



Statlig program for
forurensningsovervåking

Rapport 610/95

Oppdragsgiver

Statens forurensningstilsyn

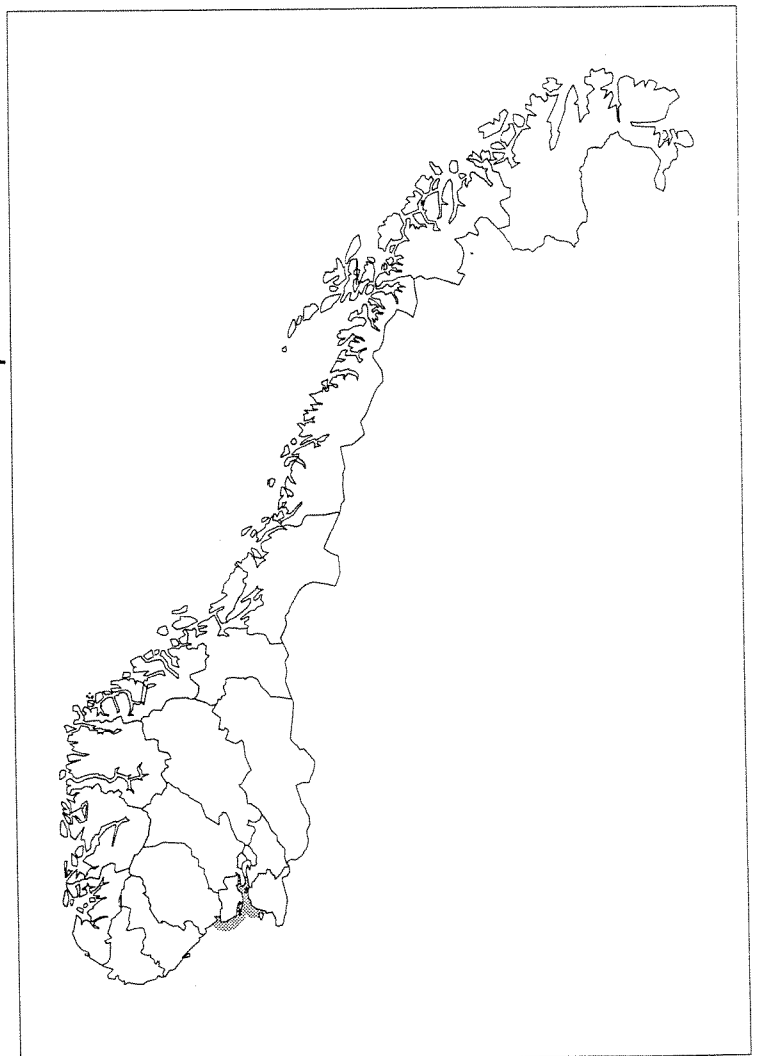
Deltakende institusjon

NIVA

Sonderende undersøkelser
i norske havner og utvalgte
kystområder

Klororganiske stoffer og tributyltinn (TBT) i blåskjell 1993-1994

(Introductory studies in
Norwegian harbours.
Organochlorines and
tributyltin in the common
mussel 1993-1994)



NIVA - RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Prosjektnr.: O-93255	Undernr.:
Løpenr.: 3296	Begr. distrib.:

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 04 30 33 Telefax (47) 37 04 45 13	Østlandsavdelingen Rute 866 2312 Ottestad Telefon (47) 62 57 64 00 Telefax (47) 62 57 66 53	Vestlandsavdelingen Thormøhlensgt 55 5008 Bergen Telefon (47) 55 32 56 40 Telefax (47) 55 32 88 33	Akvaplan-NIVA A/S Søndre Tollbugate 3 9000 Tromsø Telefon (47) 77 68 52 80 Telefax (47) 77 68 05 09
--	---	--	---	--

Rapportens tittel: Sonderende undersøkelser i norske havner og utvalgte kystområder. Klororganiske stoffer og tributyltinn (TBT) i blåskjell 1993-1994. (Introductory studies in Norwegian harbours. Organochlorines and tributyltin in the common mussel 1993-1994.) Overvåkingsrapport nr. 610/95, TA nr. 1210/95.	Dato: 7/8 1995 Trykket: NIVA 1995
	Faggruppe: Marin økologi
Forfatter(e): Jon Knutzen Lasse Berglind Einar Brevik	Geografisk område: Generelt (Norge) Antall sider: 79 Opplag:

Oppdragsgiver: Statens forurensningstilsyn (SFT) (Statlig program for forurensningsovervåking)	Oppdragsg. ref.:
---	-------------------------

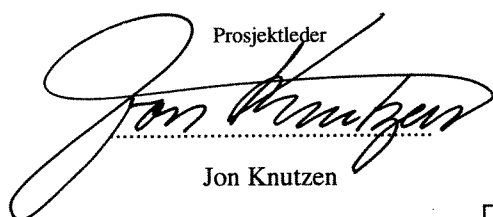
Ekstrakt: Det er funnet varierende, men ofte høye konsentrasjoner av den begroingshindrende malingstilsetning tributyltinn (TBT) i blåskjell fra 39 norske havner. Observasjoner fra utvalgte referanselokaliteter tyder på en betenkelig høy forekomst i norske kystvann generelt. Analyse av PCB i skjell fra de samme havneområdene ga ett tilfelle av sterk forurensning og ytterligere fem steder med tydelige, men moderate overkonsentrasjoner. For de øvrige analyserte klororganiske stoffer ble det bare konstatert svak grad av forurensning (tilnærmet "diffust bakgrunnsnivå").
--

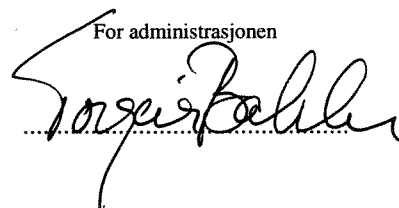
4 emneord, norske

1. Tributyltinn (TBT)
2. PCB
3. Klororganiske stoffer
4. Overvåking
5. Indikatororganismer

4 emneord, engelske

1. Tributyltin (TBT)
2. PCB
3. Organochlorines
4. Monitoring
5. Indicator organisms

Prosjektleder

Jon Knutzen

For administrasjonen


ISBN-82-577-2786-5

O-93255

Sonderende undersøkelser i norske havner og utvalgte kystområder.

Klororganiske stoffer og tributyltinn (TBT) i blåskjell 1993-1994.

(Introductory studies in Norwegian harbours. Organochlorines and tributyltin in the common mussel 1993-1994.)

Oslo, august 1995

Prosjektleder:
Medarbeidere:

Jon Knutzen
Lasse Berglind
Einar Brevik
Unni Efraimsen
Anette Juliussen
Frank Kjellberg
Roger Konieczny
Norunn Følsvik

Forord

Denne undersøkelsen er en del av et oppdrag for Statens forurensningstilsyn (SFT) vedrørende forekomsten i norske havneområder av klororganiske miljøgifter og tributyltinn, sistnevnte pga. tilsetning i skipsmaling og bunnstoff som antibegroingsmiddel. Oppdraget har sammenheng med "Handlingsplanen for opprydding i deponier med spesialavfall, forurenset grunn og forurensede sedimenter". Kontaktperson hos oppdragsgiver har vært Per Erik Iversen.

Foreliggende del av rapporteringen gjelder miljøgiftinnholdet i blåskjell, mens sedimentdelen rapporteres for seg.

Feltarbeidet har foregått i to faser (1993 og 1994) under ledelse av prosjektleder for sedimentundersøkelsen, Roger Konieczny, med assistanse av Frank Kjellberg og Anette Juliussen. Sistnevnte har også utarbeidet stasjonskartene. Prøvene fra Bergensområdet er samlet inn av Torbjørn Johnsen og fra Hvalerområdet av John Arthur Berge. Prøvene er opparbeidet av Unni Efraimsen og Frank Kjellberg.

TBT-analysene er utført av Norunn Følsvik og Lasse Berglind, mens Einar Brevik har vært hovedansvarlig for analysene av klororganiske stoffer.

Oslo, 7. august 1995

Jon Knutzen

Innhold

Forord	1
1A. SAMMENDRAG - KONKLUSJONER - TILRÅDNINGER	3
1B. SUMMARY AND CONCLUSIONS	5
2. BAKGRUNN OG FORMÅL	6
3. MATERIALE OG METODER	8
4. PCB OG ANDRE KLORORGANISKE STOFFER	10
4.1. PCB	10
4.2. DDT, HCH, HCB og OCS	13
5. TBT (TRIBUTYLTINN)	15
5.1. Generelle kommentarer	15
5.2. Relasjon til TBT i sediment	18
5.3. Sammenligning med litteraturdata	18
5.4. Økotoksikologisk vurdering	20
6. AVSLUTTENDE KOMMENTARER - VIDERE ARBEID	25
7. REFERANSER	26
VEDLEGG 1	32
VEDLEGG 2	64
VEDLEGG 3	72

1A. SAMMENDRAG - KONKLUSJONER - TILRÅDNINGER

- I I tilknytning til SFT's plan for kartlegging av havnesedimenter forurenset med miljøgifter, er det fra de samme områder (39 lokaliteter fra Skagerrakkysten til Kirkenes) også innsamlet blåskjell for analyse av PCB (polyklorete bifenyler), andre klororganiske stoffer og tributyltinn (TBT). Formålet med dette har vært å belyse nåtidig belastning.

For TBT's del er det også tatt prøver av skjell fra et utvalg av stasjoner på mer åpen kyst, dvs. langt fra stasjonære kilder, i alt 64 prøver.

Lokalitetene fremgår av tabell 2 (klororganiske stoffer) og tabell 3 (TBT), samt kartvedlegg.

Et materiale av purpursnegl fra de samme havneområdene og en del tidligere benyttede lokaliteter for internasjonal overvåking av TBT-forurensning i Nordsjøområdet, planlegges analysert på TBT-innhold og diagnostisert mht. imposex inneværende år. (Imposex: utvikling av hannlige formeringsorganer hos hunnsnegler.)

- II Resultatene viste utbredt forekomst av TBT-forurensning, sterkest i en del havneområder, men med indikasjoner på en generelt betenkelig belastning langs hele kysten fra Østfold til Finnmark. Resultatene var imidlertid sterkt varierende og i noen grad vanskelige å relatere til sannsynlig grad av belastning. Spesielle forholdsregler ved reanalyse av en del prøver med avvikende lave verdier ga mer sannsynlige tall.

I havneområdene varierte TBT-innholdet i blåskjell fra under deteksjonsgrensen (5-10 µg TBT/kg våtvekt) til over 3000 µg/kg v.v., mest vanlig 100-500 µg/kg (tabell 3). Markert til sterk grad av påvirkning ble observert i Arendal, Bergen, Florø, Hammerfest, Harstad, Haugesund, Honningsvåg, Kirkenes, Kopervik, Ramsund, Stavanger, Tromsø, Vardø og Ålesund, men gjelder sannsynligvis flere steder.

Langt fra punktkilder ble det registrert opp mot 150 µg/kg i Østfold og opp til 40-60 µg/kg i skjell fra Troms/Finnmark.

Anslått ut fra litteraturdata om biokonsentrasjonsfaktorer (BKF) for TBT i blåskjell, indikerer mange av resultatene fra havneområder betenkelig høye TBT-konsentrasjoner i vann: kanskje opp mot 10-50 ng/l, i ekstremfall størrelsesordenen 300 ng/l, mot utenlandske vannkvalitetskriterier på 1-2 ng/l. Tilsvarende beregning av TBT i vann langt fra punktkilder gir verdier fra < 1 ng/l til 5-15 ng/l. Med andre ord er det risiko for at vannet langs hele kysten kan være giftig for særlig ømfintlige arter.

Det må imidlertid understrekes at beregningen er usikker, spesielt for åpne farvann pga. av indikasjoner på økende BKF ved minskende belastning. (Slike BKF-angivelser varierer for det meste i området 10000-50000. Her er benyttet 10000, som ved lav belastning sannsynligvis gir et visst overestimat av TBT-innholdet).

- III Sterk grad av PCB-forurensning i skjell ble bare funnet i én av de 39 havnene, der det var overkonsentrasjon i størrelsesordenen 20 ganger jevnført med et "antatt høyt diffust bakgrunnsnivå". I fem andre havner var det overkonsentrasjoner på 2-4 ganger, mens majoriteten ikke viste nåtidig belastning av betydning.

Svake overkonsentrasjoner av insektmiddelet DDT (nedbrytningsprodukter) ble påvist i 6 av 46 havnelokaliteter. Øvrige undersøkte klororganiske stoffer (heksaklorsyκλοheksaner, heksaklorbenzen, oktaklorstyren) viste ingen verdier utover vanlig nivå.

- IV Av den betenkelige situasjonen med generelt påvirket kystvann og mange tilfeller av markert/sterk forurensning følger at kontroll med bruk av TBT bør skjerpes sentralt og lokalt. Herunder kommer også hvordan avskrapet TBT-holdig skipsmaling håndteres.

Det gjenstår å klarlegge forholdene på en rekke steder der det er høy sannsynlighet for TBT-forurensning, men som ikke omfattes av den foreliggende undersøkelse. Lokale miljøvernmyndigheter bør ta skritt til å få dette gjort.

Havneområder som har vist seg sterkt TBT-belastet bør følges opp lokalt. I den forbindelse kan det bli aktuelt både med nøyere kartlegging av forurensningens lokale utbredelse og gjennomgang av mulige kilder. Lokal oppfølging er også aktuelle i tilfellene av PCB-forurensning. Ved vurderingen av om og hva som skal gjøres må det også tas hensyn til resultatene av sedimentanalysene (rapportert for seg). Forurensning av overflatesediment kan bl.a. bety fremdeles forekommende episodisk belastning som ikke nødvendigvis er fanget opp ved blåskjellanalysene.

TBT-resultatene aktualiserer også en systematisk kartlegging av nivåene i blåskjell fra referanselokaliteter. Dette kan i stor grad skje innen den norske del av det internasjonale overvåkingsprogrammet under Oslo/Paris-kommisjonene.

1B. SUMMARY AND CONCLUSIONS

- I Contamination with TBT and organochlorines in Norwegian harbours has been investigated 1993-1994 using the common mussel (Mytilus edulis) as indicator of TBT-level. (Parallel studies of sediments are reported separately.) Mussels have been sampled from 39 harbours along the coast from Skagerrak to Finnmark, and supplemented with samples from assumed reference sites (TBT-analysis only).

Localities are shown in annexed maps.

Also dog-whelks (Nucella lapillus) have been collected from the harbour areas plus some localities used in the joint monitoring of imposex in North Sea countries in 1991. These samples await imposex diagnosis before TBT-analysis.

- II The results reveal a general contamination of TBT in Norwegian coastal waters with examples of very high levels in some of the harbour localities. An assumed bioconcentration factor (BCF) of 10000 indicates TBT concentrations in ambient harbour waters mostly in the order of magnitude 10-50 ng TBT/l, in extreme cases up to about 300 ng/l. Similar calculations for localities far from land based sources give values from < 1 to 5-15 ng/l, which must be regarded as serious considering water quality criteria of 1-2 ng/l (Canada, U.K.).

On the other hand, the above estimates may be "precautionary", as BCF's from the literature vary from < 10000 to > 50000, highest in cases of low exposure.

- III Contamination with organochlorines was less abundant: only one case with a PCB-level about 20 times higher than the "assumed high background levels" of 5 µg Σ PCB₇/kg wet weight, and five other cases exceeding this level with 2-4 times. Other organochlorines (DDE/DDD, lindane, hexachlorobenzene, octachlorostyrene) were only recorded in low/moderate levels.

2. BAKGRUNN OG FORMÅL

I de senere år er det avdekket flere tilfeller av sterk forurensning med miljøgifter i havneområder. I tillegg til enkelte metaller (spesielt bly, kvikksølv, kadmium og kopper), er det registrert høye konsentrasjoner av PAH (polysykliske aromatiske hydrokarboner) og PCB (polyklorerte bifenyler) i både sedimenter (Koniczny 1994, Koniczny og Juliussen, 1994, Koniczny et al., 1994, Skei et al., 1994) og organismer (Schaaning og Jenssen, 1992; Bjerknes et al., 1992; Knutzen et al., 1993a; Green og Knutzen, 1993; Skei et al., 1994).

Registreringene har bare delvis kunnet settes i forbindelse med kjente punktkilder. For PAH er det rimelig at man finner høye konsentrasjoner i områder med stor båttrafikk, og dermed mange episoder med større eller mindre oljesøl. I havner vil man dessuten ha stadig tilførsel av eksos- og asfaltforurenset overvann fra veier og parkeringsplasser. I tillegg kommer belastning via forurensete vassdrag og kloakkvann. For PCB var det derimot uventet å finne såvidt høye verdier, som delvis tydet på betraktelig nåtidig tilførsel av en stoffgruppe som har vært underlagt bruks- og behandlingsrestriksjoner i mer enn 10 år (f.eks. ny bruk forbudt i 1980).

På denne bakgrunn reiste spørsmålet seg om flere havneområder var preget av tilsvarende problemer. Når det ikke foreligger kjente punktkilder, er den mest nærliggende forklaring på PCB-forekomsten at det har vært og muligens fortsatt er, en slumsete omgang med PCB-holdig materiale i form av ulovlig dumping av avfall i havnebassenger, eller disse tilføres PCB fra uforsvarlige fyllinger fra tidligere tiders deponeringspraksis.

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 ekstremt giftig (ng/l nivå) overfor enkelte arter av snegl og muslinger (bl.a. østers), som har vært truet med utryddelse i regional målestokk (kfr. Knutzen, 1993 og andre oversiktsartikler: Bryan og Gibbs; 1991, Laughlin og Lindèn, 1991; Thompson og Stewart, 1994; Svavarsson, 1995 og Evans et al., 1995).

Som følge av de store skadene 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. (TBT lekker ut hurtigere fra malingstypene brukt på småbåter og de verste effektene har vært konstateret i omegnen av småbåthavner og marinaer.) Det mest betenkelige ved resultatene fra Norge - ett år etter at restriksjonene var trått i kraft - var at det flere steder heller var tendens til forverring enn bedring (Harding et al., 1992). 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; mindre skade på østersarter og bestander av purpursnegl og beslektede arter (se f.eks. Waite et al., 1991; Salazar og Salazar, 1991; Batley et al. 1992; MAFF, 1992; Uhler et al., 1993; Stewart og Thompson, 1994; Evans et al., 1995; Stuer-Lauritzen og Dahl, 1995).

Imidlertid er det også vitnesbyrd om at bedringen går langsomt eller forurensningene vedvarer på økologisk sett risikable nivåer (Alzieu et al., 1991; Salazar og Salazar 1991; Dowson et al., 1993; Uhler et al., 1993; Sarradin et al., 1994; Ten-Hallers Tjabbes et al., 1994; Tester og Ellis, 1995; Stuer-Lauritzen og Dahl, 1995).

Ved siden av fremdeles aktive kilder (avskraping av gammel/påføring av ny maling på større båter, annen bruk, kfr. Fjellidal, 1994) er man bekymret for langtidseffekten fra forurensete sedimenter

(f.eks. Dowson et al., 1993. Sarradin et al., 1994, Stewart og Thompson, 1994). Etter hvert har det fremkommet flere resultater som tyder på at under ugunstige omstendigheter kan nedbrytningen i bunnavleiringene gå langsommere enn man tidligere antok. Resultatene til Dowson et al. (1993) indikerte at sedimenter fortsatt var en kilde 5 år etter innføring av restriksjoner, og de Mora et al., (1995) antyder halveringstider på 1-5 år som ikke uvanlige. (Se også eksempel på bestandighet hos Stewart og Thompson, 1994.)

Hovedformålet med denne undersøkelsen har vært å få et nasjonalt overblikk mht. graden av miljøgiftforurensning i norske havneområder, og ut fra dette vurdere mulige kilder, behovet for oppfølgende observasjoner og eventuelle tiltak.

Mens nivåene i sedimenter som regel avspeiler mange års belastning, reflekteres nyere tilførsel bedre ved miljøgiftinnholdet i gruntvannsorganismer. Et delmål for analysene i blåskjell har vært - ved opplysninger fra litteraturen om forholdet mellom TBT-innhold i skjell og vann (biokonsentrasjonsfaktor) - å beregne størrelsesordenen av vannets TBT-innhold og sammenligne med giftighetsgrenser og vannkvalitetskriterier. Det ble også tatt sikte på å sammenligne TBT-innholdet i blåskjell og purpursnegl samlet på samme steder, for å se på sammenhengen mellom TBT-innholdet i de to artene. Foreliggende rapport omhandler imidlertid bare resultatene av analysene i skjell. Analysene av purpursnegl er utsatt i påvente av at materialet ble undersøkt mht. forekomst av "imposex" (dvs. utvikling av hannlige kjønnsorganer hos hunnene). Både de biologiske og kjemiske analysene av sneglmaterialet er nå planlagt gjennomført i løpet av 1995-96.

3. MATERIALE OG METODER

Innsamling av blåskjell og purpursnegl er i hovedsaken gjort samtidig med sedimenttoktene til havneområdene, dvs. i de to periodene 27/8-13/9 1993 (Kragerø-Narvik), 16/8-25/8 1994 (Ramsund-Kirkenes). I tillegg kommer supplerende prøver av blåskjell fra Arendal i oktober 1994 og fire stasjoner i Bergen oktober-november 1994, fire stasjoner i Hvalerområdet oktober 1994 og 4 prøver fra antatte referansestasjoner i Finnmark/Tromsø fra september 1994. Tidspunktene er bestemt av praktiske grunner.

Så vidt mulig er det fra hver stasjon samlet inn blandprøver av blåskjell innen størrelsesintervallet 4-7 cm, men med lokale tilpasninger ut fra det som var praktisk gjennomførbart.

I alt er det analysert vel 39/64 prøver h.h.v. klororganiske forbindelser og TBT fra over 50 steder langs hele kysten fra Østfold til Kirkenes. Utvalget av havner er valgt med henblikk på å få lokaliteter der det fra før var lite eller intet kjent om forekomsten av miljøgifter, spesielt PCB og andre klororganiske stoffer samt TBT.

En oversikt over samtlige prøvesteder ses av tabellen med TBT-resultatene i kap. 5, mens den nærmere beliggenhet av prøvestedene er vist på kart i vedlegg 1. Stasjonene er med hensikt søkt plassert nær potensielle kilder, bedømt ut fra beliggenhet (f.eks. nærhet til skipsverft, småbåthavner og marinaer). Fra noen av havneområdene er det derfor samlet flere prøver. Prøvene er oppbevart frosset inntil opparbeidelse. Etter opparbeidelsen til blandprøver er disse homogenisert i en Ultra Turrax T25.

For de klororganiske analysene ved NIVA blir frysetørret materiale tilsatt PCB 53 som indre standard og ekstrahert to ganger med en blanding av cykloheksan og aceton ved bruk av ultralydsonde. Det samlede ekstrakt tilsettes destillert vann for å skille vann/aceton fra cykloheksan-fasen. Etter gjentatt vasking av cykloheksan med destillert vann, tørkes cykloheksanekstraktet og inndampes til tørrhet for fettvektbestemmelse. For videre analyse veies en del av fettut, løses i cykloheksan og forsåpes med konsentrert svovelsyre.

Før kvantitativ analyse blir ekstraktet inndampet til ønsket volum i små glødede prøveglass. Identifisering og kvantifisering av klororganiske komponenter utføres på gasskromatograf (GC) med 60 m kapillærkolonne og elektroinnfangningsdetektor (ECD). Kvantifisering utføres via egne dataprogram ved bruk av 8-punkts standardkurver, og konsentrasjonsnivået til alle parametre som skal kvantifiseres justeres til å ligge innenfor standardkurvens lineære område.

Analyseresultatene kvalitetssikres ved bl.a. å analysere kjente standarder for hver tiende prøve på gasskromatografen, samt ved jevnlig kontroll av hele opparbeidings- og analyseprosessen ved bruk av internasjonalt sertifisert referansemateriale (SMR 349, torskeleverolje og CRM 350, makrellolje), regelmessig blindprøvetesting og hyppig kalibrering av instrumentene ved bruk av 8-punkts standardkurver. Langtidsvariasjonsstudier basert på månedlige analyser av internasjonalt sertifisert referansemateriale, gir et relativt standardavvik på mellom 5-10 % for enkeltforbindelser av PCB (PCB kongenere). Deteksjonsgrensene varierer med den analyserte prøvemengde, men ligger vanligvis for PCB-kongenere i området fra 0.1 til 0.2 µg/kg våtvekt. For de øvrige analyserte klororganiske (p, p-DDE, p,p DDD, α- og γ-HCH, HCB, OCS og 5CB) har deteksjonsgrensen vært 0.05-0.1 µg/kg v.v.

Ved TBT-analysene oppsluttes først biologisk materiale eller sediment med konsentrert HCl. Prøven ekstraheres så med et organisk løsningsmiddel tilsatt tropolone. Ekstrahert TBT behandles deretter med metylmagnesiumbromid (Grignard-reaksjon). TBT-derivatet analyseres med GC/MSD i SIM. Kvantifisering gjøres ut fra ekstern standard. Deteksjonsgrensen avhenger av

utveid prøvemengde og ekstraktets sluttvolum, men har her vært 5-10 µg TBT/kg våtvekt med utgangspunkt i 5 gram prøvemateriale og 1 ml sluttekstrakt. Ved analyse av 3 paralleller av NIES nr. 11 referansemateriale var standardavviket 18.5 %. For nærmere detaljer om analysemetodikk henvises til Bjørklund (1987) og Gremm og Frimmel (1992). I tillegg benyttes en rensing av ekstraktet i henhold til Stäb et al. (1993). Samme eller lignende analysemetodikk er benyttet i flere større undersøkelser av TBT i muslinger: Short et al. (1989), Stallard et al. (1989), Uhler et al. (1989), Wade et al. (1989), Page og Widdows (1991) og van Slooten og Tarradelas (1994).

Sluttekstraktene har noen ganger vært urene (forskjellig farget og uklare), hvilket tyder på at forstyrrende stoffer fremdeles kan være til stede. Reanalyse av enkelte prøver som viste bemerkelsesverdig lave verdier indikerte at slike stoffer kan avsettes i GC-systemet og gi for lave verdier, hvis det ikke tas spesielle forholdsregler (skifte av injektorliner). Vanskelighetene gjelder særlig i enkelte tilfeller med TBT-konsentrasjoner nær deteksjonsgrensen.

4. PCB OG ANDRE KLORORGANISKE STOFFER

Rådata for disse analysene er gjengitt i vedlegg 2. Nedenfor presenteres hovedresultatene, med særlig vekt på PCB (polyklorerte bifenyler).

Av tabell 1 ses at det er for PCB at middelveidien i blåskjell fra havneundersøkelsen skilte seg tydeligst fra gjennomsnittet på referansestasjoner (utvalgte stasjoner fra det felles overvåkingsprogram under Oslo/Pariskommisjonene). Det var derfor som forventet når PCB også viste det høyeste antallet tilfeller av markerte overkonsentrasjoner i skjell.

Nedbrytningsproduktene av DDT (DDE og DDD) viste - som en oversiktsbetraktning - bare omkring en fordobling i havneområdene jevnført med diffus bakgrunnsbelastning på referansestasjoner (tabell 1). Analysene av γ -HCH (lindan) ga det i og for seg merkelige resultat at middelveidien fra havneområdene var lavere enn fra de antatte referansestasjoner, men verdiene var i begge tilfeller så lave (ofte under deteksjonsgrensen) at forskjellen ikke kan tillegges videre vekt. En viss rolle kan det ha spilt at deteksjonsgrensen i materialet fra 1994 var halvert i forhold til 1990-93-analysene.

Tabell 1. Middelveidier (M) og standardavvik (SD) for klororganiske stoffer i blåskjell fra denne undersøkelsen (I) sammenlignet med data fra JMP referansestasjoner 1990-1993, (II, Knutzen og Green, 1995), $\mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt. ¹⁾

Table 1. Mean (M) and Standard deviation (SD) for organochlorines in the common mussel (*Mytilus edulis*) from the present study (I) compared with data from JMP reference localities 1990-1993 (II, cf. Knutzen & Green, 1995), $\mu\text{g}/\text{kg}$ wet weight.

	ΣPCB_7		p, p-DDE		p, p-DDD		$\Sigma\text{DDT}^{2)}$		γ -HCH	
	I n=46	II n=106	I n=44	II n=73	I n=46	II n=41	I n=44	II n=41	I n=46	II n=106
M	5.16 ³⁾	1.50	0.58	0.29	0.51	0.26	1.12	0.59	0.16	0.33
SD	4.00 ³⁾	1.30	0.51	0.22	0.54	0.38	0.99	0.56	0.13	0.27

- 1) Hvis under deteksjonsgrensen, regnet med halvparten av denne
- 2) p,p-DDE + p,p-DDD
- 3) Med en ekstremverdi: 7.2/14.5

4.1. PCB

Hovedresultatene angis som ΣPCB_7 , dvs. summen av enkeltforbindelsene nr. 28, 52, 101, 118, 138, 153 og 180. Analysene omfatter også forbindelsene nr. 105, 156 og 209, som vanligvis finnes i lavere konsentrasjoner. For disse henvises til vedlegg 2.

I tabell 2 er listet data fra stasjoner der det er målt høyere konsentrasjoner enn $5\ \mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt av ΣPCB_7 . Som man ser, gjaldt dette i alt 14 av de 39 havnene, men bare for seks av dem (Stavanger, Haugesund, Molde, Ramsund, Harstad og Hammerfest) dreiet det seg om mer enn en fordobling av grenseverdien, og bare i ett tilfelle (Ramsund) om en meget sterk grad av forurensning. Fra før er det observert overkonsentrasjoner av PCB i organismer knyttet til havneområdene i Oslo (Green

og Knutzen, 1993), Drammen (Knutzen et al., 1993a), Sandefjord (Schaanning og Jenssen, 1992) og Bergen (Skei et al., 1994).

Ut fra analyseresultatene for prøver fra referansestasjoner langs norskekysten (Knutzen og Green, 1995) kan 4-5 $\mu\text{g } \Sigma \text{ PCB}_7/\text{kg}$ v.v. settes som en skjønsmessig øvre grense for bare diffus belastning med PCB (dvs. utenfor sporbar innflytelse fra noen punktkilder av betydning). Av tabell 1 ses at ca. 95 % av verdiene fra referanselokalitetene lå under 4 $\mu\text{g}/\text{kg}$ v.v. ($M + 2 \text{ SD}$). I samme undersøkelse ble det også sett på et materiale som er analysert både på enkeltforbindelser og etter gammel analysemetodikk med bare angivelse av total PCB. Ved sammenligningen ble det funnet et midlere forhold mellom tot. PCB og $\Sigma \text{ PCB}_7$ på omkring 1.7-1.8. $\Sigma \text{ PCB}_7$ på 5 $\mu\text{g}/\text{kg}$ tilsvarer således en konsentrasjon av tot. PCB på opp mot 10 $\mu\text{g}/\text{kg}$, som er øvre grense for klasse I : SFT's system for klassifisering av miljøkvalitet (Knutzen et al., 1993b).

Tabell 2. Prøver av blåskjell (*Mytilus edulis*) med innhold av $\Sigma \text{ PCB}_7$ lik eller høyere enn 5 $\mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt, ¹⁾ med angivelse av enkeltforbindelsenes %-andel av $\Sigma \text{ PCB}_7$.

Table 2. Samples of the common mussel (*Mytilus edulis*) with $\Sigma \text{ PCB}_7$ concentrations exceeding 5 $\mu\text{g}/\text{kg}$ wet weight, with percentage contribution to $\Sigma \text{ PCB}_7$ from the included congeners.

Sted , dato		$\Sigma\text{-PCB}_7$ i $\mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt	% av $\Sigma \text{ PCB}_7$						
			28	52	101	118	138	153	180
Arendal II	3/10-94	6.8	11	10	17	14	19	24	4
Egersund	9/9-93	6.8	6	7	18	15	21	29	4
Sandnes	8/9-93	5.2	<2	4	17	21	25	31	2
Stavanger, ytre	8/9-93	16.3	<1	2	13	27	30	26	1
" midtre	"	8.1	6	6	16	20	23	27	1
" indre	"	9.6	<1	3	16	24	27	28	2
Haugesund, ytre	"	13.1	2	5	20	17	23	31	2
" indre	"	6.5	<2	6	15	17	26	32	3
Molde	2/9-93	11.7	<1	14	19	20	21	24	2
Sandnessjøen	28/8-93	5.7	<2	7	16	17	26	28	5
Narvik	27/8-93	5.0	<2	14	12	8	28	32	6
Ramsund	16/8-94	99.9	<1	1	12	5	36	42	3
Harstad	"	19.6	1	5	19	12	28	30	5
Hammerfest	20/8-94	11.4	<1	3	18	10	26	34	9
Berlevåg	22/8-94	5.6	1	2	7	17	31	39	4
Vardø	23/8-94	7.8	13	7	12	15	22	25	6
Kirkenes I	25/8-94	7.0	3	4	13	11	28	33	9
" II		5.5	4	6	15	11	26	29	9

- 1) På følgende prøvesteder ble det observert <5 $\mu\text{g}/\text{kg}$ v.v.: Langesund (1.9), Kragerø (2.7), Risør (2.7), Arendal I (3.1), Grimstad (2.1), Lillesand (1.6), Mandal (0.8), Farsund (2.0), Kopervik (4.1), Espevær (0.9), Florø N (4.7), Bremanger (1.1), Måløy S/N (4.4/2.6), Ålesund N/S (3.6/4.4), Kristiansund (3.8), Trondheim (3.0), Namsos (1.7), Brønnøysund (1.5), Finnsnes (3.9), Tromsø (4.5), Skjervøy (1.6), Alta (3.1), Honningsvåg (3.4), Mehamn Y/I (3.2/2.7), Vadsø (4.6).

Det bør understrekes at man ved verdier under $5 \mu\text{g} \sum \text{PCB}_7/\text{kg}$ v.v. ikke kan utelukke små lokale kilder eller noe lokal diffus belastning. Grensen er satt ut fra referansedata fra hele norskekysten og ser bort fra regionale variasjoner innen Norge. Når middel/standardavvik fra materialet i Knutzen og Green (1995) var $1.50/1.30 \mu\text{g}/\text{kg}$, betyr det at mange steder på åpen kyst av Vestlandet og Nord-Norge vil $< 1-2 \mu\text{g}/\text{kg}$ være det "normale". Poenget ved å sette grensen såvidt høyt som $5 \mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt, er at man ved høyere konsentrasjoner kan være rimelig sikker på at det foreligger en lokal tilleggsbelastning. ($> 95\%$ sannsynlighet ut fra ovennevnte data.)

Middel/standardavvik/variasjon i de ulike forbindelsers prosentandel av $\sum \text{PCB}_7$ i blåskjell fra havneområdene var:

	<u>28</u>	<u>52</u>	<u>101</u>	<u>118</u>	<u>138</u>	<u>153</u>	<u>180</u>
M/SD	~2	7.9/5.9	15.3/3.3	17.0/4.6	24.2/3.7	30.0/5.3	3.9/2.2
VAR	<1-13	<1-25	7-24	5-27	18-36	17-42	<2-9

Til sammenligning var midlere "profil" (% av $\sum \text{PCB}_7$) fra de nevnte registreringene på referansestasjoner (Knutzen og Green, 1995):

	<u>28</u>	<u>52</u>	<u>101</u>	<u>118</u>	<u>138</u>	<u>153</u>	<u>180</u>
	9.0	11.8	14.0	14.6	21.3	23.6	9.6

For det første ses at havneundersøkelsene har gitt til dels store variasjoner i blåskjellenes PCB-sammensetning, med størst utslag for de "lettere" forbindelsene nr. 28 og nr. 52. For det andre kan man merke seg at de antatt mest persistente (bestandige) forbindelsene nr. 138 og nr. 153 i gjennomsnitt har utgjort en større andel av PCB-innholdet i blåskjellene fra havneundersøkelsen enn fra referansestasjonene. I utgangspunktet ville man kanskje ventet det motsatt: at de mest persistente forbindelsene spilte økende relativ rolle med belastningens alder. Imidlertid kan det tenkes at forbindelsenes relative grad av persistens mer enn oppveies av at de lavklorerte forbindelsene er mer flyktige og derved får økt andel i det som transporteres luftveien (og gir det diffuse bakgrunnsnivået).

Av tabell 2 ses som nevnt at det i majoriteten av havnene er observert verdier under "antatt høyt diffust bakgrunnsnivå" (dvs. kl. I i SFT's klassifiseringssystem (Knutzen et al., 1993b), eller bare moderate overkonsentrasjoner. Antas $5 \mu\text{g} \sum \text{PCB}_7$ å tilsvare $10 \mu\text{g}$ tot. PCB/kg, er det bare ett tilfelle (Ramsund) av "sterk forurensning" (forurensningsgrad 4) i henhold til klassifiseringssystemet, og to (Stavanger og Harstad) av "markert forurenset" (forurensningsgrad 3). Resten kommer under betegnelsen "moderat" eller "lite" forurenset (for sistnevnte kategori, se fotnote til tabell 2).

Årsaken til det bemerkelsesverdige høye innholdet av PCB i skjell fra Ramsund kan ikke angis. Også de to sedimentprøvene fra Ramsund viste tilførsel av PCB utover diffus belastning med overkonsentrasjoner i størrelsesordenen 10-20 ganger (Koniczny og Juliussen, 1995b). Sedimentprøvene er imidlertid fra 54 meters dyp og PCB-lagre på dette dyp kan ikke forklare kontamineringen i blåskjell. For å belyse spørsmålet om kilder tilrås både vurdering av aktuelle tidligere og nåværende aktiviteter på stedet, og gjentatte, mer detaljerte undersøkelser (flere prøver) av spesielt blåskjell, men også eventuelle lokaliteter med gruntvannssedimenter (mindre enn 10 meters dyp). Det bør tilføyes at blåskjellene fra Ramsund hadde en særlig høy andel av PCB nr. 153 og 138 (hhv. 42 og 36 % av $\sum \text{PCB}_7$, mot et gjennomsnitt (se ovenfor) på 30/24 %. Dertil var det relativt mye av CB 180 og (i sedimentene) et tydelig innslag av CB 156, derimot

relativt lite av CB 118. Til sammen tyder dette på belastning med i hvert fall Aroclor 1260 (eller en lignende høyklorert blanding, - kfr. Schulz et al., 1989 og J. Jones, 1988, med ref.).

I Stavanger, med 2-4 ganger overkonsentrasjon i blåskjell, ble det ved sedimentobservasjonene konstatert sterk PCB-forurensning på lokaliteten STA 03 (12 meters dyp) nær de to blåskjellstasjonene Stavanger ytre/midtre (Konieczny og Juliussen, 1995a). Det var også høyt PCB-innhold i sedimentet på STA 01, nær Stavanger indre, men her var prøvedypet 55 m og dermed for dypt til å influere blåskjell ved episodisk oppvirvling.

Harstadskjell hadde overkonsentrasjoner av PCB i størrelsesordenen 4-5 ganger, og samsvarende med meget sterk grad av PCB-forurensning i sediment på tre stasjoner i 12-18 meters dyp (Konieczny og Juliussen, 1995b). Hvis også mer grunntliggende avleiringer er sterkt PCB-forurenset, kan sedimentene være en kilde som berører skjellene. Også to andre tilfeller (Haugesund og Hammerfest) er det tydelige indikasjoner på PCB-forurensning både fra sediment- og blåskjellstasjonene. PCB-påvirkningen i sediment var her sterk eller meget sterk (Hammerfest) i sediment (Konieczny og Juliussen, 1995a,b), mens overkonsentrasjonene i blåskjell begrenset seg til (minimum) 2-3 ganger.

For alle de ovennevnte havneområdene er det dermed sikre vitnesbyrd om tidligere belastning med PCB og dessuten indikasjoner på nåtidig tilførsel (sterkest i Ramsund). Dette er m.a.o. situasjoner som det ut fra begge observasjonsserier ligger an til å prioritere ved en oppfølging. I Molde har man observert tydelig forhøyet PCB-innhold i blåskjell (2-3 gangers overkonsentrasjon, kfr. tabell 1), mens det bare ble registrert svake overkonsentrasjoner i sediment (Konieczny og Juliussen, 1995a). Indikasjonene fra blåskjellanalysene er likevel såvidt tydelige at det bør vurderes en oppfølging med nøyere kartlegging av PCB-forekomsten i skjell. I de øvrige havnene listet i tabell 1 er overkonsentrasjonene konstatert i blåskjell så moderate (og usikre) at spørsmålet om videre arbeid må vurderes vesentlig ut fra sedimentresultatene (kfr. Konieczny og Juliussen, 1995a,b).

4.2. DDT, HCH, HCB og OCS

Antatt høyt diffust bakgrunnsnivå av Σ DDT i blåskjell er i SFT's klassifiseringssystem satt til 2 $\mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt (= øvre grense kl. I). At dette er en rimelig verdi for det man finner langs norskekysten, ble bekreftet i materialet fra JMP-referansestasjoner (Knutzen og Green, 1995). Det tas da også hensyn til spredningen i materialet (tabell 1) og at morsubstansen DDT ikke inngår i summen fra hverken havneundersøkelsen eller referansematerialet, bare nedbrytningsproduktene DDE og DDD (dessuten bare p, p-isomere, ikke o, p-strukturene).

Verdier høyere enn 2 μg Σ DDT/kg v.v. ble bare funnet i skjell fra følgende 6 av de 46 havnelokalitetene: Arendal: (indre havn, 3.5 $\mu\text{g}/\text{kg}$ v.v.), Egersund (2.3 $\mu\text{g}/\text{kg}$), Haugesund Ytre (4.3 $\mu\text{g}/\text{kg}$), Måløy S/N (3.1/2.4 $\mu\text{g}/\text{kg}$), Ålesund N (2.6 $\mu\text{g}/\text{kg}$) og Vardø (2.6 $\mu\text{g}/\text{kg}$). Det dreier seg m.a.o. bare om små eller moderate overkonsentrasjoner på et lite antall steder. I alle disse havnene ble det også funnet overkonsentrasjoner i sediment, men over et større intervall av forurensningsgrad: Ca. 3-10 ganger overkonsentrasjon i Arendal, Egersund, Haugesund Måløy og Vardø; opp til 50 ganger i Ålesund (Konieczny og Juliussen, 1995a). Kildene kan det ikke sies noe bestemt om, men de mange mer eller mindre kontrollerte fyllinger i havnenes lokale nedbørfelter peker seg ut blant de mest sannsynlige opphav til forurensningen.

Under alle omstendigheter tyder ikke blåskjelldataene på at det fremdeles eksisterer DDT-kilder av akutt betydning. At hyppigheten av overkonsentrasjonen var høyere i sediment (Konieczny og Juliussen, 1995a,b) enn i blåskjell indikerer også at det overveiende handler om tidligere belastning.

Det er ellers interessant at nivåene av DDE og DDD i skjell fra de fleste steder på Finnmarkskysten ikke ligger spesielt lavt. Prøvene fra Hammerfest, Honningsvåg, Berlevåg, Vadsø og Kirkenes viste alle over $1 \mu\text{g } \Sigma \text{ DDT/kg v.v.}$, dvs. omkring gjennomsnittet for hele materialet (tabell 1.).

Av lindan (γ -HCH) og α -HCH ble det ikke funnet overkonsentrasjoner i skjell, dvs. at alle resultatene tilsvarte kl. I i SFT's klassifiseringssystem ($< 1 \mu\text{g/kg v.v. av } \Sigma \text{ HCH}$). I mange tilfeller lå konsentrasjonene under deteksjonsgrensen ($0.05 - 0.1 \mu\text{g/kg}$), særlig for α -HCH. Resultatene for pentaklorbenzen (5-CB), heksaklorbenzen (HCB) og oktaklorstyren (OCS) viste heller ingen belastning utover diffuse tilførsler (med få unntak $< 0.05 - 0.1 \mu\text{g/kg v.v.}$).

5. TBT (TRIBUTYLTTINN)

5.1. Generelle kommentarer

Resultatene av TBT-analysene er vist i tabell 3; for rådatautskrifter se vedlegg 3. Ved prøvetakingen i havneområdene har man søkt å plassere stasjonene nær mulige kilder, men i tilfellene da det var vanskelig å finne blåskjell, har man måttet legge stasjonene lenger unna disse enn i utgangspunktet tilsiktet.

Materialet omfatter også en del prøver samlet i antatte referanseområder, dvs. fra åpent farvann eller langt fra landkilder som havner, marinaer, større tettsteder, verksteder og skipsverft. Disse stedene er i første omgang noe tilfeldig valgt, dvs. samordnet med undersøkelser med annet hovedformål enn å kartlegge det "diffuse bakgrunnsnivå" av TBT i blåskjell fra norskekysten. Foreløpig er det dermed blitt en skjev geografisk fordeling av referansestasjonene. Resultatene klargjør imidlertid at det er behov for mer systematisk kartlegging (se nedenfor). Noen av referanseprøvene er fra stasjoner brukt i det felles overvåkingsprogram under Oslo/Paris-kommisjonene (merket JMP i tabell 3).

Siden TBT bare er bestanddel av naturfremmede stoffer, fremstilt med henblikk på å hindre begroing, og som impregnerings- og desinfeksjonsmidler (WHO, 1990, Fjelldal, 1994), er det intet naturlig bakgrunnsnivå. Enhver registrering over deteksjonsgrensen (her 5-10 µg/kg v.v.) viser dermed påvirkning.

Av tabell 3 ses at bare et fåtall av de 64 prøvene inneholdt TBT-verdier ned mot deteksjonsgrensen, (Solbergstrand i Oslofjorden og Smines i Magerøysund). På alle de andre lokaliteter er det konstatert mer eller mindre sterk grad av påvirkning.

Som forventet var det generelt størst grad av forurensning i og nær havneområder, dvs. steder i omegnen av landbaserte forurensningskilder og/eller med stor båttrafikk. I forhold til deteksjonsgrensen på (for det meste) 10 µg/kg våtvekt er det i havneområdene registrert "overkonsentrasjoner" på 2 til i størrelsesorden 300 ganger (kfr. resultatene fra to av Bergenslokalitetene); i hovedsaken 5-50 ganger. I de 14 prøvene fra mer åpne farvann viste to < 10 µg/kg, de øvrige 2-20 ganger deteksjonsgrensen.

Som man ser, er det påvist store variasjoner både for skjell samlet langt fra punktkilder og i prøvene fra havner, til dels mellom prøver fra samme havn (kfr. Arendal I og II, Haugesund og Bergen). Dette gjør det vanskelig å trekke generelle konklusjoner utover følgende:

- Norsk kystvann synes generelt påvirket med TBT, til dels i markert og betenkelig grad (se videre kommentarer pkt. 5.4). Antall analyser er for få og med for sprikende resultater til å antyde noe høyt diffust bakgrunnsnivå av TBT i blåskjell.

Det må tilføyes at sporadiske analysetekniske problemer (kfr. kap. 3) gjør at særlig konsentrasjoner nær deteksjonsgrensen må betraktes som usikre. Dette ble illustrert ved reanalyse av fem havneprøver (Farsund, Haugesund Y, Bremanger, Namsos, Brønnøysund), som ved 1. gangs analyse viste bemerkelsesverdig lavt TBT-innhold (\leq deteksjonsgrensen). Reanalysene viste verdier 3-8 ganger høyere. Risikoen for forstyrrende stoffer i ekstraktet må imidlertid anses høyest i skjell fra generelt forurensede havneområder. Resultatene fra analysene av internasjonalt referansemateriale gir liten grunn til å anta tilsvarende feil i lave verdier fra mindre påvirkede områder.

Tabell 3. TBT-innhold i blåskjell fra havneområder* og utvalgte andre lokaliteter langs norskekysten 1993-1994, μg TBT/kg våtvekt og tørrvekt.
Y: Ytre, I: Indre, M: Midtre, N: Nord, S: Syd (se kart i vedlegg).
Sedimentdata fra Konieczny og Juliussen (1995a,b).

Table 3 TBT in the common mussel (*Mytilus edulis*) from Norwegian harbours (*) and other localities from the Norwegian coast 1993-1994, μg TBT/kg wet weight and dry weight. Y: Outer, I: Inner, M: Central, N:North; S: South. Sediment data from Konieczny and Juliussen (1995a,b).

Fylke/lokaliteter/dato	$\mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt	$\mu\text{g}/\text{kg}$ tørrvekt	Kons. i sediment (0-2 cm) $\mu\text{g}/\text{kg}$ tørrv. (Prøvedyp)
ØSTFOLD			
Sponvikskansen 18/10-94	138	1290	-
Singløykvalven "	145	1593	-
N. Asmaløy "	131	-	-
*Papper "	206	1731	-
AKERSHUS/OSLO			
v/Rambergøya, I.Oslofj.(JMP) 30/10-94	99	~600 ²⁾	-
Solbergstrand (JMP) 29/10-94	6	~35 ²⁾	-
VESTFOLD			
Færder (JMP) "	17	~100 ²⁾	-
BUSKERUD			
Mølen (JMP) "	42	~250 ²⁾	-
TELEMARK			
Arøy/Langesundsbukta 13/09-94	59	386	-
*Kragersø "	47	255	284 (62 m)
Bjørkøy/Breviksfj. (JMP) 28/10-94	174	~1050 ²⁾	-
AUST-AGDER			
*Risør 13/09-93	57	259	-
*Arendal I 12/09-94	39	188	22 (32 m)
*Arendal II 03/10-94	411	2258	-
*Grimstad 12/09-93	84	393	12 (40 m)
*Lillesand "	75	296	8 (19 m)
VEST-AGDER			
*Mandal 11/09-93	20	87	103 (18 m)
*Farsund 10/09-93	84 ⁵⁾	462	10 (16 m)
ROGALAND			
*Egersund 09/09-93	103	440	42 (6 m)
*Sandnes 08/09-93	138	762	23 (26 m)
*Stavanger Y "	229	1279	} 83/55 (12/57 m)
*Stavanger M "	387	2331	
*Stavanger I "	418	2211	-
*Kopervik "	311	1620	-
*Haugesund Y "	29 ⁵⁾	125	} 1266 (30 m)
*Haugesund I "	361	2162	
HORDALAND			
Espevær	25	133	-
*Bergen I ¹⁾ 23/10-94	719 ⁴⁾	4730	-
*Bergen II ¹⁾ "	921 ⁴⁾	6099	-
*Bergen III ¹⁾ 29/11-94	2564 ⁴⁾	16649	-
*Bergen IV ¹⁾ "	2641 ⁴⁾	15720	-

Tabell 3 forts.

Fylke/lokalteter/dato		µg/kg våtvekt	µg/kg tørrvekt	Kons. i sediment (0-2 cm) µg/kg tørrv. (Prøvedyp)
SOGN OG FJORDANE				
*Florø N	04/09-93	390	2020	12 (52 m)
*Bremanger	04/09-93	54 ⁵⁾	286	-
*Måløy S	"	252	1537	
*Måløy N	"	208	1051	8 (46 m)
MØRE OG ROMSDAL				
*Ålesund S	03/09-93	324	1976	-
*Ålesund N	"	420	2560	-
*Molde	02/09-93	40	227	<5 (55 m)
*Kristiansund	"	268	1675	17/75 (53/27 m)
SØR-TRØNDELAG				
*Trondheim	30/08-93	73	415	15/60 (10/8 m)
NORD-TRØNDELAG				
*Namsos	30/08-93	37 ⁵⁾	263	< 5 (23 m)
NORDLAND				
*Brønnøysund	29/08-93	43 ⁵⁾	219	10 (35 m)
*Sandnessjøen	28/08-93	147	700	8/92/2570-(30/18/10 m)
*Skrova	02/09-94	392	2190	-
*Narvik	27/08-93	31	161	< 5 (29 m)
*Ramsund	16/08-94	468	3019	26/11 (54/45 m)
TROMS				
*Harstad	16/08-94	736	4407	1550/1060/2400 (18/12/18 m)
Feneset/Grytøya	02/09-94	63	391	-
*Finnsnes	17/08-94	42	247	34/49 (64/35 m)
*Tromsø	19/08-94	595	3542	21/51/190 (7/8/3 m)
*Skjervøy	"	96	582	12/15 (80/32 m)
FINNMARK				
*Alta	20/08-94	51	307 ²⁾	9/12 (25/21 m)
Elinheim/Sørøya	31/08-94	33	~200 ³⁾	
*Hammerfest	20/08-94	375	2142	12 (30 m)
Smines/Magerøysund	30/08-94	7	36	-
*Honningsvåg	21/08-94	368	2056	18/6 (26/61 m)
*Mehamn I	22/08-94	112	704	-
*Mehamn Y	"	108	688	-
*Berlevåg	"	68	450	85 (7 m)
*Vardø	"	569	3951	12/110 (47/18 m)
Skagodden/Ekkerøy	02/09-94	40	242	-
*Vadsø	24/08-94	281	1799	12/17 (8/7 m)
*Kirkenes I ³⁾	25/08-94	190	1397	6 (15 m)
*Kirkenes II ³⁾	"	329	2350	

- 1) Henholdsvis ved Nordnes, nær ubåtbunker i Laksevåg, Damsgård og Solheimsviken.
- 2) Omregnet ut fra et antatt forhold våtvekt: tørrvekt lik 6:1.
- 3) Med få meters avstand, men henholdsvis på stein (I) og på stålplate.
- 4) Reanalyser ga i tre av tilfellene noe høyere konsentrasjon enn ved 1. analyse, i ett tilfelle lavere (i rekkefølge; 1040, 737, 3202 og 3833 ng/kg v.v).
- 5) Reanalyseverdier, alle 10 ng/kg v.v. eller mindre ved 1. gangs analyse. Se tekst.

5.2. Relasjon til TBT i sediment

Målt på tørrvektbasis ble det med få unntak funnet høyere konsentrasjoner i blåskjell enn i sediment (tabell 3). I mange tilfeller er det registrert sterk grad av forurensning i skjell uten at noe tilsvarende er sporet i sediment, mest markert på steder som Sandnes, Stavanger, Florø, Måløy, Kristiansund, Ramsund, Hammerfest, Honningsvåg, Vadsø og Kirkenes. På noen steder er det imidlertid konstatert høye konsentrasjoner i begge medier. Særlig gjelder dette Haugesund, Sandnessjøen og Harstad; til dels også Kragerø, Tromsø og Vadsø (mer moderate nivåer i sediment).

Den i hovedsaken dårlige sammenhengen mellom blåskjell- og sedimentdata må antas delvis å skyldes praktiske forhold: Ved sonderende studier er det generelt enklere å finne sannsynligvis eksponerte fjærelteorganismer enn å peile seg inn på og å komme til kontaminerte sedimenter. Stram tidsplan vil under alle omstendigheter måtte gi stasjonsplasseringen et noe tilfeldig preg i relasjon til vannutskifting og lokalisering av depositions-bunn.

Ut fra den informasjon som foreligger så langt, er det liten grunn til å tro at bidrag fra forurensede sedimenter har spilt noen rolle for høyt TBT-innhold i blåskjell. Andre gruntvannssedimenter, nær blåskjellstasjonene, kan ha bidratt, men mest sannsynlig dreier det seg i de aktuelle tilfeller om en høy diffus belastning fra nærvær av skip, båter og marine installasjoner samt mulige "punktkilder" som skipsverft, verksteder og marinaer, der TBT-holdig maling fjernes/dumpes eller påføres.

5.3. Sammenligning med litteraturdata

Page og Widdows (1991) refererer observasjoner av TBT og blåskjell fra forskjellige undersøkelser i USA, Storbritannia, Irland, Frankrike og Sverige. De refererte resultatene viste variasjon i området <200 - 17100 µg TBT/kg tørrvekt, for de meste 300-3000 µg/kg, tilsvarende omkring 50-500 µg/kg på våtvektbasis.

I tabell 4 er listet en del andre observasjoner av TBT-innhold i blåskjell, delvis fra de samme steder før og etter innføring av restriksjoner på bruk av TBT på mindre båter. (Frankrike 1982, Storbritannia 1986/87, USA 1988, Canada 1989 (?), Sverige 1989, Norge 1989/90.) (For data om TBT-akkumulering i andre muslinger, bl.a. østersarter (*Ostrea edulis* o.a.), sandmusling (*Mya arenaria*), pepperskjell (*Scrobicularia plana*), og dammusling (*Anodonta* sp.) kan henvises til: Waldock og Miller (1983), Bjørklund (1987), Langston et al. (1987), Davies et al. (1988), Wade et al. (1988, 1989), Batley et al. (1989, 1992), Ebdon et al. (1989), Waite et al. (1991), Langston og Burt (1991), MAFF (1992, 1993), Kure og Depledge (1994), van Slooten og Tarradelas (1994) og CEFIC (1994)). I denne forbindelse kan man bl.a. merke seg at MAFF (1993) jevnt over registrerte 30-50 % lavere TBT-innhold i blåskjell enn i østersarten *Crassostrea gigas* samlet fra de samme stedene. Derimot, ut fra sammenlignende studier av østersartene *Ostrea edulis* og *Crassostrea gigas* (Waldock og Miller, 1983, Waldock et al., 1983), ser det ut til at førstnevnte, som finnes i Norge, har noe mindre netto akkumuleringspotensiale enn blåskjell. Ved sammenligning i et forsøksoppsett fant Salazar et al. (1987) over dobbelt så høy BKF i blåskjell som i *Macoma nasuta*.

Tabell 4. Data for TBT i blåskjell (*Mytilus edulis*) fra lokaliteter med ulik grad av belastning i diverse land, μg TBT/kg våtvekt og $\mu\text{g}/\text{kg}$ tørrvekt.

Table 4. Data for TBT in the common mussel (*Mytilus edulis*) from various countries, μg TBT/kg wet weight and dry weight.

Lokalitet, år	Våtvektsbasis	Tørrvektsbasis	Ref./kommentarer
SVERIGE			
Div. vestkystlok., 1984		~700-9200 ¹⁾	Bjørklund, 1987
Stockholm skjærgård, 1986		~3000-4000 ¹⁾	"
Y.Stockholm skjærgård, 1986		<230 ¹⁾	"
Div. vestkystlok., 1987-88		~350-6300 ¹⁾	Bjørklund, 1988, Utsatte
Div. Østersjølok., 1987		~350-1700 ¹⁾	skjell opp til 45000 $\mu\text{g}/\text{kg}$
Gøteborgområdet, 1992	60-256	~360-1500 ²⁾	Granmo og Eklund, 1993, hhv.
Div. vestkystlok. 1993	20-91	~120-540 ²⁾	refererte (Gøteborg) og egne obs.
DANMARK			
Lyø S for Fyn, 1986	~160 ²⁾	~1000 ¹⁾	Zuolian og Jensen, 1989. Antatt
STORBRIANNIA			
Div. estuarer før TBT-begr. (1986)	330-2570	~2000-16000 ²⁾	Waite et al., 1991
Samme etter TBT-begr. (1989)	70-810	~420-4900 ²⁾	"
Div. estuarer 1986	170-2570	~1000-15500 ²⁾	MAFF, 1993
Samme 1991	20-250	~120-1500 ²⁾	"
NEDERLAND			
Ø. Scheldt, Grevelingen, 1988	~20-400 ²⁾	130-2300	Ritsema et al., 1991
Oppdretsanl., Vadehavet, 1988	<0.2 ²⁾	<1	"
PORTUGAL			
Sado-estuaret, 1986	<7-50 ²⁾	<45-280	Quevauviller et al., 1989
CANADA			
Div. lok. før TBT-begr., 1986-89	<12-10500	~70-63000	Thompson og Stewart, 1994
Div. lok. i Frazer River estuaret etter TBT-begr., 1992			TBT-begr. innført i Canada 1989 (?); også <u>Mytilus californianus</u>
Georgia-stredet-Frazer River, 1992-93 (etter TBT-begr.)	~20-130 ²⁾	~130-780 ¹⁾	Stewart og Thompson, 1994; også <u>Mytilus californianus</u>
USA			
Div. Stillehavsløk., 1986-87	20-1000	~120-6000 ²⁾	TBT-begr. i USA 1988 Short og Sharp, 1989
Auke Bay, Alaska, 1987-80	<5-350 ²⁾	<25-2000 ¹⁾	Short et al., 1989
San Diego Bay, ?	68-1067	~400-6300 ²⁾	Stallard et al., 1989
San Diego Bay, 1986-1988, samme 1989-1990	100-2100 30-1700	~600-12500 ²⁾ ~180-10000 ²⁾	Valkirs et al., 1991 " "
Div. øst- og vestkystlok. 1987-88	~17-540 ²⁾	105-3256	Uhler et al., 1989
45 østkystlok., 1989-90	~2-660 ²⁾	10-4030	Uhler et al., 1993
31 vestkystlok., "	~2-230 ²⁾	10-1380	"

1) Omregnet fra Sn-basis ut fra TBT: Sn = 2.43, avrundet

2) Omregnet fra våtvekt-hhv. tørrvektsbasis ved å anta våtvekt:tørrvekt: 6:1, delvis avrundet

Av tabellene 3-4 vises at observasjonene fra norske havneområder faller innenfor det som er registrert i andre land, men sammenlignet med det som andre har rapportert av observasjoner etter

begrensninger på bruk av TBT, synes de norske verdiene delvis å ligge meget høyt. Med de forbehold som må knyttes til slike jevnføringer, kan man f.eks. merke seg de i hovedsaken moderate nivåene fra hhv. Gøteborgområdet 1992 (referert i Granmo og Ekelund, 1993) sammenlignet med flere, også mindre norske havner; dessuten observasjonene på den svenske vestkysten 1993 (Granmo og Ekelund, 1993) versus TBT i blåskjell fra Hvalerområdet i Østfold. Data fra forskjellige undersøkelser kan imidlertid ikke sammenlignes direkte. Det er flere grunner til dette:

- belastningens og dermed eksponeringens variasjon gjennom året, med lokalitetsavhengige variasjonsmønstre
- skjellenes relativt hurtige opptak/utskillelse (se nedenfor)
- akkumuleringens avhengighet av en rekke ytre faktorer: foruten konsentrasjon i omgivelsene, også eksponeringsvei (vann, føde, påvirkning fra sediment), fysisk kjemisk form av løst TBT (ladet, nøytralt, kompleksbundet), kfr. Laughlin og Lindèn (1991). En annen faktor er ulike skjellbestanders vekslende utsatthet for overflaten. Dette vil variere med voksestedet i fjæra og med størrelsen i vannstandsvekslingene. Det øverste mikrosjiktet er vist å inneholde opp til størrelsesordener høyere TBT-konsentrasjoner enn vannet for øvrig. (Se f.eks. Maguire og Tkacz (1987), Zabel et al., (1988), Cleary (1991) og Curtis (1994).)

Fra Norge er det fra tidligere bare et fåtall registreringer av TBT i blåskjell:

- Page og Widdows (1991): 870-1580 µg/kg tørrv. på 4 stasjoner fra innerst i Breviksfjorden (høyest) til Mølen/Langesundsbukta (lavest) i 1986. De 920 µg/kg tørrvekt funnet på en midtre stasjon i Breviksfjorden er omtrent som observert i 1994 ved Bjørkøy (tabell 3).
- NIVA, upubl.: 150-770 µg/kg tørrvekt i skjell fra tre stasjoner i Oslofjorden, nov. 1992, høyest ved Akershuskaia, lavest ved Mølen i Hurum.
- NIVA, upubl.; 230-400 µg/kg tørrv. ut for deponi for malingsfabrikk i Manger, Hordaland, april 1993.
- Knutzen og Berglind (1994): 226-373 µg/kg tørrv. i nærområdet av KS Coast Center Base, Fjell i Hordaland, nov. 1993.

5.4. Økotoksikologisk vurdering

Som nevnt var det resultatene fra undersøkelsene av formeringsforstyrrelser hos hunner av purpursnegl fra syd- og vestkysten av Norge i 1991 (Harding et al., 1992) som foranlediget en begrunnet mistanke om at store deler av norske kystvann var giftige overfor ømfintlige arter pga. TBT-forurensning (Knutzen, 1993).

Resultatene fra de her foretatte blåskjellanalysene gir fortsatt grunn til bekymring. Antas en biokonsentrasjonsfaktor (BKF) for TBT i blåskjell på 10000 (som benyttet av Granmo og Eklund, 1993, for en tilsvarende vurdering), svarer nivåene i skjell (tabell 3) til TBT-konsentrasjoner i vann på <1-300 ng TBT/l, for det meste 5-50 ng/l. Terskelkonsentrasjonen for giftvirkninger overfor de mest ømfintlige marine organismer er ~1-2 ng TBT/l. Foreslåtte/vedtatte vannkvalitetskriterier i Storbritannia er 1 hhv. 2 ng/l (kfr. Zabel et al., 1988, og refert verdi hos Waite et al., 1991); i Canada 1 ng/l (Moore et al., 1992) og i California 6 ng/l (sitert i Valkirs et al., 1991).

Det er særlig urovekkende at man i åpent, eller relativt åpent farvann, har kunnet konstatere tydelige indikasjoner på belastning; f.eks. i Varangerfjorden (Skagodden/Ekkerøy i tabell 3),

Sørøya og Grytøya i Troms, ytterst i Langesundsbukta og langt fra punktkilder i Singlefjorden/Hvaler. Selv på slike steder indikerer blåskjellresultatene at konsentrasjonen i vann kan ligge over de siterte vannkvalitetskriterier (dvs. på ca. 5-15 ng/l, kfr. tabell 3).

Det må tilføyes at ovennevnte ekstremt lave toksisitetsgrenser så langt nåværende kunnskaper bare gjelder et lite antall arter blant muslinger og særlig snegl. De fleste testede organismer har betydelig høyere toleranse. Av oversiktene hos Zabel et al., (1988), WHO (1990), Laughlin og Lindèn (1991), Bryan og Gibbs (1991), Moore et al. (1992) og Svavarsson (1995) fremtrer stor variasjon i ømfintlighet både mellom ulike arter og mellom larver og voksne innen samme arter (med larver og unge individer som regel mest følsomme; (se også tabell 3 hos Bryan og Langston, 1992). I intervallet 10-100 ng/l dreier de konstaterte skadene seg mest om redusert vekst og formering, mens direkte økt dødelighet først opptrer ved høyere konsentrasjoner; hos voksne sjelden under 1 µg/l. Mange arter tåler som nevnt mer enn disse tallene antyder.

Blant snegl er det særlig representanter for ordenen Neogastropoda som har vist seg ømfintlige (ved å rammes av imposex). Foruten purpursnegl finnes i Norge bl.a. nettsnegl (Nassarius reticulatus) og kongssnegl (Buccinum undatum). Hos sistnevnte er det påvist imposex i bestander fra åpent farvann i Nordsjøen, med en hyppighet relatert til tettheten av skipstrafikk (Ten Hallers-Tjabbes et al., 1994). Nylig er det også sannsynliggjort skade på stor strandsnegl (Littorina littorea), som tilhører en annen orden enn de ovennevnte (Matthiessen et al., 1995). Laboratorieforsøk ga indikasjoner på et lavt ikke-effekt nivå på formering (størrelsesorden 10 ng TBT/l), men det samlede materialet av feltobservasjoner viste at det sannsynligvis ikke var bestandsskader før opp mot 100 ng/l. De registrerte bestandene tok seg opp etter forbud mot bruk av TBT på småbåter (Matthiessen et al., 1995).

Blåskjell selv er ikke blant de mest ømfintlige mht. effekter på populasjonsnivå. Page og Widdows angir 2 mg TBT/kg tørrvekt som terskelkonsentrasjon for virkning på energibudsjetten ("scope for growth"), mens fødeopptakshastigheten var redusert hos skjell med et TBT-innhold på 3-4 mg/kg t.v.

For TBT i det omgivende vann antar Salazar (1989) en stressgrense hos blåskjell på 100-200 ng/l, Salazar og Salazar (1991) ~ 100 ng/l som grense for begynnende negativ virkning på vekst, mens Strømgren og Bongard (1987) fant signifikant redusert vekst hos unge individer først ved 400 ng/l. Salazar (1989) observerte at utsatte blåskjell overlevde i mer enn 3 måneder ved ca. 500 ng/l. Bjørklund (1987, med ref.) nevner skallforandring ved omkring 300 ng/l. På den annen side angir Lapota et al., (1993) en laveste effektkonsentrasjon på 50 ng/l og beregnet en grense for kronisk toksisitet så langt ned som 17 ng/l. Ved eksperimentene til Beaumont og Budd (1984) døde halvparten av blåskjell-larvene ved 100 ng TBT/l. Brukes konsentrasjonsfaktoren 10000 på ekstremverdiene (Stewart og Thompson, 1994) i tabell 4 antyder at voksne skjell kan overleve ved opp mot 1 µg TBT/l.

Andre norske muslinger kan være mer ømfintlige. F.eks. tydet resultatene til Ruiz et al. (1994a,b) på at yngel av den sedimentboende arten pepperskjell (Scrobicularia plana) fikk redusert vekst ved 12-43 ng TBT/l.

Imidlertid knytter det seg usikkerhet til anslag for TBT i vann ut fra nivåer i skjell og biokonsentrasjonsfaktorer, idet ulike kilder angir et vidt spenn av BKF observert i forsøk eller beregnet ut fra målinger av TBT i blåskjell og vann fra felt. Sistnevnte er mest relevant for å bedømme forholdene i naturen, men ofte usikker pga. varierende TBT-belastning gjennom året og praktiske begrensninger på antallet prøver. I tabell 5 er det listet ulike angivelser av BKF i litteraturen eller beregnet her ut fra kildenes data om TBT i blåskjell hhv. vann. Det ses at intervallet i angivelsene/anslagene går over mer enn en størrelsesorden (5000-70000).

Tabell 5. Biokonsentrasjonsfaktorer for TBT i blåskjell hentet fra litteraturen eller beregnet her (*) ut fra opplysninger hos forfatterne.

Table 5. Bioconcentration factors for TBT in the common mussel from the literature or calculated here (*) from information in the references.

Kilder	BKF/kommentarer
Laughlin et al., 1986	4100-12700 ¹⁾ . Lab. forsøk
Laughlin og French, 1988	1300-7300 ¹⁾ " "
Stallard et al., 1989	13000-23000*. Feltobs.
Salazar, 1989	18600-70000 ²⁾ . Mikrokosmtester
" "	5000-63000 ²⁾ . Feltobs.
Zuolian og Jensen, 1989	5000-60000. Feltforsøk
Salazar og Salazar, 1991	6000-44000 ²⁾ *. Feltforsøk
Valkirs et al., 1991	12000-40000*. Feltforsøk
Waite et al., 1991	10000-43000*. Feltobs.

- 1) I ulike vev. Høyest i gjeller og innvoller, lavest i kappe og muskel
- 2) Avtagende BKF ved økende belastning

I noen av undersøkelsene tydet resultatene på avtagende BKF med økende TBT-innhold i vann (Zuolian og Jensen, 1989; Salazar, 1989; Salazar og Salazar, 1991). F.eks. fant Salazar (1989) BKF i mikrokosmtester på 18600/24000/70000 ved konsentrasjoner i vann på hhv. 195/73/6 ng TBT/l og ved feltobservasjoner 5000/17200/28000/63000 ved 200/64/36/8 ng/l. I sine utsettelsesforsøk fikk Salazar og Salazar (1991) BKF-verdier i skjell fra de mest belastede områder på 6000-12000. I laboratorieforsøk har det imidlertid vært vanskelig å få den inverse relasjonen mellom BKF og TBT i vann bekreftet (Laughlin og French, 1988). Laughlin og Lindèn (1991) antar som forklaring på dette at i naturen kommer mye av TBT via fødepartikler. (Opptak fra næringspartikler er ikke bare vist å være viktige hos blåskjell (Laughlin et al., 1986), men trolig i enda høyere grad hos sedimentetende arter (Langston og Burt, 1991)).

Ut fra denne variasjonen representerer bruken av såvidt lav BKF som 10000 sannsynligvis et overestimat på 2-5 ganger av TBT-konsentrasjonen i vannmasser langt fra punktkilder. I sterkere belastede områder skulle derimot en faktor på 1:10000 være berettiget. Imidlertid forblir resonnementet et grovt estimat med mange forbehold. Dels dreier det seg om overførbarhet av toksisitetsgrenser fra laboratorietester til naturen, der en betydelig del av vannets TBT-innhold er knyttet til partikler og dermed mindre tilgjengelige for i hvert fall en del typer av organismer (men filtrerende arter vil kunne være like utsatt for denne fraksjonen). Dels vil de observerte konsentrasjonene i skjell og dermed BKF avhenge av en rekke forhold: variasjon i vannets TBT-innhold, TBTs fysisk/kjemisk tilstandsform (løst/partikulært, ladet, nøytralt, kompleksbundet); skjellenes størrelse, kondisjon og evne til utskillelse; vannets temperatur, saltholdighet og pH. Både Laughlin og Lindèn (1991) og Uhler et al., (1993) maner til forsiktighet mht. å foreta slutninger fra muslingnivåer til konsentrasjonen i vann.

Muslinger har hurtig opptak av TBT (Waldock et al., 1983, Laughlin et al., 1986, Laughlin og French, 1988, van Slooten og Tarradelas, 1994), og vil derved påvirkes også av episodisk belastning. Nedbrytningen er langsam pga. dårlig utviklet MFO-system (MFO = Mixed Function Oxygenase; Lee, 1991 med.ref.). Likevel registreres tydelig nedgang i TBT-innholdet ved

overføring til rene omgivelser. I blåskjell er det observert halveringstider på ca. 2 eller 5-6 uker, henholdsvis av Laughlin et al. (1988) og Zuolian og Jensen (1989), noe kortere (1-3 uker) hos ulike østersarter (Waldock et al., 1983; Scammel et al., 1991, men 2-3 uker i pepperskjell (*Scrobicularia plana*), Langston og Burt, 1991) og 3-4 uker hos en ferskvannsmusling (van Slooten og Tarradelas, 1994). Sistnevnte viste 90 % utskillelse etter 3 1/2 måned.

I flere eksperimentelle undersøkelser har det vært observert en utflating i utskilleleshastigheten etter en tid (Waldock et al., 1983, Laughlin et al., 1986, Langston og Burt, 1991, van Slooten og Tarradelas, 1994). Videre nevner Salazar (1989) og Salazar & Salazar (1991) fra feltobservasjoner manglende full respons hos blåskjell på minskning i vannets TBT-innhold. Langston og Burt (1991) mener at dette kan tyde på to lagringsformer, der TBT er bundet fastere i det ene av lagrene. Binding til en organisk ligand kan også forklare den delvis langsomme utskillelsen observert av van Slooten og Tarradelas (1994). Se også Laughlin og Lindèn (1991), som finner det mulig at TBT i blåskjell delvis bindes til stoffer som syntetiseres i opptaksfasen, ikke bare passivt fordeles til fettholdig vev.

Mye synes fortsatt ugjort mht. mekanismer og forløp av opptak/utskillelse av TBT hos muslinger. Siden denne gruppen anses som de beste indikatorer på belastningsgraden, er det her et forskningsbehov for å øke utsagnskraften i overvåkingsdata.

I motsetning til muslinger er det konstatert velutviklet enzymutrusting for nedbrytning av TBT hos representanter for planteplankton, andre mikroorganismer, manglebørstemark, krypsdyr og fisk (Lee, 1991; WHO, 1990; Bryan og Gibbs, 1991; Moore et al., 1992). Bryan et al. (1993) påviste at også purpursnegl omsatte TBT til dibutyl- og monobutyltinn. På grunn av relativt rask nedbrytning anses ikke næringskjedetransport og biomagnifikasjon (oppkonsentrering) på høyere trofiske nivåer (fisk, fugl) å være noe problem (Bryan & Langston, 1992). Imidlertid er det relativt få virvelløse dyr som er studert mht. nedbrytning, og når det gjelder omsetningshastighet i vann og sedimenter er det sprikende angivelser.

I vann avhenger nedbrytningen bl.a. lys, temperatur og tetthet av mikroorganismer, kanskje særlig planteplankton. Halveringstidene fra ulike forfattere varierer fra mindre enn 1 uke til 4-5 måneder (foruten ref. i Stewart og de Mora, 1990, Moore, 1992 og Knutzen, 1993; se Maguire, 1987 og Waite et al., 1991). I sediment opereres med halveringstider fra uker(?)/måneder til flere år (kfr. bl.a. Maguire, 1987, Stewart og de Mora, 1990, Thompson og Stewart, 1994, de Mora et al., 1995). Sistnevnte antyder 2-5 år halveringstid som mest vanlig).

Det betyr at høye konsentrasjoner vil kunne finnes i sedimentene mange år etter redusert belastning (se f.eks. Dowson et al., 1993).

Sammenlignet med de betenkelige resultatene fra blåskjellanalysene, er de observerte nivåene i sedimentene - med få unntak - bemerkelsesverdig moderate og under kjente risikogrenser. Blant de mest ømfintlige bløtbunnsarter man kjenner til er pepperskjell (*Scrobicularia plana*), som det er indikasjoner på at skades ved 750 µg TBT/kg tørrvekt (muligens også noe lavere nivå, se Langston og Burt, 1991). Som man ser, er det bare i Haugesund, Sandnessjøen og Harstad at det er påtruffet sediment som overskrider denne grensen. Imidlertid må man som nevnt være oppmerksom på at flekkvis fordeling av forurensende stoffer generelt er et problem ved sedimentstudier, og at risikoen for dette er særlig høy i havneområder der sedimentene oftere enn vanlig forstyrres av mudring og oppvirvling/transport forårsaket av skip. (En illustrasjon av slik ujevn fordeling ses f.eks. av resultatene fra Sandnessjøen.) Sedimentkonsentrasjoner over 750 µg TBT/kg tørrvekt er også registrert i havnene til Sandefjord (Koniczny og Juliussen, 1994), Horten og Moss (NIVA, under rapportering).

Pepperskjell får i seg mesteparten av TBT fra sediment (Langston og Burt, 1991), og det samme kan gjelde andre sedimentetende former, f.eks. sandmusling.

Bløtbunnsdyr med annet næringsgrunnlag blir sannsynligvis mest eksponert via porevann. For å bedømme giftigheten av sediment trengs da en beregning av TBT-konsentrasjonen i porevann. Det er delvis store sprik i angivelsene av TBTs adsorpsjonskoeffisient, (kfr. WHO, 1990, Moore et al., 1992), men størrelsesordenen $10^3 - 10^4$ kan brukes som en første tilnærming for å anslå porevannsinholdet ved en gitt sedimentskonsentrasjon (Zabel et al., 1988, Moore et al., 1992). Sedimentdataene i tabell 3 tilsvarer da fra <1-10 ng/l til 250-2500 ng/l. Over 100 ng/l må antas klart risikabelt, og ømfintlige arter vil kunne rammes av betydelig lavere TBT-innhold (kfr. de siterte vannkvalitetskriterier på 1-2 ng/l).

Ut fra dette fremtrer ikke bare sedimentene fra ovennevnte mest forurensede havnebassenger som potensielt skadelige. Man må også anse resultatene fra i hvert fall Kragerø, Mandal, Tromsø og Vardø som betenkelige. Det må imidlertid tas forbehold både pga. de mangelfulle kunnskaper om toleransen hos majoriteten av bløtbunnsdyr og beregningen av porevannets TBT-innhold. F.eks. vil adsorpsjonskoeffisienten og fordelingen sediment : vann variere med beskaffenheten av de lokale sedimenter, spesielt sedimentets innhold av organisk stoff.

Brukbarheten av blåskjell som indikator på TBT-forurensning avhenger hovedsakelig av to forhold:

- A. Kunnskap om sammenhengen mellom TBT i skjell og vann.
- B. Forholdet mellom konsentrasjonene i blåskjell og TBT-innholdet i ømfintlige arter i fjærebeltetsamfunnet.

Vedrørende A. er det som nevnt stor variasjon i registrerte biokonsentrasjonsfaktorer, som følgelig representerer en betydelig usikkerhet.

Med hensyn til B. er det mangel på sammenlignende studier. Ett av siktemålene med den foreliggende undersøkelsen var å se på TBT-innholdet i blåskjell og purpurnegl (Nucella lapillus), samlet fra samme lokalitet. Imidlertid var det bare i et par tilfeller mulig å få samlet de to artene mindre enn 100 m fra hverandre. Som regel har avstanden mellom purpurnegl-/og blåskjellstasjonene vært mer enn 500 m. For å belyse sammenhengen mellom nivåene i de to artene, vil det derfor være begrenset informasjon å hente fra analyse av det innsamlede purpurneglmateriale. (Dette planlegges imidlertid gjort i forbindelse med å registrere grad av utvikling av hannlige organer hos hunnene.) Short et al. (1989) fant konsekvent høyere TBT-innhold i blåskjell enn i Nucella lima fra samme stasjoner, men forholdet varierte mye: fra 30 % til 9 ganger høyere TBT-innhold i blåskjell.

6. AVSLUTTENDE KOMMENTARER - VIDERE ARBEID

Registreringene av klororganiske stoffer i blåskjell fra havneområder viste med enkelte unntak "bakgrunnsnivå" eller bare moderate overkonsentrasjoner. Unntakene gjaldt PCB, og særlig resultatene fra Ramsund (tabell 2) krever oppfølgende studier. Om det skal gjøres noe mer ved tilfellene av ellers tydelige, men moderate overkonsentrasjoner (Stavanger, Haugesund, Molde, Harstad, Hammerfest), må vurderes nærmere av lokale miljøvernmyndigheter. Imidlertid tilsier sedimentdata (Koniczny og Juliussen, 1995a,b) at slike vurderinger blir gjort flere steder enn de her nevnte.

Selv om undersøkelsene generelt ikke vitner om større nåtidig tilførsel av klororganiske stoffer til norske havneområder, tyder enkeltobservasjoner på at det kan forekomme. Sentrale og lokale miljøvernforvaltning bør derfor vurdere sonderende undersøkelser også i havneområder som ikke er blitt dekket i første omgang. Det gjelder f.eks. enkelte steder i Oslofjorden (Oslo havn, flere lokaliteter i Vestfold/Buskerud, et par Sørlandsbyer og tettsteder/industristeder langt inn i fjordene på Vestlandet og nordover).

Resultatene fra TBT-analysene var generelt mer foruroligende. Behovet for en oppfølging i form av å få kartlagt eventuelle større punktkilder og redusert belastningen synes åpenbart i bl.a. Arendal, Stavanger, Kopervik, Haugesund, Bergen, Florø, Ålesund, Skrova, Ramsund, Harstad, Tromsø, Hammerfest, Honningsvåg, Vardø og Kirkenes, men gjelder sannsynligvis også flere andre steder.

Resultatene viser at arbeidet med å begrense tilførslene bør forsterkes både på sentralt og lokalt hold. Samtidig bør TBT-analyser inkluderes i statlig program for forurensningsovervåking og lokale overvåkingsprogrammer. Noe bedre grunnlag for å vurdere situasjonen vil også fås gjennom de planlagte og samordnede biologiske og kjemiske analysene av det innsamlede materialet av purpursnegl (relasjon mellom TBT-nivå i sneglene og hyppighet av imposex).

For bruken av blåskjell som TBT-indikator vil det være ønskelig å få studert opptak og utskillelse under samtidig kontrollerte og tilnærmet naturlige betingelser, dvs. i modelløkosystemer. I slike forsøk kan man samtidig studere effekten av TBT på andre viktige gruntvannsorganismer som er lite eller ikke undersøkt. Det gjelder bl.a. albusnegl, trekantmark, sekkedyr, hjertemusling og sandmusling.

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.

7. REFERANSER

- Alzieu, C. 1991. Environmental problems caused by TBT in France: Assessment, regulations, prospects. *Mar. Environ. Res.* 32: 7-17.
- Batley, G.E., C. Fuhua, C.I. Brockbank og K.J. Flegg, 1989. Accumulation of tributyltin in the Sydney rock oyster, Saccostrea commercialis. *Aust. J. Mar. Freshw. Res.* 40:49-54.
- Batley, G.E., M.S. Scammel og C.I. Brockbank, 1992. The impact of the banning of tributyltin-based antifouling paints on the Sydney rock oyster, Saccostrea commercialis. *Sci. Total. Environ.* 122:301-314.
- Beaumont, A.R. og M.D. Budd, 1984. High mortality of the larvae of the common mussel at low concentrations of tributyltin. *Mar. Pollut. Bull.* 15:402-405.
- Bjerknes, W., N. Green, J. Klungsøyr og S. Wilhelmsen. 1992. Undersøkelse av PCB i det marine miljø utenfor ubåtbunker ved Nordrevåg, Bergen. Fase 1 - innledende observasjoner. NIVA-rapport 2789, 29 s. ISBN 82-577-2175-1.
- Bjørklund, I., 1987. Skeppsbottnfärgernas miljöeffekter. Rapport 7/87 fra Kemikalieinspektionen, 15 s. ISSN: 0284-1185.
- Bjørklund, I., 1988. Miljöeffekter av tennbaserade skeppsbottenfärger. Rapport 6/88 fra Kemikalieinspektionen. ISSN 0284-1185.
- Bryan, G.W. og P.E. Gibbs, 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.
- Bryan, G.W. og W.J. Langston, 1992. Bioavailability, accumulation and effects of heavy metals in sediments with special reference to United Kingdom estuaries: a review. *Environ. Pollut.* 76: 89-131.
- Bryan, G.W., D.A. Bright, L.G. Hummerstone og G.R. Burt, 1993. Uptake, tissue distribution and metabolism of ¹⁴C-labelled tributyltin (TBT) in the dog-whelk, Nucella lapillus. *J. mar. biol. Ass. U.K.* 73: 889-912.
- CEFIC (Conseil Europeen de l'Industrie Chimique), 1994. Use of triorganotin compounds in anti-fouling paints. Results of TBT monitoring studies. International Maritime Organization. Arbeidsdokument for Marine Environment Protection Committee, MEPC 35/17.
- 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.
- Curtis, L.A., 1994. A decade-long perspective on a bioindicator of pollution: Imposex in Ilyanassa obsoleta on Cape Henlopen, Delaware Bay. *Mar. Environ. Res.* 38:291-302.
- Davies, L.M., J. Drinkwater og J.C. McKie, 1988. Effects of tributyltin compounds from antifoulants on Pacific Oysters (Crassostrea gigas) in Scottish Sea Lochs, *Aquaculture* 74:319-330.
- De Mora, S.J., C. Stewart og D. Phillips, 1995. Sources and rate of degradation of tri(n-butyl)tin in marine sediments near Auckland, New Zealand. *Mar. Pollut. Bull.* 30: 50-57.

- Dixon, D.R. og H. Prosser, 1986. An investigation of the genotoxic effects of an organotin antifouling compound (bistribyltin oxide) on the chromosomes of the edible mussel, *Mytilus edulis*. *Aquat. Toxicol* 8: 185-195.
- Dowson, P.H., J.M. Bubb og J.N. Lester, 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.
- Ebdon, L., K. Evans og S. Hill, 1989. The accumulation of organotins in adult and seed oysters from selected estuaries prior to the introduction of U.K. regulations governing the use of tributyltin-based antifouling agents. *Sci. Total Environ.* 83: 63-84.
- Evans, S.M., T. Leksono, P.D. Mc Kinnel, 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.
- Granmo, Å. og R. Eklund, 1993. Undersökning av miljögifter längs Bohuskusten 1993. Göteborgs Bohus Läns Vattenvårdsförbund, Uddevalla 30/9 1993. Upubl. rapport. 16 s. + vedlegg.
- Green, W. og J. Knutzen, 1993. Miljøgiftundersøkelse i indre Oslofjord. Delrapport nr. 2. Miljøgifter i organismer. Rapport 541/93 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 2972, 54 s. ISBN 82-577-2401-7.
- Gremm, T.J. og F.H. Frimmel, 1992. Determination of organotin in compounds in aqueous samples by means of HPGC-AED. *Water Res.* 26: 1163-1170.
- Harding, M.J.C., S.K. Bailey og I.M. Davies, 1992. UK Department of the Environment. TBT imposex survey of the North Sea. Annex 7: Norway. Scottish Fisheries Working Paper No. 10/92. The Scottish Office Agriculture and Fisheries Department, Aberdeen, 21 s, + vedlegg.
- Jones, K.C., 1988. Determination of polychlorinated biphenyls in human foodstuffs and tissues: Suggestions for a selective congener analytical approach. *Sci. Total Environ.* 68:141-159.
- Knutzen, J., 1993. Tinnorganiske forbindelser - en marin forurensning som er undervurdert i Norge? *VANN 2* (1993): 235-243.
- Knutzen, J., Kopperud, I., Magnusson, J., Skåre J.U., 1993a. Overvåking av miljøgifter i fisk fra Drammensfjorden og Drammenselva 1991. NIVA-rapport 2838. 50 s. ISBN 82-577-2203-0.
- Knutzen, J. G. Rygg og I. Thélin, 1993b. Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. Virkninger av miljøgifter. SFT-veiledning 93:03 (TA-293/1993), 20 s. ISBN 82-7655-103-3.
- Knutzen, J. og L. Berglind, 1994. Orienterende undersøkelse av miljøgifter i fisk og skalldyr i omegnen av KS Coast Center Base, Fjell kommune, Hordaland, november 1993. NIVA-rapport 3040, 21 s. ISBN 82-577-2492-0.

- Knutzen, J. og N. Green. 1995. "Bakgrunnsnivåer" av miljøgifter i fisk, blåskjell og reker. Data fra utvalgte norske prøvesteder innen den felles overvåking under Oslo-Paris kommisjonene (Joint Monitoring Programme-JMP) 1990-1993. Rapport 594/95 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport O-80106/E-91412. Under trykking.
- Konieczny, R.M., 1994. Miljøgiftundersøkelser i Indre Oslofjord. Delrapport 4. Miljøgifter i sedimenter. SFT-overvåkingsrapport nr. 561/94, TA nr. 1074/1994. NIVA-rapport 3094, 134s. ISBN 82-577-2564-1.
- Konieczny, R.M. og A.Juliussen, 1994. Sonderende undersøkelser i norske havner og utvalgte kystområder. Miljøgifter i sedimenter fra Sandefjordsfjorden. Rapport 586/94 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 3180, 48s. ISBN 82-577-2645-1.
- Konieczny og Juliussen, 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 og Juliussen, 1995b. Sonderende undersøkelser av miljøgifter i norske havner og utvalgte kystområder. Observasjoner på strekningen Kirkenes - Ramsund. Rapport innen Statlig program for forurensningsovervåking. (NIVA-rapport under trykking.)
- Konieczny, R.M., O. Bruskeland, G. Brønstad, A. Helland og L.R. Hovde, 1994. Kartlegging av miljøgifter i sedimenter i Indre Drammensfjord 1993. NIVA-rapport 3034, 33 s + vedlegg. ISBN 82-7426-153-4.
- Kure, L.K. og M.H. Depledge, 1994. Accumulation of organotin in Littorina littorea and Mya arenaria from Danish coastal waters. Environ. Pollut. 84: 149-157.
- 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: 61-77.
- Langston, W.J., G.R. Burt og Z. Mingjiang, 1987. Tin and organotin in water, sediments, and benthic organisms of Poole Harbour. Mar. Pollut. Bull. 18: 634-639.
- Lapota, D., D.E. Rosenberger, M.F. Platter-Rieger og P.F. Seligman, 1993. Growth and survival of Mytilus edulis larvae exposed to low levels of dibutyltin and tributyltin. Mar. Biol. 115:413-419.
- Laughlin, R.B. jr. og W. French, 1988. Concentration dependence of bis (tributyltin) oxide accumulation in the mussel, Mytilus edulis. Environ. Toxicol. Chem. 7:1021-1026.
- Laughlin, R.B. jr. og O.L. Lindèn, 1991. A review of the environmental effects of tributyltin use. Rapport fra IVL (Institutet för vatten och luftvårdsforskning), 43 s.
- Laughlin, R.B. jr., W. French og H.E. Guard, 1986. Accumulation of bis (tributyl) tin oxide by the marine mussel Mytilus edulis. Environ. Sci. Technol. 20:884-890.
- Lee, A.F., 1991. Metabolism of tributyltin by marine mammals and possible linkages to effects. Mar. Environ. Res. 32: 29-35.
- 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.

- MAFF, 1993. Monitoring and surveillance of non-radioactive contaminants in the aquatic environment and activities regulating the disposal of waste at sea, 1991. Aquatic environment monitoring report No 36. Directorate of Fisheries Research, Lowestoft.
- Maguire, R.J., 1987. Environmental aspects of tributyltin. *Appl. Organomet. Chem.* 1: 475-498.
- Maguire, R.J. og R.J. Tkacz, 1987. Concentration of tributyltin in the surface microlayer of natural waters. *Water Poll. Res. J. Canada* 22: 227-233.
- Matthiesen, P., R. Waldock, J.E. Thain, M.E. Waite and S. Scrope-Howe, 1995. Changes in periwinkle (*Littorina littorea*) populations following the ban on TBT-based antifouling on small boats in the United Kingdom. *Ecotoxicol. Environ. Safety* 30: 184-194.
- Moore, D.R.J., D.G. Noble, S.L. Walker, D.M. Trotter, M.P. Wong og R.C. Pierce, 1992. Canadian water quality guidelines for organotins. Environment Canada, Ecosystems Sciences and Evaluation Directorate/Eco-Health Branch. Scientific Series No. 191. Ottawa.
- Page, O.S. og 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.
- Quevauviller, P., R. Lavigne, R. Pinel og M. Astruc, 1989. Organotins in sediments and mussels from the Sado estuarine system (Portugal). *Environ. Pollut.* 57:149-166.
- Ritsema, R., R.W.P.M. Laane og O.F.X. Donard, 1991. Butyltins in marine waters of the Netherlands in 1988 and 1989; concentrations and effects. *Mar. Environ. Res.* 32:243-260.
- Ruiz, J.M., G. W. Bryan og P.E. Gibbs, 1994a. Chronic toxicity of water tributyltin (TBT) and copper to spat of the bivalve *Scrobicularia plana*: ecological implications. *Mar. Ecol. Progr. Ser.* 113:105-117.
- Ruiz, J.M., G.W. Bryan og P.E. Gibbs, 1994b. Bioassaying the toxicity of tributyltin- (TBT)-polluted sediment to spat of the bivalve *Scrobicularia plana*. *Mar. Ecol. Progr. Ser.* 113: 119-130.
- Salazar, M.H., 1989. Mortality, growth and bioaccumulation in mussels exposed to TBT: Differences between the laboratory and the field. S. 530-536 i *Oceans '89 vol. 2: Ocean Pollution*. Institute of Electrical and Electronics Engineering Publ. No 89CH2780-5.
- Salazar, M.H. og S.M. Salazar, 1991. Assessing site-specific effects of TBT contamination with mussel growth rates. *Mar. Environ. Res.* 32: 131-150.
- Salazar, S.M., B.M. Davidson, M.H. Salazar, P.M. Stang og K.J. Meyers-Schulte, 1987. Effects of TBT on marine organisms: Field assessment of a new site-specific bioassay system. *Proceedings Oceans 1987. Organotin symposium, Halifax* 28. sept.-10. okt. 1987. s. 1461-1470.
- Sarradin, P.-M., A. Astruc, R. Sabrin og M. Astruc, 1994. Survey of butyltin compounds in Arachon Bay sediments. *Mar. Pollut. Bull.* 28: 621-628.
- Scammel, M.S., G.E. Batley og C.I. Brockbank, 1991. A field study of the impact on oysters of tributyltin introduction and removal in a pristine lake. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 20:276-281.
- Schaanning, M. og P.D. Jenssen, 1992. Akkumulering av tungmetaller og PCB i innburete blåskjell (*Mytilus edulis*) ved deponi på Vera i Sandefjord. *Jordforsk rapport nr. 7.0706-02/4*, 30s.

- Schulz, D.E., G. Petrick og J.C. Duinker, 1989. Complete characterization of polychlorinated biphenyl congeners in commercial Aroclor and Clophen mixtures by multidimensional gas chromatography - electron capture detection. *Environ. Sci. Technol.* 23:852-859.
- Short, J.W. og J.L. Sharp, 1989. Tributyltin in bay mussels (*Mytilus edulis*) of the Pacific coast of the United States. *Environ. Sci. Technol.* 23: 740-743.
- 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.
- Skei, J., J. Knutzen og J. Klungsoyr, 1994. Miljøgiftundersøkelser i Bergen havneområde og Byfjorden 1993. Fase 1. Miljøgifter i spiselige organismer og bunnsedimenter. NIVA-rapport 3018, 88s. ISBN 82-577-2469-6.
- Stallard, M.O., S.Y. Cola og C.A. Dooley, 1989. Optimization of butyltin measurements for seawater, tissue, and marine sediment samples. *Appl. Organomet. Chem.* 3:105-114.
- Stewart, C. og S.J. de Mora, 1990. A review of the degradation of tri(n-butyl)tin in the marine environment. *Environ. Technol.* 11: 565-570.
- Stewart, C. og A.J. Thompson, 1994. Extensive butyltin contamination in southwestern coastal British Columbia, Canada. *Mar. Pollut. Bull.* 28:601-606.
- Strømgren, T. og T. Bongard, 1987. The effect of tributyltin oxide on growth of *Mytilus edulis*. *Mar. Pollut. Bull.* 18:30-31.
- Stuer-Lauridsen, F. og B. Dahl, 1995. Source of organotin at a marine water/sediment interface - a field study. *Chemosphere* 30: 831-845.
- Stäb, J.A., W.P. Cofino, B. van Hattum og V.A.T. Brinkman, 1993. Comparison of GC/MSD and GC/AED for the determination of organotin in the environment. *Fresenius J. Anal. Chem.* 347:247-255.
- 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., J.F. Kemp og J. Boon, 1994. Imposex in whelks (*Buccinum undatum*) from the open North Sea: Relation to shipping traffic intensities. *Mar. Pollut. Bull.* 28: 311-313.
- Tester, M. og D. Ellis, 1995. TBT controls and recovery of whelks from imposex. *Mar. Pollut. Bull.* 30: 90-91.
- Thompson, J.A.J. og C. Stewart, 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., T.H. Coogan, K.S. Davis, G.S. Durell, W.G. Steinhauer, S.Y. Freitas og P.D. Boehm, 1989. Findings of tributyltin, dibutyltin and monobutyltin in bivalves from selected U.S. coastal waters. *Environ. Toxicol. Chem.* 8: 971-979.
- Uhler, A.D., G.S. Durell, W.G. Steinhauer og A.M. Spellacy, 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.

- Valkirs, A.O., B. Davidson, L.L. Kear, R.L. Fransham, J.G. Grovhoug og P.F. Seligman, 1991. Long-term monitoring of tributyltin in San Diego Bay California. *Mar. Environ. Res.* 12: 151-167.
- van Slooten, K.B. og J. Tarradelas, 1994. Accumulation depuration and growth effects of tributyltin in freshwater bivalve, Dreissena polymorpha under field conditions. *Environ. Toxicol. Chem.* 13: 755-762.
- Wade, T.C., B. Garcia-Romero og J.M. Brooks, 1988. Tributyltin contamination in bivalves from United States coastal estuaries. *Environ. Sci. Technol.* 22: 1488-1493.
- Wade, T.L., og B. Garcia-Romero, 1989. Status and trends of tributyltin contamination of oysters and sediments from the Gulf of Mexico. S. 550-553 i *Oceans '89*, vol. 2. Ocean Pollution. Institute of Electrical and Electronics Engineering Publ. no. 89CH2780-5.
- Waite, M.E., M.J. Waldock, 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.
- Waldock, M.J. og D. Miller 1983. The determination of total and tributyltin in seawater and oysters in areas of high pleasure craft activity. ICES, Marine Environmental Committee, CM 1983/E: 12. Upubl. manuskript.
- Waldock, M.J., J. Thain og D. Miller, 1983. The accumulation and depuration of bis (tributyltin) oxide in oysters: A comparison between the Pacific oyster (Crassostrea gigas) and the European flat oyster (Ostrea edulis). ICES, Marine Environmental Committee, CM 1983/E:52. Upubl. manuskript.
- WHO, 1990. Tributyltin compounds. Environmental Health Criteria 116. WHO, Geneve. 273 s.
- Widdows, J. og D.S. Page, 1993. Effects of tributyltin and dibutyltin on the physiological energetics of the mussel, Mytilus edulis. *Mar. Environ. Res.* 35: 233-249.
- Zabel, T.F., J. Seager og S.D. Oakley, 1988. Proposed environmental quality standards for list II substances in Water. Organotins. Water Research centre (UK), rapport 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.

VEDLEGG 1

Kart over lokaliteter (sydfra og nordover)

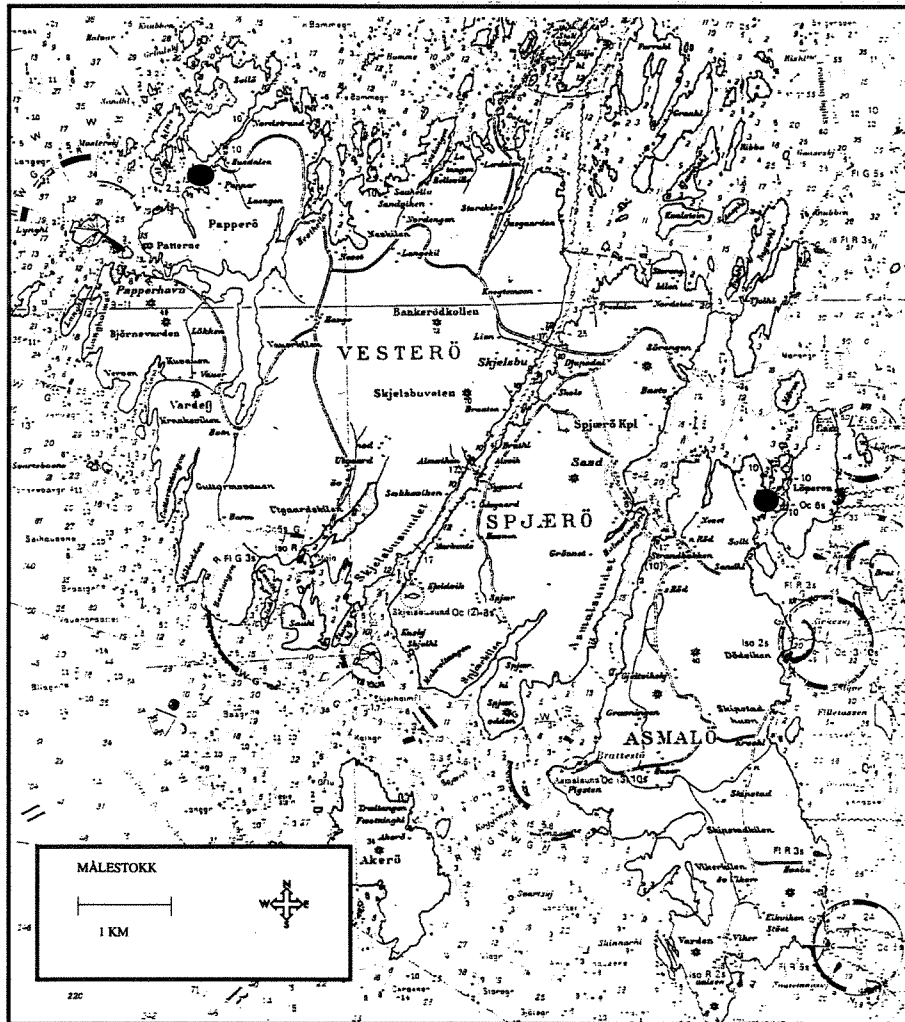
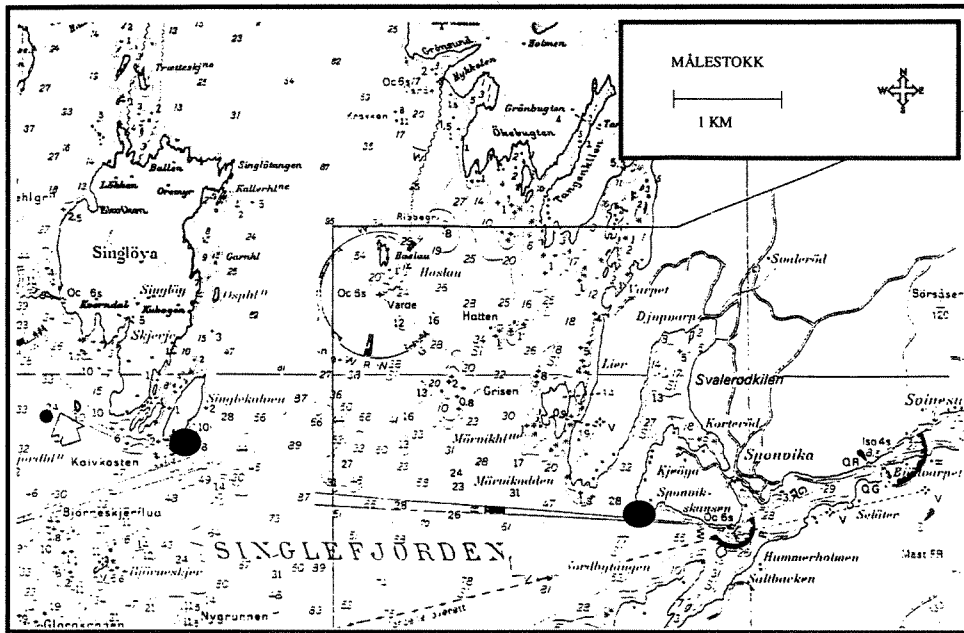


Fig. 1. Sponvikskansen, Singløykalfjorden, N. Asmaløy, Papper. Sjøkart 1.

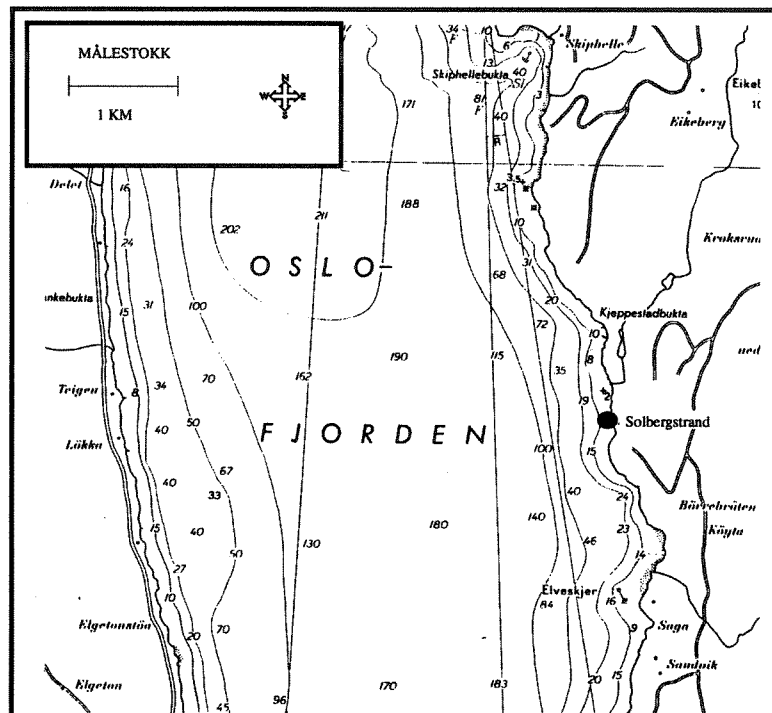
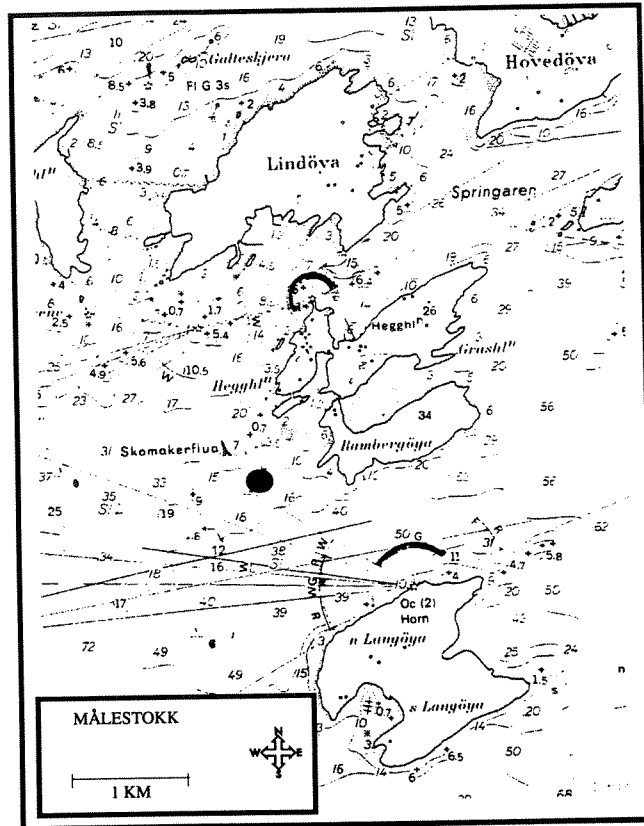


Fig. 2. Ved Rambergöya (JMP), Solbergstrand (JMP). Sjøkart 4.

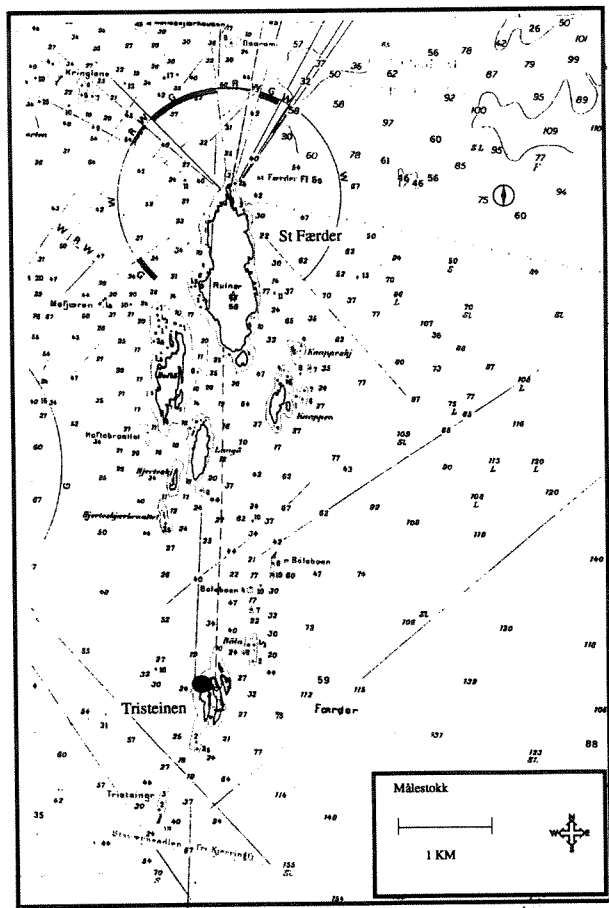
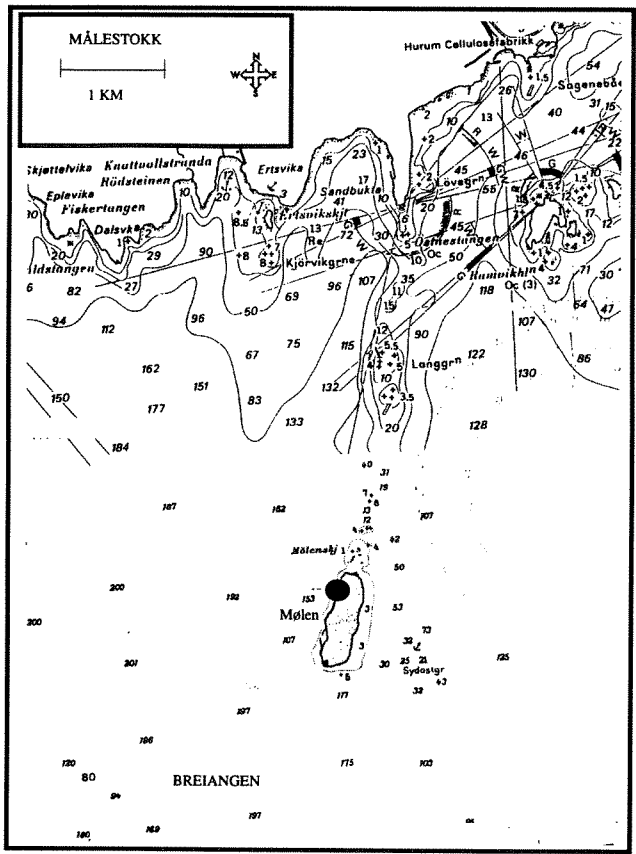


Fig. 3. Mølen (JMP), Færder (JMP). Sjøkart 3/2.

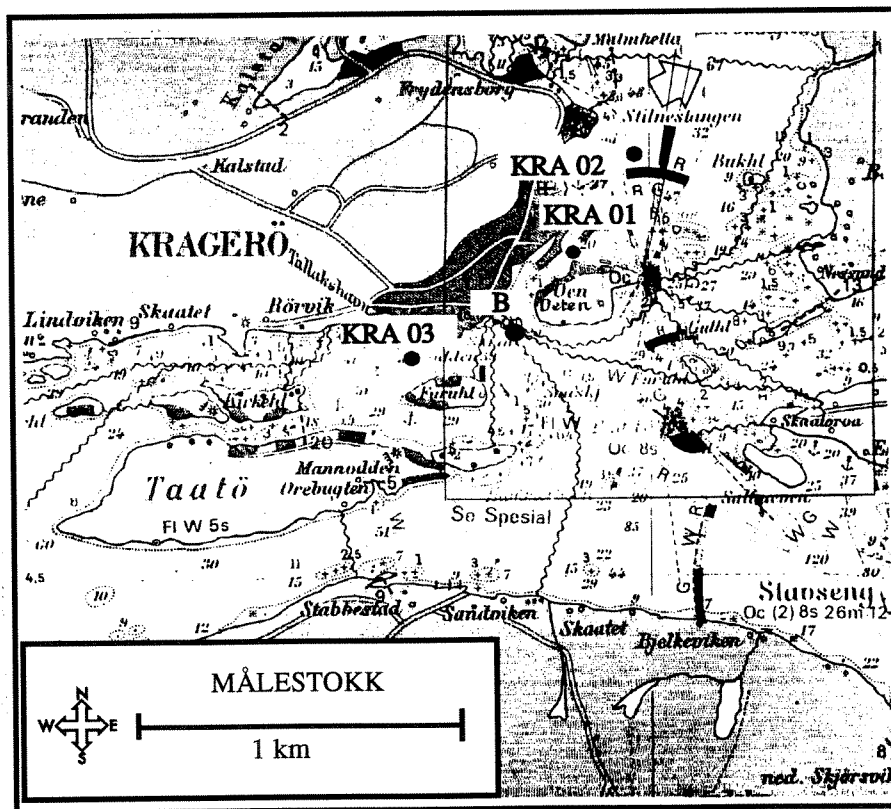
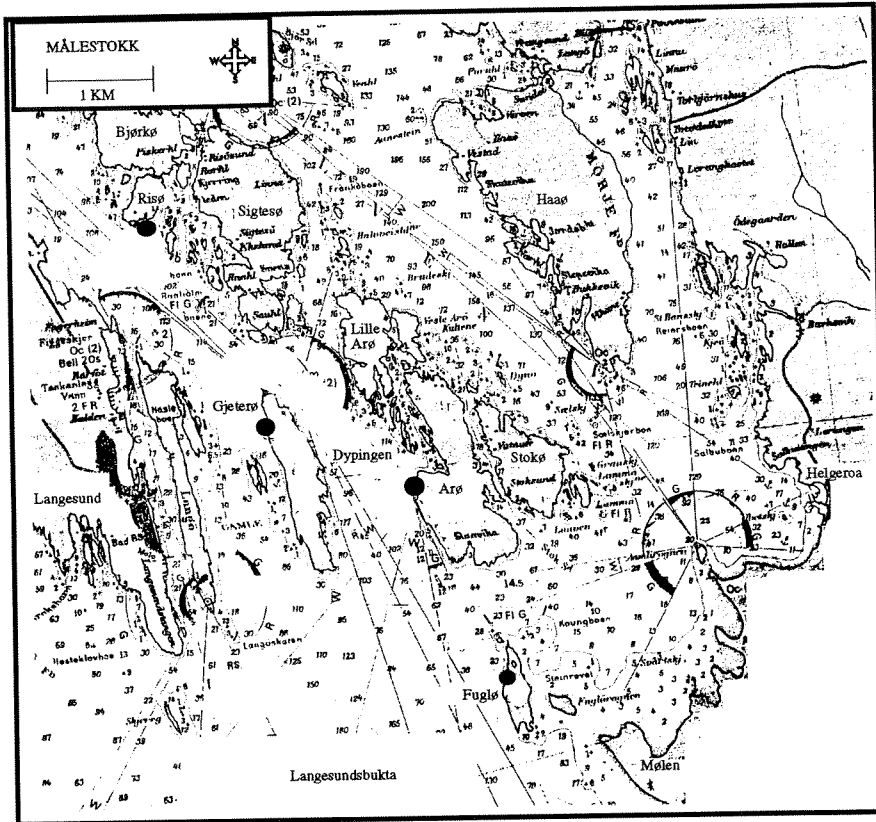


Fig. 4. Arøya, Bjørkøy/Risøy (JMP), Kragerø. Sjøkart 5/6.

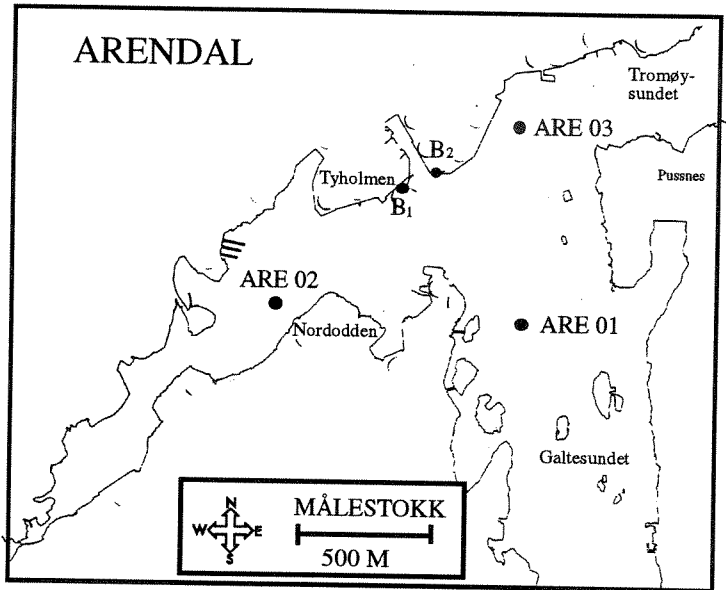
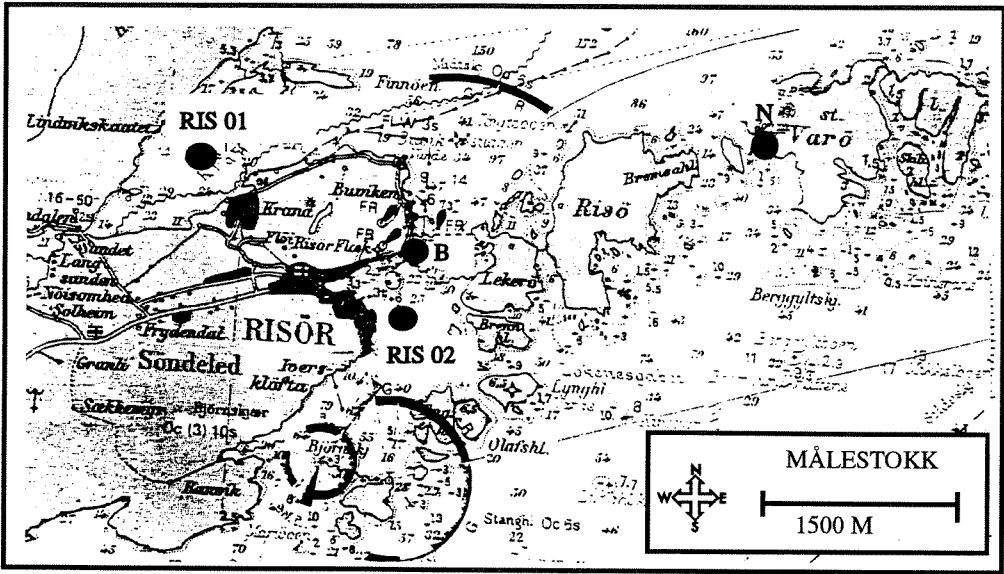


Fig. 5. Risør, Arendal. Sjøkart 6/7.

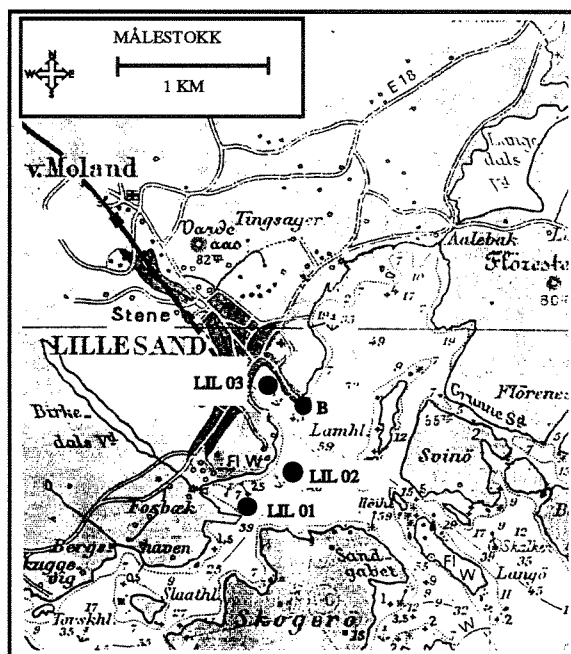
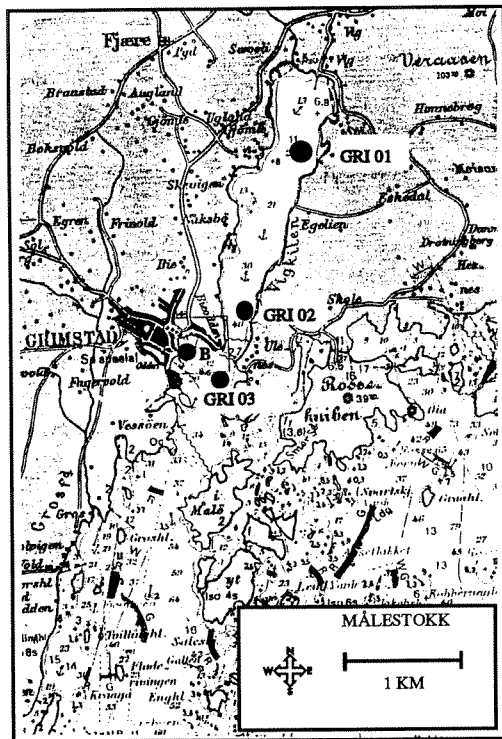


Fig. 6. Grimstad, Lillesand. Sjøkart 8.

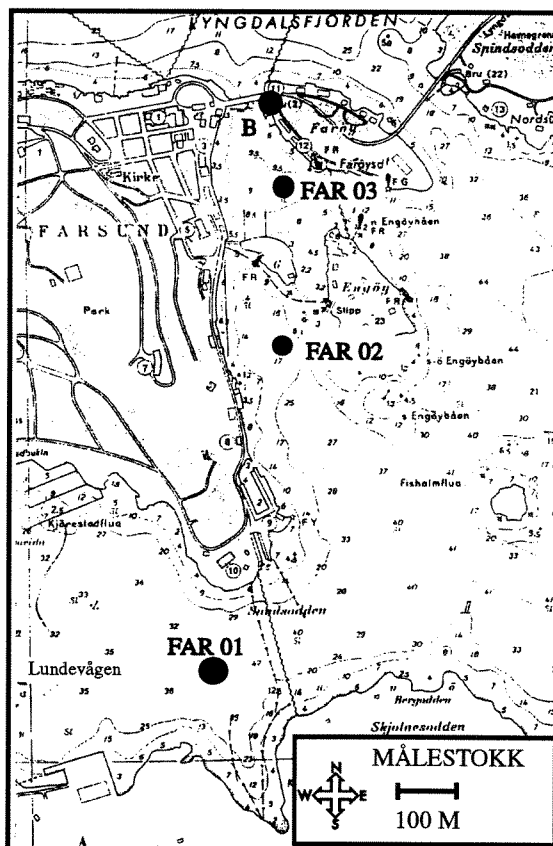
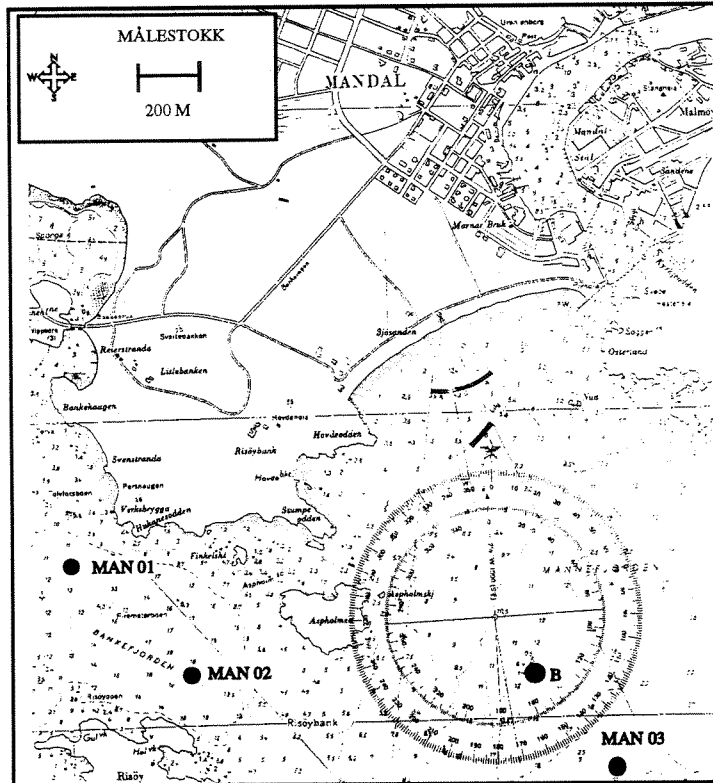


Fig. 7. Mandal, Farsund. Sjøkart 10/478.

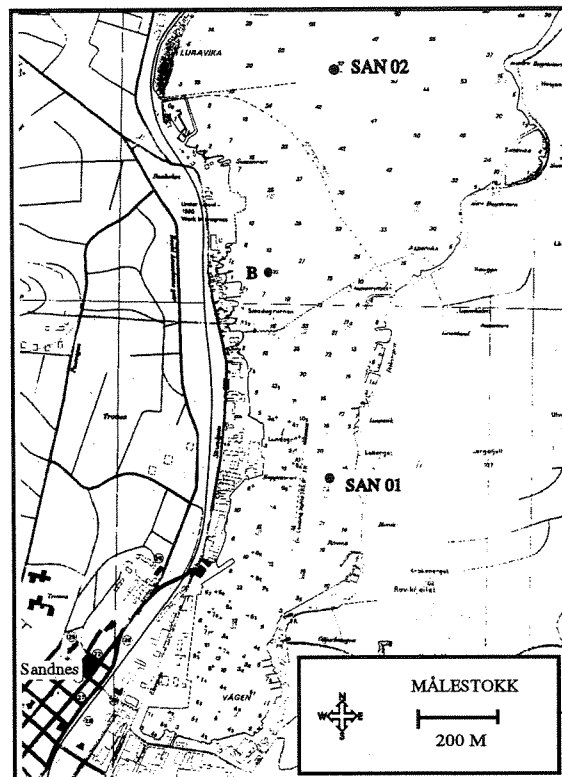
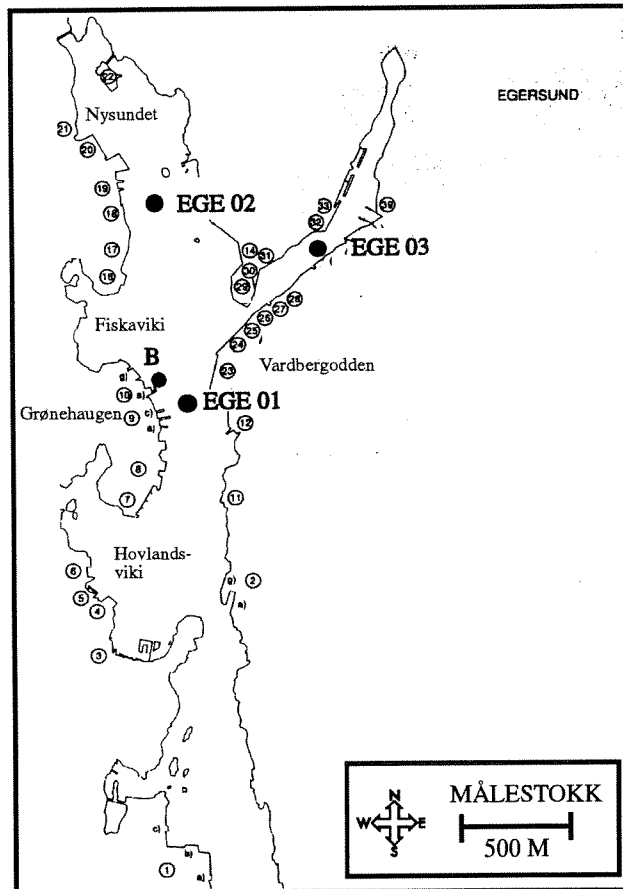


Fig. 8. Egersund, Sandnes. Sjøkart 467/485.

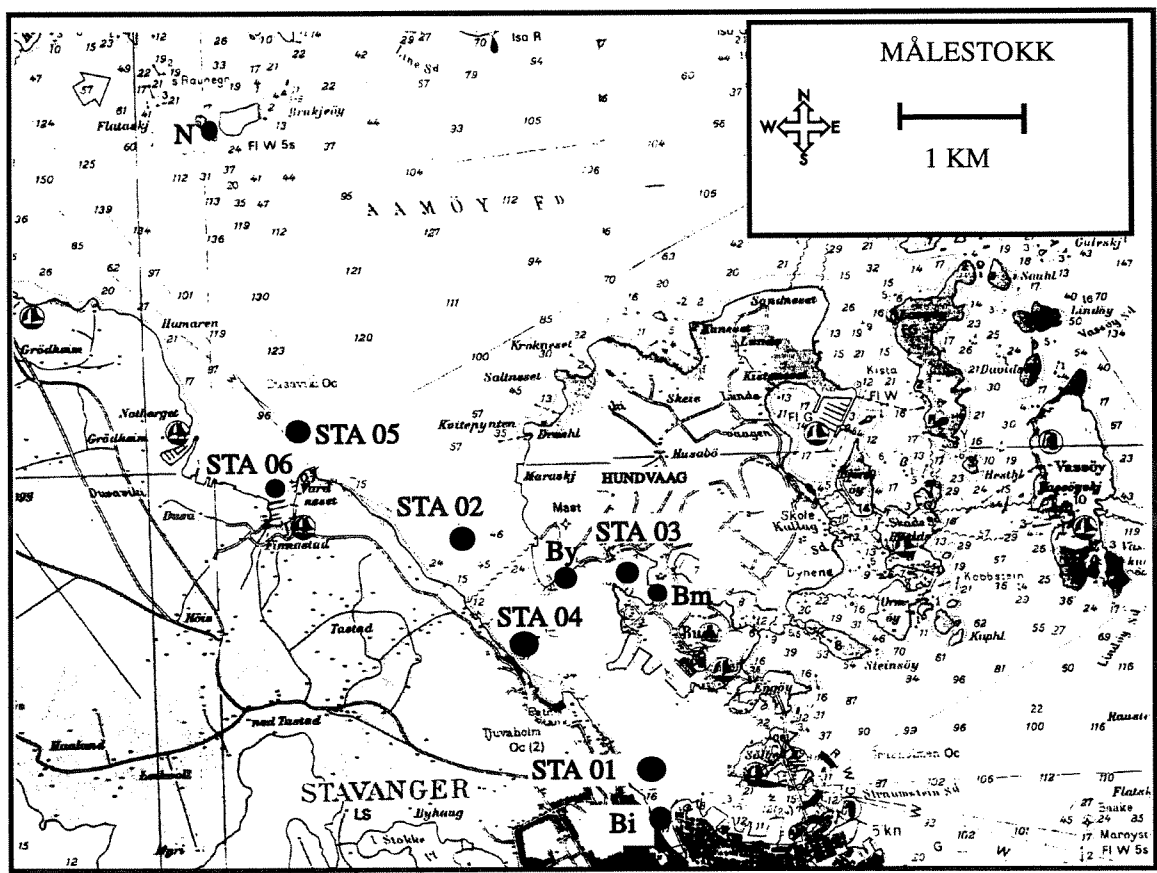


Fig. 9. Stavanger. Sjøkart 455.

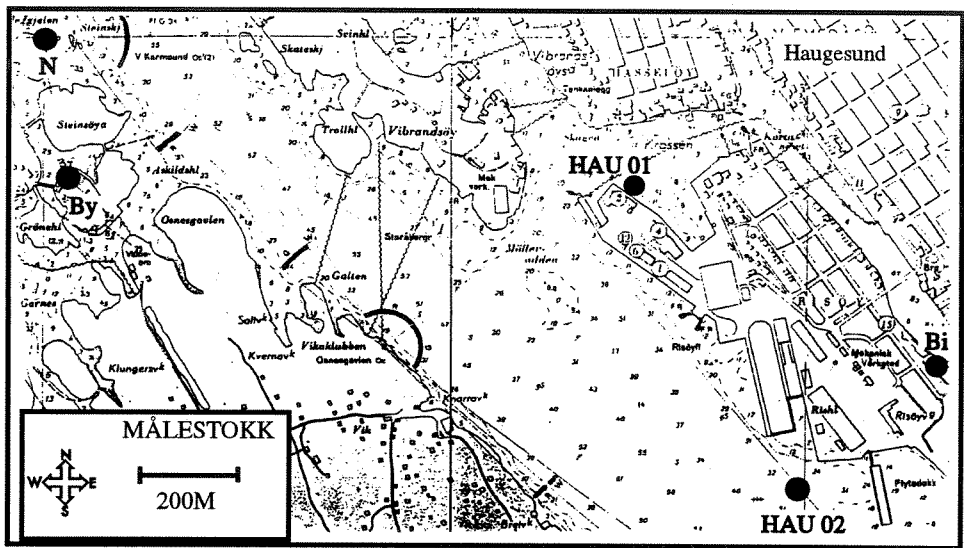
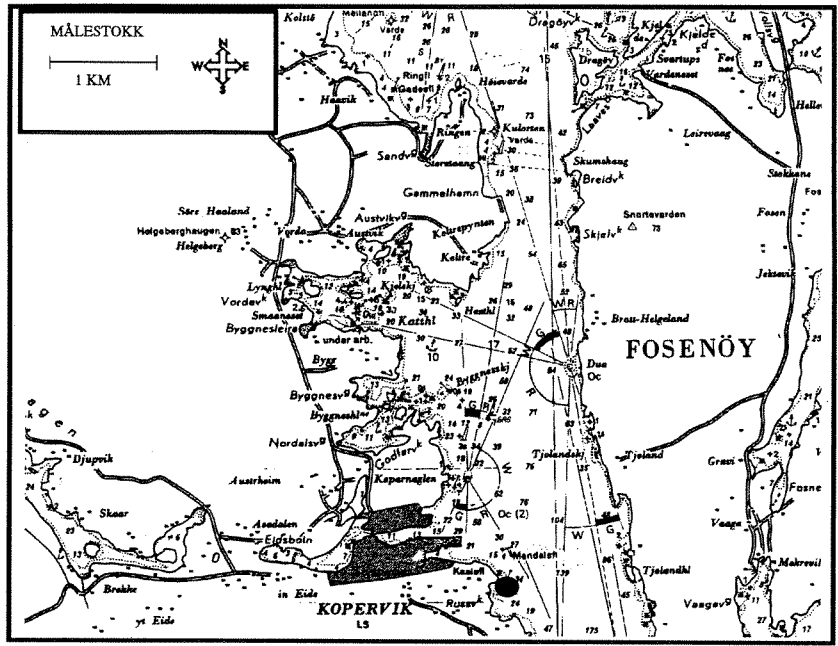


Fig. 10. Kopervik, Haugesund. Sjøkart 17.

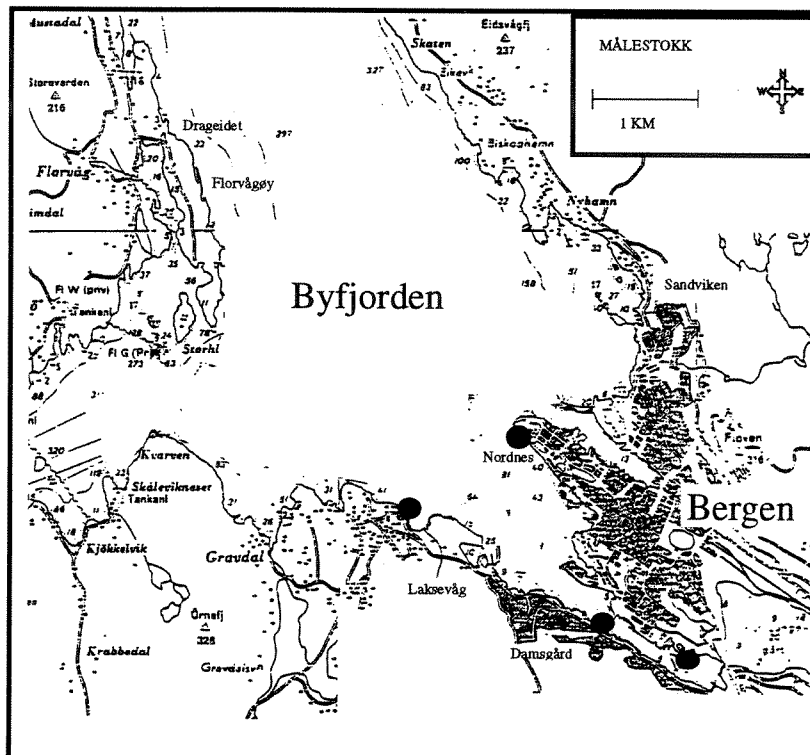
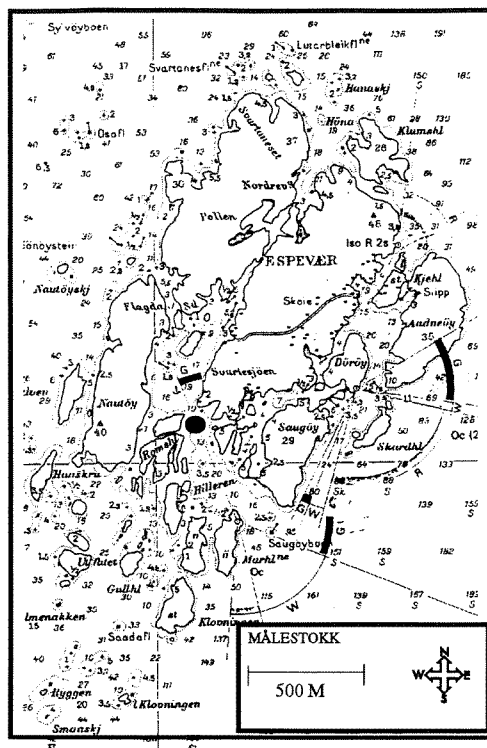


Fig. 11. Espevær, Bergen. Sjøkart 19/119.

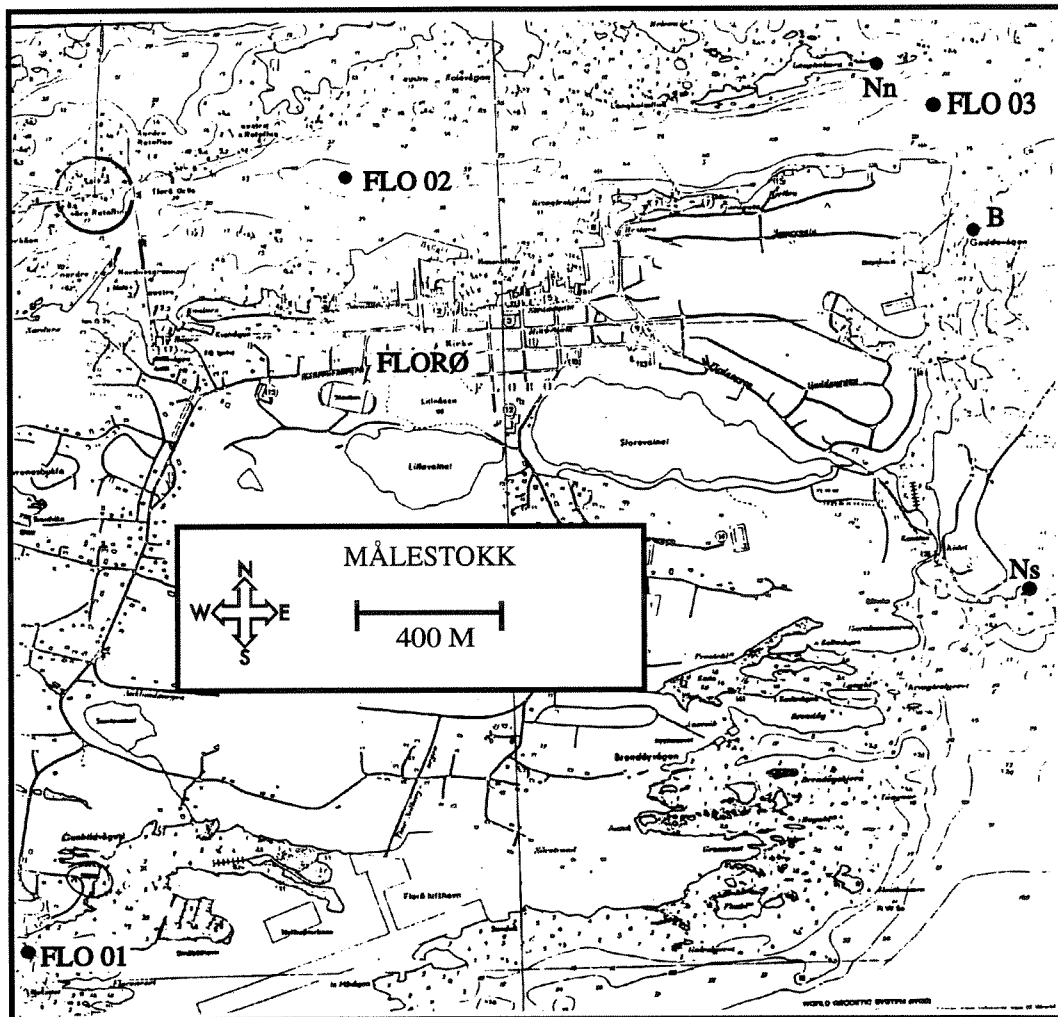


Fig. 12. Florø. Sjøkart 26.

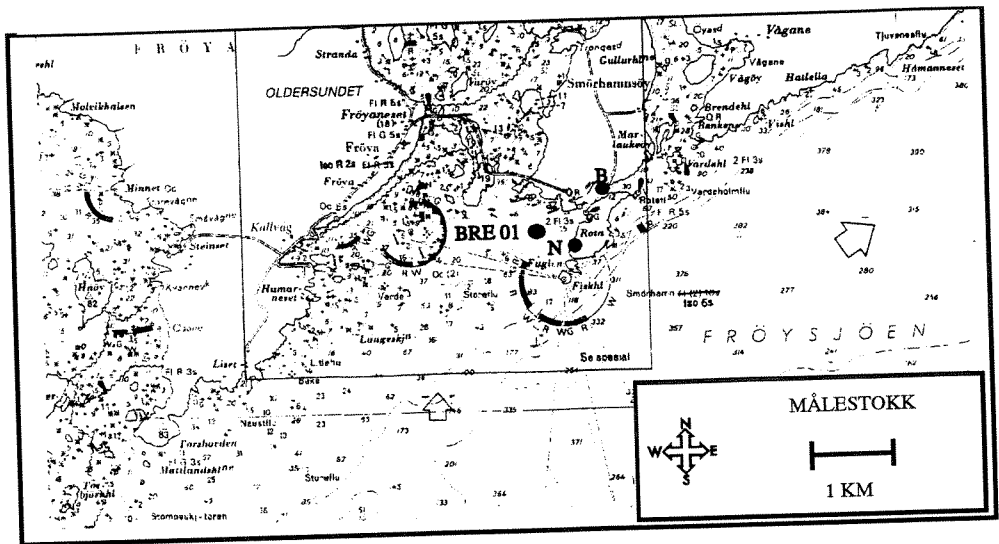


Fig. 13. Bremanger, Måløy. Sjøkart 28/29.

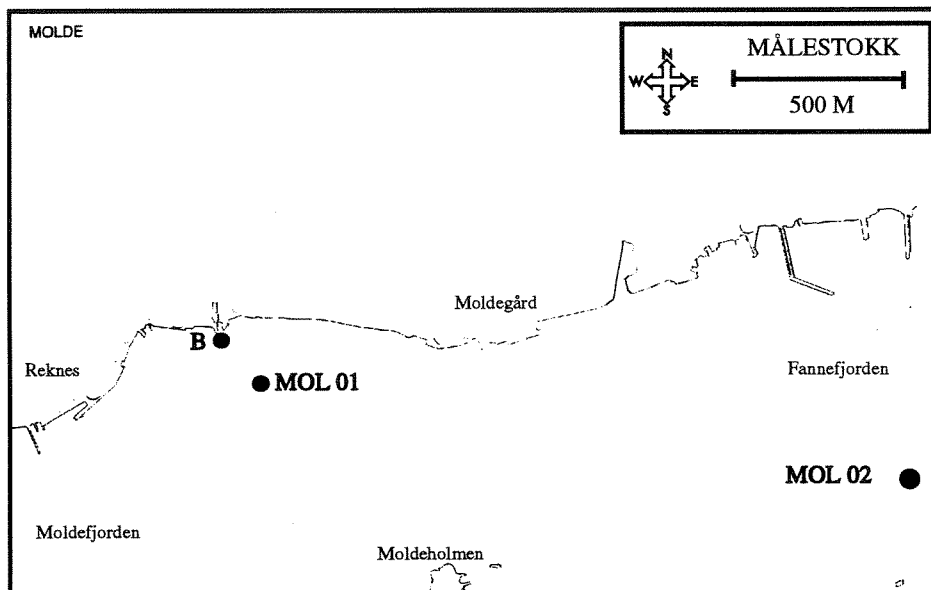
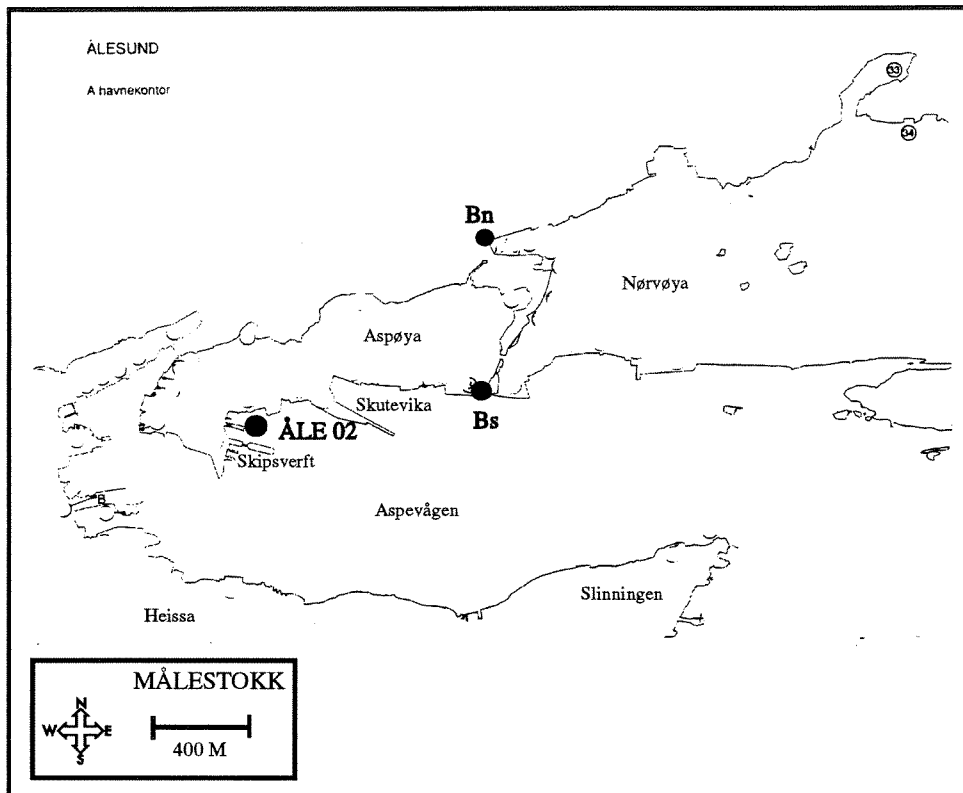


Fig. 14. Ålesund, Molde. Sjøkart 31/33.

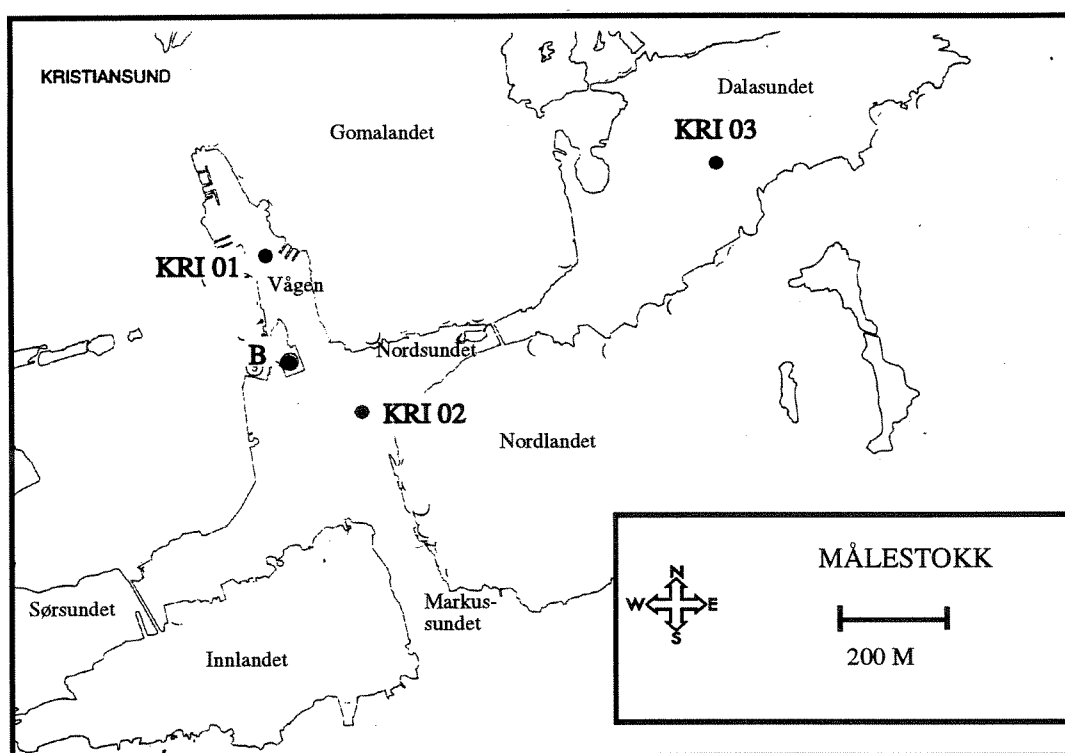


Fig. 15. Kristiansund. Sjøkart 36.

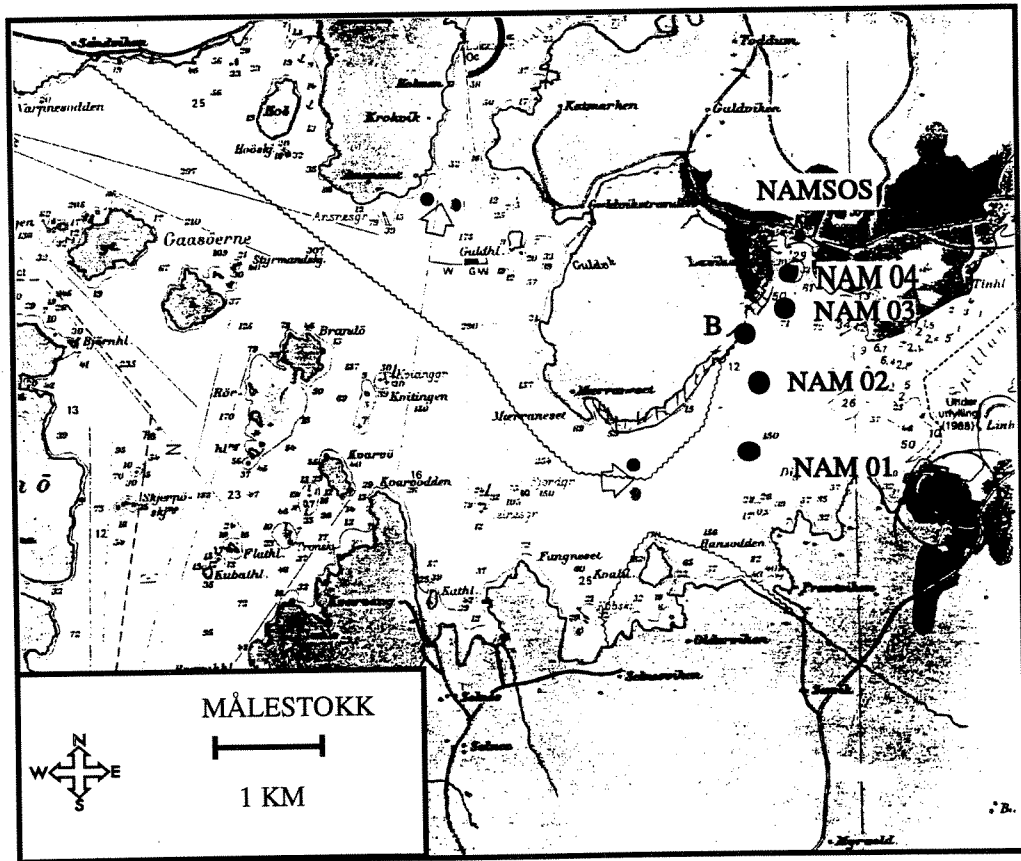
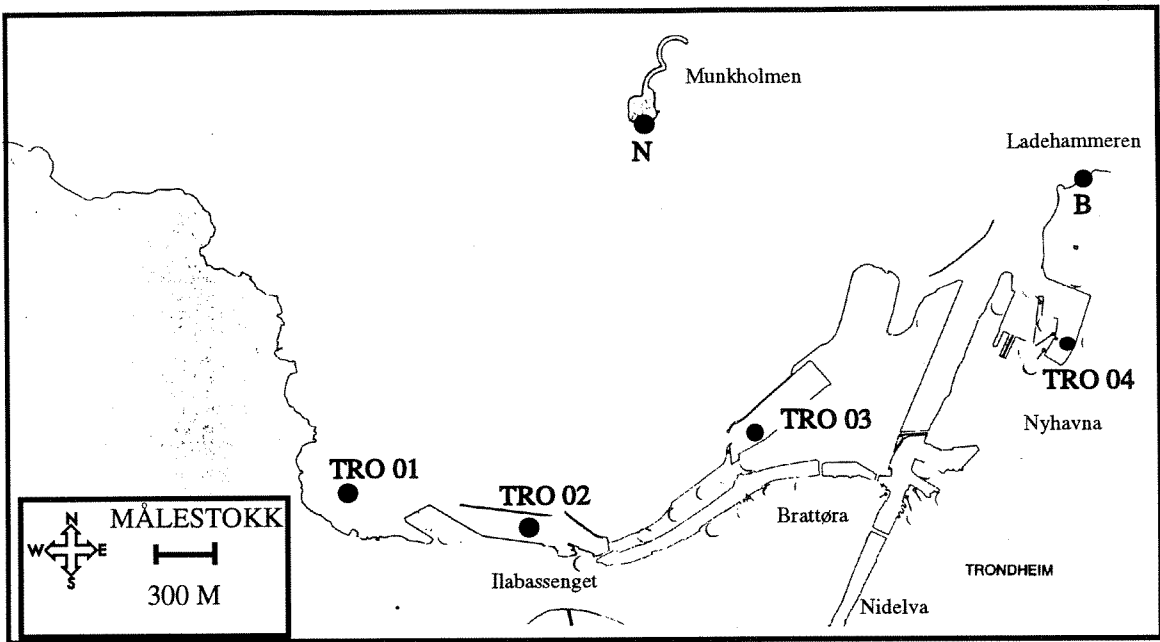


Fig. 16. Trondheim, Namsos. Sjøkart 130/47.

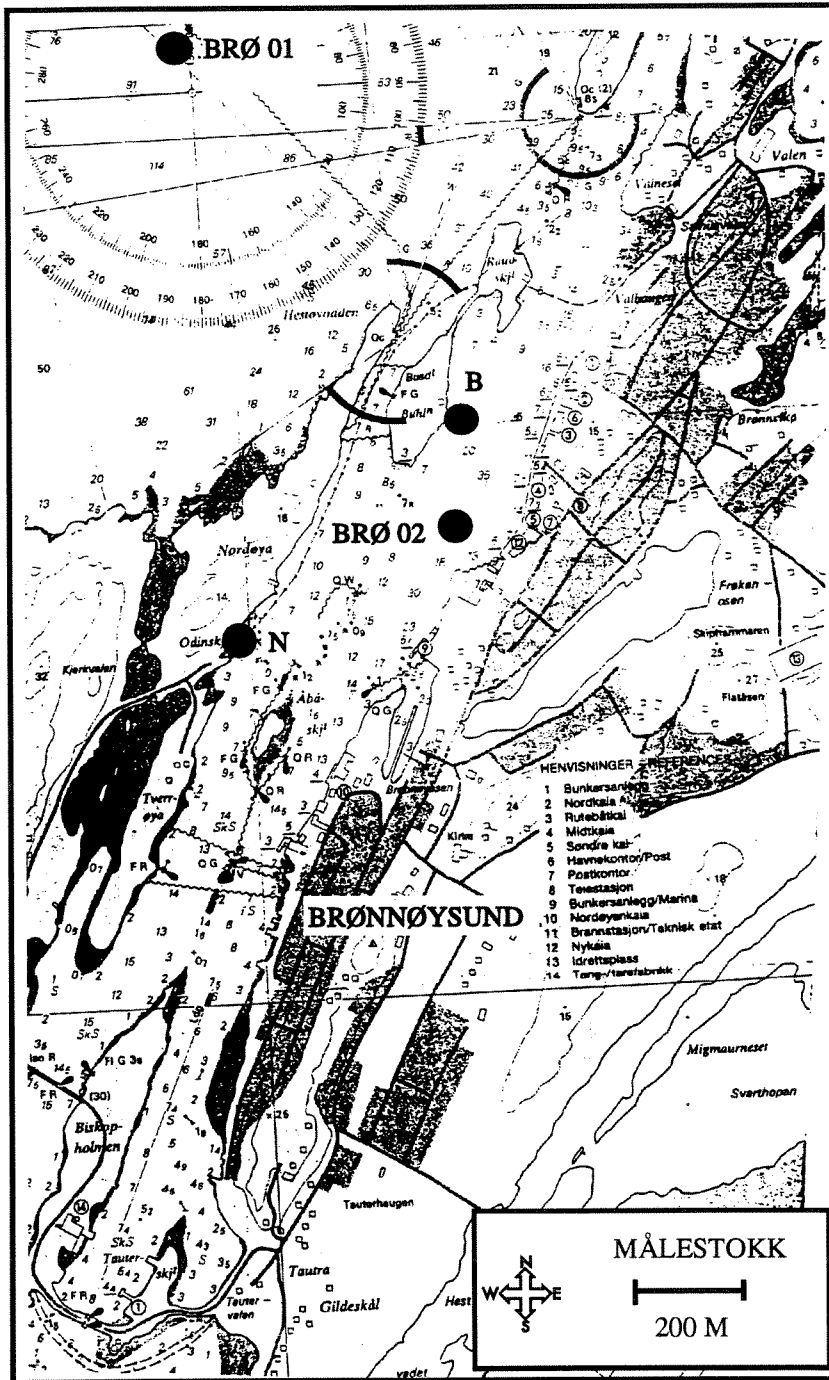


Fig. 17. Brønnøysund. Sjøkart 53.

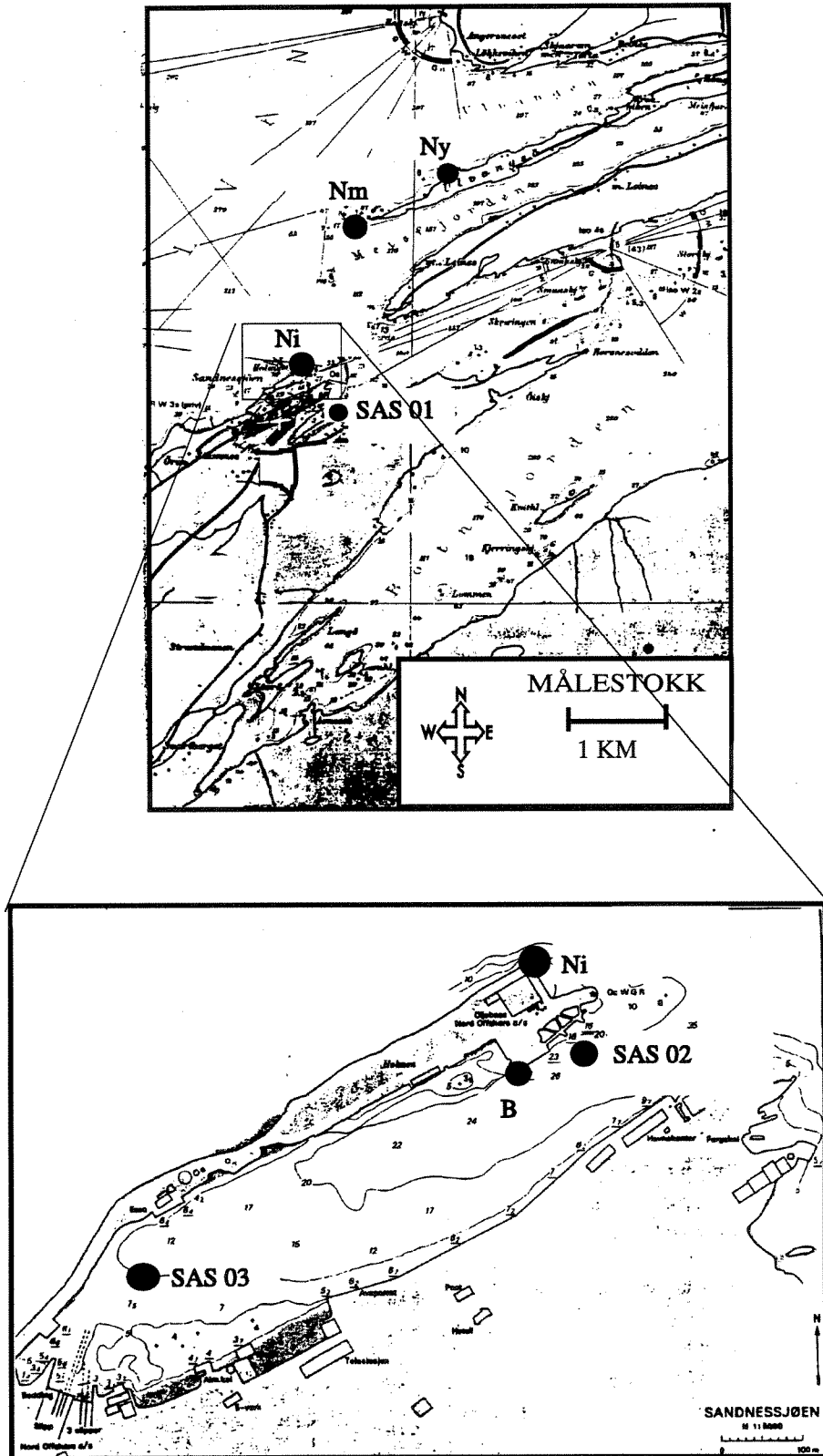


Fig. 18. Sandnessjøen. Sjøkart 57.

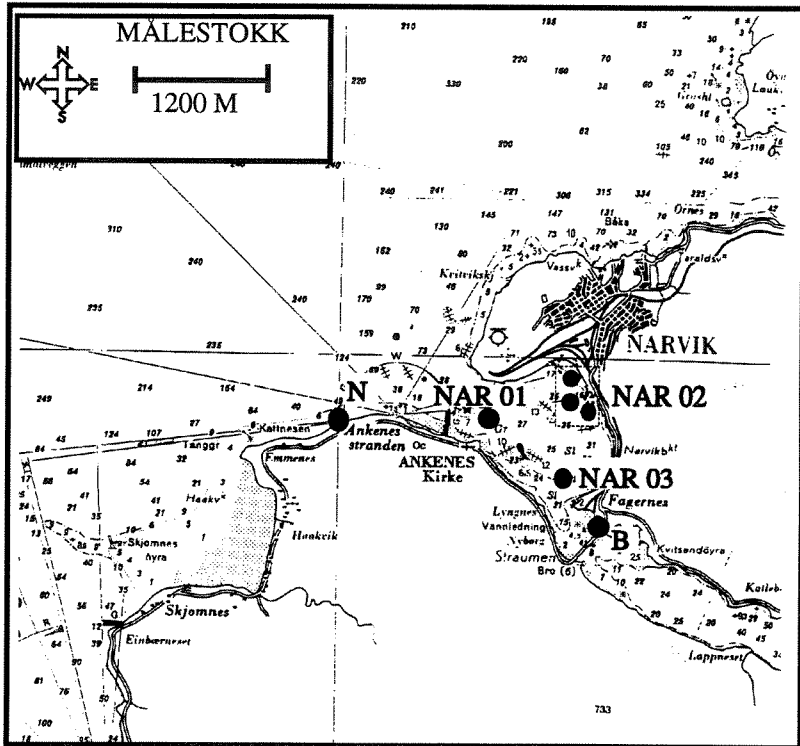
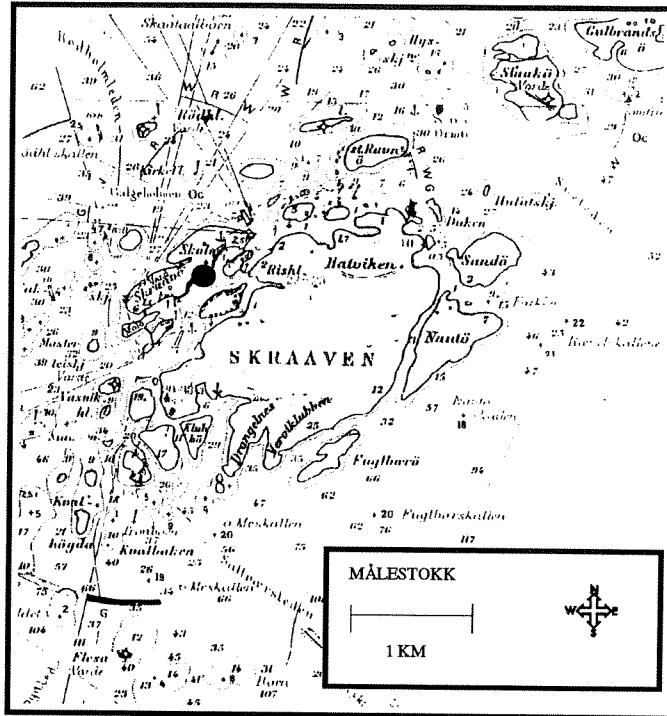


Fig. 19. Skrova, Narvik. Sjøkart 73/230.

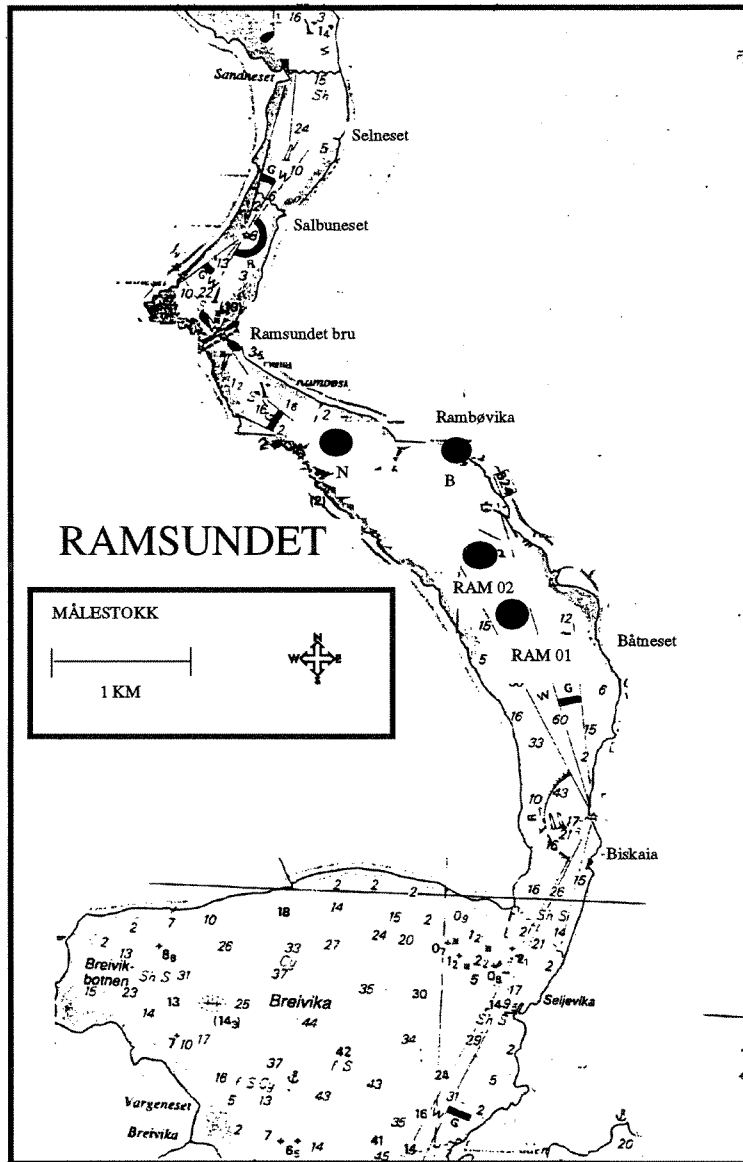


Fig. 20. Ramsund. Sjøkart 230.

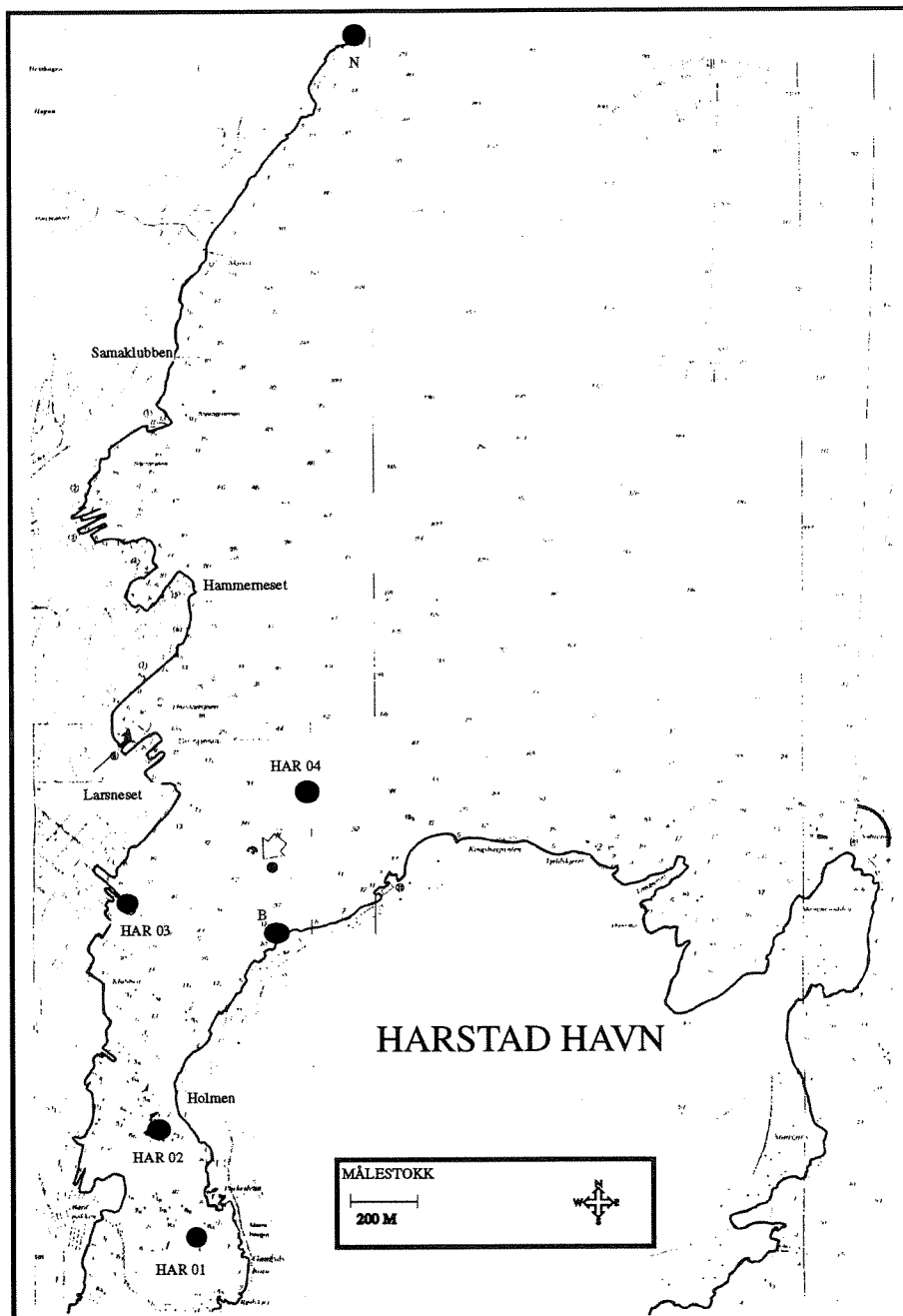


Fig. 21. Harstad. Sjøkart 487.

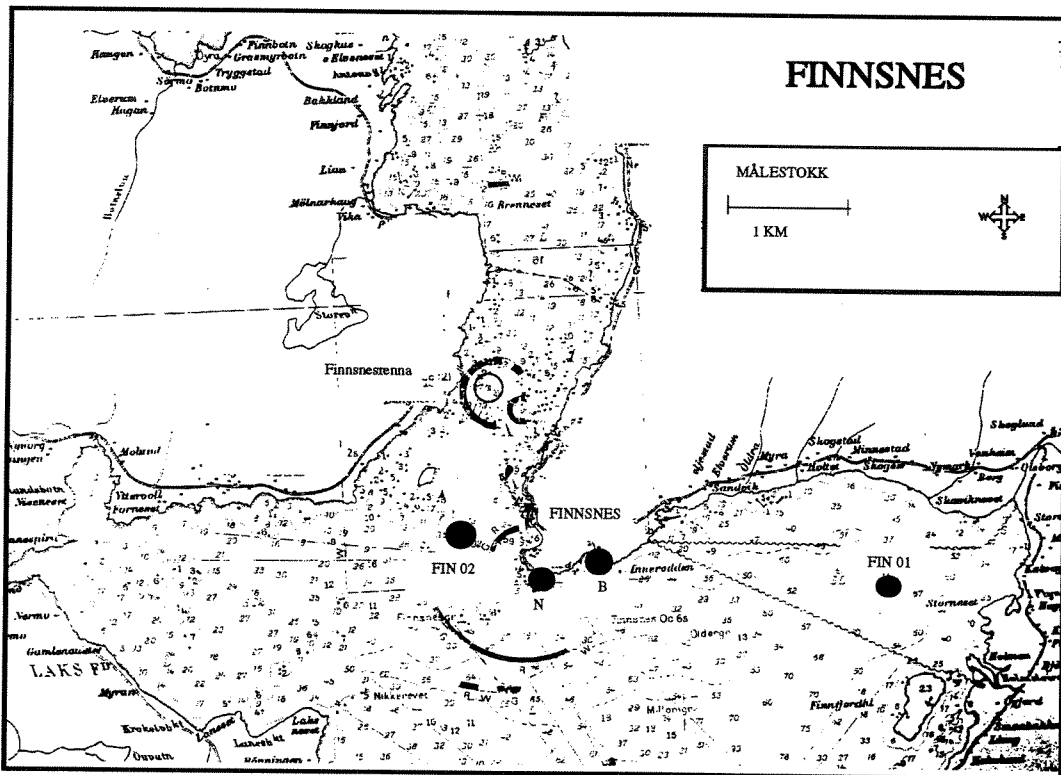
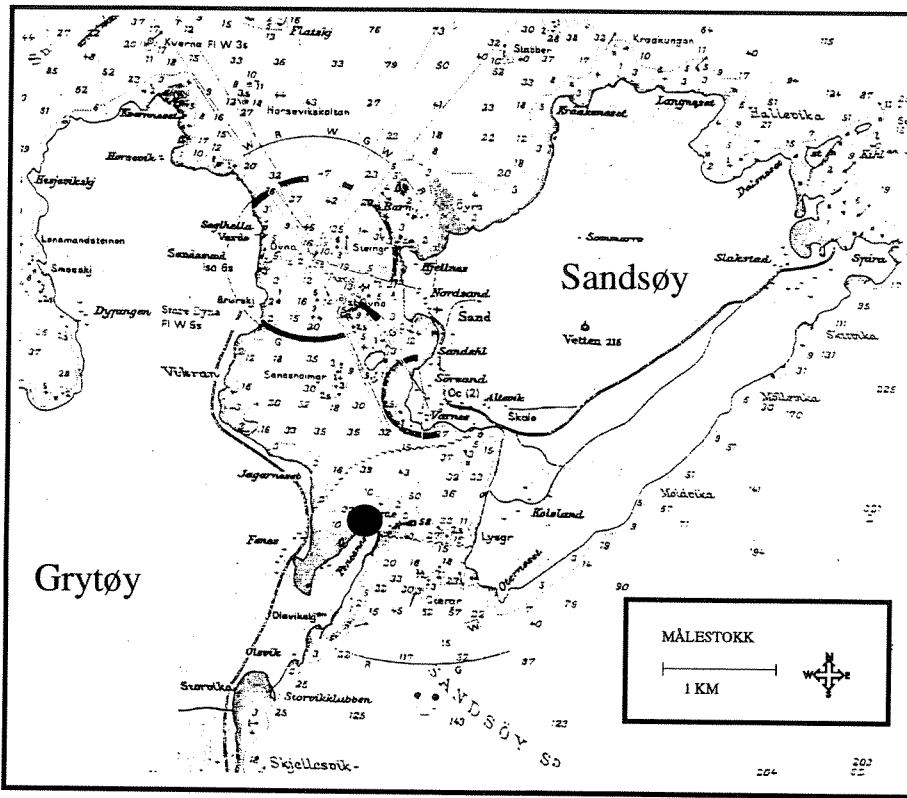


Fig. 22. Feneset/Grytøy, Finnsnes. Sjøkart 80/83.

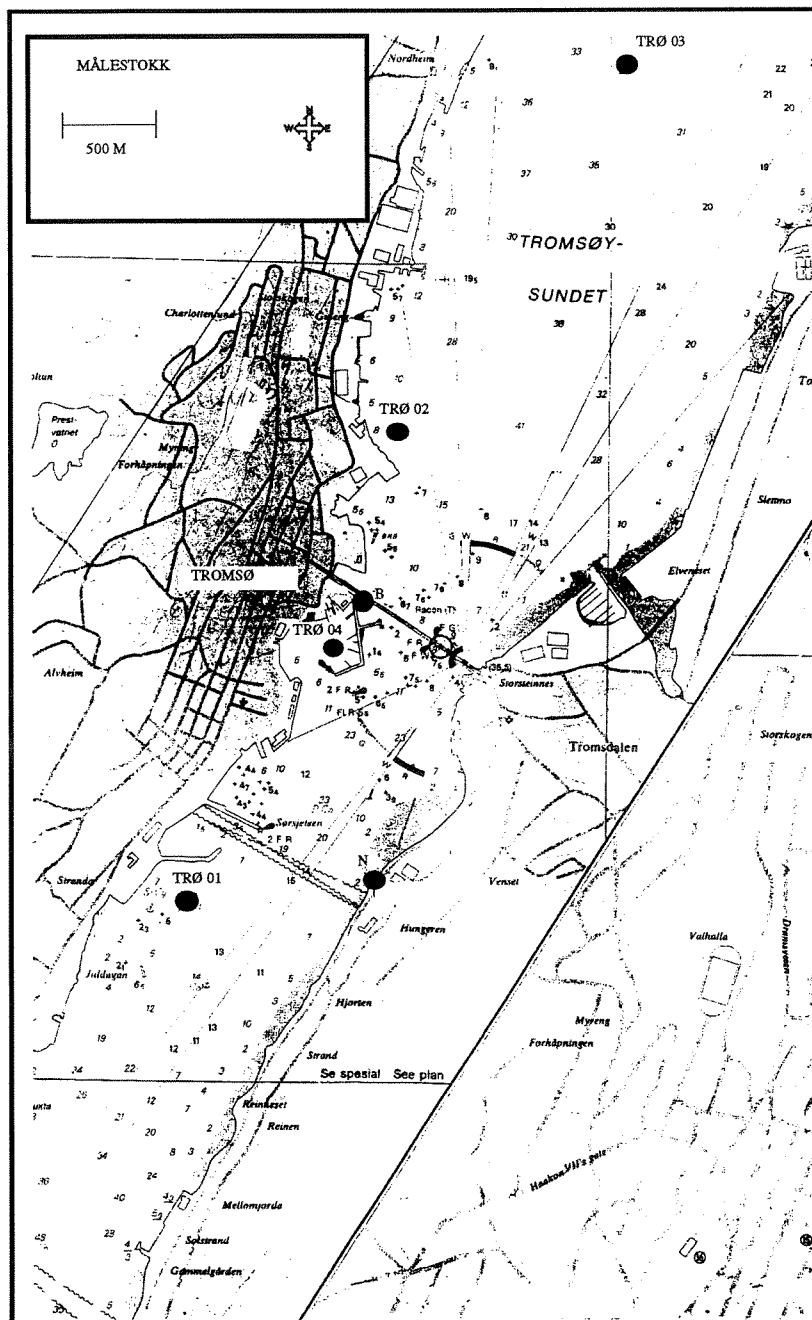


Fig. 23. Tromsø. Sjøkart 87.

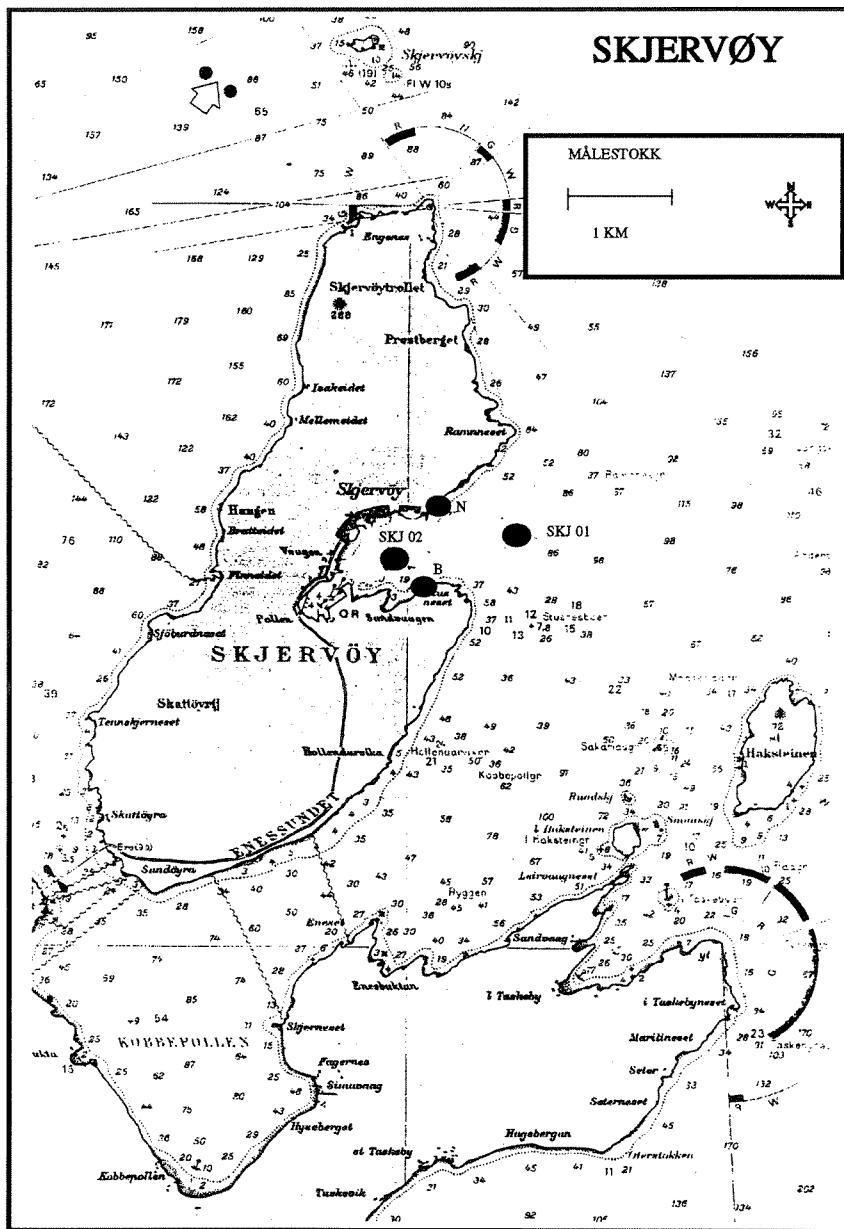


Fig. 24. Skjervøy. Sjøkart 94.

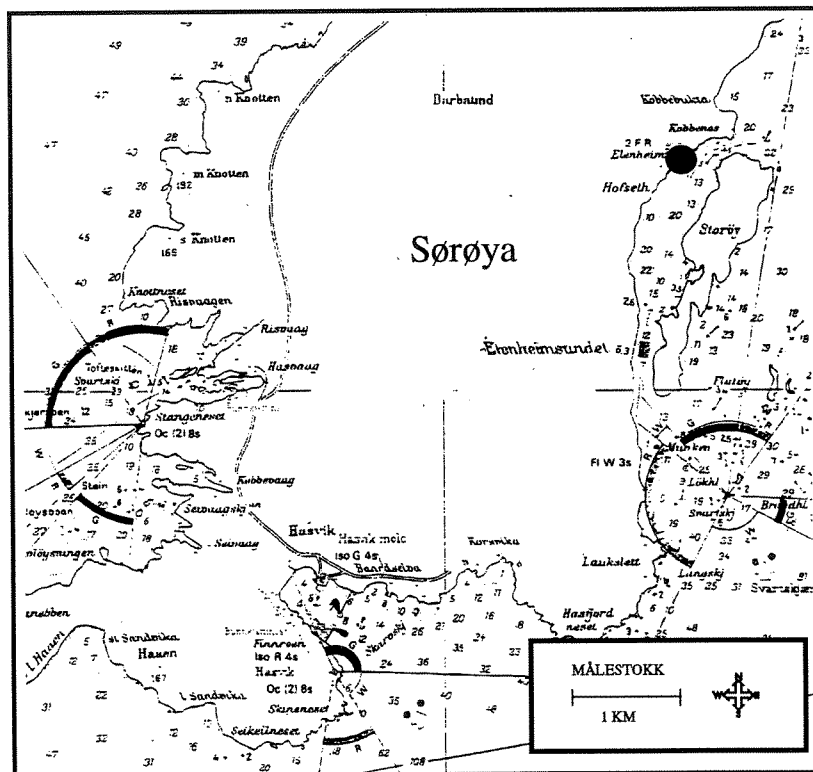
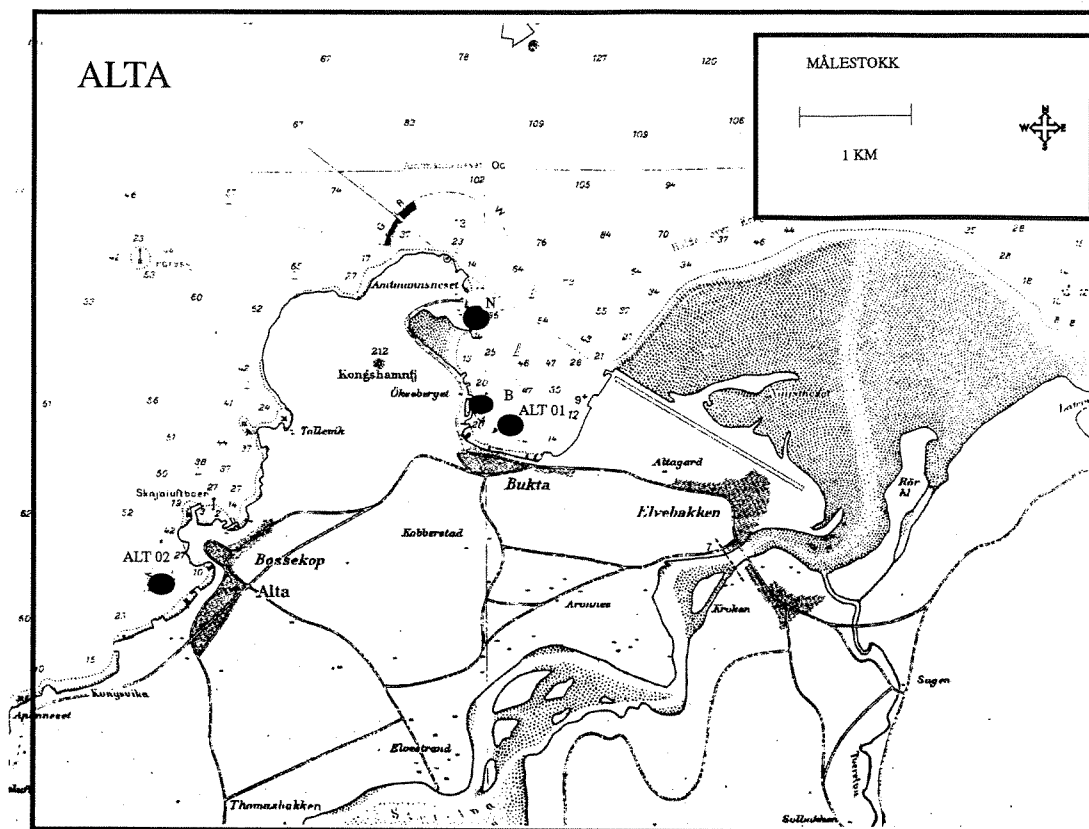


Fig. 25. Alta, Elinheim/Sørøya. Sjøkart 96/97.

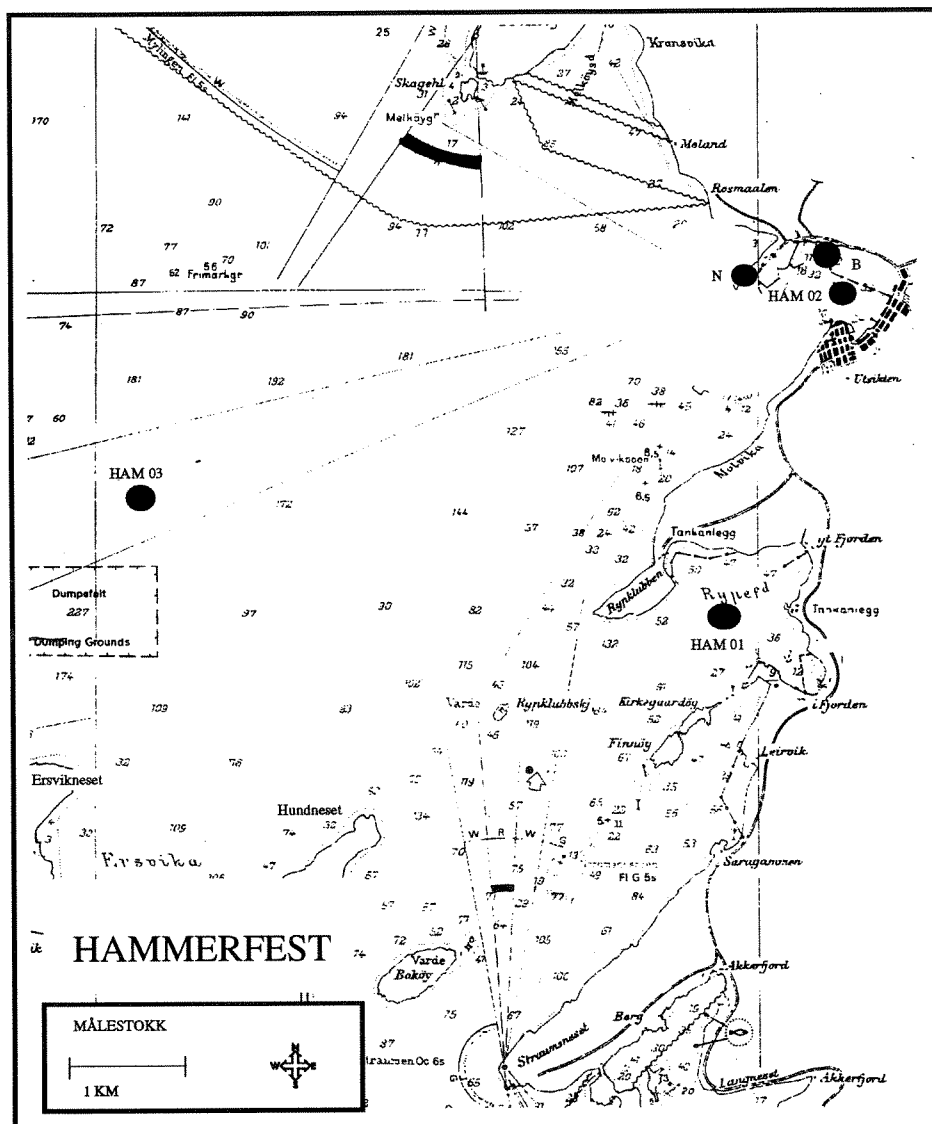


Fig. 26. Hammerfest. Sjøkart 98.

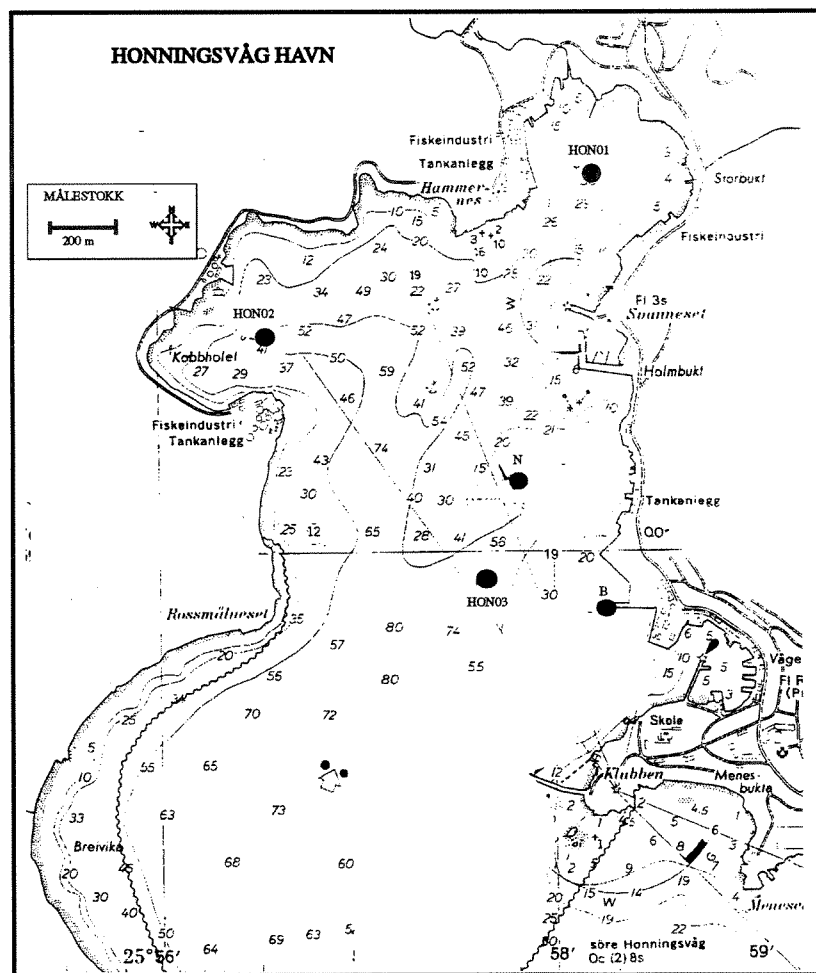
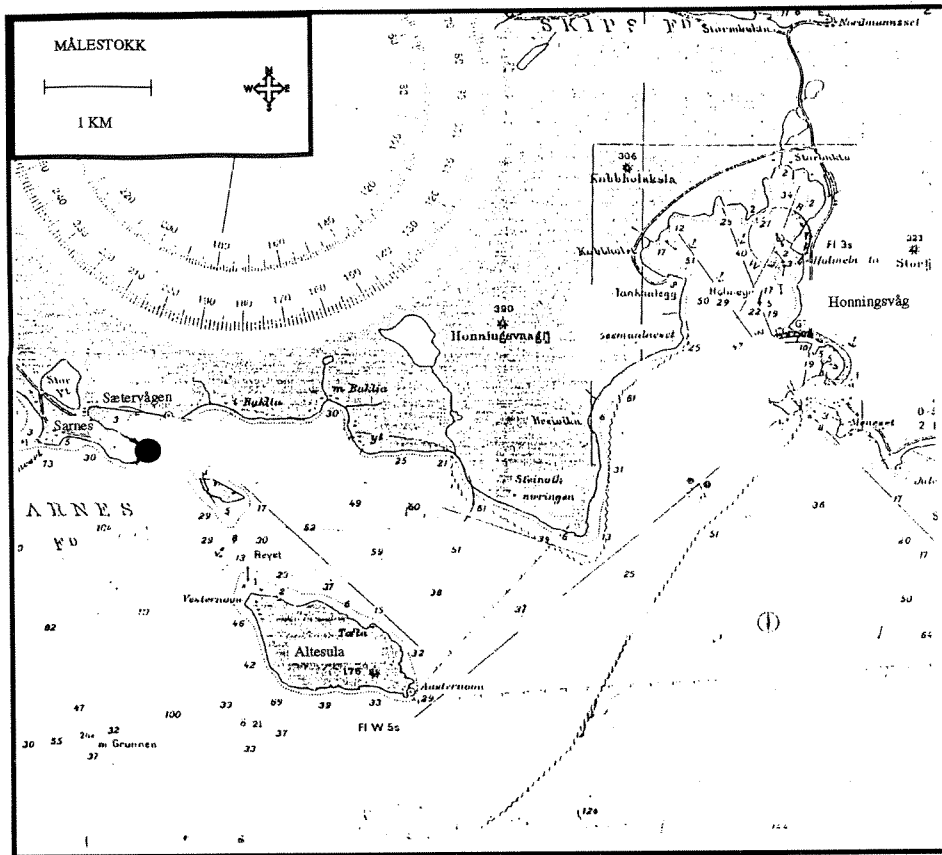


Fig. 27. Smines/Magerøysund, Honningsvåg. Sjøkart 103.

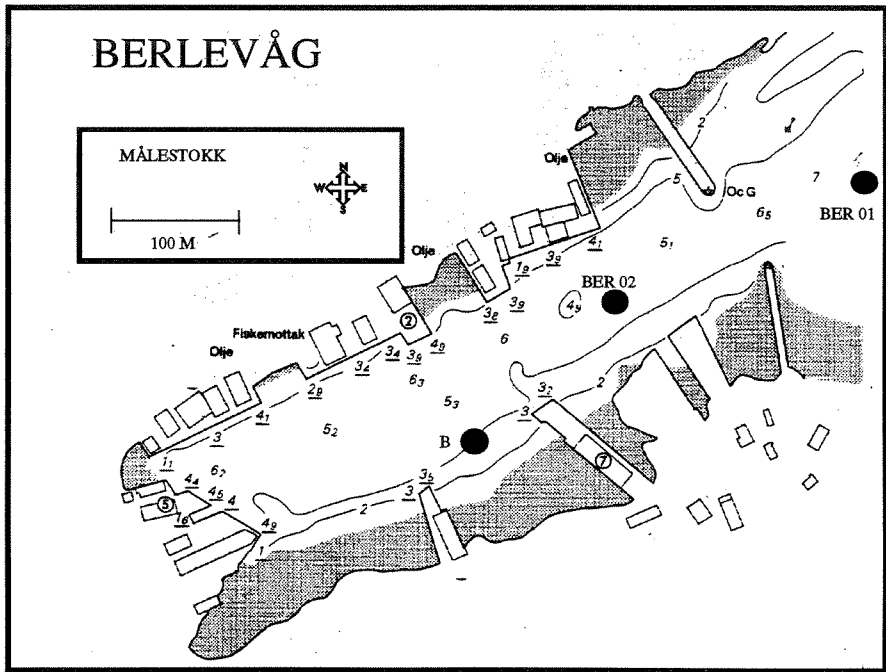
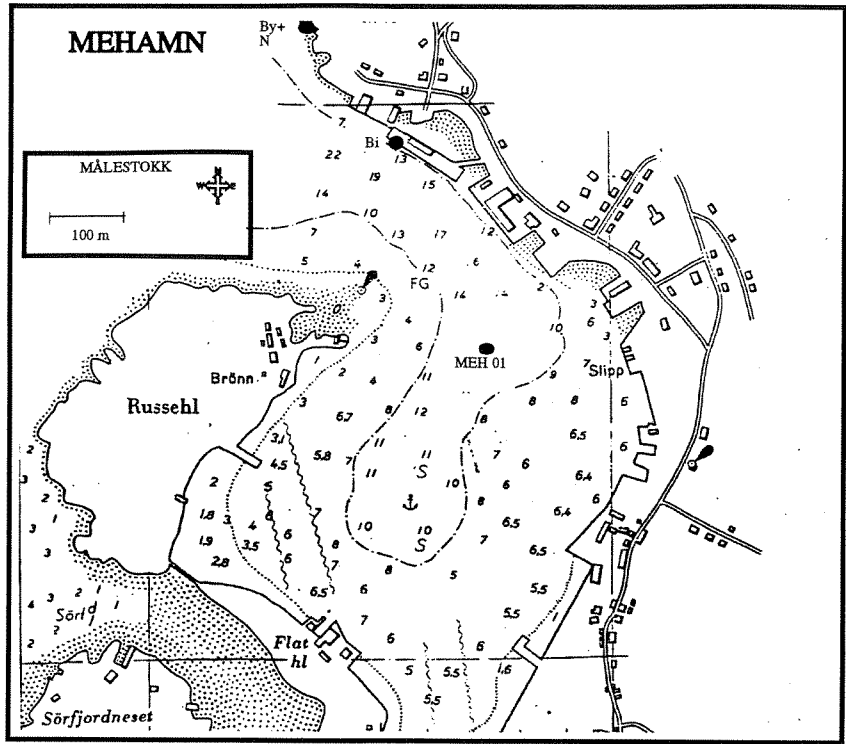


Fig. 28. Mehamn, Berlevåg. Sjøkart 109/294.

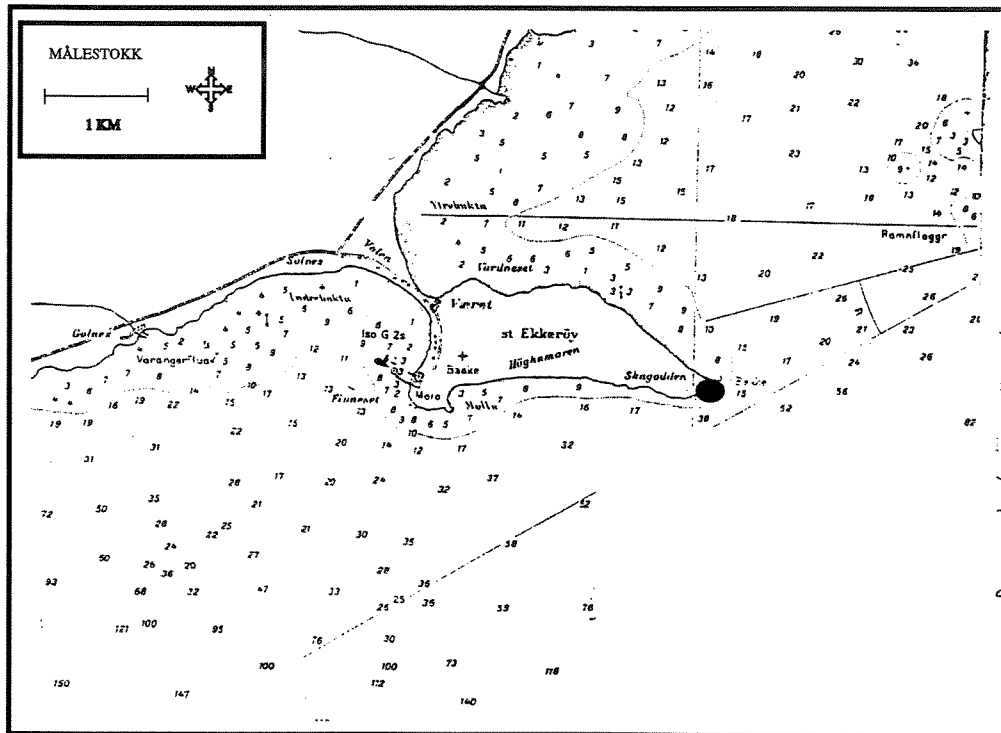
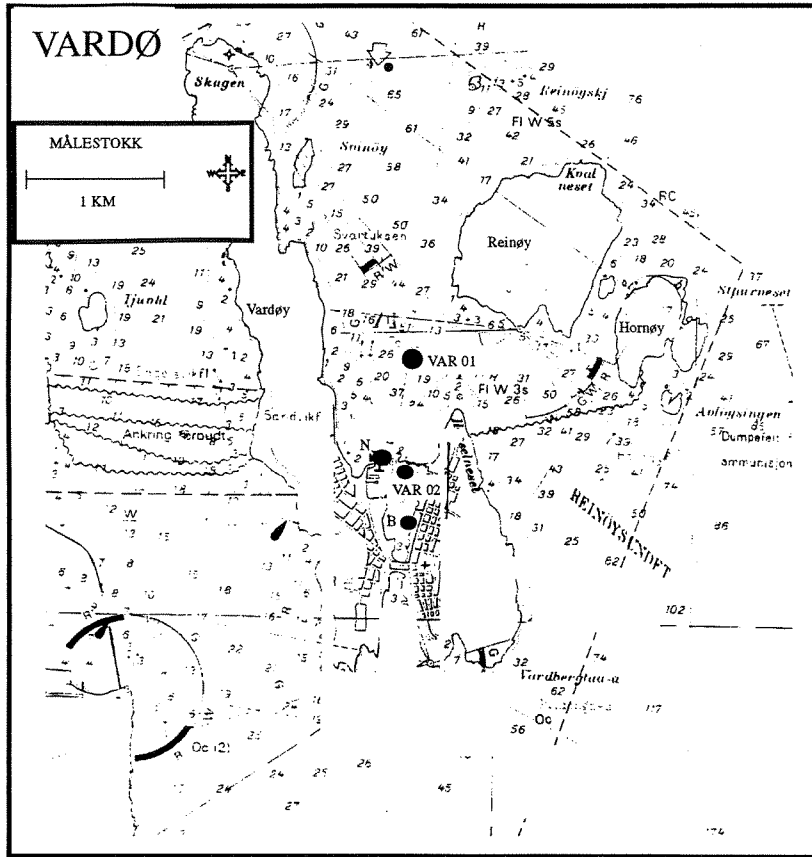


Fig. 29. Vardø, Skagoddene/Ekkerøy. Sjøkart 114.

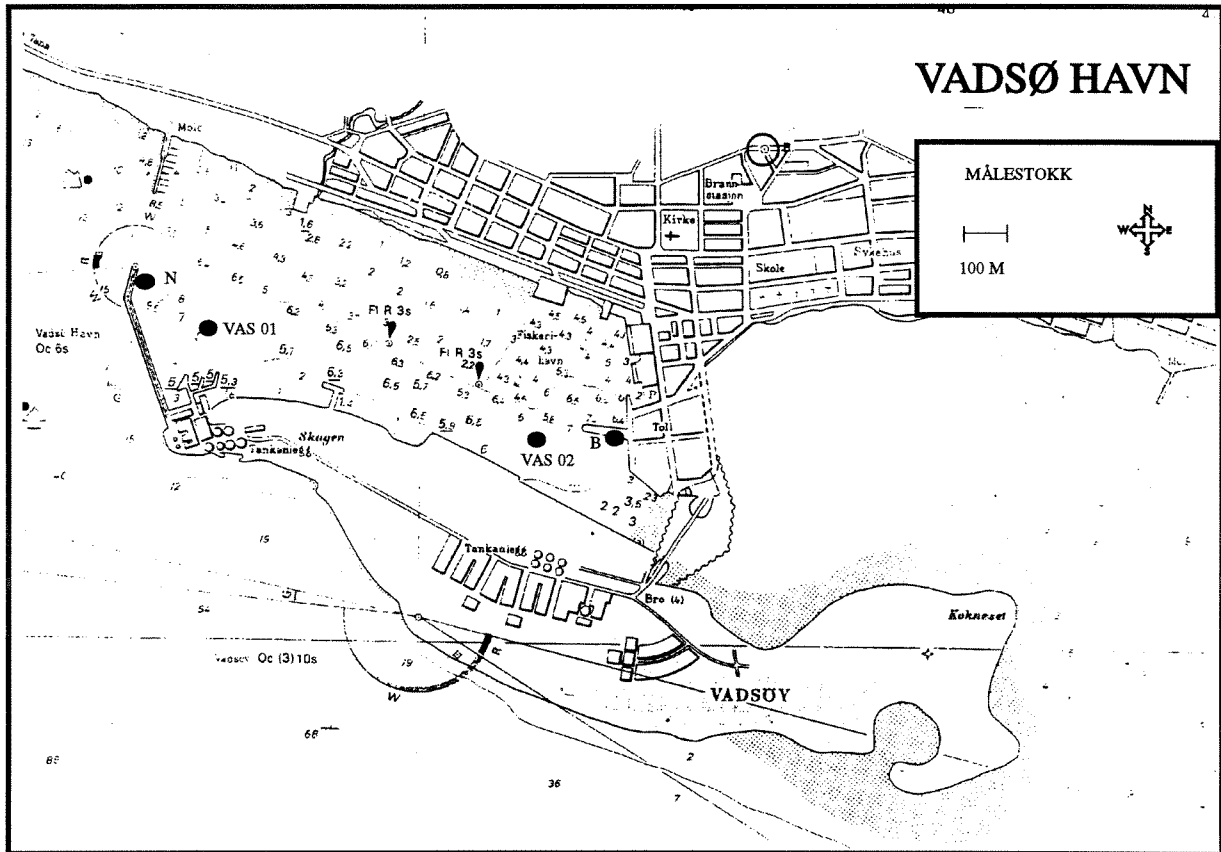


Fig. 30. Vadsø. Sjøkart 114.

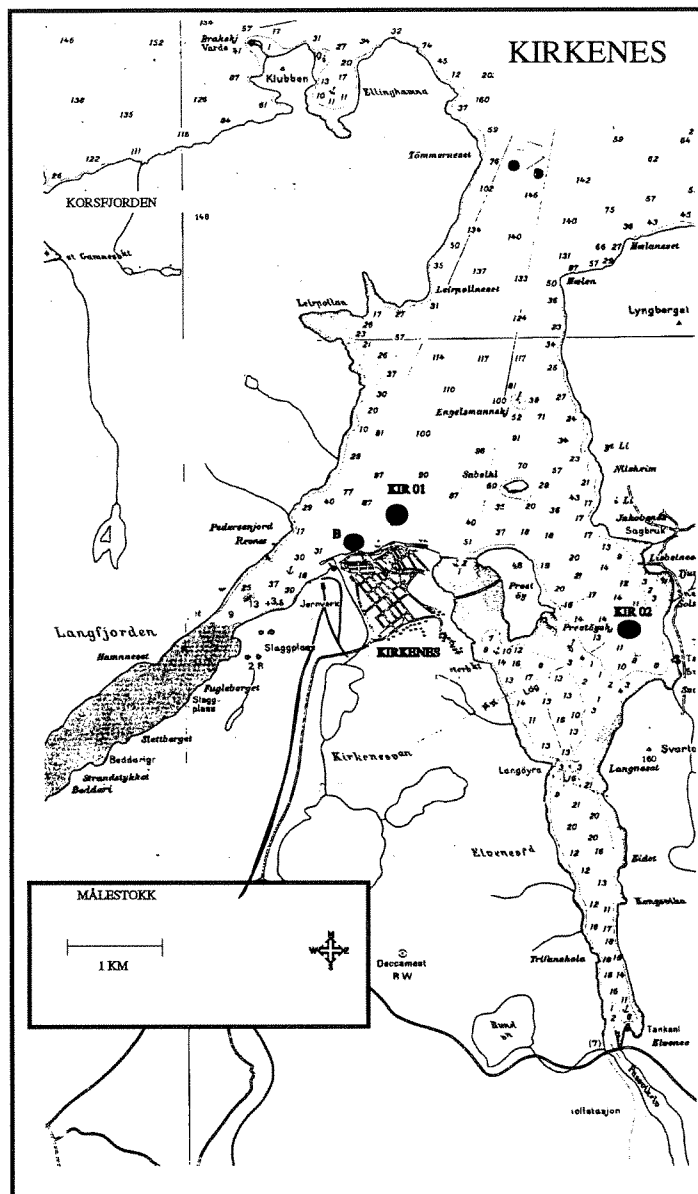


Fig. 31. Kirkenes. Sjøkart 116.

VEDLEGG 2

Rådata for analyser av klororganiske stoffer

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

Navn/lokalitet : TBTBLÅ
 Oppdragsnr. : 93255
 Prøver mottatt : 9.08.94
 Lab.kode : APD1-6
 Jobb.nr. : 94/145
 Prøvetype : Blåskjell
 Kons. i : Ug/kg våtvekt
 Dato : 19.10.94
 Analytiker : EMB

1: APD1, Narvik
 2: APD2, Sandnes-sjøen
 3: APD3, Brønnøysund
 4: APD4, Namsos
 5: APD5, Trondheim
 6: APD6, Kristiansund

Parameter/prøve	1	2	3	4	5	6
5-CB	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
a-HCH	0.1	0.1	0.1	0.2	<0.1	<0.1
HCB	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
g-HCH	0.2	0.3	0.2	0.3	0.3	0.3
PCB 28	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
PCB 52	0.7	0.4	0.4	0.3	0.2	0.6
OCS	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
PCB 101	0.6	0.9	s.0.5	0.2	Mask	0.5
p,p-DDE	0.2	0.2	0.1	0.3	0.5	0.3
PCB 118	0.4	1	0.3	0.3	0.5	0.6
p,p-DDD	0.4	<0.1	<0.1	0.2	0.9	0.8
PCB 153	1.6	1.6	0.4	0.5	1.2	1
PCB 105	s.0.2	s.0.7	s.0.3	<0.1	s.1.2	s.0.3
PCB 138	1.4	1.5	0.4	0.4	0.9	0.9
PCB 156	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
PCB 180	0.3	0.3	<0.1	<0.1	0.2	0.2
PCB 209	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
SUM PCB	5	5.7	1.5	1.7	3	3.8
SUM SEVEN DUTCH PCB	5	5.7	s.2.1	1.7	3	3.8
%Fett	2.3	2.9	2.4	1.9	2.5	2.1
%Tørrstoff	19.2	21	19.7	14.1	17.6	16

s.= suspekt verdi

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

Navn/lokalitet : TBTBLÅ
 Oppdragsnr. : 93255
 Prøver mottatt : 9.08.94
 Lab.kode : APD13-18
 Jobb.nr. : 94/145
 Prøvetype : Blåskjell
 Kons. i : Ug/kg våtvekt
 Dato : 19.10.94
 Analytiker : EMB

1: APD13, Florø nord
 2: APD14, Langesund ref.
 3: APD15, Espevær

4: APD16, Haugesund ytre
 5: APD17, Haugesund indre
 6: APD18, Kopovik

Parameter/prøve	1	2	3	4	5	6
5-CB	<0.1	<0.1	<0.1	0.1	<0.1	<0.1
a-HCH	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
HCB	<0.1	0.6	<0.1	0.1	<0.1	<0.1
g-HCH	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
PCB 28	<0.1	<0.1	<0.1	0.3	<0.1	<0.1
PCB 52	0.3	<0.1	<0.1	0.6	0.4	0.2
OCS	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
PCB 101	0.8	0.2	0.2	2.6	1	0.7
p,p-DDE	0.4	0.2	0.2	2.8	0.4	0.3
PCB 118	0.8	0.5	0.2	2.2	1.1	0.8
p,p-DDD	0.4	<0.1	0.2	1.5	0.4	0.3
PCB 153	1.5	0.8	0.3	4.1	2.1	1.3
PCB 105	s.0.4	s.1.7	s.0.2	s.1.2	s.6.9	s.14.4
PCB 138	1.2	0.4	0.2	3	1.7	1
PCB 156	<0.1	<0.1	<0.1	0.2	<0.1	<0.1
PCB 180	0.1	<0.1	<0.1	0.3	0.2	0.1
PCB 209	<0.1	0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
SUM PCB	4.7	2	0.9	13.3	6.5	4.1
SUM SEVEN DUTCH PCB	4.7	1.9	0.9	13.1	6.5	4.1
%Fett	2.4	1.4	1.9	2.4	2	2.1
%Tørrstoff	19.3	15.3	18.8	22.1	16.7	19.2

s.= suspekt verdi

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

Navn/lokalitet : TBTBLÅ
 Oppdragsnr. : 93255
 Prøver mottatt : 9.08.94
 Lab.kode : APD19-24
 Jobb.nr. : 94/145
 Prøvetype : Blåskjell
 Kons. i : Ug/kg våtvekt
 Dato : 19.10.94
 Analytiker : EMB

1: APD19, Sandnes
 2: APD20, Stavanger ytre
 3: APD21, Stavanger midtre
 4: APD22, Stavanger indre
 5: APD23, Egersund
 6: APD24, Farsund

Parameter/prøve	1	2	3	4	5	6
5-CB	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
a-HCH	0.1	0.1	<0.1	<0.1	0.2	0.1
HCB	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	0.1	<0.1
g-HCH	0.2	0.2	<0.1	<0.1	0.5	0.3
PCB 28	<0.1	<0.1	0.5	<0.1	0.4	<0.1
PCB 52	0.2	0.3	0.5	0.3	0.5	0.1
OCS	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
PCB 101	0.9	2.2	1.3	1.5	1.2	0.3
p,p-DDE	0.5	0.3	0.6	0.3	1.4	0.3
PCB 118	1.1	4.5	1.6	2.3	1	0.4
p,p-DDD	0.4	0.4	0.8	0.3	0.9	0.3
PCB 153	1.6	4.3	2.2	2.7	2	0.7
PCB 105	s.0.9	s.2.2	s.0.7	s.1.1	s.1.9	s.0.4
PCB 138	1.3	4.9	1.9	2.6	1.4	0.5
PCB 156	<0.1	0.3	0.1	0.2	<0.1	<0.1
PCB 180	0.1	0.1	0.1	0.2	0.3	<0.1
PCB 209	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
SUM PCB	5.2	16.6	8.2	9.8	6.8	2
SUM SEVEN DUTCH PCB	5.2	16.3	8.1	9.6	6.8	2
%Fett	2	1.8	1.6	2.1	3.8	2.8
%Tørrstoff	18.1	17.9	16.6	18.9	23.4	21.7

s.= suspekt verdi



NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

Navn/lokalitet : TBTBLÅ
 Oppdragsnr. : 93255
 Prøver mottatt : 9.08.94
 Lab.kode : APD25-30
 Jobb.nr. : 94/145
 Prøvetype : Blåskjell
 Kons. i : Ug/kg våtvekt
 Dato : 19.10.94
 Analytiker : EMB

1: APD25, Mandal
 2: APD16, Lillesand
 3: APD27, Grimstad
 4: APD28, Arendal
 5: APD29, Risør
 6: APD30, Kragerø

Parameter/prøve	1	2	3	4	5	6
5-CB	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
a-HCH	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.1
HCB	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
g-HCH	0.3	0.4	0.3	0.3	0.4	0.2
PCB 28	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
PCB 52	<0.1	0.2	0.2	0.3	0.3	0.2
OCS	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
PCB 101	0.1	0.3	0.4	0.6	0.5	0.5
p,p-DDE	0.2	0.2	0.3	0.4	0.2	0.2
PCB 118	0.2	0.4	0.5	0.7	0.6	0.6
p,p-DDD	<0.1	0.3	0.3	0.8	0.2	<0.1
PCB 153	0.3	0.4	0.6	0.8	0.7	0.8
PCB 105	s.0.1	s.0.3	s.0.4	s.1.9	s.0.5	s.2.2
PCB 138	0.2	0.3	0.4	0.7	0.6	0.6
PCB 156	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
PCB 180	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
PCB 209	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
SUM PCB	0.8	1.6	2.1	3.1	2.7	2.7
SUM SEVEN DUTCH PCB	0.8	1.6	2.1	3.1	2.7	2.7
%Fett	2.5	3.2	2.5	2.4	2.6	2.1
%Tørrstoff	23.1	25.3	21.4	20.7	22	18.4

s.= suspekt verdi



NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

Navn/lokalitet : TBTBLÅ
 Oppdragsnr. : 93255
 Prøver mottatt : 10.11.94
 Lab.kode : FTL1-6
 Jobb.nr. : 94/205
 Prøvetype : Blåskjell
 Kons. i : Ug/kg våtvekt
 Dato : 28.03.95
 Analytiker : SIG Godkjent : EMB

1: FTL1, Mehavn Y., 22/8-94
 2: FTL2, Berlevåg, 22/8-94
 3: FTL3, Vardø, 23/8-94
 4: FTL4, Vadsø, 24/8-94
 5: FTL5, Kirkenes, 25/8-94
 6: FTL6, Kirkenes (jern/stål)

Parameter/prøve	1	2	3	4	5	6
5-CB	<0.05	<0.05	<0.05	Mask.	<0.05	<0.05
a-HCH	0.08	0.07	0.11	0.07	<0.05	0.11
HCB	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	0.07
g-HCH	<0.05	<0.05	0.08	<0.05	<0.05	0.07
PCB 28	0.09	0.05	0.99	0.08	0.19	0.2
PCB 52	0.19	0.09	0.56	0.17	0.26	0.3
OCS	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05
PCB 101	0.43	0.37	0.95	0.57	0.91	0.8
p,p-DDE	0.56	1.13	1.44	0.83	0.73	0.82
PCB 118	0.58	0.95	1.19	0.97	0.78	0.58
p,p-DDD	0.19	0.12	1.2	0.27	0.29	0.49
PCB 153	0.99	2.14	1.93	1.47	2.33	1.56
PCB 105	0.19	0.31	0.44	0.32	Mask	0.19
PCB 138	0.78	1.73	1.7	1.17	1.95	1.37
PCB 156	<0.05	0.14	0.17	0.1	Mask	Mask.
PCB 180	0.11	0.22	0.48	0.14	0.61	0.5
PCB 209	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05
SUM PCB	3.36	6	8.41	4.99	7.03	5.5
SUM SEVEN DUTCH PCB	3.17	5.55	7.8	4.57	7.03	5.31
%Fett	1.8	1.5	1.9	1.7	1.9	1.9
%Tørrstoff	15.7	15.1	14.4	15.7	13.6	14

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

Navn/lokalitet : TBTBLÅ
 Oppdragsnr. : 93255
 Prøver mottatt : 10.11.94
 Lab.kode : FTL7-12
 Jobb.nr. : 94/205
 Prøvetype : Blåskjell
 Kons. i : Ug/kg våtvekt
 Dato : 28.03.95
 Analytiker : SIG Godkjent : EMB

1: FTL7, Honningsvåg, 24/8-94
 2: FTL8, Arendal, 3/10-94
 3: FTL9, Harstad, 16/8-94
 4: FTL10, Ramsund, 16/8-94
 5: FTL11, Tromsø, 19/8-94
 6: FTL12, Finsnes, 17/8-94

Parameter/prøve	1	2	3	4	5	6
5-CB	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05
a-HCH	0.1	s.0.55	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05
HCB	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05
g-HCH	0.08	0.3	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05
PCB 28	0.1	0.77	0.24	0.3	<0.05	<0.05
PCB 52	0.19	0.66	1.03	1.37	0.36	<0.05
OCS	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05
PCB 101	0.54	1.18	3.77	11.94	0.76	0.55
p,p-DDE	0.68	1.43	Mask.	Mask.	0.53	0.31
PCB 118	0.56	0.94	2.29	5.23	0.68	0.49
p,p-DDD	0.36	2.03	0.39	0.29	<0.05	<0.05
PCB 153	0.92	1.62	5.97	42.13	1.37	1.44
PCB 105	0.37	0.33	0.66	0.94	0.24	<0.05
PCB 138	0.91	1.3	5.42	35.96	1.01	1.07
PCB 156	Mask.	Mask.	Mask.	Mask.	<0.05	<0.05
PCB 180	0.15	0.28	0.92	2.92	0.27	0.32
PCB 209	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05
SUM PCB	3.74	7.08	20.3	100.79	4.69	3.87
SUM SEVEN DUTCH PCB	3.37	6.75	19.64	99.85	4.45	3.87
%Fett	2	2.5	2.2	1.5	2.6	1.8
%Tørrstoff	17.9	18.2	16.7	15.5	16.8	17

s. = suspekt verdi.



NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

Navn/lokalitet : TBTBLÅ
 Oppdragsnr. : 93255
 Prøver mottatt : 10.11.94
 Lab.kode : FTL13-16
 Jobb.nr. : 94/205
 Prøvetype : Blåskjell
 Kons. i : Ug/kg våtvekt
 Dato : 28.03.95
 Analytiker : SIG Godkjent : EMB

1: FTL13,Skjervøy,19/8-94 4: FTL16,Mehavn ?,22/8-94
 2: FTL14,Alta,20/8-94 5:
 3: FTL15,Hammerfest,20/8-94 6:

Parameter/prøve	1	2	3	4	5	6
5-CB	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05		
a-HCH	<0.05	<0.05	<0.05	0.08		
HCB	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05		
g-HCH	<0.05	<0.05	<0.05	0.06		
PCB 28	<0.05	<0.05	<0.05	0.08		
PCB 52	<0.05	<0.05	0.36	0.15		
OCS	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05		
PCB 101	0.22	0.53	2.05	0.36		
p,p-DDE	0.24	0.25	0.76	0.5		
PCB 118	0.28	0.42	1.15	0.51		
p,p-DDD	<0.05	<0.05	0.25	0.17		
PCB 153	0.66	1.08	3.92	0.82		
PCB 105	<0.05	0.21	0.33	0.18		
PCB 138	0.4	0.85	2.92	0.68		
PCB 156	<0.05	Mask.	Mask.	0.05		
PCB 180	<0.05	0.22	0.97	0.09		
PCB 209	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05		
SUM PCB	1.56	3.31	11.7	2.92		
SUM SEVEN DUTCH PCB	1.56	3.1	11.37	2.69		
%Fett	1.7	2	2.5	1.8		
%Tørrstoff	16.5	16.6	17.5	15.9		

VEDLEGG 3

Rådata for TBT-analyser

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

Navn/lokalitet : TBTBLÅ
 Oppdragsnr. : 93255
 Prøver mottatt : 9.8.94
 Lab.kode : APD 1-30
 Jobb.nr. : 94/145
 Prøvetype : Blåskjell
 Kons. i : Ng/g våtvekt
 Dato : 29.12.94
 Analytiker : Brg

Prøve		TBT+ Ng/g v.v.
ADP 1	Narvik	31
" 2	Sandnessjøen	147
" 3 x)	Brønnøysund	<10
" 4 x)	Namsos	<10
" 5	Trondheim	73
" 6	Kristiansund	268
" 7	Molde	40
" 8	Ålesund S	324
" 9	— " — N	420
" 10	Måliøy N	208
" 11	— " — S	252
" 12 x)	Bremanger	<10
" 13	Flora N	390
" 14	— " — S	59
" 15	Espevær	25
" 16 x)	Haugesund Y	10
" 17	— " — ?	361
" 18	Kopervik	311
" 19	Sandnes	138
" 20	Stavanger Y	229
" 21	— " — m	387
" 22	— " — ?	418
" 23	Egersund	103
" 24 x)	Farsund	12
" 25	Mandal	20
" 26	Lillesand	75
" 27	Grimstad	84
" 28	Arendal I	39
" 29	Risør	57
" 30	Kragerø	47

x) Reanalyisert

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

Navn/lokalitet : TBTBLÅ REANALYSE
 Oppdragsnr. : 93255
 Prøver mottatt : 9.8.94
 Lab.kode : APD 3,4,12,16 og 24
 Jobb.nr. : 94/145
 Prøvetype : Blåskjell
 Kons. i : Ng/g våtvekt
 Dato : 7.6.95
 Analytiker : Brg

TBT+
Ng/g v.v.

Prøve

APD 3 rean.	<i>Brønnøysund</i>	43
" 4 "	<i>Namsos</i>	37
" 12 "	<i>Bremanger</i>	54
" 16 "	<i>Haugesund Y</i>	29
" 24 "	<i>Farsund</i>	84



NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

Navn/lokalitet : TBTBLÅ
 Oppdragsnr. : 93255
 Prøver mottatt : 10.11.94
 Lab.kode : FTL 1-16
 Jobb.nr. : 94/205
 Prøvetype : Blåskjell
 Kons. i : Ng/g våtvekt
 Dato : 21.2.95
 Analytiker : Brg

Prøve mrk.	TBT+ Ng/våtvekt	%TS
FTL 1 <i>Meham Y</i>	108	Se PCB-res.
FTL 2 <i>Berlevåg</i>	68	"
FTL 3 <i>Vardø</i>	569	"
FTL 4 <i>Vadsø</i>	281	"
FTL 5 <i>Kirkenes I</i>	190	"
FTL 6 <i>— " — II</i>	329	"
FTL 7 <i>Honningsvåg</i>	368	"
FTL 8 <i>Arendal II</i>	411	"
FTL 9 <i>Harstad</i>	736	"
FTL 10 <i>Ramsund</i>	468	"
FTL 11 <i>Tromsø</i>	595	"
FTL 12 <i>Finsnes</i>	42	"
FTL 13 <i>Skjervøy</i>	96	"
FTL 14 <i>Alta</i>	51	"
FTL 15 <i>Hammerfest</i>	375	"
FTL 16 <i>Meham J</i>	112	"



NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

Navn/lokalitet : TBTBLÅ
 Oppdragsnr. : 93255
 Prøver mottatt : 25.11.94
 Lab.kode : FWK 7,11,18,19,23
 Jobb.nr. : 94/209
 Prøvetype : Blåskjell, Hvalerområdet
 Kons. i : Ng/g våtvekt
 Dato : 11.4.95
 Analytiker : Brg

Prøve mrk.	TBT+ Ng/g våtvekt	%TS
FWK 7 <i>Sponvikskansen 18/10-94</i>	138	x)
FWK 11 <i>Papper 19/10-94</i>	206	x)
FWK 18 <i>N. Asmaløy 18/10-94, ikke farmrenset</i>	131	x)
FWK 19 <i>— " — , farmrenset</i>	194	x)
FWK 23 <i>Singløykalven 18/10-94</i>	145	x)

x) - Se PCB resultater

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

Navn/lokalitet : TBTBLÅ
 Oppdragsnr. : 93255
 Prøver mottatt : 10.11.94
 Lab.kode : ESD 4,16,22,31,34
 Jobb.nr. : 94/171
 Prøvetype : Blåskjell . *Ref.st Finnmark/Troms*
 Kons. i : Ng/g våtvekt *+ Skrova havn*
 Dato : 11.4.95
 Analytiker : Brg

Prøve mrk.	TBT+ Ng/g våtvekt	%TS
ESD 4 <i>Ekkerøy/Skagodden</i>	40	16.5
ESD 16 <i>Smines/Magerøysund</i>	7	19.2
ESD 22 <i>Elinheim/Sørøya</i>	33	i.a.
ESD 31 <i>Feneset/Grytøya</i>	63	16.1
ESD 34 <i>Skrova</i>	392	17.9

i.a.)-ikke analysert



NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

Navn/lokalitet : TBTBLÅ
 Oppdragsnr. : 93255
 Prøver mottatt : 8.11.94
 Lab.kode : FMX 33,36,39,42 og 45
 Jobb.nr. : 95/209
 Prøvetype : Blåskjell, 7MG-st. 1994, Oslofjordområdet
 Kons. i : Ng/g våtvekt
 Dato : 5.5.95
 Analytiker : Brg

Prøve mrk.	TBT+ Ng/g v.v.	%Rel. St.avvik	%TS
FMX 33 <i>71A Björköy</i>	174	18.5	x)
FMX 36 <i>36A Færder</i>	17	18.5	x)
FMX 39 <i>35A Mølen</i>	42	18.5	x)
FMX 42 <i>31A Solbergstr.</i>	6	18.5	x)
FMX 45 <i>Skjær v Rambergøy</i>	99	18.5	x)

x) - ikke analysert



NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

Navn/lokalitet : TBTBLÅ
 Oppdragsnr. : 93255
 Prøver mottatt : 10.11.94
 Lab.kode : **FTM** 1-4
 Jobb.nr. : 94/204
 Prøvetype : Blåskjell, *Bergen havn*
 Kons. i : Ng/g våtvekt
 Dato : 21.2.95
 Analytiker : Brg

Prøve mrk.	TBT+ Ng/våtvekt	%TS
<i>FTM</i> 1	719	15.2
<i>FTM</i> 2	921	15.1
<i>FTM</i> 3	2564	15.4
<i>FTM</i> 4	2641	16.8

Navn/lokalitet : TBTBLÅ REANALYSE!
 Oppdragsnr. : 93255
 Prøver mottatt : 10.11.94
 Lab.kode : FTM 1-4
 Jobb.nr. : 94/204
 Prøvetype : Blåskjell
 Kons. i : Ng/g våtvekt
 Dato : 6.4.95
 Analytiker : Brg

Prøve mrk.	TBT+ Ng/g våtvekt	%TS
FTM 1	1040	15.2
FTM 2	737	15.1
FTM 3	3202	15.4
FTM 4	3833	16.8

NIVA



Norsk institutt for vannforskning

Postboks 173 Kjelsås, 0411 Oslo

Telefon: 22 18 51 00 Fax: 22 18 52 00

ISBN 82-577-2786-5