

図3. TEF 依存遺伝子の描く Pathway

図1, 2の方法で抽出されたTEF依存遺伝子約140をIngenuity Pathways Analysis 5.5 (Ingenuity Systems, Inc.)に投入し, 得られるPathwayの代表的なものを示す。AhR (★)を中心にNRF2を含む転写因子群を介して, 第1相および第2相の代謝酵素を含むAhR依存的な遺伝子を認める。

赤色; 計算に投入したTEF依存遺伝子のうち, このPathwayに含まれるもの。
灰色; Pathwayのメンバーとしてソフトウェアが拾ったもの。

III. Percellome Project

マウス肝を中心とした約90化合物(毒性学的情報の豊富なもの)の単回暴露による初期応答遺伝子データベースを構築するとともに, シックハウス症候群^{注1}を考慮した低用量域での吸入トキシゲノミクス, 発生毒性についての胎児トキシゲノミクス, また*in situ*ハイブリダイゼーションによる局在確認系を立ち上げた。現在, これらに加えて反復暴露による慢性毒性, および多臓器間の関連性を検討する研究を展開中である。データの一部はホームページ(<http://toxicomics.nihs.go.jp/db/>)にて公開中であり, 今後, 内容を拡充する予定である。

ここで, 本プロジェクトにより明らかとなった一般的な注意点について簡単に触れる。それは, 再現性の高いデータを得るためには実験管理を厳重にする必要があるという点である。マウス肝で有意に発現する12,000(いずれかの時点で3コピー/細胞以上)の遺伝子のうち, 概日変動を示す遺

伝子が3,600以上あり, 最大で数十倍以上の発現差が見られる。この変動が実験の邪魔をしないようにするためには, 動物飼育施設の明暗サイクルを2週間以上一定に保ちマウスの概日リズムを安定化し, そのうえで, マウスに検体を投与する時刻, およびサンプルを採取する時刻を±30分以内に限定する必要がある。概日リズムは肺, 腎, 脳, 心, 胸腺などにも明瞭に存在するので, 同様の注意が必要である。培養細胞実験においても細胞密度, 培地交換, シャーレのインキュベーター内の位置, 倒立顕微鏡での観察の影響(操作による培地攪拌による刺激), 多孔プレートでは辺縁と中央の違いなどが, 遺伝子発現データに大きく影響することを観察している。

IV. Percellome を活かしたデータ解析

Percellome法の絶対量データの特徴は, 原点(zero)から表示可能なコピー数という“名数”である点にある。基底発現量がわかる, データの四則演算が可能であり, 例えば処置群から溶媒対照群の値を引くことで概日リズムや溶媒による影響を容易に取り除くことができる, などの利点が多い。これらは発現比を用いた解析では問題となる操作であるが, Percellome法であれば自然な処理が可能である。さらに, この性質を利用し, 用量と時間が発現変動を規定するとの前提に基づき, 用量・時間・発現値を三次元直行座標に置いた1つの三次元グラフに反応曲面(Surfaceと呼称)として可視化して, 直感的なデータの把握を実現している。1つの化合物についてGeneChipのプローブセット数に対応する約45,000枚のSurfaceが描出される。この中から生物学的に有意であると考えられるパターンを含む特徴的な発現パターンを効率的に自動抽出するRSort(Surfaceの凹凸の特徴を解析し, その明瞭さの順にソートする)アルゴリズムを考案, 活用している。また, 別途に独自開発した教師無しクラスタリングアルゴリズム(MADIC⁴)などを活用して, 発現パターンが類似しているものを網羅的にクラスター化している。2枚のSurfaceの形の類似性を数値化するアルゴリズム(tmf)も開発済みであり, 注目すべき遺伝子の発現パターンを鋳型として同様の発現誘導パターンを呈する遺伝子を自動抽出できるようになっている⁵。

V. TCDDとTCDFのPercellome比較によるTEF依存遺伝子および非依存遺伝子の解析アプローチ

ここでは解析例として, TCDD(2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin)とTCDF(2,3,7,8-tetrachlorodibenzofuran)の遺伝子発現応答データを比較しTEF(toxicity equivalence

注1 住宅の高気密化や化学物質を放散する建材・内装材の使用などにより, 新築・改築後の住宅やビルにおいて, 化学物質による室内空気汚染などにより, 居住者に生じる様々な健康障害の総称。

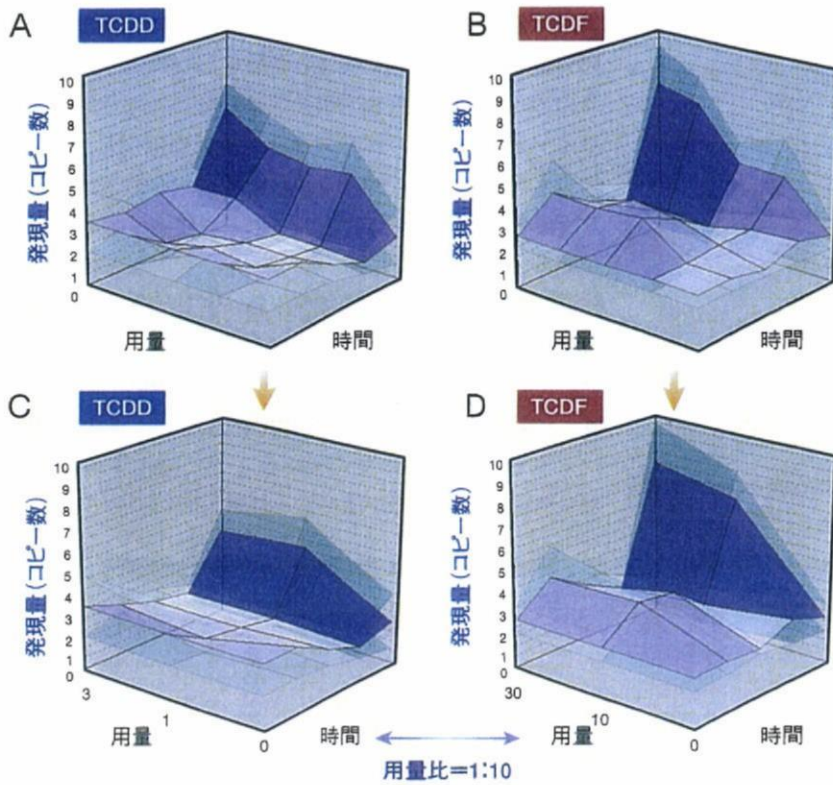


図4. TEF 非依存遺伝子

TEF に従わない遺伝子の一例として, Hectd2 (HECT domain containing 2, 1433944_at) の Surface を示す. A, B, C, D は図1と同様の表示. 2時間目の応答の違いのほか, 24時間目の応答が TCDF > TCDD である.

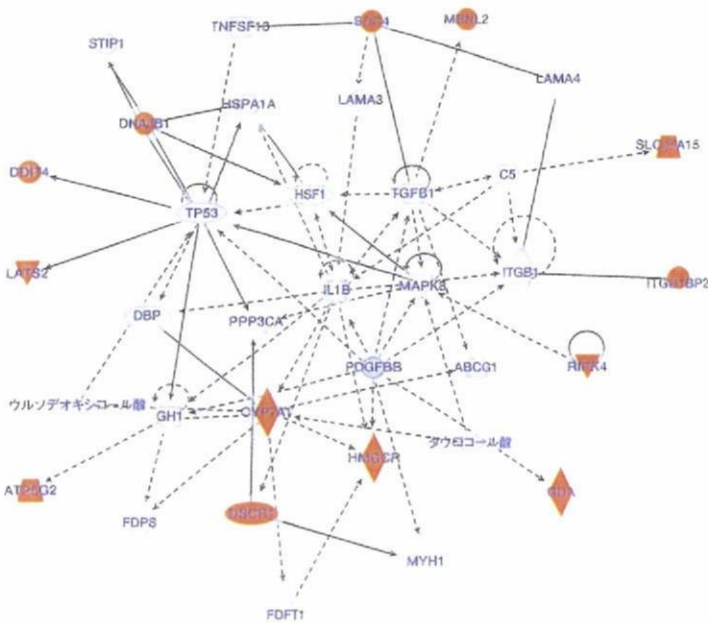


図5: TEF 非依存遺伝子の描く Pathway

図1の方法を利用し抽出されたTEF非依存遺伝子約20をIngenuity Pathways Analysis 5.5 (Ingenuity Systems, Inc.)に投入し, 得られるPathwayの代表的なものを示す. AhRは含まれず, p53, TGF-β, MAPK8などが見られる. 赤色;計算に投入したTEF非依存遺伝子のうち, このPathwayに含まれるもの. 灰色;Pathwayのメンバーとしてソフトウェアが拾ったもの.

factor)⁶⁾に従う遺伝子と従わない遺伝子を検討した事例を紹介する.

ダイオキシン類, すなわちダイオキシン, ジベンゾフラン, およびコプラナーPCBは, そのいずれにもベンゼン環に結合する塩素の数の違う異性体や同族体が多数あり, 個々はそれぞれダイオキシンとしての生物活性の強さ, 例えば*in vitro*実験系でCyp1a1の発現を誘導する能力に違いがある. 他方, 環境中では, これらダイオキシン類の同族体などを様々な比率で含む混合物として検出されることから, その生物影響の総体強度を推定するために, 個々の同族体の活性を合計して評価することが行われている. その際の強度の単位にTEFが用いられる. TEFは最も活性が強い2,3,7,8-TCDDを1とし, 2,3,7,8-TCDFは0.1, 1,2,3,7,8-pentachlorodibenzofuranは0.05, などとして表す. なお, TEFの値は, ほぼ, AhR結合能に比例していることが経験的に知られている.

ダイオキシン毒性は, 受容体原性毒性の典型であり, その説明には“AhRノックアウトマウスがダイオキシン投与に対し事実上無反応”であることが用いられる. すなわち, このノックアウトマウスでは, 体中に広がったTCDDはそこにある酵素や膜などの生体分子に対して何の影響も与えないということを示している. 野生型のマウスがTCDDで死ぬのはAhRが存在するからであり, 言い換えれば, AhRからの異常なシグナルによるという

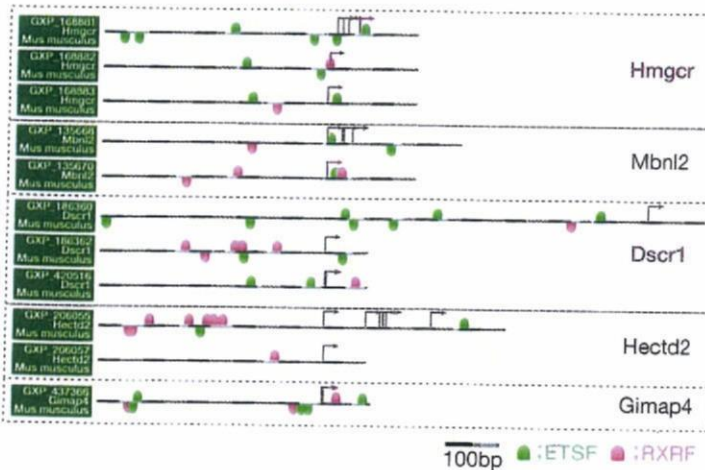


図6: TEF非依存遺伝子の *in silico* プロモーター解析

TEF非依存遺伝子約20のうち、TCDF優位の5遺伝子を絞り込み、Genomatix Software GmbHの提供する *in silico* プロモーター解析の結果を示す。5つの遺伝子に共通して、ETSファミリーとRXRファミリーの転写因子の結合配列を認めた。Hmgcr; 3-hydroxy-3-methylglutaryl-coenzyme A reductase, Mbnl2; muscleblind-like 2, Dscr1; Down syndrome critical region homolog 1 (human), Hectd2; HECT domain containing 2, Gimap4; GTPase, IMAP family member 4.

ことになる。この際の毒性も概してTEFに従うことが知られており、TCDDの1に対してTCDFの10が同等の影響を及ぼす。しかし、リガンド分子個々の作用には受容体毒性学上、興味があるところであり、培養細胞に対する影響を検討した際にこの値が逆転するところがあることを見いだしたことから、TCDF特有の作用がある可能性をマウス肝において遺伝子発現レベルで検討することとした。

TCDDとTCDFについて、以下のような同一プロトコルを用いての実験を行った。12週齢雄C57BL/6マウスの1群3匹、20群を用意し、0, 1, 3, 10, および30 μ g/kgの用量で単回強制経口投与後、2, 4, 8, および24時間後に肝を採取し、Affymetrix GeneChip, MOE430 2.0によりPercellome遺伝子発現データを得た。2時間目の反応を見やすくするために、仮想0時間に2時間溶媒対照群の値を流用し、用量軸5点、時間軸5点から成る5×5の三次元Surfaceを作製した。さらに、TCDD = 1, TCDF = 0.1というTEF値に従った反応を示す遺伝子を抽出するために、TCDDの0, 1, 3 μ g/kg群から成る3×5のSurfaceとTCDFの0, 10, 30 μ g/kg群から成る3×5のSurfaceを用意した。そして、この3×5のSurface同士について、上述のtmfアルゴリズムにより類似度を計算し、類似性の十分に高い遺伝子のリストを得た。次にコピー数が同等であるか、反応が投与依存的変動として生物学的蓋然性があるかを3×5および5×5のSurfaceにより確認し、TEFに忠実に従うTEF依存遺伝子(図1, 2)を約140、従わないTEF非依存遺伝子を約20得た。TEFに従うと判定

された遺伝子群を、Ingenuity Pathway Analysis (Ingenuity Systems, Inc.)により既知情報と照合するとAhRの下流の第1相代謝酵素やNrf2下流の第2相代謝酵素を中心に、AhRを中心としたPathwayの構成要素であることが示され(図3)、上述したTEFについて現在想定されている分子背景に合致するものであった。従わない遺伝子についても、5×5のSurface同士を比較し、TCDDとTCDFで反応のパターンが異なるもの、および類似していてもTEF値の10倍差を説明できないもの、すなわち、TCDFが同等あるいはより強い反応を示すものを抽出した(図4)。TEF非依存遺伝子群は既知情報との照合で予想どおりAhRを含まないPathwayを描き出した(図5)。*In silico* プロモーター解析ソフトウェア(Genomatrix Software GmbH)に甘い条件で遺伝子リストを投入した結果、すべてに共通するものとして多数のエレメント、例えば、E2F, EKL, ETS, HES, NR2, RXR, SP1, TBPなどのファミリーが見いだされたが、AhR結合配列は抽出されなかった。さらに、非依存遺伝子のうちTCDF優位の5遺伝子を絞り込みパスウェイ解析を行った結果、TNFを中心とし、ESR1やABCA1を含むネットワークが描かれ、*in silico* プロモーター解析では5遺伝子に共通するものとしてETSファミリーとRXRファミリーの結合部位が選択された(図6)。ETSはERK/MAPKシグナル系の下流に位置し、その1つであるETS2の強制発現系の実験などからp53系を介する胸腺系のアポトーシス、あるいはダウン症候群との関連性などが指摘される。これらの既知情報ベースの解析結果は限られた共通の公開情報源を基にしているため、概して同じリストに収束する。しかし、得られたリストのうち、この検索に投入しなかった遺伝子(図5中の灰色)について、再度Surfaceを吟味すると選定基準ぎりぎりでは排除されていた遺伝子が見つかる。ここでは、図5中のTgfb1 (transforming growth factor beta 1), Hspala (heat shock protein 1A), およびFddt1 (farnesyl diphosphate farnesyl transferase 1)が該当する。このような既知情報と実際のデータとの往復が、データ解釈の向上と今後の検証実験の計画立案に役立つものと見込まれる。

おわりに

このTCDDとTCDFの実験結果の比較によるダイオキシン類化合物の生体影響に関わる分子メカニズム解析はいまだ途上にあり、追加としてAhRノックアウトマウスを用いた投与実験やChIP(クロマチン免疫沈降)解析などによる確認作業が考えられる。ここでは、Percellome Projectの投与実験の組み合わせと、それらに対するPercellome法の利点を生かした網羅的な解析が、環境化学物質をはじめとする外来性化学

物質 (Xenobiotics) の生体影響に関する分子生物学的メカニズム解明研究のユニークな糸口を提供する手段としても利用可能であることを示すことができたと考える。誌面の都合上、他に譲るが、ヒトに対する催奇形性があり使用禁止となっていたが、癌や難治性炎症性疾患の治療薬として再登場したサリドマイドについて、成獣雄マウスの肺に及ぼす影響と経胎盤的にマウス胎仔に及ぼす影響とを Percellome 解析により対比すると、間葉系成分に対する共通の抑制シグナルの存在が示唆される事例を見いだした。異なったプロトコルで異なった組織に対して行われた実験の間でも、このように共通のメカニズムを抽出しうる可能性を見ており、今後の複合的展開に大きな期待を抱いているところである。今後、本法の利点を生かした解析をさらに進めるとともに、データ・

解析ツールの公開Webサイトの充実、および、実験のみならずデータ解析・データマイニングについての共同研究を含めた展開を加速させていきたい。

謝辞 本Percellome Projectの遂行にあたっては、当毒性部の全メンバー、特に松田菜恵、辻昌貴、森田紘一、今井あや子、安東朋子、安部麻紀、森山紀子、近藤優子、青柳千百合、相原妃佐子、渡辺忍の各氏の卓越した働きに深謝する。三次元Surface可視化およびそれを用いた解析ツール群のアルゴリズム開発は共筆者の相崎健一主任研究官による。データベース関連、MADIC実装などのIT開発はNTTコムウェア、日本NCR(日本テラデータ)との共同研究に負うところ大である。本研究は厚生労働科学研究費補助金H13-生活-012, H13-生活-013, H14-トキシコ-001, H15-化学-002, H18-化学-一般-001などによる。

- 文献 -

- 1) Kanno J, et al: BMC Genomics (2006) 7: 64
- 2) 菅野 純ら: 細胞工学 (2004) 23: 685-693
- 3) 菅野 純ら: 細胞工学 (2007) 26: 71-77
- 4) Matsumoto S, et al: Genome Informatics (2005) 16: 183-194
- 5) 相崎健一ら: 細胞 (ニュー・サイエンス社), 印刷中
- 6) Van den Berg M, et al: Toxicol Sci (2006) 93: 223-241

Special Review

Percellome Projectによる毒性トランスクリプトミクスの新しい試み

Percellome Project as a New Approach to Toxicology Transcriptomics

菅野 純 北嶋 聡 相崎 健一 五十嵐 勝秀 中津 則之 高木 篤也 小川 幸男 児玉 幸夫

Jun Kanno, Satoshi Kitajima, Ken-ichi Aisaki, Katsuhide Igarashi, Noriyuki Nakatsu, Atsuya Takagi, Yukio Ogawa, Yukio Kodama

身の回りの物質の毒性(有害性)を予測し、その被害を未然に防ぐのが毒性学の役割である。この精度向上を目指したトキシコゲノミクス研究を実施する際に、マイクロアレイなどから細胞1個当たりのmRNAコピー数を得るPercellome法を開発した。90化合物のマウス肝初期応答データを採取し終え、新たな対象(反復投与、胎児毒性、吸入毒性、多臓器連携)を加えたPercellome Projectを展開している。

key words

トキシコゲノミクス, 分子毒性学, 遺伝子発現カスケード, 標準化, Percellome法, 3次元多層(Millefeuille) データ

1 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 E-mail: kanno@nihs.go.jp

1985年東京医科歯科大学大学院医学研究科博士課程修了。人体病理学、実験病理学専攻。国立医薬品食品衛生研究所毒性部室長を経て、2002年より同部長。内分秘かく乱関連などの分子毒性学研究、トキシコゲノミクスプロジェクトなどを厚生労働所掌業務との有機的連携のもとに推進。

北嶋 聡、相崎 健一、五十嵐 勝秀、中津 則之、高木 篤也、小川 幸男、児玉 幸夫 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

はじめに

医薬品、食品、化粧品、生活関連用品など、身の回りの物質が我々の身体に取り込まれた際に生じる可能性のある毒性(有害性)を予測し、それらの使用に際しての被害を未然に防ぐのが毒性学の役割である^{注1}(図1)。具体的には、人々の安全を確保するために使用法(用途)や使用量(残留量)を制限したり、場合によっては禁止したりするための科学的根拠を提供するが、その際、人の身代わりとして実験動物を用いる場合が多い。このような毒性学の精度向上の一環として、従来からの毒性研究(毒性症候学、毒性病理学、など)に加えてのトキシコゲノミクス(Toxicogenomics)研究が進められている。

トキシコゲノミクスでは、物質が生体に及ぼす影響をトランスクリプトームとして観測・解析する。その際、①分子毒性学を構築し種差や個体差の問題、複合暴露の問題などを解決するためには、遺伝子発現カスケードの全容解明を目指す必要がある、②形態学的に変化が現れた段階のトランスクリプトームは、遺伝子発現カスケードの最終段階に過ぎない、③形態変化の現れないごく初期段階を含む遺伝子発現カスケードを描出するためにはまとまった量のデータの蓄積が必須である、との観点から、筆者らは、マイクロアレイや定量PCRから細胞1個当たりのmRNAコピー数を得るPercellome手法と、そのデータ解析のための3次元多

層(Millefeuille)システムを開発・実用化した。遺伝子発現量が共通の尺度、すなわち“コピー数/細胞”で表現されることから、検体間、実験間、マイクロアレイのバージョン間、異なったプラットフォーム間、などのデータ比較が直接的に行えるようになり、数年かけて蓄積したデータの有機的活用が可能となった。現在、90種類の化学物質によるマウス肝の初期応答データを採取し終えたところである。新たな対象(反復投与、胎児毒性、吸入毒性、多臓器連携)を加えたPercellome Projectの概要を紹介する。

I. Percellome法:細胞1個当たりのmRNA絶対量を得る方法

原理は単純である。サンプルの細胞数を計測し、外部標準mRNA(スパイクRNA)を細胞1個当たり決まった分子数だけそのサンプルに添加し、そしてRNA抽出、測定に移る。サンプルのRNAの測定値を、スパイクRNAの値を基準に、細胞1個当たりのコピー数に換算する。実際には細胞数を直接計測するのが困難なことが多いため、その代替指標として細胞核内のゲノムDNA量を用いる^{1), 2)}。定量性・直線性の検証にはLBM標準サンプル(肝[L]と脳[B]を100:0, 75:25, 50:50, 25:75および0:100に混合した5サンプルから成るセット)を用いる。なお、スパイクRNAは、5種類の枯草菌遺伝子のmRNAを濃度公比3で混合したカクテル(dose-graded spike cocktail; GSC)として用意した。高精度を要求されるDNA定量法は手作業プロトコルおよび自動ロボット(PerkinElmer JANUS)のプロトコルを準備

注1 環境への配慮も含まれる。

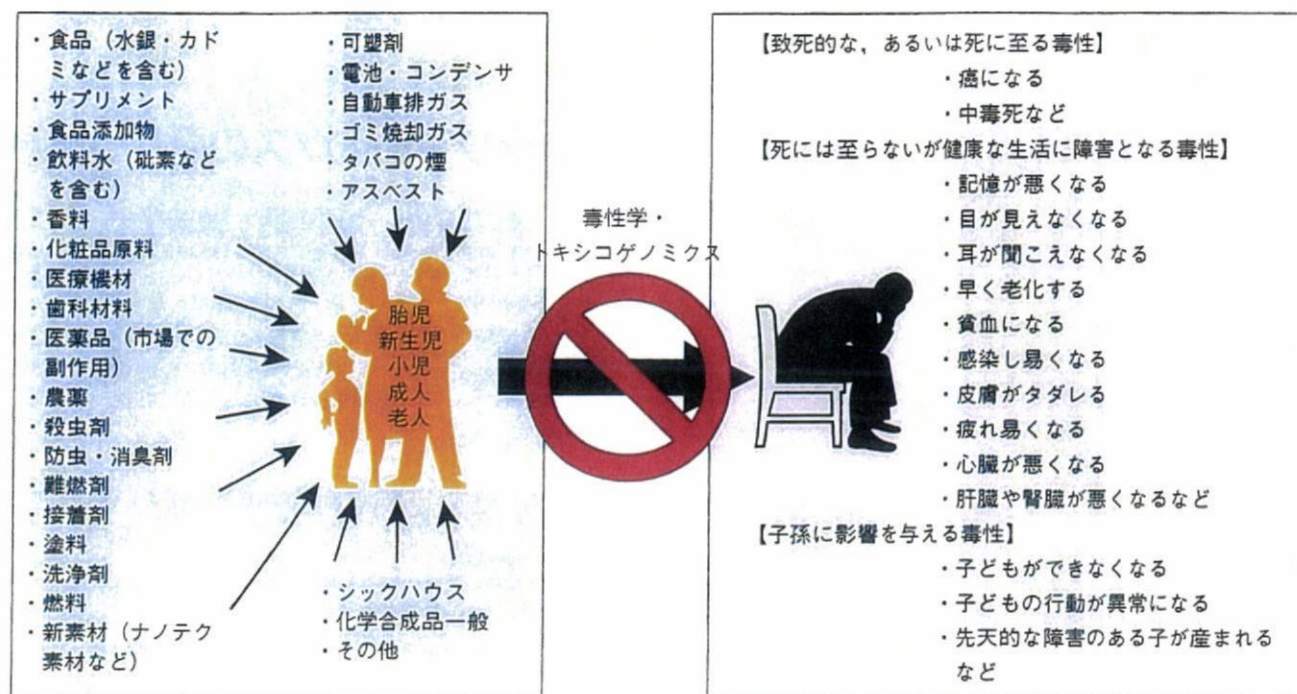


図1. 毒性学の対象

毒性学は、身の回りの物質が引き起こす障害を予測し、その発生を未然に防ぐことを目的としている。トキシコゲノミクス (毒性ゲノミクス) は、最先端の網羅的遺伝子発現解析技術を用いて、従来の毒性学の予測の精度を著しく向上、迅速化させることで、国民の健康安全の確保にさらに貢献することを目指している。

中である。カクテルとも共同研究ベースで供給可能である (連絡先: kanno@nihs.go.jp)。また、ERCC (The External RNA Control Consortium) と連絡をとるとともに、国際的標準化への関与を深めるため平成18年度厚労科研究費「医薬品などの有効性・安全性評価に資する遺伝子発現解析の国際的標準化に関わる研究 (H18-特別-指定-023)」を立ち上げた。現在、この他にシックハウス症候群を考慮した低用量域での吸入毒性トキシコゲノミクス、1匹のマウスから多臓器を採取しそれらの連携状況をトランスクリプトームから解析する多臓器トキシコゲノミクスを開始し、特徴的な遺伝子について組織内の発現分布を *in situ* ハイブリダイゼーションで確認する作業を並行している。また、下記の3次元データをweb公開するサーバを整備し、一部の化合物から3次元多層 (Millefeuille) データを順次閲覧可能とした (<http://toxicomics.nihs.go.jp/db/>)。

II. 3次元多層 (Millefeuille) データシステム: 生物系研究者に優しいデータ可視化と解析

医薬品を含む毒性既知の90化合物について単回経口投与後のトランスクリプトームデータを取得して、初期応答遺伝子カスケードを解析するための基盤データベースを構築した。現在、第二段階として反復暴露データ集積を開始し

た。データは、用量軸、時間軸、および遺伝子発現軸から成る3次元表示により、遺伝子発現の用量および時間に依存した変化を1枚の曲面として表すことで可視的に変化を判別しやすいように配慮した (図2)。これにより、コンピュータが選び出した遺伝子クラスターの中身を確認する際、特に、mRNAの合成分解のスピードなどの知見から生物学的にありえないパターン (用量軸の方向にも時間軸の方向にもジグザグな変化など) を排除する際に威力を発揮している。

1つの実験から排出されるGeneChip約50枚のデータを一括処理する能力を持ったPercellome自動換算・データ品質管理 (QC) に関わるソフトウェアに加えて、3次元多層 (Millefeuille) データに最適化した、発現パターン類似性による候補遺伝子検索、およびそれを発展させた教師無しクラスタリング³⁾を中心とした解析システム (MF System, MFシリーズ, 開発: 相崎 健一) を独自に実用化し、開発継続中である (図3)。これらにより、データQCはその日のうちに、基本的な発現情報検索から全遺伝子の教師無しクラスタリングまでを3日間で完遂できるものとなっている。

この基本解析を用いて、発現パターンによって分類された候補遺伝子リストが多数生成される。一部の幸運な例ではただちに新規と思われる毒性関連反応を見いだすことができた。またそうでない場合のための1つの補強手段とし

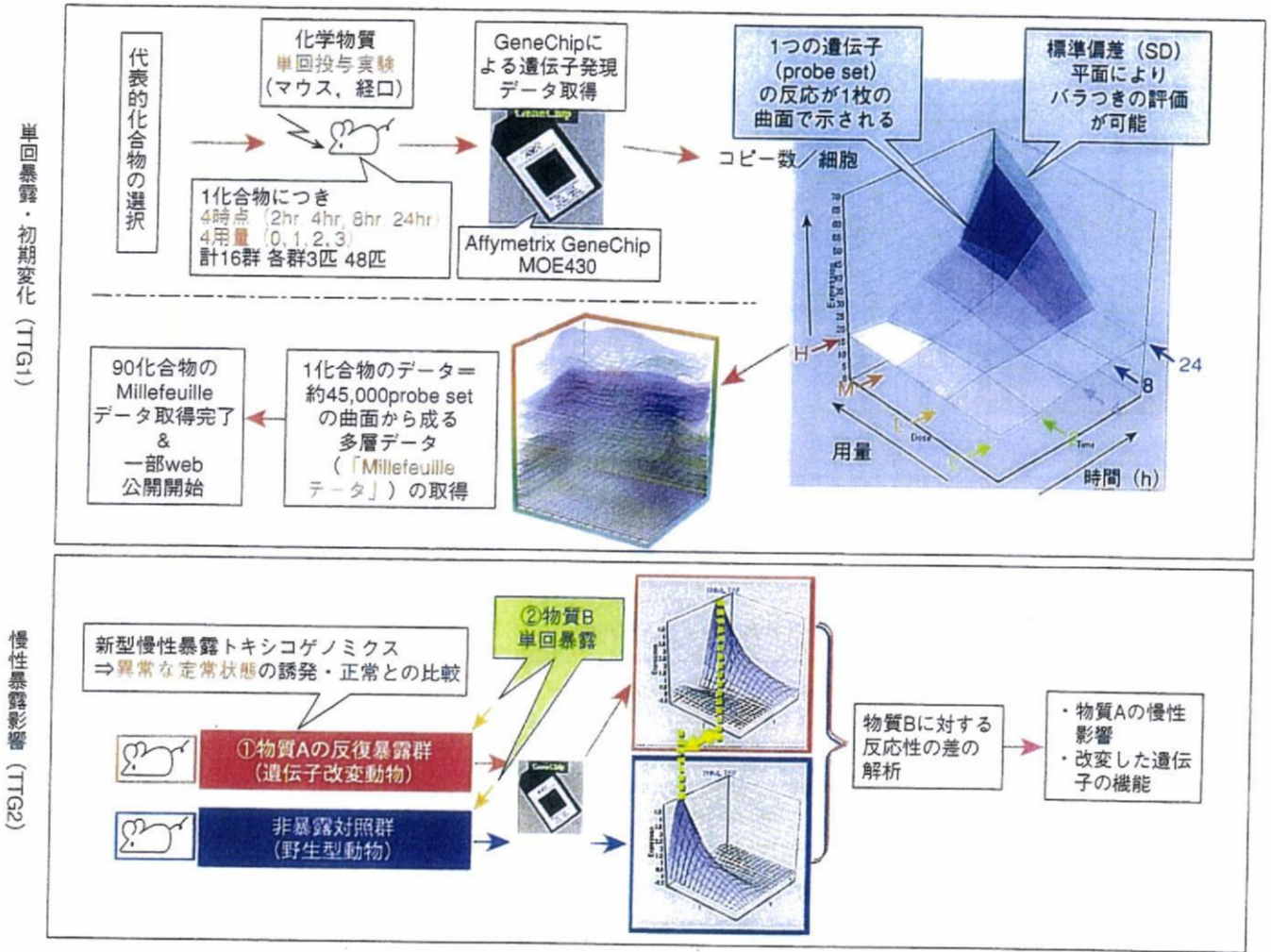


図2. Percellome 法と3次元表示による多層 (Millefeuille) データシステムを用いたプロジェクトの根幹部分の概要
 単回投与による遺伝子発現初期変化データを90化合物について取得 (上段)。現在、反復投与の影響を検討中 (下段)。H; 高用量 (high), M; 中用量 (medium), L; 低用量 (low), C; コントロール (control)。

て、Gene Ontology などの既存知識を利用して候補遺伝子リストの理解を支援するソフトウェア (MF GoPlot) を用意した。このツールは一種の化合物クラスタリングとしても利用することができる。

さらに候補遺伝子リストを基に複数化合物間比較を行い、複数条件下においても同期して発現する遺伝子群を自動抽出するシステムも開発済みである。本システムで得られた同期遺伝子群はシグナルカスケードの構成単位である可能性があり、データベース化しつつ、その解析を進めている (5TB規模のデータベース部分および、大量計算アルゴリズム実装は (株) NTT コムウェアおよび (株) 日本NCR/Teradata との共同開発による)。

Ⅲ. Percellome 手法のリアルタイムPCR を含む他のプラットフォームへの適用

Percellome 手法は、GSC の受け入れ条件を整えることに

より、様々なプラットフォームに適用可能である。その1つとして最も定量性が高いとされるリアルタイムPCR (ABI PRISM 7900 HT・96 ウェルプレート) への適用例を示す。現行のRT-PCR絶対定量法では、遺伝子ごとに検量線が必要であり、多数のサンプルについて多数の遺伝子を検討するには不向きである。Percellome RT-PCRでは、マイクロアレイと同様の原理を用いる。すなわち、サンプル破砕液に、その細胞数に比例する量のスパイクカクテル (GSC) を添加し、それらのCt値をPCRプレートごとの検量線とすることにより、測定したい遺伝子のCt値を細胞1個当たりのmRNAコピー数に換算する。これにより、GAPDHやActinなどのハウスキーピング遺伝子が変動してしまう際の問題、例えば、少数の遺伝子を検討する際にGlobal normalization法を適用し難い問題などが解決される。共通サンプルを測定しデータを比較することにより、Affymetrix GeneChipのPercellome結果と9割程度の整合性が確認され、

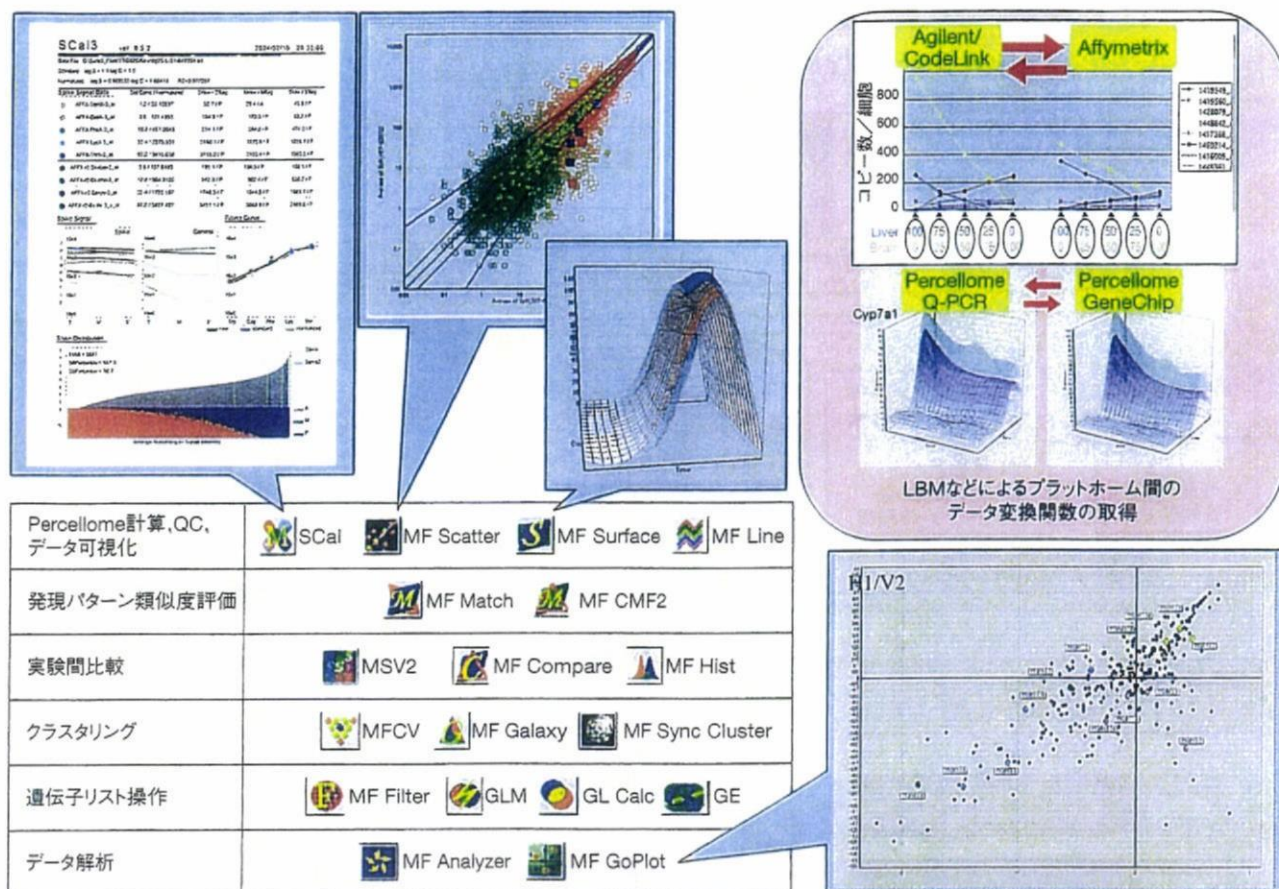


図3. 3次元多層 (Millefeuille) データの解析などに用いる独自開発プログラム群

品質管理とともに Perccellome 計算を自動的に実施する SCAI, Plot ソフトウェア, 3次元曲面の描画ソフト (MF Surface), など. 右上はプラットフォーム間のデータ変換情報の得方を示す. LBM を用いる方法 (上段) と, 実際の実験サンプルを用いる方法 (下段) がある. いずれも, 一度, 両方のプラットフォームでそれらのサンプルを測定する必要がある.

GeneChip と Perccellome RT-PCR との間でのコピー数の換算式がいくつかの遺伝子について得られている. この他に, Agilent 社製の単色マイクロアレイと CodeLink アレイに GSC を測定可能なカスタムアレイを用意し終え, LBM サンプルのデータなどをもとに, これらとの間の換算式も得つつある (図3右上).

Perccellome 法は, Affymetrix の新しいエクソンアレイの定量性・直線性の検討にも適応可能である. Affymetrix 社の Human Exon 1.0 ST Array と従来型の発現アレイ Human Genome U133 plus 2 について, 性質の異なるヒト癌細胞株 2 株から調製した LBM 様標準サンプル (100:0, 75:25, 50:50, 25:75 および 0:100 混合 5 サンプル) による比較を行い, 両アレイ間の相関性の高い probe set を多数検出することができた. また, 既知のエクソンに対して設計された probe set では発現が見られ, イントロンに対して設計された probe set では発現が見られない, あるいは, 既知の splicing variant に対応した probe set の発現が検出された,

などの基本性能が確認された. しかし, Perccellome 法を適用して未知の splicing variant の検出力を向上させるためには, 現状では各エクソン間の定量性に問題があることが示唆された. 定量値を算出する補正アルゴリズムの開発など, 何らかの対策が必要であることが考えられ, 現在, Affymetrix 社に確認を行っている.

IV. 核内受容体原性毒性の Perccellome トキシコゲノミクス解析

受容体原性毒性とは, 化学物質が受容体 (リガンド依存的転写因子を含む) に選択的に結合してシグナルをかく乱し, その結果生じる有害性を指す. 代表例としてはダイオキシンが挙げられる. AhR (Arylhydrocarbon receptor) ノックアウトマウスでは, ダイオキシンを大量に投与しても毒性がほとんど観察されない. すなわち, 野生型マウスがダイオキシンで死ぬメカニズムには, AhR が必須であり, AhR からの異常なシグナルがマウスを死に至らせていることに

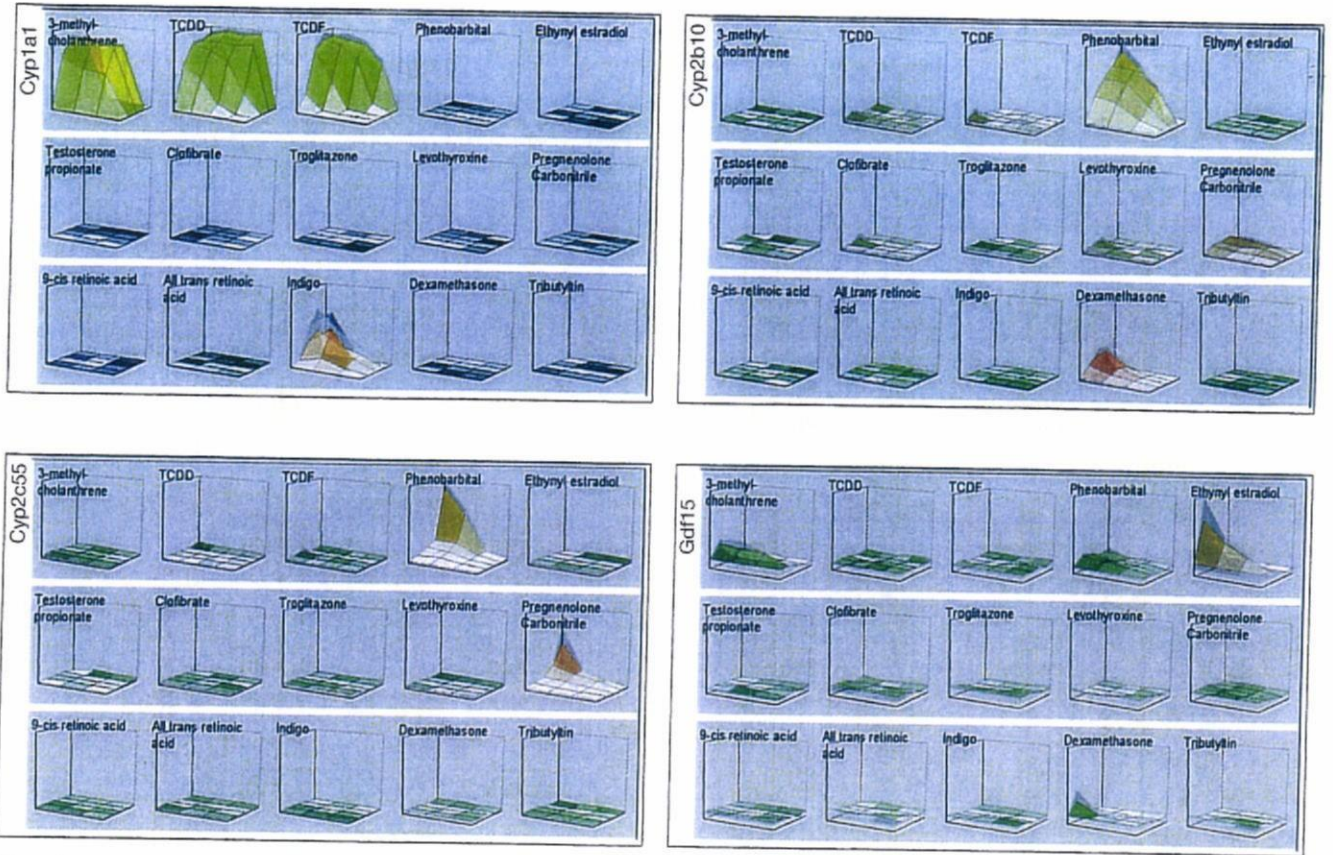


図4. 化合物間の発現比較

15種類の核内受容体リガンド化合物（各3次元グラフ内に表示）によるCyp1a1（左上）、Cyp2c55（左下）、Cyp2b10（右上）および、Gdf15（右下）の遺伝子発現を3次元表示したもの。各軸は、図2のとおり。縦軸のスケールは遺伝子ごとに共通。リガンドに選択的な遺伝子の発現が確認される。

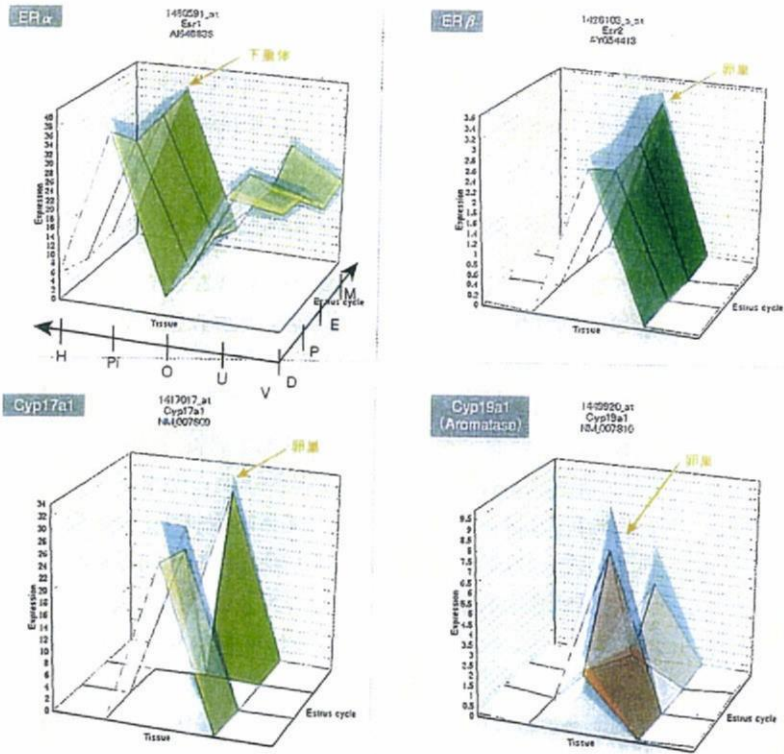


図5. 臓器間の発現比較

マウスの性周期（Diestrus, Proestrus, Estrus, Metestrusの4日間で1周期）ごとの視床下部（H）、下垂体（Pi）、卵巣（O）、子宮（U）および陰（V）における、ER α 、ER β 、Cyp17a1（steroid-17 α -hydroxylase）、およびCyp19a1（Aromatase）の遺伝子発現変動を3次元表示したもの。後二者の酵素は卵巣において周期性を持って発現している。

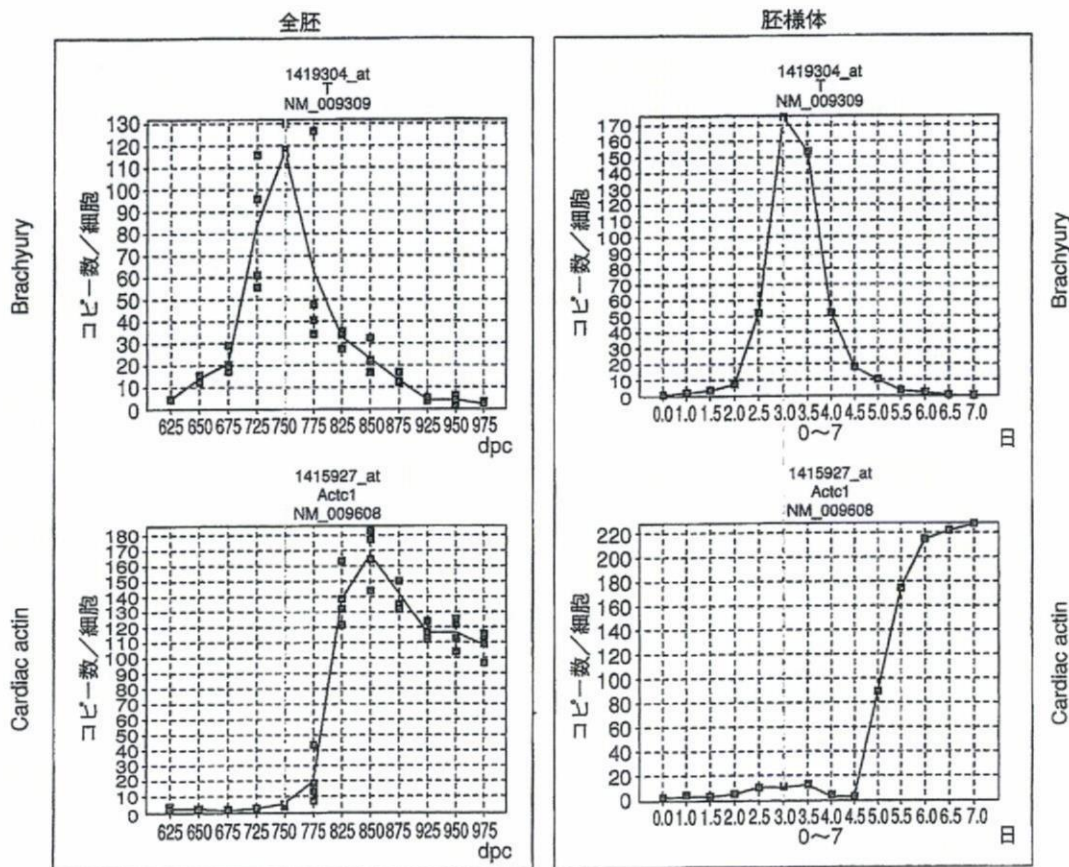


図6. マウス胎児（全胚）と胚様体の発現比較

マウス全胚の胎生6.25日～9.75日までの遺伝子発現と、胚様体の1日～7日目までの遺伝子変動の網羅的データベースから、初期中胚葉分化マーカーであるBrachyury遺伝子と、Cardiac actin遺伝子の経時変化を示す。

なる。エストロゲン活性化学物質による有害影響（内分泌かく乱化学物質問題）も同様にER (estrogen receptor) を介する受容体原性毒性と考えられ、胎生期にERを発現する組織が、低用量シグナルかく乱影響の重要標的であると考えられている。

ここでは、受容体原性毒性研究の基盤として、Perclomene手法を適用して、①核内受容体作動性物質によるマウス雄肝臓の遺伝子発現変動、②性周期に伴うマウス雌生殖器官遺伝子発現変動、③生後の発達過程におけるマウス雌生殖器官遺伝子発現変動、の3種類のデータベースを構築した。例えば、①では10種類の核内受容体に作用する典型物質について、単回経口投与後、2, 4, 8, 24時間目の変動を解析し、Ethinyl-estradiolがCyp11b1, TCDDがCyp1a1, 9-cis Retinoic AcidがCyp26a1, DexamethasoneがCyp2b10, ClofibrateがCyp4a14, PCNがCyp2c55など、各々の受容体に特徴的な遺伝子発現を誘導するところがとらえられている(図4)。②の性周期データベースは視床下部、下垂体、卵巣、子宮、膈を対象としており、性周期との関連が網羅的にとらえら

れている(図5)。これらのデータベースは、今後、各種の候補物質が引き起こす変化を詳細に解析する際の基準として利用される。

V. 発生トキシコゲノミクスへの応用

発生毒性学は、個体発生過程におけるダイナミックな遺伝子発現調節の分子機構を把握することにより、さらに正確なものに補強されると考える。現在、C57BL/6マウス胚の器官形成初期にあたる胎生6.5～9.5日（プラグ確認日：0.5日）の、①全胚の遺伝子発現変動解析、②遺伝子欠失マウス全胚との比較、および③標的が明らかな既知発生毒性物質投与による本データベースの具体的な適用、を実施している。①についてはすでに0.25日間隔（Time point 計12点）の遺伝子発現データベースを得て、②遺伝子欠失胚のデータといくつかの注目すべき遺伝子についてはwhole mount ISHを用いた発現の検証を加えた。これと並行して、ES細胞からhanging drop法で得た胚様体の0.5日間隔の遺伝子発現データとの比較を実施している。個体発生に関与

する遺伝子群の多くは経時的に激しく変化しており、既知発生毒性物質投与実験については標的遺伝子シグナルカスケードを解析中である (図6)。

おわりに

ノーザンブロットでは実験サンプルにだけバンドが見られ、対照サンプルには遺伝子発現がないという結果を得ても、細胞1個当たりで定量してみると、対照が10コピーに対して実験サンプルが20コピーである場合がある。“無”が“有”になったのではなく、“10”が“20”になったのである。

さて、筆者らの属する毒性学でも、医学の分野でも、疾患概念や毒性概念が整理され、患者や実験動物を診断する際には、まず、そのどれに当てはまるかを検討する。すなわち、どの“典型”に近い症例であるかを検討することから始まることが多い。

しかし、最近の医学・生物学には多因子疾患・多因子形質発現制御の概念が導入され、今から何年かの後には、“21世紀初頭までは、患者の遺伝子多型を調べずして治療を行っていた時代”として、“血液型を調べずに輸血していた時代”と並び称されるようになる可能性がある。このような多因子概念が定着すると、その多くは、“有 (100%)” “無 (0%)” の組み合わせではなく、“70%” “50%” “90%” といった半端な数の組み合わせであることが考えられる。すなわち、今までの離散値的な“典型”例を基準とするアプローチから、

連続値的な病態“スペクトラム”を直接扱うアプローチに変革していく可能性が考えられる。その際の網羅的データの解析とその蓄積の必要性を考えると、遺伝子発現データの定量化・標準化という問題は、今まで以上に重みを増すと考えられる。生命現象の網羅的解析にはトランスクリプトームだけでは不十分であることは自明であるが、この定量性を確保することは、これから実現されるであろう網羅的プロテオミクスなどの基盤としても重要ではないかと考える。

マイクロアレイなどから得られるトランスクリプトーム情報が、今後の医薬品審査や化学物質の安全性評価の際に必須なものとなる時代がすぐそこまで来ていることを念頭に、筆者らはPercellome法をさらに展開し、Percellome Projectデータベースを可能な限り高精度に保ちつつ毒性学的な内容を充実させるべく最大限の活動を継続して行く所存であるが、この技術、あるいは研究内容が毒性学以外の研究分野にもお役に立つことができれば幸甚である。

謝辞 本システムの開発とプロジェクトの遂行に当たっては、当毒性部の全メンバー、特に松田菜穂、辻昌貴、森田紘一、今井あや子、安東朋子、安部麻紀、森山紀子、近藤優子、青柳千百合、相原妃佐子、渡辺忍の各氏の卓越した働きに深謝する。本研究は厚生労働科学研究費補助金H13-生活-012, H13-生活-013, H14 トキシコ-001, H15-化学-002, H18-化学-一般-001などによる。

文献

- 1) Kanno J, et al: BMC Genomics (2006) 7: 64
- 2) 菅野 純ら: 細胞工学 (2004) 23: 685-693
- 3) Matsumoto S, et al: Genome Informatics (2005) 16: 183-194

Affinity for Thyroid Hormone and Estrogen Receptors of Hydroxylated Polybrominated Diphenyl Ethers

Shigeyuki Kitamura,^{*,a,b} Seiji Shinohara,^a Eri Iwase,^a Kazumi Sugihara,^a Naoto Uramaru,^{a,b} Hidenari Shigematsu,^b Nariaki Fujimoto,^a and Shigeru Ohta^a

^aGraduate School of Biomedical Sciences, Hiroshima University, Kasumi 1–2–3, Minami-ku, Hiroshima 734–8553, Japan and ^bNihon Pharmaceutical University, Komuro 10281, Ina-machi, Saitama 362–0806, Japan

(Received August 5, 2008; Accepted August 13, 2008)

The affinity for thyroid hormone receptor (TR) of polybromodiphenyl ethers (PBDEs) and hydroxylated PBDEs was examined. 4-Hydroxy-2,2',3,4',5-pentabromodiphenyl ether (4-OH-BDE-90) and 3-hydroxy-2,2',4,4'-tetrabromodiphenyl ether (3-OH-BDE-47) markedly inhibited the binding of triiodothyronine (1×10^{-10} M) to TR in the concentration range of 1×10^{-6} – 1×10^{-4} M. 2,3,4,5,6-Pentabromophenol (PBP) also showed an inhibitory effect at 1×10^{-5} – 1×10^{-4} M. However, 2,2',3,4,4',5'-hexabromodiphenyl ether (BDE-138), decabromodiphenyl ether (DBDE), 4-methoxy-2,2',3,4',5-pentabromodiphenyl ether (4-MeO-BDE-90), 4'-hydroxy-2,2',4,5'-tetrabromodiphenyl ether (4'-OH-BDE-49), 4-hydroxy-2,2',3,4'-tetrabromodiphenyl ether (4-OH-BDE-42), 4'-hydroxy-2,2',4-tribromodiphenyl ether (4'-OH-BDE-17), 3'-hydroxy-2,4-dibromodiphenyl ether (3'-OH-BDE-7), 2,4,6-tribromophenol (TBP) and tetrabromohydroquinone (TBHQ) did not show affinity for TR. In contrast, 4'-OH-BDE-17 and 3'-OH-BDE-7 exhibited estrogenic activity in estrogen-responsive reporter assay using MCF-7 cells at the concentration of 1×10^{-5} M. However, adjacent bromo substitution of 3- or 4-hydroxylated PBDEs markedly decreased the estrogenic activity. These results suggest that hydroxylated PBDEs act as thyroid hormone-like agents, as well as estrogens, that a 4- or 3-hydroxyl group in PBDEs is essential for thyroid hormonal and estrogenic activities, and that adjacent dibromo substitution favors thyroid hormonal activity, but not estrogenic activity.

Key words—polybrominated diphenyl ether, thyroid hormonal activity, estrogenic activity, hydroxylated

**To whom correspondence should be addressed: Nihon Pharmaceutical University, Komuro 10281, Ina-machi, Saitama 362–0806, Japan. Tel.: +81-48-721-1155; Fax: +81-48-721-6973; E-mail: kitamura@nichiyaku.ac.jp

polybrominated diphenyl ether

INTRODUCTION

Brominated flame retardants are widely used throughout the world in electronic circuit boards and other electronic equipment.^{1–5} Polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) and tetrabromobisphenol A (TBBPA) have been detected in environmental samples such as sediments, fish, birds, and also in human breast milk and blood.^{6–14} Exposure to PBDEs can lead to thyroid hormone disturbances and neurotoxicity in wildlife and humans.^{15–19}

It has been reported that some PBDEs and TBBPA have estrogenic, anti-androgenic and anti-progesterone activities *in vitro*.^{19–22} Ceccatelli *et al.* reported that a PBDE, PBDE 99, can cause disruption of estrogenic action *in vivo* in rats.²³ Richardson *et al.* reported that BDE 47 caused disruption of thyroid hormonal action in mice *in vivo*.²⁴ Lilienthal *et al.* also reported an effect of PBDE 99 on sexual development and sexually dimorphic behavior in rats.²⁵ Several PBDEs have been reported to cause thyroid hormone disruption.^{26–28} It has been suggested that hydroxylated PBDEs may disrupt thyroid hormone status, because of their structural similarity to thyroid hormone. Hydroxylated PBDEs may have high binding affinity for the serum thyroid hormone binding protein transthyretin (TTR), thyroid hormone receptor (TR), thereby displacing the natural ligand. However, the exact mechanisms of interference with thyroid hormonal action are not fully understood.

In this report, we tested with the thyroid hormonal and estrogenic activities of PBDEs, including their hydroxylated derivatives, as determined by means of binding assay with TR from the rat pituitary cell line MtT/E-2 and estrogen-

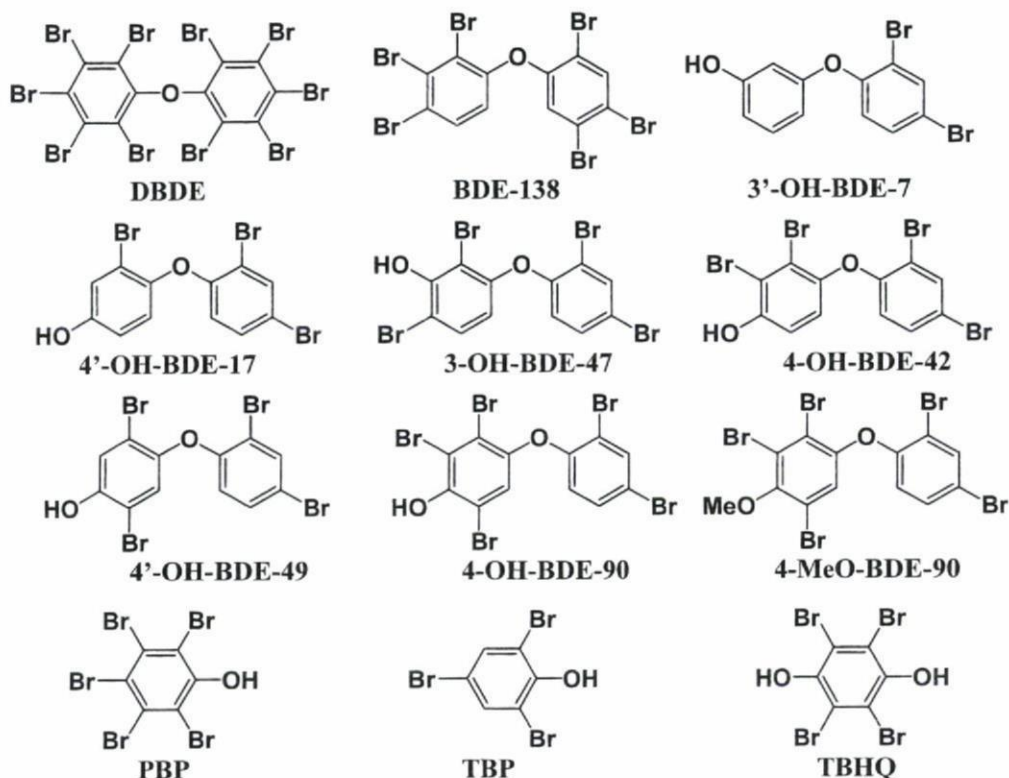


Fig. 1. Structures of PBDEs and Hydroxylated PBDEs Used in this Study

responsive element (ERE)-luciferase reporter assay using MCF-7 cells. As substrates, we used 12 PBDEs and related compounds, 2,2',3,4,4',5'-hexabromodiphenyl ether (BDE-138), decabromodiphenyl ether (DBDE), 4-hydroxy-2,2',3,4'-tetrabromodiphenyl ether (4-OH-BDE-42), 4'-hydroxy-2,2',4-tribromodiphenyl ether (4'-OH-BDE-17), 4-hydroxy-2,2',3,4',5-pentabromodiphenyl ether (4-OH-BDE-90), 3-hydroxy-2,2',4,4'-tetrabromodiphenyl ether (3-OH-BDE-47), 4'-hydroxy-2,2',4,5'-tetrabromodiphenyl ether (4'-OH-BDE-49), 3'-hydroxy-2,4-dibromodiphenyl ether (3'-OH-BDE-7), 4-methoxy-2,2',3,4',5-pentabromodiphenyl ether (4-MeO-BDE-90), 2,3,4,5,6-pentabromophenol (PBP), 2,4,6-tribromophenol (TBP) and tetrabromohydroquinone (TBHQ) (Fig. 1). We found that hydroxylated PBDEs exhibit significant thyroid hormonal activity, as well as estrogenic activity.

MATERIALS AND METHODS

Chemicals — ^{125}I -T3 (3,5,3'- ^{125}I , radiochemical purity > 95%, 28.8 TBq/mmol) was purchased from NEN Life Science Products (Boston, MA,

U.S.A.). Hydroxylated PBDEs and other PBDEs were obtained from Accu Standard (New Haven, CT, U.S.A.), and 17 β -estradiol (E2) was from Sigma (St. Louis, MO, U.S.A.). Test compounds were solubilized in dimethyl sulfoxide, and the assay was conducted in 0.1% dimethyl sulfoxide solution. Cells of a human breast cancer cell line, MCF-7, were obtained from the Health Science Research Resources Bank (Osaka, Japan). The rat pituitary cell line, MtT/E-2, was established in our laboratory.²⁹⁾

Competitive Binding Assay to TR — Nuclear extracts of MtT/E were used for the assay, since this cell line expresses large amounts of TR. MtT/E-2 cells were homogenized in 0.32 M sucrose solution containing 3 mM MgCl₂ and 1 mM dithiothreitol, and centrifuged at 700 *g* for 10 min. The pellets were resuspended in 2.4 M sucrose with MgCl₂ and centrifuged at 53000 *g* for 45 min. The resulting nuclear pellets were resuspended in TMDS buffer (2 mM Tris-HCl, 3 mM MgCl₂, 1 mM dithiothreitol, 0.32 M sucrose, pH 7.4). Various concentrations of test chemicals and 3 nM ^{125}I -T3 were incubated in 0.2 ml of the nuclear suspension at 37°C for 40 min. After incubation, 0.25 ml of 2% Triton X-100 was added to terminate the reaction, and the mixture

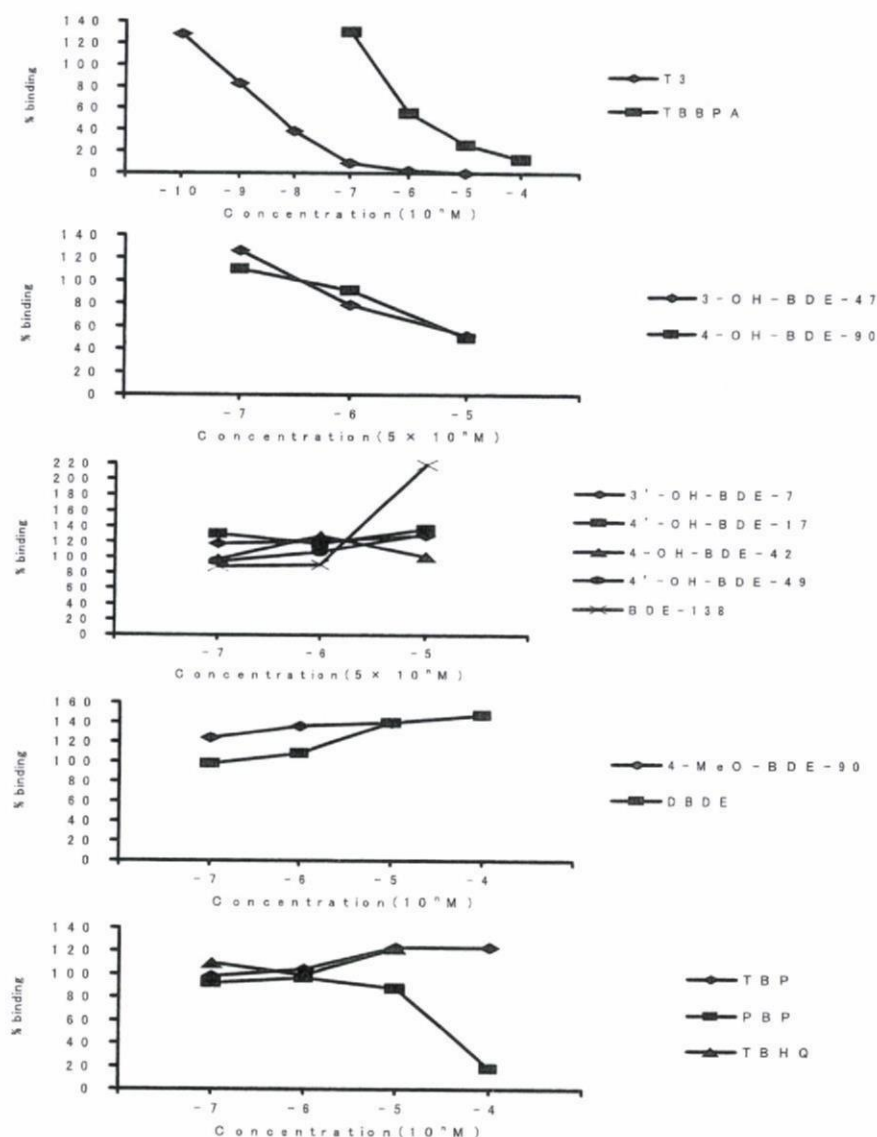


Fig. 2. Binding Assay of Test Compounds to Thyroid Hormone Receptor

Each value represents the mean of triplicate determinations. Activity was expressed relative to the control with no added test compound. T3; L-3,5,3'-triiodothyronine, TBBPA; tetrabromobisphenol A, 3-OH-BDE-47; 3-hydroxy-2,2',4,4'-tetrabromodiphenyl ether, 4-OH-BDE-90; 4-hydroxy-2,2',3,4',5-pentabromodiphenyl ether, 3'-OH-BDE-7; 3'-hydroxy-2,4-dibromodiphenyl ether, 4'-OH-BDE-17; 4'-hydroxy-2,2',4-tribromodiphenyl ether, 4-OH-BDE-42; 4-hydroxy-2,2',3,4'-tetrabromodiphenyl ether, 4'-OH-BDE-49; 4'-hydroxy-2,2',4,5'-tetrabromodiphenyl ether, BDE-138; 2,2',3,4,4',5'-hexabromodiphenyl ether, 4-MeO-BDE-90; 4-methoxy-2,2',3,4',5-pentabromodiphenyl ether, DBDE; decabromodiphenyl ether, TBP; 2,4,6-tribromophenol, PBP; 2,3,4,5,6-pentabromophenol, TBHQ; tetrabromohydroquinone.

was centrifuged at 1000 *g* for 10 min. The pellets were washed 2 times with 1 ml of TMDS buffer and the supernatant was removed. Radioactivity of the pellets was counted with a gamma counter (Wallac Wizard 1480, Perkin Elmer Life Sciences, Boston, MA, U.S.A.).

Assay of Estrogenic Activity of Hydroxylated PBDEs and Related Compounds—ERE-luciferase reporter assay using MCF-7 cells was performed according to the previously reported method.³⁰⁾

RESULTS

Competitive Binding Assay for TR of Hydroxylated PBDEs and Related Compounds

The inhibitory effects of PBDEs and hydroxylated PBDEs on binding of T3 to TR were examined. T3 competitively inhibited the binding of ¹²⁵I-T3 (1 × 10⁻¹⁰ M) to TR in the range of 1 × 10⁻⁹–1 × 10⁻⁶ M, and TBBPA also showed an inhibitory effect at 10⁻⁶–10⁻⁴ M. 4-OH-BDE-90 and 3-OH-BDE-47 also markedly inhibited the binding of

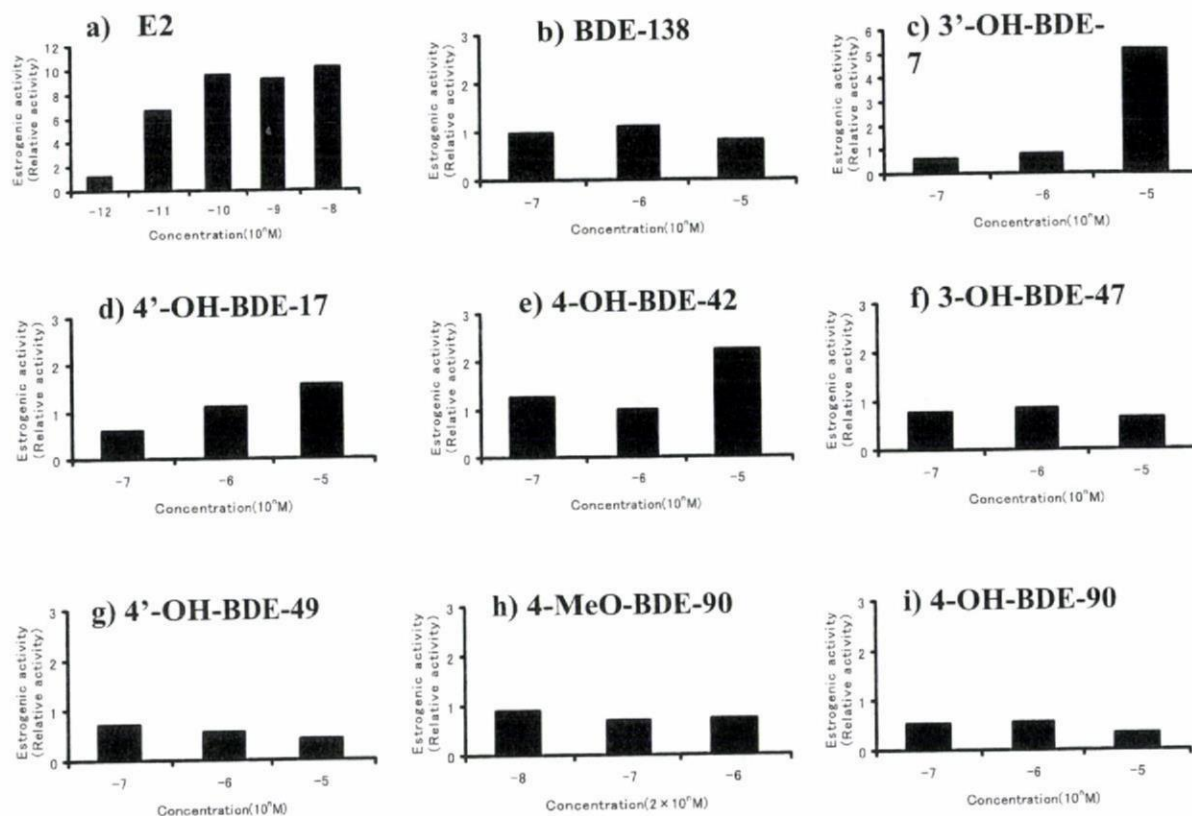


Fig. 3. Estrogenic Activity of PBDEs and Related Compounds in ERE-luciferase Reporter Assay Using MCF-7 Cells

Each value represents the mean of triplicate determinations. Estrogenic activity of PBDEs was expressed as relative activity with respect to the control using MCF-7 cells. E2; 17 β -estradiol, BDE-138; 2,2',3,4,4',5'-hexabromodiphenyl ether, 3'-OH-BDE-7; 3'-hydroxy-2,4-dibromodiphenyl ether, 4'-OH-BDE-17; 4'-hydroxy-2,2',4-tribromodiphenyl ether, 4-OH-BDE-42; 4-hydroxy-2,2',3,4'-tetrabromodiphenyl ether, 3-OH-BDE-47; 3-hydroxy-2,2',4,4'-tetrabromodiphenyl ether, 4'-OH-BDE-49; 4'-hydroxy-2,2',4,5'-tetrabromodiphenyl ether, 4-MeO-BDE-90; 4-methoxy-2,2',3,4',5-pentabromodiphenyl ether, 4-OH-BDE-90; 4-hydroxy-2,2',3,4',5-pentabromodiphenyl ether.

¹²⁵I-T3 to the receptor in the concentration range of 1×10^{-6} – 1×10^{-4} M. PBP showed an inhibitory effect at 1×10^{-5} – 1×10^{-4} M. BDE-138, DBDE, 4-MeO-BDE-90, 4'-OH-BDE-49, 4-OH-BDE-42, 4'-OH-BDE-17, 3'-OH-BDE-7, TBP and TBHQ showed little or no affinity. Elevated binding affinity was observed for hydroxylated PBDEs with bromine substitution at both adjacent positions to the hydroxyl group. 4-Hydroxy-PBDEs brominated at the 3- or 5-position, but not both, showed little activity. Hydroxylated PBDEs with no adjacent bromine substitution of the phenyl ring, and 4-methoxy-PBDEs also showed little affinity (Fig. 2).

Estrogenic Activity of PBDEs and Hydroxylated PBDEs

4'-OH-BDE-17 and 3'-OH-BDE-7 exhibited estrogenic activity in estrogen-responsive reporter assay using MCF-7 cells in the concentration range of 1×10^{-6} – 1×10^{-5} M. However, no estrogenic activity of other 4-hydroxy-PBDEs or PBDEs was

observed. These experiments indicate that a hydroxyl group of PBDEs is essential for estrogenic activity, but 3- or 4-hydroxyl PBDEs with ortho-bromine substituents show decreased estrogenic activity (Fig. 3).

DISCUSSION

In this study, the thyroid hormonal potency of PBDEs was examined, in view of their structural resemblance to the thyroid hormones. We found that hydroxylated PBDEs show thyroid hormone-disrupting activity through interaction with TR, though PBDEs do not. Recently, thyroid hormone-disrupting action of some PBDEs and hydroxy-PBDEs has been discussed.³¹⁾ Meerts *et al.* reported that some PBDEs exhibited binding capability to TTR after metabolic conversion by rat liver microsomes.³²⁾ They suggested that the hydroxylated PBDEs thus formed exhibited the binding ac-

tivity with TTR. Hallgren and Danerud also suggested that hydroxylated metabolites of 2,2',4,4'-tetrabromodiphenyl ether bind TTR in rats *in vivo*.¹⁵⁾ Schriks *et al.* reported that synthetic T2, T3 and T4-like PBDEs show thyroid hormone-like activity.³³⁾ Dietrich *et al.* reported that some brominated thyroxine analogues have thyroid hormonal activity.³⁴⁾ Hamers *et al.* reported that some PBDEs disrupt the endocrine system by binding to TTR, and exhibit progesterone receptor (PR)- and androgen receptor (AR)-antagonistic effects in the presence of T3.¹⁹⁾ We present here direct evidence that some hydroxylated PBDEs bind to TR.

We found that PBDEs substituted with two bromo atoms adjacent to the hydroxyl group on an aromatic ring show thyroid hormonal activity, though other PBDEs do not. A 3- or 4-hydroxyl group and two adjacent bromo substituents on the phenyl group seem to be essential structural factors for binding to TR. In this respect, the compounds apparently resemble T4, rather than T3. However, the atomic size of bromine is much smaller than that of iodine. In view of the affinity of hydroxylated PBDEs for TR, two adjacent bromo substituents may be favorable for binding to TR. We also recognized a similar structural requirement for TR affinity in a brominated bisphenol A, TBBPA, and also chlorinated and methylated bisphenol A.²⁰⁾ 3,5-Substituents of bisphenol A are also necessary for thyroid hormonal activity. Another brominated phenyl ring substituted at the 1-position of the phenyl ring bearing the 3- or 4-hydroxyl group also seems to be necessary for high binding affinity for TR, because TBHQ and TBP showed weaker activity. Hydroxy-polychlorinated biphenyls (PCBs) were also reported to show both estrogenic and thyroid hormone-disrupting activities.³⁵⁻³⁸⁾ Iwasaki *et al.* reported that 4-hydroxy-2',3,3',4',5'-pentachlorobiphenyl acts as an antagonist by suppressing the interaction of TR and a coactivator.³⁹⁾ We also reported that a 4-hydroxyl group and adjacent 3,5-dichloro substituents on the phenyl group seem to be essential structural factors for binding to TR, in agreement with the present findings.³⁵⁾ In contrast, we found that 4-OH-2',4',6'-trichlorobiphenyl, a 4-hydroxy-PCB without 3,5-chlorine atoms, is estrogenic in an estrogen-responsive reporter test using human breast cancer cell line MCF-7. However, 4-hydroxy-3,5-dichlorinated biphenyl exhibited little estrogenic activity.³⁵⁾ These results are also consistent with the estrogenic activity of hydroxylated PBDEs found in

this study.

There are other mechanisms through which environmental contaminants may interact with the thyroid hormone system. These include direct toxicity at the thyroid gland, which can lead to decreased synthesis of thyroid hormones, disturbance of thyroid hormone metabolism, and interaction with thyroid hormone transport proteins.⁴⁰⁻⁴⁴⁾ Richardson *et al.* demonstrated the induction of glucuronidation and thyroid hormone transporter as mechanisms leading to a decreased level of thyroid hormone after administration of BDE 47 to mice.²⁴⁾ PBDE-99 reduced the thyroxin level in rat dams after a single gestational exposure, and also reduced hepatic enzyme activity.⁴⁵⁾ Hydroxylated PBDEs bind to human TTR and thyroid-binding globulin *in vitro*.³²⁾ In the current study, it was shown that hydroxylated PBDEs interact with TR. These results suggest that hydroxylated PBDEs have the potential to disrupt thyroid hormonal activity *in vivo* by interaction with TR, besides binding with TTR. Further work is necessary to assess the *in vivo* endocrine-disrupting action of hydroxylated PBDEs, taking into account the other thyroid hormone-disrupting actions of these compounds. Thyroid hormonal and estrogenic activities of hydroxylated PBDEs observed *in vitro* may reflect endocrinal toxicity *in vivo*. We demonstrated that amphibian metamorphosis is suppressed by TBBPA and related compounds.^{46,47)}

In conclusion, the structural requirements of hydroxylated PBDEs for thyroid hormonal activity are a 3- or 4-hydroxyl group and two adjacent bromine substitutions adjacent to the hydroxyl group. The requirement for estrogenic activity is a 3- or 4-hydroxyl group, but adjacent bromine substitution of hydroxy-PBDEs reduces the estrogenic activity.

Acknowledgements This work was supported by a Grant-in-Aid for Scientific Research on Priority Areas from the Japanese Ministry of Education, Science, Sports and Culture, and a Grant-in-Aid for Scientific Research from the Japanese Ministry of the Environment.

REFERENCES

- 1) Alaei, M. and Wenning, R. J. (2002) The significance of brominated flame retardants in the environment—current understanding, issues and challenges. *Chemosphere*, **46**, 579–582.

- 2) Darnerud, P. O., Eriksen, G. S., Johannesson, T., Larsen, P. B. and Viluksela, M. (2001) Polybrominated diphenyl ethers: Occurrence, dietary exposure, and toxicology. *Environ. Health Perspect.*, **109**, 49–68.
- 3) Darnerud, P. O. (2003) Toxic effects of brominated flame retardants in man and in wildlife. *Environ. Int.*, **29**, 841–853.
- 4) de Wit, C. A. (2002) An overview of brominated flame retardants in the environment. *Chemosphere*, **46**, 583–624.
- 5) Sjödin, A., Patterson, D. G. and Bergman, A. (2003) A review on human exposure to brominated flame retardants—particularly polybrominated diphenyl ethers. *Environ. Int.*, **29**, 829–839.
- 6) Sjödin, A., Carlsson, H., Thuresson, K., Sjölin, S., Bergman, A. and Östman, C. (2001) Flame retardants in indoor air at an electronics recycling plant and at other work environments. *Environ. Sci. Technol.*, **35**, 448–454.
- 7) Thomsen, C., Janak, K., Lundanes, E. and Becher, G. (2001) Determination of phenolic flame-retardants in human plasma using solid-phase extraction and gas chromatography-electron-capture mass spectrometry. *J. Chromatogr. B*, **750**, 1–11.
- 8) Thomsen, C., Lundanes, E. and Becher, G. (2002) Brominated flame retardants in archived serum samples from Norway: A study on temporal trends and the role of age. *Environ. Sci. Technol.*, **36**, 1414–1418.
- 9) Oberg, K., Warman, K. and Oberg, T. (2002) Distribution and levels of brominated flame retardants in sewage sludge. *Chemosphere*, **48**, 805–809.
- 10) Fischer, D., Hooper, K., Athanasiadou, M., Athanassiadis, I. and Bergman, A. (2006) Children show highest levels of polybrominated diphenyl ethers in a California family of four: A case study. *Environ. Health Perspect.*, **114**, 1581–1584.
- 11) Harrard, S. and Porter, L. (2007) Concentrations of polybrominated diphenyl ethers in blood serum from New Zealand. *Chemosphere*, **66**, 2019–2023.
- 12) Inoue, K., Harada, K., Takenaka, K., Uehara, S., Kono, M., Shimizu, T., Takasuga, T., Senthilkumar, K., Yamashita, F. and Koizumi, A. (2006) Levels and concentration ratios of polychlorinated biphenyls and polybrominated diphenyl ethers in serum and breast milk in Japanese mothers. *Environ. Health Perspect.*, **114**, 1179–1185.
- 13) Schechter, A., Papke, O., Harris, T. R., Tung, K. C., Musumba, A., Olson, J. and Birnbaum, L. (2006) Polybrominated diphenyl ether (PBDE) levels in an expanded market basket survey of U.S. food and estimated PBDE dietary intake by age and sex. *Environ. Health Perspect.*, **114**, 1515–1520.
- 14) Schechter, A., Pavuk, M., Papke, O., Ryan, J. J., Birnbaum, L. and Rosen, R. (2003) Polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in U.S. mothers' milk. *Environ. Health Perspect.*, **111**, 1723–1729.
- 15) Hallgren, S. and Darnerud, P. O. (2002) Polybrominated ethers (PBDEs), polychlorinated biphenyls (PCBs), chlorinated paraffins (CPs) in rats—testing interactions and mechanisms for thyroid hormones effects. *Toxicology*, **177**, 227–243.
- 16) Mariussen, E. and Fonnum, F. (2003) The effect of brominated flame retardants on neurotransmitter uptake into rat brain synaptosomes and vesicles. *Neurochem. Int.*, **43**, 533–542.
- 17) Viberg, H., Fredriksson, A., Jakobsson, E., Orn, U. and Eriksson, P. (2003) Neurobehavioral derangements in adult mice receiving decabrominated diphenyl ether (PBDE 209) during a defined period of neonatal brain development. *Toxicol. Sci.*, **76**, 112–120.
- 18) Fukuda, N., Ito, Y., Yamaguchi, M., Mitumori, K., Koizumi, M., Hasegawa, R., Kamata, E. and Ema, M. (2004) Unexpected nephrotoxicity induced by tetrabromobisphenol A in newborn rats. *Toxicol. Lett.*, **150**, 145–155.
- 19) Hamers, T., Kamstra, J. H., Sonneveld, E., Murk, A. J., Kester, M. H. A., Andersson, P. L., Legler, J. and Brouwer, A. (2006) *In vitro* profiling of the endocrine-disrupting potency of brominated flame retardants. *Toxicol. Sci.*, **92**, 157–173.
- 20) Kitamura, S., Jinno, N., Ohta, S., Kuroki, H. and Fujimoto, N. (2002) Thyroid hormonal activity of the flame retardants tetrabromobisphenol A and tetrachlorobisphenol A. *Biochem. Biophys. Res. Commun.*, **299**, 554–559.
- 21) Olsen, C. M., Meussen-Elholm, E. T. M., Samuelsen, M., Holme, J. A. and Hongslo, J. K. (2003) Effects of the environmental oestrogens bisphenol A, tetrachlorobisphenol A, tetrabromobisphenol A, 4-hydroxybiphenyl and 4,4'-dihydroxybiphenyl on oestrogen receptor binding, cell proliferation and regulation of oestrogen sensitive proteins in the human breast cancer cell line MCF-7. *Pharmacol. Toxicol.*, **92**, 180–188.
- 22) Stoker, T. E., Cooper, R. L., Lambright, C. S., Wilson, V. S., Furr, J. and Gray, L. E. (2005) *In vivo* and *in vitro* anti-androgenic effects of DE-71, a commercial polybrominated diphenyl ether (PBDE) mixture. *Toxicol. Appl. Pharmacol.*, **207**, 78–88.
- 23) Ceccatelli, R., Faass, O., Schlumpf, M. and Lichtensteiger, W. (2006) Gene expression and estrogen sensitivity in rat uterus after developmental exposure to the polybrominated diphenylether

- PBDE 99 and PCB. *Toxicology*, **220**, 104–116.
- 24) Richardson, V. M., Staskal, D. F., Ross, D. G., Diliberto, J. J., DeVito, M. J. and Birnbaum, L. S. (2008) Possible mechanisms of thyroid hormone disruption in mice by BDE 47, a major polybrominated diphenyl ether congener. *Toxicol. Appl. Pharmacol.*, **226**, 244–250.
- 25) Lilienthal, H., Hack, A., Roth-Hare, A., Grande, S. W. and Talsness, C. E. (2006) Effects of developmental exposure to 2,2',4,4',5-pentabromodiphenyl ether (PBDE-99) on sex steroids, sexual development, and sexually dimorphic behavior in rats. *Environ. Health Perspect.*, **114**, 194–201.
- 26) Sakai, H., Yamada-Okabe, T., Kashima, Y., Matsui, M., Aono, T., Aoyagi, M. and Hasegawa, J. (2003) Effects of brominated flame retardants on transcriptional activation mediated by thyroid hormone receptor. *Organohalogen Compounds*, **61**, 215–218.
- 27) Zhou, T., Ross, D. G., DeVito, M. J. and Crofton, K. M. (2001) Effects of short-term *in vivo* exposure to polybrominated diphenyl ethers on thyroid hormones and hepatic enzyme activities in weanling rats. *Toxicol. Sci.*, **61**, 76–82.
- 28) Zhou, T., Taylor, M. M., DeVito, M. J. and Crofton, K. M. (2002) Developmental exposure to brominated diphenyl ethers results in thyroid hormone disruption. *Toxicol. Sci.*, **66**, 105–116.
- 29) Fujimoto, N., Maruyama, S. and Ito, A. (1999) Establishment of an estrogen responsive rat pituitary cell sub-line MtT/E-2. *Endocr. J.*, **46**, 389–396.
- 30) Kitamura, S., Ohmegi, M., Sanoh, S., Sugihara, K., Yoshihara, S., Fujimoto, N. and Ohta, S. (2003) Estrogenic activity of styrene oligomers after metabolic activation by rat liver microsomes. *Environ. Health Perspect.*, **111**, 329–334.
- 31) Legler, J. and Brouwer, A. (2003) Are brominated flame retardants endocrine disruptors? *Environ. Int.*, **29**, 879–885.
- 32) Meerts, I. A. T. M., van Zanden, J. J., Luijckx, E. A. C., van Leeuwen-Bol, I., Marsh, G., Jakobsson, E., Bergman, Å. and Brouwer, A. (2000) Potent competitive interactions of some brominated flame retardants and related compounds with human transthyretin *in vitro*. *Toxicol. Sci.*, **56**, 95–104.
- 33) Schriks, M., Vrabie, C. M., Gutleb, A. C., Faassen, E. J., Rietjens, I. M. C. M. and Murk, A. J. (2006) T-screen to quantify functional potentiating, antagonistic and thyroid hormone-like activities of polyhalogenated aromatic hydrocarbons (PHAHs). *Toxicol. In vitro*, **20**, 490–498.
- 34) Dietrich, S. W., Bolger, M. B., Kollman, P. A. and Jorgensen, E. C. (1977) Thyroxine analogues. 23. Quantitative structure-activity correlation studies of *in vivo* and *in vitro* thyromimetic activities. *J. Med. Chem.*, **20**, 863–880.
- 35) Kitamura, S., Jinno, N., Suzuki, T., Sugihara, K., Ohta, S., Kuroki, H. and Fujimoto, N. (2005) Thyroid hormone-like and estrogenic activity of hydroxylated PCBs in cell culture. *Toxicology*, **208**, 377–387.
- 36) Connor, K., Ramamoorthy, M., Moore, M., Mustain, M., Chen, I., Safe, S., Zacharewski, T., Gillesby, B., Joyeux, A. and Balague, P. (1997) Hydroxylated polychlorinated biphenyls (PCBs) as estrogens and antiestrogens: structure-activity relationships. *Toxicol. Appl. Pharmacol.*, **145**, 111–123.
- 37) Korach, K. S., Sarver, P., Chae, K., McLachlan, J. A. and McKinney, J. D. (1988) Estrogen receptor-binding activity of polychlorinated hydroxybiphenyls: conformationally restricted structural probes. *Mol. Pharmacol.*, **33**, 120–126.
- 38) Cheek, A. O., Know, K., Chen, J. and McLachlan, J. A. (1999) Potential mechanisms of thyroid disruption in humans: Interaction of organochlorine compounds with thyroid receptor, transthyretin, and thyroid-binding globulin. *Environ. Health Perspect.*, **107**, 273–278.
- 39) Iwasaki, T., Miyazaki, W., Takeshita, A., Kuroda, Y. and Koibuchi, N. (2002) Polychlorinated biphenyls suppress thyroid hormone-induced transactivation. *Biochem. Biophys. Res. Commun.*, **299**, 384–388.
- 40) Collins, W. T., Jr and Capen, C. C. (1980) Fine structural lesions and hormonal alterations in thyroid glands of perinatal rats exposed *in utero* and by the milk to polychlorinated biphenyl. *Am. J. Pathol.*, **99**, 125–142.
- 41) Barter, R. A. and Klaassen, C. D. (1994) Reduction of thyroid hormone levels and alteration of thyroid function by four representative UDP-glucuronosyltransferase inducers in rats. *Toxicol. Appl. Pharmacol.*, **128**, 9–17.
- 42) Lans, M. C., Spiertz, C., Brouwer, A. and Koeman, J. H. (1994) Different competition of thyroxine binding to transthyretin and thyroxine-binding globulin by hydroxy-PCBs, PCDDs, PCDFs. *Eur. J. Pharmacol.*, **270**, 129–136.
- 43) Morse, D. C., Klasson-Wehler, E., Wesseling, W., Koeman, J. H. and Brouwer, A. (1996) Alterations in rat brain thyroid hormone status following pre- and postnatal exposure to polychlorinated biphenyls (Aroclor 1254). *Toxicol. Appl. Pharmacol.*, **136**, 269–279.
- 44) Brouwer, A., Morse, D. C., Lans, M. C., Schuur, A. G., Murk, A. J., Klasson-Wehler, E., Bergman, A. and Visser, T. J. (1998) Interactions of persistent environmental organohalogenes with the thyroid

- hormone system: mechanisms and possible consequences for animal and human health. *Toxicol. Ind. Health*, **14**, 59–84.
- 45) Kuriyama, S. N., Wanner, A., Fidalgo-Neto, A. A., Talsness, C. E., Koerner, W. and Chahoud, I. (2007) Developmental exposure to low-dose PBDE-99: Tissue distribution and thyroid hormone levels. *Toxicology*, **242**, 80–90.
- 46) Kitamura, S., Kato, T., Iida, M., Jinno, N., Suzuki, T., Ohta, S., Fujimoto, N., Hanada, H., Kashiwagi, K. and Kashiwagi, A. (2005) Anti-thyroid hormonal activity of tetrabromobisphenol A, a flame retardant, and related compounds: Affinity to mammalian thyroid hormone receptor, and effect on tadpole metamorphosis. *Life Sci.*, **76**, 1589–1601.
- 47) Goto, Y., Kitamura, S., Kashiwagi, K., Oofusa, K., Tooi, O., Yoshizato, K., Sato, J., Ohta, S. and Kashiwagi, A. (2006) Suppression of amphibian metamorphosis by bisphenol A and related chemical substances. *J. Health Sci.*, **52**, 160–168.

Metabolic Activation of Proestrogens in the Environment by Cytochrome P450 System

Shigeyuki Kitamura,^{*,a} Kazumi Sugihara,^b Seigo Sanoh,^b Nariaki Fujimoto,^c and Shigeru Ohta^b

^aNihon Pharmaceutical University, 10281 Komuro, Ina-machi, Kitaadachi-gun, Saitama 362–0806, Japan, and ^bGraduate School of Biomedical Sciences and ^cResearch Institute for Radiation Biology and Medicine, Hiroshima University, 1–2–3 Kasumi, Minami-ku, Hiroshima 734–8551

(Received March 14, 2008)

Liver microsomal-mediated activation of proestrogens in the environment is reviewed here. Proestrogens such as methoxychlor, *trans*-stilbene, diphenyl, diphenylmethane, 2,2-diphenylpropane, benzo[*a*]pyrene, benzophenone, 2-nitrofluorene (NF), chalcone, *trans*-4-phenyl-3-buten-2-one and styrene oligomers are negative in *in vitro* estrogen screening tests. However, those proestrogens exhibit estrogenic activity after metabolic activation by the microsomal cytochrome P450 system. In these cases, hydroxylated derivatives of the compounds are formed as major metabolites, and these metabolites exhibit significant estrogenic activities. Thus, the estrogenic activities of proestrogenic compounds are a consequence of metabolism of the parent compounds. Various candidates for proestrogens among medicines and insecticides are also discussed.

Key words — estrogenic activity, proestrogen, metabolic activation, cytochrome P450, *trans*-stilbene, diphenyl, styrene oligomer

INTRODUCTION

Various man-made chemicals mimic the biological activity of hormones such as sex hormones and thyroid hormone, thereby interfering with hormone receptor function. These chemicals are called endocrine disrupters, and include various persistent chlorinated pesticides, such as 1,1,1-trichloro-2,2-bis(2-chlorophenyl-4-chlorophenyl)ethane (*o,p'*-DDT), dieldrin, kepone, methoxychlor and some polychlorinated biphenyl congeners, and industrial chemicals such as the plasticizer bisphenol A, the surfactant breakdown product nonylphenol and some polychlorinated biphenyl congeners.^{1,2)} Quantitative structure-activity relationship (QSAR) studies on the structural features of estrogen receptor ligands show that an unhindered hydroxyl group on an aryl ring and a hydrophobic group attached *para* to the hydroxyl group are essential.^{3–6)} Ligand binding

assay and studies in a reporter/transcriptional system for the estrogen receptor support the requirement for these structural features.^{7,8)} Among such compounds, those which are lipophilic and persistent may be accumulated through the food web, posing a health threat to humans and animals. Endogenous estrogens have been shown to have multiple sites of activity and to exert biological effects. Many so-called xenoestrogens produce a wide variety of toxic effects in animals.

Xenoestrogens can accumulate in our environment, and may play a role in the increasing incidence of breast cancer, testicular cancer, and other problems of the reproductive system in humans. It is therefore important to screen environmental contaminants for estrogenic activity. Their metabolites also need to be identified and screened in order to identify proestrogens, which are activated to estrogens by metabolic systems. Several reports indicate that proestrogens, which act as xenoestrogens after metabolic activation, exist in the environment.^{9–16)} The potential of these proestrogens, such as methoxychlor, for endocrine disruption needs to be assessed.

*To whom correspondence should be addressed: Nihon Pharmaceutical University, 10281 Komuro, Ina-machi, Kitaadachi-gun, Saitama 362–0806, Japan. Tel.: +81-48-721-1155; Fax: +81-48-721-6973; E-mail: kitamura@nichiyaku.ac.jp