

平成 1 0 年度

環境負荷量調査の結果について

平成 11 年 10 月

まえがき

環境庁は1998年5月に「環境ホルモン戦略計画 SPEED'98」を公表し、人や野生生物の内分泌作用を攪乱する作用を有すると疑われる化学物質に関する問題への対応方針について明らかにしている。この対応方針の中で、内分泌攪乱作用が疑われる化学物質について環境中濃度の実態と環境への負荷源及び負荷量を把握するとともに環境を經由して人や野生生物にもたらされる曝露量を推定し、実際的な環境リスクの評価を行うための基礎的なデータ・情報を整備することを掲げている。

本調査では、SPEED'98に基づき67対象物質の使用量の実態と傾向、環境中濃度の実態、国内外の過去の測定値、内分泌攪乱作用等の報告を取りまとめ、暫定的に対象物質の分類を行い、経路調査及びコアサンプル調査の結果も合わせて今後の環境ホルモン問題対策のための資料とすることを目的とした。

内分泌攪乱化学物質環境負荷量調査ワーキンググループ検討員

(五十音順)

所 属	役 職	氏 名
国立医薬品食品衛生研究所毒性部	部長	井上 達
北九州市環境科学研究所アクア研究センター アクア研究課水質環境係	係長	門上 希和夫
京都大学環境保全センター	助教授	酒井 伸一
日本大学生物資源科学部(東京大学名誉教授)座長	教授	清水 誠
国立環境研究所化学環境部計測管理研究室	室長	白石 寛明
国立環境研究所地域環境研究グループ 交通公害防止研究チーム	総合研究官	田邊 潔
北海道大学大学院獣医学研究科	教授	藤田 正一
国立環境研究所地域環境研究グループ 化学物質健康リスク評価研究チーム	総合研究官	米元 純三
東京都環境科学研究所基盤研究部	部長	若林 明子

第 1 章 緊急全国一斉調査結果のまとめ

1. 取りまとめ手法に関わる基本的な考え方

- (1) 以下の内容について環境ホルモン戦略計画 SPEED'98 に記載された内分泌攪乱作用を有すると疑われる 67 対象物質(以下、対象物質)ごとにデータシートを作成した。

平成 10 年度に実施された水質、底質、土壌、大気、水生生物及び野生生物に関する緊急全国一斉調査結果の集約。

使用量およびその傾向、環境濃度に関する規制、国内外の過去の測定値及び内分泌攪乱作用に関する環境濃度の報告(生体内(in vivo)試験)の集約。

緊急全国一斉調査結果と国内外の過去の測定値及び内分泌攪乱作用に関する環境濃度(生体内試験)との比較と簡単なまとめ。

- (2) 緊急全国一斉調査での検出の有無、使用量の傾向及び内分泌攪乱作用に関する環境濃度(生体内試験)との比較に基づき今後のリスク評価に向けての対応を明確にするために対象物質の分類を行った。

2. データシートの内容

- (1) 対象物質の使用量およびその傾向と環境濃度に関する国内規制

1975 年以降(それ以前に製造禁止等により生産が中止された物質については 1964 年以降)の国内使用量について記載した。国内使用量は国内生産量と輸入量の和とした。農薬の使用量は原体換算を行い、有効成分含有率が不明な場合は、製剤量を示した。使用量の経年傾向は最新統計値とその前年値との差で判断し、増加・横這い・減少と示した。なお、国内法に基づく環境濃度に関する内容を記載した。

- (2) 緊急全国一斉調査結果

平成 10 年度に実施された水質、底質、土壌、大気、水生生物及び野生生物に関する調査結果を集約し、調査試料数、検出した試料数、検出濃度範囲を調査ごとに記載した。なお、水質、底質及び土壌調査結果には野生生物影響実態調査(コイ及びカエル類)において並行して行われた水質、底質及び土壌の各調査結果を追

加して記載した。また、今回の調査で同族体、異性体、関連物質等ごとに測定された対象物質についてはその同族体、異性体、関連物質等ごとに記載した。

(3) 国内の過去の測定値

過去 25 年間の環境濃度の経年推移についての報告を水質、底質、大気及び水生生物（魚類、貝類、鳥類）ごとに整理し、調査試料数、検出した試料数、検出濃度範囲を記載した。なお、過去の調査で同族体、異性体、関連物質等ごとに測定された対象物質についてはその同族体、異性体、関連物質等ごとに記載した。

(4) 海外の汚染水域での測定値

汚染が深刻であると報告されている五大湖、バルト海及び北海の水質、底質及び魚類に含まれる対象物質濃度に関する報告を抽出し、検出濃度範囲を記載した。なお、報告で同族体、異性体、関連物質等ごとに測定された対象物質についてはその同族体、異性体、関連物質等ごとに記載した。

(5) 内分泌攪乱作用に関する環境濃度の報告

内分泌攪乱作用に関する環境濃度の報告を抽出し、生体内試験結果を記載した。報告で同族体、異性体、関連物質等ごとに試験された対象物質についてはその同族体、異性体、関連物質等ごとに記載した。なお、内分泌攪乱作用に関してはその測定方法、測定項目、評価方法等について鋭意検討中で未だ議論のあるところである。

(6) まとめ

緊急全国一斉調査結果と国内外の過去の測定値及び内分泌攪乱作用に関する環境濃度との比較において超えたか超えないかの判定ができたものについて記載した。なお、今回の調査で異性体及び関連物質等ごとに測定された対象物質についてはその異性体及び関連物質等ごとに比較を行った。

3. 対象物質の分類

(1) 以下に示した判断項目により対象物質を A、B、C、D、E 物質に暫定的に分類した。分類の手順を付図に示した。ただし、この分類が直ちに対象物質の内分泌攪乱作用の強弱を示すものではな

い。なお、今回の調査で異性体及び関連物質等ごとに測定された対象物質についてはその異性体及び関連物質等ごとに分類を行った。

今回の水質、底質、土壌、大気、水生生物及び野生生物調査での検出の有無

使用量が増加傾向にあるか否か

内分泌攪乱作用に関する環境濃度の報告（生体内試験）の有無

今回の各調査で測定された最高濃度（ x ）と内分泌攪乱作用に関する環境濃度の報告（生体内試験）の最低濃度（ y ）との比

（ x / y ）

なお、本報告では x / y を曝露作用暫定分類指数と仮称した。ただし、この比が直ちに対象物質の内分泌攪乱作用の強弱を示すものではない。この曝露作用暫定分類指数をもって各対象物質が環境中に生息する生物に与える内分泌攪乱作用の程度を暫定的に推定するには不確実係数の利用が必要となる。不確実係数としては環境濃度の変化、影響を受ける種類差、個体差を考慮した 10^3 を仮に採用し、その逆数である0.001を対象物質ごとに算出した曝露作用暫定分類指数が上回るか否かを判断基準とした。

A 物質

今回の各調査において検出されたか、または未検出で使用量が増加傾向にある物質で内分泌攪乱作用に関する環境濃度の報告（生体内試験）があり、曝露作用暫定分類指数が0.001以上の物質

B 物質

今回の各調査において検出されたか、または未検出で使用量が増加傾向にある物質で内分泌攪乱作用に関する環境濃度の報告（生体内試験）があり、曝露作用暫定分類指数が0.001未満または不明の物質

C 物質

今回の各調査において検出されたか、または未検出で使用量が増加傾向にある物質で内分泌攪乱作用に関する環境濃度の報告

（生体内試験）がない物質（ただし、人や動物に明確な内分泌攪乱作用を示さない物質が含まれる可能性がある）

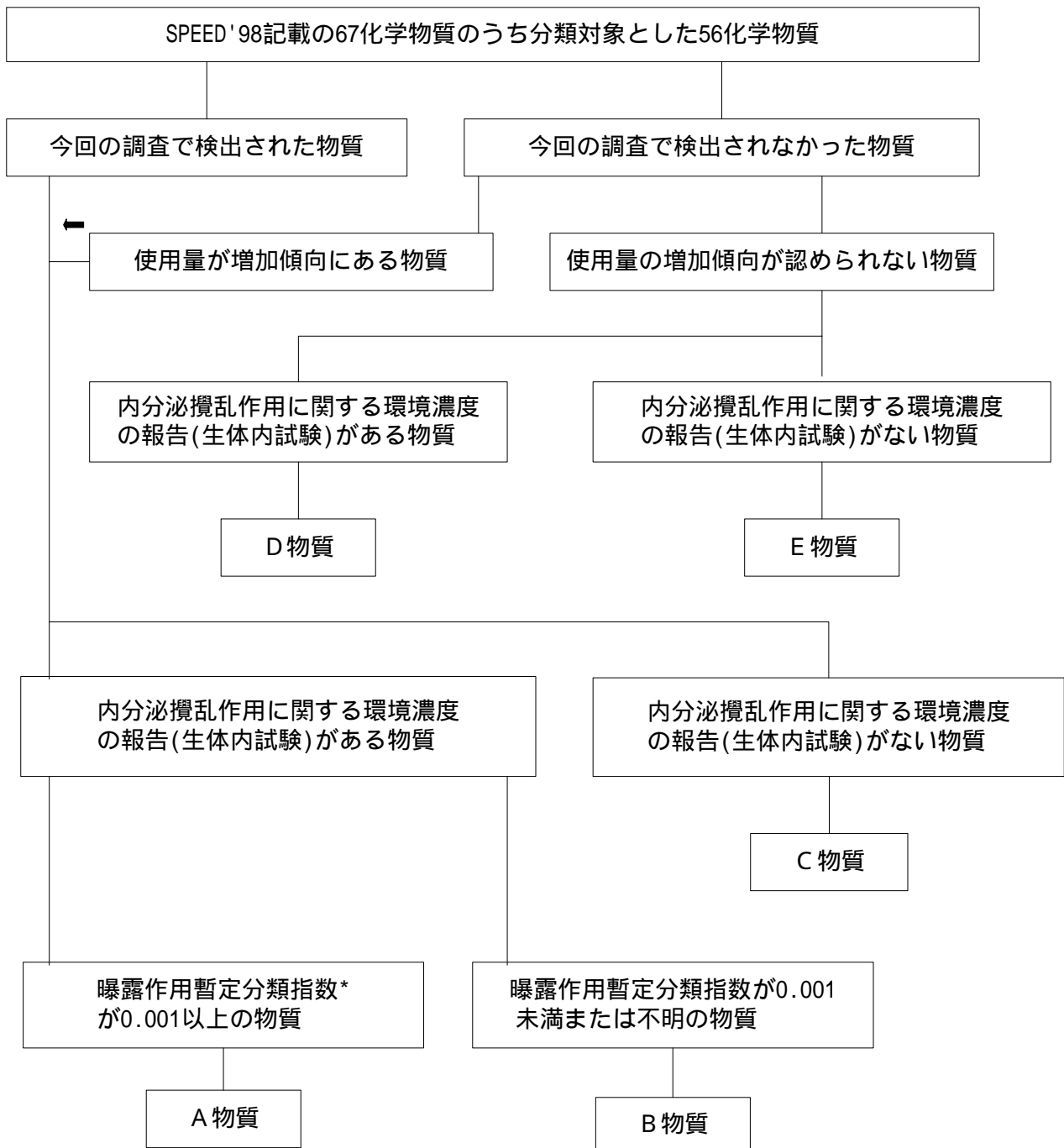
D 物質

今回の各調査において未検出で使用量の増加傾向が認められない物質で内分泌攪乱作用に関する環境濃度の報告（生体内試験）がある物質

E 物質

今回の各調査において未検出で使用量の増加傾向が認められない物質で内分泌攪乱作用に関する環境濃度の報告（生体内試験）がない物質（ただし、人や動物に明確な内分泌攪乱作用を示さない物質が含まれる可能性がある）

付図 今後のリスク評価のための物質の分類手順



緊急全国一斉調査ではSPEED'98記載の67化学物質のうち以下の6物質を除外し、61化学物質を調査対象物質とした。ダイオキシン類については検討を別途実施している。マイレックス、トキサフェン、アルディカーブ(アルジカルブ)、キーボン(ケボン)は国内の登録実績がなく農薬以外の用途がないこと、また、メチラムについては水試料を対象とした場合、自然由来等の夾雑物質との関係から定量性が得られる残留分析法がないことから、それぞれ調査対象から除外した。なお、ベノミル、マンゼブ、マンネブ、ジネブ、ジラムについては代謝物を測定したことから分類対象から除外した。

*曝露作用暫定分類指数：同一の環境媒体(水、底質、土壌、大気)及び生物体内において今回実施の各調査で測定された最高濃度(x)と内分泌攪乱作用に関する各環境及び体内濃度の報告(生体内試験)の最低濃度(y)との比(x/y)

(2) 分類結果

分類結果を以下に示した。ただし、複数の異性体及び関連物質等がある対象物質についてはその異性体及び関連物質等ごとに分類を行った。なお、調査対象除外物質及び分類対象除外物質についての分類は行わなかった。

A 物質

4 物質：トリブチルスズ、4-t-オクチルフェノール、ノニルフェノール、フタル酸ジ-n-ブチル

B 物質

12 物質：ペンタクロロフェノール(PCP)、2,4-ジクロロフェノキシ酢酸、アトラジン、 γ -ヘキサクロロシクロヘキサン(HCH)、o,p'-及び p,p'-DDT、p,p'-DDE、トリフェニルスズ、4-n-ペンチルフェノール、マラチオン、NAC(カルバリル)、2,4-ジクロロフェノール

C 物質

42 物質：ポリ塩化ビフェニール類(PCB)*、ヘキサクロロベンゼン(HCB)、アミトロール*、アラクロール*、CAT(シマジン)*、 γ -ヘキサクロロシクロヘキサン(HCH)、 δ -ヘキサクロロシクロヘキサン(HCH)*、trans-及び cis-クロルデン*、オキシクロルデン*、trans-ノナクロール*、o,p'-DDE*、o,p'-及び p,p'-DDD*、ケルセン*、ディルドリン*、エンドスルファンサルフェート、ヘプタクロルエポキシサイド、メソミル、トリフルラリン、4-n-ヘプチルフェノール*、4-n-オクチルフェノール*、ビスフェノールA*、フタル酸ジ-2-エチルヘキシル*、フタル酸ブチルベンジル*、フタル酸ジシクロヘキシル、フタル酸ジエチル*、アジピン酸ジ-2-エチルヘキシル、ベンゾフェノン*、4-ニトロトルエン、オクタクロロスチレン、メトリブジン、シペルメトリン、ペルメトリン*、フタル酸ジペンチル、フタル酸ジヘキシル、フタル酸ジプロピル、スチレン 2 量体、

スチレン 3 量体、n-ブチルベンゼン*、ベンゾ(a)ピレン

D 物質

6 物質：2,4,5-トリクロロフェノキシ酢酸、エチルパラチオン、及び -エンドスルファン、エスフェンバレレート、フェンバレレート

E 物質

9 物質：ポリ臭化ビフェニール類(PBB)、1,2-ジブromo-3-クロロプロパン、アルドリン、エンドリン、ヘプタクロル*、メトキシクロル*、ニトロフェン、4-n-ヘキシルフェノール、ビンクロゾリン

調査対象除外物質

6 物質：ダイオキシン類、マイレックス、トキサフェン、アルディカーブ、キーポン、メチラム

分類対象除外物質

5 物質：ベノミル、マンゼブ、マンネブ、ジネブ、ジラム

なお、内分泌攪乱作用に関する水中濃度の報告（生体内試験）が得られなかったC及びE物質のうち*を付した物質は、内分泌攪乱作用に関する試験管内(*in vitro*)試験の報告が得られている物質である。

4 . 考察

ア 今回の一斉調査は、我が国における初めての大規模な全国調査であり、今後の内分泌攪乱化学物質の調査研究、とくにリスク評価の推進に重要な基礎を与えるものである。

しかしながら、対象物質はいうまでもなく内分泌攪乱作用が疑われるにとどまるものであり、環境実態調査の各測定点における検出データについても、それだけで問題とすることができないことに留意する必要がある。

イ 併せて行った文献調査では、文献から内分泌攪乱化学物質に関する環境濃度の報告を抽出したが、これらの文献が、ただちに内分泌攪乱作用の有無、強弱を的確に表すものではなく、専門家の評価、実験等による検証が必要なものも少なくない。また、最近の研究でレセプター結合性がないなどの新たな知見が確立されつつあるものもある。このように科学的な調査研究の対象として取り上げている67物質の取り扱いについて、これらを一様に現時点において内分泌攪乱作用があり有害なものとして受け止めることは正しくない。

したがって、内分泌攪乱化学物質に関してはその測定方法、測定項目、評価方法について検討中のものもあり未だ議論のあるところであり、その文献に関しても今後も継続的にさらに詳細な調査が必要である。

また、食品用のプラスチック容器に関しては、厚生省の検討会において、現時点では人の健康に重大な影響が生じるという科学的知見は得られておらず、現時点で直ちに使用禁止の措置を講じる必要はない^(注)としており、スチレン等を原材料とした食品容器については、現時点では安全とみなされると考えられ、この点も、今後の取り扱いにおいて踏まえる必要がある。

ウ 平成11年度には、これら抽出した報告の詳細なレビューを行うこととする。さらには、環境濃度の変動を把握するために対象物質のモニタリング調査を継続するとともに対象物質の内分泌攪乱作用及び使用量等の新たな知見を補完する。

なお、各物質ごとについては以下のとおり（別表参照）とする。

（1）A物質

内分泌攪乱作用に関する環境濃度の報告の詳細レビューを優先的に実施し、内分泌攪乱作用に関する生体内試験の促進を検討すると共に、リスク評価を優先的に実施する。なお、今後のリスク評価においては、対象物質の環境中での挙動や残留性、生物体内での対象物質の濃縮性、蓄積性、代謝的活性化及び排出等を考慮する必要がある。

(2) B 物質

内分泌攪乱作用に関する環境濃度の報告の詳細レビューを優先的に実施し、内分泌攪乱作用に関する生体内試験の促進を検討すると共に、リスク評価を実施する。

(3) C 物質

内分泌攪乱作用に関する生体内試験の促進を優先的に検討し、知見が充実した後にリスク評価を実施する。

(4) D 物質

内分泌攪乱作用に関する環境濃度の報告の詳細レビューを優先的に実施する。

(5) E 物質

環境モニタリング調査を継続する。

別表

	内分泌攪乱作用に関する環境濃度の報告の詳細レビューの実施	内分泌攪乱作用に関する生体内試験の促進	リスク評価の実施	モニタリング調査の継続
A 物質				
B 物質				
C 物質				
D 物質				
E 物質				

：優先的に実施する

：実施する

：現時点では実施しない

(注：食品用のプラスチック容器について

(厚生省 内分泌かく乱化学物質の健康影響に関する検討会

(中間報告)(平成10年11月)より要約)

ビスフェノールA、フタル酸エステル類、スチレン(モノマー、ダイマー、トリマー)のいずれについても、それらが食品用のプラスチック容器から溶出するレベルでは、「人の健康に重大な影響を与えるという科学的知見は得られておらず、現時点において使用禁止等の措置を講ずる必要はないものと考えられる」としている。

なお、これらの安全性について、例えばエストロゲン受容体に対する結合能を例にとると、ビスフェノールAについては、「エストラジオール(E_2)と比較すると、そのおよそ $10^{-5} \sim 10^{-4}$ のエストロゲン受容体との結合能を持っている」こと、フタル酸エステル類については、「エストロゲン受容体への結合能については、エステルの種類により程度が異なっており、フタル酸ジエチルヘキシルについては低濃度で結合しない」こと、スチレンについては、「ヒト乳がん細胞(MCF-7)に対する増殖能は認められない」ことや「エストロゲン受容体等に対する結合能は認められない」こと等が報告されているとの評価を行っている。

5 . データシート

データシートの見方

(1) 対象物質の使用量およびその傾向と環境濃度に関する国内規制

農薬の原体換算は次の方法によって行った。対象物質を含む製剤の国内生産量または輸入量を製剤の種類ごとに集計し、有効成分含有率を乗じ、合算した。有効成分表示が対象物質を含む化合物である場合も有効成分含有率を乗じた。液体製剤は容積表示であるが、比重 1 として計算した。有効成分含有率が複数記載されてはいるが、製剤の合計値のみが表示されている場合は、

有効成分含有率の単純平均値を用いた。使用した資料を以下に示した。

- 1)社) 農山漁村文化協会(1983)農薬便覧第 6 版
- 2)日本水産学会監修(1992)有機スズ汚染と水生生物影響
- 3)社) 日本植物防疫協会(1998)農薬ハンドブック 1998 年版
- 4)化学工業日報社(1999)13599 の化学商品 (バックナンバ - を含む)
- 5)通商産業大臣官房調査統計部(1965-1998)化学工業統計年報
- 6)財) 日本公衆衛生協会(1972)環境保健レポート No.14
- 7)U.S.National Library of Medicine(1999)Hazardous Substances
Data Bank
- 8)社) 日本植物防疫協会(1997)農薬要覧-1997-
- 9)Keith,L.H.(1997)Environmental Endocrine Disruptors
-A Handbook of Property Data-,A Wiley-Interscience Pub.

(2) 緊急全国一斉調査結果

平成 10 年度緊急全国一斉調査結果として以下の各調査結果を記載した。
なお、建設省が実施した「水環境における内分泌攪乱化学物質に関する実態調査」の河川における水質調査結果 (前期 ; 7 - 8 月、後期 ; 11 - 12 月)、底質調査結果 (後期) を併記した。

検出濃度範囲の欄には、検出限界値 (N D) 以下の場合は検出限界値の最低値と最高値を、検出された場合は、検出限界値 (N D) の最低値と最高値及び測定値の最高値を示した。

水環境中の内分泌攪乱化学物質 (いわゆる環境ホルモン) の実態
概況調査

水質調査 : 一般水域調査 (夏季 ; 8 - 9 月、秋季 ; 10 - 1 月)

重点水域調査（秋季；10 - 1月）

底質調査：一般水域調査（秋季；10 - 1月）

水生生物調査：一般水域調査（秋季；10 - 1月）

農薬等の環境残留実態調査

水質調査：第一回（7月）

第二回（9月）

第三回（11月）

底質調査：9月

土壌調査：11月

水生生物調査：9月

外因性内分泌攪乱化学物質大気環境分析調査

大気調査：主に10 - 12月

内分泌攪乱化学物質による野生生物影響調査

水質調査：コイ、カエル類の採集場所で並行して実施した。

底質調査：コイ、カエル類の採集場所で並行して実施した。

土壌調査：カエル類の採集場所で並行して実施した。

野生生物調査：コイ、カエル類、クジラ類、アザラシ類、ドバト、トビ、猛禽類、シマフクロウ、アカネズミ、ニホンザル、クマ類、タヌキについて実施した。

（3）国内の過去の測定値

検出濃度範囲の記述は緊急全国一斉調査結果と同様とした。使用した資料を以下に示した。ただし、「化学物質と環境」の集約に関しては、「化学物質と環境」中の化学物質環境調査等結果各地域データに記載された検出試料数、調査試料数及び検出濃度範囲をまとめた。

1)環境庁環境保健部環境安全課(1974-1997) 化学物質と環境

2)環境庁水質保全局監修(1975-1996) 全国公共用水域水質年鑑

（4）海外の汚染水域での測定値

検出濃度範囲の記述は緊急全国一斉調査結果と同様とした。五大湖における水質調査結果については今回の調査とは分析方法（主にGC-ECDを使用）及び検出限界値が大きく異なるため比較は行わなかった。使用した報告を以下に示した。

[五大湖関連]

- 1)Environment Canada & United States Environmental Protection Agency(1995)Toxic contaminants:1994 State of the Lakes Ecosystem Conference Background Paper.
EPA 905-R-95-016
- 2)Stevens,R.J.J.and M.A.Neilson(1989)Inter-and intralake distributions of trace Organic contaminants in surface waters of the Great Lakes.J.Great Lakes Res.Vol.15,No.3, 377-393
- 3)Jeremiason,J.D.,K.C.Hornbuckle and S.J.Eisenreich(1994)PCBs in Lake Superior,1978-1992:Decreases in water concentrations reflect loss by volatilization.Envirion.Sci. Technol.Vol.28,903-914
- 4)Swackhamer,D.L.and D.E.Armstrong(1987)Distribution and characterization of PCBs in Lake Michigan water.J.Great Lakes Res.,Vol.13,No.1,24-36
- 5)Pearson,R.F.,K.C.Hornbuckle,K.A.Golden,S.J.Eisenreich,and D.L.Swackhamer(1994)PCBs in Lake Michigan water: Comparison to 1980 and mass budget for 1991.The 37th Conference of the International Association for Great Lakes Research.
- 6)Sergeant,D.B.,M.Munawar,P.V.Hodson,D.T.Bennie and S.Y.Huestis(1993)Mirex in the North American Great Lakes: New detections and their confirmation.J.Great Lakes Res. Vol.19,No.1,145-157
- 7)Bennie,D.T.,C.A.Sullivan,H.-B.Lee,T.E.Peart & R.J.Maguire (1997)Occurrence of alkylphenols and alkylphenol mono-and diethoxylates in natural waters of the Laurentian Great Lakes basin and the upper St.Lawrence River.The Science of the Total Environment,Vol.193,263-275

- 8) DeVault, D., W. Dunn, P. A. Bergqvist, K. Wiberg and C. Rappe (1989)
Polychlorinated dibenzofurans and polychlorinated dibenzo-p-dioxins in Great Lake fish: A baseline and inter-lake comparison. *Environ. Toxicol. and Chemistry*, Vol. 8, 1013-1022
- 9) Wittle, D. M., D. B. Sergeant, S. Y. Huestis and W. H. Hyatt (1992)
Foodchain accumulation of PCDD and PCDF isomers in the Great Lakes aquatic community. *Chemosphere*, Vol. 25, No. 1-2, 181-184
- 10) Kuehl, D. W., B. Butterworth and P. J. Marquis (1994) A national study of chemical residues in fish. :Study results. *Chemosphere*, Vol. 29, No. 3, 523-535
- 11) Huestis, S. Y., M. R. Servos, D. M. Whittle and D. G. Dixon (1996)
Temporal and age-related trends in levels of polychlorinated biphenyl congeners and organochlorine contaminants in Lake Ontario lake trout (Salvelinus namaycush). *J. Great Lakes Res.*, Vol. 22, No. 2, 310-330
- 12) Oliver, B. G. and K. D. Nicol (1982) Chlorobenzenes in sediments, water, and selected fish from Lakes Superior, Huron, Erie, and Ontario. *Environ. Sci. Technol.* Vol. 16, 532-536
- 13) L'Italien, S. (1993) Organic contaminants in the Great Lakes 1986-1990. Report No: EQB/LWD-OR/93-02-I, Environment Canada, Environmental Quality Branch, Ontario Region, Burlington, Ontario
- 14) DeVault, D. S., D. Anderson and P. Cook (1992) PCBs in the Green Bay water column 1989-90. International Association for Great Lakes Research. Abstract.
- 15) Filkins, J. C., J. M. Townsend and S. G. Rood (1983) Organochlorines in offshore waters of the Great Lakes, 1981. Cranbrook Institute of Science. Bloomfield Hills, Michigan. Unpublished report

- 16) Capel, P.D. and S.J. Eisenreich (1985) PCBs in Lake Superior, 1978-1980. *J. Great Lakes Res.* Vol. 11, No. 4, 447-461
- 17) Chan, C.H. and J. Kohli (1987) Surveys of trace contaminants in the St. Clair River, 1985. Inland Waters/Lands Directorate. Scientific Series, No. 158, 1-10
- 18) Biberhofer, J. and R.J.J. Stevens (1987) Organochlorine contaminants in ambient waters of Lake Ontario. Inland Waters/Lands Directorate. Scientific Series No. 159, 1-11
- 19) Kime, D.E. (1998) Endocrine disruption in fish, Kluwer Academic Pub.
- 20) Leatherland, J.F. and R.A. Sonstegard (1982) Bioaccumulation of organochlorines by yearling coho salmon (Oncorhynchus kisutch Walbaum) fed diets containing Great Lakes' coho salmon, and the pathophysiological responses of the recipients. *Comp. Biochem. Physiol.*, Vol. 72C, 91-99
- 21) Miller, M.A., N.M. Kassulke and M.D. Walkowski (1993) Organochlorine concentrations in Laurentian Great Lakes salmonines: Implications for fisheries management. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, Vol. 25, 212-219
- 22) Reinert, R.E. (1970) Pesticide concentrations in Great Lakes fish. *Pestic. Monit. J.* Vol. 3, No. 4, 233-240
- 23) Huestis, S.Y., M.R. Servos, D.M. Whittle, M. van den Heuvel and D.G. Dixon (1997) Evaluation of temporal and age-related trends of chemically and biologically generated 2,3,7,8-tetra chlorodibenzo-p-dioxin equivalents in Lake Ontario lake trout, 1977 to 1993. *Environ. Toxicol. and Chemistry*, Vol. 16, No. 2, 154-164
- 24) Hoff, R.M., W.M.J. Strachan, C.W. Sweet, C.H. Chan, M. Shackleton, T.F. Bidleman, K.A. Brice, D.A. Burniston, S. Cussion, D.F. Gatzs, K. Harlin and W.H. Schroeder (1996) Atmospheric deposition of

- toxic chemicals to the Great Lakes:A review of data through 1994. *Atmospheric Environment*, Vol.30, No.20, 3505-3527
- 25) McConnell, L.L., W.E. Cotham and T.F. Bidleman (1993) Gas exchange of hexachlorocyclohexane in the Great Lakes. *Environ. Sci. Technol.*, Vol.27, 1304-1311
- 26) Hornbuckle, K.C., C.W. Sweet, R.F. Pearson D.L. Swackhamer and S.J. Eisenreich (1995) Assessing annual water-air fluxes of polychlorinated biphenyls in Lake Michigan. *Environ. Sci. Technol.*, Vol.29, 869-877
- 27) Baker, J.E. and S.J. Eisenreich (1990) Concentrations and fluxes of polycyclic aromatic hydrocarbons and polychlorinated biphenyls across the air-water interface of Lake Superior *Environ. Sci. Technol.*, Vol.24, 342-352
- 28) Miller, M.A. (1993) Maternal transfer of organochlorine compounds in salmonines to their eggs. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, Vol.50, 1405-1413
- 29) DeVault, D.S., R. Hesselberg, P.W. Rodgers and T.J. Feist (1996) Contaminant trends in lake trout and walleye from the Laurentian Great Lakes. *J. Great Lakes Res.*, Vol.22, No.4, 884-895
- 30) Turnbull, A (1996) Chlorinated pesticides. *Chlorinated Organic Micropollutants*. ed. Hester, R.E. and R.M. Harrison, The Royal Society of Chemistry
- 31) Swackhamer, D.L. (1996) Studies of Polychlorinated Biphenyls in the Great Lakes. *Chlorinated Organic Micropollutants*. ed. Hester, R.E. and R.M. Harrison, The Royal Society of Chemistry
- 32) Ramamoorthy, S. and S. Ramamoorthy (1997) *Chlorinated Organic Compounds in the Environment*. Lewis Publishers
- 33) Harlow, H.E. and P.V. Hodson (1988) *Chemical contamination of*

Hamilton Harbor:A review.Can.Tech.Rept.Fish.Aquat.Sci.
1603:91

- 34) Baker, J.E., S.J. Eisenreich, T.C. Johnson and B.M. Halfman (1985)
Chlorinated hydrocarbon cycling in the benthic nepheloid
layer of Lake Superior. Environ. Sci. Technol., Vol. 19: 854-861
- 35) Rodgers, P.W. and W.R. Swain (1983) Analysis of polychlorinated
biphenyl (PCB) loading trends in Lake Michigan. J. Great
Lakes Res., Vol. 9, No. 4, 548-558
- 36) Eisenreich, S.J., B.B. Looney and J.D. Thornton (1981) Airborne
organic contaminants in the Great Lakes ecosystem. Environ.
Sci. Technol., Vol. 15, 30-38
- 37) Oliver, B.G. and A.J. Niimi (1988) Trophodynamic analysis of
polychlorinated biphenyl congeners and other chlorinated
hydrocarbons in the Lake Ontario ecosystem. Environ. Sci.
Technol., Vol. 22, 388-397
- 38) Swackhamer, D.L. and D.E. Armstrong (1986) Estimation of the
atmospheric and nonatmospheric contributions and losses of
polychlorinated biphenyls for Lake Michigan on the basis
of sediment records of remote lakes. Environ. Sci. Technol.,
Vol. 20, 879-883
- 39) Eisenreich, S.J., B.B. Looney and G.J. Hollod (1983) PCBs in the
Lake Superior atmosphere 1978-1980. in: Mackay, D. et al., eds.,
Physical Behavior of PCBs in the Great Lakes. Ann Arbor
Science, Ann Arbor, MI
- 40) Eisenreich, S.J. and T.C. Johnson (1983) PCBs in the Great Lakes:
Sources, Sink, Burdens. D'Itri, F.M. and M.A. Kamrin eds., Butter
worth, Boston, MA, 49-75
- 41) Oliver, B.G., M.N. Charlton and R.W. Durham (1989) Distribution,
redistribution, and geochronology of polychlorinated biphenyl
congeners and other chlorinated hydrocarbons in Lake

- Ontario sediments. Environ. Sci. Technol., Vol. 23, 200-208
- 42) Baker, J.E. and S.J. Eisenreich (1989) PCBs and PAHs as tracers of particulate dynamics in large lakes. J. Great Lakes Res., Vol. 15, No. 1, 84-103
- 43) Swackhamer, D.L., B.D. McVeety and R.A. Hites (1988) Deposition and evaporation polychlorobiphenyl congeners to and from Siskiwit Lake, Isle Royale, Lake Superior. Environ. Sci. Technol., Vol. 22, 664-672
- 44) Oliver, B.G., and R.A. Bourbonniere (1985) Chlorinated contaminants in surficial sediments of Lakes Huron, St. Clair, and Erie: Implications regarding sources along the St. Clair and Detroit Rivers. J. Great Lakes Res., Vol. 11, No. 3, 366-372
- 45) Oliver, B.G. and M.N. Carlton (1984) Chlorinated organic contaminants on settling particulates in the Niagara River vicinity of Lake Ontario. Environ. Sci. Technol., Vol. 18, 903-908
- 46) Kuehl, D.W., E.N. Leonard, B.C. Butterworth and K.L. Johnson (1983) Polychlorinated chemical residues in fish from major watersheds near the Great Lakes, 1979. Environ. Int., Vol. 9, 293-299
- 47) Borgman U. and D.M. Whittle (1991) Contaminant concentration trends in Lake Ontario lake trout (Salvelinus namaycush): 1977 to 1988. J. Great Lakes Res., Vol. 17, No. 3, 368-381
- 48) DeVault, D.S., J.M. Clark, G. Lahvis and J. Weishaar (1988) Contaminants and trends in fall run coho salmon. J. Great Lakes Res., Vol. 14, No. 1, 23-33
- 49) Camanzo, J., C.P. Rice, D.J. Jude and R. Rossmann (1987) Organic priority pollutants in nearshore fish from 14 Lake Michigan tributaries and embayments, 1983. J. Great Lakes Res., Vol. 13, No. 3, 296-309
- 50) Swain, W.R. (1978) Chlorinated organic residues in fish, water, and

precipitation from the vicinity of Isle Royale, Lake Superior.
J. Great Lakes Res., Vol. 4, No. 3-4, 398-407

- 51) Stow, C. A., S. R. Carpenter, L. A. Eby, J. F. Amrhein and R. J. Hesselberg
(1995) Evidence that PCBs are approaching stable concentrations in Lake Michigan fishes. Ecological Applications, Vol. 5, No. 1, 248-260

[北海・バルト海関連]

- 1) Hansen, P. D., H. von Westernhagen and H. Rosenthal (1985)
Chlorinated hydrocarbons and hatching success in Baltic herring spring spawners. Mar. Environ. Res., Vol. 15, 59-76
- 2) Von Westernhagen, H. D., V. Dethlefsen, P. Cameron and D. Janssen
(1987) Chlorinated hydrocarbon residues in gonads of marine fish and effects on reproduction. Sarsia, Vol. 72, 419-422
- 3) Huschenbeth, E. (1986) Zur kontamination von fischen der Nord- und Ostsee sowie der Unterelbe mit organochlorpestiziden und polychlorierten Biphenylen. Arch. Fisch. Wiss., Vol. 36, 269-286
- 4) Falandysz, J. (1984) Organochlorine pesticides and polychlorinated biphenyls in livers of cod from the Southern Baltic, 1981. Z. Lebensm. Unters. Forsh. Vol. 179, 311-314
- 5) Wickstrom, K. and H. Pyysalo (1981) Organochlorine compounds in liver of cod (Gadus morhua) in the Northern Baltic. Chemosphere, Vol. 10, 999-1004
- 6) Haati, H. and M. Pertilla (1988) Levels and trends of organochlorines in cod and herring in the Northern Baltic. Mar. Poll. Bull., Vol. 19, 29-32
- 7) Schneider, R. (1982) Polychlorinated biphenyls (PCBs) in cod tissues from Western Baltic: Significance of equilibrium partitioning and lipid composition in the bioaccumulation of lipophilic pollutants in gill-breathing animals. Meeresforsch. Vol. 29, 69-79

- 8) Staveland, G. and I. Marthinsen (1989) Growth, condition and PCB content of cod (Gadus morhua) and flounder (Platichthys flesus) in the Hvaler area, Southern Norway. ICES Marine Environmental Quality Committee, E:3, 14pp.
- 9) Miettinen, V., M. Verta, K. Erkomaa and O. Jarvinen (1985) Chlorinated hydrocarbons and heavy metals in fish in the Finnish coastal areas of the Gulf of Finland. Finn. Fish. Res., Vol. 6, 77-80
- 10) Paasivirta, J. and T. Rantio (1991) Chloroterpenes and other organochlorines in Baltic finfish and Arctic wildlife. Chemosphere, Vol. 22, 47-55
- 11) Von Westernhagen, H. D. H. Rosenthal, V. Dethlefsen, W. Ernst, U. Harms and P. D. Hansen (1981) Bioaccumulating substances and reproductive success in Baltic flounder, Platichthys flesus. Aquat. Toxicol., Vol. 1, 85-99
- 12) Koistinen, J., J. Paasivirta and P. J. Vuorinen (1989) Dioxins and other planar polychloroaromatic compounds in Baltic, Finnish and Arctic fish samples. Chemosphere, Vol. 19, 527-530
- 13) Berqvist, P. A., S. Bergek, H. Hallback, C. Rappe and S. A. Slorach (1989) Dioxins in cod and herring from seas around Sweden. Chemosphere, Vol. 19, 551-556
- 14) Kelly, A. G. and L. A. Campbell (1994) Organochlorine contaminations in liver of cod (Gadus morhua) and muscle of herring (Clupea harengus) from Scottish waters. Mar. Poll. Bull., Vol. 28, 103-108
- 15) Harms, U. and M. A. T. Kerckhoff (1988) Accumulation by fish. in "Pollution of the North Sea. An Assessment", (Salomons, W., B. L. Bayne, E. K. Duursma and U. Forstner, eds.), Springer-Verlag, Berlin, 567-578
- 16) Knickmeyer, R. and H. Steinhart (1990) Patterns of cyclic organochlorine contamination in livers of male Pleuronectiformes from the North Sea, Winter 1987. Mar. Poll.

Bull., Vol.21, 187-189

- 17) Von Westernhagen, H., P. Cameron, V. Dethlefsen and D. Janssen
(1989) Chlorinated hydrocarbons in North Sea whiting
(Merlangus merlangus L.) and effects on reproduction: Tissue
burden and hatching success. Helgolaender
Meeresuntersuchungen, Vol. 43, 45-60
- 18) Luckas, B. and U. Harms (1987) Characteristic levels of chlorinated
hydrocarbons and trace metals in fish from coastal waters of
North and Baltic Sea, Int. J. Environ. Anal. Chem., Vol. 29, 215-225

(5) 内分泌攪乱作用に関する環境濃度の報告

使用した資料を以下に示した。

- 1) 社団法人日本化学工業協会 (1997.3) 平成 8 年度通商産業省委託調査内分
泌 (エンドクリン) 系に作用する化学物質に関する調査研究 - 化学物
質リスクリダクション対策調査 - 化学物質国際規制対策推進等 (総合
安全管理の体制 整備等) 報告書
- 2) 環境庁 (1997.7) 外因性内分泌攪乱化学物質問題に関する研究班中間報告
書
- 3) 環境庁 (1998.5) 外因性内分泌攪乱化学物質問題への環境庁の対応方針につ
いて - 環境ホルモン戦略計画 SPEED'98 -
- 4) 厚生省 (1998.11) 内分泌攪乱化学物質の健康影響に関する検討会中間報告
- 5) 東京都衛生研究所毒性部 (1999.3) 内分泌攪乱作用が疑われる化学物質の生
態影響デ - タ集
- 6) 国立医薬品食品衛生研究所化学物質情報部 (1999.4) H S E ホ - ムペ - ジ内
分泌攪乱候補物質、関連物質、および参照物質一覧
- 7) U. S. E. P. A. (1988) Pesticide Fact Handbook
- 8) シ - ア・コルボ - ン他 (1998) 「よくわかる環境ホルモン学」、環境新聞社
- 9) U. S. National Library of Medicine (1999) Hazardous Substances
Data Bank

(6) まとめ

今回の緊急全国一斉調査 (以下、今回の調査) での測定結果が検出限界値
未満であった場合、国内外の過去の測定結果 (以下、過去の測定結果) との比

較は行わなかった。また、今回の調査で検出され、過去の測定結果が検出限界値未満であった場合、今回の調査の最高値が過去の測定結果の検出限界値を超えていた際には、その限界値との比較を行い、超えなかった際には比較を行わなかった。

用語の解説

作用内容に記載した用語の簡単な解説を岩波生物学辞典及びステッドマン医学大辞典等より抜粋して示す。

アセチルコリンエステラーゼ：体内の化学伝達物質であるアセチルコリンを分解する酵素

アンドロジェン（アンドロゲン）：雄性ホルモン作用をもつ物質の総称
インボセックス：巻貝類の雌に雄の生殖器官（ペニスや輸精管）が形成されて発達する現象

エストロジェン（エストロゲン）：発情ホルモン作用をもつ物質の総称

サイロキシン（チロキシン）：甲状腺から分泌されるホルモン

テストステロン：精巣から分泌される雄性ホルモン

トリヨードサイロニン（トリヨードチロニン）：甲状腺から分泌されるホルモンでその作用はサイロキシンより強い

ビテロジェニン：卵黄形成時に卵母細胞に吸収され、卵黄の原料となる雌性特有な体液蛋白質

ミューラー管：脊椎動物において生じる中胚葉性の管で、後に雄では退化するが、雌では発達して輸卵管となる

1.ダイオキシン類

使用量およびその傾向

非意図的生成物

環境濃度に関する規制

0.1-5ngTEQ/m³_N (新設)(排出基準：大防法、ごみ処理施設・産業廃棄物処理施設維持管理基準：廃掃法)

0.8ngTEQ/m³_N (環境指針：大防法)

1-10ngTEQ/ m³_N (既設)(排出基準：大防法、ごみ処理施設・産業廃棄物処理施設維持管理基準：廃掃法)

80ngTEQ/ m³_N (既設暫定：平成 14 年 11 月 31 日まで)(排出基準：大防法、ごみ処理施設・産業廃棄物処理施設維持管理基準：廃掃法)

1．緊急全国一斉調査結果

平成 10 年度ダイオキシン類緊急全国一斉調査で実施することから本調査対象から除外した。

2．国内の過去の測定値

平成 10 年度ダイオキシン類緊急全国一斉調査で実施することから本調査対象から除外した。

3．海外の汚染水域での測定値

平成 10 年度ダイオキシン類緊急全国一斉調査で実施することから本調査対象から除外した。

4．内分泌攪乱作用に関する水中濃度の報告（生体内試験）

内分泌攪乱作用に関する水中濃度の報告（生体内試験）は得られなかった¹。

なお、内分泌攪乱作用に関する試験管内試験の報告は得られている。

5．まとめ

今回の検討からは除外した。

¹ なお、ダイオキシン類には哺乳類等に内分泌攪乱作用をおよぼす疑いがあるとの報告は多数存在する。

2. ポリ塩化ビフェニール類(PCB)

使用量およびその傾向

生産中止(1972年)、第1種特定化学物質(1974年)

最後の使用量は1,457t(1972年)で、前年(6,950t)と比較して減少傾向であった。

環境濃度に関する規制

検出されないこと：0.0005mg/L未満(環境基準(水質、地下水)：環境基本法、地下浸透水：水濁法)

検出されないこと：0.0005mg/L検液未満(環境基準(土壌)：環境基本法)

検出されないこと：0.0005mg/L試料未満(非水溶無機・建設汚泥)(海洋投入判定基準：廃掃法)

0.003mg/L(排水基準：水濁法、特定事業所排除基準：下水法、放流水基準：下水法、埋立余水排水基準：海防法、船舶排水基準：海防法)

0.003mg/L試料(廃酸・廃アルカリ)(海洋投入判定基準：廃掃法、埋立判定基準：海防法)

0.003mg/L検液(埋立処分判定基準：廃掃法)

0.003mg/L検液(水底土砂、汚泥)(埋立判定基準：海防法)

0.003mg/kg試料(有機汚泥)(海洋投入判定基準：廃掃法)

40mg塩素/kg試料(有機塩素化合物として)(洋上焼却基準：海防法)

0.1mg/m³(労働環境評価基準：労働安全法)

1. 緊急全国一斉調査結果

調査区分	調査名	同族体名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	一般水域調査 (夏季)	塩化ビフェニール	1/130	ND(<0.0005)–0.0056 μg/L
		二塩化ビフェニール	2/130	ND(<0.002)–0.012 μg/L
		三塩化ビフェニール	17/130	ND(<0.0005)–0.023 μg/L
		四塩化ビフェニール	5/130	ND(<0.0005)–0.012 μg/L
		五塩化ビフェニール	4/130	ND(<0.0005)–0.0029 μg/L
		六塩化ビフェニール	0/130	ND(<0.0005) μg/L
		七塩化ビフェニール	0/130	ND(<0.0005) μg/L
		八塩化ビフェニール	0/130	ND(<0.001) μg/L
		九塩化ビフェニール	0/130	ND(<0.001) μg/L
		十塩化ビフェニール	0/130	ND(<0.001) μg/L
		PCBの合計	18/130	ND–0.053 μg/L
	一般水域・重点 水域調査(秋季)	塩化ビフェニール	36/275	ND(<0.00001)–0.0045 μg/L
		二塩化ビフェニール	175/275	ND(<0.00001)–0.049 μg/L
		三塩化ビフェニール	219/275	ND(<0.00001)–0.100 μg/L
		四塩化ビフェニール	198/275	ND(<0.00001)–0.046 μg/L
		五塩化ビフェニール	191/275	ND(<0.00001)–0.055 μg/L
		六塩化ビフェニール	144/275	ND(<0.00001)–0.027 μg/L
		七塩化ビフェニール	28/275	ND(<0.00001)–0.0023 μg/L
		八塩化ビフェニール	8/275	ND(<0.00001)–0.00007 μg/L
		九塩化ビフェニール	1/275	ND(<0.00001)–0.00004 μg/L
十塩化ビフェニール		1/275	ND(<0.00001)–0.00002 μg/L	
PCBの合計	263/275	ND–0.220 μg/L		

調査区分	調査名	同族体名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	野生生物影響実態調査 (コイ)	塩化ビフェニル	0/4	ND(<0.01) μ g/L
		二塩化ビフェニル	0/4	ND(<0.01) μ g/L
		三塩化ビフェニル	0/4	ND(<0.01) μ g/L
		四塩化ビフェニル	0/4	ND(<0.01) μ g/L
		五塩化ビフェニル	0/4	ND(<0.01) μ g/L
		六塩化ビフェニル	0/4	ND(<0.01) μ g/L
		七塩化ビフェニル	0/4	ND(<0.01) μ g/L
		八塩化ビフェニル	0/4	ND(<0.01) μ g/L
		九塩化ビフェニル	0/4	ND(<0.01) μ g/L
		十塩化ビフェニル	0/4	ND(<0.01) μ g/L
		PCB の合計	0/4	ND
	野生生物影響実態調査 (カエル類)	塩化ビフェニル	0/19	ND(<0.01) μ g/L
		二塩化ビフェニル	0/19	ND(<0.01) μ g/L
		三塩化ビフェニル	0/19	ND(<0.01) μ g/L
		四塩化ビフェニル	0/19	ND(<0.01) μ g/L
		五塩化ビフェニル	0/19	ND(<0.01) μ g/L
		六塩化ビフェニル	0/19	ND(<0.01) μ g/L
		七塩化ビフェニル	0/19	ND(<0.01) μ g/L
		八塩化ビフェニル	0/19	ND(<0.01) μ g/L
		九塩化ビフェニル	0/19	ND(<0.01) μ g/L
		十塩化ビフェニル	0/19	ND(<0.01) μ g/L
		PCB の合計	0/19	ND
底質調査	一般水域調査 (秋季)	塩化ビフェニル	0/152	ND(<0.02) μ g/kg
		二塩化ビフェニル	52/152	ND(<0.02)–130 μ g/kg
		三塩化ビフェニル	107/152	ND(<0.02)–260 μ g/kg
		四塩化ビフェニル	96/152	ND(<0.02)–450 μ g/kg
		五塩化ビフェニル	108/152	ND(<0.02)–540 μ g/kg
		六塩化ビフェニル	95/152	ND(<0.02)–420 μ g/kg
		七塩化ビフェニル	57/152	ND(<0.02)–80 μ g/kg
		八塩化ビフェニル	40/152	ND(<0.02)–11 μ g/kg
		九塩化ビフェニル	15/152	ND(<0.02)–0.47 μ g/kg
		十塩化ビフェニル	0/152	ND(<0.02) μ g/kg
		PCB の合計	126/152	ND–1,500 μ g/kg
	建設省実態調査 (後期)	一塩素化物	0/5	ND(<1) μ g/kg
		二塩素化物	1/5	ND(<1)–0.2 μ g/kg
		三塩素化物	2/5	ND(<1)–0.4 μ g/kg
		四塩素化物	3/5	ND(<1)–0.5 μ g/kg
		五塩素化物	3/5	ND(<1)–1.4 μ g/kg
		六塩素化物	3/5	ND(<1)–1.2 μ g/kg
		七塩素化物	1/5	ND(<1)–0.3 μ g/kg
		八塩素化物	0/5	ND(<1) μ g/kg
		九塩素化物	0/5	ND(<1) μ g/kg
		十塩素化物	0/5	ND(<1) μ g/kg
PCB の合計	3/5	ND–3.7 μ g/kg		

調査区分	調査名	同族体名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
底質調査	野生生物影響実態調査 (コイ)	塩化ビフェニル	0/3	ND(<0.02) μ g/kg
		二塩化ビフェニル	0/3	ND(<0.02) μ g/kg
		三塩化ビフェニル	2/3	ND(<0.02)–0.06 μ g/kg
		四塩化ビフェニル	2/3	ND(<0.02)–0.55 μ g/kg
		五塩化ビフェニル	3/3	0.02–0.57 μ g/kg
		六塩化ビフェニル	2/3	ND(<0.02)–0.24 μ g/kg
		七塩化ビフェニル	0/3	ND(<0.02) μ g/kg
		八塩化ビフェニル	0/3	ND(<0.02) μ g/kg
		九塩化ビフェニル	0/3	ND(<0.02) μ g/kg
		十塩化ビフェニル	0/3	ND(<0.02) μ g/kg
		PCB の合計	3/3	0.08–1.2 μ g/kg
	野生生物影響実態調査 (カエル類)	塩化ビフェニル	0/12	ND(<1) μ g/kg
		二塩化ビフェニル	0/12	ND(<1) μ g/kg
		三塩化ビフェニル	0/12	ND(<1) μ g/kg
		四塩化ビフェニル	1/12	ND(<1)–5 μ g/kg
		五塩化ビフェニル	1/12	ND(<1)–42 μ g/kg
		六塩化ビフェニル	1/12	ND(<1)–14 μ g/kg
		七塩化ビフェニル	0/12	ND(<1) μ g/kg
		八塩化ビフェニル	0/12	ND(<1) μ g/kg
		九塩化ビフェニル	0/12	ND(<1) μ g/kg
		十塩化ビフェニル	0/12	ND(<1) μ g/kg
		PCB の合計	1/12	ND–61 μ g/kg
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	塩化ビフェニル	0/94	ND(<1) μ g/kg
		二塩化ビフェニル	0/94	ND(<1) μ g/kg
		三塩化ビフェニル	3/94	ND(<1)–2 μ g/kg
		四塩化ビフェニル	5/94	ND(<1)–131 μ g/kg
		五塩化ビフェニル	6/94	ND(<1)–368 μ g/kg
		六塩化ビフェニル	6/94	ND(<1)–269 μ g/kg
		七塩化ビフェニル	5/94	ND(<1)–122 μ g/kg
		八塩化ビフェニル	4/94	ND(<1)–28 μ g/kg
		九塩化ビフェニル	1/94	ND(<1)–2 μ g/kg
		十塩化ビフェニル	0/94	ND(<1) μ g/kg
		PCB の合計	6/94	ND–825 μ g/kg
	野生生物影響実態調査 (カエル類)	塩化ビフェニル	0/7	ND(<1) μ g/kg
		二塩化ビフェニル	0/7	ND(<1) μ g/kg
		三塩化ビフェニル	0/7	ND(<1) μ g/kg
		四塩化ビフェニル	0/7	ND(<1) μ g/kg
		五塩化ビフェニル	0/7	ND(<1) μ g/kg
		六塩化ビフェニル	0/7	ND(<1) μ g/kg
		七塩化ビフェニル	0/7	ND(<1) μ g/kg
		八塩化ビフェニル	0/7	ND(<1) μ g/kg
		九塩化ビフェニル	0/7	ND(<1) μ g/kg
		十塩化ビフェニル	0/7	ND(<1) μ g/kg
		PCB の合計	0/7	ND

調査区分	調査名	同族体名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水生生物調査 (魚類)	一般水域調査(秋季)	塩化ビフェニル	0/141	ND(<0.4) μ g/kg
		二塩化ビフェニル	5/141	ND(<0.4)-74 μ g/kg
		三塩化ビフェニル	93/141	ND(<0.4)-710 μ g/kg
		四塩化ビフェニル	92/141	ND(<0.4)-310 μ g/kg
		五塩化ビフェニル	116/141	ND(<0.4)-260 μ g/kg
		六塩化ビフェニル	129/141	ND(<0.4)-140 μ g/kg
		七塩化ビフェニル	45/141	ND(<0.4)-38 μ g/kg
		八塩化ビフェニル	10/141	ND(<0.4)-7.2 μ g/kg
		九塩化ビフェニル	1/141	ND(<0.4)-0.6 μ g/kg
		十塩化ビフェニル	0/141	ND(<0.4) μ g/kg
		PCBの合計	133/141	ND-1,300 μ g/kg
野生生物調査	影響実態調査(コイ)	塩化ビフェニル	0/145	ND(<0.10) μ g/kg
		二塩化ビフェニル	28/145	ND(<0.10)-4.3 μ g/kg
		三塩化ビフェニル	68/145	ND(<0.10)-79 μ g/kg
		四塩化ビフェニル	145/145	0.21-330 μ g/kg
		五塩化ビフェニル	145/145	0.66-640 μ g/kg
		六塩化ビフェニル	145/145	0.80-490 μ g/kg
		七塩化ビフェニル	145/145	0.10-76 μ g/kg
		八塩化ビフェニル	58/145	ND(<0.10)-7.5 μ g/kg
		九塩化ビフェニル	4/145	ND(<0.10)-0.17 μ g/kg
		十塩化ビフェニル	0/145	ND(<0.10) μ g/kg
		PCBの合計	145/145	2.5-1,600 μ g/kg
		影響実態調査 (カエル類)	塩化ビフェニル	0/80
	二塩化ビフェニル		0/80	ND(<1-5) μ g/kg
	三塩化ビフェニル		0/80	ND(<1-5) μ g/kg
	四塩化ビフェニル		0/80	ND(<1-5) μ g/kg
	五塩化ビフェニル		1/80	ND(<1-5)-4 μ g/kg
	六塩化ビフェニル		1/80	ND(<1-5)-9 μ g/kg
	七塩化ビフェニル		0/80	ND(<1-5) μ g/kg
	八塩化ビフェニル		0/80	ND(<1-5) μ g/kg
	九塩化ビフェニル		0/80	ND(<1-5) μ g/kg
	十塩化ビフェニル	0/80	ND(<1-5) μ g/kg	
PCBの合計	1/80	ND-13 μ g/kg		

調査区分	調査名	同族体名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
野生生物調査	影響実態調査 (クジラ類)	塩化ビフェニル	0/26	ND(<50) μ g/kg
		二塩化ビフェニル	0/26	ND(<50) μ g/kg
		三塩化ビフェニル	6/26	ND(<50)-310 μ g/kg
		四塩化ビフェニル	22/26	ND(<50)-8,220 μ g/kg
		五塩化ビフェニル	23/26	ND(<50)-17,100 μ g/kg
		六塩化ビフェニル	24/26	ND(<50)-57,000 μ g/kg
		七塩化ビフェニル	21/26	ND(<50)-33,300 μ g/kg
		八塩化ビフェニル	6/26	ND(<50)-4,740 μ g/kg
		九塩化ビフェニル	1/26	ND(<50)-240 μ g/kg
		十塩化ビフェニル	0/26	ND(<50) μ g/kg
		PCBの合計	24/26	ND-120,600 μ g/kg
	影響実態調査 (アザラシ類)	塩化ビフェニル	0/19	ND(<50) μ g/kg
		二塩化ビフェニル	0/19	ND(<50) μ g/kg
		三塩化ビフェニル	0/19	ND(<50) μ g/kg
		四塩化ビフェニル	1/19	ND(<50)-180 μ g/kg
		五塩化ビフェニル	13/19	ND(<50)-2,470 μ g/kg
		六塩化ビフェニル	19/19	120-5,490 μ g/kg
		七塩化ビフェニル	4/19	ND(<50)-520 μ g/kg
		八塩化ビフェニル	0/19	ND(<50) μ g/kg
		九塩化ビフェニル	0/19	ND(<50) μ g/kg
		十塩化ビフェニル	0/19	ND(<50) μ g/kg
		PCBの合計	19/19	120-8,660 μ g/kg
	影響実態調査 (ドバト)	塩化ビフェニル	0/32	ND(<1-5) μ g/kg
		二塩化ビフェニル	0/32	ND(<1-5) μ g/kg
		三塩化ビフェニル	0/32	ND(<1-5) μ g/kg
		四塩化ビフェニル	0/32	ND(<1-5) μ g/kg
		五塩化ビフェニル	1/32	ND(<1-5)-1 μ g/kg
		六塩化ビフェニル	4/32	ND(<1-5)-6 μ g/kg
		七塩化ビフェニル	1/32	ND(<1-5)-1 μ g/kg
		八塩化ビフェニル	0/32	ND(<1-5) μ g/kg
		九塩化ビフェニル	0/32	ND(<1-5) μ g/kg
		十塩化ビフェニル	0/32	ND(<1-5) μ g/kg
		PCBの合計	6/32	ND-6 μ g/kg

調査区分	調査名	同族体名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
野生生物調査	影響実態調査 (トビ)	塩化ビフェニル	0/26	ND(<1) μ g/kg
		二塩化ビフェニル	0/26	ND(<1) μ g/kg
		三塩化ビフェニル	25/26	ND(<1)–67 μ g/kg
		四塩化ビフェニル	26/26	5–494 μ g/kg
		五塩化ビフェニル	26/26	14–2,230 μ g/kg
		六塩化ビフェニル	26/26	20–3,940 μ g/kg
		七塩化ビフェニル	26/26	4–1,760 μ g/kg
		八塩化ビフェニル	24/26	ND(<1)–346 μ g/kg
		九塩化ビフェニル	7/26	ND(<1)–38 μ g/kg
		十塩化ビフェニル	4/26	ND(<1)–21 μ g/kg
		PCB の合計	26/26	48–8,871 μ g/kg
		影響実態調査 (シマフクロウ)	塩化ビフェニル	0/5
	二塩化ビフェニル		0/5	ND(<1) μ g/kg
	三塩化ビフェニル		4/5	ND(<1)–2 μ g/kg
	四塩化ビフェニル		4/5	ND(<1)–11 μ g/kg
	五塩化ビフェニル		5/5	4.0–23 μ g/kg
	六塩化ビフェニル		5/5	5.0–27 μ g/kg
	七塩化ビフェニル		4/5	ND(<1)–11 μ g/kg
	八塩化ビフェニル		0/5	ND(<1) μ g/kg
	九塩化ビフェニル		0/5	ND(<1) μ g/kg
	十塩化ビフェニル		0/5	ND(<1) μ g/kg
	PCB の合計		5/5	9.0–72 μ g/kg
	影響実態調査 (猛禽類)		塩化ビフェニル	0/30
		二塩化ビフェニル	0/30	ND(<1-50) μ g/kg
		三塩化ビフェニル	8/30	ND(<1-50)–202 μ g/kg
		四塩化ビフェニル	11/30	ND(<1-50)–1,460 μ g/kg
		五塩化ビフェニル	23/30	ND(<1-50)–3,310 μ g/kg
		六塩化ビフェニル	26/30	ND(<1-50)–6,160 μ g/kg
		七塩化ビフェニル	23/30	ND(<1-50)–2,560 μ g/kg
		八塩化ビフェニル	15/30	ND(<1-50)–419 μ g/kg
		九塩化ビフェニル	10/30	ND(<1-50)–93 μ g/kg
		十塩化ビフェニル	9/30	ND(<1-50)–51 μ g/kg
		PCB の合計	26/30	ND–14,255 μ g/kg

調査区分	調査名	同族体名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
野生生物調査	影響実態調査 (アカネズミ)	塩化ビフェニル	0/30	ND(<2-5) μ g/kg
		二塩化ビフェニル	0/30	ND(<2-5) μ g/kg
		三塩化ビフェニル	0/30	ND(<2-5) μ g/kg
		四塩化ビフェニル	0/30	ND(<2-5) μ g/kg
		五塩化ビフェニル	0/30	ND(<2-5) μ g/kg
		六塩化ビフェニル	0/30	ND(<2-5) μ g/kg
		七塩化ビフェニル	0/30	ND(<2-5) μ g/kg
		八塩化ビフェニル	0/30	ND(<2-5) μ g/kg
		九塩化ビフェニル	0/30	ND(<2-5) μ g/kg
		十塩化ビフェニル	0/30	ND(<2-5) μ g/kg
		PCB の合計	0/30	ND
	影響実態調査 (ニホンザル)	塩化ビフェニル	0/41	ND(<1-10) μ g/kg
		二塩化ビフェニル	0/41	ND(<1-10) μ g/kg
		三塩化ビフェニル	0/41	ND(<1-10) μ g/kg
		四塩化ビフェニル	0/41	ND(<1-10) μ g/kg
		五塩化ビフェニル	0/41	ND(<1-10) μ g/kg
		六塩化ビフェニル	0/41	ND(<1-10) μ g/kg
		七塩化ビフェニル	0/41	ND(<1-10) μ g/kg
		八塩化ビフェニル	0/41	ND(<1-10) μ g/kg
		九塩化ビフェニル	0/41	ND(<1-10) μ g/kg
		十塩化ビフェニル	0/41	ND(<1-10) μ g/kg
		PCB の合計	0/41	ND
	影響実態調査 (クマ類)	塩化ビフェニル	0/17	ND(<1-5) μ g/kg
		二塩化ビフェニル	0/17	ND(<1-5) μ g/kg
		三塩化ビフェニル	0/17	ND(<1-5) μ g/kg
		四塩化ビフェニル	0/17	ND(<1-5) μ g/kg
		五塩化ビフェニル	0/17	ND(<1-5) μ g/kg
		六塩化ビフェニル	2/17	ND(<1-5)-14 μ g/kg
		七塩化ビフェニル	0/17	ND(<1-5) μ g/kg
		八塩化ビフェニル	1/17	ND(<1-5)-1 μ g/kg
		九塩化ビフェニル	0/17	ND(<1-5) μ g/kg
		十塩化ビフェニル	0/17	ND(<1-5) μ g/kg
		PCB の合計	2/17	ND-14 μ g/kg

調査区分	調査名	同族体名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
野生生物調査	影響実態調査 (タヌキ)	塩化ビフェニル	0/15	ND(<4-25) μ g/kg
		二塩化ビフェニル	0/15	ND(<4-25) μ g/kg
		三塩化ビフェニル	1/15	ND(<4-25)-26 μ g/kg
		四塩化ビフェニル	2/15	ND(<4-5)-90 μ g/kg
		五塩化ビフェニル	8/15	ND(<4-25)-178 μ g/kg
		六塩化ビフェニル	10/15	ND(<4-25)-223 μ g/kg
		七塩化ビフェニル	7/15	ND(<1-25)-85 μ g/kg
		八塩化ビフェニル	1/15	ND(<4-25)-8 μ g/kg
		九塩化ビフェニル	0/15	ND(<4-25) μ g/kg
		十塩化ビフェニル	0/15	ND(<4-25) μ g/kg
		PCBの合計	10/15	ND-577 μ g/kg

2. 国内の過去の測定値

調査区分	同族体名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	総PCB	30/86,684	ND(<不明)-1,560 μ g/L
大気調査	総PCB	63/63	ND(<0.001)-1.5ng/m ³
水生生物調査(魚類)	総PCB	748/1,201	ND(<1-10)-2,200 μ g/kg
水生生物調査(貝類)	総PCB	266/461	ND(<10)-110 μ g/kg
水生生物調査(鳥類)	総PCB	119/182	ND(<10)-8,900 μ g/kg

3. 海外の汚染水域での測定値

調査区分	調査場所	同族体名	検出濃度範囲
水質調査	五大湖	総PCB	0.017-17.15ng/L 17.15ng/Lは、1979-81年ヒューロン湖での測定値 ¹⁾
底質調査	五大湖	総PCB	5.32-1,900 μ g/kg 1,900 μ g/kgは、1982-83年オンタリオ湖での測定値 ²⁾
魚類調査	五大湖	総PCB	70-27,600 μ g/kg 27,600 μ g/kgは、1983年ミシガン湖で採集されたコイ(Cyprinus carpio)での測定値 ³⁾
	バルト海	総PCB	23-900 μ g/kg 900 μ g/kgは、1979年バルト海で採集されたニシン類(Clupea harengus)での測定値 ⁴⁾
	北海	総PCB	8-280 μ g/kg 280 μ g/kgは、Elbe estuaryで採集されたカレイ類(Platichthys flesus)での測定値 ⁵⁾

4. 内分泌攪乱作用に関する水中濃度の報告(生体内試験)

内分泌攪乱作用に関する水中濃度の報告(生体内試験)は得られなかった。

なお、内分泌攪乱作用に関する試験管内試験の報告は得られている。

5 . まとめ

何れの調査においても一部で検出された。水質調査で測定された最高値は 2.国内の過去の測定値を下回っていた。底質調査で測定された最高値は 3.海外の汚染水域での測定値を下回っていた。水生生物及び野生生物調査（コイ）で測定された最高値は 2.国内の過去の水生生物調査（魚類）及び 3.海外の汚染水域の魚類調査での測定値を下回っていた。

6 . 参考文献

- 1)Rodgers,P.W.and W.R.Swain(1983)Analysis of polychlorinated biphenyl(PCB) loading trends in Lake Michigan.J.Great Lakes Res.,Vol.9,No.4,548-558
- 2)Oliver,B.G.,M.N.Charlton and R.W.Durham(1989)Distribution,redistribution, and geochronology of polychlorinated biphenyl congeners and other chlorinated hydrocarbons in Lake Ontario sediments.Envirn.Sci.Technol., Vol.23,200-208
- 3)Camanzo,J.,C.P.Rice,D.J.Jude and R.Rossmann(1987)Organic priority pollutants in nearshore fish from 14 Lake Michigan tributaries and embayments,1983.J.Great Lakes Res.,Vol.13,No.3,296-309
- 4)Hansen,P.D.,H.von Westernhagen and H.Rosenthal(1985)Chlorinated hydrocarbons and hatching success in Baltic herring spring spawners. Mar.Envirn.res.,Vol.15,59-76
- 5)Luckas,B.and U.Harms(1987)Characteristic levels of chlorinated hydrocarbons and trace metals in fish from coastal waters of North and Baltic Sea,Int,J.Envirn.Anal.Chem.,Vol.29,215-225

3. ポリ臭化ビフェニール類(PBB)

使用量およびその傾向

使用量に関する報告は得られなかった。

環境濃度に関する規制

環境濃度に関する規制はない。

1. 緊急全国一斉調査結果

調査区分	調査名	同族体名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	一般水域調査（夏季）	臭化ビフェニール	0/130	ND(<0.001) μg/L
		二臭化ビフェニール	0/130	ND(<0.001) μg/L
		三臭化ビフェニール	0/130	ND(<0.001) μg/L
		四臭化ビフェニール	0/130	ND(<0.001) μg/L
		五臭化ビフェニール	0/130	ND(<0.001) μg/L
		六臭化ビフェニール	0/130	ND(<0.01) μg/L
		十臭化ビフェニール	0/130	ND(<0.05) μg/L
		PBB の合計	0/130	ND
	建設省実態調査（前期）	一臭素化物	0/5	ND(<0.03) μg/L
		二臭素化物	0/5	ND(<0.03) μg/L
		三臭素化物	0/5	ND(<0.03) μg/L
		四臭素化物	0/5	ND(<0.03) μg/L
		五臭素化物	0/5	ND(<0.03) μg/L
		六臭素化物	0/5	ND(<0.03) μg/L
	一般水域・重点水域調査（秋季）	臭化ビフェニール	0/275	ND(<0.001) μg/L
		二臭化ビフェニール	0/275	ND(<0.001) μg/L
		三臭化ビフェニール	0/275	ND(<0.001) μg/L
		四臭化ビフェニール	0/275	ND(<0.001) μg/L
		五臭化ビフェニール	0/275	ND(<0.001) μg/L
		六臭化ビフェニール	0/275	ND(<0.01) μg/L
		十臭化ビフェニール	0/275	ND(<0.05) μg/L
		PBB の合計	0/275	ND
	建設省実態調査（後期）	一臭素化物	0/5	ND(<0.03) μg/L
		二臭素化物	0/5	ND(<0.03) μg/L
		三臭素化物	0/5	ND(<0.03) μg/L
		四臭素化物	0/5	ND(<0.03) μg/L
		五臭素化物	0/5	ND(<0.03) μg/L
		六臭素化物	0/5	ND(<0.03) μg/L

調査区分	調査名	同族体名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
底質調査	一般水域調査（秋季）	臭化ビフェニル	0/152	ND(<2) μ g/kg
		二臭化ビフェニル	0/152	ND(<2) μ g/kg
		三臭化ビフェニル	0/152	ND(<2) μ g/kg
		四臭化ビフェニル	0/152	ND(<2) μ g/kg
		五臭化ビフェニル	0/152	ND(<2) μ g/kg
		六臭化ビフェニル	0/152	ND(<2) μ g/kg
		十臭化ビフェニル	0/152	ND(<10) μ g/kg
		PBB の合計	0/152	ND
	建設省実態調査（後期）	一臭素化物	0/5	ND(<5) μ g/kg
		二臭素化物	0/5	ND(<5) μ g/kg
		三臭素化物	0/5	ND(<5) μ g/kg
		四臭素化物	0/5	ND(<5) μ g/kg
		五臭素化物	0/5	ND(<5) μ g/kg
		六臭素化物	0/5	ND(<5) μ g/kg
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	臭化ビフェニル	0/94	ND(<1) μ g/kg
		二臭化ビフェニル	0/94	ND(<1) μ g/kg
		三臭化ビフェニル	0/94	ND(<1) μ g/kg
		四臭化ビフェニル	0/94	ND(<1) μ g/kg
		五臭化ビフェニル	0/94	ND(<1) μ g/kg
		六臭化ビフェニル	0/94	ND(<1) μ g/kg
		十臭化ビフェニル	0/94	ND(<5) μ g/kg
		PBB の合計	0/94	ND
水生生物調査 （魚類）	一般水域調査（秋季）	臭化ビフェニル	0/141	ND(<2) μ g/kg
		二臭化ビフェニル	0/141	ND(<2) μ g/kg
		三臭化ビフェニル	0/141	ND(<2) μ g/kg
		四臭化ビフェニル	0/141	ND(<2) μ g/kg
		五臭化ビフェニル	0/141	ND(<2) μ g/kg
		六臭化ビフェニル	0/141	ND(<2) μ g/kg
		十臭化ビフェニル	0/141	ND(<10) μ g/kg
		PBB の合計	0/141	ND

2. 国内の過去の測定値

調査区分	同族体名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	総 PBB	0/27	ND(<0.1-1) μ g/L
	HexaBB	0/66	ND(<0.003-20) μ g/L
	TetraBB	0/66	ND(<0.001-20) μ g/L
	DecaBB	0/66	ND(<0.02-20) μ g/L
底質調査	総 PBB	0/27	ND(<5-10) μ g/kg
	HexaBB	0/66	ND(<0.9-4,000) μ g/kg
	TetraBB	0/66	ND(<0.05-4,000) μ g/kg
	DecaBB	0/66	ND(<5-4,000) μ g/kg

調査区分	同族体名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
大気調査	HexaBB	0/42	ND(<0.028-4)ng/m ³
	TetraBB	0/42	ND(<0.05-1)ng/m ³
	DecaBB	0/42	ND(<0.01-20)ng/m ³
水生生物調査（魚類）	総 PBB	0/243	ND(<0.1-1,000) μ g/kg
	HexaBB	0/66	ND(<2-1,000) μ g/kg
	TetraBB	0/66	ND(<0.1-1,000) μ g/kg
	DecaBB	0/66	ND(<2-1,000) μ g/kg

3．海外の汚染水域での測定値

海外の汚染水域での測定値は得られなかった。

4．内分泌攪乱作用に関する水中濃度の報告（生体内試験）

内分泌攪乱作用に関する水中濃度の報告（生体内試験）は得られなかった。

5．まとめ

何れの調査においても検出限界値以下であった。

4.ヘキサクロロベンゼン(HCB)

使用量およびその傾向

農薬としては未登録、第1種特定化学物質（1979年化審法）

使用量に関する報告は得られなかった。

環境濃度に関する規制

環境濃度に関する規制はない。

1. 緊急全国一斉調査結果

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	農薬等の環境残留実態調査（第一回）	0/249	ND(<0.05) μ g/L
	野生生物影響実態調査（コイ）	0/6	ND(<0.025) μ g/L
	野生生物影響実態調査（カエル類）	0/19	ND(<0.03) μ g/L
底質調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<10) μ g/kg
	野生生物影響実態調査（コイ）	0/8	ND(<5) μ g/kg
	野生生物影響実態調査（カエル類）	0/12	ND(<5) μ g/kg
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	1/94	ND(<5)-5 μ g/kg
	野生生物影響実態調査（カエル類）	0/7	ND(<5) μ g/kg
水生生物調査（魚類）	農薬等の環境残留実態調査	6/48	ND(<2)-16 μ g/kg
野生生物調査	影響実態調査（コイ）	0/145	ND(<5) μ g/kg
	影響実態調査（カエル類）	0/80	ND(<2-5) μ g/kg
	影響実態調査（クジラ類）	25/26	ND(<5) μ g/kg-549 μ g/kg
	影響実態調査（アザラシ類）	14/19	ND(<5)-17 μ g/kg
	影響実態調査（ドバト）	0/32	ND(<2) μ g/kg
	影響実態調査（トビ）	7/26	ND(<2)-12 μ g/kg
	影響実態調査（シマフクロウ）	4/5	ND(<2)-3 μ g/kg
	影響実態調査（猛禽類）	18/30	ND(<2-50)-65 μ g/kg
	影響実態調査（アカネズミ）	0/30	ND(<2-4) μ g/kg
	影響実態調査（ニホンザル）	0/41	ND(<2-4) μ g/kg
	影響実態調査（クマ類）	1/17	ND(<2-5)-6 μ g/kg
	影響実態調査（タヌキ）	1/14	ND(<2-8)-24 μ g/kg

2. 国内の過去の測定値

調査区分	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	9/747	ND(<0.001-0.1)-0.0054 μ g/L
底質調査	178/756	ND(<0.1-10)-480 μ g/kg
大気調査	9/24	ND(0.051-5)-3.5ng/m ³
水生生物調査（魚類）	463/1629	ND(<0.1-5)-28 μ g/kg
水生生物調査（貝類）	0/431	ND(<1) μ g/kg
水生生物調査（鳥類）	84/172	ND(<1-5)-59 μ g/kg

3. 海外の汚染水域での測定値

調査区分	調査場所	検出濃度範囲
水質調査	五大湖	ND(不明)–0.260ng/L 0.260ng/L は、1984 年エリー湖での測定値 ¹⁾
底質調査	五大湖	0.02–320 μ g/kg 320 μ g/kg は、1980 年オンタリオ湖での測定値 ²⁾
魚類調査	五大湖	ND(<0.1-50)–296 μ g/kg 296 μ g/kg は、1977 年オンタリオ湖で採集されたマス類 Lake trout(<u>Salvelinus namaycush</u>)での測定値 ³⁾
	北海	2–270 μ g/kg 270 μ g/kg は、Elbe estuary で採集されたカレイ類 <u>Platichthys flusus</u> での測定値 ⁴⁾

4. 内分泌攪乱作用に関する水中濃度の報告（生体内試験）

内分泌攪乱作用に関する水中濃度の報告（生体内試験）は得られなかった。

5. まとめ

水質及び底質調査において測定値は検出限界値以下であったが土壌、水生生物及び野生生物調査の一部で検出された。水生生物調査で測定された最高値は 2.国内の過去の水生生物調査（魚類）及び 3.海外の汚染水域の魚類調査での測定値を下回っていた。

6. 参考文献

- 1)Stevens,R.J.,and M.A.Neilson(1989)Inter-and intralake distributions of trace organic contaminants in surface waters of the Great Lakes.J.Great Lakes Res. ,Vol.15,No.3,377-393
- 2)Oliver,B.G. and K.D.Nicol(1982)Chlorobenzenes in sediments,water,and selected fish from Lakes Superior,Huron,Erie,and Ontario.Enviroin.Sci.Techno.,Vol.16, 532-536
- 3)Huestis,S.Y.,M.R.Servos,D.M.Whittle and D.G.Dixon(1996)Temporal and age-related trends in levels of polychlorinated biphenyl congeners and organochlorine contaminants in Lake Ontario lake trout(Salvelinus namaycush). J.Great Lakes Res.,Vol.22,No.2,310-330
- 4)Lucks,B.and U.Harms(1987)Characteristic levels of Chlorinated hydrocarbons and trace metals in fish from coastal waters of North and Baltic Sea. Int.J.Enviroin.Anal.Chem.,Vol.29, 215-225

5.ペンタクロロフェノール(PCP)

使用量およびその傾向

農薬登録失効(1990年農薬法)

最後の原体使用量は3t(1986年)で前年(88t)と比較して減少傾向であった。

環境濃度に関する規制

0.5mg/m³ (作業環境評価基準：労安法)

1. 緊急全国一斉調査結果

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	農薬等の環境残留実態調査(第一回)	0/249	ND(<0.05) μ g/L
底質調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<10) μ g/kg
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	1/94	ND(<5)–12 μ g/kg
水生生物調査 (魚類)	農薬等の環境残留実態調査	2/48	ND(<5)–10 μ g/kg

2. 国内の過去の測定値

調査区分	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	2/88	ND(<0.02-0.1)–0.2 μ g/L
底質調査	13/83	ND(<2.4-50)–360 μ g/kg

3. 海外の汚染水域での測定値

海外の汚染水域での測定値は得られなかった。

4. 内分泌攪乱作用に関する水中濃度の報告(生体内試験)

作用濃度	作用内容
22 μ g/L	雌ニジマス(<i>Salmo gairdneri</i>)の第2期卵細胞に先天性閉鎖症が認められた濃度 ¹⁾

なお、内分泌攪乱作用に関する試験管内試験の報告も得られている。

5. まとめ

水質及び底質調査において測定値は検出限界値以下であったが、土壌及び水生生物調査の一部で検出された。

6. 参考文献

- 1) Nagler, J.J., P. Aysola and S.M. Ruby. (1986) Effect of sublethal pentachlorophenol on early oogenesis in maturing female rainbow trout (*Salmo gairdneri*). Arch. Environ. Contam. Toxicol., Vol. 15, No. 5, 549-555

6. 2,4,5-トリクロロフェノキシ酢酸

使用量およびその傾向

農薬登録失効(1975年農薬法)

最後の原体使用量は1t(1975年)で前年(1t)と比較して横這いであった。

環境濃度に関する規制

環境濃度に関する規制はない。

1. 緊急全国一斉調査結果

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	農薬等の環境残留実態調査(第一回)	0/249	ND(<0.05) μ g/L
底質調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<10) μ g/kg
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<5) μ g/kg
水生生物調査 (魚類)	農薬等の環境残留実態調査	0/48	ND(<10) μ g/kg

2. 国内の過去の測定値

調査区分	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	0/45	ND(<0.01-3) μ g/L
底質調査	0/45	ND(<0.2-130) μ g/kg

3. 海外の汚染水域での測定値

海外の汚染水域での測定値は得られなかった。

4. 内分泌攪乱作用に関する水中濃度の報告(生体内試験)

作用濃度	作用内容
10,000 μ g/L	淡水産巻貝であるモノアラガイ類 Pond snail, (<u>Lymnaea stagnalis</u>)で総産卵数の減少が認められた濃度 ¹⁾

5. まとめ

何れの調査においても測定値は検出限界値以下であった。

6. 参考文献

- 1) Bluzat, R. and J. Seuge (1983) Chronic intoxication by an herbicide, 2,4,5-trichlorophenoxyacetic acid, in the pond snail, Lymnaea stagnalis L. Environ. Res., Vol. 31, No. 2, 440-447

7. 2,4-ジクロロフェノキシ酢酸

使用量およびその傾向

原体使用量は431t(1996年)で前年(221t)と比較して増加傾向であった。

環境濃度に関する規制

環境濃度に関する規制はない。

1. 緊急全国一斉調査結果

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	農薬等の環境残留実態調査(第一回)	37/249	ND(<0.05)–1.56 μ g/L
	農薬等の環境残留実態調査(第二回)	11/249	ND(<0.05)–1.15 μ g/L
	農薬等の環境残留実態調査(第三回)	6/249	ND(<0.05)–0.42 μ g/L
底質調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<10) μ g/kg
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<5) μ g/kg
水生生物調査 (魚類)	農薬等の環境残留実態調査	0/48	ND(<10) μ g/kg

2. 国内の過去の測定値

調査区分	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	0/78	ND(<0.05-1) μ g/L
底質調査	0/78	ND(<1-76) μ g/kg

3. 海外の汚染水域での測定値

海外の汚染水域での測定値は得られなかった。

4. 内分泌攪乱作用に関する水中濃度の報告(生体内試験)

作用濃度	作用内容
50,000 μ g/L	汽水産のハマガニ類(<i>Chasmagnathus granulata</i>)の雌で卵黄形成した卵細胞の直径が小さくなり、縮退卵胞の数が増えた濃度 ¹⁾

なお、内分泌攪乱作用に関する試験管内試験の報告も得られている。

5. まとめ

底質、土壌及び水生生物調査において測定値は検出限界値以下であったが、水質調査の一部で検出された。水質調査で測定された最高値は2.国内の過去の測定値を上回っていた。水質調査で測定された最高濃度 1.56 μ g/L と報告されている内分泌攪乱作用に関する水中濃度 50,000 μ g/L を分類するために暫定的に比較するとその比は 0.001 未満であった。

6 . 参考文献

- 1)Rodoriguez,E.M.,M.Schuldt and L.Romano(1994)Chronic histopathological effects of parathion and 2,4-D on female gonads of Chasmagnathus granulata (Decapoda,Brachyura). Food Chem.Toxicol.,Vol.32,No.9,811-818

8.アミトロール

使用量およびその傾向

農薬登録失効(1975年農薬法)

最後の原体使用量は21t(1975年)で前年(12t)と比較して増加傾向であった。

環境濃度に関する規制

環境濃度に関する規制はない。

1. 緊急全国一斉調査結果

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	農薬等の環境残留実態調査(第一回)	4/249	ND(<0.05) - 0.90 μ g/L
	農薬等の環境残留実態調査(第二回)	3/249	ND(<0.05) - 0.49 μ g/L
	農薬等の環境残留実態調査(第三回)	5/249	ND(<0.05) - 1.06 μ g/L
底質調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<10) μ g/kg
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<5) μ g/kg
水生生物調査 (魚類)	農薬等の環境残留実態調査	0/48	ND(<10) μ g/kg

2. 国内の過去の測定値

調査区分	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	0/24	ND(<4) μ g/L
底質調査	0/24	ND(<5-20) μ g/kg

3. 海外の汚染水域での測定値

海外の汚染水域での測定値は得られなかった。

4. 内分泌攪乱作用に関する水中濃度の報告(生体内試験)

内分泌攪乱作用に関する水中濃度の報告(生体内試験)は得られなかった。

なお、内分泌攪乱作用に関する試験管内試験の報告は得られている。

5. まとめ

底質、土壌及び水生生物調査において測定値は検出限界値以下であったが、水質調査の一部で検出された。

9.アトラジン

使用量およびその傾向

使用量は原体 55t 及び製剤 152t(1996 年)で前年(原体 61t 及び製剤 228t)と比較して減少傾向であった。

環境濃度に関する規制

環境濃度に関する規制はない。

1. 緊急全国一斉調査結果

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	農薬等の環境残留実態調査(第一回)	6/249	ND(<0.05)–0.09 μ g/L
	農薬等の環境残留実態調査(第二回)	3/249	ND(<0.05)–0.09 μ g/L
	農薬等の環境残留実態調査(第三回)	0/249	ND(<0.05) μ g/L
	野生生物影響実態調査(コイ)	0/6	ND(<0.05) μ g/L
	野生生物影響実態調査(カエル類)	0/19	ND(<0.02) μ g/L
底質調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<10) μ g/kg
	野生生物影響実態調査(コイ)	0/8	ND(<5) μ g/kg
	野生生物影響実態調査(カエル類)	0/12	ND(<0.7-3.5) μ g/kg
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	2/94	ND(<1)–20 μ g/kg
	野生生物影響実態調査(カエル類)	0/7	ND(<0.7-1.2) μ g/kg
水生生物調査(魚類)	農薬等の環境残留実態調査	0/48	ND(<2) μ g/kg
野生生物調査	影響実態調査(コイ)	0/145	ND(<1) μ g/kg
	影響実態調査(カエル類)	0/80	ND(<2-5) μ g/kg
	影響実態調査(ドバト)	0/31	ND(<0.5-2) μ g/kg
	影響実態調査(アカネズミ)	0/30	ND(<1-2.5) μ g/kg
	影響実態調査(タヌキ)	0/15	ND(<2-50) μ g/kg

2. 国内の過去の測定値

調査区分	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	0/57	ND(<0.01-0.13) μ g/L
底質調査	0/54	ND(<6.8-37) μ g/kg

3. 海外の汚染水域での測定値

海外の汚染水域での測定値は得られなかった。

4. 内分泌攪乱作用に関する水中濃度の報告(生体内試験)

作用濃度	作用内容
1,000 μ g/L	試験期間中のミジンコ(<i>Daphnia pulex</i>)の孵化幼生数に減少が認められた濃度 ¹⁾

なお、内分泌攪乱作用に関する試験管内試験の報告も得られている。

5 . まとめ

底質、水生生物及び野生生物調査において測定値は検出限界値以下であったが、水質及び土壌調査の一部で検出された。水質調査で測定された最高濃度 0.09 $\mu\text{g/L}$ と報告されている内分泌攪乱作用に関する水中濃度 1,000 $\mu\text{g/L}$ を分類するために暫定的に比較するとその比は 0.001 未満であった。

6 . 参考文献

- 1) Schober, U. and W. Lampert (1997) Effects of sublethal concentrations of the herbicide atrazin on growth and reproduction of Daphnia pulex. Bull. Environ. Contam. Toxicol., Vol. 17, No. 3, 269-277

10. アラクロール

使用量およびその傾向

使用量は原体 174t 及び製剤 197t(1996 年)で前年(原体 159 及び製剤 170t)と比較して増加傾向であった。

環境濃度に関する規制

環境濃度に関する規制はない。

1. 緊急全国一斉調査結果

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	農薬等の環境残留実態調査(第一回)	0/249	ND(<0.05) μ g/L
	農薬等の環境残留実態調査(第二回)	0/249	ND(<0.05) μ g/L
	農薬等の環境残留実態調査(第三回)	1/249	ND(<0.05) - 0.38 μ g/L
底質調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<10) μ g/kg
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<1) μ g/kg
水生生物調査(魚類)	農薬等の環境残留実態調査	0/48	ND(<2) μ g/kg

2. 国内の過去の測定値

国内の過去の測定値は得られなかった。

3. 海外の汚染水域での測定値

海外の汚染水域での測定値は得られなかった。

4. 内分泌攪乱作用に関する水中濃度の報告(生体内試験)

内分泌攪乱作用に関する水中濃度の報告(生体内試験)は得られなかった。

なお、内分泌攪乱作用に関する試験管内試験の報告は得られている。

5. まとめ

底質、土壌及び水生生物調査において測定値は検出限界値以下であったが、水質調査の一部で検出された。

11.CAT(シマジン)

使用量およびその傾向

使用量は原体 122t 及び製剤 17t(1996 年)で前年(原体 280t 及び製剤 30t)と比較して減少傾向であった。

環境濃度に関する規制

0.003mg/L (地下浸透水：水濁法、環境基準(水質、地下水)：環境基本法、水質基準：水道法)

0.003mg/L 検液(環境基準(土壌)：環境基本法)

0.003mg/L 試料(非水溶無機・建設汚泥)(海洋投入判定基準：廃掃法)

0.03mg/L (排水基準：水濁法、特定事業所排除基準：下水法、放流水基準：下水法、埋立余水排水基準：海防法、船舶排水基準：海防法、ゴルフ場農薬暫定指針値)

0.03mg/L 試料(廃酸・廃アルカリ)(海洋投入判定基準：廃掃法、埋立判定基準：海防法)

0.03mg/L 検液(埋立処分判定基準：廃掃法)

0.03mg/L 検液(水底土砂、汚泥)(埋立判定基準：海防法)

0.03mg/kg 試料(有機汚泥)(海洋投入判定基準：廃掃法)

1.5mg/kg 試料(洋上焼却基準：海防法)

1. 緊急全国一斉調査結果

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	農薬等の環境残留実態調査(第一回)	4/249	ND(<0.05)–0.21 μ g/L
	農薬等の環境残留実態調査(第二回)	2/249	ND(<0.05)–0.08 μ g/L
	農薬等の環境残留実態調査(第三回)	1/249	ND(<0.05)–0.06 μ g/L
	野生生物影響実態調査(コイ)	0/6	ND(<0.05) μ g/L
	野生生物影響実態調査(カエル類)	0/19	ND(<0.02) μ g/L
底質調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<10) μ g/kg
	野生生物影響実態調査(コイ)	0/8	ND(<5) μ g/kg
	野生生物影響実態調査(カエル類)	0/12	ND(<0.7-3.5) μ g/kg
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	3/94	ND(<1)–77 μ g/kg
	野生生物影響実態調査(カエル類)	0/7	ND(<0.7-1.2) μ g/kg
水生生物調査(魚類)	農薬等の環境残留実態調査	0/48	ND(<2) μ g/kg
野生生物調査	影響実態調査(コイ)	0/145	ND(<1) μ g/kg
	影響実態調査(カエル類)	0/80	ND(<0.5-3) μ g/kg
	影響実態調査(ドバト)	0/31	ND(<0.5-2) μ g/kg
	影響実態調査(アカネズミ)	0/30	ND(<1-2.5) μ g/kg
	影響実態調査(タヌキ)	0/15	ND(<2-50) μ g/kg

2. 国内の過去の測定値

調査区分	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	8/33761	ND(<0.02-3)–5.4 μ g/L
底質調査	0/72	ND(<8.6-100) μ g/kg

3. 海外の汚染水域での測定値

海外の汚染水域での測定値は得られなかった。

4. 内分泌攪乱作用に関する水中濃度の報告（生体内試験）

内分泌攪乱作用に関する水中濃度の報告（生体内試験）は得られなかった。

なお、内分泌攪乱作用に関する試験管内試験の報告は得られている。

5. まとめ

底質、水生生物及び野生生物調査において測定値は検出限界値以下であったが、水質及び土壌調査の一部で検出された。水質調査で測定された最高値は2.国内の過去の測定値を下回っていた。

12. ヘキサクロロシクロヘキサン(HCH)

使用量およびその傾向

農薬登録失効・販売禁止（1971年農薬法）

原体使用量は2,200t(1971年)で前年(2,300t)と比較して減少傾向であった。

環境濃度に関する規制

環境濃度に関する規制はない。

1. 緊急全国一斉調査結果

調査区分	調査名	異性体名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲	
水質調査	農薬等の環境残留実態調査 (第一回)	HCH ()	0/249	ND(<0.05) μ g/L	
		HCH ()	0/249	ND(<0.05) μ g/L	
		HCH ()	0/249	ND(<0.05) μ g/L	
		HCH ()	0/249	ND(<0.05) μ g/L	
		HCH の合計	0/249	ND	
	野生生物影響実態調査 (コイ)	HCH ()	0/6	ND(<0.025) μ g/L	
		HCH ()	0/6	ND(<0.025) μ g/L	
		HCH の合計	0/6	ND	
	野生生物影響実態調査 (カエル類)	HCH ()	0/19	ND(<0.03) μ g/L	
		HCH ()	0/19	ND(<0.03) μ g/L	
		HCH ()	0/19	ND(<0.03) μ g/L	
		HCH ()	0/19	ND(<0.03) μ g/L	
		HCH の合計	0/19	ND	
	底質調査	農薬等の環境残留実態調査	HCH ()	0/94	ND(<10) μ g/kg
			HCH ()	0/94	ND(<10) μ g/kg
HCH ()			0/94	ND(<10) μ g/kg	
HCH ()			0/94	ND(<10) μ g/kg	
HCH の合計			0/94	ND	
野生生物影響実態調査 (コイ)		HCH ()	0/8	ND(<5) μ g/kg	
		HCH ()	0/8	ND(<5) μ g/kg	
		HCH の合計	0/8	ND	
野生生物影響実態調査 (カエル類)		HCH ()	0/12	ND(<5) μ g/kg	
		HCH ()	0/12	ND(<5) μ g/kg	
		HCH ()	0/12	ND(<5) μ g/kg	
		HCH ()	0/12	ND(<5) μ g/kg	
		HCH の合計	0/12	ND	

調査区分	調査名	異性体名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
土壌調査	農薬等の環境残留 実態調査	HCH ()	0/94	ND(<5) μ g/kg
		HCH ()	1/94	ND(<5)-10 μ g/kg
		HCH ()	0/94	ND(<5) μ g/kg
		HCH ()	0/94	ND(<5) μ g/kg
		HCH の合計	1/94	ND-10 μ g/kg
	野生生物影響実態 調査 (カエル類)	HCH ()	0/7	ND(<5) μ g/kg
		HCH ()	0/7	ND(<5) μ g/kg
		HCH ()	0/7	ND(<5) μ g/kg
		HCH ()	0/7	ND(<5) μ g/kg
		HCH の合計	0/7	ND
水生生物調査 (魚類)	農薬等の環境残留 実態調査	HCH ()	0/48	ND(<5) μ g/kg
		HCH ()	0/48	ND(<5) μ g/kg
		HCH ()	0/48	ND(<5) μ g/kg
		HCH ()	0/48	ND(<5) μ g/kg
		HCH の合計	0/48	ND
野生生物調査	影響実態調査 (コイ)	HCH ()	1/145	ND(<5)-6.0 μ g/kg
		HCH ()	0/145	ND(<5) μ g/kg
		HCH ()	0/145	ND(<5) μ g/kg
		HCH ()	0/145	ND(<5) μ g/kg
		HCH の合計	1/145	ND-6.0 μ g/kg
	影響実態調査 (カエル類)	HCH ()	1/80	ND(<2-5)-5 μ g/kg
		HCH ()	0/80	ND(<2-5) μ g/kg
		HCH ()	0/80	ND(<2-5) μ g/kg
		HCH ()	1/80	ND(<2-5)-5 μ g/kg
		HCH の合計	2/80	ND-5 μ g/kg
	影響実態調査 (クジラ類)	HCH ()	21/26	ND(<5-10)-192 μ g/kg
		HCH ()	25/26	ND(<10)-2,330 μ g/kg
		HCH ()	6/26	ND(<10)-30 μ g/kg
		HCH ()	0/26	ND(<10) μ g/kg
		HCH の合計	25/26	ND-2,357 μ g/kg
	影響実態調査 (アザラシ類)	HCH ()	19/19	13-91 μ g/kg
		HCH ()	15/19	ND(<10)-560 μ g/kg
		HCH ()	0/19	ND(<10) μ g/kg
		HCH ()	0/19	ND(<10) μ g/kg
		HCH の合計	19/19	15-630 μ g/kg
	影響実態調査 (ドバト)	HCH ()	0/32	ND(<2) μ g/kg
		HCH ()	7/32	ND(<2)-10 μ g/kg
		HCH ()	0/32	ND(<2) μ g/kg
HCH ()		0/32	ND(<2) μ g/kg	
HCH の合計		7/32	ND-10 μ g/kg	

調査区分	調査名	異性体名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
野生生物調査	影響実態調査 (トビ)	HCH ()	0/26	ND(<2) μ g/kg
		HCH ()	25/26	ND(<2)-35 μ g/kg
		HCH ()	0/26	ND(<2) μ g/kg
		HCH ()	0/26	ND(<2) μ g/kg
		HCH の合計	25/26	ND-35 μ g/kg
	影響実態調査 (シマフクロウ)	HCH ()	0/5	ND(<2) μ g/kg
		HCH ()	1/5	ND(<2)-3 μ g/kg
		HCH ()	0/5	ND(<2) μ g/kg
		HCH ()	0/5	ND(<2) μ g/kg
		HCH の合計	1/5	ND-3 μ g/kg
	影響実態調査 (猛禽類)	HCH ()	0/30	ND(<2-10) μ g/kg
		HCH ()	26/30	ND(<2-10)-297 μ g/kg
		HCH ()	0/30	ND(<2-10) μ g/kg
		HCH ()	0/30	ND(<2-10) μ g/kg
		HCH の合計	26/30	ND-297 μ g/kg
	影響実態調査 (アカネズミ)	HCH ()	0/30	ND(<2-4) μ g/kg
		HCH ()	0/30	ND(<2-4) μ g/kg
		HCH ()	0/30	ND(<2-4) μ g/kg
		HCH ()	0/30	ND(<2-4) μ g/kg
		HCH の合計	0/30	ND
	影響実態調査 (ニホンザル)	HCH ()	0/41	ND(<2-4) μ g/kg
		HCH ()	24/41	ND(<2-4)-20 μ g/kg
		HCH ()	0/41	ND(<2-4) μ g/kg
		HCH ()	0/41	ND(<2-4) μ g/kg
		HCH の合計	24/41	ND-20 μ g/kg
	影響実態調査 (クマ類)	HCH ()	0/17	ND(<2-5) μ g/kg
		HCH ()	0/17	ND(<2-5) μ g/kg
		HCH ()	0/17	ND(<2-5) μ g/kg
		HCH ()	0/17	ND(<2-5) μ g/kg
		HCH の合計	0/17	ND
	影響実態調査 (タヌキ)	HCH ()	0/15	ND(<2-8) μ g/kg
		HCH ()	8/15	ND(<2-8)-54 μ g/kg
		HCH ()	0/15	ND(<2-8) μ g/kg
		HCH ()	0/15	ND(<2-8) μ g/kg
		HCH の合計	8/15	ND-54 μ g/kg

2. 国内の過去の測定値

調査区分	異性体名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	HCH ()	6/282	ND(<0.01-0.1)-0.1 μ g/L
	HCH ()	9/281	ND(<0.01-0.1)-0.045 μ g/L
	HCH ()	0/60	ND(<0.1) μ g/L
	HCH ()	0/60	ND(<0.1) μ g/L
底質調査	HCH ()	33/299	ND(<1-10)-10 μ g/kg
	HCH ()	45/263	ND(<1-10)-50 μ g/kg
	HCH ()	9/60	ND(<10)-10 μ g/kg
	HCH ()	4/60	ND(<10)-10 μ g/kg
水生生物調査 (魚類)	HCH ()	499/1191	ND(<1-20)-24 μ g/kg
	HCH ()	397/1191	ND(<1-10)-76 μ g/kg
	HCH ()	178/1191	ND(<1-5)-13 μ g/kg
	HCH ()	6/911	ND(<1-5)-3 μ g/kg
	総 HCH	174/465	ND(<1)-20 μ g/kg
水生生物調査 (貝類)	HCH ()	171/431	ND(<1)-45 μ g/kg
	HCH ()	91/431	ND(<1)-26 μ g/kg
	HCH ()	78/431	ND(<1)-18 μ g/kg
	HCH ()	1/311	ND(<1)-2 μ g/kg
	総 HCH	44/166	ND(<1)-12 μ g/kg
水生生物調査 (鳥類)	HCH ()	70/172	ND(<1)-43 μ g/kg
	HCH ()	167/172	ND(<1)-103 μ g/kg
	HCH ()	28/172	ND(<1)-11 μ g/kg
	HCH ()	5/137	ND(<1)-5 μ g/kg
	総 HCH	60/70	ND(<1)-53 μ g/kg

3. 海外の汚染水域での測定値

調査区分	調査場所	異性体名	検出濃度範囲
水質調査	五大湖	HCH ()	0.4158-23.98ng/L 23.98ng/L は、1987 年スペリオール湖での測定値 ¹⁾
		HCH ()	0.108-59.58ng/L 59.58ng/L は、1990 年オンタリオ湖での測定値 ¹⁾
底質調査	五大湖	HCH ()	1.5-1.6 μ g/kg 1.6 μ g/kg は、1982 年オンタリオ湖での測定値 ²⁾
		HCH ()	1.1 μ g/kg 1.1 μ g/kg は、1982 年オンタリオ湖での測定値 ²⁾

調査区分	調査場所	異性体名	検出濃度範囲
魚類調査	五大湖	HCH ()	ND(<50)–97 µ g/kg 97 µ g/kg は、1983 年オンタリオ湖で採集されたマス類 Lake trout(<i>Salvelinus namaycush</i>)での測定値 ³⁾
		HCH ()	ND(<0.3-1)–13 µ g/kg 13 µ g/kg は、1982 年オンタリオ湖で採集されたニシン類 Alewife(<i>Alosa pseudoharengus</i>)での測定値 ⁴⁾
		HCH ()	ND(<0.4-5)–26 µ g/kg 26 µ g/kg は、1983 年ミシガン湖で採集された Rock bass(<i>Ambloplites rupestris</i>)での測定値 ³⁾
	バルト海	HCH ()	1 µ g/kg 1 µ g/kg は、1977-83 年バルト海で採集されたアカガレイ類(<i>Hippoglossoides platessoides</i>)での測定値 ⁵⁾
	北海	HCH ()	3–80 µ g/kg 80 µ g/kg は、Elbe estuary で採集されたカレイ類 <i>Platichthys flesus</i> での測定値 ⁶⁾

4 . 内分泌攪乱作用に関する水中濃度の報告 (生体内試験)

異性体名	作用濃度	作用内容
HCH ()	32 µ g/L	グッピー (<i>Poecilia reticulata</i>) の稚魚とメダカ (<i>Oryzias latipes</i>) ビテロジェニンの生成と雄メダカに精巣内卵巣の形成が認められた濃度 ⁷⁾

なお、HCH ()及びHCH ()については内分泌攪乱作用に関する試験管内試験の報告も得られている。

5 . まとめ

水質、底質及び水生生物調査において測定値は検出限界値以下であったが、土壌及び野生生物調査の一部で検出された。野生生物調査(コイ)で測定されたHCH ()の最高値は2.国内の過去の水生生物調査(魚類)及び3.海外の汚染水域の魚類調査での測定値を下回っていた。

6 . 参考文献

- 1)L'Italien,S.(1993)Organic contaminants in the Great Lakes 1986-1990.Report No:EQB/LWD-OR/93-02-I,Environment Canada,Environmental Quality Branch,Ontario Region,Burlington,Ontario
- 2)Oliver,B.G.and M.N.Carlton(1984)Chlorinated organic contaminants on settling particulates in the Niagara River vicinity of Lake Ontario.

- Environ.Sci.Technol.,Vol.18,903-908
- 3)Camanzo,J.,C.P.Rice,D.J.Jude and R.Rossmann(1987)Organic priority pollutants in nearshore fish from 14 Lake Michigan tributaries and embayments,1983.J.Great Lakes Res.,Vol.13,No.3,296-309
 - 4)Oliver,B.G.and A.J.Niimi(1988)Trophodynamic analysis of polychlorinated biphenyl congeners and other chlorinated hydrocarbons in the Lake Ontario ecosystem.Environ.Sci.Technol.,Vol.22,388-397
 - 5)Huschenbeth,E.(1986)Zur kontamination von fischen der Nord-und Ostsee sowie der Unterelbe mit organochlorpestiziden und polychlorierten Biphenylen.Arch.Fisch.Wiss.,Vol.36,269-286
 - 6)Luckas,B.and U.Harms(1987)Characteristic levels of chlorinated hydrocarbons and trace metals in fish from coastal waters of North and Baltic Sea, Int.J.Environ.Anal.Chem.,Vol.29,215-225
 - 7)Wester,P.W.(1991)Histopathological effects of environmental pollutants beta-HCH and methyl mercury on reproductive organs in freshwater fish. Comp.Biochem.Physiol.C.Vol.100,No.1-2,237-239

12. エチルパラチオン

使用量およびその傾向

農薬登録失効(1972年農薬法)

最後の原体使用量は4t(1970年)で前年(213t)と比較して減少傾向であった。

環境濃度に関する規制

環境濃度に関する規制はない。

1. 緊急全国一斉調査結果

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	農薬等の環境残留実態調査(第一回)	0/249	ND(<0.05) μ g/L
底質調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<20) μ g/kg
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<1) μ g/kg
水生生物調査 (魚類)	農薬等の環境残留実態調査	0/48	ND(<5) μ g/kg

2. 国内の過去の測定値

国内の過去の測定値は得られなかった。

3. 海外の汚染水域での測定値

海外の汚染水域での測定値は得られなかった。

4. 内分泌攪乱作用に関する水中濃度の報告(生体内試験)

作用濃度	作用内容
10 μ g/L	汽水産のハマガニ類(<i>Chasmagnathus granulata</i>)の雌で卵細胞の形態異常が認められた濃度 ¹⁾

なお、内分泌攪乱作用に関する試験管内試験の報告も得られている。

5. まとめ

何れの調査においても測定値は検出限界値以下であった。

6. 参考文献

- 1) Rodoriguez, E.M., M. Shuldt and L. Romano (1994) Chronic histopathological effects of parathion and 2,4-D on female gonads of *Chasmagnathus granulata* (Decapoda, Brachyura). Food Chem. Toxicol., Vol. 32, No. 9, 811-818

13.NAC(カルバリル)

使用量およびその傾向

原体使用量は839t(1996年)で前年(1,060t)と比較して減少傾向であった。

環境濃度に関する規制

環境濃度に関する規制はない。

1. 緊急全国一斉調査結果

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	農薬等の環境残留実態調査(第一回)	5/249	ND(<0.05) - 0.39 μ g/L
	農薬等の環境残留実態調査(第二回)	1/249	ND(<0.05) - 0.07 μ g/L
	農薬等の環境残留実態調査(第三回)	1/249	ND(<0.05) - 0.09 μ g/L
底質調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<10) μ g/kg
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<1) μ g/kg
水生生物調査 (魚類)	農薬等の環境残留実態調査	0/48	ND(<2) μ g/kg

2. 国内の過去の測定値

調査区分	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	0/111	ND(<0.05-1) μ g/L
底質調査	0/111	ND(<0.9-100) μ g/kg
大気調査	0/66	ND(0.7-7)ng/m ³

3. 海外の汚染水域での測定値

海外の汚染水域での測定値は得られなかった。

4. 内分泌攪乱作用に関する水中濃度の報告(生体内試験)

作用濃度	作用内容
1,660 μ g/L	タイワンドジョウ類(<i>Channa punctatus</i>)の脳内アセチルコリンエステラーゼ活性阻害とサイロキシン値の減少を認めた濃度 ¹⁾
	タイワンドジョウ類(<i>Channa punctatus</i>)血清中の性腺刺激ホルモン値が減少した濃度 ²⁾
5,000 μ g/L	産卵前及び産卵期のナマズ類(<i>Clarias batrachus</i>)血清中のサイロキシン、トリヨードサイロニン(甲状腺ホルモン)値を低下させた濃度 ³⁾

なお、内分泌攪乱作用に関する試験管内試験の報告も得られている。

5. まとめ

底質、土壌及び水生生物調査において測定値は検出限界値以下であったが、水質調査の一部で検出された。水質調査で測定された最高濃度0.39 μ g/Lと報告され

ている内分泌攪乱作用に関する水中濃度 1,660 μ g/L を分類するために暫定的に比較するとその比は 0.001 未満であった。

6 . 参考文献

- 1) Ghosh, P., S. Bhattacharya and S. Bhattacharya (1989) Impact of nonlethal levels of Metacid-50 and carbaryl on thyroid function and cholinergic system of Channa punctatus. Biomed. Environ. Sci., Vol. 2, No. 2, 92-97
- 2) Ghosh, P. S. Bhattacharya and S. Bhattacharya (1990) Impairment of the regulation of gonadal function in Channa punctatus by Metacid-50 and carbaryl under laboratory and field conditions. Biomed. Environ. Sci., Vol. 3, No. 1, 106-112
- 3) Sinha, N., B. Lal and T. P. Singh (1968) Carbaryl-induced thyroid dysfunction in the freshwater catfish Clarias batrachus. Ecotoxicol. Environ. Saf., Vol. 21, No. 3, 240-247

14. クロルデン

使用量およびその傾向

農薬登録失効（1968年農薬法）第1種特定化学物質（1986年化審法）
 原体使用量は2,206t(1985年)で前年(1,900t)と比較して増加傾向であった。

環境濃度に関する規制

環境濃度に関する規制はない。

1. 緊急全国一斉調査結果

調査区分	調査名	異性体名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	農薬等の環境残留実態調査 (第一回)	trans-クロルデン	0/249	ND(<0.05) μ g/L
		cis-クロルデン	0/249	ND(<0.05) μ g/L
	野生生物影響実態調査 (コイ)	trans-クロルデン	0/6	ND(<0.025) μ g/L
		cis-クロルデン	0/6	ND(<0.025) μ g/L
	野生生物影響実態調査 (カエル類)	trans-クロルデン	0/19	ND(<0.03) μ g/L
		cis-クロルデン	0/19	ND(<0.03) μ g/L
底質調査	農薬等の環境残留実態調査	trans-クロルデン	0/94	ND(<10) μ g/kg
		cis-クロルデン	0/94	ND(<10) μ g/kg
	野生生物影響実態調査 (コイ)	trans-クロルデン	0/8	ND(<5) μ g/kg
		cis-クロルデン	0/8	ND(<5) μ g/kg
	野生生物影響実態調査 (カエル類)	trans-クロルデン	0/12	ND(<5) μ g/kg
		cis-クロルデン	0/12	ND(<5) μ g/kg
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	trans-クロルデン	1/94	ND(<5)–7 μ g/kg
		cis-クロルデン	0/94	ND(<5) μ g/kg
	野生生物影響実態調査 (カエル類)	trans-クロルデン	0/7	ND(<5) μ g/kg
		cis-クロルデン	0/7	ND(<5) μ g/kg
水生生物調査 (魚類)	農薬等の環境残留実態調査	trans-クロルデン	25/48	ND(<2)–32 μ g/kg
		cis-クロルデン	25/48	ND(<2)–22 μ g/kg
野生生物調査	影響実態調査 (コイ)	trans-クロルデン	9/145	ND(<5)–26 μ g/kg
		cis-クロルデン	18/145	ND(<5)–36 μ g/kg
	影響実態調査 (カエル類)	trans-クロルデン	0/80	ND(<2-5) μ g/kg
		cis-クロルデン	0/80	ND(<2-5) μ g/kg
	影響実態調査 (クジラ類)	trans-クロルデン	19/26	ND(<5-10)–45 μ g/kg
		cis-クロルデン	25/26	ND(<5)–459 μ g/kg
	影響実態調査 (アザラシ類)	trans-クロルデン	0/19	ND(<5) μ g/kg
		cis-クロルデン	1/19	ND(<5)–7 μ g/kg
	影響実態調査 (ドバト)	trans-クロルデン	0/32	ND(<2) μ g/kg
		cis-クロルデン	0/32	ND(<2) μ g/kg
	影響実態調査 (トビ)	trans-クロルデン	9/26	ND(<2)–13 μ g/kg
		cis-クロルデン	23/26	ND(<2)–119 μ g/kg
	影響実態調査 (シマフクロウ)	trans-クロルデン	0/5	ND(<2) μ g/kg
		cis-クロルデン	0/5	ND(<2) μ g/kg

調査区分	調査名	異性体名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
野生生物調査	影響実態調査 (猛禽類)	trans-クワテルン	1/30	ND(<2-10)-5 μ g/kg
		cis-クワテルン	7/30	ND(<2-10)-74 μ g/kg
	影響実態調査 (アカネズミ)	trans-クワテルン	0/30	ND(<2-4) μ g/kg
		cis-クワテルン	0/30	ND(<2-4) μ g/kg
	影響実態調査 (ニホンザル)	trans-クワテルン	0/41	ND(<2-4) μ g/kg
		cis-クワテルン	1/41	ND(<2-4)-3 μ g/kg
	影響実態調査 (クマ類)	trans-クワテルン	0/17	ND(<2-5) μ g/kg
		cis-クワテルン	0/17	ND(<2-5) μ g/kg
影響実態調査 (タヌキ)	trans-クワテルン	0/15	ND(<2-8) μ g/kg	
	cis-クワテルン	0/15	ND(<2-8) μ g/kg	

2. 国内の過去の測定値

調査区分	異性体名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	trans-クワテルン	3/347	ND(<0.005-0.05)-0.0016 μ g/L
	cis-クワテルン	1/347	ND(<0.005-0.05)-0.004 μ g/L
底質調査	trans-クワテルン	189/347	ND(<0.2-1)-75 μ g/kg
	cis-クワテルン	105/347	ND(<0.2-1)-22 μ g/kg
大気調査	trans-クワテルン	46/73	ND(<0.01-0.4)-8.5ng/m ³
	cis-クワテルン	40/73	ND(<0.01-0.4)-5ng/m ³
	-クワテルン	18/73	ND(<0.01-0.5)-1.8ng/m ³
水生生物調査 (魚類)	trans-クワテルン	442/1125	ND(<1)-69 μ g/kg
	cis-クワテルン	651/1125	ND(<1)-53 μ g/kg
	-クワテルン	31/93	ND(<1)-12 μ g/kg
	クワテルン類	520/815	ND(<1-50)-133 μ g/kg
水生生物調査 (貝類)	trans-クワテルン	234/376	ND(<1)-24 μ g/kg
	cis-クワテルン	251/376	ND(<1)-53 μ g/kg
	クワテルン類	195/316	ND(<1)-97 μ g/kg
水生生物調査 (鳥類)	trans-クワテルン	20/145	ND(<1)-2 μ g/kg
	cis-クワテルン	55/145	ND(<1)-21 μ g/kg
	クワテルン類	68/115	ND(<1)-676 μ g/kg

3. 海外の汚染水域での測定値

調査区分	調査場所	異性体名	検出濃度範囲
水質調査	五大湖	trans-クワテルン	ND(<0.002-0.007)-0.100ng/L 0.100ng/L は、1983年エリー湖での測定値 ¹⁾
		cis-クワテルン	ND(<0.002)-0.183ng/L 0.183ng/L は、1984年スペリオール湖での測定値 ²⁾
		-クワテルン	0.007608-0.300ng/L 0.300ng/L は、1984年スペリオール湖での測定値 ²⁾

調査区分	調査場所	異性体名	検出濃度範囲
底質調査	五大湖	-コルテン	0.2-4.2 μ g/kg 4.2 μ g/kg は、1982 年エリー湖での測定値 ³⁾
魚類調査	五大湖	trans-コルテン	ND(<0.05-50)-310 μ g/kg 310 μ g/kg は、1979年ミシガン湖で採集されたマス類 Lake trout(<i>Salvelinus namaycush</i>)での測定値 ⁴⁾
		cis-コルテン	ND(<3-50)-211 μ g/kg 211 μ g/kg は、1983 年ミシガン湖で採集されたコイ (<i>Cyprinus carpio</i>)での測定値 ⁵⁾
		-コルテン	痕跡-78.9 μ g/kg 78.9 μ g/kg は、1982 年オンタリオ湖で採集されたマス類 Lake trout(<i>Salvelinus namaycush</i>)での測定値 ⁶⁾
		コルテン類	3.1-370 μ g/kg 370 μ g/kg は、1985 年スペリオール湖で採集されたマス類 Lake trout(<i>Salvelinus namaycush</i>)での測定値 ⁷⁾

4 . 内分泌攪乱作用に関する水中濃度の報告（生体内試験）

内分泌攪乱作用に関する水中濃度の報告（生体内試験）は得られなかった。

なお、内分泌攪乱作用に関する試験管内試験の報告は得られている。

5 . まとめ

水質及び底質調査において測定値は検出限界値以下であったが、土壌、水生生物及び野生生物調査の一部で検出された。水生生物及び野生生物調査（コイ）で測定された最高値は 2.国内の過去の水生生物調査（魚類）及び 3.海外の汚染水域の魚類調査での測定値を下回っていた。

6 . 参考文献

- 1)Stevens,R.J.J.and M.A.Neilson(1989)Inter-and intralake distributions of trace organic contaminants in surface waters of the Great Lakes.J.Great Lakes Res. Vol.15,No.3,377-393
- 2)Chan,C.H.and J.Kohli(1987)Surveys of trace contaminants in the St.Clair River,1985.Inland Waters/Lands Directorate.Scientific Series,No.158,1-10
- 3)Oliver,B.G.,and R.A.Bourbonniere(1985)Chlorinated contaminants in surficial sediments of Lakes Huron,St.Clair,and Erie:Implications regarding sources along the St.Clair and Detroit Rivers.J.Great Lakes Res.,Vol.11,No.3, 366-372

- 4) Kuehl, D. W., E. N. Leonard, B. C. Butterworth and K. L. Johnson (1983)
Polychlorinated chemical residues in fish from major watersheds near the Great Lakes, 1979. *Environ. Int.*, Vol. 9, 293-299
- 5) Camanzo, J., C. P. Rice, D. J. Jude and R. Rossmann (1987) Organic priority pollutants in nearshore fish from 14 Lake Michigan tributaries and embayments, 1983. *J. Great Lakes Res.*, Vol. 13, No. 3, 296-309
- 6) Huestis, S. Y., M. R. Servos, D. M. Whittle and D. G. Dixon (1996) Temporal and age-related trends in levels of polychlorinated biphenyl congeners and organochlorine contaminants in Lake Ontario lake trout (*Salvelinus namaycush*). *J. Great Lakes Res.*, Vol. 22, No. 2, 310-330
- 7) Miller, M. A., N. M. Kassulke and M. D. Walkowski (1993) Organochlorine concentrations in Laurentian Great Lakes salmonines: Implications for fisheries management. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, Vol. 25, 212-219

15.オキシクロルデン

使用量およびその傾向

クロルデンの代謝物、第1種特定化学物質（クロルデン類として、1986年化審法）
環境濃度に関する規制
環境濃度に関する規制はない。

1. 緊急全国一斉調査結果

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	農薬等の環境残留実態調査（第一回）	0/249	ND(<0.05) μ g/L
	野生生物影響実態調査（コイ）	0/6	ND(<0.025) μ g/L
	野生生物影響実態調査（カエル類）	0/19	ND(<0.03) μ g/L
底質調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<10) μ g/kg
	野生生物影響実態調査（コイ）	0/8	ND(<5) μ g/kg
	野生生物影響実態調査（カエル類）	0/12	ND(<5) μ g/kg
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	1/94	ND(<10)–10 μ g/kg
	野生生物影響実態調査（カエル類）	0/7	ND(<5) μ g/kg
水生生物調査（魚類）	農薬等の環境残留実態調査	0/48	ND(<30) μ g/kg
野生生物調査	影響実態調査（コイ）	2/145	ND(<5)–7.4 μ g/kg
	影響実態調査（カエル類）	26/80	ND(<2-5)–8 μ g/kg
	影響実態調査（クジラ類）	25/26	ND(<5)–1,190 μ g/kg
	影響実態調査（アザラシ類）	19/19	40–305 μ g/kg
	影響実態調査（ドバト）	9/32	ND(<2)–11 μ g/kg
	影響実態調査（トビ）	26/26	3.0–80 μ g/kg
	影響実態調査（シマフクロウ）	2/5	ND(<2)–4 μ g/kg
	影響実態調査（猛禽類）	27/30	ND(<2-10)–510 μ g/kg
	影響実態調査（アカネズミ）	0/30	ND(<2-4) μ g/kg
	影響実態調査（ニホンザル）	24/41	ND(<2-4)–28 μ g/kg
	影響実態調査（クマ類）	4/17	ND(<2-5)–108 μ g/kg
	影響実態調査（タヌキ）	15/15	12–196 μ g/kg

2. 国内の過去の測定値

調査区分	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	0/164	ND(<0.005-0.01) μ g/L
底質調査	3/126	ND(<0.2-1)–0.3 μ g/kg
大気調査	0/73	ND(0.05-1.5)ng/m ³
水生生物調査（魚類）	330/1159	ND(<1)–21 μ g/kg
水生生物調査（貝類）	74/376	ND(<1)–16 μ g/kg
水生生物調査（鳥類）	95/145	ND(<1)–79 μ g/kg

3 . 海外の汚染水域での測定値

調査区分	調査場所	検出濃度範囲
水質調査	五大湖	0.131-0.263ng/L 0.263ng/L は、1983 年オンタリオ湖での測定値 ¹⁾
魚類調査	五大湖	痕跡-400 μ g/kg 400 μ g/kg は、1978 年スペリオール湖で採集されたマス類 Lake trout(<i>Salvelinus namaycush</i>)での測定値 ²⁾

4 . 内分泌攪乱作用に関する水中濃度の報告（生体内試験）

内分泌攪乱作用に関する水中濃度の報告（生体内試験）は得られなかった。

なお、内分泌攪乱作用に関する試験管内試験の報告は得られている。

5 . まとめ

水質、底質及び水生生物調査において測定値は検出限界値以下であったが、土壌及び野生生物調査の一部で検出された。野生生物調査（コイ）で測定された最高値は 2.国内の過去の水生生物調査（魚類）及び 3.海外の汚染水域の魚類調査での測定値を下回っていた。

6 . 参考文献

1)Biberhofer,J.and R.J.J.Stevens(1987)Organochlorine contaminants in ambient waters of Lake Ontario.Inland Waters/Lands Directorate. Scientific Series,No.159,1-11

2)DeVault,D.S.,R.Hesselberg,P.W.Rodgers and T.J.Feist(1996)Contaminant trends in lake trout and walleye from the Laurentian Great Lakes. J.Great Lakes Res.,Vol.22,No.4,884-895

16. trans-ノナクロル

使用量およびその傾向

農薬としては未登録、第1種特定化学物質（クロルデン類として、1986年化審法）
使用量に関する報告は得られなかった。

環境濃度に関する規制

環境濃度に関する規制はない。

1. 緊急全国一斉調査結果

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	農薬等の環境残留実態調査（第一回）	0/249	ND(<0.05) μ g/L
	野生生物影響実態調査（コイ）	0/6	ND(<0.025) μ g/L
	野生生物影響実態調査（カエル類）	0/19	ND(<0.03) μ g/L
底質調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<10) μ g/kg
	野生生物影響実態調査（コイ）	0/8	ND(<5) μ g/kg
	野生生物影響実態調査（カエル類）	0/12	ND(<5) μ g/kg
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<10) μ g/kg
	野生生物影響実態調査（カエル類）	0/7	ND(<5) μ g/kg
水生生物調査（魚類）	農薬等の環境残留実態調査	43/48	ND(<2)–149 μ g/kg
野生生物調査	影響実態調査（コイ）	19/145	ND(<5)–32 μ g/kg
	影響実態調査（カエル類）	0/80	ND(<2-5) μ g/kg
	影響実態調査（クジラ類）	25/26	ND(<5)–7,570 μ g/kg
	影響実態調査（アザラシ類）	19/19	57–434 μ g/kg
	影響実態調査（ドバト）	1/32	ND(<2)–3 μ g/kg
	影響実態調査（トビ）	26/26	10–322 μ g/kg
	影響実態調査（シマフクロウ）	4/5	ND(<2)–5 μ g/kg
	影響実態調査（猛禽類）	26/30	ND(<2-10)–761 μ g/kg
	影響実態調査（アカネズミ）	0/30	ND(<2-4) μ g/kg
	影響実態調査（ニホンザル）	17/41	ND(<2-4)–12 μ g/kg
	影響実態調査（クマ類）	1/17	ND(<2-5)–12 μ g/kg
影響実態調査（タヌキ）	12/15	ND(<2-8)–241 μ g/kg	

2. 国内の過去の測定値

調査区分	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	3/347	ND(<0.005-0.05)–0.005 μ g/L
底質調査	152/347	ND(<0.2-1)–55 μ g/kg
大気調査	43/73	ND(<0.01-0.5)–2.8ng/m ³
水生生物調査（魚類）	771/1125	ND(<1)–102 μ g/kg
水生生物調査（貝類）	225/376	ND(<1)–40 μ g/kg
水生生物調査（鳥類）	86/145	ND(<1)–470 μ g/kg

3. 海外の汚染水域での測定値

調査区分	調査場所	検出濃度範囲
魚類調査	五大湖	ND(<0.1-5)–406 μ g/kg 406 μ g/kg は、1983年ミシガン湖で採集されたコイ (<i>Cyprinus carpio</i>) での測定値 ¹⁾

4. 内分泌攪乱作用に関する水中濃度の報告（生体内試験）

内分泌攪乱作用に関する水中濃度の報告（生体内試験）は得られなかった。

なお、内分泌攪乱作用に関する試験管内試験の報告は得られている。

5. まとめ

水質、底質及び土壌調査において測定値は検出限界値以下であったが、水生生物及び野生生物調査の一部で検出された。水生生物調査で測定された最高値は2.国内の過去の水生生物調査（魚類）での測定値を上回っていたが、3.海外の汚染水域の魚類調査での測定値を下回っていた。野生生物調査（コイ）で測定された最高値は2.国内の過去の水生生物調査（魚類）及び3.海外の汚染水域の魚類調査での測定値を下回っていた。

6. 参考文献

1) Camanzo, J., C.P. Rice, D.J. Jude and R. Rossmann (1987) Organic priority pollutants in nearshore fish from 14 Lake Michigan tributaries and embayments, 1983. *J. Great Lakes Res.*, Vol. 13, No. 3, 296-309

2) Kuehl, D. W., E. N. Leonard, B. C. Butterworth and K. L. Johnson (1983) Polychlorinated chemical residues in fish from major watersheds near the Great Lakes, 1979. *Environ. Int.*, Vol. 9, 293-299

17. 1,2-ジブロモ-3-クロロプロパン

使用量およびその傾向

農薬登録失効(1980年農薬法)

最後の原体使用量は296t(1973年)で前年(275t)と比較して増加傾向であった。

環境濃度に関する規制

環境濃度に関する規制はない。

1. 緊急全国一斉調査結果

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	農薬等の環境残留実態調査(第一回)	0/249	ND(<0.05) μ g/L
底質調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<5) μ g/kg
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<1) μ g/kg
水生生物調査 (魚類)	農薬等の環境残留実態調査	0/48	ND(<10) μ g/kg

2. 国内の過去の測定値

調査区分	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	0/93	ND(<0.02-12) μ g/L
底質調査	0/90	ND(<0.2-50) μ g/kg
大気調査	0/36	ND(0.005-20)ng/m ³

3. 海外の汚染水域での測定値

海外の汚染水域での測定値は得られなかった。

4. 内分泌攪乱作用に関する水中濃度の報告(生体内試験)

内分泌攪乱作用に関する水中濃度の報告(生体内試験)は得られなかった。

5. まとめ

何れの調査においても測定値は検出限界値以下であった。

18. DDT

使用量およびその傾向

農薬登録失効・販売禁止（1971年農薬法）第1種特定化学物質（1981年化審法）
最後の原体使用量は300t(1971年)で、前年(4,700t)と比較して減少傾向であった。

環境濃度に関する規制

環境濃度に関する規制はない。

1. 緊急全国一斉調査結果

調査区分	調査名	異性体名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	農薬等の環境残留実態調査 (第一回)	o,p'-DDT	0/249	ND(<0.05) μ g/L
		p,p'-DDT	0/249	ND(<0.05) μ g/L
	野生生物影響実態調査 (コイ)	o,p'-DDT	0/6	ND(<0.025) μ g/L
		p,p'-DDT	0/6	ND(<0.025) μ g/L
	野生生物影響実態調査 (カエル類)	o,p'-DDT	0/19	ND(<0.03) μ g/L
		p,p'-DDT	0/19	ND(<0.03) μ g/L
底質調査	農薬等の環境残留実態調査	o,p'-DDT	0/94	ND(<5) μ g/kg
		p,p'-DDT	0/94	ND(<5) μ g/kg
	野生生物影響実態調査 (コイ)	o,p'-DDT	0/8	ND(<5) μ g/kg
		p,p'-DDT	0/8	ND(<5) μ g/kg
	野生生物影響実態調査 (カエル類)	o,p'-DDT	0/12	ND(<5) μ g/kg
		p,p'-DDT	2/12	ND(<5)-93 μ g/kg
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	o,p'-DDT	1/94	ND(<10)-125 μ g/kg
		p,p'-DDT	4/94	ND(<10)-152 μ g/kg
	野生生物影響実態調査 (カエル類)	o,p'-DDT	2/7	ND(<5)-9 μ g/kg
		p,p'-DDT	4/7	ND(<5)-67 μ g/kg
水生生物調査 (魚類)	農薬等の環境残留実態調査	o,p'-DDT	0/48	ND(<5) μ g/kg
		p,p'-DDT	0/48	ND(<5) μ g/kg
野生生物調査	影響実態調査 (コイ)	o,p'-DDT	0/145	ND(<5) μ g/kg
		p,p'-DDT	0/145	ND(<5) μ g/kg
	影響実態調査 (カエル類)	o,p'-DDT	1/100	ND(<1-5)-3 μ g/kg
		p,p'-DDT	14/100	ND(<1-5)-33 μ g/kg
	影響実態調査 (クジラ類)	o,p'-DDT	26/26	12-2,270 μ g/kg
		p,p'-DDT	26/26	20-6,610 μ g/kg
	影響実態調査 (アザラシ類)	o,p'-DDT	1/19	ND(<5)-6 μ g/kg
		p,p'-DDT	19/19	30-549 μ g/kg
	影響実態調査 (ドバト)	o,p'-DDT	0/32	ND(<2) μ g/kg
		p,p'-DDT	1/32	ND(<2)-2 μ g/kg
	影響実態調査 (トビ)	o,p'-DDT	0/26	ND(<2) μ g/kg
		p,p'-DDT	16/26	ND(<2)-8 μ g/kg
	影響実態調査 (シマフクロウ)	o,p'-DDT	0/5	ND(<2) μ g/kg
		p,p'-DDT	2/5	ND(<2)-6 μ g/kg

調査区分	調査名	異性体名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
野生生物調査	影響実態調査 (猛禽類)	o,p'-DDT	0/30	ND(<2-10) μ g/kg
		p,p'-DDT	3/30	ND(<2-10)-4 μ g/kg
	影響実態調査 (アカネズミ)	o,p'-DDT	0/30	ND(<2-4) μ g/kg
		p,p'-DDT	0/30	ND(<2-4) μ g/kg
	影響実態調査 (ニホンザル)	o,p'-DDT	0/41	ND(<2-4) μ g/kg
		p,p'-DDT	0/41	ND(<2-4) μ g/kg
	影響実態調査 (クマ類)	o,p'-DDT	0/17	ND(<2-5) μ g/kg
		p,p'-DDT	0/17	ND(<2-5) μ g/kg
影響実態調査 (タヌキ)	o,p'-DDT	0/15	ND(<2-8) μ g/kg	
	p,p'-DDT	2/15	ND(<2-8)-26 μ g/kg	

2. 国内の過去の測定値

調査区分	異性体名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	o,p'-DDT	0/55	ND(<0.0007-0.1) μ g/L
	p,p'-DDT	0/276	ND(<0.002-0.1) μ g/L
底質調査	o,p'-DDT	0/50	ND(<0.3-10) μ g/kg
	p,p'-DDT	77/268	ND(<1-10)-20 μ g/kg
水生生物調査 (魚類)	o,p'-DDT	200/1180	ND(<0.5-5)-32 μ g/kg
	p,p'-DDT	650/1250	ND(<0.5-7)-180 μ g/kg
	総 DDT	655/745	ND(<1)-359 μ g/kg
水生生物調査 (貝類)	o,p'-DDT	38/431	ND(<1)-3 μ g/kg
	p,p'-DDT	201/461	ND(<1)-24 μ g/kg
	総 DDT	196/286	ND(<1)-40 μ g/kg
水生生物調査 (鳥類)	o,p'-DDT	19/172	ND(<1)-22 μ g/kg
	p,p'-DDT	70/182	ND(<1)-43 μ g/kg
	総 DDT	105/105	110 -700 μ g/kg

3. 海外の汚染水域での測定値

調査区分	調査場所	異性体名	検出濃度範囲
水質調査	五大湖	o,p'-DDT	ND(<0.007-0.011)-0.195ng/L 0.195ng/L は、1984 年スペリオール湖での測定値 ¹⁾
		p,p'-DDT	ND(<0.007-0.011)-0.513ng/L 0.513ng/L は、1984 年スペリオール湖での測定値 ¹⁾
		DDT 類	0.069-0.271ng/L 0.271ng/L は、1983 年オンタリオ湖での測定値 ²⁾
底質調査	五大湖	p,p'-DDT	0.2-45 μ g/kg 45 μ g/kg は、1982 年オンタリオ湖での測定値 ³⁾

調査区分	調査場所	異性体名	検出濃度範囲
魚類調査	五大湖	DDT 類	ND(<3)–19,190 μ g/kg 19,190 μ g/kg は、1970 年ミシガン湖で採集されたマス類 Lake trout(<i>Salvelinus namaycush</i>)での測定値 ^{4,5)}
		o,p'-DDT	ND(<50)–72.8 μ g/kg 72.8 μ g/kg は、1977 年オンタリオ湖で採集されたマス類 Lake trout(<i>Salvelinus namaycush</i>)での測定値 ⁶⁾
		p,p'-DDT	ND(<4-50)–620 μ g/kg 620 μ g/kg は、1980 年ミシガン湖で採集されたサケ類 Coho salmon(<i>Oncorhynchus kisutch</i>)での測定値 ⁷⁾
	バルト海	DDT 類	0–400 μ g/kg 400 μ g/kg は、1979 年バルト海で採集されたニシン類 (<i>Clupea harengus</i>)での測定値 ⁸⁾
	北海	DDT 類	3–340 μ g/kg 340 μ g/kg は、Elbe estuary で採集されたカレイ類 (<i>Platichthys flesus</i>)での測定値 ⁹⁾

1 . 内分泌攪乱作用に関する水中濃度の報告 (生体内試験)

異性体名	作用濃度	作用内容
DDT (80%p,p'-DDT+20%o,p'-DDT)	10 μ g/ L	サンショウウオ類 (<i>Ambystoma tigrinum</i>) の幼生の卵管・精管発生でエストロゲン作用に拮抗した濃度 ¹⁰⁾

なお、内分泌攪乱作用に関する試験管内試験の報告も得られている。

5 . まとめ

水質及び水生生物調査において測定値は検出限界値以下であったが、底質、土壌、及び野生生物調査の一部で検出された。底質調査で測定された p,p'-DDT は 2.国内の過去の測定値及び 3.海外の汚染水域での測定値を上回っていた。

6 . 参考文献

- 1) Chan, C.H. and J. Kohli (1987) Surveys of trace contaminants in the St. Clair River, 1985. Inland Water/Lands Directorate. Scientific Series, No. 158, 1-10
- 2) Biberhofer, J. and R. J. J. Stevens (1987) Organochlorine contaminants in ambient water of Lake Ontario. Inland Water/Lands Directorate. Scientific Series, No. 159, 1-11
- 3) Oliver, B. G. and M. N. Carlton (1984) Chlorinated organic contaminants on settling particulates in the Niagara River vicinity of Lake Ontario. Environ. Sci. Technol., Vol. 18, 903-908
- 4) Environmental Canada & United States Environmental Protection Agency (1995) Toxic contaminants: 1994 State of the Lakes Ecosystem

Conference Background Paper.EPA 905-R-95-016

- 5) DeVault, D.S., R.Hesselberg, P.W.Rodgers and T.J.Feist(1996) Contaminant trends in lake trout and walleye from the Laurentian Great Lakes. J.Great Lakes Res., Vol.22, No.4, 884-895
- 6) Huestis, S.Y., M.R.Servos, D.M.Whittle and D.G.Dixon(1996) Temporal age-related trends in levels of polychlorinated biphenyl congeners and organochlorine contaminants in Lake Ontario lake trout (Salvelinus namaycush). J.Great Lakes Res., Vol.22, No.2, 310-330
- 7) DeVault, D.S., J.M.Clark, G.Lahvis and J.Weishaar(1988) Contaminants and trends in fall run coho salmon. J.Great Lakes Res., Vol.14, No.1, 23-33
- 8) Hansen, P.D., H.von Westernhagen and H.Rosenthal(1985) Chlorinated hydrocarbons and hatching success in Baltic herring spring spawners. Mar. Environ. Res., Vol.15, 59-76
- 9) Lucks, B. and U.Harms(1987) Characteristic levels of Chlorinated hydrocarbons and trace metals in fish from coastal waters of North and Baltic Sea. Int.J. Environ. Anal. Chem., Vol.29, 215-225
- 10) Clark, E.J. D.O.Norris and R.E.Jones(1998) Interactions of gonadal steroids and pesticides (DDT, DDE) on gonaduct growth in larval tiger salamanders, Ambystoma tigrinum. Gen. Comp. Endocrinol., Vol.109, No.1, 94-105

19. DDE

<p>使用量およびその傾向 農薬としては未登録、DDEの代謝物 使用量に関する報告は得られなかった。</p> <p>環境濃度に関する規制 環境濃度に関する規制はない。</p>
--

1. 緊急全国一斉調査結果

調査区分	調査名	異性体名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	農薬等の環境残留実態調査 (第一回)	o,p'-DDE	0/249	ND(<0.05) μ g/L
		p,p'-DDE	0/249	ND(<0.05) μ g/L
	野生生物影響実態調査 (コイ)	o,p'-DDE	0/6	ND(<0.025) μ g/L
		p,p'-DDE	0/6	ND(<0.025) μ g/L
	野生生物影響実態調査 (カエル類)	o,p'-DDE	0/19	ND(<0.03) μ g/L
		p,p'-DDE	0/19	ND(<0.03) μ g/L
底質調査	農薬等の環境残留実態調査	o,p'-DDE	0/94	ND(<5) μ g/kg
		p,p'-DDE	0/94	ND(<5) μ g/kg
	野生生物影響実態調査 (コイ)	o,p'-DDE	0/8	ND(<5) μ g/kg
		p,p'-DDE	0/8	ND(<5) μ g/kg
	野生生物影響実態調査 (カエル類)	o,p'-DDE	1/12	ND(<5)–24 μ g/kg
		p,p'-DDE	3/12	ND(<5)–154 μ g/kg
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	o,p'-DDE	0/94	ND(<10) μ g/kg
		p,p'-DDE	10/94	ND(<5)–287 μ g/kg
	野生生物影響実態調査 (カエル類)	o,p'-DDE	0/7	ND(<5) μ g/kg
		p,p'-DDE	5/7	ND(<5)–84 μ g/kg
水生生物調査 (魚類)	農薬等の環境残留実態調査	o,p'-DDE	0/48	ND(<5) μ g/kg
		p,p'-DDE	31/48	ND(<5)–71 μ g/kg
野生生物調査	影響実態調査 (コイ)	o,p'-DDE	0/145	ND(<5) μ g/kg
		p,p'-DDE	39/145	ND(<5)–27 μ g/kg
	影響実態調査 (カエル類)	o,p'-DDE	0/100	ND(<1-5) μ g/kg
		p,p'-DDE	34/100	ND(<1-5)–185 μ g/kg
	影響実態調査 (クジラ類)	o,p'-DDE	24/26	ND(<5)–351 μ g/kg
		p,p'-DDE	26/26	60–30,300 μ g/kg
	影響実態調査 (アザラシ類)	o,p'-DDE	0/19	ND(<5) μ g/kg
		p,p'-DDE	19/19	150–2,530 μ g/kg
	影響実態調査 (ドバト)	o,p'-DDE	0/32	ND(<2) μ g/kg
		p,p'-DDE	17/32	ND(<2)–10 μ g/kg
	影響実態調査 (トビ)	o,p'-DDE	0/26	ND(<2) μ g/kg
		p,p'-DDE	26/26	5.0–230 μ g/kg
	影響実態調査 (シマフクロウ)	o,p'-DDE	0/5	ND(<2) μ g/kg
		p,p'-DDE	5/5	15–34 μ g/kg

調査区分	調査名	異性体名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
野生生物調査	影響実態調査 (猛禽類)	o,p'-DDE	0/30	ND(<2-10) μ g/kg
		p,p'-DDE	30/30	12-5,940 μ g/kg
	影響実態調査 (アカネズミ)	o,p'-DDE	0/30	ND(<2-4) μ g/kg
		p,p'-DDE	1/30	ND(<2-4)-2 μ g/kg
	影響実態調査 (ニホンザル)	o,p'-DDE	0/41	ND(<2-4) μ g/kg
		p,p'-DDE	7/41	ND(<2-4)-10 μ g/kg
	影響実態調査 (クマ類)	o,p'-DDE	0/17	ND(<2-5) μ g/kg
		p,p'-DDE	1/17	ND(<2-5)-23 μ g/kg
影響実態調査 (タヌキ)	o,p'-DDE	0/15	ND(<2-8) μ g/kg	
	p,p'-DDE	6/15	ND(<2-8)-60 μ g/kg	

2. 国内の過去の測定値

調査区分	異性体名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	p,p'-DDE	1/276	ND(<0.0003-0.1)-0.0007 μ g/L
底質調査	p,p'-DDE	159/271	ND(<1-10)-74 μ g/kg
水生生物調査 (魚類)	o,p'-DDE	141/1131	ND(<1-10)-19 μ g/kg
	p,p'-DDE	1080/1250	ND(<0.2-10)-360 μ g/kg
水生生物調査 (貝類)	o,p'-DDE	7/431	ND(<1)-2 μ g/kg
	p,p'-DDE	295/461	ND(<1)-12 μ g/kg
水生生物調査 (鳥類)	o,p'-DDE	19/172	ND(<1)-2 μ g/kg
	p,p'-DDE	182/182	24-1,100 μ g/kg

3. 海外の汚染水域での測定値

調査区分	調査場所	異性体名	検出濃度範囲
水質調査	五大湖	p,p'-DDE	ND(<0.002-0.007)-0.139ng/L 0.139ng/L は、1986年オンタリオ湖での測定値 ¹⁾
底質調査	五大湖	p,p'-DDE	2-87 μ g/kg 87 μ g/kg は、1982年オンタリオ湖での測定値 ²⁾
魚類調査	五大湖	DDE類	50-5,250 μ g/kg 5,250 μ g/kg は、1980年オンタリオ湖で採集されたマス類 Lake trout(<i>Salvelinus namaycush</i>)での測定値 ³⁾
		o,p'-DDE	ND(<50)-150 μ g/kg 150 μ g/kg は、1982年ミシガン湖で採集されたマス類 Lake trout(<i>Salvelinus namaycush</i>)での測定値 ⁴⁾

調査区分	調査場所	異性体名	検出濃度範囲
魚類調査	五大湖	p,p'-DDE	13-9,015 μ g/kg 9,015 μ g/kg は、1983 年ミシガン湖で採集されたコイ (<i>Cyprinus carpio</i>) での測定値 ⁵⁾

4 . 内分泌攪乱作用に関する水中濃度の報告 (生体内試験)

異性体名	作用濃度	作用内容
p,p'-DDE	10 μ g/L	サンショウウオ類 (<i>Ambystoma tigrinum</i>) の幼生の卵管・精管発生で雌においてのみミューラー管に対してエストロゲン作用を示した濃度 ⁶⁾

なお、内分泌攪乱作用に関する試験管内試験の報告も得られている。

5 . まとめ

水質調査において測定値は検出限界値以下であったが、底質、土壌、水生生物及び野生生物調査の一部で検出された。底質調査で測定された p,p'-DDE の最高値は 2.国内の過去の測定値及び 3.海外の汚染水域での測定値を上回っていた。水生生物調査及び野生生物調査 (コイ) において測定された p,p'-DDE の最高値は 2.国内の過去の水生生物調査 (魚類) 及び 3.海外の汚染水域での測定値を下回っていた。

6 . 参考文献

- 1)Stevens,R.J.J.and M.A.Neilson(1989)Inter-and intralake distributions of trace organic contaminants in surface waters of the Great Lakes.J.Great Lakes Res.Vol.15,No.3,377-393
- 2)Oliver,B.G.and M.N.Carlton(1984)Chlorinated organic contaminants on settling particulates in the Niagara River vicinity of Lake Ontario. Environ.Sci.Technol.,Vol.18,903-908
- 3)Borgman U.and D.M.Whittle(1991)Contaminant concentration trends in Lake Ontario lake trout(*Salvelinus namaycush*):1977 to 1988.J.Great Lakes Res.,Vol.17,No.3,368-381
- 4)Miller,M.A.(1993)Maternal transfer of organochlorine compounds in salmonines to their eggs.Can.J.Fish.Aquat.Sci.,Vol.50,1405-1413
- 5)Camanzo,J.,C.P.Rice,D.J.Jude and R.Rossmann(1987)Organic priority

- pollutants in nearshore fish from 14 Lake Michigan tributaries and embayments, 1983. *J. Great Lakes Res.*, Vol. 13, No. 3, 296-309
- 6) Clark, E. J. D. O. Norris and R. E. Jones (1998) Interactions of gonadal steroids and pesticides (DDT, DDE) on gonaduct growth in larval tiger salamanders, *Ambystoma tigrinum*. *Gen. Comp. Endocrinol.*, Vol. 109, No. 1, 94-105

19. DDD

<p>使用量およびその傾向 農薬としては未登録、DDTの代謝物 使用量に関する報告は得られなかった。 環境濃度に関する規制 環境濃度に関する規制はない。</p>
--

1. 緊急全国一斉調査結果

調査区分	調査名	異性体名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	農薬等の環境残留実態調査 (第一回)	o,p'-DDD	0/249	ND(<0.05) μ g/L
		p,p'-DDD	0/249	ND(<0.05) μ g/L
	野生生物影響実態調査 (コイ)	o,p'-DDD	0/6	ND(<0.025) μ g/L
		p,p'-DDD	0/6	ND(<0.025) μ g/L
	野生生物影響実態調査 (カエル類)	o,p'-DDD	0/19	ND(<0.03) μ g/L
		p,p'-DDD	0/19	ND(<0.03) μ g/L
底質調査	農薬等の環境残留実態調査	o,p'-DDD	0/94	ND(<5) μ g/kg
		p,p'-DDD	0/94	ND(<5) μ g/kg
	野生生物影響実態調査 (コイ)	o,p'-DDD	0/8	ND(<5) μ g/kg
		p,p'-DDD	0/8	ND(<5) μ g/kg
	野生生物影響実態調査 (カエル類)	o,p'-DDD	1/12	ND(<5)–122 μ g/kg
		p,p'-DDD	3/12	ND(<5)–425 μ g/kg
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	o,p'-DDD	0/94	ND(<10) μ g/kg
		p,p'-DDD	6/94	ND(<10)–305 μ g/kg
	野生生物影響実態調査 (カエル類)	o,p'-DDD	1/7	ND(<5)–14 μ g/kg
		p,p'-DDD	3/7	ND(<5)–36 μ g/kg
水生生物調査 (魚類)	農薬等の環境残留実態調査	o,p'-DDD	0/48	ND(<5) μ g/kg
		p,p'-DDD	11/48	ND(<5)–24 μ g/kg
野生生物調査	影響実態調査 (コイ)	o,p'-DDD	0/145	ND(<5) μ g/kg
		p,p'-DDD	2/145	ND(<5)–21 μ g/kg
	影響実態調査 (カエル類)	o,p'-DDD	0/100	ND(<1-5) μ g/kg
		p,p'-DDD	6/100	ND(<1-5)–19 μ g/kg
	影響実態調査 (クジラ類)	o,p'-DDD	25/26	ND(<5)–392 μ g/kg
		p,p'-DDD	26/26	20–4,780 μ g/kg
	影響実態調査 (アザラシ類)	o,p'-DDD	0/19	ND(<5) μ g/kg
		p,p'-DDD	16/19	ND(<5)–117 μ g/kg
	影響実態調査 (ドバト)	o,p'-DDD	0/32	ND(<2) μ g/kg
		p,p'-DDD	1/32	ND(<2)–3 μ g/kg
	影響実態調査 (トビ)	o,p'-DDD	0/26	ND(<2) μ g/kg
		p,p'-DDD	23/26	ND(<2)–18 μ g/kg
	影響実態調査 (シマフクロウ)	o,p'-DDD	0/5	ND(<2) μ g/kg
		p,p'-DDD	5/5	3–8 μ g/kg

調査区分	調査名	異性体名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
野生生物調査	影響実態調査 (猛禽類)	o,p'-DDD	0/30	ND(<2-10) μ g/kg
		p,p'-DDD	15/30	ND(<2-10)-82 μ g/kg
	影響実態調査 (アカネズミ)	o,p'-DDD	0/30	ND(<2-4) μ g/kg
		p,p'-DDD	0/30	ND(<2-4) μ g/kg
	影響実態調査 (ニホンザル)	o,p'-DDD	0/41	ND(<2-4) μ g/kg
		p,p'-DDD	1/41	ND(<2-4)-3 μ g/kg
	影響実態調査 (クマ類)	o,p'-DDD	0/17	ND(<2-5) μ g/kg
		p,p'-DDD	0/17	ND(<2-5) μ g/kg
影響実態調査 (タヌキ)	o,p'-DDD	0/15	ND(<2-8) μ g/kg	
	p,p'-DDD	0/15	ND(<2-8) μ g/kg	

2. 国内の過去の測定値

調査区分	異性体名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	p,p'-DDD	0/258	ND(<0.0007-0.1) μ g/L
底質調査	p,p'-DDD	111/271	ND(<1-10)-40 μ g/kg
水生生物調査 (魚類)	o,p'-DDD	178/1131	ND(<1-10)-18 μ g/kg
	p,p'-DDD	737/1250	ND(<1-7)-85 μ g/kg
水生生物調査 (貝類)	o,p'-DDD	11/431	ND(<1)-1 μ g/kg
	p,p'-DDD	184/461	ND(<1)-9 μ g/kg
水生生物調査 (鳥類)	o,p'-DDD	8/172	ND(<1)-31 μ g/kg
	p,p'-DDD	110/182	ND(<1)-99 μ g/kg

3. 海外の汚染水域での測定値

調査区分	調査場所	異性体名	検出濃度範囲
水質調査	五大湖	p,p'-DDD	ND(不明)-0.093ng/L 0.093ng/L は、1984年オンタリオ湖での測定値 ¹⁾
底質調査	五大湖	p,p'-DDD	1.0-72 μ g/kg 72 μ g/kg は、1981年オンタリオ湖での測定値 ¹⁾
魚類調査	五大湖	o,p'-DDD	ND(<50)-50 μ g/kg 50 μ g/kg は、1982年ミシガン湖で採集されたサケ類 Chinook salmon(<i>Oncorhynchus tshawytscha</i>)での測定値 ²⁾
		p,p'-DDD	ND(<5)-240 μ g/kg 240 μ g/kg は、1982年ミシガン湖で採集されたマス類 Lake trout(<i>Salvelinus namaycush</i>)での測定値 ²⁾

4. 内分泌攪乱作用に関する水中濃度の報告(生体内試験)

内分泌攪乱作用に関する水中濃度の報告(生体内試験)は得られなかった。

なお、内分泌攪乱作用に関する試験管内試験の報告は得られている。

5 . まとめ

水質調査において測定値は検出限界値以下であったが、底質、土壌、水生生物及び野生生物調査の一部で検出された。底質調査において測定された最高値は 2.国内の過去の測定値及び 3.海外の汚染水域での測定値を上回っていた。水生生物調査及び野生生物調査（コイ）において測定された最高値は 2.国内の過去の測定値及び 3.海外の汚染水域での測定値を下回っていた。

6 . 参考文献

- 1)Oliver,B.G.and A.J.Niimi(1988)Trophodynamic analysis of polychlorinated biphenyl congeners and other chlorinated hydrocarbons in the Lake Ontario ecosystem. Environ.Sci.Technol.,Vol.22,388-397
- 2)Miller,M.A.(1993)Maternal transfer of organochlorine compounds in salmonines to their eggs.Can.J.Fish.Aquat.Sci.,Vol.50,1405-1413

20.ケルセン

使用量およびその傾向

使用量は原体 58t 及び製剤 100t(1996 年)で前年(原体 137t 及び製剤 96t)と比較して減少傾向であった。

環境濃度に関する規制

環境濃度に関する規制はない。

1. 緊急全国一斉調査結果

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	農薬等の環境残留実態調査(第一回)	0/249	ND(<0.05) μ g/L
	農薬等の環境残留実態調査(第二回)	0/249	ND(<0.05) μ g/L
	農薬等の環境残留実態調査(第三回)	0/249	ND(<0.05) μ g/L
底質調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<20) μ g/kg
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<20) μ g/kg
水生生物調査 (魚類)	農薬等の環境残留実態調査	2/48	ND(<20) - 43 μ g/kg

2. 国内の過去の測定値

調査区分	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	0/24	ND(<0.02-0.2) μ g/L
底質調査	0/24	ND(<3-11) μ g/kg

3. 海外の汚染水域での測定値

海外の汚染水域での測定値は得られなかった。

4. 内分泌攪乱作用に関する水中濃度の報告(生体内試験)

内分泌攪乱作用に関する水中濃度の報告(生体内試験)は得られなかった。

なお、内分泌攪乱作用に関する試験管内試験の報告は得られている。

5. まとめ

水質、底質及び土壌調査において測定値は検出限界値以下であったが、水生生物調査の一部で検出された。