

フタル酸エステル含有おもちゃ等の取り扱いに関する検討会
中間報告書(案)

平成 21 年 6 月 8 日

厚生労働省医薬食品局食品安全部基準審査課

フタル酸エステル含有おもちゃ等の取り扱いに関する検討会メンバー:

- 井上 達 国立医薬品食品衛生研究所安全性生物試験研究センター長
河村葉子 国立医薬品食品衛生研究所食品添加物部長
菅野 純 国立医薬品食品衛生研究所安全性生物試験研究センター毒性部長
谷村雅子 国立成育医療センター研究所・成育社会医学研究部長
広瀬明彦 国立医薬品食品衛生研究所安全性生物試験研究センター総合評価研究室長
堀江正一 大妻女子大家政学部食物学科食安全学教室教授

(○:座長)

目次:

経緯	1
各国の規制	2
トキシコキネティクスと毒性	10
暴露状況	51
リスクの試算	63
検討課題	81
議論	91

1 **経緯**

2
3 フタル酸エステルはポリ塩化ビニルを主成分としたプラスチックの可塑剤として汎用されて
4 いる化学物質である。

5 フタル酸エステルの一部の誘導体については、乳幼児が多量の暴露を受けたときの毒性、
6 特に生殖発生毒性が疑われたため、我が国では 2002 年(平成 14 年)8 月の食品衛生法に基
7 づくおもちゃの規格基準の改正によって、厚生労働大臣が指定する乳幼児用のおもちゃのう
8 ち、ポリ塩化ビニル製のものに対してフタル酸ビス(2-エチルヘキシル)(DEHP)の使用を、ま
9 た口に接することを本質とする、歯固め、おしゃぶりなどに対しては、さらにフタル酸ジイソノ
10 ル(DINP)の使用も正式に禁止した。また、油脂または脂肪性食品を含有する食品に接する器
11 具・容器包装については DEHP の使用を原則禁止した。

12
13 他方、EUでは、1999 年 12 月に、おもちゃと育児用品のうち、3歳以下の子どもの口に入る
14 ものであって、更にポリ塩化ビニル製のもので、DINP、DEHP、フタル酸ジブチル(DBP)、フタ
15 ル酸ジイソデシル(DIDP)、フタル酸ジオクチル(DNOP)、フタル酸ブチルベンジル(BBP)のうち 1
16 種類以上を含むものに関して、販売を暫定的に禁止するという決定がなされ、以後、この決
17 定は3か月毎に 20 回以上更新が行われた。そして 2005 年 12 月には正式に、おもちゃ及び
18 育児用品について、DEHP、DBP 及び BBP の使用を禁止し、更におもちゃ及び育児用品のう
19 ち口に入るものについては、DINP、DIDP 及び DNOP の使用も禁止するという指令が発布さ
20 れた。

21 また、米国では、2008 年 8 月、現在のEUとほぼ同様の法規制(おもちゃ・育児用品に対して
22 DEHP、DBP 及び BBP の使用を禁止し、さらに育児用品とおもちゃのうち口に入るものについ
23 て DINP、DIDP 及び DNOP も暫定的に使用を禁止するというもの)が成立し、2009 年 2 月 10
24 日から実施された。

25 このように、子どもの健康保護のため、おもちゃ等に対するフタル酸エステルの規制の拡
26 大が世界的な傾向にあるため、我が国においても、現在の規制を見直す必要があるかどうか
27 を検討することとした。

1 各国の規制

1. 日本

日本では、食品衛生法の第 62 条第 1 項「おもちゃへの準用規定」が法律の根拠条文となっている。また、同法施行規則第 78 条において、乳幼児の接触により健康を損なうおそれのあるおもちゃの範囲を規定している。これらに基づいて、厚生省告示第 370 号の食品、添加物等の規格基準の第 4 おもちゃという項において、所要の規格基準を定めているが、これについては、2002 年(平成 14 年)の厚生労働省告示によって一部改正し、一部のフタル酸エステルに関して使用を正式に禁止した。

規制のかかるおもちゃの範囲は、乳幼児が接触することにより、その健康を損なうおそれのあるおもちゃとして厚生労働大臣が指定するもの、具体的には、①乳幼児が口に接触することを本質とするおもちゃ、②アクセサリがん具、うつし絵、起きあがり、おめん、折り紙、がらがら、知育がん具、つみき、電話がん具、動物がん具、人形、粘土、乗物がん具、風船、ブロックがん具、ボール、ままごと用具、③前号のおもちゃと組み合わせて遊ぶおもちゃ、と規定されている。

使用が禁止される物質または素材の範囲は、まず、DEHP を原材料として用いたポリ塩化ビニルを主成分とする合成樹脂を指定おもちゃの原材料として用いてはならないということで、DEHP の定量試験値を 0.1% 以下と規定しており、次に、DINP については、さらに乳幼児が口に接触することをその本質とするおもちゃに対して、DINP を原材料として用いたポリ塩化ビニルを主成分とする合成樹脂を原材料として用いてはならないと規定しており、同じく定量試験値は 0.1% 以下となっている。

また、2002 年に指定おもちゃへの DEHP、DINP の使用を禁止したときに、同時に油脂または脂肪性食品を含有する食品に接触する器具または容器包装の原材料に関しても規制をかけており、具体的には、DEHP を原材料として用いたポリ塩化ビニルを主成分とする合成樹脂を原材料として用いてはならない。ただし、DEHP が溶出または浸出して、食品に混和するおそれがないように加工されている場合は、その限りではないとしている。

我が国の現在の規制とその背景は以下のとおりである。

まず 1999 年度(平成 11 年度)の厚生科学研究等により市販弁当に DEHP が検出され、当該物質の弁当への移行の主たる原因が弁当の製造に使用した DEHP を含有したポリ塩化ビニル製手袋であることが判明した。それを受け 2000 年(平成 12 年)6 月に開催された厚生省食品衛生調査会毒性部会・器具容器包装合同部会の審議において、DEHP の耐容一日摂取量(TDI)が、ラットへの精巣毒性及びマウスへの生殖発生毒性に基づいて設定された。その結果、上記の検出データは、弁当 1 食分でほぼ DEHP の TDI と同程度の量であると評価され

1 たため、同年同月、直ちに、可塑剤として DEHP を含有するポリ塩化ビニル製手袋の食品へ
2 の使用を避けるよう関係業者に対して通知が出された。

3 更に、その後の厚生科学研究等によって、器具・容器包装について、油分を含む食品に
4 DEHP を含有するポリ塩化ビニル製製品が接触する場合の DEHP が食品に容易に移行する
5 ことがより明確になったこと、また、おもちゃについて、乳幼児の Mouthing 行動の実態調査や
6 おもちゃに頻用されている DINP を含むポリ塩化ビニル試験片の Chewing による溶出試験の
7 結果が報告されたため、厚生労働省 薬事・食品衛生審議会 食品衛生分科会 毒性・器具
8 容器包装合同部会にて DEHP 及び DINP について検討が行われ、2002 年 5 月にその結果は
9 部会報告として公表された。

10 毒性評価については、DEHP に対しては 2000 年の評価以降に整理した知見を中心に再整
11 理し、ラットへの精巢毒性及びマウスへの生殖発生毒性により TDI が設定された。DINP に対
12 してはラットへの 2 年間の混餌食試験で観察された一般毒性から TDI が設定された。

13 器具・容器包装については、①DEHP 含有ポリ塩化ビニル製手袋で総菜(切り干し大根、コ
14 ロッケ)等をつかむ実験から、脂溶性の媒体(油分)を経由して極めて短時間に DEHP が食品
15 に移行し、接触時間が長いほど移行量が大きくなること、②13%程度の DEHP を含有するポ
16 リ塩化ビニル製フィルムにおいても油分を想定した有機溶媒であるヘプタンによる溶出試験
17 で DEHP が溶出することが確認されたことから DEHP を含有するポリ塩化ビニル製品につい
18 て油分を含む食品と接触する使用は適当であるとは考えがたいとされた。

19 おもちゃについては、6-10ヶ月齢児のおしゃぶり、おもちゃ等の Mouthing 行動調査と成人
20 による DINP 含有試験片の Chewing による唾液中への DINP の溶出試験結果から、おもちゃ
21 による乳幼児の曝露量を試算した。しかし、乳幼児は「おしゃぶり」を長時間 Mouthing するこ
22 とがあること、口腔内の溶出にばらつきが大きく、かつ DINP が多量に溶出することがあるこ
23 とが報告されていることから、安全性を厳しく評価し、次のように判断された。①おしゃぶりが
24 DEHPを含有するポリ塩化ビニル製であった場合、DEHPのTDIを超える曝露が生じる可能性
25 がある。②DINPについてはおしゃぶりに使用された場合、極端な条件ではTDIを超える曝露
26 の可能性を否定しきれない。③また、おもちゃ(おしゃぶりを除く)のみを Mouthing する場合
27 も DEHP の曝露は TDI に達する可能性がある。

28 これらを受けて、2002 年 8 月に、食品衛生法で規定する器具及び容器包装並びに規定する
29 おもちゃについて、特定のフタル酸エステル類を原材料として用いたポリ塩化ビニルを主成分
30 とする合成樹脂の使用を禁止するため、これらの原材料の規格の改正が行われ、2003 年(平
31 成 15 年)8 月から施行された。

32 33 34 2. EU

35
36 EUに関しては、根拠となる法令が主に4つある。1976年に発布された Council Directive

1 1976/769/EEC は、危険な物質及び調製品の市販に関する制限について加盟国間の関係法
2 令を近接化するための指令である。この指令では、PCB等のいわゆる有害物質に関して、欧
3 州域内で市販を制限する物質に指定するという規制が行われたが、この時点ではフタル酸エ
4 ステルは、まだ有害物質として指定されていない。1986 年に発布された Council Directive
5 1988/378/EEC は、おもちゃの安全性に関して加盟国間の関係法令を近接化するための指
6 令である。この指令では、規制の対象となるおもちゃの範囲と様々な安全性に関する規定が
7 定められているが、この時点ではまだ、育児用品に関しての定義等が定められていない。
8 1999 年に発布された Commission Decision 1999/815/EEC は、初めて EU において、おもちゃ
9 と育児用品であって、3歳以下の子どもの口に入るものであって、更にポリ塩化ビニル製のも
10 ので、6種類のフタレート DINP、DEHP、DBP、DIDP、DNOP、BBP のうち1種類以上を含むも
11 のに関して販売を禁止するという決定をしたものである。これは、3か月間の暫定規制であり、
12 以後 20 回以上更新が繰り返された。最終的に 2005 年 12 月に発布された Directive
13 2005/84/EC は、Council Directive 1976/769/EEC の改正指令として、具体的にはおもちゃ及
14 び育児用品に使われるフタル酸エステルに関して制限をかけた。

15 また、おもちゃの規制については、2008 年 12 月 18 日に Council Directive 1988/378/EEC
16 の改正指令が欧州議会によって採択され、発がん性、変異原性、生殖発生毒性を有する物
17 質やアレルギー性物質の使用が原則禁止された。

18
19 EUにおける規制品の範囲は、おもちゃ及び育児用品となっており、おもちゃについては、
20 14 歳未満の子どもが遊びに使うことを明確に意図した、またはそのために設計されたいかな
21 る製品と定義づけられており、育児用品については、子どもの側において、睡眠、娯楽、衛生、
22 哺乳・捕食又は吸綴を促進することを意図した製品となっている。

23 使用が禁止される物質または素材の範囲は、まず、DEHP、DBP、BBP の3物質について
24 は、おもちゃ及び育児用品において、対可塑化された材料の質量比で 0.1%を超える濃度で
25 使用してはならず、また、この制限を超える濃度のこれらのフタル酸エステルを含有するおも
26 ちゃ及び育児用品を販売してはならないと規定されている。次に、DINP、DIDP、DNOP の3物
27 質については、おもちゃ及び育児用品であって、子どもの口に入るものにおいて、対可塑化さ
28 れた材料の質量比で 0.1%を超える濃度で使用してはならず、また、この制限を超える濃度の
29 これらのフタル酸エステルを含有するおもちゃ及び育児用品を販売してはならないと規定され
30 ている。

31
32 また、EU では Directive 2002/72/EC (食品接触プラスチック材料及び物品に関する指令)と
33 いうものがあり、ポジティブリスト収載品目として、フタル酸エステルの誘導体の食品用器具・
34 容器等への使用について具体的な制限が課されている。

35 例えば、BBP は、反復使用材料及び物品の可塑剤、非脂肪性食品と接触する単回使用材
36 料及び物品の可塑剤、もしくは最終製品中の濃度が 0.1%以下の助剤としての使用のみ認め

1 られ、疑似溶媒を使った移行量試験で移行量が 30mg/kg 以下でなければならないと規定さ
2 れている。DEHP は、非脂肪性食品と接触する反復使用材料及び物品の可塑剤、もしくは最
3 終製品中の濃度が 0.1%以下の助剤としての使用のみ認められ、移行量は 1.5mg/kg 以下と
4 規定されている。DBP は、非脂肪性食品と接触する反復使用材料及び物品の可塑剤、もし
5 くは最終製品中の濃度が 0.05%以下のポリオレフィン類助剤としての使用のみ認められ、移行
6 量は 0.3mg/kg 以下と規定されている。

7 また、フタル酸とエステル結合する2つのアルコールが第1級、飽和・炭素数 8-10・分岐型
8 のものであって、炭素数9の割合が 60%を超えるものは、反復使用材料及び物品の可塑剤、
9 もしくは非脂肪性食品と接触する単回使用材料及び物品の可塑剤、もしくは最終製品中の濃
10 度が 0.1%以下の助剤としての使用のみ認められ、移行量は9mg/kg 以下と規定されている。
11 フタル酸とエステル結合する2つのアルコールが、第1級・飽和・炭素数 9-11 のものであって、
12 炭素数 10 のものの割合が 90%を超えるものについても、同じ制限が課されている。

13 さらにフタル酸-n-デシル-n-オクチル(50w/w%)、フタル酸ジ-n-デシル (25w/w%)、
14 DNOP(25w/w%)の混合物については混合物合計の移行量を 5mg/kg 以下とする制限で使用
15 が認められている。

16
17
18 EUの現在の規制の発端は、1998年7月、欧州委員会によってEU加盟国に対して、DINP、
19 DEHP、DBP、DIDP、DNOP、BBP、そのなかでも特に、DINPとDEHPについて、育児用品及び
20 おもちゃからの溶出レベルをモニターし、必要な措置を講じるよう、勧告が発布されたことに
21 遡る。

22 一方、これと前後して、EUの科学諮問機関であるヒト毒性、生態毒性、環境に関する科学
23 委員会によって、1998年4月及び11月に、①実験動物においてDINPで肝臓、腎臓への悪
24 影響が、DEHPで精巣の障害が観察されたことから、ポリ塩化ビニル製おもちゃ及び育児用
25 品にDEHPとDINPを使用することについては、子どもが受ける曝露量からみて安全域が低く、
26 DINPについては幾分か懸念が、DEHPについては明らかな懸念がある、②他の曝露源か
27 らのDINPとDEHPへの曝露は、程度が不明ではあるが、その懸念を増大させる、また、③
28 DNOP、DIDP、BBP、DBPについては、安全域は本質的に大きい、という見解が発表された。
29 また、1999年9月には、複数の機関で当時有効性の検討が行われていたフタル酸エステルの
30 移行量測定試験法はいずれも、規制目的の使用には適さないとする見解が発表された。

31 これらを受け、欧州委員会では、次のような判断がなされた。まず、①おもちゃ及び育児用
32 品にDINP、DEHPの2物質を可塑剤として使用することを禁止した場合の結果として、DNOP、
33 DIDP、BBP、DBPが代替物質として使用が許されることとなれば、それら4物質への子どもの
34 曝露は増大し、結果としてリスクの増大を招く。それゆえ、予防原則を適用して、同じ規制をそ
35 れら4物質にも適用すべきと考えられる。次に、②実験動物において観察された肝臓、腎臓
36 への悪影響、精巣の障害は曝露から少し時間が経過してから現れるが、おもちゃや育児用

品のうち乳幼児が口にすることを意図したものであって 6 種類のフタル酸エステルのいずれかひとつ以上を含有するポリ塩化ビニル製のものに関連づけられるリスクは、フタル酸エステル曝露と直接関連づけられるリスクであるため、即時の対応が必要となる。それらの製品は、フタル酸エステルの口内溶出量が安全と考えられるレベルを超えることが免れないくらい長時間、口に入れられていることが予想される。また、③欧州域内でバリデートされ標準化されたフタル酸エステル移行量測定試験法を欠く状況下では、おもちゃ及び育児用品からフタル酸エステルの移行量制限値を設定することによって、子どもの健康が高水準で保護されるようにすることは実現できない。よって、勧告 98/485/EC では不十分であり、おもちゃ及び育児用品であって 3 才未満の子どもが故意に口にすることについては販売を今直ちに禁止することが必要であり、他に規制目的に利用可能な効果的な手段はない。

そして、1999 年 12 月、将来的には指令 76/769/EEC(危険な物質及び調製品の販売及び使用にかかる制限)を改正するが、まず暫定的に、①ポリ塩化ビニル製のおもちゃ及び育児用品で 3 才未満の子どもが口にすることを意図したものにおいては、DINP、DEHP、DIDP、DNOP、DBP 及び BBP の使用を暫定的に禁止する、また、②フタル酸エステルが製品中に検出されても重量比で 0.1%までであれば、子どもの健康には懸念を生じない非意図的不純物のレベルとして扱うものとする、という決定を下した。この暫定規制は、恒久規制が準備、発布されるまでの間、その後 20 回以上にわたって 3 ヶ月毎に更新され、継続された。

恒久規制化に向けた検討において、欧州委員会では、規制の範囲を拡大する、次のような判断がなされた。まず、①科学的な評価では十分な確からしさをもってリスクを決定できない場合、子どもの健康が高水準で保護されるようにするためには、予防原則が適用されるべきである。子どもは発達途上の生命体であるから、特に生殖毒性物質の影響を受けやすい。それゆえ、生殖毒性物質の発生源、特に子どもが口にされるものからの曝露は、避けられるものは、できる限り削減すべきである。次に、②リスクアセスメントの結果から、DEHP、DBP、BBP は、生殖毒性物質カテゴリー 2 に分類される。一方、DINP、DIDP、DNOP についての科学的知見は不足しているか、又は意見が割れているが、子ども向けに生産されるおもちゃや育児用品にこれらの物質が使用された場合の潜在的なリスクの発生は除外できない。これらのフタル酸エステルの曝露評価における、たとえば mouthing 時間や他の曝露源からの曝露のような不確実性については、予防的な考え方を考慮に入れることが求められるので、おもちゃや育児用品にこれらの物質を使用すること及びそれらの製品を販売することに制限を導入すべきであるが、その制限はバランス上、DEHP、DBP、BBP について提案される制限よりは厳しくないものであるべきである。

最終的には 2005 年 12 月に、指令 76/769/EEC を一部改正する指令が発布され、可塑化された材料を用いたおもちゃ及び育児用品について DEHP、DBP 及び BBP の使用が正式に禁止され、更におもちゃ及び育児用品のうち口に入るものについては DINP、DIDP 及び DNOP の使用も正式に禁止されることとなり、各加盟国は本指令を満たす国内法令を整備し、2007 年 1 月から施行された。

1
2
3 3. 米国
4

5 米国では、1986 年、The Consumer Product Safety Commission (CPSC。消費者製品安全
6 委員会)と The Toy Manufacturers of America (TMA。米国玩具製造業協会)が、おしゃぶりと
7 歯がため中の DEHP 濃度を 3%以下とする自主基準に合意した。1998 年 12 月には、CPSC が、
8 おもちゃ業界に対し、3 才未満の子供が使用する、DINP のようなフタル酸エステルを含有する
9 おもちゃ(歯がためやがらがら)の販売を自主的に差し控えるよう要請した。

10 このように米国では最近まで、フタル酸エステルのおもちゃ等への使用を禁止する、強制力
11 のある規制がなかったが、2008 年 8 月 14 日、Consumer Product Safety Improvement Act of
12 2008(消費者製品安全性改善法 2008)が成立し、その中の Sec.108: Prohibition on sale of
13 certain products containing specified phthalates(特定のフタレートを含有するある種製品の
14 販売の禁止)によって、EU と類似の規制が導入された。ただし、DINP、DIDP、DNOP のおもち
15 や等への使用は暫定禁止の扱いとなっている。本規制は法成立日から 180 日後、すなわち
16 2009 年 2 月 10 日から施行された。

17 米国における規制品の範囲は、EU と同様に、子ども用のおもちゃ及び育児用品であるが、
18 子ども用のおもちゃについては、12 歳以下の子どもの使用向けに設計または意図された消
19 費者製品と規定され、育児用品については、3 歳以下の子どもの睡眠や哺乳・哺食を促進し
20 たり、吸綴や噛む行為を手助けする目的で設計または意図された消費者製品と規定されて
21 いる。

22 フタル酸エステルを含有する製品のうち販売が禁止されるのは、まず、子ども用のおもちゃ
23 または育児用品であって、DEHP、DBP 又は BBP を 0.1%を超える濃度で含有するものであり、
24 これらは販売目的で製造、授与、流通または輸入してはならないと規定されている。また、子
25 ども用のおもちゃで子どもの口に入るもの、または育児用品であって、DINP、DIDP 又は
26 DNOP を 0.1%を超える濃度で含有するものについては、販売目的で製造、授与、流通または
27 輸入してはならないと規定されているが、この後半部分は暫定禁止という扱いであり、これら
28 の物質を含む可塑剤については、今後、委員会を設置して、具体的な毒性等の評価を行って、
29 規制の見直しを含む必要な措置を行うと規定されている。

30 なお、法の Sec102: Mandatory Third Party Testing for Certain Children's Products に基づ
31 く 第三者認証制度については、規則の整備状況から実施が一年間延期されている。

32
33 また、食品用容器包装へのフタル酸エステルの使用規制に関しては、FDAにより食品接触
34 物質に使用される間接添加物(間接食品添加物)などとしての規制があり、DEHPについては、
35 21 CFR 181.27 によって、現在の食品添加物に係る許認可規制の制定以前に認可された特
36 殊食品成分として、適正な製造基準に従って使用される限り、使用が認められている。これに

1 対して、BBP及びDINPIについては、21 CFR 178.3740 によって、重合物質中の可塑剤として、
2 接触する食品の種類や容器等の使用温度などの制限が課されている。BBPの使用制限は、
3 ①接着剤の成分、乾燥食品と接触する紙及び板紙の成分、②樹脂コーティング及びポリマー
4 コーティング、ポリオレフィンフィルム用樹脂状及びポリマー状コーティング、あるいは水性及
5 び脂肪性食品と接触する紙及び板紙の成分として使用される場合、フタル酸ジベンジルを
6 1wt%以上含まないこと、③他の認可された食品接触製品に使用される場合、フタル酸ジベン
7 ジルを1wt%以上含まないこと、及び製品のクロロホルム溶出全抽出量が規定の方法・条件で
8 0.5mg/in²を超えないこと、とある。また、DINPの使用制限は、塩化ビニルホモ若しくはコポリマ
9 ーで、非酸性水性食品、酸性水性食品、乳製品およびその変性品(水中油滴型エマルジョン、
10 高濃度または低濃度の脂肪を含有するもの)、表面に遊離油脂のない乾燥固形食品に限り
11 室温で使用、ただしその量はポリマーの43wt%以下とあり、また、DBP、DIDP及びDNOP につ
12 いては21 CFR 177.26により、繰り返し使用を目的とするゴム製品の可塑剤として、全量がゴ
13 ム製品の30wt%以下であることとされている。

14
15
16
17
18
19
20
21
22
23
24
25
26
27
28
29
30
31
32
33
34
35
36

- 1 Reference
2 (日本)
3 食品衛生法第 62 条第 1 項 (おもちゃへの準用規定)及び同法施行規則第 78 条 (乳幼児
4 の接触により健康を損なうおそれのあるおもちゃ)
5 食品、添加物等の規格基準 (昭和 34 年厚生省告示第 370 号) 第4 おもちゃ(平成 14 年 8
6 月 2 日厚生労働省告示第 267 号にて一部改正。)
7 平成 14 年 8 月 2 日食発第 0802005 号厚生労働省医薬局食品保健部長通知
8 平成 14 年 8 月 2 日食基発第 0802001 号厚生労働省医薬局食品保健部基準課長通知
9 平成 12 年 6 月 14 日衛化第 31 号厚生省生活衛生局食品化学課長通知
10 平成 12 年 6 月 14 日衛化第 32 号厚生省生活衛生局食品化学課長通知
11 平成 14 年 5 月 29 日薬食審第 0529001 号厚生労働省 薬事・食品衛生審議会 食品衛生分
12 科会 毒性・器具容器包装合同部会報告について別添:器具及び容器包装の規格
13 基準の改正並びにおもちゃの規各基準の改正について。
14 (EU)
15 Council Directive 1976/769/EEC of 27 July 1976 on the approximation of laws, regulations
16 and administrative provisions of the Member States relating to restrictions on the
17 marketing and use of certain dangerous substances and preparations
18 Council Directive 1988/378/EEC of 3 May 1988 on the approximation of the laws of the
19 Member States concerning the safety of toys
20 Commission Decision 1999/815/EEC of 7 December 1999 adopting measures prohibiting the
21 placing on the market of toys and childcare articles intended to be placed in the
22 mouth by children under three years of age made of soft PVC containing one or more
23 of the substances DINP, DEHP, DBP, DIDP, DNOP and BBP
24 Directive 2005/84/EC of the European Parliament and of the Council of 14 December 2005
25 amending for the 22nd time Council Directive 76/769/EEC on the approximation of the
26 laws, regulations and administrative provisions of the Member States relating to
27 restrictions on the marketing and use of certain dangerous substances and
28 preparations (phthalates in toys and childcare articles)
29 Commission Directive 2002/72/EC (食品接触プラスチック材料及び物品に関する指令)
30 Commission Directive 2008/39/EC (2002/72/EC の改正指令)
31 (米国)
32 Consumer Product Safety Improvement Act of 2008 (Public Law 110-314, August 14, 2008):
33 Section 108: Prohibition on sale of certain products containing specified phthalates
34 21 CFR Part174—178 Indirect additives
35 21 CFR Part 181 Prior-Sanctioned Food Ingredients

トキシコキネティクスと毒性

目次

1		
2		
3	Di(2-ethylhexyl) phthalate (DEHP).....	11
4	1. トキシコキネティクス.....	11
5	2. 一般毒性.....	12
6	3. 生殖毒性.....	13
7	4. 発生毒性.....	16
8	5. その他.....	16
9	Butyl Benzyl Phthalate (BBP).....	18
10	1. トキシコキネティクス.....	18
11	2. 一般毒性.....	18
12	3. 生殖毒性.....	19
13	4. 発生毒性.....	21
14	Di- <i>n</i> -Butyl Phthalate (DBP).....	23
15	1. トキシコキネティクス.....	23
16	2. 一般毒性.....	23
17	3. 生殖毒性.....	23
18	4. 発生毒性.....	25
19	5. その他.....	26
20	Diisononyl Phthalate (DINP).....	27
21	1. トキシコキネティクス.....	27
22	2. 一般毒性.....	27
23	3. 生殖毒性.....	28
24	4. 発生毒性.....	28
25	Didodecyl Phthalate (DIDP).....	31
26	1. トキシコキネティクス.....	31
27	2. 一般毒性.....	31
28	3. 生殖毒性.....	32
29	4. 発生毒性.....	32
30	D- <i>n</i> -octyl phthalate (DNOP).....	34
31	1. トキシコキネティクス.....	34
32	2. 一般毒性.....	34
33	3. 生殖毒性.....	34
34	4. 発生毒性.....	35
35	まとめ.....	36
36	Reference.....	39

1 本章では、フタル酸ビス(2-エチルヘキシル)(DEHP)、フタル酸ブチルベンジル(BBP)、フタル酸ジブチル(DBP)、フタル酸ジイソノニル(DINP)、フタル酸ジイソデシル(DIDP)、フタル酸ジオクチル(DNOP)に関するトキシコキネティクスおよび毒性情報についての情報収集を行い、
2 リスク評価に資するための情報の整理を行った。毒性情報の収集にあたって、DEHP については、2000 年の食品衛生調査会毒性部会・器具容器包装部会合同部会の際に取りまとめられたフタル酸ジ(2-エチルヘキシル)(DEHP)の毒性評価文章を、その他のフタル酸については米国国家毒性プログラム—ヒト生殖リスク評価センターの専門家委員会報告書及びモノ
3 グラフを、また各フタル酸のヒトへの影響に関しては、昨年公表された Matsumoto ら(2008)の
4 総説を基に最新情報を適宜追加し、トキシコキネティクスおよび毒性情報を整理した。

5
6
7
8
9
10 なお、これらの物質の内分泌かく乱物質様の作用やその可能性については、現時点で得られた知見ではその評価は定まっておらず、女性ホルモン受容体親和性で見ると限りでは
11 DEHP でのそれより弱いことが知られるのみである。従って引き続き新規知見の情報収集に
12 努めることとするが、前回その詳細評価を待たずとも従前の生殖発生毒性や一般毒性に対する影響を検討することで、リスク管理上の評価が行われた DEHP と DINP に対して、今回
13 BBP、DBP、DIDP、DNOP についてこれらと同程度のリスク管理が必要であるかどうかを比較
14 判定するという観点に立てば、生殖発生毒性や一般毒性に対する影響を中心に検討すること
15
16
17
18
19
20
21
22
23
24
25
26
27
28
29
30
31
32
33
34
35
36

一方、近年、妊娠母動物あるいは性成熟期に DEHP、BBP、DBP を複合暴露することにより、雄性生殖器の発育不全やテストステロン生成レベル抑制に対して相加作用を示すという知見が報告されているが、これら相加性の情報は断片的でその毒性学的意味付けは定量的評価も含めて今後の課題であり、本章では各研究報告で得られている知見をそれに資するために整理することにとどめることとした。

Di(2-ethylhexyl) phthalate (DEHP)

1. トキシコキネティクス

ラットにおいて皮膚からの吸収は遅く、皮膚適用7日後でも適用量の86%が適用部位に残っていた(Melnick et al. 1987; Elsisi et al. 1989)。消化管吸収について、吸収には大きな種差があるとされており、2 g/kg強制経口または混餌投与したラットにおいては90%以上が尿中に排泄されると報告している(Williams and Blanchfield 1974)。餌に混ぜたDEHP (1,000-12,000 ppm)のほとんどは吸収された(Arther D. Little Inc. 1983)。マーモセットにおける吸収はラットと比べて少なく、100-2000 mg/kgで約45%と推定されている(Rhodes et al. 1986)。多くの場合、DEHPは小腸内のリパーゼあるいは小腸組織内の加水分解酵素により加水分解され、MEHP および2-ethylhexanolとなった後に吸収されると考えられる(Lhuguenot and Cornu 1993)。

1 DEHPの加水分解酵素活性は唾液、消化管内容物、また消化管組織に存在している。消化
2 管組織での活性はマウス>ラット>モルモット>ハムスターの順で高い(Albro and Thomas
3 1973)。また、消化管粘膜での活性は、ヒトはラットと同程度、フェレットで低かった。例数は少
4 ないがヒト消化管でもフェレットと同じかそれ以下の活性を有している(Lake et al. 1977)。カニ
5 クイザルではラットやマウスと比較して消化管でのDEHPの分解活性は低い(Astill 1989)。従っ
6 て、吸収に種差が生じた理由は腸内リパーゼ活性に差があることにより、DEHPの加水分解
7 に差が生ずることによると考えられる。志願者に30 mgのDEHPを経口投与したところ、24時間
8 以内に投与したDEHPのうち約13% (11-15%)が代謝物として尿中に排泄された (Schmid and
9 Schlatter 1985)。同じ志願者に10 mgを4日間投与した場合も同様の結果が得られた。但し、
10 彼らは糞中への排泄量は調べておらず、胆汁中排泄も想定されることから、吸収率はこれ以
11 上であると推定される。この結果はヒトでのDEHPの消化管吸収はラットより少ないが、マーモ
12 セットと同じ程度であることを示唆している。

13 臓器や組織中への有意な蓄積性はいずれの種においても認められていない。1000 ppm
14 の DEHP (14C-carbonyl)を餌に混ぜてラットに反復投与したところ 5 週間後には肝及び脂肪
15 中濃度が定常状態に達しており、それぞれの組織中濃度は 35-50 ppm 及び 4-9 ppm であっ
16 た(Woodward et al. 1986; Woodward 1988)。一方、投与を停止すると3週間後には肝臓中には
17 検出できなくなったが、脂肪組織中には 3 ppm の濃度で残っていた。DEHP 及びそのモノエス
18 テル体代謝物は胎盤を通過する。また、母乳中へも移行する(NTP and NIEHS 1999)。

19 DEHPの血中半減期はヒトで28分と報告されている(Rubin and Schiffer 1976)。また、血清中
20 DEHPの50%が32分で消失すると報告されている(Lewis et al. 1978)。DEHPを18-38 mg/dL含
21 む血小板濃縮液を投与された患者の血漿中レベルは0.34-0.83 mg/dLであり、24時間以内の
22 排泄の60-90%が尿中に認められた。また、95-174 mgのDEHPを注入された癌患者では尿中
23 代謝物の約80%がグルクロニドであった(Peck and Albro 1982)。

24 ヒトへの暴露の研究でDEHPの一次、二次代謝物(MEHP、5-OH-MEHP、5-oxo-MEHP)の
25 測定結果から、これらの産生、排出には年齢により差があり、特に若齢の子供で、
26 5-OH-MEHPと5-oxo-MEHPの比率がMEHPに比較して高いことが報告されている。また、乳
27 幼児では低い糸球体濾過率による低い腎臓のクリアランスと未熟なグルクロン抱合能により、
28 毒性のある代謝物の体内量を増やす可能性があることを指摘している。また、遊離のDEHP
29 の酸化的代謝物が母乳や羊水中に存在することから、それらが追加のリスクとなる可能性が
30 あること、また、新生児及び乳幼児では消化管のリパーゼだけでなく、母乳中のリパーゼも加
31 わって、総合的にDEHPの消化管からの吸収を決定するだろうと予測し、さらなる詳細な研究
32 が必要であるとしている(NTP 2006)。

34 2. 一般毒性

35 DEHPの急性毒性は弱く、経口LD₅₀値は、30 g/kg以上(マウス)、25 g/kg以上(ラット)、経皮
36 LD₅₀値は、10 g/kg(モルモット)、25 g/kg(ウサギ)であった(IPCS (WHO) 1991)。

1 雌雄 SD ラットに、DEHP を 0、50、500、5000 ppm の濃度で 13 週間混餌投与した結果、5000
2 ppm 群で雌雄とも肝細胞肥大が認められた。雄では 500 ppm 以上の群で精巣のセルトリ細胞
3 の空胞化が認められた。この結果、DEHP の NOAEL は 50 ppm (3.7 mg/kg) であった(Poon et
4 al. 1997)。

5 幼若 Long-Evans 雄ラット(生後 21 日)に DEHP を 0、1、10、100、200 mg/kg の用量で 14
6 日間投与したところ、血清の LH、テストステロンの値に変化は見られなかったが、精巣のライ
7 ディッヒ細胞のテストステロン産生が 100 mg/kg 以上の投与群で減少した。また、生後 35 日
8 のラットに DEHP を同様に投与したところ、同じく血清の LH、テストステロンの値に変化は見ら
9 れなかったが、精巣のライディッヒ細胞のテストステロン産生がより低用量の 10 mg/kg 以上
10 の投与群で減少し、 17β -ヒドロキシステロイドデヒドロゲナーゼ活性の減少を伴っていた。一
11 方、雄生後 28 日のラットに DEHP を 28 日間投与したところ、血清テストステロンと LH の増加
12 が 10 mg/kg 以上の投与群で認められ、精巣のライディッヒ細胞のテストステロン産生が 10
13 mg/kg 以上の投与群で増加した。一方、さらに成長した生後 62 日のラットに DEHP を 28 日間
14 投与しても、血清のテストステロン、LH、精巣のライディッヒ細胞のテストステロン産生に影響
15 は認められなかった。これらの結果、幼若ラットは DEHP に対する精巣への感受性が高く、投
16 与時期、期間により影響が異なることが明らかとなった。さらに、同じ著者らのグループは
17 Long-Evans 雄ラット(生後 21 日)に DEHP を 10 または 100 mg/kg の用量で 70-100 日間投
18 与すると、精巣のライディッヒ細胞の数と DNA 合成の増加が 10 または 100 mg/kg 群で認めら
19 れたことを報告している。これらの実験から、LOAEL は 10 mg/kg、NOAEL は 1 mg/kg と判断
20 された(Akingbemi et al. 2001; Akingbemi et al. 2004)。

21 F-344ラットにDEHPを104週間以上混餌投与(0, 100, 500, 2500, 12500 ppm (雄:0, 5.8, 28.9,
22 146.6, 789.0 mg/kg; 雌:0, 7.3, 36.1, 181.7, 938.5 mg/kg)した結果、雌雄の腎臓重量の増加が
23 2500ppmでみられたことから、慢性毒性試験におけるNOAELは500ppm(雄:28.9mg/kg;雌:
24 36.1mg/kg)と判断された(Moore 1996)。

25 NTP による 2 年間の発がん性試験で雌 F344 ラット(DEHP を 6000 または 12000 ppm で飼
26 料に添加)と雌雄 B6C3F1 マウス(DEHP を 3000 または 6000 ppm で飼料に添加)に肝発がん
27 性が認められた(NTP 1982a)。なお、IARC は 2000 年に DEHP は Group3(ヒトに対して発がん
28 性があると分類出来ない)と判定している(IARC 2000)。

30 3. 生殖毒性

31 生後 3 日の雄 SD ラット新生仔に DEHP を 0、20、100、200 あるいは 500 mg/kg bw の用量
32 で単回経口投与した結果、24 時間後の精巣で多くの異常な大型多核(2-4 核)の雄性生殖細
33 胞が 100-500 mg/kg 群で認められた。また、セルトリ細胞の増殖の減少が 100 mg/kg 以上の
34 群で認められた。この結果、NOAEL は 20 mg/kg bw であった(Li et al. 2000)。

35 NTPにより多世代試験が実施されている(NTP 2004)。SDラットにDEHPを 0、10、30、100、
36 300、1000、7500 または 10000 ppmの濃度で飼料に添加して、F₀:交配 6 週前から出産を通し

1 F₁離乳後 2 週まで、F₁:離乳後から交配・出産を通しF₂離乳後 2 週まで、F₃:離乳後から剖検時
2 まで混餌投与した。なお、Controlの 0 ppm群では実際には、飼料中に 1.5 ppmのDEHPが含ま
3 れていた。10000 ppm群ではF₂を得ることが出来なかったので、F₁で実験を終了した。DEHPの
4 F₀でのDEHP摂取量は、0.12、0.78、2.4、7.9、23、77、592、775 mg/kg、F₁では、0.09、0.48、1.4、
5 4.9、14、48、391、543 mg/kg、F₂では 0.1、0.47、1.4、14、46、359 mg/kgであった。その結果、
6 体重増加抑制が 7500 ppm群のF₁、F₂の雄で、10000 ppm群のF₀、F₁の雌雄でそれぞれ認めら
7 れた。臓器重量の変化が、肝、腎、雄副生殖器官で認められている。肝の絶対及び相対重量
8 増加が、1000 ppmのF₁雄、7500 ppm群のF₀、F₁、F₂、F₃雄、10000 ppmのF₀雄で認められた。
9 雌では 7500 ppm群で全ての世代で肝の絶対及び相対重量増加が認められた。腎の絶対及
10 び相対重量の増加が 7500 ppm群のF₀、F₁、F₂雄、F₀雌で、10000 ppm群の雌雄F₀で認められ
11 た。10000 ppm群の腎絶対重量がF₁雌で増加した。精巣及び精巣上体の絶対及び相対重量
12 の減少が 7500 ppm群のF₁、F₂、F₃雄で、10000 ppm群のF₀、F₁雄でそれぞれ認められた。組織
13 学的には精細管の萎縮(生殖細胞の減少、セルトリ細胞のみ存在の精細管等)が 10000 ppm
14 群のF₁雄、7500 ppm群のF₁及びF₂雄で認められた。精巣上体では剥がれ落ちた上皮と遺残
15 体が 10000 ppm群のF₀雄で、7500と10000 ppm群のF₁雄で、7500 ppm群のF₂雄でそれぞれ認
16 められた。肝細胞肥大が 10000 ppm群のF₀とF₁動物で、7500 ppm群のF₀、F₁、F₂動物で、1000
17 ppm群のF₁、F₂動物でそれぞれ認められた。しばしば、慢性腎盂腎炎を伴う尿細管の拡張と
18 鉍質沈着が 1000 ppm群のF₁動物で、7500 ppm群のF₁、F₂動物で、10000 ppm群のF₁動物でそ
19 れぞれ認められた。副腎皮質の空胞化が 7500 ppm群のF₁動物で、10000 ppm群のF₀、F₁動
20 物でそれぞれ認められた。生殖毒性は 7500 ppmと 10000 ppm群で認められた。7500 ppm群
21 以上のF₁で母体当たりの児の減少が認められた。10000 ppm群ではさらに児の体重減少が
22 認められた。雄の肛門生殖突起間距離(AGD)は 7500 ppm群以上のF₁で減少した。10000
23 ppmのF₁群の交配では児は生まれなかった。7500 ppm群のF₂では児の体重、AGDがF₁と同様
24 に減少した。7500 ppm群のF₂では妊娠率の減少が認められ、F₃のAGDが減少した。剖検で
25 7500 ppm以上の群で精子の減少が認められた。7500 ppm以上の群で精巣及び精巣上体重量
26 が減少したが、300 及び 1000 ppm群でも少数例の精巣と精巣上体の小型化が認められ、
27 実験施設の背景データを超えていた。これらの結果、NTPのexpert panelは本試験の生殖発
28 生毒性のNOAELは 100 ppm(3-5 mg/kg)とした(NTP 2006)。

29 雌雄の CD-1 マウスに 0.01、0.1 または 0.3%の DEHP を含む飼料を与えながら交配実験を行
30 ったところ、0.1%投与群で出産回数、母体当たりの出生児数及び生児出生率の低下を認め
31 たことから、LOAEL は 144 mg/kg(0.1%)、NOAEL は 14 mg/kg (0.01%)とされている(Lamb et al.
32 1987)。

33 DEHPは新生児期のラットセルトリ細胞に対して影響を及ぼす。生後6日のSDラットにDEHP
34 を500 mg/kg以上で5日間経口投与し、精巣重量の低下を伴ったセルトリ細胞数の減少を認
35 めたが、200 mg/kgでは影響は見られなかった(Dostal et al. 1988)。セルトリ細胞は生後10-14
36 日までに細胞分裂を終了するため、生後2日のSDラットの精巣から調製したセルトリ細胞及

1 び原生殖細胞の共培養系を用いてMEHPの作用を検討された(Li et al. 1998)。MEHPは用量
2 依存的なセルトリ細胞からの原生殖細胞の分離を引き起こすと共に、セルトリ細胞の増殖を
3 抑制した。また、MEHPはFSH刺激によるセルトリ細胞の増殖を抑制したが、MEHPのセルトリ
4 細胞の増殖抑制に対するcAMPの添加効果は認められなかった。これらのことから、新生児
5 期にラットがMEHPに暴露されるとセルトリ細胞数の減少を招き、その結果成熟期での精子形
6 成減少の生じることが推定される。

7 一方、2歳未満の若いカニクイザルにDEHPを500 mg/kgで14日間投与しても精巣に変化
8 の見られないことを報告されている(Pugh et al. 2000)。また、マーモセットにおいても精巣毒性
9 が発現していない(Kurata et al. 1998; Tomonari et al. 2006)。しかし、サルで精巣毒性の発現
10 しないメカニズムが充分解明されていないことから、TDI設定にげっ歯類の無毒性量を用いる
11 こともまた適切であると考えられる(Koizumi et al. 2001)。

12 なお、環境省は DEHP (10,50,250ug/kg,1.25,40,50,100,200,1000mg/kg)を 42 日間強制経口
13 投与した一世代試験の結果、影響が既に報告されている用量付近(100mg/kg)で F0 母動物
14 の肝臓細胞腫大などの有意な所見が認められたと報告している ([http://www.env.go.jp/
15 chemi/end/speed98/speed98-19.pdf](http://www.env.go.jp/chemi/end/speed98/speed98-19.pdf))。

16 なお、DEHP を含む複数のフタル酸を投与してその影響を検討したいくつかの研究が報告
17 されている。SD ラットの妊娠 14-18 日に DBP と DEHP (それぞれ 500mg/kg)を混合投与した
18 研究において、性成熟した雄の児を剖検した結果、DBP+DEHP の混合投与は、DBP または
19 DEHP 単独の投与と比較して、尿道下裂や精巣上体不全、生殖器重量の低下、生殖細胞の
20 変異などを相加的に増加させることが示された。また、生後 13 日での AGD 減少と、妊娠 18
21 日でのテストステロン生成、insl3 および cyp11a の遺伝子発現に、DBP・DEHP の相加的作用
22 が認められた(Howdeshell et al. 2007)。

23 BBP、DBP、DEHP、DEP、DiBP、DPP のテストステロン生成に対する複合作用を調べるた
24 めに、それぞれのフタル酸エステルがテストステロン生成を同レベルに減少させるように投与
25 量を設定し(DPP:最高投与量として 100 mg/kg、それ以外のフタル酸は最高投与量とし 300
26 mg/kg)、SD ラットの妊娠 8-18 日に単独または混合投与を行った研究では、混合投与におい
27 て、胎児のテストステロン生成が相加的に減少することが示された(Howdeshell et al. 2008b)。

28 BBP、DBP、DEHP、vinclozolin、procymidone、prochloraz、linuron のテストステロン生成に
29 対する相加的な作用を調べるために、SD ラットの妊娠 14-18 日に単独または混合投与を行
30 った。混合投与のそれぞれの最高投与量を BBP (150 mg/kg)、DBP (150 mg/kg)、DEHP (150
31 mg/kg)、vinclozolin (15 mg/kg)、procymidone (15 mg/kg)、prochloraz (35 mg/kg)、linuron (20
32 mg/kg)とし、0、25、50、75%の投与量を用いて比較を行った。これらの物質は、①テストステ
33 ロン生成の抑制(BBP、DBP、DEHP)、②アンドロゲン受容体アンタゴニズム(vinclozolin、
34 procymidone、prochloraz、linuron)という異なるメカニズムによって抗アンドロゲン作用を示す
35 と考えられているが、これらの物質の混合投与についても、AGD の減少や乳頭保持など作用
36 は相加的であった(Rider et al. 2008)。

1 Wistar ラットの妊娠 13-21 日に DEHP 単独(150mg/kg)、DBP 単独(100、500mg/kg)、また
2 は、DEHP(150mg/kg)+DBP(100mg/kg)の混合投与を行った結果、胎児の精巣テストステロ
3 ンレベルの減少が DBP の 500mg/kg 投与及び DEHP+DBP の混合投与で認められた。
4 DEHP+DBP の混合投与は、精細管の径の減少や、原生殖細胞の多角細胞化などを引き起こ
5 したが、単独投与では認められなかった(Martino-Andrade et al. 2008)。

6
7
8 ヒトへの影響としては、DEHP(MEHP)の暴露が精液量の減少、精子の形態異常の増加
9 (Zhang et al. 2006)、血中フリーテストステロン量の減少(Pan et al. 2006)、精子の DNA 損傷の
10 増加(Hauser et al. 2007)に関与していることが示唆されている。Colonらは、プエルトリコの女
11 児にみられる乳房の早熟とDEHP(MEHP)暴露とに相関関係があると報告している(Colon et al.
12 2000)。また、DEHP(MEHP)暴露 が子宮内膜症(Cobellis et al. 2003; Reddy et al. 2006)や在胎
13 期間の短縮(Latini et al. 2003)と関連しているという報告もある。

14 15 4. 発生毒性

16 DEHP をICR マウスに妊娠0-18日に0, 0.05, 0.1, 0.2, 0.4, 1.0%(0, 70, 190, 400, 830, 2,200
17 mg/kg)混餌投与した結果、400mg/kg以上の投与で生存胎児の体重減少、奇形児の増加が
18 認められ、NOAELは70mg/kgとされた(Shiota et al. 1980; Shiota and Nishimura 1982)。CD-1
19 マウスの妊娠0-17日に0.025, 0.05, 0.1または0.15%のDEHPを含む飼料を与えたとき、0.1%
20 (191 mg/kg)以上の投与量で胚死亡の増加がみられ、0.05% (91 mg/kg)以上の投与量で形態
21 異常胎児の増加が認められことから、LOAELは91 mg/kg(0.05%), NOAELは44 mg/kg(0.025%)
22 とされている(Tyl et al. 1988)。なお、環境省はDEHP(10,50,250 ug/kg, 1.25,40,50,100,200,1000
23 mg/kg)を42日間強制経口投与した一世代試験の結果、50ug/kgにおいてF₁雌の血清中FSH
24 濃度の高値が得られたが、生理的変動の範囲内であると考えられたと報告している
25 (<http://www.env.go.jp/chemi/end/speed98/speed98-19.pdf>)。

26
27 ヒトの児についての調査から、妊婦のDEHPを含むフタル酸類の代謝物の量と男児の生殖
28 器官の発達の間に関連性があることが最近報告された(Swan 2008)。

29 30 5. その他

31 DEHPを周産期のNc/Ngaマウスに100μg/匹の用量で腹腔内投与し、生後8週の雄の児
32 の耳にアレルゲンを注射したところ、アレルギ-反応が増加したとの報告が有る(Yanagisawa
33 et al. 2008)。また、室内の塵中のDEHP量と子供の喘息との間に有意な相関が認められたと
34 の報告があり(Kolarik et al. 2008)、DEHPによる生殖・発生毒性に加えて、アレルギ-との関
35 係にも注意しておく必要があると思われる。

36 なお、2000年の厚生省生活衛生局食品化学課長通知(平成12年6月14日 衛化第31

1 号)の DHEP の評価においては、「フタル酸エステル類については内分泌ホルモン様の作用
2 及びそれに基づく生体障害の可能性が問われている。DEHPにおける内分泌かく乱の可能性
3 の如何は今後の研究を待たなければならないが、*in vitro* 試験における最低作用濃度($10\mu\text{M}$
4 $=3.9\text{mg/kg}$)でも従来 of 精巢毒性で求められている無毒性量に較べて著しく低用量とは言え
5 ず、さしあたり一般毒性についてこれまでの毒性試験の評価方法で判断することは差し支え
6 ない」とされている。

7

1 Butyl Benzyl Phthalate (BBP)

2

3 1. トキシコキネティクス

4 ラットにおけるBBPの経皮吸収は遅い(7日間で27%)(Elsisi et al. 1989)。一方、ラットの
5 BBP経口投与では速やかに吸収されるが、2-200 mg/kgの投与で75%が吸収され、2000
6 mg/kgの投与では22%しか吸収されないことから、吸収量に限度があると考えられる
7 (Eigenberg et al. 1986)。BBPは腓リパーゼや小腸のエステラーゼによって、速やかにモノエス
8 テルや他のフタル酸エステルに代謝されると考えられる。代謝物のフタル酸モノブチル
9 (MBuP)とフタル酸モノベンジル(MBeP)の比率は5:3とされ(IPCS (WHO) 1999)、グルクロン酸
10 抱合の後、尿中に排出される(Erickson 1965; Eigenberg et al. 1986; Mikuriya et al. 1988)。ラッ
11 トの2000 mg/kg投与では、モノ体代謝物に対するグルクロン酸抱合体の比率が20 mg/kgの
12 投与と比較して減少することから、グルクロン酸経路は高濃度投与で飽和すると考えられる。
13 BBP及びその代謝物の排出は早く、約90%が24時間以内に排泄される。BBPの血中におけ
14 る半減期は10分で、モノ体代謝物の半減期は約6時間である。ラットにおけるBBPのトキシコ
15 キネティクス試験情報は概ね整っており、これらの試験結果は、ヒトのトキシコキネティクスに
16 も応用できるものと考えられる。

17

18 2. 一般毒性

19 動物における経口及び経皮投与のLD₅₀が2 g/kg bwを超えることから、急性毒性は強くない
20 と考えられる(IPCS (WHO) 1999)。

21 ラットにおける慢性・亜慢性混餌投与試験では、体重、腎臓、肝臓、精巣における毒性が認
22 められている(Agarwal et al. 1985; Hammond et al. 1987; NTP 1997)。初期の毒性兆候として
23 腎・肝臓の相対重量増加が120-151 mg/kg以上の投与で認められており、肝臓の病理学的
24 変化は960 mg/kg以上の投与で、また腎臓の影響は500 (雄) - 1,200 (雌) mg/kg以上で報告
25 されている。貧血は500 mg/kg以上の投与でみられた。381 mg/kgの投与では脾臓に影響が
26 みられ、脾臓もラットにおける標的器官である可能性がある。精巣、精囊、精巣上体及び前立
27 腺の影響は1,338 mg/kg以上の投与で確認されている。ラットにおける吸入試験では、肝・腎
28 重量の増加が最高用量の789 mg/m³(約150 mg/kg)でみられた(Hammond et al. 1987)。BBP
29 はラットにおいて、弱いペルオキシソーム増殖誘引剤と考えられる。

30 B6C3F1マウスの2年間混餌投与の結果、体重の減少が1,029 mg/kg以上の投与でみられ
31 たが、生殖器を含むいずれの器官においても影響が認められていないことから(NTP 1982b)、
32 マウスはラットよりBBPの毒性に対する感受性が低いと考えられる。イヌの90日間経口投与
33 においても体重減少がみられたものの、精巣や肝臓に病理学的変化がなく(Hammond et al.
34 1987)、イヌのBBP毒性に対する感受性も低いと考えられる。B6C3F1マウスの2年間の混餌
35 投与試験では、発がん性は認められず、雌の単核白血球数がわずかに上昇したのみであっ
36 た(NTP 1982b)。一方、ラットの2年間混餌投与試験では、雄の腎臓重量増加および雌の腎症

1 を根拠にLOAELを120 mg/kg(雄)、300 mg/kg(雌)としている。また、500 mg/kg投与で雄に膀
2 臓がんの兆候が認められ、1,200 mg/kgで雌の膀臓及び膀胱の発がん性に対し疑わしい結
3 果が得られた(NTP 1997)。一般毒性を示す動物試験は十分に存在し、肝臓が第一の標的器
4 官であると示唆された。

5 BBPを含むフタル酸混合物の職業曝露は、呼吸器系・神経系の疾病及び発がんに関連が
6 あるとされている(IPCS (WHO) 1999)。また、PVC(通常BBPが含まれている)製フロアカバー
7 からの屋内曝露が幼児の気管支閉塞のリスクと関係するという報告もある(Jaakkola et al.
8 1999)。

9 10 3. 生殖毒性

11 交配前2週間WUラットに強制経口投与した生殖毒性スクリーニング試験の結果、1000
12 mg/kgでは受胎能の低下及び精巣の病理学的変化が認められた(Piersma et al. 1995)。また、
13 妊娠母体数および一腹当たりの生存児数の減少も1,000 mg/kgで認められたが、これらの影
14 響が雌雄どちらの親の毒性に起因したのかは明らかに出来なかった。この試験における生
15 殖のNOAELは500 mg/kgとされた。Wistarラットに混餌投与した1世代生殖毒性試験の結果、生
16 殖に影響はみられなかった(TNO NaFRI 1993)。この試験におけるNOAELは418 mg/kg(雄)ー
17 446 mg/kg(雌)とされた。一方、SDラットの2世代繁殖試験では、F₀・F₁の全身毒性及びF₁の
18 受胎能低下が750 mg/kgで認められ、BBPの受胎能のNOAELは250 mg/kgとされた(Tyl et al.
19 2004)。

20 慢性・亜慢性試験で、精巣に組織学的影響が見られた最も低い投与量は、F344ラットの混
21 餌投与で得られた1,338 mg/kgとされていたが(Agarwal et al. 1985)、SDラットの2世代繁殖試
22 験(F₀雄: 交配前12週から投与; F₀雌: 交配前2週から出産後21日まで投与・F₁雌雄: 離乳後か
23 ら投与)において、精巣・精巣上体・精嚢への影響が500 mg/kgの投与でF₁ラットの思春期以
24 降に確認された(Nagao et al. 2000)。また、F₀ラットの卵巣重量の減少も500 mg/kgでみられた
25 ことから、この試験における生殖器に対するNOAELは100 mg/kgとされた。DBPやその代謝
26 物のMBuPの胎内曝露や新生児曝露が、後の生殖に関連するとされる報告(Wine et al. 1997;
27 Mylchreest et al. 2000)からも判断されるように、感受性の高い時期のBBP投与による評価が
28 重要とされ得る。なお、F344ラットに200 mg/kgを10週間混餌投与した結果、精子減少が認め
29 られた報告もあるが(NTP 1997)、回復期が精子数を評価するためには短過ぎた点と、同じラ
30 ボで550 mg/kgを26週間投与し精子数に影響が認められなかった点(NTP 1997)からNOAEL
31 の設定に考慮されなかった。なお、上述2つの試験では受胎能に影響は認められなかった
32 (NTP 1997; Nagao et al. 2000)。

33 B6C3F1マウスへの混餌投与では、2,058 mg/kgまでの投与で生殖器への影響がなく、ビー
34 グル犬への混餌投与でも、1,852 mg/kgまでの投与で精巣への影響が認められなかった。以
35 上の結果から、BBPのラットの受胎能に対するNOAELは250 mg/kg、生殖器に対するNOAEL
36 は100mg/kgと判断された。

1 なお、経済産業省の報告によると、BBP(100,200,400mg/kg)を1群あたり雌雄各 24 匹の
2 Crj:CD(SD)IGSラットに2世代にわたって強制経口投与した結果、親動物では、100mg/kg投与
3 で流涎、精巣の精細管のびまん性萎縮、精巣上体の管腔内精子減少がみられた。また、400
4 mg/kgで受胎率の低下と雄の包皮分離に遅延がみられた。NOAELは 100mg/kg未満とされ
5 た (<http://www.meti.go.jp/report/downloadfiles/g30701d46j.pdf>)。また、環境省は、BBP
6 (2,12,60,300ug/kg, 40,100,200,400,500,1000,2000mg/kg)を 42 日間強制経口投与した試験の
7 結果、影響が既に報告されている用量付近(500mg/kg)でF1 生存児数の減少、F1 雄の体重
8 減少や AGD 短縮などの有意な所見が認められたと報告している
9 (<http://www.env.go.jp/chemi/end/speed98/speed98-19.pdf>)。

10 なお、BBP を含む複数のフタル酸を投与して際の複合影響について検討した以下の研究
11 が報告されている。

12 BBP (500 mg/kg)と除草剤である linuron (75 mg/kg)の精巣テストステロンに対する影響、生
13 殖発生における影響、新生児 AGD と若年期乳輪数と成体時の生殖変化の関係を調べるた
14 めに、BBP 単独、linuron 単独、linuron+BBP の併用投与を妊娠 15-19 日のラットに投与した。
15 何れの投与でも精巣 T 及び P 低下、雄 AGD 短縮・乳輪数増加がみられたが、併用投与の作
16 用は相加的であった。また、新生児の AGD や乳輪数増加は成熟期の AGD や乳頭保持、生
17 殖器の奇形や生殖器官や組織の重量と有意に相関していた(Hotchkiss et al. 2004)。

18 ラットの妊娠 14-18 日に DBP 単独(500mg/kg)、BBP 単独(500mg/kg)、DBP+BBP の混合
19 (それぞれ 500mg/kg)を投与した結果、生殖器の外表面・内部奇形は DBP+BBP の混合投与が
20 相加的に増加した。また、vinclozolin (50 mg/kg) + procymidone (50 mg/kg)、DBP
21 (500mg/kg)+procymidone (50mg/kg)の混合投与でも尿道下裂や陰嚢の増加などに相加作用
22 が認められた[(Hotchkiss ら、出版予定)、(Gray et al. 2006; Howdeshell et al. 2008a; Rider et
23 al. 2009)より要旨入手可]。

24 妊娠 8-18 日の SD ラットに単独または混合で BBP、DBP、DEHP、DEP、DiBP、DPP を
25 (DPP:100 mg/kg、それ以外は 300 mg/kg)投与し、テストステロン生成に対する相加的な作
26 用を調べるた研究で、胎児のテストステロン生成は相加的に減少した((Howdeshell et al.
27 2008b);DEHP の項参照)。また、妊娠 14-18 日の SD ラットに単独または混合投与で BBP、
28 DBP、DEHP、vinclozolin、procymidone、prochloraz、linuron 投与した研究で、AGD の減少や
29 乳頭保持などの抗アンドロゲン作用は相加的であった((Rider et al. 2008); DEHP の項参照)。

30
31 ヒトへの影響としては、MBuP または MBzP の暴露が精子濃度の低下、精子の運動性の低
32 下(Duty et al. 2003; Hauser et al. 2006)、血中フリーテストステロン量の減少(Pan et al. 2006)
33 に関与していると示唆されている。しかし、インヒビンBや卵胞刺激ホルモンの血中濃度は
34 MBuP または MBzP の影響を否定している(Duty et al. 2005)。また、BBP の暴露が子宮内
35 膜炎と関連しているという報告もある(Reddy et al. 2006)。

4. 発生毒性

BBPの発生毒性に対する試験では、妊娠6-15日または妊娠7-15日の高用量の経口投与において、児死亡および催奇形性が確認されている。これらの毒性は、投与量および発育年齢に依存する。SDラット及びWistarラットの発生毒性に対するNOAELは、420-500 mg/kgとされ、750 mg/kg以上の投与では、出生前死亡の増加、胎児の成長遅延、外表・骨格・内臓奇形がみられた(Field et al. 1989; Ema et al. 1992)。投与期間を妊娠0-20日に延長した結果、Wistarラットの発生毒性に対するNOAELは185 mg/kgであった。

MBuP及びMBePのラットの催奇形試験(Ema et al. 1995; Ema et al. 1996a)においても、BBPを用いた試験(Ema et al. 1992)と同様の結果が得られ、MBuP及びMBePがBBPの毒性に関与していることが示唆されたが、MBuP及びMBePまたはBBPの間の毒性に対する量的比較はできていない。MBuPを用いたラットの試験では、1,000 mg/kgで移動精巣や精巣下降との関連が示唆された(Imajima et al. 1997)。これらの影響は、摂餌量減少によるものでなく化学物質そのものの毒性影響と考えられ(Ema et al. 1991)、胚吸収のメカニズムは黄体機能の低下によるプロゲステロンの減少と推定される(Ema et al. 1994)。

SDラットの2世代繁殖試験では100 mg/kgにおいてF₁児の体重低下が、また500 mg/kgにおいてF₁児のAGD短縮、精巣・精巣上体重量減少、FSHレベルの減少、精原細胞・精母細胞の減少がみられ、この試験における発生毒性のNOAELは20 mg/kgとされた(Nagao et al. 2000)。また、最近行われたSDラットの2世代繁殖試験では、250 mg/kgの投与でF₁・F₂児の絶対及び体重補正後のAGDの短縮がみられ、この試験におけるNOAELは50 mg/kgとされた(Tyl et al. 2004)。

CD-1マウスの母体及び発生毒性におけるNOAELは、182 mg/kgとされ、910 mg/kg (LOAEL)以上の投与で胚吸収や出産前死亡、一腹当たりの生存児数減少、外表・骨格奇形がみられた(Price et al. 1990)。ウサギを用いた試験では、母体および生殖に対する毒性が10 mg/kgまでの投与で認められなかったが(Monsanto 1978)、最大耐量が定められなかったため、この試験結果の有用性には限界がある。

Wistarラットの交配・妊娠・授乳期間の低用量の飲水投与では1及び3 mg/L (0.14 及び 0.385 mg/kg)で、出産後の児の死亡が増加した(TNO NaFRI 1998)。3 mg/Lの投与では再現性が得られ、LOAELは0.385 mg/kg (3 ppm)、NOAELは0.140 mg/kg (1 ppm)と判断された。しかし、これらの試験を行ったラボでは同時期に行った他の試験においても、非投与群を含む動物の生後0-4日の死亡数が多くなっており、試験の信頼性に疑問が残る。また、投与群単位の統計処理では有意差が認められたものの一腹単位では有意差が認められていない。更に、Wistarラットを用いた類似飲水投与試験(1 mg/L)(Sharpe et al. 1995; Ashby et al. 1997)や、異なる飲水投与試験(1 ppm: 0.170 μg/kg; 3 ppm: 0.540 μg/kg)や混餌投与試験(1 ppm: 0.11 μg/kg; 3 ppm: 0.34 μg/kg)においても、児の死亡に影響はみられなかった(Bayer AG 1998)。

以上の結果より、発生毒性のNOAELは、2世代繁殖試験で抗アンドロゲン作用の指標とさ

1 れるAGDの減少がみられたことから、50 mg/kgと判断された。

2 なお、経済産業省の報告 (<http://www.meti.go.jp/report/downloadfiles/g30701d46j.pdf>) に
3 よると、BBP(100,200,400mg/kg)を1群あたり雌雄各24匹のCrj:CD(SD)IGSラットに2世代にわ
4 たって強制経口投与した結果、児動物は100mgで雄動物の体重の低値及びAGDの低値が
5 みられ、NOAELは100mg未満と判断された。また、環境省は、BBP(2,12,60,300ug/kg,
6 40,100,200,400,500,1000,2000mg/kg)を42日間強制経口投与した試験の結果、影響が既に報
7 告されている用量付近(500mg/kg)でF1生存児数の減少、F1雄の体重減少やAGD短縮などの
8 有意な所見が認められたと報告している。なお、F₂:F₁雌と無処置雄との2次交配結果の体重
9 増加量の低値(60,300ug/kg)でも有意な反応が認められたが、その意義は今後の検討課題と
10 している (<http://www.env.go.jp/chemi/end/speed98/speed98-19.pdf>)。

11
12 ヒトへの影響としては、母乳中のMBuP及びMBzP濃度と児の精巣停留には相関関係がな
13 いものの、児の性ホルモン結合グロブリン量、卵胞刺激ホルモン／フリーテストステロン比率、
14 フリーテストステロン量との相関関係がみられた(Main et al. 2006)。また、母親の血中 MBuP
15 及び MBzP 濃度が AGD／体重の低下に関与していたという報告もある(Swan et al. 2005)。

16
17 その他

18 IPCSの評価では、BBPの遺伝毒性は明らかに陰性であるが、2次的な影響であると考えら
19 れる染色体異常誘発性に関する曖昧な結果が示されている (IPCS (WHO) 1999)。

1 Di-*n*-Butyl Phthalate (DBP)

2
3 1. トキシコキネティクス

4 DBP は、げっ歯類に経口投与すると、小腸に分泌される腓リパーゼにより、モノエステル体
5 である monobutyl phthalate (MBuP)に急速に加水分解される (Rowland et al. 1977)。このモノ
6 エステル体は消化管から素早く吸収され、肝臓、腎臓や脂肪組織に分布するが、その後、主
7 にグルクロン酸抱合体として急速に尿中に排泄されると考えられる (Williams and Blanchfield
8 1975; Foster et al. 1982)。他のフタル酸エステル類の様に、霊長類の消化管内における加水
9 分解能や吸収能が、ラットと比較して低いというデータは得られていない。

10 ラットに 30-40 mg/kg の DBP を経皮投与した結果、24 時間以内に 10-12%が尿中に排泄さ
11 れた (Elsisi et al. 1989)。ヒト及びラットの表皮膜を用いた *in vitro* 試験では、ヒトの皮膚では
12 DBP の透過性がラットと比較して顕著に低いことが明らかとなっている (Scott et al. 1987)。

13 妊娠 14 日に¹⁴C-DBPを投与したラットの胎盤や胎児中の放射活性は、母動物の血清中放
14 射活性の約 65%であった (Saillenfait et al. 1998)。母動物の血清、胎盤及び胎児中の主要な
15 代謝物はMBuPであった。

16 ラットにおける DBP の組織分布については、組織への MBuP の取り込みメカニズムとして、
17 拡散限界や pHトラッピングを組み込んだ PBPK モデルが Keys らにより開発されている(Keys
18 et al. 2000)。このモデルは、げっ歯類のデータからヒトでの推定値を得るために作られたが、
19 胎児や小児における推定値を算出するためのパラメータは含まれていない。

20
21 2. 一般毒性

22 DBPの急性毒性は弱く、ラットにおける経口LD₅₀は 8,000~20,000 mg/kgであることが報告さ
23 れている(IPCS (WHO) 1997)。

24 生後 5~6 週のラット及びマウスを用いた反復混餌投与試験では、350 mg/kg 以上の用量で
25 毒性影響が認められた (BASF 1992; Marsman 1995)。主な標的臓器は肝臓であり、ラットで
26 は、シアン化物非感受性パルミチル CoA 酸化活性の増加に加え、病理組織学的にもペルオ
27 キシソームの増殖が確認されている。ラットでは、赤血球数やヘモグロビンの低下などもみら
28 れており、さらに、720 mg/kg 以上の投与により精細管萎縮や精子減少も認められた。DBP
29 の反復投与毒性に関する最も低い NOAEL は、Wistar ラットを用いた 3ヶ月間試験の結果から
30 142 mg/kg と算出されている (BASF 1992)。DBP の慢性毒性や発がん性に関する報告はな
31 い。

32
33 3. 生殖毒性

34 実験動物においては、上述の通り、ラットを用いた 13 週間混餌投与試験において、720
35 mg/kg以上の投与群で雄生殖器系への影響が認められている (Marsman 1995)。一方、マウ
36 スを用いた 13 週間混餌投与試験では、3,689 mg/kgの投与でもこのような影響は引き起こさ

1 れていない (Marsman 1995)。2,000 mg/kgのDBPを 7-9 日間強制経口投与したラットやモル
2 ムットでは、顕著な精細管萎縮が観察されたのに対し、同様な投与を行ったマウスでは軽度
3 な巣状萎縮のみが観察され、さらに、ハムスターではこのような精巣病変は引き起こされなか
4 った(Gray et al. 1982)。雄の生殖機能や生殖器発達への影響に関しては、ラットを用いた多く
5 の研究結果が報告されている。Sprague-Dawleyラットへの混餌投与による連続交配試験で
6 は、F₁雄動物において精細管変性が用量依存的に増加し、509~794 mg/kg投与群では、精巢
7 上体の欠損・発育不全、精巢の精子細胞数の低下や間細胞過形成、さらには交尾率/受胎
8 率の低下が認められた (Wine et al. 1997)。この試験では、すべての投与群で生存同腹児数
9 や生存児重量の低下がみられたことから、LOAELは 52~80 mg/kgと結論された。Long Evans
10 ラットを用い、離乳時よりDBPを反復強制経口投与した試験では、250 mg/kg以上のすべての
11 投与群で亀頭包皮分離の遅れがみられ、さらに、500 mg/kg以上の投与群では、精細管萎縮、
12 精子産生能の低下及び繁殖能の低下 (未投与雌動物と交配)が認められた (Gray et al.
13 1999)。妊娠期及び受乳期のみ母体を介して暴露されたF₁動物においても、尿生殖器の奇
14 形、精子数の低下や繁殖能の低下が観察されている。CDラットの妊娠 12~21 日にDBPを強
15 制経口投与した試験では、雄児の生殖器奇形や乳頭/乳輪保持などがみられ、NOAELは 50
16 mg/kgと結論された(Mylchreest et al. 1999; Mylchreest et al. 2000)。この試験では、生後 3 ヶ
17 月時に剖検を行ったところ、低頻度であるものの、ライディッヒ細胞の増殖性変化 (過形成及
18 び腺腫)が観察されたことが報告されている。また、より低い用量でも生殖器発達への影響が
19 引き起こされたことが研究報告されている(Lee et al. 2004)。この試験では、CD(SD)IGSラット
20 に妊娠 15 日から出産後 21 日までDBPを混餌投与した結果、雄児では精母細胞の発達低下
21 がみられ、さらに雌雄児において乳腺の変化が観察された。児を生後 8~11 週時に剖検した
22 結果、精巣の病変は軽度であったものの、雄動物の乳腺にはより顕著な変化 (腺房変性や
23 萎縮)が観察された。これらの変化は最低用量群である 1.5~3.0 mg/kg投与群でも認められた
24 ため、NOAELを設定することが出来なかった。

25 雌の生殖機能への影響については、CD-1 マウスを用いた連続交配試験において、1,750
26 mg/kg 投与群の雌動物を未投与雄動物と交配させた結果、受胎率や生存同腹児数の低下な
27 どが認められたことが報告されている (Lamb et al. 1987)。さらに、Long Evans ラットに、離乳
28 後より、250, 500, 1000 mg/kg の DBP を強制経口投与し、未投与雄動物と交配させた試験で
29 は、500 mg/kg 以上の投与群で出産率及び同腹児数の顕著な低下がみられ、DBP は妊娠中
30 期に流産を引き起こすことが明らかとなった (Gray et al. 2006)。これらのことから、上述の
31 Sprague Dawley ラットを用いた連続交配試験 (Wine et al. 1997)や Long Evans ラットを用いた
32 多世代試験 (Gray et al. 1999)で観察された、繁殖能の低下や生存同腹児数の低下等には、
33 雌の生殖機能への影響が関与している可能性も考えられる。

34 なお、環境省はDBP(31,63,125,250,500ug/kg, 40,50,200,250,1000mg/kg)を 42 日間強制経
35 口投与した結果、影響が既に報告されている用量付近(250mg/kg)でF1 雄のAGD短縮や、生
36 殖器及び副生殖器の欠損・低形成・萎縮などの有意な所見が認められたと報告している

1 (<http://www.env.go.jp/chemi/end/speed98/speed98-19.pdf>)。

2 なお、DBP を含む複数のフタル酸を投与して際の複合影響について検討した以下の研究
3 が報告されている。

4 Howdeshell らは、SD ラットの妊娠 14-18 日に DBP または DEHP を単独または複合投与し
5 た研究において、性成熟した雄の尿道下裂や精巣上体不全、生殖器重量の低下、生殖細胞
6 の変異などを相加的に増加させることや、生後 13 日での AGD の減少、妊娠 18 日でのテスト
7 ステロン生成、insl3 および cyp11a の遺伝子発現に相加的作用が認められること報告してい
8 る((Howdeshell et al. 2007); DEHP の項参照)。

9 DBP (500mg/kg) と BBP (500mg/kg) を単独または混合で性分化期に投与した研究で、生殖
10 器の外表・内部奇形が増加した [(Hotchkiss ら) 出版予定]; 要旨は、(Gray et al. 2006b;
11 Howdeshell et al. 2008a) より入手可]

12 妊娠 8-18 日の SD ラットに単独または混合で BBP、DBP、DEHP、DEP、DiBP、DPP を
13 (DPP: 100 mg/kg、それ以外は 300 mg/kg) 投与し、テストステロン生成に対する相加的な作
14 用を調べるた研究で、胎児のテストステロン生成は相加的に減少した((Howdeshell et al.
15 2008b); DEHP の項参照)。また、妊娠 14-18 日の SD ラットに単独または混合投与で BBP、
16 DBP、DEHP、vinclozolin、procymidone、prochloraz、linuron 投与した研究で、AGD の減少や
17 乳頭保持などの抗アンドロゲン作用は相加的であった((Rider et al. 2008); DEHP の項参照)。

18 Wistar ラットの妊娠 13-21 日に DEHP (150mg/kg) と DBP (100、500mg/kg) を単独または混
19 合投与を行った結果、精細管の径の減少や、原生殖細胞の多角細胞化などが混合投与で認
20 められたが、単独投与では認められなかった((Martino-Andrade et al. 2008); DEHP の項参
21 照)。

22
23 ヒトでのデータとしては、任意に抽出された大学生を対象とした研究で、精液の細胞分画中
24 の DBP 濃度と精子密度との間に負の相関関係が見られたことが報告されている(Murature et
25 al. 1987)。しかし、精子の質と DBP 濃度との因果関係については十分なデータは得られてい
26 ない。また、近年 DBP、MBuP または MBzP の暴露が、精液量の低下(Zhang et al. 2006)、精
27 子濃度の低下、精子の運動性の低下(Duty et al. 2003; Hauser et al. 2006)、血中フリーテスト
28 ステロン量の減少(Pan et al. 2006)に関与していると報告されている。しかし、インヒビンBや
29 卵胞刺激ホルモンの血中濃度は MBuP または MBzP の影響を否定するものであった(Duty et
30 al. 2005)。Colon らは、プエルトリコの女兒にみられる乳房の早熟と DBP 暴露とに相関関係が
31 あると報告している(Colon et al. 2000)。また、DBP 暴露が子宮内膜症と関連しているという報
32 告もある(Reddy et al. 2006)。

33 34 35 4. 発生毒性

36 Wistar ラットの妊娠 7~15 日に DBP を強制経口投与した結果、生存同腹胎児数及び生存胎

1 児重量の低下や口蓋裂が引き起こされ、NOAEL は 500 mg/kg と結論された (Ema et al.
2 1993)。その後、Wistar ラットの妊娠 11~21 日に混餌投与を行ったところ、555 mg/kg 以上の投
3 与群の雄児で停留睪丸や肛門生殖突起間距離の低下が引き起こされることが明らかとなっ
4 た (Ema et al. 1998)。DBP による生殖器発達への影響に関しては、上述の通り、多くの研究
5 が報告されている (“3. 生殖毒性” 参照)。特に、Lee らによる研究では、最低用量群
6 (1.5~3.0 mg/kg)でも、雄児の精母細胞の発達低下や乳腺の変化が観察されており、DBP の
7 生殖器発達への影響に関する NOAEL は得られていない(Lee et al. 2004)。

8 妊娠ラットに MBuP を投与した試験で観察された発生毒性プロファイルやその用量依存性、
9 時期特異性は、DBP と類似していることが明らかになっている (Ema et al. 1995; Ema et al.
10 1996b; Imajima et al. 1997)。実際に、妊娠 14 日に放射標識した DBP を強制経口投与した
11 Sprague-Dawley ラットの胎児から検出された放射活性は、主に MBuP やそのグルクロン酸抱
12 合体に由来するものであることが報告されていることから(Saillenfait et al. 1998)、DBP の発生
13 毒性には MBuP が原因物質として関与していると考えられる。

14 マウスの妊娠期や授乳期に DBP を投与した試験では、454 mg/kg 以上の投与により同腹
15 胎児/児数や胎児/児重量の低下が報告されている(Shiota et al. 1980; Shiota and Nishimura
16 1982; Marsman 1995)。さらに、ICR マウスの妊娠 0~18 日に混餌投与した試験では、80 mg/kg
17 以上のすべての投与群で骨化遅延が見られたことから、マウスにおける DBP の発生毒性に
18 関する NOAEL は得られていない(Shiota et al. 1980; Shiota and Nishimura 1982)。しかし、マ
19 ウスを用いたこれらの試験では、各群の動物数が少ない、影響の見られる可能性がある投
20 与群で剖検が行われていない、適切な発達/成熟指標の評価が行われていない、など、試験
21 デザインが適切ではないため、DBP の発生毒性が十分に評価されているとは言えない。

22
23 ヒトへの影響としては、母乳中の MBuP 及び MBzP 濃度と児の精巣停留には相関関係がな
24 いものの、児の性ホルモン結合グロブリン量、卵胞刺激ホルモン/フリーテストステロン比率、
25 フリーテストステロン量との相関関係がみられた(Main et al. 2006)。また、母親の血中 MBuP
26 及び MBzP 濃度が AGD/体重の低下に関与していたという報告もある(Swan et al. 2005)。
27
28

29 5. その他

30 変異原性や関連する多くのエンドポイントについてレビューが行われており、その結果、
31 DBP は遺伝毒性を示さないと結論されている(IPCS (WHO) 1997)。
32

1 Diisononyl Phthalate (DINP)

2
3 1. トキシコキネティクス

4 ラットに 500 mg/kg までを経口投与した場合、消化管で腸リパーゼによって代謝された後、
5 フタル酸モノイソノニル (MINP) として速やかに吸収され、蓄積せず糞尿に排出された
6 (Midwest Research Institute 1983b)。ラットでの皮膚吸収は 7 日間で 4%未満と少ない(Midwest
7 Research Institute 1983a)が、DEHP の *in vitro* 試験から、ヒトでの吸収量はさらに少ないと考
8 えられる(Scott et al. 1987)。また、胆汁経路の排出も認められた(Midwest Research Institute
9 1983a)。

10
11 2. 一般毒性

12 13 週間、成熟マーモセットに 0、100、500、2,500 mg/kg を強制経口投与したところ、高用量
13 で体重や体重増加量の減少がみられ(Hall et al. 1999)、NOAEL は 500 mg/kg であった。

14 2 週間、思春期前(生後 2 年)のカニクイザルに 0、500 mg/kg の DINP を強制経口投与したと
15 ころ、500 mg/kg で白血球数に変化がみられ、本試験の NOAEL は設定できなかった(Pugh et
16 al. 2000)。

17 成熟 F344 ラットに雄で 0、639、1,192、2,195 mg/kg、雌で 0、607、1,193、2,289 mg/kg の
18 DINP-1 (CAS: 68515-48-0)を 21 日間混餌投与した場合、全用量の雌雄に肝重量の増加が
19 みられ、ペルオキシゾーム酵素活性の用量依存的増加、高用量で肝細胞質の好塩基性や好
20 酸球増加も認められた(BIBRA 1985)。低用量から影響がみられたため、本試験の NOAEL は
21 設定できない。DEHP 陽性対照の 1 例に 1,084 mg/kg で中等度の精巣萎縮がみられたが、
22 DINP では高用量でも精巣影響は認められなかった。

23 同じ試験計画の 2 年間混餌投与試験が 3 通り行われた。F344 ラットに、より低用量で DINP
24 (異性体混合物)を投与した試験(雄:0、15、152、307、雌:0、18、184、375 mg/kg)(Lington et
25 al. 1997)、F344 ラットに、より高用量で DINP-1 を投与した試験(雄:0、29、88、359、733、雌:0、
26 36、109、442、885 mg/kg)(Moore 1998b)、B6C3F1 マウスに DINP-1 を投与した試験(雄:0、
27 90、276、742、1,560、雌:0、112、336、910、1,888 mg/kg)(Moore 1998a)である。これらの 3 試
28 験で最高用量でも精巣や雌の生殖器に病変は認められなかった。肝海綿状変性(ラット)・肝
29 細胞肥大(マウス)や肝酵素活性の変化が、ラットでは 152 mg/kg 以上、マウスでは最高用量
30 で認められた。ペルオキシゾーム増殖については、ラットでは最高用量でペルオキシゾーム
31 増殖に関する生化学的変化が雌雄の全期間で認められ、投与終了時には雌の 442 mg/kg で
32 も認められた。マウスでは最高用量で認められたが、それより低い用量ではペルオキシゾー
33 ム増殖について検査されていない。電子顕微鏡による評価ではラットにペルオキシゾーム増
34 殖の影響は認められなかった(Lington et al. 1997)。非腫瘍性の腎臓障害や尿量の変化がラ
35 ットでは 307 mg/kg 以上、マウスでは最高用量で認められた。貧血傾向が 307 mg/kg 以上の
36 ラットで認められた。肝腫瘍がラットでは雄のみに最高用量の 733 mg/kg で、マウスでは雄で

742 mg/kg 以上、雌で 336 mg/kg 以上で認められた。腎腫瘍はラットの雄のみに最高用量の 733 mg/kg で認められた。これらより、ラットでは 152 mg/kg 以上で肝臓障害や肝酵素活性化がみられたことから、一般毒性の NOAEL は雄で 15 mg/kg、雌で 18 mg/kg であった。マウスでは雄の 742 mg/kg 以上、雌の 336 mg/kg 以上で肝腫瘍がみられたことから、一般毒性の NOAEL は雄で 276 mg/kg、雌で 112 mg/kg であった。

3. 生殖毒性

生殖毒性については、SDラットによる一世代用量設定試験・二世代混餌投与試験で評価され、試験には妊娠全期間の子宮内曝露も含まれていた(Waterman et al. 2000)。一世代用量設定試験ではラットに 0、0.5、1.0、1.5%のDINP-1 がF₀雄では交配前 10 週から交配後まで、F₀雌では交配前 10 週から妊娠・授乳期を通して産後 21 日まで投与され、二世代試験ではラットに 0、0.2、0.4、0.8%のDINP-1 がF₀雄では交配前 10 週から最終児出産まで、F₀雌では交配前 10 週から妊娠授乳期を通して出産後 21 日まで、F₁雄では生後 21 日から交配を通して最終児出産まで、F₁雌では生後 21 日から交配・妊娠・授乳期を通して産後 21 日まで投与された。二世代試験において、交配・受胎能・精巣組織を含む生殖パラメータについて両世代の高用量(0.8%、雄:665-779<F₀-F₁。以下同じ)、雌:696-802 mg/kg)でも影響が認められず、また、一世代用量設定試験でも高用量(1.5%、雄:966-1,676、雌:1,114-1,694 mg/kg)で雌雄ラットの受胎能への影響はなかった。一般毒性としては、全用量で両世代の雌雄親ラットの肝臓に軽度の好酸球増加が認められ、中高用量の雄のF₁親では腎盂拡張がみられた。雌雄ラットの受胎能と生殖器について高用量まで影響が認められなかったことから、NOAELは妊娠ラットで 560 mg/kg、授乳期ラットで 1,129 mg/kg、成熟ラットの雄で 1,676 mg/kg、雌で 1,694 mg/kgであった。しかし、この試験では他のフタル酸類で高感受性を示す生殖発生指標が評価されていないことを考慮する必要がある。

その他、妊娠ラットに性分化の臨界期を含む(Rhees et al. 1990a; Rhees et al. 1990b)妊娠 15 日から産後 10 日まで 0、4,000、20,000 ppm の DINP-2 を混餌投与し、児のプロゲステロン受容体(PR)への影響について調査した試験では、雌において 20,000 ppm で PR の発現レベルが減少した(Takagi et al. 2005)。本文献には摂餌量の記載がなく、用量の mg/kg 換算は不明である。

4. 発生毒性

ラットによる出生前発生毒性については、妊娠 6~15 日に DINP を強制経口投与し、妊娠 20~21 日に胎児を検査した 2 試験がある。

Wistar ラット(10 匹/群)に 0、40、200、1,000 mg/kg の DINP-1、DINP-2(CAS 28553-12-0)、DINP-3(CAS 番号は DINP-2 と同じ。製造法が異なる)を投与し、高用量でのみ影響が認められた(Hellwig et al. 1997)。一般毒性として雌の腎臓と肝臓の重量が増加し、発生については、骨格変異(腰肋と頸肋)が数的に増加し、骨格異常もみられた。また、腎盂拡張や腎臓・尿管

1 の形成不全もみられた。胎児の生存率と体重には影響がなかった。これらから、母体毒性と
2 発生毒性の NOAEL は 200 mg/kg であった。SD ラット(25 匹/群)に 0、100、500、1,000 mg/kg
3 の DINP-1 を投与したところ、1,000 mg/kg で妊娠ラットに摂餌量と体重増加量の減少みられ
4 (Waterman et al. 1999)、500 mg/kg で骨格変異(腰肋と頸肋)の増加が認められた(McKee
5 2000)。これらの結果から、母体毒性の NOAEL は 500 mg/kg、発生毒性の NOAEL は 100
6 mg/kg であった。また、腰肋の 5%BMD は 193 mg/kg(95% LCL=162 mg/kg)であった(McKee
7 2000)。2 試験における発生毒性の NOAEL は 200 mg/kg と 100 mg/kg であり、その差はラット
8 の系統と用量選択の違いによると思われる。これらの 2 試験では、フタル酸エステル類の発
9 生毒性の臨界期である妊娠後期に投与が行われておらず、さらに、試験計画的に出生後の
10 性成熟の評価はできない。

11 妊娠後期投与については、生殖毒性の項で上述した二世代生殖試験により評価したところ、
12 胎児期～離乳前に児の体重増加量の減少がみられたが(Waterman et al. 2000)、他のフタル
13 酸エステルでは影響を受けやすいと考えられている生殖器官の発生影響については検査さ
14 れていない。F₁児体重は生後 0 日の雄で 0.8%、生後 7、14 日の雌雄で 0.4%以上、生後 21 日
15 の雌雄で全用量において減少した。F₂児体重は生後 4、14、21 日の雌で 0.4%以上、生後 7 日
16 の雌で 0.2%(胎児期 143 mg/kg、乳児期 285 mg/kg)以上において減少し、生後 7、14、21 日
17 の雄で 0.4%以上において減少した。したがって、低用量(0.2%)で児体重の減少がみられたこ
18 とから、発生毒性のLOAELは胎児期で 143 mg/kg、乳児期では 285 mg/kgであり、NOAELは
19 設定できない。

20 その他、妊娠ラットに妊娠 15 日から産後 10 日まで 0、400、4,000、20,000 ppm の DINP-2
21 を混餌投与した試験では、成熟後の出生児において 20,000 ppm でわずかな組織病理学的変
22 化(精巣での減数分裂期の精母細胞およびセルトリ細胞の変性、卵巣での黄体の減少)しか
23 認められなかった(Masutomi et al. 2003; Masutomi et al. 2004)。本文献には摂餌量の記載が
24 なく、用量の mg/kg 換算は不明である。

25 DINP の代謝物を含むイソノニルアルコール類の発生毒性について試験が行われ、妊娠ラ
26 ットへの 720 mg/kg 以上の投与により臨床的兆候や症状が認められた(Hellwig and Jackh
27 1997)。妊娠期死亡が高用量(1,440 mg/kg)でみられ、イソノニル基の分岐度がより高い場合
28 には 1,080 mg/kg でも認められた。また、胎児の奇形や変異が 1,080 mg/kg 以上でみられが、
29 720 mg/kg では些細な影響の可能性しか認められず、144 mg/kg では影響はみられなかった。
30 これらより、DINP の NOAEL より低用量では、代謝物のイソノニルアルコールによる母体毒性
31 や発生毒性は発現しないと考えられる。

32 ヒトへの影響としては、母乳中の MINP 濃度と児の精巣停留には相関関係がないものの、
33 児の卵胞刺激ホルモン量との間に相関関係がみられた(Main et al. 2006)。

34 35 その他

36 OECD(1998)のリスク評価では、DINPは*in vitro*および*in vivo*遺伝毒性試験において陰性であ

- 1 ることが確認されている。

1 Didodecyl Phthalate (DIDP)

3 1. トキシコキネティクス

4 雄ラットへ経口投与(0.1-1,000mg/kg)された DIDP は、その一部(0.1 mg/kg の投与で約
5 56%)が小腸エステラーゼによりモノエステル体(MIDP)に代謝された後、急速に吸収されて尿
6 中、便中に排泄される。DIDP の吸収量には投与量による限界が認められ、小腸における代
7 謝の飽和が示唆された。

8 尿中に検出される主な代謝物はフタル酸とモノエステル体の側鎖酸化物であり、DIDP、
9 MIDP は検出されない。未代謝の親化合物および MIDP は便中に排泄される。

10 臓器への分布量は、吸収量に比例し蓄積性は認められない。また、1,000 mg/kg の投与 3
11 日後に、臓器中に検出される DIDP は 1%以下である(General Motors Corporation 1983)。

12 経皮吸収はほとんど認められず、ラットでは 7 日間で 2%以下である(Elsisi et al. 1989)。
13 DEHP を用いた *in vitro* ヒト、ラット皮膚吸収試験の結果から、ヒト皮膚を通じた吸収はラットよ
14 りさらに少ないと想定される(Scott et al. 1987)。

15 SDラットへの吸入暴露(91 mg/m³, 6hr)では、投与後 72 時間後までに肺に取り込まれた
16 DIDPの約 73%が体内に取り込まれ、臓器への分布後、尿と糞便を通して排出される。全排出
17 経路からの排出による半減期は、26 時間であった(General Motors Research Laboratories
18 1981)。

20 2. 一般毒性

21 F344ラットを用いた21日間(BIBRA 1985)および28日間(Lake et al. 1991)、Sprague-Dawley
22 ラットを用いた28日間(BASF 1969a)および90日間(BASF 1969b)、Charles River CD ラットを用
23 いた90日間(Hazelton Laboratories 1968b)の混餌投与試験が実施されている。

24 BASF による28日間試験(BASF 1969a)以外では、精巢の病理検査が実施されているが、
25 影響は認められなかった。全ての試験において肝重量の増加が認められ、BIBRA の試験
26 (BIBRA 1985)では、ペルオキシゾーム増殖、血清トリグリセリド、コレステロールの増加、肝細
27 胞の好塩基性および好酸性変化が認められた。Lake らの試験では、ペルオキシゾーム増殖
28 が認められた(Lake et al. 1991)。Charles River CD ラットを用いた、90日間試験では、586(雄)、
29 686(雌) mg/kg 投与群で、腎重量増加および甲状腺の小胞サイズおよびコロイド、上皮の組
30 織学的変化が認められた(Hazelton Laboratories 1968b)。F344 雄ラット28日間試験(Lake et
31 al. 1991)では、116 mg/kg 以上において肝比重量増加が、Sprague-Dawley ラット90日間試験
32 (BASF 1969b)では、120 mg/kg 以上の雌において肝および腎の比重量増加が認められたこと
33 から、ラット混餌投与によるNOAELは、それぞれ57(雄)、60(雌)mg/kgであった。

34 ラットを用いた2週間吸入暴露試験(505 mg/m³)では、肺で限局的な炎症性変化が認めら
35 れた以外には変化は認められなかった(General Motors Research Laboratories 1981)。

36 イヌを用いた90日間混餌試験において、77 mg/kg 以上の投与群で肝細胞性の腫張およ

1 び空砲化が認められ、NOAEL は、15mg/kg(雄)であった。精巣に障害は認められなかった
2 (Hazelton Laboratories 1968a)。

3 3. 生殖毒性

4 CrI:CDBR, VAF Plusラットへの混餌投与による 1 世代(0, 0.25, 0.5, 0.75, 1%を交配 10 週前か
5 ら離乳まで投与)および 2 世代試験((0, 0.2, 0.4, 0.8% および 0, 0.02, 0.06, 0.2, 0.4%をF₀動物交
6 配 10 週前からF₂離乳まで投与)試験が実施されている(Hushka et al. 2001)。2 世代試験では、
7 正常精子のわずかな減少および発情周期の短縮が最高用量群(0.8%)のF₀動物で認められた
8 が、F₁動物ではこれらの変化は認められなかった。いずれの試験においても繁殖成績や生殖
9 系臓器における病理検査に影響は認められず、生殖毒性のNOAELは、0.8%(雄: 427-929
10 mg/kg、雌: 508-927 mg/kg)であった。

11 ラット子宮サイトゾルを用いた *in vitro* 試験でエストロゲン受容体への結合は認められな
12 かった。また、エストロゲンにより発現する遺伝子の発現活性は認められなかった(Harris et al.
13 1997; Zacharewski et al. 1998)。

14 DIDP のモノエステル体について *in vitro* 試験は実施されていない。

15 DIDP は、幼若ラットもしくは成体子宮摘出ラットを用いた試験で子宮重量や膈の上皮細胞
16 角質化の増加を引き起こさない(Zacharewski et al. 1998)。

17 上記 2 世代試験において DIDP0.4% (295 mg/kg)までを投与された親ラットから生まれた雄
18 児動物では、乳頭遺残は認められず、肛門生殖突起間距離は正常であったことから、本用量
19 では抗アンドロゲン作用は示されない(Hushka et al. 2001)。

20 4. 発生毒性

21 1 群 10 匹の Wistar ラットを用い、妊娠 6-15 日に DIDP 0,40,200,1000 mg/kg 強制経口投与
22 し、妊娠 20-21 日に胎児を剖検検査した結果、1000 mg/kg 群では、母動物において肝重量増
23 加および膈出血が認められた。200 mg/kg 以上の投与群の胎児で、痕跡状過剰頸肋や過剰
24 腰肋などの骨格変異の増加が認められた(Hellwig et al. 1997)。報告者は、この試験の
25 NOAEL を 200 mg/kg と報告しているが、NTP では、200 mg/kg 群における胎児の骨格変異が
26 統計学的に有意であることから、発生毒性の NOAEL を 40 mg/kg と判断している。

27 1 群 25 匹の Sprague-Dawley ラットを用いて、妊娠 6-15 日に DIDP 0,100,500,1000 mg/kg
28 を強制経口投与し、妊娠 20-21 日に胎児を剖検検査した結果、1000 mg/kg 群の母動物では、
29 摂餌量および体重の低下が認められた。痕跡様頸肋や腰肋を有する胎児の割合が 500
30 mg/kg 以上で用量依存性的かつ有意に増加し、変異を有する胎児を出産した母動物の割合も
31 1000 mg/kg で有意に増加した(Waterman et al. 1999)。報告者らは、母動物および発生毒性
32 の LOAEL を 1,000、NOAEL を 500 mg/kg と報告しているが、NTP では、頸肋や腰肋の有意な
33 増加より発生毒性の NOAEL を 100 mg/kg と判断している。

34 各群 10 匹の CrI:CDBR, VAF Plusラットを用い DIDP 0, 0.2, 0.4, or 0.8% を交配 10 週前から

1 妊娠期、授乳期を通じて混餌投与した結果、0.4%以上の投与群でF₁およびF₂の雌雄で肝肥大
2 および好酸性変化が、認められた。0.8%群のF₁およびF₂雌雄で、生後の体重増加抑制が認め
3 られ、生後 0 および 4 日の生存率は、0.8%群のF₁で低下した。さらに、F₂では、生後 1 および 4
4 日の生存率低下が全ての投与群で、生後 7 および 21 日の生存率低下が 0.8%群で認められ
5 た。これに先立って行われた 1 世代試験では、0.5%以上の投与群で新生児体重の低下が認め
6 られた。さらに低用量のDIDP 0, 0.02, 0.06, 0.2, 0.4% を交配 10 週前から妊娠期、授乳期を
7 通じて混餌投与した結果、母動物への影響は肝臓重量の増加と軽度の組織学的効果のみ
8 であった。F₁児の発達への影響は認められなかったが、0.2%以上のF₂児では、生後 1 および 4
9 日生存率の低下および新生児体重の低下が認められた。雄の肛門生殖突起間距離の変化
10 や乳頭遺残は認められなかった。サテライトで実施された餌交換による交差養育試験により
11 新生児体重の抑制は、授乳期暴露によるものであることが示されている(Hushka et al. 2001)。
12 これらの結果から、DIDPは混餌投与により発生毒性を発現し、NOAELは 0.06% (妊娠期：
13 38-44、授乳期：52-114 m g/kg)であった。

14

15 その他

16 最近 OECD(1999)では、DIDP は *in vitro* および *in vivo* 遺伝毒性試験において陰性であるこ
17 とが確認されている。

1 D-*n*-octyl phthalate (DNOP)

3 1. トキシコキネティクス

4 DNOP はラットでは小腸壁のエステラーゼにより加水分解されてモノエステル体とアルコールに代謝されて腸管吸収され、主に尿中排出される(Rowland et al. 1977)。ラットに 2,000
5 mg/kg を強制経口投与後 3 時間で最高血中濃度に達し、血中半減期は 3.3 時間、AUC は
6 1,066 $\mu\text{g}\cdot\text{h}/\text{mL}$ である(Oishi 1990)。ラットに 2,000 mg/kg を強制経口投与後 3-6 時間には、
7 血中、精巣においてモノオクチルフタル酸が検出される(Oishi and Hiraga 1980)。ラットに 0.2
8 mL DNOP を強制経口投与した後、48 時間で 31% が尿中に回収され、尿中代謝物は、主にモノ
9 エステル体に由来する(Albro and Moore 1974)。DNOP の代謝物として生成する *n*-オクタノ
10 ールは酸化され脂肪酸となり、脂肪酸酸化経路で代謝される。

13 2. 一般毒性

14 経口LD₅₀値は、13g/kg(マウス)、53.7g/kg(ラット)、経皮LD₅₀値は、75mL/kg(モルモット)で
15 あった(CMA 1999)。

16 生後 4 週の Wistar ラットに、DNOP 20,000 ppm(換算値:1,821 mg/kg)を混餌投与期間中 3,
17 10 および 21 日に検査した結果、10 日以降で肝重量増加が認められ、病理検査では 3 日に
18 は小葉中心性壊死、グリコーゲンの消失、10 日以降では小葉中心性の脂肪蓄積が認められ
19 た(Mann et al. 1985; Hinton et al. 1986)。さらに、電子顕微鏡検査では、滑面小胞体の増殖、
20 拡張および胆細管における微絨毛短縮、肝細胞脂肪滴、ライソゾーム・ペルオキシゾームの
21 増殖が認められた。甲状腺への影響として、血清 T4 レベルの減少および微細構造の変化が
22 認められた。精巣への影響は認められなかった(Hinton et al. 1986)。

23 雄 Sprague-Dawley ラットへの DNOP 1,000 mg/kg の 14 日間投与により、肝重量増加が認
24 められたが、ペルオキシゾーム酵素活性に変化は認められなかった(Lake et al. 1986)。

25 生後 4~6 週の Sprague-Dawley ラットへの 13 週間(90 日間) 0, 5, 50, 500 および 5,000 ppm (換
26 算値:雄 0,0.4, 3.5, 36.8, 350 mg/kg; 雌 0, 0.4, 4.1, 40.8, 403 mg/kg)混餌投与により、最高用
27 量群において、肝臓の肝細胞核の大小不同、核の淡色化、小胞形成、空胞化、内皮の隆起、
28 成帯亢進などが認められたが、ペルオキシゾーム増殖は認められなかった。甲状腺で濾胞
29 サイズ、コロイド密度の減少が認められた。精巣への影響は、認められなかった。本試験にお
30 ける NOAEL は、雄 36.8、雌 40.8 mg/kg であった(Poon et al. 1997)。

31
32 3. 生殖毒性

33 CD-1 マウスへの 7,500 mg/kg までの混餌投与による 2 世代試験(Heindel et al. 1989)、
34 Sprague-Dawley ラットへの 350(雄)、403(雌) mg/kg までの 13 週間混餌投与(Poon et al. 1997)、
35 雄 Sprague-Dawley ラットへの、2,800 mg/kg の 4 日間強制経口投与(Foster et al. 1980)のい
36 ずれの試験においても生殖系臓器への影響は認められていない。これらの試験のみでは、

1 繁殖に対する十分な検討がなされていないため、生殖毒性がないとは判断できないものの、
2 生殖毒性の NOAEL は、マウスでは 7,500 mg/kg、ラットでは 350(403) mg/kg である。

3 思春期ラットから単離したセルトリ細胞と生殖細胞の *in vitro* 共培養系における生殖細胞の
4 脱離が認められた。作用は、2-ethylhexyl monoester の 100 倍弱いものの、他のフタル酸エス
5 テル類と同様の作用があることを示唆している。しかし、*in vivo* では DNOP 投与による生殖細
6 胞やセルトリ細胞への影響は報告されていない(Gray and Beamand 1984)。

7 DNOP は、受容体結合試験、MCF-7 細胞を用いたレポーター試験、などの様々な *in vitro*
8 試験でエストロゲン様作用は認められていない。卵巣摘出ラットにおいても子宮肥大作用は
9 認められていない(Zacharewski et al. 1998)。

11 4. 発生毒性

12 妊娠 Sprague Dawley ラットに DNOP 0, 5, 10 mL/kg (換算値: 0, 4,890, 9,780 mg/kg、DNOP
13 の比重を 0.978 g/mL とした場合)を妊娠 5, 10 および 15 日に腹腔内投与して、妊娠 20 日に
14 母体および胎児の検査を行った結果、母体に毒性は認められなかった。胎児体重はいずれ
15 の投与群でも減少し、奇形発生率の投与量依存的な増加が認められた(Singh et al. 1972)。

16 CD-1 マウスを用いた Chernoff-Kavlock 試験において、1 群 40 匹の CD-1 マウスに、妊娠
17 6-13 日に 9,780mg/kg 強制経口投与して、生後 3 日まで検査を行った。全ての母動物は正常
18 に出産したが、同腹児数の減少および生後 1-3 日の体重増加の減少が認められた(Hardin et
19 al. 1987)。

20 CD-1 マウスに DNOP 0, 1.25, 2.5, 5% (0, 1,800, 3,600, or 7,500 mg/kg) 混餌投与による 2
21 世代試験では、交配 7 日前から 98 日間投与により出産成績に影響は認められなかった
22 (Gulati et al. 1985; Heindel et al. 1989)。

23 妊娠 Wister ラットの妊娠 6-15 日に代謝物である n-オクタノール 1, 5, 7.5, and 10 mmol/kg
24 (130, 650, 945, and 1,300 mg/kg DNOP に相当)を強制経口投与した結果、650 mg/kg 以上の
25 投与群で母動物に摂餌量低下、体重低下、死亡が認められたが、出産成績および出生児へ
26 の影響は認められなかった(Hellwig and Jackh 1997)。

28 5. その他

29 DNOP を含む混合物で *in vitro* 試験と transformation 試験が行われており、MLA 試験では
30 用量相関性のない曖昧な結果であった、transformation 試験は陰性の結果であった(Barber
31 et al. 2000)。ACC のレビューでは、di(n-octyl, n-decyl) phthalate の混合物は Ames 試験と
32 CHO 細胞による HPRT locus 試験では陰性の結果であった。

1 まとめ

2 各フタル酸エステルの急性毒性は弱く、ラットにおける経口LD₅₀値は、25 g/kg以上
3 (DEHP)、2 g/kg以上(BBP)、8~20 g/kg(DBP)、53.7g/kg(DNOP)と報告されている。また、各
4 フタル酸は経口投与においてはほとんどが腓リパーゼや小腸リパーゼによりモノエステル体
5 に加水分解され、速やかに吸収されるが臓器等への蓄積性はなく、グルクロン酸抱合体化さ
6 れ、胆汁あるいは尿中に排泄されると考えられる。主な標的臓器は肝臓および腎臓であり、
7 DEHP、BBP、DBPにおいては精巣への影響も認められる。一方、DINP、DIDP、DNOPでは精
8 巣のへの影響は認められていないが、DIDPとDNOPについては、高用量で甲状腺への影響
9 が認められる。BBPでは膵臓も標的器官である可能性がある。生殖発生毒性に関して、
10 DEHP、BBP、DBPでは、受胎能低下などの生殖能力への影響が認められ、低用量でも次世
11 代の生殖器発達等に影響を与えている。DINP、DIDP、DNOPでは生殖能力への影響は高用
12 量でもほとんど認められていない。生殖器官等の発達異常を除く一般的な催奇形性に関して
13 は、ほとんどのフタル酸エステルの高用量暴露(100~500mg/kg以上)により外形異常を誘発
14 することが示されている。

15 また、DEHP、BBP、DBP による生殖器官等の発達異常に関しては、複合投与による相加
16 作用のあることが、テストステロンの生成レベルの抑制作用や抗アンドロゲン作用に対する
17 検証結果も加えて報告されている。これら相加性の情報は断片的で、メカニズムを含めて、そ
18 の毒性学的意味付けは定量的評価も含めて今後の課題と考えられる。

19
20 フタル酸エステルの発がん性については、高用量 DEHP の投与により雌雄のマウス及び
21 ラットで肝腫瘍の発生頻度の増加が認められている。ラットの BBP の 2 年間混餌投与試験で、
22 500 mg/kg 投与で雄に膵臓がんの兆候が認められ、1,200 mg/kg で雌の膵臓及び膀胱の発
23 がん性に対し疑わしい結果が得られている(NTP 1997)。DEHP は Group3(ヒトに対して発が
24 ん性があると分類出来ない)と判定されている(IARC 2000)。一方、各フタル酸エステルの *in*
25 *vitro* 遺伝毒性試験は陰性であり、ほとんどのフタル酸エステルで *in vivo* 遺伝毒性試験も陰
26 性結果が報告されている。

27
28 反復投与毒性に関して、肝臓への影響としてラットに DEHP 及び DNOP を投与した結果、
29 5,000 ppm 以上の投与で肝細胞肥大が認められ、NOAEL は 3.7 mg/kg (DEHP) 及び
30 37mg/kg(DNOP)とされた(Poon et al. 1997)。BBP の投与では肝臓の相対重量増加が最低用
31 量の 120-151 mg/kg から認められている(Agarwal et al. 1985; Hammond et al. 1987; NTP
32 1997)。DBP の投与では、350 mg/kg 以上の用量で肝臓の毒性影響が認められ (BASF 1992;
33 Marsman 1995)、ラットではシアン化物非感受性パルミチル CoA 酸化活性の増加に加え、ペ
34 ルオキシソームの増殖が確認されており、NOAEL は 142 mg/kg とされている。DINP について
35 は、ラットでは 152 mg/kg 以上で肝臓障害や肝酵素活性変化がみられたことから、NOAEL は
36 雄で 15 mg/kg、雌で 18 mg/kg、マウスでは雄の 742 mg/kg 以上、雌の 336 mg/kg 以上で肝

1 腫瘍がみられたことから、NOAEL は雄で 276 mg/kg、雌で 112 mg/kg であった。イヌを用いた
2 90 日間混餌試験において、DIDP の 77 mg/kg 以上の投与群で肝細胞性の腫張および空砲
3 化が認められ、NOAEL は 15mg/kg(雄)であった(Hazelton Laboratories 1968a)。幼若ラットは
4 DEHP に対する精巣への感受性が高く、DEHP を 70-100 日間投与した結果、精巣のライディ
5 ッヒ細胞の数と DNA 合成の増加が 10 または 100 mg/kg 群で認められたことを報告しており、
6 NOAEL は 1 mg/kg と判断された(Akingbemi et al. 2001; Akingbemi et al. 2004)。BBP の投与
7 における精巣、精囊、精巣上体及び前立腺の変異は 1,338 mg/kg 以上の投与で確認されお
8 り(Agarwal et al. 1985; Hammond et al. 1987; NTP 1997)、また DBP の投与では、720 mg/kg
9 以上で精細管萎縮や精子減少が認められている(BASF 1992)。肝臓や精巣への影響は霊長
10 類においては、感受性が低いことが知られており、2 歳未満の若いカニクイザルやマーモセツ
11 トに対して DEHP 投与は、精巣へ影響を示さないことが示されている (Pugh et al. 2000;
12 Kurata et al. 1998; Tomonari et al. 2006)。

13 生殖毒性に関しては、DEHPを混餌投与した多世代試験の結果、ラットの精巣及び精巣上
14 体の絶対及び相対重量の減少が 7500 ppm以上のF₁、F₂、F₃雄で認められたことから、生殖発
15 生毒性のNOAELは 100 ppm(3-5 mg/kg)とされている(NTP 2004)。BBPの 2 世代繁殖試験で
16 は、F₀・F₁ラットの全身毒性及びF₁の受胎能低下が 750 mg/kgで認められ、BBPの受胎能の
17 NOAELは 250 mg/kgとされた(Tyl et al. 2004)。BBPを用いたSDラットの 2 世代繁殖試験にお
18 いて、精巣・精巣上体・精囊への影響が 500 mg/kgの投与でF₁ラットの思春期以降に確認され、
19 NOAELは 100 mg/kgとされた(Nagao et al. 2000)。DBPを用いた試験では、最低用量群である
20 1.5~3.0 mg/kg投与群でもラットの生殖器発達への影響が認められたため、NOAELを設定するこ
21 とが出来なかった(Lee et al. 2004)。

22 DINPの二世世代混餌投与試験では、雌雄ラットの受胎能と生殖器への影響について高用量
23 まで影響が認められなかったことから、NOAELは 560 mg/kgであった(Waterman et al. 2000)。
24 DIDPを用いた 2 世代試験では、F₁動物で生殖系臓器の病理検査に影響は認められず、生殖
25 毒性のNOAELは、0.8%(雄: 427-929 mg/kg、雌: 508-927 mg/kg)であった(Waterman et al.
26 2000)。DNOPを用いたマウスの 2 世代試験(Heindel et al. 1989)、ラットの 13 週間混餌投与
27 (Poon et al. 1997)、ラットへの 4 日間強制経口投与(Foster et al. 1980)のいずれの試験におい
28 ても生殖系臓器への影響は認められていない。繁殖に対する十分な検討がなされていない
29 もの、生殖毒性のNOAELは、ラットで 350(403) mg/kgと考えられる。

30 発生毒性に関しては、DEHPを用いたマウスの試験で、0.1% (191 mg/kg)以上の胚死亡増
31 加、0.05% (91 mg/kg)以上での形態異常胎児の増加によりNOAELは 44 mg/kg(0.025%)と考え
32 られる(Tyl et al. 1988)。BBPを用いたラットの 2 世代繁殖試験では、250 mg/kgの投与でのF₁・
33 F₂児のAGD短縮が認められ、NOAELは 50 mg/kgと考えられる(Tyl et al. 2004)。DBPを用いた
34 試験では、最低用量群 (1.5~3.0 mg/kg)でも雄児の精母細胞の発達低下や乳腺への影響が
35 観察されておりNOAELは得られていない(Lee et al. 2004)。DINPを用いたラットの二世世代生殖
36 試験では、発生毒性の指標として児体重の減少が 143 mg/kgでも認められNOAELは設定で

1 きなかつた(Waterman et al. 2000)が、妊娠SDラットにDINP-1 を投与した実験で、500 mg/kgで
2 骨格変異の増加が認められた(McKee 2000)、NOAELとして 100 mg/kgが得られている。DIDP
3 を用いた 2 世代試験の結果、F₁児の発達への影響は認められなかったが、0.2%以上のF₂児に
4 おける生後生存率および新生児体重の低下が認められ、NOAELは 0.06% (妊娠期: 38-44、授
5 乳期: 52-114 mg/kg)であった(Hushka et al. 2001)。DNOPを用いたラットの催奇形試験では、
6 胎児体重がいずれの投与群(換算値: 0, 4,890, 9,780 mg/kg)でも減少し、奇形発生率の投与
7 量依存的な増加が認められた(Singh et al. 1972)が、DNOP混餌投与によるマウス 2 世代試
8 験では、出産成績に影響は認められていない(Gulati et al. 1985; Heindel et al. 1989)。

9
10 ヒトへの暴露の研究では、乳幼児では低い糸球体濾過率による低い腎臓のクリアランスと
11 未熟なグルクロン抱合能により、毒性のある代謝物の体内量を増やす可能性や、遊離の
12 DEHPの酸化的代謝物が母乳や羊水中に存在することによる追加リスクの可能性が指摘されて
13 いる(NTP 2006)。一方、疫学研究に関しては、以下に示すようにDEHPやDBP代謝物の暴露
14 と、精子や生殖器発達に関する異常とに関する様々な研究がおこなわれているが、未だ因果
15 関係を明確に説明できる十分なデータは得られていない。

16 精子数に関しては、DEHP(MEHP)、DBP、MBuPまたはMBzPの暴露と精子の形態異常増
17 加、血中フリーテストステロン量減少などとの関連性が指摘されているもの(Murature et al.
18 1987; Duty et al. 2003; Hauser et al. 2006; Pan et al. 2006; Zhang et al. 2006)、否定する結果
19 も報告されている(Duty et al. 2005)。一方、プエルトリコの女兒にみられる乳房の早熟とDEHP
20 (MEHP)及びDBPの暴露に相関関係があるという報告があるが(Colon et al. 2000)、動物実験
21 では性成熟を早める報告はない。発生異常に関する研究では、母乳中のフタル酸エステル
22 濃度と児の精巣停留に因果関係は示されなかったが、MBuP濃度やMINP濃度と児のテストス
23 テロン量や卵胞刺激ホルモン量との間に相関関係がみられた(Main et al. 2006)。また、母親
24 の血中MBuP及びMBzP濃度がAGD/体重の低下に関与していたという報告もある(Swan et
25 al. 2005)。さらに最近、妊婦のフタル酸類の代謝物の量と男児の生殖器官の発達の間に関
26 意な関連性があることも報告されているが(Swan 2008)、乳児期に院内でDEHPを高濃度暴露
27 していたと推定される男女の健康状態(性成熟を含む)を青年期に調べた結果、正常の範囲
28 内であったとの報告もある(Hack et al. 2002; Rais-Bahrami et al. 2004)。

29

1 Reference

- 2 Agarwal, D. K., R. R. Maronpot, J. C. t. Lamb and W. M. Kluwe (1985) Adverse effects of butyl
3 benzyl phthalate on the reproductive and hematopoietic systems of male rats.
4 Toxicology, 35, 189-206.
- 5 Akingbemi, B. T., R. Ge, G. R. Klinefelter, B. R. Zirkin and M. P. Hardy (2004) Phthalate-induced
6 Leydig cell hyperplasia is associated with multiple endocrine disturbances.
7 Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America,
8 101, 775-780.
- 9 Akingbemi, B. T., R. T. Youker, C. M. Sottas, R. Ge, E. Katz, G. R. Klinefelter, B. R. Zirkin and M.
10 P. Hardy (2001) Modulation of rat Leydig cell steroidogenic function by
11 di(2-ethylhexyl)phthalate. Biol Reprod, 65, 1252-9.
- 12 Albro, P. W. and B. Moore (1974) Identification of the metabolites of simple phthalate diesters
13 in rat urine. J Chromatogr, 94, 209-18.
- 14 Albro, P. W. and R. O. Thomas (1973) Enzymatic hydrolysis of di-(2-ethylhexyl) phthalate by
15 lipases. Biochim Biophys Acta, 306, 380-90.
- 16 Arther D. Little Inc. (1983) "Report to the Chemical Manufactures Association, part I, CMA
17 REF: PE-18.0-PK-ADL."
- 18 Ashby, J., H. Tinwell, P. A. Lefevre, J. Odum, D. Paton, S. W. Millward, S. Tittensor and A. N.
19 Brooks (1997) Normal sexual development of rats exposed to butyl benzyl phthalate
20 from conception to weaning. Regul Toxicol Pharmacol, 26, 102-18.
- 21 Astill, B. D. (1989) Metabolism of DEHP: effects of prefeeding and dose variation, and
22 comparative studies in rodents and the cynomolgus monkey (CMA studies). Drug
23 Metab Rev, 21, 35-53.
- 24 BASF (1969a) "Bericht uber den 28-tage-ratten Futterungsversuch mit PALATINOL Z."
25 BASF (1969b) "German Studies for DIDP. Bericht uber den
26 90-tage-ratten-Futterungsversuch mit PALATINOL Z."
- 27 BASF (1992) "Study on the oral toxicity of dibutyl phthalate in Wistar rats. Administration via
28 the diet over 3 months. 31S0449//89020: Eastman Kodak Company."
- 29 Bayer AG. (1998) "Developmental reproduction study in Wistar rats with application in the
30 diet or drinking water 28215."
- 31 BIBRA (1985) A 21-day feeding study of diisononyl phthalate to rats: effects on the liver and
32 liver lipids. Unpublished Laboratory Report, Report No 0495/6/85, from the British
33 Industrial Biological Research Association submitted to Chemical Manufacturers
34 Association.
- 35 CMA.(1999) "Comments of the Chemical Manufacturers Association phthalate esters panel in
36 response to request for public input on seven phthalate esters. FR Doc. 99-9484.

- 1 Washington, DC: Chemical Manufacturers Association,.”
- 2 Cobellis, L., G. Latini, C. De Felice, S. Razzi, I. Paris, F. Ruggieri, P. Mazzeo and F. Petraglia
3 (2003) High plasma concentrations of di-(2-ethylhexyl)-phthalate in women with
4 endometriosis. *Hum Reprod*, 18, 1512-5.
- 5 Colon, I., D. Caro, C. J. Bourdony and O. Rosario (2000) Identification of phthalate esters in
6 the serum of young Puerto Rican girls with premature breast development. *Environ*
7 *Health Perspect*, 108, 895-900.
- 8 Dostal, L. A., R. E. Chapin, S. A. Stefanski, M. W. Harris and B. A. Schwetz (1988) Testicular
9 toxicity and reduced Sertoli cell numbers in neonatal rats by di(2-ethylhexyl)phthalate
10 and the recovery of fertility as adults. *Toxicol Appl Pharmacol*, 95, 104-21.
- 11 Duty, S. M., R. M. Ackerman, A. M. Calafat and R. Hauser (2005) Personal care product use
12 predicts urinary concentrations of some phthalate monoesters. *Environ Health*
13 *Perspect*, 113, 1530-5.
- 14 Duty, S. M., M. J. Silva, D. B. Barr, J. W. Brock, L. Ryan, Z. Chen, R. F. Herrick, D. C. Christiani
15 and R. Hauser (2003) Phthalate exposure and human semen parameters. *Epidemiology*,
16 14, 269-77.
- 17 Eigenberg, D. A., H. P. Bozigian, D. E. Carter and I. G. Sipes (1986) Distribution, excretion, and
18 metabolism of butylbenzyl phthalate in the rat. *J Toxicol Environ Health*, 17, 445-56.
- 19 Elsis, A. E., D. E. Carter and I. G. Sipes (1989) Dermal absorption of phthalate diesters in rats.
20 *Fundam Appl Toxicol*, 12, 70-7.
- 21 Ema, M., H. Amano, T. Itami and H. Kawasaki (1993) Teratogenic evaluation of di-n-butyl
22 phthalate in rats. *Toxicol Lett*, 69, 197-203.
- 23 Ema, M., A. Harazono, E. Miyawaki and Y. Ogawa (1996a) Developmental toxicity of
24 mono-n-benzyl phthalate, one of the major metabolites of the plasticizer n-butyl
25 benzyl phthalate, in rats. *Toxicol Lett*, 86, 19-25.
- 26 Ema, M., T. Itami and H. Kawasaki (1991) Evaluation of the embryoletality of butyl benzyl
27 phthalate by conventional and pair-feeding studies in rats. *J Appl Toxicol*, 11, 39-42.
- 28 Ema, M., T. Itami and H. Kawasaki (1992) Teratogenic evaluation of butyl benzyl phthalate in
29 rats by gastric intubation. *Toxicol Lett*, 61, 1-7.
- 30 Ema, M., R. Kurosaka, H. Amano and Y. Ogawa (1994) Embryoletality of butyl benzyl phthalate
31 during early pregnancy in rats. *Reprod Toxicol*, 8, 231-6.
- 32 Ema, M., R. Kurosaka, H. Amano and Y. Ogawa (1995) Developmental toxicity evaluation of
33 mono-n-butyl phthalate in rats. *Toxicol Lett*, 78, 101-6.
- 34 Ema, M., R. Kurosaka, A. Harazono, H. Amano and Y. Ogawa (1996b) Phase specificity of
35 developmental toxicity after oral administration of mono-n-butyl phthalate in rats.
36 *Arch Environ Contam Toxicol*, 31, 170-6.

- 1 Ema, M., E. Miyawaki and K. Kawashima (1998) Further evaluation of developmental toxicity of
2 di-n-butyl phthalate following administration during late pregnancy in rats. *Toxicol*
3 *Lett*, 98, 87-93.
- 4 Erickson, N. (1965) The metabolism of diphenyl phthalate and butylbenzyl phthalate in the
5 beagle dog. *Dissertation Abstracts*, 26, 3014-3015.
- 6 Field, E., C. Price, M. Marr and C. Myers. (1989) "Developmental toxicity evaluation of butyl
7 benzyl phthalate (CAS No. 85-68-7) administered in feed to CD rats on gestational
8 days 6 to 15 NTP-89-246."
- 9 Foster, P. M., J. R. Foster, M. W. Cook, L. V. Thomas and S. D. Gangolli (1982) Changes in
10 ultrastructure and cytochemical localization of zinc in rat testis following the
11 administration of di-n-pentyl phthalate. *Toxicol Appl Pharmacol*, 63, 120-32.
- 12 Foster, P. M., L. V. Thomas, M. W. Cook and S. D. Gangolli (1980) Study of the testicular
13 effects and changes in zinc excretion produced by some n-alkyl phthalates in the rat.
14 *Toxicol Appl Pharmacol*, 54, 392-8.
- 15 General Motors Corporation. (1983) "Effect of dose on di-isodecyl phthalate disposition in
16 rats 878213821. Warren, MI: U.S. Environmental Protection Agency,."
- 17 General Motors Research Laboratories. (1981) "Toxicity and fate of di-isodecyl phthalate
18 following the inhalation exposure in rats 878210881. Warren, Michigan."
- 19 Gray, L. E., Jr., J. Laskey and J. Ostby (2006a) Chronic di-n-butyl phthalate exposure in rats
20 reduces fertility and alters ovarian function during pregnancy in female Long Evans
21 hooded rats. *Toxicol Sci*, 93, 189-95.
- 22 Gray, L. E., Jr., V. S. Wilson, T. Stoker, C. Lambright, J. Furr, N. Noriega, K. Howdeshell, G. T.
23 Ankley and L. Guillette (2006b) Adverse effects of environmental antiandrogens and
24 androgens on reproductive development in mammals. *Int J Androl*, 29, 96-104;
25 discussion 105-8.
- 26 Gray, L. E., Jr., C. Wolf, C. Lambright, P. Mann, M. Price, R. L. Cooper and J. Ostby (1999)
27 Administration of potentially antiandrogenic pesticides (procymidone, linuron,
28 iprodione, chlozolinate, p,p'-DDE, and ketoconazole) and toxic substances (dibutyl-
29 and diethylhexyl phthalate, PCB 169, and ethane dimethane sulphonate) during sexual
30 differentiation produces diverse profiles of reproductive malformations in the male rat.
31 *Toxicol Ind Health*, 15, 94-118.
- 32 Gray, T. J. and J. A. Beamand (1984) Effect of some phthalate esters and other testicular
33 toxins on primary cultures of testicular cells. *Food Chem Toxicol*, 22, 123-31.
- 34 Gray, T. J., I. R. Rowland, P. M. Foster and S. D. Gangolli (1982) Species differences in the
35 testicular toxicity of phthalate esters. *Toxicol Lett*, 11, 141-7.
- 36 Gulati, D., R. Chambers, S. Shaver, P. Sabehrwal and J. Lamb. (1985) "Di-n-octyl phthalate

- 1 reproductive and fertility assessment in CD-1 mice when administered in feed.
2 Research Triangle Park: National Toxicology Program.”
- 3 Hack, M., D. J. Flannery, M. Schluchter, L. Cartar, E. Borawski and N. Klein (2002) Outcomes in
4 young adulthood for very-low-birth-weight infants. *N Engl J Med*, 346, 149-57.
- 5 Hall, M., A. Matthews, L. Webley and R. Harling (1999) Effects of di-isononyl phthalate (DINP)
6 on peroxisomal markers in the marmoset-DINP is not a peroxisome proliferator. *J*
7 *Toxicol Sci*, 24, 237-44.
- 8 Hammond, B. G., G. J. Levinskas, E. C. Robinson and F. R. Johannsen (1987) A review of the
9 subchronic toxicity of butyl benzyl phthalate. *Toxicol Ind Health*, 3, 79-98.
- 10 Hardin, B. D., R. L. Schuler, J. R. Burg, G. M. Booth, K. P. Hazelden, K. M. MacKenzie, V. J.
11 Piccirillo and K. N. Smith (1987) Evaluation of 60 chemicals in a preliminary
12 developmental toxicity test. *Teratog Carcinog Mutagen*, 7, 29-48.
- 13 Harris, C. A., P. Henttu, M. G. Parker and J. P. Sumpter (1997) The estrogenic activity of
14 phthalate esters in vitro. *Environ Health Perspect*, 105, 802-11.
- 15 Hauser, R., J. D. Meeker, S. Duty, M. J. Silva and A. M. Calafat (2006) Altered semen quality in
16 relation to urinary concentrations of phthalate monoester and oxidative metabolites.
17 *Epidemiology*, 17, 682-91.
- 18 Hauser, R., J. D. Meeker, N. P. Singh, M. J. Silva, L. Ryan, S. Duty and A. M. Calafat (2007) DNA
19 damage in human sperm is related to urinary levels of phthalate monoester and
20 oxidative metabolites. *Hum Reprod*, 22, 688-95.
- 21 Hazelton Laboratories. (1968a) “13-Week Dietary Administration - Dogs Plasticizer (DIDP) -
22 Final Report Project No. 161-168. Clarksville, MD: W.R. Grace and Company.”
- 23 Hazelton Laboratories. (1968b) “Three-Month Dietary Administration - Albino Rats DIDP -
24 FDA Grade (Plasticiser) submitted to Dewey and Almy Chemical Division, WR Grace
25 and Company.”
- 26 Heindel, J. J., D. K. Gulati, R. C. Mounce, S. R. Russell and J. C. t. Lamb (1989) Reproductive
27 toxicity of three phthalic acid esters in a continuous breeding protocol. *Fundam Appl*
28 *Toxicol*, 12, 508-18.
- 29 Hellwig, J., H. Freudenberger and R. Jackh (1997) Differential prenatal toxicity of branched
30 phthalate esters in rats. *Food Chem Toxicol*, 35, 501-12.
- 31 Hellwig, J. and R. Jackh (1997) Differential prenatal toxicity of one straight-chain and five
32 branched-chain primary alcohols in rats. *Food Chem Toxicol*, 35, 489-500.
- 33 Hinton, R. H., F. E. Mitchell, A. Mann, D. Chescoe, S. C. Price, A. Nunn, P. Grasso and J. W.
34 Bridges (1986) Effects of phthalic acid esters on the liver and thyroid. *Environ Health*
35 *Perspect*, 70, 195-210.
- 36 Hotchkiss, A. K., L. G. Parks-Saldutti, J. S. Ostby, C. Lambright, J. Furr, J. G. Vandenberg

- 1 and L. E. Gray, Jr. (2004) A mixture of the "antiandrogens" linuron and butyl benzyl
2 phthalate alters sexual differentiation of the male rat in a cumulative fashion. *Biol*
3 *Reprod*, 71, 1852-61.
- 4 Howdeshell, K. L., J. Furr, C. R. Lambright, C. V. Rider, V. S. Wilson and L. E. Gray, Jr. (2007)
5 Cumulative effects of dibutyl phthalate and diethylhexyl phthalate on male rat
6 reproductive tract development: altered fetal steroid hormones and genes. *Toxicol Sci*,
7 99, 190-202.
- 8 Howdeshell, K. L., C. V. Rider, V. S. Wilson and L. E. Gray, Jr. (2008a) Mechanisms of action of
9 phthalate esters, individually and in combination, to induce abnormal reproductive
10 development in male laboratory rats. *Environ Res*, 108, 168-76.
- 11 Howdeshell, K. L., V. S. Wilson, J. Furr, C. R. Lambright, C. V. Rider, C. R. Blystone, A. K.
12 Hotchkiss and L. E. Gray, Jr. (2008b) A mixture of five phthalate esters inhibits fetal
13 testicular testosterone production in the sprague-dawley rat in a cumulative,
14 dose-additive manner. *Toxicol Sci*, 105, 153-65.
- 15 Hushka, L. J., S. J. Waterman, L. H. Keller, G. W. Trimmer, J. J. Freeman, J. L. Ambroso, M.
16 Nicolich and R. H. McKee (2001) Two-generation reproduction studies in Rats fed
17 di-isodecyl phthalate. *Reprod Toxicol*, 15, 153-69.
- 18 IARC(2000) "Monographs on the evaluation of carcinogenic risks to humans Volume 77."
- 19 Imajima, T., T. Shono, O. Zakaria and S. Suita (1997) Prenatal phthalate causes cryptorchidism
20 postnatally by inducing transabdominal ascent of the testis in fetal rats. *J Pediatr*
21 *Surg*, 32, 18-21.
- 22 IPCS (WHO)(1991) "Environmental Health Criteria 131, Diethylhexyl Phthalate."
- 23 IPCS (WHO) (1997) "Environmental health criteria 189: Di-n-butyl phthalate." from
24 <http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc189.htm>.
- 25 IPCS (WHO).(1999) "Concise international chemical assessment document 17 -Butyl benzyl
26 phthalate." from <http://www.inchem.org/documents/cicads/cicads/cicad17.htm>.
- 27 Jaakkola, J. J., L. Oie, P. Nafstad, G. Botten, S. O. Samuelsen and P. Magnus (1999) Interior
28 surface materials in the home and the development of bronchial obstruction in young
29 children in Oslo, Norway. *Am J Public Health*, 89, 188-92.
- 30 Keys, D. A., D. G. Wallace, T. B. Kepler and R. B. Conolly (2000) Quantitative evaluation of
31 alternative mechanisms of blood disposition of di(n-butyl) phthalate and
32 mono(n-butyl) phthalate in rats. *Toxicol Sci*, 53, 173-84.
- 33 Koizumi, M., M. Ema, A. Hirose, A. Kurokawa and R. Hasegawa (2001) No observed adverse
34 effect levels of phthalate esters on reproductive and developmental toxicity; the
35 differences with age and species in testicular toxicity, and tolerable daily intake of
36 DEHP. *Jpn. J. Food Chem*, 8, 1-10.

- 1 Kolarik, B., K. Naydenov, M. Larsson, C. G. Bornehag and J. Sundell (2008) The association
2 between phthalates in dust and allergic diseases among Bulgarian children. *Environ*
3 *Health Perspect*, 116, 98–103.
- 4 Kurata, Y., F. Kidachi, M. Yokoyama, N. Toyota, M. Tsuchitani and M. Katoh (1998) Subchronic
5 toxicity of Di(2-ethylhexyl)phthalate in common marmosets: lack of hepatic
6 peroxisome proliferation, testicular atrophy, or pancreatic acinar cell hyperplasia.
7 *Toxicol Sci*, 42, 49–56.
- 8 Lake, B. G., W. M. Cook, N. R. Worrell, M. E. Cunningham, J. G. Evans, R. J. Price, P. J. Young
9 and F. M. B. Carpanini (1991) Dose–response relationships for induction of hepatic
10 peroxisome proliferation and testicular atrophy by phthalate esters in the rat. *Hum*
11 *Exp Toxicol*, 10, 67–68.
- 12 Lake, B. G., T. J. Gray and S. D. Gangolli (1986) Hepatic effects of phthalate esters and related
13 compounds—in vivo and in vitro correlations. *Environ Health Perspect*, 67, 283–90.
- 14 Lake, B. G., J. C. Phillips, J. C. Linnell and S. D. Gangolli (1977) The in vitro hydrolysis of some
15 phthalate diesters by hepatic and intestinal preparations from various species. *Toxicol*
16 *Appl Pharmacol*, 39, 239–48.
- 17 Lamb, J. C. t., R. E. Chapin, J. Teague, A. D. Lawton and J. R. Reel (1987) Reproductive effects
18 of four phthalic acid esters in the mouse. *Toxicol Appl Pharmacol*, 88, 255–69.
- 19 Latini, G., C. De Felice, G. Presta, A. Del Vecchio, I. Paris, F. Ruggieri and P. Mazzeo (2003) In
20 utero exposure to di-(2-ethylhexyl)phthalate and duration of human pregnancy.
21 *Environ Health Perspect*, 111, 1783–5.
- 22 Lee, K. Y., M. Shibutani, H. Takagi, N. Kato, S. Takigami, C. Uneyama and M. Hirose (2004)
23 Diverse developmental toxicity of di-n-butyl phthalate in both sexes of rat offspring
24 after maternal exposure during the period from late gestation through lactation.
25 *Toxicology*, 203, 221–38.
- 26 Lewis, L. M., T. W. Flechtner, J. Kerkay, K. H. Pearson and S. Nakamoto (1978)
27 Bis(2-ethylhexyl)phthalate concentrations in the serum of hemodialysis patients. *Clin*
28 *Chem*, 24, 741–6.
- 29 Lhuguenot, J. and M. Cornu (1993) Metabolism of di-(2-ethylhexyl)phthalate (DEHP) and
30 di-(2-ethylhexyl)adipate (DEHA) and their relationship to peroxisome proliferation in
31 different species. *Peroxisomes: Biology and Importance in Toxicology and Medicine*. G.
32 G. Gibson and B. G. Lake. Routledge, UK CRC Press.
- 33 Li, L. H., W. F. Jester, Jr., A. L. Laslett and J. M. Orth (2000) A single dose of Di-(2-ethylhexyl)
34 phthalate in neonatal rats alters gonocytes, reduces sertoli cell proliferation, and
35 decreases cyclin D2 expression. *Toxicol Appl Pharmacol*, 166, 222–9.
- 36 Li, L. H., W. F. Jester, Jr. and J. M. Orth (1998) Effects of relatively low levels of

- 1 mono-(2-ethylhexyl) phthalate on cocultured Sertoli cells and gonocytes from
2 neonatal rats. *Toxicol Appl Pharmacol*, 153, 258-65.
- 3 Lington, A. W., M. G. Bird, R. T. Plutnick, W. A. Stubblefield and R. A. Scala (1997) Chronic
4 toxicity and carcinogenic evaluation of diisononyl phthalate in rats. *Fundam Appl*
5 *Toxicol*, 36, 79-89.
- 6 Main, K. M., G. K. Mortensen, M. M. Kaleva, K. A. Boisen, I. N. Damgaard, M. Chellakooty, I. M.
7 Schmidt, A. M. Suomi, H. E. Virtanen, D. V. Petersen, A. M. Andersson, J. Toppari and
8 N. E. Skakkebaek (2006) Human breast milk contamination with phthalates and
9 alterations of endogenous reproductive hormones in infants three months of age.
10 *Environ Health Perspect*, 114, 270-6.
- 11 Mann, A. H., S. C. Price, F. E. Mitchell, P. Grasso, R. H. Hinton and J. W. Bridges (1985)
12 Comparison of the short-term effects of di(2-ethylhexyl) phthalate, di(n-hexyl)
13 phthalate, and di(n-octyl) phthalate in rats. *Toxicol Appl Pharmacol*, 77, 116-32.
- 14 Marsman, D. (1995) "NTP technical report on toxicity studies of dibutyl phthalate (CAS No.
15 84-74-2) administered in feed to F344 rats and B6C3F1 mice NIH Publication
16 95-3353. Research Triangle Park: National Toxicology Program, 1995."
- 17 Martino-Andrade, A. J., R. N. Morais, G. G. Botelho, G. Muller, S. W. Grande, G. B. Carpentieri,
18 G. M. Leao and P. R. Dalsenter (2008) Coadministration of active phthalates results in
19 disruption of foetal testicular function in rats. *Int J Androl*.
- 20 Masutomi, N., M. Shibutani, H. Takagi, C. Uneyama, K. Y. Lee and M. Hirose (2004) Alteration of
21 pituitary hormone-immunoreactive cell populations in rat offspring after maternal
22 dietary exposure to endocrine-active chemicals. *Arch Toxicol*, 78, 232-40.
- 23 Masutomi, N., M. Shibutani, H. Takagi, C. Uneyama, N. Takahashi and M. Hirose (2003) Impact
24 of dietary exposure to methoxychlor, genistein, or diisononyl phthalate during the
25 perinatal period on the development of the rat endocrine/reproductive systems in
26 later life. *Toxicology*, 192, 149-70.
- 27 McKee, R. (2000) Personal communication to Jack Moore.
- 28 Melnick, R. L., R. E. Morrissey and K. E. Tomaszewski (1987) Studies by the National
29 Toxicology Program on di(2-ethylhexyl)phthalate. *Toxicol Ind Health*, 3, 99-118.
- 30 Midwest Research Institute. (1983a) "Dermal disposition of 14C-diisononyl phthalate in rats
31 35320."
- 32 Midwest Research Institute. (1983b) "Single and repeated oral dose pharmacokinetics of
33 14C-labeled diisononyl phthalate with cover letter."
- 34 Mikuriya, H., I. Ikemoto and A. Tanaken (1988) Urinary metabolites contributing to the
35 testicular damage induced by butylbenzyl phthalate. *Jikeikai Med J*, 35, 403-409.
- 36 Monsanto (1978) "Teratogenic study with sanitizer 160 in albino rabbits IBT No.

- 1 8580-09859.”
- 2 Moore, M. (1998a) “Oncogenicity study in mice with di(isononyl)phthalate including ancillary
3 hepatocellular proliferation and biochemical analyses. Covance 2598-105 Volume 1 of
4 6. Vienna, VA: Aristech Chemical Corporation Performing Laboratory.”
- 5 Moore, M. (1998b) Oncogenicity study in rats with di(isononyl)phthalate including ancillary
6 hepatocellular proliferation and biochemical analyses. Covance 2598-104 Volume 1 of
7 5. Vienna, VA: Aristech Chemical Corporation.
- 8 Moore, M. R. (1996) “Oncogenicity Study in Rats with Di (2-ethylhexyl)phthalate Including
9 Ancillary Hepatocellular Proliferation and Biochemical Analyses (unpublished).”
- 10 Murature, D. A., S. Y. Tang, G. Steinhardt and R. C. Dougherty (1987) Phthalate esters and
11 semen quality parameters. Biomed Environ Mass Spectrom, 14, 473-7.
- 12 Mylchreest, E., M. Sar, R. C. Cattley and P. M. Foster (1999) Disruption of androgen-regulated
13 male reproductive development by di(n-butyl) phthalate during late gestation in rats is
14 different from flutamide. Toxicol Appl Pharmacol, 156, 81-95.
- 15 Mylchreest, E., D. G. Wallace, R. C. Cattley and P. M. Foster (2000) Dose-dependent
16 alterations in androgen-regulated male reproductive development in rats exposed to
17 Di(n-butyl) phthalate during late gestation. Toxicol Sci, 55, 143-51.
- 18 Nagao, T., R. Ohta, H. Marumo, T. Shindo, S. Yoshimura and H. Ono (2000) Effect of butyl
19 benzyl phthalate in Sprague-Dawley rats after gavage administration: a
20 two-generation reproductive study. Reprod Toxicol, 14, 513-32.
- 21 NTP(1982a) “Carcinogenesis bioassay of di(2-ethylhexyl)phthalate in F344 rats and B6C3F1
22 mice (feed study), TR-217.”
- 23 NTP(1982b) “NTP. Carcinogenesis bioassay of butyl benzyl phthalate (CAS no. 85-68-7) in
24 F344/N rats and B6C3F1 mice (feed study). Rep nr. NTP-80-25, NIH Publication No.
25 82-1769.”
- 26 NTP(1997) “Toxicology and carcinogenesis studies of butyl benzyl phthalate (CAS no.
27 85-68-7) in F344/N rats (feed studies). Rep nr. NTP TR 458, NIH Publication No.
28 97-3374.”
- 29 NTP(2004) “Diethylhexylphthalate: Multigenerational Reproductive Assessment by
30 Continuous Breeding When Administered to Sprague-Dawley Rats in the Diet.
31 Research Triangle Park NC: National Toxicology Program.” from
32 <http://ntp.niehs.nih.gov/index.cfm?objectid=21FA3229-F1F6-975E-78052E38CE3F3>
33 14C.
- 34 NTP (2006) “ NTP-CERHR monograph on the potential human reproductive and
35 developmental effects of Di(2-ethylhexyl) Phthalate (DEHP). ”
- 36 NTP and NIEHS (1999) Federal Register Notice 11/19/99.

- 1 Oishi, S. (1990) Effects of phthalic acid esters on testicular mitochondrial functions in the rat.
2 Arch Toxicol, 64, 143-7.
- 3 Oishi, S. and K. Hiraga (1980) Testicular atrophy induced by phthalic acid monoesters: effects
4 of zinc and testosterone concentrations. Toxicology, 15, 197-202.
- 5 Pan, G., T. Hanaoka, M. Yoshimura, S. Zhang, P. Wang, H. Tsukino, K. Inoue, H. Nakazawa, S.
6 Tsugane and K. Takahashi (2006) Decreased serum free testosterone in workers
7 exposed to high levels of di-n-butyl phthalate (DBP) and di-2-ethylhexyl phthalate
8 (DEHP): a cross-sectional study in China. Environ Health Perspect, 114, 1643-8.
- 9 Peck, C. C. and P. W. Albro (1982) Toxic potential of the plasticizer Di(2-ethylhexyl) phthalate
10 in the context of its disposition and metabolism in primates and man. Environ Health
11 Perspect, 45, 11-7.
- 12 Piersma, A. H., A. Verhoef and P. M. Dortant (1995) Evaluation of the OECD 421 reproductive
13 toxicity screening test protocol using butyl benzyl phthalate. Toxicology, 99, 191-7.
- 14 Poon, R., P. Lecavalier, R. Mueller, V. E. Valli, B. G. Procter and I. Chu (1997) Subchronic oral
15 toxicity of di-n-octyl phthalate and di(2-Ethylhexyl) phthalate in the rat. Food Chem
16 Toxicol, 35, 225-39.
- 17 Price, C. J., E. A. Field, M. C. Marr and C. B. Myers. (1990) "Final report on the developmental
18 toxicity of butyl benzyl phthalate (CAS No. 85-68-7) in CD-1-Swiss mice.
19 NTP-90-114. Research Triangle Park: National Toxicology Program, National Institute
20 of Environmental Health Sciences." from
21 <http://ntp.niehs.nih.gov/?objectid=073060CC-A572-CDA3-6942F443BAFC8404>.
- 22 Pugh, G., Jr., J. S. Isenberg, L. M. Kamendulis, D. C. Ackley, L. J. Clare, R. Brown, A. W. Lington,
23 J. H. Smith and J. E. Klaunig (2000) Effects of di-isononyl phthalate, di-2-ethylhexyl
24 phthalate, and clofibrate in cynomolgus monkeys. Toxicol Sci, 56, 181-8.
- 25 Rais-Bahrami, K., S. Nunez, M. E. Revenis, N. L. Luban and B. L. Short (2004) Follow-up study
26 of adolescents exposed to di(2-ethylhexyl) phthalate (DEHP) as neonates on
27 extracorporeal membrane oxygenation (ECMO) support. Environ Health Perspect, 112,
28 1339-40.
- 29 Reddy, B. S., R. Rozati, B. V. Reddy and N. V. Raman (2006) Association of phthalate esters
30 with endometriosis in Indian women. Bjog, 113, 515-20.
- 31 Rhees, R., J. Shryne and R. Gorski (1990a) Onset of the hormone-sensitive perinatal period
32 for sexual differentiation of the sexually dimorphic nucleus of the preoptic area in
33 female rats. J Neurobiol. , 21, 781-6.
- 34 Rhees, R., J. Shryne and R. Gorski (1990b) Termination of the hormone-sensitive period for
35 differentiation of the sexually dimorphic nucleus of the preoptic area in male and
36 female rats. Brain Res Dev Brain Res., 52, 17-23.

- 1 Rhodes, C., T. C. Orton, I. S. Pratt, P. L. Batten, H. Bratt, S. J. Jackson and C. R. Elcombe
2 (1986) Comparative pharmacokinetics and subacute toxicity of di(2-ethylhexyl)
3 phthalate (DEHP) in rats and marmosets: extrapolation of effects in rodents to man.
4 *Environ Health Perspect*, 65, 299-307.
- 5 Rider, C. V., J. Furr, V. S. Wilson and L. E. Gray, Jr. (2008) A mixture of seven antiandrogens
6 induces reproductive malformations in rats. *Int J Androl*, 31, 249-62.
- 7 Rider, C. V., V. S. Wilson, K. L. Howdeshell, A. K. Hotchkiss, J. R. Furr, C. R. Lambright and L. E.
8 Gray, Jr. (2009) Cumulative Effects of In Utero Administration of Mixtures of
9 Antiandrogens on Male Rat Reproductive Development. *Toxicol Pathol*.
- 10 Rowland, I. R., R. C. Cottrell and J. C. Phillips (1977) Hydrolysis of phthalate esters by the
11 gastro-intestinal contents of the rat. *Food Cosmet Toxicol*, 15, 17-21.
- 12 Rubin, R. J. and C. A. Schiffer (1976) Fate in humans of the plasticizer, di-2-ethylhexyl
13 phthalate, arising from transfusion of platelets stored in vinyl plastic bags. *Transfusion*,
14 16, 330-5.
- 15 Saillenfait, A. M., J. P. Payan, J. P. Fabry, D. Beydon, I. Langonne, F. Gallissot and J. P. Sabate
16 (1998) Assessment of the developmental toxicity, metabolism, and placental transfer
17 of Di-n-butyl phthalate administered to pregnant rats. *Toxicol Sci*, 45, 212-24.
- 18 Schmid, P. and C. Schlatter (1985) Excretion and metabolism of di(2-ethylhexyl)phthalate in
19 man. *Xenobiotica*, 15, 251-6.
- 20 Scott, R. C., P. H. Dugard, J. D. Ramsey and C. Rhodes (1987) In vitro absorption of some
21 o-phthalate diesters through human and rat skin. *Environ Health Perspect*, 74, 223-7.
- 22 Sharpe, R. M., J. S. Fisher, M. M. Millar, S. Jobling and J. P. Sumpter (1995) Gestational and
23 lactational exposure of rats to xenoestrogens results in reduced testicular size and
24 sperm production. *Environ Health Perspect*, 103, 1136-43.
- 25 Shiota, K., M. J. Chou and H. Nishimura (1980) Embryotoxic effects of di-2-ethylhexyl
26 phthalate (DEHP) and di-n-butyl phthalate (DBP) in mice. *Environ Res*, 22, 245-253.
- 27 Shiota, K. and H. Nishimura (1982) Teratogenicity of di(2-ethylhexyl) phthalate (DEHP) and
28 di-n-butyl phthalate (DBP) in mice. *Environ Health Perspect*, 45, 65-70.
- 29 Singh, A. R., W. H. Lawrence and J. Autian (1972) Teratogenicity of phthalate esters in rats. *J*
30 *Pharm Sci*, 61, 51-5.
- 31 Swan, S. H. (2008) Environmental phthalate exposure in relation to reproductive outcomes and
32 other health endpoints in humans. *Environ Res*, 108, 177-84.
- 33 Swan, S. H., K. M. Main, F. Liu, S. L. Stewart, R. L. Kruse, A. M. Calafat, C. S. Mao, J. B. Redmon,
34 C. L. Ternand, S. Sullivan and J. L. Teague (2005) Decrease in anogenital distance
35 among male infants with prenatal phthalate exposure. *Environ Health Perspect*, 113,
36 1056-61.

- 1 Takagi, H., M. Shibutani, K. Y. Lee, N. Masutomi, H. Fujita, K. Inoue, K. Mitsumori and M. Hirose
2 (2005) Impact of maternal dietary exposure to endocrine-acting chemicals on
3 progesterone receptor expression in microdissected hypothalamic medial preoptic
4 areas of rat offspring. *Toxicol Appl Pharmacol*, 208, 127-36.
- 5 TNO NaFRI (1993) "Dietary one-generation reproduction study with butyl benzyl phthalate in
6 rats."
- 7 TNO NaFRI (1998) "Oral developmental reproduction study with butyl benzyl phthalate in
8 Wistar rats." 1.
- 9 Tomonari, Y., Y. Kurata, R. M. David, G. Gans, T. Kawasuso and M. Katoh (2006) Effect of di
10 (2-ethylhexyl) phthalate (DEHP) on genital organs from juvenile common marmosets: I.
11 Morphological and biochemical investigation in 65-week toxicity study. *J Toxicol*
12 *Environ Health A*, 69, 1651-72.
- 13 Tyl, R. W., C. B. Myers, M. C. Marr, P. A. Fail, J. C. Seely, D. R. Brine, R. A. Barter and J. H.
14 Butala (2004) Reproductive toxicity evaluation of dietary butyl benzyl phthalate (BBP)
15 in rats. *Reprod Toxicol*, 18, 241-64.
- 16 Tyl, R. W., C. J. Price, M. C. Marr and C. A. Kimmel (1988) Developmental toxicity evaluation of
17 dietary di(2-ethylhexyl)phthalate in Fischer 344 rats and CD-1 mice. *Fundam Appl*
18 *Toxicol*, 10, 395-412.
- 19 Waterman, S. J., J. L. Ambroso, L. H. Keller, G. W. Trimmer, A. I. Nikiforov and S. B. Harris
20 (1999) Developmental toxicity of di-isodecyl and di-isononyl phthalates in rats.
21 *Reprod Toxicol*, 13, 1-6.
- 22 Waterman, S. J., L. H. Keller, G. W. Trimmer, J. J. Freeman, A. I. Nikiforov, S. B. Harris, M. J.
23 Nicolich and R. H. McKee (2000) Two-generation reproduction study in rats given
24 di-isononyl phthalate in the diet. *Reprod Toxicol*, 14, 21-36.
- 25 Williams, D. T. and B. J. Blanchfield (1974) Retention, excretion and metabolism of
26 di-(2-ethylhexyl) phthalate administered orally to the rat. *Bull Environ Contam Toxicol*,
27 11, 371-8.
- 28 Williams, D. T. and B. J. Blanchfield (1975) The retention, distribution, excretion, and
29 metabolism of dibutyl phthalate 7 sup 1sup 4C in the rat. *J Agric Food Chem*, 23,
30 854-858.
- 31 Wine, R. N., L. H. Li, L. H. Barnes, D. K. Gulati and R. E. Chapin (1997) Reproductive toxicity of
32 di-n-butylphthalate in a continuous breeding protocol in Sprague-Dawley rats.
33 *Environ Health Perspect*, 105, 102-7.
- 34 Woodward, K. (1988) *Phthalic Esters: Toxicity and Metabolism*. Boca Raton Florida, CRC
35 Press.
- 36 Woodward, K., A. Smith, S. Mariscotti and N. Tomlinson. (1986) "Review of the toxicity of the

- 1 esters of o-phthalic acid (phthalate esters). HSE Toxicity Review 14, Her Majesty's
2 Stationary Office, London.”
- 3 Yanagisawa, R., H. Takano, K. Inoue, E. Koike, K. Sadakane and T. Ichinose (2008) Effects of
4 maternal exposure to di-(2-ethylhexyl) phthalate during fetal and/or neonatal periods
5 on atopic dermatitis in male offspring. *Environ Health Perspect*, 116, 1136-41.
- 6 Zacharewski, T. R., M. D. Meek, J. H. Clemons, Z. F. Wu, M. R. Fielden and J. B. Matthews
7 (1998) Examination of the in vitro and in vivo estrogenic activities of eight commercial
8 phthalate esters. *Toxicol Sci*, 46, 282-93.
- 9 Zhang, Y. H., L. X. Zheng and B. H. Chen (2006) Phthalate exposure and human semen quality
10 in Shanghai: a cross-sectional study. *Biomed Environ Sci*, 19, 205-9.
- 11
- 12