

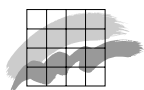


Miljø- og Energiministeriet
Danmarks Miljøundersøgelser

Forekomst af organiske tinforbindelser i planter og dyr fra danske farvande: Akkumulering og fødekæderelationer

Arbejdsrapport fra DMU, nr. 135

[Tom side]



Miljø- og Energiministeriet
Danmarks Miljøundersøgelser

Forekomst af organiske tinforbindelser i planter og dyr fra danske farvande: Akkumulering og fødekæderelationer

*Arbejdsrapport fra DMU, nr. 135
2000*

*Jakob Strand & Jens A. Jacobsen
Afdeling for havmiljø*

Datablad

Titel:	Forekomst af organiske tinforbindelser i planter og dyr fra danske farvande: Akkumulering og fødekæderelationer
Forfattere: Afdeling:	Jakob Strand og Jens A. Jacobsen Afdeling for Havmiljø
Serietitel og nummer:	Arbejdsrapport fra DMU nr. 135
Udgiver:	Miljø- og Energiministeriet Danmarks Miljøundersøgelser©
URL:	http://www.dmu.dk
Udgivelsestidspunkt:	Oktober 2000
Faglig kommentering:	Anne Grethe Ragborg, Skov- og Naturstyrelsen
Layout og korrektur: Tegninger:	Anne van Acker Grafisk Værksted, Roskilde
Bedes citeret:	Strand, J. & Jacobsen, J.A. (2000): Forekomst af organiske tinforbindelser i planter og dyr fra danske farvande: Akkumulering og fødekæderelationer. Danmarks Miljøundersøgelser. 42 s. - Arbejdsrapport fra DMU nr. 135. Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse.
Sammenfatning:	Organiske tinforbindelser (tributyltin, TBT og triphenyltin, TPhT) anvendes som biocider i begroningshindrende bundmalinger til skibe. Stofferne hører til de mest potente miljøgifte, der med fortsæt tilføres det marine miljø. Denne undersøgelse dokumenterer, at organiske tinforbindelser er akkumuleret i en række plante- og dyrearter fra de danske farvande - selv på afstand af forurenede havneområder. De højeste koncentrationer er fundet i leveren fra marsvin, ederfugl og skrubbe, der viser, at der foregår en vis ophobning igennem fødekæden. Indholdet af organotin er på et niveau, hvor effekter på dyrelivet ikke kan udelukkes.
Frie emneord:	Havmiljø, bundmaling, miljøgifte, antibegroningsmidler, organotin, tributyltin, triphenyltin, fødekæde, marsvin
Redaktionen afsluttet:	Oktober 2000
Finansiell støtte:	Skov- & Naturstyrelsen
ISSN (trykt): ISSN (elektronisk):	1395-5675 1399-9346
Papirkvalitet: Tryk: Sideantal: Oplag:	Nautilus, 80 g, 100% genbrugspapir Danmarks Miljøundersøgelser 42 50
Pris:	kr. 50,- (inkl. 25% moms, ekskl. forsendelse)
Internet-version:	Rapporten kan også findes som PDF-fil på DMU's hjemmeside http://arbejdsrapporter.dmu.dk
Købes hos:	Danmarks Miljøundersøgelser Postboks 358 Frederiksborgvej 399 DK-4000 Roskilde Tlf.: 46 30 12 00 Fax: 46 30 11 14 e-mail: dmu@dmu.dk www.dmu.dk

Indhold

Forord 5

Sammenfatning 7

Summary 9

1 Indledning 11

2 Metoder og materialer 13

2.1 Indsamling af prøver 13

2.2 Analyse af organotinforbindelser 14

2.3 Kvalitetssikring 15

3 Resultater og diskussion 16

3.1 Organotin i havplanter 16

3.2 Organotin i invertebrater 17

3.3 Organotin i fisk 18

3.4 Organotin i fugle 19

3.5 Organotin i marsvin 20

3.6 Akkumulering af organotin igennem fødekæden 21

3.7 Biologiske effekter af organotin 26

4 Konklusioner 30

5 Referencer 31

Bilag A - Oplysninger om prøvemateriale 37

Bilag B - Indholdet af organotin i havplanter og dyr 39

Bilag C - Subletale effekter af organotin akkumulering 41

[Tom side]

Forord

Antibegroningsmidlet tributyltin (TBT) er et væsentligt miljøproblem i de danske havområder. Denne undersøgelse har haft som formål at vurdere, i hvilken grad det marine økosystem er udsat for TBT forureningen.

Undersøgelsen har fokuseret på Bælthavet, som dels har en betydelig skibstrafik, dels har flere områder udlagt som internationale naturbeskyttelsesområder.

Undersøgelsen omfatter også triphenyltin, der ligeledes har været anvendt som antibegroningsmiddel, samt nedbrydningsprodukterne af de trisubstituerede tinforbindelser.

Undersøgelsen har været et samarbejdsprojekt mellem Danmarks Miljøundersøgelser (DMU) og Skov- og Naturstyrelsen (SNS).

En tak rettes også til Henning Bang Jensen (fisker fra Kalundborg), Jan Rasmussen (Københavns Amt), Hans Henrik Hardy (jagtkonsulent fra Odsherred skovdistrikt), Thomas Kjær (DMU/Kalø) og Christina Lockyer og Heidi Andreassen (begge Danmarks Fiskeriundersøgelser) for hjælp til indsamling af fisk, fugle og marsvin.

Sammenfatning

Organiske tinforbindelser, såsom tributyltin (TBT) og triphenyltin (TPhT), der anvendes som biocider i begroningshindrende bundmalinger til skibe, hører til de mest potente miljøgifte, der med fortsæt tilføres det marine miljø.

Da der i Bælthavet er en omfattende skibstrafik, og da flere områder her er udlagt som internationale naturbeskyttelsesområder, hvor Danmark har forpligtiget sig til at beskytte dyrelivet, er indholdet af organiske tinforbindelser blevet bestemt i udvalgte planter og dyr for at vurdere belastningsniveauet samt bioakkumulering og fødekæderelationer. Yderligere er en del af de samme prøvetyper undersøgt i et punktkildeområde (Københavns Havn).

Der er indsamlet prøver fra havplanter (blæretang og ålegræs), blåmusling, almindelig konk, strandkrabbe, skrubbe, torsk, ulk, knopsvane, ederfugl, svartbag og marsvin. Der er fortrinsvis målt i leveren fra de udvalgte dyr, idet leveren er det organ, der erfaringsmæssigt indeholder de højeste niveauer af organotinforbindelser.

Der forekommer organotinforbindelser i alle de indsamlede prøver i denne undersøgelse. Detektionsgrænsen for analyserne er mellem 0,3 og 1 ng Sn/g (vådvægt) alt efter tinforbindelse og prøvetype.

De målte koncentrationer af organotinforbindelser varierer mellem de undersøgte organismer. Disse forskelle er afhængige af både fødestrategi, placering i fødekæden og forskelle i evnen til at metabolisere og udskille organotin.

I Bælthavet forekommer de højeste koncentrationer af butyltinforbindelser i leveren fra marsvin (153 - 2283 ng Sn/g vådvægt), ederfugle (82 - 202 ng Sn/g vådvægt) og skrubber (60 - 259 ng Sn/g vådvægt), hvilket viser, at der til disse arter foregår en vis opkoncentring af butyltin fra føden. De laveste koncentrationer af butyltin er til stede i planter (2,4 - 3,6 ng Sn/g vådvægt) og leveren fra knopsvane (1,2 - 4,3 ng Sn/g vådvægt).

De højeste koncentrationer af phenyltinforbindelser er fundet i skrubbe (10,4 - 63,6 ng Sn/g vådvægt), torsk (20,6 - 28,1 ng Sn/g vådvægt) og svartbag (18,7 - 23,9 ng Sn/g vådvægt), hvorimod disse forbindelser ikke kunne detekteres i planter, blåmusling, knopsvane og ederfugl.

Sammenholdes disse koncentrationer med koncentrationen i torsk og skrubbe indfanget i Københavns Havn er koncentrationen af butyltinforbindelser i dette havneområde ca. 10 gange højere, mens koncentrationsniveauerne for phenyltin i Bælthavet er sammenlignelige med havnekoncentrationerne. Dette kunne indikere, at der ud over skibsmalinger også forekommer landbaserede kilder til triphenyltin i Bælthavet.

Indholdet af butyltinforbindelser målt i danske marsvin er til dato de højeste målt i denne art og er på niveau med koncentrationer fundet i kystnære havoddere og delfiner fra USA og Japan.

De målte koncentrationer af organotin er sammenlignelige med niveauer, hvor biologiske effekter som fx immunosuppression er påvist i laboratorieundersøgelser med forskellige organismer. Effekter af organotinforbindelser kan derfor ikke udelukkes i Bælthavets dyreliv. TBT-induceret imposex i havsnegle er med sikkerhed et udbredt fænomen i området.

Organotinforbindelser bør derfor generelt inddrages ved risikovurderinger af trusler fra miljøgifte i det danske havmiljø.

Summary

Organotin compounds such as tributyltin (TBT) and triphenyltin (TPhT) have been used as antifouling agents in marine paints for more than three decades. The Danish waters are among the most heavily trafficked sea waterways compared to its small water volume, and significant levels of organotin compounds can therefore be expected, even at a distances from harbour areas.

The occurrence of these compounds in marine wildlife was studied in order to assess the bioaccumulation and possible adverse effects on different trophic levels. The plant and animal samples collected were eelgrass, bladder wrack, blue mussel, common whelk, shore crab, sculpin, flounder, cod, mute swan, eider duck, great black-backed gull and harbour porpoise. The samples were collected away from harbour areas, but nearby international shipping lanes in the Belt Sea.

The analyses were mainly carried out on liver tissue, as this often is the organ with the highest amounts of organotin compounds. Analyses were carried out through derivatisation of the organotin compounds, followed by extraction to an organic phase and determination using a capillary gas chromatograph equipped with a pulsed flame photometric detector. The limit of determination was between 0.3 and 1 ng g⁻¹ (as Sn).

All samples collected contained organotin compounds. The highest concentrations of butyltins, e.g. TBT and breakdown products, were found in flounder (60 - 259 ng Sn g⁻¹ ww), eider duck (82 - 202 ng Sn g⁻¹ ww) and harbour porpoise (153 - 2283 ng Sn g⁻¹ ww). There were indications of bioaccumulation through the food web for these species. The concentrations of butyltin in harbour porpoises are among the highest recorded in marine mammals. The lowest concentrations were found in plants and plant feeders.

The occurrence of TPhT and its degradation products in almost all samples indicate continuous use of TPhT as an antifouling agent or as a terrestrial fungicide in the Danish region.

The concentrations of organotin compounds found are comparable to levels where toxic effects like immunosuppression have been demonstrated in laboratory studies with a range of organisms. Toxic effects of organotin compounds may therefore occur in Danish wildlife, but to which extent is as yet undetermined. However, TBT-induced imposex development in marine snails is with certainty a widespread phenomenon in the Danish waters.

Organotin compounds should be considered as an important group of substances to be included in any environmental risk assessment of xenobiotics in the Danish waters.

1 Indledning

Tributyltin (TBT) er et aktivt biocid, der i stort omfang anvendes som antibegroningsmiddel i bundmalinger på skibe. Siden 1991 har det i Danmark og herved i alle Nordsølande kun været tilladt at anvende TBT og andre organotinforbindelser i bundmalinger på skibe større end 25 meter. TBT anvendes stadig i vid udstrækning i bundmalinger til de store skibe, men inden for IMO (International Maritime Organisation) arbejdes der for en fuldstændig udfasning af TBT på internationalt niveau gældende fra år 2003.

TBT er i dag spredt overalt i havmiljøet og kan selv detekteres i dyr som kaskelothvaler og stormfugle fra de åbne oceaner (Kannan et al. 1997, Arise et al. 1998, Guruge et al. 1997). En særlig interesse bør tillægges de kystnære områder, hvor TBT-belastningen generelt er højere pga. en mere koncentreret skibstrafik. I de indre danske farvande er TBT-belastningen stor, fordi kombinationen mellem stor skibstrafik og ringe vanddybder naturligt fører til øgede belastninger. Mere end 60.000 større fragtskibe passerer årligt igennem Sund og Bælt, og der foregår derudover en del færgetrafik (Danmarks Statistik 1999). Desuden ligger der en del større havne og marinaer i området, hvor der gennem tiderne er deponeret TBT fra skibenes bundmaling (Jacobsen 2000), idet TBT i sediment har nedbrydnings-tider på måneder til flere år. Havnesedimenter kan således betragtes som potentielle kilder, idet stofferne kan frigives fra sedimenter igen. Dette er særligt aktuelt, når havnesedimenter bortgraves og klappes (dumpes) i områder, der ofte er mindre belastede med TBT. Derudover kan der også være landbaserede kilder til TBT, idet TBT bl.a. også har været anvendt som fungicid i træbeskyttelsesmidler.

Foruden TBT forekommer også andre organotinforbindelser i havmiljøet. Triphenyltin (TPhT) bliver også anvendt som antibegroningsmiddel i bundmalinger til skibe, men TPhT har derudover været anvendt som fungicid i bl.a. kartoffelavl (Miljøstyrelsen 1991). Butyltinforbindelserne dibutyltin (DBT) og monobutyltin (MBT), der forekommer som de primære nedbrydningsprodukter af TBT, bliver også anvendt industrielt som additiver i visse plast- og silikonematerialer. Kilder til organotin i havmiljøet kan dermed også være landbaserede, men bundmalinger regnes dog for at være den primære kilde (Miljøstyrelsen 1997).

Organotinforbindelser tilhører gruppen af problematiske miljøgifte, idet de kan have toksiske effekter ved særdeles lave koncentrationer. TBT har ved miljørealistiske koncentrationer vist sig at kunne sættes i forbindelse med påvirkninger på flere led af det marine økosystem, fra den mikrobielle aktivitet i sediment, over phytoplankton, invertebrater (som fx vandlopper, snegle og muslinger) og til større dyr som fisk, fugle og havpattedyr (Dahllöf et al. 1999, Fent 1996, Karlsson 1997, Guruge et al. 1996). Specielt i havsnegle kan TBT i særdeles lave koncentrationer (< 1 ng TBT/l) medføre forstyrrelser af hormonbalancen og en deraf følgende udvikling af imposex som et specifikt respons på TBT-eksponeringen (Bryan et al. 1987, Gibbs & Mathiesen 1998). TBT-induceret imposex i havsnegle forekommer i dag

overalt i de danske farvande. I de indre danske farvande har 9 - 85% og 100% af hhv. almindelig konk (*Buccinum undatum*) og rødkonk (*Neptunea antiqua*) udviklet imposex (Strand & Jacobsen accepted, Markager et al. 1999).

Derudover kan TPhT, TBT og nedbrydningsproduktet DBT også påvirke immunforsvaret i højerestående dyr (Snoeij et al. 1987, Fent 1996, Whalen et al. 1999). Et nyligt studium har sammenkædet akkumuleringen af organotinforbindelser med tilstedeværelsen af infektionssygdomme i døde havoddere fra den amerikanske vestkyst (Kannan et al. 1998), og disse forbindelser er på denne baggrund blevet mistænkt for også at kunne påvirke andet af havets højere dyreliv (Linley-Adams 1999).

Flere områder i Bælthavet er udlagt som internationale naturbeskyttelsesområder, hvor Danmark har forpligtet sig til at sikre en gunstig bevaringsstatus af de beskyttede arter og naturtyper. Det var derfor ønskeligt at opnå en viden omkring den nuværende status for belastningsniveauet, dynamikken og effekterne af organotinforbindelser i havets økosystem.

Nærværende undersøgelse omfatter koncentrationsmålinger af organotinforbindelser i forskellige led af Bælthavets fødekæde, både i herbivore og karnivore dyr og deres fødeemner, for at belyse hvilke typer af organismer, der er mest udsatte for den udbredte TBT-forurening. På grund af et begrænset antal analyserede prøver kan undersøgelsen dog kun give et indblik i koncentrationsniveauerne i forskellige dyregrupper.

Alle prøverne fra Bælthavet er indsamlet på afstand af havneområder (som generelt må betragtes som deciderede punktkilder for TBT (Jacobsen 2000)), så deraf følger, at de fundne koncentrationer må forventes at afspejle et generelt belastningsniveau i vore indre farvande.

For at vurdere situationen i et højt belastet område (ved punktkilde) er indholdet af organotinforbindelser også blevet bestemt i fisk fra Københavns Havn.

2 Metoder og materialer

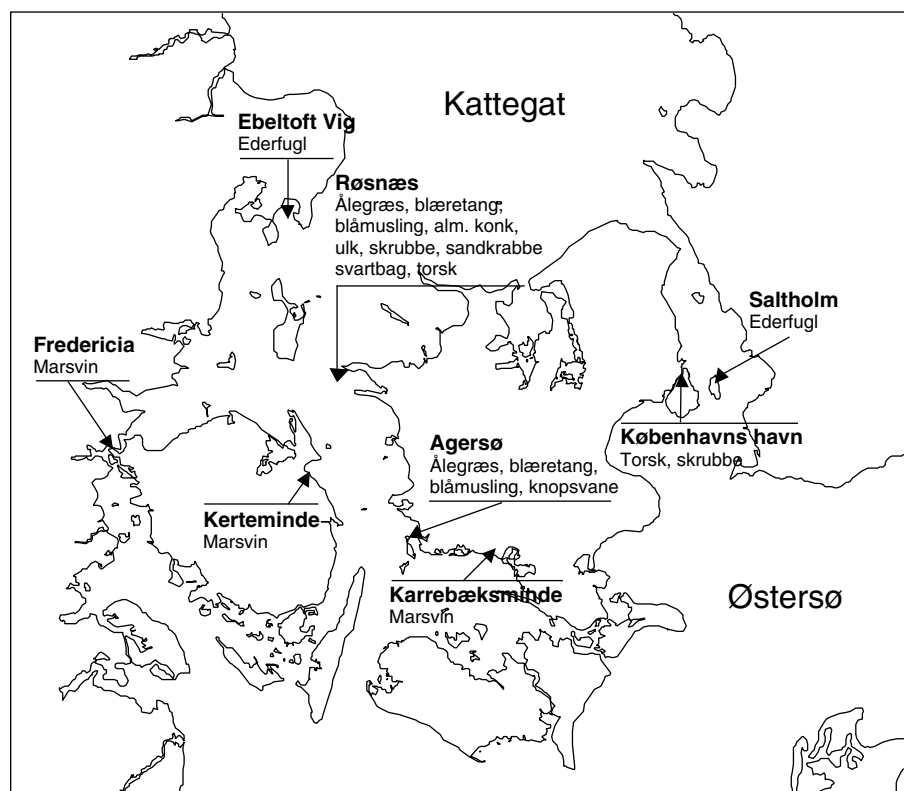
2.1 Indsamling af prøver

De undersøgte prøver omfatter ålegræs (*Zostera marina*), blæretang (*Fucus vesiculosus*), blåmusling (*Mytilus edulis*), almindelig konk (*Buccinum undatum*), sandkrabbe (*Hyas araneus*), skrubbe (*Platichthys flesus*), torsk (*Gadus morrhua*), ulk (*Myoxocephalus scorpius*), knopsvane (*Cygnus olor*), ederfugl (*Somateria mollissima*), svartbag (*Larus marinus*) og marsvin (*Phocoena phocoena*).

Sild og skarv, som repræsentanter for hhv. pelagiske fisk og deciderede fiskespisende fugle, var også planlagt til at være inddraget i undersøgelsen, men det lykkedes ikke at få prøver af disse fra Bælthavet.

Tabel 1 Følgende arter indgår i undersøgelsen fra Bælthavet.

Havplanter	Invertebrater	Fisk	Fugle	Pattedyr
Ålegræs	Blåmusling	Skrubbe	Knopsvane	Marsvin
Blæretang	Alm. konk	Ulk	Ederfugl	
	Sandkrabbe	Torsk	Svartbag	



Figur 1. Kort over områder med indsamling af planter og dyr til analyse for indhold af organotin.

Prøverne er indsamlet i 1998 eller 1999 og fortrinsvis om vinteren i perioden november til januar. Indsamlingen af prøver i Storebælt er så vidt muligt foregået ved Røsnæs i Storebælt grundet beliggenheden tæt på den internationale storskibsroute (rute T). Knopsvanerne er blevet indsamlet ved Helleholm Vejle på Agersø i Storebælt, og idet knopsvaner ernærer sig af havplanter, er ålegræs og blæretang også blevet indsamlet fra dette område. De undersøgte marsvin kommer fra flere forskellige områder i Bælthavet. Derudover er der også indsamlet ederfugle på Saltholm i Øresund og skrubbe og torsk fra Københavns Havn. Leveren har været det foretrukne organ til analyse.

Ålegræs og blæretang blev indsamlet som 1 kg friskt opskyl ved Agersø og Røsnæs, hvorpå de blev skyllet i demineraliseret vand, lagt til afdrypning og homogeniseret.

Blåmuslinger (25 stk.) med en længde på 50 - 60 mm blev indsamlet ved Røsnæs, hvorpå de blev depureret i 12 timer og efterfølgende dissekeret og homogeniseret til én prøve.

Almindelig konk og sandkrabbe blev fanget ved Røsnæs i tejer på 25 meters dybde med fiskeaffald som madding. Begge arter med en skallængde mellem 55 og 70 mm. Ved dissektion blev hele fordøjelseskirtlen udtaget fra 10 dyr og efterfølgende homogeniseret til en prøve.

Skrubbe, torsk og ulk blev fanget med bundgarn på ca. 10 meters dybde ud for Røsnæs. Ved dissektion blev hele leveren udtaget og efterfølgende homogeniseret. Derudover er skrubber og torsk fanget i Københavns Havn med bundgarn. Både prøver af lever og muskel fra disse fisk er analyseret.

Knopsvane, ederfugl og svartbag blev alle skudt med haglgevær. Ved dissektion blev hele leveren udtaget og efterfølgende homogeniseret.

Marsvin er enten taget som bifangst eller fundet strandet på kysten, hvorpå de er blevet indleveret til Danmarks Fiskeriundersøgelser. Ved dissektion blev ca. 20 g lever udtaget til analyse og efterfølgende homogeniseret.

Fra samtlige dyr med undtagelse af blåmuslinger er både den totale kropsvægt og vægten af leveren blevet bestemt, så det kunne vurderes, hvor meget leveren udgør af den samlede kropsvægt. Derudover er prøvernes tørvægtindhold bestemt efter DS 204. Alle prøver opbevares nedfrosne ved -20°C fra de er indsamlet og frem til dissektionen.

Før mere detaljerede oplysninger om prøverne se Bilag A.

2.2 Analyse af organotinforbindelser

2 g vådvægt af en homogeniseret prøve udtages til analyse. Analyseprøven oplukkes først med 1M HCl, Ultraturax[®] og ultralyd, hvorpå der indstilles til pH = 5 med NaOH og NaAcetat. Derpå tilsættes derivatiseringsreagens NaEt₄B, der ethylerer organotinforbindelserne,

hvorpå de ekstraheres med pentan. Ethyleringen og ekstraktionen gentages 3 gange, hvorpå det samlede ekstrakt inddampes til ca. 0,5 ml under N₂-flow. Detektion foretages med GC-PFPD (Gas Chromatograf med Pulserende Flamme Photometer Detektor) efter injektion af 0,2 - 1,0 µl ekstrakt. Tri-*n*-propyltin blev anvendt som intern standard. Tri-*n*-butyltin (TBT), di-*n*-butyltin (DBT), mono-*n*-butyltin (MBT), triphenyltin (TPhT), diphenyltin (DPhT) og monophenyltin (MPhT) blev detekteret. Detektionsgrænse for butyltin- og phenyltinforbindelser er hhv. 0,3 og 1,0 ng Sn/g vådvægt. Metoden er nærmere beskrevet i Jacobsen et al. (1997).

Alle koncentrationer bliver angivet i ng Sn/g vådvægt for umiddelbart at kunne sammenholde koncentrationerne af de forskellige organotinforbindelser. Ved omregning til fx ng TBT/g vådvægt skal de angivne koncentrationer ganges med en faktor 2,44.

2.3 Kvalitetssikring

Til kvalitetssikring er der anvendt såvel blindprøver, internt som eksternt (BCR) referencemateriale og certificerede standardopløsninger af ethylerede organotinforbindelser. Laboratoriet deltager løbende i internationale præstationsprøvninger indenfor QUASIMEME og med fuldt tilfredsstillende resultater.

3 Resultater og diskussion

Organotinforbindelser i form af butyltin (TBT, DBT og MBT) og/eller phenyltin (TPhT, DPhT og MPhT) kunne detekteres i samtlige undersøgte prøver af planter og dyr, hvilket viser, at alle led af økosystemet i Bælthavet er eksponeret for disse forbindelser. Resultaterne er listet i Bilag B.

Der forekommer betydelige artsmæssige forskelle mht. indhold og fordeling mellem de trisubstituerede forbindelser (TBT og TPhT) og de derfra kommende nedbrydningsprodukter, hvilket kan tillægges forskelle i fødestrategi, placering i fødekæden og evnen til at metabolisere organotinforbindelser.

Ved direkte sammenligning af indholdet af organotin i de forskellige planter og dyr skal man være opmærksom på visse begrænsninger grundet variationer i antallet af prøver, prøvetagningstidspunkt og -områder.

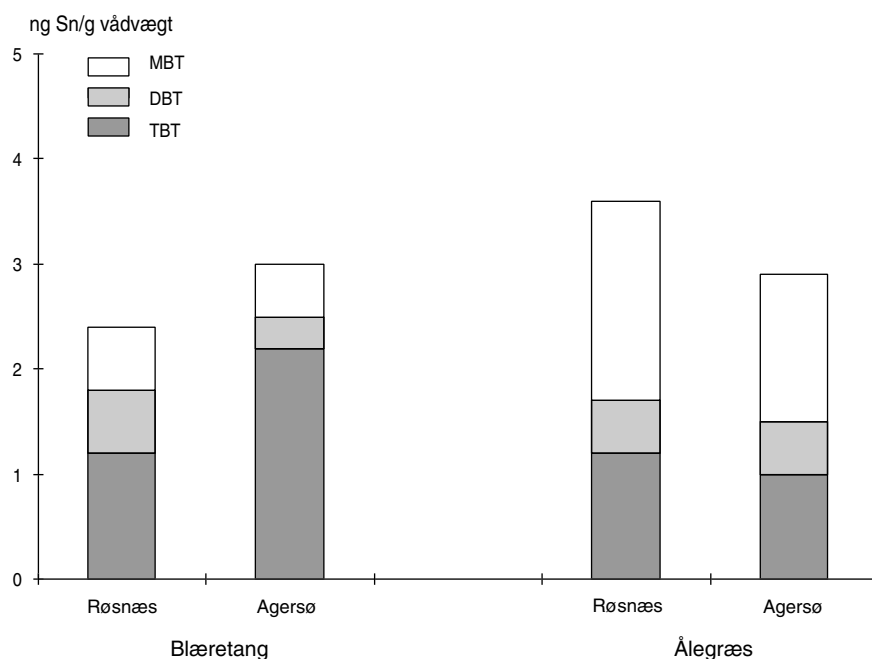
Derudover gælder det, at flere af dyrene (fisk, fugle og marsvin) har en høj mobilitet og kan migrere over store afstande, hvilket kan medføre, at organotinindholdet ikke kun afspejler belastningen i selve indsamlingsområdet. Dette er forsøgt elimineret ved, at indsamlingsområderne er placeret på afstand af punktkilder, hvorfor niveauet af organotin må forventes afspejle en generel belastning i Bælthavet.

3.1 Organotin i havplanter

Indholdet af butyltin forbindelser i både blæretang og ålegræs er sammenlignelige (2,4 - 3,6 ng Sn/g vådvægt) ved Røsnæs og Agersø, hvilket afspejler at organotinbelastningen er sammenlignelige i de to områder af Storebælt. Phenyltinforbindelser kunne ikke detekteres i planterne (*Figur 2*).

I ålegræs udgør nedbrydningsprodukterne DBT og MBT den største andel, hvorimod TBT er den dominerende organotinforbindelse i blæretang. Dette tyder på, at akkumuleringen af organotin i planter, som er placeret i bunden af fødekæden, kan være et væsentligt led i akkumuleringen af organotin til højere trofiske niveauer.

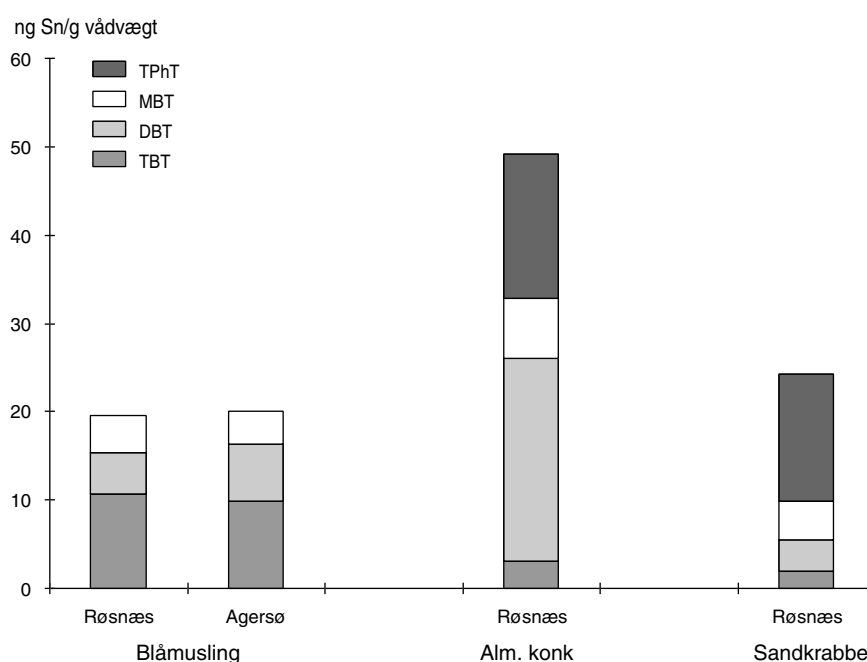
Tidligere har udenlandske undersøgelser også påvist, at butyltinforbindelser kan akkumuleres i blæretang og ålegræs (Shawky & Emons 1998, Francois et al. 1989).



Figur 2. Indholdet af organotin i blæretang og ålegræs fra Storebælt 1999.

3.2 Organotin i invertebrater

I blåmusling og fordøjelseskirtlen fra almindelig konk og sandkrabbe ligger indholdet af butyltin mellem 9,8 og 32,9 ng Sn/g vådvægt. I blåmusling er TBT den dominerende organotinformbindelse, hvorimod i almindelig konk og sandkrabbe dominerer nedbrydningsprodukterne DBT og MBT. For phenyltinforbindelsernes vedkommende dominerer TPhT i almindelig konk og sandkrabbe (14, 4 - 16,2 ng Sn/g vådvægt), mens phenyltin ikke kunne detekteres i blåmusling (Figur 3).



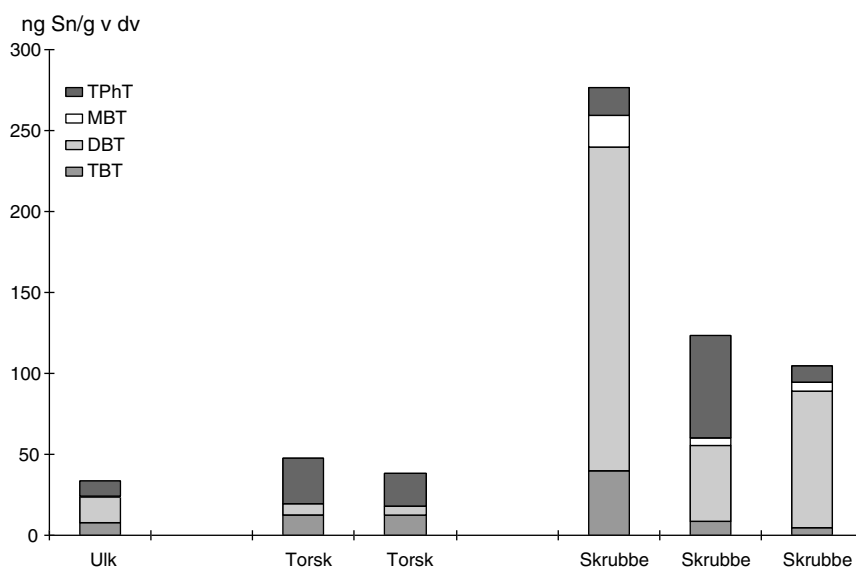
Figur 3. Indholdet af organotin i blåmusling og fordøjelseskirtlen fra almindelig konk og sandkrabbe fra Storebælt. *Indholdet af organotin i blåmusling ved Agersø er hentet fra Markager et al. (1999).

Ved sammenligning af indholdet af butyltin i blåmusling indsamlet ved Røsnæs med indholdet i blåmuslinger fra Agersø 1998 (data fra det marine overvågningsprogram under NOVA 2003, Markager et al. 1999) ses, at indholdet er på samme niveau i de to områder af Storebælt. Tilsvarende tendens blev i herværende undersøgelse afspejlet ved sammenligning af indholdet af butyltin i havplanter fra de to områder.

Ud fra indholdet af TBT i blåmuslingen kan en cirkaværdi for vandkoncentrationen af TBT i Storebælt estimeres til 0,8 ng Sn/l, idet bio-koncentrationsfaktoren (forholdet mellem koncentrationen i muslingen på tørstofbasis og koncentrationen i vandet) for TBT i blåmuslinger er vurderet til at være på ca. 116.000 (OSPAR 1996).

3.3 Organotin i fisk

Organotinforbindinger i form af både butyltin og phenyltin forekommer i leveren fra samtlige af de undersøgte fisk fra både Storebælt og Københavns Havn.



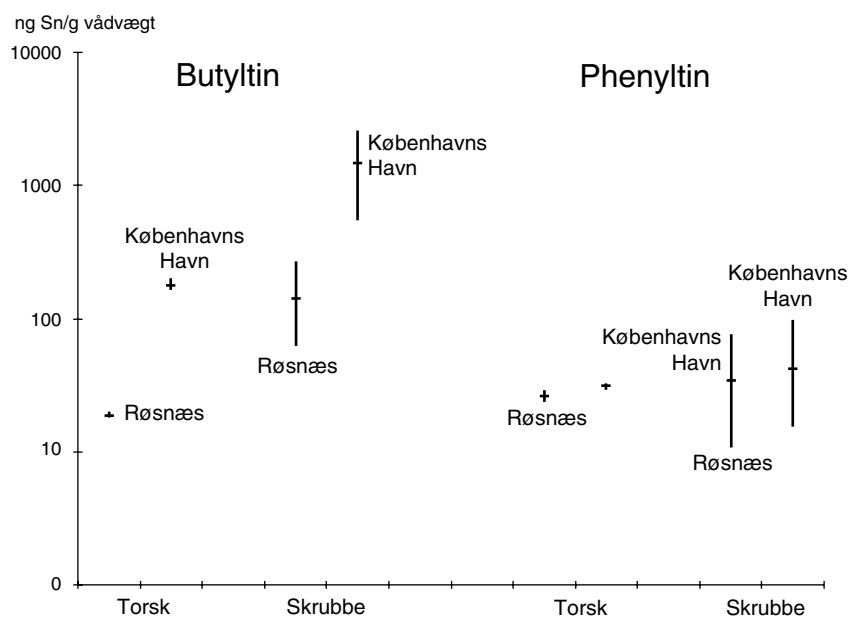
Figur 4 Indholdet af organotin i lever fra ulk, torsk og skrubbe fra Storebælt.

I Storebælt forekommer de højeste koncentrationer af butyltin i fisk i skrubbe (59,8 - 259 ng Sn/g vådvægt). I ulk og torsk er indholdet af butyltin i leveren betydeligt lavere (17,6 - 23,9 ng Sn/g vådvægt) (Figur 4).

Tilsvarende tendens forekommer i den mere forurenede Københavns Havn, hvor indholdet af butyltin i skrubbe og torsk generelt er ca. 10 gange højere med hhv. 552 - 2598 og 160 - 198 ng Sn/g vådvægt (Figur 5).

I leveren fra skrubbe og ulk udgør nedbrydningsprodukterne af TBT den største andel af butyltin, hvorimod i torsk er det TBT, der er den dominerende butyltinforbinding. I muskelvæv fra skrubbe og torsk

er det dog også TBT, der udgør den dominerende andel af butyltin forbindelser (se Bilag B).



Figur 5. Indholdet af butyltin og phenyltin i lever fra skrubbe og torsk fra hhv. Storebælt og Københavns Havn. Angivet som min.- og maks.-værdier omkring middelværdi. Bemærk logaritmisk skala.

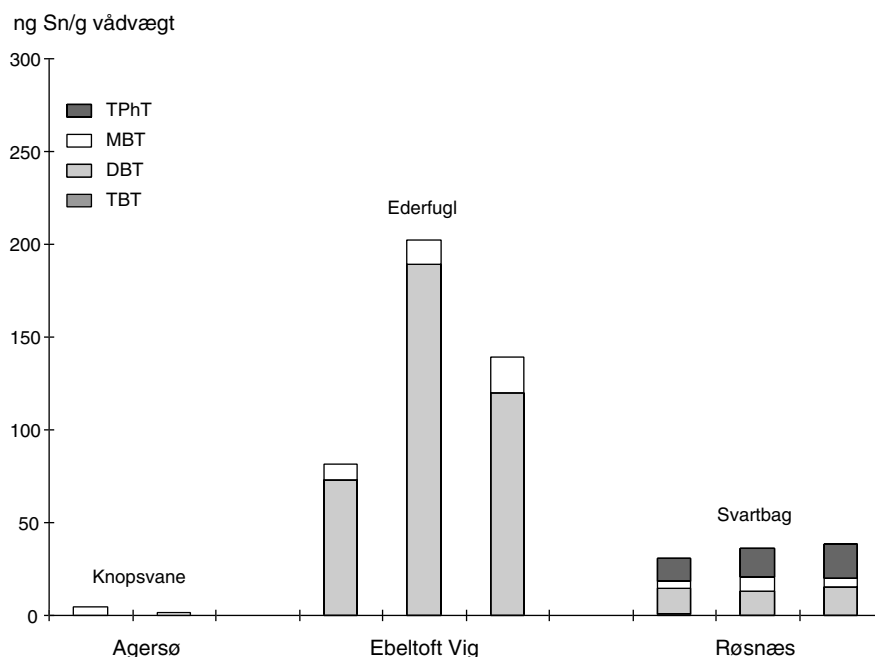
Med hensyn til indholdet af phenyltin i fisk fra Storebælt ligger niveauet i skrubbe og ulk lavere (hhv. 10,4 - 64,0 og 9,6 ng Sn/g vådvægt) sammenlignet med indholdet af butyltin. I torsk ligger indholdet af phenyltin (20,6 - 28,1 ng Sn/g vådvægt) på samme niveau som butyltin. Tilsvarende tendens gør sig gældende for skrubbe og torsk fra Københavns Havn. TPhT udgør i alle de undersøgte fisk hovedandelen af den akkumulerede mængde af phenyltin (Figur 5).

Det er bemærkelsesværdigt, at indholdet af phenyltin i fisk er på samme niveau i Storebælt og Københavns Havn. Dette kan tyde på, at der i Storebælt er yderligere kilder end antibegroningsmidler til forureningen med phenyltin, da antibegroningsmidler må forventes at være den dominerende kilde i Københavns havn. Hollandske undersøgelser har påvist forhøjede niveauer af phenyltin i kystnære områder som følge af landbaserede afstrømning fra marker med kartoffelavl (Stäb et al. 1996, Mensink *et al.* 1996). Tilsvarende kan være tilfældet i Storebælt.

3.4 Organotin i fugle

Af butyltinforbindelser akkumuleres i leveren fra fugle udelukkende nedbrydningsprodukterne DBT og MBT. TBT kunne ikke detekteres i nogen af disse prøver. Af de undersøgte fugle forekommer de højeste niveauer af butyltin i ederfugl (81,6 - 202 ng Sn/g vådvægt). I svartbag lå indholdet af butyltin på 17,7 - 20,8 ng Sn/g vådvægt, og i knopsvane kunne kun MBT detekteres (1,2 - 4,3 ng Sn/g vådvægt).

Phenyltinforbindelser blev kun fundet i svartbag med TPhT som den dominerende forbindelse (23,9 - 18,7 ng Sn/g vådvægt) (Figur 6).



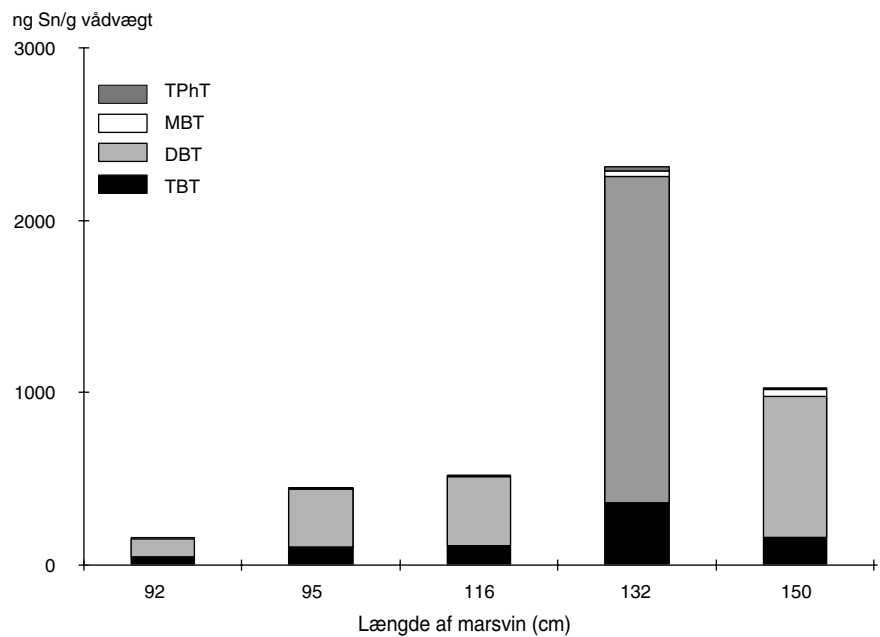
Figur 6. Indholdet af organotin i lever fra knopsvane, ederfugl og svartbag fra Bælthavet.

At kun nedbrydningsprodukterne og ikke TBT forekommer i fugle fra Bælthavet tyder på en særdeles høj metabolisk aktivitet. TBT kan dog være til stede i andre organer som fx fjer, muskel og blod på trods af, at det ikke findes i leveren. Op til 30% af den akkumulerede mængde af butyltin i fugle er deponeret i fjerene (Guruge et al. 1996). Derved er fældning af fjer en vigtig eliminationsvej af butyltin fra fugle.

3.5 Organotin i marsvin

De højeste koncentrationer af organotinforbindelser i dyr fra Bælthavet findes i leveren fra marsvin og består hovedsageligt af butyltin (158 - 2283 ng Sn/g vådvægt). Indholdet af phenyltin (< 1,0 - 14,6 ng Sn/g vådvægt) udgør forholdsmæssigt kun en lille andel deraf. Nedbrydningsproduktet DBT er den dominerende butyltinforbindelse, men TBT er også til stede i betydelige mængder (se Figur 7).

De markant højeste indhold af organotin forekommer i de 2 største (ældste) dyr, men selv de mindste marsvin, der stadig er inden for deres første leveår, har akkumuleret organotin i anseelige mængder. Tilsvarende aldersafhængige akkumulering af butyltin i leveren fra hvaler er også fundet i udenlandske undersøgelser (Madhusree et al. 1997, Tanabe 1999).



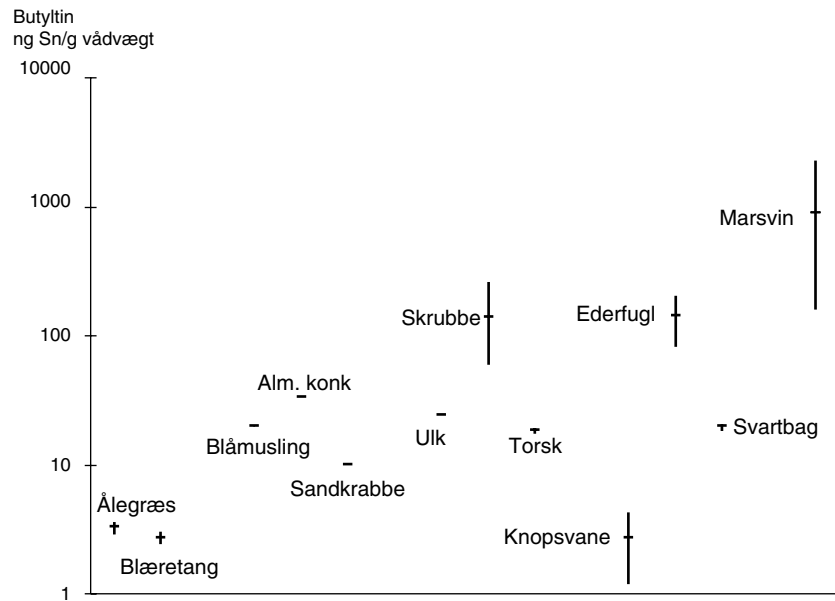
Figur 7. Indholdet af organotin i lever fra 5 marsvin fra Bælthavet.

3.6 Akkumulering af organotin igennem fødekæden

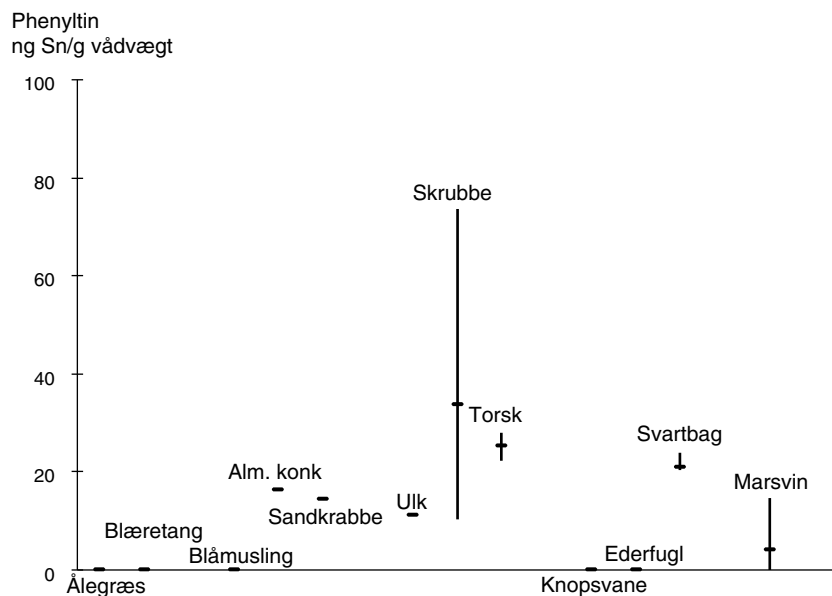
I de forskellige undersøgte planter og dyr varierer indholdet af butyltin betydeligt både mht. mængde og fordeling mellem TBT og nedbrydningsprodukterne DBT og MBT.

De højeste koncentrationer af butyltin forekommer i marsvin (153 - 2283 ng Sn/g vådvægt), ederfugle (82 - 202 ng Sn/g vådvægt) og skrubber (60 - 259 ng Sn/g vådvægt). De laveste koncentrationer forekommer i planter (2,4 - 3,6 ng Sn /g vådvægt) og knopsvane (1,2 - 4,3 ng Sn/g vådvægt) (Figur 8).

Ud over butyltin akkumuleres også phenyltinforbindelser i almindelig konk, sandkrabbe, skrubbe, torsk, svartbag og marsvin. De højeste koncentrationer af phenyltin blev fundet i skrubbe (10,4 - 63,6 ng Sn/g vådvægt), torsk (20,6 - 28,1 ng Sn/g vådvægt) og svartbag (18,7 - 23,9 ng Sn/g vådvægt), hvorimod disse forbindelser ikke kunne detekteres i planter, blåmusling, knopsvane og ederfugl (< 1 ng Sn/g vådvægt).



Figur 8. Indholdet af butyltin i Bælthavets plante- og dyreliv. Angivet som min.- og maks.-værdier omkring middelværdi. Bemærk logaritmisk skala.



Figur 9. Indholdet af phenyltin i Bælthavets plante- og dyreliv. Angivet som min.- og maks.-værdier omkring middelværdi.

For at vurdere om og i hvilken grad butyltinforbindelser opkoncentreres igennem fødekæden udregnes biomagnifikationsfaktorer (BMF), der er forholdet mellem koncentrationen i dyret selv, C_{dyr} og i den foretrukne føde, $C_{\text{føde}}$. Den foretrukne føde er et lidt vidt begreb, da flere af de undersøgte arter har et diversst fødevalg. Fx svartbag og torsk kan spise både muslinger, krabber og fisk. I hvor høj grad blåmusling er repræsentativ for konksnegles, sandkrabbers og skrubbers

føde kan også diskuteres, ligesom marsvin fortrinsvis foretrækker pelagiske fisk som fx sild og i mindre grad de her undersøgte fisk.

BMF-værdier kan estimeres ud fra middelværdierne af de niveauer, som er fundet i leveren, C_{lever} , ved at inddrage forholdet mellem vægten af leveren og den totale vægt af dyret, L og en faktor P, der er andelen af butyltin, som leveren indeholder set i forhold til den samlede mængde af butyltin i dyret.

$$\text{BMF} = C_{\text{dyr}} / C_{\text{føde}}, \text{ hvor } C = L * C_{\text{lever}} / P$$

For konksnegle er faktoren P fundet til ca. 0,4 (Strand 1998) og tilsvarende værdi anvendes her for krabber. Udenlandske undersøgelser har estimeret $P \approx 0,2$ for delfiner (Iwata et al. 1994) og $P \approx 0,1$ for fisk og fugle (Rouleau et al. 1998, Guruge et al. 1996). Disse faktorer anvendes i den følgende udregning af BMF for de forskellige dyregrupper, og $\text{BMF} > 1$ vil indikere, at butyltin biomagnificeres fra føden. Udregningen af BMF foretages på baggrund af en række for-simplinger, der bl.a. ikke tager højde for artsmæssige forskelle i deponering og metabolisme af organotinforbindinger.

Tabel 2. Estimerede biomagnifikationsfaktorer (BMF) udregnet på baggrund af middelværdier for indholdet af butyltinforbindinger i planter og dyr fra Bælhavet. L er leverens vægt af den samlede biomasse; P er andelen af butyltin i leveren set i forhold til det samlede indhold i organismen.

Fødetager	L (%)	P	C_{dyr} ng Sn/g vv	Føde	L (%)	P	$C_{\text{føde}}$ ng Sn/g vv	BMF
Knopsvane	2,3	0,1 ⁽⁴⁾	0,6	havplanter	-	-	3,0	~ 0,2
Konk, krabbe	25	0,4 ⁽²⁾	13,3	blåmusling	-	-	20,1	~ 0,7
Fisk ²	2,8	0,1 ⁽³⁾	25,2	blåmusling	-	-	20,1	~ 1,3
Fisk ²	2,8	0,1 ⁽³⁾	25,2	krabbe, konk	25,0	0,4 ⁽²⁾	13,3	~ 1,9
Ederfugl	2,4	0,1 ⁽⁴⁾	33,8	blåmusling	-	-	20,1	~ 1,7
Svartbag	3,3	0,1 ⁽⁴⁾	6,4	krabbe, konk	25,0	0,4 ⁽²⁾	13,3	~ 0,5
Svartbag	3,3	0,1 ⁽⁴⁾	6,4	fisk ²	2,8	0,1 ⁽³⁾	25,2	~ 0,3
Marsvin	3,2 ⁽¹⁾	0,2 ⁽⁵⁾	142,0	fisk ²	2,8	0,1 ⁽³⁾	25,2	~ 5,6

Værdierne for fisk er udregnet som middelværdien af skrubbe, torsk og ulk.

Referencer: ⁽¹⁾ Bryden (1972), ⁽²⁾ Strand (1998), ⁽³⁾ Rouleau et al. (1998), ⁽⁴⁾ Guruge et al. (1997), ⁽⁵⁾ Madhusree et al. (1997).

Biomagnificeringen af organotin igennem fødekæden vurderes normalt ikke for at være særligt signifikant sammenlignet med fx persistente klorerede forbindelser, idet biotransformationen af organotinforbindinger generelt er hurtigere i højerestående dyr som fx fisk, fugle og pattedyr sammenlignet med forskellige invertebrater (Lee 1991, Fent 1996). I visse arter af vertebrater tyder det dog på, at der foregår en biomagnificering af især butyltinforbindinger fra føden. I denne undersøgelse er BMF-værdier større end 1 fundet for marsvin, ederfugl og fisk (Figur 8, Tabel 2). For marsvin er BMF udregnet til 5,6, hvilket viser, at der især i marsvin foregår en markant biomagnificering af butyltinforbindinger. Til gengæld er BMF vurderet til mindre end 1 for knopsvane, konk, krabbe og svartbag.

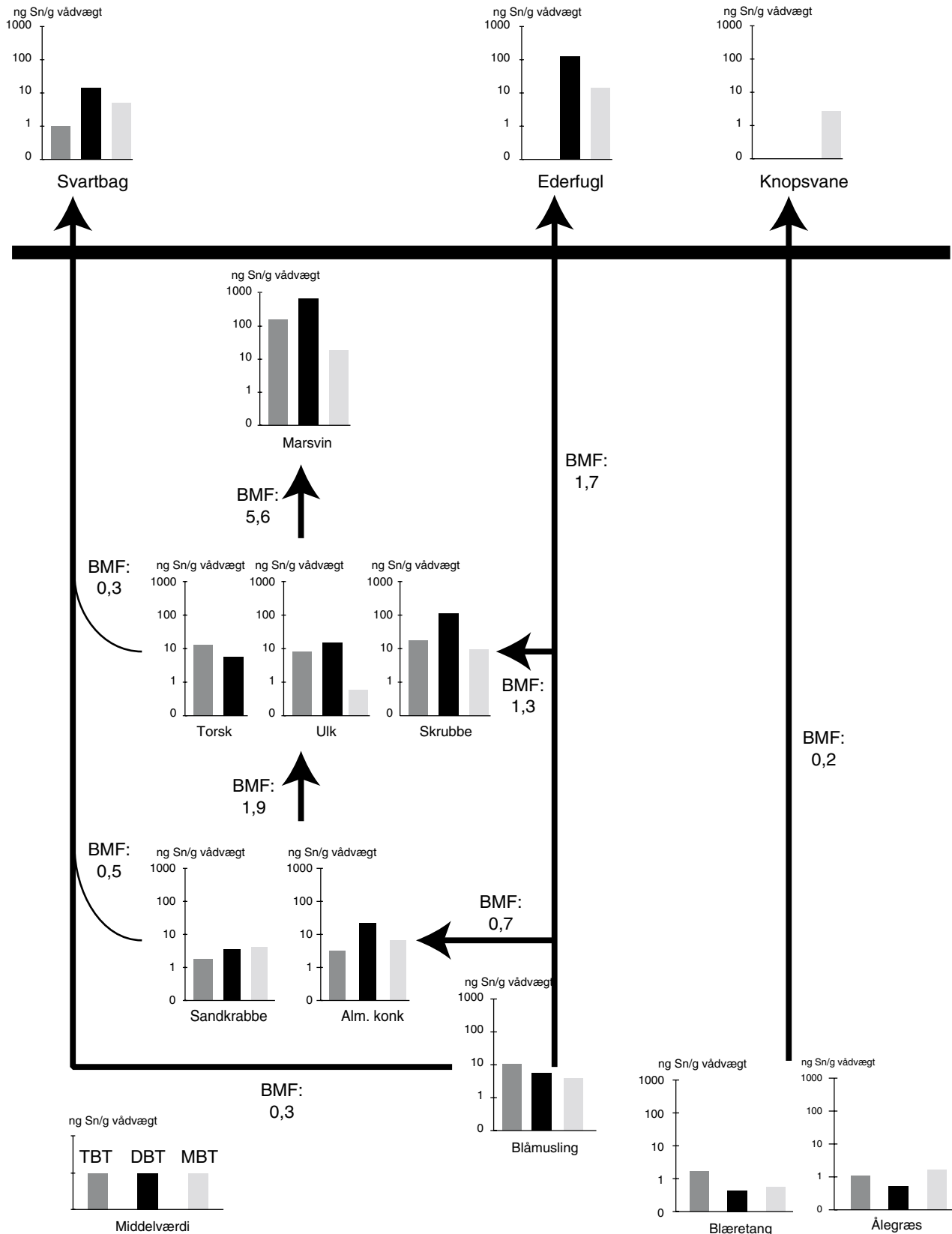
De betydelige artsmæssige forskelle i fordelingen mellem TBT og nedbrydningsprodukterne DBT og MBT afspejler øjensynligt forskelle i optagelse, biotransformation og elimination af butyltin. Dette indikerer, at faktorer som levevis, fødevalg, evnen til metabolisk at nedbryde og at udskille stofferne igen, fx via ekskretion eller fældning af fjer, har væsentlig indflydelse på akkumuleringen af organotin.

Den plantespisende knopsvane har et betydeligt lavere indhold af organotin sammenlignet med de muslingespisende ederfugle og fortrinsvis fiskespisende svartbage. Kun små mængder af MBT kan detekteres i leveren fra knopsvane, hvilket tyder på en høj metabolisk aktivitet og elimination af organotin i denne art, idet såvel TBT og DBT ellers udgør den dominerende andel af organotin i dets føde. Tilsvarende tendens gør sig gældende med ederfugl som hovedsageligt lever af muslinger. I disse fugle kan TBT heller ikke detekteres i leveren på trods af, at TBT er den dominerende organotinformbindelse i føden. Tilgængelig udgør TBT mellem 16% og 37% af den samlede mængde af butyltin i marsvin, selvom DBT generelt udgør den største andel af butyltinforbindelser i leveren fra fisk. I denne sammenhæng skal det dog gøres opmærksomt på, at dette ikke er ensbetydende med, at der i andre dele af de pågældende organismer forekommer tilsvarende fordeling mellem TBT og nedbrydningsprodukter som i leveren. Fx i muskelvæv ophobes TBT generelt i højere grad end nedbrydningsprodukterne DBT og MBT (Ståb et al. 1996, Tanabe 1999).

At TBT kun udgør en mindre andel af det samlede indhold af butyltin i alle de undersøgte dyr (med undtagelse af muslinger og torsk) kan fortrinsvis tilskrives leverens evne til at biotransformere TBT pga. en generel højere aktivitet af afgiftningenszymer (Lee 1991).

Sammenlignes de forskellige undersøgte fisk, så kan det også tyde på, at dyrenes levevis kan være en væsentlig faktor for akkumuleringen af organotin. En grund til det generelt højere indhold af butyltin i skrubben kan være, at den i højere grad lever på havbunden i tæt kontakt med sedimentet. På grund af organotinformbindelsers høje affinitet overfor partikulært materiale vil disse forbindelser akkumuleres i sedimentet, som derpå vil være en kilde til især de bentiske dyr.

Indholdet af TBT, DBT og MBT i Bælthavets dyreliv



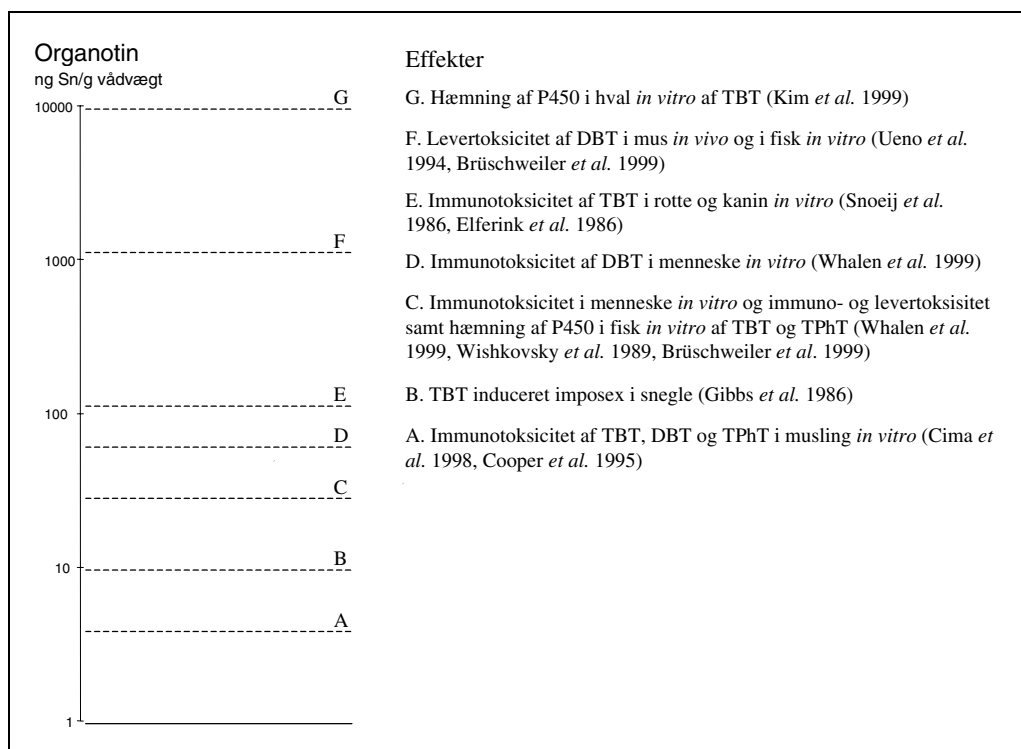
Figur 10. Indholdet af butyltinforbindelser (angivet ved middelværdi) i forskellige dele af Bælthavets økosystem. Estimerede biomagnifikationsfaktorer (BMF) er angivet. Bemærk logaritmisk skala.

3.7 Biologiske effekter af organotin

I hvilket omfang der forekommer effekter på Bælthavets dyreliv af den udbredte forurening med organotin er umiddelbart vanskeligt at vurdere.

I OSPARCOM-regi er der udarbejdet vejledende økotoxikologiske vurderingskriterier (Ecological Assessment Criteria, EAC) på basis af tilgængelige toksicitetsdata i relevante matricer. Ved fastlæggelsen af disse referenceværdier er der lagt vægt på, at der sandsynligvis ikke vil opstå skader på miljøet under disse koncentrationsniveauer. For TBT i blåmuslinger er EAC fastsat til 0,2 - 2 ng TBT/g vådvægt svarende til 0,08 - 0,8 ng Sn/g vådvægt (OSPAR 1998). Sammenlignet med indholdet af TBT i blåmuslinger fra Bælthavet ligger niveauet mere end en størrelsesorden over EAC-værdien. Forureningen af organotin må derved forventes med stor sandsynlighed at have effekter på dyrelivet. Med dette for øje er det heller ikke overraskende, at imposex er et udbredt fænomen i de særligt følsomme konksnegle overalt i Bælthavet (Strand & Jacobsen accepted, Markager et al. 1999). I lokale områder med endnu højere belastning af organotin, som fx i havne og marinaer, er disse problemer endnu mere udtalte (Markager et al. 1999, Sterling 2000, Jensen 2000).

Ud over de synlige kønsændringer i havsnegle i form af imposex er det mere vanskeligt at vurdere om de akkumulerede mængder af organotin også har andre toksiske effekter på dyrelivet. En række laboratorieundersøgelser har ellers påvist effekter ved særdeles lave koncentrationer af organotin (Figur 11).



Figur 11. Koncentrationsniveauer af organotinforsbindelser hvor undersøgelser har påvist subletale effekter i forskellige organismer (se også bilag C).

Man skal være opmærksom på, at de i Figur 11 angivne effekt-koncentrationer er ekstrapoleret ud fra laboratorieundersøgelser med en række forskellige dyrearter, hvoraf de fleste er *in vitro* assays (se også Bilag C). Man skal derfor være varsom med umiddelbart at overføre dem til miljørealistiske forhold og andre arter og sammenligne med koncentrationer i specifikke organer.

Alligevel må rækken af særdeles lave effekt-koncentrationer af organotin (såvel TBT, DBT og TPhT) vække bekymring, idet de høje indhold af organotin i marsvin, men også i ederfugle og skrubbe, fra Bælthavet overskrider flere af de immunotoksiske effekt-koncentrationer fundet i forskellige vertebrater med mere end en størrelsesorden. Andre undersøgelser har desuden vist, at blodceller i fisk kan akkumulere endnu højere koncentrationer af organotin sammenholdt med fx leverceller (Oshima et al. 1997, Rouleau et al. 1998).

Med hensyn til organotinformbindelser tyder det på, at dyrelivet i de indre danske farvande er særligt udsat for disse typer af miljøgifte. Bl.a. har de danske marsvin akkumuleret betydelige større mængder af organotin sammenlignet med marsvin fra andre undersøgte områder (Tabel 3).

Tabel 3. Indholdet af butyltin (BT) i leveren fra marsvin (*Phocoena phocoena*) fra forskellige europæiske havområder.

Område	Antal prøver	Σ BT ¹ ng Sn/g vv	Σ BT ² ng BT/g vv	Reference
Bælthavet	5	158 - 2283	332 - 4607	Dette studie
England og Wales	29	13 - 347	22 - 640	Law et al. 1998
Tyrkisk Sortehav	27	47 - 115	89 - 219	Madhusree et al. 1997
Polsk Østersø	2	-	18 - 27	Kannan & Falandysz 1997

¹ BT-indholdet angivet som Sn ækvivalenter.

² BT-indhold omregnet og angivet som det reelle indhold af butyltin-ioner.

De i Bælthavet fundne koncentrationer af organotin i marsvin er på højde med indholdet i kystnære havoddere og delfiner fra USA og Japan, hvor der er rejst spørgsmål om de akkumulerede mængder af organotin kan have svækket immunforsvaret og gjort dyrene mere sårbare overfor infektionssygdomme (Kannan et al. 1997, Kannan et al. 1998, Henderson 1998, Linley-Adams 1999, Tanabe 1999). En undersøgelse af californiske havoddere (*Enhydra lutris nereis*) har vist, at havoddere, hvor infektionssygdomme havde været dødsårsag, i gennemsnit havde et indhold af butyltin i leveren på 705 (19 - 2557) ng Sn/g vådvægt. Sammenlignet hermed havde havoddere med fysiske trauma som dødsårsag i gennemsnit et indhold på 105 (46 - 221) ng Sn/g vådvægt (Kannan et al. 1998).

I hvilken grad de akkumulerede mængder af organotin kan medføre effekter på populations- og økosystemniveau er endnu mere vanskeligt at vurdere, idet årsagssammenhænge til forekomsten af sygdomme og deraf følgende øget mortalitet i vilde populationer af marine dyr er særdeles kompleks (Ross 2000). Andre faktorer, så som

ernæringstilstand og anden fysiologisk status, genetisk sårbarhed, udbrud af "naturlige" sygdomme og indflydelse fra andre miljøgifte skal tages med i betragtning.

Det er fx uvist, i hvilken grad populationerne af almindelig konk og rødkonk i de danske farvande er påvirkede af den udbredte forekomst af imposex, idet der i dag kun foreligger begrænset viden omkring bestandene. Forekomsten af imposex i disse to arter af *Buccinidae* konksnegle medfører tilsyneladende ikke, at hunnerne bliver sterile (Mensink et al. 1996), hvilket ellers kan forekomme hos konksnegle tilhørende familien *Muricidae* som fx purpurneglen, *Nucella lapillus* (Gibbs & Bryan 1987). Almindelig konk og rødkonk kan stadig reproducere sig på trods af udviklede imposexkarakterer, men om fertiliteten og rekrutteringen af nye generationer er påvirket vides ikke. Det må dog umiddelbart formodes, at de TBT-inducerede hormonforstyrrelser udgør en stressfaktor.

Opgørelse over fiskerilandinger af almindelig konk fra den sydlige Nordsø og Vadehavet har vist, at der i 1970'erne foregik en drastisk tilbagegang, og at bestanden fortsat er i bund (ten Hallers-Tjabbes et al. 1996). Dette har efterfølgende medført, at arten anses som truet og derfor er blevet rødlistet i det hollandske og tyske Vadehav (Petersen et al. 1996). Andre antropogene faktorer, som fx et intensivt fiskeri med bomtrawl i dette område, kan også have haft indflydelse på dette (ten Hallers-Tjabbes et al. 1996). Da almindelig konk og rødkonk ikke har et pelagisk larvestadie, gør det dem ekstra sårbare, idet en udveksling med bestande fra mindre påvirkede områder kun vil foregå langsomt.

Effekter af TBT-forureningen i de indre danske farvande på populationsniveau for større dyr, bør i denne forbindelse også overvejes, men man bør være opmærksom på, at dyrelivet i kystnære farvande generelt har akkumuleret høje niveauer af en række andre miljøgifte end organotinforbindelser. De persistente halogenerede forbindelser, dvs. PCB'er, dioxiner, DDT, bromerede flammehæmmere m.fl., vil også akkumuleres op igennem fødekæden, og høje niveauer af disse forbindelser forekommer i fx kystnære marsvin (ICES 1998, Berggren et al. 1999, de Boer et al. 1998). Ligesom organotinforbindelser er disse forbindelser også sat i forbindelse med effekter på hormon- og immunsystemet i dyr. Denne blanding af miljøgifte kan derved udgøre en alvorlig "cocktail", hvor eventuelt synergistiske virkninger kan forekomme og medføre en forøget toksisk påvirkning (ICES 1998, Ross 2000).

Der har i de indre danske farvande inden for de sidste årtier bl.a. været epidemiske udbrud af infektionssygdomme hos bl.a. sæler i 1987 (Heide-Jørgensen et al. 1992) og ederfugle i 1996 (Christensen et al. 1997), hvilket medførte kraftige reduktioner i lokale bestande. En svækkelse af dyrenes immunforsvar pga. miljøgifte vil kunne medføre, at de bliver mere sårbare overfor naturlige infektioner forårsaget af virus, bakterier og parasitter. Den høje mortalitet af sæler blev bl.a. forsøgt relateret til belastningen med klorerede organiske forbindelser som PCB (Heide-Jørgensen et al. 1992), men den udbredte forurening af organotin i vore farvande kan muligvis også have været en medvirkende faktor.

Hormonforstyrrelser i havsnegle forårsaget af TBT er med sikkerhed et problem i Bælthavet. I hvilket omfang der forekommer andre effekter på dyrelivet er uvist, men pga. de generelt høje koncentrationer af organotin i dyrelivet sammenholdt med de lave toksiske effektniveauer fra laboratorieundersøgelser kan andre effekter ikke udelukkes.

Organotinforbindelser bør derfor generelt inddrages ved risikovurderinger af trusler fra miljøgifte i det danske havmiljø, fx i situationer hvor TBT forurenede havnesedimenter ønskes klappet i nærheden af marine områder, der er vurderet til at have biologisk betydning for særligt følsomme arter.

4 Konklusioner

Organotinforbindelser i form af butyltin- og phenyltinforbindelser forekommer i alle de undersøgte planter og dyr fra Bælthavet, hvilket viser, at alle led i økosystemet i Bælthavet er eksponeret til disse forbindelser. Forekomsten af organotinforbindelser kan primært henføres til brugen af antibegroningsmidler i bundmalinger til skibe.

Der er betydelige artsmæssige forskelle i akkumulering og fordeling mellem udgangsstofferne TBT og TPhT og nedbrydningsprodukterne, hvilket afspejler forskelle i optagelse, biotransformation og elimination af organotin. Der er en tendens til, at forbindelserne ophobes i dyrelivet igennem fødekæden.

De højeste koncentrationer af butyltinforbindelser forekommer i leveren fra skrubbe, ederfugl og marsvin, hvilket understreger, at der i disse dyr foregår en vis biomagnificering af butyltin via føden. De laveste koncentrationer af butyltin er til stede i havplanter og leveren fra knopsvane.

For phenyltinforbindelser er de højeste koncentrationer fundet i skrubbe, torsk og svartbag, hvorimod disse forbindelser ikke kunne detekteres i havplanter, blåmusling, knopsvane og ederfugl.

I hvilken grad at de akkumulerede mængder af organotin kan medføre toksiske effekter i de undersøgte dyr, ud over imposex i havsnegle, er vanskeligt at vurdere, men de fundne koncentrationer af organotin i Bælthavets dyreliv er på et niveau, hvor laboratorieforsøg har påvist immunosuppressive effekter i dyr. Toksiske effekter af organotin kan derfor ikke udelukkes. Bl.a. det høje indhold af organotin i marsvin giver anledning bekymring. Organotin bør derfor generelt inddrages ved risikovurderinger af trusler fra miljøgifte i det danske havmiljø.

5 Referencer

Arise F., van Hattum B., Hopman G., Boon J., ten Hallers-Tjabbes C. (1998), Butyltin and phenyltin compounds in liver and blubber samples of sperm whales (*Physeter macrocephalus*) stranded in the Netherlands and Denmark, report from Institute for Environmental Studies (IVM), Amsterdam, the Netherlands.

Berggren P., Ishaq R., Zebühr Y., Näf C., Bandh C., Broman D. (1999), Patterns and levels of organochlorines (DDTs, PCBs, non-ortho PCBs and PCDD/Fs) in male harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) from the Baltic Sea, the Kattegat-Skagerrak Seas and the West coast of Norway, Marine Pollution Bulletin 38(12), s.1070-1084.

Brüschweiler B.J., Würzler F., Fent K. (1999), Inhibition of cytochrome P4501A by organotins in fish hepatoma cells PLHC-1, Environmental Toxicology and Chemistry 15(5), s.728-735.

Cima F., Marine M.G., Matazzo V., da Ros L., Ballarin L. (1998), Immunotoxic effects of organotin compounds in *Tapes philippinarum*, Chemosphere 37(14-15), s.3035-3045.

Christensen T.K., Bregnballe T., Andersen T.H. and Dietz H.H. (1997), Outbreak of Pasteurellosis among wintering and breeding common eiders *Somateria mollissima* in Denmark, Wildlife Biology 3(2), s. 125-128.

Cooper E.L., Arizza V., Cammarata M., Pellerito L., Parrinello N. (1995), Tributyltin affects phagocytic activity of *Ciona intestinalis* hemocytes, Comp. Biochem. Physiol. 112C(3), s.285-289.

Dahllöf I., Blanck H., Hall P.O.J., Molander S. (1999), Long-term effects of tri-n-butyltin on the function of a marine sediment system, Marine Ecology Progress Series 188(3), s.1-11.

de Boer J., Wester P.G., Boon J.P. (1998), Do flame retardants threaten ocean life Nature 394, s.28-29.

Danmarks Statistik (1997), Observerede skibspassager gennem Sund og Bælt, Statistisk Årbog, Århus stiftsbog trykkerie, Danmark, s.301.

Elferink J.G.R., Deierkauf M., van Steveninck J. (1986), Toxicity of organotin compounds for polymorphonuclear leukocytes: the effect on phagocytosis and ecocytosis, Biochemical Pharmacology 35, s.3727-3732.

Fent K. (1996), Ecotoxicology of organotin compounds, Critical Review of Toxicology 26(1), s.1-117.

Francois R. Short F., Weber J.H. (1989), Accumulation and persistence of tributyltin in eelgrass (*Zostera marina* L.) tissue, Environmental Science and Technology 23, s.191-196.

- Gibbs P.E., Bryan G.W. (1987), The use of the dog-whelk, *Nucella lapillus*, as an indicator of tributyltin (TBT) contamination, *Journal of Marine Biology and Assessment of United Kingdom* 67, s.507-523.
- Guruge K.S., Tanabe S., Iwata H., Taksukawa R., Yamagishi S. (1996), Distribution, biomagnification and elimination of butyltin compound residues in common commorants (*Phalacrocorax carbo*) from Lake Biwa, Japan, *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 31, s.210-217.
- Guruge K.S., Iwata H., Tanaka H., Tanabe S. (1997), Butyltin accumulation in the liver and kidney of seabirds, *Marine Environmental Research* 44(2), s.191-199.
- Heide-Jørgensen M.P., Härkönen T., Dietz R., Thompson P.M. (1992), Retrospective of the 1988 European seal epizootic, *Diseases of Aquatic Organisms* 13, s. 37-62.
- Henderson S. (1998), Sea otters decline, *Marine Pollution Bulletin* 36, s.565.
- ICES (1998), Concentrations and relevant effects of non-*ortho* and mono-*ortho* chlorobiphenyls in marine mammals, ICES Cooperative Research Report no. 233, Annex 10, s.337-363.
- Jacobsen J.A., Stuer-Lauridsen F., Pritzl G. (1997), Organotin speciation in environmental samples by capillary gas chromatography and pulsed flame photometer detection (PFPD), *Applied Organometallic Chemistry* 11, s.737-741.
- Jacobsen J. A. (2000), Organotin compounds in the Danish marine environment. Analysis and fate studies, Ph.D. Thesis, Roskilde Universitetscenter, Institut for Biologi og Kemi.
- Jensen C.A. (2000), Tributyltin (TBT) i det marine miljø og misdannelser i marine snegle i Århus amt 1998-99, rapport fra Århus amt.
- Kannan K., Falandysz J. (1997), Butyltin residues in sediment, fish, fish-eating birds, harbour porpoise and human tissue from the Polish coast of the Baltic Sea, *Marine Pollution Bulletin* 34(3), s.203-207.
- Kannan K., Guruge K.S., Thomas N.J., Tanabe S., Giesy J.P. (1998), Butyltin residues in southern sea otters (*Enhydra lutris nereis*) found dead along Californial coastal waters, *Environmental Science and Technology* 32, s.1169-1175.
- Karlsson S. (1997), Literature survey on ecotoxicology and environmental exposure of organotin compounds with emphasis on use in antifouling paints, Report of the National Chemicals Inspectorate, Stockholm, Sweden, s. 1- 45.
- Kim G.B., Lee J.S., Tanabe S., Iwata H., Tatsukawa R., Shimazaki K. (1996), Specific accumulation and distribution of butyltin compounds in various organs and tissue of the steller sea lion (*Eumetopias jubatus*): Comparison with organochlorine accumulation pattern, *Marine Pollution Bulletin* 32(7), s.558-563.

Kim G.B., Nakata H., Tanabe S. (1998), *In vitro* inhibition of hepatic cytochrome P450 and enzyme activity by butyltin compounds in marine mammals, *Environmental Pollution* 99, s.255-261.

Law R.J., Blake S.J., Jones B.R., Rogan E.(1998), Organotin compounds in liver tissue of harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) and grey seals (*Halichoerus grypus*) from the coastal waters of England and Wales, *Marine Pollution Bulletin* 36(3), s.241-247.

Lee R. F. (1991), Metabolism of tributyltin by marine animals and possible linkages to effects, *Marine Environmental Research* 32, s.29-35.

Linley-Adams G. (1999), The accumulation and impact of organotins on marine mammals, seabird and fish for human consumption, Report from World Wildlife Fundation of United Kingdom, WWF-UK project no. 98054.

Madhusree B, Tanabe S., Öztürk A.A., Tatsukawa R., Miyazaki N., Özdamar E., Aral O., Samsun O., Öztürk B. (1997), Contamination of butyltin compounds in the harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) from the Black sea, *Fresenius Journal of Analytical Chemistry* 359, s.244-248.

Marcillo Y., Porte C. (2000), Evidence of endocrine disruption in clams - *Ruditapes decussata* - transplanted to a tributyltin-polluted environment, *Environmental Pollution* 107, s.47-52.

Markager et al. (1999), Marine områder - Status over miljøtilstanden i 1998 (NOVA 2003), Danmarks Miljøundersøgelser, Faglig rapport fra DMU nr. 290, s.121-127.

Mathiessen P., Gibbs P.E. (1998), Critical appraisal of the evidence for tributyltin mediated endocrine disruption in molluscs, *Environmental Toxicology and Chemistry* 17, s.37-43.

Mensink B.P., ten Hallers-Tjabbes C.C., Kralt J., Freriks I.L., Boon J.P. (1996), Assessment of imposex in common whelk, *Buccinum undatum* (L.) from the Eastern Scheldt, the Netherlands, *Marine Environmental Research* 41(4), s.315-325.

Miljøstyrelsen (1991), Oversigt over godkendte bekæmpelsesmidler 1991, Orientering fra Miljøstyrelsen nr. 1., Danmark.

Miljøstyrelsen (1997), Massestrømsanalyse for tin med særligt fokus på organotinforbindelser, Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen nr. 7, Danmark.

Oshima Y., Nirmala K., Go J., Yokota Y., Koyama J. (1997), *Environmental Toxicology and Chemistry* 16(7), s.1515-1517.

OSPAR (1996), Report of the 3rd OSPAR workshop on Ecotoxicological Assessment Criteria - part II, the Hague 25-29 November 1996.

Petersen G.H., Madsen P.B., Jensen K.T., van Bernem K.H., Harms J., Heiber W., Kröncke I., Michaelis H., Rachor E., Reise K., Dekker R., Visser G.J.M., Wolff W.J. (1996), Red list of macrofaunal benthic invertebrates of the Wadden Sea, *Helgoländer Meeresuntersuchungen* 50 (suppl.), s.69-76.

Ross P.S. (2000), Marine mammals as sentinels in ecological risk assessment, *Human and Ecological Risk Assessment* 6(1), s.29-46.

Rouleau C., Gobeil C., Tjävle H. (1998), Pharmacokinetics and distribution of dietary tributyltin compared to those of methylmercury in the american plaice *Hippoglossoides platessoides*, *Marine Ecology Progress Series* 171, s.275-284.

Shawky S, Emons H (1998), Distribution patterns of organotin compounds at different trophic levels of aquatic ecosystems, *Chemosphere* 36(3), s.523-535.

Snoeij N.J., van Iersel A.A.J., Seinen W. (1986), Triorganotin-induced cytotoxicity to rat thymus, bone marrow and red blood cells as determined by several *in vitro* assays, *Toxicology* 39, s.71-83.

Snoeij N.J., Penninks A.H., Seinen W. (1987), Biological activity of organotin compounds - an overview, *Environmental Research* 44, s.335-353.

Stäb J.A., Traas T.P., Stroomberg G., van Kesteren J., Leonards P., van Hattum B., Brinkman U.A.T., Cofino W.P. (1996), Determination of organotin compounds in the foodweb of a shallow freshwater lake in the Netherlands, *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 31, s.319-328.

Sterling P. (2000), Effekter af tributyltin på køns karakterer hos strandsneglen, *Littorina littorea*, Specialrapport fra Syddansk Universitet, Biologisk Institut, Odense.

Strand J. (1998), Bioakkumulering og effekter af tributyltin (TBT) i de danske farvande, Specialrapport fra Roskilde Universitetscenter, Institut for biologi og kemi.

Strand J., Jacobsen J.A. (accepted for press 1999 in *Marine Ecology Progress Series*, Imposex in the sublittoral whelks common whelk (*Buccinum undatum*) and red whelk (*Neptunea antiqua*) in Danish waters.

Tanabe S. (1999), Butyltin contamination in marine mammals: a review, *Marine Pollution Bulletin* 39, s.62-72.

ten Hallers-Tjabbes C.C., Everaarts J.M., Mensink B.P., Boon J.P. (1996), The decline of the North Sea whelk (*Buccinum undatum* L.) between 1970 and 1990: A natural or a human induced event ?, *Marine Ecology* 17(1-3), s.333-343.

Ueno S., Susa N., Furukawa Y., Sigiya M. (1994), Comparison of hepatotoxicity caused by mono-, di- and tributyltin compounds in mice, *Archives of Toxicology* 69, s.30-34.

Vishkovsky A., Mathews E.S., Weeks B.A. (1989), Effect of tributyltin on the chemiluminescent response of phagocytes from three species of estuarine fish, Archives of Environmental Contamination and Toxicology 18, s.826-831.

Whalen M.M., Loganathan B.G., Kannan K. (1999), Immunotoxicity of environmental relevant concentrations of butyltins on human natural killer cells *in vitro*, Environmental Research Section A 81, s.108-116.

Bilag A - Oplysninger om prøvemateriale

Table 4. Oversigt over prøver indsamlet i Bælthavet 1998-99.

Art	Prøve ID-nr	Lokalitet	Dato	Køn	Længde (cm)	Totalvægt (g)	Vægt af lever (g)
Ålegræs	-	Stignæs	5/12-99	-	-	-	-
Ålegræs	-	Røsnæs	5/12-99	-	-	-	-
Blæretang	-	Stignæs	5/12-99	-	-	-	-
Blæretang	-	Røsnæs	5/12-99	-	-	-	-
Blåmusling	-	Røsnæs	5/12-99	-	5 - 6	-	-
Alm. konk	-	Røsnæs	16/7-99	-	5,5 - 7,0	22,3 ± 6,0	3,6 ± 1,0
Sandkrabbe	-	Røsnæs	16/7-99	-	5,5 - 7,0	-	-
Torsk	To-1	Røsnæs	25/10-99	han	36,1	439	7,0
Torsk	To-2	Røsnæs	25/10-99	hun	37,1	402	4,1
Skrubbe	Sk-1	Røsnæs	25/10-99	hun	33,3	485	9,0
Skrubbe	Sk-3	Røsnæs	25/10-99	hun	27,7	238	3,8
Skrubbe	Sk-4	Røsnæs	25/10-99	hun	29,4	319	5,2
Ulk	Ul-1	Røsnæs	25/10-99	hun	25,1	279	15,3
Knopsvane	1397	Agersø	15/11-99	hun	-	14.000	316,2
Knopsvane	1398	Agersø	15/11-99	imm.	-	7.300	174,1
Ederfugl	Kø-12	Æbeltoft Vig	29/1-98	han	-	-	-
Ederfugl	Kø-13	Æbeltoft Vig	29/1-98	hun	-	-	-
Ederfugl	Kø-6	Æbeltoft Vig	29/1-98	han	-	-	-
Svartbag	Sv-1	Røsnæs	28/10-99	hun	-	1.560	54,1
Svartbag	Sv-2	Røsnæs	28/10-99	imm.	-	1.640	43,5
Svartbag	Sv-3	Røsnæs	28/10-99	han	-	1.790	65,6
Marsvin ¹	98-033	Fredericia	1998	hun	95	17.600	-
Marsvin ²	98-042	Kerteminde	1998	han	92	16.500	-
Marsvin ²	98-057	Fredericia	1998	han	132	-	-
Marsvin ¹	98-062	Kerteminde	1998	hun	116,5	-	-
Marsvin ²	98-066	Karrebæks-minde	1998	han	150	-	-

¹ taget som bifangst, ² fundet strandet.

Tabel 5. Ederfugle indsamlet på Saltholm umiddelbart før æglægningen 1998.

Art	Prøve (ID-nr)	Lokalitet	Dato	Køn	Længde (cm)	Total-vægt (g)	Vægt af lever (g)
Ederfugl	Kø-L	Saltholm	2/4-98	hun	-	2943	72,4
Ederfugl	Kø-F	Saltholm	2/4-98	hun	-	2356	53,3
Ederfugl	Kø-H	Saltholm	2/4-98	hun	-	2754	63,6
Ederfugl	Kø-A	Saltholm	2/4-98	hun	-	2160	52,4

Tabel 6. Skrubber og torsk indsamlet i Københavns Havn 1999

Art	Prøve (ID-nr)	Lokalitet	Dato	Køn	Længde (cm)	Total-vægt (g)
Skrubbe	KH-1	Den lille havfrue	18/11-99	han	32,5	480
Skrubbe	KH-2	Den lille havfrue	18/11-99	hun	25,2	212
Skrubbe	KH-3	Den lille havfrue	18/11-99	hun	27,0	247
Skrubbe	KH-4	Island Brygge	18/11-99	han	32,5	530
Torsk	KH-5	Den lille havfrue	18/11-99	hun	57,5	2200
Torsk	KH-6	Island Brygge	18/11-99	hun	45,0	757

Bilag B - Indholdet af organotin i havplanter og dyr

Table 7. Indholdet af organotinforbindelser (ng Sn/g vådvægt) i havplanter og invertebrater.

Art	Sted	n	TBT	DBT	MBT	Σ BT	TPhT	DPhT	MPhT	% tørstof
Ålegræs	Agersø	1 kg	1,0	0,5	1,4	2,9	< 1,0	< 1,0	< 0,4	19,0
	Røsnæs	1 kg	1,2	0,5	1,9	3,6	< 1,0	< 1,0	< 0,4	21,5
Blæretang	Agersø	1 kg	2,2	0,3	0,5	3,0	< 1,0	< 1,0	< 0,4	14,8
	Røsnæs	1 kg	1,2	0,6	0,6	2,4	< 1,0	< 1,0	< 0,4	14,3
Blåmusling	Røsnæs	25	10,6	4,8	4,1	19,5	< 1,0	< 1,0	< 0,4	13,1
hele dyr										
Alm. konk	Røsnæs	10	3,1	23,0	6,8	32,9	16,2	< 1,0	< 0,4	30,5
hepatopancreas										
Sandkrabbe	Røsnæs	10	1,9	3,6	4,3	9,8	14,4	< 1,0	< 0,4	25,1
hepatopancreas										

Table 8. Indholdet af organotinforbindelser (ng Sn/g vådvægt) i fisk.

Art	ID-nr.	TBT	DBT	MBT	Σ BT	TPhT	DPhT	MPhT	% tørstof	
Torsk	Røsnæs									
lever	To-1	12,6	6,7	< 0,3	19,3	28,1	< 1,0	< 0,4	36,7	
lever	To-2	12,8	4,8	< 0,3	17,6	20,6	1,6	0,9	41,1	
Københavns Havn										
lever	KH-5	115	80,3	3,0	198	32,2	3,1	< 0,4	-	
muskel	KH-5	9,3	3,8	7,4	20,5	1,0	< 1,0	< 0,4	-	
lever	KH-6	74,5	82,6	3,1	160	26,7	3,3	< 0,4	-	
muskel	KH-6	33,4	25,7	< 0,3	59,1	< 1,0	< 1,0	< 0,4	-	
Skrubbe	Røsnæs									
lever	Skr-1	39,7	200	19,4	259	17,3	< 1,0	< 0,4	35,1	
lever	Skr-3	8,8	46,9	4,1	59,8	64,0	9,6	< 0,4	32,9	
lever	Skr-4	4,4	84,4	5,6	94,4	10,4	< 1,0	< 0,4	32,0	
Københavns Havn										
lever	KH-1	21,4	489	41,9	552	14,9	< 1,0	< 0,4	-	
muskel	KH-1	18,0	7,4	1,8	27,2	2,5	< 1,0	< 0,4	-	
lever	KH-2	142	1198	71,8	1412	29,9	< 1,0	< 0,4	-	
muskel	KH-2	122	43,0	7,6	173	5,4	< 1,0	< 0,4	-	
lever	KH-3	80,4	2429	88,5	2598	94,2	17,4	< 0,4	-	
muskel	KH-3	42,6	24,9	6,4	73,9	2,1	< 1,0	< 0,4	-	
lever	KH-4	35,3	1019	34,3	1089	45,0	11,2	< 0,4	-	
muskel	KH-4	16,8	16,7	3,8	37,3	7,3	< 1,0	< 0,4	-	
Ulk	Røsnæs									
lever	Ulk-1	8,1	15,2	0,6	23,9	9,6	1,5	< 0,4	33,7	

Tabel 9. Indholdet af organotinforbindelser (ng Sn/g vådvægt) i fugle.

Art	ID-nr.	TBT	DBT	MBT	Σ BT	TPhT	DPhT	MPhT	% tørstof
Knopsvane	Agersø								
lever ¹	Kn-1397	< 0,3	< 0,3	4,3	4,3	< 1,0	< 1,0	< 0,4	27,7
lever	Kn-1398	< 0,3	< 0,3	1,2	1,2	< 1,0	< 1,0	< 0,4	25,7
Ederfugl	Ebeltoft								
lever ¹	Kø-12	< 0,3	72,7	8,9	81,6	< 1,0	< 1,0	< 0,4	30,8
lever ¹	Kø-13	< 0,3	120	19,3	139	< 1,0	< 1,0	< 0,4	30,1
lever ¹	Kø-14	< 0,3	189	13,0	202	< 1,0	< 1,0	< 0,4	29,6
	Saltholm								
lever	Kø-L	< 0,3	38,5	12,2	50,7	< 1,0	< 1,0	< 0,4	31,3
lever	Kø-F	< 0,3	19,2	5,7	24,9	< 1,0	< 1,0	< 0,4	30,6
lever	Kø-H	< 0,3	55,9	10,3	66,2	< 1,0	< 1,0	< 0,4	30,2
lever	Kø-A	< 0,3	90,3	9,4	99,7	< 1,0	< 1,0	< 0,4	28,8
Svartbag	Røsnæs								
lever	Sv-1	< 0,3	13,5	4,2	17,7	12,8	11,1	< 0,4	29,2
lever	Sv-2	< 0,3	12,9	7,9	20,8	15,7	4,7	< 0,4	29,0
lever	Sv-3	< 0,3	15,6	4,1	19,7	18,7	< 1,0	< 0,4	28,5

¹ er tidligere publiceret i Strand 1998

Tabel 10. Indholdet af organotinforbindelser (ng Sn/g vådvægt) i marsvin.

Art	ID-nr.	TBT	DBT	MBT	Σ BT	TPhT	DPhT	MPhT	% tørstof
Marsvin	Bælthavet								
lever	98-033	106	337	9,9	453	< 1,0	< 1,0	< 0,4	28,1
lever	98-042	51	105	2,4	158	< 1,0	< 1,0	< 0,4	28,6
lever	98-057	359	1892	32	2283	14,6	< 1,0	< 0,4	31,4
lever	98-062	112	404	4,4	520	1,8	< 1,0	< 0,4	29,8
lever	98-066	161	817	44	1022	4,7	< 1,0	< 0,4	31,5

Bilag C - Subletale effekter af organotin akkumulering

Tabel 11. Subletale effekter af TBT akkumulering.

Effekt	Organisme	TBT indhold* ng Sn/g vådvægt	Matrix	Reference
Hormonforstyrrelser (imposex udvikling)	konksnegl (in vivo)	< 10	hele dyr	Gibbs et al. (1986)
Hormonforstyrrelser (testosteron øgning)	musling (in vivo)	290	hele dyr	Morcillo & Porte (2000)
Immunotoksicitet (phagocytosis hæmning)	musling (in vitro)	~ 5 (0,05 µM) ~ 1,5 (0,015 µM)	blod	Cima et al. (1998) Cooper et al. (1995)
Immunotoksicitet (phagocytosis hæmning)	fisk (in vitro)	~ 14 (0,14 µM)	nyre	Wishkovsky et al. (1989)
Immunotoksicitet (phagocytosis hæmning)	kanin (in vitro)	~ 100 (1 µM)	blod	Elferink et al. (1986)
Immunotoksicitet (tymocyt beskadigelse)	rotte (in vitro)	~ 100 (1 µM)	blod	Snoeij et al. (1986)
Immunotoksicitet (hæmning af "natural killer lymphocytes")	menneske (in vitro)	~ 20 (0,2 µM)	blod	Whalen et al. (1999)
Lever toksicitet (lysosomal destabilitet)	fisk (in vitro)	~ 21 (0,21 µM)	lever	Brüschweiler et al. (1999)
Hæmning af P450 system	fisk (in vitro)	~ 18 (0,18 µM)	lever	Brüschweiler et al. (1999)
Hæmning af P450 system	hval (in vitro)	~ 10000 (100 µM)	lever	Kim et al. (1999)

* Ved *in vitro* forsøg er der ekstrapoleret fra µM til ng Sn/g vådvægt.

Tabel 12. Subletale effekter af DBT akkumulering.

Effekt	Organisme	DBT indhold* ng Sn/g vådvægt	Matrix	Reference
Immunotoksicitet (phagocytosis hæmning)	musling (in vitro)	~ 5 (0,05 µM) ~ 15 (0,15 µM)	blod	Cima et al. (1998) Cooper et al. (1995)
Immunotoksicitet (hæmning af "natural killer lymphocytes")	menneske (in vitro)	~ 50 (0,5 µM)	blod	Whalen et al. (1999)
Lever toksicitet (lysosomal destabilitet)	fisk (in vitro)	~ 870 (8,7 µM)	lever	Brüschweiler et al. (1999)
Lever toksicitet (hæmning af ornithin carbamyl transferase)	mus (in vivo)	880 – 1340	lever	Ueno et al. (1994)
Hæmning af P450 system	fisk (in vitro)	~ 120 (1,2 µM)	lever	Brüschweiler et al. (1999)

* Ved *in vitro* forsøg er der ekstrapoleret fra µM til ng Sn/g vådvægt.

Tabel 13 Subletale effekter af TPhT akkumulering.

Effekt	Organisme	TPhT indhold* ng Sn/g vådvægt	Matrix	Reference
Immunotoksicitet (phagocytosis hæmning)	musling (in vitro)	~ 5 (0,05 µM)	blod	Cima et al. (1998)
		> 150 (1,5 µM)		Cooper et al. (1995)
Lever toksicitet (lysosomal destabilitet)	fisk (in vitro)	~ 22 (0,22 µM)	lever	Brüschweiler et al. (1999)
Hæmning af P450 system	fisk (in vitro)	~ 16 (0,16 µM)	lever	Brüschweiler et al. (1999)

* Ved *in vitro* forsøg er der ekstrapoleret fra µM til ng Sn/g vådvægt.

Danmarks Miljøundersøgelser

Danmarks Miljøundersøgelser - DMU - er en forskningsinstitution i Miljø- og Energiministeriet. DMU's opgaver omfatter forskning, overvågning og faglig rådgivning indenfor natur og miljø.

Henvendelser kan rettes til:

URL: <http://www.dmu.dk>

Danmarks Miljøundersøgelser
Frederiksborgvej 399
Postboks 358
4000 Roskilde
Tlf.: 46 30 12 00
Fax: 46 30 11 14

Direktion og Sekretariat
Forsknings- og Udviklingssektion
Afd. for Atmosfærisk Miljø
Afd. for Havmiljø
Afd. for Mikrobiel Økologi og Bioteknologi
Afd. for Miljøkemi
Afd. for Systemanalyse
Afd. for Arktisk Miljø

Danmarks Miljøundersøgelser
Vejsøvej 25
Postboks 314
8600 Silkeborg
Tlf.: 89 20 14 00
Fax: 89 20 14 14

Afd. for Sø- og Fjordøkologi
Afd. for Terrestrisk Økologi
Afd. for Vandløbsøkologi

Danmarks Miljøundersøgelser
Grenåvej 12-14, Kalø
8410 Rønne
Tlf.: 89 20 17 00
Fax: 89 20 15 15

Afd. for Landskabsøkologi
Afd. for Kystzoneøkologi

Publikationer:

DMU udgiver faglige rapporter, tekniske anvisninger, temarapporter, samt årsberetninger. Et katalog over DMU's aktuelle forsknings- og udviklingsprojekter er tilgængeligt via World Wide Web. I årsberetningen findes en oversigt over det pågældende års publikationer.