

要約

第 I 章 序論

第 I 章においては、ビスフェノール A（以下、BPA）が内分泌かく乱作用が疑われる物質として注目を集めてきた経緯、同定情報、物理化学的特性、これまでに行われた主な評価の概要等について述べた。BPA は 1996 年以降に内分泌かく乱作用が疑われる物質として関心を集め、特に 1998 年以降にいわゆる低用量問題と関連して大きな注目を集めてきた。それ以降、厚生省（1998a）、厚生労働省（2001a）、経済産業省（2002）、環境省（2004a）等は、学識経験者等による検討会等を発足させ見解等を示してきた。その中では、直ちに使用禁止等の措置を講じる必要はないが、詳細なリスク評価が必要であることが指摘された。そこで、本評価書では、今日までに調べられた BPA に関する膨大な量の暴露情報と有害性情報を収集・解析するとともに、これまでに行われた初期リスク評価（OECD 2002, 財団法人化学物質評価研究機構 2002, 環境省 2004a など）では用いられていない高度な手法を導入し、より詳細なリスク評価を行った。

BPA は、分子量 228.29, 融点 150～155℃の常温で固体の物質であり、20℃での蒸気圧は 5×10^{-6} Pa と低いため常温ではほとんど気化しない。化学物質排出把握管理促進法の第一種指定化学物質に指定されており、また、食品衛生法に基づいて、ポリカーボネートを主成分とする合成樹脂製の器具または包装容器からの溶出基準が 2.5ppm と定められている。

BPA に対してこれまでに行われたリスク評価には、①OECD (2002), ②Scientific Committee on Food (2002), ③財団法人化学物質評価研究機構 (2002), ④European Commission (2003), ⑤環境省 (2004a), ⑥環境省 (2004b) がある。有害性評価には、⑦厚生省 (1998a), ⑧厚生労働省 (2001a), ⑨NTP (2001), ⑩US EPA (2002), ⑪経済産業省 (2002), ⑫環境省 (2004c) がある。それらの概要を整理した。

第 II 章 生産・使用・排出に関する情報

第 II 章では、生産・使用・排出に関する情報をまとめた。2003 年において、国内の BPA メーカーからの供給量は約 58 万 t, 国内での消費量（内需）は約 43 万 t であった。用途別の BPA 出荷量をみると、ポリカーボネート樹脂（以下、PC 樹脂）向けが約 72%, エポキシ樹脂（以下、EX 樹脂）向けが約 16% であり、両者で約 88% を占めた。それ以外の用途には、ポリエステル樹脂中間体、難燃剤、水添ビスフェノール A 等がある。

塩ビ樹脂の添加剤の用途では、関連業界により自主的な削減対策が行われた。この用途向けの

2003年の出荷量は100tに減少した。感熱紙用顔色剤の用途でも自主的に代替化が進められ、2003年にはほぼ代替が完了したと思われた。

第III章 環境動態とモニタリングデータ

第III章では、環境動態とモニタリングデータに関する情報を整理した。BPAは、大気中で気体の状態ではOHラジカルとの反応によって分解する。その半減期は0.2日程度である。環境水においては、微生物により分解されるという報告が多数ある。

環境モニタリングは、環境省、国土交通省、地方自治体、研究機関などによって、表流水、底質、地下水、大気、土壌、生物、水道水などに対して行われてきた。淡水域では1,120地点での調査データが得られた。各地点の平均濃度は、約30%の調査地点で0.005 $\mu\text{g/L}$ 以下であり、99%の調査地点で1 $\mu\text{g/L}$ 以下であった。海水域では187地点の調査データが得られた。各地点の平均濃度は、約半数の地点で0.005 $\mu\text{g/L}$ 以下であり、1地点を除いた全ての地点で1 $\mu\text{g/L}$ 以下であった。また、表流水濃度の経年変化に明確な傾向は認められなかった。

モニタリングの最高濃度は、表流水で22 $\mu\text{g/L}$ 、底質で1,100 $\mu\text{g/kg-dry}$ 、地下水で3.29 $\mu\text{g/L}$ 、大気で28 ng/m^3 、魚介類で30 $\mu\text{g/kg}$ 、陸上生物で70 $\mu\text{g/kg-wet}$ 、下水処理場の流入水で3.9 $\mu\text{g/L}$ 、放流水で0.42 $\mu\text{g/L}$ 、雨水で0.04 $\mu\text{g/L}$ 、水道原水で0.06 $\mu\text{g/L}$ 、浄水で0.01 $\mu\text{g/L}$ 、給水栓水で0.007 $\mu\text{g/L}$ であった。

第IV章 ヒト健康リスク評価

1. 有害性評価

有害性評価では、有害性のプロファイル、既往の有害性評価での見解をまとめた後に、本評価書での見解を示した。BPAのヒト健康に対して懸念される有害性に関するエンドポイントとして（光）感作性、経口投与による体重増加抑制および肝臓と生殖毒性における影響が確認された。

（光）感作性については、動物試験データをヒトへ外挿する確立された手法はなく、動物試験結果からリスクを判断することはできない。しかし、ヒトに対しては作業環境暴露による事例報告があるものの、それ以外の低濃度暴露での事例報告はないので、作業環境以外の一般環境での暴露では問題はないと判断した。

経口暴露による一般毒性については、ラットでは体重増加抑制をエンドポイントとしてNOAELを5 mg/kg/day とした。本リスク評価において、この値を用いてMOEを算出する場合には、種差10、個体差10の不確実性を考慮して、MOEが100を超えていれば、リスクが懸念レベルにないと判断した。また、マウスでは肝細胞多核巨細胞化をエンドポイントとしてBMDL（ベンチマーク用量の95%信頼下限値）を23 mg/kg/day とした。本リスク評価において、この値を用いてMOE

を算出する場合には、種差 10、個体差 10、短期試験から長期試験への外挿 5 の不確実性を考慮して、MOE が 500 を超えていればリスクが懸念レベルにないと判断した。なお、吸入毒性に関しては、公表された試験データはなく、評価できなかった。

生殖発生毒性については、ラットの三世代試験における次世代に対する影響から経口 NOAEL は 50mg/kg/day とした。本リスク評価において、この値を用いて MOE を算出する場合には、種差 10、個体差 10 の不確実性を考慮して、MOE が 100 を超えていれば、リスクが懸念レベルにないと判断した。

なお、BPA の有害性をヒトへ外挿する際に、従来の不確実性に加えて低用量問題の不確実性を付加する考え方もあるが、BPA の低用量での影響に関しては標準的な試験では陰性であり、また、これらの結果には再現性があるとの立場から、本評価書においては低用量問題の不確実性を考慮する必要はないと判断した。

2. 暴露評価

暴露評価では、手法の異なる 2 つのアプローチで暴露量を推算し、両者を比較することにより、評価の信頼度を向上させることを目指した。1 つ目のアプローチは、考えうる主要な暴露源（大気、水、食事、食器、おもちゃなど）をすべて列挙し、それぞれの経路からの暴露量を推算する方法である。暴露源は、年齢によって異なるので、6 つの年齢階級に分けて暴露量を推算した。二番目のアプローチは、BPA の体内動態を考慮し、尿中濃度から一日摂取量を逆算する方法である。両方の方法ともに、暴露に関係するパラメータの点推定値を用いるのではなく、分布を考慮して推算を行った。

一番目のアプローチによる推算結果を年齢階級別に見ると、最も暴露量が多いのは 1～6 歳であった。1998 年における 1～6 歳児の一日摂取量の平均値は 1.2 μ g/kg/day であった。次いで 7～14 歳の暴露量が多く一日摂取量の平均値は 0.55 μ g/kg/day であった。それ以外の年齢階級では、0～5 ヶ月の乳児が 0.028～0.055 μ g/kg/day、6～11 ヶ月の乳児が 0.16～0.18 μ g/kg/day、15～19 歳は 0.36 μ g/kg/day、20 歳以上は 0.43 μ g/kg/day（一日摂取量はいずれも 1998 年の男性の平均値）と推算された。1～6 歳児では、体重の割に食事量が多いこと、BPA の溶出の可能性のある PC 樹脂製食器をある割合の幼児が使用していたことが他の年齢階級と比較して暴露量が高くなった要因と考えられた。

暴露経路別にみると、いずれの年齢階級においても食事を通じた摂取が大きかった。1～14 歳では缶詰食品と缶詰以外の食品からの摂取量はほぼ等しく、15 歳以上では缶詰食品からの摂取量の方が 2 倍程度高かった。これは、BPA 濃度が比較的高い調味嗜好飲料の摂取量に起因していると考えられた。

二番目のアプローチで推算した結果、成人の一日摂取量の平均値の 95%信頼区間は男性で 0.028～0.049 μ g/kg/day、女性で 0.034～0.059 μ g/kg/day であった。また、高暴露群である 95 パーセントイルの 95%信頼区間は男性で 0.037～0.064 μ g/kg/day、女性で 0.043～0.075 μ g/kg/day であった。一

番目のアプローチと比較して、二番目のアプローチは、現実の暴露の証拠として重みがあるヒトの尿の実測濃度を用いていること、比較的確かなデータが得られているヒトの体内動態に基づいていること、仮定が少ないことなどから、より信頼性が高いと考えられた。

3. リスクの推算と説明

リスクの推算と説明では、MOE（BMDL または NOAEL を一日摂取量で除した値）を用いてリスクを評価した。一日摂取量が最も多かった 1998 年の 1～6 歳児の MOE は、一日摂取量に平均値を用いると、体重増加抑制については 4,200、肝細胞多核巨細胞化については 19,000、生殖発生毒性については 42,000 であった。一日摂取量に 95 パーセンタイルを用いると、MOE は体重増加抑制については 1,200～1,300、肝細胞多核巨細胞化については 5,600～5,900、生殖発生毒性については 12,000～13,000 であった。すなわち、最も一日摂取量が多い 1998 年の 1～6 歳児に対して、いずれのエンドポイントについても MOE は十分に大きかった。他の年齢階級の MOE は数万から数十万以上であり、さらに大きな余裕があった。また、一日摂取量に尿中濃度からの推算値を用いた場合には、MOE は数万から百数十万であり、大きな余裕があった（表 1）。

最も一日摂取量が多いと推算された 1998 年の 1～6 歳児に対してでも、いずれのエンドポイントについても十分に MOE が大きかったこと、その一日摂取量は過大評価されている可能性が高いこと、1998 年と現在とを比較した場合、PC 製食器の代替等のように一日摂取量が減少する要因はあるものの、その増加を招く要因は見当たらないことから、ヒト健康に対するリスクは懸念レベルにないと判断した。

既往の人健康リスク評価のいずれにおいても、リスクは懸念レベルにないと判断されている。既往のリスク評価では、一日摂取量をワーストケースなどの点推定値でしか求めていないのに対して、本評価では分布を考慮していること、さらに、既往の評価よりも網羅的に暴露経路を把握していること、既往の評価では用いられていない尿中濃度から一日摂取量を逆算する手法も併用していることなどから、本評価においては、より現実の暴露に対応したリスクを評価できたと考えられる。

リスク評価における不確実性は、その性質により、①本質的に分布を持つ値であるために生じる不確実性（変動性と呼ばれることもある）と、②知識が不完全であることに起因する不確実性の 2 つに分類できる（NCRP 1996）。本評価では、①の不確実性については、缶詰食品の摂取率や BPA の体内半減期に個人差を考慮していない。②の不確実性については、食品などの濃度の分布形、EX 樹脂塗装箸の使用率などがあり、前者には高濃度側の出現頻度を過大評価している可能性が高い一様分布を仮定し、後者にはワーストケースとして 100%を仮定した。これらについてより詳細な情報が得られれば、さらに暴露評価の精度を向上させることができるが、それを行っても、現時点においてはリスク評価の結論は変わることはないと予測された。

表1 各エンドポイント（体重増加抑制，肝細胞多核巨細胞化，生殖発生毒性）に対する MOE

推算方法	対象	時期	体重増加抑制		肝細胞多核巨細胞化		生殖発生毒性	
			NOAEL=5mg/kg/day		BMDL=23mg/kg/day		NOAEL=50mg/kg/day	
			平均値	95パーセンタイル	平均値	95パーセンタイル	平均値	95パーセンタイル
経路別暴露量	0～5ヶ月児（男）	1998年	91,000	45,000	420,000	210,000	910,000	450,000
	0～5ヶ月児（女）	1998年	81,000	31,000	370,000	140,000	810,000	310,000
	6～11ヶ月児（男）	1998年	28,000	15,000	130,000	68,000	280,000	150,000
	6～11ヶ月児（女）	1998年	25,000	13,000	120,000	59,000	250,000	130,000
	1～6歳児（男）	1998年	4,200	1,300	19,000	5,900	42,000	13,000
	1～6歳児（女）	1998年	4,200	1,200	19,000	5,600	42,000	12,000
	7～14歳（男）	95年～00年	8,600～10,000	3,600～4,200	40,000～46,000	16,000～19,000	86,000～100,000	36,000～42,000
	7～14歳（男）	01年～02年	14,000～15,000	6,300～6,500	64,000～68,000	29,000～30,000	140,000～150,000	63,000～65,000
	7～14歳（女）	95年～00年	9,400～12,000	3,800～5,000	43,000～53,000	18,000～23,000	94,000～120,000	38,000～50,000
	7～14歳（女）	01年～02年	15,000	6,500～6,700	68,000～70,000	30,000～31,000	150,000	65,000～67,000
	15～19歳（男）	95年～00年	13,000～17,000	4,500～6,500	58,000～77,000	21,000～30,000	130,000～170,000	45,000～65,000
	15～19歳（男）	01年～02年	25,000	11,000	120,000	50,000～52,000	250,000	110,000
	15～19歳（女）	95年～00年	15,000～17,000	5,900～7,400	68,000～79,000	27,000～34,000	150,000～170,000	59,000～74,000
	15～19歳（女）	01年～02年	24,000～25,000	10,000	110,000～120,000	47,000	240,000～250,000	100,000
	20歳以上（男）	95年～00年	11,000～13,000	4,200～5,000	51,000～61,000	19,000～23,000	110,000～130,000	42,000～50,000
20歳以上（男）	01年～02年	26,000	11,000	120,000	52,000	260,000	110,000	
20歳以上（女）	95年～00年	14,000～16,000	5,400～6,200	64,000～72,000	25,000～28,000	140,000～160,000	54,000～62,000	
20歳以上（女）	01年～02年	22,000	8,900～9,100	100,000	41,000～42,000	220,000	89,000～91,000	
尿中濃度	成人（男）	近年	100,000～180,000	78,000～140,000	470,000～820,000	360,000～620,000	1,000,000～1,800,000	780,000～1,400,000
	成人（女）	近年	85,000～150,000	67,000～120,000	390,000～680,000	310,000～530,000	850,000～1,500,000	670,000～1,200,000

第 V 章 生態リスク評価

1. 問題設定

BPA が水生生物（特に魚類）の地域個体群の存続へ与えるインパクトを評価することを目的として、3つの評価エンドポイントを設定した（図1）。3つとは、①従来 OECD 等の初期リスク評価で用いられてきたハザード比法での判断基準、②イワナ、オイカワ、ウグイ、ニゴイ、ネコギギの地域個体群の存続可能性、③高濃度汚染地域での魚類の生息状況である。

生態リスク評価においては、知識の不完全性に起因する不確実性を無視できない場合が多い。不確実性の存在下においては、様々な証拠を吟味し、それらを総合的に判断して意思決定を行うことが合理的であると考えられる。したがって、最終的なリスクの判断は、全ての評価エンドポイントに対する解析結果を総合的に考慮して行うこととした。

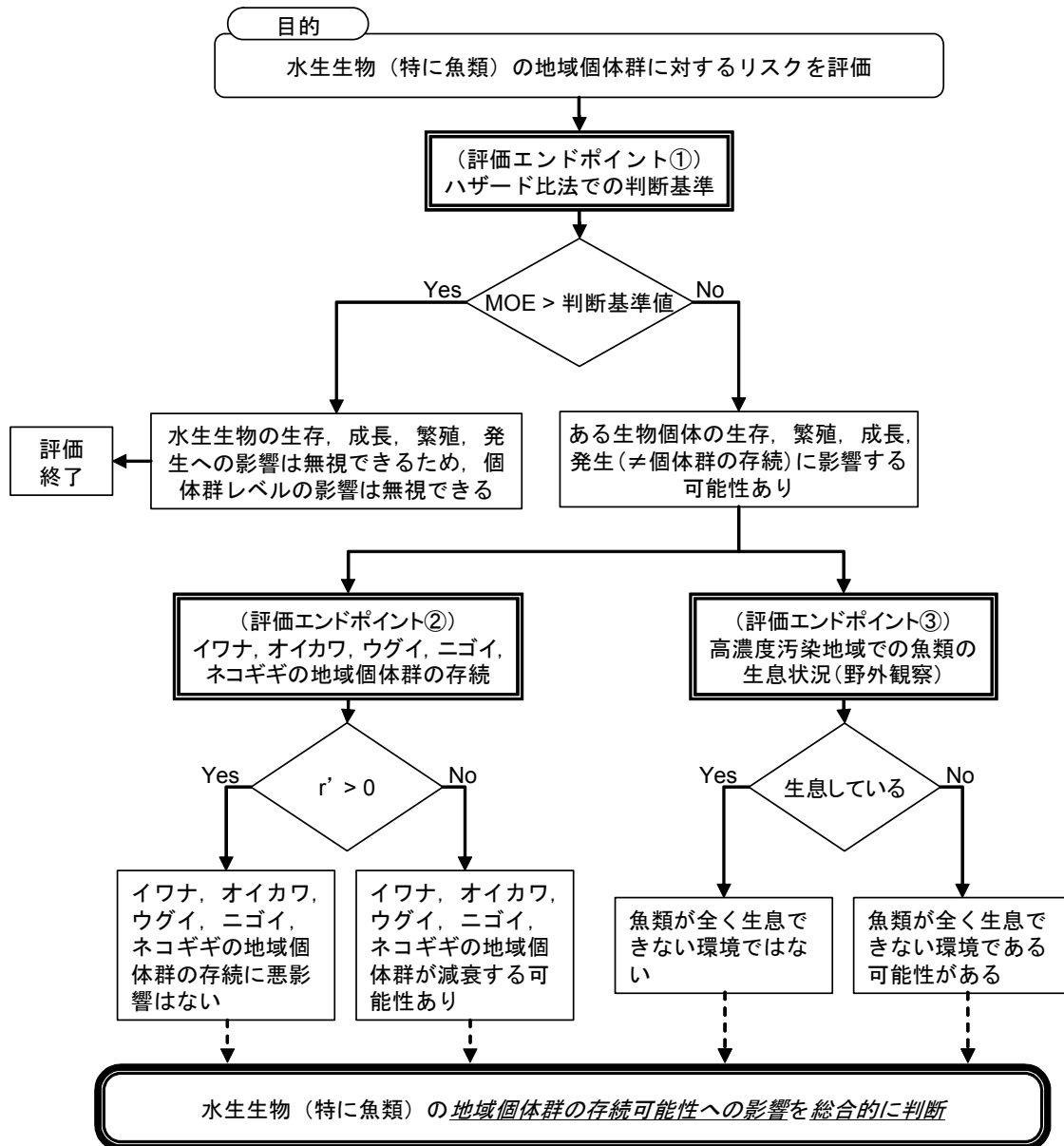


図1 生態リスク評価の枠組み

2. 影響評価

藻類の急性毒性については、緑藻の *Pseudokirchneriella subcapitata* に対する EC_{50} が 2 つの機関で調べられており、2,730~4,900 $\mu\text{g/L}$ と報告されている（環境省 2004d, Alexander *et al.* 1988）.

甲殻類の急性毒性については、オオミジンコに対する遊泳阻害の 48hr EC_{50} が 10,200~13,000 $\mu\text{g/L}$ （環境省 2004d, Alexander *et al.* 1988）、ヨコエビ科の一種である *Gammarus pulex* の LC_{50} が 24 時間で 12,800 $\mu\text{g/L}$ 、48 時間で 5,600 $\mu\text{g/L}$ 、10 日で 1,500 $\mu\text{g/L}$ であり、5 日目以降は一定になったと報告されている（Watts *et al.* 2001）.

魚類の急性毒性に対しては、ニジマス、メダカ、ソードテイルフィッシュ、ファットヘッドミノーに対する LC_{50} が調べられている。96hr LC_{50} は 3,000~17,930 $\mu\text{g/L}$ であり（Reiff 1979, Kwak *et al.* 2001）、魚種による違いは 6 倍程度と比較的小さい。

藻類の慢性毒性については、緑藻の *Pseudokirchneriella subcapitata* の $NOEC$ が 320~1,800 $\mu\text{g/L}$ （環境省 2004d）、96hr $NOEC$ が 1,200 $\mu\text{g/L}$ （Alexander *et al.* 1988）と報告されている。

甲殻類の慢性毒性については、ミジンコの繁殖阻害試験が行われており、 $NOEC$ は 3,160~4,600 $\mu\text{g/L}$ と報告されている（Caspers 1998, 環境省 2004d）.

魚類の慢性毒性については、ファットヘッドミノー、メダカ、ゼブラフィッシュに対する試験が行われている。最も低い $NOEC$ は、ファットヘッドミノーの三世代試験（European Commission 2003）での F2 世代の孵化率をエンドポイントとした $NOEC$ であり 16 $\mu\text{g/L}$ であった。

また、内分泌かく乱作用と評価エンドポイントとの関係について考察を行った。

3. 暴露評価

表流水については、淡水域では、752 の河川・湖沼の 1,120 地点で総計 3,956 回の測定データが得られた。各地点では、1 から数十回の計測が行われていた。測定データの地点毎の平均値は、測定された地点のうち約 99% の地点で 1 $\mu\text{g/L}$ 以下であり、30% の地点では定量限界未満であった（図 2）。比較的高濃度（最高濃度が 1.5 $\mu\text{g/L}$ 以上）の BPA が検出されたことのある河川は、吸川（岩手県）、江戸川（千葉県）、手賀沼（千葉県）、綾瀬川（東京都）、鶴見川（神奈川県）、沼川（静岡県）、糸貫川（岐阜県）、矢合川、三滝川、天白川、雨池川（以上三重県）、笠間川（奈良県）、広川（福岡県）であった。比較的高濃度となった要因には、廃棄物処分場や製紙工場の排水の影響が考えられた。高度成長期に流域に人口が増えたものの、排水処理対策が間に合わず、工場排水、生活排水が河川に直接流入する地域が残っている都市河川でも、高濃度の BPA が観測されることがあった。

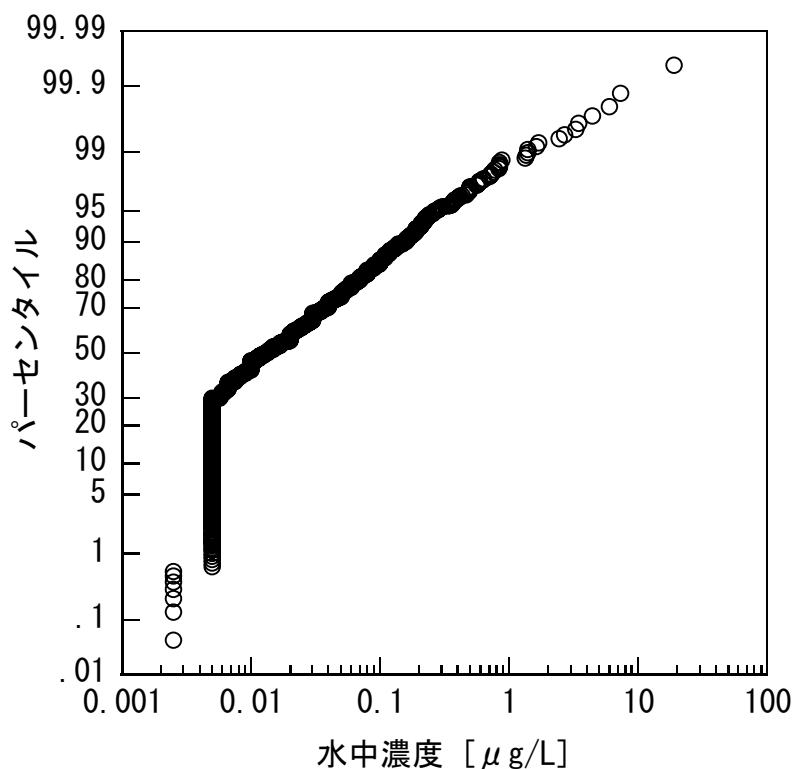


図2 水中濃度の地点別平均値 (1,120 地点) の累積分布 (淡水域)

4. リスクの推算と説明

評価エンドポイント 1 (ハザード比法での判断基準) の評価では、MOE を算出する基準毒性値として、ファットヘッドミノーに対する三世代試験の NOEC (孵化率) の 16 μ g/L を採用した。さらに、3 つの栄養段階の生物に対して急性毒性も慢性毒性も揃っているため、MOE が 10 を下回る否かを判断基準とした。

暴露濃度としてそれぞれの地点の最大濃度を用いた時、12 河川、1 湖沼の 19 地点で MOE は判断基準の 10 以下となった。暴露濃度としてそれぞれの地点の平均濃度を用いた時、6 河川の 7 地点で MOE は判断基準以下となった。判断基準以下となった地点については、評価エンドポイント 2 および 3 の観点から評価が必要であると判断した。それ以外の 1,100 以上の調査地点では、水生生物の地域個体群の持続性に対するリスクは、懸念レベルにないと判断した。

評価エンドポイント 2 (イワナ、オイカワ、ウグイ、ニゴイ、ネコギギの地域個体群の存続可能性) の評価では、MOE が判断基準以下となった地点であっても、そこでの BPA の最高濃度は、対象 5 魚種の個体群が減退する恐れのない濃度の上限値 (C_L) の 1/50~1/10 程度であると推算された。また、そこでの平均濃度は、 C_L の 1/130~1/30 程度であると推算された。したがって、BPA がイワナ、オイカワ、ウグイ、ニゴイ、ネコギギに与える生態リスクは、それらの魚類個体群の存続を脅かすレベルにないと判断した。

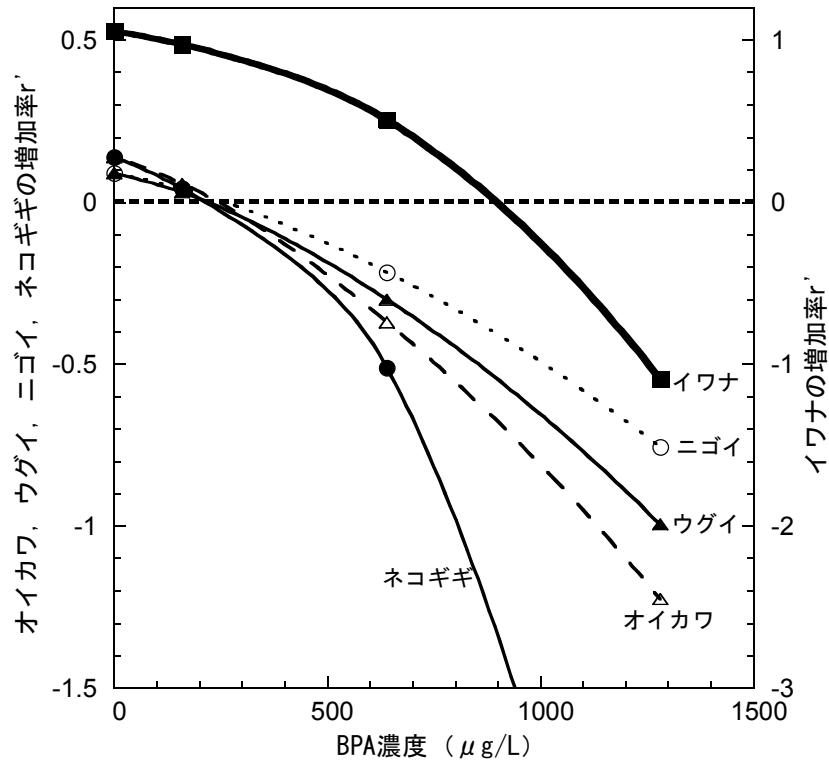


図3 各魚種の増加率 r' に対する BPA の影響

評価エンドポイント 3（高濃度汚染地域での魚類の生息状況）の評価では、平均濃度あるいは最高濃度が数 $\mu\text{g/L}$ 程度以下の多くの河川では、多様な魚種の生息が確認されていることが分かった。最高濃度が $10\mu\text{g/L}$ を超過したところのある地点の付近では、魚類の生息に関して調査事例は得られなかった。ただし、高濃度の汚染が観測された矢合川では、上流において平均濃度が $4\sim 7\mu\text{g/L}$ 程度、最高濃度が $15\sim 20\mu\text{g/L}$ 程度の地点（桜町、高橋）があるが、その約 5km 下流（矢合橋）では、コイ、ウグイなど 12 種の魚類の生息が確認されていた。したがって、 $20\mu\text{g/L}$ 程度までの BPA が検出された河川においても、魚類が全く生息不可能になることはない判断した。

以上を要約すると、大多数の地域では評価エンドポイント 1 の評価の時点でリスクは懸念レベルにないと判断され、評価エンドポイント 1 の評価では判断が保留された地点においても、評価エンドポイント 2 の評価ではリスクは低いと推算され、評価エンドポイント 3 の評価ではリスクが高いことが否定された。評価エンドポイント 2 と 3 の評価の結果は、方向性が一致した。これらのことから総合的に判断して、BPA による生態リスクは、水生生物（特に魚類）の地域個体群の存続を脅かすレベルにはないと結論付けた。

第 VI 章 リスク削減対策の社会経済分析

社会経済分析では、PC 樹脂製給食食器の代替と飲料缶内面の EX 樹脂塗装の代替を取り上げて、

その対策にかかった費用と BPA 暴露量の削減効果とを評価した。この評価は、今後の BPA の管理を支援するというよりは、いわゆる環境ホルモン問題を後に振り返る際の視点の 1 つとなることを期待した。

1. PC 樹脂製給食食器の代替

文部省（1998b, 1999b）の調査によると、1998 年 5 月には 1,686 自治体で PC 樹脂食器が使われていたが、それからわずか 1 年の間に 300 以上の自治体で別の材質の食器に切り替えられた。さらに、1999 年 5 月時点で、約 500 自治体が切り替えを予定していた。ここでは、1999 年 5 月時点で切り替え済みの自治体の中から 10 自治体、切り替え予定と回答した自治体の中から 90 自治体が無作為に選び、アンケート調査によって対策の内容、実施時期、費用などを調べた。アンケートは 60 自治体から回答が得られた。

過去に PC 樹脂製食器を使用していたと回答した 54 自治体のうち、48 自治体では他の材質の食器に切り替え、6 自治体は切り替えを行っていなかった。切り替えた食器の材質については、ポリプロピレンが一番多く、38.3%の自治体がそれを採用した。次いで多かったのは陶磁器（強化磁器を含む）であり、18.3%の自治体がそれを採用した。それ以外には、メラミン、ABS 樹脂、ポリエチレンナフタレート、ステンレスなどがあつた。

切り替えの理由（複数回答可）としては、96%の自治体が BPA 対策（環境ホルモン対策）と回答し、16%の自治体が食文化の観点からと回答した。食文化の観点からと回答した自治体の全てが陶磁器への切り替えであつた。

新たな設備投資は、陶磁器に切り替えた場合にだけ行われていた。陶磁器に切り替えた 11 自治体のうち、3 自治体では食器洗浄機が更新された。更新は、既存の食器洗浄機では陶磁器の破損が起るために行われたが、そのタイミングは、3 自治体とも老朽化による更新や給食施設の建て替えと同時であり、BPA 対策だけを目的としたものではなかつた。

食器洗浄機以外の設備投資には、消毒保管庫や移動式シンクの増設・更新が行われた。これは、陶磁器の方が PC 樹脂製など他の材質の食器よりもかさ張るためである。この場合も、老朽化や給食施設の建て替えと同時に行われたケースもあつたが、BPA 対策だけを目的として実施されたケースもあつた。消毒保管庫や移動式シンクは、食器洗浄機に比較して安価であるため、それらの導入に関して違いがあつたと考えられた。

BPA 対策の正味の費用は、食器の切り替えにかかった費用の総額と仮に切り替えなかつた場合にかかると予測される食器関連の費用との差である。割引率を 3%とした時、1996 年から 2025 年の 30 年間における給食食器関連費用の増分（日本全国での総額）は 110 億円、年あたりの費用に換算すると 3 億 7 千万円/年と推計された。また、食器切り替え対策の対象者 1 人あたり、1 年あたりの給食食器関連費用の増分を計算すると、127 円/人/年と推算された。

一方、PC 樹脂製給食食器の代替による BPA 一日摂取量の削減量は、0.2~0.3 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ と推算された。すなわち、毎年、対策対象一人あたり 127 円、日本全体で年間 3 億 7 千万円の費用をかけ

て暴露量を 0.2~0.3 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ 削減していると推算された。

2. 飲料缶内面の EX 樹脂塗装の代替

飲料缶からの BPA の溶出対策については、日本製缶協会などへのヒアリングにより情報を入手し、評価者が独自の判断を行ってまとめた。

1998 年、北海道立消費生活センターの商品テストで缶飲料 20 点中 12 点から 0.6~10ppb ($\mu\text{g}/\text{L}$) の BPA が検出された。北海道立消費生活センターは、関連業界に BPA を溶出させない対策を求めた（北海道立消費生活センター 2003）。これは、環境ホルモン問題が社会的に大きな関心を集めるようになり始めた時期における、メーカーに対する消費者の要求の一端であると思われる。日本製缶協会へは、飲料メーカーより溶出量を限りなく 0 にするように要請があった。当時の検出限界は一般的に 5 $\mu\text{g}/\text{L}$ と言われていたので、自主管理基準として 5 $\mu\text{g}/\text{L}$ 未満が目標とされた。

溶出削減対策は、①缶内面のコーティングを EX 樹脂塗装から PET フィルム貼付へ代替する、②BPA 溶出量の低い EX 樹脂塗料を使用する、の 2 通りで行われた。BPA の溶出量を削減する対策が行われ始めた時には、既に PET フィルムラミネート缶の製造設備は存在していたため、BPA の対策だけを目的とした新たな設備投資はなされておらず、既存設備の稼働率を上げることで対応可能であった。

缶内面のコーティングの代替により、暴露量の平均値で 0.1~0.2 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ 、95 パーセンタイルで、0.2~0.6 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ の削減効果があったと推算された。

第 VII 章 結論

結論では、第 I 章から第 VI 章までを要約するとともに、今後の課題について述べた。

第 IV 章ヒト健康リスク評価及び第 V 章の生態リスク評価での結論は、両方とも「リスクは懸念レベルにない」であったので、現時点で使用の禁止や制限の措置を新たに講じる必要はないと考えられた。

今後の課題として以下のことを指摘した。

- ①企業、消費者、その中間的立場にある行政や学識経験者が、冷静にリスクを認識し、リスクへの対処方針に対して幅広い合意を形成する努力を継続して行う必要がある。また、企業による自主管理に関わるデータ（特に食品や乳幼児を対象とした製品への混入に関するもの）が積極的に開示されるような環境を作っていくことも重要である。
- ②BPA の低用量問題に関しては、相反するデータが報告されている。その要因を解明するためにも、化学物質の生殖発生毒性試験の結果に影響を及ぼす因子（動物の飼育条件、動物種、系統、試験デザイン、ヒトへの外挿など）に関する理解を深める研究が重要である。
- ③水域の BPA 濃度については、製紙工場からの排水と廃棄物処分場からの浸出水や放流水の寄与

が比較的大きいと考えられた。魚類個体群の存続可能性に悪影響を与えるほど高濃度になるケースはなかったが、それらの周辺の公共用水域については BPA 濃度のモニタリングを定期的実施することが望ましい。また、他の水域についても、保全のプライオリティ、発生源の有無、汚染される可能性などを総合的に勘案し、調査地点の重点化を図ってモニタリングを継続することが望ましい。

- ④生態リスクの管理においては、知識の不完全性に起因する不確実性への対処という大きな課題に向かい合う必要がある。野外での生物調査に基づいて定量的に生態リスクを評価する方法の開発など、その不確実性を減らすことに寄与する研究の促進が必要である。