

平成 15 年度
内分泌攪乱化学物質における
環境実態調査結果のまとめ

平成 16 年 12 月

環境省総合環境政策局環境保健部環境安全課

目 次

まえがき	1
1. 取りまとめ手法に関する基本的な考え方	2
2. データシートの内容	2
3. 考察	4
4. データシート	7
データシートの見方	8
1. ダイオキシン類	15
2. ポリ塩化ビフェニール類 (PCB)	17
3. ポリ臭化ビフェニール類 (PBB)	39
4. ヘキサクロロベンゼン (HCB)	46
5. ペンタクロロフェノール (PCP)	50
6. 2,4,5-トリクロロフェノキシ酢酸	53
7. 2,4-ジクロロフェノキシ酢酸	54
8. アミトロール	57
9. アトラジン	59
10. アラクロール	62
11. C A T	63
12. ヘキサクロロシクロヘキサン、エチルパラチオン	
ヘキサクロロシクロヘキサン	65
エチルパラチオン	75
13. N A C	76
14. クロルデン	80
15. オキシクロルデン	86
16. <i>trans</i> -ノナクロル	89
17. 1,2-ジブromo-3-クロロプロパン	92

18. D D T	93
19. D D E and D D D	
D D E	100
D D D	106
20. ケルセン	112
21. アルドリン	114
22. エンドリン	115
23. ディルドリン	117
24. エンドスルファン(ベンゾエピン)	121
25. ヘプタクロル	124
26. ヘプタクロルエポキサイド	127
27. マラチオン	130
28. メソミル	133
29. メトキシクロル	135
30. マイレックス	138
31. ニトロフェン	140
32. トキサフェン	141
33. トリブチルスズ	144
34. トリフェニルスズ	154
35. トリフルラリン	160
36. アルキルフェノール(C5 ~ C9)	
C5:ペンチルフェノール	163
C6:ヘキシルフェノール	166
C7:ヘプチルフェノール	168
C8:4-オクチルフェノール	170
C9:ノニルフェノール	180
37. ビスフェノールA	190
38. フタル酸ジ-2-エチルヘキシル	197
39. フタル酸ブチルベンジル	202
40. フタル酸ジ-n-ブチル	205
41. フタル酸ジシクロヘキシル	211

42. フタル酸ジエチル	214
43. ベンゾ(a)ピレン	218
44. 2,4-ジクロロフェノール	221
45. アジピン酸ジ-2-エチルヘキシル	225
46. ベンゾフェノン	229
47. 4-ニトロトルエン	234
48. オクタクロロスチレン	237
49. アルディカーブ	240
50. ベノミル	241
51. キーボン(クロルデコン)	243
52. マンゼブ(マンコゼブ)	244
53. マンネブ	246
54. メチラム	248
55. メトリブジン	249
56. シペルメトリン	250
57. エスフェンバレレート	252
58. フェンバレレート	253
59. ペルメトリン	255
60. ピンクロゾリン	257
61. ジネブ	259
62. ジラム	261
63. フタル酸ジペンチル	263
64. フタル酸ジヘキシル	266
65. フタル酸ジプロピル	269

まえがき

環境庁は2000年11月に「環境ホルモン戦略計画 SPEED'98」2000年11月版を公表し、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(2000年11月版)に基づき65対象物質の使用量の実態と推移、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の信頼性評価を取りまとめ、今後の内分泌攪乱化学物質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実態調査検討員

(五十音順)

所 属	氏 名
北九州市環境科学研究所アクア研究センター アクア研究課課長	門上 希和夫
豊橋技術科学大学エコロジー工学系助教授	後藤 尚弘
東京大学・名誉教授	清水 誠
国立環境研究所化学物質環境リスク研究センター 曝露評価研究室室長	白石 寛明
国立環境研究所内分泌攪乱化学物質及びダイオキシン類のリスク評価と管理プロジェクト総合化研究チーム総合研究官	鈴木 規之
国立環境研究所化学環境領域生態化学研究室 主任研究員	鑓迫 典久
北海道大学大学院獣医学研究科教授	藤田 正一
国立環境研究所内分泌攪乱化学物質及びダイオキシン類のリスク評価と管理プロジェクト健康影響チーム総合研究官	米元 純三

1. 取りまとめ手法に関わる基本的な考え方

以下の内容について「内分泌攪乱化学物質問題への環境庁の対応方針に付いて - 環境ホルモン戦略計画 SPEED'98 - (2000年11月版)」に記載された内分泌攪乱作用を有すると疑われる65物質(以下、対象物質)ごとにデータシートを作成した。

平成15年度に実施された水質、底質、大気及び野生生物に関する環境実態調査結果の集約。

平成10年度～平成14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、全国一斉調査結果及び環境実態調査結果の集約。

使用量及びその傾向、環境中濃度に関する規制、国内外の過去の測定値及び内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果の報告(*in vivo*試験：生体内試験)の集約。

環境実態調査結果と国内の過去の測定値及び内分泌攪乱作用を示すと疑われた最低濃度(生体内試験)との比較と簡単なまとめ。

2. データシートの内容

(1) 対象物質の使用量及びその推移と環境中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。使用量の経年推移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中濃度に関する内容を記載した。

(2) 環境実態調査結果

平成15年度に実施された水質、底質、大気及び野生生物に関する調査結果及び平成10年度～平成14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、調査で同族体や異性体等別々に測定された対象物質についてはその同族体や異性体ごとに記載した。

(3) 国内の過去の測定値

「化学物質と環境(環境省環境保健部環境安全課)」に記載された過去 29 年間の環境中濃度の測定結果について水質、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。ポリ塩化ビフェニール類及び C A T (シマジン)については「全国公共用水域水質年鑑(環境庁水質保全局監修)」、「平成 12 年度公共用水域水質測定結果(環境省環境管理局水環境部)」、「平成 13 年度公共用水域水質測定結果(環境省環境管理局水環境部)」及び「平成 14 年度公共用水域水質測定結果(環境省環境管理局水環境部)」に記載された測定結果を併記した。

なお、過去の調査で同族体や異性体等別々に測定された対象物質についてはその同族体や異性体ごとに記載した。

(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、報告で同族体や異性体等別々に測定された対象物質についてはその同族体や異性体ごとに記載した。

(5) 内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果の報告

内分泌攪乱作用を示すと疑われた試験結果の報告を抽出し、経口投与、腹腔内投与、皮下投与の各試験結果を除いた生体内試験結果の作用濃度及び作用内容を記載した。各報告について、複数の専門家による信頼性評価を行い、信頼性の認められた試験結果を採用した。報告で同族体や異性体等別々に試験された対象物質についてはその同族体や異性体ごとに記載した。

平成 15 年度には、新たに抽出された 43 件の報告についてについて信頼性評価を実施し、信頼性が認められたアトラジン、カルバリ

ル、4-オクチルフェノール、ノニルフェノールに関する5件の報告について作用濃度及び作用内容を追加記載した。また、環境省が実施したビスフェノールA、ヘキサクロロベンゼン、ヘキサクロロシクロヘキサン、p,p'-D D T、o,pP-D D T、p,p'-D D E及びp,p'-D D Dに関する魚類を用いた生態系への内分泌攪乱作用に関する試験結果を追加記載した。

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未だ議論のあるところである。

(6) まとめ

平成15年度の環境実態調査での測定結果を記載した。また、平成15年度に実施された環境実態調査水質調査結果の最高値及び95パーセンタイル値と内分泌攪乱作用を示すと疑われた最低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。内分泌攪乱作用を示すと疑われた最低濃度(生体内試験)については、作用濃度に信頼性が認められた結果を採用した。なお、調査で同族体や異性体等別々に測定された対象物質についてはその同族体や異性体ごとに比較を行った。

3. 考察

ア 今回の環境実態調査は、平成10年度、平成11年度調査、平成12年度調査、平成13年度及び平成14年度に続く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。

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、文献の信頼性評価を行い、内分泌攪乱作用が疑われる水中濃度に関する信頼性のある報告が得られた。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、実験等による検証が必要なものも少なくない。科学的な調査研究の対象として取り上げている 65 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。

ウ 平成 16 年度には、65 対象物質の生産量・使用量の推移及び環境中濃度に関する調査結果の集約整理を継続して実施する。また、内分泌攪乱作用等の報告の抽出を行い、新たに得られた報告の信頼性評価を取りまとめ、今後の内分泌攪乱化学物質問題対策のための資料とする。

4 . データシート

データシートの見方

(1) 対象物質の使用量及びその推移と環境中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) 日本植物防疫協会(2003)農薬要覧-2003-(バックナンバ - を含む)
- 2)化学工業日報社(2004)14504 の化学商品(バックナンバ - を含む)
- 3)日本水産学会監修(1992)有機スズ汚染と水生生物影響
- 4)通商産業大臣官房調査統計部(1965-1998)化学工業統計年報

(2) 環境実態調査結果

ア 平成 15 年度環境実態調査結果として以下の各調査結果を記載した。

なお、国土交通省が実施した「水環境における内分泌かく乱物質に関する実態調査」を併記した。

検出濃度範囲の欄には、測定結果が検出限界値(N D)未満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。

内分泌攪乱化学物質における環境実態調査(水環境)

水質調査(10 - 1 月)

底質調査(10 - 1 月)

内分泌攪乱化学物質における環境実態調査(大気)

野生生物蓄積状況調査

内分泌攪乱化学物質における環境実態調査(野生生物)

イ 平成 14 年度環境実態調査結果として以下の各調査結果を記載した。

なお、国土交通省が実施した「水環境における内分泌かく乱物質に関する実態調査」の水質調査結果及び底質調査結果を併記した。

検出濃度範囲の欄には、測定結果が検出限界値(N D)未満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）実態調査

水質調査(10 - 1月)

底質調査(10 - 1月)

内分泌攪乱化学物質における環境実態調査（大気）

内分泌攪乱化学物質における環境実態調査（野生生物）

ウ 平成 13 年度環境実態調査結果として以下の各調査結果を記載した。

なお、国土交通省が実施した「水環境における内分泌かく乱物質に関する実態調査」の水質調査結果(秋期；9 - 11月)及び底質調査結果(秋期；9 - 11月)を併記した。

検出濃度範囲の欄には、測定結果が検出限界値(N D)未満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）実態調査

水質調査(12 - 3月)

底質調査(12 - 3月)

内分泌攪乱化学物質における環境実態調査（大気）

アルキルフェノール類及び有機スズ化合物の測定結果

内分泌攪乱化学物質による野生生物影響実態調査

化学物質の体内濃度調査：カワウ、猛禽類、猛禽類卵について実施した。

エ 平成 12 年度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、国土交通省が実施した「水環境における内分泌攪乱化学物質に関する実態調査」の河川における調査地点別河川水質調査結果(秋期；9 - 11月)、調査地点別河川底質調査結果(秋期)を併記した。

検出濃度範囲の欄には、測定結果が検出限界値(N D)未満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)の実態調査

水質調査：一般水域調査(1 - 3月)

底質調査：一般水域調査(1 - 3月)

農薬の環境動態調査

水質調査(6 - 10月、12月)

底質調査(6 - 9月、12月)

水生生物調査(魚類)(8 - 9月)

内分泌攪乱化学物質による野生生物影響実態調査

野生生物実態調査：カワウ、カワウ卵、猛禽類、猛禽類卵について実施した。

オ 平成 11 年度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(春期；5 - 7月、夏期；8 - 9月、秋期；11 - 12月、冬期；2月)、底質調査結果(春期；5 - 7月、夏期；8 - 9月、秋期；11 - 12月)を併記した。

検出濃度範囲の欄には、測定結果が検出限界値(N D)未満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)実態調査

水質調査：一般調査(11 - 3月)

底質調査：一般調査(1 - 2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：春期

カ 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、測定結果が検出限界値(N D)未満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環境実態調査結果と同様とした。使用した資料を以下に示した。「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)環境省環境保健部環境安全課(1975-2003)化学物質と環境

2)環境庁水質保全局監修(1977-1998)全国公共用水域水質年鑑

3)環境省環境管理局水環境部(1999-2003)公共用水域水質測定結果

<http://www.env.go.jp/>

(4) 海外の汚染水域での測定値

検出濃度範囲の記述は環境実態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。使用した報告は平成 11 年度報告書に記載した。

(5) 内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果の報告

ア 平成 10 年度調査では以下に示した資料に記載されている内容に関し、物質ごとに取りまとめた。

- 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ータ集
- 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 ホームページ 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) シーア・コルボーン他(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

イ 平成 11 年度、平成 12 年度、平成 13 年度、平成 14 年度調査及び平成 15 年度調査では SPEED ' 98 掲載物質ごとに文献検索データベースを利用して文献検索を行い、生態影響(水生生物)に関する文献を抽出し、報告の整理を行った。文献検索データベースとしては、情報源が比較的広い MEDLINE、TOXLINE を主とした。なお、ダイオキシン類は対象としなかった。

以下に示した進め方により、得られた報告の信頼性評価を行った。

1) 一次評価

平成 15 年度に検索・選出された報告について、専門家により、詳細レビューを実施し、主に、試験方法並びに結果の解析方法に着目し、信頼性評価

を行った。報告の信頼性評価結果として、「信頼できる」、「ある程度信頼できる」、「信頼性は低い」に区分した。

2) 二次評価

被験物質の妥当性、記載された作用濃度の妥当性、評価項目の妥当性に着目し、専門家により、信頼性評価を実施した。被験物質については、「単一物質」、「混合物で組成が既知」、「混合物で組成が未知」、「不明」に、記載された作用濃度については、濃度の実測状況、換水状況を勘案し、「信頼性が高い」、「信頼性がやや低い」、「信頼性が低い」、「不明」に、評価項目の妥当性については、評価項目が「内分泌との関連の有・無」に区分した。試験の再現性を考慮し、被験物質の入手先の記載がある場合は、記載された作用濃度の「信頼性が高い」報告を「信頼できる」とした。記載された作用濃度の「信頼性がやや低い」報告を「ある程度信頼できる」とした。

記載された作用濃度の「信頼性が低い」または「不明」の報告については「信頼性は低い」に区分した。被験物質の入手先の記載がない場合は、「単一物質」の被験物質を使用し、記載された作用濃度の「信頼性が高い」報告を「信頼できる」とした。「単一物質」の被験物質を使用し、記載された作用濃度の「信頼性がやや低い」報告と「混合物で組成が既知」の被験物質を使用し、記載された作用濃度の「信頼性が高い」または「信頼性がやや低い」報告を「ある程度信頼できる」とした。「混合物で組成が未知」または「不明」の被験物質を使用した報告と「単一物質」または「混合物で組成が既知」の被験物質を使用し、記載された作用濃度の「信頼性が低い」または「不明」の報告については「信頼性は低い」に区分した。

(6) まとめ

はじめに、平成 15 年度の環境実態調査での測定結果を記載し、平成 10 年度、平成 11 年度、平成 12 年度、平成 13 年度及び平成 14 年度の測定結果を記載した。平成 15 年度に測定を行わなかった対象物質及び平成 10 年度調査においてのみ検出された調査結果については平成 10 年度の調査結果を記載した。

内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果の報告のなかで信頼性評価の一次及び二次評価で「信頼できる」とされた作用濃度の最低値と平成 15 年度の測

定結果の最高値及び 95 パーセンタイル値との比較を行った。

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

使用量およびその推移

非意図的生成物

環境中濃度に関する規制

- 0.1-5ng-TEQ/m³_N (新設)(大気排出基準：ダイオキシン類対策特別措置法、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)
- 1-10ng-TEQ/ m³_N(既設：平成14年12月1日から当分の間)(大気排出基準：ダイオキシン類対策特別措置法、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)
- 20-80ng-TEQ/ m³_N(既設暫定：平成14年11月30日まで)(大気排出基準：大防法；廃棄物焼却炉及び製鋼用電気炉)
- 2-80ng-TEQ/ m³_N(既設暫定：平成13年1月15日から平成14年11月30日まで)(大気排出基準：ダイオキシン類対策特別措置法)
- 10pg-TEQ/L 以下(新設・既設：平成13年1月15日から)(水質排出基準：ダイオキシン類対策特別措置法、最終処分場の維持管理基準：廃掃法)
- 20-50pg-TEQ/L 以下(既設暫定：平成12年1月15日から平成15年1月14日までの3年間)(水質排出基準：ダイオキシン類対策特別措置法)
- 3ng-TEQ/g(ばいじん等処理基準：ダイオキシン類対策特別措置法)
- 年平均値 0.6pg-TEQ/m³ 以下(大気環境基準：ダイオキシン類対策特別措置法、一般廃棄物処理施設の設置基準：大防法：平成13年1月15日より指定物質から削除)
- 年平均値 1pg-TEQ/L 以下(水質(水底の底質を除く。)環境基準：ダイオキシン類対策特別措置法)
- 150pg-TEQ/g 以下(水底の底質環境基準：ダイオキシン類対策特別措置法)
- 1,000pg-TEQ/g 以下(土壌環境基準：ダイオキシン類対策特別措置法)
- *ただし、環境基準を達成していても、250pg-TEQ/g 以上の場合には必要な調査を実施。
- 1pg-TEQ/L 以下(監視項目、水道水質基準(指針値)：水道法)

1. 環境実態調査結果

公共用水域等のダイオキシン類調査等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

公共用水域等のダイオキシン類調査等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

公共用水域等のダイオキシン類調査等で実施することから本調査対象から除外した。

4. 内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果の報告(生体内試験、水中濃度)

内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果の報告(生体内試験、水中濃度)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)

国内生産量と輸入量の合計値およびその推移

生産中止(1972年)、第1種特定化学物質(1974年)、ポリ塩化ビフェニール廃棄物の適正な処理の推進に関する特別処置法(2001年)

最後の使用量は1,457t(1972年)で、前年(6,950t)と比較して減少した⁹⁾。

環境中濃度に関する規制

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)

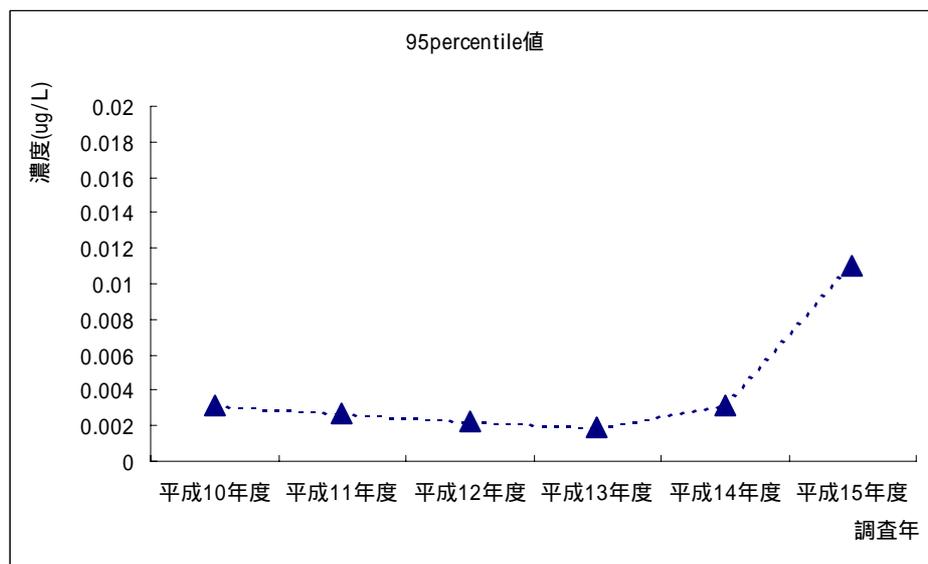
0.003mg/L検液(汚泥、燃え殻又はばいじん)(埋立処分判定基準：廃掃法)

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)



SPEED'98	物質名	年度						
		平成10年度	平成11年度	平成12年度	平成13年度	平成14年度	平成15年度	
2	ポリ塩化ビフェニール類合計	95percentile値(ug/L)	0.0032	0.0027	0.0023	0.0019	0.0032	0.011
		最大値(ug/L)	0.22	0.04	0.15	0.074	0.045	0.098
		検出限界値(ug/L)	0.00001-0.01	0.00001	0.00001	0.00001	0.00001	0.00001
		検出数	281	144	131	119	75	65
		検体数	428	170	171	171	75	75

注：年度により調査点数及び調査位置は異なっている。

図 水質調査結果

1. 環境実態調査結果

1.1 平成15年度

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	環境実態調査	塩化ビフェニール	3/75	ND(<0.00001) - 0.0031 μg/L
		二塩化ビフェニール	36/75	ND(<0.00001) - 0.0095 μg/L
		三塩化ビフェニール	46/75	ND(<0.00001) - 0.019 μg/L
		四塩化ビフェニール	54/75	ND(<0.00001) - 0.063 μg/L
		五塩化ビフェニール	48/75	ND(<0.00001) - 0.011 μg/L
		六塩化ビフェニール	29/75	ND(<0.00001) - 0.0079 μg/L
		七塩化ビフェニール	8/75	ND(<0.00001) - 0.00009 μg/L
		八塩化ビフェニール	1/75	ND(<0.00001) - 0.00006 μg/L
		九塩化ビフェニール	0/75	ND(<0.00001) μg/L
		十塩化ビフェニール	1/75	ND(<0.00001) - 0.00013 μg/L
		PCBの合計	64/75	ND - 0.098 μg/L
底質調査	環境実態調査	塩化ビフェニール	14/24	ND(<0.01) - 0.57 μg/kg -wet
		二塩化ビフェニール	23/24	ND(<0.01) - 18 μg/kg -wet
		三塩化ビフェニール	23/24	ND(<0.01) - 58 μg/kg -wet
		四塩化ビフェニール	23/24	ND(<0.01) - 92 μg/kg -wet
		五塩化ビフェニール	24/24	0.01 - 60 μg/kg -wet
		六塩化ビフェニール	23/24	ND(<0.01) - 36 μg/kg -wet
		七塩化ビフェニール	23/24	ND(<0.01) - 7.4 μg/kg -wet
		八塩化ビフェニール	16/24	ND(<0.01) - 1.9 μg/kg -wet
		九塩化ビフェニール	11/24	ND(<0.01) - 0.18 μg/kg -wet
		十塩化ビフェニール	12/24	ND(<0.01) - 0.24 μg/kg -wet
		PCBの合計	24/24	ND - 270 μg/kg -wet

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	環境実態調査 (トノサマガエル・筋肉)	塩化ビフェニール	0/7	ND(<0.08-0.2) μg/kg -wet
		二塩化ビフェニール	0/7	ND(<0.05-0.1) μg/kg -wet
		三塩化ビフェニール	4/7	ND(<0.04-0.1) - 0.23 μg/kg -wet
		四塩化ビフェニール	7/7	0.091 - 0.23 μg/kg -wet
		五塩化ビフェニール	7/7	0.11 - 0.7 μg/kg -wet
		六塩化ビフェニール	7/7	0.24 - 1.3 μg/kg -wet
		七塩化ビフェニール	4/7	ND(<0.2) - 0.37 μg/kg -wet
		八塩化ビフェニール	0/7	ND(<0.05-0.1) μg/kg -wet
		九塩化ビフェニール	1/7	ND(<0.06-0.2) - 0.11 μg/kg -wet
		十塩化ビフェニール	2/7	ND(<0.02-0.06) - 0.12 μg/kg -wet
		PCBの合計	7/7	0.73 - 2.2 μg/kg -wet
		環境実態調査 (トウキョウダルマガエル・筋肉)	塩化ビフェニール	0/8
	二塩化ビフェニール		0/8	ND(<0.05-0.1) μg/kg -wet
	三塩化ビフェニール		4/8	ND(<0.04-0.1) - 0.12 μg/kg -wet
	四塩化ビフェニール		7/8	ND(<0.1) - 0.37 μg/kg -wet
	五塩化ビフェニール		8/8	0.11 - 1.2 μg/kg -wet
	六塩化ビフェニール		7/8	ND(<0.2) - 3.3 μg/kg -wet
	七塩化ビフェニール		7/8	ND(<0.2) - 1.3 μg/kg -wet
	八塩化ビフェニール		4/8	ND(<0.09-0.1) - 0.21 μg/kg -wet
	九塩化ビフェニール		2/8	ND(<0.06-0.2) - 0.079 μg/kg -wet
	十塩化ビフェニール		4/8	ND(<0.04-0.06) - 0.058 μg/kg -wet
	PCBの合計		8/8	0.11 - 6.6 μg/kg -wet
	環境実態調査 (クマタカ・筋肉)		塩化ビフェニール	0/2
		二塩化ビフェニール	0/2	ND(<0.3) μg/kg -wet
		三塩化ビフェニール	2/2	0.28 - 1.2 μg/kg -wet
		四塩化ビフェニール	2/2	2.7 - 12 μg/kg -wet
		五塩化ビフェニール	2/2	24 - 72 μg/kg -wet
		六塩化ビフェニール	2/2	130 - 250 μg/kg -wet
		七塩化ビフェニール	2/2	85 - 120 μg/kg -wet
		八塩化ビフェニール	2/2	28 - 29 μg/kg -wet
		九塩化ビフェニール	2/2	6.4 - 8.6 μg/kg -wet
		十塩化ビフェニール	2/2	4.7 - 6.3 μg/kg -wet
		PCBの合計	2/2	280 - 500 μg/kg -wet
		環境実態調査 (カワウ・筋肉)	塩化ビフェニール	11/20
	二塩化ビフェニール		19/20	ND(<0.002) - 0.084 μg/kg -wet
	三塩化ビフェニール		20/20	2.1 - 220 μg/kg -wet
	四塩化ビフェニール		20/20	14 - 700 μg/kg -wet
	五塩化ビフェニール		20/20	36 - 960 μg/kg -wet
	六塩化ビフェニール		20/20	65 - 1,200 μg/kg -wet
	七塩化ビフェニール		20/20	17 - 1,400 μg/kg -wet
	八塩化ビフェニール		20/20	3.3 - 190 μg/kg -wet
	九塩化ビフェニール		20/20	0.72 - 11 μg/kg -wet
十塩化ビフェニール	20/20		0.21 - 4 μg/kg -wet	
PCBの合計	20/20		150 - 3,500 μg/kg -wet	

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	環境実態調査 (ハシブトガラス・筋肉)	塩化ビフェニル	0/10	ND(<0.002) μ g/kg -wet
		二塩化ビフェニル	10/10	0.012 - 0.045 μ g/kg -wet
		三塩化ビフェニル	10/10	0.004 - 0.025 μ g/kg -wet
		四塩化ビフェニル	10/10	0.3 - 1.7 μ g/kg -wet
		五塩化ビフェニル	10/10	1.9 - 9.9 μ g/kg -wet
		六塩化ビフェニル	10/10	8.7 - 74 μ g/kg -wet
		七塩化ビフェニル	10/10	3.7 - 40 μ g/kg -wet
		八塩化ビフェニル	10/10	0.69 - 9.3 μ g/kg -wet
		九塩化ビフェニル	10/10	0.11 - 1.6 μ g/kg -wet
		十塩化ビフェニル	10/10	0.045 - 0.65 μ g/kg -wet
		PCBの合計	10/10	16 - 130 μ g/kg -wet
		環境実態調査 (スナメリ・脂肪)	塩化ビフェニル	3/10
	二塩化ビフェニル		10/10	0.9 - 6.2 μ g/kg -wet
	三塩化ビフェニル		10/10	68 - 270 μ g/kg -wet
	四塩化ビフェニル		10/10	750 - 3,100 μ g/kg -wet
	五塩化ビフェニル		10/10	1,300 - 1,4000 μ g/kg -wet
	六塩化ビフェニル		10/10	1,700 - 260,00 μ g/kg -wet
	七塩化ビフェニル		10/10	870 - 17,000 μ g/kg -wet
	八塩化ビフェニル		10/10	80 - 3,100 μ g/kg -wet
	九塩化ビフェニル		10/10	8.7 - 160 μ g/kg -wet
	十塩化ビフェニル		10/10	2.3 - 25 μ g/kg -wet
	PCBの合計		10/10	5,800 - 63,000 μ g/kg -wet
	環境実態調査 (ニホンザル・筋肉)		塩化ビフェニル	9/10
		二塩化ビフェニル	10/10	0.0018 - 0.004 μ g/kg -wet
		三塩化ビフェニル	10/10	0.005 - 0.023 μ g/kg -wet
		四塩化ビフェニル	10/10	0.014 - 0.053 μ g/kg -wet
		五塩化ビフェニル	10/10	0.02 - 0.1 μ g/kg -wet
		六塩化ビフェニル	10/10	0.03 - 0.14 μ g/kg -wet
		七塩化ビフェニル	10/10	0.01 - 0.09 μ g/kg -wet
		八塩化ビフェニル	10/10	0.004 - 0.04 μ g/kg -wet
		九塩化ビフェニル	10/10	0.001 - 0.011 μ g/kg -wet
		十塩化ビフェニル	10/10	0.002 - 0.007 μ g/kg -wet
		PCBの合計	10/10	0.096 - 0.45 μ g/kg -wet
		環境実態調査 (タヌキ・筋肉)	塩化ビフェニル	0/10
	二塩化ビフェニル		10/10	0.0029 - 0.06 μ g/kg -wet
	三塩化ビフェニル		10/10	0.002 - 0.045 μ g/kg -wet
	四塩化ビフェニル		10/10	0.052 - 0.9 μ g/kg -wet
	五塩化ビフェニル		10/10	0.24 - 14 μ g/kg -wet
	六塩化ビフェニル		10/10	0.6 - 20 μ g/kg -wet
	七塩化ビフェニル		10/10	0.28 - 12 μ g/kg -wet
	八塩化ビフェニル		10/10	0.055 - 1.9 μ g/kg -wet
	九塩化ビフェニル		10/10	0.013 - 0.41 μ g/kg -wet
十塩化ビフェニル	10/10		0.012 - 0.33 μ g/kg -wet	
PCBの合計	10/10		1.4 - 49 μ g/kg -wet	

1.2 平成14年度

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	環境実態調査	塩化ビフェニル	3/75	ND(<0.00001) - 0.00006 μg/L
		二塩化ビフェニル	74/75	ND(<0.00001) - 0.0091 μg/L
		三塩化ビフェニル	75/75	0.00002 - 0.0075 μg/L
		四塩化ビフェニル	75/75	0.00002 - 0.025 μg/L
		五塩化ビフェニル	74/75	ND(<0.00001) - 0.0096 μg/L
		六塩化ビフェニル	65/75	ND(<0.00001) - 0.002 μg/L
		七塩化ビフェニル	13/75	ND(<0.00001) - 0.00027 μg/L
		八塩化ビフェニル	2/75	ND(<0.00001) - 0.00003 μg/L
		九塩化ビフェニル	0/75	ND(<0.00001) μg/L
		十塩化ビフェニル	2/75	ND(<0.00001) - 0.00002 μg/L
		PCBの合計	75/75	0.00007 - 0.045 μg/L
底質調査	環境実態調査	塩化ビフェニル	21/24	ND(<0.01) - 0.31 μg/kg -dry
		二塩化ビフェニル	24/24	0.02 - 16 μg/kg -dry
		三塩化ビフェニル	24/24	0.11 - 110 μg/kg -dry
		四塩化ビフェニル	24/24	0.26 - 130 μg/kg -dry
		五塩化ビフェニル	24/24	0.37 - 93 μg/kg -dry
		六塩化ビフェニル	24/24	0.26 - 55 μg/kg -dry
		七塩化ビフェニル	24/24	0.06 - 50 μg/kg -dry
		八塩化ビフェニル	23/24	ND(<0.01) - 14 μg/kg -dry
		九塩化ビフェニル	18/24	ND(<0.01) - 1.1 μg/kg -dry
		十塩化ビフェニル	18/24	ND(<0.01) - 0.63 μg/kg -dry
		PCBの合計	24/24	1.2 - 430 μg/kg -dry

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	環境実態調査 (トノサマガエル・筋肉)	塩化ビフェニル	0/5	ND(<0.2-1) μ g/kg -wet
		二塩化ビフェニル	0/5	ND(<1-6) μ g/kg -wet
		三塩化ビフェニル	1/5	ND(<1-4) - 1.0 μ g/kg -wet
		四塩化ビフェニル	0/5	ND(<1-7) μ g/kg -wet
		五塩化ビフェニル	0/5	ND(<2-9) μ g/kg -wet
		六塩化ビフェニル	0/5	ND(<1-7) μ g/kg -wet
		七塩化ビフェニル	0/5	ND(<2-8) μ g/kg -wet
		八塩化ビフェニル	0/5	ND(<0.6-3) μ g/kg -wet
		九塩化ビフェニル	0/5	ND(<0.6-3) μ g/kg -wet
		十塩化ビフェニル	0/5	ND(<0.1-0.5) μ g/kg -wet
		PCBの合計	1/5	ND - 1.0 μ g/kg -wet
	環境実態調査 (トウキョウダ ルマガエル・筋 肉)	塩化ビフェニル	0/1	ND(<0.2) μ g/kg -wet
		二塩化ビフェニル	0/1	ND(<1) μ g/kg -wet
		三塩化ビフェニル	0/1	ND(<0.8) μ g/kg -wet
		四塩化ビフェニル	0/1	ND(<1) μ g/kg -wet
		五塩化ビフェニル	0/1	ND(<2) μ g/kg -wet
		六塩化ビフェニル	0/1	ND(<1) μ g/kg -wet
		七塩化ビフェニル	0/1	ND(<2) μ g/kg -wet
		八塩化ビフェニル	0/1	ND(<0.6) μ g/kg -wet
		九塩化ビフェニル	0/1	ND(<0.6) μ g/kg -wet
十塩化ビフェニル		0/1	ND(<0.1) μ g/kg -wet	
PCBの合計	0/1	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
野生生物調査	環境実態調査 (イヌワシ・筋肉)	塩化ビフェニル	0/1	ND(<2) μ g/kg -wet
		二塩化ビフェニル	0/1	ND(<8) μ g/kg -wet
		三塩化ビフェニル	0/1	ND(<6) μ g/kg -wet
		四塩化ビフェニル	0/1	ND(<9) μ g/kg -wet
		五塩化ビフェニル	1/1	46 μ g/kg -wet
		六塩化ビフェニル	1/1	130 μ g/kg -wet
		七塩化ビフェニル	1/1	78 μ g/kg -wet
		八塩化ビフェニル	1/1	16 μ g/kg -wet
		九塩化ビフェニル	0/1	ND(<5) μ g/kg -wet
		十塩化ビフェニル	0/1	ND(<0.7) μ g/kg -wet
		PCBの合計	1/1	270 μ g/kg -wet
	環境実態調査 (クマタカ・卵)	塩化ビフェニル	0/1	ND(<0.2) μ g/kg -wet
		二塩化ビフェニル	0/1	ND(<1) μ g/kg -wet
		三塩化ビフェニル	0/1	ND(<0.8) μ g/kg -wet
		四塩化ビフェニル	1/1	2.5 μ g/kg -wet
		五塩化ビフェニル	1/1	40 μ g/kg -wet
		六塩化ビフェニル	1/1	180 μ g/kg -wet
		七塩化ビフェニル	1/1	150 μ g/kg -wet
		八塩化ビフェニル	1/1	48 μ g/kg -wet
		九塩化ビフェニル	1/1	8.2 μ g/kg -wet
		十塩化ビフェニル	1/1	3.9 μ g/kg -wet
		PCBの合計	1/1	430 μ g/kg -wet
	環境実態調査 (カワウ・筋肉)	塩化ビフェニル	3/10	ND(<0.001-0.002) - 0.004 μ g/kg -wet
		二塩化ビフェニル	7/10	ND(<0.002) - 0.044 μ g/kg -wet
		三塩化ビフェニル	10/10	2.6 - 72 μ g/kg -wet
		四塩化ビフェニル	10/10	10 - 340 μ g/kg -wet
		五塩化ビフェニル	10/10	30 - 820 μ g/kg -wet
		六塩化ビフェニル	10/10	30 - 750 μ g/kg -wet
		七塩化ビフェニル	10/10	17 - 570 μ g/kg -wet
		八塩化ビフェニル	10/10	2.7 - 89 μ g/kg -wet
		九塩化ビフェニル	10/10	0.45 - 6.6 μ g/kg -wet
		十塩化ビフェニル	10/10	0.33 - 3.7 μ g/kg -wet
		PCBの合計	10/10	93 - 2,700 μ g/kg -wet
	環境実態調査 (トビ・筋肉)	塩化ビフェニル	6/8	ND(<0.001) - 0.014 μ g/kg -wet
		二塩化ビフェニル	8/8	0.069 - 0.25 μ g/kg -wet
		三塩化ビフェニル	8/8	3.6 - 15 μ g/kg -wet
		四塩化ビフェニル	8/8	28 - 77 μ g/kg -wet
		五塩化ビフェニル	8/8	85 - 280 μ g/kg -wet
		六塩化ビフェニル	8/8	57 - 180 μ g/kg -wet
		七塩化ビフェニル	8/8	38 - 150 μ g/kg -wet
		八塩化ビフェニル	8/8	3.8 - 20 μ g/kg -wet
		九塩化ビフェニル	8/8	0.55 - 2.6 μ g/kg -wet
十塩化ビフェニル		8/8	0.28 - 1.1 μ g/kg -wet	
PCBの合計		8/8	220 - 700 μ g/kg -wet	

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	環境実態調査 (ハシブトガ ラス・筋肉)	塩化ビフェニール	1/12	ND(<0.001-0.003) - 0.0024 μg/kg -wet
		二塩化ビフェニール	8/12	ND(<0.002-0.003) - 0.04 μg/kg -wet
		三塩化ビフェニール	12/12	0.010 - 0.23 μg/kg -wet
		四塩化ビフェニール	12/12	0.14 - 1.5 μg/kg -wet
		五塩化ビフェニール	12/12	1.5 - 24 μg/kg -wet
		六塩化ビフェニール	12/12	5.4 - 87 μg/kg -wet
		七塩化ビフェニール	12/12	4.9 - 120 μg/kg -wet
		八塩化ビフェニール	12/12	0.82 - 19 μg/kg -wet
		九塩化ビフェニール	12/12	0.17 - 1.6 μg/kg -wet
		十塩化ビフェニール	12/12	0.078 - 0.56 μg/kg -wet
		PCBの合計	12/12	13 - 250 μg/kg -wet
	環境実態調査 (スナメリ・脂 肪)	塩化ビフェニール	4/10	ND(<0.03-0.04) - 0.08 μg/kg -wet
		二塩化ビフェニール	10/10	0.3 - 2.7 μg/kg -wet
		三塩化ビフェニール	10/10	21 - 130 μg/kg -wet
		四塩化ビフェニール	10/10	180 - 1,500 μg/kg -wet
		五塩化ビフェニール	10/10	550 - 8,400 μg/kg -wet
		六塩化ビフェニール	10/10	380 - 11,000 μg/kg -wet
		七塩化ビフェニール	10/10	220 - 8,600 μg/kg -wet
		八塩化ビフェニール	10/10	18 - 860 μg/kg -wet
		九塩化ビフェニール	10/10	1.7 - 110 μg/kg -wet
		十塩化ビフェニール	10/10	0.36 - 45 μg/kg -wet
		PCBの合計	10/10	1,400 - 30,000 μg/kg -wet
	環境実態調査 (ニホンザ ル・筋肉)	塩化ビフェニール	10/10	0.002 - 0.03 μg/kg -wet
		二塩化ビフェニール	1/10	ND(<0.0008-0.0009)-0.0092 μg/kg -wet
		三塩化ビフェニール	10/10	0.008 - 0.020 μg/kg -wet
		四塩化ビフェニール	10/10	0.015 - 0.065 μg/kg -wet
		五塩化ビフェニール	10/10	0.042 - 0.19 μg/kg -wet
		六塩化ビフェニール	10/10	0.022 - 0.21 μg/kg -wet
		七塩化ビフェニール	10/10	0.015 - 0.31 μg/kg -wet
		八塩化ビフェニール	10/10	0.003 - 0.19 μg/kg -wet
		九塩化ビフェニール	10/10	0.0013 - 0.097 μg/kg -wet
		十塩化ビフェニール	10/10	0.001 - 0.057 μg/kg -wet
		PCBの合計	10/10	0.11 - 1.1 μg/kg -wet
	環境実態調査 (タヌキ・筋肉)	塩化ビフェニール	2/10	ND(<0.0007-0.001)-0.0009 μg/kg -wet
		二塩化ビフェニール	5/10	ND(<0.0008-0.001)-0.014 μg/kg -wet
		三塩化ビフェニール	10/10	0.010 - 0.084 μg/kg -wet
		四塩化ビフェニール	10/10	0.031 - 0.28 μg/kg -wet
		五塩化ビフェニール	10/10	0.25 - 3.4 μg/kg -wet
		六塩化ビフェニール	10/10	0.29 - 6.0 μg/kg -wet
		七塩化ビフェニール	10/10	0.19 - 4.0 μg/kg -wet
		八塩化ビフェニール	10/10	0.029 - 0.59 μg/kg -wet
九塩化ビフェニール		10/10	0.015 - 0.15 μg/kg -wet	
十塩化ビフェニール		10/10	0.010 - 0.14 μg/kg -wet	
PCBの合計		10/10	0.85 - 15 μg/kg -wet	

1.3 平成13年度

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	実態調査	塩化ビフェニール	2/171	ND(<0.00001) - 0.0013 μg/L
		二塩化ビフェニール	29/171	ND(<0.00001) - 0.0053 μg/L
		三塩化ビフェニール	102/171	ND(<0.00001) - 0.035 μg/L
		四塩化ビフェニール	88/171	ND(<0.00001) - 0.027 μg/L
		五塩化ビフェニール	69/171	ND(<0.00001) - 0.0081 μg/L
		六塩化ビフェニール	70/171	ND(<0.00001) - 0.0019 μg/L
		七塩化ビフェニール	17/171	ND(<0.00001) - 0.00048 μg/L
		八塩化ビフェニール	5/171	ND(<0.00001) - 0.0001 μg/L
		九塩化ビフェニール	1/171	ND(<0.00001) - 0.00001 μg/L
		十塩化ビフェニール	2/171	ND(<0.00001) - 0.00004 μg/L
		PCBの合計	119/171	ND - 0.074 μg/L
底質調査	実態調査	塩化ビフェニール	25/48	ND(<0.01) - 10 μg/kg -dry
		二塩化ビフェニール	44/48	ND(<0.01) - 81 μg/kg -dry
		三塩化ビフェニール	46/48	ND(<0.01) - 240 μg/kg -dry
		四塩化ビフェニール	45/48	ND(<0.01) - 260 μg/kg -dry
		五塩化ビフェニール	45/48	ND(<0.01) - 87 μg/kg -dry
		六塩化ビフェニール	45/48	ND(<0.01) - 45 μg/kg -dry
		七塩化ビフェニール	43/48	ND(<0.01) - 19 μg/kg -dry
		八塩化ビフェニール	36/48	ND(<0.01) - 2.7 μg/kg -dry
		九塩化ビフェニール	21/48	ND(<0.01) - 0.21 μg/kg -dry
		十塩化ビフェニール	22/48	ND(<0.01) - 0.79 μg/kg -dry
		PCBの合計	47/48	ND - 730 μg/kg -dry
野生生物調査	環境実態調査 (カワウ・肝臓)	塩化ビフェニール	0/26	ND(<0.12-0.31) μg/kg -wet
		二塩化ビフェニール	0/26	ND(<0.21-0.52) μg/kg -wet
		三塩化ビフェニール	26/26	0.68 - 270 μg/kg -wet
		四塩化ビフェニール	26/26	2.8 - 750 μg/kg -wet
		五塩化ビフェニール	26/26	4.8 - 1,400 μg/kg -wet
		六塩化ビフェニール	26/26	11 - 2,600 μg/kg -wet
		七塩化ビフェニール	26/26	2.9 - 950 μg/kg -wet
		八塩化ビフェニール	25/26	ND(<0.4) - 170 μg/kg -wet
		九塩化ビフェニール	20/26	ND(<0.24-0.42) - 16 μg/kg -wet
		十塩化ビフェニール	16/26	ND(<0.22-0.39) - 5.1 μg/kg -wet
		PCBの合計	26/26	23 - 5,300 μg/kg -wet

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	環境実態調査 (猛禽類・肝臓 or筋肉)	塩化ビフェニール	0/15	ND(<0.07-1.4) μg/kg -wet
		二塩化ビフェニール	0/15	ND(<0.07-1.2) μg/kg -wet
		三塩化ビフェニール	9/15	ND(<0.3-3.4) - 50 μg/kg -wet
		四塩化ビフェニール	11/15	ND(<0.35-2.2) - 400 μg/kg -wet
		五塩化ビフェニール	15/15	1.7 - 1,400 μg/kg -wet
		六塩化ビフェニール	15/15	3.3 - 2,900 μg/kg -wet
		七塩化ビフェニール	15/15	0.94 - 1,000 μg/kg -wet
		八塩化ビフェニール	11/15	ND(<0.2-1) - 190 μg/kg -wet
		九塩化ビフェニール	5/15	ND(<0.28-3.2) - 41 μg/kg -wet
		十塩化ビフェニール	9/15	ND(<0.39-2.1) - 21 μg/kg -wet
		PCBの合計	15/15	8.9 - 6,000 μg/kg -wet
	環境実態調査 (猛禽類・卵)	塩化ビフェニール	0/4	ND(<0.066-0.16) μg/kg -wet
		二塩化ビフェニール	0/4	ND(<0.057-0.14) μg/kg -wet
		三塩化ビフェニール	3/4	ND(<0.4) - 2.7 μg/kg -wet
		四塩化ビフェニール	4/4	1.1 - 6.1 μg/kg -wet
		五塩化ビフェニール	4/4	7.7 - 46 μg/kg -wet
		六塩化ビフェニール	4/4	30 - 130 μg/kg -wet
		七塩化ビフェニール	4/4	12 - 58 μg/kg -wet
		八塩化ビフェニール	4/4	2.8 - 12 μg/kg -wet
		九塩化ビフェニール	4/4	0.93 - 1.8 μg/kg -wet
十塩化ビフェニール		4/4	0.5 - 1.2 μg/kg -wet	
PCBの合計	4/4	56 - 250 μg/kg -wet		

1.4 平成12年度

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 (冬季)	塩化ビフェニール	8/171	ND(<0.00001) - 0.0015 μg/L
		二塩化ビフェニール	42/171	ND(<0.00001) - 0.029 μg/L
		三塩化ビフェニール	124/171	ND(<0.00001) - 0.084 μg/L
		四塩化ビフェニール	71/171	ND(<0.00001) - 0.027 μg/L
		五塩化ビフェニール	54/171	ND(<0.00001) - 0.0045 μg/L
		六塩化ビフェニール	56/171	ND(<0.00001) - 0.003 μg/L
		七塩化ビフェニール	12/171	ND(<0.00001) - 0.00043 μg/L
		八塩化ビフェニール	2/171	ND(<0.00001) - 0.00014 μg/L
		九塩化ビフェニール	1/171	ND(<0.00001) - 0.00001 μg/L
		十塩化ビフェニール	2/171	ND(<0.00001) - 0.00002 μg/L
		PCBの合計	131/171	ND - 0.15 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 (冬季)	塩化ビフェニル	32/48	ND(<0.01) - 2.4 µg/kg -dry
		二塩化ビフェニル	39/48	ND(<0.01) - 51 µg/kg -dry
		三塩化ビフェニル	39/48	ND(<0.01) - 210 µg/kg -dry
		四塩化ビフェニル	42/48	ND(<0.01) - 320 µg/kg -dry
		五塩化ビフェニル	45/48	ND(<0.01) - 130 µg/kg -dry
		六塩化ビフェニル	47/48	ND(<0.01) - 49 µg/kg -dry
		七塩化ビフェニル	46/48	ND(<0.01) - 8.4 µg/kg -dry
		八塩化ビフェニル	37/48	ND(<0.01) - 2.1 µg/kg -dry
		九塩化ビフェニル	27/48	ND(<0.01) - 0.24 µg/kg -dry
		十塩化ビフェニル	26/48	ND(<0.01) - 0.35 µg/kg -dry
		PCBの合計	47/48	ND - 770 µg/kg -dry
野生生物調査	影響実態調査 (カワウ・筋肉)	塩化ビフェニル	5/30	ND(<0.02-0.51) - 1.1 µg/kg -wet
		二塩化ビフェニル	30/30	0.24 - 25 µg/kg -wet
		三塩化ビフェニル	30/30	2.8 - 29 µg/kg -wet
		四塩化ビフェニル	30/30	7.2 - 100 µg/kg -wet
		五塩化ビフェニル	30/30	5.2 - 78 µg/kg -wet
		六塩化ビフェニル	30/30	2.5 - 75 µg/kg -wet
		七塩化ビフェニル	30/30	0.48 - 20 µg/kg -wet
		八塩化ビフェニル	28/30	ND(<0.05 - 0.15) - 3.6 µg/kg -wet
		九塩化ビフェニル	26/30	ND(<0.04 - 0.23) - 1.1 µg/kg -wet
		十塩化ビフェニル	22/30	ND(<0.04 - 0.69) - 0.14 µg/kg -wet
		PCBの合計	30/30	27 - 330 µg/kg -wet
	影響実態調査 (カワウ・卵)	塩化ビフェニル	0/90	ND(<0.04 - 2.8) µg/kg -wet
		二塩化ビフェニル	17/90	ND(<0.07 - 160) - 11 µg/kg -wet
		三塩化ビフェニル	90/90	44 - 2,600 µg/kg -wet
		四塩化ビフェニル	90/90	170 - 5,700 µg/kg -wet
		五塩化ビフェニル	90/90	210 - 4,100 µg/kg -wet
		六塩化ビフェニル	90/90	250 - 4,600 µg/kg -wet
		七塩化ビフェニル	90/90	7.5 - 1,400 µg/kg -wet
		八塩化ビフェニル	89/90	ND(<1.7) - 170 µg/kg -wet
		九塩化ビフェニル	53/90	ND(<1.5 - 2.5) - 8.8 µg/kg -wet
十塩化ビフェニル	50/90	ND(<2.3 - 4.1) - 16 µg/kg -wet		
PCBの合計	90/90	820 - 19,000 µg/kg -wet		

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 (猛禽類・筋肉)	塩化ビフェニール	0/44	ND(<0.04 - 0.72) μ g/kg -wet
		二塩化ビフェニール	17/44	ND(<0.06 - 1.2) - 2.7 μ g/kg -wet
		三塩化ビフェニール	40/44	ND(<0.26 - 1.5) - 190 μ g/kg -wet
		四塩化ビフェニール	41/44	ND(<0.16 - 0.93) - 810 μ g/kg -wet
		五塩化ビフェニール	44/44	0.72 - 2,000 μ g/kg -wet
		六塩化ビフェニール	44/44	2.6 - 5,000 μ g/kg -wet
		七塩化ビフェニール	44/44	1.8 - 1,400 μ g/kg -wet
		八塩化ビフェニール	44/44	0.68 - 240 μ g/kg -wet
		九塩化ビフェニール	44/44	0.11 - 28 μ g/kg -wet
		十塩化ビフェニール	42/44	ND(<0.33 - 1) - 16 μ g/kg -wet
		PCBの合計	44/44	6.5 - 9,700 μ g/kg -wet
	影響実態調査 (猛禽類・卵)	塩化ビフェニール	0/6	ND(<0.04 - 0.1) μ g/kg -wet
		二塩化ビフェニール	0/6	ND(<0.08 - 0.17) μ g/kg -wet
		三塩化ビフェニール	6/6	0.73 - 7.6 μ g/kg -wet
		四塩化ビフェニール	6/6	7.3 - 96 μ g/kg -wet
		五塩化ビフェニール	6/6	40 - 680 μ g/kg -wet
		六塩化ビフェニール	6/6	240 - 1,900 μ g/kg -wet
		七塩化ビフェニール	6/6	61 - 670 μ g/kg -wet
		八塩化ビフェニール	6/6	15 - 130 μ g/kg -wet
		九塩化ビフェニール	6/6	3.1 - 12 μ g/kg -wet
十塩化ビフェニール		6/6	2.6 - 4.6 μ g/kg -wet	
PCBの合計	6/6	370 - 3,500 μ g/kg -wet		

1.5 平成11年度

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 (冬季)	塩化ビフェニール	14/170	ND(<0.00001) - 0.0022 μ g/L
		二塩化ビフェニール	59/170	ND(<0.00001) - 0.0099 μ g/L
		三塩化ビフェニール	100/170	ND(<0.00001) - 0.019 μ g/L
		四塩化ビフェニール	135/170	ND(<0.00001) - 0.009 μ g/L
		五塩化ビフェニール	115/170	ND(<0.00001) - 0.0027 μ g/L
		六塩化ビフェニール	64/170	ND(<0.00001) - 0.00094 μ g/L
		七塩化ビフェニール	21/170	ND(<0.00001) - 0.00047 μ g/L
		八塩化ビフェニール	1/170	ND(<0.00001) - 0.00009 μ g/L
		九塩化ビフェニール	1/170	ND(<0.00001) - 0.00001 μ g/L
		十塩化ビフェニール	1/170	ND(<0.00001) - 0.00004 μ g/L
		PCBの合計	144/170	ND - 0.040 μ g/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 (冬季)	塩化ビフェニール	33/48	ND(<0.01) - 200 μg/kg -dry
		二塩化ビフェニール	45/48	ND(<0.01) - 590 μg/kg -dry
		三塩化ビフェニール	45/48	ND(<0.01) - 850 μg/kg -dry
		四塩化ビフェニール	44/48	ND(<0.01) - 610 μg/kg -dry
		五塩化ビフェニール	46/48	ND(<0.01) - 260 μg/kg -dry
		六塩化ビフェニール	45/48	ND(<0.01) - 170 μg/kg -dry
		七塩化ビフェニール	39/48	ND(<0.01) - 120 μg/kg -dry
		八塩化ビフェニール	29/48	ND(<0.01) - 22 μg/kg -dry
		九塩化ビフェニール	26/48	ND(<0.01) - 4.8 μg/kg -dry
		十塩化ビフェニール	25/48	ND(<0.01) - 0.93 μg/kg -dry
		PCB の合計	47/48	ND - 2,200 μg/kg -dry
	建設省実態調査 (夏期)	一塩素化物	0/11	ND(<1) μg/kg -dry
		二塩素化物	2/11	ND(<1) - 2.1 μg/kg -dry
		三塩素化物	1/11	ND(<1) - 4.9 μg/kg -dry
		四塩素化物	2/11	ND(<1) - 4.7 μg/kg -dry
		五塩素化物	3/11	ND(<1) - 2.0 μg/kg -dry
		六塩素化物	3/11	ND(<1) μg - 0.9g/kg -dry
		七塩素化物	0/11	ND(<1) μg/kg -dry
		八塩素化物	0/11	ND(<1) μg/kg -dry
		九塩素化物	0/11	ND(<1) μg/kg -dry
		十塩素化物	0/11	ND(<1) μg/kg -dry
		PCB の合計	4/11	ND(<1) - 13 μg/kg -dry
	建設省実態調査 (秋期)	一塩素化物	0/11	ND(<1) μg/kg -dry
		二塩素化物	0/11	ND(<1) μg/kg -dry
		三塩素化物	1/11	ND(<1) μg - 1.1g/kg -dry
		四塩素化物	1/11	ND(<1) - 1.1 μg/kg -dry
		五塩素化物	3/11	ND(<1) - 0.8 μg/kg -dry
		六塩素化物	2/11	ND(<1) - 1.1 μg/kg -dry
		七塩素化物	0/11	ND(<1) μg/kg -dry
		八塩素化物	0/11	ND(<1) μg/kg -dry
		九塩素化物	0/11	ND(<1) μg/kg -dry
		十塩素化物	0/11	ND(<1) μg/kg -dry
		PCB の合計	3/11	ND(<1) - 2.2 μg/kg -dry

平成10年度

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
	野生生物影響実 態調査(コイ)	塩化ビフェニール	0/4	ND(<0.01) μg/L
		二塩化ビフェニール	0/4	ND(<0.01) μg/L
		三塩化ビフェニール	0/4	ND(<0.01) μg/L
		四塩化ビフェニール	0/4	ND(<0.01) μg/L
		五塩化ビフェニール	0/4	ND(<0.01) μg/L
		六塩化ビフェニール	0/4	ND(<0.01) μg/L
		七塩化ビフェニール	0/4	ND(<0.01) μg/L
		八塩化ビフェニール	0/4	ND(<0.01) μg/L
		九塩化ビフェニール	0/4	ND(<0.01) μg/L
		十塩化ビフェニール	0/4	ND(<0.01) μg/L
		PCBの合計	0/4	ND
	野生生物影響実 態調査(カエル類)	塩化ビフェニール	0/19	ND(<0.01) μg/L
		二塩化ビフェニール	0/19	ND(<0.01) μg/L
		三塩化ビフェニール	0/19	ND(<0.01) μg/L
		四塩化ビフェニール	0/19	ND(<0.01) μg/L
		五塩化ビフェニール	0/19	ND(<0.01) μg/L
		六塩化ビフェニール	0/19	ND(<0.01) μg/L
		七塩化ビフェニール	0/19	ND(<0.01) μg/L
		八塩化ビフェニール	0/19	ND(<0.01) μg/L
		九塩化ビフェニール	0/19	ND(<0.01) μg/L
十塩化ビフェニール		0/19	ND(<0.01) μg/L	
PCBの合計		0/19	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
底質調査	一般水域調査 (秋季)	塩化ビフェニール	0/152	ND(<0.02) μ g/kg -dry
		二塩化ビフェニール	52/152	ND(<0.02)–130 μ g/kg -dry
		三塩化ビフェニール	107/152	ND(<0.02)–260 μ g/kg -dry
		四塩化ビフェニール	96/152	ND(<0.02)–450 μ g/kg -dry
		五塩化ビフェニール	108/152	ND(<0.02)–540 μ g/kg -dry
		六塩化ビフェニール	95/152	ND(<0.02)–420 μ g/kg -dry
		七塩化ビフェニール	57/152	ND(<0.02)–80 μ g/kg -dry
		八塩化ビフェニール	40/152	ND(<0.02)–11 μ g/kg -dry
		九塩化ビフェニール	15/152	ND(<0.02)–0.47 μ g/kg -dry
		十塩化ビフェニール	0/152	ND(<0.02) μ g/kg -dry
		PCB の合計	126/152	ND–1,500 μ g/kg -dry
	建設省実態調査 (後期)	一塩素化物	0/5	ND(<1) μ g/kg -dry
		二塩素化物	1/5	ND(<1)–0.2 μ g/kg -dry
		三塩素化物	2/5	ND(<1)–0.4 μ g/kg -dry
		四塩素化物	3/5	ND(<1)–0.5 μ g/kg -dry
		五塩素化物	3/5	ND(<1)–1.4 μ g/kg -dry
		六塩素化物	3/5	ND(<1)–1.2 μ g/kg -dry
		七塩素化物	1/5	ND(<1)–0.3 μ g/kg -dry
		八塩素化物	0/5	ND(<1) μ g/kg -dry
		九塩素化物	0/5	ND(<1) μ g/kg -dry
		十塩素化物	0/5	ND(<1) μ g/kg -dry
		PCB の合計	3/5	ND–3.7 μ g/kg -dry
	野生生物影響実 態調査(コイ)	塩化ビフェニール	0/3	ND(<0.02) μ g/kg -dry
		二塩化ビフェニール	0/3	ND(<0.02) μ g/kg -dry
		三塩化ビフェニール	2/3	ND(<0.02)–0.06 μ g/kg -dry
		四塩化ビフェニール	2/3	ND(<0.02)–0.55 μ g/kg -dry
		五塩化ビフェニール	3/3	0.02–0.57 μ g/kg -dry
		六塩化ビフェニール	2/3	ND(<0.02)–0.24 μ g/kg -dry
		七塩化ビフェニール	0/3	ND(<0.02) μ g/kg -dry
		八塩化ビフェニール	0/3	ND(<0.02) μ g/kg -dry
		九塩化ビフェニール	0/3	ND(<0.02) μ g/kg -dry
		十塩化ビフェニール	0/3	ND(<0.02) μ g/kg -dry
		PCB の合計	3/3	0.08–1.2 μ g/kg -dry
	野生生物影響実 態調査(カエル 類)	塩化ビフェニール	0/12	ND(<1) μ g/kg -dry
		二塩化ビフェニール	0/12	ND(<1) μ g/kg -dry
		三塩化ビフェニール	0/12	ND(<1) μ g/kg -dry
		四塩化ビフェニール	1/12	ND(<1)–5 μ g/kg -dry
		五塩化ビフェニール	1/12	ND(<1)–42 μ g/kg -dry
		六塩化ビフェニール	1/12	ND(<1)–14 μ g/kg -dry
		七塩化ビフェニール	0/12	ND(<1) μ g/kg -dry
		八塩化ビフェニール	0/12	ND(<1) μ g/kg -dry
九塩化ビフェニール		0/12	ND(<1) μ g/kg -dry	
十塩化ビフェニール		0/12	ND(<1) μ g/kg -dry	
PCB の合計		1/12	ND–61 μ g/kg -dry	

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
土壌調査	農薬等の環境 残留実態調査	塩化ビフェニール	0/94	ND(<1) μg/kg -dry
		二塩化ビフェニール	0/94	ND(<1) μg/kg -dry
		三塩化ビフェニール	3/94	ND(<1)-2 μg/kg -dry
		四塩化ビフェニール	5/94	ND(<1)-131 μg/kg -dry
		五塩化ビフェニール	6/94	ND(<1)-368 μg/kg -dry
		六塩化ビフェニール	6/94	ND(<1)-269 μg/kg -dry
		七塩化ビフェニール	5/94	ND(<1)-122 μg/kg -dry
		八塩化ビフェニール	4/94	ND(<1)-28 μg/kg -dry
		九塩化ビフェニール	1/94	ND(<1)-2 μg/kg -dry
		十塩化ビフェニール	0/94	ND(<1) μg/kg -dry
		PCB の合計	6/94	ND-825 μg/kg -dry
	野生生物影響 実態調査(カエル類)	塩化ビフェニール	0/7	ND(<1) μg/kg -dry
		二塩化ビフェニール	0/7	ND(<1) μg/kg -dry
		三塩化ビフェニール	0/7	ND(<1) μg/kg -dry
		四塩化ビフェニール	0/7	ND(<1) μg/kg -dry
		五塩化ビフェニール	0/7	ND(<1) μg/kg -dry
		六塩化ビフェニール	0/7	ND(<1) μg/kg -dry
		七塩化ビフェニール	0/7	ND(<1) μg/kg -dry
		八塩化ビフェニール	0/7	ND(<1) μg/kg -dry
		九塩化ビフェニール	0/7	ND(<1) μg/kg -dry
十塩化ビフェニール		0/7	ND(<1) μg/kg -dry	
PCB の合計	0/7	ND		
水生生物調査 (魚類)	一般水域調査 (秋季)	塩化ビフェニール	0/141	ND(<0.4) μg/kg -wet
		二塩化ビフェニール	5/141	ND(<0.4)-74 μg/kg -wet
		三塩化ビフェニール	93/141	ND(<0.4)-710 μg/kg -wet
		四塩化ビフェニール	92/141	ND(<0.4)-310 μg/kg -wet
		五塩化ビフェニール	116/141	ND(<0.4)-260 μg/kg -wet
		六塩化ビフェニール	129/141	ND(<0.4)-140 μg/kg -wet
		七塩化ビフェニール	45/141	ND(<0.4)-38 μg/kg -wet
		八塩化ビフェニール	10/141	ND(<0.4)-7.2 μg/kg -wet
		九塩化ビフェニール	1/141	ND(<0.4)-0.6 μg/kg -wet
		十塩化ビフェニール	0/141	ND(<0.4) μg/kg -wet
		PCB の合計	133/141	ND-1,300 μg/kg -wet
野生生物調査	影響実態調査 (コイ・筋肉)	塩化ビフェニール	0/145	ND(<0.10) μg/kg -wet
		二塩化ビフェニール	28/145	ND(<0.10)-4.3 μg/kg -wet
		三塩化ビフェニール	68/145	ND(<0.10)-79 μg/kg -wet
		四塩化ビフェニール	145/145	0.21-330 μg/kg -wet
		五塩化ビフェニール	145/145	0.66-640 μg/kg -wet
		六塩化ビフェニール	145/145	0.80-490 μg/kg -wet
		七塩化ビフェニール	145/145	0.10-76 μg/kg -wet
		八塩化ビフェニール	58/145	ND(<0.10)-7.5 μg/kg -wet
		九塩化ビフェニール	4/145	ND(<0.10)-0.17 μg/kg -wet
		十塩化ビフェニール	0/145	ND(<0.10) μg/kg -wet
		PCB の合計	145/145	2.5-1,600 μg/kg -wet

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 (カエル類・全身)	塩化ビフェニール	0/80	ND(<1-5) μg/kg -wet
		二塩化ビフェニール	0/80	ND(<1-5) μg/kg -wet
		三塩化ビフェニール	0/80	ND(<1-5) μg/kg -wet
		四塩化ビフェニール	0/80	ND(<1-5) μg/kg -wet
		五塩化ビフェニール	1/80	ND(<1-5)-4 μg/kg -wet
		六塩化ビフェニール	1/80	ND(<1-5)-9 μg/kg -wet
		七塩化ビフェニール	0/80	ND(<1-5) μg/kg -wet
		八塩化ビフェニール	0/80	ND(<1-5) μg/kg -wet
		九塩化ビフェニール	0/80	ND(<1-5) μg/kg -wet
		十塩化ビフェニール	0/80	ND(<1-5) μg/kg -wet
		PCB の合計	1/80	ND-13 μg/kg -wet
	影響実態調査 (クジラ類・脂肪)	塩化ビフェニール	0/26	ND(<50) μg/kg -wet
		二塩化ビフェニール	0/26	ND(<50) μg/kg -wet
		三塩化ビフェニール	6/26	ND(<50)-310 μg/kg -wet
		四塩化ビフェニール	22/26	ND(<50)-8,220 μg/kg -wet
		五塩化ビフェニール	23/26	ND(<50)-17,100 μg/kg -wet
		六塩化ビフェニール	24/26	ND(<50)-57,000 μg/kg -wet
		七塩化ビフェニール	21/26	ND(<50)-33,300 μg/kg -wet
		八塩化ビフェニール	6/26	ND(<50)-4,740 μg/kg -wet
		九塩化ビフェニール	1/26	ND(<50)-240 μg/kg -wet
		十塩化ビフェニール	0/26	ND(<50) μg/kg -wet
		PCB の合計	24/26	ND-120,600 μg/kg -wet
	影響実態調査 (アザラシ類・脂肪)	塩化ビフェニール	0/19	ND(<50) μg/kg -wet
		二塩化ビフェニール	0/19	ND(<50) μg/kg -wet
		三塩化ビフェニール	0/19	ND(<50) μg/kg -wet
		四塩化ビフェニール	1/19	ND(<50)-180 μg/kg -wet
		五塩化ビフェニール	13/19	ND(<50)-2,470 μg/kg -wet
		六塩化ビフェニール	19/19	120-5,490 μg/kg -wet
		七塩化ビフェニール	4/19	ND(<50)-520 μg/kg -wet
		八塩化ビフェニール	0/19	ND(<50) μg/kg -wet
		九塩化ビフェニール	0/19	ND(<50) μg/kg -wet
		十塩化ビフェニール	0/19	ND(<50) μg/kg -wet
		PCB の合計	19/19	120-8,660 μg/kg -wet

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 (ドバト・筋肉)	塩化ビフェニール	0/32	ND(<1-5) μg/kg -wet
		二塩化ビフェニール	0/32	ND(<1-5) μg/kg -wet
		三塩化ビフェニール	0/32	ND(<1-5) μg/kg -wet
		四塩化ビフェニール	0/32	ND(<1-5) μg/kg -wet
		五塩化ビフェニール	1/32	ND(<1-5)-1 μg/kg -wet
		六塩化ビフェニール	4/32	ND(<1-5)-6 μg/kg -wet
		七塩化ビフェニール	1/32	ND(<1-5)-1 μg/kg -wet
		八塩化ビフェニール	0/32	ND(<1-5) μg/kg -wet
		九塩化ビフェニール	0/32	ND(<1-5) μg/kg -wet
		十塩化ビフェニール	0/32	ND(<1-5) μg/kg -wet
		PCB の合計	6/32	ND-6 μg/kg -wet
	影響実態調査 (トビ・筋肉)	塩化ビフェニール	0/26	ND(<1) μg/kg -wet
		二塩化ビフェニール	0/26	ND(<1) μg/kg -wet
		三塩化ビフェニール	25/26	ND(<1)-67 μg/kg -wet
		四塩化ビフェニール	26/26	5-494 μg/kg -wet
		五塩化ビフェニール	26/26	14-2,230 μg/kg -wet
		六塩化ビフェニール	26/26	20-3,940 μg/kg -wet
		七塩化ビフェニール	26/26	4-1,760 μg/kg -wet
		八塩化ビフェニール	24/26	ND(<1)-346 μg/kg -wet
		九塩化ビフェニール	7/26	ND(<1)-38 μg/kg -wet
		十塩化ビフェニール	4/26	ND(<1)-21 μg/kg -wet
		PCB の合計	26/26	48-8,871 μg/kg -wet
	影響実態調査 (シマフクロウ・筋肉)	塩化ビフェニール	0/5	ND(<1) μg/kg -wet
		二塩化ビフェニール	0/5	ND(<1) μg/kg -wet
		三塩化ビフェニール	4/5	ND(<1)-2 μg/kg -wet
		四塩化ビフェニール	4/5	ND(<1)-11 μg/kg -wet
		五塩化ビフェニール	5/5	4.0-23 μg/kg -wet
		六塩化ビフェニール	5/5	5.0-27 μg/kg -wet
		七塩化ビフェニール	4/5	ND(<1)-11 μg/kg -wet
		八塩化ビフェニール	0/5	ND(<1) μg/kg -wet
		九塩化ビフェニール	0/5	ND(<1) μg/kg -wet
		十塩化ビフェニール	0/5	ND(<1) μg/kg -wet
		PCB の合計	5/5	9.0-72 μg/kg -wet

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 (猛禽類・肝臓)	塩化ビフェニール	0/30	ND(<1-50) μ g/kg -wet
		二塩化ビフェニール	0/30	ND(<1-50) μ g/kg -wet
		三塩化ビフェニール	8/30	ND(<1-50)-202 μ g/kg -wet
		四塩化ビフェニール	11/30	ND(<1-50)-1,460 μ g/kg -wet
		五塩化ビフェニール	23/30	ND(<1-50)-3,310 μ g/kg -wet
		六塩化ビフェニール	26/30	ND(<1-50)-6,160 μ g/kg -wet
		七塩化ビフェニール	23/30	ND(<1-50)-2,560 μ g/kg -wet
		八塩化ビフェニール	15/30	ND(<1-50)-419 μ g/kg -wet
		九塩化ビフェニール	10/30	ND(<1-50)-93 μ g/kg -wet
		十塩化ビフェニール	9/30	ND(<1-50)-51 μ g/kg -wet
		PCB の合計	26/30	ND-14,255 μ g/kg -wet
	影響実態調査 (アカネズミ・全身)	塩化ビフェニール	0/30	ND(<2-5) μ g/kg -wet
		二塩化ビフェニール	0/30	ND(<2-5) μ g/kg -wet
		三塩化ビフェニール	0/30	ND(<2-5) μ g/kg -wet
		四塩化ビフェニール	0/30	ND(<2-5) μ g/kg -wet
		五塩化ビフェニール	0/30	ND(<2-5) μ g/kg -wet
		六塩化ビフェニール	0/30	ND(<2-5) μ g/kg -wet
		七塩化ビフェニール	0/30	ND(<2-5) μ g/kg -wet
		八塩化ビフェニール	0/30	ND(<2-5) μ g/kg -wet
		九塩化ビフェニール	0/30	ND(<2-5) μ g/kg -wet
		十塩化ビフェニール	0/30	ND(<2-5) μ g/kg -wet
		PCB の合計	0/30	ND
	影響実態調査 (ニホンザル・肝臓(一部、脂肪及び筋肉))	塩化ビフェニール	0/41	ND(<1-10) μ g/kg -wet
		二塩化ビフェニール	0/41	ND(<1-10) μ g/kg -wet
		三塩化ビフェニール	0/41	ND(<1-10) μ g/kg -wet
		四塩化ビフェニール	0/41	ND(<1-10) μ g/kg -wet
		五塩化ビフェニール	0/41	ND(<1-10) μ g/kg -wet
		六塩化ビフェニール	0/41	ND(<1-10) μ g/kg -wet
		七塩化ビフェニール	0/41	ND(<1-10) μ g/kg -wet
		八塩化ビフェニール	0/41	ND(<1-10) μ g/kg -wet
		九塩化ビフェニール	0/41	ND(<1-10) μ g/kg -wet
		十塩化ビフェニール	0/41	ND(<1-10) μ g/kg -wet
		PCB の合計	0/41	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
野生生物調査	影響実態調査 (クマ類・脂肪)	塩化ビフェニール	0/17	ND(<1-5) μ g/kg -wet
		二塩化ビフェニール	0/17	ND(<1-5) μ g/kg -wet
		三塩化ビフェニール	0/17	ND(<1-5) μ g/kg -wet
		四塩化ビフェニール	0/17	ND(<1-5) μ g/kg -wet
		五塩化ビフェニール	0/17	ND(<1-5) μ g/kg -wet
		六塩化ビフェニール	2/17	ND(<1-5)-14 μ g/kg -wet
		七塩化ビフェニール	0/17	ND(<1-5) μ g/kg -wet
		八塩化ビフェニール	1/17	ND(<1-5)-1 μ g/kg -wet
		九塩化ビフェニール	0/17	ND(<1-5) μ g/kg -wet
		十塩化ビフェニール	0/17	ND(<1-5) μ g/kg -wet
		PCB の合計	2/17	ND-14 μ g/kg -wet
	影響実態調査 (タヌキ・脂肪)	塩化ビフェニール	0/15	ND(<4-25) μ g/kg -wet
		二塩化ビフェニール	0/15	ND(<4-25) μ g/kg -wet
		三塩化ビフェニール	1/15	ND(<4-25)-26 μ g/kg -wet
		四塩化ビフェニール	2/15	ND(<4-5)-90 μ g/kg -wet
		五塩化ビフェニール	8/15	ND(<4-25)-178 μ g/kg -wet
		六塩化ビフェニール	10/15	ND(<4-25)-223 μ g/kg -wet
		七塩化ビフェニール	7/15	ND(<1-25)-85 μ g/kg -wet
		八塩化ビフェニール	1/15	ND(<4-25)-8 μ g/kg -wet
		九塩化ビフェニール	0/15	ND(<4-25) μ g/kg -wet
十塩化ビフェニール	0/15	ND(<4-25) μ g/kg -wet		
PCB の合計	10/15	ND-577 μ g/kg -wet		

2. 国内の過去の測定値

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	全国公共用水域水 質年鑑	総PCB	30/110,625	ND(<不明) - 1,560 μ g/L
	化学物質と環境	総PCB	171/171	0.0000036 - 0.011 μ g/L
底質調査	化学物質と環境	総PCB	264/264	0.039 - 750 μ g/kg -dry
大気調査	化学物質と環境	総PCB	245/245	0.016 - 2.3ng/m ³
水生生物調査 (魚類)	化学物質と環境	総PCB	1,387/1,973	ND(<1-10) - 2,200 μ g/kg -wet
水生生物調査 (貝類)	化学物質と環境	総PCB	353/611	ND(<10) - 160 μ g/kg -wet
水生生物調査 (鳥類)	化学物質と環境	総PCB	227/264	ND(<10) - 8,900 μ g/kg -wet

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 P C B	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 P C B	5.32-1,900 μg/kg -dry 1,900 μg/kg-dry は 1982-83 年オンタリオ湖での測定値 ²⁾
魚類調査	五大湖	総 P C B	70-27,600 μg/kg -wet 27,600 μg/kg-dry 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 ³⁾
	バルト海	総 P C B	23-900 μg/kg -wet 900 μg/kg-dry 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 ⁴⁾
	北海	総 P C B	8-280 μg/kg -wet 280 μg/kg-dry は、Elbe estuary で採集されたカレイ類 (<i>Platichthys flesus</i>) での測定値 ⁵⁾

4. 内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果の報告 (生体内試験、水中濃度)

同族体名	作用濃度	作用内容
Aroclor 1260 =PCB mixture	5,000 μg/L	3 時間曝露後したニジマス (<i>Oncorhynchus mykiss</i>) 稚魚を受精約 6 ヶ月後飼育し、解剖したところ雌の卵巣に異常 (卵母細胞の不完全な発達) が認められた濃度 ⁷⁾
Aroclor 1260 =PCB mixture	0.014 [*]	14 日間曝露したウミユリ (<i>Antedon mediterranea</i>) 切断後の再生腕組織に再生腕長の高値、組織学的異常 (体腔管の肥大、細胞増殖量・増殖期間の促進・延長、基底部の筋肉・外骨格・連結部組織の転移・脱分化) が認められた濃度 ⁸⁾
PCB126 =3,3',4,4',5 PCB	10 ⁻¹⁰ M ^{**} =0.03 μg/L	48 時間曝露したコイ (<i>Cyprinus carpio</i>) の受精卵から孵化した受精 144 時間後の稚魚の whole body でのホルモン (副腎皮質刺激ホルモン ACTH、メラニン細胞刺激ホルモン -MSH、コルチゾール) 値が増加した濃度 ⁶⁾

* この作用濃度は信頼性が低かった。

** この作用濃度は信頼性がやや低かった。

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、底質及び野生生物調査で検出された。

なお、平成 14 年度の水質、底質及び野生生物調査、平成 13 年度の水質、底質及び野生生物調査、平成 12 年度の水質、底質及び野生生物調査、平成 11 年度の水質及び底質調査、平成 10 年度の水質、底質、土壌、水生生物 (魚類) 及び野生生物調査の一部で検出された。

平成 14 年度の水質調査で測定された PCB の合計の最高濃度 0.098 μg/L 及び 95 パーセンタイル値 0.011 μg/L と報告されている内分泌攪乱作用を示すと疑われた水中濃度 5,000 μg/L を比較するとその比は 0.001 未満であった。

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. Environ. 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.Environ.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. Environ. Anal.Chem.,Vol.29,215-225.
- 6)Stouthart, X. J. H. X., M. A. J. Huijbregts, P. H. M. Balm, R. A. C. Lock and S. E. Wendelaar Bonga(1998)Endocrine stress response and abnormal development in carp (*Cyprinus carpio*) larvae after exposure of the embryos to PCB 126. Fish Physiology and Biochemistry,18,321-329.
- 7)Baker Matta, M., C. Caincross and R. M. Kocan(1998)Possible effects of polychlorinated biphenyls on sex determination in rainbow trout. Environmental Toxicology and Chemistry,17,1,26-29.
- 8)Candia Carnevali, M. D., S. Galassi, F. Bonasoro, M. Patruno and M. C. Thorndyke(2001)Regenerative response and endocrine disrupters in crinoid echinoderms: Arm regeneration in *Antedon mediterranea* after experimental exposure to polychlorinated biphenyls. The Journal of Experimental Biology, 204, 835-842.
- 9)通商産業大臣官房調査統計部(1965-1998)化学工業統計年報

3. ポリ臭化ビフェニール類(PBB)

国内生産量と輸入量の合計値およびその推移

使用量に関する報告は得られなかった。

環境中濃度に関する規制

環境濃度に関する規制はない。

1. 環境実態調査結果

1.1. 平成14年度

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
大気調査	環境実態調査	2-PBB	0/20	ND(<0.02) ng/m ³
		3-PBB	0/20	ND(<0.1) ng/m ³
		4-PBB	0/20	ND(<0.03) ng/m ³
		2,2'/2,6-PBB	0/20	ND(<0.03) ng/m ³
		2,4-PBB	0/20	ND(<0.03) ng/m ³
		2,5-PBB	0/20	ND(<0.03) ng/m ³
		4,4'-PBB	0/20	ND(<0.1) ng/m ³
		2,2',5-PBB	0/20	ND(<0.05) ng/m ³
		2,3',5-PBB	0/20	ND(<0.1) ng/m ³
		2,4,5-PBB	0/20	ND(<0.1) ng/m ³
		2,4,6-PBB	0/20	ND(<0.09) ng/m ³
		2,2',5,5'-PBB	0/20	ND(<0.2) ng/m ³
		2,2',5,6'-PBB	0/20	ND(<0.4) ng/m ³
		2,2',4,4,5'-PBB	0/20	ND(<0.6) ng/m ³
		2,2',4,5,6-PBB	0/20	ND(<0.4) ng/m ³
		2,2',4,4',5,5'-PBB	0/20	ND(<0.5) ng/m ³
2,2',4,4',6,6'-PBB	0/20	ND(<0.4) ng/m ³		

1.2. 平成13年度

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	実態調査	臭化ビフェニール	0/171	ND(<0.01) μg/L
		二臭化ビフェニール	0/171	ND(<0.01) μg/L
		三臭化ビフェニール	0/171	ND(<0.01) μg/L
		四臭化ビフェニール	0/171	ND(<0.01) μg/L
		五臭化ビフェニール	0/171	ND(<0.01) μg/L
		六臭化ビフェニール	0/171	ND(<0.01) μg/L
		十臭化ビフェニール	0/171	ND(<0.05) μg/L
		PBBの合計	0/171	ND
底質調査	実態調査	臭化ビフェニール	0/48	ND(<2) μg/kg -dry
		二臭化ビフェニール	0/48	ND(<2) μg/kg -dry
		三臭化ビフェニール	0/48	ND(<2) μg/kg -dry
		四臭化ビフェニール	0/48	ND(<2) μg/kg -dry
		五臭化ビフェニール	0/48	ND(<2) μg/kg -dry
		六臭化ビフェニール	0/48	ND(<2) μg/kg -dry
		十臭化ビフェニール	0/48	ND(<10) μg/kg -dry
		PBBの合計	0/48	ND

1.3. 平成12年度

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 (冬季)	臭化ビフェニール	0/171	ND(<0.01) μg/L
		二臭化ビフェニール	0/171	ND(<0.01) μg/L
		三臭化ビフェニール	0/171	ND(<0.01) μg/L
		四臭化ビフェニール	0/171	ND(<0.01) μg/L
		五臭化ビフェニール	0/171	ND(<0.01) μg/L
		六臭化ビフェニール	0/171	ND(<0.01) μg/L
		十臭化ビフェニール	0/171	ND(<0.05) μg/L
		PBBの合計	0/171	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
底質調査	一般水域調査 (冬季)	臭化ビフェニール	0/48	ND(<2) μg/kg -dry
		二臭化ビフェニール	0/48	ND(<2) μg/kg -dry
		三臭化ビフェニール	0/48	ND(<2) μg/kg -dry
		四臭化ビフェニール	0/48	ND(<2) μg/kg -dry
		五臭化ビフェニール	0/48	ND(<2) μg/kg -dry
		六臭化ビフェニール	0/48	ND(<2) μg/kg -dry
		十臭化ビフェニール	0/48	ND(<10) μg/kg -dry
		PBBの合計	0/48	ND

1.4. 平成11年度

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(冬季)	臭化ビフェニール	0/170	ND(<0.01) μg/L
		二臭化ビフェニール	0/170	ND(<0.01) μg/L
		三臭化ビフェニール	0/170	ND(<0.01) μg/L
		四臭化ビフェニール	0/170	ND(<0.01) μg/L
		五臭化ビフェニール	0/170	ND(<0.01) μg/L
		六臭化ビフェニール	0/170	ND(<0.01) μg/L
		十臭化ビフェニール	0/170	ND(<0.05) μg/L
		PBBの合計	0/170	ND
	建設省実態調査(夏期)	一臭素化物	0/12	ND(<0.03) μg/L
		二臭素化物	0/12	ND(<0.03) μg/L
		三臭素化物	0/12	ND(<0.03) μg/L
		四臭素化物	0/12	ND(<0.03) μg/L
		五臭素化物	0/12	ND(<0.03) μg/L
		六臭素化物	0/12	ND(<0.03) μg/L
		十臭素化物	0/12	ND(<0.03) μg/L
		建設省実態調査(秋期)	一臭素化物	0/12
	二臭素化物	0/12	ND(<0.03) μg/L	
	三臭素化物	0/12	ND(<0.03) μg/L	
	四臭素化物	0/12	ND(<0.03) μg/L	
	五臭素化物	0/12	ND(<0.03) μg/L	
	六臭素化物	0/12	ND(<0.03) μg/L	
	十臭素化物	0/12	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	建設省実態調査（夏期）	一臭素化物	0/11	ND(<5) μ g/kg -dry
		二臭素化物	0/11	ND(<5) μ g/kg -dry
		三臭素化物	0/11	ND(<5) μ g/kg -dry
		四臭素化物	0/11	ND(<5) μ g/kg -dry
		五臭素化物	0/11	ND(<5) μ g/kg -dry
		六臭素化物	0/11	ND(<5) μ g/kg -dry
		十臭素化物	0/11	ND(<5) μ g/kg -dry
	建設省実態調査（秋期）	一臭素化物	0/11	ND(<5) μ g/kg -dry
		二臭素化物	0/11	ND(<5) μ g/kg -dry
		三臭素化物	0/11	ND(<5) μ g/kg -dry
		四臭素化物	0/11	ND(<5) μ g/kg -dry
		五臭素化物	0/11	ND(<5) μ g/kg -dry
		六臭素化物	0/11	ND(<5) μ g/kg -dry
		十臭素化物	0/11	ND(<5) μ g/kg -dry
	一般水域調査（冬季）	臭化ビフェニール	0/48	ND(<2) μ g/kg -dry
		二臭化ビフェニール	0/48	ND(<2) μ g/kg -dry
		三臭化ビフェニール	0/48	ND(<2) μ g/kg -dry
		四臭化ビフェニール	0/48	ND(<2) μ g/kg -dry
		五臭化ビフェニール	0/48	ND(<2) μ g/kg -dry
		六臭化ビフェニール	0/48	ND(<2) μ g/kg -dry
		十臭化ビフェニール	0/48	ND(<10) μ g/kg -dry
		PBB の合計	0/48	ND

1.5. 平成10年度

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）	臭化ビフェニール	0/152	ND(<2) μ g/kg -dry
		二臭化ビフェニール	0/152	ND(<2) μ g/kg -dry
		三臭化ビフェニール	0/152	ND(<2) μ g/kg -dry
		四臭化ビフェニール	0/152	ND(<2) μ g/kg -dry
		五臭化ビフェニール	0/152	ND(<2) μ g/kg -dry
		六臭化ビフェニール	0/152	ND(<2) μ g/kg -dry
		十臭化ビフェニール	0/152	ND(<10) μ g/kg -dry
		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 -dry
		二臭素化物	0/5	ND(<5) μ g/kg -dry
		三臭素化物	0/5	ND(<5) μ g/kg -dry
		四臭素化物	0/5	ND(<5) μ g/kg -dry
		五臭素化物	0/5	ND(<5) μ g/kg -dry
		六臭素化物	0/5	ND(<5) μ g/kg -dry
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	臭化ビフェニール	0/94	ND(<1) μ g/kg -dry
		二臭化ビフェニール	0/94	ND(<1) μ g/kg -dry
		三臭化ビフェニール	0/94	ND(<1) μ g/kg -dry
		四臭化ビフェニール	0/94	ND(<1) μ g/kg -dry
		五臭化ビフェニール	0/94	ND(<1) μ g/kg -dry
		六臭化ビフェニール	0/94	ND(<1) μ g/kg -dry
		十臭化ビフェニール	0/94	ND(<5) μ g/kg -dry
		PBB の合計	0/94	ND
水生生物調査 （魚類）	一般水域調査（秋季）	臭化ビフェニール	0/141	ND(<2) μ g/kg -wet
		二臭化ビフェニール	0/141	ND(<2) μ g/kg -wet
		三臭化ビフェニール	0/141	ND(<2) μ g/kg -wet
		四臭化ビフェニール	0/141	ND(<2) μ g/kg -wet
		五臭化ビフェニール	0/141	ND(<2) μ g/kg -wet
		六臭化ビフェニール	0/141	ND(<2) μ g/kg -wet
		十臭化ビフェニール	0/141	ND(<10) μ g/kg -wet
		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) $\mu\text{g/L}$
	HexaBB	0/66	ND(<0.003-20) $\mu\text{g/L}$
	TetraBB	0/66	ND(<0.001-20) $\mu\text{g/L}$
	DecaBB	0/66	ND(<0.02-20) $\mu\text{g/L}$
底質調査	総 PBB	0/27	ND(<5-10) $\mu\text{g/kg -dry}$
	HexaBB	0/66	ND(<0.9-4,000) $\mu\text{g/kg -dry}$
	TetraBB	0/66	ND(<0.05-4,000) $\mu\text{g/kg -dry}$
	DecaBB	0/66	ND(<5-4,000) $\mu\text{g/kg -dry}$
大気調査	HexaBB	0/38	ND(<0.028-4) ng/m^3
	TetraBB	0/38	ND(<0.05-1) ng/m^3
	DecaBB	0/38	ND(<0.01-20) ng/m^3
水生生物調査（魚類）	総 PBB	0/243	ND(<0.1-1,000) $\mu\text{g/kg -wet}$
	HexaBB	0/66	ND(<2-1,000) $\mu\text{g/kg -wet}$
	TetraBB	0/66	ND(<0.1-1,000) $\mu\text{g/kg -wet}$
	DecaBB	0/66	ND(<2-1,000) $\mu\text{g/kg -wet}$

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. 内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果の報告（生体内試験、水中濃度）

内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果の報告（生体内試験、水中濃度）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未満であった。

4. ヘキサクロロベンゼン(HCB)

使用量およびその推移

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。

環境中濃度に関する規制

環境濃度に関する規制はない。

1. 環境実態調査結果

1. 1. 平成15年度

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
大気調査	環境実態調査	19/19	0.04－0.21ng/m ³
野生生物調査	環境実態調査（トノサマガエル・筋肉）	4/7	ND(<0.3)－0.79 μg/kg -wet
	環境実態調査（トウキョウダルマガエル・筋肉）	8/8	0.26－0.85 μg/kg -wet
	環境実態調査（クマタカ・筋肉）	2/2	0.99－5.6 μg/kg -wet
	環境実態調査（カワウ・筋肉）	20/20	2.7－14 μg/kg -wet
	環境実態調査（ハシブトガラス・筋肉）	10/10	0.81－1.8 μg/kg -wet
	環境実態調査（スナメリ・脂肪）	10/10	5.2－180 μg/kg -wet
	環境実態調査（ニホンザル・筋肉）	10/10	0.029－0.2 μg/kg -wet
	環境実態調査（タヌキ・筋肉）	10/10	0.016－0.19 μg/kg -wet

1. 2. 平成14年度

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
野生生物調査	環境実態調査(トノサマガエル・筋肉)	3/5	ND(<0.4-0.6) － 0.38 μg/kg -wet
	環境実態調査(トウキョウダルマガエル・筋肉)	1/1	0.31 μg/kg -wet
	環境実態調査(イヌワシ・筋肉)	0/1	ND(<0.9) μg/kg -wet
	環境実態調査(クマタカ・卵)	1/1	3.4 μg/kg -wet
	環境実態調査(カワウ・筋肉)	10/10	1.9－100 μg/kg -wet
	環境実態調査(トビ・筋肉)	8/8	0.64－4.9 μg/kg -wet
	環境実態調査(ハシブトガラス・筋肉)	12/12	0.14－0.94 μg/kg -wet
	環境実態調査(スナメリ・脂肪)	10/10	5.3－200 μg/kg -wet
	環境実態調査(ニホンザル・筋肉)	10/10	0.023－0.12 μg/kg -wet
	環境実態調査(タヌキ・筋肉)	10/10	0.025－0.22 μg/kg -wet

1. 3. 平成13年度

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
野生生物調査	環境実態調査 (カワウ・肝臓)	26/26	0.92－15 μ g/kg -wet
	環境実態調査 (猛禽類・肝臓 or筋肉)	4/15	ND(<4.4-55)－26 μ g/kg -wet
	環境実態調査 (猛禽類・卵)	1/4	ND(<2.7-6.5)－9.1 μ g/kg -wet

1. 4. 平成12年度

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
野生生物調査	影響実態調査 (カワウ・筋肉)	30/30	0.52－3.6 μ g/kg -wet
	影響実態調査 (カワウ・卵)	90/90	5.3－160 μ g/kg -wet
	影響実態調査 (猛禽類・筋肉)	43/44	ND(<0.91)－42 μ g/kg -wet
	影響実態調査 (猛禽類・卵)	6/6	1.9－9.9 μ g/kg -wet

1. 5. 平成11年度

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
大気調査	大気環境分析調査	20/20	0.18－0.40 ng/m ³

1. 6. 平成10年度

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 -dry
	野生生物影響実態調査 (コイ)	0/8	ND(<5) μ g/kg -dry
	野生生物影響実態調査 (カエル類)	0/12	ND(<5) μ g/kg -dry
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	1/94	ND(<5)－5 μ g/kg -dry
	野生生物影響実態調査 (カエル類)	0/7	ND(<5) μ g/kg -dry
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 -wet
野生生物調査	影響実態調査 (コイ・筋肉)	0/145	ND(<5) μ g/kg -wet
	影響実態調査 (カエル類・全身)	0/80	ND(<2-5) μ g/kg -wet
	影響実態調査 (クジラ類・脂肪)	25/26	ND(<5)－549 μ g/kg -wet
	影響実態調査 (アザラシ類・脂肪)	14/19	ND(<5)－17 μ g/kg -wet
	影響実態調査 (ドバト・筋肉)	0/32	ND(<2) μ g/kg -wet
	影響実態調査 (トビ・筋肉)	7/26	ND(<2)－12 μ g/kg -wet
	影響実態調査 (シマフクロウ・筋肉)	4/5	ND(<2)－3 μ g/kg -wet
	影響実態調査 (猛禽類・肝臓)	18/30	ND(<2-50)－65 μ g/kg -wet
影響実態調査 (アカネズミ・全身)	0/30	ND(<2-4) μ g/kg -wet	

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
野生生物調査	影響実態調査（ニホンザル・肝臓（一部脂肪及び筋肉））	0/41	ND(<2-4) μ g/kg -wet
	影響実態調査（クマ類・脂肪）	1/17	ND(<2-5)–6 μ g/kg -wet
	影響実態調査（タヌキ・脂肪）	1/14	ND(<2-8)–24 μ g/kg -wet

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	123/879	ND(<0.001-0.1)–0.0054 μ g/L
底質調査	386/1,018	ND(<0.024-1)–480 μ g/kg -dry
大気調査	150/165	ND(<0.008-5)–3.5ng/m ³
水生生物調査（魚類）	550/1,910	ND(<0.1-5)–28 μ g/kg -wet
水生生物調査（鳥類）	107/212	ND(<1-5)–59 μ g/kg -wet
水生生物調査（貝類）	38/559	ND(<1)–0.33 μ g/kg -wet

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 -dry 320 μ g/kg -dry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 -wet 296 μ g/kg -wet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 ³⁾
	北海	2–270 μ g/kg -wet 270 μ g/kg-wetは、Elbe estuaryで採集されたカレイ類 (<i>Platichthys flesus</i>)での測定値 ⁴⁾

4. 内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果の報告（生体内試験、水中濃度）

作用濃度	作用内容
0.309～5.75 μ g/L	60日間曝露後、メダカ (<i>Oryzias latipes</i>) の孵化率、死亡率、全長、体重、肝臓中ビテロジェニン濃度、生殖腺の組織学的検査及び生殖腺指数に有意な変化が認められなかった濃度 ⁶⁾
1.79～35.2 μ g/L	21日間曝露後、雄メダカ (<i>Oryzias latipes</i>) の肝臓中ビテロジェニン濃度の増加が認められなかった濃度 ⁶⁾
50 μ g/L *	2週間曝露した1年齢フナ類 (<i>Carassius auratus gibelio</i>) 雌で血清中エストラジオール濃度の高値が認められた濃度 ⁵⁾
200 μ g/L *	2週間曝露した1年齢フナ類 (<i>C. auratus gibelio</i>) 雄で血清中11-ケトテストステロン濃度の低値が認められた濃度 ⁵⁾

*この作用濃度は信頼性がやや低かった。

5. まとめ

大気調査及び野生生物調査の一部において検出された。

なお、平成14年度の野生生物調査、平成13年度の野生生物調査、平成12年度の野生生物調査、平成11年度の大気調査、平成10年度の土壌、水生生物（魚類）及び野生生物調査の一部で検出された。

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. Environ.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. Environ. Anal. Chem., Vol.29, 215-225.
- 5)Zhan, W., Y. Xu, A. H. Li, J. Zhang, K. -W. Schramm and A. Kettrup(2000) Endocrine disruption by hexachlorobenzene in crucian carp(*Carassius auratus gibelio*). Bull. Environ. Contam. Toxicol., 65, 560-566.
- 6)環境省環境保健部(2004)魚類を用いた生態系への内分泌攪乱作用に関する試験結果について（案）、平成16年度 第1回内分泌攪乱化学物質問題検討会資料

5. ペンタクロロフェノール(PCP)

使用量およびその推移

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)と比較して減少した³⁾。

環境中濃度に関する規制

0.5mg/m³ (作業環境評価基準：労安法)

1. 環境実態調査結果

1.1. 平成15年度

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
野生生物調査	環境実態調査(トノサマガエル・筋肉)	0/7	ND(<0.1-0.7) μg/kg -wet
	環境実態調査(トウキョウダルマガエル・筋肉)	2/8	ND(<0.1-0.7) - 0.47 μg/kg -wet
	環境実態調査(クマタカ・筋肉)	0/2	ND(<0.6-1) μg/kg -wet
	環境実態調査(カワウ・筋肉)	20/20	0.5 - 9.6 μg/kg -wet
	環境実態調査(ハシブトガラス・筋肉)	0/10	ND(<0.2) μg/kg -wet
	環境実態調査(ニホンザル・筋肉)	0/10	ND(<0.1) μg/kg -wet
	環境実態調査(タヌキ・筋肉)	2/10	ND(<0.1) - 0.11 μg/kg -wet

1.2. 平成14年度

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
大気調査	環境実態調査	1/20	ND(<0.1) - 0.2ng/m ³
野生生物調査	環境実態調査(トノサマガエル・筋肉)	0/5	ND(<0.4-2) μg/kg -wet
	環境実態調査(トウキョウダルマガエル・筋肉)	0/1	ND(<0.5) μg/kg -wet
	環境実態調査(カワウ・筋肉)	10/10	0.8 - 35 μg/kg -wet
	環境実態調査(トビ・筋肉)	0/8	ND(<0.5) μg/kg -wet
	環境実態調査(ハシブトガラス・筋肉)	0/12	ND(<0.5-2) μg/kg -wet
	環境実態調査(ニホンザル・筋肉)	0/10	ND(<0.5) μg/kg -wet
	環境実態調査(タヌキ・筋肉)	0/10	ND(<0.5) μg/kg -wet

1.3. 平成13年度

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
野生生物調査	環境実態調査(カワウ・肝臓)	26/26	0.34 - 4 μg/kg -wet
	環境実態調査(猛禽類・肝臓or筋肉)	0/13	ND(<7-27) μg/kg -wet

1.4. 平成12年度

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
野生生物調査	影響実態調査（カワウ・筋肉）	28/30	ND(<1.5-3.5) - 230 μ g/kg -wet
	影響実態調査（カワウ・卵）	10/10	2.1 - 8.9 μ g/kg -wet
	影響実態調査（猛禽類・筋肉）	34/44	ND(<0.42-4.2) - 61 μ g/kg -wet

1.5. 平成10年度

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 -dry
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	1/94	ND(<5)-12 μ g/kg -dry
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 -wet

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 -dry

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. 内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果の報告（生体内試験、水中濃度）

作用濃度	作用内容
0.13 ~ 10.92 μ g/L	60 日間曝露後、メダカ(<i>Oryzias latipes</i>)の孵化率、孵化日数、死亡率、体長、体重、肝臓中ピテロジェニン濃度、生殖腺の組織学的検査、生殖腺指数及び肝指数に有意な変化が認められなかった濃度 ²⁾
1.2 ~ 95.0 μ g/L	21 日間曝露後、雄メダカ(<i>Oryzias latipes</i>)の肝臓中ピテロジェニン濃度の増加が認められなかった濃度 ²⁾
21.8 μ g/L	18 日間の曝露後、雌ニジマス類(<i>Salmo gairdneri</i>)の第2期卵細胞に縮退卵胞が認められた濃度 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

野生生物調査の一部で検出された。

なお、平成 14 年度の大気及び野生生物調査、平成 13 年度の野生生物調査、平成 12 年度の野生生物調査、平成 10 年度の土壌及び水生生物調査（魚類）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*). *Achieves of Environmental Contamination Toxicology*, Vol.15, No.5, 549-555.
- 2) 環境省環境保健部(2003)魚類を用いた生態系への内分泌攪乱作用に関する試験結果について（案）平成15年度 第1回内分泌攪乱化学物質問題検討会資料
- 3) 社）日本植物防疫協会(2003)農薬要覧-2003-(バックナンバ - を含む)

6. 2,4,5-トリクロロフェノキシ酢酸

使用量およびその推移

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²⁾。

環境中濃度に関する規制

環境中濃度に関する規制はない。

1. 環境実態調査結果

1.1. 平成10年度

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) μg/L
底質調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<10) μg/kg -dry
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<5) μg/kg -dry
水生生物調査(魚類)	農薬等の環境残留実態調査	0/48	ND(<10) μg/kg -wet

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) μg/L
底質調査	0/45	ND(<0.2-130) μg/kg -dry

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. 内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果の報告(生体内試験、水中濃度)

作用濃度	作用内容
10,000 μg/L *	11ヶ月の曝露期間中の淡水産巻貝モノアラガイ類(<i>Lymnaea stagnalis</i>)で総産卵数の減少が認められた濃度 ¹⁾

*この作用濃度は信頼性が低かった。

5. まとめ

平成10年度の何れの調査においても測定値は検出限界値未満であった。

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.

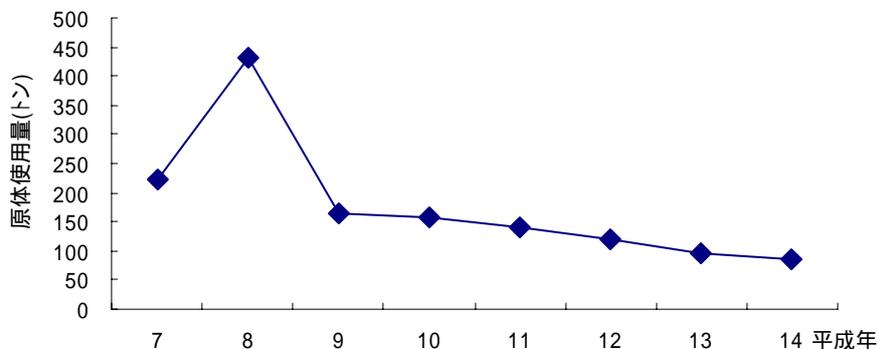
Environmental. Research, Vol.31, No.2, 440-447.

2) 社)日本植物防疫協会(2003)農薬要覧-2003-(バックナンバ - を含む)

7. 2,4-ジクロロフェノキシ酢酸

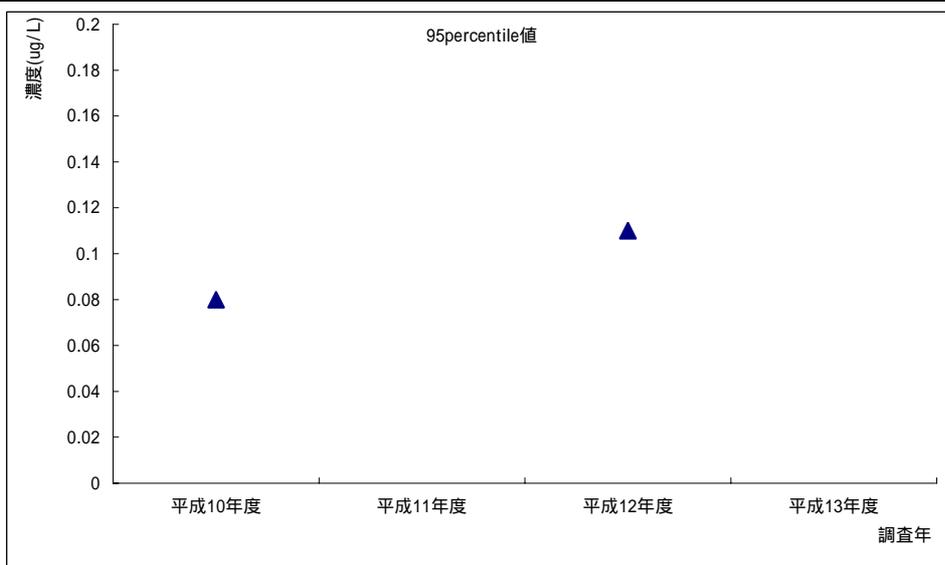
使用量およびその推移

原体使用量は84t(2002年、平成14年)で前年(95t)と比較して減少した²⁾。



環境中濃度に関する規制

環境中濃度に関する規制はない。



SPEED'98	物質名	年度				
		平成10年度	平成11年度	平成12年度	平成13年度	
7	2,4-ジクロロフェノキシ酢酸	95percentile値(ug/L)	0.08		0.11	
		最大値(ug/L)	1.56		0.26	
		検出限界値(ug/L)	0.05		0.02	
		検出数	54		14	
		検体数	747		100	

図 水質調査結果

1. 環境実態調査結果

1.1. 平成12年度

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	農薬の環境動態調査	14/100	ND(<0.02) - 0.26 µg/L
底質調査	農薬の環境動態調査	0/60	ND(<5) µg/kg -dry
水生生物調査(魚類)	農薬の環境動態調査	0/16	ND(<5) µg/kg -dry
野生生物調査	影響実態調査(カワウ・筋肉)	0/30	ND(<0.3-34) µg/kg -wet
	影響実態調査(カワウ・卵)	0/10	ND(<13-15) µg/kg -wet
	影響実態調査(猛禽類・筋肉)	0/44	ND(<0.31-41) µg/kg -wet

1.2. 平成10年度

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 µg/L
	農薬等の環境残留実態調査(第二回)	11/249	ND(<0.05)-1.15 µg/L
	農薬等の環境残留実態調査(第三回)	6/249	ND(<0.05)-0.42 µg/L
底質調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<10) µg/kg -dry
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<5) µg/kg -dry
水生生物調査(魚類)	農薬等の環境残留実態調査	0/48	ND(<10) µg/kg -wet

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) µg/L
底質調査	0/78	ND(<1-76) µg/kg -wet

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. 内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果の報告(生体内試験、水中濃度)

作用濃度	作用内容
50,000 µg/L *	2ヶ月の曝露期間中のハマガニ類(<i>Chasmagnathus granulata</i>)の雌で卵細胞の直径が小さくなり、縮退卵胞数が増加した濃度 ¹⁾

*この作用濃度は信頼性が低かった。

なお、内分泌攪乱作用に関する試験管内試験の報告も得られている。

5. まとめ

平成12年度の底質、水生生物(魚類)及び野生生物調査において測定値は検出

限界値未満であったが、水質調査の一部で検出された。

なお、平成 10 年度の水質調査の一部で検出された。

6 . 参考文献

- 1) Roderiguez, 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 Chemistry and Toxicology, Vol.32, No.9, 811-818.
- 2) 社) 日本植物防疫協会(2003)農薬要覧-2003-(バックナンバ - を含む)

8. アミトロール

使用量およびその推移

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)と比較して増加した²⁾。

環境中濃度に関する規制

環境中濃度に関する規制はない。

1. 環境実態調査結果

1.1. 平成10年度

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 µg/L
	農薬等の環境残留実態調査(第二回)	3/249	ND(<0.05) - 0.49 µg/L
	農薬等の環境残留実態調査(第三回)	5/249	ND(<0.05) - 1.06 µg/L
底質調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<10) µg/kg -dry
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<5) µg/kg -dry
水生生物調査 (魚類)	農薬等の環境残留実態調査	0/48	ND(<10) µg/kg -wet

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) µg/L
底質調査	0/24	ND(<5-20) µg/kg -wet

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. 内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果の報告(生体内試験、水中濃度)

作用濃度	作用内容
7.6 ~ 1,027 µg/L	60日間曝露後、メダカ(<i>Oryzias latipes</i>)の孵化率、孵化日数、死亡率、体長、体重、生殖腺の組織学的検査、生殖腺指数及び肝指数に有意な変化が認められなかった濃度 ¹⁾
84 ~ 9,495 µg/L	21日間曝露後、雄メダカ(<i>O. latipes</i>)の肝臓中ビテロジェニン濃度の増加が認められなかった濃度 ¹⁾

なお、内分泌攪乱作用に関する試験管内試験の報告は得られている。

5. まとめ

平成10年度の水質調査の一部で検出された。

6. 参考文献

- 1) 環境省環境保健部(2003)魚類を用いた生態系への内分泌攪乱作用に関する試験結果

について(案) 平成15年度 第1回内分泌攪乱化学物質問題検討会資料
2) 社) 日本植物防疫協会(2003)農薬要覧-2003-(バックナンバ - を含む)

9. アトラジン

使用量およびその推移

使用量は原体 63t 及び製剤 267t(2002 年、平成 14 年)で前年は原体 57t 及び製剤 233t であった⁷⁾。製剤の成分含有率が不明であるため、比較はできなかった。

環境中濃度に関する規制

環境中濃度に関する規制はない。

1. 環境実態調査結果

1.1. 平成12年度

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
野生生物調査	影響実態調査(カワウ・筋肉)	0/30	ND(<0.03-4.1) μg/kg -wet
	影響実態調査(カワウ・卵)	0/10	ND(<2.9-6.3) μg/kg -wet
	影響実態調査(猛禽類・筋肉)	0/44	ND(<0.03-5.1) μg/kg -wet

1.2. 平成10年度

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 μg/L
	農薬等の環境残留実態調査(第二回)	3/249	ND(<0.05)–0.09 μg/L
	農薬等の環境残留実態調査(第三回)	0/249	ND(<0.05) μg/L
	野生生物影響実態調査(コイ)	0/6	ND(<0.05) μg/L
	野生生物影響実態調査(カエル類)	0/19	ND(<0.02) μg/L
底質調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<10) μg/kg -dry
	野生生物影響実態調査(コイ)	0/8	ND(<5) μg/kg -dry
	野生生物影響実態調査(カエル類)	0/12	ND(<0.7-3.5) μg/kg -dry
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	2/94	ND(<1)–20 μg/kg -dry
	野生生物影響実態調査(カエル類)	0/7	ND(<0.7-1.2) μg/kg -dry
水生生物調査 (魚類)	農薬等の環境残留実態調査	0/48	ND(<2) μg/kg -wet
野生生物調査	影響実態調査(コイ・筋肉)	0/145	ND(<1) μg/kg -wet
	影響実態調査(カエル類・全身)	0/80	ND(<2-5) μg/kg -wet
	影響実態調査(ドバト・筋肉)	0/31	ND(<0.5-2) μg/kg -wet
	影響実態調査(アカネズミ・全身)	0/30	ND(<1-2.5) μg/kg -wet
	影響実態調査(タヌキ・脂肪)	0/15	ND(<2-50) μg/kg -wet

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) μg/L
底質調査	0/54	ND(<6.8-37) μg/kg -dry

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. 内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果の報告（生体内試験、水中濃度）

作用濃度	作用内容
19.53 µg/L	ステージ 66 ~ 変態完了時に曝露したアフリカツメガエル(<i>Xenopus laevis</i>)幼生で間性が認められた濃度 ⁴⁾
0.1 µg/L *	孵化 ~ 尾消失時に曝露したアフリカツメガエル(<i>X. laevis</i>)幼生で雌雄同体が認められた濃度 ¹⁾
0.1 µg/L *	孵化 ~ 尾消失時に曝露したヒョウガエル(<i>Rana pipiens</i>)雄幼生で精巢の発達不良と精巢卵が認められた濃度 ³⁾
1.0 µg/L *	孵化 ~ 尾消失時に曝露したアフリカツメガエル(<i>X. laevis</i>)幼生雄で咽頭面積の低値が認められた濃度 ¹⁾
3.5 µg/L	二世代に渡って曝露したカイアシ (<i>Amphiascus tenuiremis</i>) で二世代目雌に産仔数の有意な低値が認められた濃度 ⁵⁾
4.32 µg/L	21 日間曝露した成熟ファットヘッドミノー (<i>Pimephales promelas</i>) 雄で血漿中ピテロジェニン濃度の有意な高値が認められた濃度 ⁶⁾
25 µg/L *	46 日間曝露した成熟アフリカツメガエル(<i>X. laevis</i>)雄で血漿中テストステロン濃度の低値が認められた濃度 ¹⁾
10,000 µg/L **	28 日間の曝露期間中のミジンコ(<i>Daphnia pulex</i>)で産仔数の減少が認められた濃度 ²⁾

*この作用濃度は信頼性が低かった。

**この作用濃度は信頼性がやや低かった。

なお、内分泌攪乱作用に関する試験管内試験の報告も得られている。

5. まとめ

平成 12 年度の野生生物調査において測定値は検出限界値未満であった。

なお、平成 10 年度の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 µg/L（平成 10 年度）と報告されている内分泌攪乱作用を示すと疑われた水中濃度 19.53 µg/L を比較するとその比は 0.001 以上であった。

6. 参考文献

- 1) Hayes, T. B., A. Collins, M. Lee, M. Mendoza, N. Noriega, A. Ali Stuart and A. Vonk(2002)Hermaphroditic, demasculinized frogs after exposure to the herbicide atrazine at low ecologically relevant doses. PNAS, 99, 8, 5476-5480.
- 2) 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.
- 3) Hayes, T., K. Haston, M. Tsui, A. Hoang, C. Haeffele and A. Vonk(2003)Atrazine

- induced hermaphroditism at 0.1 ppb in American leopard frogs(*Rana pipiens*): Laboratory and field evidence. *Environmental Health Perspectives*, 111, 4, 568-575.
- 4) Carr, J. A., A. Gentles, E. E. Smith, W. L. Goleman, L. J. Urquidi, K. Thuett, R. J. Kendall, J. P. Giesy, T. S. Gross, K. R. Solomon and G. van der Kraak(2003) Response of larval *Xenopus laevis* to atrazine: Assessment of growth, metamorphosis, and gonadal and laryngeal morphology. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 22, 2, 396-405.
 - 5) Bejarano, A. C. and G. T. Chandler(2003) Reproductive and developmental effects on atrazine on the estuarine meiobenthic copepod *Amphiascus tenuiremis*. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 22, 12, 3009-3016.
 - 6) Bringolf, R.B., J. B. Belden and R. C. Summerfelt(2004) Effects of atrazine on fathead minnow in a short-term reproduction assay. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 23, 4, 1019-1025.
 - 7) 社) 日本植物防疫協会(2003)農薬要覧-2003-(バックナンバ - を含む)

10. アラクロール

使用量およびその推移

使用量は原体 77t 及び製剤 136t(2002 年、平成 14 年)で前年は原体 165t 及び製剤 194t であった¹⁾。製剤の成分含有率が不明であるため、比較はできなかった。

環境中濃度に関する規制

環境中濃度に関する規制はない。

1. 環境実態調査結果

1.1. 平成 10 年度

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) $\mu\text{g/L}$
	農薬等の環境残留実態調査(第二回)	0/249	ND(<0.05) $\mu\text{g/L}$
	農薬等の環境残留実態調査(第三回)	1/249	ND(<0.05) - 0.38 $\mu\text{g/L}$
底質調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<10) $\mu\text{g/kg-dry}$
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<1) $\mu\text{g/kg-dry}$
水生生物調査 (魚類)	農薬等の環境残留実態調査	0/48	ND(<2) $\mu\text{g/kg-wet}$

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. 内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果の報告(生体内試験、水中濃度)

内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果の報告(生体内試験、水中濃度)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

平成 10 年度の水質調査の一部で検出された。

6. 参考文献

- 1) 社)日本植物防疫協会(2003)農薬要覧-2003-(バックナンバ - を含む)

11 . CAT(シマジン)

使用量およびその推移

使用量は原体 52t 及び製剤 18t(2002 年、平成 14 年)で前年は原体 56t 及び製剤 15t であった¹⁾。製剤の有効成分含有率が不明であるため、比較はできなかった。

環境中濃度に関する規制

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 . 環境実態調査結果

1 . 1 . 平成 10 年度

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 μg/L
	農薬等の環境残留実態調査(第二回)	2/249	ND(<0.05)–0.08 μg/L
	農薬等の環境残留実態調査(第三回)	1/249	ND(<0.05)–0.06 μg/L
	野生生物影響実態調査(コイ)	0/6	ND(<0.05) μg/L
	野生生物影響実態調査(カエル類)	0/19	ND(<0.02) μg/L
底質調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<10) μg/kg -dry
	野生生物影響実態調査(コイ)	0/8	ND(<5) μg/kg -dry
	野生生物影響実態調査(カエル類)	0/12	ND(<0.7-3.5) μg/kg -dry
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	3/94	ND(<1)–77 μg/kg -dry
	野生生物影響実態調査(カエル類)	0/7	ND(<0.7-1.2) μg/kg -dry
水生生物調査 (魚類)	農薬等の環境残留実態調査	0/48	ND(<2) μg/kg -wet
野生生物調査	影響実態調査(コイ・筋肉)	0/145	ND(<1) μg/kg -wet
	影響実態調査(カエル類・全身)	0/80	ND(<0.5-3) μg/kg -wet
	影響実態調査(ドバト・筋肉)	0/31	ND(<0.5-2) μg/kg -wet
	影響実態調査(アカネズミ・全身)	0/30	ND(<1-2.5) μg/kg -wet
	影響実態調査(タヌキ・脂肪)	0/15	ND(<2-50) μg/kg -wet

2. 国内の過去の測定値

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	全国公共用水域水質年鑑	8/87,457	ND(<3) - 5.4 µg/L
	化学物質と環境	3/75	ND(<0.02-2) - 0.04 µg/L
底質調査	化学物質と環境	0/72	ND(<8.6-100) µg/kg -dry

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. 内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果の報告（生体内試験、水中濃度）

内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果の報告（生体内試験、水中濃度）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

平成 10 年度の水質及び土壌調査の一部で検出された。

6. 参考文献

- 1) 社) 日本植物防疫協会(2003)農薬要覧-2003-(バックナンバ - を含む)

12. ヘキサクロロシクロヘキサン(HCH)

使用量およびその推移

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)と比較して減少した¹²⁾。

環境中濃度に関する規制

環境中濃度に関する規制はない。

1. 環境実態調査結果

1.1. 平成15年度

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	環境実態調査(トノサマガエル・筋肉)	-HCH	4/7	ND(<0.2) - 0.16 μg/kg -wet
		-HCH	7/7	0.2 - 1.6 μg/kg -wet
		-HCH	1/7	ND(<0.05-0.1) - 0.075 μg/kg -wet
	環境実態調査 (トウキョウダルマガエル・筋肉)	-HCH	5/8	ND(<0.2) - 0.37 μg/kg -wet
		-HCH	8/8	0.52 - 6.3 μg/kg -wet
		-HCH	0/8	ND(<0.05-0.1) μg/kg -wet
	環境実態調査 (クマタカ・筋肉)	-HCH	0/2	ND(<0.3-0.4) μg/kg -wet
		-HCH	2/2	4.9 - 29 μg/kg -wet
		-HCH	0/2	ND(<0.2) μg/kg -wet
	環境実態調査 (カワウ・筋肉)	-HCH	20/20	0.09 - 11 μg/kg -wet
		-HCH	20/20	0.89 - 1,700 μg/kg -wet
		-HCH	20/20	0.017 - 0.4 μg/kg -wet
	環境実態調査(ハシブトガラス・筋肉)	-HCH	10/10	0.019 - 0.13 μg/kg -wet
		-HCH	10/10	0.62 - 5.6 μg/kg -wet
		-HCH	10/10	0.047 - 0.22 μg/kg -wet
	環境実態調査 (スナメリ・脂肪)	-HCH	10/10	0.6 - 15 μg/kg -wet
		-HCH	10/10	3.4 - 1,000 μg/kg -wet
		-HCH	10/10	0.29 - 8.4 μg/kg -wet
	環境実態調査(ニホンザル・筋肉)	-HCH	7/10	ND(<0.005) - 0.02 μg/kg -wet
		-HCH	10/10	0.018 - 3.1 μg/kg -wet
-HCH		0/10	ND(<0.008) μg/kg -wet	
環境実態調査 (タヌキ・筋肉)	-HCH	10/10	0.0052 - 0.03 μg/kg -wet	
	-HCH	10/10	0.19 - 1.5 μg/kg -wet	
	-HCH	0/10	ND(<0.008) μg/kg -wet	

1.2. 平成14年度

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	環境実態調査 (トノサマガエル・筋肉)	-HCH	0/5	ND(<0.1-0.5) μ g/kg -wet
		-HCH	3/5	ND(<0.06-0.1) - 0.61 μ g/kg -wet
		-HCH	0/5	ND(<0.08-0.4) μ g/kg -wet
	環境実態調査 (トウキョウダルマガエル・筋肉)	-HCH	0/1	ND(<0.1) μ g/kg -wet
		-HCH	1/1	0.76 μ g/kg -wet
		-HCH	0/1	ND(<0.08) μ g/kg -wet
	環境実態調査 (イヌワシ・筋肉)	-HCH	0/1	ND(<0.8) μ g/kg -wet
		-HCH	0/1	ND(<0.1) μ g/kg -wet
		-HCH	0/1	ND(<0.6) μ g/kg -wet
	環境実態調査 (クマタカ・卵)	-HCH	0/1	ND(<0.1) μ g/kg -wet
		-HCH	1/1	8.2 μ g/kg -wet
		-HCH	0/1	ND(<0.08) μ g/kg -wet
	環境実態調査 (カワウ・筋肉)	-HCH	10/10	0.05 - 0.25 μ g/kg -wet
		-HCH	10/10	0.47 - 6.1 μ g/kg -wet
		-HCH	10/10	0.012 - 0.12 μ g/kg -wet
	環境実態調査 (トビ・筋肉)	-HCH	8/8	0.02 - 0.24 μ g/kg -wet
		-HCH	8/8	1.1 - 7.6 μ g/kg -wet
		-HCH	8/8	0.014 - 0.07 μ g/kg -wet
	環境実態調査 (ハシブトガラス・筋肉)	-HCH	12/12	0.027 - 0.15 μ g/kg -wet
		-HCH	12/12	0.45 - 3.5 μ g/kg -wet
		-HCH	12/12	0.05 - 0.19 μ g/kg -wet
	環境実態調査 (スナメリ・脂肪)	-HCH	10/10	1.8 - 18 μ g/kg -wet
		-HCH	10/10	19 - 620 μ g/kg -wet
		-HCH	10/10	0.7 - 6.7 μ g/kg -wet
	環境実態調査 (ニホンザル・筋肉)	-HCH	4/10	ND(<0.006) - 0.0096 μ g/kg -wet
		-HCH	10/10	0.013 - 0.06 μ g/kg -wet
		-HCH	0/10	ND(<0.005) μ g/kg -wet
環境実態調査 (タヌキ・筋肉)	-HCH	8/10	ND(<0.006) - 0.03 μ g/kg -wet	
	-HCH	10/10	0.12 - 0.97 μ g/kg -wet	
	-HCH	2/10	ND(<0.005) - 0.0075 μ g/kg -wet	

1.3. 平成13年度

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	環境実態調査 (カワウ・肝臓)	-HCH	3/26	ND(<0.1-1.0) - 0.62 µg/kg -wet
		-HCH	26/26	6.3 - 140 µg/kg -wet
		-HCH	0/30	ND(<0.1-0.99) µg/kg -wet
		-HCH	0/30	ND(<0.15-1.5) µg/kg -wet
	環境実態調査 (猛禽類・肝臓 or筋肉)	-HCH	0/15	ND(<0.6-11) µg/kg -wet
		-HCH	13/15	ND(<2.2-2.9) - 180 µg/kg -wet
		-HCH	0/15	ND(<0.73-9.1) µg/kg -wet
		-HCH	0/15	ND(<1-13) µg/kg -wet
	環境実態調査 (猛禽類・卵)	-HCH	0/4	ND(<0.56-1.4) µg/kg -wet
		-HCH	4/4	7.8 - 44 µg/kg -wet
		-HCH	0/4	ND(<0.44-1.1) µg/kg -wet
		-HCH	0/4	ND(<0.63-1.5) µg/kg -wet

1.4. 平成12年度

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 (カワウ・筋肉)	-HCH	12/30	ND(<0.08-1.7) - 1.6 µg/kg -wet
		-HCH	24/30	ND(<0.42-3.5) - 35 µg/kg -wet
		-HCH	3/30	ND(<0.06-1.7) - 0.25 µg/kg -wet
		-HCH	0/30	ND(<0.1-2.5) µg/kg -wet
		HCHの合計	30/30	0.54 - 36 µg/kg -wet
	影響実態調査 (カワウ・卵)	-HCH	49/90	ND(<0.17-7.8) - 3.1 µg/kg -wet
		-HCH	87/90	ND(<3.1) - 85 µg/kg -wet
		-HCH	49/90	ND(<0.16-12) - 5 µg/kg -wet
		-HCH	3/90	ND(<0.21-14) - 0.64 µg/kg -wet
	影響実態調査 (猛禽類・筋肉)	-HCH	6/44	ND(<0.13-2.4) - 0.96 µg/kg -wet
		-HCH	37/44	ND(<0.37-5) - 140 µg/kg -wet
		-HCH	2/44	ND(<0.12-2.3) - 0.29 µg/kg -wet
		-HCH	0/44	ND(<0.19-32) µg/kg -wet
	影響実態調査 (猛禽類・卵)	-HCH	0/6	ND(<0.16-0.33) µg/kg -wet
		-HCH	6/6	38 - 110 µg/kg -wet
		-HCH	0/6	ND(<0.15-0.32) µg/kg -wet
		-HCH	0/6	ND(<0.23-0.49) µg/kg -wet

1.5. 平成10年度

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) μg/L	
		HCH()	0/249	ND(<0.05) μg/L	
		HCH()	0/249	ND(<0.05) μg/L	
		HCH()	0/249	ND(<0.05) μg/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) μg/L	
		HCH()	0/6	ND(<0.025) μg/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) μg/L	
		HCH()	0/19	ND(<0.03) μg/L	
		HCH()	0/19	ND(<0.03) μg/L	
		HCH()	0/19	ND(<0.03) μg/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) μg/kg -dry
			HCH()	0/94	ND(<10) μg/kg -dry
HCH()			0/94	ND(<10) μg/kg -dry	
HCH()			0/94	ND(<10) μg/kg -dry	
HCHの合計			0/94	ND	
野生生物影響実態調査 (コイ)		HCH()	0/8	ND(<5) μg/kg -dry	
		HCH()	0/8	ND(<5) μg/kg -dry	
		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) μg/kg -dry	
		HCH()	0/12	ND(<5) μg/kg -dry	
		HCH()	0/12	ND(<5) μg/kg -dry	
		HCH()	0/12	ND(<5) μg/kg -dry	
		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 -dry
		HCH ()	1/94	ND(<5)-10 μ g/kg -dry
		HCH ()	0/94	ND(<5) μ g/kg -dry
		HCH ()	0/94	ND(<5) μ g/kg -dry
		HCH の合計	1/94	ND-10 μ g/kg -dry
	野生生物影響実態 調査(カエル類)	HCH ()	0/7	ND(<5) μ g/kg -dry
		HCH ()	0/7	ND(<5) μ g/kg -dry
		HCH ()	0/7	ND(<5) μ g/kg -dry
		HCH ()	0/7	ND(<5) μ g/kg -dry
		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 -wet
		HCH ()	0/48	ND(<5) μ g/kg -wet
		HCH ()	0/48	ND(<5) μ g/kg -wet
		HCH ()	0/48	ND(<5) μ g/kg -wet
		HCH の合計	0/48	ND
野生生物調査	影響実態調査 (コイ・筋肉)	HCH ()	1/145	ND(<5)-6.0 μ g/kg -wet
		HCH ()	0/145	ND(<5) μ g/kg -wet
		HCH ()	0/145	ND(<5) μ g/kg -wet
		HCH ()	0/145	ND(<5) μ g/kg -wet
		HCH の合計	1/145	ND-6.0 μ g/kg -wet
	影響実態調査 (カエル類・全身)	HCH ()	1/80	ND(<2-5)-5 μ g/kg -wet
		HCH ()	0/80	ND(<2-5) μ g/kg -wet
		HCH ()	0/80	ND(<2-5) μ g/kg -wet
		HCH ()	1/80	ND(<2-5)-5 μ g/kg -wet
		HCH の合計	2/80	ND-5 μ g/kg -wet
	影響実態調査 (クジラ類・脂肪)	HCH ()	21/26	ND(<5-10)-192 μ g/kg -wet
		HCH ()	25/26	ND(<10)-2,330 μ g/kg -wet
		HCH ()	6/26	ND(<10)-30 μ g/kg -wet
		HCH ()	0/26	ND(<10) μ g/kg -wet
		HCH の合計	25/26	ND-2,357 μ g/kg -wet
	影響実態調査 (アザラシ類・脂 肪)	HCH ()	19/19	13-91 μ g/kg -wet
		HCH ()	15/19	ND(<10)-560 μ g/kg -wet
		HCH ()	0/19	ND(<10) μ g/kg -wet
		HCH ()	0/19	ND(<10) μ g/kg -wet
		HCH の合計	19/19	15-630 μ g/kg -wet
影響実態調査 (ドバト・筋肉)	HCH ()	0/32	ND(<2) μ g/kg -wet	
	HCH ()	7/32	ND(<2)-10 μ g/kg -wet	
	HCH ()	0/32	ND(<2) μ g/kg -wet	
	HCH ()	0/32	ND(<2) μ g/kg -wet	
	HCH の合計	7/32	ND-10 μ g/kg -wet	

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・筋肉)	HCH ()	0/26	ND(<2) μ g/kg -wet
		HCH ()	25/26	ND(<2)-35 μ g/kg -wet
		HCH ()	0/26	ND(<2) μ g/kg -wet
		HCH ()	0/26	ND(<2) μ g/kg -wet
		HCH の合計	25/26	ND-35 μ g/kg -wet
	影響実態調査 (シマフクロウ・筋肉)	HCH ()	0/5	ND(<2) μ g/kg -wet
		HCH ()	1/5	ND(<2)-3 μ g/kg -wet
		HCH ()	0/5	ND(<2) μ g/kg -wet
		HCH ()	0/5	ND(<2) μ g/kg -wet
		HCH の合計	1/5	ND-3 μ g/kg -wet
	影響実態調査 (猛禽類・肝臓)	HCH ()	0/30	ND(<2-10) μ g/kg -wet
		HCH ()	26/30	ND(<2-10)-297 μ g/kg -wet
		HCH ()	0/30	ND(<2-10) μ g/kg -wet
		HCH ()	0/30	ND(<2-10) μ g/kg -wet
		HCH の合計	26/30	ND-297 μ g/kg -wet
	影響実態調査 (アカネズミ・全身)	HCH ()	0/30	ND(<2-4) μ g/kg -wet
		HCH ()	0/30	ND(<2-4) μ g/kg -wet
		HCH ()	0/30	ND(<2-4) μ g/kg -wet
		HCH ()	0/30	ND(<2-4) μ g/kg -wet
		HCH の合計	0/30	ND
	影響実態調査 (ニホンザル・肝臓 (一部脂肪及び筋肉))	HCH ()	0/41	ND(<2-4) μ g/kg -wet
		HCH ()	24/41	ND(<2-4)-20 μ g/kg -wet
		HCH ()	0/41	ND(<2-4) μ g/kg -wet
		HCH ()	0/41	ND(<2-4) μ g/kg -wet
		HCH の合計	24/41	ND-20 μ g/kg -wet
	影響実態調査 (クマ類・脂肪)	HCH ()	0/17	ND(<2-5) μ g/kg -wet
		HCH ()	0/17	ND(<2-5) μ g/kg -wet
		HCH ()	0/17	ND(<2-5) μ g/kg -wet
		HCH ()	0/17	ND(<2-5) μ g/kg -wet
		HCH の合計	0/17	ND
影響実態調査 (タヌキ・脂肪)	HCH ()	0/15	ND(<2-8) μ g/kg -wet	
	HCH ()	8/15	ND(<2-8)-54 μ g/kg -wet	
	HCH ()	0/15	ND(<2-8) μ g/kg -wet	
	HCH ()	0/15	ND(<2-8) μ g/kg -wet	
	HCH の合計	8/15	ND-54 μ g/kg -wet	

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 ()	120/414	ND(<0.01-0.1) - 0.1 µg/L
	HCH ()	123/413	ND(<0.01-0.1) - 0.045 µg/L
	HCH ()	0/60	ND(<0.1) µg/L
	HCH ()	0/60	ND(<0.1) µg/L
底質調査	HCH ()	227/561	ND(<1-10) - 10 µg/kg -dry
	HCH ()	242/525	ND(<1-10) - 50 µg/kg -dry
	HCH ()	9/60	ND(<10) - 10 µg/kg -dry
	HCH ()	4/60	ND(<10) - 10 µg/kg -dry
水生生物調査 (魚類)	HCH ()	683/1,472	ND(<1-20) - 24 µg/kg -wet
	HCH ()	485/1,402	ND(<1-10) - 76 µg/kg -wet
	HCH ()	178/1,191	ND(<1-5) - 13 µg/kg -wet
	HCH ()	6/911	ND(<1-6) - 3 µg/kg -wet
	総HCH	174/465	ND(<1) - 20 µg/kg -wet
水生生物調査 (貝類)	HCH ()	212/559	ND(<1) - 45 µg/kg -wet
	HCH ()	134/529	ND(<1) - 26 µg/kg -wet
	HCH ()	91/461	ND(<1) - 18 µg/kg -wet
	HCH ()	1/311	ND(<1) - 2 µg/kg -wet
	総HCH	44/166	ND(<1) - 12 µg/kg -wet
水生生物調査 (鳥類)	HCH ()	80/212	ND(<1) - 43 µg/kg -wet
	HCH ()	207/212	ND(<1) - 103 µg/kg -wet
	HCH ()	28/172	ND(<1) - 11 µg/kg -wet
	HCH ()	5/137	ND(<1) - 5 µg/kg -wet
	総HCH	60/70	ND(<1) - 53 µg/kg -wet

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 µg/kg -wet 1.6 µg/kg は、1982 年オンタリオ湖での測定値 ²⁾
		HCH ()	1.1 µg/kg -wet 1.1 µg/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 µg/kg -wet 97 µg/kg-wet 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 µg/kg -wet 13 µg/kg-wet 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 µg/kg -wet 26 µg/kg-wet 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 µg/kg -wet 1 µg/kg-wet 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 µg/kg -wet 80 µg/kg-wet は、Elbe estuary で採集されたカレイ類(<i>Platichthys flesus</i>)での測定値 ⁶⁾

4 . 内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果の報告 (生体内試験、水中濃度)

異性体名	作用濃度	作用内容
HCH ()	0.495 ~ 43.8 µg/L	60 日間曝露後、メダカ(<i>Oryzias latipes</i>)の孵化率、孵化日数、死亡率、全長、体重、肝臓中ピテロジェニン濃度、生殖腺の組織学的検査及び生殖腺指数に有意な変化が認められなかった濃度 ¹¹⁾
	0.97 ~ 95.4 µg/L	21 日間曝露後、雄メダカ(<i>Oryzias latipes</i>)の肝臓中ピテロジェニン濃度の増加が認められなかった濃度 ¹¹⁾
	32 µg/L*	3 ヶ月間曝露後、グッピー(<i>Poecilia reticulata</i>)の稚魚でピテロジェニンの生成が、また雄メダカ(<i>Oryzias latipes</i>)で精巣内卵が認められた濃度 ⁷⁾
HCH ()	30.0 µg/L	42 日間の曝露中、コペポーダ(<i>Bryocamptus zschokkei</i>)の雌で卵嚢形成が停止した個体の割合が増加し、抱卵数、総産仔数の低下が認められた濃度 ¹⁰⁾
	8,000 µg/L**	28 日間の曝露後、ナマズ類(<i>Heteropneustes fossilis</i>)の雌で血漿中トリヨードサイロニン(T3)値、サイロキシン(T4)値、T3/T4 比の変化が認められた濃度 ⁸⁾
	200 µg/L**	4 ~ 5 日間の曝露期間中のオオミジンコ(<i>Daphnia magna</i>)の脱皮に影響を与えなかった濃度 ⁹⁾

*この作用濃度は信頼性がやや低かった。

**この作用濃度は信頼性が低かった。

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

野生生物調査の一部で検出された。

なお、平成 14 年度の野生生物調査、平成 13 年度の野生生物調査、平成 12 年度の野生生物調査、平成 10 年度の土壌及び野生生物調査の一部で検出された。

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 Osee 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.
- 8)Yadev, A. K. and T. P. Singh(1987)Pesticide-induced changes in peripheral thyroid hormone levels during different reproductive phases in *Heteropneustes fossilis*. Ecotoxicology and Environmental Safety,13,97-103.
- 9)Zou, E. and M. Fingerman(1997)Effects of estrogenic xenobiotics on molting of the water flea, *Daphnia magna*. Ecotoxicology and Environmental Safety, 38,281-285.
- 10)Brown, R. J., S. D. Rundle, T. H. Hutchinson, T. D. Williams and M. B. Jones(2003)A copepoda life-cycle test and growth model for interpreting the effects of lindane. Aquatic Toxicology, 63, 1-11.

- 11) 環境省環境保健部(2004)魚類を用いた生態系への内分泌攪乱作用に関する試験結果について(案)、平成16年度 第1回内分泌攪乱化学物質問題検討会資料
- 12) 社)日本植物防疫協会(2003)農薬要覧-2003-(バックナンバー - を含む)

12. エチルパラチオン

使用量およびその推移

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)と比較して減少した²⁾。

環境中濃度に関する規制

環境中濃度に関する規制はない。

1. 環境実態調査結果

1.1. 平成10年度

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) μg/L
底質調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<20) μg/kg-dry
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<1) μg/kg-dry
水生生物調査(魚類)	農薬等の環境残留実態調査	0/48	ND(<5) μg/kg-wet

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. 内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果の報告(生体内試験、水中濃度)

作用濃度	作用内容
10 μg/L*	2ヶ月の曝露期間中のハマガニ類(<i>Chasmagnathus granulata</i>)の雌で卵細胞の形態異常が認められた濃度 ¹⁾

*この作用濃度は信頼性が低かった。

なお、内分泌攪乱作用に関する試験管内試験の報告も得られている。

5. まとめ

平成10年度の何れの調査においても測定値は検出限界値未満であった。

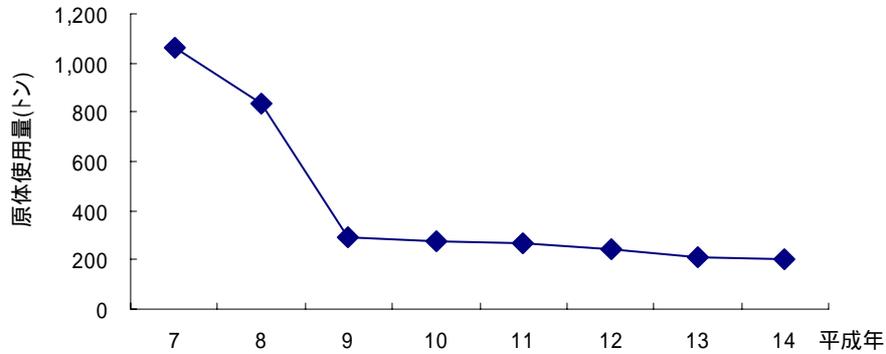
6. 参考文献

- 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 Chemistry and Toxicology, Vol.32, No.9, 811-818.
- 2) 社)日本植物防疫協会(2003)農薬要覧-2003-(バックナンバ - を含む)

13 . NAC(カルバリル)

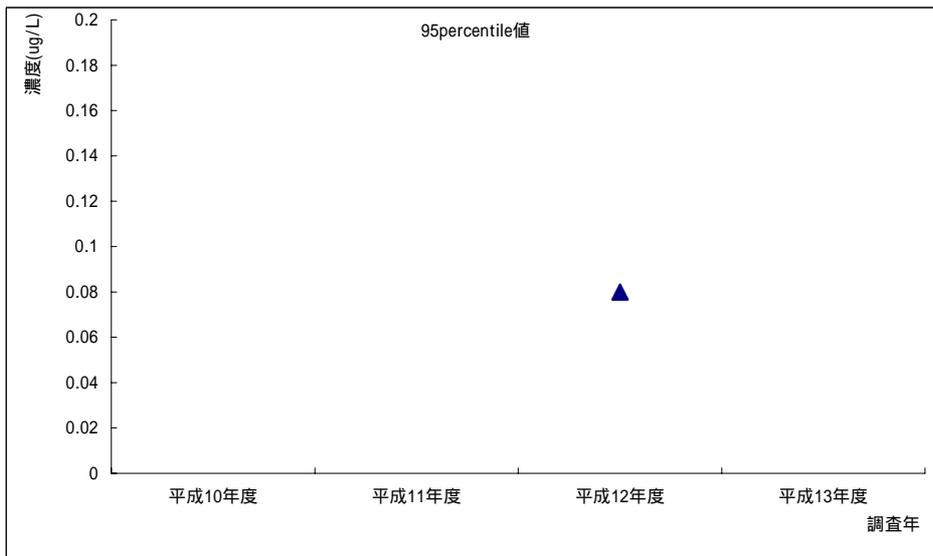
使用量およびその推移

原体使用量は 206t(2002 年、平成 14 年)で前年(208t)と比較して減少した⁶⁾。



環境中濃度に関する規制

環境中濃度に関する規制はない。



SPEED'98	物質名	年度				
		平成10年度	平成11年度	平成12年度	平成13年度	
13	NAC	95percentile値(ug/L)			0.08	
		最大値(ug/L)	0.39		0.08	
		検出限界値(ug/L)	0.05		0.01	
		検出数	7		4	
		検体数	747		25	

図 水質調査結果

1. 環境実態調査結果

1.1. 平成12年度

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	農薬の環境動態調査	4/25	ND(<0.01) - 0.08 $\mu\text{g/L}$
底質調査	農薬の環境動態調査	0/15	ND(<1) $\mu\text{g/kg}$ -dry
水生生物調査(魚類)	農薬の環境動態調査	0/4	ND(<1) $\mu\text{g/kg}$ -wet
野生生物調査	影響実態調査(カワウ・筋肉)	0/30	ND(<0.15-18) $\mu\text{g/kg}$ -wet
	影響実態調査(カワウ・卵)	0/10	ND(<4.4-9.4) $\mu\text{g/kg}$ -wet
	影響実態調査(猛禽類・筋肉)	0/44	ND(<0.16-10) $\mu\text{g/kg}$ -wet

1.2. 平成10年度

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 $\mu\text{g/L}$
	農薬等の環境残留実態調査(第二回)	1/249	ND(<0.05) - 0.07 $\mu\text{g/L}$
	農薬等の環境残留実態調査(第三回)	1/249	ND(<0.05) - 0.09 $\mu\text{g/L}$
底質調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<10) $\mu\text{g/kg}$ -dry
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<1) $\mu\text{g/kg}$ -dry
水生生物調査 (魚類)	農薬等の環境残留実態調査	0/48	ND(<2) $\mu\text{g/kg}$ -wet

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) $\mu\text{g/L}$
底質調査	0/111	ND(<0.9-100) $\mu\text{g/kg}$ -dry
大気調査	0/72	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. 内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果の報告（生体内試験、水中濃度）

作用濃度	作用内容
1,000 µg/L	96 時間曝露後、成熟モノアラガイ類 (<i>Lymnaea acuminata</i>) の神経、生殖腺、及び肝臓中アセチルコリンエステラーゼ活性の有意な低値が認められた濃度 ⁵⁾
1,660 µg/L	30 日間の曝露期間中の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血清中サイロキシン(T4)値、トリヨードサイロニン(T3)値の変化が認められた濃度 ¹⁾
1,660 µg/L *	30 日間の屋内曝露期間中のタイワンドジョウ類 (<i>C. punctatus</i>) の血清中性腺刺激ホルモン(GtH)値、GtH 分泌ホルモン値が減少した濃度 ²⁾
3,730 µg/L **	7 日間の野外曝露期間中のタイワンドジョウ類 (<i>C. punctatus</i>) の血清中性腺刺激ホルモン(GtH)値、GtH 分泌ホルモン値が減少した濃度 ²⁾
5,000 µg/L **	16 日間の曝露後、産卵前期のナマズ類 (<i>Clarias batrachus</i>) の血清中サイロキシン(T4)値、トリヨードサイロニン(T3)値、T3/T4 比の減少、産卵期の T3 値、T4 値の増加が認められた濃度 ³⁾
12,000 µg/L **	96 時間の曝露後、産卵前期と産卵期のナマズ類 (<i>C. batrachus</i>) の血清中トリヨードサイロニン(T3)値、T3/T4 比の増加、サイロニン(T4)値の減少が認められた濃度 ³⁾
12,000 µg/L **	96 時間の曝露後、卵黄形成期及び形成後のナマズ類 (<i>C. batrachus</i>) の血清中トリヨードサイロニン(T3)値、T3/T4 比の増加、サイロニン(T4)値の減少が認められた濃度 ³⁾

* この作用濃度の信頼性は不明であった。

** この作用濃度は信頼性が低かった。

なお、内分泌攪乱作用に関する試験管内試験の報告も得られている。

5. まとめ

平成 12 年度の底質、水生生物（魚類）及び野生生物調査における測定値は検出限界値未満であったが、水質調査の一部で検出された。

なお、平成 10 年度の水質調査の一部で検出された。

平成 12 年度の水質調査で測定された最高濃度 0.08 µg/L と報告されている内分泌攪乱作用を示すと疑われた水中濃度 1,000 µg/L を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 (1991) Carbaryl-induced thyroid dysfunction in the freshwater catfish *Clarias batrachus*. Ecotoxicol.Environ.Saf.,Vol.21,No.3, 240-247.
 - 4) Sinha, N., B. Lal and T. P. Singh (1991) Pesticides induced changes in circulating thyroid hormones in the freshwater catfish *Clarias batrachus*. Comp. Biochemical Physiology, 100c,1/2, 107-110.
 - 5) Tripathi, P.K. and A. Singh(2003) Toxic effects of dimethoate and carbaryl pesticides on reproduction and related enzymes of the freshwater snail *Lymnaea acuminata*. Bulletin of Environmental Contamination Toxicology, 71, 3, 535-542.
 - 6) 社) 日本植物防疫協会(2003)農薬要覧-2003-(バックナンバ - を含む)

14. クロルデン

使用量およびその推移

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)と比較して増加した⁸⁾。

環境中濃度に関する規制

環境中濃度に関する規制はない。

1. 環境実態調査結果

1.1. 平成15年度

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	環境実態調査(トノサマガエル・筋肉)	trans-クロルデン	7/7	0.27 - 5.5 μg/kg -wet
		cis-クロルデン	6/7	ND(<0.2) - 0.6 μg/kg -wet
	環境実態調査(トウキョウダルマガエル・筋肉)	trans-クロルデン	8/8	0.54 - 3.1 μg/kg -wet
		cis-クロルデン	7/8	ND(<0.2) - 1.3 μg/kg -wet
	環境実態調査(クマタカ・筋肉)	trans-クロルデン	2/2	5 - 8.3 μg/kg -wet
		cis-クロルデン	2/2	0.94 - 0.94 μg/kg -wet
	環境実態調査(カワウ・筋肉)	trans-クロルデン	19/20	ND(<0.005) - 0.55 μg/kg -wet
		cis-クロルデン	20/20	0.023 - 4.6 μg/kg -wet
	環境実態調査(ハシブトガラス・筋肉)	trans-クロルデン	7/10	ND(<0.008-0.01) - 0.02 μg/kg -wet
		cis-クロルデン	9/10	ND(<0.01-0.02) - 0.044 μg/kg -wet
	環境実態調査(スナメリ・脂肪)	trans-クロルデン	10/10	1.3 - 17 μg/kg -wet
		cis-クロルデン	10/10	15 - 180 μg/kg -wet
	環境実態調査(ニホンザル・筋肉)	trans-クロルデン	9/10	ND(<0.005) - 0.0081 μg/kg -wet
		cis-クロルデン	5/10	ND(<0.007) - 0.0083 μg/kg -wet
環境実態調査(タヌキ・筋肉)	trans-クロルデン	9/10	ND(<0.005) - 0.04 μg/kg -wet	
	cis-クロルデン	10/10	0.0082 - 0.04 μg/kg -wet	

1.2. 平成14年度

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	環境実態調査 (トノサマガエル・筋肉)	trans-クワルテン	4/5	ND(<0.1) - 11 µg/kg -wet
		cis-クワルテン	1/5	ND(<0.02-0.1) - 0.70 µg/kg -wet
	環境実態調査 (トウキョウダルマガエル・筋肉)	trans-クワルテン	1/1	0.11 µg/kg -wet
		cis-クワルテン	1/1	0.047 µg/kg -wet
	環境実態調査 (イヌワシ・筋肉)	trans-クワルテン	1/1	0.47 µg/kg -wet
		cis-クワルテン	0/1	ND(<0.2) µg/kg -wet
	環境実態調査 (クマタカ・卵)	trans-クワルテン	1/1	15 µg/kg -wet
		cis-クワルテン	1/1	1.5 µg/kg -wet
	環境実態調査 (カワウ・筋肉)	trans-クワルテン	10/10	0.0077 - 0.15 µg/kg -wet
		cis-クワルテン	10/10	0.018 - 0.89 µg/kg -wet
	環境実態調査 (トビ・筋肉)	trans-クワルテン	8/8	0.76 - 3.6 µg/kg -wet
		cis-クワルテン	8/8	5.2 - 13 µg/kg -wet
	環境実態調査 (ハシブトガラス・筋肉)	trans-クワルテン	10/12	ND(<0.006-0.02) - 0.05 µg/kg -wet
		cis-クワルテン	12/12	0.013 - 0.06 µg/kg -wet
	環境実態調査 (スナメリ・脂肪)	trans-クワルテン	10/10	0.81 - 6.8 µg/kg -wet
		cis-クワルテン	10/10	19 - 140 µg/kg -wet
環境実態調査 (ニホンザル・筋肉)	trans-クワルテン	3/10	ND(<0.006) - 0.011 µg/kg -wet	
	cis-クワルテン	9/10	ND(<0.005) - 0.0098 µg/kg -wet	
環境実態調査 (タヌキ・筋肉)	trans-クワルテン	6/10	ND(<0.006) - 0.06 µg/kg -wet	
	cis-クワルテン	9/10	ND(<0.005) - 0.13 µg/kg -wet	

1.3. 平成13年度

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	環境実態調査 (カワウ・肝臓)	trans-クワルテン	2/26	ND(<0.083-0.79) - 12 µg/kg -wet
		cis-クワルテン	5/26	ND(<0.31-0.78) - 1.1 µg/kg -wet
	環境実態調査 (猛禽類・肝臓or 筋肉)	trans-クワルテン	9/15	ND(<0.66-8.3) - 360 µg/kg -wet
		cis-クワルテン	1/15	ND(<1.2-15) - 30 µg/kg -wet
	環境実態調査 (猛禽類・卵)	trans-クワルテン	4/4	2.5 - 15 µg/kg -wet
		cis-クワルテン	0/4	ND(<0.74-1.8) µg/kg -wet

1.4. 平成12年度

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 (カワウ・筋肉)	trans-クワレノン	0/30	ND(<0.05-1.3) μg/kg -wet
		cis-クワレノン	9/30	ND(<0.05-1.3) - 0.79 μg/kg -wet
	影響実態調査 (カワウ・卵)	trans-クワレノン	50/90	ND(<3.2-8.6) - 55 μg/kg -wet
		cis-クワレノン	68/90	ND(<3.4-5.5) - 39 μg/kg -wet
	影響実態調査 (猛禽類・筋肉)	trans-クワレノン	37/44	ND(<0.11-1.9) - 57 μg/kg -wet
		cis-クワレノン	33/44	ND(<0.26-1.9) - 64 μg/kg -wet
影響実態調査 (猛禽類・卵)	trans-クワレノン	6/6	11 - 130 μg/kg -wet	
	cis-クワレノン	6/6	0.2 - 11 μg/kg -wet	

1.5. 平成10年度

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-クワレノン	0/249	ND(<0.05) μg/L
		cis-クワレノン	0/249	ND(<0.05) μg/L
	野生生物影響実態調査 (コイ)	trans-クワレノン	0/6	ND(<0.025) μg/L
		cis-クワレノン	0/6	ND(<0.025) μg/L
	野生生物影響実態調査 (カエル類)	trans-クワレノン	0/19	ND(<0.03) μg/L
		cis-クワレノン	0/19	ND(<0.03) μg/L
底質調査	農薬等の環境残留実態 調査	trans-クワレノン	0/94	ND(<10) μg/kg -dry
		cis-クワレノン	0/94	ND(<10) μg/kg -dry
	野生生物影響実態調査 (コイ)	trans-クワレノン	0/8	ND(<5) μg/kg -dry
		cis-クワレノン	0/8	ND(<5) μg/kg -dry
	野生生物影響実態調査 (カエル類)	trans-クワレノン	0/12	ND(<5) μg/kg -dry
		cis-クワレノン	0/12	ND(<5) μg/kg -dry
土壌調査	農薬等の環境残留実態 調査	trans-クワレノン	1/94	ND(<5) - 7 μg/kg -dry
		cis-クワレノン	0/94	ND(<5) μg/kg -dry
	野生生物影響実態調査 (カエル類)	trans-クワレノン	0/7	ND(<5) μg/kg -dry
		cis-クワレノン	0/7	ND(<5) μg/kg -dry
水生生物調査 (魚類)	農薬等の環境残留実態 調査	trans-クワレノン	25/48	ND(<2) - 32 μg/kg -wet
		cis-クワレノン	25/48	ND(<2) - 22 μg/kg -wet

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 (コイ・筋肉)	trans-クロルデン	9/145	ND(<5) - 26 μ g/kg -wet
		cis-クロルデン	18/145	ND(<5) - 36 μ g/kg -wet
	影響実態調査 (カエル類・全身)	trans-クロルデン	0/80	ND(<2-5) μ g/kg -wet
		cis-クロルデン	0/80	ND(<2-5) μ g/kg -wet
	影響実態調査 (クジラ類・脂肪)	trans-クロルデン	19/26	ND(<5-10) - 45 μ g/kg -wet
		cis-クロルデン	25/26	ND(<5) - 459 μ g/kg -wet
	影響実態調査 (アザラシ類・脂肪)	trans-クロルデン	0/19	ND(<5) μ g/kg -wet
		cis-クロルデン	1/19	ND(<5) - 7 μ g/kg -wet
	影響実態調査 (ドバト・筋肉)	trans-クロルデン	0/32	ND(<2) μ g/kg -wet
		cis-クロルデン	0/32	ND(<2) μ g/kg -wet
	影響実態調査 (トビ・筋肉)	trans-クロルデン	9/26	ND(<2) - 13 μ g/kg -wet
		cis-クロルデン	23/26	ND(<2) - 119 μ g/kg -wet
	影響実態調査 (シマフクロウ・筋肉)	trans-クロルデン	0/5	ND(<2) μ g/kg -wet
		cis-クロルデン	0/5	ND(<2) μ g/kg -wet
	影響実態調査 (猛禽類・肝臓)	trans-クロルデン	1/30	ND(<2-10) - 5 μ g/kg -wet
		cis-クロルデン	7/30	ND(<2-10) - 74 μ g/kg -wet
	影響実態調査 (アカネズミ・全身)	trans-クロルデン	0/30	ND(<2-4) μ g/kg -wet
		cis-クロルデン	0/30	ND(<2-4) μ g/kg -wet
	影響実態調査(ニホンザル・肝臓(一部脂肪及び筋肉))	trans-クロルデン	0/41	ND(<2-4) μ g/kg -wet
		cis-クロルデン	1/41	ND(<2-4) - 3 μ g/kg -wet
影響実態調査 (クマ類・脂肪)	trans-クロルデン	0/17	ND(<2-5) μ g/kg -wet	
	cis-クロルデン	0/17	ND(<2-5) μ g/kg -wet	
影響実態調査 (タヌキ・脂肪)	trans-クロルデン	0/15	ND(<2-8) μ g/kg -wet	
	cis-クロルデン	0/15	ND(<2-8) μ g/kg -wet	

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-クロルデン	117/479	ND(<0.005-0.05) - 0.0016 µg/L
	cis-クロルデン	115/479	ND(<0.005-0.05) - 0.004 µg/L
底質調査	trans-クロルデン	407/609	ND(<0.018-1) - 75 µg/kg -dry
	cis-クロルデン	317/609	ND(<0.025-1) - 22 µg/kg -dry
大気調査	trans-クロルデン	148/175	ND(<0.01-0.4) - 8.5ng/m ³
	cis-クロルデン	142/175	ND(<0.01-0.4) - 5ng/m ³
	-クロルデン	18/73	ND(<0.1-0.5) - 1.8ng/m ³
水生生物調査 (魚類)	trans-クロルデン	572/1,476	ND(<1) - 69 µg/kg -wet
	cis-クロルデン	823/1,476	ND(<1) - 53 µg/kg -wet
	-クロルデン	31/93	ND(<1) - 12 µg/kg -wet
	クロルデン類	766/1,096	ND(<1) - 133 µg/kg -wet
水生生物調査 (貝類)	trans-クロルデン	337/534	ND(<1) - 24 µg/kg -wet
	cis-クロルデン	354/534	ND(<1) - 53 µg/kg -wet
	クロルデン類	265/436	ND(<1) - 97 µg/kg -wet
水生生物調査 (鳥類)	trans-クロルデン	30/195	ND(<2) - 2 µg/kg -wet
	cis-クロルデン	66/195	ND(<1-50) - 21 µg/kg -wet
	クロルデン類	89/155	ND(<3) - 676 µg/kg -wet

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-クロルデン	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-クロルデン	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⁾
		-クロルデン	0.007608-0.300ng/L 0.300ng/L は、1984年スペリオール湖での測定値 ²⁾
底質調査	五大湖	-クロルデン	0.2-4.2 µg/kg -dry 4.2 µg/kg-dry は、1982年エリー湖での測定値 ³⁾
魚類調査	五大湖	trans-クロルデン	ND(<0.05-50)-310 µg/kg -wet 310 µg/kg-wet 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-クロルデン	ND(<3-50)-211 µg/kg -wet 211 µg/kg-wet 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⁾
		-クロルデン	痕跡-78.9 µg/kg -wet 78.9 µg/kg-wet は、1982年オンタリオ湖で採集されたマス類 Lake trout(<i>S. namaycush</i>)での測定値 ⁶⁾
		クロルデン類	3.1-370 µg/kg -wet 370 µg/kg-wet は、1985年スペリオール湖で採集されたマス類 Lake trout(<i>S. namaycush</i>)での測定値 ⁷⁾

- 4 . 内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果の報告（生体内試験、水中濃度）
内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果の報告（生体内試験、水中濃度）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

野生生物調査の一部で検出された。

なお、平成 14 年度の野生生物調査、平成 13 年度の野生生物調査、平成 12 年度
の野生生物調査、平成 10 年度の土壌、水生生物（魚類）及び野生生物調査の一部
で検出された。

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.Enviro.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
organo-chlorine 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.Enviro.Contam.Toxicol.,Vol.25,212-219.
- 8)社)日本植物防疫協会(2003)農薬要覧-2003-(バックナンバ - を含む)

15. オキシクロルデン

使用量およびその推移

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）
環境中濃度に関する規制

環境中濃度に関する規制はない。

1. 環境実態調査結果

1.1. 平成15年度

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
野生生物調査	環境実態調査（トノサマガエル・筋肉）	7/7	0.64 - 8.9 $\mu\text{g/kg}$ -wet
	環境実態調査（トウキョウダルマガエル・筋肉）	8/8	0.94 - 4.5 $\mu\text{g/kg}$ -wet
	環境実態調査（クマタカ・筋肉）	2/2	17 - 39 $\mu\text{g/kg}$ -wet
	環境実態調査（カワウ・筋肉）	20/20	1.7 - 190 $\mu\text{g/kg}$ -wet
	環境実態調査（ハシブトガラス・筋肉）	10/10	2.7 - 19 $\mu\text{g/kg}$ -wet
	環境実態調査（スナメリ・脂肪）	10/10	8 - 930 $\mu\text{g/kg}$ -wet
	環境実態調査（ニホンザル・筋肉）	7/10	ND(<0.04) - 0.14 $\mu\text{g/kg}$ -wet
	環境実態調査（タヌキ・筋肉）	10/10	1.4 - 14 $\mu\text{g/kg}$ -wet

1.2. 平成14年度

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
野生生物調査	環境実態調査（トノサマガエル・筋肉）	5/5	0.37 - 46 $\mu\text{g/kg}$ -wet
	環境実態調査（トウキョウダルマガエル・筋肉）	1/1	0.40 $\mu\text{g/kg}$ -wet
	環境実態調査（イヌワシ・筋肉）	1/1	0.72 $\mu\text{g/kg}$ -wet
	環境実態調査（クマタカ・卵）	1/1	78 $\mu\text{g/kg}$ -wet
	環境実態調査（カワウ・筋肉）	10/10	1.9 - 21 $\mu\text{g/kg}$ -wet
	環境実態調査（トビ・筋肉）	8/8	3.8 - 18 $\mu\text{g/kg}$ -wet
	環境実態調査（ハシブトガラス・筋肉）	12/12	1.4 - 12 $\mu\text{g/kg}$ -wet
	環境実態調査（スナメリ・脂肪）	10/10	21 - 440 $\mu\text{g/kg}$ -wet
	環境実態調査（ニホンザル・筋肉）	8/10	ND(<0.02) - 0.08 $\mu\text{g/kg}$ -wet
	環境実態調査（タヌキ・筋肉）	10/10	0.94 - 16 $\mu\text{g/kg}$ -wet

1.3. 平成13年度

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
野生生物調査	環境実態調査(カワウ・肝臓)	26/26	1.9 - 62 µg/kg -wet
	環境実態調査(猛禽類・肝臓or筋肉)	5/15	ND(<0.41-5.1) - 650 µg/kg -wet
	環境実態調査(猛禽類・卵)	1/4	ND(<0.25-0.6) - 31 µg/kg -wet

1.4. 平成12年度

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
野生生物調査	影響実態調査(カワウ・筋肉)	28/30	ND(<0.21-0.22) - 6.5 µg/kg -wet
	影響実態調査(カワウ・卵)	89/90	ND(<9.1) - 190 µg/kg -wet
	影響実態調査(猛禽類・筋肉)	44/44	1.1 - 260 µg/kg -wet
	影響実態調査(猛禽類・卵)	6/6	62 - 280 µg/kg -wet

1.5. 平成10年度

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) µg/L
	野生生物影響実態調査(コイ)	0/6	ND(<0.025) µg/L
	野生生物影響実態調査(カエル類)	0/19	ND(<0.03) µg/L
底質調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<10) µg/kg -dry
	野生生物影響実態調査(コイ)	0/8	ND(<5) µg/kg -dry
	野生生物影響実態調査(カエル類)	0/12	ND(<5) µg/kg -dry
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	1/94	ND(<10)-10 µg/kg -dry
	野生生物影響実態調査(カエル類)	0/7	ND(<5) µg/kg -dry
水生生物調査 (魚類)	農薬等の環境残留実態調査	0/48	ND(<30) µg/kg -wet
野生生物調査	影響実態調査(コイ・筋肉)	2/145	ND(<5)-7.4 µg/kg -wet
	影響実態調査(カエル類・全身)	26/80	ND(<2-5)-8 µg/kg -wet
	影響実態調査(クジラ類・脂肪)	25/26	ND(<5)-1,190 µg/kg -wet
	影響実態調査(アザラシ類・脂肪)	19/19	40-305 µg/kg -wet
	影響実態調査(ドバト・筋肉)	9/32	ND(<2)-11 µg/kg -wet
	影響実態調査(トビ・筋肉)	26/26	3.0-80 µg/kg -wet
	影響実態調査(シマフクロウ・筋肉)	2/5	ND(<2)-4 µg/kg -wet
	影響実態調査(猛禽類・肝臓)	27/30	ND(<2-10)-510 µg/kg -wet
	影響実態調査(アカネズミ・全身)	0/30	ND(<2-4) µg/kg -wet
	影響実態調査(ニホンザル・肝臓(一部脂肪及び筋肉))	24/41	ND(<2-4)-28 µg/kg -wet
	影響実態調査(クマ類・脂肪)	4/17	ND(<2-5)-108 µg/kg -wet
	影響実態調査(タヌキ・脂肪)	15/15	12-196 µg/kg -wet

2. 国内の過去の測定値

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	96/278	ND(<0.00000004-0.01) - 0.000041 µg/L
底質調査	156/315	ND(<0.0005-1) - 0.3 µg/kg -dry
大気調査	101/175	ND(<0.000008-1.5) - 0.0083ng/m ³
水生生物調査(魚類)	437/2,280	ND(<1) - 21 µg/kg -wet
水生生物調査(鳥類)	115/195	ND(<1) - 79 µg/kg -wet
水生生物調査(貝類)	131/534	ND(<0.0012-1) - 16 µg/kg -wet

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 µg/kg -wet 400 µg/kg-wet 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. 内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果の報告(生体内試験、水中濃度)
 内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果の報告(生体内試験、水中濃度)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

野生生物調査の一部で検出された。

なお、平成 14 年度の野生生物調査、平成 13 年度の野生生物調査、平成 12 年度の野生生物調査、平成 10 年度の土壌及び野生生物調査の一部で検出された。

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

使用量およびその推移

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。

環境中濃度に関する規制

環境中濃度に関する規制はない。

1. 環境実態調査結果

1.1. 平成15年度

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
野生生物調査	環境実態調査(トノサマガエル・筋肉)	7/7	0.34 - 9.2 $\mu\text{g/kg}$ -wet
	環境実態調査(トウキョウダルマガエル・筋肉)	8/8	0.68 - 3.2 $\mu\text{g/kg}$ -wet
	環境実態調査(クマタカ・筋肉)	2/2	11 - 22 $\mu\text{g/kg}$ -wet
	環境実態調査(カワウ・筋肉)	20/20	0.033 - 97 $\mu\text{g/kg}$ -wet
	環境実態調査(ハシブトガラス・筋肉)	10/10	1 - 5.6 $\mu\text{g/kg}$ -wet
	環境実態調査(スナメリ・脂肪)	10/10	100 - 4,100 $\mu\text{g/kg}$ -wet
	環境実態調査(ニホンザル・筋肉)	10/10	0.039 - 0.2 $\mu\text{g/kg}$ -wet
	環境実態調査(タヌキ・筋肉)	10/10	0.85 - 11 $\mu\text{g/kg}$ -wet

1.2. 平成14年度

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
大気調査	環境実態調査	15/20	ND(<0.003) - 0.59 ng/m^3
野生生物調査	環境実態調査(トノサマガエル・筋肉)	5/5	0.18 - 52 $\mu\text{g/kg}$ -wet
	環境実態調査(トウキョウダルマガエル・筋肉)	1/1	0.28 $\mu\text{g/kg}$ -wet
	環境実態調査(イヌワシ・筋肉)	1/1	2.6 $\mu\text{g/kg}$ -wet
	環境実態調査(クマタカ・卵)	1/1	71 $\mu\text{g/kg}$ -wet
	環境実態調査(カワウ・筋肉)	10/10	0.02 - 1.3 $\mu\text{g/kg}$ -wet
	環境実態調査(トビ・筋肉)	8/8	18 - 60 $\mu\text{g/kg}$ -wet
	環境実態調査(ハシブトガラス・筋肉)	12/12	0.66 - 12 $\mu\text{g/kg}$ -wet
	環境実態調査(スナメリ・脂肪)	10/10	120 - 2,900 $\mu\text{g/kg}$ -wet
	環境実態調査(ニホンザル・筋肉)	10/10	0.05 - 0.21 $\mu\text{g/kg}$ -wet
	環境実態調査(タヌキ・筋肉)	10/10	0.28 - 15 $\mu\text{g/kg}$ -wet

1.3. 平成13年度

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
野生生物調査	環境実態調査(カワウ・肝臓)	3/26	ND(<0.21-0.54) - 0.67 μg/kg -wet
	環境実態調査(猛禽類・肝臓or 筋肉)	10/15	ND(<0.64-7.4) - 930 μg/kg -wet
	環境実態調査(猛禽類・卵)	4/4	1.6 - 35 μg/kg -wet

1.4. 平成12年度

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
野生生物調査	影響実態調査(カワウ・筋肉)	10/30	ND(<0.03-0.9) - 0.32 μg/kg -wet
	影響実態調査(カワウ・卵)	66/90	ND(<2.3-3.8) - 15 μg/kg -wet
	影響実態調査(猛禽類・筋肉)	39/44	ND(<0.23-1.3) - 210 μg/kg -wet
	影響実態調査(猛禽類・卵)	6/6	3 - 360 μg/kg -wet

1.5. 平成10年度

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) μg/L
	野生生物影響実態調査(コイ)	0/6	ND(<0.025) μg/L
	野生生物影響実態調査(カエル類)	0/19	ND(<0.03) μg/L
底質調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<10) μg/kg -dry
	野生生物影響実態調査(コイ)	0/8	ND(<5) μg/kg -dry
	野生生物影響実態調査(カエル類)	0/12	ND(<5) μg/kg -dry
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<10) μg/kg -dry
	野生生物影響実態調査(カエル類)	0/7	ND(<5) μg/kg -dry
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 μg/kg -wet
野生生物調査	影響実態調査(コイ・筋肉)	19/145	ND(<5)-32 μg/kg -wet
	影響実態調査(カエル類・全身)	0/80	ND(<2-5) μg/kg -wet
	影響実態調査(クジラ類・脂肪)	25/26	ND(<5)-7,570 μg/kg -wet
	影響実態調査(アザラシ類・脂肪)	19/19	57-434 μg/kg -wet
	影響実態調査(ドバト・筋肉)	1/32	ND(<2)-3 μg/kg -wet
	影響実態調査(トビ・筋肉)	26/26	10-322 μg/kg -wet
	影響実態調査(シマフクロウ・筋肉)	4/5	ND(<2)-5 μg/kg -wet
	影響実態調査(猛禽類・肝臓)	26/30	ND(<2-10)-761 μg/kg -wet
	影響実態調査(アカネズミ・全身)	0/30	ND(<2-4) μg/kg -wet
	影響実態調査(ニホンザル・肝臓(一部脂肪及び筋肉))	17/41	ND(<2-4)-12 μg/kg -wet
	影響実態調査(クマ類・脂肪)	1/17	ND(<2-5)-12 μg/kg -wet
影響実態調査(タヌキ・脂肪)	12/15	ND(<2-8)-241 μg/kg -wet	

2 . 国内の過去の測定値

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	117/479	ND(<0.005-0.05) - 0.005 μ g/L
底質調査	364/609	ND(<0.015-1) - 13 μ g/kg -dry
大気調査	145/175	ND(<0.01-0.5) - 2.8ng/m ³
水生生物調査(魚類)	1,026/1,476	ND(<1) - 102 μ g/kg -wet
水生生物調査(鳥類)	114/195	ND(<1) - 470 μ g/kg -wet
水生生物調査(貝類)	308/534	ND(<1) - 40 μ g/kg -wet

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 -wet 406 μ g/kg-wet 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 . 内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果の報告 (生体内試験、水中濃度)

内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果の報告 (生体内試験、水中濃度) 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

野生生物調査で検出された。

なお、平成 14 年度の大気及び野生生物調査、平成 13 年度の野生生物調査、平成 12 年度の野生生物調査、平成 10 年度の水生生物 (魚類) 及び野生生物調査の一部で検出された。

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

使用量およびその推移

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)と比較して増加した¹⁾。

環境中濃度に関する規制

環境中濃度に関する規制はない。

1. 環境実態調査結果

1.1. 平成14年度

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
大気調査	環境実態調査	0/20	ND(<0.07)ng/m ³

1.2. 平成10年度

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) μg/L
底質調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<5) μg/kg-dry
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<1) μg/kg-dry
水生生物調査(魚類)	農薬等の環境残留実態調査	0/48	ND(<10) μg/kg-wet

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) μg/L
底質調査	0/90	ND(<0.2-50) μg/kg-dry
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. 内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果の報告(生体内試験、水中濃度)

内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果の報告(生体内試験、水中濃度)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未満であった。

6. 参考文献

- 1) 社)日本植物防疫協会(2003)農薬要覧-2003-(バックナンバ - を含む)

18. DDT

使用量およびその推移

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)と比較して減少した¹⁴⁾。

環境中濃度に関する規制

環境中濃度に関する規制はない。

1. 環境実態調査結果

1.1. 平成15年度

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	環境実態調査(トノサマガエル・筋肉)	o,p'-DDT	0/7	ND(<0.03-0.1) μg/kg -wet
		p,p'-DDT	3/7	ND(<0.1-0.4) - 4 μg/kg -wet
	環境実態調査(トウキョウダルマガエル・筋肉)	o,p'-DDT	0/8	ND(<0.05-0.1) μg/kg -wet
		p,p'-DDT	1/8	ND(<0.1-0.3) - 0.57 μg/kg -wet
	環境実態調査(クマタカ・筋肉)	o,p'-DDT	0/2	ND(<0.2) μg/kg -wet
		p,p'-DDT	0/2	ND(<0.6-0.7) μg/kg -wet
	環境実態調査(カワウ・筋肉)	o,p'-DDT	7/20	ND(<0.008) - 0.16 μg/kg -wet
		p,p'-DDT	20/20	0.032 - 1.9 μg/kg -wet
	環境実態調査(ハシブトガラス・筋肉)	o,p'-DDT	0/10	ND(<0.02) μg/kg -wet
		p,p'-DDT	10/10	0.045 - 0.4 μg/kg -wet
	環境実態調査(スナメリ・脂肪)	o,p'-DDT	10/10	0.4 - 1,100 μg/kg -wet
		p,p'-DDT	10/10	0.5 - 1,500 μg/kg -wet
	環境実態調査(ニホンザル・筋肉)	o,p'-DDT	0/10	ND(<0.008) μg/kg -wet
		p,p'-DDT	0/10	ND(<0.02) μg/kg -wet
環境実態調査(タヌキ・筋肉)	o,p'-DDT	0/10	ND(<0.008) μg/kg -wet	
	p,p'-DDT	6/10	ND(<0.02) - 0.11 μg/kg -wet	

1.2. 平成14年度

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	環境実態調査 (トノサマガエル・ 筋肉)	o,p'-DDT	0/5	ND(<0.08-0.4) μ g/kg -wet
		p,p'-DDT	2/5	ND(<0.2-0.5) - 0.70 μ g/kg -wet
	環境実態調査 (トウキョウダル マガエル・筋肉)	o,p'-DDT	0/1	ND(<0.08) μ g/kg -wet
		p,p'-DDT	0/1	ND(<0.09) μ g/kg -wet
	環境実態調査 (イヌワシ・筋肉)	o,p'-DDT	0/1	ND(<0.6) μ g/kg -wet
		p,p'-DDT	0/1	ND(<0.7) μ g/kg -wet
	環境実態調査 (クマタカ・卵)	o,p'-DDT	0/1	ND(<0.08) μ g/kg -wet
		p,p'-DDT	0/1	ND(<0.09) μ g/kg -wet
	環境実態調査 (カワウ・筋肉)	o,p'-DDT	4/10	ND(<0.01) - 0.06 μ g/kg -wet
		p,p'-DDT	10/10	0.012 - 1.1 μ g/kg -wet
	環境実態調査 (トビ・筋肉)	o,p'-DDT	8/8	0.07 - 0.32 μ g/kg -wet
		p,p'-DDT	8/8	0.36 - 1.6 μ g/kg -wet
	環境実態調査 (ハシブトガラス・ 筋肉)	o,p'-DDT	0/12	ND(<0.01-0.02) μ g/kg -wet
		p,p'-DDT	12/12	0.029 - 0.71 μ g/kg -wet
	環境実態調査 (スナメリ・脂肪)	o,p'-DDT	10/10	11 - 460 μ g/kg -wet
		p,p'-DDT	10/10	29 - 790 μ g/kg -wet
環境実態調査 (ニホンザル・筋肉)	o,p'-DDT	1/10	ND(<0.01) - 0.06 μ g/kg -wet	
	p,p'-DDT	3/10	ND(<0.01) - 0.12 μ g/kg -wet	
環境実態調査 (タヌキ・筋肉)	o,p'-DDT	0/10	ND(<0.01) μ g/kg -wet	
	p,p'-DDT	9/10	ND(<0.01) - 0.55 μ g/kg -wet	

1.3. 平成13年度

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	環境実態調査 (カワウ・肝臓)	o,p'-DDT	0/26	ND(<0.068-0.65) μ g/kg -wet
		p,p'-DDT	1/26	ND(<0.073-0.7) - 2.1 μ g/kg -wet
	環境実態調査 (猛禽類・肝臓or 筋肉)	o,p'-DDT	0/15	ND(<0.4-17) μ g/kg -wet
		p,p'-DDT	0/15	ND(<0.5-41) μ g/kg -wet
	環境実態調査 (猛禽類・卵)	o,p'-DDT	0/4	ND(<0.82-2) μ g/kg -wet
p,p'-DDT		1/4	ND(<2-4.8) - 7.5 μ g/kg -wet	

1.4. 平成12年度

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 (カワウ・筋肉)	o,p'-DDT	0/30	ND(<0.04-1.1) μg/kg -wet
		p,p'-DDT	22/30	ND(<0.09-1.2) - 1.8 μg/kg -wet
	影響実態調査 (カワウ・卵)	o,p'-DDT	1/90	ND(<0.09-7) - 0.16 μg/kg -wet
		p,p'-DDT	67/90	ND(<3.6-4.9) - 17 μg/kg -wet
	影響実態調査 (猛禽類・筋肉)	o,p'-DDT	15/44	ND(<0.08-1.5) - 6.8 μg/kg -wet
		p,p'-DDT	31/44	ND(<0.15-1.7) - 59 μg/kg -wet
影響実態調査 (猛禽類・卵)	o,p'-DDT	0/6	ND(<0.1-0.21) μg/kg -wet	
		p,p'-DDT	5/6	ND(<0.15) - 18 μg/kg -wet

1.5. 平成10年度

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) μg/L
		p,p'-DDT	0/249	ND(<0.05) μg/L
	野生生物影響実態調査 (コイ)	o,p'-DDT	0/6	ND(<0.025) μg/L
		p,p'-DDT	0/6	ND(<0.025) μg/L
	野生生物影響実態調査 (カエル類)	o,p'-DDT	0/19	ND(<0.03) μg/L
		p,p'-DDT	0/19	ND(<0.03) μg/L
底質調査	農薬等の環境残留実態 調査	o,p'-DDT	0/94	ND(<5) μg/kg -dry
		p,p'-DDT	0/94	ND(<5) μg/kg -dry
	野生生物影響実態調査 (コイ)	o,p'-DDT	0/8	ND(<5) μg/kg -dry
		p,p'-DDT	0/8	ND(<5) μg/kg -dry
	野生生物影響実態調査 (カエル類)	o,p'-DDT	0/12	ND(<5) μg/kg -dry
		p,p'-DDT	2/12	ND(<5)-93 μg/kg -dry
土壌調査	農薬等の環境残留実態 調査	o,p'-DDT	1/94	ND(<10)-125 μg/kg -dry
		p,p'-DDT	4/94	ND(<10)-152 μg/kg -dry
	野生生物影響実態調査 (カエル類)	o,p'-DDT	2/7	ND(<5)-9 μg/kg -dry
		p,p'-DDT	4/7	ND(<5)-67 μg/kg -dry
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) μg/kg -wet
		p,p'-DDT	0/48	ND(<5) μg/kg -wet
野生生物調査	影響実態調査 (コイ・筋肉)	o,p'-DDT	0/145	ND(<5) μg/kg -wet
		p,p'-DDT	0/145	ND(<5) μg/kg -wet
	影響実態調査 (カエル類・全身)	o,p'-DDT	1/100	ND(<1-5)-3 μg/kg -wet
		p,p'-DDT	14/100	ND(<1-5)-33 μg/kg -wet
	影響実態調査 (クジラ類・脂肪)	o,p'-DDT	26/26	12-2,270 μg/kg -wet
		p,p'-DDT	26/26	20-6,610 μg/kg -wet
	影響実態調査 (アザラシ類・脂肪)	o,p'-DDT	1/19	ND(<5)-6 μg/kg -wet
		p,p'-DDT	19/19	30-549 μg/kg -wet

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 (ドバト・筋肉)	o,p'-DDT	0/32	ND(<2) μ g/kg -wet
		p,p'-DDT	1/32	ND(<2)-2 μ g/kg -wet
	影響実態調査 (トビ)	o,p'-DDT	0/26	ND(<2) μ g/kg -wet
		p,p'-DDT	16/26	ND(<2)-8 μ g/kg -wet
	影響実態調査 (シマフクロウ)	o,p'-DDT	0/5	ND(<2) μ g/kg -wet
		p,p'-DDT	2/5	ND(<2)-6 μ g/kg -wet
	影響実態調査 (猛禽類)	o,p'-DDT	0/30	ND(<2-10) μ g/kg -wet
		p,p'-DDT	3/30	ND(<2-10)-4 μ g/kg -wet
	影響実態調査 (アカネズミ)	o,p'-DDT	0/30	ND(<2-4) μ g/kg -wet
		p,p'-DDT	0/30	ND(<2-4) μ g/kg -wet
	影響実態調査 (ニホンザル)	o,p'-DDT	0/41	ND(<2-4) μ g/kg -wet
		p,p'-DDT	0/41	ND(<2-4) μ g/kg -wet
影響実態調査 (クマ類)	o,p'-DDT	0/17	ND(<2-5) μ g/kg -wet	
	p,p'-DDT	0/17	ND(<2-5) μ g/kg -wet	
影響実態調査 (タヌキ)	o,p'-DDT	0/15	ND(<2-8) μ g/kg -wet	
	p,p'-DDT	2/15	ND(<2-8)-26 μ g/kg -wet	

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	o,p'-DDT	114/169	ND(<0.0007-0.1) - 0.000077 μ g/L
	p,p'-DDT	114/408	ND(<0.002-0.1) - 0.00044 μ g/L
底質調査	o,p'-DDT	183/239	ND(<0.002-10) - 27 μ g/kg -dry
	p,p'-DDT	282/530	ND(<0.15-10) - 97 μ g/kg -dry
大気調査	o,p'-DDT	102/102	0.00041 - 0.04 ng/m ³
	p,p'-DDT	102/102	0.00025 - 0.022 ng/m ³
水生生物調査(魚類)	o,p'-DDT	282/1,392	ND(<0.5-5) - 32 μ g/kg -wet
	p,p'-DDT	810/1,601	ND(<0.5-7) - 180 μ g/kg -wet
	総DDT	816/966	ND(<1) - 359 μ g/kg -wet
水生生物調査(鳥類)	o,p'-DDT	27/202	ND(0.004-1) - 22 μ g/kg -wet
	p,p'-DDT	95/232	ND(<1) - 43 μ g/kg -wet
	総DDT	135/135	10 - 700 μ g/kg -wet
水生生物調査(貝類)	o,p'-DDT	76/529	ND(<1) - 3 μ g/kg -wet
	p,p'-DDT	249/619	ND(<1) - 24 μ g/kg -wet
	総DDT	245/376	ND(<1) - 40 μ g/kg -wet

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	<i>o,p'</i> -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⁾
		<i>p,p'</i> -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	<i>p,p'</i> -DDT	0.2–45 μg/kg -dry 45 μg/kg-dry は、1982 年オンタリオ湖での測定値 ³⁾
魚類調査	五大湖	DDT 類	ND(<3)–19,190 μg/kg -wet 19,190 μg/kg-wet 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)}
		<i>o,p'</i> -DDT	ND(<50)–72.8 μg/kg -wet 72.8 μg/kg-wet は、1977 年オンタリオ湖で採集されたマス類 Lake trout(<i>S. namaycush</i>)での測定値 ⁶⁾
		<i>p,p'</i> -DDT	ND(<4-50)–620 μg/kg -wet 620 μg/kg-wet 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 μg/kg -wet 400 μg/kg-wet 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 μg/kg -wet 340 μg/kg-wet は、Elbe estuary で採集されたカレイ類 (<i>Platichthys flesus</i>)での測定値 ⁹⁾

4. 内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果の報告（生体内試験、水中濃度）

異性体名	作用濃度	作用内容
<i>p,p'</i> -DDT	0.044 ~ 1.43 μg/L	60日間曝露後、メダカ(<i>Oryzias latipes</i>)の孵化率、孵化日数、肝臓中ビテロジェニン濃度、生殖腺の組織学的検査及び生殖腺指数に有意な変化が認められなかった濃度 ¹³⁾
<i>p,p'</i> -DDT	0.37 ~ 5.26 μg/L	21日間曝露後、雄メダカ(<i>O. latipes</i>)の肝臓中ビテロジェニン濃度の増加が認められなかった濃度 ¹³⁾
<i>o,p'</i> -DDT	0.830 μg/L	60日間曝露後、雄メダカ(<i>O. latipes</i>)に精巣卵が形成された濃度 ¹³⁾
<i>o,p'</i> -DDT	1.50 μg/L	21日間曝露後、雄メダカ(<i>O. latipes</i>)の肝臓中ビテロジェニン濃度が有意に増加した濃度 ¹³⁾
<i>o,p'</i> -DDT	5 μg/L	孵化後の100日間曝露した雄メダカ(<i>O. latipes</i>)に精巣卵が形成された濃度 ¹⁰⁾
<i>o,p'</i> -DDT	100 μg/L *	20日間曝露した未成熟リードガエル(<i>Hyperolius argus</i>)前脚出現 24時間以内)で性成熟に先駆けて雌型体色変化(第二次性徴)を示した個体数に高値が認められた濃度 ¹²⁾ 。 <i>p,p'</i> -DDTでは発現しなかった ¹²⁾ 。
tech- DDT (80% <i>p,p'</i> -DDT +20% <i>o,p'</i> -DDT)	10 μg/L *	28日間曝露後のトラサンショウウオ類(<i>Ambystoma tigrinum</i>)の雌幼生のミューラー管上皮細胞領域が減少し、また、エストラジオール及びジハイドロテストステロンの働きを妨げた濃度 ¹¹⁾

* この作用濃度は信頼性が低かった。

なお、内分泌攪乱作用に関する試験管内試験の報告も得られている。

5. まとめ

野生生物調査の一部で検出された。

なお、平成14年度の野生生物調査、平成13年度の野生生物調査、平成12年度の野生生物調査、平成10年度の底質、土壌及び野生生物調査の一部で検出された。

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)Metcalf, T. L., C. D. Metcalfe, Y. Kiparissis, A. J. Niimi,C. M. Foran and W. H. Benson(2000)Gonadal development and endocrine responses in Japanese medaka (*Oryzias latipes*) exposed to *o,p'*-DDT in water or through maternal transfer. Environmental Toxicology and Chemistry,19,7,1893-1900.
 - 11)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.
 - 12)Noriega, N. C. and T. B. Hayes(2000)DDT congener effects on secondary sex coloration in the reed frog *Hyperolius argus*: a partial evaluation of the *Hyperolius argus* endocrine screen. Comparative Biochemistry and Physiology Part B, 126, 231-237.
 - 13)環境省環境保健部(2004)魚類を用いた生態系への内分泌攪乱作用に関する試験結果について(案)平成16年度第1回内分泌攪乱化学物質問題検討会資料
 - 14)社)日本植物防疫協会(2003)農薬要覧-2003-(バックナンバ - を含む)

19 . D D E

使用量およびその推移

農薬としては未登録、D D Tの代謝物
使用量に関する報告は得られなかった。

環境中濃度に関する規制

環境中濃度に関する規制はない。

1 . 環境実態調査結果

1 . 1 . 平成15年度

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	環境実態調査(トノ サマガエル・筋肉)	o,p'-DDE	0/7	ND(<0.03-0.2) μ g/kg -wet
		p,p'-DDE	7/7	0.24 - 5.3 μ g/kg -wet
	環境実態調査(トウ キョウダゲルマガエ ル・筋肉)	o,p'-DDE	0/8	ND(<0.06-0.2) μ g/kg -wet
		p,p'-DDE	8/8	0.46 - 1.2 μ g/kg -wet
	環境実態調査(クマ タカ・筋肉)	o,p'-DDE	0/2	ND(<0.2-0.3) μ g/kg -wet
		p,p'-DDE	2/2	50 - 930 μ g/kg -wet
	環境実態調査(カワ ウ・筋肉)	o,p'-DDE	20/20	0.0078 - 0.47 μ g/kg -wet
		p,p'-DDE	20/20	34 - 1,100 μ g/kg -wet
	環境実態調査(ハシ プトガラス・筋肉)	o,p'-DDE	2/10	ND(<0.009-0.02) - 0.012 μ g/kg -wet
		p,p'-DDE	10/10	4.4 - 96 μ g/kg -wet
	環境実態調査(スナ メリ・脂肪)	o,p'-DDE	10/10	10 - 280 μ g/kg -wet
		p,p'-DDE	10/10	240 - 18,000 μ g/kg -wet
	環境実態調査(ニホ ンザル・筋肉)	o,p'-DDE	0/10	ND(<0.006) μ g/kg -wet
		p,p'-DDE	3/10	ND(<0.02) - 0.035 μ g/kg -wet
環境実態調査(タヌ キ・筋肉)	o,p'-DDE	0/10	ND(<0.006) μ g/kg -wet	
	p,p'-DDE	10/10	0.051 - 0.46 μ g/kg -wet	

1.2. 平成14年度

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	環境実態調査(トノサ マガエル・筋肉)	o,p'-DDE	0/5	ND(<0.1-0.5) μ g/kg -wet
		p,p'-DDE	2/5	ND(<0.3-0.9) - 4.2 μ g/kg -wet
	環境実態調査 (トウキョウダルマガ エル・筋肉)	o,p'-DDE	0/1	ND(<0.1) μ g/kg -wet
		p,p'-DDE	0/1	ND(<0.2) μ g/kg -wet
	環境実態調査 (イヌワシ・筋肉)	o,p'-DDE	0/1	ND(<0.7) μ g/kg -wet
		p,p'-DDE	1/1	25 μ g/kg -wet
	環境実態調査 (クマタカ・卵)	o,p'-DDE	0/1	ND(<0.1) μ g/kg -wet
		p,p'-DDE	1/1	33 μ g/kg -wet
	環境実態調査 (カワウ・筋肉)	o,p'-DDE	10/10	0.013 - 0.10 μ g/kg -wet
		p,p'-DDE	10/10	34 - 620 μ g/kg -wet
	環境実態調査 (トビ・筋肉)	o,p'-DDE	8/8	0.24 - 0.94 μ g/kg -wet
		p,p'-DDE	8/8	40 - 180 μ g/kg -wet
	環境実態調査 (ハシブトガラス・筋 肉)	o,p'-DDE	1/12	ND(<0.01-0.02) - 0.022 μ g/kg -wet
		p,p'-DDE	12/12	7.9 - 80 μ g/kg -wet
	環境実態調査 (スナメリ・脂肪)	o,p'-DDE	10/10	7.1 - 99 μ g/kg -wet
		p,p'-DDE	10/10	290 - 9,300 μ g/kg -wet
環境実態調査 (ニホンザル・筋肉)	o,p'-DDE	0/10	ND(<0.01) μ g/kg -wet	
	p,p'-DDE	10/10	0.011 - 0.06 μ g/kg -wet	
環境実態調査 (タヌキ・筋肉)	o,p'-DDE	0/10	ND(<0.01) μ g/kg -wet	
	p,p'-DDE	10/10	0.015 - 0.34 μ g/kg -wet	

1.3. 平成13年度

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	環境実態調査 (カワウ・肝臓)	o,p'-DDE	0/26	ND(<0.094-0.9) μ g/kg -wet
		p,p'-DDE	26/26	13 - 1,600 μ g/kg -wet
	環境実態調査 (猛禽類・肝臓or筋 肉)	o,p'-DDE	0/15	ND(<0.5-9.8) μ g/kg -wet
		p,p'-DDE	14/15	ND(<3.3) - 3,500 μ g/kg -wet
	環境実態調査 (猛禽類・卵)	o,p'-DDE	0/4	ND(<0.48-1.2) μ g/kg -wet
p,p'-DDE		4/4	63 - 620 μ g/kg -wet	

1.4. 平成12年度

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 (カワウ・筋肉)	o,p'-DDE	0/30	ND(<0.06-1.5) μg/kg -wet
		p,p'-DDE	30/30	4.2 - 50 μg/kg -wet
	影響実態調査 (カワウ・卵)	o,p'-DDE	0/90	ND(<0.13-8.8) μg/kg -wet
		p,p'-DDE	90/90	130 - 12,000 μg/kg -wet
	影響実態調査 (猛禽類・筋肉)	o,p'-DDE	6/44	ND(<0.11-2.1) - 2.4 μg/kg -wet
		p,p'-DDE	44/44	3.7 - 5,900 μg/kg -wet
影響実態調査 (猛禽類・卵)	o,p'-DDE	0/6	ND(<0.14-0.29) μg/kg -wet	
	p,p'-DDE	6/6	350 - 5,400 μg/kg -wet	

1.5. 平成10年度

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) μg/L
		p,p'-DDE	0/249	ND(<0.05) μg/L
	野生生物影響実態 調査(コイ)	o,p'-DDE	0/6	ND(<0.025) μg/L
		p,p'-DDE	0/6	ND(<0.025) μg/L
	野生生物影響実態 調査(カエル類)	o,p'-DDE	0/19	ND(<0.03) μg/L
		p,p'-DDE	0/19	ND(<0.03) μg/L
底質調査	農薬等の環境残留 実態調査	o,p'-DDE	0/94	ND(<5) μg/kg -dry
		p,p'-DDE	0/94	ND(<5) μg/kg -dry
	野生生物影響実態 調査(コイ)	o,p'-DDE	0/8	ND(<5) μg/kg -dry
		p,p'-DDE	0/8	ND(<5) μg/kg -dry
	野生生物影響実態 調査(カエル類)	o,p'-DDE	1/12	ND(<5)-24 μg/kg -dry
		p,p'-DDE	4/12	ND(<5)-154 μg/kg -dry
土壌調査	農薬等の環境残留 実態調査	o,p'-DDE	0/94	ND(<10) μg/kg -dry
		p,p'-DDE	10/94	ND(<5)-287 μg/kg -dry
	野生生物影響実態 調査(カエル類)	o,p'-DDE	0/7	ND(<5) μg/kg -dry
		p,p'-DDE	5/7	ND(<5)-84 μg/kg -dry
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) μg/kg -wet
		p,p'-DDE	31/48	ND(<5)-71 μg/kg -wet

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・肝臓)	o,p'-DDE	0/30	ND(<2-10) μg/kg -wet
		p,p'-DDE	30/30	12-5,940 μg/kg -wet
	影響実態調査(アカネズミ・全身)	o,p'-DDE	0/30	ND(<2-4) μg/kg -wet
		p,p'-DDE	1/30	ND(<2-4)-2 μg/kg -wet
	影響実態調査(ニホンザル・肝臓(一部脂肪及び筋肉))	o,p'-DDE	0/41	ND(<2-4) μg/kg -wet
		p,p'-DDE	7/41	ND(<2-4)-10 μg/kg -wet
	影響実態調査 (クマ類・脂肪)	o,p'-DDE	0/17	ND(<2-5) μg/kg -wet
		p,p'-DDE	1/17	ND(<2-5)-23 μg/kg -wet
	影響実態調査 (タヌキ・脂肪)	o,p'-DDE	0/15	ND(<2-8) μg/kg -wet
		p,p'-DDE	6/15	ND(<2-8)-60 μg/kg -wet
	影響実態調査 (コイ・筋肉)	o,p'-DDE	0/145	ND(<5) μg/kg -wet
		p,p'-DDE	39/145	ND(<5)-27 μg/kg -wet
	影響実態調査 (カエル類・全身)	o,p'-DDE	0/100	ND(<1-5) μg/kg -wet
		p,p'-DDE	34/100	ND(<1-5)-185 μg/kg -wet
	影響実態調査 (クジラ類・脂肪)	o,p'-DDE	24/26	ND(<5)-351 μg/kg -wet
		p,p'-DDE	26/26	60-30,300 μg/kg -wet
	影響実態調査(アザラシ類・脂肪)	o,p'-DDE	0/19	ND(<5) μg/kg -wet
		p,p'-DDE	19/19	150-2,530 μg/kg -wet
影響実態調査 (ドバト・筋肉)	o,p'-DDE	0/32	ND(<2) μg/kg -wet	
	p,p'-DDE	17/32	ND(<2)-10 μg/kg -wet	
影響実態調査 (トビ・脂肪)	o,p'-DDE	0/26	ND(<2) μg/kg -wet	
	p,p'-DDE	26/26	5.0-230 μg/kg -wet	
影響実態調査(シマフクロウ・脂肪)	o,p'-DDE	0/5	ND(<2) μg/kg -wet	
	p,p'-DDE	5/5	15-34 μg/kg -wet	

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	o,p'-DDE	113/114	ND(<0.00000003-0.0000003) - 0.00068 μg/L
	p,p'-DDE	115/408	ND(<0.0003-0.1) - 0.00076 μg/L
底質調査	o,p'-DDE	188/189	ND(<0.001) - 16 μg/kg -dry
	p,p'-DDE	391/533	ND(<0.15-10) - 74 μg/kg -dry
大気調査	o,p'-DDE	102/102	0.00011 - 0.0085 ng/m ³
	p,p'-DDE	102/102	0.00056 - 0.028 ng/m ³
水生生物調査(魚類)	o,p'-DDE	226/1,343	ND(<1-10) - 19 μg/kg -wet
	p,p'-DDE	1,327/1,601	ND(<0.2-10) - 360 μg/kg -wet
水生生物調査(鳥類)	o,p'-DDE	29/202	ND(<1) - 2 μg/kg -wet
	p,p'-DDE	232/232	7 - 1,100 μg/kg -wet
水生生物調査(貝類)	o,p'-DDE	45/529	ND(<1) - 2 μg/kg -wet
	p,p'-DDE	392/619	ND(<1) - 12 μg/kg -wet

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	<i>p,p'</i> -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	<i>p,p'</i> -DDE	2–87 μg/kg -dry 87 μg/kg-dry 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 μg/kg -wet 5,250 μg/kg-wet 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⁾
		<i>o,p'</i> -DDE	ND(<50)–150 μg/kg -wet 150 μg/kg-wet は、1982 年ミシガン湖で採集されたマス類 Lake trout(<i>S. namaycush</i>)での測定値 ⁴⁾
		<i>p,p'</i> -DDE	13–9,015 μg/kg -wet 9,015 μg/kg-wet 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. 内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果の報告（生体内試験、水中濃度）

異性体名	作用濃度	作用内容
<i>p,p'</i> -DDE	32.4 μg/L	受精卵からふ化後 60 日齢まで曝露した雄メダカ(<i>Oryzias latipes</i>)に精巣卵が認められ、肝臓中ビテロジェニン濃度が有意に増加した濃度 ⁸⁾
<i>p,p'</i> -DDE	53.6 μg/L	21 日間曝露後、雄メダカ(<i>O. latipes</i>)の肝臓中ビテロジェニン濃度が有意に増加した濃度 ⁸⁾
<i>p,p'</i> -DDE	10 μg/L *	28 日間曝露後のトラサンショウウオ類 (<i>Ambystoma tigrinum</i>)の雌幼生のミューラー管上皮領域が増加した濃度 ⁶⁾
<i>o,p'</i> -DDE	100 μg/L *	20 日間曝露した未成熟リードガエル(<i>Hyperolius argus</i> 前脚出現 24 時間以内)で性成熟に先駆けて雌型体色変化（第二次性徴）を示した個体数に高値が認められた濃度 ⁷⁾ 。 <i>p,p'</i> -DDE では発現しなかった ⁷⁾ 。

*この作用濃度は信頼性が低かった。

なお、内分泌攪乱作用に関する試験管内試験の報告も得られている。

5. まとめ

野生生物調査の一部で検出された。

なお、平成 14 年度の野生生物調査、平成 13 年度の野生生物調査、平成 12 年度の野生生物調査、平成 10 年度の底質、土壌、水生生物（魚類）及び野生生物調査の一部で検出された。

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.
- 7)Noriega, N. C. and T. B. Hayes(2000)DDT congener effects on secondary sex coloration in the reed frog *Hyperolius argus*: a partial evaluation of the *Hyperolius argus* endocrine screen. Comparative Biochemistry and Physiology Part B, 126, 231-237.
- 8)環境省環境保健部(2004)魚類を用いた生態系への内分泌攪乱作用に関する試験結果について(案)平成16年度 第2回内分泌攪乱化学物質問題検討会資料

19. DDD

使用量およびその推移

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。

環境中濃度に関する規制

環境中濃度に関する規制はない。

1. 環境実態調査結果

1. 1. 平成15年度

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	環境実態調査(トノサマガエル・筋肉)	o,p'-DDD	0/7	ND(<0.03-0.1) μ g/kg -wet
		p,p'-DDD	7/7	0.05 - 0.59 μ g/kg -wet
	環境実態調査(トウキョウダルマガエル・筋肉)	o,p'-DDD	1/8	ND(<0.06-0.1) - 0.29 μ g/kg -wet
		p,p'-DDD	8/8	0.09 - 0.98 μ g/kg -wet
	環境実態調査(クマタカ・筋肉)	o,p'-DDD	0/2	ND(<0.2-0.3) μ g/kg -wet
		p,p'-DDD	2/2	1 - 5.5 μ g/kg -wet
	環境実態調査(カワウ・筋肉)	o,p'-DDD	12/20	ND(<0.009) - 0.17 μ g/kg -wet
		p,p'-DDD	20/20	0.11 - 2.7 μ g/kg -wet
	環境実態調査(ハシブトガラス・筋肉)	o,p'-DDD	0/10	ND(<0.02) μ g/kg -wet
		p,p'-DDD	10/10	0.32 - 3.3 μ g/kg -wet
	環境実態調査(スナメリ・脂肪)	o,p'-DDD	10/10	5.2 - 190 μ g/kg -wet
		p,p'-DDD	10/10	45 - 1,600 μ g/kg -wet
	環境実態調査(ニホンザル・筋肉)	o,p'-DDD	0/10	ND(<0.009) μ g/kg -wet
		p,p'-DDD	0/10	ND(<0.009) μ g/kg -wet
	環境実態調査(タヌキ・筋肉)	o,p'-DDD	0/10	ND(<0.009) μ g/kg -wet
		p,p'-DDD	7/10	ND(<0.009) - 0.05 μ g/kg -wet

1. 2. 平成14年度

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	環境実態調査(トノサマガエル・筋肉)	o,p'-DDD	0/5	ND(<0.07-0.4) μ g/kg -wet
		p,p'-DDD	1/5	ND(<0.05-0.2) - 0.36 μ g/kg -wet
	環境実態調査(トウキョウダルマガエル・筋肉)	o,p'-DDD	0/1	ND(<0.07) μ g/kg -wet
		p,p'-DDD	0/1	ND(<0.04) μ g/kg -wet
	環境実態調査(イヌワシ・筋肉)	o,p'-DDD	0/1	ND(<0.5) μ g/kg -wet
		p,p'-DDD	0/1	ND(<0.3) μ g/kg -wet
	環境実態調査(クマタカ・卵)	o,p'-DDD	0/1	ND(<0.07) μ g/kg -wet
		p,p'-DDD	1/1	0.58 μ g/kg -wet
	環境実態調査(カワウ・筋肉)	o,p'-DDD	5/10	ND(<0.01) - 0.04 μ g/kg -wet
		p,p'-DDD	10/10	0.07 - 1.5 μ g/kg -wet
	環境実態調査(トビ・筋肉)	o,p'-DDD	8/8	0.07 - 1.8 μ g/kg -wet
		p,p'-DDD	8/8	4.4 - 23 μ g/kg -wet
	環境実態調査(ハシブトガラス・筋肉)	o,p'-DDD	0/12	ND(<0.01-0.02) μ g/kg -wet
		p,p'-DDD	12/12	0.39 - 13 μ g/kg -wet
	環境実態調査(スナメリ・脂肪)	o,p'-DDD	10/10	8.9 - 200 μ g/kg -wet
p,p'-DDD		10/10	65 - 1,200 μ g/kg -wet	
環境実態調査(ニホンザル・筋肉)	o,p'-DDD	0/10	ND(<0.01) μ g/kg -wet	
	p,p'-DDD	1/10	ND(<0.01) - 0.01 μ g/kg -wet	
環境実態調査(タヌキ・筋肉)	o,p'-DDD	0/10	ND(<0.01) μ g/kg -wet	
	p,p'-DDD	5/10	ND(<0.01) - 0.08 μ g/kg -wet	

1. 3. 平成13年度

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	環境実態調査(カワウ・肝臓)	o,p'-DDD	0/26	ND(<0.11-1.0) μ g/kg -wet
		p,p'-DDD	3/26	ND(<0.15-1.5) - 2.7 μ g/kg -wet
	環境実態調査(猛禽類・肝臓or筋肉)	o,p'-DDD	0/15	ND(<0.88-11) μ g/kg -wet
		p,p'-DDD	1/15	ND(<1.2-21) - 30 μ g/kg -wet
	環境実態調査(猛禽類・卵)	o,p'-DDD	0/4	ND(<0.54-1.3) μ g/kg -wet
		p,p'-DDD	0/4	ND(<1-2.4) μ g/kg -wet

1. 4. 平成12年度

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 (カワウ・筋肉)	o,p'-DDD	0/30	ND(<0.07-1.7) μ g/kg -wet
		p,p'-DDD	1/30	ND(<0.1-2.5) - 0.16 μ g/kg -wet
	影響実態調査 (カワウ・卵)	o,p'-DDD	3/90	ND(<0.14-8.5) - 0.85 μ g/kg -wet
		p,p'-DDD	60/90	ND(<0.24-6.4) - 22 μ g/kg -wet
	影響実態調査 (猛禽類・筋肉)	o,p'-DDD	10/44	ND(<0.13-2.4) - 9.3 μ g/kg -wet
		p,p'-DDD	34/44	ND(<0.64-3.5) - 1,700 μ g/kg -wet
	影響実態調査 (猛禽類・卵)	o,p'-DDD	0/6	ND(<0.16-0.33) μ g/kg -wet
		p,p'-DDD	6/6	0.85 - 17 μ g/kg -wet

1. 5. 平成10年度

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

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
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 -dry
		p,p'-DDD	0/94	ND(<5) μ g/kg -dry
	野生生物影響実態調査 (コイ)	o,p'-DDD	0/8	ND(<5) μ g/kg -dry
		p,p'-DDD	0/8	ND(<5) μ g/kg -dry
	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 -dry
		p,p'-DDD	3/12	ND(<5)–425 μ g/kg -dry
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 -dry
		p,p'-DDD	6/94	ND(<10)–305 μ g/kg -dry
	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 -dry
		p,p'-DDD	3/7	ND(<5)–36 μ g/kg -dry
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 -wet
		p,p'-DDD	11/48	ND(<5)–24 μ g/kg -wet
野生生物調査	影響実態調査 (コイ・筋肉)	o,p'-DDD	0/145	ND(<5) μ g/kg -wet
		p,p'-DDD	2/145	ND(<5)–21 μ g/kg -wet
	影響実態調査 (カエル類・全身)	o,p'-DDD	0/100	ND(<1-5) μ g/kg -wet
		p,p'-DDD	6/100	ND(<1-5)–19 μ g/kg -wet
	影響実態調査 (クジラ類・脂肪)	o,p'-DDD	25/26	ND(<5)–392 μ g/kg -wet
		p,p'-DDD	26/26	20–4,780 μ g/kg -wet
	影響実態調査 (アザラシ類・脂肪)	o,p'-DDD	0/19	ND(<5) μ g/kg -wet
		p,p'-DDD	16/19	ND(<5)–117 μ g/kg -wet
	影響実態調査 (ドバト・筋肉)	o,p'-DDD	0/32	ND(<2) μ g/kg -wet
		p,p'-DDD	1/32	ND(<2)–3 μ g/kg -wet
	影響実態調査 (トビ・筋肉)	o,p'-DDD	0/26	ND(<2) μ g/kg -wet
		p,p'-DDD	23/26	ND(<2)–18 μ g/kg -wet
	影響実態調査 (シマフクロウ・筋肉)	o,p'-DDD	0/5	ND(<2) μ g/kg -wet
		p,p'-DDD	5/5	3–8 μ g/kg -wet
	影響実態調査 (猛禽類・肝臓)	o,p'-DDD	0/30	ND(<2-10) μ g/kg -wet
		p,p'-DDD	15/30	ND(<2-10)–82 μ g/kg -wet
	影響実態調査 (アカネズミ・全身)	o,p'-DDD	0/30	ND(<2-4) μ g/kg -wet
		p,p'-DDD	0/30	ND(<2-4) μ g/kg -wet
	影響実態調査 (ニホンザル・肝臓 (一部脂肪及び筋肉))	o,p'-DDD	0/41	ND(<2-4) μ g/kg -wet
		p,p'-DDD	1/41	ND(<2-4)–3 μ g/kg -wet
影響実態調査 (クマ類・脂肪)	o,p'-DDD	0/17	ND(<2-5) μ g/kg -wet	
	p,p'-DDD	0/17	ND(<2-5) μ g/kg -wet	
影響実態調査 (タヌキ・脂肪)	o,p'-DDD	0/15	ND(<2-8) μ g/kg -wet	
	p,p'-DDD	0/15	ND(<2-8) μ g/kg -wet	

2. 国内の過去の測定値

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	o,p'-DDD	113/114	ND(<0.00000002-0.0000002)–0.00011 μ g/L
	p,p'-DDD	114/390	ND(<0.0007-0.1)–0.00019 μ g/L
底質調査	o,p'-DDD	184/189	ND(<0.002)–14 μ g/kg -dry
	p,p'-DDD	332/533	ND(<0.008-10)–51 μ g/kg -dry
大気調査	o,p'-DDD	97/102	ND(<0.000007)–0.00085ng/m ³
	p,p'-DDD	101/102	ND(<0.000006)–0.00076ng/m ³
水生生物調査(魚類)	o,p'-DDD	251/1,343	ND(<1-10)–18 μ g/kg -wet
	p,p'-DDD	923/1,601	ND(<1-7)–85 μ g/kg -wet
水生生物調査(鳥類)	o,p'-DDD	18/202	ND(<1)–31 μ g/kg -wet
	p,p'-DDD	131/232	ND(<1)–99 μ g/kg -wet
水生生物調査(貝類)	o,p'-DDD	54/529	ND(<1)–2.9 μ g/kg -wet
	p,p'-DDD	255/619	ND(<1)–9 μ g/kg -wet

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 -dry 72 μ g/kg-dry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 -wet 50 μ g/kg-dry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 -wet 240 μ g/kg-dry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. 内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果の報告（生体内試験、水中濃度）

異性体名	作用濃度	作用内容
<i>p,p'</i> -DDD	0.213~18.7 μg/L	60日間曝露後、メダカ(<i>Oryzias latipes</i>)の孵化率、孵化日数、全長、体重、肝臓中ビテロジェニン濃度、生殖腺の組織学的検査及び肝指数に有意な変化が認められなかった濃度 ⁴⁾
<i>p,p'</i> -DDD	1.28~21.3 μg/L	21日間曝露後、雄メダカ(<i>O. latipes</i>)の肝臓中ビテロジェニン濃度の増加が認められなかった濃度 ⁴⁾
<i>o,p'</i> -DDD	1,000 μg/L *	20日間曝露した未成熟リードガエル(<i>Hyperolius argus</i> 前脚出現 24時間以内)で性成熟に先駆けて雌型体色変化（第二次性徴）を示した個体数に高値が認められた濃度 ³⁾ 。 <i>p,p'</i> -DDDでは発現しなかった ³⁾ 。

*この作用濃度は信頼性が低かった。

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

野生生物調査の一部で検出された。

なお、平成14年度の野生生物調査、平成13年度の野生生物調査、平成12年度の野生生物調査、平成10年度の底質、土壌、水生生物（魚類）及び野生生物調査の一部で検出された。

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.
- 3) Noriega, N. C. and T. B. Hayes (2000) DDT congener effects on secondary sex coloration in the reed frog *Hyperolius argus*: a partial evaluation of the *Hyperolius argus* endocrine screen. Comparative Biochemistry and Physiology Part B, 126, 231-237.
- 4) 環境省環境保健部(2004) 魚類を用いた生態系への内分泌攪乱作用に関する試験結果について（案）、平成16年度 第2回内分泌攪乱化学物質問題検討会資料

20. ケルセン

使用量およびその推移

使用量は原体 66t 及び製剤 149t(2002 年、平成 14 年)で前年(原体 22t)と比較して増加した¹⁾。製剤の成分含有率が不明であるため、比較はできなかった。

環境中濃度に関する規制

環境中濃度に関する規制はない。

1. 環境実態調査結果

1.1. 平成14年度

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
大気調査	環境実態調査	0/20	ND(<0.003)ng/m ³

1.2. 平成12年度

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	農薬の環境動態調査	1/25	ND(<0.01) - 0.01 μg/L
底質調査	農薬の環境動態調査	0/15	ND(<1) μg/kg -dry
水生生物調査(魚類)	農薬の環境動態調査	4/4	5 - 66 μg/kg -wet

1.3. 平成10年度

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) μg/L
	農薬等の環境残留実態調査(第二回)	0/249	ND(<0.05) μg/L
	農薬等の環境残留実態調査(第三回)	0/249	ND(<0.05) μg/L
底質調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<20) μg/kg -dry
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<20) μg/kg -dry
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 μg/kg -wet

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) μg/L
底質調査	0/24	ND(<3-11) μg/kg -dry

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. 内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果の報告(生体内試験、水中濃度)

内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果の報告(生体内試験、水中濃度)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

大気調査における測定値は検出限界値未満であった。

なお、平成 12 年度の水質及び水生生物調査（魚類）、平成 10 年度の水生生物調査（魚類）の一部で検出された。

6 . 参考文献

- 1) 社）日本植物防疫協会(2003)農薬要覧-2003-(バックナンバ - を含む)

21. アルドリン

使用量およびその推移

農薬登録失効(1975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0t(1973年)で前年(2t)と比較して減少した²⁾。

環境中濃度に関する規制

環境中濃度に関する規制はない。

1. 環境実態調査結果

1. 1. 平成10年度

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 -dry
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<5) μ g/kg -dry
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-wet

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	93/174	ND(<0.00000002-0.1)-0.000018 μ g/L
底質調査	149/249	ND(<0.002-10)-0.57 μ g/kg -dry
大気調査	41/102	ND(<0.00002)-0.0032ng/m ³
水生生物調査(魚類)	5/911	ND(<0.0014-5)-2 μ g/kg -wet
水生生物調査(貝類)	12/324	ND(<0.0014-1)-0.034 μ g/kg -wet
水生生物調査(鳥類)	1/137	ND(<0.0014-1)-2 μ g/kg -wet

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(<0.007-0.011)-0.359ng/L 0.359ng/Lは、1987年スペリオール湖での測定値 ¹⁾

4. 内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果の報告(生体内試験、水中濃度)
内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果の報告(生体内試験、水中濃度)は得られなかった。

5. まとめ

平成10年度の何れの調査においても測定値は検出限界値未満であった。

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) 社) 日本植物防疫協会(2003)農薬要覧-2003-(バックナンバーを含む)

22. エンドリン

使用量およびその推移

農薬登録失効(1975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0t(1974年)で前年(0t)と比較して横這いであった³⁾。

環境中濃度に関する規制

環境中濃度に関する規制はない。

1. 環境実態調査結果

1. 1. 平成10年度

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 -dry
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<5) μ g/kg -dry
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 -wet

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	101/174	ND(<0.000002-0.1)-0.000031 μ g/L
底質調査	141/249	ND(<0.002-10)-19 μ g/kg -dry
大気調査	90/102	ND(<0.00003)-0.0025ng/m ³
水生生物調査(魚類)	62/911	ND(<0.006-5)-4 μ g/kg -wet
水生生物調査(貝類)	100/324	ND(<0.006-1)-180 μ g/kg -wet
水生生物調査(鳥類)	7/137	ND(<0.006-1)-0.099 μ g/kg -wet

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(<0.007-0.022)-0.149ng/L 0.149ng/Lは、1986年オンタリオ湖での測定値 ¹⁾
魚類調査	五大湖	ND(<5-27)-59.8 μ g/kg -wet 59.8 μ g/kg -wet 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 ²⁾

4. 内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果の報告(生体内試験、水中濃度)

内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果の報告(生体内試験、水中濃度)は得られなかった。

5. まとめ

平成10年度の何れの調査においても測定値は検出限界値未満であった。

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) 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 Lake Res.*,Vol.22,No.2,310-330.
- 3) 社) 日本植物防疫協会(2003)農薬要覧-2003-(バックナンバーを含む)

23. ディルドリン

使用量およびその推移

農薬登録失効(1975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42t(1980年)で前年(65t)と比較して減少した⁶⁾。

環境中濃度に関する規制

環境中濃度に関する規制はない。

1. 環境実態調査結果

1. 1. 平成15年度

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
野生生物調査	環境実態調査(トノサマガエル・筋肉)	3/7	ND(<0.03-0.1)–9.3 μg/kg -wet
	環境実態調査(トウキョウダルマガエル・筋肉)	8/8	0.53–2.3 μg/kg -wet
	環境実態調査(クマタカ・筋肉)	2/2	12–59 μg/kg -wet
	環境実態調査(カワウ・筋肉)	20/20	0.65–53 μg/kg -wet
	環境実態調査(ハシブトガラス・筋肉)	10/10	0.5–5.7 μg/kg -wet
	環境実態調査(スナメリ・脂肪)	10/10	13–630 μg/kg -wet
	環境実態調査(ニホンザル・筋肉)	10/10	0.01–0.28 μg/kg -wet
	環境実態調査(タヌキ・筋肉)	10/10	0.18–0.67 μg/kg -wet

1. 2. 平成14年度

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
野生生物調査	環境実態調査(トノサマガエル・筋肉)	0/5	ND(<0.1-0.6) μg/kg -wet
	環境実態調査(トウキョウダルマガエル・筋肉)	0/1	ND(<0.1) μg/kg -wet
	環境実態調査(カワウ・筋肉)	10/10	0.79–14 μg/kg -wet
	環境実態調査(トビ・筋肉)	8/8	3.7–12 μg/kg -wet
	環境実態調査(ハシブトガラス・筋肉)	12/12	1.1–6.8 μg/kg -wet
	環境実態調査(スナメリ・脂肪)	10/10	30–400 μg/kg -wet
	環境実態調査(ニホンザル・筋肉)	10/10	0.013–0.07 μg/kg -wet
	環境実態調査(タヌキ・筋肉)	10/10	0.07–1.8 μg/kg -wet

1. 3. 平成13年度

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
野生生物調査	環境実態調査(カワウ・肝臓)	0/26	ND(<0.11-0.34) μ g/kg -wet
	環境実態調査(猛禽類・肝臓or筋肉)	1/13	ND(<1-12) – 200 μ g/kg -wet

1. 4. 平成12年度

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
野生生物調査	影響実態調査 (カワウ・筋肉)	10/30	ND(<0.61-29) – 6.1 μ g/kg -wet
	影響実態調査 (カワウ・卵)	10/10	14 – 41 μ g/kg -wet
	影響実態調査 (猛禽類・筋肉)	33/44	ND(<0.01-0.27) – 340 μ g/kg -wet

1. 5. 平成10年度

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(<20) μ g/kg -dry
	野生生物影響実態調査 (コイ)	0/8	ND(<5) μ g/kg -dry
	野生生物影響実態調査 (カエル類)	0/12	ND(<5) μ g/kg -dry
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<10) μ g/kg -dry
	野生生物影響実態調査 (カエル類)	0/7	ND(<5) μ g/kg -dry
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 -wet
野生生物調査	影響実態調査 (コイ・筋肉)	2/145	ND(<5) – 5.7 μ g/kg -wet
	影響実態調査 (カエル類・全身)	2/80	ND(<2-5) – 12 μ g/kg -wet
	影響実態調査 (クジラ類・脂肪)	24/26	ND(<10) – 1,930 μ g/kg -wet
	影響実態調査 (アザラシ類・脂肪)	7/19	ND(<10) – 90 μ g/kg -wet
	影響実態調査 (ドバト・筋肉)	1/32	ND(<2) – 3 μ g/kg -wet
	影響実態調査 (トビ・筋肉)	24/26	ND(<2) – 124 μ g/kg -wet
	影響実態調査 (シマフクロウ・筋肉)	0/5	ND(<2) μ g/kg -wet
	影響実態調査 (猛禽類・肝臓)	20/30	ND(<2-10) – 506 μ g/kg -wet
	影響実態調査 (アカネズミ・全身)	0/30	ND(<2-4) μ g/kg -wet
	影響実態調査 (ニホンザル・肝臓(一部脂肪及び筋肉))	31/41	ND(<2-4) – 115 μ g/kg -wet
	影響実態調査 (クマ類・脂肪)	3/17	ND(<2-5) – 12 μ g/kg -wet
	影響実態調査 (タヌキ・脂肪)	8/15	ND(<2-8) – 29 μ g/kg -wet

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	115/413	ND(<0.01-0.1)－0.011 μ g/L
底質調査	219/543	ND(<0.21-10)－9.2 μ g/kg -dry
大気調査	102/102	0.00073－0.11ng/m ³
水生生物調査（魚類）	515/1,473	ND(<1-5)－46 μ g/kg -wet
水生生物調査（貝類）	253/559	ND(<1)－760 μ g/kg -wet
水生生物調査（鳥類）	133/212	ND(<1)－124 μ g/kg -wet

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	0.075－1.111ng/L 1.111ng/Lは、1986年エリー湖での測定値 ¹⁾
魚類調査	五大湖	ND(<1-5)－1,300 μ g/kg -wet 1,300 μ g/kg-wet は、1990年ミシガン湖で採集されたマス類 Brook trout(<i>Salvelinus fontinalis</i>)での測定値 ²⁾
	バルト海	3 μ g/kg -wet 3 μ g/kg-wet は、バルト海で採集されたタラ類(<i>Gadus morhua</i>)での測定値 ³⁾
	北海	2-3 μ g/kg -wet 3 μ g/kg-wet は、南部北海で採集されたタラ類(<i>Gadus morhua</i>) ⁴⁾ と1991年英国 Firth of Forth で採集されたニシン類(<i>Clupea harengus</i>)での測定値 ⁵⁾

4. 内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果の報告（生体内試験、水中濃度）
内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果の報告（生体内試験、水中濃度）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

野生生物調査の一部で検出された。

なお、平成14年度、平成13年度、平成12年度及び平成10年度の野生生物調査の一部で検出された。

6. 参考文献

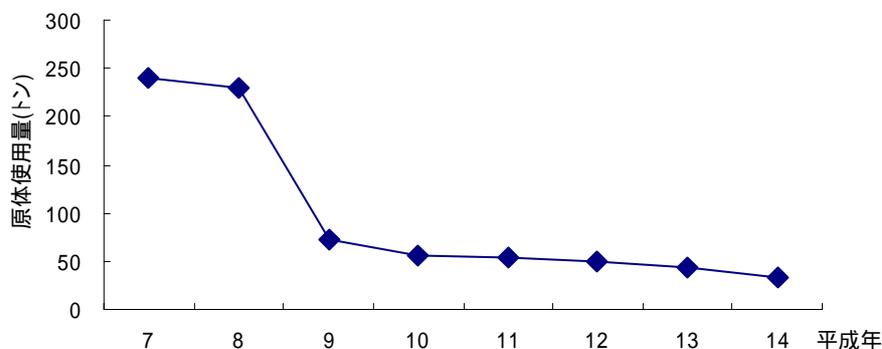
- 1)Stevens, R. J. J. and M. A. Neilson(1989)Inter-and intralake distributions of trace organic contaminants in surface waters of the Great Lakes. J. Great Lakes Res.Vol.15,No.3,377-393.
- 2)Miller, M. A., N. M. Kassulke and M. D. Walkowski(1993)Organochlorine

- concentrations in Laurentian Great Lakes salmonines: Implications for fisheries management. Arch. Environ. Contam. Toxicol., Vol. 25, 212-219.
- 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) 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.
 - 5) Harms, U. and M. A. T. Kerkhoff (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.
 - 6) 社) 日本植物防疫協会 (2003) 農薬要覧-2003-(バックナンバーを含む)

24. エンドスルファン（ベンゾエピン）

使用量およびその推移

原体使用量は 33t(2002 年、平成 14 年)で前年(43t)と比較して減少した⁸⁾。



環境中濃度に関する規制

環境中濃度に関する規制はない。

1. 環境実態調査結果

1.1. 平成14年度

調査区分	調査名	異性体名 ^{注)}	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
大気調査	環境実態調査	エンドスルファン	0/20	ND(<0.005)ng/m ³
		エンドスルファン	0/20	ND(<0.007)ng/m ³

1.2. 平成10年度

調査区分	調査名	異性体名 ^{注)}	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)	エンドスルファン()	0/249	ND(<0.05) μg/L
		エンドスルファン()	0/249	ND(<0.05) μg/L
		エンドスルファンサルフェート	0/249	ND(<0.05) μg/L
	農薬等の環境残留実態調査 (第二回)	エンドスルファン()	0/249	ND(<0.05) μg/L
		エンドスルファン()	0/249	ND(<0.05) μg/L
		エンドスルファンサルフェート	0/249	ND(<0.05) μg/L
	農薬等の環境残留実態調査 (第三回)	エンドスルファン()	0/249	ND(<0.05) μg/L
		エンドスルファン()	0/249	ND(<0.05) μg/L
		エンドスルファンサルフェート	1/249	ND(<0.05)–0.06 μg/L
底質調査	農薬等の環境残留実態調査	エンドスルファン()	0/94	ND(<20) μg/kg -dry
		エンドスルファン()	0/94	ND(<20) μg/kg -dry
		エンドスルファンサルフェート	0/94	ND(<20) μg/kg -dry

調査区分	調査名	異性体名 ^{注)}	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	エンドスルファン()	0/94	ND(<5) $\mu\text{g/kg}$ -dry
		エンドスルファン()	0/94	ND(<5) $\mu\text{g/kg}$ -dry
		エンドスルファンサルフェート	0/94	ND(<30) $\mu\text{g/kg}$ -dry
水生生物調査 (魚類)	農薬等の環境 残留実態調査	エンドスルファン()	0/48	ND(<40) $\mu\text{g/kg}$ -wet
		エンドスルファン()	0/48	ND(<30) $\mu\text{g/kg}$ -wet
		エンドスルファンサルフェート	0/48	ND(<10) $\mu\text{g/kg}$ -wet

注) エンドスルファンサルフェートはエンドスルファン SO_2 体と同じ物質

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	エンドスルファン()	0/30	ND(<0.004-0.025) $\mu\text{g/L}$
	エンドスルファン()	0/30	ND(<0.014-0.06) $\mu\text{g/L}$
底質調査	エンドスルファン()	0/30	ND(<0.2-1) $\mu\text{g/kg}$ -dry
	エンドスルファン()	0/30	ND(<0.7-3) $\mu\text{g/kg}$ -dry
大気調査	エンドスルファン()	4/55	ND(<0.2-30)-14ng/m ³
	エンドスルファン()	4/55	ND(<0.2-30)-3.8ng/m ³

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	エンドスルファン()	ND(<0.007-0.022)-0.175ng/L 0.175ng/L は、1984 年スペリオール湖での測定値 ¹⁾
		エンドスルファン()	ND(<0.007-0.011)-0.1693ng/L 0.1693ng/L は、1988 年オンタリオ湖での測定値 ²⁾
魚類調査	五大湖	エンドスルファンサルフェート	ND(<0.5-2) $\mu\text{g/kg}$ -wet ³⁾

4. 内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果の報告 (生体内試験、水中濃度)

異性体名	作用濃度	作用内容
エンドスルファン	40.7 $\mu\text{g/L}$	約 20~22 時間曝露した野生型ゼブラフィッシュ (<i>Danio rerio</i>) 受精胚で始原生殖細胞分布の変化(前体節分布の低値、後体節分布の高値)が認められた濃度 ⁷⁾
	1.5 $\mu\text{g/L}$ *	16 時間曝露後、卵黄形成期のナマズ類 (<i>Clarias batrachus</i>) の血漿中ピテロジェニン値の減少が認められた濃度 ⁴⁾
	8 $\mu\text{g/L}$ *	96 時間曝露後、卵黄形成期及び卵黄形成後のナマズ類 (<i>C. batrachus</i>) のサイロキシン(T4)値が増加し、トリヨードサイロニン(T3)及び T3/T4 比が減少した濃度 ⁵⁾
	50 $\mu\text{g/L}$ **	3 日間曝露後、シオマネキ類 (<i>Uca pugilator</i>) の外皮及び肝臓組織のキトビアーゼを阻害した濃度 ⁶⁾

* この作用濃度は信頼性が低かった。

** この作用濃度は信頼性がやや低かった。

なお、内分泌攪乱作用に関する試験管内試験の報告も得られている。

5 . まとめ

大気調査の測定値は検出限界値未満であった。

なお、平成 10 年度の水質調査の一部でエンドスルファンサルフェートが検出された。

6 . 参考文献

- 1) Chan, C. H.and J. Kohli(1987)Surveys of trace contaminants in the St. Clair River, 1985.Inland Waters/Lands Directorate. Scientific Series,No.158, 1-10.
- 2)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.
- 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)Chakravorty, S., B. Lal and T. P. Singh(1992)Effects of endosulfan(thiodan) on vitellogenesis and its modulation by different hormones in the vitellogenic catfish *Clarias batrachus*. Toxicology, Vol.75,No.3,191-198.
- 5)Sinha, N., B. Lal and T. P. Singh(1991)Pesticides induced changes in circulating thyroid hormones in the freshwater catfish *Clarias batrachus*. Comp. Biochem. Physiol.,Vol.100,No.1-2,107-110.
- 6)Zou, E. and M. Fingerman(1999)Effects of estrogenic agents on chitobiase activity in the epidermis and hepatopancreas of the fiddler crab, *Uca pugilator*. Ecotoxicology and Environmental Safety,42,185-190.
- 7)Willey, J. B. and P. H. Krone(2001)Effects of endosulfan and nonylphenol on the primordial germ cell population in pre-larval zebrafish embryos. Aquatic Toxicology, 54, 113-123.
- 8) 社) 日本植物防疫協会(2003)農薬要覧-2003-(バックナンバ - を含む)

25. ヘプタクロル

使用量およびその推移

農薬登録失効(1975年農薬法)、第1種特定化学物質(1986年化審法)
最後の原体使用量は61t(1972年)で前年(58t)と比較して増加した⁴⁾。

環境中濃度に関する規制

環境中濃度に関する規制はない。

1. 環境実態調査結果

1.1. 平成15年度

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
野生生物調査	環境実態調査(カワウ・筋肉)	1/20	ND(<0.009) - 0.027 $\mu\text{g/kg}$ -wet
	環境実態調査(ハシブトガラス・筋肉)	0/10	ND(<0.02) $\mu\text{g/kg}$ -wet
	環境実態調査(スナメリ・脂肪)	10/10	0.14 - 3.3 $\mu\text{g/kg}$ -wet
	環境実態調査(ニホンザル・筋肉)	0/10	ND(<0.009) $\mu\text{g/kg}$ -wet
	環境実態調査(タヌキ・筋肉)	1/10	ND(<0.009) - 0.022 $\mu\text{g/kg}$ -wet

1.2. 平成14年度

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
野生生物調査	環境実態調査(カワウ・筋肉)	0/10	ND(<0.009) $\mu\text{g/kg}$ -wet
	環境実態調査(トビ・筋肉)	7/8	ND(<0.009) - 0.024 $\mu\text{g/kg}$ -wet
	環境実態調査(ハシブトガラス・筋肉)	0/12	ND(<0.009-0.02) $\mu\text{g/kg}$ -wet
	環境実態調査(スナメリ・脂肪)	7/10	ND(<0.2) - 1.4 $\mu\text{g/kg}$ -wet
	環境実態調査(ニホンザル・筋肉)	0/10	ND(<0.009) $\mu\text{g/kg}$ -wet
	環境実態調査(タヌキ・筋肉)	1/10	ND(<0.009) - 0.013 $\mu\text{g/kg}$ -wet

1.3. 平成10年度

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) μg/L
	野生生物影響実態調査（コイ）	0/6	ND(<0.025) μg/L
	野生生物影響実態調査（カエル類）	0/19	ND(<0.03) μg/L
底質調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<10) μg/kg -dry
	野生生物影響実態調査（コイ）	0/8	ND(<5) μg/kg -dry
	野生生物影響実態調査（カエル類）	0/12	ND(<5) μg/kg -dry
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<5) μg/kg -dry
	野生生物影響実態調査（カエル類）	0/7	ND(<5) μg/kg -dry
水生生物調査（魚類）	農薬等の環境残留実態調査	0/48	ND(<10) μg/kg -wet
野生生物調査	影響実態調査（コイ・筋肉）	0/145	ND(<5) μg/kg -wet
	影響実態調査（カエル類・全身）	0/80	ND(<2-5) μg/kg -wet
	影響実態調査（クジラ類・脂肪）	0/26	ND(<5) μg/kg -wet
	影響実態調査（アザラシ類・脂肪）	0/19	ND(<5) μg/kg -wet
	影響実態調査（ドバト・筋肉）	0/32	ND(<2) μg/kg -wet
	影響実態調査（トビ・筋肉）	0/26	ND(<2) μg/kg -wet
	影響実態調査（シマフクロウ・筋肉）	0/5	ND(<2) μg/kg -wet
	影響実態調査（猛禽類・肝臓）	0/30	ND(<2-10) μg/kg -wet
	影響実態調査（アカネズミ・全身）	0/30	ND(<2-4) μg/kg -wet
	影響実態調査（ニホンザル・肝臓（一部脂肪及び筋肉）	0/41	ND(<2-4) μg/kg -wet
	影響実態調査（クマ類・脂肪）	0/17	ND(<2-5) μg/kg -wet
	影響実態調査（タヌキ・脂肪）	0/15	ND(<2-8) μg/kg -wet

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	97/239	ND(<0.00000005-0.005) - 0.000025 μg/L
底質調査	181/276	ND(<0.0006-0.2) - 3.7 μg/kg -dry
大気調査	104/175	ND(0.1-1) - 0.22ng/m ³
水生生物調査（魚類）	66/197	ND(<0.0014-1) - 10 μg/kg -wet
水生生物調査（貝類）	28/38	ND(<0.0014) - 0.015 μg/kg -wet
水生生物調査（鳥類）	7/10	ND(<0.0014) - 0.0052 μg/kg-wet

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(<0.007-0.011)–0.036ng/L 0.036ng/L は、1984年スペリオール湖での測定値 ¹⁾
魚類調査	五大湖	ND(<1-2)–8 μg/kg -wet 8 μg/kg-wet 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 ²⁾

4 . 内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果の報告 (生体内試験、水中濃度)

作用濃度	作用内容
333 $\mu\text{g/L}$	24 時間曝露したロブスター (<i>Homarus americanus</i>) 幼生 (1-5 日齢) で CYP45 (55 および 57kDa の cytochrome P450 酵素)、HSP40 (40kDa の human stress protein) 抗体結合蛋白質濃度の有意な高値が認められた濃度 ³⁾
1,000 $\mu\text{g/L}$	24 時間曝露したロブスター (<i>H. americanus</i>) 幼生 (1-5 日齢) でエクジソン濃度の攪乱、脱皮日の遅延、脱皮成功率及び生存率の低値が認められた濃度 ³⁾

なお、内分泌攪乱作用に関する試験管内試験の報告は得られている。

5 . まとめ

野生生物調査の一部で検出された。

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) 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 Lake Res., Vol.13, No.3, 296-309.
- 3) Snyder, M.J. and E.P. Mulder(2001) Environmental endocrine disruption in decapod crustacean larvae: hormone titers, cytochrome P450, and stress protein responses to heptachlor exposure. Aquatic Toxicology, 55, 177-190.
- 4) 社) 日本植物防疫協会(2003) 農薬要覧-2003-(バックナンバ - を含む)

26. ヘプタクロルエポキシサイド

使用量およびその推移

ヘプタクロルの代謝物、第1種特定化学物質（1986年化審法）

環境中濃度に関する規制

環境中濃度に関する規制はない。

1. 環境実態調査結果

1.1. 平成15年度

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
野生生物調査	環境実態調査(トノサマガエル・筋肉)	4/7	ND(<0.1-0.2) - 1.4 μg/kg -wet
	環境実態調査(トウキョウダルマガエル・筋肉)	7/8	ND(<0.1) - 0.93 μg/kg -wet
	環境実態調査(クマタカ・筋肉)	2/2	8.2 - 8.9 μg/kg -wet
	環境実態調査(カワウ・筋肉)	20/20	0.32 - 27 μg/kg -wet
	環境実態調査(ハシブトガラス・筋肉)	10/10	0.98 - 9.1 μg/kg -wet
	環境実態調査(スナメリ・脂肪)	10/10	1.5 - 79 μg/kg -wet
	環境実態調査(ニホンザル・筋肉)	10/10	0.0069 - 0.27 μg/kg -wet
	環境実態調査(タヌキ・筋肉)	10/10	0.16 - 2.3 μg/kg -wet

1.2. 平成14年度

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
大気調査	環境実態調査	0/20	ND(<0.0009)ng/m ³
野生生物調査	環境実態調査(トノサマガエル・筋肉)	0/5	ND(<0.2-0.9) μg/kg -wet
	環境実態調査(トウキョウダルマガエル・筋肉)	0/1	ND(<0.2) μg/kg -wet
	環境実態調査(イヌワシ・筋肉)	0/1	ND(<1) μg/kg -wet
	環境実態調査(クマタカ・卵)	0/1	ND(<0.2) μg/kg -wet
	環境実態調査(カワウ・筋肉)	10/10	0.28 - 3.8 μg/kg -wet
	環境実態調査(トビ・筋肉)	8/8	0.53 - 6.6 μg/kg -wet
	環境実態調査(ハシブトガラス・筋肉)	12/12	0.54 - 13 μg/kg -wet
	環境実態調査(スナメリ・脂肪)	10/10	3.7 - 63 μg/kg -wet
	環境実態調査(ニホンザル・筋肉)	10/10	0.0083 - 0.03 μg/kg -wet
	環境実態調査(タヌキ・筋肉)	10/10	0.09 - 1.8 μg/kg -wet

1.3. 平成13年度

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
野生生物調査	環境実態調査(カワウ・肝臓)	25/26	ND(<0.62) - 24 µg/kg -wet
	環境実態調査(猛禽類・肝臓or筋肉)	0/15	ND(<0.72-9) µg/kg -wet
	環境実態調査(猛禽類・卵)	0/4	ND(<0.44-1.1) µg/kg -wet

1.4. 平成12年度

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
野生生物調査	影響実態調査(カワウ・筋肉)	20/30	ND(<0.13-1.9) - 1.1 µg/kg -wet
	影響実態調査(カワウ・卵)	57/90	ND(<5.6-15) - 69 µg/kg -wet
	影響実態調査(猛禽類・筋肉)	38/44	ND(<0.5-2.7) - 180 µg/kg -wet
	影響実態調査(猛禽類・卵)	6/6	17 - 73 µg/kg -wet

1.5. 平成10年度

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) µg/L
	野生生物影響実態調査(コイ)	0/6	ND(<0.025) µg/L
	野生生物影響実態調査(カエル類)	0/19	ND(<0.03) µg/L
底質調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<10) µg/kg -dry
	野生生物影響実態調査(コイ)	0/8	ND(<5) µg/kg -dry
	野生生物影響実態調査(カエル類)	0/12	ND(<5) µg/kg -dry
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<10) µg/kg -dry
	野生生物影響実態調査(カエル類)	0/7	ND(<5) µg/kg -dry
水生生物調査 (魚類)	農薬等の環境残留実態調査	0/48	ND(<10) µg/kg -wet
野生生物調査	影響実態調査(コイ・筋肉)	0/145	ND(<5) µg/kg -wet
	影響実態調査(カエル類・全身)	0/80	ND(<2-5) µg/kg -wet
	影響実態調査(クジラ類・脂肪)	23/26	ND(<10)-220 µg/kg -wet
	影響実態調査(アザラシ類・脂肪)	17/19	ND(<10)-70 µg/kg -wet
	影響実態調査(ドバト・筋肉)	0/32	ND(<2) µg/kg -wet
	影響実態調査(トビ・筋肉)	9/26	ND(<2)-7 µg/kg -wet
	影響実態調査(シマフクロウ・筋肉)	0/5	ND(<2) µg/kg -wet
	影響実態調査(猛禽類・肝臓)	26/30	ND(<2-10)-170 µg/kg -wet
	影響実態調査(アカネズミ・全身)	0/30	ND(<2-4) µg/kg -wet
	影響実態調査(ニホンザル・肝臓(一部脂肪及び筋肉))	16/41	ND(<2-4)-178 µg/kg -wet
	影響実態調査(クマ類・脂肪)	2/17	ND(<2-5)-80 µg/kg -wet
	影響実態調査(タヌキ・脂肪)	9/15	ND(<2-8)-23 µg/kg -wet

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	0/159	ND(<0.005-0.05) μg/L
底質調査	3/159	ND(<0.2-190)–0.6 μg/kg -dry
大気調査	0/73	ND(<0.1-0.5)ng/m ³
水生生物調査(魚類)	28/173	ND(<1-5)–6 μg/kg -wet

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)–0.4259ng/L 0.4259ng/L は、1988 年ミシガン湖での測定値 ¹⁾
魚類調査	五大湖	ND(<0.1-5)–62 μg/kg -wet 62 μg/kg-wet 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 ²⁾

4. 内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果の報告(生体内試験、水中濃度)
内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果の報告(生体内試験、水中濃度)は得られなかった。

5. まとめ

野生生物調査の一部で検出された。

なお、平成 14 年度、平成 13 年度、平成 12 年度及び平成 10 年度の野生生物調査の一部で検出された。

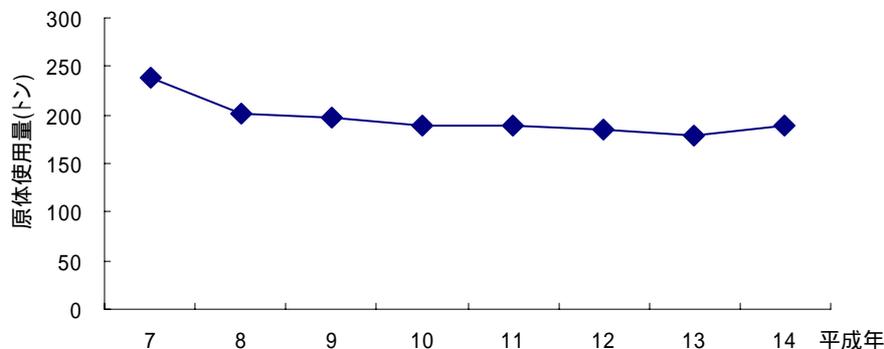
6. 参考文献

- 1)L'Italien, S.(1993)Organic contaminants in the Great Lakes 1986-1990. Report No:EQ B/LWD-OR/93-02-I,Environment Canada, Environmental Quality Branch, Ontario Region, Burlington, Ontario.
- 2)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.

27. マラチオン

使用量およびその推移

原体使用量は 189t(2002 年、平成 14 年)で前年(179t)と比較して増加した⁴⁾。



環境中濃度に関する規制

0.1mg/L (水中、登録保留基準：農薬法)

1. 環境実態調査結果

1.1. 平成12年度

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	農薬の環境動態調査	2/50	ND(<0.01) - 0.03 μg/L
底質調査	農薬の環境動態調査	0/30	ND(<1) μg/kg -dry
水生生物魚類 (魚類)	農薬の環境動態調査	0/8	ND(<1) μg/kg -dry
野生生物調査	影響実態調査(カワウ・筋肉)	0/30	ND(<0.08-10) μg/kg -wet
	影響実態調査(カワウ・卵)	0/10	ND(<4.8-10) μg/kg -wet
	影響実態調査(猛禽類・筋肉)	0/44	ND(<0.09-11) μg/kg -wet

1.2. 平成10年度

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)	3/249	ND(<0.05)-0.32 μg/L
	農薬等の環境残留実態調査(第二回)	3/249	ND(<0.05)-0.07 μg/L
	農薬等の環境残留実態調査(第三回)	1/249	ND(<0.05)-0.07 μg/L
底質調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<10) μg/kg -dry
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	2/94	ND(<1)-6 μg/kg -dry
水生生物調査 (魚類)	農薬等の環境残留実態調査	0/48	ND(<2) μg/kg -wet

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	3/51	ND(<0.001-0.06)–1.6 µg/L
底質調査	3/51	ND(<0.19-60)–0.45 µg/kg -dry
大気調査	0/54	ND(0.036-25)ng/m ³
水生生物調査（魚類）	3/92	ND(<0.097-69)–12 µg/kg -wet

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. 内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果の報告（生体内試験、水中濃度）

作用濃度	作用内容
1,250 µg/L	5日間曝露後、ナマズ類(<i>Clarias gariepinus</i>)の産卵直後の胚で体軸の湾曲、卵黄嚢浮腫が認められた濃度 ³⁾
7 mL/L*	96時間曝露後、卵黄形成期及び形成後のナマズ類(<i>C. batrachus</i>)の血清中トリヨードサイロニン(T3)値、T3/T4比の減少が認められた濃度 ²⁾
10,000 µg/L*	28日間曝露後、ナマズ類(<i>Heteropneustes fossilis</i>)の雌で血漿中トリヨードサイロニン(T3)値、T3/T4比の増加、サイロキシシン(T4)値の減少を認めた濃度 ¹⁾

*この作用濃度は信頼性が低かった。

5. まとめ

平成12年度の底質、水生生物（魚類）及び野生生物調査における測定値は検出限界値未満であったが、水質調査の一部で検出された。

なお、平成10年度の水質及び土壌調査の一部で検出された。

平成12年度の水質調査で測定された最高濃度 0.03 µg/L と報告されている内分泌攪乱作用を示すと疑われた水中濃度 1,250 µg/L を比較するとその比は 0.001 未満であった。

6. 参考文献

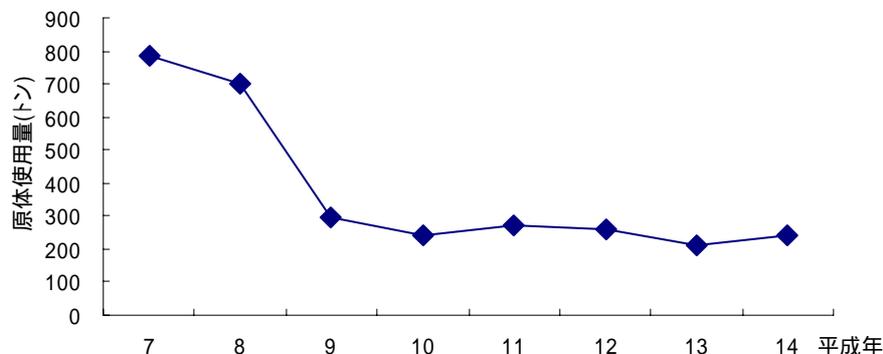
- 1) Yadav, A. K. and T. P. Singh(1987)Pesticide-induced changes in peripheral thyroid hormone levels during different reproductive phases in *Heteropneustes fossilis*. Ecotoxicol.Environ.Saf.,Vol.13,No.1,97-103.
- 2) Sinha, N., B. Lal and T. P. Singh(1991)Pesticides induced changes in circulating

- thyroid hormones in the freshwater catfish *Clarias batrachus*. *Comp.Biochem. Physiol.*,100c,1/2,107-110.
- 3) Nguyen, L. T. H. and C. R.Janssen(2002)Embryo-larval toxicity tests with the African catfish(*Clarias gariepinus*): Comparative sensitivity of endpoints. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 42, 256-262.
 - 4) 社) 日本植物防疫協会(2003)農薬要覧-2003-(バックナンバ - を含む)

28. メソミル

使用量およびその推移

原体使用量は 244t(2002 年、平成 14 年)で前年(210t)と比較して増加した¹⁾。



環境中濃度に関する規制

環境中濃度に関する規制はない。

1. 環境実態調査結果^{注)}

1.1. 平成10年度

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)	10/249	ND(<0.05) - 0.30 μg/L
	農薬等の環境残留実態調査 (第二回)	11/249	ND(<0.05) - 0.65 μg/L
	農薬等の環境残留実態調査 (第三回)	4/249	ND(<0.05) - 0.15 μg/L
底質調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<10) μg/kg -dry
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<2) μg/kg -dry
水生生物調査 (魚類)	農薬等の環境残留実態調査	0/48	ND(<2) μg/kg -wet

注) 化学的に類似した構造を持つ化学物質は代謝物としてメソミルを生成する。

このため、これらの物質に由来するメソミルの含量として測定された。

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	0/33	ND(<0.018-0.1) μg/L
底質調査	0/33	ND(<2-10) μg/kg -dry
水生生物調査 (魚類)	0/77	ND(<0.4-5) μg/kg -wet

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 . 内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果の報告(生体内試験、水中濃度)
内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果の報告(生体内試験、水中濃度)は得られ
なかった。

5 . まとめ
平成 10 年度の水質調査の一部で検出された。

6 . 参考文献

1) 社)日本植物防疫協会(2003)農薬要覧-2003-(バックナンバ - を含む)

29. メトキシクロル

使用量およびその推移

農薬登録失効(1960年農薬法)

使用量に関する報告は得られなかった。

環境中濃度に関する規制

環境中濃度に関する規制はない。

1. 環境実態調査結果

1.1. 平成15年度

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
大気調査	環境実態調査	0/20	ND(<0.001)ng/m ³

1.2. 平成14年度

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
大気調査	環境実態調査	0/20	ND(<0.001)ng/m ³

1.3. 平成10年度

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) μg/L
底質調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<5) μg/kg -dry
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<10) μg/kg -dry
水生生物調査(魚類)	農薬等の環境残留実態調査	0/48	ND(<20) μg/kg -wet

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	0/27	ND(<0.01) μg/L
底質調査	0/27	ND(<2-15) μg/kg -dry

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	<i>p,p'</i> -メトキシクロル	ND(<0.007-0.011)–0.561ng/L 0.561ng/L は、1984 年スペリオール湖での測定値 ¹⁾
魚類調査	五大湖	メトキシクロル	ND(<1-50)–118 μg/kg -wet 118 μg/kg-wet 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 ²⁾

4. 内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果の報告（生体内試験、水中濃度）

作用濃度	作用内容
0.16 μg/L	21 日間曝露した幼若ファットヘッドミノー (<i>Pimephales promelas</i>) で体内ビテロジェニン濃度の高値が認められた濃度 ⁴⁾
0.55 μg/L	21 日間曝露した成熟ファットヘッドミノー (<i>P. promelas</i>) で累積産卵数の低値、雄で血漿中テストステロン及びケトテストステロン濃度の低値、ビテロジェニン濃度の高値、雌で GSI 及び血漿中エストラジオール濃度の低値が認められた濃度 ⁵⁾
500 μg/L *	21 日間の曝露期間中、ニジマス (<i>Oncorhynchus mykiss</i>) 稚魚の皮膚色素発現に影響を与えた濃度 ³⁾

*この作用濃度は信頼性がやや低かった。

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測定値は検出限界値未満であった。

6. 参考文献

- 1) Chan, C. H. and J. Kohli(1987) Surveys of trace contaminants in the St. Clair River, 1985. Inland Waters/Lands Directorate. Scientific Series, No.158, 1-10.
- 2) 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 Lake Res., Vol.13, No.3, 296-309.
- 3) Krisfalusi, M., V. P. Eroschenko and J. G. Cloud(1998) Methoxychlor and estradiol-17 affect alevin rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) mortality, growth and pigmentation. Bull. Environ. Contam. Toxicol., Vol.61, 519-526.
- 4) Panter, G. H., T. H. Hutchinson, R. Lange, C. M. Lye, J. P. Sumpter, M. Zerulla and C. R. Tyler(2002) Utility of a juvenile fathead minnow screening assay for detecting (anti-)estrogenic substances. Environmental Toxicology and

Chemistry, 21, 2, 319-326.

- 5) Ankley, G. T., K. M. Jensen, M. D. Kahl, J. J. Korte and E. A. Makenen (2001) Description and evaluation of a short-term reproduction test with the fathead minnow (*Pimephales promelas*). Environmental Toxicology and Chemistry, 20, 6, 1276-1290.

30. マイレックス

使用量およびその推移

農薬としては未登録、第1種特定化学物質（2002年化審法）

使用量に関する報告は得られなかった。

環境中濃度に関する規制

環境中濃度に関する規制はない。

1. 環境実態調査結果

1.1. 平成15年度

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
野生生物調査	環境実態調査（カワウ・筋肉）	20/20	0.1 - 2.7 $\mu\text{g/kg}$ -wet
	環境実態調査（ハシブトガラス・筋肉）	10/10	0.27 - 4.2 $\mu\text{g/kg}$ -wet
	環境実態調査（スナメリ・脂肪）	10/10	1.1 - 38 $\mu\text{g/kg}$ -wet
	環境実態調査（ニホンザル・筋肉）	8/10	ND(<0.003) - 0.02 $\mu\text{g/kg}$ -wet
	環境実態調査（タヌキ・筋肉）	10/10	0.02 - 0.23 $\mu\text{g/kg}$ -wet

1.2. 平成14年度

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
野生生物調査	環境実態調査（カワウ・筋肉）	10/10	0.07 - 1.7 $\mu\text{g/kg}$ -wet
	環境実態調査（トビ・筋肉）	8/8	0.28 - 1.1 $\mu\text{g/kg}$ -wet
	環境実態調査（ハシブトガラス・筋肉）	12/12	0.3 - 3.0 $\mu\text{g/kg}$ -wet
	環境実態調査（スナメリ・脂肪）	10/10	0.7 - 14 $\mu\text{g/kg}$ -wet
	環境実態調査（ニホンザル・筋肉）	3/10	ND(<0.004) - 0.014 $\mu\text{g/kg}$ -wet
	環境実態調査（タヌキ・筋肉）	9/10	ND(<0.004) - 0.15 $\mu\text{g/kg}$ -wet

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	0/27	ND(<0.01) $\mu\text{g/L}$
底質調査	0/27	ND(<0.6-2.4) $\mu\text{g/kg}$ -dry

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(<0.007-0.4)-2.5ng/L 2.5ng/L は、1988年ヒューロン湖での測定値 ¹⁾
底質調査	五大湖	ND(<0.2)-48 μg/kg -dry 48 μg/kg-dry は、1982年オンタリオ湖での測定値 ²⁾
魚類調査	五大湖	ND(<0.2-2)-878 μg/kg -wet 878 μg/kg-wet は、1988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 ¹⁾

4. 内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果の報告（生体内試験、水中濃度）

作用濃度	作用内容
1,000 μg/L*	308日間の野外曝露期間中の金魚(<i>Carassius auratus</i>)の死亡、鰓の病変が認められた濃度 ³⁾ ** 168日間の野外曝露期間中のブルーギル(<i>Lepomis macrochirus</i>)の死亡、病変、ヘマトクリット値に対照区との差が認められなかった濃度 ³⁾ **

*この作用濃度は信頼性が低かった。

**この作用内容は内分泌との明確な関係がみられなかった。

なお、内分泌攪乱作用に関する試験管内試験の報告も得られている。

5. まとめ

野生生物調査の一部で検出された。

6. 参考文献

- 1)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.
- 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)Van Valin, C. C., A. K. Andrews and L. L. Eller(1968)Some effects of mirex on two warmwater fishes.Trans.Am.Fish.Soc.,Vol.97,185-196.

31. ニトロフェン

使用量およびその推移

農薬登録失効(1982年農薬法)

最後の原体使用量は8t(1981年)で前年(原体103t及び製剤53t)と比較して減少した¹⁾。

環境中濃度に関する規制

環境中濃度に関する規制はない。

1. 環境実態調査結果

1.1. 平成10年度

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) μg/L
底質調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<20) μg/kg -dry
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<1) μg/kg -dry
水生生物調査(魚類)	農薬等の環境残留実態調査	0/48	ND(<2) μg/kg -wet

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	3/54	ND(<0.001-0.2)–0.027 μg/L
底質調査	0/54	ND(<0.1-9) μg/kg -dry

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. 内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果の報告(生体内試験、水中濃度)

内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果の報告(生体内試験、水中濃度)は得られなかった。

5. まとめ

平成10年度の何れの調査においても測定値は検出限界値未満であった。

6. 参考文献

1) 社)日本植物防疫協会(2003)農薬要覧-2003-(バックナンバ - を含む)

32. トキサフェン

使用量およびその推移

農薬としては未登録、第1種特定化学物質（2002年化審法）

使用量に関する報告は得られなかった。

環境中濃度に関する規制

環境中濃度に関する規制はない。

1. 環境実態調査結果

1.1. 平成15年度

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	環境実態調査 (カワウ・筋肉)	トキサフェン Parlar #26	20/20	0.029 - 1.1 μ g/kg -wet
		トキサフェン Parlar #50	19/20	ND(<0.007) - 0.24 μ g/kg -wet
		トキサフェン Parlar #62	1/20	ND(<0.03) - 0.25 μ g/kg -wet
		トキサフェン 合計	20/20	0.037 - 1.5 μ g/kg -wet
	環境実態調査 (ハシブトガラス・筋肉)	トキサフェン Parlar #26	10/10	0.18 - 1.4 μ g/kg -wet
		トキサフェン Parlar #50	10/10	0.21 - 0.89 μ g/kg -wet
		トキサフェン Parlar #62	3/10	ND(<0.008) - 0.11 μ g/kg -wet
		トキサフェン 合計	10/10	0.44 - 2.3 μ g/kg -wet
	環境実態調査 (スナメリ・脂肪)	トキサフェン Parlar #26	10/10	0.00035 - 0.077 μ g/kg -wet
		トキサフェン Parlar #50	10/10	0.000076 - 0.08 μ g/kg -wet
		トキサフェン Parlar #62	3/10	ND(<0.00012) - 0.0094 μ g/kg -wet
		トキサフェン 合計	10/10	0.00043 - 0.17 μ g/kg -wet
	環境実態調査 (ニホンザル・筋肉)	トキサフェン Parlar #26	7/10	ND(<0.001) - 0.0048 μ g/kg -wet
		トキサフェン Parlar #50	1/10	ND(<0.002) - 0.0049 μ g/kg -wet
		トキサフェン Parlar #62	0/10	ND(<0.008) μ g/kg -wet
		トキサフェン 合計	7/10	ND - 0.0096 μ g/kg -wet

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	環境実態調査 (タヌキ・筋肉)	トキサフェン Parlar #26	10/10	0.0035 - 0.084 $\mu\text{g/kg}$ -wet
		トキサフェン Parlar #50	10/10	0.0031 - 0.1 $\mu\text{g/kg}$ -wet
		トキサフェン Parlar #62	0/10	ND(<0.008) $\mu\text{g/kg}$ -wet
		トキサフェン 合計	10/10	0.007 - 0.18 $\mu\text{g/kg}$ -wet

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	0/33	ND(<0.3-0.6) $\mu\text{g/L}$
底質調査	0/33	ND(<10-40) $\mu\text{g/kg}$ -dry

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)ng/L ¹⁾
魚類調査	五大湖	ND(<40-520)–4,700 $\mu\text{g/kg}$ -wet 4,700 $\mu\text{g/kg}$ -wet 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⁾
	バルト海	120 $\mu\text{g/kg}$ -wet 120 $\mu\text{g/kg}$ -wet は、1986 年北部バルト海で採集されたサケ類 (<i>Salmo salar</i>)での測定値 ³⁾

4. 内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果の報告（生体内試験、水中濃度）
 内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果の報告（生体内試験、水中濃度）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

野生生物調査の一部で検出された。

6. 参考文献

- 1) Biberhofer, J. and R. J. J. Stevens(1987)Organochlorine contaminants in ambient waters of Lake Ontario. Inland Water/Lands Directorate. Scientific Series, No.159,1-11.
- 2) Miller, M. A.(1993)Maternal transfer of organochlorine compounds in salmonines to their eggs.Can.J.Fish.Aquat.Sci.,Vol.50,1405-1413.

- 3) 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.

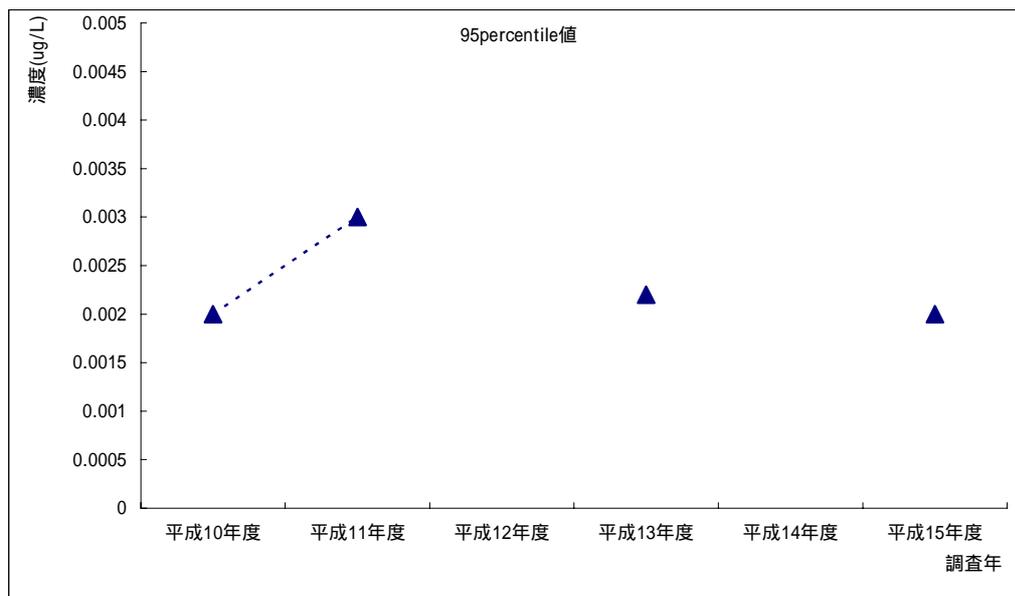
33. トリブチルスズ

使用量およびその推移

農薬登録失効（トリブチルオキシドとして1977年農薬法）第1種特定化学物質（トリブチルオキシドとして1990年化審法）第2種特定化学物質（13種の化合物として1989年化審法）最後の原体使用量（防汚塗料）は11,840t(1989年)で前年(12,790t)と比較して減少した³⁵⁾。

環境中濃度に関する規制

環境中濃度に関する規制はない。



SPEED'98	物質名	年度						
		平成10年度	平成11年度	平成12年度	平成13年度	平成14年度	平成15年度	
33	トリブチルスズ	95percentile値(ug/L)	0.002	0.003		0.0022		0.002
		最大値(ug/L)	0.09	0.008	0.004	0.019		0.005
		検出限界値(ug/L)	0.001-2	0.002	0.002	0.002	0.001	0.001
		検出数	29	23	5	12	0	13
		検体数	428	170	171	171	75	75

注：年度により調査点数及び調査位置は異なっている。

図 水質調査結果

1. 環境実態調査結果

1.1. 平成15年度

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	環境実態調査	13/75	ND(<0.001) - 0.005 μ g/L
底質調査	環境実態調査	23/24	ND(<0.1) - 130 μ g/kg -dry
野生生物調査	環境実態調査(トノサマガエル・肝臓)	0/7	ND(<0.07-0.2) μ g/kg -wet
	環境実態調査(トウキョウダルマガエル・肝臓)	0/8	ND(<0.07-0.2) μ g/kg -wet
	環境実態調査(クマタカ・肝臓)	0/2	ND(<0.2) μ g/kg -wet
	環境実態調査(カワウ・肝臓)	1/20	ND(<1-2) - 1.6 μ g/kg -wet
	環境実態調査(ハシブトガラス・肝臓)	0/10	ND(<2) μ g/kg -wet
	環境実態調査(スナメリ・肝臓)	10/10	97 - 530 μ g/kg -wet
	環境実態調査(ニホンザル・肝臓)	0/10	ND(<1) μ g/kg -wet
	環境実態調査(タヌキ・肝臓)	0/10	ND(<1) μ g/kg -wet

1.2. 平成14年度

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	環境実態調査	0/75	ND(<0.001) μ g/L
底質調査	環境実態調査	24/24	0.3 - 130 μ g/kg -dry
野生生物調査	環境実態調査(トノサマガエル・肝臓)	0/5	ND(<0.1-0.5) μ g/kg -wet
	環境実態調査(トウキョウダルマガエル・肝臓)	0/1	ND(<0.1) μ g/kg -wet
	環境実態調査(イヌワシ・肝臓)	0/1	ND(<0.6) μ g/kg -wet
	環境実態調査(クマタカ・卵)	0/1	ND(<0.1) μ g/kg -wet
	環境実態調査(カワウ・肝臓)	1/10	ND(<1) - 2.7 μ g/kg -wet
	環境実態調査(トビ・肝臓)	6/8	ND(<1) - 8 μ g/kg -wet
	環境実態調査(ハシブトガラス・肝臓)	1/12	ND(<1) - 2.1 μ g/kg -wet
	環境実態調査(スナメリ・肝臓)	10/10	3 - 870 μ g/kg -wet
	環境実態調査(ニホンザル・肝臓)	0/10	ND(<1) μ g/kg -wet
	環境実態調査(タヌキ・肝臓)	0/10	ND(<1) μ g/kg -wet

1.3. 平成13年度

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	実態調査	12/171	ND(<0.002) - 0.019 μ g/L
底質調査	実態調査	33/48	ND(<0.2) - 120 μ g/kg -dry
大気調査	環境実態調査	0/18	ND(<0.003)ng/m ³
野生生物調査	環境実態調査(カワウ・肝臓)	22/26	ND(<0.054-0.078) - 3.7 μ g/kg -wet
	環境実態調査(猛禽類・肝臓)	5/15	ND(<0.086-0.22) - 1.8 μ g/kg -wet
	環境実態調査(猛禽類・卵)	0/4	ND(<0.02-0.053) μ g/kg -wet

1.4. 平成12年度

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	一般水域調査(冬季)	5/171	ND(<0.002) - 0.004 $\mu\text{g/L}$
底質調査	一般水域調査(冬季)	44/48	ND(<0.2) - 300 $\mu\text{g/kg}$ -dry
野生生物調査	影響実態調査(カワウ・筋肉)	28/30	ND(<0.25-2) - 5 $\mu\text{g/kg}$ -wet
	影響実態調査(カワウ・卵)	72/90	ND(<1.4-2.3) - 51 $\mu\text{g/kg}$ -wet
	影響実態調査(猛禽類・肝臓)	21/44	ND(<0.49-3.5) - 17 $\mu\text{g/kg}$ -wet
	影響実態調査(猛禽類・卵)	0/6	ND(<0.12-0.86) $\mu\text{g/kg}$ -wet

1.5. 平成11年度

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	一般水域調査(冬季)	23/170	ND(<0.002) - 0.008 $\mu\text{g/L}$
底質調査	一般水域調査(冬季)	44/48	ND(<0.2) - 170 $\mu\text{g/kg}$ -dry
	建設省実態調査(夏期)	1/11	ND(<0.1) - 2.6 $\mu\text{g/kg}$ -dry
	建設省実態調査(秋期)	0/11	ND(<0.1) $\mu\text{g/kg}$ -dry

1.6. 平成10年度

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	一般水域調査(夏季)	1/130	ND(<0.01)-0.09 $\mu\text{g/L}$
	一般水域・重点水域調査(秋季)	28/275	ND(<0.002)-0.008 $\mu\text{g/L}$
	野生生物影響実態調査(コイ)	0/4	ND(<2) $\mu\text{g/L}$
	野生生物影響実態調査(カエル類)	0/19	ND(<0.001) $\mu\text{g/L}$
底質調査	一般水域調査(秋季)	81/152	ND(<0.1)-200 $\mu\text{g/kg}$ -dry
	建設省実態調査(後期)	4/5	ND(<0.1)-0.4 $\mu\text{g/kg}$ -dry
	野生生物影響実態調査(コイ)	0/3	ND(<1) $\mu\text{g/kg}$ -dry
	野生生物影響実態調査(カエル類)	0/12	ND(<20) $\mu\text{g/kg}$ -dry
土壌調査	野生生物影響実態調査(カエル類)	0/7	ND(<20) $\mu\text{g/kg}$ -dry
水生生物調査 (魚類)	一般水域調査(秋季)	113/141	ND(<1)-120 $\mu\text{g/kg}$ -wet
野生生物調査	影響実態調査(コイ・筋肉)	92/145	ND(<0.3)-75 $\mu\text{g/kg}$ -wet
	影響実態調査(クジラ類・肝臓)	18/26	ND(<20-50)-330 $\mu\text{g/kg}$ -wet
	影響実態調査(アザラシ類・肝臓)	1/19	ND(<20-50)-110 $\mu\text{g/kg}$ -wet
	影響実態調査(ドバト・肝臓)	0/31	ND(<200) $\mu\text{g/kg}$ -wet
	影響実態調査(トビ・肝臓)	2/26	ND(<2-200)-8 $\mu\text{g/kg}$ -wet
	影響実態調査(シマフクロウ・肝臓)	0/5	ND(<2) $\mu\text{g/kg}$ -wet
	影響実態調査(猛禽類・肝臓)	0/30	ND(<200) $\mu\text{g/kg}$ -wet

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
野生生物調査	影響実態調査（アカネズミ・肝臓）	0/30	ND(<200) μ g/kg -wet
	影響実態調査（ニホンザル・肝臓）	0/41	ND(<200) μ g/kg -wet
	影響実態調査（クマ類・肝臓）	0/17	ND(<50-200) μ g/kg -wet
	影響実態調査（タヌキ・肝臓）	0/15	ND(<50-200) μ g/kg -wet

2. 国内の過去の測定値

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	457/1,493	ND(<0.0003-1) - 0.45 μ g/L
底質調査	1,264/1,604	ND(<0.05-50) - 1,600 μ g/kg-dry
水生生物調査(魚類)	394/1,227	ND(<1-50) - 1,700 μ g/kg -wet
水生生物調査(鳥類)	0/175	ND(<1-50) μ g/kg -wet
水生生物調査(貝類)	299/494	ND(<50) - 780 μ g/kg -wet

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. 内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果の報告（生体内試験、水中濃度）

同族体名	作用濃度	作用内容
塩化トリブチルスズ	0.001 μ g/L	3ヶ月曝露後、雌イボニシ(<i>Thais clavigera</i>)にインボセックスが認められた濃度 ^{1,2)}
塩化トリブチルスズ	0.0201 ~ 0.205 μ g/L	60日間曝露後、メダカ(<i>Oryzias latipes</i>)の孵化率、孵化日数、死亡率、全長、体重、肝臓中ピテロジェニン濃度、生殖腺の組織学的検査、生殖腺指数及び肝指数に有意な変化が認められなかった濃度 ²⁶⁾
塩化トリブチルスズ	0.117 ~ 4.00 μ g/L	21日間曝露後、雄メダカ(<i>Oryzias latipes</i>)の肝臓中ピテロジェニン濃度の増加が認められなかった濃度 ²⁶⁾
塩化トリ- <i>n</i> -ブチルスズ	0.2 μ gSn/L =0.5 μ g/L ^{注1)}	14日間の曝露期間中の雌ヨーロッパチヂミボラ(<i>Nucella lapillus</i>)にインボセックスが認められた濃度 ³⁾
塩化トリブチルスズ	326 μ g/L	シロボヤ(<i>Styela plicata</i>)幼生の発生を阻害した濃度 ⁷⁾
bis-酸化トリ- <i>n</i> -ブチルスズ	0.1 μ g/L	4週間の曝露期間中のクモヒトデ類(<i>Ophioderma brevispina</i>)の腕の再生を阻害した濃度 ⁸⁾
酸化トリ- <i>n</i> -ブチルスズ	0.1 μ g/L	21日間の曝露期間中のエビ類(<i>Palaemonetes pugio</i>)の尾節の再生と脱皮に遅延を生じた濃度 ¹³⁾

同族体名	作用濃度	作用内容
bis-酸化トリ- <i>n</i> -ブチルスズ	0.5 µg/L	4週間の曝露期間中のシオマネキ類(<i>Uca pugilator</i>)の再生脚に奇形が認められた濃度 ¹⁰⁾
酸化トリブチルスズ	3.2 µg/L	6~8時間(1.5~2細胞期に相当)曝露したムラサキガイ(<i>Mytilus edulis</i>)胚(受精後 12 時間後)で細胞増殖速度定数の高値が認められた濃度 ³⁴⁾
bis-酸化トリブチルスズ	5.4 µg/L	180 日間の曝露期間中のシープスヘッドミノー(<i>Cyprinodon variegatus</i>)の生殖に影響を与えなかった濃度 ¹²⁾
塩化トリブチルスズ	0.62 µg/L *	21日間曝露後、オオミジンコ(<i>Daphnia magna</i>)で水酸化テストステロンが増加した濃度 ⁴⁾
塩化トリブチルスズ	2.5 µg/L **	ナガウニ(<i>Echinometra mathaei</i>)の受精に影響が認められた濃度 ⁵⁾
塩化トリブチルスズ	2.74 µg/L **	7週間曝露した淡水産モノアラガイ (<i>Lymnaea stagnalis</i>) F ₀ で殻高・体重の低値が認められた濃度 ²⁸⁾
塩化トリブチルスズ	2.75 µg/L	3~10 日間の曝露期間中のヨーロッパミノー(<i>Phoxinus phoxinus</i>)の稚魚の組織に影響が認められた濃度 ⁶⁾ ***
塩化トリブチルスズ	5.0 µg/L **	シュモクアオリガイ類(<i>Isognomon californicum</i>)の受精に影響が認められた濃度 ⁵⁾
塩化トリブチルスズ	274 µg/L **	7週間曝露した淡水産モノアラガイ (<i>L. stagnalis</i>) F ₀ で生殖能力(一個体一週間当の卵塊数)の低値が認められた濃度 ²⁸⁾ 12 週間曝露した淡水産モノアラガイ (<i>L. stagnalis</i>) F ₀ で組織学的異常(上皮組織(肺、足)に退化・壊死)が認められた濃度 ²⁸⁾
bis-酸化トリ- <i>n</i> -ブチルスズ	0.05 µg/L *	48 時間曝露した4 齢幼虫ユスリカ(<i>Chironomus riparius</i>)雄で脱皮の促進傾向、雌で脱皮の抑制傾向が認められた濃度 ³²⁾
酸化トリブチルスズ	0.32 µg/L **	3 日間曝露したムラサキヒゲゴカイ (<i>Platynereis dumerilii</i>) 受精胚(受精 12 時間後~幼生)で奇形・死亡率の高値、染色体異常総発生率の高値、細胞分裂中期での異常発生率の高値、姉妹染色单体交換発生率の高値、細胞増殖速度の低値が認められた濃度 ³³⁾
bis-酸化トリ- <i>n</i> -ブチルスズ	0.5 µg/L *	24 日間の曝露期間中のシオマネキ類(<i>U. pugilator</i>)の脱皮が遅延し、再生脚に奇形が認められた濃度 ⁹⁾
酸化トリブチルスズ	0.56 µg/L **	3 日間曝露したムラサイガイ(<i>Mytilus edulis</i>)受精胚(受精 12 時間後~幼生)で奇形・死亡率の高値、染色体異常総発生率の高値、細胞分裂中期での異常発生率の高値、姉妹染色单体交換発生率の高値、細胞増殖速度の低値が認められた濃度 ³³⁾
bis-酸化トリブチルスズ	1.5 µg/L **	49 日間の曝露後、サンショウウオ類(<i>Ambystoma mexicanum</i>)の幼生の骨形成に異常が認められた濃度 ¹¹⁾

同族体名	作用濃度	作用内容
酸化トリブチルスズ	濃度の詳細不明	57～64 日間曝露後、雌 Mud snail(<i>Ilyanassa obsoleta</i>)にインポセックスが認められた濃度 ¹⁴⁾
トリブチルスズイオン (TBT ⁺) ^{****}	0.002 μg/L	海域で採集された巻貝 Mud snail(<i>I. obsoleta</i>)の雌にインポセックスが認められた海域の濃度 ¹⁵⁾
トリブチルスズ(TBT) ^{***} *	0.01 μg/L	3ヶ月曝露した成熟ヨーロッパチヂミボラ(<i>Nucella lapillus</i>) 雌でVDSI(imposexの指標となる)の高値が認められた濃度 ³¹⁾
トリブチルスズ(TBT) ^{***} *	0.0112 μg/L [*]	21 日間曝露した成熟グッピー(<i>Poecilia reticulata</i>)雄で精巣中精子数の低値が認められた濃度 ²⁹⁾
トリブチルスズ(TBT) ^{***} *	0.015 μgSn/L [*] =0.037 μg/L ^{注2)}	海域で採集されたタマキビガイ類(<i>Littorina littorea</i>)で雌の産卵口の閉鎖が認められた際の体内濃度と生物濃縮係数からの推定水中濃度 ¹⁶⁾
トリブチルスズ(TBT) ^{***} *	0.028 μgSn/L =0.069 μg/L ^{注2)}	移植 18ヶ月後の雌ヨーロッパチヂミボラ(<i>N. lapillus</i>)で輸卵管の閉塞による不妊が認められた海中平均濃度 ⁴⁾
トリブチルスズ(TBT) ^{***} *	0.5 μg/L	6ヶ月間曝露した成熟淡水産巻貝(<i>Marisa cornuarietis</i>) 雌でVDSI(imposexの指標となる)の高値が認められた濃度 ³⁰⁾
トリブチルスズを含んだ防汚塗料からの溶出物 ^{****}	0.00084 μgSn/L [*]	12 週間の曝露期間中の雌ヨーロッパチヂミボラ(<i>N. lapillus</i>)にインポセックスが認められた濃度 ¹⁷⁾
トリブチルスズを含んだ防汚塗料からの溶出物 ^{****}	0.001 μgSn/L [*]	120 日間の曝露期間中の雌ヨーロッパチヂミボラ(<i>N. lapillus</i>)でインポセックスが増加した際の体内濃度と生物濃縮係数からの推定水中濃度 ¹⁸⁾
トリブチルスズを含んだ防汚塗料からの溶出物 ^{****}	<0.0015 μgtin/L [*]	408 日間の曝露期間中の雌ヨーロッパチヂミボラ(<i>N. lapillus</i>)にインポセックスが認められた濃度 ⁴⁾
トリブチルスズを含んだ防汚塗料からの溶出物 ^{****}	<0.0015 μgtin/L [*]	14ヶ月の曝露期間中の雌ヨーロッパチヂミボラ(<i>N. lapillus</i>)にインポセックスが認められた濃度 ¹⁹⁾
トリブチルスズを含んだ防汚塗料からの溶出物 ^{****}	0.0015 μgtin/L [*]	1年間曝露後、雌ヨーロッパチヂミボラ(<i>N. lapillus</i>)にインポセックスが認められた濃度 ²⁰⁾
トリブチルスズを含んだ防汚塗料からの溶出物 ^{****}	0.0038 μgtin/L [*]	2年間の曝露期間中の雌ヨーロッパチヂミボラ(<i>N. lapillus</i>)にインポセックスが認められた濃度 ²¹⁾
トリブチルスズを含んだ防汚塗料からの溶出物 ^{****}	0.02 μgSn/L [*]	120 日間の曝露期間中の雌ヨーロッパチヂミボラ(<i>N. lapillus</i>)でインポセックスが増加した濃度 ¹⁸⁾

同族体名	作用濃度	作用内容
トリブチルスズを含んだ防汚塗料からの溶出物****	0.04 µgSn/L *	42 日間の曝露期間中の雌ヨーロッパチヂミボラ(<i>N. lapillus</i>)にインポセックスが認められた濃度 ²³⁾
トリブチルスズを含んだ防汚塗料からの溶出物****	0.0205 µgTBT/L	12 ヶ月の曝露期間中のタマキビガイ類(<i>L. littorea</i>)で産卵口の閉鎖による産卵数の減少が認められた濃度 ²²⁾
トリブチルスズを含んだ防汚塗料からの溶出物****	0.514 µgTBT+/L *	7日間曝露後、ストライプトバス類(<i>Morone saxatilis</i>)の稚魚の脊椎に異常が認められた濃度 ²⁴⁾

* この作用濃度は信頼性がやや低かった。

** この作用濃度は信頼性が低かった。

*** この作用内容は内分泌との明確な関係がみられなかった。

**** この被験物質は組成が不明であった。

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。

注1) スズの原子量を 118.69、塩化トリブチルスズの分子量を 325.53 として換算した値

注2) スズの原子量を 118.69、トリブチルスズの分子量を 291.046 として換算した値

なお、塩化トリブチルスズについても、文献の信頼性評価により信頼性が認められた報告が得られたが、環境中の測定結果が bis-酸化トリブチルスズとして記載されているため、5 . まとめには使用しなかった。

5. まとめ

水質、底質及び野生生物調査の一部で検出された。

なお、平成 14 年度の底質及び野生生物調査、平成 13 年度の水質、底質及び野生生物調査、平成 12 年度の水質、底質及び野生生物調査、平成 11 年度の水質及び底質調査、平成 10 年度の水質、底質、水生生物（魚類）及び野生生物調査の一部で検出された。

平成 15 年度の水質調査で測定された最高濃度 0.005 µg/L 及び 95 パーセントイル値 0.002 µg/L（bis-酸化トリブチルスズとして記載されている）と報告されている内分泌攪乱作用を示すと疑われた水中濃度 0.1 µg/L（bis-酸化トリブチルスズ）を比較するとその比は 0.001 以上であった。

環境省はトリブチルスズの魚類並びにその他の水生生物に対する内分泌攪乱作用に関し、以下のように評価している²⁶⁾。

現時点ではトリブチルスズ(TBT)は魚類に対する内分泌攪乱作用を有しないか、またはその作用は極めて弱いと考えられる。ただし、ヒラメの雄化にみられるような報告²⁷⁾の再現性については、今後の科学的知見の集積を待って、必要があれば再評価を含めて、検討していきたい。また、他の水生生物については、内分泌攪乱作用が疑われる報告もみられ

たが、これらの反応が内分泌攪乱作用によるものか否かを現時点で判断することは困難であるとされた。これら無脊椎動物に対する内分泌攪乱作用を評価するための試験法については、OECDを含む先進各国でも未だ検討も始まっていないことから、今後は、イボニシ等巻貝の内分泌系を解明するための調査研究を推進するとともに、OECD等の動向を注視しながら無脊椎動物に対する内分泌攪乱作用を評価するための試験法の開発・確立を求めることが肝要である。

6. 参考文献

- 1)Horiguchi, T., H. Shiraishi, M. Shimizu, S. Yamazaki and M. Morita(1995) Imposex in Japanese gastropods (Neogastropoda and Mesogastropoda): Effects of tributyltin and triphenyltin from antifouling paints. Mar. Pollut. Bul.,Vol.31,4-12.
- 2)堀口敏宏(1993)有機スズ化合物による海産巻貝類の imposex、1992 年度 博士学位論文、東京大学
- 3)Bryan, G. E., P. E. Gibbs and G. R. Burt(1988)A comparison of the effectiveness of tri-*n*-butyltin chloride and five other organotin compounds in promoting the development of imposex in the dog-whelk, *Nucella lapillus*. J. Mar. Biol. Ass. U.K.,68,733-744.
- 4)Oberdorster, E., D. Rittschof and G. A. LeBlanc(1998)Alteration of [¹⁴C]-testosterone metabolism after chronic exposure of *Daphnia magna* to tributyltin. Arch. Environ. Contam. Toxicol.,Vol.34,No.1,21-25.
- 5)Ringwood, A. M.(1992)Comparative sensitivity of gametes and early developmental stage of a sea urchin species(*Echinometra mathaei*) and a bivalve species(*Isognomon californicum*) during metal exposures. Arch. Environ. Contam. Toxicol.,22,288-295.
- 6)Fent, K. and W. Meier(1992)Tributyltin-induced effects on early life stage of minnows *Phoxinus phoxinus*. Arch. Environ. Contam. Toxicol.,22,428-438.
- 7)Cima, F., L. Ballarin, G. Bressa, G. Martinucci and P. Burighel(1996)Toxicity of organotin compounds on embryos of a marine invertebrate(*Styela plicata*;Tunicata). Ecotoxicology and Environmental Safety,35,174-182.
- 8)Walsh, G. E., L. L. McLaughlin, M. K. Louie, C. H. Deans and E. M. Lores(1986) Inhibition of arm regeneration by *Ophioderma brevispina* (Echinodermata, Ophiuroidea) by tributyltin oxide and triphenyltin oxide. Ecotoxicology and Environmental Safety,12,95-100.
- 9)Weis, J. S., J. Gottlieb and J. Kwiatkowski(1987)Tributyltin retards regeneration and produces deformities of limbs in the fiddler crabs, *Uca pugilator*. Arch. Environ. Contam. Toxicol.,16,321-326.
- 10)Weis, J. S. and K. Kim(1988)Tributyltin is a teratogen in producing deformities in limbs of the fiddler crab, *Uca pugilator*. Arch. Environ. Contam. Toxicol.,17,583- 587.
- 11)Scadding, S. R.(1990)Effects of tributyltin oxide on the skeletal structures of developing

- and regenerating limbs of the axolotl larvae, *Ambystoma mexicanum*. Bull. Environ. Contam. Toxicol., 45, 574-581.
- 12) Manning, C. S., T. F. Lytle, W. W. Walker and J. S. Lytle (1999) Life-cycle toxicity of bis(tributyltin)oxide to the sheepshead minnow (*Cyprinodon variegatus*). Arch. Environ. Contam. Toxicol., 37, 258-266.
 - 13) Khan, A., J. S. Weis, C. E. Saharig and E. Polo (1993) Effect of tributyltin on mortality and telson regeneration of grass shrimp, *Palaemonetes pugio*. Bull. Environ. Contam. Toxicol., 50, 152-157.
 - 14) Smith, B. S. (1981) Tributyltin compounds induce male characteristics on female mud snails *Nassarius obsoletus* = *Ilyanassa obsoleta*. Journal of Applied Toxicology, 1, 3, 141-144.
 - 15) Bryan, G. W., P. E. Gibbs, R. J. Huggett, L. A. Curtis, D. S. Bailey and D. M. Dauer (1989) Effects of tributyltin pollution on the mud snail, *Ilyanassa obsoleta*, from the York River and Sarsh Creek, Chesapeake Bay. Mar. Pollut. Bull., Vol. 20, 458-462.
 - 16) Bauer, B., P. Fioroni, I. Ide, S. Liebe, J. Oehlmann, E. Stroben and B. Watermann (1995) TBT effects on the female genital system of *Littorina littorea*: A possible indicator of tributyltin pollution. Hydrobiologia, Vol. 309, 15-27.
 - 17) Bryan, G. W., P. E. Gibbs, G. R. Burt and L. G. Hummerstone (1987) The effects of tributyltin (TBT) accumulation on adult dogwhelks, *Nucella lapillus*: Long-term field and laboratory experiments. J. Mar. Biol. Assoc. UK, Vol. 67, 525-544.
 - 18) Gibbs, P. E., G. W. Bryan and P. L. Pascoe (1991) TBT-induced imposex in the dogwhelk, *Nucella lapillus*: Geographical uniformity of the response and effects. Mar. Environ. Res., Vol. 32, 79-87.
 - 19) Bryan, G. W., P. E. Gibbs, L. G. Hummerstone and G. R. Burt (1986) The decline of the gastropod *Nucella lapillus* around south-west England: Evidence for the effect of tributyltin from antifouling paints. J. Mar. Biol. Assoc. UK, Vol. 66, 611-640.
 - 20) Gibbs, P. E. and G. W. Bryan (1987) TBT paints and the demise of the dogwhelk *Nucella lapillus* (Gastropoda). Oceans Vol. 4, 1482-1487.
 - 21) Gibbs, P. E., G. W. Bryan, P. L. Pascoe and G. R. Burt (1987) The use of the dogwhelk, *Nucella lapillus*, as an indicator of tributyltin (TBT) contamination. J. Mar. Biol. Ass. U.K., 67, 507-523.
 - 22) Gibbs, P. E., P. L. Pascoe and G. R. Burt (1988) Sex change in the female dogwhelk, *Nucella lapillus*, induced by tributyltin from antifouling paints. J. Mar. Biol. Assoc. UK, Vol. 68, 715-731.
 - 23) Matthiessen, P., R. Waldock, J. E. Thain, M. E. Waite and S. Scrope-Howe (1995) Changes in periwinkle (*Littorina littorea*) population following the ban on TBT-based antifouling on small boats in the United Kingdom. Ecotoxicol. Environ. Saf., Vol. 30, 180-194.

- 24) Spooner, N., L. J. Gord, P. E. Gibbs and G. W. Bryan(1991)The effect of tributyltin upon steroid titres in the female dogwhelk, *Nucella lapillus*, and the development of imposex. *Mar. Environ. Res.*, Vol.32,37-49.
- 25) Pinkney, A. E., L. L. Matteson and D. A. Wright(1990)Effects of tributyltin on survival, morphometry, and RNA-DNA ratio of larval striped bass, *Morone saxatilis*. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*,19,235-240.
- 26)環境省環境保健部(2001)トリブチルスズが魚類に与える内分泌攪乱作用の試験結果に関する報告(案)平成13年度第1回内分泌攪乱化学物質問題検討会資料
- 27)島崎洋平、北野健、大嶋雄治、今田信良、本城凡夫(2000)トリブチルスズによるヒラメの雄化、日本内分泌攪乱化学物質学会第3回研究発表会講演要旨集、A-3-1,65.
- 28)Czech, P., K. Weber and D. R. Dietrich(2001)Effects of endocrine modulating substances on reproduction in the hermaphroditic snail *Lymnaea stagnalis* L.. *Aquatic Toxicology*, 53, 103-114.
- 29)Haubruge, E., F. Petit and J. G. Gage(2000)Reduced sperm counts in guppies(*Poecilia reticulata*) following exposure to low levels of tributyltin and bisphenol A. *Proc. R. Soc. Lond. B*, 267, 2333-2337.
- 30)Tillmann, M., U. Schulte-Oehlmann, M. Duft, B. Markert and J. Oehlmann(2001)Effects of endocrine disruptors on prosobranch snails(Mollusca: Gastropoda) in the laboratory. Part : Cyproterone acetate and vinclozolin as antiandrogens. *Ecotoxicology*, 10, 373-388.
- 31)Schulte-Oehlmann, U., M. Tillmann, B. Markert and J. Oehlmann(2000)Effects of endocrine disruptors on prosobranch snails(Mollusca: Gastropoda) in the laboratory. Part : Triphenyltin as xeno-androgens. *Ecotoxicology*, 9, 399-412.
- 32)Hahn, T. and R. Schulz(2002)Ecdysteroid synthesis and imaginal disc development in the midge *Chironomus riparius* as biomarkers for endocrine effects of tributyltin. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 21, 5, 1052-1057.
- 33)Jha, A. N., J. A. Hagger, S. J. Hill and M. H. Depledge(2000)Genotoxic, cytotoxic and developmental effects of tributyltin oxide(TBTO): an integrated approach to the evaluation of the relative sensitivities of two marine species. *Marine Environmental Research*, 50, 565-573.
- 34)Jha, A. N., J. A. Hagger and S. J. Hill(2000)Tributyltin induces cytogenetic damage in early life stages of the marine mussel, *Mytilus edulis*. *Environmental and Molecular Mutagenesis*, 35, 343-350.
- 35)日本水産学会監修(1992)有機スズ汚染と水生生物影響

34. トリフェニルスズ

使用量およびその推移

農薬登録失効（塩化トリフェニルスズ 1975 年、酢酸トリフェニルスズ 1977 年、水酸化トリフェニルスズ 1990 年農薬法）第 2 種特定化学物質（7 種の化合物として 1990 年化審法）最後の原体（水酸化トリフェニルスズ）使用量は 50t(1990 年)で前年(67t)と比較して減少した^{8,9)}。

環境中濃度に関する規制

環境中濃度に関する規制はない。

1. 環境実態調査結果

1.1. 平成 15 年度

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	環境実態調査	0/75	ND(<0.001) $\mu\text{g/L}$
底質調査	環境実態調査	18/24	ND(<0.1) - 7.6 $\mu\text{g/kg}$ -dry
野生生物調査	環境実態調査（トノサマガエル・肝臓）	0/7	ND(<0.2-0.6) $\mu\text{g/kg}$ -wet
	環境実態調査（トウキョウダルマガエル・肝臓）	0/8	ND(<0.2-0.4) $\mu\text{g/kg}$ -wet
	環境実態調査（クマタカ・肝臓）	0/2	ND(<0.4-0.6) $\mu\text{g/kg}$ -wet
	環境実態調査（カワウ・肝臓）	15/20	ND(<1-2) - 24 $\mu\text{g/kg}$ -wet
	環境実態調査（ハシブトガラス・肝臓）	0/10	ND(<2) $\mu\text{g/kg}$ -wet
	環境実態調査（スナメリ・肝臓）	10/10	13 - 63 $\mu\text{g/kg}$ -wet
	環境実態調査（ニホンザル・肝臓）	0/10	ND(<1) $\mu\text{g/kg}$ -wet
	環境実態調査（タヌキ・肝臓）	0/10	ND(<1) $\mu\text{g/kg}$ -wet

1.2. 平成 14 年度

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	環境実態調査	0/75	ND(<0.001) $\mu\text{g/L}$
底質調査	環境実態調査	12/24	ND(<0.1) - 3.1 $\mu\text{g/kg}$ -dry
野生生物調査	環境実態調査（トノサマガエル・肝臓）	0/5	ND(<0.2-1) $\mu\text{g/kg}$ -wet
	環境実態調査（トウキョウダルマガエル・肝臓）	0/1	ND(<0.2) $\mu\text{g/kg}$ -wet
	環境実態調査（カワウ・肝臓）	2/10	ND(<1) - 2.4 $\mu\text{g/kg}$ -wet
	環境実態調査（トビ・肝臓）	7/8	ND(<1) - 12 $\mu\text{g/kg}$ -wet
	環境実態調査（イヌワシ・肝臓）	0/1	ND(<1) $\mu\text{g/kg}$ -wet
	環境実態調査（クマタカ・卵）	0/1	ND(<0.2) $\mu\text{g/kg}$ -wet
	環境実態調査（ハシブトガラス・肝臓）	0/12	ND(<1) $\mu\text{g/kg}$ -wet
	環境実態調査（スナメリ・肝臓）	10/10	1.3 - 140 $\mu\text{g/kg}$ -wet
	環境実態調査（ニホンザル・肝臓）	0/10	ND(<1) $\mu\text{g/kg}$ -wet
	環境実態調査（タヌキ・肝臓）	0/10	ND(<1) $\mu\text{g/kg}$ -wet

1.3. 平成13年度

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	実態調査	1/171	ND(<0.001) - 0.006 $\mu\text{g/L}$
底質調査	実態調査	19/48	ND(<0.1) - 18 $\mu\text{g/kg}$ -dry
大気調査	環境実態調査	0/18	ND(<0.002) ng/m^3
野生生物調査	環境実態調査(カワウ・肝臓)	26/26	0.68 - 13 $\mu\text{g/kg}$ -wet
	環境実態調査(猛禽類・肝臓 or筋肉)	0/15	ND(<0.053-0.3) $\mu\text{g/kg}$ -wet
	環境実態調査(猛禽類・卵)	0/4	ND(<0.016-0.043) $\mu\text{g/kg}$ -wet

1.4. 平成12年度

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	一般水域調査(冬季)	0/171	ND(<0.001) $\mu\text{g/L}$
底質調査	一般水域調査(冬季)	14/48	ND(<0.1) - 10 $\mu\text{g/kg}$ -dry
野生生物調査	影響実態調査(カワウ・筋肉)	26/30	ND(<0.3-3.2) - 8.2 $\mu\text{g/kg}$ -wet
	影響実態調査(カワウ・卵)	51/90	ND(<1.8-3.3) - 7.1 $\mu\text{g/kg}$ -wet
	影響実態調査(猛禽類・肝臓)	12/44	ND(<0.16-2.8) - 17 $\mu\text{g/kg}$ -wet
	影響実態調査(猛禽類・卵)	0/6	ND(<0.04-0.67) $\mu\text{g/kg}$ -wet

1.5. 平成11年度

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	一般水域調査(冬季)	1/170	ND(<0.001) - 0.004 $\mu\text{g/L}$
底質調査	一般水域調査(冬季)	20/48	ND(<0.1) - 7.1 $\mu\text{g/kg}$ -dry
	建設省実態調査(夏期)	0/11	ND(<0.1) $\mu\text{g/kg}$ -dry
	建設省実態調査(秋期)	0/11	ND(<0.1) $\mu\text{g/kg}$ -dry

1.6. 平成10年度

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	一般水域調査（夏季）	0/130	ND(<0.01) μg/L
	一般水域・重点水域調査（秋季）	1/275	ND(<0.001)–0.004 μg/L
	野生生物影響実態調査（コイ）	0/4	ND(<4) μg/L
	野生生物影響実態調査（カエル類）	0/19	ND(<0.002) μg/L
底質調査	一般水域調査（秋季）	29/152	ND(<0.1)–16 μg/kg -dry
	建設省実態調査（後期）	0/5	ND(<0.1) μg/kg -dry
	野生生物影響実態調査（コイ）	0/3	ND(<1) μg/kg -dry
	野生生物影響実態調査（カエル類）	0/12	ND(<20) μg/kg -dry
土壌調査	野生生物影響実態調査（カエル類）	0/7	ND(<20) μg/kg -dry
水生生物調査 （魚類）	一般水域調査（秋季）	70/141	ND(<1)–210 μg/kg -wet
野生生物調査	影響実態調査（コイ・筋肉）	108/145	ND(<0.3)–99 μg/kg -wet
	影響実態調査（クジラ類・肝臓）	12/26	ND(<20-50)–60 μg/kg -wet
	影響実態調査（アザラシ類・肝臓）	0/19	ND(<20-200) μg/kg -wet
	影響実態調査（ドバト・肝臓）	0/31	ND(<200) μg/kg -wet
	影響実態調査（トビ・肝臓）	3/26	ND(<2-200)–10 μg/kg -wet
	影響実態調査（シマフクロウ・肝臓）	2/5	ND(<2)–3 μg/kg -wet
	影響実態調査（猛禽類・肝臓）	0/30	ND(<200) μg/kg -wet
	影響実態調査（アカネズミ・肝臓）	0/30	ND(<200) μg/kg -wet
	影響実態調査（ニホンザル・肝臓）	0/41	ND(<200) μg/kg -wet
	影響実態調査（クマ類・肝臓）	0/17	ND(<50-200) μg/kg -wet
	影響実態調査（タヌキ・肝臓）	0/15	ND(<50-200) μg/kg -wet

2. 国内の過去の測定値

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	195/1,478	ND(<0.00005 - 35) - 0.09 μg/L
底質調査	862/1,654	ND(<0.0226-170) - 1,100 μg/kg-dry
水生生物調査(魚類)	537/1,139	ND(<0.3-75) - 2,600 μg/kg -wet
水生生物調査(鳥類)	10/135	ND(<0.5-20) - 50 μg/kg -wet
水生生物調査(貝類)	121/414	ND(<0.5-20) - 450 μg/kg -wet

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 . 内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果の報告 (生体内試験、水中濃度)

同族体名	作用濃度	作用内容
bis-酸化トリフェニルスズ	0.1 µg/L	4 週間の曝露期間中のクモヒトデ類 (<i>Ophioderma brevispina</i>) の腕の再生を阻害した濃度 ¹⁾
塩化トリフェニルスズ	0.02 µg/L	3 ヶ月曝露した成熟ヨーロッパチヂミボラ (<i>Nucella lapillus</i>) 雌で細胞 (本鰓、嗅検器、外套膜付随性腺) に異常増殖が認められる個体数の有意な高値が認められた濃度 ⁶⁾
	0.0276 ~ 1.8595 µg/L	60 日間曝露後、メダカ (<i>Oryzias latipes</i>) の孵化率、死亡率、肝臓中ピテロジェニン濃度、生殖腺の組織学的検査、生殖腺指数及び肝指数に有意な変化が認められなかった濃度 ⁷⁾
	0.118 ~ 2.890 µg/L	21 日間曝露後、雄メダカ (<i>O. latipes</i>) の肝臓中ピテロジェニン濃度の増加が認められなかった濃度 ⁷⁾
	0.14 µg/L	4 ヶ月間曝露した成熟淡水産巻貝 (<i>Marisa cornuarietis</i>) 雌で陰茎鞘長及び VDSI (imposex の指標) の高値、累積産卵容積、累積三叉卵数及び産卵容積当卵数の低値が認められた濃度 ⁶⁾
	0.32 µg/L	3 ヶ月間曝露した成熟ヨーロッパチヂミボラ (<i>N. lapillus</i>) 雄で前立腺長の低値、外套膜付随性腺の萎縮が認められた濃度 ⁶⁾
	0.47 µg/L	4 ヶ月間曝露した成熟淡水産巻貝 (<i>M. cornuarietis</i>) 雄で陰茎長の高値が認められた濃度 ⁶⁾
	0.2 µgSn/L =0.6 µg/L ^{注1)}	14 日間の曝露期間中の雌ヨーロッパチヂミボラ (<i>Nucella lapillus</i>) でインポセックスが認められなかった濃度 ⁴⁾
	1.5 µg/L	2 ヶ月間曝露した成熟淡水産巻貝 (<i>M. cornuarietis</i>) 雄で精子細胞産生の完全阻害が認められた濃度 ⁶⁾
	6.6 µg/L	4 日間の曝露期間中のヨーロッパミノ (<i>Phoxinus phoxinus</i>) の稚魚に形態異常が認められた濃度 ²⁾
	15.9 µg/L	3 ~ 6 日間の曝露期間中のヨーロッパミノ (<i>P. phoxinus</i>) の孵化に影響が認められた濃度 ²⁾
	3,855 µg/L	シロボヤ (<i>Styela plicata</i>) 幼生の発生を阻害した濃度 ³⁾
水酸化トリフェニルスズ	3,670 µg/L	シロボヤ (<i>S. plicata</i>) 幼生の発生を阻害した濃度 ³⁾
酢酸トリフェニルスズ	0.5 µg/L	96 時間の曝露期間中のゼブラフィッシュ (<i>Danio rerio</i>) 卵に孵化遅延が認められた濃度 ⁵⁾
	25 µg/L	96 時間曝露後のゼブラフィッシュ (<i>D. rerio</i>) 稚魚の死亡率の増加、骨格奇形、卵黄嚢吸収の遅延、心臓と卵黄嚢に水腫が認められた濃度 ⁵⁾
	41 µg/L	シロボヤ (<i>S. plicata</i>) 幼生の発生を阻害した濃度 ³⁾

注 1) スズの原子量を 118.69、塩化トリフェニルスズの分子量を 385.46 として換算した値。
bis-酸化トリフェニルスズ、酢酸トリフェニルスズ及び水酸化トリフェニルスズについても、文献の信頼性評価により信頼性が認められた報告が得られたが、環境中では塩化トリフェニルスズとして測定されているため、5 . まとめには使用しなかった。

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未満であったが、底質及び野生生物調査の一部で検出された。

なお、平成 14 年度の底質及び野生生物調査、平成 13 年度の水質、底質及び野生生物調査、平成 12 年度の底質及び野生生物調査、平成 11 年度の水質及び底質調査、平成 10 年度の水質、底質、水生生物（魚類）及び野生生物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 0.006 $\mu\text{g/L}$ （平成 13 年度、塩化トリフェニルスズとして記載されている）と報告されている内分泌攪乱作用を示すと疑われた水中濃度 0.02 $\mu\text{g/L}$ を比較するとその比は 0.001 以上であった。

6 . 参考文献

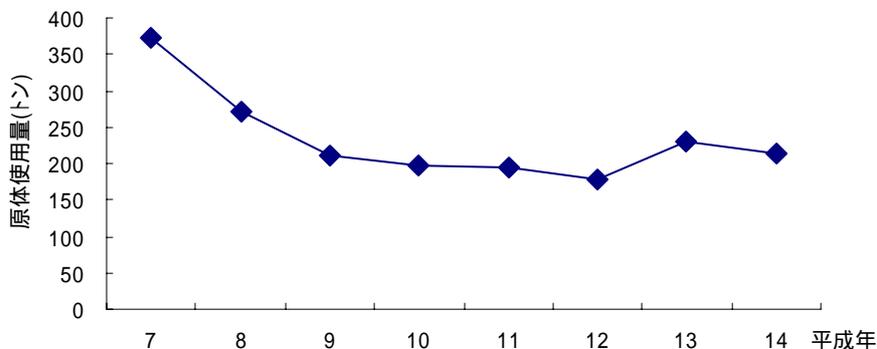
- 1)Walsh, G. E., L. L. McLaughlin, M. K. Louie, C. H. Deans and E. M. Lores(1986) Inhibition of arm regeneration by *Ophioderma brevispina*(Echinodermata, Ophiuroidea) by tributyltin oxide and triphenyltin oxide. *Ecotoxicology and Environmental Safety*,12,95-100.
- 2)Fent, K. and W. Meier(1994)Effects of triphenyltin on fish early life stages. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*,27,224-231.
- 3)Cima, F., L. Ballarin, G. Bressa, G. Martinucci and P. Burighel(1996)Toxicity of organotin compounds on embryos of a marine invertebrate(*Styela plicata*, Tunicata).*Ecotoxicology and Environmental Safety*,35,174-182.
- 4)Bryan, G. W., P. E. Gibbs and G. R. Burt(1988)A comparison of the effectiveness of tri-*n*-butyltin chloride and five other organotin compounds in promoting the development of imposex in the dog-whelk *Nucella lapillus*.*J.Mar.Biol.Ass.UK*, Vol.68,733-744
- 5)Strmac, M. and T. Braunbeck(1999)Effects of triphenyltin acetate on survival, hatching success, and liver ultrastructure of early life stages of zebrafish (*Danio rerio*).*Ecotoxicology and Environmental Safety*,44,25-39.
- 6)Schulte-Oehlmann, U., M. Tillmann, B. Markert and J. Oehlmann(2000)Effects of endocrine disruptors on prosobranch snails(Mollusca: Gastropoda) in the laboratory. Part : Triphenyltin as xeno-androgens. *Ecotoxicology*, 9, 399-412.
- 7)環境省環境保健部(2002)魚類を用いた生態系への内分泌攪乱作用に関する試験結果について（案）平成 14 年度 第 1 回内分泌攪乱化学物質問題検討会資料

- 8) 社) 日本植物防疫協会(2003)農薬要覧-2003-(バックナンバ - を含む)
- 9) 日本水産学会監修(1992)有機スズ汚染と水生生物影響

35.トリフルラリン

使用量およびその推移

原体使用量は214t(2002年、平成14年)で前年(231t)と比較して減少した²⁾。



環境中濃度に関する規制

環境中濃度に関する規制はない。

1. 環境実態調査結果

1.1. 平成15年度

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
野生生物調査	環境実態調査(トノサマガエル・筋肉)	0/7	ND(<0.3-1) μg/kg -wet
	環境実態調査(トウキョウダルマガエル・筋肉)	0/8	ND(<0.3) μg/kg -wet
	環境実態調査(クマタカ・筋肉)	0/2	ND(<0.6-1) μg/kg -wet
	環境実態調査(カワウ・筋肉)	0/20	ND(<0.2) μg/kg -wet
	環境実態調査(ハシブトガラス・筋肉)	0/10	ND(<0.3-0.4) μg/kg -wet
	環境実態調査(スナメリ・脂肪)	3/10	ND(<2-4) - 7.6 μg/kg -wet
	環境実態調査(ニホンザル・筋肉)	0/10	ND(<0.2) μg/kg -wet
	環境実態調査(タヌキ・筋肉)	0/10	ND(<0.2) μg/kg -wet

1.2. 平成14年度

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
野生生物調査	環境実態調査(トノサマガエル・筋肉)	0/5	ND(<3-30) μg/kg -wet
	環境実態調査(トウキョウダルマガエル・筋肉)	0/1	ND(<4) μg/kg -wet
	環境実態調査(カワウ・筋肉)	1/10	ND(<0.05) - 0.5 μg/kg -wet
	環境実態調査(トビ・筋肉)	0/8	ND(<0.05) μg/kg -wet
	環境実態調査(ハシブトガラス・筋肉)	0/12	ND(<0.05-0.1) μg/kg -wet
	環境実態調査(スナメリ・脂肪)	5/10	ND(<1) - 5 μg/kg -wet
	環境実態調査(ニホンザル・筋肉)	0/10	ND(<0.05) μg/kg -wet
	環境実態調査(タヌキ・筋肉)	0/10	ND(<0.05) μg/kg -wet

1.3. 平成13年度

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
野生生物調査	環境実態調査(カワウ・肝臓)	0/26	ND(<0.61-2.9) μg/kg -wet
	環境実態調査(猛禽類・肝臓or筋肉)	0/13	ND(<3.2-11) μg/kg -wet

1.4. 平成12年度

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	農薬の環境動態調査	0/25	ND(<0.01) μg/L
底質調査	農薬の環境動態調査	0/15	ND(<1) μg/kg -dry
水生生物調査 (魚類)	農薬の環境動態調査	1/4	ND(<1) - 2 μg/kg -wet
野生生物調査	影響実態調査(カワウ・筋肉)	28/30	ND(<0.37-6.1) - 0.92 μg/kg -wet
	影響実態調査(カワウ・卵)	0/10	ND(<4.1-8.7) μg/kg -wet
	影響実態調査(猛禽類・筋肉)	23/44	ND(<1.3-17) - 12 μg/kg -wet

1.5. 平成10年度

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) μg/L
	農薬等の環境残留実態調査(第二回)	0/249	ND(<0.05) μg/L
	農薬等の環境残留実態調査(第三回)	1/249	ND(<0.05)-0.05 μg/L
	野生生物影響実態調査(コイ)	0/6	ND(<0.05) μg/L
	野生生物影響実態調査(カエル類)	0/19	ND(<0.01) μg/L
底質調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<10) μg/kg -dry
	野生生物影響実態調査(コイ)	0/8	ND(<5) μg/kg -dry
	野生生物影響実態調査(カエル類)	0/12	ND(<0.7-3.5) μg/kg -dry
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<1) μg/kg -dry
	野生生物影響実態調査(カエル類)	0/7	ND(<0.7-1.2) μg/kg -dry
水生生物調査 (魚類)	農薬等の環境残留実態調査	8/48	ND(<2)-4 μg/kg -wet
野生生物調査	影響実態調査(コイ・筋肉)	3/145	ND(<1)-11 μg/kg -wet
	影響実態調査(ドバト・筋肉)	0/31	ND(<0.5-2) μg/kg -wet
	影響実態調査(アカネズミ・全身)	0/30	ND(<1-2.5) μg/kg -wet
	影響実態調査(タヌキ・脂肪)	0/15	ND(<2-50) μg/kg -wet

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	0/30	ND(<0.009-0.02) $\mu\text{g/L}$
底質調査	0/30	ND(<0.57-2.5) $\mu\text{g/kg-dry}$
水生生物調査(魚類)	0/30	ND(<0.47-1) $\mu\text{g/kg-wet}$

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(<3)-126 $\mu\text{g/kg-wet}$ 126 $\mu\text{g/kg-wet}$ 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. 内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果の報告(生体内試験、水中濃度)

内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果の報告(生体内試験、水中濃度)は得られなかった。

5. まとめ

野生生物調査の一部で検出された。

なお、平成14年度の野生生物調査、平成12年度の水生生物(魚類)及び野生生物調査、平成10年度の水質、水生生物(魚類)及び野生生物調査の一部で検出された。

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 Lake Res.,Vol.13, No.3,296-309.
- 2) 社)日本植物防疫協会(2003)農薬要覧-2003-(バックナンバーを含む)

36. 4-n-ペンチルフェノール

国内生産量と輸入量の合計値およびその推移

使用量に関する報告は得られなかった。

環境中濃度に関する規制

環境中濃度に関する規制はない。

1. 環境実態調査結果

1.1. 平成15年度

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
野生生物調査	環境実態調査(トノサマガエル・筋肉)	0/7	ND(<0.3-2) $\mu\text{g/kg}$ -wet
	環境実態調査(トウキョウダルマガエル・筋肉)	0/8	ND(<0.3-2) $\mu\text{g/kg}$ -wet
	環境実態調査(クマタカ・筋肉)	0/2	ND(<2-3) $\mu\text{g/kg}$ -wet
	環境実態調査(カワウ・筋肉)	0/20	ND(<0.4) $\mu\text{g/kg}$ -wet
	環境実態調査(ハシブトガラス・筋肉)	0/10	ND(<0.6-0.8) $\mu\text{g/kg}$ -wet
	環境実態調査(ニホンザル・筋肉)	0/10	ND(<0.4) $\mu\text{g/kg}$ -wet
	環境実態調査(タヌキ・筋肉)	0/10	ND(<0.4) $\mu\text{g/kg}$ -wet

1.2. 平成14年度

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
野生生物調査	環境実態調査(トノサマガエル・筋肉)	0/5	ND(<0.5-2) $\mu\text{g/kg}$ -wet
	環境実態調査(トウキョウダルマガエル・筋肉)	0/1	ND(<0.6) $\mu\text{g/kg}$ -wet
	環境実態調査(カワウ・筋肉)	0/10	ND(<0.5) $\mu\text{g/kg}$ -wet
	環境実態調査(トビ・筋肉)	0/8	ND(<0.5) $\mu\text{g/kg}$ -wet
	環境実態調査(ハシブトガラス・筋肉)	0/12	ND(<0.5-2) $\mu\text{g/kg}$ -wet
	環境実態調査(ニホンザル・筋肉)	0/10	ND(<0.5) $\mu\text{g/kg}$ -wet
	環境実態調査(タヌキ・筋肉)	0/10	ND(<0.5) $\mu\text{g/kg}$ -wet

1.3. 平成13年度

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	実態調査	1/171	ND(<0.01) - 0.01 $\mu\text{g/L}$
底質調査	実態調査	0/48	ND(<1.5) $\mu\text{g/kg}$ -dry
大気調査	環境実態調査	0/21	ND(<0.2) ng/m^3
野生生物調査	環境実態調査(カワウ・肝臓)	0/26	ND(<0.14-31) $\mu\text{g/kg}$ -wet
	環境実態調査(猛禽類・肝臓or 筋肉)	1/13	ND(<5-20) - 17 $\mu\text{g/kg}$ -wet

1.4. 平成12年度

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	一般水域調査（冬季）	0/171	ND(<0.01) μg/L
底質調査	一般水域調査（冬季）	0/48	ND(<1.5) μg/kg -dry
野生生物調査	影響実態調査（カワウ・筋肉）	0/30	ND(<0.41-14) μg/kg -wet
	影響実態調査（カワウ・卵）	0/10	ND(<2.9-3) μg/kg -wet
	影響実態調査（猛禽類・筋肉）	11/44	ND(<0.05-1.1) - 6.7 μg/kg -wet

1.5. 平成11年度

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	一般水域調査（冬季）	0/170	ND(<0.01) μg/L
	建設省実態調査（夏期）	0/12	ND(<0.01) μg/L
	建設省実態調査（秋期）	2/12	ND(<0.01) - 0.03 μg/L
底質調査	一般水域調査（冬季）	0/48	ND(<1.5) μg/kg -dry
	建設省実態調査（夏期）	0/11	ND(<1) μg/kg -dry
	建設省実態調査（秋期）	0/11	ND(<1) μg/kg -dry

1.6. 平成10年度

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	一般水域調査（夏季）	0/130	ND(<0.01) μg/L
	建設省実態調査（前期）	0/5	ND(<0.01) μg/L
	一般水域・重点水域調査（秋季）	0/275	ND(<0.01) μg/L
	建設省実態調査（後期）	0/5	ND(<0.01) μg/L
底質調査	一般水域調査（秋季）	0/152	ND(<5) μg/kg -dry
	建設省実態調査（後期）	0/5	ND(<1) μg/kg -dry
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	1/94	ND(<5)-15 μg/kg-dry
水生生物調査（魚類）	一般水域調査（秋季）	0/141	ND(<1.5) μg/kg-wet

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. 内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果の報告（生体内試験、水中濃度）

異性体名	作用濃度	作用内容
4- <i>t</i> -ペンチルフェノール ^{注)}	10 µg/L	21 日間曝露した幼若ファットヘッドミノー (<i>Pimephales promelas</i>) で体内ビテロジェニン濃度の高値が認められた濃度 ⁴⁾
	32 µg/L	3 ヶ月曝露後、成熟した雄コイ (<i>Cyprinus carpio</i>) で生殖腺指数、精小葉の直径が有意に減少した濃度 ¹⁾
	100 µg/L	30 日間曝露後、遺伝的に全てが雄になるコイ (<i>C. carpio</i>) で、輸卵管が形成された濃度 ²⁾
	256 µg/L	30 日間曝露後、雄コイ (<i>C. carpio</i>) の血清中ビテロジェニン値が増加した濃度 ³⁾
	320 µg/L	90 日間曝露後、遺伝的に全てが雄になるコイ (<i>C. carpio</i>) で、精巢内卵が形成された濃度 ²⁾
	1,000 µg/L	90 日間曝露後、遺伝的に全てが雄になるコイ (<i>C. carpio</i>) で、精子形成阻害が認められた濃度 ²⁾
	1,000 µg/L	2 ヶ月間曝露後、成熟した雄コイ (<i>C. carpio</i>) で、血清中ビテロジェニン値が増加した濃度 ¹⁾

注)4-*n*-ペンチルフェノールに関する内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果の報告（生体内試験、水中濃度）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測定値は検出限界値未満であった。

なお、平成 13 年度の水質調査、平成 12 年度の野生生物調査、平成 11 年度の水質調査及び平成 10 年度の土壌調査の一部で検出された。

6. 参考文献

- 1) Gimeno, S., H. Komen, S. Jobling, J. Sumpter and T. Browmer(1998)
Demasculinisation of sexually mature male common carp, *Cyprinus carpio*, exposed to 4-*tert*-pentylphenol during spermatogenesis. *Aquatic Toxicology*, 43,93-109.
- 2) Gimeno, S., A. Gerritsen, T. Bowmer and H. Komen(1996)Feminization of male carp. *Nature*, Vol.384,221-222.
- 3) Gimeno, S., H. Komen, A. G. M. Gerritsen and T.B owmer,(1998)Feminization of young males of the common carp, *Cyprinus carpio*, exposed to 4-*tert*-pentylphenol during sexual differentiation. *Aquatic Toxicology*,43,77-92.
- 4) Panter, G. H., T. H. Hutchinson, R. Lange, C. M. Lye, J. P. Sumpter, M. Zerulla and C. R. Tyler(2002)Utility of a juvenile fathead minnow screening assay for detecting (anti-)estrogenic substances. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 21, 2, 319-326.

36. 4-n-ヘキシルフェノール

国内生産量と輸入量の合計値およびその推移

使用量に関する報告は得られなかった。

環境中濃度に関する規制

環境中濃度に関する規制はない。

1. 環境実態調査結果

1.1. 平成13年度

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	実態調査	0/171	ND(<0.01) μg/L
底質調査	実態調査	0/48	ND(<1.5) μg/kg -dry
大気調査	環境実態調査	0/21	ND(<0.07)ng/m ³

1.2. 平成12年度

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	一般水域調査(冬季)	0/171	ND(<0.01) μg/L
底質調査	一般水域調査(冬季)	0/48	ND(<1.5) μg/kg -dry

1.3. 平成11年度

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	一般水域調査(冬季)	0/170	ND(<0.01) μg/L
	建設省実態調査(夏期)	0/12	ND(<0.01) μg/L
	建設省実態調査(秋期)	1/12	ND(<0.01) - 0.01 μg/L
底質調査	一般水域調査(冬季)	0/48	ND(<1.5) μg/kg -dry
	建設省実態調査(夏期)	0/11	ND(<1) μg/kg -dry
	建設省実態調査(秋期)	0/11	ND(<1) μg/kg -dry

1.4. 平成10年度

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	一般水域調査(夏季)	0/130	ND(<0.01) μg/L
	建設省実態調査(前期)	0/5	ND(<0.01) μg/L
	一般水域・重点水域調査(秋季)	0/275	ND(<0.01) μg/L
	建設省実態調査(後期)	0/5	ND(<0.01) μg/L
底質調査	一般水域調査(秋季)	0/152	ND(<5) μg/kg -dry
	建設省実態調査(後期)	0/5	ND(<1) μg/kg -dry
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<5) μg/kg -dry
水生生物調査 (魚類)	一般水域調査(秋季)	0/141	ND(<1.5) μg/kg -wet

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 . 内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果の報告（生体内試験、水中濃度）

内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果の報告（生体内試験、水中濃度）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未満であった。

なお、平成 11 年度の水質調査（建設省）の一部で検出された。

36. 4-n-ヘプチルフェノール

国内生産量と輸入量の合計値およびその推移

使用量に関する報告は得られなかった。

環境中濃度に関する規制

環境中濃度に関する規制はない。

1. 環境実態調査結果

1.1. 平成13年度

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	実態調査	0/171	ND(<0.01) $\mu\text{g/L}$
底質調査	実態調査	0/48	ND(<1.5) $\mu\text{g/kg-dry}$
大気調査	環境実態調査	1/21	ND(<0.05) - 0.10 ng/m^3

1.2. 平成12年度

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	一般水域調査(冬季)	0/171	ND(<0.01) $\mu\text{g/L}$
底質調査	一般水域調査(冬季)	0/48	ND(<1.5) $\mu\text{g/kg-dry}$

1.3. 平成11年度

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	一般水域調査(冬季)	0/170	ND(<0.01) $\mu\text{g/L}$
	建設省実態調査(夏期)	0/12	ND(<0.01) $\mu\text{g/L}$
	建設省実態調査(秋期)	0/12	ND(<0.01) $\mu\text{g/L}$
底質調査	一般水域調査(冬季)	0/48	ND(<1.5) $\mu\text{g/kg-dry}$
	建設省実態調査(夏期)	0/11	ND(<1) $\mu\text{g/kg-dry}$
	建設省実態調査(秋期)	0/11	ND(<1) $\mu\text{g/kg-dry}$

1.4. 平成10年度

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	一般水域調査(夏季)	5/130	ND(<0.01)–0.06 $\mu\text{g/L}$
	建設省実態調査(前期)	0/5	ND(<0.01) $\mu\text{g/L}$
	一般水域・重点水域調査(秋季)	3/275	ND(<0.01)–0.04 $\mu\text{g/L}$
	建設省実態調査(後期)	0/5	ND(<0.01) $\mu\text{g/L}$
底質調査	一般水域調査(秋季)	0/152	ND(<5) $\mu\text{g/kg-dry}$
	建設省実態調査(後期)	0/5	ND(<1) $\mu\text{g/kg-dry}$
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<5) $\mu\text{g/kg-dry}$
水生生物調査 (魚類)	一般水域調査(秋季)	0/141	ND(<1.5) $\mu\text{g/kg-wet}$

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 . 内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果の報告（生体内試験、水中濃度）

内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果の報告（生体内試験、水中濃度）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

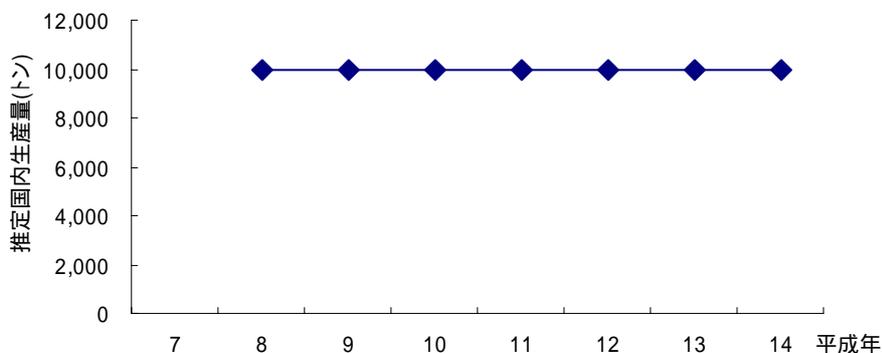
水質及び底質調査において測定値は検出限界値未満であったが、大気調査の一部で検出された。

なお、平成 10 年度の水質調査の一部で検出された。

36. 4-オクチルフェノール

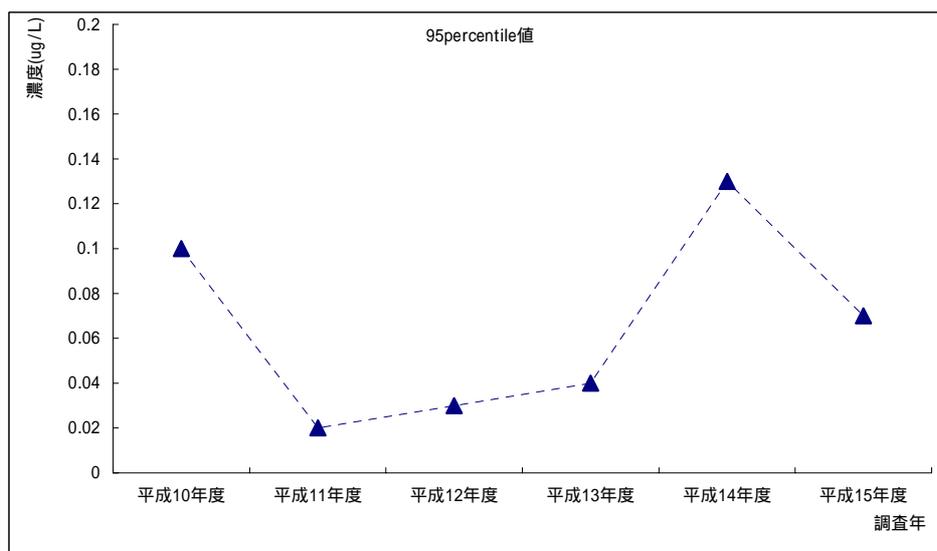
生産量およびその推移

推定国内生産量は 10,000t(2002 年、平成 14 年)で前年推定量(10,000t)と比較して横這いであった²³⁾。



環境中濃度に関する規制

環境中濃度に関する規制はない。



SPEED'98	物質名	年度						
		平成10年度	平成11年度	平成12年度	平成13年度	平成14年度	平成15年度	
36	4-t-オクチルフェノール	95percentile値(ug/L)	0.1	0.02	0.03	0.04	0.13	0.07
		最大値(ug/L)	13	0.61	0.72	0.85	0.92	0.47
		検出限界値(ug/L)	0.01-0.1	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01
		検出数	241	87	44	48	47	33
		検体数	941	633	302	288	135	75

注：年度により調査点数及び調査位置は異なっている。

図 水質調査結果

1 . 環境実態調査結果

1 . 1 . 平成15年度

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	環境実態調査	4-t-オキシルフェノール	33/75	ND(<0.01) - 0.47 μg/L
	国土交通省実態調査	4-t-オキシルフェノール	10/43	ND(<0.0026-0.01) - 0.053 μg/L
底質調査	環境実態調査	4-t-オキシルフェノール	18/24	ND(<1) - 100 μg/kg -dry
野生生物調査	環境実態調査 (トノサマガエル・筋肉)	4-t-オキシルフェノール	0/7	ND(<0.3-2) μg/kg -wet
	環境実態調査 (トウキョウダルマガエル・筋肉)	4-t-オキシルフェノール	0/8	ND(<0.3-2) μg/kg -wet
	環境実態調査(クマタカ・筋肉)	4-t-オキシルフェノール	0/2	ND(<2-3) μg/kg -wet
	環境実態調査(カワウ・筋肉)	4-t-オキシルフェノール	1/20	ND(<0.1) - 0.1 μg/kg -wet
	環境実態調査 (ハシプトガラス・筋肉)	4-t-オキシルフェノール	0/10	ND(<0.2) μg/kg -wet
	環境実態調査(ニホンザル・筋肉)	4-t-オキシルフェノール	1/10	ND(<0.1) - 0.1 μg/kg -wet
	環境実態調査(タヌキ・筋肉)	4-t-オキシルフェノール	2/10	ND(<0.1) - 0.1 μg/kg -wet

1 . 2 . 平成14年度

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	環境実態調査	4-t-オキシルフェノール	41/91	ND(<0.01) - 0.92 μg/L
	国土交通省実態調査	4-t-オキシルフェノール	6/44	ND(<0.01) - 0.07 μg/L
底質調査	環境実態調査	4-t-オキシルフェノール	23/24	ND(<1) - 93 μg/kg -dry
野生生物調査	環境実態調査(トノサマガエル・筋肉)	4-t-オキシルフェノール	0/5	ND(<0.2-0.7) μg/kg -wet
	環境実態調査(トウキョウダルマガエル・筋肉)	4-t-オキシルフェノール	0/1	ND(<0.2) μg/kg -wet
	環境実態調査(カワウ・筋肉)	4-t-オキシルフェノール	0/10	ND(<0.5) μg/kg -wet
	環境実態調査(トビ・筋肉)	4-t-オキシルフェノール	0/8	ND(<0.5) μg/kg -wet
	環境実態調査(ハシプトガラス・筋肉)	4-t-オキシルフェノール	0/12	ND(<0.5-2) μg/kg -wet
	環境実態調査(ニホンザル・筋肉)	4-t-オキシルフェノール	0/10	ND(<0.5) μg/kg -wet
	環境実態調査(タヌキ・筋肉)	4-t-オキシルフェノール	0/10	ND(<0.5) μg/kg -wet

1.3. 平成13年度

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	実態調査	4-t-オキシルフェノール	38/171	ND(<0.01) - 0.85 μg/L
		4-n-オキシルフェノール	0/171	ND(<0.01) μg/L
	国土交通省内分泌攪乱化学物質存在状況調査	4-t-オキシルフェノール	10/117	ND(<0.01) - 0.11 μg/L
底質調査	実態調査	4-t-オキシルフェノール	25/48	ND(<1.5) - 46 μg/kg -dry
		4-n-オキシルフェノール	0/48	ND(<1.5) μg/kg -dry
	国土交通省内分泌攪乱化学物質存在状況調査	4-t-オキシルフェノール	3/9	ND(<1.0) - 15.6 μg/kg -dry
大気調査	環境実態調査	4-t-オキシルフェノール	0/21	ND(<0.2)ng/m ³
		4-n-オキシルフェノール	0/21	ND(<0.09)ng/m ³
野生生物調査	環境実態調査(カワウ・肝臓)	4-t-オキシルフェノール	14/26	ND(<0.13-0.2) - 27 μg/kg -wet
	環境実態調査(猛禽類・肝臓or筋肉)	4-t-オキシルフェノール	0/13	ND(<1.1-4.2) μg/kg -wet

1.4. 平成12年度

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	一般水域調査(冬季)	4-t-オキシルフェノール	34/171	ND(<0.01) - 0.72 μg/L
		4-n-オキシルフェノール	1/171	ND(<0.01) - 0.01 μg/L
	国土交通省地点別河川測定調査(秋期)	4-t-オキシルフェノール	10/131	ND(<0.01) - 0.13 μg/L
底質調査	一般水域調査(冬季)	4-t-オキシルフェノール	26/48	ND(<1.5) - 160 μg/kg -dry
		4-n-オキシルフェノール	0/48	ND(<1.5) μg/kg -dry
	国土交通省地点別河川測定調査(秋期)	4-t-オキシルフェノール	2/14	ND(<1) - 59 μg/kg -dry
野生生物調査	影響実態調査(カワウ・筋肉)	4-t-オキシルフェノール	26/30	ND(<0.18-1.7) - 5.6 μg/kg -wet
		4-n-オキシルフェノール	0/30	ND(<0.03-1.2) μg/kg -wet
	影響実態調査(カワウ・卵)	4-t-オキシルフェノール	0/10	ND(<1.6) μg/kg -wet
		4-n-オキシルフェノール	0/10	ND(<1.6-1.7) μg/kg -wet
	影響実態調査(猛禽類・筋肉)	4-t-オキシルフェノール	16/44	ND(<0.06-1.5) - 23 μg/kg -wet
		4-n-オキシルフェノール	0/44	ND(<0.03-2.9) μg/kg -wet

1.5. 平成11年度

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	一般水域調査（秋季）	4-t-オキシルフェノール	28/170	ND(<0.01) - 0.61 μg/L
		4-n-オキシルフェノール	0/170	ND(<0.01) μg/L
	建設省実態調査（春期）	4-t-オキシルフェノール	8/31	ND(<0.01) - 0.10 μg/L
		4-n-オキシルフェノール	1/31	ND(<0.01) - 0.01 μg/L
	建設省実態調査（夏期）	4-t-オキシルフェノール	24/261	ND(<0.01) - 0.24 μg/L
		4-n-オキシルフェノール	0/261	ND(<0.01) μg/L
	建設省実態調査（秋期）	4-t-オキシルフェノール	18/140	ND(<0.01) - 0.48 μg/L
		4-n-オキシルフェノール	1/140	ND(<0.01) - 0.03 μg/L
建設省実態調査（冬期）	4-t-オキシルフェノール	9/31	ND(<0.01) - 0.32 μg/L	
	4-n-オキシルフェノール	0/31	ND(<0.01) μg/L	
底質調査	一般水域調査（冬季）	4-t-オキシルフェノール	25/48	ND(<1.5) - 170 μg/kg-dry
		4-n-オキシルフェノール	0/48	ND(<1.5) μg/kg-dry
	建設省実態調査（春期）	4-t-オキシルフェノール	10/28	ND(<1) - 56 μg/kg-dry
		4-n-オキシルフェノール	0/28	ND(<1) μg/kg-dry
	建設省実態調査（夏期）	4-t-オキシルフェノール	6/20	ND(<1) - 92 μg/kg-dry
		4-n-オキシルフェノール	0/20	ND(<1) μg/kg-dry
	建設省実態調査（秋期）	4-t-オキシルフェノール	3/11	ND(<1) - 67 μg/kg-dry
		4-n-オキシルフェノール	0/11	ND(<1) μg/kg-dry

1.6. 平成10年度

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	一般水域調査（夏季）	4-t-オキシルフェノール	81/130	ND(<0.01)–1.4 μg/L
		4-n-オキシルフェノール	0/130	ND(<0.01) μg/L
	建設省実態調査（前期）	4-t-オキシルフェノール	5/256	ND(<0.1)–0.1 μg/L
		4-n-オキシルフェノール	1/256	ND(<0.1)–0.1 μg/L
	一般水域・重点水域調査（秋季）	4-t-オキシルフェノール	147/275	ND(<0.01)–13 μg/L
		4-n-オキシルフェノール	0/275	ND(<0.01) μg/L
	建設省実態調査（後期）	4-t-オキシルフェノール	8/261	ND(<0.03)–0.79 μg/L
		4-n-オキシルフェノール	0/261	ND(<0.03) μg/L
	野生生物影響実態調査（カエル類）	4-t-オキシルフェノール	0/19	ND(<0.01) μg/L
		4-n-オキシルフェノール	0/19	ND(<0.01) μg/L

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
底質調査	一般水域調査（秋季）	4- <i>t</i> -オキシルフェノール	11/152	ND(<5)–45 μg/kg -dry
		4- <i>n</i> -オキシルフェノール	0/152	ND(<5) μg/kg -dry
	建設省実態調査（後期）	4- <i>t</i> -オキシルフェノール	5/20	ND(<1)–21 μg/kg -dry
		4- <i>n</i> -オキシルフェノール	0/20	ND(<1) μg/kg -dry
	野生生物影響実態調査（コイ）	4- <i>t</i> -オキシルフェノール	0/3	ND(<5) μg/kg -dry
		4- <i>n</i> -オキシルフェノール	0/3	ND(<5) μg/kg -dry
	野生生物影響実態調査（カエル類）	4- <i>t</i> -オキシルフェノール	0/12	ND(<1.9-10.5) μg/kg -dry
		4- <i>n</i> -オキシルフェノール	0/12	ND(<1.9-10.5) μg/kg -dry
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	4- <i>t</i> -オキシルフェノール	0/94	ND(<5) μg/kg -dry
		4- <i>n</i> -オキシルフェノール	0/94	ND(<5) μg/kg -dry
	野生生物影響実態調査（カエル類）	4- <i>t</i> -オキシルフェノール	0/7	ND(<2.2-3.6) μg/kg -dry
		4- <i>n</i> -オキシルフェノール	0/7	ND(<2.2-3.6) μg/kg -dry
水生生物調査（魚類）	一般水域調査（秋季）	4- <i>t</i> -オキシルフェノール	16/141	ND(<1.5)–30 μg/kg -wet
		4- <i>n</i> -オキシルフェノール	0/141	ND(<1.5) μg/kg -wet
野生生物調査	影響実態調査（コイ・筋肉）	4- <i>t</i> -オキシルフェノール	0/145	ND(<5) μg/kg -wet
		4- <i>n</i> -オキシルフェノール	0/145	ND(<5) μg/kg -wet
	影響実態調査（ドバト・筋肉）	4- <i>t</i> -オキシルフェノール	9/31	ND(<1.5)–5.6 μg/kg -wet
		4- <i>n</i> -オキシルフェノール	0/31	ND(<1.5-2) μg/kg -wet
	影響実態調査（アカネズミ・全身）	4- <i>t</i> -オキシルフェノール	21/30	ND(<1.5)–7.2 μg/kg -wet
		4- <i>n</i> -オキシルフェノール	0/30	ND(<1.5-2.5) μg/kg -wet
	影響実態調査（タヌキ・筋肉）	4- <i>t</i> -オキシルフェノール	6/15	ND(<1.5)–37 μg/kg -wet
		4- <i>n</i> -オキシルフェノール	0/15	ND(<1.5-7) μg/kg -wet

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	4- <i>t</i> -オキシルフェノール	0/6	ND(<0.04-1.5) μg/L
底質調査	4- <i>t</i> -オキシルフェノール	2/6	ND(<4-54)–4 μg/kg -dry

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	4- <i>t</i> -オキシルフェノール	ND(<0.005)–0.47 μg/L 0.47 μg/L は、1994年スペリオール湖での測定値 ¹⁾
底質調査	五大湖	4- <i>t</i> -オキシルフェノール	10–1,800 μg/kg -dry 1,800 μg/kg-dry は、1995年オンタリオ湖での測定値 ¹⁾

4. 内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果の報告（生体内試験、水中濃度）

異性体名	作用濃度	作用内容
4- <i>t</i> -オキソフェノール	4.8 µg/L	3週間曝露後、成熟した雄ニジマス(<i>Oncorhynchus mykiss</i>)の血漿中にピテロジェニンが合成された濃度 ²⁾
	9.92 µg/L	受精卵からふ化後 104 日齢まで曝露した雄メダカ(<i>Oryzias latipes</i>)に精巣卵が認められ、肝臓中ピテロジェニン濃度が有意に増加した濃度 ¹⁸⁾
	10 µg/L	21 日間曝露後、雄ニジマス(<i>O. mykiss</i>)の血漿中ピテロジェニン値が増加した濃度 ³⁾
	11.4 µg/L	受精卵からふ化後 60 日齢まで曝露した雄メダカ(<i>O. latipes</i>)に精巣卵が認められ、肝臓中ピテロジェニン濃度が有意に増加した濃度 ^{12,18,19)}
	11.5 µg/L	24 日間曝露した雄シーブスヘッドミノー(<i>Cyprinodon variegatus</i>)の血漿中ピテロジェニン濃度が有意に増加した濃度 ²⁰⁾
	20 µg/L	21 日間曝露後、雄メダカ(<i>O. latipes</i>)の血清中にピテロジェニンが合成された濃度 ⁴⁾ この雄メダカを未曝露の雌と同居させたところ、雄の生殖行動に影響が認められた濃度 ⁴⁾
	23.7 µg/L	受精卵からふ化後 60 日齢まで曝露した雄メダカ(<i>O. latipes</i>)の精巣卵出現率が有意に増加した濃度 ¹⁸⁾
	28 µg/L	ライフサイクル試験においてゼブラフィッシュ(<i>Danio rerio</i>)産卵数が有意に低下した EC ₅₀ 値 ²¹⁾
	30.4 µg/L	受精卵からふ化後 104 日齢まで曝露した雄メダカ(<i>O. latipes</i>)の精巣卵出現率が有意に増加した濃度 ¹⁸⁾
	33.6 µg/L	24 日間曝露した雄シーブスヘッドミノー(<i>C. variegatus</i>)の精巣異常発生率が有意に増加した濃度 ²⁰⁾
	41 µg/L	9 日間曝露後、未成熟ニジマス(<i>O. mykiss</i>)の血漿中ピテロジェニン値が増加した濃度 ⁵⁾
	64.1 µg/L	21 日間曝露後、雄メダカ(<i>O. latipes</i>)の肝臓中ピテロジェニン濃度が有意に増加した濃度 ^{12,18)}
	82.3 µg/L	受精卵からふ化後 104 日齢まで曝露したメダカ(<i>O. latipes</i>)の産卵数及び受精率が有意に低下した濃度 ¹⁸⁾
	94.0 µg/L	受精卵からふ化後 60 日齢まで曝露した雌メダカ(<i>O. latipes</i>)の生殖腺指数が有意に低下した濃度 ¹⁸⁾
	100 µg/L	21 日間曝露後、ローチ(<i>Rutilus rutilus</i>)の血漿中ピテロジェニン値が増加した濃度 ³⁾
	100 µg/L	30 日間曝露した野生型グッピー(<i>Poecilia reticulata</i>) 雄で精液中精子数の高値及び GSI の低値が認められ、60 日間曝露した野生型グッピー(<i>P. reticulata</i>) 雄で Coloration Index (sexually attractive orange spots)の低値が認められた濃度 ¹⁷⁾
300 µg/L	30 日間曝露した野生型グッピー(<i>P. reticulata</i>) 雄で Coloration Index の低値が認められた濃度 ¹⁷⁾	
底質中濃度 1 µg/kg	2 週間曝露後、淡水産マキガイ類コモチカワツボ (<i>Potamopyrgus antipodarum</i>) の殻欠損幼個体出現率の有意な高値が認められた濃度 ²²⁾	

異性体名	作用濃度	作用内容
4- <i>t</i> -オキシルフェノール	4 µg/L **	42 日間曝露した幼若コイ (<i>Cyprinus carpio</i>) 雄で血漿中ピテロジェニン濃度の高値が認められた濃度 ¹³⁾
	13 µg/L **	5 日間曝露したコペポーダ(<i>Acartia tonsa</i>)幼生の発生を阻害した EC ₅₀ 値 ¹⁶⁾
	100 µg/L **	1 または 3 日齢から 100 日齢まで曝露した雄メダカ(<i>O. latipes</i>)稚魚に精巣卵が形成された濃度 ⁶⁾ 1 日齢から 3 ヶ月間曝露した雄メダカ(<i>O. latipes</i>)稚魚に精巣卵が形成された濃度 ⁶⁾
	150 µg/L	4 週間の曝露後、雄グッピー(<i>Poecilia reticulata</i>)の性行動に影響を与えた濃度 ⁷⁾
	200 µg/L **	36 日間曝露した 11 ヶ月齢の雄メダカ(<i>O. latipes</i>)に精巣卵が形成された濃度 ⁶⁾
	10,000 µg/L *	7 日間曝露後、シオマネキ類(<i>Uca pugilator</i>)の肝臓組織のキトピアーゼ活性を阻害した濃度 ⁸⁾
4- <i>n</i> -オキシルフェノール	89 µg/L	9 日間曝露後、未成熟ニジマス(<i>O. mykiss</i>)の血漿中ピテロジェニン値の増加が認められなかった濃度 ⁵⁾
4-オキシルフェノール	0.206 µg/L *	10 日間曝露したヒョウガエル(<i>Rana pipens</i>)オタマジャクシ (孵化直後) で 曝露直後の視床下部 mRNA 発現量として plectin 及び NAP4 の高値並びに BA12 の低値、変態後の視床下部 mRNA 発現量として NADH 脱水素酵素、GAD67 及び BA12 の高値が認められた濃度 ¹⁴⁾
	2.1 µg/L *	12 週間の曝露期間中のアフリカツメガエル(<i>Xenopus laevis</i>)のオタマジャクシの変態後の性比を調べたところ、雌が対照区と比較して多かった濃度 ⁹⁾
	40 µg/L **	4~5 日間の曝露期間中のオオミジンコ(<i>Daphnia magna</i>)の脱皮に影響を与えなかった濃度 ¹¹⁾
	206 µg/L *	10 日間曝露したヒョウガエル(<i>R. pipens</i>)オタマジャクシ (孵化直後) で UV 照射条件下において Stage 29 での体重の高値、Stage 36 (後脚の出現) 到達日の早期化が認められた濃度 ¹⁴⁾
	10,000 µg/L *	7 日間曝露後、シオマネキ類(<i>U. pugilator</i>)の肝臓組織のキトピアーゼ活性を阻害した濃度 ¹⁰⁾
オキシルフェノール***	1 µg/L	5 ヶ月間曝露した成熟淡水産巻貝(<i>Marisa cornuarietis</i>) 雌で外観異常(外套膜付随性腺肥大及び外套膜輸卵管破壊・流産卵漏洩)、死亡率、産卵容積及び産卵数の高値が認められた濃度 ¹⁵⁾ 上記 F ₀ 産卵後更に 12 ヶ月間曝露した F ₁ 雌で外套膜付随性腺肥大及び外套膜輸卵管破壊・流産卵漏洩などの外観異常(超雌の出現)、死亡率、産卵容積及び産卵数の高値が認められた濃度 ¹⁵⁾ 3 ヶ月間曝露した成熟ヨーロッパチヂミボラ(<i>Nucella lapillus</i>) 雌で輸卵管中に卵母細胞を有する個体数、capsule 腺長及び外套膜腺長の高値など外観異常(超雌の発生)が認められ、雄に陰茎長、前立腺長及び精嚢に精子を有する個体数の低値が認められた濃度 ¹⁵⁾

* この作用濃度は信頼性がやや低かった。

** この作用濃度は信頼性が低かった。

*** この被験物質の組成は不明であった。

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、底質及び野生生物調査の一部で検出された。

なお、平成 14 年度の水質及び底質調査、平成 13 年度の水質、底質及び野生生物調査、平成 12 年度の水質、底質及び野生生物調査、平成 11 年度の水質及び底質調査、平成 10 年度の水質、底質、水生生物（魚類）及び野生生物調査の一部で検出された。

平成 15 年度の水質調査で測定された 4-t-オクチルフェノールの最高濃度 0.47 $\mu\text{g/L}$ 及び 95 パーセンタイル値 0.07 $\mu\text{g/L}$ と報告されている内分泌攪乱作用を示すと疑われた水中濃度 4.8 $\mu\text{g/L}$ を比較するとその比は 0.001 以上であった。

6 . 参考文献

- 1) 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.
- 2) Jobling, S., D. Sheahan, J. A. Osborne, P. Mathiessen and J. P. Sumpter (1996) Inhibition of testicular growth in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) exposed to estrogenic alkylphenolic chemicals. *Environ. Toxicol. Chem.*, Vol.15, 194-202.
- 3) Routledge, E. J., D. Sheahan, C. Desbrow, G. C. Brighty, M. Waldock and J. P. Sumpter (1998) Identification of estrogenic chemicals in STW effluent. 2. *In vivo* responses in trout and roach. *Environ.Sci.Technol.*,32,1559-1565.
- 4) Gronen, S., N. Denslow, S. Manning, S. Barnes, D. Barnes and M. Brouwer (1999) Serum vitellogenin levels and reproductive impairment of male Japanese medaka (*Oryzias latipes*) exposed to 4-tert-octylphenol. *Environmental Health Perspectives*,107,385-390.
- 5) Pedersen, S. N., L. B. Christiansen, K. L. Pedersen, B. Korsgaard and P. Bjerregaard (1999) *In vivo* estrogenic activity of branched and linear alkylphenols in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *The Science of the Total Environment*, 233,89-96.
- 6) Gray, M. A., A. J. Niimi and C. D. Metcalfe (1999) Factors affecting the development of testis-ova in medaka (*Oryzias latipes*), exposed to octylphenol. *Environmental Toxicology and Chemistry*,18,8,1835-1842.
- 7) Bayley, M., J. R. Nielsen and E. Baatrup (1999) Guppy sexual behavior as an effect biomarker of estrogen mimics. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 43, 68-73.
- 8) Zou, E. and M. Fingerman (1999) Effects of exposure to diethyl phthalate,

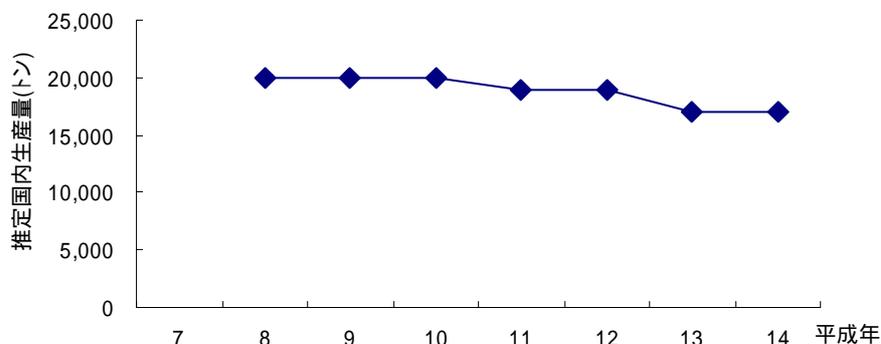
- 4-(tert)-octylphenol, and 2,4,5-trichlorobiphenyl on activity of chitobiase in the epidermis and hepatopancreas of the fiddler crab, *Uca pugilator*. Comparative Biochemistry and Physiology Part c,122,115-120.
- 9) Kloas, W., I. Lutz and R. Einspanier(1999)Amphibian as a model to study endocrine disruptors: Estrogenic activity of environmental chemicals *in vitro* and *in vivo*. The Science of the Total Environment,225,59-68.
- 10) Zou, E. and M. Fingerman(1999)Effects of estrogenic agents on chitobiase activity in the epidermis and hepatopancreas of the fiddler crab, *Uca pugilator*. Ecotoxicology and Environmental Safety,42,185-190.
- 11) Zou, E. and M. Fingerman(1997)Effects of estrogenic xenobiotics on molting of the water flea, *Daphnia magna*. Ecotoxicology and Environmental Safety,38,281-285.
- 12) 環境省環境保健部(2001)ノニルフェノールが魚類に与える内分泌攪乱作用の試験結果に関する報告(案)平成13年度第1回内分泌攪乱化学物質問題検討会資料
- 13) Huang, R.-K. and C. -H. Wang(2001)The effect of two alkylphenols on vitellogenin levels in male carp. Proc. Natl. Sci. Counc. ROC(B), 25, 4, 248-252.
- 14) Crump, D., D. Lean and V. L. Trudeau(2002)Octylphenol and UV-B radiation alter larval development and hypothalamic gene expression in the leopard frog(*Rana pipiens*). Environmental Health Perspective, 110, 3, 277-284.
- 15) Oehlmann, J., U. Schulte-Oehlmann, M. Tillmann and B. Markert(2000)Effects of endocrine disruptors on prosobranch snails(Mollusca: Gastropoda) in the laboratory. Part : Bisphenol A and octylphenol as xeno-estrogens. Ecotoxicology, 9, 383-397.
- 16) Andersen, H. R., L. Wollenberger, B. Halling-Sorensen and K. O. Kusk (2001) Development of copepod nauplii to copepodites- A parameter for chronic toxicity including endocrine disruption. Environmental Toxicology and Chemistry, 20, 12, 2821-2829.
- 17) Toft, G. and E. Baatrup(2001)Sexual characteristics are altered by 4-tert-octylphenol and 17β-estradiol in the adult male guppy(*Poecilia reticulata*). Ecotoxicology and Environmental Safety, 48, 76-84.
- 18) 環境省環境保健部(2002)魚類を用いた生態系への内分泌攪乱作用に関する試験結果について(案)平成14年度第1回内分泌攪乱化学物質問題検討会資料
- 19) Seki, M., H. Yokota, M. Maeda, H. Tadokoro and K. Kobayashi (2003) Effects of 4-nonyl and 4-tert-octylphenol on sex differentiation and vitellogenin induction in Medaka(*Oryzias latipes*). Environmental Toxicology and Chemistry, 22, 7, 1507-1516.
- 20) Karels, A. A., S. Manning, T. H. Brouwer and M. Brouwer (2003) Reproduction effects of Estrogenic and antiestrogenic chemicals on sheepshead minnows(*Cyprinodon variegatus*). Environmental Toxicology and Chemistry, 22, 4, 855-865.

- 21) Segner, H., J. M. Navas, C. Shafers and A. Wenzel (2003) Potencies of estrogenic compounds in *in vitro* assay and in life cycle tests with zebrafish *in vivo*. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 54, 315-322.
- 22) Duft, M., U., Schulte-Oehlmann, L. Weltje, M. Tillmann and J. Oehlmann(2003) Stimulated embryo production as a parameter of estrogenic exposure via sediments in the freshwater mudsnail *Potamopyrgus antipodarum*. *Aquatic Toxicology*, 64, 437-449.
- 23) 化学工業日報社(2004)14504 の化学商品(バックナンバ - を含む)

36. ノニルフェノール

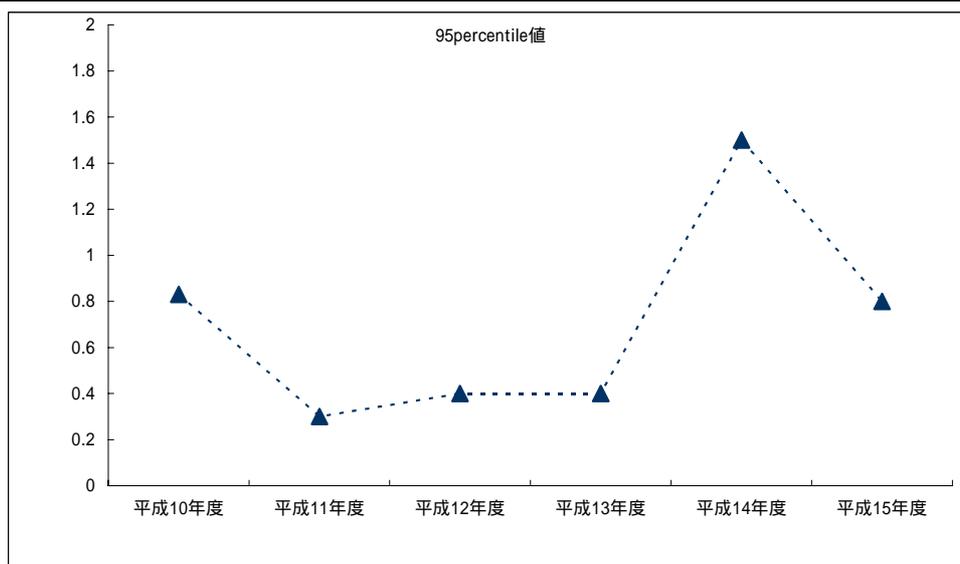
生産量およびその推移

推定国内生産量は17,000t(2002年、平成14年)で前年推定量(17,000t)と比較して横這いであった³²⁾。



環境中濃度に関する規制

環境中濃度に関する規制はない。



SPEED'98	物質名	年度						
		平成10年度	平成11年度	平成12年度	平成13年度	平成14年度	平成15年度	
36	ノニルフェノール	95percentile値(ug/L)	0.83	0.3	0.4	0.4	1.5	0.8
		最大値(ug/L)	21	4.6	7.1	5.9	8.4	2.9
		検出限界値(ug/L)	0.03-0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1
		検出数	498	119	57	59	58	25
		検体数	941	633	302	288	155	75

注：年度により調査点数及び調査位置は異なっている。

図 水質調査結果

1. 環境実態調査結果

1.1. 平成15年度

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	環境実態調査	25/75	ND(<0.1) - 2.9 µg/L
	国土交通省実態調査	15/66	ND(<0.01-0.1) - 1.40 µg/L
底質調査	環境実態調査	24/24	10 - 2,600 µg/kg-dry
野生生物調査	環境実態調査(トノサマガエル・筋肉)	0/7	ND(<2-10) µg/kg-wet
	環境実態調査(トウキョウダルマガエル・筋肉)	1/8	ND(<2-10) - 2.8 µg/kg-wet
	環境実態調査(クマタカ・筋肉)	0/2	ND(<10-20) µg/kg-wet
	環境実態調査(カワウ・筋肉)	0/20	ND(<9) µg/kg-wet
	環境実態調査(ハシブトガラス・筋肉)	1/10	ND(<20) - 25 µg/kg-wet
	環境実態調査(ニホンザル・筋肉)	1/10	ND(<9) - 9.8 µg/kg-wet
	環境実態調査(タヌキ・筋肉)	0/10	ND(<9) µg/kg-wet

1.2. 平成14年度

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	環境実態調査	37/91	ND(<0.1) - 8.4 µg/L
	国土交通省実態調査	21/64	ND(<0.1) - 1.7 µg/L
底質調査	環境実態調査	24/24	13 - 7,500 µg/kg -dry
野生生物調査	環境実態調査(トノサマガエル・筋肉)	0/5	ND(<7-30) µg/kg -wet
	環境実態調査(トウキョウダルマガエル・筋肉)	0/1	ND(<9) µg/kg -wet
	環境実態調査(カワウ)・筋肉	0/10	ND(<10) µg/kg -wet
	環境実態調査(トビ・筋肉)	0/8	ND(<10) µg/kg -wet
	環境実態調査(ハシブトガラス・筋肉)	1/12	ND(<10-30) - 19 µg/kg -wet
	環境実態調査(ニホンザル・筋肉)	0/10	ND(<10) µg/kg -wet
	環境実態調査(タヌキ・筋肉)	0/10	ND(<10) µg/kg -wet

1.3. 平成13年度

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	実態調査	53/171	ND(<0.1) - 5.9 µg/L
	国土交通省 内分泌攪乱化学物質存在状況調査	6/117	ND(<0.1) - 1.7 µg/L
底質調査	実態調査	34/48	ND(<15) - 3,700 µg/kg -dry
	国土交通省 内分泌攪乱化学物質存在状況調査	7/13	ND(<3) - 390/kg -dry
大気調査	環境実態調査	0/21	ND(<0.6)ng/m ³
野生生物調査	環境実態調査(カワウ・肝臓)	23/26	ND(<0.16-0.22) - 7.8 µg/kg -wet
	環境実態調査(猛禽類・肝臓or筋肉)	4/13	ND(<6.5-23) - 42 µg/kg -wet

1.4. 平成12年度

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	一般水域調査（冬季）	40/171	ND(<0.1) - 7.1 μg/L
	国土交通省地点別河川測定調査（秋期）	17/131	ND(<0.1) - 1.0 μg/L
底質調査	一般水域調査（冬季）	33/48	ND(<15) - 5,600 μg/kg -dry
	国土交通省地点別河川測定調査（秋期）	10/14	ND(<3) - 1,100 μg/kg -dry
野生生物調査	影響実態調査（カワウ・筋肉）	28/30	ND(<7.7-18) - 230 μg/kg -wet
	影響実態調査（カワウ・卵）	0/10	ND(<24-25) μg/kg -wet
	影響実態調査（猛禽類・筋肉）	42/44	ND(<0.14-0.41) - 190 μg/kg -wet

1.5. 平成11年度

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	一般水域調査（冬季）	45/170	ND(<0.1)-4.6 μg/L
	建設省実態調査（春期）	13/31	ND(<0.1)-2.3 μg/L
	建設省実態調査（夏期）	35/261	ND(<0.1)-2.0 μg/L
	建設省実態調査（秋期）	19/140	ND(<0.1)-3.3 μg/L
	建設省実態調査（冬期）	7/31	ND(<0.1)-2.6 μg/L
底質調査	一般水域調査（冬季）	37/48	ND(<15)-12,000 μg/kg -dry
	建設省実態調査（春期）	26/27	ND(<3)-2,600 μg/kg -dry
	建設省実態調査（夏期）	16/20	ND(<3)-2,700 μg/kg -dry
	建設省実態調査（秋期）	9/11	ND(<3)-1,400 μg/kg -dry

1.6. 平成10年度

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	一般水域調査（夏季）	99/130	ND(<0.05)–7.1 µg/L
	建設省実態調査（前期）	110/256	ND(<0.1)–1.9 µg/L
	一般水域・重点水域調査（秋季）	146/275	ND(<0.05-0.1)–21 µg/L
	建設省実態調査（後期）	135/261	ND(<0.03)–3.0 µg/L
	野生生物影響実態調査（カエル類）	8/19	ND(<0.1)–0.2 µg/L
底質調査	一般水域調査（秋季）	36/152	ND(<50)–4,900 µg/kg -dry
	建設省実態調査（後期）	18/20	ND(<3)–880 µg/kg -dry
	野生生物影響実態調査（コイ）	2/3	ND(<50)–160 µg/kg -dry
	野生生物影響実態調査（カエル類）	2/12	ND(<19-87)–692 µg/kg -dry
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<50) µg/kg -dry
	野生生物影響実態調査（カエル類）	0/7	ND(<22-36) µg/kg -dry
水生生物調査（魚類）	一般水域調査（秋季）	42/141	ND(<15)–780 µg/kg -wet
野生生物調査	影響実態調査（コイ・筋肉）	0/145	ND(<50) µg/kg -wet
	影響実態調査（ドバト・筋肉）	16/31	ND(<15)–113 µg/kg -wet
	影響実態調査（アカネズミ・全身）	22/30	ND(<15)–190 µg/kg -wet
	影響実態調査（タヌキ・脂肪）	14/15	ND(<15)–2,000 µg/kg -wet

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	2/173	ND(<0.05-5)–0.26 µg/L
底質調査	55/161	ND(<1.4-487)–1,300 µg/kg -dry

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(<0.01)–0.92 µg/L 0.92 µg/L は、1995年オンタリオ湖での測定値 ¹⁾
底質調査	五大湖	170–72,000 µg/kg -dry 72,000 µg/kg -dry は、1995年オンタリオ湖での測定値 ¹⁾

4. 内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果の報告（生体内試験、水中濃度）

異性体名	作用濃度	作用内容
tech-ノニルフェノール (4-isomer 88%+2-isomer 10%+ジノニルフェノール 2%)	1.16 µg/L	毎月10日間、4ヶ月間曝露した成熟(3年齢)ニジマス(<i>Oncorhynchus mykiss</i>) F ₀ 雄で血漿中ビテロジェニン濃度の高値が認められた濃度 ²⁴⁾
4- <i>p</i> -ノニルフェノール	1.6 µg/L	42日間曝露後、ファットヘッドミノー(<i>Pimephales promelas</i>)の精巣組織に異常が認められた濃度 ²⁾
4-ノニルフェノール	2.2 µg/L	3日間曝露後、未成熟なゼブラフィッシュ(<i>Danio rerio</i>)の全身中チトクローム P450 アロマトラーゼ mRNA 発現量の有意な高値が認められた濃度 ³⁰⁾
4-ノニルフェノール	8.2 µg/L	受精卵からふ化後 104日齢まで曝露したメダカ(<i>Oryzias latipes</i>)の F ₁ 雄に精巣卵が認められた濃度 ¹⁶⁾
ノニルフェノール	10 µg/L	72時間曝露後、未成熟なニジマス(<i>O. mykiss</i>)の肝臓にビテロジェニン mRNA が誘導された濃度 ³⁾
4-ノニルフェノール	10 µg/L	60日間曝露後、ゼブラフィッシュ(<i>D. rerio</i>)稚魚の精巣の繊維化重篤度が高値だった濃度 ²⁸⁾
tech-ノニルフェノール (4-isomer 88%+2-isomer 10%+ジノニルフェノール 2%)	10.43 µg/L	毎月10日間、4ヶ月間曝露した成熟(3年齢)ニジマス(<i>O. mykiss</i>) F ₀ 由来の受精卵で孵化率の低値が認められ、F ₁ 雌で血漿中ビテロジェニン及びテストステロン濃度の高値、卵巣内精巣の出現が認められ、F ₁ 雄に血漿中テストステロン濃度の高値が認められ、F ₁ に組織学的雌比の低値が認められた濃度 ²⁴⁾
4-ノニルフェノール	11.6 µg/L	受精卵からふ化後 60日齢まで曝露した雄メダカ(<i>O. latipes</i>)に精巣卵が認められ、肝臓中ビテロジェニン濃度が有意に増加した濃度 ^{16,27)}
4-ノニルフェノール	17.7 µg/L	受精卵からふ化後 104日齢まで曝露した雄メダカ(<i>O. latipes</i>)に精巣卵が認められた濃度 ¹⁶⁾
4-ノニルフェノール	20.3 µg/L	3週間曝露後、成熟した雄ニジマス(<i>O. mykiss</i>)の血漿中にビテロジェニンが合成された濃度 ⁴⁾
4-ノニルフェノール	22.5 µg/L	21日間曝露後、雄メダカ(<i>O. latipes</i>)の肝臓中ビテロジェニン濃度が有意に増加した濃度 ¹⁶⁾
4- <i>t</i> -ノニルフェノール	30 µg/L	孵化から 35日間曝露した孵化 466日後の遺伝的全雌ニジマス(<i>O. mykiss</i>)の体重に対する相対卵巣重量(OSL)が増加した濃度 ⁵⁾
<i>p</i> -ノニルフェノール	30 µg/L	3週間曝露後、カレイ類(<i>Plastichthys flesus</i>)の血中ビテロジェニンが誘導されなかった濃度 ⁶⁾
4-ノニルフェノール	30 µg/L	58日間曝露後、ゼブラフィッシュ(<i>D. rerio</i>)雄稚魚に精巣卵が認められた濃度 ²⁹⁾
4-ノニルフェノール	36 µg/L	20日間曝露後、ユスリカ類(<i>Chironomus tentas</i>)の卵塊に形状異常が認められた濃度 ⁷⁾
tech-4-ノニルフェノール	50 µg/L	3ヶ月曝露後、雄メダカ(<i>O. latipes</i>)の精巣内に卵細胞が形成された濃度 ⁸⁾
tech-ノニルフェノール	76 µg/L	9日間曝露後、未成熟ニジマス(<i>O. mykiss</i>)血漿中のビテロジェニン値が増加した濃度 ⁹⁾

異性体名	作用濃度	作用内容
ノニルフェノール	0.2 µg/L **	60 日間曝露した幼若 (30 日齢) ソードテイル (<i>Xiphophorus helleri</i>) 雄で体長の低値が認められた濃度 ¹⁹⁾
ノニルフェノール	4 µg/L **	3 日間曝露した幼若 (30 日齢) ソードテイル (<i>X. helleri</i>) 雄で肝臓中ピテロジェニン mRNA の発現、精巣組織においてアポトーシスが認められた濃度 ¹⁹⁾
ノニルフェノール***	10 µg/L	72 時間曝露後、未成熟なニジマス (<i>O. mykiss</i>) の肝臓にピテロジェニン mRNA が誘導された濃度 ¹⁰⁾
ノニルフェノール***	14.14 µg/L	72 時間曝露後、未成熟なニジマス (<i>O. mykiss</i>) の肝臓にピテロジェニン mRNA を生成した濃度曲線の EC ₅₀ 値 ¹⁰⁾
4-ノニルフェノール	22 µg/L *	12 週間の曝露期間中のアフリカツメガエル (<i>Xenopus laevis</i>) のオタマジャクシの変態後の性比を調べたところ、雌が対照区と比較して多かった濃度 ¹¹⁾
ノニルフェノール	22 µg/L **	約 20 ~ 22 時間曝露した野生型ゼブラフィッシュ (<i>Danio rerio</i>) 受精胚で始原生殖細胞分布の変化 (前体節への分布の低値、後体節への分布の高値) が認められた濃度 ²²⁾
4-ノニルフェノール***	31 µg/L	39 日間曝露したコペポーダ (<i>Tisbe battagliai</i>) の生残率と繁殖に影響を与えなかった。62 µg/L 以上では生残率の低下がみられたが、繁殖への影響はみられなかった濃度 ¹²⁾
ノニルフェノール***	50 µg/L	1 日間曝露後、未成熟なニジマス (<i>O. mykiss</i>) の肝臓にピテロジェニン mRNA が誘導された濃度 ¹⁰⁾
ノニルフェノール (90% <i>p</i> -NP+10% <i>o</i> -NP)	66 µg/L *	2 週間曝露した雄メダカ (<i>O. latipes</i>) を正常な雌と交配させたところ稚魚の孵化率が低下した濃度 ¹³⁾
4-ノニルフェノール	77 µg/L **	72 時間曝露した幼生 (孵化直後) 淡水産ワムシ (<i>Brachionus calyciflorus</i>) 単為生殖型雌で両性生殖雌/単為生殖雌の高値が認められた濃度 ²⁶⁾
tech-4- <i>t</i> -ノニルフェノール	100 µg/L *	3 週間曝露後、ゲンゲ類 (<i>Zoarcetes viviparus</i>) の血清中ピテロジェニン値が増加した濃度 ¹⁴⁾
4-ノニルフェノール (<i>p</i> -isomer mix with branched side chain)	100 µg/L **	12 週間曝露した淡水産モノアラガイ (<i>Lymnaea stagnalis</i>) F ₀ で組織学的異常 (足、肺に退化、壊死、炎症) が認められた濃度 ²¹⁾
4-ノニルフェノール	216 µg/L **	72 時間曝露した幼生 (孵化直後) 淡水産ワムシ (<i>B. calyciflorus</i>) 単為生殖型雌で性比 (総雄/総雌) の高値、総雌数の低値が認められた濃度 ²⁶⁾
4-ノニルフェノール	340 µg/L **	72 時間曝露した幼生 (孵化直後) 淡水産ワムシ (<i>B. calyciflorus</i>) 単為生殖型雌で抱卵個体数比 (抱卵雌/非抱卵雌) の高値、内的自然増加率の低値が認められた濃度 ²⁶⁾

異性体名	作用濃度	作用内容
p- <i>n</i> -ノニルフェノール	0.1 µg/L	5 週間曝露した成熟メダカ (<i>Oryzias latipes</i>) 雄で血中雌特異タンパクが検出された濃度 ¹⁷⁾
4- <i>n</i> -ノニルフェノール	5.36 µg/L	28~31 日間曝露した成熟コイ (<i>C. carpio</i>) 雄で血漿中ピテロジェニン濃度、エストラジオール濃度及びテストステロン濃度に変化は認められなかった濃度 ²³⁾
4- <i>n</i> -ノニルフェノール	109 µg/L	9 日間曝露後、未成熟ニジマス (<i>O. mykiss</i>) 血漿中のピテロジェニン値の増加が認められなかった濃度 ⁹⁾
4- <i>n</i> -ノニルフェノール	0.1 µg/L **	72 時間曝露したフジツボ類 (<i>Elminius modestus</i>) ノープリウス幼生の着生率が増加した濃度 ¹⁸⁾
4- <i>n</i> -ノニルフェノール	0.1 µg/L *	12 ヶ月曝露したフジツボ類 (<i>E. modestus</i>) の着生面積が小さかった濃度 ¹⁸⁾
4- <i>n</i> -ノニルフェノール	4 µg/L **	42 日間曝露した幼若コイ (<i>Cyprinus carpio</i>) 雄で血漿中ピテロジェニン濃度の高値が認められた濃度 ²⁰⁾
4- <i>n</i> -ノニルフェノール	25 µg/L *	48 時間曝露後、オオミジンコ (<i>Daphnia magna</i>) でアンドロジェン代謝を攪乱した濃度 ¹⁵⁾
4- <i>n</i> -ノニルフェノール	42.75 µg/L *	10 日間曝露したユスリカ類 (<i>Chironomus riparius</i>) 幼生で下唇基節の形成不全が認められた濃度 ²⁵⁾
4- <i>n</i> -ノニルフェノール	50 µg/L *	21 日間のオオミジンコ (<i>D. magna</i>) の繁殖試験において産仔数の減少がみられた濃度 ¹⁵⁾
4- <i>n</i> -ノニルフェノール	100 µg/L *	48 時間曝露後、オオミジンコ (<i>D. magna</i>) でテストステロン蓄積値が増加した濃度 ¹⁵⁾
4- <i>n</i> -ノニルフェノール	底質中濃度 10 µg/kg	8 週間曝露後、淡水産マキガイ類コモチカワツボ (<i>Potamopyrgus antipodarum</i>) の殻欠損幼体出現率の有意な高値が認められた濃度 ³¹⁾

* この作用濃度は信頼性がやや低かった。

** この作用濃度は信頼性が低かった。

*** この被験物質は入手先が不明であった。

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、底質及び野生生物調査の一部で検出された。

なお、平成 14 年度の水質、底質及び野生生物調査、平成 13 年度の水質、底質及び野生生物調査、平成 12 年度の水質、底質及び野生生物調査、平成 11 年度の水質及び底質調査、平成 10 年度の水質、底質、水生生物（魚類）及び野生生物調査の一部で検出された。

平成 15 年度の水質調査で測定された最高濃度 2.9 µg/L 及び 95 パーセンタイル値 0.8 µg/L と報告されている内分泌攪乱作用を示すと疑われた水中濃度 1.16 µg/L を比較するとその比は 0.001 以上であった。

6 . 参考文献

- 1) Bennie, D. T., C. A. Sullivan, H. -B. Lee, T. E. Peart and 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.
- 2) Miles-Richardson, S. R., S. L. Pierens, K. M. Nichols, V. J. Kramer, E. M. Snyder, S. A. Snyder, J. A. Render, S. D. Fitzgerald and J. P. Giesy(1999)Effects of waterborne exposure to 4-nonylphenol and nonylphenol ethoxylate on secondary sex characteristics and gonads of fathead minnows(*Pimephales promelas*).*Environmental Research Section A*,80,S122-S137.
- 3) Ren, L., S. K. Lewis and J. J. Lech(1996)Effects of estrogen and nonylphenol on the post-transcriptional regulation of vitellogenin gene expression. *Chemico-Biol. Interact*,Vol.100,67-76.
- 4) Jobling, S., D. Sheahan, J. A. Osborne, P. Mathiessen and J. P. Sumpter(1996) Inhibition of testicular growth in rainbow trout(*Oncorhynchus mykiss*)exposed to estrogenic alkylphenolic chemicals. *Environ.Toxicol.Chem.*,Vol.15,194-202.
- 5) Ashfield, L. A., T. G. Pottinger and J. Sumpter(1998)Exposure of female juvenile rainbow trout to alkylphenolic compounds results in modifications to growth and ovosomatic index. *Environmental Toxicology and Chemistry*, Vol.17,No.3, 679-686.
- 6) Allen, Y., A. P. Scott, P. Matthiessen, S. Haworth, J. E. Thain and S. Feist(1999) Survey of estrogenic activity in United Kingdom estuarine and coastal waters and its effects on gonadal development of the flounder *Platichthys flesus*. *Environmental Toxicology and Chemistry*,18,8,1791-1800.
- 7) Kahl, M. D., E. A. Makynen, P. A. Kosian and G. T. Ankly(1997)Toxicity of 4-nonylphenol in a life-cycle test with the midge *Chironomus tentans*. *Toxicology and Environmental Safety*.Vol.38,155-160.
- 8) Gray, M. A. and C. D. Metcalfe(1997)Induction of testis-ova in Japanese medaka (*Oryzias latipes*)exposed to *p*-nonylphenol. *Environ.Toxicol.Chem.*,Vol.16, 1082-1086.
- 9) Pedersen, S. N., L. B. Christiansen, K. L. Pedersen, B. Korsgaard and P. Bjerregaard(1999)*In vivo* estrogenic activity of branched and linear alkylphenols in rainbow trout(*Oncorhynchus mykiss*).*The Science of the Total Environment*, 233,89-96.
- 10) Lech, J. J., S. K. Lewis and L. Ren(1996)*In vivo* estrogenic activity of nonylphenol in rainbow trout.*Fundament.Appl.Toxicol.*,Vol.30,229-232.
- 11) Kloas, W., Lutz, I. and R. Einspanier(1999)Amphibian as a model to study

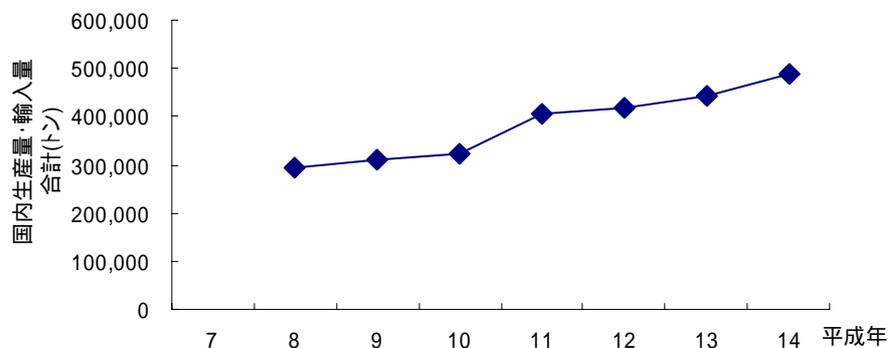
- endocrine disruptors: .Estrogenic activity of environmental chemicals *in vitro* and *in vivo*. The Science of the Total Environment,225,59-68.
- 12) Bechmann, R. K.(1999)Effects of the endocrine disrupter nonylphenol on the marine copepod *Tisbe battagliai*. The Science of the Total Environment,233, 33-46.
 - 13) Shioda, T. and M. Wakabayashi(2000)Effect of certain chemicals on the reproduction of medaka(*Oryzias latipes*). Chemosphere, 40,239-243.
 - 14) Korsgaard, B. and K. L. Pedersen(1998)Vitellogenin in *Zoarcetes viviparus*: Purification, quantification by ELISA and induction by estradiol-17 and 4-nonylphenol. Comparative Biochemistry and Physiology Part C,120,159-166.
 - 15) Baldwin, W.S., S. E. Graham, D. Shea and G. A. LeBlanc(1997)Metabolic androgenization of female *Daphnia magna* by the xenoestrogen 4-nonylphenol. Environ.Toxicol.Chem.,Vol.16,No.9,1905-1911.
 - 16) 環境省環境保健部(2001)ノニルフェノールが魚類に与える内分泌攪乱作用の試験結果に関する報告(案)平成13年度第1回内分泌攪乱化学物質問題検討会資料
 - 17) Kashiwada, S., H. Ishikawa, N. Miyamoto, Y. Ohnishi and Y. Magara(2002)Fish test for endocrine-disruption and estimation of water quality of Japanese rivers. Water Research, 36, 2161-2166.
 - 18) Billingham, Z., A. S. Clare and M. H. Depledge(2001)Effects of 4-*n*-nonylphenol and 17- α -estradiol on early development of the barnacle *Elminius modestus*. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 257, 255-268.
 - 19) Kwak, H. -I., M. -O. Bae, M. -H. Lee, Y. -S. Lee, B. -J. Lee, K. -S. Kang, C. -H. Chae, H. -J. Sung, J. -S. Shin, J. -H. Kim, W. -C. Mar, Y. -Y. Sheen and M. -H. Cho(2001)Effects of nonylphenol, bisphenol A, and their mixture on the viviparous swordtail fish(*Xiphophorus helleri*). Environmental Toxicology and Chemistry, 20, 4, 787-795.
 - 20) Huang, R. -K. and C. -H. Wang(2001)The effect of two alkylphenols on vitellogenin levels in male carp. Proc. Natl. Sci. Counc. ROC(B), 25, 4, 248-252.
 - 21) Czech, P., K. Weber and D. R. Dietrich(2001)Effects of endocrine modulating substances on reproduction in the hermaphroditic snail *Lymnaea stagnalis* L.. Aquatic Toxicology, 53, 103-114.
 - 22) Willey, J. B. and P. H. Krone(2001)Effects of endosulfan and nonylphenol on the primordial germ cell population in pre-larval zebrafish embryos. Aquatic Toxicology, 54, 113-123.
 - 23) Villeneuve, D. L., S. A. Villalobos, T. L. Keith, E. M. Snyder, S. D. Fitzgerald and J. P. Giesy(2002)Effects of waterborne exposure to 4-nonylphenol on

- plasma sex steroid and vitellogenin concentrations in sexually mature male carp (*Cyprinus carpio*). *Chemosphere*, 47, 15-28.
- 24) Schwaiger, J., U. Mallow, H. Ferling, S. Knoerr, T. Braunbeck, W. Kalbfus and R. D. Negele(2002)How estrogenic is nonylphenol ? A transgenerational study using rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) as a test organism. *Aquatic Toxicology*, 59, 177-189.
 - 25) Meregalli, G., L. Pluymers and F. Ollevier(2001)Induction of mouthpart deformities in *Chironomus riparius* larvae exposed to 4-*n*-nonylphenol. *Environmental Pollution*, 111, 241-246.
 - 26) Radix, P., G. Severin, K. -W. Schramm and A. Kettrup(2002)Reproduction disturbances of *Brachionus calyciflorus* (rotifer) for the screening of environmental endocrine disrupters. *Chemosphere*, 47, 1097-1101.
 - 27) Seki, M, H. Yokota, M. Maeda, H. Tadokoro and K. Kobayashi(2003)Effects of 4-nonyl and 4-tert-octylphenol on sex differentiation and vitellogenin induction in Medaka(*Oryzias latipes*). *Environmental Toxicology and Chemistry*, 22, 7, 1507-1516.
 - 28) Weber, L. P., R. L. Hill, Jr. and D. M. Janz(2003)Development estrogenic exposure in zebrafish(*Danio rerio*): . Histological evaluation of gametogenesis and organ toxicity. *Aquatic Toxicology*, 63, 431-446.
 - 29) Hill, Jr., R. L. and D. M. Janz(2003)Development estrogenic exposure in zebrafish(*Danio rerio*): . Effects on sex ratio and breeding success. *Aquatic Toxicology*, 63, 417-429.
 - 30) Kazeto, K., A. R. Place and J. M. Trant(2004) Effects of endocrine disrupting chemicals on the expression of CYP19 genes in zebrafish (*Danio rerio*) juveniles. *Aquatic Toxicology*, 69, 25-34.
 - 31) Duft, M., U. Schulte-Oehlmann, L. Weltje, M. Tillmann and J. Oehlmann (2003) Stimulated embryo production as a parameter of estrogenic exposure via sediments in the freshwater mudsnail *Potamopyrgus antipodarum*. *Aquatic Toxicology*, 64, 437-449.
 - 32) 化学工業日報社(2004)14504 の化学商品(バックナンバ - を含む)

37. ビスフェノールA

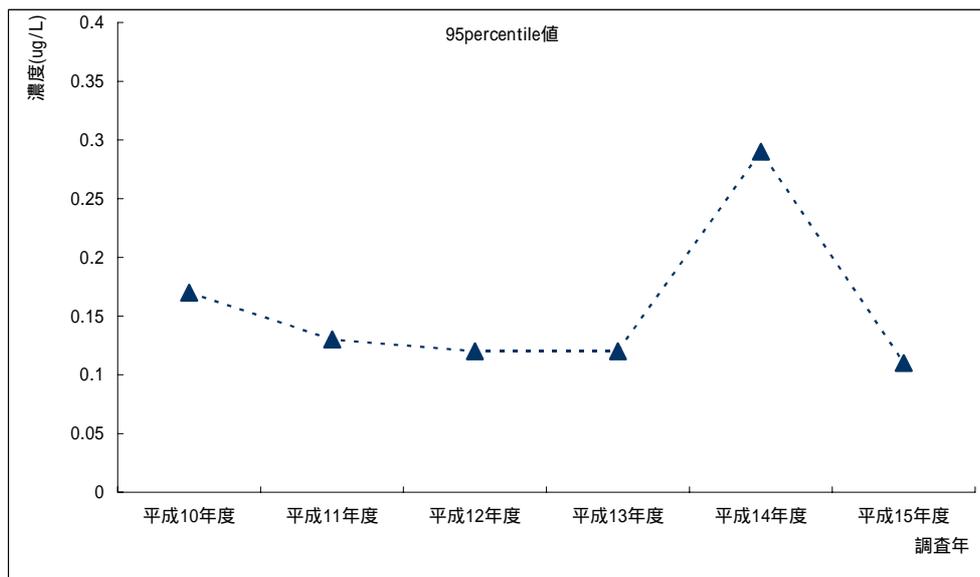
国内生産量と輸入量の合計値およびその推移

国内生産量と輸入量の合計値は 486,414t(2002 年、平成 14 年)で前年 (444,251t) と比較して増加した¹⁷⁾。



環境中濃度に関する規制

環境中濃度に関する規制はない。



SPEED'98	物質名	年度						
		平成10年度	平成11年度	平成12年度	平成13年度	平成14年度	平成15年度	
37	ビスフェノールA	95percentile値(ug/L)	0.17	0.13	0.12	0.12	0.29	0.11
		最大値(ug/L)	1.7	1.81	1.7	0.56	19	0.40
		検出限界値(ug/L)	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01
		検出数	515	301	124	122	89	52
		検体数	941	633	302	288	137	75

注：年度により調査点数及び調査位置は異なっている。

図 水質調査結果

1. 環境実態調査結果

1.1. 平成15年度

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	環境実態調査	52/75	ND(<0.01) - 0.40 $\mu\text{g/L}$
	国土交通省実態調査	19/47	ND(<0.0028-0.01) - 0.389 $\mu\text{g/L}$
底質調査	環境実態調査	21/24	ND(<1) - 350 $\mu\text{g/kg}$ -dry
野生生物調査	環境実態調査(トノサマガエル・筋肉)	0/7	ND(<1-6) $\mu\text{g/kg}$ -wet
	環境実態調査(トウキョウダルマガエル・筋肉)	0/8	ND(<1-6) $\mu\text{g/kg}$ -wet
	環境実態調査(クマタカ・筋肉)	0/2	ND(<5-10) $\mu\text{g/kg}$ -wet
	環境実態調査(カワウ・筋肉)	0/20	ND(<0.6) $\mu\text{g/kg}$ -wet
	環境実態調査(ハシブトガラス・筋肉)	0/10	ND(<0.9-2) $\mu\text{g/kg}$ -wet
	環境実態調査(ニホンザル・筋肉)	0/10	ND(<0.6) $\mu\text{g/kg}$ -wet
	環境実態調査(タヌキ・筋肉)	0/10	ND(<0.6) $\mu\text{g/kg}$ -wet

1.2. 平成14年度

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	環境実態調査	72/91	ND(<0.01) - 19 $\mu\text{g/L}$
	国土交通省実態調査	17/46	ND(<0.01) - 2.1 $\mu\text{g/L}$
底質調査	環境実態調査	24/24	1 - 200 $\mu\text{g/kg}$ -dry
大気調査	環境実態調査	2/20	ND(<0.1) - 1.0 ng/m^3
野生生物調査	環境実態調査(トノサマガエル・筋肉)	3/5	ND(<0.5-2) - 13 $\mu\text{g/kg}$ -wet
	環境実態調査(トウキョウダルマガエル・筋肉)	0/1	ND(<0.6) $\mu\text{g/kg}$ -wet
	環境実態調査(カワウ・筋肉)	1/10	ND(<0.5) - 1.3 $\mu\text{g/kg}$ -wet
	環境実態調査(トビ・筋肉)	0/8	ND(<0.5) $\mu\text{g/kg}$ -wet
	環境実態調査(ハシブトガラス・筋肉)	0/12	ND(<0.5-2) $\mu\text{g/kg}$ -wet
	環境実態調査(ニホンザル・筋肉)	0/10	ND(<0.5) $\mu\text{g/kg}$ -wet
	環境実態調査(タヌキ・筋肉)	0/10	ND(<0.5) $\mu\text{g/kg}$ -wet

1.3. 平成13年度

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	実態調査	86/171	ND(<0.01) - 0.56 μg/L
	国土交通省内分泌攪乱 化学物質存在状況調査	36/117	ND(<0.01) - 0.36 μg/L
底質調査	実態調査	24/48	ND(<5) - 120 μg/kg -dry
	国土交通省内分泌攪乱 化学物質存在状況調査	10/13	ND(<0.2) - 6.7 μg/kg -dry
野生生物調査	環境実態調査(カワウ・肝臓)	20/26	ND(<0.11-0.22) - 0.94 μg/kg-wet
	環境実態調査(猛禽類・肝臓 or筋肉)	5/13	ND(<0.53-1.8) - 7.1 μg/kg-wet

1.4. 平成12年度

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	一般水域調査(冬季)	82/171	ND(<0.01) - 0.72 μg/L
	国土交通省地点別河川測定 調査(秋期)	42/131	ND(<0.01) - 1.7 μg/L
底質調査	一般水域調査(冬季)	14/48	ND(<5) - 47 μg/kg -dry
	国土交通省地点別河川測定 調査(秋期)	11/14	ND(<0.2) - 16 μg/kg -dry
野生生物調査	影響実態調査(カワウ・筋肉)	28/30	ND(<0.09-1.3) - 19 μg/kg -wet
	影響実態調査(カワウ・卵)	0/10	ND(<3.1-3.3) μg/kg -wet
	影響実態調査(猛禽類・筋肉)	29/44	ND(<0.06-0.68) - 70 μg/kg -wet

1.5. 平成11年度

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	一般水域調査(冬季)	80/170	ND(<0.01) - 0.71 μg/L
	建設省実態調査(春期)	18/31	ND(<0.01) - 0.27 μg/L
	建設省実態調査(夏期)	115/261	ND(<0.01) - 0.64 μg/L
	建設省実態調査(秋期)	63/140	ND(<0.01) - 0.65 μg/L
	建設省実態調査(冬期)	25/31	ND(<0.01) - 1.81 μg/L
底質調査	一般水域調査(冬季)	25/48	ND(<5) - 270 μg/kg -dry
	建設省実態調査(春期)	27/27	ND(<0.2) - 18 μg/kg -dry
	建設省実態調査(夏期)	17/20	ND(<0.2) - 89 μg/kg -dry
	建設省実態調査(秋期)	9/11	ND(<0.2) - 26 μg/kg -dry

1.6. 平成10年度

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	一般水域調査（夏季）	88/130	ND(<0.01)–0.94 μg/L
	建設省実態調査（前期）	147/256	ND(<0.01)–1.4 μg/L
	一般水域・重点水域調査（秋季）	167/275	ND(<0.01)–1.7 μg/L
	建設省実態調査（後期）	109/261	ND(<0.01)–1.3 μg/L
	野生生物影響実態調査（カエル類）	4/19	ND(<0.01)–0.03 μg/L
底質調査	一般水域調査（秋季）	55/152	ND(<5)–67 μg/kg -dry
	建設省実態調査（後期）	19/20	ND(<0.2)–11.0 μg/kg -dry
	野生生物影響実態調査（コイ）	0/3	ND(<5) μg/kg -dry
	野生生物影響実態調査（カエル類）	4/12	ND(<10-35)–152 μg/kg -dry
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	2/94	ND(<5)–2,700 μg/kg -dry
	野生生物影響実態調査（カエル類）	0/7	ND(<10-15) μg/kg -dry
水生生物調査（魚類）	一般水域調査（秋季）	8/141	ND(<5)–15 μg/kg -wet
野生生物調査	影響実態調査（コイ・筋肉）	0/145	ND(<5) μg/kg -wet
	影響実態調査（ドバト・筋肉）	1/31	ND(<20-80)–48 μg/kg -wet
	影響実態調査（アカネズミ・全身）	1/30	ND(<40-100)–42 μg/kg-wet
	影響実態調査（タヌキ・脂肪）	0/15	ND(<20-320) μg/kg -wet

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	42/225	ND(<0.005-0.1)–0.268 μg/L
底質調査	95/215	ND(<0.2-13)–600 μg/kg -dry
大気調査	0/18	ND(0.81-24)ng/m ³
水生生物調査（魚類）	24/169	ND(<0.5-20.4)–287.3 μg/kg -wet

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. 内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果の報告（生体内試験、水中濃度）

作用濃度	作用内容
1 μg/L	<p>5ヶ月間曝露した成熟淡水産巻貝(<i>Marisa cornuarietis</i>) 雌で外観異常(外套膜付随性腺肥大及び外套膜輸卵管破壊・流産卵漏洩)、死亡率、産卵容積、産卵数の高値が認められた濃度⁹⁾</p> <p>上記 F₀ 産卵後更に12ヶ月間曝露した F₁ 雌で外套膜付随性腺肥大及び外套膜輸卵管破壊・流産卵漏洩などの外観異常(超雌の出現)、死亡率、産卵容積、産卵数の高値が認められた濃度⁹⁾</p> <p>3ヶ月間曝露した成熟ヨーロッパチミボラ(<i>Nucella lapillus</i>) 雌で輸卵管中に卵母細胞を有する個体数、capsule 腺長、外套膜腺長の高値など外観異常(超雌の発生)が認められ、雄で陰茎長、前立腺長、精嚢に精子を有する個体数の低値が認められた濃度⁹⁾</p>

作用濃度	作用内容
10 µg/L	5週間曝露した成熟メダカ (<i>Oryzias latipes</i>) 雄で血中雌特異タンパクが検出された濃度 ⁷⁾
334 µg/L	21日間曝露後、雄メダカ(<i>O. latipes</i>)の肝臓中ピテロジェニン濃度が有意に増加した濃度 ¹⁶⁾
460 µg/L	72時間曝露したヒドラ(<i>Hydra vulgaris</i>)のポリプで形態的、生理的悪影響がみられた濃度 ¹²⁾
470 µg/L	受精卵からふ化後 60日齢まで曝露した雄メダカ(<i>O. latipes</i>)の肝臓中ピテロジェニン濃度が有意に増加した濃度 ¹⁶⁾
500 µg/L	12日間の曝露期間中、ニジマス(<i>Oncorhynchus mykiss</i>)未成魚の血中ピテロジェニン量が増加した濃度 ¹⁾
837 µg/L	21日間曝露した成熟メダカ (<i>O. latipes</i>) 雄で精巣卵が認められた濃度 ¹⁴⁾
890 µg/L	受精卵からふ化後 60日齢まで曝露した雄メダカ(<i>O. latipes</i>)に精巣卵が認められた濃度 ¹⁶⁾
1,000 µg/L	72時間曝露したヒドラ(<i>H. vulgaris</i>)のポリプで再生の抑制がみられた濃度 ¹²⁾
1,179 µg/L	受精卵からふ化後 104日齢まで曝露した雄メダカ(<i>O. latipes</i>)に精巣卵が認められ、肝臓中ピテロジェニン濃度が有意に増加した濃度 ¹⁶⁾
1,400 µg/L	ライフサイクル試験においてゼブラフィッシュ(<i>Danio rerio</i>)産卵数が有意に低下したEC ₅₀ 値 ¹³⁾
1,720 µg/L	21日間曝露した成熟メダカ (<i>O. latipes</i>) 雄で肝臓中ピテロジェニン濃度の有意な高値が認められた濃度 ¹⁴⁾
2,000 µg/L	孵化後 60日まで曝露したメダカ(<i>O. latipes</i>)稚魚に精巣卵が形成された濃度 ²⁾
3,160 µg/L	21日間曝露後、オオミジンコ(<i>Daphnia magna</i>)の生殖、脱皮に影響を与えなかった濃度 ⁶⁾
底質中濃度 30 µg/L	2週間曝露後、淡水産マキガイ類コモチカワツボ(<i>Potamopyrgus antipodarum</i>)の殻欠損幼個体出現率の有意な高値が認められた濃度 ¹⁵⁾
2 µg/L **	60日間曝露した幼若 (30日齢) ソードテイル (<i>Xiphophorus helleri</i>) 雄で体長の低値が認められた濃度 ⁸⁾
23 µg/L *	12週間の曝露期間中のアフリカツメガエル(<i>Xenopus laevis</i>)のオタマジャクシの変態後の性比を調べたところ、雌が対照区と比較して多かった濃度 ³⁾
23 µg/L **	12日間の曝露期間中、コペポーダ(<i>Acartia tonsa</i>)の産卵率が増加した濃度 ⁴⁾
274 µg/L *	21日間曝露した成熟グッピー(<i>Poecilia reticulata</i>) 雄で精巣中精子数の低値が認められた濃度 ¹⁰⁾
550 µg/L **	5日間曝露したコペポーダ(<i>Acartia tonsa</i>)幼生の発生を阻害した EC ₅₀ 値 ¹¹⁾
2,000 µg/L **	3日間曝露した幼若 (30日齢) ソードテイル (<i>X. helleri</i>) 雄で肝臓中ピテロジェニン mRNA の検出が認められた濃度 ⁸⁾
2,283 µg/L *	2週間曝露した雄メダカ(<i>O. latipes</i>)を正常な雌と交配させたところ、産卵数、稚魚の孵化率が減少した濃度 ⁵⁾
10,000 µg/L **	3日間曝露した幼若 (30日齢) ソードテイル (<i>X. helleri</i>) 雄で精巣組織にアポトーシスが認められた濃度 ⁸⁾

* この作用濃度は信頼性がやや低かった。

** この作用濃度は信頼性が低かった。

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

野生生物調査において測定値は検出限界値未満であったが、水質及び底質調査の一部で検出された。

なお、平成 14 年度の水質、底質、大気及び野生生物調査、平成 13 年度の水質、底質及び野生生物調査、平成 12 年度の水質、底質及び野生生物調査、平成 11 年度の水質及び底質調査、平成 10 年度の水質、底質、土壌、水生生物（魚類）及び野生生物調査の一部で検出された。

平成 15 年度の水質調査で測定された最高濃度 $0.40 \mu\text{g/L}$ 及び 95 パーセントイル値 $0.11 \mu\text{g/L}$ と報告されている内分泌攪乱作用を示すと疑われた水中濃度 $1 \mu\text{g/L}$ を比較するとその比は 0.001 以上であった。

6. 参考文献

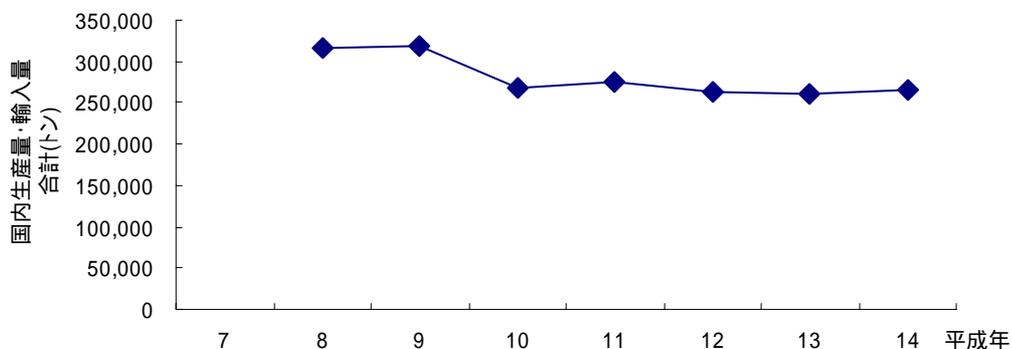
- 1) Lindholst, C., K. L. Pedersen and S. N. Pedersen (2000) Estrogenic response of bisphenol A in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Aquatic Toxicology*, 48, 87-94.
- 2) Yokota, H., Y. Tsuruda, M. Maeda, Y. Oshima, H. Tadokoro, A. Nakazono, T. Honjo and K. Kobayashi (2000) Effect of bisphenol A on the early life stage in Japanese medaka (*Oryzias latipes*). *Environmental Toxicology and Chemistry*, 19, 7, 1925-1930.
- 3) Kloas, W., I. Lutz and R. Einspanier (1999) Amphibian as a model to study endocrine disruptors: Estrogenic activity of environmental chemicals *in vitro* and *in vivo*. *The Science of the Total Environment*, 225, 59-68.
- 4) Andersen, H. R., B. Halling-Sorensen and K. O. Kusk (1999) A parameter for detecting estrogenic exposure in the copepod *Acartia tonsa*. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 44, 56-61.
- 5) Shioda, S. and M. Wakabayashi (2000) Effect of certain chemicals on the reproduction of medaka (*Oryzias latipes*). *Chemosphere*, 40, 239-243.
- 6) Casper, N. (1998) No estrogenic effects of bisphenol A in *Daphnia magna*. *STRAUS Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 61, 143-148.
- 7) Kashiwada, S., H. Ishikawa, N. Miyamoto, Y. Ohnishi and Y. Magara (2002) Fish test for endocrine-disruption and estimation of water quality of Japanese rivers. *Water Research*, 36, 2161-2166.
- 8) Kwak, H. -I., M. -O. Bae, M. -H. Lee, Y. -S. Lee, B. -J. Lee, K. -S. Kang, C. -H. Chae, H. -J. Sung, J. -S. Shin, J. -H. Kim, W. -C. Mar, Y. -Y. Sheen and M. -H. Cho (2001) Effects of nonylphenol, bisphenol A, and their mixture on the viviparous swordtail fish (*Xiphophorus helleri*). *Environmental Toxicology and Chemistry*, 20, 4, 787-795.

- 9) Oehlmann, J., U. Schulte-Oehlmann, M. Tillmann and B. Markert(2000)Effects of endocrine disruptors on prosobranch snails(Mollusca: Gastropoda) in the laboratory. Part 1: Bisphenol A and octylphenol as xeno-estrogens. *Ecotoxicology*, 9, 383-397.
- 10) Haubruge, E., F. Petit and J. G. Gage(2000)Reduced sperm counts in guppies(*Poecilia reticulata*) following exposure to low levels of tributyltin and bisphenol A. *Proc. R. Soc. Lond. B*, 267, 2333-2337.
- 11) Andersen, H. R., L. Wollenberger, B. Halling-Sorensen and K. O. Kusk (2001) Development of copepod nauplii to copepodites- A parameter for chronic toxicity including endocrine disruption. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 20, 12, 2821-2829.
- 12) Pascoe, D., K. Carroll, W. Karntanut and M. M. Watts (2002) Toxicity of 17 α -ethinylestradiol and bisphenol A to the freshwater cnidarian *Hydra vulgaris*. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 43, 56-63.
- 13) Segner, H., J. M. Navas, C. Shafers and A. Wenzel (2003) Potencies of estrogenic compounds in vitro assay and in life cycle tests with *zebrafish in vivo*. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 54, 315-322.
- 14) Kang, I. J., H. Yokota, Y. Oshima, Y. Tsuruda, T. Oe, N. Imada, H. Tadokoro and T. Honjo(2002) Effects of bisphenol A on the reproduction of Japanese medaka(*Oryzias latipes*). *Environmental Toxicology and Chemistry*, 21, 11, 2394-2400.
- 15) Duft, M.,U. Schulte-Oehlmann, L. Weltje, M. Tillmann and J. Oehlmann (2003)Stimulated embryo production as a parameter of estrogenic exposure via sediments in the freshwater mudsnail *Potamopyrgus antipodarum*. *Aquatic Toxicology*, 64, 437-449.
- 16) 環境省環境保健部(2004)魚類を用いた生態系への内分泌攪乱作用に関する試験結果について(案) 平成16年度 第1回内分泌攪乱化学物質問題検討会資料
- 17) 化学工業日報社(2004)14504の化学商品(バックナンバ - を含む)

38. フタル酸ジ-2-エチルヘキシル

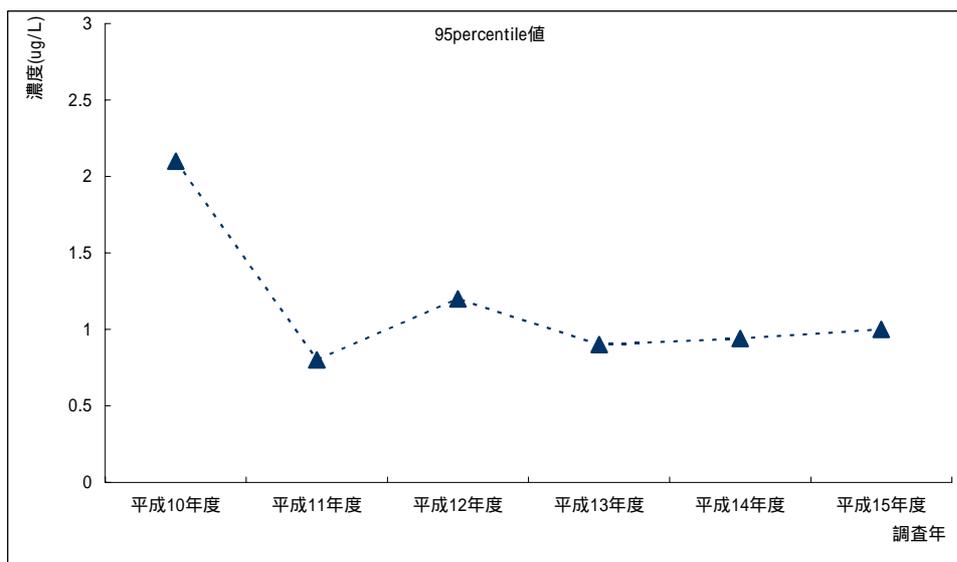
国内生産量と輸入量の合計値およびその推移

国内生産量と輸入量の合計値は 265,134t(2002 年、平成 14 年)で前年 (259,927t) と比較して増加した⁴⁾。



環境中濃度に関する規制

0.06mg/L (要監視項目、環境基準 (水質): 環境基本法、監視項目 (指針値): 水道法)



SPEED'98	物質名	年度	平成10年度	平成11年度	平成12年度	平成13年度	平成14年度	平成15年度
38	フタル酸ジ-2-エチルヘキシル	95percentile値(ug/L)	2.1	0.8	1.2	0.9	0.94	1.0
		最大値(ug/L)	9.9	6.6	6.9	5.3	4.6	9.1
		検出限界値(ug/L)	0.2-0.5	0.2-0.3	0.3	0.3	0.2-0.5	0.3
		検出数	363	189	49	40	11	33
		検体数	941	633	170	171	99	75

注: 年度により調査点数及び調査位置は異なっている。

図 水質調査結果

1. 環境実態調査結果

1.1. 平成15年度

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	環境実態調査	33/75	ND(<0.3) - 9.1 μ g/L
	国土交通省実態調査	2/25	ND(<0.1-0.2) - 0.24 μ g/L
底質調査	環境実態調査	24/24	47 - 10,000 μ g/kg -dry
大気調査	環境実態調査	19/20	ND(<8) - 68ng/ m ³
野生生物調査	環境実態調査(トノサマガエル・筋肉)	4/7	ND(<10-30) - 20 μ g/kg -wet
	環境実態調査(トウキョウダルマガエル・筋肉)	5/8	ND(<10) - 33 μ g/kg -wet
	環境実態調査(クマタカ・筋肉)	1/2	ND(<70) - 100 μ g/kg -wet
	環境実態調査(カワウ・筋肉)	15/20	ND(<5) - 58 μ g/kg -wet
	環境実態調査(ハシブトガラス・筋肉)	10/10	10 - 63 μ g/kg -wet
	環境実態調査(ニホンザル・筋肉)	3/10	ND(<5) - 26 μ g/kg -wet
	環境実態調査(タヌキ・筋肉)	9/10	ND(<5) - 620 μ g/kg -wet

1.2. 平成14年度

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	環境実態調査	5/75	ND(<0.5) - 4.6 μ g/L
	国土交通省実態調査	6/24	ND(<0.2) - 1.5 μ g/L
底質調査	環境実態調査	23/24	ND(<25) - 10,000 μ g/kg -dry
野生生物調査	環境実態調査(トノサマガエル・筋肉)	0/5	ND(<30-200) μ g/kg -wet
	環境実態調査(トウキョウダルマガエル・筋肉)	0/1	ND(<50) μ g/kg -wet
	環境実態調査(カワウ・筋肉)	4/10	ND(<10) - 26 μ g/kg -wet
	環境実態調査(トビ・筋肉)	4/8	ND(<10) - 42 μ g/kg -wet
	環境実態調査(ハシブトガラス・筋肉)	9/12	ND(<10-20) - 44 μ g/kg -wet
	環境実態調査(ニホンザル・筋肉)	2/10	ND(<10) - 27 μ g/kg -wet
	環境実態調査(タヌキ・筋肉)	6/10	ND(<10) - 44 μ g/kg -wet

1.3. 平成13年度

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	実態調査	40/171	ND(<0.3) - 5.3 μg/L
底質調査	実態調査	39/48	ND(<25) - 4,300 μg/kg -dry
野生生物調査	環境実態調査(カワウ・肝臓)	1/26	ND(<2.1-6.8) - 12 μg/kg -wet
	環境実態調査(猛禽類・肝臓or 筋肉)	8/13	ND(<0.3-0.9) - 2,200 μg/kg -wet

1.4. 平成12年度

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	一般水域調査(冬季)	49/170	ND(<0.3) - 6.9 μg/L
底質調査	一般水域調査(冬季)	47/48	ND(<25) - 6,100 μg/kg -dry
野生生物調査	影響実態調査(カワウ・筋肉)	20/30	ND(<4.2-46) - 410 μg/kg -wet
	影響実態調査(カワウ・卵)	0/10	ND(<25-27) μg/kg -wet
	影響実態調査(猛禽類・筋肉)	32/44	ND(<2.3-51) - 310 μg/kg -wet

1.5. 平成11年度

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	一般水域調査(冬季)	46/170	ND(<0.3)-6.6 μg/L
	建設省実態調査(春期)	19/31	ND(<0.2)-2.1 μg/L
	建設省実態調査(夏期)	66/261	ND(<0.2)-2.4 μg/L
	建設省実態調査(秋期)	50/140	ND(<0.2)-1.3 μg/L
	建設省実態調査(冬期)	8/31	ND(<0.2)-2.1 μg/L
底質調査	一般水域調査(冬季)	41/48	ND(<25)-22,000 μg/kg -dry
	建設省実態調査(春期)	24/27	ND(<25)-1,600 μg/kg -dry
	建設省実態調査(夏期)	17/20	ND(<25)-2,900 μg/kg -dry
	建設省実態調査(秋期)	8/11	ND(<25)-700 μg/kg -dry
大気調査	大気環境分析調査	19/20	ND(<4.2) - 34 ng/m ³

1.6. 平成10年度

調査区分	調査名	検出試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	一般水域調査(夏季)	71/130	ND(<0.3)–9.9 μg/L
	建設省実態調査(前期)	131/256	ND(<0.2)–9.4 μg/L
	一般水域・重点水域調査(秋季)	65/275	ND(<0.3-0.5)–4.9 μg/L
	建設省実態調査(後期)	96/261	ND(<0.2)–4.8 μg/L
	野生生物影響実態調査(加川類)	0/19	ND(<0.5) μg/L
底質調査	一般水域調査(秋季)	125/152	ND(<25)–210,000 μg/kg -dry
	建設省実態調査(後期)	19/20	ND(<25)–3,400 μg/kg -dry
	野生生物影響実態調査(コイ)	3/3	36–320 μg/kg -dry
	野生生物影響実態調査(加川類)	9/12	ND(<45-145)–1,766 μg/kg-dry
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	53/94	ND(<10)–335 μg/kg -dry
	野生生物影響実態調査(加川類)	2/7	ND(<37-60)–929 μg/kg -dry
大気調査	大気環境分析調査	61/178	ND(<33)–360ng/m ³
水生生物調査 (魚類)	一般水域調査(秋季)	30/141	ND(<25)–190 μg/kg -wet
野生生物調査	影響実態調査(コイ・筋肉)	88/145	ND(<25)–260 μg/kg -wet
	影響実態調査(ドバト・筋肉)	3/31	ND(<100-400)–3,290 μg/kg -wet
	影響実態調査(アカネズミ・全身)	2/30	ND(<200-500)–390 μg/kg -wet
	影響実態調査(タヌキ・脂肪)	10/15	ND(<40-640)–363,000 μg/kg -wet

2. 国内の過去の測定値

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	268/568	ND(<0.01-3.9) - 15 μg/L
底質調査	289/451	ND(<2-6,600) - 22,000 μg/kg -dry
大気調査	70/80	ND(<2-50) - 790ng/m ³
水生生物調査(魚類)	114/1,088	ND(<0.8-2,800) - 19,000 μg/kg -wet
水生生物調査(鳥類)	0/101	ND(<100-500) μg/kg -wet
水生生物調査(貝類)	8/276	ND(<100-500) - 1,600 μg/kg -wet

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(不明)–940 μg/kg -wet 940 μg/kg-wet は、1983年ミシガン湖で採集されたカワカマス類 Northern pike(<i>Esox lucius</i>)での測定値 ¹⁾

4 . 内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果の報告（生体内試験、水中濃度）

作用濃度	作用内容
11.0 ~ 446 $\mu\text{g/L}$	60 日間曝露後、メダカ(<i>Oryzias latipes</i>)の孵化率、孵化日数、死亡率、全長、体重、肝臓中ビテロジェニン濃度、生殖腺の組織学的検査、生殖腺指数及び肝指数に有意な変化が認められなかった濃度 ³⁾
19 ~ 410 $\mu\text{g/L}$	21 日間曝露後、雄メダカ(<i>Oryzias latipes</i>)の肝臓中ビテロジェニン濃度の増加が認められなかった濃度 ³⁾
391 $\mu\text{g/L}$ *	2 週間曝露した雄メダカ(<i>O. latipes</i>)を正常な雌と交配させたところ、影響が認められなかった濃度 ²⁾

*この作用濃度は信頼性がやや低かった。

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、大気及び野生生物調査の一部で検出された。

なお、平成 14 年度の水質、底質及び野生生物調査、平成 13 年度の水質、底質及び野生生物調査、平成 12 年度の水質、底質及び野生生物調査、平成 11 年度の水質、底質及び大気調査、平成 10 年度の水質、底質、土壌、大気、水生生物（魚類）及び野生生物調査の一部で検出された。

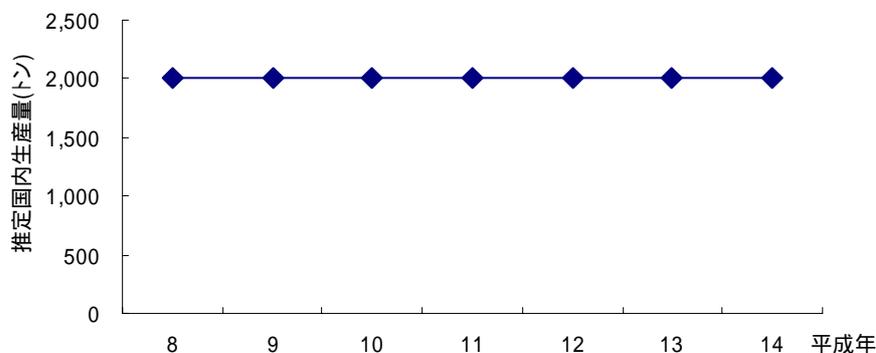
6 . 参考文献

- 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) Shioda, S. and M. Wakabayashi(2000) Effect of certain chemicals on the reproduction of medaka (*Oryzias latipes*). Chemosphere, 40, 239-243.
- 3) 環境省環境保健部(2002) 魚類を用いた生態系への内分泌攪乱作用に関する試験結果について（案）平成14年度 第1回内分泌攪乱化学物質問題検討会資料
- 4) 化学工業日報社(2004)14504の化学商品(バックナンバ - を含む)

39. フタル酸ブチルベンジル

国内生産量およびその推移

推定国内生産量は2,000t(2002年、平成14年)で前年推定量(2,000t)と比較して横這いであった²⁾。



環境中濃度に関する規制

環境中濃度に関する規制はない。

環境実態調査結果

1. 1. 平成15年度

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
大気調査	環境実態調査	17/20	ND(<0.2) - 1.6ng/m ³
野生生物調査	環境実態調査(カワウ・筋肉)	0/20	ND(<1) μg/kg -wet
	環境実態調査(ハシブトガラス・筋肉)	0/10	ND(<2) μg/kg -wet
	環境実態調査(ニホンザル・筋肉)	0/10	ND(<1) μg/kg -wet
	環境実態調査(タヌキ・筋肉)	0/10	ND(<1) μg/kg -wet

1. 2. 平成14年度

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
野生生物調査	環境実態調査(カワウ・筋肉)	0/10	ND(<2) μg/kg -wet
	環境実態調査(トビ・筋肉)	0/8	ND(<2) μg/kg -wet
	環境実態調査(ハシブトガラス・筋肉)	0/12	ND(<2-3) μg/kg -wet
	環境実態調査(ニホンザル・筋肉)	0/10	ND(<2) μg/kg -wet
	環境実態調査(タヌキ・筋肉)	0/10	ND(<2) μg/kg -wet

1. 3. 平成13年度

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	実態調査	2/171	ND(<0.1) - 0.1 μg/L
底質調査	実態調査	7/48	ND(<10) - 32 μg/kg -dry

1. 4. 平成12年度

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	一般水域調査(冬季)	0/170	ND(<0.1) μg/L
底質調査	一般水域調査(冬季)	23/48	ND(<10) - 140 μg/kg -dry

1. 5. 平成11年度

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	一般水域調査(冬季)	0/170	ND(<0.1) μg/L
	建設省実態調査(春期)	0/31	ND(<0.2) μg/L
	建設省実態調査(夏期)	0/261	ND(<0.2) μg/L
	建設省実態調査(秋期)	0/140	ND(<0.2) μg/L
	建設省実態調査(冬期)	0/31	ND(<0.2) μg/L
底質調査	一般水域調査(冬季)	24/48	ND(<10) - 270 μg/kg -dry
	建設省実態調査(春期)	0/27	ND(<10) μg/kg -dry
	建設省実態調査(夏期)	1/20	ND(<10) - 30 μg/kg -dry
	建設省実態調査(秋期)	0/11	ND(<10) μg/kg -dry
大気調査	大気環境分析調査	13/20	ND(<1.1) - 3.5ng/m ³

1. 6. 平成10年度

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	一般水域調査(夏季)	0/130	ND(<0.1) μg/L
	建設省実態調査(前期)	3/256	ND(<0.2)-1.0 μg/L
	一般水域・重点水域調査(秋季)	1/275	ND(<0.1)-0.1 μg/L
	建設省実態調査(後期)	3/261	ND(<0.2)-3.1 μg/L
	野生生物影響実態調査(カエル類)	0/19	ND(<0.2) μg/L
底質調査	一般水域調査(秋季)	10/152	ND(<10)-1,400 μg/kg -dry
	建設省実態調査(後期)	4/20	ND(<10)-14 μg/kg -dry
	野生生物影響実態調査(コイ)	0/3	ND(<10) μg/kg -dry
	野生生物影響実態調査(カエル類)	0/12	ND(<13-70) μg/kg -dry
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	8/94	ND(<10)-599 μg/kg -dry
	野生生物影響実態調査(カエル類)	0/7	ND(<15-24) μg/kg -dry
大気調査	大気環境分析調査	47/178	ND(<0.72)-5.5ng/m ³

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
水生生物調査 (魚類)	一般水域調査 (秋季)	3/141	ND(<10)–35 µg/kg -wet
野生生物調査	影響実態調査 (コイ・筋肉)	0/145	ND(<10) µg/kg -wet
	影響実態調査 (ドバト・筋肉)	0/31	ND(<40-160) µg/kg -wet
	影響実態調査 (アカネズミ・全身)	0/30	ND(<80-200) µg/kg -wet
	影響実態調査 (タヌキ・脂肪)	0/15	ND(<40-640) µg/kg -wet

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	0/165	ND(<0.08-0.14) µg/L
底質調査	27/165	ND(<4-28)–134 µg/kg -dry

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. 内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果の報告(生体内試験、水中濃度)

作用濃度	作用内容
0.7 ~ 99.5 µg/L	60 日間曝露後、メダカ(<i>Oryzias latipes</i>)の孵化率、死亡率、肝臓中ビテロジェニン濃度、生殖腺の組織学的検査及び生殖腺指数に有意な変化が認められなかった濃度 ¹⁾
14.0 ~ 337.1 µg/L	21 日間曝露後、雄メダカ(<i>O. latipes</i>)の肝臓中ビテロジェニン濃度の増加が認められなかった濃度 ¹⁾
1,045.4 µg/L	14 日間曝露後、雄メダカ(<i>O. latipes</i>)の肝臓中ビテロジェニン濃度の有意な増加が認められたが、曝露 21 日後には肝臓中ビテロジェニン濃度の有意な増加が認められなかった濃度 ¹⁾

なお、内分泌攪乱作用に関する試験管内試験の報告は得られている。

5. まとめ

野生生物調査の測定値は検出限界値未満であったが、大気調査の一部で検出された。

なお、平成 13 年度の水質及び底質調査、平成 12 年度の底質調査、平成 11 年度の底質及び大気調査、平成 10 年度の水質、底質、土壌、大気及び水生生物調査 (魚類) の一部で検出された。

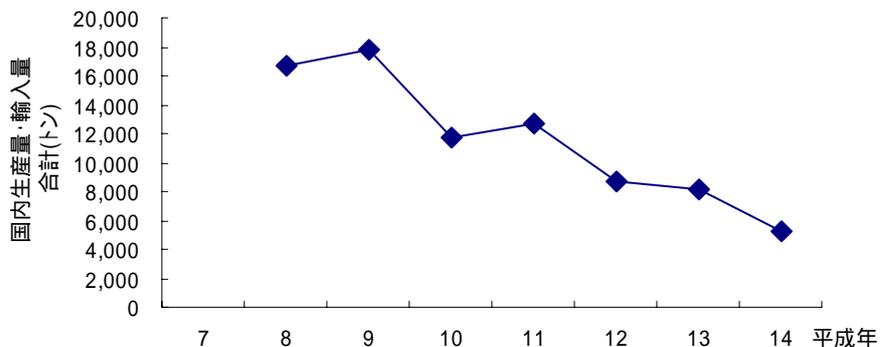
6. 参考文献

- 1) 環境省環境保健部(2002)魚類を用いた生態系への内分泌攪乱作用に関する試験結果について (案) 平成 14 年度 第 1 回内分泌攪乱化学物質問題検討会資料
- 2) 化学工業日報社(2004)14504 の化学商品(バックナンバ - を含む)

40. フタル酸ジ-n-ブチル

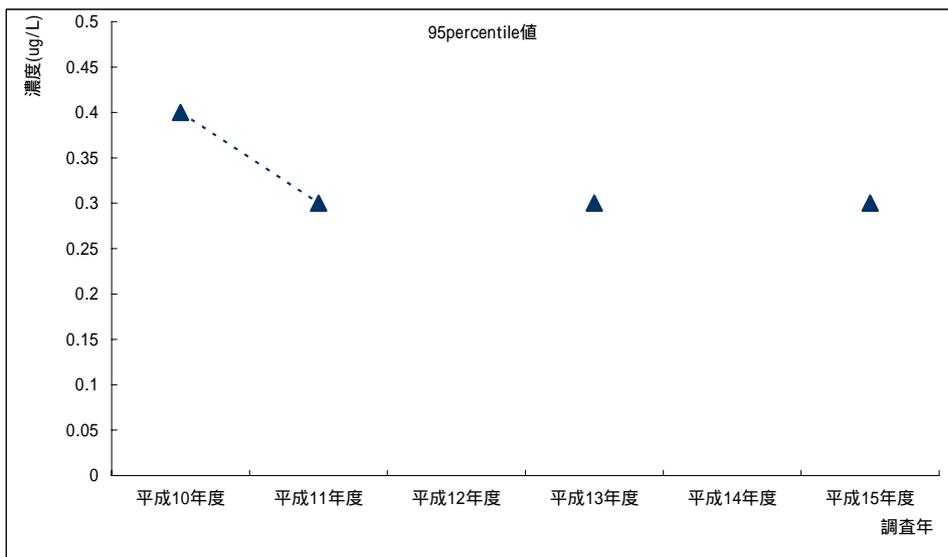
国内生産量と輸入量の合計値およびその推移

国内生産量と輸入量の合計値は 5,264t(2002 年、平成 14 年)で前年 (8,195t) と比較して減少した⁶⁾。



環境中濃度に関する規制

環境中濃度に関する規制はない。



SPEED'98	物質名	年度						
		平成10年度	平成11年度	平成12年度	平成13年度	平成14年度	平成15年度	
40	フタル酸ジ-n-ブチル	95percentile値(ug/L)	0.4	0.3		0.3		0.3
		最大値(ug/L)	2.3	1.2	0.9	16	0.2	0.5
		検出限界値(ug/L)	0.2-0.5	0.2-0.3	0.2-0.3	0.2-0.3	0.2-0.5	0.3
		検出数	131	63	14	19	1	4
		検体数	941	633	284	288	99	75

注：年度により調査点数及び調査位置は異なっている。

図 水質調査結果

1. 環境実態調査結果

1.1. 平成15年度

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	環境実態調査	4/75	ND(<0.3) - 0.5 μg/L
	国土交通省実態調査	0/25	ND(<0.1-0.2) μg/L
底質調査	環境実態調査	12/24	ND(<25) - 700 μg/kg -dry
大気調査	環境実態調査	20/20	3 - 45ng/ m ³
野生生物調査	環境実態調査(トノサマガエル・筋肉)	7/7	4 - 44 μg/kg -wet
	環境実態調査(トウキョウダルマガエル・筋肉)	8/8	3.9 - 17 μg/kg -wet
	環境実態調査(クマタカ・筋肉)	2/2	33 - 36 μg/kg -wet
	環境実態調査(カワウ・筋肉)	6/20	ND(<3) - 13 μg/kg -wet
	環境実態調査(ハシブトガラス・筋肉)	0/10	ND(<5-6) μg/kg -wet
	環境実態調査(ニホンザル・筋肉)	0/10	ND(<3) μg/kg -wet
	環境実態調査(タヌキ・筋肉)	0/10	ND(<3) μg/kg -wet

1.2. 平成14年度

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	環境実態調査	0/75	ND(<0.5) μg/L
	国土交通省実態調査	1/24	ND(<0.2) - 0.2 μg/L
底質調査	環境実態調査	10/24	ND(<25) - 700 μg/kg -dry
野生生物調査	環境実態調査(トノサマガエル・筋肉)	4/5	ND(<9)-36 μg/kg -wet
	環境実態調査(トウキョウダルマガエル・筋肉)	1/1	6.3 μg/kg -wet
	環境実態調査(カワウ・筋肉)	0/10	ND(<10) μg/kg -wet
	環境実態調査(トビ・筋肉)	0/8	ND(<10) μg/kg -wet
	環境実態調査(ハシブトガラス・筋肉)	0/12	ND(<10-20) μg/kg -wet
	環境実態調査(ニホンザル・筋肉)	0/10	ND(<10) μg/kg -wet
	環境実態調査(タヌキ・筋肉)	0/10	ND(<10) μg/kg -wet

1.3. 平成13年度

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	実態調査	11/171	ND(<0.3) - 16 µg/L
	国土交通省内分泌攪乱 化学物質存在状況調査	8/117	ND(<0.2) - 0.4 µg/L
底質調査	実態調査	13/48	ND(<25) - 160 µg/kg -dry
野生生物調査	環境実態調査(カワウ・肝臓)	4/26	ND(<1.8-5.8) - 14 µg/kg -wet
	環境実態調査(猛禽類・肝臓 or筋肉)	10/13	ND(<0.21-0.36) - 66 µg/kg -wet

1.4. 平成12年度

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	一般水域調査(冬季)	12/170	ND(<0.3) - 0.9 µg/L
	国土交通省地点別河川測定調査 (秋期)	2/114	ND(<0.2) - 0.2 µg/L
底質調査	一般水域調査(冬季)	18/48	ND(<25) - 250 µg/kg -dry
	国土交通省地点別河川測定調査 (秋期)	0/13	ND(<25) µg/kg -dry
野生生物調査	影響実態調査(カワウ・筋肉)	3/30	ND(<2.9-34) - 5.9 µg/kg -wet
	影響実態調査(カワウ・卵)	0/10	ND(<31-34) µg/kg -wet
	影響実態調査(猛禽類・筋肉)	13/44	ND(<3.1-36) - 290 µg/kg -wet

1.5. 平成11年度

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	一般水域調査(冬季)	7/170	ND(<0.3) - 1.1 µg/L
	建設省実態調査(春期)	12/31	ND(<0.2) - 1.2 µg/L
	建設省実態調査(夏期)	28/261	ND(<0.2) - 0.6 µg/L
	建設省実態調査(秋期)	14/140	ND(<0.2) - 0.4 µg/L
	建設省実態調査(冬期)	2/31	ND(<0.2) - 0.3 µg/L
底質調査	一般水域調査(冬季)	17/48	ND(<25) - 810 µg/kg -dry
	建設省実態調査(春期)	16/27	ND(<25) - 200 µg/kg -dry
	建設省実態調査(夏期)	4/20	ND(<25) - 110 µg/kg -dry
	建設省実態調査(秋期)	2/11	ND(<25) - 40 µg/kg -dry
大気調査	大気環境分析調査	20/20	6.0 - 63ng/m ³

1.6. 平成10年度

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	一般水域調査（夏季）	9/130	ND(<0.3)–2.3 μg/L
	建設省実態調査（前期）	69/256	ND(<0.2)–1.3 μg/L
	一般水域・重点水域調査（秋季）	14/275	ND(<0.3)–1.9 μg/L
	建設省実態調査（後期）	39/261	ND(<0.2)–0.8 μg/L
	野生生物影響実態調査（加Ⅱ類）	0/19	ND(<0.5) μg/L
底質調査	一般水域調査（秋季）	67/152	ND(<25)–2,000 μg/kg -dry
	建設省実態調査（後期）	6/20	ND(<25)–100 μg/kg -dry
	野生生物影響実態調査（コイ）	2/3	ND(<25)–37 μg/kg -dry
	野生生物影響実態調査（加Ⅱ類）	0/12	ND(<33-175) μg/kg -dry
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	48/94	ND(<10)–816 μg/kg -dry
	野生生物影響実態調査（加Ⅱ類）	1/7	ND(<37-50)–99 μg/kg -dry
大気調査	大気環境分析調査	86/178	ND(<20)–160ng/m ³
水生生物調査 （魚類）	一般水域調査（秋季）	0/141	ND(<25) μg/kg -wet
野生生物	影響実態調査（コイ・筋肉）	27/145	ND(<25)–79 μg/kg -wet
	影響実態調査（ドバト・筋肉）	0/31	ND(<100-400) μg/kg -wet
	影響実態調査（アカネズミ・全身）	0/30	ND(<200-500) μg/kg -wet
	影響実態調査（タヌキ・脂肪）	0/15	ND(<100-1,600) μg/kg -wet

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	336/568	ND(<0.01-40) - 36 μg/L
底質調査	203/448	ND(<1-2,900) - 2,300 μg/kg -dry
大気調査	66/78	ND(<5-70) - 370ng/m ³
水生生物調査(魚類)	119/1,094	ND(<10-1,110) - 1,950 μg/kg -wet
水生生物調査(鳥類)	0/106	ND(<100-500) μg/kg -wet
水生生物調査(貝類)	8/276	ND(<100-500) - 300 μg/kg -wet

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 . 内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果の報告(生体内試験、水中濃度)

作用濃度	作用内容
7.09 ~ 235 $\mu\text{g/L}$	60 日間曝露後、メダカ(<i>Oryzias latipes</i>)の孵化率、孵化日数、全長、体重、肝臓中ビテロジェニン濃度、生殖腺指数及び肝指数に有意な変化が認められなかった濃度 ⁴⁾
19 $\mu\text{g/L}$	14 日間曝露後、サケ類(<i>Salmo salar</i>)の血漿中 E 2 結合性蛋白質濃度の増加が認められた濃度 ⁵⁾
24.4 ~ 822 $\mu\text{g/L}$	21 日間曝露後、雄メダカ(<i>O. latipes</i>)の肝臓中ビテロジェニン濃度の増加が認められなかった濃度 ⁴⁾
920 $\mu\text{g/L}$	16 日間の曝露期間中のオオミジンコ(<i>Daphnia magna</i>)で産仔数の減少が認められた濃度 ¹⁾
970 $\mu\text{g/L}$	14 日間曝露後のファットヘッドミノー(<i>Pimephales promelas</i>)の孵化及び稚魚の生残に影響を与えた濃度 ¹⁾
1,000 $\mu\text{g/L}$	21 日間の曝露期間中のオオミジンコ(<i>D. magna</i>)の生殖を阻害した濃度 ²⁾
1,740 $\mu\text{g/L}$	14 日間曝露後のファットヘッドミノー(<i>P. promelas</i>)の胚の生残率が減少した濃度 ¹⁾
2,783 $\mu\text{g/L}$ *	5 日間曝露した幼生(受精 19 日後)ツチガエル(<i>Rana rugosa</i>) 遺伝子的全雄に生殖腺における卵巣組織形成が認められた濃度 ³⁾

*この作用濃度は信頼性がやや低かった。

なお、内分泌攪乱作用に関する試験管内試験の報告も得られている。

5 . まとめ

水質、底質、大気及び野生生物調査の一部で検出された。

なお、平成 14 年度の水質、底質及び野生生物調査、平成 13 年度の水質、底質及び野生生物調査、平成 12 年度の水質、底質及び野生生物調査、平成 11 年度の水質、底質及び大気調査及び平成 10 年度の水質、底質、土壌、大気及び野生生物調査の一部で検出された。

平成 15 年度の水質調査で測定された最高濃度 0.5 $\mu\text{g/L}$ と報告されている内分泌攪乱作用を示すと疑われた水中濃度 19 $\mu\text{g/L}$ を比較するとその比は 0.001 以上であった。

6 . 参考文献

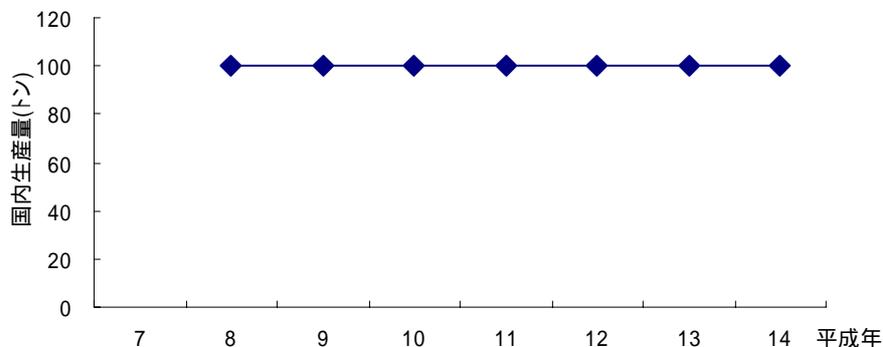
- 1)McCarthy, J. F. and D. K. Whitmore(1985)Chronic toxicity of di-*n*-butyl and di-*n*-octyl phthalate to *Daphnia magna* and the fathead minnow.
Environ. Toxicol. Chem., Vol.4,167-179
- 2)Huag, G. L., H. W. Sun and Z. H. Song(1999)Interactions between dibutyl phthalate and aquatic organisms. Bull. Environ. Contam. Toxicol., 63,759-765
- 3)Ohtani, H., I. Miura and Y. Ichikawa(2000)Effects of dibutyl phthalate as an

- environmental endocrine disruptor on gonadal sex differentiation of genetic males of the frog *Rana rugosa*. Environmental Health Perspective, 108, 12, 1189-1193.
- 4)環境省環境保健部(2002)魚類を用いた生態系への内分泌攪乱作用に関する試験結果について(案)平成14年度第1回内分泌攪乱化学物質問題検討会資料
- 5)Tollefsen, K. -E., J. F. A. Meys, J. Frydenlund and J. Stenersen(2002) Environmental estrogens interact with and modulate the properties of plasma sex steroid-binding proteins in juvenile Atlantic salmon(*Salmo salar*). Marine Environmental Research, 54, 697-701.
- 6)化学工業日報社(2004)14504の化学商品(バックナンバ - を含む)

41. フタル酸ジシクロヘキシル

国内生産量およびその推移

国内生産量は100t(2002年、平成14年)で前年(100t)と比較して横這いであった²⁾。



環境中濃度に関する規制

環境中濃度に関する規制はない。

1. 環境実態調査結果

1.1. 平成15年度

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
大気調査	環境実態調査	0/20	ND(<0.6)ng/ m ³
野生生物調査	環境実態調査(カワウ・筋肉)	0/20	ND(<1) μ g/kg -wet
	環境実態調査(ハシブトガラス・筋肉)	0/10	ND(<2) μ g/kg -wet
	環境実態調査(ニホンザル・筋肉)	0/10	ND(<1) μ g/kg -wet
	環境実態調査(タヌキ・筋肉)	0/10	ND(<1) μ g/kg -wet

1.2. 平成14年度

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
野生生物調査	環境実態調査(カワウ・筋肉)	0/10	ND(<2) μ g/kg -wet
	環境実態調査(トビ・筋肉)	0/8	ND(<2) μ g/kg -wet
	環境実態調査(ハシブトガラス・筋肉)	0/12	ND(<2-3) μ g/kg -wet
	環境実態調査(ニホンザル・筋肉)	0/10	ND(<2) μ g/kg -wet
	環境実態調査(タヌキ・筋肉)	0/10	ND(<2) μ g/kg -wet

1.3. 平成13年度

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	実態調査	0/171	ND(<0.1) μ g/L
底質調査	実態調査	0/48	ND(<10) μ g/kg -dry

1.4. 平成12年度

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	一般水域調査（冬季）	0/170	ND(<0.1) μg/L
底質調査	一般水域調査（冬季）	3/48	ND(<10) - 75 μg/kg -dry

1.5. 平成11年度

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	一般水域調査（冬季）	0/170	ND(<0.1) μg/L
	建設省実態調査（夏期）	0/12	ND(<0.2) μg/L
	建設省実態調査（秋期）	0/12	ND(<0.2) μg/L
底質調査	一般水域調査（冬季）	3/48	ND(<10) - 16 μg/kg -dry
	建設省実態調査（夏期）	0/11	ND(<10) μg/kg -dry
	建設省実態調査（秋期）	0/11	ND(<10) μg/kg -dry
大気調査	大気環境分析調査	0/20	ND(<0.77)ng/m ³

1.6. 平成10年度

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	一般水域調査（夏季）	0/130	ND(<0.1) μg/L
	建設省実態調査（前期）	0/5	ND(<0.2) μg/L
	一般水域・重点水域調査（秋季）	0/275	ND(<0.1) μg/L
	建設省実態調査（後期）	0/5	ND(<0.2) μg/L
底質調査	一般水域調査（秋季）	4/152	ND(<10)-170 μg/kg -dry
	建設省実態調査（後期）	0/5	ND(<10) μg/kg -dry
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<10) μg/kg -dry
大気調査	大気環境分析調査	7/178	ND(<0.38)-4.9ng/m ³
水生生物調査 （魚類）	一般水域調査（秋季）	0/141	ND(<10) μg/kg -wet

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 . 内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果の報告(生体内試験、水中濃度)

作用濃度	作用内容
0.429 ~ 35.8 $\mu\text{g/L}$	60 日間曝露後、メダカ(<i>Oryzias latipes</i>)の孵化率、孵化日数、死亡率、体重、生殖腺の組織学的検査及び肝指数に有意な変化が認められなかった濃度 ¹⁾
18 ~ 390 $\mu\text{g/L}$	21 日間曝露後、雄メダカ(<i>Oryzias latipes</i>)の肝臓中ピテロジェニン濃度の増加が認められなかった濃度 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未満であった。

なお、平成 12 年度及び平成 11 年度の底質調査、平成 10 年度の底質及び大気調査の一部で検出された。

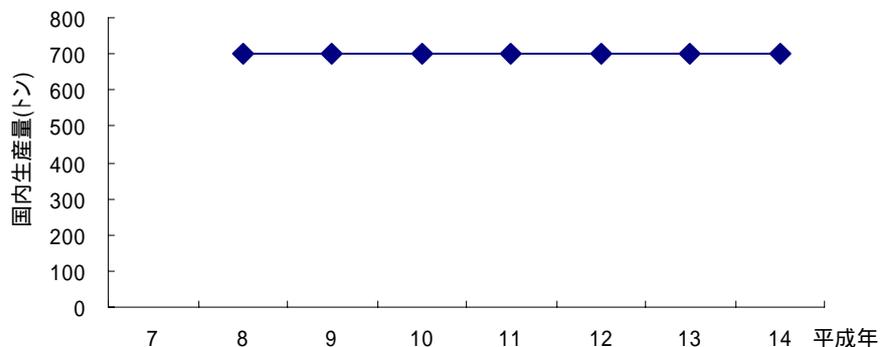
6 . 参考文献

- 1) 環境省環境保健部(2002)魚類を用いた生態系への内分泌攪乱作用に関する試験結果について(案)平成14年度 第1回内分泌攪乱化学物質問題検討会資料
- 2) 化学工業日報社(2004)14504の化学商品(バックナンバ - を含む)

42. フタル酸ジエチル

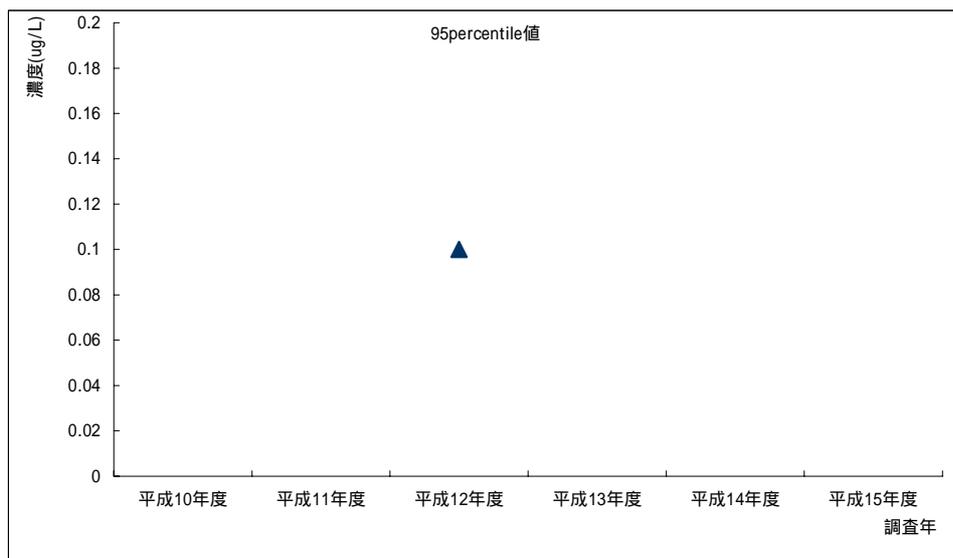
使用量およびその推移

国内生産量は700t(2002年、平成14年)で前年(700t)と比較して横這いであった⁵⁾。



環境中濃度に関する規制

環境中濃度に関する規制はない。



SPEED'98	物質名	年度						
		平成10年度	平成11年度	平成12年度	平成13年度	平成14年度	平成15年度	
42	フタル酸ジエチル	95percentile値(ug/L)			0.1			
		最大値(ug/L)	1.1	0.7	0.8	0.9	0.2	
		検出限界値(ug/L)	0.1-0.2	0.1-0.2	0.1	0.1	0.2	0.1
		検出数	9	5	12	8	0	3
		検体数	437	194	170	171	75	75

注：年度により調査点数及び調査位置は異なっている。

図 水質調査結果

1. 環境実態調査結果

1.1. 平成15年度

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	環境実態調査	3/75	ND(<0.1) - 0.2 μg/L
底質調査	環境実態調査	0/24	ND(<10) μg/kg -dry
大気調査	環境実態調査	19/20	ND(<0.2) - 4.8ng/ m ³
野生生物調査	環境実態調査(カワウ・筋肉)	0/20	ND(<1) μg/kg -wet
	環境実態調査(ハシブトガラス・筋肉)	0/10	ND(<2) μg/kg -wet
	環境実態調査(ニホンザル・筋肉)	0/10	ND(<1) μg/kg -wet
	環境実態調査(タヌキ・筋肉)	0/10	ND(<1) μg/kg -wet

1.2. 平成14年度

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	環境実態調査	0/75	ND(<0.2) μg/L
底質調査	環境実態調査	0/24	ND(<10) μg/kg -dry
野生生物調査	環境実態調査(カワウ・筋肉)	0/10	ND(<2) μg/kg -wet
	環境実態調査(トビ・筋肉)	0/8	ND(<2) μg/kg -wet
	環境実態調査(ハシブトガラス・筋肉)	0/12	ND(<2-3) μg/kg -wet
	環境実態調査(ニホンザル・筋肉)	0/10	ND(<2) μg/kg -wet
	環境実態調査(タヌキ・筋肉)	0/10	ND(<2) μg/kg -wet

1.3. 平成13年度

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	実態調査	8/171	ND(<0.1) - 0.9 μg/L
底質調査	実態調査	0/48	ND(<10) μg/kg -dry

1.4. 平成12年度

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	一般水域調査(冬季)	12/170	ND(<0.1) - 0.8 μg/L
底質調査	一般水域調査(冬季)	4/48	ND(<10) - 32 μg/kg -dry

1.5. 平成11年度

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	一般水域調査（冬季）	5/170	ND(<0.1)–0.7 μg/L
	建設省実態調査（夏期）	0/12	ND(<0.2) μg/L
	建設省実態調査（秋期）	0/12	ND(<0.2) μg/L
底質調査	一般水域調査（冬季）	0/48	ND(<10) μg/kg -dry
	建設省実態調査（夏期）	0/11	ND(<10) μg/kg -dry
	建設省実態調査（秋期）	1/11	ND(<10) - 18 μg/kg -dry
大気調査	大気環境分析調査	20/20	1.0–6.5 ng/m ³

1.6. 平成10年度

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	一般水域調査（夏季）	5/130	ND(<0.1)–1.1 μg/L
	建設省実態調査（前期）	0/5	ND(<0.2) μg/L
	一般水域・重点水域調査（秋季）	4/275	ND(<0.1)–0.3 μg/L
	建設省実態調査（後期）	0/5	ND(<0.2) μg/L
	野生生物影響実態調査（コイ）	0/3	ND(<0.2) μg/L
	野生生物影響実態調査（カエル類）	0/19	ND(<0.2) μg/L
底質調査	一般水域調査（秋季）	1/152	ND(<10)–22 μg/kg -dry
	建設省実態調査（後期）	0/5	ND(<10) μg/kg -dry
	野生生物影響実態調査（コイ）	0/3	ND(<10) μg/kg -dry
	野生生物影響実態調査（カエル類）	0/12	ND(<13-70) μg/kg -dry
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<10) μg/kg -dry
	野生生物影響実態調査（カエル類）	0/7	ND(<15-24) μg/kg -dry
大気調査	大気環境分析調査	82/178	ND(<1.7)–18ng/m ³
水生生物調査 （魚類）	一般水域調査（秋季）	0/141	ND(<10) μg/kg -wet
野生生物調査	影響実態調査（コイ・筋肉）	0/145	ND(<10) μg/kg -wet
	影響実態調査（ドバト・筋肉）	0/31	ND(<40-160) μg/kg -wet
	影響実態調査（アカネズミ・全身）	0/30	ND(<80-200) μg/kg -wet
	影響実態調査（タヌキ・脂肪）	0/15	ND(<40-640) μg/kg -wet

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	0/27	ND(<0.1-2) μg/L
底質調査	0/27	ND(<6-20) μg/kg -dry

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 . 内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果の報告(生体内試験、水中濃度)

作用濃度	作用内容
0.6 ~ 121.6 $\mu\text{g/L}$	60 日間曝露後、メダカ(<i>Oryzias latipes</i>)の孵化率、死亡率、生殖腺の組織学的検査、生殖腺指数及び肝指数に有意な変化が認められなかった濃度 ⁴⁾
8.1 ~ 1,053.3 $\mu\text{g/L}$	21 日間曝露後、雄メダカ(<i>O. latipes</i>)の肝臓中ビテロジェニン濃度の増加が認められなかった濃度 ⁴⁾
10,000 $\mu\text{g/L}$ *	5 日間曝露したコペポダ(<i>Acartia tonsa</i>)幼生の発生を阻害したEC ₅₀ 値 ¹⁾
22,400 $\mu\text{g/L}$ *	5 ~ 7 日間の曝露期間中のオオミジンコ(<i>Daphnia magna</i>)の脱皮に影響を与えた濃度 ²⁾
50,000 $\mu\text{g/L}$ **	7 日間曝露後、シオマネキ類(<i>Uca pugilator</i>)の上皮及び肝膵臓組織のキトビアーゼ活性を阻害した濃度 ³⁾

*この作用濃度は信頼性が低かった。

**この作用濃度は信頼性がやや低かった。

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

底質及び野生生物調査において測定値は検出限界値未満であったが、水質及び大気調査の一部で検出された。

なお、平成 13 年度の水質調査、平成 12 年度の水質及び底質調査、平成 11 年度及び平成 10 年度の水質、底質及び大気調査の一部で検出された。

6 . 参考文献

- 1) Andersen, H. R., L. Wollenberger, B. Halling-Sorensen and K. O. Kusk(2001) Development of copepod nauplii to copepodites- A parameter for chronic toxicity including endocrine disruption. Environmental Toxicology and Chemistry, 20, 12, 2821-2829.
- 2) Zou, E. and M. Fingerman(1997)Effects of estrogenic xenobiotics on molting of the water flea, *Daphnia magna*. Ecotoxicology and Environmental Safety, 38,281- 285.
- 3) Zou, E. and M. Fingerman(1999) Effects of exposure to diethyl phthalate, 4-(*tert*)-octylphenol, and 2,4,5-trichlorobiphenyl on activity of chitobiase in the epidermis and hepatopancreas of the fiddler crab, *Uca pugilator*. Comparative Biochemistry and Physiology, Part c,122,115-120.
- 4) 環境省環境保健部(2002)魚類を用いた生態系への内分泌攪乱作用に関する試験結果について(案)平成 14 年度 第 1 回内分泌攪乱化学物質問題検討会資料
- 5) 化学工業日報社(2004)14504 の化学商品(バックナンバ - を含む)

43. ベンゾ(a)ピレン

使用量およびその推移

非意図的生成物

環境中濃度に関する規制

環境中濃度に関する規制はない。

1. 環境実態調査結果

1.1. 平成15年度

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	環境実態調査	2/75	ND(<0.01) - 0.02 μg/L
底質調査	環境実態調査	24/24	1 - 1,500 μg/kg -dry
	国土交通省実態調査	13/25	ND(<1.0) - 80.7 μg/kg -dry

1.2. 平成14年度

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	環境実態調査	0/75	ND(<0.01) μg/L
底質調査	環境実態調査	23/24	ND(<1) - 1,300 μg/kg-dry
	国土交通省実態調査	16/24	ND(<1) - 41 μg/kg -dry

1.3. 平成13年度

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	実態調査	0/171	ND(<0.01) μg/L
底質調査	実態調査	44/48	ND(<1) - 540 μg/kg -dry
	国土交通省 内分泌攪乱化学物質存在状況調査	72/131	ND(<1) - 70 μg/kg -dry

1.4. 平成12年度

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	一般水域調査(冬季)	4/171	ND(<0.01) - 0.07 μg/L
	国土交通省地点別河川測定調査(秋期)	0/14	ND(<0.01) μg/L
底質調査	一般水域調査(冬季)	45/48	ND(<1) - 3,000 μg/kg -dry
	国土交通省地点別河川測定調査(秋期)	12/14	ND(<1) - 27 μg/kg -dry
野生生物調査	影響実態調査(カワウ・筋肉)	0/30	ND(<0.18-11) μg/kg -wet
	影響実態調査(カワウ・卵)	0/10	ND(<10-21) μg/kg -wet
	影響実態調査(猛禽類・筋肉)	0/44	ND(<0.01-1.1) μg/kg -wet

1.5. 平成11年度

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	一般水域調査（冬季）	0/170	ND(<0.01) μg/L
	建設省実態調査（夏期）	0/12	ND(<0.01) μg/L
	建設省実態調査（秋期）	0/12	ND(<0.01) μg/L
底質調査	一般水域調査（冬季）	44/48	ND(<1) - 890 μg/kg-dry
	建設省実態調査（夏期）	6/11	ND(<1) - 27 μg/kg -dry
	建設省実態調査（秋期）	5/11	ND(<1) - 170 μg/kg-dry

1.6. 平成10年度

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	一般水域調査（夏季）	0/130	ND(<0.01) μg/L
	建設省実態調査（前期）	0/5	ND(<0.01) μg/L
	一般水域・重点水域調査（秋季）	8/275	ND(<0.01)-0.02 μg/L
	建設省実態調査（後期）	0/5	ND(<0.01) μg/L
	野生生物影響実態調査（コイ）	0/3	ND(<0.01) μg/L
	野生生物影響実態調査（カエル類）	0/19	ND(<0.01) μg/L
底質調査	一般水域調査（秋季）	122/152	ND(<1)-3,800 μg/kg -dry
	建設省実態調査（後期）	4/5	ND(<1)-39 μg/kg -dry
	野生生物影響実態調査（コイ）	3/3	1-45 μg/kg -dry
	野生生物影響実態調査（カエル類）	11/12	ND(<5)-341 μg/kg -dry
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<5) μg/kg -dry
	野生生物影響実態調査（カエル類）	7/7	70-258 μg/kg -dry
大気調査	大気環境分析調査	198/198	0.021-2.4ng/m ³
水生生物調査 （魚類）	一般水域調査（秋季）	0/141	ND(<2) μg/kg -wet
野生生物調査	影響実態調査（コイ・筋肉）	0/145	ND(<1) μg/kg -wet
	影響実態調査（カエル類・全身）	0/80	ND(<2-5) μg/kg -wet
	影響実態調査（クジラ類・脂肪）	0/26	ND(<5) μg/kg -wet
	影響実態調査（アザラシ類・脂肪）	0/19	ND(<5) μg/kg -wet
	影響実態調査（ドバト・筋肉）	0/32	ND(<2) μg/kg -wet
	影響実態調査（トビ・筋肉）	0/26	ND(<2) μg/kg -wet
	影響実態調査（シマフクロウ・筋肉）	0/5	ND(<2) μg/kg -wet
	影響実態調査（猛禽類・肝臓）	0/30	ND(<2-10) μg/kg -wet
	影響実態調査（アカネズミ・全身）	0/30	ND(<2-4) μg/kg -wet
	影響実態調査（ニホンザル・肝臓（一部脂肪及び筋肉））	0/41	ND(<2-4) μg/kg -wet
	影響実態調査（クマ類・脂肪）	0/17	ND(<2-5) μg/kg -wet
	影響実態調査（タヌキ・脂肪）	0/15	ND(<2-8) μg/kg -wet

2. 国内の過去の測定値

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	13/420	ND(<0.00029-1) - 0.017 µg/L
底質調査	455/550	ND(<0.1-300) - 3,700 µg/kg -dry
大気調査	36/39	ND(<0.02-0.3) - 6.37ng/m ³
水生生物調査(魚類)	1/197	ND(<0.2-230) - 8 µg/kg -wet

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
底質調査	五大湖	31.7-64.0 µg/kg -dry 64.0 µg/kg-dry は、1986年スペリオール湖での測定値 ¹⁾

4. 内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果の報告(生体内試験、水中濃度)

作用濃度	作用内容
0.2 ~ 0.3 µg/L [*]	2週間の曝露期間中、ボラ (<i>Mugil cephalus</i>) 及びニベ類 atlantic croaker (<i>Micropogonias undulatus</i>) の血漿中コルチゾール濃度が上昇した濃度 ²⁾

^{*}この作用濃度は信頼性が低かった。

5. まとめ

水質及び底質調査の一部で検出された。

なお、平成14年度の底質調査、平成13年度の底質調査、平成12年度の水質及び底質調査、平成11年度の底質調査、平成10年度の水質、底質、土壌及び大気調査の一部で検出された。

6. 参考文献

- 1) Baker, J. E. and S. J. Eisenreich(1989)PCBs and PAHs as tracers of particulate dynamics in large lakes. J. Great Lake Res.,Vol.15,No.1,84-103.
- 2) Thomas, P. and J. M. Neff(1985)Plasma corticosteroid and glucose responses to pollutants in striped mullet: Different effects of naphthalene, benzo(a)pyrene and cadmium exposure. in Veenberg, F. J., F. P. Thurberg, A. Calabrese and W. Vernberg ed. Marine Pollution and Physiology: Recent Advances. The Belle W. Baruch Library in Marine Science number 13. 63-82. University of South Carolina Press.

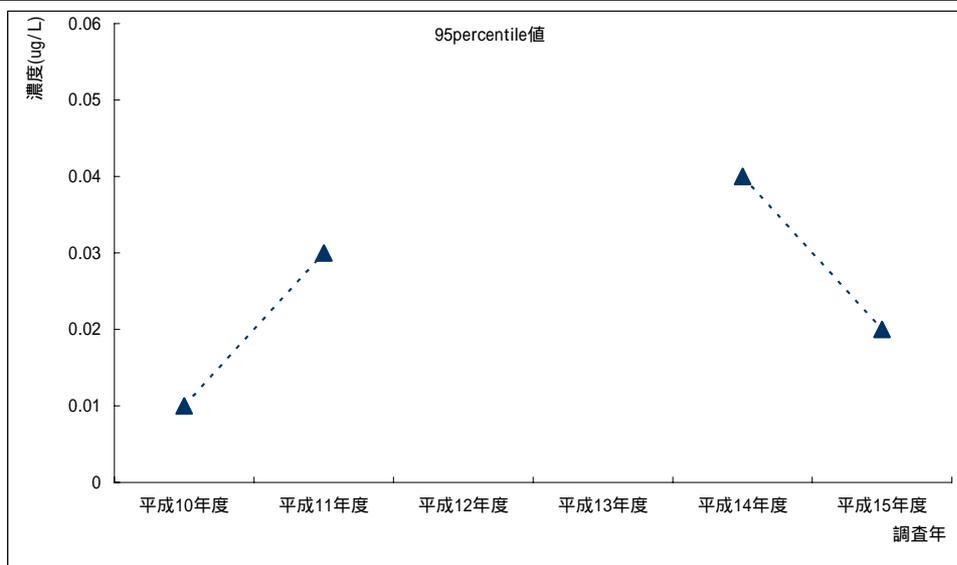
44. 2,4-ジクロロフェノール

国内生産量と輸入量の合計値およびその推移

使用量に関する報告は得られなかった。

環境中濃度に関する規制

環境中濃度に関する規制はない。



SPEED'98	物質名	年度	平成10年度	平成11年度	平成12年度	平成13年度	平成14年度	平成15年度
		95percentile値(ug/L)	0.01	0.03			0.04	0.02
		最大値(ug/L)	0.2	0.07	0.04	0.06	0.88	0.25
		検出限界値(ug/L)	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01
		検出数	39	29	7	5	11	10
		検体数	415	194	171	171	91	75

注：年度により調査点数及び調査位置は異なっている。

図 水質調査結果

1. 環境実態調査結果

1. 1. 平成15年度

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	環境実態調査	10/75	ND(<0.01) - 0.25 µg/L
底質調査	環境実態調査	6/24	ND(<1) - 2 µg/kg -dry
野生生物調査	環境実態調査(トノサマガエル・筋肉)	0/7	ND(<0.7-4) µg/kg -wet
	環境実態調査(トウキョウダルマガエル・筋肉)	0/8	ND(<0.7-4) µg/kg -wet
	環境実態調査(クマタカ・筋肉)	0/2	ND(<3-7) µg/kg -wet
	環境実態調査(カワウ・筋肉)	0/20	ND(<0.2) µg/kg -wet
	環境実態調査(ハシブトガラス・筋肉)	0/10	ND(<0.3-0.4) µg/kg -wet
	環境実態調査(ニホンザル・筋肉)	2/10	ND(<0.2) - 0.23 µg/kg -wet
	環境実態調査(タヌキ・筋肉)	0/10	ND(<0.2) µg/kg -wet

1. 2. 平成14年度

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	環境実態調査	11/91	ND(<0.01) - 0.88 µg/L
底質調査	環境実態調査	0/24	ND(<1) µg/kg -dry
大気調査	環境実態調査	2/20	ND(<0.1) - 1.2ng/m ³
野生生物調査	環境実態調査(トノサマガエル・筋肉)	0/5	ND(<0.3-1) µg/kg -wet
	環境実態調査(トウキョウダルマガエル・筋肉)	0/1	ND(<0.4) µg/kg -wet
	環境実態調査(カワウ・筋肉)	0/10	ND(<0.5) µg/kg -wet
	環境実態調査(トビ・筋肉)	0/8	ND(<0.5) µg/kg -wet
	環境実態調査(ハシブトガラス・筋肉)	0/12	ND(<0.5-2) µg/kg -wet
	環境実態調査(ニホンザル・筋肉)	0/10	ND(<0.5) µg/kg -wet
	環境実態調査(タヌキ・筋肉)	0/10	ND(<0.5) µg/kg -wet

1. 3. 平成13年度

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	実態調査	5/171	ND(<0.01) - 0.06 µg/L
底質調査	実態調査	0/48	ND(<5) µg/kg -dry
野生生物調査	環境実態調査(カワウ・肝臓)	0/26	ND(<0.52-1.2) µg/kg -wet
	環境実態調査(猛禽類・肝臓or 筋肉)	2/13	ND(<1.4-5.3) - 10 µg/kg -wet

1. 4. 平成12年度

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	一般水域調査（冬季）	7/171	ND(<0.01) - 0.04 μg/L
底質調査	一般水域調査（冬季）	0/48	ND(<5) μg/kg -dry
野生生物調査	影響実態調査（カワウ・筋肉）	0/30	ND(<0.12-4.3) μg/kg -wet
	影響実態調査（カワウ・卵）	0/10	ND(<3.2-3.3) μg/kg -wet
	影響実態調査（猛禽類・筋肉）	19/44	ND(<0.13-9.7) - 99 μg/kg -wet

1. 5. 平成11年度

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	一般水域調査（冬季）	25/170	ND(<0.01) - 0.07 μg/L
	建設省実態調査（夏期）	2/12	ND(<0.01) - 0.05 μg/L
	建設省実態調査（秋期）	2/12	ND(<0.01) - 0.07 μg/L
底質調査	一般水域調査（冬季）	0/48	ND(<1) μg/kg -dry
	建設省実態調査（夏期）	0/11	ND(<1) μg/kg -dry
	建設省実態調査（秋期）	0/11	ND(<1) μg/kg -dry

1. 6. 平成10年度

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	一般水域調査（夏季）	15/130	ND(<0.01)–0.20 μg/L
	建設省実態調査（前期）	1/5	ND(<0.01)–0.01 μg/L
	一般水域・重点水域調査（秋季）	23/275	ND(<0.01)–0.05 μg/L
	建設省実態調査（後期）	0/5	ND(<0.01) μg/L
底質調査	一般水域調査（秋季）	4/152	ND(<5)–230 μg/kg -dry
	建設省実態調査（後期）	0/5	ND(<1) μg/kg -dry
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<5) μg/kg -dry
水生生物調査（魚類）	一般水域調査（秋季）	1/141	ND(<1.5)–1.6 μg/kg -wet

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(<0.02-40) μg/L
底質調査	0/57	ND(<3-4,000) μg/kg -dry
大気調査	0/18	ND(0.5-10)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. 内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果の報告(生体内試験、水中濃度)

作用濃度	作用内容
0.24 ~ 27.25 µg/L	60 日間曝露後、メダカ(<i>Oryzias latipes</i>)の孵化率、孵化日数、死亡率、体長、体重、生殖腺の組織学的検査及び肝指数に有意な変化が認められなかった濃度 ²⁾
1.3 ~ 323.7 µg/L	21 日間曝露後、雄メダカ(<i>Oryzias latipes</i>)の肝臓中ビテロジェニン濃度の増加が認められなかった濃度 ²⁾
1,550 µg/L	14 日間曝露後、オオミジンコ(<i>Daphnia magna</i>)で産仔数に有意な減少が認められた濃度 ¹⁾

5. まとめ

水質、底質及び野生生物調査の一部で検出された。

なお、平成 14 年度の水質及び大気調査、平成 13 年度の水質及び野生生物調査、平成 12 年度の水質及び野生生物調査、平成 11 年度の水質調査、平成 10 年度の水質、底質及び水生生物調査(魚類)の一部で検出された。

平成 15 年度の水質調査で測定された最高濃度 0.25 µg/L と内分泌攪乱作用を示すと疑われた水中濃度 1,550 µg/L を比較するとその比は 0.001 未満であった。

6. 参考文献

- 1) Gersich, F. M. and D. P. Milazzo(1990) Evaluation of a 14-day static renewal toxicity test with *Daphnia magna* STRAUS. Arch. Environ. Contam. Toxicol., Vol.19, No.1, 72-76.
- 2) 環境省環境保健部(2003) 魚類を用いた生態系への内分泌攪乱作用に関する試験結果について(案)、平成 15 年度 第 1 回内分泌攪乱化学物質問題検討会資料

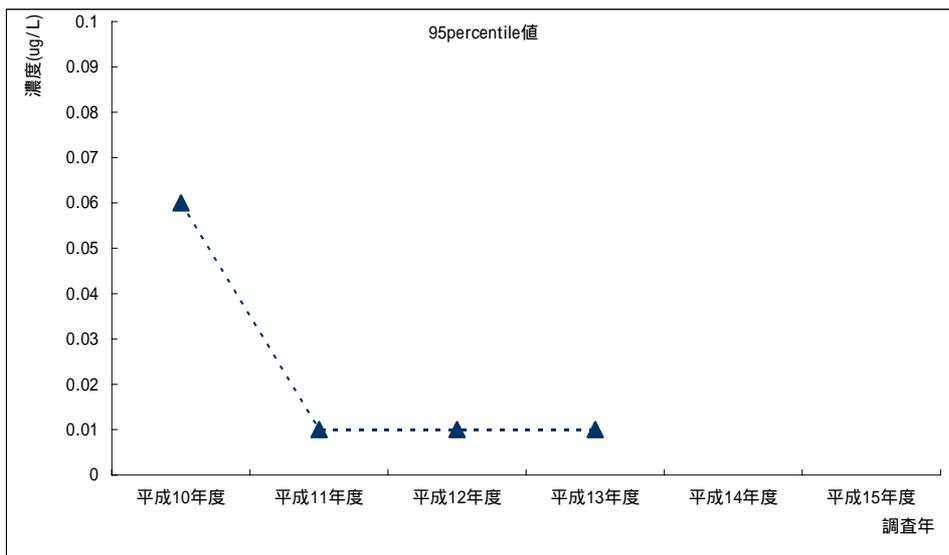
45. アジピン酸ジ-2-エチルヘキシル

国内生産量およびその推移

アジピン酸系可塑剤の国内生産量は 20,136t(2002 年、平成 14 年)で前年(25,838t)と比較して減少した²⁾。アジピン酸ジ-2-エチルヘキシルの生産量が不明のため、比較はできなかった。

環境中濃度に関する規制

環境中濃度に関する規制はない。



SPEED'98	物質名	年度	平成10年度	平成11年度	平成12年度	平成13年度	平成14年度	平成15年度
45	アジピン酸ジ-2-エチルヘキシル	95percentile値(ug/L)	0.06	0.01	0.01	0.01		
		最大値(ug/L)	1.8	0.05	0.03	0.19	0.038	
		検出限界値(ug/L)	0.01-0.05	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01
		検出数	214	46	12	12	4	0
		検体数	941	633	171	171	99	75

注：年度により調査点数及び調査位置は異なっている。

図 水質調査結果

1. 環境実態調査結果

1.1. 平成15年度

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	環境実態調査	0/75	ND(<0.01) $\mu\text{g/L}$
	国土交通省実態調査	2/25	ND(<0.005-0.01) - 0.01 $\mu\text{g/L}$
底質調査	環境実態調査	1/24	ND(<10) - 15 $\mu\text{g/kg-dry}$
大気調査	環境実態調査	16/20	ND(<0.2) - 4.9ng/ m^3
野生生物調査	環境実態調査(カワウ・筋肉)	0/20	ND(<5) $\mu\text{g/kg-wet}$
	環境実態調査(ハシブトガラス・筋肉)	0/10	ND(<7-10) $\mu\text{g/kg-wet}$
	環境実態調査(ニホンザル・筋肉)	0/10	ND(<5) $\mu\text{g/kg-wet}$
	環境実態調査(タヌキ・筋肉)	0/10	ND(<5) $\mu\text{g/kg-wet}$

1.2. 平成14年度

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	環境実態調査	1/75	ND(<0.1) - 0.03 $\mu\text{g/L}$
	国土交通省実態調査	3/24	ND(<0.01) - 0.038 $\mu\text{g/L}$
底質調査	環境実態調査	0/24	ND(<10) $\mu\text{g/kg-dry}$
野生生物調査	環境実態調査(カワウ・筋肉)	0/10	ND(<5) $\mu\text{g/kg-wet}$
	環境実態調査(トビ・筋肉)	0/8	ND(<5) $\mu\text{g/kg-wet}$
	環境実態調査(ハシブトガラス・筋肉)	0/12	ND(<5-8) $\mu\text{g/kg-wet}$
	環境実態調査(ニホンザル・筋肉)	0/10	ND(<5) $\mu\text{g/kg-wet}$
	環境実態調査(タヌキ・筋肉)	0/10	ND(<5) $\mu\text{g/kg-wet}$

1.3. 平成13年度

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	実態調査	12/171	ND(<0.01) - 0.19 $\mu\text{g/L}$
底質調査	実態調査	1/48	ND(<10) - 17 $\mu\text{g/kg-dry}$

1.4. 平成12年度

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	一般水域調査(冬季)	12/171	ND(<0.01) - 0.03 $\mu\text{g/L}$
底質調査	一般水域調査(冬季)	1/48	ND(<10) - 38 $\mu\text{g/kg-dry}$

1.5. 平成11年度

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	一般水域調査（冬季）	0/170	ND(<0.01) μg/L
	建設省実態調査（春期）	1/31	ND(<0.01) - 0.01 μg/L
	建設省実態調査（夏期）	21/261	ND(<0.01) - 0.05 μg/L
	建設省実態調査（秋期）	18/140	ND(<0.01) - 0.03 μg/L
	建設省実態調査（冬期）	6/31	ND(<0.01) - 0.04 μg/L
底質調査	一般水域調査（冬季）	5/48	ND(<10) - 34 μg/kg -dry
	建設省実態調査（春期）	1/27	ND(<10) - 14 μg/kg -dry
	建設省実態調査（夏期）	0/20	ND(<10) μg/kg -dry
	建設省実態調査（秋期）	0/11	ND(<10) μg/kg -dry
大気調査	大気環境分析調査	18/20	ND(<0.74) - 5.3ng/m ³

1.6. 平成10年度

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	一般水域調査（夏季）	3/130	ND(<0.05)-0.07 μg/L
	建設省実態調査（前期）	127/256	ND(<0.01)-0.16 μg/L
	一般水域・重点水域調査（秋季）	39/275	ND(<0.01)-1.8 μg/L
	建設省実態調査（後期）	44/261	ND(<0.01)-0.05 μg/L
	野生生物影響実態調査（加Ⅱ類）	1/19	ND(<0.01)-0.33 μg/L
底質調査	一般水域調査（秋季）	12/152	ND(<10)-66 μg/kg -dry
	建設省実態調査（後期）	1/20	ND(<10)-10 μg/kg -dry
	野生生物影響実態調査（コイ）	1/3	ND(<10)-14 μg/kg -dry
	野生生物影響実態調査（加Ⅱ類）	0/12	ND(<13-70) μg/kg -dry
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<10) μg/kg -dry
	野生生物影響実態調査（加Ⅱ類）	0/7	ND(<15-24) μg/kg -dry
大気調査	大気環境分析調査	140/178	ND(<0.58)-21ng/m ³
水生生物調査（魚類）	一般水域調査（秋季）	0/141	ND(<10) μg/kg -wet
野生生物調査	影響実態調査（コイ・筋肉）	0/145	ND(<10) μg/kg -wet
	影響実態調査（ドバト・筋肉）	0/31	ND(<40-160) μg/kg -wet
	影響実態調査（アカネズミ・全身）	0/30	ND(<80-200) μg/kg -wet
	影響実態調査（タヌキ・脂肪）	4/15	ND(<40-640)-57,230 μg/kg -wet

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	0/63	ND(<0.09-25) μg/L
底質調査	12/63	ND(<4.1-1,000)-100 μg/kg -dry
大気調査	104/146	ND(<0.1-1)-26ng/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. 内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果の報告(生体内試験、水中濃度)

作用濃度	作用内容
0.711 ~ 87.1 µg/L	60日間曝露後、メダカ(<i>Oryzias latipes</i>)の孵化率、孵化日数、死亡率、全長、肝臓中ビテロジェニン濃度、生殖腺の組織学的検査、生殖腺指数及び肝指数に有意な変化が認められなかった濃度 ¹⁾
2.4 ~ 453.6 µg/L	21日間曝露後、雄メダカ(<i>O. latipes</i>)の肝臓中ビテロジェニン濃度の増加が認められなかった濃度 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

水質及び野生生物調査における測定値は検出限界値未満であったが、底質及び大気調査の一部で検出された。

なお、平成14年度の水質調査、平成13年度の水質及び底質調査、平成12年度の水質及び底質調査、平成11年度の水質、底質及び大気調査、平成10年度の水質、底質、大気及び野生生物調査の一部で検出された。

6. 参考文献

- 1) 環境省環境保健部(2002)魚類を用いた生態系への内分泌攪乱作用に関する試験結果について(案)平成14年度第1回内分泌攪乱化学物質問題検討会資料
- 2) 化学工業日報社(2004)14504の化学商品(バックナンバーを含む)

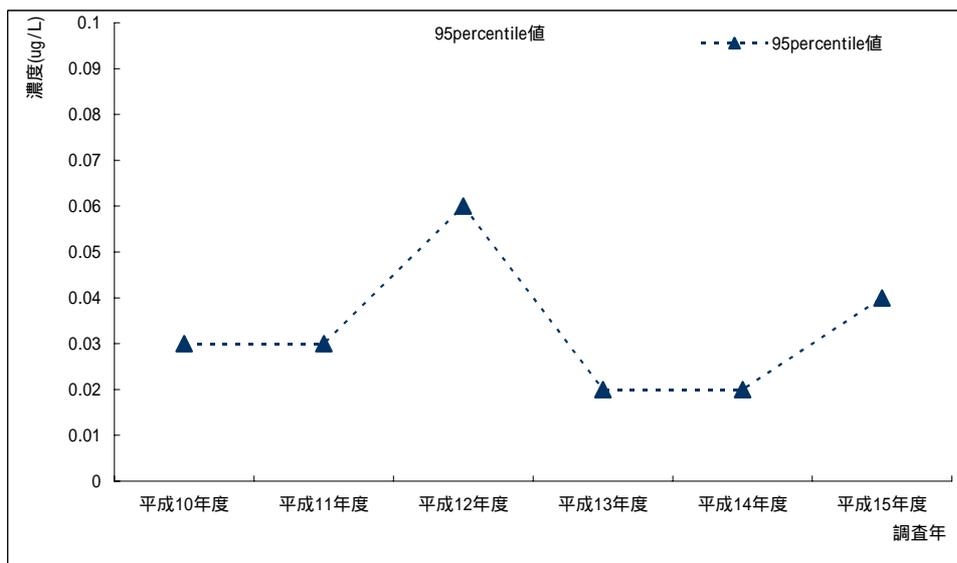
46. ベンゾフェノン

国内生産量と輸入量の合計値およびその推移

使用量に関する報告は得られなかった。

環境中濃度に関する規制

環境中濃度に関する規制はない。



SPEED'98	物質名	年度	平成10年度	平成11年度	平成12年度	平成13年度	平成14年度	平成15年度
		95percentile値(ug/L)	0.03	0.03	0.06	0.02	0.02	0.04
46	ベンゾフェノン	最大値(ug/L)	0.16	0.84	0.22	0.18	0.16	0.06
検出限界値(ug/L)		0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	
検出数		76	34	20	24	7	13	
検体数		415	194	185	302	75	75	

注：年度により調査点数及び調査位置は異なっている。

図 水質調査結果

1. 環境実態調査結果

1.1. 平成15年度

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	環境実態調査	13/75	ND(<0.01) - 0.06 μ g/L
底質調査	環境実態調査	16/24	ND(<1) - 15 μ g/kg -dry
大気調査	環境実態調査	20/20	0.32 - 3.1ng/ m ³
野生生物調査	環境実態調査(トノサマガエル・筋肉)	4/7	ND(<0.2-1) - 0.62 μ g/kg -wet
	環境実態調査(トウキョウダルマガエル・筋肉)	5/8	ND(<0.2-0.3) - 0.53 μ g/kg -wet
	環境実態調査(クマタカ・筋肉)	2/2	1.2 - 12 μ g/kg -wet
	環境実態調査(カワウ・筋肉)	1/20	ND(<1) - 1.1 μ g/kg -wet
	環境実態調査(ハシブトガラス・筋肉)	0/10	ND(<2) μ g/kg -wet
	環境実態調査(スナメリ・脂肪)	0/10	ND(<10) μ g/kg -wet
	環境実態調査(ニホンザル・筋肉)	0/10	ND(<1) μ g/kg -wet
	環境実態調査(タヌキ・筋肉)	0/10	ND(<1) μ g/kg -wet

1.2. 平成14年度

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	環境実態調査	7/75	ND(<0.01) - 0.16 μ g/L
底質調査	環境実態調査	9/24	ND(<1) - 16 μ g/kg -dry
野生生物調査	環境実態調査(トノサマガエル・筋肉)	3/5	ND(<1-3) - 130 μ g/kg -wet
	環境実態調査(トウキョウダルマガエル・筋肉)	1/1	28 μ g/kg -wet
	環境実態調査(カワウ・筋肉)	5/10	ND(<1) - 2.6 μ g/kg -wet
	環境実態調査(トビ・筋肉)	0/8	ND(<1) μ g/kg -wet
	環境実態調査(ハシブトガラス・筋肉)	3/12	ND(<1) - 2.9 μ g/kg -wet
	環境実態調査(スナメリ・脂肪)	0/10	ND(<50) μ g/kg -wet
	環境実態調査(ニホンザル・筋肉)	2/10	ND(<1) - 1.7 μ g/kg -wet
	環境実態調査(タヌキ・筋肉)	3/10	ND(<1) - 2.3 μ g/kg -wet

1.3. 平成13年度

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	実態調査	20/171	ND(<0.01) - 0.18 µg/L
	国土交通省 内分泌攪乱化学物質存在状況調査	4/131	ND(<0.01) - 0.08 µg/L
底質調査	実態調査	11/48	ND(<1) - 8 µg/kg -dry
	国土交通省 内分泌攪乱化学物質存在状況調査	3/13	ND(<1) - 2.6 µg/kg -dry
野生生物調査	環境実態調査(カワウ・肝臓)	24/26	ND(<0.093-0.11) - 200 µg/kg -wet
	環境実態調査(猛禽類・肝臓or筋肉)	4/13	ND(<0.2-0.42) - 12 µg/kg -wet

1.4. 平成12年度

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	一般水域調査(冬季)	18/171	ND(<0.01) - 0.12 µg/L
	国土交通省地点別河川測定調査 (秋期)	2/14	ND(<0.01) - 0.22 µg/L
底質調査	一般水域調査(冬季)	26/48	ND(<1) - 14 µg/kg -dry
	国土交通省地点別河川測定調査 (秋期)	3/14	ND(<1) - 4.8 µg/kg -dry
野生生物調査	影響実態調査(カワウ・筋肉)	15/30	ND(<0.57-4.4) - 290 µg/kg -wet
	影響実態調査(カワウ・卵)	0/10	ND(<3.2-6.9) µg/kg -wet
	影響実態調査(猛禽類・筋肉)	37/44	ND(<0.02-0.18) - 38 µg/kg -wet

1.5. 平成11年度

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	一般水域調査(冬季)	28/170	ND(<0.01) - 0.17 µg/L
	建設省実態調査(夏期)	3/12	ND(<0.01) - 0.84 µg/L
	建設省実態調査(秋期)	3/12	ND(<0.01) - 0.15 µg/L
底質調査	一般水域調査(冬季)	16/48	ND(<1) - 29 µg/kg -dry
	建設省実態調査(夏期)	3/11	ND(<1) - 4.0 µg/kg -dry
	建設省実態調査(秋期)	2/11	ND(<1) - 7.8 µg/kg -dry

1.6. 平成10年度

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	一般水域調査（夏季）	12/130	ND(<0.01)–0.09 µg/L
	建設省実態調査（前期）	2/5	ND(<0.01)–0.01 µg/L
	一般水域・重点水域調査（秋季）	59/275	ND(<0.01)–0.16 µg/L
	建設省実態調査（後期）	3/5	ND(<0.01)–0.02 µg/L
底質調査	一般水域調査（秋季）	4/152	ND(<1)–4 µg/kg -dry
	建設省実態調査（後期）	1/5	ND(<1)–4.8 µg/kg -dry
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	8/94	ND(<1)–3 µg/kg -dry
水生生物調査（魚類）	一般水域調査（秋季）	3/141	ND(<1)–4 µg/kg -wet

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	0/15	ND(<0.1-0.2) µg/L
底質調査	0/15	ND(<20) µg/kg -dry

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. 内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果の報告(生体内試験、水中濃度)

作用濃度	作用内容
5.06 ~ 435 µg/L	60日間曝露後、メダカ(<i>Oryzias latipes</i>)の孵化率、孵化日数、死亡率、全長、体重、肝臓中ビテロジェニン濃度及び生殖腺の組織学的検査に有意な変化が認められなかった濃度 ¹⁾
48 ~ 160 µg/L	21日間曝露後、雄メダカ(<i>O. latipes</i>)の肝臓中ビテロジェニン濃度の増加が認められなかった濃度 ¹⁾

なお、内分泌攪乱作用に関する試験管内試験の報告は得られている。

5. まとめ

水質、底質、大気及び野生生物調査の一部で検出された。

なお、平成14年度の水質、底質及び野生生物調査、平成13年度の水質、底質及び野生生物調査、平成12年度の水質、底質及び野生生物調査、平成11年度の水質及び底質調査、平成10年度の水質、底質、土壌及び水生生物調査（魚類）の一部で検出された。

6 . 参考文献

- 1)環境省環境保健部(2002)魚類を用いた生態系への内分泌攪乱作用に関する試験結果について(案) 平成14年度 第1回内分泌攪乱化学物質問題検討会資料

47. 4-ニトロトルエン

国内生産量と輸入量の合計値およびその推移

推定使用量は2,500t(1989年)で前年推定量(2,500t)と比較して横這いであった²⁾。

環境中濃度に関する規制

環境中濃度に関する規制はない。

1. 環境実態調査結果

1.1. 平成15年度

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	環境実態調査	4/75	ND(<0.01) - 0.04 µg/L
底質調査	環境実態調査	18/24	ND(<1) - 24 µg/kg -dry
野生生物調査	環境実態調査(カワウ・筋肉)	0/20	ND(<1) µg/kg -wet
	環境実態調査(ハシブトガラス・筋肉)	0/10	ND(<2) µg/kg -wet
	環境実態調査(スナメリ・脂肪)	5/10	ND(<20) - 44 µg/kg -wet
	環境実態調査(ニホンザル・筋肉)	0/10	ND(<1) µg/kg -wet
	環境実態調査(タヌキ・筋肉)	0/10	ND(<1) µg/kg -wet

1.2. 平成14年度

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	環境実態調査	1/75	ND(<0.01) - 0.04 µg/L
底質調査	環境実態調査	0/24	ND(<1) µg/kg -dry
大気調査	環境実態調査	19/20	ND(<0.08) - 2.9ng/m ³
野生生物調査	環境実態調査(カワウ・筋肉)	0/10	ND(<1) µg/kg -wet
	環境実態調査(トビ・筋肉)	0/8	ND(<1) µg/kg -wet
	環境実態調査(ハシブトガラス・筋肉)	0/12	ND(<1) µg/kg -wet
	環境実態調査(スナメリ・脂肪)	0/10	ND(<50) µg/kg -wet
	環境実態調査(ニホンザル・筋肉)	0/10	ND(<1) µg/kg -wet
	環境実態調査(タヌキ・筋肉)	0/10	ND(<1) µg/kg -wet

1.3. 平成13年度

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	実態調査	1/171	ND(<0.01) - 0.02 µg/L
底質調査	実態調査	1/48	ND(<1) - 2 µg/kg -dry

1.4. 平成12年度

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	一般水域調査(冬季)	8/171	ND(<0.01) - 0.17 µg/L
底質調査	一般水域調査(冬季)	0/48	ND(<1) µg/kg -dry

1.5. 平成11年度

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	一般水域調査(冬季)	8/170	ND(<0.01) - 0.63 µg/L
	建設省実態調査(夏期)	0/12	ND(<0.01) µg/L
	建設省実態調査(秋期)	1/12	ND(<0.01) - 0.01 µg/L
底質調査	一般水域調査(冬季)	1/48	ND(<1) - 4 µg/kg -dry
	建設省実態調査(夏期)	0/11	ND(<1) µg/kg -dry
	建設省実態調査(秋期)	1/11	ND(<1) - 3.5 µg/kg -dry

1.6. 平成10年度

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	一般水域調査(夏季)	2/130	ND(<0.01)-0.09 µg/L
	建設省実態調査(前期)	0/5	ND(<0.01) µg/L
	一般水域・重点水域調査(秋季)	3/275	ND(<0.01)-0.21 µg/L
	建設省実態調査(後期)	0/5	ND(<0.01) µg/L
底質調査	一般水域調査(秋季)	0/152	ND(<1) µg/kg -dry
	建設省実態調査(後期)	0/5	ND(<1) µg/kg -dry
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	7/94	ND(<1)-2 µg/kg -dry
水生生物調査 (魚類)	一般水域調査(秋季)	1/141	ND(<1)-5 µg/kg -wet

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	2/127	ND(<0.03-0.4)-0.21 µg/L
底質調査	3/116	ND(<2-15)-38 µg/kg -dry
大気調査	1/73	ND(2-20)-9ng/m ³
水生生物調査(魚類)	1/116	ND(<3-7.5)-4.8 µg/kg -dry

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 . 内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果の報告(生体内試験、水中濃度)

作用濃度	作用内容
0.99 ~ 87.5 $\mu\text{g/L}$	60 日間曝露後、メダカ(<i>Oryzias latipes</i>)の孵化率、孵化日数、死亡率、全長、体重、肝臓中ビテロジェニン濃度及び生殖腺の組織学的検査に有意な変化が認められなかった濃度 ¹⁾
19.5 ~ 1,920 $\mu\text{g/L}$	21 日間曝露後、雄メダカ(<i>O. latipes</i>)の肝臓中ビテロジェニン濃度の増加が認められなかった濃度 ¹⁾

5 . まとめ

水質、底質及び野生生物調査の一部で検出された。

なお、平成 14 年度の水質及び大気調査、平成 13 年度の水質及び底質調査、平成 12 年度の水質調査、平成 11 年度の水質及び底質調査、平成 10 年度の水質、土壌及び水生生物調査(魚類)の一部で検出された。

6 . 参考文献

- 1) 環境省環境保健部(2003)魚類を用いた生態系への内分泌攪乱作用に関する試験結果について(案)、平成15年度 第1回内分泌攪乱化学物質問題検討会資料
- 2) 化学工業日報社(2004)14504の化学商品(バックナンバ - を含む)

48. オクタクロロステレン

国内生産量と輸入量の合計値およびその推移

有機塩素系化合物の副生物

使用量およびその傾向は得られなかった。

環境中濃度に関する規制

環境中濃度に関する規制はない。

1. 環境実態調査結果

1.1. 平成15年度

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
野生生物調査	環境実態調査(カワウ・筋肉)	20/20	0.13 - 0.97 $\mu\text{g}/\text{kg}$ -wet
	環境実態調査(ハシブトガラス・筋肉)	10/10	0.02 - 0.08 $\mu\text{g}/\text{kg}$ -wet
	環境実態調査(スナメリ・脂肪)	10/10	0.46 - 4.5 $\mu\text{g}/\text{kg}$ -wet
	環境実態調査(ニホンザル・筋肉)	7/10	ND(<0.002) - 0.0042 $\mu\text{g}/\text{kg}$ -wet
	環境実態調査(タヌキ・筋肉)	10/10	0.006 - 0.029 $\mu\text{g}/\text{kg}$ -wet

1.2. 平成14年度

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
大気調査	環境実態調査	0/20	ND(<0.002) ng/m^3
野生生物調査	環境実態調査(カワウ・筋肉)	10/10	0.11 - 6.3 $\mu\text{g}/\text{kg}$ -wet
	環境実態調査(トビ・筋肉)	8/8	0.014 - 0.092 $\mu\text{g}/\text{kg}$ -wet
	環境実態調査(ハシブトガラス・筋肉)	12/12	0.0091 - 0.057 $\mu\text{g}/\text{kg}$ -wet
	環境実態調査(スナメリ・脂肪)	10/10	0.3 - 7.5 $\mu\text{g}/\text{kg}$ -wet
	環境実態調査(ニホンザル・筋肉)	1/10	ND(<0.002) - 0.0022 $\mu\text{g}/\text{kg}$ -wet
	環境実態調査(タヌキ・筋肉)	10/10	0.0022 - 0.029 $\mu\text{g}/\text{kg}$ -wet

1.3. 平成13年度

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	実態調査	0/171	ND(<0.01) $\mu\text{g}/\text{L}$
底質調査	実態調査	0/48	ND(<2) $\mu\text{g}/\text{kg}$ -dry

1.4. 平成12年度

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	一般水域調査(冬季)	0/171	ND(<0.01) $\mu\text{g}/\text{L}$
底質調査	一般水域調査(冬季)	0/48	ND(<2) $\mu\text{g}/\text{kg}$ -dry

1.5. 平成11年度

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	一般水域調査（冬季）	0/170	ND(<0.01) μg/L
	建設省実態調査（夏期）	0/12	ND(<0.03) μg/L
	建設省実態調査（秋期）	0/12	ND(<0.03) μg/L
底質調査	一般水域調査（冬季）	0/48	ND(<2) μg/kg -dry
	建設省実態調査（夏期）	0/11	ND(<1) μg/kg -dry
	建設省実態調査（秋期）	0/11	ND(<1) μg/kg -dry

1.6. 平成10年度

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	一般水域調査（夏季）	0/130	ND(<0.01) μg/L
	建設省実態調査（前期）	0/5	ND(<0.03) μg/L
	一般水域・重点水域調査（秋季）	0/275	ND(<0.01) μg/L
	建設省実態調査（後期）	0/5	ND(<0.03) μg/L
底質調査	一般水域調査（秋季）	0/152	ND(<2) μg/kg -dry
	建設省実態調査（後期）	0/5	ND(<1) μg/kg -dry
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<10) μg/kg -dry
水生生物調査 （魚類）	一般水域調査（秋季）	2/141	ND(<2)–12 μg/kg -wet

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

調査区分	調査場所	検出濃度範囲
水質調査	五大湖	0.0047ng/L 0.0047ng/L は、1986年オンタリオ湖での測定値 ¹⁾
底質調査	五大湖	ND(不明)–15 μg/kg -dry 15 μg/kg は、1982年オンタリオ湖での測定値 ²⁾
魚類調査	五大湖	5.5–263 μg/kg -wet 263 μg/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 ³⁾
	北海	150 μg/kg -wet 150 μg/kg は、Elbe estuary 採集されたカレイ類 (<i>Platichthys flesus</i>) での測定値 ⁴⁾

4 . 内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果の報告(生体内試験、水中濃度)

作用濃度	作用内容
0.0519 ~ 5.31 $\mu\text{g/L}$	60 日間曝露後、メダカ(<i>Oryzias latipes</i>)の孵化率、孵化日数、死亡率、全長、体重、生殖腺の組織学的検査及び生殖腺指数に有意な変化が認められなかった濃度 ⁵⁾
0.24 ~ 6.6 $\mu\text{g/L}$	21 日間曝露後、雄メダカ(<i>O. latipes</i>)の肝臓中ビテロジェニン濃度の増加が認められなかった濃度 ⁵⁾

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

野生生物調査の一部で検出された。

なお、平成 14 年度の野生生物調査及び平成 10 年度の水生生物調査(魚類)の一部で検出された。

6 . 参考文献

- 1) Oliver, B. G and A. J. Niimi(1988) Trophodynamic of analysis of polychlorinated biphenyl congeners and other chlorinated hydrocarbons in the Lake Ontario ecosystem. Environ. Sci. Technol., Vol.22, 388-397.
- 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) 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.
- 4) 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) 環境省環境保健部(2002) 魚類を用いた生態系への内分泌攪乱作用に関する試験結果について(案) 平成 14 年度 第 1 回内分泌攪乱化学物質問題検討会資料

49．アルディカーブ（アルジカルブ）

使用量およびその推移

農薬としては未登録

使用量に関する報告は得られなかった。

環境中濃度に関する規制

環境中濃度に関する規制はない。

1． 環境実態調査結果

国内の登録実績がなく農薬以外の用途がないことから調査対象から除外した。

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． 内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果の報告（生体内試験、水中濃度）

内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果の報告（生体内試験、水中濃度）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

今回の検討からは除外した。

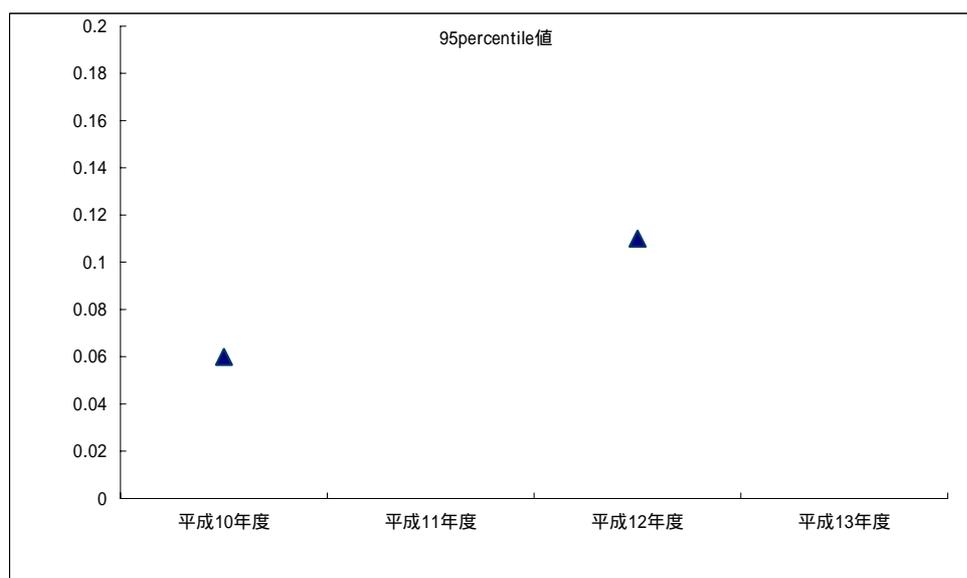
50. ベノミル

使用量およびその推移

使用量は原体 35t(2002 年、平成 14 年)で前年(原体 256t 及び製剤 664t)と比較して減少した¹⁾。
製剤の成分含有率が不明であるため、比較はできなかった。

環境中濃度に関する規制

環境中濃度に関する規制はない。



SPEED'98	物質名	年度	平成10年度	平成11年度	平成12年度	平成13年度
50	カルベンダシム(ベンミル代謝物)	95percentile値(ug/L)	0.06		0.11	
		最大値(ug/L)	0.76		0.24	
		検出限界値(ug/L)	0.05-0.1		0.02	
		検出数	42		54	
		検体数	747		100	

図 水質調査結果

1. 環境実態調査結果

ペノミルは環境中で速やかにカルベンダジムに分解される。また、化学的に類似した構造を持つ化学物質は代謝物としてカルベンダジムを生成する。今回の調査ではカルベンダジムで定量しており、これらの類似化合物に由来するカルベンダジムとの含量として測定された。

1.1. 平成12年度

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	農薬の環境動態調査	54/100	ND(<0.02) - 0.24 µg/L
底質調査	農薬の環境動態調査	33/60	ND(<1) - 18 µg/kg -dry
水生生物調査(魚類)	農薬の環境動態調査	0/16	ND(<1) µg/kg -wet

1.2. 平成10年度

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)	16/249	ND(<0.07)-0.3 µg/L
	農薬等の環境残留実態調査(第二回)	9/249	ND(<0.07)-0.76 µg/L
	農薬等の環境残留実態調査(第三回)	17/249	ND(<0.05)-0.48 µg/L
底質調査	農薬等の環境残留実態調査	8/94	ND(<3)-12 µg/kg -dry
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	6/94	ND(<1)-15 µg/kg -wet

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. 内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果の報告(生体内試験、水中濃度)

内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果の報告(生体内試験、水中濃度)は得られなかった。

5. まとめ

今回の検討からは除外した。

6. 参考文献

- 1) 社) 日本植物防疫協会(2003)農薬要覧-2003-(バックナンバー - を含む)

51．キーボン（クロルデコン、ケボン）

使用量およびその推移

農薬としては未登録

使用量に関する報告は得られなかった。

環境中濃度に関する規制

環境中濃度に関する規制はない。

1． 環境実態調査結果

国内の登録実績がなく農薬以外の用途がないことから調査対象から除外した。

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． 内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果の報告（生体内試験、水中濃度）

作用濃度	作用内容
1 μg/kg -wet*	26日間曝露後、メダカ(<i>Oryzias latipes</i>)で産卵遅延が認められた濃度 ¹⁾

*この作用濃度は信頼性が低かった。

なお、内分泌攪乱作用に関する試験管内試験の報告も得られている。

5． まとめ

今回の検討からは除外した。

6． 参考文献

- 1)Murty, A. S.(1986)Toxicity of pesticides to fish. Vol. , .Boca Raton, FL:CRC Press Inc., Vol. ,82p

52. マンゼブ(マンコゼブ)

使用量およびその推移

使用量は原体 3,967t 及び製剤 3,236t(2002 年、平成 14 年)で前年(原体 2,941t)と比較して増加した¹⁾。製剤の成分含有率が不明であるため、比較はできなかった。

環境中濃度に関する規制

環境中濃度に関する規制はない。

1. 環境実態調査結果

マンゼブ、マンネブ及びジネブについては、エチレンビスジチオカルバミン酸ナトリウムにした後、誘導体化して測定している関係上、その含量で測定された。また、同じナトリウム塩を生じる他の化学物質由来のものを検出している可能性がある。

1.1. 平成12年度

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	農薬の環境動態調査	1/50	ND(<0.1) - 0.1 µg/L
底質調査	農薬の環境動態調査	10/30	ND(<5) - 18 µg/kg -dry
水生生物調査(魚類)	農薬の環境動態調査	0/8	ND(<5) µg/kg -wet

1.2. 平成10年度

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(<0.2) µg/L
	農薬等の環境残留実態調査(第二回)	0/249	ND(<0.2) µg/L
	農薬等の環境残留実態調査(第三回)	0/249	ND(<0.2) µg/L
底質調査	農薬等の環境残留実態調査	9/94	ND(<10)-100 µg/kg -dry
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	2/94	ND(<10)-135 µg/kg -dry

2. 国内の過去の測定値

国内過去の測定値についてもマンゼブ、マンネブ及びジネブについては、同様の取扱となっている。

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	化学物質と環境	0/15	ND(<0.043) µg/L

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 . 内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果の報告（生体内試験、水中濃度）

内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果の報告（生体内試験、水中濃度）は得られなかった。

5 . まとめ

今回の検討からは除外した。

6 . 参考文献

- 1) 社) 日本植物防疫協会(2003)農薬要覧-2003-(バックナンバ - を含む)

53. マンネブ

使用量およびその推移

使用量は原体 547t 及び製剤 72t(2002 年、平成 14 年)で前年は原体 567t であった¹⁾。製剤の成分含有率が不明であるため、比較はできなかった。

環境中濃度に関する規制

環境中濃度に関する規制はない。

1. 環境実態調査結果

マンゼブ、マンネブ及びジネブについては、エチレンビスジチオカルバミン酸ナトリウムにした後、誘導體化して測定している関係上、その含量で測定された。また、同じナトリウム塩を生じる他の化学物質由来のものを検出している可能性がある。

1.1. 平成 12 年度

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	農薬の環境動態調査	1/50	ND(<0.1) - 0.1 μg/L
底質調査	農薬の環境動態調査	10/30	ND(<5) - 18 μg/kg -dry
水生生物調査(魚類)	農薬の環境動態調査	0/8	ND(<5) μg/kg -wet

注) マンゼブ、マンネブ、ジネブの含量

1.2. 平成 10 年度

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(<0.2) μg/L
	農薬等の環境残留実態調査(第二回)	0/249	ND(<0.2) μg/L
	農薬等の環境残留実態調査(第三回)	0/249	ND(<0.2) μg/L
底質調査	農薬等の環境残留実態調査	9/94	ND(<10)-100 μg/kg -dry
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	2/94	ND(<10)-135 μg/kg -dry

2 . 国内の過去の測定値

国内の過去の測定値についてもマンゼブ、マンネブ及びジネブについては、同様の取扱となっている。

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	化学物質と環境	0/15	ND(<0.043) µg/L

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 . 内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果の報告（生体内試験、水中濃度）

内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果の報告（生体内試験、水中濃度）は得られなかった。

5 . まとめ

今回の検討からは除外した。

6 . 参考文献

- 1) 社) 日本植物防疫協会(2003)農薬要覧-2003-(バックナンバ - を含む)

54. メチラム

使用量およびその推移

農薬登録失効(1975年農薬法)

最後の原体使用量は3t(1973年)で前々年(1t)と比較して増加した¹⁾。

環境中濃度に関する規制

環境中濃度に関する規制はない。

1. 環境実態調査結果

水資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調査対象から除外した。

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. 内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果の報告(生体内試験、水中濃度)

内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果の報告(生体内試験、水中濃度)は得られなかった。

5. まとめ

今回の検討からは除外した。

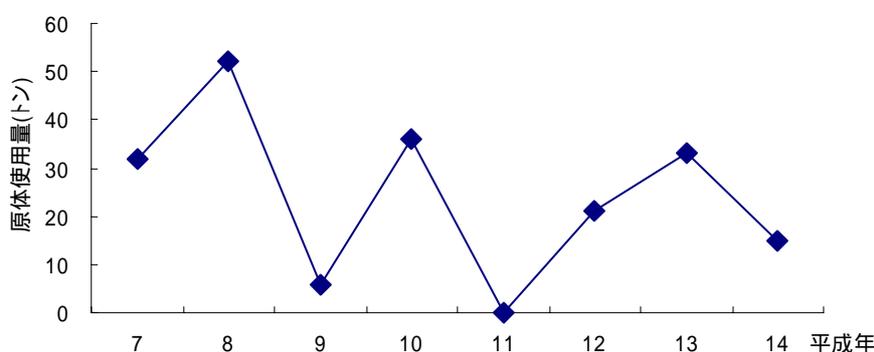
6. 参考文献

- 1) 社) 日本植物防疫協会(2003)農薬要覧-2003-(バックナンバーを含む)

55. メトリブジン

使用量およびその推移

原体使用量は 15t(2002 年、平成 14 年)で前年(33t)と比較して減少した¹⁾。



環境中濃度に関する規制

環境中濃度に関する規制はない。

1. 環境実態調査結果

1.1. 平成10年度

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) μg/L
	農薬等の環境残留実態調査(第二回)	0/249	ND(<0.05) μg/L
	農薬等の環境残留実態調査(第三回)	0/249	ND(<0.05) μg/L
底質調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<10) μg/kg -dry
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<1) μg/kg -dry
水生生物調査(魚類)	農薬等の環境残留実態調査	0/48	ND(<5) μg/kg -wet

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. 内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果の報告(生体内試験、水中濃度)

内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果の報告(生体内試験、水中濃度)は得られなかった。

5. まとめ

平成10年度の何れの調査においても測定値は検出限界値未満であった。

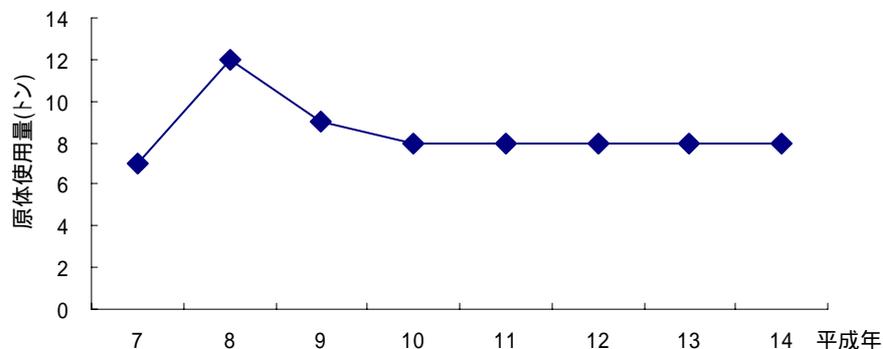
6. 参考文献

- 1) 社)日本植物防疫協会(2003)農薬要覧-2003-(バックナンバーを含む)

56. シペルメトリン

使用量およびその推移

原体使用量は 8t (2002 年、平成 14 年) で前年(8t)と比較して横這いであった²⁾。



環境中濃度に関する規制

環境中濃度に関する規制はない。

1. 環境実態調査結果

1.1. 平成10年度

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) μg/L
	農薬等の環境残留実態調査 (第二回)	0/249	ND(<0.05) μg/L
	農薬等の環境残留実態調査 (第三回)	0/249	ND(<0.05) μg/L
底質調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<10) μg/kg-dry
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<2) μg/kg-dry
水生生物調査 (魚類)	農薬等の環境残留実態調査	0/48	ND(<8) μg/kg-wet

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 . 内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果の報告（生体内試験、水中濃度）

作用濃度	作用内容
<0.004 µg/L	5日間曝露した性成熟アトランティックサーモン (<i>Salmo salar</i>) 雄で血漿中エストラジオール濃度、テストステロン濃度、ケトテストステロン濃度、精巢相対重量の低値、胆液中遊離型テストステロン濃度及び胆液中結合型テストステロン濃度の高値、対プライミングフェロモン (PGF ₂ あるいは L-serine) EOG (electro-olfactogram) 応答の低値が認められた濃度 ¹⁾ 30秒間曝露したアトランティックサーモン (<i>S. salar</i>) の未受精卵及び精子の受精後孵化率の低値が認められた濃度 ¹⁾
0.015 µg/L	5日間曝露した性成熟アトランティックサーモン (<i>S. salar</i>) 雄で胆液中遊離型エストラジオール濃度の高値が認められた濃度 ¹⁾

5 . まとめ

平成10年度の何れの調査においても測定値は検出限界値未満であった。

6 . 参考文献

- 1) Moore, A. and C. P. Waring(2001)The effects of a synthetic pyrethroid pesticide on some aspects of reproduction in Atlantic salmon(*Salmo salar* L.). Aquatic Toxicology, 52, 1-12.
- 2) 社) 日本植物防疫協会(2003)農薬要覧-2003-(バックナンバ - を含む)

57. エスフェンバレレート

使用量およびその推移

使用量に関する報告は得られなかった。

環境中濃度に関する規制

環境中濃度に関する規制はない。

1. 環境実態調査結果^{注)}

1.1. 平成10年度

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) μg/L
	農薬等の環境残留実態調査(第二回)	0/249	ND(<0.05) μg/L
	農薬等の環境残留実態調査(第三回)	0/249	ND(<0.05) μg/L
底質調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<10) μg/kg -dry
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<2) μg/kg -dry
水生生物調査 (魚類)	農薬等の環境残留実態調査	0/48	ND(<10) μg/kg -wet

注)58.フェンバレレートに含まれるため参考としてフェンバレレートの測定結果を示した。

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. 内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果の報告(生体内試験、水中濃度)

作用濃度	作用内容
1 μg/L *	79日間曝露後、成熟したブルーギル(<i>Lepomis macrochirus</i>)で産卵遅延が認められた濃度 ¹⁾

*この作用濃度は信頼性がやや低かった。

5. まとめ

平成10年度の何れの調査においても測定値は検出限界値未満であった。

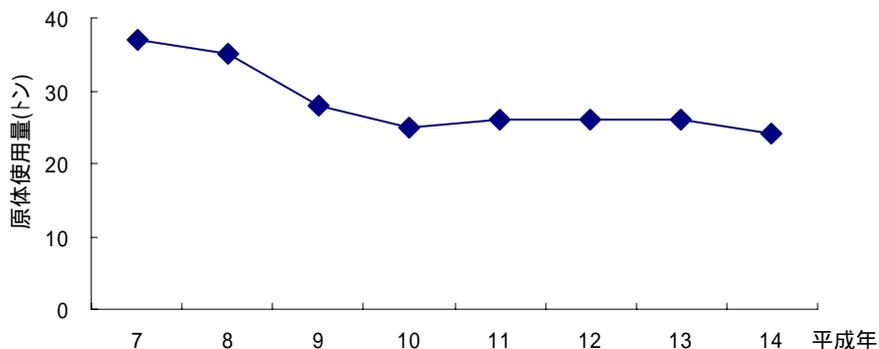
6. 参考文献

- 1)Tanner, D. K and M. L. Knuth(1996)Effects of esfenvalerate on the reproductive success of the bluegill sunfish, *Lepomis macrochirus* in littoral enclosures. Arch. Environ.Contam.Toxicol.,Vol.31,No.2,244-251

58. フェンバレレート

使用量およびその推移

原体使用量は26t(2002年、平成14年)で前年(24t)と比較して減少した²⁾。



環境中濃度に関する規制

環境中濃度に関する規制はない。

1. 環境実態調査結果^{注)}

1.1. 平成10年度

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) μg/L
	農薬等の環境残留実態調査 (第二回)	0/249	ND(<0.05) μg/L
	農薬等の環境残留実態調査 (第三回)	0/249	ND(<0.05) μg/L
底質調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<10) μg/kg -dry
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<2) μg/kg -dry
水生生物調査 (魚類)	農薬等の環境残留実態調査	0/48	ND(<10) μg/kg -wet

注) 57. エスフェンバレレートを含む

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. 内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果の報告 (生体内試験、底質中濃度)

作用濃度	作用内容
150 μg/kg -wet [*]	21日間の曝露期間中のケンミジンコ類(<i>Amphiascus tenuiremis</i>)の成熟雌数が増加した濃度 ¹⁾

^{*} この作用濃度は信頼性が低かった。

なお、内分泌攪乱作用に関する試験管内試験の報告も得られている。

5 . まとめ

平成 10 年度の何れの調査においても測定値は検出限界未満であった。

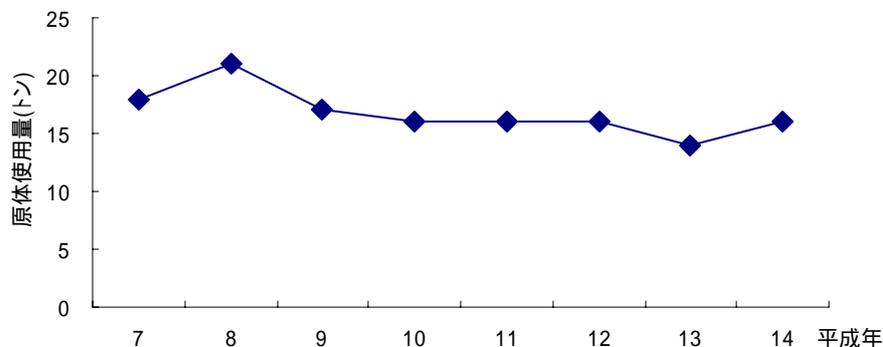
6 . 参考文献

- 1) Strawbridge, S., B. C. Coull and G. T. Chandler(1992)Reproductive output of a meiobenthic copepod exposed to sediment-associated fenvalerate. Arch. Environ.Contam.Toxicol.,Vol.23,No.3,295-300.
- 2) 社)日本植物防疫協会(2003)農薬要覧-2003-(バックナンバ - を含む)

59. ペルメトリン

使用量およびその推移

原体使用量は16t(2002年、平成14年)で前年(14t)と比較して増加した²⁾。



環境中濃度に関する規制

環境中濃度に関する規制はない。

1. 環境実態調査結果

1.1. 平成12年度

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	農薬の環境動態調査	0/25	ND(<0.01) μg/L
底質調査	農薬の環境動態調査	1/15	ND(<1) - 3 μg/kg -dry
水生生物調査(魚類)	農薬の環境動態調査	1/4	ND(<1) - 6 μg/kg -wet

1.2. 平成10年度

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) μg/L
	農薬等の環境残留実態調査(第二回)	0/249	ND(<0.05) μg/L
	農薬等の環境残留実態調査(第三回)	0/249	ND(<0.05) μg/L
底質調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<20) μg/kg -dry
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	1/94	ND(<2)-9 μg/kg -dry
水生生物調査(魚類)	農薬等の環境残留実態調査	2/48	ND(<8)-9 μg/kg -wet

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。

60. ビンクロゾリン

使用量およびその推移

農薬登録失効(1998年農薬法)

最後の使用量は原体 39t 及び製剤 72t(1995年)で前年(原体 57t 及び製剤 72t)と比較して減少した³⁾。

環境中濃度に関する規制

環境中濃度に関する規制はない。

1. 環境実態調査結果

1.1. 平成10年度

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) $\mu\text{g/L}$
底質調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<20) $\mu\text{g/kg-dry}$
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<1) $\mu\text{g/kg-dry}$
水生生物調査 (魚類)	農薬等の環境残留実態調査	0/48	ND(<10) $\mu\text{g/kg-wet}$

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. 内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果の報告(生体内試験、水中濃度)

作用濃度	作用内容
0.03 $\mu\text{g/L}$	4ヶ月間曝露した幼若(3月齢)淡水産巻貝 (<i>Marisa cornuarietis</i>)雄で陰莖長及び陰莖鞘長の低値が認められた濃度 ¹⁾ 3ヶ月間曝露した成熟ヨーロッパチヂミボラ (<i>Nucella lapillus</i>)雄で陰莖長、陰莖鞘長及び輸精管中成熟精子数の低値が認められた濃度 ¹⁾
700 $\mu\text{g/L}$	21日間の曝露後、雄ファットヘッドミノー (<i>Pimephales promelas</i>)の血清中の17-エストラジオール濃度が増加し、雌ファットヘッドミノーの生殖巣の顕著な退縮及び卵細胞の成熟の遅延が認められた濃度 ²⁾

5. まとめ

平成10年度の何れの調査においても測定値は検出限界値未満であった。

6. 参考文献

- 1) Tillmann, M., U. Schulte-Oehlmann, M. Duft, B. Markert and J. Oehlmann(2001)
Effects of endocrine disruptors on prosobranch snails(Mollusca: Gastropoda) in

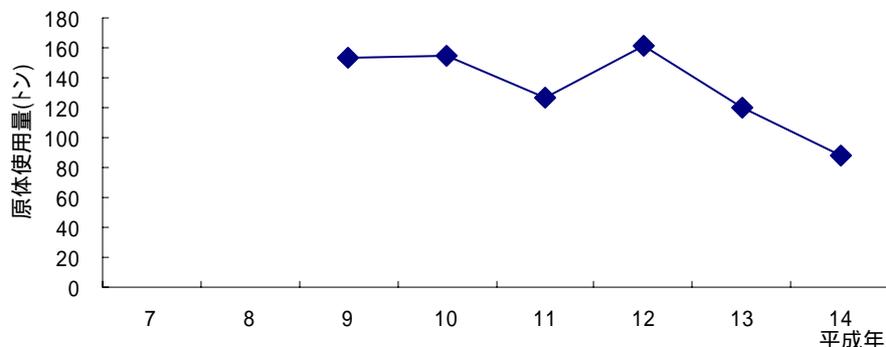
the laboratory. Part : Cyproterone acetate and vinclozolin as antiandrogens. *Ecotoxicology*, 10, 373-388.

- 2) Makynen, E. A., M. D. Kahl, K. M. Jensen, J. E. Tietge, K. L. Wells, G. van der Kraak and G. T. Ankley(2000)Effects of the mammalian antiandrogen vinclozolin on development and reproduction on the fathead minnow(*Pimephales promelas*). *Aquatic Toxicology*, Vol.48,461-475.
- 3) 社) 日本植物防疫協会(2003)農薬要覧-2003-(バックナンバ - を含む)

61. ジネブ

使用量およびその推移

原体使用量は88t(2002年、平成14年)で前年(120t)と比較して減少した¹⁾。



環境中濃度に関する規制

環境中濃度に関する規制はない。

1. 環境実態調査結果

マンゼブ、マンネブ及びジネブについては、エチレンビスジチオカルバミン酸ナトリウムにした後、誘導体化して測定している関係上、その含量で測定された。また、同じナトリウム塩を生じる他の化学物質由来のものを検出している可能性がある。

1. 1. 平成12年度

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	農薬の環境動態調査	1/50	ND(<0.1) - 0.1 μg/L
底質調査	農薬の環境動態調査	10/30	ND(<5) - 18 μg/kg -dry
水生生物調査(魚類)	農薬の環境動態調査	0/8	ND(<5) μg/kg -wet

1. 2. 平成10年度

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(<0.2) μg/L
	農薬等の環境残留実態調査(第二回)	0/249	ND(<0.2) μg/L
	農薬等の環境残留実態調査(第三回)	0/249	ND(<0.2) μg/L
底質調査	農薬等の環境残留実態調査	9/94	ND(<10)-100 μg/kg -dry
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	2/94	ND(<10)-135 μg/kg -dry

2. 国内の過去の測定値

国内過去の測定値についてもマンゼブ、マンネブ及びジネブについては、同様の取扱となっている。

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	化学物質と環境	0/15	ND(<0.043) µg/L

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. 内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果の報告（生体内試験、水中濃度）

内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果の報告（生体内試験、水中濃度）は得られなかった。

5. まとめ

今回の検討からは除外した。

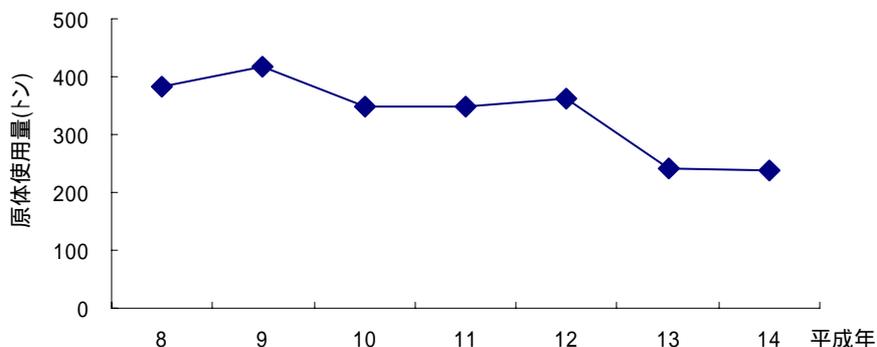
6. 参考文献

- 1) 社) 日本植物防疫協会(2003)農薬要覧-2003-(バックナンバー - を含む)

62. ジラム

使用量およびその推移

原体使用量は 238t(2002 年、平成 14 年)で前年(240t)と比較して減少した¹⁾。



環境中濃度に関する規制

環境中濃度に関する規制はない。

1. 環境実態調査結果

ジラムについては、ジメチルジチオカルバミン酸ナトリウムにした後、誘導体化して測定している関係上、同じナトリウム塩を生じる他の化学物質由来のものを検出している可能性がある。

1.1. 平成12年度

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	農薬の環境実態調査	1/25	ND(<0.1) - 0.2 μg/L
底質調査	農薬の環境実態調査	10/15	ND(<5) - 30 μg/kg -dry
水生生物調査(魚類)	農薬の環境実態調査	0/4	ND(<5) μg/kg -wet

1.2. 平成10年度

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(<0.2) μg/L
	農薬等の環境残留実態調査(第二回)	0/249	ND(<0.2) μg/L
	農薬等の環境残留実態調査(第三回)	0/249	ND(<0.2) μg/L
底質調査	農薬等の環境残留実態調査	2/94	ND(<10) - 50 μg/kg -dry
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<10) μg/kg -dry

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 . 内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果の報告（生体内試験、水中濃度）

内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果の報告（生体内試験、水中濃度）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

今回の検討からは除外した。

6 . 参考文献

1) 社）日本植物防疫協会(2003)農薬要覧-2003-(バックナンバー - を含む)

63. フタル酸ジペンチル

国内生産量と輸入量の合計値およびその推移

使用量に関する報告は得られなかった。

環境中濃度に関する規制

環境中濃度に関する規制はない。

1. 環境実態調査結果

1.1. 平成15年度

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
大気調査	環境実態調査	0/20	ND(<0.2)ng/ m ³
野生生物調査	環境実態調査(カワウ・筋肉)	0/20	ND(<0.7) μg/kg -wet
	環境実態調査(ハシブトガラス・筋肉)	0/10	ND(<1-2) μg/kg -wet
	環境実態調査(ニホンザル・筋肉)	0/10	ND(<0.7) μg/kg -wet
	環境実態調査(タヌキ・筋肉)	0/10	ND(<0.7) μg/kg -wet

1.2. 平成14年度

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
野生生物調査	環境実態調査(カワウ・筋肉)	0/10	ND(<2) μg/kg -wet
	環境実態調査(トビ・筋肉)	0/8	ND(<2) μg/kg -wet
	環境実態調査(ハシブトガラス・筋肉)	0/12	ND(<2-3) μg/kg -wet
	環境実態調査(ニホンザル・筋肉)	0/10	ND(<2) μg/kg -wet
	環境実態調査(タヌキ・筋肉)	0/10	ND(<2) μg/kg -wet

1.3. 平成13年度

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	実態調査	0/171	ND(<0.1) μg/L
底質調査	実態調査	0/48	ND(<10) μg/kg -dry

1.4. 平成12年度

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	一般水域調査(冬季)	0/170	ND(<0.1) μg/L
底質調査	一般水域調査(冬季)	0/48	ND(<10) μg/kg -dry

1.5. 平成11年度

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	一般水域調査（冬季）	0/170	ND(<0.1) μg/L
	建設省実態調査（夏期）	0/12	ND(<0.2) μg/L
	建設省実態調査（秋期）	0/12	ND(<0.2) μg/L
底質調査	一般水域調査（冬季）	0/48	ND(<10) μg/kg -dry
	建設省実態調査（夏期）	0/11	ND(<10) μg/kg -dry
	建設省実態調査（秋期）	0/11	ND(<10) μg/kg -dry
大気調査	大気環境分析調査	0/20	ND(<0.41)ng/m ³

1.6. 平成10年度

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	一般水域調査（夏季）	0/130	ND(<0.1) μg/L
	建設省実態調査（前期）	0/5	ND(<0.2) μg/L
	一般水域・重点水域調査（秋季）	0/275	ND(<0.1) μg/L
	建設省実態調査（後期）	0/5	ND(<0.2) μg/L
底質調査	一般水域調査（秋季）	1/152	ND(<10)–16 μg/kg -dry
	建設省実態調査（後期）	0/5	ND(<10) μg/kg -dry
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<10) μg/kg -dry
大気調査	大気環境分析調査	11/178	ND(<0.16)–1.5ng/m ³
水生生物調査（魚類）	一般水域調査（秋季）	0/141	ND(<10) μg/kg -wet

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

海外の汚染海域での測定値は得られなかった。

4. 内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果の報告(生体内試験、水中濃度)

作用濃度	作用内容
0.814 ~ 80.6 μg/L	60日間曝露後、メダカ(<i>Oryzias latipes</i>)の孵化率、孵化日数、死亡率、肝臓中ピテロジェニン濃度、生殖腺の組織学的検査、生殖腺指数及び肝指数に有意な変化が認められなかった濃度 ¹⁾
4.78 ~ 583 μg/L	21日間曝露後、雄メダカ(<i>O. latipes</i>)の肝臓中ピテロジェニン濃度の増加が認められなかった濃度 ¹⁾

5 . まとめ

何れの調査においても測定値は検出限界値未満であった。なお、平成 10 年度の底質及び大気調査の一部で検出された。

6 . 参考文献

- 1)環境省環境保健部(2003)魚類を用いた生態系への内分泌攪乱作用に関する試験結果について(案) 平成15年度 第1回内分泌攪乱化学物質問題検討会資料

64. フタル酸ジヘキシル

国内生産量と輸入量の合計値およびその推移

使用量に関する報告は得られなかった。

環境中濃度に関する規制

環境中濃度に関する規制はない。

1. 環境実態調査結果

1.1. 平成15年度

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
大気調査	環境実態調査	0/20	ND(<10)ng/ m ³
野生生物調査	環境実態調査(カワウ・筋肉)	0/20	ND(<1) μg/kg -wet
	環境実態調査(ハシブトガラス・筋肉)	0/10	ND(<2) μg/kg -wet
	環境実態調査(ニホンザル・筋肉)	0/10	ND(<1) μg/kg -wet
	環境実態調査(タヌキ・筋肉)	0/10	ND(<1) μg/kg -wet

1.2. 平成14年度

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
野生生物調査	環境実態調査(カワウ・筋肉)	0/10	ND(<2) μg/kg -wet
	環境実態調査(トビ・筋肉)	0/8	ND(<2) μg/kg -wet
	環境実態調査(ハシブトガラス・筋肉)	0/12	ND(<2-3) μg/kg -wet
	環境実態調査(ニホンザル・筋肉)	0/10	ND(<2) μg/kg -wet
	環境実態調査(タヌキ・筋肉)	0/10	ND(<2) μg/kg -wet

1.3. 平成13年度

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	実態調査	0/171	ND(<0.1) μg/L
底質調査	実態調査	0/48	ND(<10) μg/kg -dry

1.4. 平成12年度

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	一般水域調査(冬季)	0/170	ND(<0.1) μg/L
底質調査	一般水域調査(冬季)	0/48	ND(<10) μg/kg -dry

1.5. 平成11年度

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	一般水域調査（冬季）	0/170	ND(<0.1) μg/L
	建設省実態調査（夏期）	0/12	ND(<0.2) μg/L
	建設省実態調査（秋期）	0/12	ND(<0.2) μg/L
底質調査	一般水域調査（冬季）	1/48	ND(<10) - 11 μg/kg -dry
	建設省実態調査（夏期）	0/11	ND(<10) μg/kg -dry
	建設省実態調査（秋期）	0/11	ND(<10) μg/kg -dry
大気調査	大気環境分析調査	0/20	ND(<16)ng/m ³

1.6. 平成10年度

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	一般水域調査（夏季）	0/130	ND(<0.1) μg/L
	建設省実態調査（前期）	0/5	ND(<0.2) μg/L
	一般水域・重点水域調査（秋季）	0/275	ND(<0.1) μg/L
	建設省実態調査（後期）	0/5	ND(<0.2) μg/L
底質調査	一般水域調査（秋季）	1/152	ND(<10)-17 μg/kg -dry
	建設省実態調査（後期）	0/5	ND(<10) μg/kg -dry
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<10) μg/kg -dry
大気調査	大気環境分析調査	0/178	ND(<9.6)ng/m ³
水生生物調査（魚類）	一般水域調査（秋季）	0/141	ND(<10) μg/kg -wet

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

海外の汚染海域での測定値は得られなかった。

4. 内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果の報告(生体内試験、水中濃度)

作用濃度	作用内容
0.693 ~ 71.5 μg/L	60日間曝露後、メダカ(<i>Oryzias latipes</i>)の孵化率、孵化日数、死亡率、全長、体重、肝臓中ピテロジェニン濃度、生殖腺の組織学的検査、生殖腺指数及び肝指数に有意な変化が認められなかった濃度 ¹⁾
1.5 ~ 143 μg/L	21日間曝露後、雄メダカ(<i>O. latipes</i>)の肝臓中ピテロジェニン濃度の増加が認められなかった濃度 ¹⁾

5 . まとめ

何れの調査においても測定値は検出限界値未満であった。なお、平成 11 年度及び平成 10 年度の底質調査の一部で検出された。

6 . 参考文献

- 1)環境省環境保健部(2003)魚類を用いた生態系への内分泌攪乱作用に関する試験結果について(案) 平成15年度 第1回内分泌攪乱化学物質問題検討会資料

65．フタル酸ジプロピル

国内生産量と輸入量の合計値およびその推移

使用量に関する報告は得られなかった。

環境中濃度に関する規制

環境中濃度に関する規制はない。

1． 環境実態調査結果

1.1． 平成15年度

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
大気調査	環境実態調査	0/20	ND(<0.2)ng/ m ³
野生生物調査	環境実態調査(カワウ・筋肉)	0/20	ND(<0.7) μg/kg -wet
	環境実態調査(ハシブトガラス・筋肉)	0/10	ND(<1-2) μg/kg -wet
	環境実態調査(ニホンザル・筋肉)	0/10	ND(<0.7) μg/kg -wet
	環境実態調査(タヌキ・筋肉)	0/10	ND(<0.7) μg/kg -wet

1.2． 平成14年度

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
野生生物調査	環境実態調査(カワウ・筋肉)	0/10	ND(<2) μg/kg -wet
	環境実態調査(トビ・筋肉)	0/8	ND(<2) μg/kg -wet
	環境実態調査(ハシブトガラス・筋肉)	0/12	ND(<2-3) μg/kg -wet
	環境実態調査(ニホンザル・筋肉)	0/10	ND(<2) μg/kg -wet
	環境実態調査(タヌキ・筋肉)	0/10	ND(<2) μg/kg -wet

1.3． 平成13年度

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	実態調査	0/171	ND(<0.1) μg/L
底質調査	実態調査	0/48	ND(<10) μg/kg -dry

1.4． 平成12年度

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	一般水域調査(冬季)	0/170	ND(<0.1) μg/L
底質調査	一般水域調査(冬季)	0/48	ND(<10) μg/kg -dry

1.5. 平成11年度

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	一般水域調査（冬季）	0/170	ND(<0.1) μg/L
	建設省実態調査（夏期）	0/12	ND(<0.2) μg/L
	建設省実態調査（秋期）	0/12	ND(<0.2) μg/L
底質調査	一般水域調査（冬季）	0/48	ND(<10) μg/kg -dry
	建設省実態調査（夏期）	0/11	ND(<10) μg/kg -dry
	建設省実態調査（秋期）	0/11	ND(<10) μg/kg -dry
大気調査	大気環境分析調査	0/20	ND(<0.19)ng/m ³

1.6. 平成10年度

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	一般水域調査（夏季）	0/130	ND(<0.1) μg/L
	建設省実態調査（前期）	0/5	ND(<0.2) μg/L
	一般水域・重点水域調査（秋季）	0/275	ND(<0.1) μg/L
	建設省実態調査（後期）	0/5	ND(<0.2) μg/L
底質調査	一般水域調査（秋季）	0/152	ND(<10) μg/kg -dry
	建設省実態調査（後期）	0/5	ND(<10) μg/kg -dry
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<10) μg/kg -dry
大気調査	大気環境分析調査	11/178	ND(<0.29)–2.0ng/m ³
水生生物調査（魚類）	一般水域調査（秋季）	0/141	ND(<10) μg/kg -wet

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

海外の汚染海域での測定値は得られなかった。

4. 内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果の報告(生体内試験、水中濃度)

作用濃度	作用内容
0.869 ~ 74.8 μg/L	60日間曝露後、メダカ(<i>Oryzias latipes</i>)の孵化率、死亡率、体重、肝臓中ビテロジェニン濃度、生殖腺の組織学的検査、生殖腺指数及び肝指数に有意な変化が認められなかった濃度 ¹⁾
12.7 ~ 1,690 μg/L	21日間曝露後、雄メダカ(<i>O. latipes</i>)の肝臓中ビテロジェニン濃度の増加が認められなかった濃度 ¹⁾

5 . まとめ

何れの調査においても測定値は検出限界値未満であった。なお、平成 10 年度の大気調査の一部で検出された。

6 . 参考文献

- 1)環境省環境保健部(2003)魚類を用いた生態系への内分泌攪乱作用に関する試験結果について(案) 平成15年度 第1回内分泌攪乱化学物質問題検討会資料