



Statlig program for forurensningsovervåking

Rapport 608/95

Oppdragsgiver

Statens forurensningstilsyn

Deltakende institusjon

NIVA

Sonderende undersøkelser
i norske havner og utvalgte
kystområder

FASE 3

Miljøgifter i sedimenter på strekningen Ramsund - Kirkenes



NIVA - RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Prosjektnr.:	Undernr.:
O-93177	
Løpenr.:	Begr. distrib.:
3423 - 96	

Hovedkontor	Sørlandsavdelingen	Østlandsavdelingen	Vestlandsavdelingen	Akvaplan-NIVA A/S
Postboks 173, Kjelsås	Televeien 1	Rute 866	Thormøhlensgt 55	Søndre Tollbugate 3
0411 Oslo	4890 Grimstad	2312 Ottestad	5008 Bergen	9000 Tromsø
Telefon (47) 22 18 51 00	Telefon (47) 37 04 30 33	Telefon (47) 62 57 64 00	Telefon (47) 55 32 56 40	Telefon (47) 77 68 52 80
Telefax (47) 22 18 52 00	Telefax (47) 37 04 45 13	Telefax (47) 62 57 66 53	Telefax (47) 55 32 88 33	Telefax (47) 77 68 05 09

Rapportens tittel:	Dato:	Trykket:
SONDERENDE UNDERSØKELSER I NORSKE HAVNER OG UTVALGTE KYSTOMRÅDER. Fase 3: Miljøgifter i sedimenter på strekningen Ramsund-Kirkenes. Overvåkingsrapport nr. 608/95, TA nr. 1215/1995	26/02/96	NIVA 1996
	Faggruppe:	
	Marinøkologi	
Forfatter(e):	Geografisk område:	
Roger M. Konieczny	Nordland, Troms og Finnmark	
	Antall sider:	Opplag:
	117	150

Oppdragsgiver:	Oppdragsg. ref.:
Statens forurensningstilsyn (SFT)	

Ekstrakt: Det er foretatt orienterende sedimentanalyser mht. innhold av miljøgifter i 14 havner på strekningen Ramsund - Kirkenes, samt i Jarfjorden. Det ble analysert på metaller (Hg, Cd, Pb, Cu, Zn, Ni, Cr og As), PCB, DDT, samt andre utvalgte pesticider (α -HCH, γ -HCH, 5CB, HCB og OCS), PAH, TBT og THC (olje). Den generelle tilstanden i de tre nordligste fylkene var tilfredsstillende, men i enkelte havner utgjorde forekomster av PCB, PAH og TBT de mest alvorlige forurensningene. Gjennomgående var konsentrasjonene av tungmetaller og oljehydrokarboner, med få unntak, tilfredsstillende lave. Ut fra resultatene og med støtte i eksisterende miljøgiftnivåer i organismer (blåskjell) anbefales prioritering av oppfølgende undersøkelser i havnene Harstad, Tromsø, Hammerfest, Honningsvåg og Vardø. De nye undersøkelsene bør være kildeorienterte og i tillegg omfatte utvidete undersøkelser av spiselige organismer. På sikt bør også oppfølginger i Ramsund-området og Båtsfjord gjennomføres, men disse gis foreløpig lavere prioritet. Overflatesedimentene på de resterende lokaliteter var kun moderat til lite forurenset.

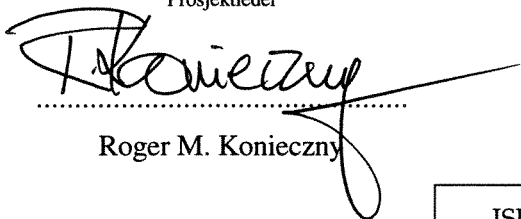
4 emneord, norske

1. Miljøgifter
2. Marine sedimenter
3. Miljøtilstand
4. Norskekysten

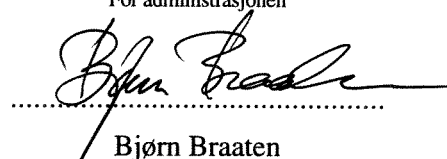
4 emneord, engelske

1. Micropollutants
2. Marine sediments
3. Environmental quality status
4. Coast of Norway

Prosjektleder


.....
Roger M. Konieczny

For administrasjonen


.....
Bjørn Braaten

ISBN 82-577-2957-4

Norsk institutt for vannforskning

O-93177

**SONDERENDE UNDERSØKELSER
I NORSKE HAVNER OG UTVALGTE KYSTOMRÅDER.
Fase 3:
Miljøgifter i sedimenter på strekningen
Ramsund-Kirkenes**

Prosjektleder:
Medarbeidere:

Roger M. Konieczny
Børge Holte (Akvaplan-niva)
Anette Juliussen
Tom Tellefsen

Forord

I forbindelse med "Handlingsplanen for opprydding i deponier med spesialavfall, forurenset grunn og forurensede sedimenter" ble Norsk institutt for vannforskning (NIVA) bedt om å utarbeide et program for sedimentundersøkelser i havner og utvalgte områder langs norskekysten. Programforslaget vedrørende Fase 3; strekningen Ramsund - Kirkenes havn ble oversendt Statens forurensningstilsyn (SFT) 3. februar 1994.

Det ble på bakgrunn av programforslaget gitt tilsagn på midler bevilget over statsbudsjettets kapittel 1441 post 71. Kontaktperson hos oppdragsgiver har vært Per Erik Iversen. Selv om "Sonderende undersøkelser" ikke er finansiert over overvåkingsbudsjettet, har SFT valgt å publisere rapporten innenfor serien Statlig program for forurensningsovervåking.

Prosjektleder ved NIVA har vært Roger M. Konieczny, som sammen med Børge Holte (tidl. Akvaplan-niva a/s) har stått for feltarbeidet.

Analysen er utført på hhv. Unilab analyse A/S og NIVA, hvor følgende har vært ansvarlig for kvalitetssikring:

*Marit Villø, NIVA (tungmetaller),
Lasse Berglind, NIVA (PAH og TBT)
Einar M. Brevik, NIVA (klororg. forb.)
Evy Jørgensen, Unilab (THC)*

Oslo, den 26. februar 1996


Roger M. Konieczny
Prosjektleder

Innhold

Forord.....	3
1. SAMMENDRAG.....	6
2. INNLEDNING	9
2.1. Bakgrunn	9
2.2. Målsetting.....	9
3. MATERIALE OG METODER	10
3.1. Feltarbeid	10
3.2. Analysemetodikk.....	10
3.3. Klassifisering av sedimenter	11
4. RESULTATER OG DISKUSJON	14
4.1. Ramsund havn	14
4.1.1. Miljøgifter i sedimenter	14
4.1.2. Potensielle forurensningskilder	15
4.1.3. Tilstand og vurdering	16
4.2. Harstad havn	16
4.2.1. Miljøgifter i sedimenter	16
4.2.2. Potensielle forurensningskilder	18
4.2.3. Tilstand og vurdering	19
4.3. Finnsnes havn	19
4.3.1. Miljøgifter i sedimenter	19
4.3.2. Potensielle forurensningskilder	21
4.3.3. Tilstand og vurdering	22
4.4. Tromsø havn.....	22
4.4.1. Miljøgifter i sedimenter	22
4.4.2. Tidligere undersøkelser	24
4.4.3. Potensielle forurensningskilder	25
4.4.4. Tilstand og vurdering	25
4.5. Skjervøy havn	26
4.5.1. Miljøgifter i sedimenter	26
4.5.2. Potensielle forurensningskilder	27
4.5.3. Tilstand og vurdering	27
4.6. Alta havn	28
4.6.1. Miljøgifter i sedimenter	28
4.6.2. Tidligere undersøkelser	29
4.6.3. Potensielle forurensningskilder	29
4.6.4. Tilstand og vurdering	30
4.7. Hammerfest havn.....	30
4.7.1. Miljøgifter i sedimenter	30
4.7.2. Potensielle forurensningskilder	32
4.7.3. Tilstand og vurdering	32
4.8. Honningsvåg havn.....	33
4.8.1. Miljøgifter i sedimenter	33
4.8.2. Potensielle forurensningskilder	35
4.8.3. Tilstand og vurdering	35
4.9. Mehamn havn	35
4.9.1. Miljøgifter i sedimenter	35
4.9.2. Potensielle forurensningskilder	37
4.9.3. Tilstand og vurdering	37

4.10. Berlevåg havn	38
4.10.1. Miljøgifter i sedimenter	38
4.10.2. Potensielle forurensningskilder	39
4.10.3. Tilstand og vurdering	39
4.11. Båtsfjord havn	40
4.11.1. Miljøgifter i sedimenter	40
4.11.2. Potensielle forurensningskilder	41
4.11.3. Tilstand og vurdering	42
4.12. Vardø havn	42
4.12.1. Miljøgifter i sedimenter	42
4.12.2. Potensielle forurensningskilder	44
4.12.3. Tilstand og vurdering	44
4.13. Vadsø havn	44
4.13.1. Miljøgifter i sedimenter	44
4.13.2. Potensielle forurensningskilder	46
4.13.3. Tilstand og vurdering	46
4.14. Jarfjorden.....	47
4.14.1. Miljøgifter i sedimenter	47
4.14.2. Potensielle forurensningskilder	48
4.14.3. Tilstand og vurdering	49
4.15. Kirkenes havn	49
4.15.1. Miljøgifter i sedimenter	49
4.15.2. Tidligere undersøkelser	51
4.15.3. Potensielle forurensningskilder	51
4.15.4. Tilstand og vurdering	51
5. OPPSUMMERING OG KONKLUSJONER	53
5.1. Tungmetaller.....	53
5.2. TBT	53
5.3. PAH	54
5.4. THC	55
5.5. PCB	55
5.6. DDT og andre klororganiske forbindelser	57
6. LITTERATURHENVISNINGER	58
BEMERKNINGER.....	62
VEDLEGGFIGURER.....	63
VEDLEGGSTABELLER	79
VEDLEGG	88

1. SAMMENDRAG

Det er utført orienterende miljøgiftundersøkelser i overflatesedimenter (1-6 stasjoner og 0-2 cm sedimentnivå) i totalt 14 havner, fjorder og kystområder fra Ramsund til Kirkenes, inklusive Jarfjorden. Analysene omtalt i rapporten omfatter følgende parametere og samlegrupper:

- Metallene; kvikksølv (Hg), kadmium (Cd), bly (Pb), kobber (Cu), sink (Zn), nikkel (Ni), krom (Cr) og arsen (As).
- Kongenerspesifikke polyklorerte bifenyler (PCB IUPAC nr.); #28, #52, #101, #105, #118, #138, #153, #156, #180, #209 og beregnet total PCB.
- Andre persistente klororganiske forbindelser; penta- og heksaklorbenzen (5CB og HCB), oktaklorstyren (OCS), α - og γ -heksaklorsykloheksan (α -HCH og γ -HCH/Lindan) og sum diklorfenyltrikloretan inklusive metabolitter og isomerer (Σ DDT = DDT + DDE + DDD).
- Tributyltinn (TBT); den dominerende av de tilstedeværende tinn-organiske forbindelsene.
- Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH); total PAH, sum KPAH (potensielt kreftfremkallende komponenter) og sum di-og heterosykliske forbindelser.
- Total mengde hydrokarboner (THC); uttrykker oljemengder eller summen av upolare forbindelser.

Gjennomgående synes ikke metallinnholdet i overflatesedimenter fra havner og kystområder i de tre nordligste fylkene å være særlig fremtredende. Unntaksvis ble det observert markert forhøyede konsentrasjoner av Hg og/eller Cd (> 1 mg/kg tørrvekt) tilsvarende tilstandsklasse III (Rygg og Théliin 1993b) i:

- Harstad, Tromsø, Honningsvåg og Båtsfjord

Forekomstene av de resterende undersøkte metaller var forholdsvis lave, men det ble observert sammenfallende og noe forhøyede konsentrasjoner av Cu, Zn og Pb i sedimentene i Harstad havn. Dette kan ha sammenheng med aktiviteter og tilførsler fra de lokale skipsverftene og skipsverftene anses som hovedbidragsyttere til tungmetallforurensningen i havnene (kfr. Konieczny og Juliussen 1994, 1995a, 1995b).

Dette utelukker ikke at metaller også kan tilføres sedimentene via kommunal kloakk, industriutslipp og generell avrenning fra forurenset grunn. Det må også påpekes at det langs Finnmarkskysten ble observert metallforurensninger (hovedsakelig Ni og til dels Cr) som antas å være langtransportert. Dette var særdeles påfallende i prøvene fra Jarfjorden i Øst-Finnmark, som viste de høyeste Ni-konsentrasjonene av de totalt 117 stasjonene som omfattes av de "Sonderende undersøkelsene (Fase 1, 2 og 3)".

Forekomstene av TBT varierte noe, men nivåene lå der hvor det ble påvist TBT normalt i intervallet 2-30 ganger overkonsentrasjon. I tre havner var konsentrasjonene av TBT likevel sterkt forhøyet, dvs. mer enn 100 μ g/kg tørrvekt (foreslått nedre grense tilstandsklasse IV):

- Harstad, Tromsø og Vardø

PAH-forurensningen i overflatesedimentene var klart mer fremtredende enn tungmetallene i denne undersøkelsen. Konsentrasjonene for total PAH varierte fra 46 mg/kg tørrvekt ned til under antatt bakgrunnsnivå noen få steder. Følgende havner og lokaliteter hadde en betydelig forekomst av PAH (> 6 mg/kg tørrvekt) tilsvarende tilstandsklasse IV eller høyere:

- Harstad, Tromsø, Hammerfest, Honningsvåg, Mehamn og Vardø

I tillegg ble PAH-konsentrasjoner tilsvarende tilstandsklasse III (2-6 mg/kg tørrvekt) observert i:

- Finnsnes og Båtsfjord

Omkring 60% av PAH-forekomstene synes å ha et rent forbrenningsavledet opphav, ved sine høye KPAH-andeler (ca. 30-40%). De resterende forekomster fordelte seg på en blanding av forbrenningsrelatert PAH med innslag av hhv. kullrester (i ca. 20% av prøvene) og oljereelatert PAH (i 10% av prøvene). De gjenværende 10% ble antatt enten å være tilnærmet en ren kullforekomst, oljeforekomst eller naturlig forekommende PAH.

De mest alvorlige forurensningene lokalt utgjorde trolig innslaget av PCB i enkelte av havnene. Fra de beregnede total PCB-konsentrasjonene indikerte overflatesedimentene tilstandsklasse IV-V (> 100 µg/kg tørrvekt) i:

- Ramsund, Harstad, Hammerfest og Honningsvåg

I følgende havner ble det registrert tilstandsklasse III (25-100 µg/kg tørrvekt):

- Finnsnes, Tromsø og Båtsfjord

Ut fra profiler basert på kongenersammensetningen i prøvene var det en forholdsvis klar dominans, i ca. 75% av prøvene, av en variant tilsvarende den kommersielle PCB-typen Aroclor 1260. Denne har tilsynelatende vært hyppigst anvendt, enten alene eller som del av blandinger med Aroclor 1254 i ulike produkter. Normalt er det Aroclor 1254 som opptrer hyppigst i miljøet, da denne varianten har det bredeste anvendelsesområdet. Der hvor sistnevnte opptrådte alene i sedimentene indikerte dette trolig tilførsler fra enkeltkilder eller et mer entydig opphav som f. eks. kondensatorer, smøreoljer eller ulike tilsetningsstoffer. I de tilfeller der Aroclor 1254 og 1260 opptrådte sammen i prøvene kan det fortsatt dreie seg om punktkilder, mest sannsynlig transformatorolje og/eller hydrauliske væsker.

Opphavet til PCB-forekomsten der hvor Aroclor 1260 ble funnet alene er noe mer usikker, men det finnes informasjon om bruk av denne eller tilsvarende høyklorerte varianter i bl.a maling, tilsetning i pesticider, mykningsstoffer mm. Innslaget av lavklorert PCB i sedimentprøvene var svært begrenset.

Forekomster av andre persistente klororganiske forbindelser var også svært begrenset. Mest markert var innslaget av DDT i sedimentene som ble målt i alle havner med unntak av Alta og Vadsø havn. Høyest var DDT-forekomsten i Honningsvåg med hele 21.4 µg/kg tørrvekt som er mer enn 40 ganger et antatt normalnivå. Spor av klorbenzener ble også registrert i flere havner, men da kun omkring bakgrunnsnivåene. Honningsvåg var også her høyest med en HCB-konsentrasjon på 1.6 µg/kg tørrvekt. Det ble også funnet spor av α -HCH i Ramsund og Harstad havn og Lindan (γ -HCH) i Harstad og Mehamn.

Nivåene av oljehydrokarboner (THC) varierte kraftig fra havn til havn, dvs. over hele 4 størrelsesordener. Normalt ligger konsentrasjonene fra omkring 10 opp til noen hundre mg/kg tørrvekt. Følgende havner hadde THC-innhold i sedimentene på mer enn 1000 mg/kg tørrvekt:

- Harstad, Tromsø, Hammerfest, Honningsvåg og Båtsfjord.

Oljeforekomstene i Harstad og Tromsø havn er tydelig knyttet virksomheter ved de lokale skipsverftene. Videre kan hovedkilden til oljeforurensningen i Honningsvåg (nær 7000 mg/kg), være det store antall bunkers- og tankanlegg som omkranser havnebassenget. Særlig kan dette være tilfelle Hammerfest (Rypefjord) hvor det også ligger en oljebase. Den nest høyeste THC-konsentrasjonen (5626 mg/kg), ble målt i Båtsfjord indre havn på en stasjon tatt nær utslippet til Båtsfjord Sildeindustri. Hvorvidt sildeolje kan være eneste årsak til det observerte nivået gjenstår det å avklare.

På bakgrunn av de fremkomne resultater i undersøkelsen anbefales det en prioritert gruppering av de undersøkte lokalitetene mht. oppfølgende undersøkelser. I noen tilfeller er det foretatt en vurdering av supplerende data fra tidligere undersøkelser. I havner som er merket *, understøtter miljøgiftnivåer i organismer prioriteringsgrunnlaget i sedimentene .

Det må bemerkes til anbefalingene at datagrunnlaget for enkelte havner fortsatt er svært begrenset, slik at en ytterligere kartlegging kan være aktuelt før området kan karakteriseres som uforurensset.

1. prioritet - Alvorlig forurensning av flere metaller og organiske miljøgifter.

Videre kildeorientert kartlegging av sedimenter og effekter på organismer må gjennomføres mhp. grunnlag for oppryddingstiltak og vurdering av kostholdsrad:

Harstad*, Tromsø*, Hammerfest*, Honningsvåg* og Vardø*

2. prioritet - Generelt markert til sterk forurensning av metaller og organiske miljøgifter.

Videre kartlegging av sedimenter og nivåer i organismer bør gjennomføres på sikt:

Ramsund* og Båtsfjord

3. prioritet - Generelt moderat forurensning eller høyt nivå av enkelte miljøgifter.

Videre kartlegging av sedimenter kan vurderes:

Finnsnes og Mehamn*

4. prioritet - Ingen, liten eller ubetydelig forurensning av miljøgifter.

Videre undersøkelser synes foreløpig ikke nødvendig:

Skjervøy, Alta, Berlevåg, Vadsø, Jarfjorden og Kirkenes

2. INNLEDNING

2.1. Bakgrunn

I forbindelse med "Handlingsplanen for opprydding i deponier med spesialavfall, forurenset grunn og forurensede sedimenter" og senere arbeidet med en statusrapport over miljøgiftsituasjonen i forurensede marine sedimenter i Norge (Koniczny 1994b) ble det konstatert at miljøgiftdataene er mangelfulle. Det var et klart behov for å supplere dette datagrunnlaget, spesielt i mange havneområder langs kysten. Det Statlige program for forurensningsovervåking og enkelte spesialundersøkelser som har pågått i mange belastede resipienter har dekket en begrenset del av behovet for sedimentdata. Overvåkingsprogrammet ble derfor utvidet i perioden 1992-1994 med noen større kartleggingsundersøkelser i bl.a. Indre Oslofjorden med Oslo havn (Koniczny 1994a), Indre Drammensfjord med Drammen havn (Koniczny et al. 1994) og Byfjorden med Bergen havn (Skei et al. 1994).

Omfattende resipientkartlegging av sedimenttilstander og miljøgiftnivåer i organismer medfører bruk av store økonomiske ressurser. Det ble derfor nødvendig å etablere en mer målrettet metode for å skaffe til veie orienterende miljøgiftdata fra de gjenstående og dårlig undersøkte havnebassenger og kystområder. Det ble ansett mest kostnadseffektivt å prinsipielt undersøke et bredt spekter av miljøgiftkomponenter i et mindre antall prøver på mange lokaliteter. I september 1993 ble derfor Sonderende undersøkelser - Fase 1 innledet med innsamling av bunnsedimenter og organismer fra 23 lokaliteter på kyststrekningen fra Narvik havn til Kragerø havn (Koniczny og Juliussen 1995a). Undersøkelsene ble fulgt opp med Fase 2, i mars 1994 med innsamling av sedimenter på 15 lokaliteter langs strekningen Stavern havn til Hvitsten-området i Oslofjorden (Koniczny og Juliussen 1994, 1995b).

Sonderende undersøkelser - Fase 3 er den avsluttende del av undersøkelsen og omfatter 15 lokaliteter på kyststrekningen Ramsund til Kirkenes havn, inklusive Jarfjorden. Rapporten omhandler kun den orienterende kartleggingen av bunnsedimenter.

2.2. Målsetting

Hovedmålsettingen med denne undersøkelsen var:

- Å fremskaffe de nødvendige miljøgiftdata for å etablere en foreløpig status over miljøgiftsituasjonen i et utvalg av potensielt forurensede havnebassenger og kystområder.
- Ut fra de nye observasjonene, eventuelt supplert med relevant informasjon fra tidligere undersøkelser, vurdere behovet for ytterligere kartlegging eller om datagrunnlaget er tilstrekkelig.
- Fra datagrunnlaget beskrive en samlet forurensningstilstand i sedimentene og belyse mulige kilder og årsaker til miljøgiftsituasjonen på de respektive lokaliteter.

Fra de beskrevne forurensningstilstander og de øvrige vurderinger som er gjort skal det fremkomme en prioritering av områder hvor det er nødvendig å gjennomføre utvidete detaljstudier før miljøforbedrende tiltak vurderes.

3. MATERIALE OG METODER

3.1. Feltarbeid

Innsamlingen av prøvematerialet ble gjennomført med M/S Stril Guard og personell fra NIVA med start i Bodø den 15. august og avsluttet i Kirkenes den 25. august 1994 (vedlegg 6).

Valget av lokaliteter som skulle inngå i undersøkelsen var gjort på forhånd, men omfanget av prøvetakingen (antall prøvestasjoner, sedimentnivåer, plassering mm.) ble avgjort skjønnsmessig underveis. Dette var avhengig av lokalitetens størrelse, potensielle forurensningskilder, lokal hydrografi, bunnsedimentenes tilgjengelighet og beskaffenhet. Det ble antatt at en dekning på 1-4 strategisk plasserte stasjoner på hver lokalitet normalt skulle være tilstrekkelige i en orienterende undersøkelse. Hver lokalitet ble gitt en navnekode på tre bokstaver og de enkelte stasjoner et nummer (jfr. vedleggstabell 1-2, vedleggsfigur 1-15).

Sedimentenes beskaffenhet langs denne del av kysten var på de fleste steder preget av uvanlig grove sandige og ofte harde sedimenter. Dette forhold gjorde prøvetaking med en tradisjonell kjerneprøvetaker vanskelig. Det ble derfor valgt å hovedsakelig prøveta overflatesedimentene ved hjelp av en kortarmet Van Veen grabb (jfr. Tait 1978). Ulempen med metoden er at grabbprøvene ikke lar seg beskrive dypere enn maksimalt 30 cm. I de tilfeller det lot seg gjøre å benytte kjerneprøvetakeren er dette angitt. Etter at grabbprøvene kom ombord ble sedimentvolumet anslått og beskrevet sedimentologisk (vedleggstabell 2).

Ønskede sedimentnivåer av materialet i grabben ble tatt med en stålspatel eller håndcorer av plexiglass. Det ble primært tatt ut parallellt (prøve A og B) av sedimentnivået 0-2 cm fra hver enkelt grabb og overført til egnet spesialrenset glass for analyse. På enkelte stasjon (jfr. vedleggstabell 2) ble dypere sedimentlag av spesiell karakter tatt ut for eventuelt senere analyser. Alt materiale ble umiddelbart frosset ned etter uttak for senere opparbeiding og miljøgiftanalyser.

Posisjoneringen på hver enkelt prøvestasjon ble gjort med bærbar GPS (Garmin 75) og kontrollert mot fartøyets GPS navigeringssystem. Samtidig med posisjonene ble vanddypet på stasjonen avlest. Bakgrunnsdata for prøvetaking er i sin helhet gjengitt i vedleggstabell 1.

3.2. Analysemetodikk

Alle utvalgte prøver ble analysert for innholdet av de 8 metallene; kvikksølv (Hg), kadmium (Cd), bly (Pb), kobber (Cu), sink (Zn), nikkel (Ni), krom (Cr) og arsen (As). Metodikk for opparbeidelse og analyse på de respektive laboratorier er gjengitt i vedlegg 1.

Metodikk for opparbeidelse og analyse av polyklorerte bifenyler (PCB) er gitt i vedlegg 2. PCB-analysene er supplert med bestemmelse av andre utvalgte persistente klororganiske forbindelser; penta- og heksaklorbenzen (5CB og HCB), oktaklorstyren (OCS), α - og γ -heksaklorsykloheksan (α -HCH og γ -HCH/Lindan) og sum diklorfenyltrikloreten inklusive metabolitter og isomerer (Σ DDT = DDT + DDE + DDD).

Analysemetoden for PCB fokuserer på de antatt 7 viktigste/vanligste av de 209 enkeltforbindelsene (PCB-kongener) som teoretisk kan være til stede (Ballschmiter et al. 1989). De 7 kongener omfatter PCB IUPAC nr. 28, 52, 101, 118, 138, 153 og 180 (Ballschmiter og Zell 1980, Ballschmiter et al. 1989, Ahlborg et al. 1992).

Summen av disse 7 kongener blir i det følgende angitt som sum PCB-7 (oppgitt som sum seven dutch PCB i vedlegg 2). I tillegg til PCB-7 kvantifiseres ytterligere 3 kongener; PCB IUPAC nr. 105, 156 og 209 (= 10CB eller dekalorbifenyli). Summen av de ti kongenene angis som PCB-10.

Normalt utgjør PCB-7 omkring 40-60 % av den tilstedeværende kommersielle PCB-blandingen som observeres i miljøet (De Voogt og Brinkman 1989). Dette forhold er også observert i norske resipienter (se f.eks. Skei og Klungsøyr 1990, Bjerknes et al. 1992). Martinsen et al. (1991) foreslår total PCB = 1.5 x PCB-7, mens Berge (1991) foreslår faktoren 2.4 for biologisk materiale. I blåskjell fra diffust belastede stasjoner fra JMG-programmet 1988-90 (felles overvåkingsprogram innen Oslo/Paris kommisjonen) var forholdet total PCB:sum PCB-7 ca. 2 (Knutzen og Green 1995).

Det er ikke klarlagt om forholdstallet kan brukes for sedimenter. Likevel er det valgt å multiplisere PCB-7-verdiene med 2 (middelverdien av de ovennevnte) som en antatt verdi for sedimenter. Diskusjon omkring PCB-profiler er basert på fordelingen av %-andeler av PCB-7 kongenene. Det blir i den forbindelse sammenliknet PCB-profiler med enkelte kommersielle PCB-blandinger for karakterisering (jfr. De Voogt og Brinkman 1989). Ved angitte verdi under deteksjonsgrensen for enkeltkongener (< dg) benyttes verdien ½ dg som sannsynlig konsentrasjon i videre beregninger (jfr. Clarke 1994).

Analysemetodikk for polisykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) er gitt i vedlegg 3. Strengt tatt omfatter PAH bare molekyler som har tre eller flere aromatiske ringer av karbon og hydrogen. Imidlertid medregnes ofte naftalener og andre disykliske og heterosykliske forbindelser. Analysene er sammenlignet med en standard som inneholder 26 komponenter, selv om antallet tilstedeværende forbindelser ofte er langt høyere (Thrane 1988). Av de kvantifiserte forbindelsene regnes 6 komponenter (+ dibenzopyrener) i samlegruppen "potensielle kreftfremkallende forbindelser" og betegnes sum KPAH (jfr. vedlegg 3 og IARC 1987). Av sum KPAH tillegges ofte benzo(a)pyren størst betydning ved vurdering av tilstand og forurensningsgrad i miljøet.

Det ble gjort et utvalg på 39 prøver for analyse mht. sedimentenes innholdet av tributyltinn (TBT). Analysemetodikk er kortfattet gjengitt i vedlegg 4.

Analyse av THC er en kvantifisering av totalmengden oljehydrokarboner som avgrenses av ulike kokepunktområder og omfatter kun de upolare forbindelsene i prøvematerialet. Metodikk for opparbeiding og kvantifisering er gjengitt i vedlegg 5.

Analyseprogrammet for denne undersøkelsen er i sin helhet gjengitt i vedleggstabell 3. Det ble gjennomgående forsøkt å analysere flest mulig parametere i samme prøvemateriale. Men av praktiske hensyn ble parallelle prøver (pseudoreplikater) fordelt på laboratoriene.

3.3. Klassifisering av sedimenter

Miljøgifter som metaller og PAH har et naturlig bakgrunnsnivå (som følge av erosjon av berggrunnen, vulkanutbrudd, skogbrann o.l.). Andre, f. eks. DDT og PCB, stammer utelukkende fra menneskelige aktiviteter og skal ha en forventet null-forekomst i omgivelsene. Imidlertid har også slike stoffer nå fått en global spredning. Dette er årsaken til at det kan være formålstjenlig å operere med et "antatt høyt bakgrunnsnivå" også for disse. Med andre ord skjønnsmessige øvre grenser for konsentrasjoner ("normalverdier"), som kan ventes i ulike medier ved bare diffus belastning (utenfor innflytelse av punktkilder).

"Antatt høyt bakgrunnsnivå" er et upresist begrep med varierende innhold avhengig av f. eks. nærhet til industrialiserte områder, men muliggjør å anslå forurensningsgrad som grad av avvik fra det "normale" f. eks. langs kysten av Norge.

Tabell 1. Antatte/foreslåtte bakgrunnsverdier/normalverdier for de undersøkte tungmetaller og organiske miljøgiftene i finkornige marine sedimenter. * usikre angivelser p.g.a. manglende eller lite entydige data.

Komponent	Konsentrasjon	Kommentar	Referanse
Arsen-As	15 ± 5 mg/kg t.v.	Øvre grense benyttes	① ②
Bly-Pb	20 ± 10 mg/kg t.v.	Øvre grense benyttes	① ②
Kadmium-Cd	0.2 ± 0.05 mg/kg t.v.	Øvre grense benyttes	① ②
Kobber-Cu	25 ± 10 mg/kg t.v.	Øvre grense benyttes	① ②
Krom-Cr	50 ± 20 mg/kg t.v.	Øvre grense benyttes	① ②
Kvikksølv-Hg	0.1 ± 0.05 mg/kg t.v.	Øvre grense benyttes	① ②
Nikkel-Ni	20 ± 10 mg/kg t.v.	Øvre grense benyttes	① ②
Sink-Zn	100 ± 50 mg/kg t.v.	Øvre grense benyttes	① ②
THC	5-10 mg/kg t.v.	Bakgrunnsnivå i Nordsjøen	③
ΣPAH	<300 µg/kg t.v.		① ②
B(a)P	<10 µg/kg t.v.	Normalt 3-5% av sum PAH	① ②
Tot. PCB	<5 µg/kg t.v.		① ②
5CB*	<0.5 µg/kg t.v.	Som for HCB	④
HCB	<0.5 µg/kg t.v.		① ②
OCS*	<0.5 µg/kg t.v.	Som for HCB	④
ΣDDT*	<0.3-0.5 µg/kg t.v.	Foreløpig anslag	⑤ ⑧
α-HCH*	<0.5 µg/kg t.v.	Anslag 10% av tot. PCB?	⑥
γ-HCH*	<0.5 µg/kg t.v.	Anslag 10% av tot. PCB?	⑥
TBT*	3 µg/kg t.v.	Foreløpig forslag	⑦

① Knutzen et al. 1993, ② Rygg og Thélin 1993b, ③ Kaarstad og Tefler 1991, ④ Næs og Oug 1991, ⑤ Konieczny 1992, ⑥ Knutzen pers. med. ⑦ Konieczny 1994c ⑧ Konieczny og Juliussen 1995a

I tabell 1 gis de anvendte "bakgrunnsverdier" for de respektive miljøgiftene og det er benyttet øvre grense ved beregning av overkonsentrasjoner i diskusjonen. Det bemerkes at det for enkelte av de målte komponentene ikke foreligger tilfredsstillende mengde data for å angi sikre normalverdier. Det er likevel angitt som usikre verdier, hentet fra litteraturen for orientering.

Tabell 2 viser grenseverdiene for angivelse av tilstandsklasser og forurensningsgrad. Ved klassifisering av tilstand skilles det ikke mellom naturtilstanden og menneskelig påvirkning, men summen av disse er den observerte tilstand. Det opereres med fem tilstandsklasser, fra god (kl. I) til meget dårlig (kl. V) for sedimenter. Videre representerer forurensningsgradene som benyttes avviket mellom den observerte tilstand (tilstandsklassene) og den forventede naturtilstand ("antatt bakgrunnsnivå"). Også her benyttes en femdeling, fra lite forurenset - grad 1 til meget sterkt forurenset - grad 5 (nedre del av tabell 2).

Tabell 2. Klassifisering av tilstand og forurensningsgrad i marine sedimenters øvre lag med hensyn til utvalgte miljøgifter modifisert etter Knutzen 1992, Knutzen og Skei 1990, Knutzen et al. 1993, Rygg og Thélín 1993a, 1993b, Næs og Oug 1991, Dowson et al. 1993 og Espourteille et al. 1993. * forslag eller usikre angivelser p.g.a. manglende eller entydige data. Konsentrasjoner på tørrvektsbasis.

Komponent	Klasse I	Klasse II	Klasse III	Klasse IV	Klasse V
	"God"	"Mindre god"	"Nokså dårlig"	"Dårlig"	"Meget dårlig"
As (mg/kg)	<20	20-80	80-400	400-1000	>1000
Pb (mg/kg)	<30	30-120	120-600	600-1500	>1500
Cd (mg/kg)	<0.25	0.25-1	1-5	5-10	>10
Cu (mg/kg)	<35	35-150	150-700	700-1500	>1500
Cr (mg/kg)	<70	70-300	300-1500	1500-5000	>5000
Hg (mg/kg)	<0.15	0.15-0.6	0.6-3	3-5	>5
Ni (mg/kg)	<30	30-130	130-600	600-1500	>1500
Zn (mg/kg)	<150	150-700	700-3000	3000-10000	>10000
ΣPAH (mg/kg)	<0.3	0.3-2	2-6	6-20	>20
B(a)P (µg/kg)	<10	10-50	50-200	200-500	>500
ΣPCB (µg/kg)	<5	5-25	25-100	100-300	>300
THC (mg/kg)*	<10	10-100	100-1000	1000-10000	>10000
5CB (µg/kg)*	<0.5	0.5-2.5	2.5-10	10-50	>50
HCB (µg/kg)	<0.5	0.5-2.5	2.5-10	10-50	>50
OCS (µg/kg)*	<0.5	0.5-2.5	2.5-10	10-50	>50
ΣDDT (µg/kg)*	<0.5	0.5-2.5	2.5-10	10-50	>50
α-HCH (µg/kg)*	<0.5	0.5-2.5	2.5-10	10-50	>50
γ-HCH (µg/kg)*	<0.5	0.5-2.5	2.5-10	10-50	>50
TBT (µg/kg)*	<3	3-10	10-100	100-500	>500
Forurensningsgrad	Grad 1	Grad 2	Grad 3	Grad 4	Grad 5
	"Lite"	"Moderat"	"Markert"	"Sterk"	"Meget sterk"
Overkons. ca.	<1x	1-4x	4-20x	20-80x	>80x

4. RESULTATER OG DISKUSJON

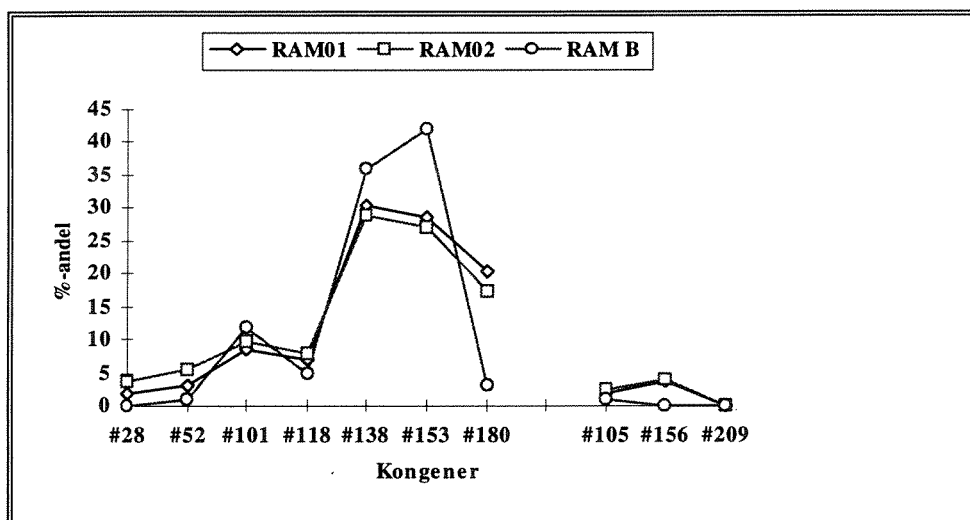
4.1. Ramsund havn

Ramsund havn med prøvestasjoner er vist i vedleggsfigur 1. Det ble analysert to overflateprøver (0-2 cm) fra denne lokaliteten (RAM01 og 02) utenfor Ramsund Orlogsstasjon mellom Rambøvika og Båtneset. Øvrige bakgrunnsdata vedrørende prøvestasjonene er gitt i vedleggstabellene 1-3.

4.1.1. Miljøgifter i sedimenter

Det var ingen nevneverdig tungmetallforurensning i sedimentprøvene fra Ramsund, men kun svake overkonsentrasjoner Hg, Pb, Cu og Zn (vedlegg 1). Nivåene tilsvarer sedimenttilstand "mindre god" og var gjennomgående ca. 2 ganger høyere utenfor Orlogsstasjonen (RAM01) enn lenger nord i sundet. De lave nivåene har trolig sammenheng med en god vannutskiftning i området, men forekomstene reflekterer trolig likevel en svak påvirkning fra skipstrafikken.

Derimot var det klar og ikke helt ubetydelig forekomst av PCB i sedimentene. De to stasjonene inneholdt beregnet total PCB på hhv. 107 og 58.4 µg/kg tørrvekt (vedlegg 2). Igjen var det som for metaller omkring 2 ganger mer utenfor kaiene ved Orlogsstasjonen og nivåene tilsvarer tilstandsklasse III-IV ("nokså dårlig" til "dårlig").



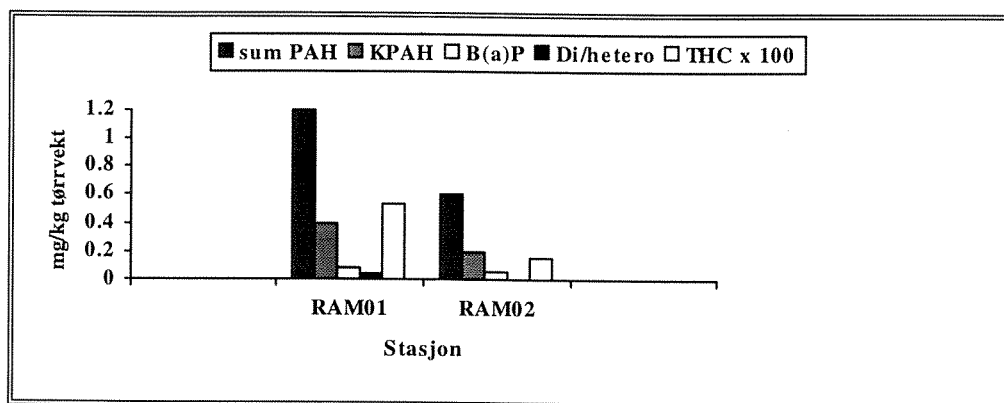
Figur 1. PCB-profiler i overflatesedimenter (0-2 cm) og blåskjell - *Mytilus edulis* (RAM B; Knutzen et al. 1995) fra Ramsund havn, 1994. Profilene i sedimenter indikerer tilstedeværelse av Aroclor 1260.

PCB-profilene i prøvene var tilnærmet identiske og antyder tilstedeværende høyklorert PCB av typen Aroclor 1260 (figur 1).

Det var også registrert spor av andre persistente klororganiske forbindelser i prøvene (5CB, HCB og sum DDT, mest i RAM01). Men nivåene lå kun omkring de antatte bakgrunnsnivåer for slike forbindelser i marine sedimenter (vedlegg 2).

Forekomstene av PAH var forholdsvis moderate og på hhv. ca. 1.2 og 0.6 mg/kg tørrvekt med dominerende innhold av benzo(b,j,k)fluoranten, flouranten og pyren (vedlegg 3). Konsentrasjonene tilsvarer 2-4 ganger overkonsentrasjon relatert til antatt bakgrunnsnivå og tilstandsklasse II ("mindre god") for marine sedimenter.

Innholdet av KPAH var på 36-37% og prøvene hadde en B(a)P-andel på 7-8% (kfr. figur 2). Totalt sett antyder profilsammensetningen et forbrenningsavledet opphav, noe som understøttes av den lave andelen di/heterosykliske forbindelser på 1-3%. Det kan også antydes at det finnes en mindre andel av kullrester i sedimentene.



Figur 2. Forekomster av PAH, KPAH, B(a)P, di/heterosykliske forbindelser og TCH gitt i mg/kg tørrvekt (verdier avrundet) i overflatesedimenter (0-2cm) fra Ramsund havn 1994. Merk! Konsentrasjonsangivelse for THC.

Forekomsten av oljehydrokarboner var forholdsvis lav ca. 16-53 mgTHC/kg tørrvekt og bidro lite til den totale aromatfraksjonen i sedimentene (vedlegg 5 og figur 2). Likeledes var innholdet av TBT relativt lavt (11-26 µg/kg tørrvekt), selv om det forventes forhøyede konsentrasjoner i nærområdet til en slik lokalitet som Ramsund Orlogstasjon, med stor skipstrafikk (vedlegg 4). Ut over de angitte observasjoner finnes det ikke data vedrørende miljøgifter i sedimenter fra Ramsund-området.

4.1.2. Potensielle forurensningskilder

Det er ikke blitt kartlagt forurensede lokaliteter i Tjeldsund kommune, slik at informasjonen om potensielle kilder er svært begrenset (kfr. NGU 1990a). Husholdnings- og spesialavfall har siden midten av 1970-tallet vært underlagt en tvungen renovasjonsordning. Likevel er det lokalisert enkelte private fyllinger i området, men eventuelle forurensningsbidrag derfra er ukjent.

Mulig forurensning lokalt i Ramsundområdet begrenser seg antageligvis til resultatet av skipstrafikk og aktivitetene knyttet til Forsvaret og Ramsund Orlogstasjon. Det kan dog bemerkes at ved Rødskjær, et stykke lenger nord i Tjeldsundet, finnes sjønære industrifyllinger og områder med forurenset grunn (NGU 1990b). Samtidig er det påpekt at det periodisk forekommer meget sterk strøm i Tjeldsundet (Norges sjøkartverk 1988), men i hvilken grad det kan forekomme tilførsler utenfra til det undersøkte området vites ikke.

4.1.3. Tilstand og vurdering

Observasjonene fra sedimentdata indikerer liten forurensning av tungmetaller, PAH og olje. Derimot ble det funnet forholdsvis mye PCB og noe TBT, men samlet gir dette inntrykk av et moderat forurenset område (tabell 3).

Tidligere rapporterte data vedrørende miljøgifter i organismer antyder at Ramsund havn likevel er et forholdsvis sterk belastet område (Knutzen et al. 1995). Særlig bemerkelsesverdig var de høye nivåene av PCB-7 og TBT i blåskjell fra denne lokaliteten (hhv. 99.9 µg/kg og 468 µg/kg våtvekt). Normalt forventes det ikke klare sammenhenger mellom miljøgiftkonsentrasjoner i bunnsedimentene og fastsittende organismer, med unntak av på svært grunt vann. Likevel er det en meget stor likhet mellom PCB-profilene i sedimenter (innbyrdes) og blåskjell, noe som derfor antas å reflektere påvirkninger fra den samme forurensningskilde (kfr. figur 1).

Tabell 3. Forurensningsgrader mht. utvalgte miljøgifter i sedimenter fra Ramsund havn, 1994.

	Hg	Cd	Pb	Cu	Zn	Ni	Cr	As	PCB	DDT	HCB	PAH	TBT	THC
Ramsund havn														
Denne undersøkelsen	2	1	2	2	2	1	1	1	4	2	1	2	3	2

På bakgrunn av den samlede informasjonen om miljøgiftsituasjonen i Ramsund havn og da særlig i organismer, bør supplerende undersøkelser gjennomføres på sikt. I dette arbeidet bør det fokuseres på lokalisering av kildene til PCB og TBT.

4.2. Harstad havn

Harstad havn med prøvestasjoner er vist i vedleggsfigur 2. Det ble totalt analysert 4 overflateprøver (0-2 cm) i et transekt fra Gangsåsbotn (HAR01) og utover til innløpet av havnebassenget (HAR04). Øvrige bakgrunnsdata vedrørende prøvestasjonene er gitt i vedleggstabellene 1-3.

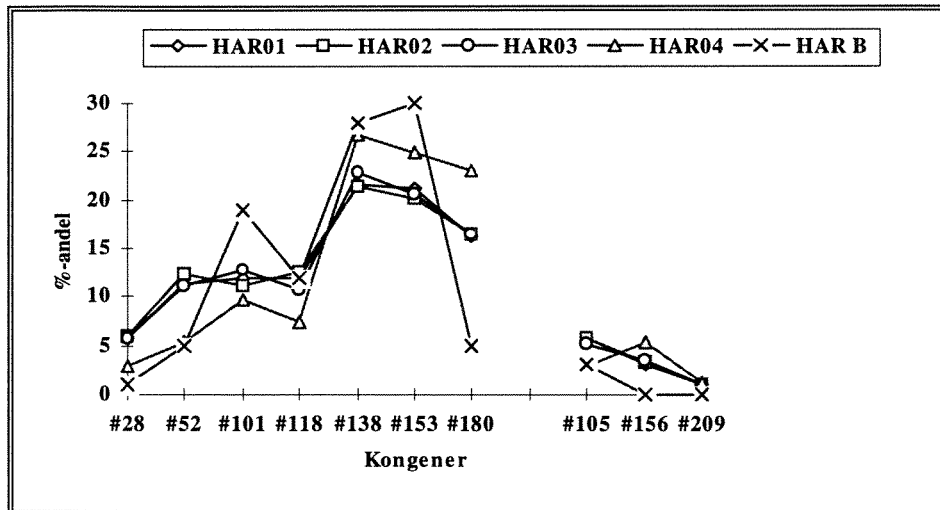
4.2.1. Miljøgifter i sedimenter

Det var en markert tungmetallforurensning i sedimentprøvene fra Harstad havn, med overkonsentrasjoner for alle de undersøkte metallene (vedlegg 1). Mest markert var forekomsten av Hg med gjennomsnitt på 2.40 mg/kg tørrvekt, beregnet fra konsentrasjoner på 0.48-4.82 mg/kg tørrvekt. Dette tilsvarer tilstandsklasse IV for marine sedimenter og opptil 32 ganger et antatt bakgrunnsnivå. Maksimumskonsentrasjonene for Cd, Pb og Cu var hhv. 1.12, 360 og 296 mg/kg tørrvekt (alle tilstandsklasse III) og for Zn 545 mg/kg tørrvekt (tilstandsklasse II). Resterende metaller viste kun svake overkonsentrasjoner (vedlegg 1). De høyeste konsentrasjonene for Hg, Cu, Pb og Zn ble målt på stasjon HAR03 som lå utenfor Kaarbø Mek. verksted a/s.

Forekomstene av PCB i overflatesedimentene i Harstad havnebasseng var også svært høye (tilstandsklasse III-V) og det beregnede gjennomsnitt for total PCB var på ca. 260 µg/kg tørrvekt (vedlegg 2). Maksimumskonsentrasjonen på 451.8 µg/kg tørrvekt tilsvarer ca. 90 ganger overkonsentrasjon og ble observert på stasjon HAR03.

Betragtes PCB-profilene i sedimentene indikerer disse trolig to ulike tilførselskilder. Forekomstene består hovedsakelig av typen Aroclor 1254 med innblanding av Aroclor 1260. Dette ses tydeligst på de tre innerste stasjonene (HAR01-03). På den ytterste stasjonen (HAR04) er derimot innslaget av Aroclor 1260 så dominerende at forholdet kan tyde på en egen PCB-kilde (figur 3).

Inkluderes tilsvarende PCB-profil fra blåskjell tatt i ytre havneområdet kan det se ut som disse er påvirket av Aroclor 1260-kilden. Ved å sammenlikne blåskjell herfra med skjellene fra Ramsund hvor det også ble antydnet en Aroclor 1260-kilde (kfr. figur 1), kan det observeres klare likheter i profilene.



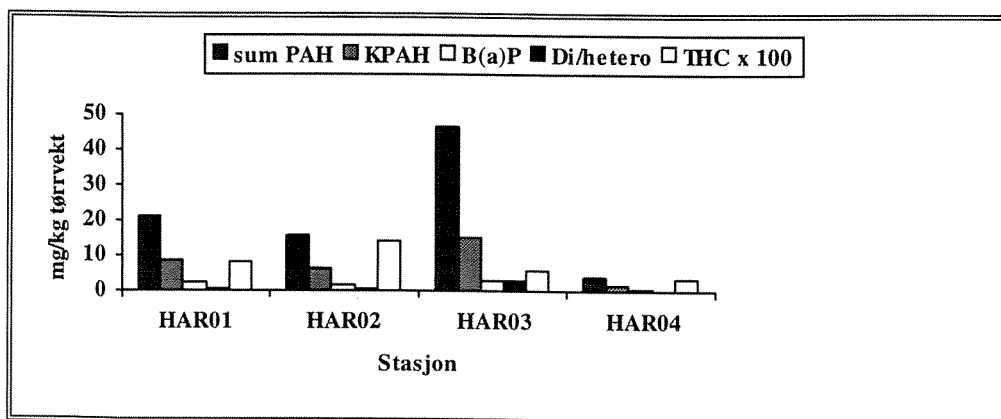
Figur 3. PCB-profiler i overflatesedimenter (0-2 cm) og blåskjell - *Mytilus edulis* (HAR B; Knutzen et al. 1995) fra Harstad havn, 1994. Profilene i sedimenter indikerer tilstedeværelse av hovedsakelig Aroclor 1254, med innslag av Aroclor 1260.

Det ble også funnet spor av 5CB, HCB, α -HCH og/eller γ -HCH i størrelsesordenen 0.2-0.7 $\mu\text{g}/\text{kg}$ tørrvekt. Det ble også målt konsentrasjoner mellom 1.3-9.2 $\mu\text{g}/\text{kg}$ tørrvekt for ΣDDT (vedlegg 2). Samlet indikerer dette forholdet at det eksisterer mange kilder til klororganiske miljøgifter i Harstad havn.

Det ble også for undersøkelsen funnet de tre høyeste PAH-konsentrasjonene i Harstad havnebasseng. Sedimentene på de tre stasjonene (HAR01, 02 og 03) hadde PAH-innhold på hhv. ca. 21, 16 og 46 mg/kg tørrvekt eller tilsvarende ca. 70-150 ganger overkonsentrasjon (vedlegg 3).

Alle prøvene var dominert av benzo(b,j,k)fluoranten og fluoranten, og med KPAH-innhold på 33-41%. Andelen av B(a)P var på 7-10% og di-/heterosykliske forbindelser 3-6%. Dette indikerer at PAH har et forbrenningsrelatert opphav i hele havneområdet (figur 4).

Det må bemerkes at HAR03 skilte seg noe ut fra de andre i den totale sammensetningen (lavest KPAH og B(a)P og mest lavaromatiske forbindelser), ved vesentlig mer fenantren, antracen og benzo(a)antracen. Dette kan tyde på at innslaget av kullstøv er betydelig i sedimentene.



Figur 4. Forekomster av PAH, KPAH, B(a)P, di-/heterosykliske forbindelser og TCH gitt i mg/kg tørrvekt (verdier avrundet) i overflatesedimenter (0-2cm) fra Harstad havn 1994. Merk! Konsentrasjonsangivelse for THC.

Forekomsten av oljehydrokarboner var temmelig omfattende med mer enn 800 mgTHC/tørrvekt (kfr. figur 4 og vedlegg 5). Høyeste konsentrasjon ble målt på stasjon HAR02 med 1436 mg/kg tørrvekt, noe som tilsvarer en forholdsvis dårlig sedimenttilstand. Det ble da også registrert visuell olje i alle de 4 sedimentprøvene, men forekomsten synes ikke å være av slik betydning at det influerer på sedimentenes samlede sammensetning av aromatiske hydrokarboner (PAH og olje).

Overflatesedimentenes innhold av TBT var på mellom 190 og 2400 µg/kg tørrvekt og med et gjennomsnitt på 1300 µg/kg (vedlegg 4). Dette tilsvarer for Harstad havn fra foreslått tilstandsklasse IV (HAR04) og langt over tilstandsklasse V på resterende stasjoner. Forekomstene utgjør overkonsentrasjoner på 350-800 ganger i store deler av havnebassenget og har sammenheng med tilførsler fra de lokale skipsverftene og stor havnetrafikk.

Ut over de nevnte observasjoner finnes det ingen tilgjengelige data vedrørende miljøgifter i Harstad havn.

4.2.2. Potensielle forurensningskilder

Det er kartlagt en rekke lokaliteter omkring Harstad by og havneområdet som kan føre til potensielle forurensning enten direkte eller via avrenning. Totalt 10 av de total 16 klassifiserte lokalitetene ligger knyttet til selve havnen, har i varierende grad blitt benyttet i perioden fra 1950 og frem til i dag. Disse omfatter 2 kommunale avfallsfyllinger (Seljestadfjæra og Harstadbotn), 4 industrifyllinger (Ervik, hhv. Mathiassen og Kaarbø mek. verksted, samt Ytre Rolløy Fiskesamvirke), forurenset grunn ved Danielsen skraphandel og Ytre Gangsås tankanlegg, Botntjern bilvrak deponi og dumpeplassen for skip ved Måga (NGU 1990b).

Samlet har disse lokaliteter kunnet bidra med lekkasje av mineralolje, spilloljer og annet oljeavfall, tilførsler av tungmetaller bl.a. bly, PCB-holdig transformatorolje, slipestøv fra båter og bunnstoffer. En spesiell avfallsfylling med avrenning til Bergsvågen nord for byen, må i tillegg nevnes, da det er deponert store mengder salmiakkspirit og klorerte oljer der (NGU 1990b).

Det sterkt trafikkerte havneområdet har ved siden av mange mekaniske verksteder, flere bunkringsanlegg, slipper og småindustri som trevarer, fryserier og kjøleanlegg. Dessuten har det i utstrakt grad forekommet import og omlasting av kull og olje (Norges sjøkartverk 1988).

4.2.3. Tilstand og vurdering

Samlet indikerer tungmetallene en forholdsvis dårlig sedimenttilstand og nivåene stort sett de høyeste i undersøkelsen av de to nordligste fylkene. Likeledes var forekomstene av organiske miljøgifter alarmerende høye og sammenlignbare med flere havner i Sør-Norge (Konieczny og Juliussen 1995a). Hovedsakelig forurensningsgrad 3-4 og for enkelte komponenter lagt over grad 5 (tabell 4), anses å føre til høyst uønskede konsekvenser i miljøet, noe som bekreftes av nivåer i organismer. En slik forurensningssituasjon i sedimentene forsterker det forhold at mye av slike tilførsler kan tilskrives aktiviteter ved skipsverftene (kfr. f. eks. Stavanger, Haugesund og Kragerø). Men det er innlysende at forholdene i Harstad havn i tillegg har sin årsak i stor avrenning fra deponier og annen forurenset grunn.

Tabell 4. Forurensningsgrader mht. utvalgte miljøgifter i sedimenter fra Harstad havn, 1994

	Hg	Cd	Pb	Cu	Zn	Ni	Cr	As	PCB	DDT	HCB γ-HCH	PAH	TBT	THC
Harstad havn														
Denne undersøkelsen	4	3	3	3	2	2	2	2	5	3	2	5	5	4

Ut fra den totale forurensningssituasjonen beskrevet over og de mange aktive og potensielle miljøgiftkildene, må en videre kartlegging i Harstad havn gis svært høy prioritet. Spesielt må det fokuseres videre på lokalisering av alle kildene, belyse bidragene, influensområder og ikke minst påvirkningen av spiselige organismer, med tanke på innføring av kostholdsråd.

4.3. Finnsnes havn

Det ble samlet sedimentprøver fra to stasjoner i Finnsnes havneområde og disse er vist i vedleggsfigur 3. En overflateprøver (0-2 cm) ble tatt sentralt i Finnfjordbotn (FIN01) og en tilsvarende i selve havnen utenfor rutebåtkaien (FIN02). Øvrige bakgrunnsdata vedrørende prøvestasjonene er gitt i vedleggstabellene 1-3.

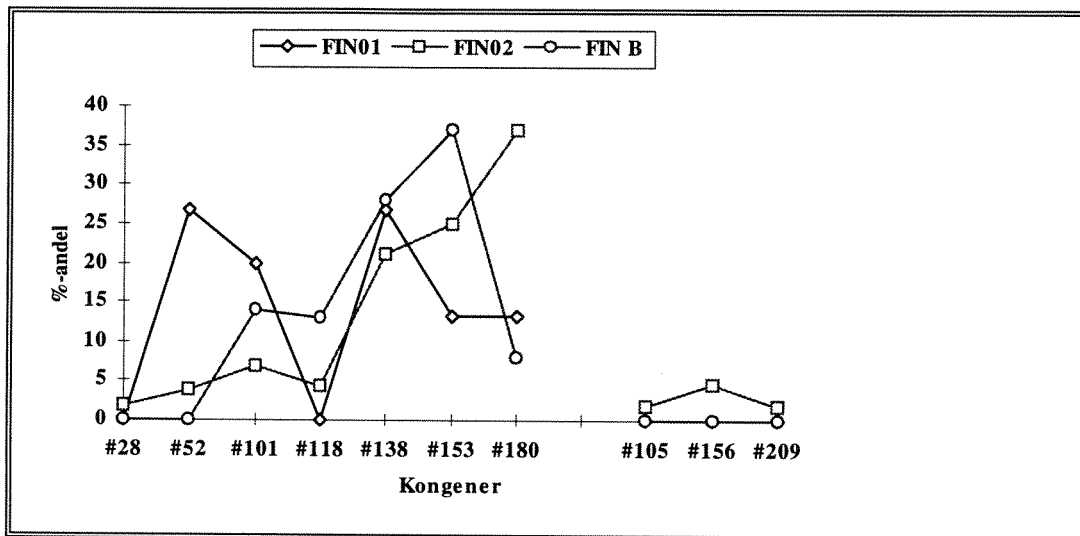
4.3.1. Miljøgifter i sedimenter

Det var ingen tungmetallforurensning i sedimentprøvene fra Finnsnes havn, da alle konsentrasjoner med unntak av Cr på stasjon FIN01, lå under de antatte bakgrunnsnivåer (kfr. vedlegg 1 og tabell 1).

Det ble derimot funnet en markert forhøyet konsentrasjon for total PCB på stasjonen i hovedhavnen (FIN02). Her ble det observert 32 µg/kg tørrvekt eller ca. 6 ganger overkonsentrasjon. På den andre stasjonen var forekomsten lavere en antatt bakgrunn (vedlegg 2). PCB-profilene er ikke entydige og indikerer at det kan finnes ulike kilder, selv om profilen fra FIN01 er noe usikker, grunnet den lave konsentrasjonen. Begge forekomstene synes likevel å stamme fra forholdsvis høyklorerte PCB-blandinger. Det kan antydes en mulig forekomst av Aroclor 1248 i Finnfjorden, mens det i nærheten av selve havneområdet kan finnes en Aroclor 1260-kilde (figur 5). Blåskjell-profilen, for øvrig noe lik både Ramsund og Harstad understøtter dette forhold.

Av andre persistente klororganiske forbindelser var det bare sum DDT som opptrådte i detekterbare konsentrasjoner. Det ble målt en moderat overkonsentrasjon på 3.9 µg/kg tørrvekt i FIN02 fra hovedhavnen (vedlegg 2).

Den mest fremtredende miljøgiften i Finnsnes havneområde var kanskje forekomstene av PAH. Det ble registrert mest i overflatesedimentene i selve hovedhavnen med ca. 3.3 mg/kg tørrvekt, noe som tilsvarer 11 ganger overkonsentrasjon (vedlegg 3). Tilsvarende ble det funnet i underkant av 1 mg/kg tørrvekt i Finnfjordbotn. Disse forekomstene er i samme størrelsesorden, men sammensetningene var svært ulike og høyst karakteristiske.

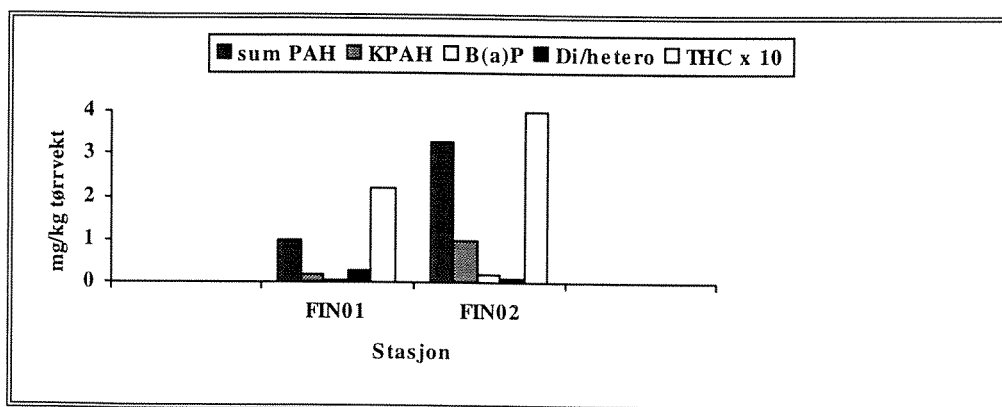


Figur 5. PCB-profiler i overflatesedimenter (0-2 cm) og blåskjell - *Mytilus edulis* (FIN B; Knutzen et al. 1995) fra Finnsnes havn, 1994. Profilene i sedimenter indikerer tilstedeværelse av hovedsakelig Aroclor 1260, med mulig innslag av Aroclor 1248.

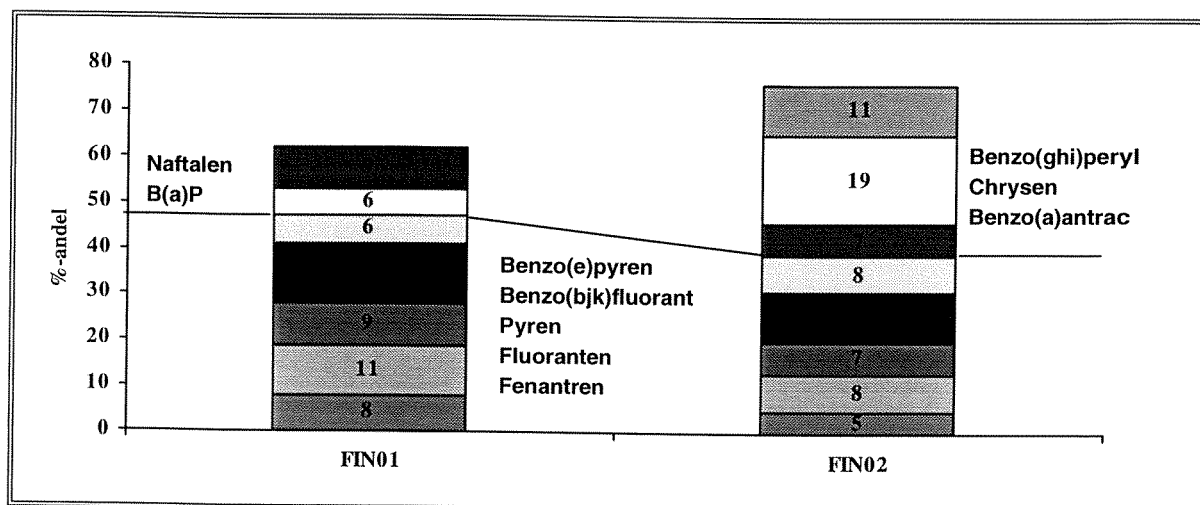
KPAH-innholdet var på hhv. ca. 24 og 30 % (lavest i Finnfjordbotn), mens B(a)P-andelen for begge var 5-6%. Samlet tyder dette på at innslaget av forbrenningsavledet PAH er moderat. Den øvrige komponentsammensetningen av forekomsten i FIN02 understøtter også et slikt opphav, ved høyt innhold av fluoranten, benzofluorantener, chrysen og benzo(ghi)perylene og kun 4% di-/heterosykliske forbindelser (kfr. vedlegg 3).

I tillegg inneholdt prøven også noe fenantren, antracen og benzo(a)antracen som f. eks. kan skyldes et mindre innslag av kullrester (figur 7). Det tilsvarende innslaget av di-/heterosykliske forbindelser i FIN01 var hele 27%. PAH-forekomsten her hadde samtidig en annen sammensetning. Foruten fluoranten og benzofluorantener som over, samt pyren og fenantren, hadde den et markert høyt innhold av naftalen og metylnaftalener.

Sistnevnte vil normalt indikere en til dels kraftig oljepåvirkning, men forekomstene av oljehydrokarboner (THC) i Finnsnes var begge lave og lå mellom 22-40 mg/kg tørrvekt (vedlegg 5 og figur 6). Derfor består trolig PAH-forekomsten i Finnfjordbotn hovedsakelig av uforbrent kull eller koks (figur 7).



Figur 6. Forekomster av PAH, KPAH, B(a)P, di-/heterosykliske forbindelser og TCH gitt i mg/kg tørrvekt (verdier avrundet) i overflatesedimenter (0-2cm) fra Finnsnes havn 1994. Merk! Konsentrasjonsangivelse for THC.



Figur 7. PAH-profiler basert på %-andeler av de 7 respektive 8 dominerende forbindelsene i overflatesedimenter (0-2 cm) fra Finnsnes havn 1994. Merk! Rekkefølgen på de angitte forbindelser tilsvarer rekkefølgen i søylene.

Innslagene av TBT-konsentrasjoner i sedimentene fra Finnsnes var forholdsvis høye og lå mellom 34 og 49 µg/kg tørrvekt og tilsvarer anslagsvis 11-16 ganger overkonsentrasjon (vedlegg 4). Dette kan tyde på en markert belastning fra skipstrafikk i dette området. Ytterligere observasjoner av miljøgifter i sedimenter er ikke kjent fra Finnsnes havneområde.

4.3.2. Potensielle forurensningskilder

Finnsnes er et mindre tettsted i Lenvik kommune, med omkring 3000 innbyggere, men er til gjengjeld et trafikknutepunkt med atskillig industrivirksomhet (Norges sjøkartverk 1988). Stedet har både trevarefabrikker, kjemiske fabrikker, mekaniske verksteder, fiskeredskapsfabrikker mm., men av særlig betydning er kun smelteverket for ferrosilisium i Finnfjordbotn.

Det er også etablert en rekke avfalls- og industrifyllinger i området rundt Finnsnes, hvor mange av disse har direkte avrenning til sjøen. Av disse kan nevnes Nygård og Dompa kommunale avfallsfyllinger hvor det foreligger mistanke om deponering av spesialavfall. Forurenset grunn er registrert i forbindelse med industrivirksomheten ved REFA a/s og Finnfjord Smelteverk og begge lokaliteter har også tilhørende industrifyllinger. Førstnevnte har stått for spill av parafin og diesel, samt deponering av white spirit- og bitumen-holdig avfall. Ved smelteverket er det først og fremst PAH (kull, koks og forbrenningsrester) og tungmetaller som utgjør en potensiell belastning i nærområdet (NGU 1990b).

Spesielt må også Botnhågen forbrenningsanlegg nevnes som potensiell forurensningskilde selv om dette ikke har direkte kontakt med havnen. Her finnes en stor fylling hvor det er deponert PAH-holdig aske, slag og støv.

4.3.3. Tilstand og vurdering

Resultatene fra undersøkelsen antyder at det er en moderat til markert forurensning av en rekke organiske miljøgifter i Finnsnes havneområde. Generelt ble det observert tilstander tilsvarende forurensningsgrad 3 for marine sedimenter. Tungmetaller synes ikke å forekomme i overflatesedimentene (tabell 5).

Totalt sett rettferdiggjør en slik forurensningssituasjon at det bør foretas supplerende undersøkelser særlig med hensyn til de mange potensielle kildene til og mulige tilførsler av PAH (smelteverket, forbrenningsanlegget, kull/koks lager mm.). Nye undersøkelser i Finnsnes-området kan imidlertid gis noe lavere prioritet.

Tabell 5. Forurensningsgrader mht. utvalgte miljøgifter i sedimenter fra Finnsnes havn, 1994

	Hg	Cd	Pb	Cu	Zn	Ni	Cr	As	PCB	DDT	HCB	PAH	TBT	THC
Finnsnes havn														
Denne undersøkelsen	1	1	1	1	1	1	2	1	3	3	1	3	3	2

4.4. Tromsø havn

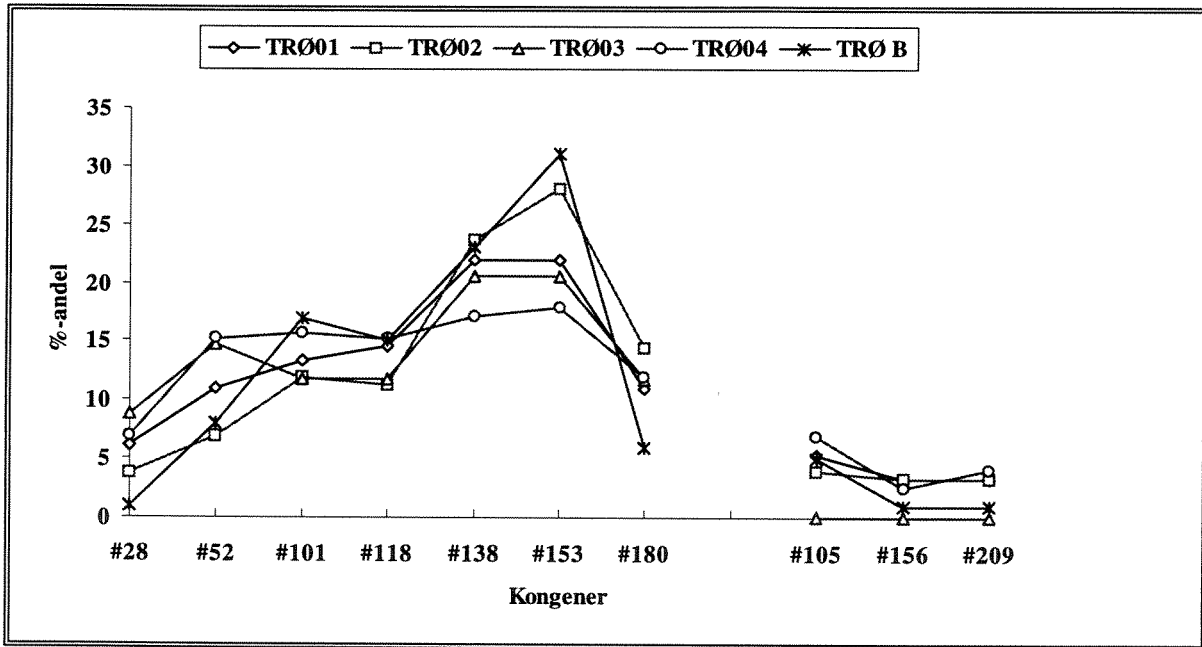
Det ble samlet sedimentprøver fra 4 stasjoner i Tromsø havneområde og disse er vist i vedleggsfigur 4. En stasjon ble plassert syd i Tromsøysundet (TRØ01) og to mot nord i havneområdet (TRØ02 og 03). Den siste stasjonen ble tatt utenfor skipsverftet (TRØ04). Øvrige bakgrunnsdata vedrørende prøvestasjonene er gitt i vedleggstabellene 1-3.

4.4.1. Miljøgifter i sedimenter

Totalt sett var det forholdsvis moderate mengder med tungmetaller i overflatesedimentene i Tromsø havn. Det ble registrert overkonsentrasjoner for alle metallene i størrelsesordenen 1-9 ganger antatte bakgrunnsnivåer, noe som gjennomgående tilsvarer en "mindre god" sedimenttilstand. Mest markert var forekomstene av kvikksølv, bly kobber og sink på stasjon TRØ04 utenfor skipsverftet, med konsentrasjoner på hhv. 1.31 mgHg/kg, 106 mgPb/kg, 146 mgCu/kg og 249 mgZn/kg tørrvekt (vedlegg 1).

Det ble også registrert forholdsvis moderate mengder med PCB i havneområdet. Konsentrasjonene varierte fra omkring bakgrunnsnivå opp til 55 µg/kg tørrvekt for beregnet total PCB (vedlegg 2). Høyeste konsentrasjon ble funnet utenfor skipsverftet og tilsvarte 11 ganger overkonsentrasjon og en "nokså dårlig" sedimenttilstand.

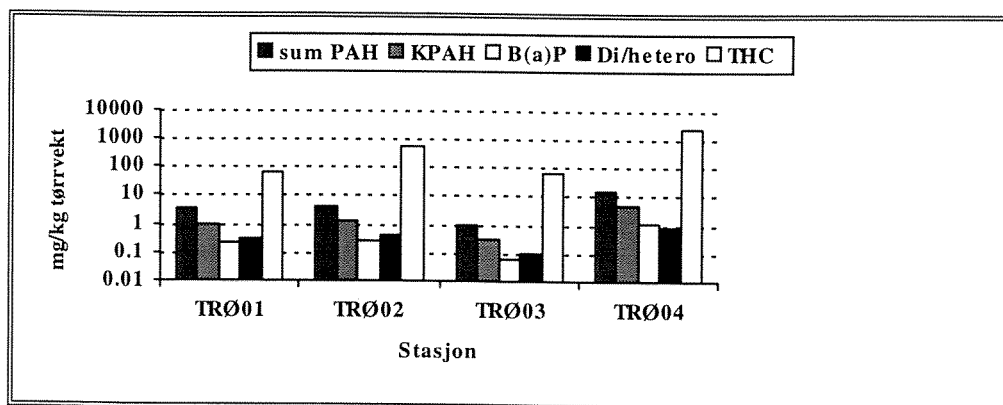
Figur 8 viser de respektive PCB-profilene og forekomstene består av en blanding av de høyklorerte PCB-variantene Aroclor 1254 og 1260. Tydeligst kan dette ses av profilen i TRØ04 utenfor skipsverftet. Det bemerkes at profilen i blåskjellene tatt i nærheten av skipsverftet er noe forskjellig fra profilen i sedimentene fra samme område, men likner tilsvarende profiler fra de foregående lokaliteter (kfr. 4.1.1, 4.1.1 og 4.3.1 med figurer).



Figur 8. PCB-profiler i overflatesedimenter (0-2 cm) og blåskjell - *Mytilus edulis* (TRØ B; Knutzen et al. 1995) fra Tromsø havn, 1994. Profilene i sedimenter indikerer tilstedeværelse av en blanding av hovedsakelig Aroclor 1254 med innslag av Aroclor 1260.

Det ble funnet spor av DDT i alle prøvene fra Tromsø havn, men i svært små mengder (sum DDT lik 0.2-2.7 µg/kg tørrvekt). Av andre persistente klororganiske komponenter lot kun HCB seg kvantifisere og konsentrasjonene lå mellom 0.2-0.6 µg/kg tørrvekt (vedlegg 2).

Den dominerende miljøgiften i overflatesedimentene var tilsynelatende PAH-forekomstene. Konsentrasjonene av sum PAH lå i intervallet ca. 1-14 mg/kg tørrvekt, som representerer 3-48 ganger overkonsentrasjon (vedlegg 3). Den høyeste konsentrasjonen ble registrert utenfor skipsverftet (TRØ04) og sammensetningen var dominert av fluoranten, pyren og benzo(b,j,k)fluoranten. Innholdet av KPAH var her 35%, B(a)P utgjorde 8% og summen av di-/heterosykliske forbindelser ca. 5%, og samlet indikerte dette et forbrenningsavledet opphav (kfr. figur 9).



Figur 9. Forekomster av PAH, KPAH, B(a)P, di-/heterosykliske forbindelser og TCH gitt i mg/kg tørrvekt (verdier avrundet) i overflatesedimenter (0-2cm) fra Tromsø havn 1994. Merk! Log-skala.

De tre andre stasjonene hadde en noe annen sammensetning ved at KPAH-innholdet var 29-30%, B(a)P-andelen 5-6% og summen di-/heterosykliske forbindelser 9-12%. Også prøvene TRØ01 og TRØ03 var dominert av fluoranten, pyren og benzo(b,j,k)fluoranten, mens TRØ02 hadde høyest innhold av chrysen og benzo(ghi)perylene sammenn med benzo(b,j,k)fluoranten (vedlegg 3).

Disse variasjonene gir et noe heterogent bilde, hva kilderelasjoner angår, men tilstedeværende PAH tyder hovedsakelig på et forbrenningsrelatert opphav i hele havneområdet. Forskjellene i prosent sammensetningen antas å skyldes at tilførsler har kommet via flere kilder. Innhold av lavaromatiske komponenter peker dog i retning av at sedimentene også er tilført noe uforbrente kullrester eller er påvirket av oljehydrokarboner.

Det sistnevnte forhold vil normalt understøttes av de observerte konsentrasjoner av THC i prøvene, som i Tromsø havn varierte fra 67-2407 mg/kg tørrvekt (vedlegg 5). Dog ble den høyeste THC-konsentrasjonen målt i TRØ04 som samtidig var den prøven som synes minst påvirket av olje. Dette lar seg foreløpig vanskelig forklare.

Derimot synes forekomstene av TBT å ha klare kilderelasjoner, da høyeste konsentrasjon ble observert i prøven utenfor skipsverftet. Her ble det målt 190 µg/kg tørrvekt eller mer enn 60 ganger overkonsentrasjon (vedlegg 4). Sedimentene på de resterende stasjoner inneholdt fra 10-51 µg/kg tørrvekt. Totalt sett var likevel forekomstene i Tromsø havneområde forholdsvis moderate i forhold til enkelte sammenliknbare havneområder langs kysten (kfr. Konieczny og Juliussen 1994, 1995a, 1995b).

4.4.2. Tidligere undersøkelser

Det finnes sparsomt med tidligere undersøkelser av miljøgifter i sedimenter fra Tromsø havnebasseng, da dette begrenser seg til en prøve fra området Ørndalen ytterst i Tromsøysundet (Holte og Knutzen 1991). Inkludert i en resipientundersøkelse mht. bunnfauna, hydrografi og miljøgifter i organismer, ble det analysert på tungmetaller, klororganiske forbindelser og PAH. Kun PAH og bly ble den gang detektert over normalnivåer med hhv. 0.43 og 53 mg/kg tørrvekt. Konsentrasjonene tilsvarte kun ca. 1.5 ganger overkonsentrasjon og representerte ingen nevneverdig forurensning.

4.4.3. Potensielle forurensningskilder

Tromsø havn består av 3 havneanlegg, den eldste delen kalt Prostneset, selve sentrum og det nye anlegget Breidevika 4 km Nord for sentrum (Norges sjøkartverk 1988). Havnen er forholdsvis trafikkert og er preget av en mangeartet industri. Fiskeindustrien dominerer den industrielle aktiviteten, men også en rekke mekaniske verksteder, skipsverft, bunkers og tankanlegg (oljeimport) kan ha betydning for forurensningssituasjonen.

Ved kartleggingen av deponier og forurensede grunnområder ble det registrert 12 lokaliteter. Av disse var 7 kommunale fyllinger, som har blitt benyttet fra omkring 1945 og frem til i dag. Hovedsakelig er det deponert grovavfall fra husholdning og industri, men det foreligger mistanke om at flere av fyllingene kan inneholde spesialavfall.

Fyllingene ligger spredt langs hele havneområdet og har all, med få unntak, direkte avrenning til Tromsøysundet. Sigevannet fra et av deponiene (Ørndalen Nord), hvor det i tillegg til ovennevnte er deponert kloakkslam, rester etter fiskeoppdrett, tranproduksjon, slakteri, aske og støv fra forbrenningsanlegg mm., samles opp og overvåkes, før det går ut i sjøen (NGU 1990b).

Fire lokaliteter ble klassifisert som forurenset grunn og industrifyllinger og to av disse er knyttet til Maskin og Industriservice A/S. Her er det registrert kromholdig avfall, kaustikk, løsemidler mm. i grunnen. De to resterende lokaliteter er Tromsø Bilopp huggeri og den tidligere gassverktomten, hvor det potensielt kan forekomme forurensning av hhv. PCB-olje og PAH/tjære i grunnen. Alle fire sistnevnte områder har også avrenning til sjø (NGU 1990b).

4.4.4. Tilstand og vurdering

Den totale forurensningssituasjonen i Tromsø havn, med sterkt PAH-, TBT- og THC-forurensede overflatesedimenter (forurensningsgrad 4), samt markerte forekomster av Hg, PCB og DDT, tilsier at videre undersøkelser er nødvendig (tabell 6).

Tilstedeværelsen av en lang rekke potensielle kilder understøttes av de foreliggende resultatene, men relasjonene og betydningen av de enkelte kilder er ikke kartlagt. Det foreligger også signaler om at tilførslene av enkelte miljøgifter (bl. Cu, Pb og TBT) har påvirket organismer både i selve havnen og tilstøtende områder (Holte og Knutzen 1991, Knutzen et al. 1995).

Det anbefales derfor at det gjennomføres en utvidet kildeorientert undersøkelse av sedimentene og at dette ses i lys av tilsvarende undersøkelse av spiselige organismer. Undersøkelsen bør gis høy prioritet.

Tabell 6. Forurensningsgrader mht. utvalgte miljøgifter i sedimenter fra Tromsø havn, 1994

	Hg	Cd	Pb	Cu	Zn	Ni	Cr	As	PCB	DDT	HCB	PAH	TBT	THC
Tromsø havn														
Denne undersøkelsen	3	2	2	2	2	2	2	2	3	3	2	4	4	4
Ørndalen - 1st. Holte & Knutzen 91	1	1	2	1	1	1	1	-	1	1	1	2	-	-

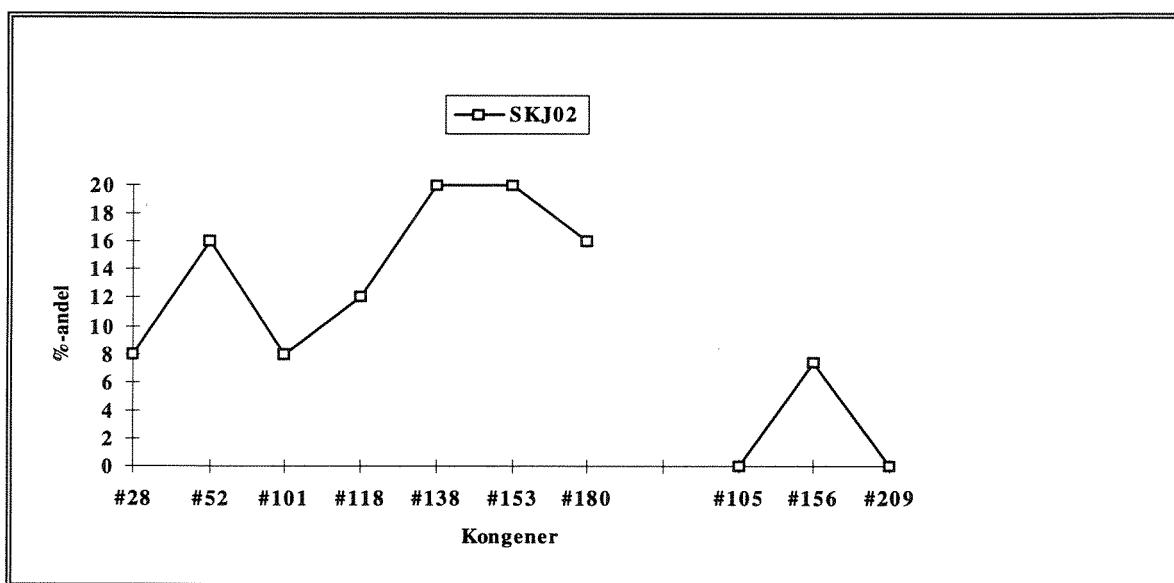
4.5. Skjervøy havn

Det ble samlet sedimentprøver fra 2 stasjoner i Skjervøy havneområde og disse er vist i vedleggsfigur 5. En stasjon ble plassert ved innseilingen til havnen (SKJ01) og sentralt inne i havnebassenget (SKJ02). Øvrige bakgrunnsdata vedrørende prøvestasjonene er gitt i vedleggstabellene 1-3.

4.5.1. Miljøgifter i sedimenter

Det ble stort sett registrert konsentrasjoner under de antatte bakgrunnsnivåer for alle undersøkte tungmetaller. Unntatt fra dette var forekomstene av Cr som i begge prøver var svakt forhøyet dvs. hhv. 125 og 132 mg/kg tørrvekt eller nærmere 2 ganger overkonsentrasjon (vedlegg 1).

Det ble heller ikke funnet mengder av PCB over det antatte bakgrunnsnivået (vedlegg 2). Til tross for dette lot deg seg gjøre (med noe usikkerhet) å beskrive profilen av tilstedeværende PCB i SKJ02 fra det indre havneområdet. Tilsynelatende inneholder overflatesedimentene spor av en blanding av Aroclor 1260, 1242 og/eller 1248 (figur 10). Av andre persistente klororganiske forbindelser ble det kun funnet spor av DDT (vedlegg 2).

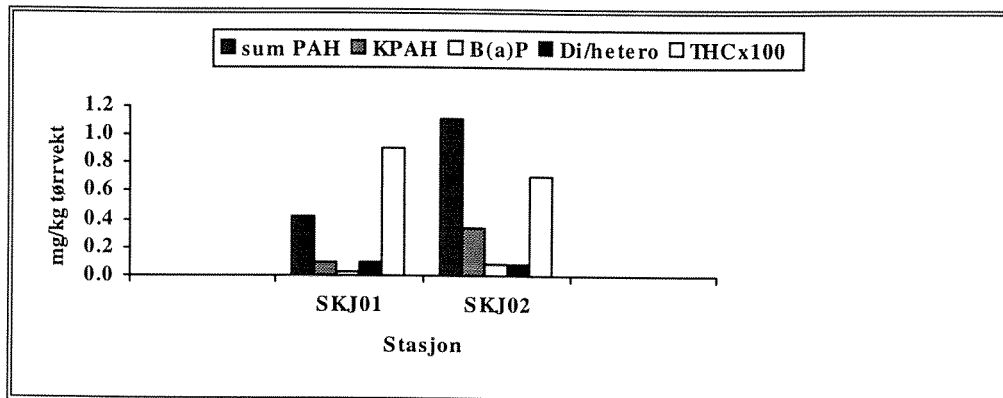


Figur 10. PCB-profiler i overflatesedimenter (0-2 cm) fra Skjervøy havn, 1994. Profilen indikerer tilstedeværelse av Aroclor 1260, 1242 og/eller 1248 .

Forekomstene av sum PAH var moderate på de to stasjonene, hhv. 0.43 og 1.11 mg/kg tørrvekt, men hadde noe ulik sammensetning (vedlegg 3). Sedimentet på SKJ01 ytterst i havneområdet hadde et KPAH-innhold på 30% og B(a)P utgjorde 8%. Tilsvarende andeler i SKJ02, fra det indre havnebassenget, var hhv. 24% og 6% (figur 11).

Den øvrige sammensetningen av komponenter dvs. dominerende innhold av benzo(b,j,k)fluoranten, fluoranten, pyren og chrysen tyder på et blandet opphav til PAH. Hovedsakelig består forekomsten av uforbrent kullrelatert materiale, men innslaget av forbrenningsrester utgjør en viss mengde.

Antagelsen om et slik opphav forsterkes av prøvenes innhold av di-/heterosykliske forbindelser som var hhv. 8% (SKJ01) og hele 23% (SKJ02). Sistnevnte inneholdt forholdsvis mye naftalener (vedlegg 3) og sammen med de lave konsentrasjonene for THC (vedlegg 5) tyder dette på at de lavaromatisk forbindelsene heller stammer fra inneslutninger i kull eller koks enn fra oljehydrokarboner.



Figur 11. Forekomster av PAH, KPAH, B(a)P, di-/heterosykliske forbindelser og TCH gitt i mg/kg tørrvekt (verdier avrundet) i overflatesedimenter (0-2cm) fra Skjervøy havn 1994. Merk! Konsentrasjonsangivelse for THC.

Det ble funnet TBT i overflatesedimentene i nivået 12-15 µg/kg tørrvekt, som må anses å være høyt på så pass eksponerte lokaliteter som Skjervøy (vedlegg 4). Ut over dette er det ikke tidlig gjennomført undersøkelser av miljøgifter i dette området.

4.5.2. Potensielle forurensningskilder

Skjervøy havn er et eksponert havneområde som ligger østvendt ut mot Kvæningen/Norskehavet (Norges sjøkartverk 1988). Fiskeindustrien (notbøteri, redskapsfabrikk mm.) og serviceapparatet rundt denne, dominerer den industrielle aktiviteten, men er ganske begrenset. Ut over havneområdets til sammen fire mekaniske verksteder/skipsverft med slipper finnes det få åpenbare potensielle forurensningskilder.

Dog er det kartlagt to kommunale fyllinger i kommunen, hvorav en ligger sjønært litt syd for havnebassenget. Det er siden 1965 deponert mange typer avfall på fyllingen, deriblant spesialavfall og fyllingen har avrenning til sjø (NGU 1990b). Et vesentlig bidrag til potensiell forurensning kan også komme fra den generelt store skip- og båttrafikken, samt bunkring i dette havneområdet.

4.5.3. Tilstand og vurdering

Overflatesedimentene i Skjervøy havnebasseng er tilsynelatende lite forurenset, med gjennomgående tilstandsklasse 1 for de fleste miljøgiftene (tabell 7). Dette har trolig først og fremst årsak i at havnen ligger eksponert og domineres av forholdsvis grove, sandige sedimenter. Dog bør det påpekes at de observerte nivåene av TBT var markerte både i sedimentene og blåskjell (kfr. Knutzen et al. 1995).

Tabell 7. Forurensningsgrader mht. utvalgte miljøgifter i sedimenter fra Skjervøy havn, 1994

	Hg	Cd	Pb	Cu	Zn	Ni	Cr	As	PCB	DDT	HCB	PAH	TBT	THC
Skjervøy havn Denne undersøkelsen	1	1	1	1	1	1	2	1	2	1	1	2	3	2

Dette kan ha sammenheng med den hyppige skipstrafikken med mange anløp daglig (hurtigruten, lokalruter, kystgoods, mm.). Dessuten kan bidrag fra de lokale skipsverftene spille en betydelig rolle.

På sikt kan det være aktuelt å belyse omfanget av TBT-tilførslene ytterligere, samt finne den lokale kilden til Cr, men dette kan foreløpig nedprioriteres.

4.6. Alta havn

Alta havn var den første lokaliteten i Finnmark fylke som ble undersøkt og den ble dekket med to stasjoner som vises i vedleggsfigur 6. Havnen ligger innerst i Altafjorden, men er svært åpen og todelt (Norges sjøkartverk 1988). Det ble derfor tatt en stasjon mot øst, i området Bukta, ved Altaelvas utløp (ALT01) og en mot vest utenfor Bossekop (ALT02). Øvrige bakgrunnsdata vedrørende prøvestasjonene er gitt i vedleggstabellene 1-3.

4.6.1. Miljøgifter i sedimenter

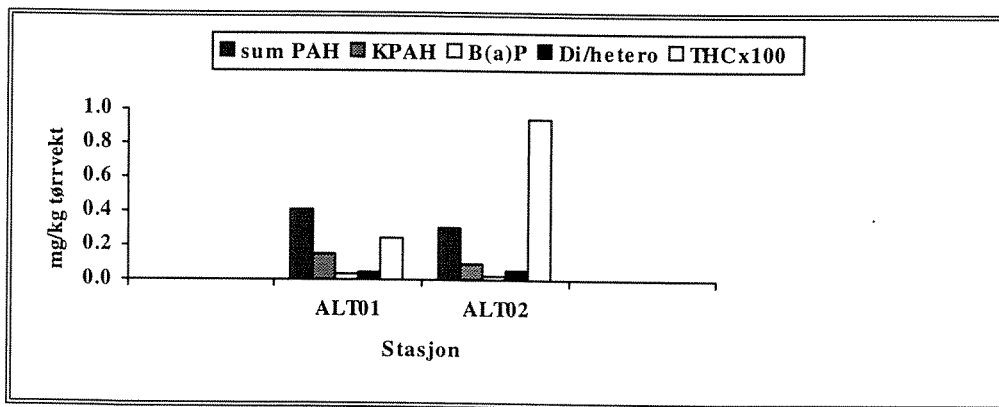
Når det gjelder tungmetallforekomstene i Alta havneområde, så var de lik observasjonene i Skjervøy havn (kfr. 4.5.1) dvs. gjennomgående under antatte bakgrunnsnivåer. Dog ble det her funnet svake overkonsentrasjoner av Cr og i en av prøvene Ni (vedlegg 1). Til tross for de lave konsentrasjonene ble det stort sett funnet høyest verdier nær utløpet av Altaelva.

Forekomstene av PCB var på hhv. 1.6 og 0.8 µg/kg tørrvekt for beregnede totalkonsentrasjoner og det var kun de høyklorerte kongenerene nr. 138 og 153 som lot seg kvantifisere. Det ble heller ikke observert konsentrasjoner av andre klororganiske forbindelser (vedlegg 2).

Heller ikke konsentrasjonene av PAH i overflatesedimentene var særlig mye forhøyet i forhold til bakgrunnsnivået. Det ble registrert hhv. 0.31 og 0.4 mg/kg tørrvekt for sum PAH (vedlegg 3). Høyeste konsentrasjon ble også her funnet nær elveutløpet, men sammensetningen i de to prøvene var forholdsvis lik.

Dog var det små forskjeller som kan tyde på noe ulikt opphav til PAH-forekomstene. KPAH-andelene var på hhv. 37% og 32% og sammen med B(a)P-andeler på 7-8% tyder det på at forekomsten i ALT01 er noe mer forbrenningsavledet en ALT02 (kfr. figur 12). Dette understøttes av den forholdsvis høye andelen di-/heterosykliske forbindelser i ALT02 på 18%, mot 12% i ALT01.

Forskjellene i sedimentenes innhold av THC (25 og 94 mg/kg tørrvekt) dvs. nærmere 4 ganger mer i ALT02 (vedlegg 5), kombinert med det forhold at de typisk kullrelaterte forbindelsene antracen og benzo(a)antracen mangler, tyder på at sedimentene på stasjon ALT02 også er oljepåvirket.



Figur 12. Forekomster av PAH, KPAH, B(a)P, di-/heterosykliske forbindelser og TCH gitt i mg/kg tørrvekt (verdier avrundet) i overflatesedimenter (0-2cm) fra Alta havn 1994. Merk! Konsentrasjonsangivelse for THC.

Forekomstene av TBT i sedimentene var klart forhøyet og med konsentrasjoner på 9-12µg/kg tørrvekt. Dette representerer 3-4 ganger overkonsentrasjon i forhold til de foreslåtte normalkonsentrasjoner (vedlegg 4).

4.6.2. Tidligere undersøkelser

Ovennevnte observasjoner utgjør det eneste datagrunnlaget for miljøgiftnivåer i sedimenter fra Alta havneområde. Når det gjelder organismer undersøkte Knutzen et al. (1995) innholdet av PCB og TBT i blåskjellprøver, men fant at nivåene var forholdsvis moderate.

Det kan også i denne sammenheng nevnes at det er gjennomført en miljøundersøkelse knyttet til driften ved og utslipp fra North Cape Nefelin as. i Stjernesundet. Bedriften ligger ute i Altafjorden omlag 5 mil nordvest for Alta havn. Resultatene (bl.a. metaller i gruveavgangen) tydet kun på lokal påvirkning og fører neppe til belastninger i andre deler av fjordsystemet (Akvaplan-niva 1993).

4.6.3. Potensielle forurensningskilder

Alta havn ligger innerst i Altafjorden, men er likevel et forholdsvis eksponert havneområde. Kommunen består av de tre tettstedene Bukta, Elvebakken og Bossekop omkring Altaelvas utløp og med til sammen ca. 12000 innbyggere (Norges sjøkartverk 1988). Alta er et trafikknutepunkt for både bil, båt og fly. Industrien er preget av grovindustri som sementvarefabrikk, skiferbrudd, steinsliperi, men også aktiviteter som bilmekaniske verksteder, skipsbygging, plastbåtfabrikk, sagbruket og trevarefabrikker.

Det er kartlagt 3 kommunale fyllinger i kommunen, hvorav to ligger sjønært og en oppe langs Altaelva. Fyllplassene har vært benyttet siden slutten av 1950-tallet med til dels ukontrollert deponering. Mange typer spesialavfall er blitt registrert, bl.a. malingsrester, spillolje, løsemidler, trykkeriavfall, bilbatterier mm. sammen med grovavfall fra husholdning, slakteri, sykehus og bilverkstedindustri.

I tillegg finnes det to forurensede områder med avrenning til sjø, en med forurenset grunn (Statens Vegvesen) og en industrifyllinger (A/S Bilco). På de respektive lokaliteter har det foregått hhv. søl

og lekkasjer av olje, maling, asfalt mm. og deponering/nedgraving av fat med bl. a. spilloljer og transformatorolje (NGU 1990c).

4.6.4. Tilstand og vurdering

Til tross for de mange potensielle kildene i Alta Havneområde synes havnen rimelig uforurenset. Lave konsentrasjoner av tungmetaller, dog noe forhøyet forekomst av Cr og Ni, synes ikke å utgjør noe problem (tabell 8). Tilsvarende ubetydelige mengder klororganiske og andre organiske miljøgifter, gjør sitt til at de moderat forhøyede konsentrasjonene av TBT må bemerkes. Totalt sett anses det foreløpig ikke nødvendig med utvidete undersøkelser i dette havneområde. Men Alta bør være med i fremtidige generelle undersøkelser av Finnmarkskysten.

Tabell 8. Forurensningsgrader mht. utvalgte miljøgifter i sedimenter fra Alta havn, 1994

	Hg	Cd	Pb	Cu	Zn	Ni	Cr	As	PCB	DDT	HCB	PAH	TBT	THC
Alta havn Denne undersøkelsen	1	1	1	1	1	2	2	1	1	1	1	2	3	2

4.7. Hammerfest havn

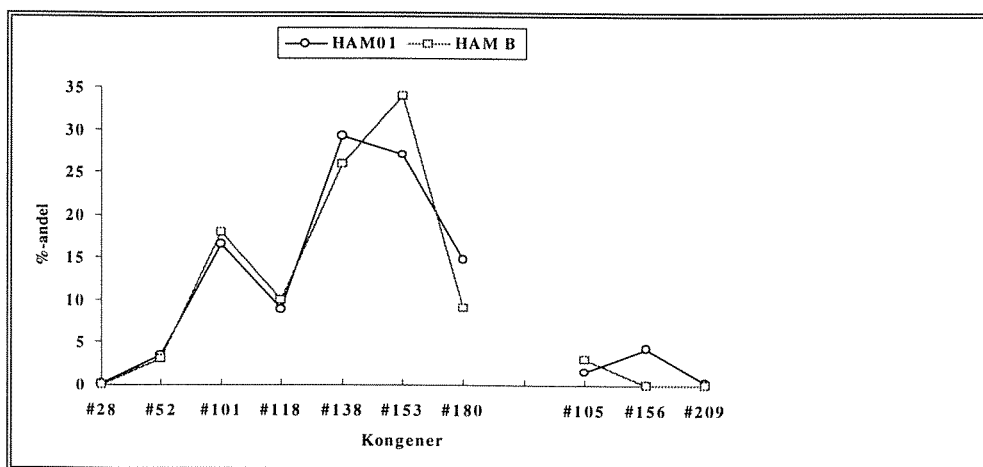
Hammerfest havnebasseng med prøvestasjoner er vist i vedleggsfigur 7. Havnen kan deles i to med selve havneområdet i sentrum av byen, samt et større fjordavsnitt mot syd (Rypefjorden og Indrefjorden (Norges sjøkartverk 1988)). Det ble derfor tatt en stasjon i Rypefjorden (HAM01), en i hovedhavnen (HAM02) og en nær dumpfeltet som ligger 7 km sørvest for byen (HAM03). Øvrige bakgrunnsdata vedrørende prøvestasjonene er gitt i vedleggstabellene 1-3.

4.7.1. Miljøgifter i sedimenter

Tungmetallforekomstene i Hammerfest havneområde var forholdsvis moderate og bare prøven fra hovedhavnen (HAM01) viste reelle overkonsentrasjoner i størrelsen 1-4 ganger bakgrunnsverdiene. Mest markert i så måte var innholdet av Hg og Pb med hhv. 0.58 mg/kg og 138 mg/kg tørrvekt. Det ble også observert svake overkonsentrasjoner av Cu, Cr, Ni og Zn i denne prøven (vedlegg 1). De to andre stasjonene hadde tilnærmet like tungmetallforekomster og disse var alle gjennomgående under de antatte bakgrunnsnivåene.

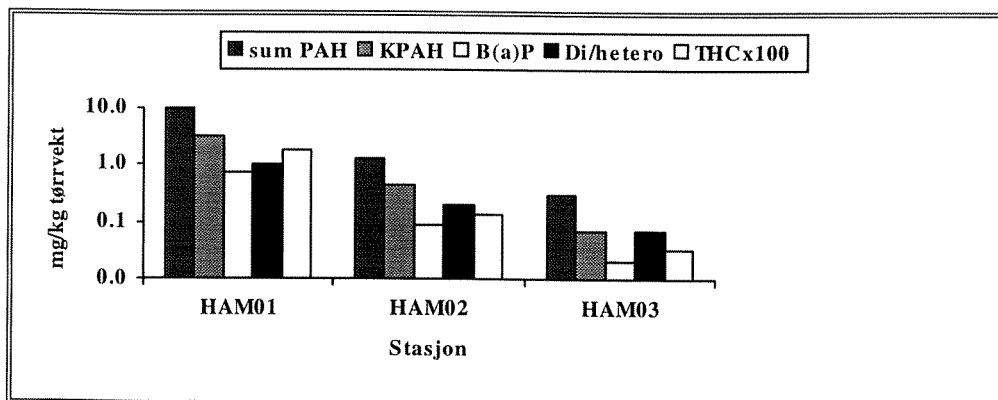
Overflatesedimentets innhold av PCB i hovedhavnen (HAM01) med hele 727 µg/kg tørrvekt for beregnet total PCB, var den høyeste konsentrasjonen målt i denne undersøkelsen (kfr. kommentar i kap. 4.7.3). De andre to stasjonene hadde ikke konsentrasjoner over bakgrunnsnivå (vedlegg 2). PCB-profilen kan karakteriseres som en høyklorert variant og typisk Aroclor 1260 (figur 13).

Av andre klororganiske forbindelser ble det funnet spor av både HCB (0.3 µg/kg tørrvekt) og sum DDT (7.9 g/kg tørrvekt) i sedimentene fra sentrale deler av havnen (HAM01). Sistnevnte representerer en overkonsentrasjon på ca. 15 ganger et antatt bakgrunnsnivå (vedlegg 2).



Figur 13. PCB-profiler i overflatesedimenter (0-2 cm) og blåskjell - *Mytilus edulis* (HAM B; Knutzen et al. 1995) fra Hammerfest havn, 1994. Profilen i sedimenter indikerer tilstedeværelse av Aroclor 1260.

Forekomstene av PAH var noe varierende både hva konsentrasjoner og kilderelasjoner angår. Stasjonen i hovedhavnen (HAM01) hadde det klart høyeste innholdet av PAH med 10.4 mg/kg tørrvekt. På stasjonen i Rypefjorden (HAM02) var sum PAH kun 1.3 mg/kg tørrvekt. Begge disse prøver hadde en forholdsvis lik PAH-sammensetning, dominert av fluoranten, pyren og benzo(b,j,k)fluoranten. Andelen KPAH utgjorde i begge prøver omkring 31% og B(a)P tilsvarende 7% (vedlegg 3). Dette tyder på at begge prøver inneholder noe forbrenningsavledet PAH, men er nok noe oljepåvirket. Dette understøttes av andelen di-/heterosykliske forbindelser på 10-15%.



Figur 14. Forekomster av PAH, KPAH, B(a)P, di-/heterosykliske forbindelser og TCH gitt i mg/kg tørrvekt (verdier avrundet) i overflatesedimenter (0-2cm) fra Hammerfest havn 1994. Merk! Konsentrasjonsangivelse for THC og Log-skala.

Prøven fra dumpfeltet (HAM03) inneholdt en konsentrasjon for sum PAH var 0.26 mg/kg tørrvekt og under antatt naturlig bakgrunnsnivå. Konsentrasjonene for enkeltkomponentene var forholdsvis like og lå mellom 8-27 µg/kg tørrvekt. Det er av den grunn vanskelig å lage en pålitelig profil, men sammensetningen peker snarere i retning av en mindre oljeforurensning (25% KPAH og 26% di-/heterosykliske forbindelser).

THC-innholdet i sedimentene på de tre stasjonene varierte over tre størrelsesordener og var hhv. 1828 mg/kg, 129 mg/kg og 35 mg/kg tørrvekt (vedlegg 5). Dette understøtter trolig de ovennevnte antagelser om at oljehydrokarboner utgjør en vesentlig del av PAH-forekomsten (figur 14).

Moderate mengder av TBT ble kun registrert i HAM02 fra Rypefjorden og konsentrasjonen her var 12 µg/kg tørrvekt (vedlegg 4). Dette representerer en overkonsentrasjon på ca. 4 ganger det foreslåtte bakgrunnsnivå. Utover dette finnes det ikke tidligere miljøgiftdata fra Hammerfest havn.

4.7.2. Potensielle forurensningskilder

Hammerfest by har ca. 7000 innbyggere og fiskeforedling er den dominerende industrien. Dog finnes det mekaniske verksteder, motorverksteder, smie og trevarefabrikk på stedet som potensielt kan bidra til forurensning. Ut over disse aktiviteter forgår det import av olje i havnen og flere større tankanlegg (Statoil/Norol, Esso, Shell) omkranser havneområdet, flere av disse i området Rypefjorden/Indrefjorden. Det finnes også et stort bunkersdepot i havnen, hvor det går både olje og kull over kai (Norges sjøkartverk 1988).

Under kartlegging av forurenset grunn ble tre lokaliteter mistenkt å inneholde spesialavfall (batterier, maling, løsemidler, spillolje mm.). To av disse, en kommunal avfallsfylling og en industrifylling ligger på hver sin side av innløpet til hovedhavnen. Begge ligger sjønært og har avrenning til Sørøysundet (NGU 1990c).

Spesielt kan også nevnes den tredje lokaliteten, forbrenningsanlegget i Rossmolla, med tilhørende kommunal avfallsfylling litt nord for hovedhavnen. Spesialavfall som batterier, malingsrester, spillolje skal også ha vært deponert på denne fyllingen. Brennbart avfall ble tidligere brent og aske dumpet på sjøen. Området ble avviklet i 1973, men det kan fortsatt forekomme avrenning til Sørøysundet.

4.7.3. Tilstand og vurdering

Den samlede forurensningen i Hammerfest havn må karakteriseres som forholdsvis alvorlig og da særlig mht. organiske miljøgifter. Dog synes forurensningsproblemet å være knyttet til det sentrale havneområdet nær byen og mest alvorlig totalt sett er forekomstene av PCB (kfr. tabell 9).

Det må bemerkes til den kraftig forhøyede PCB-konsentrasjonen (727 µg/kg tørrvekt), at tilsvarende observasjoner kun er gjort i et fåtall havner i Norge. Forekomster i denne størrelsesordenen, er tidligere hovedsakelig registrert i så kalte "hot spot"-områder, enten i de største havnene i Sør-Norge som f. eks. Oslo, Bergen og Stavanger eller i områder med punktkilder som Haakonsvern, Sandefjord, Ålesund og Drammen.

Det er også verd å merke seg at PCB-forurensningen i Hammerfest trolig er langt kraftigere enn i havner (f. eks. med skipsverft) som bl. a. Harstad, Trondheim, Haugesund, Horten og Moss (Konieczny 1992, 1994a, 1994c, Konieczny og Juliussen 1994, 1995a, 1995b, Skei et al. 1994). Det antas derfor at det trolig finnes en aktiv punktkilde i Hammerfest havn som bør lokaliseres og elimineres. Sett under ett gir denne orienterende undersøkelsen grunnlag for ytterligere sedimentundersøkelser i deler Hammerfest havn. Undersøkelsen bør være kildeorientert og kan begrenses til de indre dele av havna, men bør gis svært høy prioritet. Dette er av betydning da store deler av de tilgrensende sjøområder foreløpig synes uforurensede og det er viktig at aktive punktkilder stoppes og spredning unngås.

Tabell 9. Forurensningsgrader mht. utvalgte miljøgifter i sedimenter fra Hammerfest havn, 1994.

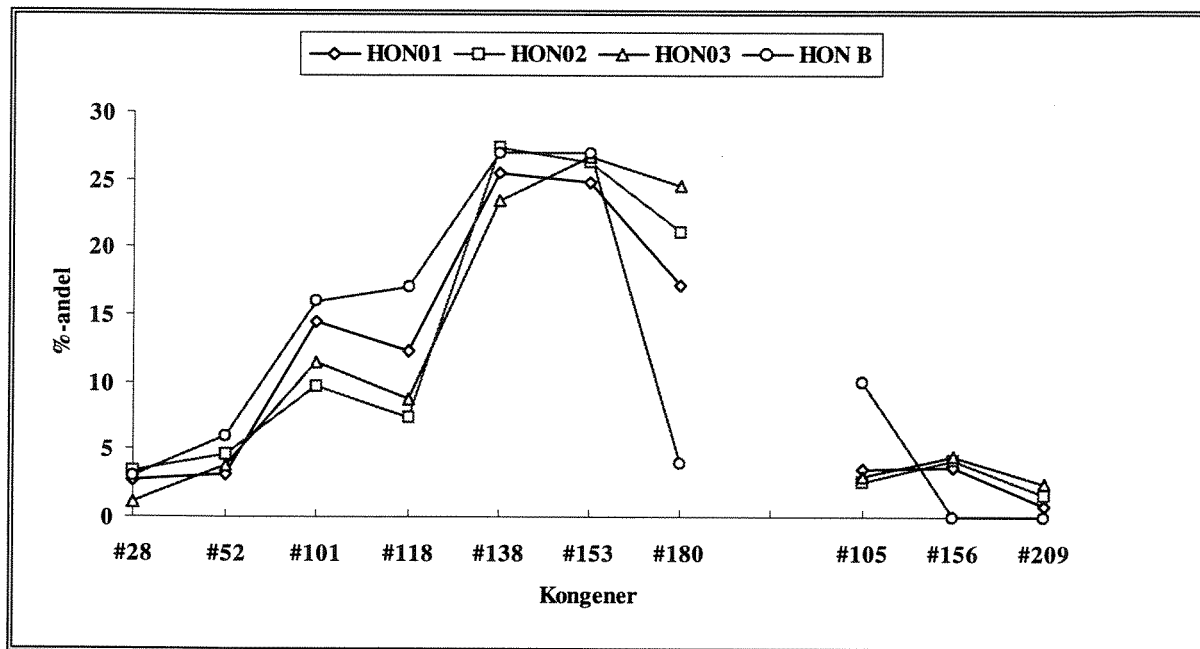
	Hg	Cd	Pb	Cu	Zn	Ni	Cr	As	PCB	DDT	HCB	PAH	TBT	THC
Hammerfest havn														
Denne undersøkelsen	2	1	3	2	2	2	2	1	5	3	1	4	3	4

4.8. Honningsvåg havn

Honningsvåg havnebasseng med prøvestasjoner er vist i vedleggsfigur 8. Det ble totalt tatt 3 stasjoner; HON03 nær det indre havnebassenget, HON01 i Storbukta mot nord og HON02 i Kobberholet nordvest for havna (Norges sjøkartverk 1988). Øvrige bakgrunnsdata vedrørende prøvestasjonene er gitt i vedleggstabellene 1-3.

4.8.1. Miljøgifter i sedimenter

Forekomsten av tungmetaller i Honningsvåg havn var forholdsvis moderate, men den ble registrert betydelige overkonsentrasjoner av Hg, Cd og Cu. Mest markert var forekomsten av Cd med 2.12 mg/kg tørrvekt, som var den høyeste konsentrasjonen målt i undersøkelsen og tilsvarende mer enn 8 ganger overkonsentrasjon. Forekomstene av Hg og Cu var hhv. 0.74 mg/kg og 154 mg/kg tørrvekt, eller ca. 5 ganger overkonsentrasjon. Resterende undersøkte metaller kom maksimalt opp i nivåer tilsvarende tilstandsklasse II (vedlegg 1).

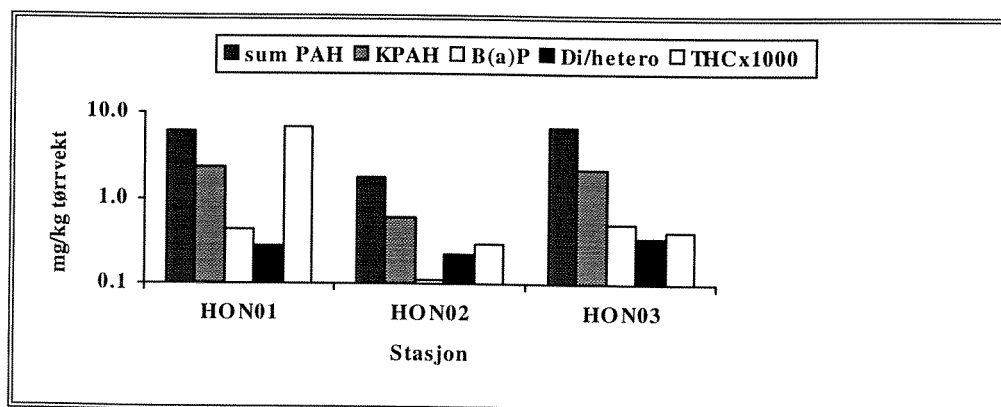


Figur 15. PCB-profiler i overflatesedimenter (0-2 cm) og blåskjell - *Mytilus edulis* (HON B; Knutzen et al. 1995) fra Honningsvåg havn, 1994. Profilen i sedimenter indikerer tilstedeværelse av Aroclor 1260.

Det var klare konsentrasjonsforskjeller for PCB mellom prøvene i Honningsvåg havn. Høyeste konsentrasjon for beregnet total PCB ble målt innerst i havneområdet (HON01) med 251.6 µg/kg tørrvekt (vedlegg 2). Dette nivået representerer mer enn 50 ganger overkonsentrasjon og var 7 ganger høyere enn nivåene i de resterende prøvene. PCB-profilene var svært like i hele havneområdet og trolig av typen Aroclor 1260 (figur 15).

Av andre klororganiske forbindelser var forekomsten av sum DDT mest oppsiktsvekkende. DDT ble registrert i alle 3 prøver fra dette havneområdet og høyeste konsentrasjon ble også her funnet i HON01, med hele 21.4 µg/kg tørrvekt. Denne forekomsten var samtidig også det høyeste nivået registrert i undersøkelsen. I tillegg til DDT ble det også registrert spor av 5CB og HCB i prøvene og i størrelsesordenen 0.3-1.6 µg/kg tørrvekt (vedlegg 2).

I motsetning til de klororganiske forbindelsene var konsentrasjonene av PAH forholdsvis moderate og høyeste konsentrasjon på 6.7 mg/kg tørrvekt ble her registrert i HON03 nærmest selve havnen (vedlegg 3). Sammensetningen av PAH-forekomstene var svært lik på de 3 stasjonene og alle dominert av fluoranten, pyren og benzo(b,j,k)fluoranten. KPAH- og B(a)P-andelen var hhv. mellom 33-37% og 6-7%, noe som vanligvis indikerer forbrenningsavleddet PAH. Innslaget av lavaromatiske forbindelser var 5% i HON01 og HON03, mens HON02 (med lavest PAH-innhold) hadde hele 13% di-/heterosykliske forbindelser.



Figur 16. Forekomster av PAH, KPAH, B(a)P, di-/heterosykliske forbindelser og TCH gitt i mg/kg tørrvekt (verdier avrundet) i overflatesedimenter (0-2cm) fra Honningsvåg havn 1994. Merk! Konsentrasjonsangivelse for THC og Log-skala.

Sistnevnte kunne tyde på innslag av oljehydrokarboner, men fra THC-analysene (vedlegg 5) kan det ses at faktisk denne prøven hadde det laveste innhold av olje (kfr. figur 16). Høyeste konsentrasjon av oljehydrokarboner ble funnet i Honningsvåg havn (6997 mgTHC/kg tørrvekt oppgitt som minimumsverdi i HON01) og dette var samtidig den høyeste konsentrasjonen målt i undersøkelsen (vedlegg 5). Tross høye verdier for TCH i sedimentene synes ikke dette å gi noe vesentlig utslag på PAH-sammensetningen.

Forekomstene av TBT i Honningsvåg var forholdsvis moderate og mellom 6-18 µg/kg tørrvekt. Dette tilsvarer omkring 2-6 ganger overkonsentrasjon (vedlegg 4). Ut over de nevnte data finnes det ikke informasjon om miljøgiftnivåer fra denne lokaliteten.

4.8.2. Potensielle forurensningskilder

Potensielle forurensningskilder i Honningsvågområdet omfatter først og fremst fiskeindustrien, et fåtall mekaniske verksteder med slipper, småbåthavnen og den generelle skipstrafikken (Norges sjøkartverk 1988). I tillegg drives det importvirksomhet av olje og havneområdet har en lang rekke bunkrings- og tankanlegg (Esso, Shell, Mobil, Norol).

Ut over dette finnes det kun en kommunal avfallsfylling i området, men denne har til gjengjeld kontakt med sjø. Det foreligger mistanke om deponering av flere typer spesialavfall på fyllingen. Dessuten inneholder denne store mengder batterier, malingsrester, spillolje og særlig aske fra Hammernes forbrenningsanlegg (NGU 1990c).

4.8.3. Tilstand og vurdering

Undersøkelsen viser at det er en generelt moderat til dårlig sedimenttilstanden i hele Honningsvåg havn (tabell 10). Riktignok viste ingen av de undersøkte komponentene høyeste tilstandsklasse, men både organiske miljøgifter (tilstandsklasse III-IV) og til dels metaller (tilstandsklasse II-III), rettferdiggjør nye prioriterte undersøkelser i området. Dette understøttes også av observasjoner i biologisk materiale (kfr. TBT i blåskjell; Knutzen et al. 1995).

Tabell 10. Forurensningsgrader mht. utvalgte miljøgifter i sedimenter fra Honningsvåg havn, 1994

	Hg	Cd	Pb	Cu	Zn	Ni	Cr	As	PCB	DDT	HCB	PAH	TBT	THC
Honningsvåg havn														
Denne undersøkelsen	3	3	2	3	2	2	2	2	4	4	2	4	3	4

Det eksisterer et begrenset antall potensielle forurensningskilder i dette havneområdet, men det synes likevel at disse er aktive og at det foregår en omfattende spredning av miljøgiftene. Sedimentenes forholdsvis høye innhold av oljehydrokarboner (ca. 7000 mg/kg) indikerer at dette kan være en mekanisme for spredningen, særlig for de klororganiske forbindelsene. De oppfølgende undersøkelsene bør derfor primært være kildeorienterte.

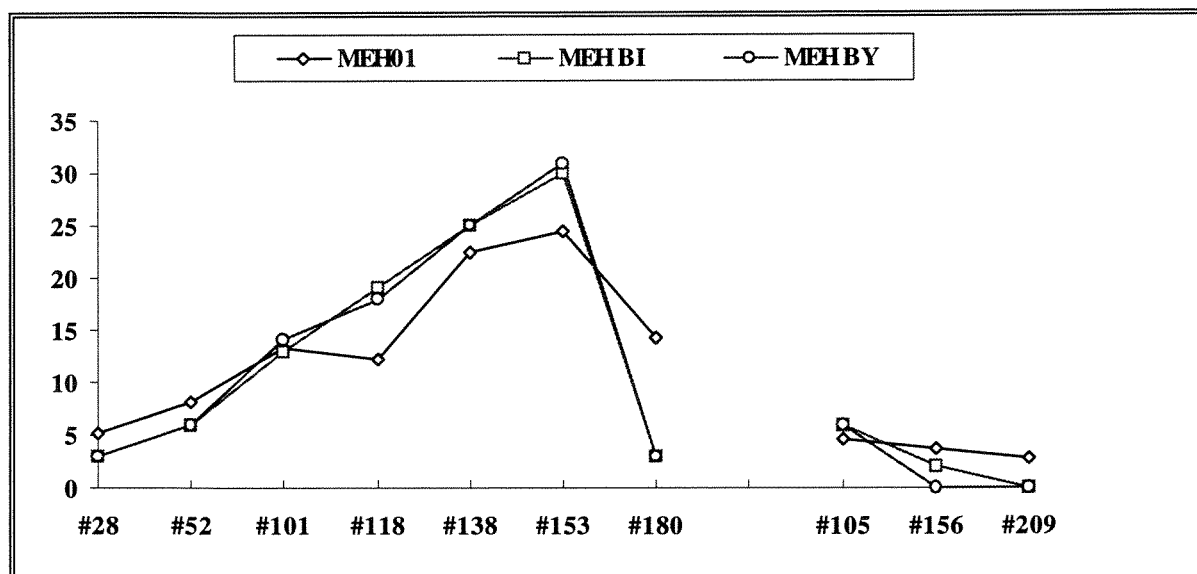
4.9. Mehamn havn

Mehamn har et lite og forholdsvis eksponert havnebasseng og det ble kun tatt en stasjon her (Norges sjøkartverk 1988). Prøvestasjonen MEH01 er vist i vedleggsfigur 9. Øvrige bakgrunnsdata vedrørende prøvestasjonen er gitt i vedleggstabellene 1-3.

4.9.1. Miljøgifter i sedimenter

Total sett var tungmetallforurensningen i Mehamn havn svært begrenset, gjennomgående med konsentrasjoner omkring bakgrunnsnivåer. Dog ble det registrert ca. 2.5 ganger overkonsentrasjon for Cd og Pb (vedlegg 1).

Forekomsten av PCB i Mehamn var forholdsvis beskjedne med 19.6 µg/kg tørrvekt for beregnet total PCB (vedlegg 2). PCB-profilen i sedimentene herfra var hovedsakelig høyklorert og av typen Aroclor 1260. Dog kan det være et mindre innslag av typen Aroclor 1254. Det synes også fra profilene å være en god sammenheng mellom innholdet i sedimentene og opptaket i blåskjell (kfr. figur 17). Det ble også observert spor av DDT og Lindan (γ-HCH) i prøven (vedlegg 2).



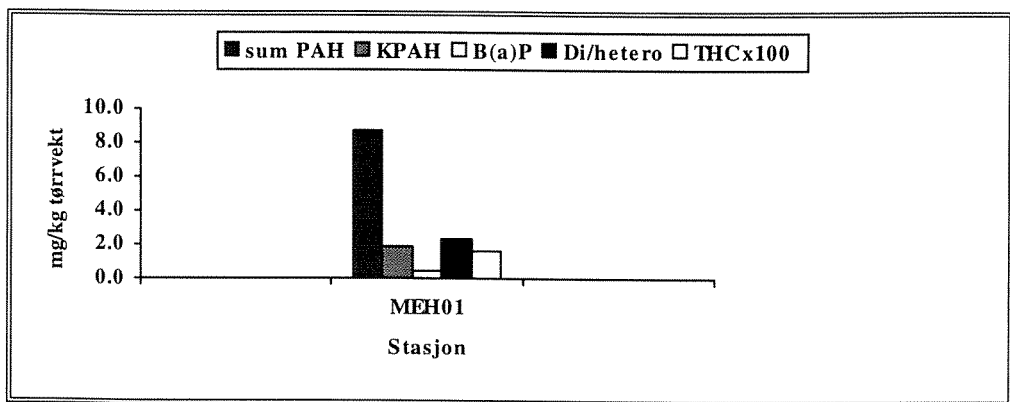
Figur 17. PCB-profiler i overflatesedimenter (0-2 cm) og blåskjell - *Mytilus edulis* (MEH B₁ og MEH B_γ; Knutzen et al. 1995) fra Mehamn havn, 1994. Profilen i sedimenter indikerer tilstedeværelse av hovedsakelig Aroclor 1260 og mulig Aroclor 1254.

Det ble registrert forholdsvis mye PAH i sedimentprøven fra Mehamn havn. Sum PAH utgjorde ca. 8.7 mg/kg tørrvekt og av dette var KPAH-andelen kun 22% (vedlegg 3). Sammensetningen var noe uvanlig og dominert av fenantren, men med høyt innhold av fluoranten, benzo(b,j,k)fluoranten og pyren.

B(a)P utgjorde 5% av sammensetningen, mens andelen di-/heterosykliske forbindelser var hele 27% (kfr. figur 18). Det bemerkes at naftalen og metylerte naftalener til sammen utgjorde ca. 2 mg/kg tørrvekt i prøven (vedlegg 3).

Den beskrevne PAH-sammensetningen er ikke entydig mht. mulig opphav og andelen av forbrenningsrelatert PAH synes underordnet. Innslaget av naftalener forekommer noe uvanlig, slik at forekomsten derfor karakteriseres enten som f.eks. en blanding av kullrester og olje eller en tjærest.

Til tross for at PAH-forekomsten i sedimentene mulig og delvis kan relateres til oljehydrokarboner var innholdet av TCH svært moderat. Det ble målt 161 mg/kg tørrvekt i prøven fra Mehamn havn, noe som ikke er uvanlig høyt for havnene langs kysten (vedlegg 5).



Figur 18. Forekomster av PAH, KPAH, B(a)P, di-/heterosykliske forbindelser og TCH gitt i mg/kg tørrvekt (verdier avrundet) i overflatesedimenter (0-2cm) fra Mehamn havn 1994. Merk! Konsentrasjonsangivelse for THC.

Det ble ikke registrert innhold av TBT over deteksjonsgrensen i den aktuelle prøven (vedlegg 4). Dette synes noe uforklarlig da det ble observert markerte mengder av TBT i blåskjell fra to lokaliteter i dette havneområdet (Knutzen et al. 1995). Ut over dette finnes det ingen informasjon om miljøgifter fra denne lokaliteten.

4.9.2. Potensielle forurensningskilder

Det eksisterer lite informasjon vedrørende potensielle forurensningskilder fra Mehamn havn. Riktignok finnes det en kommunal avfallsplass nær havnebassenget, men både driftsperioden og mulig deponering her er ukjent (NGU 1990c).

Dog kan nevnes at havnen har et motorverksted og flere bunkringslokaliteter som kan gi mulige bidrag til forurensning (Norges sjøkartverk 1988). Ut over dette vil kun den generelle trafikken og f.eks. lokal kloakk ha betydning for forurensningssituasjonen.

4.9.3. Tilstand og vurdering

Totalt sett synes sedimentene i Mehamn havn å være forholdsvis uforurenset, men de markerte forekomstene av både PAH og oljehydrokarboner (THC) må påpekes (tabell 11). Det kan derfor på sikt være aktuelt å lokalisere denne/disse punktkilden(e), men dette bør ikke gis særlig prioritet foreløpig.

Tabell 11. Forurensningsgrader mht. utvalgte miljøgifter i sedimenter fra Mehamn havn, 1994

	Hg	Cd	Pb	Cu	Zn	Ni	Cr	As	PCB	DDT	HCB	PAH	TBT	THC
Mehamn havn														
Denne undersøkelsen	2	2	2	1	2	1	1	1	2	2	1	4	1	3

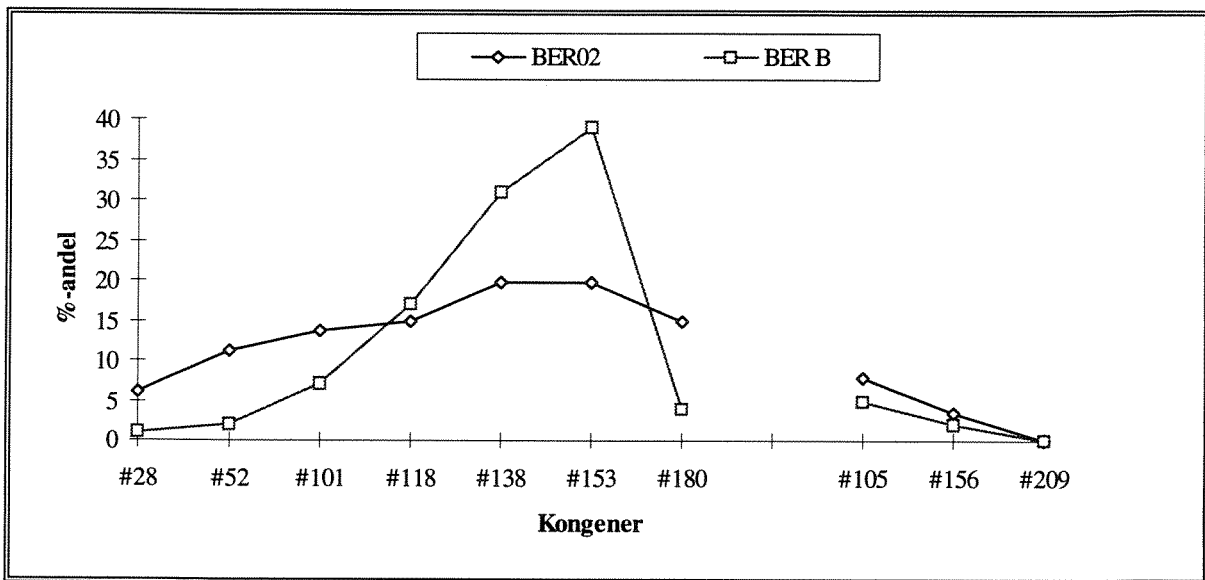
4.10. Berlevåg havn

Berlevåg havn med prøvestasjoner er vist i vedleggsfigur 10. Det ble prøvetatt to stasjoner herfra, hhv. en (BER01) innenfor ytre molo og en (BER02) innefor indre molo (Norges sjøkartverk 1988). Øvrige bakgrunnsdata vedrørende prøvestasjonene er gitt i vedleggstabellene 1-3.

4.10.1. Miljøgifter i sedimenter

Det ble ikke registrert tungmetallforurensning i Berlevåg havn, kun konsentrasjoner godt under de antatte naturlig bakgrunnsnivåer (vedlegg 1). Derimot ble det funnet noe PCB i sedimentene fra den innerste del av havneområdet (BER 02). Total PCB ble beregnet til 16.2 µg/kg tørrvekt (vedlegg 2) og profilsammensetningen i denne prøven antyder tilstedeværelse av høyklorert PCB av typen Aroclor 1254. (figur 19). Det ble også funnet spor av DDT i denne prøven.

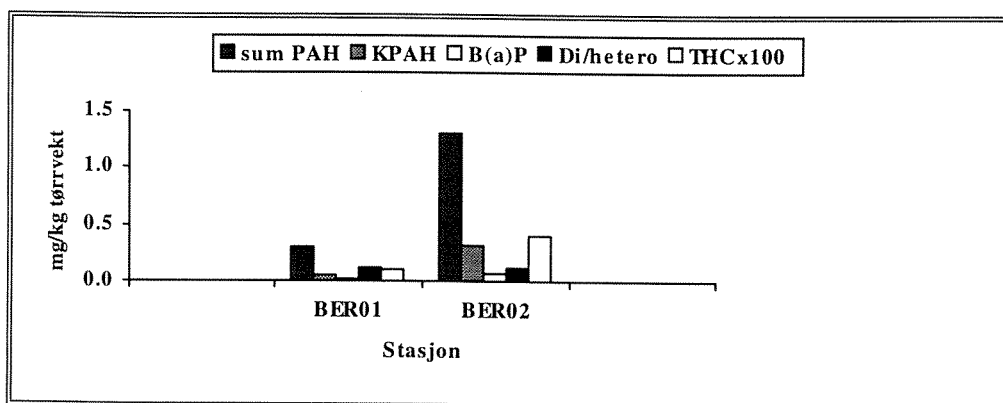
PAH-forekomsten var også forholdsvis moderat og høyest konsentrasjon ble observert i det indre havneområdet (BER02). Her var konsentrasjonen ca. 1.3 mg/kg tørrvekt, mens det på stasjonen lenger ut ble funnet PAH omkring bakgrunnsnivå (vedlegg 3). Begge prøver hadde forholdsvis lave KPAH-andeler hhv. 20% og 24% og B(a)P-innholdet var tilsvarende 7% og 5%. Begge prøver var også dominert av fenantren, fluoranten og benzo(b,j,k)fluoranten.



Figur 19. PCB-profiler i overflatesedimenter (0-2 cm) og blåskjell - *Mytilus edulis* (BER B; Knutzen et al. 1995) fra Berlevåg havn, 1994. Profilen i sedimenter indikerer tilstedeværelse av Aroclor 1254.

Selv om prøvene tilsynelatende var like i sammensetningen (figur 20), skilte deg seg klart ved sitt innhold av di-/heterosykliske forbindelser. BER01 fra det ytre havneområdet inneholdt hele 39% lavaromatiske forbindelser og kan mulig relateres uforbrente kullrester, fremfor påvirkning av olje.

Tilsvarende innhold i BER02 var kun 9%. Ovennevnte relasjon av PAH-forekomstene til kull, understøttes av de lave konsentrasjonene for THC som ble målt i sedimentene. Nivåene i Berlevåg havn lå mellom 11-40 mg/kg tørrvekt og må i havnesammenheng karakteriseres som ubetydelige (vedlegg 5).



Figur 20. Forekomster av PAH, KPAH, B(a)P, di-/heterosykliske forbindelser og TCH gitt i mg/kg tørrvekt (verdier avrundet) i overflatesedimenter (0-2cm) fra Berlevåg havn 1994. Merk! Konsentrasjonsangivelse for THC.

Derimot var forekomsten av TBT bemerkelsesverdig høy med hele 85 µg/kg tørrvekt. Dette tilsvarer omkring 30 ganger overkonsentrasjon i forhold til et antatt bakgrunnsnivå og var blant de høyeste konsentrasjonene langs Finnmarkskysten (vedlegg 4). Ut over disse observasjonene er det ikke tidligere undersøkt forekomster av miljøgifter i dette havneområdet.

4.10.2. Potensielle forurensningskilder

Hva potensielle forurensningskilder angår så begrenser de seg hovedsakelig til det som den dominerende fiskeindustrien måtte medføre av utslipp (fryse- og kjølelager, trandamperi, filetanlegg mm.). I tillegg finnes det også et mindre mekanisk verksted, et skipselektronisk verksted, samt et hydraulisk mekanisk verksted i havneområdet (Norges sjøkartverk 1988).

Det kan også tenkes å komme forurensende bidrag fra bunkersanleggene og trelastforretningen på stedet. Det oppgis å være to avfallsfyllinger knyttet til kommunen med hva som kan ha vært deponert på disse er ukjent (NGU 1990c).

4.10.3. Tilstand og vurdering

Resultatene viser at det ikke finnes nevneverdig forurensning i overflatesedimentene i Berlevåg havn (tabell 12). Dog ble det observert noe TBT både i sedimenter og blåskjell (kfr. Knutzen et al 1995). Men dette forhold alene rettferdiggjør ikke prioriterte tilleggsundersøkelser i dette havneområdet.

Tabell 12. Forurensningsgrader mht. utvalgte miljøgifter i sedimenter fra Berlevåg havn, 1994

	Hg	Cd	Pb	Cu	Zn	Ni	Cr	As	PCB	DDT	HCB	PAH	TBT	THC
Berlevåg havn														
Denne undersøkelsen	1	1	1	1	1	1	1	1	2	1	1	2	3	2

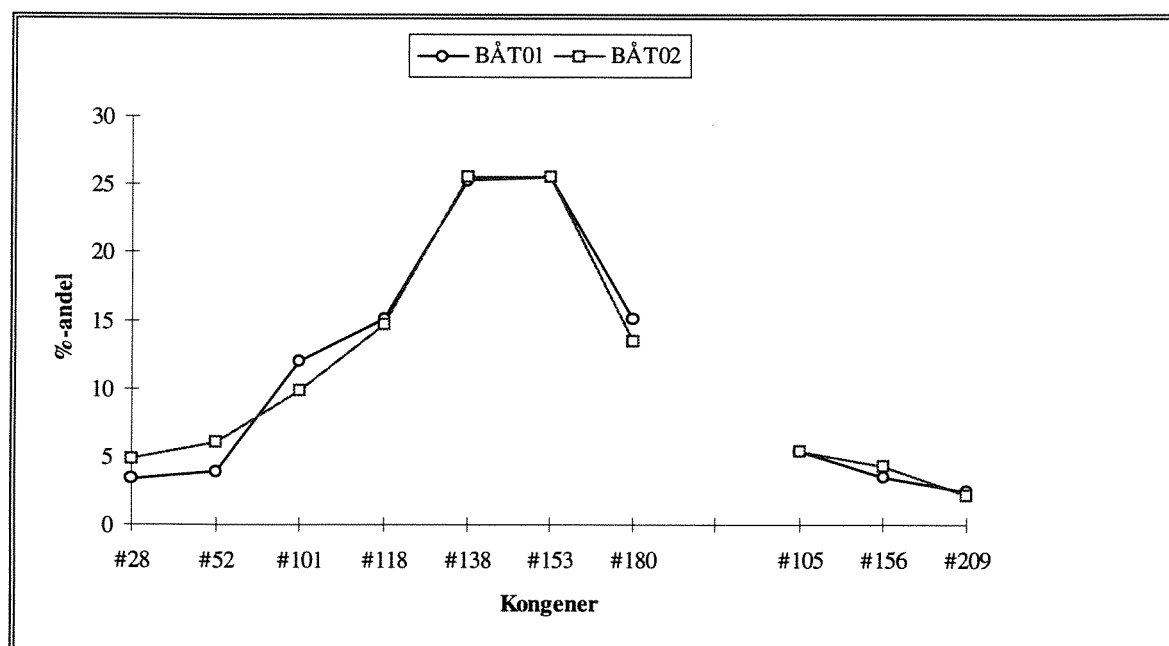
4.11. Båtsfjord havn

Båtsfjord havnebasseng er todelt med et ytre og et indre havnebasseng (Norges sjøkartverk 1988). Det ble prøvetatt en stasjon i hver av de to havneavsnittene og disse er vist i vedleggsfigur 11. Øvrige bakgrunnsdata vedrørende prøvestasjonene er gitt i vedleggstabellene 1-3.

4.11.1. Miljøgifter i sedimenter

Forekomstene av tungmetaller i Båtsfjord havn var relativt moderate. Mest markert var forekomsten av Cd med 1.43 mg/kg tørrvekt, noe som tilsvarer omkring 6 ganger overkonsentrasjon. I tillegg ble det registrert svakt forhøyede forekomster av Pb, Cu, Zn og As tilsvarende 1-2 ganger overkonsentrasjon (vedlegg 1).

Det ble registrert PCB i begge prøver fra Båtsfjord havneområde og høyeste konsentrasjon (indre havn) var på 66.6 µg/kg tørrvekt for beregnet total PCB (vedlegg 2). Dette nivået representerer ca. 13 ganger overkonsentrasjon og profilsammensetningen i begge prøver var identisk, forholdsvis høyklorert og av typen Aroclor 1254.



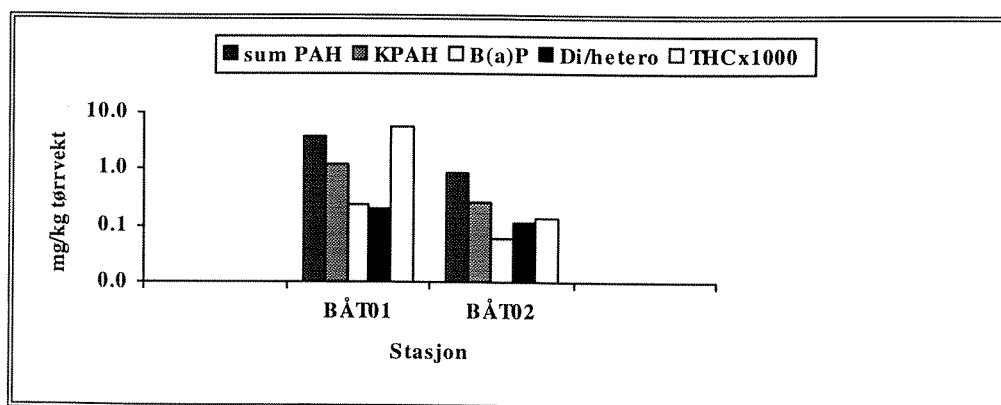
Figur 21. PCB-profiler i overflatesedimenter (0-2 cm) fra Båtsfjord havn, 1994. Profilen i sedimenter indikerer tilstedeværelse av Aroclor 1254.

Av andre persistente klororganiske forbindelser ble det funnet spor av både 5CB (0.3-0.4 µg/kg tørrvekt) og sum DDT (1.3-4.7 µg/kg tørrvekt) i begge prøver (vedlegg 2).

PAH-forekomsten i Båtsfjord havneområde forholdsvis moderat og ble målt til hhv. 3.7 mg/kg og 0.86 mg/kg tørrvekt. Høyeste konsentrasjon tilsvarende 12 ganger overkonsentrasjon ble registrert i indre havn (BÅT01), men ellers var sammensetningen forholdsvis lik på de to lokalitetene (vedlegg 3).

De dominerende forbindelsene var benzo(b,j,k)fluoranten, fluoranten, pyren og indikerer forbrenningsavledet opphav til PAH. Dette bekreftes av et KPAH-innhold som varierte mellom 30-33% og et B(a)P-innhold på 6% i begge prøver. Derimot var det noe forskjell på innholdet av di-/heterosykliske forbindelser, hvor BÅT02 var høyest med 13%. Sistnevnte kan indikere at det finnes noe kullrester i sedimentene (figur 22).

Det ble målt svært ulike konsentrasjoner av THC i sedimentene og klart mest i BÅT01 med hele 5626 mg/kg tørrvekt mot 137 mg/kg tørrvekt i BÅT02 (vedlegg 5). Den høye konsentrasjonen i det indre havneområdet tilsvarer mer enn 500 ganger overkonsentrasjon og var nest høyeste forekomst i denne undersøkelsen. Likevel synes ikke oljeforekomsten og bidra til den målte PAH-konsentrasjonen i sedimentene her.



Figur 22. Forekomster av PAH, KPAH, B(a)P, di-/heterosykliske forbindelser og TCH gitt i mg/kg tørrvekt (verdier avrundet) i overflatesedimenter (0-2cm) fra Båtsfjord havn 1994. Merk! Konsentrasjonsangivelse for THC og Log-skala.

Det ble registrert hhv. 45 og 61 µg/kg tørrvekt av TBT i prøvene fra Båtsfjord og da mest i indre havn (BÅT01). Dette tilsvarer en nokså dårlig sedimenttilstand eller 15-20 ganger overkonsentrasjon (vedlegg 4). Ut over disse målinger er det ikke tidligere foretatt registreringer av miljøgifter i Båtsfjord havn.

4.11.2. Potensielle forurensningskilder

Båtsfjord er et av de største fiskeværene i fylket, med omfattende fiskeindustri (fryserier, filet- og sildeoljefabriker, trandamperi mm.) og stor skipstrafikk. I havneområdet finnes det også et mekanisk verksted med slipp, flere bunkers- og tankanlegg, trelastlager slik at det kan antas å være flere potensielle forurensningskilder i området (Norges sjøkartverk 1988).

Det er også registrert to sjønære avfallsfyllinger med avrenning til Båtsfjorden. Det har vesentlig blitt deponert husholdnings-, septik- og industriavfall på fyllingene, men også spesialavfall som PCB-holdige kondensatorer (NGU 1990c).

4.11.3. Tilstand og vurdering

Det ble registrert en forholdsvis jevnt høy forurensning i Båtsfjord og da først og fremst organiske miljøgifter (tabell 13). Sedimenttilstanden var gjennomgående mindre god til dårlig (tilstandsklasse II-IV). Ingen av de undersøkte miljøgiftene ble observert i høyeste tilstandsklasse og bør av den grunn ikke gis høyeste prioritet under oppfølgende undersøkelser. Men likevel finnes det grunnlag i observasjonene, særlig PCB og tilstedeværende oljehydrokarboner, til å gjøre en utvidet kildeorientert kartlegging på sikt. Da det ikke ble funnet blåskjell i dette havneområdet bør nødvendigheten av å gjennomføre en prioritert undersøkelse av miljøgiftnivåer i andre spiselige organismer vurderes.

Tabell 13. Forurensningsgrader mht. utvalgte miljøgifter i sedimenter fra Båtsfjord havn, 1994

	Hg	Cd	Pb	Cu	Zn	Ni	Cr	As	PCB	DDT	5CB	PAH	TBT	THC
Båtsfjord havn														
Denne undersøkelsen	1	3	2	2	2	1	1	2	3	3	1	3	3	4

4.12. Vardø havn

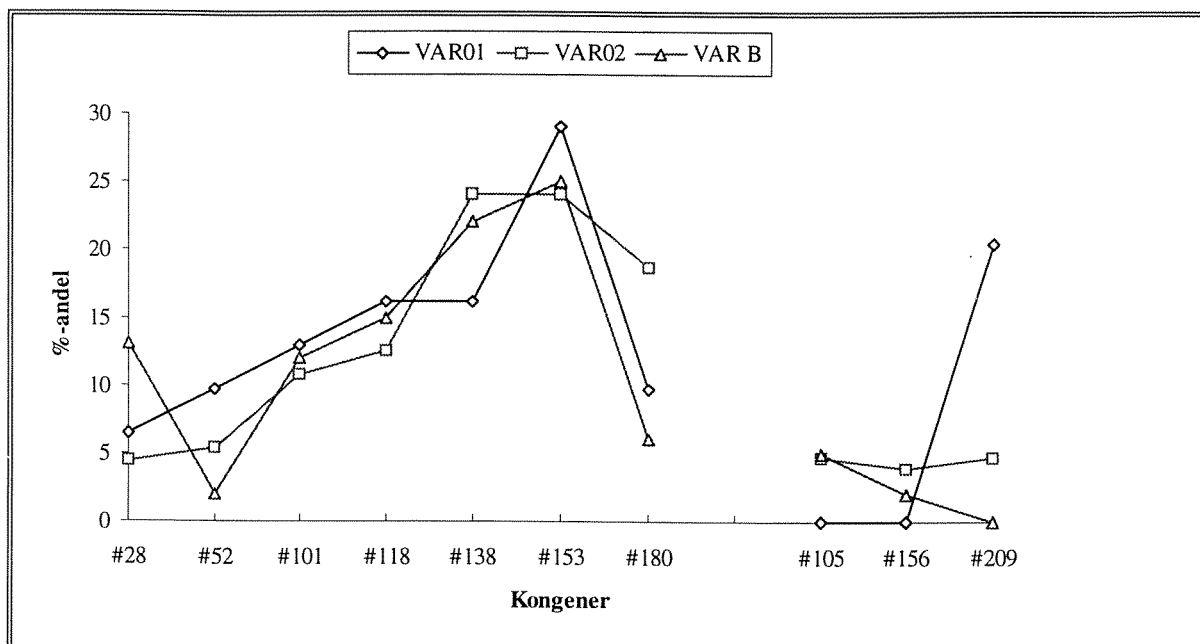
Vardø havn er en nordvendt og svært eksponert havn (Norges sjøkartverk 1988) og ble prøvetatt med to stasjoner, en i ytre (VAR01) og en i indre havn (VAR02). Plasseringen av stasjonene er vist i vedleggsfigur 12. Øvrige bakgrunnsdata vedrørende prøvestasjonene er gitt i vedleggstabellene 1-3.

4.12.1. Miljøgifter i sedimenter

Det ble kun registrert forhøyede konsentrasjoner av tungmetaller i det indre havneområdet i Vardø (VAR02). Mest markert blant forekomstene var konsentrasjonen av Hg med 0.6 mg/kg tørrvekt eller 4 ganger overkonsentrasjon i forhold til det antatte bakgrunnsnivået. Ut over dette ble det kun observert konsentrasjoner like over bakgrunnsnivået for hhv. Cd og Pb (vedlegg 1).

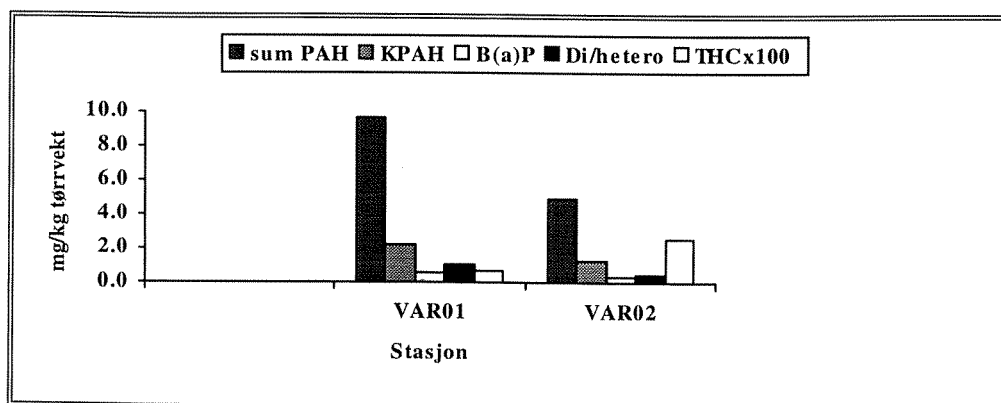
PCB-forekomstene i sedimentene fra Vardø havneområde også forholdsvis moderate. Høyest var innholdet i indre havn (VAR02) med 22.4 µg/kg tørrvekt for beregnet total PCB (vedlegg 2). Sammensetningen var forholdsvis lik i de to prøvene (figur 23) og besto av høyklorert PCB av typen Aroclor 1254.

Det bør bemerkes at det i VAR01 fra ytre havn ble målt et prosentvis svært høyt innhold av PCB nr. 209 (dekaklorbifenyl) tilsvarende 21%. Dette forhold kan vanskelig forklares, da denne PCB-kongeneren sjelden opptrer i sedimenter utenfor Grenlandsfjordene og deres influensområdet mht spredning (kfr. Konieczny og Juliussen 1995a). Det ble også funnet spor av DDT i begge prøver.



Figur 23. PCB-profiler i overflatesedimenter (0-2 cm) og blåskjell - *Mytilus edulis* (VAR B; Knutzen et al. 1995) fra Vardø havn, 1994. Profilen i sedimenter indikerer tilstedeværelse av Aroclor 1254.

Sett i relasjon til de forekomster nevnt over var det sedimentenes innhold av PAH som var mest markert i Vardø havn. Her ble det registret mellom 4.9 mg/kg og 9.7 mg/kg tørrvekt (vedlegg 3). Begge prøver var tilnærmet identiske i sammensetning dominert av fluoranten, fenantren, pyren og benzo(b,j,k)fluoranten og tyder på samme type kilde. Dette understøttes av forholdsvis lave KPAH-innhold hhv. 22% og 27%, B(a)P-andel på 6-7% og 11% di/heterosykliske komponenter (mye naftalener). Sammen med andelene antracen og benz(a)antracen tyder PAH-forekomsten i Vardø på å hovedsakelig stamme fra uforbrent kull (figur 24).



Figur 24. Forekomster av PAH, KPAH, B(a)P, di-/heterosykliske forbindelser og TCH gitt i mg/kg tørrvekt (verdier avrundet) i overflatesedimenter (0-2cm) fra Vardø havn 1994. Merk! Konsentrasjonsangivelse for THC.

Forekomsten av oljehydrokarboner i form av THC i sedimentene var forholdsvis lav og lå mellom 70 mg/kg og 255 mg/kg tørrvekt (vedlegg 5).

TBT nivåene i sedimentene fra Vardø havn var klart forskjellige, med 12 µg/kg tørrvekt i det ytre havneområdet utenfor moloen (VAR01) og hele 110 µg/kg tørrvekt i det indre havnebasseng. Disse konsentrasjonene tilsvarer hhv. foreslått tilstandsklasse III og IV eller maksimalt i overkant av 35 ganger overkonsentrasjon. Det kan bemerkes at kun sedimentene utenfor skipsverftene i Harstad og Tromsø hadde høyere konsentrasjoner (vedlegg 4).

4.12.2. Potensielle forurensningskilder

Hovednæringen i Vardø er knyttet til fiskeriindustrien, men har ingen nevneverdige potensielt forurensende større industrivirksomhet i kommunen. Dog drives det import av bl.a olje og salt. Havneområdet innenfor moloene er ellers preget av stor skipstrafikk og har tre større bunkersanlegg (Norol, Esso og Shell) og en slipp (Norges sjøkartverk 1988).

Det har foregått tvungen renovasjon i kommunene siden tidlig på 60-tallet og avfallet er deponert på byens 4 eksisterende fyllinger fra før krigen og frem til i dag. Fyllingene inneholder hovedsakelig husholdnings- og industriavfall, men de er ikke påstått å inneholde spesialavfall (NGU 1990c).

4.12.3. Tilstand og vurdering

Til tross for at det antas å være få potensielle forurensningskilder i Vardø havneområde, synes forekomstene av enkelte miljøgifter og forurensende komponenter å peke på det motsatte (tabell 14). Selv om situasjonen totalt sett ikke indikerer at Vardø er blant de verste havnene i undersøkelsen, bør forekomstene av bl.a. PAH, TBT og Hg vurderes nøye. Det kan her dreie seg om definerte punktkilder som bør lokaliseres.

Vardø havn var også blant de lokalitetene som hadde høy nivåer av PCB og TBT i blåskjell (kfr. Knutzen et al. 1995) noe som sammen med sedimentdataene gir grunnlag for å gi lokaliteten høyeste prioritet mht. oppfølgende undersøkelser.

Tabell 14. Forurensningsgrader mht. utvalgte miljøgifter i sedimenter fra Vardø havn, 1994

	Hg	Cd	Pb	Cu	Zn	Ni	Cr	As	PCB	DDT	HCB	PAH	TBT	THC
Vardø havn														
Denne undersøkelsen	3	2	2	1	1	1	1	1	2	2	1	4	4	3

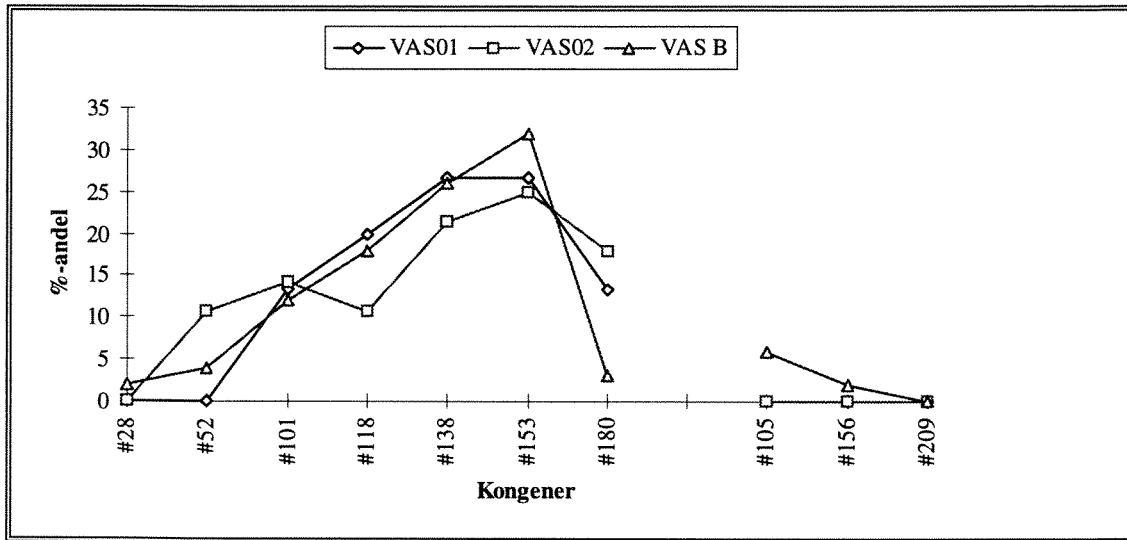
4.13. Vadsø havn

Vadsø havnebasseng er et svært grunt øst-vest gående havneområde på innsiden av Vadsøya (Norges sjøkartverk 1988). Havna ble prøvetatt med to stasjoner en i ytre havnebasseng mot vest (VAS01) og en innerst i havna mot øst (VAS02). Stasjonenes plassering er vist i vedleggsfigur 13. Øvrige bakgrunnsdata vedrørende prøvestasjonene er gitt i vedleggstabellene 1-3.

4.13.1. Miljøgifter i sedimenter

Vadsø havn anses ikke forurenset av tungmetaller da det ikke ble funnet konsentrasjoner over de antatte bakgrunnsnivåene. Unntatt fra dette var Cd med 0.35 mg/kg tørrvekt, men dette kan ikke betraktes som noen reell forhøyet verdi (vedlegg 1).

Det ble registrert svært lave konsentrasjoner dvs. 3-5.6 µg/kg tørrvekt for beregnet total PCB i sedimentene fra Vadsø havn (vedlegg 2). Til tross for de lave konsentrasjonene her, lot deg gjøre å beskrive PCB-profiler i prøvene (figur 25) og det kan antydes tilstedeværelse av en blanding av Aroclor 1254 (ytre havn) og Aroclor 1260 (indre havn). Andre persistente klororganiske forbindelser ble ikke registrert i prøvene (vedlegg 2).



Figur 25. PCB-profiler i overflatesedimenter (0-2 cm) og blåskjell - *Mytilus edulis* (VAS B; Knutzen et al. 1995) fra Vadsø havn, 1994. Profilen i sedimenter indikerer tilstedeværelse av både Aroclor 1254 og 1260.

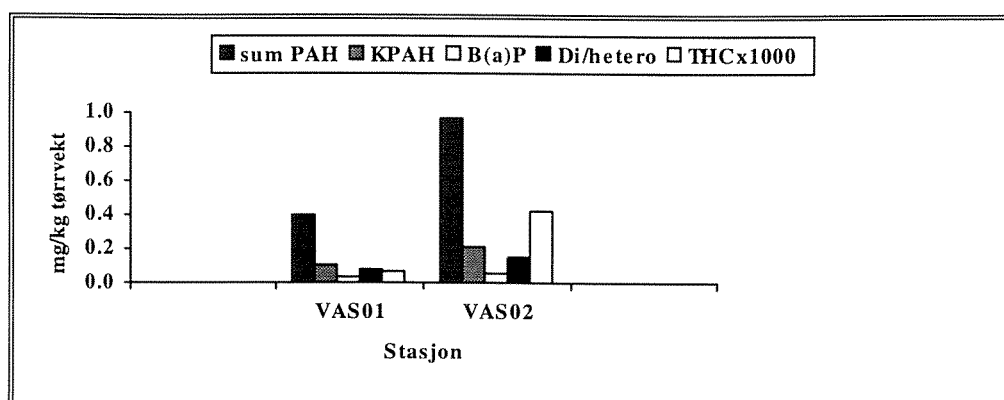
Heller ikke forekomstene av PAH var av særlig størrelse da konsentrasjonene lå mellom ca. 0.4 mg/kg og 0.96 mg/kg tørrvekt. Sistnevnte konsentrasjon fra det indre havneområdet (VAS02) var kun ca. 3 ganger bakgrunnsnivået (vedlegg 3).

Sammensetningen av tilstedeværende PAH var relativt lik (figur 26), dominert av fluoranten, pyren og benzo(b,j,k)fluoranten og synes å bestå av oljerelatert PAH fremfor kullrester, selv om dette er noe uklart. Dette antas på bakgrunn av moderate KPAH- og B(a)P-andeler hhv. 21-27% og 6-8% og de forholdsvis høye andeler lavaromatiske forbindelser (15-19%).

Naftalener utgjorde alene omkring 9-11% i prøvene, og som nevnt alternativt stamme fra kull. Dog taler de små andelene av typiske kullrelaterte komponenter (fenantren, antracen og benz(a)antracen) i mot dette.

Influens av oljehydrokarboner på PAH-sammensetningen kan mulig understøttes av THC-konsentrasjonene som ble målt sedimentene hhv. 69 mg/kg og 419 mg/kg tørrvekt (vedlegg 5).

Sistnevnte (VAS02 indre havn) var faktisk blant de 10 høyeste konsentrasjonene i denne delen av de Sonderende undersøkelsen og langt høyere en de fleste mer forurensede havnene i Sør-Norge (kfr. Konieczny og Juliussen 1994, 1995a, 1995b).



Figur 26. Forekomster av PAH, KPAH, B(a)P, di-/heterosykliske forbindelser og TCH gitt i mg/kg tørrvekt (verdier avrundet) i overflatesedimenter (0-2cm) fra Vadsø havn 1994. Merk! Konsentrasjonsangivelse for THC.

Overflatesedimentene i Vadsø havn inneholdt mellom 12-17 $\mu\text{gTBT/kg}$ tørrvekt eller ca. 4-6 ganger overkonsentrasjon (vedlegg 4). Ut over de nevnte data finnes det ikke informasjon om miljøgifter i sediment fra dette havneområde.

4.13.2. Potensielle forurensningskilder

Som de fleste andre havnene i Finnmark er også antallet potensielle forurensningskilder i Vadsø havneområde lite. Også her domineres industrien av fiskerivirksomheten og da særlig sildeoljeproduksjon. Havnen har ellers stor skipstrafikk (rutebåter, kystgodsruiter, lastebåter, fiskeflåte osv.) og det drives en utstrakt import av oljeprodukter, salt og kull (Norges sjøkartverk 1988).

Ut over dette er det knyttet 3 større avfallsfyllinger til selve havnen, hvorav Vadsøya-øst har et forbrenningsanlegg. Asken fra forbrenningsanlegget deponeres i sjøkanten, men i et område som ligger utenfor det området som ble undersøkt. Det kan også nevnes at det også ble etablert et krigstidsdeponi nord for byen, men hva som er deponert der og om fyllingen har avrenning til sjø vites ikke (NGU 1990c).

4.13.3. Tilstand og vurdering

Det ble registrert liten til svært moderat forurensning i Vadsø havn (tabell 15). Mest markert var innslagene av TBT og THC i overflatesedimentene her og tydeligst innerst i havnen. Det finnes likevel lite grunnlag for å gi Vadsø noen særlig prioritet mht. oppfølgende undersøkelser. På sikt kan det være aktuelt å belyse eventuelle effekter av den nevnte deponering av forbrenningsaske i strandkanten syd for selve havneområdet.

Tabell 15. Forurensningsgrader mht. utvalgte miljøgifter i sedimenter fra Vadsø havn, 1994

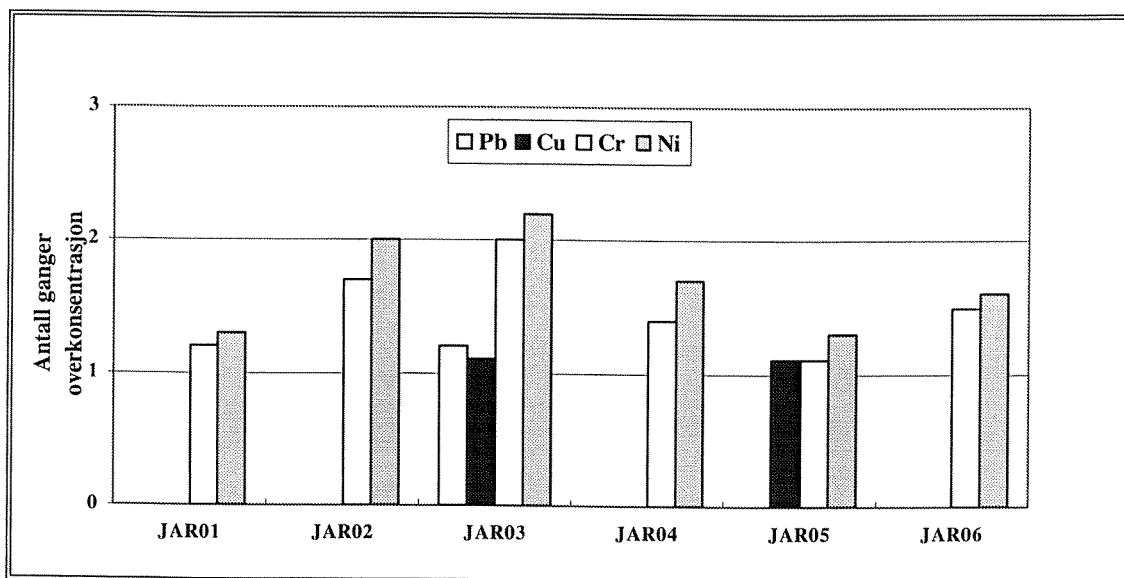
	Hg	Cd	Pb	Cu	Zn	Ni	Cr	As	PCB	DDT	HCB	PAH	TBT	THC
Vadsø havn														
Denne undersøkelsen	1	2	1	1	1	1	1	1	2	1	1	2	3	3

4.14. Jarfjorden

Jarfjorden ble inkludert i denne undersøkelsen og er Norges østligste fjord av noe størrelse. Fjorden er ca. 40 km lang terskelfjord og strekker seg inn til Jarfjordbotn som ligger 2.5 km fra grensen til tidligere Sovjetunionen (Norges sjøkartverk 1988). Det ble totalt tatt 6 prøvestasjoner og disse er vist i vedleggsfigur 14. Øvrige bakgrunnsdata vedrørende prøvestasjonene er gitt i vedleggstabellene 1-3.

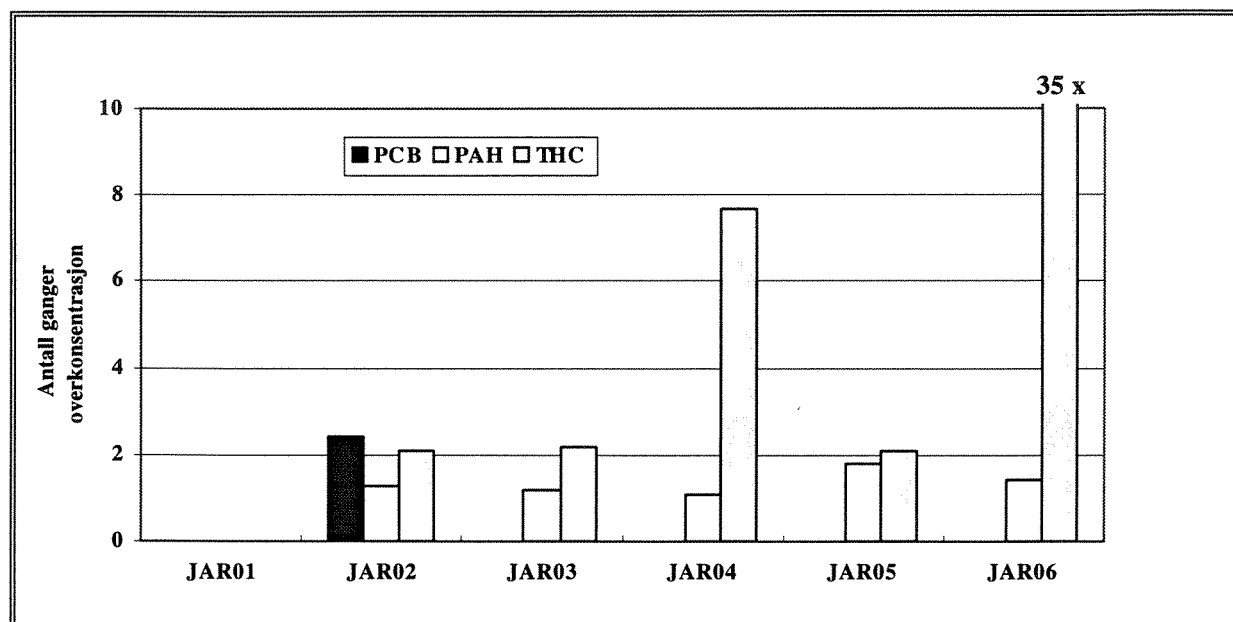
4.14.1. Miljøgifter i sedimenter

Det ble funnet en forholdsvis moderat, men svært karakteristisk tungmetallforurensning i prøvene fra Jarfjorden. Gjennomgående inneholdt sedimentene på alle 6 stasjonene forhøyede konsentrasjoner av Cr og Ni. Konsentrasjonene for Cr varierte fra 77-143 mg/kg tørrvekt og tilsvarende for Ni mellom ca. 39-65 mg/kg tørrvekt (vedlegg 1). For begge metaller representerer dette ca. 1-2 ganger overkonsentrasjon i forhold til antatt bakgrunnsnivå og for Ni var 65 mg/kg den høyeste konsentrasjonen observert i undersøkelsen av miljøgiftsituasjonen i de tre nordligste fylkene. Ut over dette ble det kun observert forhøyede konsentrasjoner av Cu og Pb på et par stasjoner (figur 27).



Figur 27. Antall ganger overkonsentrasjon i forhold til antatte bakgrunnsnivåer for utvalgte tungmetaller i overflatesedimenter (0-2 cm) fra 6 stasjoner i Jarfjorden 1994.

Videre ble det funnet spor av PCB på tre av stasjonene innover fjorden (figur 28), men kun en av prøvene inneholdt beregnet total PCB over det antatte bakgrunnsnivået (vedlegg 2). På grunn av de lave konsentrasjonene lar det seg ikke gjøre å presentere pålitelige profiler av kongenersammensetningen, men det synes som om det er forekomstene er vesentlig lavklorerte. Det ble også funnet spor av DDT i en prøve. Datamaterialet gir heller ikke grunnlag for å antyde opphavet til de klororganiske forbindelsene.



Figur 28. Antall ganger overkonsentrasjon i forhold til antatte bakgrunnsnivåer for utvalgte organiske miljøgifter i overflatesedimenter (0-2 cm) fra 5 av 6 stasjoner i Jarfjorden 1994. Det ble funnet spor av DDT i JAR04, men er ikke avmerket i diagrammet.

Hva forekomstene av PAH angår så ble det målt svake overkonsentrasjoner på de fem innerste stasjonene i fjorden (vedlegg 3 og figur 28). Det var videre en noe varierende PAH-sammensetning i sedimentene, men synes hovedsakelig å være naturlige forekomster. Bl.a. lå KPAH-innholdet i prøvene mellom 21-30% på de fire ytterste stasjonene og noe lavere på de to innerste dvs. 13-18%. Variasjonen i B(a)P innholdet var mellom 4% og 9%. Dog skilte stasjon JAR01 og JAR05 seg klart fra de andre ved hhv. å inneholde omkring 40% og 60% di/heterosykliske forbindelser. Dette tyder på en klar oljeforurensning, selv om THC-innholdet i disse prøvene relativt sett var lave (8 og 21 mg/kg tørrvekt; kfr. vedlegg 5).

THC-innholdet på de øvrige stasjonene (kfr. figur 28) lå mellom 21-374 mg/kg tørrvekt (vedlegg 5) og var klart høyest inne i Jarfjordbotn (JAR06). Det ble ikke registrert TBT i sedimentprøvene fra Jarfjorden (vedlegg 4). Ut over dette finnes det ikke data vedrørende miljøgifter i Jarfjorden.

4.14.2. Potensielle forurensningskilder

Det finnes få åpenbare lokale forurensningskilder langs Jarfjorden. Likevel kan det ha forekommet spredte tilførsler via den lokale bosetningen, særlig innerst mot Jarfjordbotn. Det har også ligget en kraftstasjon i dette området. Ellers har lokaliteter i ytre deler av fjordsystemet fungert som oppankringssteder for fiskeflåter og andre fartøy under dårlig værforhold.

Totalt sett må langtransporterte forurensninger, via luft, avrenning og vassdrag fra grensestrøkene, anses å stå for det meste av de bidrag som observeres i sedimentene i fjorden. Nærliggende tung industri, gruvedrift og et stort antall industrifyllinger i hele Sør-Varanger kan ha ført til slike tilførsler. Se for øvrig kap. 4.15.3.

4.14.3. Tilstand og vurdering

Den observerte forurensningssituasjonen i overflatesedimenter er forholdsvis beskjeden, men grunnet beliggenheten, likevel oppsiktsvekkende (tabell 16). De registrert overkonsentrasjoner av enkelte miljøgiftgrupper gir ikke tilstrekkelig grunnlag for oppfølgende undersøkelser. Fjordsystemet bør dog fungere som typelokalitet for langtransportert forurensninger eller inngå i nasjonale overvåkingsprogrammer.

Tabell 16. Forurensningsgrader mht. utvalgte miljøgifter i sedimenter fra Jarfjorden, 1994

	Hg	Cd	Pb	Cu	Zn	Ni	Cr	As	PCB	DDT	HCB	PAH	TBT	THC
Jarfjorden														
Denne undersøkelsen	1	1	2	2	1	2	2	1	2	1	1	2	1	3

4.15. Kirkenes havn

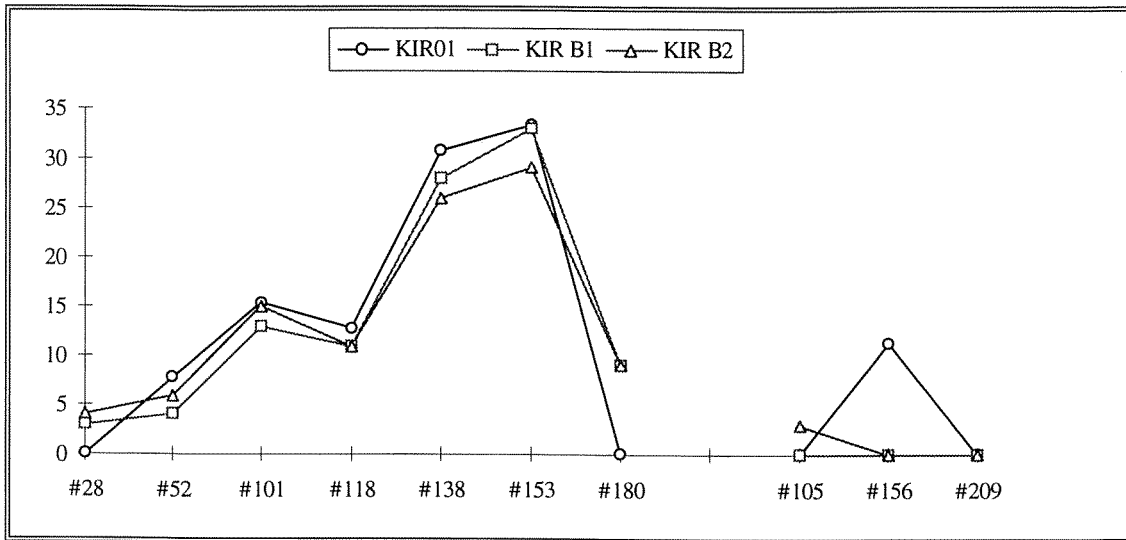
Kirkenes havn med prøvestasjoner er vist i vedleggsfigur 15. Det ble plassert to stasjoner øst for Langfjorden (Norges sjøkartverk 1988) for om mulig å unngå sedimenter påvirket av avgangen fra A/S Sydvaranger. Det har i ettertid vist seg at influensområdet til disse avgangsmassene er temmelig stort og dominerende i fjordsystemet. Derfor anses ikke stasjon KIR01 å være helt representativ for "vanlige havnesedimenter" i denne undersøkelsen. Øvrige bakgrunnsdata vedrørende prøvestasjonene er gitt i vedleggstabellene 1-3.

4.15.1. Miljøgifter i sedimenter

Ut fra dataene i undersøkelsen er det ingen tungmetallforurensning i Kirkenes havn og kun Cr og Ni ble registrert like over de antatte bakgrunnsnivåene (vedlegg 1). Forekomstene kan indikere at fjordsystemene i de østlige deler av Varanger påvirkes av samme type kilder, trolig langtransporterte forurensninger (kfr. Jarfjorden kap. 4.14.1).

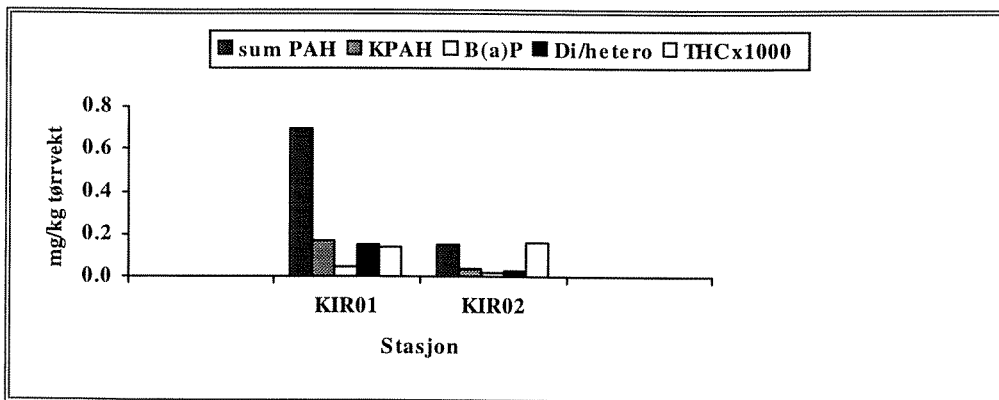
Det ble kun registrert PCB i sedimentene fra Elvenesfjorden (KIR01), men i moderate mengder. Beregnet total PCB lik 7.8 µg/kg tørrvekt er kun like over det antatte bakgrunnsnivået (vedlegg 2). Likevel lar det seg gjøre å beskrive en PCB-profil, som antyder tilstedeværelse av Aroclor 1260 (figur 29). Det ble også funnet 1.8 µg/kg tørrvekt av DDT i denne prøven.

Likeledes, og i begge prøver, ble det også registrert små mengder PAH, hhv. 0.7 mg/kg (KIR01) og 0.15 mg/kg tørrvekt (KIR02), sistnevnte under bakgrunnsnivå (vedlegg 3). Sammensetningen i prøvene var forholdsvis lik med et KPAH-innhold på 27-30% og di-/heterosykliske forbindelser 21-22%.



Figur 29. PCB-profiler i overflatesedimenter (0-2 cm) og blåskjell - *Mytilus edulis* (KIR B1 og KIR B2; Knutzen et al. 1995) fra Kirkenes havn, 1994. Profilen i sedimenter indikerer tilstedeværelse av Aroclor 1260.

B(a)P-andelen var derimot avvikende med 12% i KIR02 mot 6% i KIR01. Det kan på bakgrunn av dette og antydes et olje- og/eller kullrelatert opphav til PAH i sedimentene.



Figur 30. Forekomster av PAH, KPAH, B(a)P, di-/heterosykliske forbindelser og TCH gitt i mg/kg tørrvekt (verdier avrundet) i overflatesedimenter (0-2cm) fra Kirkenes havn 1994. Merk! Konsentrasjonsangivelse for THC.

Dette forhold kan til dels understøttes av sedimentenes innhold av oljehydrokarboner (THC), som var moderat, men ikke unormalt høyt for havnesedimenter (kfr. figur 30). Prøvene inneholdt mellom 135-164 mg/kg tørrvekt og konsentrasjonen var høyest i selve havneområdet (vedlegg 5).

Kun en av prøvene KIR02 den fra Kirkenes havn i nærheten av skipsverftet (flytedokk/slipp), inneholdt TBT, tilsvarende 6 µg/kg tørrvekt. Nivået var like over deteksjonsgrensen for metoden og representerer ingen nevneverdig overkonsentrasjon (vedlegg 4).

4.15.2. Tidligere undersøkelser

Av miljøgiftrelaterte undersøkelser i de deler av Varangerfjorden som grenser til Kirkenes havn, kan nevnes Skei og Rygg (1989). Her ble det undersøkt forekomster av tungmetaller i sedimentene som følge av driften ved A/S Sydvaranger. Av aktuelle metaller ble forekomstene av Cd, Pb, Cu og Ni registrert, men konsentrasjonene var også den gang forholdsvis moderate og tilsvarende tilstandsklasse I-II. Deler av undersøkelsen ble gjentatt i 1994/95 og forekomstene av Pb og Ni var i samme størrelsesordenen som tidligere (Skei et al. 1995).

4.15.3. Potensielle forurensningskilder

Det er registrert en rekke potensielle forurensningskilder i området rundt Varangerfjorden og flere av disse kan tenkes å påvirke selve Kirkenes havn og indre deler av Elvenesfjorden. De fleste forurensete lokalitetene (fyllinger, industriområder osv.) ligger i høydedragene syd og sydøst for Kirkenes, men med klare spredningsmuligheter via vassdragene til fjordområdene.

Nær de sentrale havneområdene kan f. eks. nevnes Toppenfjellet industrifylling (A/S Sydvaranger frem til 1989) og de to utfylte områdene øst for byen, Nodest Asphaltverk, A/S Nodest Vei & Co's industrifylling (1975-1988), Kirkenes bilopphuggeri, Skaffenhullet destruksjonsanlegg og avfallsplass m.fl. Av andre potensielle bidragsyttere, lokalisert lenger unna kan nevnes, Bjørnevattn spilloljelager, Skjittippen I og II, Gråbergstippen, avfallsfyllingene Strand, Loken og Salmovara.

På mange av de nevnte lokalitetene er det deponert eller registrert spesialavfall som asfaltolje/-emulsjon, bitumenrester/-emulsjon, oljerester, diesel, fett, spillolje, avfall fra vulkeverksted (rester av lim, løsemidler, maling, mm.), batterier, asbest, impregneringssalter osv. (kfr. NGU 1990c).

I selve havnen finnes det verksteddrift, bunkersanlegg, flytedokk, slipp osv. som til dels kan bidra med forurensninger. Ut over dette er havnebassenget preget av den metallholdige avgangen fra A/S Sydvaranger.

4.15.4. Tilstand og vurdering

Til tross for mange potensielle forurensningskilder både lokalt og i tilstøtende landområder synes ikke dette å ha ført til nevneverdig miljøgiftforurensning av overfaldesedimentene i Kirkenes havnebasseng (tabell 17).

Tabell 17. Forurensningsgrader mht. utvalgte miljøgifter i sedimenter fra Kirkenes havn og Varangerfjorden, 1989-1994

	Hg	Cd	Pb	Cu	Zn	Ni	Cr	As	PCB	DDT	HCB	PAH	TBT	THC
Kirkenes havn														
Denne undersøkelsen	1	1	1	1	1	2	2	1	2	2	1	2	2	3
Varangerfjorden Skei og Rygg 1989	-	1	2	2	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-
Varangerfjorden Skei et al. 1995	-	-	2	-	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-

De undersøkte miljøgiftene forekommer stort sett i lave til svært moderate konsentrasjoner, noe som også tidligere undersøkelser har vist. Det finnes derfor ikke grunnlag for å foreslå ytterligere undersøkelser av sedimentene i fjordsystemet eller havnen, utover det som måtte være nødvendige oppfølginger av den overvåkingen som foregår i forbindelse med avgangsmassene A/S Sydvaranger.

5. OPPSUMMERING OG KONKLUSJONER

I det følgende gis det en kortfattet oppsummering av miljøgiftforekomstene knyttet opp mot mulige kilder til forurensningene i de undersøkte havner og kystavsnitt. Det blir også gitt grunnlag for prioriteringer vedrørende hvilke havner som bør undersøkes ytterligere. Kapitlet er ment som et supplement til sammendraget som gis innledningsvis.

Det bemerkes at miljøgiftdataene ikke er normalisert mot kornstørrelse eller total organisk karbon (TOC) slik at forsiktighet bør utøves ved tolkning og sammenlikning mellom de ulike havnene.

5.1. Tungmetaller

Generelt sett utgjorde ikke tungmetallene de dominerende forurensningene i de undersøkte havnene og områdene langs kysten av Nordland, Troms og Finnmark. Det ble kun registrert et enkelt tilfelle av en høy Hg-konsentrasjon tilsvarende tilstandsklasse IV (>3 mg/kg tørrvekt), og dette var i Harstad havn. Derimot ble det registrert Hg-nivåer tilsvarende tilstandsklasse III (0.6-3 mg/kg tørrvekt) i flere havner; Tromsø, Honningsvåg, Vardø havn, samt de indre deler av Harstad havn.

Ut over dette ble heller ingen av de resterende undersøkte tungmetaller observert i konsentrasjoner over kriteriene for tilstandsklasse III i sedimenter. Det kan påpekes at de høyeste enkeltverdier Pb, Cu og Zn også ble observert i Harstad havneområde dvs. i nærområdet til et av skipsverftene. Markert forhøyede konsentrasjoner tilstandsklasse III for Cd (og noe Cr) ble målt i Honningsvåg og Båtsfjord.

Konklusjonen fra disse resultatene er derfor at metallforurensningene i Harstad havn tilskrives de lokale skipsverftene. I de resterende havnene er det vanskelig å peke ut distinkte kilder til den forholdsvis moderate tungmetallforurensningen, men forekomstene skyldes samlede tilførsler fra bl.a. skipsindustri, utslipp fra mangeartert industri, avrenning fra forurenset grunn og kommunale utslipp mm.

Som er særtilfelle må Ni-forekomstene (til dels også Cr) i Jarfjorden nevnes. Disse er de høyeste Ni-konsentrasjonene målt av de totalt 117 stasjonene som omfattes av de Sonderende undersøkelsene (Fase 1, 2 og 3). Her tilskrives forekomstene langtransporterte tilførsler fra tilgrensende sterkt industrialiserte områder.

5.2. TBT

Et noe likeartet bilde som for metaller ga de observerte forekomstene av TBT i sedimentene, et stoff som benyttes i skipsmaling (jfr. SFT 1993a, 1993b). Konsentrasjonene varierte fra deteksjonsnivået til 2400 µg/kg tørrvekt eller mer enn 800 ganger et foreløpig antatt bakgrunnsnivå.

Følgende havner og kystområder (i avtagende rekkefølge) hadde markert til meget kraftig TBT-forurensning i sedimentene (> 45µg/kg tørrvekt eller > 15 ganger antatt bakgrunnsnivå); Harstad, Tromsø, Vardø, Berlevåg, Båtsfjord og Finnsnes havn. Forekomstene i indre deler av Harstad havn er blant de 6-10 høyeste konsentrasjonene som til nå er registrert i sedimenter i Norge.

I alle de resterende undersøkte kystområdene i denne undersøkelsen, med unntak Kirkenes havn og Jarfjorden, ble det registrert TBT i overflatesedimentene, men kun svakt forhøyede konsentrasjoner (> 12 µg/kg tørrvekt).

Konklusjonen blir derfor at de kraftig forhøyede TBT-forekomstene i overflatesedimenter i Harstad og Tromsø havn, skyldes primært tilførsler fra de lokale skipsverftene. Dette forhold stemmer bra overens med observasjoner gjort i tilsvarende havner i Sør-Norge. Øvrige TBT-forekomster i denne undersøkelsen tilskrives hovedsakelig lekkasjer fra bunnstoff på båter og skip. Den undersøkte kyststrekning er normalt preget av store fiskeriflåter, stor gods- og rutetrafikk, som antas å gi slike mer diffuse tilførsler.

5.3. PAH

Forekomstene av PAH i overflatesedimentene var kvantitativt svært forskjellig fra lokalitet til lokalitet og opptrådte i hele intervallet mellom 0.2-46.2 mg/kg tørrvekt. Dette tilsvarer fra under normalnivå til 154 ganger overkonsentrasjon. Følgende havner hadde sum PAH på mer enn 6 mg/kg tørrvekt, tilsvarende en sedimenttilstand dårligere enn tilstandsklasse IV; Harstad havn (3 stasjoner) Tromsø, Hammerfest, Honningsvåg, Mehamn og Vardø havn. Men kun Harstad hadde nivåer tilsvarende tilstandsklasse V.

Videre ble det observert tilstandsklasse III (2-6 mg/kg tørrvekt) i Finnsnes og Båtsfjord havn.

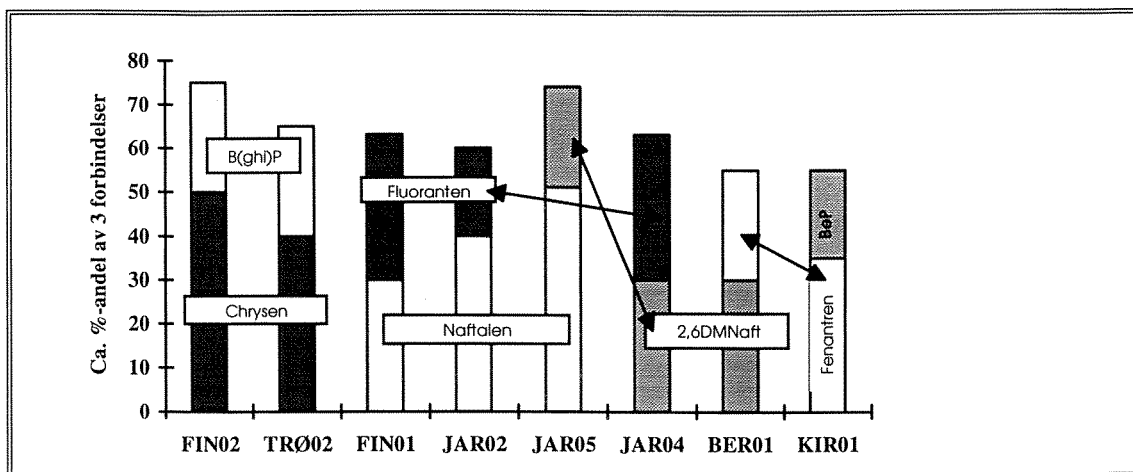
Den kvalitative sammensetningen av PAH-forekomstene var hverken klar eller entydige, da kun omkring 25% av prøvene f. eks. Ramsund og Harstad havn synes rent forbrenningsrelaterte, med mer enn 30-35% KPAH-andeler. De resterende 75% av prøvene viste alle tenkelige kombinasjoner av et forbrenningsavledet opphav, oljerelatert, kullrelatert og/eller naturlig forekomst.

Enkelte prøver særlig i havnene i Finnmark, hadde svært høye andeler av di-/heterosykliske forbindelser (15-60%). Eksempler på slike mer oljerelaterte forekomster var Skjervøy, Berlevåg Hammerfest havn og innerst i Jarfjordbotn.

Gjennomgående var de mest fremtredende enkeltforbindelsene i PAH-sammensetningen benzo(b,j,k)fluoranten og fluoranten, med pyren eller chrysen (4-ringer) som den tredje mest forekommende forbindelsen (totalt 20 prøver). Blant de resterende prøvene var 4-ringsforbindelsen, i fire tilfeller erstattet med fenantren (3-ringer), i seks tilfeller med benzo(a)pyren (5-ringer) og i ett tilfelle indeno(1,2,3cd)pyren (6'-ringer).

Kun åtte av prøvene skilte seg vesentlig fra resten med hensyn til sin dominerende sammensetning (jfr. figur 31). Her var forekomstene i Finnsnes (FIN02) og Tromsø (TRØ02) svært like og hadde tilnærmet forbrenningsrelatert karakter med mulig et særegent opphav. Resterende prøver synes å være klart oljepåvirket eller å ha et tjererelatert opphav, grunnet høyt innhold av lavaromatisk forbindelser.

Konklusjonen blir at PAH-forurensningen i sedimentene i de undersøkte havner og kystområder, var med få unntak forbrenningsavledet som følge av diffuse tilførsler fra mange kilder. Både nivåer og kvalitetsmessig sammensetning var i samsvar med tidligere observasjoner i andre sammenlignbare steder langs Norskekysten. Dog skiller det seg ut lokaliteter bl.a. Finnsnes, Tromsø, Berlevåg, Kirkenes og Jarfjorden, som må antas å være påvirket av andre typer kilder. Typiske kilder i så måte kan være anvendelse av kull/koksprodukter, oljeforurensning, tjæreprodukter, gassverk mm.



Figur 31. PAH-sammensetning i utvalgte prøver basert på 3 dominerende forbindelser. Benzo(b,j,k)fluoranten var felles for alle og er utelatt.

5.4. THC

Forekomstene av oljehydrokarboner var generelt moderate, klart sammenlignbare, men kanskje noe høyere enn hva som normalt observeres i havneområdene langs kysten. I overkant av 50% av de undersøkte prøvene inneholdt riktignok mindre enn 100 mgTHC/kg og ca. 2/3-deler under 300 mgTHC/kg tørrvekt.

Blant de resterende prøvene f. eks. fra Harstad, Tromsø og Hammerfest havn ble det registrert THC-konsentrasjoner mellom 1000-2500 mg/kg tørrvekt som må anses å være forholdsvis kraftige oljeforurensninger. I en særstilling i så måte var observasjonene fra Båtsfjord og Honningsvåg hvor det ble målt hhv. 5626 mg/kg og mer enn ca. 7000 mg/kg tørrvekt. Maksimumskonsentrasjonene som ble målt i de nevnte 5 havneområdene var de høyeste av i alt 50 havner og kystavsnitt i undersøkelsen (jfr. Fase 1, 2 og 3).

Konklusjonen blir derfor at oljeforurensningen i overflatesedimenter i de undersøkte deler av Nordland, Troms og Finnmark fylke, var gjennomgående høyere enn i resten av landet, men synes likevel ikke å utgjøre noen alarmerende belastning. Dog er nivåene i enkelte av havnene så pass høye at dette kan ha lokale effekter og betydning som transportmedium for andre langt mer alvorlige miljøgifter.

5.5. PCB

Den mest alvorlige forurensningen i havnesedimentene langs kysten av Nordland, Troms og deler av Finnmark var innholdet av persistente klororganiske forbindelser og da særlig PCB. Fra de beregnede total PCB-konsentrasjonene indikerte sedimentene i Ramsund, Harstad, Hammerfest og Honningsvåg havn, forurensningsgrad 4-5 (sterk til meget sterk forurensning) eller mer enn 100 µg/kg tørrvekt. I følgende havner ble det i tillegg registrert forurensningsgrad 3 (markert forurensning); Finnsnes, Tromsø og Båtsfjord. Resterende havner og kystavsnitt kunne klassifiseres med forurensningsgrad 1-2.

Ut fra profilene tyder kongener-sammensetningen i PCB-forekomsten på at det er den kommersielle PCB-varianten tilsvarende typen Aroclor 1260 som har vært mest anvendt. Innslag av denne

høyklorerte varianten forekom i ca. 75% av prøvene hvor PCB lot seg kvantifisere (jfr. tabell 18). I flere av de mest forurensede havnene bl.a. i Harstad og Tromsø ble Aroclor 1254 og 1260 observert sammen i sedimentprøvene. Dette forhold skyldes trolig at begge variantene inngår samtidig i en rekke hyppige anvendte produkter. Slike typisk anvendelser er bl. a. i elektriske transformatorer, hydrauliske væsker, mykgjørere for resiner og plast, støvhindrende midler. Andre anvendelsesområder for PCB har vært f. eks. i elektriske kondensatorer, skjære- og smøreoljer, vakuumpumper, varmevekslere, gassturbiner, flammeretardenter, mykgjørere for gummi, tilsetningsstoffer i maling, voks, fugemasse, betong mm. (Hutzinger et al. 1974).

Lokalitet	Aroclor 1260	Aroclor 1254	Aroclor 1242/1248
RAM (2), HAM (3), HON (3), KIR (2)	X		
HAR (4), TRØ (4), ALT (2), MEH (1), VAS (2)	X	X	
BER (2), BÅT (2), VAR (2)		X	
FIN (2), SKJ (2)	X		X?
JAR? (6)	X?	X?	X?

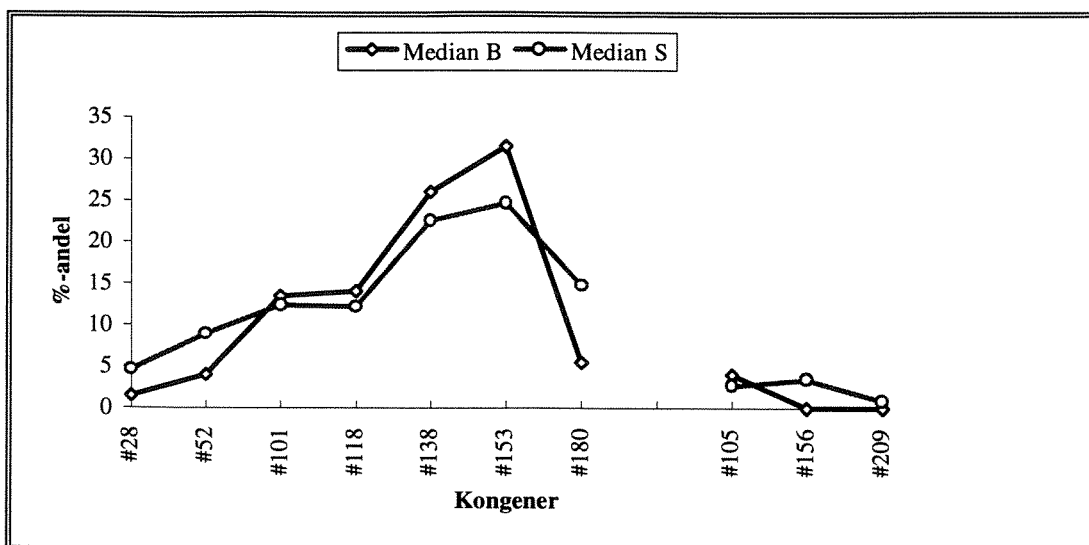
Tabell 18. Sedimentprøvenes profilsammensetning mht. PCB knyttet til kloreringsgrad i kommersielle Aroclor-blandinger. Lokalteter og forekomster angitt med ? er usikre pga. lave konsentrasjoner. Antall prøver angitt i ().

Kun svært lokalt, i Finnsnes, Skjervøy og deler av Jarfjorden antydte sedimentforekomstene innslag av lavklorerte varianter tilsvarende Aroclor 1242 eller 1248, men i blanding med de mer høyklorerte typene. Grunnet svært lave konsentrasjoner er disse antagelsene noe usikre.

Figur 32 viser en sammenlikning av "gjennomsnittlig" PCB-pofil for observasjoner i blåskjellprøver og tilsvarende i overflatesedimenter fra korresponderende havner. Det er tilsynelatende en god sammenheng mellom de to profilene, som naturlig nok kan karakteriseres som og utgjør en blandingsprofil av Aroclor 1254 og 1260.

Avvikene i profilene tillegges kombinasjonen av enkeltkongenerenes tilgjengelighet og organismenes selektive opptakmekanismer, men reflekterer påvirkning fra samme kilder. Det påpekes likevel at høye PCB-konsentrasjoner i sedimenter ikke automatisk er sammenfallende med høye PCB-konsentrasjoner i blåskjell i denne undersøkelsen. Dette indikerer det forhold omkring PCB-problematikken som f. eks. at sterkt kontaminerte sedimenter de fleste steder ikke er direkte årsak til belastning av blåskjell (jfr. forholdsvis store vanddyb), men at organismene i stor grad påvirkes av nåtidige primærkilder.

Konklusjonen er at PCB-forurensningen i de undersøkte områdene stedvis er forholdsvis omfattende, særlig i de største havneområdene. Forekomstene skyldes i de fleste tilfeller summen av mange typer tilførsler og kilder. Den mest fremtredende PCB-typen som ble observert i overflatesedimentene var den kommersielle blandingen Aroclor 1260 enten alene eller i kombinasjon med Aroclor 1254. Enkelte steder opptrådte Aroclor 1254 også alene. Den relative betydning av enkeltkilder er ikke kartlagt i denne undersøkelsen, men det kan i enkelte havner antydes lokale nåtidige punktkilder (data fra blåskjellprøver). Dette forhold indikerer at forurensede sedimenter i enkelte havner ikke kan karakteriseres som eneste kilde til PCB-forekomstene.



Figur 32. "Gjennomsnitt"-profil (median) for PCB-sammensetning i utvalgte prøver av blåskjell (median B; n=12) og overflatesedimenter (median S; n=18) i korresponderende havner.

5.6. DDT og andre klororganiske forbindelser

Det ble funnet spor av andre klororganiske forbindelser i de fleste havnene i undersøkelsesområdet og den mest fremtredende komponenten var sum DDT (uttrykt som sum av metabolitter). Variasjonen lå på mellom 0.2-21.4 µg/kg tørrvekt, dvs. over to størrelsesordener. Betydelige overkonsentrasjoner mer enn 10 ganger gjeldende anslått bakgrunnsverdi ble observert i Harstad (18x), Hammerfest (16x) og Honningsvåg havn (43x). Disse nivåene er sammenliknbare med observasjoner i sterkt belastede områder i disse undersøkelsene som Ålesund og Sandefjordsfjorden. DDT ble som eneste unntak ikke påvist i Alta og Vadsø havn.

Samlet understøtter DDT-forekomstene i Nordland, Troms og Finnmark de tidligere antagelser om dagens "dagens normalnivå" (2.5 ± 0.5 µgDDT/kg tørrvekt) i sedimenter (basert på data i Konieczny 1994a, 1994b, Konieczny og Juliussen 1994, 1995a, 1995b, Konieczny et al. 1994, Green og Rønningen 1995).

Av andre undersøkte persistente klororganiske forbindelser viste ingen av disse nevneverdige konsentrasjoner over antatte bakgrunnsnivåer i sedimentene. Dog ble det observert enkeltforekomster av HCB i Harstad, Tromsø og Honningsvåg havn i størrelsesordenen 0.6-1.6 µg/kg tørrvekt.

Konklusjonen er at forekomstene av DDT i dagens overflatesedimenter enkelte steder til dels er påfallende høye. DDT har i dag ingen eller svært begrenset anvendelse, men stammer hovedsakelig fra tidligere tiders anvendelse i ulike formål. Det dreier seg derfor neppe om primære punktkilder. Tilførsler av DDT til havnebassengene i dag, skjer hovedsakelig via elver og generell avrenning fra forurenset grunn lokalt. I tillegg kan deler av forekomstene skyldes langtransport bl.a. via atmosfæren.

6. LITTERATURHENVISNINGER

Henvisninger merket (*) refererer seg til vedleggene.

- Ahlborg, U.G, A. Hanberg og K. Kenne, 1992.** Risk assessment of polychlorinated biphenyls (PCBs). *NORD* 1992:26, Nordisk Ministerråd, Københ., 99s. ISBN 92-9120-075-1.
- Akvaplan-niva 1993.** Miljøundersøkelse i Stjernesundet, Finnmark i forbindelse med utslipp av gruveavgang fra North Cape Nefelin AS. Akvaplan-niva rapport nr. 372.0101, 59s. ISBN 82-449-0000-8.
- Ballschmiter, K. og M. Zell, 1980.** Analysis of polychlorinated biphenyls by capillary gas chromatography. *Fresenius Z. Analyt. Chem.*, 302, 20-31.
- Ballschmiter, K., C. Rappe og H.R. Buser, 1989.** Chemical properties, analytical methods and environmental levels of PCBs, PCTs, PCNs and PBBs. *In: R. Kimbrough and S. Jensen (eds.), Halogenated biphenyls, terphenyls, naphthalenes, dibenzodioxins and related products.* Elsevier Science Publishers B.V. 1989. (Biomed. Div.), 47-69.
- Berge, J. A., 1991.** Miljøgifter i organismer i Hvaler/Koster området. Overvåkingsrapport SFT nr. 446/91, TA nr. 744/1991. NIVA-rapport nr. O-895501/O-900346, l.nr. 2560, 192s. ISBN 82-577-2011-9.
- 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 nr. O-92008, l.nr. 2789, 29s. ISBN 82-577-2175-1.
- Björklund, I., 1987.** Skeppsbottnfärgernas miljöeffekter. Rapport 7/87 fra Kemikalieinspektionen, 15s.(*)
- Clarke, J. U., 1994.** Evaluating methods for statistical analysis of less than detection limit data using simulated small samples. 2. General results. *In: E. Clark McNair, Jr. (Ed.), Dredging' 94. Proc. 2nd Intern. Conf. Dredging and Dredged material placement.* Walt Disney World, Lake Buena Vista, Florida, 747-755. ISBN 0-7844-0010-5.
- De Voogt, P. og U. A. Th. Brinkman, 1989.** Chap. 1. Production, properties and usage of polychlorinated biphenyls, 3-45. *In: R. Kimbrough and S. Jensen (eds.) Halogenated biphenyls, terphenyls, naphthalenes, dibenzodioxins and related products.* Elsevier Science Publishers B.V. 1989. (Biomedical Division).
- 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, 9, 487-494.
- Espourteille, F.A., J. Greaves og R.J. Huggett, 1993.** Measurement of tributyltin contamination of sediments and *Crassostrea virginica* in the Southern Chesapeake Bay. *Environ. Tox. Chem.*, 12, 305-314.
- Green, N., 1988.** Felles europeisk overvåkingsprogram (JMP) i Norge. Overvåking av miljøgifter i sjøvannsmiljø. Oslofjord-området, Sørfjorden, Hardangerfjorden og Orkdalsfjord-området 1984-1985. NIVA-rapport nr. O-80106, l.nr. 2139, 76s. (*)

- Green, N. W. og A. Rønningen, 1995.** Contaminants in sediment 1986-92. Joint Monitoring Program (JMP), Norwegian data, NIVA samples. SFT-overvåkingsrapport nr. 599/95, TA nr. 1180/1995. NIVA-rapport nr. O-80106, l. nr. 3192, 97s. ISBN 82-577-2679-6.
- Gremm, T. J. og F. H. Fimmel, 1992.** Determination of organotin compounds in aqueous samples by means of HPGC-AED. *Wat. Res.*, 26, 1163-1170. (*)
- Grimmer, G. og H. Böhnke, 1975.** Polycyclic Aromatic Hydrocarbon Profile Analysis of High-Protein Foods, Oils and Fats by Gas Chromatography. *J. of the AOAC*, 58, no.4, 725-733. (*)
- Holte, B. og J. Knutzen, 1991.** Marine resipientundersøkelser i Nordbotn, Sandnessundet og ved Ørndalen, Tromsø, 1990. Bunnfauna, hydrografi og miljøgifter. NIVA-rapport nr. O-90148, l. nr. 2559, 48s. ISBN 82-577-1880-7.
- Hutzinger, O., S. Safe og V. Zitko, 1974.** The chemistry of PCB's. CRC Press Inc. Cleveland, Ohio, 269 pp. ISBN 0-87819-049-X.
- IARC, 1987.** IARC monographs on the evaluation of the carcinogenic risk of chemicals to humans. Overall evaluation of carcinogenity: An updating of IARC Monographs volume 1 to 42. Suppl. 7. Lyon.
- Kaarstad, I. og T. Telfer, 1991.** 1990 environmental monitoring survey of the Gullfaks Field. IKU-rapport nr. 22.1968.00/01/90, 249s.
- Knutzen, J., L. Berglind og E. Brevik, 1995.** Sonderende undersøkelser i norske havner og utvalgte kystområder. Klororganiske stoffer og tributyltinn (TBT) i blåskjell 1993-1994. SFT-overvåkingsrapport nr. 610/95, TA nr. 1224/1995. NIVA-rapport nr. O-93255, l. nr. 3296, 79s. ISBN 82-577-2786-5.
- Knutzen, J. og Green, N. W., 1995.** "Bakgrunnsnivåer" av miljøgifter i fisk, blåskjell og reker. Data fra utvalgte norske prøvesteder innen den felles overvåking under Oslo-Paris-kommisjonen. (Joint Monitoring Programme - JMP) 1990-1993. SFT-overvåkingsrapport nr. 594/95, TA-nr. 1173/1995, NIVA-rapport O-80106/E-91412, ISBN 82-577-2678-8.
- Knutzen, J. og J. Skei, 1990.** Kvalitetskriterier for miljøgifter i vann, sedimenter og organismer samt foreløpige forslag til klassifikasjon av miljøkvaliteter. NIVA-rapport nr. O-862602, l.nr. 2540, 139s. ISBN 82-577-1855-6.
- Knutzen, J., 1992.** Accumulation and elimination of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) and persistent organochlorines in gill-breathing marine organisms. A review. NIVA-rapport nr. E-90408/O-91943, l.nr. 2717, 40s. ISBN 82-577-2079-8.
- Knutzen, J., B. Rygg og I. Thélín, 1993.** Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. Virkninger av miljøgifter. (Classification of environmental quality in fjords and coastal waters. Effects of micropollutants). SFT-veiledning Nr. 93:03, TA-923/1993, 20s. ISBN 82-7655-103-3.

- Konieczny, R. M. og A. Juliussen, 1994.** Sonderende undersøkelser i norske havner og utvalgte kystområder. Miljøgifter i sedimenter fra Sandefjordsfjorden. SFT-overvåkingsrapport nr. 586/94, TA nr. 1158/1994. NIVA-rapport nr. O-93177, l. nr. 3180, 48s. ISBN 82-577-2645-1.
- Konieczny, R. M. og A. Juliussen, 1995a.** Sonderende undersøkelser i norske havner og utvalgte kystområder. Fase 1: Miljøgifter i sedimenter på strekningen Narvik-Kragerø. SFT-overvåkingsrapport nr. 587/94, TA nr. 1159/1994. NIVA-rapport nr. O-93177, l. nr. 3275, 185s. ISBN 82-577-2780-6.
- Konieczny, R. M. og A. Juliussen, 1995b.** Sonderende undersøkelser i norske havner og utvalgte kystområder. Fase 2: Miljøgifter i sedimenter på strekningen Stavern-Hvitsten. SFT-overvåkingsrapport nr. 588/94, TA nr. 1160/1994. NIVA-rapport nr. O-93177, l. nr. 3365, 109s. ISBN 82-577-2781-4.
- Konieczny, R.M., 1992.** Kartlegging og vurdering av forurensningssituasjonen i området Bjørvika - Bispevika, Oslo havn. NIVA-rapport nr. O-92024, l. nr. 2808, 87s. ISBN 82-577-2076-3.
- Konieczny, R.M., 1994a.** Miljøgiftundersøkelser i Indre Oslofjord. Delrapport 4. Miljøgifter i sedimenter. SFT-overvåkingsrapport nr. 561/94, TA nr. 1074/1994. NIVA-rapport nr. O-921311, l. nr. 3094, 134s. ISBN 82-577-2564-1.
- Konieczny, R.M., 1994b.** Miljøgifter i marine sedimenter i Norge. Statusrapport. SFT-rapport 94:16, TA-nr. 1119/1994, 96s. ISBN 82-7655-234-9.
- Konieczny, R.M., 1994c.** Sedimentundersøkelser og tiltaksvurdering i forbindelse med kaiutbygging for mineryddingsfartøy (P-6084), Haakonsværn 1994. NIVA-rapport nr. O-93040, l. nr. 3145, 56s. ISBN 82-577-2572-2.
- Konieczny, R.M., O. Bruskeland, G. Brønstad, A. Helland og L. R. Hovde, 1994.** Kartlegging av miljøgifter i sedimenter i Indre Drammensfjord 1993. NIVA-rapp. nr. 93208, l. nr. 3034, 33s + vedlegg. ISBN 82-7426-153-4.
- Martinsen, I., G. Staveland, J.U. Skåre, K.I. Ugland og A. Haugen, 1991.** Levels of environmental pollutants in male and female Flounder (*Platichthys flesus* L.) and Cod (*Gadus morhua* L.) caught during the year 1988 near or in the waterways of Glomma, the largest river of Norway. I. Polychlorinated biphenyls. Arch. Environ. Contam. Toxicol., 20, 353-360.
- Næs, K. og E. Oug, 1991.** Sedimentenes betydning for forurensningstilstanden i Frierfjorden og tilgrensende områder. Rapport 1. Konsentrasjoner og mengde klororganiske forbindelser, polysykliske aromatiske hydrokarboner, kvikksølv og pyrolyseolje. NIVA-rapport, O-895903/E-90406, l.nr. 2570, 193s. ISBN 82-577-1885-8.
- NGU, 1990a.** Kartlegging av spesialavfall i deponier og forurenset grunn i Nordland fylke. NGU-rapport nr. 90.129, 262s. ISSN 0800-3416.
- NGU, 1990b.** Kartlegging av spesialavfall i deponier og forurenset grunn i Troms fylke. NGU-rapport nr. 90.130, 184s. ISSN 0800-3416.

- NGU, 1990c.** Kartlegging av spesialavfall i deponier og forurenset grunn i Finnmark fylke. NGU-rapport nr. 90.131, 146s. ISSN 0800-3416.
- Norges sjøkartverk, 1988.** Den norske los. Farvannsbeskrivelse Lødingen og Andenes - Grense-Jakobselv.
- Rygg, B. og I. Thélin, 1993a.** Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. Generell del. (Classification of environmental quality in fjords and coastal waters. General part). SFT-veiledning Nr. 93:01, TA-921/1993, 20s. ISBN 82-7655-101-7.
- Rygg, B. og I. Thélin, 1993b.** Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. Kortversjon. (Classification of environmental quality in fjords and coastal waters. Short version). SFT-veiledning Nr. 93:02, TA-922/1993, 20s. ISBN 82-7655-102-5.
- SFT, 1993a.** Sandblåsing av skip. SFT-rapport nr. 93:07, TA nr. 948/1993, 48s. ISBN 82-7655-115-7.
- SFT, 1993b.** Materialstrømsanalyse av tinnorganiske forbindelser. SFT-rapport nr. 94:07, TA nr. 1046/94, 43s. ISBN 82-7655-202-1.
- Skei, J. og B. Rygg, 1989.** Miljøundersøkelser i fjordsystemet utenfor Kirkenes i Finnmark. 1. Bløtbunnfauna og sedimenter. NIVA-rapport nr. O-87170, l. nr. 2213, 80s. ISBN 82-577-1506-9.
- Skei, J. og J. Klungsøyr, 1990.** Kartlegging av PCB i sedimenter fra Indre Sørfjord. NIVA-rapport nr. O-90180, l.nr. 2528, 16s. ISBN 82-577-1842-4.
- Skei, J., J. Knutzen og J. Klungsøyr, 1994.** Miljøgiftundersøkelser i Bergen havneområde og Byfjorden 1993. Fase 1. Miljøgifter i spiselige organismer og bunnsedimenter. NIVA-rapport nr. O-93017, l. nr. 3018, 88s. ISBN 82-577-2469-6.
- Skei, J., B. Rygg og K. Sørensen, 1995.** Miljøundersøkelser i fjordsystemet utenfor Kirkenes i Finnmark. Bløtbunnfauna, sedimenter og partikler i vann, juni 1994. NIVA-rapport nr. O-94071, l. nr. 3281, 66s. ISBN 82-577-2799-7.
- Tait, R.V., 1978.** Elements of marine ecology. An introductory course. 2nd edition, Butterworths, London, Boston, 314pp. ISBN 0-408-70304-0.
- Thrane, K. E., 1988.** A study of the impact of the aluminium industry on the air quality with respect to polycyclic aromatic hydrocarbons. Dr. Phil. Thesis, Univ. Oslo, 80s + vedlegg.
- UNESCO, 1982.** Manual and guides no. 11. The determination of petroleum hydrocarbons in sediments. Intergovernmental Oceanographic Commission, UNESCO. (*)

BEMERKNINGER

Vedleggsfigurer 1-15

Stasjonskartene er basert på utsnitt fra Norges Sjøkartverks kartserier og bokserien Den Norske los, bind 6. Det bemerkes at angitte vandyp på enkelte lokaliteter kan være avvikende fra nyere utgaver av kartserien.

Vedleggstabeller 1-3

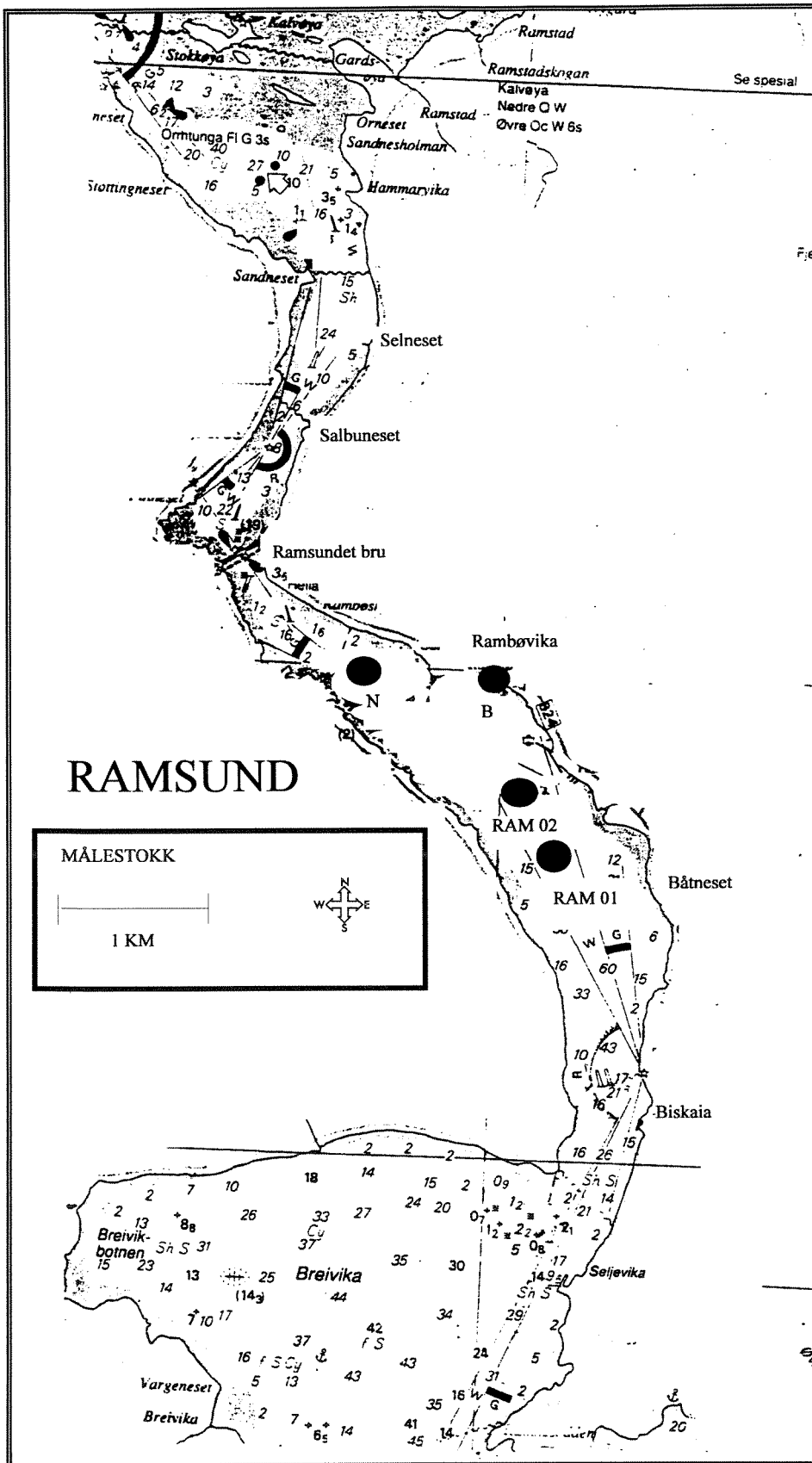
Bakgrunnsdata vedrørende prøvestasjoner. Posisjoner på de enkelte stasjoner er målt med GPS posisjoneringsutstyr og kan gi små avvik i forholdet til sjøkartene.

Vedlegg 1-6

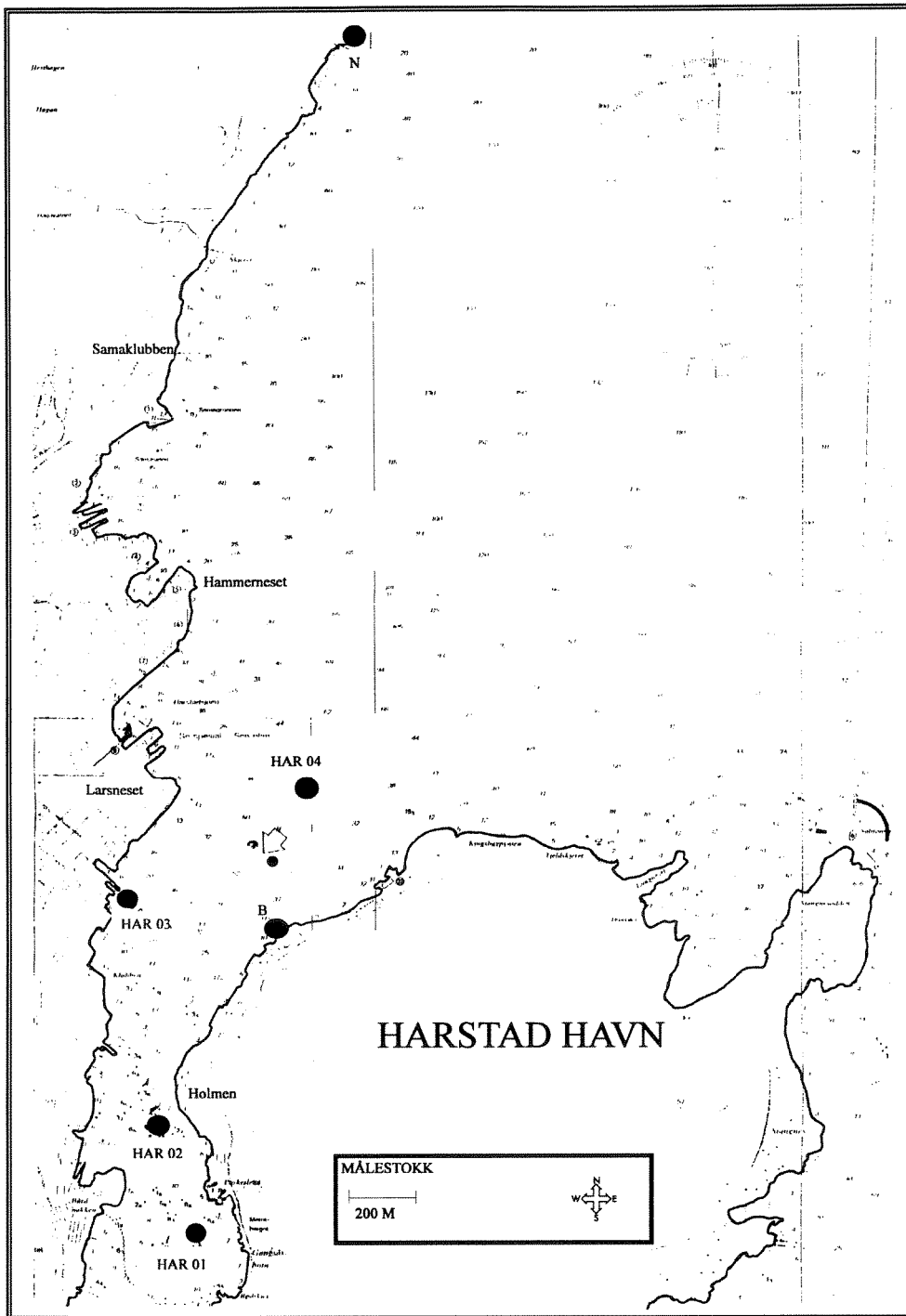
Metodebeskrivelser for de anvendte miljøgiftanalysene, samt de respektive rådatatabeller. Vedlegg 6 beskriver detaljer fra feltarbeidet.

Det henstilles til at tekst, figurer, tabeller og vedleggene ikke må gjengis i utdrag, da dette kan virke misvisende.

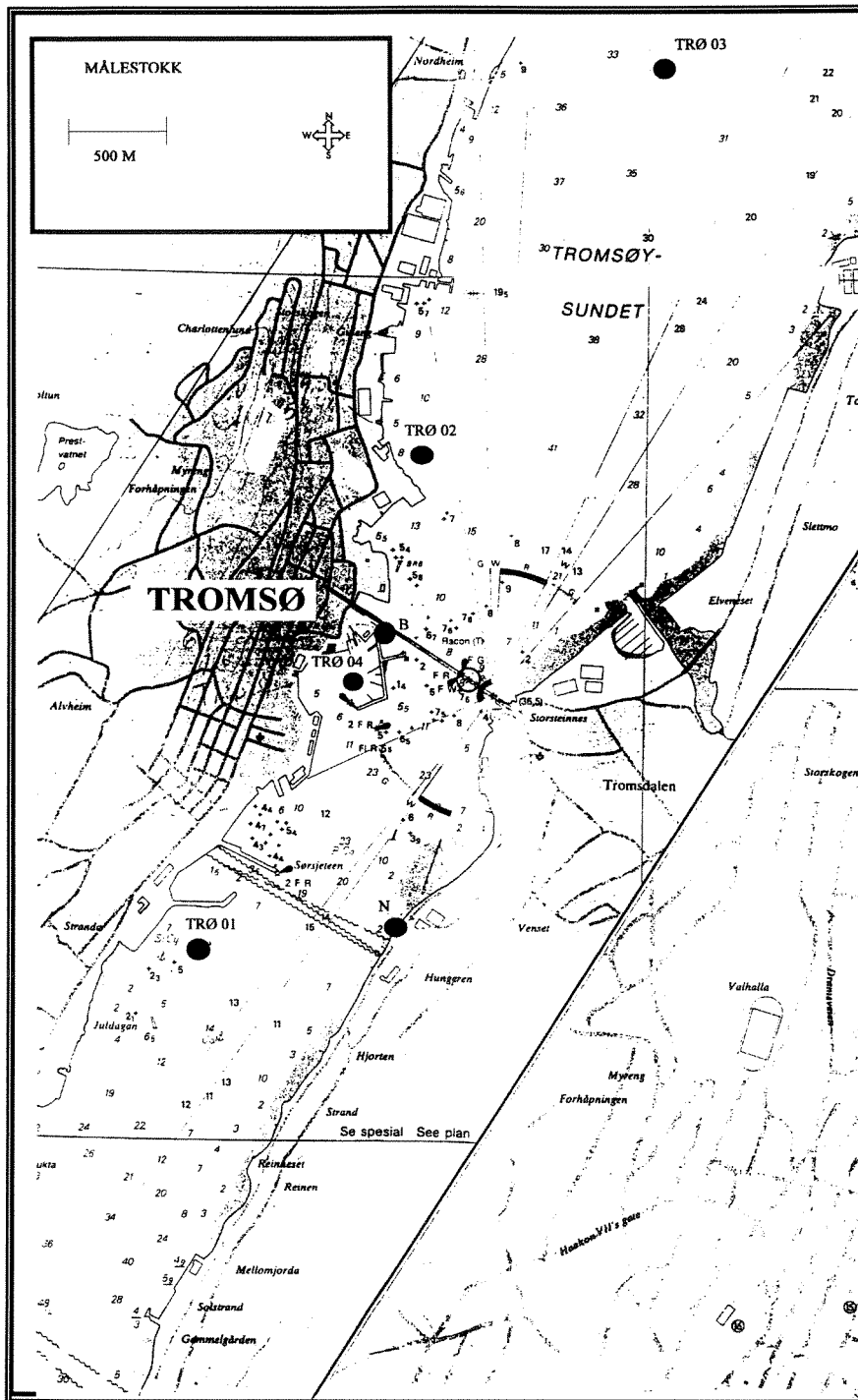
VEDLEGGSFIGURER



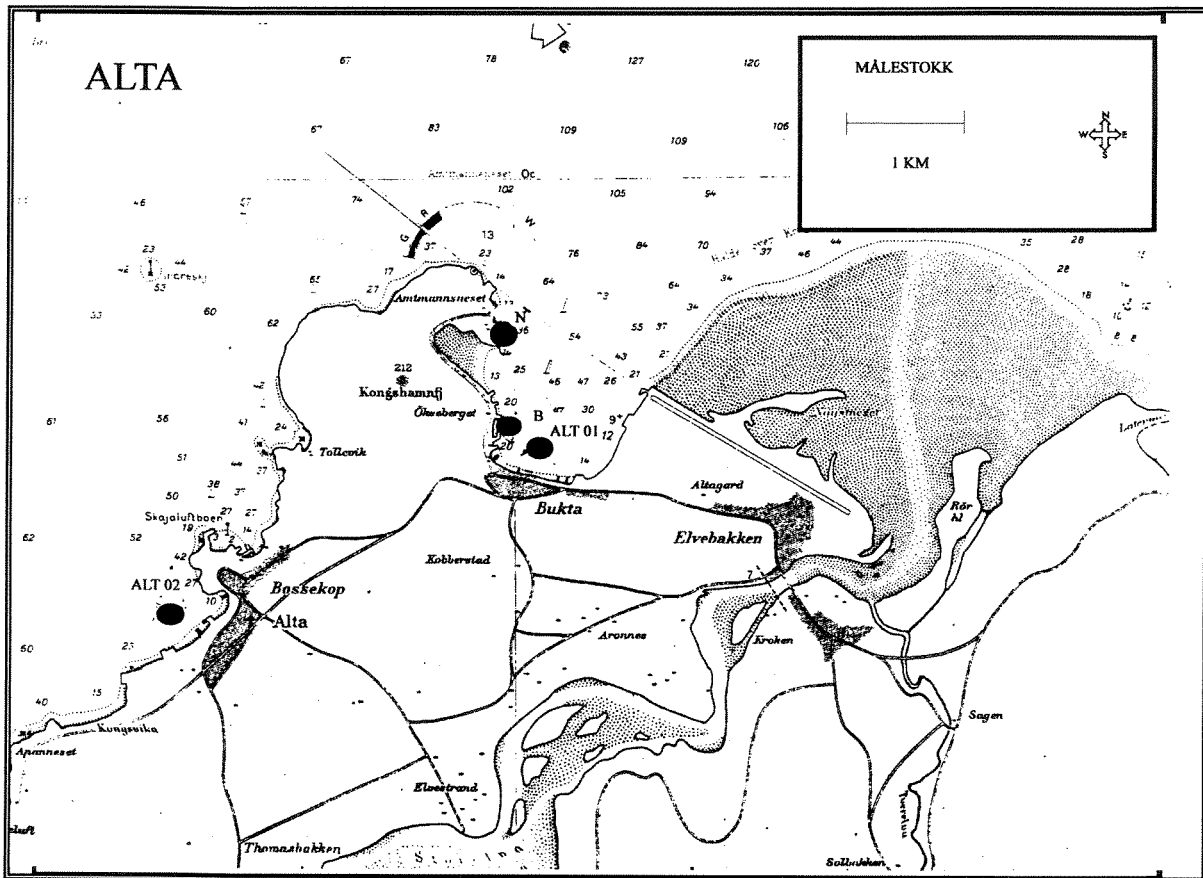
Vedleggsfigur 1. Prøvetakingsstasjoner i Ramsund havn 1994 (St. N og St. B gjelder for organismer). Ref. sjøkart 230.



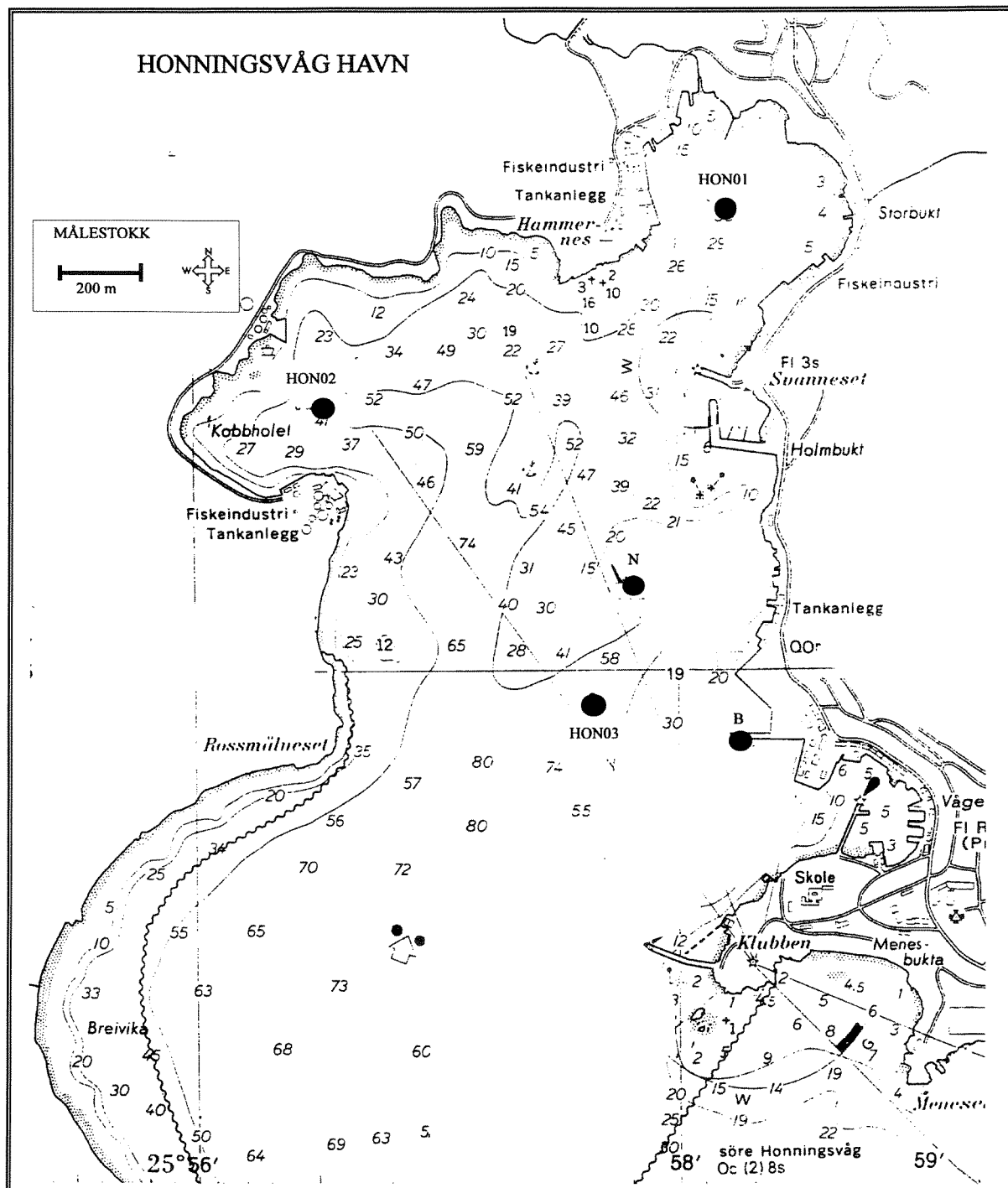
Vedleggsfigur 2. Prøvetaksstasjoner i Harstad havn 1994 (St. N og St. B gjelder for organismer). Ref. sjøkart 487.



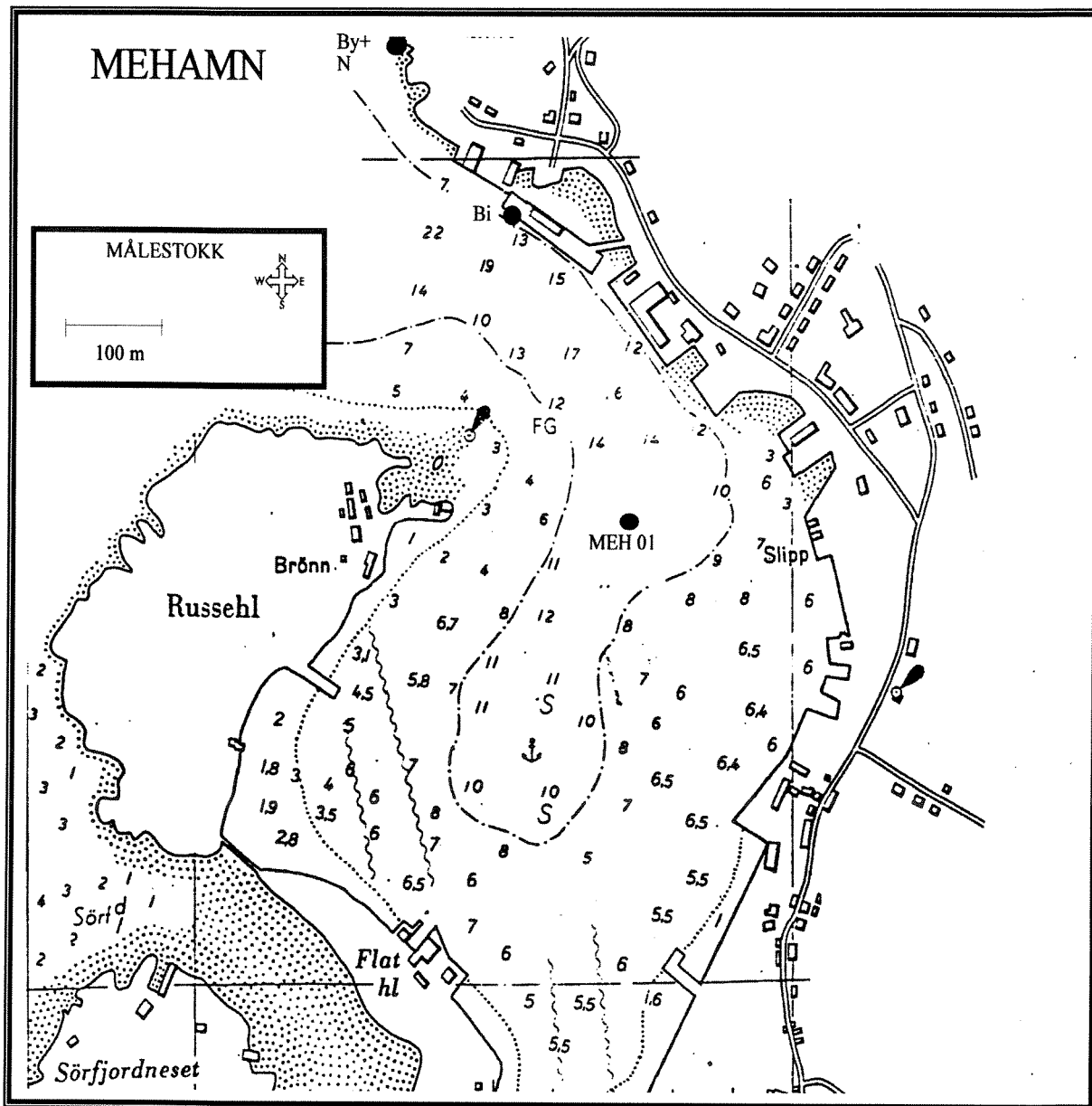
Vedleggsfigur 4. Prøvetakingsstasjoner i Tromsø havn 1994 (St. N og St. B gjelder for organismer). Ref. sjøkart 87.



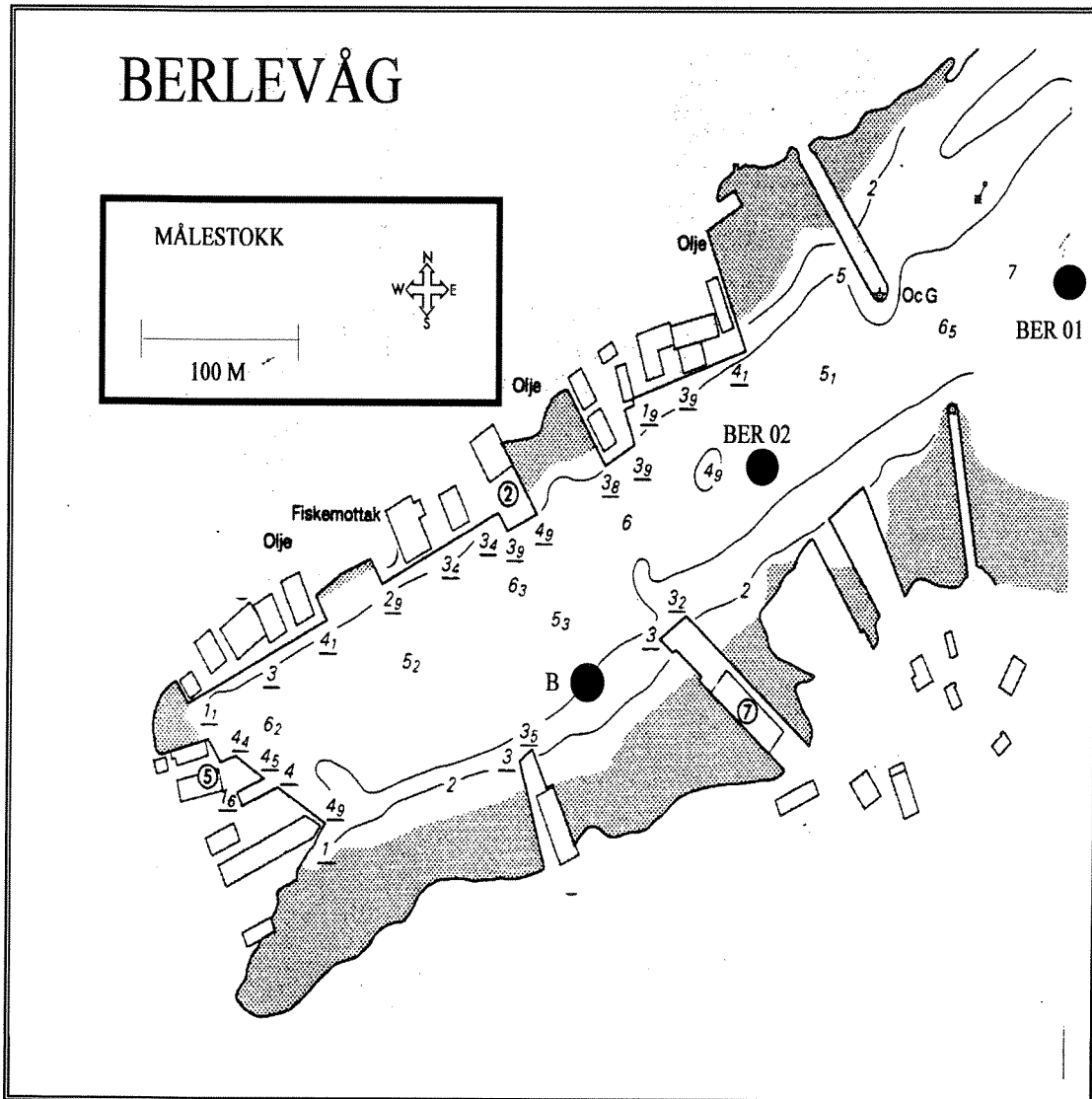
Vedleggsfigur 6. Prøvetakingsstasjoner i Alta havn 1994 (St. N og St. B gjelder for organismer). Ref. sjøkart 96.



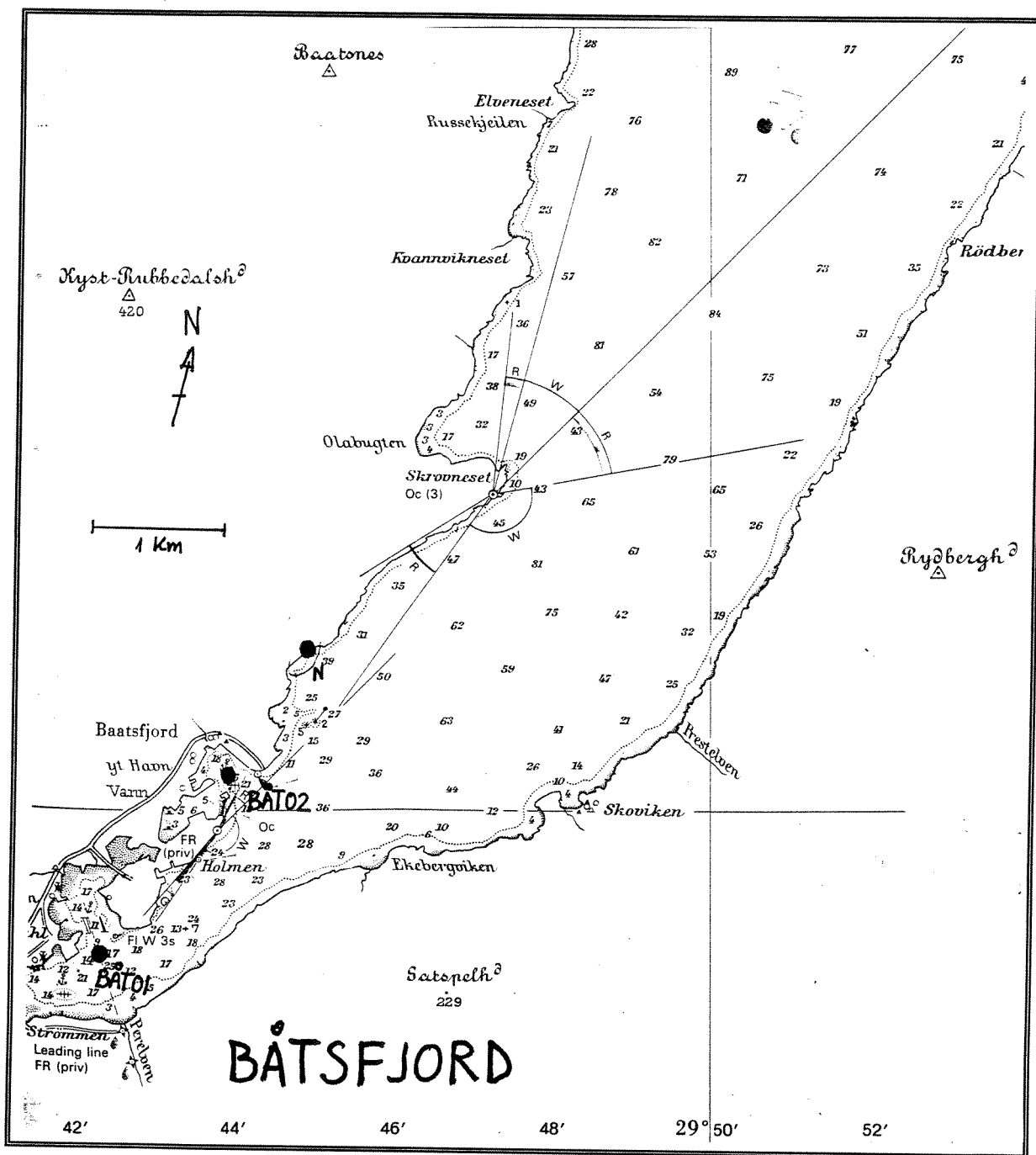
Vedleggsfigur 8. Prøvetakingsstasjoner i Honningsvåg havn 1994 (St. N og St. B gjelder for organismer). Ref. sjøkart 103.



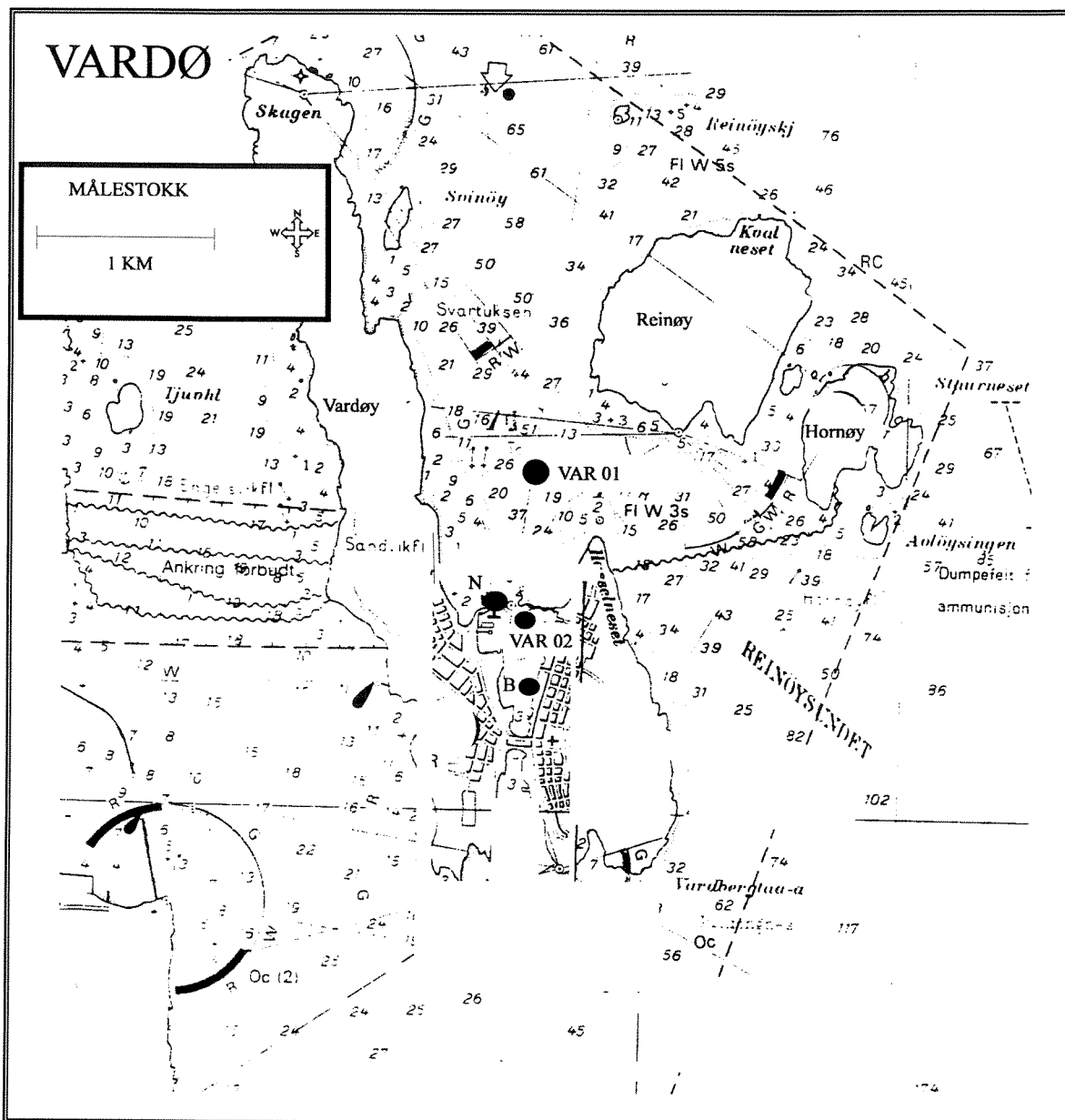
Vedleggsfigur 9. Prøvetakingsstasjoner i Mehamn havn 1994 (St. N og St. B gjelder for organismer). Ref. sjøkart 109.



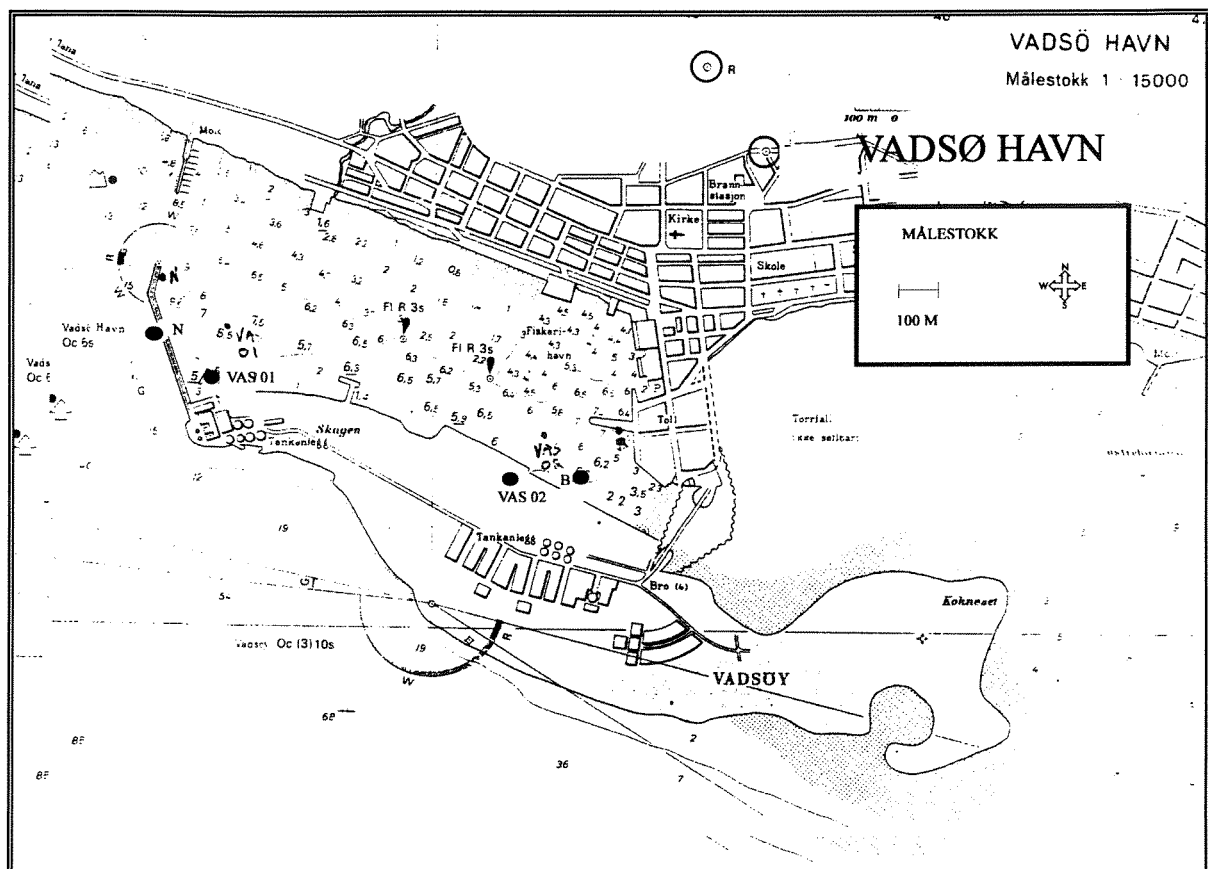
Vedleggsfigur 10. Prøvetakingsstasjoner i Berlevåg havn 1994 (St. N og St. B gjelder for organismer). Ref. sjøkart 294.



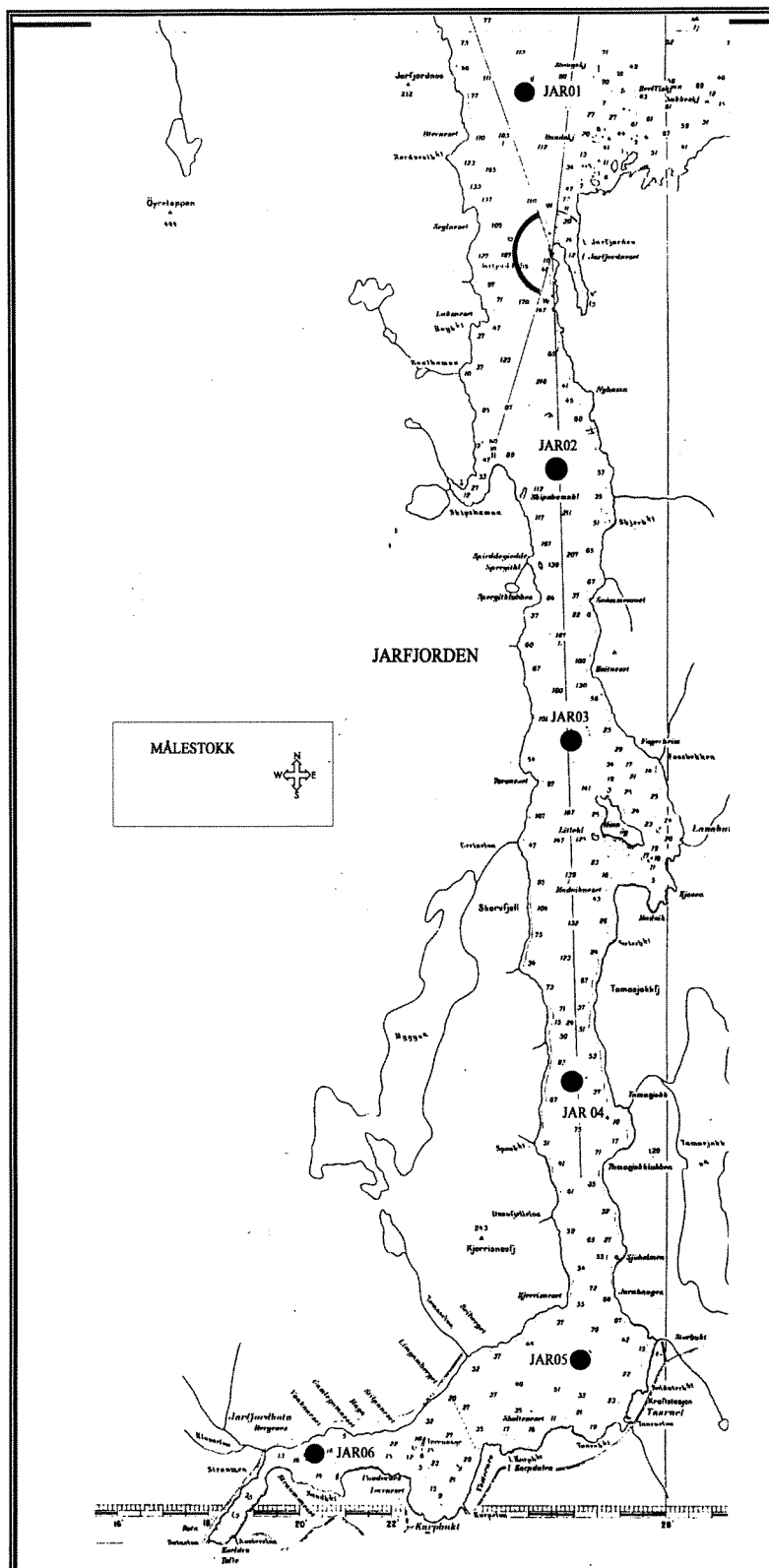
Vedleggsfigur 11. Prøvetakingsstasjoner i Båtsfjord havn 1994 (St. N gjelder for organismer). Ref. sjøkart 294.



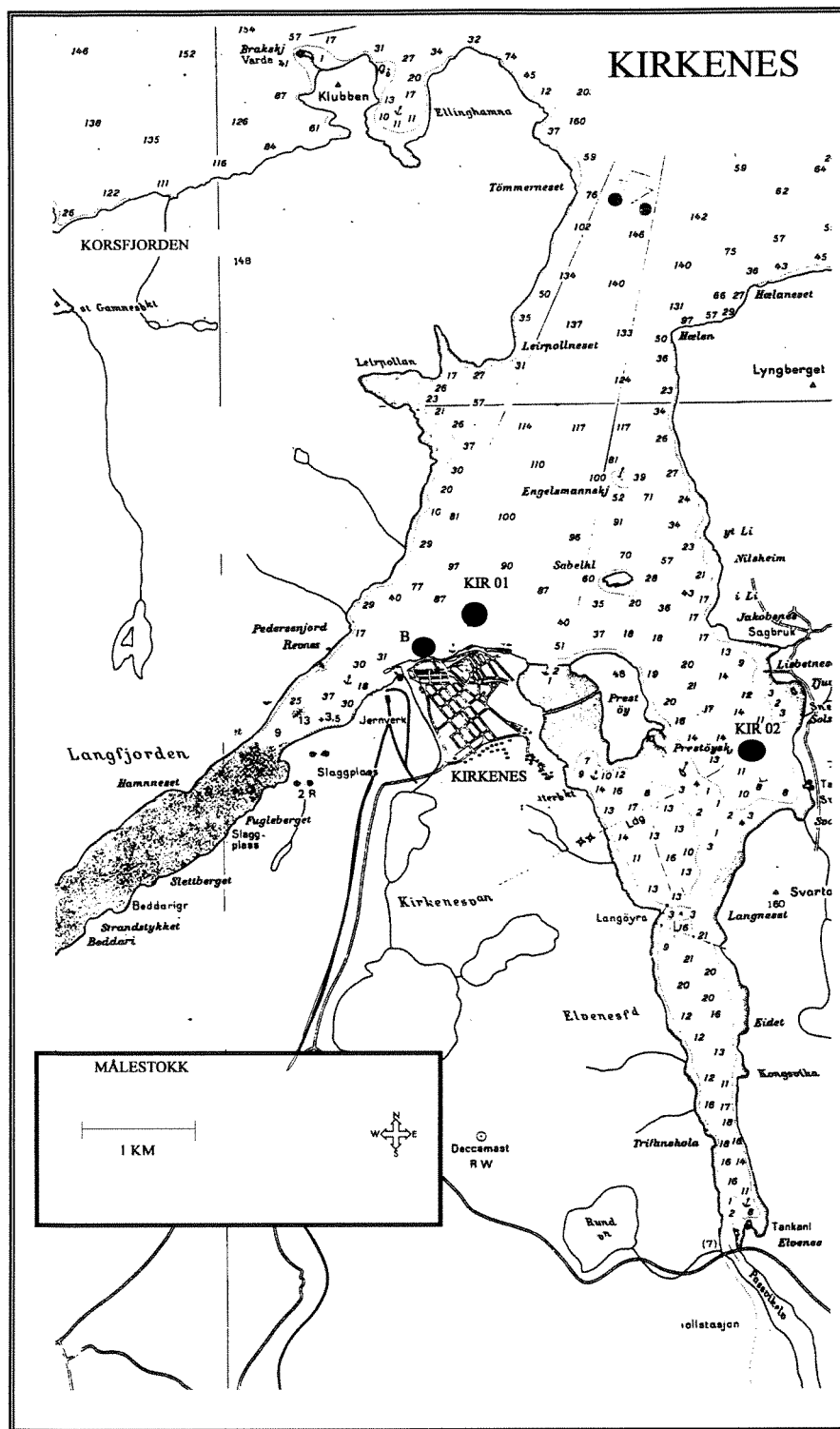
Vedleggsfigur 12. Prøvetakingsstasjoner i Vardø havn 1994 (St. N og St. B gjelder for organismer). Ref. sjøkart 114.



Vedleggsfigur 13. Prøvetakingsstasjoner i Vadsø havn 1994 (St. N og St. B gjelder for organismer). Ref. sjøkart 114.



Vedleggsfigur 14. Prøvetakingsstasjoner i Jarfjorden havn 1994. Ref. sjøkart 116.



Vedleggsfigur 15. Prøvetakingsstasjoner i Kirkenes havn 1994 (St. B gjelder for organismer). Ref. sjøkart 116.

VEDLEGGSTABELLER

Vedleggstabell 1. Stasjonsdata og posisjoner for Sonderende undersøkelser - Fase 3, 1994. SK = sjøkart.

Kode lokaltet	Prøve nr.	Lokalitet	Stasjons beskrivelse	GPS Pos. N	GPS Pos. E	Vanndyp	Kart referanse
RAM	01A	Ramsund havn	Hovedkai S	68 29.356	16 30.385	54 m	SK230
RAM	01B	Ramsund havn	Hovedkai S	68 29.356	16 30.385	54 m	SK230
RAM	02A	Ramsund havn	Hovedkai N	68 29.499	16 30.084	45 m	SK230
RAM	02B	Ramsund havn	Hovedkai N	68 29.499	16 30.084	45 m	SK230
HAR	01A	Harstad havn	Gangsåsbotn	68 47.192	16 33.063	34 m	SK487
HAR	01B	Harstad havn	Gangsåsbotn	68 47.192	16 33.063	34 m	SK487
HAR	02A	Harstad havn	Mathiassen M.V.	68 47.389	16 32.875	12 m	SK487
HAR	02B	Harstad havn	Mathiassen M.V.	68 47.389	16 32.875	12 m	SK487
HAR	03A	Harstad havn	v/ Kaarbø M.V.	68 47.785	16 32.749	18 m	SK487
HAR	03B	Harstad havn	v/ Kaarbø M.V.	68 47.785	16 32.749	18 m	SK487
HAR	04A	Harstad havn	Ytre havn	68 47.976	16 33.594	74 m	SK487
HAR	04B	Harstad havn	Ytre havn	68 47.976	16 33.594	74 m	SK487
FIN	01A	Finnsnes havn	Finnfjorden	69 13.470	18 03.320	65 m	SK83
FIN	01B	Finnsnes havn	Finnfjorden	69 13.470	18 03.320	65 m	SK83
FIN	02A	Finnsnes havn	Ytre havn	69 13.810	17 57.670	36 m	SK83
FIN	02B	Finnsnes havn	Ytre havn	69 13.810	17 57.670	36 m	SK83
TRØ	01A	Tromsø havn	Tromsøysund S	69 38.430	18 57.050	8 m	SK87
TRØ	01B	Tromsø havn	Tromsøysund S	69 38.430	18 57.050	8 m	SK87
TRØ	02A	Tromsø havn	v/ bunkerdepot	69 39.603	18 58.480	8 m	SK87
TRØ	02B	Tromsø havn	v/ bunkerdepot	69 39.603	18 58.480	8 m	SK87
TRØ	03A	Tromsø havn	Tromsøysund N	69 40.480	18 59.850	50 m	SK87
TRØ	03B	Tromsø havn	Tromsøysund N	69 40.480	18 59.850	50 m	SK87
TRØ	04A	Tromsø havn	Indre havn/verft	69 39.085	18 57.865	4 m	SK87
TRØ	04B	Tromsø havn	Indre havn/verft	69 39.085	18 57.865	4 m	SK87
SKJ	01A	Skjervøy havn	Ytre havn	70 02.113	21 01.346	80 m	SK94
SKJ	01B	Skjervøy havn	Ytre havn	70 02.113	21 01.346	80 m	SK94
SKJ	02A	Skjervøy havn	Indre havn	70 01.902	20 59.072	30 m	SK94
SKJ	02B	Skjervøy havn	Indre havn	70 01.902	20 59.072	30 m	SK94
ALT	01A	Alta havn	Elvebakken	69 58.750	23 19.300	25 m	SK96
ALT	01B	Alta havn	Elvebakken	69 58.750	23 19.300	25 m	SK96
ALT	02A	Alta havn	Bossekop	69 57.970	23 14.200	21 m	SK96
ALT	02B	Alta havn	Bossekop	69 57.970	23 14.200	21 m	SK96
HAM	01A	Hammerfest havn	Rypefjord	70 38.600	23 39.250	70 m	SK98
HAM	01B	Hammerfest havn	Rypefjord	70 38.600	23 39.250	70 m	SK98
HAM	02A	Hammerfest havn	Indre havn	70 40.020	23 41.170	30 m	SK98
HAM	02B	Hammerfest havn	Indre havn	70 40.020	23 41.170	30 m	SK98
HAM	03A	Hammerfest havn	Dumpefelt	70 39.000	23 30.555	212 m	SK98
HAM	03B	Hammerfest havn	Dumpefelt	70 39.000	23 30.555	212 m	SK98

Vedleggstabell 1. Fortsetter.

Kode lokalitet	Prøve nr.	Lokalitet	Stasjons beskrivelse	GPS Pos. N	GPS Pos. E	Vanndyp	Kart referanse
HON	01A	Honningsvåg havn	Storbukta	70 59.600	25 58.200	30 m	SK103
HON	01B	Honningsvåg havn	Storbukta	70 59.600	25 58.200	30 m	SK103
HON	02A	Honningsvåg havn	Kobberholet	70 59.300	25 56.530	41 m	SK103
HON	02B	Honningsvåg havn	Kobberholet	70 59.300	25 56.530	41 m	SK103
HON	03A	Honningsvåg havn	Ytre havn	70 58.950	25 57.670	66 m	SK103
HON	03B	Honningsvåg havn	Ytre havn	70 58.950	25 57.670	66 m	SK103
MEH	01A	Mehamn havn	Indre havn	71 02.320	27 50.740	13 m	SK109
MEH	01B	Mehamn havn	Indre havn	71 02.320	27 50.740	13 m	SK109
BER	01A	Berlevåg havn	Ytre havn	70 51.614	29 06.509	13 m	SK294
BER	01B	Berlevåg havn	Ytre havn	70 51.614	29 06.509	13 m	SK294
BER	02A	Berlevåg havn	Indre havn	70 51.553	29 05.776	7 m	SK294
BER	02B	Berlevåg havn	Indre havn	70 51.553	29 05.776	7 m	SK294
BÅT	01A	Båtsfjord havn	Ytre havn	70 38.184	29 43.952	23 m	SK294
BÅT	01B	Båtsfjord havn	Ytre havn	70 38.184	29 43.952	23 m	SK294
BÅT	02A	Båtsfjord havn	Indre havn	70 37.325	29 42.377	20 m	SK294
BÅT	02B	Båtsfjord havn	Indre havn	70 37.325	29 42.377	20 m	SK294
VAR	01A	Vardø havn	Ytre havn	70 23.080	31 06.553	47 m	SK114
VAR	01B	Vardø havn	Ytre havn	70 23.080	31 06.553	47 m	SK114
VAR	02A	Vardø havn	Indre havn	70 22.610	31 06.490	18 m	SK114
VAR	02B	Vardø havn	Indre havn	70 22.610	31 06.490	18 m	SK114
VAS	01A	Vadsø havn	Indre havn V	70 04.370	29 43.170	8.5 m	SK114
VAS	01B	Vadsø havn	Indre havn V	70 04.370	29 43.170	8.5 m	SK114
VAS	02A	Vadsø havn	Indre havn Ø	70 04.450	29 44.420	6 m	SK114
VAS	02B	Vadsø havn	Indre havn Ø	70 04.450	29 44.420	6 m	SK114
JAR	01A	Jarfjorden	v/Jarfjordnes	69 49.500	30 25.000	125 m	SK116
JAR	01B	Jarfjorden	v/Jarfjordnes	69 49.500	30 25.000	125 m	SK116
JAR	02A	Jarfjorden	v/Skipshamna	69 46.960	30 25.750	214 m	SK116
JAR	02B	Jarfjorden	v/Skipshamna	69 46.960	30 25.750	214 m	SK116
JAR	03A	Jarfjorden	v/Fagerheim	69 45.120	30 26.000	174 m	SK116
JAR	03B	Jarfjorden	v/Fagerheim	69 45.120	30 26.000	174 m	SK116
JAR	04A	Jarfjorden	v/Tamasjokk	69 42.820	30 26.020	83 m	SK116
JAR	04B	Jarfjorden	v/Tamasjokk	69 42.820	30 26.020	83 m	SK116
JAR	05A	Jarfjorden	v/Taarnetkraftst.	69 40.930	30 26.280	62 m	SK116
JAR	05B	Jarfjorden	v/Taarnetkraftst.	69 40.930	30 26.280	62 m	SK116
JAR	06A	Jarfjorden	Jarfjordbotn	69 40.280	30 20.390	23 m	SK116
JAR	06B	Jarfjorden	Jarfjordbotn	69 40.280	30 20.390	23 m	SK116
KIR	01A	Kirkenes havn	Ytre Elvenesfj.	69 43.850	30 03.150	52 m	SK116
KIR	01B	Kirkenes havn	Ytre Elvenesfj.	69 43.850	30 03.150	52 m	SK116
KIR	02A	Kirkenes havn	Ytre havn	69 43.380	30 06.490	12 m	SK116
KIR	02B	Kirkenes havn	Ytre havn	69 43.380	30 06.490	12 m	SK116

Vedleggstabell 2. Bakgrunnsdata for sedimentmaterialet fra Sonderende undersøkelser - Fase 3, 1994. A-prøven består av blandprøve fra 3 kjerner/grabber og kjernelengder/ca. grabbvolum angitt. Kun første A-kjerne er beskrevet. Prøver tatt fra grabb merket *.

Prøve nr.	Sediment nivå	Kjerne lengder	Beskrivelse
RAM 01A	0-2 cm*	30 cm Full grabb	Topp 2 cm gråbrunt, bløtt slam med polychaeter, over 3 cm sort, organisk rikt, siltig leire. Derfra faster mørk olivengrå, sandig silt med skallgrus. Olje-skimmer og H ₂ S-lukt.
RAM 01B	0-2 cm*	30 cm Full grabb	Som over.
RAM 02A	0-2 cm*	30 cm Full grabb	Mørk olivengrå, bløt topp, over i sandig silt med skallgrus. Noe grovere enn RAM 01.
RAM 02B	0-2 cm*	30 cm Full grabb	Som over.
HAR01A	0-2 cm*	30 cm Full grabb	Topp 10 cm sort, bløtt slam med Nematoder, over gråsort, sandig leire med skallgrus nedover. Sterk H ₂ S-lukt og oljeskimmer. Full grabb.
HAR01B	0-2 cm*	30cm Full grabb	Som over.
HAR02A	0-2 cm*	25 cm 3/4 grabb	Topp 2 cm olivengrøtt, bløtt slam med sand, over mørkegrå, sandig leire nedover. Noe skallgrus.
HAR02B	0-2 cm*	25 cm 3/4 grabb	Som over.
HAR03A	0-2 cm*	23 cm 3/4 grabb	Topp 1 cm olivengrøtt, bløtt slam med noe sand, over sort, sandig leire. Oljeskimmer.
HAR03B	0-2 cm*	25 cm 3/4 grabb	Som over.
HAR04A	0-2 cm*	20 cm 2/3 grabb	Topp 2 cm olivengrøtt, bløtt slam, over mørkegrå, sandig leire med skallgrus. Fastere og tørr grå leire mot bunnen. Polychaeter i topp.
HAR04B	0-2 cm*	20 cm 2/3 grabb	Som over, mye polychaeter. Obs! 3 bomskudd på stasjon.
FIN 01A	0-2 cm	25 cm	Topp 1 cm grønnbrunt, bløtt slam, over sandig/siltig leire med mye skallgrus og glimmersand. Gradvis fastere nedover. Noe bioturbert topp. Kull ?
FIN 01B	0-2 cm 0-2 cm*	22 cm 10 cm 1/3 grabb	Parallell II og III tatt fra grabb. Både kjerne og grabber om over men mye slangesstjerner i grabbene.
FIN 02B	0-2 cm*	15 cm 1/2 grabb	Topp noe olivengrøtt slam, men dominert av grus, stein og skallrester. Noe mørkere og fastere ned.
FIN 02B	0-2 cm*	25 cm 3/4 grabb	Som over. Obs! 6 bommskudd på stasjon.
TRØ 01A	0-2 cm*	25 cm 3/4 grabb	Topp 2 cm olivengrøtt bløtt slam med grv grus, rik fauna. Fra 2-5 cm gråsort, sandig leire. Derfra over i gråsort mer siltig leire. Fastere siltig leire i bunnen.
TRØ 01B	0-2 cm*	20 cm 2/3 grabb	Som over, noe grovere topp, med rik fauna.

Vedleggstabell 2. Fortsetter.

Prøve nr.	Sediment nivå	Kjerne lengder	Beskrivelse
TRØ 02A	0-2 cm	20 cm	Topp 2 cm bløtt, olivengrått sandig, slam, med polychaeter, over 3 cm sort sandig leire med noe skallgrus. Fra 5 cm meget tørr og hard sand til bunnen.
TRØ 02B	0-2 cm*	23 cm 3/4 grabb	Som over. <i>Polydora</i> sp. Obs! 3 bommskudd på stasjon.
TRØ 03A	0-2 cm*	25 cm 3/4 grabb	Topp 2 cm bløtt, olivengrått slam grå siltig leire, gradvis fastere nedover. Slagg, petrokaks og kull i bunnen, dumpeområde?
TRØ 03B	0-2 cm*	30 cm Full grabb	Som over.
TRØ 04A	0-2 cm*	18 cm 2/3 grabb	Topp 3 cm bløtt sort slam, organisk rikt, med iblandet skallgrus. Gråsort til sort sandig/siltig leire nedover. Olje i nedre del.
TRØ 04A	0-2 cm*	18 cm 2/3 grabb	Som over.
SKJ 01A	0-2 cm	16-20 cm	Topp 2 cm bløtt grønnbrunt slam, over gråbrunn, sandig leire nedover. Noe bioturbert.
SKJ 01B	0-2 cm	16 cm	Som over
SKJ 02A	0-2 cm 0-2 cm*	12 cm 15 cm 1/2 grabb	Homogen mørk grå, leirholdig, hard sand. Energipåvirket. Parallell II og III tatt fra grabb.
SKJ 02B	0-2 cm	64 cm	Som over.
ALT 01A	0-2 cm 0-2 cm*	12 cm 20 cm 2/3 grabb	Topp 2 cm gråbrun, bløt leire over 1/2 cm lag med sort slam. Derfra mørkegrå, bløt, siltig leire over i noe faster olivengrå mot nedover. Sand i bunnen.
ALT 01B	0-2 cm*	25 cm 3/4 grabb	Som over, med rik fauna.
ALT 02A	0-2 cm*	15 cm 1/2 grabb	Topp 1/2 cm olivengrått, bløtt slam, med rik fauna over grå siltig/sandig leire nedover. Bioturbert. Fastere og skallgrus mot bunnen. Slagg.
ALT 02B	0-2 cm*	18 cm 2/3 grabb	Som over.
HAM 01A	0-2 cm*	20 cm 2/3 grabb	Topp 1 cm brunt, slam over mørk, grå, siltig leire med skallgrus og grus. Kull og oljeskimmer i bunnen.
HAM 01B	0-2 cm*	20 cm 2/3 grabb	Som over
HAM 02A	0-2 cm*	10 cm 1/3 grabb	Olivengrå sand, med noe iblandet slam. Mye rester av kalkfauna og grus.
HAM 02B	0-2 cm*	10 cm 1/3 grabb	Som over.
HAM 03A	0-2 cm*	20 cm 2/3 grabb	Olivengrå til lys brun sand, med noe iblandet slam.
HAM 03B	0-2 cm*	20 cm 2/3 grabb	Som over

Vedleggstabell 2. Fortsetter.

Prøve nr.	Sediment nivå	Kjerne lengder	Beskrivelse
HON 01A	0-2 cm*	30 cm Full grabb	Topp 0.5 cm bløtt, grønlige til gråsort slam over gråsort til sort, organisk rikt leire. Økende innslag av skallgrus og sand nedover.
HON 01B	0-2 cm*	30 cm Full grabb	Som over.
HON 02A	0-2 cm*	30 cm Full grabb	Topp 1 cm bløtt, grønlige grått, bløtt slam over myk, lys grå, leire (dumpet ?) . Derfra gråsort, organisk rik, sand med skallgrus og noe stein. Kullrester.
HON 02B	0-2 cm*	30 cm Full grabb	Som over.
HON 02A	0-2 cm*	30 cm Full grabb	Topp 1 cm bløtt, olivengrått, bløtt slam over gråsort, sandig leire. Noe skallgrus og organisk rik sand nedover.
HON 02B	0-2 cm*	30 cm Full grabb	Som over.
MEH 01A	0-2 cm*	30 cm Full grabb	Topp 0.5 cm grågrønn, bløtt slam med polychaeter, over gråsort, organisk rik, sandig leire. Stein og grus i bunnen. Kullrester.
MEH 01B	0-2 cm*	30 cm Full grabb	Som over.
BER 01A	0-2 cm*	30 cm Full grabb	Topp mørk gråsort sand over i sort sand nedover. H ₂ S-lukt i bunnen
BER 01B	0-2 cm*	30 cm Full grabb	Som over.
BER 02A	0-2 cm*	30 cm Full grabb	Topp 0.5 cm gråsort, sandig slam med fecal pellets, over i mørkere gråsort til sort sand nedover. Noe fauna.
BER 02B	0-2 cm*	30 cm Full grabb	Som over.
BÅT 01A	0-2 cm*	30 cm Full grabb	Topp 2 cm mørkegrått og bløtt slam over i gråsort fast sandig leire. Organisk rik med H ₂ S-lukt og oljeskimmer i bunnen
BÅT 01B	0-2 cm*	27 cm Full grabb	Som over.
BÅT 02A	0-2 cm*	30 cm Full grabb	Topp 1 cm grønlige brunt, bløtt slam over gråsort bløtt leire. Derfra sandig og fastere nedover. H ₂ S-lukt.
BÅT 02B	0-2 cm*	30 cm Full grabb	Som over.
VAR 01A	0-2 cm*	30 cm Full grabb	Topp 2 cm olivengrått, bløtt slam med fin sand og mye gravende fauna. Kullrester i bunnen.
VAR 01B	0-2 cm*	30 cm Full grabb	Som over
VAR 02A	0-2 cm*	15 cm 1/2 grabb	Topp gråsort slam over olivenbrun, fin sand. H ₂ S-lukt, samt algerester. Kull.
VAR 02B	0-2 cm*	15 cm 1/2 grabb	Som over.

Vedleggstabell 2. Fortsetter.

Prøve nr.	Sediment nivå	Kjerne lengder	Beskrivelse
VAS 01A	0-2 cm*	20 cm 3/4 grabb	Topp 2 cm brunlig, bløtt slam med fin sand, over 1 cm gråsort lag med sandig leire. Derfra mørk grå, sandig og faster leire med skallrester. H ₂ S-lukt.
VAS 01B	0-2 cm*	20 cm 3/4 grabb	Som over.
VAS 02A	0-2 cm*	30 cm Full grabb	Mørk grå, siltig, myk leire til bunnen. Noe skallgrus og sand iblandet nedover fra 15 cm. H ₂ S-lukt + nitrøs?
VAS 02B	0-2 cm*	30 cm Full grabb	Som over.
JAR 01A	0-2 cm*	28 cm Full grabb	Topp 1 cm olivengrøtt, bløtt slam med skallgrus og rik fauna. Derfra olivenbrun sand med leire som ble gradvis faster og tørrere.
JAR 01B	0-2 cm*	28 cm Full grabb	Som over. Energipåvirket.
JAR 02A	0-2 cm*	30 cm Full grabb	Topp 2 cm olivengrøtt, bløtt slam med mye polychaeter og fecal pellets. Over grå siltig leire gradvis fastere nedover. Oljeskimmer.
JAR 02B	0-2 cm*	30 cm Full grabb	Som over.
JAR 03A	0-2 cm*	30 cm Full grabb	Som over, men noe bløtere mot bunnen.
JAR 03B	0-2 cm*	30 cm Full grabb	Som over.
JAR 04A	0-2 cm* 10-15 cm	20 cm 2/3 grabb	Topp 0.5 cm olivengrøtt slam over gråsort bløt leire med polychaeter. Sandig med grus og stein nedover + faunarester. Rasmateriale. Oljeskimmer.
JAR 04B	0-2 cm*	20 cm 2/3 grabb	Som over.
JAR 05A	0-2 cm*	20 cm 2/3 grabb	Topp 0.5 cm olivengrøtt slam over 5 cm mørk grå sandig leire. Derfra mørk grå grov homogen sand ned.
JAR 05B	0-2 cm*	20 cm 2/3 grabb	Som over.
JAR 06A	0-2 cm*	30 cm Full grabb	Topp 2 cm olivengrøtt, bløtt slam, over mørk grå siltig organisk rik leire. Gradvis fastere nedover.
JAR 06B	0-2 cm*	30 cm Full grabb	Som over.
KIR 01A	0-2 cm*	10 cm 1/3 grabb	Topp 1 cm olivengrøtt, bløtt slam, med faunarester over grå siltig leire. Gradvis fastere nedover.
KIR 01B	0-2 cm*	10 cm 1/3 grabb	Som over
KIR02A	0-2 cm*	30 cm Full grabb	Vekslede grå, sort og rosa bløt "leire/slam". Gruveavgang.
KIR02A	0-2 cm*	30 cm Full grabb	Som over.

Vedleggstabell 3. Analyseprogram for sedimenter fra Sonderende undersøkelser - Fase 3, 1994.
 *= Andre klororganiske forbindelser, **= 8 metaller.

Prøve nr.	Sed. nivå	PCB	DDT*	PAH	MET**	THC	TBT	Kommentar
RAM 01A	0-2 cm	X	X	X	X	-	X	NIVA
RAM 01B	0-2 cm	-	-	-	-	X	-	Ekstern analyse
RAM 02A	0-2 cm	X	X	X	X	-	X	NIVA
RAM 02B	0-2 cm	-	-	-	-	X	-	Ekstern analyse
HAR 01A	0-2 cm	X	X	X	X	-	X	NIVA
HAR 01B	0-2 cm	-	-	-	-	X	-	Ekstern analyse
HAR 02A	0-2 cm	X	X	X	X	-	X	NIVA
HAR 02B	0-2 cm	-	-	-	-	X	-	Ekstern analyse
HAR 03A	0-2 cm	X	X	X	X	-	X	NIVA
HAR 03B	0-2 cm	-	-	-	-	X	-	Ekstern analyse
HAR 04A	0-2 cm	X	X	X	X	-	X	NIVA
HAR 04B	0-2 cm	-	-	-	-	X	-	Ekstern analyse
FIN 01A	0-2 cm	X	X	X	X	-	X	NIVA
FIN 01B	0-2 cm	-	-	-	-	X	-	Ekstern analyse
FIN 02A	0-2 cm	X	X	X	X	-	X	NIVA
FIN 02B	0-2 cm	-	-	-	-	X	-	Ekstern analyse
TRØ 01A	0-2 cm	X	X	X	X	-	X	NIVA
TRØ 01B	0-2 cm	-	-	-	-	X	-	Ekstern analyse
TRØ 02A	0-2 cm	X	X	X	X	-	X	NIVA
TRØ 02B	0-2 cm	-	-	-	-	X	-	Ekstern analyse
TRØ 03A	0-2 cm	X	X	X	X	-	X	NIVA
TRØ 03B	0-2 cm	-	-	-	-	X	-	Ekstern analyse
TRØ 04A	0-2 cm	X	X	X	X	-	X	NIVA
TRØ 04B	0-2 cm	-	-	-	-	X	-	Ekstern analyse
SKJ 01A	0-2 cm	X	X	X	X	-	X	NIVA
SKJ 01B	0-2 cm	-	-	-	-	X	-	Ekstern analyse
SKJ 02A	0-2 cm	X	X	X	X	-	X	NIVA
SKJ 02B	0-2 cm	-	-	-	-	X	-	Ekstern analyse
ALT 01A	0-2 cm	X	X	X	X	-	X	NIVA
ALT 01B	0-2 cm	-	-	-	-	X	-	Ekstern analyse
ALT 02A	0-2 cm	X	X	X	X	-	X	NIVA
ALT 02B	0-2 cm	-	-	-	-	X	-	Ekstern analyse
HAM 01A	0-2 cm	X	X	X	X	-	X	NIVA
HAM 01B	0-2 cm	-	-	-	-	X	-	Ekstern analyse
HAM 02A	0-2 cm	X	X	X	X	-	X	NIVA
HAM 02B	0-2 cm	-	-	-	-	X	-	Ekstern analyse
HAM 03A	0-2 cm	X	X	X	X	-	X	NIVA
HAM 03B	0-2 cm	-	-	-	-	X	-	Ekstern analyse
HON 01A	0-2 cm	X	X	X	X	-	X	NIVA
HON 01B	0-2 cm	-	-	-	-	X	-	Ekstern analyse
HON 02A	0-2 cm	X	X	X	X	-	X	NIVA
HON 02B	0-2 cm	-	-	-	-	X	-	Ekstern analyse
HON 03A	0-2 cm	X	X	X	X	-	X	NIVA
HON 03B	0-2 cm	-	-	-	-	X	-	Ekstern analyse

Vedleggstabell 3. Fortsetter.

Prøve nr.	Sed. nivå	PCB	DDT*	PAH	MET**	THC	TBT	Kommentar
MEH 01A	0-2 cm	X	X	X	X	-	X	NIVA
MEH 01B	0-2 cm	-	-	-	-	X	-	Ekstern analyse
BER 01A	0-2 cm	X	X	X	X	-	X	NIVA
BER 01B	0-2 cm	-	-	-	-	X	-	Ekstern analyse
BER 02A	0-2 cm	X	X	X	X	-	X	NIVA
BER02B	0-2 cm	-	-	-	-	X	-	Ekstern analyse
BÅT 01A	0-2 cm	X	X	X	X	-	X	NIVA
BÅT 01B	0-2 cm	-	-	-	-	X	-	Ekstern analyse
BÅT 02A	0-2 cm	X	X	X	X	-	X	NIVA
BÅT 02B	0-2 cm	-	-	-	-	X	-	Ekstern analyse
VAR 01A	0-2 cm	X	X	X	X	-	X	NIVA
VAR 01B	0-2 cm	-	-	-	-	X	-	Ekstern analyse
VAR 02A	0-2 cm	X	X	X	X	-	X	NIVA
VAR 02B	0-2 cm	-	-	-	-	X	-	Ekstern analyse
VAS 01A	0-2 cm	X	X	X	X	-	X	NIVA
VAS 01B	0-2 cm	-	-	-	-	X	-	Ekstern analyse
VAS 02A	0-2 cm	X	X	X	X	-	X	NIVA
VAS 02B	0-2 cm	-	-	-	-	X	-	Ekstern analyse
JAR 01A	0-2 cm	X	X	X	X	-	X	NIVA
JAR 01B	0-2 cm	-	-	-	-	X	-	Ekstern analyse
JAR 02A	0-2 cm	X	X	X	X	-	X	NIVA
JAR 02B	0-2 cm	-	-	-	-	X	-	Ekstern analyse
JAR 03A	0-2 cm	X	X	X	X	-	X	NIVA
JAR 03B	0-2 cm	-	-	-	-	X	-	Ekstern analyse
JAR04A	0-2 cm	X	X	X	X	-	X	NIVA
JAR04A	10-15 cm	-	-	-	-	-	-	Ikke analysert
JAR04B	0-2 cm	-	-	-	-	X	-	Ekstern analyse
JAR 05A	0-2 cm	X	X	X	X	-	X	NIVA
JAR 05B	0-2 cm	-	-	-	-	X	-	Ekstern analyse
JAR 06A	0-2 cm	X	X	X	X	-	X	NIVA
JAR 06B	0-2 cm	-	-	-	-	X	-	Ekstern analyse
KIR 01A	0-2 cm	X	X	X	X	-	X	NIVA
KIR 01B	0-2 cm	-	-	-	-	X	-	Ekstern analyse
KIR 02A	0-2 cm	X	X	X	X	-	X	NIVA
KIR 02B	0-2 cm	-	-	-	-	X	-	Ekstern analyse

VEDLEGG

Analysemetodikk metaller - NIVA

Akkreditert metode E 10-2 NIVA - Metaller, flussyreoppslutning.

Denne metoden anvendes ved totaloppslutning av slam og sedimenter som skal analyseres mht. metaller. Metoden benyttes for følgende metaller (ikke kvikksølv, Hg): aluminium (Al), kalsium (Ca), kadmium (Cd), kobolt (Co), krom (Cr), jern (Fe), kalium (K), litium (Li), magnesium (Mg), mangan (Mn), natrium (Na), nikkel (Ni), bly (Pb), vanadium (V), og sink (Zn).

Prinsipp: Maksimum 200 mg frysetørket, homogenisert prøve veies inn i en teflonbombe og tilsettes konge vann og flussyre. Beholderen lukkes og prøven oppsluttes i mikrobølgeovn, lukket system. Etter avkjøling overføres innholdet til en 100 ml målekolbe som på forhånd er tilsatt et overskudd av borsyre. Prøven fortynnes med avionisert vann og rystes på rystemaskin til borsyren er løst. Bestemmelsen av metaller foretas på den klare væskefasen ved atomabsorpsjon i flamme eller med grafittovn.

Akkreditert metode E 4-2 NIVA - Kvikksølv, kalddamp atomabsorpsjon.

Denne metoden anvendes til avløpsvann, slam, sedimenter og biologisk materiale. Kvikksølv analyseres i våt prøve så raskt som mulig etter prøvetaking eller i homogenisert, frysetørret prøve. Tørking i varmeskap over 80 °C bør unngås p.g.a. tap av flyktige organiske kvikksølvforbindelser og fordampning av metallisk kvikksølv. Deteksjonsgrense for avløpsvann er 0.1 µg/l, og for faste prøver ved innveiling av 1 g tørket materiale 0.01 µg/g.

Prinsipp: En nøyaktig innveid mengde prøve oppsluttes ved autoklaving med salpetersyre. Organisk bundet kvikksølv oksyderes til toverdige kvikksølv i ioneform (Hg^{++}). Deretter reduseres kvikksølvet til elementær tilstand med tinnklorid, og drives ut som damp ved hjelp av helium som bæregass. Kvikksølvet amalgamerer på gullfellen, og blir senere frigjort ved elektrotermisk oppvarming av denne. Bæregassen fører kvikksølvdampen gjennom kvartskyvetten hvor absorbansen måles ved 253.7 nm ved kalddamp atomabsorpsjon.

As- bestemmelse i sediment ved bruk av grafittovnatomabsorpsjonspektrofotometri.

Sedimentprøver oppsluttes med salpetersyre i autoklav og fortynnes med ionebyttet vann. til bestemmelse av As benyttes grafittovn av typen Perkin Elmer 4100 ZL (med Zeeman bakgrunnskorreksjon). Det benyttes standard addisjon av hver prøve som kalibreringsteknikk. Metodens nøyaktighet blir indikert ut fra bestemmelse av det sertifiserte referansematerialet BCSS-1, som foruten å ha sammenlignbar matriks (sediment) også lå i samme konsentrasjonsområde som prøvene: NIVAs bestemmelse av ref. materialet, mg As/kg tørt sediment, lå innenfor referansematerialets usikkerhetsnivå.

Jfr. vedlagte rådata.

OBS!! Klagefrist 14 dager f.o.m. rapporterings-dato. Oppgi rekvisisjonsnr og PrNr.

Kontaktperson : **RMK** Prosjektnr : **O 93177** Stikkord : **SONDESFT**
 Rekvisisjonsnr: **1994-02345** Godkjent av: **IMB** Godkjent dato: **950306**
 Rekvisisjon registrert : **941025**

Analysevariabel	As-Sm µg/g	Cd-Sm µg/g E2	Cr-Sm µg/g E2	Cu-Sm µg/g E2	Hg-Sm µg/g E4-2*	Ni-Sm µg/g E2	Pb-Sm µg/g E2	Zn/fl-Sm µg/g
PrDato Merking								
001 940816 SONDESFT RAM01A 0-2cm	19.9	0.22	57	37	0.17	22.9	55.0	152
002 940816 RAMO2A	7.4	0.09	38	20.7	0.08	11.0	31.2	70
003 940816 HARO1A	26.7	1.12	121	292	2.65	36.2	230	499
004 940816 HARO2A	12.6	0.36	82	171	1.66	24.2	141	252
005 940816 HARO3A	19.3	0.53	66	296	4.82	20.3	360	545
006 940816 HARO4A	10.9	0.12	81	54	0.48	20.7	59.0	134
007 940817 FINO1A	5.5	0.08	73	9.8	0.02	22.3	18.4	58
008 940817 FINO2A	7.3	0.12	59	21.7	0.07	18.8	27.2	84
009 940818 TRØ01A	10.5	0.21	59	19.0	0.19	16.1	24.2	72
010 940818 TRØ02A	20.3	0.69	119	46	0.29	33.9	42.5	182
011 940818 TRØ03A	11.3	0.16	92	21.6	0.05	29.4	21.2	87
012 940818 TRØ04A	10.4	0.59	39	146	1.31	10.8	106	249
013 940818 SKJO1A	4.9	0.10	125	16.3	<0.01	26.3	17.0	85
014 940818 SKJO2A	3.7	0.12	132	16.6	<0.01	26.3	16.5	80
015 940820 ALTO1A	7.4	0.04	122	30.1	0.01	44.0	14.6	49
016 940820 ALTO2A	2.8	0.03	71	13.8	0.03	25.2	11.8	20
017 940820 HAMO1A	16.1	0.17	77	76	0.58	30.3	138	160
018 940820 HAMO2A	3.0	0.15	34	10.8	0.02	12.4	13.5	28
019 940820 HAMO3A	9.9	0.12	46	6.0	<0.01	15.6	13.5	30
020 940821 HONO1A	24.1	2.12	179	154	0.72	19.8	98.0	381
021 940821 HONO2A	9.7	0.32	99	35.9	0.18	41.7	35.6	88
022 940821 HONO3A	5.5	0.29	131	30.6	0.22	44.0	34.0	97
023 940822 MEHO1A	5.7	0.58	45	29	0.18	23.0	74.0	157
024 940822 BERO1A	1.5	0.03	25	6.4	0.01	8.5	7.6	25
025 940822 BERO2A	3.5	0.16	39	18.0	<0.01	15.3	18.8	71
026 940822 BÅTO1A	30.7	1.43	61	71	0.01	23.4	61.4	238
027 940822 BÅTO2A	18.7	0.60	52	27.7	0.08	19.8	27.2	94
028 940823 VARO1A	4.8	0.17	19	11.7	0.08	5.5	22.0	43
029 940823 VARO2A	10.6	0.38	21	33.2	0.60	11.3	33.2	87
030 940823 VASO1A	5.5	0.35	35	20.5	0.04	12.8	12.7	43
031 940823 VASO2A	6.9	0.20	53	27.3	0.06	23.3	17.9	60
032 940824 JARO1A	3.0	0.06	84	14.0	0.01	40.0	18.9	48
033 940824 JARO2A	9.4	0.14	120	32.8	0.025	59.7	29.0	106
034 940824 JARO3A	9.3	0.09	143	36.8	0.03	64.8	35.8	120
035 940824 JARO4A	12.5	0.10	99	29.0	0.03	51.5	20.6	95
036 940824 JARO5A	7.2	0.05	77	37.7	0.02	38.6	18.3	62
037 940824 JARO6A	7.9	0.07	108	25.3	0.02	48.7	17.2	89
038 940823 KIRO1A	7.7	0.11	71	33.6	0.07	34.0	19.2	78
039 940823 KIRO2A	2.3	0.08	55	19.8	<0.01	21.2	3.0	32

OBS !!! Metoder som er markert med "**", er foreløpig ikke akkreditert.

Bestemmelse av klororganiske mikroforurensninger i sedimenter og biologisk materiale (til eksternt bruk) - NIVA

Det følgende er en oppdatering etter den mal som har vært benyttet i en oversikt over analysemetoder benyttet av JMP i Norge 1981-1987. Det følgende blir således en noe generell oversikt som de enkelte saksbehandlere skal kunne benytte deler av i sine eksterne rapporter, dersom det er nødvendig med en såvidt stor detaljeringsgrad. Generell omtale av metodikk (Green 1988).

Rensing/kontroll av kjemikalier og utstyr.

Gassutstyret legges i vannbad tilsatt såpe (3% RBS/Deconex). Det skylles deretter med springvann, så med ionebyttet vann og lufttørkes. Til slutt skylles utstyret med aceton og lufttørkes i avtrekk for deretter å oppvarmes til 500 ° C

Alle partier av løsemidler blir kontrollert. Dette gjøres ved å oppkonsentrere løsemidlet 200 ganger og analysere konsentratet på gasskromatograf for identifisering/kvantifisering av forbindelser som kan interferere med komponenter i prøvene. Dersom dette skulle være tilfelle blir analyseresultatene korrigert for bidraget fra løsemiddelet. Nå er noen løsemiddelkvaliteter blitt så god at den kvalitet vi kjøper kan benyttes til analyser uten ekstra rensing/destillering.

Alle kjemikalier/forbruksartikler som f.eks natriumsulfat, svovelsyre, dest. vann og ulik emballasje blir rensset/ekstrahert med løsemidler som deretter blir kontrollert som angitt foran. I tillegg til ekstraksjon med løsemiddel blir natriumsulfat oppvarmet til 550°C før bruk. Generelt foretas hyppig blindprøvekontroll som omfatter kontroll av hele opparbeidingsprosedyren, inkludert alt glassutstyr og alle kjemikalier.

Homogenisering.

Biologisk materiale: Til homogenisering benyttes nå en food prosessor med en plastbeholder på 0.5 l (Plastbeholderen er vasket/ekstrahert med org. løsemiddel som så er analysert som beskrevet foran). Sedimenter: Sedimentprøvene frysetørres og homogeniseres/knuses i agatmølle før analyse.

Ekstraksjon-prøvemengder.

Sedimenter: 1.0 g eller 2.5 g frysetørret materiale, avhengig av antatt nivå/ønsket deteksjonsgrense for sedimentprøven. Biologisk materiale: 1 til 10 g fiskefilet (avhengig av art), 10 g blåskjellhomogenat og 2 g torskellever/ krabbesmør.

Ekstraksjon -prosedyre.

Prøven tilsettes indre standard og ekstraheres to ganger med 35 ml aceton/sykloheksan (20:15 v/v) ved bruk av ultralyd-desintegrasjon (Maks. effekt 475 W). Ekstraksjonstiden varierer fra 2 til 10 min avhengig av prøvetype (biologisk materiale 2 - 5 min, sedimenter 10 min). Ekstraksjonseffektivitet er uttestet/kontrollert ved bruk av internasjonalt standardisert referansemateriale. Prøven sentrifugeres og de to ekstraktene slås sammen og dampes inn til "tørrehet". Biologiske prøver: Prøvene settes i varmeskap ved 105 °C til konstant vekt og fettmengden bestemmes. Klorpesticid- og PCB-nivået påvirkes ikke av denne prosedyren. Presisjonen til fettbestemmelsen anslås til 10%.

Opprensing av ekstrakter.

Biologiske prøver: 0.1 g fett løses i 2 ml sykloheksan og ristes med 6 ml konsentrert svovelsyre.
Sedimenter: Prøven løses i diklormetan og renses for blant annet svovel ved bruk av gelkromatografi (Waters HPLC-GPC clean-up kolonne). Deretter behandles prøven med svovelsyre.

Gasskromatografiske betingelser.

Hewlett-Packard 5890 Serie II med elektroninnfangningsdetektor (ECD). Splitless injeksjon ved 90 °C og programmert temperaturøkning med 3°/min til 280°C. Kolonne: 60 m x 0.25 mm I.D. 0.25µm 95% dimethyl 5% diphenyl polysiloxan (cross bound) fused silica kapillærkolonne. Bæregass: Hydrogen, 37 cm/sek.

Kvantitativ analyse.

Ekstraktet inndampes til ønsket volum på glødede prøveglass. De enkelte forbindelser identifiseres utfra deres spesifikke retensjonstider. Retensjonstidene finnes ved analyse av kjente standarder/standardblandinger og det benyttes kun enkeltkongener av PCB-komponentene. Med sum-PCB menes derfor et nærmere angitt antall av de enkelte PCB-komponenter. Kvantifisering utføres via egne dataprogram ved bruk av 8-punkts standardkurve og konsentrasjonsnivået til alle parametere justeres til å ligge innenfor standardkurvens lineære område. Rutinemessig kvantifiseres (pr. 1. des. 1992): 5-CB, α-HCH, Lindan (γ-HCH), HCB, pp-DDT, pp-DDE, pp-DDD, OCS og PCB-kongen nr.: 28, 52, 101, 118, 153, 105, 138, 156, 180 og 209 .

Kvalitetssikring.

Analysene kvalitetssikres ved blant annet å analysere kjente standarder for hver tiende prøve på gasskromatografen, samt ved jevnlig kontroll av hele opparbeidings- og analyseprosedyren ved bruk av internasjonalt sertifiserte referansematerialer. Videre analyseres minst en blindprøve for hver større prøveserie, vanligvis for hver tiende prøve. Alle analyseserier blir således korrigert for blindprøvebidrag relatert til de aktuelle prøvers opparbeidingsstidspunkt.

921204/emb

Jfr. vedlagte rådata.

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

Navn/lokalitet : SONDSFT 3
 Oppdragsnr. : 93177
 Prøver mottatt : 25.10.94
 Lab.kode : FGP1-6
 Jobb.nr. : 94/167
 Prøvetype : Sed.
 Kons. i : Ug/kg tørrvekt
 Dato : 1.03.95
 Analytiker : SIG Godkjent : EMB

1: FGP1, RAM01A, 0-2cm
 2: FGP2, RAM02A, 0-2cm
 3: FGP3, HAR01A, 0-2cm
 4: FGP4, HAR02A, 0-2cm
 5: FGP5, HAR03A, 0-2cm
 6: FGP6, HAR04A, 0-2cm

Parameter/prøve	1	2	3	4	5	6
5-CB	0.4	<0.2	0.2	<0.2	0.2	<0.2
a-HCH	<0.2	0.2	0.2	<0.2	<0.2	<0.2
HCB	0.4	<0.2	0.7	0.4	0.3	<0.2
g-HCH	<0.2	<0.2	0.6	<0.2	<0.2	<0.2
PCB 28	1	1.1	9.3	5.6	12.9	1.1
PCB 52	1.7	1.6	18.5	11.5	25.1	2.1
OCS	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2
PCB 101	4.6	2.8	19.7	10.4	28.6	3.8
p,p-DDE	0.5	0.2	2.3	1.1	2.3	s.0.6
PCB 118	3.7	2.3	19.7	11.8	24.1	2.9
p,p-DDD	0.6	0.3	2.4	1.5	6.9	0.7
PCB 153	15.3	7.9	34.8	18.9	46.6	9.7
PCB 105	1	0.8	10.6	6.1	12.9	1.2
PCB 138	16.3	8.4	35.5	20.1	51.3	10.4
PCB 156	2.1	1.2	5.6	3.5	8.8	2.3
PCB 180	10.9	5.1	26.5	15.4	37.3	9
PCB 209	<0.2	<0.2	s.1.7	1.1	s.2.4	0.5
SUM PCB	56.6	31.2	180.2	104.4	247.6	43
SUM SEVEN DUTCH PCB	53.5	29.2	164	93.7	225.9	39
%Fett						
%Tørrstoff	32.1	46.7	30.5	41.5	50.4	57.2

s.= suspekt verdi.

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

Navn/lokalitet : SONDSFT 3
 Oppdragsnr. : 93177
 Prøver mottatt : 25.10.94
 Lab.kode : FGP7-12
 Jobb.nr. : 94/167
 Prøvetype : Sediment
 Kons. i : Ug/kg tørrvekt
 Dato : 1.03.95
 Analytiker : SIG Godkjent : EMB

1: FGP7, FIN01A, 0-2cm
 2: FGP8, FIN02A, 0-2cm
 3: FGP9, TRØ01A, 0-2cm
 4: FGP10, TRØ02A, 0-2cm
 5: FGP11, TRØ03A, 0-2cm
 6: FGP12, TRØ04A, 0-2cm

Parameter/prøve	1	2	3	4	5	6
5-CB	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2
a-HCH	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2
HCB	<0.2	<0.2	<0.2	0.3	0.2	0.6
g-HCH	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2
PCB 28	<0.2	0.3	0.5	0.6	0.3	1.9
PCB 52	0.4	0.6	0.9	1.1	0.5	4.2
OCS	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2
PCB 101	0.3	1.1	1.1	1.9	0.4	4.3
p,p-DDE	<0.2	0.7	0.3	0.7	0.2	0.5
PCB 118	<0.2	0.7	1.2	1.8	0.4	4.2
p,p-DDD	<0.2	3.2	0.5	1	<0.2	2.2
PCB 153	0.2	4	1.8	4.5	0.7	4.9
PCB 105	<0.2	0.3	0.5	0.7	<0.2	2.2
PCB 138	0.4	3.4	1.8	3.8	0.7	4.7
PCB 156	<0.2	0.8	0.3	0.6	<0.2	0.8
PCB 180	0.2	5.9	0.9	2.3	0.4	3.3
PCB 209	<0.2	0.3	0.3	0.6	<0.2	s.1.3
SUM PCB	1.5	17.4	9.3	17.9	3.4	30.5
SUM SEVEN DUTCH PCB	1.5	16	8.2	16	3.4	27.5
%Fett						
%Tørrstoff	60.6	63.8	44.9	33.5	48.8	58.2

s. = Suspekt verdi.

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

Navn/lokalitet : SONDSFT 3
 Oppdragsnr. : 93177
 Prøver mottatt : 25.10.94
 Lab.kode : FGP13-18
 Jobb.nr. : 94/167
 Prøvetype : Sediment
 Kons. i : Ug/kg tørrvekt
 Dato : 1.03.95
 Analytiker : SIG Godkjent : EMB

1: FGP13,SKJ01A,0-2cm
 2: FGP14,SKJ02A,0-2cm
 3: FGP15,ALT01A,0-2cm
 4: FGP16,ALT02A,0-2cm
 5: FGP17,HAM01A,0-2cm
 6: FGP18,HAM02A,0-2cm

Parameter/prøve	1	2	3	4	5	6
5-CB	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2
a-HCH	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2
HCB	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	0.3	<0.2
g-HCH	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2
PCB 28	0.2	0.2	<0.2	<0.2	0.5	<0.2
PCB 52	0.3	0.4	<0.2	<0.2	12.7	0.3
OCS	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2
PCB 101	0.2	0.2	<0.2	<0.2	60.5	0.2
p,p-DDE	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	1.3	<0.2
PCB 118	0.2	0.3	<0.2	<0.2	32.3	0.2
p,p-DDD	<0.2	0.3	<0.2	<0.2	6.6	<0.2
PCB 153	0.2	0.5	0.4	0.2	98	0.3
PCB 105	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	5.7	<0.2
PCB 138	0.2	0.5	0.4	0.2	106	0.2
PCB 156	<0.2	0.2	<0.2	<0.2	16.8	<0.2
PCB 180	<0.2	0.4	<0.2	<0.2	53.5	<0.2
PCB 209	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	0.9	<0.2
SUM PCB	1.3	2.7	0.8	0.4	386.9	1.2
SUM SEVEN DUTCH PCB	1.3	2.5	0.8	0.4	363.5	1.2
%Fett						
%Tørrstoff	57.3	67.4	59.1	70.9	47.9	70.3

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

Navn/lokalitet : SONDSFT 3
 Oppdragsnr. : 93177
 Prøver mottatt : 25.10.94
 Lab.kode : FGP19-24
 Jobb.nr. : 94/167
 Prøvetype : Sediment
 Kons. i : Ug/kg tørrvekt
 Dato : 1.03.95
 Analytiker : SIG Godkjent : EMB

1: FGP19,HAM03A,0-2cm
 2: FGP20,HON01A,0-2cm
 3: FGP21,HON02A,0-2cm
 4: FGP22,HON03A,0-2cm
 5: FGP23,MEH01A,0-2cm
 6: FGP24,BER01A,0-2cm

Parameter/prøve	1	2	3	4	5	6
5-CB	<0.2	0.4	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2
a-HCH	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2
HCB	<0.2	1.6	0.3	<0.2	<0.2	<0.2
g-HCH	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	0.2	<0.2
PCB 28	<0.2	3.5	0.6	0.2	0.5	<0.2
PCB 52	<0.2	4	0.8	0.7	0.8	<0.2
OCS	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2
PCB 101	<0.2	18.1	1.7	2.1	1.3	<0.2
p,p-DDE	<0.2	15.8	0.5	0.2	0.8	<0.2
PCB 118	<0.2	15.4	1.3	1.6	1.2	<0.2
p,p-DDD	<0.2	5.6	0.5	0.3	0.8	<0.2
PCB 153	<0.2	31.2	4.6	4.9	2.4	<0.2
PCB 105	<0.2	4.8	0.5	0.6	0.5	<0.2
PCB 138	<0.2	32	4.8	4.3	2.2	<0.2
PCB 156	<0.2	5	0.8	0.9	0.4	<0.2
PCB 180	<0.2	21.6	3.7	4.5	1.4	<0.2
PCB 209	<0.2	1.2	0.3	0.5	0.3	<0.2
SUM PCB	0	136.8	19.1	20.3	11	0
SUM SEVEN DUTCH PCB	0	125.8	17.5	18.3	9.8	0
%Fett						
%Tørrstoff	65.3	43.6	53.1	54.5	47	73.6

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

Navn/lokalitet : SONDSFT 3
 Oppdragsnr. : 93177
 Prøver mottatt : 25.10.94
 Lab.kode : FGP25-30
 Jobb.nr. : 94/167
 Prøvetype : Sediment
 Kons. i : Ug/kg tørrvekt
 Dato : 1.03.95
 Analytiker : SIG Godkjent : EMB

1: FGP25, BER02A, 0-2cm
 2: FGP26, BÅT01A, 0-2cm
 3: FGP27, BÅT02A, 0-2cm
 4: FGP28, VAR01A, 0-2cm
 5: FGP29, VAR02A, 0-2cm
 6: FGP30, VAS01A, 0-2cm

Parameter/prøve	1	2	3	4	5	6
5-CB	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2
a-HCH	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2
HCB	<0.2	0.4	0.3	<0.2	<0.2	<0.2
g-HCH	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2
PCB 28	0.5	1.1	0.4	0.2	0.5	<0.2
PCB 52	0.9	1.3	0.5	0.3	0.6	<0.2
OCS	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2
PCB 101	1.1	4	0.8	0.4	1.2	0.2
p,p-DDE	0.2	3.3	0.9	0.2	0.9	<0.2
PCB 118	1.2	5	1.2	0.5	1.4	0.3
p,p-DDD	<0.2	1.4	0.4	<0.2	0.8	<0.2
PCB 153	1.6	8.5	2.1	0.9	2.7	0.4
PCB 105	0.7	2	0.5	<0.2	0.6	<0.2
PCB 138	1.6	8.4	2.1	0.5	2.7	0.4
PCB 156	0.3	1.3	0.4	<0.2	0.5	<0.2
PCB 180	1.2	5	1.1	0.3	2.1	0.2
PCB 209	<0.2	0.9	0.2	0.8	0.6	<0.2
SUM PCB	9.1	37.5	9.3	3.9	12.9	1.5
SUM SEVEN DUTCH PCB	8.1	33.3	8.2	3.1	11.2	1.5
%Fett						
%Tørrstoff	70	34.2	43.2	58.8	62.2	56.3

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

Navn/lokalitet : SONDSFT 3
 Oppdragsnr. : 93177
 Prøver mottatt : 25.10.94
 Lab.kode : FGP31-36
 Jobb.nr. : 94/167
 Prøvetype : Sediment
 Kons. i : Ug/kg tørrvekt
 Dato :
 Analytiker : SIG Godkjent : EMB

1: FGP31, VAS02A, 0-2cm
 2: FGP32, JAR01A, 0-2cm
 3: FGP33, JAR02A, 0-2cm
 4: FGP34, JAR03A, 0-2cm
 5: FGP35, JAR04A, 0-2cm
 6: FGP36, JAR05A, 0-2cm

Parameter/prøve	1	2	3	4	5	6
5-CB	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2
a-HCH	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2
HCB	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2
g-HCH	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2
PCB 28	<0.2	0.5	5.3	<0.2	0.2	0.4
PCB 52	0.3	<0.2	0.2	<0.2	0.2	<0.2
OCS	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2
PCB 101	0.4	<0.2	0.2	<0.2	0.2	<0.2
p,p-DDE	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	0.2	<0.2
PCB 118	0.3	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2
p,p-DDD	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2
PCB 153	0.7	<0.2	0.2	<0.2	0.2	<0.2
PCB 105	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2
PCB 138	0.6	<0.2	0.2	<0.2	0.2	<0.2
PCB 156	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2
PCB 180	0.5	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2
PCB 209	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2
SUM PCB	2.8	0.5	6.1	0	1	0.4
SUM SEVEN DUTCH PCB	2.8	0.5	6.1	0	1	0.4
%Fett						
%Tørrstoff	54.2	66.5	35.8	34.9	46.9	59

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

Navn/lokalitet : SONDSFT 3
 Oppdragsnr. : 93177
 Prøver mottatt : 25.10.94
 Lab.kode : FGP37-39
 Jobb.nr. : 94/167
 Prøvetype : Sediment
 Kons. i : Ug/kg tørrvekt
 Dato :
 Analytiker : SIG Godkjent : EMB

1: FGP37, JAR06A, 0-2cm 4:
 2: FGP38, KIR01A, 0-2cm 5:
 3: FGP39, KIR02A, 0-2cm 6:

Parameter/prøve	1	2	3	4	5	6
5-CB	<0.2	<0.2	<0.2			
a-HCH	<0.2	<0.2	<0.2			
HCB	<0.2	<0.2	<0.2			
g-HCH	<0.2	<0.2	<0.2			
PCB 28	<0.2	<0.2	<0.2			
PCB 52	<0.2	0.3	<0.2			
OCS	<0.2	<0.2	<0.2			
PCB 101	<0.2	0.6	<0.2			
p,p-DDE	<0.2	<0.2	<0.2			
PCB 118	<0.2	0.5	<0.2			
p,p-DDD	<0.2	<0.2	<0.2			
PCB 153	<0.2	1.3	<0.2			
PCB 105	<0.2	<0.2	<0.2			
PCB 138	<0.2	1.2	<0.2			
PCB 156	<0.2	0.2	<0.2			
PCB 180	<0.2	0.5	<0.2			
PCB 209	<0.2	<0.2	<0.2			
SUM PCB	0	4.6	0			
SUM SEVEN DUTCH PCB	0	4.4	0			
%Fett						
%Tørrstoff	44.2	54.8	69.9			

Bestemmelse av PAH i sedimenter og biologisk materiale - NIVA

Prøveopparbeiding.

Sedimenter

Frysetørket materiale tilsettes indre standarder og Soxhletekstraheres med syklohexan. Ekstraktet renses som beskrevet av Grimmer og Bøhnke (1975) ved partisjonering med DMF:vann. Deretter foretas ytterligere rensing ved kromatografering på silikagel før GC-analyse. Hvis svovelinnholdet er høyt, blir dette fjernet med gelpermeasjonskromatografi (GPC).

Biologisk materiale.

En noe modifisert utgave av Grimmer og Bøhnkes metode benyttes. Etter homogenisering tilsettes indre standarder og prøven forsåpes ved koking med KOH/metanol. PAH ekstraheres fra løsningen ved ekstraksjon med syklohexan. Ekstraktet vaskes deretter med metanol:vann før videre rensing med DMF:vann-partisjonering og kromatografering på silikagel-kolonne.

Gasskromatografi

I perioden 1980 til 1989 ble PAH analysert på gasskromatograf tilkoblet flammeionisasjonsdetektor (GC/FID). I 1989 ble også masseselektiv detektor (MSD) tatt i bruk.

Identifisering skjer ut fra retensjonstider og/eller signifikante ioner. Kvantifisering blir utført v.h.a.de indre standardene.

Kvalitetssikring.

Analysemetodene kontrolleres ved analyse av referansematerialer for sedimenter og blåskjell med sertifiserte konsentrasjoner for PAH. Gasskromatografene recalibreres regelmessig og blir dessuten kontrollert ofte ved analyse av standarder.

14.1.93

Brg

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

Navn/lokalitet : SONDSFT
 Oppdragsnr. : 93177
 Prøver mottatt : 25.10.94
 Lab.kode : FGP 1-6
 Jobb.nr. : 94/182
 Prøvetype : Sedimenter
 Kons. i : Ug/kg tørket materiale
 Dato : 2.2.95
 Analytiker : Brg

1: RAM 01A 0-2cm 16.8.94
 2: RAM 02A 0-2cm 16.8.94
 3: HAR 01A 0-2cm 16.8.94
 4: HAR 02A 0-2cm 16.8.94
 5: HAR 03A 0-2cm 16.8.94
 6: HAR 04A 0-2cm 16.8.94

Parameter/prøve	1	2	3	4	5	6
Naftalen			101	78	472	6
2-M-Naf.			84	63	395	29
1-M-Naf.	3		73	56	327	27
Bifenyl			22	11	60	5
2,6-Dimetylnaftalen	21		61	46	205	27
Acenaftylen			26	20	50	3
Acenaften			157	131	504	37
2,3,5-Trimetylnaftalen			53	42	259	28
Fluoren	14	4	113	96	607	30
Fenantren	60	31	1190	1033	5623	277
Antracen	19	13	257	220	1165	64
1-Metylfenantren	19	12	218	181	714	75
Fluoranten	168	77	2661	2141	6128	569
Pyren	127	60	2186	1687	4886	469
Benz(a)antracen*	65	30	1061	787	3207	205
Chrysen	108	54	1532	1099	3604	335
Benzo(b)fluoranten*	226	125	4232	3092	4389	849
Benzo(j,k)fluoranten*	x)	x)	x)	x)	1417	x)
Benzo(e)pyren	98	57	1886	1348	2488	394
Benzo(a)pyren*	85	49	2096	1507	3210	384
Perylen	43	27	615	445	895	131
Ind. (1,2,3cd)pyren*	46	9	991	684	2521	156
Dibenz. (a,c/a,h)ant.* 1)			177	171	468	31
Benzo(ghi)perylene	73	31	1155	859	2605	238

SUM	1175	579	20947	15797	46199	4369
Derav KPAH(*)	422	213	8557	6241	15212	1625
%KPAH	35.9	36.8	40.9	39.5	32.9	37.2
%Tørrstoff						

x)-inkludert i benzo(b)fluoranten

Deteksjonsgrense 2-10 ug/kg tørrvekt

* markerer potensielt kreftfremkallende egenskaper overfor mennesker etter IARC (1987), dvs. tilhørende IARC's kategorier 2A+2B (sannsynlige+trolige cancerogene).

Sum av * utgjør KPAH.

1) Bare (a,h)-isomeren.

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

Navn/lokalitet : SONDSFT
 Oppdragsnr. : 93177
 Prøver mottatt : 25.10.94
 Lab.kode : FGP 7-12
 Jobb nr. : 94/182
 Prøvetype : Sedimenter
 Kons. i : Ug/kg tørket materiale
 Dato : 6.2.95
 Analytiker : Brg

1: FIN 01A 0-2cm 17.8.94
 2: FIN 02A 0-2cm 17.8.94
 3: TRØ 01A 0-2cm 18.8.94
 4: TRØ 02A 0-2cm 18.8.94
 5: TRØ 03A 0-2cm 18.8.94
 6: TRØ 04A 0-2cm 18.8.94

Parameter/prøve	1	2	3	4	5	6
Naftalen	87		23	57		103
2-M-Naf.	36	5	38	45		70
1-M-Naf.	25	2	35	27		65
Bifenyl	10		16	18	8	26
2,6-Dimetylnaftalen	32	24	47	48	24	71
Acenaftalen	18	23	23	29	25	42
Acenaften	14	21	38	45	22	137
2,3,5-Trimetylnaftalen	19	22	39	20	15	87
Fluoren	24	34	42	98	26	174
Fenantren	82	174	290	287	78	1347
Antracen	19	124	68	328	28	317
1-Metylfenantren	11	46	69	66	21	228
Fluoranten	107	277	529	359	112	1896
Pyren	83	233	412	313	96	1571
Benz(a)antracen*	29	216	184	232	47	1003
Chrysen/trifenylen	54	629	292	533	93	1244
Benzo(b)fluoranten*	129	259	482	362	83	1471
Benzo(j,k)fluoranten*	x)	92	x)	160	41	547
Benzo(e)pyren	59	250	217	316	70	837
Benzo(a)pyren*	57	169	207	238	62	1093
Perylen	26	68	77	100	28	330
Ind.(1,2,3cd)pyren*	16	204	162	238	78	765
Dibenz.(a,c/a,h)ant.* 1)		35		21		147
Benzo(ghi)perylene	30	353	180	422	86	797
SUM	967	3260	3470	4362	1043	14368
Derav KPAH(*)	231	975	1035	1251	311	5026
%KPAH	23.9	29.9	29.8	28.7	29.8	35.0
%Tørrstoff						

x)-inkludert i benzo(b)fluoranten

Deteksjonsgrense 2-10 ug/kg tørket materiale

* markerer potensielt kreftfremkallende egenskaper overfor mennesker etter IARC (1987), dvs. tilhørende IARC's kategorier 2A+2B (sannsynlige+trolige cancerogene).

Sum av * utgjør KPAH.

1) Bare (a,h)-isomeren.

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

Navn/lokalitet : SONDSFT
 Oppdragsnr. : 93177
 Prøver mottatt : 25.10.94
 Lab.kode : FGP 13-18
 Jobb.nr. : 94/182
 Prøvetype : Sedimenter
 Kons. i : Ug/kg tørrvekt
 Dato : 2.2.95
 Analytiker : Brg

1: SKJ 01A 0-2cm 18.8.94
 2: SKJ 02A 0-2cm 18.8.94
 3: ALT 01A 0-2cm 20.8.94
 4: ALT 02A 0-2cm 20.8.94
 5: HAM 01A 0-2cm 20.8.94
 6: HAM 02A 0-2cm 20.8.94

Parameter/prøve	1	2	3	4	5	6
Naftalen	12	10			184	58
2-M-Naf.	7	6			174	13
1-M-Naf.	5	6			153	14
Bifenyl	11	10			25	
2,6-Dimetylnaftalen	22	22	20	21	117	21
Acenaftylen	10	12	16	16	44	20
Acenaften	8				91	31
2,3,5-Trimetylnaftalen	10	11		11	112	17
Fluoren	15	15	11	9	110	21
Fenantren	34	72	28	18	1012	131
Antracen	13	18	14		262	29
1-Metylfenantren	9	19			196	19
Fluoranten	47	145	47	32	1398	192
Pyren	40	117	36	23	1132	143
Benz(a)antracen*	17	50	23		698	81
Chrysen	33	118	30	23	771	112
Benzo(b)fluoranten*	52	185	40	28	966	125
Benzo(j,k)fluoranten*	x)	x)	22	17	364	50
Benzo(e)pyren	33	109	27	22	560	73
Benzo(a)pyren*	26	84	32	23	730	88
Perylen	3	32	13	7	219	33
Ind.(1,2,3cd)pyren*	7	17	30	30	478	86
Dibenz.(a,c/a,h)ant.* 1)			3	2	56	17
Benzo(ghi)perylene	19	57	13	28	538	57
Coronen						
Dibenzopyrener*						
SUM	433	1115	405	310	10390	1431
Derav KPAH(*)	102	336	150	100	3292	447
%KPAH	23.6	30.1	37.0	32.3	31.7	31.2
%Tørrstoff						

x)-inkludert i benzo(b)fluoranten

Deteksjonsgrense 2-10 ug/kg tørket materiale

* markerer potensielt kreftfremkallende egenskaper overfor mennesker etter IARC (1987), dvs. tilhørende IARC's kategorier 2A+2B (sannsynligvis+trolige cancerogene).

Sum av * utgjør KPAH.

1) Bare (a,h)-isomeren.

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

Navn/lokalitet : SONDSFT
 Oppdragsnr. : 93177
 Prøver mottatt : 25.10.94
 Lab.kode : FGP 19-24
 Jobb nr. : 94/182
 Prøvetype : Sedimenter
 Kons. i : Ug/kg tørket materiale
 Dato : 2.2.95
 Analytiker : Brg

- 1: HAM 03A 0-2cm 20.8.94
- 2: HON 01A 0-2cm 21.8.94
- 3: HON 02A 0-2cm 21.8.94
- 4: HON 03A 0-2cm 21.8.94
- 5: MEH 01A 0-2cm 22.8.94
- 6: BER 01A 0-2cm 22.8.94

Parameter/prøve	1	2	3	4	5	6
Naftalen		21	24	60	281	23
2-M-Naf.		21	32	24	530	
1-M-Naf.		17	29	23	457	
Bifenyl				2	29	4
2,6-Dimetylnaftalen	20	37	35	39	292	26
Acenaftalen	16	33	18	31	55	21
Acenaften	12	43	28	50	85	21
2,3,5-Trimetylnaftalen	8	34	38	47	438	8
Fluoren	11	73	28	71	141	14
Fenantren	17	497	149	638	858	25
Antracen	10	180	30	148	225	12
1-Metylfenantren	11	80	39	96	498	11
Fluoranten	27	734	194	1100	853	25
Pyren	17	594	148	821	713	15
Benz(a)antracen*	9	412	87	390	312	8
Chrysen/trifenylene	10	514	141	429	338	5
Benzo(b)fluoranten*	21	702	164	688	613	18
Benzo(j,k)fluoranten*	15	269	68	257	188	15
Benzo(e)pyren	16	406	112	375	407	13
Benzo(a)pyren*	20	438	111	500	427	20
Perylen	8	152	46	169	109	9
Ind. (1,2,3cd)pyren*		372	133	317	274	
Dibenz. (a,c/a,h)ant.* 1)		87	26	49	86	
Benzo(ghi)perylene	12	429	114	378	457	10
SUM	260	6145	1794	6702	8666	303
Derav KPAH(*)	65	2280	589	2201	1900	61
%KPAH	25.0	37.1	32.8	32.8	21.9	20.1
%Tørrstoff						

Deteksjonsgrense 2-10 ug/kg tørket materiale

* markerer potensielt kreftfremkallende egenskaper overfor mennesker etter IARC (1987), dvs. tilhørende IARC's kategorier 2A+2B (sannsynlige+trolige cancerogene).
 Sum av * utgjør KPAH.

1) Bare (a,h)-isomeren.

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

Navn/lokalitet : SONDSFT
 Oppdragsnr. : 93177
 Prøver mottatt : 25.10.94
 Lab.kode : FGP 25-30
 Jobb nr. : 94/182
 Prøvetype : Sedimenter
 Kons. i : Ug/kg tørket materiale
 Dato : 2.2.95
 Analytiker : Brg

1: BER 02A 0-2cm 22.8.94
 2: BÅT 01A 0-2cm 22.8.94
 3: BÅT 02A 0-2cm 22.8.94
 4: VAR 01A 0-2cm 23.8.94
 5: VAR 02A 0-2cm 23.8.94
 6: VAS 01A 0-2cm 23.8.94

Parameter/prøve	1	2	3	4	5	6
Naftalen	15	33	22	185	94	17
2-M-Naf.		14		155	93	
1-M-Naf.		12		139	69	
Bifenyl				26	8	
2,6-Dimetylnaftalen	22	30	19	108	56	18
Acenaftalen	16	24	18	49	32	18
Acenaften	25	35	19	75	41	
2,3,5-Trimetylnaftalen	12	11	15	150	56	11
Fluoren	26	54	19	185	70	13
Fenantren	155	313	71	1630	545	31
Antracen	24	117	23	312	110	
1-Metylfenantren	23	59	24	208	90	
Fluoranten	169	489	110	1725	796	55
Pyren	120	371	83	1225	611	39
Benz(a)antracen*	37	177	24	314	145	
Chrysen/trifenylene	62	418	51	380	283	30
Benzo(b)fluoranten*	103	446	92	754	473	41
Benzo(j,k)fluoranten*	50	183	44	266	176	22
Benzo(e)pyren	60	242	57	393	257	27
Benzo(a)pyren*	67	241	55	556	337	32
Perylen	29	88	22	180	114	9
Ind. (1,2,3cd)pyren*	45	152	40	232	156	11
Dibenz. (a,c/a,h)ant.* 1	6	28	4	44	56	3
Benzo(ghi)perylene	45	196	44	393	265	25
SUM	1268	3733	856	9684	4933	402
Derav KPAH(*)	308	1227	259	2166	1343	109
%KPAH	24.3	32.9	30.3	22.4	27.2	27.1
%Tørrstoff						

Deteksjonsgrense 2-10 ug/kg tørket materiale

* markerer potensielt kreftfremkallende egenskaper overfor mennesker etter IARC (1987), dvs. tilhørende IARC's kategorier 2A+2B (sannsynlige+trolige cancerogene).
 Sum av * utgjør KPAH.

1) Bare (a,h)-isomerer.

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

Navn/lokalitet : SONDSFT
 Oppdragsnr. : 93177
 Prøver mottatt : 25.10.94
 Lab.kode : FGP 31-36
 Jobb nr. : 94/182
 Prøvetype : Sedimenter
 Kons. i : Ug/kg tørket materiale
 Dato : 2.2.95
 Analytiker : Brg

1: VAS 02A 0-2cm 23.8.94
 2: JAR 01A 0-2cm 24.8.94
 3: JAR 02A 0-2cm 24.8.94
 4: JAR 03A 0-2cm 24.8.94
 5: JAR 04A 0-2cm 24.8.94
 6: JAR 05A 0-2cm 24.8.94

Parameter/prøve	1	2	3	4	5	6
Naftalen	28	9	50	2	4	96
2-M-Naf.	5		7			31
1-M-Naf.	8		4			24
Bifenyl			3			30
2,6-Dimetylnaftalen	24	15	20	16	24	35
Acenaftalen	22	18	25	19	21	25
Acenaften	20	15	18	16	16	33
2,3,5-Trimetylnaftalen	17	5	11	9	8	22
Fluoren	22	8	17	15	15	19
Fenantren	75	9	21	19	15	20
Antracen	21	10	11	11	12	10
1-Metylfenantren	20	9	11	10	9	9
Fluoranten	180	17	26	35	30	29
Pyren	118	10	16	24	18	20
Benz(a)antracen*	33		6	6	6	9
Chrysen/trifenylen	78	6	10	12	8	12
Benzo(b)fluoranten*	83	16	34	48	29	21
Benzo(j,k)fluoranten*	37	13	16	21	16	17
Benzo(e)pyren	53	11	21	28	20	23
Benzo(a)pyren*	54	17	23	29	23	24
Perylen	17	2	9	14	15	13
Ind. (1,2,3cd)pyren*					23	
Dibenz. (a,c/a,h)ant.* 1)					2	
Benzo(ghi)perylene	40	5	25	27	13	12
Coronen						
Dibenzopyrener*						
SUM	955	195	384	361	327	534
Derav KPAH(*)	207	46	79	104	99	71
%KPAH	21.7	23.6	20.6	28.8	30.3	13.3
%Tørrstoff						

Deteksjonsgrense 2-10 ug/kg tørket materiale

* markerer potensielt kreftfremkallende egenskaper overfor mennesker etter IARC (1987), dvs. tilhørende IARC's kategorier 2A+2B (sannsynlige+trolige cancerogene).
 Sum av * utgjør KPAH.

1) Bare (a,h)-isomeren.

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

Navn/lokalitet : SONDSFT III
 Oppdragsnr. : 93177
 Prøver mottatt : 25.10.94
 Lab.kode : FGP 37-39
 Jobb nr. : 94/167
 Prøvetype : Sedimenter
 Kons. i : Ug/kg tørrvekt
 Dato : 15.2.95
 Analytiker : Brg

1: JAR 06A 0-2Cm 24.8.94
 2: KIR 01A 0-2cm 23.8.94
 3: KIR 02A 0-2cm 23.8.94
 4:
 5:
 6:

Parameter/prøve	1	2	3	4	5	6
Naftalen	5	5	8			
2-M-Naf.	4	24	3			
1-M-Naf.	2	27	5			
Bifenyl		3				
2,6-Dimetylnaftalen		37				
Acenaftalen		3	2			
Acenaften	6	6	5			
2,3,5-Trimetylnaftalen	3	33	2			
Fluoren	4	12	5			
Fenantren	7	74	5			
Antracen	11	15	10			
1-Metylfenantren	10	46	9			
Fluoranten	25	47	14			
Pyren	16	46	11			
Benz(a)antracen*		22				
Chrysen/trifenylen	13	51	6			
Benzo(b)fluoranten*	30	52	13			
Benzo(j,k)fluoranten*	14	28	13			
Benzo(e)pyren	19	48	11			
Benzo(a)pyren*	21	44	17			
Perylen	13	16				
Ind. (1,2,3cd)pyren*	11	35				
Dibenz. (a,c/a,h)ant.* 1)		5				
Benzo(ghi)perylene	5	17	6			
Coronen						
Dibenzopyrener*						
SUM	428	696	145			
Derav KPAH(*)	76	186	43			
%KPAH	17.8	26.7	29.7			
%Tørrstoff						

Deteksjonsgrense 2-10ug/kg tørrvekt

* markerer potensielt kreftfremkallende egenskaper overfor mennesker etter IARC (1987), dvs. tilhørende IARC's kategorier 2A+2B (sannsynlige+trolige cancerogene).
 Sum av * utgjør KPAH.

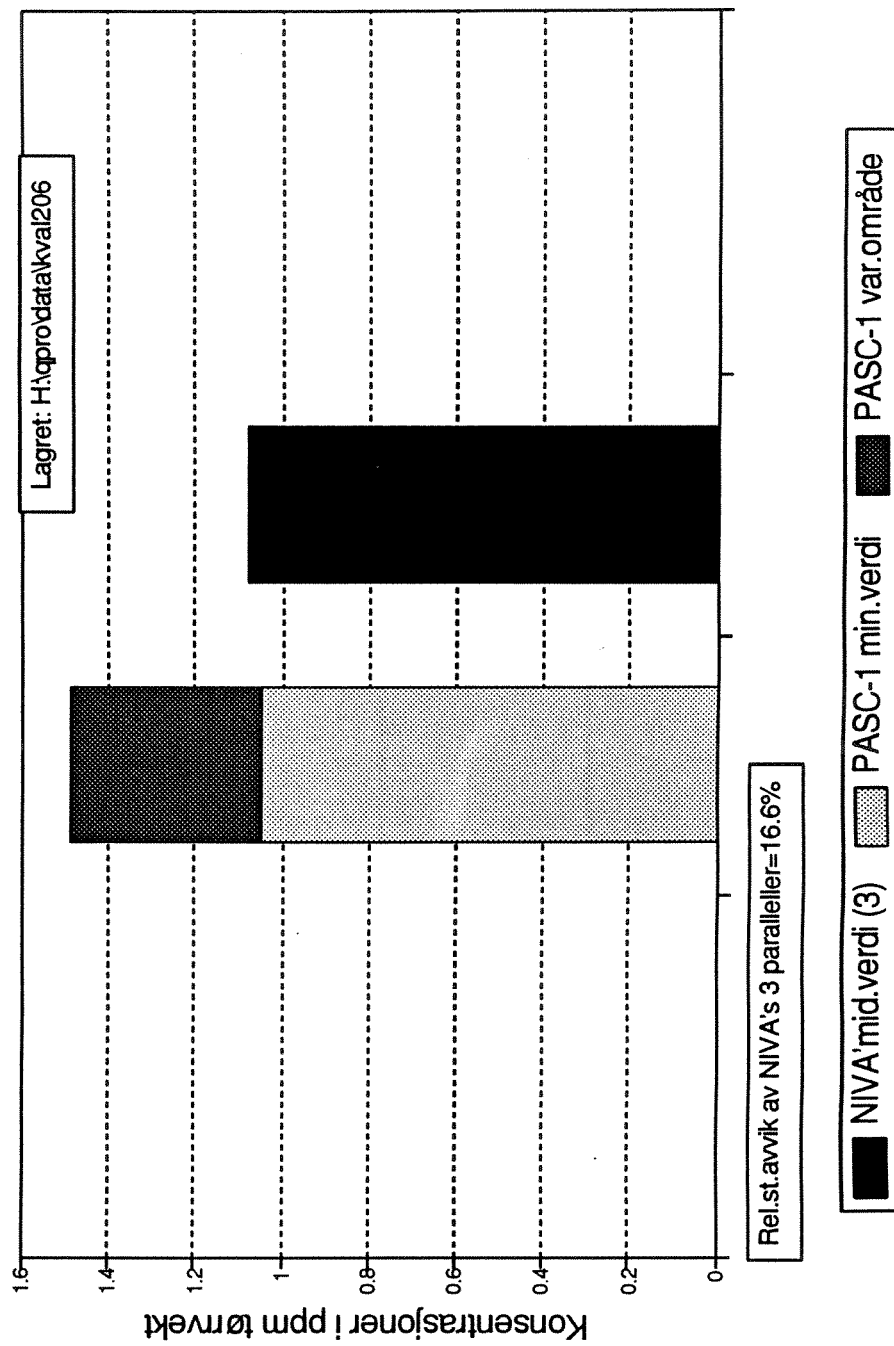
1) Bare (a,h)-isomeren.

Tributyltinn, TBT.

Ved TBT-analysene oppsluttes først biologisk materiale eller sediment med konsentrert HCl. Prøvene ekstraheres så med 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. For nærmere detaljer om analysemetodikk henvises til Bjørklund (1987) og Gremm og Frimmel (1992).

Jfr. vedlagte rådata.

TBT-analyse i PASC-1 sediment ref.mat. Analysert 17.6.94



NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

Navn/lokalitet : SONDSFT III
 Oppdragsnr. : 93177
 Prøver mottatt : 25.10.94
 Lab.kode : FGP 1-39
 Jobb.nr. : 94/167
 Prøvetype : Sedimenter
 Kons. i : Ug/kg tørrvekt
 Dato : 21.2.95
 Analytiker : Brg

Prøve mrk.	TBT+ Ug/kg
FGP 1	26
FGP 2	11
FGP 3	1550
FGP 4	1060
FGP 5	2400
FGP 6	190
FGP 7	34
FGP 8	49
FGP 9	21
FGP 10	51
FGP 11	10
FGP 12	190
FGP 13	12
FGP 14	15
FGP 15	9
FGP 16	12
FGP 17	
FGP 18	12
FGP 19	
FGP 20	18
FGP 21	
FGP 22	6
FGP 23	
FGP 24	
FGP 25	85
FGP 26	61
FGP 27	45
FGP 28	12
FGP 29	110
FGP 30	12
FGP 31	17
FGP 32	
FGP 33	
FGP 34	
FGP 35	
FGP 36	
FGP 37	
FGP 38	
FGP 39	6

Deteksjonsgrense 5 ug/kg tørrvekt

Strandtorget 2B
9008 Tromsø

Tromsø, 13.3. 1995

Rapport nr.: UA 95.08

Kunde: NIVA/Roger Konieczny

Adresse: Postboks 173, Kjeldsås

Postnr./sted: 0411 Oslo

Tlf.og fax.nr: 22 18 51 00/22 18 52 00

ANALYSE AV HYDROKARBONER I SEDIMENTPRØVER

For kunden:

Oppdragsnummer: _____

Prosjektnavn: Sond SFT III

Saksbehandler: Roger Konieczny

Kontaktperson: Tom Tellefsen/ Roger Konieczny

Kode: _____

For Unilab Analyse AS:

Oppdragsnr. (vår ref.): UA 94.14

Dato mottak: 4.1.95

Antall prøver: 39

Analyseparameter(e) THC

Kontaktperson: Evy Jørgensen

Ansvarshavende: Evy Jørgensen

Hydrocarbon analysis of sediment samples

Homogenization

Each acquired sample of wet sediment was stirred thoroughly with a metal spoon before being used.

Saponification

Homogenized sediment was weighed into a thoroughly cleaned 250 ml one-neck, round-bottom flask. Methanol (50 ml), potassium hydroxide (1.75 g) and some boiling stones were added. The mixture was subsequently refluxed for 1.5 h.

Extraction

The methanol solution was allowed to reach room temperature and filtered before the dissolved hydrocarbons were extracted with pentane (2 x 25 ml) in a 250 ml separating funnel. The extracts were combined and the total volume was reduced to approximately 0.5 ml employing a rotavapor (bath temperature 22°C).

Purification

The extracts were purified by column chromatography using Varian Bond Elut solid phase extraction cartridges containing 500 mg silica. The concentrated samples were applied to the columns and eluted with 3 x 2 ml pentane and subsequently 2 ml dichloromethane.

Finally, the eluate was concentrated to 1 ml using a rotavapor (bath temperature 22°C) and transferred quantitatively to a test vial where the sample was concentrated almost to dryness at 20°C by using high purity nitrogen. Hexane (100 µl) was added and the vial was subsequently sealed.

Sample storage

All samples were stored in the dark at ca. - 20°C .

External standard

A diesel oil, Esso Marine Special, was used as external standard. The standard curve for the THC analyses were obtained by GC/FID-analysis of the external standard purified in the same way as the sediment samples.

Instrumentation - Instrumental parameters

Table 2: Details for instrument and equipment and conditions used for GC/FID analyses.

GC-System:	Hewlett-Packard 5890 Series II Gas Chromatograph with split/splitless injector, Flame Ionization Detector and HP 7673 Automatic Liquid Sampler
Integrator-system :	HP 3365 Series II Chemstation
Column :	CP Sil 8CB, 25 m x 0.32 mm ID, df=0.25 µm
Injector temp.:	300°C
Detector temp.:	300°C
Temp. program :	55°C (3 min) - 25°C/min - 280° (15 min))
Carrier gas:	H ₂ , 2.3 ml/min
Injection:	1 µl Splitless in 60 s

Quality control

Chemicals

The following chemicals were used routinely in the work-up procedures: Double-distilled water; Methanol p.a. (Merck 6009); Potassium hydroxide p.a. (Merck 5003); High Purity Alundum boiling stones (1.4262, Kebo); Pentane Uvasol (Merck 7179); Hexane Uvasol (Merck 4369); Dichloromethane p.a. (Merck 6050); Nitrogen Grade 3 (Norsk Hydro N.4.0); Analytichem Bond Elut 500 mg Si (Varian LRC, A1211 - 3036).

In addition to the use of highly purified chemicals, the total analytical procedure is checked at regular intervals by routinely analysing procedural blanks.

Cleaning procedures

All glass equipment was thoroughly cleaned before use. New glassware was cleaned according to the manual and guides for the determination of petroleum hydrocarbons in sediments, before being used for the first time (UNESCO, 1982). Before being reused all glass equipment was washed with soap and water, rinsed in clean water, and rinsed with dichloromethane (p.a.).

Quality assurance samples

Quality assurance samples have been incorporated in the analytical programme at regular intervals. These include the use of blind samples (blanks), a house standard sediment.

Accuracy and reproducibility

Three sub samples of non-contaminated sediments were spiked with a known amount of standard oil and worked up and analysed for total hydrocarbon content. The recovery of oil was $88 \pm 5\%$. The recovery was checked regularly during the whole work-up period using pre-analysed uniform sediment samples (house standard sediment). The detector response for the total hydrocarbon content was checked every 20th sample using solutions containing known concentrations of the external standard oil.

Anon., 1982. Manual and Guides No. 11. The Determination of Petroleum Hydrocarbons in Sediments. Intergovernmental Oceanographic Commission, UNESCO.

Table 3: The limit of detection (LOD) and the limit of quantification (LOQ) as determined by analyses of blank samples.

	LOD	LOQ
THC (mg/kg)	0,67	0,71

LOD = mean + 3 x standard deviation
LOQ = mean + 10 x standard deviation

Table 1: Sedimentprøver mottatt for analyse av THC.

Kundens id.	Prøvetype	Prøvens beskaffenhet	Vekt (g)
RAM01B	Sediment	Alle prøvene var frosset ved ankomst og alle	25,60
RAM02B	Sediment	glass var hele.	31,74
HAR01B	Sediment		28,65
HAR02B	Sediment		31,66
HAR03B	Sediment		34,13
HAR04B	Sediment		38,73
FIN01B	Sediment		29,62
FIN02B	Sediment		27,66
TRØ01B	Sediment		28,36
TRØ02B	Sediment		33,11
TRØ03B	Sediment		30,60
TRØ04B	Sediment		28,35
SKJ01B	Sediment		28,05
SKJ02B	Sediment		29,26
ALT01B	Sediment		36,66
ALT02B	Sediment		28,73
HAM01B	Sediment		24,56
HAM02B	Sediment		31,31
HAM03B	Sediment		28,26
HON01B	Sediment		35,26
HON02B	Sediment		32,05
HON03B	Sediment		33,55
MEH01B	Sediment		32,51
BER01A	Sediment		33,66
BER02B	Sediment		33,16
BÅT01B	Sediment		33,41
BÅT02B	Sediment		33,66
VAR01B	Sediment		33,33
VAR02B	Sediment		34,40
VAS01B	Sediment		33,70
VAS02B	Sediment		38,24
JAR01B	Sediment		33,66
JAR02B	Sediment		33,64
JAR03B	Sediment		34,14
JAR04B	Sediment		35,75
JAR05B	Sediment		35,02
JAR06B	Sediment		35,41
KIR01B	Sediment		39,36
KIR02B	Sediment		38,25

RESULTS:

Table 4: THC contents in sediment samples (mg/kg dry sediment).

Sample	THC (mg/kg)
RAM01B	53
RAM02B	15,6
HAR01B	846
HAR02B	1436
HAR03B	614
HAR04B	331
FIN01B	22
FIN02B	40
TRØ01B	67
TRØ02B	561
TRØ03B	67
TRØ04B	2407
SKJ01B	86
SKJ02B	70
ALT01B	25
ALT02B	94
HAM01B	1828
HAM02B	129
HAM03B	35
HON01B	6997*
HON02B	282
HON03B	423
MEH01B	161
BER01A	11,1
BER02B	40
BÅT01B	5626
BÅT02B	137
VAR01B	70
VAR02B	255
VAS01B	69
VAS02B	419
JAR01B	8,4
JAR02B	21
JAR03B	22
JAR04B	77
JAR05B	21
JAR06B	324
KIR01B	135
KIR02B	164

* Dette er minimumsverdi av THC i prøven, da det etter standard opparbeidingsprosedyre satt rester av hydrokarboner igjen på kolonna.

Tokt logg

En forkortet oversikt over datotidspunkter for de viktigste hendelsene under feltarbeidet i perioden 15. til 25. august 1994. For mer detaljerte angivelser kfr. vedleggstabell 1.

Dato	Tid	
940815	08:00 08:30 09:00 14:00 22:00	Ankomst "M/S Stril Guard", Bodø havn. Mobilisering og klargjøring utstyr ombord . Reperasjon av hydraulikk ombord. Avgang Bodø havn. Ankomst Lødingen havn.
940816	08:00 09:00 09:15 10:00 12:30 16:30 16:40 17:00 21:10 22:00	Avgang Lødingen havn, ikke prøver. Ankomst Ramsund. Start innsamling sediment, 2 stasjoner. Start innsamling biota. Avgang Ramsund. Ankomst Harstad havn. Utbedring av prøvetakingsutstyr. Start innsamling sediment, 4 stasjoner. Start innsamling biota. Til kai, reperasjon prøvetaker.
940817	04:00 08:00 09:10 12:00 13:00 17:30 18:00 21:15	Avgang Harstad havn. Ankomst Finnsnes havn. Start innsamling sedimenter, 2 stasjoner (vanskelig). Start innsamling biota. Avgang Finnsnes havn. Ankomst Tromsø havn. Start innsamling biota + ekstra biota for FMA. Til kai.
940818	09:30 13:00 14:00 19:00 19:30 21:00 23:30	Tåke, start innsamling sedimenter, 4 stasjon. Ekstra bløtbunnprøver. Avgang Tromsø havn. Ankomst Skjervøy havn. Start innsamling sedimenter 2 stasjoner. Start innsamling biota (vanskelig pga. tidevann). Til kai.
940819	06:00 07:45 10:00 10:10 16:15 21:45	Fortsatte innsamling biota. Avgang Skjervøy havn. Ankomst Oldfjorden. Start innsamling ekstra bløtbunn ref. stasjoner. Avgang Oldfjorden. Ankomst Alta havn, til kai.
940820	06:35 07:00 08:15 12:30 12:45 16:00 18:15	Start innsamling sedimenter, 2 stasjoner. Start innsamling biota. Avgang Alta havn. Ankomst Hammerfest havn, presse ombord. Start innsamling sedimenter, 3 stasjoner. Start innsamling biota. Avgang for Hammerfest havn

Tabell fortsetter.

Dato	Tid	
	23.30	Ankomst Honningsvåg havn, til kai.
940821	07:00 09:15 10:00 11:00 18:00 23:00	Start innsamling sedimenter, 3 stasjoner. Start innsamling biota. Avgang Honningsvåg havn Ankomst Lafjorden, ekstra bløtbunn ref. stasjoner. Avgang Lafjorden. Ankomst Mehamn havn, til kai.
940822	08:30 10:00 10:15 13:45 13:50 15:00 16:40 18:30 18:40 19:00	Start innsamling biota. Start innsamling, sedimenter, 1 stasjon. Avgang for Mehamn havn. Ankomst Berlevåg havn. Start innsamling sedimenter, 2 stasjoner Start innsamling biota. Avgang Berlevåg havn. Ankomst Båtsfjord havn. Start innsamling sedimenter, 2 stasjoner Til kai, reperasjon av ekkolodd.
940823	08:30 10:35 14:15 14:20 14:45 15:30 19:30 19:35 20:30	Start innsamling biota, problemer med tidevann. Avgang Båtsfjord havn. Ankomst Vardø havn. Start innsamling sedimenter, 2 stasjoner Start innsamling biota. Avgang Vardø havn. Ankomst Vadsø havn. Start innsamling sedimenter, 2 stasjoner. Til kai.
940824	07:00 08:00 08:15 13:00 14:00 14:15 15:00 16:45 17:00 19:00 21:20 21:25 22:00	Utsatt biota pga. tidevann, avgang Vadsø havn. Ankomst Indre Varangerfjord. Start innsamling av ekstra bløtbunn ref. stasjoner. Avgang Varangerfjorden. Ankomst Vadsø havn 2. gang. Start innsamling biota. Avgang Vadsø havn Ankomst Ytre Jarfjorden. Start innsamling sedimenter, 6 stasjoner. Avgang Jarfjordbotn. Ankomst Kirkenes havn. Start innsamling sedimenter, 2 stasjoner. Til kai.
940825	08:00 09:00 13:20	Start innsamling biota. Start demobilisering. Tøkt avsluttet.



Norsk institutt for vannforskning

Postboks 173 Kjelsås
0411 Oslo

Telefon: 22 18 51 00
Telefax: 22 18 52 00

Ved bestilling av rapporten
oppgi løpenummer 34231-96

ISBN 82-577-2957-4