

---

# 要 約

---

## 1. はじめに

このリスク評価では、東京湾におけるトリブチルスズ (TBT) のマガキとアサリに対するリスクを評価した。TBT は船底に付着する生物以外の海洋生物にも有害な影響を及ぼしていることが次第に明らかとなった。また周辺環境への影響、ひいては食物連鎖を通してヒトに影響を及ぼす可能性があり、世界各国において諸規制が施行され、その結果、TBT の環境水中濃度は低下してきた。しかし、ここで問題となるのは、Cardwell *et al.* (1999a) が指摘するように、環境水中の TBT 濃度の低下が、はたして海洋生物を保護するに十分なレベルにまでリスクを取り除いているのかが明らかにされていないという点である。そこで、対象海域として年間約 31 万隻の船舶が航行する日本有数の過密海域である東京湾を対象海域に選定し、評価対象種として海洋生物の中でも TBT に最も感受性が高く生物種として重要なマガキと、対象海域の主要な漁業資源であるアサリを選定し、TBT がどの程度の有害な影響を与えてきたのか (1990 年)、与えているのか (2000 年)、与えかねないのか (2007 年) を定量的に評価することを試みた。なお、本評価書では魚類、海洋哺乳類およびヒトに対する TBT のリスク評価は行っていない。

本評価書は、米国環境保護庁 (US EPA) の生態リスク評価の枠組み (Environmental Risk Assessment Oversight Work Group American Crop Protection Association (ACPA) and Environment Expert Group European Crop Protection Association (ECPA) 1999) に当てはめて構成した。第 I 章では TBT の概要を述べ、第 II 章では「TBT 排出源の推定」として排出源を検討し、第 III 章では、「環境水中濃度」として国内外の環境中の TBT 濃度を検討し、第 IV 章では「環境水中濃度分布の推定」として数値モデルを用いて東京湾における TBT の推定環境中濃度 (EEC) を算出した。第 V 章では「有害性評価」としてマガキとアサリの評価エンドポイントを決定した。第 VI 章では、「リスク評価」として EEC と無影響濃度 (NOEC) の比をとり、暴露マージン (MOE) としてマガキとアサリに対する TBT のリスクを決定し、第 VII 章では、「リスク管理と対策費用推計」への提言として TBT のリスク管理事例、代替品の動向、代替塗料に移行した場合の経済効果についてまとめた。

TBT は殺生物作用を有する化学物質であり、主に船底塗料や漁網の生物付着防汚剤として利用されてきた。しかし 1970 年代に入って水質、底質および水生生物から TBT が検出され、有害影響が顕在化したこ

を受け、1980年代から1990年代にかけて多くの国々ではTBTの影響を軽減するために、使用規制を様々なレベルで実施することとなった。我が国では1990年1月にビス(トリブチルスズ)=オキシド(TBTO)が「化学物質の審査および製造等の規制に関する法律」において第一種特定化学物質に、同年9月にその他13種類のTBTが第二種特定化学物質に指定され、運輸省や水産庁により使用を自粛するよう指導が行われた。

本評価書では、東京湾におけるTBTのマガキとアサリに対するリスクを評価する。現在一般的に用いられている化学物質のリスク判定方法は国ごとに若干異なるが、共通した考えは化学物質の環境水中濃度と生物への影響濃度とを比較し、評価することである。

## 2. 排出源の推定

TBTは有機スズ化合物の一種で、他の有機スズ化合物中に不純物として混入することが知られている。そこでTBTの使用形態や排出源を推定するにあたって、TBTを含む有機スズ化合物全般の物性と用途も考慮に入れて網羅的に排出源とその寄与を調査し、本書で採用する東京湾でのTBT排出源の検討を行った。

既往文献から整理したTBTの排出源としては、(1)移動商船と商業港、(2)漁港とマリーナ、(3)ドライドックと造船所、(4)火力・原子力発電所などの冷却施設、(5)養殖場と定置網、(6)不特定多数のTBT取り扱い施設、(7)港湾内の底泥(二次汚染源)が挙げられる。

これらの排出源から、移動商船の航路と入港、停泊する場所で、船底塗料の影響が大きいと考えられる商業港を選択し、数値モデルに組み込み、東京湾におけるTBTのリスク評価を実施した。排出源の対象海域として東京湾を選定した理由としては、(1)日本有数の海上交通の過密海域であり、商用船の入港隻数が多いことから負荷が高いと推定され、(2)商用船の航路を特定でき、(3)数値モデルで定量的かつ時系列的な評価を実施する上で不可欠な統計データの入手が可能であることが挙げられる。他の排出源に関しては、データが不十分でその実態が十分明らかになっておらず、また負荷量が事実上無視しても支障ないなどの理由で、本評価書では対象から外した。

## 3. 環境水中濃度

1970年代にTBTの使用が急激に増加して以来、TBTはマリーナや造船所、ドライドック、航路、防汚剤が含まれる塗料で処理された漁網や養殖施設、火力・原子力発電所などの冷却水システム周辺の海水、堆積物、生体から検出されている。しかし、TBTが付着生物以外の海洋生物に対しても有害な影響を及ぼしていることが明らかになるにつれ、各国ではTBTに対して様々な規制を設けるようになった。各国における諸規制の効果を反映して、TBTの環境水中および生体中濃度は減少傾向にあることがモニタリング調査により確認されている。

## 4．環境水中濃度分布の推定

本評価書では、化学物質運命予測モデルを用い、水中の TBT の環境濃度推計を行った。

このモデルで東京湾における流動場と懸濁物質の分布を計算によって再現し TBT 濃度を計算した。汚染源は、移動商船の航路と入港、停泊する場所であり、船底塗料の影響が大きいと考えられる東京湾の商業港とし、船底からの溶出量は規制以前の 1990 年を想定した。

環境省による測定値と計算結果の比較を行い、多摩川河口において観測値が僅かながら計算値を上回る結果となったが、その他の地点では概ね観測値が計算値の最大と最小の間にあった。また、観測値では横浜港で 30 ng/L を超える濃度であったが、モデルによって再現することができた。

## 5．有害性評価

環境水中の生物に対する化学物質のリスクは、個体群または生態系の存続を評価エンドポイントと考えるべきであるが、評価対象海域に生息して TBT に敏感である生物種を選定して生態リスク評価とした。また商品価値の高い水産生物種の生物量の維持を評価エンドポイントに設定してリスク評価を行った。

TBT の海洋生物に対する毒性は、IPCS (1990)、里見 & 清水 (1992a) および Fent (1996) の取りまとめに基づいて整理した。TBT は、動植物プランクトンと二枚貝類、巻貝類といった軟体動物に対して毒性が強く、成体より幼生の方が影響を受けやすいと考えられる。

対象生物は対象海域に生息して TBT に最も感受性が高く生物種として重要なマガキと対象海域の主要な漁業資源であるアサリを選定した。なお、巻貝類のインポセックスについては環境での出現率と TBT 濃度との間に高い相関があることが知られているが、巻貝類のインポセックスそのものは生物量減少と直結しない、インポセックスの結果生じる産卵数の有意な減少は生物量に直結するので産卵数の減少の観点から比較・検討したが、それよりも低い濃度で商品価値に直結するマガキの石灰沈着異常が起こるため、本評価書では最も感受性の高い有害影響として石灰沈着異常を採用した。

評価エンドポイントは、TBT がマガキ、アサリに影響を及ぼさない段階とした。アサリについて

表1 評価エンドポイントの設定に採用した毒性データの信頼性

生物種	試験物質	場所	止水式/ 流水式	温度 [ ]	塩分濃 度[‰]	エンド ポイント	LOEC (文献値)	出典	信頼性 評価
マガキ <i>Crassostrea gigas</i>	TBTF	室内	流水	18	29 ~ 30	石灰沈着異常	2ng TBTF/L	Chagot <i>et al.</i> (1990)	2
アサリ (ホンビノスガイ <i>Mercenaria mercenaria</i> 浮遊幼生)	TBTO	室内	止水	25	32	成長阻害	10ng TBTO/L	Laughlin <i>et al.</i> (1988)	2



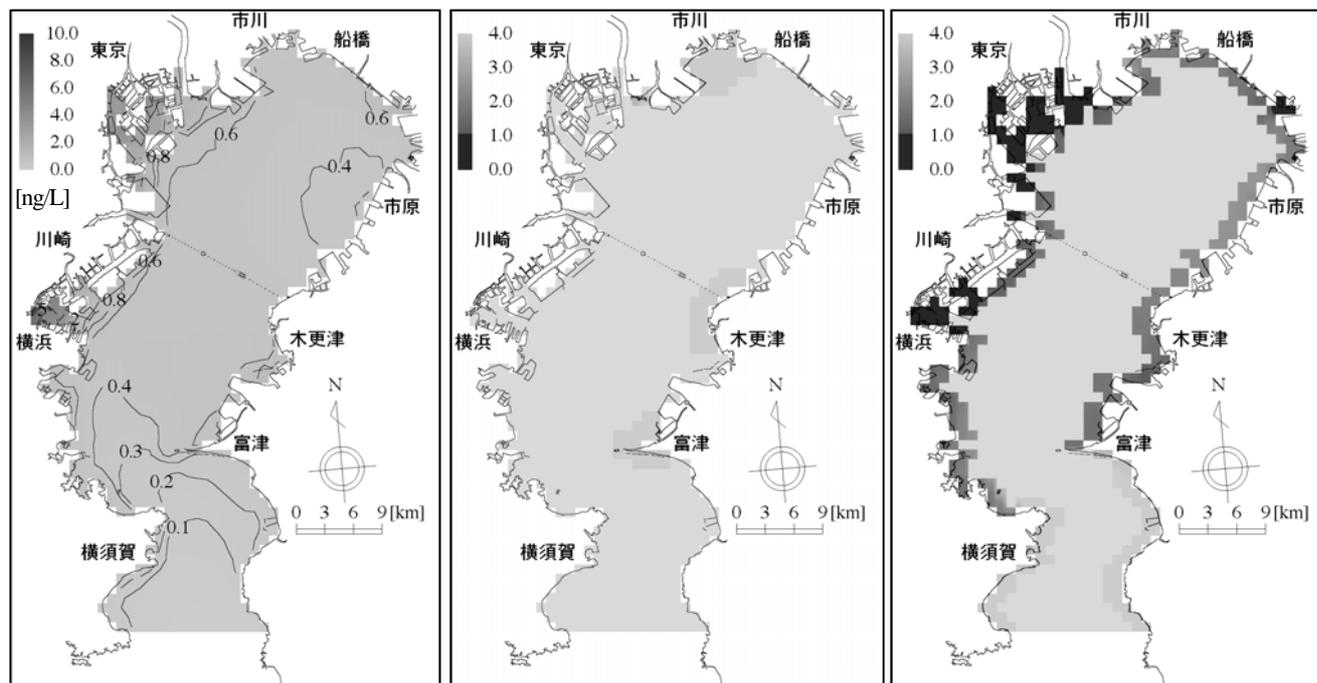
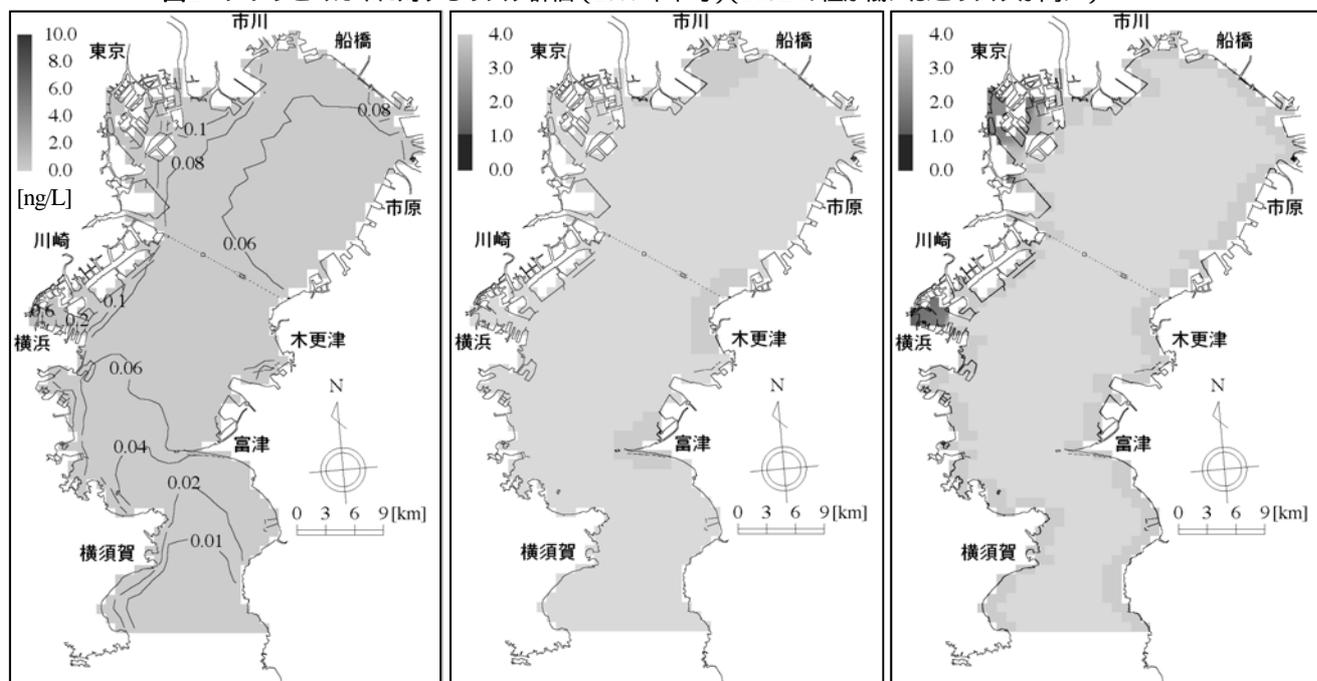


図2 アサリとマガキに対するリスク評価(2000年平均)(MOEの値が低いほどリスクが高い)



(a) 溶解態TBT(底層水)

(b) MOE(アサリ)

(c) MOE(マガキ)

図3 アサリとマガキに対するリスク評価(2007年平均)(MOEの値が低いほどリスクが高い)

港および東京港では依然として1未満となった。したがって2000年では、アサリは成長阻害を起こす可能性がなくなったが、マガキには局所的に石灰沈着異常を起こす可能性のある生息域が存在していたと考えられる。

2007年のアサリのMOEは50~100とさらに大きくなり、アサリは2000年と同様に成長阻害を起こす可能性は低いと予測される。また、2000年にMOEが1未満のマガキも2007年には1未満のMOEは認められず、湾内全域で10前後で推移していた。したがって、2007年には、アサリの成長阻害とマガキの石灰沈着異常を起こす可能性はなくなるであろうと予測される。

## 7. リスク管理と対策費用推計

各国のリスク管理対策としては、フランスと米国が船長 25 m未満の船舶へのTBT塗料の適用を規制し（フランス：禁止，米国：溶出速度を  $4 \mu\text{g}/\text{cm}^2/\text{day}$ 未満に設定），英国が水質安全基準値（ $2 \text{ ng}/\text{L}$ ）の設定と小型船での使用を禁止した．欧州，アジア諸国でTBTの規制が実施され，近年では環境水中のTBT濃度は低下した．我が国でも 1992 年からのTBTの自主規制により排出の削減を実施している．国際海事機関（International Maritime Organization ; IMO）のTBT規制の条約（AFS条約）の発効は 2005 年以降にならざるをえないが，本条約により環境水中のTBT濃度がさらに低下すると期待され，リスク管理対策に有効であると考えられる．TBTのリスク管理における環境修復方法として，自然修復，自然修復の人為的促進，現場処理，浚渫，そして廃棄処理などがある（Chapman *et al.* 1998）．

TBT 塗料の使用禁止を想定したコスト解析の事例には船底塗料を使用しないケースを対象とした非現実的な報告や，非スズ（Tin Free）塗料（TF 塗料）には加水分解型と水和型があるにもかかわらず，それが明確になっていない報告がある．これを明確にした事例は Damodaran *et al.*（1998）により報告されている．ここでは外航船のパナマックス型船舶，コンテナ船および巨大タンカーの 3 種を対象として TBT 塗料とこの 2 種類の TF 塗料について年間のコスト解析を実施したところ，TBT 塗料と比較して，加水分解型 TF 塗料が年間 569.1～570.7 百万ドル，水和型 TF 塗料が年間 989.8～1,182.1 百万ドルの増加（3 種の合計）になったと報告している．これは TF 塗料が開発され始めた 1990 年代の結果であり，現在では我が国の海運関係会社が TF 塗料は TBT 塗料と同性能になったと評価している．対策費用の推計にあたり，Damodaran *et al.*（1998）を参考にして 2004 年時点の TF 塗料の動向について，海運関係と大型船舶に使用する TF 塗料を製造している塗料会社に対してヒアリング調査を実施した．

ヒアリング調査からコストの増加は塗料代のみと考えられる．TBT塗料と加水分解型TF塗料の価格差について試算したところ，TF塗料が  $1 \text{ m}^2$ 当たりの単価の価格差として約 123～134 円高くなっている．我が国の海運関係会社が管理している大型船舶（コンテナ船）について見ると 1 隻当たりの塗料代の差はTF塗料が 150 万円（幾何平均値）前後高くなり，日本で登録されているコンテナ船全体の 1 回（2.5 年）の船底塗料費は，TF塗料がTBT塗料より約 3 億円（ $208 \text{ 隻} \times 150 \text{ 万円}$ ），1 年で約 1.25 億円高くなる結果となった．

## 8. まとめ

本評価書では，TBT のリスク評価を詳述し，既往文献に報告されている TBT の暴露レベルと生物への影響を要約した．さらに，環境水中における TBT 濃度を予測するモデル開発について述べるとともに，既往文献と現地調査から取得したデータを用いて，開発したモデルの検証をも図った．既往文献から整理した TBT の排出源としては，（1）移動商船と商業港，（2）漁港とマリーナ，（3）ドライドックと造船所，（4）火力・原子力発電所などの冷却施設，（5）養殖場と定置網，（6）不特定多数の TBT 取り扱い施設，（7）港湾内の底泥（二次汚染源）が挙げられる．

これらの排出源から，本評価書では，移動商船と商業港を選択し，数値モデルに組み込んで東京湾にお

ける TBT のリスク評価を実施した。排出源を移動商船と商業港に限定した主な理由は、海域に混入する TBT を含んだ船底塗料片および船底からの溶出が最も大きいこと、第 II 章 3 節で示したように他の排出源からの負荷量が無視できるためである。

本評価書では、日本有数の海上交通の過密海域である東京湾を対象海域とした。東京湾を対象に TBT 濃度を予測する数値モデルとして、海水中への溶出、移送・拡散、底質への移行および微生物分解などの様々な物理化学過程を考慮した化学物質運命予測モデルを適用した。これは、東京湾内の化学物質を溶存態、懸濁物質吸着態および底泥中の化学物質で構成されるモデルで模擬し、系内の過程を数値的に解析するものである。

化学物質運命予測モデルを用いて年間を通じた化学物質の挙動を解明することを目的に、東京湾を対象として TBT の暴露解析を実施した。そのためには、東京湾における流れ場と懸濁物質の分布状況を数値計算によって再現しておく必要があり、1995 年を対象とした東京湾の流動モデル、水質・生態系および無機態 SS 拡散モデルの結果を利用した。流動モデルから海域の流れおよび水温・塩分を、水質・生態系モデルから有機態懸濁物質（植物プランクトン、デトリタス）を、また無機態 SS 拡散モデルから河川由来の無機態懸濁物質をそれぞれ暴露解析に引き継いだ。

TBT の暴露解析で重要となる船底塗料から溶出する TBT の負荷量については、1990 年の東京湾における算出結果を利用した。東京湾内の溶存態 TBT 濃度の計算結果は、1990 年の観測値と整合が取れ、モデルの妥当性が検証できた。これにより、観測点以外での東京湾の時空間的な分布も妥当であると考えられる。この計算結果を用いてリスク評価を実施した。

環境水中の生物に対するリスクは個体群または生態系の存続を目標にして評価エンドポイントと考えるべきであるが、本評価書では個体レベルの評価を行った。また、評価対象海域に生息している TBT に敏感である生物種、および商品価値の高い水産物種（一定の漁獲のある）の生物量の維持を目的として評価エンドポイントの検討を行った。その観点から、TBT に最も感受性が高い生物種としてマガキを、対象海域の主要な漁業資源であるアサリを選定した。マガキでは、生物量維持と商品価値低下を含め、より低濃度で影響の見られる石灰沈着異常発生を、アサリでは生物量維持に影響する成長阻害を評価のエンドポイントとした。

評価に用いる無影響濃度 (NOEC) は、それぞれの最低影響濃度 (LOEC) の文献値、マガキ: 2 ng TBTF/L、アサリ: 10 ng TBTO/L から、ホンビノスガイでの LOEC/NOEC 比を基に推定した。推定された NOEC は、それぞれ TBT 基として 1.0, 4.1 ng/L であった。リスク評価は化学物質運命予測モデルで算出した推定環境中濃度 (EEC) と NOEC の比である、暴露マージン (MOE) として行った。

1990 年のアサリの MOE については、荒川河口付近の MOE が最も小さく、年間を通じて 1 未満となった。他の生息域では、1 月から 3 月にかけて 1~2 で推移し、4 月から 9 月は 2~4 で推移し、春季から夏季にかけて大きくなり、冬季に小さくなる季節変動を示していた。しかし、11 月、12 月は荒川河口付近以外、特に木更津や富津の一部でも MOE が 1 未満となり、このため荒川河口付近などでは年間を通じて、その他の生息域では冬季に、成長阻害を起こす可能性があったと考えられる。一方、マガキの MOE については、年間を通じて生息域全域で 1 未満の値を示し、生息域全域で石灰沈着異常を起こす可能性があったと考えられる。両種の MOE の季節変化を見ると、冬季から春季にかけて小さくなり、夏季から秋季にかけ

て大きくなる傾向にある。これは、植物プランクトン、デトリタスなどの懸濁物質に吸着し沈降することにより、溶存態 TBT 濃度が低くなり、結果として夏季にはリスクが低く、溶存態 TBT の濃度が高くなる冬季はリスクが高くなるためと考えられる。

次に、東京湾における 1990 年、2000 年および AFS 条約のスケジュールから 2007 年を選び、リスク評価を実施した。

2000 年のアサリの MOE は、1990 年よりさらに大きくなり 5~15 で推移し、1990 年に年間に 1 未満の MOE を示したマガキは、全域的に MOE が大きくなる傾向となったが、千葉港、横浜港および東京港では依然として 1 未満となった。したがって、2000 年では、アサリは成長阻害を起こす可能性はなくなったが、マガキには局所的に石灰沈着異常を起こす可能性のある生息域が存在していたと考えられる。

2007 年のアサリの MOE は、さらに大きくなり (50~100)、アサリは 2000 年と同様に、成長阻害を起こす可能性は低くなると予測される。また、2000 年に 1 未満の MOE が存在したマガキも、1 未満の MOE は認められず、全域的に 10 前後で推移していた。したがって、2007 年には、アサリの成長阻害とマガキの石灰沈着異常を起こす可能性はなくなるであろうと予測される。

TBT が海洋生物に有害影響を及ぼすことが明らかになってから、TBT の代替化学物質を利用した船底防汚塗料の開発が進められている。TBT から代替化学物質への移行に伴う経済効果を見積もるコスト試算が、MEPC/40/11/1 で報告されている。その結果は、パナマックス型船舶を対象とした場合で、20 年以上の期間設定で 1 % の増加であった。Damodaran *et al.* (1998) のコスト試算 (TBT 塗料から TF 塗料に移行した場合の年間の費用増加) では、TBT 塗料と加水分解型と比較した場合は年間 569.1~570.7 百万ドル、水和型と比較した場合は 989.8~1,182.1 百万ドルの増加 (パナマックス型船舶、コンテナ船および巨大タンカーの合計) になったと報告している。

Damodaran *et al.* (1998) の報告は、TF 塗料が開発され始めた 1990 年代の中期から後期にかけての結果で、大型船舶を保有する日本国内の海運関係会社によると、現在では TF 塗料の性能は TBT 塗料とほぼ同等の性能を発揮する製品になってきたと評価している。

対策費用は Damodaran *et al.* (1998) を参考にして、我が国の海運関係、塗料会社に対してヒアリング調査を実施し、製品としてほぼ確立したと考えられる TF 塗料を利用している大型船舶の 2004 年時点について推計した。その結果、コンテナ船 1 隻当たりの塗料費の差は TF 塗料の方が 150 万円 (幾何平均値) 前後高くなり、日本で登録されているコンテナ船全体の 1 回 (約 2.5 年) の船底塗料費は、TF 塗料の方が TBT 塗料より約 3 億円、1 年で約 1.25 億円高くなる結果となった。

TBT に代わる塗料については、各メーカーで現在開発中の塗料もあり、その有害影響に関し利用できる情報がほとんどないのが現状である。したがって、TBT 代替品の機能と環境影響の評価を行い、代替品の毒性、生物蓄積性、代替品に交換した場合の経済的利害など、船底塗料が自然環境および経済環境に及ぼす効果について検討すべきと考える。