/A09/BZ00/130427_no2.gif).
- 埼玉県 (2002)b 平成 13 年度化学物質環境モニタリング調査結果報告書  
<http://www.pref.saitama.jp/A09/BZ00/140221kisha-siryuu.pdf>.
- 堺市 (2002) 平成 13 年度の河川水中の環境ホルモン調査について  
[http://www.city.sakai.osaka.jp/city/info/\\_koho/pub0204/26\\_7.pdf](http://www.city.sakai.osaka.jp/city/info/_koho/pub0204/26_7.pdf).
- 佐来栄治,早川修二,市岡高男,加藤進 (1999) 河川水中のノニルフェノールおよびビスフェノール A の分析 三重県環境科学センター研究報告 19 13-21.
- 佐倉市(2002). 河川水質及び底質中の内分泌攪乱化学物質調査の結果について.  
[http://www.city.sakura.chiba.jp/kanhozen/osirase/020501\\_3.htm](http://www.city.sakura.chiba.jp/kanhozen/osirase/020501_3.htm).
- 札幌市 (2002) 環境ホルモン - 有害大気汚染物質について  
<http://www.city.sapporo.jp/kankyo/yuugai/env/env.htm>.
- 沢田孝子,今西守,菅原雅哉,小田達也,山本正昭,小塚信一郎,藤田晃三 (2000) 札幌市内河川中の  
内分泌攪乱化学物質調査札幌市衛研年報 27 76-85.
- 静岡県 (2002)a 平成 10 年度環境ホルモン存在状況調査概要  
<http://ecobank.pref.shizuoka.jp/mizu/miinv0301.html>.
- 静岡県 (2002)b 平成 12 年度環境ホルモン存在状況調査概要  
<http://ecobank.pref.shizuoka.jp/mizu/miinv0501.html>.
- 進藤秀,後藤洋,高橋敬雄 (1998) 新潟県内環境水中のビスフェノール A について 環境化学討論  
会予稿集 7 72-73.
- 瀬戸博,斎藤育江,大貫文,上原眞一,鈴木孝人 (2001) 室内および大気中ビスフェノール A とアル

キルフェノール類の測定 日本内分泌化学物質学会研究発表会要旨集 p.172.

千葉県環境生活部 (2002)a 平成 11 年度環境ホルモン実態調査結果  
<http://www.pref.chiba.jp/dailylife/news/00/khorumon09-j.html>.

千葉県環境生活部 (2002)b 平成 12 年度環境ホルモン実態調査結果  
[http://www.pref.chiba.jp/syozoku/e\\_kansei/kagaku/hm/hm.html](http://www.pref.chiba.jp/syozoku/e_kansei/kagaku/hm/hm.html).

千葉県環境生活部 (2002)c 平成 13 年度環境ホルモン実態調査結果  
[http://www.pref.chiba.jp/syozoku/e\\_kansei/kagaku/hm13/honbun.html](http://www.pref.chiba.jp/syozoku/e_kansei/kagaku/hm13/honbun.html).

千葉市下水道局 (2002)a 千葉市の下水処理場における環境ホルモン調査(平成 12 年)  
<http://www.city.chiba.jp/gesui/kankyohorumonh12.html>.

千葉市下水道局 (2002)b 千葉市の下水処理場における環境ホルモン調査について(平成 13 年)  
<http://www.city.chiba.jp/gesui/kankyohorumon.html>.

千葉市環境局環境保全部 (2002)a 一般環境中(水質・底質)の環境ホルモン調査結果  
<http://www.city.chiba.jp/env/water/hormone/>.

千葉市環境局環境保全部 (2002)b 一般環境中(水質・底質)の環境ホルモン調査結果  
<http://www.city.chiba.jp/env/water/hormone/kekka12.htm>.

千葉市環境局環境保全部 (2002)c 一般環境中(水質・底質)の環境ホルモン調査結果  
<http://www.city.chiba.jp/env/water/hormone/kekka.htm>.

東京都衛生局生活環境部 (2002)a 平成 10 年度魚貝類の内分泌かく乱化学物質汚染状況調査結果  
<http://www.metro.tokyo.jp/INET/CHOSA/1999/06/6096N300.HTM>

東京都衛生局生活環境部 (2002)b 環境保健対策専門委員会科学部質保健対策分科会の結果  
<http://www.kankyo.metro.tokyo.jp/INET/CHOUSA/2001/08/60B87200.HTM>.

東京都衛生局生活環境部 (2002)c 平成 12 年度東京都内湾における魚貝類の内分泌攪乱化学物質調査結果.  
<http://www.kenkou.metro.tokyo.jp/kkanho/chousa/edc/gyokai/h12edc/h12edc.html>.

東京都環境局環境評価部 (2002) 東京都河川・内湾の内分泌かく乱化学物質環境汚染状況調査結果  
<http://www.kankyo.metro.tokyo.jp/kansi/mizu/horumon/hyoshi.htm>.

東京都下水道局 (1999) 平成 10 年度下水道における内分泌攪乱化学物質の実態調査結果

東京都下水道局 (2001) 平成 12 年度下水道における内分泌攪乱化学物質の実態調査結果

東京都下水道局 (2002) 平成 11 年度下水道における内分泌攪乱化学物質の実態調査結果  
<http://www.metro.tokyo.jp/INET/KONDAN/2000/06/40A6S400.htm>.

東京都下水道局 (2003) 平成 13 年度内分泌かく乱化学物質測定調査結果  
<http://www.gesui.metro.tokyo.jp/gijyutou/fukyu/m1data/13ehoru2.htm>.

東京都健康局 (2003) 平成 13 年度室内環境中の内分泌かく乱化学物質の実態調査結果について  
(概要) <http://metro.tokyo.jp/INET/KONDAN/2003/01/40d1r101.htm>

鳥取県 (2002) 平成 12 年度一般環境中の環境ホルモン調査結果について  
<http://www.pref.tottori.jp/kankyodb/tottorienviroment/050020010.htm>.

豊田市 (2002) 平成 13 年度調査結果～環境ホルモン調査～  
<http://www.city.toyota.aichi.jp/ae00/ae03/gaikyou/kagakubussitu-taisaku/h13-horumonkekka.htm>.

橋田哲郎,初瀬裕,柴野昭,翫幹夫 (2001) 湖沼及び流入河川における環境ホルモンの動向. 石川

県保健環境研究所報 38 97-104.

早川修二,佐来栄治,山川雅弘 (2001) 県下河川水中の環境ホルモン類の状況(第二報) 三重県科学技術振興センター保健環境研究所年報 3 94 - 99.

兵庫県 (2002) 平成 12 年度外因性内分泌攪乱化学物質(水質、底質、大気)に関する環境調査結果 <http://www.pref.hyogo.jp/JPN/suisituka/horumon/12horumon.html>.

福井県 (2002) 平成 11 年度環境ホルモン調査結果.  
<http://www.erc.pref.fukui.jp/news/2000/11gaiyou.htm>.

福島県 (2000) 平成 11 年度環境ホルモン調査結果について  
[http://www.pref.fukushima.jp/kankyou/chousa/dl\\_pdf/11\\_horumon.pdf](http://www.pref.fukushima.jp/kankyou/chousa/dl_pdf/11_horumon.pdf).

藤沢市 (2002) 平成 13 年度環境ホルモン水質等調査結果  
<http://www.city.fujisawa.kanagawa.jp/khozen/pdf/khorumon.pdf>.

藤波洋征,矢島久美子,樋口洋一郎 (1998) 群馬県内における環境水中のビスフェノール A 調査結果. 用水と廃水 40 1006-1010.

藤波洋征,樋口洋一郎 (1998) 群馬県内における環境水中のビスフェノール A 調査結果について. 群馬県衛生環境研究所年報 30 142-146.

本多隆,古賀浩光 (1999) 長崎県下におけるビスフェノール A の水質汚染状況調査. 長崎県衛生公害研究所報 45 8-11.

三重県環境部 (2002) 平成 13 年度の環境ホルモンの調査結果  
<http://www.pref.mie.jp/HAIKIK/gyousei/2002050200.htm>.

宮城県環境生活部 (2001) ダイオキシン類及び環境ホルモンの調査結果について  
[http://pref.miyagi.jp/kankyo-t/H13\\_大気ダイオキシン&環境.pdf](http://pref.miyagi.jp/kankyo-t/H13_大気ダイオキシン&環境.pdf).

安武宏一郎,中村佳代,大沼節子,佐々木和江,福井吉孝 (2001) 新河岸川におけるビスフェノール A の実態調査 第 29 回環境システム研究論文発表会講演集 29 105-110.

山形県 (2002) 環境ホルモン調査結果  
<http://www.pref.yamagata.jp/ss/murayama/kankyo/hormone.htm>.

山梨県 (2002) 平成 13 年度外因性内分泌かく乱化学物質実態調査  
[http://www.pref.yamanashi.jp/rinkan/taiki/hormon/H13kankyou\\_hor\\_top.htm](http://www.pref.yamanashi.jp/rinkan/taiki/hormon/H13kankyou_hor_top.htm).

山口之彦,張野宏也 (2000) 琵琶湖・淀川水系及び大阪市内河川におけるフェノール類,フタル酸エステル類の濃度レベルと濃度分布 大阪市立環境科学研究所報告 62 34-40.

山梨県森林環境部 (2000) 平成 10～12 年度 環境ホルモン実態調査結果

横浜市 (2002) 平成 11 年度環境ホルモンの環境調査結果について  
<http://www.city.yokohama.jp/me/cplan/epb/kenkyu/press/p000728.html>.

横浜市下水道局 (2002) 横浜市の下水道における環境ホルモン調査結果について  
<http://www.city.yokohama.jp/me/cplan/mizu/in34.html>.

横須賀市 (2002)a 平成 12 年度環境ホルモン調査結果  
<http://www.city.yokosuka.kanagawa.jp/k-kanshi/05/h12.html>.

横須賀市 (2002)b 平成 13 年度環境ホルモン調査結果  
<http://www.city.yokosuka.kanagawa.jp/k-kanshi/05/h13.html>.



淀川水系の水質を調べる会 (2002) 淀川水系及び近畿圏の河川における環境ホルモン物質調査  
<http://www4.ocn.ne.jp/%7Ekanshi/yodo-r/kinki1.html>

## 第 6 章 化学物質排出把握管理促進法に基づく排出量・移動量の集計結果

### (平成 13 年度 PRTR 情報)

「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」が平成 11 年 7 月に公布された。当該法律に基づき平成 13 年度の排出量・移動量の届出が平成 14 年 4 月から開始され、その集計結果及び国による推計結果が平成 15 年 3 月 20 日に公表された。

本章では、この公表された PRTR データを、BPA について排出・移動の形態、都道府県別、業種別の傾向について整理することとした。

なお、届出と推計の区分については、以下の通りである。(平成 13 年度 PRTR 届出外排出量の推計方法等の概要 経済産業省、環境省 より引用)

対 象 業 種	非 対 象 業 種	家 庭
届出対象 従業員 21 人以上 年間取扱量 1t 以上 (当初 2 年は 5t 以上)	届出対象外 (当初 2 年間は 5t 未満 年間取扱量 1t 未満)	
届出対象外 従業員 20 人以下	<div style="border: 1px dashed black; border-radius: 15px; padding: 5px; display: inline-block;">                     ゴ agriculture, forestry, etc. 農業、林業等                 </div>	農薬
	<div style="border: 1px dashed black; border-radius: 15px; padding: 5px; display: inline-block;">                     建設業等 建設業等                 </div>	接着剤 塗料
	<div style="border: 1px dashed black; border-radius: 15px; padding: 5px; display: inline-block;">                     飲食業等 飲食業等                 </div>	洗浄剤
	<div style="border: 1px dashed black; border-radius: 15px; padding: 5px; display: inline-block;">                     医療業 医療業                 </div>	医薬品
	<div style="border: 1px dashed black; border-radius: 15px; padding: 5px; display: inline-block;">                     漁業等 漁業等                 </div>	漁網 防汚剤
		化粧品
		防虫剤・消臭剤
		水道のトリハロメタン
		オゾン層破壊物質 / ダイオキシン類
移動体 自動車、二輪車、特殊自動車(産業機械、建設機械、農業機械) 船舶(貨物船・旅客船等、漁船)、鉄道、航空機		

図 6-1 集計の対象となる排出量の構成(イメージ図)

\* 上図は、イメージ図であり、面積比が排出量の割合を示すものではない。

## 6.1 BPA の排出・移動の概要

BPA は、138 の事業所 33 都道府県から届け出されており、その排出量・移動量の合計は約 449t である。そのうちの約 99% が下水道及び事業所外への移動量として届け出られており、排出量としての総量は約 3.5t で、届け出された総量の 1% に満たない。

また、届出外の推計量については無く、対象業種を営む対象事業者のみとなっている。

BPA の排出量・移動量は、対象物質の 354 物質中 96 番目で推計値も含めた全排出量・移動量の 0.04% で排出量・移動量が元々少ない物質と考えられる。また、排出量だけで見た場合、270 番目で、全排出量の 0.0004% となっており BPA を取り扱う事業者は、環境中への排出の抑制が概ね行き届いていると考えられる。

なお、表 6.1-1 に都道府県別及び表 6.1-2 に業種別の届出排出・移動量データをまとめた。

## 6.2 排出・移動形態別のデータ

BPA の排出量・移動量をその形態毎に整理してみると、右の図 6.2-1 に示すように廃棄物として事業所外へ移動する量は、414t で全体の約 92%、下水道への移動量は、31t で約 7% となっている。

直接環境中へ排出される量は約 3.5t で、届出全体の約 1% に満たない。このうち、大気への排出は 3t で 0.7%、残りの約 0.4t、0.1% が公共用水域への排出となっている。事業所敷地内の土壌への排出及び事業所内の敷地への埋立処分は無い。

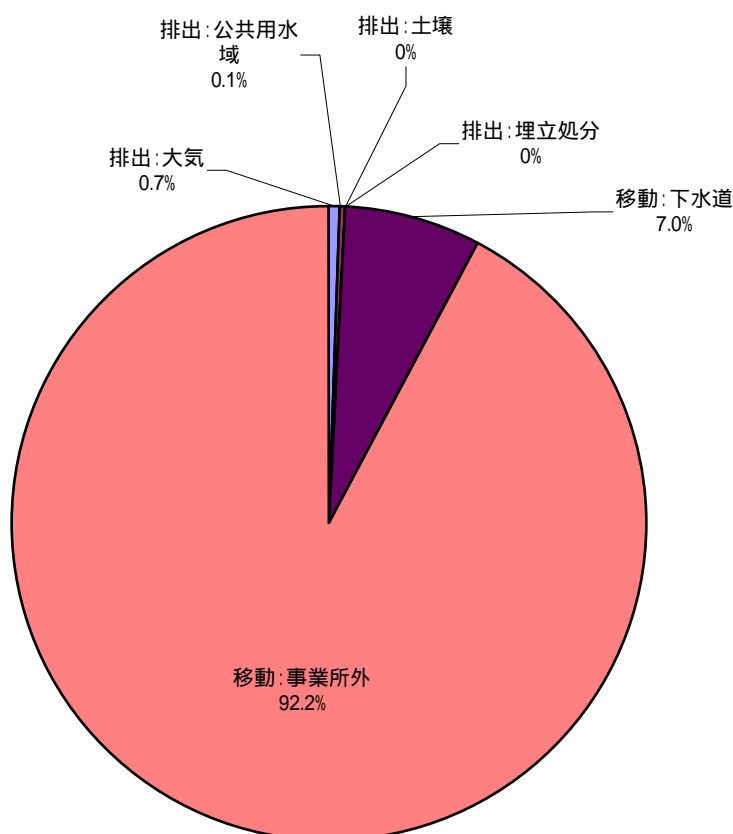


図 6.2-1 排出移動の形態別割合

### 6.3 都道府県別排出量データ

BPA の排出量について、図 6.3-1 に都道府県別に整理して示した。その結果、全排出量の約 69.5%を岐阜県が占め、その放出先は全て、大気となっている。以下、愛知県が約 9.0%、大阪府が約 6.4%、千葉県が約 5.5%と続き、上位 8 府県で全体の 99%以上を占めている。

なお、届出のあった 33 都道府県のうち、2 自治体は 1kg 未満、7 自治体については 0kg の届出となっている。

ビスフェノールA 都道府県別排出量

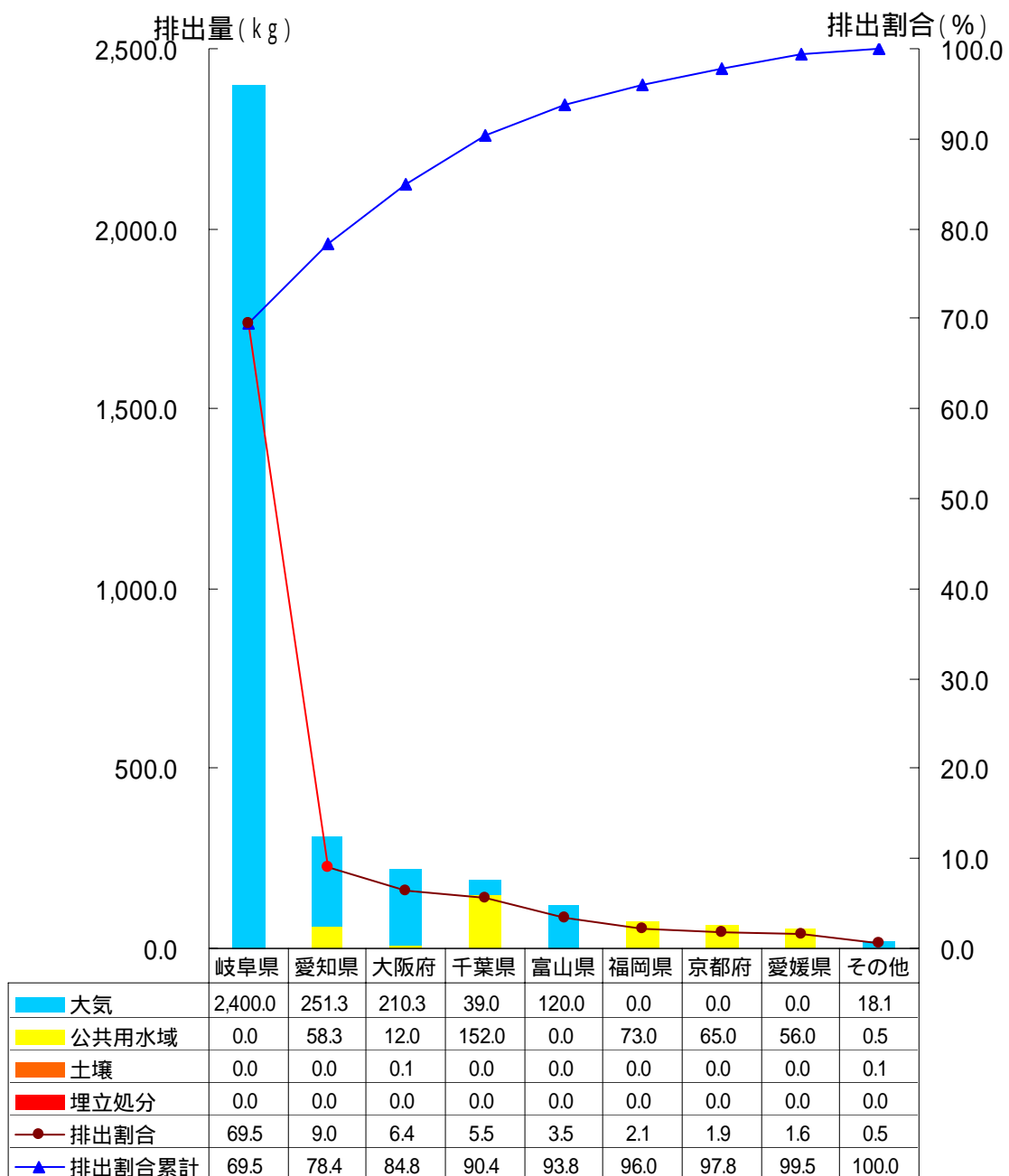


図 6.3-1 都道府県別排出量と排出割合

## 6.4 業種別排出量データ

BPA の届け出されたデータを業種別に整理すると、56 業種中 14 業種から届出があり、そのうち 4 業種は排出量が 0kg となっている。また、2 業種については排出量・移動量がともに 0kg である。排出量の多い 10 業種について図 6.4-1 に示した。

多い順に見ると窯業・土石製品製造業が、その全排出量の約 70% を占めている。次いで化学工業が約 22% でこの 2 業種で全届出排出量の 90% 以上を占めている。

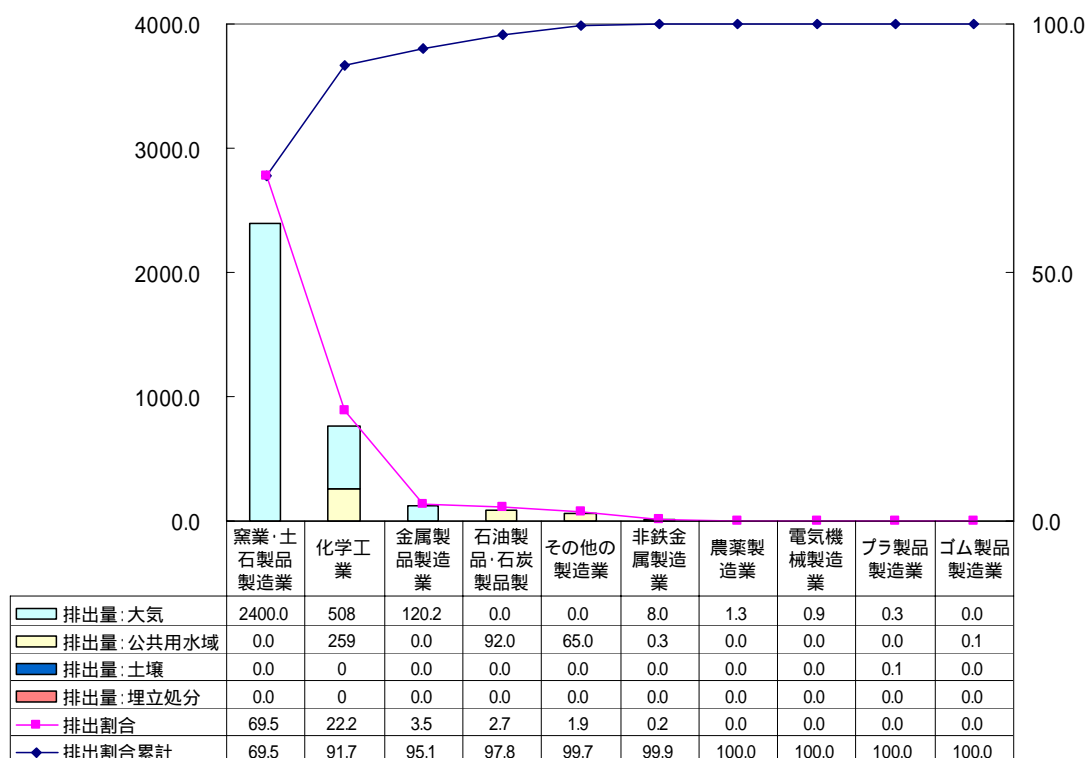


図 6.4-1 業種別排出量と排出割合

## 6.5 考察

今回の公表されたデータを見る限り環境への排出は大気が最も多く、BPA の蒸気圧が低いことを考えると予想外の結果であった。そこで、開示請求により得られた詳細データを基に岐阜県、愛知県及び大阪府の主たる届出企業について調査を行った。

調査結果によると、岐阜県の場合は窯業で BPA を含んだ原料を高温で焼成し耐火物を製造しており、この際使用した樹脂に含まれる BPA は全て大気へ排出したとして計算を行っている。製造工程では、実際には焼成の際の排ガスはアフターバーナーで燃焼させていることから、殆ど大気中には排出されないものと思われる。また、愛知県及び大阪府の場合は化学工業で、BPA 製造工程において、BPA の固体粉体が排気装置のバッグフィルターで捕集仕切れずに大気中に排出された量を算出したものであった。

今回の届出は本制度が始まって初回であり、届出企業や業界における算出方法が確定していないなどの問題が考えられる。今後、届出を重ねることにより、より正確な算出方法が開発され、データの精度が向上するものと考えられる。

表6.1-1 ビスフェノールAの都道府県別排出量・移動量

単位:kg

都道府県名	排出量: 大気への排 出	排出量: 公共用水域 への排出	排出量: 当該事業所 における土壌 への排出	排出量: 当該事業所 における埋立 処分	移動量: 下水道への 移動	移動量: 当該事業所 の外への移 動	排出量合計	移動量合計	総合計
北海道	0	0	0	0	0	0	0	0	0
岩手県	1	0	0	0	0	0	1	0	1
秋田県	0	0	0	0	0	0	0	0	0
山形県	0	0	0	0	0	0	0	0	0
福島県	0	0	0	0	0	590	0	590	590
茨城県	7	0	0	0	346	209,651	8	209,997	210,005
栃木県	8	0	0	0	0	4,900	8	4,900	4,908
群馬県	0	0	0	0	0	1,318	0	1,318	1,318
埼玉県	0	0	0	0	0	205	0	205	206
千葉県	39	152	0	0	0	87,773	191	87,773	87,964
神奈川県	0	0	0	0	0	7,663	0	7,663	7,663
新潟県	0	0	0	0	0	0	0	0	0
富山県	120	0	0	0	0	0	120	0	120
石川県	0	0	0	0	0	0	0	0	0
福井県	0	0	0	0	0	14,700	0	14,700	14,700
長野県	0	0	0	0	0	160	0	160	160
岐阜県	2,400	0	0	0	0	24	2,400	24	2,424
静岡県	0	0	0	0	0	18	0	18	18
愛知県	251	58	0	0	0	4,324	310	4,324	4,634
三重県	1	0	0	0	0	87	1	87	88
滋賀県	0	0	0	0	0	50	0	50	50
京都府	0	65	0	0	0	27,340	65	27,340	27,405
大阪府	210	12	0	0	31,000	3,032	222	34,032	34,255
兵庫県	0	0	0	0	0	7,386	0	7,386	7,386
和歌山県	0	0	0	0	0	45	0	45	45
島根県	0	0	0	0	0	0	0	0	0
岡山県	0	0	0	0	0	510	0	510	510
広島県	0	0	0	0	0	0	0	0	0
山口県	0	0	0	0	0	15	0	15	15
徳島県	0	0	0	0	0	0	0	0	0
愛媛県	0	56	0	0	0	5,100	56	5,100	5,156
福岡県	0	73	0	0	0	38,000	73	38,000	38,073
鹿児島県	0	0	0	0	0	1,300	0	1,300	1,300
排出形態別合計	3,039	417	0	0	31,346	414,192	3,456	445,539	448,994
排出形態別割合	0.7	0.1	0.0	0.0	7.0	92.2	0.8	99.2	100.0

注: ビスフェノールAは、届出データのみで推計値については計算されていない

表6.1-2 ビスフェノールAの業種別届出排出量・移動量

単位: kg

業種名	排出量: 大気への排出	排出量: 公共用水域へ の排出	排出量: 当該事業所に おける土壌へ の排出	排出量: 当該事業所に おける埋立処 分	移動量: 下水道への移 動	移動量: 当該事業所の 外への移動	排出量 合計	移動量 合計	総合計
ゴム製品製造業	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0	7418.0	0.1	7418.0	7418.1
その他の製造業	0.0	65.0	0.0	0.0	0.0	340.0	65.0	340.0	405.0
パルプ・紙・紙加工品製造業	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
プラスチック製品製造業	0.3	0.0	0.1	0.0	31000.2	5726.2	0.4	36726.4	36726.8
化学工業	508.0	259.4	0.1	0.0	346.1	353677.0	767.5	354023.1	354790.6
金属製品製造業	120.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	120.2	0.0	120.2
出版・印刷・同関連産業	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	6.0	0.0	6.0	6.0
石油製品・石炭製品製造業	0.0	92.0	0.0	0.0	0.0	1.1	92.0	1.1	93.1
鉄鋼業	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
電気機械器具製造業	0.9	0.0	0.0	0.0	0.0	43050.0	0.9	43050.0	43050.9
農薬製造業	1.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.3	0.0	1.3
非鉄金属製造業	8.0	0.3	0.0	0.0	0.1	3430.0	8.3	3430.1	3438.4
輸送用機械器具製造業	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	520.0	0.0	520.0	520.0
窯業・土石製品製造業	2400.0	0.0	0.0	0.0	0.0	24.0	2400.0	24.0	2424.0
排出形態別合計	3039	417	0	0	31346	414192	3456	445539	448994
排出形態別割合	0.7	0.1	0.0	0.0	7.0	92.2	0.8	99.2	

注: ビスフェノールAは、届出データのみで推計値については計算されていない

## 第7章 製品経由ヒトへの暴露の可能性のある用途

第4章の実態調査から得られた情報を基に、ヒトが製品を使用することにより暴露する可能性のある用途についてまとめた。

可能性としてはPC樹脂、EX樹脂およびその他BPA製品の以下の用途が挙げられる。これらの製品からBPAの溶出に関連する文献を示して今後の暴露評価等の参考とする。

### 7.1 ヒトが暴露する可能性のある用途

#### (1) PC樹脂

- ・医療機器
- ・入れ歯
- ・哺乳びん
- ・食器
- ・健康食品用シェーカー

#### (2) EX樹脂

- ・食品缶詰、缶飲料の内面コーティング
- ・水道管内面コーティング

### 7.2 BPAの溶出に関する報告、文献

これらの用途に関連する溶出試験の報告、文献を次に示す。

#### 7.2.1 厚生労働省の報告

各種製品からのBPAの溶出については、厚生労働省の一連の報告がある。以下にこれらを示す。

##### (1) 「内分泌かく乱化学物質の健康影響に関する検討会」中間報告書 1998年11月

この報告書の中でBPAの溶出に関する溶出試験としては、食器、ほ乳びん、プラスチックボトル、野菜缶詰及び給食用食器について国立医薬品食品衛生研究所等において行われた試験の結果がまとめられている。

##### (2) 平成10年度厚生科学研究費補助金（生活安全総合研究事業）研究報告書

「内分泌攪乱物質の食品、食器等からの暴露に関する調査研究」

##### (3) 同

「内分泌かく乱化学物質の水道水からの暴露等に関する調査研究」

##### (4) 平成11年度厚生科学研究費補助金（生活安全総合研究事業）研究報告書

「高分子素材からなる生活関連製品由来の内分泌かく乱科学物質の分析及び動態解析」

##### (5) 同

「フタル酸エステル類及びフェノール類の食品汚染実態及び摂取量に関する調査研究」



(6) 同

「内分泌かく乱化学物質の水道水中の挙動と対策等に関する研究」

(7) 平成 12 年度厚生科学研究費補助金（生活安全総合研究事業）研究成果報告書

「高分子素材からなる生活関連製品由来の内分泌かく乱化学物質の分析及び動態解析」

#### 7.2.2 その他食器、食品関係の BPA 溶出に関する文献

その他に BPA の溶出に関する文献として以下のものが挙げられる。

(1) 河村葉子ら、「ポリカーボネート製品からのビスフェノールAの溶出」, 食衛誌, 39, 206-212(1998)

(2) 船山恵一ら、「ポリカーボネート製ほ乳びんおよび食器からのビスフェノールAの溶出」, 東京衛研年報, 50, 202-207(1999)

(3) J. E. Biles, T. P. McNeal, T. H. Begley and H. C. Hollifield (US FDA), Journal of Agricultural and Food Chemistry, 45, 3541 – 3544 (1997)

(4) K. A. Mountfort, J. Kelly, S. M. Jickells and L. Castle(UK, Ministry of Agriculture, Fisheries and food), Food Additives and Contaminants, 14, 737 – 740 (1997)

エポキシ樹脂塗料からの BPA の溶出に関しては、缶の内面コーティングからの溶出に関するものとして、エポキシ樹脂工業会から本研究会に次の文献 (5)が紹介されている。

(5) 川村誠二ら、「缶詰食品中のビスフェノールA実態調査」, 北九州市環境科学研究所報 第 25 回九州衛生公害技術協議会（大分；平成 11 年 10 月開催）

その他の文献として、エポキシ樹脂内面コーティングから BPA の溶出に関する国内の試験結果について次の (6)~(8) の 3 文献がある。

(6) 河村葉子ら、「缶コーティングから飲料へのビスフェノールAの移行」, 食衛誌, 40, 158-165 (1999)

(7) 瀧野昭彦ら、「魚肉・畜肉缶詰中のビスフェノールAの HPLC による分析法の検討」, 食衛誌, 40, 325-333 (1999)

(8) 今中雅章ら、「GC/MS による各種食品中のビスフェノールAの分析」, 食衛誌, 42, 71-78 (2001)

また、エポキシ樹脂工業会からエポキシ樹脂塗装水道管から水道水への溶出に関する次の文献(7)が紹介された。

(9) 大原賢治ら、「内分泌攪乱物質の水道水中の挙動と対策等に関する調査研究」, 資機材等の溶出特性の調査報告書（平成 11 年度）

#### 7.2.3 歯科材料からの BPA 溶出に関する文献

歯科材料の BPA 溶出に関する情報として、BPA 安全性 5 社研究会より次の総説が紹介された。

(1) 「レジン系歯科材料とビスフェノールA」, 歯界展望, 93(4), 753 (1999)

次の 3 部から構成されている。

「レジン系歯科材料におけるビスフェノールAと環境ホルモン問題」 今井庸二

「レジン系歯科材料の成分分析とビスフェノールA」 本郷海雄

「臨床家の立場からみた歯科材料とビスフェノールA」 田上順次ら

# 第 8 章 放出シナリオ

## 8.1 放出シナリオについて

### 8.1.1 放出シナリオの定義

放出シナリオとは、対象化学物質の暴露評価・リスク評価・リスク管理に資することを目的とした、ライフサイクル全般にわたる対象化学物質の放出量を様々な仮定を設定した上で推定したものである。

本章の目的は、放出シナリオを作成することで、対象化学物質である BPA の暴露評価（環境中濃度推定等）、リスク評価およびリスク管理においてどの放出源に着目すべきかを明らかにすることである。

### 8.1.2 放出シナリオの適用範囲と位置づけ

放出シナリオの適用範囲は、以下のようになる。

- ・対象化学物質の製造、調合、加工、二次加工、使用(消費者によるものも含む)、廃棄、リサイクルを一貫としたライフサイクルの全てのステージ(段階)からの放出・移動(下水道および廃棄物)に関する情報とその量
- ・環境中への放出源が特定できる固定放出源(以後、点源と称す)および、科学的根拠に基づく様々な仮定から、できるだけ多くの点源以外の放出源 (以後、非点源と称す)からの環境への放出・移動に関する情報とその量
- ・最初の放出先である環境媒体への放出・移動量推定に関する情報を与えるが、環境動態については取り扱わない

まず、報告書内における放出シナリオの位置づけを図 8.1.2-1 に示す。

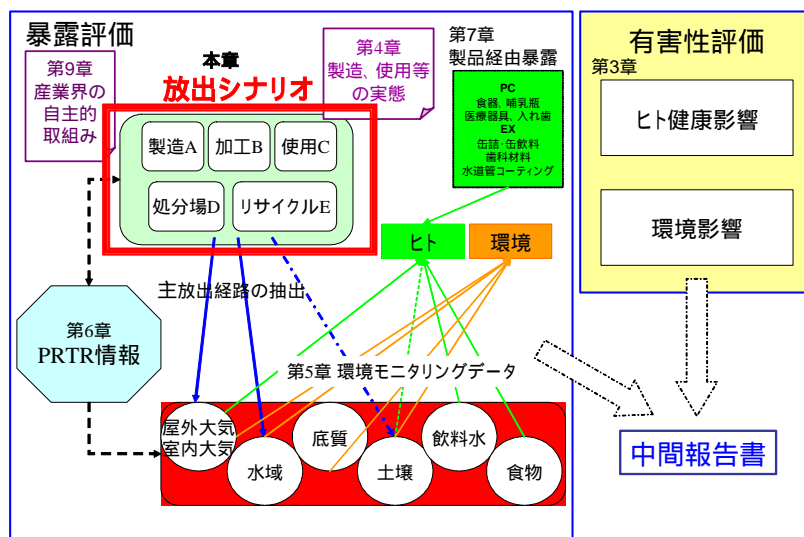


図 8.1.2-1 報告書内の 8 章 放出シナリオの位置づけ

放出シナリオは、第4章から得た情報を基に、第5、第6、第10章を参照にして、さらに必要な情報を収集し、構成されている。

### 8.1.3 放出シナリオの作成方法

次に、放出シナリオの作成手順を述べる。

BPAにおいては、以下の手順に従い、ライフサイクルの把握およびシナリオ作成を行う。

(1) 目的は、全国域での一般環境中に検出されるBPAの主要な放出源を捕らえることである(局所的なBPAの放出源の推定に関しては、本報告書においては検討していない)。そのため、まず、全体像を俯瞰するために日本でのBPAに着目した製品のライフサイクルを第4章の実態調査を基に作成する。(図8.1.3-1参照)

(2) シナリオを作成するために、BPAのライフサイクルをメーカー、一次ユーザー、川下ユーザー、最終製品(消費者製品)使用、廃棄物処分場、下水処理場、の6つの大項目に分けて考える。

(3) 6つの大項目の内、メーカー、一次ユーザー、川下ユーザー、廃棄物処分場、下水処理場の5つを「点源」からの放出、最終製品(消費者製品)使用を「非点源」からの放出と分類し、異なる調査・解析方法で行う。

(4) 第3章3.2で述べたEUのリスク評価書で挙げた放出源と第4章で示された実態調査の結果を基に、BPAの仮定される環境への放出源を6つの大項目からさらに用途に基づいて詳細な各ライフステージに分ける(表8.1.3-1)。本章では、各ライフステージ内での大気・水域・土壌の媒体間の移動は無いものと仮定する。

(5) 各ライフステージの内、まず点源としたメーカー、一次ユーザー、川下ユーザーについて、排気、排水、廃棄物中に含まれるBPAについて工業界からの提供資料、ヒアリングおよび環境報告書、PRTR算出マニュアル等を参考とし、定量的に把握する。

残り2つの点源である廃棄物処分場、下水処理場あるいは非点源である最終製品使用からの環境への放出について、各種統計資料、文献、専門家へのヒアリング、研究会での討議・判断等から放出量を推定する。

(6) 一次ユーザーおよび川下ユーザーについて、BPAの用途は多岐に亘っているが、BPAメーカーからの供給量の多い、PC樹脂とEX樹脂への用途を中心にシナリオを作成する。また、EUのリスク評価書で指摘されているPVC樹脂への安定剤および感熱紙の顕色剤としての用途に着目し、シナリオを作成する。

(7) 非点源であるBPA含有最終製品の使用からの放出についても、(6)と同様にPC樹脂製品、EX樹脂製品、BPA含有PVC樹脂製品を中心に考える。この時、対象となる製品の使用形態(屋内使用か屋外使用か、製品の寿命、リサイクルの頻度、廃棄先等)について、関連企業および統計資料等から出来る限り情報を得て、放出する可能性や推定可能な製品を考察する。

(8) 点源、非点源それぞれで得られた情報の不確実性を横断的に解析し、科学的事実とそれが無い場合には仮定を設定することにより、環境への年間放出量を算出する。

(9) 仮定されたBPAの各放出源からの年間放出量を比較し、環境への放出の主経路を示す。このとき、推定放出量の不確実さについて述べる。

表 8.1.3-1 環境への放出および廃棄物としての移動の可能性のある用途

仮定される放出源 / 放出先	大気	水域	廃棄物
BPA 製造工程	-		
PC 樹脂製造/加工工程	-		
その他熱可塑性樹脂製造/加工工程	-		
EX 樹脂製造	-		
EX 樹脂加工工程	-		
ポリエステル樹脂製造/加工工程	-	-	
その他熱硬化性樹脂製造/加工工程	-		
難燃剤製造/加工工程	-		
PVC 樹脂製造工程	-		
PVC 樹脂加工工程	-		
その他樹脂製造/加工工程	-		
感熱紙製造工程	-	-	
水添 BPA 製造/加工工程	-	-	
その他の工程	-		
再生紙工場	-		
最終製品使用	-		
下水処理場	-		
廃棄物処分場	-		

「-」: 不明、「」: 可能性があると考えられる

### 8.1.4 BPA の物性の比較

BPA の物性について述べると、BPA は常温で白色の固体である。融点は約 150 、沸点は約 250 (1.7kPa)、蒸気圧は  $5 \times 10^{-6}$  Pa と、物性値からみて大気中に揮発しにくい物質である。また、水への溶解性は 120mg/L であり、水に溶けにくい物質である。オクタノール/水分配係数は、 $\log K_{ow} = 3.32$  と比較的低い。表 8.1.4-1 に代表的な化学物質との物性値の比較を示す。

表 8.1.4-1 BPA とその他の化学物質の物性値

物質名	沸点 ( )	蒸気圧 (Pa)	水への溶解性 (mg/L)	logKow (実測値)
BPA	250-252	$5 \times 10^{-6}$ (20 )	120(25 )	3.32
ノニルフェノール	293-297	$3.2 \times 10^{-3}$ (25 )	6.35(25 )	5.76
フタル酸ビス 2-(エチルヘキシル)	385	$3.04 \times 10^{-5}$ (20 )	0.0006 – 1.3**	7.60
ベンゼン	80.1	$1.333 \times 10^4$ (26.9 )	700(22 )	2.13
ホルムアルデヒド	-19.5	$5.17 \times 10^5$ (25 )	55 (%)	0.35
2,3,7,8-TCDD	295-325*	$7.4 \times 10^{-10}$ (25 )	0.2-690 (ng/L)	6.64-6.80

絶対圧 1.7kPa 下、\* 融点、\*\* (製品評価技術基盤機構, 2003)

(BPA, ノニルフェノール, フタル酸ビス(2-エチルヘキシル), ベンゼン, ホルムアルデヒド; 化学物質評価研究機構, 2002a, 2002b, 2002c, 2002d, 2003)

(2,3,7,8-TCDD; 国立環境研究所環境ホルモンデータベース)

これら物性値を基に環境動態を考慮して BPA の環境への負荷を推定した報告がいくつかある (I.T. Cousins et al., 2002; Kawamoto et al., 2001, 安部ら, 2001, 化学物質評価研究機構, 2002a)。特に Cousins らや化学物質評価研究機構による BPA の環境への分布結果をみると、BPA が着目する媒体は、水域であると考えられる。

水域の環境モニタリングデータに着目すると、第 5 章より BPA の国内の河川水中濃度の中央値 (50 パーセンタイル) は、 $0.02 \mu\text{g/L}$  付近である。検出限界の  $0.01 \mu\text{g/L}$  に近いこの検出濃度は全国域で見られている。

一方、平均値に比べて高い濃度で検出されている水域のいくつかは、BPA 安全性 5 社研究会の報告から再生紙工場との関係が示唆されている (第 4 章参照)。

また、第 5 章の環境モニタリングからは下水処理場の流入水・放流水中の BPA 濃度が高い値を取る地域があり、検出率も高い。また高橋は、信濃川のモニタリング調査の結果、BPA の主要排出源として、産業廃棄物処分場と生活排水の 2 つを挙げている (高橋, 2002)。

本章では初めに、全国水域で経年的に  $0.02 \mu\text{g/L}$  の濃度が検出されるためには、どの程度の BPA が存在していなければならないかというおおよその目処を立てる。

「平成 12 年度版 日本の水資源」によると、国内の年間雨量は 1,700mm であり、その内の 606mm が蒸発散するため (国土庁(現国土交通省)長官官房水資源部, 2000)、その差が河川水となる。いま、日本の国土面積を 38 万  $\text{km}^2$  とすると、

$$(0.02 \times 10^{-6} \times 10^{-6} \times 10^3) \text{ (t/m}^3\text{)} \times [(1,700-606) \times 10^{-3}] \text{ (m/y)} \times (38 \times 10^{10}) \text{ (m}^2\text{)} = 8.3 \text{ (t/y)}$$

となり、最低でも年間約 8 トンの BPA が水域中に存在していることとなる。

また、最高でどの程度の放出が考えられるかについては、第 3 章で紹介した EU のリスク評価書 (ドラフト) との比較から想定する。日本の BPA の生産量と EU の生産量比は、おおよそ 4:7 である (8.2.1 後述)。EU の放出シナリオから推定された水域への放出量は以下のようになり (United Kingdom, 2002)、

廃水処理施設への排出量 (EU 全域) (Emission to wastewater treatment plants, Continental)

: 369,464 (kg/y)

水域への直接排出量 (EU 全域) (Emission to receiving water, Continental)

: 44,250 (kg/y)

廃水処理施設での除去率を 90% とすると、 $36,946 \text{ (kg/y)} + 44,250 \text{ (kg/y)} = 81,196 \text{ (kg/y)}$  が水域への総放出量となる。EU で約 80 トンであることから、ここでは放出量が生産量に比例するとして、国内では年間約 50 トンの BPA が水域へ放出されると考える。

以後、この値 (あるいはオーダー) を 1 つの基準とし、放出シナリオから推定された放出量と比較する。

また BPA 放出源からの土壌への放出については、第 6 章の PRTR データでは事業所から土壌への放出の実績がほとんど無いことやモニタリングデータが少ないことから定量的に取り上げないこととする。

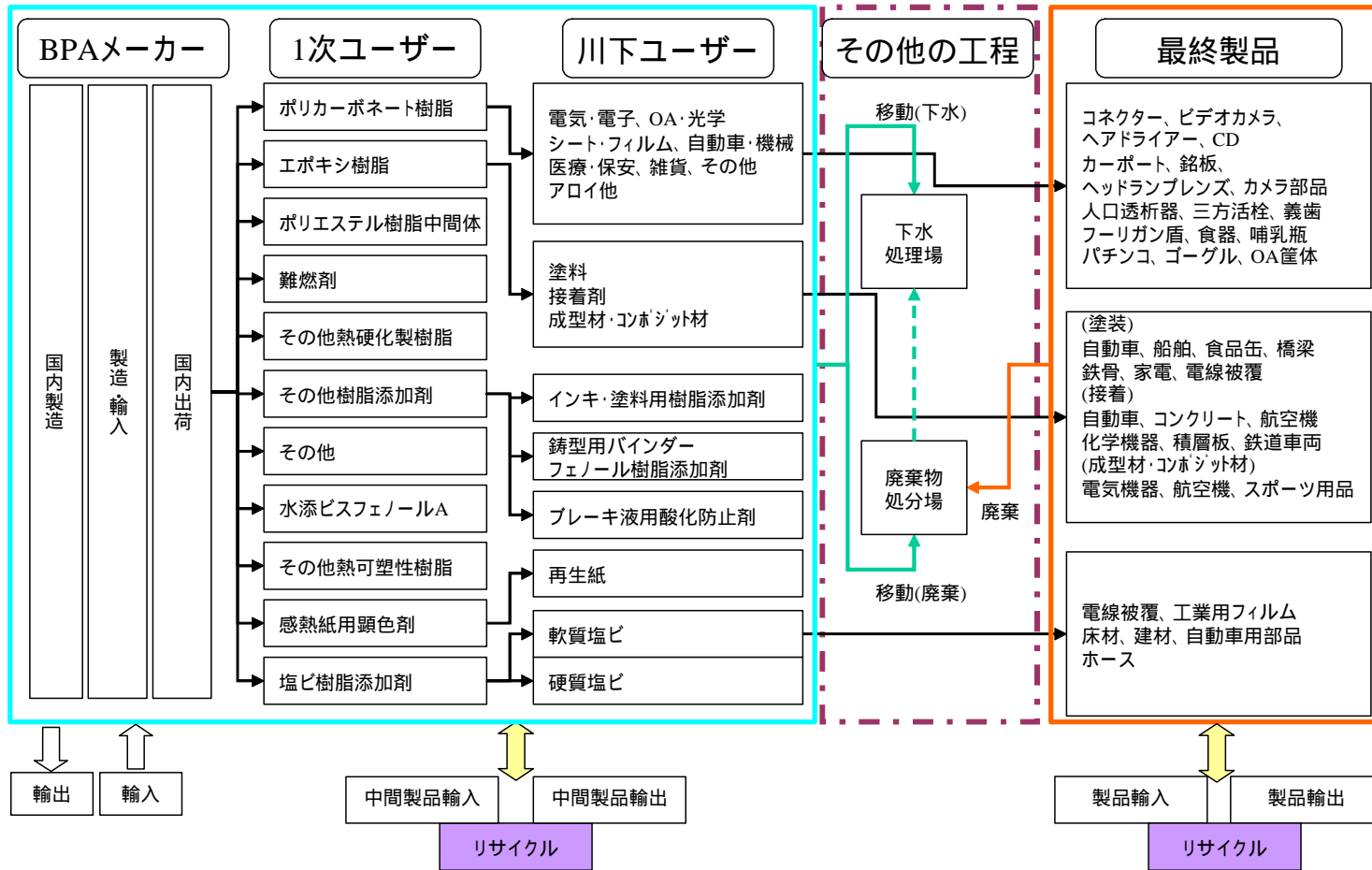


図 8.1.3-1 BPA のライフサイクル

## 8.2 各ライフステージにおける放出量の推定

### 8.2.1 BPA 製造工程

2002 年現在、日本国内において BPA は 5 社 6 工場で製造されている。2000 年度の国内向けの BPA 出荷量は 396,200 トンである (EU の製造量は 698,000 トン, 1997-1999 平均)。

BPA は、アセトンとフェノールから酸触媒を用いて製造される。製法は、酸触媒の種類により HCl 法とイオン交換樹脂法の 2 種類がある。製造工程の概略を図 8.2.1-1 に示す。

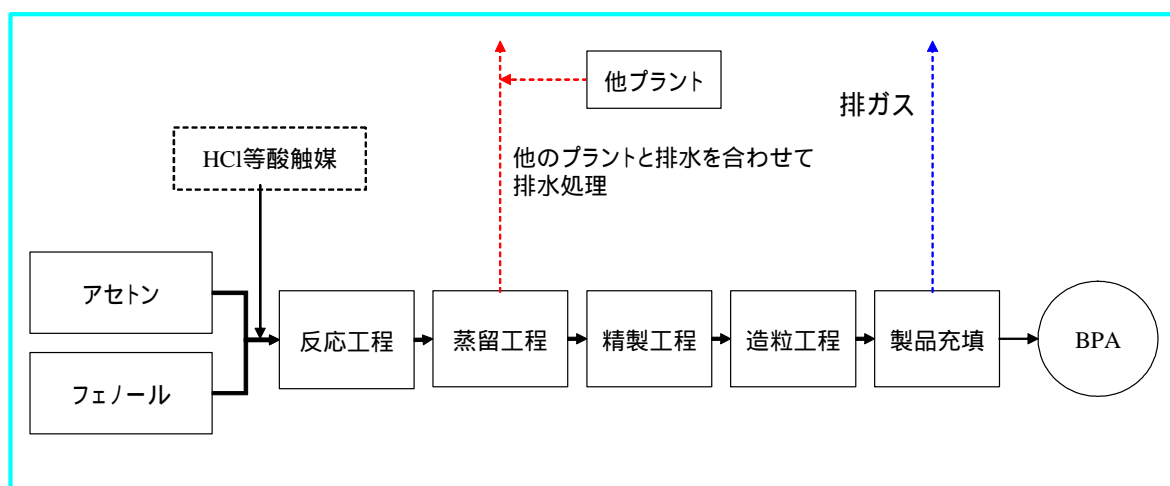


図 8.2.1-1 BPA 製造工程図 (ビスフェノール A リスク評価管理研究会調べ)

BPA 製造工程からの排気および排水に伴う放出量および移動量を推算した結果を表 8.2.1-1 に示す。

表 8.2.1-1 2000 年度の BPA 製造工程からの放出および移動量

放出・移動箇所	放出・移動量 (kg/y)
大気	< 0.12
大気 (貯蔵・運搬時のロス分)	考慮しない
水域	1.8
事業所内への埋め立て	0
下水道 (移動)	0
事業所外 (移動) 廃棄 (主に焼却処理)	-

(ビスフェノール A リスク評価管理研究会推算)

放出および移動量は、以下のようにして推算される。

この製造工程からの排気を通しての BPA の環境への放出としては、製造された BPA の充填所の局所排気装置からの排ガス中に BPA が混入する可能性がある。1 社が装置に設置されたバグフィルター出口の BPA 濃度を測定しており、その結果は  $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$  以下であった。そこからの排気量は  $40\text{m}^3/\text{min}$  であり、工場は一般的に 24 時間、335 日稼働していることから、全 BPA メーカーの全ての工場からの年間大気排出量は以下のように推算される。



$$\begin{aligned} &< 1 (\mu\text{g}/\text{m}^3) \times 40 (\text{m}^3/\text{min.}) \times 60 (\text{min}/\text{h}) \times 24 (\text{h}/\text{d}) \times 335 (\text{d}/\text{y}) \times 6 (\text{工場}) \\ &= < 0.12 (\text{kg}/\text{y}) \end{aligned}$$

また、製造工程の中で蒸留工程において、排水中に BPA が含まれる可能性がある。BPA メーカーの全ての工場で排水処理がなされており、その後環境中へ放出されている。1 社において処理後の排水中の BPA 濃度が測定されており、その結果は  $1 \mu\text{g}/\text{L}$  であった。BPA 製造工場全ての生産能力 10 万トンから推定される処理水量は、45 (t/h)であるとのヒアリング結果から、全工場からの総放出量を推算すると以下のようなになる。

$$\begin{aligned} &1 (\mu\text{g}/\text{L}) \times 45 (\text{t}/\text{h}/\text{生産能力 } 10 \text{ 万 t}) \times 5 (\text{倍}) \times 24 (\text{h}/\text{d}) \times 335 (\text{d}/\text{y}) \\ &= 1.8 (\text{kg}/\text{y}) \end{aligned}$$

移動に伴う排出としては、輸送の場合、梱包の種類は 3 種類あり、20 トン級がコンテナ、数百 kg ~ 1 トンがフレコンバック、25kg にペーパーバックが用いられている。コンテナは洗わずに利用している。フレコンバックは 1 ~ 3 万円と高価なので、廃棄せずに洗っているケースが多く、専門の工場で洗っている。また、洗わないケースの場合は焼却処分している。ペーパーバックはユーザーが焼却処分している。

廃棄の場合、BPA 不良品の廃棄というのは無いが、装置内に残った残渣を産業廃棄物として出している。排水処理に伴う活性汚泥は焼却処理している。

以上のことから、移動に伴う BPA の大気への放出は考えにくいと判断する。また水域への放出については、コンテナ、フレコンバック、ペーパーバックに残る BPA 残渣の洗浄が考えられる。これらは専門の工場において適切に処理されているかの情報が十分に得られなかったため、確認が必要である。

また廃棄に伴って、焼却処理されずに産業廃棄物として扱われる残渣中 BPA の移動量や処理方法についてはわかっておらず確認が必要である。

### 8.2.2 PC 樹脂製造/加工工程

2002 年現在、日本国内において PC 樹脂は 5 社 6 工場で製造されている。2000 年度における国内の BPA の PC 樹脂用途への出荷量は 284,400 トンである。PC 樹脂の製造/加工に関する情報は、ポリカーボネート樹脂技術研究会からの資料およびヒアリングにより提供されたものである。

PC樹脂の製造方法は、界面重合法とエステル交換法の2種類であり、BPAとホスゲンあるいはジフェニルカーボネートの重合により製造される。製造工程の概略を図8.2.2-1に示す。

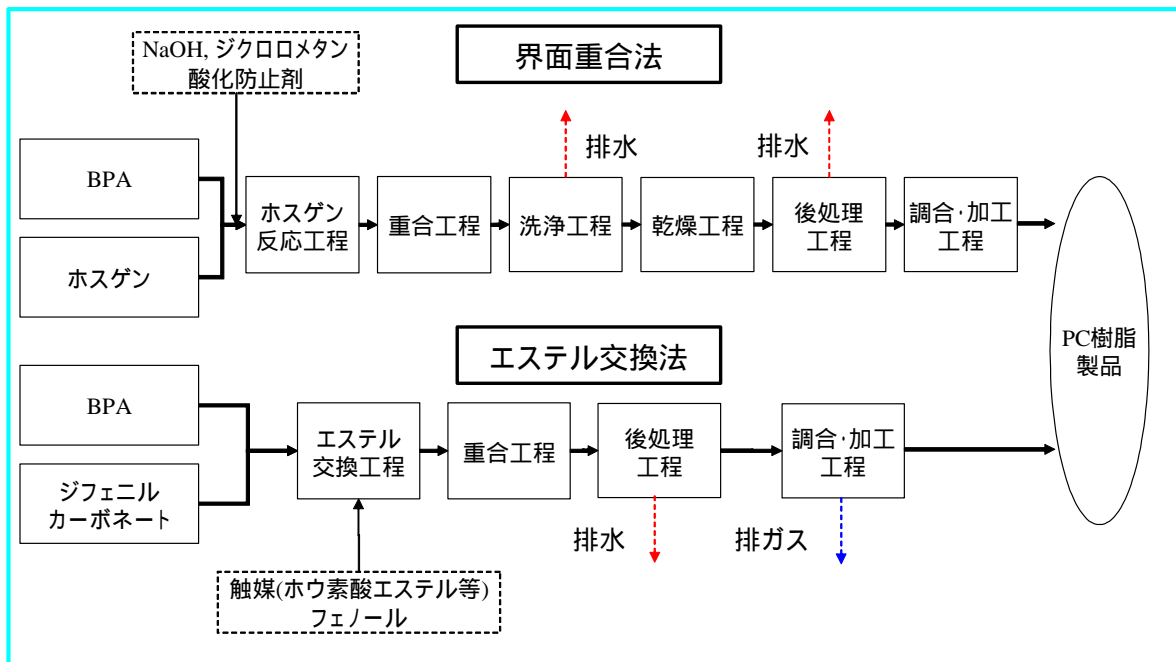


図8.2.2-1 PC樹脂製造工程図 (ビスフェノールAリスク評価管理研究会調べ; 佐伯ら, 1994 参照)

PC樹脂製造/加工工程からの排気および排水に伴う放出および移動量を推算した結果を表 8.2.2-1 に示す。

表 8.2.2-1 2000 年度の PC 樹脂製造/加工工程からの放出および移動量

放出・移動箇所	放出・移動量 (kg/y)
大気	1
大気 (貯蔵・運搬時のロス分)	考慮しない
水域	120
事業所内への埋め立て	0
下水道 (移動)	殆ど無し
事業所外 (移動) 廃棄 (主に焼却処理)	0

(ビスフェノール A リスク評価管理研究会推算)

放出および移動量は、以下の表 8.2.2-2 の 2001 年度の PC 樹脂製造 6 工場全ての大気・水域への放出量の調査結果を 2000 年度に当てはめて求めている。

排ガスを通した環境への放出については、PC樹脂製造工程が密閉系のため、BPAの環境への放出は考えにくい。また、大気への放出としてはBPAを原料として装入する時の粉立ちによる放出の可能性が考えられる。また加工工程(射出成形)では、工程中に蒸気を吸入し、放出するベントが付いており、大気への微量の放出の可能性があり、その放出量は、年間1kgとなっている。

排水を通した環境への放出では、界面重合法では洗浄塔からと後処理工程でのペレット冷却水からの排水へ混入する可能性がある。またエステル交換法では、後処理工程での固化浴で水を扱うた

め、そこへの混入の可能性があると考えられる。

排水の処理に関しては、5工場で活性汚泥処理がなされ、1工場ではオゾン処理がなされている(表8.2.2-3)。活性汚泥処理後のBPAを含む可能性のある廃汚泥は焼却処理され、この工程での汚泥経由のBPAの放出は無い。

表8.2.2-2 2001年度の各PC樹脂製造工場からの放出量

製造工場	大気 (kg/y)	水域 (kg/y)
A工場	-	0.053
B工場	1	3
C工場	-	22
D工場	-	34
E工場	-	56.9
F工場	-	殆ど無し(下水道へ移動)

(ポリカーボネート樹脂技術研究会調べ)

表8.2.2-3 各PC樹脂製造工場の排水処理と廃汚泥処理方法

製造工場	排水処理	廃汚泥処理
A工場	活性汚泥処理	社内施設にて焼却処理
B工場	活性汚泥処理	社内施設にて焼却処理
C工場	活性汚泥処理	社内施設にて焼却処理
D工場	オゾン処理	オゾン処理のため、廃汚泥は出ない
E工場	活性汚泥処理	専門処理業者で、1000~1,100 で燃焼加熱処理後、軽量骨材に再資源化利用
F工場	活性汚泥処理	公共下水処理場で焼却処理

(ポリカーボネート樹脂技術研究会調べ)

移動に伴う排出に関して、以下の情報が得られている。

BPA を購入した際の荷姿はフレコンバックであり、これらは BPA 装入後、焼却処分されているため、環境への放出はないと考えられる。

一方、ペレット化した PC 樹脂を輸送する際の荷姿としては、主に紙袋、フレコンバッグ、タンクローリーがある。紙袋やフレコンバッグのほとんどが1回限りの使用である。

廃棄に関しては、一般的に排水処理に伴う廃汚泥の他に端材等の廃棄物が考えられるが、PC 樹脂製造/加工工程において、PC 樹脂は高価なので端材の廃棄はない。工場内でリサイクルされたり、グレードの低いPC樹脂製品にリサイクルされたりしており、そのリサイクル率は100%である。

また、製品中に含まれる未反応の BPA は 250ppm 以下である(第9章 PC 樹脂中残存 BPA 量の自主規準参照)。第4章のアンケート調査によると PC 樹脂製人工肺中の未反応の BPA は 100ppm、

PC/ABS 樹脂(食品用途無し)では約 50ppm、PC 波板中では 30ppm との回答もあった。

### 8.2.3 その他熱可塑性樹脂製造/加工工程

第 4 章からその他の熱可塑性樹脂の用途の 1 つとして繊維用樹脂に用いられるポリアリレート樹脂が挙げられている。これら熱可塑性樹脂は PC 樹脂と同様に、押出し成型、射出成型により製造される。アンケート調査での 1 社の回答によると、工程は密閉系で行われ、排水は活性汚泥処理されている。そのため、本報告書では、環境中への放出は考えられにくいとし、この工程からの放出は考慮しない。

また、第 4 章より未反応の BPA は 0.006 wt% (60ppm)とのことで、2000 年のポリアリレート樹脂 1,100 トン中の未反応の BPA を推算すると 66kg となる。

### 8.2.4 EX 樹脂製造

2002 年現在、日本国内において EX 樹脂は 9 社 10 工場(8 社 9 工場の情報を研究会では把握)で製造されている。2000 年度における国内の BPA の EX 樹脂用途への出荷量は 81,300 トンである。

EX樹脂の製造方法に関して、固形EX樹脂の重合の仕方は、BPAとエピクロロヒドリンの1回の反応で高分子量の固形EX樹脂を製造する方法と、一旦、ビスフェノールAジグリシジルエーテル(Bisphenol-A Diglycidyl Ether, BADGE)を取り出し、改めてBPAを加えてさらに高分子量へと反応させる方法がある。製造工程の概略を図8.2.4-1に示す。

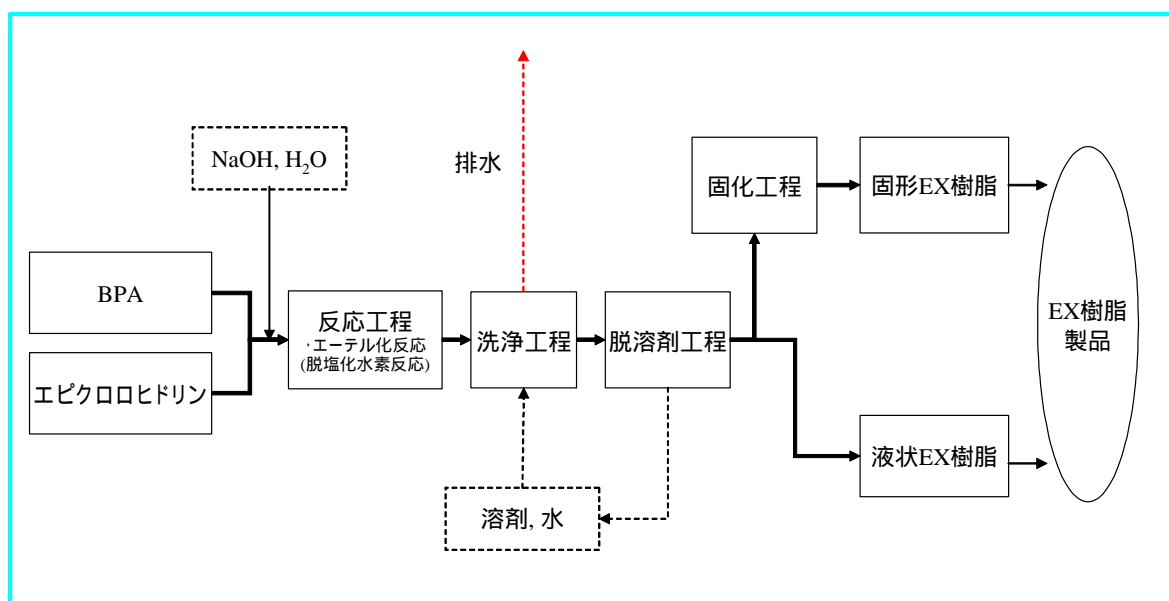


図8.2.4-1 EX樹脂製造工程図 (ビスフェノールAリスク評価管理研究会調べ)

EX 製造工程からの排気および排水に伴う放出および移動量を推算した結果を表 8.2.4-1 に示す。

表 8.2.4-1 2000 年度の EX 樹脂製造/加工工程での放出および移動量

放出・移動箇所	放出・移動量 (kg/y)
大気	0
大気 (貯蔵・運搬時のロス分)	考慮しない
水域	7
事業所内への埋め立て	0
下水道 (移動)	0
事業所外 (移動) 廃棄 (主に焼却処理)	-

(ビスフェノール A リスク評価管理研究会推算)

放出および移動量は、以下のようにして求められる。

排ガスを通した環境への放出を考えると、EX樹脂製造工程が密閉系のため、BPAの環境への放出は考えにくい。また、大気への放出としてはBPAを原料として装入する時の粉立ちが考えられるが、微量であるため、本報告書においては考慮しないことにする。

排水を通した環境への放出を考えると、EX樹脂製造工程での排水には、洗浄工程でBPAが混入する可能性がある。脱溶剤工程の溶剤はリサイクルされているため、放出される可能性はない。各工場においては、排水処理に関しては排水の燃焼処理と活性汚泥処理がそれぞれあるいは双方ともなされている。

処理後の排水の濃度は各工場で実測されており、いずれも検出限界以下であった(検出限界:5 μg/L)。全EX樹脂製造工場の年間合計排水量は280万m<sup>3</sup>であるとのヒアリングから、水域へのBPAの年間放出量は、以下のように推算される。

処理後の排水中のBPA濃度が検出限界以下であるので、BPA濃度の中央値が検出限界値の1/2と仮定して取り扱う。

$$5 (\mu\text{g/L}) \times 1/2 \times (280 \times 10^4) (\text{m}^3/\text{y}) = 7 (\text{kg/y})$$

移動に伴う排出に関して以下の情報が得られている。

BPA を購入した際の荷姿は主にフレコンバッグであり、フレコンバッグからコンベアー等で反応器へ投入される。その他には BPA プラントと EX プラントが直結している場合は、直接配管から受入れている。フレコンバッグは再利用されており、EX 樹脂製造企業では洗浄等を行わず、そのまま BPA 製造企業にて洗浄を行っている。

一方、EX 樹脂を受け入れる場合の荷姿はローリー、コンテナ、ドラム缶、ガロン缶が液状樹脂用として用いられている。固形の場合には、紙袋かフレコンバッグが用いられている。使用後の廃ドラムは EX 樹脂のユーザーから、ドラム缶回収業者に渡り、処理されているものと推定される。

使用後の空きガロン缶はユーザーにて、金属一般廃棄物として廃棄処理されているものと推定される。

内容物は、ドラム缶で 180～200kg、ガロン缶は 18～20kg の量である。ドラム缶はおそらく 1 回限りの使用と考えられる。これらは、その後、回収業者によってリサイクルされているか、焼却処分されているかはわかっていない。

以上のことから、EX 樹脂の移動に伴う BPA の大気への放出は考えにくいと判断する。また EX 樹脂残渣の洗浄に伴う水域への放出については、ローリー、コンテナ、ドラム缶、ガロン缶および紙袋、フレコンバッグに残る EX 樹脂の残渣がどのように処理されているかの情報が十分に得られなかったため確認が必要である。

焼却処理されずに BPA を含有した廃棄物の移動量はわかっていない。

また、EX 樹脂製品中に含まれる未反応の BPA の量は数 ppm 以下とのヒアリング結果がある。ここでは後述の文献から 10ppm とする (8.2.16 参照)。

#### 8.2.5 EX 樹脂加工工程

EX 樹脂の加工工程は多岐に亘っており、それらの工程からの放出量について精査していない。

日本塗料工業会が作成した排出量推計マニュアルにおいて、一般的な塗料製造に使用する第 1 種指定化学物質として BPA は挙げられている(日本塗料工業会, 2001)。これはおそらく EX 樹脂中の未反応の BPA を指していると推定されるが、実際の放出および移動量に関する情報については精査していない。

また、中小企業総合事業団の委託を受け、(社)化学工学会が作成した化学物質排出量等算出マニュアル(化学工業編)の中の工程別マニュアル「塗装工程」において、BPA および BPA 型 EX 樹脂が対象物質として挙げられている。同様のマニュアルには、業種別マニュアル「製缶業」があるが、ここには BPA および BPA 型 EX 樹脂に関する情報は掲載されていない(化学工学会, 2002, 2001)。

その他に、全国中小企業団体中央会および日本工業塗装共同連合会が作成した工業塗装業における PRTR 法対応マニュアルにおいて、対象物質として BPA が電着塗装用途において挙げられている(全国中小企業団体中央会等, 2001)。これもおそらく EX 樹脂中の未反応の BPA を指していると推定される。

#### 8.2.6 ポリエステル樹脂製造/加工工程

ポリエステル樹脂製造/加工工程についての情報は、本報告書で調査した範囲では不明であった。

BPA の放出に関して、11,800 トンのポリエステル樹脂中間体用途において、BPA は構成モノマーとしてポリエステル樹脂の原料として用いられるため、PC 樹脂、EX 樹脂製造/加工工程同様に、ごく一部がこの工程から環境中へ放出する可能性はある。しかし、本報告書においてはその量を微量として考慮しないことにする。

また、局所的に考えた場合には、PC、EX 樹脂製造/加工工程と同様に水および溶媒を扱う工程での水域への放出の可能性を考えて、そのような工程の有無、排液処理設備の有無について調査が必要である。端材や活性汚泥等の廃棄物の処理方法などについても、製造工程図とともに調査・整

理する必要がある。

### 8.2.7 その他熱硬化性樹脂製造/加工工程

第4章で述べられたように、その他熱硬化性樹脂の製造/加工には、4,500トンのBPAが用いられている。また、25.1トンのBPAがポリウレタン樹脂原料として用いられている。その他の工程等の情報については、本報告書で調査した範囲では不明であった。

BPAの放出に関して、4,500トンのBPAが熱硬化性樹脂の原料として用いられるため、PC樹脂、EX樹脂製造/加工工程同様に、ごく一部がこの工程から環境中へ放出する可能性はある。しかし、本報告書においてはその量を微量として考慮しないことにする。

また、局所的に考えた場合には、PC、EX樹脂製造/加工工程と同様に水および溶媒を扱う工程での水域への放出の可能性を考えて、そのような工程の有無、排液処理設備の有無について調査が必要である。端材や活性汚泥等の廃棄物の処理方法などについても、製造工程図とともに調査・整理する必要がある。

### 8.2.8 難燃剤製造/加工工程

BPAを原料とした難燃剤製造とは臭素化BPA(主に、テトラプロモビスフェノールA ;TBBPA)の製造のことと推察できる。第4章からBPAの出荷量は4,700トンである。

この用途についての情報は、本報告書で調査した範囲では不明であった。4,700トンのBPAがTBBPAの原料として用いられるため、PC樹脂、EX樹脂製造/加工工程同様に、ごく一部がこの工程から放出する可能性はある。しかし、本報告書においてはその量を微量として考慮しないことにする。

また、局所的に考えた場合には、PC、EX樹脂製造/加工工程と同様に水および溶媒を扱う工程での水域への放出の可能性を考えて、そのような工程の有無、排液処理設備の有無について調査が必要である。端材や活性汚泥等の廃棄物の処理方法などについても、製造工程図とともに調査・整理する必要がある。

### 8.2.9 PVC樹脂製造工程

2000年度の国内のPVC樹脂へのBPAの出荷量は100トンであるが、製造工程では全製造会社において、BPAは用いていないとの塩ビ工業・環境協会からのコメントがある(第4章参照)。

以前は、PVC樹脂製造工程にBPAが安定剤あるいは重合停止剤として用いられていたが、現在ではどちらの用途でも用いられていない。前者は、ペースト重合によって製造されるPVC樹脂に添加されており、このPVC樹脂は軟質PVC樹脂製品となっていた。また、重合停止剤が用いられた場合、それらは産業廃棄物として処理されていたと考えられる。

その他のPVC樹脂製造工程について、現在ではBPAが用いられていないため、調査していない。

### 8.2.10 PVC樹脂加工工程

2000年度の国内のPVC樹脂へのBPAの出荷量は100トンであり、製造工程で用いられていないとの製造業界の回答から、これらの殆どは加工工程で安定剤として用いられていると推定される。故に、出荷された軟質PVC樹脂製品の一部にはBPAが添加されている製品があると考えられる。

また、PVC 樹脂加工工程では、軟質 PVC 樹脂を製造するために可塑剤を添加する。可塑剤の中で代表的なフタル酸エステル類の中で DIDP (Di isododecyl phthalate) と DUP (Di undecyl phthalate) には BPA が 2001 年まで混ぜられていたというヒアリング結果がある(第 4 章参照)。故に PVC 樹脂製造段階で BPA を添加しなくとも、加工段階で添加された PVC 樹脂製品が存在する可能性がある。

日本ビニル工業会へのヒアリング結果では、2000 年度に約 20 トンの BPA が軟質 PVC 樹脂製品に添加され、その含有率は、工業用フィルムで 0.081%、電線で 0.2%、その他で 0.004%である (第 4 章表 4.2.2-2 参照)。また、電線工業会へのアンケート調査結果では、2001 年度に約 17 トンの BPA が電線用途に使用されていると推算された (第 4 章参照)。

一方で、農業用ビニルフィルムやホースへの BPA の添加は 2000 年頃より業界側が自主規制しているとのアンケート調査もある (第 4 章参照)。

また、可塑剤である DIDP、DUP が BPA を添加されたまま、PVC 樹脂製品以外の用途に用いられている可能性もあるが、そのことに関する情報は得られていない。

一般的に PVC 樹脂加工工程は、成型工程であるので水を用いることはほとんどない。冷却水用に用いる場合はあるが、これらは循環利用され、水域に出ることはないと考えられる。故に、この工程からの BPA の放出は無いとする。

#### 8.2.11 その他樹脂製造/加工工程

第 4 章から 2000 年度のこの用途への BPA への出荷量は、2,400 トンである。またアンケート結果に基づく推算によると、インキ樹脂用添加剤 39 トン、塗料・接着剤用途が 81 トンであり、また、鋳型用バインダー用途として 615 トンである (第 4 章参照)。

これらの用途について、その製造/加工工程についての情報は本報告書で調査した範囲では不明であった。これらの用途で用いられる 2,400 トンの BPA には添加剤で用いられる用途もあることから、一部がこの工程から環境中へ放出する可能性はあるが、調査した範囲ではその実態は一部しかわからなかった (第 6 章 6.5 参照)。これらの工程についてはさらなる調査が必要である。

その際には、PC、EX 樹脂製造/加工工程と同様に水および溶媒を扱う工程での水域への放出の可能性や 6 章で得られた大気への放出の可能性を考えて、そのような工程の有無、排液処理設備の有無について調査が必要である。端材や活性汚泥等の廃棄物の処理方法などについても、製造工程図とともに調査・整理する必要がある。

また、ブレーキ液への用途において、液中に 0.1~1wt% の BPA を酸化防止剤用途で添加していたが、現在では代替化が進んでおり、使用量も減ってきている。2000 年度の使用量を最大 1wt% で換算すると、およそ 60 トンとなる。ブレーキ液製造工程では、万一、液をこぼした場合にブレーキ液は乾かないため、回収できるような管理体制になっており、それらを拭き取って、焼却処理している。故に、本報告書ではブレーキ液製造工程からの放出を微量として考慮しないことにする。

また、中小企業総合事業団の委託を受け、(社)化学工学会が作成した化学物質排出量等算出マニュアル(化学工業編)の中の業種別マニュアル「自動車用ケミカル品製造業」において、BPA がブレーキ液製造工程の対象物質として挙げられている (化学工学会, 2002, 2001)。

#### 8.2.12 感熱紙製造工程(顕色剤)

感熱紙製造工程について、第 4 章で述べられているように顕色剤用途での BPA の代替化が 2001



年に既に終了しているために、調査していない。

2000年には500トンのBPAがこの用途に出荷されているが、感熱紙製造工場からのBPAの放出は無いと判断する。

### 8.2.13 水添 BPA 製造/加工工程

第4章から水添 BPA への使用量は1,900トンであり、これらはポリエステル樹脂の原料となると考えられる。この用途についての情報は、本報告書では調査した範囲では不明であった。

1,900トンのBPAがポリエステル樹脂の原料として用いられるため、PC樹脂、EX樹脂製造/加工工程と同様に、ごく一部がこの工程から環境中へ放出する可能性はある。しかし、本報告書においてはその量を微量として考慮しないことにする。

また、局所的に考えた場合には、PC、EX樹脂製造/加工工程と同様に水および溶媒を扱う工程での水域への放出の可能性を考えて、そのような工程の有無、排液処理設備の有無について調査が必要である。端材や活性汚泥等の廃棄物の処理方法などについても、製造工程図とともに調査・整理する必要がある。

### 8.2.14 その他の工程

第4章からその他の工程への使用量は3,100トンであり、調査の結果から2つの工程が挙げられる。1つは、歯科材料製造工程、もう1つはEUのリスク評価書で挙げられた酸化防止剤としての用途で用いるタイヤ製造工程である。

前者においては、本報告書で調査した範囲では不明であった。しかし、3,100トンの内、歯科材料製造へのBPA使用量は、極めて微量として考慮しないことにする。

後者においては、国内のタイヤへの酸化防止剤用途にBPAは用いていないことがBPA供給メーカーによって確認されている。

尚、局所的に考えた場合には、BPAがその他のどのような工程で使われているかを調査する必要がある。

### 8.2.15 再生紙工場

8.2.12で述べたが、現在の感熱紙にはBPAは顔色剤として用いられていない。しかし、過去に用いられた分の感熱紙がリサイクルされ、再生紙工場で処理された際の排水中あるいは再生紙そのものにBPAが混入する可能性は考えられる。ここでは前者である再生紙工場での処理後の排水中のBPAの量について述べる。また、後者については8.2.16最終製品使用で述べる。

BPAが顔色剤として用いられた感熱紙は、工業統計によると印刷・情報用紙に含まれ、感熱紙原紙とも呼ばれている。

財団法人古紙再生処理促進センターによる古紙標準品質規格(S61年制定、H12年改訂)によると、感熱紙は古紙となると「難処理古紙」の1つであり、「禁忌品」B類に分類される。また、「古紙ハンドブック 2002」によると、「禁忌品」B類の許容される混入率は0.3~0.5%と記され、製紙原料に混入することは望ましくないが、少量の混入はやむを得ないものとされている(古紙再生促進センター, 2001)。

国内での再生紙工場の大半がこのセンターの会員であることから、この規格は遵守されていると考えられるが、現実にどの程度の感熱紙が再生紙製造の流れに混入しているかについては、統計資料も経験的な値も調査した範囲では得られていない。実際に再生紙工場で、山積みになされた古紙の中から感熱紙を見つけ出すことは困難とのコメントもある。また、いつ頃から感熱紙の顕色剤用途に BPA が使われ出していたのかは、調査した範囲では不明であった。

その他に第 4 章から感熱紙の顕色剤用途以外にも、BPA を微量に含む紙が存在する可能性が示唆されている。すなわち、BPA が添加されたフェノール樹脂の印刷インク用途や紙のコーティングへの用途である。これらの量がどれくらい寄与しているのかは現時点では判断できないので、さらなる調査が必要である。

本報告書では、以下の 2 報の文献から、再生紙工場からの BPA の放出量を推算することとする。

深澤らによると、静岡県内の 20 の製紙工場の処理後の排水中 BPA 濃度は、0.2 ~ 370 ( $\mu\text{g/L}$ ) (定量下限値 0.2  $\mu\text{g/L}$ ) であった。算術平均値は 59 ( $\mu\text{g/L}$ ) であった。その内 18 工場では再生紙製造のための原料に様々な紙が用いられており、その排水中 BPA 濃度は、0.4 ~ 370 ( $\mu\text{g/L}$ ) であった (Fukazawa et al., 2002)。

このことから、感熱紙のみからの関与とは言えないが、古紙由来の BPA が排水中濃度に起因していると推定できる。

また、Vinggaard A.M.らは、デンマークの小売店で購入した再生紙あるいはヴァージンパルプを用いたキッチンロール紙 (20 試料) 中に BPA が 0.04 ~ 24.1 (mg/kg) (ブランク値 0.04mg/kg) 混入していることを明らかにし、BPA の濃度は、再生紙がどれくらい混入しているかの指標となると提案している。彼らは、これらの紙の源について、感熱ファックス用紙を挙げ、それらは 11.7 (g/kg) ( $600\text{mg/m}^2$ ) の BPA を含有している (unpublished study) としている。また文献中には、その他の BPA の放出源としての可能性として、印刷インクに用いられるフェノール樹脂への添加と紙コーティングに用いられる芳香族ポリエステル製造を挙げている (Vinggaard et al., 2000)。

さらに、BPA がなぜ放出されるのかについて、再生紙の製造工程とその中の排水の液性を踏まえて考察する必要がある。再生紙製造工程の概略を図 8.2.15-1 に示す。

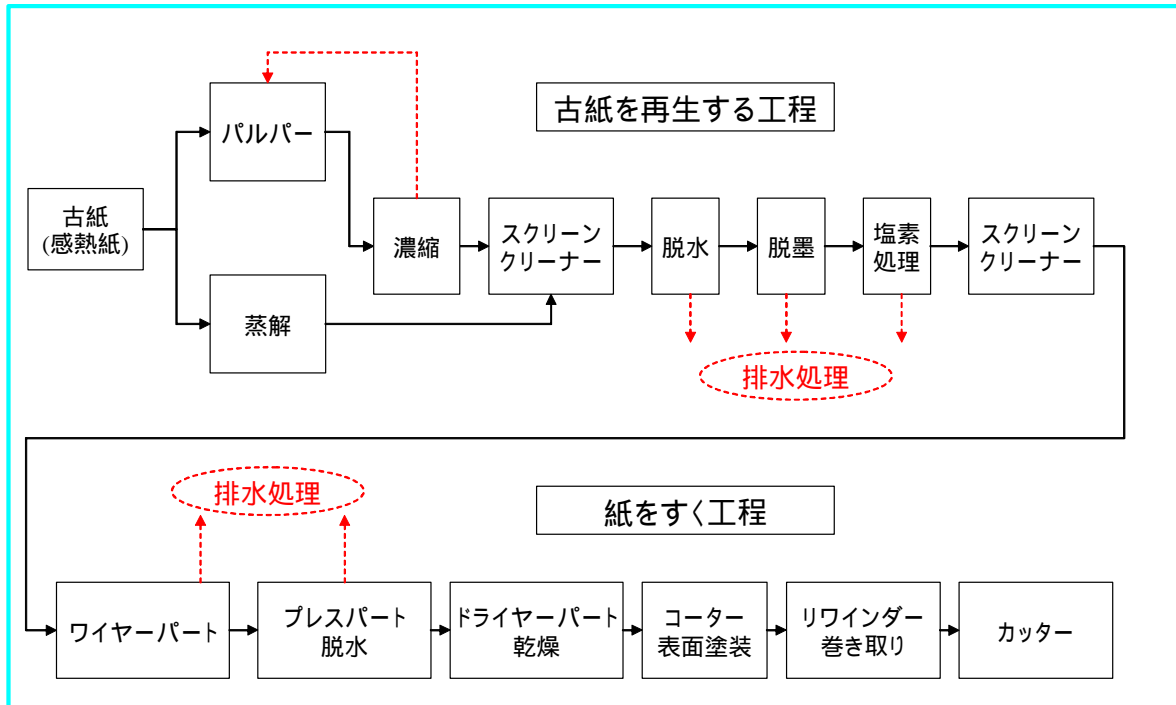


図 8.2.15-1 再生紙製造工程(1例) (ビスフェノール A リスク評価管理研究会調べ)  
(古紙再生促進センター, 2002a; オフィス古紙リサイクルマニュアル参照)

古紙再生の工程では、まず Pulper (パルパー) で薬品の力を借りつつ、物理的に繊維分を取り出す。この工程では比較的きれいな古紙を用いている。それ以外の古紙は、Digester (蒸解) の工程を通す。これは薬品と温度と圧力 (蒸気) をかけて繊維分を取り出す工程で地球釜と呼ばれる釜を用いている。

パルパーの液性はアルカリ性で温度は低温 (加熱しないの意) であるが、小規模の再生紙工場では地球釜を用い、温度は 100 ~ 110 まで上げて行っている。こちらも液性はアルカリ性であり、感熱紙中の顔色剤を処理することが出来ると考えられる。

その後、Thickner (濃縮) や Cleaner (異物除去)、Screen (篩い) に向けられ、一度 Dewatering (脱水) する。次に Deinking (脱墨) を経るが、脱墨後もまだ紙が灰色をしているので wash (洗浄) が入る。その後、塩素漂白処理され、Cleaner (異物除去)、Screen (篩い) にもう一度かけた後に、紙を漉く工程を得て再生紙となる。

再生紙工場では、通常 24 時間操業であるが、1 バッチで 15 ~ 20 トン処理し、1 日 2 バッチ操業というところもある。

感熱紙古紙の再生紙への利用の可能性に関しては、北尾らの感熱紙記録古紙の再生技術に関する文献がある (北尾ら, 1991)。この文献によると、感熱紙古紙の再生パルプ化処理における問題点として、原紙の離解性、感熱記録材料の除去、異物の除去の 3 点を挙げている。顔色剤であった BPA が関連するのは、感熱記録材料の除去である。この問題点は、感熱記録材料の除去が不十分であると、パルプ回収時の加温によって記録材料が反応して発色し、パルプ繊維へ染着することと、また抄紙の際にドライヤーの熱でも同様に発色し、紙の白色度を低下させてしまうことである。これが難処理古紙と言われるゆえんであろう。

北尾らは、顕色剤がアルカリで溶出しやすい性質に着目し、アルカリ処理をした場合に、どの程度、顕色剤が溶出するかを評価検討しており、pH11 の時、その残存率は 4.4%としている。また、結論として、処理工程中の pH を少なくとも 11 以上に保ち、顕色剤を出来るだけ溶出させてパルプ中に残留させないことが望ましいと述べている。

前述したように、一般的な再生紙工場のパルパーおよび蒸解の工程の液性はアルカリ性である。また、濃縮工程で取り出したアルカリはパルパーへ再利用されている。深澤らの論文において、その工程の濃度が一番高い値を示していることから、この濃縮工程で顕色剤であった BPA は古紙から除去されて、さらに濃縮されていると考えられる。

以上から、その製造工程とそこで使われる水の液性を考慮すると、BPA の放出源として再生紙工場が挙げられる。

再生紙製造工程からの放出および移動量について後述の 2 つの推算の結果を表 8.2.15-1 にまとめる。

表 8.2.15-1 2000 年度の再生紙製造工程からの放出および移動量

放出・移動箇所	放出・移動量 (kg/y)
大気	考慮しない
水域	120-990,00
事業所内への埋め立て	考慮しない
下水道 (移動)	考慮しない
事業所外 (移動) 廃棄 (主に焼却処理)	-

(ビスフェノール A リスク評価管理研究会推算)

以下に 2 つの推算方法を具体的に示す。

(1) 2001 年古紙需給統計 (2001 年 1 月～12 月) によると、印刷・情報用紙の 2000 年度の生産量は、11,740,922 トンであり、その他の新聞用紙や包装用紙、段ボール原紙等の板紙を含めた紙・板紙の生産量の総計は 31,828,058 トンである (古紙再生促進センター, 2002b)。

また、印刷・情報用紙の古紙利用率は 20.9%となっている (古紙再生促進センターHP, 2002)ので、古紙に利用されている印刷・情報用紙の量は以下ようになる。

$$11,740,922 \text{ (t)} \times 0.209 = 2,450,000 \text{ (t)}$$

上述したように、感熱紙は禁忌品 B 類であるので、最大 0.5%の感熱紙が混入していると考えられる。ここでは古紙に利用される印刷・情報用紙のみに感熱紙は混入すると仮定し、その他の新聞用紙や段ボール原紙等の板紙と混ざって廃棄されないとする。混入率には幅を持たせて、0.05～0.5%とすると、混入した感熱紙の量は、

$$2,450,000 \text{ (t)} \times 0.0005 \sim 0.005 = 1,200 \sim 12,000 \text{ (t)}$$

である。感熱紙中に含有される顕色剤としての BPA の割合は、第 4 章の表 4.2.2-1 の 1997～1999 年の割合および Vinggaard A.M.らの文献から、おおよそ 1%と推測できるので、BPA の含有量としては、12～120 トンが再生紙工場に回ってくると考えられる。

製紙工場では、排水処理を行っているが、それらの BPA に対する除去率のデータは少ない。深澤らの論文からは、活性汚泥処理を行っている工場の除去率は、95%程度と見られる。これらは中小の工場と推測され、大手の再生紙工場はさらに除去率が高く、99%以上であると考えられる。また、経済産業省・環境省が公表した PRTR 排出量等算出マニュアルによれば、一般的に溶解有機化合物の除去率は 60～95%の範囲をとるとされている(経済産業省・環境省, 2003)。

また、製紙工場の中には凝集沈殿処理のみで排水しているところもある。一般的にこれらの処理方法での溶解有機化合物の除去率は 0～10% であるが(経済産業省・環境省, 2003)、排水の液性やペーパースラッジの量等の要因から、本章では BPA についてこの値を当てはめることは適切でないと判断した。そこで、全国の再生紙工場での BPA 除去率の幅を、60～99%と仮定して推定する。

このシナリオによる再生紙工場からの BPA 放出量を表 8.2.15-2 に示す。

表 8.2.15-2 各シナリオにおける 2000 年度の再生紙工場からの BPA の放出量

除去率 (%)	感熱紙混入率 0.05% のとき (t/y)	感熱紙混入率 0.5% のとき (t/y)
60	4.8	48
95	0.60	6.0
99	0.12	1.2

(ビスフェノール A リスク評価管理研究会推算)

(2) 1996～1997 年版工場通覧(日刊工業新聞社, 1996)によると、全国にパルプ・紙・紙加工品製造業は、3,152 事業所存在する。

古紙再生促進センターによれば、再生紙を扱っている工場はその内、9 割強とのことである。また、静岡県内では約 7～8 割の工場が再生紙を扱っているとのヒアリングから、3,152 事業所の 8 割の 2,522 事業所が再生紙工場を営んでいるとする。

また、古紙の年間使用量は、古紙再生促進センターがまとめた資料(紙・パルプ統計月報を整理したもの)より、2000 年度古紙消費量は 17,918,002 トンである。処理水量は経験値からその 20～150 倍との意見を得た(1 人は 20 倍程度、1 人は 30～150 倍程度と回答)。ここでは、20～150 倍とし、排水中の BPA 濃度に深澤らの値 0.4～370 (μg/L)を用いて(Fukazawa et al., 2002)、全国の古紙を扱う工場からの BPA の年間放出量を以下のように推算した。

$$0.4 \sim 370 (\mu\text{g/L}) \times 17,918,002 (\text{トン/年}) \times 20 \sim 150 (\text{排水量/古紙の量}) = 0.14 \sim 990 (\text{トン/年})$$

$$140 (\text{kg/年}) \sim 990,000 (\text{kg/年}) \div 2,522 (\text{工場}) = 0.056 \sim 390 (\text{kg/年/工場})$$

故に、全国の再生紙工場より年間 0.14～990 トン、また 1 工場当たり年間 0.056～390 kg 放出している結果となる。

#### 8.2.16 最終製品使用

製品からの放出の寄与を以下の事実を基にして考える。

- ・ PC 樹脂製品、EX 樹脂製品等の中に未反応の BPA が ppm のオーダーで存在する(前述)。
- ・ PVC 樹脂製品中に、BPA そのものが存在する(前述)。
- ・ 一般家庭における室内空気中から BPA が検出される (第 10 章 10.2 東京都の取組み 参照)。
- ・ 下水処理場の流入水から BPA が検出される(第 5 章参照)。
- ・ 廃棄物処分場の浸出水中に BPA が検出される(第 5 章参照)。
- ・ 平成 13 年度 PRTR 情報による排出量および移動量の届出が 33 都道府県であったのに対して、全国域で河川水中から検出限界に近い濃度で検出されている(第 5、第 6 章参照)。

第 5 章および第 10 章では、大気中の BPA 濃度は、 $28 \text{ ng/m}^3$  以下で微量ながら検出されているが、蒸気圧が低いことおよび室内空気中濃度が屋外に比べて高くないことを根拠に、本報告書では BPA の最終製品からの大気への放出は微量と考え、考慮しないことにする。

次に、最終製品使用を屋外と屋内に分けて考え、屋外使用における雨水による水域への放出を考慮する。室内使用から水域への放出も考慮せねばならないが、本章では全て 8.2.17 で考察する下水処理場へ流入するとし、下水処理場からの放出量に含まれると仮定する。しかし、実際には生活排水が未処理な地域あるいは浄化槽を利用している地域は下水処理場以外からも水域へ排出される。また、屋外使用からの雨水による放出は、土壌中に残らず、下水処理場を介さないで水域へ放出されると仮定する。

本報告書において得られている BPA 含有 (未反応の残留 BPA も含む)最終製品のそれぞれのシナリオは以下ようになる。

##### (1) PC 樹脂

PC 樹脂においては、製品中の未反応の残留 BPA の放出について考える。

PC 樹脂製品の用途別出荷量は、大きく 7 用途に分かれており、「電気・電子」、「OA・光学用途」、「シート・フィルム」、「自動車・機械」、「医療・保安」、「雑貨・その他」、「アロイ他」とあり、各々の用途への PC 樹脂の出荷割合が得られている(第 4 章参照)。しかし、さらに小分類である、例えば「電気・電子」用途の「コネクター」の量や、「OA・光学用途」の「CD」の出荷量については把握されていない。そのため小分類の出荷量については仮定を用いる。また、PC 樹脂製品の寿命(使用期間)および廃棄先についての情報がポリカーボネート樹脂技術研究会から得られている(表 8.2.16-1)。

表 8.2.16-1 PC 樹脂最終製品の使用期間と廃棄先

用途 (大分類)	主要製品 (小分類)	使用期間(年)	廃棄先分類
電気・電子	コネクタ・キートップ・コイルボビン等	3 - 5	一般
	ビデオカメラ・ヘッドライヤー等	3 - 5	
OA・光学用途	CD・DVDの基盤	5 - 10	一般
	LBP 光学ボックス、FDD 部品等	3 - 5	一般・産廃
シート・フィルム	カーポート、アーケード、道路防音壁等	5 - 10	産廃
	銘板	3 - 5	一般
自動車・機械	ヘッドランプレンズ、ドアハンドル、インパネ等	5 - 10	産廃
	カメラ部品、電動工具ハウジング	5 - 10	一般
医療・保安	人工透析器、三方活栓	使い捨て	特殊産廃
	フーリガン対策盾、保護メガネ、電気工事ヘルメット	3 - 5	産廃
雑貨・その他	食器、ほ乳瓶	1 - 5	一般・産廃
	パチンコ、ゴーグル、サングラス、空手面	3 - 5	一般
アロイ他	OA 筐体	3 - 5	産廃

(ポリカーボネート樹脂技術研究会調べ)

これら PC 樹脂製品の中で、屋外に用いられる製品は、「シート・フィルム」の「カーポート、アーケード、道路防音壁等」と、「自動車・機械」の「ヘッドランプレンズ・ドアハンドル、インパネ等」であると考えられる。

また、これらの用途のPC樹脂製品は、屋外使用があらかじめ設定されているため、耐候性の表面処理が施されており、それらの製品からのBPAの放出はないと考えられる。

シート・フィルム用途では、屋外使用での耐候性の表面処理がされていない製品の割合は約25%程度とのヒアリング結果がある。ただし、シートについては消費者の使用の自由度もあり、用途適性外使用もあると考えられる。

自動車・機械用途では、屋外使用での耐候性の表面処理がされていない製品の割合は最大で5%程度とのヒアリング結果がある。ヘッドランプなどは製品用途が固定されており、シートと異なり適切処理品が使用される。

これらの製品の使用期間は最大 10 年である。そのことを考慮すると 1991 年から 2000 年までに製造されたこれらの用途の PC 樹脂製品が屋外で使用されていることになるので、これら全てを放出源の対象とする必要があるかもしれない。

一方、河村らは PC 樹脂製食器の繰り返し溶出試験を行っており、1 回目の BPA 溶出量に比べ、2 回目以降では溶出量が大きく減少するとしている (河村ら, 1998)。

この結果から、PC 樹脂最終製品からの水域への放出シナリオにおいては、その溶出のメカニズムについて、一定量が継続的に溶出するとは判断せずに、2000 年に出荷された PC 樹脂製品のみを対象とする。

## (2) EX 樹脂

EX 樹脂においては、製品中の未反応の残留 BPA の放出について考える。

EX 樹脂の用途を大きく分類すると、「塗料」、「電気」、「土木・接着剤」の 3 つに分けられるが、第 4 章によると、その統計データは塗料工業会や接着剤工業会の統計とは合っていない。また、「塗料」の中分類は、「自動車」、「缶」、「その他」の用途別に、また「電気」の中分類は「積層板」、「封止剤」、「その他」の用途別に出荷量が得られているが、「その他」の量が多く、これらの分類では製品からの放出量を推定するのは難しい。

一方、塗料工業会および接着剤工業会は、それぞれ EX 樹脂の出荷量を用途項目に分けて分類している。しかし、これらが全て BPA 型 EX 樹脂であるかどうかは不明であるので、これらの統計は用いないこととする。

塗料や接着剤用途の製品からの放出量を推定するときの問題点は、塗料は製品に塗られ、接着剤は製品と製品を接着させる点にある。つまり、被塗装、被接着製品から BPA が放出するシナリオを描かなくてはならない。しかし、その対象となる製品の種類は、船、飛行機、自動車などの移動体から建材や配管など膨大な種類に及ぶ。

故に現段階では大きく仮定を立てても、詳細な仮定を立てても、その精度はあまり変わらないと考えられる。

「塗料」用途においては、「缶」の内面コーティング用途以外の「自動車」と「その他」の合計の 2 分の 1 が屋外で使用されると仮定する(塗料屋外比率 = 1/2)。

更に 2 重コーティングを施し 上塗り比率 = 1/2、中塗り比率 = 1/2 と仮定する。

故に 屋外用途で放出の可能性のある比率は、

屋外比率 =  $1/2 \times 1/2 \times 1/2 = 1/8 = 12.5(\%)$

となる。

「電気」用途は全て成型品であり、これらは全て室内で用いられ、屋外の用途は無いと仮定する。

「土木・接着剤」用途においては、その全てが接着剤となると仮定し、2 分の 1 の量が屋外で用いられるとする(屋外比率 = 1/2)。更に上塗り又は他の材料の被覆比率をその量の 2 分の 1 と仮定する。

故に屋外用途で放出の可能性のある製品の比率は、

屋外比率 =  $1/2 \times 1/2 = 1/4 = 25(\%)$

となる。

EX 樹脂を含有する被塗装、被接着製品の量および製品寿命についての情報は、調査した範囲では不明である。現在、2000 年までに製造されたこれらの用途の EX 樹脂製品が屋外で使用されていることになるので、製品の使用期間に仮定を設け、これら全てを放出源の対象とする必要があるかもしれない。

一方、大原は、5 種の水道管(新管)の BPA に関する溶出試験を行っている。この試験ではミネラルウォーターを用い、 $23 \pm 2$  で 16 時間接触させた試料を分析している(大原, 2000)。結果は表 8.2.16-2 に示すとおりで、この中で EX 樹脂塗料が塗られた水道管においては、0 ヶ月時(試験開始直後)に  $0.02 \mu\text{g/L}$  が検出されたが、1 ヶ月後には ND(検出限界: $0.01 \mu\text{g/L}$ )となった。



表 8.2.16-2 水道管からの溶出試験結果 (大原, 2000)

供試管名	0ヶ月		1ヶ月	
	溶出濃度 ( $\mu\text{g/L}$ )	単位接水面 積溶出量 ( $\mu\text{g/m}^2$ )	溶出濃度 ( $\mu\text{g/L}$ )	単位接水面 積溶出量 ( $\mu\text{g/m}^2$ )
エポキシ樹脂粉体塗装管	0.02	0.38	ND	ND
硬質塩化ビニルライニング鋼管	0.01	0.10	ND	ND
ポリエチレン粉体ライニング鋼管 A	0.11	1.10	0.02	0.2
ポリエチレン粉体ライニング鋼管 B	0.06	0.60	ND	ND
橋架ポリエチレン管	0.02	0.10	ND	ND

ND (検出限界) : 0.01  $\mu\text{g/L}$

以上の結果から、EX 樹脂最終製品からの水域への放出シナリオにおいては、その溶出のメカニズムについて、一定量が継続的に溶出するとは判断せずに、2000 年に出荷された EX 樹脂製品のみを対象とする。

これらのシナリオより、EX 樹脂最終製品からの放出量を求める。

### (3) PVC 樹脂

PVC 樹脂においては、製品中に安定剤として含まれる BPA の放出について考える。

第 4 章で述べているように、PVC 樹脂の全てに BPA が安定剤として用いられているわけではない。そのため、BPA が含まれている PVC 樹脂製品の割合を算出しなくてはならないが、そのような統計データは存在しない。

また、第 4 章から 2000 年度の軟質 PVC 樹脂製品に BPA が約 20 トン用いられていることがわかっていて、これらの分類は、「工業用フィルム」、「電線」、「その他」となっている。また、電線工業会関係では、2001 年度に電線として 17 トン用いられていることから、ここでは 2000 年度にも同量が用いられたと仮定する。その他に農業用ビニルやホースについては、2000 年から自主規制されていると考え、考慮しない。床板や建材については全て屋内で用いられると考え、8.2.17 下水処理場からの放出量に含まれるとする。

ここでは、対象となる PVC 樹脂製品として「工業用フィルム」、「電線」、「その他」を挙げる。また、これら PVC 製品の屋外で使用される割合について述べる。まず BPA を含む「工業用フィルム」に関するデータは得られなかった。しかし、一般 PVC フィルムについては、2002 年度の生産量の約 6% が屋外で用いられるとのヒアリング結果がある。なお、これらのフィルムすべてが BPA を含んでいるわけではない。次に、BPA を含む「電線」については、耐熱性を必要とした電線に BPA を添加することから、室内用のケーブルによく用いられ、屋外での使用割合は 2001 年度の電線の生産量の約 6% というヒアリング結果がある。硬質 PVC 樹脂製品に関しては、微量ながら溶出された結果を報告した文献があるが、これらは EX 樹脂などの内面塗料コーティングとの関連もあるため (表 8.2.16-2)、PVC 樹脂製品からの寄与のみとは限定できないと考えられる。また、硬質 PVC 樹脂製品には現在は用いられていないとの報告もあることから (第 4 章参照, 塩化ビニル管・継手工業会 HP, 2003)、本報告書では硬質 PVC 樹脂製品からの放出を考慮しない。

一方、第4章から、PVC樹脂最終製品の耐用年数は表8.2.16-3のように得られている。

表8.2.16-3 PVC樹脂最終製品の推定される耐用年数と廃棄先

最終製品の種類	耐用年数 (年)	廃棄先分類
工業用フィルム	1-20	-
電線	5-30	-
その他	10	-

これらの廃棄先についての情報は得られなかった。

ここでは、第4章資料2より7.5トンが「工業用フィルム」、28.7(11.7+17)トンが「電線」、0.8トンが「その他」に含まれるとする。

また、これら製品の使用期間は最大30年であるので1971年から2000年までに製造されたPVC樹脂製品が屋外で使用されていることになるので、これら全てを放出源の対象とする必要があるかもしれない。

福井らはPVC製しゃ水シートから溶出する有機物としてBPAを測定している。その結果によると、PVC製シート中のBPAは温度の上昇(20~60)および振とう時間(0.25~96時間)が長くなるにつれて溶出量が増加する傾向が見られた。また繰り返し溶出試験(1~10回)を行ったところ、BPAは製品から継続的に溶出すると述べている(福井ら, 1994)。しかし、実験結果を見ると、1回目の溶出量と2回目以降の溶出量には1オーダー程度の差が見られるため、本章では継続的に溶出するとは判断しないこととした。

また、1994~1997年度(平成6~9年度)の独立行政法人国立環境研究所の特別研究報告に、材質は不明となっているが、PVC樹脂と推測される合成皮革の溶出期間に関する試験の結果が示されている。この試験では試料を水に漬けたままの状態でも20日近く溶出試験がなされているが、BPAは1~2日目に比較的速やかに溶出し、ある程度溶出すると定常状態に達する結果となっている(国立環境研究所, 1998)。

ゆえに、PVC樹脂最終製品からのBPAの水域への放出シナリオにおいては、その溶出のメカニズムについて、一定量が継続的に溶出するとは判断せずに、2000年に出荷されたPVC樹脂製品のみからの放出量を対象とする。

これらのシナリオより、PVC樹脂最終製品からの放出量を求める。

#### (4) 再生紙(顕色剤・印刷インク樹脂)

製品としての再生紙にもBPAが含有される可能性があることを前述したように、再生紙からの水域への放出は考慮すべきである。家庭内・事業所内で使用される再生紙中にBPAが混入し、かつそれが水に浸かる用途ではトイレトペーパーが考えられるが、実際にトイレトペーパー中のBPAを分析した論文は無い。前述したVinggaard A.M.らによるキッチンロール紙に関する論文はEUのリスク評価書(案)に紹介されているが、リスク評価には用いられていない(第3章3.2.2参

照)。また、国内でも 2002 年の第 5 回環境ホルモン学会にて食品関係の容器包装紙について BPA の溶出試験の結果が発表されている(尾崎ら, 2002)。本報告書で調査した範囲ではそれ以上のことについては不明であった。

また、本章ではこれらの室内使用による水域への放出は、8.2.17 に述べる下水処理場からの放出に内包されると仮定している。

#### (5) その他熱可塑性樹脂

繊維用樹脂ポリアリレートが唯一挙げられており、未反応の BPA の溶出が示唆されるが、最終製品(繊維)がどのような用途に用いられているかは調査した範囲では不明であった。

#### (6) その他熱硬化性樹脂

ポリウレタン樹脂を含むその他の熱硬化性樹脂からの未反応の BPA の溶出が示唆されるが、最終製品がどのような用途に用いられているかは調査した範囲では不明であった。

#### (7) その他の樹脂

印刷インク樹脂がこの分類で挙げられ、再生紙あるいは紙から水域への放出が示唆されるが、そのような使用実態があるのか、本報告書で調査した範囲では不明であった。

また、ブレーキ液は、自動車および二輪自動車に用いられる。販売製品としてのブレーキ液の寿命は 3 年保証となっており、3 年を過ぎると焼却処分される。また、廃車となった車からはブレーキ液だけを抜いて焼却処理をしている。故に自動車用ブレーキ液製品からの放出はないと判断する。また、二輪自動車については調査していないが、自動車に用いられる量よりさらに微量と考え、考慮しないこととする。

#### (8) ポリエステル樹脂中間体・難燃剤・水添 BPA・その他の用途

これらの用途においても、未反応の BPA の溶出が示唆されるが、歯科材料以外どのような最終製品になっているのか調査した範囲では不明であった。

以上のことから、考慮すべき放出源として PC 樹脂、EX 樹脂、PVC 樹脂に関しての 3 つのシナリオを基に、屋外使用による BPA の水域への放出量を推定する。

(1) PC 樹脂に関しては、食品容器およびほ乳びんに使用されていることから、それらからの溶出試験が数多くなされており(第 7 章参照)、論文・報告書も多いが、その他の PC 樹脂製品に関する報告は少ない。

今岡らは、4 つの学会発表において、PC 樹脂製品を中心に BPA 含有製品からの溶出量についての測定結果を報告している(今岡ら, 1999, 2000, 2001a,b, 2002a)。溶出試験の方法は、ガラスカラム(80×L700mm)を用いた流下型試験装置により実施している。各試料 300g に対し純水 3L(固液比 1:10)として、接触時間 1.2 時間で 5 回の繰り返し溶出試験を行い、その合計を溶出量としている。これらの発表資料の一部の試験結果を単位の  $\mu\text{g}/\text{kg}$  を  $\mu\text{g}/\text{g}$  換算し、表 8.2.16-4 に示す。

表 8.2.16-4 BPA 溶出試験の結果 (今岡ら)

材質	溶出量(μg/g)
PC 樹脂ペレット	0.0006
PC 樹脂ボールペン	0.0574
PC 樹脂波板	0.0897
PC 樹脂 CD	0.0288
PVC 樹脂波板 1	0.1365
PVC 樹脂波板 2	0.160
軟質 PVC ペレット	0.0423
PVC 樹脂配管	0.0001
PVC 樹脂電線被覆	0.0253
PVC 樹脂ホース	2.048
PVC 樹脂シート 1	1.284
PVC 樹脂シート 2	0.0841

また、山本・安原らは、独立行政法人国立環境研究所の報告書において廃プラスチックおよび購入したプラスチック製品からのフェノール類の溶出試験の結果を報告している(国立環境研究所, 1999)。溶出試験は、試料を 1cm 片に切り、それらの容積が約 100mL となるくらいまでの量に、溶媒として精製水 300mL を加えて、暗所・室温で静置されて行われた。また含有量試験は、同試料 1g をガラス容器に取り、クロロホルム 20mL を加えて振とうした後、2~3 時間放置して可溶部分を溶かした後、メタノール 50mL を加えて、ポリマーを沈殿させた。その上澄みの一部を採り、GC/MS で定量した(検出限界:20 μg/g)。

試験の結果、BPA の溶出率は、表 8.2.16-5 のように推算されている。ここで溶出量は材質の重量当たりの BPA 溶出量であり、また溶出率は BPA 含有量当たりの BPA 溶出量である。

表 8.2.16-5 プラスチックからの BPA の溶出率 (国立環境研究所, 1999)

材質	性状	重量(g)	溶出量(μg/g)	含有量(μg/g)	溶出率 (wt%)
PC 樹脂	食品保存容器*	102.7	0.004	347	$1.2 \times 10^{-3}$
不明	シート	47.1	0.017	942	$1.8 \times 10^{-3}$
PC 樹脂	CD-ROM*	80.6	0.023	1,020	$2.3 \times 10^{-3}$
PVC 樹脂	パイプ*	81.1	0.011	110	$1.0 \times 10^{-2}$
不明	合成皮革	68.8	9.81	467	2.1
PVC 樹脂	電気コード*	106.0	1.98	71	2.8
不明	合成皮革	25.9	139	1,280	11

\* 購入品

表 8.2.16-4 と表 8.2.16-5 から PC 樹脂製品からの BPA の溶出量は、0.0006~0.0897 (μg/g)の範囲にあると考えられる。

ここでは、PC 樹脂製品からの年間放出係数として、表 8.2.16-5 に示した国立環境研究所の PC 樹脂製食品保存容器からの BPA 溶出率  $1.2 \times 10^{-3}$  (wt%)を用いる。

(2) EX 樹脂に関しては、塗料については飲料缶の内面コーティングに使用されていることから、缶からの溶出試験の論文・報告書が多いが(第 7 章参照)、その他の一般的に使われる塗料からの

溶出試験の論文は調査した範囲ではない。

柴田らは、2000年度の日本水環境学会において、船舶のバラストタンク内の腐食防止に用いられるタールエポキシ樹脂塗料について、それらを剥離紙に塗布した形でBPAの溶出試験を行った。試験では、脱イオン水を蒸留した水2Lにタールエポキシ樹脂塗料を塗布済の剥離紙(490mm<sup>2</sup>×塗料厚さ0.125mm)を入れ、25および35に設定した恒温槽で24、48、96時間溶出させた。その結果、35で48および96時間溶出させた際に最大値を取り、その濃度は0.03μg/Lであった(検出限界0.01μg/L)(柴田, 2000)。

今岡らは、2002年度の環境ホルモン学会においてEX樹脂系塗料から20.3μg/m<sup>2</sup>溶出したと報告している(今岡ら, 2002b)。この試験は柴田らと異なり、6時間の振とう試験からの溶出量である。

日本下水道事業団技術開発部の報告書において弓倉らは、BPAを含有する可能性がある下水道資材からの溶出試験を行っている。ここでは試料50gに対して、下水道の二次処理水500mLを溶出液として20で6時間の振とう溶出を行っている(弓倉ら, 1999)。結果を表8.2.16-6に整理する。

表8.2.16-6 下水道資材に関連したBPAの溶出試験結果(弓倉ら)

資材名	形状	BPA濃度(μg/L) (試験回数)
EX樹脂 ガラスマット	ガラスマットに樹脂を塗布 厚さ2mm	1.63-4.23 (5回)
ビニルエステル樹脂 ガラスマット	ガラスマットに樹脂を塗布 厚さ2mm	0.93-1.93 (3回)
EX樹脂モルタル	セラミックパウダー入り樹脂 厚さ5mm	7.12-9.47 (4回)
硬質塩化ビニル管	配管用13	0.84-1.44 (2回)

弓倉らは結論として、下水道資材からのBPAの溶出負荷量は、処理場の流入負荷量に比べてごく小さいとしている。

現段階ではEX樹脂塗料からの年間放出量の推定は不可能である。最低でもEX樹脂塗料の重量、塗装表面積やBPA含有量に関する情報が必要である。

EX樹脂接着剤についても塗料用途同様に論文・報告書は得られていない。

本橋らは、2001年度の日本建築仕上学会において、建築用EX樹脂系の接着剤からのBPAの溶出量を測定した結果を発表している。接着剤の組成は、BPA型EX樹脂70~80%、反応希釈剤15~20%、増粘剤5~10%となっており、このような組成のEX樹脂接着剤主剤に硬化剤を混ぜた場合の溶出量と、主剤のみの含有量について2試料ずつ分析を行っている(本橋ら, 2001)。その結果、主剤のみのEX樹脂からは、0.1と10.9(ppm)のBPAが検出された。このことから8.2.4で前述したEX樹脂中の未反応のBPAを10ppmとした。また、EX樹脂が接着剤として使用される際には、硬化剤は必ず用いられるので、硬化後のEX樹脂製品からの溶出量の方を放出係数として用いる。

本橋らは、60の天然水での抽出と60飽和水酸化カルシウム溶液による抽出の2通りを行っているが、ここでは屋外使用による雨水からの溶出を考えているので、前者での値0.044と0.026μg/gを挙げ、本報告書では0.044(μg/g-EX樹脂)を用いることとする。

ただし、溶出期間が振とう機による振り混ぜ 600 回/分で 6 時間であること、天然水の水温が 60 であること、試料数が 2 つしかないことなど放出係数を検討するには課題は多く、さらなるデータの蓄積が望まれる。

本シナリオでは検討していないが、竹ノ内らの技術論文によって、「電気」用途の EX 樹脂製品であるパッケージ用有機材料からの BPA の溶出に関する結果が報告されている（竹ノ内ら, 2002）。

環境省は、PRTR 非点源推計手法として塗料・接着剤用途における手法を開発しており、BPA に関しては対象物質としては挙げられていないが、政令番号 30 の BPA 型 EX 樹脂(液状)が推計対象として挙げられている。

EX 樹脂の塗料用途については、塗料工業会へのヒアリングを基に、塗装時に伴う飛散や損失を含んだ放出係数(環境省では排出率とし、排出媒体を特定していない)を 2%としている。

また接着剤用途については、接着剤工業会へのヒアリングを基に 0%とされ、その理由として揮発しにくいことを挙げている。

これらを踏まえ、EX 樹脂が 2%塗装ロスにより放出するとなると、ロス分中の BPA は EX 樹脂の分子構造内に閉じこめられたまま放出されることになる。本シナリオに沿えば、1 年分の EX 樹脂塗料 9,700 トンがこの対象となり、EX 樹脂中の未反応の BPA の量に概算すると、9,700 (トン) × 2 (%) × 0.2 (ppm) = 2 (kg)となる。接着剤に関しては、当然ゼロとなるが、塗料の塗装ロスに相当する接着剤の接着ロスを考慮しなくて良いのかは不明である。

本章においては、塗装・接着作業中の EX 樹脂の塗装・接着ロスに付随する BPA の排出については考慮しない。

(3) PVC 樹脂に関しては、その溶出試験は廃棄物関連の研究を中心に行われている。

PC 樹脂のところでも先述した表 8.2.16-4、表 8.2.16-5 から、PVC 樹脂製品からの BPA の溶出量は、0.0001 ~ 2.048 (μg/g) の範囲にあると考えられる。

福井らの溶出試験では、BPA の溶出にシートの厚さが関係していないことを示しており、溶出量は 0.90 ~ 24 (μg/g)の範囲にある。結果の一部を表 8.2.16-7 に示す。

表 8.2.16-7 PVCシートからの BPA の溶出量 (福井ら, 1994)

No.	シートの厚さ (mm)	試料の重量 (g)	BPA 溶出量 (μg/g) 静置
1	1.5	1.05	5.1
2	1.0	0.59	7.4
3	1.5	0.93	24
4	1.5	0.96	3.9
5	1.5	1.02	0.90
6	1.5	0.90	1.2
7	1.0	0.66	11
8	1.5	1.04	14
9	1.5	1.01	3.0
10	1.5	1.01	2.2

山本らによる PVC 樹脂製ホースからの BPA の溶出試験は、ホース約 1m を U 字型に曲げてその中を精製水で満たし、両端をアルミホイルで覆って、24 時間室温で静置した形で行われた。その

結果、接触表面積当たりの溶出量の範囲は、0.003～0.65 (μg/cm<sup>2</sup>)であった (山本ら, 2000)。結果を表 8.2.16-8 に示す。

表 8.2.16-8 PVC 製ホースからの BPA 溶出量 (山本ら, 2000)

No.	分析した水量 (mL) / 実験に用いた水量 (mL)	接触表面積 (cm <sup>2</sup> )	BPA 溶出濃度 (μg/L)	BPA 溶出量 (μg/cm <sup>2</sup> )
1	154 / 154	410	673	0.25
2	151 / 151	402	457	0.17
3	149 / 149	396	545	0.20
4	161 / 161	429	1730	0.65
5	154 / 154	411	78	0.029
6	164 / 647	220	244	0.18
7	169 / 421	282	329	0.20
8	173 / 589	231	4.0	0.003
9	89 / 89	323	168	0.046

山本らは、その他にホースに通過させただけの水から BPA 濃度 8.7 μg/L を検出している。また、溶出時間を変えた場合 (0,1,2,4,8,12,24 時間)、4 時間を過ぎると溶出濃度の増加は鈍化すると述べている (山本ら, 2000)。

本章では、表 8.2.16-5 の結果を用いて、「電線」の放出係数として PVC 樹脂製の電気コードの溶出率である 2.8 (wt%) を年間放出係数として用いる。また、「工業用フィルム」の放出係数として、福井らの結果から溶出量がシートの厚さによらないことから、電気コードの値が工業用フィルムにも当てはまると仮定し、また同様に「その他」についても当てはまると仮定し、共に年間放出係数として 2.8 (wt%/年) を用いることとする。

これらの仮定より、各製品からの放出係数を設定し、放出量を求めた。

表 8.2.16-9 に整理したように、放出量の算出の方法は、まず 2000 年度の BPA を含有した製品の使用量に前述した屋外使用割合を乗ずる。次に、PC 樹脂、EX 樹脂、PVC 樹脂それぞれの製品中の BPA の代表的な含有量を乗ずることで製品中の BPA 量を求め、さらに放出係数を乗じて年間放出量を求めた。なお、屋外使用割合はそれぞれ関連業界からのヒアリング結果を基にした。ここでは、これらの割合は 2000 年度の製品にも当てはまると仮定した。また、PVC 樹脂の「その他」については、日本ビニル工業会によると、主な製品はレザーであることから、「工業用フィルム」、「電線」の屋外使用割合を超えることはない判断し、同じ 6%と仮定した。

表 8.2.16-9 推定する最終製品使用からの水域への放出シナリオと 2000 年度の放出量

最終製品の種類	2000 年度 BPA 含有製品使用量 (トン)	屋外使用割合	BPA 含有率	製品中の BPA 量 (トン)	放出係数 (%/年)	放出量 (kg/年)
PC 樹脂 カーポート・アーケード等	45,000	25%	250 ppm	2.8	$1.2 \times 10^{-3}$	0.03
PC 樹脂 ヘッドランプレンズ等	32,000	5%	250 ppm	0.4	$1.2 \times 10^{-3}$	0.005
EX 樹脂 塗料(缶用除く)	39,990	12.5%	10 ppm	0.05	×	×
EX 樹脂 接着剤	38,930	25%	10 ppm	0.1	0.04 ( $\mu\text{g/g-EX 樹脂}$ )	0.4
PVC 樹脂 工業用フィルム	9,307	6%	0.081%	0.045	2.8	1.3
PVC 樹脂 電線	5,828	6%	0.2%	1.7*	2.8	48
PVC 樹脂 その他	19,912	6%	0.004%	0.0485	2.8	1.3
合計	190,977	-	-	-	-	51

(ビスフェノール A リスク評価管理研究会推算)

:屋外で製品からの溶出の可能性のある用途のみを記載している。 ×:推定不可能

\*:日本ビニル工業会から得られた電線 5,828 トン中の屋外使用分に含まれる BPA0.7 トンと、電線工業会から得られた BPA 量  $17 \times 0.06 = 1.02$  トンとを足し合わせた結果 (第 4 章参照)

表 8.2.16-9 より最終製品使用による水域への放出量は、51 (kg/年)と推定された。これらの推定には、製品としての輸出入量、リサイクルに関する情報を得ていないため、その値が考慮されていない。



### 8.2.17 下水処理場

一般的に、下水処理場には中小規模の工場排水および家庭排水が流入し、下水処理場で処理され、河川へと放流される。しかし、図 8.2.17-1 に示すように地域によっては、一部の工場排水および家庭排水は、し尿処理や浄化槽処理を行い放流されるが、未処理のまま環境中へ放流されたりすることもある。一部の事業場排水は、下水道へ排出される前に除害施設で前処理が行われる。

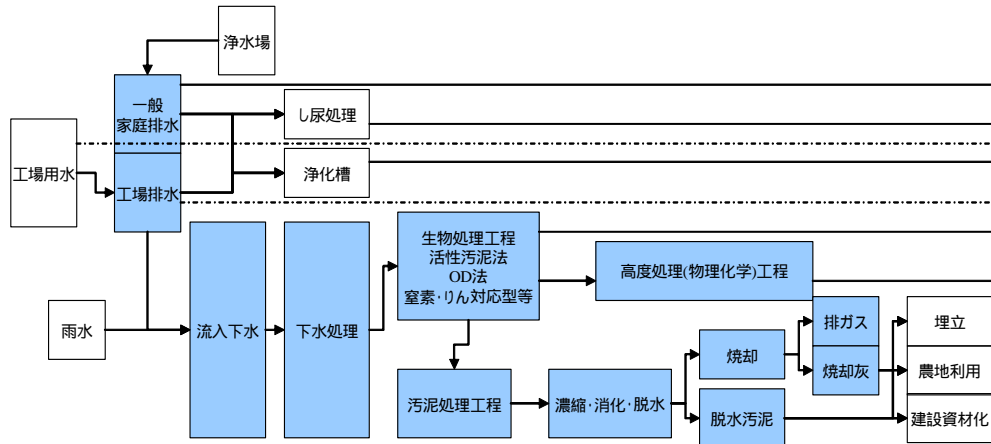


図 8.2.17-1 工場排水・家庭排水の処理の流れ (国土交通省, 2001)

国内の下水道普及率は、63.5% (平成 13 年度末)である(国土交通省 HP, 2003)。

下水処理工程の概略を図 8.2.17-2 に示す。図に示された数値は国土交通省の調査結果から得られた BPA のマスフローと脱水汚泥、焼却灰および排ガス中濃度である (国土交通省, 2001)。

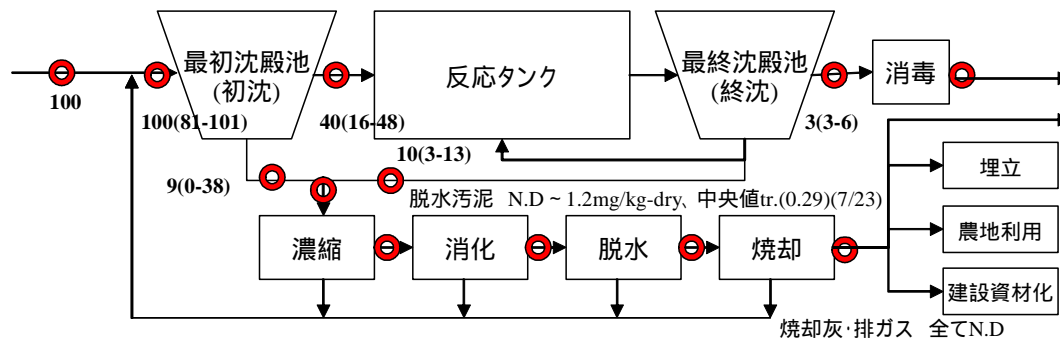


図 8.2.17-2 下水処理工程図 (国土交通省, 2001)

下水処理場の処理工程からの排気および排水に伴う放出量と活性汚泥による移動量を推算した結果を表 8.2.17-1 に示す。

表 8.2.17-1 2000 年度の下水処理場の処理工程からの放出および移動量

放出・移動箇所	放出・移動量 (kg/y)
大気	考慮しない
水域	190-200
事業所外 (移動) 活性汚泥	$0.29 \text{ (mg/kg-dry)} \times 197.7 \times 10^4$ (DS-t/y) =570

2000 年度の年間発生活汚泥量(国土交通省都市・地域整備局 HP)  
(ビスフェノール A リスク評価管理研究会推算)

下水処理場のデータについては、国土交通省下水道局の情報を基にしている (第 5 章参照)。

下水処理場における、大気中の BPA のモニタリングデータは調査した範囲では入手できなかったため、下水処理場において大気中および水中の BPA は平衡状態に達していると仮定し、大気への放出は考慮しないものとする。

国土交通省における「平成 12 年度下水道における内分泌攪乱化学物質(環境ホルモン)に関する調査の結果について」によると、BPA の下水処理場における濃度測定は、1998 年度(平成 10 年度)より 3 年間にわたって全国 47 処理場で行われた。この時の流入下水中濃度の中央値は 0.53、流出水中のそれは  $0.02 \mu\text{g/L}$  であった(検出下限値 0.01、定量下限値  $0.03 \mu\text{g/L}$ )。

また第 5 章の環境モニタリングデータにおいて、BPA 濃度は、下水道流入水 0.09~3.9、流出水 ND(0.03)~ $0.42 \mu\text{g/L}$  の範囲にある。

ここでは流入下水の代表値として中央値  $0.53 \mu\text{g/L}$  を、流出下水の代表値として中央値  $0.02 \mu\text{g/L}$  を採用する。また BPA の下水処理場を介した減少率は 3 年間の調査で 30~99%であり、中央値は 96%であったので、除去率として 96%を採用する。

平成 12 年度版下水道統計要覧によると、公共下水道で運転開始処理場数は、910 処理場である。下水道には、公共下水道、特定環境保全公共下水道、特定公共下水道、流域下水道とある。ここでは、公共下水道の一次処理、二次処理、高度処理の 3 種全ての処理方法の年間処理水量を用いる。2000(平成 12)年度の年間処理水量は下水道統計要覧より、 $9,359,813 \text{ 千 m}^3/\text{year}$  であった (日本下水道協会, 2002)。

以上のことから、下水道からの BPA の年間放出量は以下のように推算される。

(流入下水中 BPA 濃度に除去率 96%を考慮した場合)

$$0.53 (\mu\text{g/L}) \times 9,359,813 \times 10^3 (\text{m}^3/\text{y}) = 5,000 (\text{kg/y})$$

$$5,000 (\text{kg/y}) \times 0.04 = 200 (\text{kg/y})$$

(流出下水中 BPA 濃度のみを考慮した場合)

$$0.02 (\mu\text{g/L}) \times 9.36 \times 10^9 (\text{m}^3/\text{y}) = 190 (\text{kg/y})$$

よって、全下水処理場に流入する BPA は年間 5,000kg となり、処理後、BPA が年間 190～200kg 放出されると考えられる。

下水汚泥に吸着している BPA は、焼却処理の際には消滅すると考えられるが (図 8.2.17-2 参照)、汚泥の一部は直接埋立や農地利用、建設資材に利用されており、それらの情報については調査が必要である。

国土交通省の同様の調査より、家庭系排水(団地汚水処理場流入下水)中 BPA の濃度範囲は、0.31, 0.44 (µg/L) (n=2)であった。この 2 試料の結果は、工場排水を処理している下水道を含めた全国調査の流入下水濃度の中央値と比較して、同程度からやや低い濃度であることを示している。

2001 年度末の下水道処理を含めた汚水処理施設の整備率は 73.7%である(農林水産省・国土交通省・環境省,2002)。処理施設が普及していない残りの約 3 割のところでは、家庭系排水や未処理の工場排水がそのまま河川へと流入している。これらの負荷あるいは合併浄化槽等の汚水処理施設を介した処理水、大雨時などの下水道越流水の負荷は、その流量や除去率がわからないため、本報告書では評価は行わない。しかし、時系列的あるいは局所的な BPA の放出量を考えて場合、これらの放出箇所、処理設備の BPA の除去率あるいは未処理で放流している地域の工場の有無、越流水の発生規模、人口等の調査や環境モニタリングデータが必要である。

### 8.2.18 廃棄物処分場

BPA 含有製品は、製品の使用頻度、製品寿命によって廃棄処理される。一般的にそのような廃棄物は、一般廃棄物と産業廃棄物に分けられ、焼却処理または埋め立て処理がなされる。

ダイオキシン類特別措置法により、国内の焼却処理施設の焼却温度は 800 近いと考えられるが、BPA 含有製品が焼却処理されたときの BPA の放出量に関する知見はない。前述の図 8.2.17-2 に示したように下水処理場から出る廃汚泥の焼却処理に伴う排ガスおよび焼却灰中では BPA は検出限界以下であった。ここでは焼却処理場からの BPA の大気への放出は無いとし、その飛灰、残灰中にも BPA は含まないとするが、実態を把握するための調査は必要である。

一般に、廃棄物は中間処理を挟み、最終的に安定型、管理型、遮断型の 3 つの最終処分場のいずれかにたどり着いて、埋め立てられる。処理工程の概略を図 8.2.18-1 に示す。

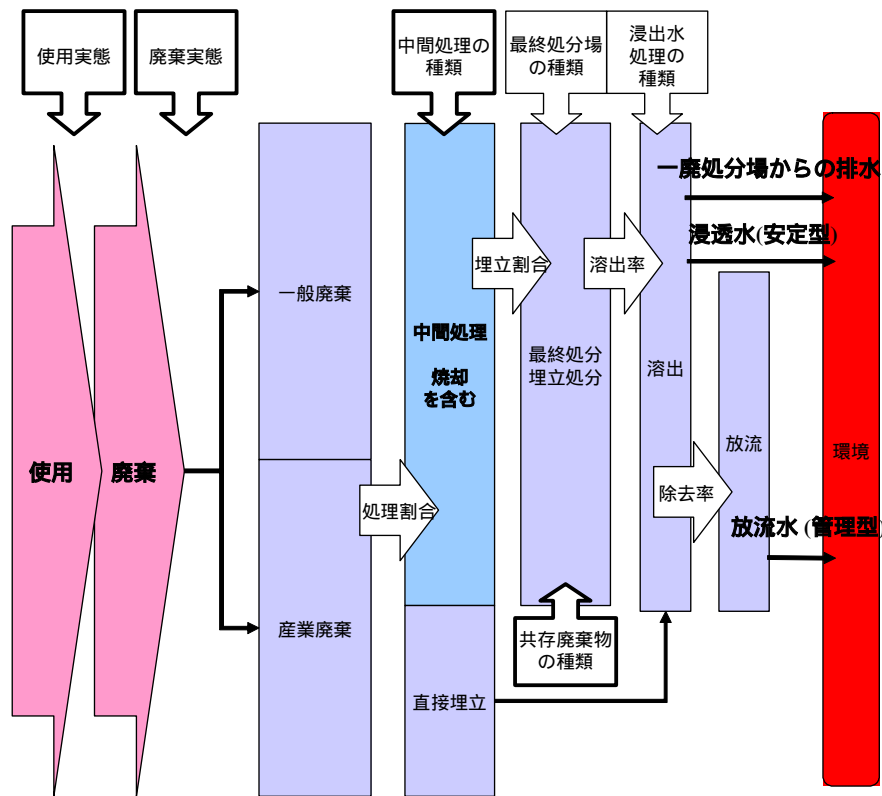


図 8.2.18-1 廃棄物処理工程(ビスフェノール A リスク評価管理研究会調べ)

BPA 含有製品は、大部分が中間処理を経た後に、産業廃棄物の場合には、安定型か管理型最終処分場に埋め立てられ、一般廃棄物の場合は、一般廃棄物最終処分場にて埋め立てられる。本報告書では最終処分場のみにおける BPA の放出量を推定し、それ以外の中間処理などの工程からの放出は、最終製品からの放出に含まれると仮定する。

本来、最終処分場からの放出量に関しては、そのライフサイクルの流れに従い、BPA を含有した最終製品の廃棄量から放出量を推算すべきである。しかし、そのためには、製品の寿命に関する情報、中間処理の方法(焼却か破碎か等)、管理型と安定型処分場のどちらに製品が廃棄されるか、そして、いつ埋めた廃棄物から放出されるのかという情報が必要である。また廃棄物からの焼却灰の存在下つまりアルカリ条件下や、処分場内の温度、好・嫌気性等の条件での劣化および分解による BPA の生成や溶出、分解のメカニズムについても精査しなくてはならない。

しかし現時点ではこれらの情報が十分に得られなかったことから、ここでは廃棄物処分場における環境モニタリング結果を基に推定する。これらの情報については、独立行政法人国立環境研究所の特別研究報告書およびいくつかの論文において報告されている。

ここで対象となる廃棄物は、BPA 製造・貯蔵・輸送時の廃棄物(残渣、活性炭および活性汚泥)、加工工程での廃棄物(不良品、端材、活性炭、活性汚泥)、廃棄された最終製品、下水処理場の活性汚泥、廃棄物処分場の活性炭および活性汚泥である。対象とした廃棄される最終製品は、PC 樹脂、EX 樹脂、PVC 樹脂製品とする。

廃棄物処分場の工程からの排気および排水に伴う放出量を推算した結果を表 8.2.18-1 に示す。

表 8.2.18-1 2000 年度の廃棄物最終処分場からの放出および移動量

放出・移動箇所	放出・移動量 (kg/y)
大気	考慮しない
水域	63
事業所外 (移動) 活性汚泥	-

(ビスフェノール A リスク評価管理研究会推算)

推定方法を以下に示す。

BPA の廃棄物処分場からの水域への放出は、第 5 章の環境モニタリング結果の代表的な濃度と年間放流量を乗じて算出する。ここでは、放流量と浸出水量は等しいとする。

一般に浸出水は、降雨浸透水、層内圧密水、有機物分解水の 3 つが発生源となる。浸出水量は、気象条件や、埋立廃棄物性状、埋立構造の影響を受けるが、簡便的に以下の式により計算される(廃棄物学会, 1996)。

$$Q = C \cdot I \cdot A \times 10^{-3}$$

Q:浸出水量 (m<sup>3</sup>/d)、I:降雨量 (mm/d)、C:浸出係数 (-)、A:集水面積 (m<sup>2</sup>)

BPA の年間放出量の算出について、日内浸出水量を求める上式を拡張し、降雨量に年平均降雨量を用いることで、PVC 樹脂が埋め立てられた最終処分場からの年間平均浸出水量を求め、廃棄物処分場からの BPA の年間放出量を求める。また、浸出係数は 0.1~0.8 とかなり幅が広いことが知られているが、平均的には 0.5 前後となっていることから、ここでは 0.5 を用いる。集水面積について、環境省の調査結果から、一般廃棄物管理型処分場を 50,000 (千 m<sup>2</sup>)、また HP 上の情報から産業廃棄物安定型処分場が 25,000 (千 m<sup>2</sup>)、管理型処分場が 50,000 (千 m<sup>2</sup>)と推定し、これらの値を用いる(環境省, 2003; 最終処分場の現況 HP 参照)。なお、処分場の面積については、休止した施設を含み、廃止した施設を含んでいない。

次に、廃棄物処分場からの放流水中の BPA 濃度に関する報告を以下に整理する。

Yamamoto らは、10 地点の処分場からの浸出水中の BPA 濃度について報告している(Yamamoto et al., 2001)。表 8.2.18-2 に示す。

表 8.2.18-2 10 地点の廃棄物処分場からの浸出水中の BPA 濃度 (Yamamoto et al., 2001)

処理場の種類	BPA 濃度 (μg/L)	廃棄物の種類	処理状況
1 産廃 安定型	ND*	廃プラ, 建設廃材, ゴムくず, 金属くず	埋立中
2 一廃 管理型	ND*	不燃ごみ, 焼却灰	埋立中
3 産廃 管理型	ND*	燃え殻(石炭灰), 鉍滓, 下水汚泥, 建設廃材	埋立中

4 一廃 管理型	1.3	焼却灰, 建設廃材	1995年埋立終了
5 産廃 管理型	6,960	廃プラ, 下水汚泥, 鉍滓, 建設廃材, ガラスくず	埋立中
6 産廃 管理型	269	廃プラ, ゴムくず, 燃え殻, 陶磁器くず, 建設廃材	1984年埋立終了
7 産廃 管理型	330	廃プラ, 紙くず, 木くず, ゴムくず, 金属くず	1993年埋立終了
8 産廃 管理型	1.6	廃プラ, ゴムくず, 燃え殻, 金属くず	埋立中
9 一廃/産廃 管理型	17,200	不燃ごみ, 焼却灰, 建設廃材	埋立中
10 一廃/産廃 管理型	50.8	不燃ごみ, 焼却灰, 建設廃材	1987年埋立終了

\*ND(検出限界): 0.5 (μg/L)

山田らは、7つ(A~G)の処分場からの浸出水中のBPAの濃度を測定している(山田ら, 1999)。表8.2.18-3に示す。

表 8.2.18-3 処分場からの浸出水等のBPA濃度 (山田ら, 1999)

種類	BPA濃度 (μg/L)	処分場の種類, ごみの種類等
A-1 浸出水原水	310	一廃, 管理型, 部分的閉鎖, 焼却灰, 廃建材, 産業廃棄物, その他 A-1 埋立開始後24年, 埋立終了後10年 A-2 埋立開始後20年, 埋立中 A-3 埋立開始後16年, 埋立中 A-4 埋立開始後8年, 埋立中
A-2 浸出水原水	1,100	
A-3 浸出水原水	5,400	
A-4 浸出水原水	1,000	
A 処理水原水	3,400	産廃, 管理型, 作業中, 産業固形廃棄物 (汚泥等)
A 凝集沈殿処理後	170	
A 活性汚泥処理後	0.5	
B 浸出水原水	2,800	産廃, 管理型, 作業中, 産業固形廃棄物 (汚泥, 廃建材等)
B 放流水	5.1	
C 浸出水原水	15	一廃, 管理型, 作業中, 焼却灰, 不燃ごみ, その他
C 放流水	1.2	
D 浸出水原水	26	産廃, 安定型, 閉鎖, 産業固形廃棄物
D 放流水	0.9	
E 浸出水原水	N.D*	産廃, 安定型, 閉鎖, 産業固形廃棄物
F 浸出水原水	490	産廃, 安定型, 閉鎖, 産業固形廃棄物
G 浸出水原水	270	産廃, 安定型, 閉鎖, 産業固形廃棄物

raw leachate を浸出水原水、Influent を処理水原水、Effluent を放流水と訳した

\*N.D(検出限界): 0.2 (μg/L)

高橋は、新潟県内の産業廃棄物処分場の排水（おそらく放流水と思われる）中のBPA濃度を測定している（高橋, 2002）。測定結果を表8.2.18-4に示す。19の処分場の内、3つが管理型、16が安定型である。

表8.2.18-4 新潟県内の19カ所の産廃処分場の排水中BPA濃度（高橋, 2002）

処分場の種類	濃度 (μg/L)
A	0.3
B	9.2
C	2.3
D	1.1
E	16.4
F	4.4
G	3.0
H	67.1
I	4.1
J	4.1
K	56.5
L	1.3
M	ND
N	0.2
O	20.2
P	1.0
Q	2.5
R	20.5
S	0.5

ND:不明

廃棄物処分場における環境モニタリングデータが記載された報告書および論文は非常に少ないことから、ここでは、学会で発表された要旨も取り上げる。

坂本らは廃棄物学会研究発表会にて、処分場からのBPAの放出に関するモニタリングデータを発表している（坂本ら, 2000）。表8.2.18-5に示す。

表8.2.18-5 最終処分場浸出水と処理水中BPA濃度（坂本ら, 2000）

一般廃棄物	濃度(μg/L)	検出率	中央値
浸出水	<0.01 - 4,960	18/20	6.25
処理水	<0.01 - 19.8	7/12	0.11
産業廃棄物	濃度(μg/L)	検出率	中央値
浸出水	<0.01 - 494	8/9	13.8
処理水	<0.01 - 55.2	5/6	0.39

また、今岡らは、坂本らの発表の翌年の廃棄物学会研究発表会にて、同様の発表を行っている(今岡ら, 2001b)。測定結果を表 8.2.18-6 に整理する。

表 8.2.18-6 埋立地からの浸出水と処理水中 BPA 濃度 (今岡ら, 2001b)

試料	処分場と廃棄物の種類	濃度(μg/L)	
		採水日 1999/10/12	採水日 2000/1/11
A 埋立地浸出水	山間埋立 焼却残渣・不燃物主体	0.05	0.06
A 埋立地処理水		N.D <sup>*</sup>	0.01
B 埋立地余水	海面埋立 焼却残渣主体	0.07	0.03
B 埋立地処理水		0.02	N.D <sup>*</sup>
C 埋立地浸出水	山間埋立 不燃物(プラスチック)主体	0.62	0.92

\*文献では、0.00 μg/L とあるが、ここでは ND(検出限界)を 0.01 μg/L と解釈した。

上記の表より、処理施設のない安定型処分場は数百 μg/L の濃度を示すところもあれば、検出限界のところもある。一方で、産業廃棄物管理型処分場や一般廃棄物処分場の処理水中の BPA 濃度は 0.01 ~ 0.5 μg/L 程度である。本章では、産業廃棄物、一般廃棄物処分場の区別無く、また安定型と管理型の区別無く、廃棄物処分場からの放流水中 BPA 濃度は一律 0.5 μg/L と仮定した。

以上より、水域への BPA の放出量は以下のように推算される。

$$\begin{aligned} \text{水域} &: 0.5 (\mu\text{g/L}) \times 10^3 \times 0.5 \times [ (1,700-606) \times 10^{-3} ] (\text{m/y}) \times [ (50,000 + 25,000 + 50,000) \times 10^3 ] (\text{m}^2) \\ &= 0.03 (\text{t/y}) \end{aligned}$$



### 8.3 まとめ

それぞれの放出源からの 2000 年度の BPA 放出量を表 8.3-1 に、用いた仮定を表 8.3-2 に示す。

表 8.3-1 2000 年度のそれぞれの放出源からの BPA 放出量 (kg/y)

仮定される放出源 / 放出先	大気	水域	廃棄物
BPA 製造工程	< 0.12	1.8	-
PC 樹脂製造/加工工程	1	120	0
その他熱可塑性樹脂製造/加工工程	-	-	-
EX 樹脂製造	*	7	-
EX 樹脂加工工程	-	-	-
ポリエステル樹脂製造/加工工程	-	-	-
その他熱硬化性樹脂製造/加工工程	-	-	-
難燃剤製造/加工工程	-	-	-
PVC 樹脂製造工程	0	0	0
PVC 樹脂加工工程	*	0	-
その他樹脂製造/加工工程			
感熱紙製造工程	0	0	0
水添 BPA 製造/加工工程	-	-	-
その他の工程	*	*	*
再生紙工場	*	120-50,000	-
最終製品使用	*	51	-
下水処理場	*	200	100
廃棄物処分場	*	30	-

「-」: 未調査、「\*」: 微量であるため考慮しないと判断

「 」: プレーキ液製造工程からの排出はゼロとする。その他の工程については一部調査したが「未調査」とする。

表 8.3-2 用いた推定方法および仮定

仮定される放出源 / 放出先	大気	水域	廃棄物
BPA 製造工程	1 社の実測値より推定	1 社の実測値より推定	-
PC 樹脂製造/加工工程	全社の実測値を合計	全社の実測値を合計	0
その他熱可塑性樹脂製造/加工工程	-	-	-
EX 樹脂製造	*	全社が検出限界以下からその 1/2 の値で推定	-
EX 樹脂加工工程	-	-	-
ポリエステル樹脂製造/加工工程	-	-	-
その他熱硬化性樹脂製造/加工工程	-	-	-
難燃剤製造/加工工程	-	-	-
PVC 樹脂製造工程	BPA を用いていない	BPA を用いていない	BPA を用いていない
PVC 樹脂加工工程	*	成型工程での排水は無い	-
その他樹脂製造/加工工程	ブレーキ液は管理されている	ブレーキ液は管理されている	ブレーキ液は焼却処理されている
感熱紙製造工程	BPA 代替化済	BPA 代替化済	BPA 代替化済
水添 BPA 製造/加工工程	-	-	-
その他の工程	-	ブレーキ液は管理されている	-
再生紙工場	*	8.2.15 参照	-
最終製品使用	*	8.2.16 参照	-
下水処理場	*	実測値に国内全ての下水処理水量を乗じた	実測値に国内全ての処理汚泥量に乗じた
廃棄物処分場	*	モニタリング結果に処分場面積に応じた処理水量を乗じた	-

「-」: 未調査、「\*」: 微量であるため考慮しないと判断

以上より、BPA の放出シナリオについて次のようにまとめることが出来る。

1. 放出先媒体としては水域への放出を中心としたシナリオを立てる必要がある。

2. 検討した 2000 年度の 5 種類の点源、1 種類の非点源の寄与は次のようになる。

- (1) メーカー 1.8 kg/年
- (2) 一次ユーザー PC 樹脂 120 kg/年、EX 樹脂 7 kg/年
- (3) 川下ユーザー 再生紙工場 120-50,000 kg/年
- (4) 最終製品使用 51 kg/年
- (5) 下水処理場 200 kg/年
- (6) 廃棄物処分場 30 kg/年

3. 点源の寄与とその解釈については以下のように考えられる。

(1)、(2)については、実際にはそれらの工場は臨海地にあり、BPA を海へと排出している工場が多い。しかし、その放出量は少なく、全国レベルでの環境への放出の寄与は少ないと考えられる。

(3)の川下ユーザーについては、殆どの工程が未調査である。ここでは再生紙工場を挙げ、2 つの推定方法を用いたが、大胆な仮定を用いたために、120～48,000 kg/y と 140～990,000 kg/y と不確実性の大きい結果となった。また本章ではおおよそ国内の水域への BPA の放出量は、8～50 トン/年程度と考えたので (8.1 参照)、まとめでは 120～50,000 kg/y とした。再生紙工場からの放出については、推定値の範囲が広いので実態を正確に把握するためにさらなる情報が必要であると考えられる。また、感熱紙用途への BPA の使用は現在無くなっていることや古紙の利用は最高で 3 年前までのものの扱いのため、今後 BPA の放出量は減少していくと予想される。その一方で、その減少率が低い場合は、印刷インク等の影響を考慮する必要があると考えられる。

(5)については、その影響は、家庭、事業所、配管等の資材の 3 つの影響があると考えられる。さらに地域ごとの推定が可能なデータがあるため、検討が必要である。

(6)については、点源の中で最も不確実な工程である。廃棄物処分場での BPA のストック分、生成・溶出・分解のメカニズムについてはさらなる検討が必要であり、定期的にモニタリングされた濃度の議論だけでなく放流量を考慮した絶対量の議論が望まれる。特に、事業所からの BPA を含む廃汚泥等の廃棄物が適正に焼却された後、埋立処理されているというデータは今後必要であろう。

4. 非点源について

放出量の推定において最も不確実なライフステージは、非点源である製品からの水域への放出の部分である。本章では、溶出試験の状況が屋外で使用される製品にも起こると仮定している。すなわち、溶出試験で BPA を含む製品が水に浸され、微量の BPA が溶出するのと同じように、屋外で使用される製品は雨量によって十分に浸されるという仮定をし、それをもとに水域への BPA の放出量を推算している。このような推定手法から製品の寄与を特定するには、屋外用途でどれくらいの量が使用され、雨水とどの程度接触しているか、あるいは BPA を含んだ各製品の含有量や溶出

量についての情報が必要である。

しかし、BPA 含有製品からの溶出を対象とした論文数は BPA の有害性に関する論文に比べ圧倒的に少ない。それだけでなく、BPA の溶出試験から得られたデータは、各研究者によって試験方法が異なるため、また、各製品からの BPA の放出のメカニズムは樹脂の種類あるいは製品の種類、使用頻度によって異なるために、統一的な解釈が困難である。

今後はヒトへの直接暴露のみを対象とした製品ではなく、環境影響をも考慮した対象製品の選出が望まれ、これらの溶出のメカニズムの解明について精査する必要がある。さらに、それらがまとめられた文献の質についても議論が必要であり、分析のブランク値や二重試験結果など信頼性を上げるデータが論文中に記載されていることが望まれる。

## 5. BPA の主放出経路

以上のことから、本章では、全国域で見られている検出限界の  $0.01 \mu\text{g/L}$  に近い濃度で存在する BPA の主放出源について、以下のようなことが言える。

現時点において表 8.3-1 を比較する限りでは、

大気への放出においては、未調査の工程を除けば、ほとんど大気への放出はないと考えられる。水域への放出においては、製造工程や加工工程からよりも再生紙工場からの放出が河川水中の BPA 濃度に寄与していると考えられる。

BPA 製品を扱っている工場などの点源と比べ、最終製品の使用や下水処理場、廃棄物処分場からの放出という製品に絡んだ放出源の寄与も同等である。

と言える。

未調査部分については、PRTR データ等で補完して解析する必要があるが、現在 BPA については MSDS にも載らない未反応の残留 BPA をも対象となる非常に微量なレベルで議論されており、今後これらのデータで補完することは難しいかもしれない。また、第 6 章の考察で前述したように PRTR データの大気への放出については、まだ検討の余地がある。そのためシナリオに組み込む前には十分な検討が必要である。

これらの寄与が大きい放出源から推定された放出量に関しては、不確実性が大きいので、今後、放出シナリオをさらに精緻化するとともに、環境動態を考慮した数理モデルや地理情報を用いて、第 5 章で示された環境モニタリングデータとの比較を行う必要がある。

## 文 献

- Hitoshi Fukazawa et al. (2002) Formation of Chlorinated Derivatives of Bisphenol A in Waste Paper Recycling Plants and Their Estrogenic Activities *Journal of Health Science* **48**(3) 242-249
- I.T.Cousins et al. (2002) A Multimedia Assessment of the Environmental Fate of Bisphenol A *Human and Ecological Risk Assessment* **8**(5) 1107-1135
- Katusya Kawamoto et al. (2001) Evaluation and comparison of multimedia mass balance models of chemical fate: application of EUSES and ChemCAN to 68 chemicals in Japan *Chemosphere* **44** 599-612
- Takashi Yamamoto et al. (2001) Bisphenol A in hazardous waste landfill leachates *Chemosphere* **42** 415-418
- United Kingdom (2002) Risk assessment of bisphenol-A Draft of February 2002 Document prepared by United Kingdom on behalf of the European Commission under the Existing Substances Regulation (Council Regulation EEC/793/93)
- Vinggaard et al. (2000) Identification and quantification of estrogenic compounds in recycled and virgin paper for household use as determined by an in vitro yeast estrogen screen and chemical analysis. *Chem Res Toxicol.* **13** 1214-1222
- 安部朋美ら (2001) 晴天時および降雨時のモデル水域における化学物質とその環境リスク *水環境学会誌* **24**(9) 613-618
- 今岡務ら (1999) プラスチック系廃棄物からのビスフェノール A の溶出に関する検討 *日本内分泌攪乱化学物質学会研究発表会要旨集* **2** 30
- 今岡務ら (2000) プラスチック系廃棄物およびプラスチック製品からのビスフェノール A の溶出 *日本内分泌攪乱化学物質学会研究発表会要旨集* **3** 381
- 今岡務ら (2001a) ビスフェノール A の環境への漏出経路に関する検討 *日本内分泌攪乱化学物質学会研究発表会要旨集* **4** 418
- 今岡務ら (2001b) 廃プラスチックおよびプラスチック系資材からのビスフェノール A の溶出 *第 12 回廃棄物学会研究発表会*
- 今岡務ら (2002a) ビスフェノール A の環境への排出経路の多様性 *日本水環境学会年会講演要旨* **36** 306
- 今岡務ら (2002b) 建設資材表面からのビスフェノールAの溶出 *日本内分泌攪乱化学物質学会第5回要旨集* 455
- 塩化ビニル管・継手工業会 HP URL:<http://www.ppfa.gr.jp/index3.htm>
- 大原憲司 (2000) 内分泌かく乱化学物質の水道水中の挙動と対策等に関する調査研究 -資機材からの溶出特性の調査報告- 平成 11 年度厚生科学研究
- 尾崎麻子ら (2002) 食品関係の紙製容器包装に含まれる環境ホルモン及びその関連物質 *日本内分泌攪乱化学物質学会第 5 回研究発表会要旨集* 126
- 化学工学会 (2001) 平成 12 年度化学物質国際規制対策推進等(PRTR 算出マニュアル)調査報告書 参考資料 産業界の PRTR 活動の概要 平成 13 年 3 月
- 化学工学会 (2002) 平成 13 年度化学物質国際規制対策推進等(PRTR 算出マニュアル)調査報告書 化学物質排出量等算出マニュアル 平成 14 年 3 月
- 化学物質評価研究機構 (2002a) 化学物質の初期リスク評価書 暫定版 No.4 4,4'-イソプロピリデ

- ンジフェニール(別名 ビスフェノール A) (新エネルギー・産業技術総合開発機構 委託事業)
- 化学物質評価研究機構 (2002b) 化学物質の初期リスク評価書 暫定版 No.1 ノニルフェノール (新エネルギー・産業技術総合開発機構 委託事業)
- 化学物質評価研究機構 (2002c) 化学物質の初期リスク評価書 暫定版 No.7 フタル酸ビス(2-エチルヘキシル) (新エネルギー・産業技術総合開発機構 委託事業)
- 化学物質評価研究機構編 (2002d) 化学物質ハザード・データ集 経済産業省化学物質管理課監修, 第一法規出版
- 化学物質評価研究機構 (2003) 化学物質の初期リスク評価書 暫定版 No.22 ホルムアルデヒド (新エネルギー・産業技術総合開発機構 委託事業)
- 河村葉子ら (1998) ポリカーボネート製品からのビスフェノール A の溶出 食品衛生誌 39(3) 206-212
- 環境省 (2003) 日本の廃棄物処理 平成 12 年度版 平成 15 年 1 月
- 北尾修ら (1991) 感熱記録紙の再生技術について 紙パルプ技術タイムス 5 20-24
- 経済産業省・環境省 (2003) PRTR 排出量等算出マニュアル 第 2 版 平成 15 年 1 月
- 国土交通省都市・地域整備局下水道部 HP <http://www.mlit.go.jp/crd/city/sewage/>
- 国土交通省下水道局 (2001) 平成 12 年度下水道における内分泌攪乱化学物質(環境ホルモン)に関する調査の結果について
- 国土庁(現国土交通省)長官官房水資源部 (2000) 平成 12 年度版 日本の水資源 大蔵省印刷局
- 国立環境研究所 環境ホルモデータベース <http://w-edcdb.nies.go.jp/>
- 国立環境研究所特別研究報告 (1999) 廃棄物埋立処分に起因する有害物質暴露量の評価手法に関する研究 20-25
- 古紙再生促進センター (2001) 平成 12 年度国庫補助事業 古紙ハンドブック 2002 平成 13 年 3 月
- 古紙再生促進センター (2002a) オフィス古紙リサイクルマニュアル
- 古紙再生促進センター (2002b) 2001 年古紙需給統計 2002 年 6 月
- 古紙再生促進センターHP (2002) URL:<http://www.prpc.or.jp/>
- 最終処分場の現況 HP URL:[http://www.asahi-net.or.jp/~XJ6T-TKD/env/f\\_haiki/hsyobunj.html](http://www.asahi-net.or.jp/~XJ6T-TKD/env/f_haiki/hsyobunj.html)
- 佐伯康治, 尾見信三 (1994) 新ポリマー製造プロセス (株)工業調査会 260-262
- 坂本広美ら(2000) 最終処分場から検出されるビスフェノールAについて 廃棄物学会研究発表会講演論文集 1098-1100
- 柴田俊明 (2000) 船舶からのビスフェノール A の排出について”, 日本水環境学会年会講演集 117
- 製品評価技術基盤機構 (2003) フタル酸エステル類リスク評価管理研究会中間報告書
- 全国中小企業団体中央会、日本工業塗装協同組合連合会 (2001) 工業塗装業における PRTR 法対応マニュアル 平成 13 年 3 月
- 高橋敬雄 (2002) 講演録「環境と産業廃棄物」(1) 水情報 22(12) 8-14
- 竹ノ内敏一ら (2002) パッケージ用有機材料から溶出するビスフェノール A の定量分析 エレクトロニクス実装学会誌 5(1) 54-57
- 日刊工業新聞社 (1996) 1996～1997 年版全国工場通覧 通商産業省編
- 日本下水道協会 (2002) 平成 12 年度版下水道統計要覧第 57 号の 3

- 日本塗料工業会 (2001) 製造工程からの排出量推計マニュアル-塗料製造事業所の PRTR 法対応- 平成 13 年 5 月
- 農林水産省・国土交通省・環境省 (2002) 平成 13 年度末の汚水処理施設整備状況 平成 14 年 8 月 21 日公表
- 廃棄物学会 (1996) 廃棄物ハンドブック 431-435
- 福井博 (1994) 埋立地浸出水中に含まれる有機化合物に関する研究-塩化ビニル製しゃ水シートから溶出する有機化合物- 廃棄物学会論文誌 5(5) 175-184
- 本橋健司ら (2001) 建築用エポキシ樹脂系接着剤から溶出するビスフェノール A の定量分析 日本建築仕上学会 2001 年大会学術講演会 33-36
- 山田和哉ら (1999) 異なる形式の廃棄物処分場の浸出水中の微量有機成分の計測とその浸出水処理過程での挙動 水環境学会誌 22(1) 40-45
- 山本貴士ら (2000) 塩化ビニル製ホースから溶出するビスフェノールAのGC/MSによる定量 分析化学 49(6) 443-447
- 弓倉純一ら (1999) 処理水質の高度化に関する調査 日本下水道事業団技術開発部記述開発部報 30-39

## 第9章 産業界の自主的取組み状況

本研究会では、BPA 及びその関連物質の製造・使用・廃棄の実態、有害性、リスク評価等の情報を収集するとともに、産業界による自主管理のための具体的なリスク管理のあり方の検討を行うことを目的として検討を進めてきた。

BPA は化学物質排出把握管理促進法の第1種指定化学物質に指定され、排出量の届出が必要とされているのみならず、内分泌かく乱物質問題を契機として国民の関心の高い物質であることから、産業界の自主的取組が社会的に強く求められている状況にある。

本研究会では各企業、各工業会での製造・使用・廃棄の実態を把握するため、4章で示したアンケート調査を実施しているが、この調査に合わせ、環境への放出量の削減、製品へのBPA使用量の削減あるいは代替化の状況についても調査を行い、産業界の自主的取組状況についての情報を収集した。

以下にそれらの集約結果をまとめた。

### 9.1 アンケート回答の集約

先ず、第4章で示したアンケート調査から関係する部分の結果を表9.1-1から表9.1-4にまとめた。

表 9.1-1 BPA 含有製品の有無  
(未反応モノマーとして含有するものも含める)

BPA 含有製品	回答全会社数	玩具、農薬を除いた会社数 <sup>*)</sup>
有	53	51
無	151	81
計	204	132

\* ) 日本プラスチック玩具工業共同組合および農薬工業会は傘下の会社数が多く、その殆どがBPA含有製品を扱っていないため、この2工業会関係を除いた会社数を示した。

表 9.1-2 BPA の環境放出防止対策の実績

対策の実績	会社数	実施した対策	実施した会社数
有	31	1) BPA 含有原料の使用量削減	4
		2) 放出量削減	10
		3) 廃棄物対策(削減、焼却、業者へ)	10
		4) 端材のリサイクル	7
		計	31
無	9	-	-



表 9.1-3 BPA 使用量の削減、代替化の実績

削減、代替化の実績	会社数	実施した時の状況	実施した会社数
有	27	1) 内分泌かく乱物質問題発生	12
		2) ユーザーの要望	5
		3) 社会状況	3
		4) 業界指針	1
		計	21
無	18	-	-

表 9.1-4 今後の BPA 使用量の削減、代替化の予定

削減、代替化の予定	会社数	BPA 量削減、代替化の理由	予定のある会社数
有	20	1) 内分泌かく乱物質問題	8
		2) ユーザーの要求	5
		3) 社会状況	6
		4) 業界指針	1
		計	20
無	14	1) ユーザーの指定により代替不可	2
		2) 代替剤なし	2
		3) その他	3
		計	7

今回の調査は各工業会を通してアンケートへの回答を依頼したもので、回答は工業会で集計したケースもあるが、主には個々の企業が直接回答したものである。従って、全体の回答率は不明である。

表 9.1-1 に BPA 含有製品の有無と会社数を示した。回答した 204 社中 53 社が BPA 含有製品(未反応のモノマーとして含有する場合も含む)を扱っているが、この中で日本プラスチック玩具工業共同組合は玩具を製造している中小のメーカーが主であり BPA 含有製品を扱っていると回答したのは 2 社だけであった。また農薬工業会関係ではゼロであった。そこでこの 2 業界を除いた会社数をみると、132 社中 51 社が BPA 含有製品を扱っているという結果になった。

次に、これまでに BPA の環境放出防止対策を実施した実績の有無についての結果を表 9.1-2 にまとめた。対策を実施したのは 31 社で、BPA 含有原料の使用量削減、環境への放出量削減(これには、製造装置の改良から集塵機で捕集するものまで種々の対策が含まれる。) 廃棄物の量を削減、焼却処分あるいは回収業者に処分委託等による廃棄物対策および端材のリサイクルなどがある。

表 9.1-3 に BPA の使用量削減あるいは代替化の実績についての結果をまとめた。削減、代替化の実績があると回答したのは 27 社であった。実施した時の状況としては、内分泌かく乱物質問題が発

生したからというのが最も多く、12社あった。続いてユーザーの要望、社会状況および業界指針という順になっている。

今後のBPA使用量の削減あるいは代替化の予定については20社が予定ありと回答している。その動機としては前問の実績の場合と同様の理由となっている。一方、予定無しと回答を寄せた会社の理由として、ユーザーの指定があり変更できないとの回答が2社および代替剤が無いというのが2社あった。

以上の回答結果をまとめると、内分泌かく乱物質問題が生じ、有害性については未解明であるが社会的関心が高いことから、企業の自主的な判断により、使用量削減、あるいは代替剤への変換といった対策を実施するという対応を取っていると思われる。

## 9.2 具体的な対策

第4章の実態調査のまとめの中で、業界で自主管理されている具体的な対策の例をいくつか挙げたが、ここで再度まとめて示した。

### (1) 感熱紙用顕色剤のBPAを他の物質に代替化

- ・感熱紙業界で代替化を進め、2001年度にほぼ完了したと思われる。日本製紙連合会によれば2000年頃に代替化を行ったということであるが、BPA5社研究会のデータによれば感熱紙顕色剤用のBPA出荷は2001年度にゼロとなった。[BPA安全性5社研究会]  
一方感熱紙自体の生産量は12万t前後と一定の量で生産されており[日本製紙連合会]、完全な代替化が行われたことを裏付けている。

### (2) 塩ビ樹脂添加剤分野の使用量削減

塩ビ樹脂について、BPAは重合停止剤と安定剤の2つの目的で使われてきた。

#### 重合停止剤

- ・ペースト重合については異常反応緊急停止の場合に過去に使用していたが、ずっと以前に使用を止めている。[塩ビメーカーコメント]

#### 安定剤

業界としてBPAの塩ビ樹脂への使用を削減する努力を続けていると思われるが、BPA安全性5社研究会の出荷ベースで見ると、1997年度300tから漸減傾向にあり、2001年度で100t以下となっている。以下に主な取り組みを示す。

- ・塩ビ樹脂製造時にBPAを添加することはない。[塩ビ工業・環境協会]
- ・可塑剤DIDPおよびDUPには従来BPAを添加していたが、2001年度から添加を中止した。  
[可塑剤工業会]
- ・農業用ビニルフィルムへの添加を2000年頃から止めた。[塩ビ加工メーカーコメント]
- ・散水用ホースの材料としてBPAおよびTNPPを含まないものに切り替えることを工業会として決めた。[日本ビニルホース工業会]

### (3) その他樹脂添加剤の代替化

- ・ブレイキ液用酸化防止剤としてかつては 200 t 程使われてきたが、1997 年に工業会として代替化を決め他のフェノール系酸化防止剤に切り替えてきた。2001 年度の BPA 使用量は 12 t まで減少した。間もなくゼロになる予定である。[ 日本オートケミカル工業会 ]

(4)PC 樹脂中残存 BPA 量の自主規準

- ・1998 年から PC 樹脂中の残存 BPA を 250ppm 以下と決めている。( 食品衛生法による PC 樹脂製食器中の残存 BPA は 500ppm 以下と規定されている。)[ PC 樹脂技術研究会 ]

(5)飲料缶内面コーティングからの BPA 溶出濃度の自主管理規準

- ・飲料缶からの BPA 溶出量を 5ppb 以下とした。[ 製缶業界 ]

## 第 10 章 自治体における取組み事例

### 10.1 岡山県の取組み

#### 10.1.1 背景

内分泌かく乱物質問題に対する社会的な関心が高まり、1998（平成 10）年度から国が調査を開始したことを踏まえ、岡山県でも 1999（平成 11）年度から、BPA 等内分泌かく乱作用を有する疑いがあるといわれている物質を対象に水環境中の存在状況の調査を行っている。また、中核市である岡山市も 1999（平成 11）年度から調査を行っている。

調査対象物質は、「内分泌攪乱化学物質問題への環境庁の対応方針について —環境ホルモン戦略計画 SPEED'98—（環境庁 1998 年 5 月）」の「内分泌攪乱作用を有すると疑われる化学物質」リストに掲載されている物質を中心にアルキルフェノール類、フタル酸エステル類、BPA、17-エストラジオール等毎年 21～24 物質群を調査している。

#### 10.1.2 調査概要

年度ごとの調査地点数、調査物質数等の概要は、表 10.1.2-1 のとおりである。

調査は、毎年度秋に 1 回行っており、環境省が示した調査方法に準拠して、試料の採取及び分析を行っている。（分析：岡山県環境保健センター）

表 10.1.2-1 岡山県の調査概要

	平成 11 年度	平成 12 年度	平成 13 年度
水質調査地点数	15 (内訳) 河川 15	20 (内訳) 河川 16 湖沼 1 海域 3	20 (内訳) 河川 16 湖沼 1 海域 3
底質調査地点数	5	9	9
調査対象物質(群)数	24 物質群	24 物質群	21 物質群

#### 10.1.3 調査結果

##### (1) モニタリング調査の結果

過去の調査では、何れの地点も検出された物質の濃度は、全国調査結果の範囲内であった。

2001(平成 13)年度の詳細なデータは表 10.1.3-1 のとおりであり、1999(平成 11)年度及び 2000(平成 12)年度の調査において検出された物質の種類、頻度、濃度等の傾向と比べても大きな変化は見られないが、笹ヶ瀬橋は他の地点と比べて水質、底質ともに検出物質数が多く、濃度も比較的高い。(過去の調査結果は、<http://www.pref.okayama.jp/seikatsu/kankanri/kansido.htm>(2003 年 3 月現在)に掲載)

##### (2) 笹ヶ瀬川流域の BPA の調査結果

笹ヶ瀬川流域における BPA の調査は、1998（平成 10）年度に国が環境ホルモン緊急全国一斉調査を行った際に、笹ヶ瀬橋及び下流の児島湖で調査が行われたのが最初であり、その後、1999

(平成 11)年度からは、国、岡山県及び岡山市が笹ヶ瀬川及びその支流である足守川並びに下流の児島湖で調査を行っている。(図 10.1.3-1)

水質については、中・上流部では BPA は検出されないか又は検出されても濃度が低いが、笹ヶ瀬橋は全国的に見ても比較的高い濃度で検出されている。また、約 5km 下流の児島湖(湖心)でも検出されているが、その濃度は笹ヶ瀬橋と比較するとかなり低い。

底質については、笹ヶ瀬橋及び児島湖でのみ調査が行われており、水質同様、笹ヶ瀬橋では全国的に見ても比較的高い濃度で検出され、児島湖(湖心)での濃度はかなり低くなっている。

岡山県では、笹ヶ瀬橋において、BPA などの物質が比較的高い濃度で検出されたことを踏まえ、2002(平成 14)年度は、その直近上流に 3 地点を追加して、調査を行い、現在、結果の取りまとめを行っている。

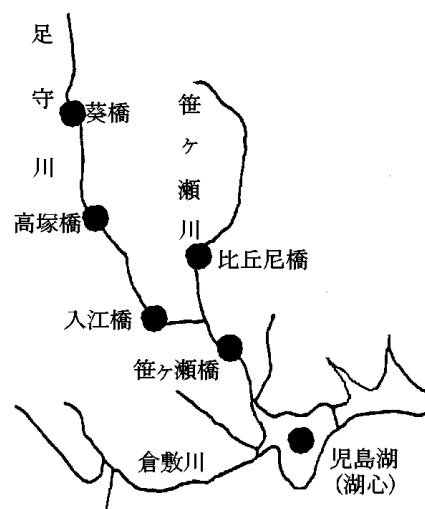


図 10.1.3-1 笹ヶ瀬川流域の調査地点

表 10.1.3-1 笹ヶ瀬川流域の BPA の調査結果(水質及び底質)

<水質>

(単位:  $\mu\text{g/L}$ )

地点	平成 10 年度		平成 11 年度			平成 12 年度			平成 13 年度			平均
	H10年 8月 国	H10年 11月 国	H11年 10月 県	H11年 9-11月 市	H12年 1月 国	H12年 10月 県	H12年 10月 市	H13年 2月 国	H13年 10月 県	H14年 1月 市	H14年 1-2月 国	
葵橋	-	-	-	-	-	-	<0.01	-	-	<0.01	-	<0.01
高塚橋	-	-	-	0.01	-	-	<0.01	-	-	<0.01	-	0.007
入江橋	-	-	-	0.01	-	-	<0.01	-	-	<0.01	-	0.007
比丘尼橋	-	-	-	-	-	-	0.01	-	-	0.01	-	0.01
笹ヶ瀬橋	0.64	0.15	0.36	0.07	0.57	0.16	-	0.72	0.33	-	0.28	0.36
湖心	0.02	0.04	-	-	0.05	0.02	-	0.07	0.04	-	0.03	0.04

<底質>

(単位:  $\mu\text{g/kg}$ )

笹ヶ瀬橋	-	<5	<5	-	-	36	-	-	45	-	-	22
湖心	-	<5	-	-	-	2	-	-	2	-	-	2

(注) 平均は、検出限界値未満を検出限界値の 1/2 として算出した。

### (3) 笹ヶ瀬川流域の概要

笹ヶ瀬川は、岡山市北部に端を発し、岡山市の市街地を流下して児島湖へ流れ込む 2 級河川であり、延長は約 24.8km、主な支流は足守川である。

他の地点と比較して高い濃度で調査対象物質が検出される笹ヶ瀬橋の上流の人口は約 327 千人、面積は約 31km<sup>2</sup> である。流域は市街地が多く、下水道については、下流の児島湖へ直接排出される児島湖流域下水道の整備が進められており、笹ヶ瀬川へ直接排出される 3カ所下水道は、いずれも中流部に存在する最大排水量 3,000m<sup>3</sup>/day 以下の比較的小規模なものである。その他、最大排水量 1,000m<sup>3</sup>/day 以上の事業所としては医薬品製造工場、し尿処

理場、大学等が、10,000m<sup>3</sup>/day以上の事業所としては製紙工場が存在している。

なお、笹ヶ瀬川の流れ込む児島湖は、海を堤防で締め切った人造湖であり、水位が人為的に調節されているため、笹ヶ瀬橋付近の流速は非常に遅いことが多く、児島湖の水位が高い場合には逆流することもある。

#### 10.1.4 今後の取組み

BPAなどの内分泌かく乱作用を有する疑いがあるといわれている物質については、現時点では、リスク評価が定まっていないため、詳細なモニタリング調査や発生源調査を行った場合の結果を今後の施策にどのように反映させていくか、非常に難しい状況にあり、また、そのことが、予算確保の上でも問題となっている。

しかし、これらのリスク評価の定まっていない物質について、環境中の存在状況を把握していくことは、県民の要求に応えるとともに、今後の調査研究や対策の検討を進めていく上の基礎資料を得る観点から、非常に重要であると考えられるため、県では、2001（平成13）年度に整備した超微量化学物質分析施設の活用等による調査体制の充実や調査対象物質及び調査地点の適切な見直しを行いつつ調査を継続し、データの蓄積を図るとともに、新たな知見の収集に努めていくこととしている。

## 平成13年度環境ホルモン実態調査結果について

人や野生生物の内分泌作用を攪乱する化学物質(いわゆる環境ホルモン)及びその疑いのある物質について、その環境中の存在状況を把握していくことは、今後の調査研究や対策の検討を進めていく上で重要である。

このため、県では、平成11年度から公共用水域(水質及び底質)において調査を実施しているが、平成13年度の調査結果は、次のとおりであった。

### 記

#### 1 調査概要

- (1) 調査物質 別表1に示す21物質(群)
- (2) 調査地点 別図に示す20地点(河川16地点、湖沼1地点、海域3地点)
- (3) 調査媒体 水質(20地点)、底質(9地点)
- (4) 調査頻度 年1回(試料採取：平成13年10月3日～30日)
- (5) 分析機関 岡山県環境保健センター

#### 2 調査結果の概要

調査を実施した21物質(群)のうち、水質からは7物質、底質からは13物質が検出された。

物質名	水 質		底 質	
	検出地点数	濃度範囲(μg/L)	検出地点数	濃度範囲(μg/kg)
ポリ塩化ビフェニール類(PCB)	3	不検出 ~ 0.0003	6	不検出 ~ 12
トリブチルスズ	0	不検出	5	不検出 ~ 11
トリフェニルスズ	0	不検出	3	不検出 ~ 3.2
アルキルフェノール類(C5～C9)				
4-オクチルフェノール	0	不検出	2	不検出 ~ 30
ノニルフェノール	3	不検出 ~ 0.16	4	不検出 ~ 1800
ビスフェノールA	5	不検出 ~ 0.33	3	不検出 ~ 45
フタル酸ジ-2-エチルヘキシル	10	不検出 ~ 1.0	5	不検出 ~ 7200
フタル酸ブチルベンジル	0	不検出	1	不検出 ~ 45
フタル酸ジ-n-ブチル	1	不検出 ~ 0.5	1	不検出 ~ 120
ベンゾ(a)ピレン	5	不検出 ~ 0.0007	8	不検出 ~ 84
アジピン酸ジ-2-エチルヘキシル	0	不検出	1	不検出 ~ 32
ベンゾフェノン	0	不検出	1	不検出 ~ 3.0
17-エストラジオール	3	不検出 ~ 0.001	9	0.007 ~ 0.31

(備考) 1 「不検出」とは、検出限界値未満のことである。

2 地点別の調査結果は、別表2のとおり。

3 全国調査結果との比較は、別表3のとおり。

#### 3 評価等

- (1) 化学物質による内分泌かく乱作用の程度やメカニズムは未解明な部分が多く、評価を行える状況にはないが、今回の調査結果は、全国調査結果の範囲内であった。

なお、環境省が、魚類に対する内分泌かく乱作用を確認しているノニルフェノール及び4-オクチルフェノールについては、今回の調査結果は、いずれも、魚類への内分泌かく乱作用がないとされている水質濃度(ノニルフェノール:0.608 μg/L以下、4-オクチルフェノール:0.992 μg/L以下)であった。

- (2) 県では、昨年度整備した超微量化学物質分析施設の活用等による調査体制の充実や調査の継続によりデータの蓄積を図るとともに、新たな知見の収集に努め、対応を検討していくこととしているが、他の地点と比較して検出物質数が多く検出濃度もやや高い傾向にある笹ヶ瀬橋については、今後、上流に調査地点を追加し詳細に調査することとしている。

別表1

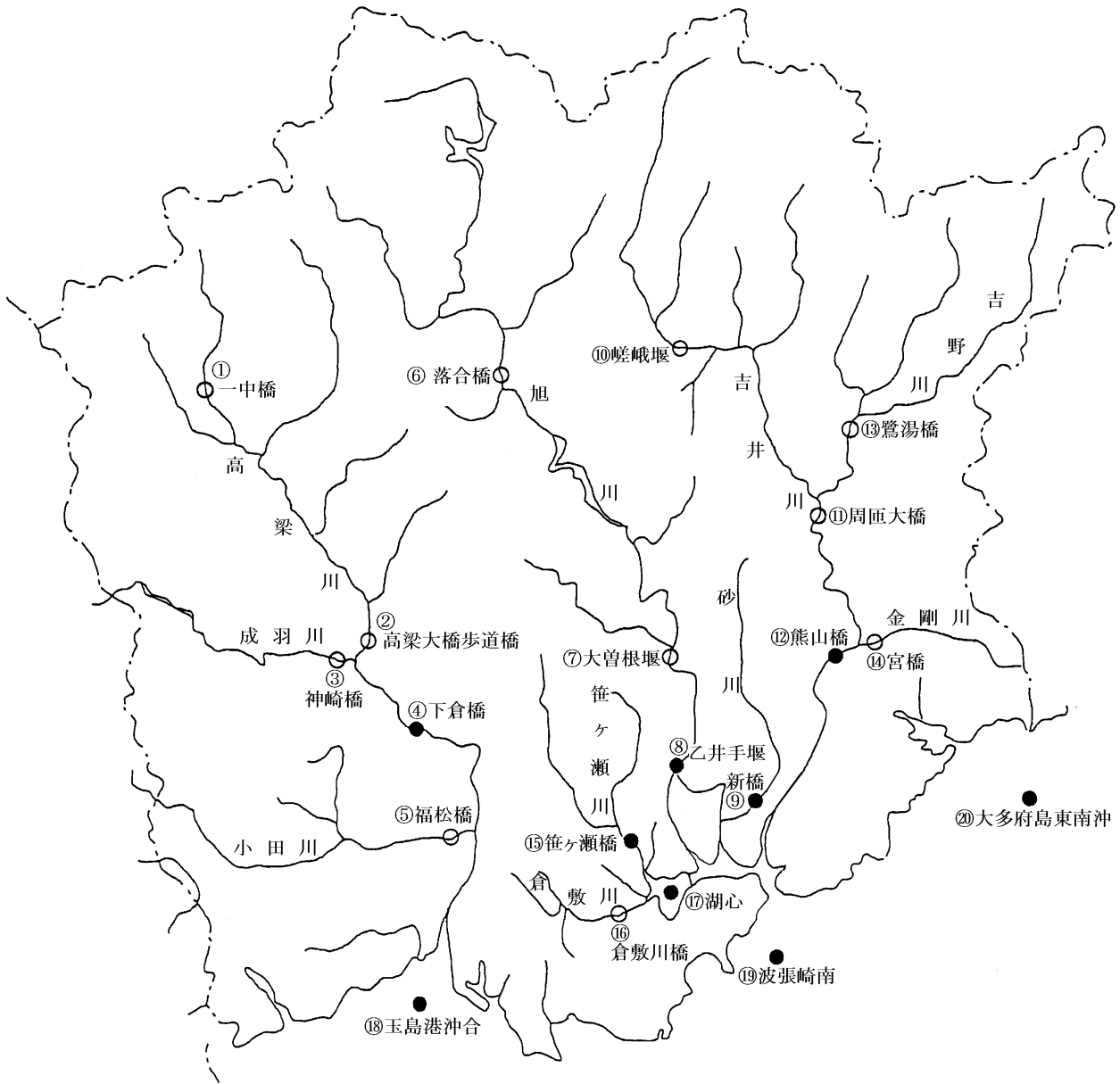
## 環境ホルモン等実態調査対象物質

No.	SPEED '98	物質名	用途
1	2	ポリ塩化ビフェニール類(PCB)	熱媒体、ノンカーボン紙、電気製品
2	3	ポリ臭化ビフェニール類(PBB)	難燃剤
3	33	トリブチルスズ	船底塗料、漁網の防汚剤
4	34	トリフェニルスズ	船底塗料、漁網の防汚剤
5	36	アルキルフェノール類(C5～C9) 4-n-ペンチルフェノール 4-n-ヘキシルフェノール 4-n-ヘプチルフェノール 4-オクチルフェノール ノニルフェノール	界面活性剤の原料、分解生成物
6	37	ビスフェノールA	樹脂の原料
7	38	フタル酸ジ-2-エチルヘキシル	プラスチックの可塑剤
8	39	フタル酸ブチルベンジル	プラスチックの可塑剤
9	40	フタル酸ジ-n-ブチル	プラスチックの可塑剤
10	41	フタル酸ジシクロヘキシル	プラスチックの可塑剤
11	42	フタル酸ジエチル	プラスチックの可塑剤
12	43	ベンゾ(a)ピレン	非意図的生成物
13	44	2,4-ジクロロフェノール	染料の中間体
14	45	アジピン酸ジ-2-エチルヘキシル	プラスチックの可塑剤
15	46	ベンゾフェノン	医薬品合成原料
16	47	4-ニトロトルエン	2,4-ジニトロトルエンなどの中間体
17	48	オクタクロロスチレン	有機塩素系化合物の副生成物
18	63	フタル酸ジペンチル	プラスチックの可塑剤
19	64	フタル酸ジヘキシル	プラスチックの可塑剤
20	65	フタル酸ジプロピル	プラスチックの可塑剤
21	-	17 -エストラジオール	人畜由来の女性ホルモン

(備考) 「SPEED'98」とは、「内分泌攪乱化学物質問題への環境庁の対応方針について 環境ホルモン戦略計画SPEED'98 (環境庁 1998年5月、2000年11月版)」の略称である



## 環境ホルモン等実態調査地点



備考    〇の地点は水質を測定、    □の地点は水質及び底質を測定

高梁川：一中橋	旭川：乙井手堰	笹ヶ瀬川：笹ヶ瀬橋
高梁川：高梁大橋歩道橋	砂川：新橋	倉敷川：倉敷川橋
成羽川：神崎橋	吉井川：嵯峨堰	児島湖：湖心
高梁川：下倉橋	吉井川：周匝大橋	水島地先海域：玉島港沖合
小田川：福松橋	吉井川：熊山橋	児島湾：波張崎南
旭川：落合橋	吉野川：鷺湯橋	播磨灘北西部：大多府島東南沖
旭川：大曾根堰	金剛川：宮橋	

別表2 地点別の調査結果

地点番 点号	測定地点	水域名	採水年月日	天候	気温	水温	水質 (平成13年度)																							
							単位		検出限界値																					
							μg/L	μg/L	μg/L	μg/L	μg/L	μg/L	μg/L	μg/L	μg/L	μg/L	μg/L	μg/L	μg/L	μg/L	μg/L	μg/L	μg/L	μg/L	μg/L	μg/L	μg/L	μg/L		
							0.0001	0.0001 ~ 0.002	0.003	0.001	0.01	0.03	0.01	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.0004	0.01	0.1	0.001	0.0004	0.0004	0.2	0.5	0.2	0.001		
	一中橋	高梁川	H13.10.4	曇	25.0	21.0	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	0.3	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	
	高梁大橋	高梁川	H13.10.4	快晴	22.0	20.0	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	0.2	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	
	神崎橋	成羽川	H13.10.4	快晴	22.5	20.5	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	
	下倉橋	高梁川	H13.10.3	快晴	24.5	21.5	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	
	福松橋	小田川	H13.10.3	快晴	25.0	23.0	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	
	落合橋	旭川	H13.10.5	曇	26.0	20.5	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	
	大曾根堰		H13.10.5	晴	26.0	22.0	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出
	乙井手堰		H13.10.5	晴	26.0	22.0	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出
	新橋	砂川	H13.10.30	快晴	16.0	20.0	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	0.01	0.6	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出
	嵯峨堰	吉井川	H13.10.12	晴	23.5	18.5	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	
	周匝大橋		H13.10.12	晴	23.5	19.5	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	0.5	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出
	熊山橋		H13.10.30	快晴	19.0	19.0	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	0.01	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出
	鷺湯橋	吉野川	H13.10.12	晴	24.5	20.5	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	0.3	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出
	宮橋	金剛川	H13.10.30	快晴	19.5	18.0	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	0.2	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出
	笹ヶ瀬橋	笹ヶ瀬川	H13.10.15	快晴	23.5	21.0	0.0002	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	0.16	0.33	1.0	不検出	0.5	不検出	不検出	0.0005	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	0.001
	倉敷川橋	倉敷川	H13.10.15	快晴	18.5	21.0	0.0003	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	0.13	0.03	0.5	不検出	不検出	不検出	不検出	0.0007	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	0.001
	湖心	児島湖	H13.10.12	晴	21.8	22.4	0.0003	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	0.10	0.04	0.2	不検出	不検出	不検出	不検出	0.0004	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	0.001
	玉島港	水島地先	H13.10.16	曇	22.4	23.2	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	0.3	不検出	不検出	不検出	不検出	0.0006	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	
	波張崎南	児島湾	H13.10.18	晴	18.3	22.9	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	
	大府島	播磨灘北西部	H13.10.2	晴	22.7	23.6	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	0.0004	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	

(備考) 「不検出」とは、検出限界値未満のことである。

番号		1	2	3	4	5		6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21				
speed '98		2	3	33	34	36		37	38	39	40	41	42	43	44	45	46	47	48	63	64	65					
物質名		ポリ塩化ビフェニール類	ポリ臭化ビフェニール類	トリブチルスズ	トリフェニルスズ	4-オクチルフェニール	ノニルフェニール	ビスフェノールA	フタル酸ジ-2-エチルヘキシル	フタル酸ブチルベンジル	フタル酸ジ-n-ブチル	フタル酸ジシクロヘキシル	フタル酸ジエチル	ベンゾ(a)ピレン	2-4-ジクロロフェニール	ルアジピン酸ジ-2-エチルヘキシ	ベンゾフェノン	4-ニトロトルエン	オクタクロロステレン	フタル酸ジベンチル	フタル酸ジヘキシル	フタル酸ジプロピル	1,7-エストラジオール				
単位		μg/kg	μg/kg	μg/kg	μg/kg	μg/kg	μg/kg	μg/kg	μg/kg	μg/kg	μg/kg	μg/kg	μg/kg	μg/kg	μg/kg	μg/kg	μg/kg	μg/kg	μg/kg	μg/kg	μg/kg	μg/kg	μg/kg				
検出限界値		0.05	0.05~1	0.3	0.1	2	20	2	20	10	20	10	10	0.2	2	10	0.4	2	0.02	10	20	10	0.005				
地点番号	測定地点	水域名	採水年月日	天候	気温	泥温																					
	下倉橋	高梁川	H13.10.3	快晴	24.5	22.0	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	0.007			
	乙井手堰	旭川	H13.10.5	晴	26.0	23.0	0.53	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	2	47	不検出	不検出	不検出	不検出	3.8	不検出	不検出	不検出	不検出	0.019			
	新橋	砂川	H13.10.30	快晴	16.0	20.5	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	170	不検出	不検出	不検出	不検出	1.5	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	0.008			
	熊山橋	吉井川	H13.10.30	快晴	19.0	19.5	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	77	不検出	不検出	不検出	不検出	0.8	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	0.013			
	笹ヶ瀬橋	笹ヶ瀬川	H13.10.15	快晴	23.5	22.5	12	不検出	7.3	不検出	30	1800	45	7200	45	120	不検出	不検出	65	不検出	32	3.0	不検出	0.31			
	湖心	児島湖	H13.10.12	晴	21.8	23.2	1.4	不検出	0.4	不検出	不検出	27	2	110	不検出	不検出	不検出	不検出	1.8	不検出	不検出	不検出	不検出	0.041			
	玉島港沖	水島地先	H13.10.16	曇	22.4	22.1	4.2	不検出	7.5	1.0	2	26	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	84	不検出	不検出	不検出	不検出	0.16			
	波張崎南	児島湾	H13.10.18	晴	18.3	21.4	0.46	不検出	2.0	0.2	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	6.9	不検出	不検出	不検出	不検出	0.11			
	大府島東	播磨灘北西部	H13.10.2	晴	22.7	24.0	5.3	不検出	11	3.2	不検出	20	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	53	不検出	不検出	不検出	不検出	0.19			

(備考)「不検出」とは、検出限界値未満のことである。

別表3 全国調査結果との比較

## (1) 水質

(単位:  $\mu\text{g/L}$ )

No	化学物質名	平成13年度岡山県調査			(参考)全国調査結果		
		検出頻度	最大値	検出限界値	検出頻度	最大値	検出限界値
1	ポリ塩化ビフェニール類(PCB)	3 / 20	0.0003	0.0001	556 / 769	0.22	0.00001
2	ポリ臭化ビフェニール類(PBB)	0 / 20	不検出	0.0001	0 / 780	不検出	0.001
3	トリブチルスズ	0 / 20	不検出	0.003	57 / 769	0.09	0.001
4	トリフェニルスズ	0 / 20	不検出	0.001	2 / 769	0.004	0.001
5	アルキルフェノール類(C5~C9)						
	4-オクチルフェノール	0 / 20	不検出	0.01	372 / 1,876	13	0.01
	ノニルフェノール	3 / 20	0.16	0.03	674 / 1,876	21	0.03
6	ビスフェノールA	5 / 20	0.33	0.01	940 / 1,876	1.81	0.01
7	フタル酸ジ-2-エチルヘキシル	10 / 20	1.0	0.2	601 / 1,744	9.9	0.01
8	フタル酸ブチルベンジル	0 / 20	不検出	0.2	7 / 1,744	3.1	0.1
9	フタル酸ジ-n-ブチル	1 / 20	0.5	0.2	208 / 1,858	2.3	0.2
10	フタル酸ジシクロヘキシル	0 / 20	不検出	0.2	0 / 779	不検出	0.1
11	フタル酸ジエチル	0 / 20	不検出	0.2	26 / 801	1.1	0.1
12	ベンゾ(a)ピレン	5 / 20	0.0007	0.0004	12 / 816	0.07	0.01
13	2,4-ジクロロフェノール	0 / 20	不検出	0.01	75 / 780	0.2	0.01
14	アジピン酸ジ-2-エチルヘキシル	0 / 20	不検出	0.1	272 / 1,745	1.8	0.01
15	ベンゾフェノン	0 / 20	不検出	0.001	130 / 794	0.84	0.01
16	4-ニトロトルエン	0 / 20	不検出	0.0004	22 / 780	0.63	0.01
17	オクタクロロスチレン	0 / 20	不検出	0.0004	0 / 780	不検出	0.01
18	フタル酸ジペンチル	0 / 20	不検出	0.2	0 / 779	不検出	0.1
19	フタル酸ジヘキシル	0 / 20	不検出	0.5	0 / 779	不検出	0.1
20	フタル酸ジプロピル	0 / 20	不検出	0.2	0 / 779	不検出	0.1
21	17-エストラジオール	3 / 20	0.001	0.001	912 / 1,290	0.28	0.0001

## (2) 底質

(単位:  $\mu\text{g/kg}$ )

No	化学物質名	平成13年度岡山県調査			(参考)全国調査結果		
		検出頻度	最大値	検出限界値	検出頻度	最大値	検出限界値
1	ポリ塩化ビフェニール類(PCB)	6 / 9	12	0.05	234 / 290	2,200	0.01
2	ポリ臭化ビフェニール類(PBB)	0 / 9	不検出	0.05	0 / 275	不検出	2
3	トリブチルスズ	5 / 9	11	0.3	174 / 290	300	0.1
4	トリフェニルスズ	3 / 9	3.2	0.1	63 / 290	16	0.1
5	アルキルフェノール類(C5~C9)						
	4-オクチルフェノール	2 / 9	30	2	88 / 356	170	1
	ノニルフェノール	4 / 9	1,800	20	189 / 355	12,000	1.5
6	ビスフェノールA	3 / 9	45	2	181 / 355	270	0.2
7	フタル酸ジ-2-エチルヘキシル	5 / 9	7,200	20	293 / 341	210,000	25
8	フタル酸ブチルベンジル	1 / 9	45	10	62 / 341	1,400	10
9	フタル酸ジ-n-ブチル	1 / 9	120	20	132 / 354	2,000	25
10	フタル酸ジシクロヘキシル	0 / 9	不検出	10	10 / 275	170	10
11	フタル酸ジエチル	0 / 9	不検出	10	6 / 290	32	10
12	ベンゾ(a)ピレン	8 / 9	84	0.2	252 / 304	3,800	1
13	2,4-ジクロロフェノール	0 / 9	不検出	2	4 / 275	230	1
14	アジピン酸ジ-2-エチルヘキシル	1 / 9	32	10	21 / 341	66	10
15	ベンゾフェノン	1 / 9	3.0	0.4	55 / 289	29	1
16	4-ニトロトルエン	0 / 9	不検出	2	2 / 275	4	1
17	オクタクロロスチレン	0 / 9	不検出	0.02	0 / 275	不検出	1
18	フタル酸ジペンチル	0 / 9	不検出	10	1 / 275	16	10
19	フタル酸ジヘキシル	0 / 9	不検出	20	2 / 275	17	10
20	フタル酸ジプロピル	0 / 9	不検出	10	0 / 275	不検出	10
21	17-エストラジオール	9 / 9	0.31	0.005	251 / 288	16	0.0048

(備考) 1 「検出頻度」とは、検出地点数 / 調査地点数である。

2 「不検出」とは、検出限界値未満のことである。

3 「全国調査結果」とは、平成10年度から平成12年度までの環境省及び国土交通省の調査結果である。

4 調査年度等によって検出限界値が異なる場合は、小さい方の値を表示している。

## 10.2 東京都の取組み

### 10.2.1 背景

#### (1) 取組み開始年度

1998（平成10）年度

#### (2) その時の状況

1998（平成10）年5月、環境庁（当時）が「内分泌攪乱化学物質への環境庁の対応方針について - 環境ホルモン戦略計画 SPEED'98 - 」を取りまとめ、環境庁としての基本的考え方や具体的な対応方針を示しており、厚生省、通産省、科学技術庁（当時）などでも研究班を組織するなどの取組が進められた。

都は、1998年4月以来、内分泌かく乱物質問題について、都の果たすべき役割や取組について検討し、1998年7月、当面、都において実施すべき取組を「東京都の内分泌かく乱化学物質問題に対する当面の取組について - 東京都環境ホルモン取組方針 - 」として取りまとめた。取組方針では、現状把握の推進、調査研究の推進、情報の収集・提供の推進が定められ、底質、水質等の公共用水域の調査は現状把握の推進の一環として1998年度より開始された。

#### (3) 対象物質数

SPEED'98 の「内分泌攪乱作用を有すると疑われる化学物質」リストに掲載されている67物質を基本に媒体毎及び検出状況により各年度において変更した。各年度の媒体毎の測定物質数は表10.2.1-1に示すとおり。

### 10.2.2 調査概要

#### (1) モニタリング調査の方法

公共用水域（河川、海域、底質）

11月（水質、底質）と翌年2月（水質）に、河川14地点、内湾3地点について測定を行っている。試料の採取は、「水質調査方法」（1971年9月30日付け環水管第30号環境水質保全局通知）と、日本工業規格の「工業用水・工場排水中のダイオキシン類及びコブラナーPCBの測定方法」（JIS K 0312）及び「ダイオキシン類に係る底質調査測定マニュアル」（環境庁 2000年3月）に準じて実施した。分析は、外因性内分泌かく乱化学物質調査暫定マニュアル（水質、底質、水生生物）に準じて実施し、誘導体化GC/MS法に拠った。

調査地点を図に示した。

魚介類

都内5地点において、スズキ、ボラ、コノシロ、ムラサキイガイを採取した。

測定には、GC/MSを用いた。

水道

BPAは溶媒抽出、誘導体化、GC/MS法に拠り分析を行った。

下水道

試料採取は平均的な水質と予想される時間帯でスポット採水を行った。

分析法は「外因性内分泌かく乱化学物質調査暫定マニュアル」に定める方法を原則とし、固相抽出、GC/MS 法で行った。

#### 室内空気

試料の採取は、ポンプを用いて空気を吸引するアクティブ法に拠った。石英及びエムポアを用いてポンプにより吸引した。試料はアセトンで抽出後、GC/MS 法に拠り分析を行った。

### (2) ほ乳びんからの溶出試験の方法

ほ乳びんからの溶出試験は、以下の条件において実施した。

- ・水 95 、30 分保持
- ・n - ヘプタン、25 、30 分保持

## 10.2.3 調査結果

### (1) モニタリング調査の結果

#### 公共用水域

1998～2001（平成 10～13）年度の 4 力年の調査で、公共用水域において、BPA は水質で検出割合（検出地点数 / 調査地点数）が 111/136 であり、80%を越え、最高値は 0.88  $\mu\text{g/L}$  であった。底質については、検出割合が 44/68 で、約 65%であり、最高値は 0.20  $\mu\text{g/g}$  であった(表 10.2.3-1, 10.2.3-2, 10.2.3-3)。

#### 魚介類

BPA については、1999～2000（平成 11～12）年度の 2 力年の調査で、4 魚介類において 20 検体実施したが、いずれも不検出であった（表 10.2.3-4）。

#### 水道

水道原水は、1998～2001（平成 10～13）年度の 4 力年の調査で、67 検体中 23 検体で検出され、最大値は 0.07  $\mu\text{g/L}$  であった。なお、浄水では全て不検出であった（表 10.2.3-5）。

#### 下水道

1998～2001（平成 10～13）年度の 4 力年の調査で、下水放流水から、126 検体中 106 検体で検出され、最高値は 0.42  $\mu\text{g/L}$  であった。下水流入水からは、95 検体の全てから検出され、最高値は 3.9  $\mu\text{g/L}$  であった。（表 10.2.3-6）

#### 室内空気

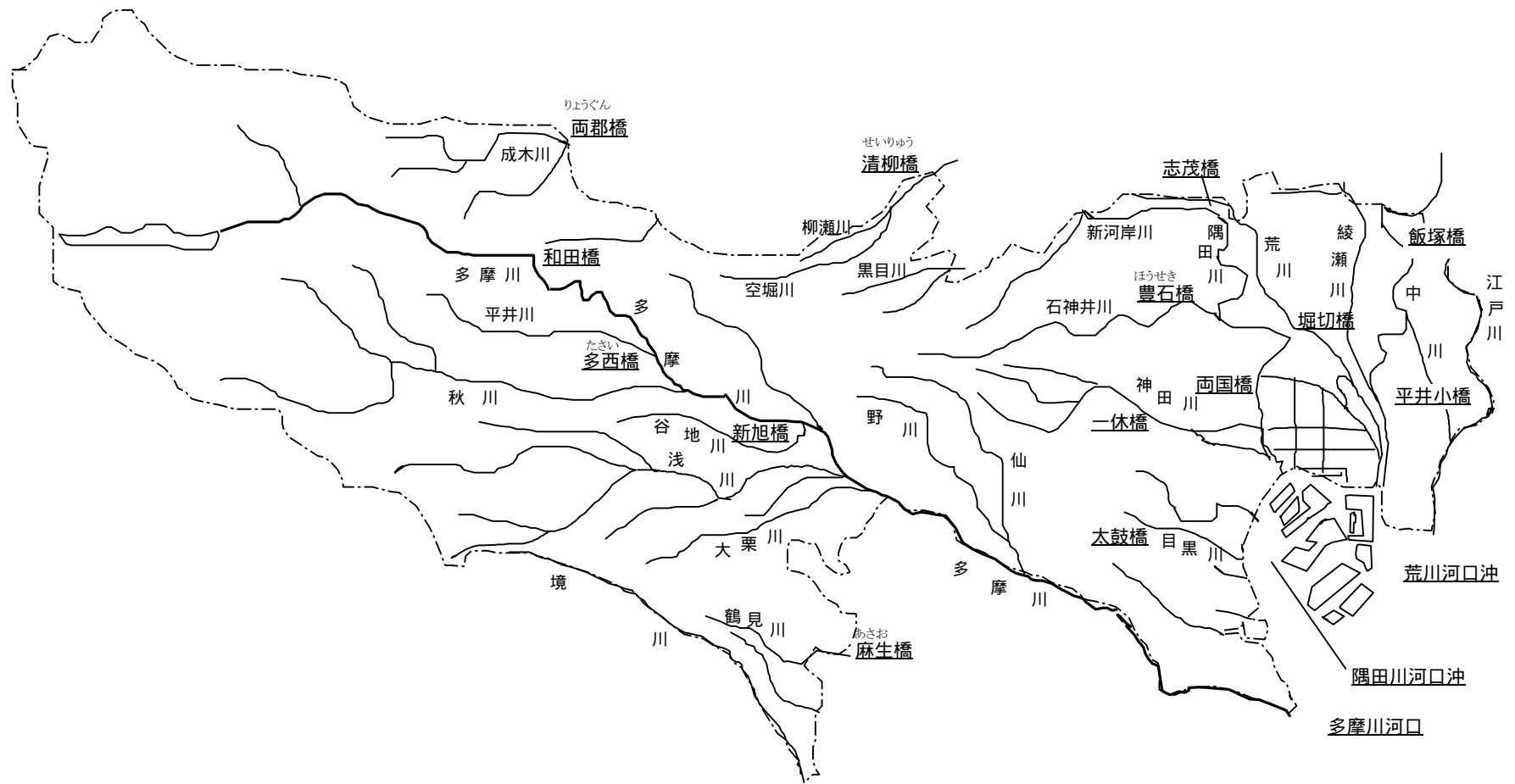
2001（平成 13）年度に初めて調査を行ったものであり、検出率は 95/135 で、最高値は 8.1  $\text{ng/m}^3$  であった（表 10.2.3-7）。

### (2) ほ乳びんからの溶出

使用済ポリカーボネート製ほ乳びんにつき熱湯（95 、30 分、水）による BPA の溶出検査を行ったところ、食品衛生法の基準（2,500ppb 以下）に比較してはるかに低レベルであるが、全ての検体から微量な BPA の溶出が認められた。n-ヘプタンによる溶出検査においては検出されなかった（表 10.2.3-8）。

#### 10.2.4 今後の取組み

2002年(平成14年)度以降も公共用水域(河川10地点、内湾3地点)の環境モニタリング、水道、下水道について引き続き調査を継続している。なお、環境省等関係機関のリスク評価結果を踏まえ、モニタリング計画を策定していく。



調査地点（水質・底質）  
河川14地点、海域3地点

図 内分泌かく乱化学物質実態調査地点



表10.2.1-1 内分泌かく乱化学物質の調査物質数

媒体	年度	測定物質数
河川、海域水質	10年度	71
	11年度	66
	12年度	33
	13年度	40
河川、海域底質	10年度	71
	11年度	66
	12年度	33
	13年度	40
魚貝類	10年度	6
	11年度	13
	12年度	14
	13年度	11
大気	10年度	10
	11年度	10
	12年度	10
	13年度	6

媒体	年度	測定物質数
室内大気	11年度	9
	12年度	13
	13年度	16
水道	10年度	22
	11年度	34
	12年度	30
	13年度	28
下水放流水	10年度	11
	11年度	15
	12年度	13
	13年度	13
下水流入水	10年度	11
	11年度	15
	12年度	13
	13年度	13

表10.2.3-1 ビスフェノールAの検出状況

年度		下水放流水	下水流入水	水道(原水)	河川、海域水質	河川、海域底質
10年度	検出率	37/48	19/19	4/5	27/34	16/17
	範囲	ND ~ 0.42	0.09 ~ 3.9	ND ~ 0.04	ND ~ 0.88	ND ~ 0.2
11年度	検出率	42/49	47/47	8/24	25/34	11/17
	範囲	ND ~ 0.36	0.15 ~ 2.4	ND ~ 0.04	ND ~ 0.3	ND ~ 0.073
12年度	検出率	19/21	21/21	6/24	27/34	6/17
	範囲	ND ~ 0.27	0.15 ~ 0.95	ND ~ 0.05	ND ~ 0.4	ND ~ 0.017
13年度	検出率	8/8	8/8	5/14	32/34	11/17
	範囲	0.01 ~ 0.08	0.13 ~ 1.2	ND ~ 0.07	ND ~ 0.72	ND ~ 0.096

年度		スズキ	ボラ	コノシロ	ムラサキイガイ
10年度	検出率	-	-	-	-
	範囲	-	-	-	-
11年度	検出率	0/10	0/10	0/10	0/10
	範囲	-	-	-	-
12年度	検出率	0/10	0/10	0/10	0/10
	範囲	-	-	-	-
13年度	検出率	-	-	-	-
	範囲	-	-	-	-

水質は  $\mu\text{g/L}$ 、底質、生物は  $\mu\text{g/g}$

表10.2.3-2 公共用水域 - 水質 -

河川名	調査地点名	平成10年11月	平成11年2月	平成11年7月	平成11年9月	平成12年7月	平成13年2月	平成13年7月	平成13年12月	
		37								
			ビスフェノールA							
	単位	μg/L								
	検出下限値	0.01								
中川	飯塚橋	0.28	0.88	0.07	0.08	0.06	0.11	0.11	0.14	
中川	平井小橋	0.24	0.19	0.06	0.08	0.07	0.13	0.16	0.14	
荒川	堀切橋	0.20	0.16	0.30	0.08	0.40	0.22	0.49	0.14	
隅田川	両国橋	0.12	0.11	0.09	0.03	0.12	0.07	0.28	0.09	
新川岸川	志茂橋	0.08	0.20	0.09	0.06	0.08	0.05	0.42	0.08	
石神井川	豊石橋	0.08	0.08	0.06	0.13	0.08	0.09	0.25	0.13	
神田川	一休橋	0.01	0.04	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0.02	0.01	
目黒川	太鼓橋	0.02	0.03	0.01	0.04	0.02	0.02	0.05	0.02	
東京湾	荒川河口沖 (St.8)	0.09	0.01	0.01	0.02	0.02	0.04	0.12	0.13	
東京湾	隅田川河口沖 (St.5)	0.01	0.02	0.04	0.01	N.D.	0.03	0.06	0.02	
東京湾	多摩川河口 (St.32)	0.01	0.01	0.03	0.02	N.D.	0.03	0.10	0.04	
多摩川	和田橋	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0.02	N.D.	N.D.	0.03	
平井川	多西橋 (都県境)	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0.07	N.D.	0.01	N.D.	
成木川	両郡橋 (都県境)	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0.03	N.D.	0.01	0.01	
谷地川	新旭橋	0.09	0.38	0.07	0.12	0.37	0.11	0.72	0.15	
鶴見川	麻生橋 (都県境)	N.D.	0.12	N.D.	0.01	0.11	0.01	0.07	0.11	
柳瀬川	清柳橋 (都県境)	0.03	0.16	0.05	0.03	0.04	0.02	0.04	0.02	

表10.2.3-3 公共用水域 - 底質 -

河川名	調査地点名	平成11年2月	平成11年9月	平成13年2月	平成13年12月
		37			
		ビスフェノールA			
		μg/kg			
検出下限値		5			
中川	飯塚橋	22	11	N.D.	9
中川	平井小橋	16	9	N.D.	19
荒川	堀切橋	12	17	N.D.	24
隅田川	両国橋	200	58	12	20
新川岸川	志茂橋	9	8	N.D.	11
石神井川	豊石橋	86	8	N.D.	N.D.
神田川	一休橋	6	24	5	7
目黒川	太鼓橋	51	73	17	96
東京湾	荒川河口沖 (St.8)	66	23	12	16
東京湾	隅田川河口沖 (St.5)	42	16	13	13
東京湾	多摩川河口 (St.32)	55	30	13	24
多摩川	和田橋	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
平井川	多西橋 (都県境)	5	N.D.	N.D.	N.D.
成木川	両郡橋 (都県境)	61	N.D.	N.D.	N.D.
谷地川	新旭橋	14	N.D.	N.D.	N.D.
鶴見川	麻生橋 (都県境)	9	N.D.	N.D.	7
柳瀬川	清柳橋 (都県境)	6	N.D.	N.D.	N.D.

表10.2.3-4 魚介類

試料名	地点名	平成11年度	平成12年度
スズキ	隅田川河口	ND	ND
スズキ	隅田川河口	ND	ND
スズキ	荒川河口	ND	ND
スズキ	荒川河口	ND	ND
スズキ	多摩川河口	ND	ND
スズキ	多摩川河口	ND	ND
スズキ	中央防波堤	ND	ND
スズキ	中央防波堤	ND	ND
スズキ	中央防波堤	ND	ND
スズキ	中央防波堤	ND	ND
ボラ	隅田川河口	ND	ND
ボラ	隅田川河口	ND	ND
ボラ	荒川河口	ND	ND
ボラ	荒川河口	ND	ND
ボラ	多摩川河口	ND	ND
ボラ	多摩川河口	ND	ND
ボラ	中央防波堤	ND	ND
ボラ	中央防波堤	ND	ND
ボラ	中央防波堤	ND	ND
ボラ	中央防波堤	ND	ND
コノシロ	隅田川河口	ND	ND
コノシロ	隅田川河口	ND	ND
コノシロ	荒川河口	ND	ND
コノシロ	荒川河口	ND	ND
コノシロ	多摩川河口	ND	ND
コノシロ	多摩川河口	ND	ND
コノシロ	中央防波堤	ND	ND
コノシロ	中央防波堤	ND	ND
コノシロ	中央防波堤	ND	ND
コノシロ	中央防波堤	ND	ND
ムラサキイガイ	隅田川河口	ND	ND
ムラサキイガイ	隅田川河口	ND	ND
ムラサキイガイ	荒川河口	ND	ND
ムラサキイガイ	荒川河口	ND	ND
ムラサキイガイ	多摩川河口	ND	ND
ムラサキイガイ	多摩川河口	ND	ND
ムラサキイガイ	中央防波堤	ND	ND
ムラサキイガイ	中央防波堤	ND	ND
ムラサキイガイ	中央防波堤	ND	ND
ムラサキイガイ	中央防波堤	ND	ND

(検出限界 0.005 µg/g)

表10.2.3-5 水道

(µg/L)

項目	定量下限 (µg/l)	東村山		小作		金町		三郷		朝霞	
		原水	浄水	原水	浄水	原水	浄水	原水	浄水	原水	浄水
平成10年度	0.01	0.01	ND	ND	ND	0.04	ND	0.04	ND	0.02	ND

	定量下限	東村山				境				小作				砧				
		原水		浄水		原水		浄水		原水		浄水		原水		浄水		
		1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	
平成11年度	0.01	ND	0.02	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
平成12年度	0.01	ND	0.02	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
平成13年度	0.01	-	-	-	-	-	-	-	-	ND	0.06	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND

	定量下限	長沢				金町				三郷				朝霞			
		原水		浄水		原水		浄水		原水		浄水		原水		浄水	
		1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2
平成11年度	0.01	ND	ND	ND	ND	0.01	0.04	ND	ND	ND	0.04	ND	ND	0.02	0.03	ND	ND
平成12年度	0.01	ND	ND	ND	ND	ND	0.05	ND	ND	0.01	0.04	ND	ND	0.01	0.03	ND	ND
平成13年度	0.01	ND	ND	ND	ND	ND	0.03	ND	ND	-	-	-	-	0.01	0.02	ND	ND

	定量下限	三園				高月				柴崎				上代継				
		原水		浄水		原水		浄水		原水		浄水		原水		浄水		
		1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	
平成11年度	0.01	0.01	0.03	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
平成12年度	0.01	ND	0.03	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
平成13年度	0.01	-	-	-	-	ND	ND	ND	ND	ND	0.07	ND	ND	-	-	-	-	

表 10.2.3-6 下水道

		平成 10 年度	平成 11 年度	平成 12 年度	平成 13 年度
検出限界		0.01	0.01	0.01	0.01
流入水	芝浦	本系		0.33	0.27
		東系		0.3	
	三河島	浅草系	0.43	0.46	0.28
		藍染系		0.36	
		尾久系		0.29	
				0.3	
	中川	中川		0.37	0.34
		梅田		0.29	0.29
	小台		0.12	0.33	0.19
			0.09	0.15	0.19
	有明		0.18	0.6	
				0.51	
	小菅		0.31	0.26	0.21
			0.11	0.24	0.37
	葛西			0.3	0.24
				0.31	
	落合(高段)		0.24	0.2	0.15
			0.16	0.4	
	中野			0.2	0.16
				0.16	
	新河岸	浮間		0.45	0.4
				2.4	
		蓮根		0.33	
	砂町		0.16	0.56	0.95
				0.37	
	森ヶ崎		0.26	0.15	0.2
			3.9	0.68	
	北多摩一号		1.6	0.35	0.2
			1	0.4	
	南多摩		1.5	0.61	0.25
			2	0.43	
	北多摩二号			0.23	0.18
				0.26	
浅川			1.2	0.57	
			0.65		
多摩川上流		1.7	1.7	0.67	
		0.77	0.56		
八王子			0.43	0.5	
			0.37		
清瀬		0.2	0.63	0.58	
		0.15	0.36	0.13	

		平成 10 年度	平成 11 年度	平成 12 年度	平成 13 年度	
検出限界		0.01	0.01	0.01	0.01	
処理水	芝浦	本系	0.04	0.02	0.14	
		東系	0.21	0.05		
	三河島 (東尾久)	ろ過前	0.01	0.01		
			0.02	0.02		
		ろ過後	0.41	0.27	0.22	
			0.42	0.36		
	中川			0.11		
				0.22		
	小台		0.02	0.02	0.05	
			0.03	0.02	0.08	
	有明	生物ろ過	0.11	0.1	0.11	
			0.21	0.19	0.12	
		放流水				0.08
	小菅	A <sub>2</sub> O		0.02	0.03	
		オゾン		ND	ND	
	葛西	東系	ND	ND	0.01	
			ND	ND		
		西系	0.01	ND		
			ND	0.01		
	落合	砂ろ過	0.02	0.04	ND	
			0.02	0.09		
		RO膜ろ過	ND	0.01	ND	
			ND	0.09		
	中野		0.01	0.01	0.05	
			ND	ND		
	新河岸		0.12	0.08	0.09	
			0.2	0.11		
	砂町		0.02	0.02	0.25	
			0.09	0.01		
	森ヶ崎	西系	0.03	0.08	0.16	
			0.03	0.01		
		東系	0.04	0.08		
			0.22	ND		
	北多摩一号		0.05	0.02	0.03	
			0.04	0.04	0.02	
	南多摩		0.04	0.01	0.01	
			ND	0.02	0.02	
	北多摩二号		ND	0.01	0.02	
			0.03	0.01	0.04	
	浅川		0.11	0.09	0.08	
			0.06	0.08	0.03	
	多摩川上流	放流水	0.08	0.08	0.27	
			0.02	0.03	0.06	
		凝集ろ過		0.02		
				0.21		
	オゾン		0.01			
		0.13				
八王子		0.04	0.01	0.03		
		ND	ND	0.02		
清瀬		ND	0.01	0.01		
		0.01	0.01	0.01		

注：検出下限値（ ）内は国との連携調査分。NDは、検出下限値未満を表す



表10.2.3-7 室内空気

単位: ng / m<sup>3</sup>

			施設数	最小	最大	平均	中央値	検出数	検出限界
戸建	平成13年度	夏季	34	ND	1.5	0.74	0.71	25/34	0.3
		冬季	32	ND	1.3	0.54	0.44	19/32	0.3
集合	平成13年度	夏季	8	ND	4.6	1.5	0.84	7/8	0.3
		冬季	10	ND	-	-	-	0/10	0.3
特定建築物	平成13年度	夏季	22	0.94	8.1	2.5	1.9	22/22	0.3
		冬季	21	ND	3	1.1	0.86	17/21	0.3
老人保健施設	平成13年度	夏季	4	ND	0.35	0.33	0.34	3/4	0.3
		冬季	4	ND	0.85	0.72	0.72	2/4	0.3

表10.2.3-8 ほ乳ビンからのビスフェノールAの溶出

媒体	実施年		95℃、水	常温、n-ヘプタン
哺乳ビン(ポリカーボネート製)	10年度	検出率	42/42	0/42
		範囲(ppb)	0.3~2.5	ND
			定量下限(0.2)	定量下限(0.2)
哺乳ビン(ポリプロピレン製)	12年度		溶出せず	
			定量下限(0.2)	
哺乳ビン(ポリプロピレン製)			溶出せず	
			定量下限(0.2)	
哺乳ビン(ポリアミド製)			溶出せず	
			定量下限(0.2)	
哺乳ビン(ポリエーテルサルホン製)			溶出せず	
			定量下限(0.2)	

## 第 11 章 まとめ

BPA は、内分泌かく乱作用を有すると疑われる化学物質の一つとされ、社会的関心が高い物質となっている。現在、業界において自主的な取り組みが進められているものの、排出実態と環境濃度との関係等、十分検証されていない課題が残されていることから、適切なリスク管理を図っていく上でより一層の科学的知見の集積を図ることが必要となっている。そこで本研究会では下記の作業を行った。

BPA に関する有害性評価及びリスク評価の現状の整理  
BPA の放出シナリオの作成

### 11.1 有害性

BPA の有害性に関してヒト健康に関しては表 11.1-1 のようにまとめられる。

表 11.1-1 BPA のヒト健康に関する有害性

報告書	耐容一日摂取量 mg/kg/day	不確実係数 (UF)	最小毒性量 (LOAEL) mg/kg/day	無毒性量 (NOAEL) mg/kg/day	毒性試験
IRIS(2003)	0.05	1000	50		2年間慢性毒性試験
EU のリスク評価書				50	3世代生殖毒性試験
EU の Scientific Committee on Food (食品科学委員会) 勧告	0.01	500	50	5	3世代生殖毒性試験
初期リスク評価書 暫定版		500		5	3世代生殖毒性試験

リスク評価に用いる対象となる暫定耐容一日摂取量 (暫定 TDI) について米国 EPA は 0.05 mg/kg/day、EU の食品科学委員会 (Scientific Committee on Food, SCF) は 0.01 mg/kg/day としている。一方環境中の生物に対する NOEC として EU のリスク評価書ではファットヘッドミノアの次世代の孵化率を指標とした試験での NOEC の 0.016mg/L を採用し、藻類、甲殻類、魚類に関する長期毒性の NOEC があるので不確実係数として 10 が用いられている。また淡水巻貝に対しては非常に低い濃度での影響が見いだされている。結果の重要性を考えて追試の結果を待ちたい。なおヒト健康に関して BPA の低用量投与による内分泌・神経系及び生殖系への影響については現時点ではかなり限定的な実験条件で観察されている現象であり、普遍化した現象とは考えがたいとの見解もだされているが、今後の研究の進展を注視していく必要がある。

### 11.2 リスク評価の現状

#### (1) 海外の 3 つのリスク評価書

United Kingdom (2002) Risk Assessment of Bisphenol-A、OECD (2002) SIDS Initial Assessment Report

及び Scientific Committee on Food (2002) Opinion of the Scientific Committee on Food on Bisphenol A においては、さらに情報が必要であるとして

- ・ BPA 放出経路に関するデータ・情報、
- ・ 有害性に関する情報（発生毒性、土壌生物の毒性データ、巻貝と魚の精子形成に対する影響に関して、 $\mu\text{g}/\text{kg}$  の低用量での悪影響に関する不確実性を考慮して、この不確実性を解決する）

を得るための調査・研究を挙げている。

(2) EU のリスク評価書（案）では、TDI を  $0.05\text{mg}/\text{kg}/\text{day}$ 、PNEC を  $1.6\mu\text{g}/\text{L}$  とした場合 消費者暴露、環境経由暴露、複合暴露での MOS を推算した結果、感熱紙の再生及び PVC を除いて、現在のところさらなる情報や試験、既に行われているリスク削減手段以上の対策は必要ないとの評価が出されている。

(3) 化学物質評価研究機構の初期リスク評価書 暫定版では、生態リスク、ヒト健康リスクの暴露マージンをそれぞれ 1,333、2,500 と算出して各不確実係数積よりいずれも大きく有害な影響を受ける可能性は低いとしている。

### 11.3 製造、使用等の実態

2000 年度について製造、用途は、第 4 章の資料 2 にまとめられている。内需からユーザーによる輸入を引いた  $396,900\text{t}$ （メーカー内需向け出荷量）で BPA の主たる用途は PC 樹脂と EX 樹脂用原料である。これら樹脂類は反応により BPA とは別の高分子物質に変化している。そのため、環境への BPA の放出を考えた場合、製造および加工時の工場からの放出、製品中に微量残存している未反応モノマーとしての BPA あるいはポリマーの分解によって生成した BPA と考えられる。

一方、BPA そのものを使用する用途として、感熱紙用顔色剤、塩ビ樹脂添加剤およびその他樹脂添加剤等がある。これらの用途は供給量は少ないが、工場内で使用されてかつ最終製品中にまで BPA そのものとして含有されているため、環境への放出について詳細に実態を把握する必要がある。

### 11.4 環境モニタリングデータ

BPA のモニタリングは、国の機関（環境省、国土交通省）、地方自治体、市民団体、研究者などによって行われてきた。モニタリングの対象媒体は、表流水、底質、地下水、大気、土壌、生物、水道水など多岐にわたっている。

表流水：淡水域では、約 30% の調査地点での平均濃度が  $0.005\mu\text{g}/\text{L}$  以下であり、99.5% の調査地点での平均濃度が  $1\mu\text{g}/\text{L}$  以下であった。海域では、約半数の調査地点での平均濃度が  $0.005\mu\text{g}/\text{L}$  以下であり、1 地点を除いた全ての地点での平均濃度が  $1\mu\text{g}/\text{L}$  以下であった。

底質：淡水域での最高値は  $1,100\mu\text{g}/\text{kg-dry}$  で、2001 年 11 月に大阪府の味生水路で観測された。この地点の類型区分は未指定である。海域での最高値は、 $120\mu\text{g}/\text{kg-dry}$  で愛媛県の燧灘新居浜海域であった。

地下水：地下水中の濃度は、94 地点で調査されており、全検体数は 153 であった。検出割合は 21/153（検出限界値は  $0.01\mu\text{g}/\text{L}$ ）であった。

土壌：土壌中の濃度は、1999 年から 2002 年の間に 29 地点で調査され、どの地点でも検出限界値  $5\mu\text{g}/\text{kg}$  未満であった。

大気：大気中の濃度は、1997 年から 2002 年の間に 42 地点で調査され、検出されたのは 8 地点であ

った（検出限界値は1～7ng/m<sup>3</sup>）、最高値は28ng/m<sup>3</sup>であった。

室内空気：室内空気中濃度の調査は数少ないが、東京都健康局(2003)は住宅や特定建築物の計34施設を対象としてBPA測定を行い、検出頻度は夏が57/68、冬38/67、濃度平均値は夏が1.5 ng/m<sup>3</sup>、冬0.81 ng/m<sup>3</sup>を報告している。

水生生物：魚貝類のサンプル数は485個あり、検出割合は11/485(定量限界値は5 μg/kg)であった。最高値は30 μg/kg(神奈川県寒川取水堰、コイ)であった。魚貝類以外の生物では、付着藻類が2検体調査され、濃度は4.5 μg/kg、2.8 μg/kgであった。

陸上生物：1998年度、2000年度にわたり、鳥類と哺乳類について120検体の調査が行われた。検出割合は31/120(定量限界値は0.06～320 μg/kg-wet)であり、検出された濃度の範囲は0.15～70 μg/kg-wetであった。

下水処理水：下水処理場への流入水の個別のデータは98検体あり、全ての検体で検出されている。検出濃度範囲は0.09～3.9 μg/Lであった。

雨水：群馬県前橋市岩神町において1997年7月から1998年1月の半年間にわたり12回測定されている。検出限界値の0.02 μg/L以上であったのは3回で、最高値は0.04 μg/Lと報告されている。

## 11.5 平成13年度PRTR情報

BPAは138事業所33都道府県から届け出がなされており、その排出量・移動量の合計は449tである。そのうち約99%が下水道及び事業所外への移動量として届け出られており、排出量としての総量は約3.5tである。また届出外の推計量については無く、対象業種を営む対象業者のみとなっている。

## 11.6 製品経由のヒト暴露の可能性

ヒトが製品を使用することにより暴露する可能性としてはPC樹脂、EX樹脂およびその他BPA製品の用途が挙げられる。

## 11.7 放出シナリオ

製造、用途の実態調査に基づきそれぞれの放出源からの放出量を表8.3-1に、用いた仮定を表8.3-2に示す結果を得た。この結果からBPAの放出シナリオについて次のようにまとめることができる。

1. 放出先媒体としては水域への放出を中心としたシナリオを立てる必要がある。
2. 検討した5点源、1非点源の寄与は次のようになる。

- 1) メーカー 1.8 kg/年
- 2) 一次ユーザー PC樹脂 120kg/年、EX樹脂 7kg/年
- 3) さらに川下のユーザー 再生紙工場 120-50,000kg/年
- 4) 最終製品使用 51kg/年
- 5) 下水処理場 200kg/年
- 6) 廃棄物処分場 30kg/年

3. 調査では極微量に環境中に存在するBPAの放出源を特定するまでには至らなかった。

現時点において表8.3-1を比較する限りでは、大気への放出においては、未調査の工程を除けば、ほとんどないと考えられる。

水域への放出においては、製造工程や加工工程からよりも再生紙工場からの放出が河川水中の BPA 濃度に寄与していると考えられる。

また、BPA 製品を扱っている工場などの点源と比べ、最終製品の使用や下水処理場、廃棄物処分場からの放出という製品に絡んだ放出源の寄与も同等である。

未調査部分については、PRTR データ等で補完して解析する必要があるが、BPA については MSDS にも載らない未反応の BPA もが対象となる非常に微量なレベルで議論しており、これらのデータで補完することは難しい。

#### 4. 今後の課題としては

- ・ 廃棄物処分場での BPA のストック分の影響に関する調査
- ・ 製品の溶出試験および屋外用途に関する情報
- ・ 環境影響をも考慮した対象製品の選出と、それからの溶出のメカニズムの解明
- ・ 放出シナリオを基に、環境中運命を考慮した数理モデルと地理情報を用いて環境中の BPA の存在量を推定することにより第 5 章で示された環境モニタリングデータとの比較について精査する必要がある。

### 11.8 産業界及び自治体の取組み

産業界は内分泌かく乱物質問題が生じ、BPA の有害性については未解明である時点から社会的関心の高まりに応じて、使用量削減、あるいは代替剤への変換といった対策を実施することによって自主的な取組みを進めてきている。また自治体としても積極的にモニタリングを行い注視している。

### 11.9 おわりに

本報告書では BPA の有害性及びリスク評価の現状を現在可能な限りの情報を収集・整理し、我が国における BPA 放出シナリオを検討した。この結果から今後以下のことが望まれる。

- 1 局所的には高い BPA 環境濃度が観測されている場所もあり、これを考慮した高濃度暴露における詳細リスク評価
- 2 放出シナリオにおける課題部分の精度向上
- 3 BPA に係る生殖発生毒性、特に低濃度影響や消費者暴露に関する研究の進展への継続的な注視

## 用語・略号

### 1. 用語

アンタゴニスト：拮抗体、拮抗物質；ある分子の作用を軽減あるいは阻止する分子で、薬品、酵素阻害剤あるいはホルモン等がある。

閾値：それ以下では有害影響の生ずることが期待されない投与量又は暴露量

遺伝毒性（遺伝子障害性）：化学物質や物理的要因の遺伝的過程に対する障害で、染色体の異数性形成、付加・欠失・再結合等の染色体異常及び遺伝子突然変異に起因する。

疫学：地域や集団内で、疾患や健康に関する事象の発生の原因や変動するさまを明らかにする学問

エストロゲン：卵胞ホルモン、発情ホルモン 発情期を形成する作用を持つ物質の総称。卵巣などから分泌される女性ホルモンや合成物のジエチルスチルベストロール (DES)がある。

エンドポイント：化学物質暴露の影響の指標として用いる観察可能な、測定可能な生物学的事象又は化学的濃度（例：標的器官における代謝物濃度）

オクタノール/水分配係数：ある化学物質が、互いに混ざらないオクタノールと水に溶解し、平衡に達した時のオクタノールと水に分配している割合を示す係数  
水中における化学物質の生体内脂質への相対的な吸収可能性の尺度の一つ

可塑剤：材料物質の加工性、たわみ性、膨張性等を増大させるために添加する化学物質で、主に塩化ビニルを中心としたプラスチックに使用される。可塑剤のほとんどは酸とアルコールから合成されるエステル化合物

環境基準：環境基本法の 16 条では環境基準は人の健康を保護し、生活環境を保全する上で「維持されることが望ましい規準」を「環境基準」としている。環境基準は環境汚染の改善目標であり、個別の工場、事業場に対する規制の基準「排出基準」とは異なる。

環境ホルモン戦略計画 SPEED'98（1998 年 5 月公表、2000 年 11 月改訂）：内分泌かく乱物質問題についての環境省の基本的な考え方及びそれに基づき今後進めていくべき具体的な対応方針を収録。今後の調査・研究の対象として「内分泌攪乱作用を有すると疑われる化学物質」が 67 物質リストアップされた(改訂版では 65 物質となった)。

感作性：アレルギーを起こさせる性質

急性毒性（哺乳動物）：動物に化学物質等を単回投与あるいは短期間に 1 回あるいは反復投与した場合に投与開始直後から 1～2 週間以内に現れる毒性

急性毒性（環境中の生物）：環境中の生物に短期間（例：24 時間～96 時間）暴露した場合に現れる毒性

検出限界：機器分析等において、目的物質が検出できる下限のこと

顕色剤：感熱紙や感圧紙の発色剤を発色させる化合物をいう。感圧複写紙においては、クレール、フェノールレジン、サリチル酸金属塩などの酸を指す。感熱記録紙に使用される顕色剤は、一定の融点を持つ水に不溶の固体酸であり、高い発色能力、優れた

画像保存性、地肌の白さが望まれる。そのため昇華性がなく発色剤との相溶性が良いことが必要である。顕色剤の構造としては、フェノール化合物が一般的である。

しかし、チオウレアのように全く OH 基を持たない顕色剤もある。

コンパウンド：プラスチックの加工性、機械強度、耐熱性、難燃性等の特性を改良するために、強化剤、安定剤等をベースとなる樹脂に混合したもの

催奇形性：胎生期に次世代の永久的な構造的又は機能的異常を引き起こす性質

最終処分場：安定型、管理型および遮断型がある。以下に型別に示す。

安定型；浸出水処理が不必要な処分場で、投入できる廃棄物は環境に影響を与えるような物質を生成しない不活性で無害な産業廃棄物

管理型；一般廃棄物処分場ともいう。浸出水によって公共水域及び地下水を汚染する恐れのある場合は必要な措置をとる処分場で、投入廃棄物は有害性はないが環境を汚濁させる可能性のある廃棄物

遮断型；公共の水域及び地下水と遮断されている場所に作られる処分場で、投入廃棄物は漏水が致命的な影響を与える有害な廃棄物

浸出水：最終処分場から漏れ出す水

刺激性：化学物質に接触することによって皮膚、眼又は呼吸器に炎症性反応を引き起こす性質

種差：動物の種類によって化学物質に対する反応に差異があること

小核試験：変異原性試験の一種で、通常マウスの腹腔内に被験物質を投与し、骨髄塗抹標本を作成し、多染性赤血球を観察し、小核を持つ細胞数により判定する試験法。

受容体：レセプターともいう。身体を形成している細胞は総て情報を受け取る受容体（器）（レセプター）をもっている。免疫グロブリンはアレルギー情報を伝えるレセプターである。情報を受け取るアンテナにたとえられる。

馴化：生物が異なる環境に置かれた時、次第にその環境に慣れ、環境に適応した性質を持つようになることを示す。

水域類型：河川、湖沼、海域のそれぞれの公共用水域毎に利用目的に応じて定めた類型で、河川では清浄な順に AA,A,B,C,D,E の 6 段階の分類されている。

生殖・発生毒性：雌雄両性の生殖細胞の形成から、交尾、受精、妊娠、分娩、哺育を通して、次世代の成熟に至る一連の生殖発生の過程のいずれかの時期に作用して、生殖発生の有害な作用を引き起こす性質

生態系：生物群集（生産者、消費者、分解者の 3 種）と無機的環境から成る、一定の構造と機能を有する系

生物濃縮：化学物質が環境中の生物の食物連鎖を通じて蓄積することを言う。化審法においては魚介類が濃縮率が高いこと、また魚介類を人が食べることが多いことから、魚介類を用いた体内の化学物質の濃縮度試験を行うこととし、試験方法が定められている。OECD のガイドラインにも化審法のガイドラインが含まれている。

生体内運命に関する試験：試験動物に被験物質を投与し、吸収、分布、蓄積、代謝、排泄を調べることにより被験物質の生体内における動態を把握することを目的とした試

## 験法

生長阻害試験：OECD の生態毒性試験法の一つで、培養液中に被験物質を段階的濃度で添加し、一定時間後の藻類の細胞数を記録して生長を 50% 減少させる濃度を求める。

生分解性：環境中の微生物により、分解される性質。化学構造の一部が変化して他の物質に変化する一次分解や、水、二酸化炭素等の無機物まで分解する究極分解等がある。

染色体異常試験：変異原性試験の一つで、被験物質により染色体の数の異常、構造異常等の発現頻度を観察して判定する試験法

第一種指定化学物質：化学物質排出把握管理促進法で、排出量及び移動量の報告と物質に関する情報（MSDS）の提供が義務づけられた物質で、354 種指定されている。

耐容一日摂取量：TDI の項参照

長期毒性（哺乳動物）：長期間の継続暴露（反復暴露）により引き起こされる毒性。長期毒性試験は、3 ヶ月以上の長期間にわたって反復投与して、中毒症状を引き起こす用量とその経過を明らかにし、その化学物質を使用する場合の安全量を推定することを目的に行われ、血液・生化学的検査や肝機能・腎機能の検査等を行う。

長期毒性（環境中の生物）：長期間の継続暴露により引き起こされる毒性。長期毒性を評価する試験として、甲殻類の繁殖毒性試験、魚類の初期段階試験、フルライフサイクル試験等があり、藻類では生長阻害試験の NOEC を長期毒性として評価する。

点源：環境中への放出源が特定出来る固定放出源

底質：河川、湖沼、海の底泥部をいう。多くの化学物質は水中より底質に多く蓄積するので、化学物質の環境中のモニタリングのサンプリングの対象とされている。

トキシコキネティクス：toxicokinetics 化学物質の吸収、分布、代謝、排泄の時間経過を毒性発現との関連で速度論的に定量化する方法

毒性試験：化学物質により誘発される毒性を動物実験等によって検出する試験。単回投与毒性、反復投与毒性、変異原性、生殖毒性、催奇形性、発がん性、神経毒性、免疫毒性試験、生態影響試験等がある。

内分泌かく乱作用：生体の恒常性、生殖、発生あるいは行動に関する種々の生体内の内分泌（ホルモン）の合成、分泌、体内輸送、結合、作用あるいはその除去などの諸過程を阻害すること

内分泌かく乱物質：生物個体の内分泌系に変化を起こさせ、その個体又はその子孫に健康障害を誘発する外因性物質（Weibridge Workshop、1996 年 11 月の見解）

軟質塩ビ：塩化ビニル樹脂そのものは硬い樹脂であるが、それに可塑剤を添加して軟らかさやたわみ性を持たせた塩化ビニル樹脂のこと

熱硬化性樹脂：加熱により橋かけが起こり、三次元網状になり不溶不融化する樹脂。フェノール樹脂、メラミン樹脂、エポキシ樹脂等

熱可塑性樹脂：加熱によって軟化変形し、成型可能で、冷却してその形を保つ樹脂。線状高分子の特性

暴露：化学物質等に接触すること。食品や水等を介した経口的なもの、呼吸による吸入、皮膚と接触による経皮等の経路がある。作用因子の濃度と接触する期間との積分と



して量的に示される。

95 パーセンタイル：100 分の 95 分位の数値

母集団の 95% のところに位置していること

発がん性：化学的要因、物理的要因、生物的要因などが、ヒト・動物にがんを発生させる能力を持つ性質（がん原性ともいう。）

繁殖試験：化学物質が環境中の生物の生殖に対する有害性を調査する試験。

反復投与毒性試験：実験動物に一定期間（28 日間、90 日間、1 年間等）繰り返し被験物質を投与した時に発現する毒性を調べる試験法

通常、被験物質を餌や水に混ぜて経口的にラットやイヌに投与する。

非点源：点源以外の放出源

腐食性：化学物質に接触することによって皮膚、眼または呼吸器に非可逆性の炎症性反応を引き起こす性質

復帰突然変異試験：変異原性試験の一種で、DNA に生じた突然変異が正常の型に復帰する突然変異の現象を用いて、被験物質により発現する突然変異の頻度を観察して判定する試験法

変異原性：化学的要因、物理的要因が遺伝形成を担う DNA や染色体に作用し、突然変異を誘発する性質。試験法としては、復帰突然変異試験、染色体異常試験、姉妹染色分体交換試験、優性致死試験、小核試験等数多くある。

抱合：conjugation 生体における解毒機構の一つで、薬物や体内で生成した有害な物質が肝臓、腎臓、腸壁などでグルクロン酸、硫酸、グリシンなどと結合し、無毒化され排泄される。（その結合した化合物を抱合体という）

放流水：排水処理施設等から排水処理をした後、河川等に流れ出る水

ポリマー：基本構造単位の連結によって形成される巨大分子。単量体（モノマー）の重合によって作られる。高分子、高重合体と同義である。

モノマー：単量体ともいう。高分子の構造単位の原型となる低分子化合物。重合反応により高分子を形成する化合物

遊泳障害：ミジンコ類が泳げないか刺激に対して触覚あるいは腹部の動きがないこと

用量 - 反応：化学物質の量と評価の対象となる有害性（反応）が発現する関係

リスク：リスクという言葉は、使われる場面によっていろいろな定義がなされている。日本リスク研究学会では「環境リスク」について次のように定義している。

「不確実な状況の下で、環境を介して、人間の生命の安全や健康、資産並びにその環境（社会システム）や生態系にもたらされる潜在的な悪影響の大きさおよびその発現可能性」

本中間報告書で用いている化学物質の危険、有害性に関するリスクは「その化学物質のもつ固有の有害性（ハザード）に環境やヒトに対する暴露の程度を掛け合わせた危険、有害性の発現する可能性と大きさ」を意味する。

## 2 略号

ABS : Acrylonitrile-butadiene-styrene Plastics アクリロニトリル・ブタジエン・スチレン樹脂

BCF : Bioconcentration Factor 生物濃縮係数 環境中の化学物質に対する生物中の化学物質の濃度の比 数値が大きい程生物体内への濃縮性(蓄積性)が高い。

CERI : Chemicals Evaluation and Research Institute, Japan (財)化学物質評価研究機構

DES : Diethylstilbestrol 女性ホルモン作用を持つ非ステロイド系合成物質。「流産防止のため、妊娠中に DES を与えられた妊婦から生まれた娘達が成長して思春期に達した後に膣がんが多発した」ことが報告されている。

DNA : Deoxyribonucleic Acid デオキシリボ核酸 核酸の中で糖部分がデオキシリボースのものをいい塩基は普通 A ; アデニン、G ; グアニン、C : シトシン、T ; チミン。

EC<sub>50</sub> : 50% Effective Concentration、Median Effective Concentration 半数影響濃度 環境中の生物を用いた有害性試験で、1群の実験生物の50%に影響を与えるとされる濃度  
影響指標 : 成長、遊泳、繁殖、行動、症状 etc.

EHC : Environmental Health Criteria 環境保健クライテリア IPCS 作成の評価資料

EPA : Environmental Protection Agency 主に(米)環境保護庁を指す。U.S.EPA の略号も使う。

EU : European Union 欧州連合 1993年のマーストリヒト条約でECを発展させて発足。

EUSES : EU System for the Evaluation of Substances 欧州化学物質影響評価システム

F<sub>0</sub>、F<sub>1</sub>、F<sub>2</sub> : parental generation、first filial generation、second filial generation 親世代、一世代(一代雑種)、二世代(二代雑種)

FDA : Food and Drug Administration (米)食品医薬品局

GC/MS : Gas Chromatography /Mass Spectroscopy ガスクロマトグラフィ質量分析、機器分析法の一種

HSDB : Hazardous Substances Data Bank 米国医学図書館が提供する化学物質の毒性及び環境に及ぼす影響に関するデータを収集したデータベース

IARC : International Agency for Research on Cancer 国際がん研究機関 本部はリヨン

IC<sub>50</sub> : 50% Inhibition Concentration 半数阻害濃度 ある活性あるいは1群の実験生物の50%を阻害すると予想される濃度

*in vitro* : 生体外「試験管内」の意味、生物体の機能の一部を試験管内において行う場合に使用

*in vivo* : 「生体内」の意味、反応や機能が生体内で発現される実験で使われる

IPCS : International Program on Chemical Safety 化学物質の安全に関する国際プログラム WHO 内に設置

JIS : Japan Industrial Standard 日本工業規格

LC<sub>50</sub> : Median Lethal Concentration 半数致死濃度 1群の環境中の生物あるいは実験動物の50%を死亡させると予想される濃度

LD<sub>50</sub> : Median Lethal Dose 半数致死量 1回の投与で1群の実験動物の50%を死亡させる

と予想される用量

LOAEL : Lowest Observed Adverse Effect Level 最小毒性量 対照区と比較して毒性学的に意味を持つ何らかの影響が認められた最小暴露量。

LOEC : Lowest Observed Effect Concentration 最小影響濃度 対照区と比較して、何らかの影響が認められた最小暴露濃度

LOEL : Lowest Observed Effect Level 最小影響量 対照区と比較して、何らかの影響が認められた最小暴露量

MOE : Margin of Exposure 暴露マージン 暴露量がヒト又は環境中の生物の NOAEL に対してどれだけ離れているかを示す係数

MOS : Margin of Safety EU リスク評価書で使用する MOE に相当する概念

ND : Not detected 検出されないことを指す。

NEDO : New Energy and Industrial Technology Development Organization 新エネルギー・産業技術総合開発機構

NOAEL : No Observed Adverse Effect Level 無有害性影響量 対照区と比較して、何の毒性学的影響も認められない最大暴露量

NOEC : No Observed Effect Concentration 無影響濃度 対照区と比較して何の影響も認められない最大暴露濃度

NTP : National Toxicology Program (米) 国家毒性計画

OECD : Organization for Economic Co-operation and Development 経済協力開発機構 1961 年発効 本部 パリ

PEC : Predicted Environmental Concentration 予測環境濃度

PET : Polyethyleneterephthalate ポリエチレンテレフタレート(略称; ペット) 衣料、飲料用のボトル等に使用される。

PNEC : Predicted No Effect Concentration 予測無影響濃度 環境生物へ影響を起さないと推定される濃度

PRTR : Pollutant Release & Transfer Register 環境汚染物質排出移動・登録制度、日本では化学物質排出把握管理促進法での特定化学物質の排出量及び移動量届出制度

PVC : Polyvinyl Chloride ポリ塩化ビニル(略称: 塩ビ)

RfD : Reference Dose 一生涯人間の集団が毎日暴露を受けても有害影響のリスクがないと思われる推定値。

SIAM : SIDS Initial Assessment Meeting OECD が開催する SIAR (SIDS Initial Assessment Report) 等の内容について協議する会議。

SIDS : Screening Information Data Set OECD が既存化学物質のリスクアセスメントを行うために採用した試験項目。

STP : Sewage Treatment Plant 排水処理施設

TDI : Tolerable Daily Intake 耐容一日摂取量 健康影響の観点から、ヒトが一生涯摂取しても影響が出ないと判断される、1 日当たり、体重 1kg 当たりの摂取量

UF : Uncertainty Factor 不確定係数。RfD を実験値から求めるときに使う係数。UFs は人

の群の各人の感受性の差、動物データを人に外挿する時の不確実性、生涯暴露より短い期間行った動物実験からの外挿、NOAELの代わりにLOAELを使用したときの不確実因子などからなる。通常、各々10を用いる。

WHO : World Health Organization 世界保健機構 1948年発足 本部 ジュネーブ

#### 参考文献

荒木峻ら(1985)環境科学事典、東京化学同人

加藤勝治編(1997)医学英和大辞典、南仙堂

環境・安全管理用語編集委員会編(1998)環境・安全管理用語辞典・改訂2版、化学工業日報社

(社)近畿化学協会・ビニル部会(1988)ポリ塩化ビニル、日刊工業新聞社

(社)日本塗料工業会・技術委員会編(2002)工場塗装ラインにおける塗装・塗料管理ハンドブック、(社)日本塗料工業会

長倉三郎ら編(1998)理化学事典第5版、岩波書店

日本毒科学会編(1993)トキシコロジー用語辞典、薬業時報社

廃棄物学会編(1996)廃棄物ハンドブック、オーム社

マグローヒル科学技術用語大辞典編集委員会編(1996)科学技術用語大辞典第3版、日刊工業新聞社

山田常雄ら編(1996)生化学事典第3版、東京化学同人

横山長行之ら編(1998)環境用語事典、オーム社

化学用語辞典編集委員会編(1992)第三版 化学用語辞典、技報堂出版(株)

(社)有機合成化学協会編 カラーケミカル辞典、(株)シーエムシー

最新 医学大辞典、医歯薬出版(株)

日本リスク研究学会ホームページ；日本リスク研究学会リスク用語集作成

([http://www.oita-nhs.ac.jp/~risk\\_term/](http://www.oita-nhs.ac.jp/~risk_term/))

ビスフェノールAリスク評価管理研究会  
中間報告書

---

2004年 8月 初版第1刷

2004年 11月 初版第2刷



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

〒151-0066 東京都渋谷区西原 2-49-10

TEL : 03-3468-4096 FAX : 03-3481-1959

<http://www.safe.nite.go.jp/risk/kenkyukai.html>

---

許可なしに転載，複製することを禁じます。