

# Tinnorganiske forbindelse — en marin forurensning som er undervurdert i Norge?

Av Jon Knutzen.

Jon Knutzen er ansatt som forsker ved Norsk institutt for vannforskning.

## Sammendrag

Undersøkelser foretatt i regi av North Sea Task Force i 1991 (Harding et al. 1992) viste utbredte og markerte symptomer på forurensning med tinnorganiske forbindelser på kysten av Vestlandet og Skagerrak. Skader på bestander av purpurnegl ble til dels registrert på steder fjernt fra punktkilder. Like ømfintlige arter med større utbredelse i ferskvannspåvirkede fjorder kan være i faresonen. En foreløpig litteraturgjennomgang viser at problemet har global karakter, og tyder dermed på at restriksjoner lignende de som gjelder i Norge ikke er tilstrekkelige.

## Bruk og produksjon

Tinnorganiske forbindelser har vært i bruk bl.a. til impregnering av treverk og stein, plantevernmidler og som begroingshindrende tilsetning i skipsmaling og bunnstoff siden 1960-årene (Zabel et al. 1988, Uhler et al. 1993). Zabel et al. angir også bruk til desinfeksjon generelt og som baktericid i kjølevann. I bunnstoff/skipsmaling er det særlig tributyltinnforbindelser (TBT) som har vært benyttet. TBT er også generelt de giftigste overfor vannlevende organismer (se bl.a. Bryan et al. 1988 og Zabel et al. 1988). I den følgende

redegjørelse legges derfor hovedvekten på TBT, selv om også flere andre organotinnforbindelser i prinsippet har samme effekt.

Som regelmessig i slike sammenhenger er det vanskelig å skaffe seg en pålitelig oversikt mht. produksjon og bruk. Men en antydning om de tidligere dimensjonene kan fås av at Zabel et al. (1988) angir årlig forbruk i Storbritannia av TBT og trifenyлтinnforbindelser til 800 t/år bare i begroingshindrende maling. I en rapport fra KEMI (1989) fremgår et TBT-årsforbruk i Sverige på 4—500 tonn og en årsproduksjon i USA (1986) på 4100 tonn. Av sistnevnte synes imidlertid bare en mindre del (<150 t) å ha inngått i skipsmaling (Uhler et al. 1993). I henhold til en rapport fra Statens Forurensningstilsyn (SFT 1987) ble det i Norge 1985/86 produsert/importert ca 250.000 l bunnstoff med tinnorganiske forbindelser, derav 70.000 l til industrielle brukere (skipsverft o.l.). Jevnført med nevnte forbruk av rent TBT (?) i Sverige kan dette synes lite.

Foruten om bruk og produksjon i USA/Canada gir Moore et al. (1992) opplysninger om utlekkingsrater fra båter. Varierende med malingskvalitet og andre forhold varierer hastigheten i intervallet <0.1—5 µg/cm<sup>2</sup>/dag.

På grunn av restriksjoner på bruk i mange land (se nedenfor) er ovenstående tall nå delvis bare av historisk interesse. De gamle synder har imidlertid virkning inn i nåtid ved stoffenes forekomst på båter, avfallsplasser og i sedimenter. Annen bruk (treimpregning, jordbruk/hagebruk og husholdninger), gjør at man også må være oppmerksom på andre kilder, bl.a. kloakkvann (Fent et al. 1991).

Initiert av SFT vil det om kort tid foreligge en materialstrømanalyse for tinnorganiske forbindelser i Norge.

### Bakgrunn for restriksjoner

Frankrike var det første landet som innførte begrensninger på bruken av skipsmaling/bunnstoff med tinnorganiske forbindelser. Dette skjedde i 1982 etter milliardtap innen østersoppdrett på den franske Atlanterhavs-kysten (Alzieu, 1991). Ytterligere foranlediget bl.a. ved utryddelse av purpurnegl på store deler av den britiske kanalkysten har Storbritannia (1987), USA (1988) og flere andre land fulgt etter (Huggett et al. 1992). I hovedsaken er andre lands regelverk lignende de som i Norge ble innført i 1989 og effektive fra 1990, dvs. (Miljøverndepartementet 1989):

- Forbud mot bruk i maling/bunnstoff på båter under 25 m (USA 65 fot, Huggett et al. 1992).
- Unntak for aluminiumsbåter, utenbormotorer, undervannshus til hekkaggregater o.l.
- Kontroll av omsetningen.

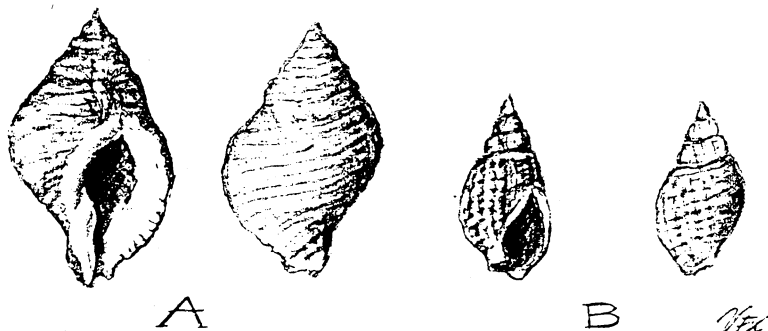
### Giftighet og skjebne i det akvatiske miljø

Restriksjonene var som nevnt primært foranlediget av skader på østers (*Cras-*

*sostrea gigas*) og purpurnegl. Disse er fremdeles blant de mest TBT-ømfintlige arter man kjenner. En rekke undersøkelser har dokumentert eller sannsynliggjort at skadegrensene for purpurnegl kanskje ligger under 1 ng TBT/l (Gibbs et al. 1987 og Bryan et al. 1988, med ref.), og for *Crassostrea gigas* ned mot 1—2 ng/l mht. misvekst av skall og 20 ng/l for larveutvikling (Alzieu 1991 med ref.). Andre snegler innen gruppen Neogastropoda har vist seg nesten like ømfintlige som purpurnegl, f.eks. nettsnegl, som har vid utbredelse i Norge, og en nærstående amerikansk art (Bryan et al. 1989, Stroben et al. 1992 a, b).

Ellers har det vist seg å være sterkt varierende ømfintlighet mellom ulike grupper (se sammendrag for giftighets-terskler som spenner over flere størrelsesordner i Zabel et al. 1988, Huggett et al. 1992 og Moore et al. 1992). Generelt synes det som om de mest ømfintlige arter finnes i saltvann, men også egglegging hos en ferskvannssnegl rapporteres influert av 1 ng TBTO/l (Zabel et al. 1988). Fisk og ferskvannsalger rapporteres å være blant de mer tolerante stort sett (effekter først i µg/l nivå). Betydelig forskjell i sensitivitet er også observert for to nærstående østersarter (*Crassostrea* spp., Huggett et al. 1992). I mindre grad er forskjell også observert innen stammer av samme art (*Crassostrea gigas*, Alzieu 1991). Moore et al. (1992) refererer observasjon av skade fra <1 ng/l tributyltinnklorid på en amerikansk muslingart.

Hos purpurnegl reduserer TBT formeringen ved at hunnene blir pseudohermafroditter, i alvorlige tilfeller med sterilitet og økt dødelighet (Gibbs et al. 1987, Harding et al. 1992). Den vanlige betegnelsen på fenomenet er «impo-



Figur 1. *Purpurnegl (A) beiter i fjæra på rur, strandsnegl og små blåskjell. Karakteristisk er kanalen nederst og (hos voksne) de avrundede «tennene» på vingen ved skallåpningen. Nettsnegl (B) (kfr. nettmønsteret på skallet) lever på sand- og mudderbunn i nedre del av fjæra, bl.a. av åtsler. Begge er vanlige langs store deler av kysten. Naturlig størrelse.*

sex». Motsatt ovennevnte østersart ser det ikke ut til at ømfintligheten hos purpurnegl varierer nevneverdig mellom ulike bestander (Gibbs et al. 1991). Det er verd å notere at imposex hos nettsnegl ikke medfører sterilitet (Stroben et al. 1992a). Symptomene er imidlertid irreversible hos individer av begge arter, dvs. at det i prinsippet er tilstrekkelig med en engangsdose eller episodisk påvirkning.

Som kvalitetskriterier i saltvann er foreslått 1 ng/l (dels for alle TBT-forbindelser (Zabel et al. 1988), dels for bare kationdelen, dvs. TBT alene (Moore et al. 1992)).

Tinnorganiske forbindelser, inklusiv TBT, har relativt lav løselighet i vann (størrelsesorden 1–10 mg/l, noe mindre i ferskvann enn saltvann (Zabel et al. 1988), og bindes derved i stor grad til sediment. Midlere fordelingskoeffisienter sediment: vann angis av Langston og Burt (1991 med ref.) til  $1.6\text{--}7.7 \times 10^3$  (se også Seligman et al. 1989). Oppkonsentrering er også observert for mikrooverflatelaget (ref. i Zabel

et al. 1988 og Cleary 1991) — opp til 2–3 størrelsesordner høyere enn i hovedvannmassene.

TBT-forbindelsene er ikke spesielt persistente, men omsettes/nedbrytes av forskjellige typer av organismer: bakterier, sopp, alger, høyere planter, krepsdyr, bløtdyr, fisk (se ref. i Zabel et al. 1988, Seligman et al. 1989, Fent et al. 1991 og Hugett et al. 1992). Omsetningen skjer ved MFO-systemet (MFO = mixed function oxygenase) og går via di- og monobutylforbindelsene. Nedbrytningshastigheten i vann, der plankton kan være av særlig betydning (Seligman et al. 1989 og Moore et al. 1992 med ref.), avhenger bl.a. av lys (fotolyse, primærproduksjon) og temperatur.

Prosessene som fjerner TBT er viktige å forstå for å vurdere forholdene i både eksisterende og avlastede resipienter. Her er det et fortsatt forskningsbehov, idet opplysningene om halveringstiden er delvis sprikende (Seligman et al. 1989, Fent et al. 1991, Uhlen et al. 1993):

- i vann ca 1–20 uker, lengst om vinteren.
- i sediment fra et par uker til flere måneder eller endog år.

Organismenes evne til utskillelse/ nedbrytning er ikke stor nok til å hindre betydelig bioakkumulering i f.eks. muslinger og snegl, der avgiftningsevnen ser ut til å være relativt lite utviklet. Zuolian og Jensen (1989) fant konsentrasjonsfaktorer på 5000–60000 i blåskjell fra naturlige omgivelser, og en halveringstid på 40 dager. Andre har registrert kortere halveringstid. I forurensede områder kan opphopning i næring bevirke at enkelte arter av snegl belastes mer via føde enn fra vann (Stroben et al. 1992b). Det er imidlertid lite som tyder på en oppkonsentrering gjennom næringskjeder (Zabel et al. 1988).

Spesielt for ømfintlige sneglearter er det angitt korrelasjoner mellom TBT-konsentrasjoner i organismer og skadesymptomer (Gibbs et al. 1987, Stroben et al. 1992b, Harding et al. 1992), men også for blåskjell. Hos sistnevnte spenner konsentrasjonene av TBT over området  $<0.2\text{--}10\ \mu\text{g TBT/kg tørrvekt}$  fra «rene» til sterkt belastede områder, med tydelig fysiologisk virkning på voksne skjell når nivået oversteg  $2\ \mu\text{g/kg}$  tørrvekt (Page og Widdows 1991).

Akkumuleringen i sediment utsetter særlig faunaen som lever nedgravd eller har organisk stoff i bunnavsetningene som næringsgrunnlag (Langston et al. 1990). Hos muslingen *Scrobicularia plana* (pepperskjell, som også har vid utbredelse i Norge) har Langston og Burt (1991) påvist sammenheng mellom konsentrasjonen av TBT i sediment og musling; dessuten at denne arten er praktisk talt utryddet på steder med mer enn  $0.3\ \mu\text{g Sn-TBT}/\mu\text{g/g}$  tørr-

vekt (= ca  $0.8\ \mu\text{g TBT}/\mu\text{g/g}$ ). Muligens går grensen for kronisk toksisitet enda lavere. Mht. akkumulering syntes vanlig sandmusling (*Mya arenaria*) enda mer utsatt enn *Scrobicularia plana* (Langston et al. 1990).

### Forbedring etter restriksjoner, men ...

En rekke nyere undersøkelser har vist problemets globale omfang, dels ved påvisningen av imposex hos hunner av mange sneglearter innen gruppen Neogastropoda og skallfortykkelse hos østersarter (Short et al. 1989, Ellis og Pattisina 1990, Ritsema et al. 1991, Smith og Veagh 1991, Stewart et al. 1992, Nell og Chvojka 1992, Huggett et al. 1992, Wilson et al. 1993), dels ved registrering av TBT-nivåer i muslinger (Uhler et al. 1993). Særlig grunn til bekymring gir enkelte tilfeller av imposex i sneglebestander langt fra punktkilder (Short et al. 1989, Saavedra Alvarez og Ellis 1990, Harding et al. 1992, Wilson et al. 1993).

Som forventet når det gjelder et relativt nedbrytbart stoff under vanlige naturforhold, har man flere steder kunnet påvise tydelig bedring etter innføringene av begrensningene på bruk. Dels er det konstatert markert nedgang i TBT-konsentrasjonene i vann og organismer (Alzieu et al. 1989, Alzieu 1991, Cleary 1991, Waite et al. 1991, Uhler et al. 1993), dels redusert forekomst av skadesymptomer hos bestander av snegl (Bailey og Davies 1991) og østers (Alzieu et al. 1989, Waite et al. 1991).

Men det er også blitt klart at det kan reises spørsmål om de iverksatte restriksjoner er tilstrekkelige. Ved siden av de ovennevnte eksempler vedrørende skade på sneglebestander langt fra punktkilder, kan det pekes på tilfeller

av vedvarende betenkelig høye konsentrasjoner av TBT i vann og delvis uteblitte positive resultater (Alzieu et al. 1989, 1991, Alzieu 1991, Uhler et al. 1993). I denne forbindelse må man bl.a. spørre om grad og rekkevidde av effekter fra store skip, ikke bare nær havneområder (Seligman et al. 1989, Bailey og Davies 1991, Alzieu et al. 1991), men også i farvann med hyppig forbipasserende trafikk. Det er likeledes et dokumentert behov for samstemt internasjonalt lovverk og kontroll hvis restriksjonene skal hjelpe (Alzieu et al. 1991).

### Situasjonen i Norge

En tidligere påpeking av risikoen for TBT-forurensning og ønskeligheten av nærmere undersøkelser (Berge 1987), bevirket ikke noen nasjonal innsats, og det man kjenner til av effekter og TBT-forekomst i vårt land begrenser seg i det vesentlige til skotske forskeres undersøkelser høsten 1991 av imposex og tinn/TBT-innhold i purpursnegl (Harding et al. 1992). Registreringen var et ledd i en kartlegging av forholdene i Nordsjøland, initiert gjennom North Sea Task Force.

Ved undersøkelserne ble imposex funnet i alle de 15 observerte bestander av purpursnegl, fordelt på 11 steder på Vestlandet og 4 steder på Skagerrakkysten. Det ble benyttet en vel innarbeidet metodikk fra Storbritannia (Gibbs et al. 1987 med. ref.), med to delvis uavhengige indekser som gir et tallmessig uttrykk for graden av forurensning som sneglene har vært utsatt for.

Verdier over 4 i den ene av indeksene (VDSI: Vas deferens sequential index, med grader 1—6) impliserer at en større eller mindre andel av hunnene er

sterile. De norske lokalitetene ga verdier i området 4.06—5.36. Den andre indeksen (RPSI: Relative penis size index), som for et utvalg av både hunner og hanner angir forholdet mellom midlere penisstørrelse hos de to kjønn (hunn/hann) i prosent, ga for voksne snegl verdier i området 11—67, i gjennomsnitt 40%. Dette må betegnes som forholdsvis høyt, idet Spence et al. (1990) hevder at ved verdier over 40 er som regel mer enn halvparten av hunnene sterile.

Det må understrekes at det ikke er noen helt enkel sammenheng mellom de to indeksene innbyrdes eller mellom indekserdiene og sneglenes innhold av TBT, selv om det ut fra et stort materiale fremgår gode korrelasjoner (Gibbs et al. 1987, Harding et al. 1992). Det varierende forholdet mellom indekserdiene og TBT-innholdet kommer bl.a. av at mens imposex er en irreversibel skade, som kan skyldes belastning fra flere år tilbake, vil dyrenes TBT-innhold mer gjenspeile nylig påvirkning (halveringstid 50—100 dager i henhold til Langston et al. 1990, men se også Stroben et al. 1992b). Mer problematisk å forstå er det at utslagene på de to indeksene kan være såvidt forskjellige.

Det er særlig to forhold ved resultatene til Harding et al. som gir grunn til bekymring:

- Flere av prøvestedene (f.eks. Færder) *ligger på åpen kyst* og (i hvertfall tilsynelatende) langt fra kildeområder.
- På 7 av 8 steder der unge snegler (<1—1 1/2 år) ble undersøkt spesielt, *viste dette heller tegn til forverring enn bedring.*

På bakgrunn av at utbredte skader på purpursnegl er dokumentert, foreligger

også stor risiko for skade på andre arter og samfunn. I første rekke må pekes på arter som har/kan ha samme lave toleranse for TBT, dvs. nettsnegl og andre arter innen samme orden. Videre er det aktuelt å se på sandgravende muslinger og østers, samt kalkrørsormer og rur. Både nettsnegl og viktige sandgravende muslinger er mer brakkvannstolerante enn purpurnegl. Følgelig lever de også på steder som ofte ligger nær TBT-kildene (langt inn i fjorder, rolige vikene med bløtbunn). Kalkrørsormer og rur synes bemerkelsesverdig lite undersøkt (Zabel et al. 1988, Moore et al. 1992), i betraktning av at slike dyr er blant de viktigste målene for giftstoffer i maling.

Det er verd å nevne at *norske fjærelbearter generelt kan være mer eksponert enn tilsvarende arter i Storbritannia*. På Skagerrakkysten og inne i fjordene på Vestlandet vil vannstandsvekslingene være forholdsvis små, hvilket betyr at dyr og planter i fjæra har lengre kontakt med det TBT-anrikede mikrooverflatelaget enn sine britiske artsfrender.

Både muligheten for at store deler av norsk kyst- og fjordvann er forgiftet, og at kontrollen med omsetning og bruk av tinnorganiske begroingshindrende midler er vanskelig, tilsier at det settes i gang undersøkelser for å se på nivåer og utbredelse av skader såvel nær mulige kilder (havner, marinaer, skipsverft/verksteder) som i mer åpne, men sterkt trafikkerte farvann. Siden registrering av TBT-konsentrasjoner under 10–20 ng/l byr på problemer (Readman og Mee 1991), må man i hvert fall delvis bruke nivåene i organismer (snegl, muslinger) som grunnlag for å vurdere den eksisterende belastning. Målinger i

sediment blir også en viktig del av kartleggingen. Den nevnte materialstrømanalysen bør bli utgangspunkt for en nærmere bedømmelse av behovet for ytterligere restriksjoner på bruk og/eller kontroll med omsetningen av tinnorganiske forbindelser.

En forenklet overslagsberegning antyder at tilførsel på 10–20 tonn TBT pr. år er nok til å gi hele hovedstrømmen langs Skagerrakkysten en konsentrasjon over giftighetsterskelen (1 ng/l) i 0–20 meters dyp. Oslofjordområdet 200.000 fritidsbåter med en gjennomsnittlig eksponeringsflate på 10 m<sup>2</sup> ville i løpet av en sesong kunne bidra med TBT i denne størrelsesordenen (gitt en utlekkingsrate på 5 µg/cm<sup>2</sup>/dag, kfr. Moore et al. 1992). Med forbudet mot bruk av TBT i bunnstoff på båter under 25 m, skal imidlertid belastningen fra fritidsflåten snart være borte eller sterkt redusert.

En tilsvarende overslagsberegning for større skip i Oslofjorden gir bare tilførsel i størrelsesordenen 1/10 tonn pr. år (5000 anløp pr. år av skip med midlere størrelse 5000 br. reg. tonn (2000 m<sup>2</sup> neddykket flate), gjennomsnittlig oppholdstid i fjorden på en dag og utlekkingshastighet for store skip på 1 µg/cm<sup>2</sup>/dag). Dette antyder at uakseptable TBT-konsentrasjoner bare vil opptre lokalt i forbindelse med denne type trafikk. I og med observasjonene til Harding et al. (1992) synes det likevel klart at problemkomplekset fortjener nøyere overveielse bl.a. på grunnlag av data fra den ventede materialstrømanalysen. Hva er f.eks. til en hver tid neddykket båtflate i Oslo havn / — i Skagerrak?

## Litteraturhenvisninger

- Alzieu, C., 1991. Environmental problems caused by TBT in France: Assessment regulations, prospects. *Mar. Environ. Res.* 32:7-17.
- Alzieu, C., J. Sanjuan, P. Michel, M. Borel og J.P. Dendro, 1989. Monitoring and assessment of butyltins in Atlantic coastal waters. *Mar. Pollut. Bull.* 20:22-26.
- Alzieu, C., P. Michel og I. Tolosa m.fl., 1991. Organotin compounds in the Mediterranean: A continuing cause for concern. *Mar. Environ. Res.* 32:261-270.
- Bailey, S.K. og I.M. Davies, 1991. Continuing impact of TBT, previously used in mariculture, on dogwhelk (*Nucella lapillus* L.) populations in a Scottish sea loch. *Mar. Environ. Res.* 32: 187-199.
- Berge, J.A., 1987. Tinnorganiske forbindelser. Et miljøproblem og en mulig trussel mot norsk akvakultur? *Norsk Fiskeoppdrett* 3: 45-46.
- Bryan, G.W., P.E. Gibbs og G.R. Burt, 1988. A comparison of the effectiveness of tributylchloride and five other organotin compounds in promoting the development of imposex in dogwhelk, *Nucella lapillus*. *J. mar. biol. U.K.* 68:733-744.
- Cleary, J.J. 1991. Organotin in the marine surface microlayer and subsurface waters of South-West England. Relation to toxicity thresholds and the UK environmental quality standard. *Mar. Environ. Res.* 32: 213-222.
- Davies, I.M. og S.K. Bailey, 1991. The impact of tributyltin from large vessels on dogwhelk (*Nucella lapillus*) populations around Scottish oil ports. *Mar. Environ. Res.* 32: 201-211.
- Ellis, D.V. og A. Pattisina, 1990. Widespread neogastropod impsex: A biological indicator of global contamination? *Mar. Pollut. Bull.* 21: 248-253.
- Evans, S.M., A. Huitton, M.A. Kenall og A.M. Samosir, 1991. Recovery in populations of dogwhelks *Nucella lapillus* (L.) suffering from imposex. *Mar. Pollut. Bull.* 22: 331-333.
- Fent, K., J. Hunn, D. Renggli og H. Siegrist., 1991. Fate of tributyltins in sewage sludge treatment. *Mar. Environ. Res.* 32: 223-231.
- Gibbs, P.E., G.W. Bryan, P.L. Pascoe og G.R. Burt, 1987. The use of the dogwhelk, *Nucella lapillus*, as an indicator of tributyltin (TBT) contamination. *J. mar. biol. Ass. U.K.* 67: 507-523.
- Gibbs, P.E., G.W. Bryan og P.L. Pascoe, 1991. TBT-induced imposex in the dogwhelk, *Nucella lapillus*: Geographical uniformity of the response and effects. *Mar. Environ. Res.* 32: 79-87.
- Harding, M.J.C., S.K. Bailey og I.M. Davies 1992. UK Department of the Environment. TBT imposex survey of the North Sea. Contract PECD 7/8/214. Annex 7: Norway. Scottish Fisheries Working paper No 10/92. Oct. 1992. The Scottish Office Agriculture and Fisheries Department, Aberdeen, 20 s. + vedlegg.

- Huggétt, R.J., M.A. Unger, P.F. Seligman og A.O. Valkirs, 1992: The marine biocide tributyltin. Assessing and managing the environmental risks. *Environ. Sci. Technol.* 26: 232-237.
- KEMI, 1989. Miljöfarliga ämnen. Exempelliste och vetenskapelig dokumentasjon. Rapport 10/89 fra Kemikalieinspektionen, Stockholm. ISBN 0284-1188.
- Langston, W.J. og G.R. Burt, 1991. Bioavailability and effects of sediment-bound TBT in deposit-feeding clams, *Scrobicularia plana*. *Mar. Environ. Res.* 32: 6-77.
- Langston, W.J., G.W. Bryan, G.R. Burt og P.E. Gibbs, 1990. Assessing the impact of tin and TBT in estuaries and coastal regions. *Function. Ecol.* 4: 433-443.
- Miljøverndepartementet, 1989. Forskrifter om forbud mot produksjon, import, omsetning og bruk av begroingshindrende midler som inneholder organotinn. T-722.
- Moore, D.R.J., D.G. Noble, S.L. Walker m.fl., 1992. Canadian water quality guidelines for organotins. Environment Canada, Sci. Ser. No 191. Ottawa.
- Nell, J.A. og R. Chvojka, 1992. The effect of bis-tributyltin oxide (TBTO) and copper on the growth of juvenile Sidney rock oysters, *Saccostrea commercialis* Iredale and Roughley and Pacific oysters *Crassostrea gigas* Thunberg. *Sci. Total. Environ.* 125: 193-201.
- Page, O.S. og J. Widdows, 1991. Temporal and spatial variation in levels of alkyltins in mussel tissues: A toxicological interpretation of field data. *Mar. Environ. Res.* 32: 113-129.
- Readman, J.W. og L.D. Mee, 1991. The reliability of analytical data for tributyltin (TBT) in sea water and its implications on water quality criteria. *Mar. Environ. Res.* 32: 19-28.
- Saaavedra Alvarez, M.M. og D.V. Ellis, 1990. Widespread neogastropod imposex in the North Pacific: Implications for TBT contamination surveys. *Mar. Pollut. Bull.* 21: 244-247.
- Seligman, P.F., J.G. Grovhoug, A.O. Valkirs m.fl. 1989. Distribution and fate of tributyltin in the United States marine environment. *Appl. Organomet. Chem.* 3: 31-47.
- Short, J.W., S.D. Rice, C.C. Brodersen og W.B. Stickle, 1989. Occurrence of tri-n-butyltin-caused imposex in the North Pacific marine snail *Nucella lima* in Auke Bay, Alaska. *Mar. Biol.* 102: 291-297.
- Smith, P.J. og M. Mc Veagh, 1991. Widespread organotin pollution in New Zealand coastal waters as indicated by imposex in dogwhelks. *Mar. Pollut. Bull.* 22: 409-413.
- Speñce, S.K., G.W. Bryan, P.E. Gibbs m.fl., 1990. Effects of TBT contamination on *Nucella* populations. *Function. Ecol.* 4: 425-432.
- Statens Forurensningstilsyn (SFT), 1987. Marin forurensning fra begroingshindrende midler. SFT-rapport nr. 78, 61 s.



- Stewart, C., S.J. de Mora, M.R.L. Jones og M.C. Miller, 1992. Imposex in New Zealand neogastropods. *Mar. Pollut. Bull.* 24: 204-209.
- Stroben, E., J. Oehlmann og P. Fiorioni, 1992a. The morphological expression of imposex in *Hinia reticulata* (Gastropoda: Buccinidae): a potential indicator of tributyltin pollution. *Mar. Biol.* 113: 625-636.
- Stroben, E., J. Oehlmann og P. Fiorioni, 1992b. *Hinia reticulata* and *Nucella lapillus*. Comparison of two gastropod tributyltin bioindicators. *Mar. Biol.* 114: 289-296.
- Tällmark, B., 1993. The netted dogwhelk, *Nassarius (Hinia) reticulatus* as an alternative bioindicator of tributyltin pollution. Oslo and Paris Convention for the prevention of marine pollution. 18th meeting of the Joint Monitoring Group. The Hague 25-29 January 1993. *JMG 18/Info 15-E(L)*, 6 s.
- Uhler, A.D., G.S. Durell, W.G. Steinhauer og A.M. Spellacy, 1993. Tributyltin levels in bivalve molluscs from the east and west coasts of the United States: Results from the 1988-1990 national status and trends mussel watch project. *Environ. Toxicol. Chem.* 12: 139-153.
- Waite, M.E., M.J. Waldoch, J.E. Thain, D.J. Smith og S.M. Milton, 1991. Reductions in TBT concentrations in UK estuaries following legislation in 1986 and 1987. *Mar. Environ. Res.* 32: 89-111.
- Wilson, S.P., M. Ahsanullah og G.B. Thompson, 1993. Imposex in Neogastropods: An indicator of contamination in Eastern Australia. *Mar. Pollut. Bull.* 26: 44-48.
- Zabel, T.F., J. Seager og S.D. Oakley, 1988. Proposed environmental quality standards for list II substances in Water. Water Research centre (UK), rapport ESSL TR255, 73 s.
- Zuolian, C. og A. Jensen, 1989. Accumulation of organic and inorganic tin in blue mussel, *Mytilus edulis*, under natural conditions. *Mar. Pollut. Bull.* 20: 281-286.

## **POXYLINE FRA KILDE TIL FORBRUKER**

Epoxy system for belegging av bassenger, pumpestasjoner, vannbehandlingsanlegg, samt asbest og støpejernsledninger.

**Be om referanser.**

**POXYLINE**

Søndre Torv 2, 3500 HØNEFOSS  
 Telefon 067 27110  
 (Fra 4. juni 1993: 32 12 71 10)