



Statlig program for forurensningsovervåking

Rapport 694/97

Oppdragsgivere Statens forurensningstilsyn

Utførende institusjon Norsk institutt for vannforskning

Imposex og
nivåer av
organotinn hos
populasjoner av
purpursnegl
(*Nucella lapillus*)
i Norge



Hovedkontor

Postboks 173, Kjelsås
0411 Oslo
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 22 18 52 00

Sørlandsavdelingen

Televeien 1
4890 Grimstad
Telefon (47) 37 29 50 55
Telefax (47) 37 04 45 13

Østlandsavdelingen

Sandvikaveien 41
2312 Ottestad
Telefon (47) 62 57 64 00
Telefax (47) 62 57 66 53

Vestlandsavdelingen

Nordnesboder 5
5008 Bergen
Telefon (47) 55 30 22 50
Telefax (47) 55 30 22 51

Akvaplan-NIVA A/S

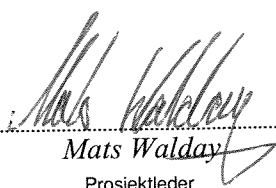
Søndre Tollbugate 3
9000 Tromsø
Telefon (47) 77 68 52 80
Telefax (47) 77 68 05 09

Tittel Imposex og nivåer av organotinn hos populasjoner av purpursnegl (<i>Nucella lapillus</i>) i Norge. (Imposex and levels of organotin in populations of <i>Nucella lapillus</i> in Norway). (Overvåkingsrapport nr. 694/97. TA-nr. 1444/1997)	Løpenr. (for bestilling) 3665-97	Dato 28.4.1997
	Prosjektnr. Undernr. O-95240	Sider Pris 28
Forfatter(e) Walday, Mats Berge, John Arthur Følsvik, Norunn	Fagområde Miljøgifter sjøvann	Distribusjon
	Geografisk område Norge	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) Statens forurensningstilsyn (SFT).	Oppdragsreferanse SFT nr. 95487
--	------------------------------------

Sammendrag Tributyltinn (TBT) brukes bl.a. som begroingshindrende tilsetning i skipsmaling og har vist seg meget giftig overfor en rekke arter av snegl og muslinger. I Norge er det siden 1989 forbudt å bruke TBT-holdig bunnstoff på båter mindre enn 25m. Tidligere undersøkelser fra norske farvann har vist forhøyede nivåer av TBT i sediment og blåskjell. Purpursnegl (*Nucella lapillus*) er meget følsom for påvirkning fra TBT og en eksponering for stoffet resulterer i at hunnene utvikler karaktertrekk som normalt kun ses hos hanner (imposex). Forekomsten av imposex hos purpursnegl er undersøkt hos 41 populasjoner langs norskekysten. TBT-konsentrasjoner i sneglene er også analysert hos 16 av de undersøkte populasjoner. Imposex ble påvist i samtlige populasjoner unntatt på fire referenslokaliteter i Finnmark. Hos over halvparten av populasjonene ble det funnet indikasjoner på at deler av bestanden av hanner var sterile. Det ble påvist en sammenheng mellom konsentrasjoner av TBT i sneglene og graden av biologiske effekter. Skadene på purpursnegl indikerer at TBT-konsentrasjoner over 1-2 ng TBT/l i sjøvann ikke er uvanlig langs store deler av norskekysten. En ytterligere reduksjon i den generelle forekomsten av TBT i det marine miljø vil sannsynligvis best oppnås ved restriksjoner i bruken også på større skip.

Fire norske emneord 1. purpursnegl 2. økotoks 3. organotinn 4. imposex	Fire engelske emneord 1. dogwhelks 2. ecotoxicology 3. organotin 4. imposex
--	---


Mats Walday
Prosjektleder

ISBN 82-577-3227-3


Bjørn Braaten
Forskningsjef

**Imposex og nivåer av organotinn hos populasjoner
av purpursnegl (*Nucella lapillus*) i Norge**

(Imposex and levels of organotin in populations of
Nucella lapillus in Norway)

Forord

De fleste av resultatene i denne rapport skriver seg fra en landsomfattende undersøkelse utført for Statens forurensningstilsyn (SFT). NIVA har i tillegg brukt egne ressurser til å utprøve metoder for å analysere TBT og andre tinnorganiske forbindelser, samt for å registrere effekter på snegler. Instituttet har i samarbeid med Kjemisk institutt ved Universitetet i Oslo, påtatt seg å veilede en hovedfagsstudent som arbeider med videreutvikling av gasskromatografiske analysemetoder med atomemmisjons-detektor (GC-AED) for tinnorganiske forbindelser. Dette arbeidet gjør det mulig å identifisere nedbrytningsprodukter av TBT. Kontaktpersoner på SFT har vært Per Erik Iversen og Jon Heikki Aas.

Prosjektleder på NIVA har vært Mats Walday, som sammen med John Arthur Berge og Norunn Følsvik har forfattet rapporten.

Feltarbeidet er utført av Roger M. Konieczny, Aud Helland, Frank Kjellberg, Lise Tveiten og Unni Efraimsen, alle NIVA.

Imposexanalyser av sneglene ble gjort av Norunn Følsvik, John Arthur Berge, Norman Green, Rita Amundsen, Mats Walday og Anette Juliussen fra NIVA.

Analysene av TBT-innhold i sneglene er utført på NIVA av Norunn Følsvik, under veiledning av Einar Brevik.

Oslo, 28/4 1997

Mats Walday

Innhold

Sammendrag	5
Summary	6
1. Innledning	7
2. Materiale og metoder	8
2.1 Imposex analyser	8
2.2 Kjemiske analyser	9
3. Resultater og diskusjon	10
3.1 Imposex	11
3.2 Nivåer av TBT i purpurnegl	21
3.2.1 Sammenligning med konsentrasjoner av TBT i blåskjell og vann	22
3.3 Konklusjon	24
4. Referanser	25
Vedlegg A.	27
Vedlegg B.	28

Sammendrag

Tributyltinn (TBT) brukes bl.a. som begroingshindrende tilsetning i skipsmaling og har vist seg meget giftig overfor en rekke arter av snegl og muslinger. De skader en har registrert som følge av TBT-påvirkning har medført at mange land har innført restriksjoner i bruken av dette stoff. I Norge er det siden 1989 forbudt å bruke TBT-holdig bunnstoff på båter mindre enn 25m.

Tidligere undersøkelser fra norske farvann har vist forhøyede nivåer av TBT i sediment og blåskjell (*Mytilus edulis*), sterkest i en del havneområder men også betenkelig høye i andre områder langs kysten fra Østfold til Finnmark.

Purpursnegl (*Nucella lapillus*) er en av de mest følsomme artene en kjenner til og en kan se påvirkning fra TBT ved at hunnene utvikler karaktertrekk som normalt kun ses hos hanner (imposex). Dette kan lede til at hunnene blir ufruktbare og eventuelt dør. Det er i en rekke områder blitt påvist en nedgang i forekomsten av purpursnegl og denne nedgang er blitt knyttet til imposex.

Forekomsten av imposex hos purpursnegl er undersøkt hos 41 populasjoner langs norskekysten. Graden av imposex ble karakterisert ved relativ penisstørrelse hos hunner i forhold til hanner (RPS) og graden av utvikling av sædleder hos hunner (VDSI). TBT-konsentrasjoner i snegl ble analysert hos 16 av de 41 undersøkte populasjoner.

Resultatene viser at TBT i norsk kystvann har ført til skader på purpursnegl. Imposex ble påvist i samtlige populasjoner unntatt på fire referanselokaliteter i Finnmark. Hos over halvparten av populasjonene ble det funnet indikasjoner på at deler av bestanden av hunner var sterile (VDSI>4). På syv av stasjonene er imposextilstanden undersøkt ved tidligere anledninger og det kan her vises til en bedring i tilstanden. TBT-konsentrasjonen i upåvirkede sneglepopulasjoner var under deteksjonsnivå (10 ng/g t.v.). Hos de øvrige populasjoner varierte nivåene mellom 109-433 ng/g t.v. Det ble påvist en sammenheng mellom konsentrasjoner av TBT i sneglene og graden av biologiske effekter.

I og med at de biologiske effekter av TBT-påvirkning inkluderer sterilitet og dødelighet, kan det også forventes effekter på høyere økologisk nivå enn individ. Fra andre land er det påvist skader fra TBT på over 100 arter av snegl. I Norge er det ikke undersøkt om andre arter enn purpursnegl har fått effekter av TBT-påvirkning.

En ytterligere reduksjon i den generelle forekomsten av organotinn i det marine miljø vil sannsynligvis best oppnås ved restriksjoner i bruken også på større skip. Det foreligger lite informasjon/undersøkelser om andre mulige TBT-tilførsler til marine områder enn fra skip og skipsverft i Norge.

Summary

Tributyl tin (TBT) is one of the most toxic substances known. In the marine environment the main focus has been on the antifouling agent TBT although other organotin compounds may also be present. Unintentional effects of TBT have been discovered in populations of certain neogastropod snail species, and have also reduced their densities. Effects of TBT (induction of male sex characters in females, known as "imposex") have been found in about one hundred species of gastropods worldwide. Imposex occurs because exposure to TBT results in the accumulation of a male hormone (testosterone) in gastropods, and may lead to female sterilisation and death. In animals particularly sensitive to TBT signs of effects may be observed at water concentrations down to 1 ng TBT/l. Many countries have therefore introduced restrictions on the use of TBT. In Norway, its use on boats below 25 m in length has been prohibited since 1989.

Earlier investigations from Norwegian coastal waters revealed contamination from TBT in sediments and mussels (*Mytilus edulis*), with examples of very high levels in some of the harbour localities.

The occurrence of imposex in dogwhelks (*Nucella lapillus*) were investigated in 41 populations sampled in 1993-1995 along the Norwegian coast from Finnmark (ca.70° N) to the Skagerrak in the south (ca.58°30' N). The degree of imposex was classified by the Relative Penis Size Index (RPS) and the Vas Deferens Sequence Index (VDSI). The concentration of TBT was quantified in dogwhelks from 16 of the 41 populations characterised for imposex.. The quantification was done by gas-chromatography equipped with an atomic emission detector (GC-AED).

Some degree of imposex occurred in all populations of dogwhelks except for four reference stations in Finnmark. At about half of the total number of sites, a proportion of the female population was sterile (VDSI>4). Comparison with an earlier investigation from seven of the stations indicates a small improvement. The concentration of TBT in the gastropods from the unaffected populations in Finnmark was below the detection limit (10 ng/g d.w.). The concentration of TBT in dogwhelks from affected populations was in the range 109-433 ng/g d.w. The concentration of TBT in dogwhelks seems to be positively correlated to the degree of imposex.

The results demonstrate that organotin compounds are present in the environment in most anthropogenic influenced areas along the Norwegian coast. Biological effects on dogwhelks are widespread in most Norwegian coastal areas apart from some remote northern regions. Six stations investigated both in 1991 and 1993 showed signs of recovery.

It is expected that significant reduction in the all over occurrence of organotin compounds in the environment along most of the Norwegian coast best can be achieved by enforcing restrictions on the use of such compounds also on larger vessels. Information about other possible Norwegian TBT-sources to the marine environment than ship- and dockyards is scarce.

Title: Imposex and levels of organotin in populations of *Nucella lapillus* in Norway

Year: 1997

Author: Walday Mats; Berge John Arthur & Norunn Følsvik

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: ISBN 82-577-3227-3

1. Innledning

Ved en omfattende europeisk undersøkelse i 1991 i regi av North Sea Task Force, fremkom resultater som viste betydelig forurensning med tributyltinnforbindelser mange steder på Sør-Vestlandet og Sørlandet (Harding *et al.* 1992). Tributyltinn (TBT) brukes som begroingshindrende tilsetning i skipsmaling og har vist seg meget giftig (ng/l nivå) overfor enkelte arter av snegl og muslinger (bl.a. purpursnegl og østers), som har vært truet med utryddelse i regional målestokk (kfr. Knutzen 1993; Bryan & Gibbs 1991; Laughlin & Lindèn 1991; Thompson & Stewart 1994; Svavarsson 1995 og Evans *et al.* 1995).

Som følge av de store skadene TBT gjorde på blant annet østerspopulasjoner, ble det i siste halvdel av 1980-tallet innført restriksjoner på bruk av TBT i Frankrike, Storbritannia, USA og Canada. Stort sett er begrensningene omtrent som innført i Norge 1989 (effektive fra 1990), der hovedelementet er et forbud mot bruk av TBT-holdig maling/bunnstoff på småbåter, dvs. under 25 m lengde. I mange land har man erfart at forholdene bedres etter noen tid med begrenset bruk: Lavere TBT-innhold i vann og gruntvannsorganismer fra estuarer/havner samt mindre skade på østersarter og bestander av purpursnegl og beslektede arter (se f.eks. Waite *et al.* 1991; Salazar & Salazar 1991; Batley *et al.* 1992; MAFF 1992; Uhler *et al.* 1993; Stewart & Thompson 1994; Evans *et al.* 1995; Stuer-Lauritzen & Dahl 1995).

Imidlertid er det også vitnesbyrd om at bedringen går langsomt eller forurensningene vedvarer på nivåer hvor det er fare for biologiske skader (Alzieu 1991; Salazar & Salazar 1991; Dowson *et al.* 1993; Uhler *et al.* 1993; Sarradin *et al.* 1994; Ten-Hallers Tjabbes *et al.* 1994; Tester & Ellis 1995; Stuer-Lauritzen & Dahl 1995).

Ved siden av fremdeles aktive kilder (avskraping av gammel/påføring av ny maling på større båter, annen bruk, kfr. Fjellidal (1994) og utslipp fra renseanlegg (Fent 1996)) er man bekymret for langtidseffekten fra forurensede sedimenter (f.eks. Dowson *et al.* 1993. Sarradin *et al.* 1994, Stewart & Thompson 1994). Sonderende undersøkelser av sedimenter og blåskjell fra norske havner og utvalgte kystområder har vist en utbredt forekomst av TBT-forurensning, sterkest i en del havneområder, men med indikasjoner på en foruroligende generell belastning langs hele kysten fra Østfold til Finnmark (Koniczny & Juliussen 1995a, 1995b; Knutzen *et al.* 1995; Koniczny 1996).

I samband med nevnte sonderende undersøkelser (og noen andre prosjekt) ble det også samlet inn purpursnegl fra 41 lokaliteter langs kysten. Hensikten var å ha muligheten til å undersøke om en eventuell TBT-forurensning, som kunne registreres i sedimenter og blåskjell, også hadde medført biologiske skader på sneglepopulasjoner i norske farvann.

Purpursneglen er et viktig rovdyr på grunne hardbunnsområder. Dens viktigste byttedyr er rur og små blåskjell og den er igjen et byttedyr for strandkrabber og tjeld. Purpursnegl tilhører en gruppe snegler (neogastropoder) som er spesielt ømfintlig for tinnorganiske forbindelser. Vi kan se påvirkning fra TBT ved at hunnene utvikler karaktertrekk som normalt kun ses hos hanner (dvs. utvikling av penis og sædleder). Fenomenet kalles "imposex", og skyldes at TBT fører til at hannlige kjønnshormoner hopper seg opp i organismen, noe som kan gjøre hunnene sterile. Fenomenet ble først beskrevet av Blaber (1970) fra kysten utenfor Plymouth i England. Bettin *et al.* (1996) har i sine forsøk vist at TBT hemmer det cytokrom P-450 avhengige aromatase system som katalyserer nedbrytningen av mannlige kjønnshormoner (androgen) til østrogen. Denne forskyvning i androgen - østrogen balansen antas å indusere utviklingen av imposex hos hunnsneglene.

Purpursnegl legger egg i fjæra og eggene utvikles direkte (uten noe pelagisk stadium), og populasjonene har ofte en høyt utviklet lokal genetisk tilpasning. Disse forhold gjør at populasjonene er ekstra sårbare for en reduksjon av reproduksjonsevnen.

Hovedformålet med denne undersøkelsen har vært å få et nasjonalt overblikk mht. graden av skader på populasjoner av purpursnegl og sammenligne resultatene med tidligere norske undersøkelser av nivåer av TBT i blåskjell fra de samme områder.

2. Materiale og metoder

Det er samlet inn purpursnegl fra 41 lokaliteter langs norskekysten og en oversikt over stasjonene er gitt i Tabell 1. Stasjonenes posisjoner er vist i Tabell 12 (Vedlegg A). Innsamlingen ble foretatt høsten 1993, -94 og -95 i forbindelse med annen toktvirksomhet og sneglene ble derfor samlet inn i nærheten av disse stasjoner. Innsamlingsdato for hver stasjon er vist i tabellen nedenfor.

Lokalitetene ble på forhånd subjektivt vurdert som enten "referanselokaliteter": områder med antatt liten TBT-påvirkning, eller "påvirkede lokaliteter": forventet større grad av påvirkning, f.eks. havneområder eller nærhet til større skipsleder.

Tabell 1. Lokaliteter langs norskekysten hvor det ble samlet inn purpursnegl for analyse av imposex og TBT-innhold^{*)}. Dato for innsamling og type lokalitet (p = antatt påvirket, r = antatt lite påvirket). Ved stasjoner merket ¹⁾ er det analysert på TBT i sediment (Konieczny & Juliussen 1995 a og b; Konieczny 1996).

St.	Område	Dato	Type	St.	Område	Dato	Type
1	Færder fyr ^{*)}	13.09.93	r	14	Brønnøysund ¹⁾	29.08.93	p
2	Langesund ^{*)}	13.09.93	p	15a	Sandnessj. indre ^{*) 1)}	28.08.93	p
3	Risør ^{*)}	13.09.93	r	15b	Sandnessj. ytre ^{*)}	28.08.93	p
4a	Tromøy - Alvekilen	18.06.95	r	16	Bodø ^{*) 1)}	27.08.93	p
4b	Tromøysund, n.ø. ^{*)}	04.10.94	p	17	Narvik ¹⁾	27.08.93	p
5a	Pershl. Stavanger ^{*) 1)}	08.09.93	p	18	Ramsund ¹⁾	16.08.94	p
5b	Fjoløy, Stav.	20.09.95	r	19	Harstad ¹⁾	16.08.94	p
5c	Alstein, Stav.	18.09.95	r	20	Finnsnes ^{*) 1)}	17.08.94	p
5d	Grønningen, Stav.	19.09.95	r	21	Skjervøy ¹⁾	19.08.94	p
5e	Tungeneset, Stav.	20.09.95	r	22	Alta ^{*) 1)}	20.08.94	p
5f	Vistnes, Stav.	19.09.95	r	23	Elenheim	04.09.95	r
6	Kopervik ^{*)}	08.09.93	p	24	Sørøya, Åfjorden ^{*)}	05.09.95	r
7	Haugesund ¹⁾	08.09.93	p	25	Saughamnes. y.	03.09.95	r
8	Marhl. Espevær	08.09.93	r	26	Honningsvåg ¹⁾	21.08.94	p
9a	Florø - nordre ^{*) 1)}	28.08.93	p	27	Kifjordneset ^{*)}	02.09.95	r
9b	Florø - syd ^{*)}	04.09.93	p	28	Mehamn ^{*)}	22.08.94	p
10	Bremanger	04.09.93	r	29	Tanafjorden ^{*)}	01.09.95	r
11a	Måløy nord ¹⁾	04.09.93	p	30	Båtsfjord ¹⁾	23.08.94	p
11b	Måløy syd	04.09.93	p	31	Vardø ^{*) 1)}	24.08.94	p
12	Kristiansund ¹⁾	02.09.93	p	32	Vadsø ¹⁾	24.08.95	p
13	Trondheim ^{*) 1)}	01.09.95	p				

2.1 Imposex analyser

Forekomsten av imposex i en populasjon ble bestemt ved hjelp av to indekser (Gibbs *et al.* 1987):

- RPS (Relative Penis Size) beregnes ved at en sammenlikner gjennomsnittlig størrelse på penis hos hunnene med tilsvarende hos hanner. $RPS > 25$ antydes å indikere svekket formeringsevne (Evans *et al.* 1995).

$$RPS = \frac{(\text{gj.snitt lengde av hunnens penis})^3}{(\text{gj.snitt lengde av hannens penis})^3} \times 100$$

- VDSI (Vas Deferens Sequence Index) er basert på at den unormale utviklingen av en sædleder hos hunnene kan inndeles i syv stadier, der stadiet 0 angir en normal upåvirket hunn, mens stadiet 6 angir at hele sædlederen er utviklet, hunnens kjønnsåpning blokkert og at aborterte egg kan observeres. Snegl som har nådd stadiet 6 dør ofte av skadene. En populasjon med en gjennomsnittlig VDSI >4 indikerer at deler av bestanden er steril.

$$VDSI = \frac{\Sigma VDS}{\text{antall hunner}}$$

Skallengde, kjønn og penislengde ble registrert på hver snegl. Ut fra dette ble det beregnet imposex (RPS) for hver populasjon. På hunnene ble i tillegg VDS-stadiet bestemt, og VDSI ble beregnet for hver populasjon. Se Gibbs *et al.* (1987) for en nærmere beskrivelse av metodene. Bløtdelene av sneglene ble frosset ned for senere kjemiske analyser.

2.2 Kjemiske analyser

Konsentrasjonen av ulike tinnorganiske forbindelser (tinnspesiene) bestemmes i biologisk materiale ved hjelp av en metode som er basert på direkte etylering. Materialet oppsluttes først i metanolsk lut og tinnforbindelsene omdannes deretter i vandig løsning med natriumtetraethylborat. Etter omdannelsen ekstraheres de etylerede forbindelsene med et organisk løsningsmiddel, prøvene oppkonsentreres og konsentrasjonen måles ved gasskromatografi med atomemisjons-detektor (GC-AED).

- Opparbeidelse av biologiske prøver

For å frigjøre de tinnorganiske forbindelsene fra det biologiske vevet (matriks) blir 1-2 g av prøvene oppsluttet med en blanding av metanol og lut over natten. Lutblandingen bryter ned bindingene mellom tinnkomponentene og vevet, og tinnkomponentene løses deretter som "frie" klorider og hydroksider. Prosessens effektivitet er svært avhengig av surhetsgrad (pH) og det er derfor nødvendig med en justering av pH etter oppslutningen. Omdannelsen utføres deretter direkte i vandig løsning ved å tilsette en gitt mengde av en løsning av natriumtetraethylborat i metanol. Prøvene ristes godt og står deretter i 10 minutter slik at omdannelsen er fullstendig. Heksan tilsettes og prøvene settes på ristebord for å ekstrahere de tetraalkylerte tinnforbindelsene. Omdannelsen og ekstraksjonen gjentas en gang. Før ekstraktene er klare til analyse oppkonsentreres de ved inndamping med nitrogen til et sluttvolum som passer til det forventede nivå.

- Analysemetodikk

Identifisering og kvantifisering av de tinnorganiske forbindelser er utført ved hjelp av GC-AED. Det er brukt en Hewlett Packard 5890 gasskromatograf med kapillærkolonne koblet til en HP 5921A atomemisjonsdetektor. Injeksjonene er utført med en HP 7673 automatinjektor. Prøvene injiseres på en 30 m HP-5 kolonne som separerer forbindelsene hovedsaklig etter stigende kokepunkt slik at de

lettete forbindelsene kommer ut først. I enden av kapillærkolonnen føres analyttene inn i et mikrobølgeindusert heliumplasma. Her atomiseres og eksiteres analyttene og lyset som sendes ut måles med et spektrofotometer.

Kalibreringen gjøres ved at en fempunktts kalibreringskurve kjøres for hver prøveserie som analyseres. Prøvene tilsettes også en intern standard som brukes i kvantifisering for å korrigere for tap under opparbeidelsen. Identifisering er gjort ved å derivatisere de rene standardene og analysere disse hver for seg.

- Kvalitetssikring

Det analyseres en injisering av en kjent standard for hver tiende reelle prøve som kjøres på gasskromatografen. I tillegg kontrolleres opparbeidelseprosessen ved hjelp av analyser av et biologisk referansemateriale (NIES no. 11), og renheten ved opparbeidelse av en blindprøve for hver prøveserie. I tillegg til det sertifiserte referansematerialet har vi også analysert paralleller av en "husstandard" som er laget av blåskjellhomogenat fra prøver som er analysert på NIVA tidligere.

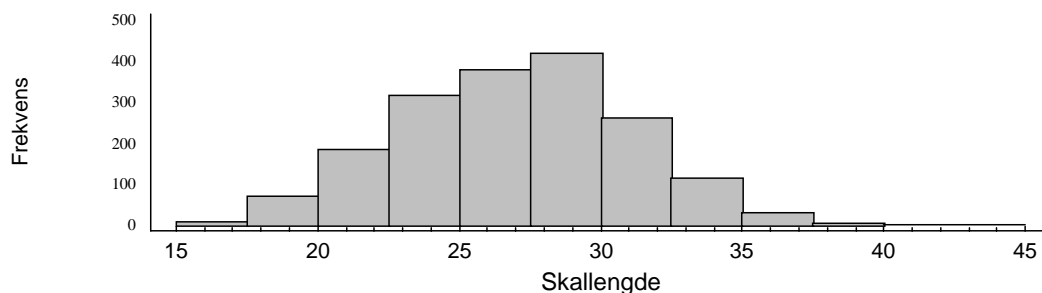
3. Resultater og diskusjon

Det er totalt opparbeidet 1784 purpursnegl fra 41 lokaliteter på kyststrekningen Færder fyr - Vadsø. Kjønnfordeling og gjennomsnittlige skallengder for hele materialet er vist i Tabell 2. Juvenile snegl er normalt <15mm så alle av de undersøkte snegl var sannsynligvis kjønnsmodne. Alle data vedrørende indeksberegninger (imposex) og TBT-innhold er presenter i Vedlegg A (Tabell 12). Gjennomsnittlig skallengde for hver stasjon, fordelt på hanner og hunner, er vist i Vedlegg B (Tabell 13). Rådata er tilgjengelig på NIVA.

Frekvenshistogrammet i Figur 1 viser en tilnærmet normalfordeling av skallengden blant de undersøkte snegl.

Tabell 2. Gjennomsnittlig skallengde hos de purpursnegl som ble opparbeidet for imposexanalyser.

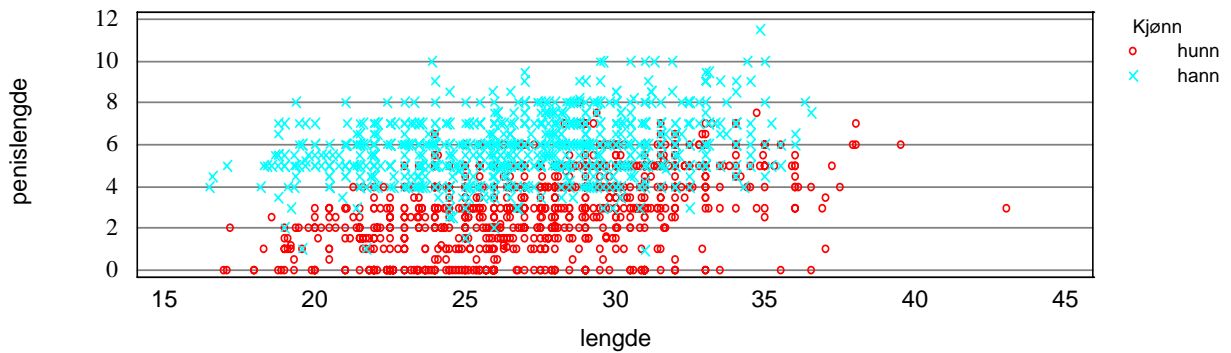
	Antall snegl	Snitt lengde	St.avvik	Min lengde	Maks lengde
hannsnegl	879	26,8	3,9	16,5	36,5
hunnsnegl	905	27,4	4,0	17,0	43,0
totalt	1784	27,1	4,0	16,5	43,0



Figur 1. Lengdefordeling (skallengde i mm) av de undersøkte snegl.

3.1 Imposex

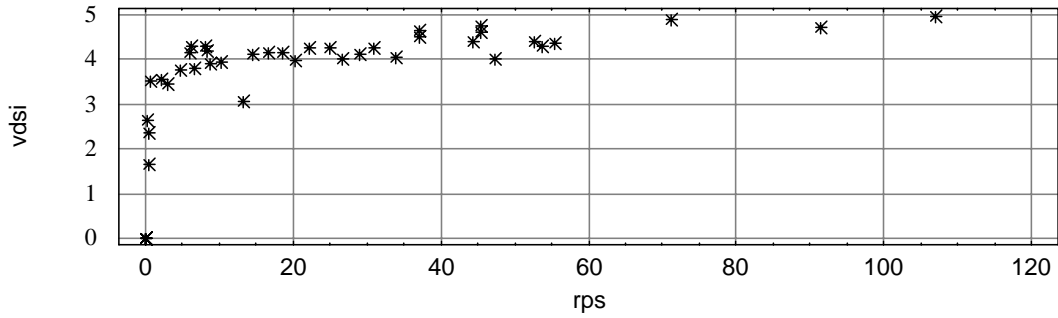
De fleste undersøkte hunnsnegl hadde utviklet penis og viste dermed tegn på TBT-påvirkning (Figur 2). Generelt økte penislengden med skallengden for begge kjønnene.



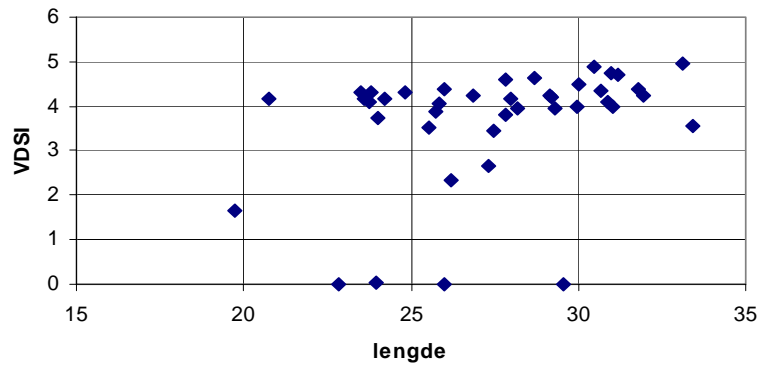
Figur 2. Forholdet mellom skallengde (mm) og penislengde (mm) hos hunn- og hannsnegl.

På flere av stasjonene ga VDSI indikasjoner på TBT-påvirkning uten at dette kunne spores i RPS (Figur 3) og det virker derfor som om VDSI er en mer følsom index enn RPS. Dette er i samsvar med de resultater Harding *et al.* (1992) fikk fra sine undersøkelser av purpursnegl i norske farvann. Evans *et al.* (1995) antydte at en RPS over 25 indikerer redusert formeringsevne hos sneglepopulasjonene. Våre resultater fra norske farvann viste redusert formeringsevne (VDSI>4) hos populasjoner med RPS-verdier rundt 10.

Gjennomsnittslengden av de undersøkte hunnsneglene på hver stasjon varierte fra under 20 til nærmere 35 mm. Lengden vil til en viss grad avspeile sneglenes alder og denne parameter vil derfor kunne indikere den potensielle eksponeringstid for TBT. VDSI er plottet mot gjennomsnittlig skallengde i Figur 4, men figuren viser ingen klar sammenheng mellom sneglenes "alder" og graden av påvirkning. Dette er i overensstemmelse med Gibbs *et al.* (1987) som fant en sterk grad av VDS (4 - 5) hos hunnsnegl som bare var rundt ett år gamle. Det må påpekes at den maksimale skallengde hos sneglepopulasjoner varierer og ofte er omvendt proporsjonal med graden av bølgeeksponering i området hvor de finnes. En direkte sammenligning størrelse/alder mellom ulike populasjoner må derfor gjøres med forsiktighet.

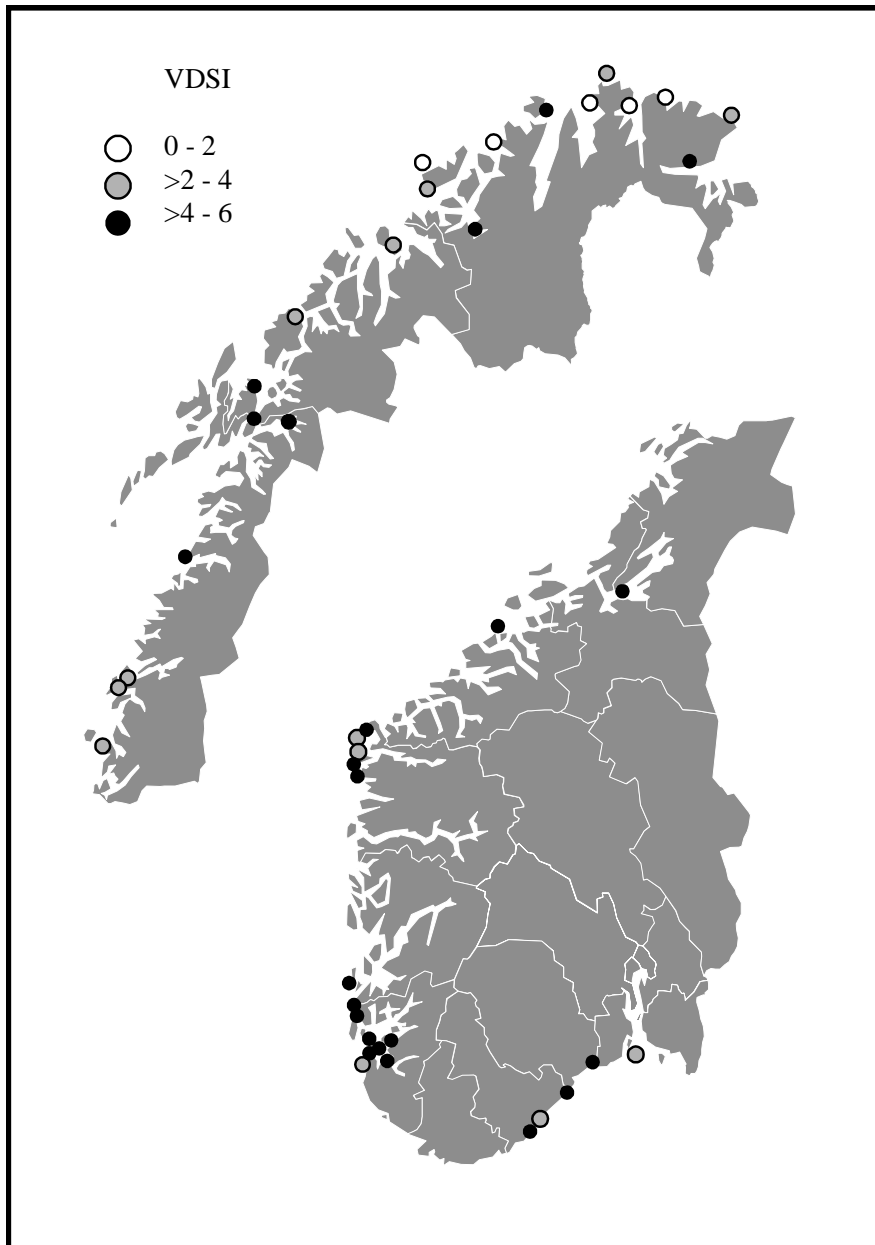


Figur 3. Forholdet mellom VDSI og RPS hos de undersøkte sneglepopulasjoner.



Figur 4. Forholdet mellom VDSI og skallengde (mm) hos hunner i de undersøkte sneglepopulasjoner.

Effekter ble påvist på alle stasjonene med unntak av fire referanse-stasjoner i Finnmark (Figur 5). Ved ca halvparten av alle stasjonene var VDSI >4, slik at deler av populasjonen var steril.



Figur 5. Resultater (VDSI) fra imposex karakterisering av purpursneglbestander langs Norskekysten.

I det følgende er resultatene av praktiske grunner fordelt på 7 geografiske områder og hver stasjon vil bli nærmere diskutert. Det må understrekes at den forurensningstilstand som blir omtalt i forbindelse med nivåer av TBT i blåskjell (Tabell 3), er et foreløpig forslag til klassifisering (J. Knutzen pers. medd.). Blåskjellundersøkelsene er rapportert av Knutzen *et al* (1995).

Tabell 3. Klassifisering av tilstand utfra blåskjells innhold av TBT (mg/kg våtvekt).

Tilstandsklasse:	I Lite/ubetydelig forurenset	II Moderat forurenset	III Markert forurenset	IV Sterkt forurenset	V Meget sterkt forurenset
TBT mg/kg v.v.	< 0,05	0,05 - 0,2	0,2 - 0,4	0,4 - 1	> 1

Østlige Skagerrak (Færder fyr - Tromøya)

Samtlige undersøkte sneglpopulasjoner i dette område var påvirket av TBT (Tabell 4 og Figur 6). RPS var lav i forhold til VDSI i dette området. På alle stasjoner bortsett fra Færder, ble det funnet sterile hunner.

Tabell 4. Gjennomsnittlig VDSI og RPS (m. standardavvik samt min- og maksverdier) for de 5 stasjonene i østlige Skagerrak.

antall snegl	VDSI	st.avvik	min.	maks.	RPS	st.avvik	min.	maks.
132	3,9	0,7	2	5	11,8	9,9	3,1	28,9

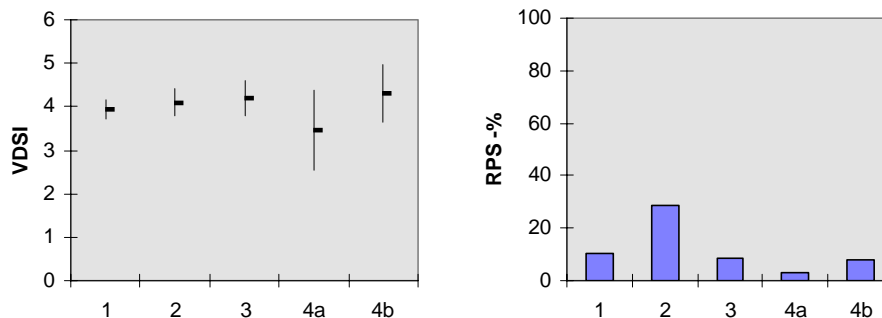
Ved Færder fyr (st. 1) var VDSI og RPS hhv. 3,95 og 10,34, og der er blitt målt TBT-nivåer i blåskjell som indikerte at området var lite/ubetydelig forurenset av TBT (Knutzen *et al.* 1995). I 1991 ble stasjonen på Færder besøkt av Harding *et al.* (1992) og en sammenlikning med deres resultater indikerer en liten bedring i tilstanden siden den gang (Tabell 11). Fartøy på vei ut og inn av Oslofjorden passerer på en avstand av 3-4 km fra Færder fyr.

Stasjonen utenfor Langesund (st. 2) hadde den høyeste RPS for området og denne stasjonen ligger på Fuglø, noen få hundre meter fra leia inn til Frierfjorden. Avstanden til nærmeste større havn er nesten 4 km. På Arø, ca. 2 km nord for Fuglø, ble det i 1994 målt TBT-nivåer i blåskjell som indikerte en moderat forurensning (Knutzen *et al.* 1995).

Stasjon 3 (Risør) ligger på Varø like ved den nordlige innseilingen til Risør. Avstand inn til Risør havn er ca. 3,5 km. VDSI var høy (4,2) mens RPS var forholdsvis lav. Blåskjell fra havneområdet i Risør indikerte moderat forurensning (Knutzen *et al.* 1995).

Det var kun på utsiden av Tromøya (st. 4a) at det ble funnet hunnsnegl uten penis og det var også her den laveste VDSI (3,5) i dette område ble registrert. Denne stasjon har en avstand på 5-7 km fra innseilingene til Arendal og 15-20 km fra hovedleia langs kysten. Nærmeste store havner er Arendal og Eydehavn i Tromøysund.

Stasjonen N.Ø. i Tromøysund (st. 4b) var mest påvirket mht. VDSI (4,3) og den ligger tett inntil leia. Nærmeste større havn er Eydehavn ca. 3,5 km unna. Harding *et al.* (1992) registrerte noe høyere VDSI på denne stasjonen i 1991. RPS hadde sunket fra 33,1 til 8,1 mellom 1991 og 1994.



Figur 6. VDSI og RPS for de 5 stasjonene i området Færder fyr - Tromøya

Vestlandet (Stavanger - Espevær)

Området omfatter 9 stasjoner, hvorav 6 utenfor Stavanger. En høy gjennomsnittlig VDSI og RPS indikerer at de fleste av disse populasjoner inneholdt hunner som var sterile (Tabell 5 og Figur 7). Det ble ikke funnet én eneste hunn uten penis.

Tabell 5. Gjennomsnittlig VDSI og RPSI (m. standardavvik samt min- og maksverdier) for de 9 stasjonene på vestlandet.

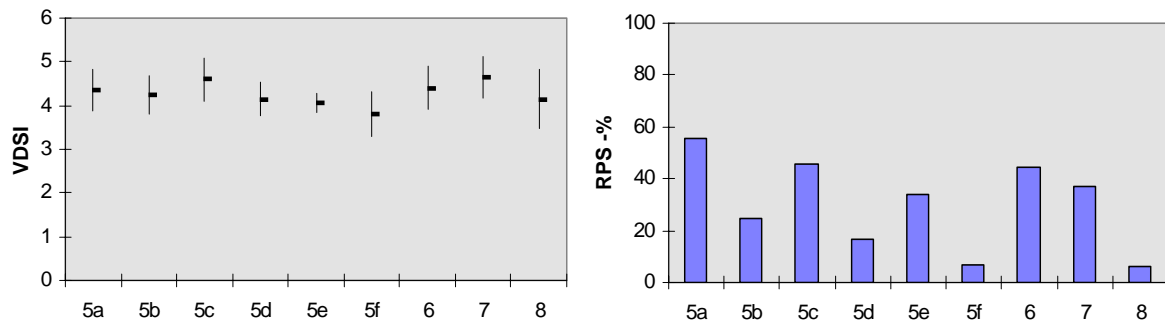
antall snegl	VDSI	st.avvik	min.	maks.	RPS	st.avvik	min.	maks.
180	4,3	0,5	2	5	30	17,6	6	55,5

Stasjon 5a (Persholm.) ligger ca. 5 km utenfor Stavanger havn og bare noen få hundre meter fra hovedleia. Stasjonene 5b, c og e ligger også like ved hovedleia, men over 9 km fra Stavanger- og Tananger havn, 5c og e ligger i tillegg i nærheten av det store kommunale utslippet til Håsteinfjorden (ca.170.000 p.e. pr. 1995; H. Wold pers.medd.). Stasjon 5d ligger mellom hovedleia og indre led, mens 5f er nærmere indre led. Nærmeste større havn for disse to stasjoner er Tananger (ca. 5 km). Det er blitt analysert på TBT-innhold i blåskjell fra havneområdet i Stavanger og resultatene indikerte en markert forurensning (Knutzen *et al.* 1995).

Stasjon 6 er Kopervik havn som ligger i Karmsundet like ved leia. Stasjonen ble i 1991 undersøkt av Harding *et al.* (1992) som registrerte en VDSI på 5,25 og en RPS på 63,21. I 1991 ble det kun funnet 16 voksne (kjønnsmodne) hunnsnegl. I den foreliggende undersøkelse (1993) ble det registrert en VDSI på 4,4 og en RPS lik 44,31, det var heller ikke noe problem å finne nok hunnsnegl. Resultatene indikerer en bedring i dette område men populasjonene er fortsatt delvis sterile. I 1994 ble Kopervik undersøkt av Evans *et al.* (1996) og de registrerte en ytterligere bedring i RPS (32). VDSI ble ikke undersøkt. Blåskjell samlet inn på samme stasjon i 1993 hadde TBT-nivåer som indikerte en markert forurensning (Knutzen *et al.* 1995).

Stasjon 7 (Haugesund) ligger øst for Storøy, like ved leia inn til Haugesund havn/ Karmsundet. Avstanden fra stasjonen og inn til havneområdene er i underkant av 2 km. Denne stasjonen viser også en liten bedring siden 1991, VDSI har sunket fra 5,36 til 4,65 og RPS fra 54,89 til 37,11. TBT-nivåer i blåskjell samlet inn 200m sør for sneglstasjonen indikerte at dette området var lite forurenset av TBT, mens blåskjell fra havneområdet derimot indikerte en markert forurensning (Knutzen *et al.* 1995).

På Stasjon 8 (Espevær) var VDSI høy (4,2) mens RPS var så lav som 6,02. I 1991 var VDSI omtrent like høy (4,28) mens RPS var markant høyere (24,42). Det må understrekes at sneglene er samlet inn på ulike steder i 1991 og i 1993: hhv. rett sør for Romsholmen og 400m lenger øst, på Marholmen. Sistnevnte stasjon ligger nærmest leia. Nivåer i blåskjell fra området indikerte liten grad av TBT-forurensning (Knutzen *et al.* 1995).



Figur 7. VDSI og RPS for de 9 stasjonene i området Stavanger - Espevær.

Nord-vestlandet (Florø - Kristiansund)

Samtlige stasjoner bortsett fra st.10 (Bremanger) hadde en VDSI på 4 eller høyere, og RPS var også tildels meget høy (Tabell 6 og Figur 8). Det ble ikke funnet noen upåvirkede snegl. Som i de forrige områder så varierte RPS mer mellom stasjonene enn VDSI.

Tabell 6. Gjennomsnittlig VDSI og RPS (m. standardavvik samt min- og maksverdier) for de 6 stasjonene på nord-vestlandet.

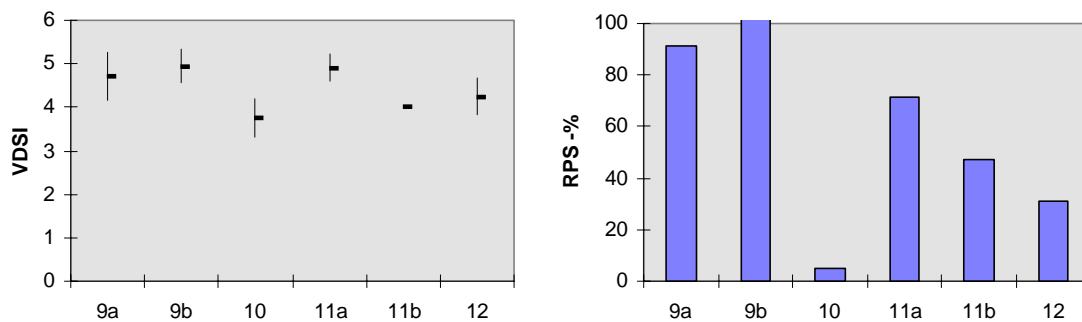
antall snegl	VDSI	st.avvik	min.	maks.	RPS	st.avvik	min.	maks.
121	4,4	0,6	3	6	58,8	38,4	4,7	107

Sneglene rundt Florø (st. 9a og 9b) var kraftig påvirket av TBT. RPS på stasjonen nærmest havneområdet (9b) var over 100, dvs. hunnsneglene hadde større penis enn hannene og majoriteten av de undersøkte hunnene var også sterile. Analyser av blåskjell fra området indikerte markert forurensning (Knutzen *et al.* 1995).

Stasjon 10 ligger på øya Rota sørvest på Bremangerlandet og var den minst påvirkede i området. Alle undersøkte snegl viste imidlertid tydelige effekter av TBT, men ingen av dem var sterile. Nivåer av TBT i blåskjell fra området indikerte moderat forurensning (Knutzen *et al.* 1995).

De to stasjonene i Ulvesund ved Måløy (11a og 11b) var kraftig påvirket, og på stasjon 11a var 18 av 20 undersøkte hunner sterile. Blåskjell samlet inn like ved sneglstasjonene indikerte at området var markert forurenset av TBT (Knutzen *et al.* 1995).

Utenfor Kristiansund var 5 av 20 hunnsnegl sterile, resterende var i stadiet 4 (VDSI=4,3). RPS var lav sammenlignet med Florø- og Måløystasjonene. Stasjonen ligger sør i Markussundet, noen få hundre meter fra havneområdene. Blåskjell inne i havneområdet indikerte markert forurensning fra TBT (Knutzen *et al.* 1995).



Figur 8. VDSI og RPS for de 6 stasjonene i området Florø - Kristiansund.

Helgelandskysten (Trondheim - Sandnessjøen)

Også på denne strekningen ble det registrert til dels betydelig påvirkning fra TBT (Tabell 7 og Figur 9). Generelt sett var det imidlertid mindre påvirkning enn de to foregående områder, bl.a. fordi det ble registrert hunnsnegl uten penis og med lav VDSI på to av stasjonene.

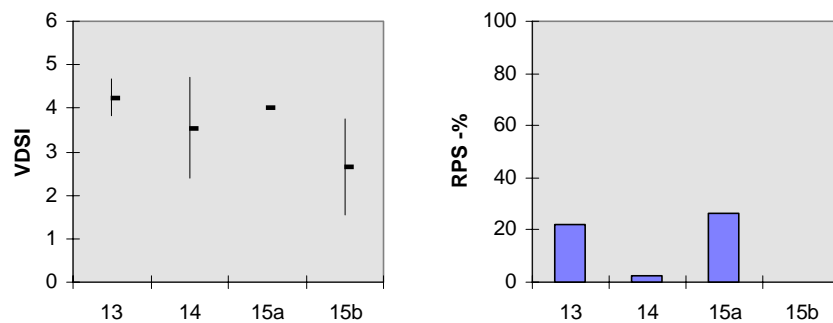
Tabell 7. Gjennomsnittlig VDSI og RPS (m. standardavvik samt min- og maksverdier) for de 4 stasjonene på Helgelandskysten.

antall snegl	VDSI	st.avvik	min.	maks.	RPS	st.avvik	min.	maks.
83	3,6	1,0	0	5	12,8	13,5	0,3	26,6

I Trondheim (st. 13) var 5 av 20 hunnsnegl sterile (VDSI=4,3), men RPS var forholdsvis lav (22,11). Stasjonen ligger sør på Munkholmen en drøy kilometer fra havneområdene. Blåskjell samlet inn ved Ladehammeren, nærmere havneområdene, indikerte moderat TBT-forurensning (Knutzen *et al.* 1995).

Stasjon 14 som ligger 2-300 m fra havneområdene i Brønnøysund var mindre påvirket enn Trondheim og det ble her funnet hunnsnegl uten penis og med VDSI = 1. Blåskjell samlet inn i nærheten indikerte en liten forurensning med TBT (Knutzen *et al.* 1995).

Ved Sandnessjøen er det undersøkt snegl fra to stasjoner: 15a som ligger like ved havneområdene og 15b ca. 2 km lenger ut. Det var en klar gradient i påvirkning med en VDSI på 4,0 i havneområdet og 2,7 på den ytre stasjonen. RPS var bare 0,27 på den ytre stasjonen og 7 av 20 hunnsnegl hadde ikke utviklet noen penis. Blåskjell fra havneområdet indikerte moderat forurensning av TBT (Knutzen *et al.* 1995).



Figur 9. VDSI og RPS for de 4 stasjonene i området Trondheim - Sandnessjøen.

Nordland / Troms (Bodø - Skjervøy)

VDSI var generelt høy (Tabell 8 og Figur 10) og på samtlige stasjoner unntatt én var det sterile hunnsnegl.

Tabell 8. Gjennomsnittlig VDSI og RPS (m. standardavvik samt min- og maksverdier) for de 6 stasjonene i Nordland/Troms.

antall snegl	VDSI	st.avvik	min.	maks.	RPS	st.avvik	min.	maks.
151	4,3	0,5	3	6	29,3	18,2	8,7	52,7

Stasjonen i Bodø (st. 16) ligger på Lille Hjartøy, 4-500m fra havneområdene. Halvparten av de undersøkte sneglene (n=30) var sterile og det ble ikke funnet noen hunnsnegl uten penis.

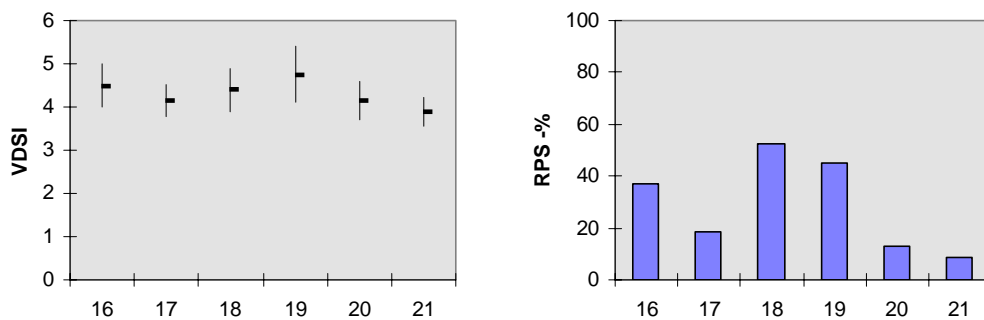
Stasjon 17 på Ankenesstranden ca. 2 km utenfor Narvik var noe mindre påvirket enn st. 16 men også her ble det funnet sterile hunner. Blåskjell, samlet inn ved brua ca. 1,5 km lenger inn i fjorden, avslørte ingen tydelig forurensning med TBT (Knutzen *et al.* 1995).

I Ramsund (st. 18) var sneglene kraftig påvirket; 8 av 20 hunner var sterile og RPS var den høyeste for området (52,75). Ramsundet er ganske trangt og stasjonen ligger ved en stake like ved leia. Blåskjell fra samme område indikerte en sterk TBT-forurensning (Knutzen *et al.* 1995).

Stasjon 19 ligger ca 2 km nord for havneområdene i Harstad og sneglene her var sterkt påvirket av TBT. 13 av 20 hunner var sterile, hvorav to i stadiet 6, og RPS var den nest høyeste for området (45,36). Nivåer av TBT i blåskjell fra Harstad havn indikerte en sterk grad av forurensning (Knutzen *et al.* 1995).

Stasjon 20 (Finnsnes) ligger på sydspissen av Finnsneset i et område med mye båttrafikk og få hundre meter fra havneområdene. Samtlige snegl var påvirket og 6 av 34 hunner var sterile. Blåskjell ca 500m øst for sneglstasjonen ga imidlertid ingen vitnesbyrd om TBT-forurensning (Knutzen *et al.* 1995).

Stasjon 21 (Skjervøy) ligger i et åpent område, noen få hundre meter fra havneområdet. Samtlige snegl var påvirket, men stasjonen hadde den laveste VDSI og RPS i området (hhv 3,9 og 8,71) og det ble heller ikke funnet sterile hunner. TBT-nivåer i blåskjell indikerte en moderat forurensning i området (Knutzen *et al.* 1995).



Figur 10. VDSI og RPS for de 6 stasjonene i området Bodø - Skjervøy.

Finnmark vest (Alta - Honningsvåg)

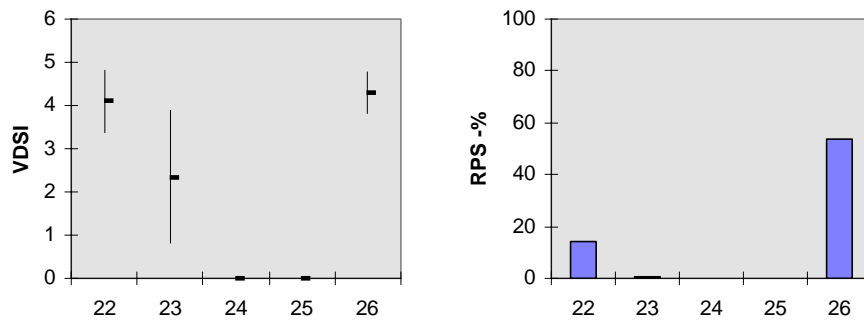
Innenfor dette område var det store variasjoner i påvirkningsgrad; fra helt upåvirkede stasjoner til stasjoner med sterile snegl (Tabell 9 og Figur 11).

Tabell 9. Gjennomsnittlig VDSI og RPS (m. standardavvik samt min- og maksverdier) for de 5 stasjonene i Finnmark vest.

antall snegl	VDSI	st.avvik	min.	maks.	RPS	st.avvik	min.	maks.
100	2,2	2,0	0	6	13,7	23,2	0	53,7

De to mest påvirkede stasjoner var Alta (st. 22) og Honningsvåg (st. 26) som begge ligger i havneområder. VDSI på de to stasjonene var over 4 og alle undersøkte snegl viste effekter av TBT-belastning. Blåskjell fra Alta viste en moderat forurensningstilstand mens de i Honningsvåg viste en markert forurensning (Knutzen *et al.* 1995).

Stasjon 23-25 er referansestasjoner og to av dem (24 og 25) var helt upåvirkede, mens det på stasjon 23 ble funnet påvirkede snegl (VDSI=2,4; RPS=0,41). Sistnevnte stasjon ligger i nærheten av et nedlagt fiskemottak. Blåskjell fra denne stasjonen indikerte en tilnærmet ubetydelig forurensning av TBT (Knutzen *et al.* 1995).



Figur 11. VDSI og RPSI for de 5 stasjonene i området Alta - Honningsvåg.

Finnmark øst (Kifjordneset - Vadsø)

Flere av stasjonene i dette området var markert påvirket av TBT, men RPS var forholdsvis lav (Tabell 10 og Figur 12).

Tabell 10. Gjennomsnittlig VDSI og RPS (m. standardavvik samt min- og maksverdier) for de 6 stasjonene i Finnmark øst.

antall snegl	VDSI	st.avvik	min.	maks.	RPS	st.avvik	min.	maks.
138	2,3	1,9	0	5	4,6	8	0	20,3

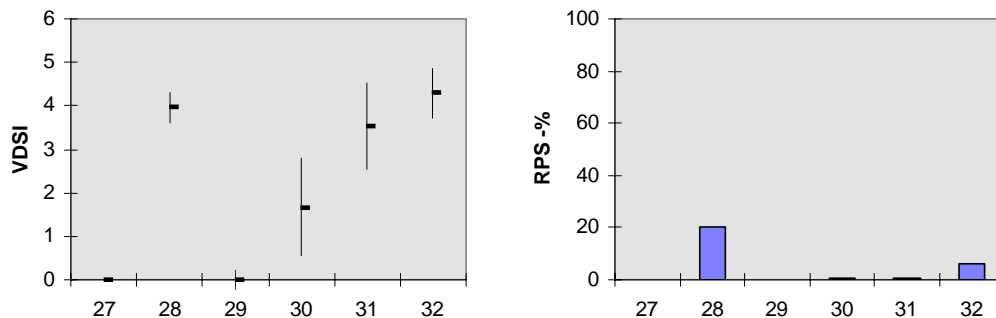
Stasjon 27 (Kifjordneset) og 29 (Tanafjorden) er referansestasjoner hvor sneglene var upåvirket av TBT (det ble funnet én snegl med VDS = 1 i Tanafjorden).

Stasjon 28 ligger ved innløpet til Mehamn, noen hundre meter fra havneområdene. Sneglene var påvirket av TBT og den høyeste RPS for området ble registrert på denne stasjonen. Det ble funnet én steril hunnsnegl. Blåskjell fra samme stasjon hadde TBT-nivåer som indikerte en moderat forurensning (Knutzen *et al.* 1995).

Stasjon 30 ligger i Båtsfjord, ca. 1 km utenfor havneområdene. De fleste undersøkte snegl var påvirket, men i mindre grad enn i tilsvarende områder andre steder langs kysten.

På stasjon 31 er sneglene samlet inn på utsiden av moloen i Vardø. Området er påvirket av TBT og av 23 undersøkte hunner så var 2 sterile. Det ble ikke funnet noen upåvirkede snegl, men RPS var lav (0,75). Blåskjell samlet inne i havneområdet indikerte en sterk TBT-forurensning (Knutzen *et al.* 1995).

Vadsø havn (st. 32) var kraftig påvirket og 7 av 20 hunner var sterile. Sneglene ble samlet inn på innsiden av moloen, få hundre meter fra havneanleggene. Det ble ikke funnet noen upåvirkede snegl. Blåskjell fra havneområdet indikerte markert forurensning fra TBT (Knutzen *et al.* 1995).



Figur 12. VDSI og RPSI for de 6 stasjonene i området Kifjordneset - Vadsø.

Utvikling over tid

På syv av de undersøkte stasjoner er imposextilstanden undersøkt ved to eller flere anledninger og utviklingen mellom disse prøvetakinger er vist i Tabell 11. Samtlige syv stasjoner har vist en bedring i tilstanden over tid. Stasjonene var sterkt påvirket av TBT i 1991 (Harding *et al.* 1992). To år senere var sneglene fortsatt sterkt påvirket, men det var mulig å spore en liten forbedring. Harding *et al.* (1992) fryktet at snegelpopulasjonene på st. 6 og 7 sto i fare for å bli utryddet, men senere undersøkelser indikerer en liten bedring på begge disse stasjoner. Fortsatt er deler av populasjonene sterile, det ser imidlertid ikke ut som om det er noen fare for at de vil bli utryddet.

Tabell 11. Imposex på 7 stasjoner. Stasjon 8 Espevær var i 1993 plassert ca. 500m lenger øst enn den var i 1991. Den nøyaktige plassering av st.5e (Tungenes) i 1994 er usikker.

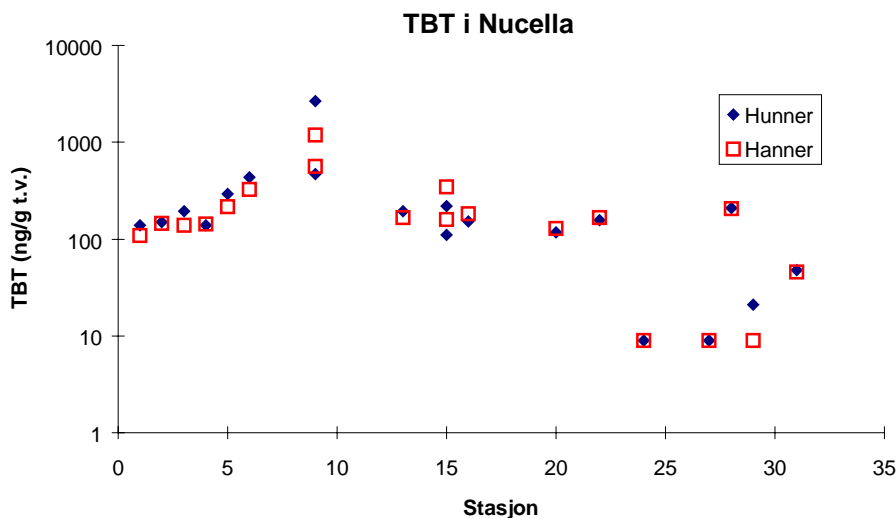
Stasjon / område	VDSI			RPS			
	1991	1993	1994	1991	1993	1994	1995
1. Færder fyr	4,1*	3,9		21,3*	10,3		
2. Langesund	4,6*	4,1		36,1*	28,9		
4b. Tromøysund N.Ø.	4,5*		4,3	33,1*		8,1	
5e. Tungenes Stavanger						66**	33,8
6. Kopervik	5,3*	4,4		63,2*	44,3	32**	
7. Haugesund	5,4*	4,7		54,9*	37,1		
8. Espevær	4,3*	4,2		24,4*	6,0		

*¹) Harding *et al.* 1992

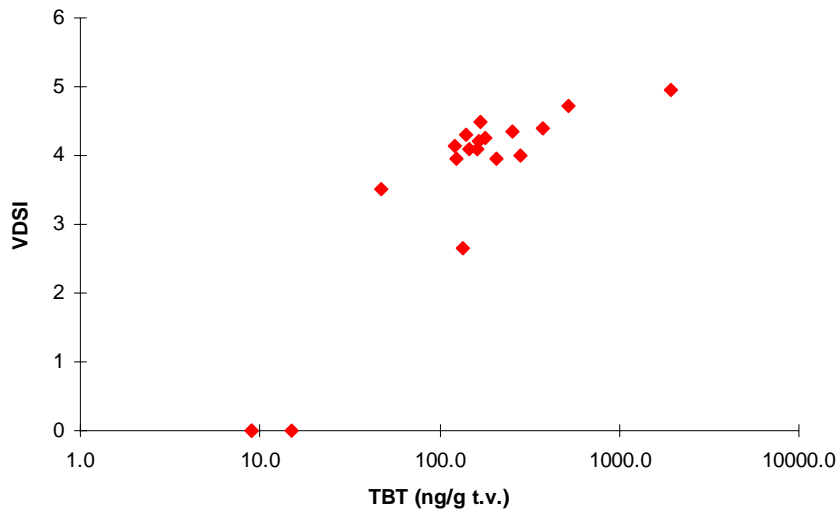
**²) Evans *et al.* 1996

3.2 Nivåer av TBT i purpursnegl

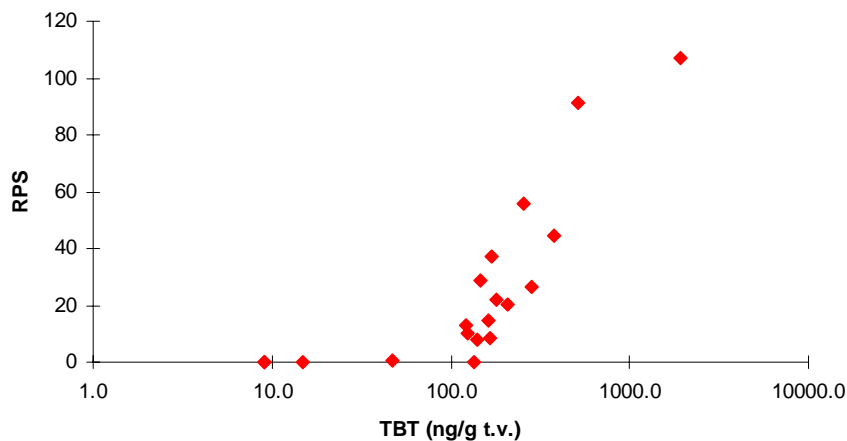
Konsentrasjonen av TBT i hanner og hunner lå omtrent på samme nivå (Figur 13). En ser også at det var en sammenheng mellom graden av imposex og konsentrasjonen av TBT (Figur 14 og Figur 15). Populasjoner med en VDSI større enn 4 inneholdt alle mer enn 100 ng/g t.v. TBT. Det var lite tegn til imposex i snegler med mindre enn 50-100 ng/g t.v. Av Figur 15 ses at det på RPS-indeksen ikke ble registrert utslag ved TBT-nivåer under 100 ng/g t.v. Resultater fra de kjemiske analysene er vist i Vedlegg Tabell 12.



Figur 13. Konsentrasjonen av TBT i hanner og hunner av purpursnegl (*Nucella lapillus*) på stasjoner langs norskekysten. Konsentrasjoner under deteksjonsgrensen (18 ng/g t.v.) er inntegnet som halve deteksjonsgrensen (9 ng/g t.v.).



Figur 14. Vas deferens sequence index (VDSI) i purpursnegl (*Nucella lapillus*) som funksjon av konsentrasjon av TBT i sneglene (log-skala). Konsentrasjoner under deteksjonsgrensen (18 ng/g t.v.) er inntegnet som halve deteksjonsgrensen (9 ng/g t.v.).



Figur 15. Relativ penis størrelse (RPS) i purpursnegl (*Nucella lapillus*) som funksjon av konsentrasjonen av TBT i sneglene (log-skala). Konsentrasjoner under deteksjonsgrensen (18 ng/g t.v.) er inntegnet som halve deteksjonsgrensen (9 ng/g t.v.).

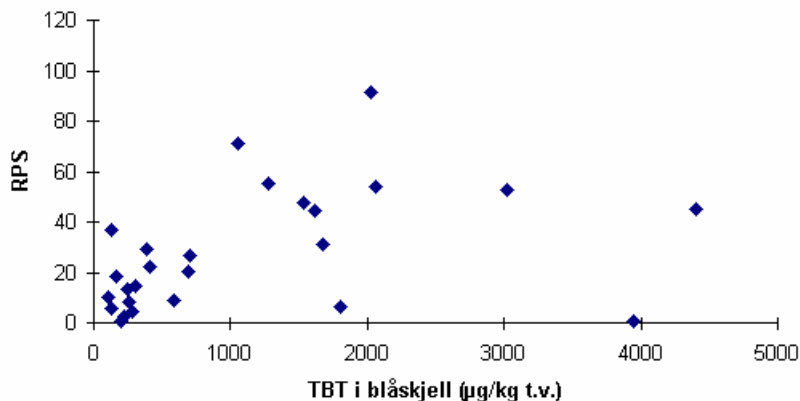
3.2.1 Sammenligning med konsentrasjoner av TBT i blåskjell og vann

Blåskjell filtrerer partikler fra vannet, og kommer i kontakt med relativt store mengder vann (atskillige liter pr. time). Derfor kan det hope seg opp miljøgifter i blåskjell. Konsentrasjonene av TBT i blåskjell fra Norskekysten er undersøkt av Knutzen *et al.* (1995) og nivåene varierte fra under 0,06 mg/kg

tørrvekt¹ til omkring 18 mg/kg t.v.¹. De høyeste konsentrasjonene er, som ventet, funnet i havneområder, men selv i åpne farvann ble det målt nærmere 0,9 mg/kg t.v.¹. Page & Widdows (1991) angir ca. 4 mg TBT/kg t.v. som terskelkonsentrasjon for virkning på energibudsjetet hos blåskjell ("scope for growth"). Siden blåskjell er vanlig også i havneområder, synes det som om arten, i hvert fall på populasjonsnivå, er lite følsom for TBT. Dermed kan den være nyttig som indikatororganisme også ved høy TBT-eksponering.

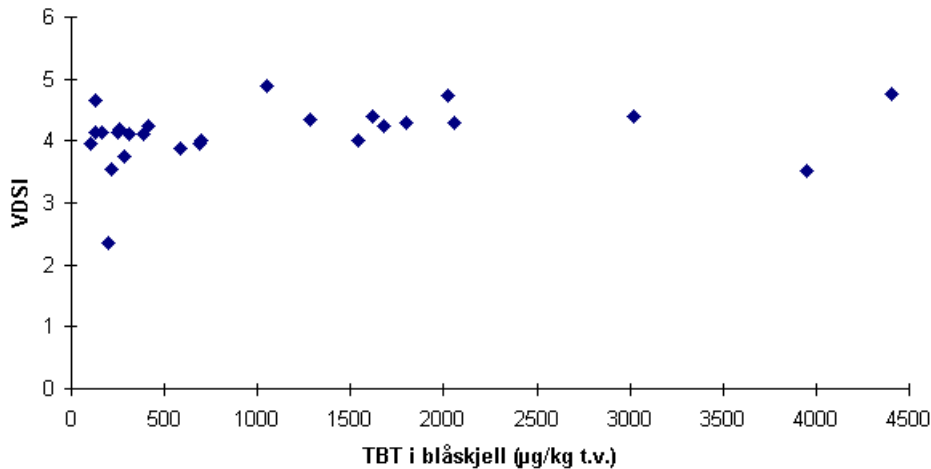
I Figur 16 og Figur 17 er imposex-indexene RPS og VDSI hos purpursnegl vist som funksjon av TBT-konsentrasjonen i blåskjell fra nærliggende stasjoner. Figurene viser ingen god sammenheng mellom skader på purpursnegl og TBT-nivåer i blåskjell. Det er imidlertid ikke blitt analysert TBT-innhold i blåskjell på de stasjoner hvor sneglene hadde en liten grad av imposex. Short *et al.* (1989) fant konsekvent høyere TBT-innhold i blåskjell enn i *Nucella lima* (art fra det nordlige stillehav) fra samme stasjoner, men forholdet varierte mye: fra 30 % til 9 ganger høyere TBT-innhold i blåskjell.

Halveringstiden for TBT i blåskjell har blitt observert til mellom 2 uker (Laughlin *et al.* 1986) og 5-6 uker (Zuolian & Jensen 1989). I flere eksperimentelle utskillelsesforsøk har det imidlertid vært observert en utflating i utskillelses-hastigheten etter en tid (se Knutzen *et al.* 1995 m. referanser). Skader som TBT forårsaker hos purpursnegl er derimot irreversible. Dette innebærer at nivåer i blåskjell og skader på purpursnegl kan reflektere ulike tidsperspektiv i forhold til TBT forurensning i marine områder: blåskjell gir mer et "øyeblikksbilde" av forurensningssituasjonen, mens purpursnegl, som kan bli over 10 år gammel (Gibbs *et al.* 1987), avspeiler situasjonen over et lenger tidsperspektiv. Det må også understrekes at muslinger og snegler er samlet inn på ulike steder på stasjonene og at de dermed kan være eksponert i ulik grad fra lokale TBT-kilder.



Figur 16. RPS i populasjoner av purpursnegl fra stasjoner langs norskekysten som funksjon av konsentrasjonen av TBT i blåskjell fra nærliggende stasjoner.

¹ omregnet fra våtvektsdata ut fra et antatt tørrstoffinnhold på 17% i muslingene



Figur 17. VDSI i populasjoner av purpursnegl fra stasjoner langs norskekysten som funksjon av konsentrasjonen av TBT i blåskjell fra nærliggende stasjoner.

Antas en biokonsentrasjonsfaktor (BKF) for TBT i blåskjell på 10.000 (som benyttet av Granmo & Eklund (1993) for en tilsvarende vurdering), svarer TBT-nivåene i skjellene til TBT-konsentrasjoner i vann på <1-300 ng TBT/l, for det meste 5-50 ng/l (Knuzen *et al.* 1995). Terskelkonsentrasjonen for giftvirkninger overfor de mest ømfintlige marine organismer som purpursnegl er ~1-2 ng TBT/l. Dette innebærer at majoriteten av de undersøkte områder hadde TBT-nivåer i vann som vil påføre purpursnegl imposex-skader. Det er imidlertid en stor variasjon i registrerte biokonsentrasjonsfaktorer i litteraturen og i flere forsøk antydes det en avtagende BKF med økende TBT-innhold i vann. På bakgrunn av dette foreligger det en betydelig usikkerhet i omregningen fra TBT-konsentrasjoner i blåskjell til TBT-konsentrasjoner i vann. De registrerte skadene på purpursnegl indikerer at TBT-konsentrasjoner over 1-2 ng TBT/l i sjøvann ikke er uvanlig langs store deler av norskekysten.

3.3 Konklusjon

- Resultatene viser at TBT i norsk kystvann har ført til skader på purpursnegl i form av utvikling av imposex. Det er også vist en sammenheng mellom konsentrasjoner av TBT i sneglene og graden av biologisk effekt. Halveringstiden av TBT i purpursnegl er imidlertid ukjent. I og med at de biologiske effekter av TBT-påvirkning inkluderer sterilitet og dødelighet, kan det også forventes effekter på bestandsnivå (dvs. redusert forekomst).
- Resultatene indikerer en sammenheng mellom avstand til potensielle TBT-kilder og graden av imposex hos purpursnegl.
- Upåvirkede sneglepopulasjoner er bare funnet på lokaliteter i Finnmark, langt fra forventede TBT-kilder.
- Det er ikke blitt registrert noen klar korrelasjon mellom nivåer av TBT i blåskjell og graden av imposex hos purpursnegl. Årsaken til dette kan være at snegler og skjell ikke er samlet inn på nøyaktig samme sted, og derfor kan ha blitt ulikt eksponert fra lokale TBT-kilder eller det forhold at imposex-skader er irreversible og derfor kan skyldes TBT-eksponering tilbake i tiden. Det mangler også data på TBT-innhold i skjell fra områder med moderate skadesymptomer hos snegl.

- De registrerte skadene på purpurnegl indikerer at TBT-konsentrasjoner over 1-2 ng TBT/l i sjøvann ikke er uvanlig langs store deler av norskekysten.
- Internasjonalt er imposex påvist i mer enn hundre arter av snegler, bl.a. de vanlige norske artene kongsnegl (*Buccinum undatum*) og nettsnegl (*Nassarius reticulatus*) og lignende skader (såkalt intersex) er påvist hos den vanlige strandsneglen (*Littorina littorea*). Vi må dessuten forvente at også andre dyregrupper enn snegler kan påvirkes. I Norge er det ikke undersøkt om andre arter enn purpurnegl er blitt skadet av TBT-påvirkning. Muligheten er til stede for at skader fra TBT har gått og går upåaktet. Mindre iøynefallende, men likevel viktige arter kan være rammet. I denne sammenheng bør det vurderes å lage en sammenstilling som viser hvilke norske arter som det foreligger testdata for, eller som har vært gjenstand for utenlandske bestandsundersøkelser relatert til TBT-eksponering.

4. Referanser

- Alzieu, C. 1991. Environmental problems caused by TBT in France: Assessment, regulations, prospects. *Mar. Environ. Res.* 32: 7-17.
- Batley, G.E., Scammel, M.S. og Brockbank, C.I. 1992. The impact of the banning of tributyltin-based antifouling paints on the Sydney rock oyster, *Saccostrea commercialis*. *Sci. Total. Environ.* 122:301-314.
- Bettin, C., Oehlmann, J. & Stroben, E. 1996. TBT-induced imposex in marine neogastropods is mediated by an increasing androgen level. *Helgoländer Meeresunters.*, 50: 299-317.
- Blaber, S.J.M. 1970. The occurrence of a penis-like outgrowth behind the right tentacle in spent females of *Nucella lapillus* (L.). *Proceedings of the Malacological Society of London*, 39: 231-233.
- Bryan, G.W. & Gibbs, P.E. 1991. Impact of low concentration of tributyltin (TBT) on marine organisms: A Review. s. 323-362 i M.C. Newman og A.W. Mc Intosh (red.): *Metal Ecotoxicology. Concepts & Applications*. Lewis Publ. Chelsea, Michigan.
- Dowson, P.H., Bubb, J.M. & Lester, J.N. 1993. Temporal distribution of organotins in the aquatic environment: Five years after the 1987 UK retail ban on TBT based antifouling paints. *Mar. Pollut. Bull.* 26:487-494.
- Evans, S.M., Evans, P.M. & Leksono, T. 1996. Widespread Recovery of Dogwhelks, *Nucella lapillus* (L.), from Tributyltin Contamination in the North Sea and Clyde Sea. *Mar. Pollut. Bull.* 32, 263-269.
- Evans, S.M., Leksono, T. & Mc. Kinnel, P.D. 1995. Tributyltin pollution: A diminishing problem following legislation limiting the use of TBT-based anti-fouling paints *Mar. Pollut. Bull.* 30: 14-21.
- Fjellidal, J.C., 1994. Materialstrømanalyse av tinnorganiske forbindelser. SFT-rapport nr. 94: 07(TA 1046/94), 43s. ISBN 82-7655-202-1.
- Fent, K., 1996. Organotin compounds in municipal wastewater and sewage sludge: contamination, fate in treatment process and exotoxicological consequences. *The Science of the Total Environment* 185, 151-159.
- Gibbs, P.E., Bryan G.W., Pascoe P.L. & Burt, G.R. 1987. The use of the dog-whelk, *Nucella lapillus*, as an indicator of tributyltin (TBT) contamination. *J. mar. biol. Ass. U.K.*, 67: 507-523.
- Granmo, Å. & Eklund, R. 1993. Undersökning av miljögifter längs Bohuskusten 1993. Göteborgs Bohus Läns Vattenvårdsförbund, Uddevalla 30/9 1993. Upubl. rapport. 16 s. + vedlegg.
- Harding M.J.C., Bailey S.K. & Davies, I.M. 1992. TBT imposex survey of the North Sea. Annex 7:Norway. Scottish Fisheries working paper No 10/92.
- Knutzen, J., 1993. Tinnorganiske forbindelser - en marin forurensning som er undervurdert i Norge?, *Vann* 2-93:235-243.
- Knutzen J., Berglind, L. and Brevik, E. 1995. Sonderende undersøkelser i norske havner og utvalgte kystområder. Klororganiske stoffer og tributyltin (TBT) i blåskjell 1993-1994. NIVA-rapport 3296 (ISBN-85-577-2786-5), 79s.

- Konieczny, R.M. & Juliussen, A. 1995a. Sonderende undersøkelser av miljøgifter i norske havner og utvalgte kystområder. Observasjoner i sedimenter på strekningen Narvik - Kragerø. Rapport 587/94 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 3275, 185 s. ISBN 82-577-2780-6.
- Konieczny R.M. & Juliussen, A. 1995b. Sonderende undersøkelser av miljøgifter i norske havner og utvalgte kystområder. Observasjoner på strekningen Kirkenes - Ramsund. Rapport innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 3423, 117 s. ISBN 82-577-2957-4.
- Konieczny, R.M. 1996. Sonderende undersøkelser i norske havner og utvalgte kystområder. Fase 3: Miljøgifter i sedimenter på strekningen Ramsund-Kirkenes (In Norwegian). NIVA-rapport nr. 3423, 117 s.
- Laughlin, R.B. jr. & Lindèn, O.L. 1991. A review of the environmental effects of tributyltin use. Rapport fra IVL (Institutet för vatten och luftvårdsforskning), 43 s.
- Laughlin, R.B. jr., French, W. & Guard, H.E. 1986. Accumulation of bis (tributyl) tin oxide by the marine mussel *Mytilus edulis*. Environ.Sci. Technol. 20:884-890.
- MAFF (Ministry of Agriculture, Fisheries and Food), 1992, Monitoring and surveillance of non-radioactive contaminants in the aquatic environment and activities regulating the disposal of wastes at sea, 1990. Aquatic environment monitoring report No 30. Directorate of Fisheries Research, Lowestoft.
- Page, O.S. & Widdows, J. 1991. Temporal and spatial variation in levels of alkyltins in mussel tissues: A toxicological interpretation of field data. Mar. Environ. Res. 32: 113-129.
- Salazar, M.H. & Salazar, S.M. 1991. Assessing site-specific effects of TBT contamination with mussel growth rates. Mar. Environ. Res. 32: 131-150.
- Sarradin, P.-M., Astruc, A., Sabrin, R. & Astruc, M. 1994. Survey of butyltin compounds in Arachon Bay sediments. Mar. Pollut. Bull. 28: 621-628.
- Short, J.W., Rice, S.D. Brodersen, C.C. & Stickle, W.B. 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.
- Stewart, C. & Thompson, A.J. 1994. Extensive butyltin contamination in southwestern coastal British Columbia, Canada. Mar. Pollut. Bull. 28:601-606.
- Stuer-Lauritzen, F. & Dahl, B. 1995. Source of organotin at a marine water/sediment interface - a field study. Chemosphere 30: 831-845.
- Svavarsson, J., 1995. Tributyltin in the marine environment, with special reference to Nordic waters - A literature survey. Biologisk Institutt, Islands Universitet. Rapport nr. 37. Reykjavik, 25 s.
- Ten Hallers-Tjabbes, C.C., Kemp, J.F. & Boon, J. 1994. Imposex in whelks (*Buccinum undatum*) from the open North Sea: Relation to shipping traffic intensities. Mar. Pollut. Bull. 28: 311-313.
- Tester, M. & Ellis, D. 1995. TBT controls and recovery of whelks from imposex. Mar. Pollut. Bull. 30: 90-91.
- Thompson, J.A.J. & Stewart, C. 1994. Organotin compounds in the coastal biota of British Columbia - an overview. Can. Tech. Rep. Hydrogr. Ocean Sci. nr. 155. 11 s.
- Uhler, A.D., Durell, G.S., Steinhauer W.G. & Spellacy, A.M. 1993. Tributyltin levels in bivalve molluscs from the east and west coast 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., Waldock, M.J., Thain, J.E., Smith, D.J. & Milton, S.M. 1991. Reductions in TBT concentrations in UK estuaries following legislation in 1986 and 1987. Mar. Environ. Res. 32: 89-111.
- Zuolian, C. & Jensen, A. 1989. Accumulation of organic and inorganic tin in blue mussel. *Mytilus edulis*, under natural conditions. Mar. Pollut. Bull. 20: 281-286.

Personlige meddelelser

Jon Knutzen, Norsk institutt for vannforskning, Oslo.

Henrik Wold, Interkommunalt vann-, avløps- og renovasjonsverk (IVAR), Stavanger

Vedlegg A.

Tabell 12. Sneglstasjoner med innsamlingsdato, posisjoner, antall snegl, VDSI for hver stasjon med standardavvik, relativ penisstørrelse i % samt nivåer av TBT i hunn- og hannsnegl (ng/g t.v.)

no.	Station	Date of collection	Pos. N (NN ^o NN.NN ^o)	Pos.E (NN ^o NN.NN ^o)	count	VDSI	VDSI St.dev.	RPS-%	TBT in females	TBT in males
1	Færder	13/09-93	59 01.55	10 31.70	20	3.95	0.22	10.34	138	109
2	Langesund (Fuglø)	13/09-93	58 58.95	09 48.50	20	4.1	0.31	28.94	150	145
3	Risør	13/09-93	58 43.80	09 17.50	20	4.2	0.41	8.38	193	138
4a	Tromøy, Alvekilen/Timmerstøberget	18/06-95	58 27.92	08 53.75	52	3.46	0.92	3.06		
4b	Tromøysund, nordøst	04/10-94	58 30.77	08 56.79	20	4.3	0.66	8.14	138	143
5a	Stavanger	08/09-93	59 01.55	05 40.10	20	4.35	0.49	55.5	293	215
5b	G1-Fjoløy, Stavanger	20/09-95	59 05.40	05 33.95	20	4.25	0.44	24.9		
5c	G2-Alstein, Stavanger	18/09-95	59 05.40	05 31.68	20	4.6	0.5	45.38		
5d	G3-Grønningen, Stavanger	19/09-95	58 59.05	05 30.06	20	4.15	0.37	16.62		
5e	G4-Tungeneset, Stavanger	20/09-95	59 02.25	05 35.00	20	4.05	0.22	33.81		
5f	G5-Vistnes, Stavanger	19/09-95	58 59.05	05 33.88	20	3.8	0.52	6.61		
6	Kopervik	08/09-93	59 16.95	05 19.40	20	4.4	0.5	44.31	433	325
7	Haugesund	08/09-93	59 25.00	05 14.00	20	4.65	0.49	37.11		
8	Espevær (Marholmen)	08/09-93	58 34.75	05 08.90	20	4.15	0.67	6.02		
9a	Florø, nordre	28/08-93	61 36.41	05 03.33	20	4.72	0.55	91.37	470	567
9b	Florø, syd	04/09-93	61 35.57	05 03.62	20	4.95	0.39	107.01	2673	1178
10	Bremanger	04/09-93	61 45.95	04 56.00	20	3.75	0.44	4.68		
11a	Måløy, nord	04/09-93	61 58.43	05 08.50	20	4.9	0.31	71.22		
11b	Måløy, syd	04/09-94	61 55.75	05 07.40	20	4	0	47.41		
12	Kristiansund	02/09-93	63 06.40	07 45.15	20	4.25	0.44	30.89		
13	Trondheim	01/09-95	63 27.02	10 23.32	20	4.25	0.44	22.11	194	166
14	Brønnøysund	29/08-93	65 28.35	12 11.93	20	3.55	1.15	2.23		
15a	Sandnessjø., indre	28/08-93	66 01.55	12 38.20	23	4	0	26.57	220	344
15b	Sandnessjø., ytre	28/08-94	66 02.95	12 40.60	20	2.65	1.09	0.27	111	158
16	Bodø	27/08-93	67 17.25	14 21.80	30	4.5	0.51	37.04	152	183
17	Narvik	27/08-93	68 25.45	17 20.00	20	4.2	0.37	18.53		
18	Ramsund	16/08-94	68 29.90	16 29.80	20	4.4	0.5	52.72		
19	Harstad	16/08-94	68 49.30	16 33.92	20	4.75	0.64	45.36		
20	Finnsnes	17/08-94	69 13.55	17 58.50	34	3.07	0.44	13.23	117	128
21	Skjervøy	19/08-94	70 02.15	21 00.30	27	3.89	0.32	8.71		
22	Alta	20/08-94	69 59.20	23 18.80	20	4.1	0.72	14.5	156	167
23	Elenheim, st44	04/09-95	70 31.10	22 15.40	20	2.35	1.53	0.41		
24	Sørøya, Åfjorden	05/09-95	70 37.89	22 22.99	20	0	0	0	<18	<18
25	Saughamneset, ytre	03/09-93	70 45.80	24 19.80	20	0	0	0		
26	Honningsvåg	21/08-94	70 59.12	25 57.77	20	4.3	0.47	53.69		
27	Kifjordneset	02/09-95	70 52.86	27 22.20	20	0	0	0	<18	<18
28	Mehamn	22/08-94	71 02.55	27 50.35	27	3.96	0.34	20.29	210	206
29	Tanafjorden	01/09-95	70 41.58	28 33.27	21	0	0.22	0.05	21	<18
30	Båtsfjord	23/08-94	70 38.67	29 45.00	27	1.67	1.11	0.36		
31	Vardø	24/08-94	70 22.65	31 06.50	23	3.52	0.99	0.75	48	46
32	Vadsø	24/08-95	70 04.48	29 42.90	20	4.3	0.57	6.11		

Vedlegg B.

Tabell 13. Gjennomsnittlig skallengde (mm) med standardavvik hos purpursnegl fra hver stasjon

stasjon	lengde hannsnegl	st. avvik	lengde hunnsnegl	st. avvik
1	28.0	2.9	29.3	3.3
2	23.7	1.8	23.8	2.2
3	29.1	1.6	29.2	2.4
4a	26.6	2.4	27.5	2.5
4b	23.0	2.3	23.8	3.1
5a	30.5	1.9	30.7	2.4
5b	25.7	2.9	26.9	3.1
5c	26.5	2.1	27.8	2.0
5d	23.4	2.6	24.2	2.7
5e	24.8	1.1	25.8	1.7
5f	27.2	1.4	27.8	1.5
6	27.8	2.8	26.0	2.7
7	29.2	1.8	28.7	2.1
8	20.2	1.0	20.8	1.3
9a	28.9	3.1	31.2	3.7
9b	32.1	1.9	33.1	2.9
10	22.4	0.9	24.0	1.4
11a	28.9	2.6	30.5	2.1
11b	30.0	2.5	29.2	2.3
12	31.0	2.7	32.0	3.1
13	27.4	2.0	29.1	2.7
14	32.1	2.1	33.4	3.9
15a	30.5	1.9	31.0	2.4
15b	27.9	2.0	27.3	1.7
16	30.0	2.5	30.0	2.2
17	24.0	1.3	23.6	1.1
18	30.8	2.5	31.8	2.7
19	30.4	1.9	31.0	1.7
20	27.9	1.7	28.0	2.1
21	25.9	1.6	25.7	1.9
22	29.8	2.9	30.9	2.8
23	24.3	2.0	26.2	2.2
24	23.4	1.9	26.0	2.8
25	29.8	3.1	29.6	2.7
26	23.5	2.4	24.8	1.4
27	21.5	1.3	22.9	1.5
28	27.6	2.1	28.2	2.7
29	22.8	1.7	24.0	2.1
30	19.7	2.0	19.8	1.8
31	26.3	2.5	25.5	2.9
32	22.0	2.3	23.5	2.1