



定され、「今後4年以内に全国のダイオキシン類の排出総量を1997年に比べ約9割削減する」方針が打ち出された(ダイオキシン対策関係閣僚会議, 1999)。また、ダイオキシン類対策特別措置法が1999年7月に成立、2000年1月に施行され、排出ガスおよび排出水に関する規制等が行われている。

その結果、ダイオキシン類の総排出量は2007年には1997年から約96%減少した(環境省, 2008a)。これに伴い、排出量削減の効果が最も早く現れると考えられる大気中のダイオキシン類の濃度は急速に減少し、1997年から2007年の間に約92%減少した(環境省, 2008b)(図3.3)。その一方で、排出量削減の効果が現れるのが最も遅いと考えられる海洋生物中のダイオキシン類については、上述したとおり、一部の海域・生物種については減少傾向が認められたものの、全体としては明瞭な減少傾向を示していない。

東京湾における柱状堆積物(1993年に採取)の分析結果によると、ダイオキシン類濃度の推移は、ダイオキシン類対策特別措置法が施行された2000年以前の1970年頃をピークとして、その後減少している(図

3.4; 益永ら, 2001)。東京湾の調査結果では、1960年代~1970年代を中心として使用された農薬に不純物として含まれていたダイオキシン類の影響が大きいとする見解が報告されている(益永, 2004)。

ダイオキシン類は環境中で分解しにくく(難分解性)、食物連鎖を通して生物体内に濃縮される(高蓄積性)ため、過去に放出されたダイオキシン類の影響が現在でも継続しており、近年の主要な排出源である焼却施設に由来するダイオキシン類の排出量が減少しても、海洋生物体内の濃度は速やかには減少しない可能性がある。

(3) PCB

1) 海洋環境モニタリングの調査結果

海洋環境モニタリング調査のデータによれば、堆積物中のPCBは大都市圏を背後に抱える内湾・沿岸域で高く、沖合域で低いという傾向を示している(図3.5)。このことは、そのような海域においては、陸域からの負荷が沿岸域に集積しやすいことを示唆している。

海洋生物中のPCBについては、最近10年間にお

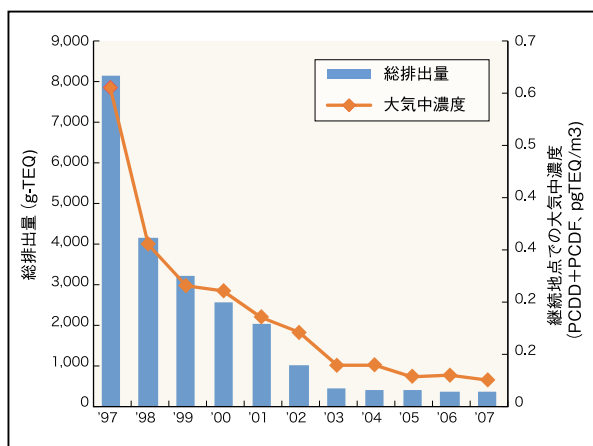


図 3.3 ダイオキシン類の排出総量と大気中濃度の推移 (環境省 2008a; 2008b より作成)

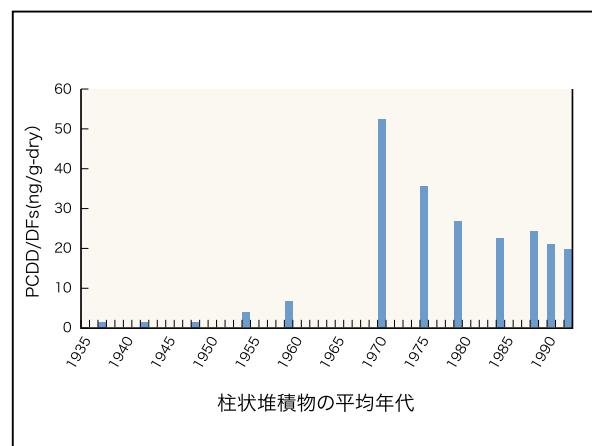


図 3.4 東京湾の柱状堆積物におけるダイオキシン類濃度の変遷 (益永ら, 2001 を改変)

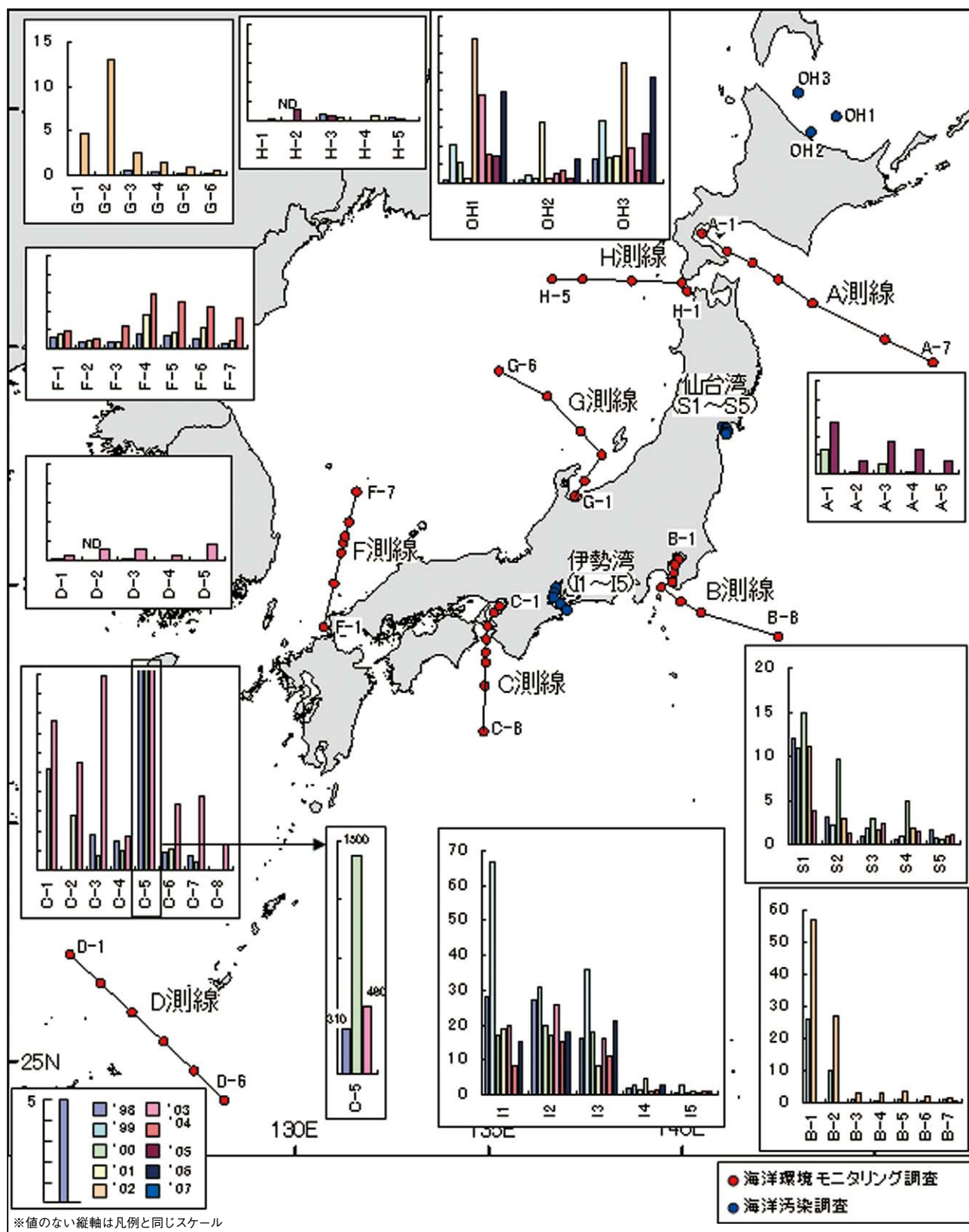


図 3.5 表層堆積物中の PCB 濃度の地理的分布 (ng/g dry wt)

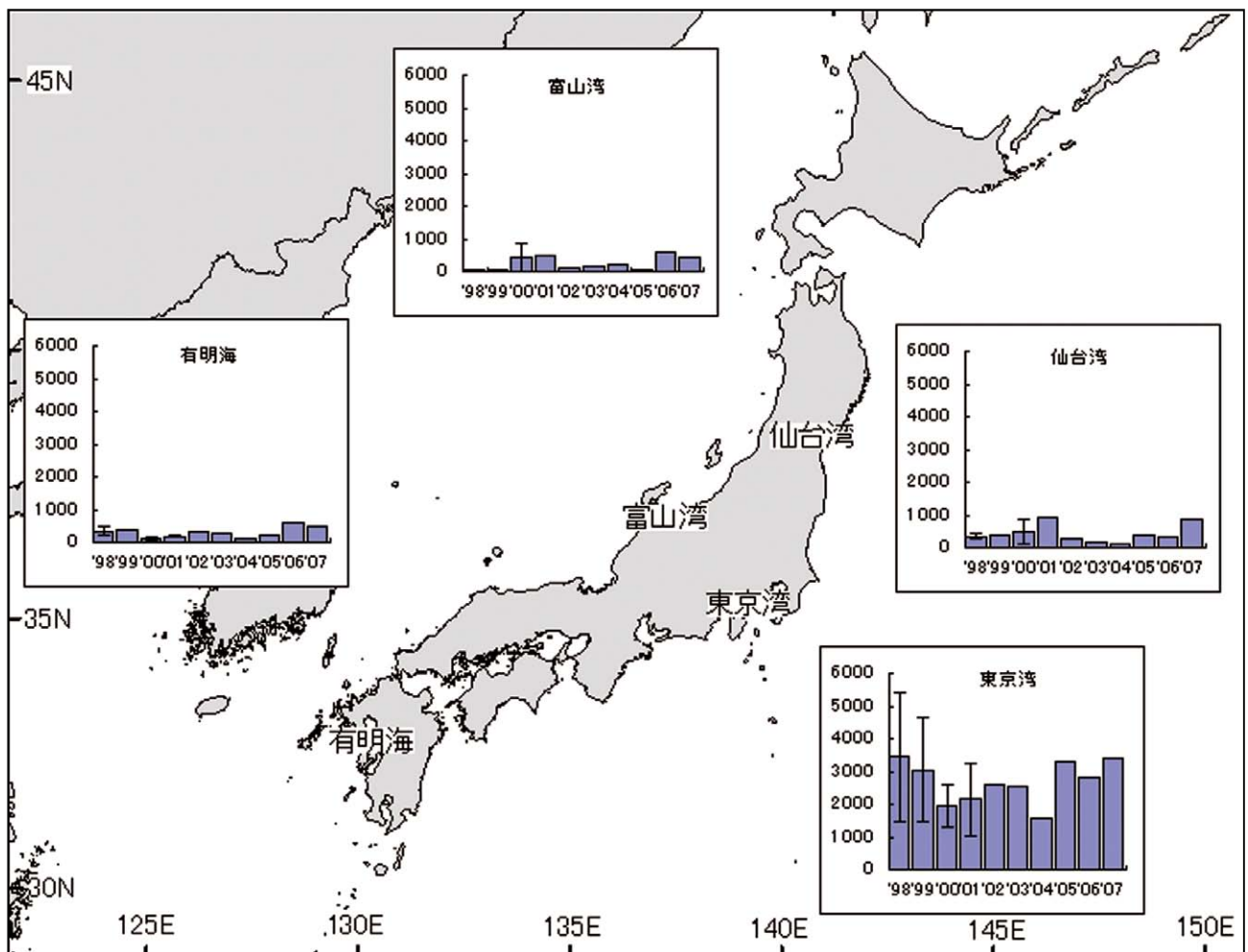


図 3.6 底生性サメ類(肝臓)中のPCB濃度の経年変動 (ng/g wet wt)

いて統計的に有意な減少傾向は認められていない (p>0.05)(図 3.6)。

2) これまでの施策の評価

わが国における PCB の使用は 1954 年に開始された後、年々増加し 1970 年にピークを迎えたが、1972 年に生産が中止され(図 3.7)、1974 年に化審法の第一種特定化学物質に指定されてその使用が原則禁止された。

東京湾奥における柱状堆積物(1993年に採取)の分析結果(奥田ら, 2000)によると、PCB 濃度は

1960 年代に急増し 1970 年頃をピークに減少に転じており、その使用量の推移とよく対応している(図 3.8)。その一方で、PCB の生産は 1972 年に中止されたにもかかわらず、1980 年代半ば以降 1993 年までは、最高値の 30%程度の濃度で推移している。また、魚類および貝類の PCB 濃度(全国平均)は、1970 年代末から減少傾向にあるが(環境省, 2007)、2000 年代はほぼ横ばいの状態で推移している(図 3.9)。

PCB が化審法の第一種特定化学物質に指定された後、既に生産された PCB やそれを含む製品は回収・保管されることとなったが、回収された PCB の処理は



スムーズに進展しなかった。一方、長期にわたる PCB 廃棄物の保管は、その不明・紛失をもたらしており (PCB 廃棄物処理事業評価検討会, 2003)、それによ来する環境への PCB の流出が懸念されている。

POPs 条約において PCB の適切な処理を 2028 年までに行うことが義務づけされたこともあり、わが国では「ポリ塩化ビフェニル廃棄物の適正な処理の推進

に関する特別措置法」(PCB 特措法) が 2001 年に成立し、2016 年 7 月までに PCB 廃棄物の処理を終えるという目標のもと、2004 年 12 月より、化学処理法による無害化処理が順次進められている。PCB は環境中で分解しにくく(難分解性)、食物連鎖を通して生物体内に濃縮・蓄積しやすい(高蓄積性)ため、PCB 廃棄物の処理に伴う環境中への流出量の低減

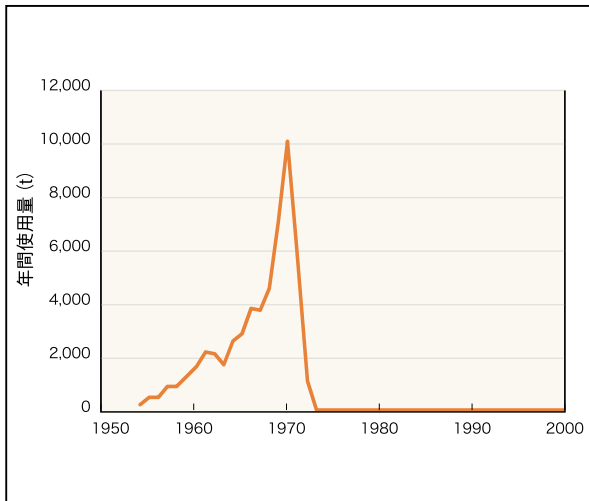


図 3.7 PCB 使用量の推移 (磯野, 1975 より作成)

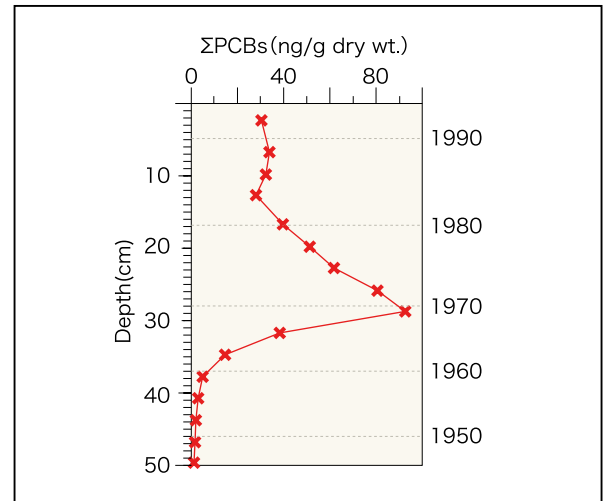


図 3.8 東京湾の柱状堆積物における PCB の鉛直分布 (奥田ら, 2000 を改変)

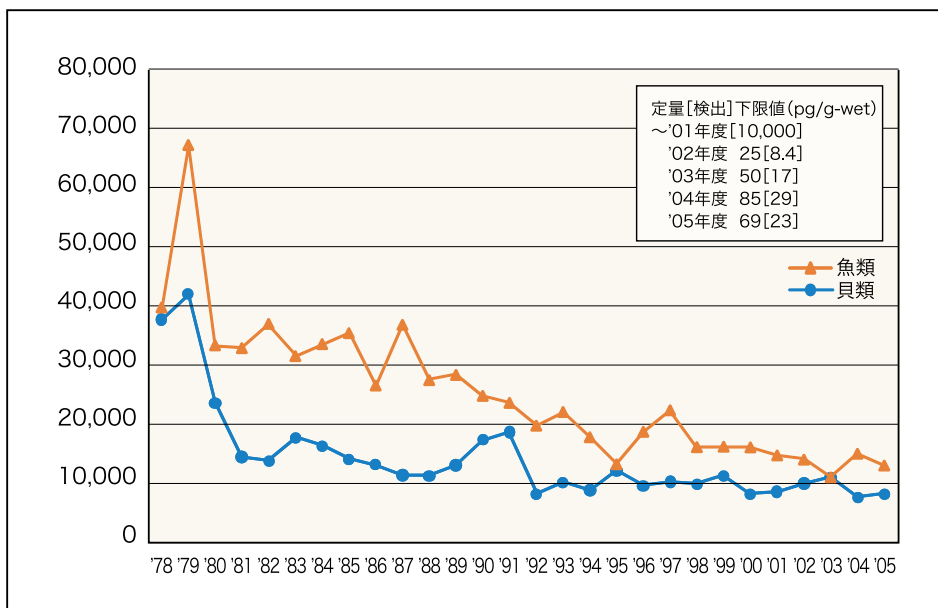


図 3.9 生物体内の PCB 濃度の長期的推移 (環境省, 2007 より作成)



が、堆積物や海洋生物の濃度の減少として未だ現れるには至っていない。

(4) ブチルスズ化合物

1) 海洋環境モニタリングの調査結果

海洋環境モニタリング調査によれば、堆積物中のブチルスズ化合物は大都市圏の内湾・沿岸域で高く、沖

合域で低いという傾向を示している(図 3.10)。ブチルスズ化合物の主要な用途は防汚塗料であり、これは陸域起源というよりは、船舶の航行量が多いことに由来するものと推察される。なお、後述するように、わが国ではブチルスズ化合物を含む防汚塗料の使用は既に禁止されていることから、主たる負荷源は外国船舶の航行と考えられる。

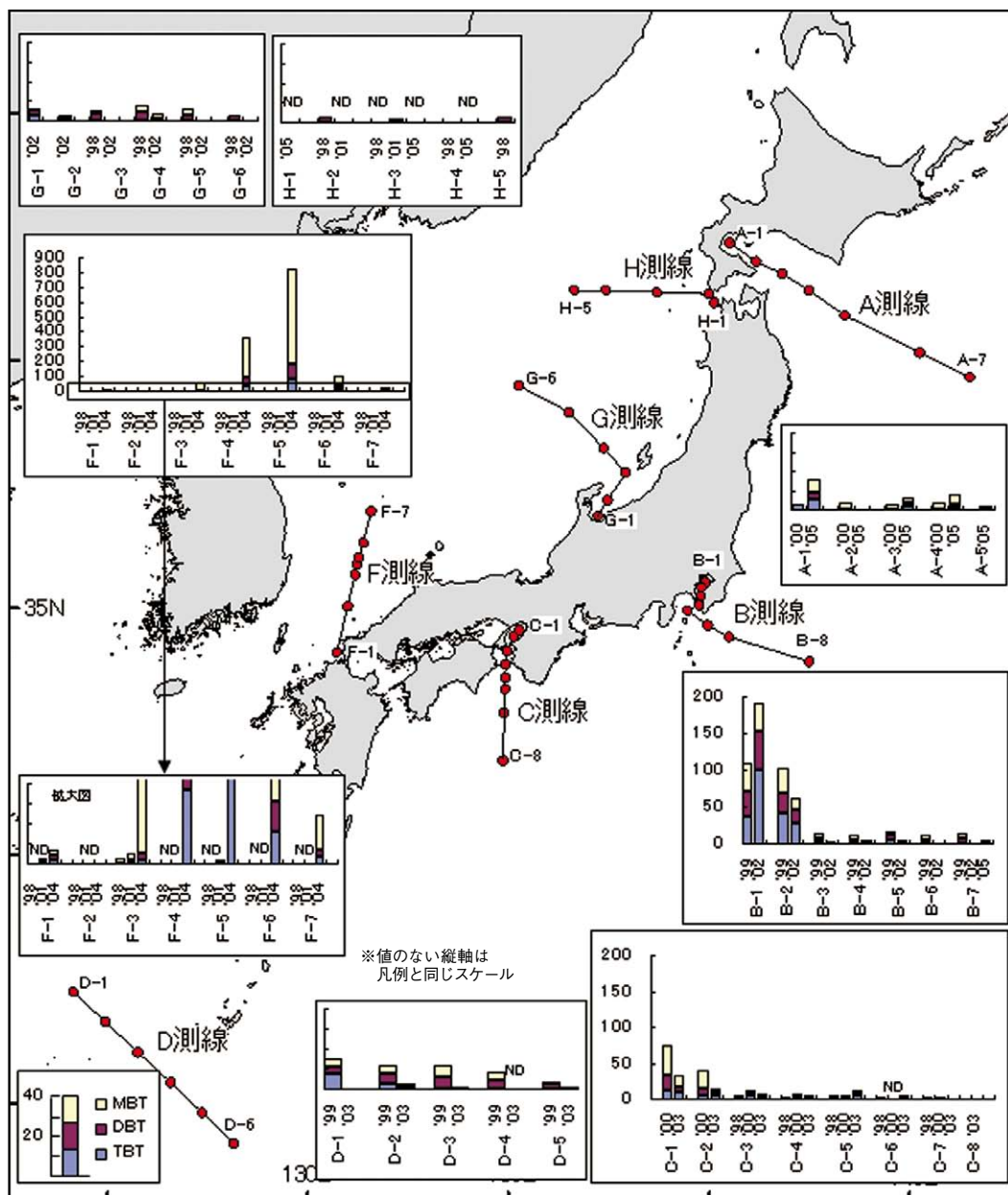


図 3.10 表層堆積物中のブチルスズ化合物濃度の地理的分布 (ng/g dry wt)



海洋生物中のブチルスズ化合物については、一部の海域・生物種（仙台湾および富山湾のイガイ類（軟体部）、東京湾および有明海のサメ類（肝臓））について統計的に有意な減少傾向が認められたものの（ $p < 0.05$ ）、全体としては明瞭な減少傾向を示していない（図 3.11）。

2) これまでの施策の評価

ブチルスズ化合物は 1960 年代から防汚塗料（船底塗料や漁網防汚剤）として広く使用されてきたが、1980 年代半ばに、わが国において有機スズ化合物による海

洋汚染が社会問題となった。これに伴い、わが国では化審法において、1990 年 1 月にブチルスズ化合物のうちトリブチルスズオキシド（TBTO）が第一種特定化学物質に指定され、製造、使用、輸入が原則禁止された。同年 9 月にはその他のトリブチルスズ（TBT）化合物が第二種特定化学物質に指定され、製造、輸入予定数量の事前届出のほか、必要に応じ、製造、輸入量が規制された。これと前後して、関連業界において防汚塗料の製造・使用が自主規制された。TBT の推定開放系用途出荷量は 1980 年代末をピークに急速に減少しており（図 3.12）、これは上記の規制の効果を示して

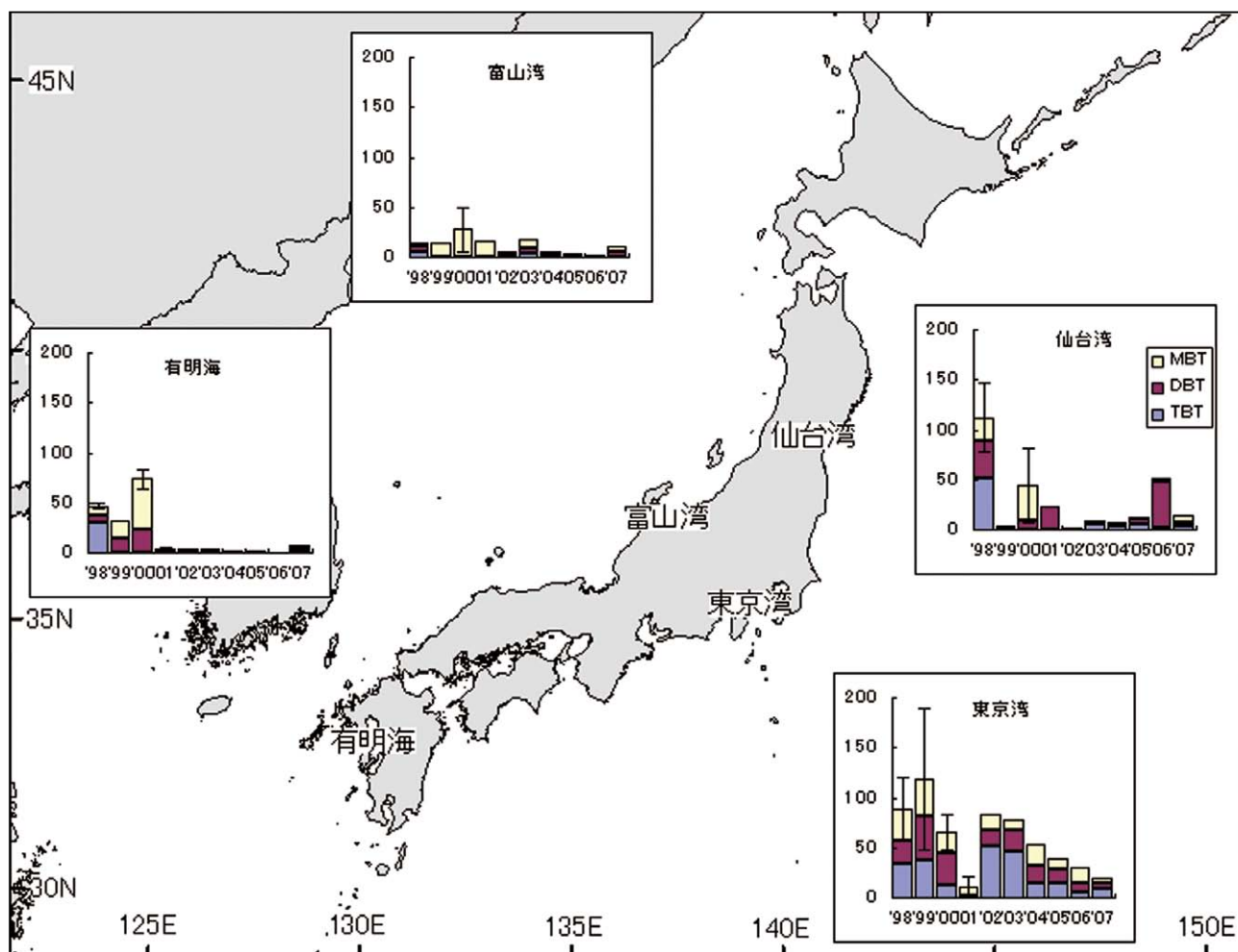


図 3.11 底生性サメ類（肝臓）中のブチルスズ化合物濃度の経年変動（ng/g wet wt）

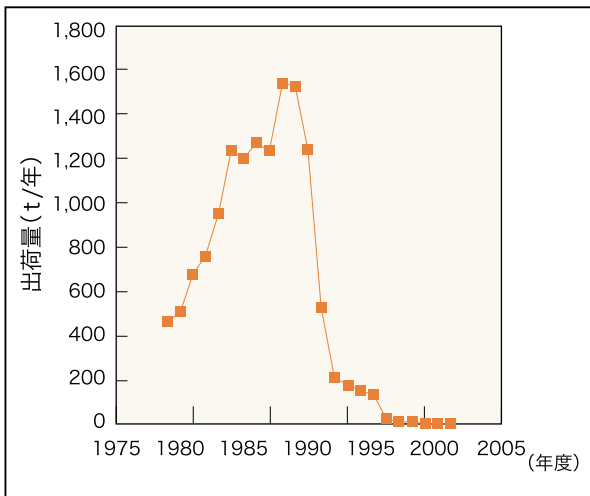


図 3.12 TBT の推定開放系用途出荷量
(化学原料用を除く; TBT 基換算値)
(中西・堀口, 2006)

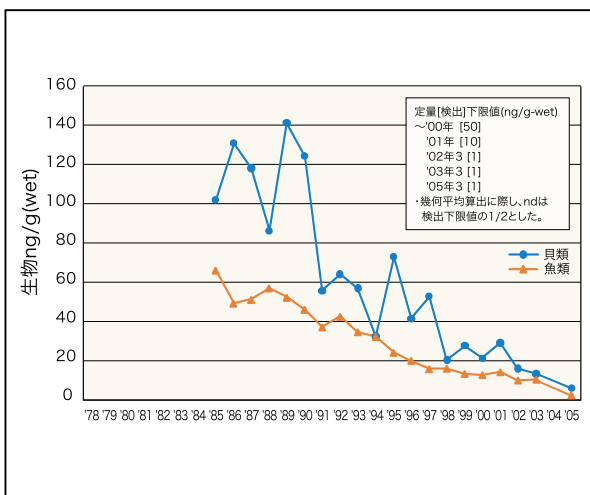


図 3.13 生物体内の TBT 濃度の長期的推移
(環境省, 2007 より作成)

いると考えられる。

魚類および貝類の TBT 濃度は、環境省の化学物質環境実態調査が開始された 1985 年から長期的に減少する傾向を示している (図 3.13; 環境省, 2007)。これは、上記の政策の効果が現れているものと考えられるが、その一方で、1998 年以降は減少が緩やかになっている。また、海洋環境モニタリング調査の海洋生物体内の濃度についても、前述のとおり、一部の海域・生物種について有意な減少傾向が認められたものの、全体としては明瞭な減少傾向が見られなかった。これらの結果を総合的に解析すると、海洋生物体内のトリブチルスズ化合物の汚染が解消するには、しばらく時間がかかると考えられる。

2008 年に、船舶の有害な防汚方法の規制に関する国際条約 (AFS 条約) が発効した。これに伴い、わが国に入港する外国船舶に対し有機スズ化合物を含む船底防汚塗料の使用が禁止されるため、海域への負荷は減少することが期待される。

3.1.2 底生生物群集への影響

様々な人間活動の海洋環境への影響は、最終的に海洋生態系の変化という形で現れると考えられる。海洋環境モニタリングでは、そのような観点から、メイオベントス群集の調査を実施した。その結果、水深最大 5000m 程度までの海域におけるデータが蓄積された (図 3.14)。

一部の内湾域においては、貧酸素環境に由来すると考えられるメイオベントス群集の組成の変化が確認された。一方、有害化学物質汚染とメイオベントス群集の個体数や組成の変化との関係は認められなかった。