

TBT (tributyltinn) og andre tinnorganiske stoffer - effekter og nivåer

Av John Arthur Berge
og Jon Knutzen

Forfatterne er ansatt som forskere ved
Norsk Institutt for Vannforskning (NIVA)

Sammen drag

Tributyltinn (TBT) benyttes som begroingshindrende middel på skip og er blant de giftigste stoffene som er introdusert til det marine miljø. I en rekke norske kystområder og spesielt i havner inneholder bunnsedimenter og blåskjell høye konsentrasjoner av TBT. Videre er det langs store deler av norskskysten påvist forstyrrelse av formeringsorganene (utvikling av hannlige karakterer – imposex) hos hunner av purpursnegl. Imposex er fulgt gjennom 90-årene i snegl fra Færder uten å vise klare tegn til bedring etter forbudet mot bruk av TBT-holdig maling på småbåter i 1989. I småbåthavner i indre Oslofjord, hvor purpursnegl ikke finnes, er det nylig observert fremskredne stadier av kjønnsforstyrrelser hos vanlig strandsnegl. Innledende observasjoner i fisk og sjøpattedyr har til dels vist konsentrasjoner som kan være betenkelige, bl.a av trifenylytinn (TPHT) i en art av ferskvannsfisk. Forholdet aktualiserer en mer systematisk kartlegging av tinnorganiske stoffer i fisk og sjø-

pattedyr og generelt i sjømat. I et langsiktig perspektiv (år 2008) er det lagt planer for hel utfasing av TBT-bruk innen skipsfart. I mellomtiden er det behov for at man gjennom overvåking og diverse orienterende undersøkelser skaffer seg en bedre oversikt over forurensningssituasjonen, ikke bare i marine områder, men også i ferskvann. Blant de undersøkelser som bør gjennomføres er orienterende analyser i kommunale avløp.

Summary TBT (tributyl tin) and other organotin compounds – effects and levels.

In many Norwegian coastal areas, particularly in harbours and marinas, sediments and mussels (*Mytilus edulis*) are heavily contaminated by TBT. Further, imposex has been observed in the females of many populations of dogwhelks (*Nucella lapillus*), practically along the whole coast, in part also in

snails from open areas, and to a degree which means that some of the females are sterile. Recently, disturbances in the reproductive organs (intersex) have also been recorded in females of the less sensitive periwinkles (*Littorina littorea*). Some of the few observation of organotins in fish and marine mammals (Harbour porpoise) indicate levels of concern. In spite of the decreased load of TBT as a result of mitigating measures, and even if the plans for the phasing out of TBT in international shipping by the year 2008 should be implemented, it is a need for further monitoring and monitoring related research. Recordings are still lacking from many possible hot spots along the coast, trends in pollutional state are uncertain, and information about organotin in fish and other seafood organisms, seabirds and marine mammals are inadequate.

Innledning

Bruken av tinnorganiske forbindelser viste sterk økning fra 1960-tallet og i hvert fall utover mot slutten av 1980-årene (Huggett et al. 1992 med referanser). Tributyltinn (TBT), som vesentlig benyttes som begroingshindrende middel på skip, er blant de giftigste stoffene som med hensikt er introdusert i omgivelsene, og er blitt et av de alvorligste miljøgiftproblemene i marine områder. Utsiktede effekter av TBT ble først oppdaget på østers (*Crassostrea gigas*) under oppdrett i Arcachonområdet i Frankrike i 1970-årene, der redusert vekst av bløtdeler førte til store tap for østersindustrien

(Alzieu et al. 1986 med referanser, Ruiz et al. 1996). Senere er det også funnet skade på andre marine organismer.

Effekter på ulike sneglearter er påvist i en rekke kystområder rundt om i verden (Ellis & Pattisina 1990), blant annet i fjerntliggende områder som Island (Svavarsson et al. 1995) og Færøyene (Følsvik et al. 1998a,b) og antas å være relatert til en hormonforstyrrende effekt av TBT (Bettin et al. 1996). Nedgang i populasjonen av purpursnegl er blitt observert i enkelte områder (Bryan et al. 1986). Etter restriksjoner på bruk i en rekke land har man i hvert fall noen steder sett en bedring mht. til disse verdensomspennende kjønnsforstyrrelsene hos snegl (Evans et al. 1995).

Utover de refererte skader på muslinger og snegl kan tributyltinn også gi en rekke andre effekter. Noen av disse er skade på plasmamembraner, reduksjon i antall lymfocytter, redusert fagocytose og hemming av immunforsvaret (Snoeij et al. 1987, O'Halloran et al 1998 med referanser). I leverceller hos fisk kan TBT hemme cytokrom P450 aktiviteten (Reader et al. 1996).

I Norge var det liten oppmerksomhet omkring TBT inntil midten av 1980-årene da det ble fokusert på mulige uheldige konsekvenser for norsk akvakultur av at TBT ble benyttet på mærer (se bl.a. Berge 1987). Forbud mot bruk i denne sammenheng kom i 1989. Omtrent samtidig ble det, med mindre unntak, forbudt å bruke TBT-holdig maling på båter under 25 m. Noen særlige anstrengelser i å kartlegge forhold

dene langs norskekysten i sin alminnelighet ble det først etter påvisning i 1991 av forurensningssymptomer i mange populasjoner av purpursnegl (*Nucella lapillus*), til dels i prøver fra åpen kyst (Harding et al. 1992).

På bakgrunn av disse resultatene ble det tatt initiativ til og innen Statlig program for forurensningsovervåking igangsatt sonderende studier av TBT i blåskjell og sedimenter, spesielt i havneområder, men også i enkelte åpnere farvann (Knutzen 1993, Konieczny & Juliussen 1995, Knutzen et al. 1995, Konieczny 1996). Senere er det særlig effektene av TBT på utviklingen av hannlig kjønnskarakter hos hunner av marine sneglearter (hovedsakelig neogastropoder) som har fått oppmerksomhet. Observerte effekter betegnes imposex (purpursnegl og andre neogastropoder) og intersex (bl.a. strandnegl – *Littorina littorea*). Begge effekter arter seg som endringer i kjønnsorganene eller påvirkning av vev som har betydning for reproduksjonen. De mest fremskredne stadier av imposex og intersex medfører sterilitet.

Bruk av tinnorganiske forbindelser

Det antas at det på verdensbasis årlig produseres i størrelsesorden 50000 t med tinnorganiske forbindelser (Mercier et al. 1994). Slike forbindelser har en rekke anvendelsesområder. Som biocid brukes hovedsakelig triorganotinnforbindelser som tributyltinn og trifenylytinn (TPhT). Hovedbruksmåter som biocid er begroingshindring og i noe mindre grad tre-

impregnering, men også annen bruk forekommer (bactericid, fungicid i landbruket, bekjempelse av enkelte parasitter).

Tinnorganiske forbindelser (særlig diorganotinnforbindelser) har imidlertid også en bred teknisk anvendelse. Eksempler på slik bruk er som PVC-stabilisator, belegg på glass, katalysatorer (eksempelvis for polymerisering av polyurethanskum og silikon), korrosjonshemmere, antioksidanter og metallrensemiddel (Fjelldal, 1994).

Tilførsler av tinnorganiske forbindelser som TBT og dets nedbrytningsprodukter fra kommunale renseanlegg til akvatiske miljøer er kjent fra Sveits (Fent, 1996). Kilden til disse tilførsler var uklare. Tilsvarende undersøkelser er ikke gjort i Norge. Ved bruk av tinnorganiske forbindelser til teknisk formål (katalysator) kan det forekomme små mengder av triorganotinnforbindelser som en forurensning i det tekniske produkt (Waterman et al. 1997). Muligens kan dette være en av forklaringene på at TBT tilføres kommunalt avløpsvann.

Omsetningsvolum av TBT i Norge i 1997 til bruk i begroingshindrende maling var 31.5t (Opplysninger fra SFT).

Forekomst og effekter i Norge

I en rekke norske kystområder og spesielt i havner er bunnsedimenter (Fig. 1) og blåskjell (Fig. 2) observert å inneholde betenkelig høye konsentrasjoner av TBT (Konieczny & Juliussen 1995;

Knutzen et al. 1995, Konieczny 1996). Nivåene var såvidt høye at mindre enn 10 % av de undersøkte lokaliteter kan karakteriseres som lite forurenset i henhold til SFTs klassifiseringssystem (Molvær et al. 1997), og på en relativt stor andel av stasjonene bedømmes sedimentet som meget sterkt forurenset (Fig. 1). Hovedmengden av de undersøkte blåskjellstasjoner faller innen klassene moderat til sterkt forurenset med TBT (Fig. 2). Blåskjell er ikke blant de mest ømfintlige arter mht. effekter av TBT (se ref. i Knutzen et al. 1995) og dette gjør arten godt egnet for overvåking av TBT belastning selv i sterkt forurensete områder.

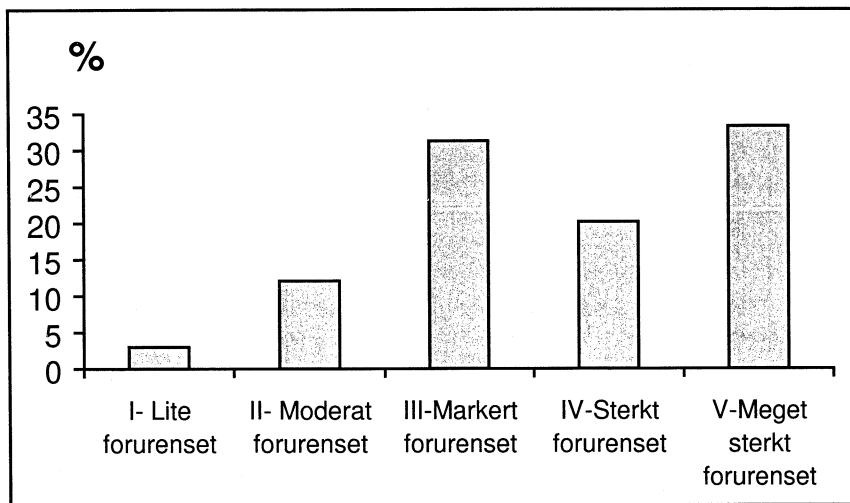
Fra senere år og med nyere metoder har en ingen direkte målinger av TBT i

norsk kystvann. Antas en biokonstrasjonsfaktor (BKF) for TBT i blåskjell på 10000 svarer de observerte nivåene i skjell 1993-94 til TBT-konstrasjoner i vann på <1-300 ng TBT/l, for det meste 5-50 ng/l (Knutzen et al. 1995).

Imidlertid er det usikkerheter beggeveier knyttet til en slik klassifisering som uttrykt i figur 1-2.

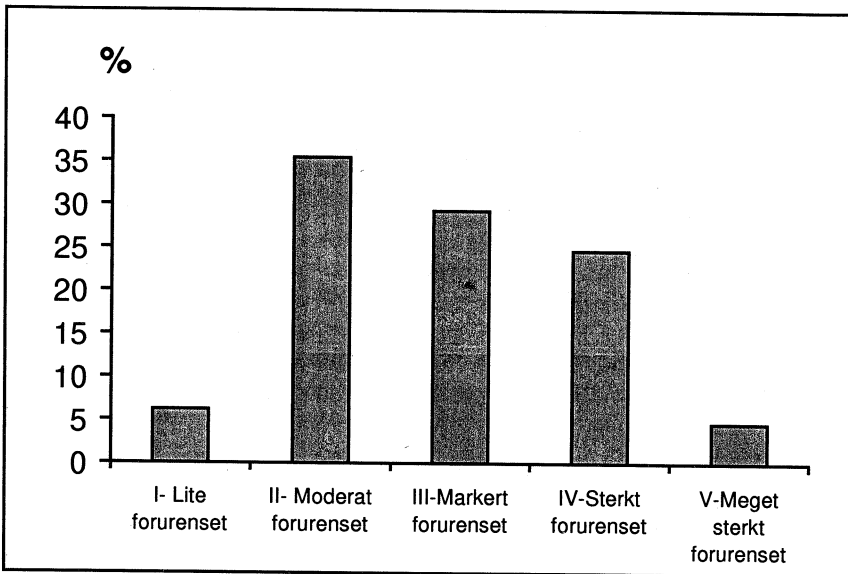
For det første bygger klassifiseringen på et vannkvalitetskriterium på 1 ng TBT/l (Zabel et al. 1988, Moore et al. 1992). Enkelte ekspertorganer har vurdert at grensen for å beskytte det marine miljø burde settes en størrelsesorden eller mer lavere (OSPAR 1996).

Videre har man i SFTs klassifiseringssystem (Molvær et al. 1997) fra kri-



Figur 1. Forurensningssituasjonen langs norskekysten (uttrykt som % stasjoner i hver tilstandsklasse) basert på målinger av TBT i sediment fra 99 stasjoner (hovedsakelig i fjorder nær tettsteder, Berge et al. 1997 med ref.).

Klassifisering ($\mu\text{g}/\text{kg}$ t.v.): I < 1, II = 1-5, III = 5-20, IV = 20-100, V = >100 (Molvær et al. 1997)



Figur 2. Forurensningssituasjonen (uttrykt som % stasjoner i hver tilstandsklasse) langs norskekysten basert på målinger av TBT i blåskjell fra 64 stasjoner (hovedsakelig i fjorder nær tettsteder, Berge et al. 1997 med ref.). Klassifisering (mg/kg t.v.): I < 0.1 mg/kg t.v, II = 0.1-0.5, III = 0.5-2, IV = 2-5, V = >5 (Molvær et al. 1997).

teriet på 1 ng/l beregnet/anslått hvilken TBT-konsentrasjon dette tilsvarer i blåskjell og satt resultatet som øvre grense for klasse I. Grunnlaget for beregningen er antatt biokonsentrasjonsfaktor (BKF) mellom nivået i blåskjell og vann på 10000:1 (og en tørvektsprosent i skjell på 10). Særlig en såvidt lav BKF vil trekke grensen i føre var retning. I realiteten er BKF ved forskjellige undersøkelser funnet å variere betydelig (i området 5000 – 70000, kfr. ref. i Knutzen et al. 1995), med tendens til høyere BKF jo lavere konsentrasjon i vann. Hvis dette siste stemmer, vil sannsynligvis 1 µg/kg tørrvekt i blåskjell (grensen kl I) svare til godt under vannkvalitetskriteriet på 1 ng/l.

Tilsvarende antas å gjelde grensen for kl I i sediment på 1 µg TBT/kg tørrvekt (men er ikke direkte anført i Molvær et al. 1997). Også for forholdet mellom konsentrasjon i sediment og vann er det sprikende opplysninger (særlig varierende med sedimentets innhold av organisk stoff), men området 1000-10000 er ofte angitt. Antas 1000, fås at grensen på 1 µg/kg tørrvekt tilsvarer 1 ng/l i porevannet.

I tillegg til usikkerhetene som skyldes utilstrekkelig med undersøkelser av biokonsentrasjonsfaktorer, og ekspertisens divergerende oppfatninger av hva som representerer trygge grenser for TBT i vann, kommer at analysemetodene er endret/forbedret siden data-

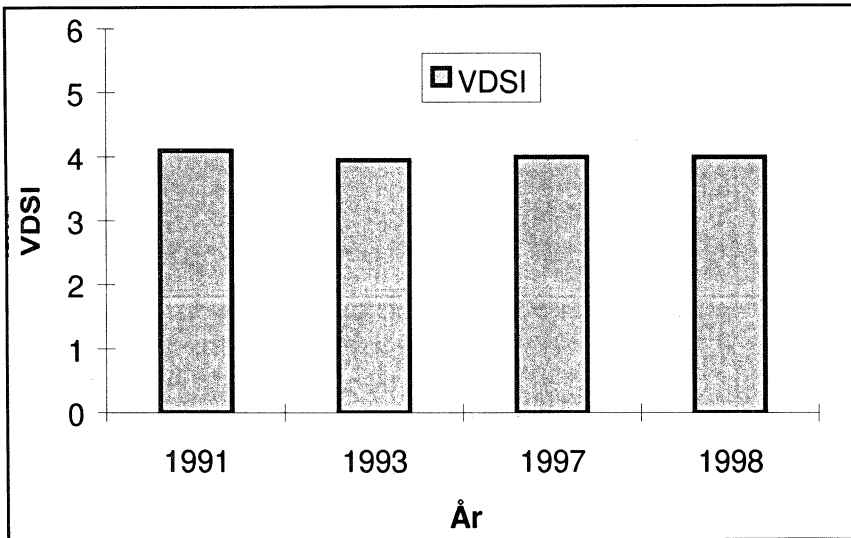
grunnlaget for fig. 1-2 ble fremskaffet. Grunnlaget for sammenligning av analysemetodene er foreløpig meget spinkelt, men Følsvik (1997) antyder at tidligere målte konsentrasjoner i blåskjell (Knutzen et al. 1995 og fig. 2) representerer et underestimat på 2-3 ganger.

Av ovenstående følger at det er sterkt ønskelig både med en bedre naturvitenskapelig basis for å benytte blåskjell og sediment som indikatormedier og – i hvert fall – at man med ny analysemetodikk får en gjentatt nasjonal/regional registrering av TBT i skjell og sediment, med prøver fra såvel havneområder som mindre belastede steder.

Behovet for en slik nasjonal oversikt illustreres også ved resultatene fra de observasjonene som er gjort av kjønnsforstyrrelser hos purpursnegl og strandnegl. Førstnevnte er blant de mest følsomme artene og påvirkes negativt ved ca. 1 ng TBT/l (Bryan et al. 1986) For indre Oslofjord (192 km²) vil utblanding av 2 kg TBT i de øverste 10 m gi denne konsentrasjonen.

Imposex fra TBT på purpursnegl er observert langs store deler av norskekysten (Berge et al. 1997, Følsvik et al. 1998b) og det er kun i Finnmark at en har observert populasjoner av purpursnegl uten forekomst av imposex.

Purpursnegl finnes i eksponerte om-



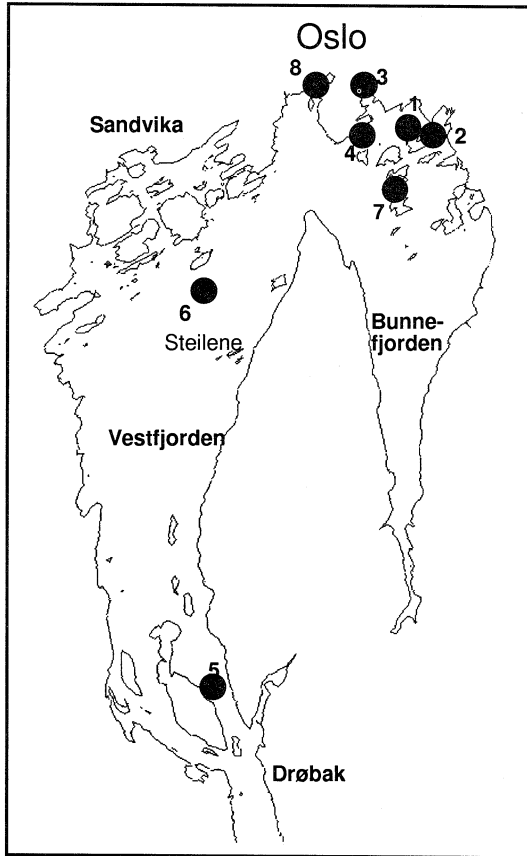
Figur 3. Forekomst av imposex (VDSI= Vas Deferens Sequence Index) i purpursnegl fra Færder. Ved identifisering av imposex ved VDSI identifiseres 6 stadier av utvikling av hannlig kjønnskarakter hos hunner. Stadie 0 er en normal hunn og stadie 6 har fullt utviklet penis, fullstendig sædleder og overgrodd genitalpapille slik at en kan se aborterte eggkapsler. VDSI beregnes som midlere stadium for et antall hunnsnegl fra vedkommende populasjon. VDSI>4 indikerer at deler av populasjonen er steril.

råder langs store deler av kysten. I Oslofjorden opptrer purpurnegl i helt ytre områder som Færder, men ikke i indre deler. Forekomst av imposex i snegler innsamlet fra Færder på 90-tallet tyder på en stabil påvirkning fra TBT (Figur 3). Totalt sett indikerer NIVAs undersøkelser at forekomst av imposex i purpurnegl ikke er blitt vesentlig redusert etter forbud mot bruk av TBT-holdig maling på båter under 25 m i 1989. Fortsatt er deler av de undersøkte bestander sterile. Purpurnegl har ikke noe pelagisk spredningsstadium og eggene festes direkte på bunnen der hunnsneglen befinner seg. Dette medfører at purpurnegl er utsatt for lokal utryddelse dersom en stor andel av hunnene blir sterile.

Foreløpig er færre studier gjort på den langt mindre følsomme vanlige strandsneglen, som til gjengjeld oftere er naturlig forekommende i havneområder enn purpurnegl.

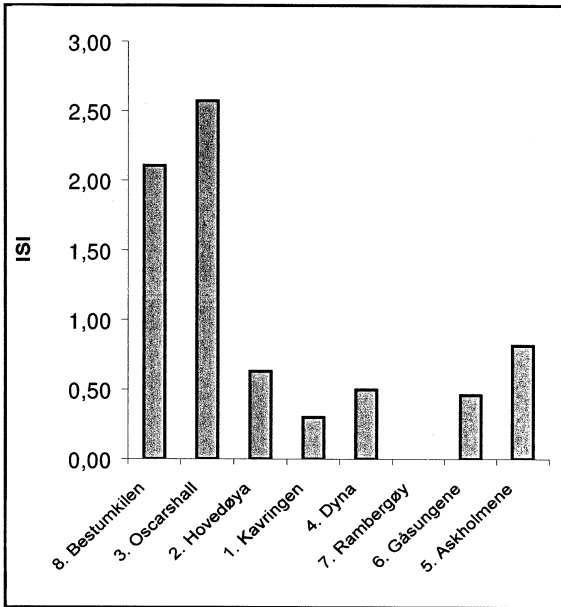
Intersex ble ikke observert i strandsnegl fra Færder og forholdet illustrerer følgelig den lavere ømfintligheten hos strandsnegl.

Derimot, i områder som indre Oslofjord (Figur 4-5), der purpurnegl ikke finnes, har en med utbytte brukt forekomst av intersex hos vanlig strandsnegl (*Littorina littorea*) som en indikator på TBT-påvirkning. Langt frem-



Figur 4. Stasjoner i indre Oslofjord hvor det er samlet inn vanlig strandsnegl for intersex karakterisering.

skredne stadier av intersex opptrer relativt hyppig i snegl fra undersøkte småbåthavner (Frognerkilen (Oscarshall), Bestumkilen), mens sneglene ellers i området er mindre påvirket eller symptomfrie (Rambergøy, figur 5 fra Berge et al. 1999). Vanlig strandsnegl har et pelagisk larvestadie på ca 2 uker. Dette betyr at selv om en vesentlig del av populasjonen er steril så kan bestan-



Figur 5. Midlere intersex stadium (ISI) i strandsnegl fra Indre Oslofjord.

Ved identifisering av intersex identifiseres 4 stadier av påvirkning hos hunner. Stadie 0 er en normal hunn. Stadie 1 og 2 innebærer to grader av unormal fasong på eggleders åpning i kappehulen uten at en kan se tegn på utvikling av prostata eller penis. Stadie 3 innebærer utvikling av en prostata men ingen penis og stadie 4 at en penis er til stede.

den opprettholdes av larver fra andre mindre påvirkede områder.

I Norge er det relativt sparsomt med data for TBT i fisk. Når det gjelder marine norske fiskeslag, er det etter det en vet kun ål og torsk som har vært analysert. Konsentrasjonen av TBT i filet av ål fra Hvalerestuariet (10 ng/g v.v.) gir liten grunn til bekymring (Berge 1996), mens upubliserte NIVA-data fra av ål og lever av torsk fra indre Oslofjord viser markert høyere konsentrasjoner. I filet av en ferskvannsart (lake) fra områder nær befolkningsentra er det funnet betydelig høyere konsentrasjoner av TBT, og i enda større grad TPhT, enn i mindre tett befolkede områder (Følsvik og Brevik, 1999).

Det er sparsomt med analyseresultater av tinnorganiske forbindelser i sjøpattedyr. Internasjonalt ble de første

analyseresultater for TBT i sjøpattedyr tilgjengelig i 1994 (Iwata et al. 1994). Senere undersøkelser indikerer at en rekke sjøpattedyr eksponeres for TBT, muligens i betenkelig grad (Iwata et al. 1995, Kim et al. 1996a,b, Kannan og Falandysz 1997, Kannan et al. 1997, Madhusree et al. 1997, og Arise et al. 1998). De høye konsentrasjonene i ilanddrevne hvaler ledet til spekulasjoner om årsaken kunne være en følge av TBTs virkning på hvals immunsystem (Kannan et al. 1997). Foreløpige undersøkelser av nise fra Finnmark viste konsentrasjoner av TBT med nedbrytningsprodukter (DBT, MBT) på ca. 800 ng/g v.v. i lever (Berge et al., in prep.) og var innen området som kan gi effekter på immunsystemet hos fisk (O'Halloran et al. 1998). Betydningen for sjøpattedyr er imidlertid usikker og

et omfattende kartleggingsarbeide både i fisk og sjøpattedyr gjenstår før en kan si noe om tinnorganiske forbindelser er et problem for disse dyregrupper i Norge.

Også sjøfugl kan være en utsatt gruppe. I denne forbindelse fant Ståb et al. (1996) at trifenylyltinn syntetiseres mindre nedbrytbart i en næringskjede frem til fugl enn TBT. TPhT anses generelt å være en 10-potens mindre giftig enn TBT overfor akvatiske dyr (Zabel et al. 1988), men Horiguchi et al (1996) fant at TPhT overfor enkelte arter kunne ha sterkere virkning enn TBT.

Tydelige skader av TBT ved lave konsentrasjoner er først og fremst observert hos muslinger og skjell. Effektene ble oppdaget fordi de var av økonomisk betydning (østers) eller fordi iøynefallende dyr i fjæra fikk redusert forekomst eller (i noen tilfeller) ble borte. De innledende stadier av negative effekter på sneglebestander er det imidlertid vanskelig å oppdage og ressurskrevende å dokumentere. Dette gjelder for så vidt generelt, men mest for mindre iøynefallende dyr, f.eks. bløtbunnsfauna og smådyr i tidevannssonen. Det er derfor flere grunner til å spekulere på om TBT har skadet og fortsatt skader det marine miljø på måter som ennå ikke er avdekket. Organotinnforbindelser er m.a.o. fremdeles i høy grad aktuelt også som forskningstema.

Så langt har menneskers eksponering for TBT og andre tinnorganiske forbindelser via mat ikke vært ansett som noe vesentlig problem. Nyere data som viser eksempler på større grad av akku-

mulering i fisk og pattedyr enn tidligere antatt, samt muligheten for at TBT kan skade immunsystemet hos fisk og pattedyr, aktualiserer imidlertid å få TBT og TPhT i sjømat bedre kartlagt.

Tiltak, prognoser og overvåkingsbehov

De første restriksjoner på bruken av TBT ble innført i Frankrike på begynnelsen av 80 tallet (Alzieu, 1998) og en rekke land har senere fulgt opp dette for mindre båter. I Norge ble det som nevnt innført restriksjoner på bruken av TBT i oppdrett (mærer) og på båter mindre enn 25 m i 1989. Når TBT til begroingshindring i dag må antas hovedsakelig å brukes på båter større enn 25 m, skulle områder som trafikkeres av større skip være spesielt utsatt. Resultatene fra typiske småbåthavner som Frognerkilen og Bestumkilen (Fig. 5) viser imidlertid at det kan ta lang tid før tiltak viser seg som klare forbedringer i en resipient.

FNs skipsfartsorganisasjon IMO (International Maritime Organisation) vedtok i 1998 en plan for fase ut TBT som begroingshindrende middel på skip. Etter alt å dømme vil første fase av denne utfasingen tre i kraft i år 2003 og innebærer et forbud mot ny påføring av TBT-holdig bunnstoff. Siste fase er planlagt å tre i kraft i 2008 og innebærer et forbud mot at TBT skal være en del av skipets begroingshindrende system. Gjennomføringen av IMO's utfasingsplan forutsetter imidlertid en internasjonal konvensjon. Videre vil det være viktig med kontroll av at det

ikke foregår ulovlig bruk. Det er f.eks. et åpent spørsmål om de høye konsentrasjonene som delvis registreres i norske småbåthavner og ved marinaer i noen grad kan skyldes brudd på forbudet mot tinnorganiske stoffer på mindre fartøyer.

Halveringstiden for TBT i vann er variabel avhengig av miljøforholdene (pH, temperatur, turbiditet og lys) og antas å ligge i området dager til uker. Halveringstiden i sediment er betydelig lenger (1-19 år) (Alzieu, 1998). Dette betyr sannsynligvis at effekter av TBT på følsomme organismer vil kunne forekomme også etter et eventuelt totalforbud mot TBT i internasjonal skipsfart fra 2008.

Selv om man i et 10-20 års persktiv kan imøtese en løsning på problemet med tinnorganiske stoffer i det marine miljø, er det en del usikkerheter. Disse knytter seg særlig til: 1) mulige uoppdagede effekter hos ømfintlige arter/samfunn, 2) betydningen av de lagre av TBT som en i dag har i sedimentene 3) tilførsler fra annen bruk enn som antibegroingsstoffer (eksempelvis via kommunalt avløpsvann og eventuelt (spekulativt) fra jordbruksarealer forurenset med organotinn mot bakterier/sopp/skadedyr.).

I Norge gjenstår overvåkingsrelaterte oppgaver av betydelig omfang, både rent nasjonalt og som en del av våre forpliktelser innen internasjonal overvåking, spesielt JAMP (Joint Assessment and Monitoring programme) under Oslo/Paris-kommisjonen og videreføringen av AMAP (Arctic Assessment and Monitoring Programme). Dette ar-

beidet bør omfatte ikke bare kartlegging og trendovervåking av tinnorganiske stoffers forekomst, men også effektovervåking, dvs. observasjon av kjønnsforstyrrelser hos snegl, helst også forsøk med eksponerte, tidligere ikke eller mangelfullt testede arter, kanskje særlig innen bløtbunnsfauna. Stikkordmessig kan ellers nevnes:

- Kartlegging av forholdene i havner og andre mistenkte "hot spots" som ikke er dekket ved registreringer med ny analysemetodikk
- Mer systematisk kartlegging av TBT/TPHT i spiselige organismer (i den forbindelse utnyttelse av materiale allerede innsamlet og analysert på andre miljøgifter, særlig fra de oppfølgende studier i havner som er på gang (Berg et al. 1997), men også fra det igangværende nasjonale programmet for registrering av miljøgifter i ferskvannsfisk)
- Registrering av organotinnforbindelser i sjøpattedyr og sjøfugl, bl.a i Arktis.
- Orienterende analyser i kommunalt avløpsvann av TBT og TPHT, eventuelt også av tinnorganiske stoffer brukt av industrien.

NIVA er godt rustet for deltagelse i disse oppgaver, bl.a ved å være det eneste laboratoriet i Norge som rutinemessig gjør analyse av tinnorganiske forbindelser i sediment, biologisk materiale og vann ved hjelp av gasskromatograf med atomemisjonsdetektor (GC/AED) og som driver metodeutvikling på feltet. NIVA har for 1999 et NFR prosjekt relatert til TBT;

”Bruk av passive vannprøvetakere til kartlegging av tinnorganiske forbindelser i marine områder” (dvs. ved SPDM - Semipermeable Membrane Devices). Instituttet har deltatt med godt resultat i internasjonale interkalbreringer i regi av QUASIMEME, både innen kjemisk analyse og når det gjelder diagnostisering av kjønnsforstyrrelser (imposex og intersex) hos snegl. Blant andre organotinnrelaterte aktiviteter kan nevnes deltagelse i utarbeidelsen av forslag til program for fortsettelsen av AMAP og innspill til SFT i forbindelse med arbeidet innen IMO med planer for utfasing av TBT i skipsfarten.

Referanser

Alzieu, C., J. Sanjuan, J.P. Deltriel og M. Borel, 1986. Tin Contamination in Arcachon Bay: Effects on oyster shell anomalies. *Mar. Pollut. Bull.* 17:494-498.

Alzieu, C., 1998. Tributyltin: case study of a chronic contamination in the coastal environment, *Ocean & Coastal Management* 40: 23:36.

Arise, F., B. van Hattum, G. Hopman, J. Boon, og C. ten Hallers-Tjabbes, 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, Amsterdam, Netherlands, 10 s.

Berg, V, Eriksen, G.S. og Iversen,

P.E., 1997. Forslag til strategi for kartlegging av miljøgifter i marine organismer i norske havner og fjorder. SNT-rapport 10, 1997. Statens Næringsmiddeltilsyn, Oslo, 25 s.

Berge, J.A. 1987. Tinnorganiske forbindelser. Et miljøproblem og en mulig trussel mot norsk akvakultur. *Norsk Fiskeoppdrett* nr. 3, 12. årgang., s. 45-46.

Berge, J.A., Berglind, L., Brevik, E. og Godal, A. 1996. Overvåking av Hvaler-Singlefjorden og munningen av Iddefjorden 1990-1994. Miljøgifter i organismer 1994. NIVA-rapport nr. 3443-96, 146 s.

Berge, J. A., Berglind, L., Brevik, E. M., Følsvik, N., Green, N., Knutzen, J., Konieczny, R. og Walday, M., 1997. Levels and environmental effects of TBT in marine organisms and sediments from the Norwegian coast. A summary report. Norwegian State Pollution Monitoring Program Report no. 693/97, TA-no. 1437/1997.

Berge, J.A., M. Walday, N. W. Green, E. M. Brevik, N. Følsvik og L. Tveiten, 1999. Organotin in the Oslofjord – still an environmental problem? Poster presentert på 2. Nordic Marine Sciences Meeting, Hirtshals 2-4 mars 1999.

Berge, J. A., Følsvik, N., Brevik, E.M., og Bjørge, A.(in prep.) Organotin compounds in harbor

porpoise (*Phocoena phocoena*)
incidentally caught on the Norwegian
coast.

Bettin, C., Oehleemann, J. og
Stroben, E., 1996. TBT-induced
imposex in marine neogastropods is
mediated by an increasing androgen
level. *Helgoänder Meeresunters.* 50:
299-317.

Bryan, G.W., Gibbs, P.E., Hummers-
tone, L.G. og Burt, G.R., 1986. The
decline of the gastropod *Nucella*
lapillus around South-West England:
evidence for the effect of tributyltin
from antifouling paints.
J.mar.biol.Ass. U.K. 66: 611-640.

Davies, I.M., Minchin, A., Bauer, B.,
Harding, J.H. og Wells, D.E., 1999.
QUASIMEME laboratory
performance study of the biological
effects of tributyltin (imposex and
intersex) on two marine gastropod
molluscs. *J.Environ. Monit.* : 233-
238.

Ellis, D.V. og Pattisina, A., 1990.
Widespread Neogastropod imposex:
A biological indicator of global TBT
contamination. *Mar. Pollut. Bull.* 21:
248-253.

Evans, S.M., Leksono, T. og
McKinnell, P.D., 1995. Tributyl
pollution: A diminishing problem
following legislation limiting the use
of TBT-based anti-fouling paints.
Mar. Pollut. Bull. 30: 14-21.

Fjelldal, J.C., 1994. Materialstrøms-
analyse av tinnorganiske forbindelser,
SFT rapport TA 1046/94, 43s.

Fent, K., 1996. Organotin compounds
in municipal wastewater and sewage
sludge: contamination, fate in
treatment process and
exotoxicological consequences.
Sci.Total Environ. 185: 151-159.

Følsvik, N., 1997. Determination and
speciation of organotin compounds in
environmental samples by gas
chromatography-microwave induced
plasma atomic emission spectrometry.
Levels and effects of organotin
compounds in environmental samples
from Norway and the Faroe Islands.
Hovedfagsoppgave ved Universitetet
i Oslo, Kjemisk institutt.

Følsvik, N., Brevik, E.M., Berge, J.A.
og Dam, M., 1998a. Organotin and
Imposex in the Littoral Zone in the
Faroe Island. *Fródskaparrit* 46: 67-80.

Følsvik, N., Berge, J.A., Brevik, E-
M., og Walday, M., 1998b.
Quantification of organotin
compounds and determination of
imposex in populations of dogwhelks
(*Nucella lapillus*) from Norway.
Chemosphere 38: 681-691.

Følsvik, N. og Brevik, E.M., 1999.
Levels of Organotin Compounds in
Burbot (*Lota Lota*) from Norwegian
Lakes. *J.High Resol. Chromatogr.* 22:
177-180.

- Harding, M.J.C., S.K. Bailey og I.M. Davies, 1992. TBT imposex survey of the North Sea. Annex 7:Norway. Scottish Fisheries working paper No 10/92.
- Horiguchi, T., Shiraishi, H., Shimizu, M. og Morita, M., 1996. Effects of triphenyltin chloride and five other organotin compounds on the development of imposex in the rock shell, *Thais clavigera*. Environ. Pollut, 95: 85-91.
- Huggett, R.J., Unger, M. A., Seligman, P.F. og A.O. Valkirs, 1992. The marine biocide tributyltin. Assessing and managing the environmental risks, Environ. Sci. Technol. 26: 232-237.
- Iwata, H., S. Tanabe, N. Miyazaki, og R. Tatsukawa, 1994. Detection of butyltin compound residues in the blubber of marine mammals. Mar. Pollut. Bull. 28:607-612.
- Iwata, H., S. Tanabe, T. Mizuno, og R. Tatsukawa, 1995. High accumulation of toxic butyltins in marine mammals from Japanese coastal waters. Environ. Sci. Technol. 29:2959-2962.
- Kannan, K. og J. Falandysz, 1997. Butyltin residues in sediment, fish, fish-eating birds, harbour porpoise and human tissues from the Polish coast of the Baltic sea. Mar. Pollut. Bull. 34:203-207.
- Kannan, K., Senthilkumar, B.G. Loganathan, S. Takahashi, D.K. Odell og S. Tanabe, 1997. Elevated accumulation of tributyltin and its breakdown products in Bottlenose Dolphins (*Tursiops truncatus*) found stranded along the U.S. Atlantic and Gulf Coast. Environ. Sci. Technol 31:396-301.
- Kim, G.B., S. Tanabe, R. Tatsukawa, T.R. Loughlin, og K. Shimazaki, 1996a. Characteristics of butyltin accumulation and its biomagnification in Steller Sea Lion (*Eumetopias jubatus*). Environ. Toxicol. Chem. 15:2043-2048.
- Knutzen, J., 1993. Tinnorganiske forbindelser – en marin forurensning som er undervurdert i Norge ?. VANN 2(1993): 235-243.
- Knutzen, J., Brevik, E.M. og Berglind, L., 1995. Sonderende undersøkelser i norske havner og utvalgte kystområder. Klororganiske stoffer og tributyltinn (TBT) i blåskjell 1993-1994. Rapport 610/95 innen Statlig program for forurensningsovervåking, NIVA-rapport 3296, 79 s.
- Konieczny, R., 1996. Sonderende undersøkelser i norske havner og utvalgte kystområder. Miljøgifter i sedimenter på strekningen Kirkenes-Ramsund. Rapport 608/95 innen Statlig program for forurensningsovervåking, NIVA-rapport 3423-96, 117 s.

- Koniczny, R. og Juliussen, A., 1995. Sonderende undersøkelser i norske havner og utvalgte kystområder. Miljøgifter i sedimenter på strekningen Narvik-Kragerø. Rapport 587/94 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 3275, 185 s.
- Kim G. B., S. Tanabe, R. Iwakiri, R. Tatsukawa, M. Amano, N. Miyazaki og H. Tanaka, 1996b. Accumulation of butyltin compounds in Risso's dolphin (*Grampus griseus*) from the Pacific coast of Japan: Comparison with organochlorine residue pattern. Environ. Sci. Technol. 30:2620-2625.
- Madhusree, B., S. Tanabe, A.A. Ozturk, R. Tatsukawa, N. Miyazaki, E. Ozdamar, O. Aral, O. Samsun og B. Ozturk, 1997. Contamination by butyltin compounds in harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) from Black Sea. Fresenius J. Anal. Chem. 359:244-248.
- Mercier, A., Pelletier, E. og Hamel, J.-F., 1994. Metabolism and subtle toxic effects of butyltin compounds in starfish. Aquat. Toxicol. 28: 259-273.
- Molvær, J., Knutzen, J., Magnusson, J., Rygg, B, Skei, J. og Sørensen, J. 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. Veiledning. Rapport fra SFT, TA-147/1997, 36s.
- Moore, D.R.J., Noble, D.G., Walker, S.L., Trotter, D.M., Wong, M.P. og Pierce, R.C., 1992. Canadian water quality guideliner for organotins. Environment Canada, Ecosystems Sciences and Evaluation Directorate/ Eco-Health Branch. Scientific Series No. 191. Ottawa.
- O'Halloran, K., J.T Ahokas og P.F.A. Wright, 1998. Response of fish immune cells to in vitro organotin exposure. Aquat Toxicol. 40:141-156.
- OSPAR, 1996. Report on the third OSPAR workshop on Ecotoxicological Assessment Criteria, Haag 25-29 november 1996. 34 s. + vedlegg.
- Reader, S., R.S. Louise, E. Pelletier og F. Denizeau, 1996. Accumulation and biotransformation of tri-n-butyltin by isolated rainbow trout hepatocytes. Environ. Toxicol. Chem. 14:2049-2052.
- Ruiz, J.M., G. Bachelet, P. Caumette og O.F.X. Donard, 1996. Three decades of tributyltin in the coastal environment with emphasis on the Arcachon bay, France. Environ. Pollut. 93:195-203.
- Snoeijs, N.J., A.H. Penninks og W. Seinen, 1987. Biological activity of organotin compounds- an overview. Environ. Res. 44:335-353.
- Ståb, J.A., Traas, T.P., Stroomberg, G., Van Kesteren, J., van Hattum, B., Brinkman, U.A.Th. og Cofino, W.P., 1996. Determination of organotin compounds in the foodweb of shallow

freshwater lake in the Netherlands.
Arch. Environ. Contam. Toxicol. 31:
319-328.

Svavarsson, J. og H.
Skarphédinsdóttir, 1995. Imposex in
the dogwhelk *Nucella lapillus* (L.) in
Iceland. Sarsia. 80: 35-40.

Watermann, B., Berger, H-D.,
Sönnichsen, H., og Willemsen, P.,

1997. Performance and effectiveness
of non-stick coatings in seawater.
Biofouling 11: 101-118.

Zabel, T.F., Seager, J. og Oakley,
S.D., 1988. Proposed environmental
quality standards for list II substances
in water. Organotins. Water
Research centre (UK), rapport TR
255, 73 s.

Kandidater til Vannprisen 1999

Norsk Vannforening og Rådgivende Ingeniørers Forening (RIF)
ønsker forslag til kandidater til Vannprisen 1999.

Fristen for innsendelse av forslag er 15. november 1999.

Forslagene skal begrunnes og sendes til

Norsk Vannforening, Bjerkelundsveien 9, 1358 Jar.

Utdrag av statuetter for Vannprisen

Vannprisen, som er stiftet av de rådgivende ingeniørfirmaer MRIF
innen VAR-teknikk, er en erkjentlighet for spesiell innsats i for-
bindelse med bevaring og forbedring av vårt vannmiljø. Prisen gis
til enkeltpersoner, firma eller institusjoner for innsats av viten-
skaplig, teknisk, organisasjonsmessig eller administrativ karakter.
Prisens totale verdi skal være inntil kr. 10.000,-.

Prisen utdeles hvert år av RIF og Norsk Vannforening på et felles
arrangement.